

# 受嚴重污染自來水原水處理程序改善之研究

## Study on Processes Improvement for Treating Polluted Source Water for Public Water Supply

王世昌\* 洪啓傑\*\* 葉宣顯\*\*

### 摘 要

為改進國內自來水因原水遭受嚴重污染所引起超量預氯及相關水質問題，本研究經實驗室規模之初步試驗後，選定填充式生物濾床、混凝、沉澱、砂濾、臭氧、活性碳吸附及後氯消毒之處理程序於鳳山淨水廠內建立模廠，進行試驗。結果顯示：填充式生物濾床對氨氮有90%以上之去除率。整體模廠處理程序，對水中所含溶解性有機物有相當良好之去除效率，就 NPDOC、A254、THMFP、HAAFP、AOXFP 等有機參數觀之，均有70%以上之去除率。將模廠出水與鳳山淨水廠實廠出水比較，發現前者無論在濁度、色度，或 NPDOC、THM、HAA、AOX 等有機參數上，均優於後者，尤其在有機參數上差距更大，顯示高級淨水程序將有助於解決目前大高雄地區飲用水水質之問題。建議進一步做更大規模及長時間之試驗。

### 一、前 言

國內近年來因經濟快速成長，工商農牧業蓬勃發展，然其所產生之污、廢水未儘妥善處理，致多處公共給水水源遭受嚴重污染。尤以南部大高雄地區之情況最為嚴重，以目前大高雄地區最大之自來水供應者—鳳山水廠為例，其原水主要來自受嚴重污染之東港溪，雖經鳳山水庫內循環曝氣作用，淨水廠原水的氨氮及 NPDOC 值仍舊居高不下。目前水廠用以對付此惡劣水質之方法係在傳統混凝—沉澱—過濾程序之前，施加超量預氯，預氯量在枯水期常超過40mg/L。因在原水尚含大量有機物時，即加氯，致存在氯與有機物反應生成鹵化有機物致癌性物質之危險。另有時鳳山水庫之進水，除前述東港溪溪水外，部份抽自高屏溪伏流水，因受海水入侵影響，水質有鹽化現象，其中所含之溴離子，將影響鹵化有機物之生成。

有鑑於此，本研究乃綜合以往本所對鳳山淨水廠原水之水質調查資料，及相關之研究文獻，自生物硝化、軟化-臭氧氧化、GAC 吸附或臭氧-GAC 吸附等諸多程序中，經初步實驗室試驗後，選擇較具可行性者，與傳統之混凝、沉澱、砂濾程序結合，然後在鳳山淨水廠內建立模廠，進行實驗，以進一步確認適合實廠應用之程序。無論實驗室或模廠試驗，都特別注意有機物在處理程序之去除或變動情形。希望所得結果對工程界選擇受污染原水之處理程序時，能有所助益，以提昇國內飲用水水質，確保國民健康。

\* 省環保處南區環境保護中心

\*\* 國立成功大學環境工程研究所

## 二、實驗程序、設備及材料

### 2-1 預備試驗

本研究以在鳳山淨水廠內建立模廠，進行高級淨水程序之試驗為主。但在決定模廠淨水程序之前，首先採集鳳山原水，分析其水質，然後在實驗室內進行一些程序及材料篩選之預備試驗，包括有：軟化—臭氧氧化程序，以去除硬度及氮氮之試驗；及選擇粒狀活性碳數種，以經混凝、沉澱、過濾之鳳山原水為進流水，利用快速小型吸附管柱試驗 (Rapid Small Scale Column Test, RSSCT)(Crittenden, 1989)來篩選活性碳。

### 2-2 模廠試驗

依據預備試驗之結果，所選定之模廠處理單元，包括填充式生物濾床、快混、膠凝、沉澱、砂濾、臭氧接觸、粒狀活性碳(GAC)吸附及後氯消毒等單元。其中生物濾床主要是利用固定生物膜之硝化作用來去除原水中之氮氮，以取代傳統預氯氧化方式。臭氧接觸槽及活性碳吸附床則主要著眼於臭味及有機物之去除。

模廠建立後，首先進行生物濾床生物膜之培養，完成後，隨即進行試驗。模廠各單元之大小及其操作參數列如表1，其中後加氯部份，因現場控制不易，後來改於實驗室內為之。至於模廠試驗之重點，則包括有：

- (1) 在各種不同氮氮容積負荷率下，填充式生物濾床對氮氮之去除率。
- (2) 各單元對微量有機物之去除，以非氯提性溶解有機碳(NPDOC)、A254、THMFP (三鹵甲烷生成潛能)、HAAFP (鹵化醋酸生成潛能)、AOXFP (可吸附性鹵化有機物生成潛能)等有機替代參數表之。
- (3) 溴離子濃度對鹵化有機物生成之影響。
- (4) 模廠與鳳山實廠處理水水質之比較。

### 2-3 水質分析方法

首先有機替代參數分析方面，非氯提性溶解有機碳(NPDOC)是利用總有機碳分析儀(Total Organic Carbon Analyzer, Model TOC-5000, Shimadzu, 日本)，以高溫氧化—紅外光法(Combustion Infrared Method)偵測之。三鹵甲烷(THM)分析係採用 purge and trap packed column gas chromatographic method, 利用裝有 purge and trap module (Model LCS-2000, Tekmar, Cincinnati, Ohio) 之氣相層析儀(Model 3400, Varian, Walnut Creek, Calif.)，以 electrolytic conductivity detector (Model 1000, Tracor, Elk Grove, Ill)為偵測器。鹵化醋酸(HAA)係採用 micro liquid-liquid extraction gas chromatographic method, 利用 MTBE (methyl tert-butyl ether)萃取，並以 diazomethane 酯化，然後以裝有 ECD (Electrolytic Conductivity Detector) 偵測器之氣相層析儀 (Model GC-14A, Shimadzu, 日本) 分析之。可吸附性鹵化有機物(AOX)之分析係採用 adsorption pyrolysis titrimetric method, 先將水中鹵化有機物，以活性碳吸附後，置入高溫熱解爐(800°C)中，將鹵化有機物熱解成鹵離子(Cl<sup>-</sup>、Br<sup>-</sup>)，以醋酸吸收之，最後利用庫倫滴定法測定鹵素含量。至於上述各項有

機替代參數生成潛能 (即THMFP, HAAFP, AOXFP) 之測定, 則係將水樣加入足量之氯( HOCl ), 在25°C下, 培養7天, (加氯量以使7天後, 仍存有2-5mg/L之自由餘氯為原則), 然後依前述方法, 測各項有機參數值。A254吸光值之測定是將水樣置於1公分光徑石英樣品槽中, 以分光光度計 (Model U-1100, Hitachi, 日本) 在254nm波長下測其吸光值。

溴離子之測定係採用離子層析法。氣態臭氧之定量採用碘定量法(Iodometric Methods)以KI溶液吸收臭氧, 然後以硫代硫酸鈉溶液滴定之。至於水中殘餘臭氧量則以 indigo colorimetric method 定量之。其餘一般水質參數如pH值、鹼度、濁度....等, 均依Standard Methods(APHA, 1992)。

表1. 模型廠操作參數表

硝化槽 φ 35cm*3m 介質: 焦碳(粒徑0.3~1.5cm)厚1m 卵石(粒徑1~2cm)厚30cm	空氣量 水流量 濾速 容積負荷	5 500 125 176~600	NL/min L/hr m/day g NH <sub>3</sub> -N/m <sup>3</sup> .day
快混池 25cm*72.5cm	停留時間 硫酸鋁 槳板速度	4 20 85	min mg/L rpm
慢混池 40cm*50cm*68cm	停留時間 槳板速度 平均速度坡降	10 30 130	min rpm sec <sup>-1</sup>
傾斜板沉澱池 0.067m <sup>3</sup>	溢流率 停留時間	36 80	m/day min
砂濾槽 φ 25cm*2.5m 濾料: 石英砂(粒徑0.95mm)	濾速 濾料厚度 可用水頭損失 水流量	100 70 140 200	m/day cm cm L/hr
臭氧接觸槽 φ 20cm*4.3m	空氣量 電壓 水流量 供應臭氧 殘餘臭氧 排放臭氧 臭氧傳輸劑量	0.8 200~230 200 3.66~26.0 0.1~0.2 0.12~9.6 1.1~5.0	NL/min Volt L/hr mg/min mg/L mg/min mg/L
活性炭槽 φ 25cm*2.35m 活性炭: Filtrasorb 400	濾速 濾料厚度 EBCT	100 60 8	m/day cm min
後加氯	加氯量 接觸時間 自由有效餘氯	2 0.5~4 0.2~1.5	mg/L hr mg/L

操作期間: 82.10~83.04 (水溫: 21.0~28.0°C)

### 三、結果與討論

#### 3-1 鳳山淨水廠原水水質

在本研究進行期間，配合實驗之進行，不定期分析鳳山淨水廠原水水質，並記錄之。大略可見pH值、硬度、鹼度等變化不大。至於其他參數方面，吾人已知鳳山水庫之進流水主要來自東港溪之表面水，部份抽自高屏溪伏流水。前者因受養豬、養鴨及社區污、廢水之污染，故氮氮及有機物含量較高，而後者因受海水入侵，水質鹽化之影響，氯離子(Cl<sup>-</sup>)、溴離子(Br<sup>-</sup>)濃度及導電度值較高，故鳳山淨水廠原水之水質，主要受這兩股水所佔比例之影響，當東港溪水所佔比例增大時，則氮氮、NPDOC 值等會升高，當伏流量增加時，則溴離子濃度，導電度值等升高。

圖1所示為過去這將近一年之時間裡，鳳山原水水質之變化情形。大概可見氮氮自八十二年七月開始，至八十三年四月大體呈上升之趨勢，自1 mg/L上升至將近5mg/L，而Br<sup>-</sup>則大約自0.4mg/L下降至小於0.1mg/L，導電度亦自800 μS/cm左右下降至約600 μS/cm。可見後期氮氮濃度之升高，除與當時南部地區正處枯水期外，亦與水公司在該段時間之後期儘量少抽伏流水，而增加東港溪表面水之抽取有關。

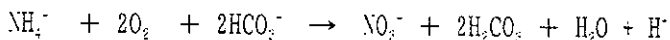
由該圖亦可見NPDOC值之變化約在1.5到3mg/L。故鳳山原水之NPDOC 絕對值並不大，但根據以往本所之研究，其中所含之有機分子以小分子之親水性有機物為主，不易混凝去除(葉氏，1991)，另在氮化合物方面，原水中含約0.6mg/L至1mg/L之亞硝酸氮(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N)，如此高濃度之亞硝酸氮存在，顯示水庫內循環曝氣之硝化作用進行並不完全。

#### 3-2 模廠試驗基本水質之變化情形

圖2所示為原水及模廠各單元出流水pH值之變化情形。原水之pH值一般在7.2~7.4之間，經生物硝化後，pH值之變化範圍較大，可能與空氣氣提作用及硝化進行之程度有關。經混凝、沉澱後，pH略有下降，砂濾後，變化不大。但經臭氧接觸後，pH值有較明顯之上昇，文獻上亦有類似之報導，其原因之一應是含臭氧之氣流將二氧化碳氣提出所致(Edwards, 1991)。經活性碳床後，pH值再稍為降低，可能與活性碳之表面性質有關。

濁度方面，原水經硝化床後有明顯的降低(如圖3)，應是硝化床濾料—焦炭的過濾作用所導致。而混凝沉澱也去除了一部份的濁度，砂濾將濁度降至更低。然當砂濾後水再經臭氧接觸後，水之濁度反有升高之現象，可能係臭氧氧化水中有機物，改變其官能基，使含有較多之氧，如生成-COOH、-OH，如此可促進氫鍵(Hydrogen bonding)之作用，使原為溶解性之有機分子互相結合形成較大之粒子，而產生濁度，此現象又稱為微膠凝(Microflocculation)(Singer, 1990; Edwards, 1991)。臭氧氧化後之水再經GAC床後，濁度又再降低。

至於鹼度之變化情形如圖4所示，原水經硝化後，鹼度有明顯的下降，降低值約15 mg/L(as CaCO<sub>3</sub>)左右，因本硝化槽之氮氮去除量平均在2.5 mg/L附近(參考3-3節)，故此與文獻上所報導，將1 mg/L之NH<sub>3</sub>-N氧化成NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N，約會消耗6~7 mg/L(as CaCO<sub>3</sub>)鹼度(USEPA, 1975)，及理論上由下式計算所得之每硝化1 mg/L NH<sub>3</sub>-N需消耗鹼度7.14 mg/L(as CaCO<sub>3</sub>)均頗為接近。再經



40 mg/L 液體明礬 (7.5%  $Al_2O_3$ ) (相當於 20 mg/L  $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ ) 混凝、沉澱後，鹼度再下降約 10 mg/L，此亦與理論上 1 mg/L 明礬會消耗 0.5 mg/L 鹼度相吻合。經臭氧及 GAC 床，則鹼度變化不大。

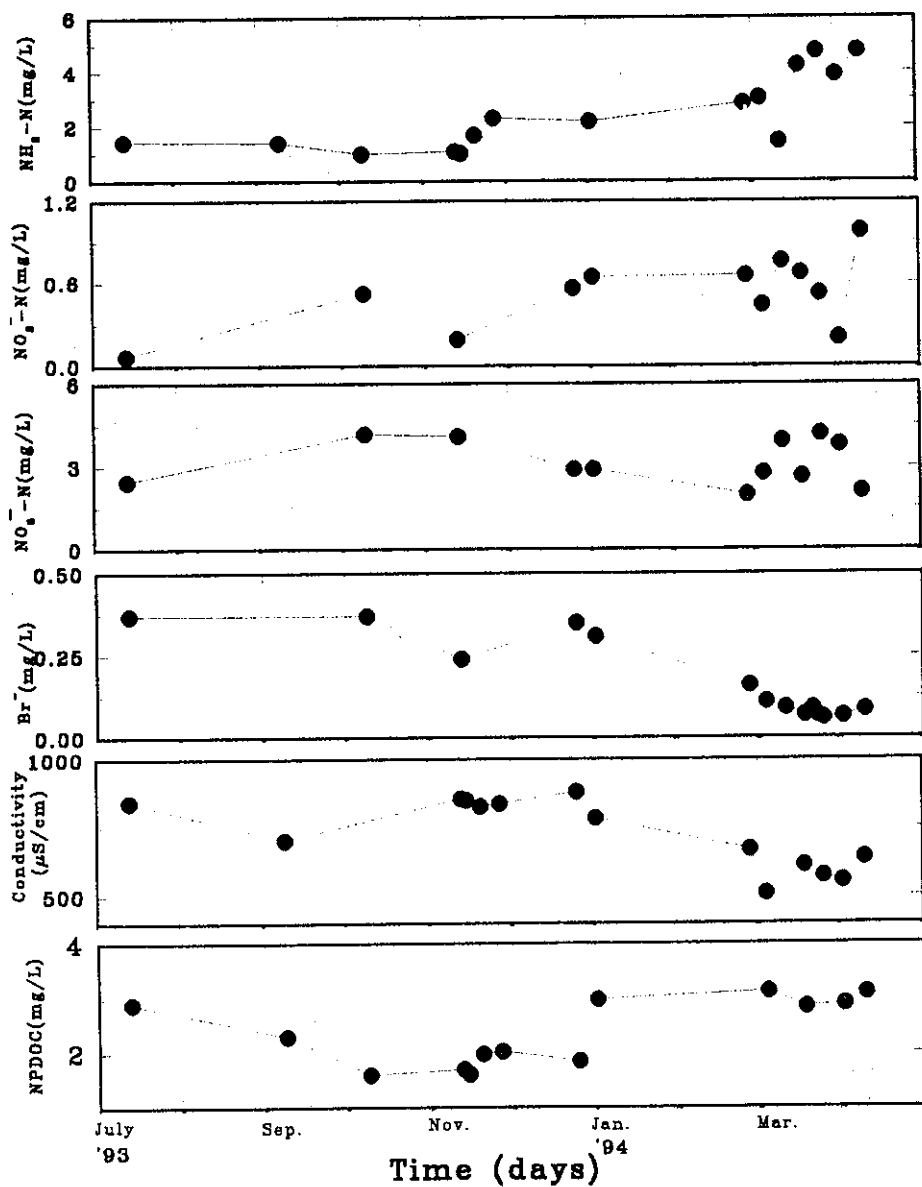


圖 1. 鳳山原水水質變化情形

鳳山原水色度介於20~25度(鉑鈷單位)(色度量測,水樣未經過濾,故所得色度應屬 apparent color),經硝化、混凝、沉澱及砂濾後,色度約為5~10度(如圖5)。再經臭氧氧化作用後,色度再度降低,應是臭氧將含發色團分子之苯環或共軛雙鍵(Conjugated double bond)打斷之結果。臭氧接觸後水再經GAC吸附,則殘餘色度甚低,可見活性炭對色度的去除效果甚佳。

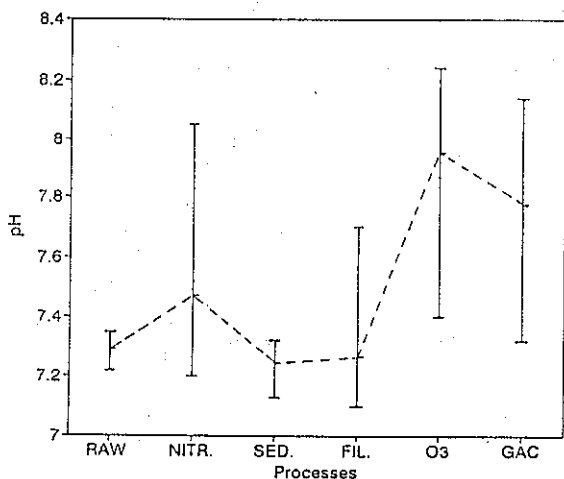


圖 2. 經各處理單元後, pH值變化情形

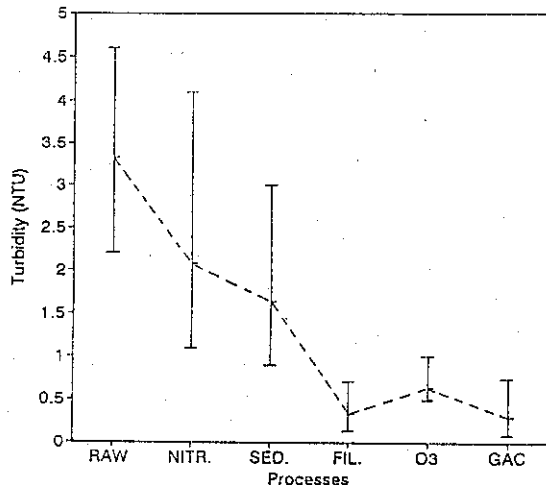


圖 3. 經各處理單元後, 濁度變化情形

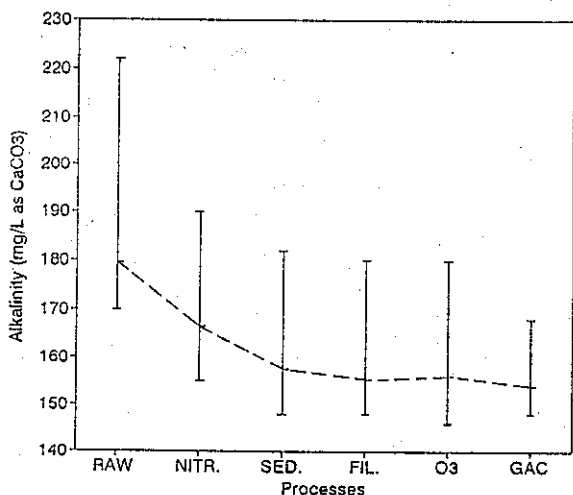


圖 4. 經各處理單元後, 鹼度變化情形

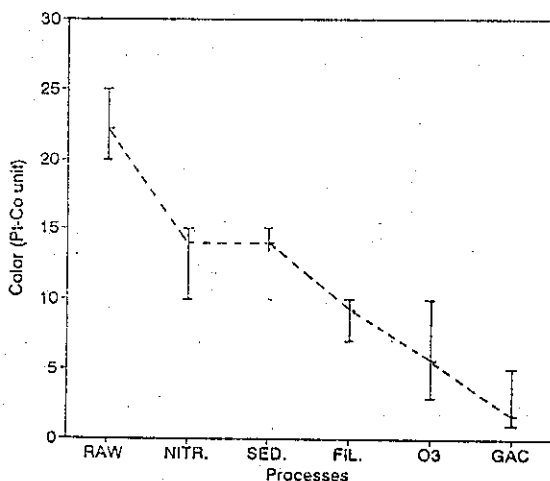


圖 5. 經各處理單元後, 色度變化情形

### 3-3 填充式生物濾床對氨氮之去除

填充式生物濾床從去(八十二)年九月開始馴養硝化菌,十月馴養完成開始進水,在原水溶氧3~5 mg/L, pH值7.2~7.5, 濾速125 m/day, 初期曝氣量為5 L/min, 後因 $\text{NH}_3\text{-N}$ 值上升而將其調整為7.5 L/min, 在氨氮容積負荷約100~600 g  $\text{NH}_3\text{-N}/\text{m}^3 \cdot \text{day}$ 之操作條件下, 生物濾床去除氨氮之情形如圖6。大體上去除率均在90%以上, 與本所前在港西淨水廠所進行類似試驗有相同結果(Yeh, 1993)。且當負荷率較港西試驗所得最佳氨氮容積負荷300 g  $\text{NH}_3\text{-N}/\text{m}^3 \cdot \text{day}$ 為高時, 仍有90%以上之去除率, 可能是鳳山水庫增設之循環曝氣系統使得水中含有大量硝化菌, 已將 $\text{NH}_3\text{-N}$ 部份硝化成 $\text{NO}_2^-$ 及 $\text{NO}_3^-$ 而利於生物濾床之硝化作用。再者, 圖6顯示在約500~600 g  $\text{NH}_3\text{-N}/\text{m}^3 \cdot \text{day}$ 之高負荷狀態下, 其氨氮之去除率反而較低負荷時為高, 其可能之解釋為高負荷狀態大多發生在今(八十三年)三、四月間原水氨氮濃度高時, 而低負荷狀態大多發生於去年十月~十二月間, 因三、四月高雄地區溫度已高, 而溫度為影響生物硝化作用之重要因素(USEPA, 1975), 日本方面亦曾報導水溫8°C以下時生物處理(包括臭氧+GAC之生物活性碳)氨氮之去除率為0, 而18°C以上時, 可達到100%(森本美雄, 1994)。台灣位處於亞熱帶, 應有利於生物硝化作用之進行。就整個模廠處理程序 $\text{NH}_3\text{-N}$ 之變化情形而言, 因經生物濾床後, 氨氮已去除殆盡, 隨後各程序出水氨氮之變化量不大(圖7)。又因氨氮為鳳山原水中主要之耗氧物質, 故由圖8亦可見原水經生物硝化後, 需氣量(Chlorine Demand)大幅下降。

至於曝氣量方面, 實驗過程中發現當曝氣量過大(>10 L/min)時, 對水質亦有不良之影響, 因此, 曝氣量之控制, 以使溶氧量由原水之3~5 mg/L, 提高至生物濾床出流水之約7 mg/L為原則。至於鹼度之消耗方面, 與理論值及文獻上所報導之實驗值均相近, 已如前述(3-2小節), 此亦係硝化作用在槽內正常進行之證據。

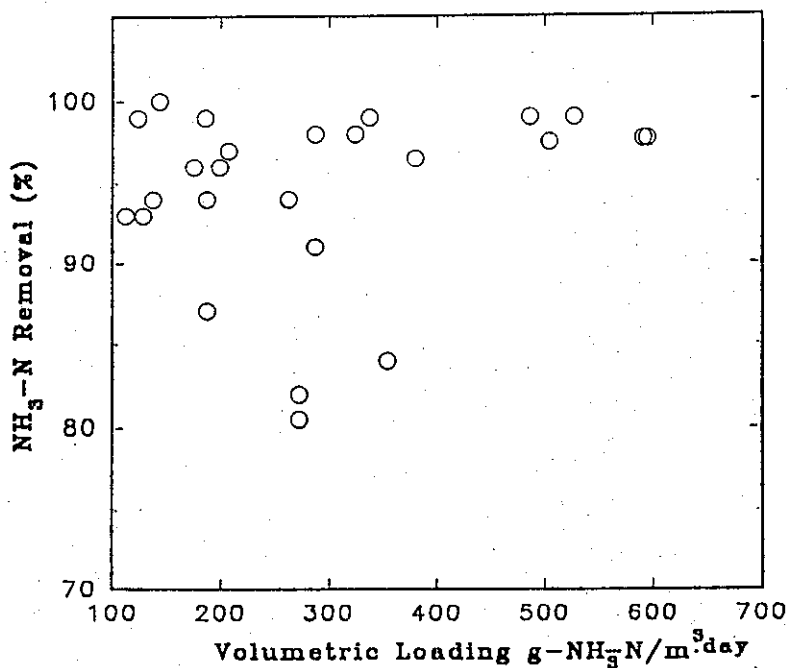


圖 6. 填充式生物濾床體積負荷與氨氮去除率之關係

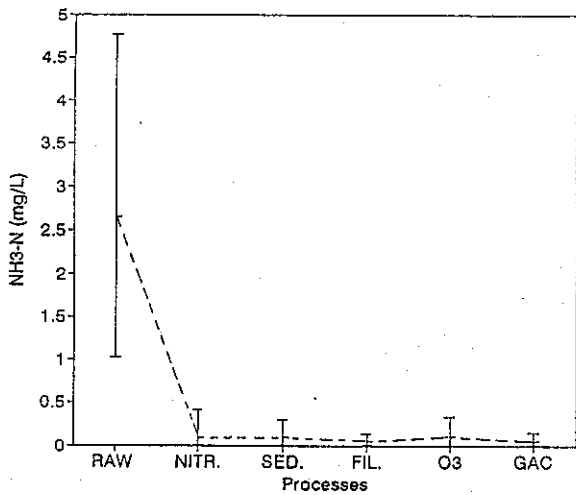


圖 7. 經各處理單元後, 氨氮值變化情形

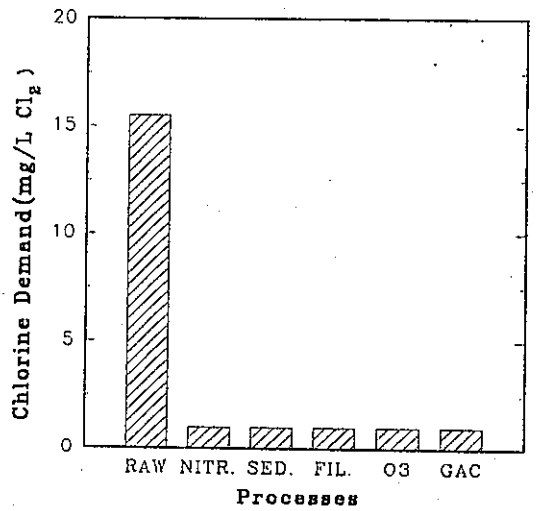


圖 8. 經各處理單元後, 需氯量變化情形

### 3-4 對水中微量有機物的去除

首先, NPDOC 值在各處理流程間之變化如圖 9 所示, 其中以混凝沉澱及活性碳吸附對 NPDOC 之去除較具效果, 後者之去除率可達 70% 以上, 更為顯著。由以往本所對鳳山淨水廠原水所做的一些分析及實驗室規模處理程序改進之研究 (葉氏, 1991, 1992, 1993), 吾人已知鳳山原水中所含溶解性有機物以小分子之親水性物質為主。混凝、沉澱對大分子之腐植物質去除率較高, 而粉狀活性碳對小分子有機物之去除率較佳, 故圖 9 模廠試驗所得結果可與此相呼應。

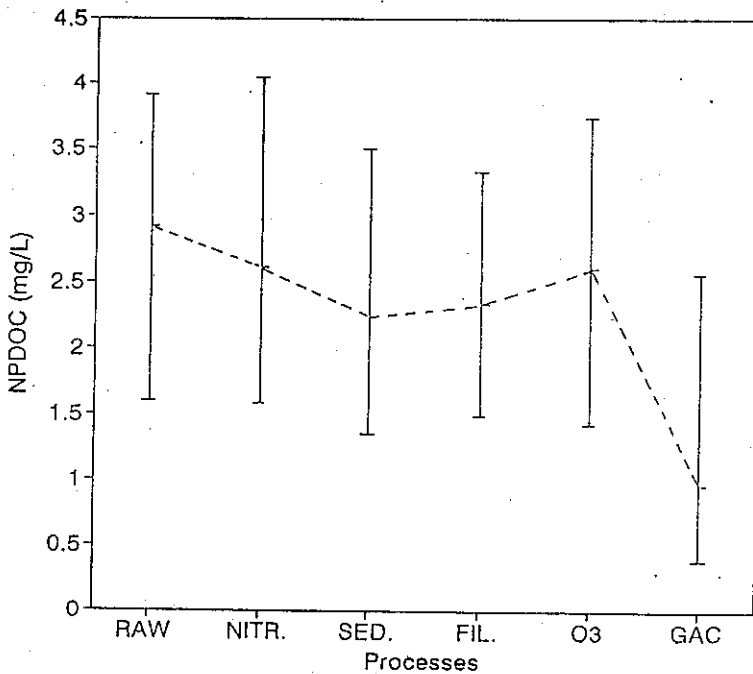


圖 9. 經各處理單元後, NPDOC 值變化情形

另由圖10所示A254值在處理流程中之變化情形，亦可見該值在混凝、沉澱、砂濾、臭氧及GAC吸附等單元中均有去除，但以臭氧去除率最大，其次為GAC吸附。其原因在於含苯環之芳香族化合物，或含共軛雙鍵(Conjugated double bond)結構之有機分子，通常有較高之A254值，其中腐植質即屬此類，而臭氧易經由取代或氧化反應打破共軛雙鍵之結構，活性碳則對此類有機物有較佳之吸附效果，故均可有效降低A254值。

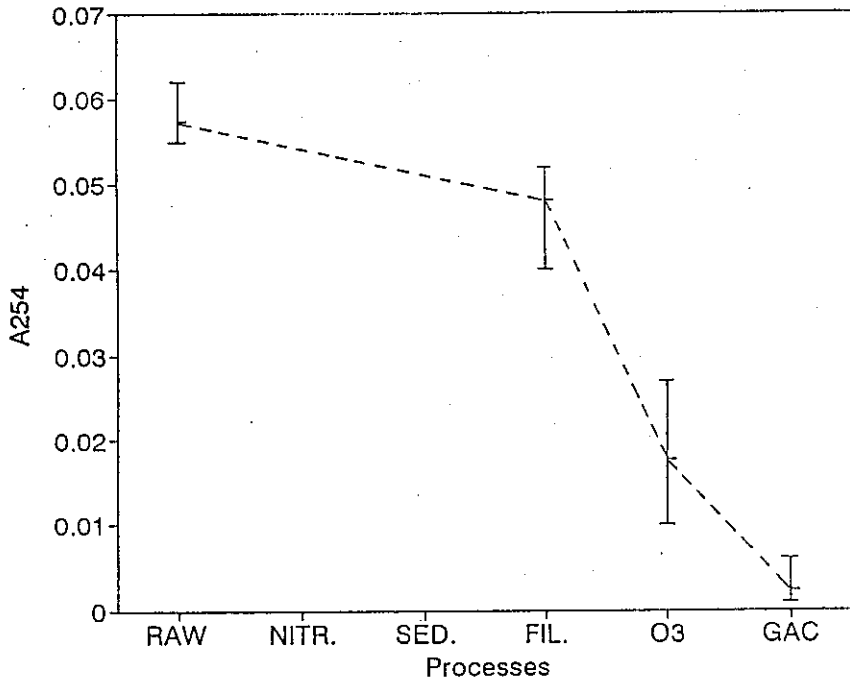


圖 10. 經各處理單元後, A254值變化情形

圖11所示為處理流程中THMFP值之變化情形。首先生物硝化濾床約可去除10%之THMFP，日本大阪府村野淨水場亦有類似之結果（森本美雄，1994），其次混凝、沉澱與砂濾對THMFP亦有去除效果，但以混凝沉澱較明顯，因THMFP主要以大分子含苯環之腐植質為主，其易被混凝去除。經臭氧作用後，THMFP值似有上昇之趨勢，推測可能之原因為：許多類有機物經臭氧氧化後，常生成甲基酮(Methyl ketones)，而這些酮類在高pH值下，是THMFP及TOXFP之重要來源(Reckhow, et al., 1986)。Legube 等(1980)即曾報導以臭氧氧化甲苯，發現甲基酮會增加，隨後在高pH值條件下加氯，即見THMFP值升高。文獻上曾有報導，腐植酸在某種反應條件下，先經臭氧作用，再加氯，比直接加氯者，可能生成更多之氯仿(Riley, et al., 1978)。Jacangelo(1989)等研究者，以美國各地水廠原水進行臭氧-氯或臭氧-氯胺等程序對消毒副產物生成影響之研究，結果發現某些水廠原水先經臭氧氧化再加氯所生成之消毒副產物反較單獨加氯者為高，但另外的一些水廠原水則未見此現象，可見與原水所含之有機物之種類有關。另Siddigui & Amy(1993)等之研究，

發現在含Br<sup>-</sup>的水加入臭氧，溴仿(Bromoform)會隨著臭氧加量增加而上昇，直至更高臭氧加量下才下降，總溴化有機物(TOBr)亦有類似趨勢。Reckhow(1986)等人以北卡州Black Lake湖水為實驗，將從其中所分離出之黃酸(Fulvic acid)，經臭氧作用後發現TOXFP、TCACFP、DCAAFP值在低鹼度時有上昇情形。從圖11可見臭氧接觸後水再經活性碳吸附，THMFP有明顯降低，去除率可達50%，可見O<sub>3</sub>+GAC結合程序對THMFP的去除有相當效果(Speitel et al., 1993)。就整個模廠流程之THMFP去除率而言，可達70%左右。

至於鹵化醋酸之前驅物質(HAAFP)在處理過程中之變化情形如圖12所示，原水經硝化床後，HAAFP值有上昇之現象，可能係硝化菌代謝作用所釋出之溶解性有機物所引起(Manem & Rittmann, 1992)。而混凝沉澱對HAAFP也有去除效果，再經O<sub>3</sub>+GAC後HAAFP降至更低。與原水相較，整體去除率達85%，較THMFP去除率更高。

吸附性鹵化有機物前質(AOXFP)在處理程序中變動情形如圖13所示，可見AOXFP值隨著處理程序之進行一路下降，總去除率可達約80%左右，但仍以GAC之去除率最佳。綜合以上結果，活性碳吸附對溶解性有機物之去除，係一非常重要的程序。因水中所含有機物經臭氧作用究竟會生成何種物質，有時甚難掌握，活性碳吸附可有保障飲水安全之功能。

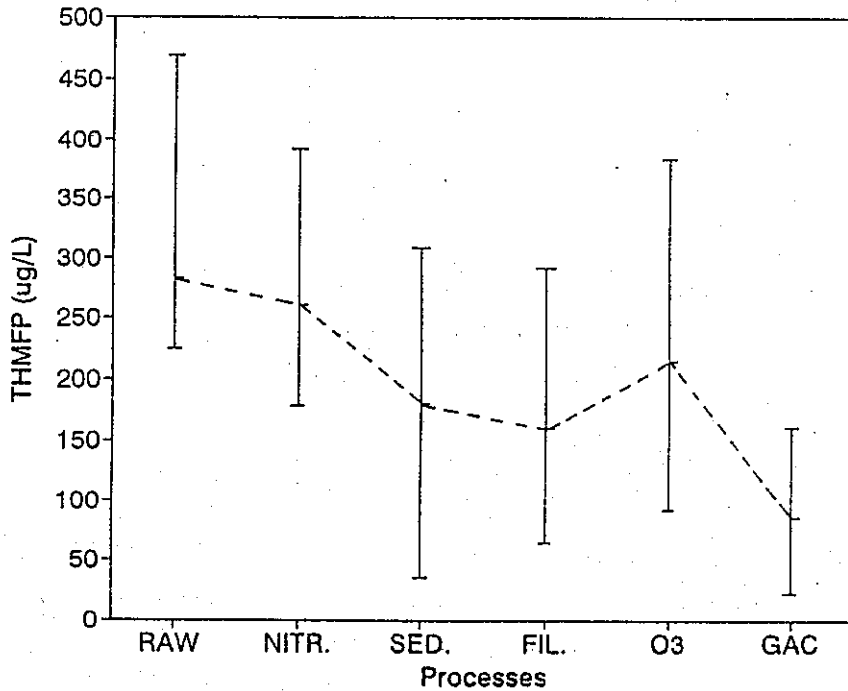


圖11. 經各處理單元後, THMFP值變化情形

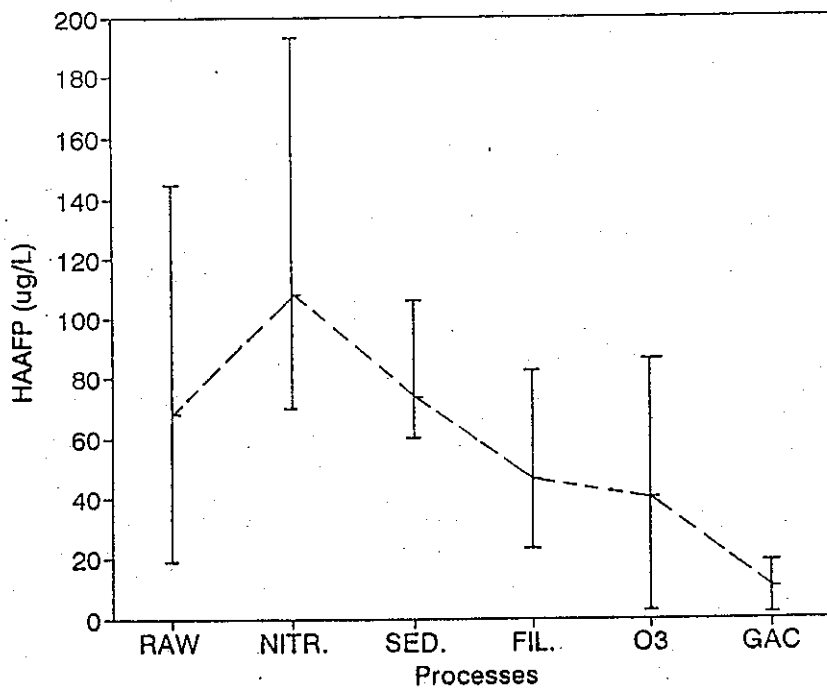


圖 12. 經各處理單元後, HAAFP 值變化情形

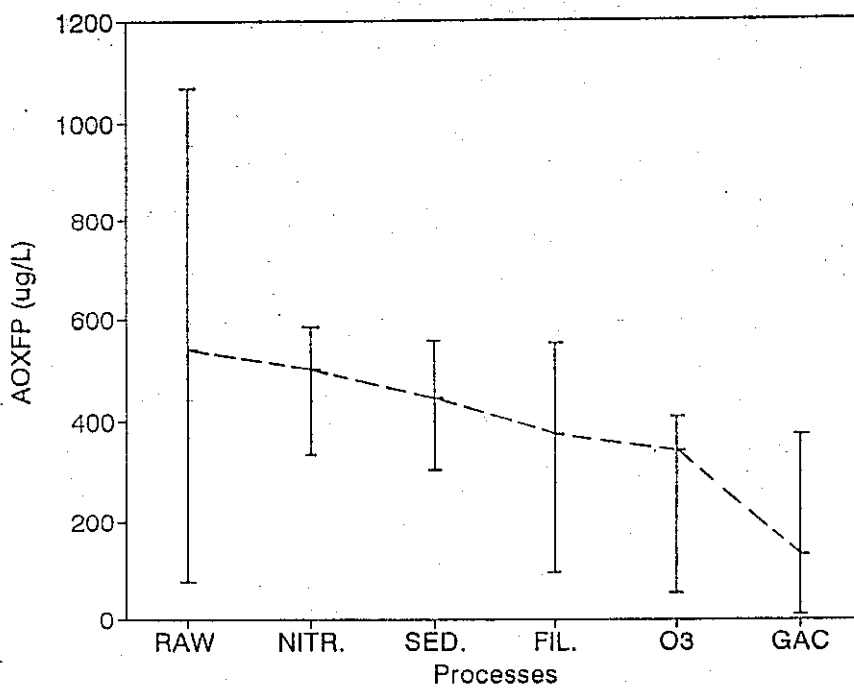


圖 13. 經各處理單元後, AOXFP 值變化情形

### 3-5 溴離子濃度對鹵化有機物生成之影響

如前述，鳳山水庫之進流水主要來自東港溪之表面水，部份抽自高屏溪之伏流水，伏流水因受海水入侵的影響，含鹽份較高，故隨著伏流水所佔原水比例之增加，氯( $\text{Cl}^-$ )、溴( $\text{Br}^-$ )離子含量增加，其中 $\text{Br}^-$ 在鹵化有機物生成之過程中，扮演重要之角色。圖14所示為在不同溴離子含量下，模廠 GAC床出流水之THMFP/NPDOC及HAAFP/NPDOC 之值，可見兩項比值均隨溴離子濃度之增加而上昇，且前者較後者明顯。圖15亦顯示隨著溴離子濃度之增加，臭氧接觸槽及活性碳吸附床出流水之THMFP或HAAFP中含溴物種所佔之比例亦隨著增加，而且經GAC吸附後，該比例愈形提高。

對此一現象之解釋為： $\text{Br}^-$ 經 $\text{Cl}_2$ 反應生成 $\text{HOBr}$ ， $\text{HOBr}$ 易與水中有機物反應生成有機溴化物(Hoigne, 1992)，因此溴離子會促進THMFP、HAAFP之生成(Minear, 1980)。至於經GAC吸附後，含溴物種所佔比例愈形提高，應是有機前質可被活性碳吸附，但 $\text{Br}^-$ 不受影響，故使 $\text{Br}^-/\text{DOC}$ 之比值提高，而使THMFP及HAAFP測定時，生成較多含溴之鹵化有機物(Amy, 1991)。

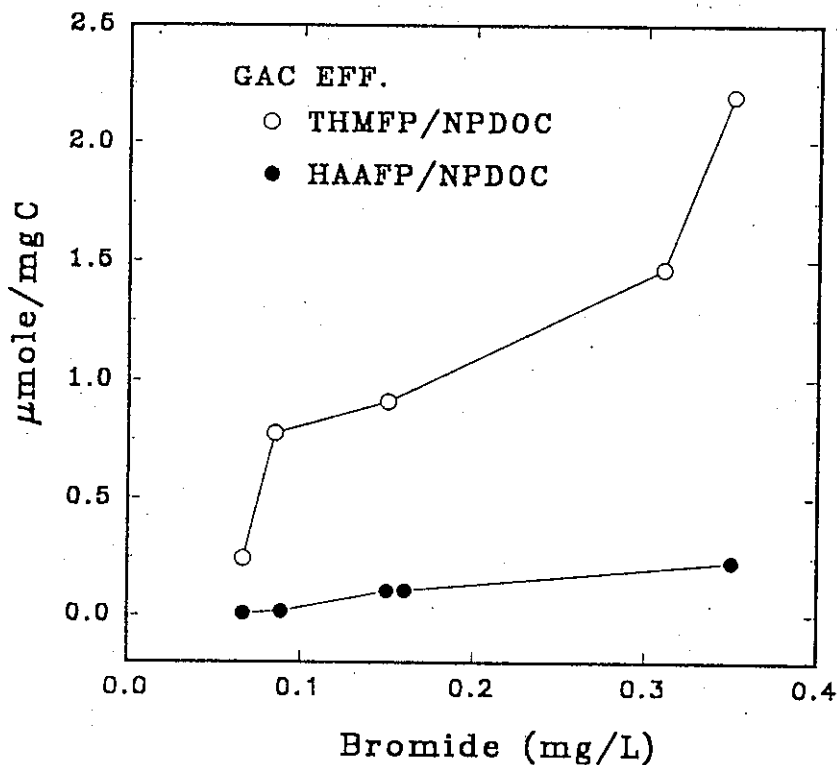


圖 14. 溴離子濃度對GAC床出流水之THMFP、HAAFP與NPDOC比值之影響

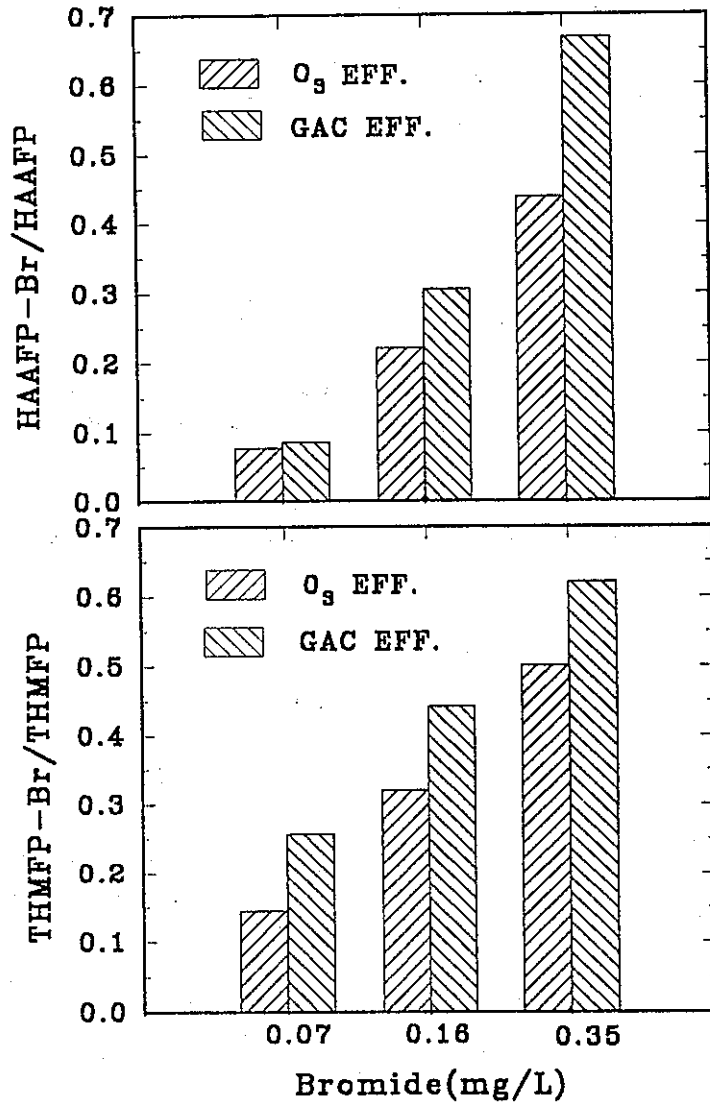


圖 15. 溴離子濃度對THMFP與HAAFP含溴物種比例之影響

### 3-6 模廠與鳳山實廠處理水水質之比較

表2列有模廠與鳳山實廠處理水水質參數之平均值，包括鹼度、濁度、pH值及色度等一般水質參數及A254、NPD0C、THM、HAA及AOX等有機參數。一般參數方面，鳳山實廠出水之鹼度與pH值均低於模廠者，應與實廠預氣時，加入大量之氯氣，會消耗鹼度，降低pH值有關。而模廠出水之濁度及色度均低於實廠者，由前3-2小節中所述，可知生物濾床、臭氧及GAC床均能對色度、濁度之去除發揮一定之功能。

表2. 模廠與鳳山實廠處理水之比較

	模廠處理水	鳳山實廠處理水
鹼度 (mg/L as CaCO <sub>3</sub> , n = 30)	164	141
濁度 (NTU, n = 50)	0.36	0.74
pH (n = 50)	7.65	6.64
色度 (Pt-Co unit, n = 35)	3	7
A254(n = 8)	0.010	0.047
NPDOC (mg/L, n = 14)	0.55	2.36
THM (μg/L, n = 7)	1.1	90.1
HAA (μg/L, n = 7)	0.9	33.8
AOX (μg/L, n = 7)	87.3	324.5

至於有機參數方面，兩者之差距更明顯，如實廠及模廠出水之平均NPDOC值分別為2.36及0.55 mg/L，與原水相較，其去除率分別約為20%及70%。而在處理水餘氯量(0.2~1.5 mg/L)大約相同之基準下，由表2亦可見兩者之鹵化有機參數THM, HAA及AOX等，均有相當大之差距，模廠出水之鹵化有機物含量均較實廠者低甚多，以THM為例，前者之濃度約僅為後者之百分之一，故顯示高級處理程序確有提昇水質之功用。

#### 四、結論與建議

根據本研究之結果，吾人有下列數點之結論與建議：

1. 填充式生物濾床即使在相當高之容積負荷率下，氨氮之去除率仍可達90%以上，且對色度、濁度、NPDOC等均有相當之去除率，並可大幅降低需氯量，同時提高溶氧，有利於後續處理程序。
2. 模廠試驗所採用之生物硝化、混凝、沉澱、砂濾、臭氣及GAC吸附等程序，對水中所含溶解性有機物有相當良好之去除效率。就NPDOC、A254、THMFP、HAAFP及AOXFP等有機參數觀之，去除率均在70%以上。
3. 溴離子有促進鹵化有機物生成之作用，並增加其中含溴物種所佔比例，尤其是在經GAC吸附後，該現象更為明顯。故建議對海水入侵所造成地下水鹽化之問題，應加以重視，並探討如將豐水期之表面水經處理後，以人工方式補注於地下，或造海岸水庫以阻擋海水繼續入侵之可行性。
4. 將本高級處理模廠之出水與鳳山淨水廠實廠之出水比較，發現前者無論在濁度、色度或NPDOC、THM、HAA、AOX等有機參數上均優於後者，尤其在有機參數上差距更大，故提昇處理技術之層級，應有助於解決原水受污染地區之飲用水水質問題。

5. 本研究因受經費、人力及時間之限制，未能從事較長時間之試驗。建議後續研究應由自來水事業單位、顧問公司及學術界合作從事較大規模及長期性之研究試驗，以得到實廠設計時，所需較詳細之資料。

## 五、誌謝

本研究承行政院環境保護署之經費補助（計畫編號 EPA-83-E3J1-09-03）始得完成，敬致謝忱，也感謝台灣省自來水公司鳳山淨水廠在研究期間所提供之協助。最後感謝黃文鑑、白莉英、關紹賢、黃鈺軫、李永輝及蘇宏益等諸位在水質分析上之協助

## 六、參考文獻

森本美雄（1994），"大阪府村野淨水廠高級淨水處理技術引進經過現狀"，中日技術合作計畫飲用水處理及水源污染防治技術專題演講輯。

葉宣顯等（1991），"台灣南部地區受嚴重污染自來水水源有機物偵測與現有處理效率之研究"，環保署委託研究計畫（EPA-81-E3J1-09-15）報告。

葉宣顯等（1992），"粉狀活性碳對台灣南部受嚴重污染自來水原水有機物去除之研究"，環保署委託研究計畫（EPA-81-E3J1-09-04）報告。

葉宣顯等（1993），"高級處理對水中微量有機物去除效能評估，子題三：台灣南部地區受嚴重污染自來水原水處理程序改進之研究"，環保署委託研究計畫（EPA-82-E3-J1-09-03）報告。

Amy, G.L, Tan, L. and Davis, K. (1991) The effect of ozonation and activated carbon adsorption on trihalomethane speciation. Wat. Res. Vol. 25, No. 2, pp.191~202.

APHA, AWWA, WQF, (1992) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th edition.

Cittenden, C. et al. (1989) Prediction of GAC Performance Using Rapid Small-scale Column Tests. AWWA, Dever, Colorado.

Edwards, M. and Benjamin, M. (1991) A mechanistic study of ozone-induced particle destabilization. J.AWWA. Vol. 83, No. 6, pp. 97-105.

Hoigne, J. and Gunten, U. (1992) Factors controlling the formation of bromate during ozonation of bromide-containing water. J.Water SRT-Aqua. Vol. 41, No. 5, pp. 299~304.

Jacangelo, G. et al. (1989) Ozonation assessing its role in the formation and control of disinfection by-product. J.AWWA. Vol. 81, pp. 74~84.

Legube, B., Langlais, B. and Dore, M. (1980) Reactions of ozone with aromatics in dilute aqueous solution : reactivity and biodegradability of oxidation products, Prog.Wat.Technol., Vol. 12, pp. 553~570.

Manem, J.A. and Rittmann, B.E. (1992) Removing trace-level organic pollutant in a biological filter, JAWWA, Vol. 84, No. 4, pp. 152~157.

Minear, R.A. and Bird, J.C. (1980) Trihalomethanes: impact of bromide ion concentration on yield species distribution, rate of formation, and Influence of other variables. Water Colorination: Environmental Impact and Health Effects., R.L. Jolley ed., Vol. 3, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich.

Reckhow, D.A., Legube, B. and Singer, P.C. (1986) The ozonation of organic halide precursors: effect of bicarbonate, Water Res., Vol. 20, No. 8, pp. 987~998.

Riley, T.L. et al. (1978) The effect of preozonation in chloroform production in the chlorine disinfection process in water chlorination. In Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects., R.L. Jolly, ed., Vol. 2, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich., pp.593-603.

Siddigui, M.S and Amy, G.L. (1993) Factors affecting DBP formation during ozone-bromide Reactions, JAWWA, Vol. 85, No. 1, pp. 63~72.

Singer, P.C. (1990) Assessing ozonation research needs in water treatment JAWWA, Vol. 82, No. 10, pp. 79-87.

Speitel, E., Symons, M. and Diehl, C. (1993) Effect of ozone dosage and subsequent biodegradation on removal of DBP precursors. JAWWA, Vol. 85, No. 5, pp. 86-95.

US EPA, (1975) Process Design Manual for Nitrogen Control, Offices of Technology Transfer, Cincinnati, Ohio.

Yeh, H.H. and Kao, H.C. (1993) Testing a coke biofilter for the pretreatment of polluted surface water in Taiwan, JAWWA, Vol. 85, No.5, pp. 96-102.