

水土保持學報 26(1): 9-25 (1994)

Journal of Soil and Water Conservation, 26(1): 9-25 (1994)

# 大甲溪飲用水水源之高等淨化處理研究

陳鴻烈<sup>(1)</sup> 鄭慧玲<sup>(2)</sup> 陳桂梅<sup>(3)</sup>

## 摘要

本研究係採用恆溫批次實驗，先對中國礫素公司G-840 以及台北化學工業公司GAC 的活性碳進行篩選工作，水源取處來自豐原給水廠，結果發現G-840 對TOC 有50% 以上的去除率，而GAC 卻只有26%，顯示G-840 在去除有機物方面優於 GAC，故本實驗在爾後的每項測試中均以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、活性碳劑量等因子之變化來觀察其等對活性碳吸附能力的影響程度。實驗結果證明小顆粒、低pH值、低溫以及適量增多活性碳劑量等方法能加強其吸附效果。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碳其Freundlich常數n 值均小於 1，是屬於不利性吸附型。

關鍵詞：飲用水、高等處理

## 一、前言

在人們逐漸追求高生活品質的今天，對於飲用水品質的要求也日趨嚴格。若仍採用混凝、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，而活性碳即為一種常用又有效的吸附劑

的，而活性碳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：腐植質、清潔劑、農藥、重金屬、染料、酚類、芳香族、... 等。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碳實廠（豐原給水廠）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

(1) 中興大學水土保持學系副教授

(2) 中興大學水土保持學系毒處實驗室助理研究

(3) 中興大學環工實驗室研究助理

度。

目前活性碳的種類可分為三大類：(1) 粉末狀活性碳(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。(2) 顆粒狀的活性碳(GAC) — 顆粒粒徑大於 $420\mu\text{m}$ ，為目前種類最多，使用最廣泛的一種，且通常以固定床吸附塔方式去除合成有機物(SOC)。(3) 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 $5 \sim 20\mu\text{m}$ ，具有多且小的孔，對揮發性的碳氫化合物有較大吸附能力。根據美國環境保護署(EUSEPA)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。

影響吸附作用的原因很多，主要可分為吸附劑、吸附質及溶劑三方面。在吸附劑方面，一般市售的活性碳其比表面積大約介於 $500 \sim 1,300\text{m}^2/\text{g}$ 之間，比表面積愈大，其吸附量亦愈大。至於粒徑大小的影響，Najm 等人1990年曾以恆溫批次方式，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。此外，據文獻指出(Graham, D., 1959; McGuire et al., 1978)，活性碳與有機物產生反應

的官能基主要為羰基( $-\overset{\text{O}}{\parallel}{\text{C}}-$ )和羧基(

$-\overset{\text{O}}{\parallel}{\text{C}}-\text{OH}$ )。而在 Coughlin & Tan (1968) 報告中指出，活性碳表面的官能基對吸附容量有相當大的影響，若其表面有羧酸官能基時，將會降低對phenol的吸附量。另外，當吸附劑表面有金屬離子存在時，會增加吸引能 (attraction energy)，使吸附速率加快，尤其是像鈣、鎂等二價離子存在時，對吸附有機物有很大的影響 (Semmens et al., 1986; Randtke et al., 1981)。

在吸附質方面，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，將減少其擴散至吸附劑內表面積的分子數，而降低吸附容量。而在溶解度和官能基的影響上，Kong, E. J. & Francis A. DiGiano (1986) 對tetrachloroethylene (PCE)、TCE、carbon tetrachloride (CT) 三種VOCs作過恆溫吸附競爭實驗，發現三種吸附質的吸附能力依次遞減。分析原因可能為：

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在水中之溶解度較小。

是故，吸附質的鍵結方式和分子本身的特性均會影響吸附程序的進行。

至於溶劑性質方面，對於吸附效果亦不容忽視。其中溶劑的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，但亦有例外之情形，如 chloroform 的吸附

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
Robeck et al. (1965)	Little Miami River Water	七種殺蟲劑	參見表 2
Murin et al. (1979)	商用腐植酸濃度相當於TOC 10mg/L (pH = 5.1)	TCP	降低 60%
Mallevalle * <sup>α</sup> et al. (1984)	Seine River Water	Phenol	降 低
		Pyridin	無影響
Baldauf, G. (1986) <sup>α</sup>	天然有機物0.7mg/L	TCE	降低 50%
Zimmer, G. (1988) <sup>α</sup>	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
Summer et al. (1989)	Rhine River	TCE	a:幾無影響 b: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
Najm et al. (1990)	地下水	TCP	降 低

註: 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。

α : 資料來自 Summer et al., 1989。

β : 資料來自 Najm et al., 1990。

a : 在同溫批次試驗中使用新的GAC。

b : 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)。

能力並不受pH值影響 (工業污染防治技術手冊之七, 民國76年 5月)。一般而言, 物理吸附是屬於放熱反應, 故當溶劑溫度上升時, 吸附容量會下降。此外, 溶劑中不同的背景有機物對污染物去除亦有影響, 如腐植質的形成, 由於腐植質屬於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; 而TCB 則於操作40天後, 發現可被生物分解, 使濃度低於偵測極限。1990年 Najm 等人亦曾以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。實驗發現無背景有機物存在時,  $k$ 、 $1/n$ 、 $D_s$  分別等於 19.6、0.3144、 $5.05 \times 10^{-10}$ ; 而當有背景有機物存在時, 上面三個係數則變為 11.15、0.2814、 $6.0 \times 10^{-10}$ , 其中以  $k$ 、 $1/n$  值變化較顯著, 由此可證明背景有機物確實會干擾活性碳吸附 TCP 的能力。

除上述因素外, 尚需考慮吸附劑與被吸附質之間是否有良好的混合度及反應時間長短等外在因素; 同時, 在實際操作上, 將活性碳加入不同處理步驟下亦有相當程度的影響。

## 二、研究方法

### (一) 吸附劑

1. 顆粒狀活性碳 (台北化學工業公司): 椰子殼製成, 粒徑介於 4.06~2.52mm 間。
2. G-840 (中國碳素公司):

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	> 1,050 mg/g
灰 份	< 3%

總 表 面 積	> 1,050 m <sup>2</sup> /g
bulk density	0.44 ~ 0.52 g/cc

### (二) 實驗設備

1. 300ml 錐形瓶六個。
2. 封口膠膜 (Parafilm, 美國製) 若干。
3. 恆溫振盪器 (Yamato Scientific CO., LTD., Model: BT-25, 日本製)。
4. Total Organic Carbon Analyzer (O.I. Analytical, Model: 700TOC, 美國製)。

### (三) 實驗方法

#### 1. 活性碳的前處理:

- (1) 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。
- (2) 以大量蒸餾水沖洗活性碳。
- (3) 在 103°C 的烘箱內連續乾燥 12 小時以上, 使水份完全蒸發。
- (4) 將處理後的活性碳放入乾燥器內, 直至使用為止。

#### 2. 恆溫批次實驗:

- (1) 將適量的活性碳置於 300ml 的錐形瓶中, 並加入水樣 250ml。
- (2) 以封口膠膜將瓶口密封。
- (3) 在恆溫振盪器 ( $T=25 \pm 2^\circ\text{C}$ ) 內充份振盪混合。
- (4) 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。

- (5) 繪製平衡濃度與時間的動力關係圖。
- (6) 繪製Freundlich恆溫吸附曲線圖。
- (7) 求出Freundlich常數  $K$ 、 $1/n$ 。

### 三、結果與討論

#### (一) 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吸附飲用水水源（水源取處：豐原給水廠）中有機污染物之影響。在實驗之初，先進行活性碳的篩選工作，選擇最佳品種後，再分別探討顆粒粒徑、pH值、溫度、活性碳劑量等對吸附飲用水水源中微量有機污染物TOC 之效果。

##### 1. 活性碳種類之篩選研究

活性碳種類一般可分為三大類：粉末狀活性碳 (PAC)、顆粒狀的活性碳 (GAC)、及纖維狀活性碳 (ACF)。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。因此本研究以中國碳素公司與台北化學工業公司所生產的顆粒狀活性碳為篩選對象。

從本實驗結果圖 1 中可明顯看出這兩家廠商所提供的活性碳對飲用水水源中 TOC 的去除能力 — 中國碳素公司製造的 G-840 活性碳之三種粒徑(4.06、2.52、1.26mm)於 72hrs 時均達50% 以上的TOC 去除率，而台北化學工業公司製造的GAC 卻只有 26%，故

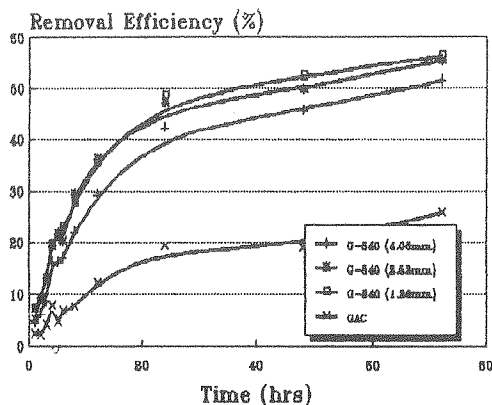


圖 1 中國碳素公司 (G-840) 與台北化學工業公司 (GAC) 之活性碳對TOC 去除率的影響

在以後的實驗中，均選用中國碳素公司所生產的G-840 活性碳進行測試。

##### 2. 顆粒粒徑效應研究

以中國碳素公司提供的G-840 活性碳（平均粒徑為 4.06、2.52、1.26mm），進行顆粒粒徑實驗。研究發現，初始吸附速率以粒徑 4.06mm 者最慢（圖 2）。在陳靖良等人（民國74年12月）以活性碳去除洗滌廢水中烷基苯磺酸鹽 (ABS) 之研究報告中也指出溶液中的吸附現象大致可分為兩個主要步驟：(a) 被吸附物從溶液相中傳遞至吸附劑表面；(b) 被吸附物從吸附劑表面遷移至其內部之活性中心上而完成吸附。經由動力實驗證明後者為主要的反應速率決定步驟，因此吸附速率和吸附劑粒徑有密切之關係。

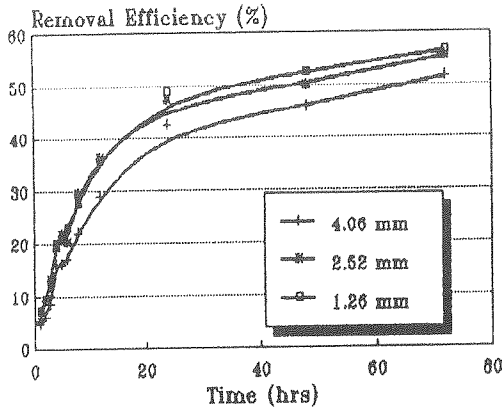


圖 2 顆粒粒徑對TOC 去除率的影響 (第一次測試)

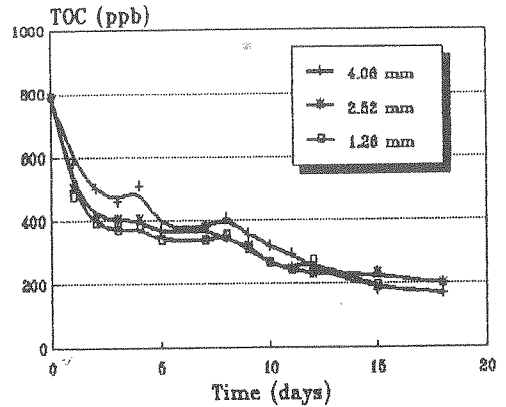


圖 3 顆粒粒徑對TOC 去除率的影響 (第二次測試)

經由本實驗結果圖 2 顯示, 72小時之後, 三者間之差距有緩慢變小的趨勢(粒徑 4.06、2.52、1.26mm之活性碳的去除率分別為 51.5%、55.4%、及 56.4%)。Faust等人 1978年(工業污染防治技術手冊之七, 民國 76年 5月)利用 8 種不同粒徑大小的活性碳對 7 種酚類化合物作恆溫吸附實驗, 其研究指出活性碳平衡吸附容量不受活性碳粒徑大小的影響。此外, Najm, Issam N. (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容量並無顯著影響, 但較小的粒徑卻有較快的吸附速率。於是本研究在第二次測試時, 將反應時間增長至 18 天, 結果發現 TOC 的平衡濃度依次為 171、200、196 ppb (請參見圖 3), 三者間仍有些微差距, 探

究其原因可能是尚未到達平衡時間, 或由於有些被吸附的物質屬於較大分子, 不容易被粒徑小的活性碳吸附。在 Faust, Najm 等人的研究中雖曾提及“粒徑大小並不影響其吸附容量”, 但須針對同一種有機分子而言。在本實驗中, 研究對象是含複雜有機物的天然水源, 其被吸附的有機分子大小不一, 因此最後三者間的差距未完全消失是可以理解的。換言之, 當被吸附物質具有相同之吸附機會時, 總吸附容量應不受粒徑大小的影響。

為了便於以後實驗觀察之故, 粒徑較小的活性碳可望有較快的吸附速率, 不致因時間的延宕而產生如藻類、微生物等易使水質改變之因子, 使實驗衍生許多不可測的變因, 故選擇粒徑為 1.26mm 之活性碳繼續其他因子之研究。

表 2 pH值對活性碳去除率(%)之影響

時間 (小時)	pH 2	4	6	8	10	12
0	0	0	0	0	0	0
1	3.7	6.6	6.7	5.7	-	56.5
2	17.0	14.1	15.6	12.3	9.1	39.8
3	23.9	17.8	20.7	14.5	14.6	51.3
4	26.2	26.3	26.4	20.8	17.0	45.6
5	33.2	28.6	31.5	24.5	21.8	45.9
6	38.7	32.9	34.3	26.2	24.0	39.3
8	44.3	36.7	35.7	30.3	24.9	25.8
12	54.1	44.3	47.5	38.3	33.9	72.8
24	71.5	56.2	57.1	47.8	41.8	73.9
48	74.5	58.2	61.3	53.0	38.8	52.0
72	84.8	62.5	64.1	56.8	47.1	58.3
120	86.9	67.1	66.0	57.3	52.3	50.1

3. 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，當 pH=12 時之 TOC 去除率雖有下降，但數據卻呈現不規則跳動 (請參閱表 2)，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 4。從圖 4 可明顯看出在本研究範圍下，pH 值越高，越不利於飲用水水源中 TOC 之去除。

1986年 Michael J. Semmens 等人在報告中曾引用 Ward & Getzen (1970) 之研究：以數種芳香族酚類化合物 (包括苯氧基乙酸

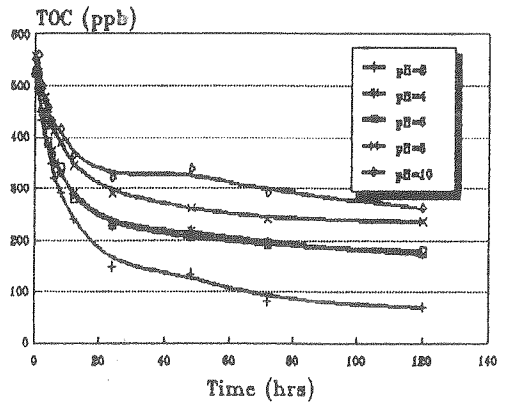


圖 4 pH值對TOC 平衡濃度的影響

phenoxyacetic acid) 來試驗 pH 值對活性碳吸附作用的影響, 其中發現苯氧基乙酸在 pH 從 5 變至 9 時, 吸附容量下降 4 ~ 5 倍, Ward & Getzen 認為吸附容量隨 pH 升高而下降的原因有二, 一是因活性碳表面的弱酸官能基解離, 因而增加其表面負電荷, 形成靜電排斥力, 降低吸附容量; 二是在較高的 pH 值條件下, 氫氧基(OH)與有機分子間形成競爭性吸附所致。但 Ward & Getzen 又注意到 phenoxyacetate 在  $\text{pH} > 9$  時之吸附容量並不受影響。在本實驗中, 由圖 4 可看出 pH 於 2~10 的範圍內, 活性碳吸附容量不但受 pH 值影響, 且 pH 值越高吸附力越差。以  $\text{pH}=2$  為例, 當吸附時間為 120hrs 時, TOC 濃度由 523ppb 降至 68ppb, 去除率為 86.9%, 比  $\text{pH}=10$  時之去除率 (52.3%, 請參閱表 2) 高出 1.66 倍。

在酸性條件下為何有較高的吸附量, 文獻 (Semmens et al., 1986) 中有如是記載: pH 對 GAC 吸附行為的影響可能是來自於部份有機物具有酸的特性, 據研究指出, 離子化型態的羧酸 (carboxylic acid) 比未解離的酸分子更難被吸附 (Weber et al., 1974; Ward et al., 1970; Ward et al., 1962), 這之間的差異可能是因離子化型態的物種其溶解性較大, 故降低吸附量; 同時亦可能與吸附機構有關。通常在中性 pH 範圍下, 活性碳表面因羧酸官能基的解離而帶負電, 當 pH 值降低時, 溶液中的有機酸與活性碳表面

二者之羧酸官能基因質子化而降低彼此間的靜電排斥力 (electrostatic repulsion forces), 因此自然提高了吸附性。倘若 pH 值對吸附能力的影響完全侷限於羧酸官能基之效果, 則只有在溶液的 pH 低於 6 時才重要, 因為羧酸官能基的  $\text{pK}_a$  值介於 2~5 之間。然而當 pH 在中性範圍被改變時, 活性碳表面的特性仍有顯著改變, 這或許可以被解釋為弱酸官能基在活性碳表面解離時, 增加了表面負電荷, 也就是增加靜電排斥力, 故降低吸附容量。

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, 在 120 小時後 TOC 濃度為 237ppb, 去除率 57.3%, 將之與  $\text{pH}=2$ 、4、6 比較, 發現 pH 值每下降 2, 去除率約可改善 10% ( $\text{pH}=4$  時例外), 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, 更何況又終需將 pH 值調回來, 耗費不貲, 若冀圖以此作為改進之法, 將有待審慎評估。

#### 4. 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 250ml 的水樣中, 加入不同劑量之活性碳。第一次的添加量從 0.2 克到 2.2 克, 圖 5 中劑量 0.2 克對 TOC 平衡濃度  $C_e$  值的影響, 一開始就遠比其它劑量的  $C_e$  值高出甚多, 而  $C_e$  值的差距又以前三組較大 (0.2、0.6、1.0g)。此外, 活性碳用量越多,  $C_e$  值



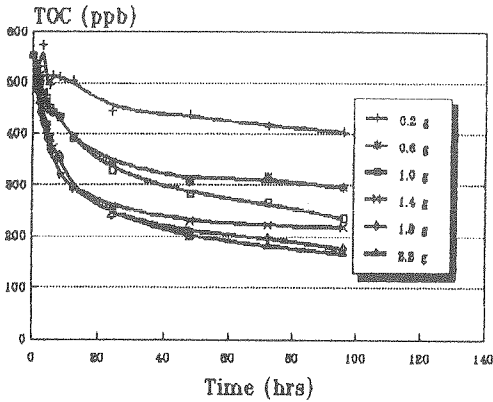


圖 5 劑量效應對TOC 平衡濃度的影響 (第一次測試)

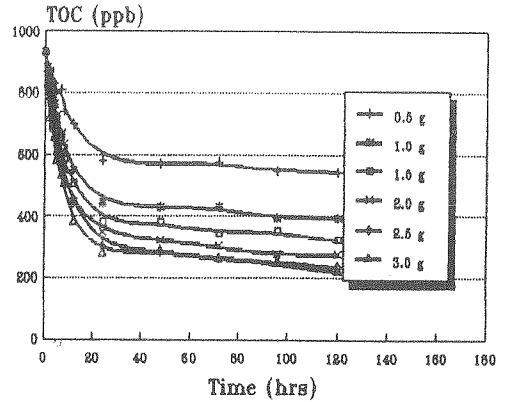


圖 6 劑量效應對TOC 平衡濃度的影響 (第二次測試)

越低, 且其值越接近, 例如在96hrs 時, 劑量1.8 克與2.2 克的去除率分別為68.3% 與70.0%, 僅有 1.7% 的差異。

為能有效量測TOC 的飽和吸附量, 第二次的活性碳劑量採用0.5 克至3.0 克, 從圖6 中可看出2.5 克和3.0 克劑量在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120hrs時約為 710ppb。在此之際, 若活性碳使用量從0.5 克增加五倍到3.0 克, 去除率可由41.7% 增至76.5%, 改善近 35%。由此可知活性碳劑量對於去除飲用水水源中TOC 之濃度具有重要地位。

### 5. 溫度效應研究

豐原給水廠的水源來自大甲溪流域下游, 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, 大甲溪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。而據豐原給水廠(朴子口淨水廠)資料顯示, 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。

在試驗期間, 因天候良好, 氣溫居高不下, 故將溫度控制在25、35°C作比較, 有六組不同劑量之活性碳參與此項實驗, 詳見表3。根據文獻可知, 無論是物理吸附或化學吸附均為放熱反應, 前者為凡得瓦爾力(van der Wall's force)作用, 放出的熱量在10 Kcal/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

表 3 在六組不同重量測試裏, 溫度對TOC 平衡濃度 $C_e$ (ppb) 之影響

溫度 = 25°C							溫度 = 35°C						
劑量 (g)	0.2	0.6	1.0	1.4	1.8	2.2	劑量 (g)	0.2	0.6	1.0	1.4	1.8	2.2
時間 (hrs)							時間 (hrs)						
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

結合, 所放出的熱量在20Kcal/mole 以上, 相當於化學反應熱, 因此高溫並不利於吸附反應。從實驗結果表 3 中可發現在起始反應12小時內, 吸附作用受溫度的影響程度並不大, 但在12小時後, 25°C的每一組劑量所測試到的TOC 吸附量幾乎都比35°C的高出甚多, 也就是說低溫的吸附容量會優於高溫。然而溫度變化對於2.2 克這一組則有較小的影響差距, 可見增多活性碳劑量之使用多少能克服高溫之於其不利之影響。圖 7 為溫

度控制在25、35°C時活性碳劑量對TOC 平衡濃度之影響 (反應時間為48小時), 從圖中可明顯看出在本研究任何一組劑量下, 溫度25°C均較35°C有利於活性碳進行吸附反應。

## (二) 數學模式

活性碳吸附模式中最理想的吸附模式應屬 Langmuir (1918 年) 所提出的等溫吸附理論, 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

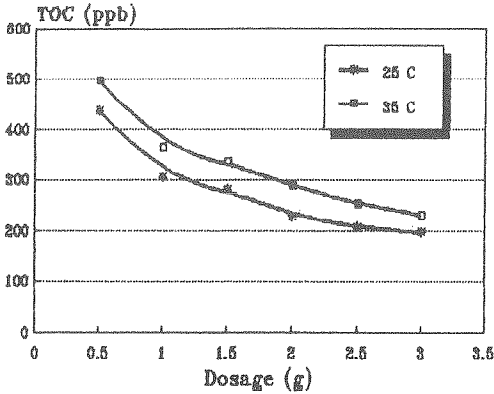


圖 7 在溫度 = 25、35°C 時劑量效應對TOC 平衡濃度的影響

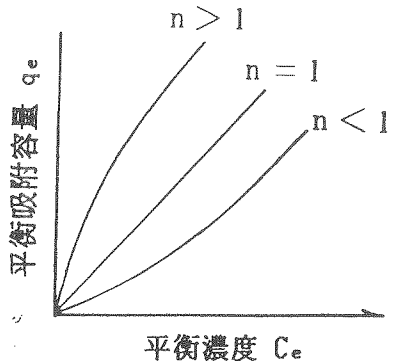


圖 8 Freundlich吸附曲線圖

個分子，且各個吸附位置與吸附質之間具有相同的親合力，被吸附後的分子不會脫附（deadsorption）。但在許多場合，由經驗得來的Freundlich (1907年) 吸附方程式卻常比Langmuir吸附方程式更令人滿意。Freundlich 吸附方程式如下：

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

被吸附物質的重量為

$$X = V (C_o - C_e) \quad (1-2)$$

其中

$q_e$  = 平衡濃度下的吸附量 (mg/g)

$X$  = 被吸附物質的重量 (mg)

$M$  = 活性碳的重量 (g)

$C_o$  = 初濃度 (mg/L)

$C_e$  = 平衡濃度 (mg/L)

$V$  = 反應體積 (L)

$K, n$  為常數

Freundlich吸附曲線如圖 8，一般可分為三類：

$n > 1$  為有利性吸附 (favorable adsorption)，表示欲處理的濃度即使在極低之情況下，也能有良好的處理效果。

$n = 1$  為直線吸附 (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易。

在水處理應用上為了方便比較吸附效果，常將(1-1)式等號兩邊取對數，如此即可

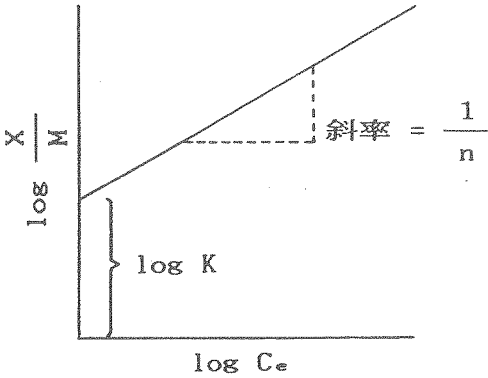


圖 9 Freundlich恆溫吸附模式

求出Freundlich常數K 及n 值，如圖 9。

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

在T=25°C時，作三組不同劑量之實驗 (表 4)，取平衡時間為 48 小時。圖 10 是由本實驗結果 (表 4) 繪得的Freundlich吸附曲線，從圖中可發現曲線均呈微微上揚，其中活性碳劑量為0.2~1.2g與1.0~2.0g兩組之實驗係採自同一批水源，C<sub>e</sub>值分別為 729、721ppb，濃度相差無幾，若活性碳劑量均為 1 克時，q<sub>e</sub>值約為 80~90μg/g；而0.5~3.0g這一組的C<sub>e</sub>值為931ppb，此時活性碳劑量 1 克時之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

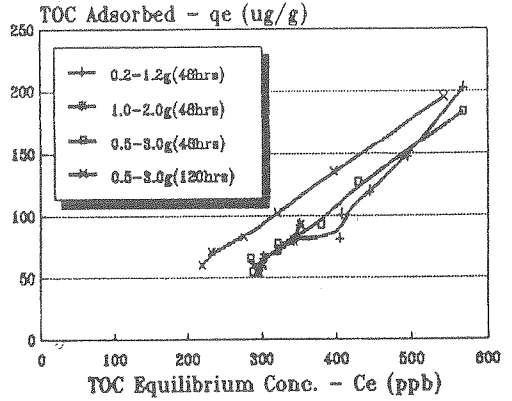


圖 10 三組不同重量在平衡時間為 48、120 小時之Freundlich 吸附曲線

，且n 值也有增大的趨勢。以 1.0g 為例，當 C<sub>e</sub> 值為 931ppb 時，48小時的平衡吸附量是125.7 μg/g，120 小時的平衡吸附量則是134 μg/g (表 4)，而n 值亦分別為0.5967、0.7831 (參見表 5)。以下為本研究在不同活性碳劑量及吸附反應時間條件下所求得之 Freundlich吸附經驗式：

$$q_e = 7.301 \times 10^{-4} C_e^{1.9673}$$

..... 0.2~1.2g (48hrs)

$$q_e = 5.358 \times 10^{-6} C_e^{2.4383}$$

..... 1.0~2.0g (48hrs)

$$q_e = 4.560 \times 10^{-3} C_e^{1.6788}$$

..... 0.5~3.0g (48hrs)

表 4 不同重量組之平衡吸附量

平衡吸附量 (48小時)

M (g/250ml)	0.2	0.4	0.6	0.8	1.0	1.2
C <sub>o</sub> (ppb)	729	729	729	729	729	729
C <sub>e</sub> (ppb)	568	494	444	407	405	343
X (μg)	40.5	58.7	71.2	80.5	80.9	96.5
q <sub>e</sub> (μg/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 <sub>o</sub> (ppb)	721	721	721	721	721	721
C <sub>e</sub> (ppb)	353	344	322	301	301	296
X (μg)	91.9	94.2	100.0	104.9	104.9	106.2
q <sub>e</sub> (μg/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 <sub>o</sub> (ppb)	931	31	31	31	31	31
C <sub>e</sub> (ppb)	567	29	79	22	85	89
X (μg)	91.1	125.7	138.0	152.4	161.6	160.7
q <sub>e</sub> (μg/g)	182.3	125.7	92.0	76.2	64.7	53.6

平衡吸附量 (120 小時)

M (g/250ml)	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0
C <sub>o</sub> (ppb)	931	31	31	31	31	31
C <sub>e</sub> (ppb)	543	95	22	76	33	19
X (μg)	97.2	134.1	152.4	163.7	174.6	178.1
q <sub>e</sub> (μg/g)	194.3	134.1	101.6	81.9	69.9	59.4

$$q_e = 6.340 \times 10^{-3} C_e^{1.8769}$$

..... 0.5~3.0g (120hrs)

式中 q<sub>e</sub> 及 C<sub>e</sub> 的單位分別為 μg/g 與 ppb。  
從本研究所求得之 Freundlich 經驗式

表 5 不同重量之Freundlich常數n 及K 值

重量	(時間)	n	K ( $\mu\text{g/g}$ ) ( $\mu\text{g/L}$ ) <sup>-1/n</sup>
0.2~1.2 g	(48 hrs)	0.5083	$7.301 \times 10^{-4}$
1.0~2.0 g	(48 hrs)	0.4101	$5.358 \times 10^{-6}$
0.5~3.0 g	(48 hrs)	0.5967	$4.560 \times 10^{-3}$
0.5~3.0 g	(120 hrs)	0.7831	$6.340 \times 10^{-2}$

中獲知，在48hrs 時三組劑量的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，也就是說當處理飲用水水源中低濃度的有機污染物時，處理效果沒有高濃度有機物的去除那般容易，而且其處理費用將會比較昂貴。

#### 四、結論與建議

- (一) 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劑量，方能有助於其吸附效果。
- (二) 中國碳素公司G-840 之活性碳在平衡時間為 48 和 120hrs 時，其Freundlich 常數n 值均小於 1，屬不利性吸附型。
- (三) 能找尋更有效的活性碳品種或其它種類之吸附劑作更深入的研究。
- (四) 輔以其它適合之處理程序，如曝氣、臭氣氧化、或添加混凝劑等，配合活性碳

吸附處理，俾能使水質合於飲用標準。

- (五) 去除水源中有機污染物TOC 之最根本辦法應在於水源區的保育措施，及其措施的嚴格執行；而非水源區至少應作2 級廢水處理。

#### 參考文獻

1. "工業廢水活性碳處理"，工業污染防治技術手冊之七，pp.8-18 (民國76年5月)。
2. 陳靖良，張德明，周齊生，"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，pp.213-224 (民國74年12月)。
3. 蕭榮超，張嬋麗，"大甲溪水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，pp.7-11 (民國71年2月)。

4. Coughlin, R. W. and R. N. Tan, "Role of Functional Groups in Adsorption of Organic Pollutants on Carbon", Chem. Eng. Progress, Symposium Series, Vol.64, pp.207 (1968).
5. Graham, D., "Adsorption Equilibria, Adsorption Dialysis and Ion Exchange", Chemical Eng. Symposium Series, Vol.55, No.24, pp.17 (1959).
6. Kong, Emery Jenncheng and Francis A. DIGiano, "Competitive Adsorption Among VOCs on Activated Carbon and Carbonaceous Resin", Journal AWWA, Vol.78, No.4, pp.181-188, April (1986).
7. McGuire, M. J. and I. H. Suffet, "Adsorption of Organics from Domestic Water Supplies", Journal AWWA, Vol.70, No.11, pp.621, November (1978).
8. Murin, C. J. and V. L. Snoeyink, "Competitive Adsorption of 2,4-Dichlorophenol and 2,4,6-Trichlorophenol in the Nanomolar to Micromolar Concentration Range", Envir. Sci. & Technol., Vol.13, No.3, pp. 305, March (1979).
9. Najm, Issam N., Vernon L. Snoeyink, Makram T. Suidan, Chung H. Lee and Yves Richard, "Effect of Particle Size and Background Natural Organics on the Adsorption Efficiency of PAC", Journal AWWA, Vol. 82, No.1, pp.65-72, January(1990).
10. Randtke, S. J. and C. P. Jepsen, "Chemical Pretreatment for Activated Carbon Adsorption", Jour. AWWA, Vol.73, No.8, pp.411, August (1981).
11. Robeck, G. G. et al., "Effectiveness of Water Treatment Processes in Pesticide Removal", Journal AWWA, Vol.57, No.2, pp.181, February (1965).
12. Semmens, Michael J., Gregor E. Norgaard, Gary Hohenstein and Alan B. Staples, "Influence of pH on the Removal of Organics by Granular Activated Carbon", Journal AWWA, Vol.78, No.5, pp.89-93, May (1986).
13. Summers, R. Scott, Brigitte Haist, Johannes Koehler, Jurgen Ritz, Gerhard Zimmer and Heinrich Sontheimer, "The Influence of Background Organic Matter on GAC Ad-

- sorption", Journal AWWA, Vol.81, No.5, pp.66-74, May (1989).
14. Ward, T. M. and Getzen F. W., "A Model for the Adsorption of Weak Electrolytes on Solids as a Function of pH. Part 1. Carboxylic Acid-Charcoal Systems", Jour. Colloid and Interface Sci., Vol.31, No.4, pp.441 (1962).
  15. Ward, T. M. and Getzen F. W., "Influence of pH on the Adsorption of Aromatic Acids on Activated Carbon", Envir. Sci. & Technol., Vol.4, No.1, pp.64 (1970).
  16. Weber, W. J. and R. K. Chakrovorti, "Pore and Solid Diffusion Models for Fixed Bed Adsorbers", Amer. Inst. Chem. Engrg. Jour., Vol.20, No.2, pp.228 (1974).



## Advanced Treatment of Drinking Water Supply in the Central Part of Taiwan

Paris Honglay Chen<sup>(1)</sup> Christina Jenq<sup>(2)</sup> K. M. Chen<sup>(3)</sup>

### Summary

Drinking water supply from Feng Yuan waterworks was studied in bench-scale experiments examining effects of different granular activated carbon (GAC) manufactures, particle size, pH, Dosage, temperature and Freundlich adsorption model. It was shown that granular activated carbon G-840 from China Carbon Company was better to remove TOC than Taipei Chemical Company's. In addition, results showed that adsorption performance can be significantly improved by using smaller-size GAC, low pH, low temperature and a increase in the dosage of GAC. Activated carbon adsorption model, the well-known Freundlich equation was used to describe complex solute isotherms which belong to unfavorable adsorption.

Key words: Drinking water, Advanced treatment

---

<sup>(1)</sup> Associate Professor, Department of Soil and Water Conservation, National Chung-Hsing University

<sup>(2)</sup> Research Specialist, Lab. of Toxic Treatment, Dept. of Soil and Water Conservation, National Chung-Hsing University

<sup>(3)</sup> Research Assistant, Lab. of Environmental Engineering, National Chung-Hsing University