

# 自來水會刊第二十三卷第四期目錄

## 專門論著：

自來水中總三鹵甲烷之健康風險評估……………李漢鏗等四人…………… 1

## 每期專題：水處理

淨水廠污泥氈澄清池操作影響因子之探討……………黃志彬、洪嘉蔚…………… 17

生物活性碳濾床之活性評估及對臭氧消毒副產物（Ozonation by-products）  
去除效率之研究……………黃文鑑、王瑋智…………… 31

以高分子凝集劑處理高濁度原水之研究……………翁韻雅等三人…………… 45

移除高濁度颱風原水之濁度及有機物……………宋尙軒等三人…………… 62

溶解性二氧化矽混凝特性之探討……………莊順興等三人…………… 72

快濾池反沖洗廢水之處理技術及回收再利用…楊正邦、劉志成…………… 81

## 實務研究：

荊桐淨水場水質改善試驗研究……………李丁來等四人…………… 87

## 一般論述：

降低高濁度對沉澱池衝擊探討……………陳國宏、陳怡靜……………101

## 協會與您：

中華民國自來水協會第十五屆理監事會第八次聯席會議紀錄……………110

## 學術活動：

國際水協會（IWA）徵求會員啓事……………115

## 自來水會刊雜誌稿約

- 一、本刊為中華民國自來水協會所發行，係國內唯一之專門性自來水季刊，每年二、五、八、十一月中旬出版，園地公開，誠徵稿件。
- 二、歡迎本會理監事、會員、自來水從業人員，以及設計、產銷有關自來水工程之器材業者提供專門論著、實務研究、一般論述、每期專題、業務報導、專家講座、他山之石、法規櫥窗、協會與您、會員動態、研究快訊、學術活動、出版快訊、感性園地等文稿。
- 三、惠稿每篇以三千至壹萬字為宜，特約文稿及專門論著不在此限。
- 四、本刊原則上不轉載譯文或已發表之論文。
- 五、「專門論著」應具有創見或新研究成果，「實務研究」應為實務工作上之研究心得（包括技術與管理），前述二類文稿請儘量附英文題目及不超過 150 字之中英文摘要，本刊將委請專家 1~2 人審查。「每期專題」由本刊針對特定主題，邀請專家學者負責籌集此方面論文予以並列，期使讀者能對該主題獲致深入瞭解。「專家講座」為對某一問題廣泛而深入之論述與探討。「一般論述」為一般性之研究心得。「業務報導」為國內自來水事業單位之重大工程或業務介紹。「他山之石」為國外新知或工程報導。「法規櫥窗」係針對國內外影響自來水事業發展重要法規之探討、介紹或說明。「研究快訊」為國內有關自來水發展之研究計畫期初、期中、期末報告摘要。「學術活動」為國內、外有關自來水之研討會或年會資訊。「出版快訊」係國內、外與自來水相關之新書介紹。「感性園地」供會員發抒人生感想及生活心得。「會員動態」報導各界會員人事異動。「協會與您」則報導本會會務。
- 六、惠稿請用稿紙繕正，如有圖表，請以黑墨繪製以便製版，其大小應顧及刊發後版面之清晰程度，所有圖表及照片以原件為佳，皆應附簡短說明，並依在文中出現之次序分別編號。
- 七、文章內所引之參考文獻，依出現之次序排在文章之末，文內引用時應在圓括號內附其編號，文獻之書寫順序為：期刊：作者，篇名，出處，卷期，頁數，年月。書籍：作者，篇名，出版，頁數，年月。機關出版名：編寫機構，篇名，出版機構，編號，年月。英文之作者姓名應將姓排在名之縮寫之前。
- 八、惠稿請註明真實姓名、通訊地址（含電話及電子郵件地址）、服務單位及撰稿人之學經歷簡介與 1 吋照片一張，以利刊登，來稿文責由作者自負，來稿請寄至：[tinlai@mail.water.gov.tw](mailto:tinlai@mail.water.gov.tw)。
- 九、稿費標準為專門論著、實務研究、一般論述、每期專題、專家講座、法規櫥窗、他山之石、特載等文稿 1200 元/千字，「業務報導」為 800 元/千字，其餘為 500 元/千字，文稿中之「圖」、「表」如原稿為新製者 500 元/版面、如原稿為影印複製者，不予計費。
- 十、本刊係屬贈閱，如擬索閱，敬請來信告知收件人會員編號、姓名、地址、工作單位及職稱，或傳真(02)25042350 會務組。本刊將納入下期寄贈名單。
- 十一、本會刊內容自 88 年 5 月 期起已公布於台灣省自來水公司全球資訊網站（[www.water.gov.tw](http://www.water.gov.tw)）歡迎各界參閱。
- 十二、本刊中之「專門論著」、「實務研究」、「一般論述」、「每期專題」及「專家講座」，業經行政院公共工程委員會 92 年 3 月 26 日工程企字第 09200118440 號函增列為技師執業執照換發辦法第五條第一項第四款之「國內外專業期刊」，適用科別為「水利工程科」、「環境工程科」、「土木工程科」。

## 自來水會刊雜誌

發行所名稱：中華民國自來水協會

發行人：李錦地

會址：臺北市長安東路二段一〇六號七樓

中華民國自來水協會編譯出版委員會

主任委員：葉宜顯

委員：李泰雄 史午康 吳陽龍 蔣本基

蘇金龍 李丁來 胡南澤 黃志彬

張皓 林財富 樓基中

兼總編輯：劉廷政

編輯兼秘書：李丁來

編輯：謝東穎

出版地址：臺中市雙十路二段二號之一

行政院新聞局出版事業登寄證局版台誌字第 2995 號

中華郵政北台字第 0473 號執照登記為雜誌交寄

傳真：(02)25042350

電話：(02)25073832

副主任委員：劉廷政

康世芳 謝永旭 沈進宏 曾浩雄

林岳 陳曼莉 張錦松 蔡錦松 鄭錦澤

校對：古藜荅

電話：(02)22244191 轉 326

印刷：松耀印刷企業有限公司

地址：台中市北區自強街 50 號

電話：(04)23607717

# 自來水中總三鹵甲烷之健康風險評估

李漢鏗<sup>1</sup>、葉怡巖<sup>2</sup>、陳韋銘<sup>3</sup>、王國堅<sup>4</sup>

## 一、前言

隨著經濟及工商業的蓬勃發展，台灣地區河川的污染也日趨嚴重。河川中的污染物除了化學物質的污染之外，也衍生出各種致病菌，增加水媒疾病之傳播機率。2003 年台灣省自來水公司之資料顯示，台灣地區自來水普及率達到 89% (<http://www.water.gov.tw>)，為國民最重要的飲用水來源。目前自來水的飲水消毒方法有很多種，較常見的方式如加氯、臭氧、紫外線及加熱等處理方法。台灣地區各縣市自來水淨水廠目前最主要的淨水消毒法是採用加氯消毒方法，大部分採取添加氯氣或次氯酸 ( $\text{ClO}_2$ ) 進行淨水消毒，其為現今一種廣泛運用在飲用水消毒的技術，可防止水媒傳染病之發生；重要的是其具有良好的消毒效果、價格低廉及運用限制較小等優點。

台灣地區現今飲用水最主要的來源是直接取至於河川，佔全部水源的 59.3%；其次是地下水的 21.7% 及水庫的 19% (Hsu *et al.*, 2001)。目前約有 36% 的河川遭受污染，而一些主要河川污染情況更是嚴重，如北部的淡水河其 47%

的河段遭受污染，南部的高屏溪和阿公店溪分別有 70% 及 84% 的河段遭受污染 (環境統計年報, 2001)。有鑑於此，自來水公司需要增加水處理的費用，進而添加更多的消毒劑，以達到預防水媒疾病的發生。

Rook 於 1974 年研究發現飲用水加氯消毒時，會產生致癌性的三鹵甲烷 (Trihalomethanes, THMs) 衍生物質，研究顯示 THMs 形成的主要原因在於天然水的加氯消毒過程中其與水中有機物質反應形成多種的消毒副產物 (Disinfection By Products, DBPs)。其種類大致可分為鹵乙酸類 (Haloacetic Acids, HAAs)、鹵乙腈 (Haloacetonitriles, HANs)、鹵化酮類 (Haloketones, HKs)、氯化苦味素 (Chloropicrin, CP) 及 THMs 等 DBPs 物質 (王正雄等, 2000)。其中 THMs 分別佔 DBPs 的 60%、HAAs 佔 20%、HANs 佔 12%、HK 佔 5%、CP 佔 3%；由此可知 THMs 為自來水加氯消毒中佔有百分率較多的消毒副產物 (Shin *et al.*, 1999)。

三鹵甲烷定義為三氯甲烷

- 1.逢甲大學水利工程學系 副教授
- 2.逢甲大學土木及水利工程研究所 博士班研究生
- 3.逢甲大學水利工程學系碩士班 研究生
- 4.自來水公司營業處經理

( $\text{CHCl}_3$ , TCM), 二氯一溴甲烷 ( $\text{CHBrCl}_2$ , BDCM), 一氯二溴甲烷 ( $\text{CHBr}_2\text{Cl}$ , DBCM) 與三溴甲烷 ( $\text{CHBr}_3$ , TBM) 的總濃度。

1976 年, 美國國家癌症學會出版的報告顯示, THMs 對實驗動物存在引發癌症腫瘤的機率。Jimenez *et al.* (1993) 的研究指出, 5 至 20% 的 THMs 出現在飲用水的加氯過程當中, 且 THMs 各衍生物均具有致癌性質, 影響公共大眾身體健康之風險 (WHO and Fayad, 1993; Morrow and Minear, 1987)。另外流行病學研究顯示飲用含有 THMs 之飲用水會引發如膀胱癌、結腸或直腸等癌症之發生, 甚至引起肝臟方面的疾病 (Chun *et al.*, 1998)。台北醫學院公衛學系徐氏於 2001 年發表一篇關於 THMs 癌症風險之評估研究, 指出 TCM 是台灣地區自來水中危害健康風險最重要之因子, 尤其是台灣的南部地區, 其風險約佔 87.5~92.5%。

THMs 在暴露途徑之評估中除了口服飲食外, 亦可能經由空氣吸入、皮膚暴露吸收進入人體, 增加其致癌的風險性。韓國學者 Chung Y. *et al.*, (1997) 與香港學者 Lee S.C. *et al.*, (2004) 的研究報告顯示, 採用生飲系統之關係, 此二地區以口服飲食途徑為主要暴露途徑, 鄧氏之研究顯示台灣地區則以空氣吸入

為主要暴露途徑。

台灣地區對於飲用水的品質, 必須從一般的水質監測進而做到微量有機物, 甚至 DBPs 中之致癌物質的監控。目前關於法規限制標準為民國 87 年公佈之“飲用水水質標準”, 規定飲用水中 THMs 的濃度標準為  $100 \mu\text{g/L}$ 。以美國為例, 飲用水中 THMs 限制濃度標準由  $100 \mu\text{g/L}$  修改至  $80 \mu\text{g/L}$ , 在未來希望能降至  $40 \mu\text{g/L}$  為目標; 歐洲瑞典也將飲用水中 THMs 限制濃度標準修定為  $50 \mu\text{g/L}$ 。由於消毒方法不同以及水質標準之提升, 且因 THMs 各衍生物之風險貢獻度各不相同, 各主要國家紛紛將 THMs 的限制濃度降低。國內所制定之標準值是否足夠保護民眾健康, 或者需要作各衍生物質之水質濃度修正, 值得深入全面考量。

研究發現水質標準的制定除考慮經濟及技術方面外, 並需要了解物質對人體的危害性及環境現況 (蔣氏, 1991 及陳氏, 1999)。故本研究將參考美國環保署 (USEPA) 及美國國家科學院 (NAS) 健康風險評估步驟進行全台灣各地區健康風險評估。

## 二、研究方法

### 2-1 數據收集

本研究主要收集台灣省自來水公司

提供 1998~2002 年度台灣地區各淨水廠 THMs 監測數據，利用統計分析方法計算出各縣市用戶端 THMs 各項衍生物的平均濃度。空間地區分佈將基隆、台北、桃園及新竹定義為北部地區；苗栗、台中、南投、彰化及雲林定義為中部地區；嘉義、台南、高雄及屏東定義為南部地區；宜蘭、花蓮及台東歸類為東部地區；澎湖歸類為外島地區。由於東部地區 THMs 數據不足，本研究中將不加以討論。

## 2-2 健康風險評估程序

本研究主要參考 USEPA 及 NAS 對風險評估的步驟及方法，進行台灣地區健康風險評估，如圖一所示。根據 NAS 的定義，風險評估主要包含危害物質之危害物鑑定 (Hazard Identification)、劑量反應評估 (Dose-Response Assessment)、暴露評估 (Exposure Assessment) 與風險特性描述 (Risk Characterization) 等四個步驟。

### 2-2-1 危害物質之鑑定 (Hazard Identification)

表一顯示 USEPA 定義有害物質是否對於人類產生危害做出評估；根據流行病學調查及動物實驗結果，將致癌性的資料區分為五種等級。而 TCM、BDCM、DBCM 及 TBM 分別依照其致癌程度加以分類為 Group B2、Group

B2、Group C 及 Group B2。

### 2-2-2 劑量反應評估 (Dose-Response Assessment)

近年來 USEPA 極力推動 Crump 於 1984 年所提出的標竿劑量 (Benchmark Dose, BMD) 的方法來取代傳統毒物學中所定義之 NOAEL/LOAEL 值；該模式假設每一物種個體對於試驗之化學物質皆有其反應及可靠性的忍受程度，且其反應程度是依據特定的機率分佈。其中多階段模式 (Multistage Model) 為一種推測性模式，研究顯示其對於描述致癌性 (Carcinogenesis) 之假設理論有很好的預測結果 (Casarett and Doull, 1996; Edler and Kopp-Schneider, 1998)。

根據 USEPA 定義，若 BMD 值低於此劑量，則引發癌症的機率將相當的低。最低反應標竿劑量 (Lower-Bound Confidence Limit on the BMD) 定義為外加 10% 的風險所評估濃度值，其較接近於實際引發癌症的劑量值。故本研究利用 USEPA 發展之 Benchmark 模式，(<http://www.epa.gov/ncea>) 做為劑量反應推估 THMs 各衍生物劑量反應數值。各 THMs 衍生物質之動物實驗輸入數據如表二所示。

### 2-2-3 暴露評估及風險評估 (Exposure Assessment)

暴露及風險評估主要參考利用

USEPA 之評估程序，並考慮不同供水區域供水人口數目，使用人口權重加權計算，如公式(1)所示；並利用蒙地卡羅模式 (Monte Carlo Simulation) 及結合本土參數進行評估。

根據 USEPA 資料顯示，健康風險評估首先需評估人體終身慢性每日攝取劑量 (Chronic Daily Intake, CDI)；假設國人平均壽命為 70 歲來進行 CDI 值之評估。並假設 THMs 進入人體之暴露途徑可經由食入、吸入及皮膚接觸等方式，進行此三種暴露途徑所產生的 CDI 值。

在吸入及皮膚接觸暴露途徑方面，研究顯示空氣中 THMs 的濃度會受不同因素的影響，因此參考 Little 在 1992 年所發展之數學模式推估空氣中 THMs 的濃度；由於大氣中之 THMs 濃度含量較低，在本研究僅考慮密閉空間 (如浴室) 中之吸入行為。其評估公式如式(2)~(5)所示。利用公式(2)評估結果，進行 CDI 值評估如式(6)及(7)所示。

在食入暴露途徑方面，假設“飲水”行為為主要暴露行為；但由於國人習慣飲用煮沸後的自來水，鮮少直接生飲飲用水，飲用習慣與外國不同，因此飲水中大部分的 THMs 早在煮沸過程中約有 60~80% 會被去除 (Kuo *et al.*, 1997)。故在食入暴露途徑方面，本研究

假設煮沸後 THMs 去除率為 80%。如式(8)所示。

將式(6)~(8)評估結果，帶入式(9)及(10)即可得到台灣地區之健康風險值。

1、人口權重

$$C = \frac{C_i \times P_i}{P_{total}} \quad (1)$$

2、THMs 空氣揮發濃度

$$C_{air} = (1 - \exp(-bt))(a/b) \quad (2)$$

$$\text{式中 } a = \frac{Q_L C_{in} (1 - \exp(-N)) + Q_{Gs}}{V_s} \quad (3)$$

$$b = \frac{(Q_L / m (1 - \exp(-N)) + Q_{Gs}}{V_s} \quad (4)$$

$$N = (K_{OL} A) / Q_L \quad (5)$$

2、吸入暴露

$$CDI = \frac{(C_{air} \times VR \times EF \times ET \times ED)}{(AT \times BW)} \quad (6)$$

3、皮膚接觸

$$CDI = \frac{(C_{water} \times PC \times SA \times EF \times ET \times ED)}{(AT \times BW)} \quad (7)$$

4、食入暴露

$$CDI = \frac{(C_{water} \times 0.8 \times IR \times EF \times ED)}{(AT \times BW)} \quad (8)$$

5、終身健康風險

$$\text{健康風險} = CDI \times SF \quad (9)$$

6、終身健康風險評估

總健康風險=食入風險+吸入風險+  
皮膚接觸風險 (10)

Symbols :

AT：平均暴露時間 (day)

BW：體重 (Kg)

C：自來水中 THMs 加權後濃度

$C_{air}$ ：浴室空氣中 THMs 濃度 ( $mg/m^3$ )

CDI：慢性每日暴露劑量 ( $mg/kg\text{-day}$ )

$C_i$ ：第 i 區濃度

$C_{in}$ ：自來水中 THMs 濃度 ( $mg/L$ )

$C_{water}$ ：自來水中 THMs 濃度 ( $mg/L$ )

ED：暴露期間 (year)

EF：暴露頻率 (day/year)

ET：暴露時間 (min/day)

H：亨利常數

IR：飲用水量 ( $L/day$ )

$K_{OLA}$ ：液體質量轉移係數×有效空氣/  
水介面 ( $L/min$ )

PC：皮膚穿透係數 ( $m/day$ )

$P_i$ ：i 區供水人口

$P_{total}$ ：區域內供水總人口

$Q_{GS}$ ：空氣流速 ( $L/min$ )

$Q_L$ ：水流速 ( $L/min$ )

SA：皮膚接觸表面積 ( $m^2$ )

SF：斜率因子

VR：成人每日平均吸入空氣量 ( $m^3$ )

$V_s$ ：浴室體積 ( $m^3$ )

本研究之各項暴露評估假設參數如表三及表四。

## 2-3 敏感度分析

本研究依據評估公式，選取 THMs 各衍生物之濃度、BW、IR 及 ET 等影響參數，分別加入  $\pm 20\%$  的風險進行敏感度分析，利用蒙地卡羅模式中 @Risk (Version 4.0) 軟體，對於不同影響因子對台灣地區健康風險進行敏感度評估。

## 三、結果與討論

台灣地區自來水多採加氯消毒法來進行預防水媒疾病的傳播，研究也顯示加氯消毒會與水中之有機物質反應，產生致癌性的 DBPs。這些化合物質以 THMs 為主要之 DBPs。如圖二所示，研究結果顯示北部地區 THMs 濃度範圍介於  $ND.\sim 115.74 \mu g/L$ ，全區域之平均濃度為  $12.11 \mu g/L$ ；中部地區 THMs 濃度範圍介於  $ND.\sim 88.00 \mu g/L$ ，全區域之平均濃度為  $9.59 \mu g/L$ ；南部地區 THMs 濃度範圍介於  $ND.\sim 188.70 \mu g/L$ ，全區域之平均濃度為  $17.28 \mu g/L$ ；外島地區 THMs 濃度範圍介於  $ND.\sim 195.35 \mu g/L$ ，全區域之平均濃度為  $48.39 \mu g/L$ 。各區域 THMs 之濃度，大抵均符合台灣環保署法規規定之  $100 \mu g/L$  之標準。

本研究利用美國環保署 (USEPA, 2003) 所提供之 Benchmark 模式 (Multistage Model) 做為評估 THMs 各

項衍生物質其 BMD/BMDL 值，主要原因爲此四種 THMs 之衍生物其被評估爲致癌或疑似致癌物質。結果如表五所示。TCM 的 BMD 值爲 1.69 mg/kg/day，BMDL 值爲 1.15 mg/kg/day；BDCM 的 BMD 值爲 2.28mg/kg/day，BMDL 值爲 1.35 mg/kg/day；DBCM 的 BMD 值爲 1.88mg/kg/day，BMDL 值爲 1.20mg/kg/day；TBM 的 BMD 值爲 17.6mg/kg/day，BMDL 值爲 10.30 mg/kg/day。

動物與流行病學研究顯示，現今癌症發生原因屬於機率問題，僅考量食入、吸入及皮膚接觸途徑，作爲評估的結果顯示，台灣地區人民暴露於 THMs 的劑量皆低於引發癌症的劑量(<BMDL 值)。但由衛生署公佈之癌症死亡報告顯示，相關可能引起與 THMs 動物實驗所引發之相關的癌症比率是存在的，因此研究是否引發癌症評估時須更進一步進行多因子途徑之考量。

圖三及四顯示各地區 CDI 值及致癌風險值；圖三結果顯示，南部地區所承受的劑量遠高於北部及中部地區，且在暴露途徑方面以吸入方式所暴露的劑量遠高於食入及皮膚接觸等方式。在健康風險方面評估發現北部地區平均風險值介於  $3.14 \times 10^{-5} \sim 1.04 \times 10^{-4}$ ，其中以桃園地區所承受的風險值較大；中部地區平

均風險值介於  $9.25 \times 10^{-6} \sim 7.25 \times 10^{-5}$ ，其中以台中地區所承受的風險值較大；南部地區平均風險值介於  $1.14 \times 10^{-4} \sim 4.07 \times 10^{-4}$ ，其中高雄地區所承受的風險值較高；外島澎湖地區平均風險值爲  $6.07 \times 10^{-5}$ 。

根據 USEPA 以風險值  $1 \times 10^{-6}$  來作爲危害物質癌症風險的基準時，本研究顯示目前台灣部分區域所承受的風險略高於此標準，中部地區的南投、雲林和彰化地區在這標準值以下。研究結果也顯示 THMs 在台南地區平均濃度較高雄地區高，主要是因爲台南部分地區溴化非常嚴重；但經由模式計算高雄地區所承受的風險較台南地區高，其誤差來源可能來自研究中於平均濃度的計算採用算術平均法之緣故。由於台南地區樣本數較高雄地區少，因此造成台南地區的平均濃度較高，但其產生的風險卻較高雄地區爲低。

本研究之敏感度評估如圖五~圖八及表六所示。研究顯示不論在台灣本島地區或外島地區，當改變 ET 及 BW 時對整體風險計算影響最大。其中 BW 呈現負相關，體重越輕者，單位劑量所承擔的健康風險也愈大；而 ET 則呈現正相關，當 ET 越長時所產生的健康風險也越大。

因此以本研究假設之前題所得之結

果，降低洗澡的時間可以有效降低吸入暴露途徑產生的風險。本島 TCM 的濃度為 THMs 中，主要影響風險評估的因子，而在外島地區則以 DBCM 為主要影響風險評估的因子。由圖八顯示外島地區 IR 對於整體健康風險評估的影響也相當大，其原因和該地區 THMs 主要物種有相當的關係。各節研究結果顯示，外島澎湖地區含溴衍生物組成主要為該地區暴露劑量及風險來源。

表七結果顯示食入相同一單位的 TCM 和 DBCM 其所產生的相當風險比值約 1:14，故 IR 在外島地區風險的評估中具有相當的影響。但由於無法去限制每人每日飲水量，唯有減少飲用水中 DBCM 的濃度，或是飲用其他合乎安全標準的替代水源，如山泉水、地下水或包裝水等，以改善整體健康風險。

綜合研究結果發現台灣地區自來水中 THMs 各衍生物之健康風險評估是存在的，有鑑於此，針對不同地區制定污染防治的方針應考量危害性較大的有害物質作為防制或去除為目標，以達到風險管理的目的。此外在暴露途徑方面研究顯示吸入途徑為暴露方式，考量洗澡時間或是浴室通風情況將可改善 THMs 之濃度，降低健康風險之危害。

#### 四、結論

根據研究結果，得出以下幾點結論：

- 1、THMs 各衍生物中，台灣本島地區主要以 TCM 為主，外島澎湖地區則以 TBM 為主。本研究建議可依不同區域之特性制定 THMs 限制標準或污染整治目標。
- 2、吸入暴露途徑在本研究為 THMs 進入人體最主要的暴露途徑。
- 3、台灣地區自來水中 THMs 各衍生物濃度皆符合目前台灣環保署水質標準，但研究發現部分地區存在較高的健康風險潛勢。因此是否針對風險高之區域或是全面性的修改目前的 THMs 的限制標準或改善淨水設備，將來可考量社會與經濟層面做更進一步之探討。
- 4、本研究所提供之評估模式，可配合社會與經濟等的動態評估，提供更合理之政策制度之參考。

#### 五、致謝

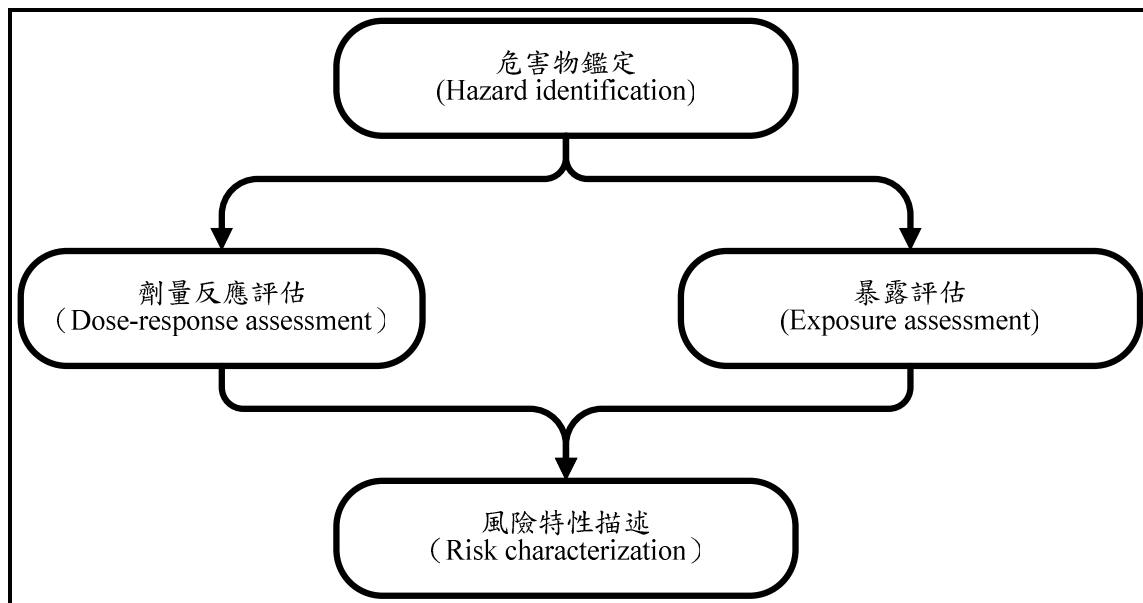
本研究得以完成，首先要感謝台灣省自來水公司蘇經理金龍及林組長康對於本研究行政上支援。同時也要感謝文化大學景觀學系陳秋楊教授、逢甲大學環境工程與科學學系吳俊哲教授、張立德教授、水利工程學系陳昶憲教授及葉昭憲教授對於本研究之建議與匡正。最

後感謝逢甲大學水利工程學系碩士班研究生黃蕙潔及蘇郁文對本研究之協助，使得本研究能夠順利進行，在此一並致謝。

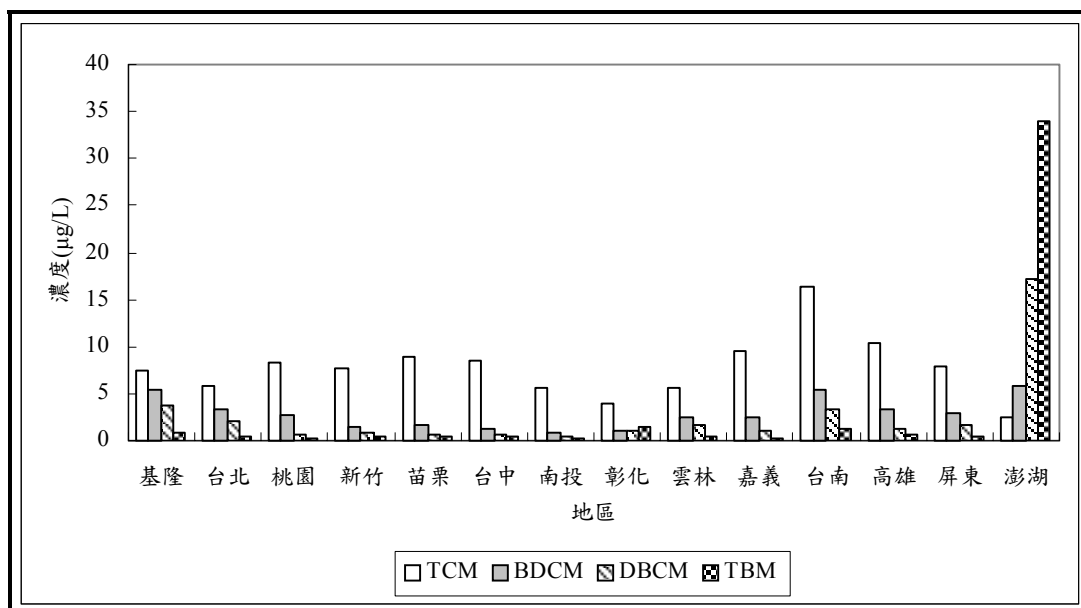
## 六、參考文獻

1. 王正雄、鄭資英、陳麗霞、張小萍、傅千育、洪文宗及郭季華，自來水三鹵甲烷含量之調查研究，自來水會刊，第 20 卷第 4 期，第 3-16 頁，民國 89 年。
2. 吳焜裕，毒理機制在風險評估的運用與其本土化之研究（I），89-2621-Z-039-001，國科會研究報告，民國 88 年。
3. 吳焜裕，毒理機制在風險評估的運用與其本土化之研究（II），89-2621-Z-039-002，國科會研究報告，民國 89 年。
4. 台灣省自來水公司網頁資料 (<http://www.water.gov.tw>)，民國 93 年。
5. 環境保護統計年報，行政院環境保護署，第 54-57 頁，民國 90 年。
6. 蔣本基，飲用水的水質標準如何訂定，科學月刊，第 260 期，民國 90 年。
7. 陳秋揚、霍雲風、史午康及劉廷政，飲用水水質標準適飲性項目之探討，第十六屆自來水研究發表會報告集，第 195-203 頁，民國 89 年。
8. Chun Y.Y., Chiu H.F., Cheng M.F. and Tsai S.S., Chlorination of drinking water and cancer mortality in Taiwan. *Environment Research Section A* 78, pp.1-6, 1998.
9. Chung Y., Shin D., Park S., Lim Y., Choi Y., Cho S., Yang J., Hwang M., Park Y. and Cho, Risk assessment and management of drinking water pollutants in Korea. *Wat.Sci.Tech.* 36 (12), pp.309-323, 1997.
10. Crump K.S., An improved procedure for low-dose carcinogenic risk assessment from animal data, *J. Environ. Pathol. Toxicol. Oncol.* 5, pp.339-348, 1984.
11. Fayad N.M., Seasonal variation of THMs in Saudi Arabian drinking water. *J.Am. Wat. Wks. Assoc.*, 85, pp.46-50, 1993.
12. Hsu C.H., Jeng W.L., Chang R.M., Chien L.C. and Han B.C., Estimation of potential lifetime cancer risk for trihalomethanes from consuming chlorinated drink water in Taiwan. *Environment Research Section A* 85, pp.77-82, 2001.

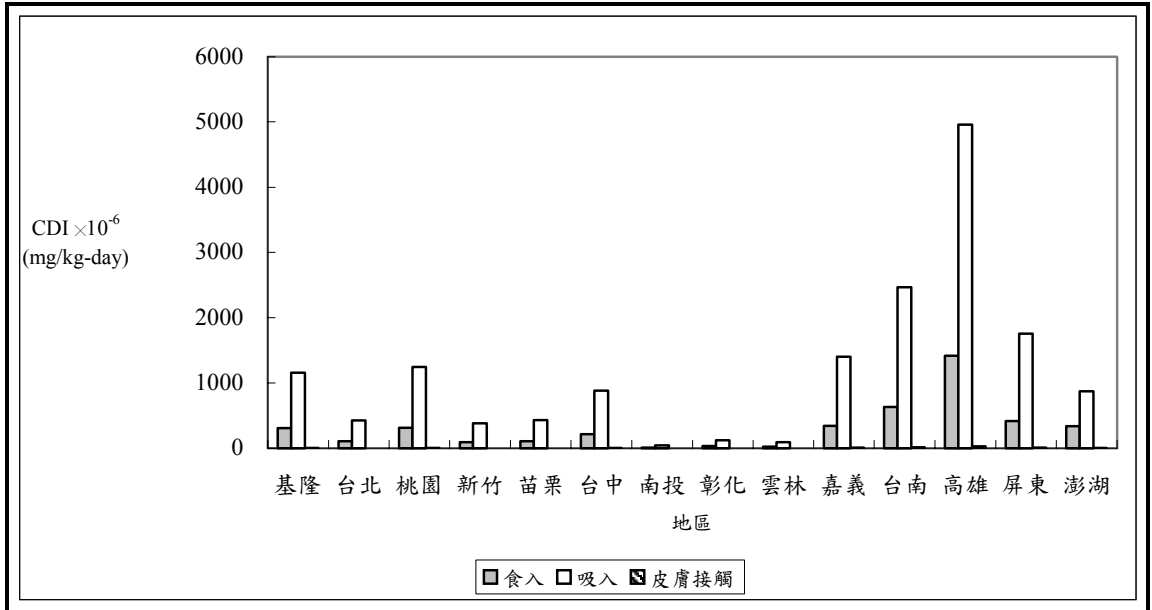
13. IRIS ( Intergrated Risk Information System ) ,US EPA, 2003.
14. Jimenez M.C.S., Dominguez A.P. and Silverio J.M.C., Reaction kinetics of humic acid with sodium hypochlorite, *Wat.Res.* **27**, pp.815-820, 1993.
15. Kuo H.W., Chiang T.F., Lo I.I., Lai J.S., Chan C.C. and Wang J.D., VOC Concentration in Taiwan's Water. *The Science of the Total Environment*, 208, pp.41-47, 1997.
16. Lee S.C., Guo H., Lam S.M.J. and Lau S.L.A., Multi-pathway risk assessment on disinfection by-products of drinking water in Hong Kong. *Environment Research* , 94 , pp.47-56 , 2004.
17. Morrow C.M. and Minear R.A., Use of regression models to link raw water characteristics to trihalomethane concentration in drinking water, *Wat.Res.* **21**, pp.41-48, 1987.
18. Rook J.J., Formation of haloforms during chlorination of natural water, *Water Traet. Exam*, **23**, pp.234-243, 1974.
19. U.S. Environmental Protection Agency ( USEPA ) , Risk Assessment Guidance for Superfund, 1989.
20. U.S. Environmental Protection Agency ( USEPA ) , Exposure Factors Handbook, 1997.
21. U.S. Environmental Protection Agency ( USEPA ) , The Benchmark Dose Software 3.1. available on the Internet of <http://www.epa.gov/ncea>, 2001.
22. World Health Organization ( WHO ) , Guidance for drinking water quality, 2<sup>nd</sup> ed. Geneva, 1993.



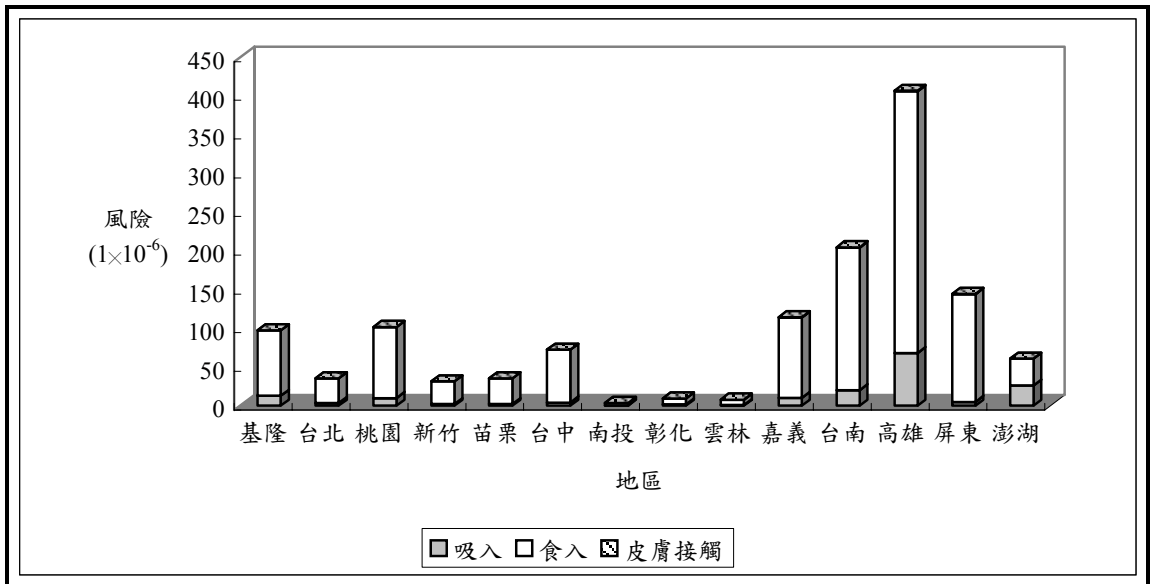
圖一 風險評估架構步驟



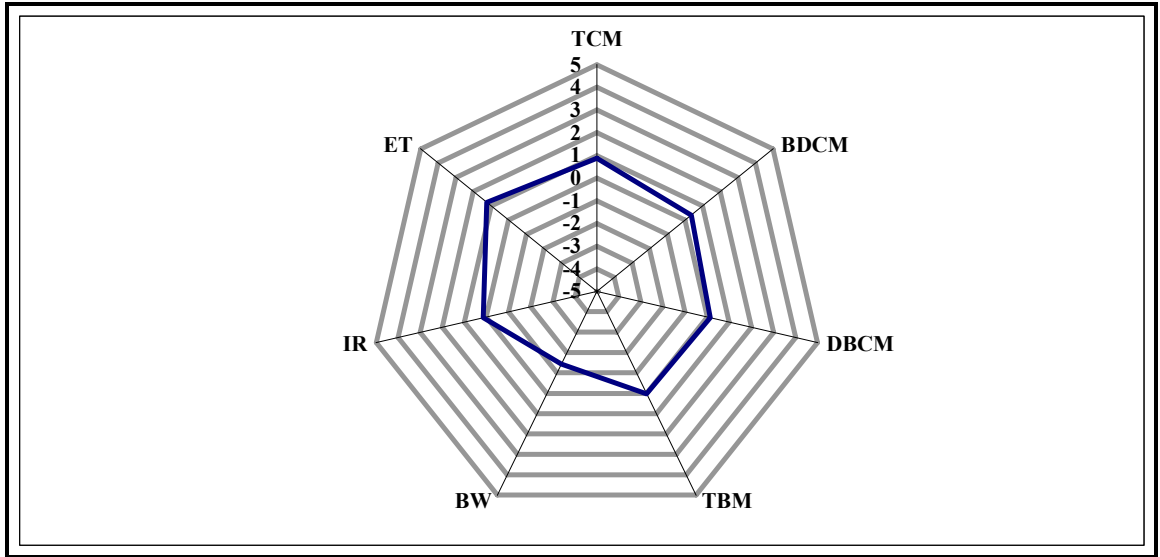
圖二 1998~2002 年台灣地區 THMs 平均濃度



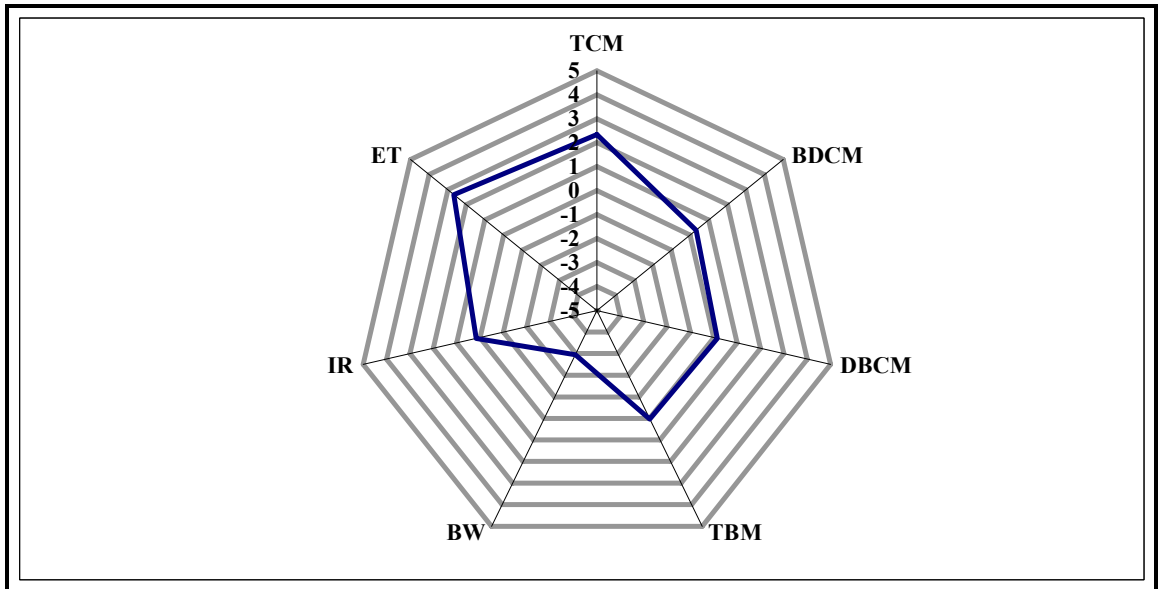
圖三 台灣地區平均慢性每日暴露劑量 (CDI)



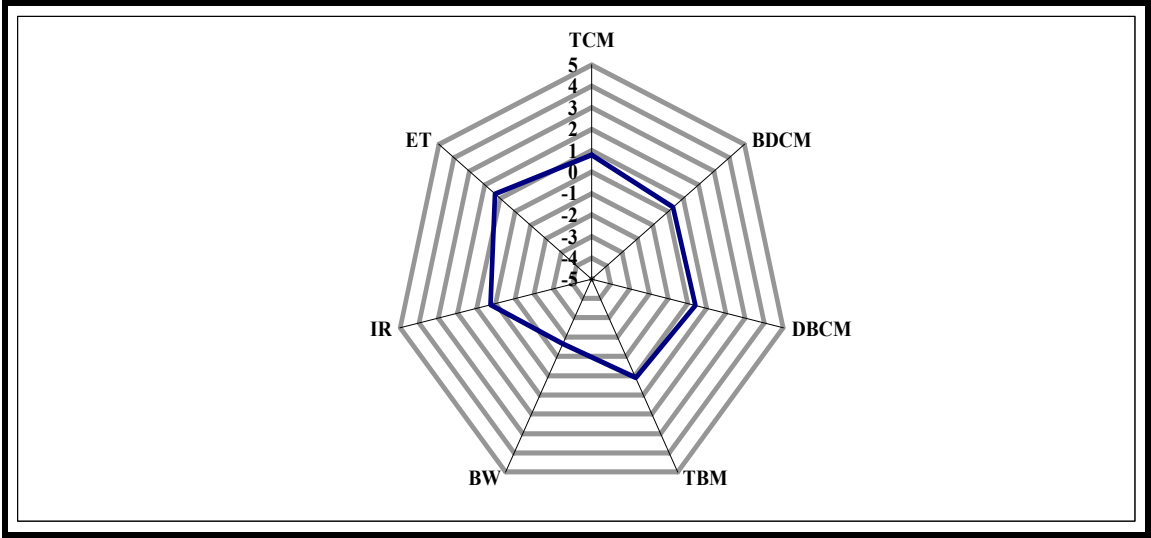
圖四 臺灣地區不同暴露途徑平均總健康風險



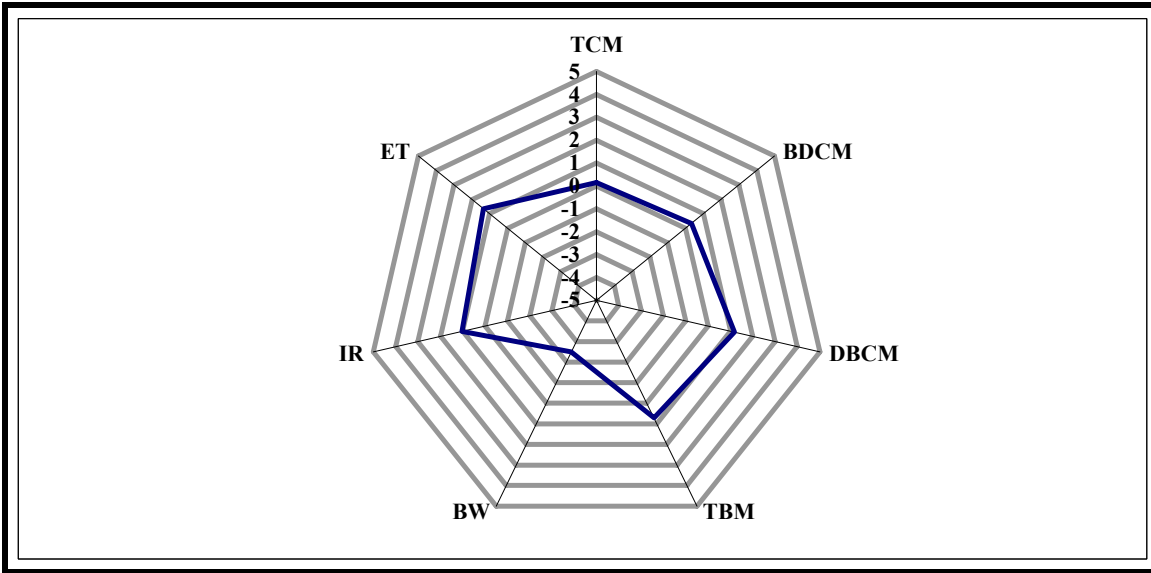
圖五 台北地區各因子敏感度分析



圖六 台中地區各因子敏感度分析



圖七 高雄地區各因子敏感度分析



圖八 澎湖地區各因子敏感度分析

表一 THMs 之衍生物質於 USEPA 之危害鑑定分類

Group	分類	說明	THMs 衍生物
Group A	人類致癌物	人體研究致癌證據充足	
Group B1	人類致癌物 (Probable)	人體研究致癌證據有限	
Group B2	人類致癌物 (Possible)	人體研究致癌證據不足或是無資料 氮動物試驗 致癌證據充足	TCM BDCM TBM
Group C	人類致癌物 (Perhaps)	人體研究致癌證據不足或是無資料 且動物試驗 致癌證據有限	DBCM
Group D	缺乏資料，故未歸類	人體研究及動物試驗資料缺乏	
Group E	非人類致癌物	人體研究及動物試驗證明為非致癌物	

表二 THMs 各物種致癌性動物實驗數據

Chemical	Data Set	Data Values			Reference
		Dose (mg/kg/day)	N	Incidence	
TCM	Moderate or marked fatty cysts in males plus females	0	27	1	Heywood <i>et al</i> , 1979
		15	15	9	
		30	15	13	
BDCM	Mouse/B6C3F1, female	0	50	6	NTP, 1985
		50	49	10	
		100	50	19	
DBCM	B6C3F1 mice, male	0	46	1	NTP, 1987
		25	49	2	
		50	50	9	
TBM	F344/Nrat, Female	0	50	0	NTP, 1988
		25	50	1	
		50	50	8	

資料來源：IRIS, 2003.

表三 本研究之各項暴露評估各項假設參數

參數	數值	資料來源
AT	70 (year) × 365 (day/year)	USEPA, 1989
BW	64.8 ± 10 kg	行政院衛生署
ED	70 (year)	USEPA, 1989
EF	365 (day/year)	USEPA, 1989
ET	20 (min)	McKone, 1987
H	TCM : 0.15 BDCM : 0.0867 DBCM : 0.032 TBM : 0.0219	RAIS
IR	2.48 (liters/day)	吳焜裕, 1999
EF	365 (day/year)	USEPA, 1989
K <sub>OLA</sub>	0.019	Little, 1992
PC	依污染物不同而不同，如表四所示。	USEPA, 1997
Q <sub>L</sub>	0.032 (L/min)	Lee <i>et al.</i> , 1993
Q <sub>GS</sub>	50 (L/min)	Little, 1992
SA	(4BW+7) / (BW+90)	USEPA, 1997
VR	12.3 (m <sup>3</sup> )	吳焜裕, 1999
V <sub>s</sub>	6.6	吳焜裕, 2000
煮沸後去除率	80%	研究假設值
人體吸收率	100%	研究假設值

表四 THMs 各衍生物質之皮膚穿透係數

Chemicals	穿透係數 (m/day)
TCM	2.14 × 10 <sup>-3</sup>
BDCM	1.39 × 10 <sup>-3</sup>
DBCM	9.36 × 10 <sup>-4</sup>
TBM	6.24 × 10 <sup>-4</sup>

資料來源：USEPA, 1997.

表五 THMs 各衍生物質之 BMD 值及 BMDL 值\*

Chemicals	BMD (mg/kg/day)	BMDL (mg/kg/day)
TCM	1.69	1.15
BDCM	2.28	1.35
DBCM	1.88	1.20
TBM	17.6	10.3

\*Benchmark Model-Multistage function

表六 台灣各地區健康風險評估敏感度分析重要性排序

因子 地區	TCM	BDCM	DBCM	TBM	BW	IR	ET
基隆	3	4	5	7	1	6	2
台北	3	4	5	6	1	5	2
桃園	3	4	6	6	1	5	2
新竹	3	4	5	6	1	5	2
苗栗	3	4	6	7	1	5	2
台中	3	4	5	6	1	5	2
南投	3	4	6	7	1	5	2
彰化	3	6	4	7	1	5	2
雲林	3	4	5	7	1	6	2
嘉義	3	4	6	7	1	5	2
台南	3	4	5	7	1	6	2
高雄	3	5	4	7	1	6	2
屏東	3	4	5	7	1	6	2
澎湖	7	6	3	5	1	4	2

表七 THMs 各衍生物質之斜率因子

Chemicals	斜率因子 (Slope Factor, SF) (mg/kg/day) <sup>-1</sup>		
	食入	皮膚接觸	吸入
TCM	$6.10 \times 10^{-3}$	$3.05 \times 10^{-2}$	$8.05 \times 10^{-2}$
BDCM	$6.20 \times 10^{-2}$	$6.33 \times 10^{-2}$	$6.20 \times 10^{-2}$
DBCM	$8.40 \times 10^{-2}$	$1.40 \times 10^{-1}$	$8.40 \times 10^{-2}$
TBM	$7.90 \times 10^{-2}$	$1.32 \times 10^{-2}$	$3.85 \times 10^{-3}$

資料來源：IRIS, 2003; RAIS, 2003.

# 淨水廠污泥氈澄清池操作影響因子之探討

黃志彬<sup>1</sup>、洪嘉蔚<sup>2</sup>

## 摘要

台灣地區淨水場使用污泥氈澄清設備之比例很高，然而卻缺乏對於此設備之研究，而相較於國外早其研究中首重濁度顆粒對於污泥氈的影響，台灣地區特殊的地質結構往往導致天然水體中豐富的硬度存在，而山坡地上農產的墾植，肥料以及農藥的施灑，更促成每逢雨季大量有機物隨雨水流入河川之中，突增天然水體中有機物的含量，在硬度、有機物以及濁物顆粒的交互影響下，如何兼顧三者之去除效率暨污泥氈之穩定性便成淨水場操作上的一大課題。

污泥氈澄清池之操作不同於傳統混凝沉澱單元，其應先講求污泥氈之穩定性而後再要求污泥氈對於水質處理的去除效率，而對於影響污泥氈之操作因子中，混凝劑劑量、操作流速、快混槽 pH 值控制以及 G·t 值是必須同時兼顧才可使污泥氈達到穩定，而在不同水質參數下對應之泥氈操作條件不盡相同，各淨水場必須針對原水質特性做適度修正操作參數，不應忽略原水水質變動如濁

度、有機物、硬度對於污泥氈之影響，導致污泥氈效能不彰及泥氈淘析。

關鍵字：高速膠凝澄清池、污泥氈澄清池、混凝、濁度、有機物

## 一、前言

國內自民國六十年代末期即引進污泥氈澄清池設備，以提昇傳統混凝沉澱程序的用地效率，現今此設備之處理水量已在台灣總出水量中占大部份。而台灣地區因地質特殊，無論地面或地下水源之鈣、鎂含量均高，以高雄地區原水為例，總硬度高達 250-400 mg/L 之間，平均硬度在 300 mg/L 左右。目前山坡地過度開發以及高山農業的興盛，農作物過量的施灑肥料及農藥的結果，往往導致每逢豪雨季節，大量的有機物伴隨土石傾洩進入河川之中，以致於國外雖已對影響污泥澄清池操作之各項影響因子雖有廣泛的探討，但仍首重於無機顆粒去除的研究，對於原水中有機物大量存在之影響卻相當欠缺，而調查資料顯示台灣地區淨水場污泥氈澄清池設備產水

<sup>1</sup> 國立交通大學環境工程研究所教授

<sup>2</sup> 國立交通大學環境工程研究所碩士

率約佔全台 45 % 以上，且該設備要不處於停擺階段，不然水質處理效果不佳，雖政府已進行全面設備汰換，但在未完成淨水場設備之汰舊換新前，如何將既有之設備發揮到最佳效能以應映日益增高的飲水品質要求，進而民眾高品質的飲用水似乎是刻不容緩的事實。

爲了解台灣目前淨水場使用污泥毯澄清池的情況，本所(交大環工所)於民國 91 年 9 月份對各淨水場進行污泥毯澄清池現況調查。調查結果如表 1，淨水場使用之污泥毯澄清池設備多數爲平底式膠凝澄清池，如暖暖、平鎮、東興二期、豐原、公園、鳳山二期及澄清湖淨水廠；其次爲固體接觸澄清池如新山、板新、鯉魚潭、南化、坪頂及拷潭淨水場；另外東興淨水場一期設備以及新港進水廠兩者皆爲倒圓錐形槽體，槽內無攪拌器，故應爲漏斗式膠凝澄清池；而脈衝式膠凝澄清池只有鳳山淨水場一期設備使用。在混凝劑的使用上，除了高雄之鳳山，澄清湖和拷潭淨水場使用硫酸鋁之外，其他各廠皆使用 PACl 作爲混凝劑。處理水量最少是新港淨水場的每天 1.8 萬噸，最高處理水量爲坪頂淨水場，可達每天 80 萬噸，總處理水量約爲 370 萬噸。各設備之水力停留時間大約於 1~3 小時之間，而溢流率則是除了鳳山淨水場之外(  $2 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{day}$  )，大部分

都介於  $50\sim 80 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{day}$  上下。在一般情況下水廠出水水質尚佳，處理後出水濁度皆可到達 10 NTU 以下。而於應付高濁度原水的情況下，各水廠中僅南化及坪頂水廠處理過的最高原水濁度爲 600 NTU；新山、豐原水廠處理最高濁度爲 500 NTU；東興一期、二期水廠處理過 400 NTU，其中東興一期場在處理 400 NTU 之原水時必須降載，無法滿載出水；而其他水廠可處理的最高濁度則都在 250 NTU 以下。

然而，颱風期間溪水暴漲，此時若水庫洩洪量大則會掀起底部污泥，造成原水進水濁度上升至 5,000~6,000 NTU 甚至上萬度。因此，雖然研究中顯示<sup>(1)</sup>泥毯澄清池可能對濁度變化有較大之緩衝空間，但對當颱風來臨，進水濁度大幅升高時，污泥毯澄清池可能因排泥速率限制，以致形成過濃污泥毯，而影響正常操作。另外，依照台灣省自來水公司網站上公佈之「公司未來產銷計畫目標」，92 年度希望可達成 308,151 萬噸之產水量，相當於每天之總出水量爲 844 萬噸，而全台污泥毯澄清池之總處理水量 370 萬噸，即可佔此目標出水量之 44%。雖然污泥毯澄清設備於台灣之水廠具有如此重要之地位，污泥毯的相關研究在台灣卻仍不多見，本文即針對此部份，尤其針對操作因子影響作論述，

表 1 台灣地區淨水場污泥氈澄清池設備現況

淨水場名稱	所在縣市	高速膠凝沉澱池形式	混凝劑	實際處理水量	原水濁度	混凝處理後
		(製造國家)		$\times 10^3$ CMD/day	最高處理值(NTU)	出水濁度(NTU)
新山	基隆市	Solids contact reactor unit	PACI	150	500	<10
		(美國)				
暖暖	基隆市	Flat bottomed clarifier	PACI	68	200	不詳
		(台灣)				
板新三期設備	台北縣	Solids contact reactor unit	PACI	600	200	5~12
平鎮	桃園縣	Flat bottomed clarifier	PACI	300	50	4
		(台灣)				
東興一期設備	新竹縣	O.T.V. 膠羽沉澱池	PACI	120	400	<10
		(法國)				
東興二期設備	新竹縣	Flat Bottomed Clarifier	PACI	120	400	<10
		(台灣)				
豐原	臺中縣	Flat Bottomed Clarifier	PACI	280	500	4
		(台灣)				
鯉魚潭	臺中縣	Solids contact reactor unit	PACI	520	100	4
		(台灣)				
新港	嘉義縣	藉重力攪拌混合藥液產生膠羽沉澱(台灣)	PACI	16	100	5
公園	嘉義市	Flat bottomed clarifier	PACI	100~160	50	不詳
		(台灣)				
南化	台南縣	Solids contact reactor unit	PACI	65	600	4
		(台灣)				
坪頂	高雄市	Solids contact reactor unit	PACI	800	600	10
		(台灣, 美國)				
鳳山一期設備	高雄市	Pulsed bottomed clarifier	Alum	210	<250	0.9
		(法國)				
鳳山二期設備	高雄市	Flat bottomed clarifier	Alum	210	<250	0.9
		(澳洲)				
澄清湖	高雄縣	Flat bottomed clarifier	Alum	120	<100	6
		(台灣)				
拷潭	高雄縣	Solids contact reactor unit	Alum	180	<120	3~6
		(德國)				

並輔以相關研究及本人研究心得作較深入之探討。

## 二、污泥氈澄清池概述

在淨水程序中原水經由混凝、沉澱、過濾、消毒等步驟為常見之傳統處理程序，當傳統程序仍無法去除特定物質時則於後段輔以其他高級處理單元。但大體來說混凝程序一直是淨水處理過程中最重要的單元，其操作的良窳關係到後續處理單元的操作負荷及處理水水質，為提昇傳統混凝沉澱程序的用地效率，國內自民國六十年代末期即引進污泥氈澄清池(高速膠凝沉澱池)設備，至今全台已經為數不少淨水廠均採用此設備，更佔全台出水量相當重要一部分。其原理係將快混、膠凝及沉澱單元置於單一結構中，此設備在操作時保持大量膠凝固體於槽體中，進流固體於此與氈內膠羽顆粒碰撞而產生膠凝行為，此種設計方式一方面可以解決台灣地區淨水廠土地取得不易的問題，再者於膠凝過程中高濃度固體物存在更不失為提升顆粒膠凝作用效率的有效方法。

對於污泥氈行為早期用彈簧理論描述泥氈澄清池中顆粒粒子受到重力壓縮以及水作用時之摩擦力的影響，當經過化學混凝的原水由下往上進流，於槽體中進行膠凝作用，形成污泥氈，在此期

間污泥氈受到的作用如同一個螺旋狀彈簧(圖 1)，其反覆的受到重力的壓縮以及水作用於顆粒的摩擦力造成的反作用力影響。當上流速度小的時候，因重力壓縮污泥氈，此時污泥氈濃度高、結構緊密；隨著進流流速上升，反作用力增加，致使污泥結構及濃度越來越鬆散，一直到超過最大可承受之上流速度時，污泥氈間的凝聚力瓦解，污泥氈結構被破壞，最後膠羽被水流淘漸出來<sup>(2)</sup>。污泥氈澄清池之澄清程序全程可分三階段：  
1.原水經過化學混凝程序及 pH 值調整之後，進入污泥氈澄清池底部，藉由上升流速提供膠凝作用所需之剪力，使得池內之膠羽維持懸浮狀態。  
2.去穩定後之膠體粒子，隨操作時間增加致使粒子濃度逐漸上升，增加了膠體粒子間之碰

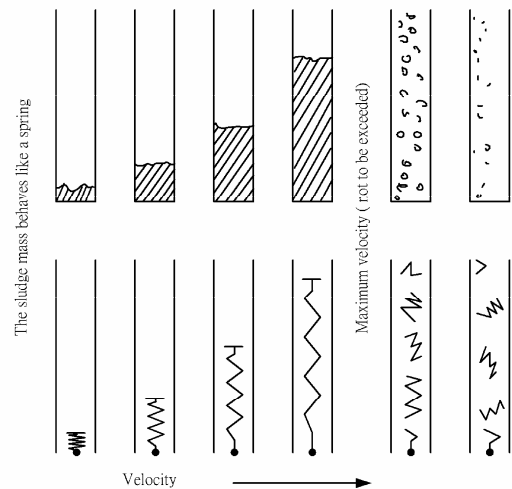


圖 1 污泥氈行為<sup>(2)</sup>

撞頻率，再者上升速度可提供污泥氈澄清池內部膠凝作用所需之剪力，促使膠體粒子逐漸放大成膠羽，然後使達成固液分離效果。3.膠體粒子放大的過程中，放大效應則受限於顆粒的特性及上升流速而達到一最大累積速度與濃度後，此時污泥氈才算形成<sup>(3)</sup>。

而污泥氈表面去除顆粒之機制主要有沈澱(settling)，拖曳(entrainment)，及顆粒淘漸(particle elutriation)。相較於表面顆粒的去除單純化，污泥氈內部對顆粒去除之機制則較為複雜，有膠凝(flocculation)，絆除(entrapment)，及沈澱(sedimentation)<sup>(4)</sup>。而亦可以以過濾床機制描述污泥氈澄清池，對於污泥氈內濁度顆粒的去除機制是雷同深層過濾(deep-bed filtration)機制，主要為機械絆除(mechanical entrapment)及阻留(straining)，當小顆粒通過污泥氈時，無法通過膠體間的孔隙造成過濾作用的發生，而隨污泥氈濃度升高會於懸浮膠體間形成一如網狀篩之結構，在膠體沉澱過程中順勢將水中粒子濁度透過捕捉或協同捕捉作用絆除。顆粒網除效率受到懸浮膠羽顆粒間距離(孔隙)和膠體性質(碎型維度、形狀及密度)的影響。換句話說當上升流速改變，致使污泥氈內之懸浮膠羽之膠體間距增加，若此時濁度顆粒去穩定未達最佳效果，將導致小顆

粒通過污泥氈時之膠凝作用變差，而降低處理效果。

截留(interception)及聚集(agglomeration)等穿透污泥氈之物理去除機制，基本上與深層過濾機制相似。其小顆粒於上升過程無法通過大顆粒間的孔隙而形成之機械絆除(mechanical entrapment)及阻留(straining)可能是最主要去除之機制。但污泥氈澄清池與深層過濾仍有顯著不同之處。第一、深床過濾為一固定床式系統但污泥氈則為流體化床形式，第二、深層過濾之去除成效取決於濾料之間距及大小，但污泥氈之成效卻受到膠羽特性(形狀、密度等)及流速等因素影響。而且，污泥氈系統前端之混凝若操作不當使顆粒未完全去穩，膠凝之效果也會受限，細小顆粒即可能穿過該污泥氈而流出<sup>(5)</sup>。

對於污泥氈內部膠羽濃度與水的上流速度之關係，可由層沉降及流體化所推衍之公式表示之<sup>(5)</sup>。澄清水水質、污泥氈內濃度、上流速度及通量之三者關係(如圖 2)，有助於了解污泥氈操作效能。當污泥濃度(B 點)降低至低於最大通量(C 點)時，澄清水水質迅速劣化，相反的，若此時提高污泥氈濃度使其超過最大通量(A 及 B 點往左移)，使顆粒間距離縮短及網除機制提昇，沉降水質可能會有些微的改善。而當污泥濃度減

少至低於最大通量時，顆粒間距離增加，尤其是大顆粒之間距，且顆粒移動更加劇烈，因此小顆粒便無法被污泥氈網除而開始流失。故於最大通量時，代表可能之最適操作設計之狀態<sup>(3)</sup>。

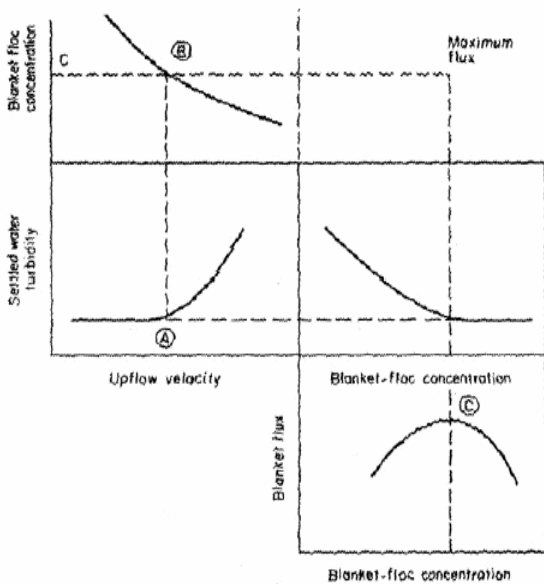


圖 2 典型之沉降水質與污泥氈濃度和上流速度以及污泥氈通量關係<sup>(3)</sup>

### 三、影響污泥氈澄清池之效能因子

泥氈之處理效能往往受制於許多物理、化學因子及人為操作因素所影響，導致污泥氈澄清池之處理水質穩定度不佳。

#### (一)操作因子對污泥氈處理效能之影響

##### 1. 混凝劑劑量

污泥氈澄清池之膠凝的程序是由上

升速度梯度完成，此時混凝劑種類之種類、化性、劑量以及混凝效率均會直接關係到膠羽生成，而加強膠凝程序的操作效率，使得生成之膠羽均勻化，則對提升出流水質有正面影響，但對於最佳加藥劑量之決定仍間接採用澄清池之最大澄清速率以及最低出流濁度作指標，並未對最佳加藥劑量多寡下一明確定論<sup>(6)</sup>。在國內實場操作中，變更混凝劑加藥量便發現生成污泥氈膠羽性質的改變，並且用膠羽生成的特質以及出流水濁度評估污泥氈效能以及操作依據<sup>(7)</sup>。而實際上對於污泥氈澄清池之劑量決定步驟仍無法有明確的方法，原因在於實場乃連續式操作，而往往受限於進流水質的變動，而不易評估混凝劑加藥量，因此一般污泥氈之加藥量仍延續瓶杯試驗中膠羽沉澱性最佳者之加藥劑量，但是瓶杯試驗僅考量濁度顆粒之沉降性，完全忽略溶解性有機物存在下的移除機制與連續式污泥氈澄清池是截然不同地。而污泥氈澄清池中存在高濃度之顆粒層是其別於瓶杯試驗之最大不同點，此提升了膠體顆粒間之碰撞頻率並增加膠凝效果，而較長的水力停留時間亦是連續式污泥氈澄清池不同於傳統混凝沉澱的最大差異，故污泥氈澄清池之最適混凝劑劑量實際上是較瓶杯試驗所得之最佳劑量低<sup>(8)</sup>。

## 2. pH 值控制

污泥氈澄清池之操作效能除受到混凝劑之劑量，對於混凝過程 pH 值是否控制於最佳範圍，是決定污泥氈澄清池之效能能否發揮之關鍵，早期研究先比較氯化鐵以及硫酸鋁對於污泥氈操作效能之影響中便發現，選用氯化鐵當混凝劑之污泥氈穩定性較高，不易受 pH 值影響<sup>(9)</sup>。再者在使用硫酸鋁為混凝劑情況下，pH 值控制於 6.5~7 時之出流水有較低之殘留總鋁量及濁度，而相對於硫酸鋁之選用，研究中以鐵鹽混凝時亦得到相同之最佳操作 pH 值範圍<sup>(10)</sup>。影響污泥氈之操作變數中，pH 值控制於最佳範圍內以及正確的混凝劑加藥量將有助於污泥氈之功能及穩定性。

雖考量污泥氈之穩定性為出發點以利於濁度顆粒的去除，但往往為提升水中特定物質如溶解性有機物、重金屬子以及硬度等相關之去除，在兼顧污泥氈穩定性及濁度去除率下適度改變操作 pH 值範圍是允許的，當污泥氈澄清池操作於 pH 5-6 時，對於去除水中有機物如腐質酸之效果最佳<sup>(11)</sup>。而利用水中硬度以提升污泥氈之緻密度以利於濁度去除則是另一成功案例，當操作 pH 值至 9.5 污泥氈仍能維持濁度去除效果，更能提升水中碳酸鈣與碳酸鎂之移除以及增加污泥氈之緻密度<sup>(1)</sup>。是故若能提升

自來水中特定物質的去除並兼顧污泥氈地性之情況下，適度變更操作 pH 以提升污泥氈澄清池之其他處理效能是可行的。

## 3. 操作流速

污泥氈澄清池效能評估中提到影響污泥氈澄清池之效能最主要之原因有三點：原水之水質、污泥氈濃度及上升流速，在原水水質上往往並非吾等能控制，所以不在此列入討論，而操作之上升流速往往會影響形成污泥氈之濃度，實場操作時除非有暴雨季節及缺水等不可抗拒之因素，原則上則不希望有變動，此時污泥氈對於流速波動時之耐受程度便會直接影響澄清池出流水品質<sup>(3)</sup>，一般傳統污泥氈上升流速操作範圍約於 1.2~5.0 m/hr 之間，若污泥氈凝絮力佳則不易受到水力淘漸。綜觀而言，當操作流速大於最大通量時，因為污泥氈濃度降低、顆粒間距增加，小顆粒無法藉由網除機制去除，致使澄清池出流水質濁度急速上升。除此之外，流速增加時影響出流水質變差的因素有三，(1) 污泥氈表面將逐漸上升致太靠近出水渠道；(2) 污泥氈濃度因上流速度升高而減少；(3) 因沉澱池中的密度流及短流，引起污泥氈表面發生漩渦亂流及噴出現象，將帶走不良的膠羽及未膠凝完全的化學藥劑至清水區，而當進流處理量高

過安全操作限制，進流水之內部影響較強，原水由噴嘴進流至槽底後迅速分散，當到達池底及池牆之夾角，水流朝著角落轉向上流至牆面，而於牆角產生較大之亂流，致使污泥氈穩定度降低、污泥槽內之亂流及污泥層高度之異常昇升，而導致污泥層表面分散，將膠羽淘漸至澄清水區。由於層沉降速度與污泥濃度相關，故在進流處理量增加時，層沉降速度未立即改變，而是上流速度上升，其後污泥氈濃度緩慢調整至新平衡濃度，有時在重新調整期間，污泥氈表面以等同於上流速度與層沉降速度間之差值速度上升<sup>(12)</sup>。

污泥氈之操作上升流速常常亦受到水質條件的影響，長期觀察原水水溫變化對於污泥氈澄清池操作，針對其對膠羽密度、形狀及尺寸之影響作評估，發現季節性水溫變化會伴隨著水體黏滯度改變進而影響膠凝作用以及沉澱速度，夏天之安全操作流速可為冬天的兩倍<sup>(13)</sup>。而相同操作流速下污泥氈澄清池冬天水溫低時容易發生污泥氈流失問題。國內研究顯示特定腐質酸/黏土之比例(約 0.6%-2.4%)具有穩定污泥氈的作用，即在高黏土濃度下(黏土濃度 0.25-1 g/L)，最佳操作流速( $V_{opt}$ )隨腐質酸濃度增加而增加，並且可以降低泥毯水力的淘漸現象。而低黏土濃度下(黏土濃度

0.0625-0.125 g/L)，最大操作速度( $V_{max}$ )與最佳操作流速均隨腐質酸濃度增加而下降，並使得泥氈愈容易受流完全淘漸，但是提高黏土濃度比例則可以降低淘漸效應<sup>(11)</sup>。不同於腐質酸等大分子有機物存在會助長污泥氈淘漸作用之發生，水體中所含之較小分子有機物可以提昇污泥氈之穩定性，圖 3 中由光學顯微照相法所拍攝到污泥氈實際膠體大小，腐植酸(a)與水楊酸(b)膠體粒徑明顯不同，圖中腐植酸粒徑最大應可達 1~3 mm，而水楊酸粒徑大小似乎比腐植酸粒徑小的許多，故原水中腐植酸存在下所形成的蓬鬆、粒徑大的膠羽比水楊酸形成之小粒徑膠羽易受上升流速改變所淘漸，而在利用水楊酸模擬天然水體中小分子有機物對於污泥氈之操作影響中，水楊酸形成之污泥氈相較於腐植酸形成的污泥氈穩定性高，且當水楊酸濃度上升(1.58-3.54 mg/L as TOC)時會增加污泥氈之凝絮力，提升污泥氈於高流速下濁度(4.5 m/hr)的去除效果，而針對污泥氈於不同操作流速下之污泥淘漸程度，相關研究污泥氈澄清池在沒有有機物之存在下污泥氈穩定性極佳，而當水體中大分子有機物如腐植酸增加時，會致使上澄液濁度突增導致污泥氈逐步淘漸，反觀低濃度水楊酸下形成的污泥氈對於較流速之

操作耐受性較差，並隨著原水中水楊酸濃度的上昇而水力耐受性增加<sup>(8)</sup>。

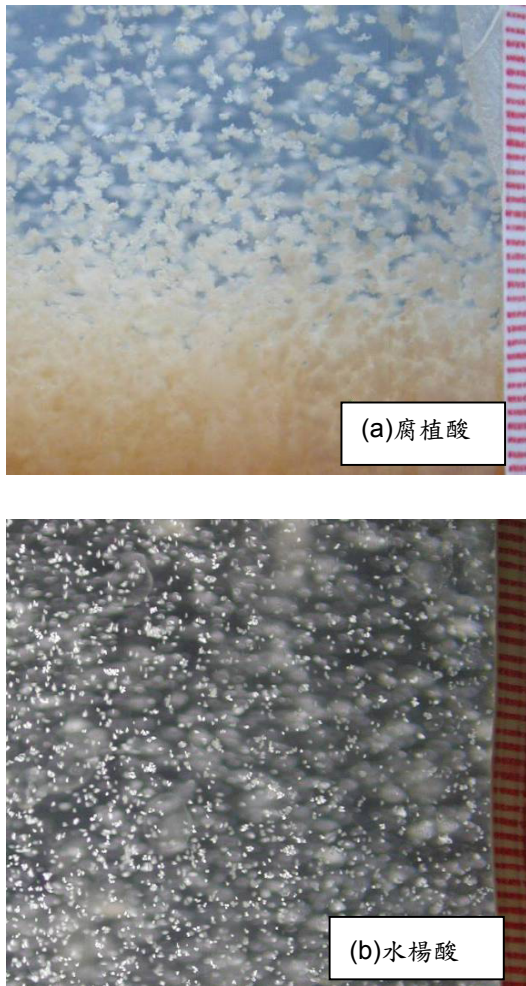


圖 3 光學照相法拍攝之不同原水形成之膠羽粒徑

#### 4.加藥槽中 G、t 值的影響

未若於傳統快慢混槽內懸浮液濃度稀薄，膠凝作用僅受到速度梯度 (velocity gradient, G)、停留時間(t)之影響，膠凝作用情況可只以 Gt 判斷其好

壞，在傳統混沉系統中，慢混槽中懸浮液濃度稀薄，膠凝作用情況可只以 Gt 判斷其好壞，一般最適之 Gt 值於  $10^4 \sim 10^5$  之間。在污泥氈澄清池並未具備膠凝設備，使得槽內 G 值通常比慢混槽來得小，雖污泥氈澄清池於錐狀槽底部進流時 G 值可達約  $50 \text{ s}^{-1}$ ，但對於上層澄清區之交界面 G 值卻僅只有  $5 \text{ s}^{-1}$ ，單對於 Gt 判斷其好壞看來似乎無法描述污泥氈之混沉效果。

污泥氈程序中膠羽的膠凝作用是藉由上升過程中水流速度坡降完成，所以快混槽內高的 G 值，可以提昇混凝劑與懸浮顆粒間的碰撞機率，進而促進膠羽的生成。圖 4 中，當 G 值( $350 \text{ s}^{-1}$ )太大時，槳葉轉速太快使膠羽被破壞而較難形成污泥氈，出水濁度亦高，但污泥氈澄清池對於加藥槽中變動的 G 值具備有緩衝作用，即便 G 值的波動甚大 ( $30 \text{ s}^{-1} \sim 150 \text{ s}^{-1}$ )，但都不影響污泥氈之穩定性以及形成時間，濁度去除率均能維持穩定。一般水場常用之混凝劑  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  進行混凝時毋需要提供太大之 G 值<sup>(14)</sup>，當供給之攪拌能量過大時，反而破壞了膠羽的成長，反之當加藥槽所提供之 G 值越小，因為攪拌速度小，其作用便相當於慢混槽內的膠凝作用，故在加藥槽即可有較大的膠羽生成，進入污泥氈池後較利於膠凝形成污泥氈，則相同

時間下污泥氈形成之濃度越高。若 G 值小必須增加快混槽中的停留時間，當進流水於快混槽中停留時間不足，將會使得後段形成之污泥氈對濁度之去除能力降低，不但影響污泥累積的速度以及污泥氈之緻密度，相對的伴隨著污泥氈本身對濁度去除效率的降低，對於污泥氈之生成而言，進流水於快混槽中之停留時間越長對後段污泥氈之形成越有利(1)。

而污泥氈澄清池之效能評估應須有另一觀點“污泥濃度”考量，污泥氈高濃度之懸浮液中，膠凝作用之優劣應修正為  $GtC = constant$ ，即受到速度梯度、停留時間及顆粒體積濃度(C)之影響(5)。

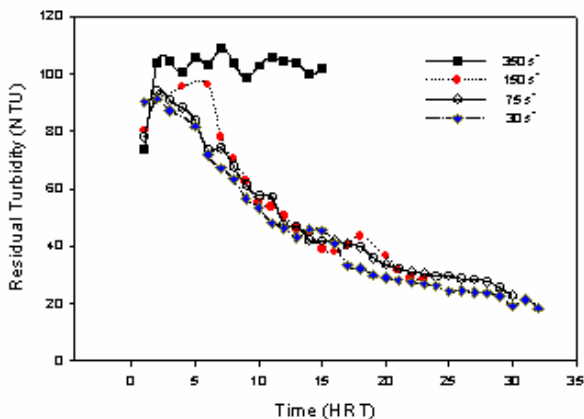


圖 4 不同 G 值混凝所形成之污泥氈之濁度去除變化

## (二)原水水質變動對污泥氈效能之影響

### 1.濁度

台灣地區飲用水源原水濁度均小於 10 NTU，而每逢四五月的梅雨季節時，大量雨水在短時期內傾盆下降，而臺灣地形平原較少，山脈高峻，河流短小坡度甚大，每每造成原水濁度上升至數百 NTU，而夏季時在太平洋副熱帶高氣壓控制之下，天氣炎熱異常，時而還有來自熱帶海洋的颱風侵襲，大量雨水急驟落下使得山石泥沙大量沖下阻塞河道，進而導致濁度上升至數千 NTU，儘管颱風過後數天原水濁度仍維持數百 NTU；原水濁度的變動往往造成傳統混凝沉澱程序處理效能的降低，但對於污泥氈澄清池而言，在一定的操作條件下，雖不同原水進流濁度，但所養成之污泥氈污泥濃度是相同的，且出流水濁度亦不受進流濁度波動的影響，仍可維持至標準值，表示污泥氈穩定後，一定範圍內之濁度進流對於處理後之出流水濁度影響不大。

### 2.有機物

台灣地區自來水普及率達 90.4%，各縣市自來水廠均採用加氯消毒法，以防水媒傳染病之發生，然而原水若受有機污染物污染，加氯消毒後，常衍生三鹵甲烷(THMs)、鹵乙酸類(HAAs)等消毒副產物。對人體產生致癌性，故如何加

強其在淨水場中之控制實為一值得重視之課題。

有機物之混凝機制包括混凝膠凝、電價中和-沈降、吸附、沈澱、共沈降、絆除。而若以有機物分子量大小區隔，原則上大分子主要是藉由電價中和-共沈降機制，而小分子有機物大多以吸附為主。<sup>(15)</sup> 現行傳統淨水處理程序大多只能去除顆粒狀及膠體狀之有機物，對於溶解性有機物之去除率很低。混沉單元具有去除有機前質的能力，但所去除者多為大分子有機物，對含消毒副產物生成潛能較高之小分子有機物去除而言，傳統淨水程序效果不佳。

當採用污泥氈澄清池去除水中天然性有機物時，硫酸鋁混凝去除有機物在酸性條件下(pH<5 或 6)可獲得較佳之去除效率，此時之機制為利用帶正電或負電之多核鋁物種，以錯合-電性中和-沉澱 (complexation-charge-neutralization-precipitation)之方式與天然有機結合使其去穩定而聚集產生微粒，致使提升溶解性有機碳之去除，亦降低三鹵甲烷等消毒副產物之生成。而於中性條件下(pH > 6)對有機物之去除效率較低，此時為利用高劑量之鋁鹽以產生  $Al(OH)_3$  固體物來吸附天然溶解性有機物<sup>(16)</sup>。而利用污泥氈高顆粒濃度的特質試圖提昇小分子有機物的去除效率是不可行的，小

分子有機物如水楊酸等溶解性小分子有機物於混凝單元中去除本屬不易，且經研究發現澄清池出流水中所殘留的有機物大致上是以小分子有機物為主<sup>(8)</sup>。對於提升有機物的去除，可先行加藥快混，將沉澱後之出流水再加藥快混、慢混後，爾後進入污泥氈之兩階段加藥程序便可使高速膠凝沉澱池污泥氈較為穩定，並去除大量有機物及降低上澄液濁度<sup>(7)</sup>。

### 3. 硬度

硬度是由於水中二價金屬離子所引起，其會與肥皂形成不溶性之金屬皂化物。而天然水中硬度來源，主要是流水經過石灰質地層所造成。最主要引起硬度的則是鈣和鎂離子。對於對一般民眾而言，飲用水中的高硬度僅會造成肥皂的浪費，至於高硬度飲用水是否會造成健康上的風險，相關研究均顯示的影響對於民眾所疑慮的結石問題相關性不大<sup>(17)</sup>，反倒是飲用水中硬度與心血管疾病患者的死亡率有關，對於飲用水硬度較高的地區，心血管疾病死亡率較低<sup>(18)</sup>。

原水中硬度存在對於傳統污泥氈澄清池處理效能之影響，在處理高屏溪原水時，在以  $PACl$  為混凝劑時，能將初始硬度為 249 mg/l as  $CaCO_3$ ，降低至出流水硬度為 215 mg/l，且濁度為 5.3 NTU，當調控 pH 值至 9.5 時，硬度可

降低至 83 mg/l as CaCO<sub>3</sub>，濁度降至 0.7 NTU，污泥氈設備對於硬度與濁度之去除效果便可以有效提昇。此外變更混凝劑種類，改採 Alum 為混凝劑時，在不控制 pH 值則澄清池之出流水硬度可維持在 150 mg/l as CaCO<sub>3</sub>，濁度可降至 3 NTU 左右，而一旦將 pH 提高至 9.5，出流水硬度下降至 95 mg/l as CaCO<sub>3</sub>，濁度亦由進流之 30 NTU 降至 0.96 NTU。

圖 5, 6 使用不論採用 PACl 或 Alum 作為混凝劑時，當混凝過程中不控制 pH 時污泥氈之分界面是模糊的，並且導致上澄液濁度偏高，而當調控 pH 值至 9.5 的情況下污泥氈之分層便非常清楚，澄清池出流水濁度也隨之下降，對於調控 pH 至 9.5 可以有效提昇污泥氈澄清池對於濁度及硬度的去除。

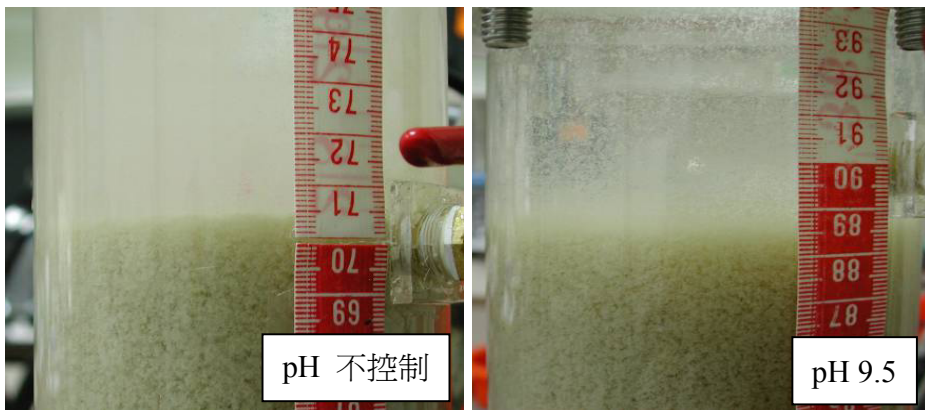


圖 5. 調整 pH 前後污泥氈界面變化之比較(混凝劑為 PACl)

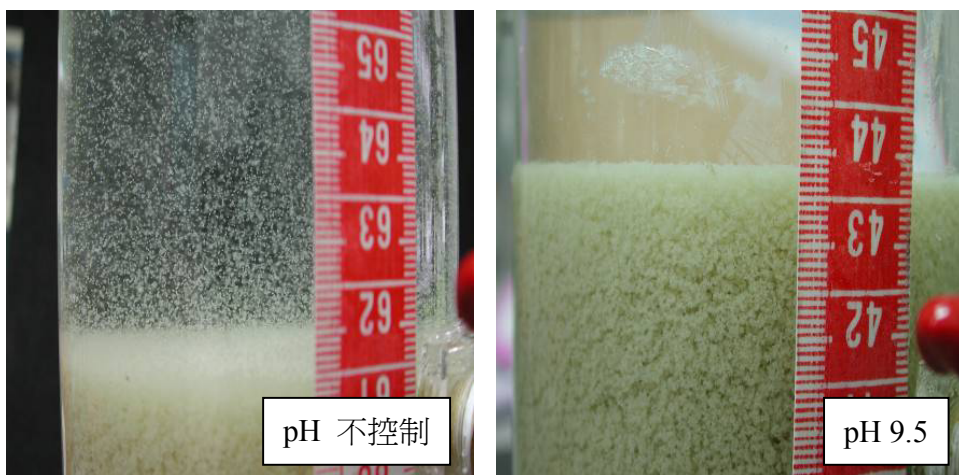


圖 6. 調整 pH 前後污泥氈界面變化之比較(混凝劑為 Alum)

#### 四、結語

台灣地區淨水廠使用泥氈澄清池相當普遍，如何於現有設備下提升目前水處理的效能已是刻不容緩，針對原水中含量過高的硬度問題，可採用調控 pH 至 9.5 的方式，便可達到良好的硬度去除效率，且碳酸鈣與碳酸鎂能增加污泥氈之緻密度更利於濁度顆粒的去除；而反觀天然有機物的去除，其最佳效能的操作 pH 5-6 可得最大有機物去除效率，但僅僅針對水體中大分子有機物而言，水溶性小分子有機物仍無法在污泥氈澄清池中獲得良好的去除效率，利用傳統污泥氈澄清池同時去除濁度、有機物及硬度等三者是相當困難的，但考量特定水質(如有機物)之影響或針對特定水質(如有機物、硬度)之去除做操作調整，是有必要的，以達到泥氈澄清池原設計之操作效能並兼顧泥氈之穩定性。

#### 參考文獻

- 1.李丁來，邱芬蘭，黃志彬，"鹼性操作污泥氈去除硬度之研究"，第二十屆自來水研究發表會報告集，pp. 249-264，台北，民國九十二年十一月。
- 2.Degremont, Water Treatment Handbook, pp.131-137, 1973.
- 3.Gregory, R., Floc Blanket Clarification, TR111, *Water Research Centre (WRc)*, Medmenham, UK, pp. 1-7, London, 1979.
- 4.Letterman, R. D., Water Quality and Treatment: a Handbook of Community Water Supply, *J. AWWA*, fifth edition, pp. 6.1-7.87, 1999.
- 5.Pontius, F. W., Water Quality and Treatment: a Handbook of Community Water Supply, *J. AWWA*, fourth edition, pp. 270-425, 1990.
- 6.Gregory D. R. and Patricia C. M., "Influence of Floc Size Distribution on Clarification", *J. AWWA*, pp.75-80, 1986.
- 7.陳兩全，宋尙軒，鍾瀚億，王之仲，林文煒，吳容銘，李篤中，李坤峰，莊瑞鑫，張嬉麗，"平底式污泥氈澄清池處理低濁度原水之膠羽特性"，第十七屆自來水研究發表會報告集，pp.149-170，嘉義，民國八十九年十一月。
- 8.洪嘉蔚，黃志彬，"有機物對污泥氈澄清池特性及處理效率影響之探討"，第二十一屆自來水研究發表會報告集，南投，民國九十三年十一月。
- 9.Miller D. G., West J. T. and Robinson M., Water treatment processes-I. Technical Paper TP 43, *Water Research*

- Association*, United kingdom, 1965.
10. Miller D. G. and West J. T., "Pilot plant studies of floc blanket clarification," *J. AWWA.*, 60, 20, pp. 154-164, 1969.
  11. 林文煒，宋尙軒，李坤峰，李篤中，張嬉麗，莊瑞鑫，"原水有機物含量對污泥氈穩定性之影響"，第十八屆自來水研究發表會報告集，pp. 321-336，宜蘭，民國九十年十一月。
  12. Gould, B. W., "Flow Fluctuations In Solids Contact Clarifiers", *Proc:5<sup>th</sup> Fed. Conf., Aust. Water & Wastewater Assoc. Adelaide*, 30<sup>th</sup> May to 2<sup>nd</sup> June, pp. 110-130, 1972.
  13. Gregory R., "Performance of Floc Blanket Clarification", Personal communication, sixth August, 1996.
  14. Kan C., "Determination of Rapid-Mixing Parameters in Coagulation: Destabilization Mechanisms and Aggregation Kinetics Approach", 2002.
  15. Jacangelo J.G., Laine J.M., Cummings E.W. and Adham S.S., "UF with pretreatment for removing DBP precursors", *J. AWWA.*, 87, 3, pp. 100-115, 1995.
  16. Semmens M. J. and Field T. K., "Coagulation: Experiences in Organics Removal". *J. AWWA*, 72, 8, pp.476-483, 1980.
  17. Schwartz B. F., "Calcium Nephrolithiasis: Effect of Water Hardness on Urinary Electrolytes", *Elsevier Science Inc. Urology*, 60, 1, pp.23-27, 2002.
  18. Sauvant M. P. and Pepin D., "Geographic Variation of the Mortality from Cardiovascular Disease and Drinking Water in a French Small Area (*Puy de Dome*)", *Environmental Research*, Section A 84, pp. 219-227, 2000.

# 生物活性碳濾床之活性評估及對臭氧消毒副產物 (Ozonation by-products) 去除效率之研究

黃文鑑<sup>1</sup> 王瑋智<sup>2</sup>

## 摘要

臭氧後接活性碳濾床(稱之生物活性碳濾床, Biological Activated Carbon, BAC) 對於淨化水中有機物, 一方面可藉由吸附作用, 一方面則是藉由異營性菌之生物活性, 去除水中溶解性有機物。本研究嘗試利用培養生物活性碳濾床去除原水污染物, 初期以控制濾床之水力條件及進流水質, 使活性碳附著生長微生物菌相, 藉此達成 BAC 濾床吸附/分解水中有機物之功效, 同時探討對前臭氧所生成之副產物一併移除之可行性。

研究結果顯示, 經人工植菌培養 11 個月之活性碳濾床, 在前 30 天開始進流原水初期, 由分析出流水溶解性有機碳 (dissolved organic carbon, DOC) 值發現變動頗大, 且 DOC 有超出進流水之現象, 推測可能是活性碳(GAC)濾床內培養之微生物尚未繁殖附著在 GAC 表面, 亦即濾床微生物仍處於馴養期。在約 50 天後, GAC 濾床之進、出流水 DOC 及生物可利用有機碳 (assimilable

organic carbon, AOC) 已逐漸成穩定狀況,  $C/C_0$  值約在 0.45~0.61、0.33~0.69 間變動, 對進流原水之平均 DOC 及 AOC 值去除約有 55%、62%。本實驗截至目前為止, 針對濾床菌種及分佈密度, 所採集濾床內之 GAC 進行電子掃描顯微鏡 (SEM) 的檢視結果, 確認濾床內填充之 GAC 已附著生長微生物, 分佈菌相主要是球菌、桿菌及絲狀菌等。再者, 本研究利用氣泡式生物呼吸儀試驗, 觀察 BAC 附著微生物的代謝活性, 可從攝氧量 (OU)、攝氧率 (OUR)、比攝氧率 (SOUR) 得知 GAC 附著微生物具有良好之代謝活性。另針對臭氧消毒副產物 2,4-二溴酚 (2,4-dibromophenol, 2,4-DBP) 在濾床內之吸附分解, 顯示 BAC 濾床對 2,4-dibromophenol 有良好吸附/分解效果, 去除率約在 95% 以上。

## 一、前言

國內原水水質遭受污染, 彰顯出淨水場用預氯的方法所產生的消毒副產物的問題<sup>(1-3)</sup>, 目前採用用高級淨水程序

1. 弘光科技大學環境工程系副教授
2. 弘光科技大學環境工程系專研生

已漸成共識，其中用臭氧做為消毒劑或氧化劑的想法，也被重視<sup>(4-5)</sup>。雖然臭氧消毒可以降低三鹵甲烷（THMs）或鹵化醋酸（HAAs）等氯化有機物的生成<sup>(6-8)</sup>，但事實上臭氧雖具有強氧化力，仍無法將原水中含的天然有機物完全氧化成無機態，甚至在含溴離子（Br<sup>-</sup>）的原水，若有足夠的臭氧劑量，容易生成臭氧消毒副產物，包括溴酸鹽（bromate）、溴酚（bromophenols）、溴仿（bromoform）、溴化醋酸（bromoacetic acids）、醛類（aldehydes）、脂肪酸（fatty acid）及生物中可利用有機碳（assimilable organic carbon, AOC）等<sup>(9-12)</sup>。

另一方面，活性碳應用在淨水處理上，對有機污染物有良好的去除效果，近年來發現臭氧後接活性碳濾床的組合程序，對於增加水中生物穩定性有相當大的助益<sup>(13-14)</sup>。此程序主要機制是利用生物活性碳濾床內吸附及生物作用，將水中有機物或臭氧所產生的副產物，利用活性碳表面之某些官能機與被吸附質鍵結，並將吸附在 GAC 表面之有機物進一步行生物代謝分解<sup>(15-17)</sup>。在 BAC 濾床中微生物種類主要有細菌、放射線菌、真菌三類，此外，添加特殊菌種不僅可縮短馴養期，並且可提高濾床的有機處理能力<sup>(18)</sup>，因此，近年來生物濾床

研究趨勢，乃針對濾床所要去除之污染物而植入適當菌種<sup>(19)</sup>。另一方面，GAC 吸附濾材之選擇是濾床法中重要的一環。良好的 GAC 應具備以下條件<sup>(20)</sup>：含有大量的微生物及其生長所須之孔隙面積、其物化性質安定，且具有良好的質傳能力、具有 pH 緩衝能力及適當強度及密度、適當之孔隙率及粒徑大小、低壓損、良好的保水性及吸附能力、及價格便宜、容易取得。

目前國外有關 BAC 濾床對水中有機物吸附/分解之研究及應用實例相當多；Janssens 等<sup>(21)</sup>為瞭解吸附作用與生物活性間之平衡問題，利用模廠進行研究，發現最適條件為 0.5 mg O<sub>3</sub>/mg NPDOC。另 Miltner 等<sup>(22)</sup>進行不同臭氧量與後消毒程序之模廠研究，發現 O<sub>3</sub>/TOC 重量比值為 0.8 時，formaldehyde 生成量達到最高點。Orlandini 等<sup>(23)</sup>針對萊茵河原水進行臭氧處理程序研究，結果當 O<sub>3</sub>/DOC 比值為 0.35 時（臭氧量為 0.7mg/L），AOC 生成量增加，然而當臭氧劑量升高至 4mg/L 時，AOC 濃度並未有明顯增加現象。另一方面，生物活性濾床對臭氧化後生成之生物可分解有機質（Biodegradable Organic Material, BOM）之去除，受濾床的接觸時間影響很大<sup>(24-25)</sup>，Servais<sup>(26)</sup>指出空床接觸時間（EBCT）維持在 10~30 分鐘，生物可分

解之溶解性有機質 (Biodegradable Dissolved Organic Carbon, BDOC) 隨 EBCT 之增加而增加。但 Price 等<sup>(27,28)</sup> 卻認為 EBCT 對 GAC 去除 BOM 之影響不大，且觀察到在 EBCT 於 4.5~22.5 分鐘之間，對 AOC 之去除，影響很小或沒有影響。本研究以 2, 4-dibromophenol 為對象，探討 BAC 濾床對其之去除效率，實驗以地下水為背景水樣，藉添加 2, 4-dibromophenol 進行吸附。

本研究主要目的是利用培養生物活性碳濾床，探討對有機物去除及臭氧副產物之去除效率，首先針對活性碳濾床之生物菌相及活性以 SEM 及氣泡呼吸儀進行分析。再者，控制進流水之有機物 (DOC)、AOC、aldehydes、bromate 及 2,4-dibromophenol，試驗濾床對這些物質之吸附/分解效率。

## 二、實驗方法

### 2-1 材料與設備

#### 1. 原水

本研究用於活性碳吸附之原水主要是以中部地區深井地下水為背景水樣，表 1 為原水之基本性質，溶解性有機碳約 1.23 mg/L，NH<sub>3</sub>-N 及 Br 測值則低於偵測極限值，顯示此地下原水未遭受人為之污染及海水入侵。實驗原水是以分

別控制適量之 bromate (100µg/L)、醛類 (40 µg/L) (包含 formaldehyde、acetaldehyde、propionaldehyde、butyraldehyde、valeraldehyde 及 glyoxal)、2,4-dibromophenol (150 µg/L) 及 AOC(55-82 µg-acetic C/L)，分別或混合加入背景水樣中，同時利用 250 公升貯桶 (PE 材質) 儲存。

表 1. 試驗原水水質

Parameters	Values
pH	7.4
Alkalinity	105as CaCO <sub>3</sub>
Turbidity	< 1 NTU
Conductivity	214 ug/cm
Bromide	< 0.02 mg/L
Chloride	4.3 mg/L
Ammonia – nitrogen	< 0.01 mg/L
Dissolved organic carbon	1.23 mg/L
Hydrophobic fraction	0.53 mg/L
Hydrophilic fraction	0.70 mg/L

#### 2. 活性碳

活性碳的選取是根據目前國內、外水廠或實驗室使用之較普遍之商品，表 2 是選取 GAC(F-400)之基本物化性質。

#### 3. 活性碳吸附設備

主體是玻璃材質之吸附管柱(圖 1 所示)，尺寸為 10×150 cm(ID×H)，粒狀活性碳填充高度為 120 cm。試驗水樣先

經臭氧接觸槽後，進流水於貯桶內以定量式蠕動幫浦（Peristaltic Pump，Cole-Parmer，USA），試驗水樣先經臭氧接觸槽後，進流水於貯桶內以定量式蠕動幫浦（Peristaltic Pump，Cole-Parmer，USA），通入活性炭吸附管柱內，同時利用體積流量率定方法，檢查濾床出流水之流量。表 3 是濾床操作條件。

表 2.實驗選用粒狀活性炭(GAC)之基本物化性質

specification	GAC
Origin	Bituminous
Iodine Number, mg/g (Min)	1050
Surface area, m <sup>2</sup> /g	1000
Moisture, Weight % (Max %)	2
Abrasion number (Min)	75
Effective size, mm	0.55-0.75
Uniformity coefficient (Max)	1.9
Ash Weight % (Max)	6
Density, g/mL	0.44
Acid group (meq/100g-GAC)	30
Base group (meq/100g-GAC)	60

表 3.活性炭濾床填充之 GAC 濾料規格及操作條件

parameters	Pilot-plant
Column pack length (cm)	120
Column diameter (cm)	10
GAC particle size (mm)	0.9~1.2
Mass of GAC (g)	2450~4900
Pack density (g/cm <sup>3</sup> )	0.3~0.52
Flow rate (ml/min)	630
EBCT (min)	12

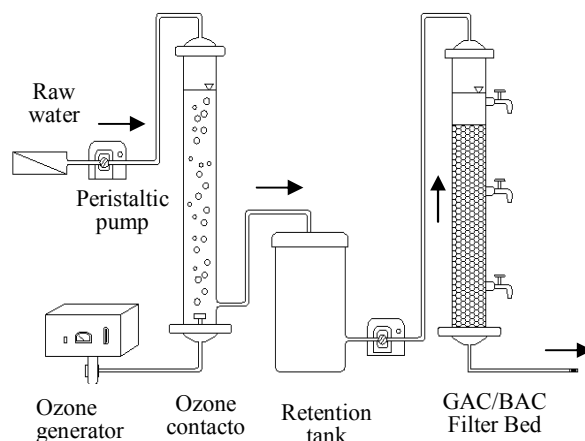


圖 1. 生物活性碳濾床之組合結構圖

#### 4. 氣泡呼吸儀系統

氣泡呼吸儀是利用微生物之好氧呼吸（aerobic respiration）在分解污染物時，基質於分解時所釋放之電子，經過細胞內之電子傳遞系統，由分子態氧接受的反應。本研究採用 CES 公司生產的氣泡式呼吸儀(如圖 2 所示)，其系統中最重要的部份是產生及計算的氣泡發生

器。操作步驟包含；調整細胞原件有個相近之細胞油液面高進行供氧測試，確認細胞原件無短流現象開啓電腦訊號收處理軟體，確認呼吸儀介面與電腦訊號傳輸正確，固定滴定管之高度，末端管接至水封瓶，在由水封瓶氣體出口端接管至細胞原件左邊氣體出口瓶，調整滴定內排水速度，使氣泡產生速率每秒 3 個氣泡。

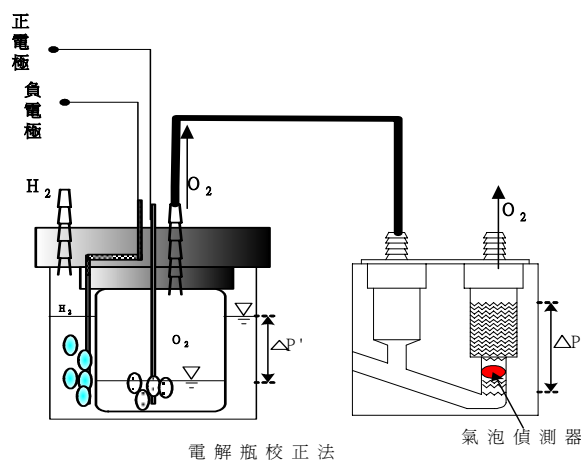


圖 2. 氣泡呼吸儀之設備組合圖

## 2-2 分析方法

### 1. 水質參數分析

實驗中各項基本水質、有機替代參數、溴酸根及醛類之分析方法，是參考環保署環境檢驗所之水質檢驗方與美國水及廢水標準檢驗法 (Standard Method, 19th ed., 1995)。其中  $\text{Br}^-$ 、

Bromate 利用標準檢驗法之離子層析 (Ion Chromatography) 法分析，所使用儀器為 (Dionex, DX-100, 美國) 配置有保護管柱 (Guard Colume, Model AG9-SC, Dionex)、分離管柱 (Separtor Colume, Model AS9-SC, Dionex) 及比導電度偵測器。總有機碳 (TOC) 利用總有機碳分析儀 (Total Organic Carbon Analyzer, Shimadzu, TOC-5000, 日本)，醛類分析方法採美國水及廢水標準檢驗法 19 版<sup>(29)</sup>Liquid-Liquid Extraction Gas Chromatography Method，以氣相層析儀 (GC-14B, Shimadzu, 日本)，搭配毛細分析管柱 (25QC2/BPX5) 及電子捕捉偵測器 (Electron Capture Detector) 分析。生物可利用有機碳 (Assimilable Organic Carbon, AOC) 的分析，使用之菌種為 *Pseudomonas fluorescens strain P17* 及 *Sporollum species strain NOX* 二種菌種，主要分析方法採美國水及廢水標準檢驗法 19 版。2,4-dibromophenol 分析方法是取水樣 100ml 至血清瓶中，以 10N NaOH 調整 pH 至 11.5 以上將水樣至入分液漏斗中，加入 30ml MTBE，萃取靜置後，取下層液以氮氣將 30ml 吹至 2.5~3ml，以無水硫酸鈉+玻璃纖維棉進行樣品除水收集萃取液 2ml 至 Vial 中，加 MTBE 定量至 5ml。把萃取好的溶液用 GC/ECD 分析，注射部及偵測器

溫度分別控制在 220°C、260°C。

## 2. 掃描式電子顯微鏡 (SEM) 觀察

本實驗是將活性碳樣品先經脫水、乾燥及鍍金處理後利用後，送至國科會貴重儀器中心進行 SEM 觀察，其分析步驟如下：

(1)將樣品浸泡 2.5% 的戊二醛溶液中，於 4°C 靜置 2.5 小時，或於常溫下 24 小時。

(2)以 0.1M 磷酸鹽緩衝溶液 (pH=7.0) 連續浸洗三次，每次約十分鐘。

(3)再依不同濃度的酒精溶液，進行一系列脫水。酒精濃度的變化依次為 30%、50%、70%、90%、95%、100%、100%、100%，共八次脫水，每次均脫水 10 分鐘。

(4)以臨界點乾燥儀 (critical point dryer LADD28000) 進行臨界點乾燥。

(5)將樣品以雙面膠貼在樣品台上，進行鍍金膜，膜厚約 20nm。

(6)以電子顯微鏡觀察照相。加速電壓 0.5~40KV，解像力 3nm，放大倍率 10~300000 X。

## 三、. 結果與討論

### 3-1 生物活性碳(BAC)濾床之培養結果

#### 1. 掃描式電子顯微鏡 (SEM) 觀察

本研究在濾床操作約 9 個月後，分別取濾床不同填充深度之 GAC 進行脫

水、乾燥等前處理，並利用掃描式電子顯微鏡(SEM)觀察 GAC 表面菌相生長情形，由各 GAC 之 SEM 圖(圖 3)顯示在操作初期 GAC 表面並未有微生物附著，然在3個月後，可明顯看出濾床GAC 有微生物附著，其中以濾床深度 10cm 菌落較多，其中以菌種形體來看，桿菌、球菌及絲狀菌均有發現。

#### 2. 氣泡呼吸儀生物攝氧率測定

碳附著微生物之攝氧率(OUR)，藉此評估濾床內之生物代謝活性，所試驗之背景水樣是以未遭污染之地下水添加醋酸鈉(NaAc)基質，同時另一組水樣中加入葡萄糖/穀氨酸(GGA) 基質，作本實驗中利用氣泡呼吸儀定濾床內活性為對照，整體實驗約連續進行 90 小時。實驗結果顯示(圖 4)，添加 GGA 基質之累積攝氧量(OU)最高，而 NaAc 基質者則以添加 10 mg/L 濃度有較高攝氧量。另由圖 5 之 OUR 來看，NaAc 基質添加愈高濃度者，所獲得之 OUR 愈大，同時由 OUR 最大波峰出現時間，顯示微生物在約 6 小時即可達到最高增殖量。

此結果與廢(污)水生物處理之數值比較，雖偏低，但以處理低濃度有機物之自來水淨水廠生物處理單元之生物活性來看，已有相當穩定之生物分解能力。

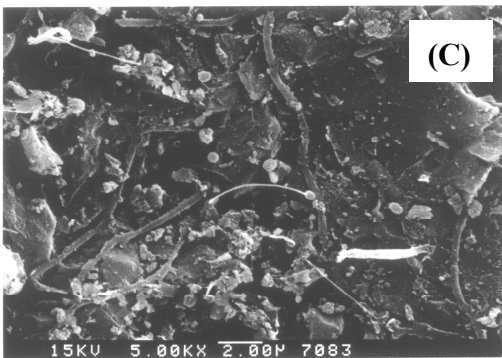
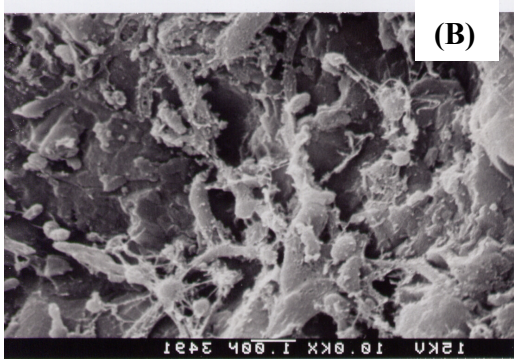
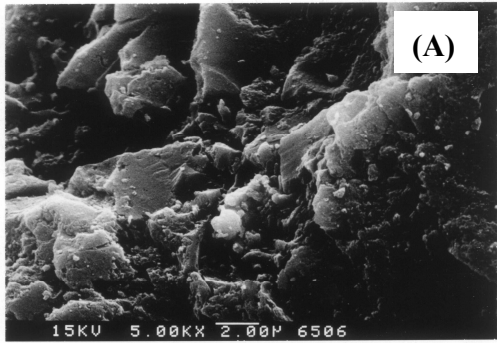


圖 3. BAC 濾床內活性炭附著微生物之電子顯微鏡(SEM)圖。(A)New GAC，(B)濾床操作 11 個月後表層 GAC，(C)濾床操作 11 個月後表層下 10cm GAC。

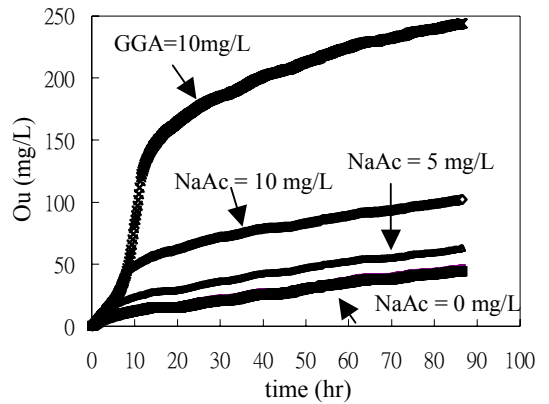


圖 4. BAC 附著微生物之攝氧量(Ou)累積曲線

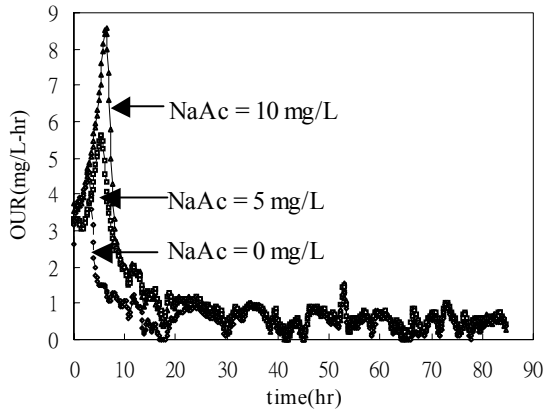


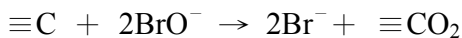
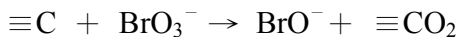
圖 5. BAC 附著微生物之攝氧率(OUR)累積曲線

### 3-2 BAC 濾床對臭氧副產物- $\text{BrO}_3^-$ 之吸附效率

圖 6 是進流水  $\text{BrO}_3^-$  控制在  $250 \mu\text{g/L}$  條件下，空床接觸時間 (EBCT) = 15min，兩種活性炭對  $\text{BrO}_3^-$  之吸附曲線圖，首先 GAC 對  $\text{BrO}_3^-$  之吸附，在吸附初期連續操作 110 天前 (累積進流量約 6200 倍濾床體積)，出流水

$\text{BrO}_3^-$  測值均低於偵測極限值 (MDL =  $1.2 \mu\text{g/L}$ )，操作後期則發現出流水  $\text{BrO}_3^-$  有逐漸升高的趨勢，在累積進流量達 8900 倍濾床體積 (約 150 天)，GAC 之吸附容量為  $0.81\text{mg-BrO}_3^-/\text{g-GAC}$ 。另約在 160 天發現出流水有  $\text{BrO}_3^-$  貫穿 (breakthrough)，截至目前操作 350 天後，仍有約 40 % 之去除率，吸附容量約  $1.02 \text{mg-BrO}_3^-/\text{g-GAC}$ 。

再者，針對濾床出流水中  $\text{Br}^-$  離子之變動情形，濾床在始動初期，出流水  $\text{Br}^-$  偏低，約經一星期後  $\text{Br}^-$  提高至約  $85\text{-}110 \mu\text{g/L}$ ，並維持至濾床貫穿點發生，之後成逐漸降低之趨勢，此現象顯示在初期，因活性炭濾床水力狀況不穩定，同時可能在表面有某些物質釋放出來，導致對  $\text{BrO}_3^-$  未發生去除效果，在操作一段時間後，濾床逐漸趨穩，對  $\text{BrO}_3^-$  亦有吸附還原效果產生，因此  $\text{BrO}_3^-$  在活性炭表面被還原為  $\text{Br}^-$ ，其反應式根據文獻報導<sup>(30,31)</sup>可概略以下式表示：



式中  $\equiv\text{C}$  表活性炭表面， $\equiv\text{CO}_2$  表活性炭表面之氧化態，反應過程活性炭官能基先將吸附之  $\text{BrO}_3^-$  還原成  $\text{BrO}^-$ ，接著進一步轉變成  $\text{Br}^-$ ，其中有部分之

$\text{Br}^-$  釋放於水相中，本實驗採用之活性炭，對  $\text{BrO}_3^-$  之去除能力為  $1.12\text{mg-BrO}_3^-/\text{g-GAC}$ ，同時穩定操作期間出流水中偵測得之  $\text{Br}^-$  濃度，估算約有 54-70% 之  $\text{Br}^-$  釋放至水中，其餘部分研判仍鍵結於活性炭表面，根據文獻報導，此鍵結在活性炭表面之  $\text{Br}^-$ ，將可能與  $\text{BrO}_3^-$  在 GAC 表面官能基行競爭反應，減少  $\text{BrO}_3^-$  被 GAC 還原去除之機會。

針對變化活性炭濾床 EBCT 與  $\text{BrO}_3^-$  之去除關係，圖 7 顯示 EBCT 分別為 3.5 min – 12 min，在濾床操作前期對  $\text{BrO}_3^-$  之去除幾無差異，但貫穿點之發生時間則以 12 min 較晚，兩者約相差 25 天 (約 1500 倍濾床體積)，此現象表示濾床 EBTC 對  $\text{BrO}_3^-$  去除率影響不大，但因本實驗選取之 EBCT 值乃是模擬一般 GAC 濾床對有機物吸附之較合

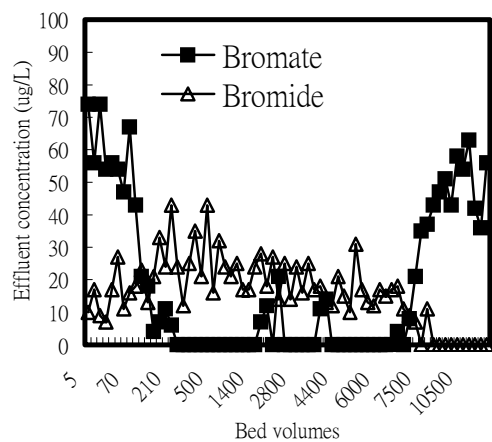


圖 6. Bromate 在 GAC 濾床出流水之變動

適接觸時間，而 GAC 與  $\text{BrO}_3^-$  之接觸反應主要以氧化-還原為主，反應時間可能較 GAC 吸附有機物所需進行之內、外部擴散少，因此本實驗所控制之 EBCT 值似乎已高於 GAC 去除  $\text{BrO}_3^-$  所需者，故造成兩種 EBCT 值之差異不大。

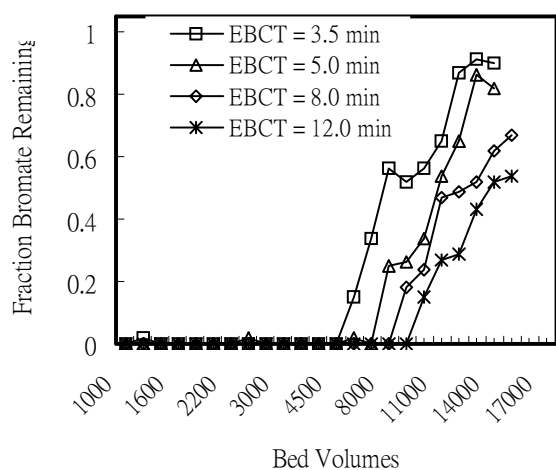


圖 7. BAC 濾床控制之 EBCT 對 bromate 去除之影響

### 3-3 BAC 濾床對有機性臭氧副產物之吸附/分解效率

#### 1. 醛類 (Aldehydes)

針對臭氧化生成之極性副產物-醛類之去除，是取混合 formaldehyde、acetaldehyde、propionaldehyde、butyraldehyde、valeraldehyde 及 glyoxal 等六種醛類之原水進行吸附，原水中每一種醛類濃度均控制在  $40 \mu\text{g/L}$ 。六種醛類以低碳數之 formaldehyde、

acetaldehyde 具有較佳吸附去除效果，分別可達 62-75%、51-70%，具高碳數之 nonanal、decanal 則僅約 25-35% (圖 8)。濾床操作至 190 天(累積進流量約 7400 倍濾床體積)。活性炭濾床對 6 種醛類有機物之吸附效率，與操作初期差異頗大，其中 formaldehyde、acetaldehyde、propanal、glyoxal 等 4 種低碳數醛類去除率約提高至 80~95% 範圍，而 nonanal、decanal 去除率則略有下降。再者，針對 formaldehyde 及 acetaldehyde 之貫穿曲線來看，兩者均約在進流水累積至 2000 倍濾床體積時達到貫穿，此結果與 3-2 節之 bromate 相比，顯然操作初期對醛類有機物之吸附容量遠低於 bromate。原因可能是活性炭表面鍵結之官能基吸附與醛類有機物之間具有吸附

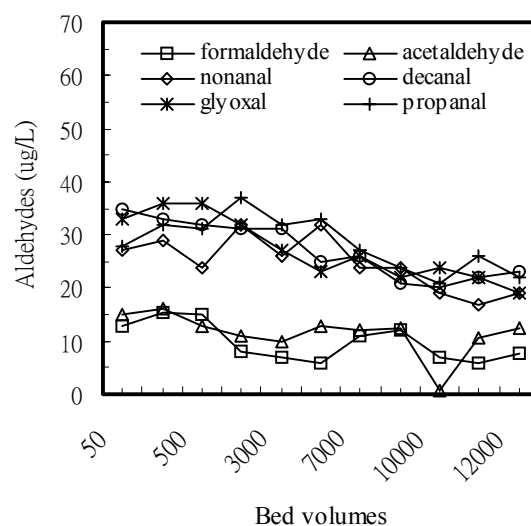


圖 8. 六種醛類在 BAC 濾床出流水之變動情形

選擇性，亦即僅有表面某些官能基能與醛類產生吸附作用。然而當 BAC 濾床生成後（約 15000 bed volumes），六種醛類之去除率即有明顯提升，其中以低碳數之 formaldehyde、acetaldehyde 最顯著，此結果主因是活性碳附著之微生物對醛類產生代謝分解作用。

## 2. 生物可利用有機物 (AOC)

針對 AOC 在濾床之變化，進流水中  $AOC_{Total}$  為 55-82  $\mu\text{g-acetate-C/L}$  (基質主要來自於添加之醛類，部份為背景水樣之有機質)，其中  $AOC_{P17}$  佔 90% 以上，顯示進流水中醛類較易被 P17 菌屬利用。初期 GAC 出流水中  $AOC_{Total}$  略有升高，可能是因濾床操作初期有部分未洗淨雜質自 GAC 釋出所致(圖 9)。在操作至約 180 天後，可明顯看出  $AOC_{Total}$  值逐漸降至 16-32  $\mu\text{g-acetate-C/L}$ 。截至目前，由連續操作約 11 個月之進、出流水溶氧量變化，並配合 SEM 及呼吸儀分析數據來看，研判活性碳濾床內已具生物活性。再者，本實驗所控制之進流水 AOC 濃度與一般受污染原水相比，似乎偏低，因此接續之實驗將提升進流水 AOC 濃度，以探討 BAC 濾床是否有承受高負荷生物可分解有機物之能力。

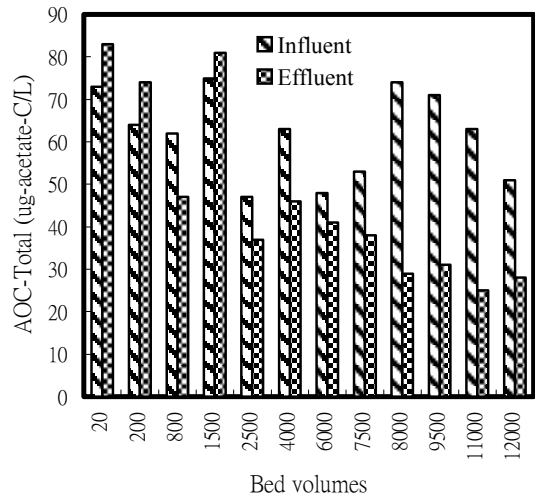


圖 9. AOC 在 BAC 濾床出流水之變動情形

## 3. 2,4-二溴酚 (2,4-dibromophenol)

針對 BAC 濾床對臭氧化生成之含溴有機物去除效率，本研究以 2,4-二溴酚 (2,4-DBP) 為試驗對象，主要是在含溴離子原水臭氧化過程常發現此類副產物，圖 10 顯示在進流水 2,4-DBP 控制 150  $\mu\text{g/L}$  濃度下，濾床操作初期，對 2,4-DBP 之去除效率約僅 30-35%，然當操作至 4 個月後(約 6500 liters)，2,4-DBP 去除率明顯提升至 95% 以上，此結果與前述之醛類及 AOC 有類似情形，推測是 GAC 濾床操作初期，對 2,4-DBP 僅有物理性之吸附發生，但經 4 個月後活性碳濾床內已具生物活性，此時濾床對 2,4-DBP 去除則兼具物理性吸附及生物分解功效，而就兩時期之去除率比較，可初步研判生物性之分解，佔重要角色。

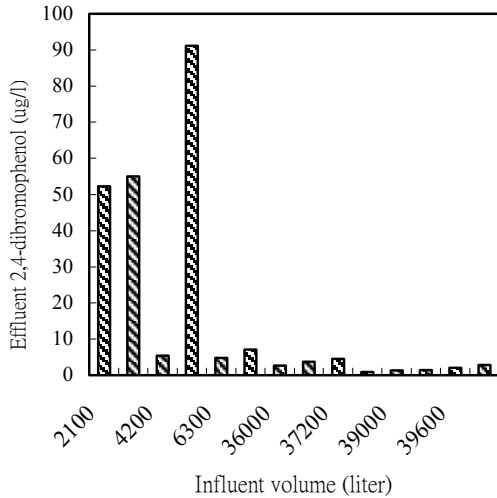


圖 10. 2,4-DBP 在 BAC 濾床出流水之變動情形

#### 四、結論與建議

1. 生物活性碳濾床(BAC)附著之微生物菌相利用電子掃描顯微鏡 (SEM) 分析，發現培養 12 個月之生物活性碳 (BAC)，已有絲狀菌、桿菌及球菌生長，初步研判 BAC 濾床已具生物活性。
2. BAC 濾床內活性碳之附著之菌種活性利用氣泡式呼吸儀測定，可獲得最高攝氧率(OUR)為 8.5 mg-O<sub>2</sub>/L·hr，且隨增加 NaAc 基質量增加而上升。
3. 活性碳濾床對臭氧副產物 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 的去除相當有效，以本研究採用之活性碳估算，濾床內每克活性碳約可去除 1.02 mg BrO<sub>3</sub><sup>-</sup>。本研究以一般吸附有機物之空床接觸時間，結果發現在濾

床控制之空床接觸時間對 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 去除影響不大。

4. 生物活性碳濾床對醛類有機物之及 acetaldehyde 兩種醛類有較佳效果，高碳數普遍較差。而當活性碳附著之微生物生成後，對醛類產生代謝分解作用，去除率即明顯提升。
5. 活性碳濾床對 AOC 之去除，在初期效果不佳，然至操作約 180 日後即可明顯看出 AOC<sub>Total</sub> 值逐漸降低，研判活性碳濾床內生物活性已能有效分解臭氣生成之小分子有機物。
6. 針對 BAC 濾床對含溴之臭氧副產物 2, 4-dibromophenol 之吸附/生物分解 (adsorption/biodegradation) 效率，平均去除率可達 95 % 以上。
- 7 針對本省自來水水源受到有機物污染，在國內水廠引進臭氧及 GAC 濾床之際，在設計 GAC 濾床之吸附效率時，應考慮將臭氧消毒所可能產生之副產物一併列入，如此才不致於造成另一水質問題。

#### 誌謝

本研究承蒙國科會補助經費(NSC 91-2211-E-241-003)，特此誌謝，對台灣省自來水公司水廠人員協助採樣，亦在此一併銘謝。

## 參考文獻

- [1]AWWA Research Foundation,Use of Alternative Disinfectants, Chlorination By-Products: Production and Control. 174-188, 1992.
- [2]Najm, I. N., Patania, N. L., Jacangelo, J. G., and Krasner, S. W. Evaluating Surrogates for Disinfection By-Products, Jour. AWWA., 86: 6, 98-106, 1994.
- [3]Pontius,F.W.Expedited Microbial/Disinfection By-product Rules Defined, Jour. AWWA., 89:10, 20-24, 1997.
- [4]Hoigne, J., and Bader, H., “Ozone Initiated Oxidations of Solutes in Wastewater : A Reaction Kinetic Approach,” Prog. Water Technol., 10, 657, 1978.
- [5]Rice, R. G., “Ozone Oxidation Products-Implications for Drinking Water Treatment,” In Biohazard of Drinking Water Treatment, Larson, R. A., ed., Lewis Publishers, Inc. Chelsea, MI., 1989.
- [6]Hoigne, J. and Bader, H., “Rate Constants for Reaction of Ozone with Organic Pollutants and Ammonia in Water,” IOA Symp., Toronto, Canada,1977.
- [7]Reckhow, D. A., Leqube, B., and Singer, P. C., “The Ozonation of Organic Halide Precursors: Effect of Bicarbonate,” “Water Research, 20:8:987-998, 1986.
- [8]黃文鑑 (2001), “消毒副產物前質控制方法-前氧化、混凝及生物過濾法,” 環保月刊, 第5期, 11月號, 156-159.
- [9]Langlais, B., Reckhow, D. A., and Brink, D. A., “Ozone in Water Treatment: Application and Engineering,” AWWARF, Compagnie Generale Des Eaux, Lewis Publishers, Chelsea, 1991.
- [10]Froese, K. L., Wolanski, A. and Hruday, S. E., “Factors Governing Odorous Aldehydes Formation As Disinfection By-Products in Drinking Water,” Water Research, 33:6:1355-1364, 1999.
- [11]Van Hoof, F., Jnsens, J. G., and Van Dijck, H., “Formation of Oxidation By-Products in Surface Water Preozonation and Their Behavior in Water Treatment,” “Water Supply, 4:93-102, 1986.
- [12]Oxenford, J. L., “Disinfection

- By-Products in Water treatment: The Chemistry of Their Formation and Control,” R. A. Minear, and G. L. Amy, eds., Lewis Publishers, 1996.
- [13] Glaze, W. H., “Summary: Workshop on By-Products of Ozonation, AWWA Research Foundation, Denver, CO., 1988.
- [14] Weinberg, H. S., Glaze, W. H., Krasner, S. W. and Scilimenti, M. J., “Formation and Removal of aldehydes in Plants that Use Ozonation,” *Jour. AWWA.*, 72:5:72-85, 1993.
- [15] Hu, J. Y., et al., “The Effect of Water Treatment Processes on The Biological Stability of Potable Water,” *Water Research*, 33:11:2587-2592, 1999.
- [16] 黃文鑑、彭曉萱、許振銘 “活性碳濾床控制臭氧消毒副產物及對水質生物穩定性之研究”, *弘光學報*, 42,179-186, 2003.
- [17] Brunet, R., Bourbigot, M. M., and Dore, M., “The Influence of the Ozonation Dosage on the Structure and Biodegradability of Pollutants in Water, and Its Effect on Activated Carbon Filtration,” *Ozone Sci. Eng.*, 4:15-32, 1982.
- [18] Janssens, J. G., Meheus, J. and Dirickx, J., “Ozone Enhanced Biological Activated Carbon Filtration and Its Effect on Organic Matter Removal, and in Pasticular on AOC Reduction,” *Water Sci. Technol.*, 17:1055-1068, 1984.
- [19] Miltner, J., Shukairt, M. and Summers, R., “Disinfection By-Product Formation and Control by Ozonation and Biotreatment,” *Jour. AWWA*, 84:11:53-62, 1992.
- [20] Orlandini, E., Kruithof, J. C. Siebel, M. A. and Schippers, J. C., “Assessing Ozonation as Pretreatment for Granular Activated Carbon Filtration,” IOA Regional Conference, Zurich, 1994.
- [21] DeWaters, J. E. and DiGiano, F. A., “Influence of Ozonated Natural Organic Matter on the Bio-degradation of a Micropollutant in a GAC Bed,” *Jour. AWWA*, 82:8:69, 1990.
- [22] Zhang, S. and Huck, P. M., “Biological Water Treatment: A Kinetic Modeling Approach,” *Water Research*, 30:5:1195, 1996.

- [23]Servais, P., Billen, G., Bouillot, P., and Benezent, M., "A Pilot Study of Biological GAC Filtration in Drinking Water Treatment," *Jour. Water SRT-Aqua*, 41:3:163-168,1992.
- [24]Price, M. L., "ozone and Biological Treatment for DBP. Control and Biological Stability," "AWWARF, Denver, 1994.
- [25]Price, M. L. et al., "Evaluation of Ozone/Biological Treatment for Disinfection By-Product Control and Biologically Stable Water," *Ozone Sci. & Eng*, 15:95, 1993.
- [26]Kransner, S. W., Scilimenti, M. J., and Coffey, B. M., "Testing Biologically Active Filters for Removing Aldehydes Formed During Ozonation," *Jour. AWWA*, 85:5:62, 1993.
- [27]Siddiqui, M., Amy, G. L., and Rice, R. Q., "Bromate Ion Formation: A Critical Review," *Jour. AWWA*, 87:10:58-70, 1995.
- [28]Amy, G. M., et al., "Threshold Levels for Bromate Ion Formation in Drinking Water," "IWSA Workshop, Paris, 1993.
- [29]APHA, AWWA and WPCF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th edition, 1995.
- [30]Siddiqui, M., et al., "Bromate Ion Removal by Activated Carbon," *Water Research*, 30:7:1651-1660, 1996.
- [31]Asami, M., et al., "Bromate Removal During Transition From New Granular Activated Carbon (GAC) to Biological Activated Carbon (BAC)," *Water Research*, 33:12:2797-2804, 1999.

# 以高分子凝集劑處理高濁度原水之研究

翁韻雅<sup>1</sup>，賴文亮<sup>2</sup>，葉宣顯<sup>3</sup>

## 摘要

本研究旨在探討將高分子凝集劑添加於高濁度原水中，以加速顆粒凝集效果之可行性，並找出高分子凝集劑之選用準則，以及其與多元氯化鋁 (PAC) 間之調適，以提昇國內傳統混凝程序對高濁度原水之處理能量。研究之初先蒐集符合我國環保署成分規定之高分子凝集劑十餘種，經由膠體滴定等方法，確定其基本性質。然後以人工原水進行混凝試驗，繼之以實廠高濁度原水之驗證。

研究結果顯示，單獨以 PAC 為混凝劑，雖可有效降低高濁度原水混凝後的殘留濁度，但所需劑量極高，連帶產生大量污泥。若直接以陽離子型 polymer 為主凝劑，則上澄液濁度稍高 (約 10 NTU)，但可大幅降低污泥量。而以陰離子型 polymer 直接做為主凝劑，則濁度去除效果不佳。至於以 PAC 為主凝劑，polymer 為助凝劑進行混凝，可大幅降低 PAC 之添加量及沉澱污泥量，同時增進膠羽之沉降速度。其中，高分子量之陰離子型 polymer 所生成之膠羽粒徑較大，沉降速度亦較高。但以上澄液之殘

留濁度而言，則陽離子型 polymer 之效果優於陰離子型及非離子型 polymers。此外，陰離子型 polymer 做為助凝劑時受加藥順序之影響較大，以 polymer 先加，隨後再加 PAC 之效果較佳，陽離子型及非離子型 polymer 受加藥順序影響較小。

## 一、前言

台灣地區因具高山陡峻、河川短促之地理特性，河川流速湍急，河岸冲刷嚴重，且洪、枯水量差異大；加以水土保持不完善，部份集水區地質鬆軟，每遇颱風季節帶來暴雨時，洪水夾帶大量泥砂進入河川，水中懸浮固體物增加，導致以表面水為水源之淨水場原水濁度急遽上昇。近年來，北部部分淨水廠發現在颱風或上游水庫洩洪 1~2 週後，下游往往會出現穩定性極佳的懸浮微粒，此種原水呈白色混濁狀 (稱之為白濁水)，久置不易沉澱。Shi and Chiang (1998) 亦指出颱風過後之數週，原水中會出現相當多之微細顆粒，傳統之混凝沉澱程序無法控制其出水濁度，並有混凝膠羽不易沉澱，沉澱池出流水殘留濁

\*本文係修正自原登於中華民國自來水協會第二十屆自來水研究發表會

<sup>1</sup> 國立成功大學環境工程學系研究生

<sup>2</sup> 大仁技術學院環境工程與科學系副教授

<sup>3</sup> 國立成功大學環境工程學系教授

度偏高，及導致後續過濾單元超負荷，縮短濾程及增加反洗頻率等問題。甚者，當水廠操作人員無法找出因應對策時，被迫降低清水水質標準、減量供水或關廠停水，招致民怨。

檢視上述問題之核心，與混凝程序控制不佳相關，若能改善此一單元之處理效果，應可提高出水水質及水量，減緩濁度對淨水工程之影響，使水廠在高濁度期間仍能正常供水。高分子凝集劑（polymers）在許多研究中被證實有助於膠體顆粒之快速凝集與沉降，因此可更有效地去除濁度。但市面上可用於水處理之高分子凝集劑種類眾多，即使同一種成份之高分子凝集劑，因聚合與水解狀態之不同，分子量可能由數仟至數百萬，帶電性亦可能有帶正、負電或不帶電之異。如何針對原水水質，選用適當種類之高分子凝集劑、加藥量，以及與主凝劑（如明礬、多元氯化鋁等）間之加藥順序，對淨水廠之操作應具有實用性。

本研究主旨除欲探討高分子凝集劑之選用準則外，另其與混凝劑（多元氯化鋁）間之調配及適當的添加方式，亦在本研究之範疇內。研究中亦針對不同操作條件下所形成膠羽之表面帶電性質、生成沉澱污泥體積及顆粒粒徑變化等，探討高分子在混凝過程中所扮演

之角色。

## 二、實驗方法

本研究主要針對高濁度原水，利用高分子凝集劑幫助混凝，探討有效降低沉澱池出流水之殘留濁度，以減輕濾床負荷，延長濾程之方法。為符合上述之期望，實驗設計主要利用瓶杯試驗，探討以 PAC 為主凝劑，高分子凝集劑為助凝劑時，助凝劑種類及劑量對混凝去除濁度之影響，並找出主凝劑及助凝劑之間最佳的比例。及 PAC 與高分子凝集劑之加藥順序，並藉由膠體之表面電位及粒徑分佈之變化，探討高分子凝集劑在混凝過程中所扮演的角色。研究中亦對試驗用的高分子凝集劑進行所帶電荷密度的分析 (Kawamura *et al.*, 1967)。

### 試驗原水

為模擬實廠之高濁度原水，本研究採集南化淨水廠調勻池底泥，經烘乾、研磨、過篩（平均孔徑 0.044 mm）等處理後，貯備為配製人工原水濁度物質的來源。依據環保署之規定，必須當原水濁度大於 250NTU 時，始得使用高分子凝集劑。而南化水庫在暴雨之後，原水濁度可急遽提升到 1000 NTU 以上，因此本研究乃配製 250 NTU 及 1000 NTU 二種不同濁度的人工原水進行相關試驗。其相關水質參數如表一。另於 92

年 6 月間採高雄縣坪頂淨水廠之高濁度原水進行試驗，以印證人工原水之結果。

表一 人工原水水質參數

水質參數	人工原水		實驗室 自來水
	250 NTU	1000 NTU	
pH	8.11	8.19	8.01
鹼度 (mg/L as CaCO <sub>3</sub> )	140.5	140	134
濁度 (NTU)	1025	224	0.15
NPDOC (mg-C/L)	2.401	1.77	0.29
UV254 (cm <sup>-1</sup> )	0.067	0.042	0.010
界達電位 (mV)	-15.4	-15.3	----

### 瓶杯試驗

本試驗中使用 PAC (polyaluminum chloride, Showa, Japan) 為混凝劑，配合

一系列不同性質之高分子凝集劑，進行相關研究。試驗的 polymer 包括三種環保署所核可的主成分，分子量分佈介於 5 萬至 1600 萬之間，其中 5 種屬於陽離子型、4 種屬於陰離子型及 1 種屬於非離子型。有關 polymer 的種類、特性、製造廠商及認證單位均列於表二。

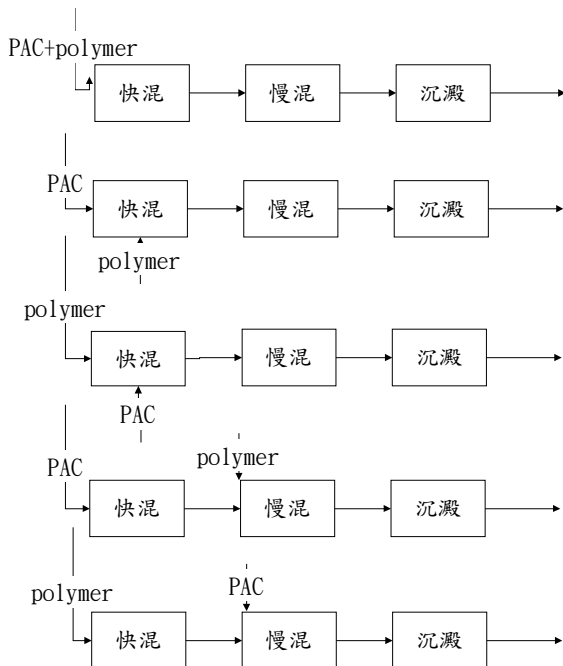
瓶杯試驗乃以 6 個 1 公升自製之方型壓克力燒杯各盛裝 1 公升之原水，加入定量所欲試驗的混凝劑、助凝劑，以瓶杯試驗機 (Phipps & Bird) 進行之。先在 100 rpm 下快混 3 min，35 rpm 下慢混 25 min，然後靜置 30 min。隨後於瓶杯上層之放流口取適量之上澄液，分析

表二 本研究採用的 polymer 種類

編號	型號	主成分	限制加藥量 (mg/L)	電性/電荷密度 (coulombs/g)	分子量 (萬)	提供廠商	認證
a	Kasfloc 831 AP	Polyacrylamide (PAM)	1 mg/L	陰離子型/-311	高分子量	PT. Kastraco	FDA
b	Magnafloc LT27	Polyacrylamide (PAM)	1 mg/L	陰離子型/-203	高分子量	Ciba Specialty Chemicals	NSF
c	A-110 PWG	Polyacrylamide (PAM)	1 mg/L	陰離子型/-168	高分子量 (約 1600)	Cytec	NSF
d	Kuriflock PA-322	Polyacrylamide (PAM)	1 mg/L	陰離子型/-98	高分子量 (約 900)	Kurita	USEPA
e	Magnafloc LT20	Polyacrylamide (PAM)	1 mg/L	非離子型	高分子量 (約 780 萬)	Ciba Specialty Chemicals	NSF
f	Magnafloc LT35	Poly (DADMAC)	10 mg/L	陽離子型/220	低分子量	Ciba Specialty Chemicals	UK
g	CT-4000	Poly (DADMAC)	10 mg/L	陽離子型/211	低分子量 (約 30)	聯合國際	
h	Superfloc 573c	Epi-DMA Polymer	20 mg/L	陽離子型/310	低分子量 (約 5~10)	Cytec	NSF
i	CT-5000	Epi-DMA Polymer	20 mg/L	陽離子型/318	低分子量 (約 10)	聯合國際	

其殘留濁度、pH、鹼度及導電度等。試驗過程中，需觀凝情形，以數位相機拍攝其膠羽大小，並視情況輔以沉澱污泥量及沉降性的量測。

為瞭解不同 PAC 與 polymer 的加藥順序對混凝效果之影響，本實驗中設計了五種不同的加藥順序如圖一所示，分別為 (1)於快混前同時加入 PAC 及 polymer，進行快混、慢混及靜置。(2)先加入 PAC，快混 1 min 隨後加入 polymer，快混 2 min，繼續進行慢混及靜置。(3)先加入 polymer，快混 1 min 後加入 PAC，快混 2 min，然後繼續進行慢混及靜置。(4)加入 PAC，快混 3 min，再添加 polymer，進行慢混及靜置。(5)加入 polymer，快混 3 min，再添加 PAC，進行慢混及靜置。



圖一 瓶杯試驗中加藥順序的設計

## 水質分析方法

試驗過程中係以濁度計 (Hach 2100N, USA)進行濁度的量測，界達電位則是利用界達電位分析儀 (Zetasizer 2000 HAS, Malvern, U.K.)進行測定。若將慢混後的水樣緩慢倒入倒錐形 Imhoff Cone (1000 mL, Vit Lab, U.S.A.) 中靜置，使膠羽沉降於底部，並於 30 分鐘後讀取固液界面刻度值，此即為混凝後沉澱污泥體積 (ml / L)。

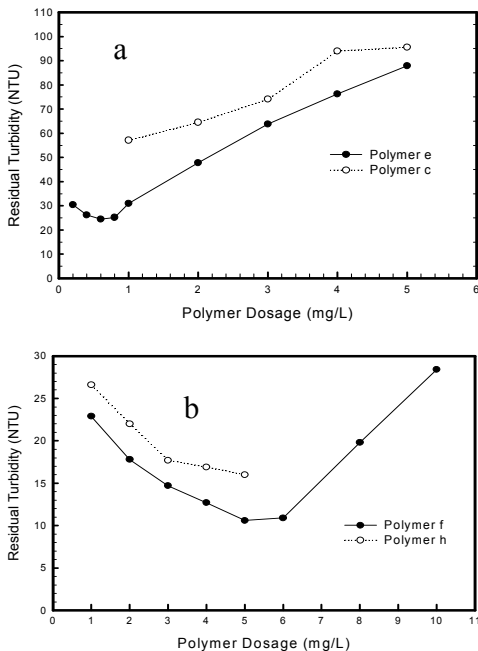
## 三、結果與討論

### (一)單獨以 polymer 為混凝劑之混凝效果

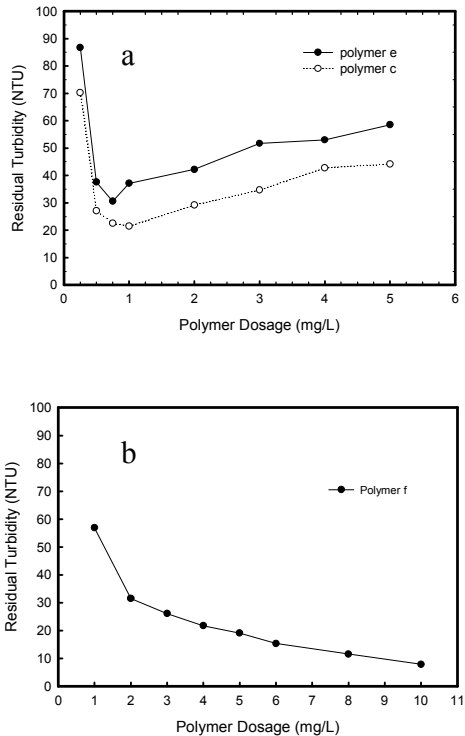
為瞭解僅以 polymer 為主凝劑時，是否能有效處理高濁度原水，本研究分別以 c、e、f 及 h 四種 polymer 為主凝劑，調整其劑量進行瓶杯試驗後，分析其上澄液之各項水質參數，並將結果繪成各種 polymer 其劑量與殘留濁度的關係圖，如圖二 (250 NTU 人工原水) 及圖三 (1000 NTU 人工原水)。由於 polymer 之適用 pH 範圍較廣，而混凝後所測得之上澄液 pH 值及鹼度亦未隨 polymer 劑量的增加而有所改變，因此在以 polymer 為主凝劑的部分並不討論其 pH 及鹼度的變化及影響。

以 250 NTU 人工原水實驗的結果顯示，僅以陰離子及非離子型 polymer

(polymer c 及 polymer e) 為主凝劑時，其濁度之去除效果僅能將殘留濁度降至 57 NTU (polymer c) 及 24 NTU (polymer e)，與理想目標相差甚遠，且殘留濁度隨 polymer 劑量之增加而提高。若單獨以陽離子型 polymer h 為主凝劑，殘留濁度則隨劑量之增加而降低，但於劑量達 3 mg/L 以上即趨於平緩，殘留濁度仍高達 15 NTU 以上。而僅添 polymer f 則效果較好一些，在劑量達 5 mg/L 處，殘留濁度可降至 10 NTU 左右，但繼續提高 polymer 劑量，則反而使殘留濁度升高，對於濁度的去除效果亦不甚理想。



圖二 各種 polymer 劑量與殘留濁度之關係 (250 NTU 人工原水) (a)陰離子型及非離子型 polymer (b)陽離子型 polymer

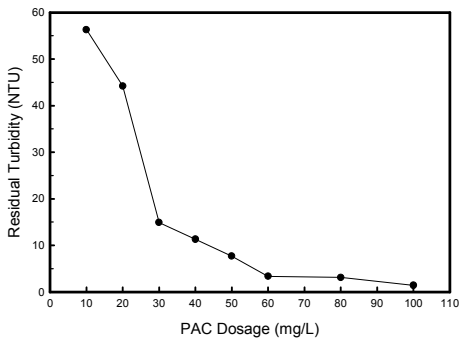


圖三 各種 polymer 劑量與殘留濁度之關係 (1000 NTU 人工原水)(a)陰離子型及非離子型 polymer (b)陽離子型 polymer

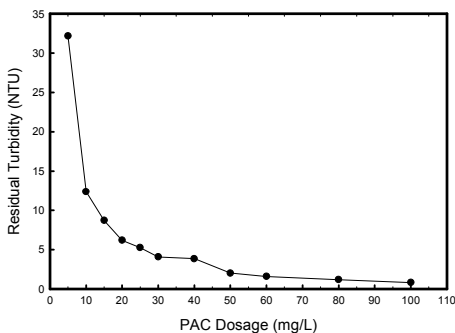
以 1000 NTU 人工原水進行實驗，亦得到類似趨勢，polymer c 僅可將殘留濁度降至 30 NTU，polymer e 可將殘留濁度降至 20 NTU，而使用 polymer f 則可降至 10 NTU，這對初始濁度 1000 NTU 而言，應已是可接受之濁度去除率，短暫時間之沉澱池出水高濁度可由後續之過濾設備承擔，也許可由增加反洗之頻率來加以因應。

## (二)僅以 PAC 為混凝劑之混凝效果

圖四及圖五分別為 250 NTU 及 1000 NTU 人工原水，以 PAC 為混凝劑進行瓶杯試驗後，以上澄液之殘留濁度為縱軸，各瓶杯之 PAC 加藥量為橫軸，繪成 PAC 劑量與殘留濁度關係圖。圖四中之殘留濁度隨著 PAC 劑量增加而降低，當 PAC 劑量達 60 mg/L 時殘留濁度可降至 2 NTU 以下，然而在加藥量高於 20 mg/L 後，濁度再降低之速率已趨緩



圖四 PAC 劑量與殘留濁度之係 (250 NTU 人工原水)



圖五 PAC 劑量與殘留濁度之關係 (1000 NTU 人工原水)

。因此，決定以 PAC 劑量 20 mg/L 探討 polymer 對 250 NTU 人工原水之助凝效果。圖五亦顯示，增加 PAC 劑量可增進 1000 NTU 人工原水之濁度去除效果，而 60 mg/L 以上的 PAC 劑量即可使出流水濁度低於 4 NTU。雖然添加高劑量的 PAC 可有效降低沉澱池出流水之濁度，但污泥量及藥劑費用將大幅提高，故後續研究針對 1000 NTU 之人工原水亦以 20 mg/L 的 PAC 劑量，搭配各種助凝劑之使用進行後續實驗，以瞭解 polymer 做為助凝劑而加強濁度去除效果之可行性。

## (三) Polymer 搭配 PAC 作為助凝劑之混凝效果

### 1. 高分子凝集劑之篩選

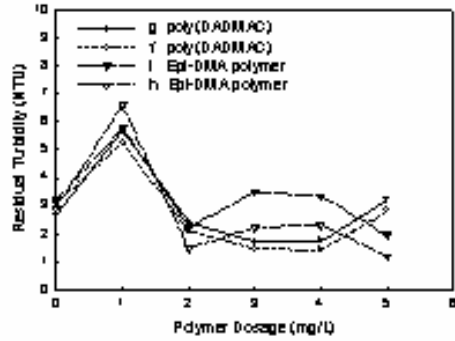
在此，以濁度 250 NTU 人工原水，添及劑量為助凝劑進行瓶杯試驗，比較各種 polymer 之助凝效果，以觀察高分子凝集劑之性質與助凝效果間之關係。圖六中的四條折線分別表示 PAC 配合 f、g、h、i 四種陽離子型 polymer 進行混凝後，polymer 劑量與上澄液殘留濁度值的關係。其中 f 及 g 是屬於 poly(DADMAC)，電荷密度均在 210 coulombs/g 左右；此二種 polymer 主成分一樣，電荷密度相近，實驗後的結果也有一致趨勢，在 polymer 劑量達到 3 mg/L 左右時，殘餘濁度可降到 1.5 NTU

以下。h 及 i 主成分為 Epi-DMA Polymer，電荷密度分別為 309.4 及 283.7 coulombs/g，進行混凝試驗後的殘餘濁度也有一樣的趨勢，但電荷密度較高的 h 效果稍好一些。此四種 polymer 中，以 polymer f 的混凝效果最好，故在更深入的實驗時將以之做為陽離子型加 20 mg/L 的 PAC 為主凝劑，不同 polymer 的代表。

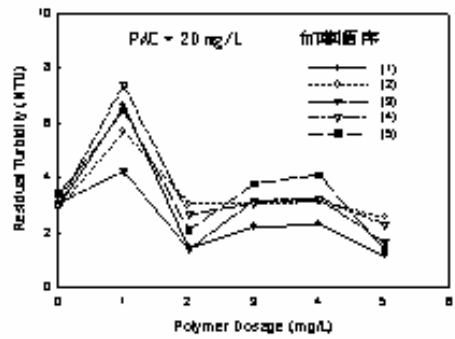
圖七中五條折線分別為 PAC 配合 a、b、c、d、e 五種 polymer，其混凝後 polymer 劑量與上澄液殘留濁度值的關係。其中 a、b、c、d、e 的編號乃依其帶陰離子的電荷密度由高而低排列，而 polymer e 的電荷密度趨近於零，屬於非離子型 (各種 polymer 的詳細資料請參照表二)。結果顯示，polymer a、b、c 及 d 之殘留濁度皆反較未添加 polymer 時為高，並無助凝之效果；而 polymer e (分子量約 780 萬) 混凝後殘留濁度值最低，但與未添加 polymer 時相較，僅降低 1~2 NTU，助凝效果並不明顯。

2. 加藥順序之影響

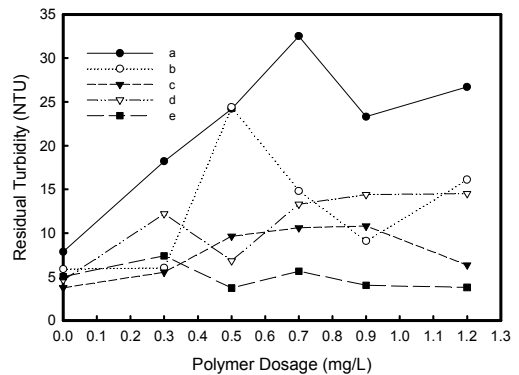
由先前的實驗結果顯示，在 PAC 及 polymer 的搭配上顯然是以陽離子型 polymer 的效果較好；陰離子型則效果不彰，甚至有惡化的情形出現。為此，本研究乃進一步設計不同的加藥順序，分別以陽離子型、非離子型及陰離子型



圖六 PAC 配合陽離子型 polymer 之劑量與殘留濁度關係圖(250 NTU 人工原水)



圖七 PAC 配合陰離子型及非離子型 polymer 之劑量與殘留濁度關係圖(250 NTU 人工原水)



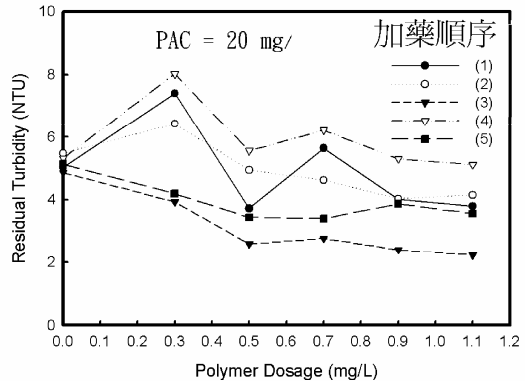
圖八. 不同加藥順序下，PAC 配合 polymer h 劑量與殘留濁度之關係 (250 NTU 人工原水)

polymer 為助凝劑進行瓶杯試驗，探討其受加藥順序影響的情形。五種不同之加藥順序已示於圖一，並詳述於實驗方法中。

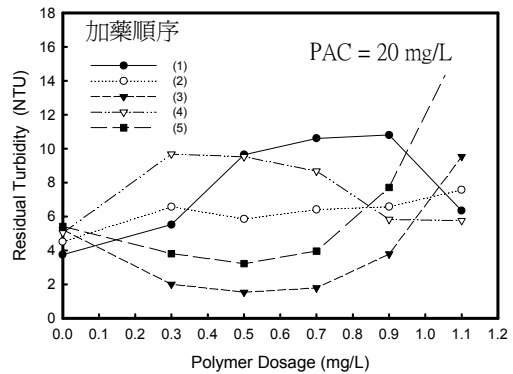
在陽離子型 polymer 的部分，選擇 polymer h (Epi-DMA Polymer, MW = 5~10 萬) 進行實驗。圖八所示為 PAC + polymer h 在不同加藥順序下 polymer 劑量與殘留濁度的關係，顯示 polymer h 在混凝試驗中受加藥順序的影響僅在 2 NTU 之間，且最佳之加藥順序為第一種 (同時加入 PAC 及 polymer)，恰與先前實驗的加藥順序相同。

Polymer e 為非離子型 polymer，其受加藥順序及劑量的影響情形如圖九所示，於五種不同 polymer 種不同加藥順序下的混凝效果皆有差異，其中以第三種加藥順序的混凝效果最好，第五種次之，而其他加藥順序甚至使殘留濁度較單獨加 PAC 者更高，助凝效果不佳。第三種及第五種加藥順序皆為先加入 polymer 後加入 PAC。

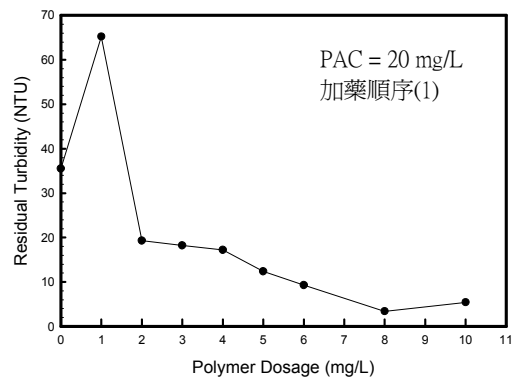
陰離子型 polymer 當中，係以 polymer c 進行加藥順序的試驗，實驗結果示於圖十。Polymer c 受加藥順序的影響很大，最適合的加藥順序仍以第三種為首，第五種次之，此結果與非離子型 polymer 一致；但其他之加藥順序皆使混凝結果惡化，且在同樣的 polymer 劑



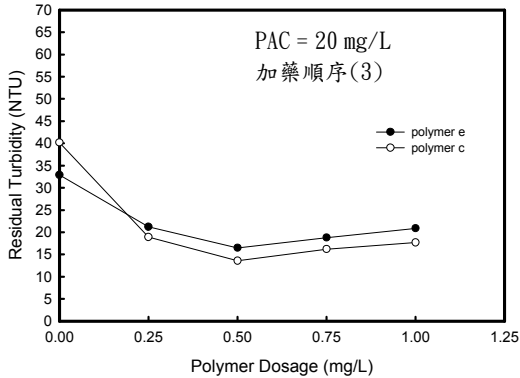
圖九 不同加藥順序下，PAC 配合 polymer e 劑量與殘留濁度之關係 (250 NTU 人工原)



圖十 不同加藥順序下，PAC 配合 polymer c 劑量與殘留濁度之關係 (250 NTU 人工原水)



圖十一 PAC 配合 polymer f 之劑量與殘留濁度關係圖 (1000 NTU 人工原水)



圖十二 PAC 配合 polymer e 及 polymer c 之劑量與殘留濁度關係圖(1000 NTU 人工原水)

量下殘留濁度會有 10 NTU 之差距。因此，在採用陰離子型 polymer 時，需謹慎選擇其加藥順序。

至於更高濁度 (1000 NTU) 之人工原水，僅以較有效的 polymer 種類及其最適加藥順序進行試驗。陽離子型 polymer 的部分，以 20 mg/L PAC 配合助凝效果最好的 polymer f，並採用第一種加藥順序進行瓶杯試驗，結果顯示其濁度去除效果良好 (如圖十一)，在 polymer f 劑量達 8 mg/L 處，殘留濁度降至 3 NTU，如此之濁度去除效果已可等同於單獨加入 60 mg/L 之 PAC；然 polymer f 劑量達 10 mg/L 處，其殘留濁度值反而提高。陰離子型及非離子型 polymer 乃分別以 polymer c 及 polymer e 為代表，配合 20 mg/L PAC，且以第三種加藥順序 (如先前實驗結果) 進行試

驗，圖十二所示即為此二種 polymer 之助凝效果。圖中顯示，polymer c 之助凝效果較 polymer e 為佳，此結果與 250 NTU 人工原水之試驗結果相反，這可能是由於較高濁度的原水進行混凝時，其受架橋作用之影響較大，因此分子量較高 (約 1600 萬) 之 polymer c 在 1000 NTU 原水濁度下較占優勢。然而，polymer c 及 polymer e 均在 0.5mg/L 劑量處發揮最好之助凝效果，將 1000 NTU 人工原水混凝沉澱後之殘留濁度降至 13 及 16 NTU。

#### (四)各種加藥方法之比較

前面各節中，以單獨添加 PAC 或 polymer 及 PAC 配合 polymer 三種不同加藥方式之濁度去除效果來討論使用 polymer 之可行性。在人工原水混凝試驗中，以不同的加藥方式雖能達到類似的濁度去除率，但產生的沉澱污泥體積或形成的膠羽性質可能有所不同，而這些情形可能會影響水廠實際上之操作。

##### 1.膠羽形成速度及外觀

在瓶杯試驗過程中，以肉眼觀察膠羽形成速度並用數位相機拍攝膠羽外觀，以掌握各操作條件下之混凝情形。由觀察發現，PAC 搭配陰離子型 polymer c 或非離子型 polymer e 的瓶杯試驗，膠羽於快混時就已形成，且膠羽顆粒較大，凝結情況良好；但經過水質分析之

後，發現其上澄液殘留濁度值反較僅加 PAC 而形成膠羽較小且分佈均勻的瓶杯為高。這可能是因為加入 polymer 助凝的瓶杯在混凝時快速形成大型膠羽，而大膠羽通常數量較少且分佈不均，反而減少與水中其他濁度物質之碰撞機會所致。因此，就實驗室之瓶杯試驗（批次式）而言，形成碩大之膠羽並不一定保證良好的濁度去除效果。再者，就一般淨水廠的設計流程，快混池、膠凝池及沉澱池通常都是分開進行，膠羽於膠凝池形成之後再隨著水流進入沉澱池。而有些水廠的設計水流速度較快，或水流需流經有跌水的地方，有可能破壞已形成的膠羽結構，使其趨於細碎而降低被沉澱去除之效果，故膠羽之性質亦可影響濁度之去除效果。

## 2. 沉澱污泥體積

下列五種不同的藥方法，皆可將 1000 NTU 人工原水的殘留濁度降至約 10 NTU。(1)40 mg/L PAC (2)10 mg/L polymer f (3)20 mg/L PAC + 5 mg/L polymer f (4)20 mg/L PAC + 0.5 mg/L polymer e (5)20 mg/L PAC + 0.5 mg/L polymer c。然而不同方法所產生的沉澱污泥體積卻有相當的差異。圖十三顯示，僅加 PAC 時產生的沉澱污泥體積最多 (6 ml/L)，其次為以 PAC 配合陽離子型 polymer f (沉澱污泥體積 = 5.5

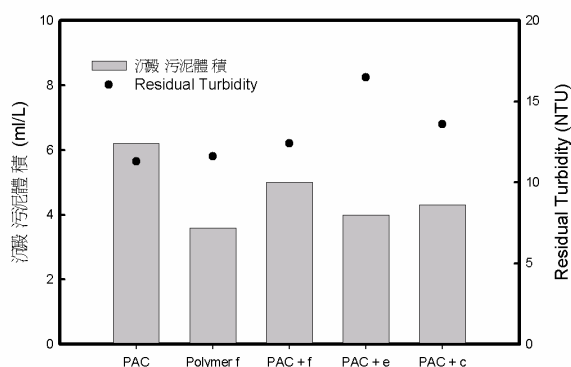
ml/L)，PAC 配合陰離子型 polymer c 及 PAC 配合非離子型 polymer e (沉澱污泥體積 = 4~4.5 ml/L)，而沉澱污泥體積最少的為僅加入 polymer f。由上述結果推論，沉澱污泥體積應是由存在原水中之濁度物質及加入的藥劑所產生，因此當殘留濁度降低、PAC 加量提高，污泥量則提高；而添加 polymer f 時，由於其加量較少，且形成之膠羽較緊實，故產生較少污泥；當 PAC 配合 polymer 時，則因為 PAC 添加量固定，故生成污泥量也變化不大。

## 3. 膠羽沉降速度

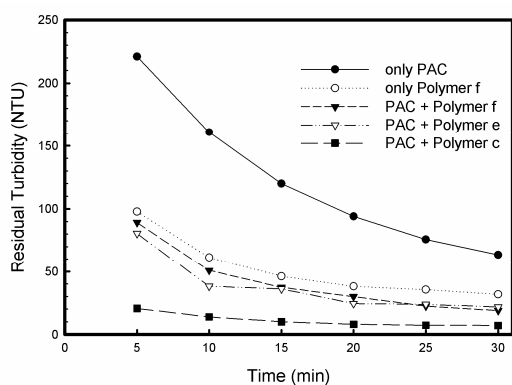
將慢混後之水樣倒入 1L 量筒中，並連續量測固定深度處的濁度值，則可由其濁度降低的情形來看出膠羽的沉降性。濁度降得快表沈降性佳，反之，濁度值緩慢下降則代表膠羽沉降性較差。在此，同樣比較達到相同殘留濁度的情形下，五種不同加藥方式所產生混凝膠羽沈降性 (圖十四)。圖中膠羽之沈降性由好至壞分別為 PAC + polymer c、PAC + polymer e、PAC + polymer f、only polymer f，而 PAC 的膠羽沈降性則明顯較差。

此一結果與前二節所描述之膠羽外觀及沉澱污泥體積似可做相同的解釋：polymer 的助凝可產生較大且紮實之膠羽，其中又以分子量最高的 polymer c

(1600 萬) 效果最好，polymer e (分子量 780 萬) 次之，polymer f (低分子量) 又次之；僅添加 PAC 則形成均勻分佈之細碎膠羽，而僅添加 polymer f 則膠羽較鬆散。因此，PAC 配合高分子凝集劑可加速膠羽之沈降速度，應有助於原水高濁度期間淨水廠之操作。



圖十三 各種加藥方法下殘留濁度與沉澱污泥體積之關係  
(1000 NTU 人工原水)



圖十四 各種加藥方法下所形成膠羽之沈降情形(1000 NTU 人工原水)

### (五)凝凝機制之探討

以陽離子型 polymer f 及 polymer h 做為主凝劑時，於較低之 polymer 加藥量下 (1 mg/L)，其界達電位值分別為 -13.8 mV 及 -14.0 mV，但於 polymer f 之最佳加藥量處，殘留濁度最低而界達電位值提高至 3.5 mV，可見電性之中和應是其達到最佳凝凝效果之主因。在此，polymer f 及 polymer h 之作用機制及凝凝效果均類似。至於陰離子型及非離子型 polymer 做為主凝劑時，於 polymer c 及 polymer e 劑量 1 mg/L 處之界達電位分別為 -15.9 mV 及 -5.9 mV，而凝凝效果較差之 5 mg/L 處，其界達電位則分別為 -16.1 mV 及 0.1 mV，顯然電性之中和對於 polymer e 之凝凝效果並無助益，另 polymer c 所形成膠羽之界達電位值約 -16 mV，相對濁度去除效果亦較差。由此推測電性中和非陰離子型及非離子型 polymer 做為主凝劑之主要凝凝作用機制。

在 polymer 做為助凝劑的部分，僅就陽離子型、陰離子型及非離子型於最佳加藥順序及加藥量下之各點加以討論。陽離子型 polymer f 於第一種加藥順序、4 mg/L 加藥量時，殘留濁度最低，界達電位為 5.5 mV，顯然陽離子型 polymer 的添加對於原水中的 particle 有電性中和的作用。陰離子型 polymer c

及非離子型 polymer 於最適加藥順序 (第三種加藥順序) 及最佳加藥量 (0.5 mg/L) 下之界達電位值分別為 -14.5 mV 及 -11.2 mV, 可見陰離子型 polymer 的添加並未改變水中顆粒之界達電位值。由此推測, 陽離子型 polymer 之助凝機制應與電性中和有關, 陰離子型及非離子型 polymer 做為助凝劑則受電性中和影響較小。

另一方面, O'Melia (1972) 提到, 當混凝劑之作用機制為電性中和時, 其最佳加藥量與原水之初始濁度會成正比關係。在本研究中, 當人工原水濁度由 250 NTU 提高至 1000 NTU 時, 以 PAC 為主凝劑之最佳加藥量隨之提高, 以陽離子型 polymer 做為主凝劑或助凝劑之最佳加藥量亦皆隨之提高, 然而以陰離子型 polymer 為主凝劑或助凝劑時, 其最佳加藥量則固定在 0.5 mg/L 左右, 與原水之初始濁度無關。由此現象可推測 PAC 之混凝機制主要應為電性中和, 亦可進一步印證陽離子型 polymer 因電性中和而達到混凝, 陰離子型 polymer 則可能以架橋作用為主要機制之推論。

若然, 則可進一步解釋以 polymer 為助凝劑受加藥順序影響之原因。各試驗之結果似乎顯示, 當架橋作用在混凝中扮演重要角色時, 則混凝結果嚴重受加藥順序之影響, 且以第三種加藥順序

表三 坪頂淨水廠原水水質參數

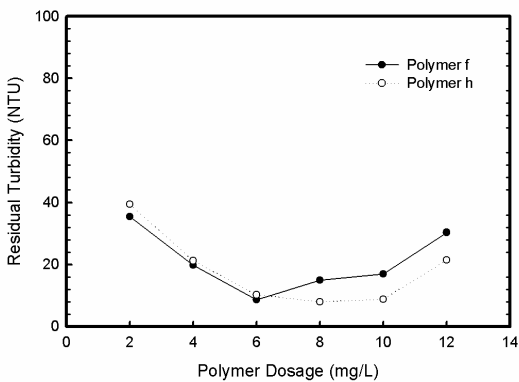
水質參數	坪頂原水	
	1*	2*
導電度 ( $\mu S/cm$ )	310	313
pH	7.9	8.0
鹼度 (mg/L as CaCO <sub>3</sub> )	108	111
濁度 (NTU)	1233	1171
NPDOC (mg-C/L)	-----	-----
UV254 (cm <sup>-1</sup> )	0.054	0.056
界達電位 (mV)	-16.4	-16.0

(先加 polymer, 快混一分鐘後立即加入 PAC) 之效果較佳。推測這是由於使用陰離子型 polymer 為助凝劑時, 若先加入之 PAC 佔據顆粒表面之吸附位置, 則後加入之 polymer 無法吸附其上而有效達到架橋作用, 混凝效果因此惡化。若先加入 polymer 使其吸附於顆粒表面, 快混一分鐘後加入之 PAC 則可因電性中和而達到混凝效果。至於第五種加藥順序 (先加入 polymer, 於慢混時再加入 PAC), 可能因為其於 PAC 加入後並未充分混合而降低其混凝效用。如以陽離子型 polymer 為助凝劑時, 因其與 PAC 之作用機制皆以電性中和為主, 故其先後加藥順序對混凝效果之影響不大。

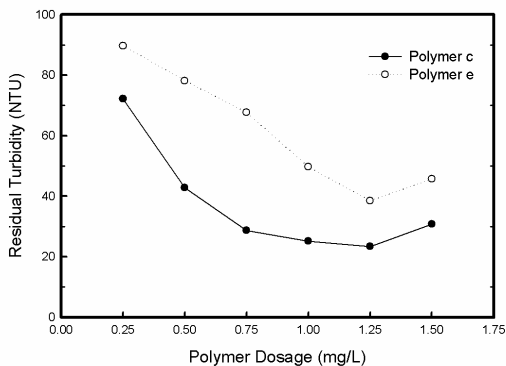
#### (六)實廠原水試驗結果

坪頂淨水廠高濁度原水之水質分析結果如表三所示, 原水濁度高於 1000 NTU 以上。單獨添加陽離子型、陰離子

型及非離子型 polymer 為主凝劑對於坪頂原水的濁度去除結果示於圖十五及圖十六。陽離子型 polymer 的部分，polymer f 及 polymer h 之最佳加藥量約在 6 mg/L 左右，其殘留濁度約 7~8 NTU。至於陰離子型及非離子型 polymer，陰離子型 polymer c 之最低殘留濁度高於 20 NTU，而 polymer e 之殘留濁度又更高，顯然無法單獨達到良好之混凝效果。

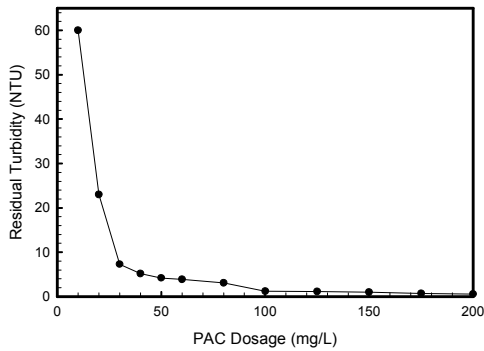


圖十五 陽離子型 polymer 劑量與殘留濁度之關係 (坪頂原水)

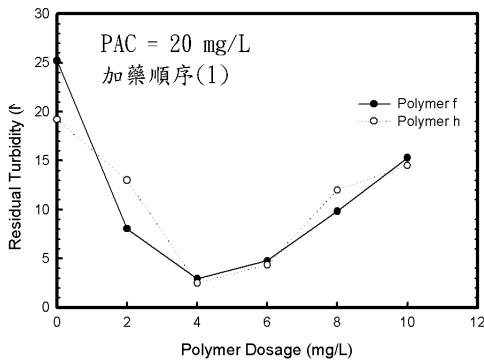


圖十六 陰離子型及非離子型 polymer 劑量與殘留濁度之關係圖 (坪頂原水)

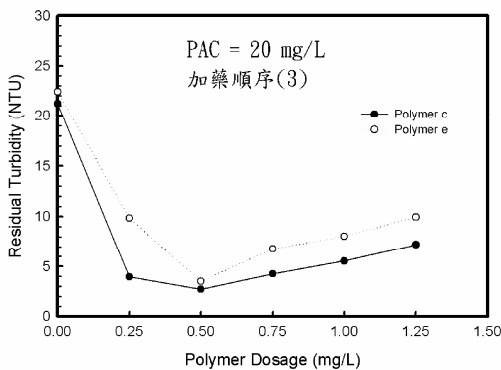
以 PAC 進行瓶杯試驗之結果如圖十七。於 PAC 劑量 20 mg/L 處，殘留濁度為 23 NTU，若將 PAC 劑量增加至 80 mg/L，則殘留濁度可降至 3 NTU 以下。為探討 polymer 配合 PAC 之助凝效果，在此仍選擇較低的 PAC 劑量 (20 mg/L) 進行後續之試驗。以陽離子型 polymer 配合 PAC，並以第一種加藥順序 (同時加入 PAC 及 polymer 後快混) 進行瓶杯試驗，則 polymer f 及 polymer h 的助凝效果亦類似 (圖十八)，於 4 mg/L 的 polymer 劑量下殘留濁度可有效地降至 3 NTU 左右。在 PAC 與陰離子型及非離子型 polymer 的搭配使用上，乃採第三種加藥順序 (先加入 polymer，快混 1 min 後，加入 PAC) 進行混凝，結果顯示 polymer c 的殘留濁度較 polymer e 低一些 (圖十九)，似乎 polymer c 本身所帶的負電荷 (-168 coulombs/g) 並不影響其助凝效果，而其分子量 (1600 萬) 約為 polymer e (780 萬) 的兩倍，此則有助於其膠凝作用。無論如何，此二種 polymer 皆可在 0.5 mg/L 劑量下將濁度去除至 3 NTU，可見陰離子型及非離子型 polymer 在適當的加藥順序下可以配合 PAC 做為助凝劑使用，而提升高濁度原水的濁度去除率。



圖十七 PAC 劑量與殘留濁度之關係 (坪頂原水)

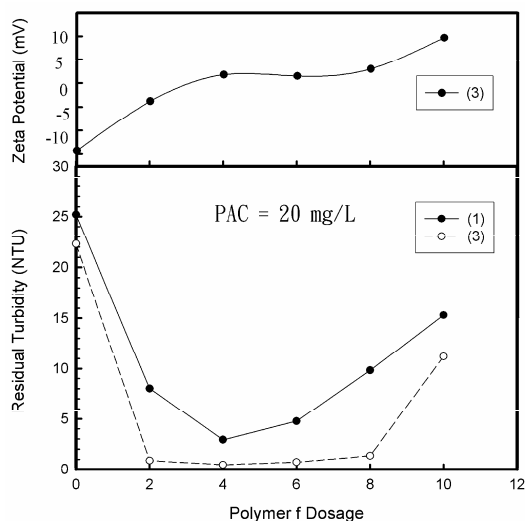


圖十八 PAC 配合陽離子型 polymer 之劑量與殘留濁度關係圖(坪頂原水)



圖十九 PAC 配合陰離子型及非離子型 polymer 之劑量與殘留濁度關係圖(坪頂原水)

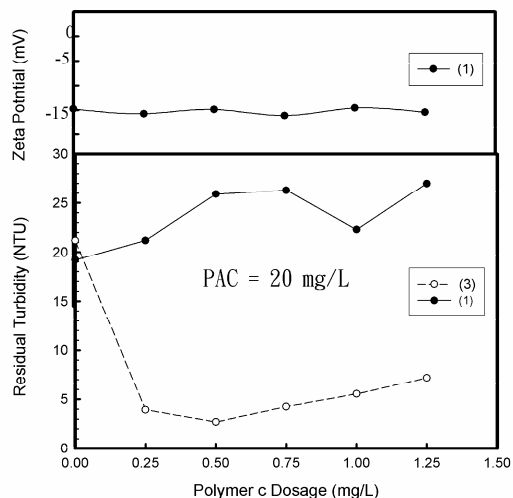
最後，更進一步驗證坪頂原水以 PAC 搭配陽、陰離子型 polymer 混凝時，受加藥順序的影響，並且量測各 polymer 劑量下的界達電位值，藉以推測混凝機制。圖二十為 PAC (20 mg/L) 搭配不同劑量之陽離子型 polymer f，分別以第一種及第三種加藥順序進行混凝後之上澄液殘留濁度值以及第三種加藥順序下不同 polymer 加量下之顆粒界達電位值。圖中第三種加藥順序的混凝結果較第一種加藥順序為佳，在 2 mg/L 的 polymer 劑量下，殘留濁度值即可以降至 1 NTU 以下 (相當於單獨加 PAC 時 150 mg/L 以上劑量之濁度去除率)，而 polymer 劑量提高至 10 mg/L 時，殘留濁度又提高，產生膠體再穩定現象。然而，兩種加藥順序下的最低殘留濁度值僅相差約 2 NTU，此一結果與 250 NTU 人工原水之實驗結果相符，可推論陽離子型 polymer 做為助凝劑時受加藥順序之影響不大。觀察其第三種加藥順序下界達電位之變化情形，由 polymer 劑量 0 mg/L 時之 -15 mV (此時之殘留濁度仍高)，polymer 劑量提升到 2~8 mg/L 時，界達電位亦升至 ±5 mV 之間 (達到最佳之濁度去除率)，至於 polymer 過量時界達電位升至 10 mV (殘留濁度又升高)。因此，推論陽離子型 polymer 之助凝機制應以電性中和為主。



圖二十 不同加藥順序下，PAC 配合 polymer f 劑量與殘留濁度及界達電位之關係(坪頂原水)

PAC (20 mg/L) 搭配不同劑量陰離子型 polymer c 之實驗結果示於圖二十一，包括兩種加藥順序下混凝沉澱出流水之殘留濁度值與第三種加藥順序下各點之界達電位值。其中，第三種加藥順序可達到不錯之濁度去除效果 (已詳述於前)，而第一種加藥順序則使混凝效果較單獨加 PAC 時為差，顯然以陰離子型 polymer 為助凝劑時，加藥順序甚為重要，無論是 250 NTU 人工原水或坪頂原水之實驗結果皆以第三種加藥順序之混凝效果最佳。至於其界達電位值，於第三種加藥順序下各點均在 -15 mV 左右，與濁度去除率沒有相關性，由此推論陰離子型 polymer 乃以吸附架橋為主

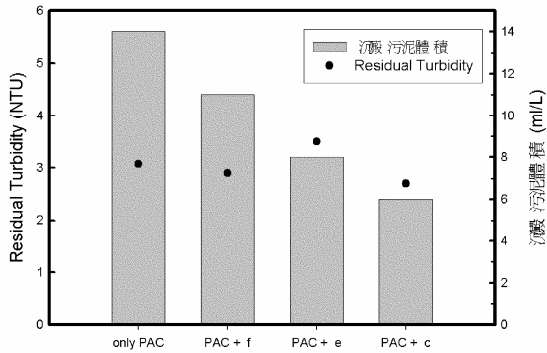
要之助凝機制。以上實驗結果與實驗室配製之 1000 NTU 人工原水的結果相似，應可印證先前以人工原水進行各種混凝試驗所得之結論。



圖二十一 不同加藥順序下，PAC 配合 polymer c 劑量與殘留濁度及界達電位之關係 (坪頂原水)

沉澱污泥體積的部分，坪頂原水在各混凝試驗中所產生的污泥量與 1000 NTU 人工原水亦有一致之趨勢。選擇上述各試驗中殘留濁度約為 3 NTU 的各點加以比較，由圖二十二中可明顯看出生成污泥量由低而高依序為 PAC + polymer c、PAC + polymer e、PAC + polymer f 及單獨 PAC。PAC + polymer c 之生成污泥量更只有單獨加 PAC 者之一半，因此，就坪頂之原水而言，所試驗過之四種 polymer 均有幫助 PAC 之助

凝作用，且以高分子量之陰離子型 polymer 有最低之污泥體積。



圖二十二 各種加藥方法下殘留濁度與沉澱污泥體積之關係(殘留濁度約 3 NTU) (坪頂原水)

#### 四、結論與建議

##### (一) 結論

1. 陽離子型 polymer 直接做為主凝劑使用，雖可大幅降低污泥量，但上澄液濁度稍高 (約 10 NTU)，以陰離子型 polymer 直接做為主凝劑則濁度去除效果不佳。
2. 單獨以 PAC 為凝劑，雖可有效降低高濁度原水凝結後的殘留濁度，但所需劑量極高，連帶產生大量污泥。
3. 以 PAC 為主凝劑，polymer 為助凝劑，可降低 PAC 加量及污泥量，同時增進膠羽之沉降速度。高分子量陰離子 polymer 之最佳加藥量低於陽離子

polymer，且前者所生成之膠羽粒徑較大，沉降速度較高。但以上澄液之殘留濁度而言，則陽離子型 polymer 之效果優於陰離子型及非離子型 polymers。

4. 陰離子型 polymer 做為助凝劑時受加藥順序之影響較大，以 polymer 先加，隨後再加 PAC 之效果較佳，陽離子型及非離子型 polymer 受加藥順序影響較小。
5. 在 PAC 與 polymer 配比的部分，當 PAC 劑量較高時，polymer 之助凝效果較不明顯，或甚至有過量加藥而使凝結效果惡化之虞。
6. 就凝結機制而言，陽離子型 polymer 之主要作用機制應是以電性中和為主，而陰離子型 polymer 則以吸附及架橋為主要之作用機制。而當原水濁度提高時，架橋作用所扮演之角色亦愈形重要。
7. 因為原水水質可能因地因時而異，故高分子凝集劑在實場使用之前，以實際原水進行瓶杯試驗是必要的。

##### (二) 建議

1. 本研究中再次印證了 polymer 之有效加藥範圍很窄，且 polymer 劑量與殘留濁度之關係並沒有一定之趨勢，而是有其最適加藥量存在，過高或過低

之加藥量可能反而使混凝效果惡化。因此，淨水廠在使用 polymer 之前應確實以瓶杯試驗找出所選用 polymer 的最佳加藥量，以免達到反效果。

2. 國內部分淨水廠暴雨期間原水濁度驟增時，常因污泥處理設施之容量不足，污泥濃縮槽之上澄液濁度過高，如需回流到原水進流處，則常會干擾整個淨水程序。可研究在污泥進入濃縮槽之前，添加有助凝效果之高分子凝集劑，加速沉澱、濃縮之效果，以降低回流上澄液之濁度。
3. 目前國內淨水廠多將沉澱污泥與濾床反沖洗水合併處理。當污泥處理設施超負荷時，可考慮將反沖洗水單獨處理，譬如可研究用 Microfiltration 薄膜來處理反洗水，其過濾液加氯消毒後，可直接注入清水池，如此減輕整個淨水廠之負荷。國外爲了 Giardia 與 Cryptosporidia 原蟲之問題，已有許多反洗水用 MF 處理之成功例子。

## 誌謝

本研究承中華民國自來水協會提供經費補助，使得完成，敬致謝忱。研究期間，承蒙台灣省自來水公司第二、第六、第七及第十二區管理處相關人員熱心提供資料及協助採樣事宜，亦在此一併致謝。

## 參考文獻

1. Kawamura, S., Hanna, G. P. Jr. and Shumate, K. S., "Application of Colloid Titration Technique to Flocculation Control." *Jour. AWWA*, 59:8:1003, 1967.
2. O'Melia, C. R., "Chapter 2: Coagulation and Flocculation" *In Physiocochemical Processes for Water Quality Control*, Ed. W. J. Weber Jr., Wiley-Interscience, New York, 1972.
3. Shih, W. K. and Chiang C. L., "Treatment of High Turbidity Water", *Proceeding 4th International Workshop on Drinking Water Quality Management and Treatment Technology*, March 4-5, Taiwan, R.O.C., 1998.

# 移除高濁度颱風原水之濁度及有機物

宋尚軒<sup>1</sup>、江朗一<sup>1</sup>、李篤中<sup>2</sup>

## 摘要

本研究以聚氯化鋁(PACl)為混凝劑處理納莉颱風過後之高濁度原水，針對濁度與有機物的去除效率進行探討。以小角度雷射光散射進行膠羽之粒徑大小與緻密度(碎形維度)量測分析；再配合實驗軟體設計方法，針對 pH 值、濁度、鹼度、PACl 劑量、腐植酸含量等參數，探討各種變因之影響。結果顯示，PACl 劑量為濁度去除之主要影響參數；而對殘餘腐植酸濃度而言，pH 值則為主要影響參數。當膠羽內部結構較疏鬆時，濁度及殘餘腐植酸均較低；而中量鹼度及 PACl 加藥量狀態下，疏鬆的膠羽易形成於酸性懸浮液中。腐植酸濃度則需盡可能維持在最低。而產生大膠羽之條件在於中性狀態且高 PACl 劑量下。若需產生既大且鬆的膠羽則需在操作條件上作一妥協。在高濁度原水中，電性中和機制與濁度和腐植酸之去除間並不具有關聯。

關鍵字：PACl、高濁度、膠羽大小、碎形維度。

1. 國立台灣大學化工系研究生
2. 國立台灣大學化工系教授

## 一、前言

許多因素會影響濁度的移除效果，包括 pH 值和懸浮液中的鹼度，原水濁度，混凝劑劑量，有機物含量等 [Kawamura, 1991; Masschelein, 1992]。腐植質(Humic-substances)是主要影響混凝過程的有機物，而由於腐植質在消毒作用階段中有被轉換成三氯甲烷(tri-chloromethane, TCM)的可能，所以腐植質的移除也吸引了廣泛的研究興趣 [Rebhun and Lurie, 1993]。Narkis 和 Rebhun [1990]指出礦物顆粒和溶解腐植質同時存在之混凝機制 [O'Melia, 1991; Dempsey *et al.*, 1984; Dempsey, 1989]。Dentel, [1988], Hundt and O'Melia, [1988], Edzwald [1993]針對鋁鹽和腐植物質之間的交互作用提出了反應路徑。移除腐植酸的最適 pH 值範圍在 5-6 間，移除黏土顆粒懸浮液的最適 pH 值範圍則是在 6.5~7.5 [Hall and Packham, 1965, Edwards and Amirtharajah, 1985]。水中濁度和有機物質移除是由分離污泥膠羽而達成，腐植質的存在會產生沉降性差的膠羽，導致上層液濁度提高 [Tambo and Watanabe, 1979; Rebhun,

1990]。

傳統混凝與沉澱程序對於中、低濁度原水有相當好的處理效果。颱風會產生大雨和導致高濁度原水，如 2001 年 9 月 17 日納莉颱風襲擊臺灣並造成嚴重淹水。臺灣省自來水公司平鎮自來水廠的原水濁度增加到 4,000 NTU 以上，後續濁度超出 1,000 NTU 亦達 2 個星期以上，原水總有機碳(TOC)也增加 10 ppm。針對高濁度原水通常建議以預沉澱接在傳統混凝絮凝程序之前，以輔助過濾[Li and Gregory, 1991, Cotton *et al.*, 1994, Heinzmann, 1994, Zhu *et al.*, 1996, Janssens and Buckens, 1993]。目前對於濁度與有機物間移除的關聯性及膠羽特性可用資訊並不多。

本研究探討納莉颱風過後之高濁度原水的濁度與有機物去除效率與相關性，及其混凝後膠羽之特徵(粒徑大小與緻密度)。我們選用響應表面方法(response surface method)，使用 Box-Behnkenbj 軟體進行實驗設計[Box, and Behnken, 1960]，以獲得濁度與腐植酸在混凝後上澄液殘餘量之關聯性。學者 Kyriakidis (1997)與 Guan(1998)等，使用小角度雷射光散射(small-angle light scattering)進行膠羽結構研究。我們選用小角度雷射光散射實驗量測汙泥膠羽之粒徑大小與碎形維度。

## 二、實驗設備與方法

實驗參數包括 pH 值、腐植酸濃度(mg/L)、濁度(NTU)、混凝劑量(mg/L as Al)及鹼度(mg/L as  $\text{NaHCO}_3$ )，為方便說明，其符號分別為  $X_1 \sim X_4$ ，並分別以 -1、0、+1 代表低量、中量及高量，列於表 1 中，依此進行各組的杯瓶實驗。

## 三、結果與討論

### 1、上澄液腐植酸殘餘濃度與殘餘濁度

圖 1 為上澄液腐植酸殘餘濃度和殘餘濁度與膠羽平均粒徑之關係圖，圖 2 為上澄液腐植酸殘餘濃度和殘餘濁度與碎形維度之關係圖。由圖中可發現當膠羽結構越疏鬆時，上澄液腐植酸殘餘濃度和殘餘濁度越小，而膠羽平均粒徑並無明顯的變化。

### 2、上澄液殘餘濁度

圖 3 為上澄液殘餘濁度(圖中之數字)對  $\text{NaHCO}_3$  和 PACl 劑量之等高線圖，去除濁度之最佳 PACl 操作劑量為 5.8 mg/L as Al，當超過 6.9 mg/L as Al 時，上澄液濁度會顯著增加，顯示 PACl 劑量已經超過最適值。

圖 4 為上澄液殘餘濁度對 pH 和腐植酸濃度之等高線圖，圖 5 為上澄液殘餘濁度對  $\text{NaHCO}_3$  和 pH 之等高線圖。從圖 4 與圖 5 中可發現在 pH 7-8 間，濁度去除效果較佳，腐植酸濃度與鹼度對

表 1 實驗設計參數

ID No.	PACl (mg/L as Al) ( $X_1$ )	Humic acid (mg/L) ( $X_2$ )	pH (-) ( $X_3$ )	NaHCO <sub>3</sub> (mg/L) ( $X_4$ )
1.	4.2(-1)	0(-1)	7(0)	100(0)
2.	9.5(+1)	0(-1)	7(0)	100(0)
3.	4.2(-1)	14(+1)	7(0)	100(0)
4.	9.5(+1)	14(+1)	7(0)	100(0)
5.	6.9(0)	7(0)	5(-1)	0(-1)
6.	6.9(0)	7(0)	9(+1)	0(-1)
7.	6.9(0)	7(0)	5(-1)	200(+1)
8.	6.9(0)	7(0)	9(+1)	200(+1)
9.	4.2(-1)	7(0)	7(0)	0(-1)
10.	9.5(+1)	7(0)	7(0)	0(-1)
11.	4.2(-1)	7(0)	7(0)	200(+1)
12.	9.5(+1)	7(0)	7(0)	200(+1)
13.	6.9(0)	0(-1)	5(-1)	100(0)
14.	6.9(0)	14(+1)	5(-1)	100(0)
15.	6.9(0)	0(-1)	9(+1)	100(0)
16.	6.9(0)	14(+1)	9(+1)	100(0)
17.	4.2(-1)	7(0)	5(-1)	100(0)
18.	9.5(+1)	7(0)	5(-1)	100(0)
19.	4.2(-1)	7(0)	9(+1)	100(0)
20.	9.5(+1)	7(0)	9(+1)	100(0)
21.	6.9(0)	0(-1)	7(0)	0(-1)
22.	6.9(0)	14(+1)	7(0)	0(-1)
23.	6.9(0)	0(-1)	7(0)	200(+1)
24.	6.9(0)	7(0)	7(0)	200(+1)
25.	6.9(0)	7(0)	7(0)	100(0)
26.	6.9(0)	7(0)	7(0)	100(0)
27.	6.9(0)	7(0)	7(0)	100(0)
28.	6.9(0)	7(0)	7(0)	100(0)
29.	6.9(0)	7(0)	7(0)	100(0)

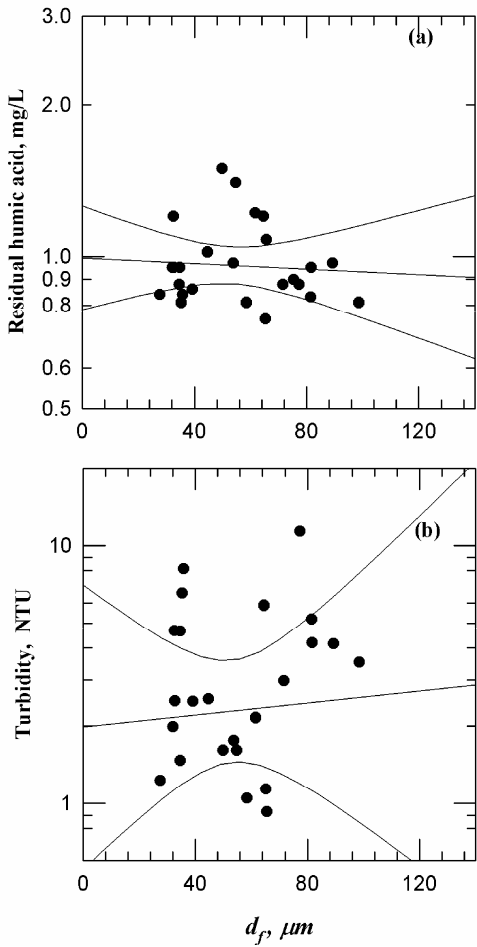


圖 1 (a)上澄液腐植酸殘餘濃度對粒徑關係  
 (b)上澄液殘餘濁度對粒徑之關係圖

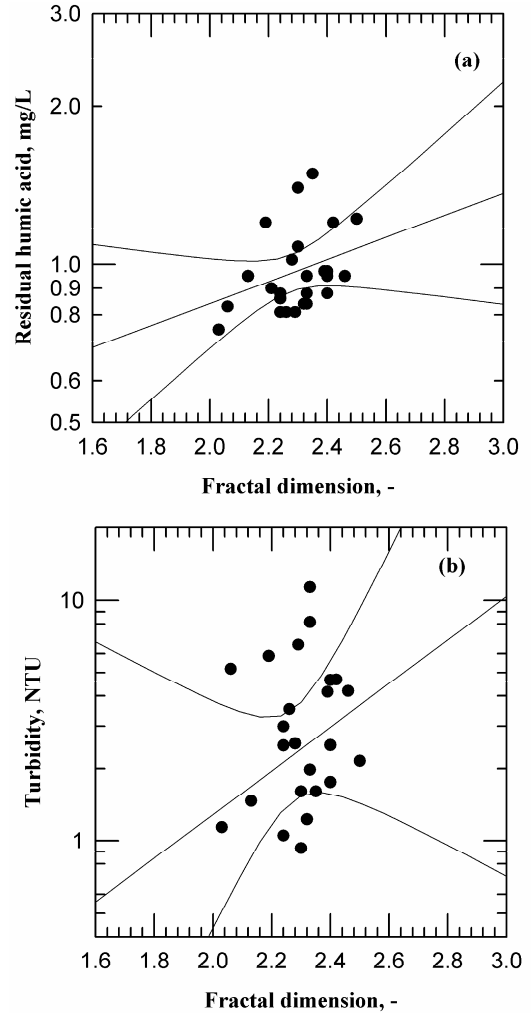


圖 2 (a)上澄液腐植酸殘餘濃度對碎形維度之關係圖  
 (b)上澄液殘餘濁度對碎形維度之關係圖

於濁度去除較無影響。

### 3. 上澄液腐植酸殘餘濃度

圖 6 為上澄液殘餘腐植酸濃度(圖中之數字)對 NaHCO<sub>3</sub> 和 PACl 劑量之等高線圖，從圖中顯示 PACl 劑量對於腐植酸的去除效果不如對上澄液濁度的去

除顯著。圖 7 為上澄液殘餘腐植酸濃度對 pH 和腐植酸濃度之等高線圖，圖 8 為上澄液殘餘腐植酸濃度對 NaHCO<sub>3</sub> 和 pH 之等高線圖，兩圖結果顯示腐植酸的去除效率在 pH 5-6 範圍間較佳，而鹼度對於腐植酸移除效率影響

響不大。

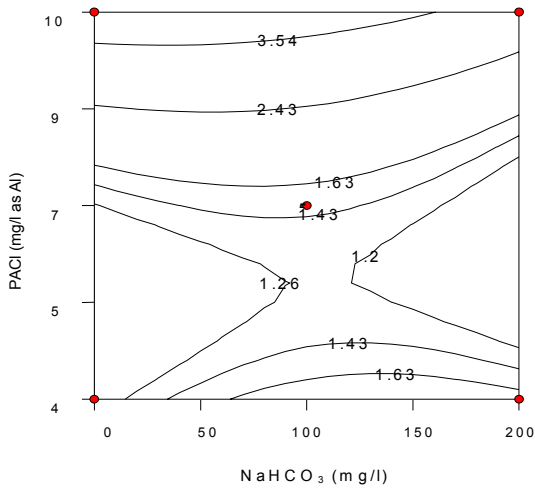


圖 3 上澄液殘餘濁度對  $\text{NaHCO}_3$  和 PACl 劑量之等高線圖。(pH 7 ; 7 mg/L 腐植酸濃度)

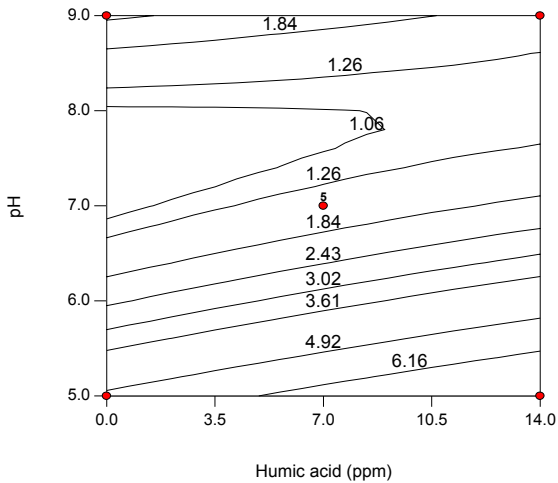


圖 4 上澄液殘餘濁度對 pH 和腐植酸濃度之等高線圖。(PACl=6.9 mg/L as Al ; 100 mg/L  $\text{NaHCO}_3$ )

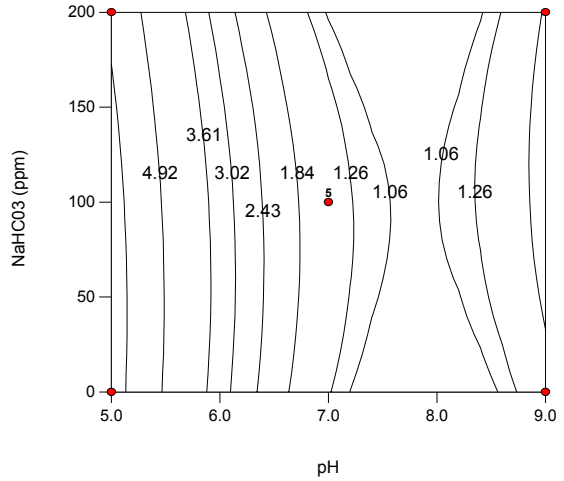


圖 5 上澄液殘餘濁度對  $\text{NaHCO}_3$  和 pH 之等高線圖。(PACl=6.9 mg/L as Al ; 7 mg/L 腐植酸濃度)

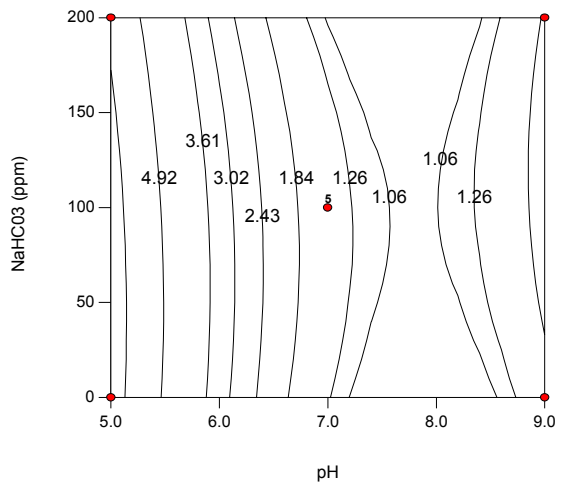


圖 6 上澄液殘餘腐植酸濃度對  $\text{NaHCO}_3$  和 PACl 劑量之等高線圖。(pH 7 ; 7 mg/L 腐植酸濃度)

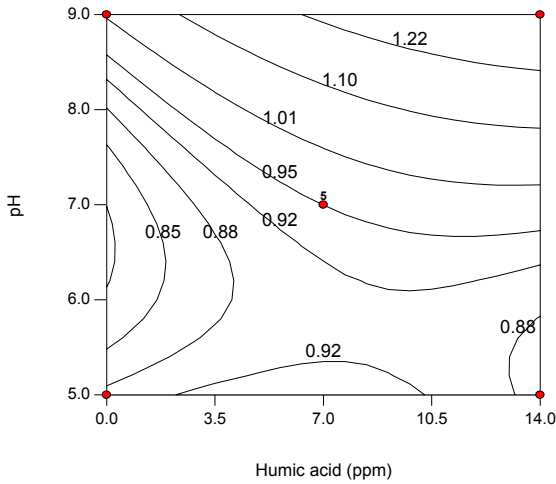


圖 7 上澄液殘餘腐植酸濃度對 pH 和腐植酸濃度之等高線圖。(PACl=6.9 mg/L as Al ; 100 mg/L NaHCO<sub>3</sub>)

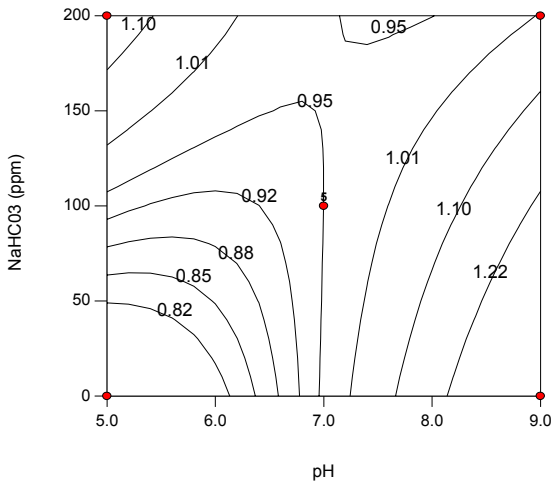


圖 8 上澄液殘餘腐植酸濃度對 NaHCO<sub>3</sub> 和 pH 之等高線圖。(PACl=6.9 mg/L as Al ; 7 mg/L 腐植酸濃度)

#### 4. 膠羽之粒徑與碎形維度

圖 9a 與圖 9b 為膠羽粒徑和碎形維度(圖中之數字)對 pH 和腐植酸濃度之等高線圖，從圖中可發現鹼性的上澄液所產生的膠羽粒徑較小且緻密。然而，在 pH 5-7 和腐植酸濃度較低的情況下所生成的膠羽粒徑較大且疏鬆。圖 10a 與圖 10b 為膠羽粒徑和碎形維度(圖中之數字)對 NaHCO<sub>3</sub> 和 pH 之等高線圖，從圖中顯示在 pH 6-7 之間與鹼度在 100 mg/L-150 mg/L 之間碎形維度有一最小值。圖 11a 與圖 11b 為膠羽粒徑和碎形維度(圖中之數字)對 NaHCO<sub>3</sub> 和 PACl 劑量之等高線圖，從圖中可發現隨著 PACl 劑量的增加，會產生較大的膠羽。以上的結果可歸納如表 2。

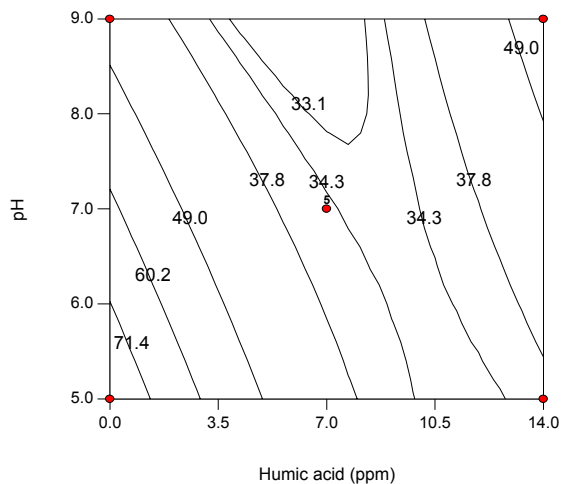


圖 9a 膠羽粒徑對 pH 和腐植酸濃度之等高線圖。(PACl=6.9 mg/L as Al ; 100 mg/L NaHCO<sub>3</sub>)

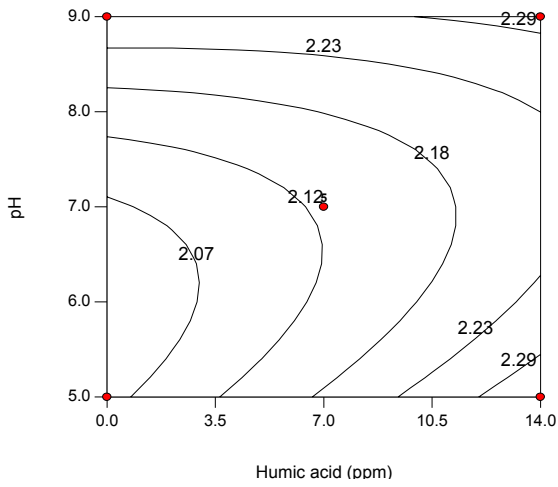


圖 9b 碎形維度對 pH 和腐植酸濃度之等高線圖。(PACl=6.9 mg/L as Al ; 100 mg/L NaHCO<sub>3</sub>)

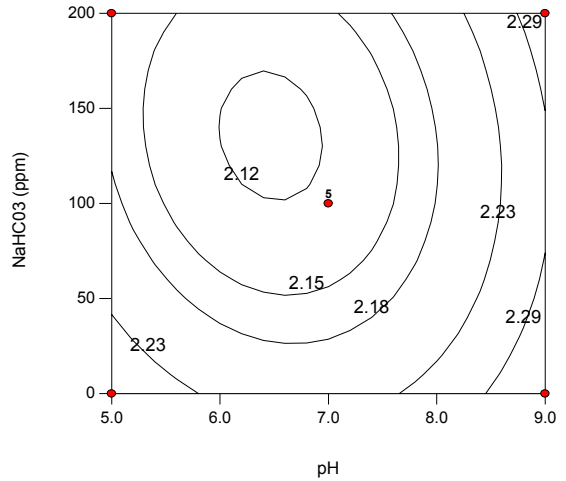


圖 10b 碎形維度對 NaHCO<sub>3</sub> 和 pH 之等高線圖。(PACl=6.9 mg/L as Al ; 7 mg/L 腐植酸濃度)

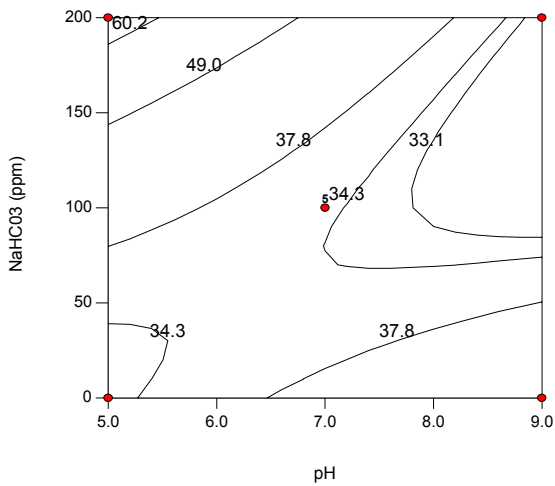


圖 10a 膠羽粒徑對 NaHCO<sub>3</sub> 和 pH 之等高線圖。(PACl=6.9 mg/L as Al ; 7 mg/L 腐植酸濃度)

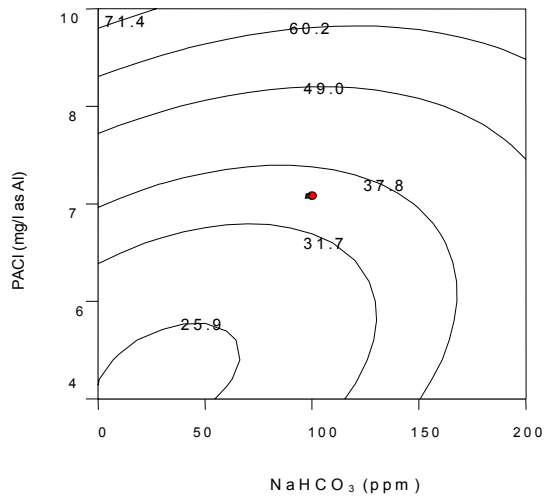


圖 11a 膠羽粒徑對 NaHCO<sub>3</sub> 和 PACl 劑量之等高線圖。(pH 7 ; 7 mg/L 腐植酸濃度)

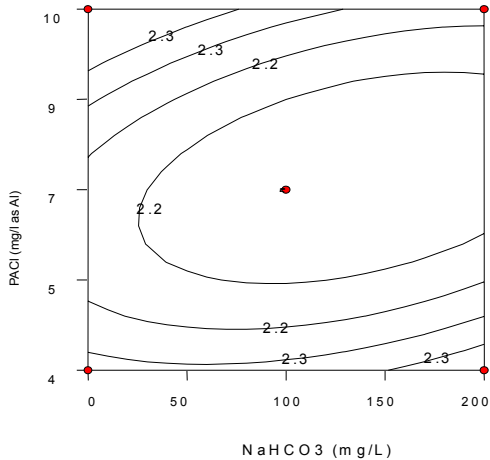


圖 11b 碎形維度對 NaHCO<sub>3</sub> 和 PACl 劑量之等高線圖。(pH 7 ; 7 mg/L 腐植酸濃度)

#### 四、結論

綜上所述，對去除上澄液濁度而言，PACl 加藥量為最主要影響參數，而對去除上澄液殘餘腐植酸而言，pH 值為最主要影響參數，而當膠羽內部結構，較疏鬆時濁度及殘餘腐植酸均較低。而中量的鹼度及 PACl 加藥量狀態下所形成的酸性懸浮液較易產生疏鬆的膠羽。

表 2 以 PACl 混凝高濁度原水時 pH 值、上澄液濁度、鹼度、PACl 加藥量與腐植酸之交互影響

pH 5-6	上澄液殘餘腐植酸低
<b>pH 7-8</b>	上澄液濁度低
pH > 7	上澄液粒子粒徑小而緻密
pH 5-7	上澄液粒子粒徑大而疏鬆
HA (0~14ppm)	對上澄液濁度及殘餘腐植酸無影響
NaHCO <sub>3</sub> (0~200mg/L)	對上澄液濁度及殘餘腐植酸無影響
NaHCO <sub>3</sub> (0~200mg/L)	對上澄液粒子碎形維度無影響
PACl (0~9.5mg/L as Al)	對上澄液殘餘腐植酸及粒子碎形維度無影響
PACl (5.8mg/L as Al)	上澄液濁度低
PACl (>6.9mg/L as Al)	上澄液濁度增加

## 參考文獻

- 1.Box, G. E. P. and Behnken, D. W. Some new three levels design for the study of quantitative variables. *Technometrics*, **2**, 455-475 (1960).
- 2.Cotton, A. P., Elis, K. V. and Khowaja, M. A. Some options for water treatment in disaster situations. *J. Water SRT-Aqua*, **43**, 303-310 (1994).
- 3.Dempsey, B. A. Reactions between fulvic acids and aluminium. In *Aquatic Humic Substances: Influence on Fate and Treatment of Pollutants*. Suffer, I. N. and MacCarthy, P. (Ed.) American Chemistry Society, Washington, 409-424 (1989).
- 4.Dempsey, B. A., Ganho, R. M., and O'Melia, C. R. The Coagulation of Humic Substances by Means of Aluminum Salts. *J. AWWA*, **76**, 141-150 (1984).
- 5.Dentel, S. K. Application of the precipitation charge neutralization model of coagulation. *Envir. Sci. Technol.*, **22**, 825-833 (1988).
- 6.Edwards, G. A. and Amirtharajah, A. Removing color caused by humic acids. *J. AWWA*, **77**, 50-57 (1985).
- 7.Guan, J., Waite, T. D. and Amal, R. Rapid structure characterization of bacterial aggregates. *Environ. Sci. Tech.*, **32**, 3735-3742 (1998).
- 8.Hall E. S., and Packham, R. F. Coagulation of organic color with hydrolysing coagulant. *J. AWWA*, **57**, 1149-1166 (1965).
- 9.Heinzmann, B. Coagulation and flocculation of stormwaer from a separate seer system-a new possibility for enhanced treatment. *Water Sci. Technol.*, **29**(12), 267-278 (1994).
- 10.Hundt, T. R. and O'Melia, C. R. Aluminum-fulvic acid interactions: mechanisms and applications. *J. AWWA*, **80**, 176-186 (1988).
- 11.Janssens, J. G., and Buekens, A. Assessment of process selection for particle removal in surface water treatment. *J. Water SRT-Aqua*, **42**, 279-288 (1993).
- 12.Kawamura, S. *Integrated Design of Water Treatment Facilities*, John Wiley & Sons, NY (1991).
- 13.Kyriakidis, A. S., Yiantsios, S. G. and Karabelas A. J. A study of colloidal particle Brownian aggregation by light scattering techniques. *J. Colloid*

- Interface Sci.*, **195**, 299-306 (197).
14. Li, G. and Gregory J. Flocculation and sedimentation of high-turbidity waters. *Water Res.*, **25**, 1137-1143 (1991).
15. Masschelein, W. J. *Unit Processes in Drinking Water Treatment*, Marcel Dekker, NY (1992).
16. Narkis, N. and Rebhun, M. Flocculation of fulvic acids – clay minerals suspensions. *Proc. 21 Annual Meeting of the Fine Particle Society*, 1-25 (1990).
17. O'Melia, C. R. Practice, theory, and solid-liquid separation. *J. Water SRT - Aqua*, **40**, 371-379 (1991).
18. Rebhun, M. Flocc formation and breakup in continuous flow flocculation and in contact filtration. *Chemical Water and Wastewater Treatment*, Hahn, H. H. and Klute, R. (Ed.) Springer-Verlag, Berlin, 117-126 (1990).
19. Rebhun, M. and Lurie, M. Control of organic matter by coagulation and flocs separation. *Water Sci. Technol.*, **27**(11), 1-20 (1993).
20. Tambo N. and Watanabe Y. Physical characteristics of flocs -I. The floc density function and aluminum floc. *Water Res.* **13**, 409-419 (1979).
21. Zhu, H., Smith, D. W., Zhou, H., and Stanley, S. J. Improving removal of turbidity causing materials by using polymers as filter aid. *Water Res.*, **30**, 103-114 (1996).

# 溶解性二氧化矽混凝特性之探討

莊順興<sup>1</sup>、李春明<sup>2</sup>、呂嘉敏<sup>3</sup>

## 摘要

近年來由於水源受到污染，自來水公司為改善出水品質，於澄清湖、拷潭及翁公園等淨水場，增設了高級淨水處理設施，程序中包括了超過濾(UF)、低壓逆滲透(LPRO)等薄膜處理等單元，而在自然界的水體中常含有二氧化矽成分，利用薄膜系統處理含有二氧化矽的原水，濃度過高時，二氧化矽將析出沉積於薄膜表面，造成無機性積垢，導致薄膜通量下降、壓力增加、薄膜壽命降低等問題。因此，為穩定薄膜之長期操作，以適當前處理去除積垢成分為一值得探討之課題，本文乃就兩種常見之混凝劑(多元氯化鋁與硫酸鋁)對水中溶解性二氧化矽之去除特性加以探討，以提供相關應用之參考。

關鍵字：二氧化矽、混凝、多元氯化鋁、硫酸鋁

## 一、前言

自來水公司為改善供水品質，在高

雄澄清湖、拷潭及翁公園淨水場，率先使用薄膜單元作為自來水淨水程序。在薄膜處理中，最須克服的問題為薄膜表面之積垢，其包括了膠體性積垢、生物性積垢、化學性積垢、無機性積垢等。常見去除積垢的方法包括了反沖洗、藥洗、氣泡擾流等方式。但最佳預防積垢的方法還是良好的前處理單元，使用前處理單元作為薄膜的保護，可減少積垢成份進入薄膜單元，降低積垢發生的機率。水中的二氧化矽成分常是薄膜無機性積垢主要成分之一，如何利用有效的預處理程序，降低水中二氧化矽濃度，為薄膜積垢預防之一大課題。本研究乃利用兩種常見混凝劑(多元氯化鋁和硫酸鋁)進行批次混凝試驗，探討其是否能有效降低水中二氧化矽濃度，並就其去除特性加以分析探討。

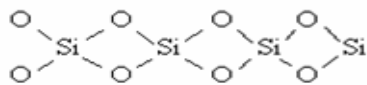
## 二、文獻回顧

### (一)二氧化矽

二氧化矽在水中存在之型態包括：結晶狀態、非結晶狀態或與其他物質形成化合物存在，在水中非晶型的二氧化矽是以  $\text{Si} : \text{O} = 1 : 2$  的形式存在<sup>(1)(2)</sup>，

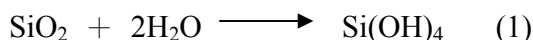
1. 朝陽科技大學環境工程與管理系助理教授
2. 朝陽科技大學環境工程與管理系碩士生
3. 工研院能資所副研究員

常以  $\text{SiO}_2$  表示，結構如下所示。

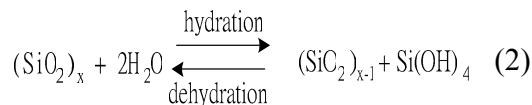


圖一、 $\text{SiO}_2$  結構式

二氧化矽一開始溶於水中是以單矽酸或正矽酸形式存在，所含為單一矽原子，為未經聚合作用之最初形式，化學反應如下<sup>(2)</sup>



在  $25^\circ\text{C}$  平衡狀況下， $\text{Si}(\text{OH})_4$  濃度約為 70 ppm，但其相當不穩定，容易受到  $\text{OH}^-$  的催化，而產生溶解或沉澱的水解或脫水作用：



$\text{Si}(\text{OH})_4$  於水中時，其解離係數  $\text{pKa}$  約為 9.7，是相當微弱的弱酸<sup>(2)</sup>

$$\text{pKa} = \frac{[\text{H}_3\text{SiO}_4^-][\text{H}^+]}{\text{H}_4\text{SiO}_4} = 10^{-9.7} \quad (3)$$

二氧化矽在水中的溶解度為  $\text{pH}$  之函數，Iler<sup>(3)</sup>利用 Amorphous Silica 配製 Silica solution，以  $\text{HCl}$  和  $\text{NaOH}$  調整  $\text{pH}$ ，得到以下的  $\text{pH}$  和溶解度變化， $\text{pH}$  為 6~8 時，溶解性二氧化矽濃度為常數（約為 120 ppm），隨著  $\text{pH}$  增加，溶解度

也隨之增加，至  $\text{pH}$  為 10 後，溶解度急劇增加。 $\text{pH}$  為 10 狀況下，溶解度為 310 ppm， $\text{pH}$  為 11 狀況下，溶解度為 876 ppm。

此外，水中之多價陽離子濃度的增加，以及碳酸或氫氧基造成之鹼度，會使水中之二氧化矽生成其氫氧化物而沉澱，或其他鹽類也會造成矽的沉澱，使水中二氧化矽溶解度下降<sup>(1)(3)</sup>。水中之二氧化矽能和鋁、鐵、錳、鎂形成氧化物吸附而沉澱下來。

(Harder, 1965)研究指出於含有 3 ppm 的二氧化矽溶液中加入 15 ppm 的  $\text{Al}(\text{OH})_3$ ，剩餘二氧化矽濃度為 0.8 ppm，若加入 30 ppm 的鋁氧化物，則水中二氧化矽降至無法檢出<sup>(4)</sup>。

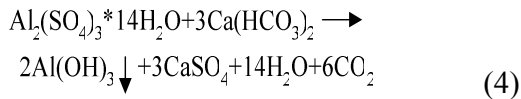
Goto 研究指出最初濃度為 35 ppm  $\text{Si}(\text{OH})_4$  溶液，在  $\text{pH}$  8~9 範圍內，隨著添加鋁濃度之增加，水中二氧化矽之濃度亦隨著降低。這位學者認為二氧化矽和鋁大致上有下列的關係式存在，如下所示<sup>(5)</sup>

$$M_{\text{SiO}_2} M_{\text{Al}} = (0.1 \pm 0.05) * 10^{-12}$$

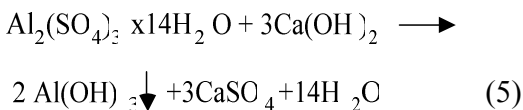
在水中膠體二氧化矽的形成，主要是因為兩個 Silica 粒子表面帶有低的電性，產生碰撞進而結合在一起，而形成氫氧化物，為一不可逆的反應，這個碰撞結合的反應也需要  $\text{OH}^-$  離子的參與。

**(二)多元氯化(polyaluminum chloride , PACl)與硫酸鋁(Alum)**

多元氯化鋁(PACl)與硫酸鋁(Alum)皆為自來水淨水廠常用之混凝劑。混凝劑能破壞水中膠體與微細懸浮固體的穩定性，並促使被破壞穩定的顆粒凝聚。在水中必須有充足的鹼度，才能與硫酸鋁反應，產生氫氧化物膠羽



水中若無充分鹼度，常加入石灰  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  或蘇打灰  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ，產生  $\text{OH}^-$  或  $\text{CO}_3^{2-}$  鹼度。



使用明礬混凝最有利之 pH 值範圍約為 4.5 ~8.0，在此範圍內， $\text{Al}(\text{OH})_3$  維持固體膠羽型態。

PACl 為一鹽基性多核錯化合物，藉其具有高價陽離子及架橋能力，混凝效果良好，適用的 pH 範圍為 6~9 之間，使用 PACl 不會產生永久硬度  $\text{CaSO}_4$ ，PACl 因價錢低廉已逐漸取代其他傳統之混凝劑。文獻指出 PACl 之高效混凝效果是因其在水中能解離形成  $\text{Al}_{13}$ ，具有正七價電荷的聚合鋁，分子式如下<sup>(6)</sup>



$\text{Al}_{13}$  為一相當穩定的物質，結構為一四面體的中心，圍繞了 12 個 8 面體的 Al 單體， $\text{Al}_{13}$  具有正 7 價的電性特性，能對水中的微小粒子產生相當強的鍵結能力。

**三、實驗設備與方法**

**(一)實驗設備**

1. 紫外光分光光度計 (HITACHI U-2001)
2. 瓶杯試驗器
3. 濁度計 (HACH 2100P)
4. 高效雷射分析儀 (Malvern 3.3)
5. pH 計 (CYBERSCAN)

**(二)實驗藥品**

1. 二氧化矽溶液 —  $\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$
2. 草酸 —  $\text{HOCOCOOH} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
3. 鉬酸 — Ammonium Molybdate
4. PACl —  $[\text{Al}_2(\text{OH})_n\text{Cl}_{6-n}]_m$  含  $\text{Al}_2\text{O}_3$  30%
5. 硫酸鋁 —  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$
6. 鹼液及酸液 —  $\text{NaOH} \& \text{H}_2\text{SO}_4$

**(三)實驗方法**

1. 瓶杯試驗

利用超純水配製 100 ppm 之二氧化矽溶液，在燒杯中加入同等份之水樣，

加入濃度分別為 0、30、60、90、120、150 之 PACl 及硫酸鋁，調整 pH(使用 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 NaOH)在 pH5、6、7、8、9、10 範圍，轉速 150 rpm 下，混凝攪拌 5 分鐘，靜置 20 分鐘後，取離液面 0.5 cm 之上澄液，測量二氧化矽濃度、濁度、粒徑。

## 2. 二氧化矽分析

採用美國 Standard Method 之 Molybdosilicate Method，偵測範圍為 0.4~25 mg SiO<sub>2</sub>/L。在波長 410 nm 下使用紫外光分光光度計，測量其吸光值。

## 3. 濁度分析

將水樣裝入 Cell 內放入濁度計 (HACH 2100P) 中，讀出數值。

## 4. 粒徑分析

將水樣裝入 Cell 內，放入高效雷射粒徑分析儀內 (Malvern 3.3)，讀出測值。

# 四、結果與討論

## (一) 混凝劑 PACl 對二氧化矽去除特性

表一顯示水中溶解性二氧化矽整體濃度值之變化情形，水中二氧化矽濃度隨著加藥量的增加而逐步降低，在 pH 為 7~8，加藥量在 60 mg/L as Al 時，二氧化矽濃度降至 40 mg/L 左右，在 pH 為 9，加藥量 120 mg/L as Al 時，水中已量測不到 SiO<sub>2</sub> 的濃度，去除率達 100%。圖二說明同一劑量下，pH 對水中溶解性

二氧化矽的去除效率之影響。在 pH 為 5 時，去除率較差，乃由於 PACl 混凝適合 pH 範圍為 6~9，在酸性範圍內其不易解離，而造成去除率偏低，平均去除率約在 40%~60%。在 pH6~9 範圍內，水中溶解性二氧化矽，形成膠體狀的潛勢高，在這 pH 範圍內，易與混凝劑鍵結形成大顆粒物質而沉澱。在 pH 為 10 狀況下，水中大量二氧化矽會開始產生離子化作用，形成 HSiO<sub>3</sub><sup>-</sup> 以及 SiO<sub>3</sub><sup>2-</sup>，而導致在低加藥量時去除效果不佳，若再提高加藥量，增加水中混凝劑濃度，則還是有不錯之去除率。

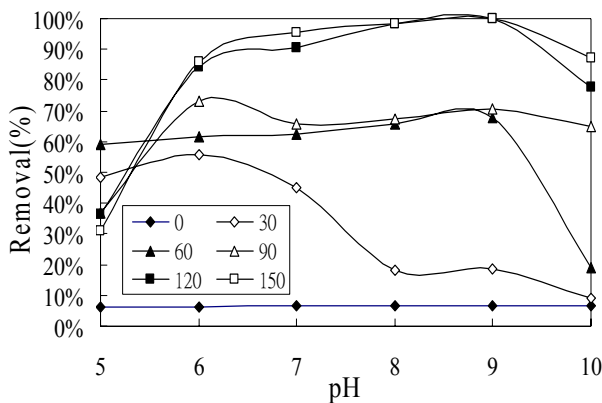
圖三說明同一 pH 條件下，劑量影響水中溶解性二氧化矽的去除情形。圖中顯示出在 pH6~9 範圍內，去除率隨著加藥量的增加而逐漸增加，去除率與加藥量成正比，劑量 90 mg/L as Al，去除率約在 65%，劑量 150 mg/L as Al，去除率約在 95%。pH 在 10 狀況下，溶解性二氧化矽發生離子化現象，低加藥量時效果較差，在高加藥量，混凝效果才會出現。pH 固定在 5 狀況下，在 30 和 60 mg/L as Al 時出現最佳去除率，高劑量效果不佳，推論主因是過多的混凝劑造成電性反轉現象，水中二氧化矽形成再穩定，而導致去除率降低。

PACl 對二氧化矽的去除效果佳，推測原因為電價中和導致，PACl 在水中能

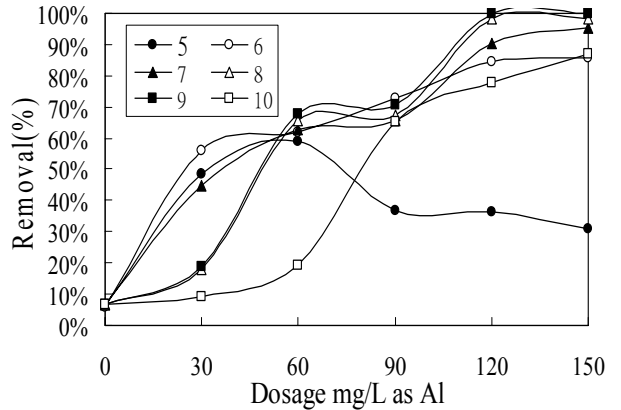
解離成帶七價正電荷的  $Al_{13}$ ，對水中帶負電荷之二氧化矽粒子產生電性中和之反應，打破處於穩定狀態粒子之電雙層，形成鋁矽金屬鹽類之氫氧化物沉澱，對水中溶解性二氧化矽的去除率來得較佳。控制在中性範圍，能得到較佳之去除效率。若有水中含有鹽類，能抑制二氧化矽離子化反應，在鹼性範圍內也會有不錯的去除率。

表一、不同 PACl 劑量與不同 pH 條件之二氧化矽濃度

PACl Dosage (mg/L as Al)	pH					
	5	6	7	8	9	10
0	100.60	100.93	100.44	100.36	100.44	100.36
30	55.48	47.35	59.22	88.08	87.35	97.51
60	44.10	41.09	40.20	36.94	34.67	86.94
90	67.76	29.06	37.02	35.07	31.33	37.51
120	68.41	16.78	10.28	1.74	0.00	24.02
150	74.26	15.07	4.75	1.66	0.00	13.77



圖二、pH 對溶解性二氧化矽之去除特性



圖三、PACl 劑量對溶解性二氧化矽去除特性

### (二) 混凝劑硫酸鋁對二氧化矽去除特性

表二顯示整體濃度值之變化情形，水中溶解性二氧化矽的濃度隨著加藥量增加隨之下降，但下降的幅度較 PACl 為差。在 pH=7，加藥量在 60 mg/L as Al 時，水中二氧化矽的濃度約為 50 mg/L，最低濃度出現在 pH=8，加藥量在 150 mg/L as Al 時，水中二氧化矽的濃度約為 10 mg/L。

圖四說明同一劑量下，pH 影響去除率之情形。在 pH6~8 範圍時，去除率隨著加藥量的增加而增加，但在 pH9~10 時，水中二氧化矽開始進行離子化反應，硫酸鋁解離出  $Al_6(OH)_{15}^{3+}$  或  $Al_7(OH)_{17}^{4+}$ ，帶有三價正電荷或四價正電荷之物質，對帶負電荷之粒子鍵結效果比帶 7 價正電荷 PACl 之  $Al_{13}^{+7}$  為差，而導致去除率在這 pH 範圍開始下降。

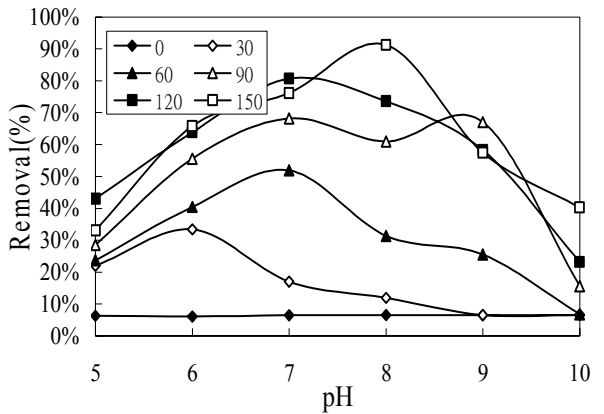
在低加藥量範圍 30、60 mg/L as Al，下降的趨勢會出現的更早。

圖五說明同一 pH 條件下，劑量如何影響去除率。大體上去除率都隨著加藥量的增加而上升，但上升幅度較 PACl 低。在 pH 為 10 條件下，要在高劑量下才有較佳去除效果，劑量為 150 mg/L as Al 時，去除率為 45%。

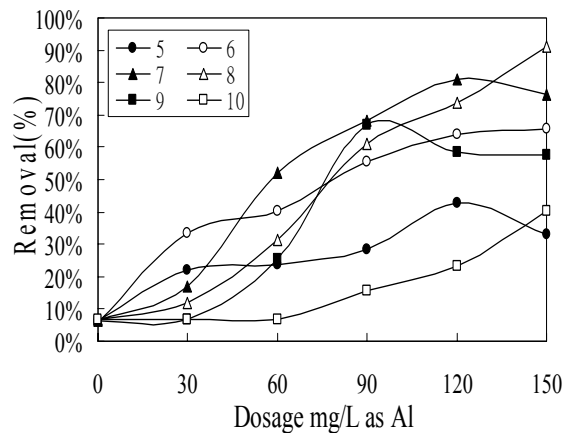
從實驗結果來看硫酸鋁對水中溶解性二氧化矽的去除效果較 PACl 差，推論主要因素為硫酸鋁在水中解離出  $Al_6(OH)_{15}^{+3}$  或  $Al_7(OH)_{17}^{+4}$  物質，對水中帶微弱負電荷之二氧化矽雖具有鍵結效果，但因帶電性強度較 PACl 解離之  $Al_{13}^{+7}$  低，電性中和之效果較差所致。

表二、不同硫酸鋁劑量與不同 pH 條件下二氧化矽濃度

Alum Dosage (mg/L as Al)	pH					
	5	6	7	8	9	10
0	100.60	100.93	100.44	100.36	100.44	100.36
30	83.77	71.50	89.14	94.59	100.36	100.28
60	81.90	64.02	51.66	73.69	80.03	100.11
90	76.86	47.76	34.10	41.90	35.40	90.68
120	61.25	38.81	20.68	28.33	44.75	82.55
150	71.90	36.70	25.56	9.38	45.72	64.18



圖四、pH 對溶解性二氧化矽之去除特性



圖五、劑量對二氧化矽之去除特性

### (三)硫酸鋁及 PACl 混凝之比較分析

依照以上實驗數據，選取 pH 8 之狀況，在不同加藥量下，進行 PACl 與硫酸鋁上澄液粒徑分析與濁度分析比較。如表三、圖六所示。

#### 1. 濁度

未加藥時，濁度約為 0.2 NTU，顯示

水中二氧化矽為完全溶解狀態。

(1)在 PACl 加藥量為 30 mg/L as Al 時，因藥量少，膠羽成形較差，沉澱效果不佳，微細膠羽懸浮在水中，造成濁度上升，約為 5 NTU。增加加藥量後，觀察發現膠羽成形漸佳且沉澱性好，上澄液濁度也下降至 1.8~0.2 NTU。當 PACl 劑量

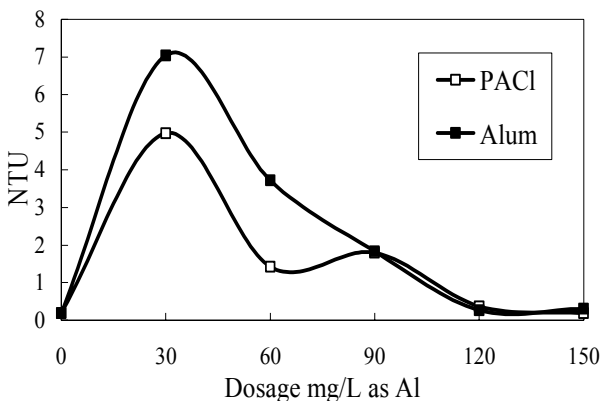
達 120 mg/L as Al 時，水中濁度恢復至原來之清水狀態。

(2)硫酸鋁的部分，加藥量為 30、60 mg/L as Al 時，上澄液較混濁，膠羽沉降性差，而導致濁度上升，約在 7~4 NTU，增加加藥量後，濁度可降至 2~0.3 NTU。

(3)PACl 與硫酸鋁，在低加藥量條件下，混凝效果不佳，微細膠羽懸浮在水中，造成濁度的上升，且硫酸鋁上升幅度較 PACl 來的高。在高加藥條件下時，兩者混凝效果漸佳，膠羽形成快速且沉降性好，上澄液的濁度均可回復到清水狀態。

表三、PACl 與 Alum 在不同劑量條件下之上澄液濁度

Dosage (mg/L asAl)	PACl	Alum
0	0.19±0.01	0.19±0.01
30	4.975±0.005	7.045±0.015
60	1.425±0.005	3.715±0.035
90	1.795±0.005	1.835±0.005
120	0.37±0.01	0.27±0.01
150	0.19±0	0.31±0.01



圖六、PACl 及 Alum 在不同劑量條件下上澄液之濁度

## 2. 粒徑分析

(1)PACl 的沉降性較佳，大顆粒的膠羽皆已沉澱於杯底，上澄液粒徑分布約在 300~1000 nm 範圍內。

(2)硫酸鋁因與粒子鍵結能力較差，膠羽沉降性不好，其上澄液粒徑分布約在 1500~7000 nm 範圍。

表四、PACl 與 Alum 上澄液粒徑分析

Dosage (mg/L as Al)	Average diameter of particles in the supernatant (nm)	
	PACl	Alum
0	—	—
30	277.6	2024
60	1018	1556
90	841	2343
120	747.1	1398
150	1057	6948

## 五、結論

本次一系列批次試驗結果顯示：

- (一) 混凝劑 PACl 與硫酸鋁對水中之二氧化矽之去除，以 PACl 為佳。在 pH 為 7，加藥量 120 mg/L as Al 條件下，PACl 去除率約 90%，硫酸鋁去除率約 80%。
- (二) 混凝劑對水中溶解性二氧化矽之去除機制以電價中和為主。PACl 與硫酸鋁解離出  $Al_{13}^{+7}$ 、 $Al_6(OH)_{15}^{+3}$  及  $Al_7(OH)_{17}^{+4}$  能打破穩定粒子之電雙層，進而促使粒子與粒子間產生碰撞，與混凝劑鍵結成大粒子而沉澱去除。
- (三) 在 pH 為 10 條件下，水中溶解性二氧化矽會開始發生離子化反應，形成  $HSiO_3^-$  以及  $SiO_3^{2-}$ ，當離子化反應發生時，要利用混凝去除水中溶解性二氧化矽，勢必增加加藥劑量。若水中有鹽類存在，會減緩水中溶解性二氧化矽離子化反應。
- (四) PACl 形成膠羽速度快，膠羽沉降性佳，在適當加藥量下對水中濁度並不會造成負面之影響，為一相當適合當作去除二氧化矽之混凝劑。
- (五) 在自來水淨水處理中，使用 PACl 作為混凝劑，進行混凝，去除水中之二氧化矽，避免二氧化矽在薄膜

表面造成積垢之阻塞，造成薄膜的通量降低、壓力增加、壽命降低，是相當適合之薄膜前處理單元。

## 參考文獻

1. Sheikholeslamia.R., Al-Mutazb.I.S., Tan. S., Tan.S.D., "Some aspects of silica polymerization and fouling" *Journal of Desalination*, (2000).
2. Peter Meyers, "Behavior of Silica in Ion Exchange and Other Syster", Presented at the International Water Conference, held in Pittsburgh, pp.18-20, (1999).
3. Iler.R.K. "The Chemistry of Silica" John Wiley and Sons, New York, N.Y. (1979).
4. Harder.H., *Geochim. Cosmochim. Acta*, 29, 429, (1965).
5. Goto.K., personal communication.
6. Hui-Juan Liu, Jiu-Hui Qu, Cheng-Zhi Hu, Su-Juan Zhang, "Characteristics of nanosized polyaluminum chloride coagulant prepared by electrolysis process", *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects*, 216, 139-147, (2003).
7. Comb, L.F., "Silica-Silica Chemistry and Reverse Osmosis", *Ultrapure Water*, (1996).
8. Hsu.J.H. and Liu.B.T., *Journal of*

- Colloid Industrial. Water. Production*, Vol.192, No.481, (1997).
9. Micheletti. W.C., "Silica Removal In Lime-Soda Softeners, *presented at the 46<sup>th</sup> IWC Conference*.
  10. Sheikholeslamia.R., Bright.J., "Silica and metals removal by pretreatment to prevent fouling of reverse osmosis membranes", (2002).
  11. Sheikholeslamia.R., Al-Mutazb.I.S., Tan.S., Tan.S.D., "Some aspects of silica polymerization and fouling and its pretreatment by sodium aluminate, lime and soda ash" *Journal of Desalination*, Vol.150, (2002).
  12. Sheikholeslamia.R., Tan.S., "Effects of Water quality on silica fouling of desalination plants," *Journal of Desalination*, (1999).
  13. ibowo.J., Shadman.F., Blackford.D. and Henley.M. "The Measurement And Removal Of Dissolved And Colloidal Silica In Ultrapure Water", *Journal of Ultrapure water*, Vol.9, No.9, P.13, (1992).

# 快濾池反沖洗廢水之處理技術及回收再利用

楊正邦<sup>1</sup> 劉志成<sup>2</sup>

## 摘要

本文透過文獻整理，對淨水廠快濾池反沖洗廢水特性進行瞭解。雖然其基本性質隨個別淨水廠之流程、配置、與操作實際情形而異動，反沖洗廢水共通的是高固含量、高濁度、以及因為濃縮導致的可能較高濃度的致病性原生動物、溶解性有機碳、與金屬（鋁或鐵）等。反沖洗廢水之處理與處置，包括排放至污水下水道、直接回流至淨水廠進水口、或者經過處理後回流。一般而言，直接回流對混凝沉澱後水質並無明顯影響，甚至可以一定程度提昇混凝沉澱效果。目前常見處理方式，包含沉澱、混凝沉澱、薄膜與溶解空氣浮除等，則個別具有優點與缺點，我們亦依模型廠與實廠的結果分析比較。

關鍵字：快濾池、反沖洗廢水、濁度、  
 混凝沉澱、薄膜、溶解空氣浮  
 除、廢水回收。

## 一、反沖洗廢水重要性

傳統淨水廠處理流程中，包含混凝、膠凝、沉澱、快濾與消毒等；其中，快濾單元的目的，是去除殘留在沉澱後水中之微粒，例如微生物、粘土、有機物等。這些附著於快濾池過濾介質中的微粒，則構成反沖洗廢水的主要成份。反沖洗廢水的量有多少？或 2% ~ 5% [Vigneswaran *et al.*, 1996; Cornwell and MacPhee, 2001]，或 3% ~ 7% 的淨水總處理量 [Nasser *et al.*, 2002]，差距有限。至於反沖洗廢水的水質為何？則是隨個別淨水廠之流程、與操作實際情形而異動。一般同意以濁度為指標，在開始反沖洗的非常短時間內急速上升，可高達至 100 至 > 1,000 NTU，然後在約 1 至 3 分鐘後下降，約於 10 分鐘後達到穩定之極低值 [Adin *et al.*, 2002]。

美國地區，淨水廠通常回收反沖洗廢水，以往並未針對反沖洗廢水管理。美國環境保護署於 1996 年安全飲用水法修正案後才開始規範，主要要求：

1. 公共淨水廠應回流反沖洗廢水至淨水廠混凝單元。

1. 國立台灣科技大學化工系碩士  
 2. 國立台灣科技大學化工系教授

- 2.指導採用直接過濾流程之淨水廠繳交處理反沖洗廢水能力之報告。
- 3.指導過濾池少於20之淨水廠自我評估回流反沖洗廢水實務，並繳交報告。

此外，美國環境保護署已在2001年進一步公佈對於淨水廠中快濾池反沖洗廢水回流的法規（Filter Backwash Recycle Rule），其著眼是因應美國眾多淨水廠回收反沖洗廢水，為確保有效的處理方式，並寄望在反沖洗廢水回流時對原本淨水處理系統效能的影響能降至最低[Edzwald and Tobiason, 2002]。因為回流反沖洗廢水至淨水廠上游單元，勢必造成潛在負面的衝擊，例如：

- 1.若回流量未適當控制，水力負荷將變大。
- 2.混凝單元之水化學可能變化。
- 3.微粒與致病性原生動物囊孢數目均升高。

## 二、美國反沖洗廢水特性與現狀

美國地區，針對淨水廠回流反沖洗廢水現狀，曾經進行總共362個採用快濾流程之淨水廠普查[Arora et al., 2001]，結果是226個淨水廠回流反沖洗廢水。其中65%處理後才回流，至於回流點，75%是混凝單元前，15%沉澱單元前，以及10%回流至快濾單元前。另外美國自來水協會（AWWA）的調查則

顯示，總共335個採用快濾流程之淨水廠普查[Arora et al., 2001]，結果是83%淨水廠回流反沖洗廢水至進水口，11%至預沉池單元，4%至沉澱池，以及2%回流至快濾單元前。其中，30%未經任何處理；處理後回流的淨水廠，54%採用沉澱，20%採用調勻，14%採用沉澱與調勻，4%採用氧化塘，7%其他。兩個調查結果雖然有差異，仍然可以看出趨勢。

代表性反沖洗廢水水質也在普查中顯現：以梨形鞭毛蟲（*Giardia*）及隱孢子蟲（*Cryptosporidium*）而言，相較原水，約個別上升16與61倍[Arora et al., 2001]。溶解性有機碳濃度在0.8 – 191毫克/升之間，約上升3.3倍。三鹵甲烷（THM）濃度在偵測極限以下至198微克/升之間，約上升91.7倍。鹵化乙酸（HAA）在偵測極限以下至211微克/升之間，約上升24.0倍。鋁濃度在偵測極限以下至145.8毫克/升之間，約上升26倍。印證先前對這些污染物質風險的擔憂。

以未來趨勢來看，考慮反沖洗廢水中消毒副產物與金屬，直接排放至河川，勢必越來越不可行，即使排放至污水下水道，可能也將有限制；於是回流再利用顯得佔優勢，這一點，對於缺水的地區或國家更為關鍵，因為可以充分

有效利用有限水資源。但是不可或缺的要點是，如何確保回流反沖洗廢水不會影響淨水廠操作與出流水質。

### 三、反沖洗廢水處理程序

#### (一)預沉澱

因為反沖洗廢水在短時間產生，直接回流可能衝擊淨水廠水力負荷，所以多數設置貯存設施，然後再抽出進行與進流原水混合與處理[Tobiason *et al.*, 2003]。此設計已涵蓋調勻水質與水量的功能，如果再考慮反沖洗廢水良好的沉降性，預沉澱池的設置可以去除絕大部分固含量，唯在美國必須先得到州政府許可。亦有採用傾斜板沉澱池的設置，效果良好[Tobiason *et al.*, 2003]。然而，值得提出的是，未經沉澱，直接回流反沖洗廢水至混凝單元，往往對其處理效能有助益，原因應該歸於回流之反沖洗廢水含有眾多不穩定，沉降性頗佳之微粒，可以明顯增加碰撞頻率[Arora *et al.*, 2001; Cornwell and MacPhee 2001; Tobiason *et al.*, 2003]。

#### (二)混凝沉澱

以加藥混凝的方式進行水中微粒是水及廢水處理常用的單元，而如將此方法應用在反沖洗廢水的處理，理論上也可達到良好的效果。因為反沖洗廢水中的懸浮固體大都以黏土或金屬氫氧化物

為主，學者[Adin *et al.*, 2002]就曾以明礬當混凝劑，比較是否進行預沉降的反沖洗廢水處理模型廠效能探討。其結果顯示，在尚未經過預沉降的條件下，以明礬進行混凝膠凝，可減少反沖洗廢水中的粒子數目，並且發現原本較小的粒子在添加明礬後會成長成較大的膠羽，有利於粒子的沉降；另外如先令反沖洗廢水預沉降 1 小時後，能先將原始濁度移除約 70~80%左右，令水中較不穩定的粒子先行沉降，而殘餘比較穩定的粒子則再藉由添加明礬進行混凝，讓其再成長為較大的膠羽以利於沉降，一方面可減輕後續系統處理的負荷，相對的可降低明礬的使用量；其文獻中也指出，藉由明礬當混凝劑不僅可去除濁度，另外對於梨形鞭毛虫及隱孢子虫及病毒(Coxsackie A9)也可達到 70 ~ 90%的去除效果。另外一個模型廠的結果顯示：相較未添加任何藥劑僅去除 6%濁度，添加 0.5 毫克/升之陽電性聚合物，可以將 86%濁度去除，添加 0.5 毫克/升之陰電性聚合物，可以將 89%濁度去除[Arora *et al.*, 2001]。

#### (三)薄膜處理

藉由薄膜程序進行水及廢水處理，目前在世界各國積極研究的課題，其優點是可大幅的減少處理設備所佔的空間，且對於微粒的去除率頗佳，處理後

的水質再利用可行性高，是一種可靠且有效的處理方式。以薄膜程序處理反沖洗廢水，最主要的優勢是，其本身對於大眾最關切的反沖洗廢水中高濃度的梨形鞭毛虫及隱孢子虫之穿透風險，具有實質的有效抑制效果。荷蘭有一商業化運轉薄膜程序處理反沖洗廢水之實廠 [Dotremont *et al.*, 1999]。

早期以掃流式微過濾 (Crossflow microfiltration) 處理反沖洗廢水，發現技術可行且效果良好，而且程序不受反沖洗廢水水質變動影響 [Vigneswaran *et al.*, 1996]。Song *et al.* [2001] 亦採用微過濾薄膜處理反沖洗廢水，發現選用適當的薄膜材質，則可直接處理，另外如能在反沖洗廢水進入微過濾薄膜前以多元氯化鋁 (PACl) 或氯氣 (chlorine) 先進行前混凝的步驟，則可進一步的促進過濾的流速及濾液的品質。另外一個研究則結合明礬混凝前處理及超過濾薄膜 (Ultrafiltration) 系統，可減少薄膜本身的負荷，更可提升過濾濾液的品質，另外針對反沖洗廢水中如 MS2 噬菌體等病毒其移除率可達至 99% 以上，可改善超過濾薄膜阻塞的可能，以延長薄膜使用的壽命 [Nasser *et al.*, 2002]。進行超過濾薄膜的化學清洗時，再額外通入空氣共同進行清洗，如此能縮短超過濾薄膜清洗的頻率，約每 3 ~ 4 月清洗一次

即可，可節省化學清洗藥劑的使用 [Brügger *et al.*, 2000]。使用垂直流 (Dead-end) 微過濾程序處理反沖洗廢水，比利時模型廠結果也良好 [Dotremont *et al.*, 1999]。

#### (四)溶解空氣浮除

溶解空氣浮除法 (DAF) 乃是利用高壓改變空氣的溶解度，進而控制氣泡的大小，氣泡平均大小約為 10~100  $\mu\text{m}$  左右，此浮除法所產生之氣泡較一般以浮除法所產生的方式較為細小，能增加總表面積，因而能促進粒子與氣泡接觸的機會，形成密度小於水溶液之氣/固或氣/液之凝集物，再經由固液分離設備刮除，故分離效果頗佳 [Ferguson *et al.*, 1995]。

溶解空氣浮除法通常適用於含高固體含量的污泥濃縮，採用溶解空氣浮除法來處理反沖洗廢水可維持適當的水回收率，經由溶解空氣浮除法處理後的出流水其濁度能降至  $< 1.0$  NTU，濁度移除率平均可達 95%，操作過程中並不需預先添加任何的化學劑量，僅需藉由添加少許的高分子讓水中膠羽粒子形成類似網狀且較輕的固體，以利於浮除 [Eades *et al.*, 2001]。另外溶解空氣浮除法對於反沖洗廢水中隱孢子虫、鐵及錳的去除也有不錯的效果，去除率分別約 97.5% - 99.4%、95% 及 75% 等 [Edzwald

and Tobiason, 2002]。另外一個研究則因為進流原水與反沖洗廢水混合後水質無明顯變化，對溶解空氣浮除效能亦無影響[Tobiason *et al.*, 2003]。

#### 四、臺灣反沖洗廢水初探

我們對臺灣反沖洗廢水的基本資料尚缺乏系統化統計調查，推想多數直接排放至自然水體、或者污水下水道系統、或未經處理、或處理後令其回流至淨水廠原水處再利用。無可否認，以上各方案均有風險存在。在臺灣時常出現缺水危機的情況下，如能將這股反沖洗廢水進行定性、處理技術可行性評估、回收再利用風險評估等，一定是有深具價值與必要性的；一方面可降低反沖洗廢水的處置費用，另一方面也可以提高水資源利用效率。切記，外國經驗顯示，反沖洗廢水的基本性質隨個別淨水廠而異動 (Site-specific)，不能過份依賴外國經驗。

本實驗室於 2004 年夏天曾經初步針對本土反沖洗廢水進行基本調查，8 月間隨機採集的水樣中濁度約 1,200NTU，3 分鐘內降至 14 NTU，顯示絕佳沉降性。溶解性有機碳濃度約 2.6 毫克/升，與外國相較偏低。9 月間另一隨機採集的水樣含濁度約 700NTU，10 分鐘內降為至 150 NTU，顯示截然不同

的沉降性。溶解性有機碳濃度約 1.8 毫克/升，則大致無變化，與外國相較仍偏低。若是論其處理，陽電性混凝劑或膠凝劑均可以得到理想效果。我們也計畫在未來研究回流反沖洗廢水對整體淨水程序之影響，以及利用薄膜程序處理反沖洗廢水的可行性。

#### 參考文獻

1. Adin, A., Dean, L., Bonner, F., Nasser, A. and Huberman, Z., "Characterization and destabilization of spent filter backwash water particles", *Water Science and Technology: Water Supply*, Vol.2, No.2, pp.115-122 (2002) .
2. Arora, H., Di Giovanni, G., and Lechevallier, M., "Spent filter backwash water contaminants and treatment strategies", *Journal of American Water Works Association*, Vol.93, No.5, pp.100-112 (2001) .
3. Brügger, A., Voßenkaul, K., Melin, T., Rautenbach, R., Golling, B., Jacobs, U. and Ohlenforst, P., "Reuse of filter backwash water by implementing ultrafiltration technology", *Water Science and Technology: Water Supply*, Vol.1, No.5-6, pp.207-214 (2001) .
4. Cornwell, D.A. and MacPhee, M.J.,

- “Effects of spent filter backwash recycle on *Cryptosporidium* removal”, *Journal of American Water Works Association*, Vol.93, No.4, pp.153-162 (2001) .
- 5.Dotremont, C., Molenberghs, B., Doyen, W., Bielen, P., and Huysman, K., “The recovery of backwash water from sand filters by ultrafiltration”, *Desalination*, Vol.126, No.1-3, pp.87-94 (1999) .
- 6.Eades, A., Bates, B.J. and MacPhee, M.J., “Treatment of spent filter backwash water using dissolved air flotation”, *Water Science and Technology*, Vol.43, No.8, pp.59-66 (2001) .
- 7.Edzwald, J.K., “Principle and applications of dissolved air flotation”, *Water Science and Technology*, Vol.31, No.3-4, pp.1-23 (1995) .
- 8.Edzwald, J.K. and Tobiason, J.E., “Fate and removal *Cryptosporidium* in a dissolved air flotation water plant with and without recycle of waste filter backwash water”, *Water Science and Technology:Water Supply*, Vol.2, No.2, pp.85-90 (2002) .
- 9.Ferguson, C., Logsdon, G. S. and Curley, D., “Comparison of dissolved air flotation and direct filtration”, *Water Science and Technology*, Vol.31, No.3-4, pp.113-124 (1995) .
- 10.Nasser, A., Huberman, Z., Dean, L., Bonner, F. and Adin, A., “Coagulation as pretreatment of SFBW for membrane filtration”, *Water Science and Technology:Water Supply*, Vol.2, No.5-6, pp.301-306 (2002) .
- 11.Song, H., Fan, X., Zhang, Y., Wang, T. and Feng, Y., “Application of microfiltration for reuse of backwash water in a conventional water treatment plant - a case study”, *Water Science and Technology:Water Supply*, Vol.1, No.5-6, pp.199-206 (2001) .
- 12.Tobiason, J.E., Edzwald, J.K., Levesque, B.R., Kaminski, G.K., Dunn, H.J. and Galant, P.B., “Full-scale assessment of waste filter backwash recycle”, *Journal of American Water Works Association*, Vol.95, No.7, pp.80-93 (2003) .
- 13.Vigneswaran, S., Boonthanon, S. and Prasanthi, H., “Filter backwash water recycling using crossflow microfiltration”, *Desalination*, Vol.106, No.1-3, pp.31-38 (1996) .

# 荊桐淨水場水質改善試驗研究

李丁來<sup>1</sup>、李茂松<sup>2</sup>、邵信<sup>2</sup>、蘇怡婷<sup>3</sup>

## 摘要

荊桐供水系統由台灣省自來水公司創建於民國 65 年，淨水場設在濁水溪南岸，樹子腳饒平國小旁，因受濁水溪之補注，地下水量豐富，平均日出水量約 7,300CMD，原水經氣曝、加次氯酸鈉、接觸氧化、快濾後供水。由於水中之硬度甚高，地方民眾對總硬度偏高所造成之水垢問題迭有抱怨，屢次反映要求改善。

水公司基於成本、經濟之考量，並配合經濟部落實本土化技術開發之政策理念，運用該部於民國 82 年至 85 年，委託工研院成功開發本土之流體化床結晶處理技術，辦理「荊桐淨水場水質改善工程」，經過試車運轉結果顯示，設計處理水量 8,000CMD 時，處理前原水總硬度平均約 377 mg/L (as CaCO<sub>3</sub>)，總溶解固體量為 511 mg/L，處理後出流水總硬度平均約 139 mg/L (as CaCO<sub>3</sub>)，去除率約 63%，另外，出流水其他項目水質總溶解固體量為 481mg/L、pH 7.6、濁度小於 1NTU 及硫酸鹽小於 250 mg/L，而單位操作成本含設備折舊費及

人事費約為 NT\$2.619 元/m<sup>3</sup>，具備成本競爭性，且無污泥產生，所產生之碳酸鈣結晶體可供回收為有用資源，符合世界環保潮流。

關鍵詞：流體化床結晶、硬度、總溶解固體量

## 一、前言

荊桐鄉位於雲林縣北端，濁水溪南岸，地勢平坦，屬濁水溪沖積扇平原，荊桐供水系統由台灣省自來水公司（簡稱水公司）創建於民國 65 年，淨水場設在濁水溪南岸，樹子腳饒平國小旁，因受濁水溪之補注，地下水量豐富，設計初期供水人口 33,800 人，供水量為 4,800CMD，其後由於供水區擴大，普及率提升與需水量增加，乃於民國 82 年辦理第二次擴建，目前荊桐淨水場鑿有深井四口，安全出水量約 14,000CMD，平均日出水量約 7,300CMD，原水經氣曝、加次氯酸鈉、接觸氧化、快濾後供水。

由於濁水溪沖積扇地層中石灰質含

- 1.台灣自來水公司第十一區管理處操作課工程師兼課長
- 2.財團法人工業技術研究院環境與安全衛生技術發展中心研究員
- 3.大葉大學環境工程系 專題生

量高，導致地下水中之硬度甚高，而國人一般有煮開水及泡茶之習慣，自來水經加熱後，水中之部分硬度會形成白色碳酸鈣沉澱物析出，地方民眾對總硬度偏高所造成之水垢問題迭有抱怨，屢次反映要求改善<sup>(1)</sup>。

依表 1 水公司第五區管理處民國 90 年 1 月至 92 年 1 月所做之深井水質總硬度及總溶解固體量分析表<sup>(2)</sup>，荊桐淨水場轄下之深井，其清水水質總硬度(以  $\text{CaCO}_3$  計)及總溶解固體量分別為 219~376mg/L 及 448~594mg/L，均不符合預定民國 94 年 7 月 1 日起施行之第三階段飲用水水質標準中總硬度 150mg/L 及總溶解固體量 250mg/L 之要求<sup>(3)</sup>，但由於水中總硬度及總溶解固體量太低，可能無益於人體健康，而世界衛生組織 (World Health Organization) 也針對飲用水被人為去礦化後，其水質對人體健康可能產生之潛在危害，邀集各國專家進行探討<sup>(4)</sup>，且該兩項水質標準值之訂定與世界各國相較未盡合理，水公司業已依據「飲用水水質標準」第六條規定提出具體科學性數據、資料，供環保署檢討修正第三階段水質標準值之參考，在水質標準尚未做最後確定前，水公司為降低荊桐地區用戶對於水垢之抱怨，提高用戶對自來水之滿意度，遂籌資著手辦理荊桐淨水場水質改善工程。

表 1 荊桐淨水場水質概況

檢驗年/月	總溶解固體物 (mg/L)		總硬度 (mg/L as $\text{CaCO}_3$ )	
	原水	清水	原水	清水
90/01	545	561	376	372
90/04	505	448	368	366
90/07	533	524	376	367
90/10	537	540	360	362
91/02	479	471	375	366
91/05	466	459	370	376
91/08	464	483	363	360
91/11	493	525	333	219
92/01	536	594	363	362

## 二、水質改善目標

本場之水質改善，經水公司就鄰近鄉鎮地下水源延管供水替代、新設林內淨水場地面水源延管供水及場內增加軟化處理設備等方案評估後，在水公司要求改善期程於 92 年底前完成下，以場內增加軟化處理設備方案較符用戶之需求，而且根據以往荊桐地區輿情反應，荊桐鄉民怨聲，主要原因在自來水中硬度偏高，民眾不敢飲用，而改購買礦泉水，故硬度之改善應為首要重點。故基於建造及降低長期操作成本、維護困難度之考量，其改善後水質，暫不考慮總溶解固體量之去除，而以降低總硬度，減少水垢產生為目標，故總硬度之目標水質限值為 150mg/L，總溶解固體量之目標水質限值在豐水期時為 500mg/L，

枯水期時為 600mg/L(預定在 93 年底後與新設完成之林內淨水場延管供水混合後，可符合總溶解固體量限值 500mg/L 之要求)，如 94 年 7 月 1 日起確定實施「飲用水水質標準」中總溶解固體量標準為 250mg/L，總硬度為 150mg/L 時，再考量增設必要之薄膜程序，其水質改善目標詳如表 2。

表 2 荊桐淨水場水質改善工程設計與運轉原水水質上限及出水水質要求<sup>(5)</sup>

水質項目	原水水質	出水水質
pH	7 ~ 8	7 ~ 8
總硬度 (mg/L as CaCO <sub>3</sub> )	350	150
	380	160
總溶解性固體量 (mg/L)	450	500
	500	550
	550	600
硫酸鹽 (mg/L)	200	250
備註	1.原水水質：依據水公司所彙整 90 年 1 月至 92 年 1 月之 9 次荊桐淨水場原水水質資料，顯示總硬度濃度 219~376 mg/L、總溶解性固體濃度 448 ~ 594 mg/L、pH 7~8、碳酸氫鹼度 214~244 mg/L 及硫酸鹽 115~171 mg/L。 2.出水水質：原水經過流體化床結晶槽加鹼處理，接著經過中和槽加酸調整後之出水水質。	

### 三、工研院流體化床結晶技術簡介

#### (一)結晶成長原理

研究晶體成長的機構<sup>(6)</sup>詳圖 1 示意圖，高正電陽離子必須藉由溶劑水分散電荷密度進而穩定化，如此陽陰水合離子互相吸引結合成集群 (Cluster)，溶液中存在大小不同集群，由於濃度梯度之效應，集群將往晶體表面擴散，形成擴散層，當集群接近晶體表面時，逐漸脫去水分，往差排位置移動，並進入晶體格表面形成結晶。

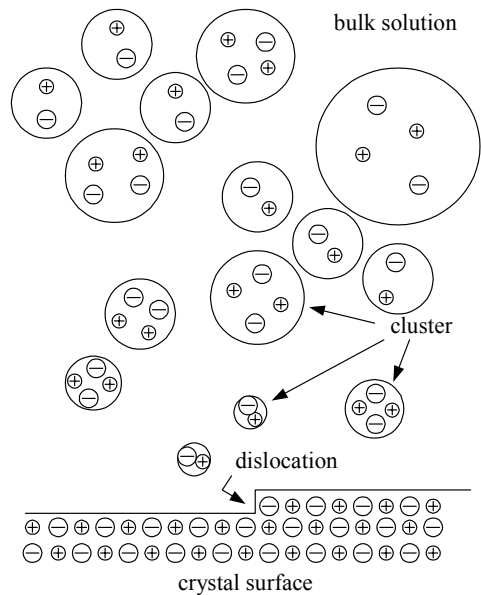


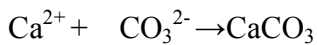
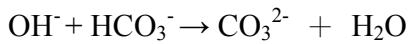
圖 1 結晶成長原理—集群形成及螺旋差排理論

#### (二)流體化床結晶技術

流體化床技術在環保上之應用有焚

化燃燒、厭氣生物處理、喜氣生物處理及結晶技術等，主要特性是能提供較大的比表面積，一般為 3,000 ~ 5,000 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>，屬於柱塞流 (plug flow)，因此反應速率快，處理效果佳，結合流體化床與結晶兩單元，即成爲「流體化床結晶技術」<sup>(7)</sup> (Fluidized Bed Crystallization; FBC)，其去除硬度之基本原理與傳統沉澱處理相似<sup>(8)</sup>，如下式：

基本反應原理：



都是利用在水中加入適當離子，形成微溶物系，使溶液呈現過飽和狀況，並藉著流體化的擔體，使低過飽和度溶液，在擔體表面形成結晶物，再藉由固

液分離，達到去除水中特定離子的目的。

但是，結晶法與傳統沉澱方法差異之處，(如圖 2 所示)，在於傳統沉澱方法經由加藥、混凝所形成的是微細的懸浮物，不容易沉澱、濃縮和脫水，而結晶法則是利用特殊設計的流體化床反應槽，配合準確的程序控制，使低溶解度化合物在砂粒擔體 (0.2~0.5 mm) 表面形成結晶，並如圖 3 逐漸成長產生高純度的結晶體顆粒 (1~3 mm)<sup>(9)</sup>，很容易就可以從水中分離出來，結晶法產生的特定化合物結晶體含水率在約 10%，重量比傳統沉澱方法產生污泥餅低 50% 以上。因此，流體化床結晶技術與傳統化學沉降方法比較，其最大的優點在於無高含水量污泥的產生<sup>(10)</sup>，而且結晶

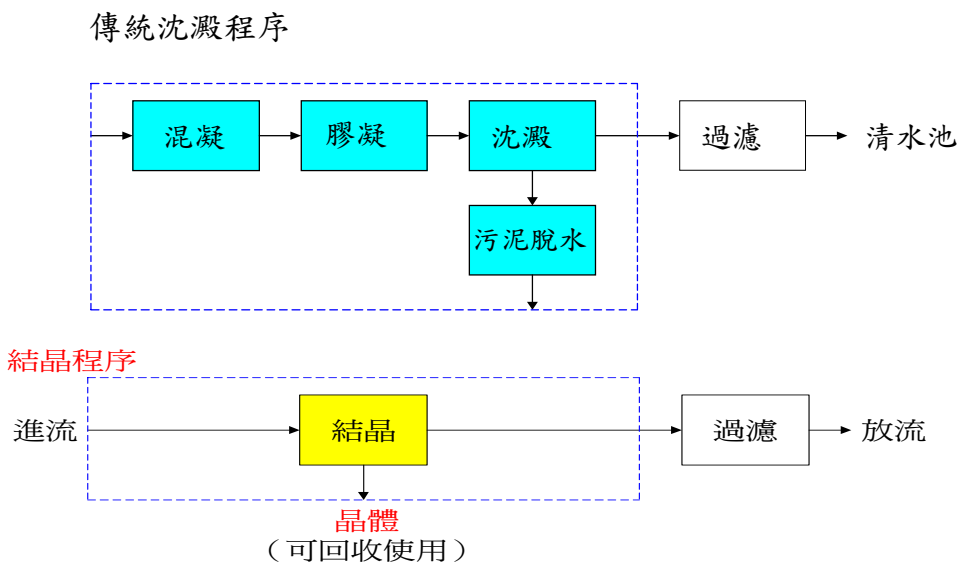


圖 2 流體化床結晶程序與傳統沈澱程序的流程比較

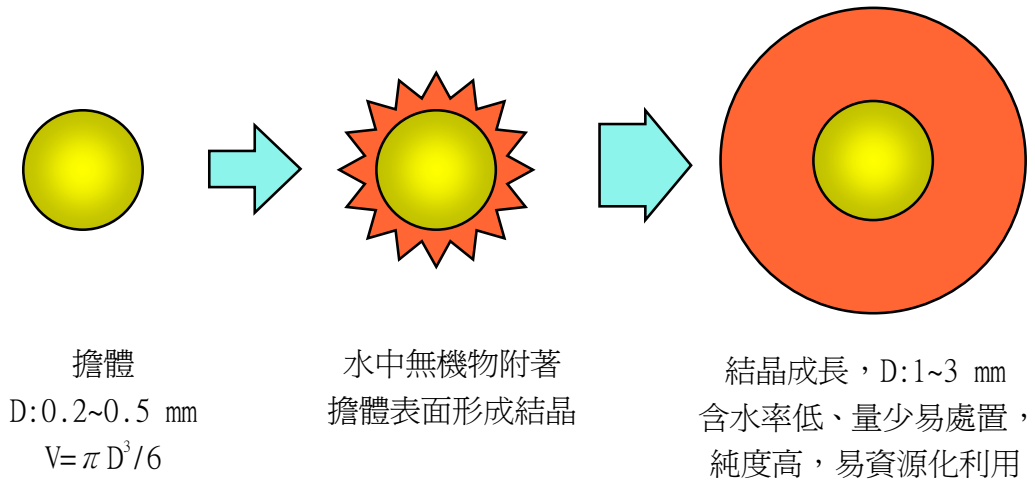


圖 3 擔體表面結晶之原理

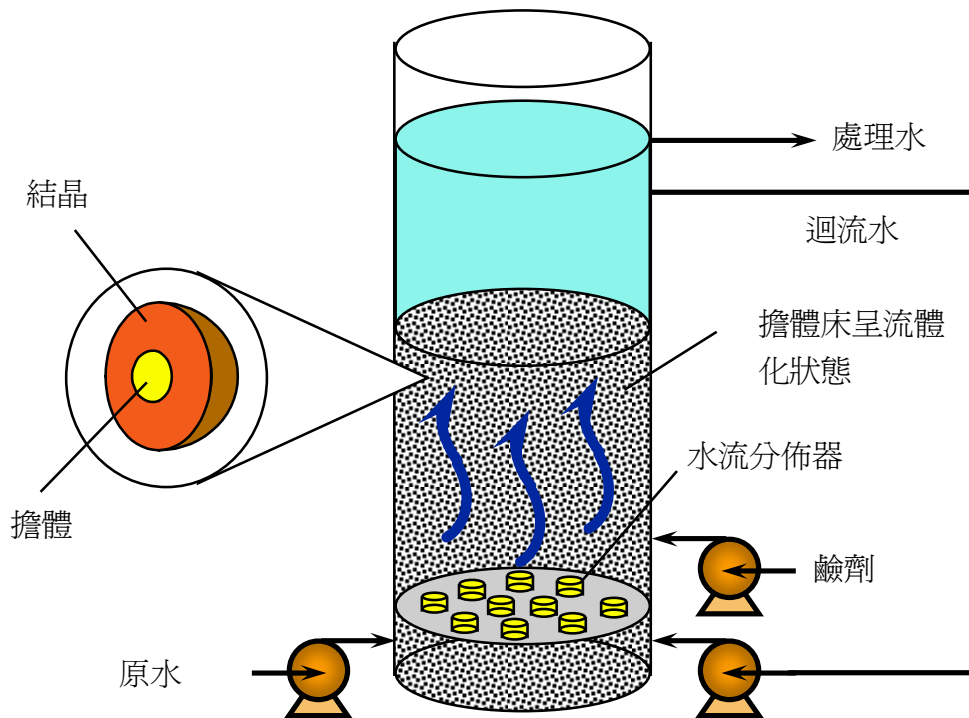


圖 4 流體化床結晶技術 (Fluidized Bed Crystallization) 示意圖

反應晶體純度大於 90%，不但容易儲存運送，甚至還可以資源化利用，例如：碳酸鈣結晶體可回收再利用當水泥助磨、酸性土壤改質及家禽飼料添加物等，具備資源化潛力，而且解決令人頭痛的污泥處理問題。而為使擔體及晶體能停留在處理槽中，操作必須在密閉式流體化床中進行，且擔體及晶體之上流速度須大於最小流體化速度及小於終端速度，流體化床結晶技術示意<sup>(11)</sup>詳如圖 4。

基於結晶軟化技術於水處理業之應用潛力，經濟部技術處於民國 82 年至民國 85 年委託財團法人工業技術研究院化學工業研究所進行技術研發，成功的開發完成本土之流體化床結晶處理技術，並擁有「流體化床結晶廢水處理裝

置」及「流體分佈裝置」等 10 篇美國、荷蘭、大陸及台灣專利，多年來已普遍應用於台灣之工業用水及廢水處理，最大處理水量實績為中美和石化公司之 24,000 CMD，運轉 6 年效果良好，具備成本競爭性、無污泥產生及碳酸鈣結晶體的回收資源之功能<sup>(12)</sup>，證實其技術可靠穩定，而所需經費經水公司評估後如表 3，也約為國外技術之 30%，因此水公司基於成本、經濟之考量，並配合經濟部技術處落實本土化技術開發之政策理念，遂以「限制性招標方式」，委託工研院進行「荊桐淨水場水質改善工程」之設計、監造、試車及人員訓練，並提供工程發包、建造、安裝及清水試車等諮詢服務。

表 3 荊桐淨水場水質改善工程方案評估

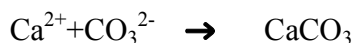
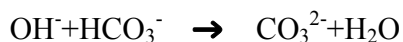
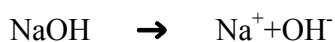
方案	結晶軟化	薄膜處理	流體化床結晶
技術來源	國外	國內	國內
經費	4800 萬	8000 萬	1600 萬
工期	300 天	240 天	210 天
執行方式	訂定施工規範後以統包方式發包施工。	訂定施工規範後以統包方式發包施工。	採設計後發包建造方式施工。
目標水質	總硬度低於 50mg/L，總溶解性固體量低於 500mg/L	總硬度低於 50mg/L，總溶解性固體量低於 250mg/L	總硬度低於 50mg/L，總溶解性固體量低於 500mg/L
適宜性評估	工期最長、施工費高	工期適中、施工費最高	工期短、施工費最省
備註	本表係根據洽國內廠商提供其相關國內外技術來源、經費及工期後所彙整而成。		

#### 四、原水加鹼過濾瓶杯試驗評估

為了解荊桐淨水場水質改善之可能成效，首先於實驗室進行瓶杯試驗，將原水加鹼提高不同 pH 後，以濾紙模擬直接過濾，評估其硬度去除之可行性。

##### (一)、實驗方法

分別取 3 瓶各 300ml 原水，裝入 3 個 500ml 容量之燒杯中，慢慢以 1N NaOH，各添加 0.33ml, 0.52ml, 0.75ml，分別調整 pH 值至 9.0, 9.5, 10.0，混合攪拌後發生混濁現象，化學反應式如下所示：



由於氫氧基與水中碳酸氫鹼度先反應成碳酸根離子，碳酸根離子再與水中

鈣離子結合形成碳酸鈣懸浮固體，攪拌約 5 分鐘後，以 NO.5A 濾紙過濾，將濾液添加 1N 硫酸，個別添加量為 0.02ml, 0.15ml, 0.39ml，使其 pH 都調整至 8.0 後，依據標準方法<sup>(13)</sup>，分析鈣、鎂、總硬度、導電度及總溶解固體量。鎂、總硬度、導電度及總溶解固體量。

##### (二)、實驗結果與討論

實驗結果如表 4 顯示，隨著原水被調整至不同 pH 值為 9.0, 9.5, 10.0，水中總硬度 (as CaCO<sub>3</sub>) 被沉澱析出，可從 517mg/L，減少至 286 mg/L、187 mg/L、174 mg/L，而其主要被去除者是鈣離子，至於鎂離子則無減少情況，經加 1N 硫酸降低 pH 至 8.0 後，發現總溶解固體量也有降低至 500mg/L 之效果，但導電度則無明顯降低。

表 4 原水加鹼過濾試驗結果

編號	水樣	鈣 (mg/L)	鎂 (mg/L)	總硬度 (as CaCO <sub>3</sub> mg/L)	導電度 (μs/cm)	總溶解固體量 (mg/L)
1	原水 pH 7.6	151	34	517	692	530
2	pH 9.0	59	34	286	615	527
3	pH 9.5	19	35	187	652	540
4	pH 10.0	14	34	174	697	500
備註	(1)編號 2、3、4 水樣係經加鹼調高 pH 後，再加酸調降 pH 至 8.0 後分析 (2)計算式總硬度(as CaCO <sub>3</sub> , mg/L) = 2.497(Ca, mg/L)+4.118(Mg, mg/L)					

## 五、小型 FBC 模場試驗評估

爲了解流體化床結晶技術應用於荖桐淨水場水質改善之可能成效，及工程設計所需之各項參數，遂進行小型 FBC 模場試驗評估。

### (一)、實驗方法

設計高度約 185 公分，內徑 2 公分，上端部分爲 5 公分，總容積約 660 毫升的流體化床結晶槽，如圖 5 所示，槽內填充約 300 公克及粒徑約 0.2~0.3mm 的矽砂擔體量，模擬實場需求，採用不迴流系統操作兩組水力停留時間(HRT)

分別爲 5 分鐘及 10 分鐘，上流速度約 10~30 m/h，0.05% NaOH 液鹼幫浦連接 pH 控制器，以回饋控制方式添加液鹼量，控制不同反應 pH，範圍分別爲 9.0, 9.5 及 10.0，化學反應式如前所示，氫氧基與水中碳酸氫鹼度先反應成碳酸根離子，碳酸根離子再與水中鈣離子結合形成碳酸鈣結晶體附著於矽砂上，定期從底部排放，處理水從頂部溢流，進行採樣分析，分析項目包括 pH、總硬度、鈣硬度、TDS、總鹼度、導電度、硫酸根、過濾前濁度等。

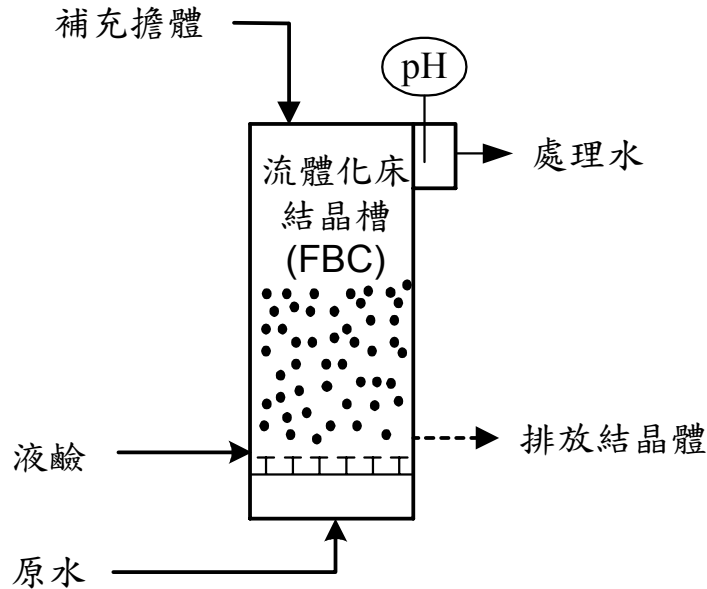


圖 5 小型 FBC 模場試驗處理示意圖

## (二) 實驗結果與討論

原水經過小型 FBC 處理後的水質，及接續加酸中和後但未過濾前的水質如圖 6 至圖 8 所示。

原水取自荊桐淨水場三號及四號井之混合水，分成 HRT 5 分鐘及 10 分鐘兩種狀態，並比較後續添加硫酸前後水質變化，由總硬度及鈣硬度結果顯示 HRT 5 分鐘及 10 分鐘兩種狀態，差異小，如圖 6 所示，得知反應時間可縮小至 5 分鐘，而添加硫酸後總溶解固體量及濁度變動小，如圖 7 及 8 所示，得知流體化床結晶處理後出流水懸浮固體含量低。

總而言之，FBC 處理後水質鈣硬度降低、總硬度降低、總溶解性固體略微降低、導電度略微上升、硫酸鹽略微上升、pH 值幾乎不變及濁度幾乎不變，其中處理前後鈣硬度變化大，在 pH 9.5 明顯去除，而 pH10 則增加有限，如圖 6 所示，總硬度去除量能達到飲用水小於 150 mg/L 以下的需求。

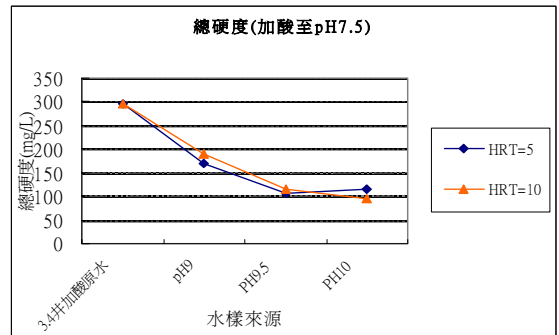


圖 6. 不同 HRT 下經 FBC 處理後之總硬度變化

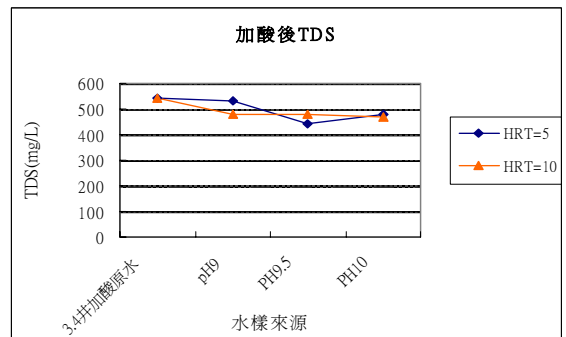


圖 7. 不同 HRT 下經 FBC 處理後之 TDS 變化

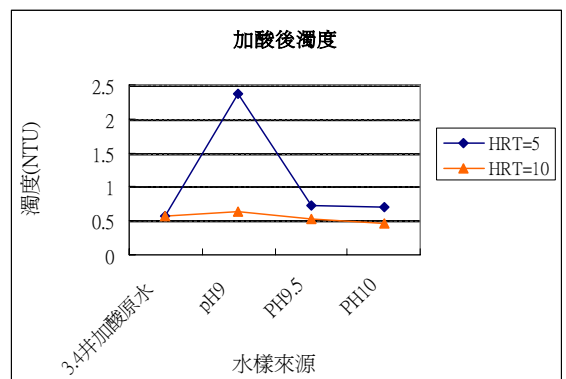


圖 8. 不同 HRT 下經 FBC 處理後之濁度變化

## 六、FBC 實場工程及試車結果<sup>(14)</sup>

### (一)實場工程執行方法

由工研院環安中心根據以往流體化床實場工程設計及處理經驗，配合本案已完成之瓶杯及模場實驗結果及表 2 水質改善目標，設計一套處理 8,000 m<sup>3</sup>/d 水量的流體化床結晶處理系統，所需之基本及細部設計，再由水公司根據該細部設計資料，進行工程公告招標與發包，接著由得標公司施工建造及完成清水試車後，最後由工研院環安中心指導水公司人員進行試車及移轉流體化床結晶槽的操作技術，試車完成後後加入營運。

### (二)處理流程

荊桐淨水場的流體化床結晶處理系統主體為 2 座 2 米直徑，高度 9 米之流體化床結晶槽及中和槽，處理流程為流體化床結晶槽中添加 NaOH 提高 pH 至 9.5-10.0 後，處理水至中和槽利用檔板及攪拌機增加酸鹼混合效果，以二段式加酸調整 pH 至 7.5，經原設重力式快濾池淨化及消毒後，出流水流到容量為 3,500 m<sup>3</sup>的清水池儲存供水，FBC 底部藉由 2 吋管及 4 吋管排放碳酸鈣結晶體至晶體排放區，等待後續資源化處置，詳如圖 9 所示。

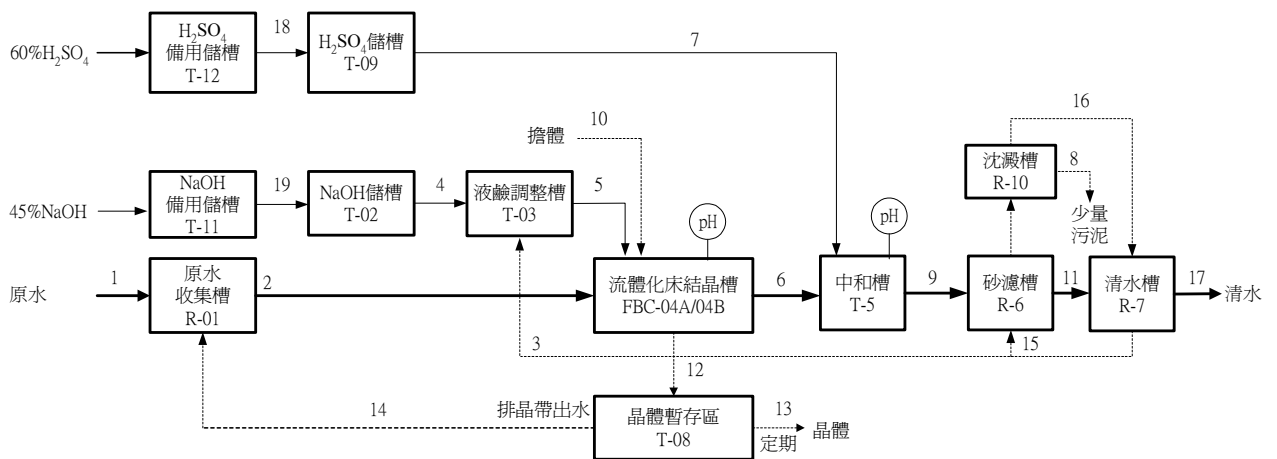


圖 9 荊桐淨水場流體化床結晶處理流程

## (三)實場試車結果

經過連續一週試車結果，詳如表 5 水公司水質檢驗記錄表，顯示處理前原水總溶解固體量平均為 511 mg/L，總硬度平均為 377 mg/L (as CaCO<sub>3</sub>)，處理後中和槽出流水總硬度平均為 139 mg/L (as CaCO<sub>3</sub>)，去除率約 63%，中和槽出流水其他要求項目是總溶解性固體量平

均為 481 mg/L、pH 7.6、及硫酸鹽小於 250 mg/L，都達成合約要求。由本場試車結果得知，當處理水量 7,680 CMD 時，總硬度去除約 240mg/L，結晶床床高上升每天約 20 公分，相當於 10 天增加 1 個視窗床高，由 1 到 2、2 到 3、3 到 4，到達第 4 視窗時，則需要排晶體。

表 5. 水質改善工程試車水樣檢驗紀錄表

中華民國 93年 02 月份

單位：毫克\公升

採樣日期			廠 所	場 站	水 樣 別	pH	硫 酸 鹽	總 溶 解 固 體 量	總 硬 度	備 註
年	月	日								
93	02	01	西螺	荊桐	原水	7.6	144	528	361	
93	02	01	西螺	荊桐	中和槽出流水	7.4	194	454	138	
93	02	02	西螺	荊桐	原水	7.6	135	500	377	
93	02	02	西螺	荊桐	中和槽出流水	7.4	198	448	136	
93	02	03	西螺	荊桐	原水	7.8	150	514	381	
93	02	03	西螺	荊桐	中和槽出流水	7.8	195	454	140	
93	02	04	西螺	荊桐	原水	7.7	135	510	380	
93	02	04	西螺	荊桐	中和槽出流水	7.6	185	452	143	
93	02	05	西螺	荊桐	原水	7.9	136	508	379	
93	02	05	西螺	荊桐	中和槽出流水	7.7	193	446	138	
93	02	06	西螺	荊桐	原水	7.4	137	506	383	
93	02	06	西螺	荊桐	中和槽出流水	7.8	200	450	138	
93	02	07	西螺	荊桐	原水	7.8	133	512	379	
93	02	07	西螺	荊桐	中和槽出流水	7.6	206	452	137	

## (四)工程及操作成本

以荊桐淨水場 8,000CMD 水量計算，FBC 技術操作成本估算如表 6，成本分析假設條件如下：

1、動力費用：依據現況尖峰（7：30～

22：30）電價 3.06 元/KWh，離峰

（22：30～次日 7：30）電價 0.7 元/KWh，日平均電費 2.175 元/KWh。

2、一般事業廢棄物處置費用及太空袋子費用，則採用其他案例估算。

3、初設成本設備費用：1,048 (工程造价)  
+520 (工研院技術服務費含水流分配  
器) =1,568 萬元(含稅)，15 年折舊，

利率 2.6%計算。

4、人事費用：3 班每班 1 人，每人每月  
薪資以 5 萬元計算。

表 6 荊桐淨水場增設 FBC 設備 (設計處理量 8,000CMD) 操作成本估算

藥品費用		Kg/day	Ton/yr	NT\$/Ton	Annual Cost (NT\$)
	液鹼		2,956	1,079	2,890
硫酸		899	328	1,000	328,000
矽砂		90	32.85	1,800	59,130
動力費用		Kwh/day	Kwh/yr	NT\$/kwh	---
			456	166,440	2.175
其它	一般事業廢 棄物處置費 用	Ton/day	Ton/yr	NT\$/ton	---
			1.8	657	460
	袋子	Bag/day	Bag/yr	NT\$/Bag	----
			1.8	657	175
設備折舊用 (以 15 年複利率計算)					1,263,507
人事費用					2,100,000
操作費用(NT\$)					7,648,129
單位成本(NT\$/m <sup>3</sup> 水)					2.619

## 七、結論

(一)流體化床結晶技術應用於荊桐淨水場之硬水軟化工程，在設計處理水量 8,000CMD 時，處理前原水總硬度平均約 377 mg/L (as CaCO<sub>3</sub>)，處理後出流水總硬度平均約 139 mg/L (as CaCO<sub>3</sub>)，去除率約 63%，總溶解固體量平均為 481mg/L、pH 7.6、濁度

<1NTU 及硫酸鹽<250 mg/L，顯示可有效改善自來水之高硬度問題。

(二)本案 FBC 設備單位操作成本為 NT\$2.619 元/m<sup>3</sup>，具備成本競爭性，且所產生之碳酸鈣結晶體可供回收為有用資源，具有其技術可行性及相對之經濟性。

(三)pH 值是流體化床結晶系統唯一需要精確控制之參數，如果本場 pH 設

定值為 9.5，控制範圍 $\pm 0.3$ ，在 HRT = 10min 情形下，濾前處理水濁度可低於 1NTU，碳酸鈣結晶率約為 95%。

## 八、致謝

本研究之完成需感謝水公司第五區管理處檢驗室協助進行水質之檢驗，操作課、工務課及西螺營運所相關同仁參與工程建造期間之考工及試車作業，中區工程處協助提供水質改善工程規劃資料及辦理相關配合工程，使本案得以順利完成。

## 九、參考文獻

1. 荊桐淨水場第三階段飲用水水質改善規劃報告，中區工程處，台灣省自來水公司，2002.7。
2. 荊桐淨水場水質檢驗報告，第五區管理處，台灣省自來水公司，2002.7。
3. 飲用水水質標準，行政院環境保護署，2003.5.
4. Consensus of the meeting: "Nutrient minerals in drinking-water and the potential health consequences of long-term consumption of demineralized and remineralized and altered mineral content drinking-waters", World Health Organization, 2004.8.
5. 荊桐淨水場水質改善工程委託技術服務規範，台灣省自來水公司，2003.7。
6. 李茂松、黃志彬、顏士閔、張王冠，含砷廢水流體化床結晶處理技術評估，2003 產業環保工程實務技術研討會，2003.11。
7. Mao-Sung, Lee "Crystallization Technology for Semiconductor Wastewater Treatment", ITRI Winter, 1996.
8. Clifford Y. Tai and Pao-Chi Chen, "Nucleation, Agglomeration and Crystal Morphology of Calcium Carbonate", J.AICHE, Vol.41, No.1, pp.68-77, 1995.
9. van der Veen, C. and Graveland, A., "The Amsterdam Water Supply Central Softening by Crystallization in a Fluidized Bed Process", Sect. Res. Div., Amsterdam Water Supply, 1014AX, pp.1591-1629, 1990.
10. Jonq Yuh Chen, "The Growth Dynamic Research of Calcium Carbonate in Fluidized Bed", Master thesis of Taiwan University in Chemical Department, page 45 to 47, 1995.
11. 李茂松，自來水流體化床結晶處理法

應用性，自來水協會會刊，自來水協會，2001.2。

12.Mao-Sung, Lee, Wang-kuan Chang ,Chi-Chung Liao and Hsin Shao,”Resource Recovery from Calcium Containing Wastewater in a Petrochemical plant” IWA 8<sup>th</sup> Asian Waterqual, Japan, 2001.9.

13.APHA ,AWWA, WQF,” Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” 19<sup>th</sup> ed. 1995.

14.荊桐淨水場水質改善工程結案報告，財團法人工業技術研究院環境與安全衛生技術發展中心，2004.3。

中華民國自來水協會「自來水」季刊預定出版各期專題及時間表

預定出版時間	預定截稿時間	專 題 名 稱	專題負責委員
93 年 11 月	93 年 10 月	水處理	陳 曼 莉
94 年 2 月	94 年 1 月	漏水管理及控制	吳 陽 龍
94 年 5 月	94 年 4 月	配水管網水質	史 午 康
94 年 8 月	94 年 7 月	特殊污染物之去除	蘇 金 龍
94 年 11 月	94 年 10 月	管線工程及清洗	鄭 錦 澤
95 年 2 月	95 年 1 月	特殊水質議題	林 財 富
95 年 5 月	95 年 4 月	用戶信任及滿意度	胡 南 澤
95 年 8 月	95 年 7 月	水源議題	曾 浩 雄

# 降低高濁度對沉澱池衝擊探討

陳國宏<sup>1</sup> 陳怡靜<sup>2</sup>

## 一、前言

台灣山區因過度開發及經歷 921 地震，集水區表土鬆動，近年來每逢豪雨沖蝕，河川下游地面水源濁度遽增，常造成淨水場處理困難而減少出水量，影響民生產業用水至鉅。在淨水過程中，沉澱池功能在將膠凝後水中懸浮固體物沉降去除，使濁度降至 4 或 5 NTU 以下，續由快濾池濾清，消毒後成爲自來水。若沉澱池處理效果欠佳，致快濾池無法負荷時，就不得不減少處理水量。故逢原水濁度太高時，淨水場能否正常出水之關鍵在沉澱池。

台灣地面水源往年最大 95% 高濁度多在 100 NTU 上下，濁度高於 1,000 NTU 之累計時間低於 1%。但近年來高濁度出現機率已明顯增加。本文僅就國內淨水設施之瞭解，探討各型沉澱池對高濁度原水之適應能力，提出降低高濁度衝擊淺見，供相關淨水場改進沉澱池之參考。

## 二、高濁度對沉澱池之衝擊

淨水場沉澱池需求之出水濁度甚

低，沉澱機制需保持在穩定之操作狀況下進行，許多物理因素或條件變化，都可能引起處理成果之干擾，對沉澱池衝擊最大者應爲原水濁度過高之問題。

發生高濁度時，沉澱池產生之污泥量隨之大增，首先考驗現有沉澱池之排泥能力，若排泥能力不足，且未及時降低處理水量，池內將因積泥而造成癱瘓。若沉澱池尚能順利排泥，則考驗池內之除污機構在高濁度時能否維持正常除污功能，若發現出水濁度升高時，該沉澱池須需降低處理水量，以確保淨水場正常運作。

維持沉澱池正常運轉之先決條件是排泥能力充足，或至少達到進出污泥量平衡。故現有沉澱池能承受或處理之最大原水濁度實受限於排泥能力，以及不同型式除污機構對濁度之涵容能力。早年曾有研究指出，當水中懸浮固體物(SS)濃度達 2,000-3,000 mg/L 時，普通矩形沉澱池若不考慮底泥沉積問題，仍能發揮正常沉澱功能。但對後來發展之高速率、池體小之特殊沉澱池則可能無法忍受，因高速率沉澱池之除污機構旨在捕集細緻、輕浮膠羽，若水中之固體濃度

1. 開元工程顧問股份有限公司總經理
2. 國立台灣大學環境工程研究所博士候選人

(尤其是泥砂)過高，反而會造成傷害。例如傾斜管沉澱池，管口僅 5x5 公分，水流通過時間 6 至 8 分鐘，不能期望能承受過高之 SS 負荷，否則通流面積將逐漸縮減，穿流速度加快而降低除污能力。又如污泥氈式沉澱池，對含泥砂高濁度水源之適應性也較差，因粗重泥砂(比重高於 1.003-1.004)不易隨水流上升至污泥層面排出，沉積於池底將導致分管阻塞及上升水流不均，細膠羽易因局部激流貫穿，而損及污泥氈特殊膠凝過濾機能，降低除污能力。隨著高濁度延續時間加長，污泥層因積砂密度升高，流動性降低，排泥也更為困難，終將造成污泥層硬化而需停水清泥。

上述應是國內許多淨水場遭逢高濁度水時發生處理困難原因。

### 三、各型沉澱池之除污機制與使用概況

國內淨水場現用之沉澱池，計有普通矩形沉澱池、傾斜管沉澱池、平底式沉澱池、脈動式沉澱池及固體接觸反應式沉澱池等五種型式。後三種型式較為特殊，均係由統包工程廠商所興建，其選用理由為佔地小、造價較低及及加藥費較省(理論上)。但因操作技術性高，使用成果未必有利。

#### 3.1 普通矩形沉澱池

為傳統型沉澱池，依理想沉澱池顆粒沉降模式設計，水力溢流率低，沉澱時間長，平時處理成果穩定。沉降之污泥容許暫貯於池底，俟積存相當厚度後，停水人工清泥再回復操作。清除底泥期程與原水濁度變化有關。台北自來水事業處長興場之沉澱池，平時約 1-2 個月清泥乙次，但每逢豪雨高濁度之後，不到一週即需清泥。故此型沉澱池不適用於常發生高濁度之淨水場。

#### 3.2 傾斜管沉澱池

係於沉澱池(多數為矩形池)裝設傾斜管，利用管群圍成之大量投影面積降低溢流率而增加處理水量。相較於用地相等之普通沉澱池，處理水量增加 3 至 4 倍。因單位池底面積上沉降之污泥量相對增加，須裝刮泥機連續排泥。此型沉澱池自民國 60 年中引進台灣後，國人能自行設計建造，現已廣用於國內淨水場。但檢視過去建造之許多傾斜管沉澱池，設計之沉澱時間多僅一小時或更短，池體嫌小，傾斜管覆蓋面積比過大，進水端整流距離不足，在平時處理低濁度時影響較小，高濁度時常見沉澱池前段水體混濁，出水濁度偏高，顯示其處理能力不足。部份沉澱池可能因排泥不良，也降低了其承受高濁度之彈性。

由於傾斜管部分不能適應太高之固

體負荷，若原水流入傾斜管前，沉澱池有適當空間與距離將較粗重泥砂或膠羽先予沉降，剩餘不易沉降之輕細膠羽再由傾斜管去除，理論上應能增進對高濁度原水之適應能力。美國自來水協會(AWWA)及美國土木工程師學會(ASCE)出版之淨水場設計第三版(1996年)，對傾斜管沉澱池訂有較保守的設計準則，可供今後興建傾斜管沉澱池設計之參考。

### 3.3 平底式沉澱池

為英國人所研發，於平底矩形池底版上裝設多組枝狀鑽孔分水管，原水先加藥快混後利用 0.5 至 0.6<sup>M</sup> 水位差將原水注入池底分水管，平均上流穿過馴養之污泥氈層，微膠羽經吸附集結壯大，至污泥層面與水分離而完成濁度澄清。膠羽留置於污泥層面，積存過多之污泥溢入預置倒錐形集泥袋排出。此型污泥氈沉澱池於國外多用於如湖泊低濁度不含泥砂原水處理，對台灣含泥沙濁度水源較不能適應。台灣省自來水公司有數處淨水場使用此型沉澱池，常因池底積沙排泥不良及污泥層硬化，而需要停水人工清泥。

### 3.4 脈動式沉澱池

為法國 Degremont 水處理公司之招牌沉澱池，沉澱機制類似平底式沉澱池。池底分水系統使用較大管徑鑽孔

RCP (平行排列)，池中央設真空脈動室，將快混後流入室內水柱，規則抽氣提升，瞬時進氣落下壓入池底分水管，均勻上流穿過污泥氈層至水面完成除污目的。污泥層面過多之污泥側向溢入集泥槽排出。池內水流動力利用水柱規律脈衝，似優於前者平底沉澱池之定水頭設計，池底積砂及管流阻塞困擾較少，污泥層活性及排泥功能也較理想。但污泥氈基本上仍不能適應含泥砂之高濁度原水。省水公司計有新山、鳳山(一期)、澄清湖等三處淨水場使用此型沉澱池，前二處已建二十餘年，處理功能較差。

### 3.5 固體接觸反應式沉澱池

國內所用之型式為美國 EMICO 公司所研發，池體為圓形或方形。其設計是將原水先快混或在進水管中加藥後，進入池中央之混合筒與由池底迴流之大量污泥接觸合流至筒上端，由渦輪機快速混合(同時產生底泥迴流動力)後，經錐形罩內水力膠凝，落入池底污泥區。其中 4-8Q 流量循環迴流，一倍 Q 流量沿外環沉澱區上升，分離膠羽至水面而澄清。池底設有圓形刮泥機，過多之污泥(維持一定之 SS 濃度)自動排放。省水公司許多大型淨水場使用此型沉澱池，處理之水量約佔總出水量之 30%。可惜因廠商設計之水力負荷偏高(美國 EMICO 公司或 AWWA、ASCE 均建議

除濁度之膠凝時間為 30 分鐘，溢流率為 50 CMD/M<sup>2</sup>），處理成果稍欠穩定。此型沉澱池由池底排泥，池內無積砂之慮，逢高濁度時若添加少量高分子助凝並加強排泥，處理彈性應較污泥氈式沉澱池高。

#### 四、降低高濁度對沉澱池衝擊之看法

自來水為每日民生不可或缺，台灣供水普及率近九成，人口因都市化嚴重及替代水源缺乏，任何原因所導致停水或減少供水量均可能引發民怨或演變為社會議題。台灣因地理環境與自然氣候因素影響，每年夏秋季常有颱風豪雨，雖帶來豐沛水量，也常造成原水高濁度之困擾。面對未來頻率漸增的高濁度水質，相關淨水場勢必設法降低高濁度水對沉澱池之衝擊，以減少發生供水異常之危機。本文就提升沉澱池高濁度處理能力問題，看法與建議如下：

1. 國內目前使用之沉澱池型式似已嫌多，特殊型沉澱池固然初設費較低，但操作維修技術性高，對含泥砂高濁度水質適應性差，以後淨水場續建時應審慎評估。傾斜管沉澱池操作維修單純，逢高濁度時可藉強制排泥降低衝擊，應較符合台灣環境需要。
2. 已設之污泥氈式沉澱池，原水若無湖

庫調節緩和高濁度衝擊，應考慮增建初沉池先除泥砂降低濁度。已設之傾斜管沉澱池及固體接觸式沉澱池，設計之水力停留時間及負荷雖不盡理想，逢高濁度時(> 250 NTU)若加少量高分子助凝並加強排泥，仍有增加處理高濁度能力之空間。

3. 以後新建傾斜管沉澱池時，宜參照 AWWA 新訂準則設計，沉澱時間 (HRT) 由 1 小時增至 1.5 小時以上，發揮先除泥砂再除微膠羽兩段沉澱之功能，提升高濁度處理能力。平時因水力負荷低，也可望減少加藥費。
4. 任何沉澱池，其除污機制之發揮皆建立在健全與充分排泥能力之基礎上，排泥設備欠佳或能量不足，沉澱池之處理量也將受到抑制。新設之傾斜管沉澱池，除應降低水力負荷外，排泥設備能量也必須加強。有關傾斜管沉澱池之排泥設備，國內外似無設置標準或設計準則，本文先拋磚引玉探討如次章節中。

#### 五、矩形池(傾斜管沉澱池)排泥設備設計探討

國內傾斜管沉澱池，多連帶裝設刮泥機連續排泥，但部份沉澱池之排泥能量常不能滿足高濁度時排泥需要。矩形池之排泥設備係由刮泥機、集泥坑

(Sludge Hopper) 及排泥管組成，三部份呈連動關係，分別擔任刮泥運送，集泥儲存及排放池外工作，其中任一部份配合不良，皆可能降低整體之排泥能力。現有傾斜管沉澱池在高濁度時常發生之缺失如后：

1. 裝設之刮泥機(機械無故障時)刮泥能量不足，造成池內積泥，且引起刮泥機械超載損壞。
2. 集泥坑嫌小，無法暫存排泥管前後排泥時間內，刮泥機推入之濕污泥量，於集泥坑附近常見污泥上揚回流沉澱池。
3. 排泥作業缺乏控制機制，常發生排泥過與不及現象。

連續刮泥之矩形池之排泥設備細部設計，國外一些參考書籍甚少提及。台灣地面水源濁度變化懸殊，高濁度時沉澱池之排泥問題不能不予正視。以後設計似必須就過去所發生缺失思考改善。

### 5.1 刮泥機與刮泥量分析

國內以往設計或是選用刮泥機時常忽略其刮泥能量能否符合高濁度時排泥之需求。不同型式刮泥機，因刮板高及刮泥動作不同，單位時間內之刮泥量應有差異。目前常用之矩形刮泥機有傳統鏈條式及由瑞典引進之往復推進式兩種。近年日本則廣用一種鋼索式刮泥

機，其特點為構造簡單、安裝容易(與池體施工界面少)、故障率低，以及刮泥彈性大，或值得台灣參考。

該型刮泥機由池底固定軌道，走行機台牽引鋼索及池頂驅動機組成。機台上設前後兩片刮泥板，分別刮除 80-90% 及 10-20% 之污泥量，刮板高度 0.3-0.9 M，寬度 2.0-9.0 M，視需要製造。

鏈條式與往復推進式刮泥機係連續刮泥，刮除明礬污泥平均固體濃度 0.5-2.0%，正常之刮泥速度，鏈條式 0.3-0.6 M/min，往復推進式 0.6-1.2 M/min。鋼索式刮泥機採批式刮泥，正常刮泥速度 0.3-0.6 M/min，調速範圍 0.2-2 M/min，每一行程時間來回約  $2 \times 0.95$  池長/刮速。因池底污泥經一行程時間自然壓密，刮除污泥之固體濃度較連續刮泥高。由各式刮泥機之刮板高(H)，寬(B)及刮泥速度(v)，最大刮泥量推估如下：

#### 1. 鏈條式

一般刮板高(H)為 0.15m，最大刮泥量以 0.15m 厚矩形塊在 v 速度下移動，污泥固體濃度 r 值以 1.5% 計，則

$$Q_1 = H \cdot B \cdot v \cdot \gamma \cdot \rho \cdot 60 \quad (1)$$

$Q_1$ ：鏈條式之最大刮泥量(DS, kg/hr)；

$B$ ：刮板寬，以池寬 W 之 0.9 計；

$\rho$ ：比重以 1.0 計；

將上述各參數值輸入(1)式得到

$$Q_1 = 0.15 \times 0.90W \cdot v \cdot 1.5\% \cdot 10^3 \cdot 60$$

$$= 121.5W \cdot v \quad (2)$$

### 2.往復推進式

鈹高 0.05 M，最大刮泥量以 0.05v 矩形塊移動，但往復推動時，後退時間占 1/4，實際移動量為 0.8×0.05v，另底泥因受往復推擠作用，最大 r 值估 2%，往復推進式之最大刮泥量 Q<sub>2</sub> (DS, kg/hr)計算如下：

$$Q_2 = H \cdot B \cdot v \cdot \gamma \cdot \rho \cdot 60$$

$$= 0.04 \cdot 0.9W \cdot v \cdot 2.0\% \cdot 1000 \cdot 60 \quad (3)$$

$$= 43.2W \cdot v$$

### 3.鋼索式

設刮鈹高 0.6 M，每行程之刮泥量理論上以三角形塊，v 速度推進，三角形仰角為污泥與池底間之磨擦角(2°)，r 值估計 2%，高濁度時經一行程時間，池底可能已再沉降 0.05-0.15 m 厚污泥，且在沉澱池前 1/3 段通常積泥更厚，故每行程實際刮泥量可能較理論值增加 20%以上。鋼索式之刮泥量 Q<sub>3</sub> (DS, kg/hr)計算如下：

q=每行程刮泥量

$$= \frac{1}{2} H^2 \cdot \cot(2^\circ) \cdot B \cdot r \cdot \rho \cdot 1.2$$

$$= \frac{1}{2} \cdot 0.6^2 \cdot 28.6 \cdot 0.9W \cdot 2\% \cdot 1000 \cdot 1 \cdot 1.2$$

$$= 111.2W$$

Q<sub>3</sub> =平均每小時刮泥量

$$= q \cdot \frac{60}{t}$$

$$= 111.2 \cdot \frac{60}{1.9L} \cdot W \cdot v \quad (4)$$

$$= 3,510 \frac{W \cdot v}{L}$$

其中

$$t: \text{每行程時間} (= \frac{1.9L}{v});$$

由(2)至(4)式得知，所有矩形刮泥機之刮泥量與池寬、刮速成正比。其中(2)及(3)式為連續刮泥，與池長(L)無關，故等寬不同長之大、小沈澱池，單位時間之刮泥量相同。(4)式為批次刮泥，水池越長刮泥機台行走時間愈久，單位時間之刮泥量反比例減少。

### 5.2 刮泥機與可能適應之原水濁度

沈澱池需要刮除之污泥量係由原水濁度及添加之膠凝劑所產生。後者量少，擬略去不計，則每小時產生之污泥量(D.S)以下式表示：

$$Q_s = 1.3 \cdot T \cdot Q \times 10^{-3} \times \frac{1}{24} \quad (5)$$

其中

T: 原水濁度 (NTU)，SS/NTU 比值約為 1.3；

Q: 沈澱池處理水量 (CMD)；

原水濁度高低是淨水場熟悉且關心

之數字，因此令(5)式分別與(2)、(3)、(4)式相等，可導出各種刮泥機與可能適應之原水濁度(T)之關係：

$$\text{鍊條式 } T = 2243 \frac{W \cdot v}{Q \cdot 10^{-3}} \quad (6)$$

$$\text{往復推進式 } T = 798 \frac{W \cdot v}{Q \cdot 10^{-3}} \quad (7)$$

鋼索式

$$\begin{aligned} T &= 64,800 \frac{W \cdot v}{L \cdot Q \cdot 10^{-3} \cdot 0.85} \\ &= 76,230 \frac{W \cdot v}{L \cdot Q \cdot 10^{-3}} \end{aligned} \quad (8)$$

(假設前刮板刮除 85%之污泥量)

(6)至(8)式顯示，T 值與 Q 值成反比，若池寬(W)、池長(L)及刮泥速度一定，處理水量降低 1/2，池內產生之污泥量相對減少 1/2，刮泥機可適應之原水濁度則倍增。茲以某沉澱池為例，尺寸為 8.0 M(W)×30 M(L)×4.5 M(H)，HRT 為 1.08 小時，處理水量 24,000 CMD，代入 (6)至(8)式，求得各式刮泥機與可能適應之原水濁度如表 1.所示。

表 1. 各式刮泥機可能適應之原水濁度

刮泥速度 (m/min)	可適應之原水濁度(NTU)		
	鍊條式	往復 推進式	鋼索式
0.3	224	80	254
0.6	448	160	508
0.9	(673)	240	(762)
1.2	(896)	320	(1016)

註：以( )表示為非正常刮速狀況

從增加沉澱池刮泥量之觀點，表 1. 之分析可得知一些概念：

- 1.目前所用之刮泥機在沉澱時間為一小時左右及污泥固體濃度 1.5-2.0%之條件下，所能適應之原水最大濁度偏低，此應是沉澱池於原水濁度 400-500 NTU 以上時排泥不良的原因。欲提升沉澱池對高濁度之處理能力，往後設計之傾斜管沉澱池之 HRT 必須加長。
- 2.往復推進式刮泥機能適應之原水濁度較低，不宜用在常有高濁度水源之沉澱池。
- 3.傾斜管沉澱池之長/寬比不如普通矩形沉澱池重要，往後設計時其長/寬比建議減至 3 或更低，俾增加刮泥量。
- 4.刮泥機應規定能在現場調整刮泥速度以適應原水濁度變化，平時調最低速度操作，最大設計刮泥速度宜加大 (1.2 m/min 以上)，以增加操作彈性。

傾斜管沉澱池因有二次沉澱機制(傾斜管部份),提高刮速造成之干擾影響應較一般矩形池低。

5.操作人員宜就現有沉澱池之尺寸,設計處理水量。參照(6)至(8)式估算刮泥機可能適應之最大原水濁度,做為日後原水濁度變化時,調整刮泥速度及降低處理水量之依據。

## 5.2 集泥坑

集泥坑一般設於沉澱池進水端下方,收集及貯存刮泥機連續推入之污泥,再定時由排泥管將坑內污泥排出。任何沈澱池原則上宜每 1 至 2 小時間歇排泥乙回,每回排泥 3 至 4 分鐘,但排泥次數及排泥時間可依原水濁度高低上下調整。集泥坑大小無設置標準,但見國外沉澱池所設之集泥坑均比國內者大且深。筆者認為其容量宜配合排泥作業,至少為 95%最大原水濁度(或 200-300 NTU)產生之一小時濕污泥量,超過 95%最大濁度時,則縮短排泥相隔時間,必要時甚至採連續排泥方式克服。

集泥坑通常為倒錐形,斜邊角 60°左右,底部約 0.5m×0.5m,深 2m 以上,其作用為:(1)消除污泥堆入坑內及排泥閘開或關時可能引起之擾動;(2)將平時(低濁度)之稀污泥再濃縮,俾排出較高

濃度之污泥。含泥砂量多之地面水源為防止坑底污泥硬化,於集泥坑底應裝壓力沖水管備用。

## 5.3 排泥管

每座集泥坑應單獨設置排泥管,採虹吸差壓排泥(必要時可強制及加速排泥)。排泥管徑配合集泥坑容積及管中流速高於 1.5m/s 估算,但最小管徑 150 mm。集、排泥時之質量平衡關係如下:

$$\frac{V}{t} + \frac{Q_s}{1440} = \frac{\pi}{4} d^2 \cdot v \cdot 60 \quad (9)$$

$V$ : 集泥坑容積( $M^3$ );

$t$ : 排泥時間(min), 約 3-4 min;

$Q_s$ : 沉澱池每日產生之濕污泥量(CMD);

池外排泥主管大小,依最大同時排泥量及流速 1.5m/s 求出,管頂宜低於沈澱池底板約 1.0 m,以便刮泥機維修時排乾水池。排出口應為自由流,如管位置太深,須設抽泥井由污泥泵揚升至污泥池。排泥主管或可另裝繞流管上升至適當高度供平時直接排入污泥池(請參見圖 1.),節省抽泥動力費。但抽泥井部分仍須定期保養測試,維持其正常排泥功能。

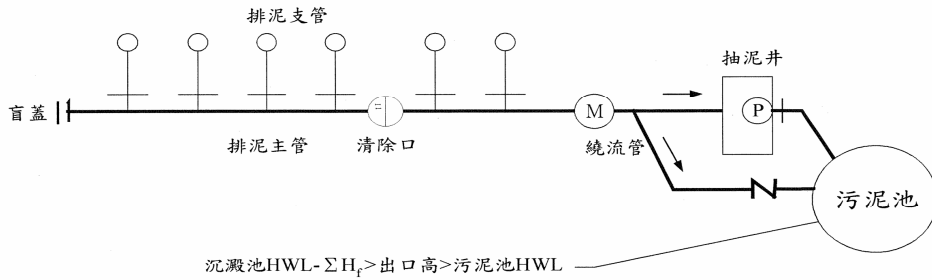


圖 1. 沉澱池排泥管配置示意圖

排泥操作採定時間歇自動排泥為原則，二只定時器(0-24 小時，0-30 分鐘)可隨時由操作人員依原水濁度高低試算或依經驗調整之。但每一沉澱池擇一集泥坑(操作狀況相同)裝污泥固體濃度計或污泥界面計監視坑內實際之積泥狀況作為修正操作之依據。此外排泥主管出口前亦宜裝管中污泥濃度計及流量計，供全場綜合排泥質量之統計分析，

於應急連續排泥也可藉此指示值，控制排放污泥流量。

## 六、結語

本文對於各型沉澱池適應高濁度之探討及刮泥機之分析純為作者之看法，如有疏漏或不同認知，敬請指正討論。

# 中華民國自來水協會第十五屆理、監事會 第八次聯席會議紀錄

時間：民國九十三年十月八日（星期五）  
下午二時卅分

地點：本會會議室

主席：李理事長錦地

出席理事：李錦地、謝啓男、黃金山  
陳榮藏、廖宗盛、齊景新  
張 豐、黃慶四、蕭江碧  
陳福田、王桑貴、洪武雄  
林 岳、陳錦祥、盧清雄  
王文賢、賴文正、林芳松  
王國堅、吳振欽、楊水源  
宋金順、施澍育、葉宣顯  
駱尙廉

出席監事：李公哲、郭瑞華、沈明鋒  
趙文雄、王炳鑫、劉鏡春  
吳陽龍、胡南澤

請假理事：蔡輝昇、郭悅富、楊清和  
黃進財、林文暉、楊華堃

請假監事：鄭國華

列席人員：許培中、劉家堯、張宣勝、  
王魯人、蔡麗僊、劉玉李、  
管惠嬋

記錄：王魯人

一、主席致詞：（略）

二、報告事項：

（一）秘書長綜合報告：詳如議程書面資料。

結論：洽悉。

（二）各種委員會報告：

1. 諮議委員會報告：詳如議程書面資料。

結論：各項表彰案於提案討論時審定。

2. 技術研究委員會報告：詳如議程書面資料。

結論：有關本研究案結論第二項：「水源遭硝酸鹽氮污染問題，根本解決之道，宜由農委會採取農民施肥管制措施。」由本會函請農委會參酌辦理。

3. 財務委員會報告：詳如議程書面資料。

結論：本會九十四年度事業計劃（工作綱要）及九十四年度歲入歲出預算草案於提案討論時再行審議。

4. 國際事務委員會報告：

報告人 主任委員 駱尙廉

有關本會補助會員參與國際自來水會議及國際水協會（IWA）

年會之決議案，考慮協會財務狀況，將仍採鼓勵但嚴格審查方式辦理。

本會已主動向 IWA ASPIRE 委員會提出願主辦二〇〇九年第三屆「國際水協會亞太地區研討會」之意願，也將積極提出計畫書申請之。

此次協會參與 IWA 二〇〇四年摩洛哥雙年會相當順利，葉宜顯教授與本人也參加了國家代表會議，選出澳洲及馬來西亞兩位代表為第一、二位副會長。此次雙年會世界衛生組織（WHO）發表了第三版的 Drinking Water Guidelines，將仿食品衛生組織方式，提出自來水系統整體品管與安全飲水計畫，以代替過去僅加嚴飲用水標準的做法，以風險評估與風險管理兩方向去訂定各國合適之標準。

結論：

本會爭取主辦 IWA ASPIRE 二〇〇九年亞太地區年會，整體之配套措施諸如：計劃書擬訂、提出申請、會場、行程、膳宿等問題，建議由駱尚廉教授為籌備小組召集人進行籌

劃。

請葉宜顯教授蒐集澳洲墨爾本自來水公司有關「安全飲用水」之作法及相關資料並研擬在國內舉辦相關訓練課程，以因應世界衛生組織第三版飲用水標準公佈後自來水事業單位應有之新作為。

本會本屆大會擬邀 IWA 執行長 Paul Reiter 及日本水道協會專務理事赤川正和、日本水道服務株式會社社長川北和德蒞會致詞、專題演講。

請臺北自來水事業處及臺灣省自來水公司各推薦一位外語能力較強、較年青者參與 IWA 策略委員會委員之選舉。

本會應爭取政府有關單位之補助，繼續積極參加國際事務。

香港利用各種方法宣導「水」之方式值得借鏡。

#### 5. 會務委員會報告：

報告人 主任委員 許培中

自來水基層人員表彰辦法草案已擬妥，擬徵詢各委員意見後提下次委員會討論通過並訂於明（九十四）年度起實施。

委請臺灣省自來水公司第四區管理處籌辦之本九十三年度自

來水杯各項康樂活動比賽辦理情形：

歌唱比賽 93.9.17 舉辦完畢

棋類比賽 93.10.22 舉辦

橋藝比賽 93.11.3 舉辦

前各項比賽結果將刊於本會本屆大會手冊內。

結論：洽悉。

6. 編譯出版委員會報告：

報告人 主任委員 葉宜顯

本會八月份季刊已出版。

每期均有一主題研討。

結論：洽悉。

(三) 會務報告：詳如議程書面資料。

結論：洽悉。

三、討論事項：

編號：第一號

類別：會務

提案人：第十五屆第三次會員代表大會暨第卅七屆自來水節慶祝大會籌備委員會主任委員林芳松

案由：擬訂大會活動日程及典禮程序，敬請討論。

決議：1. 取消大會程序第二、三、四、五項。

2. 修正通過。

編號：第二號

類別：會務

提案人：第十五屆第三次會員代表大會暨第卅七屆自來水節慶祝大會籌備委員會主任委員林芳松

案由：會員代表大會國內外來賓邀請對象：國內貴賓敬請討論，國外貴賓擬由理監事會討論決定。

決議：1. 增邀臺北市長、高雄市長。

2. 修正通過。

編號：第三號

類別：會務

提案人：第十五屆第三次會員代表大會暨第卅七屆自來水節慶祝大會籌備委員會主任委員林芳松

案由：為順利推動本屆自來水節及會員代表大會各項活動，擬聘大會籌備會幹部暨各組工作人員，敬請核備。

決議：照案通過。

編號：第四號

類別：會務

提案人：第十五屆第三次會員代表大會暨第卅七屆自來水節慶祝大會籌備委員會主任委員林芳松

案由：為使全國各地自來水協會會員得知論文發表會及大會召開時間，地點暨各項活動，擬於會前擬妥新聞稿，請各會務連絡員就當地各報發佈

新聞。

決議：通過。

編號：第五號

類別：會務

提案人：第十五屆第三次會員代表大會暨第卅七屆自來水節慶祝大會籌備委員會會主任委員林芳松

案由：配合本次慶祝大會召開期間，建請邀約自來水業界之廠商，於會堂前廣場展覽自來水相關新產品發表會，以共襄盛舉，服務本會會員，增長見聞，提請討論。

決議：通過。

編號：第六號

類別：會務

提案人：第十五屆第三次會員代表大會暨第卅七屆自來水節慶祝大會籌備委員會會主任委員林芳松

案由：十一月十六日（星期二）於「台灣省政府中興會堂」舉行會前技術研討會及「水源生態保育之旅」，並請駱教授尙廉專題演講「水源涵養及管理技術」，會後並參觀「集集攔河堰」及「特有生物保育研究中心」等，敬請討論。

決議：1.因駱教授無暇出席，擬邀請成功大學環工系溫清光教授專題演講。

2.修正通過。

編號：第七號

類別：會務

提案人：第十五屆第三次會員代表大會暨第卅七屆自來水節慶祝大會籌備委員會會主任委員林芳松

案由：本次大會紀念品，請討論擇一決定。

決議：採第六項台鹽健康好禮盒。

編號：第八號

類別：會務

提案人：第十五屆第三次會員代表大會暨第卅七屆自來水節慶祝大會籌備委員會會主任委員林芳松

案由：第十五屆第三次會員代表大會暨第三十七屆自來水節慶祝大會經費收支概況表，提請討論。

決議：1.通過。

2.超支部份併決算辦理。

編號：第九號

類別：諮議表彰

提案人：諮議委員會召集人

李錦地

案由：本會九十三年度各項表彰案，經本委員會審議結果，

詳如說明，請審定，以便在  
本年自來水節慶祝大會暨  
會員代表大會典禮中予以  
隆重表揚。

決議：1.通過。

2.自來水基層工作人員表彰  
辦法擬自九十四年度起實  
施。

編號：第十號

類別：事業計畫及預算

提案人：財務委員會主任委員  
盧清雄

案由：為擬訂本會九十四年度事業  
計畫（工作綱要）草案及，  
九十四年度歲入歲出預算草  
案各一份，請審議。

決議：照案通過。

編號：第十一號

類別：自來水研究

提案人：第廿一屆自來水研究發表  
會籌備會召集人謝啓男

案由：為本會第廿一屆自來水研究  
發表會所擬舉辦時間、地點  
及預算情形，提請審議，俾  
便辦理。

決議：通過。

編號：第十二號

類別：會務

提案人：秘書長許培中

案由：為提高有效運用本會歷年積存，  
本會「中華民國自來水協會積存  
資金運用管理要點」已訂定完  
成，是否按該辦法第六項程序施  
行，提請討論公決。

決議：1.修正通過。

2.陳報主管機關核准後實施。

四、臨時動議：無。

五、散會：下午五時十分。



**International  
Water Association**

**2004  
Individual Membership Application Form  
High Income Country**

**Section A: Contact Details**

Please complete the form and email any future changes to [iwamembership@iwa.org.uk](mailto:iwamembership@iwa.org.uk) and [www.iwa.org.uk](http://www.iwa.org.uk)

Full Name: \_\_\_\_\_  
 Job Title: \_\_\_\_\_  
 Company Name: \_\_\_\_\_  
 Address: \_\_\_\_\_  
 Town/City: \_\_\_\_\_  
 State: \_\_\_\_\_  
 Postcode/Zip: \_\_\_\_\_  
 Country: \_\_\_\_\_  
 Tel: \_\_\_\_\_  
 Fax: \_\_\_\_\_  
 Email: \_\_\_\_\_  
 Website: \_\_\_\_\_

Gender:  Male  Female  
 Age Group:  Under 35  36-50  51+

Please tick one box that best describes your:

**Type of Organisation:**

Research Institute / Organisation (W1)  
 Utility (W2)  
 Equipment Manufacturer (W3)  
 Consultancy (W4)  
 Industry (W5)  
 Regulator (W6)

**Primary Work Role:**

Scientist (P1)  
 Engineer (P2)  
 Consultant (P3)  
 Researcher - non-academic institution (P4)  
 Manager (P5)  
 Researcher - academic institution (P6)

Do you want your CONTACT DETAILS to be printed in the IWA YEARBOOK?

YES  NO

**Section B: Membership Fees & Premium Rates**

Membership subscription fees for the year 2004 are listed below, please indicate the level of membership you want. Premium membership is an optional contribution, where the difference between the standard fee and premium fee will be dedicated to IWA Regional and Outreach Activities in developing countries. The benefits of Premium membership are the same as the equivalent standard membership.

**Membership Fees: January – December 2004**

<input type="checkbox"/> Individual Member	£ 40	€ 58	US\$ 64
<input type="checkbox"/> Student Member **	£ 20	€ 29	US\$ 32
<input type="checkbox"/> Retired Member	£ 20	€ 29	US\$ 32

**Premium Rates: January – December 2004**

<input type="checkbox"/> Bronze	£ 100	€ 145	US\$ 160
<input type="checkbox"/> Silver	£ 250	€ 360	US\$ 400
<input type="checkbox"/> Gold	£ 500	€ 725	US\$ 805

\*\* To qualify for Student Membership, you will need to supply a photocopy of your current student card and confirm that you spend at least half your time on academic work.

**Section C: Journal Subscription**

You are eligible to subscribe to TWO out of the seven IWA journals at the discounted member's rate subject to signing the Declaration for Publications below. However, you must choose between Water, Science and Technology AND Water Research. It is not possible to receive BOTH at the discounted rate. Your journal subscription will be valid for one year, between the period January to December 2004. Electronic access to journals is provided for all 2004 issues and all available archives.

**Journal Subscriptions: January – December 2004**

- Water Research
- Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA
- Journal of Hydroinformatics
- Water, Science and Technology
- Water, Science and Technology: Water Supply
- Journal of Water and Health
- Water Policy

	Printed			Electronic			
<input type="checkbox"/>	£ 93	€ 135	US\$ 150	<input type="checkbox"/>	£ 74	€ 107	US\$ 119
<input type="checkbox"/>	£ 78	€ 113	US\$ 126	<input type="checkbox"/>	£ 57	€ 83	US\$ 92
<input type="checkbox"/>	£ 62	€ 90	US\$ 100	<input type="checkbox"/>	£ 52	€ 75	US\$ 84
<input type="checkbox"/>	£ 102	€ 148	US\$ 164	<input type="checkbox"/>	£ 67	€ 97	US\$ 108
<input type="checkbox"/>	£ 98	€ 142	US\$ 158	<input type="checkbox"/>	£ 83	€ 120	US\$ 134
<input type="checkbox"/>	£ 52	€ 75	US\$ 84	<input type="checkbox"/>	£ 42	€ 61	US\$ 68
<input type="checkbox"/>	£ 75	€ 109	US\$ 122	<input type="checkbox"/>	£ 60	€ 87	US\$ 99

**Special Electronic Offer**

Water, Science and Technology AND Water, Science and Technology: Water Supply (Electronic only)

<input type="checkbox"/>	£ 130	€ 188	US\$ 210
--------------------------	-------	-------	----------

**Student Electronic Offer**

Student members are eligible to receive a further discount of 50% off the cost of one electronic subscription. If you are a student and would like to subscribe to an electronic journal, please submit payment for half the normal member's rate.

Refunds on journal subscriptions will not be accepted after 30 days from the date of receiving your payments. For further information on how to apply for a site license, please contact IWA Publishing. Tel: +44 (0) 20 7864 6600 Fax: +44 (0) 20 7864 6666 [vhumphreys@iwap.co.uk](mailto:vhumphreys@iwap.co.uk)

**Declaration for Publications**

I certify that the publications I require are solely for my own use and I have not ordered them directly on behalf of any bookseller, library, institution or industrial firm. Although I may make such personal use of these copies that may be necessary in the practice of my profession, I will not transfer ownership or control within two years of the date of publication.

Signature .....



**International  
Water Association**

**2004**

**Individual Membership Application Form  
High Income Country**

**Section D: Specialist Groups**

Specialist Groups are self-managing, assisted by the Association's central resources of publicity, finance, publications and administration to run activities including conferences, workshops, seminars, newsletters, scientific and technical reports, development and publication of position papers. Spread across IWA's membership in more than 100 countries, the Groups provide a network for specialists from around the world to share information and skills, and make professional and business contacts.

The Specialist Groups are listed below in alphabetical order; please indicate which groups you would like to subscribe to.

<input type="checkbox"/> Activated Sludge Population Dynamics	<input type="checkbox"/> 17	Materials and Corrosion	<input type="checkbox"/> 46
<input type="checkbox"/> Adsorption	<input type="checkbox"/> 35	Membrane Technology	<input type="checkbox"/> 29
<input type="checkbox"/> Advanced Oxidation Processes	<input type="checkbox"/> 51	Multiphase Flow and Transport in Porous Media	<input type="checkbox"/> 49
<input type="checkbox"/> Advanced Treatment/Membrane Technology	<input type="checkbox"/> 42	Nutrient Removal and Recovery	<input type="checkbox"/> 08
<input type="checkbox"/> Anaerobic Digestion	<input type="checkbox"/> 01	Odours and Volatile Emissions	<input type="checkbox"/> 03
<input type="checkbox"/> Assessment and Control of Hazardous Substances in Water	<input type="checkbox"/> 07	Off-flavours in the Aquatic Environment	<input type="checkbox"/> 11
<input type="checkbox"/> Biofilm Processes and Systems	<input type="checkbox"/> 23	Operations and Maintenance	<input type="checkbox"/> 45
<input type="checkbox"/> Biofouling and Biocorrosion	<input type="checkbox"/> 34	Particle Separation	<input type="checkbox"/> 02
<input type="checkbox"/> Chemical Industries	<input type="checkbox"/> 19	Planning and Construction	<input type="checkbox"/> 44
<input type="checkbox"/> Design, Operation and Costs of Large Wastewater Treatment Plants	<input type="checkbox"/> 04	Pretreatment of Industrial Wastewaters	<input type="checkbox"/> 33
<input type="checkbox"/> Diffuse Pollution	<input type="checkbox"/> 27	Sludge Management	<input type="checkbox"/> 22
<input type="checkbox"/> Disinfection	<input type="checkbox"/> 41	Small Water and Wastewater Systems	<input type="checkbox"/> 28
<input type="checkbox"/> Dissolved Substances Removal	<input type="checkbox"/> 40	Standards and Monitoring	<input type="checkbox"/> 43
<input type="checkbox"/> Environmental Engineering Education	<input type="checkbox"/> 30	Statistics and Economics	<input type="checkbox"/> 37
<input type="checkbox"/> Environmental Restoration	<input type="checkbox"/> 25	Sustainable Sanitation	<input type="checkbox"/> 52
<input type="checkbox"/> Eutrophication	<input type="checkbox"/> 24	Systems Analysis And Integrated Assessment	<input type="checkbox"/> 10
<input type="checkbox"/> Forest Industry	<input type="checkbox"/> 18	Urban Drainage	<input type="checkbox"/> 12
<input type="checkbox"/> Groundwater Remediation	<input type="checkbox"/> 48	Use of Macrophytes in Water Pollution Control	<input type="checkbox"/> 13
<input type="checkbox"/> Health-Related Water Microbiology	<input type="checkbox"/> 05	Waste Stabilisation Ponds	<input type="checkbox"/> 16
<input type="checkbox"/> Hydromineralics	<input type="checkbox"/> 36	Wastewater Reclamation, Recycling and Reuse	<input type="checkbox"/> 14
<input type="checkbox"/> Instrumentation, Control and Automation	<input type="checkbox"/> 06	Wastewater Treatment Systems Utilising Submarine Outfalls	<input type="checkbox"/> 15
<input type="checkbox"/> Management and Institutional Affairs	<input type="checkbox"/> 21	Water and Waste Technology and Management Strategies for	<input type="checkbox"/> 20
<input type="checkbox"/> Marketing and Communications	<input type="checkbox"/> 38	Developing Countries	<input type="checkbox"/> 09
		Watershed and River Basin Management	<input type="checkbox"/> 09

**Section E: Payment**

Please add together the costs of any items that you may have selected from **Section B** and **C**. Payment should be made in £ Sterling, US\$ or Euros.

Total Section B: \_\_\_\_\_  
 Total Section C: \_\_\_\_\_  
**TOTAL:** \_\_\_\_\_

The International Water Association is a registered company and charity in the United Kingdom (Registered Company Number 3597005 and Charity Number 107890). Membership fees and Premium Membership donations may be eligible for tax relief. Contact your local tax authority for further information.

**Method of Payment:**

*Please ensure that your payment includes ALL bank charges.*

**Bank Transfer**      Make payment to **Portland Customer Services**, NatWest Bank Plc, 25 High Street, Colchester CO1 1DG, UK. **Account # 01863630 – Sort Code: 60-06-06** Please include full name and reason for transfer i.e. IWA Membership and supply us with details of your transfer, date of transaction, amount and the bank from which you are transferring.

**Cheque or Postal Order**      Please make cheque payable to **Portland Customer Services**.

**Credit Card**

**Credit Card Type:** \_\_\_\_\_  
**Card Number:** \_\_\_\_\_  
**Expiry Date:** \_\_\_\_\_ **Valid From:** \_\_\_\_\_

**Cardholder's Name:** \_\_\_\_\_  
**Cardholder's Address:** \_\_\_\_\_  
**Cardholder's Signature:** \_\_\_\_\_

**PLEASE RETURN THE COMPLETED FORM AND PAYMENT TO:**  
 IWA Membership, c/o Portland Customer Services, Commerce Way, Colchester CO2 8HP, UK.  
 Tel: +44 (0)1206 796 351, Fax: +44 (0)1206 799 331, Email: [iwamembership@portland-services.com](mailto:iwamembership@portland-services.com)