

粉狀活性碳用於原水臭味控制：

應用指引

中華民國自來水協會

中華民國一〇一年三月

粉狀活性碳用於原水臭味控制： 應用指引

委託單位：中華民國自來水協會

研究單位：中華民國自來水協會技術委員會

計畫主持人：林財富委員

協同主持人：洪瑋濃博士、陳彥旻博士

執行日期：民國一〇〇年四月至民國一〇一年三月

成果摘要

由於目前國內自來水廠處理程序絕大部分仍屬於傳統方法，對於水中造成土臭味的物質無法有效去除，以台灣目前多數水源土臭味問題的情況考慮，且在短時間內應無法投入大量經費全面建立臭氧活性碳或薄膜處理程序考慮，粉狀活性碳技術以去除有機性臭味(土臭味物質及化學性臭味)為一個可行且較經濟的處理方式。

然國內對於粉狀活性碳應用於自來水中臭味物質之處理尚無統一之作法與標準。因此本計畫以國內自來水中最常見且最難控制之土臭味為代表性臭味物質，根據國內外文獻回顧分析粉狀活性碳控制方法的優劣，匯總整理影響活性碳操作之相關參數與影響因子。於實驗室與鳳山實場測試，均勻表面擴散模式(homogeneous surface diffusion model, HSDM)活性碳吸附動力模式所預測的結果與實驗的結果相符合，由此推論，只要求得一組等溫吸附線以及一組吸附動力曲線，並結合 HSDM 模式，便可以準確預測在各種不同活性碳添加劑量下的吸附動力曲線，可以作為實廠操作決定最佳活性碳添加劑量與添加方式時的參考。

本計畫並參考彙整國外相關標準，包括美國自來水協會(AWWA B600-10)、英國標準(BS EN 12903: 2009)、日本下水道協會(JWWA K113:2005)與中國大陸(GB/T 13803.2，木質淨水用活性碳)等標準，整理活性碳吸附能力規格與活性碳本身不純物或有害物之相關規範。台灣自來水公司之粉狀活性碳管理要點，對於吸附能力規範相較於其他標準較為嚴謹，然於粉狀活性碳內不純物與有害物質之規範，卻無相關指引，值得相關單位後續研擬。本計畫亦參考 AWWA B600 之內容，初擬「淨水處理添加粉末活性碳之吸附、杯瓶實驗指南」，以確定實際投加量有足夠之吸附量與安全餘量。並整理收集粉狀活性碳投加藥系統，可供國內淨水程序中粉狀活性碳之施用相關單位參考。

目 錄

成果摘要	I
目 錄	III
表 目 錄	V
圖 目 錄	V
第一章 前言	1
第二章 文獻回顧	3
2.1 活性碳選用時機	3
2.2 不同臭味物質與活性碳特性	5
2.3 水中餘氯濃度	5
2.4 活性碳添加位置	5
2.5 天然有機物等環境因子	6
第三章 研究方法	7
第四章 研究成果	9
4.1 前言	10
4.2 國內淨水場水質與臭味問題	11
4.3 活性碳種類	15
4.3.1 粉狀活性碳	15
4.3.2 粒狀活性碳	15
4.4 活性碳物化特性	16
4.4.1 比表面積	16
4.4.2 孔隙分佈	16
4.4.3 顆粒大小	17
4.5 活性碳處理水中物質基本原理與選用原則	18
4.5.1 原理概述	18

4.5.2	影響因子	18
4.5.3	選用原則與注意事項	25
4.6	國內外粉狀活性碳相關標準	28
4.7	吸附平衡模式	30
4.7.1	假想模式	30
4.7.2	等背景化合物模式	31
4.7.3	Solvophobic Theory 模式	33
4.8	吸附動力模式	34
4.8.1	均勻表面擴散模式	34
4.8.2	完全混合反應槽模式	35
4.8.3	柱塞流反應槽模式	36
4.8.4	無因次完全混合反應槽模式及柱塞流反應槽模式	36
4.9	粉狀活性碳選用與設計	38
4.9.1	粉狀活性碳投加藥系統	39
4.10	粉狀活性碳應用案例	43
4.10.1	澄清湖原水實驗案例	43
4.10.2	鳳山淨水場實廠案例	47
4.10.3	大湳淨水場與石門淨水場實驗案例	51
4.10.4	大陸北方 M 淨水場實廠案例	55
4.11	污泥產生量	59
第五章	結論	62
	參考文獻	63
附件一	淨水處理添加粉末活性碳之吸附、杯瓶實驗指南	67
附件二	期末報告審查意見及回覆	73
附件三	粉狀活性碳用於原水臭味控制：應用指引	77

表 目 錄

表 4.2-1	五種常見之有機土臭味物質之物化性質及化學性臭味	13
表 4.4-1	典型活性碳的孔隙特性(修改自 Ruthven, 1984).....	16
表 4.5-1	淨水程序中 PAC 添加處優缺點.....	22
表 4.5-2	粉狀活性碳臭味吸附能力影響因子	27
表 4.6-1	粉狀活性碳吸附能力規範	28
表 4.6-2	粉狀活性碳不純物之規範	29
表 4.10-1	Jar-test 及 HSDM 模式對鳳山流程水之 2-MIB 去除率[劉氏, 2002]...	49
表 4.11-1	淨水場污泥處置方式整理(顏笠安, 2009).....	61

圖 目 錄

圖 2.1-1	臭味輪 -- 水中臭與味分類及可能造成之化學物質 [Suffet et al., 1999]	4
圖 3.1-1	研究架構	8
圖 4.2-1	歷年鳳山水庫原水之 Geosmin 和 2-MIB 濃度變化.....	12
圖 4.2-2	不同淨水場原水中 Geosmin 及 2-MIB 濃度變化(2010 年 7 月到 11 月)	14
圖 4.5-1	原水中加氯量與活性碳添加劑量對 MIB 殘留率之影響.....	25
圖 4.5-2	NaClO 於含有不同劑量粉狀活性碳(G-135 900)水溶液之動力模擬	27
圖 4.8-1	無因次化之 CSTR 及 PFR 模式	37
圖 4.9-1	小包裝真空進料乾式投藥系統	40
圖 4.9-2	小包裝自動拆包濕式投加藥系統	41
圖 4.9-3	散裝壓力送碳濕式投加藥系統	41
圖 4.9-4	大包裝自動拆包濕式投加藥系統	42
圖 4.10-1	HSDM 模式對不同活性碳去除 2-MIB 的模式預測結果[楊氏, 2001]	44
圖 4.10-2	澄清湖原水中不同 1/n 值下活性碳 WPH 之 D_s 最佳化求解[楊氏, 2001]	45
圖 4.10-3	活性碳 WPH 吸附澄清湖原水之 2-MIB 動力預測[楊氏, 2001].....	46

圖 4.10-4	FS-PAC 在鳳山原水中的吸附動力曲線[劉氏, 2002]	49
圖 4.10-5	添加 FS-PAC 10 mg/L 時淨水場對 2-MIB 去除效果[劉氏, 2002]	50
圖 4.10-6	混凝試驗、實廠測試及 HSDM 模式對 2-MIB 殘留率比較[劉氏, 2002]	50
圖 4.10-7	不同型態 PAC 吸附石門淨水場原水之 2-MIB 動力行為	53
圖 4.10-8	G135-900 活性碳在去離子水和不同淨水場原水之 2-MIB 等溫吸附線	53
圖 4.10-9	G135-900 活性碳在石門淨水場原水吸附 2-MIB 之動力與 HSDM 模擬	54
圖 4.10-10	不同淨水場原水之粉狀活性碳添加劑量與 2-MIB 去除效率	54
圖 4.10-11	接觸時間對 2-MIB(初始濃度 100 ng/L)去除的影響[于氏, 2002]	57
圖 4.10-12	2-MIB 吸附動力及 HSDM 模擬結果(PAC 劑量為 15mg/L)[于氏, 2002]；(a)不同 MIB 初始浓度；(b)HSDM 模擬	57
圖 4.10-13	投加粉末活性碳下 2-MIB 在淨水流程的濃度變化[于氏, 2002]	58
圖 4.10-14	根據 HSDM 模型預測資料所得的 PAC 投量曲線[于氏, 2002]	58

第一章 前言

自來水臭味問題在歐、美、日、台灣及許多其他國家，常是民眾抱怨的問題[Bruchet et al., 1998; 陳與曾氏, 1982; 陳氏, 1993; 高氏, 1998; 汪氏, 2000]。長久以來民眾往往根據自己主觀的味覺去判斷飲用水是否受到毒性物質的污染。自來水中臭味物質的存在，雖然不一定影響人體健康，但往往民眾會主觀認為飲用水遭到污染，造成民眾對於飲用水安全不必要的擔心與抱怨。

根據國內學者的研究，台灣地區約有一半的水庫被懷疑水中有臭味[Hu, 1998]，其中以土臭味、魚腥味及氯味最為常見[洪氏, 1998; 高氏, 1998; 汪氏, 2000; 林與張, 2001]，尤其是南台灣地區如澄清湖、東港溪、鳳山水庫，以及離島多座水庫。自來水中的氯味主要是由加氯消毒所產生，一般水中餘氯超過 0.15 mg/L 以上時民眾即可感受到氯味的存在[Bruchet, 1998]。土臭味及魚腥味則會隨季節變化而有所改變[溫氏, 1995a,b; 汪氏, 2000]，且與水中藻類種類的數量有明顯關係。根據研究，魚腥味主要於冬天出現，而土臭味則常見於夏天發生。另一方面，自來水中的臭味物質也包括因為人為污染所產生的化學臭味，例如二甲苯等有機化合物。由於自來水中的化學臭味大部分是無預警的傾倒或排放，加上此類化學物質大部分對人體健康有嚴重的影響，所造成的影響往往遠大於上述之氯味、魚腥味與土臭味。

自來水中的氯味一般可藉由消毒劑劑量或改變消毒劑種類控制，改變加氯位置或是改用臭氧消毒皆能減低氯味的產生；魚腥味可藉由氧化劑(例如加氯)的方式去除；土臭味則一般傳統處理方法無法有效去除。由於目前國內自來水廠處理程序絕大部分仍屬於傳統方法，對於水中造成土臭味的物質無法有效去除，以台灣目前多數水源土臭味問題的情況考慮，且在短時間內應無法投入大量經費全面建立臭氧活性碳或薄膜處理程序考慮。

目前國內對於粉狀活性碳應用於自來水中臭味物質之處理尚無統一之作法與標準。因此本研究將以自來水水源中最常見且最難控制之土臭味為代表性臭味物質，根據國內外文獻回顧分析粉狀活性碳控制方法的優劣，並參考國外相關標準與分析方法以建議基本選用原則，最後結合活性碳預測理論模式(平衡及動力模式)決定最佳活性碳添加劑量與添加方式。

計畫的預期目標如下：

1. 建立以水源臭味為控制對象之粉狀活性碳選擇方法
2. 探討粉狀活性碳添加時機與位置
3. 完成活性碳控制臭味之應用指引

本研究成果不僅可作為控制水源中土霉味物質時，活性碳選用與操作參考，更可減低活性碳使用成本，提升客戶對於供水品質的評價，並可進一步作為控制部分化學品臭味參考。

第二章 文獻回顧

本研究將以國內自來水中最常見且最難控制之土臭味為代表性臭味物質為主，部分化學品臭味為輔，根據國內外文獻回顧分析粉狀活性碳控制方法的優劣，並參考國外相關標準與分析方法以建議基本選用原則，最後期能結合活性碳預測理論模式(平衡及動力模式)以決定最佳活性碳添加劑量與添加方式。相關操作參數與影響因子說明如下：

2.1 活性碳選用時機

自來水水源中常見之臭味種類如下，自來水中造成味(taste)的則可分成酸(sour/acidic)、甜(sweet)、苦(bitter)及鹹(salty)四種，而臭味(odor)之種類共可分為八類 [Suffet et al., 1999]，即土霉味 (earthy/musty/moldy)、氯味 (chlorineous/ozonous)、草味(grassy/hay straw/woody)、沼氣味(marshy/swampy)、芳香味 (fragrant/vegetable/fruit/flowery)、魚腥味 (fishy)、藥水味 (medicinal/phenolic)及化學藥品(chemical/hydrocarbon)等，前者(味)是指舌頭味蕾所造成的感覺，而後者(臭)則指在鼻腔內所接收的化學信息。配合口、鼻共通的感覺(mouth feel/nose feel)，味及臭可以圖 2.1-1 臭味輪(taste-and-odor wheel)表示，藉由臭味輪可獲得相對應可能造成臭味之化學物質[Suffet et al., 1999]。

粉狀活性碳對於水中臭味物質，一般對於土霉味、化學品味等較為有效，但是對於硫化物造成之腐敗味、及胺類相關之魚腥味則效果較差。例如中國大陸 2007 年太湖藻華事件，以硫化物臭味為主，使用高錳酸鉀氧化及粉狀活性碳才得以去除臭味[Zhang et al., 2010]。高錳酸鉀對於魚腥味(fishy)、腐敗味(septic)、青草味(grassy)、瓜味(cucumber) 等較有效[Glaze et al., 1990; Suffet et al., 1995]。

2.2 不同臭味物質與活性炭特性

在影響活性炭添加劑量的因素部份，許多研究顯示粉狀活性炭能有效地將土臭味物質吸附控制到合理的程度[Herzing et al., 1977, Lalezary et al., 1988; Gillogly et al., 1999; Graham et al., 2000]，活性炭對五種土臭味物質吸附量依序為 TCA、IBMP、IPMP、Geosmin、2-MIB，其中 2-MIB 化合物的吸附量遠低於其他四種土臭味化合物，也較常被偵測發現[Lalezary et al., 1986b]。

雖然傳統上，活性炭特性參數常用碘值、甲基藍值、比表面積、孔隙度等作代表，但是粉狀活性炭吸附 2-MIB、Geosmin 等之吸附容量，與微孔(< 2 nm)最相關，例如 Yu et al. (2007)發現吸附量與微孔孔隙體積最相關，另外 Newcombe et al. (2002)發現吸附量與 1-1.2 nm 孔隙體積成正比[Newcombe et al., 2002]。

2.3 水中餘氯濃度

水中餘氯濃度也會影響活性炭之添加劑量，餘氯會氧化活性炭表面吸附官能基，造成活性炭有機物吸附量降低，尤其在低活性炭添加劑量及高有機物濃度時影響最大[Lalezary et al., 1988]。Gillogly 等人(1998)進一步指出水中餘氯不只會造成活性炭吸附能力的降低，更可能會使已經吸附在活性炭上的 2-MIB 釋放到水中，造成濃度的上升。因此在應用活性炭處理臭味問題時，為求得 PAC 處理及加氯消毒的最大去除效率/效果，兩個流程的相互接觸時間應該要限制或是盡量縮短。由於台灣地區大部分淨水廠處理程序皆有前加氯及後加氯，造成水中餘氯濃度影響活性炭吸附量增大。

2.4 活性炭添加位置

另外一個影響活性炭吸附在淨水場處理程序中的因子是活性炭添加位置。Simpson(1998)對美國弗羅里達州 Manatee 給水廠進行 PAC 最佳操作效能實驗，發現活性炭在混凝程序前添加具有最佳去除效果，而在膠羽形成及高混凝劑量的操作條件下可能會妨礙 PAC 吸附臭味物質，造成吸附量降低。

2.5 天然有機物等環境因子

由於天然有機物在水中濃度為 mg/L 等級，因此其濃度為常見臭味物質的一萬倍以上，因此天然有機物會活性碳吸附臭味物質，尤其是小分子量的天然有機物，影響更明顯[Newcombe et al., 2008]。例如鳳山原水有機物較澄清湖高，楊氏(2001)論文中也發現，相同粉狀活性碳對 2-MIB 的吸附量約為澄清湖的一半左右。

Herzing 等人(1977)探討粒狀及粉狀兩種不同活性碳吸附 Geosmin 及 2-MIB 兩種土臭味物質的可行性，研究結果顯示，活性碳能有效吸附控制兩種化合物濃度低於嗅覺閾值且溶液的 pH 值似乎對活性碳吸附效果沒有重大影響，而腐植酸物質對活性碳吸附 Geosmin 和 2-MIB 產生競爭現象，減少活性碳的吸附量。溶液的 pH 值似乎對活性碳在純水中吸附效果沒有重大影響[Herzing et al., 1977; Graham et al., 2000]。然而在一般天然水中，pH 值可能會增進天然有機質吸附而降低臭味物質的吸附量[Graham et al., 2000]。

第三章 研究方法

本研究整體架構如圖 3.1-1 所示，研究中以國內自來水中最常見且最難控制之土臭味為代表性臭味物質，根據國內外文獻回顧分析粉狀活性碳控制方法的優劣，並參考彙整國外相關標準與分析方法後，建議適用於本國之活性碳基本檢測參數及選用原則。並依據文獻收集結果，提出影響活性碳操作之相關參數與影響因子包括：

- (1)不同臭味物質與活性碳特性
- (2)水中餘氯濃度
- (3)活性碳添加位置
- (4)天然有機物等

最後，並將提出水廠面對問題時，相關實驗之瓶杯實驗方法、以及模式模擬方法，以求得實廠最佳活性碳添加劑量與添加方式。最後，將研究成果彙整成活性碳應用指引，以手冊方式說明各項理論及應用方法。

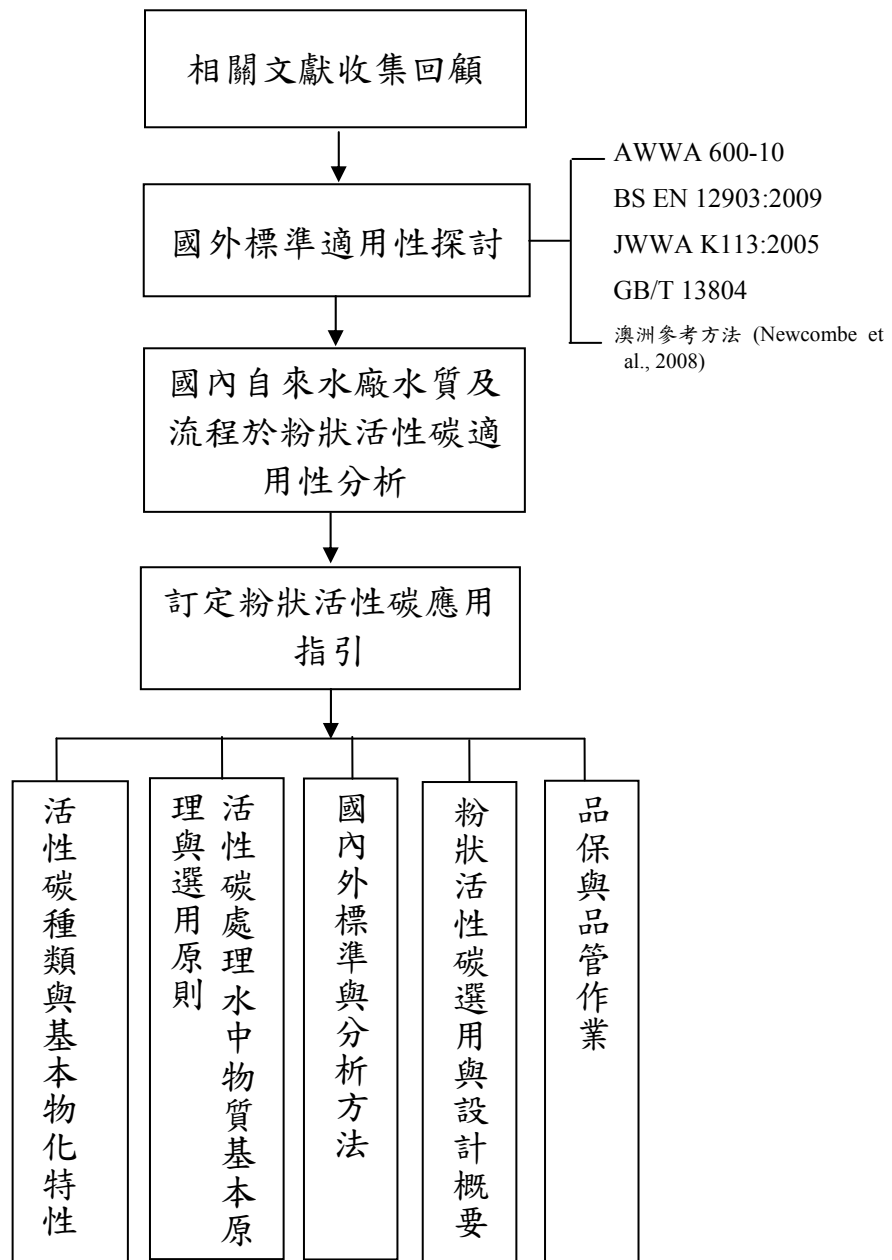


圖 3.1-1 研究架構

第四章 研究成果

本研究以國內自來水中最常見且最難控制之土臭味為代表性臭味物質，根據國內外文獻回顧分析粉狀活性碳控制方法的優劣，並參考國外相關標準與分析方法以建議基本選用原則，最後期能結合活性碳預測理論模式(平衡及動力模式)以決定最佳活性碳添加劑量與添加方式。本研究成果不僅可作為活性碳選用與操作參考，更可減低活性碳使用成本，提升客戶對於供水品質的評價。完成後之應用指引內容包括如下：

粉狀活性碳用於原水臭味控制：

應用指引

1. 前言
2. 活性碳種類與基本物化特性
 - a. 粉狀活性碳
 - b. 粒狀活性碳
 - c. 其他
3. 活性碳處理水中物質基本原理與選用原則
 - a. 基本原理概述
 - b. 影響因子討論
 - c. 選用時機原則與注意事項
4. 國內外標準與分析方法
AWWA B600-10、BS EN 12903:2009、JWWA K113:2005、GB/T 13804(木質淨水用活性碳)、自來水公司淨水場使用粉狀活性碳管理要點、澳洲參考方法
5. 粉狀活性碳選用與設計
 - a. 選用步驟流程
 - 平衡實驗與解析
 - 動力實驗與解析
 - 耗氣量、與其他可能影響因子評估
 - 添加位置及添加量估算
 - b. 粉狀活性碳系統設計
 - 系統設計
 - 操作與維護
 - 注意事項
6. 品保與品管作業

4.1 前言

自來水臭味問題，廣存於全世界的自來水中[Lin et al., 2011]，民眾可能會依據主觀的臭味，去判斷自來水的安全性，因此提供無臭味的自來水，是自來水業者重要的使命。國內自來水系統以土霉味、魚腥味及氯味最為常見 [洪氏, 1998; 高氏, 1998; 汪氏, 2000; 林與張, 2001]，其中氯味主要是由加氯消毒所產生，一般可藉由消毒劑劑量或改變消毒劑種類控制；土臭味及魚腥味則會隨季節變化而有所改變 [溫氏, 1995a,b; 汪氏, 2000]，魚腥味可藉由氧化劑(例如加氯)的方式去除，但是土霉臭味則一般傳統處理方法無法有效去除。

由於目前國內自來水廠處理程序絕大部分仍屬於傳統方法，對於水中土霉味物質無法有效去除，且在短時間內應無法投入大量經費全面建立臭氧活性碳或薄膜處理程序，因此以粉狀活性碳技術以去除有機性臭味(土臭味物質及化學性臭味)不失為一個可行且較經濟的處理方式。

本報告以自來水水源中最常見、且最難控制之土霉味為代表性臭味物質，根據國內外文獻回顧分析粉狀活性碳控制方法的優劣，並參考國外相關標準與分析方法以建議基本選用原則，最後期能結合活性碳預測理論模式(平衡及動力模式)以決定最佳活性碳添加劑量與添加方式。除提供活性碳選用與操作參考，更可減低活性碳使用成本，提升客戶對於供水品質的評價，以及可以進一步作為控制部分化學品臭味時之參考。

本章(本指引)內容首先介紹國內淨水場水質與臭味問題，然後說明活性碳基本特性介紹(包括種類、活性碳物化特性)、選用考量(含處理原理、選用原則)、國內外粉狀活性碳相關標準、基本模式(吸附平衡模式、吸附動力模式)，最後說明粉狀活性碳用於原水臭味控制之選用與設計實務。

4.2 國內淨水場水質與臭味問題

飲用水中的異臭味，經常是民眾所抱怨的水質問題之一[Yagi et al.,1983；Bruchet et al., 1998]，雖然不一定會對人體健康造成傷害，但因口感及味道不佳，常使民眾誤以為飲用水受到污染而無法安心飲用。在台灣，自來水中的異臭味問題以南部地區較為嚴重[陳氏, 1982；高氏, 1998；汪氏, 2000；楊氏, 2001]，如澄清湖、東港溪及鳳山水庫。由於工業廢水、農業廢水及養豬廢水的大量排放，使得高屏地區的主要水源高屏溪及東港溪受到污染，造成自來水中的臭味問題更為嚴重。

水源之臭味種類繁多，例如魚腥味、土臭味、芳香味、腐敗味等。其中某一臭味種類，可能有數種不同化學物質，都可造成此近似的味道。而某一化學物質，在高濃度與低濃度時，也有可能造成不同的臭味感覺。水中的臭味問題，因為區域性的差異，在各個地方有不同的成因及臭味種類。在台灣南部地區的臭味問題中，以土臭味、魚腥味及氯味最為常見[高氏, 1998；汪氏, 2000；楊氏, 2001]。自來水中的氯味主要是由淨水工程中加氯消毒所產生，造成氯味的主要物質為水中的自由餘氯以及結合餘氯，主要的味道是消毒藥水味。在美國及台灣高雄地區，對水廠或消費者所作自來水中的臭味調查顯示，對於水中的氯味於水廠發生率或民眾抱怨率甚高，在所有的樣本數中高達 75%以上[Suffet et al., 1995；洪氏, 1998]。一般水中餘氯超過 0.15 mg/L 以上時，民眾即可感受到氯味的存在[Bruchet, 1998]。

除了氯味外，魚腥味及土臭味均可能由藻類本身或其代謝物所產生的。台灣南部地區地面水(澄清湖、鳳山水庫、東港溪等)中土臭味及魚腥味會隨季節變化而有所改變[陳與曾，1986；溫氏，1995；高與林，1998;汪氏, 2000]，且與水中藻類種類的數量有明顯關係，根據研究魚腥味主要出現在冬天，而土臭味則常見於夏天，本研究室連續兩年監測鳳山水庫的土霉味物質 2-MIB 濃度，結果如圖 4.2-1 所示，由圖中可以看出在夏季時 2-MIB 濃度明顯比冬季時高，不過在 2001 年夏季因為暴雨而造成濃度突然下降。李氏等人(1985)調查澄清湖中藻類的分佈，發現主要產生魚腥味的優勢種藻為矽藻類的 *Synedra* 及 *Melosira* 等兩種矽藻。

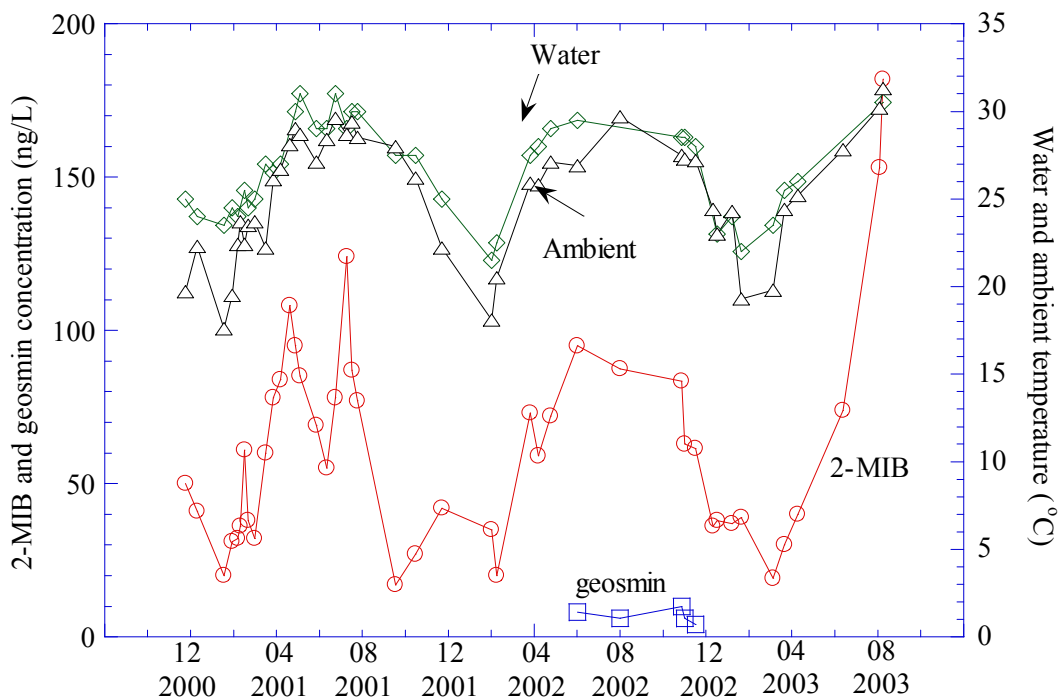


圖 4.2-1 歷年鳳山水庫原水之 Geosmin 和 2-MIB 濃度變化

另外也在其他文獻中提到，產生魚腥味的來源為鞭毛藻或金黃藻等，並由這些藻類分離出可能造成魚腥味的醛類、胺類及硫類等物質。水中土霉味產生的主要原因，大多是由放線菌(Actinomycete)造成[Silvey et al., 1959; Morris et al., 1962; Jensen et al., 1994]。1961 年發生在美國 Iowa 地區水源的土臭味(Morris et al., 1962)，以及在英國有些河流中生產的鮭魚，含有土臭味，發現都是由放線菌所引起的土霉味問題[Silvey, 1959]。加拿大 Saskatchewan river 因融雪河水沖刷，使土壤內放線菌代謝物帶入水中引起土臭味[Jensen et al., 1994]。除了放線菌外，亦有部分的藍綠藻會產生土臭味，如藍綠藻 *Oscillatoria* 和 *Phormidium* 等[Persson, 1988]。另外在陳氏等人(1982)的報告中指出，澄清湖水源中之土臭味主要可能來源為放線菌與藍綠藻，當進入夏季時，澄清湖的環境因子適合放線菌生長，在藍綠藻大量繁殖後常伴隨著表面水生放線菌的增殖，而使水質受到放線菌的影響，產生土臭味，此時以 *Oscillatoria limnetica* 和 *Microcystis* 兩種藍綠藻為優勢藻種。且高氏(1998)已於澄清湖及港西淨水廠之原水及清水中偵測到產生土臭味之化學物質 2-MIB。五種常見之有機土臭味物質之物化性質及化學性臭味整理如表 4.2-1。

表 4.2-1 五種常見之有機土臭味物質之物化性質及化學性臭味

化合物	沸點 (°C)	溶解度 (mg/L)	蒸氣壓 (atm)	K_h^* (atm m ³ /mol)	K_{ow}^{**}
Geosmin	165.1	150.2	5.49×10^{-5}	6.66×10^{-5}	3.70
MIB	196.7	194.5	6.68×10^{-5}	5.76×10^{-5}	3.13
IPMP	207.0	2438.0	1.07×10^{-3}	6.66×10^{-5}	2.41
IBMP	244.7	1034.0	2.92×10^{-4}	4.68×10^{-5}	2.72
TCA	260.0	10.0	1.36×10^{-5}	28.80×10^{-5}	3.91
<i>p</i> -Xylene	138.0	185.0	1.15×10^{-2}	7.01×10^{-3}	-
<i>m</i> -Xylene	139.0	162.0	1.09×10^{-2}	6.91×10^{-3}	-
<i>o</i> -Xylene	144.4	175.0	8.71×10^{-3}	4.94×10^{-3}	-

資料來源：翁玉芬，“水中超微量有機異臭味物質 Geosmin 之分析及去除”，國立交通大學環境工程研究所碩士論文, p10, 民國 82 年六月。

* K_h : 亨利常數, $H = P_v$ (the vapor pressure) / C_s (mol/m³)。

** K_{ow} : 為溶質在辛醇及水中的分配比 (octanol / water partition coefficient)。

本團隊於 2010 年 7 月到 2011 年 11 月針對台灣自來水公司 21 處淨水場原水及清水水中土霉味物質 Geosmin 及 2-MIB 含量檢測，發現石門淨水場、鳳山淨水場、白河淨水場、蘭潭淨水場、公園淨水場、明德淨水場與暖暖淨水場之原水皆曾有過臭味問題，如圖 4.2-2 所示。由於目前國內自來水廠處理程序絕大部分仍屬於傳統方法，對於水中造成土臭味的物質無法有效去除，以台灣目前多數水源土臭味問題的情況考慮，且在短時間內應無法投入大量經費全面建立臭氧活性碳或薄膜處理程序考慮，加上國內不法廢棄物清除/處理業者制度尚未完全落實，廢棄物未能完全進入最終處理管道中，粉狀活性碳技術以去除有機性臭味(土臭味物質及化學性臭味)為一個可行且較經濟的處理方式。

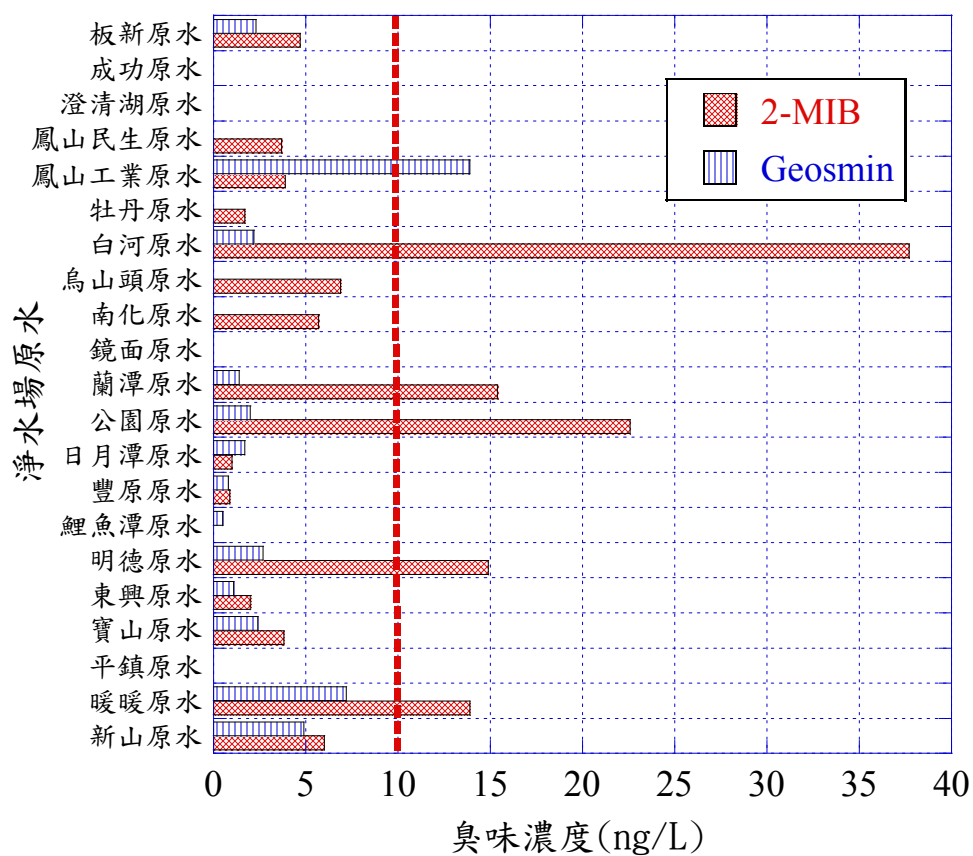


圖 4.2-2 不同淨水場原水中 Geosmin 及 2-MIB 濃度變化(2010 年 7 月到 11 月)

4.3 活性碳種類

活性碳(activated carbon)是將含有碳素的物質經過特別處理得到的吸附劑，其來源有煙煤、椰子殼、木屑等原料。活性碳製造過程中會將物料壓碎，再進行高溫(260~582°C)活化處理的高溫加熱(活化處理)，產生具有多孔性和高比表面積的表面特性。活性碳依照外觀型態可分為粉狀活性碳(powdered activated carbon, PAC)、粒狀活性碳(granular activated carbon, GAC)、圓柱狀活性碳(cylindrical activated carbon, CAC)及纖維狀活性碳(activated carbon fiber, ACF)。水處理常用的活性碳為粉狀活性碳和粒狀活性碳，以下分別介紹：

4.3.1 粉狀活性碳

粉狀活性碳(PAC)是將活性碳粉碎後篩分析獲得。典型商業化粉狀活性碳的粒徑為總重的 65 至 95%能通過#325 篩網(開口)，其總重的 95%~100%能通過 100 號篩，而總重的 50%~95%能通過網眼較小的 325 號篩者，則稱之為粉狀活性碳。由於粉狀活性碳有著較大的比表面積及較短的擴散距離，加上吸附速率較快和質傳速率較慢等特性，因此常用於廢水處理之液相吸附污染物。

通常粉末活性碳所指就是直徑小於 300 mesh 的微粒碳粉，由於顆粒小，很容易造成壓力降低及粉塵問題，除非將其固定於纖維不織布上，否則很少作廢氣處理用。在水處理方面，則因吸附速度較快，有用於脫色、脫臭等，但需考慮廢活性碳處理問題。

4.3.2 粒狀活性碳

粒狀活性碳的大小是以 12/20、20/40 等方式表示。所謂的 20/40 係表示粒狀活性碳的顆粒能通過 20 號篩，而被 40 號篩所截留者。由於粒狀活性碳的比表面積較粉狀活性碳小，吸附能力也較弱，但是其顆粒較大，不容易阻塞附著在管柱中，可減少壓損，且再生較為容易，因此在連續操作的系統中，多半採用粒狀活性碳做為污染物的吸附劑。

4.4 活性碳物化特性

活性碳吸附是複雜的孔隙界面行為，其活性碳本身物化特性對吸附所要處理的吸附質(adsorbate)具重大影響[江氏, 1999]。以下針對常見的活性碳物化特性進行介紹：

4.4.1 比表面積

經過活化程序的活性碳會讓活性碳具有巨大的比表面積(specific surface area)，活性碳的比表面積通常介於500–1500 m²/g之間，視活性碳活化程度而定。比表面積對於吸附劑的吸附能力有很大的影響，通常吸附劑的吸附能力會隨著比表面積的增大而提高。

4.4.2 孔隙分佈

活性碳的孔隙大小分會直接影響活性碳去除污染物的吸附能力與吸附速率。典型活性碳的孔隙特性如表 4.4-1 所示。根據國際純化學與應用化學聯盟(international union of pure and applied chemistry, IUPAC)分類，孔隙直徑大於 500 Å(50nm)稱為粗孔(macropore)、介於 20 至 500 Å(2-50nm)間稱為中孔(mesopore)、小於 20 Å(2 nm)則為微孔(micropore)。由於活性碳是屬於多孔性物質，由表可看出活性碳的孔隙包含粗孔、中孔及微孔三部分，其中以微孔占大部分比例。由表中也可以看出活性碳的比表面積 90%以上是由微孔所貢獻，也就是增加微小微孔體積能有效增加活性碳的比表面積(吸附能力)。

表 4.4-1 典型活性碳的孔隙特性(修改自 Ruthven, 1984)

	微孔	中孔	粗孔
孔隙直徑, Å	20	20-500	>500
孔隙體積, cm ³ /g	0.15-0.5	0.02-0.1	0.2-0.5
表面積, cm ² /g	100-1000	10-100	0.5-2
particle density, cm ³ /g	0.6-0.9		
孔隙率 porosity	0.4-0.6		

由於吸附作用是發生在微孔，中孔和粗孔主要是當吸附質進入微孔的通道，導致活性碳孔隙結構會影響污染物的吸附速率。若吸附劑的孔隙全部是由微孔組成，較大分子的吸附質將被阻塞在孔隙外，導致較小分子的吸附質(目標污染物)無法進入孔隙，僅能由分子擴散緩慢進入顆粒孔隙，造成吸附效率降低。良好的吸附劑需同時具備微孔、中孔及粗孔，讓不同大小吸附質能快速進入適當孔隙進行吸附。

4.4.3 顆粒大小

顆粒粒徑大小對吸附劑之吸附能力並沒有顯著影響，僅影響吸附速率的快慢。當粒徑變小，會減少質量傳輸阻力及提高處理效率，但系統的壓力損失會上升，增加操作成本。

4.5 活性碳處理水中物質基本原理與選用原則

4.5.1 原理概述

吸附(adsorption)是利用吸附劑(adsorbent)的吸附容量將溶液中之吸附質(adsorbate)結合於吸附劑表面的現象。吸附作用可以區分為物理性吸附(physical adsorption)及化學性吸附(chemical adsorption)。物理性吸附其吸附能小於 10 Kcal/mole，主要的親和作用力為凡得瓦力(van der Waals)，當溶液中溶質與吸附劑間的吸引力大於溶質與溶劑間之吸引力時，溶質即被吸附於吸附劑上，為一種可逆反應。化學性吸附的吸附能大於 10 kcal/mole，其親和作用力是利用吸附質與吸附劑之活性位置間所形成的化學鍵結，是一種不可逆現象。吸附技術常利用以去除廢、污水中的毒性物質，或難以被生物降解的污染物如重金屬、農藥、清潔劑、臭味物質、或產生色度的物質等。例如常用於環境工程上之吸附劑—活性碳、活性鋁或矽膠等；在給水工程中，利用活性碳可以去除臭味及色度；用於廢水的三級處理中，可以用來吸附水中的色度、臭味及有機物質；也可以用於工業廢水的處理中，以去除毒性有機物質。

以活性碳為吸附劑時，活性碳吸附水中吸附質的過程可以分為下列四個步驟：

- (1) 吸附質分子在水體中藉對流、延散或擴散移動至接近活性碳顆粒。
- (2) 吸附質分子藉由液膜擴散(film diffusion)通過活性碳的外圍區域。
- (3) 吸附質分子藉由表面擴散(surface diffusion)或孔隙液體(pore-fluid)中之擴散，由活性碳顆粒外進入活性碳顆粒內(internal diffusion)。
- (4) 吸附質分子被活性碳孔隙表面吸附。一般認為步驟(1)及(4)的速率快，不會影響整個吸附機制，而步驟(2)及(3)都可能是限制反應速度的過程。因此吸附速率的快慢與否，是由分子在液膜中擴散到吸附劑表面及在孔隙中的擴散速率來決定。

4.5.2 影響因子

(a) 活性碳種類

活性碳本身對於臭味物質吸附的影響，主要為活性碳的材質和活性碳結構兩部分。在材質的部分，Chen 等人(1997)利用不同材質的活性碳對 2-MIB 的吸附作比較，發現其吸附量的大小分別為煙煤(bituminous) > 泥碳(peat) > 褐煤(lignite) > 木屑(wood)。

一般而言，污染物的分子直徑大都介於 5~8 Å 之間，而微孔對於這些小分子有較佳的吸附效果。2-MIB 的分子直徑大約在 5~6 Å 之間，文獻中也指出，活性碳對於臭味物質 Geosmin 和 2-MIB 的吸附主要在微孔發生 [Graham et al., 2000 ; Newcombe et al., 1997]。楊氏(2001)使用不同廠牌之活性碳，發現 PAC 對 2-MIB 的吸附量為 TAC-P(木屑) > WPH(煙煤) > W20(蔬菜類)，這樣的結果與孔徑分析中之微孔體積大小順序相符，更可進一步說明活性碳對 2-MIB 的吸附主要在微孔發生。

(b) 吸附質特性

溶解度高之有機分子較不適合使用活性碳吸附，因其與極性強之溶劑間之親和力甚強，使有機分子之被吸附能力降低。通常被吸附質的分子大小影響活性碳吸附甚鉅，當分子大小接近活性碳孔隙大小時，吸附能力最強 [Newcombe et al., 1997]。至於有機分子本身若具有之官能基如氫氧基(-OH)、磺酸基(-SO₃)或是胺基(-NH₂)，則會降低吸附能力；反之，若具有苯環取代基，如硝基(-NO₂)等，則會提昇被吸附能力 [Faust and Aly, 1978]。在之前所提到的許多研究中可得知，粉狀活性碳能有效地將土臭味物質控制到合理的程度。Lalezary 等人(1986)發現活性碳對五種土臭味物質吸附量依序為 TCA > IBMP > IPMP > Geosmin > 2-MIB，而且發現 2-MIB 的吸附量遠低 Geosmin。最大的原因歸咎於其結構的不同，Geosmin 有較低的溶解度以及較適合吸附的結構，能較易被活性碳狹長狀的孔隙所吸附。

另外，Considine 等人(2001)發現在水溶液中，2-MIB 之吸附量會受到活性碳表面含氧量的影響，隨著含氧量減少而吸附量增加；但是當 2-MIB 溶於非極性溶劑二氯甲烷(dichloromethane)中時，活性碳的吸附量並不會受到其表面含氧量的影響。由此可見，在考慮影響活性碳吸附控制時，溶劑亦為重要的因素之一。除此之外，活性碳應用在淨水工程上處理臭味問題時，將會受到原水的背景水質、加氯作用、混凝沉澱、活性碳添加位置及接觸反應時間影響其去除效率。

(c) 天然有機物

應用活性碳處理水中微量有機物時，當背景水質中有天然有機質 (natural organic matter, NOM) 存在，將會與欲處理之微量污染物產生競爭，結果將使活性碳的吸附量降低[Zimmer et al., 1989；Najm et al., 1991a]。原水中存在的 NOM 或溶解性疏水有機物，其濃度通常為 mg-L^{-1} 等級，較臭味物質(通常為 ng-L^{-1} 等級)高出數個數量級，會與臭味物質產生競爭吸附現象，造成活性碳對臭味物質吸附量降低，可達一個數量及左右[Graham et al., 2000；Chen et al., 1997；Lalezary et al., 1986]，造成活性碳劑量必須增加數倍才能達到應有的處理效果[Lalezary et al., 1988]。由於不同地區水質的差異，造成 NOM 的特性也不相同，而這些特性對於競爭吸附亦有不同程度的影響 [Najm et al., 1991a]。

Newcombe 等人(1997)對活性碳吸附不同分子量(molecule weight, MW) 大小的 NOM 做研究，發現 2-MIB 在 $\text{MW} > 3000$ 的 NOM 水中的等溫吸附線和 2-MIB 在純水中的等溫吸附線幾乎相同，且吸附量均大於在 $\text{MW} < 500$ 的 NOM 水中以及原水，推測 $\text{MW} > 3000$ 的 NOM 幾乎不會和 2-MIB 產生競爭吸附。

(d) pH

背景水質影響吸附現象的因子有 pH 值、溫度及其他有機物質的存在。一般而言，在低 pH 值下，有機物之離子化現象較少，因此較容易被吸附[McCreary and Snoeyink, 1980]，然而在純水中 pH 值對於活性碳的吸附沒有重大的影響；但在天然水中，較低的 pH 值會有助於活性碳對 NOM 的吸附，而降低對臭味物質的吸附量[Graham et al., 2000]。

(e) 活性碳的表面化學性質

由於活性碳表面與被吸附物間之特定作用，活性碳之表面化學性質會影響吸附量及吸附效率。活性碳表面所存在之官能基可強烈影響與被吸附物間之化學親和力，這些官能基包括羰基(carbonyl)及過氧基(peroxide)。另外，活性碳表面之疏水性(hydrophobicity)會隨鍵結官能基中氧含量或金屬物增加而降低，進而減低對水中疏水性有機物之吸附能力[Snoeyink et al., 1974；Puri, 1980]；然而對苯胺(aniline)、甲苯胺(methylaniline)則有增加吸附性之正面功

效[Puri, 1983]。

(f) 混凝作用對活性炭吸附的影響

通常水廠在淨水程序中添加 PAC 的操作方式是在混凝單元前與混凝劑一起加入，而混凝劑對 PAC 之吸附可能會造成影響。混凝劑在水解形成膠羽過程中，如有 PAC 存在，明礬水解產物將以 PAC 為核心形成膠羽，水中之被吸附質可能因為膠羽阻隔而無法被 PAC 吸附，降低 PAC 吸附能力，或因需擴散通過 PAC 外圍膠羽，而延長 PAC 吸附時間[Sontheimer et al., 1988]。Simpson(1998)對美國弗羅里達州 Manatee 給水廠進行 PAC 最佳操作效能實驗，發現活性炭在混凝程序前添加具有最佳去除效果，而在膠羽形成及高混凝劑量的操作條件下可能會妨礙 PAC 吸附臭味物質，造成吸附量降低。

(g) 接觸時間

粉狀活性炭平衡時所需接觸時間通常介於 4-28 天，然而事實上，考量自來水傳統處理程序及相關限制，淨水場一般活性炭接觸時間不到一小時，因此吸附量應較平衡吸附量為小(低 2 到 10 倍左右)。Simpson(1998)針對美國弗羅里達州 Manatee 給水廠進行實驗分析，當活性炭接觸時間由 3 分鐘增為 7.4 分鐘時，2-MIB 與 geosmin 去除效果分別可以從 31%增至 42%及由 55%增為 68%。Lazlezary-Craig(1988)由實驗發現，當活性炭添加劑量較小時(< 10 mg/L)，接觸時間由 1 小時提高到 4 小時，對 2-MIB 的去除效率有明顯提高；但若添加足夠的劑量(>15mg/L)，接觸時間 1 小時和 4 小時則無多大的差別。楊氏(2001)使用活性炭 WPH 於鳳山原水中，當活性炭添加劑量為 10mg/L 時，接觸時間由 1 小時提高到 4 小時，對 2-MIB 的去除率約提高了 20%；添加劑量為 30 mg/L 時，接觸時間由 1 小時提高到 4 小時，對 2-MIB 的去除率只提高約 5%，由此可知，當活性炭添加劑量足夠大時，接觸時間對去除效率而言，並沒有太大的影響。

(h) 活性炭添加位置

利用粉狀活性炭去除飲用水中的臭味物質，目前在水廠的應用已相當廣泛，為使 PAC 在應用時達到較好的處理效率，一般需考慮的因素有：(1)需提供足夠的攪拌動力使 PAC 能充分與液相混合。(2)與吸附質有足夠接觸或吸附時間。(3)應避免在吸附過程中有其他化學藥劑(例如：氯、混凝劑等)的

干擾。(4)淨水工程處理後，水中不能殘存有 PAC。

PAC 因粒徑甚小，吸附可很快地達到平衡，故以往水廠在運用時，常與混凝劑一起加入快混槽中，再經慢混槽中與混凝劑生成膠羽結合，最後在沉澱槽中行固、液分離，如此可使所添加之設備減至最少，且可彈性地在需要的時候才添加活性炭。但是在之前的文獻中提到，Simpson(1998)發現活性炭在混凝程序前添加具有最佳去除效果，因為混凝劑會妨礙 PAC 吸附臭味物質。所以有人建議在原水取水口處即添加活性炭，如此可以增長接觸時間，但缺點在於有些本來應該被混凝去除之大分子有機物，因未能在吸附前去除，故增加大、小分子有機物在活性炭表面之競爭作用。因此，亦有人主張在混凝沉澱之後，另再加一活性炭接觸槽，利用後續砂濾床增加吸附時間及將活性炭截留去除，以充分發揮活性炭的吸附能力，但是因需另外再增建一接觸槽會增加設備成本。表 4.5-1 為 PAC 的添加位置對水廠操作及污染物去除之優缺點的比較[Najm, 1991b]。

表 4.5-1 淨水程序中 PAC 添加處優缺點

PAC 添加處	優點	缺點
取水口	<ul style="list-style-type: none"> • 延長PAC接觸時間 • 較佳混合效果 	<ul style="list-style-type: none"> • 某些污染物可利用混凝去除者，先被PAC吸附， • 增加PAC 使用負荷，吸附過程亦可能有競爭吸附現象發生
快混槽	<ul style="list-style-type: none"> • 快混至膠凝過程有較佳混合效果 • 具充分接觸時間 	<ul style="list-style-type: none"> • 混凝劑與PAC結合成膠羽，可能降低PAC吸附效率 • 某些有機物仍無法達到吸附平衡 • 某些可利用混凝去除之污染物可能會與其他有機物有競爭吸附的行為
在快混槽後設置 PAC 接觸槽	<ul style="list-style-type: none"> • 有較佳混合效果 • 有較長接觸時間 • 吸附過程中無混凝劑的干擾 	<ul style="list-style-type: none"> • 需額外再增建接觸槽，增加設備成本 • 某些可利用混凝去除之污染物可能會與其他有機物行競爭吸附作用
快濾槽進流口	<ul style="list-style-type: none"> • 由於PAC截留在濾床內，吸附時間較長，具有較高吸附效率 	<ul style="list-style-type: none"> • 容易造成PAC穿透濾床，而混入清水槽或流至配水管網內

(i) 水中餘氯的影響

通常有些淨水場會採用前加氯的措施，然而水中的餘氯對於活性碳的吸附量卻有顯著的影響[Lazlezary-Craig et al., 1988 ; Lalezary et al., 1988 ; Sontheimer et al., 1988 ; Gillogly et al., 1998 ; Huang et al., 1999]。Gillogly 等人(1998)發現隨著水中餘氯濃度的增加，活性碳對 2-MIB 的吸附量隨之下降；而且水中餘氯還會氧化活性碳吸附表面，使已經被活性碳吸附的 2-MIB 再度被釋放出來。國內淨水廠通常使用前加氯，若亦同時添加粉狀活性碳，則活性碳可能會受餘氯之作用而改變其對水中有機物的吸附能力。Lalezary 等人(1988)指出水中的餘氯會氧化活性碳表面吸附官能基，造成活性碳對有機物的吸附量降低，尤其在低活性碳添加劑量及高有機物濃度時影響最大。

自由餘氯與活性碳作用後，除釋出氯離子外，活性碳本身亦會產生表面氧化基，並影響其對有機物質之吸附[Sontheimer et al., 1988]。氯與活性碳表面作用時，會釋放氫離子使系統之 pH 值下降。另外，在 Snoeyink 等人(1981)進行活性碳經氯作用後，其他有機質釋出的研究。該研究發現，當管柱內每克之顆粒狀活性碳平均與 2 克以上之自由餘氯接觸後，出流液中會帶有灰黑色產物及揮發性有機物，經分離後證實此產物屬高分子量且帶有 O-H 基之有機物。Voudrias(1985)以 3 mg/L 之酚為被吸附基質進行實驗，結果發現預先被 Calgon F400 活性碳吸附之基質受自由餘氯作用後，會有一些有機物生成，這些產物包括聚酚類(polyphenols)、琨類(quinines)及氯化衍生物等，而認為活性碳具有催化作用，而活性碳表面自由基正是產生這些產物之位置。

關於結合餘氯與吸附在活性碳表面上之有機物間之作用的研究，由於結合餘氯的氧化力甚弱，對有機物分子主要以取代方式進行，故反應後有機物之特性並不會有太大之改變。Voudrias(1985)以 1~3 mg/L 之酚類化合物與 15~20mg/L 之一氯胺進行批次反應實驗，結果發現所形成的氯化有機物種類遠比以自由餘氯接觸時所產生的物種少，對已吸附在活性碳之酚類有機物，一氯胺之作用並不明顯。黃氏(1997)對經不同氯量作用後的活性碳，利用紅外線光譜儀(FTIR)的分析結果可以發現，氯與活性碳作用會造成活性表面官能基的改變，由 IR 光譜圖可看出未經氯作用之 PAC，在 2500-600 cm^{-1} 波數範圍內無明顯之 IR 吸收峰，但與氯作用後即發現有吸附峰出現在 1500-1100

cm⁻¹ 及 1000-800 cm⁻¹，且隨加氯量增加而有增強趨勢。在 Ishizaki (1974) 對活性碳分析之 IR 光譜圖中顯示，1500-1100 cm⁻¹ 之吸收峰主要是由活性碳上之 carboxyl-carbonate，1000-800 cm⁻¹ 則為 C-O 結構產生。此結果與文獻 (Snoeyink & Suidan, 1975) 中指出 PAC 受氯氧化將造成碳上所鍵結之氧量增加的現象相符，亦即氯與碳反應會產生不可逆之 C*O 氧化物。

氯對五種水中常見之土臭味物質的氧化能力為 IPMP > IBMP > TCA > geosmin > 2-MIB，由此可見 2-MIB 是一種很難被氧化的物質，所以水中餘氯對其並不會有直接影響 (Glaze et al., 1990; Lalezary et al., 1986)，但是當 2-MIB 與餘氯同時存在時，將會使活性碳的吸附效率降低。在 Gillogly 等人 (1998) 的研究中發現使用 Hydrodarco-B 活性碳劑量為 11.5 mg/L，無添加氯時 2-MIB 的去除率為 67%，但若餘氯與活性碳添加劑量之比分別為 0.5、1 及 2，先行於二次去離子水中反應，再將活性碳過濾乾燥後添加置原水中，則 2-MIB 去除率分別降低為 49%、31% 及 15%，所以隨著水中餘氯濃度的增加，活性碳對 2-MIB 的吸附量也隨之下降。

另外在 Gillogly 等人 (1998) 的研究報告亦指出，水中餘氯不只會造成活性碳吸附能力降低，更可能使原本已吸附在活性碳中的 2-MIB 物質釋放至水中，造成濃度的上升。其中也發現，將總量相同的氯以一次全部加入及分數次添加於原水中，對粉狀活性碳吸附 2-MIB 的影響並無太大差別，所以對其最主要的影響還是為餘氯添加的總量。Lalezary 等人 (1986) 及 Gillogly 等人 (1998) 也在文獻中指出，當 PAC 的添加量增加到某一程度時，也就是氯添加量與 PAC 添加劑量之比率低於某值時，餘氯的影響便可以忽略。除此之外，將原水與濃度為 5 mg/L 的氯反應 24 小時後去餘氯，再加入 PAC 11.5 mg/L 進行反應，發現水中的消毒副產物 (DBPs) 對 2-MIB 不會產生競爭吸附，並不會影響 PAC 的吸附量。研究中亦發現，將氯與 PAC 以 1:1 比例的添加量 (各為 5.8 mg/L) 先在二次去離子水中反應後除氯，PAC 對 2-MIB 的去除率由原來的 86% 降到 38%，若是在反應後不去氯，則去除率甚至降到 11%。另外 Lazlezary-Craig (1988) 指出，水中一氯氨 (monochloramine) 對於活性碳吸附量的影響比水中的自由餘氯還嚴重。在台灣，劉氏與林氏 (2002) 也發現相同的 2-MIB 去除效率，有餘氯的水體所需的活性碳劑量大於無餘氯的水體，然而

當 PAC 的添加量增加到某一程度時，餘氯的影響便可以忽略(如圖 4.5-1 所示)。

由此可見，氯對活性碳吸附水中微量有機物的影響甚鉅，尤其台灣地區大部分的淨水廠皆有使用前加氯及後加氯，因此在應用活性碳處理水中臭味問題時，加氯消毒及 PAC 處理兩個流程間的接觸時間應要有所限制，以求得最大的去除效率。

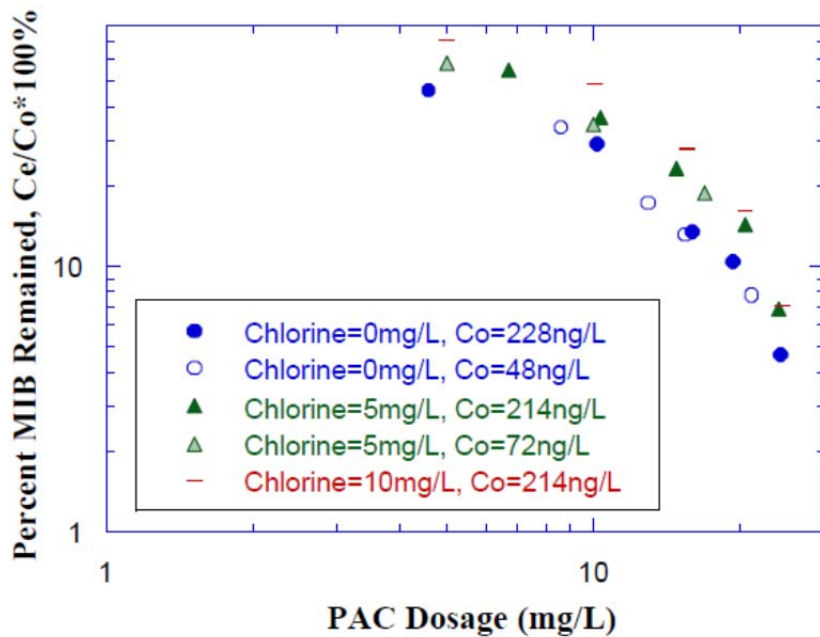


圖 4.5-1 原水中加氯量與活性碳添加劑量對 MIB 殘留率之影響

4.5.3 選用原則與注意事項

粉狀活性碳之選用，主要參考投加量與吸附時間，其必需進行吸附容量試驗與吸附動力試驗來確定，同時必需考量水中其他污染物之競爭、投加設備的操作偏差，以確定實際投加量有足夠之安全餘量。一般而言，對粉狀活性碳活性影響臭味吸附能力之因素如表 4.5-2 所示。

另因粉狀活性碳與氯同時加入時，通常每添加 1 mg/L 粉狀活性碳會消耗氯 0.2~0.25 mg/L，故為避免影響粉狀活性碳吸附效果與降低耗氯量，應考量前加氯位置與劑量。本研究團隊以粉狀活性碳 G135-900 為例，探討其於水中耗氯之動力模式。實驗設計將不同克數乾淨之粉狀活性碳分散於水中，再添加 NaOCl，量測其於水中之殘餘濃度，結果如圖 4.5-2 所示。經動力解析後，可以四階動力模

式模擬水中 NaOCl 之降解。

$$d[\text{ClO}^-]/dt = k[\text{PAC}]^2 [\text{ClO}^-]^2$$

其中[PAC]為粉狀活性碳於水中可反應之濃度，[ClO⁻]為 NaOCl 於水中之濃度。因活性碳與餘氯之反應為催化之反應，故可假設可反應性粉狀活性碳於反應過程中之變化可忽略。

自來水添加粉狀活性碳除了會額外消耗氯以外，也會由於氯和粉狀活性碳的相互作用對加氯消毒副產物生成產生影響。林氏等人(1996)以鳳山淨水廠原水進行瓶杯試驗，研究結果顯示原水先經粉狀活性碳吸附再進行加氯，水相之非溶解性有機碳(NPDOC)會隨加氯量增加而增加；原水直接加氯及粉狀活性碳在純水中加氯之對照組及空白實驗則沒有此現象發生。水中增加之 NPDOC 是由於吸附在粉狀活性碳表面之有機物受氯氧化再度脫附至水溶液，這種現象會提高加氯消毒副產物產生的潛勢，在自來水處理系統中使用粉狀活性碳必須特別注意。

另一個要注意的事項是添加粉狀活性碳後對淨水處理濾程的影響，使用上必須避免粉狀活性碳貫穿濾床，導致清水濁度增加和提高微生物再滋生的潛勢。Najm 等人(1991b)整理歷年的研究並報導在極大粉狀活性碳添加量(60 mg/L)和高濾速(>8 至 9 m/h)條件下，粉狀活性碳會貫穿過濾池濾床；當粉狀活性碳添加量為 30 mg/L 和濾速 4.9 m/h 條件下，粉狀活性碳則不會貫穿。然而，Stringfellow 等人(1993)卻發現當粉狀活性碳在快混池的添加劑量為 1 至 2 mg/L 時，該處理系統的過濾池出水卻可發現到粉狀活性碳，顯示粉狀活性碳已經貫穿濾床。

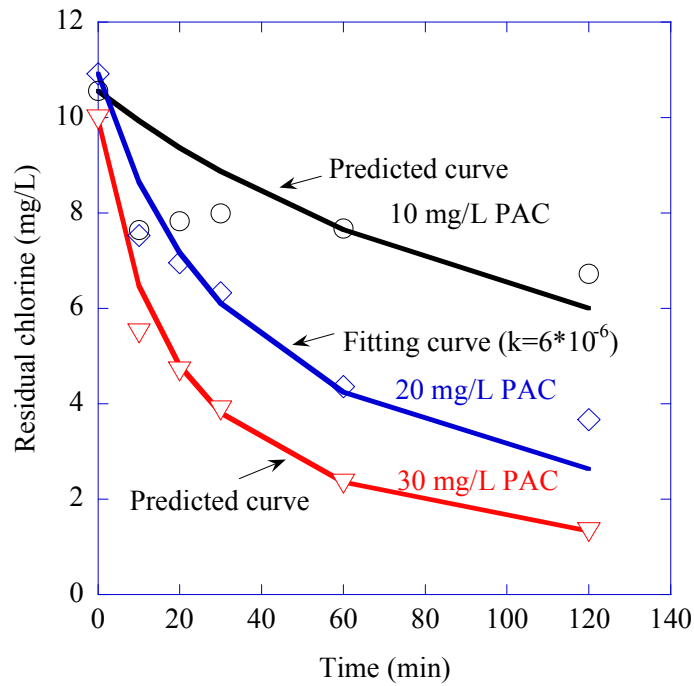


圖 4.5-2 NaClO 於含有不同劑量粉狀活性碳(G-135 900)水溶液之動力模擬

表 4.5-2 粉狀活性碳臭味吸附能力影響因子

影響因素		粉狀活性碳吸附能力
活性炭性質	活性炭微孔比例 ↑	吸附能力 ↑
	活性炭原料	木質為佳
	吸附質分子量 500~1000	吸附能力較佳
環境因子	吸附質極性 ↑	吸附能力 ↓
	水中天然有機質 ↑	吸附能力 ↓
	溫度	水中影響不大
	pH	中性較佳
	接觸時間 ↑	吸附能力 ↑
	混凝劑劑量 ↑	吸附能力 ↓
	加氯量 ↑	吸附能力 ↓

4.6 國內外粉狀活性碳相關標準

國內外針對粉狀活性碳於水處理之標準規範包括美國自來水協會(AWWA B600-10)、英國標準(BS EN 12903: 2009)、日本下水道協會(JWWA K113: 2005)與中國大陸(GB/T 13803.2, 木質淨水用活性碳)等標準。台灣自來水公司 2009 年之前對於水中粉狀活性碳於水處理並無相關之標準，僅規範碘吸附力(>1000 mg/g)、1%懸浮浸出液 pH (7~11)、灰份(<15%)、含水率(<40~50%)與 200mesh 篩目篩除殘留(< 10%)。台灣自來水公司 2009 年 10 月遂參考 JWWA K113 之規範，擬定使用粉狀活性碳管理要點。各粉狀活性碳標準對於吸附能力與不純物之規範整理於表 4.6-1、表 4.6-2。台灣自來水公司之粉狀活性碳管理要點，對於吸附能力規範相較於其他標準較為嚴謹，但於粉狀活性碳內不純物與有害物質之規範，卻無相關指引，值得相關單位後續研擬。

表 4.6-1 粉狀活性碳吸附能力規範

	AWWA B600-10	BS EN 12903:2009	JWWA K113:2005	台水管理要點	GB/T 13803.2:1999	
					一級品	二級品
原料來源	-	-	-	植物木質、非再生	木質	木質
粒徑分佈	100mesh 篩網殘餘 ≤1% (木質 ≤5%) 200mesh 篩網殘餘 ≤5%(木質 ≤15%) 325mesh 篩網殘餘 ≤ 10%(木質 ≤ 40%)	150μm 篩網殘餘 ≤5%	75μm 篩網殘餘 ≤10%	75μm 篩網殘餘 ≤10%	-	-
碘吸附值(mg/g)	≥ 500	-	≥ 900	>900	≥ 1000	≥ 900
酚值	-	-	≤ 25	≤ 25	-	-
ABS 吸附值*	-	-	≤ 50	≤ 50	-	-
甲基藍脫色力 (mL/g)	-	-	≥ 150	≥ 150	≥ 135	≥ 105
強度(%)	-	-	-	-	≥ 94	≥ 85
視密度(g/mL)	0.2 - 0.75	-	-	-	0.45 - 0.55	0.32 - 0.47

*烷基苯磺酸鈉(Sodium alkylbenzenesulfonate, ABS)吸附值

表 4.6-2 粉狀活性碳不純物之規範

	AWWA B600-10	BS EN 12903:2009	JWWA K113:2005	台水管理 要點	GB/T	
					一級品	二級品
pH	-	-	4-11 (1% 懸浮浸 出液)	4-11 (1% 懸浮浸 出液)	5.5-6.5	5.5-6.5
氯化物 (%)	-	-	≤0.5 (1% 懸浮浸 出液)	≤0.5 (1% 懸浮浸 出液)	-	-
電導度 (μS/cm)	-	-	≤900 (1% 懸浮浸 出液)	≤900 (1% 懸浮浸 出液)	-	-
乾燥減量(%)	-	-	≤50	≤50	-	-
灰份(%)	-	≤15	-	-	≤5	≤5
水分(%)	≤8	≤5	-	-	≤10	≤10
水溶性物質(%)	-	≤3	-	-	-	-
鋅(%)	符合 NSF/ANSI 60(Drinking Water Treatment Chemicals-Health Effects)與 NSF/ANSI 61(Drinking Water System Components)	≤0.002	符合 JWWA Z109:2010 規範	-	不能混入含有對 人體健康有毒或 有害的物質	
砷(mg/kg)		≤10				
鎘 (mg/kg)		≤5				
鉻(mg/kg)		≤50				
汞(mg/kg)		≤1				
鎳(mg/kg)		≤20				
鉛(mg/kg)		≤10				
銻(mg/kg)		≤5				
硒(mg/kg)		≤10				
氰化物(mg/kg)		≤50				
多環芳香烴 (mg/kg)		≤0.2				

4.7 吸附平衡模式

由於背景天然有機質對於活性碳吸附低濃度有機物質(包含臭味物質)影響很大，因此許多研究人員試著用模式進行將背景有機質包括在吸附量推估中。天然水中存在之有機物質會跟目標污染物起競爭吸附，造成天然水中之吸附量比去離子水環境之吸附量還低，使實驗室所獲得去離子水等溫吸附線無法應用在天然水環境中時。即使實驗室進行天然水之目標污染物吸附等溫線，也可能因為初始濃度和現地污染物濃度不一樣，造成初始濃度效應。污染物初始濃度越低，吸附量越低。以下分別介紹常用的吸附平衡模式

4.7.1 假想模式

由於自然水中所含有的天然有機質，大部分無法作詳細的分子確認，且往往會與活性碳產生競爭吸附現象，降低活性碳吸附量。而大部分的活性碳相關預測模式是針對已知成分的化合物作描述及預測，無法應用在自然水的吸附行為描述。

假想(Fictive)模式是以理想吸附溶液理論(ideal adsorbed solution theory, IAST) [Radke and Prausnitz, 1972]為基礎，背景天然有機質分成數個假想的部份(fictive components)與微量有機物進行競爭吸附作用。如果溶液系統中的所有混合吸附質成分組成已經明確知道，可以利用理想吸附溶液理論，依據單質等溫吸附線預測活性碳吸附量。理想吸附溶液理論的 5 個基本方程式如下所示：

$$q_T = \sum_{i=1}^N q_i \quad (1)$$

$$z_i = \frac{q_i}{q_T} ; i = 1 \text{ 到 } N \quad (2)$$

$$C_i = z_i C_i^0 ; i = 1 \text{ 到 } N \quad (3)$$

$$\frac{1}{q_T} = \sum_{i=1}^N \frac{z_i}{q_i} \quad (4)$$

$$\int_0^{q_1^0} \frac{d \ln C_1^0}{d \ln q_1^0} dq_1^0 = \int_0^{q_j^0} \frac{d \ln C_j^0}{d \ln q_j^0} dq_j^0 ; j = 2 \text{ 到 } N \quad (5)$$

其中 q_T 為吸附劑的總表面負荷； Z_i 是成分 i 的莫耳分率； C_i^0 是當吸附劑吸

附量為 q_i^0 時的單一吸附質濃度。如果單一吸附質吸附行為可用 Freundlich 等溫吸附線表示，代入上述 IAST 模式得到：

$$C_i = \frac{q_i}{\sum_{j=1}^N q_j} \left[\frac{\sum_{j=1}^N n_j q_j}{n_i q_i} \right]^{n_i} ; i = 1 \text{ 到 } N \quad (6)$$

Crittenden 等人(1985)及 Smith and Weber(1990)成功地利用此方法模擬具背景天然有機物情況下，配合適當的等溫吸附線(例如 Freundlich isotherm)描述單質吸附情形，並將背景有機質分成數個假想的部份，每一個部份均有相同之吸附特性(即 Freundlich isotherm 中之參數 K 及 n)，由單質的吸附參數即可有效地推估各假想部份參數值，並可應用於推估相同背景水質下其他化合物之吸附量。

4.7.2 等背景化合物模式

等背景化合物模式(equivalent background compound, EBC)模式則是簡化假想模式中之數個假想的部份成為單一背景化合物，同時將背景天然有機物以單一假想之等背景化合物表示(EBC) [Najm et al., 1991a; Knappe et al., 1998]。在等背景化合物模式中，整個吸附系統考慮成非線性之微量有機物及 EBC 雙溶質競爭吸附系統，同時把溶液考慮成理想吸附溶液，微量有機物則以非線性之 Freundlich 等溫吸附線表示。EBC 模式所得到的雙溶質吸附方程式，如下列方程式所示：

$$C_{1,0} - q_1 C_c - \frac{q_1}{q_1 + q_2} \left(\frac{n_1 q_1 + n_2 q_2}{n_1 K_1} \right)^{n_1} = 0 \quad (7)$$

$$C_{2,0} - q_2 C_c - \frac{q_2}{q_1 + q_2} \left(\frac{n_1 q_1 + n_2 q_2}{n_2 K_2} \right)^{n_2} = 0 \quad (8)$$

$C_{i,0}$ 為吸附質 i 的初始濃度 ($\mu\text{mole/L}$)；

q_i 為吸附質 i 的固相平衡濃度 ($\mu\text{mole/L}$)；

C_c 為添加 PAC 劑量 (g/L)；

K_i 及 $1/n_i$ 為單吸附質 i 的 Freundlich 等溫吸附線常數

其中化合物 1 代表微量有機物；化合物 2 代表 EBC

方程式(7)及(8)中包含 3 個未知數，EBC 之單質 Freundlich 等溫吸附常數(K_2 和 $1/n_2$)及 $C_{2,0}$ ；而 EBC 的固相濃度值(q_2)可經由所施加的 PAC 劑量求得。由於上述方程式參數求取均甚複雜，因此常需要多個實驗才能求得所需參數。因此 Knappe 等人(1998)假設：(1)EBC 固相濃度(q_2)遠大於微量有機物固相濃度(q_1)；(2)Freundlich 等溫吸附方程式指數 $1/n_1$ 和 $1/n_2$ 是類似的，落於 0.1 至 1 之間。將上述假設代入方程式(7)中，得到微量有機物的固相濃度值，如下所示：

$$q_1 = \frac{C_{1,0}}{C_c + \frac{1}{q_2} \left(\frac{n_2 q_2}{n_1 K_1} \right)^{n_1}} \quad (9)$$

由方程式(9)中可發現，在一定的 EBC 固相濃度與活性碳加添劑量下，活性碳吸附量與初始微量有機物濃度成正比。將微量有機物的質量平衡關係 ($C_{1,0} = C_{1,eq} + q_1 C_c$) 代入方程式(9)，得到方程式(10)：

$$\frac{C_{1,eq}}{C_{1,0}} = \frac{\frac{1}{q_2} \left(\frac{n_2 q_2}{n_1 K_1} \right)^{n_1}}{C_c + \frac{1}{q_2} \left(\frac{n_2 q_2}{n_1 K_1} \right)^{n_1}} \quad (10)$$

當施放大量活性碳劑量時，EBC 的液相平衡濃度可以忽略，得到：

$$q_2 \cong \frac{C_{2,0}}{C_c} \quad (11)$$

將方程式(11)代入方程式(10)中：

$$\frac{C_{1,eq}}{C_{1,0}} = \frac{\frac{1}{C_{2,0}} \left(\frac{n_2 C_{2,0}}{n_1 K_1} \right)^{n_1}}{C_c^{n_1}} \quad (12)$$

方程式(12)代表 $C_{1,0}$ 對 C_c 在 log-log 座標上作圖，在施加大量活性碳劑量條件下將會形成一條斜率為 n_1 的直線。

Knappe 等人(1998)針對 Atrazine 及 2-MIB 化合物進行實驗，發現在多重吸附質系統且微量有機物濃度不高的情況下，不同的 Atrazine 及 2-MIB 化合物初

始濃度，活性碳吸附量直接與初始微量有機物濃度成正比，如方程式(9)所示。最後，作者利用上述方程式驗證實驗觀察結果。Gilligly 等人(1999)經測試四個天然水源、14 種活性碳，發現在天然水中，不同的 2-MIB 初始濃度情況下，活性碳劑量與 MIB 去除效率百分比可以單一曲線表示，顯示在各天然水中 2-MIB 去除效果僅與活性碳添加量有關，而與初始濃度無關，如方程式(12)所示。Najm 等人(1991a)應用此簡化後之模式成功地推估有背景天然有機物情況下，不同初始濃度下之三氯酚吸附情形。Graham 等人(2000)也發現活性碳去除 2-MIB 之效率與初始濃度無關的結果，且更進一步利用 IAST 的觀念驗證此發現在理論上之合理性。

4.7.3 Solvophobic Theory 模式

另外，文獻上也有學者嘗試用不同理論基礎，希望藉由吸附質的物理化學性質或活性去推估活性碳對不同吸附質的吸附量。例如，Nirmalakhandan 等人(1990)以 solvophobic theory 為基礎，提出 connectivity langmuir model 預測活性碳吸附三大類 52 種化合物；Blum 等人(1994)使用 molecular connectivity，針對 6 篇文獻之 363 種芳香族及脂肪族化合物進行迴歸分析，得到 QSAR 模式。最後，並與不同文獻資料及實驗數據比較，可合理預測活性碳在不同濃度之吸附量。Crittenden 等人(1999)則是進一步結合 polanyi theory 及 linear solvation energy relationships(LSERs)兩種理論，經由 56 種有機化合物及 8 個吸附劑實驗吸附數據，最後提出四大類溶液化合物的液相修正吸附等溫吸附線。

4.8 吸附動力模式

吸附質在多孔性吸附劑進行吸附時，一般認為必須經過下列步驟包括：外部擴散(external diffusion, 在液/固交界膜部分)，內部擴散(internal diffusion, 在吸附劑顆粒內之液相或固相表面)及吸附三大部分。由於一般物理性吸附相當快速(約 10^{-6} 秒附近)，所以主要控制污染物在吸附劑之吸附速率快慢應為前兩個步驟 [Weber et al., 1991]。污染物的外部擴散速率一般與質量傳送係數與濃度梯度相關，而質量傳送係數與流經吸附劑顆粒固體流況有關 [Noll et al., 1992]。在環工、化工相關研究上，有許多的經驗公式可用於描述不同流況下之質量傳送係數。通常，這些公式都以 Sherwood Number 的型式表示，且為 Reynolds Number 與 Schmidt Number 的函數。內部擴散速率部分則較為複雜些。一般內部擴散可區分為孔隙中氣體之分子擴散、Knudsen 擴散與孔壁固體上之表面擴散數種 [Ruthven, 1984]。

4.8.1 均勻表面擴散模式

均勻表面擴散模式(homogeneous surface diffusion Model, HSDM) 已經廣泛應用在模擬活性碳吸附動力行為上 [Pirbazari et al., 1993; Najm, 1996; Gillogly et al., 1999]。HSDM 模式假設吸附質和吸附劑表面為局部平衡的狀態，且表面擴散(surface diffusion)為內部擴散控制因子。由於粉狀活性碳具有很小的顆粒粒徑，加上實際操作 PAC 都是應用在連續流(continuous-flow) 的系統中，PAC 的吸附質傳阻力可以忽略不計。因此，忽略質傳阻力的 HSDM 模式配合 Freundlich 平衡吸附數學模式，可由下列方程式表示：

$$\frac{\partial q}{\partial t} = D_s \left(\frac{\partial^2 q}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial q}{\partial r} \right) \quad (13)$$

$$\text{at } t = 0, 0 \leq r \leq R; q = 0$$

$$\text{at } r = 0, 0 \leq t; \frac{\partial q}{\partial r} = 0$$

$$\text{at } r = R, q_s = KC_s^n \quad (R \text{ 為活性碳顆粒半徑})$$

方程式(13)描述吸附作用時，活性碳表面濃度在不同時間及距離活性碳顆粒中心 r 距離處的吸附速率。

4.8.2 完全混合反應槽模式

完全混合反應槽模式(completely stirred tank reactor, CSTR)是假設吸附質在反應器內任何地方溶液的濃度皆相等，而且和出流水濃度(C_{eff})一樣。當 PAC 加入忽略吸附質傳阻力的完全反應槽模式中，活性炭顆粒表面的濃度和溶液濃度(bulk concentration)相等且成局部平衡的狀態。方程式(14)是在接觸時間 t 時，活性炭單位重量的表面吸附量的非線性解。

$$\frac{q_t}{q_\infty} = 1 - \frac{6}{\pi^2} \sum_{i=1}^{\infty} \left\{ \frac{1}{i^2} \exp\left(-\frac{D_s i^2 \pi^2 t}{R^2}\right) \right\} \quad (14)$$

式中 q_∞ 是活性炭的長時間的平衡吸附量，同樣可由 Freundlich 等溫吸附線 $q_\infty = KC_{eff}^n$ 表示：

$$(15)$$

因此，

$$q_t = KC_{eff}^n \left[1 - \frac{6}{\pi^2} \sum_{i=1}^{\infty} \left\{ \frac{1}{i^2} \exp\left(-\frac{D_s i^2 \pi^2 t}{R^2}\right) \right\} \right] \quad (16)$$

若考慮 PAC 在完全混合反應槽與水溶液的接觸時間呈現指數分佈(exponential distribution)，方程式(16)可修正為平均水力停留時間(hydraulic residence time, τ)的吸附量：

$$q_t = KC_{eff}^n \left[1 - \frac{6}{\pi^2} \sum_{i=1}^{\infty} \left\{ \frac{1}{i^2 \left(1 + \frac{D_s i^2 \pi^2 \tau}{R^2}\right)} \right\} \right] \quad (17)$$

考慮進流吸附質濃度(C_{inf})及活性炭添加劑量(C_c)，質量平衡方程式可表達如方程式(18)。

$$C_{inf} - C_{eff} - C_c KC_{eff}^n \times \left[1 - \frac{6}{\pi^2} \sum_{i=1}^{\infty} \left\{ \frac{1}{i^2 \left(1 + \frac{D_s i^2 \pi^2 \tau}{R^2}\right)} \right\} \right] = 0 \quad (18)$$

4.8.3 柱塞流反應槽模式

另一種常見之反應器為柱塞流反應槽(plug flow reactor, PFR)，該模式假設吸附質濃度在反應槽中並不是固定的，而是隨著時間及距離衰減。同樣可用方程式(13)及(19)描述 PAC 加入忽略吸附質傳阻力的柱塞流反應器：

$$\frac{\partial q}{\partial t} = D_s \left(\frac{\partial^2 q}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial q}{\partial r} \right) \quad (13)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{3C_c}{R^3} \frac{\partial}{\partial t} \int_0^R q r^2 dr \quad (19)$$

$$\text{at } t = 0, 0 \leq r \leq R ; q = 0$$

$$\text{at } r = 0, 0 \leq t ; \frac{\partial q}{\partial r} = 0$$

$$\text{at } r = R, q_s = KC_s^n \quad (R \text{ 為活性碳顆粒半徑})$$

$$\text{at } t = 0, C = C_{\text{inf}}$$

Najm(1996)利用 Orthogonal Collection Technique 將上述方程式轉換成偏微分方程式，然後藉由 Laplace Transform 轉成偏微分方程式，求出該方程式之非線性解。類似 CSTR 模式，PFR 模式之質量平衡方程式如方程式(20)所示：

$$C_{\text{inf}} - C_{\text{eff}} - 3C_c KC_{\text{eff}}^n \times \left[0.333 - 0.049 \exp\left(-143 \frac{\tau D_s}{R^2}\right) - 0.054 \exp\left(-40 \frac{\tau D_s}{R^2}\right) - 0.202 \exp\left(-9.87 \frac{\tau D_s}{R^2}\right) \right] = 0 \quad (20)$$

4.8.4 無因次完全混合反應槽模式及柱塞流反應槽模式

若將忽略吸附質傳阻力的 CSTR 及 PFR 模式，利用 λ 值無因次化，可得到下列兩個方程式：

$$\gamma = \frac{q_{\text{eff}}}{q_{\infty}} = 1 - \frac{6}{\pi^2} \sum_{i=1}^{\infty} \left\{ \frac{1}{i^2 (1 + i^2 \pi^2 \lambda)} \right\} \quad (21)$$

$$\gamma = \frac{q_{\text{eff}}}{q_{\infty}} = 1 - 0.15 \exp(-143\lambda) - 0.16 \exp(-40\lambda) - 0.61 \exp(-10\lambda) \quad (22)$$

$$\text{其中 } \lambda = \frac{t D_s}{R^2}$$

方程式(21)及(22)可描述在穩流狀態下，不同物理參數(C_{inf} 、 C_c 及 R)、平衡參數(K 和 n)及表面擴散係數(D_s)下，活性碳在 CSTR 及 PFR 的吸附效能。若將 γ 對 CSTR 及 PFR 的 λ 值作圖，可評估在不同操作條件下 CSTR 及 PFR 的效能，如圖 4.8-1 所示。其中 γ 代表在反應槽內活性碳吸附量與最大吸附量之比值，即活性碳之吸附效率。當 PAC 應用在連續管流中進行吸附時， λ 大於 0.1 表示吸附效果是優良的，活性碳吸附量是最大吸附量的 75% 以上； λ 介於 0.01 至 0.1 表示吸附效果普通，活性碳吸附量是最大吸附量的 30 到 7% 之間；當 λ 小於 0.01 時，吸附效果極差，活性碳吸附量是最大吸附量的 30% 以下。

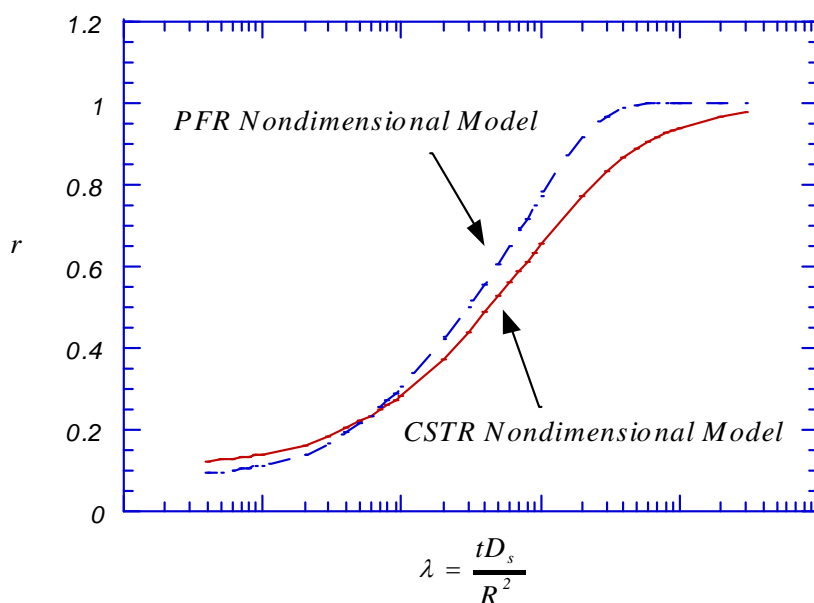


圖 4.8-1 無因次化之 CSTR 及 PFR 模式

4.9 粉狀活性碳選用與設計

通常粉狀活性碳(powdered activated carbon, PAC)用於非常態性的臭味處理問題，其設置成本較低，但若經常使用且劑量超過 20 mg/L 以上，則應使用粒狀活性碳吸附塔。一般而言，粉狀活性碳之設置成本遠較臭氧及粒狀活性碳等高級處理程序低，相當接觸時間下，吸附量更可達粒狀活性碳(granular activated carbon, GAC)的六倍左右[Snoeynik et al., 1998]。以美國芝加哥市淨水場評估以高級處理程序除臭為例，粒狀活性碳系統設置成本為 5 千萬美元，臭氧系統設置成本為 6 千 1 百萬至 8 千 7 百萬美元間，而粉狀活性碳系統設置則僅需 1 千 5 百萬美元 [Butterworth, 1998]。但若經常使用且使用劑量超過 20 mg/L 以上時，則應該使用粒狀活性碳吸附塔。

粉狀活性碳選用主要是參考投加量與吸附時間，其必需進行吸附容量試驗與吸附動力試驗來確定，本計畫參考 AWWA B600 之內容，初擬「淨水處理添加粉末活性碳之吸附、杯瓶實驗指南」(見附件一)，以確定實際投加量有足夠之安全餘量。雖然有些水處理廠連續進給低劑量粉狀活性碳，但大多數的水處理廠僅在緊急情況下，可能只持續了數天左右使用現有的粉狀活性碳供應。如民國 89 年，高雄縣旗山溪遭受不法廢棄物清除/處理業者傾倒廢有機溶劑，水公司即可選擇使用粉狀活性碳當緊急應變措施，去除自來水中之化學性臭味及揮發性有機物質。其他水處理廠可能只有在一年內的幾個星期，例如藻華出現時，原水水質較差下粉狀活性碳之施用。工程師面臨的一大困境是如何提供一個粉狀活性碳進料和儲存系統，以滿足全方位的進料。粉狀活性碳系統的設計還必須考量如何以最佳方式處理潛在的飛塵外，尚需解決粉狀活性碳難以操作、難以儲存很長一段時間，但需要臨時的通知下，即時施用。因此，粉狀活性碳在設計上需考量以下問題：

1. 使用頻率以及可能之施用情形。
2. 由過去水質記錄與經驗評估可能之粉狀活性碳劑量。
3. 評估最遭水質方案(worse-case scenario)下粉狀活性碳進料劑量。
4. 粉狀活性碳採購與運送至場區施用之時程。

4.9.1 粉狀活性碳投加藥系統

粉狀活性碳投加藥系統主要可分為乾式與濕式投加藥法。乾式投加藥系統利用乾粉投加藥機等設備將粉狀活性碳通過水流噴射器直接投加到處理水體中，主要單元一般包括儲料間、進料單元、儲料倉、計量投加藥設備、自動控制系統五部份。濕式投加藥系統為先將粉狀活性碳調製成 5~10% 的碳漿液，再通過計量泵加到水中，主要設備單元一般包括儲料間、進料單元、儲料倉、碳漿混合設備、碳漿投加藥設備、自動控制系統等六部份。乾式投加藥系統比較簡單，佔地面積少，但設備較易故障，需配合專業的維護人員。濕式投加藥系統計量較精確，混合均勻，但需要設置專門之碳漿池，占地空間面積較大，設備也較複雜。

目前市場粉狀活性碳包裝有散裝、20~25 公斤小包裝與 500~1000 公斤大包裝。散裝原料由專用罐車運輸，通過罐車上自動的氣體輸送系統將粉末傳輸到儲料倉中，具有設備投資少、運輸成本低、人力需求小、操作環境無粉塵外洩等優點，對於大型水庫可以優先考慮，但須符合輸送方便之前提。對於小包裝 20~25 公斤的粉狀活性碳，一般藉由人力拆包或自動拆包裝置經機械進料，將活性碳輸送到儲料倉中，具有採購不受地域限制、購買數量具彈性等優點，但投加藥人力需求較高，設備防護要求亦較高。500~1000 公斤之大包裝應用特性介於散裝與小包裝之間，具有投資成本較少、運輸費不高、人力需求小、粉塵外洩少、購買不受地域限制等特點，一般透過大型拆包裝置進料，適用於大中型水庫與淨水場。個別廠家活性碳之含水率不同，有濕式活性碳出售，其投加藥時較無粉塵問題，但儲存期較短，投加藥設備亦阻塞等問題。

儲存倉大小設計可以根據不同包裝活性碳的特點與投加用量的時間來設計。同時，儲存倉需配置料位計，當料位低於某一限值時能夠警報提醒開啟加料系統或根據料位情況透過自動控制系統自動進料。由於粉狀活性碳粒徑小、密度低，易形成空穴與漏斗因而不利於下料，因此儲碳倉還需配合震動裝置，以破壞空穴與漏斗，進而確保粉狀活性碳之輸送。

以下介紹四種不同粉狀活性碳投加藥系統組合。

(a) 小包裝真空進料乾式投藥系統

小包裝真空進料乾式投藥系統如圖 4.9-1 所示，包括真空進料機、儲料倉、乾粉投加藥機、水流噴射器、自動控制系統五部份。進料時將真空吸

頭插入粉狀活性炭包，暫儲於料倉 I 中。料倉 II 安裝料位監視器，當料位低於設定值時，通過自動控制系統開啟料倉 I 下端開口，使粉狀活性炭自動流入料倉 II。料倉 II 連接粉狀活性炭加藥機，加藥機透過自動控制系統接收到取水量的瞬間流量信號並根據設定值投加定量粉狀活性炭於水流噴射器中，水流噴射器瞬間將粉狀活性炭完全投到取水管道中。

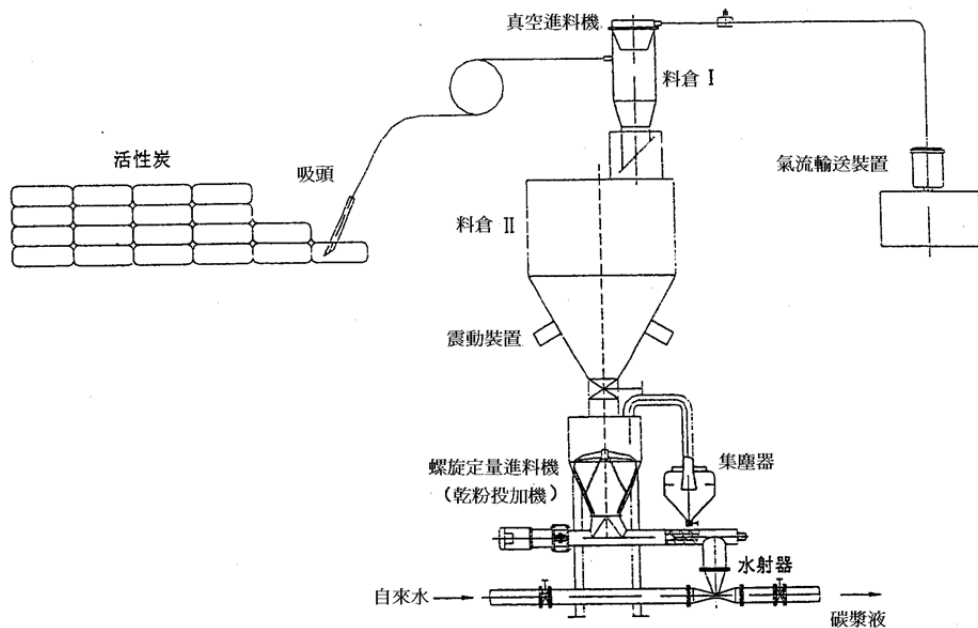


圖 4.9-1 小包裝真空進料乾式投藥系統

(b) 小包裝自動拆包濕式投加藥系統

小包裝自動拆包濕式投加藥系統如圖 4.9-2 所示，包括自動拆包機、粉狀活性炭螺旋輸送機、碳漿制備系統、壓力投加設備等。用機械起吊裝置或人力方法將粉狀活性炭置於皮帶輸送機上，繼而送入自動拆包機，自動拆包機將粉狀活性炭與包裝分離後，傾斜螺旋輸送設備將粉狀活性炭輸送至碳漿池，配成 5~10% 碳漿液，最後通過螺旋泵將碳漿液投加至取水道。碳漿液一般設置兩座，交替配置碳漿液，碳漿液投加藥量根據原水水質與流量比例投加。該系統投加精確，運行穩定，能夠透過配管實現多處同時投加，缺點是占地面積大，投資成本較高。

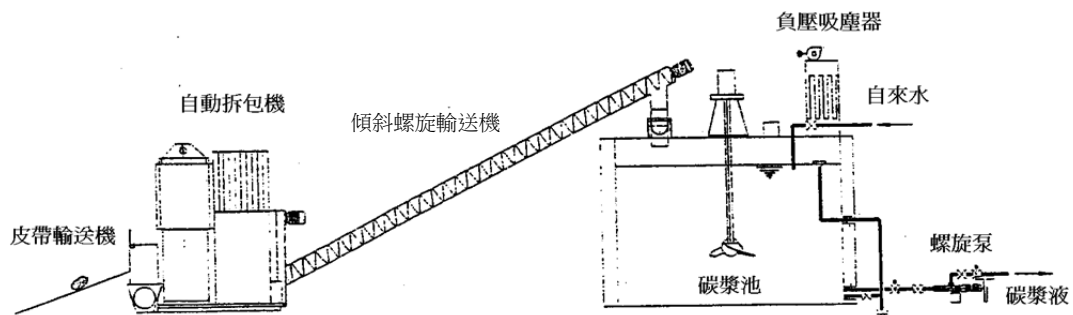


圖 4.9-2 小包裝自動拆包濕式投加藥系統

(c) 散裝壓力送碳濕式投加藥系統

散裝壓力送碳濕式投加藥系統如圖 4.9-3 所示，包括壓力送料管道、儲料倉、粉料輸配單元、碳漿制備系統、定量投加設備等。該系統與小包裝自動拆包濕式投加藥系統類似，碳漿液一般也設置兩座，交替配置碳漿液。該系統設備投資少、運輸成本低、人力需求小、操作環境無粉塵外洩等優點，適於用碳量較大之水庫，但需水庫與活性炭廠商距離較近、運輸方便。

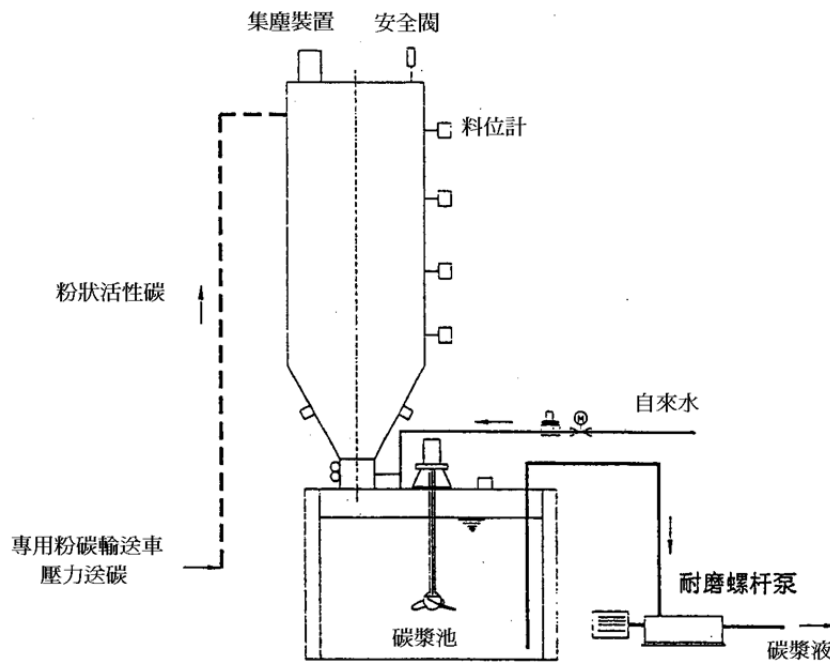


圖 4.9-3 散裝壓力送碳濕式投加藥系統

(d) 大包裝自動拆包濕式投加藥系統

大包裝自動拆包濕式投加藥系統如圖 4.9-4 示，包括破包裝置、儲料倉、定量進料裝置、碳漿配置罐、螺桿投加泵等。用機械起吊方式將大包裝的粉狀活性炭送至大袋破包裝置，自動拆包後粉狀活性炭進入儲料倉，將定量進料裝置送入碳漿罐，配置成 5~10% 的碳漿液，碳漿液將螺桿泵送至取水道。該系統可連續操作，因此碳漿罐可設計的較小，節省佔地面積。

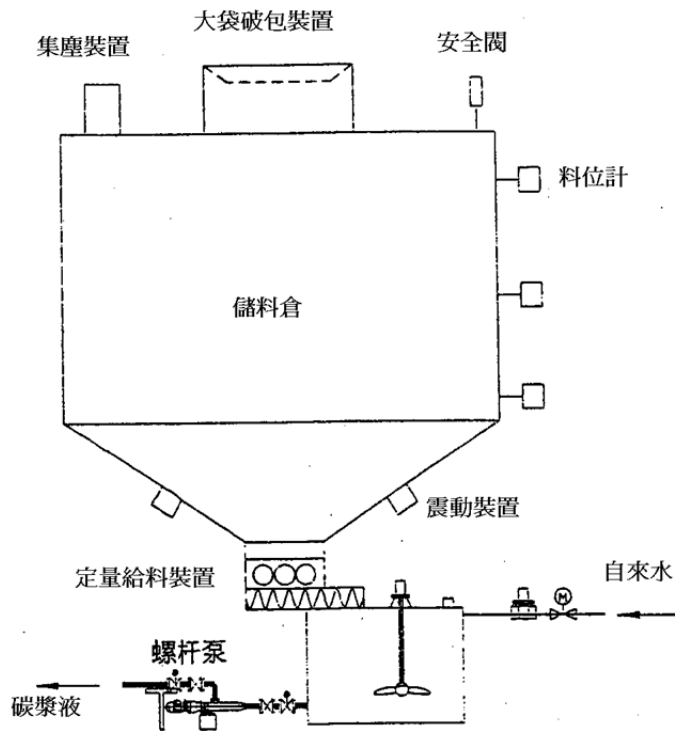


圖 4.9-4 大包裝自動拆包濕式投加藥系統

4.10 粉狀活性碳應用案例

4.10.1 澄清湖原水實驗案例

楊氏(2001)針對粉狀活性碳去除水中臭味物質(2-MIB)的吸附動力,提出簡易的 HSDM 模式預測活性碳的吸附動力。楊氏(2001)利用 HSDM 對活性碳 WPH 及 TAC 在 20 mg/L 的添加劑量下做最佳的模擬。由圖 4.10-1 可看出,活性碳 WPH 與 TAC 在添加劑量 30、15 及 10 mg/L 的吸附動力實驗值,均分別落在 HSDM 模式所預測的動力曲線上,表示用 HSDM 模式所預測結果與實驗結果相符合。基於這樣的基礎,楊氏(2001)發展出簡易 HSDM 模式。傳統 HSDM 模式必須先做實驗求出一組等溫吸附線以及一組吸附動力曲線。簡易 HSDM 模式,只需要一組吸附動力實驗數據,大幅地簡化所需要地實驗時間與人力成本。該簡易模式的假設條件是活性碳吸附 2-MIB 之 Freundlich isotherm 常數 $1/n$ 通常是介於 0.2~0.7 範圍,在這個基礎上只需要做一組吸附動力實驗,簡易 HSDM 模式就能有效預測不同添加劑量下活性碳的吸附動力。

簡易 HSDM 模式成功地應用在使用粉狀活性碳(WPH)去除澄清湖原水臭味物質。雖然模式輸入的 Freundlich isotherm 常數 K 、 $1/n$ 及表面擴散係數並非代表實際的情況,但模式合理地描述活性碳吸附 2-MIB 的動力行為。圖 4.10-2 是在澄清湖原水中不同 $1/n$ 值下活性碳 WPH 之 DS 最佳化求解,藉由不同 $1/n$ 和所求出之 DS 最佳值,可獲得 Freundlich isotherm 常數 K 。該實驗是以澄清湖原水活性碳添加 10 mg/L 劑量的吸附動力線來預測 20 mg/L 添加劑量的吸附動力。圖 4.10-3 則是澄清湖原水中活性碳 WPH 吸附 2-MIB 之動力預測結果,顯示當 $1/n$ 值在 0.2~0.7 的範圍時,簡易 HSDM 模式具有良好的預測效果;當 $1/n$ 值過大或過小時,預測開始產生誤差。

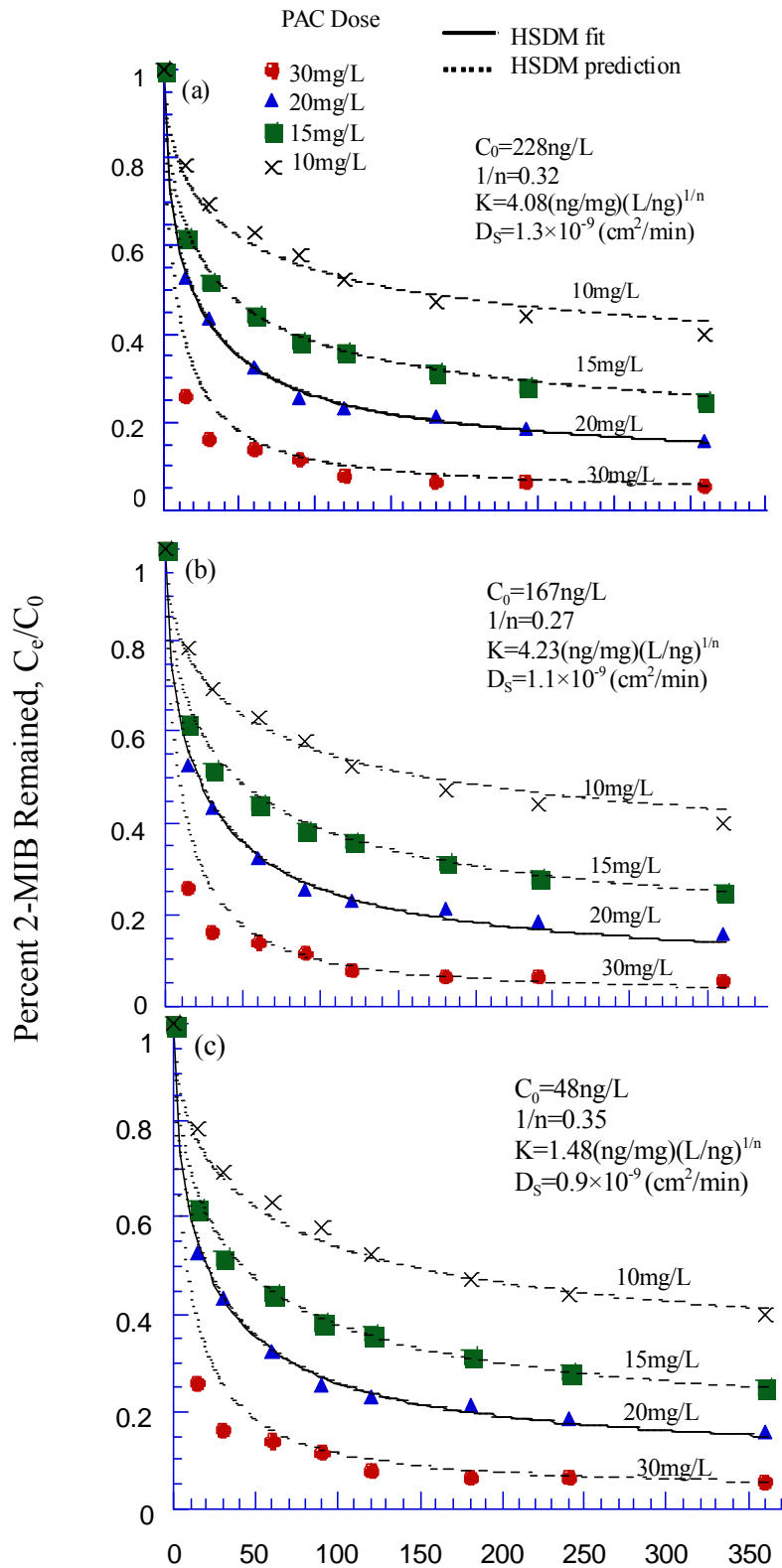


圖 4.10-1 HSDM 模式對不同活性碳去除 2-MIB 的模式預測結果[楊氏, 2001]

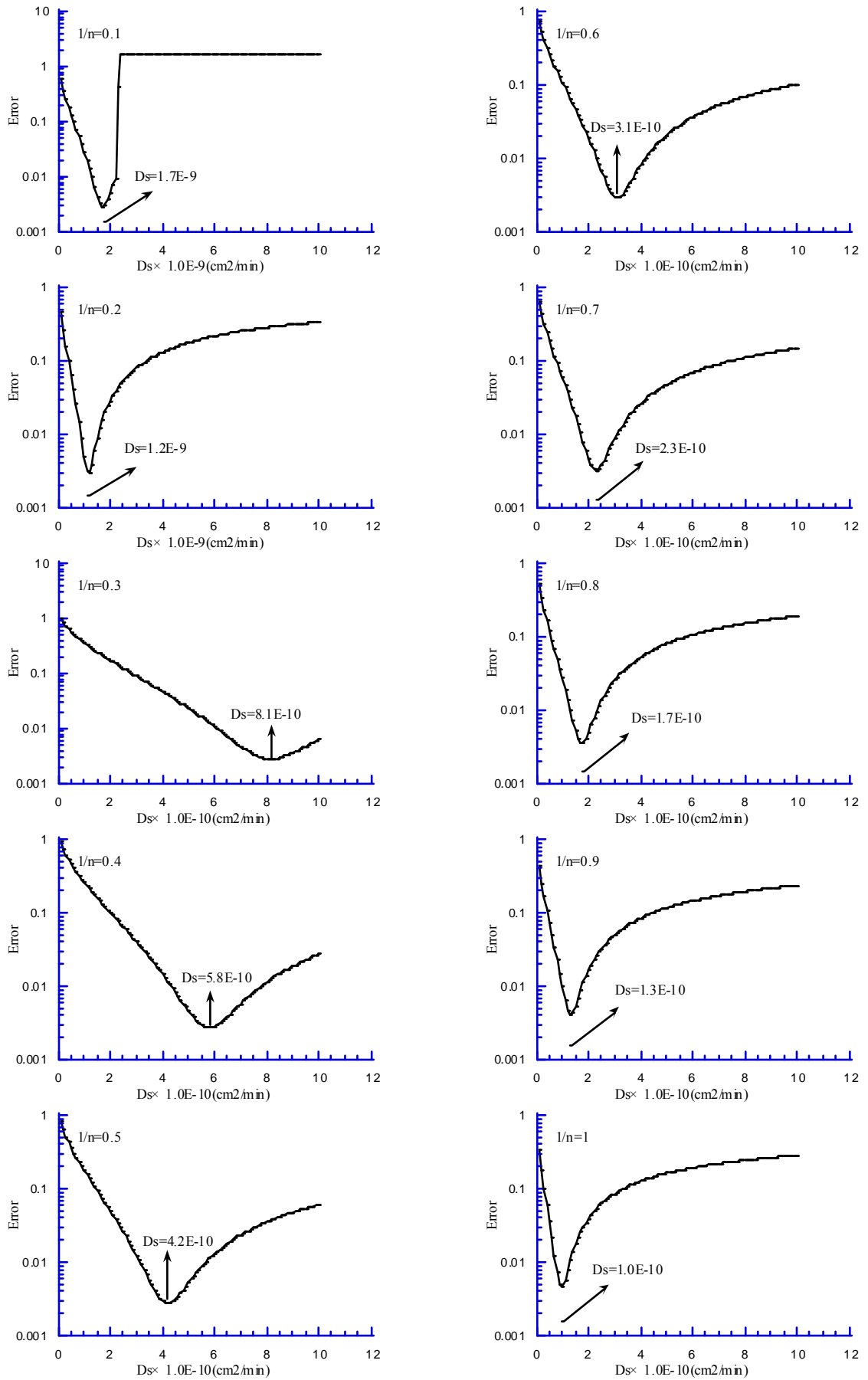


圖 4.10-2 澄清湖原水中不同 $1/n$ 值下活性炭 WPH 之 D_s 最佳化求解[楊氏, 2001]

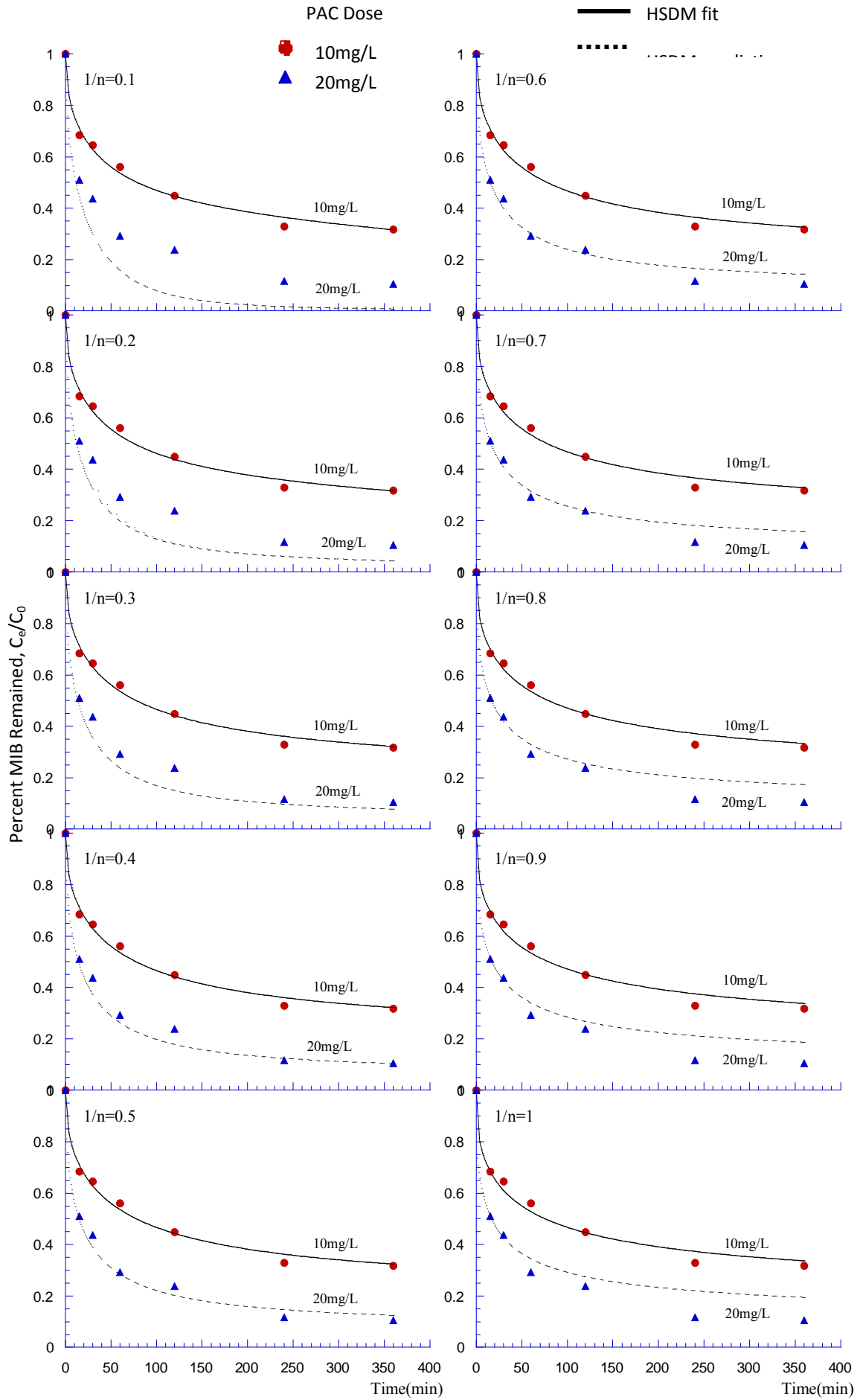


圖 4.10-3 活性炭 WPH 吸附澄清湖原水之 2-MIB 動力預測[楊氏, 2001]

4.10.2 鳳山淨水場實廠案例

為瞭解鳳山水庫使用粉狀活性碳去除原水臭味(主要針對 2-MIB)之效果，劉氏(2002)針對當時鳳山淨水場使用之粉狀活性碳(FS-PAC)在實驗室進行吸附動力實驗、模擬實廠流程之瓶杯試驗(jar-test)，並在鳳山淨水場處理進行流程實際測試與分析。藉由實驗室與實驗測試，將瓶杯試驗結果及實廠測試結果比較，以作為鳳山水廠添加粉狀活性碳劑量的參考。

(a) 吸附動力實驗

添加不同的活性碳添加劑量在不同接觸時間下，FS-PAC 粉狀活性碳對水中 2-MIB 的動力吸附情形如圖 4.10-4 所示。由圖中可看出活性碳 FS-PAC 在相同的添加劑量下(20mg/L)，對於不同的 2-MIB 初始濃度(228 和 78 ng/L)會有相同的動力吸附曲線，也就是具有同樣地 2-MIB 去除率。在不同初始濃度下，活性碳對 2-MIB 的去除率只和活性碳添加劑量有關，而與 2-MIB 初始濃度無關。雖然去除效率相同，但是在初始濃度越高的情況下，殘留的 2-MIB 濃度相對也會增高，因此在淨水場對於出流水中 2-MIB 濃度的控制還必須考慮原水臭味物質初始濃度的大小。實驗結果也發現，FS-PAC 對 2-MIB 的吸附主要發生在接觸時間的前兩個小時內。活性碳 FS-PAC 添加劑量 10mg/L 時，接觸時間 10 分鐘，對 2-MIB 吸附量達到平衡吸附量的 35%，當接觸時間增加至兩小時，對吸附量提高至平衡吸附量的 55%；類似的情形也發生在添加劑量 20 mg/L 的系統上。

(b) 瓶杯試驗

瓶杯試驗(Jar-test)是參照鳳山淨水場的處理順序及加藥量，在每一流程中依實廠條件控制不同的攪拌速率，模擬實廠的處理流程對 2-MIB 的去除效率。劉氏(2002)在實驗中也利用 HSDM 模式預測活性碳對 2-MIB 之去除率。表 4.10-1 是 FS-PAC 添加劑量分別為 10、20、30 mg/L 時的實驗結果。由表中可發現，當活性碳添加劑量愈多，對 2-MIB 的去除效率愈佳，活性碳添加劑量為 10、20、30mg/L 與原水反應 15 min 後，對 2-MIB 的去除率分別為 47%、56%、69%，而 HSDM 模式預測的去除率結果分別為 42%、60%、71%，與 Jar-test 實驗結果相差不大。

藉由加氯實驗可發現，不同的活性炭添加劑量在加氯後皆有 2-MIB 濃度上升現象。造成這樣的原因可能是加氯量濃度高達 60 mg/L，可能會使原本已經被 PAC 吸附的 2-MIB 再度釋放出來，或是因為加氯使原本在藻類胞內的 2-MIB 釋放至水相中導致。由實驗值可發現活性炭添加劑量較大時，加氯後 2-MIB 去除率降低愈多，而 HSDM 模式值是在沒有添加氯的情況下的預測結果，所以在加氯之後的流程中，去除率之誤差較大，但在活性炭添加劑量為 10 mg/L 時之瓶杯試驗結果與模式預測值相差不大。

(c) 實廠測試

為了解實驗室吸附動力和瓶杯試驗結果應用在鳳山淨水場去除水中 2-MIB 的可行性，劉氏(2002)進一步在鳳山淨水場各流程進行實地採樣。實場試驗時間為 2002 年 5 月 9 日上午 8:00 至 5 月 10 日下午 4:00，添加的活性炭劑量為 10 mg/L FS-PAC，研究團隊在 5 月 9-10 日進行兩天共五次採樣，採樣點包括原水取水口、添加 PAC 反應後、前加氯後、沉澱後及過濾池出水。

實場測試的結果如圖 4.10-5 所示，原水先經過活性炭 FS-PAC 反應 15 分鐘後，對 2-MIB 的去除率約為 40-50%，比在實驗室中的 40% 去除效果還要好，可能是實廠的管線流動時間不只 15 分鐘，且除了 PAC 在管線中隨原水流動外，在經過反應槽時可能會有停滯現象，因而延長 PAC 的反應時間，另外也可能是因為實廠的活性炭添加劑量略大於 10mg/L 的所導致實廠處理效果較實驗室預估的還要好。在前三次取樣時，加氯後及過濾後之 2-MIB 濃度會再度升高，加氯後約升高 10% 左右，由於實廠的加氯量約在 60 mg/L 以上，前加氯的濃度相當高，可能會使原本已經被 PAC 吸附的 2-MIB 再度釋放出來，與在實驗室中所做的結果相似。而過濾之後的 2-MIB 濃度上升的原因還有待後續研究探討。

(d) 瓶杯試驗與實廠測試比較

實驗室瓶杯試驗(添加 FS-PAC 10 mg/L)和鳳山淨水場實場測試的比較如圖 4.10-6 所示，實驗的 2-MIB 濃度為 68 至 80 ng/L。由圖中可以看出在實驗室瓶杯試驗結果與實場結果相當符合，添加 FS-PAC 劑量為 10 mg/L 時，在各流程的去除率分別為添加活性炭時為 47%、前加氯時為 45%、混凝沉澱

後為 48%。另外也將 FS-PAC 添加劑量 10mg/L 時的 HSDM 模式動力預測結果曲線繪於圖中。動力模式所預測的曲線為鳳山原水在沒有加氯情況下在批次反應槽(batch reactor)之 2-MIB 隨 FS-PAC 反應時間的殘留率。雖然模式模擬條件與實廠流程不盡相同，兩者在後續各處理流程對 2-MIB 的去除效率差不多，顯示 HSDM 模式仍可以作為實廠在操作時的參考。

表 4.10-1 Jar-test 及 HSDM 模式對鳳山流程水之 2-MIB 去除率[劉氏, 2002]

		2-MIB 去除率(%)								
		PAC=10mg/L			PAC=20mg/L			PAC=30mg/L		
		實	預	誤	實	預	誤	實	預	誤
		驗	測	差	驗	測	差	驗	測	差
		值	值	(%)	值	值	(%)	值	值	(%)
原水	接觸時間 (min)	—	—	—	—	—	—	—	—	—
加氯前	15	46.7	41.6	10.9	56.1	59.7	6.4	68.5	71.0	3.6
加氯後	16	44.9	42.1	8.4	40.9	60.3	47.4	55.1	71.6	29.9
混沉	112	47.8	55.5	16.1	57.4	74.7	30.1	65.4	82.9	26.7

*註：誤差(%)=[|預測值-實驗值|÷實驗值]×100%

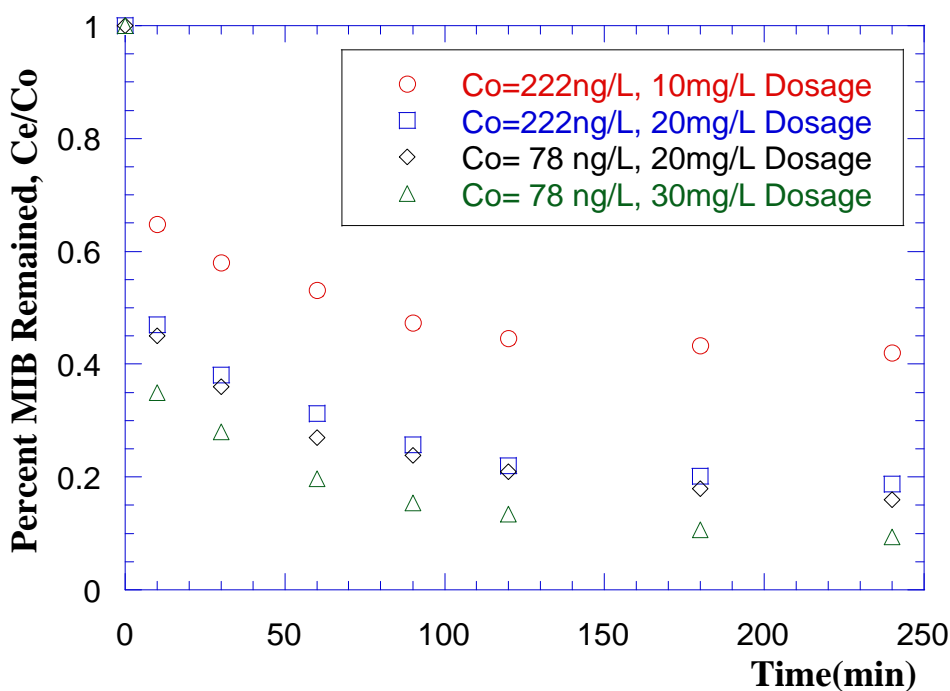


圖 4.10-4 FS-PAC 在鳳山原水中的吸附動力曲線[劉氏, 2002]

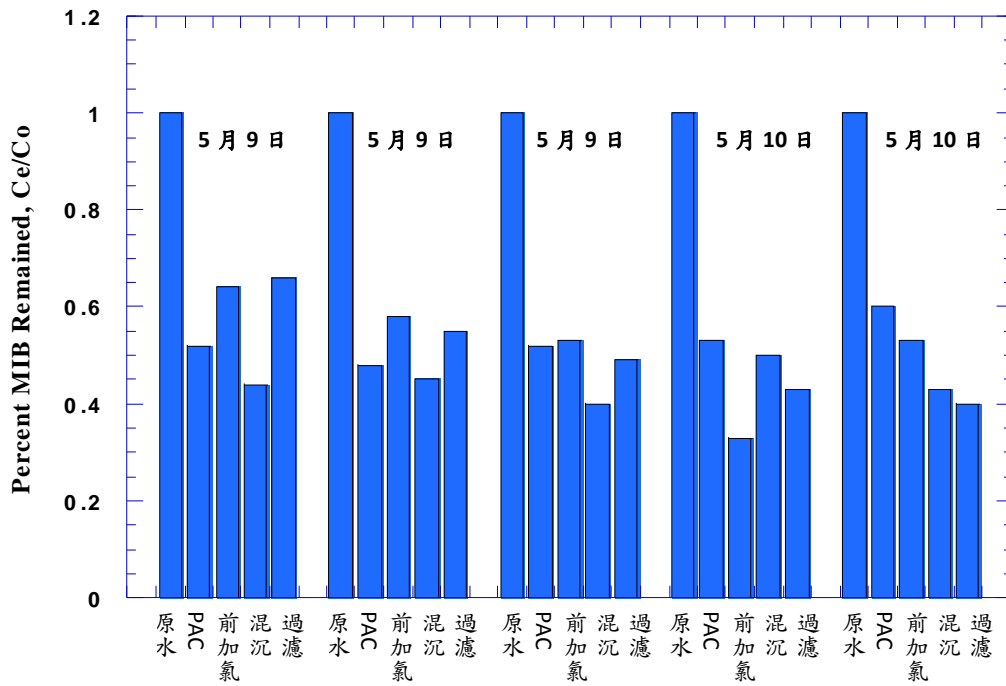


圖 4.10-5 添加 FS-PAC 10 mg/L 時淨水場對 2-MIB 去除效果[劉氏, 2002]

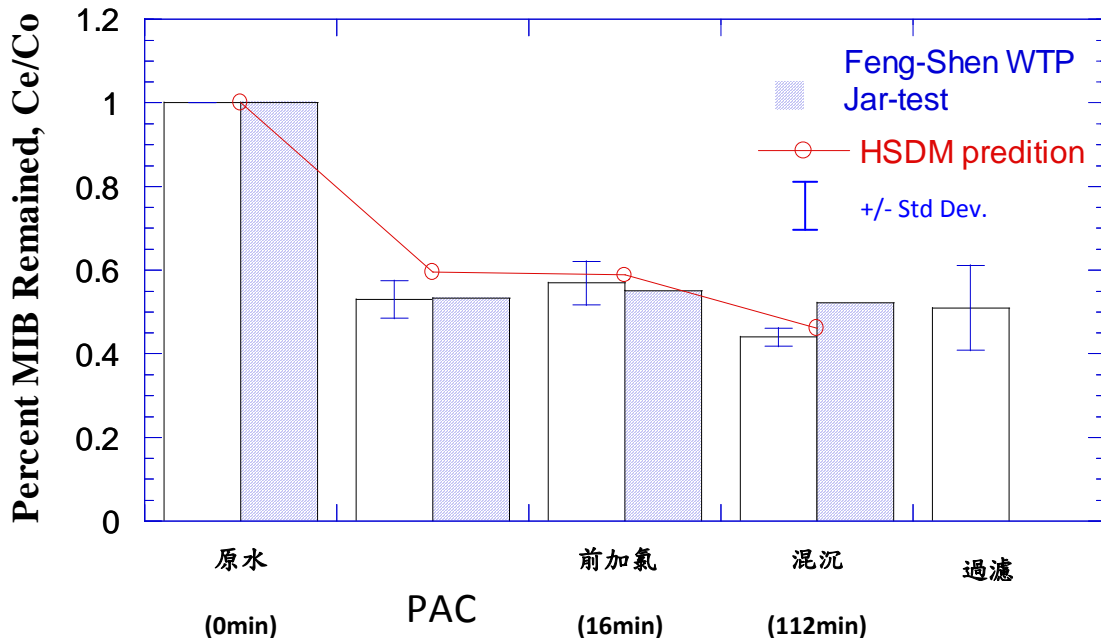


圖 4.10-6 混凝試驗、實廠測試及 HSDM 模式對 2-MIB 殘留率比較[劉氏, 2002]

4.10.3 大湳淨水場與石門淨水場實驗案例

本研究團斷在 2010 年 2 月開始針對台水公司第二區處所管轄之大湳淨水場與石門淨水場水臭味物質進行分析。經嗅覺層次分析(FPA)結果顯示，石門淨水場原水(戰備蓄水池)多以土霉味與魚腥味為主，大湳淨水場原水(鳶山堰)以草味為主要臭味。藉由 GC/MS 分析可得知戰備蓄水池具相當高之 2-MIB 濃度，分別為臭味閾值(8 ng/L)之 10 至 80 倍，並偵測到高濃度之藍綠藻類主要代謝物 β -cyclocitral。

(a) 粉狀活性碳性能測試

研究針對第二區管理處所既有使用之兩種粉狀活性碳(wet、dry PAC)和商業化粉狀活性碳(G-135-900、G-135-1000、TAC-DW、TAC-TK、TAC-S)進行臭味物質 2-MIB 之吸附效果評估，吸附效能試驗結果如圖 4.10-7 所示。結果顯示，所有測試的 PAC 皆顯示不錯之吸附能力，考量 PAC 必須符合淨水場活性碳管理要點後，最終選定 G-135-900 進行後續實驗。

(b) 吸附動力與平衡試驗

G135-900 於去離子水、大湳淨水場原水(鳶山堰 YSY)、石門淨水場原水(846 戰備蓄水池)等溫吸附線如圖 4.10-8 所示。由圖可知，G135-900 於 846 戰備蓄水池原水吸附能力之干擾最大。藉由等溫吸附實驗所獲得的吸附平衡參數帶入 HSDM 模式，可以實驗值擬合最佳擴散係數，作為後續動力模式之預測(圖 4.10-9 所示)。結果顯示 HSDM 模式可用於模擬石門淨水場原水中活性碳吸附 MIB 動力行為，最佳的表面擴散係數為 $2.5 \times 10^{-9} \text{ cm}^2/\text{min}$ ，落於文獻值($10^{-9} \sim 10^{-11} \text{ cm}^2/\text{min}$)範圍內。

鳶山堰水庫投加活性碳流進大湳淨水場之停留時間約 120 分鐘，淨水場內之混凝時間約 20 分鐘，沉澱約 30 分鐘；於戰備水池投加活性碳流進石門淨水場之停留時間約 20 分鐘，淨水場內之混凝時間約 20 分鐘，沉澱約 30 分鐘。藉由吸附動力和 HSDM 模式預測結果(圖 4.10-9)，配合不同淨水場投加活性碳的水力停留時間可預估在不同投加藥處之去除效率。

(c) 瓶杯試驗

研究以試驗評估粉狀活性碳技術在大湳淨水場及石門淨水場原水之適合添加劑量。大湳淨水場原水(鳶山堰)之實驗吸附時間為 120 分鐘，也就是模擬由鳶山堰加藥後，流至大湳淨水場時間。大湳淨水場、石門淨水場則以 20 分鐘為吸附時間，即模擬活性碳加藥點於混凝前之吸附效果。聚氯化鋁(PACl)為加藥混凝劑，添加劑量則以詢問各場操作人員當日濁度對照之混凝劑添加劑量，其他條件如快混慢混等條件則參考各淨水場之杯瓶試驗條件。實驗結果顯示，雖然是以不同原水與和不同杯瓶操作條件進行實驗，水中臭味去除效率類似，如圖 4.10-10 所示。

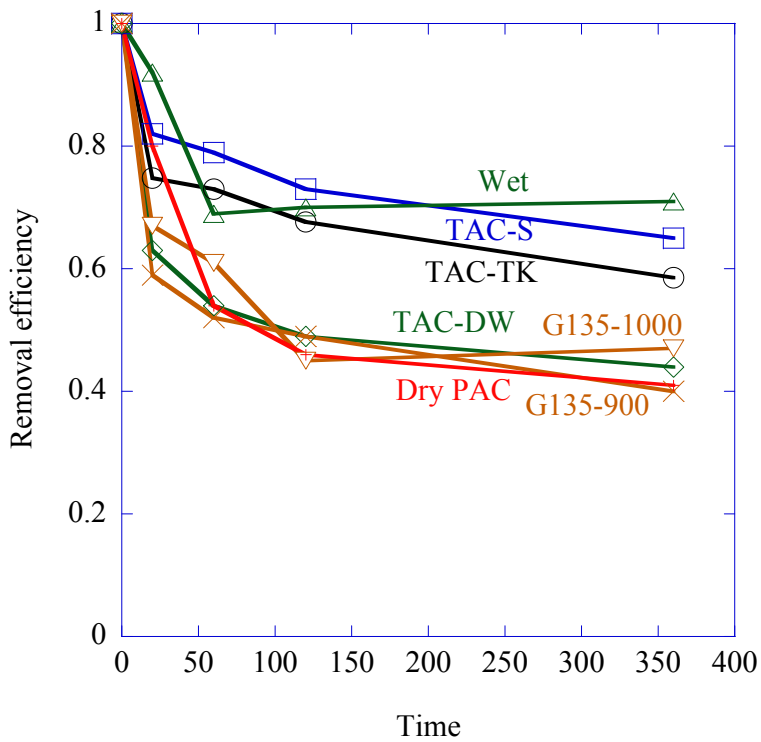


圖 4.10-7 不同型態 PAC 吸附石門淨水場原水之 2-MIB 動力行為
(Initial 2-MIB = 200 ng/L, dosage = 10 mg/L PAC)

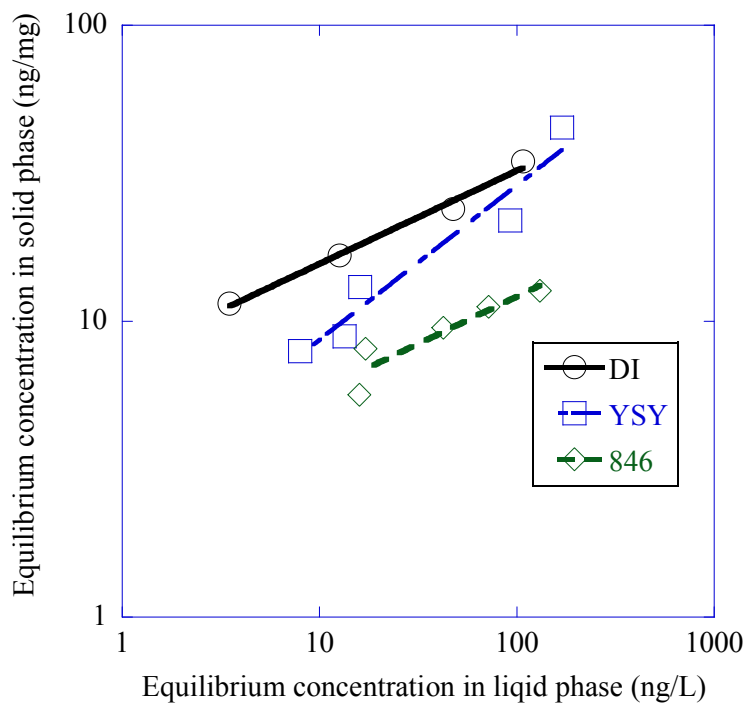


圖 4.10-8 G135-900 活性碳在去離子水和不同淨水場原水之 2-MIB 等溫吸附線

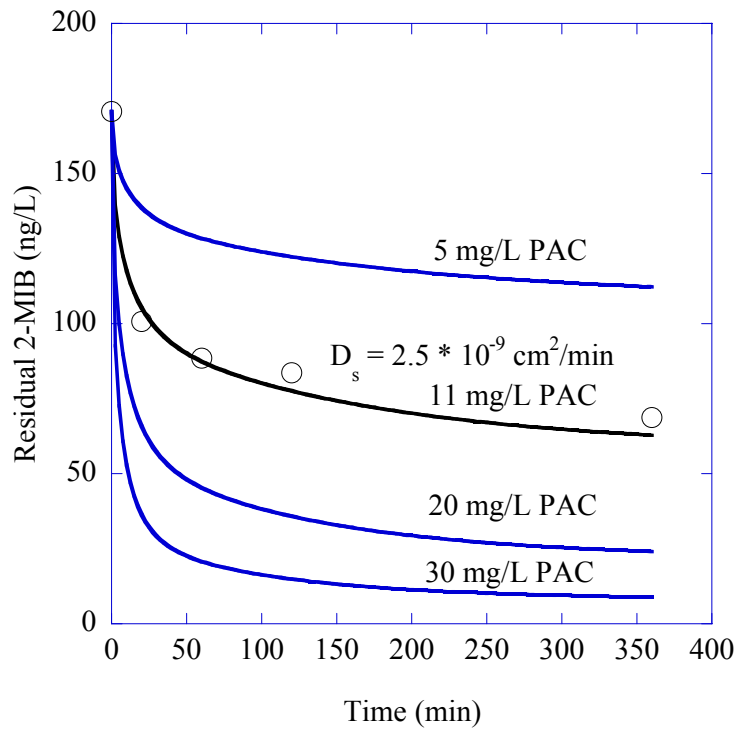


圖 4.10-9 G135-900 活性碳在石門淨水場原水吸附 2-MIB 之動力與 HDSM 模擬

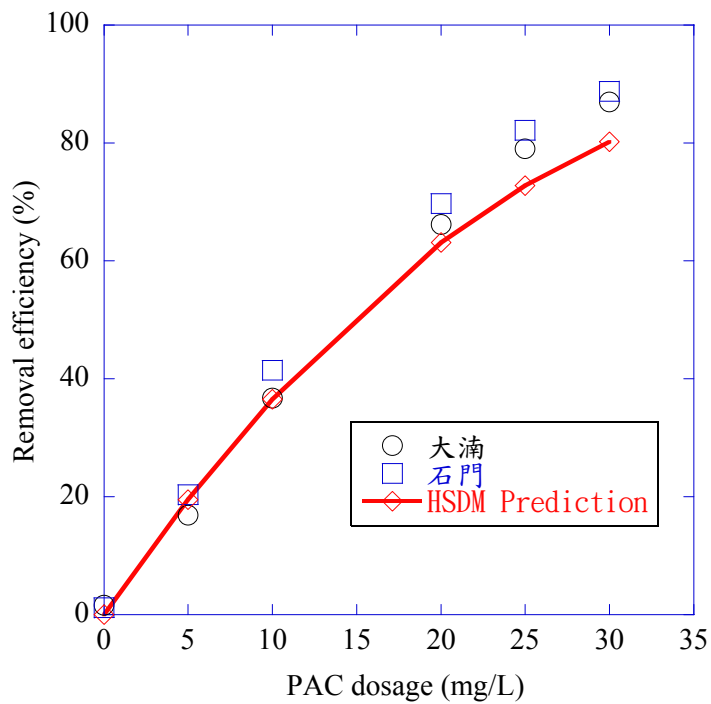


圖 4.10-10 不同淨水場原水之粉狀活性碳添加劑量與 2-MIB 去除效率

4.10.4 大陸北方 M 淨水場實廠案例

大陸北方某水庫(M)內微生物生長旺盛，導致水源水質下降，並伴有異味產生。每到春夏兩季高溫時段都有用戶反映自來水中有土霉味，在夏末秋初氣溫變化之際更是反映強烈。2005年9月初，以M水庫為主要水源的D水廠自來水中出現比較嚴重的異味問題，影響居民的正常生活，引起了居民對水質的集中投訴。針對該水庫中的嗅味問題，于氏(2007)研究對水庫原水中典型嗅味物質(2-MIB)的濃度變化進行了長期的跟蹤評價，同時與水廠配合開展了嗅味應急控制工作，並在實驗室內進行相關PAC應急處理技術模擬研究。

(a) PAC 投加位置

充足的接觸時間是PAC控制嗅味問題的基礎，對充分利用PAC的吸附性能、節約投量具有重要意義。一般來說，PAC的投加都在水廠內，但水廠內投加活性炭存在時間短、不能充分利用PAC吸附能力。特別是在D水廠中，由於場地的限制，很難保證有充足的反應時間，彌補反應時間的一個方法是把投加點放到M水庫取水口處。實驗中分別模擬了在M水庫取水口處投加(16小時)及水廠內投加(最大2小時)PAC時2-MIB的去除效果，實驗結果見圖4.10-11。可以看出，對於2-MIB來說，延長PAC接觸時間可以顯著改善其去除效果，特別是PAC投加量超過10 mg/L時，延長時間的效果更加明顯。如投量15 mg/L時，16 h時的2-MIB去除可比2 h時提高20%左右，而如果在廠內混合井處投加，其接觸時間一般低於2 h，同時與混凝劑的相互作用對PAC的吸附也有影響，實際的效果會高於20%。因此，應用中將PAC的投加點直接選擇在M水庫取水口處，將PAC直接投加到輸水管線中以延長其接觸時間。

(b) PAC 類型

針對水廠實際情況，僅對中國大陸水廠常用的山西及寧夏活性炭廠生產的PAC進行比較。M水庫原水中模擬投加2-MIB的濃度分別為100 ng/L和200 ng/L，PAC投量15 mg/L，對兩種PAC的效果作去除率與時間關係圖，結果見圖4.10-12(a)。可以看出，與其他研究者的研究結果一致，天然水條件下利用PAC吸附去除MIB時，去除率與2-MIB的初始濃度無關。

這對實際生產中確定 PAC 的投量有重要意義，可不必頻繁作不同初始濃度下的吸附曲線，根據原水監測濃度計算相應去除率，可進一步確定 PAC 投加量。另外，可以看出 SXPAC 對 2-MIB 的去除效果要明顯優於 NXPAC。圖 4.10-12(b)則是 HSDM 的動力模擬結果，可看出其與相應實驗資料能很好的擬合，最佳化 SXPAC 和 NXPAC 的表面擴散係數 D_s 分別為 $3.2 \times 10^{-10} \text{ cm}^2/\text{min}$ 和 $2.5 \times 10^{-10} \text{ cm}^2/\text{min}$ 。

(c) 實廠應用

研究決定採用投加 PAC 與處理流程中活性炭吸附相結合的應急處理方法。PAC 是直接在水庫取水口處投加，PAC 在輸水管線可以充分混合接觸，輸送至水廠的時間約 16 h。圖 4.10-13 是實廠實驗的結果，其中 PAC 投量約 12 mg/L，原水中 2-MIB 濃度為 118 ng/L。由結果可以看出投加 PAC 後，約 85% 的 2-MIB 在進入水廠處理流程之前已被去除，進廠水中 2-MIB 的濃度已明顯降低，而出廠水中 2-MIB 濃度已控制在 10 ng/L 以下。對 D 水廠來說，因為處理流程本身具有活性炭池，應充分考慮到處理流程中活性炭對 MIB 的去除能力，只有當原水中 2-MIB 處於較高濃度時，才需要採用 PAC 進行應急處理。同時應結合原有處理流程對 2-MIB 的去除能力，合理預測粉末炭投量，以便經濟高效的應對 2-MIB 導致的嗅味問題。

HSDM 對活性炭吸附 2-MIB 的動力行為能有效的進行模擬和預測，利用圖 4.10-12 模擬所得的表面擴散係數 D_s ($3.20 \times 10^{-10} \text{ cm}^2/\text{min}$)，通過 HSDM 程式可預測得到多條類似於圖 4.10-12 的 2-MIB 吸附動力學曲線，所預測的接觸時間為 16 h，PAC 投量可為 1~40 mg/L。基於預測得到的 16 h 時 2-MIB 的去除比及相應的 PAC 投量，得到對應的 PAC 添加曲線，如圖 4.10-14 所示。圖中以實際監測到的兩個較大濃度值 129 ng/L 及 162 ng/L 作初始濃度，活性炭投量與相應 2-MIB 在 16 h 時的預測值的殘餘濃度比值作圖。從圖中可以看出，2-MIB 在水中的殘餘濃度比率與其初始濃度無關，而只與活性炭的投量相關，這與多數研究報導的結果相一致。利用此活性炭投量曲線，可根據相應 2-MIB 的初始濃度及需要降低到的目標濃度，較方便的確定相應 PAC 的最小投量。也就是說，一旦原水中 MIB 初始濃度及控制目標確定，即期望得到的水中 2-MIB 的剩餘率確定，其所需的最小 PAC 投量可迅速從

圖中確定下來。根據相應 PAC 的投量曲線(圖 4.10-14),可計算出不同 2-MIB 初始濃度(也就是實際監測值)條件下,預測所得的最小活性炭投加量。例如當原水中 2-MIB 初始濃度為 86 ng/L 時,進廠水的最大目標濃度為 40 ng/L,相應 MIB 在水中的殘餘濃度比率為 0.47,據此從圖 4.10-14 中相應可得其最小 PAC 投量為 4 mg/L。

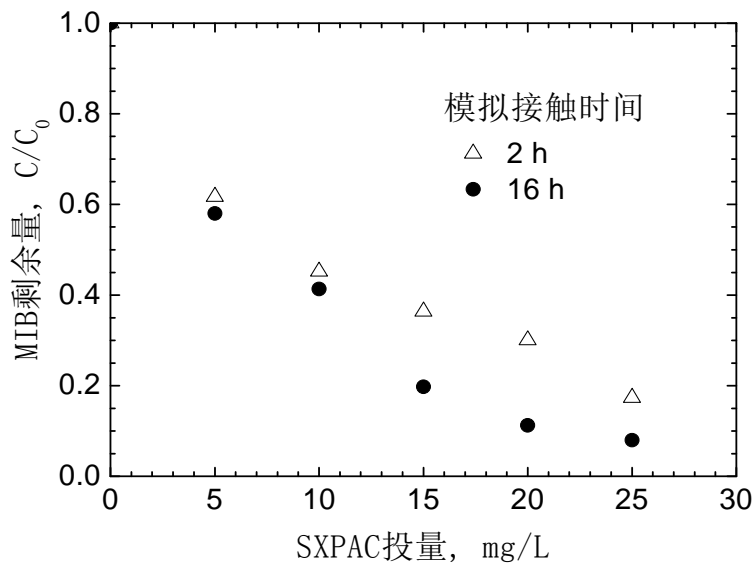


圖 4.10-11 接觸時間對 2-MIB(初始濃度 100 ng/L)去除的影響[于氏, 2002]

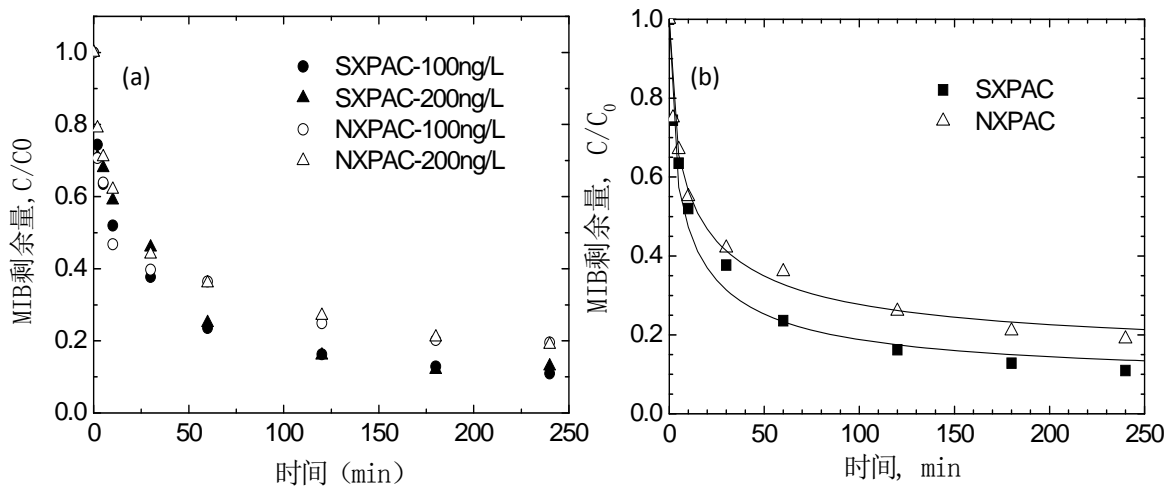


圖 4.10-12 2-MIB 吸附動力及 HSDM 模擬結果(PAC 劑量為 15mg/L)[于氏, 2002] ;

(a)不同 MIB 初始浓度 ; (b)HSDM 模擬

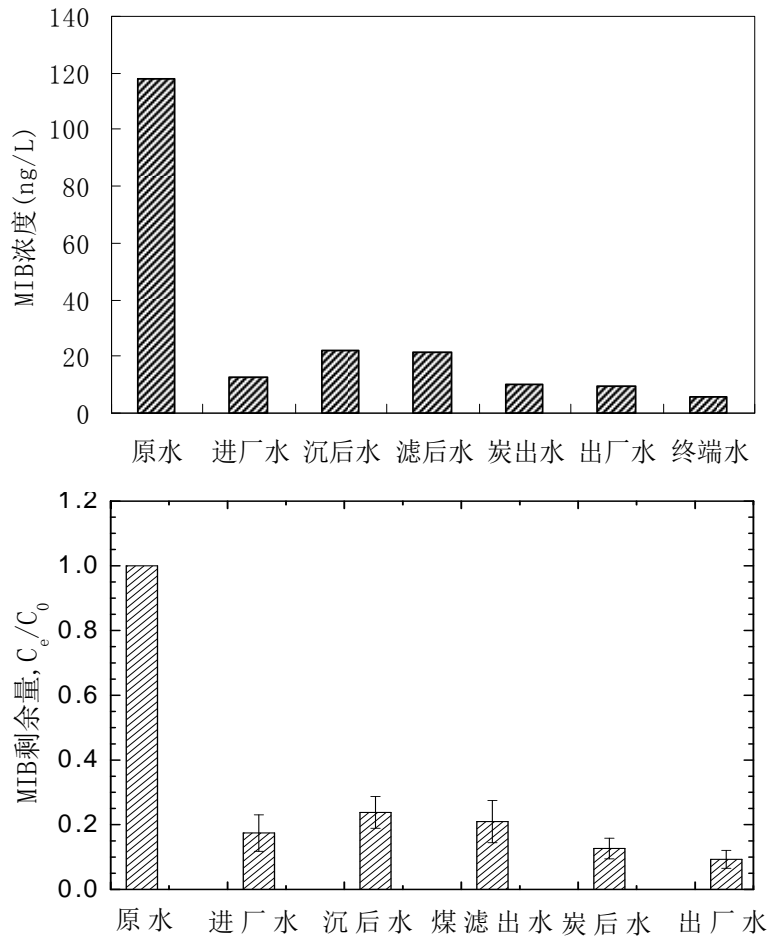


圖 4.10-13 投加粉末活性碳下 2-MIB 在淨水流程的濃度變化[于氏, 2002]

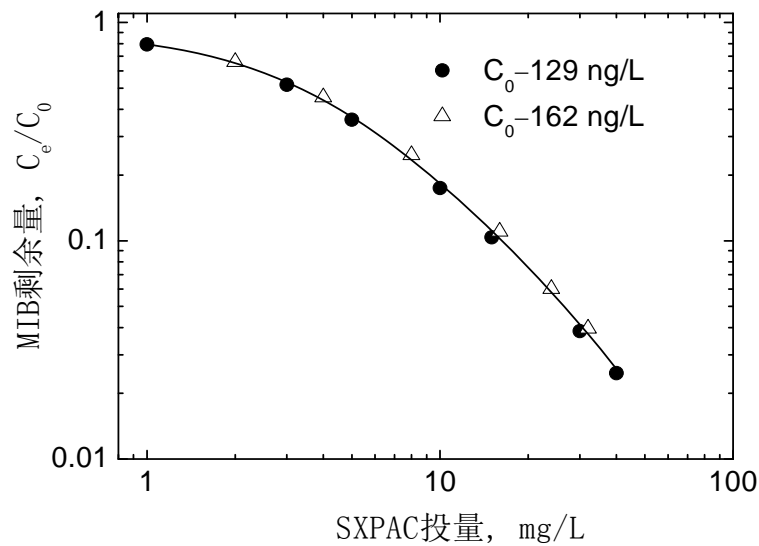


圖 4.10-14 根據 HSDM 模型預測資料所得的 PAC 投量曲線[于氏, 2002]

4.11 污泥產生量

淨水場污泥的產量除實際量測統計外，淨水場可藉由公式推估大約的污泥產量。由於污泥的組成以水中的濁度顆粒、混凝劑、少許的有機物與陰陽離子為主，因此美國 AWWA 建議淨水污泥產量的估算公式如下(AWWA, 1999)：

$$S=8.34 Q (2.0 \text{ Ca}+2.6 \text{ Mg}+0.44 \text{ Al}+2.9 \text{ Fe}+\text{SS}+\text{A})$$

其中 S：污泥量(lb/day)

Q：處理水量(mgd)

Ca：水中鈣去除量(mg/L as CaCO₃)

Mg：水中鎂去除量(mg/L as Mg(OH)₂)

Al：鋁鹽混凝劑添加量(mg/L)

Fe：鐵鹽混凝劑添加量(mg/L)

SS：原水中懸浮固體物(mg/L)

A：額外添加之藥劑，如 polymer、活性炭(mg/L)

而國內目前常用的推估公式如下所示(高肇藩，1990)：

$$S=Q (\text{Turbidity}+1.53 \text{ Al})\times 10^{-3}$$

其中 S：污泥量(kg/day)

Q：處理水量(m³/day)

Turbidity：濁度(NTU)

Al：鋁鹽混凝劑添加量(mg/L)

目前淨水場污泥的處置方式，是委託合格的處理機構來清運污泥，處理與處置方式如表 4.11-1 所示，從表可知，除了傳統清除處理外，大多數的淨水場會將污泥以再利用方式加以處理，再利用的機構係經由經濟部工業局審查許可後，再由各淨水場進行招標，方可取得淨水污泥來生產資源化產品。

粉末活性炭(PAC)應用於去除原水中之微量污染物，經混凝、沉澱、過濾之固液分離單元成為淨水污泥之一部份。蕭佳凱(1994)以高嶺土、木質素模擬原水中之濁度與有機物，以多元氯化鋁(PACl)為混凝劑，添加粉末活性炭配製含粉末活性炭之人工淨水污泥。研究結果指出，粉末活性炭添加使污泥總固體物增加，但是污泥體積將減少，故相同沉降時間使沉降污泥濃度增加。粉末活性炭添加使人工污泥濃縮特性改變，污泥初期均一沉降速度隨粉末活性炭加藥量增加而加快，

轉換區及壓密區一階沉降速率常數亦增加；但在混凝劑加藥量不足情形下，粉末活性炭添加將導至污泥沉降速度減慢。歐俊民(1994)以高分子凝集劑調理劑量及粉末活性炭加藥量為變數，探討其對含粉末活性炭污泥脫水特性與污泥壓縮性係數之影響，同時探討污泥脫水特性比阻抗值與 CST 值之關係。研究指出粉末活性炭添加使污泥總固體物增加，然對污泥之體積影響不大。混凝劑加藥量愈大(過量之情形)會使含粉末活性炭之污泥脫水性愈差。以高分子凝集劑為調理劑調理污泥，其加藥量僅需為 0.11% TS 即可使污泥有良好之脫水特性。人工污泥隨著粉末活性炭添加量增加比阻抗值降低，當粉末活性炭添加量 50 mg/L 時，污泥比阻抗值由 10×10^{11} 降低為 6×10^{11} (m/kg)，一般淨水廠污泥比阻抗在 $5 \times 10^{11} \sim 5 \times 10^{12}$ (m/kg)之間，因此添加粉末活性炭使污泥比阻抗降低增進污泥之脫水性。人工污泥之壓縮性係數為 0.76，隨著粉末活性炭添加量增加壓縮性係數減小，粉末活性炭添加量為 75mg/L 時，壓縮性係數降為 0.62，表示粉末活性炭添加量愈大污泥愈不容易壓縮。

表 4.11-1 淨水場污泥處置方式整理(顏笠安，2009)

淨水場(區處別)	污泥處理	污泥處置
新山(第一區)	機械脫水	清除處理(必綠仙)
大楠(第二區)	機械脫水	再利用(金星窯業)
平鎮(第二區)	機械脫水	再利用(金星窯業)
石門(第二區)	污泥塘	-
東興(第三區)	機械脫水	清除處理(必綠仙)
新竹第一(第三區)	機械脫水	清除處理(必綠仙)
新竹第二(第三區)	機械脫水	清除處理(必綠仙)
豐原第一(第四區)	機械脫水/曬乾床	再利用(欣欣水泥)
豐原第二(第四區)	機械脫水/曬乾床	再利用(欣欣水泥)
鯉魚潭(第四區)	曬乾床	-
公園(第五區)	曬乾床	-
蘭潭(第五區)	曬乾床	-
潭頂(第六區)	曬乾床	再利用(欣欣水泥)
山上(第六區)	無	再利用(欣欣水泥)
烏山頭(第六區)	機械脫水/曬乾床	再利用(欣欣水泥)
南化(第六區)	無	再利用(欣欣水泥)
澄清湖(第七區)	機械脫水	再利用(欣欣水泥)
坪頂(第七區)	機械脫水	再利用(興陽製磚) (豐興磚廠)
拷潭(第七區)	機械脫水	再利用(泓惠實業)
鳳山(第七區)	機械脫水/曬乾床	再利用(泓惠實業)
牡丹(第七區)	曬乾床	再利用(興陽製磚)
深溝(第八區)	-	-
砂婆礑(第九區)	無	-
利嘉(第十區)	無	-
彰化第三(第十一區)	送至員林曬乾	-
員林第一(第十一區)	曬乾床	-
板新(第十二區)	機械脫水	再利用(國芳園藝)

第五章 結論

1. 由於目前國內自來水廠處理程序絕大部分仍屬於傳統方法，對於水中造成土臭味的物質無法有效去除，以台灣目前多數水源土臭味問題的情況考慮，且在短時間內應無法投入大量經費全面建立臭氧活性碳或薄膜處理程序考慮，粉狀活性碳技術以去除有機性臭味(土臭味物質及化學性臭味)為可行且較經濟的處理方式。
2. 本計畫以國內自來水中最常見且最難控制之土臭味為代表性臭味物質，根據國內外文獻回顧分析粉狀活性碳控制方法的優劣，匯總整理影響活性碳操作之相關參數與影響因子。
3. 本計畫已參考彙整國外相關標準，包括針對活性碳吸附能力規格與活性碳本身不純物或有害物之相關規範。台灣自來水公司之粉狀活性碳管理要點，對於吸附能力規範相較於其他標準較為嚴謹，然於粉狀活性碳內不純物與有害物質之規範，卻無相關指引，值得相關單位後續研擬。
4. 於實驗室中與鳳山實場中，HSDM 活性碳吸附動力模式所預測的結果與實驗的結果相符合，由此推論，只要求得一組等溫吸附線以及一組吸附動力曲線，並結合 HSDM 模式，便可以準確預測在各種不同活性碳添加劑量下的吸附動力曲線，可以作為實廠操作的參考。
5. 本研究參考 AWWA B600 之內容，已初擬「淨水處理添加粉末活性碳之吸附、杯瓶實驗指南」，以確定實際投加量有足夠之吸附容量與安全餘量。
6. 本計畫整理收集粉狀活性碳投加藥系統，供國內淨水程序中粉狀活性碳之施用相關單位參考。

參考文獻

- American Water Works Association (AWWA), "Water Quality and Treatment-A Handbook of Community Water Supplies", 5th Ed., McGraw-Hill (1999)
- Bruchet, A., Hochereau, C., Gogot, C., and D. Codiassa, "Taste and Odor Episodes in Drinking Waters : Solved and Unsolved Case Studies and Needs for Future Research", *Proceeding of 4-th International Workshop on Drinking Water Quality Management and Treatment Technology*, pp.137-147, Taiwan, R.O.C., March 4-5 (1998).
- Gillogly, T.E.T., Snoeyink, V.L., Holthouse, A., Wilson, C.M., and E.P. Royal, "Effect of Chlorine on PAC's Ability to Adsorb Mib", *Jour. AWWA*, Vol. 90, pp. 107-114 (1998).
- Gillogly, T.E.T., Snoeyink, V.L., Newcombe, G., and J.R. Elarde, "A Simplified Method Determine the Powered Activated Carbon Dose required to Remove Methylisobornel", *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 40, pp. 59-64 (1999).
- Glaze, W.H. et al., "Evaluating Oxidants for the Removal of Model Taste and Odor Compounds from a Municipal Water Supply", *Jour. AWWA*, Vol.82, 79-84 (1990).
- Graham M.R., Summers R.S. Simpson M.R. and Macleod B.W., "Modeling Equilibrium Adsorption of 2-Methylisoborneol and Geosmin in Natural Waters", *Water Research*, Vol. 34, pp. 2291-2300 (2000).
- Herzing, D.R., Snoeyink, V.L., and N.F. Wood, "Activated Carbon Adsorption of the Odor Compounds 2-Methylisoborneol and Geosmin", *Jour. AWWA*, Vol. 69, pp. 223-238 (1977).
- Hu, T.L., "The Odor Production of Anabaena Sp. Isolated from the Inlet of a Water Purification Plant", *Proceeding of 4-th International Workshop on Drinking Water Quality Management and Treatment Technology*, pp.149-153, Taiwan, R.O.C., March 4-5 (1998).
- Knappe, Detlef, R.U., Matsui, Y., Snoeyink, V.L., Roche, P., Prados, M.J. and M.-M. Bourbigot, "Predicting the Capacity of Powered Activated Carbon for Trace Organic Compounds in Nature Waters", *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 32, pp. 1694-1698 (1998).
- Lalezary, S., Pirbazari, M., and M.J. McGuire, "Oxidation of Five Earthy-Musty Taste and Odor Compounds", *Jour. AWWA*, Vol. 78(3), pp. 62-69 (1986a).
- Lalezary, S., Pirbazari, M., and M.J. McGuire, "Evaluating Activated Carbons for Removing Low Concentrations of Taste- and Odor-Producing Organics", *Jour. AWWA*, Vol. 78, pp. 76-82 (1986b).
- Lalezary, S., Pirbazari, M., Dale, M.E., Tanaka, T.S., and M.J. McGuire, "Optimizing the Removal of Geosmin and 2-Methylisoborneol by Powered Activated Carbon", *Jour. AWWA*, Vol. 80, pp. 73-80 (1988).
- Najm, I. N., Snoeyink, V.L. and I. Richard, "Effect of Initial Concentration of a SOC in Natural Water on Its Adsorption by Activated Carbon", *Jour. AWWA*, Vol. 83(8), pp. 57-63 (1991a).
- Najm, I.N., Snoeyink, V.L., Lykins, B.W. and J.Q. Adams, "Using Powdered Activated Carbon: A Critical Review", *Jour. AWWA*, Vol. 83(1), pp. 65-76 (1991b).
- Najm, I. N., "Mathematical Modeling of PAC Adsorption Process", *Jour. AWWA*, Vol. 88 (10), pp. 79-89 (1996).

- Nirmalakhandan, N., and R.E. Speece, "Adsorption from Aqueous Phase by Activated Carbon: A Simplified Application of the Solvophobic Theory", *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 24, pp. 575-580 (1990).
- Newcombe, G., Morrison, J., Hepplewhite, C., Knappe, D.R.U., "Simultaneous adsorption of MIB and NOM onto activated carbon. II. Competitive effects, Carbon 40 (2002) 2147-2156.
- Newcombe, G., Hepplewhite, C., Bjelopavlic, M., and Cook, D., "Optimisation of Adsorption Processes", The Cooperative Research Centre for Water Quality Research Australia, Report No. 16, Adelaide SA Australia (2008).
- Noll, K.E., Gounaris, V., and W.S. Hou, *Adsorption Technology for Air and Water Pollution Control*. Lewis Publisher, Chelsea, M.I. (1992).
- Ruthven, D.M., "*Principles of Adsorption and Adsorption Processes*", John Wiley and Sons, New York, N. Y. (1984).
- Simpson, R., "Practical Aspects of PAC Application For Taste and Odor Control", In AWWARF Taste and Odor Workshop, July 23-24, 1998, Chicago, Ill. (http://www.awwarf.com/research/To_ntbk.htm) (1998).
- Stringfellow, W.T., Mallon, K. and F.A. DiGiano, "Enumerating and Disinfecting Bacteria Associated With Particles Released From GAC Filter-Adsorbers", *Jour. AWWA*, Vol. 85(9), pp. 70-80 (1993).
- Suffet, I.H., Mallevalle, J., and Kawczynski, E., "*Advances in taste-and-odor treatment and control*", American Water Works Association Research Foundation Lyonnaise des Eaux (1995).
- Suffet, I.H., Khiari, D., and A. Bruchet, "The Drinking Water Taste and Odor Wheel for the Millennium: Beyond Geosmin and 2-Methylisoborneol", *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 40, pp. 1-13 (1999).
- Weber, W.J., McGinley, P.M., and L.E. Katz, "Sorption Phenomena in Subsurface Systems: Concepts Models and Effects on Contaminant Fate and Transport", *Water Research*, Vol. 25, pp. 499-528 (1991).
- Yu, J.W., Yang, M., Lin, T.F., Guo, Z. H., Zhang, Y., Gu, J.N., Zhang, S.X. "Effects of Activated Carbon Characteristics on the Adsorption of MIB and Geosmin from Natural Water" *Separation and Purification Technology*, 56, 363-370 (2007).
- Zhang, X.J., Chen, C., Ding, J.Q., Hou, A.X., Li, Y., Niu, Z.B., Su, X.Y., Xu, Y.J., Laws, E.A. (2010) The 2007 water crisis in Wuxi, China: Analysis of the origin, *J. Haz. Mat.*, 182, 130-135.
- 于建偉，「飲用水中嗅味物質的識別和活性炭吸附研究」，中國科學院研究生院博士學位論文，(2007)。
- 汪俊育，「南台灣代表性水源臭味問題之研究」，國立成功大學環境工程系碩士論文，(2000)。
- 江右君，「活性碳物化特性對揮發性有機物吸附之影響」，博士論文，台灣大學環境工程研究所，台北 (1999)。
- 林財富、張怡怡，「自來水配水管網中影響感官物質之調查與改善對策」，行政院環境保護署，(2002)。
- 洪玉珠，「高雄地區自來水配水系統影響適飲性物質的調查及改善對策之探討 (1/2)」，行政院環保署研究報告，(1998)。
- 高小萍，「水中異臭味物質的分析」，國立成功大學環境工程系碩士論文，(1998)。
- 高肇藩，「給水工程(衛生工程·自來水篇)」，(1990)。
- 陳是瑩、曾怡禎，「澄清湖藻類圖鑑」，(1986)。

- 陳重男，「高級處理對水中微量有機物去除效能評估:子題(二)自來水中有機異臭味物質去除之研究」，行政院環保署(EPA-82-E3-J1-09-03)，(1993)。
- 黃毓茹，「粉狀活性碳吸附原水中 Geosmin 與2-MIB之研究」，國立成功大學環境工程系碩士論文，(2003)。
- 楊豐誠，「應用粉狀活性碳去除原水中 2-MIB 之研究」，國立成功大學環境工程系碩士論文，(2001)。
- 溫清光等，「鳳山水庫曝氣工程效益評估」，國立成功大學環境工程研究所研究報告(1995b)。
- 溫清光等，「澄清湖曝氣工程效益評估」，國立成功大學環境工程研究所研究報告，(1995a)。
- 劉家玲，「預氣程序對粉狀活性碳吸附 2-MIB 之影響」，國立成功大學環境工程系碩士論文，(2002)。
- 歐俊民，「含粉末活性碳淨水污泥脫水特性之研究」，淡江大學水資源及環境工程研究所碩士論文，(1994)。
- 蕭佳凱，「含粉末活性碳淨水污泥濃縮特性之研究」，淡江大學水資源及環境工程研究所碩士論文，(1994)。
- 顏笠安，「淨水場混凝污泥質量特性與脫水泥餅再利用初步評估」，國立中央大學環境工程研究所碩士論文，(2009)。
- 林旺德、黃文鑑、葉宣顯，「粉狀活性碳與氯及混凝劑間相互作用對消毒副產物生成之影響」，中華民國自來水協會第十三屆自來水研究發表論文集，第 287-302 頁(1996)。

附件一

淨水處理添加粉末活性炭之吸附、

杯瓶實驗指南

淨水處理添加粉末活性碳之吸附、杯瓶實驗指南

一、實驗目的

- 瞭解粉末活性碳(powder activated carbon, PAC)杯瓶試驗流程
- 熟悉實驗數據計算分析
- 學習如何選取最適活性碳與最佳劑量

二、實驗藥品與設備

a. 實驗藥品

- 定量至 6 公升原水
 - ✓ 以 HDPE 水桶裝 10 公升。
 - ✓ 倒至另一容器定量至 6 公升。
- 已知之欲評估臭味物質(100 ng/L MIB)
 - ✓ 加入 100 μ g/L 的標準品 6 mL 至 6 L 容器。
 - ✓ 攪拌 5 mins
- 配置 10,000mg/L 粉末活性碳濃液 (PAC slurry)
 - ✓ 秤重 1g PAC 加到 100 mL 純水中。
 - ✓ 以 PTFE 蓋子旋緊
 - ✓ 攪拌 5 mins
 - ✓ 平時不用時，應保存於乾燥箱。重新使用時需攪拌 10 mins
- 10.2% (v/v) 混凝劑濃液
- 其他添加藥品
 - ✓ 視實場實際運作程序，加入適量助凝劑或氧化劑

b. 實驗設備

- 杯瓶試驗機
- 計時器
- 過濾裝置

三、實驗前準備

- 審視舊有操作紀錄，評估每一程序停留時間與添加之化學藥劑。
- 審視舊有操作紀錄，初估添加混凝劑或其他藥品劑量
- 參考舊有紀錄添加以進行實驗。如無相關記錄可以 0、10、20、30 與 40 mg/L 之劑量進行。第六個杯瓶試驗可作重複試驗。
- 本實驗以兩種 PAC (PAC-A, PAC-B)，PAC-A 以 5、10、20 三種劑量，PAC-B 以 5、20 兩種劑量進行試驗。
- 預估操作流程所需達之去除率。一般而言，MIB/Geosmin 臭味閾值為 9~13 ng/L。

四、實驗步驟

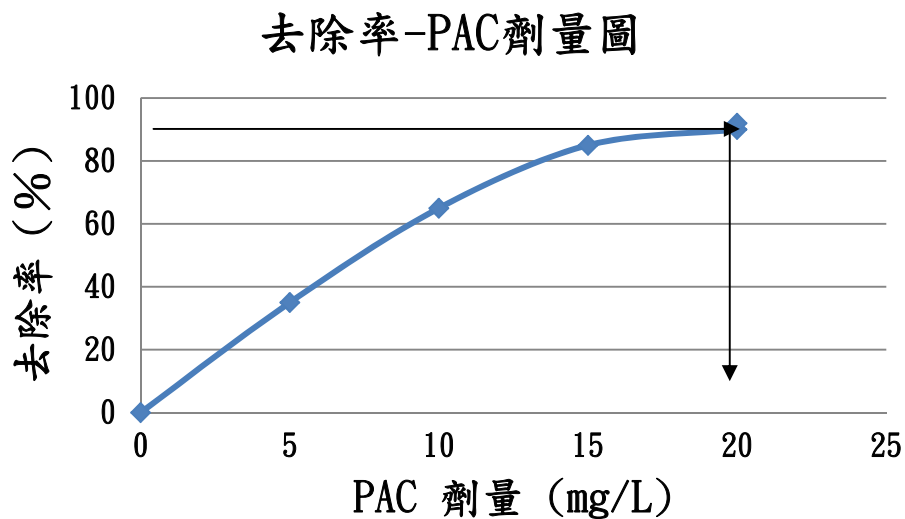
- 取 6 mL 之儲備溶液(100 $\mu\text{g/L}$)至 6L 原水中，予以混和均勻。配置後濃度為 100 ng/L 。
- 每一杯瓶加入 1L 已含臭味之原水。
- 開啟攪拌裝置至 60~80 rpm。(視現場操作 G 值調整)
- 每一杯瓶同時添加 0、0.5、1、2 mL PAC slurry。換算每一杯瓶之 PAC 濃度為 0 mg/L 、5 mg/L 、10 mg/L 、20 mg/L 。
- 以 60~80 rpm 攪拌 5 mins。
- 5 分鐘後，每一杯瓶同時添加 0.175mL 混凝劑濃液。換算每一杯瓶之混凝劑濃度為 20 mg/L 。
- 減低轉速至 30 rpm，攪拌 20 mins。
- 25 分鐘後(60~80 rpm 攪拌 5 mins, 30 rpm 攪拌 20 mins)，停止攪拌，予以沉澱 1 小時。(視現場沉澱操作時間)
- 取上澄液 600mL 予以過濾。
- 以 SPME-GC/MS 分析 MIB/Geosmin 臭味濃度。

五、數據分析

- 去除率之計算公式如下：

$$\text{去除率}(\%) = \frac{\text{起始濃度} - \text{最終濃度}}{\text{起始濃度}} \times 100$$

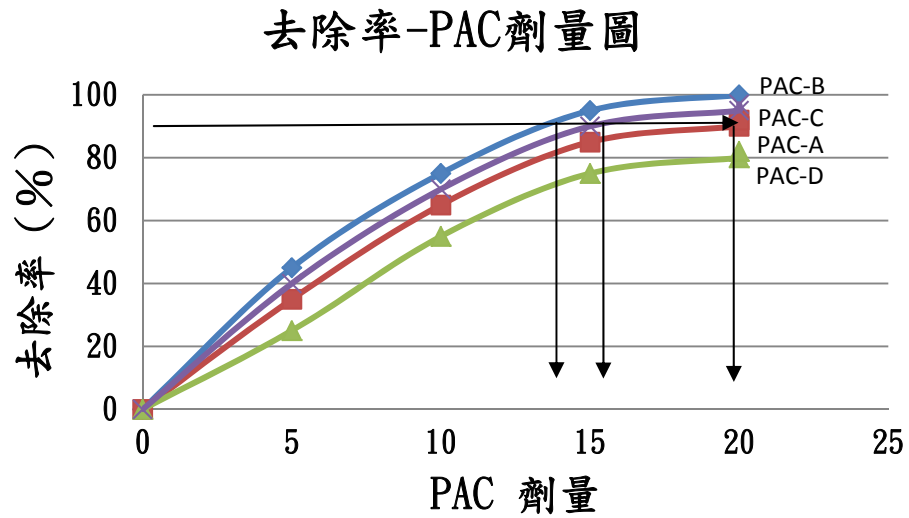
- 繪出以 x 軸為 PAC 劑量，y 軸為去除率(%)之圖形。



- 以去除率 90% 為例(起始濃度 100 ng/L ，欲達臭味閾值 10 ng/L)，所需之最佳劑量為 19 mg/L 之 PAC。

六、結果與討論

- a. 本實驗亦可最為選取最佳 PAC 種類之依據。



- b. 分別以四種不同活性碳(PAC-A、PAC-B、PAC-C、PAC-D)進行上述實驗，建立去除率-PAC 劑量圖。
- c. 以去除率 90% 為例，分別所需之最佳劑量為 14、15.5、19 mg/L 之 PAC-B、PAC-C、PAC-A。
- d. 以最低所需劑量為基準，計算 PAC 之間效率因子分別為
- $$\text{PAC-B} = 14/14 = 1.00$$
- $$\text{PAC-C} = 15.5/14 = 1.11$$
- $$\text{PAC-A} = 19/14 = 1.36$$
- e. 單位重量之操作成本 = 單位成本 × 效率因子(範例)

PAC 種類	單位成本 (\$NT/ton)	效率因子	單位重量操作成本
A	30850	1.36	41956
B	41210	1.00	41210
C	51050	1.11	56665
D	37000	-	-

- f. 最低單位重量之操作成本即為最適 PAC。

瓶杯試驗分析紀錄表

試驗時間： 年 月 日 時

序號：

一、杯瓶試驗

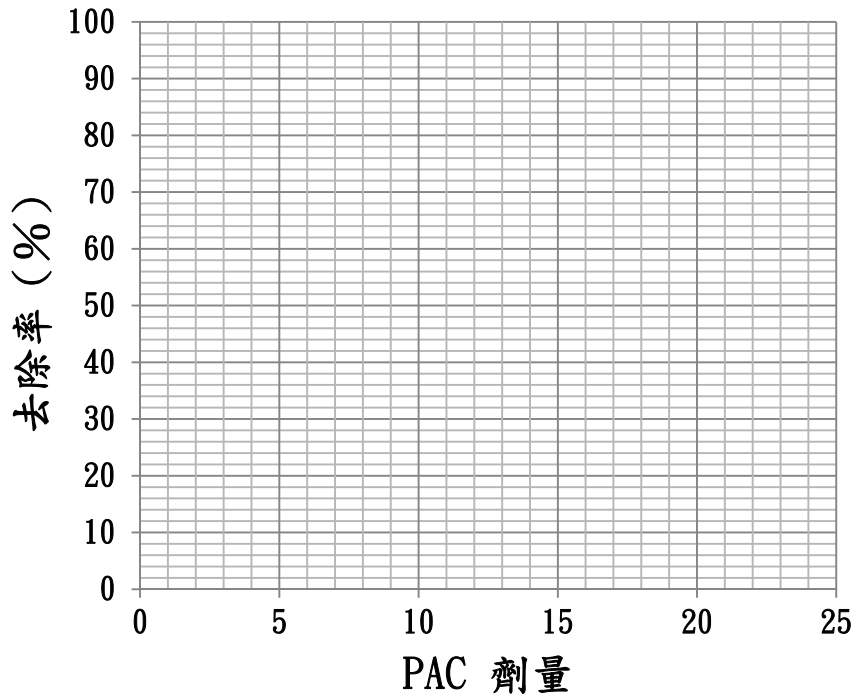
* 杯瓶試驗標準水量為 1000ml，PAC 濃度為 10000 ppm，聚氯化鋁濃度為 10.2%

(一) 實驗結果

瓶號	1	2	3	4	5	6
MIB/Geosmin 濃度	ppt					
水中聚氯化 鋁濃度	ppm					
PAC 濃度 檢測項目	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
濁度 (NTU)						
MIB/Geosmin 濃度 (ng/L)						

(二) 理論加藥量

瓶號	1	2	3	4	5	6
PAC 濃度	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
去除率 (%)						



附件二

期末報告審查意見及回覆

期末報告審查意見及回覆

意見審查	答覆說明
<p>1. 由於氯和粉狀活性碳的相互作用會對自來水的加氯消毒副產物生成影響，請補充說明。</p> <p>2. 請補充使用粉狀活性碳對淨水處理濾程影響。</p>	<p>1. 氯和粉狀活性碳對消毒副產物生成影響已在期末報告之 4.5.3 章節增加說明(第 26 頁)。</p> <p>2. 粉狀活性碳對淨水處理濾程影響已於期末報告之 4.5.3 章節增加說明(第 26 頁)。</p>

附件三

粉狀活性碳用於原水臭味控制：

應用指引

粉狀活性碳用於原水臭味控制：
應用指引

中華民國自來水協會

中華民國一〇一年三月

粉狀活性碳用於原水臭味控制： 應用指引

委託單位：中華民國自來水協會

研究單位：中華民國自來水協會技術委員會

計畫主持人：林財富委員

協同主持人：洪瑋濃博士、陳彥旻博士

執行日期：民國一〇〇年四月至民國一〇一年三月

摘要

由於目前國內自來水廠處理程序絕大部分仍屬於傳統方法，對於水中造成土臭味的物質無法有效去除，以台灣目前多數水源土臭味問題的情況考慮，且在短時間內無法投入大量經費全面建立臭氧活性碳或薄膜處理程序考慮，粉狀活性碳技術以去除有機性臭味(土臭味物質及化學性臭味)為一個可行且較經濟的處理方式。

然國內對於粉狀活性碳應用於自來水中臭味物質之處理尚無統一之作法與標準。因此本計畫以國內自來水中最常見且最難控制之土臭味為代表性臭味物質，根據國內外文獻回顧分析粉狀活性碳控制方法的優劣，彙整影響活性碳操作之相關參數與影響因子。於實驗室中與鳳山實場中，均勻表面擴散模式(homogeneous surface diffusion model, HSDM)活性碳吸附動力模式所預測的結果與實驗的結果相符合，由此推論，只要求得一組等溫吸附線以及一組吸附動力曲線，並結合 HSDM 模式，便可以準確預測在各種不同活性碳添加劑量下的吸附動力曲線，可以作為實廠操作決定最佳活性碳添加劑量與添加方式時的參考。

本計畫並參考彙整國外相關標準，包括美國自來水協會(AWWA B600-10)、英國標準(BS EN 12903: 2009)、日本下水道協會(JWWA K113:2005)與中國大陸(GB/T 13803.2，木質淨水用活性碳)等標準，整理活性碳吸附能力規格與活性碳本身不純物或有害物之相關規範。台灣自來水公司之粉狀活性碳管理要點，對於吸附能力規範相較於其他標準較為嚴謹，然於粉狀活性碳內不純物與有害物質之規範，卻無相關指引，值得相關單位後續研擬。本計畫亦參考 AWWA B600 之內容，已初擬「淨水處理添加粉末活性碳之吸附、杯瓶實驗指南」，以確定實際投加量有足夠之吸附量與安全餘量。並整理收集粉狀活性碳投加藥系統，可供國內淨水程序中粉狀活性碳之施用相關單位參考。

目 錄

摘要.....	I
目錄.....	III
1. 前言.....	1
2. 活性碳種類與基本物化特性.....	3
3. 活性碳處理水中物質基本原理與選用原則.....	4
3.1 基本原理概述.....	4
3.2 影響因子討論.....	4
3.3 選用時機原則與注意事項.....	10
4. 國內外標準與分析方法.....	13
5. 粉狀活性碳選用與設計.....	15
5.1 平衡實驗與解析.....	15
5.2 動力實驗與解析.....	17
5.3 添加位置及添加量估算.....	18
5.4 粉狀活性碳系統設計.....	19
6. 品保與品管作業.....	27
6.1 粉狀活性碳的購入.....	27
6.2 粉狀活性碳的貯存.....	27
6.3 粉狀活性碳注入設備.....	28
6.4 勞工安全衛生事項.....	29
參考文獻.....	31
附件一 淨水處理添加粉末活性碳之吸附、杯瓶實驗指南.....	33
附件二 粉狀活性碳應用案例.....	37
1. 澄清湖原水實驗案例.....	37
2. 鳳山淨水場實廠案例.....	41

3.	大浦淨水場與石門淨水場實驗案例	45
4.	中國大陸北方 M 淨水場實廠案例.....	48

粉狀活性碳用於原水臭味控制:應用指引

1. 前言

自來水臭味問題，廣存於全世界的自來水中，民眾可能會依據主觀的臭味，去判斷自來水的安全性，因此提供無臭味的自來水，是自來水業者重要的使命。國內自來水系統以土霉味、魚腥味及氯味最為常見 [洪氏, 1998; 高氏, 1998; 汪氏, 2000; 林與張, 2001]，其中氯味主要是由加氯消毒所產生，一般可藉由消毒劑劑量或改變消毒劑種類控制；土臭味及魚腥味則會隨季節變化而有所改變 [溫氏, 1995a,b; 汪氏, 2000]，魚腥味可藉由氧化劑(例如加氯)的方式去除，但是土霉臭味則一般傳統處理方法無法有效去除。淨水場內水中臭味物質監測與應變指引初擬如圖1所示。初步判定水源是否具有異常臭味，如是再根據鑑定分析結果判定是否需要緊急應變與應變之措施。如建立活性碳加藥曲線與餘氯加藥影響評估，當水中土霉味物質濃度高於閾值，方得作為緊急處理之應變措施。

本研究以國內自來水中最常見且最難控制之土臭味為代表性臭味物質，根據國內外文獻回顧分析粉狀活性碳控制方法的優劣，並參考國外相關標準與分析方法以建議基本選用原則，最後期能結合活性碳預測理論模式(平衡及動力模式)以決定最佳活性碳添加劑量與添加方式。本研究成果不僅可作為活性碳選用與操作參考，更可減低活性碳使用成本，提升客戶對於供水品質的評價。本指引內容首先介紹說明活性碳基本特性介紹(包括種類、活性碳物化特性)、選用考量(含處理原理、選用原則)、國內外粉狀活性碳相關標準、基本模式(吸附平衡模式、吸附動力模式)，最後說明粉狀活性碳用於原水臭味控制之選用與設計實務。

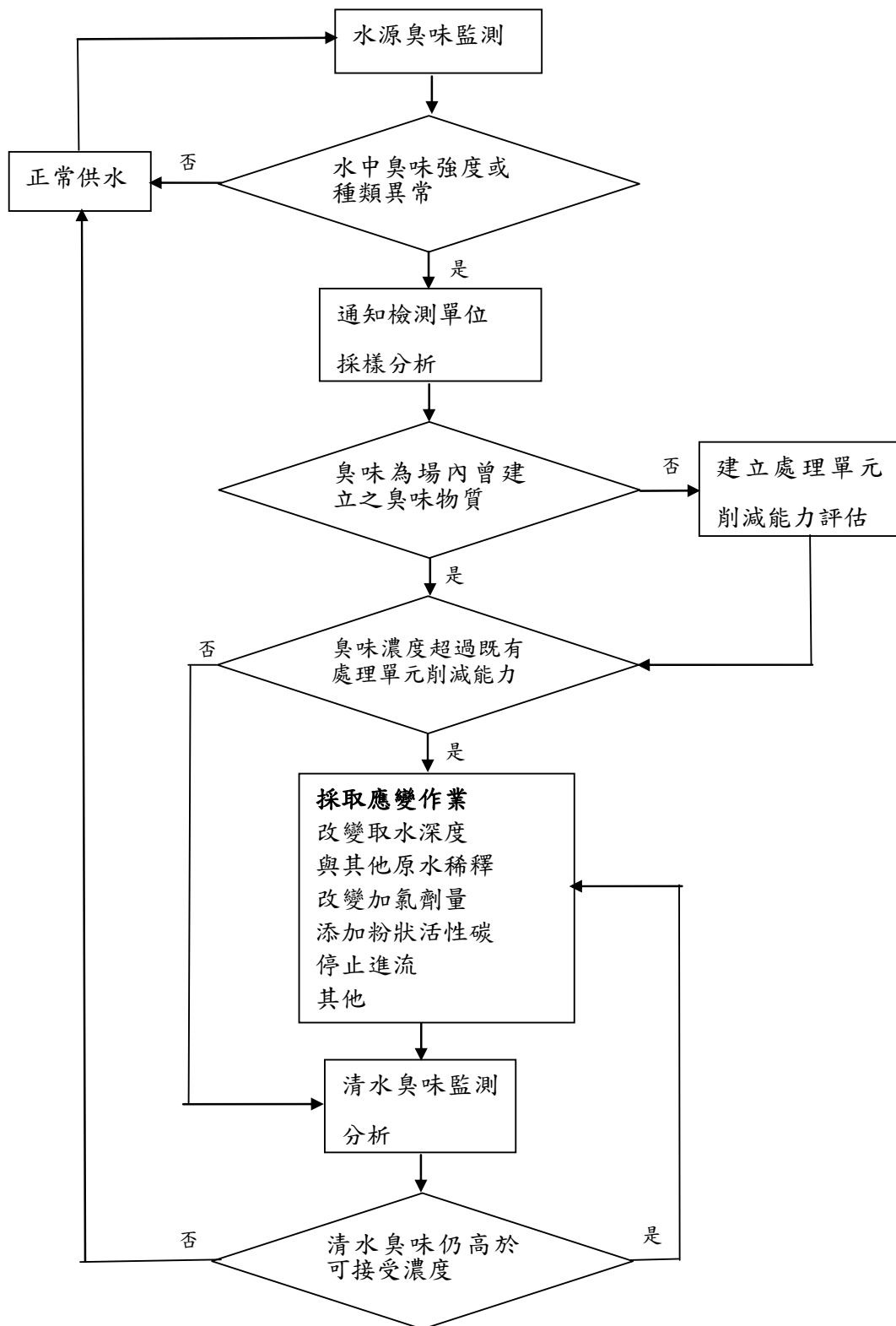


圖1 淨水場內水中臭味物質監測與應變標準作業程序

2. 活性碳種類與基本物化特性

活性碳(activated carbon)是將含有碳素的物質經過特別處理得到的吸附劑，其來源有煙煤、椰子殼、木屑等原料。活性碳製造過程中會將物料壓碎，再進行高溫(260~582°C)活化處理的高溫加熱(活化處理)，產生具有多孔性和高比表面積的表面特性。活性碳依照外觀型態可分為粉狀活性碳(powdered activated carbon, PAC)、粒狀活性碳(granular activated carbon, GAC)、圓柱狀活性碳(cylindrical activated carbon, CAC)及纖維狀活性碳(activated carbon fiber, ACF)。水處理常用的活性碳為粉狀活性碳和粒狀活性碳，以下分別介紹：

a. 粉狀活性碳

粉狀活性碳是將活性碳粉碎後篩分析獲得。典型商業化粉狀活性碳的粒徑為總重的 65 至 95%能通過#325 篩網(開口)，其總重的 95%~100%能通過 100 號篩，而總重的 50%~95%能通過網眼較小的 325 號篩者，則稱之為粉狀活性碳。由於粉狀活性碳有著較大的比表面積及較短的擴散距離，加上吸附速率較快和質傳速率較慢等特性，因此常用於廢水處理之液相吸附污染物。

通常粉末活性碳所指就是直徑小於300 mesh的微粒碳粉，由於顆粒小，很容易造成壓力降低及粉塵問題，除非將其固定於纖維不織布上，否則很少作廢氣處理用。在水處理方面，則因吸附速度較快，有用於脫色、脫臭等，但需考慮廢活性碳處理問題。

b. 粒狀活性碳

粒狀活性碳的大小是以12/20、20/40等方式表示。所謂的20/40係表示粒狀活性碳的顆粒能通過20 號篩，而被40號篩所截留者。由於粒狀活性碳的比表面積較粉狀活性碳小，吸附能力也較弱，但是其顆粒較大，不容易阻塞附著在管柱中，可減少壓損，且再生較為容易，因此在連續操作的系統中，多半採用粒狀活性碳做為污染物的吸附劑。

3. 活性碳處理水中物質基本原理與選用原則

3.1 基本原理概述

吸附(adsorption)是利用吸附劑(adsorbent)的吸附容量將溶液中之吸附質(adsorbate)結合於吸附劑表面的現象。吸附作用可以區分為物理性吸附(physical adsorption)及化學性吸附(chemical adsorption)。物理性吸附其吸附能小於 10 Kcal/mole，主要的親和作用力為凡得瓦力(van der Waals)，當溶液中溶質與吸附劑間的吸引力大於溶質與溶劑間之吸引力時，溶質即被吸附於吸附劑上，為一種可逆反應。化學性吸附的吸附能大於 10 Kcal/mole，其親和作用力是利用吸附質與吸附劑之活性位置間所形成的化學鍵結，是一種不可逆現象。吸附技術常利用以去除廢、污水中的毒性物質，或難以被生物降解的污染物如重金屬、農藥、清潔劑、臭味物質、或產生色度的物質等。例如常用於環境工程上之吸附劑—活性碳、活性鋁或矽膠等；在給水工程中，利用活性碳可以去除臭味及色度；用於廢水的三級處理中，可以用來吸附水中的色度、臭味及有機物質；也可以用於工業廢水的處理中，以去除毒性有機物質。

以活性碳為吸附劑時，活性碳吸附水中吸附質的過程可以分為下列四個步驟：(1)吸附質分子在水體中藉對流、延散或擴散移動至接近活性碳顆粒。(2)吸附質分子藉由液膜擴散(film diffusion)通過活性碳的外圍區域。(3)吸附質分子藉由表面擴散(surface diffusion)或孔隙液體(pore-fluid)中之擴散，由活性碳顆粒外進入活性碳顆粒內(internal diffusion)。(4)吸附質分子被活性碳孔隙表面吸附。一般認為步驟(1)及(4)的速率快，不會影響整個吸附機制，而步驟(2)及(3)都可能是限制反應速度的過程。因此吸附速率的快慢與否，是由分子在液膜中擴散到吸附劑表面及在孔隙中的擴散速率來決定。

3.2 影響因子討論

a. 活性碳種類

活性碳本身對於臭味物質吸附的影響，主要為活性碳的材質和活性碳結構兩部分。在材質的部分，Chen 等人(1997)利用不同材質的活性碳對 2-MIB 的吸附作比較，發現其吸附量的大小分別為煙煤(bituminous) > 泥碳(peat) > 褐煤(lignite) > 木屑(wood)。

一般而言，污染物的分子直徑大都介於 5~8 Å 之間，而微孔對於這些小分子有較佳的吸附效果。2-MIB 的分子直徑大約在 5~6 Å 之間，文獻中也指出，活性碳對於臭味物質 Geosmin 和 2-MIB 的吸附主要在微孔發生[Graham et al., 2000; Newcombe et al., 1997]。楊

氏(2001)使用不同廠牌之活性炭，發現 PAC 對 2-MIB 的吸附量為 TAC-P(木屑) > WPH(煙煤) > W20(蔬菜類)，這樣的結果與孔徑分析中之微孔體積大小順序相符，更可進一步說明活性炭對 2-MIB 的吸附主要在微孔發生。

b. 吸附質特性

溶解度高之有機分子較不適合使用活性炭吸附，因其與極性強之溶劑間之親和力甚強，使有機分子之被吸附能力降低。通常被吸附質的分子大小影響活性炭吸附甚鉅，當分子大小接近活性炭孔隙大小時，吸附能力最強[Newcombe et al., 1997]。至於有機分子本身若具有之官能基如氫氧基(-OH)、磺酸基(-SO₃)或是胺基(-NH₂)，則會降低吸附能力；反之，若具有苯環取代基，如硝基(-NO₂)等，則會提昇被吸附能力[Faust and Aly, 1978]。在之前所提到的許多研究中可得知，粉狀活性炭能有效地將土臭味物質控制到合理的程度。Lalezary 等人(1986)發現活性炭對五種土臭味物質吸附量依序為 TCA > IBMP > IPMP > Geosmin > 2-MIB，而且發現 2-MIB 的吸附量遠低 Geosmin。最大的原因歸咎於其結構的不同，Geosmin 有較低的溶解度以及較適合吸附的結構，能較易被活性炭狹長狀的孔隙所吸附。

另外，Considine 等人(2001)發現在水溶液中，2-MIB 之吸附量會受到活性炭表面含氧量的影響，隨著含氧量減少而吸附量增加；但是當 2-MIB 溶於非極性溶劑二氯甲烷(dichloromethane)中時，活性炭的吸附量並不會受到其表面含氧量的影響。由此可見，在考慮影響活性炭吸附控制時，溶劑亦為重要的因素之一。除此之外，活性炭應用在淨水工程上處理臭味問題時，將會受到原水的背景水質、加氯作用、混凝沉澱、活性炭添加位置及接觸反應時間影響其去除效率。

c. 天然有機物

應用活性炭處理水中微量有機物時，當背景水質中有天然有機質(natural organic matter, NOM)存在，將會與欲處理之微量污染物產生競爭，結果將使活性炭的吸附量降低[Zimmer et al., 1989; Najm et al., 1991a]。原水中存在的 NOM 或溶解性疏水有機物，其濃度通常為 mg-L⁻¹ 等級，較臭味物質(通常為 ng-L⁻¹ 等級)高出數個數量級，會與臭味物質產生競爭吸附現象，造成活性炭對臭味物質吸附量降低，可達一個數量及左右[Graham et al., 2000; Chen et al., 1997; Lalezary et al., 1986]，造成活性炭劑量必須增加數倍才能達到應有的處理效果[Lalezary et al., 1988]。由於不同地區水質的差異，造成 NOM 的特性也不相同，而這些特性對於競爭吸附亦有不同程度的影響[Najm et al., 1991a]。

Newcombe 等人(1997)對活性碳吸附不同分子量(molecule weight, MW)大小的 NOM 做研究，發現 2-MIB 在 MW > 3000 的 NOM 水中的等溫吸附線和 2-MIB 在純水中的等溫吸附線幾乎相同，且吸附量均大於在 MW < 500 的 NOM 水中以及原水，推測 MW > 3000 的 NOM 幾乎不會和 2-MIB 產生競爭吸附。

d. pH

背景水質影響吸附現象的因子有 pH 值、溫度及其他有機物質的存在。一般而言，在低 pH 值下，有機物之離子化現象較少，因此較容易被吸附[McCreary and Snoeyink, 1980]，然而在純水中 pH 值對於活性碳的吸附沒有重大的影響；但在天然水中，較低的 pH 值會有助於活性碳對 NOM 的吸附，而降低對臭味物質的吸附量[Graham et al., 2000]。

e. 活性碳的表面化學性質

由於活性碳表面與被吸附物間之特定作用，活性碳之表面化學性質會影響吸附量及吸附效率。活性碳表面所存在之官能基可強烈影響與被吸附物間之化學親和力，這些官能基包括羰基(carbonyl)及過氧基(peroxide)。另外，活性碳表面之疏水性(hydrophobicity)會隨鍵結官能基中氧含量或金屬物增加而降低，進而減低對水中疏水性有機物之吸附能力[Snoeyink et al., 1974; Puri, 1980]；然而對苯胺(aniline)、甲苯胺(methylaniline)則有增加吸附性之正面功效[Puri, 1983]。

f. 混凝作用對活性碳吸附的影響

通常水廠在淨水程序中添加 PAC 的操作方式是在混凝單元前與混凝劑一起加入，而混凝劑對 PAC 之吸附可能會造成影響。混凝劑在水解形成膠羽過程中，如有 PAC 存在，明礬水解產物將以 PAC 為核心形成膠羽，水中之被吸附質可能因為膠羽阻隔而無法被 PAC 吸附，降低 PAC 吸附能力，或因應擴散通過 PAC 外圍膠羽，而延長 PAC 吸附時間[Sontheimer et al., 1988]。Simpson(1998)對美國弗羅里達州 Manatee 給水廠進行 PAC 最佳操作效能實驗，發現活性碳在混凝程序前添加具有最佳去除效果，而在膠羽形成及高混凝劑量的操作條件下可能會妨礙 PAC 吸附臭味物質，造成吸附量降低。

g. 接觸時間

粉狀活性碳平衡時所需接觸時間通常介於 4-28 天，然而事實上，考量自來水傳統處理程序及相關限制，淨水場一般活性碳接觸時間不到一小時，因此吸附量應較平衡吸附量為小(低 2 到 10 倍左右)。Simpson(1998)針對美國弗羅里達州 Manatee 給水廠進行實驗分析，

當活性炭接觸時間為 3 分鐘增為 7.4 分鐘時，2-MIB 與 geosmin 去除效果分別可以從 31% 增至 42% 及由 55% 增為 68%。Lazlezary-Craig(1988)由實驗發現，當活性炭添加計量較小時(< 10 mg/L)，接觸時間由 1 小時提高到 4 小時，對 2-MIB 的去除效率有明顯提高；但若添加足夠的劑量(> 15mg/L)，接觸時間 1 小時和 4 小時則無多大的差別。楊氏(2001)使用活性炭 WPH 於鳳山原水中，當活性炭添加計量為 10mg/L 時，接觸時間由 1 小時提高到 4 小時，對 2-MIB 的去除率約提高了 20%；添加劑量為 30 mg/L 時，接觸時間由 1 小時提高到 4 小時，對 2-MIB 的去除率只提高約 5%，由此可知，當活性炭添加劑量足夠大時，接觸時間對去除效率而言，並沒有太大的影響。

h. 活性炭添加位置

利用粉狀活性炭去除飲用水中的臭味物質，目前在水廠的應用已相當廣泛，為使 PAC 在應用時達到較好的處理效率，一般需考慮的因素有：(1)需提供足夠的攪拌動力使 PAC 能充分與液相混合。(2)與吸附質有足夠接觸或吸附時間。(3)應避免在吸附過程中有其他化學藥劑(例如：氯、混凝劑等)的干擾。(4)淨水工程處理後，水中不能殘存有 PAC。

PAC 因粒徑甚小，吸附可很快地達到平衡，故以往水廠在運用時，常與混凝劑一起加入快混槽中，再經慢混槽中與混凝劑生成膠羽結合，最後在沉澱槽中行固、液分離，如此可使所添加之設備減至最少，且可彈性地在需要的時候才添加活性炭。但是在之前的文獻中提到，Simpson(1998)發現活性炭在混凝程序前添加具有最佳去除效果，因為混凝劑會妨礙 PAC 吸附臭味物質。所以有人建議在取水口處即添加活性炭，如此可以增長接觸時間，但缺點在於有些本來應該被混凝去除之大分子有機物，因未能在吸附前去除，故增加大、小分子有機物在活性炭表面之競爭作用。因此，亦有人主張在混凝沉澱之後，另再加一活性炭接觸槽，利用後續砂濾床增加吸附時間及將活性炭截留去除，以充分發揮活性炭的吸附能力，但是因需另外再增建一接觸槽會增加設備成本。表 1 為 PAC 的添加位置對水廠操作及污染物去除之優缺點的比較[Najm, 1991b]。

表 1 淨水程序中 PAC 添加處優缺點

PAC 添加處	優點	缺點
取水口	<ul style="list-style-type: none"> • 延長 PAC 接觸時間 • 較佳混合效果 	<ul style="list-style-type: none"> • 某些污染物可利用混凝去除者，先被 PAC 吸附， • 增加 PAC 使用負荷，吸附過程亦可能有競爭吸附現象發生
快混槽	<ul style="list-style-type: none"> • 快混至膠凝過程有較佳混合效果 • 具充分接觸時間 	<ul style="list-style-type: none"> • 混凝劑與 PAC 結合成膠羽，可能降低 PAC 吸附效率 • 某些有機物仍無法達到吸附平衡 • 某些可利用混凝去除之污染物可能會與其他有機物有競爭吸附的行為
在快混槽後設置 PAC 接觸槽	<ul style="list-style-type: none"> • 有較佳混合效果 • 有較長接觸時間 • 吸附過程中無混凝劑的干擾 	<ul style="list-style-type: none"> • 需額外再增建接觸槽，增加設備成本 • 某些可利用混凝去除之污染物可能會與其他有機物行競爭吸附作用
快濾槽進流口	<ul style="list-style-type: none"> • 由於 PAC 截留在濾床內，吸附時間較長，具有較高吸附效率 	<ul style="list-style-type: none"> • 容易造成 PAC 穿透濾床，而混入清水槽或流至配水管網內

i. 水中餘氯的影響

通常有些淨水場會採用前加氯的措施，然而水中的餘氯對於活性碳的吸附量卻有顯著的影響[Lazlezary-Craig et al., 1988 ; Lalezary et al., 1988 ; Sontheimer et al., 1988 ; Gillogly et al., 1998 ; Huang et al., 1999]。Gillogly 等人(1998)發現隨著水中餘氯濃度的增加，活性碳對 2-MIB 的吸附量隨之下降；而且水中餘氯還會氧化活性碳吸附表面，使已經被活性碳吸附的 2-MIB 再度被釋放出來。國內淨水廠通常使用前加氯，若亦同時添加粉狀活性碳，則活性碳可能會受餘氯之作用而改變其對水中有機物的吸附能力。Lalezary 等人(1988)指出水中的餘氯會氧化活性碳表面吸附官能基，造成活性碳對有機物的吸附量降低，尤其在低活性碳添加劑量及高有機物濃度時影響最大。

氯對五種水中常見之土臭味物質的氧化能力為 IPMP > IBMP > TCA > geosmin > 2-MIB，由此可見 2-MIB 是一種很難被氧化的物質，所以水中餘氯對其並不會有直接影響 (Glaze et al., 1990 ; Lalezary et al., 1986)，但是當 2-MIB 與餘氯同時存在時，將會使活性碳的吸附效率降低。在 Gillogly 等人(1998)的研究中發現使用 Hydrodarco-B 活性碳劑量為 11.5 mg/L，無添加氯時 2-MIB 的去除率為 67%，但若餘氯與活性碳添加劑量之比分別為 0.5、1 及 2，先行於二次去離子水中反應，再將活性碳過濾乾燥後添加置原水中，則 2-MIB 去除率分別降低為 49%、31% 及 15%，所以隨著水中餘氯濃度的增加，活性碳對 2-MIB 的吸附

量也隨之下降。

另外在 Gillogly 等人(1998)的研究報告亦指出，水中餘氯不只會造成活性碳吸附能力降低，更可能使原本已吸附在活性碳中的 2-MIB 物質釋放至水中，造成濃度的上升。其中也發現，將總量相同的氯以一次全部加入及分數次添加於原水中，對粉狀活性碳吸附 2-MIB 的影響並無太大差別，所以對其最主要的影響還是為餘氯添加的總量。Lalezary 等人(1986)及 Gillogly 等人(1998)也在文獻中指出，當 PAC 的添加量增加到某一程度時，也就是氯添加量與 PAC 添加劑量之比率低於某值時，餘氯的影響便可以忽略。除此之外，將原水與濃度為 5 mg/L 的氯反應 24 小時後去餘氯，再加入 PAC 11.5 mg/L 進行反應，發現水中的消毒副產物(DBPs)對 2-MIB 不會產生競爭吸附，並不會影響 PAC 的吸附量。研究中亦發現，將氯與 PAC 以 1:1 比例的添加量(各為 5.8 mg/L)先在二次去離子水中反應後除氯，PAC 對 2-MIB 的去除率由原來的 86% 降到 38%，若是在反應後不去氯，則去除率甚至降到 11%。另外 Lazlezary-Craig(1988)指出，水中一氯氨(monochloramine)對於活性碳吸附量的影響比水中的自由餘氯還嚴重。在台灣，劉氏與林氏(2002)也發現相同的 2-MIB 去除效率，有餘氯的水體所需的活性碳劑量大於無餘氯的水體，然而當 PAC 的添加量增加到某一程度時，餘氯的影響便可以忽略(如圖 2 所示)。

由此可見，氯對活性碳吸附水中微量有機物的影響甚鉅，尤其台灣地區大部分的淨水廠皆有使用前加氯及後加氯，因此在應用活性碳處理水中臭味問題時，加氯消毒及 PAC 處理兩個流程間的接觸時間應要有所限制，以求得最大的去除效率。

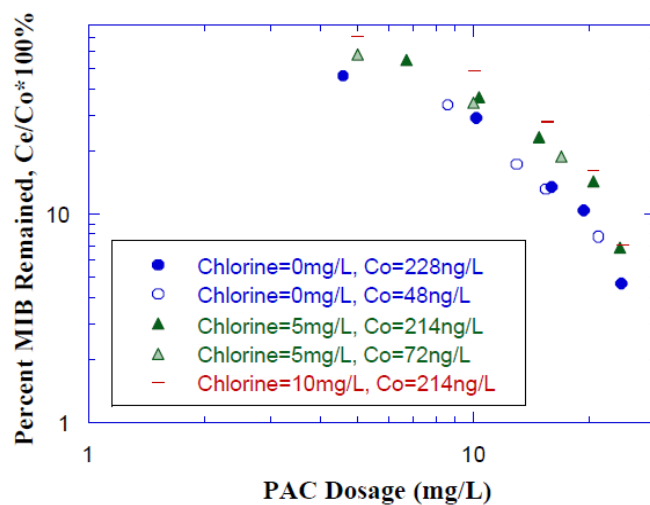


圖2 原水中加氯量與活性碳添加劑量對MIB 殘留率之影響

3.3 選用時機原則與注意事項

粉狀活性碳之選用，主要參考投加量與吸附時間，其必需進行吸附容量試驗與吸附動力試驗來確定，同時必需考量水中其他污染物之競爭、投加設備的操作偏差，以確定實際投加量有足夠之安全餘量。一般而言，對粉狀活性碳活性影響臭味吸附能力之因素如表 2 所示。

另因粉狀活性碳與氯同時加入時，通常每添加 1 mg/L 粉狀活性碳會消耗氯 0.2~0.25 mg/L，故為避免影響粉狀活性碳吸附效果與降低耗氯量，應考量前加氯位置與劑量。本研究團隊以粉狀活性碳 G135-900 為例，探討其於水中耗氯之動力模式。實驗設計將不同克數乾淨之粉狀活性碳分散於水中，再添加 NaOCl，量測其於水中之殘餘濃度，結果如圖 3 所示。經動力解析後，可以四階動力模式模擬水中 NaOCl 之降解。

$$d[\text{ClO}^-]/dt = k[\text{PAC}]^2 [\text{ClO}^-]^2$$

其中[PAC]為粉狀活性碳於水中可反應之濃度，[ClO⁻]為 NaOCl 於水中之濃度。因活性碳與餘氯之反應為催化之反應，故可假設可反應性粉狀活性碳於反應過程中之變化可忽略。

自來水添加粉狀活性碳除了會額外消耗氯以外，也會由於氯和粉狀活性碳的相互作用對加氯消毒副產物生成產生影響。林氏等人(1996)以鳳山淨水廠原水進行瓶杯試驗，研究結果顯示原水先經粉狀活性碳吸附再進行加氯，水相之非溶解性有機碳(NPDOC)會隨加氯量增加而增加；原水直接加氯及粉狀活性碳在純水中加氯之對照組及空白實驗則沒有此現象發生。水中增加之 NPDOC 是由於吸附在粉狀活性碳表面之有機物受氯氧化再度脫附至水溶液，這種現象會提高加氯消毒副產物產生的潛勢，在自來水處理系統中使用粉狀活性碳必須特別注意。

另一個要注意的事項是添加粉狀活性碳後對淨水處理濾程的影響，使用上必須避免粉狀活性碳貫穿濾床，導致清水濁度增加和提高微生物再滋生的潛勢。Najm 等人(1991b)整理歷年的研究並報導在極大粉狀活性碳添加量(60 mg/L)和高濾速(>8 至 9 m/h)條件下，粉狀活性碳會貫穿過濾池濾床；當粉狀活性碳添加量為 30 mg/L 和濾速 4.9 m/h 條件下，粉狀活性碳則不會貫穿。然而，Stringfellow 等人(1993)卻發現當粉狀活性碳在快混池的添加劑量為 1 至 2 mg/L 時，該處理系統的過濾池出水卻可發現到粉狀活性碳，顯示粉狀活性碳已經貫穿濾床。

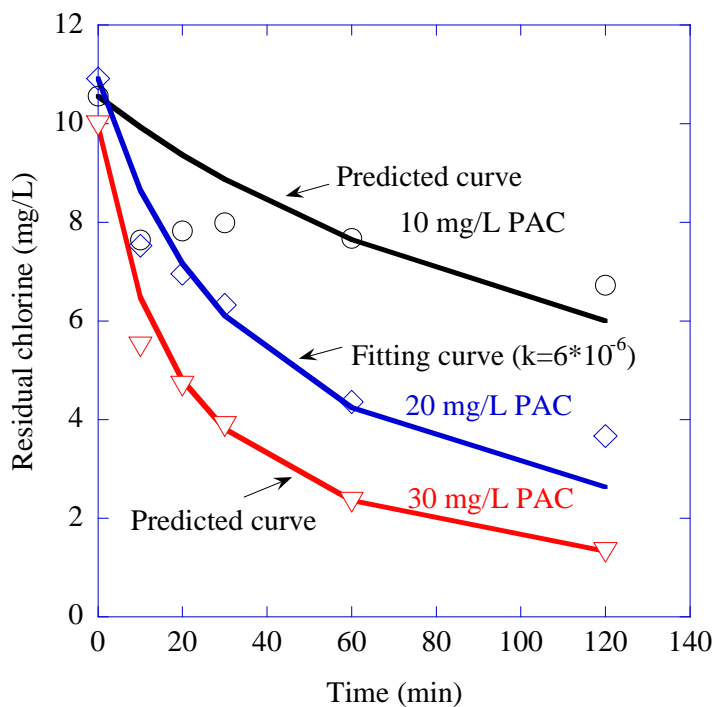


圖 3 NaClO 於含有不同劑量粉狀活性碳(G-135 900)水溶液之動力模擬

表 2 粉狀活性碳臭味吸附能力影響因子

影響因素		粉狀活性碳吸附能力
活性碳性質	活性碳微孔比例 ↑	吸附能力 ↑
	活性碳原料	木質為佳
	吸附質分子量 500~1000	吸附能力較佳
環境因子	吸附質極性 ↑	吸附能力 ↓
	水中天然有機質 ↑	吸附能力 ↓
	溫度	水中影響不大
	pH	中性較佳
	接觸時間 ↑	吸附能力 ↑
	混凝劑劑量 ↑	吸附能力 ↓
	加氯量 ↑	吸附能力 ↓

4 國內外標準與分析方法

國內外針對粉狀活性碳於水處理之標準規範包括美國自來水協會(AWWA B600-10)、英國標準(BS EN 12903: 2009)、日本下水道協會(JWWA K113: 2005)與中國大陸(GB/T 13803.2, 木質淨水用活性碳)等標準。台灣自來水公司 2009 年之前對於水中粉狀活性碳於水處理並無相關之標準, 僅規範碘吸附力(>1000 mg/g)、1%懸浮浸出液 pH (7~11)、灰份(<15%)、含水率(<40~50%)與 200mesh 篩目篩除殘留(< 10%)。台灣自來水公司 2009 年 10 月遂參考 JWWA K113 之規範, 擬定使用粉狀活性碳管理要點。各粉狀活性碳標準對於吸附能力與不純物之規範整理於表 3、表 4。台灣自來水公司之粉狀活性碳管理要點, 對於吸附能力規範相較於其他標準較為嚴謹, 但於粉狀活性碳內不純物與有害物質之規範, 卻無相關指引, 值得相關單位後續研擬。

表 3 粉狀活性碳吸附能力規範

	AWWA B600-10	BS EN 12903:2009	JWWA K113:2005	台水管理要點	GB/T 13803.2:1999	
					一級品	二級品
原料來源	-	-	-	植物木質、非再生	木質	木質
粒徑分佈	100mesh 篩網殘餘 ≤1% (木質 ≤5%) 200mesh 篩網殘餘 ≤5% (木質 ≤15%) 325mesh 篩網殘餘 ≤ 10% (木質 ≤ 40%)	150μm 篩網殘餘 ≤5%	75μm 篩網殘餘 ≤10%	75μm 篩網殘餘 ≤10%	-	-
碘吸附值(mg/g)	≥ 500	-	≥ 900	>900	≥ 1000	≥ 900
酚值	-	-	≤ 25	≤ 25	-	-
ABS 吸附值*	-	-	≤ 50	≤ 50	-	-
甲基藍脫色力 (mL/g)	-	-	≥ 150	≥ 150	≥ 135	≥ 105
強度(%)	-	-	-	-	≥ 94	≥ 85
視密度(g/mL)	0.2 - 0.75	-	-	-	0.45 - 0.55	0.32 - 0.47

*烷基苯磺酸鈉(Sodium alkylbenzenesulfonate, ABS)吸附值

表 4 粉狀活性碳不純物之規範

	AWWA B600-10	BS EN 12903:2009	JWWA K113:2005	台水管理 要點	GB/T	
					一級品	二級品
pH	-	-	4-11 (1% 懸浮浸 出液)	4-11 (1% 懸浮浸 出液)	5.5-6.5	5.5-6.5
氯化物 (%)	-	-	≤0.5 (1% 懸浮浸 出液)	≤0.5 (1% 懸浮浸 出液)	-	-
電導度 (μS/cm)	-	-	≤900 (1% 懸浮浸 出液)	≤900 (1% 懸浮浸 出液)	-	-
乾燥減量(%)	-	-	≤50	≤50	-	-
灰份(%)	-	≤15	-	-	≤5	≤5
水分(%)	≤8	≤5	-	-	≤10	≤10
水溶性物質(%)	-	≤3	-	-	-	-
鋅(%)	符合 NSF/ANSI 60(Drinking Water Treatment Chemicals-He alth Effects)與 NSF/ANSI 61(Drinking Water System Components)	≤0.002	符合 JWWA Z109:2010 規範	-	不能混入含有對 人體健康有毒或 有害的物質	
砷(mg/kg)		≤10				
鎘 (mg/kg)		≤5				
鉻(mg/kg)		≤50				
汞(mg/kg)		≤1				
鎳(mg/kg)		≤20				
鉛(mg/kg)		≤10				
銻(mg/kg)		≤5				
硒(mg/kg)		≤10				
氰化物(mg/kg)		≤50				
多環芳香烴 (mg/kg)		≤0.2				

5 粉狀活性炭選用與設計

5.1 平衡實驗與解析

當吸附劑被加入於含吸附質的溶液中，經適當的接觸，此時有機物即被吸附。經適當吸附時間，溶質的濃度從起始的 C_0 降至平衡濃度 C_e 。吸附劑的恆溫吸附現象一般可以利用 Freundlich 等溫吸附式、Langmuir 等溫吸附式或 BET 等溫吸附式加以說明。

(a) Freundlich 等溫吸附式：

$$x/m = X = KC_e^{1/n}$$

式中

x = 被吸附溶質的質量，mg

m = 吸附劑質量，g

X = 單位質量吸附劑所吸附的溶質質量，mg/g

C_e = 達平衡時，溶液中溶質的濃度，mg/mL

K, n = 吸附常數

K, n 值可以利用將實驗結果在全對數座標紙上， y 軸代表單位質量吸附劑所吸附之質量濃度(X)， x 軸代表平衡濃度 C_e ，將各實驗結果繪至於圖上，則各點所連接起來的等溫吸附曲線應為一直線，其斜率為 $1/n$ ，截距為 $\log(K)$ 。或者是將等溫吸附式兩端取對數得 $\log(X) = \log K + (1/n)\log C_e$ ，在直角座標圖上，以 $\log(X)$ 對 $\log(C_e)$ 做圖，得到斜率為 $1/n$ ，截距為 $\log(K)$ 。

(b) Langmuir 等溫吸附式

Langmuir 等溫吸附式常用於單層的吸附現象，其假設為(1)吸附劑上有許多吸附活性位置(Activate Site)，且每一個活性位置均可以吸附一吸附質分子；(2)每個吸附活性位置對吸附分子的親和作用力均相同；(3)當吸附質分子吸附於一活性位置上便不再行脫附，且不會影響到另一吸附質分子的吸附行為；(4)吸附劑的最大吸附容量為每一活性位置均吸附了單一層的吸附質分子。Langmuir 等溫吸附式其公式如下：

$$\frac{x}{m} = X = \frac{aKC_e}{1 + KC_e}$$

式中

a = 吸附飽和時，被吸附物質量與吸附劑之比；

K = 實驗常數

方程式中的 a 和 K 參數可以將上式之左、右兩邊各取倒數得：

$$\frac{1}{X} = \frac{1}{aKC_e} + \frac{1}{a}$$

以 $1/X$ 對 $1/C_e$ 作圖，可以得到一直線，直線的斜率為 $1/aK$ ，截距為 $1/a$ 。

(c) BET 吸附模式

BET 吸附模式為多層的吸附模式，其假設為(1)吸附劑可以吸附超過一層的吸附壁；(2)每一層的吸附能力均相同，且每一層的吸附行為可以用 Langmuir's 等溫吸附式加以說明。BET 等溫吸附關係式如下：

$$\frac{x}{m} = \frac{ax_m C_e}{(C_s - C_e) \left[1 + (a-1) \frac{C_e}{C_s} \right]}$$

式中

x_m = 單層最大吸附量

C_s = 污染物在水中的飽和濃度

a = BET 吸附常數

BET 等溫吸附式中的吸附常數 a 及單層最大吸附量 x_m 可將 BET 等溫吸附式重新整理成如下的關係式而求得：

$$\frac{C_e}{(C_s - C_e)m} = \frac{1}{ax_m} + \frac{a-1}{ax_m} \frac{C_e}{C_s}$$

以 $\frac{C_e}{(C_s - C_e)(x/m)}$ 對 $\frac{C_e}{C_s}$ 作圖，可以得到一直線，其斜率為 $\frac{a-1}{ax_m}$ ，截距為 $\frac{1}{ax_m}$ ，利用斜

率和截距的關係式即可以求得 a 及 x_m 值。

5.2 動力實驗與解析

吸附質在多孔性吸附劑進行吸附時，一般認為必須經過下列步驟包括：外部擴散(external diffusion, 在液/固交界膜部分)，內部擴散(internal diffusion, 在吸附劑顆粒內之液相或固相表面)及吸附三大部分。由於一般物理性吸附相當快速(約 10^{-6} 秒附近)，所以主要控制污染物在吸附劑之吸附速率快慢應為前兩個步驟[Weber et al., 1991]。污染物的外部擴散速率一般與質量傳送係數與濃度梯度相關，而質量傳送係數與流經吸附劑顆粒固體流況有關[Noll et al., 1992]。在環工、化工相關研究上，有許多的經驗公式可用於描述不同流況下之質量傳送係數。通常，這些公式都以Sherwood Number的型式表示，且為Reynolds Number與Schmidt Number的函數。內部擴散速率部分則較為複雜些。一般內部擴散可區分為孔隙中氣體之分子擴散、Knudsen擴散與孔壁固體上之表面擴散數種[Ruthven, 1984]。

均勻表面擴散模式(homogeneous surface diffusion Model, HSDM)已經廣泛應用在模擬活性炭吸附動力行為上[Pirbazari et al., 1993; Najm, 1996; Gillogly et al., 1999]。HSDM 模式假設吸附質和吸附劑表面為局部平衡的狀態，且表面擴散(surface diffusion)為內部擴散控制因子。由於粉狀活性炭具有很小的顆粒粒徑，加上實際操作 PAC 都是應用在連續流(continuous-flow) 的系統中，PAC 的吸附質傳阻力可以忽略不計。因此，忽略質傳阻力的 HSDM 模式配合 Freundlich 平衡吸附數學模式，可由下列方程式表示：

$$\frac{\partial q}{\partial t} = D_s \left(\frac{\partial^2 q}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial q}{\partial r} \right)$$

at $t = 0$, $0 \leq r \leq R$; $q = 0$

at $r = 0$, $0 \leq t$; $\frac{\partial q}{\partial r} = 0$

at $r = R$, $q_s = KC_s^n$ (R 為活性炭顆粒半徑)

上述方程式描述吸附作用時，活性炭表面濃度在不同時間及距離活性炭顆粒中心 r 距離處的吸附速率。為了模擬活性炭的吸附動力，以HSDM模式理論結合Microsoft Fortran軟體(Wang, 1994)來求得臭味物質的濃度在液相中隨時間改變的變化量已為相當成熟技術。

(1) 模式正確性確認

HSDM 模式中，所需輸入的參數為 2-MIB 初始濃度(C_0 , ng/L)、活性炭顆粒半徑(R , cm)、活性炭添加劑量(M , mg/L)、反應槽容量(V , L)、表面擴散係數(D_s , cm^2/min)、時間(DT , min)

以及 Freundlich Isotherm 常數 $K[\text{FREK}, (\text{ng}/\text{mg})(\text{L}/\text{ng})^{1/n}]$ 、 $1/n(\text{FREN})$ 等，以上除了已知實驗操作參數以及表面擴散係數外，還必須自行設定活性碳半徑切割係數(N)，切割係數決定模式所模擬的結果是否達到收斂。

(2) 表面擴散係數求法

決定活性碳半徑切割係數(N)後，在 HSDM 模式所需參數中，2-MIB 初始濃度、活性碳顆粒半徑、活性碳添加劑量以及反應槽容量等，均為實驗控制參數，都是已知，而 Freundlich Isotherm 常數 K 及 $1/n$ 可由等溫吸附線求得，只剩表面擴散係數(surface diffusion coefficient, D_s) 未知，因此在應用 HSDM 模式來預測活性碳對 2-MIB 的吸附動力之前，必須先求得 2-MIB 的表面擴散係數，通常不同的物質在不同的水中，表面擴散係數也會不同。而要求得 2-MIB 的表面擴散係數，我們必須先做一組吸附動力實驗以求得吸附動力曲線，並利用 HSDM 模式，在不同的表面擴散係數之下，求得不同的吸附動力曲線，再將所得的各組吸附動力曲線與實驗所得的吸附動力曲線做比對，而當中與實驗值最相符的一組，其 D_s 值即為所求。本研究中是以最小誤差方法，求得 D_s 值的最佳化。

5.3 添加位置及添加量估算

通常粉狀活性碳(powdered activated carbon, PAC)用於非常態性的臭味處理問題，其設置成本較低，但若經常使用且劑量超過 20 mg/L 以上，則應使用粒狀活性碳吸附塔。一般而言，粉狀活性碳之設置成本遠較臭氧及粒狀活性碳等高級處理程序低，相當接觸時間下，吸附量更可達粒狀活性碳(granular activated carbon, GAC)的六倍左右[Snoeynik et al., 1998]。以美國芝加哥市淨水場評估以高級處理程序除臭為例，粒狀活性碳系統設置成本為 5 千萬美元，臭氧系統設置成本為 6 千 1 百萬至 8 千 7 百萬美元間，而粉狀活性碳系統設置則僅需 1 千 5 百萬美元 [Butterworth, 1998]。但若經常使用且使用劑量超過 20 mg/L 以上時，則應該使用粒狀活性碳吸附塔。

粉狀活性碳選用主要是參考投加量與吸附時間，其必需進行吸附容量試驗與吸附動力試驗來確定，本計畫參考 AWWA B600 之內容，初擬「淨水處理添加粉末活性碳之吸附、杯瓶實驗指南」(見附件一)，以確定實際投加量有足夠之安全餘量。

5.4 粉狀活性碳系統設計

雖然有些水處理廠連續進給低劑量粉狀活性碳，但大多數的水處理廠僅在緊急情況下，可能只持續了數天左右使用現有的粉狀活性碳供應。如民國 89 年，高雄縣旗山溪遭受不法廢棄物清除/處理業者傾倒廢有機溶劑，水公司即可選擇使用粉狀活性碳當緊急應變措施，去除自來水中之化學性臭味及揮發性有機物質。其他水處理廠可能只有在一年內的幾個星期，例如藻華出現時，原水水質較差下粉狀活性碳之施用。工程師面臨的一大困境是如何提供一個粉狀活性碳進料和儲存系統，以滿足全方位的進料。粉狀活性碳系統的設計還必須考量如何以最佳方式處理潛在的飛塵外，尚需解決粉狀活性碳難以操作、難以儲存很長一段時間，但需要臨時的通知下，即時施用。因此，粉狀活性碳在設計上需考量以下問題：

1. 使用頻率以及可能之施用情形。
2. 由過去水質記錄與經驗評估可能之粉狀活性碳劑量。
3. 評估最遭水質方案(worse-case scenario)下粉狀活性碳進料劑量。
4. 粉狀活性碳採購與運送至場區施用之時程。

5.4.1 粉狀活性碳投加藥系統

粉狀活性碳投加藥系統主要可分為乾式與濕式投加藥法。乾式投加藥系統利用乾粉投加藥機等設備將粉狀活性碳通過水流噴射器直接投加到處理水體中，主要單元一般包括儲料間、進料單元、儲料倉、計量投加藥設備、自動控制系統五部份。濕式投加藥系統為先將粉狀活性碳調製成 5~10% 的碳漿液，再通過計量泵 加到水中，主要設備單元一般包括儲料間、進料單元、儲料倉、碳漿混合設備、碳漿投加藥設備、自動控制系統等六部份。乾式投加藥系統比較簡單，佔地面積少，但設備較易故障，需配合專業的維護人員。濕式投加藥系統計量較精確，混合均勻，但需要設置專門之碳漿池，占地空間面積較大，設備也較複雜。

目前市場粉狀活性碳包裝有散裝、20~25 公斤小包裝與 500~1000 公斤大包裝。散裝原料由專用罐車運輸，通過罐車上自動的氣體輸送系統將粉末傳輸到儲料倉中，具有設備投資少、運輸成本低、人力需求小、操作環境無粉塵外洩等優點，對於大型水庫可以優先考慮，但須符合輸送方便之前提。對於小包裝 20~25 公斤的粉狀活性碳，一般藉由人力拆包或自動拆包裝置經機械進料，將活性碳輸送到儲料倉中，具有採購不受地域限制、購買數量具彈性等優點，但投加藥人力需求較高，設備防護要求亦較高。500~1000 公斤之大包裝應用特性介於散裝與小包裝之間，

具有投資成本較少、運輸費不高、人力需求小、粉塵外洩少、購買不受地域限制等特點，一般透過大型拆包裝置進料，適用於大中型水庫與淨水場。個別廠家活性炭之含水率不同，有濕式活性炭出售，其投加藥時較無粉塵問題，但儲存期較短，投加藥設備亦阻塞等問題。

儲存倉大小設計可以根據不同包裝活性炭的特點與投加用量的時間來設計。同時，儲存倉需配置料位計，當料位低於某一限值時能夠警報提醒開啟加料系統或根據料位情況透過自動控制系統自動進料。由於粉狀活性炭粒徑小、密度低，易形成空穴與漏斗因而不利於下料，因此儲碳倉還需配合震動裝置，以破壞空穴與漏斗，進而確保粉狀活性炭之輸送。以下介紹四種不同粉狀活性炭投加藥系統組合。

(a) 小包裝真空進料乾式投藥系統

小包裝真空進料乾式投藥系統如圖 4 所示，包括真空進料機、儲料倉、乾粉投加藥機、水流噴射器、自動控制系統五部份。進料時將真空吸頭插入粉狀活性炭包，暫儲於料倉 I 中。料倉 II 安裝料位監視器，當料位低於設定值時，通過自動控制系統開啟料倉 I 下端開口，使粉狀活性炭自動流入料倉 II。料倉 II 連接粉狀活性炭加藥機，加藥機透過自動控制系統接收到取水量的瞬間流量信號並根據設定值投加定量粉狀活性炭於水流噴射器中，水流噴射器瞬間將粉狀活性炭完全投到取水管道中。

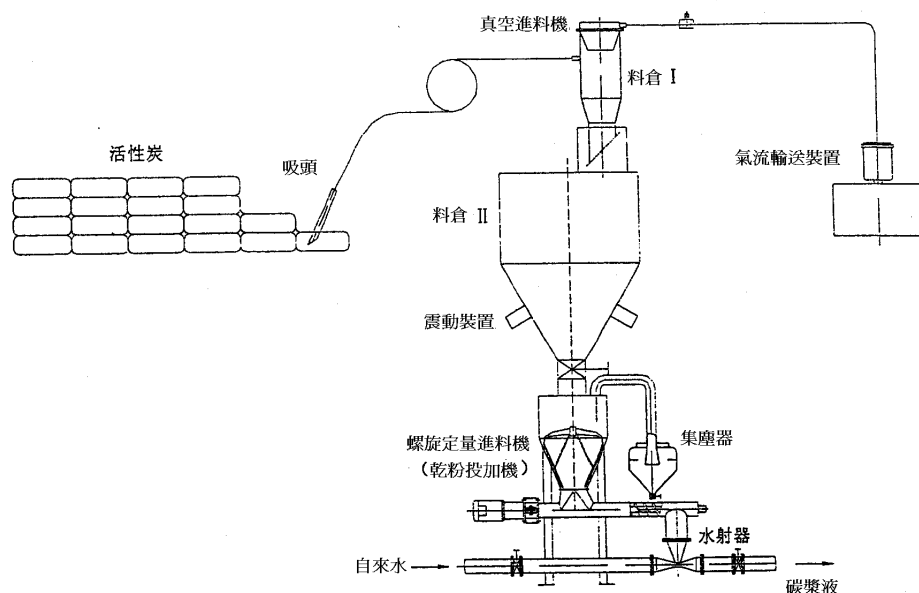


圖 4 小包裝真空進料乾式投藥系統

(b) 小包裝自動拆包濕式投加藥系統

小包裝自動拆包濕式投加藥系統如圖 5 所示，包括自動拆包機、粉狀活性炭螺旋輸送機、碳漿制備系統、壓力投加設備等。用機械起吊裝置或人力方法將粉狀活性炭置於皮帶輸送機上，繼而送入自動拆包機，自動拆包機將粉狀活性炭與包裝分離後，傾斜螺旋輸送設備將粉狀活性炭輸送至碳漿池，配成 5~10% 碳漿液，最後通過螺旋泵將碳漿液投加至取水道。碳漿液一般設置兩座，交替配置碳漿液，碳漿液投加藥量根據原水水質與流量比例投加。該系統投加精確，運行穩定，能夠透過配管實現多處同時投加，缺點是占地面積大，投資成本較高。

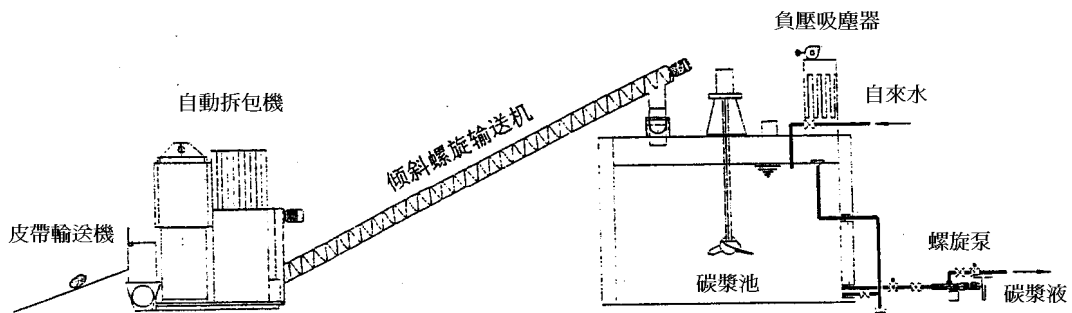


圖 5 小包裝自動拆包濕式投加藥系統

(c) 散裝壓力送碳濕式投加藥系統

散裝壓力送碳濕式投加藥系統如圖 6 所示，包括壓力送料管道、儲料倉、粉料輸配單元、碳漿制備系統、定量投加設備等。該系統與小包裝自動拆包濕式投加藥系統類似，碳漿液一般也設置兩座，交替配置碳漿液。該系統設備投資少、運輸成本低、人力需求小、操作環境無粉塵外洩等優點，適於用碳量較大之水庫，但需水庫與活性炭廠商距離較近、運輸方便。

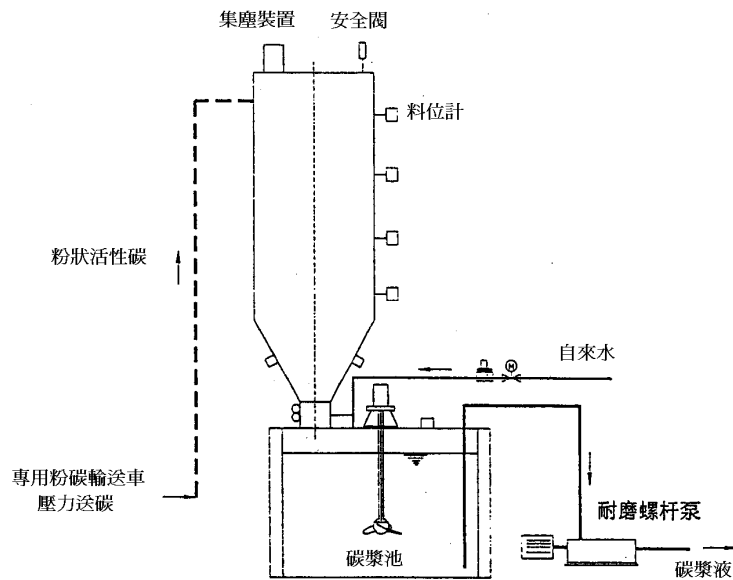


圖 6 散裝壓力送碳濕式投加藥系統

(d) 大包裝自動拆包濕式投加藥系統

大包裝自動拆包濕式投加藥系統如圖 7 示，包括破包裝置、儲料倉、定量進料裝置、碳漿配置罐、螺桿投加泵等。用機械起吊方式將大包裝的粉狀活性炭送至大袋破包裝置，自動拆包後粉狀活性炭進入儲料倉，將定量進料裝置送入碳漿罐，配置成 5~10% 的碳漿液，碳漿液將螺桿泵送至取水道。該系統可連續操作，因此碳漿罐可設計的較小，節省佔地面積。

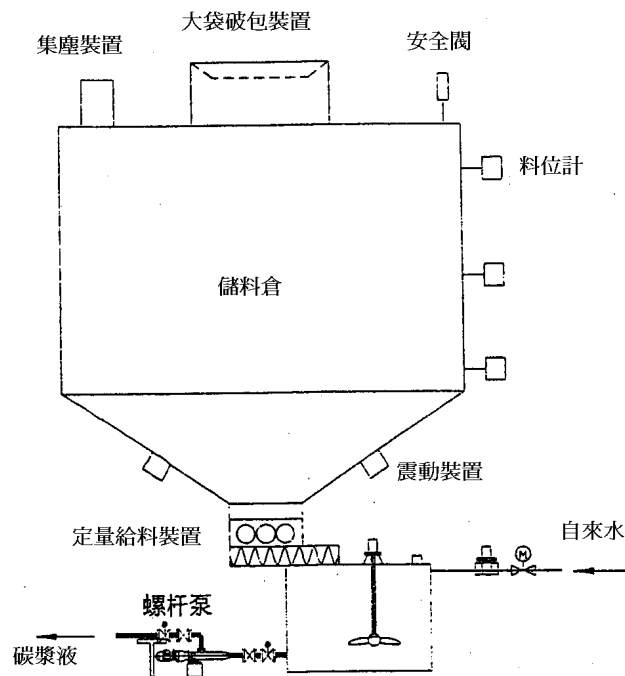


圖 7 大包裝自動拆包濕式投加藥系統

5.4.2 操作維護相關注意事項

a. 污泥產生量

淨水場污泥的產量除實際量測統計外，淨水場可藉由公式推估大約的污泥產量。由於污泥的組成以水中的濁度顆粒、混凝劑、少許的有機物與陰陽離子為主，因此美國 AWWA 建議淨水污泥產量的估算公式如下(AWWA, 1999)：

$$S=8.34 Q (2.0 Ca+2.6 Mg+0.44 Al+2.9 Fe+SS+A)$$

其中 S：污泥量(lb/day)

Q：處理水量(mgd)

Ca：水中鈣去除量(mg/L as CaCO₃)

Mg：水中鎂去除量(mg/L as Mg(OH)₂)

Al：鋁鹽混凝劑添加量(mg/L)

Fe：鐵鹽混凝劑添加量(mg/L)

SS：原水中懸浮固體物(mg/L)

A：額外添加之藥劑，如 polymer、活性碳(mg/L)

而國內目前常用的推估公式如下所示(高肇藩，1990)：

$$S=Q (\text{Turbidity}+1.53 \text{ Al})\times 10^{-3}$$

其中 S：污泥量(kg/day)

Q：處理水量(m³/day)

Turbidity：濁度(NTU)

Al：鋁鹽混凝劑添加量(mg/L)

目前淨水場污泥的處置方式，是委託合格的處理機構來清運污泥，除了傳統清除處理外，大多數的淨水場會將污泥以再利用方式加以處理，再利用的機構係經由經濟部工業局審查許可後，再由各淨水場進行招標，方可取得淨水污泥來生產資源化產品。

粉末活性碳(PAC)應用於去除原水中之微量污染物，經混凝、沉澱、過濾之固液分離單元成為淨水污泥之一部份。蕭佳凱(1994)以高嶺土、木質素模擬原水中之濁度與有機物，以多元氯化鋁(PACl)為混凝劑，添加粉末活性碳配製含粉末活性碳之人工淨水污泥。研究結果指出，粉末活性碳添加使污泥總固體物增加，但是污泥體積將減少，故相同沉降時間使沉降污泥濃度增加。粉末活性碳添加使人工污泥濃縮特性改變，污泥初期均一沉降速度隨粉末活性碳加藥量增加而加

快，轉換區及壓密區一階沉降速率常數亦增加；但在混凝劑加藥量不足情形下，粉末活性炭添加將導至污泥沉降速度減慢。歐俊民(1994)以高分子凝集劑調理劑量及粉末活性炭加藥量為變數，探討其對含粉末活性炭污泥脫水特性與污泥壓縮性係數之影響，同時探討污泥脫水特性比阻抗值與CST值之關係。研究指出粉末活性炭添加使污泥總固體物增加，然對污泥之體積影響不大。混凝劑加藥量愈大（過量之情形）會使含粉末活性炭之污泥脫水性愈差。以高分子凝集劑為調理劑調理污泥，其加藥量僅需為0.11% TS即可使污泥有良好之脫水特性。人工污泥隨著粉末活性炭添加量增加比阻抗值降低，當粉末活性炭添加量50 mg/L時，污泥比阻抗值由 10×10^{11} 降低為 6×10^{11} (m/kg)，一般淨水廠污泥比阻抗在 $5 \times 10^{11} \sim 5 \times 10^{12}$ (m/kg)之間，因此添加粉末活性炭使污泥比阻抗降低增進污泥之脫水性。人工污泥之壓縮性係數為0.76，隨著粉末活性炭添加量增加壓縮性係數減小，粉末活性炭添加量為75mg/L時，壓縮性係數降為0.62，表示粉末活性炭添加量愈大污泥愈不容易壓縮。

b. 經濟成本分析

因 2-MIB 之結構屬難分解有機物，其無法以高錳酸鉀、次氯酸鈉等氧化劑破壞。因此可行之去除技術為臭氧或粉狀活性炭吸附。圖 8 為臭氧產生機成本估算圖，其中 ENR CCI 為 Engineering News Record Construction Cost Index for Construction Costs 之縮寫，8889 為 McGraw-Hill 針對水處理設施單元之代碼。以某淨水場出水量 12 萬 CMD，水中臭氧濃度 1.5 mg/L 估算，每天約需 400 lb (約 182 公斤) 臭氧，其臭氧產生機(含氧氣儲槽、流量管件等)成本約 4500 萬台幣。圖 9 為臭氧接觸槽成本估算圖。以 2 min 停留時間估算，約需 44000 gal 體積，設計單一臭氧接觸槽，成本約 240~300 萬台幣。合計成本共約 5400 萬台幣。另每年操作維護費約 6000 萬台幣，惟操作維護費為能源與消耗之藥劑計算初估而得，其每場之需求變化可能頗大。

圖 10 為粉狀活性炭成本(含袋裝活性炭料斗、集塵與投入設備)估算圖。以某淨水場出水量 12 萬 CMD，30 mg/L 粉狀活性炭濃度估算，每小時約需 275 lb (約 125 公斤)粉狀活性炭，成本共約 900 萬台幣。另每年操作維護費約 1500 萬台幣。目前粉狀活性炭成本每噸約 4 萬元台幣，30 mg/L 粉狀活性炭投加量藥劑成本約為 1.2 元/m³ 水。蕭佳凱(1994)等人研究結果指出，粉末活性炭添加使淨水污泥總固體物增加，但是對污泥體積影響不大。因此以目前淨水場支付廠商污泥餅代處理處置費每噸 1500-3000 元，30 mg/L 粉狀活性炭投加量將使得淨水污泥增加成本 0.045-0.09 元/m³ 水。對於偶發之臭味事件，相對而言仍以粉狀活性炭處理具優勢。

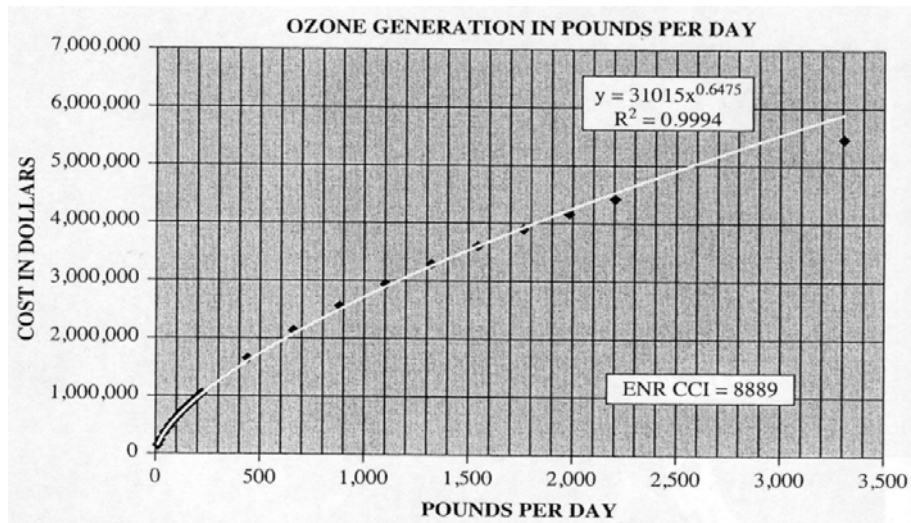


圖 8 臭氧產生機成本估算圖(McGivney 等人，2008)
 (ENR CCI 為 Engineering News Record Construction Cost Index for Construction Costs 之縮寫，8889 為 McGraw-Hill 針對水處理設施單元之代碼)

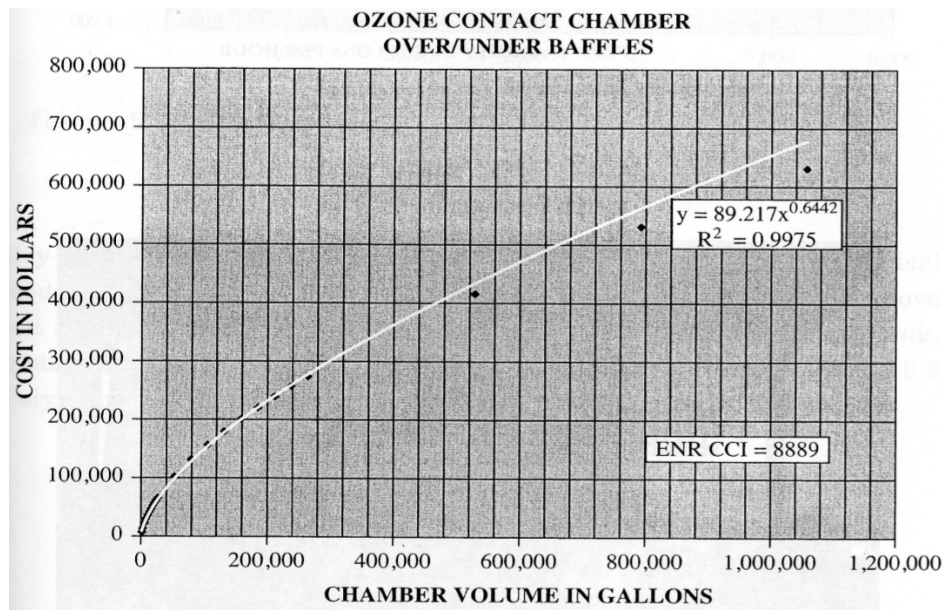


圖 9 臭氧接觸槽成本估算圖(McGivney 等人，2008)

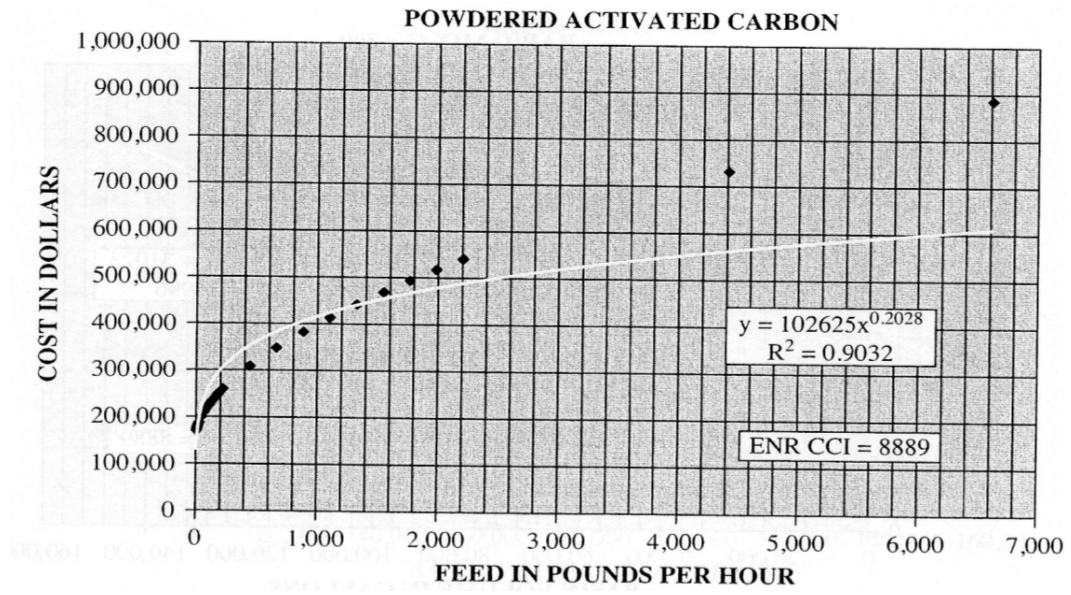


圖 10 粉狀活性碳成本估算圖(McGivney 等人，2008)

6 品保與品管作業

6.1 粉狀活性碳的購入

- 粉狀活性碳供應商應提供製造商名稱並提供符合淨水場粉狀活性碳使用規範標準之分析資料。
- 粉狀活性碳供應商應提供代表性樣品，由購入方與供應商共同送不同檢測單位分析。
- 粉狀活性碳送抵後，應抽測代表性樣品送驗分析。
- 每一粉狀活性碳包裝至少應清楚標示淨重、製造商、來源國、製造序號與廠牌等資訊。

6.2 粉狀活性碳的貯存

- 粉狀活性碳的貯存量，可考慮使用量、使用期間來決定，一般採連續添加時，應有 20 日以上之貯存量，採間歇適時注入狀況下，則應有 10 日以上之貯存量。
- 粉狀活性碳儲存設備最好有防火功能，且儲存空間或設備不得與其他物品共同存放。
- 粉狀活性碳應存放於通風良好之室內空間，並避免與強氧化性藥品如氯氣、次氯酸鹽、高錳酸鉀、臭氧或過氧化物等接觸，否則會造成激烈氧化反應而有爆炸危險。
- 粉狀活性碳應避免與碳氫化合物(如油品、石油等)，以避免自燃。
- 如粉狀活性碳起火燃燒，最好置於金屬密閉容器內悶燒，並盡速離開建築空間，或以極微細泡沫或水滴撲滅。不可直接以水柱沖提，以避免細微粉塵飄散至空中引起他處著火之可能性。
- 為使先購入的粉狀活性碳能優先使用，粉狀活性碳的貯存應按進料日期分批排列。
- 乾式粉狀活性碳的貯存應注意防止壓密及吸濕現象，必要時可定期送入乾燥空氣。
- 粉狀活性碳在常溫下會將空氣中的氧氣緩緩吸附，有可能使貯存槽產生氧氣不足現象，因此進入貯存槽內部檢查時，應辦理通風換氣作業，並依據本公司「局限空間作業管制要點」規定辦理。
- 對於貯存槽、混合槽（攪拌機、隔板）、注入幫浦、配管、閥類等設備與粉狀活性碳有所接觸部分，應使用耐蝕性及耐磨擦損耗的材料，並實施定期檢查。

- 採用容器盛裝的濕式粉狀活性碳，在建築物內一般以兩層堆積方式貯藏收納，保持整齊，使輸送、開袋作業順暢進行。在不得已時，可暫置戶外，但應注意雨水入侵，造成活性碳固化結塊。

6.3 粉狀活性碳注入設備

- 濕式粉狀活性碳在開袋作業時會產生粉塵飛散，因此必須在集塵裝置運轉，並穿著防塵護具狀況下進行作業。
- 添加粉狀活性碳作業期間，需注意應具備集塵裝置的防塵措施，與環境衛生的管理，必要時得參考「粉塵危害預防標準」之各項粉塵危害預防措施辦理。
- 粉狀活性碳停注入後或停止期間，溶解槽會有殘存的液體，應在適當時機啟動攪拌機，防止粉狀活性碳沈積而固化。
- 採乾式添加時，應注意防火、防塵，並評估其對電源設備不利之影響。
- 乾粉狀活性碳注入液態時，應於液面下注入，並應注意溶解槽內是否有發生粉狀活性碳上浮情形，必須確認適當的攪拌狀態，使活性碳流入。
- 注入之粉狀活性碳通常藉由混凝沉澱及過濾單元予以去除，但由於粉末相當細微，在高濃度注入時，若混凝劑劑量不足、沉澱時間過短或長時間連續高濾率經過快濾池，微細活性碳會貫穿濾床，使過濾水中含有活性碳。
- 因於粉狀活性碳與氯消毒同時加入的情況下，通常每添加 1mg/L 粉狀活性碳會消耗氯 0.2~0.25mg/L，故為避免影響活性碳吸附效果及降低耗氯量，應考量調整前加氯點至適當位置。
- 含水粉狀活性碳具腐蝕性質，因此重要管線設備應以 316 不銹鋼為材質。
- 粉狀活性碳停止添加後（停用期間），注入幫浦、配管等設施應以清水洗淨，適當時間應進行設施設備總檢查、補修、改善等整備作業，以備下次再次啟用。

6.4 勞工安全衛生事項

- 在高台添加粉狀活性碳作業，應置有防止墜落之安全防護器具等設施。
- 添加粉狀活性碳作業人員應穿戴防塵衣及防塵面具等防護器具，以防止粉塵危害。
- 添加粉狀活性碳作業場所，應比照勞工安全衛生法施行細則第八條規定實施作業環境測定。
- 僱用作業人員時，應實施一般體格檢查，在職勞工應依定期實施特殊健康檢查，並實施健康管理。
- 擔任添加粉狀活性碳作業主管之勞工，應接受粉塵作業主管之安全衛生教育訓練。

參考文獻

- American Water Works Association(AWWA), "Water Quality and Treatment-A Handbook of Community Water Supplies",5th Ed., McGraw-Hill (1999)
- Bruchet, A., Hochereau, C., Gogot, C., and D. Codiassa, "Taste and Odor Episodes in Drinking Waters : Solved and Unsolved Case Studies and Needs for Future Research", *Proceeding of 4-th International Workshop on Drinking Water Quality Management and Treatment Technology*, pp.137-147, Taiwan, R.O.C., March 4-5 (1998).
- Gillogly, T.E.T., Snoeyink, V.L., Holthouse, A., Wilson, C.M., and E.P. Royal, "Effect of Chlorine on PAC's Ability to Adsorb Mib", *Jour. AWWA*, Vol. 90, pp. 107-114 (1998).
- Gillogly, T.E.T., Snoeyink, V.L., Newcombe, G., and J.R. Elarde, "A Simplified Method Determine the Powered Activated Carbon Dose required to Remove Methylisobornel", *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 40, pp. 59-64 (1999).
- Glaze, W.H. et al., "Evaluating Oxidants for the Removal of Model Taste and Odor Compounds from a Municipal Water Supply", *Jour. AWWA*, Vol.82, 79-84 (1990).
- Graham M.R., Summers R.S. Simpson M.R. and Macleod B.W., "Modeling Equilibrium Adsorption of 2-Methylisoborneol and Geosmin in Natural Waters", *Water Research*, Vol. 34, pp. 2291-2300 (2000).
- Herzing, D.R., Snoeyink, V.L., and N.F. Wood, "Activated Carbon Adsorption of the Odor Compounds 2-Methylisoborneol and Geosmin", *Jour. AWWA*, Vol. 69, pp. 223-238 (1977).
- Hu, T.L., "The Odor Production of Anabaena Sp. Isolated from the Inlet of a Water Purification Plant", *Proceeding of 4-th International Workshop on Drinking Water Quality Management and Treatment Technology*, pp.149-153, Taiwan, R.O.C., March 4-5 (1998).
- Knappe, Detlef, R.U., Matsui, Y., Snoeyink, V.L., Roche, P., Prados, M.J. and M.-M. Bourbigot, "Predicting the Capacity of Powered Activated Carbon for Trace Organic Compounds in Nature Waters", *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 32, pp. 1694-1698 (1998).
- Lalezary, S., Pirbazari, M., and M.J. McGuire, "Oxidation of Five Earthy-Musty Taste and Odor Compounds", *Jour. AWWA*, Vol. 78(3), pp. 62-69 (1986a).
- Lalezary, S., Pirbazari, M., and M.J. McGuire, "Evaluating Activated Carbons for Removing Low Concentrations of Taste- and Odor-Producing Organics", *Jour. AWWA*, Vol. 78, pp. 76-82 (1986b).
- Lalezary, S., Pirbazari, M., Dale, M.E., Tanaka, T.S., and M.J. McGuire, "Optimizing the Removal of Geosmin and 2-Methylisoborneol by Powered Activated Carbon", *Jour. AWWA*, Vol. 80, pp. 73-80 (1988).
- Najm, I. N., Snoeyink, V.L. and I. Richard, "Effect of Initial Concentration of a SOC in Natural Water on Its Adsorption by Activated Carbon", *Jour. AWWA*, Vol. 83(8), pp. 57-63 (1991a).
- Najm, I.N., Snoeyink, V.L., Lykins, B.W. and J.Q. Adams, "Using Powdered Activated Carbon: A Critical Review", *Jour. AWWA*, Vol. 83(1), pp. 65-76 (1991b).
- Najm, I. N., "Mathematical Modeling of PAC Adsorption Process", *Jour. AWWA*, Vol. 88 (10), pp. 79-89 (1996).
- Nirmalakhandan, N., and R.E. Speece, "Adsorption from Aqueous Phase by Activated Carbon: A Simplified Application of the Solvophobic Theory", *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 24, pp. 575-580 (1990).
- Newcombe, G., Morrison, J., Hepplewhite, C., Knappe, D.R.U., "Simultaneous adsorption of MIB and NOM onto activated carbon. II. Competitive effects, Carbon 40 (2002) 2147-2156.
- Newcombe, G., Hepplewhite, C., Bjelopavlic, M., and Cook, D., "Optimisation of Adsorption Processes", The Cooperative Research Centre for Water Quality Research Australia, Report No. 16, Adelaide SA Australia (2008).
- Noll, K.E., Gounaris, V, and W.S. Hou, *Adsorption Technology for Air and Water Pollution Control*. Lewis Publisher, Chelsea, M.I. (1992).
- Ruthven, D.M., "Principles of Adsorption and Adsorption Processes", John Wiley and Sons, New York, N. Y. (1984).
- Simpson, R., "Practical Aspects of PAC Application For Taste and Odor Control", In AWWARF Taste and Odor Workshop, July 23-24, 1998, Chicago, Ill. (http://www.awwarf.com/research/To_ntbk.htm) (1998).
- Stringfellow, W.T., Mallon, K. and F.A. DiGiano, "Enumerating and Disinfecting Bacteria Associated With Particles Released From GAC Filter-Adsorbers", *Jour. AWWA*, Vol. 85(9), pp. 70-80 (1993).

- Suffet, I.H., Mallevalle, J., and Kawczynski, E., "Advances in taste-and-odor treatment and control", American Water Works Association Research Foundation Lyonnaise des Eaux (1995).
- Suffet, I.H., Khiari, D., and A. Bruchet, "The Drinking Water Taste and Odor Wheel for the Millennium: Beyond Geosmin and 2-Methylisoborneol", *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 40, pp. 1-13 (1999).
- Weber, W.J., McGinley, P.M., and L.E. Katz, "Sorption Phenomena in Subsurface Systems: Concepts Models and Effects on Contaminant Fate and Transport", *Water Research*, Vol. 25, pp. 499-528 (1991).
- Yu, J.W., Yang, M., Lin, T.F., Guo, Z. H., Zhang, Y., Gu, J.N., Zhang, S.X. "Effects of activated carbon characteristics on the adsorption of MIB and geosmin from natural water" *Separation and Purification Technology*, 56, 363-370 (2007).
- Zhang, X.J., Chen, C., Ding, J.Q., Hou, A.X., Li, Y., Niu, Z.B., Su, X.Y., Xu, Y.J., Laws, E.A. (2010) The 2007 water crisis in Wuxi, China: Analysis of the origin, *J. Haz. Mat.*, 182, 130-135.
- 于建偉，「飲用中嗅味物質的識別和活性炭吸附研究」，中國科學院研究生院博士學位論文，(2007)。
- 汪俊育，「南台灣代表性水源臭味問題之研究」，國立成功大學環境工程系碩士論文，(2000)。
- 江右君，「活性碳物化特性對揮發性有機物吸附之影響」，博士論文，台灣大學環境工程研究所，台北 (1999)。
- 林財富、張怡怡，「自來水配水管網中影響感官物質之調查與改善對策」，行政院環境保護署，(2002)。
- 洪玉珠，「高雄地區自來水配水系統影響適飲性物質的調查及改善對策之探討(1/2)」，行政院環保署研究報告，(1998)。
- 高小萍，「水中異臭味物質的分析」，國立成功大學環境工程系碩士論文，(1998)。
- 高肇藩，「給水工程(衛生工程·自來水篇)」，(1990)。
- 陳是瑩、曾怡禎，「澄清湖藻類圖鑑」，(1986)。
- 陳重男，「高級處理對水中微量有機物去除效能評估:子題(二)自來水中有機異臭味物質去除之研究」，行政院環保署(EPA-82-E3-J1-09-03)，(1993)。
- 黃毓茹，「粉狀活性炭吸附原水中 Geosmin 與2-MIB之研究」，國立成功大學環境工程系碩士論文，(2003)。
- 楊豐誠，「應用粉狀活性炭去除原水中 2-MIB 之研究」，國立成功大學環境工程系碩士論文，(2001)。
- 溫清光等，「鳳山水庫曝氣工程效益評估」，國立成功大學環境工程研究所研究報告(1995b)。
- 溫清光等，「澄清湖曝氣工程效益評估」，國立成功大學環境工程研究所研究報告，(1995a)。
- 劉家玲，「預氣程序對粉狀活性炭吸附 2-MIB 之影響」，國立成功大學環境工程系碩士論文，(2002)。
- 歐俊民，「含粉末活性炭淨水污泥脫水特性之研究」，淡江大學水資源及環境工程研究所碩士論文，(1994)。
- 蕭佳凱，「含粉末活性炭淨水污泥濃縮特性之研究」，淡江大學水資源及環境工程研究所碩士論文，(1994)。
- 顏笠安，「淨水場混凝污泥質量特性與脫水餅再利用初步評估」，國立中央大學環境工程研究所碩士論文，(2009)。
- 林旺德、黃文鑑、葉宣顯，「粉狀活性炭與氯及混凝劑間相互作用對消毒副產物. 生成之影響」，中華民國自來水協會第十三屆自來水研究發表論文集，第 287-302 頁(1996)。

附件一

附件一 淨水處理添加粉末活性碳之吸附、杯瓶實驗指南

一、實驗目的

- a. 瞭解粉末活性碳(powder activated carbon, PAC)杯瓶試驗流程
- b. 熟悉實驗數據計算分析
- c. 學習如何選取最適活性碳與最佳劑量

二、實驗藥品與設備

a. 實驗藥品

- 定量至 6 公升原水
 - ✓ 以 HDPE 水桶裝 10 公升。
 - ✓ 倒至另一容器定量至 6 公升。
- 已知之欲評估臭味物質(100 ng/L MIB)
 - ✓ 加入 100 μ g/L 的標準品 6 mL 至 6 L 容器。
 - ✓ 攪拌 5 mins
- 配置 10,000mg/L 粉末活性碳濃液 (PAC slurry)
 - ✓ 秤重 1g PAC 加到 100 mL 純水中。
 - ✓ 以 PTFE 蓋子旋緊
 - ✓ 攪拌 5 mins
 - ✓ 平時不用時，應保存於乾燥箱。重新使用時需攪拌 10 mins
- 10.2% (v/v) 混凝劑濃液
- 其他添加藥品
 - ✓ 視實場實際運作程序，加入適量助凝劑或氧化劑

b. 實驗設備

- 杯瓶試驗機
- 計時器
- 過濾裝置

三、實驗前準備

- a. 審視舊有操作紀錄，評估每一程序停留時間與添加之化學藥劑。
- b. 審視舊有操作紀錄，初估添加混凝劑或其他藥品劑量
- c. 參考舊有紀錄添加以進行實驗。如無相關記錄可以 0、10、20、30 與 40 mg/L 之劑量進行。第六個杯瓶試驗可作重複試驗。
- d. 本實驗以兩種 PAC (PAC-A, PAC-B)，PAC-A 以 5、10、20 三種劑量，PAC-B 以 5、20 兩種劑量進行試驗。
- e. 預估操作流程所需達之去除率。一般而言，MIB/Geosmin 臭味閾值為 9~13 ng/L。

附件一

四、實驗步驟

- 取 6 mL 之儲備溶液(100 $\mu\text{g/L}$)至 6L 原水中，予以混和均勻。配置後濃度為 100 ng/L。
- 每一杯瓶加入 1L 已含臭味之原水。
- 開啟攪拌裝置至 60~80 rpm。(視現場操作 G 值調整)
- 每一杯瓶同時添加 0、0.5、1、2 mL PAC slurry。換算每一杯瓶之 PAC 濃度為 0 mg/L、5 mg/L、10 mg/L、20 mg/L。
- 以 60~80 rpm 攪拌 5 mins。
- 5 分鐘後，每一杯瓶同時添加 0.175mL 混凝劑濃液。換算每一杯瓶之混凝劑濃度為 20 mg/L。
- 減低轉速至 30 rpm，攪拌 20 mins。
- 25 分鐘後(60~80 rpm 攪拌 5 mins，30 rpm 攪拌 20 mins)，停止攪拌，予以沉澱 1 小時。(視現場沉澱操作時間)
- 取上澄液 600mL 予以過濾。
- 以 SPME-GC/MS 分析 MIB/Geosmin 臭味濃度。

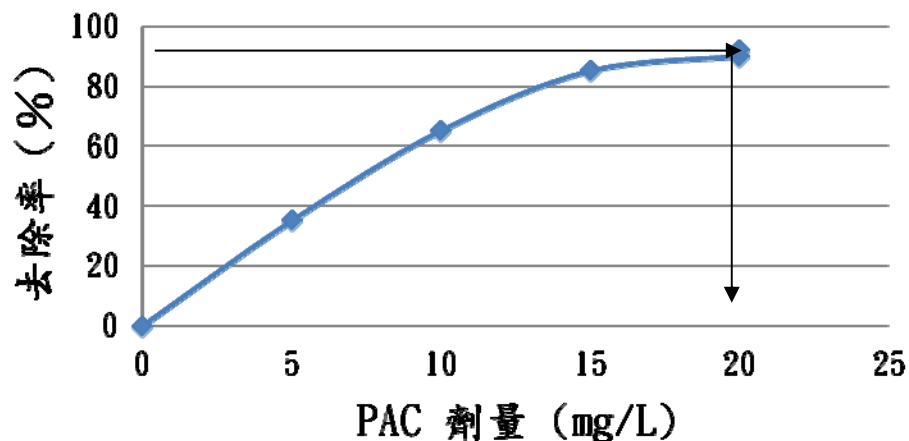
五、數據分析

- 去除率之計算公式如下：

$$\text{去除率(\%)} = \frac{\text{起始濃度} - \text{最終濃度}}{\text{起始濃度}} \times 100$$

- 繪出以 x 軸為 PAC 劑量，y 軸為去除率(%)之圖形。

去除率-PAC劑量圖

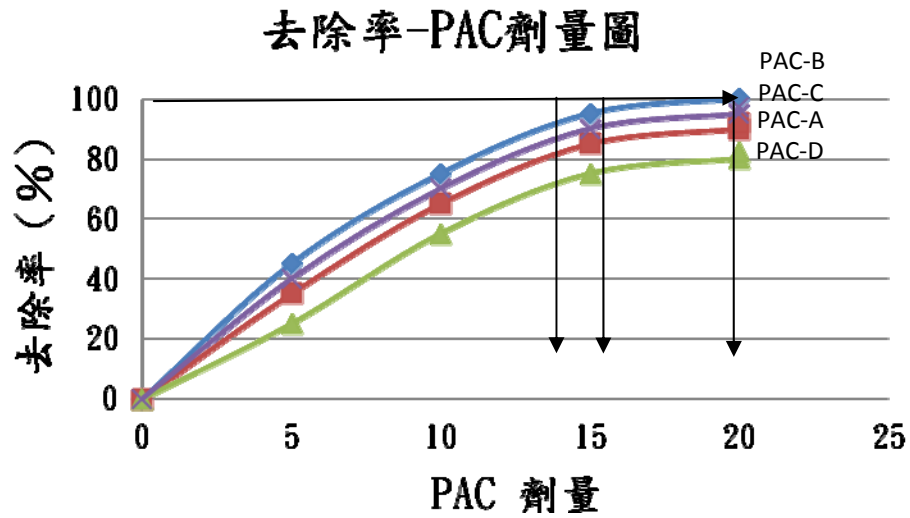


- 以去除率 90% 為例(起始濃度 100 ng/L，欲達臭味閾值 10 ng/L)，所需之最佳劑量為 19 mg/L 之 PAC。

附件一

六、結果與討論

a. 本實驗亦可最為選取最佳 PAC 種類之依據。



b. 分別以四種不同活性碳(PAC-A、PAC-B、PAC-C、PAC-D)進行上述實驗，建立去除率-PAC 劑量圖。

c. 以去除率 90% 為例，分別所需之最佳劑量為 14、15.5、19 mg/L 之 PAC-B、PAC-C、PAC-A。

d. 以最低所需劑量為基準，計算 PAC 之間效率因子分別為

$$\text{PAC-B} = 14/14 = 1.00$$

$$\text{PAC-C} = 15.5/14 = 1.11$$

$$\text{PAC-A} = 19/14 = 1.36$$

e. 單位重量之操作成本= 單位成本×效率因子(範例)

PAC 種類	單位成本 (\$NT/ton)	效率因子	單位重量操作成本
A	30850	1.36	41956
B	41210	1.00	41210
C	51050	1.11	56665
D	37000	-	-

f. 最低單位重量之操作成本即為最適 PAC。

附件一

瓶杯試驗分析紀錄表

試驗時間： 年 月 日 時

序號：

一、杯瓶試驗

*杯瓶試驗標準水量為 1000ml，PAC 濃度為 10000 ppm，聚氯化鋁濃度為 10.2%

(一)實驗結果

瓶號	1	2	3	4	5	6
MIB/Geosmin 濃度	ppt					
水中聚氯化鋁濃度	ppm					
PAC 濃度	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
檢測項目						
濁度(NTU)						
MIB/Geosmin 濃度(ng/L)						

(二)理論加藥量

瓶號	1	2	3	4	5	6
PAC 濃度	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
去除率(%)						

附件二

附件二 粉狀活性碳應用案例

1. 澄清湖原水實驗案例

楊氏(2001)針對粉狀活性碳去除水中臭味物質(2-MIB)的吸附動力，提出簡易的 HSDM 模式預測活性碳的吸附動力。楊氏(2001)利用 HSDM 對活性碳 WPH 及 TAC 在 20 mg/L 的添加劑量下做最佳的模擬。由圖 1 可看出，活性碳 WPH 與 TAC 在添加劑量 30、15 及 10 mg/L 的吸附動力實驗值，均分別落在 HSDM 模式所預測的動力曲線上，表示用 HSDM 模式所預測結果與實驗結果相符合。基於這樣的基礎，楊氏(2001)發展出簡易 HSDM 模式。傳統 HSDM 模式必須先做實驗求出一組等溫吸附線以及一組吸附動力曲線。簡易 HSDM 模式，只需要一組吸附動力實驗數據，大幅地簡化所需要地實驗時間與人力成本。該簡易模式的假設條件是活性碳吸附 2-MIB 之 Freundlich isotherm 常數 $1/n$ 通常是介於 0.2~0.7 範圍，在這個基礎上只需要做一組吸附動力實驗，簡易 HSDM 模式就能有效預測不同添加劑量下活性碳的吸附動力。

簡易 HSDM 模式成功地應用在使用粉狀活性碳(WPH)去除澄清湖原水臭味物質。雖然模式輸入的 Freundlich isotherm 常數 K 、 $1/n$ 及表面擴散係數並非代表實際的情況，但模式合理地描述活性碳吸附 2-MIB 的動力行為。圖 2 是在澄清湖原水中不同 $1/n$ 值下活性碳 WPH 之 DS 最佳化求解，藉由不同 $1/n$ 和所求出之 DS 最佳值，可獲得 Freundlich isotherm 常數 K 。該實驗是以澄清湖原水活性碳添加 10 mg/L 劑量的吸附動力線來預測 20 mg/L 添加劑量的吸附動力。圖 3 則是澄清湖原水中活性碳 WPH 吸附 2-MIB 之動力預測結果，顯示當 $1/n$ 值在 0.2~0.7 的範圍時，簡易 HSDM 模式具有良好的預測效果；當 $1/n$ 值過大或過小時，預測開始產生誤差。

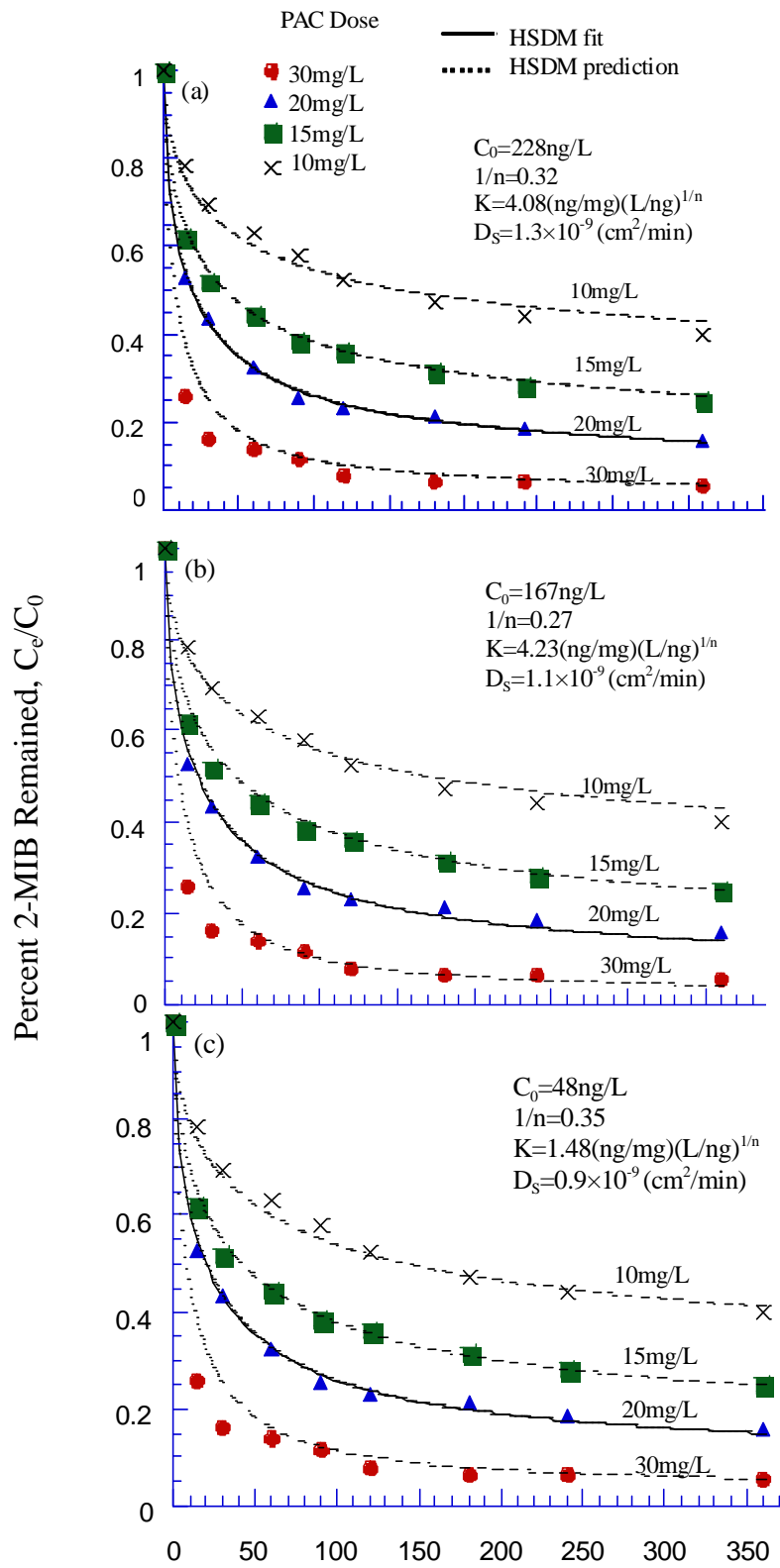


圖 1 HSDM 模式對不同活性碳去除 2-MIB 的模式預測結果[楊氏, 2001]

附件二

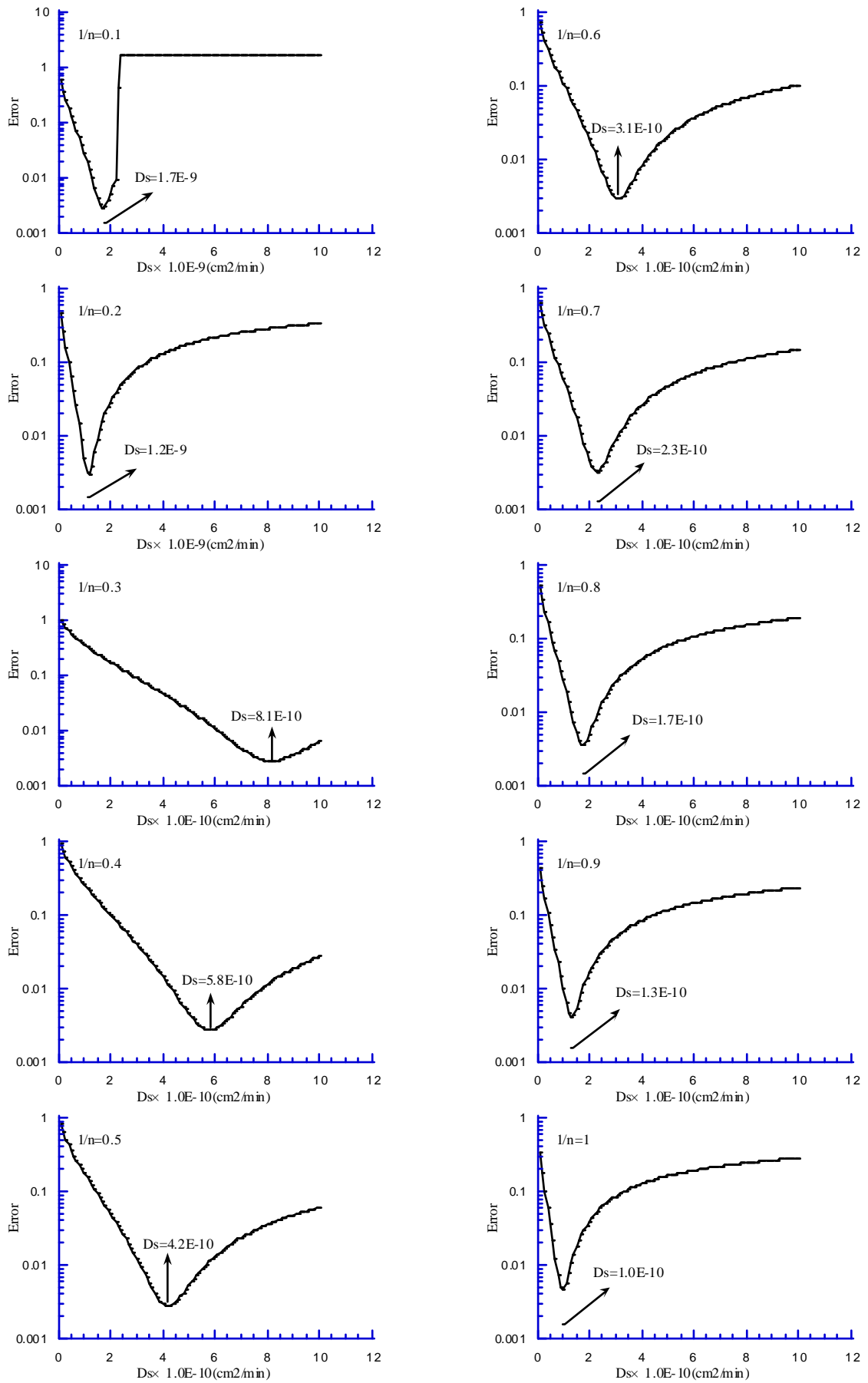


圖 2 澄清湖原水中不同 $1/n$ 值下活性炭 WPH 之 D_s 最佳化求解[楊氏, 2001]

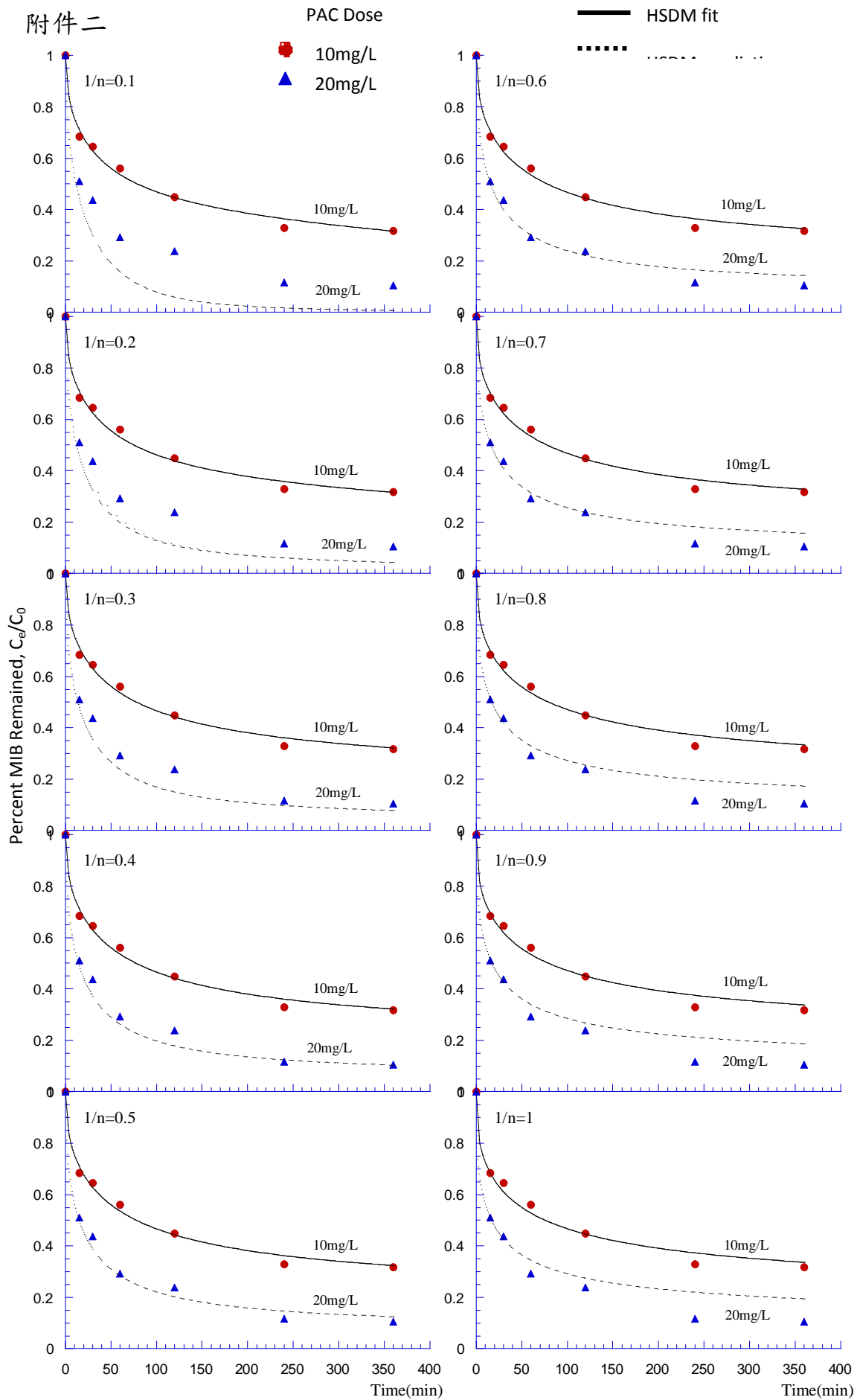


圖 3 活性碳 WPH 吸附澄清湖原水之 2-MIB 動力預測[楊氏, 2001]

附件二

2. 鳳山淨水場實廠案例

為瞭解鳳山水庫使用粉狀活性碳去除原水臭味(主要針對 2-MIB)之效果，劉氏(2002)針對當時鳳山淨水場使用之粉狀活性碳(FS-PAC)在實驗室進行吸附動力實驗、模擬實廠流程之瓶杯試驗(jar-test)，並在鳳山淨水場處理進行流程實際測試與分析。藉由實驗室與實驗測試，將瓶杯試驗結果及實廠測試結果比較，以作為鳳山水廠添加粉狀活性碳劑量的參考。

(a) 吸附動力實驗

添加不同的活性碳添加劑量在不同接觸時間下，FS-PAC 粉狀活性碳對水中 2-MIB 的動力吸附情形如圖 4 所示。由圖中可看出活性碳 FS-PAC 在相同的添加劑量下(20mg/L)，對於不同的 2-MIB 初始濃度(228 和 78 ng/L)會有相同的動力吸附曲線，也就是具有同樣地 2-MIB 去除率。在不同初始濃度下，活性碳對 2-MIB 的去除率只和活性碳添加劑量有關，而與 2-MIB 初始濃度無關。雖然去除效率相同，但是在初始濃度越高的情況下，殘留的 2-MIB 濃度相對也會增高，因此在淨水場對於出流水中 2-MIB 濃度的控制還必須考慮原水臭味物質初始濃度的大小。實驗結果也發現，FS-PAC 對 2-MIB 的吸附主要發生在接觸時間的前兩個小時內。活性碳 FS-PAC 添加劑量 10mg/L 時，接觸時間 10 分鐘，對 2-MIB 吸附量達到平衡吸附量的 35%，當接觸時間增加至兩小時，對吸附量提高至平衡吸附量的 55%；類似的情形也發生在添加劑量 20 mg/L 的系統上。

(b) 瓶杯試驗

瓶杯試驗(Jar-test)是參照鳳山淨水場的處理順序及加藥量，在每一流程中依實廠條件控制不同的攪拌速率，模擬實廠的處理流程對 2-MIB 的去除效率。劉氏(2002)在實驗中也利用 HSDM 模式預測活性碳對 2-MIB 之去除率。表 1 是 FS-PAC 添加劑量分別為 10、20、30 mg/L 時的實驗結果。由表中可發現，當活性碳添加劑量愈多，對 2-MIB 的去除效率愈佳，活性碳添加劑量為 10、20、30mg/L 與原水反應 15 min 後，對 2-MIB 的去除率分別為 47%、56%、69%，而 HSDM 模式預測的去除率結果分別為 42%、60%、71%，與 Jar-test 實驗結果相差不大。

藉由加氯實驗可發現，不同的活性碳添加劑量在加氯後皆有 2-MIB 濃度上升現象。造成這樣的原因可能是加氯量濃度高達 60 mg/L，可能會使原本已經被 PAC 吸附的 2-MIB 再度釋放出來，或是因為加氯使原本在藻類胞內的 2-MIB 釋放至水相中導致。由實驗值可發現活性碳添加劑量較大時，加氯後 2-MIB 去除率降低愈多，而 HSDM 模式值是在沒有添加

附件二

氣的情況下的預測結果，所以在加氣之後的流程中，去除率之誤差較大，但在活性碳添加劑量為 10 mg/L 時之瓶杯試驗結果與模式預測值相差不大。

(c) 實廠測試

為了解實驗室吸附動力和瓶杯試驗結果應用在鳳山淨水場去除水中 2-MIB 的可行性，劉氏(2002)進一步在鳳山淨水場各流程進行實地採樣。實場試驗時間為 2002 年 5 月 9 日上午 8:00 至 5 月 10 日下午 4:00，添加的活性碳劑量為 10 mg/L FS-PAC，研究團隊在 5 月 9-10 日進行兩天共五次採樣，採樣點包括原水取水口、添加 PAC 反應後、前加氣後、沉澱後及過濾池出水。

實場測試的結果如圖 5 所示，原水先經過活性碳 FS-PAC 反應 15 分鐘後，對 2-MIB 的去除率約為 40-50%，比在實驗室中的 40% 去除效果還要好，可能是實廠的管線流動時間不只 15 分鐘，且除了 PAC 在管線中隨原水流動外，在經過反應槽時可能會有停滯現象，因而延長 PAC 的反應時間，另外也可能是因為實廠的活性碳添加劑量略大於 10mg/L 的所導致實廠處理效果較實驗室預估的還要好。在前三次取樣時，加氣後及過濾後之 2-MIB 濃度會再度升高，加氣後約升高 10% 左右，由於實廠的加氣量約在 60 mg/L 以上，前加氣的濃度相當高，可能會使原本已經被 PAC 吸附的 2-MIB 再度釋放出來，與在實驗室中所做的結果相似。而過濾之後的 2-MIB 濃度上升的原因還有待後續研究探討。

(d) 瓶杯試驗與實廠測試比較

實驗室瓶杯試驗(添加 FS-PAC 10 mg/L)和鳳山淨水場實場測試的比較如圖 6 所示。由圖中可以看出在實驗室瓶杯試驗結果與實場結果相當符合，添加 FS-PAC 劑量為 10 mg/L 時，在各流程的去除率分別為添加活性碳時為 47%、前加氣時為 45%、混凝沉澱後為 48%。另外也將 FS-PAC 添加劑量 10mg/L 時的 HSDM 模式動力預測結果曲線繪於圖中。動力模式所預測的曲線為鳳山原水在沒有加氣情況下在批次反應槽(batch reactor)之 2-MIB 隨 FS-PAC 反應時間的殘留率。雖然模式模擬條件與實廠流程不盡相同，兩者在後續各處理流程對 2-MIB 的去除效率差不多，顯示 HSDM 模式仍可以作為實廠在操作時的參考。

附件二

表 1 Jar-test 及 HSDM 模式對鳳山流程水之 2-MIB 去除率[劉氏, 2002]

		2-MIB 去除率(%)								
	接觸時間 (min)	PAC=10mg/L			PAC=20mg/L			PAC=30mg/L		
		實驗值	預測值	誤差 (%)	實驗值	預測值	誤差 (%)	實驗值	預測值	誤差 (%)
原水	0	—	—	—	—	—	—	—	—	—
加氯前	15	46.7	41.6	10.9	56.1	59.7	6.4	68.5	71.0	3.6
加氯後	16	44.9	42.1	8.4	40.9	60.3	47.4	55.1	71.6	29.9
混沉	112	47.8	55.5	16.1	57.4	74.7	30.1	65.4	82.9	26.7

*註：誤差(%)=[|預測值-實驗值|÷實驗值]×100%

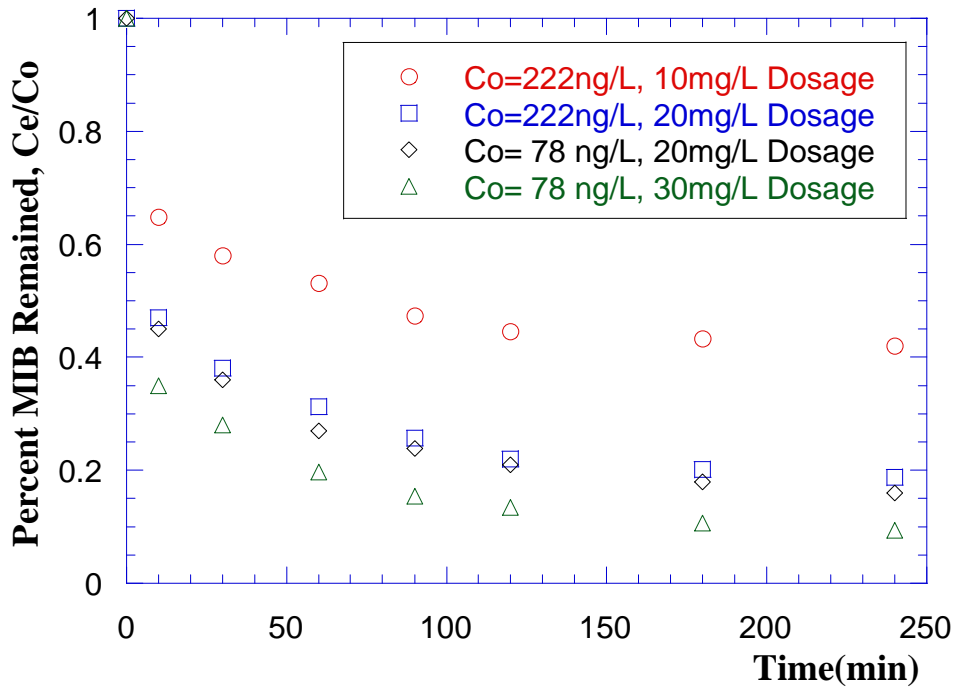


圖 4 FS-PAC 在鳳山原水中的吸附動力曲線[劉氏, 2002]

附件二

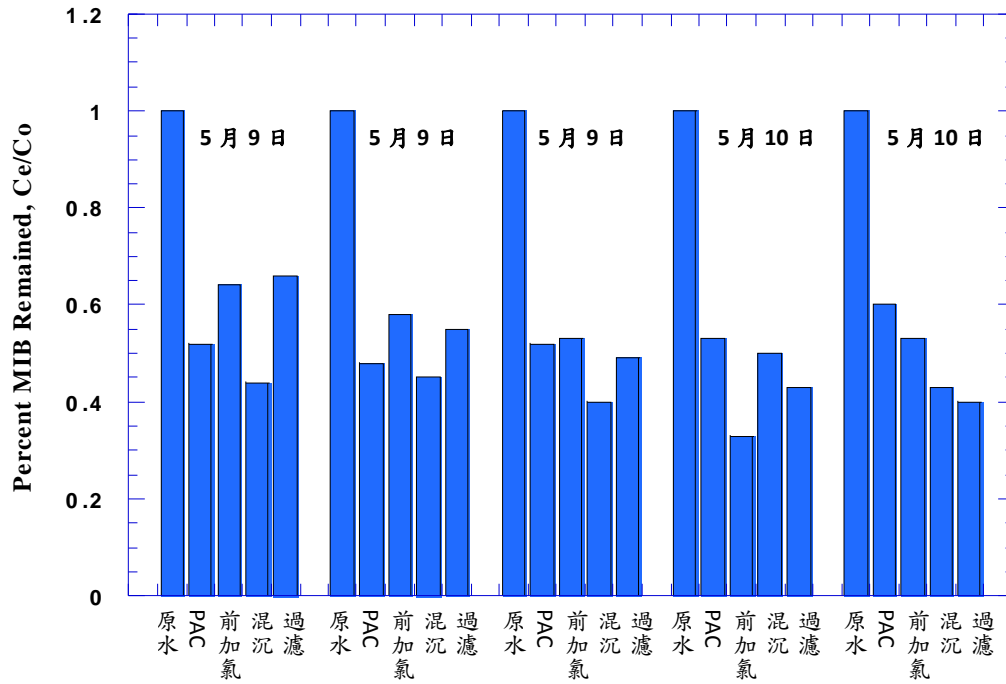


圖 5 添加 FS-PAC 10 mg/L 時淨水場對 2-MIB 去除效果[劉氏, 2002]

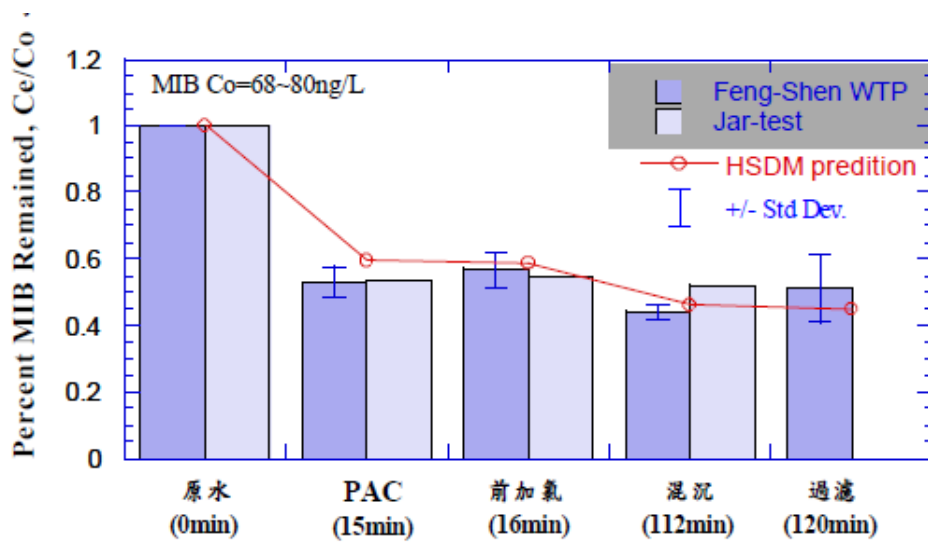


圖 6 混凝試驗、實廠測試及 HSDM 模式對 2-MIB 殘留率比較[劉氏, 2002]

附件二

3. 大涌淨水場與石門淨水場實驗案例

本研究團隊在 2010 年 2 月開始針對台水公司第二區處所管轄之大涌淨水場與石門淨水場水臭味物質進行分析。經嗅覺層次分析(FPA)結果顯示，石門淨水場原水(戰備蓄水池)多以土霉味與魚腥味為主，大涌淨水場原水(鳶山堰)以草味為主要臭味。藉由 GC/MS 分析可得知戰備蓄水池具相當高之 2-MIB 濃度，分別為臭味閾值(8 ng/L)之 10 至 80 倍，並偵測到高濃度之藍綠藻類主要代謝物 β -cyclocitral。

(a) 粉狀活性碳性能測試

研究針對第二區管理處所既有使用之兩種粉狀活性碳(wet、dry PAC)和商業化粉狀活性碳(G-135-900、G-135-1000、TAC-DW、TAC-TK、TAC-S)進行臭味物質 2-MIB 之吸附效果評估，吸附效能試驗結果如圖 7 所示。結果顯示，所有測試的 PAC 皆顯示不錯之吸附能力，考量 PAC 必須符合淨水場活性碳管理要點後，最終選定 G-135-900 進行後續實驗。

(b) 吸附動力與平衡試驗

G135-900 於去離子水、大涌淨水場原水(鳶山堰 YSY)、石門淨水場原水(846 戰備蓄水池)等溫吸附線如圖 8 所示。由圖可知，G135-900 於 846 戰備蓄水池原水吸附能力之干擾最大。藉由等溫吸附實驗所獲得的吸附平衡參數帶入 HSDM 模式，可以實驗值擬合最佳擴散係數，作為後續動力模式之預測(圖 9 所示)。結果顯示 HSDM 模式可用於模擬石門淨水場原水中活性碳吸附 MIB 動力行為，最佳的表面擴散係數為 $2.5 \times 10^{-9} \text{ cm}^2/\text{min}$ ，落於文獻值 ($10^{-9} \sim 10^{-11} \text{ cm}^2/\text{min}$) 範圍內。

鳶山堰水庫投加活性碳流進大涌淨水場之停留時間約 120 分鐘，淨水場內之混凝時間約 20 分鐘，沉澱約 30 分鐘；於戰備水池投加活性碳流進石門淨水場之停留時間約 20 分鐘，淨水場內之混凝時間約 20 分鐘，沉澱約 30 分鐘。藉由吸附動力和 HSDM 模式預測結果(圖 9)，配合不同淨水場投加活性碳的水力停留時間可預估在不同投加藥處之去除效率。

(c) 瓶杯試驗

研究以試驗評估粉狀活性碳技術在大涌淨水場及石門淨水場原水之適合添加劑量。大涌淨水場原水(鳶山堰)之實驗吸附時間為 120 分鐘，也就是模擬由鳶山堰加藥後，流至大涌淨水場時間。大涌淨水場、石門淨水場則以 20 分鐘為吸附時間，即模擬活性碳加藥點於混凝前之吸附效果。聚氯化鋁(PACl)為加藥混凝劑，添加劑量則以詢問各場操作人員當日濁度對照之混凝劑添加劑量，其他條件如快混慢混等條件則參考各淨水場之杯瓶試驗條件。實驗結果顯示，雖然是以不同原水與和不同杯瓶操作條件進行實驗，水中臭味去除效率類似，如圖 10 所示。

附件二

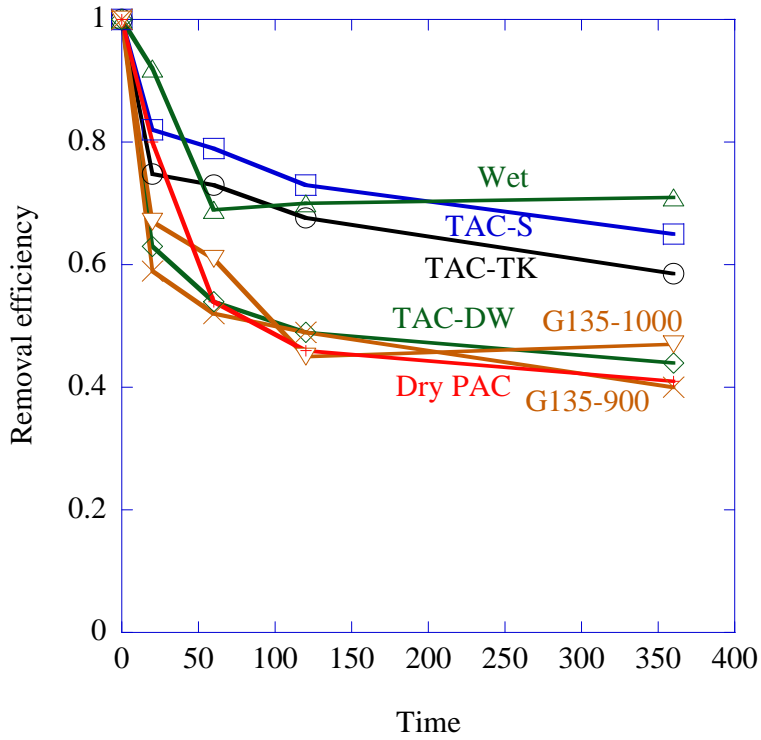


圖 7 不同型態 PAC 吸附石門淨水場原水之 2-MIB 動力行為
(Initial 2-MIB = 200 ng/L, dosage = 10 mg/L PAC)

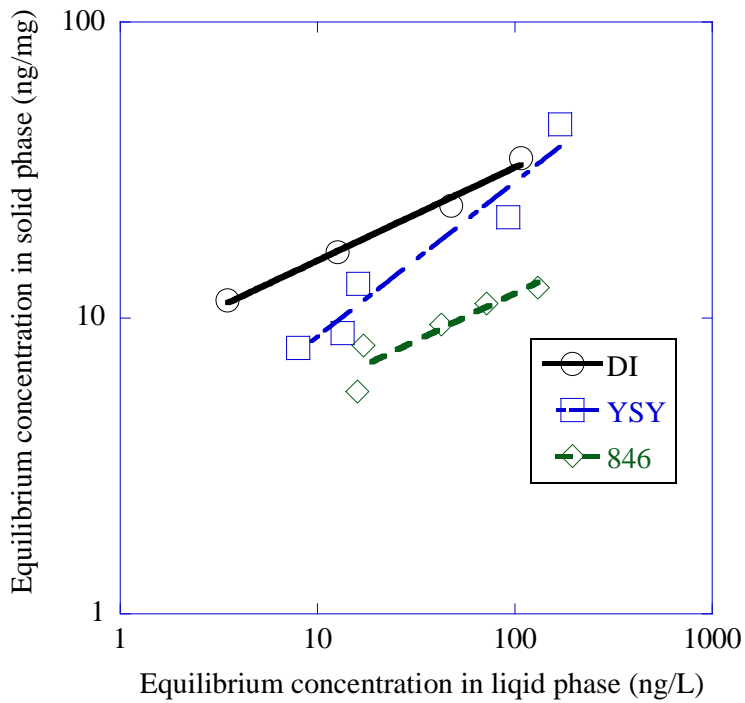


圖 8 G135-900 活性碳在去離子水和不同淨水場原水之 2-MIB 等溫吸附線

附件二

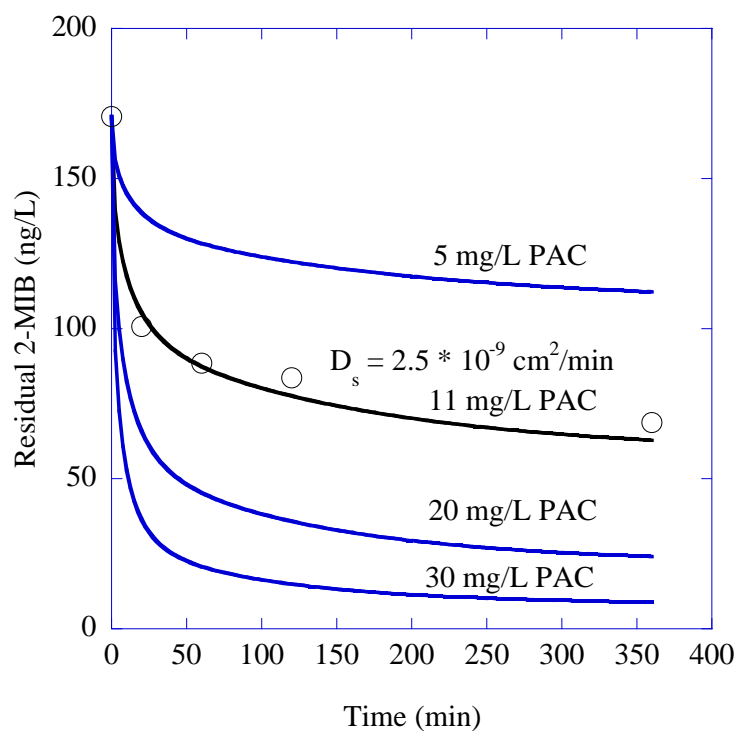


圖 9 G135-900 活性碳在石門淨水場原水吸附 2-MIB 之動力與 HDSM 模擬

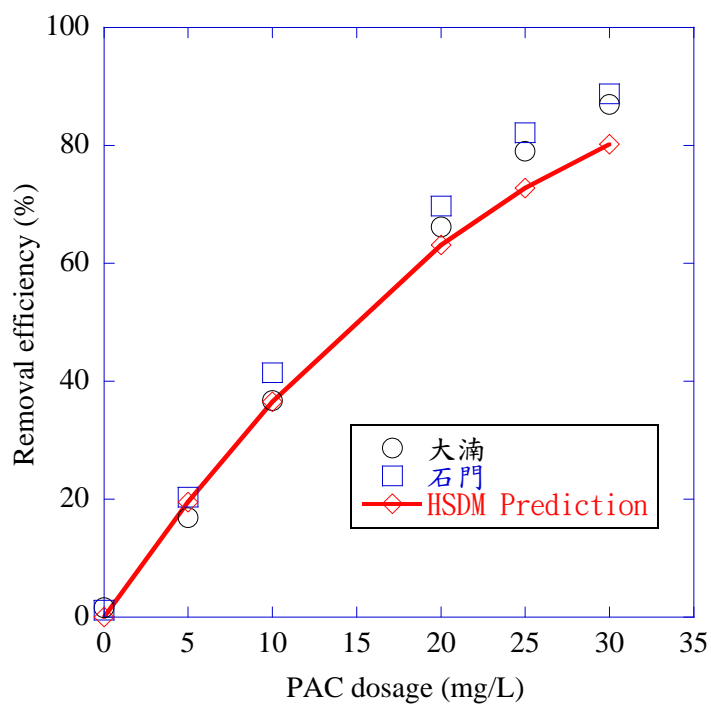


圖 10 不同淨水場原水之粉狀活性碳添加劑量與 2-MIB 去除效率

附件二

4. 中國大陸北方 M 淨水場實廠案例

大陸北方某水庫(M)內微生物生長旺盛，導致水源水質下降，並伴有異味產生。每到春夏兩季高溫時段都有用戶反映自來水中有土霉味，在夏末秋初氣溫變化之際更是反映強烈。2005年9月初，以M水庫為主要水源的D水廠自來水中出現比較嚴重的異味問題，影響居民的正常生活，引起了居民對水質的集中投訴。針對該水庫中的嗅味問題，于氏(2007)研究對水庫原水中典型嗅味物質(2-MIB)的濃度變化進行了長期的跟蹤評價，同時與水廠配合開展了嗅味應急控制工作，並在實驗室內進行相關PAC應急處理技術模擬研究。

(a) PAC 投加位置

充足的接觸時間是PAC控制嗅味問題的基礎，對充分利用PAC的吸附性能、節約投量具有重要意義。一般來說，PAC的投加都在水廠內，但水廠內投加活性炭存在時間短、不能充分利用PAC吸附能力。特別是在D水廠中，由於場地的限制，很難保證有充足的反應時間，彌補反應時間的一個方法是把投加點放到M水庫取水口處。實驗中分別模擬了在M水庫取水口處投加(16小時)及水廠內投加(最大2小時)PAC時2-MIB的去除效果，實驗結果見圖11。可以看出，對於2-MIB來說，延長PAC接觸時間可以顯著改善其去除效果，特別是PAC投加量超過10 mg/L時，延長時間的效果更加明顯。如投量15 mg/L時，16小時的2-MIB去除可比2小時提高20%左右，而如果在廠內混合井處投加，其接觸時間一般低於2小時，同時與混凝劑的相互作用對PAC的吸附也有影響，實際的效果會高於20%。因此，應用中將PAC的投加點直接選擇在M水庫取水口處，將PAC直接投加到輸水管線中以延長其接觸時間。

(b) PAC 類型

針對水廠實際情況，僅對中國大陸水廠常用的山西及寧夏活性炭廠生產的PAC進行比較。M水庫原水中模擬投加2-MIB的濃度分別為100 ng/L和200 ng/L，PAC投量15 mg/L，對兩種PAC的效果作去除率與時間關係圖，結果見圖12(a)。可以看出，與其他研究者的研究結果一致，天然水條件下利用PAC吸附去除MIB時，去除率與2-MIB的初始濃度無關。這對實際生產中確定PAC的投量有重要意義，可不必頻繁作不同初始濃度下的吸附曲線，根據原水監測濃度計算相應去除率，可進一步確定PAC投加量。另外，可以看出SXPAC對2-MIB的去除效果要明顯優於NXPAC。圖12(b)則是HSDM的動力模擬

附件二

結果，可看出其與相應實驗資料能很好的擬合，最佳化 SXPAC 和 NXPAC 的表面擴散係數 D_s 分別為 $3.2 \times 10^{-10} \text{ cm}^2/\text{min}$ 和 $2.5 \times 10^{-10} \text{ cm}^2/\text{min}$ 。

(c) 實廠應用

研究決定採用投加 PAC 與處理流程中活性炭吸附相結合的應急處理方法。PAC 是直接在水庫取水口處投加，PAC 在輸水管線可以充分混合接觸，輸送至水廠的時間約 16 h。圖 13 是實廠實驗的結果，其中 PAC 投量約 12 mg/L，原水中 2-MIB 濃度為 118 ng/L。由結果可以看出投加 PAC 後，約 85% 的 2-MIB 在進入水廠處理流程之前已被去除，進廠水中 2-MIB 的濃度已明顯降低，而出廠水中 2-MIB 濃度已控制在 10 ng/L 以下。

對 D 水廠來說，因為處理流程本身具有活性炭池，應充分考慮到處理流程中活性炭對 MIB 的去除能力，只有當原水中 2-MIB 處於較高濃度時，才需要採用 PAC 進行應急處理。同時應結合原有處理流程對 2-MIB 的去除能力，合理預測粉末炭投量，以便經濟高效的應對 2-MIB 導致的嗅味問題。

HSDM 對活性炭吸附 2-MIB 的動力行為能有效的進行模擬和預測，利用圖 12 模擬所得的表面擴散係數 D_s ($3.20 \times 10^{-10} \text{ cm}^2/\text{min}$)，通過 HSDM 程式可預測得到多條類似於圖 12 的 2-MIB 吸附動力學曲線，所預測的接觸時間為 16 h，PAC 投量可為 1~40 mg/L。基於預測得到的 16 h 時 2-MIB 的去除比及相應的 PAC 投量，得到對應的 PAC 添加曲線，如圖 14 所示。圖中以實際監測到的兩個較大濃度值 129 ng/L 及 162 ng/L 作初始濃度，活性炭投量與相應 2-MIB 在 16 h 時的預測值的殘餘濃度比值作圖。從圖中可以看出，2-MIB 在水中的殘餘濃度比率與其初始濃度無關，而只與活性炭的投量相關，這與多數研究報導的結果相一致。利用此活性炭投量曲線，可根據相應 2-MIB 的初始濃度及需要降低到的目標濃度，較方便的確定相應 PAC 的最小投量。也就是說，一旦原水中 MIB 初始濃度及控制目標確定，即期望得到的水中 2-MIB 的剩餘率確定，其所需的最小 PAC 投量可迅速從圖中確定下來。根據相應 PAC 的投量曲線(圖 14)，可計算出不同 2-MIB 初始濃度(也就是實際監測值)條件下，預測所得的最小活性炭投加量。例如當原水中 2-MIB 初始濃度為 86 ng/L 時，進廠水的最大目標濃度為 40 ng/L，相應 MIB 在水中的殘餘濃度比率為 0.47，據此從圖 14 中相應可得其最小 PAC 投量為 4 mg/L。

附件二

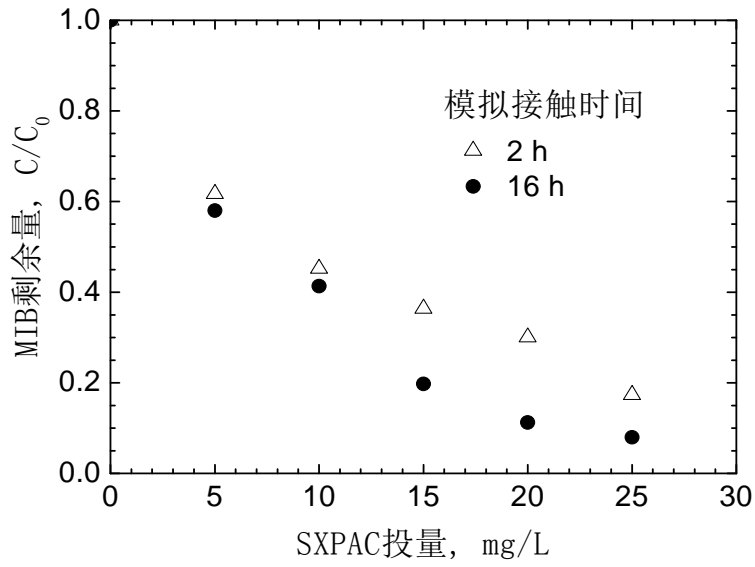


圖 11 接觸時間對 2-MIB(初始濃度 100 ng/L)去除的影響

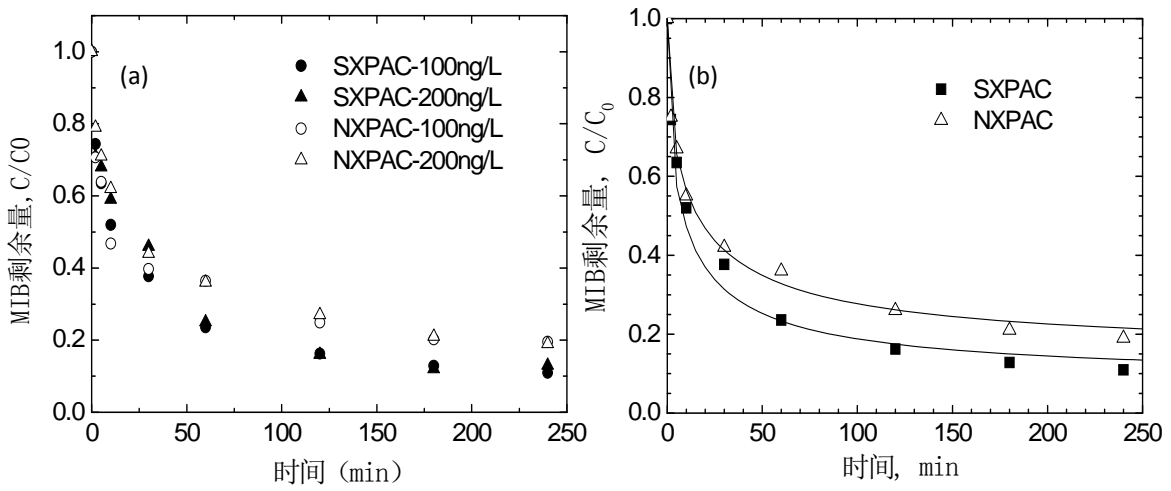


圖 12 2-MIB 吸附動力及 HSDM 模擬結果(PAC 劑量為 15mg/L):(a)不同 MIB 初始濃度;(b)HSDM

模擬

附件二

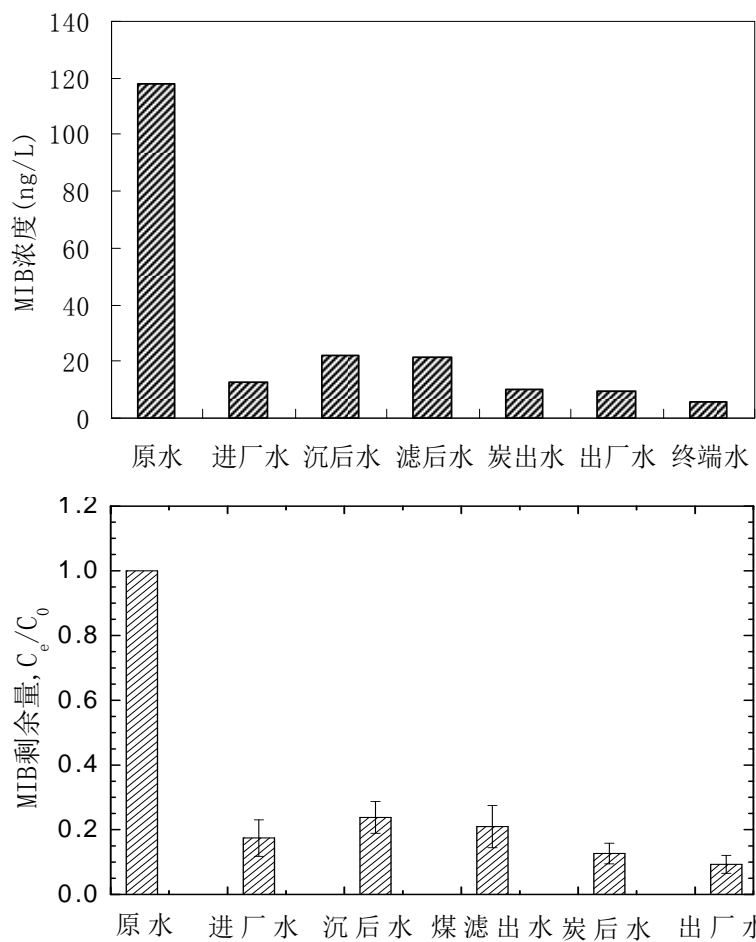


圖 13 粉末活性炭應急處理條件下 2-MIB 在淨水流程的濃度變化

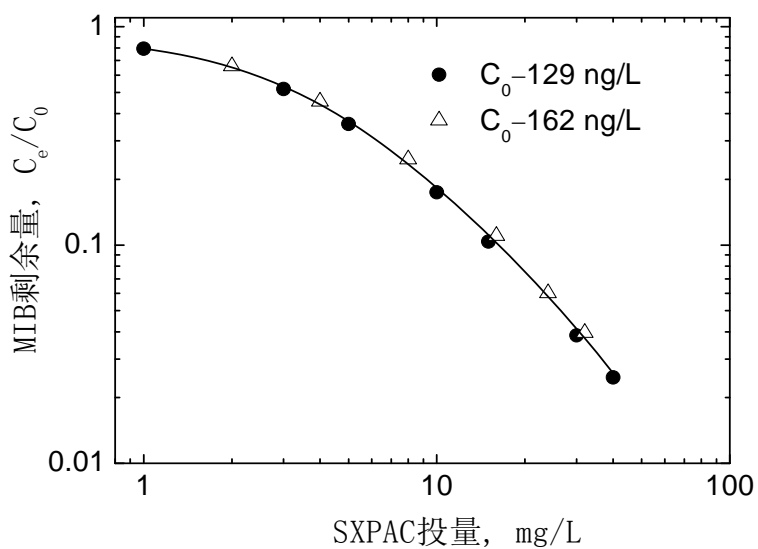


圖 14 根據 HSDM 模型預測資料所得的 PAC 投量曲線