

淨水程序與清水水質生物穩定性間關係之研究

賴文亮^{1,3}、葉宣顯¹、曾怡禎²、林銘洲¹、廖雅齡²

摘要

本研究主要在探討各種處理程序對水中生物可利用有機碳去除(Assimilable Organic Carbon, AOC)及生物可分解有機碳(Biodegradable Organic Carbon, BDOC)之影響，主要分二個方向進行：(1)傳統處理程序之提昇，採集鳳山及山上兩淨水廠原水，分別以杯瓶試驗比較前加氯加強混凝與加強混凝後加氯兩程序。(2)討論模廠流程一(傳統之混凝/沉澱/砂濾床(或/且 GAC 床)/消毒)及流程二(前臭氧/混凝/沉澱/砂濾/後臭氧/結晶軟化/GAC 床)程序單元出水 AOC 及 BDOC 之變動，及比較兩程序清水及流程一砂濾出水經薄膜程序系統出水之 AOC 及 BDOC 值。

依目前結果顯示，鳳山及山上原水經加強混凝，無論是前氯或後氯，NPDOC 之去除約在 22~47% 之間，而氯化鐵對於 NPDOC 之去除略高於硫酸鋁。加強混凝可去除大部份之 AOC_{P17}，而加氯會增加 AOC_{NOX} 值，且後氯者清水之 AOC_{NOX} 值略高於相對應前氯者。加強混凝亦可降低 BDOC 值，前氯可降低混凝對 BDOC 之去除，但後氯之影響不明顯。

澄清湖實廠清水及模廠流程一、流程二清水及薄膜程序出水之生物穩定性，AOC_{Total} 大小依序為實廠清水、模廠流程一、流程二清水及薄膜出水。在高前臭氧量時，AOC 值反較原水為高，且其中以 AOC_{P17} 之增加為主。而無論前臭氧加量如何，經後續之混凝沉澱砂濾後，AOC_{Total} 值有大幅下降，且都降到 20 µg/L 左右。而後臭氧槽之出水再經 GAC 床後，AOC 更大幅下降，此時 AOC_{Total} 約在 10 µg/L 左右，顯示 GAC 床可提高水質之生物穩定性。故經由模廠試驗，可知提高淨水程序內之生物活性有助於提高清水水質之生物穩定性。

一、前言

自來水淨水場之清水中如含有過量之生物可利用有機碳，則可能在配水管網內引起異營性微生物之繁殖，而使水質惡化，此即一般所稱之「再生長(regrowth)」或「後生長(aftergrowth)」(van der Kooij (1990); LeChevallier (1990))。再生長除會引起水質上諸多問題，如引發致病菌之繁殖，臭味及顏色，生成生物膜而加速管線之腐蝕，大量異營菌之繁殖，而干擾大腸菌屬監測水質之意義，並導致自來水用戶之抱怨外，且部份生物可降解的溶解性有機碳也會與氯反應，造成水中餘氯的消耗，致使配水管網中的餘氯量無法維持穩定。

目前認為控制後生長最有效之方法在於控制微生物生長所需之營養鹽(nutrients)-如有機碳，某些微生物在數個 µg-C/L 之低濃度下，便可在飲用水中繁殖(van der Kooij, 1995)，而即使自由餘氯量維持在 1 mg/L 以上，但當生物可分解有機物含量高時，配水管網系統內之異營性細菌數量仍可能偏高(Yeh(1998))。而若將水中之有機碳濃度控制於微生物之可利用濃度以下，微生物之生長即受到抑制，此種水質則稱為「生物穩定性(biological stability)」高的水質。

1. 國立成功大學環境工程學系
2. 國立成功大學生物學系
3. 大仁技術學院環境工程衛生系

Geldrich(1996)之研究指出，生物穩定性之高低可以水中生物可分解之有機物含量或微生物的生長潛能表之。目前用於偵測水中生物可分解有機物含量(或微生物生長潛能)之方法，可分成兩類(Huck, 1990)：一是以量測水中可被微生物分解之溶解性有機碳(DOC)，由培養前、後之DOC差值表之，稱為「生物可分解有機碳」(BDOC, Biodegradable Organic Carbon)；另一則是量測水中生物可被分解之有機碳轉換成之細胞質量者，通常量測菌落數，以一生物易分解之有機質(如醋酸鈉)來加以率定，由菌落數轉換成相對應之有機碳濃度，稱為「生物可利用有機碳」(AOC, Assimilable Organic Carbon)。至於此種生物可分解之有機物之控制，Owen(1993)認為鋁鹽可以去除 49%之BDOC 值，而 LeChevallier(1999) 甚至指出在加強混凝之條件下，除可去除水中之 DOC 43%外，BDOC之去除也可達38%。而Amy(1998)指出，臭氧可將天然之有機物轉化為小分子化合物，而此類化合物因易被細菌代謝利用(Singer,1988)，故可能導致配水管網系統中再生長之問題。至於前加氯程序除會增加 AOC 之量外，且將導致 DOC難以在混凝程序中去。而 van der Kooij(1992)等學者則認為 AOC 含量低於10 ug-C/L時，即可控制後生長；而Servais(1995)提出，在清水中不含餘氯時，而 BDOC 值控制在 0.15 mg-C/L以下，即可確保水質之生物穩定性。

由上述可知，清水中 AOC 或 BDOC 含量可影響配水管網內微生物之生長，且欲藉加氯控制微生物之滋生，由國內或國外之研究，可知不一定有效，甚且可能有生成氯化有機物之副作用。再者未來國內之配水管網所含自由餘氯量之最高容許量，將由現行之 1.5 mg/L 降至 1.0 mg/L，如何改善現有淨水程序或提昇現有淨水程序，進而降低清水中之 AOC 含量，以維持配水管網內餘氯量之穩定，將是自來水事業機構之一大挑戰。

本研究目的，主要以 AOC 及 BDOC 兩參數，評估原水以瓶杯試驗進行各項程序，並討論混凝劑種類及前、後加氯之影響，同時比較模型廠流程一與流程二各單元出水之 AOC 及 BDOC 值，以找尋最適當之處理程序，藉以控制出水水質之生物穩定性，並提供自來水公司操作上之參考。

二、 試驗方法及材料

2.1 加強混凝試驗

1. 最佳混凝劑量

最佳混凝劑量之決定方法，係將採回的原水置於不銹鋼桶混合均勻後，再從中取出水樣置於 1 L 玻璃燒杯，以 6 N 鹽酸將水樣之 pH 調整至 6.5 左右，再加入適量之混凝劑(硫酸鋁或氯化鐵)，使其加藥量控制在 10~100 mg/L 之間，置於瓶杯試驗機(Phipps & Bird, U.S.A.)下，進行快混(100 rpm) 3 分鐘，慢混(35 rpm) 15 分鐘，靜置 30 分鐘後，取上澄液，分析 NPDOC，並利用 NPDOC 與混凝劑量之關係圖，決定最佳的混凝劑量。

2. 單獨加強混凝、前氯加強混凝及加強混凝後氯

依前述所決定之最佳混凝劑量，重覆上述之杯瓶試驗，並取出上澄液經 11 μm 之濾紙(Whatman, No.1, England)過濾(用以模擬快砂濾)，以廣口瓶收集濾液，再加入適量之次氯酸鈉，使其在一定接觸時間後，自由餘氯濃度可落在 1.0 mg/L 左右，然後取出水樣分析自由餘氯、NPDOC、AOC 及 BDOC，此即為加強混凝後氯之試驗。而若未加氯則屬單獨加強混凝。至於前氯加強混凝程序，則是指水樣調降 pH 值後，迅速添加適量的次氯酸鈉者，其餘步驟則與加強混凝程序相同。

2-2 澄清湖實廠及模型廠之處理流程

1. 模型廠

流程一主要是模擬澄清湖淨水廠之現有傳統淨水程序，但不實施前加氯，以視使整個流

程生物活性化後，是否可以生物氧化方式去除氮氣與有機物等污染物，以減少三鹵甲烷等氯化有機物之生成。目前流程為原水、快混池、慢混池、沉澱池、砂濾床/或活性炭濾床(快濾池與活性炭濾床以並聯或串聯操作)及氯接觸槽。流程二之處理流程為前臭氧、混凝、沉澱、砂濾、後臭氧、流體化結晶軟化、GAC 床及氯接觸槽，其中臭氧部份分為前臭氧及後臭氧，前者之目的在於藉微膠凝作用，增進混凝對濁度之去除與延長砂濾濾程，而後者除殺菌作用外，並有增加水中有機物生物分解性之作用，除可促進後續 GAC 之生物活性，亦即形成所謂生物活性碳(BAC)之外，並可藉 GAC 之吸附作用進一步去除溶解性有機物。至於薄膜系統，主要分為前處理設備及 NF 膜組本身，前者包含 UF (Microza UF system, Asahi Chemical, Japan)、GAC 槽、5 μ m 匣式過濾器；而流程一之出流水則需經上述前處理單元處理後，才可進入 NF 膜組。NF 薄膜膜組分成 2 個 Stages，共 3 根壓力管 (pressure vessel)，以 2:1 的方式排列，每根壓力管中有 3 個 Elements(4040)以串聯方式連接，目前所用者係 FilmTec NF70 (Dow Chemical)，材質為 Thin-Film Composite (TFC)，型式為螺旋式 (Spiral-wound)

2. 澄清湖實廠

本場目前之處理設施可分成三套：第一套淨水程序由舊取水口抽取湖水進入抽水井後，加氯，並導入快混池，再經圓形混凝沉澱池與傳統式快濾池(位於快濾大樓)；第二套淨水程序為自新取水口抽取湖水，導入膠羽池，並在此點預加氯，而後經浮除除藻設備處理，再進入哈丁齊自動反沖洗快濾池；第三套淨水程序為自新取水口抽取湖水，導入快混池同時加氯及混凝劑後，再引入膠凝沉澱池，最後經自動反沖洗快濾池處理；三套淨水程序處理後之清水則匯流至清水池，再加氯消毒。

2-3 主要水質參數分析

非氣提溶解性有機碳(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-紅外線法(Combustion-Infrared Method)偵測之。而水質之生物穩定性的評估則採用 AOC 及 BDOC 兩參數。其中 AOC 的分析則依 van der Kooij (1982)所發展之方法，其原理為利用 *fluorescens* P17 and *Spirillum* NOX 兩株純菌，植於事先配製好之醋酸鈉溶液中(0-200 μ g-C/L)，並將植菌後之醋酸鈉溶液則置於 15°C 之恆溫箱下培養，每隔 1、2 天採樣分析菌數。繪其生長曲線，直到 P17 及 NOX 之生長到達最大菌落數(N_{max})為止，並利用 N_{max} 及醋酸鈉濃度繪製檢量線，其斜率即為產率(yield)。至於現場所採之水樣，除以水樣替代醋酸鈉溶液，其餘作法如上所述。最後，將水樣培養之 P17 及 NOX 之最大菌落數(N_{max})之平均值，除以各菌種之產率，則可分別求得 AOC_{P17} 和 AOC_{NOX} 值，此兩者相加，即為 AOC_{Total} (μ g acetate-C/L)，其計算方式如下：

$$AOC(\mu\text{g acetate-C/L}) = \frac{N_{max}(\text{CFU/mL}) \times 1000(\text{mL})}{\text{Yield}(\text{CFU}/\mu\text{g acetate-C})}$$

$$AOC_{Total} = AOC_{P17} + AOC_{NOX}。$$

BDOC 的分析則採用 Servias (1989) 之方法。水樣先經過 0.2 μ m 濾膜過濾滅菌處理，若水樣有餘氯存在時，則需以硫代硫酸鈉還原，並取約 200 mL 的水樣置於血清瓶(酸洗及 250°C 烘過)中，以 100:1 的體積植入原生菌液(該廠原水經 2 μ m 濾膜過濾之水樣)。取 20 mL 之前述的混合液，再經 0.2 μ m 濾膜過濾，取濾液分析其 NPDOC。並將混合液置於 20±2°C 之培養箱培養 28 天後，取出 20 mL 混合液，經 0.2 μ m 之濾膜過濾分析 NPDOC，而培養前、後的 NPDOC 差值，即為 BDOC。

三、 結果與討論

1. 單獨加強混凝、前氣加強混凝及加強混凝後氣對 AOC 及 BDOC 去除

在進行不同程序對 AOC 及 BDOC 去除之影響，不同原水先依 2.1 節所述之試驗方法，決定最佳之混凝劑量。圖 1(A)及圖 1(B)為鳳山原水經不同處理程序後對 AOC、BDOC 及 NPDOC 值去除之比較。在 AOC 部份，其值大小依序為原水、實廠清水、前氣加強混凝及單獨加強混凝；至於 BDOC，則以實廠清水、原水、前氣加強混凝及單獨加強混凝。對於 NPDOC 而言，則實廠清水反較原水為高，至於加強混凝或前氣加強混凝則無明顯差異。原水有機物以 P17 可利用的營養源為主，而這些 P17 可利用的基質包括有碳水化合物、胺基酸、羧酸及芳香族酸等物質(van der Kooij et al., 1995)，此部份可被混凝去除，而加強混凝時更明顯。依目前數據顯示，在加強混凝或前氣加強混凝之試驗，混凝劑種類對於 AOC_{Total} 及 BDOC 去除之差異性並不顯著，然而比較有、無前加氣時，其影響則非常顯著。而由圖 1(B)可知，前氣加強混凝之 NPDOC 已較原水為低，但 BDOC 兩者相近，甚至 BDOC/NPDOC 比值已較原水為高，因加氣可將水中有機物從大分子轉換為小分子，由疏水性趨向於親水性，(Yeh & Huang, 1993)，故可增加有機物之生物分解性。另外由 AOC_{NOX} 來看，前氣氧化有機物，可生成羧酸類等極性較大之有機物，致 NOX 可利用的基質增加，造成 AOC_{NOX} 明顯地增加，而實廠清水之加氣量為 9.7 mg/L 較前氣混凝為高，故 AOC_{NOX} 增加更為明顯，甚至 BDOC 及 NPDOC 之值，實廠清水也反較原水為高。

圖 2(A)為山上原水經不同處理程序對 AOC 值影響。由圖中觀之，除鐵鹽加強混凝之殘留 AOC_{Total} 較低外，混凝劑種類之影響並不明顯。至於前氣或是後氣之 AOC_{NOX} 均較單獨加強混凝者為高，此與鳳山之結果相同，且後氣者之 AOC_{NOX} 略高於相對應前氣者之值，其原因應是氣與有機物反應生成 NOX 可利用的基質，如羧酸類，而這些基質可被加強混凝去除所致。

圖 2(B)為山上原水經不同程序處理後 BDOC 及 NPDOC 之比較。BDOC 之大小依序為原水、前氣加強混凝、加強混凝後氣及單獨加強混凝。不同混凝劑種類(硫酸鋁及氯化鐵)在最佳劑量之下，對於各程序而言，BDOC 值並沒有顯著的差異性存在，而加強混凝後氣或是未加氣者，不僅 BDOC 值降低，且 BDOC/NPDOC 之值仍較原水為低。至於前氣部分，雖加強混凝仍對 NPDOC 有顯著之去除效果，但其去除仍較加強混凝及加強混凝後氣為低，且由於前氣可轉換有機物性質成為異營性微生物可利用之基質，故 BDOC/NPDOC 反較原水為高。換言之，若採前氣且未以加強混凝處理原水時，除不利於 NPDOC 之去除，更易導致水中微生物利用基質增加之問題。

2. 模廠及實廠處理程序單元出水水質生物穩定性之比較

圖 3(A)及 3(B)為模廠流程一及實廠出水之 AOC、BDOC 及 NPDOC 之比較。圖 3(A)顯示原水中之 AOC_{Total} 主要以 AOC_{P17} 為主，佔 90% 以上。而原水經混凝沉澱及砂濾後，AOC_{P17} 及 AOC_{NOX} 均有下降之趨勢，尤以 AOC_{P17} 減少最為明顯。故混凝沉澱對 P17 菌種可利用基質之去除效果較對 NOX 菌種所能利用者為佳。至於加氣後之清水，AOC_{P17} 已完全去除，而僅存 AOC_{NOX}，且較砂濾出水為高，其原因為加氣可將水中之有機物氧化成羧酸類等極性較大之有機物，致使 NOX 菌種可利用之基質增加，造成 AOC_{NOX} 之增加。至於採前加氣之實廠第三套 ABF 出水，其 AOC 值遠較未加氣之模廠砂濾出水為高，且其出水之 AOC_{P17} 及 AOC_{NOX} 較模廠為高，而從圖 3(B)也發現，ABF 出水之 NPDOC 也較原水為高，此可能為原水中之藻類因氣之氧化作用釋放出有機物所致，而 ABF 出水之 BDOC 及 AOC_{Total} 值較模廠砂濾出水為高，其原因究竟為混凝劑量不同、抑或由前加氣致使藻類再釋出水中有機物所致，則有待實驗進一步之試驗。

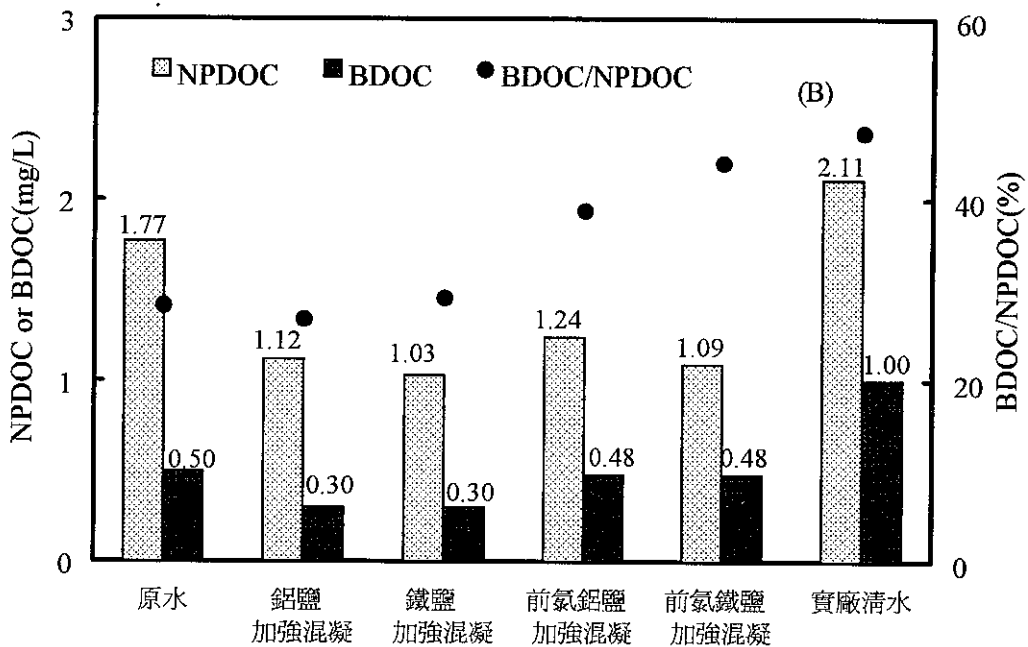
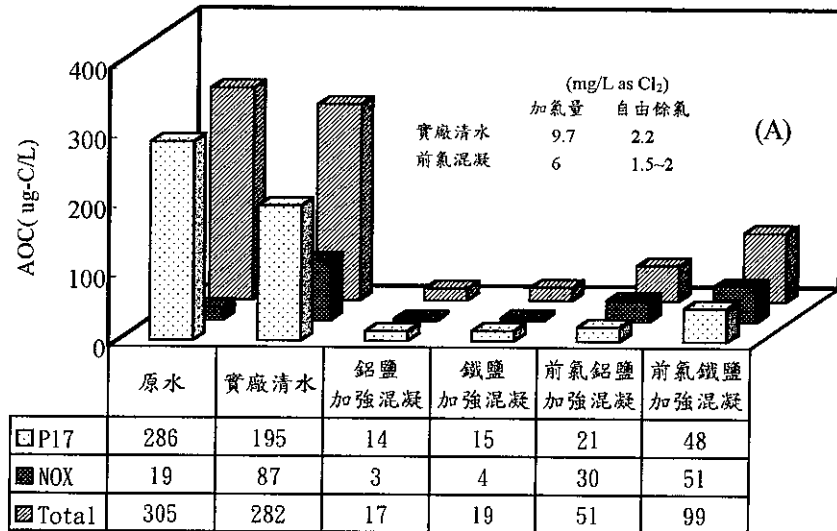


圖 1 鳳山原水經不同處理程序對 AOC、BDOC 及 NPDOC 之影響

(實場 $Al_2(SO_4)_3$ 加量為 17 mg/L；杯瓶試驗 $Al_2(SO_4)_3$ 加量為 60 mg/L， $FeCl_3$ 加量為 50 mg/L)

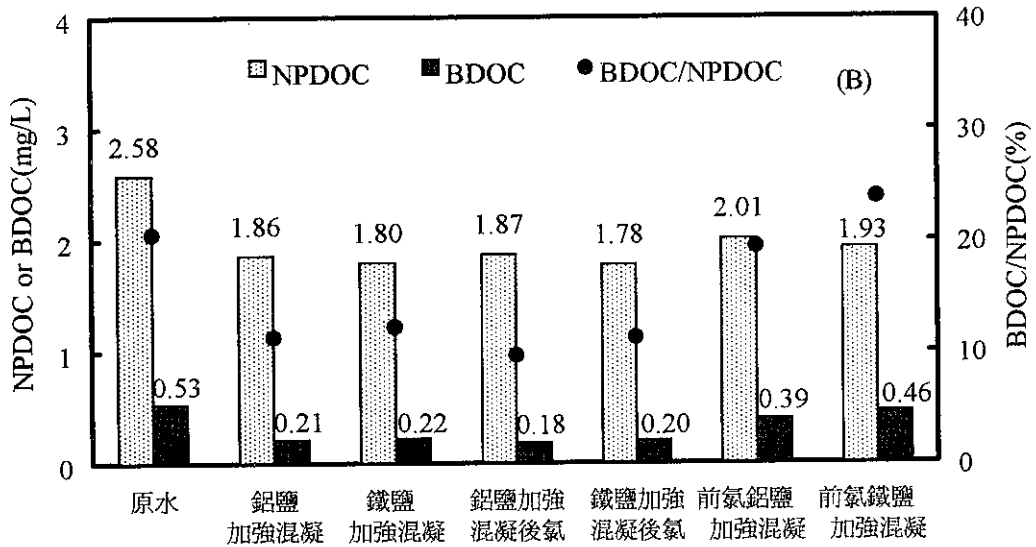
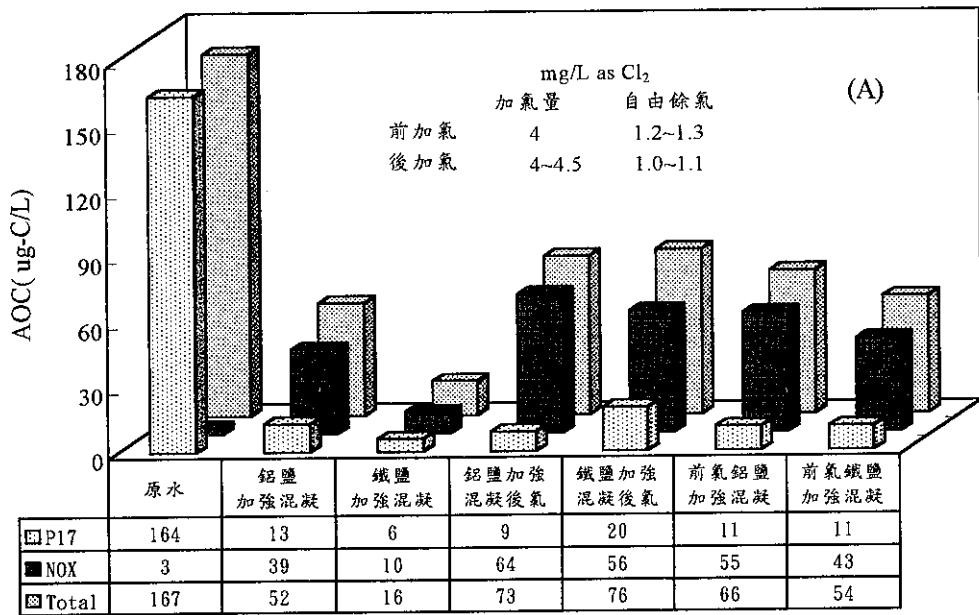


圖 2 山上原水以鋁鹽及鐵鹽經不同處理程序對 AOC、BDOC 及 NPDOC 之影響
(杯瓶試驗 Al₂(SO₄)₃ 加量為 50 mg/L, FeCl₃ 加量為 40 mg/L)

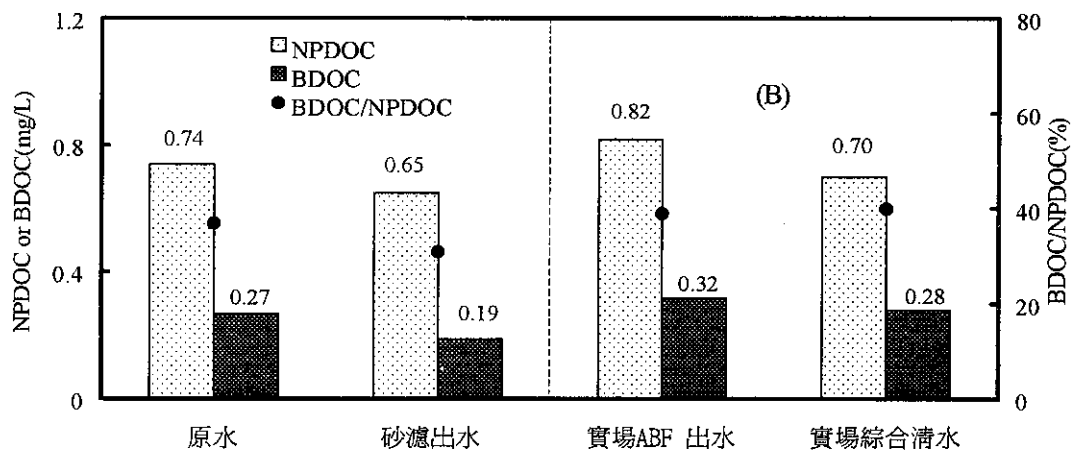
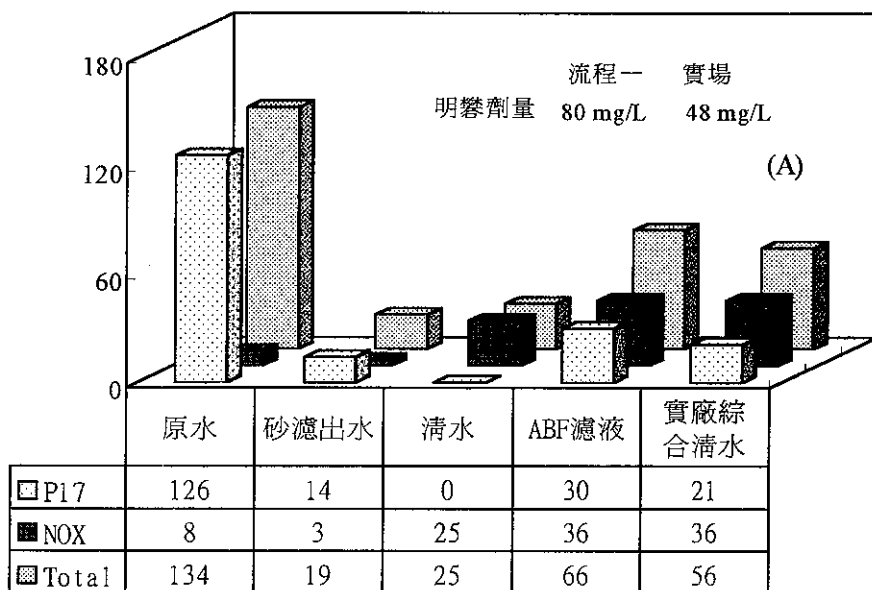


圖3 澄清湖模廠(88.11.23)流程一及實場第三套程序各單元出水之AOC及BDOC變化

圖 4(A)及圖 5(A)為澄清湖模廠流程二在不同時間所進行 AOC、BDOC 及 NPDOC 值之比較。由圖中發現，兩次原水之 AOC 值差異甚大，88.2.1 原水之 AOC_{Total} 值高達 572 $\mu\text{g-C/L}$ 。經前臭氣 (0.9 mg/L) 反應後，AOC_{Total} 不增反減，其中主要是 AOC_{P17} 之降低，而 AOC_{NOX} 略有增加，可能是臭氣將水中存在大量 P17 可利用的基質轉變成 P17 無法利用的基質所致，然而在此 AOC_{NOX} 增加有限，可能是前臭氣加量不夠高，尚未能將有機物轉換成 NOX 可利用之基質。經混凝沉澱砂濾後，AOC 值之減少，主要以 AOC_{P17} 為主，此結果與在實驗室之杯瓶試驗所得結果一致。而後臭氣之出水，AOC_{NOX} 明顯地增加，與文獻報導相符，其主要為後臭氣可與水中的有機物反應生成羧酸類有機物，此羧酸類有機物為 NOX 可利用的基質。這些 NOX 可利用的基質再經結晶軟化及 GAC 約可去除 90%，而這些羧酸類有機物之去除，是否於結晶軟化過程吸附到晶核上所造成，抑或是由 GAC 上的吸附作用或生物作用所去除，則有待進一步的探討。GAC 出流水再加氣後則僅剩 AOC_{NOX}，且值相當低(低於 10 $\mu\text{g/L}$)，已達到水質之生物穩定性。然而圖 5(A)原水 (88.5.10) 經高劑量前臭氣 (3.5 mg/L) 作用後，AOC_{Total} 卻有明顯地增加，且以 P17 為主，可能原因為過量的臭氣劑量，可將澄清湖水中藻體氧化釋放出 P17 可利用的基質；至於後臭氣之出水，AOC_{NOX} 仍有明顯增加。但再經結晶軟化及 GAC 床，AOC_{Total} 再度下降，其中以 AOC_{NOX} 之減少為主。

圖 4(B)及圖 5(B)為不同處理單元間對 BDOC、NPDOC 及 BDOC/NPDOC 比值之影響。圖 4(B)顯示，低前臭氣可造成 BDOC 之增加，但水中之 NPDOC 並不受影響，故 BDOC/NPDOC 值明顯較原水增加。經混凝沉澱砂濾後，BDOC 及 NPDOC 均有下降之趨勢，因原水之 pH 約在 8 左右，由文獻可知在此條件下，混凝對 NPDOC 去除應是不佳，故推測應是砂濾床之生物作用所致。至於結晶軟化及 GAC 出流水及後加氣清水，BDOC 值則小於偵測極限 (0.05 mg/L)，並已達生物穩定性清水之標準 0.15 mg/L (Servais et al, 1995)。圖 5(B)所示，高前臭氣劑量，水中之 NPDOC 值已明顯增加，應是原水中之藻體遭受破壞後，釋放出溶解性有機物所致，且 BDOC 值也有增加之現象。至於其它單元出水之結果則與上段所討論 (88.2.1) 之結果相似。

圖 6(A)及圖 6(B)為探討薄膜系統處理水之水質生物穩定性。在此 UF 膜為 NF 膜之前處理，其主要目的為減少懸浮固體物、膠體物及藻類對於 NF 之影響。而 UF 之進流水為流程一砂濾出水。圖中顯示 UF 對於 AOC、BDOC 及 NPDOC 等溶解性有機參數之去除率低於 NF 膜。薄膜系統對 NPDOC 之去除率約在 70%，而 NF 膜濾液 AOC 值為 4 $\mu\text{g-C/L}$ ，BDOC 則低於偵測極限，可見薄膜系統出水之水質生物穩定性甚高。

2. 實廠與模廠各程序清水中 AOC 及 BDOC 之比較

澄清湖實廠清水及模廠流程一、流程二清水及薄膜程序出水之生物穩定性，如圖 7 所示。以實廠清水之 AOC_{Total} 值最高，約 128 $\mu\text{g/L}$ ，其中又以 AOC_{P17} 佔大部分。模廠清水之 AOC 值以流程一者最高，AOC_{Total} 約 25 $\mu\text{g/L}$ ，其次為流程二約 13 $\mu\text{g/L}$ ，NF 薄膜出水者最低約 4 $\mu\text{g/L}$ 。

實廠 AOC 值偏高之原因，可能在於其實施前加氣，氧化作用本來就會增加 AOC 值，而整個流程中都保持有餘氣，使生物作用無從發揮，亦使 AOC 值居高不下。因為生物處理係降低水中生物可利用有機碳，提高水質生物穩定性之有效方法。模廠流程一及流程二因不實施前加氣，如此除可增加混凝沉澱對有機物之去除，亦可促進流程內之生物作用，故可有效降低 AOC 值。流程二因包含臭氣、GAC 等較多之單元，更可促進流程內之生物活性，故 AOC 值更低於流程一。NF 薄膜因可阻絕水中大部份之雜質，其中當然包括生物可利用之基質，故該程序出水之 AOC 值甚低。

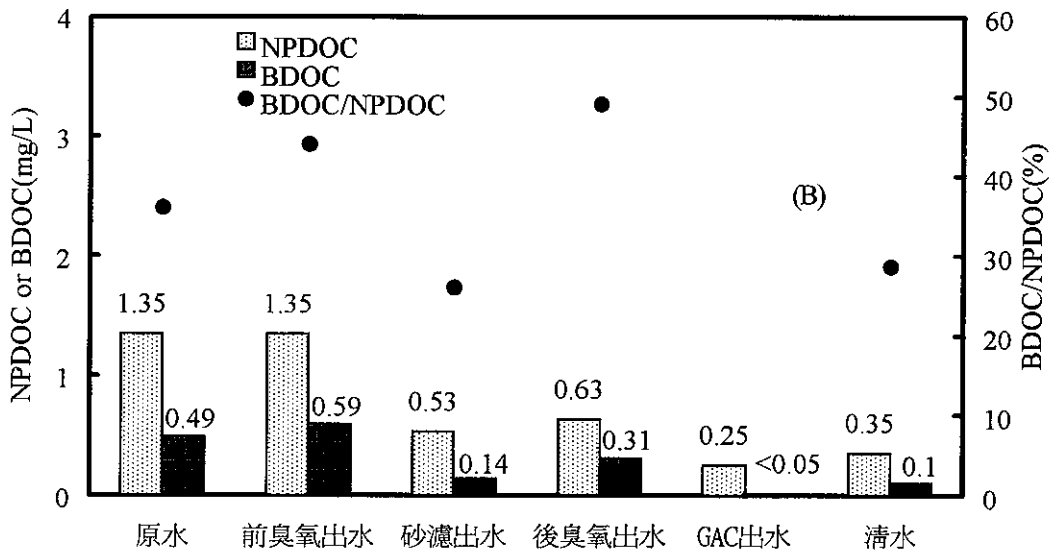
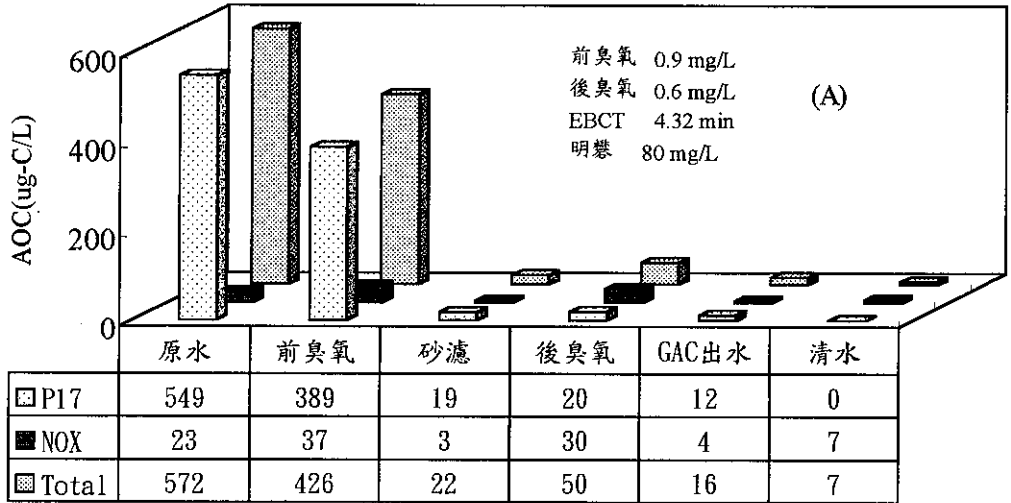


圖 4 澄清湖模廠(88.2.1)流程二程序各單元出水之 AOC 及 BDOC 變化

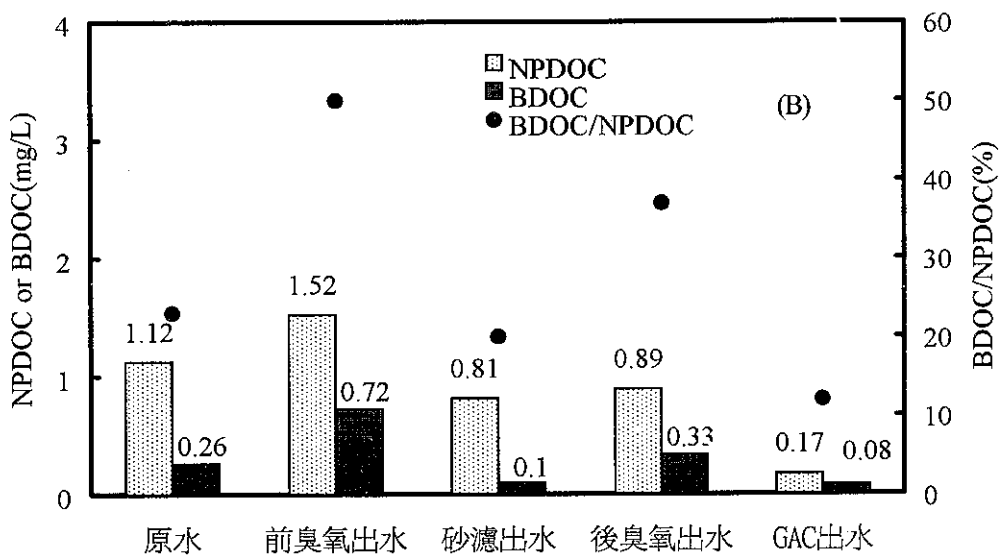
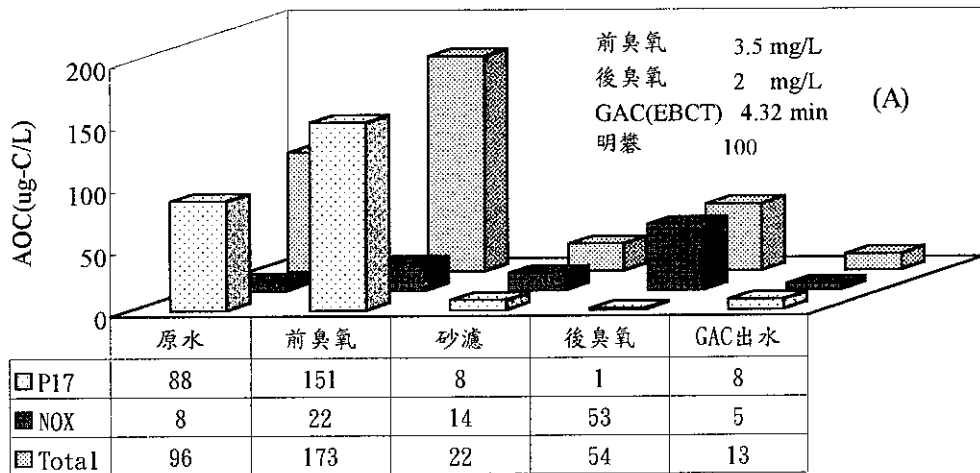


圖 5 澄清湖模廠(88.5.10)流程二程序各單元出水之 AOC 及 BDOC 變化

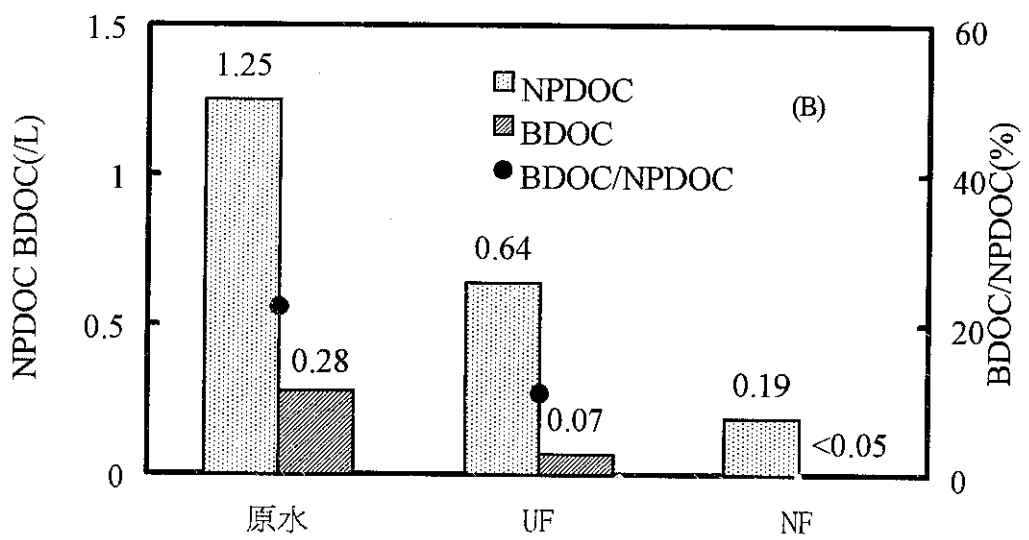
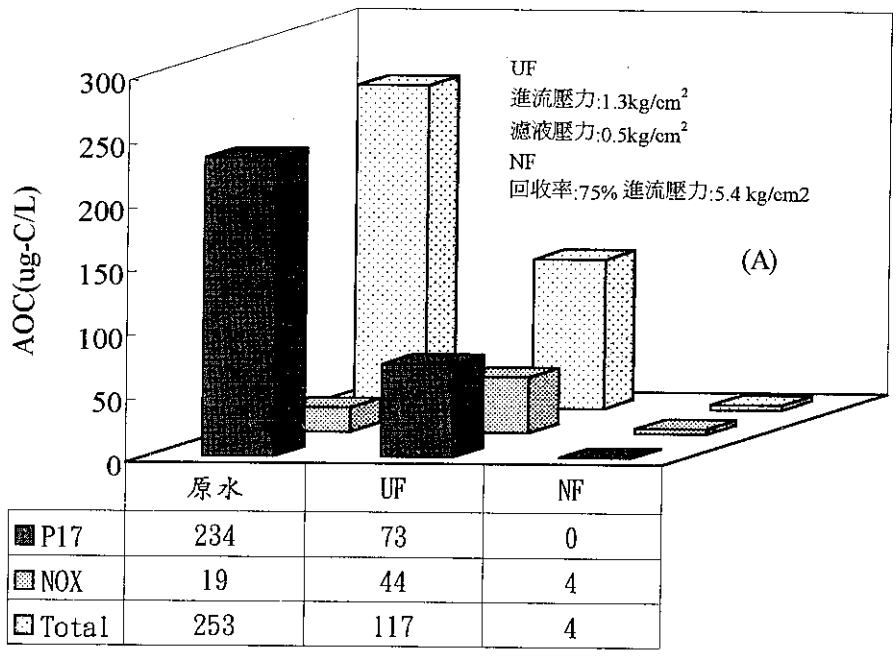


圖 6 澄清湖模廠薄膜程序各單元出水之 AOC 及 BDOC 變化

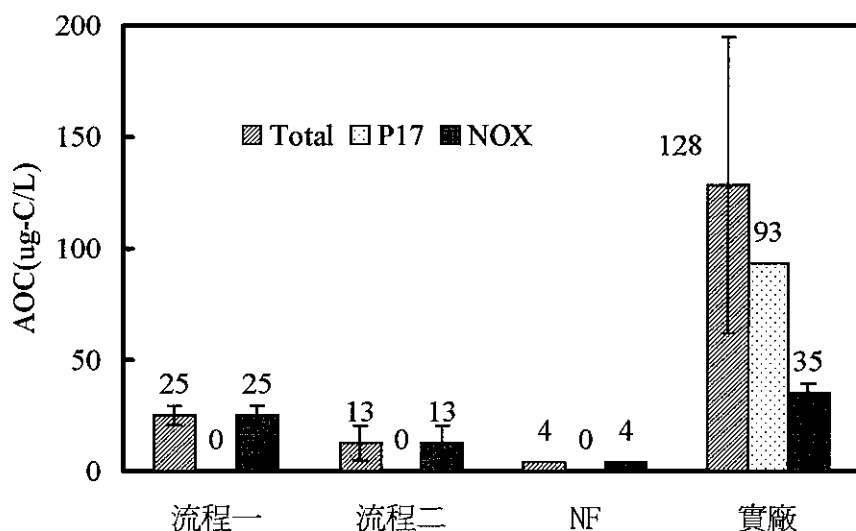


圖 7 各處理程序清水之 AOC 值

四、結 論

1. 在加強混凝或前氣加強混凝之試驗，混凝劑種類(硫酸鋁及氯化鐵)對於 AOC_{Total} 及 BDOC 去除之差異性並不顯著，然比較有、無前加氣時，前者濾液之 AOC 值 BDOC 值均較高於後者。換言之，原水若採前氣且未以加強混凝處理原水時，除不利於 NPDOC 之去除，更易導致水中微生物可利用基質增加之問題。
2. 有關臭氧對水質生物穩定性之影響，前臭氧部份，在低臭氧加量時，可使 AOC_{Total} 值降低，在高臭氧劑量時，可使 AOC_{Total} 值反而升高，但均以 AOC_{P17} 佔 AOC_{Total} 之大部份。後臭氧部分，無論加量高低，均會使 AOC_{Total} 增加，但此時以 AOC_{NOX} 佔 AOC_{Total} 之大部份。再者，前、後臭氧均會造成 BDOC 之增加，但以前臭氧在高加量時，更為明顯。
3. 未前加氣及前臭氧後之砂濾床及生物活性碳濾床(BAC)對 AOC 及 BDOC 均有很好的去除效果，特別是 BAC 之出流水，AOC 值已低於 20 ug-C/L，BDOC 更低於偵測極限(0.05 mg/L)，此些生物穩定性高之水，即使再經後氣，AOC 或 BDOC 值之升高，均甚有限。
4. 在薄膜系統方面，UF 之去除以懸浮固體物及膠體物為主，對生物可利用有機物之去除不如 NF。NF 處理水之 AOC 已低於 10 ug-C/L，BDOC 低於偵測極限，可見生物穩定甚高。

誌 謝

本研究承蒙中華民國自來水協會提供經費補助，始得完成；計畫執行期間，承蒙台灣省自來水公司第六區及第七區管理處相關人員熱心提供資料，並協助採樣事宜，一併在此表示十二萬分之謝意。

參 考 文 獻

- Geldreich, E. E., Biofilms in Water Distribution Systems, In *Microbial Quality of Water Supply in Distribution Systems*, Lewis Publ., New York, 159-205, 1996.
- LeChevallier, M. W., Coliform Regrowth in Drinking Water: A Review, *Jour. AWWA*, 82(11) : 74-86, 1990.
- LeChevallier, M. W., The Case for Maintaining a Disinfectant Residual, *Jour. AWWA*, 91(1) : 86-94, 1999.
- Owen, D. M., Army, G. L., and Chowdhury, Z. K. *Characterization of Natural Organic Matter and its Relationship to Treatability*, AWWARF, Denver, Colo., 1993.
- Servais, P., Anzil, A., and Ventresque, C., Simple Method for Determination of Biodegradable Dissolved Organic Carbon in Water, *Appl. Environ. Microbiology*, 55(10) : 2732-2734, 1989.
- Servais, P., Laurent, P. and Randon, G., Comparison of the Bacterial Dynamics in Various French Distribution System, *Jour. Water SRT-Aqua*, 44(1) : 10-17, 1995.
- van der Kooij, D. Assimilable Organic Carbon as an Indicator of Bacterial Regrowth, *Jour. AWWA*, 84(2) : 57-65, 1992.
- van der Kooij, D., and Veenendaal, H. R., Determination of the Concentration of Easily Assimilable Organic Carbon (AOC) in Drinking Water with Growth Measurement Using Pure Bacterial Cultures, SWE 95.022, KIWA, Nieuwegein, Netherlands, 1995.
- van der Kooij, D., Assimilable Organic Carbon (AOC) in Drinking Water, In *Drinking Water Microbiology*, Edited by G. A. Mcfeter, Springer-Verlay, New York, 1990.
- van der Kooij, D., Significance and Assessment of the Biological Stability of Drinking Water. *The Handbook of Environmental Chemistry*. J. Hrubec, Vol.5, ed., Springer-Verlag, Berlin, Germany, 89-102, 1995.
- Yeh, H. H. and Huang, W. T., The Fate of Dissolved Organics in Water Purification Processes Treating Polluted Raw Water, *Wat. Sci. & Tech.*, 27(11) : 71-80, 1993.
- Yeh, H.H., Tseng, I.C. and Lai, W.L., Chlorine Residual and Assimilable Organic Carbon(AOC) for Drinking Water Quality Control in Taiwan," *Paper presented at the Specialized Conference on Drinking Water Distribution With or Without Disinfectant Residual*, Mulheim an der Ruhr, Germany, 28-30 September, 1998.
- 葉宣顯等,「本省自來水水源中溶解性有機物成份之分析及現有淨水程序對其去除效率之評估」,台灣省自來水股份有限公司研究報告,1998。