

# 活性炭吸附法去除飲用水水源有機污染物之研究

Role of GAC in Removal of TOC for Trihalomethane Control from Drinking Water

陳鴻烈\*      陳桂梅\*\*      鄭慧玲\*\*

## 摘 要

本研究在活性炭吸附法中係採用恆溫批次反應先對中國碳素公司G-840 以及台北化學工業公司 GAC的活性炭進行篩選工作，水源取處來自豐原給水廠，結果發現G-840 對TOC 有百分之五十幾的去除率而GAC 卻只有26 %，顯示G-840 在去除有機物上優於GAC，故本實驗在此後的每項測試均以G-840 進行之。此外在恆溫批次反應中，又分別以顆粒粒徑、pH值、溫度、活性炭使用量等因子之變化來觀察其等對活性炭吸附能力的影響程度；而實驗結果證明小顆粒、低pH值、低溫以及適量增多活性炭劑量等方法方能加強其吸附效果。接著再以Freundlich模式討論G-840 的吸附特性，發現此種品牌的活性炭其Freundlich常數  $n$ 值均小於1 屬不利性吸附型。

## 前 言

在人們逐漸追求高生活品質的今天，對於所使用水品質的要求也日趨嚴格。若仍用混凝、沉澱、過濾等傳統處理方式，因其等去除水中低濃度污染物的效果並不顯著，恐無法達成將來之水質標準。此時就可考慮藉著吸附劑強大的吸附能力來達到淨化水源的目的地；而活性炭即為一種常用又有效的吸附劑，它可去除水中具毒性之有機物質，例如：腐植物、清潔劑、農藥、重金屬、染料、酚類、芳香族。且其更廣泛應用於飲用水軟化、三鹵甲烷、餘氯去除和脫色脫臭等領域上，故本實驗冀以本省國產活性炭廠評估吸附水中微量TOC 的能力，並探討各個因子對吸附特性的影響程度。

## 文獻回顧

### (1) 豐原給水廠背景分析

豐原給水廠位於豐原市郊，此供水系統之原水引自大甲溪之石岡壩水庫，而大甲溪發源於中央山脈雪山及南湖大山，上游至德基水庫，其後流經谷關遊樂區、東勢，然後至石岡水壩。給水廠之處理流程如下圖1。

### (2) 活性炭種類

目前活性炭的種類總共有三大類：a. 粉末狀活性炭(PAC)：顆粒粒徑小於 $43\mu\text{m}$ 者佔60-75%，可用於混凝槽或活性污泥槽，雖設備成本低廉，但其對一般揮發性有機物(VOC)的移除效果並不理想。b. 顆粒狀的活性炭(GAC)：顆粒粒徑大於 $420\mu\text{m}$ ，為目前種類最多，使用最廣泛的一

\* 國立中興大學土木工程研究所副教授

\*\* 研究助理

種，且通常以固定床吸附塔方式去除合成有機物 (SOC)。根據美國環境保護署 (USEPA) 研究發現，對於飲用水中各種 VOC 不同的限制法規而言，目前仍以 GAC 吸附為最佳處理方式。c. 纖維狀活性碳 (ACF)：此為最新的產品，係將活性碳製成纖維狀不織布。直徑約在 5-20  $\mu\text{m}$ ，具有多且小的孔，對揮發性的碳氫化合物有較大吸附力。

### (3) 影響吸附因子

影響吸附作用的原因，主要可分為吸附劑、吸附質及溶劑三方面，詳述如下：

#### a. 吸附劑性質

- (a) 比表面積：為決定吸附劑單層飽和吸附容量的主要因子。一般市面上活性碳的比表面積大約在 500-1,300  $\text{m}^2/\text{g}$  之間，表面積愈大，吸附量愈大。
- (b) 孔隙大小及分佈：活性碳孔隙大小及其分佈深受本身材質和礦化、活化過程的影響。在去除特定分子時應考慮適當孔隙大小分佈之活性碳使達成最佳吸附效果。
- (c) 粒徑大小：Issam N. Najm (1990) 以同溫批次方式，用各種不同粒徑之 PAC 吸附 2,4,6-Trichlorophenol (TCP)；發現粒徑大小對吸附量並無顯著影響，但較小的粒徑卻有較快的吸附速率。
- (d) 硬度：若依 Mohs scale 之法可將活性碳由滑石至金鋼鑽分為 10 級，級數愈高表示愈不易損耗。硬度較小之活性碳在過濾放流水時，將產生微細顆粒，導致過濾水質變差及阻塞現象，同時亦影響反沖洗及再生時之耗損情形。
- (e) 官能基：活性碳依官能基性質分為酸化、鹼化活性碳。酸化活性碳使 PH 值下降並具親水性，鹼化性碳使 PH 值上升，並具疏水性。據文獻指出 (Graham., 1959, McGuire et al., 1978, Rollor et al., 1982) 主要與有機物產生反應的官能基為羥基 ( $\text{—}\overset{\text{O}}{\parallel}{\text{C}}\text{—}$ ) 和羧基 ( $\text{—}\overset{\text{O}}{\parallel}{\text{C}}\text{—OH}$ )。此外，倘若有金屬離子存在吸附劑表面時會增加吸引能 (Attraction Energy)，使吸附速率增加；尤其是像鈣、鎂等二價離子存在時，對吸附有機物有很大影響 (Semmens et al., 1986, Randtke et al., 1981)。

#### b. 吸附質性質

- (a) 分子大小：分子大時，易受限於吸附劑微小孔隙分佈及比表面積大小的影響，則可擴散到吸附劑內表面積的分子數將減少而降低吸附容量。Dewalle 及 Chain (Foppe et al., 1974) 以活性碳吸附活性污泥放流水中之有機物，發現吸附的有機物分子量大都介於 100-10,000 之間，低分子量或高於 50,000 者不易吸附。習慣上常常以糖蜜值 (Molarses Decolorizing Index)、碘值 (Iodine Number) 分別代表活性碳吸附大、小分子能力的指標。
- (b) 溶解度：根據 Lundelius's Law 吸附質隨分子量減少，溶解度增加，使該分子的有效尺寸 (Effective size) 變大，因而降低吸附容量。譬如：極性的溶質分子因易溶於極性溶劑中，則可被吸附的分子相對減少。
- (c) 官能基：Coughlin and Tan (1968) 認為在碳表面上的官能基對吸附容量有相當大的影響；如碳表面有羧基的官能基時，將會降低對 Phenol 的吸附量。
- (d) 離子化：分子具有可離子化之官能基將使分子帶有淨電荷，則上述三種性質均隨而增加。

故具離子化之吸附質其被吸附量隨離子化作用增強而減少。

c. 溶劑性質：

- (a) pH值：pH值可決定物質的離子化程度。通常吸附容量隨pH值下降而增加，但是Chloroform的吸附能力與PH值並無關係（工業污染防治技術手冊之七.,1987）。
- (b) 溫度：通常物理吸附是放熱反應，故溫度上升時，吸附容量下降。
- (c) 溶解性固體物：Faust (1978) 研究指出磷酸鹽類緩衝溶液對總平衡吸附容量並無影響；Coughlin (1968) 則指出無機鹽類的存在將改變平衡吸附量。
- (d) 背景有機物：不同背景有機物對污染物的去除率亦有影響。如腐質物的形成，由於腐質物屬大分子可能會妨礙吸附較小分子的能力。表1 為不同背景有機物出現的情況下，吸附特定有機物時，其吸附量改變之情形。其中背景有機物對TCE 是否有影響，有待商榷；然而TCB 則於操作40天後，發現可被生物分解，使濃度低於可偵測範圍。

Issam N. Majm et al (1990)曾以PAC 測試背景有機物對吸附動力參數：Freundlich常數  $k$ 、 $1/n$  及表面擴散係數 $D_s$ 之影響。由表 3可知以 $k$ 、 $1/n$ 變化較顯著，所以更可證明背景有機物確實會干擾活性碳吸附TCP的能力。此外Emery Jenncheng Kong and Francis A. DiGiano(1986) 對Tetrachloroethylene (PCE)、TCE、Carbon Tetrachloride(CT)三種VOCs做恆溫吸附競爭實驗後發現吸附力依次遞減。彼等分析可能之原因為：

A：未飽和有機物PCE、TCE比飽和的CT更容易被吸附。

B：有較高分子量的PCE、TCE在水中不易溶解。

是故，吸附質的鍵結方式和分子本身特性均會影響吸附程序的進行。吸附質吸附難易程度可見表 4。

G.Rusu及 V.Rojanschi(1984)曾以建議不同污染程度之河川可採用如表5 的處理程序。假設水質標準極限值為12 mg -  $KMnO_4$ /l。

若採預氣消毒方式，由於活性碳和氯產生表面氧化還原反應，會使活性碳對酚類或其它化合物的吸附量降低，並破壞餘氯。而餘氯濃度降低，會使得三鹵甲烷 (THM)較慢形成。等言之活性碳表面的破壞會使每單位質量的活性碳去除THMs的能力降低 (Suidan et al., 1976; Suidan et al., 1977)。除上述因素外，尚需考慮吸附劑與被吸附質是否有良好混合度及反應時間長短等外在因素；同時，活性碳加入不同處理步驟下亦有相當程度的影響。

## 實驗方法

(1) 實驗藥品：

吸附物質：

a. 顆粒狀活性碳 (台北化學工業公司)：由椰子殼製成

b. G-840 (中國礦業公司)

材 質：椰子殼

篩 目： 4X6                      6X12                      12X20

粒 徑(mm)： 4.76 - 3.36    3.36 - 1.68    1.68 - 0.84

平均粒徑 (mm):        4.06            2.52            1.26  
硬    度        : > 95%  
水    份        : < 3%  
碘    值        : > 1050 mg/g  
灰    份        : < 3%  
總 表 面 積    : > 1050 m<sup>2</sup>/g  
假比重 (Bulk density): 0.44 - 0.52 g/cc

(2) 實驗設備:

- a. 300 ml錐形瓶六個。
- b. 封口膠膜 (Parafilm, American National Can 製) 若干。
- c. 溫控水浴振盪器 (Model: BT-25, Yamato Scientific CO., LTD. Tokyo Japan)。
- d. Total Organic Carbon Analyzer (Model: 700TOC, O.I. Analytical 製)。

(3) 實驗方法:

a. 活性碳的前處理:

- (a) 將活性碳置於蒸餾水中煮沸12小時，且每二小時更換一次蒸餾水。
- (b) 以大量蒸餾水沖洗活性碳。
- (c) 在溫度為103°C的烘箱內，連續乾燥12小時以上，使水份完全蒸發。
- (d) 將處理後的活性碳放入乾燥器內，直至使用為止。

b. 恆溫批次實驗:

- (a) 將一克活性碳 (劑量效應除外)放入 300 ml錐形瓶內，裝水樣250ml。
- (b) 以封口膠膜將封口蓋緊。
- (c) 在恆溫振盪器 (T=25±2°C)內充份振盪混合。
- (d) 在第1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 12, 24, 48, 72, 小時採樣直至溶液平衡為止。
- (e) 繪製平衡濃度與時間 (T) 的動力關係圖。
- (f) 繪製Freundlich恆溫吸附模式。
- (g) 求出Freundlich常數 K、1/n。

## 結果與討論

(1) 恆溫批次吸附反應

本實驗藉由恆溫批次反應測試各種不同因子對活性碳之影響，幾經一番找尋後，始發現中國礦業公司、台北化學工業公司兩家生產活性碳的廠商，並以此兩家之產品進行篩選工作，選擇最佳品種，再從顆粒粒徑、pH值、溫度、活性碳使用量，分別探討其吸附水源中微量TOC的效能。

a. 顆粒粒徑效應 (Particle Size Effect) 研究

以中國礦業公司G-840 平均粒徑為 4.06、2.52、1.26 mm的活性碳，進行顆粒粒徑實驗，就以初始吸附速率而言，粒徑4.06mm確實較另兩者慢 (圖 2)，而在周齊生等人(1985)的研究報

告中也指出：溶液中的吸附現象大致可分為兩個步驟，第一：被吸附物從溶液相傳遞至活性碳表面，第二：被吸附物從活性碳表面遷移至內部而完成吸附，經由動力實驗發現後者實為反應速率的決定步驟，所以吸附速率和活性碳粒徑有密切關係。但經由本實驗結果圖 3顯示72小時之後，三者差距有緩慢變小的趨勢（去除率為51.5% 55.4% 56.4%）。於是在第二次測試時，將反應時間拉長至 18 天，其TOC 的平衡濃度依次為 171、200、196 ppb（圖 4），雖然仍有些微差距，可能是尚未到達平衡時間或由於有些被吸附物屬較大分子，不容易被粒徑小的活性碳吸附，前面文獻所提“粒徑大小不影響其吸附容量”是針對同一種有機分子如 TCP（分子量 = 196.5）分子而言，但我們被吸附物的分子大小不一，因此最後三者差距未完全消失，換言之，如過果被吸附物具有相同吸附機會的時候，總吸附容量應不受粒徑大小的影響。

#### b. 活性碳種類之篩選 (Effects of Different Activated Carbon Manufactures) 研究

此處以中國碳素公司、台北化學工業公司兩廠商做為篩選對象，由於台北化學工業公司不願提供所製造活性碳進一步物、化性資料，顆粒粒徑無法確切得知，只知其粒徑大概介於4.06-2.52 mm之間。圖 5中可明顯看出這兩家廠商對 TOC的吸附能力，在圖 6中國碳素公司製造的G-840 於72小時都有百分之五十幾的去除率，而台北化學工業公司製造的活性碳卻只有百分之二十六，為了便於以後實驗觀察之故，均選用中國碳素公司所生產的G-840。又粒徑較小的可望有較快的吸附速率，不致因時間的延宕，產生如藻類、微生物等易使水質改變的因子，使實驗衍生許多不可測的變因，故選擇粒徑為1.26mm之活性碳。

#### c. 酸鹼度效應 (pH Effect)研究

在此次試驗中將溶液的pH調至2- 12 之間，表 6中pH=12 之去除率雖然有下降，但數據卻呈不規則跳動，這可能是因為氫氧基的競爭吸附或干擾所致，為便於讀者分析比較，未將數據列於圖 7。在Michael J.Semmens (1986)的報告中曾引用Ward & Getzen 在1970年以數種芳香族酚類化合物包括苯氧基乙酸(Phenoxyacetic Acid)來試驗pH值對吸附作用的影響，其中發現苯氧基乙酸在pH從5 變至9 時，吸附力下降 4至 5倍，而苯氧基乙酸吸附力隨 pH 增加而降低的原因，他也認為氫氧基被吸附是降低吸附量的原因之一；但是Ward & Getzen 注意到Phenoxyacetate在pH>9時吸附能力並不受影響。但在本實驗中，由圖 7可看出pH於2-10的範圍內，活性碳吸附能力不但受pH值影響，且pH值越高吸附力越差，以 pH=2 為例，TOC濃度由 523 ppb 降至68ppb，去除率為 86.9%（表6）比 pH=10高出 1.66 倍。至於在酸溶液為何有較高的吸附量，文獻中有如是記載(Weber, 1972; Ward et al., 1970; Ward et al., 1962):離子化型態的羧酸(Carboxylic Acid)比未解離的酸分子更難吸附，因可離子化的物種其溶解性亦大遂影響吸附程序的進行，而降低 pH 值可能因羧酸功能基的質子降低溶液及活性碳表面靜電排斥力 (Electrostatic Repulsion Forces),如此自然提高了吸附性。倘若pH值影響吸附能力的作用完全侷限於羧酸功能基之果，那麼只有在溶液的 pH 值低於 6時才有反應作用，因為羧酸功能基的pKa介於2 - 5，然而活性碳在中性範圍時表面的特性仍有顯著改變，例如上述Ward & Getzen將溶液調至pH=5- 9 間，吸附力還是隨 pH 增加而降低，這或許可以被解釋為弱酸功能基在活性碳表面解離時，增加了負表面電荷，也就是增加靜電排斥力，故吸附力變弱。

因本實驗之原水係採自豐原給水廠，而原水水質pH大約在 8左右，若未將原水預處理，即以活性碳吸附，最後TOC 濃度為237ppb，去除率 57.3 %，將之與pH=2、4、6比較，pH每下降

2, 去除率約可改善10 % (pH= 4 例外), 但以給水廠每日要處理48萬噸水量而言, 即使pH下降至 6, 所需的藥品費、操作費亦相當驚人, 何況又終需將pH值調回來, 耗費不貲, 若冀圖以此作為改進之法, 有待審慎評估。

d. 劑量效應 (Dosage Effect) 研究

為觀測活性碳使用量對吸附情形之影響, 分別在250 毫升的水樣中, 加入不同重量的活性碳。第一次的添加量從0.2 克到2.2 克, 圖 8中 0.2克的C<sub>e</sub>值一開始就遠比其它重量的C<sub>e</sub>值高出許多, C<sub>e</sub>值的差距以前三組較大(0.2、0.6、1.0克), 而活性碳用量越多C<sub>e</sub>值越低且其值越接近, 在96小時1.8 克與2.2 克的去除率(圖 9) 只有1.7%的差異。為能有效量測 TOC的飽和吸附量, 第二次的添加量從0.5 克至3.0 克, 圖 10 中可看出 2.5克和 3.0克在24小時以後, 幾乎具有相同的C<sub>e</sub>值, 意即活性碳對TOC 的飽和吸附量在 120小時約710ppb, 在此之際, 若活性碳使用量從 0.5克增加五倍用量到3.0 克, 去除率可由41.7% 增至76.5%(圖 11)改善近35%。

e. 溫度效應 (Temperature Effect) 研究

豐原給水廠的水源來自大甲流域下游, 以民國七十一年二月台灣省自來水股份有限公司水質研究中心的“大甲溪水源水質與浮游生物之研究”指出, 大甲流域氣溫在季節上的變異, 以一月底、二月初溫度最低, 最高溫在九至十月。在豐原給水廠(朴子口淨水廠)處, 一年中氣溫最高與最低相差12度。水溫分佈與氣溫分佈大致相同, 最低溫仍出現於一月底、二月初, 約為17度, 最高溫27、28度則在八月出現, 溫差達10度。

在試驗時, 因天候良好, 氣溫居高不下, 故將溫度控制在25、35°C , 有六組不同重量參與此項實驗, 詳見表 7。在起始反應20小時內, 吸附作用受溫度影響的程度並不大, 但論是物理吸附或化學吸附均為放熱反應, 前者為凡得瓦力(Van Der Wall's Force)作用, 放出的熱量在10Kcal/ mole以下, 相當於氣體冷凝熱; 後者為吸附劑與吸附質之間的化學結合, 如離子結合, 所放出的熱量在20 Kcal / mole以上, 相當於化學反應熱。因此高溫並不利於吸附反應, 所以於20小時後, 25°C的每一組重量所量測的 TOC吸附量幾乎都比 35°C 的多出 50、60ppb左右, 也就是說低溫的吸附容量會優於高溫; 然而2.2 克這一組則有較小的差距, 約為30-40ppb , 可見增多活性碳使用量多少能克服溫度之於其不利之影響, 圖 12 為溫度=25、35°C 時活性碳使用量對 TOC平衡濃度的影響 (反應時間為48小時)。

f. 數學模式

活性碳吸附模式中最理想的吸附模式應屬 Langmuir (1918)所提出等溫吸附理論, 他假設固體表面有無限多個均勻分佈的吸附位置, 每個吸附位置最多只能吸附一個分子, 且各吸附位置與吸附質之間具相同的親合力, 被吸附後的分子不會脫附(deadsorption)。但在許多場所, 由經驗得來的Freundlich(1907)吸附方程式常比Langmuir吸附方程式更令人滿意。Freundlich 吸附方程式如下:

$$q = X/M = K C_e^{1/n} \quad \dots \dots \dots (1)$$

$$\text{被吸附物質重量 } X = V (C_0 - C_e) \quad \dots \dots \dots (2)$$

其中

q<sub>e</sub>: 平衡濃度下的吸附量 (ng / g)                      C<sub>0</sub>: 初濃度 (ng / l)

X : 被吸附物質重量 (mg)                      C<sub>e</sub>: 平衡濃度 (mg / l)  
M : 活性碳重量 (g)                              K, n 常數  
V : 反應體積 (l)

Freundlich 的吸附曲線如圖 13。

在水處理應用上為了方便比較吸附效果，常將(1)式取雙對數，如此即可求出 Freundlich 常數 K及 n值，如上圖 14。

$$\log (X/M) = \log K + 1/n \log C_e \quad (3)$$

在T=25°C時，做三組不同重量之實驗，(表 8)取平衡時間為48小時，圖 15 Freundlich 的吸附曲線，均微微上揚，其中活性碳重量 0.2 - 1.2g 及 1.0 - 2.0 g 係採自同一批水源，C<sub>0</sub> 分別為 729、721ppb濃度相差無幾，若活性碳用量均為一克時，q<sub>e</sub>值為 80-90μg/g而 0.5-3.0 g 這一組的C<sub>0</sub>為 931ppb 此時q<sub>e</sub>值為 125.7μg/g，可見初濃度高者，可望有較好的吸附效果，假設反應之操作變因如溫度、pH值、振盪頻率均控制不變，則反應時間越長，接觸時間越久，q<sub>e</sub>值越大，且 n值也有變大的趨勢。以1.0 g 為例：48小時的平衡吸附量是 125.7 μg/g，120小時的平衡吸附量是 134μg/g，n值分別為 0.5967、0.7831，見表 9。下為 Freundlich 吸附經驗式：

$$q_e = 7.301 \times 10^{-4} C_e^{1.5967} \quad 0.2-1.2 \text{ g (48 hrs)}$$

$$q_e = 5.358 \times 10^{-4} C_e^{2.4383} \quad 1.0-2.0 \text{ g (48 hrs)}$$

$$q_e = 4.560 \times 10^{-3} C_e^{1.6758} \quad 0.5-3.0 \text{ g (48 hrs)}$$

$$q_e = 6.340 \times 10^{-3} C_e^{1.2769} \quad 0.5-3.0 \text{ g (120 hrs)}$$

式中      q<sub>e</sub> : μg/g                      C<sub>e</sub> : ppb

從上面經驗式中，在48小時三組重量的n 值依次為 0.5083、0.4101、0.5967，頗令人關切的問題是 n值都小於 1，也就是說處理低濃度污染物時此種活性碳吸附性並非十分優越。

### 結 論

- (1) 在恆溫批次反應時發現活性碳吸附以小顆粒、低pH值、低溫以及增多活性碳使用量方能助於其吸附效果。
- (2) 中國礫素公司G-840之活性碳在平衡時間為48和120 小時其 Freundlich 常數 n值均小於 1 屬不利吸附型，也就是說在處理低濃度污染物時，吸附效果較處理一般高濃度有機污染廢水時差。

本研究經費由行政院環境保護署贊助，僅此致謝。

研究案號 行政院環境保護署EPA-81-J102-09-05

### 參 考 文 獻

1. "大甲溪水源水質與浮游生物之研究" 台灣省自來水股份有限公司水質研究中心 (1982)
2. 工業污染防治技術手冊之七 " 工業廢水活性碳處理 " (1987)
3. 周齊生等人 "以活性碳去除洗滌廢水中烷基苯磺酸鹽 (ABS)之研究 " 第十屆廢水處理技術研討會論文集., (1985)
4. 錢興格 "廢水中毒害污染物之分析" "廢水中毒害污染物之控制技術研究習會" (1985)
5. Baldauf, G., "Einfluss natürlicher Organischer Wasserinhaltsstoffe auf die Adsor-

- ption von Spurenstoffen in Aktivkohlefiltern " Vom Wasser, (1986)
6. Coughlin, R. W. & Tan, R.N. " Role of Functional Groups in Adsorption of Organic Pollutants on Carbon " Water Chem. Engrg. Progr. Series ,Vol.64, p207 (1968)
  7. Foppe B. D. and Edwards K. C. " Removal of Organic Matter by Activated Carbon Columns " J. Envir. Eng. Div. ASCE 100, EE5-1089 (1974)
  8. Graham D., " Adsorption Equilibria, Adsorption Dialysis and Ion Exchange " Chemical Engineering Symposium Series, Vol. 55 No. 24, P17, (1959)
  9. G. Rusu and V. Rojanschi " Water Supply in the Socialist Republic of Romania" Research and Design Institute for Water Resource Engineering, Romania, Aqua No.4 pp199-203, (1984)
  10. Kong, Emery Jeancheng and Francis A. DiGianno " Competitive Adsorption Among VOCs on Activated Carbon and Carbonaceous Resin " JAWWA APRIL pp181-188 (1986)
  11. Mallevalle, J. et al., "Activated Carbon Surface Evaluation" A Nonspecific Measure of Carbon Exhaustion Proc. AWWA Seminar on Nonspecific Organic Analysis for Water Treatment Process Control and Monitoring, Dallas, Texas, June (1984)
  12. Ward, T. M. & Getzen, F.W. " A Model for the Adsorption of Weak Electrolytes on Solids as a Function of pH. Part 1. Carboxylic Acid-Charcoal System" Colloid and Interface Sci. (1962)
  13. Ward, T.M. & Getzen, F.W. "Influence of pH on the Adsorption of Aromatic Acids on the Activated Carbon" Envir. Sci & Technol. (1970)
  14. Murin, C. J. & Snoeyink, V.L. " Competitive Adsorption of 2,4-Dichlorophenol and 2,4,6-Trichlorophenol in the Nanomolar to Micromolar Concentration Range" Envir. Sci. & Tec. Mar. (1979)
  15. McGuire, M.J. and Suffet I. H., " Adsorption of Organics from Domestic Water Supplies" JAWWA Vol.70, No 11, p.621 (1978)
  16. Najm, Issam N et al., "Effect of Particle Size and Background Natural Organics on the Adsorption Efficiency of PAC " JAWWA, Jan. pp65-72 (1990)
  17. Randtke, S. J. & Jepsen, C. P. "Chemical Pretreatment for Activated Carbon Adsorption " Jour. AWWA. 73:8:411, (1981)
  18. Robeck, G. G. et al., " Effectiveness of Water Treatment Process in Pesticide Removal " JAWWA FEB. (1965)
  19. Rollor, Michael Allan, "Organic Solvent Regeneration of Granular Activated Carbon" Georgia Institute of Technology, Sep. (1982)
  20. Semmens, Michael J. et al., "Influence of PH on the Removal of Organics by Granular Activated Carbon " AWWA MAY pp89-93 (1986)
  21. Summer, R. Scott et al., " The Influence of Background Organic Matter on GAC Adsorption " JAWWA. MAY pp66-74 (1989)
  22. Suidan, M. T. et al., " Performance Predictions for the Removal of Aqueous Free Chlorine by Packed Beds of Granular Activated Carbon " Water - 1976:1. Physical Wastewater Treatment AIChE Sym. Ser. (1976)
  23. Suidan, M.T. et al., "Reduction of Aqueous HOCl with Granular Activated Carbon " Jour. Envir. Eng. Div.-ASCE. (1977)
  24. Weber, W.J. Jr & Chakravorty, R.K. "Pore and Solid Diffusion Models for Fixed-Bed Adsorbers " Jour. Amer. Inst. Chem. Eng. (1972)
  25. Zimmer, G., "Untersuchungen zur Adsorption Organischer Spurenstoffe aus natürlichen Wassern" Dissertation, Univ. of Karlsruhe FRG (1988)

表 1 背景有機物對吸附量之影響情形

研究者	年代	背景有機物	吸附質	吸附量變化
G. G. Robeck	1965	Little Miami River Water	七種殺蟲劑	參見表 2
Murin & Snoeyink	1979	商用腐植酸濃度相當於TOC 10mg/L (pH = 5.1)	TCP	降低60%
* Mallevalle et al	1984	Seine River Water	Phenol	降低
			Pyridin	無影響
Baldauf, G.	1986	天然有機物0.7mg/L	TCE	降低50%
Zimmer	1988	1.腐植酸濃度相當於DOC 14.2mg/L 2.Tap Water 3.Distilled Water	TCE	三種水質並無差異
R. Scott Sumner et al.	1989	Rhine River	TCE	+: 幾無影響 θ: 降低55%
		Rhine River was spiked with 0.34 g/m <sup>3</sup> TCB AT 12 L/H	TCB	TCB 可被生物分解
Issam N.Najm et al	1990	地下水	TCP	降低

TCB: 1,2,4-Trichlorobenzene TCE: Trichloroethylene TCP: 2,4,6-Trichlorophenol

\* : 將活性碳先置於 Seine River Water 浸泡後,始操作之。

+ : 在同溫批次試驗中使用新的GAC

θ : 使用預處理之GAC(於管中操作25週後,在室溫真空乾燥器內乾燥5天)

表 2 在蒸餾水和Little Miami Reiver Water 中, PAC用量的比較

Pesticide	Method	PAC Dose - mg/L			
		C <sub>0</sub> =10 μg/L		C <sub>0</sub> =1.0 μg/L	
		C <sub>0</sub> =1.0 μg/L	C <sub>0</sub> =0.1 μg/L	C <sub>0</sub> =0.1 μg/L	C <sub>0</sub> =0.05 μg/L
Parathion	JP*	2.5	5	0.5	0.6
	P+	5.0	10	0.9	1.1
2,4,5-T ester	JT	2.5	17	1.5	3.0
	P	14.0	44	3.0	5.0
Endrin	JT	1.8	14	1.3	2.5
	P	11.0	126	11.0	23.0
Lindane	JT	2.0	12	1.1	2.0
	P	29.0	70	6.0	9.0
Dieldrin	JT	3.0	12	1.1	1.7
	P	18.0	85	7.0	12.0

\* : 若接觸時間為 1小時, 從蒸餾水去除殺蟲劑的玻璃瓶試驗中, PAC的使用量。

+ : 在水處理廠中, 從河水去除殺蟲劑其PAC的使用量。

資料來源: Robeck, G.G.et al., 1965

表 3 PAC吸附TCP時, 有無背景有機物對平衡動力參數之比較

處理條件	K (mg/g)(μg/l) <sup>-1/n</sup>	1/n	D <sub>s</sub> cm <sup>2</sup> /min
無背景有機物	19.6	0.3144	5.05x10 <sup>-10</sup>
有背景有機物	11.15	0.2814	6.0 x10 <sup>-10</sup>



表 7 在六組不同重量測試裏，溫度對TDC 平衡濃度 $C_e$  (ppb)的影響

溫度 = 25°C							溫度 = 35°C						
劑量 (g) 時間 (小時)	0.2	0.6	1.0	1.4	1.8	2.2	劑量 (g) 時間 (小時)	0.2	0.6	1.0	1.4	1.8	2.2
0	553	553	553	553	553	553	0	566	566	566	566	566	566
1	542	520	520	504	486	489	1	554	545	525	512	513	583
2	532	514	499	465	442	462	2	552	539	500	480	490	464
3	574	481	477	449	420	430	3	545	518	479	448	470	444
4	513	461	470	414	392	420	4	540	485	456	424	455	442
5	496	445	449	392	367	389	5	520	470	446	404	417	394
6	514	441	441	371	359	367	6	511	464	422	380	399	372
8	510	432	432	351	321	357	8	497	426	375	326	346	319
12	503	392	390	295	293	295	12	491	410	345	304	290	283
24	444	343	327	256	240	240	24	462	384	361	276	273	280
48	437	306	282	228	208	198	48	495	363	336	288	253	231
72	415	315	264	221	197	180	72	472	369	321	262	244	224
96	403	295	235	218	175	166	96	462	352	291	249	229	198

表 8 不同重量組之平衡吸附量 (48小時)

M (g/250ml)	0.2	0.4	0.6	0.8	1.0	1.2
$C_o$ (ppb)	729	729	729	729	729	729
$C_e$ (ppb)	568	494	444	407	405	343
X ( $\mu$ g)	40.5	58.7	71.2	80.5	80.9	96.5
$q_e$ ( $\mu$ g/g)	201.7	146.7	118.7	100.6	80.9	80.4

M (g/250ml)	1.0	1.2	1.4	1.6	1.8	2.0
$C_o$ (ppb)	721	721	721	721	721	721
$C_e$ (ppb)	353	344	322	301	301	296
X ( $\mu$ g)	91.9	94.2	100.0	104.9	104.9	106.2
$q_e$ ( $\mu$ g/g)	91.9	78.5	71.2	65.6	58.3	53.1

M (g/250ml)	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0
$C_o$ (ppb)	931.36	931.36	931.36	931.36	931.36	931.36
$C_e$ (ppb)	566.79	428.57	379.41	321.90	284.79	288.50
X ( $\mu$ g)	91.14	125.70	137.99	152.37	161.64	160.72
$q_e$ ( $\mu$ g/g)	182.28	125.70	91.99	76.18	64.65	53.57

表 8 不同重量組之平衡吸附量 (120小時) (續)

M (g/250ml)	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0
Co (ppb)	931.36	931.36	931.36	931.36	931.36	931.36
Ce (ppb)	542.68	395.18	321.90	276.44	232.84	218.93
X (μg)	97.17	134.05	152.37	163.73	174.63	178.11
qe (μg/g)	194.34	134.05	101.58	81.87	69.85	59.37

表 9 不同重量之Freundlich常數 n及 K 值

重量 (時間)	n	K (μg/g) (μg/L) <sup>-1/n</sup>
0.2-1.2 g (48 hrs)	0.5083	7.301 × 10 <sup>-4</sup>
1.0-2.0 g (48 hrs)	0.4101	5.358 × 10 <sup>-4</sup>
0.5-3.0 g (48 hrs)	0.5967	4.560 × 10 <sup>-4</sup>
0.5-3.0 g (120 hrs)	0.7831	6.340 × 10 <sup>-4</sup>

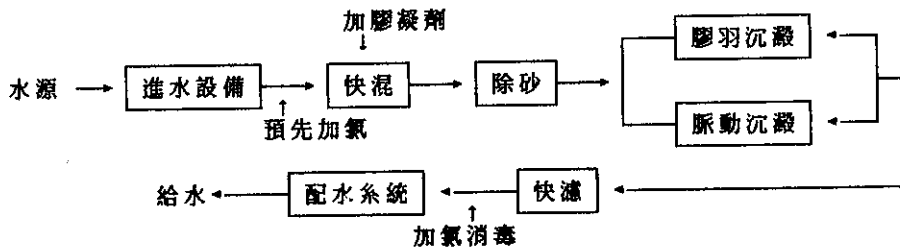


圖 1：豐原給水廠之處理流程 (資料來源：豐原給水廠)

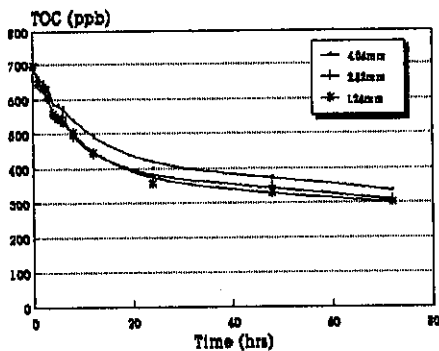


圖 2 顆粒粒徑對TOC 平衡濃度的影響 (第一次測試)

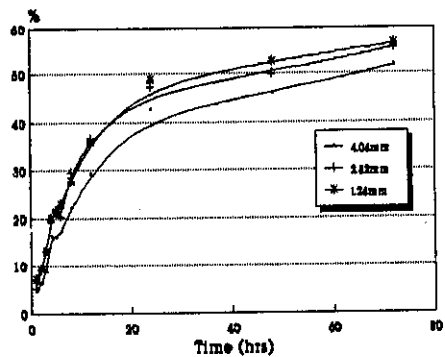


圖 3 顆粒粒徑對TOC 去除率的影響 (第一次測試)

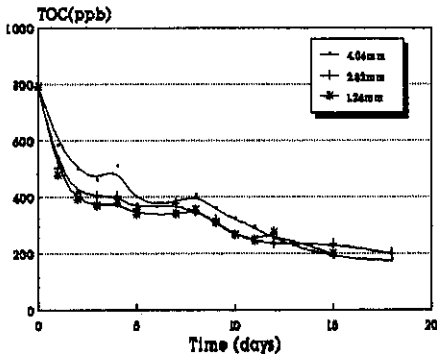


圖 4 顆粒粒徑對TOC 平衡濃度的影響 (第二次測試)

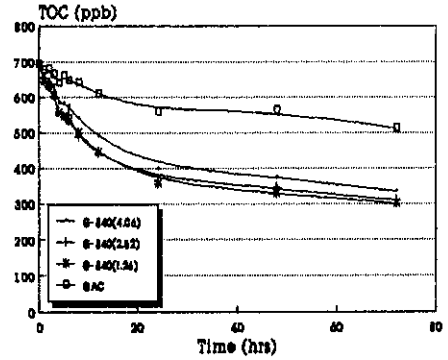


圖 5 中國磷素公司(G-840)與台北化學工業公司(GAC)之活性磷對TOC 吸附情形的影響

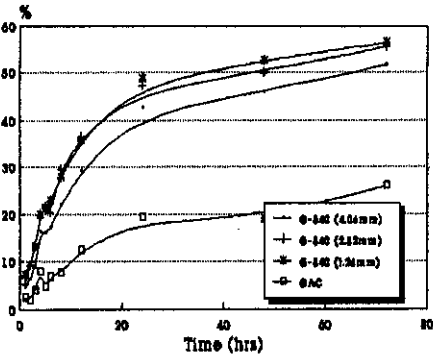


圖 6 中國磷素公司(G-840)與台北化學工業公司(GAC)之活性磷對TOC 去除率的影響

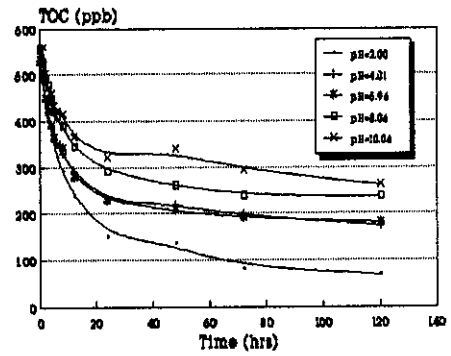


圖 7 pH值對TOC 平衡濃度的影響

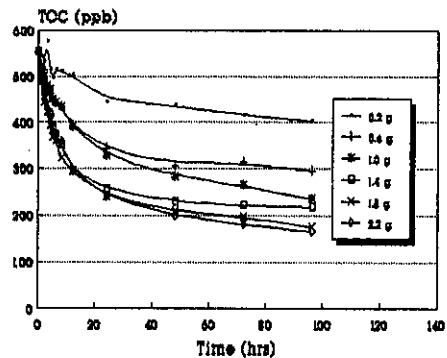


圖 8 劑量效應對TOC 平衡濃度的影響 (第一次測試)

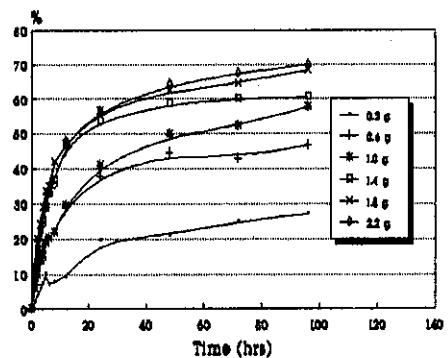


圖 9 劑量效應對TOC 去除率的影響 (第一次測試)

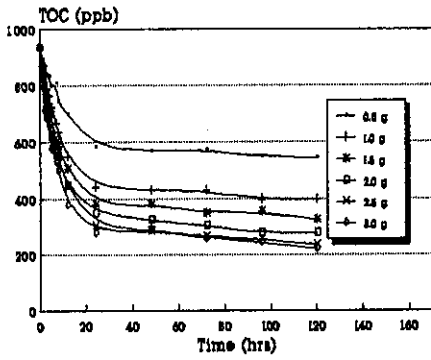


圖 10 劑量效應對TOC 平衡濃度的影響 (第二次測試)

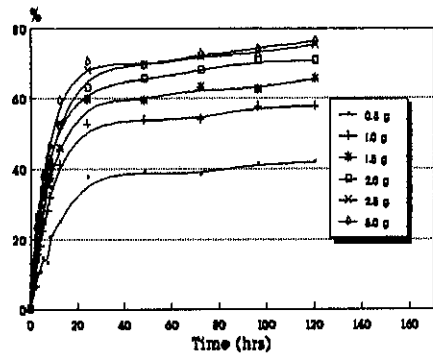


圖 11 劑量效應對TOC 去除率的影響 (第二次測試)

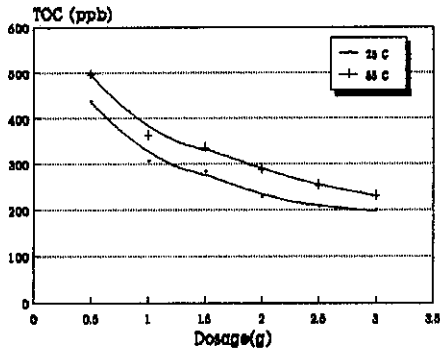


圖 12 在溫度=25、35°C時劑量效應對TOC 平衡濃度的影響

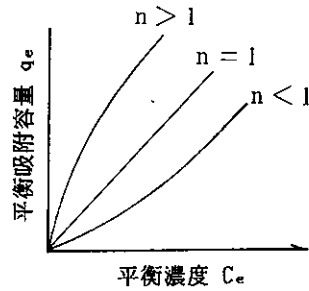


圖 13 Freundlich 吸附曲線圖

$n > 1$  為有利性吸附 (Favorable Adsorption) 表示欲處理的濃度即使在極低的情況下, 也能有良好的處理效果。  
 $n = 1$  為直線性吸附 (Linear Adsorption) 表示濃度和平衡吸附量成線性關係。  
 $n < 1$  為不利性吸附 (Unfavorable Adsorption) 表示在低濃度時處理效果不佳。

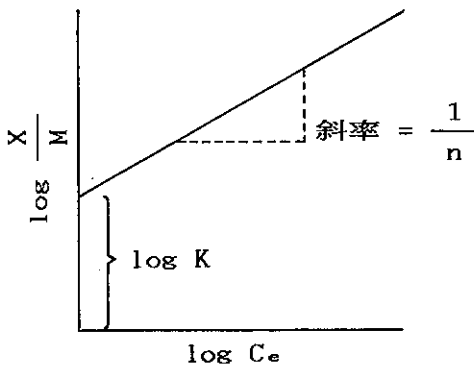


圖 14 Freundlich 恆溫吸附模式

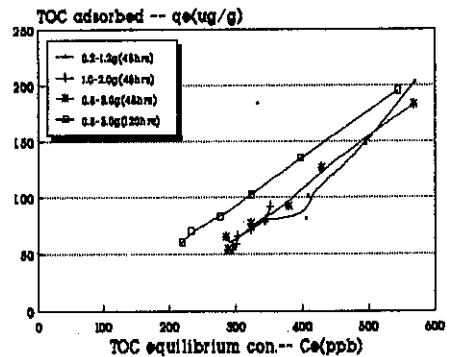


圖 15 三組不同重量在平衡時間為48、120 小時之Freundlich吸附曲線