

國立臺灣大學公共衛生學院環境衛生研究所

碩士論文

Graduate Institute of Environmental Health

College of Public Health

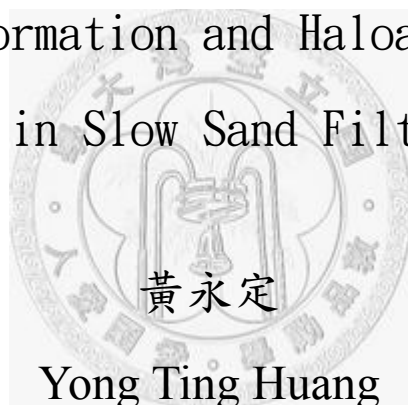
National Taiwan University

Master Thesis

慢砂濾池生物膜生物總量與含鹵乙酸降解之關係

Biofilm Formation and Haloacetic Acids

Degradation in Slow Sand Filtration Units



黃永定

Yong Ting Huang

指導教授：王根樹 博士

Advisor: Gen-Shuh Wang, Ph.D.

中華民國 97 年 6 月

June , 2008

國立台灣大學

本校公共衛生學院環境衛生研究所研究生黃永定之碩士論文，題目：慢砂濾池生物膜生物總量與含鹵乙酸降解之關係，經審核與口試及格，符合授與公共衛生碩士學位之部份要求，特予證明。



論文口試委員：

林以富

王根村

林嘉明

張靜文


中華民國九十五年七月十一日

National Taiwan University

We, the undersigned, hereby recommend that the thesis entitled, Biofilm Formation and Haloacetic Acids Degradation in the Slow Sand Filtration Units, submitted by Yong Ting Huang, be accepted as fulfilling the thesis requirements for the degree of Master of Science in Public Health.



Approved by :









July 11, 2006

致謝

還記得，頂著光頭準備碩班的考試；而今，我真的要離開臺大了。唸了這麼多年，感謝身兼指導教授及導師的王根樹老師。老師的指導佔我人生生涯的三分之一了，在老師身上，我體會到的不僅僅是水資源及處理的博大精深，更是我所憧憬的生活形態，認真卻又輕鬆、極積而不偏激、踏實且充滿快樂。師者，傳道、授業、解惑也；未來也希望我能讓學生們感受到如此情誼！我會謹記老師的指點，繼續成長，往目標邁進。同時感謝口試委員林嘉明老師、林財富老師與張靜文老師；老師們的箴言，讓本篇論文更加完備。

從1432到734、從大學到碩班，感謝一路上，包容我、疼惜我、支持我，更大大幫助我的實驗室學姐們：POPO 同我一起研究3C、淑婷帶我走向畢業、慧嫻的加油打氣，不論是在生活上、研究上，真的受到各位太多太多的照顧了。珮琳、士鵬、青芳，引我進入實驗的世界，開啟我的碩班生活，大家一同吃吃喝喝，造就我們歡樂1432的名號。而我的好夥伴兆安，就像你的名：一兆個安心，聰明、認真又吃苦耐勞，點子超多，有你在什麼事都有可能；多虧你，我才能順利完成論文。郁屏、宛芸、乃慈，感謝妳們慷慨指導，在生物的路上，我真的完全仰賴妳們，沒有妳們的協助，論文可能進行不了；還有威誌、立婷、泰毅，你們是可愛的學弟妹，真的很乖，謝謝你們的幫忙，帶給我超多歡樂。1432，是我第二個家，重視與尊敬著每一個人；各位就如同我的家人，所以常會對大家開點玩笑話，這可能讓各位覺得我有點沒大沒小的，只因為親近，才會失了點分寸。一直記得我們採樣、出遊、聚餐，這其中的互相幫忙、互相支持，點滴在心頭，感謝再感謝。

P K Y、Ebola、daylily、維倫、思穎、casta、Tommy、Poca、Amy、Baw、紫羿，你們是令人難忘的好同學；迎新、聚餐、Xmas Party 在 1536 大夥玩得超 high、在 1 4 3 8 煮元宵、愜意的花蓮畢旅、還有不知多少個我們一起努力的深夜及三不五時的電影欣賞會，因為有妳們，研究所的生活變的更多彩多姿。縱然大家早已各分東西，盼望能多聯絡。

子鐸、易俗、怡靜、怡汎，感謝妳們在同學都畢業後，仍持續為我加油打氣；看到妳們，我就會提起精神，並對未來重拾信心，祝福各位一切順心喜樂。

再來是樓上的朋友啊！流病所 1 5 4 6 的朋友們，雖然我們不是同所，但每次活動各位總沒忘記我，士儀、惟量、濬如、彥安、耀任、琦芳、曉帆、秋霞、儷瀨、家彥、美璇、靜芬，感謝各位陪我走過這幾年，紛擾的日子裡，感謝各位讓我依靠，給我力量，也讓我碩班生活充滿了聚餐及甜美回憶，期待大家的喜訊哦！

最後也是最感謝的家人，長久以來，讓我無憂無慮地在外唸書，在外頭再累、再苦、再無奈、再失落，回到家，總讓我像充電一般，重新站了起來；接下來，就換我展現我的力量了。親愛的爸爸，希望能把我的感謝傳達給天堂的您；親愛的媽媽，您辛苦了，我會努力長大，不讓您擔心；哥哥、姐姐們，這幾年，讓各位費心了，我也即將踏入社會，自立自強。

最後我要說：「我終於畢業了！」

永定 2008年6月

摘要

自來水處理流程中，以含氯消毒劑進行消毒程序為最方便有效，也是最多國家所使用的方法，然而使用加氯消毒亦衍生消毒副產物之問題。人體可能經由各種接觸與吸收途徑，增加消毒副產物的暴露風險。在飲用水水質標準越趨於嚴格的同時，更突顯消毒副產物對民眾健康及自來水處理的重要性。

慢濾池是最天然的淨水程序，與一般過濾不同之處，在於除經由過濾之一般物理、化學程序外，還有生物作用進一步將水質淨化。而慢濾池之生物作用的相關研究甚少，尤其針對降解含鹵乙酸等消毒副產物的生物降解程序相關研究更是缺乏。

本研究進行實驗室模擬管柱與水廠實場操作，探討慢濾池操作期間微生物生長量、含鹵乙酸濃度之變化情形，分別以不同的進流水進行實驗，並於不同深度及操作時間時間進行採樣。研究目標在於觀察及比較不同的進流水對慢濾池微生物膜生成情形與含鹵乙酸的去除之影響，並且討論不同濾砂深度之影響。

研究結果顯示，在操作初期濾砂表層微生物量與操作時間成顯著相關，而中、底層的微生物量低於表層微生物量；以不同進流水進行慢濾池管柱試驗，MCAA 皆可去除；但 DCAA 與 TCAA 等此類含較多鹵素之含鹵乙酸，則需較長時間或較高鹵乙酸濃度之馴化才能有效去除。

實驗室模擬管柱在操作約 16 天後，即可去除大部分的含鹵乙酸；與實場的實驗比對，實場微生物受水中餘氯的影響，生物膜之生物量與模擬管柱相反，在管柱中底層的微生物數量高於表層並較為穩定，於操作 3 週後含鹵乙酸才有較為明顯的去除效果。且含鹵乙酸的去除量與微生物的數量成顯著相關，但依不同的進流水而有不同回歸係數，顯示馴化強度或物種組成具有一定的影響。

關鍵字：慢濾池、含鹵乙酸、生物降解、DAPI 螢光染色法、生物膜

Abstract

Disinfection with chlorine in water treatments is widely used by water treatment plants because of its convenience and effectiveness. However, formation of disinfection by-products is of concern due to its potential health risk.

Slow-sand filtration (SSF) is one of the most natural processes for water clarification. This study evaluates the biodegradation of haloacetic acids (HAAs) in slow-sand filtration unit. Simulated SSF columns were setup at both laboratory bench scale and pilot scale; and the results were compared with those observed in water treatment plant with SSF units. For both bench and pilot scale columns, water samples were taken from various bed depths of the columns and HAAs were analyzed. Filter sand was also taken to analyze the microbial activities on the sand surface.

The results reveal that the microorganism mass on sand surface in the top portion of SSF and operation time have positive correlation, but the microorganism mass in the middle or in the bottom part of the columns are less than those observed in the top portion. MCAA is degraded in all of the columns tested, but only the columns fed with higher halogen numbers HAAs (DCAA and TCAA) in influent water can effectively eliminate HAAs with high halogens. It may result from the domestication process for the microorganism to eliminate HAAs with higher halogen numbers. However, after 16 days of the operation, the simulated SSF columns can eliminate most of the HAAs including TCAA. For water treatment plant with SSF units, the HAAs removal on SSF is affected by the residual chlorine in influent water, and the growth of microorganism is slower on the top portion.

Keywords: slow-sand filtration, HAAs, biodegradation , DAPI , Biofilm

目錄

摘要	I
Abstract	II
目錄	III
圖目錄	VI
表目錄	VIII
第一章 前言	1
1.1 研究背景	1
1.2 研究目的	3
第二章 文獻回顧	5
2.1 慢濾池	5
2.1.1 慢濾池簡介	5
2.1.2 慢濾池去除污染物之機制及特性	5
2.1.3 慢濾池中微生物特性	6
2.1.4 慢濾池對有機物之去除	7
2.2 微生物之分析	8
2.2.1 培養法 (Cultural Method)	8
2.2.2 非培養法(Non-culture method)	8
2.2.3 螢光染色法	9
2.2.4 螢光顯微鏡 (Epifluorescence Microscopy, EFM)	11
2.3 含鹵乙酸	12
2.3.1 水中含鹵乙酸的分類	12
2.3.2 水中含鹵乙酸的來源	13
2.3.3 含鹵乙酸生物降解特性	14
第三章 研究方法	16
3.1 實驗材料	16
3.2 儀器設備	19

3.3 分析方法	21
3.4 實驗步驟	23
3.4.1 建立螢光染色法計數慢濾池中濾砂微生物總量的分析方法	23
3.4.2 管柱實驗.....	27
3.4.3 實際水場獨立採樣系統.....	30
3.5 樣本採集	33
第四章 結果與討論	34
4.1 建立螢光染色法計數慢濾池濾砂生物膜微生物總量的分析方法	34
4.1.1 採樣方法	34
4.1.1.1 實驗室慢濾池模擬管柱採樣流程.....	34
4.1.1.2 金門太湖淨水廠內慢濾池實場監測系統採樣流程	35
4.1.2 去除雜質	35
4.1.3 再懸浮方法	39
4.2 不同水源進流水對模擬管柱微生物總量之影響.....	41
4.2.1 實驗室配製腐植酸溶液為進流水的模擬管柱	41
4.2.2 天然水體	43
4.2.2.1 以金門太湖淨水廠慢濾池池水為進流水的模擬管柱	43
4.2.2.2 以臺大生態水池池水經混凝、沉澱後之澄清液為進流 水的模擬管柱.....	43
4.2.3 不同水體及不同深度微生物總量比較	45
4.3 模擬管柱中含鹵乙酸之生物降解.....	50
4.3.1 不同水體含鹵乙酸降解作用之差異	51
4.3.2 不同深度含鹵乙酸降解作用之差異	58
4.4 去除溶解性有機物 (Dissolved Organic Carbon , DOC)	59

4.4.1 不同水體去除DOC之差異	59
4.4.2 不同深度去除DOC之差異	60
4.5 實場操作結果討論	61
4.5.1 實場操作生物生長情形	62
4.5.2 實場操作含鹵乙酸降解	65
4.5.3 實場操作去除DOC之效果	67
4.6 微生物總量與DOC及含鹵乙酸降解之關係	68
第五章 結論與建議	74
5.1 結論	74
5.2 建議	76
參考文獻	77
附錄	81
附錄 1、金門太湖淨水廠獨立的採樣系統裝設照片	81
附錄 2、張氏，2004 年 3 月於金門地區水廠含鹵乙酸採樣分析結果	82
附錄 3、張氏，2003 年 9 月於金門地區水廠含鹵乙酸採樣分析結果	83
附錄 4、賴氏，2004 年，植菌與抑制微生物對含鹵乙酸（生成潛能稀 釋 20 倍）降解情形	84
附錄 5、賴氏，2004 年，植菌與抑制微生物對含鹵乙酸（生成潛能稀 釋 10 倍）降解情形	85
附錄 6、金門淨水管柱表層濾砂微生物總量與HAA、DOC降解量 ...	86
附錄 7、一般淨水管柱表層濾砂微生物總量與HAA、DOC降解量 ...	87
附錄 8、太湖水管柱表層濾砂微生物總量與HAA、DOC降解量	88
附錄 9、腐植酸管柱表層濾砂微生物總量與HAA、DOC降解量	89
附錄 10、金門實場表層濾砂微生物總量與HAA、DOC降解量	90

圖目錄

圖 2-1	含鹵乙酸之結構	13
圖 3-1	含鹵乙酸分析步驟流程圖	25
圖 3-2	螢光顯微鏡應用於慢濾池濾砂生物膜微生物總量的分析方法	27
圖 3-3	管柱實驗流程圖	30
圖 3-4	實場實驗流程圖	31
圖 3-5	獨立系統設計圖	32
圖 4-1	離心轉速測試結果	36
圖 4-2	不同離心轉速之螢光顯微鏡觀測微生物照片	37
圖 4-3	不同超音波振盪時間測試	39
圖 4-4	不同時間超音波振盪之螢光染色觀察微生物照片	40
圖 4-5	腐植酸管柱之濾砂生物膜總量－螢光染色法	42
圖 4-6	腐植酸管柱之濾砂生物膜總量－塗抹法	42
圖 4-7	太湖水管柱之濾砂生物膜總量－螢光染色法	44
圖 4-8	太湖水管柱之濾砂生物膜總量－塗抹法	44
圖 4-9	生態水池模擬管柱之濾砂生物膜總量－螢光染色法	46
圖 4-10	生態水池模擬管柱之濾砂生物膜總量－塗抹法	46
圖 4-11	不同水源模擬管柱表層微生物量	49
圖 4-12	不同水源模擬管柱砂下 20 公分微生物量	49
圖 4-13	不同水源模擬管柱砂下 40 公分微生物量	49
圖 4-14	腐植酸管柱之含鹵乙酸濃度與操作時間	53
圖 4-15	太湖水管柱之含鹵乙酸濃度與操作時間	54
圖 4-16	一般淨水管柱之含鹵乙酸濃度與操作時間	55
圖 4-17	金門淨水管柱之含鹵乙酸濃度與操作時間	56
圖 4-18	不同水源模擬管柱DOC與操作時間	61
圖 4-19	金門太湖淨水廠慢濾池之濾砂生物膜總量－螢光染色法	63
圖 4-20	金門太湖淨水廠慢濾池之濾砂生物膜總量－塗抹法	63

圖 4-21	金門太湖淨水廠慢濾池池水生物量.....	64
圖 4-22	金門太湖淨水廠慢濾池池水含鹵乙酸濃度與操作時間.....	66
圖 4-23	金門太湖淨水廠慢濾池池水DOC濃度與操作時間.....	68
圖 4-24	不同模擬管柱實驗表層微生物量與MCAA去除量趨勢圖.....	71
圖 4-25	二鹵乙酸去除量與太湖水管柱及金門淨水管柱表層微生物量之趨勢圖.....	72
圖 4-26	三鹵乙酸去除量與太湖水管柱及金門淨水管柱表層微生物量之趨勢圖.....	73



表目錄

表 2-1	不同環境中微生物的可培養性	9
表 2-2	微生物以非培養方法分析之特性	10
表 2-3	各含鹵乙酸化合物性質	14
表 3-1	HAA分析時質譜儀 SIM MODE 設定	21
表 3-2	管柱實驗模擬之濾床規格	28
表 3-3	管柱實驗 (二) 進流水水質特性	29
表 3-4	實場採樣組元件設定	31
表 4-1	模擬管柱表層微生物量與操作時間之回歸分析	50
表 4-2	本研究及文獻溶解性有機物之去除比較	60
表 4-3	模擬管柱表層微生物總量與MCAA去除量之回歸分析	69



第一章 前言

1.1 研究背景

水是人類所賴以為生的元素，在台灣，工、商業繁榮頂盛，都市化程度高、發展快速、人口集中，使得許多地區的水源遭受工業、畜牧、家庭廢水污染，集水區也由於開發及污染，降低水源品質及儲水容量。台灣地區年平均降雨量約為二千五百公釐，應該是水資源不虞匱乏的；但因為降雨的時間及空間分佈不平均，且台灣地區地狹人稠，人口密度高居世界第二位，山坡陡峭、雨勢集中，再加上河川短促，所以大部分的雨水都迅速地流入海洋。因此，台灣地區每人每年平均可以分配到的水量，只有全世界平均的七分之一，換算成每人每年可用水量大約只有一千公噸，以目前世界可用水量的標準來說，台灣地區是屬於缺水國家，民眾之飲用水可用水源情況較為窘迫。因此，對屬水資源貧乏地區的台灣來說，為了確保民眾使用飲用水的安全及衛生，自來水處理即扮演一個極為重要的角色。

傳統的自來水處理流程包括：取水、混凝、沈澱、過濾、消毒、配水等程序，而依據各地區的水源的特性不同以及需求不同，在各處理流程會有不同的調整及設定。

金門縣總面積約 150 平方公里，人口大約七萬人。全年降雨多集中在四至九月，年平均降雨量僅有約一千公釐，但年蒸發量近二千公釐，受地形限制而無大型河川之影響，現有河流源短量少，平時已呈乾涸現象；暴雨時則直接入海，不易利用，自來水處理所扮演的角色更為重要。

金門地區各地水源均以雨水為主要來源，所收集雨水在水庫長期滯留導致水中天然有機質偏高之現象，加上水源受到家庭及畜牧廢水污染影響，使原水含有過量之有機、無機污染物及大腸桿菌等生物性污染。為提高淨水處理後清水水質，淨水場需添加適度的前氯以氧化原水中之污染

物，降低處理流程之負荷。但因原水中之天然有機物過高，使得前加氯與水中有機物反應而在處理過程中生成過高的消毒副產物（Disinfection By-Products, DBPs）。

一般消毒副產物以三鹵甲烷（Trihalomethanes, THMs）為其主要物種，約佔總消毒副產物之 20%，其次則為含鹵乙酸（Haloacetic Acids, HAAs）佔 10-15%，其它 DBP 包括鹵乙氫（Haloacetonitriles, HAN）、鹵乙酮類（Halogenated Ketones, HK）等。

過去對於消毒副產物的研究多著重於三鹵甲烷之生成或前趨物質之控制與去除，然而在含鹵乙酸方面，由於分析方法繁複以及個別物種於環境濃度低之關係，相關研究則較為少見。但由於含鹵乙酸可能之致癌影響 [1] 使得美國環保署於 1998 年公佈第一階段消毒劑與消毒副產物法，即規定五種含鹵乙酸在清水中最大容許總濃度為 60 $\mu\text{g/L}$ 。五種受列管之含鹵乙酸分別為：一氯乙酸（Monochloroacetic acid, MCAA）、一溴乙酸（Monobromoacetic acid, MBAA）、二氯乙酸（Dichloroacetic acid, DCAA）、二溴乙酸（Dibromoacetic acid, DBAA）以及三氯乙酸（Trichloroacetic acid, TCAA）。在水廠普遍使用含氯消毒劑之今日，控制含鹵乙酸於水廠中與配水系統中之濃度仍是水廠重點工作。

根據張氏 [2] 臺灣地區飲用水中含鹵乙酸之分析與流佈調查，於金門地區水廠各流程數據顯示，慢濾池出水中含鹵乙酸濃度相較其它流程有明顯下降趨勢。根據賴氏 [3] 的研究指出，若單純以物理性過濾處理對於含鹵乙酸去除並沒有明顯的變化，而經慢濾池處理後水中含鹵乙酸濃度卻有明顯下降趨勢，其原因主要來自於其中的生物作用。但此研究中並沒直接觀察微生物的變項，而以推論的方式說明，此類相關研究在相關文獻中亦較為缺乏。故此研究試圖探討慢濾池中微生物總量與含鹵乙酸去除間之關聯性，加以討論生物作用所扮演之角色。

1.2 研究目的

本研究之目的在探討慢濾池中微生物總量與含鹵乙酸去除間之關聯性。藉由實驗室模擬慢濾池操作及在金門太湖淨水場慢濾池所建立的獨立採樣系統，分析濾砂上微生物總量及含鹵乙酸降解情形。

整體研究架構如圖 1-1，目的如下：

- 建立螢光染色法計數慢濾池中濾砂微生物總量的分析方法，及再懸浮、去除雜質、染色濃度、染色時間各項目之最佳化條件。
- 觀察慢濾池中生物膜生長量曲線。
- 瞭解含鹵乙酸濃度隨接觸時間與操作時間之變化趨勢。
- 實驗室模擬組與實際水廠操作情形比較討論。
- 由管柱實驗、批次實驗以及實場採樣分析來瞭解慢濾池中生物膜於含鹵乙酸去除過程中上所扮演之角色。

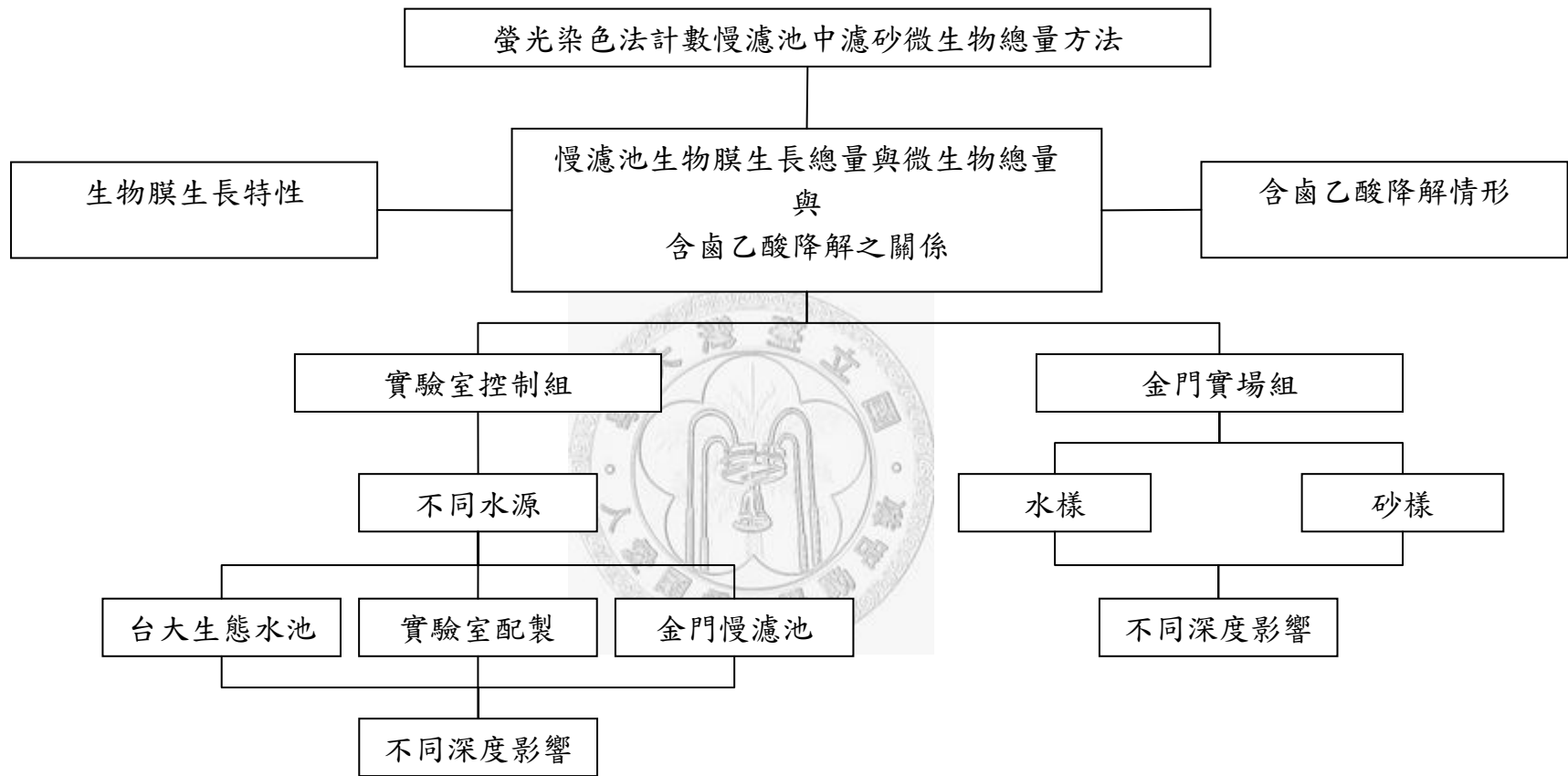


圖 1-1 研究架構圖

第二章 文獻回顧

2.1 慢濾池

2.1.1 慢濾池簡介

慢濾池為最天然的淨水處理設備之一，於 19 世紀初即開始被使用。慢濾池係將進流水緩慢通過人工濾床之過濾方式，其濾速常以一日通過濾床之水層高度表示，由於其濾速較慢(通常為 2m/day 到 10m/day)，故稱慢濾池。慢濾池出水水質佳，由於其在粒狀物及濁度去除上有良好效果，加以設計及操作簡易、提供穩定水質與低成本等許多優點，至今在許多小型供水區域仍繼續被使用。但由於流速低，所需面積大，並不適用於都會地區大型供水處理廠。

2.1.2 慢濾池去除污染物之機制及特性

1971 年 Yao [4] 等人指出，慢濾池主要有物理及生物兩種淨化機制。進流水通過時，粒狀物質依其顆料及密度大小，藉著攔截 (interception)、沈澱 (sedimentation) 以及擴散 (diffusion) 等作用，發生物理性之阻留而附著於濾料表面。濾床表層尤其容易發生阻留作用，依據濾床表面性質不同，以活性炭為濾料之濾床效果較佳，因其除過濾機制外對不同污染物也有不同之吸附效果[3]，此外活性炭濾料對於粒狀物亦有良好之去除效果。另一種機制為濾床之生物膜作用：濾床因流速緩慢，而在表層累積生長微生物而形成生物膜，尤以濾床表層最為明顯[5]。微生物可利用並降解水中部分有機物質，且微生物對有機物也有部分吸附效果[6]。

慢濾池藉由不同粒徑濾料的過濾作用，可去除大量之懸浮固體物，並

可去除色度、臭味以及部分溶解性物質；另外對於濁度、大腸桿菌及梨形鞭毛蟲也有良好之去除功效[7]。

1995 年 Ellis[8] 等人的研究指出粒狀有機碳(particular organic carbon, POC) 濃度隨濾床深度增加而大幅下降，在砂面下 50 mm 處，粒狀有機碳濃度約已降至表層 0 mm 處的 13%，粒狀有機碳在砂面下 1200 mm 處幾乎完全被去除，而懸浮固體物及濁度濃度，亦在濾床砂面下 50mm 內大幅下降。同時指出，其過濾效果隨深度增加而下降，認為過濾效能主要發生在深度 400mm 之內。

2.1.3 慢濾池中微生物特性

由於慢濾池流速緩慢以及濾床可提供微生物附著等特性，操作一段時間後，微生物便開始繁殖累積。微生物及其分泌物會逐漸形成生物膜，尤其以表層生物膜最為明顯，稱為 schmutzdecke，由於生物膜的發展使慢濾池同時具備物理吸附過濾以及生物作用。通常在操作約數月後便會因濾床阻塞造成水頭損失過多，而需進行表層刮砂。

1992 年 Eighmy[9] 等人的研究以直接培養計數法、生物質量 (biomass)、可萃取性 Fe、Mn、tetrazolium 呼吸活性染劑及 ^{14}C 苯甲酸酯礦化作用觀察慢濾池中微生物之活性及代謝情況。其採集不同深度之濾砂分析，結果顯示以傳統方式刮砂之慢濾池無論以培養計數法或 biomass 來評估，生物膜於表層約 10 公分之後均迅速下降，同時可萃取性 Fe、Mn 亦同樣隨深度增加而下降。

1995 年 Wang[10] 的研究針對其他濾料，如生物活性碳，也同樣觀察到 biomass 隨深度增加而減少之情形。1998 年 Moll[11] 的研究指出，利用有標記之溶解性有機碳(Dissolved organic carbon, DOC)可觀察到大部分有機物於經臭氧處理後，很快被濾床表層微生物所利用。2002 年 Campos 等人[5] 的研究之結果與上述一致，biomass 隨濾床深度增加而減

少，與其有良好之相關，而比較有加蓋與無加蓋兩座實場慢濾池，發現加蓋者之 biomass 明顯比為未加蓋者低，且無 schmutzdecke。

1999 年 Bahgat[12]的研究顯示流量高低對慢濾池的生物特性影響不大。2003 年 Sabbah[13]的研究則顯示慢濾池可短暫停止操作，中止操作 14 天並不影響其生物活性，而中止操作 30 天時對污染物之去除率則有下降之趨勢。

2.1.4 慢濾池對有機物之去除

1992 年 Collins[6]等人的研究指出，生物質量(biomass)與消毒副產物生成潛能 (Disinfection by-product formation potential, DBPFP) 之去除有線性關係，但對於 DOC 之去除則不明顯，約僅有 15% 之去除率。

1997 年 McMeen[14]等人的研究指出，對於天然背景有機物 (Natural Organic Matter, NOM) 去除率之效果；一般濾砂對 NOM 之去除率約只有 10% 到 20% 之間，而使用經過氧化鐵改良濾砂之慢濾池對於 NOM 則有約 40% 之去除率，NOM 之去除率於此二者之差異顯示除了生物降解外，經表面改良之濾砂其吸附作用亦顯重要。

1997 年 Weber 及 Shirk 等人利用疊氮化鈉抑制氧化磷酸化之過程，來區分物理作用及生物作用，疊氮化鈉具非氧化性質與不改變濾料表面特性可避免造成對結果之干擾。研究結果顯示，粒徑大於 $2\mu\text{m}$ 之粒狀物其去除機制以物理作用為主，而生物作用並不顯著，但於粒徑小於 $2\mu\text{m}$ 之粒狀物，則以生物作用則較為顯著。先被移除之粒狀物被阻留於濾床，其後流過之粒狀物可增加附著之機會而提高去除率。

1997 年 Woudneh[15, 16]的研究指出，慢濾池去除 2,4-D 時，主要是微生物之生物降解作用，將 2,4-D 降解成 2-chlorophenol，相對地，吸附作用並不顯著，且濾砂表層微生物之養成為去除 2,4-D 之必要條件。

2005 年 Rooklidge[17]等人的研究指出，tetracycline、quinolone

與 macrolide 等親水性殺菌劑，進流濃度小於 $1 \mu\text{g/L}$ 時，於慢濾池最上層 40 公分內有大於 99.9% 的去除效果。

2.2 微生物之分析

2.2.1 培養法 (Cultural Method)

傳統上對於微生物的分析方法以培養法為主，可針對適合生長於特定配方培養基的微生物進行分析。其優點是能自各別的菌落分離出特定菌種，並做進一步的鑑定，且使用選擇性較高的培養基，還能化驗單一菌落的生化特性；因此，使用不同培養基，亦可針對不同微生物種類進行篩檢。

以培養法分析微生物，由於微生物種類間的差異以及生理活性不同，可能造成生長較慢或是無法培養；另一方面，由於不同配方之培養基對於微生物具有選擇性，有利於某些種類的微生物生長，而選擇性抑制另外一些微生物種類生長；此外，有時微生物菌群會大量聚集生長而遮蔽單一微生物菌落，導致實際濃度容易被低估。此外，培養法屬於非即時 (NOT real-time) 方法，須培養一段時間才能分析，較為耗時而無法立即獲得所需之微生物資訊。由於以上之限制因素，導致以培養方法的研究發展往往受到限制。經由顯微鏡的觀察得知，實驗室僅能培養出其中非常少的部份，大多數的微生物還是無法由純培養獲得，因此只有小部份的細菌可被分離和辨識出來。2000 年曾氏 [18] 等人針對南仁湖的研究指出，環境中微生物的可培養性均不高，各種不同環境中微生物的可培養性 (culturability) 整理於表 2-1。

2.2.2 非培養法 (Non-culture method)

由於培養法的限制因素，使得我們對於環境中微生物，難以快速而深

入地研究。有必要發展並建立一個正確且快速分析的非培養法，以提供更完整的微生物資訊。

表 2-1 不同環境中微生物的可培養性

Habitats	Culturability (%)
Seawater	0.001-0.1
Freshwater	0.25
Mesotrophic lake	0.1-1
Unpolluted estuarine water	0.1-3
Activated sludge	1-15
Sediments	0.25
Soil	0.3
Oxic aquatic	0.001-3
Anoxic waters	0.13-0.2

(Tseng, I.C., et al, 2000)

1986 年 Palmgren[19] 於使用螢光染色法，並利用螢光顯微鏡 (Epi-Fluorescence Microscopes, EFM) 觀察空氣中微生物，指出利用 AO 以 EFM 分析與培養法之結果加以比較，真菌具有高度相關，而細菌則具較低相關。1989 年 Robertson[20] 等人使用螢光染色法，並利用流式細胞儀 (Flow Cytometry, FCM) 分析海水中微生物之狀態，指出利用 DAPI 以 FCM 分析可適用於各種水體微生物之分析。此外亦可利用掃描式電子顯微鏡進行黴菌及放射菌孢子之計數或利用生化方法、免疫化學方法及分子生物方法分析微生物之抗原成分及毒性。2004 年江氏將各種非培養分析方法整理如表 2-2[21]。由表 2-2 可知，上述所有的分析方法除了螢光顯微鏡與流式細胞儀外，均非測菌體本身，並不適合用來研究微生物總濃度的評估。

2.2.3 螢光染色法

螢光染色法主要是藉由微生物與螢光染劑結合後，可被特定波長之光

表 2-2 微生物以非培養方法分析之特性

分析法	特性
Immunoassay	<p>應用：根據抗原抗體結合的原理來定量空氣中的致敏原，可測蹠抗原…等，非測菌體本身</p> <p>優點：I. 有好的敏感性(sensitivity)與特異性(specificity) II. 可定性及定量</p> <p>缺點：I. 微生物之特異性抗原難以界定及標準化 II. 不能同時測多種菌種</p>
Chemical Analysis	<p>應用：以化學方法偵測菌體以外之成分(如：自體螢光菌之螢光..等)</p> <p>缺點：對微生物本身較不具特異性</p>
Biochemical assay	<p>應用：根據化學反應來定量生物的組成成分，可測 endotoxin 或 mycotoxin，非測菌體本身</p> <p>優點：I. 有良好的敏感性(sensitivity) II. 可定量</p> <p>缺點：偵測 endotoxin 的 LAL Assay 可因抑制劑的出現而干擾反應</p>
Light Microscopy	<p>應用：總微生物(total microorganisms)濃度分析</p> <p>優點：I. 可分析 culturable 和 nonculturable 之微生物 II. 真菌可以不用染色即可觀察</p> <p>缺點：I. 需經驗之累積，否則易鑑定錯誤(mis- Identification) (Burge et al., 1995) II. 在細菌方面，種(species)的鑑定幾乎不可能，而真菌方面，只有一些真菌孢子可被鑑定至屬(genus) III. 時間花費較多且易造成疲勞</p>
Flow cytometry	<p>應用：將細胞通過液流系統予以分析，可測得細胞各種參數</p> <p>優點：能快速測量較多的細胞數目</p> <p>缺點：分析的樣本濃度需 $10^5 \sim 10^7$ cell/ml</p>

激發出螢光，得以標示出微生物。染劑作用機制主要分具細胞穿透性與不具細胞穿透性二大類。以下為兩種常見於估計微生物總量之螢光染劑：

(1) AO (Acridine orange, 3, 6-bis(dimethylamino))：AO 會與 DNA 或 RNA 鍵結，縱使在沒有活性的細胞內，DNA 依然能和 AO 鍵結，可用於計數微生物總量。波長為 436 或 490 nm 的光可激發 AO，當 AO 與單股核酸結合時會激發出橘色到紅色的螢光，但與雙股核酸結合時，則會激發出綠色的螢光。1977 年 Hobbie[22]等人的研究指出，上述的機制與核酸鍵結 AO 的比率有關，可以區分菌種的活性。因為雙股的 DNA 有可能因為外力的關係使其變成單股，使結果呈現紅色螢光而增加判別上的干擾；再

者，染色的結果往往會受菌種的影響。1980 年 Porter[23]等人的研究指出，AO 染劑的缺點為無法分辨菌體的死活，且還會因為細胞之自體螢光而造成高估的情形。此外，AO 還可能與其他非活性物質如泥土、碎片…等結合，而使結果難以判斷。

(2) DAPI(4',6-diamidino-2-phenylindole dihydrochloride)：此染劑喜歡與富有 A+T pair 的 DNA 序列結合，其最低需求是 3 個連續的 A+T pairs [24]。DAPI 對 DNA 染色後可被 358 nm 的激發光激發而散發出藍色或藍白色的螢光，其他不與或可與 DAPI 結合之非 DNA 物質則會呈現弱黃色，因此可以輕易的將菌體與雜質區分出來[23]。1995 年游氏等人的研究即指出，在總菌落計數方面 DAPI 優於 AO[25]。在飲用水應用方面，其總菌數結果較 BacLight 低[26]。

1994 年 Kepner[27]等人的研究指出，在 1940 和 1980 年代之間，大概有 90%之菌落計數方法所使用的染劑是 AO；1980 年代後期逐漸使用 DAPI，到了 1988 年 DAPI 的使用已經超過 70%以上，顯示 DAPI 已快速的取代 AO 用作菌體染色觀察。

2.2.4 螢光顯微鏡 (Epifluorescence Microscopy, EFM)

對特定物體選擇合適的螢光染劑，該物體就能和周圍的背景區別出來而可以被 EFM 觀察到。由於螢光顯微鏡的光源強度必須很高，因此通常採用高壓汞燈、氙燈或鹵素燈，此外還必須具備合適的濾光鏡組合，以符合各種不同目的之需求。

利用染劑標示配合螢光顯微鏡偵測環境樣本中細菌與真菌孢子是近年來相當普遍的一個非培養方法[19, 27]。除了可清楚觀察微生物的型態，更可以利用不同染劑的染色機制來評估微生物的狀態。螢光顯微鏡直接計數法是評估環境樣本中微生物濃度最好的分析方法之一[21]。利用螢光顯微鏡觀察除了可以利用微生物被染上的顏色來評估其狀況，還可以觀

察菌體之大小及形狀以增加不同微生物之鑑別力[27]。1999 年 Hernandez[28]的研究指出，以螢光顯微鏡評估空氣中微生物之代謝狀態傳統培養方法更能提供正確的資訊。

在飲用水方面，用於評估水處理過程中水質的改變所用的標準方法通常是培養方法，其可用來測量水中大腸桿菌群及具活性菌體。但由於可培養之菌群對培養條件(溫度、培養基質、培養時間…等)非常敏感，使得不同菌群在培養基的生長率普遍偏低。Boulos 於 1999 年[26]利用 BacLight，以螢光顯微鏡分析飲用水中的微生物，以螢光染色法利用 EFM 分析所測得之水中微生物總菌數及具活性之菌數高於培養基計數法，且隨著氯的濃度增加，具活性之菌數減少。由於傳統培養方法會低估具有活性的菌群之真實濃度，作者建議使用螢光染劑來代替傳統之培養方法分析較為可靠。



2.3 含鹵乙酸

2.3.1 水中含鹵乙酸的分類

含鹵乙酸是乙酸根據被不同種類及數目的鹵素取代，結構見圖 2-1，包含一氯乙酸 (Monochloroacetic acid, MCAA)、一溴乙酸 (Monobromoacetic acid, MBAA)、二氯乙酸 (Dichloroacetic acid, DCAA)、一溴一氯乙酸 (Bromochloroacetic acid, BCAA)、二溴乙酸 (Dibromoacetic acid, DBAA)、三氯乙酸 (Trichloroacetic acid, TCAA)、一溴二氯乙酸 (Bromodichloroacetic acid, BDCAA)、二溴一氯乙酸 (Chlorodibromoacetic acid, DBCAA) 與三溴乙酸 (Tribromoacetic acid, TBAA)。

其中一氯乙酸 (MCAA)、一溴乙酸 (MBAA) 二氯乙酸 (DCAA)、二溴乙酸 (DBAA) 和三氯乙酸 (TCAA) 等五種含鹵乙酸濃度總和為 HAA5，亦有將

一溴一氯乙酸(BCAA)與 HAA5 合為 HAA6 的分類。HAA5 為目前美國環保署飲用水水質標準所管制對象，第一階段管制標準 HAA5 最大值為 $60 \mu\text{g/L}$ (年移動平均值) [29]。此外九種含鹵乙酸總濃度為 HAA9，目前各國水質標準中並無針對 HAA9 加以規範者。

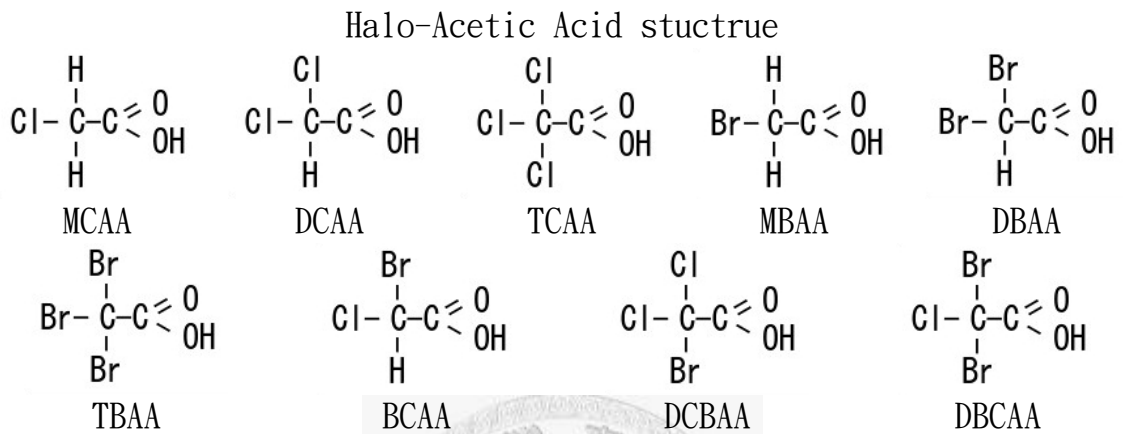


圖 2-1 含鹵乙酸之結構

表 2-3 為含鹵乙酸的基礎物化性質。含鹵乙酸具有極性及親水性，且為沸點幾乎都在 200°C 以上之非揮發性的物質。2001 年 Urbansky[30]指出，由於含鹵乙酸之 pKa 值偏低 ($0.55-2.86$)，因此在一般環境的自然水體中 ($\text{pH} > 6$) 幾乎完全解離 ($> 99.9\%$)，主要以鹵乙酸鹽離子的形式存在於水體環境中。

2.3.2 水中含鹵乙酸的來源

自從 Rook[31] 等人在 1974 年發現加氯消毒會有氯仿等消毒副產物的誘發效應以來，三鹵甲烷 (Trihalomethanes, THMs)、鹵乙酸 (Haloacetic Acids, HAAs)、鹵乙氯 (Haloacetonitrites, HANs)、鹵化酮類 (Halogenated Ketones, HKs) 及水合氯醛 (Chloral Hydrates, CHs) 等氯化消毒副產物陸續被發現。這些消毒副產物主要由含氯之消毒劑 (HOCl 、 NaOCl 、 Cl_2) 與水中有機物發生取代反應而生成，水中若有溴離

子亦會產生競爭而增加消毒副產物的種類。

當水中的有機物被生物分解時，各種有機物被降解成較小的化合物如乙酸等。另外，乙酸為碳水化合物、蛋白質、脂類等物質分解時的中間產物，當甲烷菌數目足夠時，甲烷菌再將乙酸分解為甲烷及二氧化碳。形成的消毒副產物主要為三鹵甲烷，其次為含鹵乙酸。但是甲烷菌極易受到環境及有機質的影響，特別是對 pH 值及溫度，故淨水廠處理單元中的環境若不適合於甲烷菌的生存，將會累積乙酸，若再與消毒劑作用產生消毒副產物，可能使得出水中的含鹵乙酸含量高於三鹵甲烷[32]。

表 2-3 各含鹵乙酸化合物性質

Name	Formula	MW	Mp(°C)	Bp(°C)
MCAA	CH ₂ ClCOOH	94.4	61-63	189
MBAA	CH ₂ BrCOOH	138.9	50	208
DCAA	CHCl ₂ COOH	128.9	10	194
BCAA	CHBrClCOOH	173	38	215
DBAA	CHBr ₂ COOH	217.8	39-41	250
TCAA	CCl ₃ COOH	163.3	57-58	196
DBCAA	CClBr ₂ COOH	252.2	95-98	233
DCBAA	CBrCl ₂ COOH	207.8	70.5-74.5	215
TBAA	CBr ₃ COOH	296.7	129-135	245

(張慧嫻, 2004)

2.3.3 含鹵乙酸生物降解特性

1979 年Slater[33]等人的研究指出，利用*Pseudomonas*可降解MCAA、DCAA等諸多含鹵化合物。1991 年van der Ploeg[34]等人的研究指出，*Xanthobacter antotrophicus*所產生之酵素可降解MCAA、MBAA、DCAA及DBAA，但無法降解TCAA。1993 年Singers[35]等人研究指出，地下蓄水槽中THMs於脫氮狀態下，HAAs於好氧狀態下降解，與消毒副產物及消毒副產物前質之生物降解機制一致。1996 年Castro[36]等人的研究則利用土壤中

之 *Methylosinus trichosporium OB-3b* 降解 MCAA，在且 $(OB)_0 = 0.1 \text{ g/mL}$ 、 $(MCAA)_0 = 10^{-3} \text{ M}$ ，推估 MCAA 的半衰期約 3.4 小時。1998 年 Hashimoto[37] 的研究指出，HAAs 可被 haloacid dehalogenase，分解成 hydroxy-alkanoic 或 oxoalkanoic acids，其他細菌如 *Xanthobacter antotrophicus* 於好氧條件下，在 24.5 小時的潛伏期後，能以緩慢之速度降解 DCAA，而 TCAA 的半衰期則大於 230 天。

1998 年 Hashimoto[37] 等人調查東京灣附近河流及海域中含鹵乙酸分佈及穩定性，結果顯示 MCAA 最快被降解，DCAA 次之，TCAA 最不易被降解。以海水為基質進行培養，另外以 HgCl_2 抑制微生物活性當成對照組，MCAA、DCAA 及 BCAA 濃度下降趨勢相類似，而 TCAA 於實驗時間內濃度並無明顯下降。透過與抑制微生物活性之對照組比較，微生物降解含鹵乙酸效果顯著，但 TCAA 較難以降解。以河水為基質添加 HAAs 標準品於暗處 20°C 進行培養，除 TCAA 濃度外其餘物種濃度均大幅下降的現象，亦支持此一論點。

2000 年 Rostad[38] 等人的研究，廢水處理廠之放流水以濕地法處理，比較濕地法進流水、出流水之消毒副產物與前質濃度差異。結果指出出流水之 HAAs 濃度比進流水下降了 84%。由於 HAAs 水溶性較佳，不易被底泥吸附，且 HAAs 經揮發散失之機會小，作者認為造成 HAAs 濃度大幅降低之原因為生物作用。

2001 年 Urbansky[30] 探討飲用水系統中 HAAs 的狀況，HAAs 可能之化學降解為水解 (Hydrolysis) 及去碳酸基化 (Decarboxylation)，無論是水解或是去碳酸基化，都是擬一階反應，且反應速率常數極小，約 $10^{-6} \sim 10^{-8} \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ ，由於化學降解之速率過慢，推測 HAAs 可能由生物降解。

2001 年 Ellis[39] 的研究，觀察 HAAs 於池塘內降解現象，結果顯示 HAAs 會在維持濃度不變一段時間後，開始快速降解，維持濃度不變之時間稱之為誘發期 (induction period)，誘發期後之 HAAs 濃度便快速下降。MCAA 與 TCAA 之誘發期相似，約為 48 天左右，而 DCAA 之誘發期則較短，為 24 天左右。於快速下降時期，利用擬一階反應計算各物種之半衰期，

DCAA 半衰期最短，約 28 天左右；其次為 MCAA，半衰期為 157 天，最長者為 TCAA，約 345 天。誘發期的長短，與初使濃度並不相關，且於後期之降解速率也不受濃度影響。

2004 年 Bethany[40]的研究指出，利用強化培養方式 (enrichment cultures)，分別以 MCAA 及 TCAA 為唯一碳源，培養污泥中的微生物，使此污泥中的微生物應用 MCAA 及 TCAA 的能力，將其生物降解作用強制開啟，利用此微生物對 MCAA、MBAA 以及 TCAA 進行處理。結果顯示以 MCAA 培養之微生物處理 MCAA 及 MBAA，反應速率為擬一階反應，而以 TCAA 培養之微生物處理 TCAA，也為擬一階反應。

2005 年 Pavelic[41]的研究指出，觀測井內消毒副產物於地下水層之變化，HAAs 濃度迅速下降，作者推估 HAAs 之半衰期小於 1 天。

第三章 研究方法

本研究整體架構包含三個主要部分：第一部分建立螢光顯微鏡 (Epifluorescence Microscopy) 應用於慢濾池濾砂生物膜微生物總量的分析方法；第二部分則利用第一部分建立之最佳化條件應用於實驗室模擬慢濾床及金門太湖淨水廠內慢濾池濾砂生物膜微生物總量分析；第三部分則觀察含鹵乙酸經實驗室模擬之慢濾池管柱及金門太湖淨水廠內慢濾池處理前後的鹵乙酸濃度差異。

3.1 實驗材料

螢光顯微鏡使用之耗材：

1. 4',6 二脒基-2-苯胺，二鹽酸鹽 (4',6-diamidino-2-phenylindole dihydrochloride, DAPI) : Sigma
2. ISOPORE membrane filter 0.2- μm 25-mm black polycarbonate :

Millipore GTBP02500 PC-membrane

3. Glass fiber pre-filter 1- μm : Millipore APFB02500

水中總菌落數檢測方法－塗抹法：

1. 胰化蛋白葡萄糖培養基 (Tryptone Glucose Extract Agar, TGE)

鹵乙酸分析所用藥品：

1. 甲基三級丁基醚 (Methyl tert-butyl ether, MTBE): 99%, Riedel-deHaen。
2. 甲醇 (Methanol; CH_3OH): 100%, HPLC級, Mallinckrodt。
3. 無水硫酸鈉 (Sodium sulfate anhydrous; Na_2SO_4): 99%, Riedel-deHaen。
4. 五水硫酸銅 (Copper(II) sulfate-5-hydrate; $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$): 99%, Riedel-deHaen。
5. 硫酸 (Sulfuric acid; H_2SO_4): 95~97%, Fluka Chemika。
6. 硫代硫酸鈉 (Sodium Thiosulfate Pentahydrate; $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$): 99.0%, NACALAI TESQVE。
7. 疊氮化鈉 (Sodium Azide; NaN_3) 90.0%, 和光。
8. 次氯酸鈉溶液 (Sodium Hypochlorite solution; NaOCl) 6-14% Cl active, Riedel-deHaen。
9. 氫氧化鈉: (Sodium Hydroxide; NaOH) 96%, 和光。
10. 99.99%高純氮。
11. 99.99%氬氣。

鹵乙酸標準品：

1. 一氯乙酸 (Monochloroacetic acid, MCAA; CH_2ClCOOH): 98.8%, SUPELCO。

2. 一溴乙酸 (Monobromoacetic acid, MBAA; CH_2BrCOOH): 99.9%, SUPELCO。
3. 二氯乙酸 (Dichloroacetic acid, DCAA; CHCl_2COOH): 98.3%, SUPELCO。
4. 二溴乙酸 (Dibromoacetic acid, DBAA; CHBr_2COOH): 97.3%, SUPELCO。
5. 一溴一氯乙酸 (Bromochloroacetic acid, BCAA; CHBrClCOOH): 98.0%, SUPELCO。
6. 三氯乙酸 (Trichloroacetic acid, TCAA; CCl_3COOH): 98.8%, SUPELCO。
7. 一溴二氯乙酸 (Bromodichloroacetic acid, BDCAA; $\text{CBrCl}_2\text{COOH}$): 99.9%, SUPELCO。
8. 二溴一氯乙酸 (Dibromochloroacetic acid, DBCAA; $\text{CClBr}_2\text{COOH}$): 98.9%, SUPELCO。
9. 三溴乙酸 (Tribromoacetic acid, TBAA; CBr_3COOH): 96.6%, SUPELCO。

鹵化乙酸甲酯標準品：

1. 一氯乙酸甲酯 (Methyl Monochloroacetate; $\text{C}_3\text{H}_5\text{ClO}_2$): 99.9%, SUPELCO。
2. 一溴乙酸甲酯 (Methyl Monobromoacetate; $\text{C}_3\text{H}_5\text{BrO}_2$): 99.9%, SUPELCO。
3. 二氯乙酸甲酯 (Methyl Dichloroacetate; $\text{C}_3\text{H}_4\text{Cl}_2\text{O}_2$): 99.7%, SUPELCO。
4. 二溴乙酸甲酯 (Methyl Dibromoacetate; $\text{C}_3\text{H}_4\text{Br}_2\text{O}_2$): 99.4%, SUPELCO。
5. 一溴一氯乙酸甲酯 (Methyl Bromochloroacetate; $\text{C}_3\text{H}_4\text{BrClO}_2$): 99.7%, SUPELCO。
6. 三氯乙酸甲酯 (Methyl Trichloroacetate; $\text{C}_3\text{H}_3\text{Cl}_3\text{O}_2$): 99.2%, SUPELCO。
7. 一溴二氯乙酸甲酯 (Methyl Bromodichloroacetate; $\text{C}_3\text{H}_3\text{BrCl}_2\text{O}_2$):

96.9%，SUPELCO。

8. 二溴一氯乙酸甲酯 (Methyl Dibromochloroacetate ; $C_3H_3Br_2ClO_2$) : 99.2%，SUPELCO。

9. 三溴乙酸甲酯 (Methyl Tribromoacetate ; $C_3H_3Br_3O_2$) : 99.6%，SUPELCO。

含鹵乙酸擬似標準品：

1. 2,3-二溴丙酸 (2,3-Dibromopropionic acid) : 99.1%，SUPELCO。
2. 2,3-二溴丙酸甲酯 (Methyl 2,3-Dibromopropionate) : 98.5%，SUPELCO。

內標準藥品：

1. 1,2,3-三氯丙烷 (1,2,3-Trichloropropane) : 98.9%，SUPELCO。



pH 調整試劑：

1. NaOH：稀釋為 1N 溶液以調整水樣 pH 值
2. H_2SO_4 ：稀釋為 1N 溶液以調整水樣 pH 值
3. Buffer (pH=4、pH=7)：校正 pH meter

水樣性質分析：

1. $C_8H_5KO_4$ ：有機碳分析儀標準試劑。
2. 2N HCl：酸化水樣以進行 NPDOC 測量。

3.2 儀器設備

螢光顯微鏡：

1. 螢光顯微鏡：Zess Axiophot 2, Axioplan 2 附加多功能影像分析系統(CIAXIOB / Zeiss Axiovert 系列)
2. 過濾裝置：日本公司所製之過濾用漏斗(funnel)、多孔板(porus plate)及濾膜支架(glass filter holder unit)組合、真空抽氣馬達(vacuum pump)與鑷子。glass filter holder unit 可用來支撐 black polycarbonatemembrane filter

溶解性有機碳分析：

1. 有機碳分析儀 (TOC-5000A, SHIMADZU)：水中非揮發性溶解性有機碳濃度分析。

含鹵乙酸分析：

1. 微量注射針：10 μ L、25 μ L、50 μ L、100 μ L，SGE。
2. 棕色樣品瓶：1.8mL，70mL，附鐵氟龍墊片之中孔蓋。
3. 水浴加熱器：model RB-120，Cherng Huei。
4. VORTEX GENIE：model G-560，Scientific Industries。
5. 超音波震盪器：model 5210，Bronsonic。
6. 吹氮濃縮機：N-EVRPTM 112。
7. 層析管柱：EQUITY-5 FUSED SILICA Capillary Column；
60m \times 0.25mm \times 0.25 μ m film thickness。
8. 氣相層析儀：Agilent 6890N。
Injector Temp=200 $^{\circ}$ C。
Detector Temp=280 $^{\circ}$ C。
Splitless with 30 sec。
升溫程式：40 $^{\circ}$ C (10min) \rightarrow 5 $^{\circ}$ C/min \rightarrow 75 $^{\circ}$ C (15min) \rightarrow 5 $^{\circ}$ C/min \rightarrow
100 $^{\circ}$ C (5min) \rightarrow 5 $^{\circ}$ C/min \rightarrow 135 $^{\circ}$ C (2min)。
注射體積：2 μ L。

質譜儀：Agilent 5973 ，SIM mode 設定(表 3-1)。

表 3-1 HAA 分析時質譜儀 SIM MODE 設定

物質	RT(min)	SIM mode		
		設定時間(min)	定性離子	定量離子
MCAA	12.651	10~15	49、59、77、79、108、110	49
MBAA	15.660	15~20	93、59、95	93
DCAA	16.285		83、85、87	83
TCAA	21.330	20~25	117、119	117
BCAA	21.431		129、127	129
I. S.	21.511		75、110	75
DBAA	28.410	25~32	173、171、175、59	173
BDCA	29.042		163、161、165	163
SURRO.	35.225	32~37	165、167、59	165
DBCA	35.356		207、205、209	207
TBAA	39.558	37~	251、59、173、249、253、255	251

模擬慢濾池管柱：

1. 定流量馬達：Alltech HPLC pump 301。
2. 混攪拌機：Model MS-121，Fargo Instrument Company。
3. 壓克力管柱：內徑 3 公分，厚 0.5 公分，長 1 公尺。

3.3 分析方法

螢光顯微鏡：

1. 裝設置過濾器，把 0.2- μ m 25-mm black polycarbonate membrane

filter 置於 prefilter 上，再放到 glass filter holder unit 上。

2. 分取樣品並稀釋至適當倍數。
3. 取微量離心管加入 0.5 mL 的細菌懸浮液。
4. 加入 100 μ g/mL DAPI 染劑 80 μ L，vortex 均勻後靜置 30 分鐘。
5. 將已染色之樣品過濾。
6. 取 10 mL 的滅菌水洗去多餘的染劑，共洗兩次。
7. 將濾紙取出置於載玻片上，塗上一層 low-fluorescence immersion oil，並蓋上蓋玻片。
8. 將玻片置於螢光顯微鏡下觀察。

因染劑需避光，本實驗過程全程在暗房中進行，並且實驗過程中所有樣本皆使用錫箔紙包好以達到避光效果

水中總菌落數檢測方法－塗抹法：

1. 視水樣中微生物可能濃度範圍進行水樣稀釋步驟，使用無菌吸管吸取 0.1 mL 之水樣至 0.9 mL 之無菌水中形成 10 倍稀釋度之水樣，混合均勻，而後自 10 倍稀釋度水樣以相同操作方式進行一系列適當之 100、1,000、10,000 倍等稀釋水樣並混搖均勻。
2. 吸取 0.1 mL 的原水及（或）各稀釋濃度水樣滴在培養基上，每一稀釋濃度做二重複。
3. 使用無菌之彎曲玻璃棒放在培養基上，再用手或旋轉桌（turn table）旋轉培養皿至水樣均勻分佈於培養基表面。
4. 倒置培養皿於培養箱內，在 35 ± 1 °C 下培養 48 ± 3 小時。
5. 計數各稀釋度培養皿中所產生的菌落數並記錄之，若菌落太多造成計數困難，則以”菌落太多無法計數”（Too Numerous To Count；TNTC）表示。

含鹵乙酸：

HAA 分析方法係修改自 USEPA Method 552.2，並通過回收率測試。相較於原 USEPA Method 552.2 有數項優點：包括減少前處理時間，增加含溴三鹵乙酸回收率，並使用 MS 當偵測器可避免基值干擾所造成的誤判。

方法概要：

使用 4 mL MTBE 做為萃取溶劑，進行液相萃取，再以 2mL 10% 硫酸甲醇溶液，75°C，30 分鐘之水浴進行衍生後，衍生之乙酸甲酯以 4mL 10% 硫酸鈉溶液萃取，再經吹氮濃縮提高濃縮倍數，並注入氣相層析質譜儀 (GC-EIMS) 以 SIM mode 設定分析。分析流程如圖 3-1 (張氏，2004) 所示。

總有機碳分析：

本研究是以 NPDOC (non-purgeable dissolved organic carbon) 代替水中有機物濃度，將水樣以 0.45 μ m 醋酸纖維濾紙過濾，以去除水中懸浮微粒，避免堵塞管線。將過濾後的水樣置於 NPDOC 分析瓶中，並加入 2N HCl 酸化水樣 (pH \approx 2~3)，經氣提去除水中的總無機碳 (Total Inorganic Carbon, TIC)，再以強酸、強氧化劑在 680°C 的高溫下，將水中有機物快速的氧化成二氧化碳，所產生的二氧化碳以 NDIR (Non-dispersive Infrared) 氣體分析儀偵測之，所測得濃度可估計水中 NPDOC 濃度。檢量線以 NPDOC 標準溶液配製，需符合 $R^2 > 0.995$ 。

3.4 實驗步驟

3.4.1 建立螢光染色法計數慢濾池中濾砂微生物總量的分析方法

測試砂樣：

採取金門太湖淨水廠中操作時間約為 3 個月（距上次刮砂時間，慢濾池總操作時間約為 10 年）的濾砂，表層濾砂與約砂面下 20 公分左右的濾砂；在均勻混合後依照不同的測試分取樣本。

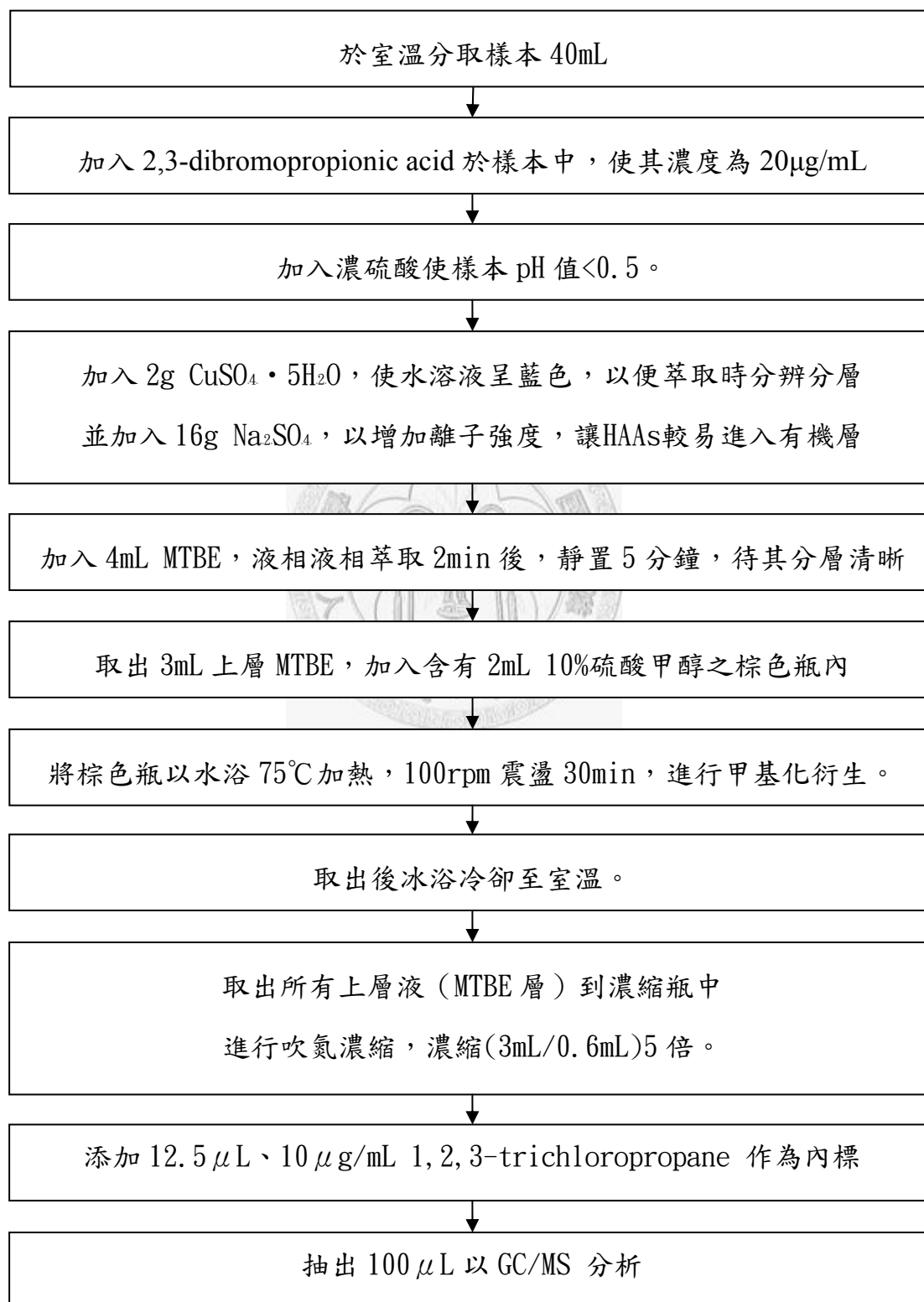


圖 3-1 含鹵乙酸分析步驟流程圖

砂樣清洗：

在採樣流程中都使用滅菌的器材，在抽取砂樣盡可能把進流水抽乾，12 小時內加入滅菌水清洗濾砂外圍後加入 10mL 的滅菌水，準備進行再懸浮。

微生物再懸浮：

樣本經過漩渦攪拌器混合後，將樣本進行超音波震盪 15 分鐘、30 分鐘及 90 分鐘的再懸浮分離。

去除雜質：

以 1400rpm (130g)、2000rpm (266g)、3000rpm (600g) 離心 5 分鐘。

再懸浮微生物定量：

取 500 μ L 再懸浮微生物加入進行 DAPI 螢光染色 30 分鐘，樣本經過染色後，先於螢光顯微鏡尋找適當的濾鏡組，再觀察染色後之菌體，以視野下包含 10-30 個菌體為主，至少觀察 30 個不同視野的數據做平均，且所有樣本均做二重複。



數據分析：

並可依照下列公式計算樣本濃度；在菌數計數方面，以下為螢光顯微鏡計算總微生物濃度的公式：

水中微生物濃度(個/mL)：

$$\text{微生物量(個/mL)} = \text{顯微照片平均菌數(個)} \times \text{樣品稀釋倍數} \times \frac{\text{濾紙面積(mm}^2\text{)}}{\text{照片視野面積(mm}^2\text{)}} \div \text{樣品體積(mL)}$$

本實驗固定之參數：

濾紙面積：286mm²、照片視野面積：0.0115mm²、樣品體積：0.5mL



砂上生物膜微生物總量(個/克乾砂)：

$$\text{微生物量(個/克乾砂)} = \frac{\text{顯微照片平均菌數(個)} \times \text{樣品稀釋倍數} \times \frac{\text{濾紙面積(mm}^2\text{)}}{\text{照片視野面積(mm}^2\text{)}} \div \text{樣品體積(mL)} \times \frac{\text{染色水樣體積(mL)}}{\text{再懸浮液體積(mL)}}}{\text{乾砂(g)}}$$

本實驗固定之參數：

濾紙面積：286mm²、照片視野面積：0.0115mm²、樣品體積：0.5mL、染色水樣體積：0.5mL、再懸浮液體積：10mL

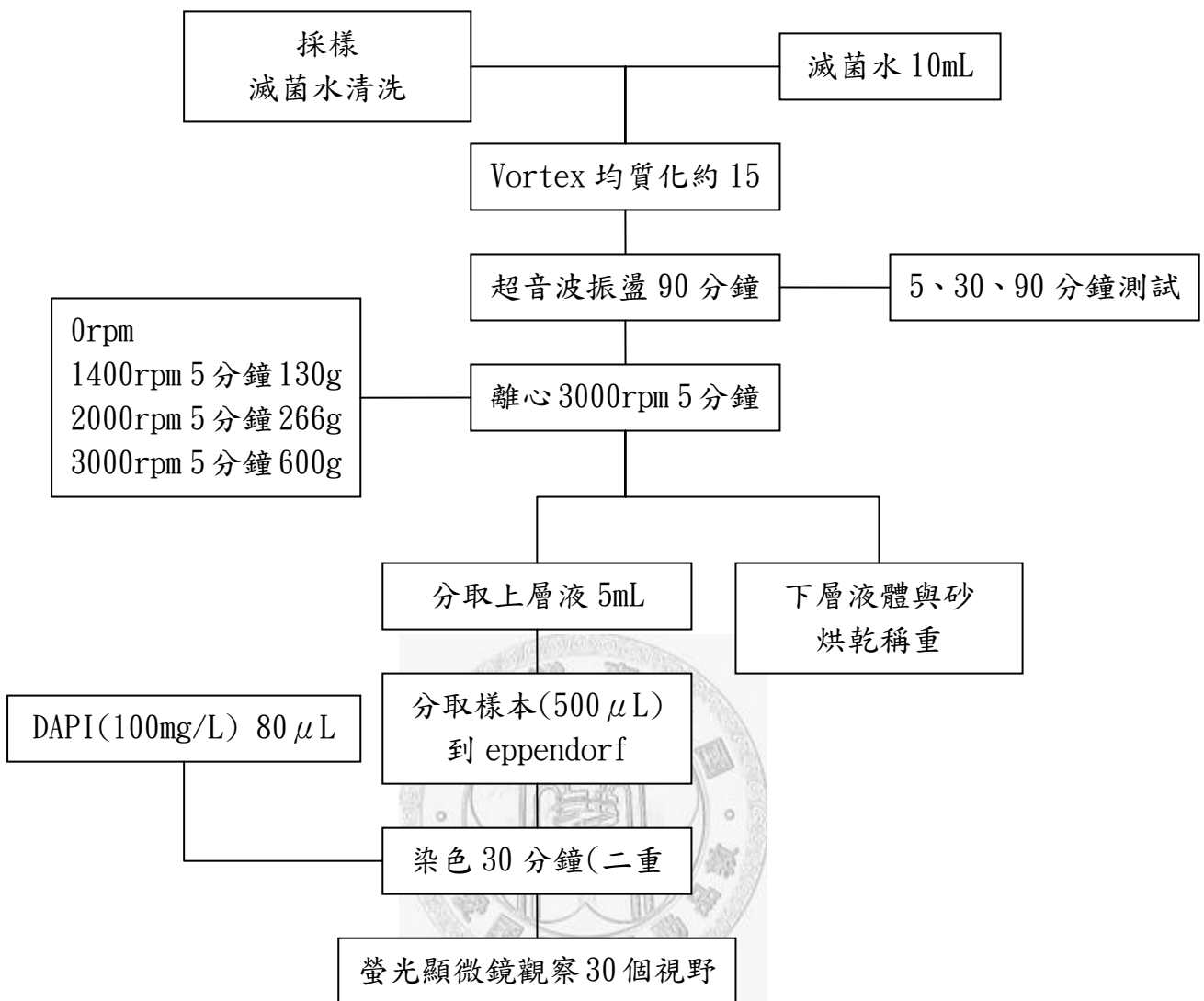


圖 3-2 螢光顯微鏡應用於慢濾池濾砂生物膜微生物總量的分析方法

3.4.2 管柱實驗

本研究於實驗室模擬慢濾池之操作，為了方便對所操作的變因作控制，以實廠操作流程條件設計管柱進行實驗，並使用取自金門水廠之濾砂。

管柱規格：

模擬管柱長 1 米，外徑 40mm，內徑 30mm，內填 70 公分深度之濾砂，乾濾砂量約為 500mL，其間空隙約為 130mL。濾砂上方水位高約 15 到 25

公分，管柱末端連接定流速馬達控制流速。如流速設定為 5 m/day 時，每日通過水量約 3600 毫升，停留時間為 1 小時(流速 5 m/day，即 3534mL/day，約為 150mL/hr)。而以管柱模擬之濾床規格如表 3-2 所示。

表 3-2 管柱實驗模擬之濾床規格

Media bed depth (cm)	Filtration rate (m/day)	Effective size (mm)	Uniformity coefficient
70	2.5~10	0.4	<2.0

管柱填充：

各接頭先以止洩帶纏繞，將管柱架設於支架上並用 RO 水進行漏水測試，確定操作期間無漏水之虞。保持水位約管柱一半高度，並從上方慢慢將濾砂以漏斗填入同時清敲管柱側面，使濾砂均勻落下，並注意勿使氣泡滯留管柱中造成空洞，必要時可用細鐵絲攪拌以排除滯留氣體。

進流設備：

於管柱實驗時以 20 L 不鏽鋼桶或 4 L PE 桶組成，以虹吸方式補注，但此方式由於 PE 桶體積有限，約一天需換水一次，不但造成操作上之不便，更因換水頻繁使得進流水質變動大，造成模擬管柱進水水質不穩定。

管柱操作：

注意流量是否穩定以及管線是否阻塞，並注意水面高度約維持比砂面高 15 到 25cm 左右，避免抽乾情況發生。管柱實驗各約為期 1 個月。

水樣配製：

進流原水：

管柱實驗（一）以台大生態水池池水為原水，進行混凝，混凝條件為

明礬 20mg/L；快混 100rpm，1 分鐘；慢混 20rpm，30 分鐘；沉澱 30 分鐘以上，取上層澄清液作為原水。

管柱實驗（二）準備三種不同的原水，如表 3-3 所示。

表 3-3 管柱實驗（二）進流水水質特性

進流水	pH 值	DOC(mg/L)	備註
生態水池混凝水	7.55	2	經過混凝、沉澱
太湖淨水廠慢濾池水	6.97	6	餘氯約 0.1mg/L
實驗室配製腐植酸	6.90	2	

高濃度的 HAA 進流水：

管柱實驗（一）以台大生態水池混凝水為基質，稀釋消毒產物生成潛能（DBPFP）10 倍；管柱實驗（二）以去離子水為基質，消毒產物生成潛能稀釋 5 倍。

消毒產物生成潛能：

先以腐質酸配置成 DOC 約 20ppm 之水樣，調整 pH 值至 7，再添加溴離子以及次氯酸鈉，於室溫下反應，避光放置七天，其後添加硫代硫酸鈉去除餘氯，終止反應，置於 4°C 冰箱保存。由於考慮到生成潛能之 MCAA 及 DCAA 濃度太低，所以另外以標準品進行添加。於管柱實驗中消毒產物生成潛能添加之次氯酸鈉濃度為 50ppm，溴離子濃度為 10ppm。在 MCAA、DCAA 及 TCAA 的添加管柱實驗（一）約為 50ppb，管柱實驗（二）約為 100ppb。

管柱條件設定：

模擬慢濾池操作：流速 5 m/day。

清洗：流速 20 m/day。

高濃度 HAAs 操作：流速 5 m/day。

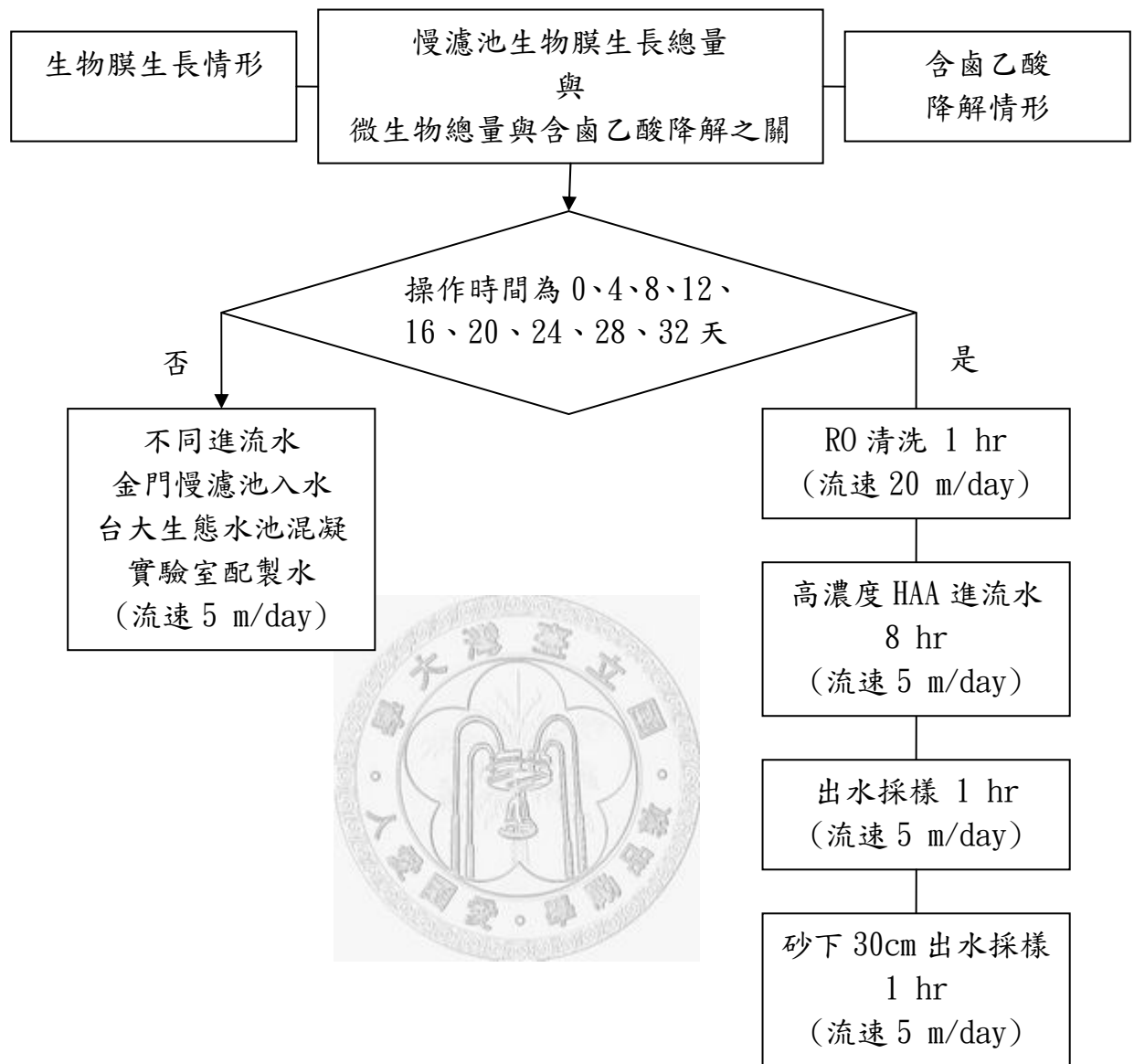


圖 3-3 管柱實驗流程圖

3.4.3 實際水場獨立採樣系統

本研究為了方便實際操作情形有進一步的了解，在金門太湖淨水廠慢濾池，建構一個採樣系統。

金門太湖淨水場慢濾池總操作時間約為 10 年，尺寸為 18 公尺x24 公尺，深度約為 2.5 公尺；底層濾材約 30 公分，上層濾砂 60 公分；水深在

1 公尺至 1.5 公尺之間；濾速約為每天 4.8 公尺，共有六個池子輪流進行刮砂維護。

本研究為瞭解實際水場的操作情形，於慢濾池中營造出一個獨立的系統，此獨立的採樣系統中，填充與實驗室進行模擬管柱所使用相同的砂，以實際的原水、在實際的操作中進行；此獨立系統包含以下幾個元件，見表 3-4，獨立系統設計圖見圖 3-5：

表 3-4 實場採樣組元件設定

名稱	半徑 (cm)	外徑 (cm)	材質	內部面積 (cm ²)	外徑面積 (cm ²)	長 (cm)
採水管	0.5	1.2	不鏽鋼	0.79	1.13	220
採砂管	1.5	3.5	PVC	7.07	9.62	60
採砂管外管	1.8	4	PVC	10.18	12.57	50
外圍管	7.5	8.0	PVC	176.71		65
底層隔離墊圈	7.0	7.5	PVC			0

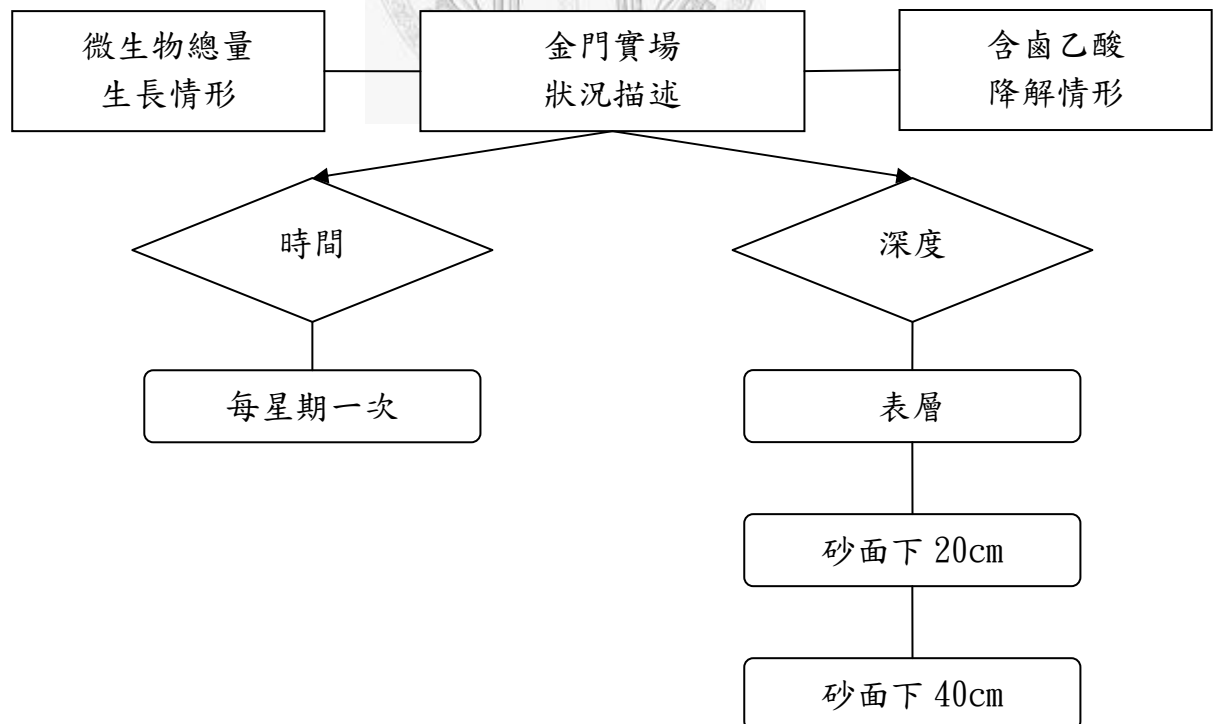


圖 3-4 實場實驗流程圖

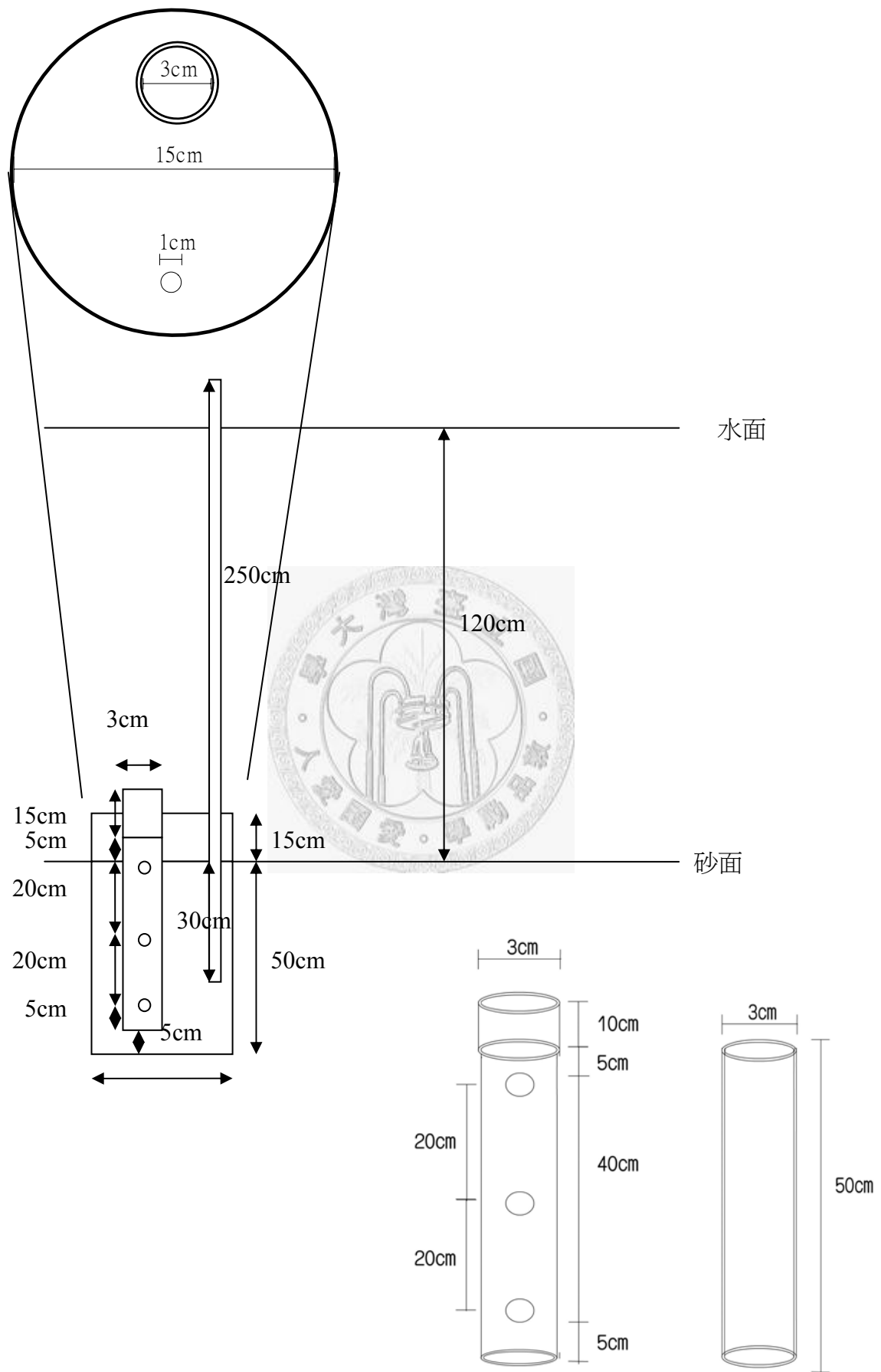


圖 3-5 獨立系統設計圖

3.5 樣本採集

1. 採樣原則：

每天記錄過濾水量，檢查流速是否正常，採砂樣時，以滅菌拋棄式吸管吸取表層砂至滅菌離心管，儘速清洗，進行分析；採集水樣時，先加入 3mM 疊氮化鈉防止含鹵乙酸在採樣過程中被微生物分解。

2. 採樣時間：

表層砂樣：

管柱實驗(一)：操作天數 0、4、8、12、16、20、24、28、32

管柱實驗(二)：操作天數 0、1、2、4、6、8、10、12、16、20、24、
28、32

砂面下 20 公分砂樣、砂面下 40 公分砂樣：

管柱實驗(一)、管柱實驗(二)：操作天數 0、8、16、24、32

水樣：

管柱實驗(一)、管柱實驗(二)：操作天數 0、4、8、12、16、20、24、
28、32

3. 樣品保存：

標明採樣日期放入 4°C 冰箱保存。於管柱實驗與實場濾砂實驗中，採樣完後另加入 3mM 疊氮化鈉。

4. 高濃度 HAAs 進流測試：

RO 水清洗 (10mL/min) 1hr → 高濃度 HAAs (10mL/min) 1hr →
高濃度 HAAs (2.5mL/min) 4hr → 70 分公出水收集 (2.5mL/min) 1hr →
30 分公出水收集 (2.5mL/min) 1hr

第四章 結果與討論

4.1 建立螢光染色法計數慢濾池濾砂生物膜微生物總量的分析方法

本研究首先應用螢光染色法到環境樣本做為計數微生物總量的分析方法，對象是慢濾池濾砂生物膜之微生物。慢濾池操作過程中，濾砂表層來自進流水及空氣中之雜質相當多，且非單一種類；微生物生長過程中，微生物及其分泌物聚集成群而於濾紗表層形成生物膜，如何將生物膜與砂體分離，並將生物膜上聚集的微生物，再分離懸浮至水體中，為本研究之首要須完成之工作。研究目標包含以下三點：

- 生物膜上微生物再懸浮至水體之微生物量最大化。
- 雜質最小化。
- 螢光染色最佳化。

4.1.1 採樣方法

研究分為實驗室中以管柱模擬慢濾池處理兩種流程，以及在金門太湖淨水廠內慢濾池建立之實場監測系統，兩者採樣方式也有所不同。

4.1.1.1 實驗室慢濾池模擬管柱採樣流程

實驗室慢濾池模擬管柱採樣流程，為降低在採樣流程中的污染，採樣流程中皆使用已滅菌器材，抽取砂樣後盡可能將連帶抽起的進流水除去，並以 10mL 滅菌水加以清洗，隨後加入 10mL 的滅菌水，準備進行生物膜再懸浮。

空白試驗經由螢光顯微鏡所觀察到的結果為 ND，且塗抹法所得到的結

果亦為 ND，顯示此採樣方法能有效防止環境及水中懸浮的微生物對生物膜總量分析的影響。

4.1.1.2 金門太湖淨水廠內慢濾池實場監測系統採樣流程

在金門太湖淨水廠慢濾池中所架設的監測系統，預先設置了採樣器材及採樣點，在採樣時儘量瀝去水份，避免在長時間運送過程中對生物膜總量分析產生太大影響，運回實驗室後立即進行清洗及生物膜再懸浮。

空白試驗經由螢光顯微鏡所觀察到的結果為 ND，且塗抹法所得到的結果亦為 ND，顯示此採樣方法能有效防止環境及水中懸浮的微生物對生物膜總量分析的影響。

4.1.2 去除雜質

本研究的對象是慢濾池濾砂表層生物膜微生物，由於慢濾池操作過程中極易導入進流水及空氣中之雜質，因此分析時不可避免有雜質干擾，所以本研究在螢光染劑部分選擇特異性高，較不會與雜質結合而受影響的 DAPI (4',6-diamidino-2-phenylindole dihydrochloride) 螢光染劑。由於微生物的代謝物也可能含有 DNA，並累積在生物膜中，因此也會增加使用螢光顯微鏡計數時的錯誤判斷。由於螢光顯微鏡計數本來就有主觀判斷的問題，因此在計數時必須儘量降低雜質的干擾以避免誤判。

本研究使用離心去除雜質。離心轉速的測試實驗，是將砂樣經過漩渦攪拌器 (Vortex) 混合，再經超音波震盪 90 分鐘後，依次進行不同轉速離心，取樣進行螢光染色，再以螢光顯微鏡觀察計數。圖 4-1 為離心轉速測試結果，微生物總量計數結果顯示經離心者較未經離心者少，可能原因在於部分微生物經離心後會沉降底部造成低估；或是未離心時將雜質誤判為微生物而造成高估。去除雜質的效果由螢光顯微鏡的照片 (圖 4-2)

可以看出，未經離心時視野下方有些微螢光反應，主要為面積大且形狀特殊的雜質，而離心轉速 1400rpm(130G)即有良好的改善，離心轉速 2000rpm (266G) 至 3000rpm (600G) 時相較離心轉速 1400rpm (130G) 時去除效果更好，且離心轉速 3000rpm 時視野下最為乾淨，故本研究設定離心轉速為 3000rpm 以獲得最佳結果。

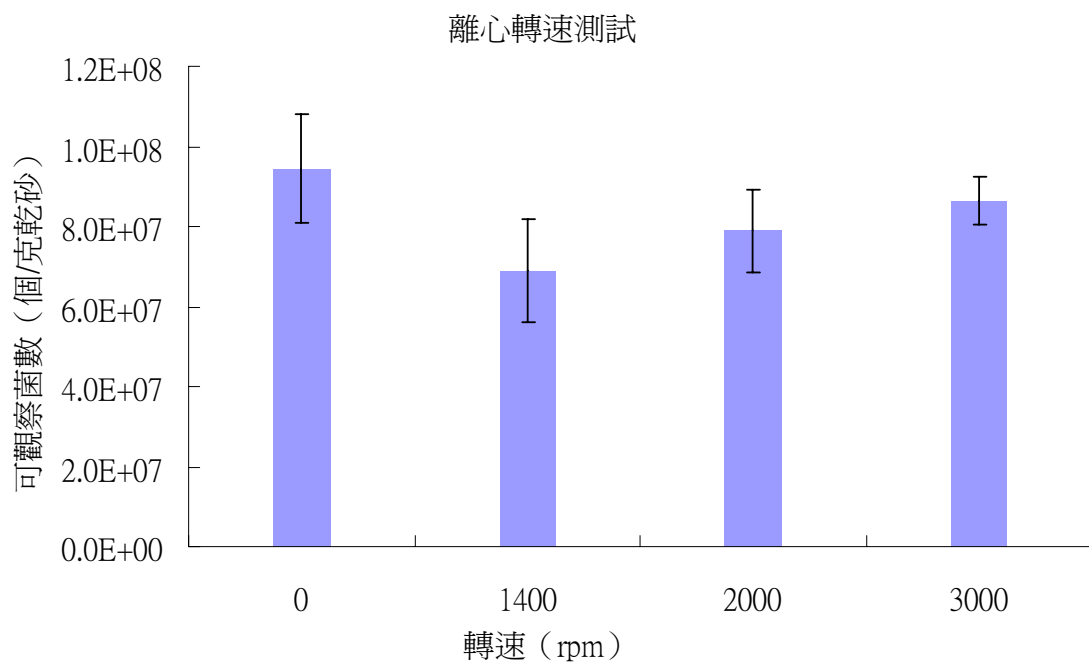
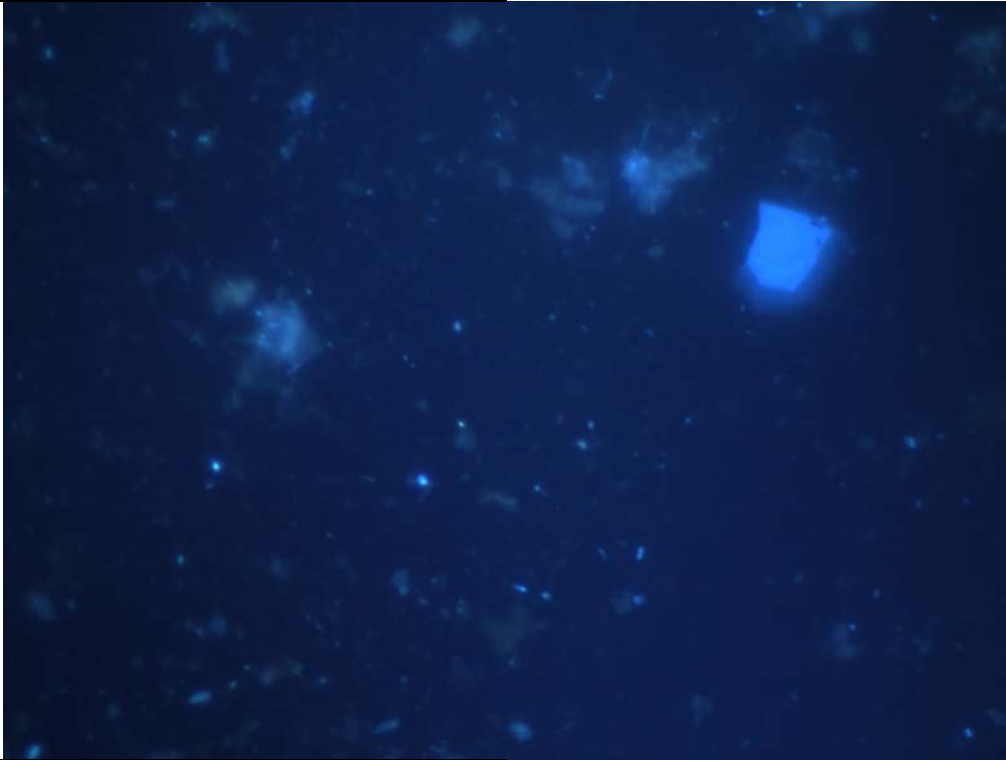


圖 4-1 離心轉速測試結果

轉速：0rpm



轉速：1400rpm

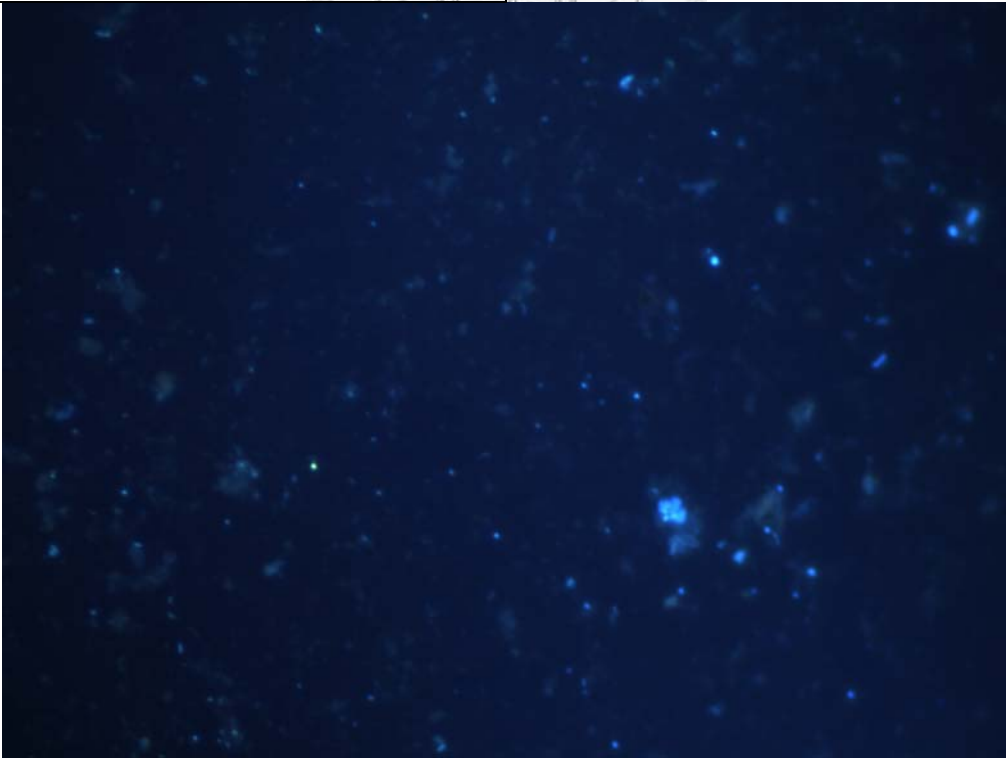
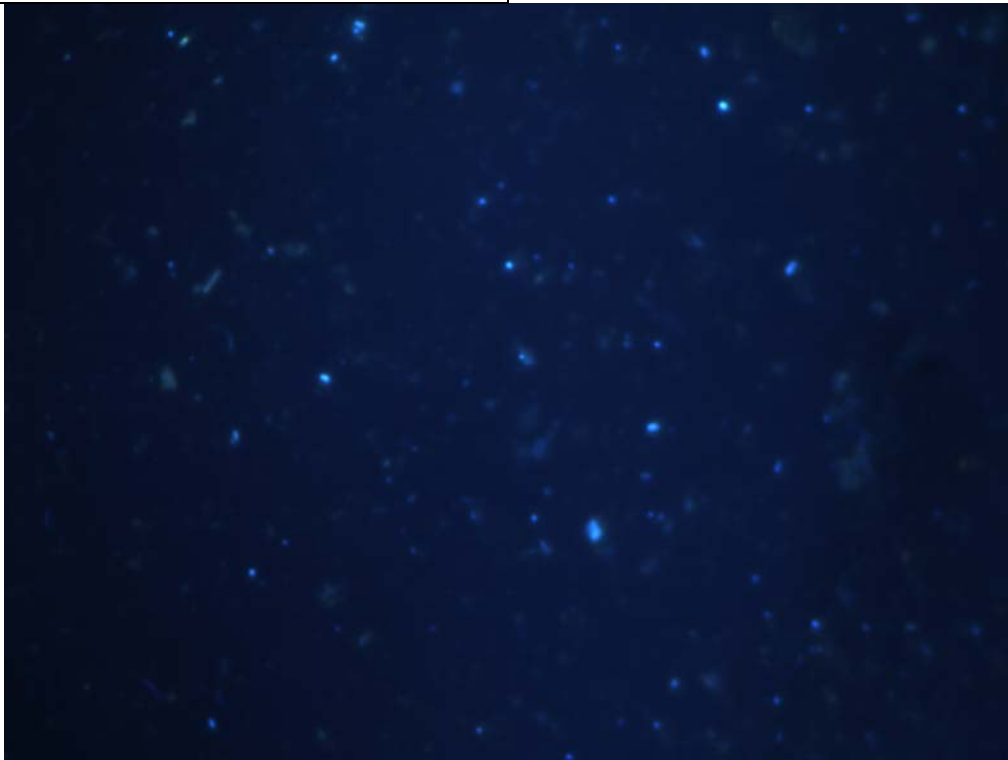


圖 4-2 不同離心轉速之螢光顯微鏡觀測微生物照片

轉速：2000rpm



轉速：3000rpm



圖 4-2(續) 不同離心轉速之螢光顯微鏡觀測微生物照片

4.1.3 再懸浮方法

慢濾池中濾砂表面附著生長的微生物，藉由本身及其分泌物聚集成群而形成生物膜，經清洗過後需要經打散並再懸浮的過程，讓這些聚集成群的微生物重新懸浮於水體中以利分析。

樣本經過漩渦攪拌器混合後，生物膜會與濾砂剝離，剝離後生物膜需再經過超音波振盪，將聚集成群的微生物打散並均勻分佈至再懸浮水體中。

再懸浮的測試實驗，將砂樣經過不同時間的超音波振盪，結果可以看出超音波振盪 5 分鐘即有一定效果（圖 4-3、圖 4-4），而震盪時間 30 分鐘及震盪時間 90 分鐘兩者的效果顯著優於震盪時間只有 5 分鐘的組別。不同深度之兩種樣本亦顯示震盪時間越長效果越好（圖 4-3）。不同樣本可能需要不同震盪時間；但震盪時間越長，微生物離散懸浮效果越佳的趨勢一致，因此本研究設定超音波震盪時間為 90 分鐘。

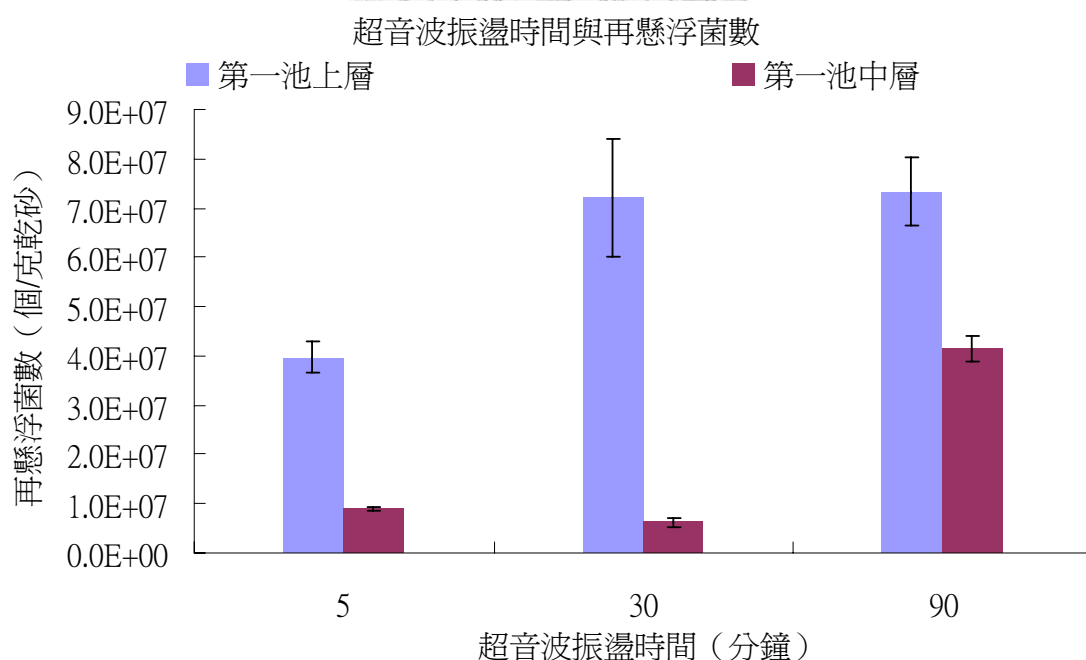
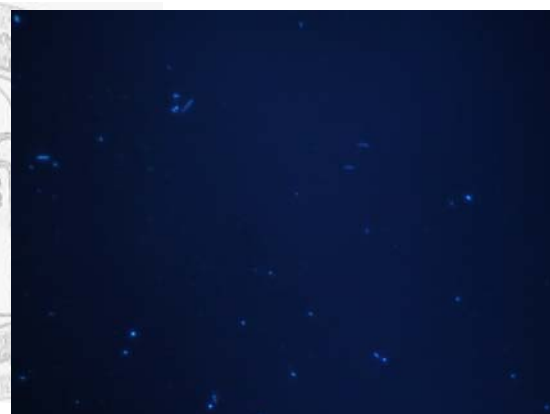
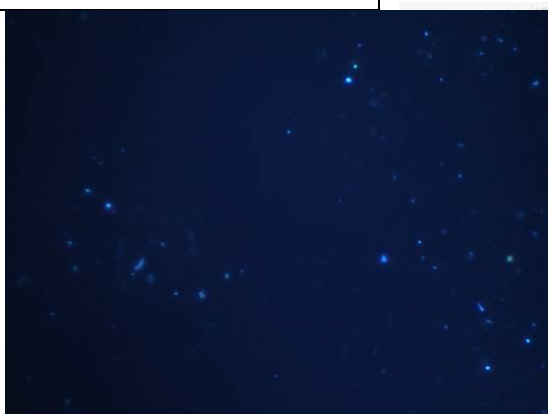


圖 4-3 不同超音波振盪時間測試

震盪 5min



震盪 30min



震盪 90min

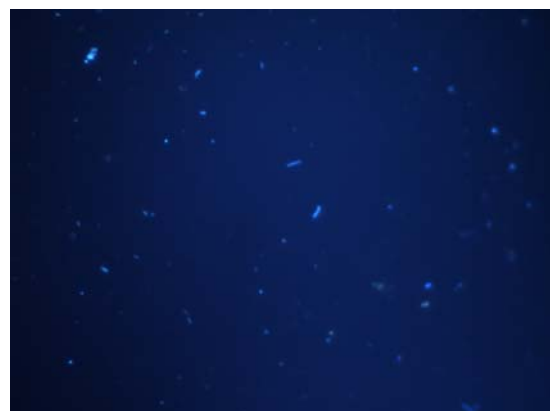
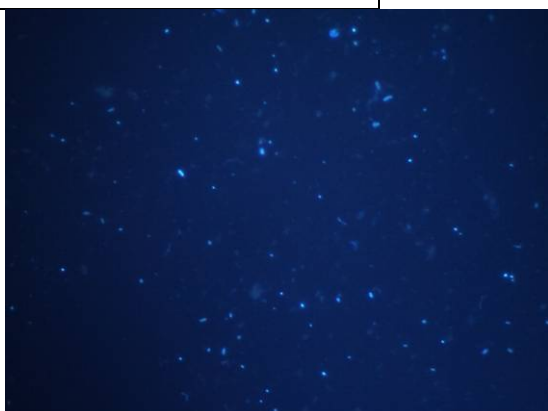


圖 4-4 不同時間超音波振盪之螢光染色觀察微生物照片

4.2 不同水源進流水對模擬管柱微生物總量之影響

此部分試驗以不同水源進流水進行模擬管柱實驗，在模擬管柱不同深度採取濾砂樣本，以螢光染色法及塗抹法監測濾砂表層微生物總量。螢光染色法可以計數所有的微生物（不分死、活，可培養、不可培養都計算在內），培養法則只能針對可培養的微生物。

此組實驗包含三種不同的進流水：1. 以實驗室配製腐植酸溶液為進流水（簡稱腐植酸管柱）、2. 以臺大生態水池池水經混凝、沉澱處理後之上層澄清液為進流水（簡稱生態水池管柱）、3. 以金門太湖淨水廠經快濾處理後流至慢濾池上方之池水為進流水（簡稱太湖水管柱）。

4.2.1 實驗室配製腐植酸溶液為進流水的模擬管柱

腐植酸管柱，以實驗室配製腐植酸溶液為進流水（pH 值約 6.9、DOC 約 2mg/L）進行管柱模擬實驗，並偵測三個深度之濾砂：表層 0 公分、砂面下 20 公分、砂面下 40 公分，於操作時間為 0 天、1 天、2 天、4 天、6 天、8 天、12 天、16 天、20 天、24 天、28 天、32 天時採取濾砂樣本，分析三個不同深度的微生物總量。

以螢光染色法觀察微生物總量（圖 4-5），表層濾砂的微生物總量在操作前 2 天還是 ND，尚未達到可偵測的程度，操作第 4 天微生物總量累積約 1×10^6 個/克乾砂，操作 32 天後微生物總量約 1×10^8 個/克乾砂；砂面下 20 公分的濾砂，從操作開始到第 8 天微生物總量約 5×10^6 個/克乾砂，操作 8 天到操作 32 天並沒有顯著的增加；砂面下 40 公分的濾砂微生物總量則維持約 1×10^6 個/克乾砂。

塗抹法觀察微生物總量（圖 4-6），表層濾砂微生物總量從操作開始即可發現微生物的存在，操作 32 天後微生物總量約 1×10^7 個/克乾砂，砂面下 20 公分及砂面下 40 公分的濾砂，從實驗操作開始微生物總量則維持在 2×10^5 個/克乾砂。

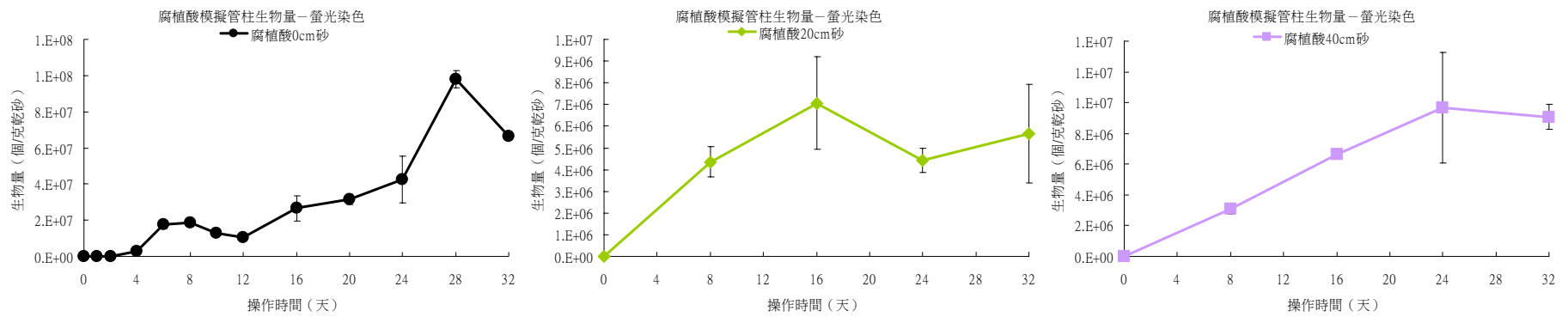


圖 4-5 腐植酸管柱之濾砂生物膜總量—螢光染色法

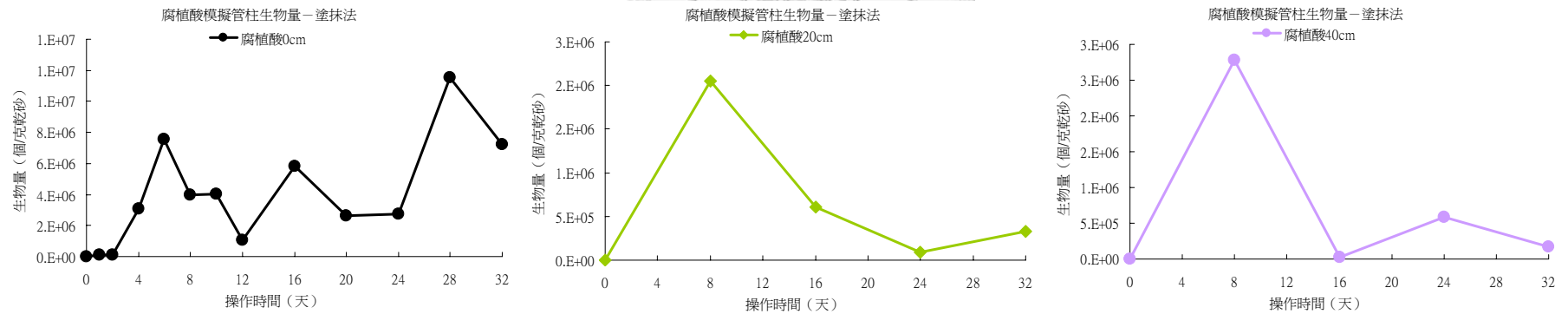


圖 4-6 腐植酸管柱之濾砂生物膜總量—塗抹法

4.2.2 天然水體

4.2.2.1 以金門太湖淨水廠慢濾池池水為進流水的模擬管柱

太湖水管柱，以金門太湖淨水廠慢濾池的池水為進流水（pH 值約 6.97、DOC 約 6mg/L、餘氯約 0.1mg/L）進行管柱模擬實驗，監測三個深度：表層 0 公分、砂面下 20 公分、砂面下 40 公分，及操作時間為 0 天、1 天、2 天、4 天、6 天、8 天、12 天、16 天、20 天、24 天、28 天、32 天之微生物總量。

螢光染色法觀察微生物總量（圖 4-7），表層濾砂的微生物總量，自操作開始操作 1 天即可觀察到微生物總量約 5×10^6 個／克乾砂，到操作第 8 天的微生物總量累積約 1×10^8 個／克乾砂，在操作 32 天後微生物總量約 3×10^8 個／克乾砂；砂面下 20 公分濾砂，從操作開始到操作第 8 天微生物總量約 1.5×10^7 個／克乾砂，操作 8 天到操作 32 天並沒有顯著的增加；砂面下 40 公分的濾砂微生物總量則是維持在約 4×10^6 個／克乾砂。

塗抹法觀察微生物總量（圖 4-8），表層濾砂從操作開始即可發現微生物的存在，操作 32 天後約 1×10^7 個／克乾砂，砂面下 20 公分及砂面下 40 公分的濾砂，從實驗操作開始微生物總量則維持在約 1×10^6 個／克乾砂。

4.2.2.2 以臺大生態水池池水經混凝、沉澱後之澄清液為進流水的模擬管柱

生態水池管柱，以臺大生態水池池水經 20 mg/L $Al_2(SO_4)_3$ 混凝、沉澱後，取上層澄清液作為進流水（pH 值約 7.55、DOC 約 2mg/L）進行管柱模擬實驗，偵測三個深度：表層 0 公分、砂面下 20 公分、砂面下 40 公分，操作時間為 0 天、1 天、2 天、4 天、6 天、8 天、12 天、16 天、20 天、24 天、28 天、32 天的微生物總量。

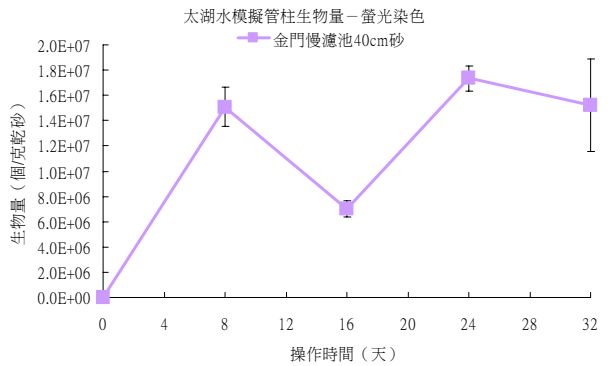
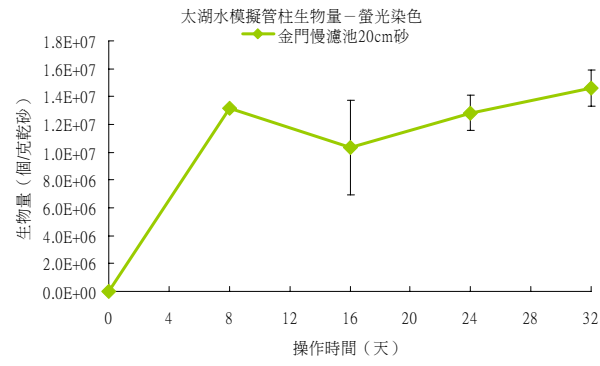
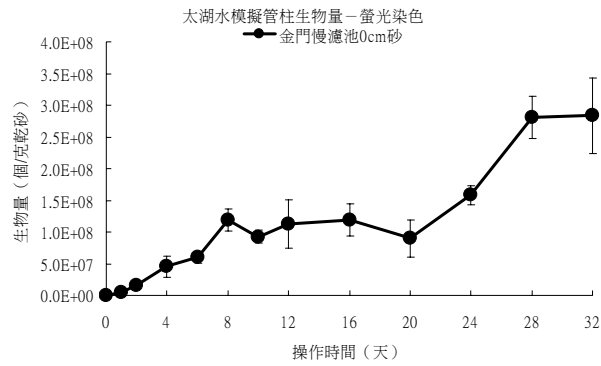


圖 4-7 太湖水管柱之濾砂生物膜總量－螢光染色法

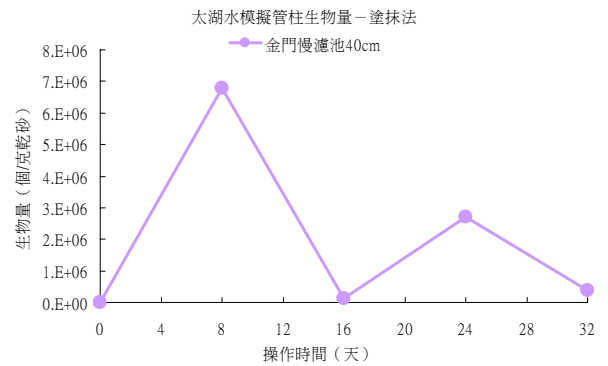
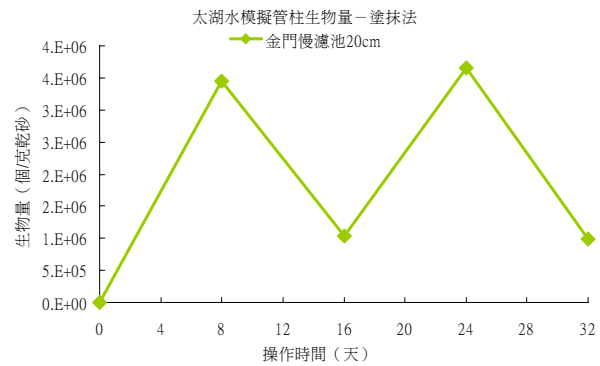
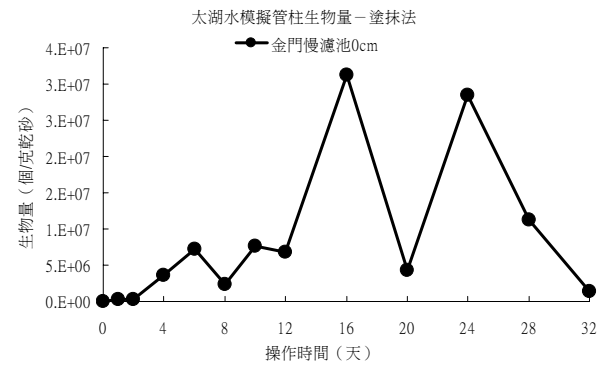


圖 4-8 太湖水管柱之濾砂生物膜總量－塗抹法

螢光染色法觀察微生物總量(圖 4-9)，表層濾砂的微生物自操作 1 天後微生物總量約 10^7 個/克乾砂，操作第 6 天的微生物總量約 1×10^8 個/克乾砂，操作 32 天後生物膜總量達到 1×10^9 個/克乾砂；砂面下 20 公分的濾砂，從操作開始到操作第 8 天約為 2×10^7 個/克乾砂，操作第 8 天到操作 32 天並沒有顯著的增加；砂面下 40 公分的濾砂則維持在 3×10^6 個/克乾砂。

塗抹法觀察微生物總量(圖 4-10)，表層濾砂從操作開始即可發現微生物的存在，操作 32 天後約 1×10^7 個/克乾砂，砂面下 20 公分及砂面下 40 公分的濾砂，從實驗操作開始微生物總量則維持在 5×10^5 個/克乾砂。

4.2.3 不同水體及不同深度微生物總量比較

本實驗採用三種不同的水源作為進流水，以管柱模擬慢濾池操作，觀察操作初期一個月左右微生物生長總量變化。

實驗室所配製的腐植酸溶液是由去離子水及腐植酸所調配成，沒有額外添加微生物；腐植酸管柱的實驗結果指出，即使進流水中沒有微生物，但只要處理流程暴露在環境中，就會被空氣中的微生物所污染，微生物於管柱上方水體中滋生，並進一步在模擬管柱的濾砂上形成生物膜。2002 年 Campos[5] 指出加蓋之慢濾池其 biomass 明顯比為未加蓋者低且無 schmutzdecke，亦可說明水體暴露在大氣環境中對微生物生長的影響。

取臺大生態水池池水模仿淨水流程，經過混凝、沉澱後作為模擬管柱的進流水，與取自金門太湖淨水廠慢濾池之池水為進流水，兩種天然水體所進行的管柱模擬實驗，其微生物總量變化趨勢接近。生態水池管柱表層濾砂的微生物總量、太湖水管柱表層濾砂的微生物總量、腐植酸管柱表層濾砂的微生物總量三者比例約為 10:3:1(圖 4-11)。砂面下 20 公分(圖 4-12)，生態水池管柱、太湖水管柱、腐植酸管柱的生物總量比例約為 3:2:1，砂面下 40 公分(圖 4-13)的濾砂，則與砂面下 20 公分類似。

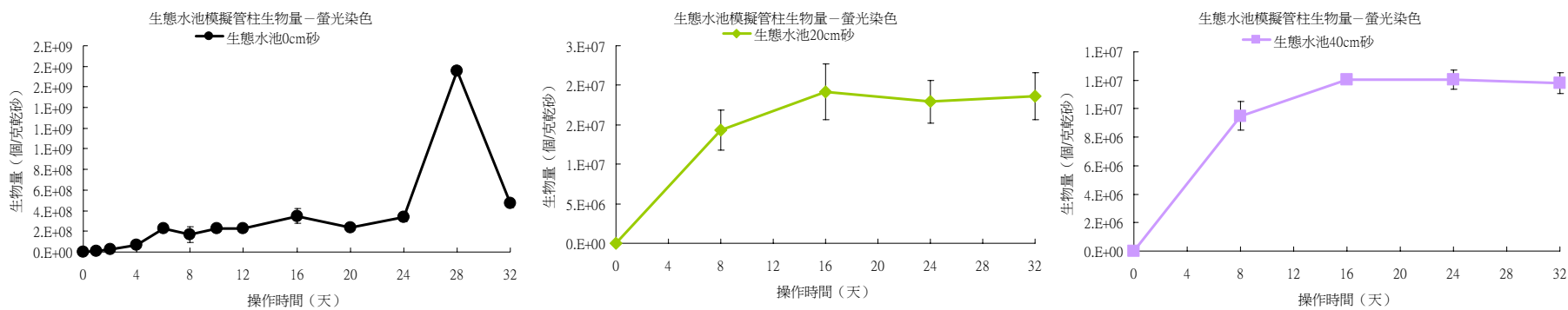


圖 4-9 生態水池模擬管柱之濾砂生物膜總量—螢光染色法

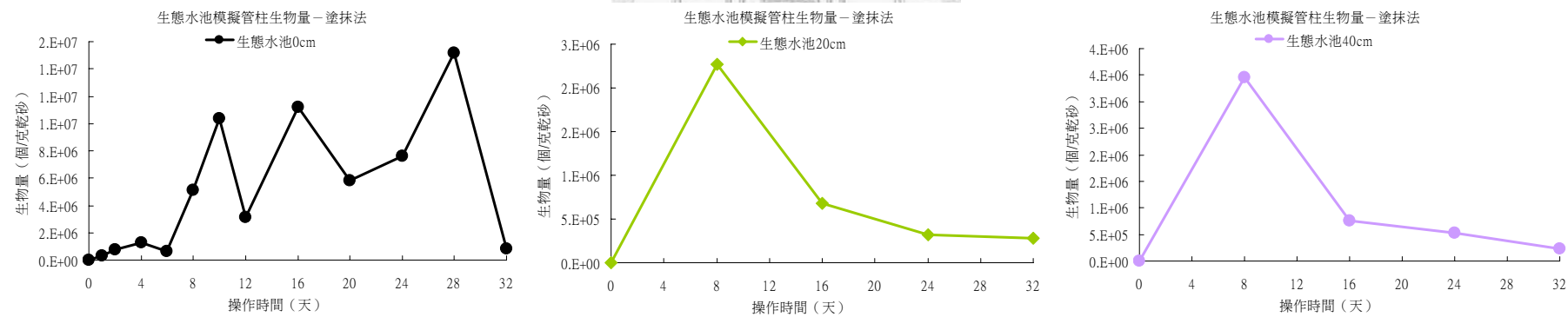


圖 4-10 生態水池模擬管柱之濾砂生物膜總量—塗抹法

塗抹法觀察(圖 4-11、圖 4-12、圖 4-13)三種不同進流水模擬管柱之間濾砂微生物總量的差異，可以發現三者之間的差異較螢光染色法觀察為小；與螢光染色法所獲結果不同之處，在於太湖水管柱較生態水池管柱為高，太湖水管柱表層濾砂微生物總量、生態水池管柱表層濾砂微生物總量、腐植酸管柱表層濾砂微生物總量約 3:2:1(圖 4-11)。砂面下 20 公分(圖 4-12)，太湖水管柱、生態水池管柱、腐植酸管柱的微生物總量比例約為 2:1:1，砂面下 40 公分(圖 4-13)的濾砂，也有類似的結果。

造成三種進流水模擬管柱濾砂微生物總量、螢光染色法及塗抹法顯示之微生物總量不同的原因可能為以下幾點：

一、 進流水中微生物的數量：

操作 32 天後，三種進流水中，實驗室配製的腐植酸的微生物最少，約 1×10^5 個/mL，金門太湖淨水場慢濾池池水的微生物約 4×10^5 個/mL 及臺大生態水池池水的微生物約 5×10^5 個/mL。

進流水中微生物數量，直接影響濾砂上微生物總量的累積，相同的操作時間中，越多微生物流經濾砂，則可能有越多微生物累積，此現象在三個深度的濾砂上都可觀察到。

二、 進流水中養分組成不同：

三種進流水取自不同的水源，其有機物及無機物之組成有很大的差異。實驗室配製的腐植酸成分單純，只有純水及腐植酸，DOC 約 2mg/L，微生物所需要的其它養分來自與外在空氣接觸得到，因此微生物總量受限於養份不足，累積較為遲緩。

臺大生態水池的環境則較為複雜，其 DOC 約 2mg/L。臺大生態水池由各式各樣的動植物共同組成一個複雜的生態系，自成一平衡生態系統；臺大生態水池的水源由地下水及雨水補充，雖然地下水質較純淨，但地下水所含之有機物通常較難為微生物所應用；另一方面，生態系內各種動植物的腐敗產物亦不斷產生，成為微生物的養分，使微生物得以快速生長。

金門太湖淨水廠慢濾池，原水取自於金門太湖，經 4mg/L Cl_2 前加氯、60mg/L $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 混凝、浮除、快濾後進入慢濾池，其DOC約 6mg/L。原水水質複雜，除了天然有機物外亦有民生廢水混合；此外因水源優養化，亦滋生大量藻類。如此複雜的原水，經處理後，水質依然不佳；相對的，豐富的養分使微生物總量快速生長累積。但可能受限於水中殘留之餘氯及各項淨水處理之影響，太湖水管柱濾砂微生物總量反較生態水池管柱濾砂微生物總量少。

進流水養分組成不同，亦可能造成可培養的微生物總量不同。塗抹法結果顯示太湖水管柱較生態水池管柱可培養之微生物總量多，和螢光染色法所觀察到的結果相反，可能是金門太湖淨水廠場慢濾池池水中營養源充足，經前處理後，生物可利用性較佳，有利微生物應用，此外，金門太湖淨水場慢濾池池水中之微生物是經由前加氯的處理過程後，存活下來，可能其可培養性較高，此情形也可在不同的深度中觀察到。

濾砂表層微生物形成生物膜的機制可能為：

1. 微生物藉著攔截 (interception)、沈澱 (sedimentation) 以及擴散 (diffusion) 等，發生物理性之阻留附著於濾料表面。表層濾床尤其容易發生阻留作用，附著在濾砂表層，並且不斷的累積 [4]。
2. 微生物附著於濾砂表層後，可利用水中部分有機物質，開始生長，並不斷繁殖，累積形成生物膜。

由本實驗的觀察結果推測，在慢砂濾的初期 (32 天之內)，生物膜形成的機制主要是微生物藉著攔截、沈澱以及擴散等，物理性之阻留附著在濾砂表層；微生物利用水中有機物質，開始生長，並繁殖的機制並不明顯。

將三種不同進流水的模擬管柱之操作時間與表層生物膜間進行線性

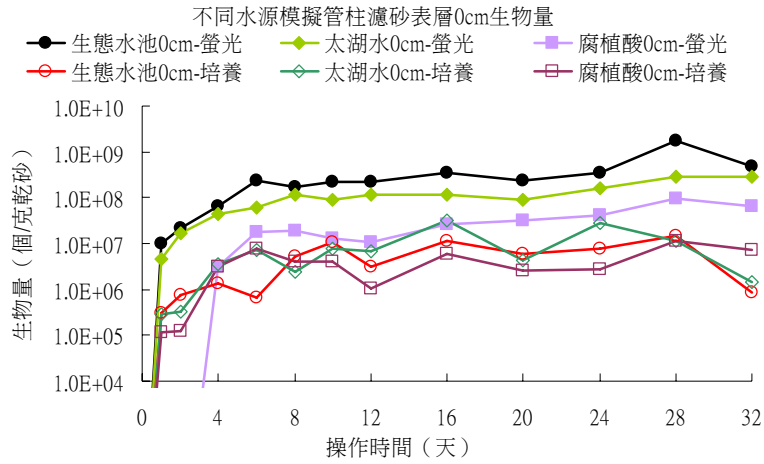


圖 4-11 不同水源模擬管柱表層微生物量

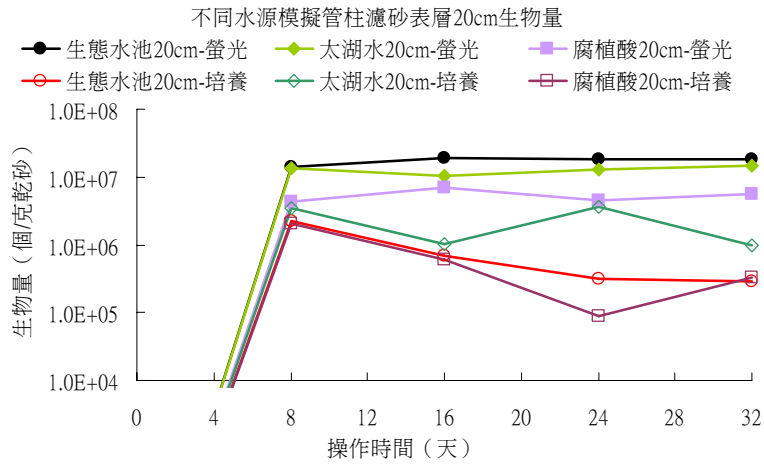


圖 4-12 不同水源模擬管柱砂下 20 公分微生物量

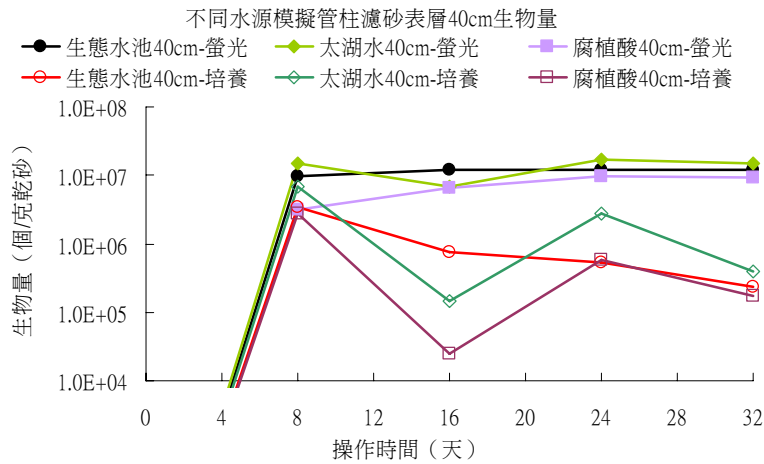


圖 4-13 不同水源模擬管柱砂下 40 公分微生物量

迴歸分析，結果如表 4-1，由迴歸分析結果顯示操作時間與表層微生物量具有顯著的線性關係，表示在進流水穩定的情形下，在表層濾砂之微生物總量就以穩定的速率增加。

表 4-1 模擬管柱表層微生物量與操作時間之回歸分析

進流水	回歸係數	Std. Error	相關係數	t	Sig
生態水池 0cm-螢光	27335834.57	7782202.36	0.7270	3.512	0.004861
金門慢濾池 0cm-螢光	7643928.95	1004463.23	0.9167	7.609	0.000011
腐植酸 0cm-螢光	2620432.25	407117.04	0.8889	6.436	0.000048
生態水池 0cm-塗抹	251820.74	118372.89	0.5399	2.127	0.05684
金門慢濾池 0cm-塗抹	402658.44	263508.02	0.4184	1.528	0.154726
腐植酸 0cm-塗抹	207918.33	74372.60	0.6444	2.795	0.01741

Independent Variable: 操作時間 (天)

然而在砂面下 20 公分及砂面下 40 公分濾砂的微生物量和操作時間之相關性並不顯著，可能是因為進流水由水體要通過表層濾砂時，因為孔徑變小，而產生較大的衝力，流速加快，微生物阻留效果較差；另外，具附著能力的微生物在表層就被阻留而附著在濾砂上，反而對中、下層的濾砂微生物生長不利。雖可藉由微生物在附著於濾砂表層後，開始生長、繁殖及累積，但亦同時不斷的被快速的水流帶走，再被阻留於中、下層，所以生長的情形緩慢。此實驗結果與[8][8]之研究結果，有相同的趨勢，慢濾池濾砂微生物總量隨深度增加而減少。

4.3 模擬管柱中含鹵乙酸之生物降解

模擬管柱實驗過程中，操作期間除於不同管柱通入不同來源的進流水外，並每隔 4 天進行一次含鹵乙酸降解測試：測試時將進流水置換成去離

子水，以 10 mL/min (約 20 m/day) 的流速，替換殘留於濾砂外部平時操作的進流水，經 1 小時的流洗後，濾砂外圍原進流水體中之微生物已被洗出，僅維持濾砂表層生物膜中微生物的生物作用。經過去離子沖洗後，再以由消毒副產物生成潛能 (HAAFP) 試驗所得含高濃度 HAA 之水樣 (含 HAAs 約 100 $\mu\text{g}/\text{L}$)，經稀釋並添加高濃度 MCAA、DCAA、TCAA (添加 MCAA、DCAA、TCAA 各 100 $\mu\text{g}/\text{L}$) 以配置測試用含 HAA 之進流水，以 5m/day 的流速進行慢濾操作，連續操作 4 小時，讓系統達成穩定後，再採集樣本進行分析。

此組實驗中，共有四組不同組成的進流水：1. 以實驗室配製腐植酸溶液為進流水的模擬管柱 (簡稱腐植酸管柱)、2. 以金門太湖淨水廠慢濾池池水為進流水的模擬管柱 (簡稱太湖水管柱)、3. 以臺大生態水池池水經混凝、沉澱後之上層澄清液為進流水模擬一般淨水廠處理流程的模擬管柱 (簡稱一般淨水管柱)、4. 以臺大生態水池池水經混凝、沉澱後之上層澄清液，並添加 1% 的消毒副產物生成潛能試驗水樣為進流水，模擬金門淨水廠處理流程的模擬管柱 (簡稱金門淨水管柱)。

4.3.1 不同水體含鹵乙酸降解作用之差異

四種不同進流水所進行的管柱實驗，進流水中含鹵乙酸的濃度大約維持一定，而砂面下 30 公分出水及砂面下 70 公分出水之含鹵乙酸濃度則隨操作時間增加而減少，與文獻之研究結果相同，反應含鹵乙酸具有良好的生物降解性。

實驗室配製腐植酸溶液為進流水的模擬管柱 (簡稱腐植酸管柱)，試驗結果圖 4-14，其出流水與進流水含鹵乙酸因生物降解濃度變化，隨著操作時間增加而變化加劇，圖 4-14 顯示 MCAA 於 32 天的操作期間，進流水的 MCAA 維持在 100 $\mu\text{g}/\text{L}$ 至 140 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，而出流水的 MCAA 濃度則隨著操作天數的增加慢慢的下降，最後 MCAA 濃度下降至 10 $\mu\text{g}/\text{L}$ 至 30 $\mu\text{g}/\text{L}$ 之間；

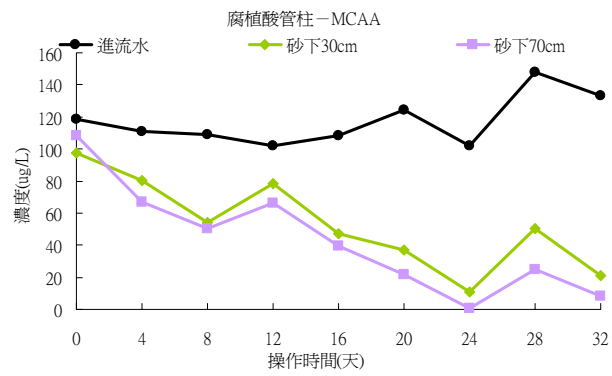
DCAA 約在操作後第 12 天後具生物降解效果，DBAA 約在操作後第 20 天後具生物降解效果，BCAA 的生物降解效果則不明顯；TCAA 則沒有顯著下降的趨勢，整體而言，對 HAA6 具有某種程度去除的能力，但整體效果並不佳，平均去除率僅約 20%。

以金門太湖淨水廠慢濾池池水為進流水的模擬管柱（簡稱太湖水管柱），結果如圖 4-15 所示，出流水與進流水含鹵乙酸因生物降解濃度變化，隨著操作時間增加而變化加劇，圖 4-15 顯示 HAA 於操作第 4 天後出流水的濃度即開始大幅下降，由圖中可以看出 MCAA、DCAA、DBAA、BCAA 都從操作後第 4 天即有顯著下降的趨勢，TCAA 在操作第 8 天後即具生物降解效果，整體而言，對 HAA6 的去除效果非常好，從進流水濃度 $500 \mu\text{g/L}$ 大幅下降至 $100 \mu\text{g/L}$ 以下，平均去除率約 80%。

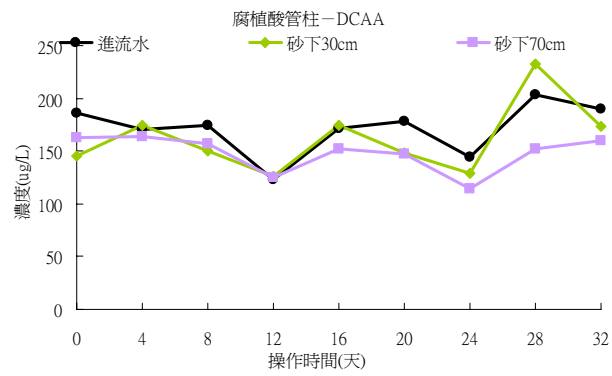
以臺大生態水池池水經混凝、沉澱後之澄清液為進流水的模擬管柱，共進行了兩組的實驗，以臺大生態水池池水經混凝、沉澱後之澄清液直接作為進流水模擬一般淨水廠處理流程的模擬管柱（簡稱一般淨水管柱）；另一組，則以臺大生態水池池水經混凝、沉澱後之澄清液，並添加 1% 的消毒副產物生成潛能為進流水模擬金門淨水廠等具有前加氯的處理流程的模擬管柱（簡稱金門淨水管柱）。

一般淨水管柱，結果示於圖 4-16，出流水與進流水含鹵乙酸因生物降解濃度變化，隨著操作時間增加而變化加劇，但除 MCAA 於操作後第 4 天後具生物降解效果外，出流水 DCAA、DBAA、BCAA、TCAA 濃度與進流水之濃度差異不大，顯示生物降解效果並不顯著。整體而言，對 HAA6 的去除效果不佳，從進流水濃度 $500 \mu\text{g/L}$ 僅下降至約 $400 \mu\text{g/L}$ ，平均去除率僅約 20%。

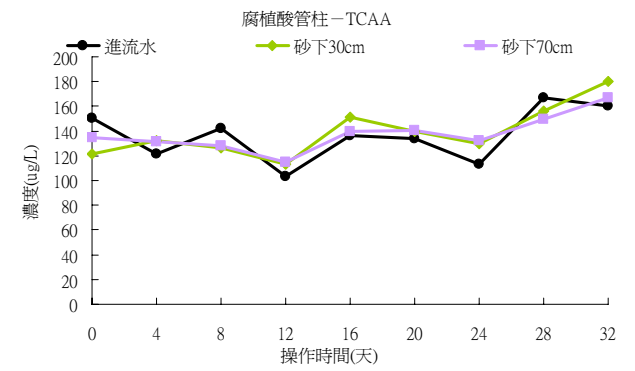
金門淨水管柱之結果示於圖 4-17，出流水與進流水含鹵乙酸因生物降解濃度變化，隨著操作時間增加而變化加劇，MCAA 於操作第 4 天後出流水的濃度即大幅下降，DCAA、DBAA、BCAA 在操作第 8 天後具生物降解效果，TCAA 則在操作的後期，具有略微生物降解效果。整體而言，對 HAA6 的去



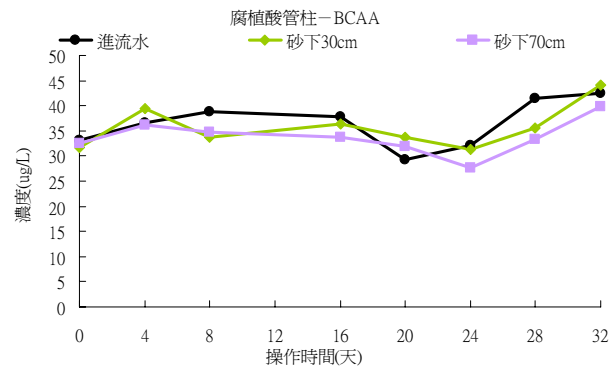
MCAA



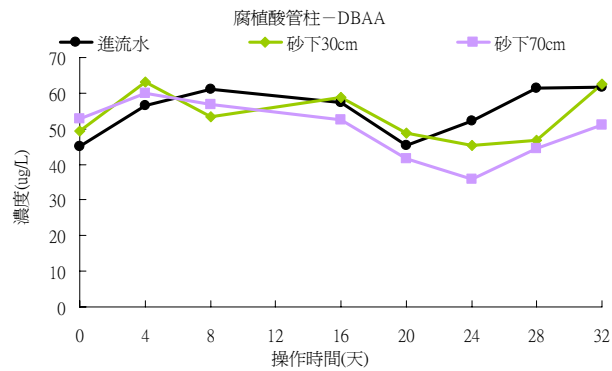
DCAA



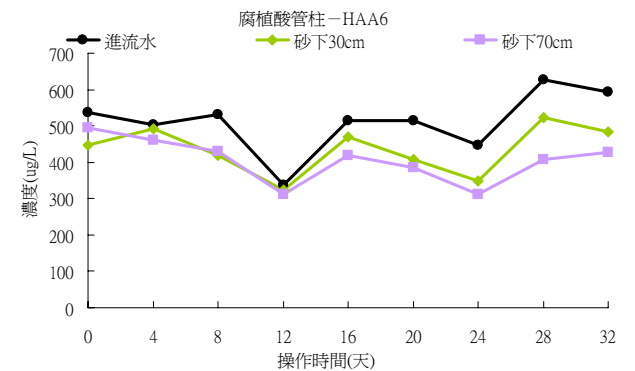
TCAA



BCAA

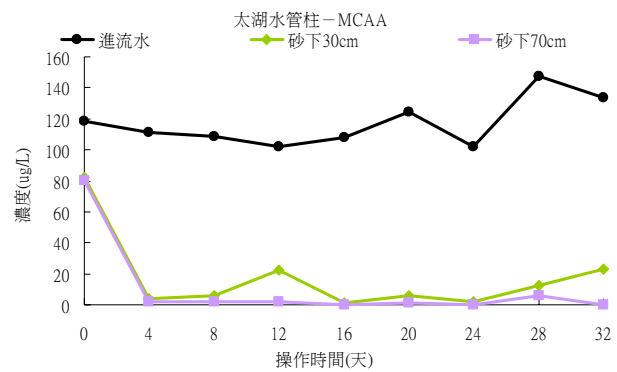


DBAA

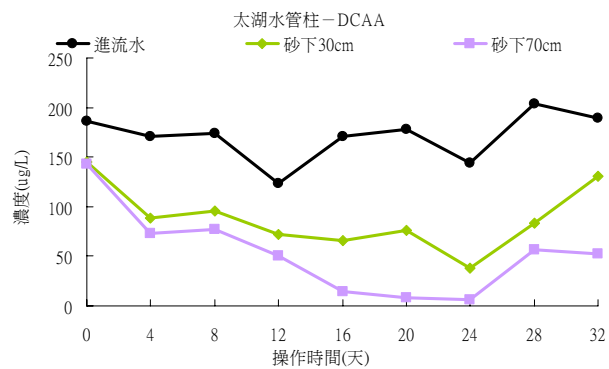


HAA6

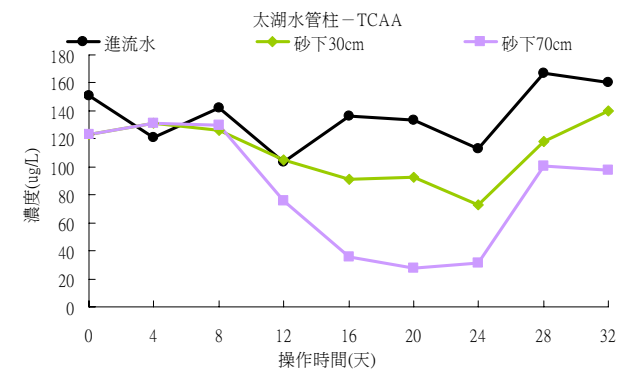
圖 4-14 腐植酸管柱之含鹵乙酸濃度與操作時間



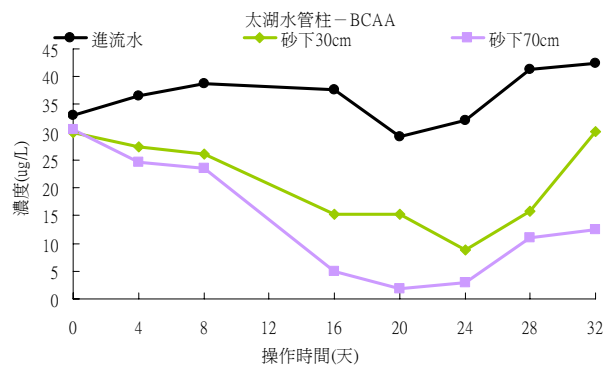
MCAA



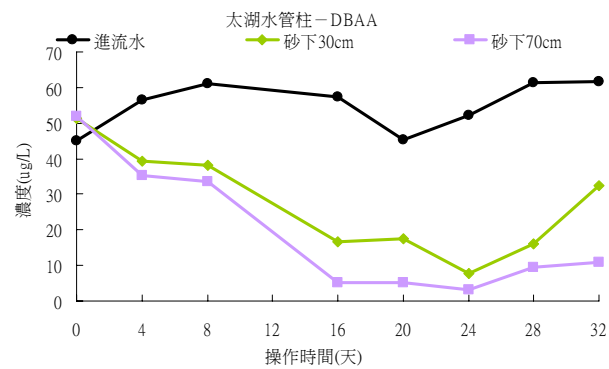
DCAA



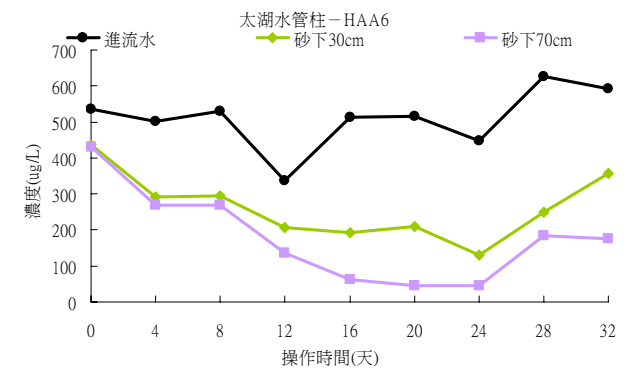
TCAA



BCAA

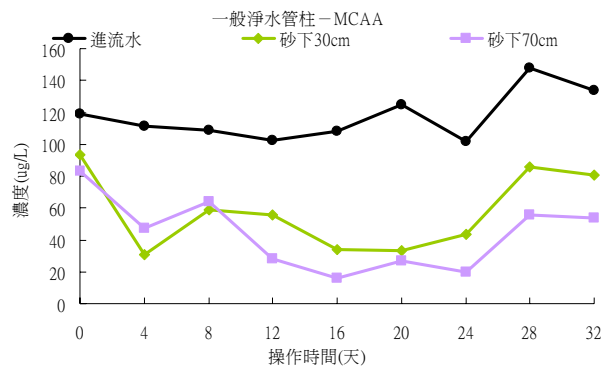


DBAA

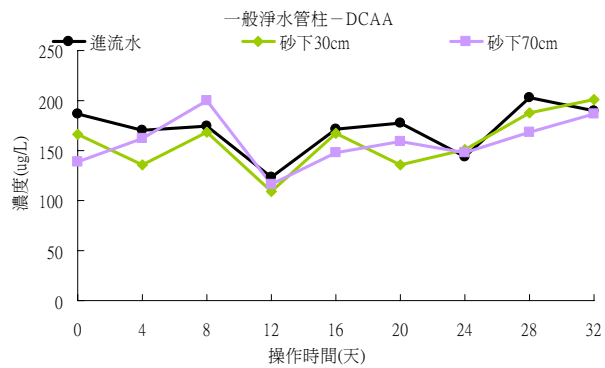


HAA6

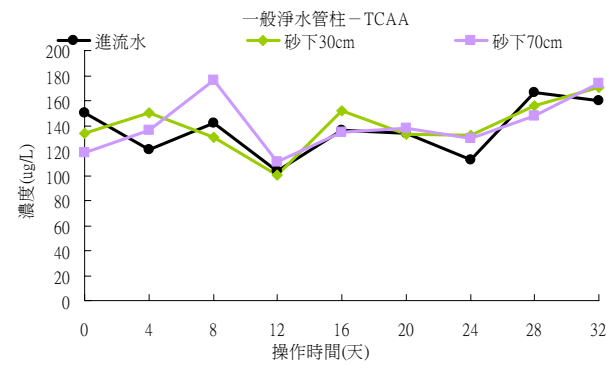
圖 4-15 太湖水管柱之含鹵乙酸濃度與操作時間



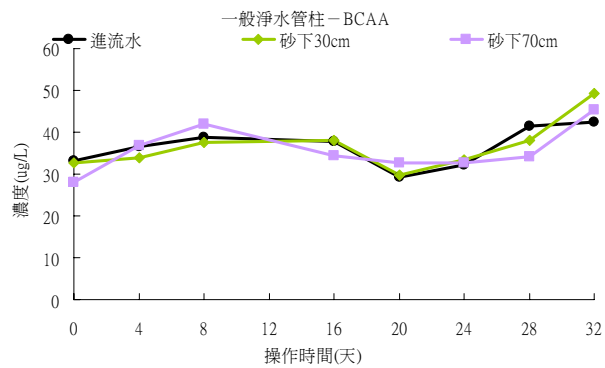
MCAA



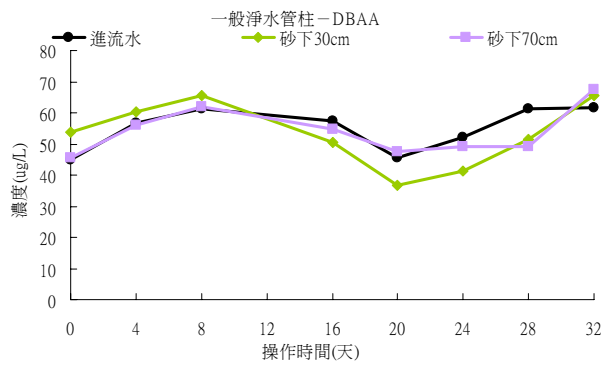
DCAA



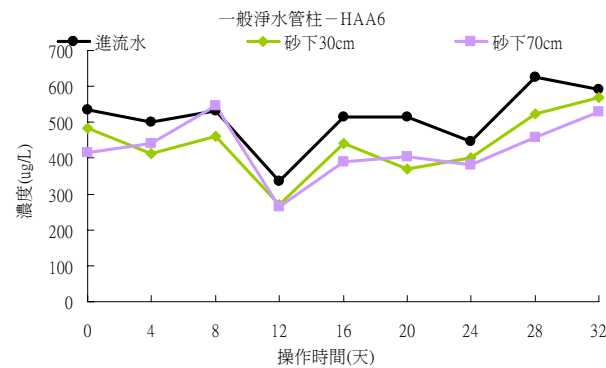
TCAA



BCAA

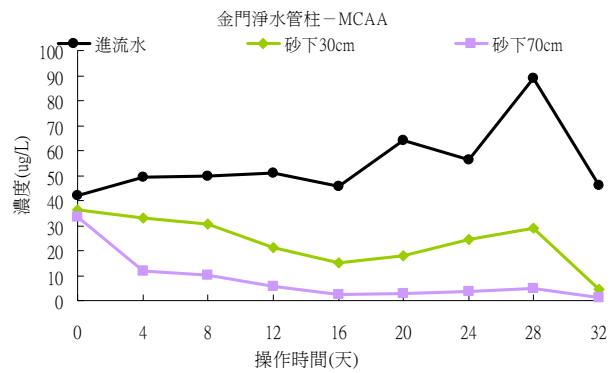


DBAA

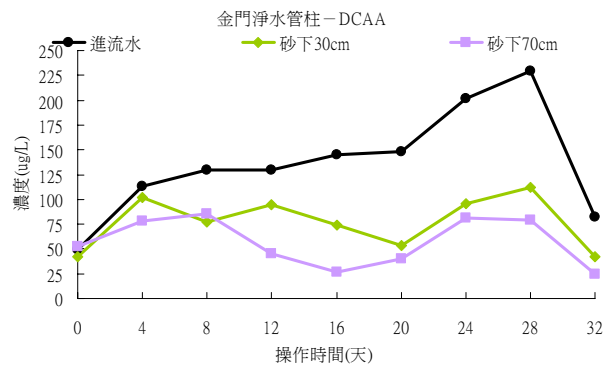


HAA6

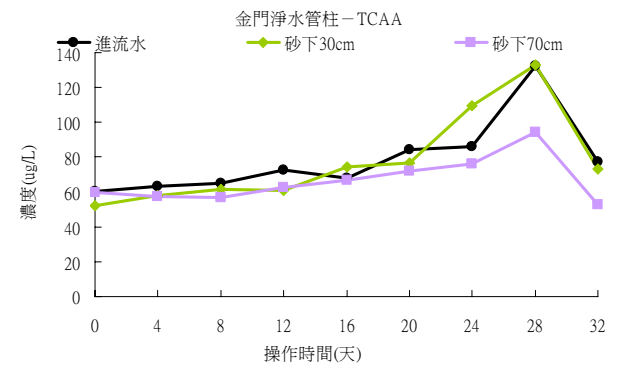
圖 4-16 一般淨水管柱之含鹵乙酸濃度與操作時間



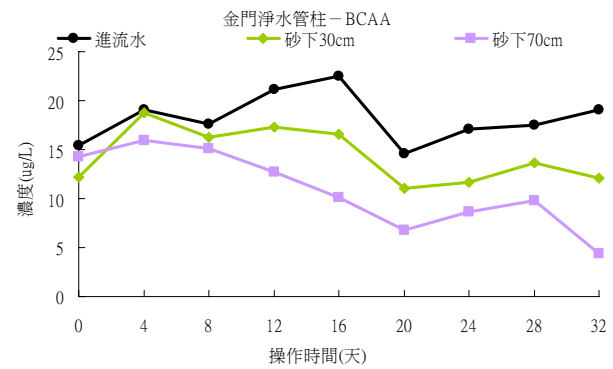
MCAA



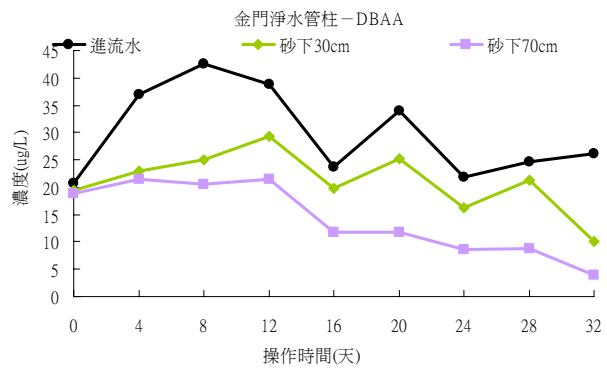
DCAA



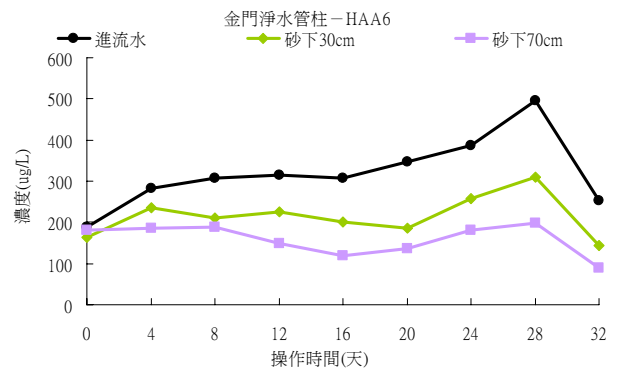
TCAA



BCAA



DBAA



HAA6

圖 4-17 金門淨水管柱之含鹵乙酸濃度與操作時間

除效果不錯，從進流水濃度 $300 \mu\text{g/L}$ 下降至 $100 \mu\text{g/L}$ ，平均去除率約 67%。

將此實驗之四種不同進流水之模擬管柱，以含鹵乙酸去除率分成兩組，去除率 80% 之太湖水管柱與去除率 67% 之金門淨水管柱為含鹵乙酸去除效果顯著的一組，而去除率 20% 之一般淨水管柱和去除率 20% 之腐植酸管柱為含鹵乙酸去除效果不顯著的另一組。

太湖水管柱與金門淨水管柱比較，兩者相似，經 32 天的操作後，整體而言對 HAA6 的去除效果都很好；若將 HAA6 分開來看，MCAA 去除效果最佳，DCAA、DBAA、BCAA 去除效果也相似，TCAA 在金門淨水管柱，操作後期有略微去除效果；太湖水管柱卻從操作 8 天後即有明顯去除效果，顯示太湖水管柱比金門淨水管柱更能有效地去除含鹵乙酸。

一般淨水管柱和腐植酸管柱，兩者結果相似，整體而言，對 HAA6 的去除效果並不顯著，將 HAA6 分開來看，只有 MCAA 能被去除，DCAA、DBAA、BCAA、TCAA 去除效果不明顯。

同樣都是以臺大生態水池池水，經混凝、沉澱後為基質的一般淨水管柱及金門淨水管柱，依含鹵乙酸去除效果分組，去除效果著顯的金門淨水管柱及去除效果不著顯的一般淨水管柱，卻有極大的差異。

兩者差異在其模擬的流程不同，有添加消毒副產物生成潛能溶液的金門淨水管柱相較於沒有添加消毒副產物生成潛能溶液的一般淨水管柱具有更高降解含鹵乙酸的能力，顯示慢濾池中微生物降解含鹵乙酸的能力並非在自然環境下即具備。在進流水有含鹵乙酸的環境下，微生物才能較有效的降解含鹵乙酸。根據 Ellis[39] 的研究指出，含鹵乙酸於池塘內，經濃度維持不變一段時間後，含鹵乙酸快速被降解，此濃度維持不變的時期稱之為誘導期，誘導期後含鹵乙酸濃度便迅速下降，跟本實驗結果相似。同樣的原因也可以用來解釋太湖水管柱具有降解含鹵乙酸能力及腐植酸管柱不具降解含鹵乙酸能力，實驗室配製的腐植酸溶液中並沒有含鹵乙酸，因此微生物並沒有經過誘導期，所以降解含鹵乙酸能力不佳，而金門

太湖淨水廠慢濾池之池水中，有來自前加氯時所產生的含鹵乙酸，經過誘導期後，降解含鹵乙酸效果非常好。

含鹵乙酸去除效果顯著的一組，進流水中含鹵乙酸的濃度，太湖水管柱 HAA6 濃度約為 $30 \mu\text{g/L}$ ，而金門淨水管柱，加入 1% 的消毒副產物生成潛能，HAA6 濃度約為 $10 \mu\text{g/L}$ 。兩者的差別或許可以解釋太湖水管柱比金門淨水管柱更有效降解含鹵乙酸，進流水中含鹵乙酸濃度越高，所培養出來的慢濾砂去除水中含鹵乙酸的能力就越高，因此太湖水管柱比金門淨水管柱更有效降解含鹵乙酸。Bethany[40]，利用強化培養方式 (enrichment cultures)，強制開啟微生物分解 MCAA 及 TCAA 的能力，而本實驗結果則顯示，即使是使用馴化的方式，讓微生物於具有含鹵乙酸的環境下，經過誘導期後，微生物分解含鹵乙酸的能力亦可被開啟，且馴化的強度越強 (含鹵乙酸濃度越高)，去除水中含鹵乙酸的能力就越高。

4.3.2 不同深度含鹵乙酸降解作用之差異

模擬管柱實驗中，同時採集流經 70 公分濾砂出水及砂面下 30 公分出水。砂面下 30 公分出水的採集以微量 pump 自管柱抽取，流速同樣設定在 5 m/day ，以採集砂面下 30 公分出水，採樣量為 150 mL。

腐植酸管柱與一般淨水管柱兩組降解含鹵乙酸能力不佳，只有 MCAA 有明顯的降解效果，圖 4-14 及圖 4-16 之結果顯示，MCAA 在砂面下 30 公分出水的濃度與在流經整根 (流經 70 公分濾砂) 模擬管柱的出水濃度相似，表示主要的去除效果發生在前 30 公分的濾砂上 (亦即管柱表層)，與 Rooklidge [17] 等人的研究相類似。

含鹵乙酸去除能力較好的太湖水管柱，圖 4-15，HAA6 在砂面下 30 公分出水的濃度約為 $150 \mu\text{g/L}$ ，與流經整根模擬管柱的出水濃度約為 $100 \mu\text{g/L}$ 相近，同樣顯示主要的生物降解效果發生在管柱上層 30 公分的濾砂上；分開來看，MCAA、DCAA、DBAA、BCAA 同樣都是在上層 30 公分的濾砂

為主要降解作用的地方，而 TCAA 之結果則可以發現在前 30 公分的濾砂所去除之 TCAA 量與砂面較底層（30 公分到出水口處）的去除量差不多，顯示下層濾砂亦具有去除 TCAA 的能力。

4.4 去除溶解性有機物 (Dissolved Organic Carbon, DOC)

模擬管柱實驗中，於平時操作狀態下，通入不同有機組成的進流水，並於操作期間每隔 4 天進行一次含鹵乙酸降解測試。測試時將進流水置換成去離子水，並以 10 mL/min (約 20 m/day) 的流速，流洗濾砂外部平時操作時殘留之進流水 1 小時，使濾砂表層微生物的生物作用為唯一的生物作用機制。經過去離子沖洗後，以由消毒副產物生成潛能 (HAAFP, HAAFP 含 HAAs 約 100 $\mu\text{g}/\text{L}$) 稀釋而成並含高濃度 MCAA、DCAA、TCAA (添加 MCAA、DCAA、TCAA 各 100 $\mu\text{g}/\text{L}$) 之水樣為進流水，再以 5m/day 的流速進行操作，操作時間 4 小時，讓系統穩定後，再採集樣本進行分析。

此組實驗共有四組不同組成的進流水：1. 以實驗室配製腐植酸溶液為進流水的模擬管柱 (簡稱腐植酸管柱)、2. 以金門太湖淨水廠慢濾池池水為進流水的模擬管柱 (簡稱太湖水管柱)、3. 以臺大生態水池池水經混凝、沉澱後之上層澄清液為進流水模擬一般淨水廠處理流程的模擬管柱 (簡稱一般淨水管柱)、4. 以臺大生態水池池水經混凝、沉澱後之上層澄清液，並添加 1% 的消毒副產物生成潛能試驗水樣為進流水模擬金門淨水廠處理流程的模擬管柱 (簡稱金門淨水管柱)。

4.4.1 不同水體去除 DOC 之差異

腐植酸管柱結果示於圖 4-18，進流水 DOC 濃度為 5.8mg/L，經 32 天的操作後出流水濃度 5.0 mg/L；太湖水管柱試驗結果，進流水 DOC 濃度約為 5.8mg/L，經為期 32 天的操作後出流水 DOC 濃度約為 4.1 mg/L；

一般淨水管柱結果，進流水 DOC 濃度約為 5.8mg/L，經為期 32 天的操作後出流水 DOC 濃度約為 4.4 mg/L；金門淨水管柱試驗結果，進流水 DOC 濃度約為 4.0 mg/L，經為期 32 天的操作後出流水 DOC 濃度約為 2.1 mg/L。

本實驗所使用的四種進流水試驗結果顯示，模擬慢濾池都具有去除 DOC 的能力，但整體去除效果有限，去除率與文獻相近 (McMeen, 1997[14])。由於文獻多以 DOC 去除率為指標討論慢濾池對 DOC 之處理效果，本研究的 DOC 去除率 10%~40%較一般文獻值 10%~20%略佳，除了腐植酸管柱可能微生物總量少且腐植酸不易被微生物分解的關係致使去除效果不明顯外，以 DOC 的去除量而言，如表 4-2 所示，則和文獻的結果類似，DOC 降解量約為 0.8~1.9mg/L。

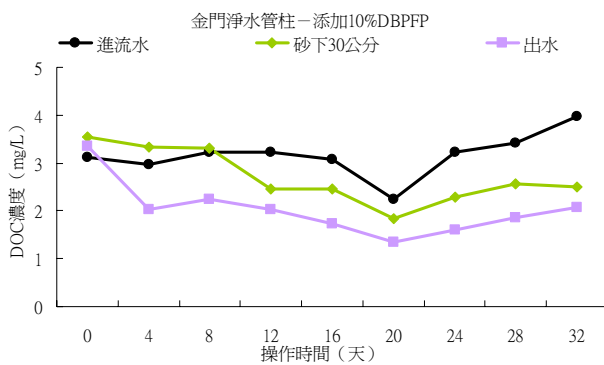
表 4-2 本研究及文獻溶解性有機物之去除比較

		進流水濃度 DOC (mg/L)	流速 (m/day)	DOC 去除率	DOC 去除量 DOC (mg/L)
本 研 究	腐植酸管柱	5.75	5	13.36%	0.768
	太湖水管柱	5.75	5	28.61%	1.645
	一般淨水管柱	5.75	5	23.39%	1.345
	金門淨水管柱	3.966	5	47.73%	1.893
	Collins, 1992	6.80~9.97	2.4、1.2	15%	1~1.5
	McMeen, 1997	7.2	1.68~3.12	5~20%	0.36~1.4

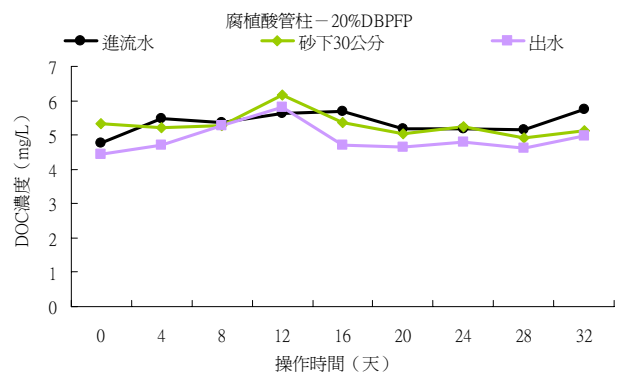
4.4.2 不同深度去除 DOC 之差異

如圖 4-18 所示，由一般淨水管柱及太湖水管柱砂面下 30 公分出水及流經整管根柱的出水趨勢來看，操作前 8 天之結果，砂面下 30 公分出水

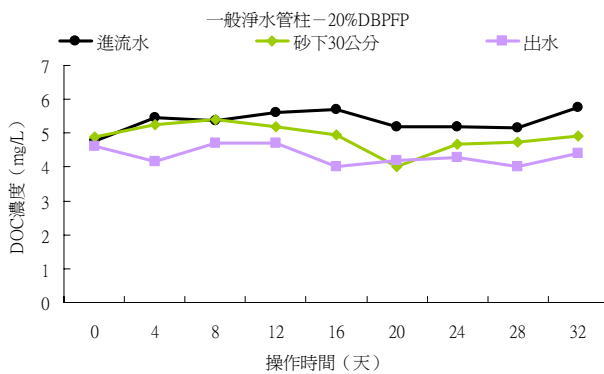
DOC 濃度與進流水 DOC 濃度相近，操作 12 天以後，砂面下 30 公分出水 DOC



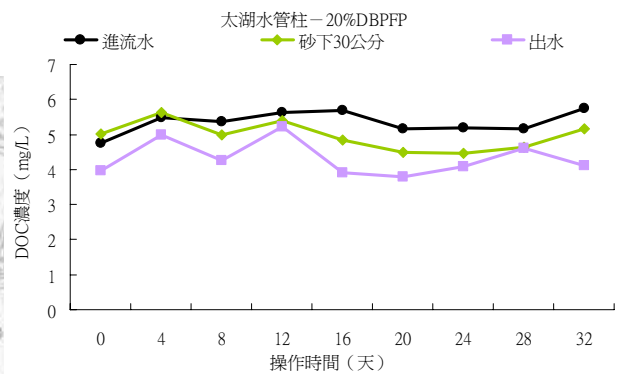
金門淨水管柱



腐植酸管柱



一般淨水管柱



太湖水管柱

圖 4-18 不同水源模擬管柱 DOC 與操作時間

濃度則變成與流經整管根柱的出水 DOC 濃度相近。同樣的情形可以在腐植酸管柱觀察到，操作 12 天後砂面下 30 公分出水 DOC 濃度與流經整管根柱的出水 DOC 濃度相近。可能是因為所填充的濾砂在一開始時未具有生物降解之能力，因而無法有效去除 DOC，所以反應在流經整管根柱的出水 DOC 濃度下降而砂面下 30 公分出水 DOC 濃度相對下降的少。

4.5 實場操作結果討論

太湖淨水廠的慢濾池從開始操作至今，已經十年左右。而本研究目標

為慢濾池初期操作微生物總量的變化，所以本研究在慢濾池中以 PVC 管隔離出一個新的環境，填入與實驗室模擬管柱一樣的濾砂進行實場的研究。

4.5.1 實場操作生物生長情形

於金門太湖淨水廠所設計的採樣設備，預設可採集三種不同深度的濾砂：表層 0 公分、砂面下 20 公分、砂面下 40 公分。

以螢光染色法觀察表層微生物結果如圖 4-19，操作第 1 週表層微生物累積約 1×10^7 個／克乾砂，操作第 3 週約有 1×10^8 個／克乾砂，操作第 5 週又下降為 2×10^7 個／克乾砂；砂面下 20 公分濾砂微生物，操作第 1 週累積為 3×10^7 個／克乾砂，操作第 3 週約有 3×10^8 個／克乾砂，但操作第 5 週又下降為 3×10^7 個／克乾砂；砂面下 40 公分濾砂微生物，操作第 1 週累積為 10^8 個／克乾砂，操作第 3 週約有 6×10^8 個／克乾砂，但操作第 5 週又下降為 3×10^8 個／克乾砂。

以塗抹法觀察表層微生物結果如圖 4-20，操作第 1 週濾砂表層並沒有辦法培養出微生物，操作第 3 週約有 3×10^5 個／克乾砂，操作第 5 週又下降為沒有辦法培養出微生物；砂面下 20 公分之濾砂，操作第 1 週同樣沒有辦法培養出微生物，操作第 3 週約有 2×10^5 個／克乾砂，操作第 5 週又下降為沒有辦法培養出微生物；砂面下 40 公分之濾砂則是第 1 週同樣沒有辦法培養出微生物，操作第 3 週約有 6×10^5 個／克乾砂，但操作第 5 週又下降為 2×10^5 個／克乾砂。

螢光染色法所觀察的結果及塗抹法的結果都顯示濾砂表層微生物在第 2 週時達到最多，到第 5 週又下降的趨勢，實場以螢光染色法所偵測到的微生物，為實驗室模擬管柱濾砂表層微生物之的 10% 左右。而塗抹法所得結果之變動相當大，若以表層微生物最多的第二週而言，其濃度約為實驗室模擬管柱的 1%。實場濾砂微生物總量最多的是砂面下 40 公分處，次之為砂面下 20 公分處，濾砂表層 0 公分微生物總量反而是最低，和實驗

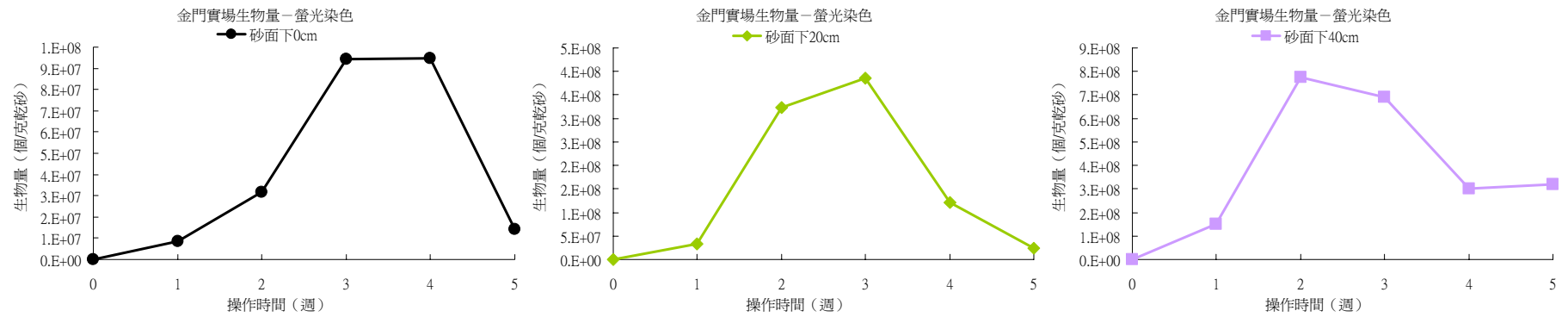


圖 4-19 金門太湖淨水廠慢濾池之濾砂生物膜總量－螢光染色法

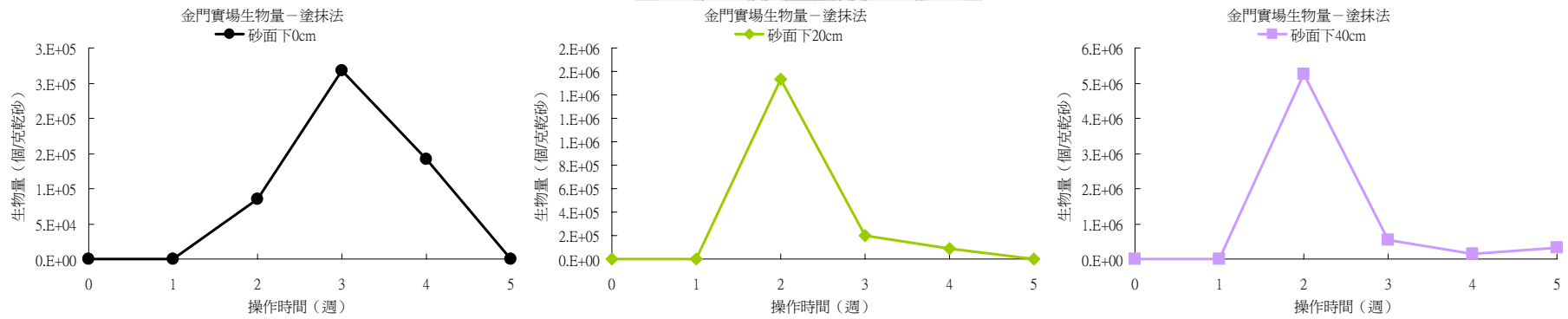


圖 4-20 金門太湖淨水廠慢濾池之濾砂生物膜總量－塗抹法

室所模擬結果的趨勢並不一致。

以濾砂表層微生物之分析結果來看，實驗室模擬結果和實場觀測結果有很大的不同，推測是由於金門太湖淨水廠之前加氯程序所影響。由於太湖淨水廠前加氯的濃度平均約為 4mg/L，在金門太湖淨水廠原水水質不佳，又因需氯量高導致餘氯消耗快，自前加氯到慢濾池中間還有經過混凝、浮除、快濾等程序，以致餘氯濃度快速下降。但即使如此，在進入慢濾池時，慢濾池表層水一般仍殘留些微的餘氯存在，其值約為 0.1mg/L。此殘留餘氯雖然未達有效殺死微生物的濃度，但仍具有抑制微生物的作用。所以實場觀測結果顯示慢濾砂表層微生物總量較實驗室模擬管柱少，且實場微生物總量變化大，可能是因為殘留餘氯濃度變化大之影響，水中微生物的總量也有類似的波動，如圖 4-21 所示。

實場微生物總量與實驗室模擬結果不只是數量上有差距，在管柱不同深度上的變化趨勢也完全相反。實場濾砂微生物總量最多的是砂面下 40 公分處，次之為砂面下 20 公分處，濾砂表層 0 公分微生物總量反而是最低。此種現象可能也是受餘氯影響，由於餘氯在中、上層被消耗，且微生物需要時間恢復活性，因而底層微生物之活性較能維持，在操作一段時間後，表層累積較多之有機物，更快消耗表層之餘氯，因此微生物的累積得以往表層接近。

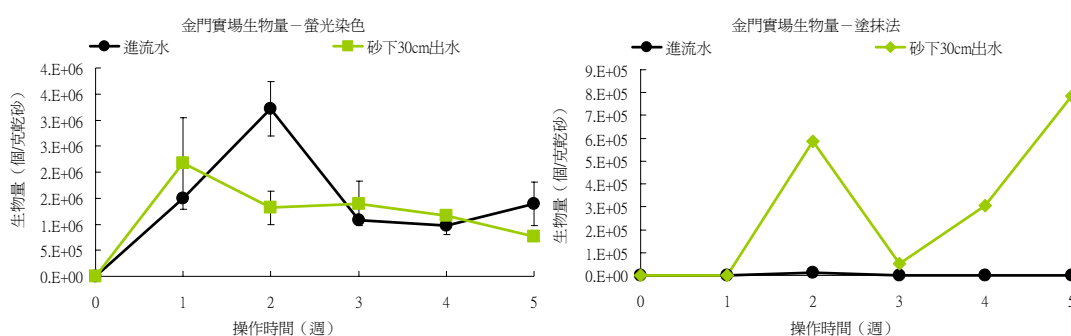


圖 4-21 金門太湖淨水廠慢濾池池水生物量

較底層的濾砂其生物作用也較為穩定。實驗第 5 週表層及砂面下 20

公分的濾砂，因為餘氯的關係而下降，塗抹法甚至無法培養出微生物，而砂面下 40 公分的濾砂其微生物濃度亦下降，但還可以培養出；而進流水除第 2 週可培養出來外，其餘幾週也都無法培養出微生物。此現象顯示進流水的餘氯具有很大的影響力，而表層下 30 公分出水微生物數量在第 4 週、第 5 週則持續上升，表示在上層 30 公分濾砂中的有機質或微生物有效將餘氯消耗，而使微生物得以恢復活性。

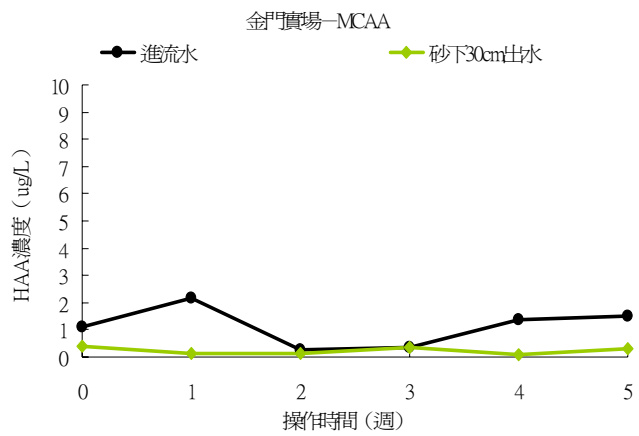
實驗室模擬之太湖水管柱和金門淨水管柱，其微生物總量的差異，也可歸因於餘氯之不同所致。金門太湖淨水場慢濾池池水取回後，並非馬上成為操作的進流水，因為有更多的時間可以消耗殘留餘氯，其濾砂表面微生物濃度比實場的結果高出甚多而且穩定，但比金門淨水管柱稍微少了一點，可能就是餘氯的影響。

4.5.2 實場操作含鹵乙酸降解

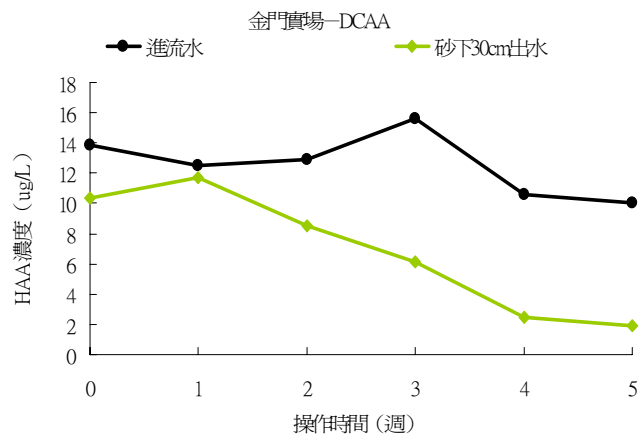
於金門太湖淨水廠慢濾池隔離出來的採樣系統只有直徑 15 公分的圓柱形，其管柱表面面積佔整個慢濾池不到 1/1000，所以慢濾池的出水會與通過那些操作十年的濾砂出水相混合，因此在隔離的採樣器中，只採集進流水及砂面下 30 公分出水。

含鹵乙酸的降解結果如圖 4-22，進流水中 HAA6 的濃度約為 30 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，操作 3 週後，HAA6 的濃度顯著下降，操作 5 週後，砂面下 30 公分出水 HAA6 濃度為 10 $\mu\text{g}/\text{L}$ 。將 HAA6 分開來看，由於實場的 MBAA、MCAA 及 DBAA 濃度太低，所以降解效果不明顯，DCAA 及 BCAA 的降解效果較明顯，TCAA 則是在第 5 週開始有些去除的效果。

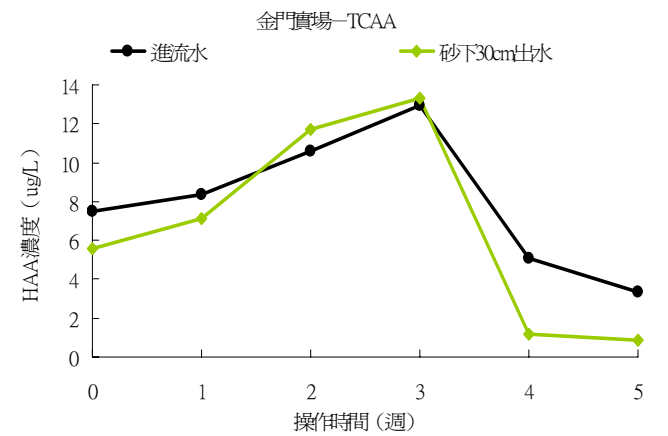
HAA6 在實場所觀察到的去除情形，整體來說和在實驗室所模擬的情形相類似。在兩組含鹵乙酸降解效果較佳的太湖水管柱與金門淨水管柱，HAA6 在砂面下 30 公分的降解情形和實場的狀況趨勢相近，隨著操作時間增加，降解效果越強，且降解三鹵乙酸所需的時間最久。但所實驗室模



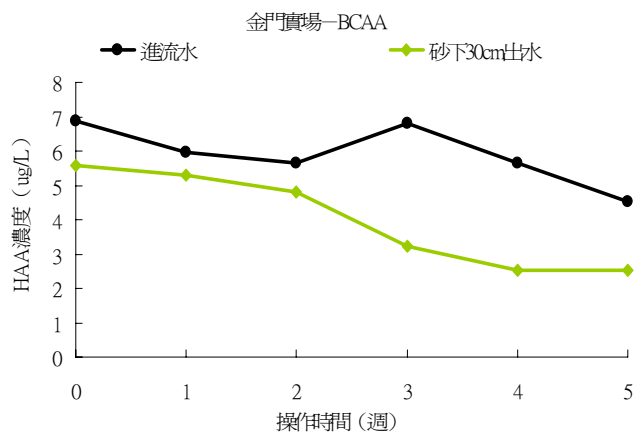
MCAA



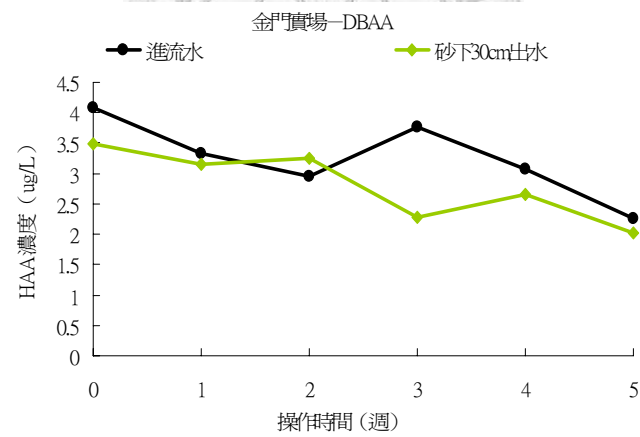
DCAA



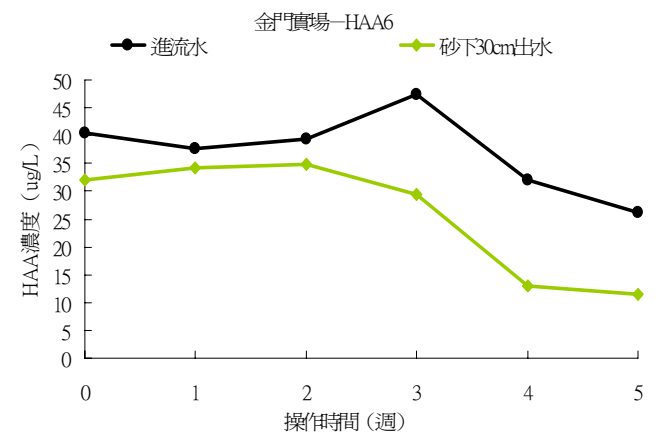
TCAA



BCAA



DBAA



HAA6

圖 4-22 金門太湖淨水廠慢濾池池水含鹵乙酸濃度與操作時間

擬實驗只需要操作 8 天即有大幅度下降，實場操作則需要 5 週，才能有明顯的降解效果，推測主要是受限於水中餘氯的關係，導致微生物總量的差異。依螢光染色法觀察實驗室模擬管柱表層濾砂的微生物總量約為實場微生物表層濾砂總量的 10 倍，若依塗抹法差異更達 100 倍，但砂面下 20 公分及砂面下 40 公分的微生物總量則相接近，其含鹵乙酸的降解效果來自水中微生物作用或中、底層微生物作用。

本實驗操作 3 週後，砂面下 30 公分出水含鹵乙酸濃度相較進流水已降低許多，相對於經整個慢濾池其他部份處理後出水之含鹵乙酸降解效果較差；操作 5 週後，其降解效果較為明顯，而三鹵乙酸的降解效果仍不顯者。賴氏於 2005 年，曾針對新、舊之濾沙做含鹵乙酸降解實驗，指出操作較久之舊沙對於含鹵乙酸有較佳之降解能力；而新操作之濾砂，降解情形不如舊砂，但比實驗室滅菌處理過之濾砂好。不論老砂及舊砂，三鹵乙酸於 24 小時內均無明顯之去除效果；含鹵素之多寡會影響含鹵乙酸去除效率，含鹵素數目越多者去除速率越慢，此趨勢與本實驗一致，也與文獻相符。

4.5.3 實場操作去除 DOC 之效果

金門太湖淨水廠慢濾池池水 DOC 濃度之變化示於圖 4-23，其進水 DOC 濃度約為 5mg/L，於操作 5 週後，本研究的採樣系統中，砂面下 30 公分出水的 DOC 濃度同樣維持 5mg/L，然而整座慢濾池的出水 DOC 濃度則為 4mg/L。

實場操作去除 DOC，操作 5 週後並沒有顯著效果，實驗室模擬管柱在操作 32 天後，則有 10%~40% 去除的效果。DOC 與含鹵乙酸降解效果較實驗室模擬不佳，可能皆因微生物受限於水中餘氯的關係，中、上層濾砂將餘氯耗盡後，水中微生物或底層微生物才得以發揮作用。

實場操作含鹵乙酸降解效果較去除 DOC 效果為顯著，推論含鹵乙酸是

以乙酸為基礎所衍生的鹵化物，而乙酸是生物分解性很好的有機物質，經鹵化後，生物分解性隨鹵素增加而降低，鹵素越多生物分解性越差。相較於其它複雜的有機物質，含鹵乙酸屬於生物分解性較佳的物質，所以在中、上層的微生物尚未有效去除水中 DOC 時，含鹵乙酸即已明顯的被去除。

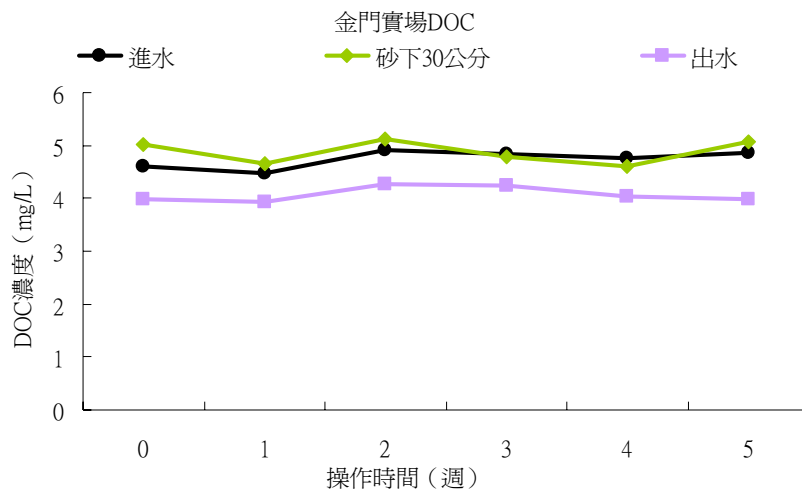


圖 4-23 金門太湖淨水廠慢濾池池水 DOC 濃度與操作時間

4.6 微生物總量與 DOC 及含鹵乙酸降解之關係

本研究的目標除了觀察慢濾池濾砂上微生物總量的變化，同時觀測含鹵乙酸與 DOC 自進流水流經慢濾池後濃度的變化，希望能了解慢濾池在操作初期由單純的物理性過濾發展為具有生物作用的生物濾床的過程，及微生物總量與含鹵乙酸及 DOC 去除間的關係。

本研究中，共有四組不同有機組成的進流水：1. 以實驗室配製腐植酸溶液為進流水的模擬管柱（簡稱腐植酸管柱）、2. 以金門太湖淨水廠慢濾池池水為進流水的模擬管柱（簡稱太湖水管柱）、3. 以臺大生態水池池水經混凝、沉澱後之上層澄清液為進流水模擬一般淨水廠處理流程的模擬管柱（簡稱一般淨水管柱）、4. 以臺大生態水池池水經混凝、沉澱後之上層澄清液，並添加 1% 的消毒副產物生成潛能試驗水樣為進流水，模擬金門淨

水廠處理流程的模擬管柱（簡稱金門淨水管柱）。

由本章第一節之結果，所模擬的四組不同管柱實驗中，從螢光染色法都可以觀察到濾砂上的微生物總量隨著操作時間而增多的現象，並且呈現正相關之趨勢，從塗抹法所觀察到之生物活性亦可得到相似的結果。

由圖 4-15、圖 4-17 之結果可以發現，對含鹵乙酸具有顯著去除效果的金門淨水管柱及太湖水管柱，隨著操作時間的增加，濾砂表層生物膜的微生物總量和 HAA6 的去除量都有增加的趨勢。

將 HAA6 分開來看，四組模擬管柱都有能力降解 MCAA，如圖 4-24 所示，四組管柱實驗微生物總量與 MCAA 降解間的相關聯性各自不同，但在 MCAA 穩定的被去除前 MCAA 降解和微生物總量間都顯著呈線性相關，如表 4-3 所示，而在生物活性穩定後 MCAA 的降解率幾乎都能維持 100%，但微生物總量持續增加。

表 4-3 模擬管柱表層微生物總量與 MCAA 去除量之回歸分析

模擬管柱	回歸係數	相關係數	t	Sig
金門淨水管柱	5.28×10^{-8}	0.836	4.306	0.005
一般淨水管柱	2.02×10^{-8}	0.493	1.501	0.177
太湖水管柱	2.39×10^{-7}	0.773	3.223	0.015
腐植酸管柱	1.12×10^{-6}	0.86	5.067	0.001

Independent Variable: 微生物總量(個/克乾砂)

DCAA、DBAA 及 BCAA 等二鹵乙酸降解效果之特性與 MCAA 之降解特性類似，其結果如圖 4-25，金門淨水管柱隨著操作時間增加，對二鹵乙酸之降解效果亦越佳，操作 32 天後達到約 75% 的降解率；而太湖水管柱在操作 16 天後即達到約 90% 的降解率並穩定。

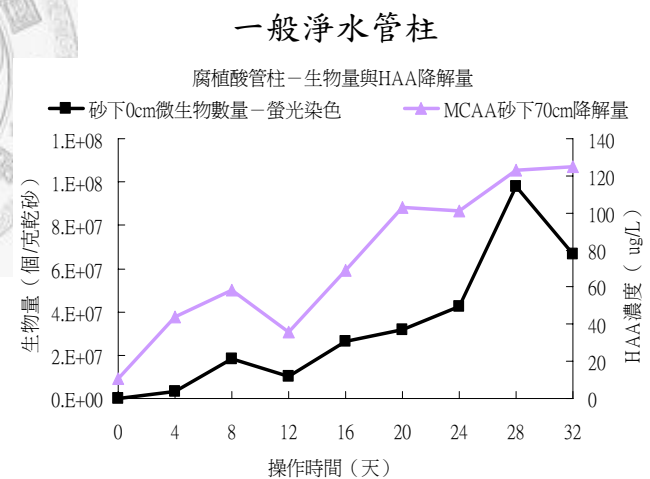
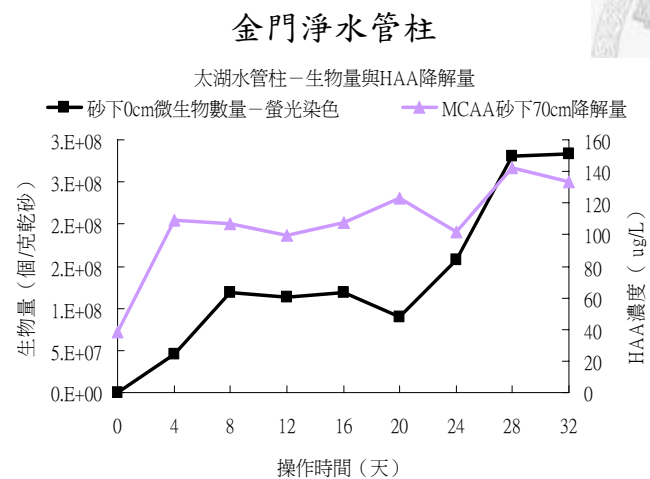
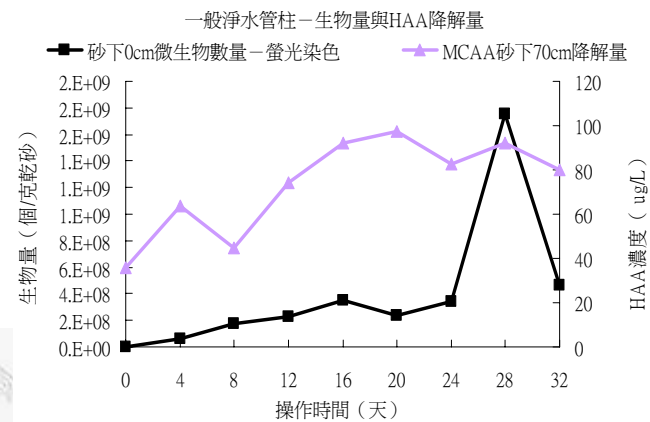
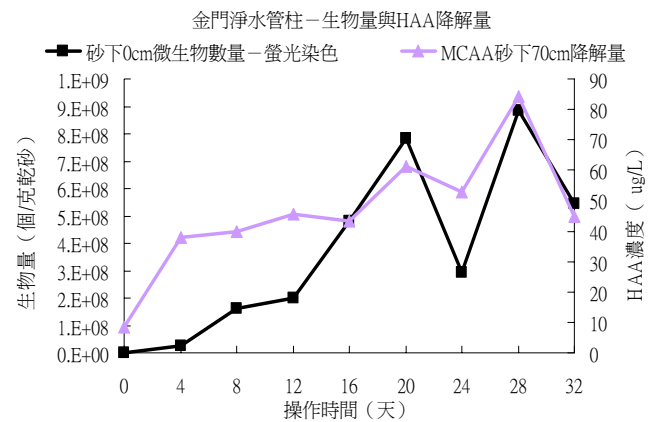
三鹵乙酸的 TCAA，其結果示於圖 4-26，太湖水管柱在操作 16 天後達到 $80 \mu\text{g/L}$ 去除量 (~80% 降解率) 並穩定，而金門淨水管柱則是隨著操作

時間增加，TCAA 降解越佳，操作 28 天後開始有較顯著的降解效果。

不同的管柱實驗間各種含鹵乙酸與微生物總量的回歸係數並不相同；其結果如圖 4-27，太湖水管柱操作 8 天後，微生物總量約 1×10^8 個／克乾砂，單鹵乙酸即可達近 100% 降解率，操作 16 天後，微生物總量約 1.5×10^8 個／克乾砂，二鹵乙酸降解率亦近 100%；金門淨水管柱操作 8 天後，微生物總量約 1.5×10^8 個／克乾砂，單鹵乙酸降解率近 100% 降解率，二鹵乙酸降解率近 50%，操作 16 天後，微生物總量約 5×10^8 個／克乾砂，二鹵乙酸降解率可達 90%。

造成管柱實驗所微生物總量相似，含鹵乙酸降解效果卻不同，可能是因為進流水中微生物之物種的不同，如果可降解含鹵乙酸之菌種存在，少量微生物即可能降解大量含鹵乙酸；同理，若是含鹵乙酸馴化的程度夠，亦可促進含鹵乙酸的有效降解。例如金門太湖淨水場慢濾池進水之含鹵乙酸濃度一般可達 $50 \mu\text{g}/\text{L}$ ，而實驗室模擬的金門淨水管柱，所添加的含鹵乙酸僅約為 $5 \mu\text{g}/\text{L}$ ，較高濃度含鹵乙酸的馴養，可以促使微生物降解含鹵乙酸的能力被開啟。Bethany[40]曾使用強化培養的方式，開啟微生物降解含鹵乙酸的能力。

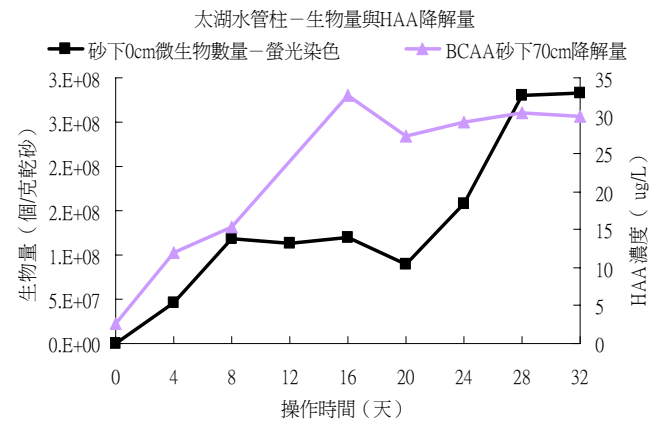
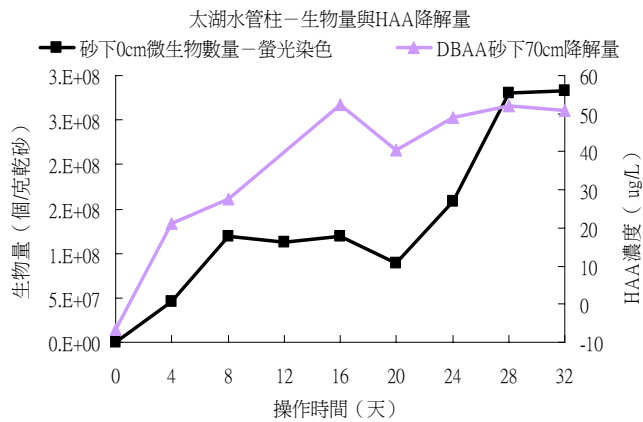
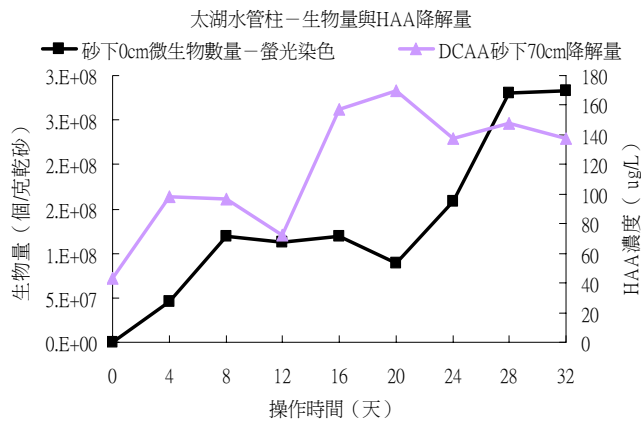
本研究以臺大生態水池池水經混凝、沉澱為進流水基質的一般淨水管柱、金門淨水兩組實驗雖未具有相同的物種組成，但因生態池之水體含有相當數量之微生物存在，若其物種組成穩定，所以在經過適當馴養後具有降解含鹵乙酸之能力。同樣在進流水中若含有含鹵乙酸，亦可增進馴養的效能，由太湖水管柱比金門淨水管柱去除含鹵乙酸的效果更好的結果觀察，可能即是因為其進流水中含鹵乙酸的強度較高，可增進馴養效能所致。



太湖水管柱

腐植酸管柱

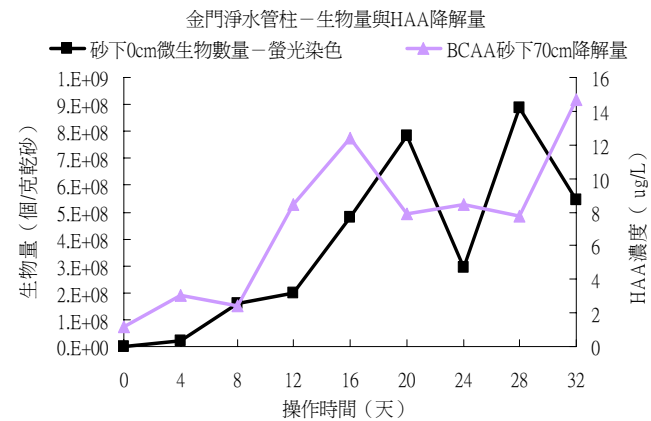
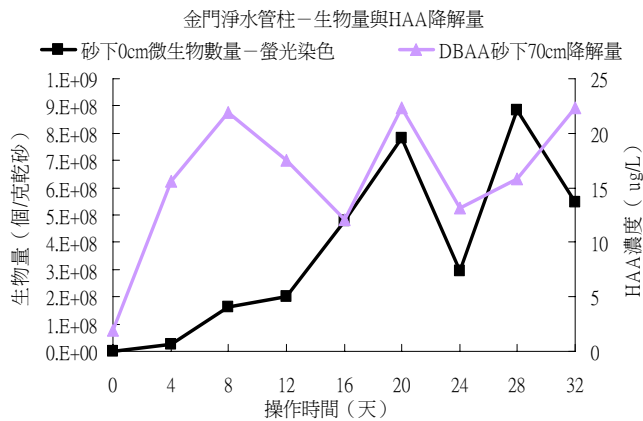
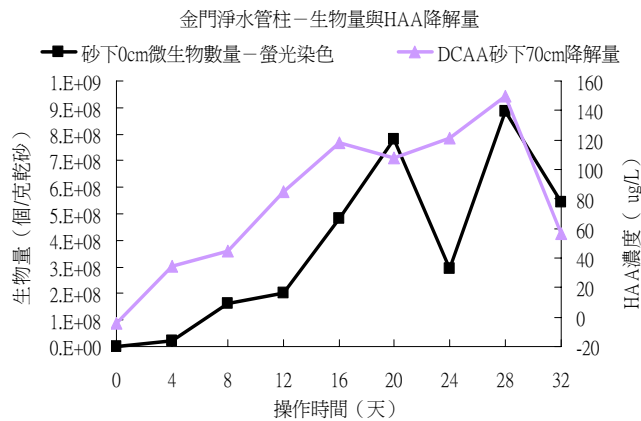
圖 4-24 不同模擬管柱實驗表層微生物量與 MCAA 去除量趨勢圖



DCAA v. s 太湖水管柱

DBAA v. s 太湖水管柱

BCAA v. s 太湖水管柱

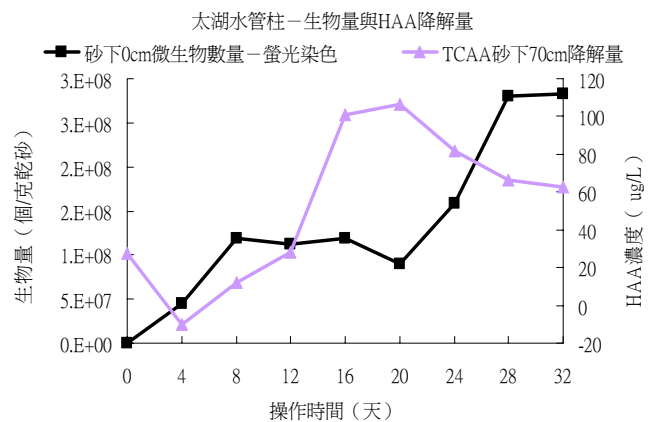


DCAA v. s 金門淨水管柱

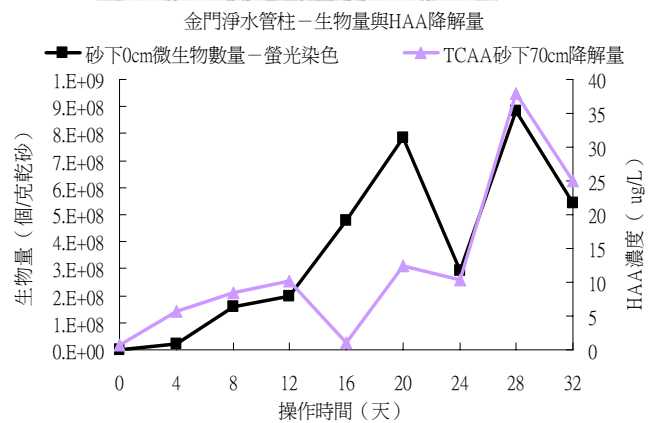
DBAA v. s 金門淨水管柱

BCAA v. s 金門淨水管柱

圖 4-25 二鹵乙酸去除量與太湖水管柱及金門淨水管柱表層微生物量之趨勢圖



TCAA v. s 太湖水管柱



TCAA v. s 金門淨水管柱

圖 4-26 三鹵乙酸去除量與太湖水管柱及金門淨水管柱表層微生物量之趨勢圖

第五章 結論與建議

5.1 結論

1. 建立螢光染色法計數慢濾池濾砂生物膜微生物總量的分析方法

本研究針對濾砂微生物總量建立以螢光染色法加以定量之流程。由於生物膜是由雜質、微生物及其分泌物所組成，為了去除雜質及並將微生物再懸浮至水中，本研究使用離心去除雜質，最佳轉速為 3000rpm、時間為 5 分鐘；隨後使用超音波振盪再懸浮微生物，設定時間為 90 分鐘，可有效去除大部分雜質並再懸浮大量的微生物。

2. 不同進流水對模擬管柱濾砂微生物總量之影響

研究結果顯示微生物總量和操作時間呈顯著的正相關。本研究所使用的 3 種進流水，以台大生態水池池水為進流水時微生物總量最多，約為 1×10^9 個／克乾砂，以金門太湖淨水場慢濾池池水為進流水的微生物總量次之，約為 3×10^8 個／克乾砂，而以實驗室配製腐植酸溶為進流水的微生物總量最少，約為 1×10^8 個／克乾砂。不同管柱深度的濾砂有不同微生物總量，表層遠多於中層及底層；在為期 32 天的操作後，砂面下 20 公分的濾砂尚未累積大量微生物，顯示微生物向底層發展的速度相當緩慢。

3. 含鹵乙酸之生物降解

微生物降解單鹵乙酸是非常容易的，而降解二鹵乙酸及三鹵乙酸，則需要先被馴化過，而且馴化的強度也影響降解效果。含鹵乙酸降解主要發生在表層，含鹵乙酸降解效果較好的是以金門太湖淨水場慢濾池池水為進流水的模擬管柱，台大生態水池池水模擬金門淨水處理的管柱次之，進流水中沒有含鹵乙酸的台大生態水池池水模擬一般淨水處

理的管柱及以實驗室配製腐植酸溶為進流水的模擬管柱，除了單鹵乙酸外並無降解的效果。

4. 去除溶解性有機物

濾砂表面微生物去除水中 DOC 的能力並不顯著。實驗結果顯示模擬管柱約可去除 1mg/L 至 2mg/L 的 DOC，從上層到底層模擬管柱都具有去除能力，但上層的 30 公分比下層的 40 公分效果為佳。

5. 實場操作結果討論

實場慢濾池所建立之獨立濾砂管柱系統內，因受到水中餘氯的影響，微生物總量累積較為緩慢而且不穩定，而且和實驗室模擬的結果差異甚大，其微生物總量以砂面下 40 公分的最多，表層反而最少。而且表層濾砂之微生物因餘氯的影響而喪失活性，無法以培養法加以培養。在連續操作 3 週後，管柱中、底層濾砂上的微生物才有抵抗水中餘氯的能力。為期 5 週的操作中，以慢濾方式去除 DOC 的效果並不明顯，但降解含鹵乙酸的能力約 3 週就已具備。

6. 微生物總量與 DOC 及含鹵乙酸降解之關係

微生物需要經過馴化才能開啟降解含鹵乙酸的能力。具有降解含鹵乙酸能力的管柱實驗中，微生物總量與含鹵乙酸降解量成顯著的正相關，但在不同的進流水中，兩者間相關係並不相同，可能是因為馴化的強度不同或微生物的組成物種不同。

5.2 建議

1. 本研究結果顯示，欲以微生物解降含鹵乙酸，微生物必須先經含鹵乙酸馴化以開啟其降解含鹵乙酸的能力，水廠如果沒有前加氯的程序，慢濾池未必能處理突發性含鹵乙酸污染。
2. 微生物物種組成，可能是導致本研究結果上出現差異的原因，值得進一步進行研究。



參考文獻

1. Bull, R. J., et al., *Water chlorination: Essential process or cancer hazard?* *Fundamental and Applied Toxicology*, 1995. **28**(2): p. 155-166.
2. 張慧嫻, *Analysis and Distribution of Haloacetic Acids in Drinking Water of Taiwan*. 國立臺灣大學公共衛生學院環境衛生研究所碩士論文, 2004.
3. 賴士鵬, *含鹵乙酸於慢濾處理流程降解特性之探討*. 國立臺灣大學公共衛生學院環境衛生研究所碩士論文, 2005.
4. Yao, K.M., M.M. Habibian, and C.R. Omelia, *Water and Waste Water Filtration - Concepts and Applications*. *Environmental Science & Technology*, 1971. **5**(11): p. 1105-&.
5. Campos, L. C., et al., *Biomass development in slow sand filters*. *Water Research*, 2002. **36**(18): p. 4543-4551.
6. Collins, M.R., et al., *Removing Natural Organic-Matter by Conventional Slow Sand Filtration*. *Journal American Water Works Association*, 1992. **84**(5): p. 80-90.
7. Bellamy, W.D., et al., *Removing Giardia Cysts with Slow Sand Filtration*. *Journal American Water Works Association*, 1985. **77**(2): p. 52-60.
8. Ellis, K.V. and M.E. Aydin, *Penetration of Solids and Biological-Activity into Slow Sand Filters*. *Water Research*, 1995. **29**(5): p. 1333-1341.
9. Eighmy, T.T., et al., *Microbial-Populations, Activities and Carbon Metabolism in Slow Sand Filters*. *Water Research*, 1992. **26**(10): p. 1319-1328.
10. Wang, J.Z., R.S. Summers, and R.J. Miltner, *Biofiltration Performance .1. Relationship to Biomass*. *Journal American Water Works Association*, 1995. **87**(12): p. 55-63.
11. Moll, D.M., R.S. Summers, and A. Breen, *Microbial characterization of biological filters used for drinking water treatment*. *Applied and Environmental Microbiology*, 1998. **64**(7): p. 2755-2759.
12. Bahgat, M., A. Dewedar, and A. Zayed, *Sand-filters used for wastewater treatment: Buildup and distribution of microorganisms*. *Water Research*, 1999. **33**(8): p. 1949-1955.

13. Sabbah, I., et al., *Intermittent sand filtration for wastewater treatment in rural areas of the Middle East - a pilot study*. Water Science and Technology, 2003. **48**(11-12): p. 147-152.
14. McMeen, C.R. and M.M. Benjamin, *NOM removal by slow sand filtration through iron oxide-coated olivine*. Journal American Water Works Association, 1997. **89**(2): p. 57-71.
15. WeberShirk, M.L. and R. I. Dick, *Biological mechanisms in slow sand filters*. Journal American Water Works Association, 1997. **89**(2): p. 72-83.
16. WeberShirk, M.L. and R. I. Dick, *Physical-chemical mechanisms in slow sand filters*. Journal American Water Works Association, 1997. **89**(1): p. 87-100.
17. Rooklidge, S. J., E.R. Burns, and J.P. Bolte, *Modeling antimicrobial contaminant removal in slow sand filtration*. Water Research, 2005. **39**(2-3): p. 331-339.
18. Tseng, I.C., et al. *The community structure of ammonia oxidizers in Nanjen lake of Nanjenshan forest ecosystem*. in *The Fifth International Symposium on Environmental Biotechnology, Kyoto, Japan*. 2000.
19. Palmgren, U., et al., *Collection of Airborne Microorganisms on Nuclepore Filters, Estimation and Analysis - Camnea Method*. Journal of Applied Bacteriology, 1986. **61**(5): p. 401-406.
20. Robertson, B.R., and Button, D.K., *Characterizing Aquatic Bacteria According to Population, Cell Size, and Apparent DNA Content by Flow Cytometry*. Cytometry, 1989. **10**: p. 70 - 76.
21. 江婉嘉, *應用螢光染色法以螢光顯微鏡與流式細胞儀評估醫院污水處理廠水中微生物特性*. 國立台灣大學公共衛生學院環境衛生研究所碩士論文, 2004.
22. Hobbie, J.E., R.J. Daley, and S. Jasper, *Use of Nuclepore Filters for Counting Bacteria by Fluorescence Microscopy*. Applied and Environmental Microbiology, 1977. **33**(5): p. 1225-1228.
23. Porter, K.G. and Y.S. Feig, *The Use of Dapi for Identifying and Counting Aquatic Microflora*. Limnology and Oceanography, 1980. **25**(5): p. 943-948.
24. Allan, R. A. and J.J. Miller, *Influence of S-Adenosylmethionine on Dapi-Induced Fluorescence of*

- Polyphosphate in the Yeast Vacuole*. Canadian Journal of Microbiology, 1980. **26**(8): p. 912-920.
25. Yu, W., et al., *Optimal Staining and Sample Storage Time for Direct Microscopic Enumeration of Total and Active Bacteria in Soil with 2 Fluorescent Dyes*. Applied and Environmental Microbiology, 1995. **61**(9): p. 3367-3372.
 26. Boulos, L., et al., *LIVE/DEAD (R) BacLight (TM): Application of a new rapid staining method for direct enumeration of viable and total bacteria in drinking water*. Journal of Microbiological Methods, 1999. **37**(1): p. 77-86.
 27. Kepner, R.L. and J.R. Pratt, *Use of Fluorochromes for Direct Enumeration of Total Bacteria in Environmental-Samples - Past and Present*. Microbiological Reviews, 1994. **58**(4): p. 603-615.
 28. Hernandez, M., et al., *A combined fluorochrome method for quantitation of metabolically active and inactive airborne bacteria*. Aerosol Science and Technology, 1999. **30**(2): p. 145-160.
 29. EPA, U. S., *U. S. Environmental Protection Agency. Fed. Regist.* 1998. **63**: p. 241.
 30. Urbansky, E. T., *The fate of the haloacetates in drinking water - Chemical kinetics in aqueous solution*. Chemical Reviews, 2001. **101**(11): p. 3233-3243.
 31. J. J., R., *Formation of haloforms during chlorination of natural waters*. . Journal Water Treatment and Examination., 1974. **23**: p. 234-243.
 32. Sawyer, C. N. and P. L. McCarty, *環境化學工程 (下冊) 第四版*, . 4 ed. 1999, 台北市: 希爾國際股份有限公司. 635-637.
 33. Slater JH, L. D., Weightman AJ, Senior E, Butt AT., *The growth of Pseudomonas putida on chlorinated aliphatic acids and its dehalogenase activity*. Journal of General Microbiology, 1979. **114**: p. 125 - 136.
 34. Van der Ploeg, J., G. Vanhall, and D. B. Janssen, *Characterization of the Haloacid Dehalogenase from Xanthobacter-Autotrophicus Gjl0 and Sequencing of the Dhlb Gene*. Journal of Bacteriology, 1991. **173**(24): p. 7925-7933.
 35. Singer, P. C., *Control of Disinfection by-Products in Drinking-Water*. Journal of Environmental Engineering-Asce,

1994. **120**(4): p. 727-744.
36. Castro, C.E., et al., *Biodehalogenation: Oxidative and hydrolytic pathways in the transformations of acetonitrile, chloroacetonitrile, chloroacetic acid, and chloroacetamide by Methylosinus trichosporium OB-3b*. Environmental Science & Technology, 1996. **30**(4): p. 1180-1184.
37. Hashimoto, S., T. Azuma, and A. Otsuki, *Distribution, sources, and stability of haloacetic acids in Tokyo Bay, Japan*. Environmental Toxicology and Chemistry, 1998. **17**(5): p. 798-805.
38. Rostad, C.E., et al., *Effect of a constructed wetland on disinfection byproducts: Removal processes and production of precursors*. Environmental Science & Technology, 2000. **34**(13): p. 2703-2710.
39. Ellis, D.A., et al., *The fate and persistence of trifluoroacetic and chloroacetic acids in pond waters*. Chemosphere, 2001. **42**(3): p. 309-318.
40. Bethany M. McRae , T.M.L. a. R.M.H., *Biodegradation of haloacetic acids by bacterial enrichment cultures*. Chemosphere, 2004. **55**: p. 915-925.
41. Pavelic, P., et al., *Fate of disinfection by-products in groundwater during aquifer storage and recovery with reclaimed water*. Journal of Contaminant Hydrology, 2005. **77**(1-2): p. 119-141.

附錄

附錄 1、金門太湖淨水廠獨立的採樣系統裝設照片



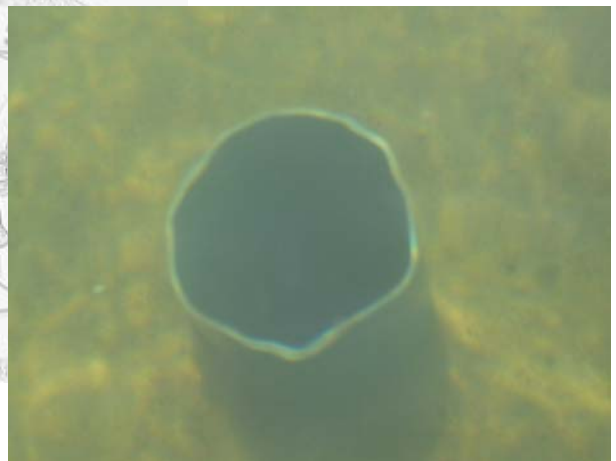
採樣系統組件（採樣器）



採樣器組件（獨立系統）



採樣器採樣窗口



獨立系統埋入慢濾池內



採樣照片



平時操作（長管柱上有洞讓水流入）

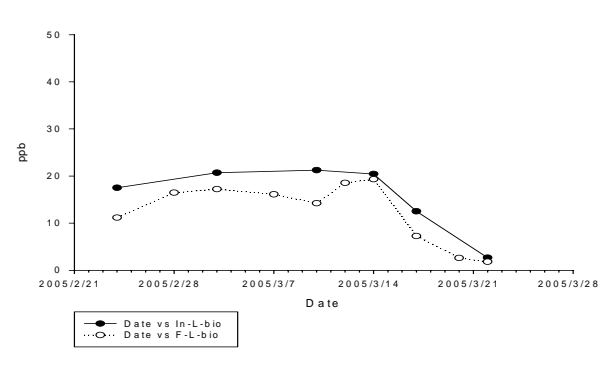
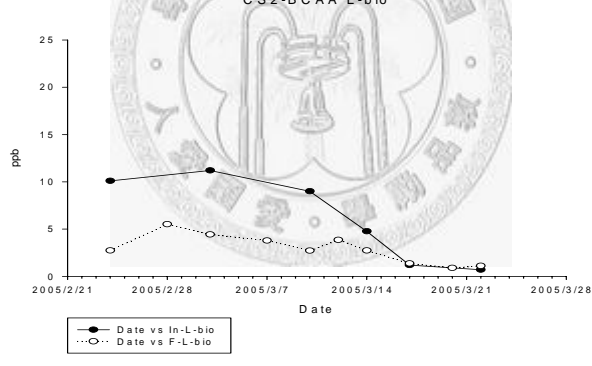
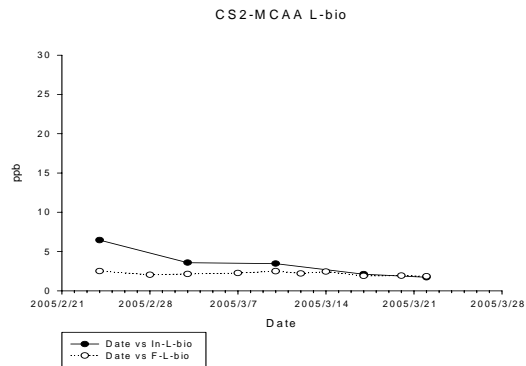
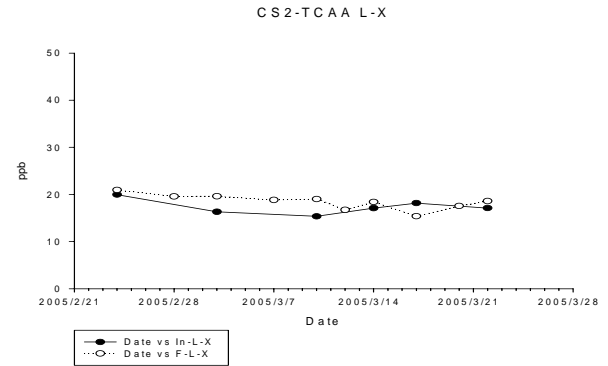
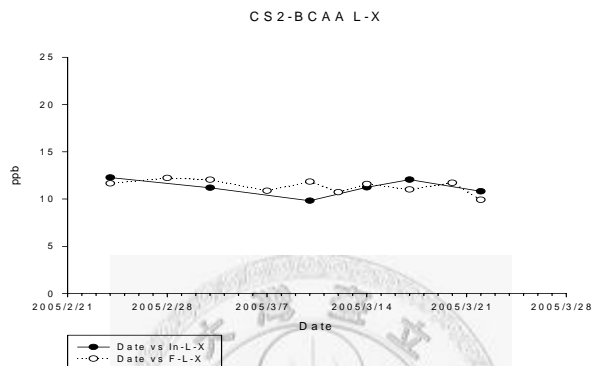
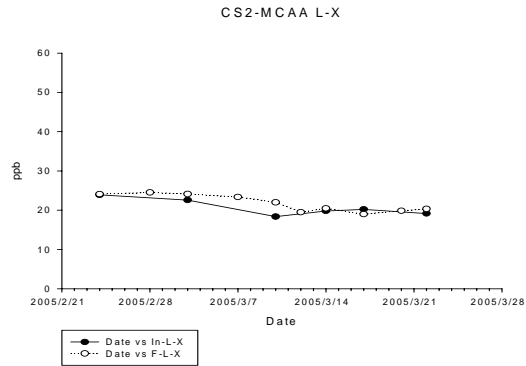
附錄 2、張氏，2004 年 3 月於金門地區水廠含鹵乙酸採樣分析結果

93.03	樣本敘述	MCAA	MBAA	DCAA	DBAA	BCAA	TCAA	BDCAA	DBCAA	TBAA	HAA9	HAA5
金門	榮湖混凝水	ND	1.30	1.74	13.27	10.20	0.68	<5	ND	ND	29.70	17.00
	榮湖浮除出水	ND	ND	ND	11.36	9.32	ND	ND	ND	ND	20.68	11.36
	榮湖快濾出水	ND	ND	ND	2.65	2.64	0.81	ND	ND	ND	6.09	3.46
	榮湖慢濾出水	ND	ND	ND	ND	ND	<0.2	ND	ND	ND	0.10	0.10
	榮湖清水	ND	ND	ND	8.85	6.79	0.69	<5	ND	ND	18.82	9.54
	太湖混凝	ND	ND	17.67	2.12	7.53	10.02	ND	ND	ND	37.34	19.38
	太湖浮除	ND	ND	12.93	1.52	6.00	9.77	ND	ND	ND	30.22	24.22
	太湖快濾	ND	ND	4.54	0.97	1.67	5.17	ND	ND	ND	12.35	10.68
	太湖慢濾	ND	ND	2.60	0.84	0.53	0.44	ND	ND	ND	4.42	3.88
	太湖清水	ND	ND	6.12	3.63	5.95	2.84	ND	ND	ND	18.53	12.59
	小金門混凝	ND	ND	3.67	18.59	10.15	0.55	ND	ND	ND	32.97	22.82
	小金門浮除	ND	0.03	3.54	15.71	9.75	0.50	ND	ND	ND	29.52	19.77
	小金門快濾	ND	ND	1.52	2.28	11.77	0.49	ND	ND	ND	16.06	4.29
	小金門慢濾	ND	ND	0.48	1.05	0.34	0.15	ND	ND	ND	2.01	2.68
	小金門清水	ND	0.08	1.80	33.98	5.46	0.35	ND	ND	ND	41.67	36.21

附錄 3、張氏，2003 年 9 月於金門地區水廠含鹵乙酸採樣分析結果

92.09	樣本敘述	MCAA	MBAA	DCAA	DBAA	BCAA	TCAA	BDCAA	DBCAA	TBAA	HAA9	HAA5
金門	榮湖混凝水	2.62	0.66	25.76	5.30	12.57	26.97	17.97	22.70	ND	114.55	61.31
	榮湖浮除出水	3.58	4.64	38.53	5.41	15.86	44.65	25.95	8.65	ND	147.25	96.81
	榮湖快濾出水	3.21	1.52	49.00	5.60	18.77	56.56	29.38	<5	ND	166.54	115.89
	榮湖清水	1.52	5.53	6.76	6.51	6.60	3.08	7.11	<5	ND	39.61	23.40
太湖	太湖混凝水	11.13	ND	10.27	<0.2	3.22	3.98	5.42	10.84	ND	44.96	25.48
	太湖浮除出水	8.72	ND	9.39	<0.2	3.73	3.99	5.49	11.75	ND	43.17	22.20
	太湖快濾出水	8.63	ND	9.41	<0.2	3.83	4.01	5.52	<5	ND	34.00	22.15
	太湖清水	11.29	ND	3.46	10.98	6.27	1.96	6.41	8.93	8.33	57.63	27.69
小金門	小金門混凝水	11.61	ND	0.73	0.56	ND	<0.2	ND	ND	ND	13.00	13.00
	小金門沈澱水	15.98	ND	<0.2	0.43	ND	<0.2	ND	ND	ND	16.61	16.61
	小金門快濾出水	12.83	ND	ND	<0.2	ND	<0.2	ND	9.72	ND	22.75	13.03
	小金門清水	13.76	ND	0.79	32.76	5.77	0.45	5.36	<5	8.37	69.76	47.76

附錄 4、賴氏，2004 年，植菌與抑制微生物對含鹵乙酸（生成潛能稀釋 20 倍）降解情形

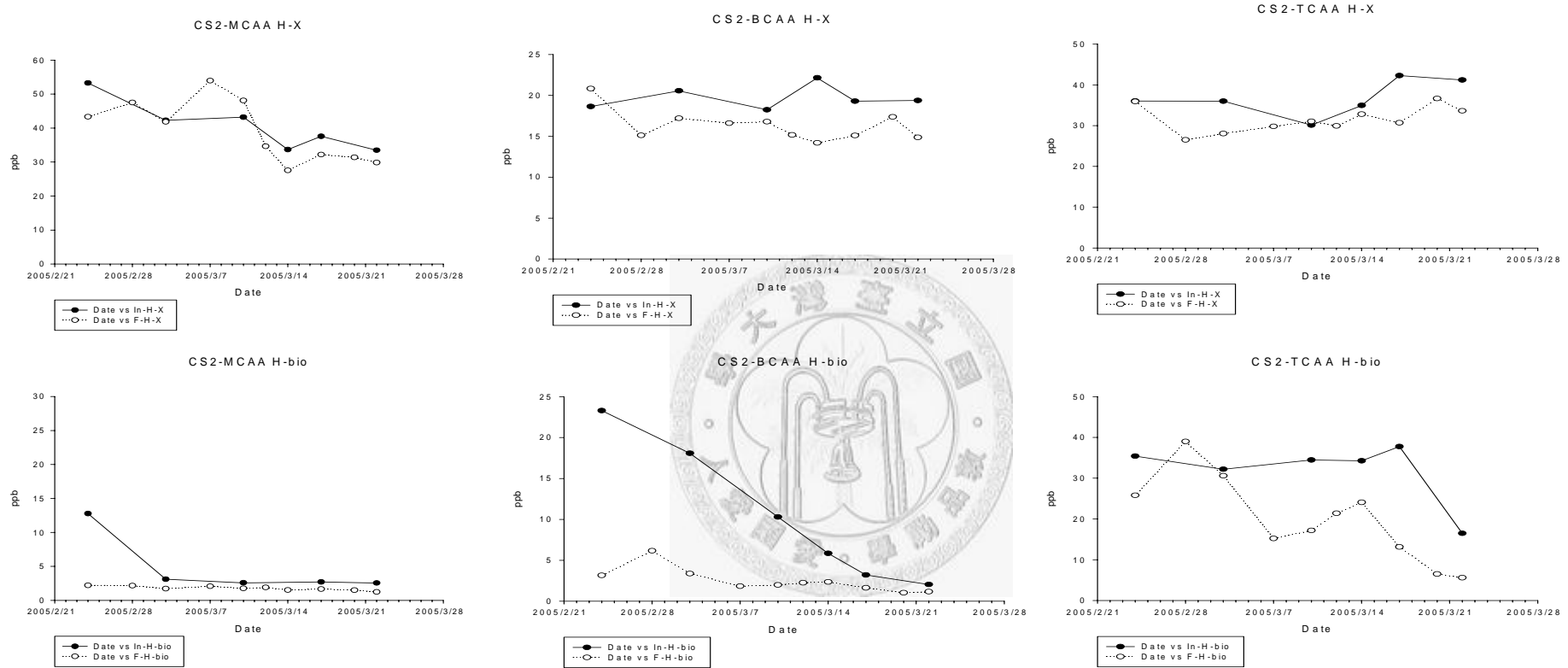


*二鹵乙酸以 BCAA 代表

* (X) : 以 3mM 之 NaN₃ 抑制微生物

*bio: 植菌之管柱

附錄 5、賴氏，2004 年，植菌與抑制微生物對含鹵乙酸（生成潛能稀釋 10 倍）降解情形

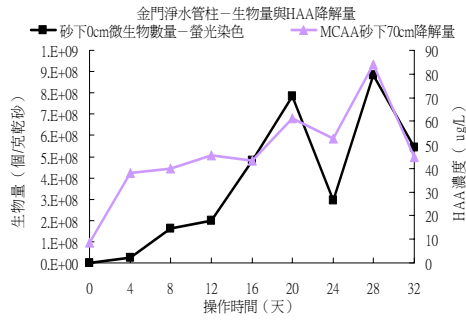


*二鹵乙酸以 BCAA 代表

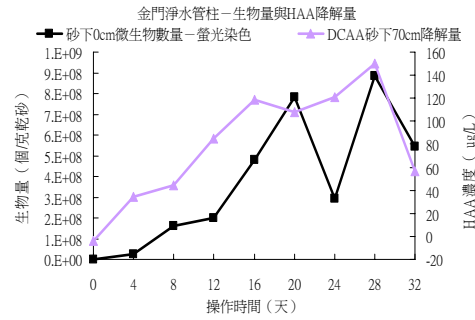
* (X) : 以 3mM 之 NaN₃ 抑制微生物

* bio : 植菌之管柱

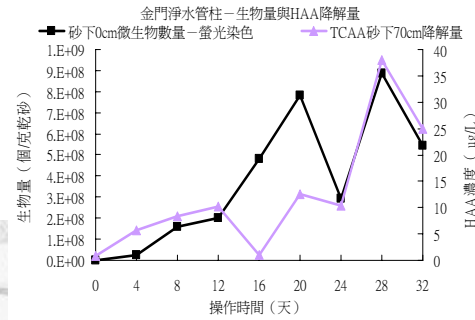
附錄 6、金門淨水管柱表層濾砂微生物總量與 HAA、DOC 降解量



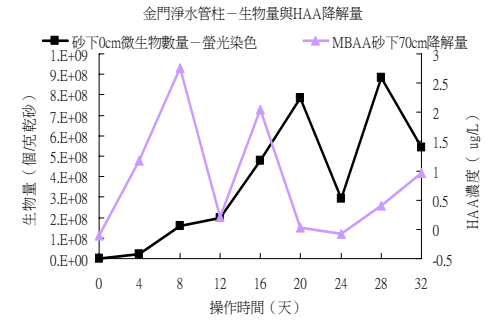
MCAA



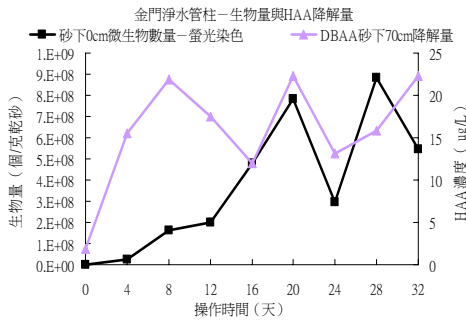
DCAA



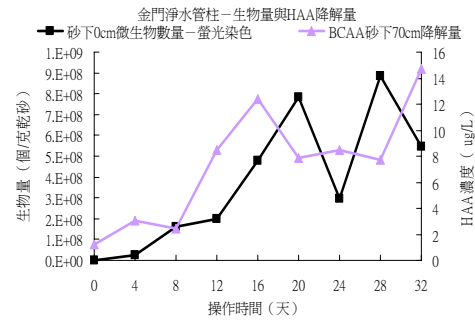
TCAA



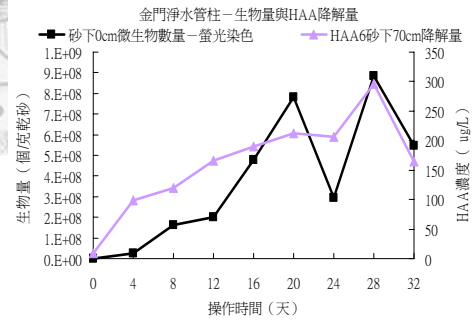
MBAA



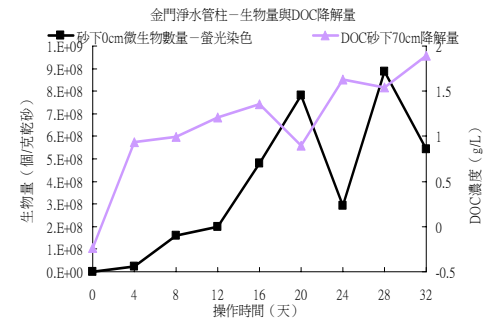
DBAA



BCAA

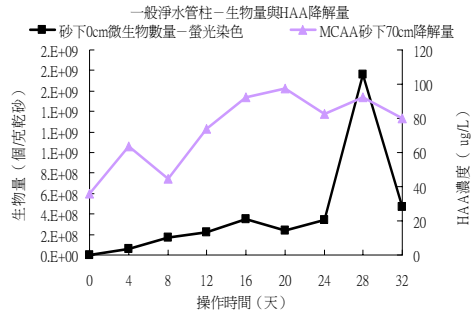


HAA6

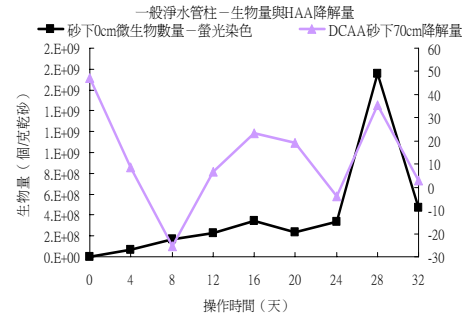


DOC

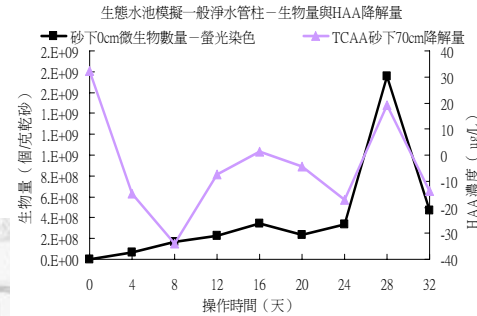
附錄 7、一般淨水管柱表層濾砂微生物總量與 HAA、DOC 降解量



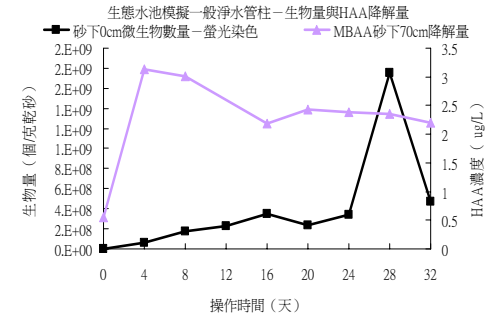
MCAA



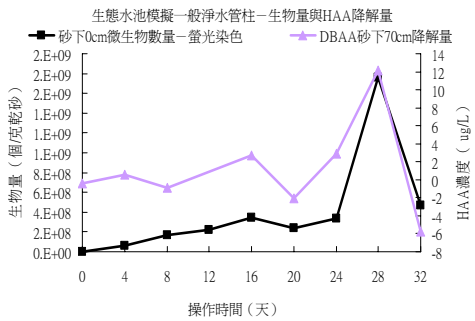
DCAA



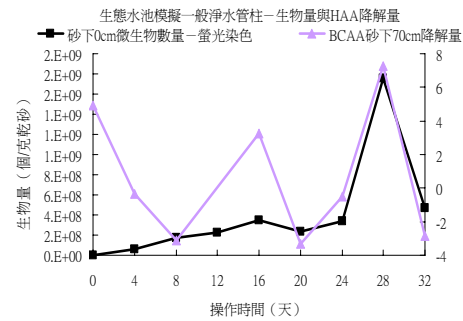
TCAA



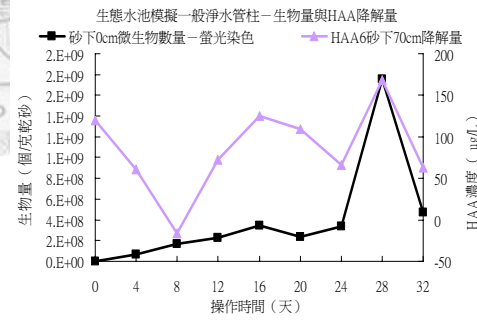
MBAA



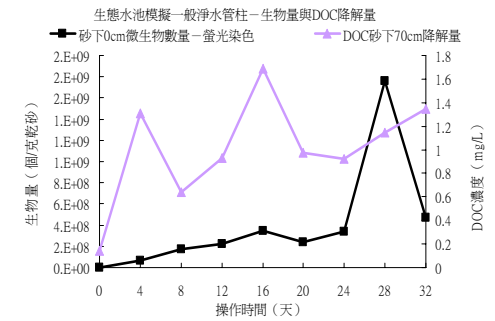
DBAA



BCAA

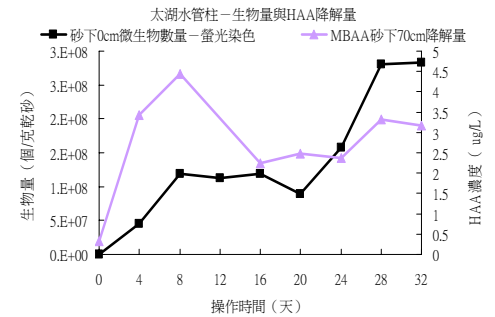
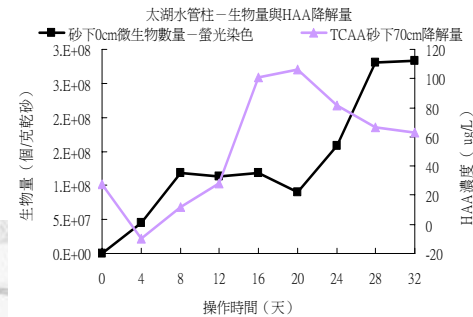
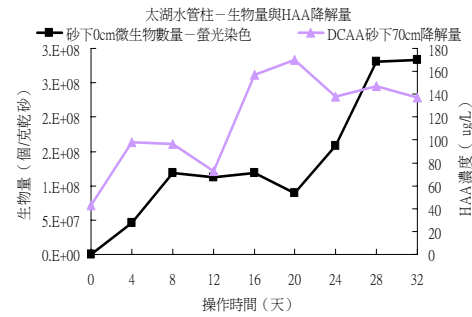
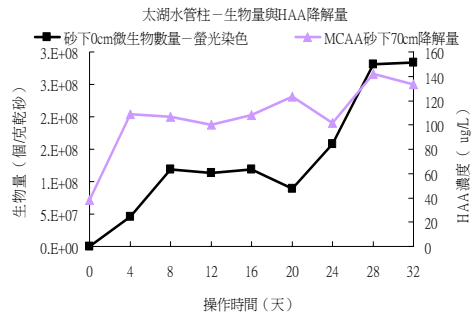


HAA6



DOC

附錄 8、太湖水管柱表層濾砂微生物總量與 HAA、DOC 降解量

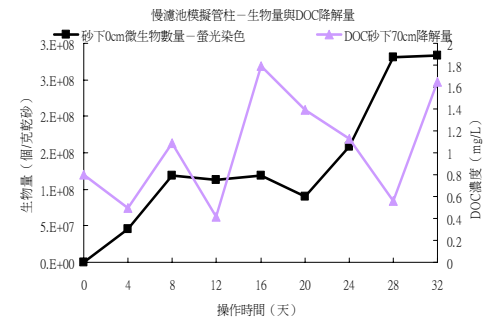
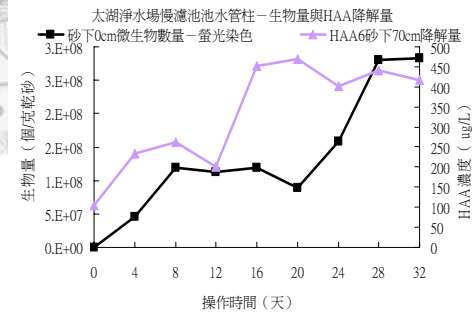
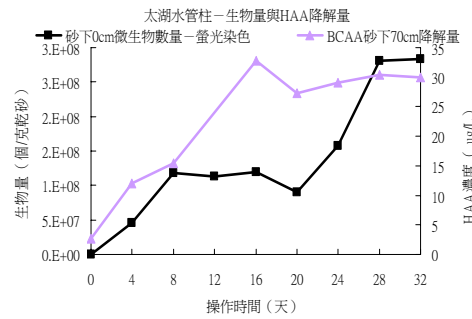
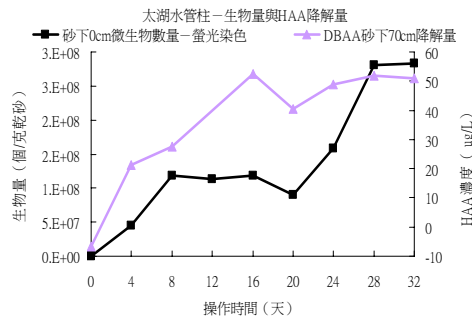


MCAA

DCAA

TCAA

MBAA



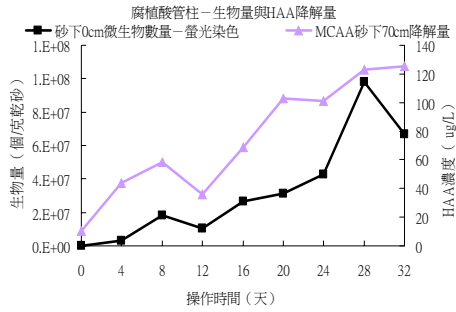
DBAA

BCAA

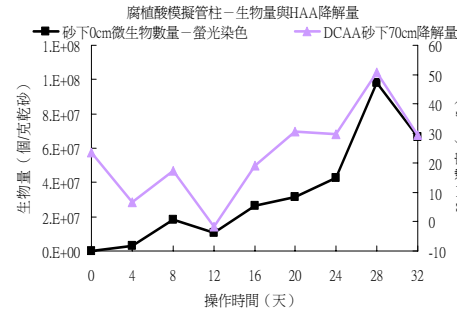
HAA6

DOC

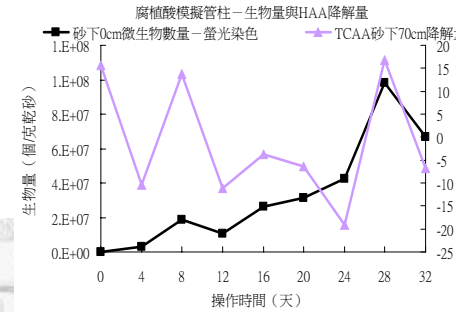
附錄 9、腐植酸管柱表層濾砂微生物總量與 HAA、DOC 降解量



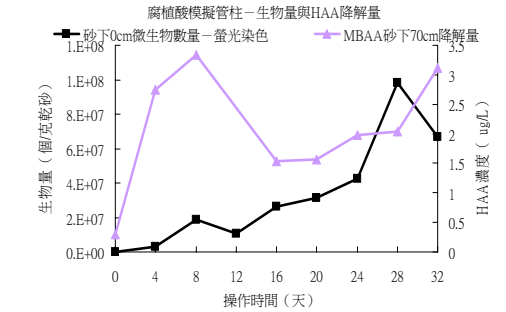
MCAA



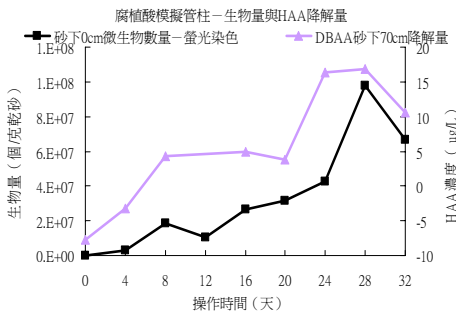
DCAA



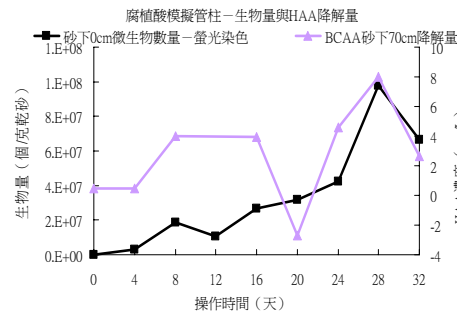
TCAA



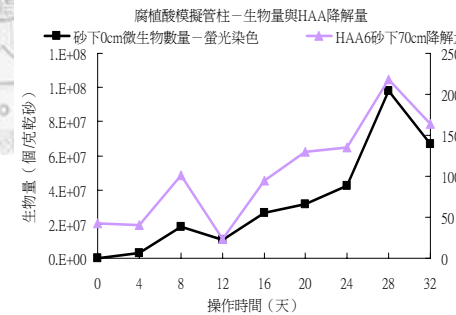
MBAA



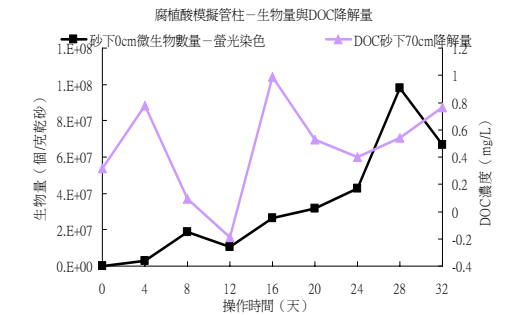
DBAA



BCAA

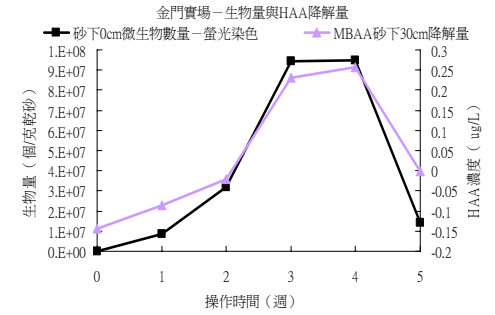
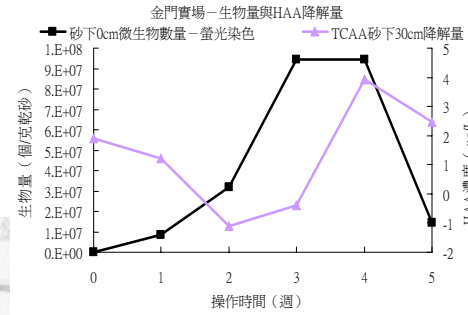
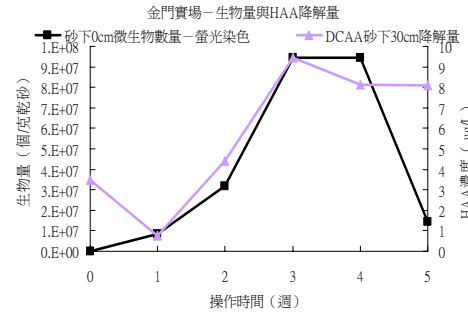
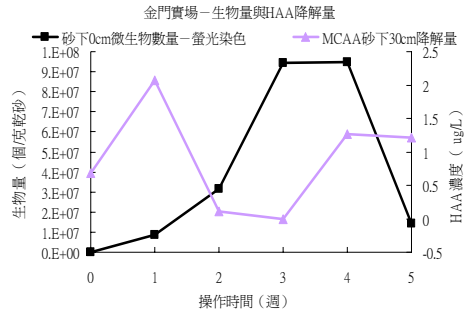


HAA6



DOC

附錄 10、金門實場表層濾砂微生物總量與 HAA、DOC 降解量

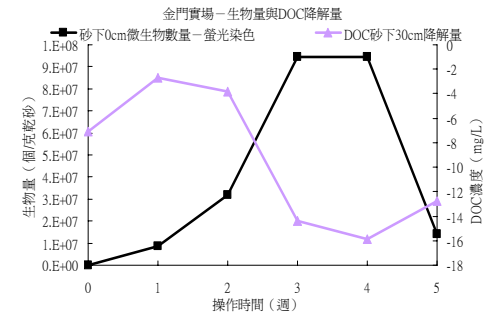
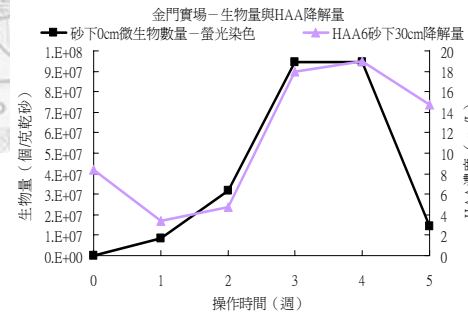
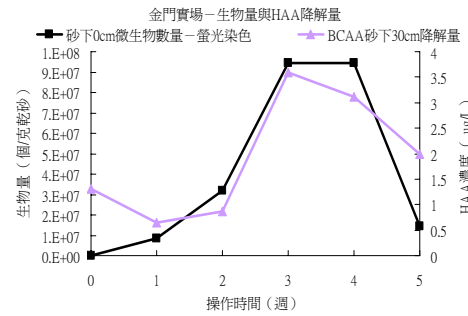
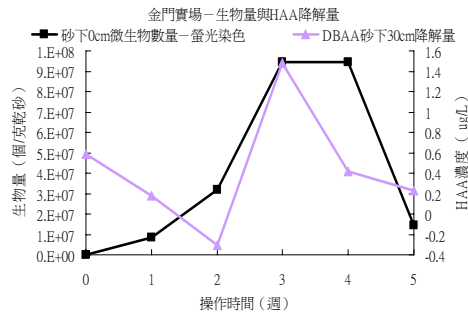


MCAA

DCAA

TCAA

MBAA



DBAA

BCAA

HAA6

DOC