



109年環境科技論壇 論文集

主辦單位：行政院環境保護署

執行單位：環資國際有限公司

活動日期：109年11月10日(星期二)

活動地點：集思臺大會議中心－蘇格拉底廳

目錄

臺灣環境衛生病媒害蟲對市售環境用藥之藥效檢測研究.....	1
碳與鉛同位素在高屏地區細懸浮微粒污染來源鑑定之應用研究-第一年.....	15
環境振動管理及調查研究計畫.....	29
光污染管理及陳情案輔導研究計畫.....	34
開啟式通風窗對環境噪音改善成效研究.....	44
射頻非游離輻射區域性環境監測之研究計畫.....	51
噪音監測數據分析與管制成效計畫.....	64
國內企業綠色採購診斷評比分析.....	69
工業區污水排放特徵及溯源模式應用研究.....	74
新型態即時線上水質感測器開發.....	85
抽換式物聯網無線通訊模組開發.....	103
水質感測物聯網平台開發.....	107
飲用水新興污染物研究與水質管理.....	112
水中農藥類化合物綠色化學檢測技術開發.....	117
106-108 年河川調查數據解析與應用.....	131
表面增強拉曼光譜技術於水體污染源追蹤之應用研究.....	146
河川總體基因體與污染源關聯性.....	150
河川水體污染源鑑識作業程序建置與實例應用.....	194
建置環境污染源鑑識資訊系統計畫.....	199
次世代定序方法應用於污染鑑識技術開發.....	204

跨部會化學物質管理資訊系統（化學雲）運用科技輔助化學物質管理.....	215
環境資源資料系統整合與資料品質檢核之推展.....	221

臺灣環境衛生病媒害蟲對市售環境用藥之藥效檢測研究

白秀華¹ 王璿¹ 洪微雅¹ 徐爾烈² 謝燕儒³ 陳淑玲³ 盧柏州³ 盧家惠³ 林繼富³ 張雅筑³

¹ 國立高雄大學運動健康與休閒學系

² 國立臺灣大學

³ 行政院環境保護署毒物及化學物質局

108D002

摘要

本研究以已建立之各環境衛生害蟲族群之感藥性資料為依據，以最高抗藥性品系對市售環境用藥進行藥效檢測，提供環境害蟲綜合防治用藥之參考。結果顯示 4 類常用劑型(高壓噴霧劑、蚊香劑、燻煙劑及片劑；每類劑型抽測 8 種商品)之環境用藥對 3 種病媒蚊(白線斑蚊、埃及斑蚊及熱帶家蚊)之藥效皆達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準。8 種高壓噴霧劑、8 種液劑、2 種燻煙劑及 8 種餌劑對德國蟑螂之藥效皆達審查基準。4 類常用劑型(高壓噴霧劑、液劑、燻煙劑及餌劑；每類劑型抽測 8 種商品)對美洲蟑螂之藥效皆達審查基準。4 類常用劑型(高壓噴霧劑、液劑、燻煙劑及餌劑；每類劑型抽測 8 種商品)對 3 種蠅類(普通家蠅、大頭金蠅及黑腹果蠅)之藥效皆達審查基準。2 類常用劑型(高壓噴霧劑及乳劑；每種劑型抽測 2 種商品)對白斑蛾蚋之藥效皆達審查基準。2 類常用劑型(高壓噴霧劑及乳劑；每類劑型抽測 1 種商品)對溫帶臭蟲之藥效皆達審查基準。5 種高壓噴霧劑對歐洲室塵蟎之藥效皆達審查基準。綜合以上，建立臺灣常見環境害蟲對常用市售環境用藥之藥效檢測資料，提供綜合害蟲防治體系有效殺蟲劑之選用及科學依據。

關鍵詞：環境害蟲、市售殺蟲劑、環境用藥、抗藥性、藥效檢測

一、前言及研究目的

臺灣位處亞熱帶及熱帶地區，氣候溫暖潮濕，加上人口住宅密集，為病媒蚊、蟑螂、蠅類、蛾蚋、臭蟲及塵蟎等環境衛生病媒害蟲孳生之溫床。過去曾盛行的蚊媒病有瘧疾、血絲蟲病及日本腦炎，近 30 年來則以埃及斑蚊(*Aedes aegypti*)和白線斑蚊(*Aedes albopictus*)為媒介傳播之登革熱較為嚴重[1-5]，主要原因之一是埃及斑蚊對數種殺蟲劑都產生抗藥性[1,5]，而未能在疫情發生之初，及時消滅帶病毒之病媒蚊。住家中常見的蟑螂有德國蟑螂(*Blattella germanica*)、美洲蟑螂(*Periplaneta americana*)、澳洲蟑螂(*Periplaneta australasiae*)及棕色蟑螂(*Periplaneta brunnea*)[6-9]，其中又以德國蟑螂及美洲蟑螂對住家、工廠、傳統市場、醫院及照護中心等場所侵害為最嚴重[10-12]，對除蟲菊酯類、有機磷類及胺基甲酸鹽類殺蟲劑已有呈現抗藥性[13-16]，使蟑螂防治作業倍受困擾。臺灣常見的蠅類有普通家蠅(*Musca domestica*)、大頭金蠅(*Chrysomya megacephala*)及黑腹果蠅(*Drosophila melanogaster*)等[17]，常滋生於傳統市場、垃圾場、畜牧場及養雞場，已發現對除蟲菊酯類、有機磷類及其他常用殺蟲劑已產生抗藥性[18-29]。本研究團隊亦發現臺灣地區普通家蠅於 2015 年至 2018 年期間對第滅寧、陶斯松、安丹及益達胺之抗藥性有增加的趨勢，且 4 種除蟲菊酯類殺蟲劑(賽滅寧、治滅寧、百滅寧及第滅寧)間及 3 種有機磷類殺蟲劑(陶斯松、撲滅松及亞特松)間皆已呈現交互抗性(cross-resistance)，對不同作用機制之殺蟲劑也已發展出多重抗性(multiple resistance)[30]。臺灣地區常見的蛾蚋(Mothfly)有白斑蛾蚋(*Telmatoscopus albipunctatus*)及星斑蛾蚋(*Psychods alternata*)。蛾蚋幼蟲可能造成兼性蠅蛆症(facultative myiasis)。蛾蚋會造成蠅蛆病，大部份都是星斑蛾蚋所造成[31]。臭蟲現今在國外先進國家已成大患，嚴重干擾正常生活[32]。白等(2015)研究指出臭蟲因為是再度侵入害蟲，目前尚未廣泛擴散，只能在少數發現地區採樣，臭蟲雖於近年再度流行發生，然對殺蟲劑已呈現不同程度之抗藥性，顯示居家害蟲綜合防治對殺蟲劑之選用需加注意[28]。臺灣常見的室塵蟎為歐洲室塵蟎(*Dermatophagoides pteronyssinus*)及美洲室塵蟎(*Dermatophagoides farinae*)，其分泌物、排泄物、皮殼或死亡蟎體裂解產物等對人體有致敏作用，導致蟎性皮膚炎(acrodermatitis)及異位性皮膚炎(atopic dermatitis)等症狀，嚴重者可能併發表皮脫剝及局部淋巴結腫大。

本研究團隊於 106 年對臺灣地區主要衛生病媒害蟲(病媒蚊、蟑螂、蠅類、蛾蚋、臭蟲及塵蟎)進行密度調查,監測其種類及密度變化,並建立穩定試驗室族群[33]。107 年針對 3 種病媒蚊(白線斑蚊、埃及斑蚊及熱帶家蚊)、2 種蟑螂(德國蟑螂及美洲蟑螂)、3 種蠅類(普通家蠅、大頭金蠅及黑腹果蠅)、1 種蛾蚋(白斑蛾蚋)及 1 種臭蟲(溫帶臭蟲 *Cimex lectularius*)對 10 種常用藥劑成分(賽滅寧、治滅寧、百滅寧、第滅寧、陶斯松、撲滅松、亞特松、安丹、芬普尼及益達胺)進行感藥性檢測,建立抗藥性調查資料,結果顯示埃及斑蚊 2 個品系(臺南市及高雄市品系)對賽滅寧、百滅寧、第滅寧、亞特松、芬普尼及益達胺呈現中或高抗藥性;德國蟑螂新竹市品系對百滅寧、第滅寧及撲滅松呈現中抗藥性;普通家蠅 6 個品系(新北市、臺中市、彰化縣、雲林縣、臺南市及高雄市品系)對治滅寧、百滅寧、陶斯松、撲滅松、亞特松、安丹及益達胺呈現低至高抗藥性;黑腹果蠅 6 個品系(新北市、臺中市、彰化縣、雲林縣、臺南市及高雄市品系)對百滅寧、安丹及益達胺呈現低或中抗藥性;白斑蛾蚋 5 個品系(臺北市、新北市、臺中市、臺南市及高雄市品系)對賽滅寧及芬普尼呈現低或中抗藥性[34]。

市售環境用藥選擇日益多樣,107 年建立抗藥性調查資料顯示,臺灣各環境衛生病媒害蟲品系對常用藥劑成分已有不同程度之抗藥性[34],為正確使用化學防治,避免誤用藥劑及浪費藥劑而造成汙染,並進一步檢討防治策略,本研究團隊根據抗藥性調查資料,以各環境衛生病媒害蟲(白線斑蚊、埃及斑蚊、熱帶家蚊、德國蟑螂、美洲蟑螂、普通家蠅、大頭金蠅、黑腹果蠅、白斑蛾蚋、溫帶臭蟲及歐洲室塵蟎)之最高抗藥性品系為優先選擇品系,抽測市售環境用藥商品進行藥效檢測,藉以了解目前常用且易取得之市售環境用藥之防治效果,完善環境用藥之管理及提升害蟲綜合防治之體系。

綜合以上,目前蚊、蟑螂、蠅類、蛾蚋、臭蟲及塵蟎流行發生的情形,都是現在及將來臺灣環境衛生病媒重要的害蟲。臺灣積極發展觀光事業,並爭取大型國際活動在臺灣舉辦,環境良窳動見觀瞻,害蟲防治為重要一環,必須針對重要環境衛生病媒害蟲進行研究及防治規劃。環境衛生病媒蟲害的防治,首重環境衛生之改善,但其非一朝一夕能達到,治標的方式仍為殺蟲劑的緊急防治,成效的好壞有賴於對殺蟲劑的選擇及抗藥性的監測,本研究針對常用市售環境用藥對蚊、蟑螂、蠅類、蛾蚋、臭蟲及塵蟎進行藥效檢測,藉以規劃正確的綜合防治方法。

二、研究方法

(一) 供試昆蟲族群

1. 感性品系：

以白線斑蚊以已飼育超過 10 年之感性品系,埃及斑蚊 Bora Bora 感性品系,熱帶家蚊 2014 年已飼育之高雄大學感性品系;德國蟑螂及美洲蟑螂,自臺灣大學昆蟲系引進,1986 年已飼育之感性品系;普通家蠅 2004 年已飼育之感性品系,大頭金蠅 2005 年已飼育之高雄大學感性品系,黑腹果蠅自臺灣大學果蠅研究室 2013 年長期培養室內品系;白斑蛾蚋 2014 年已飼育之高雄大學敏感品系;溫帶臭蟲 2013 年已飼育之敏感品系。對照組則以上述之感性品系不以藥劑作處理。

2. 野外品系：

以 107 年已建立之各環境衛生害蟲族群之感藥性資料為依據[34],以最高抗藥性品系為優先選擇品系進行藥效檢測。白線斑蚊為南部品系,依已建立對 10 種常用藥劑成分(賽滅寧、治滅寧、百滅寧、第滅寧、陶斯松、撲滅松、亞特松、安丹、芬普尼及益達胺)之感藥性資料,抗藥性比介於 1.13~7.15 倍;埃及斑蚊為南部品系 A,依已建立對 10 種常用藥劑成分之感藥性資料,抗藥性比介於 1.69~116.51 倍;熱帶家蚊為南部品系,依已建立對 10 種常用藥劑成分之感藥性資料,抗藥性比介於 1.08~7.96 倍;德國蟑螂為北部品系 E,依已建立對 10 種常用藥劑成分之感藥性資料,抗藥性比介於 1.44~28.07 倍;美洲蟑螂為臺灣品系,依已建立對 10 種常用藥劑成分之感藥性資料,抗藥性比介於 1.00~5.54 倍;普通家蠅為中部品系,依已建立對 10 種常用藥劑成分之感藥性資料,抗藥性比介於 7.50~708.33 倍;大頭金蠅為中部品系,依已建立對 10 種常用藥劑成分之感藥性資料,抗藥性比介於 0.89~5.59 倍;黑腹果蠅為中部品系 C,依已建立對 10 種常用藥劑成分之感藥性資料,抗藥性比介於 1.61~32.12 倍;白斑蛾蚋為南部品系,依已建立對 10 種常用藥劑成分之感藥性資料,抗藥性比介於 1.18~12.05 倍;溫帶臭蟲為北部品系 A,依已建立對 10 種常用藥劑成分之感藥性資料,抗藥性比介於 1.38~4.52 倍;歐洲室塵蟎為南部品系 A。對照組則以上述之感性品系不以藥劑作處理。檢測族群以 10 代以內之害蟲供檢測藥劑用,以確保供試害蟲之異質性,必要時需再至野外採集以維持其異質性。

3. 昆蟲飼養：

(1) 病媒蚊飼養方法：

白線斑蚊、埃及斑蚊及熱帶家蚊飼養室以自動溫度、光照控制，維持 12 小時光照及 12 小時黑暗，溫度 $27\pm 2^{\circ}\text{C}$ ，相對濕度 $60\pm 10\%$ 。幼蟲飼養：取定量卵數之卵紙(一個孵化盤約 200 粒卵)，沉於孵化水盤(20 cm×15 cm×7 cm)底部，加逆滲透水 800 ml，加入 3 ml 幼蟲食物(豬肝粉：兔飼料粉=1：1)，卵於數小時內孵化，取出卵紙，每日清除水面浮膜，並酌量給予幼蟲食物，7 日後開始化蛹，逐日吸蛹於蛹杯內，放入成蚊籠內等待羽化，約 400 個蛹置於蛹杯內，放入飼養籠中，成蚊食物供以 10%糖水，成蚊飼養於昆蟲壓克力蚊籠(30 cm×20 cm×20 cm)，凡逃出箱外之病媒蚊一律殺死不回收，感性品系與野外品系之病媒蚊分室飼養，避免污染。成蟲羽化 4-7 天後，將束縛於小籠內之小白鼠置於蚊籠中使雌蚊吸血(吸血時段斑蚊為早上至傍晚，家蚊為傍晚至早上)，成蟲吸血後第 3 天將產卵不織布沿邊緣鋪平並加入 20 ml 清水，經過 4 天後收集產卵紙，晾乾後置放於陰涼處之密閉夾鏈袋內(熱帶家蚊產卵，以黑色產卵杯加入 1 ml 幼蟲食物，至於蚊籠中產卵，經過 7 天後收集卵，倒入孵化盤直接孵化)[35]。

(2) 蟑螂飼養方法：

飼養室以自動溫度、光照控制，維持 12 小時光照及 12 小時黑暗，溫 $27\pm 2^{\circ}\text{C}$ ，相對濕度 $60\pm 10\%$ ，飼養箱上緣塗抹 10 cm 寬之凡士林防止蟑螂逃逸，凡逃出箱外之蟑螂一律殺死不回收，感性品系與野外品系之蟑螂分室飼養，避免污染，蟑螂若蟲及成蟲食物提供足量狗飼料(福壽實業股份有限公司)及去離子水[35]。

(3) 蠅類飼養方法：

普通家蠅及大頭金蠅飼養室以自動溫度、光照控制，維持 12 小時光照及 12 小時黑暗，溫度 $27\pm 2^{\circ}\text{C}$ ，相對濕度 $60\pm 10\%$ 。成蠅飼養於昆蟲飼養箱中(30 cm×30 cm×30 cm，BugDorm 公司製造)，凡逃出箱外之蠅類一律殺死不回收，感性品系與野外品系之蠅類分室飼養，避免污染。成蠅食物供以奶粉、魚粉及糖。黑腹果蠅於培養箱內飼養，並於恆溫箱內培育，維持 12 小時光照及 12 小時黑暗，溫度 $22\pm 2^{\circ}\text{C}$ ，相對濕度 $60\pm 10\%$ ，幼蟲飼料配方如下[35]：普通家蠅：幼蟲培養基使用鼠飼料(福壽實業股份有限公司)及熱水以 1:1 之比例置入燒杯(飼養罐)靜置並攪拌均勻做成培養基。卵之收集：飼育過幼蟲的舊培養基上方放置黑濕布供蠅產卵。幼蟲飼養：卵放入新的培養基罐中，當幼蟲老熟時於培養基上層鋪上木屑(約 1 cm 厚)。蛹期：幼蟲大多數化蛹後，將蛹篩出放入培養皿中，置入新蠅籠。成蠅飼養：蛹約 5-7 日後羽化成蠅，蛹羽化成蠅後，放置砂糖與奶粉及盛有 10%糖水之水瓶，供成蠅取食；大頭金蠅：幼蟲培養基：使用大豆粉加水(1:1)煮沸再加魚粉(9:1)攪拌即可為大頭金蠅之幼蟲飼料。卵之收集：飼育過幼蟲的舊培養基上方鋪黑濕布供蠅產卵。幼蟲飼養：卵放入新的培養基罐中，當幼蟲老熟時於培養基上層鋪上木屑(約 1 cm 厚)。蛹期：幼蟲大多數化蛹後，將蛹篩出放入培養皿中，置入新蠅籠。成蠅飼養：蛹約 5-7 日後羽化成蠅，蛹羽化成蠅後，放置豬肝、砂糖與奶粉及盛有 10%糖水之水瓶，供成蠅取食；黑腹果蠅：飼料配製：將洋菜粉 10 g 與逆滲透 300 ml，使用加熱器煮熟至透明。將玉米粉 50 g、酵母粉 15 g、紅糖 20 g 溶於 300 ml 冷水，持續攪拌並放入透明之洋菜粉與水混合液中，利用玻棒持續攪拌至完全溶解。沸騰後待冷卻至 80°C ，置入 1 ml 丙酸以製成培養基。幼蟲飼養：將培養基倒入玻璃罐或玻璃管中，冷卻後可供幼蟲生長及果蠅產卵取食。

(4) 白斑蛾蚋飼養方法：

飼養室以自動溫度、光照控制，維持 12 小時光照及 12 小時黑暗，溫度 $27\pm 2^{\circ}\text{C}$ ，相對濕度 $60\pm 10\%$ 。幼蟲飼養：卵塊於孵化水盤(20 cm×15 cm×7 cm)底部，加逆滲透水 800 ml，加入 3 ml 幼蟲食物(豬肝粉：兔飼料粉=1:1)及 2 滴酵母粉液，並酌量給予幼蟲食物，9-15 日後開始化蛹，放入成蟲籠內等待羽化，成蟲食物供以 10%糖水，成蟲飼養於昆蟲壓克力蟲籠(30 cm×20 cm×20 cm)，凡逃出箱外之成蟲一律殺死不回收，感性品系與野外品系之成蟲分室飼養，避免污染[35]。

(5) 溫帶臭蟲飼養方法：

臭蟲族群建立之試驗室條件，室溫 $27\pm 2^{\circ}\text{C}$ ，臭蟲養於透明有蓋之塑膠盒內(長 20 cm×寬 10 cm×高 11 cm)，內鋪濾紙，塑膠盒邊緣塗有 Fluon 防止脫逃，再將塑膠盒放至於飼養箱內，飼養箱內壁塗也有 Fluon 防止脫逃，臭蟲會在濾紙上產卵，將固定於鐵籠內之小白鼠放入飼養盒內供臭蟲吸血，每次供血半小時至一小時，含臭蟲卵之濾紙依產期分別飼養即可得較一致之臭蟲齡期[35]。

(6) 歐洲室塵蟎飼養方法：

塵蟎族群建立之實驗室條件，室溫 $27\pm 2^{\circ}\text{C}$ ，取 2 份大燕麥與 1 份啤酒酵母粉，放入研鉢，輕輕研磨 3-5 下將大燕麥片磨碎，均勻混合，研磨後的飼料加入飼養瓶(塑膠離心管 50 ml)約 15 ml 量，將塵蟎放入飼養瓶中，用 1 號圓形濾紙蓋上瓶口，以封口膜黏貼。將飼養瓶放入小飼養箱(長 15 cm×寬 26 cm×高 10 cm 塑膠箱)，小飼養箱再置於放有飽和食鹽水溶液之大飼養箱(長 60 cm×寬 45 cm×高 40 cm 塑膠箱)中[35]。

(二) 藥劑檢測方法

1. 病媒蚊(白線斑蚊、埃及斑蚊及熱帶家蚊)：

高壓噴霧劑以環檢所 D923.00C 環境衛生用藥噴霧劑藥效檢測方法-玻璃筒法[36]進行檢測。蚊香類劑型以環境衛生用藥蚊香類藥效檢測方法-玻璃筒法 D920.00C[37]進行檢測。燻煙劑以 106 年建立環境衛生用藥燻煙劑藥效檢測方法(新建立)[38]進行檢測。片劑以 106 年建立環境衛生用藥片劑對飛行性昆蟲及爬行性昆蟲藥效檢測方法(新建立)[39]進行檢測。

2. 蟑螂(德國蟑螂及美洲蟑螂)：

高壓噴霧劑及液劑以衛生害蟲用藥之生物檢定及藥效試驗規範之擬定-BEP-72-05-005[40]-殘效測試法進行檢測。燻煙劑以 106 年建立環境衛生用藥燻煙劑藥效檢測方法(新建立)[38]進行檢測。餌劑及凝膠餌劑以 106 年建立環境衛生用藥餌劑、凝膠餌劑對爬行性昆蟲藥效檢測方法(新建立)[41]進行檢測。

3. 蠅類(普通家蠅、大頭金蠅及黑腹果蠅)：

高壓噴霧劑及液劑以環檢所 D923.00C 環境衛生用藥噴霧劑藥效檢測方法-玻璃筒法[36]進行檢測。燻煙劑以 106 年建立環境衛生用藥燻煙劑藥效檢測方法(新建立)[3]進行檢測。蒼蠅類防治餌劑尚未建立藥效檢測方法，參考衛生害蟲用藥之生物檢定及藥效試驗規範之擬定-BEP-72-05-005[40]及國外相關文獻[42-44]之方法進行檢測。

4. 白蟻蟻蟻：

高壓噴霧劑以環檢所 D923.00C 環境衛生用藥噴霧劑藥效檢測方法-玻璃筒法[36]進行檢測。乳劑以 106 年建立環境衛生用藥乳劑對飛行性昆蟲及爬行性昆蟲藥效檢測方法-玻璃筒法(新建立)[45]及幼蟲浸浴法進行檢測。

5. 溫帶臭蟲：

高壓噴霧劑以環檢所 D923.00C 環境衛生用藥噴霧劑藥效檢測方法-玻璃筒法[36]及參考衛生害蟲用藥之生物檢定及藥效試驗規範之擬定-BEP-72-05-005[40]-殘效測試法進行檢測。乳劑以 106 年環境衛生用藥乳劑對飛行性昆蟲及爬行性昆蟲藥效檢測方法-殘效接觸法(新建立)[46]進行檢測。

6. 歐洲室塵蟎：

高壓噴霧劑以環檢所 NIEA-D927.00C-環境衛生用藥噴霧劑塵蟎藥效檢測方法-玻璃筒法[47]進行檢測。

(三) 資料分析

1. 半數擊昏時間(KT_{50})及 95%擊昏時間(KT_{95})：依 Finney(1971)Probit Analysis [48]使用 Polo-Plus 軟體進行分析。
2. 死亡率依 Abbott(1925)校正死亡率公式計算[49]；Abbott 校正死亡率公式=(試驗組死亡率－對照組死亡率)/(100－對照組死亡率)×100%。
3. 忌避率計算公式： $[1-(\text{含藥劑區域之蟲數量}/\text{實驗昆蟲總數量})]\times 100\%$ 。
4. 試驗結果以三重複試驗值及平均值±標準差表示。

(四) 藥效檢測結果基準判定

以環境保護署毒物及化學物質局公告之環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準為依據[50]。

三、結果與討論

(一) 臺灣環境衛生病媒害蟲對市售環境用藥之藥效檢測結果

1. 病媒蚊：

以最高抗藥品系之白線斑蚊、埃及斑蚊及熱帶家蚊對 4 類常用市售環境用藥劑型(高壓噴霧劑、蚊香類劑型、燻煙劑及片劑)進行藥效檢測，結果顯示 8 種高壓噴霧劑標示具有殺蟲效果，對白線斑蚊、埃及斑蚊及熱帶家蚊之檢測皆達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，檢測結果符合產品標示(表 1)；8 種蚊香類劑型中，7 種蚊香類劑型標示具有殺蟲效果，對白線斑蚊、埃及斑蚊及熱帶家蚊之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，1 種蚊香類劑型標示具有驅除蚊蟲之效果，對白線斑蚊、埃及斑蚊及熱帶家蚊之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(忌避率須大於 75%)，檢測結果符合產品標示(表 1)；8 種燻煙劑標示具有殺蟲效果，對白線斑蚊、埃及斑蚊及熱帶家蚊之檢測皆達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，檢測結果符合產品標示(表 1)；8 種片劑標示具有防蚊之效果，8 種片劑對白線斑蚊及埃及斑蚊之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(忌避率須大於 75%)，5 種片劑對熱帶家蚊之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(忌避率須大於 75%)，此外，依據熱帶家蚊習性，其活動時間為晚間，對另外 3 種片劑於昏暗環境下進行初步檢測，亦達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(忌避率須大於 75%)，檢測結果符合產品標示(表 1)。

2. 蟑螂：

以最高抗藥品系之德國蟑螂及美洲蟑螂對 4 類常用市售殺蟲劑劑型(高壓噴霧劑、液劑、燻煙劑及餌劑)進行藥效檢測，結果顯示，8 種高壓噴霧劑標示具有殺蟲效果，對德國蟑螂及美洲蟑螂之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，其中 6 種高壓噴霧劑之殘效防治效果可達 14 日，2 種高壓噴霧劑之殘效防治效果可達 7 日(殘效防治之 24 小時死亡率須大於 70%)，檢測結果符合產品標示(表 2)；8 種液劑標示具有殺蟲效果，其中 4 種液劑標示具有 14 日殘效防治效果，8 種液劑對德國蟑螂及美洲蟑螂之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，其中 6 種液劑殘效防治效果可達 14 日，2 種液劑殘效防治效果可達 7 日(殘效防治之 24 小時死亡率須大於 70%)，檢測結果符合產品標示(表 2)；8 種燻煙劑標示具有殺蟲效果，2 種燻煙劑對德國蟑螂之檢測結果達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，檢測結果符合產品標示，6 種燻煙劑對感性品系德國蟑螂之檢測結果達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，而野外最高抗藥品系對除蟲菊酯類殺蟲劑之抗藥性比為 2.50 倍至 28.07 倍，為低-中抗藥性，檢測未達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)。8 種燻煙劑對美洲蟑螂之檢測結果達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，檢測結果符合產品標示(表 2)；8 種餌劑標示具有殺蟲效果，其中 2 種餌劑標示殘效防治效果可達 1 個月，4 種餌劑標示殘效防治效果可達 3 個月，8 種餌劑對德國蟑螂及美洲蟑螂之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(殺蟲效果第 14 日 24 小時死亡率大於 80%；殘效防治效果第 14 日 24 小時死亡率大於 70%)，檢測結果符合產品標示，且 8 種餌劑均有二次殺蟑(連鎖殺蟑)之效果(表 2)。

3. 蠅類：

以最高抗藥品系之普通家蠅、大頭金蠅及黑腹果蠅對 4 類常用市售殺蟲劑劑型(高壓噴霧劑、液劑、燻煙劑及餌劑)進行藥效檢測，結果顯示，8 種高壓噴霧劑標示具有殺蟲效果，4 種高壓噴霧劑對普通家蠅之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，5 種高壓噴霧劑對大頭金蠅之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，檢測結果符合產品標示。高壓噴霧劑對蠅類之現行玻璃筒法檢測規範中，噴灑藥劑後 15 秒才拉開隔板，藥劑多殘留於隔板上，導致接觸蟲體之藥劑量低，可能影響檢測結果，對另外 4 種高壓噴霧劑對普通家蠅及 3 種高壓噴霧劑對大頭金蠅進行噴灑藥劑後 5 秒拉開隔板之檢測，達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)。8 種高壓噴霧劑對黑腹果蠅之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登

記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，檢測結果符合產品標示(表 3)；8 種液劑標示具有殺蟲效果，5 種液劑對普通家蠅之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，7 種液劑對大頭金蠅達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，檢測結果符合產品標示。液劑對蠅類之現行玻璃筒法檢測規範中，噴灑藥劑後 15 秒才拉開隔板，藥劑多殘留於隔板上，導致接觸蟲體之藥劑量低，可能影響檢測結果，對另外 3 種液劑對普通家蠅及 1 種液劑對大頭金蠅進行噴灑藥劑後 5 秒拉開隔板之檢測，達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)。8 種液劑對黑腹果蠅之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，檢測結果符合產品標示(表 3)；8 種燻煙劑標示具有殺蟲效果，對普通家蠅、大頭金蠅及黑腹果蠅之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)(表 3)；8 種餌劑標示具有殺蟲效果，其中 2 種餌劑標示殘效防治效果可達 1 個月，8 種餌劑對普通家蠅及大頭金蠅之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(殺蟲效果第 14 日 24 小時死亡率大於 80%；殘效防治效果第 14 日 24 小時死亡率大於 70%)，檢測結果符合產品標示。7 種餌劑對黑腹果蠅之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(殺蟲效果第 14 日 24 小時死亡率大於 80%；殘效防治效果第 14 日 24 小時死亡率大於 70%)，1 種餌劑標示對蒼蠅具有殺蟲效果，但並未標示對黑腹果蠅具有殺蟲效果，檢測結果符合產品標示(表 3)。

4. 白斑蛾蚋：

以最高抗藥品系之白斑蛾蚋對 2 類常用市售殺蟲劑劑型(高壓噴霧劑及乳劑)進行藥效檢測，結果顯示，2 種高壓噴霧劑標示具有殺蟲效果，對白斑蛾蚋之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，檢測結果符合產品標示(表 4)；1 種乳劑標示具有殺蟲效果，對白斑蛾蚋之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，檢測結果符合產品標示。1 種乳劑標示具有殺蟲或生長調節之效果，對白斑蛾蚋之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(生長抑制率、致死率大於 70%；或抑制化蛹率、抑制羽化率大於 50%)，檢測結果符合產品標示(表 4)。

5. 溫帶臭蟲

以最高抗藥品系之溫帶臭蟲對 2 類常用市售殺蟲劑劑型(高壓噴霧劑及乳劑)進行藥效檢測，結果顯示，1 種高壓噴霧劑標示具有殺蟲效果，對溫帶臭蟲之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，檢測結果符合產品標示(表 4)；1 種乳劑標示具有殺蟲效果，且第一次噴藥後 1-2 週，需再次噴灑，對溫帶臭蟲之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，檢測結果符合產品標示(表 4)。

6. 歐洲室塵蟎

以歐洲室塵蟎對常用市售殺蟲劑劑型(高壓噴霧劑)進行藥效檢測，5 種高壓噴霧劑標示具有殺蟲效果，對歐洲室塵蟎之檢測達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準(24 小時死亡率大於 80%)，檢測結果符合產品標示(表 4)。

表 1. 病媒蚊對 4 類常用劑型之市售環境用藥藥效檢測結果

檢測劑型	檢測產品	產品性能說明	檢測結果
高壓噴霧劑	A 產品	8 種產品皆標示具殺蟲效果，未標示具快速擊昏效果。	V
	B 產品		V
	C 產品		V
	D 產品		V
	E 產品		V
	F 產品		V
	G 產品		V
	H 產品		V
蚊香類劑型	A 產品	D 產品標示功效為驅逐蚊蟲之忌避效果，其餘 7 種產品皆標示具殺蟲效果，未標示具快速擊昏效果。	V
	B 產品		V
	C 產品		V
	D 產品		V
	E 產品		V
	F 產品		V
	G 產品		V
	H 產品		V
燻煙劑	A 產品	8 種產品皆標示具殺蟲效果，未標示具快速擊昏效果。	V
	B 產品		V
	C 產品		V
	D 產品		V
	E 產品		V
	F 產品		V
	G 產品		V
	H 產品		V
片劑	A 產品	8 種產品皆標示功效為驅逐蚊蟲之忌避效果。	V
	B 產品		V
	C 產品		V
	D 產品		V
	E 產品		V
	F 產品		V
	G 產品		V
	H 產品		V

註：V 表示藥效檢測結果達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準，與產品標示之防治效果相符。

表 2. 蟑螂對 4 類常用劑型之市售環境用藥藥效檢測結果

檢測劑型	檢測產品	產品性能說明	檢測結果
高壓噴霧劑	A 產品	8 種產品皆標示具殺蟲效果，未標示具殘效防治效果。	V
	B 產品		V
	C 產品		V
	D 產品		V
	E 產品		V
	F 產品		V
	G 產品		V
	H 產品		V
液劑	A 產品	8 種產品皆標示具殺蟲效果。A、B、E 及 F 產品標示具有殘效效果，藥效可達 14 日。	V
	B 產品		V
	C 產品		V
	D 產品		V
	E 產品		V
	F 產品		V
	G 產品		V
	H 產品		V
燻煙劑	A 產品	8 種產品皆標示具殺蟲效果，未標示具快速擊昏效果。	✖
	B 產品		✖
	C 產品		✖
	D 產品		✖
	E 產品		V
	F 產品		V
	G 產品		✖
	H 產品		✖
餌劑類劑型	A 產品	殺蟲效果，殘效效果可達 1 個月	V
	B 產品	殺蟲效果，殘效效果可達 3 個月	V
	C 產品	殺蟲效果，殘效效果可達 3 個月	V
	D 產品	殺蟲效果，殘效效果可達 3 個月	V
	E 產品	殺蟲效果，殘效效果可達 3 個月	V
	F 產品	殺蟲效果，無殘效效果	V
	G 產品	殺蟲效果，殘效效果可達 1 個月	V
	H 產品	殺蟲效果，殘效效果可達 1 個月	V

註 1：V 藥效檢測結果達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準，與產品標示之防治效果相符。✖德國蟑螂藥效檢測結果未達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準。

表 3. 蠅類對 4 類常用劑型之市售環境用藥藥效檢測結果

檢測劑型	檢測產品	產品性能說明	檢測結果
高壓噴霧劑	A 產品	8 種產品皆標示具殺蟲效果，未標示具快速擊昏效果。	V
	B 產品		V
	C 產品		V
	D 產品		V
	E 產品		V
	F 產品		V
	G 產品		V
	H 產品		V
液劑	A 產品	8 種產品皆標示具殺蟲效果，未標示具快速擊昏效果。	V
	B 產品		V
	C 產品		V
	D 產品		V
	E 產品		V
	F 產品		V
	G 產品		V
	H 產品		V
燻煙劑	A 產品	8 種產品皆標示具殺蟲效果，未標示具快速擊昏效果。	V
	B 產品		V
	C 產品		V
	D 產品		V
	E 產品		V
	F 產品		V
	G 產品		V
	H 產品		V
餌劑類劑型	A 產品	殺蟲效果，無殘效效果	V
	B 產品	殺蟲效果，無殘效效果	V
	C 產品	殺蟲效果，無殘效效果	V
	D 產品	殺蟲效果，無殘效效果	V
	E 產品	殺蟲效果，殘效效果可達 4 週	V
	F 產品	殺蟲效果，殘效效果可達 1 個月	V
	G 產品	殺蟲效果，無殘效效果	V
	H 產品	殺蟲效果，無殘效效果	V

註 1：V 藥效檢測結果達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準，與產品標示之防治效果相符。

表 4. 白斑蛾蚋、溫帶臭蟲及歐洲室塵蟎對常用市售環境用藥藥效檢測結果

供試昆蟲	檢測劑型	檢測產品	產品性能說明	檢測結果
白斑蛾蚋	高壓噴霧劑	I 產品	2 種產品皆標示具殺蟲效果，未標示具快速擊昏效果。	V
		J 產品		V
白斑蛾蚋	乳劑	A 產品	A 產品標示功效為生長抑制劑。 B 產品標示具殺蟲效果，未標示具快速擊昏效果。	V
		B 產品		V
溫帶臭蟲	高壓噴霧劑	D 產品	產品標示具殺蟲效果，未標示具快速擊昏效果。	V
溫帶臭蟲	乳劑	C 產品	產品標示具殺蟲效果，第一次噴藥後 1-2 週需再次噴灑。	V
歐洲室塵蟎	高壓噴霧劑	A 產品	5 種產品皆標示具殺蟲效果，未標示具快速擊昏效果。	V
		E 產品		V
		K 產品		V
		L 產品		V
		M 產品		V

註：V 表示藥效檢測結果達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準，與產品標示之防治效果相符。

(二) 討論

市售環境用藥對病媒蚊之藥效檢測雖多達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準，但臺灣南部地區每逢有登革熱個案發生時，便實施大規模噴藥，長年為之可能會使多種野外品系病媒蚊產生抗藥性，而使防治工作更顯困難，建議可不同劑型及不同有效成分之環境用藥輪替使用，平時也應加強居家環境孳生源之清除，確保抑制病媒蚊孳生及疾病傳播。

8 種燻煙劑對德國蟑螂野外最高抗藥品系的檢測中有 6 種燻煙劑未達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準，但對德國蟑螂感性品系的檢測中，24 小時死亡率均能達 85.00% 以上，因此排除未達審查基準可能為檢測方法不適的原因。已建立之各環境衛生害蟲族群之感藥性資料，德國蟑螂野外最高抗藥品系對除蟲菊酯類之抗藥性比為 2.50 倍至 28.07 倍，因此推論可能原因為對賽滅寧之抗藥性所導致。餌劑劑型中分為凝膠餌劑及餌盒兩種，其中凝膠餌劑較不易久放，水分易蒸發，影響蟑螂之適口性，容易隨擺放時間增長而降低防治效果，需經常更換。市售環境用藥對蟑螂之藥效檢測，殘效接觸的高壓噴霧劑與液劑及直接取食的餌劑對蟑螂防治效果佳，但長年使用之仍可能會使多種野外品系蟑螂產生抗藥性，除化學防治以外，建議也可使用物理防治如捕蟑盒，平時更應注意環境衛生管理（髒亂環境整頓、排水管增濾網防蟑螂侵入住家、消除蟑螂隱蔽場所及注意未食用完食物清理等），藉以更達防治之效果。

檢測之市售環境用藥對蠅類之藥效檢測雖皆達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準，但根據已建立之各環境衛生害蟲族群之感藥性資料，臺灣地區普通家蠅對部分藥劑成分已產生抗藥性[34]，建議蠅類之防治可暫停使用具高抗藥性之殺蟲劑，以不同有效成分之殺蟲劑輪替使用，除化學防治方法以外，也可採用環境孳生源清除及雞舍清潔管理，如雞糞堆肥製作或乾燥、捕蠅籠、捕蠅燈及捕蠅紙等物理方式進行防治。

蛾蚋喜陰暗潮濕少日照及含較高有機質等特性之環境(如排水溝、汙水池及化糞池等)，目前 2 種劑型之市售環境用藥檢測結果皆達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基

準，除施藥防治外，建議能加強居家環境清潔、維持良好環境整潔及通風、維持水溝及水管之暢通及減少有機質等方法，以達防治之全效。

目前2類劑型之市售環境用藥對臭蟲檢測結果皆達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準，臭蟲常滋生於室內床單、枕頭、毛毯、床墊、船上甲板及木板等易躲藏之縫隙環境中，除化學防治以外，建議能減少雜物堆積，保持乾淨，或採用高溫曝曬、蒸汽或吸塵器等物理方法防治臭蟲。

檢測5種高壓噴霧劑對歐洲室塵蟎之藥效結果，歐洲室塵蟎30分鐘擊昏率及24小時死亡率為95.00-100.00%，達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準。目前家庭中防治塵蟎之方法多為陽光曝曬，極少使用化學防治法，塵蟎目前尚無發現具有抗藥性之問題，陽光曝曬為物理防治法，對環境較為友善且無汙染；而化學防治法雖具速效性，但較易汙染環境，亦可能對人體造成危害，使用後還需清潔整理，長期使用化學防治也可能使多種野外品系塵蟎產生抗藥性。

環境害蟲(病媒蚊、蟑螂、蠅類、蛾蚋、臭蟲及塵蟎等)，以殺蟲劑實施化學防治，於疫情發生時，固可收治速效，但長年不當使用殺蟲劑，會衍生諸多抗藥性之問題，近年來環境害蟲綜合管理(Integrate Pest Management; IPM)，日益受到重視，結合治本及治標之方法，視害蟲種類、生態及環境等，做最合理有效之選用與配合[51]。除正確使用化學防治外，加強環境衛生、髒亂整頓、預防措施(如門窗加紗窗、排水孔加濾網、妥善擺放未食用完之食物及水等)、環境管理等，以達有效之綜合防治。

四、結論與建議

針對常用市售環境用藥對蚊、蟑螂、蠅類、蛾蚋、臭蟲及塵蟎進行藥效檢測，檢測結果除了部分燻煙劑對德國蟑螂最高抗藥品系未達環保署環境衛生用藥許可證登記防治性能之藥效檢測結果審查基準，其餘常用市售環境用藥之藥效檢測皆達審查基準。建立常用市售環境用藥對各害蟲之最高抗藥品系藥效檢測資料，將可提供病媒防治業者、環境用藥製造業者、環保單位及民眾作為選擇參考，並進一步檢討防治策略，避免誤用藥劑及浪費藥劑而造成環境汙染。除正確使用化學防治外，應結合治本之方法，視害蟲種類、生態及環境等，加強環境衛生、髒亂整頓、預防措施(如加裝紗窗、濾網、妥善擺放未食用完之食物及水等)、環境管理等，做最合理有效之選用與配合，完善環境用藥之管理及提升害蟲防治之體系，減輕環境之汙染。

參考文獻

- [1] 徐爾烈、張念台、吳懷慧、羅怡佩、林鶯熹、戴淑美、杜武俊、白秀華，「臺灣地區登革熱大流行及病媒蚊綜合防治」，中華衛生殺蟲藥械第21期，第1-6頁(2005)。
- [2] Pai, H.H., Lu, Y.L., Hong, Y.J. and Hsu, E.L., "The Differences of Dengue Vectors and Human Behavior between Families with and without Members Having Dengue Fever/Dengue Hemorrhagic Fever," *International Journal of Environmental Health Research*. 15, 263-269 (2005).
- [3] Pai, H.H., Hong, Y.J. and Hsu, E.L., "Impact of a Short-Term Community-Base Cleanliness Campaign on the Sources of Dengue Vectors: An Entomological and Human Behavior Study," *Journal of Environmental Health*, 68, 35-39 (2006).
- [4] Pai, H.H. and Hsu, E.L., "Effectiveness and acceptance of total release insecticidal aerosol cans as a control measure in reducing dengue vectors," *J Environ Health*, 76, 68-74 (2014).
- [5] 吳懷慧、林鶯熹、白秀華、徐爾烈、張念台、羅怡佩，「臺灣南部地區埃及斑蚊成蟲對殺蟲劑的抗藥性」，臺灣昆蟲第33期，第253-270頁(2014)。
- [6] 徐爾烈，「臺灣常見蟑螂的生態及防治」，病媒管制研討會論文集，臺灣省環境衛生協會，第45-46頁(1990)。
- [7] 王正雄，「常見的幾種住家蟑螂」，環境衛生報導，第117期，第14頁(1985)。
- [8] 賴振棋、王正雄、蕭東銘，「台北市蟑螂生態及防治檢測報告」，台北市政府衛生局(1975)。

- [9] 魏登賢、李鐘祥、賴振棋、王正雄，「台北市住家蟑螂研究報告」，台北市政府衛生局 (1980)。
- [10] 白秀華、吳尹文、洪玉珠、王正雄，「高雄地區餐盒工廠蟑螂之監測及其與環境衛生相關之研究」，高雄醫學科學雜誌，第 14 卷，第 26-33 頁 (1998)。
- [11] Pai, H.H., Chen, W.C. and Peng, C.F., “Cockroaches as potential vectors of nosocomial infections,” *Infect Control Hosp Epidemiol*, 25, 979-84 (2004).
- [12] Pai, H.H., Chen, W.C. and Peng, C.F., “Isolation of bacteria with antibiotic resistance from household cockroaches (*Periplaneta Americana* and *Blattella germanica*),” *Acta. Tropica*, 93, 259-265 (2005).
- [13] Rust, M.K., Reiersen, D.A. and Zeichner, B.C., “Relationship between insecticide resistance and performance in choice tests of field-collected German cockroaches (Dictyoptera: Blattellidae),” *J. Econ. Entomol*, 86, 1124-1130 (1993).
- [14] 白秀華、林太明、徐爾烈，「環境害蟲綜合防治計畫-重要環境害蟲對殺蟲劑之感受性研究」，105 環境科技論壇論文集，第 1-10 頁 (2016)。
- [15] 白秀華、徐爾烈、林楷宸，「臺灣地區常見蟑螂對殺蟲劑之感藥性研究」，行政院環境保護署，2016 年兩岸環境用藥及病媒防治交流研討會論文集，第 5-15 頁 (2016)。
- [16] 白秀華、徐爾烈、林楷宸，「德國小蠊及美洲大蠊對殺蟲劑的抗性研究」，中華衛生殺蟲藥械，第 23 期，第 13-17 頁 (2017)。
- [17] 周欽賢、連日清、王正雄，「醫學昆蟲與病媒防制」，南山堂出版社 (2002)。
- [18] 劉肅壅，「簡介臺灣常見之蠅類」，臺灣撲滅，第 1 卷，第 8 期，第 6-13 頁 (1962)。
- [19] 林晃史、井日出正美，「數種殺蟲劑對臺灣普通家蠅感受性」，防蟲科學，第 39 期，第 63-65 頁 (1974)。
- [20] 饒連財、徐士蘭，「臺灣地區蒼蠅抗藥性之研究—有機磷及氨基甲酸鹽殺蟲劑對台中市區蒼蠅之藥效研究」，臺灣環境衛生，第 12 期，第 57-64 頁 (1980)。
- [21] 饒連財，「臺灣地區衛生蠅類之發生環境及其防除法」，昆蟲生態與防治研討會講稿集，第 71-79 頁 (1978)。
- [22] 饒連財，「臺灣地區蒼蠅抗藥性之研究-有機磷及氨基甲酸鹽殺蟲劑對台南市區蒼蠅之藥效研究」，臺灣環境衛生，第 13 期，第 76-82 頁 (1981)。
- [23] 饒連財，「臺灣地區蒼蠅抗藥性 III-有機磷及氨基甲酸鹽殺蟲劑對東部地區普通家蠅之藥效」，東海學報，第 26 期，第 725-731 頁 (1985)。
- [24] 饒連財，「有機磷及氨基甲酸鹽殺蟲劑對臺灣地區普通家蠅之毒效」，環境保護，第 8 期，第 15-23 頁 (1985)。
- [25] 高慧蓮，「台中地區家蠅對 propoxur 的抗藥性」，中興大學碩士論文 (1983)。
- [26] 陳錦生、張森和，「本省普通家蠅抗藥性之研究」，臺灣環境衛生，第 18 卷，第 2 期，第 96-100 頁 (1986)。
- [27] 徐爾烈，「蠅類的綜合防治」，第八屆病媒防治技術研討論文集，第 45-52 頁 (1996)。
- [28] 白秀華、徐爾烈、林太明、葉雅琪，「環境害蟲綜合防治計畫(2/3)成果報告」，行政院環境保護署，第 91-102 頁 (2015)。
- [29] 白秀華、徐爾烈、林楷宸、葉雅琪，「環境害蟲綜合防治計畫(3/3)成果報告」，行政院環境保護署，第 69-73 頁 (2016)。
- [30] Pai, H.H., Lin, K.C., Wang, S. and Hsu, E.L., “Resistance to 10 common insecticide of houseflies (*Musca domestica*) from garbage dumps in Taiwan,” *International Journal of Scientific Research*, 9, 1-5

(2020).

- [31] Yenice, M.G., Demir, T., Babür, C., Nalbantoğlu, S. and Kılıç, S., “A case of urogenital myiasis caused by *Psychoda albipennis* (Diptera:Nematocera),” *Mikrobiyol Bul. Jul.*, 45, 558-564 (2011).
- [32] "National Bed Bug Summit". United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/oppfead1/cb/ppdc/bedbug-summit/index.html>. 4-17-09. Retrieved 2009-04-22.
- [33] 白秀華、徐爾烈、林楷宸、田宸昊、劉軒豪，「106 年建立臺灣環境衛生病媒害蟲監測及防治技術計畫期末報告」，行政院環境保護署毒物及化學物質局，第 67-93 頁 (2017)。
- [34] 白秀華、徐爾烈、王璿、陳奕云、黃盈甄、李珮華、劉奕廷、田宸昊、李美鳳、陳品秀，「107 年至 109 年建立臺灣環境衛生病媒害蟲監測及防治技術計畫(第一年)」，行政院環境保護署毒物及化學物質局，第 105-207 頁 (2018)。
- [35] 白秀華、徐爾烈、林楷宸、劉軒豪，「建立我國環境用藥藥效方法技術規範期末報告」，行政院環境保護署毒物及化學物質局，第 74-88 頁 (2017)。
- [36] 徐爾烈、楊士穆，「環境衛生用藥噴霧劑藥效檢測方法-玻璃筒法 D923.00C」，行政院環境保護署環境檢驗所 (2001)。
- [37] 徐爾烈、楊士穆，「環境衛生用藥蚊香藥效檢測方法-玻璃筒法 D920.00C」，行政院環境保護署環境檢驗所 (2001)。
- [38] 白秀華、徐爾烈、林楷宸、劉軒豪，「環境衛生用藥燻煙劑藥效檢測方法(新建立)，建立我國環境用藥藥效方法技術規範成果報告 TCSB-106-HC04-02-A008」，行政院環境保護署毒物及化學物質局，第 302-305 頁 (2017)。
- [39] 白秀華、徐爾烈、林楷宸、劉軒豪，「環境衛生用藥片劑對飛行性昆蟲及爬行性昆蟲藥效檢測方法(新建立)，建立我國環境用藥藥效方法技術規範成果報告 TCSB-106-HC04-02-A008」，行政院環境保護署毒物及化學物質局，第 315-318 頁 (2017)。
- [40] 徐爾烈、楊士穆，「衛生害蟲用藥之生物檢測及藥效檢測規範之擬定-BEP-72-05-005」，行政院環境保護署 (1985)。
- [41] 白秀華、徐爾烈、林楷宸、劉軒豪，「環境衛生用藥餌劑、凝膠餌劑對爬行性昆蟲(蟑螂)藥效檢測方法(新建立)，建立我國環境用藥藥效方法技術規範成果報告 TCSB-106-HC04-02-A008」，行政院環境保護署毒物及化學物質局，第 342-344 頁 (2017)。
- [42] Learmount, J., Chapman, P.A., Morris, A.W. and Pinniger, D. B., “Response of strains of housefly, *Musca domestica* (Diptera: Muscidae) to commercial baits in the laboratory,” *Bulletin of entomological research*, 86, 541-546 (1996).
- [43] Hunter White, W., McCoy, C.M., Meyer, J.A., Winkle, J.R., Plummer, P.R., Kemper, C.J., Starkey, R. and Snyder, D.E., “Knockdown and mortality comparisons among spinosad-, imidacloprid-, and methomyl-containing baits against susceptible *Musca domestica* (Diptera: Muscidae) under laboratory conditions,” *Journal of economic entomology*, 100, 155-163 (2007).
- [44] Diclaro, J. W., Hertz, J.C., Welch, R.W., Koehler, P.G. and Pereira, P.M., “Integration of Fly Baits, Traps, and Cords to Kill House Flies (Diptera: Muscidae) and Reduce Annoyance,” *Journal of Entomological Science*, 47, 56-64 (2012).
- [45] 白秀華、徐爾烈、林楷宸、劉軒豪，「環境衛生用藥乳劑對飛行性昆蟲及爬行性昆蟲藥效檢測方法 - 玻璃筒法 (新建立)，建立我國環境用藥藥效方法技術規範成果報告 TCSB-106-HC04-02-A008」，行政院環境保護署毒物及化學物質局，第 263-265 頁 (2017)。

- [46] 白秀華、徐爾烈、林楷宸、劉軒豪，「環境衛生用藥乳劑對飛行性昆蟲及爬行性昆蟲藥效檢測方法-殘效接觸法(新建立)，建立我國環境用藥藥效方法技術規範成果報告 TCSB-106-HC04-02-A008」，行政院環境保護署毒物及化學物質局，第 274-277 頁 (2017)。
- [47] 徐爾烈、楊士穆，「環境衛生用藥噴霧劑塵蟎藥效檢測方法-玻璃筒法 D927.00C 」，行政院環境保護署環境檢驗所 (2001)。
- [48] Finney, D.J., “Probit Analysis.” 3rd .ed. Cambridge University Press, Cambridge (1971).
- [49] Abbott, W.S.A., “Method of computing the effectiveness of an insecticide.” *J. Econ. Entomol*, 18, 265-267 (1925).
- [50] 行政院環境保護署，「環境用藥許可證申請核發作業準則」，(2002)。
- [51] 王正雄、周延鑫，「住家蟑螂生物學與防治」，台北：中華環境有害生物防治協會 (1993)。

碳與鉛同位素在高屏地區細懸浮微粒污染來源鑑定之應用研究-第一年

周崇光¹、榮建誠²、李崇德³、李家偉⁴、黃譯檣¹

¹ 中央研究院環境變遷研究中心

² 中國醫藥大學公共衛生學系

³ 中央大學環境工程研究所

⁴ 高雄科技大學環境與安全衛生工程學系

摘要

本計畫在 2019 年期間，藉由採集與分析高屏地區大氣和主要污染源排放之 PM_{2.5} 的傳統化學組成和碳與鉛同位素特徵，初步探討高屏地區的大氣 PM_{2.5} 污染來源。研究發現 1.) 燃煤電廠排放的 PM_{2.5} 有較高的金屬元素與硫酸鹽濃度；2.) 煉油廠加氫脫硫排放的 PM_{2.5} 有較高的硫酸鹽濃度；3.) 鋼鐵廠燒結製程排放的 PM_{2.5} 有較高的硫酸鹽和鉀濃度。港口作業區的主要化學組成為硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽、有機碳和元素碳。8 個地面測站的日平均 PM_{2.5} 濃度為 $19.9 \pm 10.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，主要化學組成為硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽和有機碳。無論 $\delta^{13}\text{C}$ 或鉛同位素比值，其量測值多和過去在中南部（台中-彰化-南投-雲林-嘉義）的量測結果相近，但都低於北部的量測結果，反映碳與鉛污染源有區域上的差異。本計畫整合傳統化學組成和同位素量測結果發現，工業污染源和燃料油的燃燒是高屏地區 PM_{2.5} 的重要碳污染源，但鉛污染源的掌握種類仍有限，有待未來調查更多位於高雄污染源排放之 PM_{2.5} 同位素特徵，提高鉛污染源的鑑識能力。屏東站與潮州站的現代碳比例明顯偏高，因此調查屏東與潮州當地的現代碳貢獻源，相信有助於改善當地的空氣品質。

關鍵詞：細懸浮微粒、碳、鉛、同位素、污染來源鑑識

一、前言及研究目的

細懸浮微粒為粒徑小於 2.5 μm (PM_{2.5}) 且懸浮在空氣中的固態或液態污染物，過去許多流行病學研究均已證實，心血管疾病與呼吸道疾病的就診率或死亡率和 PM_{2.5} 的暴露有密切關係 [1, 2]。此外，根據世界衛生組織的統計 [3]，全球有 92% 的地區之 PM_{2.5} 濃度超過世界衛生組織的建議值；在台灣，根據環保署近 3 年 (2017~2019) 的統計資料可知，除了花東和宜蘭的 PM_{2.5} 濃度低於年平均標準值外，其他縣市，如台中、雲林、嘉義、台南和高雄等縣市的年平均 PM_{2.5} 濃度雖然呈逐年下降的趨勢，但仍超過年平均標準值；因此，找出 PM_{2.5} 污染源也成為降低我國大氣 PM_{2.5} 濃度和國人暴露 PM_{2.5} 引發的健康危害風險的重要手段。

目前，較為廣泛的 PM_{2.5} 污染源鑑定技術為受體模式，如 Positive Matrix Factorization (PMF)，但該方法在污染源的鑑定上有較高的不確定性 [4]；同位素具有穩定性，且不同污染源排放之微粒的同位素特徵具有較高的專一性，因此，近年歐美國家也紛紛應用該技術在 PM_{2.5} 污染來源的鑑識 [5-7]。本研究團隊於前期計畫執行期間 [8-10]，已陸續針對台中、彰化、雲林、南投和嘉義等 PM_{2.5} 污染較為嚴重的地區，進行污染源與當地大氣 PM_{2.5} 的採集和傳統化學組成與同位素的分析，並探討其污染來源；今年度計畫，則著重在 PM_{2.5} 污染情形同樣嚴重的高雄與屏東地區。由於高雄具有全國最大的港口，港區內也有重大污染源，如火力發電廠、鋼鐵廠和煉油廠，過去的分析報告也指出高雄地區的污染源也可能是影響屏東縣空氣品質的主要因素之一 [11]；因此，2019 年計畫調查了高雄境內重要污染源與港口作業區排放之微粒之同位素特徵，並架設大氣 PM_{2.5} 採樣站於高雄市與屏東縣境內，藉此初步探討高雄境內污染源排放之微粒對高雄市與屏東縣的影響。

二、研究方法

2.1 大氣 PM_{2.5} 的採樣

大氣 PM_{2.5} 的採樣分別在 2019 年 3 月~4 月和 2019 年 8 月完成，架設的採樣點包含位於高雄市境內的橋頭、左營、大寮、林園、鳳山與小港和屏東縣境內的屏東與潮州，架設位置均在環保署所屬的空氣品質監測站，所有測站的採樣作業均同步進行，每一個測站在每一個季節的採樣天數最少 7 天，每個樣本均採集 22 小時。本計畫採用的採樣器包含採用鐵氟龍濾紙的 PQ-200 採樣器、同步採用鐵氟龍和石英濾紙的 Super-SASS 多通道採樣器和採用石英濾紙的高量採樣器。PQ-200 採集下來的樣本是用於分析 PM_{2.5} 中的金屬元素和鉛同位素，Super-SASS 採集的樣品用於分析 PM_{2.5} 中的碳成分和水溶性陰陽離子，高量採樣器採集的樣品用於分析 PM_{2.5} 中的碳同位素，PM_{2.5} 質量濃度以 PQ-200 採集的樣品進行分析。

2.2 重要污染源排放之 PM_{2.5} 的採樣

特定污染源的採樣對象包含火力發電廠、鋼鐵廠燒結爐和煉油廠的加氫脫硫製程，並均以 NIEA A212.10B 和 NIEA A214.70C 串聯之採樣方法，採集可過濾式微粒 (filterable particulate matter, FPM) 和可凝結性微粒 (condensable particulate matter, CPM)。每種污染源煙囪排放之 PM_{2.5} 的採樣次數各為 2 次 (春季與夏季)，每次 3 重複，採樣時間分別為 2019 年的 4 月~5 月和 8 月，所分析之特定污染源的化學組成和大氣 PM_{2.5} 的分析指標相同 (分析的樣本來自 FPM)。煙道採樣現場實況如圖 1 所示。2019 年 4 月和 8 月分別完成港區內的 PM_{2.5} 採樣與分析。

2.3 化學組成分析

2.3.1 水溶性陰陽離子、碳成分和金屬元素

離子層析儀 (Ion Chromatograph, IC) 被用於分析鐵氟龍濾紙中的水溶性陰陽離子，分析項目包含 Cl⁻、NO₃⁻、SO₄²⁻、Na⁺、NH₄⁺、K⁺、Mg²⁺ 和 Ca²⁺。碳分析儀 (Thermo-Optical Reflection, TOR) 被用於分析石英濾紙中的碳成分，分析種類包含有機碳 (organic carbon, OC)、元素碳 (elemental carbon, EC) 和總碳 (total carbon, TC)。鐵氟龍濾紙經微波消化後，以感應耦合電漿質譜儀 (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer, ICP-MS) 分析金屬元素，分析項目包含 Al、Fe、Na、Mg、K、Ca、Sr、Ba、Ti、Mn、Co、Ni、Cu、Zn、Mo、Cd、Sn、Sb、Tl、Pb、V、Cr、As、Se、Y、Zr、Rb、Ga、Ge、Cs、La、Ce、Nd 和 U。

2.3.2 同位素

本研究以 Cavity Ringdown Spectroscopy (CRDS) 分析 PM_{2.5} 中的 ¹²C 和 ¹³C 含量，並以方程式 1 計算 δ¹³C 數值。Accelerator Mass Spectrometer (AMS) 被用於分析 ¹²C 和 ¹⁴C 含量，方程式 2 則被使用來計算現代碳 (percent of modern carbon, pMC) 的比例。方程式 1 和方程式 2 的標準品分別為美國國家標準技術研究所公告的 IAEA-CO-8\$8543NBS18 和 SRM 4900C OXII。



圖 1. 煙道採樣實況圖

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = \left[\frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{sample}}}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{standard}}} - 1 \right] \times 1000 \quad (1)$$

$$\text{pMC} (\%) = \frac{(^{14}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{sample}}}{0.749 \times (^{14}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{standard}}} \times 100 \quad (2)$$

鉛同位素的樣本來自前述經微波消化後的溶液，並以 Sr-Spec 樹脂和鹽酸純化出鉛，再以 ICP-MS 分析 ^{206}Pb 、 ^{207}Pb 和 ^{208}Pb 的含量和計算 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 和 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 的比值，最後以 SRM987 標準品校正。

2.3 污染源鑑定

本研究以 Positive Matrix Factorization (PMF 5.0) 受體模式量化 $\text{PM}_{2.5}$ 污染來源，並進一步計算不同污染源對碳與鉛的貢獻比例 (方程式 3)，再和碳與鉛同位素以多端源混合模型 (方程式 4) 推估不同污染源對碳與鉛的貢獻比例進行比較。

$$R_{ij} = \sum_{k=1}^n g_{ik} f_{kj} / X_{ij} \quad \dots (3)$$

方程式 (3) 中的 R_{ij} 為某樣本 (如冬季樣本) 中某化學物種 (如鉛) 在某污染源因子 (如交通排放) 中的貢獻比例， X_{ij} 為第 j 個樣本中第 i 個化學物種的量測濃度， g_{ik} 為第 k 個污染源對第 i 個樣本的貢獻， f_{kj} 為第 k 個污染源中第 j 個化學物種濃度。

$$R_{\text{atm}} = \sum_{i=1}^k f_i R_i \quad (4)$$

方程式 (4) 中的 R_{atm} 與 R_i 分別為大氣與污染源微粒之同位素數值 (如 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$)，而 f_i 即為污染源 i 所貢獻之比例。

三、結果與討論

3.1 大氣傳統化學組成

8 個測站在春季和夏季密集採樣期間 (表 1 和表 2)，測得的春季和夏季之日平均 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度分別為 $27.6 \pm 8.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $12.4 \pm 3.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。在傳統化學組成部分，無論春季或夏季，硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽和有機碳均為優勢化學組成，整體各占 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度的 21%、20%、13% 和 24%。分析以 ^{14}C 估算出來的化石碳和現代碳比例，發現無論春季或夏季，高雄的現代碳與化石碳濃度占 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度的比例相當 (化石碳：15%；現代碳：14%)，但位於屏東的 2 個測站則以現代碳占優勢 (化石碳：12%；現代碳：18%)，反映高雄和屏東的主要碳污染源不同。當以 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度標準值將採樣資料劃分為 $\text{PM}_{2.5}$ 事件日和非事件日時 (圖 2 和圖 3)；夏季無任一採樣日的日平均 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度超過標準值，故以中位數劃分事件日與非事件日，可發現相較於非事件日，事件日期間的硫酸鹽、硝酸鹽和銨鹽濃度加總對 $\text{PM}_{2.5}$ 總濃度的增量貢獻比例最大，顯示光化學反應前驅物的管制應有助於降低高屏地區的 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度，化石碳對 $\text{PM}_{2.5}$ 總濃度的增量貢獻比例最為明顯，說明管制化石燃料的燃燒有助於降低高屏地區的 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度。

3.2 大氣碳與鉛同位素

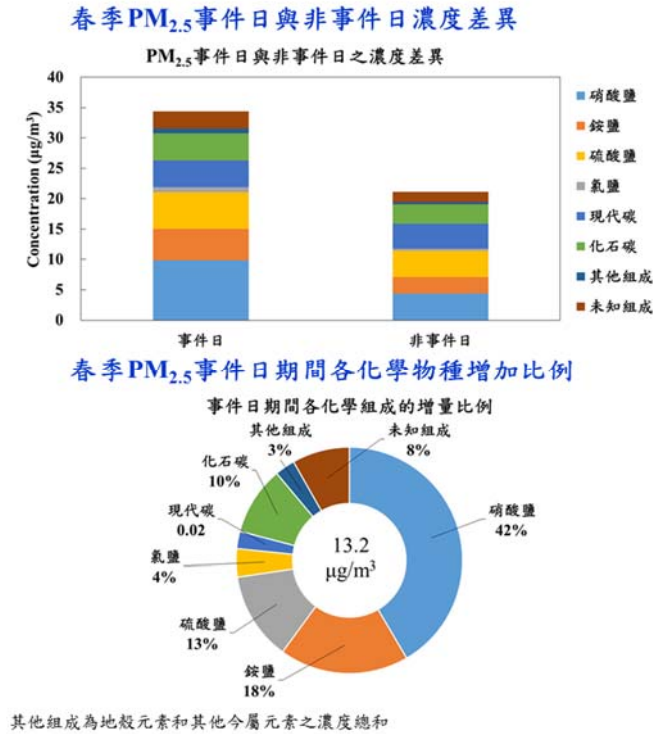
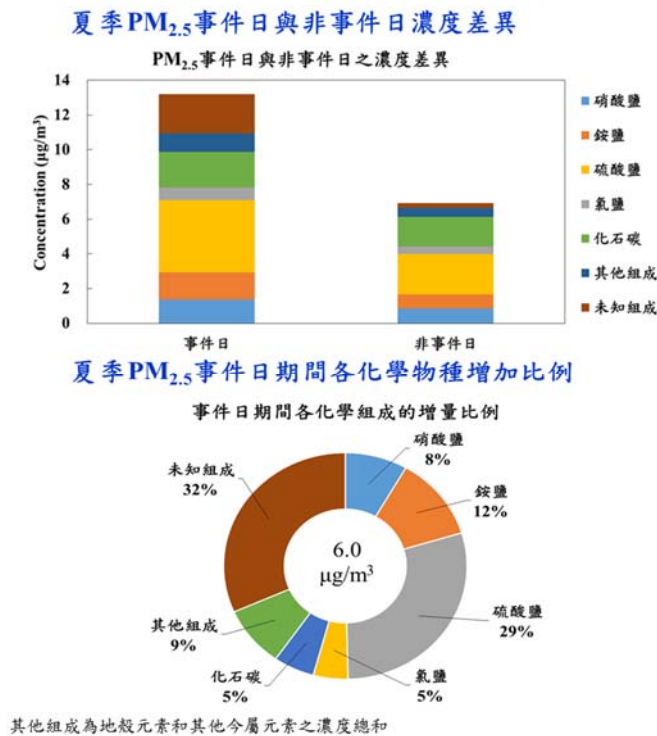
春季和夏季的大氣平均 $\delta^{13}\text{C}$ 分別為 -25.7‰ (-28.2 至 -23.6‰) 和 -25.1‰ (-28.7 至 -20.7‰)，各測站 $\delta^{13}\text{C}$ 數值有顯著差異，說明高屏地區不同測站的碳污染源有區域上的變異。在鉛同位素比值部分，春季和夏季的平均 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 分別為 1.1554 (1.1298~1.1712) 和 1.1572 (1.0974~1.1966)，春季和夏季的平均 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 分別為 2.4263 (2.3985~2.4519) 和 2.4295 (2.3714~2.4572)。無論 $\delta^{13}\text{C}$ 或鉛同位素比值，其量測值多和過去在中南部 (台中-彰化-南投-雲林-嘉義) 的量測結果相近 [9, 12]，但多低於北部的量測結果 [8]，反映在台灣，碳與鉛污染源有區域上的差異。

表 1. 春季大氣 PM_{2.5} 及化學組成濃度統計表(mean ± SD, µg/m³)

	所有測站	橋頭	左營	鳳山	小港	林園	大寮	屏東	潮州
PM _{2.5}	27.6 ± 8.8	30.7 ± 9.7	27.7 ± 9.3	27.4 ± 9.3	29.0 ± 10.3	27.3 ± 9.0	28.7 ± 9.3	25.2 ± 7.5	25.1 ± 8.4
硫酸鹽	5.2 ± 2.8	5.7 ± 3.2	5.4 ± 3.0	5.9 ± 3.7	5.0 ± 3.4	5.1 ± 2.3	5.1 ± 2.8	4.8 ± 3.0	4.4 ± 1.9
硝酸鹽	7.1 ± 3.8	8.2 ± 3.6	7.8 ± 3.8	7.3 ± 4.2	5.7 ± 3.3	7.0 ± 4.1	7.6 ± 4.5	6.1 ± 3.5	6.9 ± 4.4
銨鹽	7.1 ± 3.9	4.6 ± 1.9	4.4 ± 1.9	4.2 ± 2.3	3.2 ± 2.2	3.9 ± 1.7	4.2 ± 2.1	3.5 ± 1.8	3.5 ± 1.6
氯鹽	0.6 ± 0.5	0.7 ± 0.4	0.6 ± 0.4	0.5 ± 0.4	0.5 ± 0.4	0.7 ± 0.4	1.1 ± 0.7	0.3 ± 0.3	0.4 ± 0.3
有機碳	6.7 ± 1.7	6.8 ± 1.8	5.5 ± 1.1	8.6 ± 2.6	7.6 ± 1.3	6.2 ± 1.3	6.5 ± 1.4	6.1 ± 1.1	6.4 ± 1.7
元素碳	1.6 ± 0.6	1.7 ± 0.4	1.0 ± 0.8	1.2 ± 0.6	1.7 ± 0.5	1.8 ± 0.7	1.9 ± 0.7	1.7 ± 0.2	1.7 ± 0.7
現代碳 ^{&}	4.1 ± 1.3	4.1 ± 1.5	3.3 ± 0.8	4.0 ± 2.1	3.4 ± 1.8	4.2 ± 0.8	4.3 ± 0.7	4.8 ± 0.8	4.4 ± 0.9
化石碳 [#]	3.7 ± 1.6	4.3 ± 1.2	3.2 ± 0.9	4.3 ± 2.9	4.8 ± 1.7	3.7 ± 1.5	3.7 ± 1.5	3.1 ± 0.9	2.7 ± 1.2
其他組成 [^]	0.6 ± 0.8	0.6 ± 0.1	0.5 ± 0.1	0.4 ± 0.3	0.8 ± 0.3	1.1 ± 2.3	0.4 ± 0.2	0.3 ± 0.2	0.4 ± 0.1

[&]總碳濃度乘上現代碳比例 (%)[#]總碳濃度乘上(100-現代碳比例 (%))[^]其他組成為地殼元素和其他元素之濃度總和表 2. 夏季大氣 PM_{2.5} 及化學組成濃度統計表(mean ± SD, µg/m³)

	所有測站	橋頭	左營	鳳山	小港	林園	大寮	屏東	潮州
PM _{2.5}	12.4 ± 3.8	11.4 ± 3.5	11.7 ± 3.9	13.5 ± 3.3	13.9 ± 4.1	13.2 ± 4.8	13.9 ± 4.0	11.3 ± 2.4	10.2 ± 3.6
硫酸鹽	3.2 ± 1.3	3.2 ± 1.3	3.5 ± 1.7	3.3 ± 1.2	3.6 ± 1.8	3.1 ± 1.5	3.5 ± 1.3	2.9 ± 1.0	2.8 ± 1.0
硝酸鹽	1.1 ± 0.6	1.0 ± 0.6	1.4 ± 0.6	1.6 ± 0.7	1.0 ± 0.6	1.1 ± 0.6	1.2 ± 0.8	1.1 ± 0.5	0.9 ± 0.5
銨鹽	1.2 ± 0.6	1.2 ± 0.5	1.2 ± 0.7	1.1 ± 0.6	1.2 ± 0.8	1.1 ± 0.6	1.5 ± 0.7	1.1 ± 0.5	1.0 ± 0.4
氯鹽	0.6 ± 0.6	0.5 ± 0.4	0.8 ± 0.8	0.4 ± 0.4	0.5 ± 0.3	0.9 ± 0.9	0.9 ± 0.5	0.3 ± 0.4	0.3 ± 0.4
有機碳	3.0 ± 1.7	2.4 ± 0.7	2.6 ± 1.0	4.3 ± 1.6	3.0 ± 1.4	2.1 ± 0.5	2.5 ± 0.7	3.1 ± 0.4	4.1 ± 4.0
元素碳	0.5 ± 0.9	0.3 ± 0.3	0.3 ± 0.3	1.4 ± 2.1	0.9 ± 0.6	0.2 ± 0.2	0.5 ± 0.3	0.4 ± 0.3	0.1 ± 0.1
現代碳 ^{&}	1.6 ± 0.6	1.4 ± 0.3	1.5 ± 0.3	2.1 ± 0.5	1.7 ± 10.7	1.2 ± 0.5	1.3 ± 1.3	1.9 ± 0.3	1.8 ± 1.1
化石碳 [#]	1.9 ± 1.5	1.8 ± 0.5	2.0 ± 0.7	3.6 ± 3.2	2.3 ± 1.2	1.1 ± 0.5	1.6 ± 0.6	1.6 ± 0.4	1.2 ± 0.7
其他組成 [^]	0.8 ± 0.6	0.8 ± 0.5	0.8 ± 0.4	0.7 ± 0.4	0.9 ± 0.3	1.2 ± 1.0	1.0 ± 0.6	0.5 ± 0.3	0.4 ± 0.3

圖 2. 春季密集採樣期間 PM_{2.5} 事件日與非事件日之各化學組成濃度分佈和物種增量比例圖 3. 夏季密集採樣期間 PM_{2.5} 事件日與非事件日之各化學組成濃度分佈和物種增量比例

3.3 重要污染源之 PM_{2.5} 化學組成特徵

3 種固定污染源排放的 PM_{2.5} 都以可凝結性微粒 (Condensable particulate matter, CPM) 為主,而除了煉油廠排放的 CPM 以有機組成為主外,其他 2 種固定污染源煙道排放的 CPM 都以無機成分為主。在化學組成部分,可發現 1.) 火力電廠排放的 PM_{2.5} 有較高的金屬元素與硫酸鹽,而金屬元素以 Na (和該電廠採用海水脫硫有關)、Mg、K、Ni、Zn、Mo、Cr 和 Se 等為主,平均 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值為 1.1959 (1.1781~1.2115),平均 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值為 2.4305 (2.4108~2.4403); 2.) 煉油廠排放的 PM_{2.5} 有較高的硫酸鹽比例 (54%), 特徵元素包括 Fe、Mn、Ni、Zn、Mo、Pb 和 Cr 等,平均 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值為 1.1930 (1.1758~1.2106),平均 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值為 2.4318 (2.4171~2.4437); 3.) 鋼鐵廠排放的 PM_{2.5} 有較高的硫酸鹽和鉀等金屬元素,其中硫酸鹽占了 35%, 特徵元素包括 Fe、Mg、K、Ca、Mn、Zn、Mo、Cd、Tl、Pb、Cr、Se、Rb 和 Cs 等; 平均現代碳比例為 18% (14~22%), 平均 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值為 1.1908 (1.1664~1.2143), 平均 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值為 2.4010 (2.3774~2.4229); 4.) 港口作業區 (第一港口、第二港口、前鎮漁港、旗津漁港和貨櫃區) 的主要化學組成為硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽、有機碳和元素碳; 各作業區主要的金屬元素為 Na、Zn 和 V; $\delta^{13}\text{C}$ 範圍在 -31.3‰ 至 -22.5‰ 之間,化石碳為優勢碳成分 (34%, 12~68%), 平均 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 和 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 分別為 1.1561 (1.1406~1.1884) 和 2.4295 (2.4013~2.4546)。

3.4 污染源鑑定

圖 4 呈現春季與夏季密集採樣期間,大氣 PM_{2.5} 濃度、總碳濃度和 $\delta^{13}\text{C}$ 之關係,該圖顯示在春季密集採樣期間,大氣 PM_{2.5} 濃度、總碳濃度和 $\delta^{13}\text{C}$ 無顯著關係,但當到了夏季,大氣 PM_{2.5} 濃度和 $\delta^{13}\text{C}$ 有略呈正相關,總碳濃度占 PM_{2.5} 質量濃度的比例 (倒數) 和 $\delta^{13}\text{C}$ 略呈負相關,這現象說明當 PM_{2.5} 濃度與碳含量越高時, $\delta^{13}\text{C}$ 會較重。過去研究指出透過異相反應生成的碳,其 $\delta^{13}\text{C}$ 偏重 (-20 至 -14‰) [13], 因此推測在高屏地區, PM_{2.5} 濃度較高期間所生成的碳主要是透過異相反映貢獻; 反之, 當 PM_{2.5} 濃度與碳含量越低時, $\delta^{13}\text{C}$ 會較輕,而過去研究指出透過光化學反應生成的碳,其 $\delta^{13}\text{C}$ 偏輕 (-33 至 -32‰) [14], 因此光化學反應則可能是低 PM_{2.5} 濃度期間的主要碳貢獻因子。

圖 5 進一步藉由各測站及不同污染源的 $\delta^{13}\text{C}$ 數值分佈圖,探討春季和夏季密集採樣期間的碳污染源;然而,因本計畫採集的 3 種固定污染源之碳含量過低,導致無法提供 $\delta^{13}\text{C}$ 數值進行污染源的分析,因此本計畫藉由國外其他研究和前期計畫量測的污染源之 $\delta^{13}\text{C}$ 數值進行碳污染源的分析。春季密集觀測期間,鳳山站和潮州站的 $\delta^{13}\text{C}$ 數值和煉油廠、交通源、生質燃燒和二次氣膠前趨物 (Isoprene) 之 $\delta^{13}\text{C}$ 數值重疊,其中鳳山站的平均現代碳比例在 50% 以下,反映化石燃料的燃燒是鳳山站的重要碳污染源,但潮州站的平均現代碳比例達 63%,顯然,潮州站可能仍有尚未被掌握的現代碳貢獻源存在。在其他 6 個測站部分, $\delta^{13}\text{C}$ 數值和煉油廠、交通排放、生質燃燒和二次氣膠前驅物重疊,而在每個測站的 7 個採樣日中,橋頭站、小港站和林園站的現代碳比例有超過 4 天小於 50%, 因此推測此 3 個測站在春季的碳污染源以化石碳貢獻源為主,而左營站、大寮站和屏東站則有較多的樣本之現代碳比例高於 50%, 推測此三個測站應有尚未被掌握的現代碳污染源。在夏季部分,圖 5 顯示夏季密集觀測期間,橋頭站、左營站、鳳山站、小港站和大寮站的 $\delta^{13}\text{C}$ 數值和煉油廠、交通源、生質燃燒和二次氣膠前趨物 (Isoprene) 之 $\delta^{13}\text{C}$ 數值重疊,且此 5 個測站的平均現代碳比例都在 50% 以下,反映化石燃料的燃燒是重要的碳污染源。在林園站、屏東站和潮州站部分, $\delta^{13}\text{C}$ 數值和煉油廠、交通排放、生質燃燒和二次氣膠前驅物重疊,但除了林園站的平均現代碳比例小於 50% 外,潮州站和屏東站的平均現代碳比例都在 50% 以上,顯示林園站還是以化石碳的貢獻源為主,潮州站和屏東站則以現代碳為主要貢獻源。

圖 6 顯示加入 5 個港口作業區之 $\delta^{13}\text{C}$ 數值後的碳污染源鑑定結果。由圖 5 可發現,除了夏季的屏東站和旗津漁港有重疊外,屏東站和其他港口作業區多無重疊;此外,其他

7 個測站在不同季節和 5 個港口作業區都有重疊，但仍需進一步分析，以瞭解港口作業區對不同測站在不同季節的影響。儘管本研究團隊已藉由前期計畫調查的煉油廠和燃煤電廠等污染源煙道排放的 $\text{PM}_{2.5}$ 之 $\delta^{13}\text{C}$ 數值來分析高屏地區的碳污染源，但前期計畫採集的污染源主要位於台中和雲林地區，且同一污染源但不同廠區的操作條件與燃料來源均不同，因此以前期計畫調查的污染源之 $\delta^{13}\text{C}$ 數值來討論高屏地區的碳污染源，可能有較大的誤差。然而，藉由 8 個測站的現代碳比例可知，屏東站和潮州站應以現代碳的貢獻源為主，如生質燃燒，而前期計畫調查的污染源排放的碳都以化石碳為主（除了稻梗燃燒外），因此推測其他 6 個位於高雄地區的測站以化石碳的貢獻源為主，但未來仍進一步收集更多位於高雄地區的污染源之碳同位素特徵，以提高碳污染源的解釋力。

本計畫也以 PMF 推估不同測站的污染源種類，加入的變數除了傳統的化學組成（金屬元素和離子）外，也加入現代碳與化石碳濃度。圖 7 為以 PMF 推估出 8 個高屏地區的 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度變異度的相對貢獻量。本研究發現 6 個污染源對橋頭站與左營站的貢獻相當（每個污染源約 18%）；鳳山站以工業排放（煉油廠）和燃料油燃燒（船舶）為主；小港站則有較多的工業排放（重油燃燒）和揚塵（含水泥灰）和工業排放（混合源）貢獻；大寮站以海鹽飛沫占優勢；林園站則有海鹽飛沫和工業排放（重油燃燒）；屏東站和潮州站則以工業排放（煉油廠）和燃料油燃燒（船舶）占優勢。總合以 PMF 分析的各測站污染源資料，可發現除了二次氣膠外，其他 5 個污染源分別在不同測站扮演重要的角色，因此工業排放與船舶排放可能是高屏地區的主要人為貢獻源。

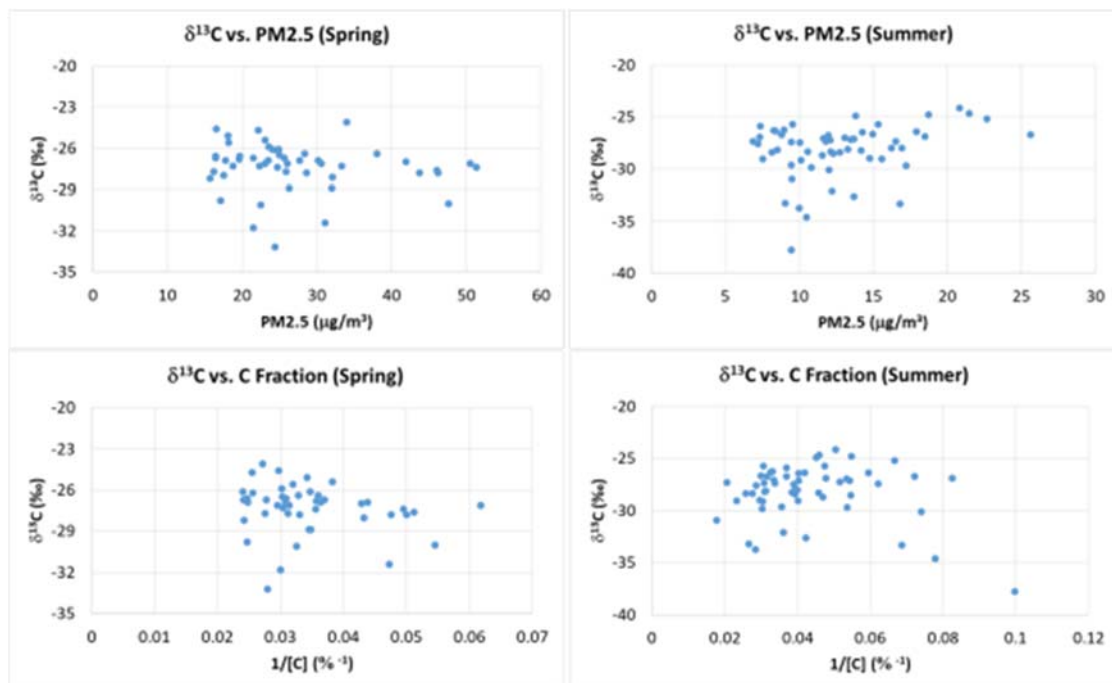


圖 4. 密集採樣期間之 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度、總碳濃度和 $\delta^{13}\text{C}$ 之關係圖

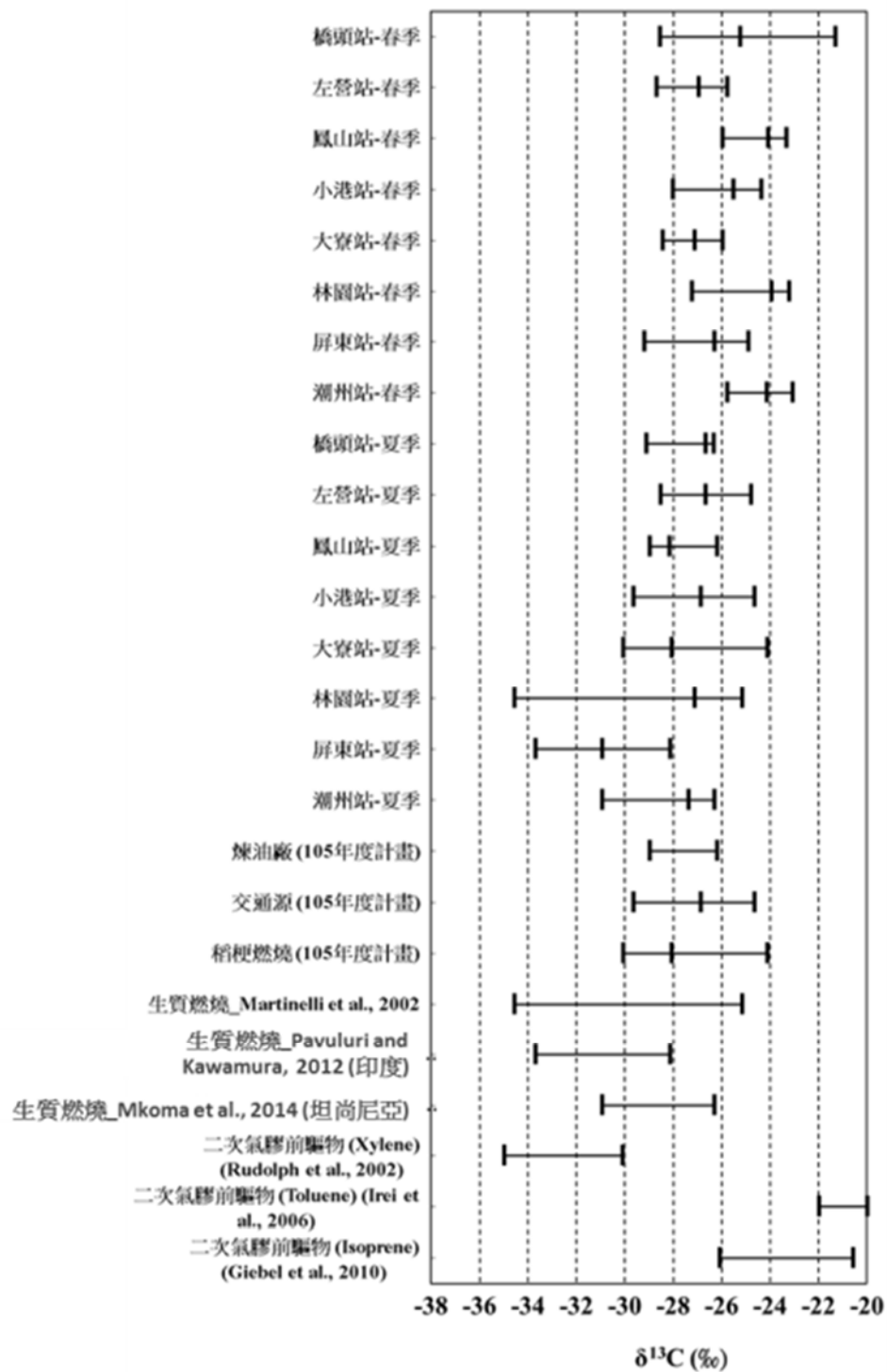


圖 5. 大氣和污染源排放之 PM_{2.5} 中的 $\delta^{13}\text{C}$ 比較圖
(圖中的數值由左至右分別為最小值、中位數和最大值) [14-19]

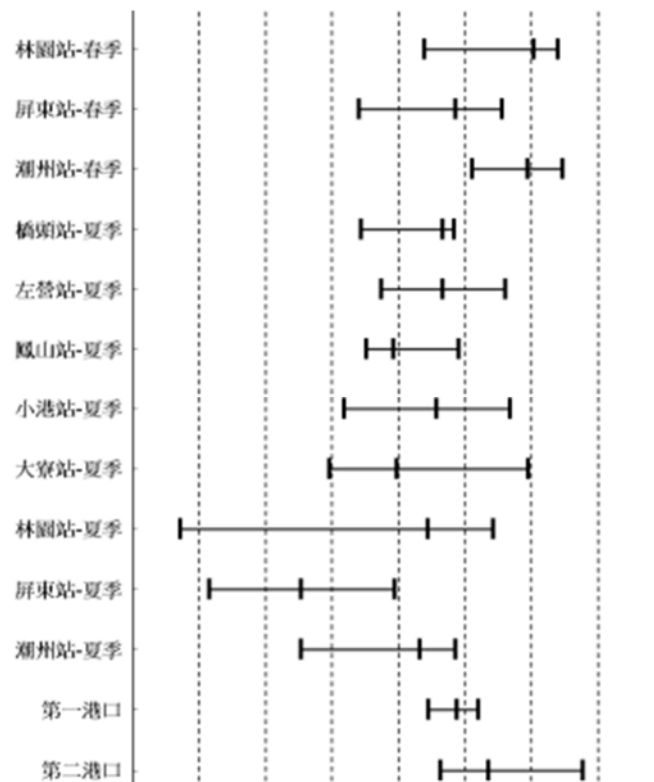


圖 6. 大氣和港口作業區排放之 $PM_{2.5}$ 中的 $\delta^{13}C$ 比較圖
(圖中的數值由左至右分別為最小值、中位數和最大值)

前期計畫於中部地區的研究發現 [12]，PMF 和 pMC 的結合可提高碳污染源的解釋力，因此本研究將現代碳與化石碳納入 PMF 進行分析，並和 pMC 的分析結果比較，結果如圖 8 所示。圖 8 顯示無論現代碳或化石碳，pMC 與 PMF 分析出的總現代碳和總化石碳結果相近，該圖也指出二次氣膠是主要的碳貢獻源，而燃料油燃燒（例如：船舶）則為化石碳的重要污染源之一。根據屏東站和潮州站的 pMC 分析結果，現代碳是主要的碳貢獻源，但 PMF 分析出的現代碳比例卻明顯低於 pMC 的分析結果，特別是兩個方法分析出的潮州站之現代碳比例約差 9%，推測是因尚無法掌握屏東站與潮州站的現代碳污染源種類，且其他 6 個測站的化石碳貢獻較占優勢，使得 PMF 分析結果顯示化石碳的污染源之影響較大。因此，未來若能找出造成屏東站與潮州站高現代碳比例之原因，並納入關鍵性的指標，也許可修正 PMF 的分析結果。在 $\delta^{13}C$ 和 PMF 分析結果的比較部分，圖 4 和圖 5 顯示 8 個測站的 $\delta^{13}C$ 數值和煉油廠、交通排放、二次氣膠和港口作業區的 $\delta^{13}C$ 數值重疊，PMF 也顯示類似的結果，因此兩種方法在碳污染源的鑑定結果相近。

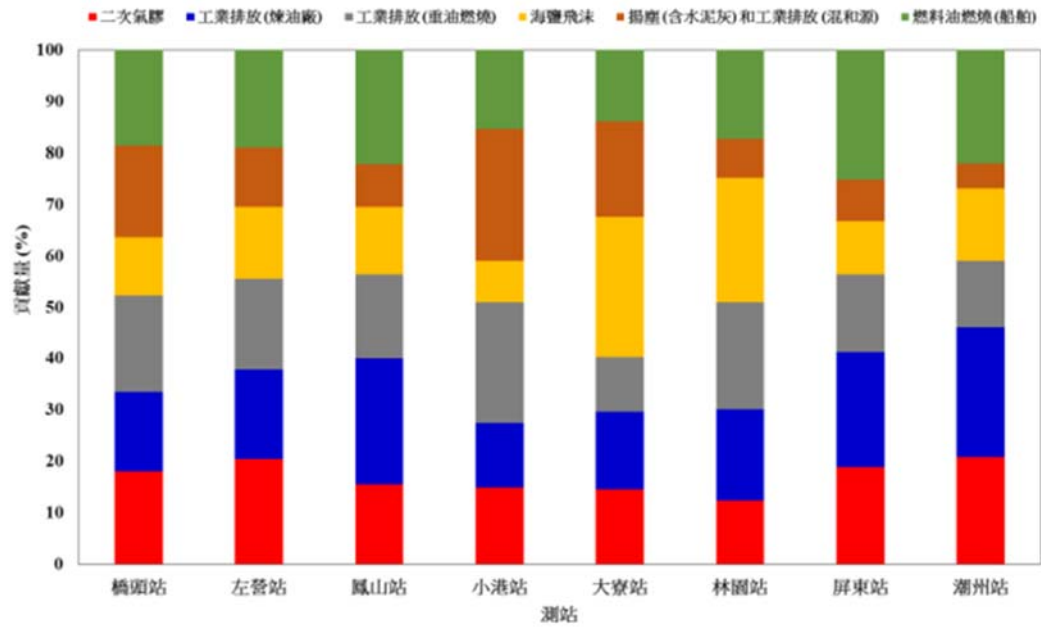
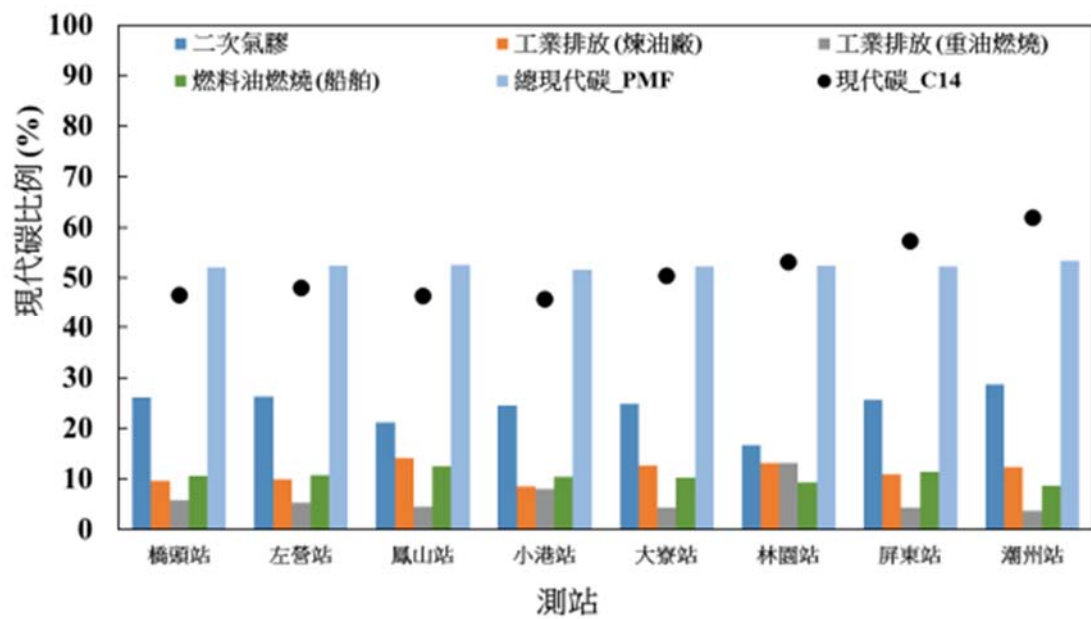
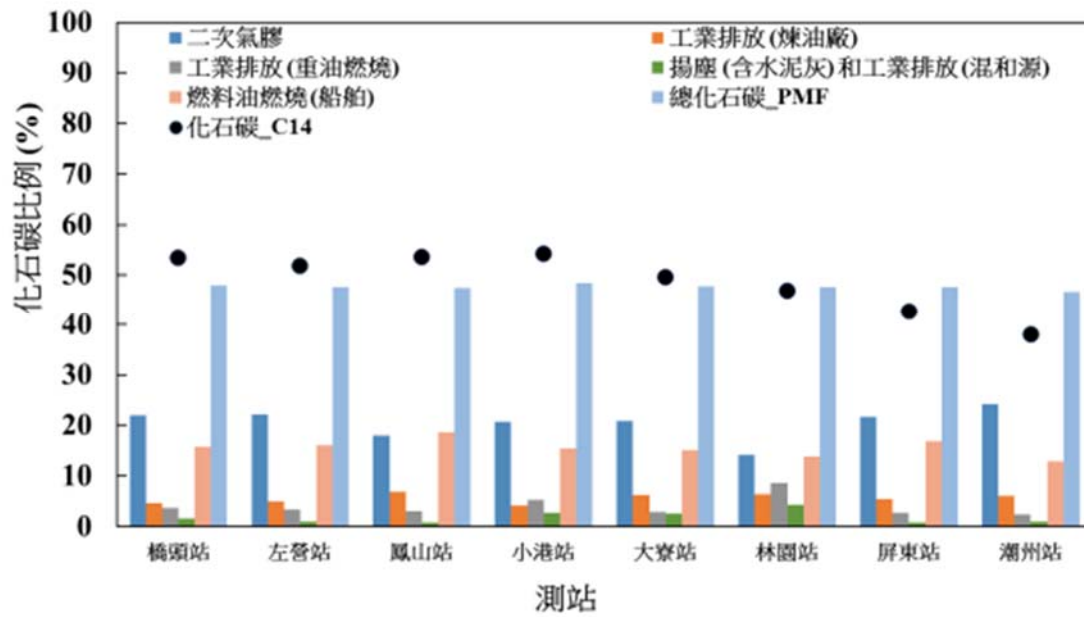


圖 7. PMF 推估之不同污染源對不同測站的相對貢獻量



(a) 現代碳貢獻



(b) 化石碳貢獻

圖 8 PMF 和 pMC 推估之各污染源對現代碳與化石碳的貢獻比例比較圖

(a) 現代碳貢獻和 (b) 化石碳貢獻

3.5 結論與建議

3.5.1 結論

1. 無論春季或夏季，大氣測站的優勢傳統化學組成均為硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽和有機碳；以現代碳比例換算的現代碳和化石碳濃度則顯示高雄的 6 個測站之化石碳與現代碳相當，但屏東 2 個測站以現代碳占優勢。
2. 以 $PM_{2.5}$ 濃度標準值將樣本劃分為 $PM_{2.5}$ 事件日和非事件日，分析發現管制光化反應前驅物及化石碳貢獻源應有助於降低當地的 $PM_{2.5}$ 濃度。
3. 大氣 $PM_{2.5}$ 中的 $\delta^{13}C$ 和鉛同位素分析結果顯示：各指標夏季的量測值較春季低。然而，無論夏季或春季，其量測結果都和台灣北部的量測結果有差異，但和過去在中南部地區（台中-彰化-雲林-南投-嘉義）的量測結果相近，顯示本土的碳與鉛污染源可能存在著空間上的差異。
4. 燃煤電廠排放的 $PM_{2.5}$ 主要集中在無機 CPM，FPM 中的重要成分為金屬元素與硫酸鹽，金屬元素之重要元素包括 Na、Mg、K、Ni、Zn、Mo、Cr 和 Se 等， $^{206}Pb/^{207}Pb$ 平均比值為 1.1959 (1.1781~1.2115)， $^{208}Pb/^{207}Pb$ 平均比值為 2.4305 (2.4108~2.4403)。
5. 煉油廠加氫脫硫排放的 $PM_{2.5}$ 以有機 CPM 為主，FPM 中的主要成分為硫酸鹽和鉀等金屬元素，其中硫酸鹽占了 54%，特徵元素包括 Fe、Mn、Ni、Zn、Mo、Pb 和 Cr 等， $^{206}Pb/^{207}Pb$ 平均比值為 1.1930 (1.1758~1.2106)， $^{208}Pb/^{207}Pb$ 平均比值為 2.4318 (2.4171~2.4437)。
6. 鋼鐵廠燒結爐排放的 $PM_{2.5}$ 以無機 CPM 為主，FPM 中的主要成分為硫酸鹽和鉀等金屬元素，其中硫酸鹽占了 35%，特徵元素包括 Fe、Mg、K、Ca、Mn、Zn、Mo、Cd、Tl、Pb、Cr、Se、Rb 和 Cs 等， $^{206}Pb/^{207}Pb$ 平均比值為 1.1908 (1.1664~1.2143)， $^{208}Pb/^{207}Pb$ 平均比值為 2.4010 (2.3774~2.4229)。
7. 港口作業區的主要化學組成為硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽、有機碳和元素碳；主要的金屬元素除了 Na、V 和 Zn； $\delta^{13}C$ 範圍在 -31.3‰ 至 -22.5‰ 之間，化石碳為優勢的碳成分，平均 $^{206}Pb/^{207}Pb$ 和 $^{208}Pb/^{207}Pb$ 分別為 1.1561 (1.1406~1.1884) 和 2.4295 (2.4013~2.4546)。
8. PMF 分析結果顯示 6 類污染源對橋頭站與左營站的貢獻相當；鳳山站以工業排放（煉油廠）和燃料油燃燒為主；小港站則有較多的工業排放（重油燃燒）和揚塵（含水泥灰）和工業排放（混合源）貢獻；大寮站以海鹽飛沫占優勢；林園站則有海鹽飛沫和工業排放（重油燃燒）；屏東站和潮州站則以工業排放（煉油廠）和燃料油燃燒占優勢。
9. 比較同位素與 PMF 之污染源推估結果，可發現碳同位素和 PMF 的結合，可增加碳污染源的鑑識能力；然而，研究蒐集到的污染源排放之鉛同位素比值相似性高，因此較難提供完整的污染源鑑識結果，且因本研究掌握的高雄地區之鉛污染源種類有限，有待未來增加位於高雄的鉛污染源的採樣與分析，以提高鉛污染源的鑑定能力。

3.5.2 建議

1. 光化反應和燃燒源(包括化石和生質燃料)是造成高屏地區高 $PM_{2.5}$ 濃度的重要成因，因此管制光化反應前驅物的排放及燃燒源是重要的管理方向。
2. 比較台灣北部、中部和南部的碳或鉛同位素資料，可發現南部和中部的特徵相近，但都和北部有明顯不同，隱含的污染過程需要進一步追蹤。
3. 本計畫已獲得部份位於高雄地區的污染源之碳、鉛同位素指紋資料，後續研究仍需增加高雄地區之污染源的採樣與分析，以提高微粒污染源的鑑識能力。
4. 根據本研究的量測結果，我們發現港口作業區的 $PM_{2.5}$ 污染源特性和周界相近，而在港區內，除來自船舶的排放外，也包含貨運車輛，但船舶或貨運車輛排放之微粒的採集較為困難，且不同規模的船舶或貨運車輛排放的微粒特性也有差異；然而，透過量測資料仍可發現部分組成和周界有明顯差異，如化石碳的比例明顯較周界高。因此，本研究團隊建議未來若要探討港區對周界 $PM_{2.5}$ 的影響，可將其視為“面污染源”來評估。

參考文獻

- [1] C.A. Pope III, R.T. Burnett, M.J. Thun, E.E. Calle, D. Krewski, K. Ito, G.D. Thurston, Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution, *Jama* 287(9) (2002) 1132-1141.

- [2] J.G. Wilson, S. Kingham, J. Pearce, A.P. Sturman, A review of intraurban variations in particulate air pollution: Implications for epidemiological research, *Atmospheric Environment* 39(34) (2005) 6444-6462.
- [3] World Health Organization, Ambient air pollution: a global assessment of exposure and burden of diseases, World Health Organization, Switzerland, 2016.
- [4] D. Salcedo, T. Castro, J. Bernal, V. Almanza-Veloz, M. Zavala, E. González-Castillo, M. Saavedra, O. Perez-Arvizu, G. Díaz-Trujillo, L. Molina, Using trace element content and lead isotopic composition to assess sources of PM in Tijuana, Mexico, *Atmospheric Environment* 132 (2016) 171-178.
- [5] S. Gioia, M. Babinski, D. Weiss, B. Spiro, A. Kerr, T. Veríssimo, I. Ruiz, J. Prates, An isotopic study of atmospheric lead in a megacity after phasing out of leaded gasoline, *Atmospheric Environment* 149 (2017) 70-83.
- [6] D. Widory, X. Liu, S. Dong, Isotopes as tracers of sources of lead and strontium in aerosols (TSP & PM 2.5) in Beijing, *Atmospheric environment* 44(30) (2010) 3679-3687.
- [7] Z. Zong, X. Wang, C. Tian, Y. Chen, L. Qu, L. Ji, G. Zhi, J. Li, G. Zhang, Source apportionment of PM 2.5 at a regional background site in North China using PMF linked with radiocarbon analysis: insight into the contribution of biomass burning, *Atmospheric Chemistry and Physics* 16(17) (2016) 11249-11265.
- [8] 周崇光, 以同位素分析鑑別細懸浮微粒(PM2.5)污染來源先期計劃, 行政院環保署, 台北, 台灣, 2016.
- [9] 周崇光, 細懸浮微粒碳及鉛同位素分析技術發展與應用計畫, 行政院環境保護署, 台北市, 2017.
- [10] 周崇光, 細懸浮微粒碳同位素分析技術之發展與應用研究計畫, 行政院環境保護署, 台北市, 2018.
- [11] 屏東縣政府, 屏東縣空氣污染防制計畫, 屏東縣, 2017.
- [12] 周崇光, 107年度細懸浮微粒碳同位素分析技術之發展與應用研究計畫, 行政院環境保護署, 台北市, 2018.
- [13] Y.L. Zhang, K. Kawamura, F. Cao, M. Lee, Stable carbon isotopic compositions of low-molecular-weight dicarboxylic acids, oxocarboxylic acids, α -dicarbonyls, and fatty acids: Implications for atmospheric processing of organic aerosols, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 121(7) (2016) 3707-3717.
- [14] S. Irei, L. Huang, F. Collin, W. Zhang, D. Hastie, J. Rudolph, Flow reactor studies of the stable carbon isotope composition of secondary particulate organic matter generated by OH-radical-induced reactions of toluene, *Atmospheric Environment* 40(30) (2006) 5858-5867.
- [15] B.M. Giebel, P.K. Swart, D.D. Riemer, $\delta^{13}\text{C}$ stable isotope analysis of atmospheric oxygenated volatile organic compounds by gas chromatography-isotope ratio mass spectrometry, *Analytical chemistry* 82(16) (2010) 6797-6806.
- [16] J. Rudolph, E. Czuba, A. Norman, L. Huang, D. Ernst, Stable carbon isotope composition of nonmethane hydrocarbons in emissions from transportation related sources and atmospheric observations in an urban atmosphere, *Atmospheric Environment* 36(7) (2002) 1173-1181.
- [17] L. Martinelli, P. Camargo, L. Lara, R. Victoria, P. Artaxo, Stable carbon and nitrogen isotopic composition of bulk aerosol particles in a C4 plant landscape of southeast Brazil, *Atmospheric*

Environment 36(14) (2002) 2427-2432.

- [18] S.L. Mkoma, K. Kawamura, E. Tachibana, P. Fu, Stable carbon and nitrogen isotopic compositions of tropical atmospheric aerosols: sources and contribution from burning of C 3 and C 4 plants to organic aerosols, Tellus B 66 (2014).
- [19] C.M. Pavuluri, K. Kawamura, Evidence for ¹³-carbon enrichment in oxalic acid via iron catalyzed photolysis in aqueous phase, Geophysical Research Letters 39(3) (2012).

環境振動管理及調查研究計畫

余忠和¹ 劉詩云¹ 吳蕙怡¹ 謝仁碩² 林怡君²

¹ 凱鉅科技實業股份有限公司

² 行政院環境保護署空氣品質保護及噪音管制處
EPA021408004

摘要

本研究蒐集有關環境振動管理或管制之國內外規範及研究文獻，分析公害陳情振動項目陳情內容，並針對振動陳情案件所產生之環境振動進行 24 小時環境振動量測，提出管理策略或改善措施建議，作為未來環保署研訂環境振動管理指引及提供環境影響評估振動項目或陳情稽查之參考，以完備環境振動相關管理內容。

關鍵詞：環境振動、振動管制、振動管理、振動陳情

一、前言及研究目的

振動與噪音均屬物理性公害，我國目前並未立法管制環境振動，民國 79 年間雖曾針對振動研訂管制法草案，且進行法制作業，但因直到民國 86 年仍未排入會期審議，故環保署在考量配合當時國內環境保護現況及國土未來發展趨勢下，乃由行政院函請立法院撤回該草案，由環保署再進一步評估研修，其後環保署對於環境振動繼續進行相關研究。近幾年來，已陸續進行有關工廠、營建工程、交通運輸系統等國外管制方式及國內實地量測作業。為完備環境振動相關管理內容，本研究工作蒐集有關環境振動影響之國內外規範及研究文獻，以及民眾透過環保署公害陳情系統陳情內容，並針對振動陳情案件所產生之環境振動進行 24 小時環境振動量測，以提出未來可行的管理策略或改善措施建議，作為環境振動管理指引及提供環境影響評估振動項目或陳情稽查之參考。

二、研究方法

- (一)振動相關資料蒐集：蒐集國內外環境振動相關規範或文獻，瞭解國際有關振動之現況。蒐集分析近三年我國民眾陳情環境振動案件，瞭解振動主要來源。
- (二)實地背景振動量測：參考國內量測方法或相關國際規範，依環境特性擬定量測程序及資料分析方法，完成 15 處背景環境振動監測。
 - 1.測點選擇：環境影響評估敏感點為主要選擇測量地點。
 - 2.量測方法：參考我國環境振動測量方法執行振動量測調查作業。
 - 3.量測指標：包含 L_{eq} 平均振動位準並記錄 1Hz-80Hz 頻譜。
 - 4.量測歷程：24 小時連續量測。
 - 5.儀器架設及量測注意事項：
 - (1)拾振器是設置於平坦且堅硬水平的地面（例如：混凝土或瀝青鋪面等）。
 - (2)以測量時的拾振器之受感軸方向為原則，配合垂直及相互成直角的水平兩個方向，將垂直方向作為 Z 軸，將水平兩個方向作為 X 軸和 Y 軸，並明確表示 X 和 Y 的方向，如圖 1。

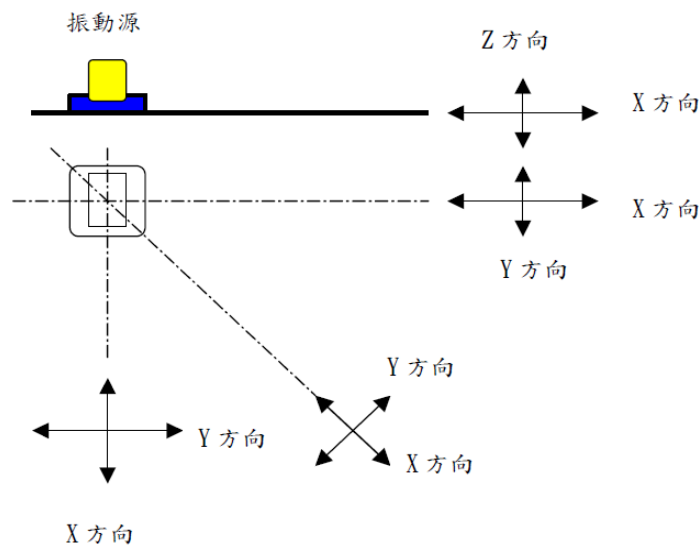


圖 1. 量測點中心之座標方向選取

- (3) 背景振動修正：僅測量某振動源所產生之振動時，對所測量之對象有振動和沒有振動時的振動計之指示值最好相差 10 dB 以上。惟背景振動如為經常性的振動時，儘管上述的指示未滿 10 dB 時，仍可依表 1 修正指示值以推算振動值。指示值的差未滿 3 dB 時，則需考量現場測量條件（位置等）的改變。

表 1. 對背景振動指示值的修正

對象振動源有振動 與無振動時指示值 之差	3	4	5	6	7	8	9
修正值	-3	-2		-1			

測試前儀器檢查：

- I. 頻率加權與範圍設定：頻率設定採未加權，量測頻率範圍設定為 1 Hz 至 80 Hz。
- II. 動特性設定：穩定性振動源測量以慢特性（Slow）設定；變化性大的振動源設定為快特性（Fast）。
- III. 振動計動態範圍（Dynamic range）設定需可涵蓋欲測量之振動源，以避免過載容量（Overload capacity）發生。
- IV. 檢查振動量測訊號收錄無誤。

(三)結果分析方式：

各國振動評估指標之頻率範圍，多以 1 Hz 至 80 Hz 為主，本研究將各測點 X、Y、Z 三軸測量結果，以 ISO 2631-2:2003 W_m （以下簡稱 ISO）[1]加權振動量計算方式進行分析，並列出三軸方向振動量以及三軸加總振動量。ISO 規範的參考加速度為 $10^{-6}m/s^2$ 。

- 1.依時間歷程
- 2.依噪音管制區類別
- 3.依行政區別
- 4.依場所類別

三、結果與討論

綜合 15 處測量結果，分別依時間歷程、管制類區、行政地區、場所類別及與環評結果比較進行分析。振動結果一覽表如表 2 所示。

表 2 各測點振動測量結果一覽表

軸向 測點	X 軸		Y 軸		Z 軸		三軸加總	
	日 ^{註 1}	夜 ^{註 1}	日	夜	日	夜	日	夜
	dB	dB	dB	dB	dB	dB	dB	dB
測點 1	50.24	39.59	49.64	36.78	59.57	48.85	59.73	48.89
測點 2	39.72	34.81	36.45	31.99	45.15	40.34	45.39	40.58
測點 3	35.27	29.53	35.69	30.26	36.75	31.45	38.69	30.55
測點 4	42.20	36.18	60.68	33.77	53.48	42.85	60.93	43.00
測點 5	38.36	35.14	42.79	32.69	41.63	38.58	44.80	39.13
測點 6	47.09	43.57	40.97	37.18	54.90	50.42	54.98	50.52
測點 7	64.81	43.27	58.55	37.68	62.66	50.29	65.70	50.38
測點 8	38.38	30.98	36.92	30.63	44.43	35.97	44.69	36.41
測點 9	35.00	30.52	34.71	30.75	38.62	36.84	39.49	37.19
測點 10	73.09	72.58	67.96	74.43	69.04	79.42	73.60	79.71
測點 11	50.95	45.09	42.76	37.51	59.31	54.33	59.36	54.36
測點 12	45.36	37.71	45.45	37.27	52.08	43.25	52.31	43.59
測點 13	44.20	37.61	41.53	35.33	48.08	40.74	48.55	41.35
測點 14	40.65	34.38	40.18	33.88	46.04	38.26	46.43	38.84
測點 15	48.51	39.10	43.12	35.89	49.70	42.66	51.18	43.13
備註： 1.日間時段為早上 7 時至晚上 23 時，夜間時段為晚上 23 時至早上 7 時。 2.參考加速度為 10^{-6}m/s^2 。 3.灰底數值表示該測點日間及夜間振動值較高之軸向。								

一、依時間歷程：

彙整測點各時段振動值，時間歷程圖如圖 2 所示，由圖中可以看出夜間時段振動值有較低之趨勢，在日間時段 7 時至 23 時，振動值約為 35 dB 至 60 dB，夜間時段 23 時至 4 時則約為 30 dB 至 50 dB，部分測點在時段有較高之振動值，應為突發事件，因測點放置於開放區域如馬路邊或是公共空間，振動感測器係設置於地面，較無法掌控現場之狀況，查看每秒歷時曲線圖，其皆為瞬間產生之較高振動值，並非持續性高振動，故導致小時 L_{veq} 有較其他時段高之情況。

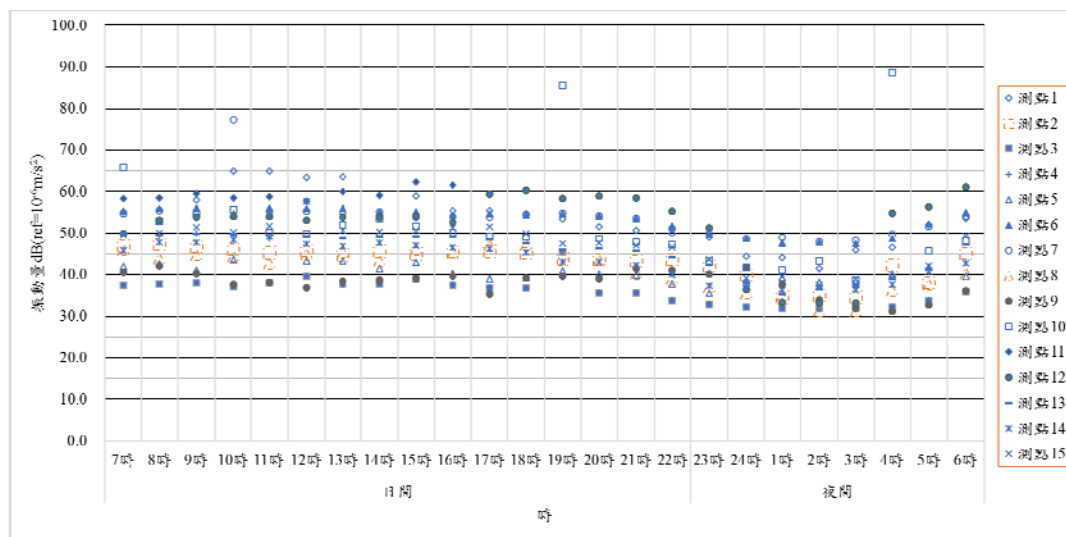


圖 2. 各測點振動值(依時間歷程)

二、依噪音管制區：

依噪音管制區彙整測點各時段振動值，如圖 3 所示，由圖顯示位於第二類一般地區之環境振動值較其他管制區類別低；第二類緊鄰未滿八公尺道路之環境振動值較緊鄰八公尺以上道路及第三類低並較緊鄰八公尺以上道路低許多；第三類管制區內之測點不論是為緊鄰八公尺以上道路或八公尺以內道路，其環境振動量依測點地區特性有關；再由圖中可以看出夜間時段振動值較日間低之趨勢，但測點 10 除外，此因上節分析夜間時段有突發事件產生所造成之影響。

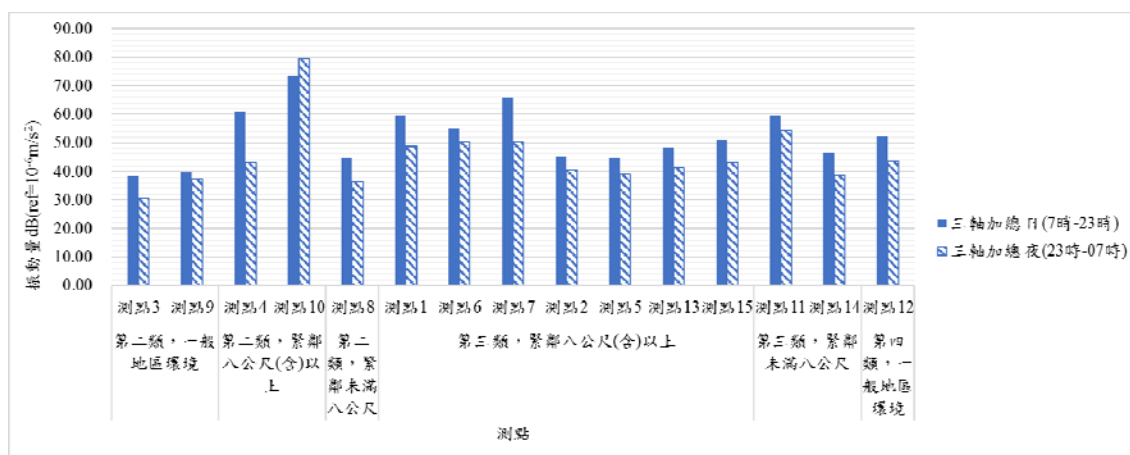


圖 3. 各測點振動值(依噪音管制區)

三、依行政地區：

依行政區彙整測點各時段振動值，如圖 4 所示，由圖顯示臺北市及高雄市測點之振動值較高，臺中市測點 3 非緊鄰道路，故僅參考測點 4，其振動值與臺北市及高雄市都較其他測點高；測點 11 位於嘉義，為緊鄰軌道系統之測點，故其振動值較高，但其振動特性與其他點次不同；但測點 10 除外，此因上節分析夜間時段有突發事件產生所造成之影響。

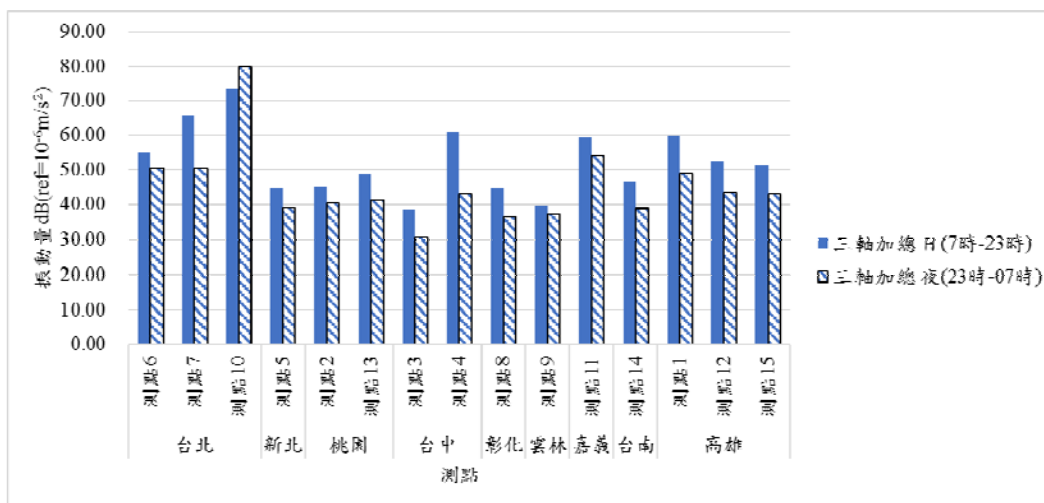


圖 4. 各測點振動值(依行政地區)

四、依場所類別：

依場所類別彙整測點各時段振動值，如圖 5 所示，由圖顯示位於住宅區之測點振動值較其他測點低，不同場所類別緊鄰道路之測點振動值依道路特性而有所不同。

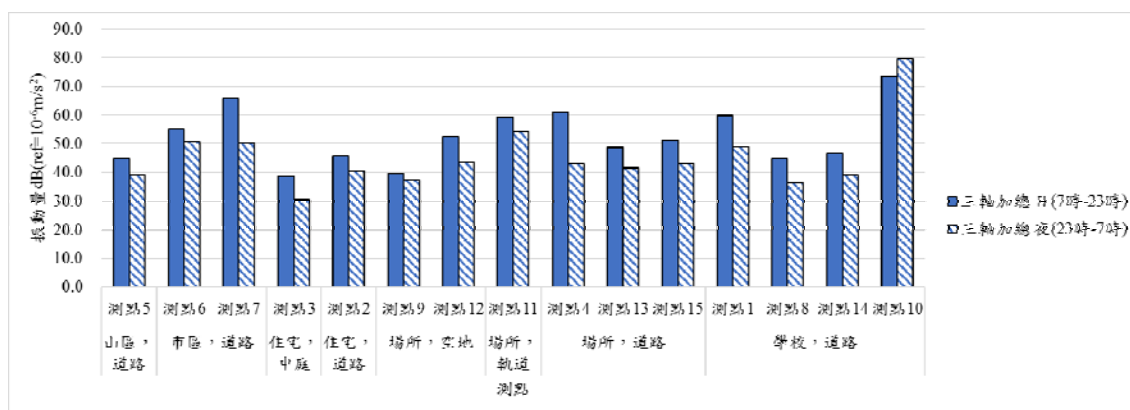


圖 5. 各測點振動值(依場所類別)

四、結論

1. 以日間時段為 7 時至 23 時，夜間時段為 23 時至 7 時，係參考噪音管制標準之時段區分，各測點逐時振動值之曲線適合我國民眾作息。
2. 依各測點逐時振動值之結果，部分測點之時段有出現突發狀況，因振動感測器係設置於開放空間之地面，較無法掌控現場之狀況，故該小時 L_{veq} 有較其他時段高，並導致該時段振動值較高。
3. 依噪音管制區區分，測點設於第二類管制區，距離道路三十公尺以上之位置，有較低之振動值，緊鄰八公尺以上道路之測點則有較高之振動值；測點設於第三類管制區，則較無明顯趨勢。
4. 不同行政區之測點，依該行政區特性而有所不同。
5. 位於住宅區之測點，其振動量較低。
6. 本研究測量結果與環評監測結果顯示，多數一般環境振動低於人體有感值 52 dB。

參考文獻

- [1] ISO 2631-2, Mechanical vibration and shock -- Evaluation of human exposure to whole-body vibration -- Part 2: Vibration in buildings (1 Hz to 80 Hz), (2003)

光污染管理及陳情案輔導研究計畫

彭保仁¹ 溫照華¹ 方承彥¹ 謝仁碩² 林怡君²

¹ 中華民國計量工程學會

² 行政院環境保護署空氣品質保護及噪音管制處

摘要

本研究選定臺北市及新北市3地區共8個光源，進行戶外人體感受試驗實地驗證光污染來源閃爍評價，研析光污染源監測方法與陳情案件專案輔導，並研析光污染管制國際規範及我國現況，研提光污染來源管理對策建議，實驗結果與分析發現重點如下：

1. 戶外人體感受試驗，包含臺北市及新北市3個地區共8個光源，合計實地驗證研究160人次，總實驗數320筆資料(眩光/閃爍)。光污染源閃爍評價結果顯示，環境垂直照度高於25 lx地點的閃爍頻率強度(量測值)和主觀閃爍評價的平均分數(主觀值)呈現負的線性相關，換言之閃爍量測值越高民眾感受到光源越閃爍，但環境垂直照度低於25 lx的調查地點卻呈現無相關。實務上，對於LED組合燈的閃爍管理，建議選用眩光亮度作為光污染陳情時的參考，以光污染管理指引(草案)的最大亮度光曝露建議值來管理。
2. 光污染環境監測部分，選定臺北市及新北市新莊區鄰近光污染源之3條路線，進行水平照度、前方垂直照度、左側垂直照度、右側垂直照度4個方位照度各大於18,000點次量測及前方影像平均亮度大於17,000點次量測。3條路線10 pm過後，整體的平均垂直照度有下降的趨勢，換言之，環境光有明顯的下降的趨勢。結果也顯示對複雜的市區道路可忠實呈現該區域或地點的光環境情況。
3. 近3年光污染陳情案件之比較分析部分，22個地方政府105~108年6月的陳情案數共1,256件，研析發現陳情案件主要集中於都會區(6直轄市、基隆市、新竹縣、新竹市、嘉義市)，光污染來源可分為廣告類、非廣告類、反射類等3大類，以廣告類占最大宗(70%)。光污染陳情輔導之改善建議，反射類於反射的位置使用霧面與暗色材質，LED光源類降低光源最大亮度及調整播放時間。
4. 光污染來源管理對策部分，建議各地方政府參考「光污染管理指引(草案)」因地制宜訂定管理辦法，並建議運用亮度管理人工光源的眩光影響及運用垂直照度管理路燈所造成的光侵擾影響。光源的改善建議部分，建議參考「光污染管理指引(草案)」的防護與改善內容。

關鍵詞：光污染、眩光、閃爍、LED組合燈

一、前言及研究目的

光污染(light pollution)又稱為光害，國際學術上較少使用light pollution這個名詞，國際照明委員會(The International Commission on Illumination, the Commission Internationale de l'Eclairage, CIE)技術報告CIE 150-2017[1]，將「干擾性或過量的光輻射」稱之為刺眼光或侵擾光(obtrusive light)，西元2017年光污染文件CIE 150-2017發表，由於LED的高亮度、動態變化與多彩的特性造就了各式的光污染來源，於是CIE於西元2018年9月成立了TC 4-58 Obtrusive light from colourful and dynamic lighting and its limitation [2](來自彩色與動態照明的侵擾光及其限制)，該工作小組的目標為，為戶外照明的彩色和動態照明的實施和應用提供指導，旨在限制天文觀測，人類夜間環境中的侵擾光。從彩色和動態照明系統開發關於侵擾光的指標並提出建議用於限制或防止來自這種系統發出干擾光的合適方法。

環保署歷年來有關光污染管制規劃研究相關工作計畫[3][4][5][6][7][8][9][10][11][12][13]，含括面型廣告看板(LED多媒體看板、燈箱式看板、霓虹燈看板、投光燈看板)的眩光亮度以及閃爍的量測方式及管制參數與管制建議值，非面型廣告(組合燈式光源)之眩光亮度以及閃爍的量測方式及管制參數與管制建議值研析。今年度(108年)的研究計畫，依據環保署歷年有關光污染管制規劃研究相關工作計畫，閃爍光源所造成的陳情案件比例相當高，故進行戶外人體感受試驗實地驗證光污染源閃爍評價，並巡航監測環境光了解光環境，輔導陳情案件建議改善實務，研析國際規範及我國現況建議光污染來源管理對策，及研修光污染管理指引，以促進光污染管理。

二、研究方法

1. 戶外 LED 組合燈閃爍人體感受實驗研究方法

為了調查戶外的光污染現象，本研究勘查雙北市 LED 組合燈廣告，對於主要坐落區域(包含快速道路周邊、大貨車經常通過的區域、計程車司機休憩的區域)，共勘查臺北市(內湖區、中山區、萬華區)、新北市(新莊區、泰山區)5 個行政區共 16 處地點，考量人員安全性及架設量測儀器的空間性，篩選後選出 3 個地區共 8 個光源，分別為中山區(孔雀尾形燈 x 2)、萬華區(八卦形燈 x 2、孔雀尾形燈 x 2)、新莊區(八卦形燈 x 2)。

針對兩類型 LED 廣告招牌分別進行實驗設計。人體感受實驗操控的自變項與隨機變項的水準，以涵蓋實際情況的水準範圍為原則，說明如下：

(1) 受試者

徵募 160 人參與實驗，男、女人數各半、年齡在 20 歲以上，均沒有色盲或其他眼疾，其裸視或矯正後視力在 0.8 以上。

(2) 操控變項：

LED 光污染源型式：孔雀燈和八卦燈(圖 1 所示)，共 2 水準。

垂直照度：25 lx(含)以上及 25 lx 以下，共 2 水準。

受試者性別：男性與女性，共 2 水準。

曝照時間：~30 秒。

眼觀位置垂直照度(環境照度)：5 lx ~ 500 lx (隨機因子)。

(3) 應變項

人體感受實驗之應變項主要包括最大眩光與閃爍主觀評價兩項，以笛波爾 (de Boer) [14] 的不適眩光 9 分主觀評量表記錄之，分數由 1 到 9 分，分別代表意義如表 1 所示，該表中 5 類不同感知程度以奇數等級劃分，如果觀察者感受是介於 5 類不同感知程度之間時，其亦可填報偶數的評價分數。

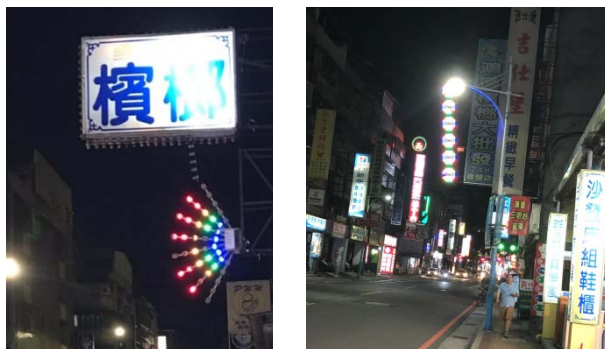


圖 1 LED 組合燈人體感受實驗的光源(左圖孔雀尾形燈、右圖八卦形燈)

表 1 笛波爾 9 分主觀量表

笛波爾評價分數	類別	說明
9	恰可辨識的(Just noticeable)	幾乎感覺不到不舒適
8	介於 7 分~9 分之間	
7	滿意的(Satisfactory)	可接受的不舒適
6	介於 5 分~7 分之間	
5	恰可接受的(Just acceptable)	恰可接受的不舒適
4	介於 3 分~5 分之間	
3	妨礙的 (Disturbing)	不可接受的不舒適
2	介於 1 分~3 分之間	
1	無法忍受的 (Unbearable)	完全不可接受的不舒適

註:笛波爾分數小於 5 分表示不舒適，分數愈低愈不舒適。

2. LED 組合燈閃爍量測方法

使用 DILMD 動態影像亮度量測儀(如圖 2 所示)進行閃爍之量測。以 Canon 700D 數位單眼相機搭配焦距 10-22 mm 鏡頭為硬體架構，鏡頭焦距固定在 22 mm 廣角端。監測時於現場以腳架架設置於用路人常態觀察地點，高度為立姿眼睛平均高度 150 cm，鏡頭對準待測 LED 組合燈之中央，並以雷射測距儀記錄量測位置距目標物的距離。藉由使用定焦鏡頭前提下，可估計目標的視角大小和視野範圍。應用其錄影功能，以每秒 60 個影格(frame)，每一影格圖檔解析度為 1920×1280 畫素，其校正程序較影像亮度量測儀(ILMD)多了灰階曲線(一般稱之為 γ 曲線，gamma curve)校正，經過此程序後 ILMD 便成為 DILMD。利用視訊編輯軟體，儘可能用正方形將目標光源裁切保留，節省軟體計算時間。



圖 2 LED 組合燈閃爍量測實景圖

light source：光源，L-calibrate：亮度調校工具，ILMD：動態影像式亮度計

配合人體感受試驗實地調查地點，共對 8 個地點進行至少 1 分鐘以上不等的量測與記錄，利用 102 年環保署「光污染影響及民眾感受認知研究」報告中使用的動態畫面光源刺激之頻率域分析方法(EPA-102-U1F1-02-106)，本研究觀測的 LED 組合燈的發光型態是以紅、琥珀黃、綠、藍 4 種色彩為大宗，LED 隨播放組合的程式內容，錄影量測下的每個影格圖檔可視為許多 R/G/B 隨時間進行明暗的變化，此種時間序列型的光刺激對民眾視覺系統而言，可視為一連續的輸入刺激訊號。科學上，有許多可分析這類訊號的工具與技巧，其中，最常見的是傅立葉轉換(Fourier Transform)。再者，本研究將光源刺激訊號由時間域轉換至頻率域進行討論，因透過電腦數位化作運算，所有的運算都是離散型的過程，因此，本研究使用已被廣泛應用的快速傅立葉轉換(Fast Fourier Transform、FFT)作為時間/空間域轉換為頻率域的工具。

3. 環境光污染源動態監測方法

環境光污染源動態監測方法利用電動機車加裝 4 顆 AA 級的照度計和具備 GPS 廣角防震彩色攝影機，在城市路線巡航過程中，分別可以取得前方(垂直照度)、左方(垂直照度)、右方(垂直照度)和上方(水平照度)的即時照度值。透過 130 度或 170 度超廣視野的 GPS 廣角防震彩色攝影機(4K、30fps)可以快速超高畫質記錄當時街道景象，透過色彩和亮度校正後，可將原始視訊資料經過運算紀錄即時的平均亮度。本研究 AA 級照度計選用 Konica-Minolta T10A，GPS 彩色攝影機為 GoPro Hero7 Black，亮度調校工具使用符合 DIN5032-7:2017-02[15]B 級制規定的亮度計來量測亮度，選擇續航力可達 55km 電動三輪車(最高時速 22km/h)在選定的路線進行動態監測。



圖 3 環境光污染源動態監測方法
左圖為示意圖，右圖為監測實景圖

三、光污染來源閃爍評價研析

將民眾戶外人體感受閃爍評價的結果和閃爍量測所得之閃爍頻率強度關係作圖，如圖 4 所示。藍色實心三角點是環境垂直照度小於或等於 25 lx 的地點，紅色圓實心點是環境垂直照度大於 25 lx 的地點。高照度地點的閃爍頻率強度和主觀閃爍評價的平均分數呈現負的線性相關，但環境垂直照度低於 25lx 的調查地點卻呈現無相關，主要特別地點 4(萬華齒留香)，該地點的環境垂直照度僅約 3.65 lx，而量測該目標光源的亮度卻是所有地點最高的，該地點的眩光總平均主觀評價也是最嚴重的。107 年成果中閃爍評價指標(FEI)所建議的量測方法所使用的為器材仍屬於實驗室組裝元件市面上並無商用產品，今年(108 年)的閃爍量測與分析方法為 102 年所提出，量測儀器為商用產品，然套用分析方法後但仍有些光源不適用。所以，建議未來可以探討如何將眩光與閃爍的民眾感受統合的預測模型，以避免眩光評價指標和閃爍評量指標有相互影響的狀況。

考量陳情案管理之可行性，實務上對於 LED 組合燈的閃爍管理，依據陳情案件的處理多數案例降低光源亮度後可以得到改善，因此建議可選用眩光亮度作為光污染陳情時的參考，以光污染管理指引(草案)的最大亮度光曝露建議值來管理 LED 組合燈閃爍。

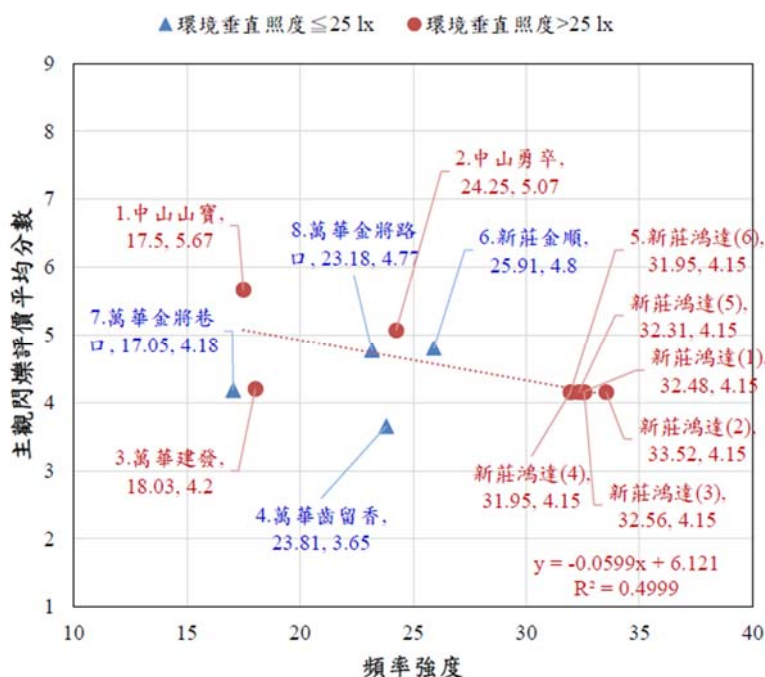


圖 4 民眾戶外人體感受閃爍評價和閃爍頻率強度關係

四、研析光污染源監測方法及陳情案件專案輔導

環境光監測部分，戶外量測總實驗數大於 250 點次，包括照度及亮度，環境光監測方式建議採用 3 個方位的垂直照度(前方、左側、右側)，整體環境光可採用平均垂直照度。以新北市新莊區中平國中附近為例，比較 2 個時段(A 時段 7 pm，B 時段 10 pm)平均垂直照度的分布，如圖 6、圖 7，顯示該區域在 10 pm 過後，整體的平均垂直照度有下降的趨勢，換言之，環境光有明顯的下降的趨勢。



圖 5 巡航路線 C 的 4 個地點實景圖
圖下方為地點編號



圖 6 巡航路線 C 的環境背景平均垂直照度分布圖
(2019/10/21 19:24~19:54)



圖 7 巡航路線 C 的環境背景平均垂直照度分布圖
(2019/10/21 22:12~22:37)

光污染陳情案件之差異性比較分析部分，本研究蒐集全國 22 縣市環保局 105 年~108 年 6 月的陳情資料統計，陳情案件數共 1,256 件，6 都合計為 1,053 件，占總案件數之 83.8%。基隆市、新竹縣、新竹市及嘉義市 4 縣市陳情案件數大於 10 件，重複陳情在 6 都與大於 10 件陳情的 4 縣市是相當普遍，顯示都會區的部分民眾會一再的陳情。

光污染陳情案分析，由光源類別的角度，各個都市的光污染來源比例有所差別(如表 2 所示)，因此 6 都以及陳情總數大於 10 件的 4 個縣市對於光污染來源的處理方式(如處理優先順序、投入資源比重…)需要因地制宜。由光源引起的可能不舒適情形，以光源過亮為最主要緣由，此外另一個不舒適緣由是光源過亮且閃爍。由光源引起的可能干擾情形，最大的比例為造成住家的干擾，造成行車安全的干擾次之。

光污染陳情輔導部分，輔導反射類、LED 看板、LED 跑馬燈 3 類型的光源改善建議，反射類改善建議於反射的位置使用霧面與暗色材質，LED 光源類改善建議降低光源最大亮度及調整播放時間，改善建議透過陳情案件管理單位提供給被陳情人。

表 2 各都市 105 年~108 年 6 月光污染陳情案件光源類別

	總計		反射類		廣告類		非廣告類	
	件數(件)	百分比(%)	件數(件)	百分比(%)	件數(件)	百分比(%)	件數(件)	百分比(%)
6 都合計	1 053	100	50	5	714	68	289	27
臺北市	820	100	36	4	539	66	245	30
新北市	32	100	1	3	19	59	12	38
桃園市	15	100	-	-	9	60	6	40
臺中市	117	100	5	4	98	84	14	12
臺南市	45	100	2	4	38	85	5	11
高雄市	24	100	6	25	11	46	7	29
4 縣市合計 (陳情件數>10)	132	100	3	2	99	75	30	23
基隆市	21	100	-	-	19	90	2	10
新竹縣	50	100	-	-	35	70	15	30
新竹市	42	100	3	7	28	67	11	26
嘉義市	19	100	-	-	17	89	2	11

五、研析光污染管制國際規範及我國現況，研提光污染來源管理對策建議

光污染管制國際規範部分，依據美國全國州立法會議 NCSL(National Conference of State Legislatures)美國有 19 個州通過了光污染相關法規來減低光污染的影響[17]，舉例而言，Connecticut 康乃狄克州、Delaware 德拉瓦州、Maryland 馬里蘭州、Minnesota 明尼蘇達州、New Hampshire 新罕布夏州、Rhode Island 羅德島、Texas 德州等 7 個州法令，要求戶外燈具當輸出大於 1,800 流明時，必須使用全截光夾具(full cut-off fixtures)。

修訂歐盟道路照明和交通信號綠色公共採購準則(Revision of the EU Green Public Procurement Criteria for Road Lighting and traffic signals, EUR 29631 EN) [18]並非標準，其適用對象為道路照明與交通號誌，與光污染相關的說明為第 7 節(7. Light pollution criteria)，其內容主要與天空輝光有關。

回顧在光污染的立法上，舉例而言，英國、捷克、蘇格蘭、西班牙、義大利等國家已訂定光污染法規、歐盟此次大規模的提出光污染聯合型研究計畫(2020~2022) [19]，顯示歐盟已意識到光污染的重要性。

光污染管制國內現況部分，光污染管理指引(草案)架構經由 107 年度的專家諮詢會(107.11.23)及本(108)年度 3 次的研商會議 (108.1.4, 108.2.26, 108.10.17)後調整如下：

調整前

光污染防治與管理指引(草案)

條文第一條為指引之制訂原由及適用範圍，條文第二條為專有名詞說明，條文第三條為亮度及垂直照度參考位準值，條文第四條說明源頭管制之方式，條文第五條說明量測方法，條文第六條為反射光改善與防護建議，條文第七條說明指引不適用範圍，條文第八條為條文施行日期。

調整後

光污染管理指引(草案)

一、前言

二、適用範圍及對象

三、光曝露建議值

四、部會分工

五、量測方法

六、改善與防護

七、不適用之範圍

附件

附件一 名詞定義

附件二 光源分類

光源管理對策部分，建議各地方政府參考「光污染管理指引(草案)」因地制宜訂定管理辦法，並建議運用亮度管理人工光源的眩光影響，運用垂直照度管理路燈所造成的光侵擾影響。對應相關管理方式說明如下：

1. 事前管理

光源設施類型由主管機關來區分，如廣告招牌可能屬於地方政府建管處，建議未來廣告招牌在設立前，請業者使用可調整亮度之廣告招牌並提供其入夜後播放時最大亮度的評估報告，最大亮度須符合光曝露建議值。

建築物之大功率附屬光源，為避免造成民眾的不舒適影響，建議應於設立前，請業者提供大功率光源的投射範圍及使用時段，以避免影響民眾生活起居，此外，為避免造成民眾的危害影響，建築物之大功率附屬光源應禁止使用雷射光。

2. 事後管理與追蹤

光源設施設立後，可能會有異常之情形而造成光污染，此時可要求業者修復或改善。廣告招牌則以降低亮度來進行改善，如建築物使用之大功率附屬光源則應調整回復至不影響民眾起居。

3. 管理指標

對於光源過亮可以運用最大亮度進行管理，但是對於光源閃爍目前並無適合的管理指標。

4. 使用方式管理

依據光污染管理指引(草案)，閃爍之來源，一般來自廣告物等光源。閃爍之改善與防護，應著重於源頭管理及現有案件改善。對於源頭管理，住宅區內不得裝設具有閃爍或具警示功能等影響行車安全之刺眼廣告物或照明設備。當有陳情案發生時，得要求被陳情之光源，於夜間禁止其閃爍或關閉光源以降低閃爍之影響。特殊情況例如民俗慶典或活動、國家慶典或活動採取申請許可制，由地方行政機關負責審核。

六、結論

1. 光污染來源閃爍評價研析：

- (1) 戶外人體感受試驗部分，完成 3 個地區共 8 個光源，合計實地驗證研究 160 人次，總實驗數 320 筆資料(眩光/閃爍)。發現垂直照度、光源型式與垂直照度的交互作用在閃爍和眩光主觀評價均呈現顯著。
- (2) 閃爍評價方式的部分，環境垂直照度高於 25 lx 地點的閃爍頻率強度(量測值)和主觀閃爍評價的平均分數(主觀值)呈現負的線性相關，換言之閃爍量測值越高民眾感受到光源越閃爍，但環境垂直照度低於 25 lx 的調查地點卻呈現無相關。

2. 研析光污染源監測方法及陳情案件專案輔導：

- (1) 環境光監測部分，戶外量測總實驗數大於 250 點次，包括照度及亮度，環境光監測方式建議採用 3 個方位的垂直照度(前方、左側、右側)，整體環境光可採用平均垂直照度。以新北市新莊區中平國中附近為例，比較 2 個時段(A 時段 7 pm，B 時段 10 pm)平均垂直照度的分布，顯示該區域在 10 pm 過後，整體的平均垂直照度有下降的趨勢，換言之，環境光有明顯的下降的趨勢。
- (2) 光污染陳情案分析，由光源類別的角度，各個都市的光污染來源比例有所差別，因此 6 都以及陳情總數大於 10 件的 4 個地方政府對於光污染來源的處理方式(如處理優先順序、投入資源比重…)需要因地制宜。由光源引起的可能不舒適情形，以光源過亮為最主要緣由。由光源引起的可能干擾情形，最大的比例為造成住家的干擾，造成行車安全的干擾次之。重複陳情在 6 都與大於 10 件陳情的 4 個地方政府是相當普遍。
- (3) 光污染陳情輔導部分，對於反射類、LED 看板、LED 跑馬燈 3 類型的光源的輔導與改善建議，反射類改善建議於反射的位置使用霧面與暗色材質，LED 光源類改善建議降低光源最大亮度及調整播放時間。

3. 研析光污染管制國際規範及我國現況，研提光污染來源管理對策建議：

- (1) 光污染管制國際規範發展現況，回顧在光污染的立法上，美國有 19 州通過了光污染相關法規來減低光污染的影響，歐盟國家如英國、捷克、蘇格蘭、西班牙、義大利等國家已訂定光污染法規、歐盟此次提出光污染聯合型研究計畫(2020~2022)，顯示歐盟已意識到光污染的重要性。
- (2) 光污染管理指引(草案)架構在綜整專家學者們及各方意見後進行調整。
- (3) 光源管理對策部分，建議各地方政府參考「光污染管理指引(草案)」因地制宜訂定管理辦法，並建議運用亮度管理人工光源的眩光影響及運用垂直照度管理路燈所造成的光侵擾影響。光源的改善建議部分，建議參考「光污染管理指引(草案)」的防護與改善內容。

七、建議事項

1. 光污染來源閃爍評價研析：
 - (1) 閃爍評價方式的部分，環境垂直照度高於 25 lx 地點的閃爍頻率強度(量測值)和主觀閃爍評價的平均分數(主觀值)呈現負的線性相關，換言之閃爍量測值越高民眾感受到光源越閃爍，但環境垂直照度低於 25 lx 的調查地點卻呈現無相關。所以，建議未來可探討如何將眩光與閃爍的民眾感受統合的預測模型，以避免眩光評價指標和閃爍評量指標有相互影響的狀況。
 - (2) 實務上，對於 LED 組合燈的閃爍管理，建議選用眩光亮度作為光污染陳情時的參考，以光污染管理指引(草案)的最大亮度光曝露建議值來管理。
2. 研析光污染源監測方法及陳情案件專案輔導：
 - (1) 光環境的監測，發現垂直照度平均值可以得出該區域的整體環境光的變化，但似乎無法代表陳情民眾的感受，因此建議仍要保留前方垂直照度、左側垂直照度、及右側垂直照度的數據。
 - (2) 以地圖圖資結合照度熱點圖分布的表現方式，因量測時有等待紅綠燈或因故臨停時，因熱點次數累積，使得地圖上縮小顯示時會有過度高估的現象發生，未來軟體設計時，需要深入探討。
 - (3) 本研究以 0.1 秒間隔記錄量測數據，可以明顯顯示出勘查現場突發事件，結果也顯示對複雜的市區道路可忠實呈現該區域或地點的光環境情況，未來可研究最合適的取樣頻率與區域熱點的估計演算法，提供民眾、店家廠商、公部門人員有更方便、即時的資訊。
3. 研析光污染管制國際規範及我國現況，研提光污染來源管理對策建議：

「光污染管理指引」發布後，建議辦理教育訓練及推廣說明會，以利指引的推行。

參考文獻

- [1] CIE 150-2017 “Guide on the limitation of the effects of obtrusive light” (2017).
- [2] CIE TC4-58” Obtrusive light from colourful and dynamic lighting and its limitation” , established Sep. 25, 2018, <http://www.cie.co.at/technicalcommittees/obtrusive-light-colourful-and-dynamic-lighting-and-its-limitation> , 於 2019 年 4 月登入。
- [3] CIE 150-2003 “Guide on the limitation of the effects of obtrusive light from outdoor lighting installations.” (2003).
- [4] 鄭森皓、彭保仁,「新興物理性公害之調查及研究」 中華民國行政院環境保護署 EPA-100-U1F1-02-106 計畫期末報告 (民 100)。
- [5] 鄭森皓、彭保仁、溫照華、賴鵬宇、陳怡君、謝品萱, 「新興物理性公害之調查及研究」 , 中華民國行政院環境保護署 EPA-101-U1F1-02-106 計畫期末報告 (民 101)。
- [6] 鄭森皓、彭保仁、溫照華、陳怡君、徐紹維、鍾宗穎、廖淑君, 「光污染防治策略規劃及建置」 , 中華民國行政院環境保護署 EPA-101- F105-02-207 計畫期末報告 (民 101)。
- [7] 鄭森皓、彭保仁、溫照華、陳建宇、徐紹維、鍾宗穎、洪紹棠,「光污染防治專案工作計畫」, 中華民國行政院環境保護署 EPA-102-U1F1-02-106 計畫期末報告 (民 102)。
- [8] 鄭森皓、彭保仁、溫照華、徐紹維、黃育信、王韻婷 「光污染影響及民眾感受認知研究」, 中華民國行政院環境保護署 EPA-102- F105-02-207 計畫期末報告 (民 102)。
- [9] 鄭森皓、彭保仁、溫照華 「光污染影響及民眾感受認知研究」, 中華民國行政院環境保護署 EPA-103-U1F1-02-106 (民 103)。
- [10] 彭保仁、溫照華、徐紹維、洪紹棠、李宗憲、林雅俐、袁惟文「光污染感受調查及量測指標與改善措施研究」, 中華民國行政院環境保護署 EPA-104- U1F1-02-106(民 104)。
- [11] 彭保仁、溫照華、何展劼、李宗憲、林雅俐、徐紹維、洪紹棠「光污染影響之感受調查及量測指標與改善措施研究」, 中華民國行政院環境保護署 EPA-105- U1F1-02-A204(民 105)。
- [12] 溫照華、彭保仁、何展劼、李宗憲、林彥輝、洪紹棠「光污染影響及主觀感受調查與管制方式之研究」, 中華民國行政院環境保護署 EPA-106- U1F1-02-A206(民 106)。
- [13] 溫照華、彭保仁、何展劼、李宗憲、洪紹棠「光污染管理及陳情案處理之研究」, 中華民國行政院環境保護署 EPA-107- U1F1-02-A141(民 107)。
- [14] De Boer, J. B. 1967. “Visual perception in road traffic and the field of vision of the motorist,” in Public Lighting, J. B. De Boer, Ed. Eindhoven, The Netherlands: Philips Tech. Library, pp. 11–96.
- [15] DIN 50320-7:2017/02, “Photometry Part7: Classification of illuminance meters and luminance meters” (2017)
- [16] Duncan, D. B. (1955). "Multiple range and multiple F tests". Biometrics. 11: 1–42. doi:10.2307/3001478.
- [17] 美國減低光污染之各州, <http://www.ncsl.org/research/environment-and-natural-resources/states-shut-out-light-pollution.aspx>, 於 2019 年 5 月登入。(NCSL:National Conference of State Legislatures)
- [18] Donatello S., et al., Revision of the EU Green Public Procurement Criteria for Road Lighting and traffic signals, EUR 29631 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-79-99077-9, doi:10.2760/372897, JRC115406.
- [19] EMPIR Call 2019 – Energy, Environment, Normative and Research Potential , Selected Research Topic number: SRT-v17 , “Metrology of light pollution in the night time environment”, https://msu.euramet.org/current_calls/environment_2019/index.html 於 2019 年 7 月登入。

開啟式通風窗對環境噪音改善成效研究

劉嘉俊¹ 盧曉櫻¹ 李岳謙¹ 謝仁碩² 丁培修²

¹台灣聲學學會

²行政院環境保護署空氣品質保護及噪音管制處

摘要

本研究於臺北市立南湖高中進行實地裝設主動控制式隔音窗（開啟式），為國內首座主動式隔音窗。這座主動式隔音窗是以雙層交錯式自然通風隔音窗設計，在不需要關窗就能把噪音量減低，就像為窗戶裝上 AirPods Pro 一樣，隔絕外界的聲音同時又能享受通風效果！開窗通風又不開冷氣的情形下，又可以降低噪音量，從而減少冷氣的使用，兼具減碳省電節能的效益，用戶能享有安靜又通風的室內空間，營造通風又減噪的聲環境。研究了在靠近高速公路的教室內安裝主動通風窗的降噪性能。利用雙層玻璃窗錯開以提高中高頻降噪效果；並採用單通道主動噪音控制(ANC)系統降低低頻噪音。測量了被動和主動降噪效果，並證明了該系統的有效性。現場測試結果顯示，雙層交錯式通風隔音窗整體的被動降噪效果約為 7.6 dB。透過應用 ANC 技術，在低頻(150 Hz~300 Hz)下可獲得大約 10 dB 的額外降噪效果。主動通風窗在整個頻率範圍內的降噪效果約達到 15 dB(A)，證明了該系統的可行性。

關鍵詞：主動控制式隔音窗、雙層交錯式、通風減噪、低頻音

一、前言及研究目的

國內由於地狹人稠、都市土地的密集使用與生活方式之改變，故新住宅之建設越來越靠近交通噪音源，而已建成的住宅可能會有新的噪音影響，故交通噪音常成為社會關注、重視與陳抗之議題。因此，為有助於噪音改善及防制工作之推動，瞭解降低噪音的方法顯得越來越重要。一般交通噪音的防制方法通常有三種：（1）在噪音源控制；（2）在傳播途徑控制；及（3）對受體者的保護。依據噪音管制法所提之噪音改善防制設施，受體者的保護主要是以隔音門、窗來阻絕噪音。但若是位處於室外噪音較吵雜的環境，採用一般的隔音門、窗來阻絕噪音的同時，也會產生通風與室內空氣品質之問題。

而提到隔音窗，一般民眾的印象都是“氣密式”或“雙層式”隔音窗，使用上雖然隔絕了噪音的困擾，卻也犧牲了保持空氣流通的需求。因此，行政院環境保護署透過科研計畫提出“科技隔音系統”並運用在隔音窗上，目標希望能打造並推廣“科技降噪系統窗”，透過類似過濾器的效果，把噪音“過濾”後再進入室內形成低噪音的環境。

爰此，本研究以建築物室內之安靜、通風、減碳及省電節能等為出發點，規劃以臺北市立南湖高中進行實地裝設主動控制式隔音窗（開啟式通風窗），以評估示範不開冷氣又開窗通風的情形下，可以降低噪音量，以兼顧阻絕室外交通噪音與室內空氣品質。期許相關研究結果可做為如何減少相關噪音影響、未來擬訂室內外音量品質管制策略及管理措施等之參考。

二、研究方法

（一）主動式（active）噪音控制原理

噪音可以採用兩種基本方法予以降低：被動式（passive）噪音控制與主動式（active）噪音控制。「主動噪音控制（active noise control, ANC）或稱有源噪音控制」技術的原理係藉由一部電腦，先分析噪音源，然後生成一個反相波，藉著干擾的方式來消除噪音，如圖 1 所示。其原理就是根據指定的噪音，發出完全相反的聲波，讓兩種聲波互相抵銷，「以聲消聲」達到消除噪音之目的。與被動式噪音控制方法比較，ANC 適合應用於低頻的噪音環境，因此，正可彌補被動式噪音控制方法的缺點。

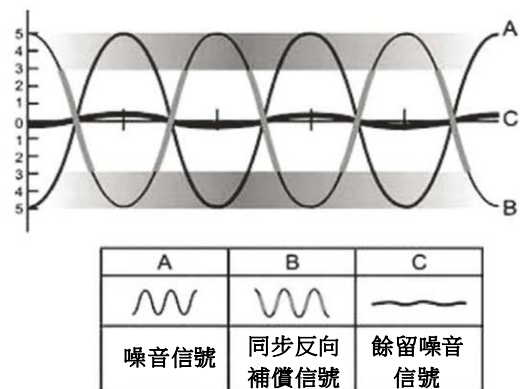


圖 1. 主動噪音控制技術的原理示意圖[1]

(二)研究流程摘要

1.文獻回顧

隨著交通噪音污染的日益嚴重，人們對開發既能實現自然通風又能降低噪音的窗戶越來越感興趣。交錯窗最早是在 1973 年提出的，人們發現半開的雙層玻璃窗比半開的單扇玻璃窗的降噪效果高 10 dB(A)[2]。

關於交錯窗的研究已有很多文獻。Tong 和 Tang 研究了交錯窗的 1:4 比例縮小模型[3]和全尺寸模型[4]，發現與傳統的側開門窗相比，聲學效益在 7.1 dB(A)~9.5 dB(A)之間。Kang 和 Brocklesby 發現，透過在交錯窗上應用透明微穿孔吸音材料 (micro-perforated absorber, MPA)，可以在 800 Hz 至 8,000 Hz 之間進一步改善交錯窗的性能[5]。Yu 等人，預測了交錯窗的隔音性能，並探討了其優於單扇玻璃窗的原因[6]。

雖然交錯窗在中高頻段表現良好，但在低頻段卻表現不佳，為了改善其在低頻段的性能，人們採用了主動噪音控制 (ANC) 技術。Huang 等人，研究了交錯窗下單通道 ANC 系統的性能，並在測量點實現了額外的衰減[7]。ANC 技術也被應用於傳統的窗戶，以減少噪音通過窗戶的傳播，它們對低頻噪音有效[8~10]。

2.主動式降噪自然通風隔音窗之安裝場址

本研究經相關現勘工作之後，因臺北市立南湖高中場址具有如：噪音量夠大、車流量大（國道 1 號）、簡報場址、施做便利、方便展示、願意配合（為物理實驗室，亦具寓教於樂效果）等優點，且校長及總務主任皆同意該現場實地裝設示範，故最後選擇於南湖高中施做，旨揭場址窗戶的高度約 128.5 cm，寬度約 314 cm，如圖 2 所示。由於本計畫的科學研究性質和經費之原因，故僅針對圖 2 中右半邊窗戶的 1/4 進行改裝，以驗證主動式降噪自然通風隔音窗設計的可行性。



圖 2. 臺北市立南湖高中物理實驗室窗戶的尺寸



圖 3. 完成之主動式降噪自然通風隔音窗實物

3.主動式降噪自然通風隔音窗之模型

所設計的主動式降噪自然通風隔音窗如圖 4 所示。通風管道尺寸為 1.50 m × 0.32 m × 0.25 m，入口和出口的尺寸均為 0.24 m × 0.24 m。外部交通噪音通過入口傳播到管道內部，並通過出口傳播到室內。在交錯窗系統中，入口和左側出口（圖 4 的出口 1）是打開的。為了證明交錯雙層玻璃窗的聲學效益，在窗戶中設計了右出風口（圖 4 的出風口 2）。在測試交錯的窗戶時，該出風口是關閉的；測試非交錯窗時，出口 2 打開，出口 1 關閉。

通風管道採用單通道 ANC 系統。次級音源為距風管一端 0.5m 處的揚聲器（喇叭），固定在側壁上，如圖 4 所示。參考麥克風於靠近入口的管道一角，誤差麥克風於靠近左出口的另一個角落。實驗採用單通道商用 ANC 控制器 TigerANC WIFI-S。在 ANC 實驗中，次級音源（喇叭）產生的聲音被從參考信號中去除，以避免回饋的影響，並且在 ANC 實驗中，誤差麥克風處的信號被最小化[11]。

交通噪音主動控制流程示意圖 5~圖 7。參考麥克風得到交通噪音信號做為參考信號經前置放大器後輸入控制器；同時靠近交錯窗一側的誤差麥克風得到誤差信號經前置放大器後輸入控制器，控制器根據輸入的即時參考和誤差信號以及事先建模得到的次級通道脈衝回應更新輸出，經功率放大器後輸出給次級音源，使次級音源發出的聲音和原始交通噪音疊加得到的信號在誤差點達到最小。交錯窗室內一側的評估點處布放 1 個麥克風用於評估室內的降噪效果。

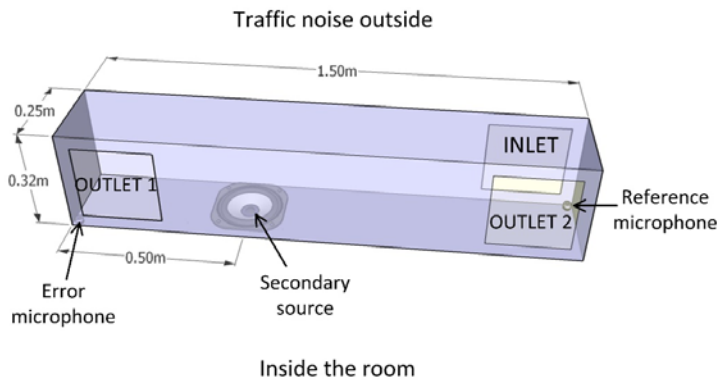


圖 4. 主動式降噪自然通風隔音窗示意圖



圖 6. 交通噪音主動控制各流程單元說明

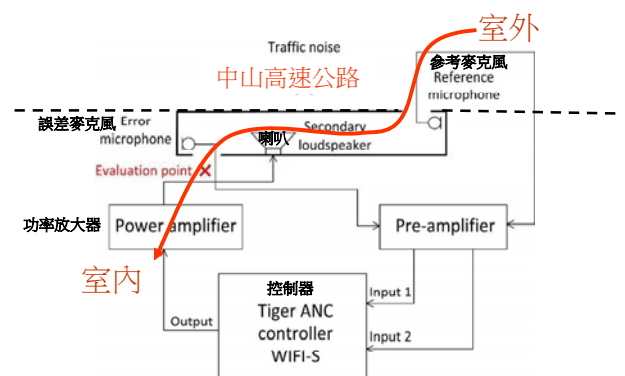


圖 5. 交通噪音主動控制流程示意圖

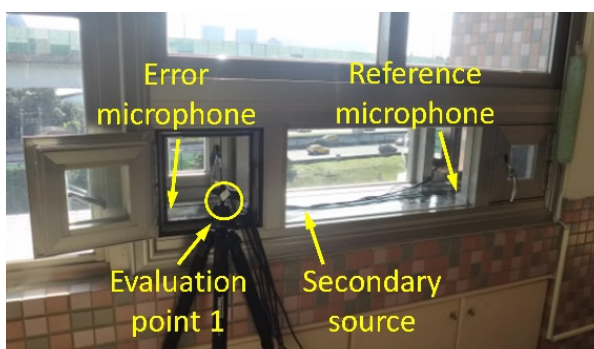


圖 7. 現場交錯窗噪音傳播路徑示意圖

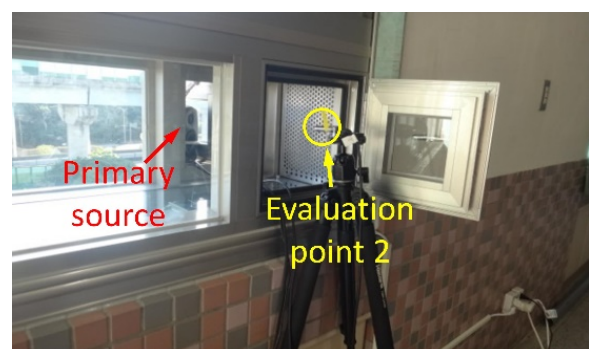
三、結果與討論

(一)被動（passive）降噪性能

在臺北市立南湖高中的教室牆壁上安裝了錯開的窗戶，以取代原來的單一玻璃窗，如圖 8 所示。教室位於國道 1 號高速公路旁並位於飛機航道下，因此，暴露在高位準的交通噪音中。圖 9 為入口和出口 1 打開、出口 2 關閉時評估點 1 的即時交通噪音頻譜，為 10 分鐘內的平均結果。評估點 1 的位置如圖 8 (a) 所示；它在教室裡，離 1 號出口中心約 5 cm 遠。從圖 9 可以看出，室內交通噪音隨著頻率的增加而變小，500 Hz 以下的聲音對總聲音能量的貢獻最大。



(a)



(b)

圖 8. (a) 交錯窗和 (b) 非交錯窗的實驗裝置

首先測量了交錯窗的被動降噪性能，並與非交錯窗進行了比較。由於交通噪音是時變的，且不能用相同的實際入射交通噪音同時測試交錯窗和非交錯窗的性能，因此，主要聲音係由入口外的揚聲器（喇叭）所產生的，如圖 8 (b) 所示。它產生了先前所錄製的持續 10 分鐘之交通噪音。測試過程中的信噪比大於 10 分貝。

利用圖 8 (a) 所示的實驗裝置，測量了交錯窗的被動降噪效果。實驗期間，入口和出口 1 打開，出口 2 關閉。測量了入口外 5 cm 處和評估點 1 的音壓級 (sound pressure level, SPL)，結果如圖 10 所示。利用圖 8 (b) 所示的實驗裝置，測量了非交錯窗的被動降噪效果。在這種情況下，入口和出口 2 打開，出口 1 關閉；評估點 2 位於距離出口 2 中心約 5 cm 的教室內。測量入口外部點和評估點 2 的 SPL，並將其納入圖 10 中進行比較。

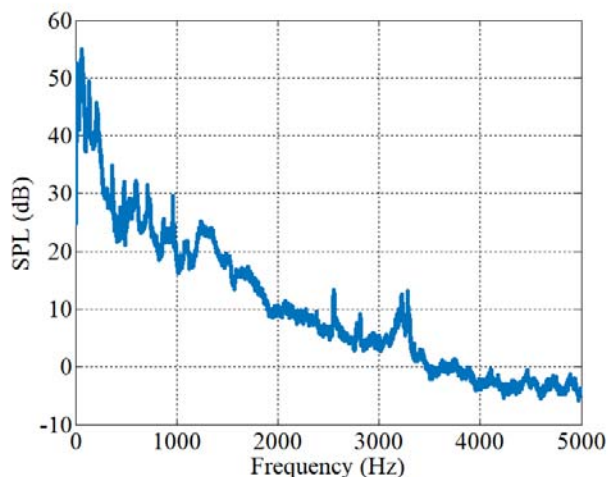


圖 9. 入口和出口 1 打開，出口 2 關閉時，評估點 1 的即時交通噪音頻譜

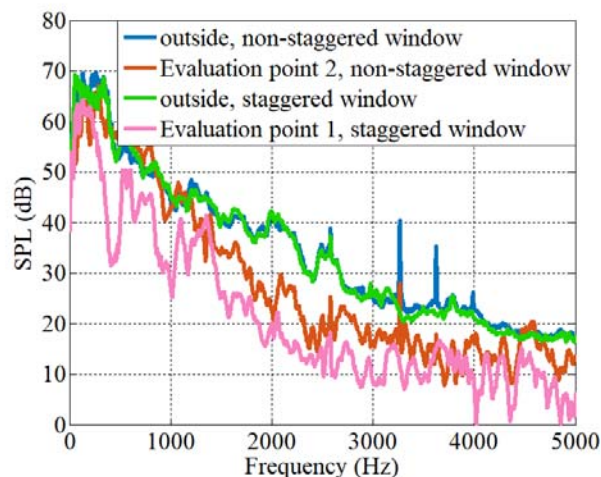


圖 10. 入口外部和兩個評估點處的音壓級

從圖 10 可以看出，在 1,000 Hz 以下的頻率下，評估點 2 的音壓級與非交錯窗外的音壓級幾乎相同，這說明在這個頻率範圍內，非交錯窗的降噪效果很小。當頻率高於 1,000 Hz 時，非交錯窗使 SPL 衰減 5 dB~10 dB。由於非交錯窗和交錯窗的窗外測量點的 SPL 幾乎相同（見圖 10 中的藍色和綠色曲線），可以透過比較圖 10 中的紅色和粉色曲線直接比較這兩種窗戶的性能。很明顯，在 200 Hz~5,000 Hz 的大多數頻率下，評估點 1 的 SPL 小於評估點 2 的 SPL，這顯示交錯窗的隔音性能優於非交錯窗。

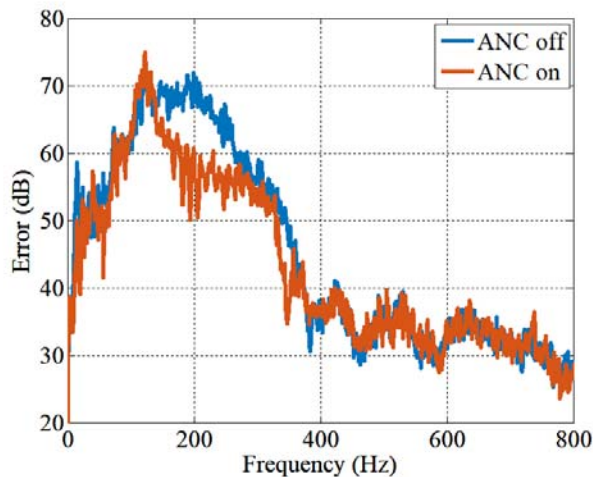
表 1 列出了窗外測量點和窗內兩個評估點之總體 SPL（包括：不加權及 A 加權）。本表中的降噪定義為窗外和評估點處的音壓級之差（圖 8 之交錯窗評估點 1 及非交錯窗評估點 2）。交錯窗的整體降噪量約為 7.6 dB (10.6 dB(A))；非交錯窗的整體降噪量約為 4.9 dB (2.8 dB(A))。雖然交錯窗的降噪在 1,500 Hz 以上的大多數頻率都超過 15 dB（見圖 10），但整體降噪僅為 7.6 dB。這是因為低頻音的衰減很小，對總音能的貢獻最大，因此，如果能有效地降低低頻音，則整體降噪效果將會得到顯著的提高。

表 1. 現場實測窗外和窗內之噪音量

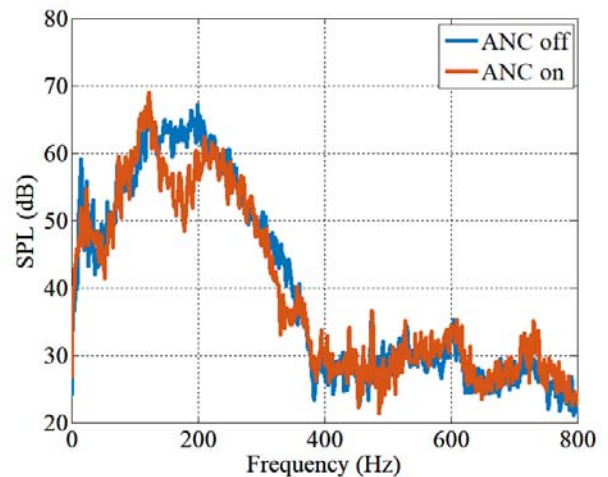
項目	不加權 (dB)		A 加權 (dB(A))	
	交錯窗	非交錯窗	交錯窗	非交錯窗
窗外	86.0	86.7	78.4	78.9
窗內	78.4	81.8	67.8	76.1
噪音衰減量	7.6	4.9	10.6	2.8

(二)主動降噪 (ANC) 性能

其後對在交錯窗下設置的單通道 ANC 系統的性能進行了測試。在所有 ANC 實驗中，皆是入口和出口 1 打開；出口 2 關閉。圖 4 顯示了次級音源、參考麥克風和誤差麥克風的位置。在靠近入口的窗外使用一個揚聲器（喇叭）做為主要音源，產生低於 400 Hz 的白噪音。圖 11 (a) 顯示了有/無 ANC 誤差點信號。由於揚聲器（喇叭）在該頻率範圍內的低頻響應，使得在沒有 ANC 之下，150 Hz 以下的誤差信號小於 150 Hz~300 Hz 之間的誤差信號。300 Hz 和 400 Hz 之間的誤差信號也很小，這是交錯窗的被動降噪的貢獻，如圖 10 所示。結果顯示，在 150 Hz~300 Hz 的頻率範圍內，誤差信號得到了有效的抑制。圖 11 (b) 中評估點 1 的音壓級與誤差信號的音壓級有相似的趨勢，但降噪量小於誤差點處的音壓級，這是合理的。



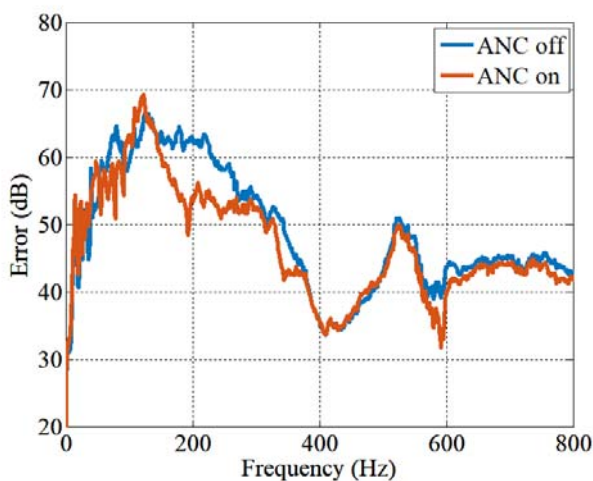
(a) 誤差點 (誤差麥克風)



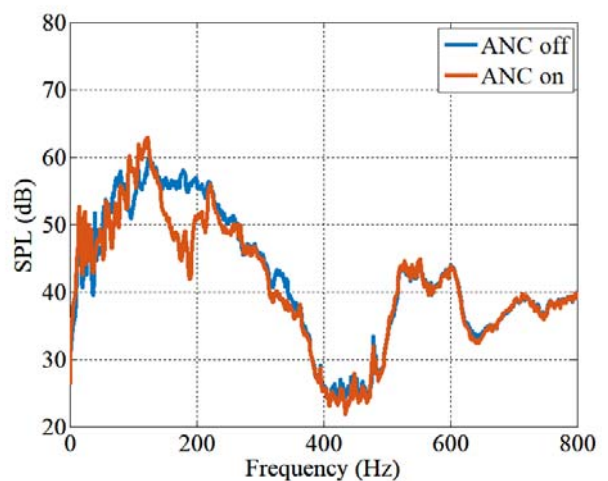
(b) 評估點 1

圖 11. 當主要音源為窗外揚聲器 (喇叭) 產生 400 Hz 以下白噪音之音壓級

在揚聲器 (喇叭) 播放先前所錄製的交通噪音之情況下，評估點 1 的誤差信號和音壓級 (有/無 ANC) 如圖 12 所示。透過對誤差信號和參考信號的處理，對控制濾波器的係數進行更新，並在測量 ANC 性能的同時對收斂後的係數進行固定。與圖 11 類似，誤差信號在 150 Hz~300 Hz 的頻率範圍內被有效地降低，評估點處的噪音降低量小於誤差點處的降噪量。在 150 Hz 和 300 Hz 之間的頻率下，評估點 1 的平均降噪量約為 10 dB。在誤差點處，整體降噪量約為 1.4 dB (2.4 dB(A))；在評估點 1 的總降噪量約為 0.5 dB (1.1 dB(A))。



(a) 誤差點



(b) 評估點 1

圖 12. 當主要音源為窗外揚聲器 (喇叭) 產生錄製之交通噪音音壓級

本研究並測試了該系統對即時交通噪音的自我調整控制性能。控制濾波器的係數固定為揚聲器 (喇叭) 播放記錄的交通噪音時的係數。由於即時交通噪音較不穩定，在 ANC 關閉的情況下，記錄誤差點的噪音 10 分鐘。將 10 分鐘分為 60 個時段，得到 60 個隨時間變化的總體 SPL，如圖 13 (a) 所示之藍色曲線 (第 490 秒時，因有飛機經過，故造成總噪音位準顯著增加)。

然後打開主動控制並記錄誤差信號 10 分鐘，以獲得另外 60 個總體 SPL，如圖 13 (a) 所示之紅色曲線。結果顯示，在 60 個時段中，有 45 個時段的總音壓平均相較無 ANC 約小 3.8 dB。圖 13 (b) 顯示了頻率範圍為 150 Hz 至 300 Hz 的總音壓級隨時間的變化。在圖 13 (b) 中，60 個有 ANC 的時段中，有 50 個時段的總音壓平均相較無 ANC 的時段約小 6.3 dB，這說明了 ANC 系統的有效性。需要注意的是，因為交通噪音隨時間而變化，因此圖 13 並不代表 ANC 系統所產生的降噪效果，但它提供了一種檢查 ANC 性能的可行方法。

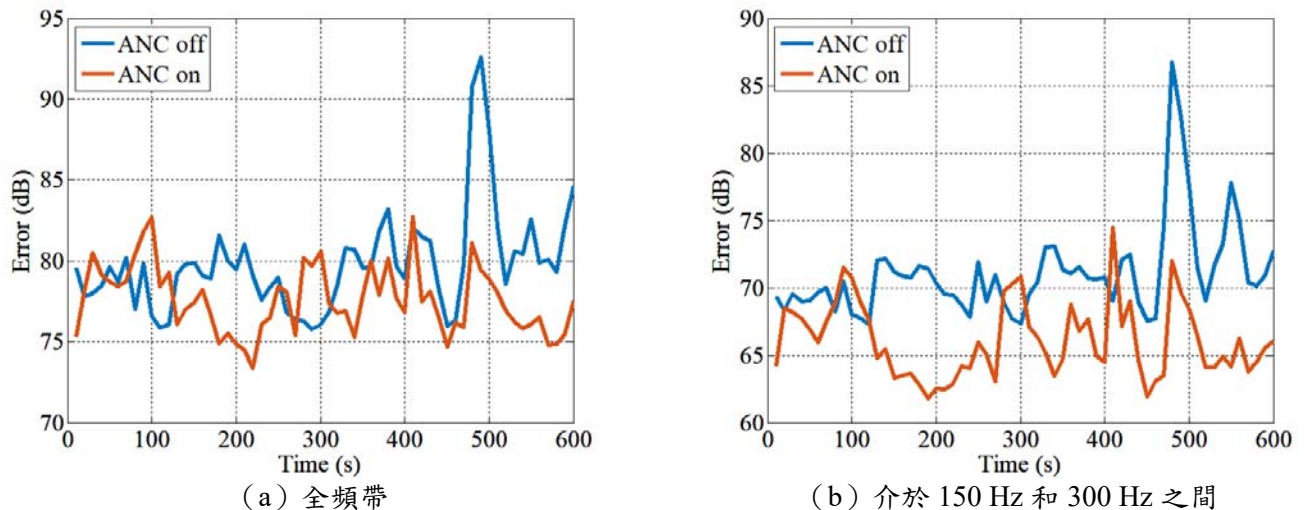


圖 13. 當主要音源為即時交通噪音之總音壓級

四、結論與建議

(一)結論

1.提出了一種主動式降噪自然通風隔音窗模型用於減少室外傳入的交通噪音，該窗戶的交錯開窗結構可有效降低中高頻段噪音，在此基礎上引入主動式噪音控制技術可進一步降低低頻噪音，從而在打開窗戶保持通風的情況下，實現接近關窗時的噪音衰減量。

2.利用現場實驗系統對主動通風窗系統的性能進行了研究。窗戶安裝在一間暴露在高位準交通噪音的教室。測試結果顯示，與非交錯窗相比，雙層交錯式通風隔音窗可使整體降噪效果約從 4.9 dB (2.8 dB(A)) 提高到 7.6 dB (10.6 dB(A))。單通道 ANC 系統在 150 Hz~300 Hz 範圍內有效工作，在該頻率範圍內平均降噪約 10 dB。整體而言，主動通風窗在整個頻率範圍內降低了約 15 dB(A)的噪音，從而驗證了該主動式通風隔音窗的有效性。

3.透過主動式噪音控制 (ANC) 技術來提高隔音窗的傳聲損失，可以無需關窗就能把噪音量減低，讓用戶享有較安靜又通風的聲氣候 (acoustic climate)，從而減少冷氣的使用，達到減碳、省電節能之目的，又兼顧改善後續推動噪音防制衍生之室內空品問題。

(二)建議

1.針對公共場所裝設主動式隔音窗進行改善噪音，是 108 年度科技計畫初步研究成果與創新想法。考量主動式隔音窗尚未商品化，且國際上尚仍處在研究階段，本計畫係初步以高速公路旁的學校來進行測試噪音改善效果，也初步發現對高速公路所產生的低頻音的改善有所幫助。建議未來可再針對這樣的主動控制系統之民生實務上應用的改善對象與場所、可適用空間規格尺寸等進行後續相關研究（未來的工作包括改進頻率低於 150 Hz 的 ANC 性能）。

2.後續建議可再針對主動控制系統應用改善對象（例如：其他陸上運輸系統噪音、工廠噪音等）與場所（例如：住家）及適用空間規格（例如：屬較封閉空間之列車駕駛室、大窗戶）等進行後續研究，期未來能降低成本並實際應用於環境噪音改善及能涵蓋到更廣的使用範圍，以提升民眾的生活品質與安寧。

參考文獻

- [1] “主動降噪技術現狀與發展趨勢”，中國電子技術標準化研究院國家數字音視頻及多媒體產品品質監督檢驗中心，2017 年 7 月。
- [2] R. Ford and G. Kerry, “The sound insulation of partially open double glazing,” Appl. Acoust. 6(1), 57-72 (1973).
- [3] Y. Tong and S. Tang, “Plenum window insertion loss in the presence of a line source—A scale model study,” J. Acoust. Soc. Am. 133(3), 1458-1467 (2013).
- [4] Y. Tong, S. Tang, J. Kang, A. Fung, and M. Yeung, “Full scale field study of sound transmission across plenum windows,” Appl. Acoust. 89, 244-253 (2015).
- [5] J. Kang and M. Brocklesby, “Feasibility of applying micro-perforated absorbers in acoustic window systems,” Appl. Acoust. 66(6), 669-689 (2005).

- [6] X. Yu, S.-K. Lau, L. Cheng, and F. Cui, "A numerical investigation on the sound insulation of ventilation windows," *Appl. Acoust.* 117, 113-121 (2017).
- [7] H. Huang, X. Qiu, and J. Kang, "Active noise attenuation in ventilation windows," *J. Acoust. Soc. Am.* 130(1), 176-188 (2011).
- [8] T. Pàmies, J. Romeu, M. Genescà, and R. Arcos, "Active control of aircraft fly-over sound transmission through an open window," *Appl. Acoust.* 84, 116-121 (2014).
- [9] B. Lam, C. Shi, D. Shi, and W.-S. Gan, "Active control of sound through full-sized open windows," *Build. Environ.* 141, 16-27 (2018).
- [10] C. Carne, O. Schevin, C. Romerowski, and J. Clavard, "Active opening windows," *Proceedings of the ICSV*, (2016).
- [11] P. A. Nelson and S. J. Elliott, *Active Control of Sound* (Academic press, 1991).

射頻非游離輻射區域性環境監測之研究計畫

蕭振龍¹ 蕭文彝¹ 張麗娟¹ 謝仁碩² 林怡君²

¹ 千一科技股份有限公司

² 行政院環境保護署空氣品質保護及噪音管制處

摘要

本研究規劃建立環境電磁波區域性監測技術，包含監測系統及量測方法之建置，選定 3 都會區特定範圍實地進行量測與評估，監測區域面積共 33.1 平方公里，並研擬適用我國環境電磁波區域性監測資訊之呈現方式，以 3 都會區電磁波區域性監測作業取得之數據資料及地理位置資訊，繪製量測點、路徑線及區域面 3 種模態之射頻電磁場資訊圖，以瞭解較大範圍的電磁場分布與變化情形，並以非屬原子能游離輻射管制網地理資訊系統的圖台為基底，套疊各都會區電磁波區域性監測之空間資料地理圖層，展繪地圖及閱覽檢測資訊。研究過程及結果重點如下：

1. 環境電磁波區域性監測技術，包含監測系統及量測方法，環境電磁波區域性監測藉行駛中的移動載具以量測儀器連續收集量測值，同時以全球定位系統(GPS)設備，對測量進行地理定位，為每個量測點獲取「日期/時間」、「GPS 位置」、「量測值」，監測系統由量測儀器、全球定位系統(GPS)、筆記型電腦(可選)及電池(可選)等組成，量測天線高度設定在地面以上 1.5-1.7 公尺的高度，以規劃之允許範圍時速，行駛移動載具於道路沿人行道側進行量測，且盡可能精確地遵循規劃的真實路徑，而不會危及量測人員及其他人的安全。
2. 環境電磁波區域性監測部分，選定新北市永和中和區、桃園市桃園區及臺南市東區 3 都會區進行量測作業，各區域範圍至少 10 平方公里，量測區域面積共 33.1 平方公里，量測路徑總長度 268.62 公里。透過全球定位系統(GPS)所同步紀錄的量測坐標資料，須檢視 GPS 紀錄之坐標點位與規劃路徑的誤差情形，進行適度調整修正。
3. 環境電磁波區域性監測資訊之呈現方式，考量區域性監測實際量測結果與國情，並參考 ITU-K.113 建議書提出之電磁場地圖級距及色彩/色階資料，以各監測區域量測值最小值至最大值之全距進行不等距分級，繪製量測點、路徑線及區域面 3 種模態之射頻電磁場資訊圖。
4. 整合電磁波區域性監測數據資料及其地理位置資訊，將量測儀器所取得的監測數據資料串聯後整併於空間圖層資料內，建置成具有量測資訊的空間地理圖層，呈現量測點空間位置圖及射頻電磁場資訊圖，可與規劃設計之行經點圖資進行套疊，包含非游離輻射資料庫射頻量測點，將之建置於非游離輻射管制網，可透過選取展繪各都會區量測點、路徑線及區域面等 3 種資料樣式的空間資料地理圖資及閱覽檢測資訊。

關鍵詞：非游離輻射、電磁場、射頻、區域性監測

一、前言及研究目的

非游離輻射(non-ionizing radiation)之頻率範圍可從極低頻至極高頻(30Hz~300GHz)範圍，日常生活環境中存在有許多不同型式的非游離輻射發射源，諸如變電所、變壓器、廣播電臺、無線電通訊設備、電腦設備等。新興的無線技術應用持續演進，國內行動通訊於 103 年進入 4G 營運，資通訊數據的傳輸容量及速度均大幅提升，傳輸設施如基地臺的增(改)建，持續擴展訊號的覆蓋範圍。5G 時代既將來臨，在美國及亞洲、歐洲先進國家，物聯網、車聯網、數位匯流及遠端遙控等應用服務已開展試驗，預期全球先進國家 5G 網路在 2020 年將快速展開。國家通訊傳播委員會亦已對 5G 頻譜進行盤點、協調及整備，並開放申請 5G 頻譜實驗，完成電信管理法修法，預期在最適當的時間釋出頻譜，提供國人全方位的 5G 服務。

由於 5G 技術的傳輸速度快，網路承載能力高，且時延性低，但訊號的繞射能力（即繞過障礙物的能力）有限，且傳送距離很短，故而需要更多的基地臺來增加覆蓋。因應數據流量的增加，微型基地臺也應運而生，在基地臺基礎之下，再由小型、微型基地臺以及更小的微型蜂巢式(Femto-cell)基地臺共同架構，透過小型或微型基地臺的支援，可以讓數據流量較高的地區，彌補基地臺彼此之間

的隙漏，達到更好的傳輸能力。是以，在 5G 網路環境，基地臺密度可預見增升的情形下。對於民眾的環境電磁波曝露情形及非游離輻射管理，需有進一步的關注與瞭解，以維護國人健康。

本研究規劃建立環境電磁波區域性監測技術，包含監測系統及量測方法之建置，選定 3 都會區特定範圍實地進行量測與評估，研擬適用我國環境電磁波區域性監測資訊之呈現方式，繪製射頻電磁場資訊圖，以瞭解較大範圍的電磁場分布與變化情形，並以非屬原子能游離輻射管制網地理資訊系統的圖台為基底，套疊各都會區電磁波區域性監測之空間資料地理圖層，提供給使用者選取、瀏覽及瞭解其檢測資訊，以達成更全面的環境電磁波分布情形調查。

二、研究方法

1. 環境電磁波區域性監測方法

為了達成更全面的環境電磁波分布情形調查，本研究對環境電磁波進行移動式監測，以人口密度、學校密度（包含幼兒園）及醫療院所密度為擇選條件，對新北市、桃園市、臺南市三直轄市蒐集各行政區之土地面積、人口數量、大專院校以下學校（包含幼兒園）數量、醫療院所數量等資訊，比較分析後，選定新北市永和中和區、桃園市桃園區及臺南市東區 3 區域進行量測。說明如下：

(1) 監測系統及量測方法

監測系統由量測儀器、全球定位系統(GPS)、筆記型電腦及電池等組成。本研究使用寬頻電磁場分析儀（Narda NBM-520），搭配等向性電場探棒（EF0391），作為量測射頻電場、功率密度所使用之量測儀器，本研究團隊在智慧型手機上開發應用系統（APP），在量測儀器進行電磁波量測並紀錄結果的同時，透過全球衛星定位系統（GPS），使用 APP 紀錄當時的坐標資訊，提供後續之分析使用。移動載具使用機車、自行車，所使用量測儀器及相關設備配置示意如圖 1。

本研究行動式環境電磁波量測控制於每小時 10~30 公里的速度行進，每 5 秒量取 1 筆數據。所有量測均在白天進行，依照各量測區域之動線規劃，進行數據資料及空間坐標資訊之蒐集。



圖 1 監測系統配置示意圖

(2) 量測頻率範圍

本研究針對特定區域蒐集範圍內電磁場多種來源的總合曝露量，以量測數據瞭解民眾日常所接受的電磁場曝露量，故在量測執行實務上，針對目前(108 年)所有關注之射頻發射源頻率(500kHz~3GHz)範圍，以射頻量測儀器進行環境背景值測量及數據蒐集。

表 1 國內主要各類射頻發射源使用頻段

發射源種類	使用頻段	發射源種類	使用頻段
AM 廣播電臺	531~2152 kHz	行動寬頻通訊	703~ 748 MHz, 758~803 MHz
FM 廣播電臺	88~ 108 MHz		825~ 845 MHz, 870~915 MHz
數位電視	530~ 608 MHz		930~ 960 MHz
無線區域網路	2412~2472 MHz		1710~1775 MHz, 1805~1870 MHz
都卜勒氣象雷達	2836 MHz		1915~1980 MHz
			2010~2025 MHz
			2110~2170 MHz
			2500~2690 MHz

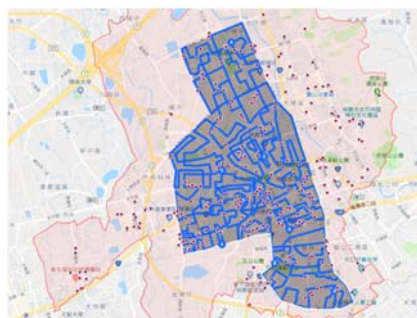
(3) 量測路徑規劃

就選定之行政區域，擷取標的監測區域，沿各行政區界，或向鄰近行政區依實際道路延伸情形，或避開高速公路及快速道路等，劃設量測作業範圍，再在劃設之量測作業範圍中進行量測路徑動線規劃，以確定量測作業順利進行。本研究在規劃路徑時，將選定量測區域之擇選條件納入考量，掌握要點如下：

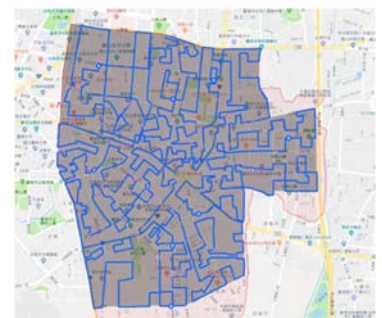
- 1.量測路徑盡可能均勻分布
- 2.避開高架道路及高速公路
- 3.盡可能不重複經過，配合單行道路方向
- 4.行經非游離輻射資料庫射頻量測所在位置
- 5.行經學校所在位置
- 6.行經有病床的醫療院所所在位置
- 7.道路長度盡可能滿足車行速度與量取數據目標筆數（時速為每小時 20 公里，路徑長度約 90 公里）
- 8.設置停駐點，每段路徑行進時間應少於 1 小時



新北市永和中和區



桃園市桃園區



臺南市東區

圖 2 量測路徑規劃



圖 3 環境電磁波區域性監測方法

2. 整合建置空間資料地理圖層方法

本研究首先透過地理資訊系統的空間處理能力，將 APP 記錄的空間坐標資料檔轉製成空間圖層資料，再以此空間圖層資料為主體，將量測儀器所取得的監測數據資料串聯後整併於空間圖層資料內，建置成具有量測資訊的空間地理圖層資料。

量測值及坐標值這兩項資料在取得的過程中，採用同步作業的方式，也就是說，在取得一筆量測資料時，同步紀錄一筆坐標資料，這種方式從量測工作開始便自動地進行，一直到量測工作結束為止，建立這兩項資料「同時性」的聯繫，後續資料串接作業即利用此「同時性」的樣態，以空間圖層資料為主體，時間資訊為鏈結因子，將監測數據資料串聯於空間圖層資料內。

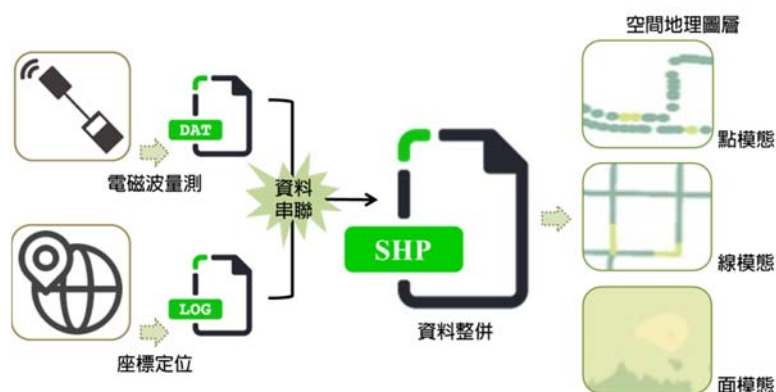


圖 4 整合資料建置空間地理圖層

3. 繪製射頻電磁場資訊圖方法

環境電磁波區域性監測資訊以圖形呈現的方式，2015 年發布之 ITU-T K.113 建議書，提出射頻電磁場的曝露情形可以採用地圖的方式呈現，並對於射頻電磁場地圖繪製提供了分組與色彩/色階方面的建議。本研究參採 ITU-T K.113 範例之級距數及色階，即共分為 10 級，採用對照鮮明的顏色，以突顯電磁場資訊級別之可視強度。

本研究依據 3 都會區各監測區域「量測點數值」的量測結果資訊，建置「點模態」、「線模態」及「面模態」之空間資料地理圖層，繪製射頻電磁場資訊圖，資訊分級數共為 10 級，級組區分依據各監測區域之電磁場水平以浮動方式訂定，以各該區域量測值最小值至最大值之全距，進行不等距區分，級組區分對較低及較高量測值進行細分。

依據「量測點數值」的資訊，三都會區之量測數值分級，依對應各該監測區域全距的百分比分組，再轉換算成各該當數值範圍，表 2 為 3 都會區量測數值分級及圖例說明。

表 2 3 都會區量測值分級及圖例說明

		單位：mW/cm ²			
級別		對應監測區域全距的百分比 (P)%	新北市 永和中和區	桃園市 桃園區	臺南市 東區
1		$P \leq 1$	0.000037 - 0.001238	0.000041 - 0.000300	0.000034 - 0.000144
2		$1 < P \leq 2$	0.001238 - 0.002439	0.000300 - 0.000558	0.000144 - 0.000254
3		$2 < P \leq 4$	0.002439 - 0.004841	0.000558 - 0.001075	0.000254 - 0.000474
4		$4 < P \leq 8$	0.004841 - 0.009644	0.001075 - 0.002110	0.000474 - 0.000914
5		$8 < P \leq 16$	0.009644 - 0.019251	0.002110 - 0.004179	0.000914 - 0.001793
6		$16 < P \leq 30$	0.019251 - 0.036063	0.004179 - 0.007799	0.001793 - 0.003333
7		$30 < P \leq 60$	0.036063 - 0.072090	0.007799 - 0.015558	0.003333 - 0.006632
8		$60 < P \leq 90$	0.072090 - 0.108116	0.015558 - 0.023316	0.006632 - 0.009930
9		$90 < P \leq 99$	0.108116 - 0.118924	0.023316 - 0.025643	0.009930 - 0.010920
10		$P > 99$	0.118924 - 0.120125	0.025643 - 0.025902	0.010920 - 0.011030

(1) 點模態射頻電磁場資訊圖

當採用點的模態進行繪製時，依據各監測區域「量測點數值」的資訊，以所當級別對應其色彩/色階，顯示每一個量測點的量測資訊。

(2) 線模態射頻電磁場資訊圖

當採用線的模態進行繪製時，對量測點數值所代表範圍加以設定，以量測路徑為基準，以個別量測點為中心點，沿量測路徑向前一量測點與後一量測點各取出中點，向前後延伸此二中點間量測路徑，

成為此量測點數值的呈現範圍（圖5）。再依據各監測區域「量測點數值」的資訊，以所當級別對應其色彩/色階，顯示量測路徑的量測資訊及變化情形。

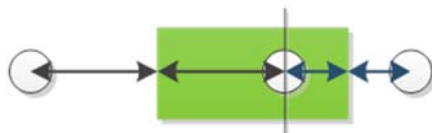


圖 5 量測點數值的線模態呈現範圍

(3) 面模態射頻電磁場資訊圖

當採用面的模態進行繪製時，以量測點為基底，經由其空間資料的空間關係，配合適當的數學運算模式，利用地理資訊系統的空間分析模組（Spatial Analysis Module）中「反距離權重法」（Inverse Distance Weighted，簡稱IDW）的技術，進行電磁波等強度值的分析演算，推估出量測區域內每一個網格的量測值。再依據各監測區域「量測點數值」的資訊，以所當級別對應其色彩/色階，顯示監測區域的量測資訊及變化情形。

三、環境電磁波區域性監測結果

3都會區域性監測結果如表3，並繪製量測值分布圖如圖6。依「限制時變電場、磁場及電磁場曝露指引」的規範，環境中電磁場的曝露指引限值為0.2 mW/cm²，所有量測值均符合曝露指引限值。綜整3都會區域性監測的量測結果，最小值0.000034 mW/cm²於臺南市東區測得，最大值0.120125 mW/cm²於新北市永和中和區測得。各區域量測值之分布情形如圖7，為使量測值之分布更加清楚明瞭，圖中未呈現11筆量測值較大者(>0.02 mW/cm²)。

表 3 3都會區域性量測作業量測值資料統計表

量測區域	筆數	量測值 (mW/cm ²)					曝露指引限值 0.2 mW/cm ²
		>0.02	平均值	中位數	最小值	最大值	判定情形
3 都會區 總和	14,418	11	0.000788	0.000334	0.000034	0.120125	符合
新北市永和中和區	4,900	9	0.001070	0.000417	0.000037	0.120125	符合
桃園市桃園區	4,624	2	0.000670	0.000299	0.000041	0.025902	符合
臺南市東區	4,894	-	0.000616	0.000305	0.000034	0.011030	符合

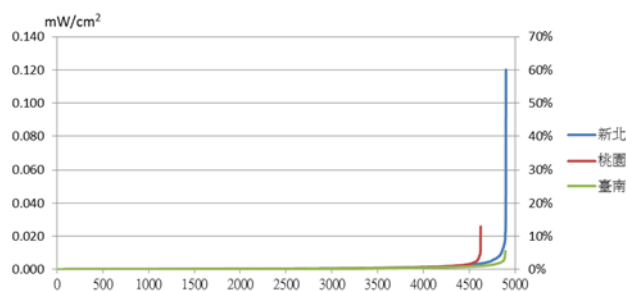


圖 6 3都會區域性量測作業量測值分布圖

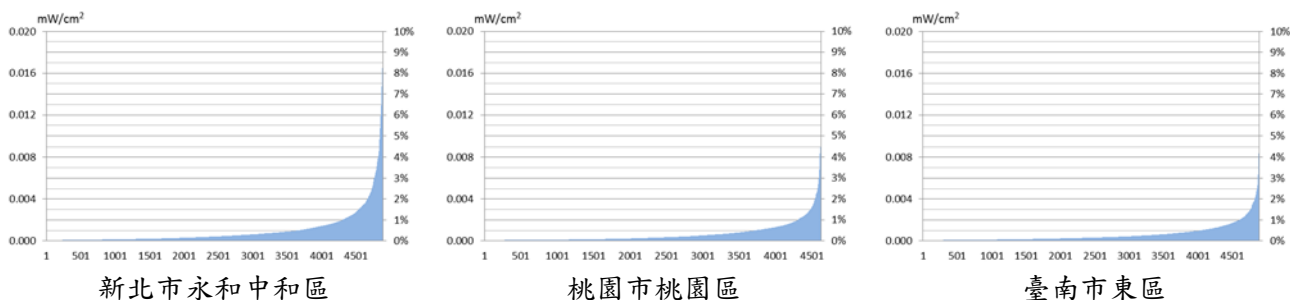


圖 7 3都會各區域性量測作業量測值分布圖

四、繪製射頻電磁場資訊圖

本研究3都會區區域性監測的量測結果，依據各監測區域「量測點數值」的資訊，以最小值至最大值之全距進行不等級距區分共為10級，建置點模態、線模態及面模態之空間資料地理圖層，繪製射頻電磁場資訊圖。

(1) 點模態射頻電磁場資訊圖

3都會區量測點數值資訊，建置以點模態空間資料地理圖層，呈現如圖8所示。



無底圖



有底圖

新北市永和中和區量測點空間位置分布圖



無底圖



有底圖

桃園市桃園區量測點空間位置分布圖



無底圖



有底圖

臺南市東區量測點空間位置分布圖

圖8 3都會各區域點模態射頻電磁場資訊圖

(2) 線模態射頻電磁場資訊圖

3 都會區量測點數值資訊，建置以線模態空間資料地理圖層，呈現如圖 9 所示。



無底圖



有底圖

新北市永和中和區量測線模態空間位置分布圖



無底圖



有底圖

桃園市桃園區量測線模態空間位置分布圖



無底圖



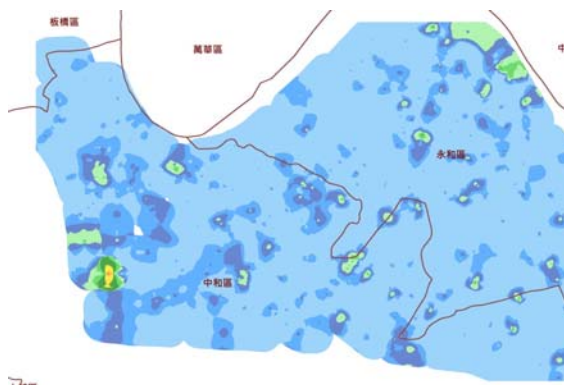
有底圖

臺南市東區量測線模態空間位置分布圖

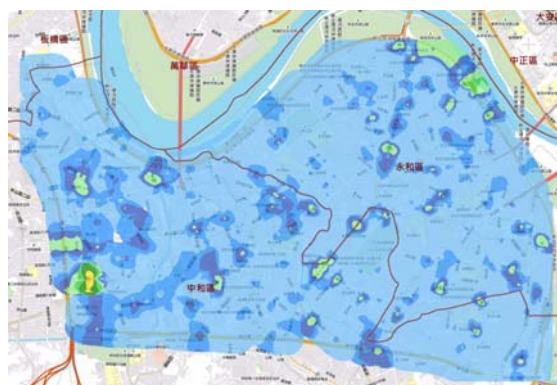
圖 9 3 都會各區域線模態射頻電磁場資訊圖

(3) 面模態射頻電磁場資訊圖

三都會區量測資料經由「反距離權重法」的計算結果，建置以面模態空間資料地理圖層，呈現如圖 10 所示。

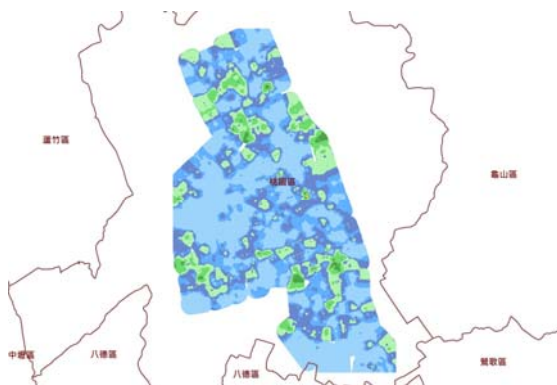


無底圖



有底圖

新北市永和中和區量測面模態空間位置分布圖

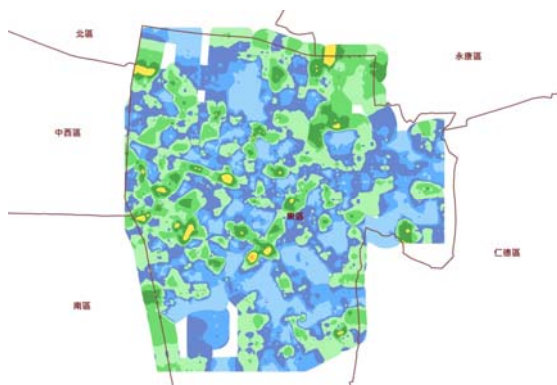


無底圖



有底圖

桃園市桃園區量測面模態空間位置分布圖



無底圖



有底圖

臺南市東區量測面模態空間位置分布圖

圖 10 3 都會各區域面模態射頻電磁場資訊圖

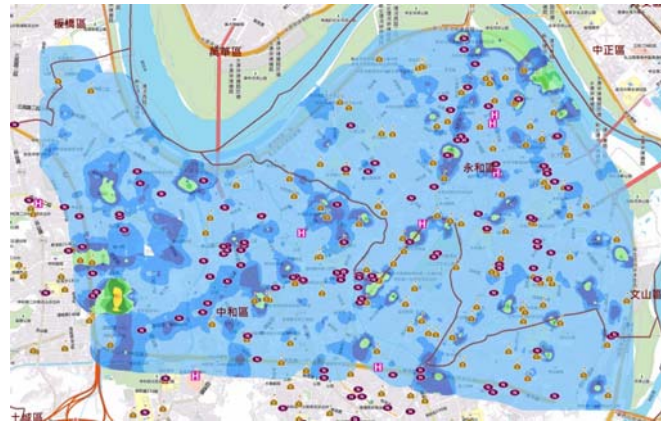
(4) 行經點圖資套疊射頻電磁場資訊圖

本研究在執行區域性監測量測作業過程中，量測路徑盡可能經過非游離輻射資料庫量測資料所在位址(近)處、學校位址及有病床的醫療院所位址，在規劃路徑時的地理圖資套疊，包括：

- 1.各量測區域中非游離輻射資料庫射頻量測所在位址；
 - 2.各量測區域中學校位址；
 - 3.各量測區域中有病床的醫療院所位址（醫療分級地區醫院以上）。
- 3 都會區量測空間位置分布圖與上述各圖資的套疊圖，如圖 11 所示。



線模態



面模態

新北市永和中和區套疊規劃行經點之空間位置分布圖



線模態



面模態

桃園市桃園區套疊規劃行經點之空間位置分布圖



線模態



面模態

臺南市東區套疊規劃行經點之空間位置分布圖

圖 11 3 都會各區域套疊規劃行經點之射頻電磁場資訊圖

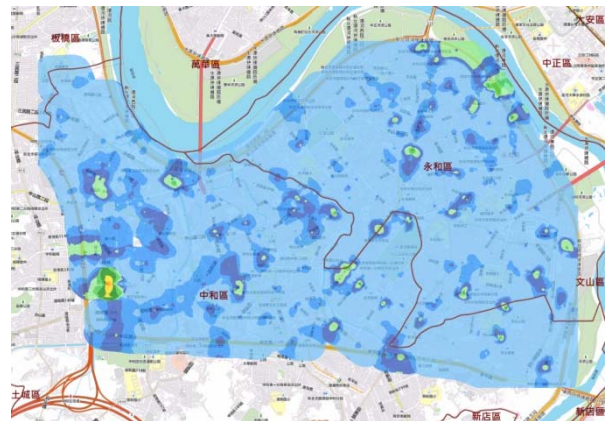
(5) 繪製 3 都會區合併呈現射頻電磁場資訊圖

本研究 3 都會區區域性監測的量測結果，最小值 0.000034 mW/cm^2 於臺南市東區測得，最大值 0.120125 mW/cm^2 於新北市永和中和區測得，依據 3 都會區所有「量測點數值」的資訊，以最小值至最大值之全距，進行不等級距區分共為 10 級，再對應以 ITU-T K.113 範例之色彩/色階，顯示每一個

量測點的量測資訊，3都會區合併呈現之射頻電磁場資訊圖如圖 12 所示，量測數值分級及圖例說明如圖 13。



點模態



面模態

新北市永和中和區 3 都會區合併呈現之空間位置分布圖

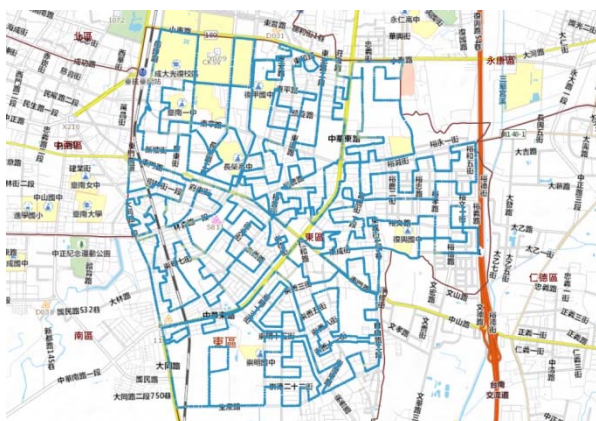


點模態

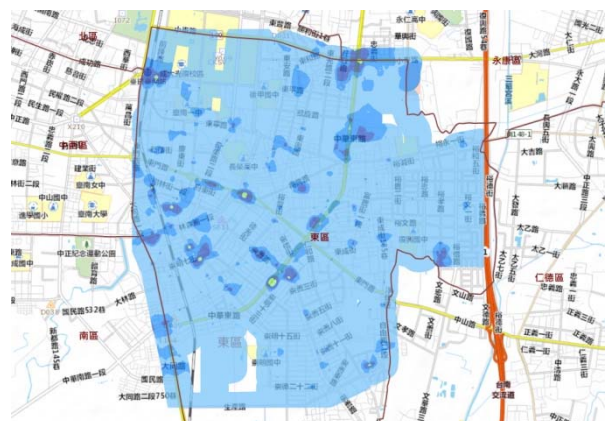


面模態

桃園市桃園區 3 都會區合併呈現之空間位置分布圖



點模態



面模態

臺南市東區 3 都會區合併呈現之空間位置分布圖

圖 12 3 都會區合併呈現之射頻電磁場資訊圖

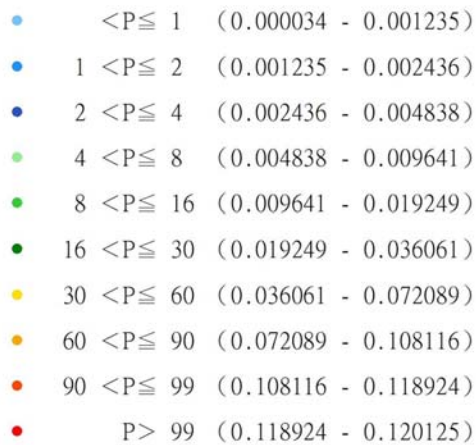
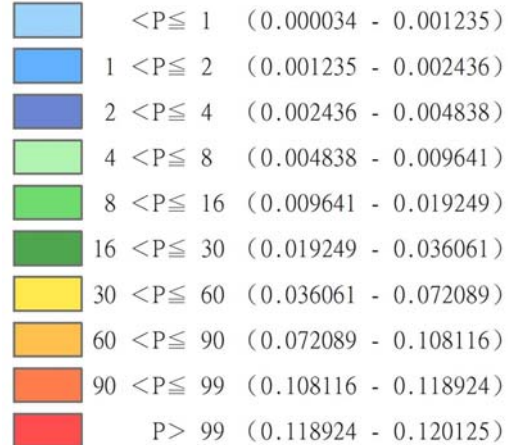
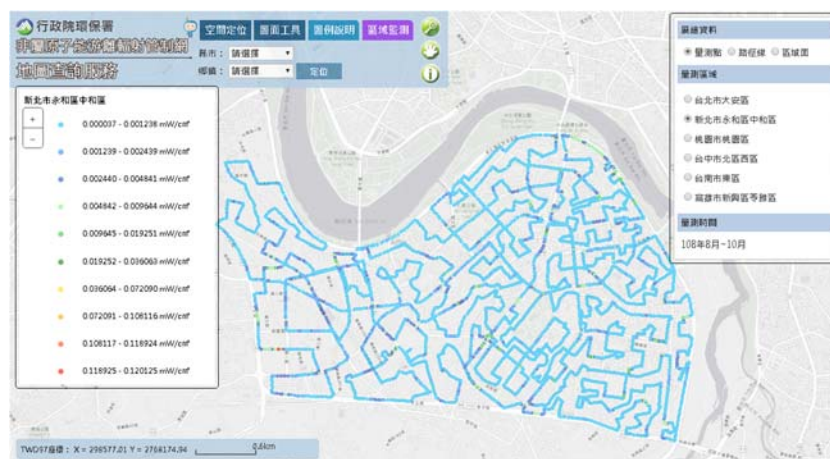
三都會全距百分比(組界:單位 mW/cm^2)三都會全距百分比(組界:單位 mW/cm^2)

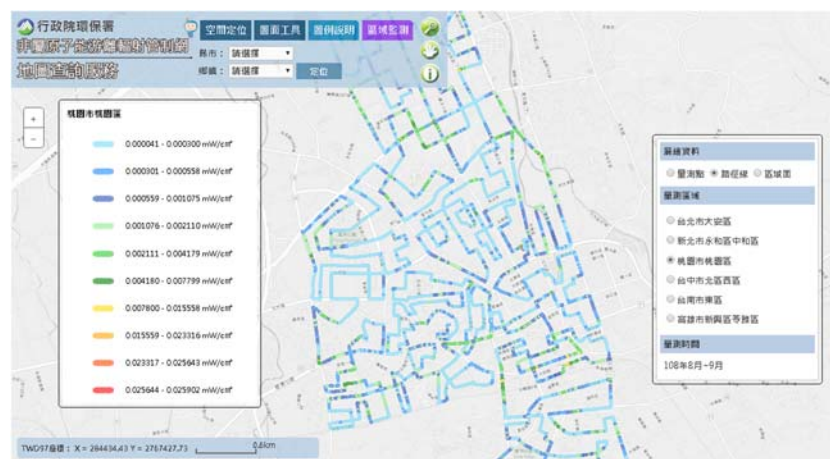
圖 13 3 都會區量測數值分級及圖例說明

五、以非游離輻射管制網地理資訊系統(GIS)的圖台為基底展繪地圖

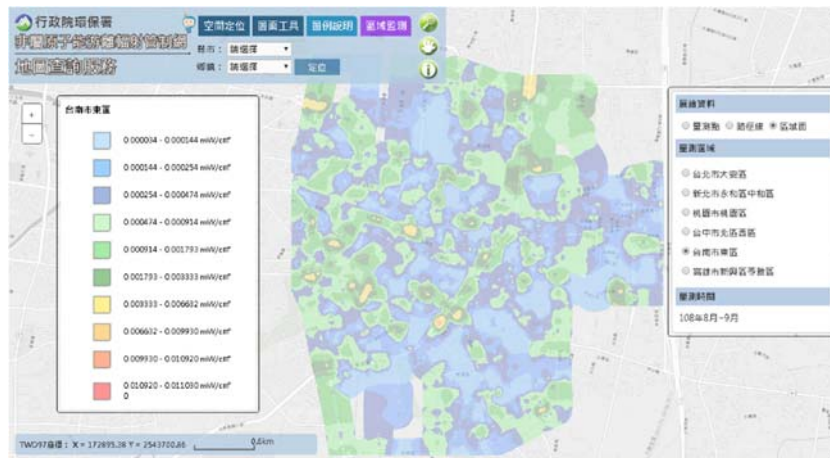
本研究將製作完成具有量測資訊的空間地理圖層，建置於非屬原子能游離輻射管制網，以非游離輻射管制網地理資訊系統的圖台為基底，套疊各都會區電磁波區域性監測之空間資料地理圖層，可透過選取展繪各都會區量測點、路徑線及區域面等 3 種資料樣式的空間資料地理圖資及閱覽檢測資訊。



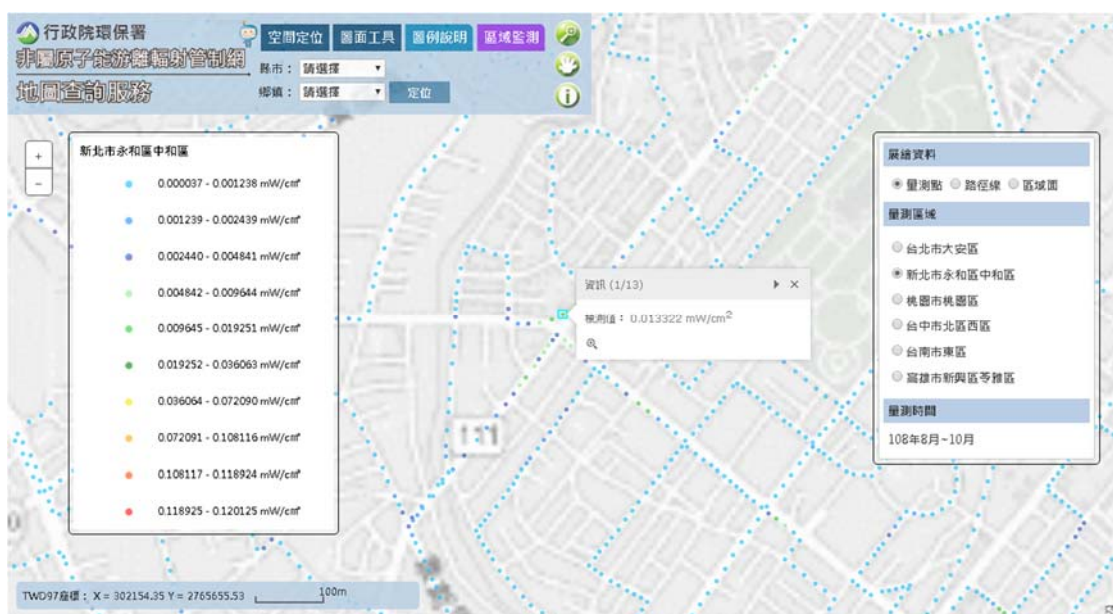
點模態空間地理圖層展繪_新北市永和區中和區



線模態空間地理圖層展繪_桃園市桃園區



面模態空間地理圖層展繪_臺南市東區



系統顯示檢測值資訊畫面

圖 14 以非游離輻射管制網地理資訊系統的圖台為基底展繪射頻電磁場資訊圖

六、結論

1. 區域性監測就所有關注之射頻發射源頻率範圍，進行環境背景值測量，達成更全面的環境電磁波分布情形調查。環境電磁波區域性監測技術，包含監測系統及量測方法，環境電磁波區域性監測藉行駛中的移動載具以量測儀器連續收集量測值，同時以全球定位系統(GPS)設備，對測量進行地理定位，為每個量測點獲取「日期/時間」、「GPS 位置」、「量測值」，監測系統由量測儀器、全球定位系統(GPS)、筆記型電腦(可選)及電池(可選)等組成，量測天線高度設定在地面以上1.5-1.7公尺的高度，以行駛移動載具於道路沿人行道側進行量測，且盡可能精確地遵循規劃的真實路徑，在執行量測作業時行駛速度大抵控制於每小時13~25公里，透過全球定位系統(GPS)同步紀錄量測坐標資料。
2. 環境電磁波區域性監測部分，就選定新北市永和中和區、桃園市桃園區及臺南市東區3都會區進行量測作業，各區域範圍至少10平方公里，量測區域面積共33.1平方公里，量測路徑總長度268.62公里。經檢視GPS紀錄之坐標點位與規劃路徑的誤差情形，進行適度調整修正。綜整3都會區區域性監測的量測結果，最小值0.000034 mW/cm²於臺南市東區測得，最大值0.120125 mW/cm²於新北市永和中和區測得，所有量測值均符合曝露指引限值。
3. 環境電磁波區域性監測資訊之呈現方式，參考ITU-K.113建議書提出之電磁場地圖級距及色彩/色階資料，以對照鮮明的顏色，突顯電磁場資訊級別之可視強度；考量區域性監測實際量測結果與國

情，以各監測區域量測值最小值至最大值之全距進行不等距分級，繪製量測點、路徑線及區域面 3 種模態之射頻電磁場資訊圖，強調以可理解的可視格式展示 RF-EMF 訊息。

4. 射頻電磁場資訊分級數共為 10 級，級組區分依據依各監測區域之電磁場水平以浮動方式訂定，以各該區域量測值最小值至最大值之全距，進行不等距區分，級組區分對較低及較高量測值進行細分。射頻電磁場資訊圖明顯呈現各區域射頻電磁場水平之分布變化，量測值集中區間被充分展開顯示，也為與民眾風險溝通提供各區域中射頻電磁場水平較高處空間資訊。
5. 整合電磁波區域性監測數據資料及其地理位置資訊，將量測儀器所取得的監測數據資料串聯後整併於空間圖層資料內，建置成具有量測資訊的空間地理圖層，呈現量測點空間位置圖及射頻電磁場資訊圖，可與規劃設計之行經點圖資進行套疊，包含非游離輻射資料庫射頻量測點、學校位址、有病床的醫療院所位址（醫療分級地區醫院以上）。
6. 將製作完成具有量測資訊的空間地理圖層，建置於非屬原子能游離輻射管制網，以非游離輻射管制網地理資訊系統的圖台為基底，套疊各都會區電磁波區域性監測之空間資料地理圖層，可透過選取展繪各都會區量測點、路徑線及區域面等 3 種資料樣式的空間資料地理圖資及閱覽檢測資訊。

七、建議事項

1. 5G 通訊時代既將來臨，5G 技術可將現有服務與智慧家庭、物聯網(IoT)應用予以聯結，加強 In Home、In Building 的服務，國人生活方式將隨之創新提昇。可以預見的，無線傳輸使用量及數據流量將大幅提高，都意味著發射源數量的增加，基地臺密度在 5G 網路環境下將有所提高，可能增加環境衝突。區域性監測方法技術的建立，可藉以掌握環境中電磁曝露資訊。
2. 環境電磁波區域性監測藉行駛中的移動載具以量測儀器連續收集量測值，同時以全球定位系統(GPS)設備，對測量進行地理定位，為每個量測點獲取「日期/時間」、「GPS 位置」、「量測值」，須檢視 GPS 紀錄之坐標點位與規劃路徑的誤差情形，進行適度調整修正。
3. 環境電磁波區域性監測部分，本研究為建立量測作業執行的程序，確保量測作業順利進行，在路徑規劃初步完成時，尋找適當處標示為停駐點，分切完整路徑為若干段，使每段路徑約為 6 到 7 公里，每一段路徑量測時間約可於 40 至 50 分鐘內完成。停駐點的設計，同時方便檢視確認量測資料紀錄之情形，且量測人員亦獲得適當休息。
4. 環境電磁波區域性監測資訊之呈現方式，強調以可理解的可視格式展示 RF-EMF 訊息，以對照鮮明的顏色，突顯電磁場資訊級別之可視強度，由繪製生成的射頻電磁場資訊圖，如量測點、路徑線及區域面 3 種模態，可以充分明顯的展示電磁場曝露水平、分布與變化情形。
5. 環境電磁波區域性監測資訊建置成具有量測資訊的空間地理圖層，可與各類圖資進行套疊，如學校、公園等，可提供更多的訊息加以運用。
6. 對於如 5G 時代之毫米波輻射，因應技術創新發射源評估電磁波監測設備，以蒐集環境中射頻非游離輻射環境場強之大數據，確實掌握國內環境射頻曝露情形。

噪音監測數據分析與管制成效計畫

陳建維¹ 唐正昌¹ 劉詩云¹ 謝仁碩² 林志純²

¹凱鉅科技實業股份有限公司

²行政院環境保護署空氣品質保護及噪音管制處
EPA024108007

摘要

本研究協助環保署統計近幾年各項監測數據及噪音陳情案件，並納入人口數、人口密度等社經因子進行相關性分析。整理臺北市、新北市、臺中市及桃園市陳情案件較多直轄市之噪音監測站數據，分析其變化趨勢並做出色階圖做出比較，以結合噪音管制業務之需求，用於未來擬定相關噪音管制法規之可行方案。

關鍵詞：噪音陳情、環境音量、噪音管制

一、前言及研究目的

近年來噪音陳情案件數均在各類公害污染前三位，經統計 107 年噪音陳情案件共有 8 萬多件，占所有公害污染總陳情案件約三成。除了場所、工程、設施所產生的公害陳情外，尚有移動污染源高噪音車之檢舉，若將車輛噪音檢舉案件數合併計算，噪音則已超過異味成為最影響民眾的污染源。受理噪音陳情或檢舉後，「噪音管制標準」為環保稽查人員前往處理依法執行之法規，此項業務會產出陳情件數、管制區別、稽查結果等各項時間、空間參數之數據。本研究協助環保署統計近幾年各項監測數據及噪音陳情案件，並加入其他人口、社經等因子，研析噪音陳情案件發生的可能影響因素。至於使用中車輛噪音管制作業亦可統計出常出現檢舉案件的路段資料。另環保署為瞭解各縣市噪音狀況，依據噪音管制法施行細則第三條規定，直轄市、縣(市)主管機關，應於所轄四類別噪音管制區內選定人口密集處、主要幹道旁或其他適當地點，指定環境噪音及交通噪音監測點，每季進行二次以上二十四小時連續測定，統計全國環境及交通噪音合格時段數百分比，作為整體環境之噪音參考指標。此監測結果由各縣市環保局逐季產出。

二、研究方法

(一)陳情案件相關因子比較：

本研究配合工作項目要求，針對近六年噪音陳情系統資料，結合已有較完整公布統計資料之戶政、警政、消防、營建、商業登記、工廠登記及衛福部資料等研析比較。資料來源包括環保署統計室「中華民國環境保護統計年報」、內政部統計室「統計年報」、經濟部商業司「商業登記現有家數」及經濟部工業局「工廠新登記與歇業家數」等。

(二)環境及交通音量監測變化趨勢：

各環保局依噪音管制法施行細則、環境噪音標準及噪音管制區劃定作業準則所規定所執行之交通及環境噪音監測結果，須在每季結束後次月 20 日前，即每年的 1 月 20 日、4 月 20 日、7 月 20 日及 10 月 20 日前，向環保署提報環境及交通噪音監測結果，供環保署統計全國環境及交通音量合格及不合格情形。本研究蒐集各縣市環保局所提報之監測數據並加以比較分析。

三、結果與討論

(一)人口數、人口密度及土地與陳情數關係

由於噪音多發生於人口密集處，故本研究針對各縣市都市計畫區土地面積、人口數、人口密度等因子與噪音陳情件數進行比較，如圖 1 及圖 2 分別為人口數及都市計畫區人口密度與陳情件數之比較。其中都市計畫區相關資料來自 106 年國家發展委員會「都市及區域發展統計彙編」。進一步針對六都各行政區的統計資料，分別以民國 104 年及 107 年資料進行比較，可觀察到六都中除了臺北市

之外，其餘五都的人口數與噪音陳情件數相關性較高($r > 0.7$)，表示人口數的多寡與陳情案件數較具相關性，圖3及圖4分別為臺北市及新北市之比較。

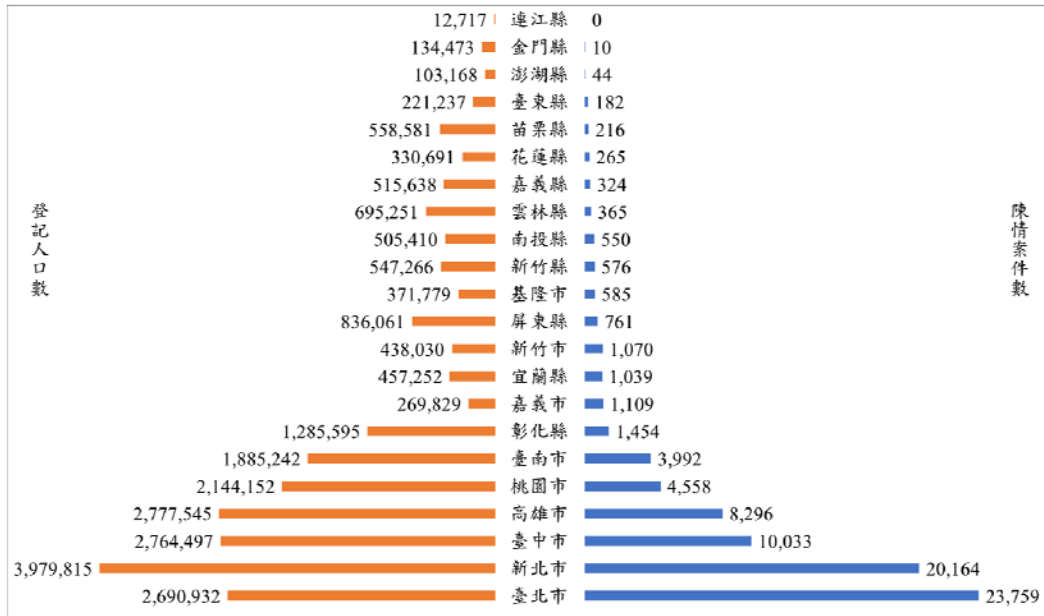


圖 1. 近五年平均各縣市人口數與噪音陳情案處理件數比較圖

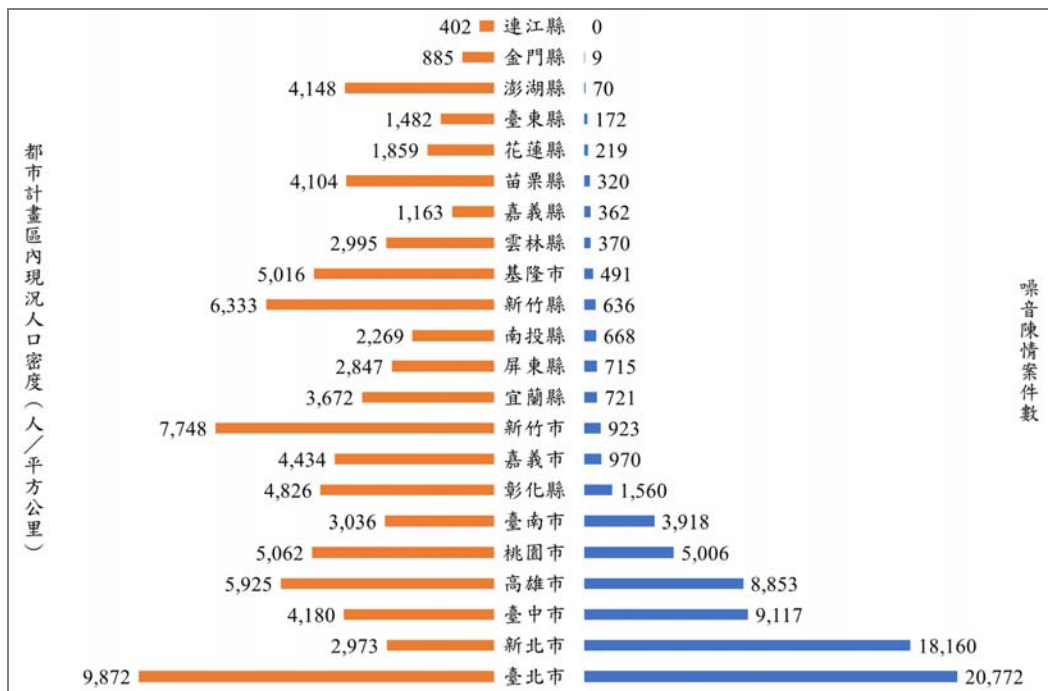


圖 2. 106 年都市計畫區人口密度與噪音陳情案件數比較圖

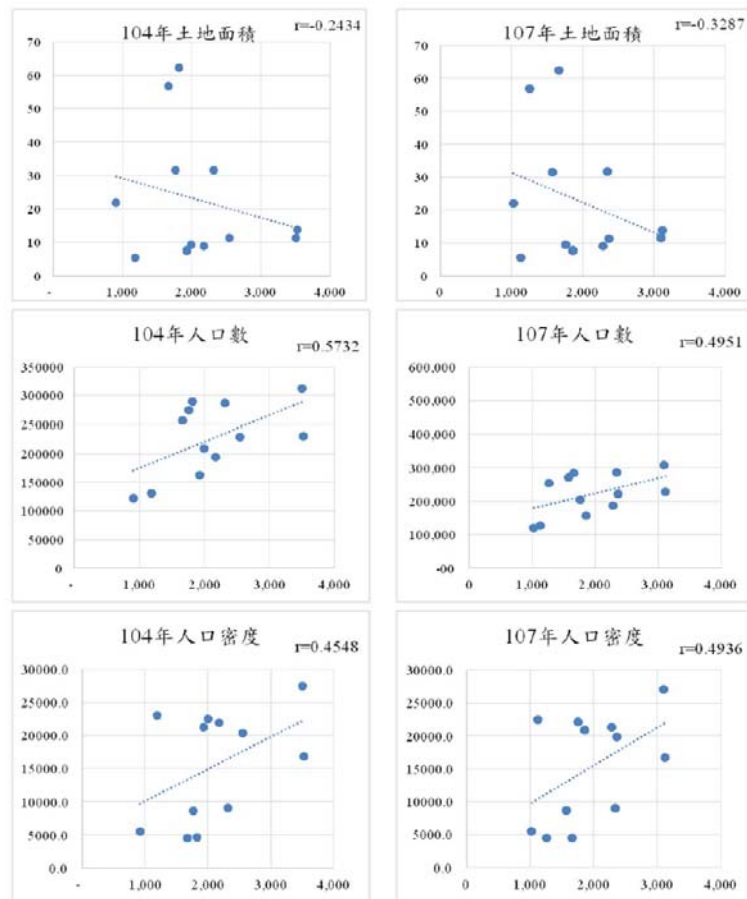


圖 3. 104 年及 107 年臺北市分區陳情案件數、土地面積人口數及人口密度 vs. 噪音陳情數

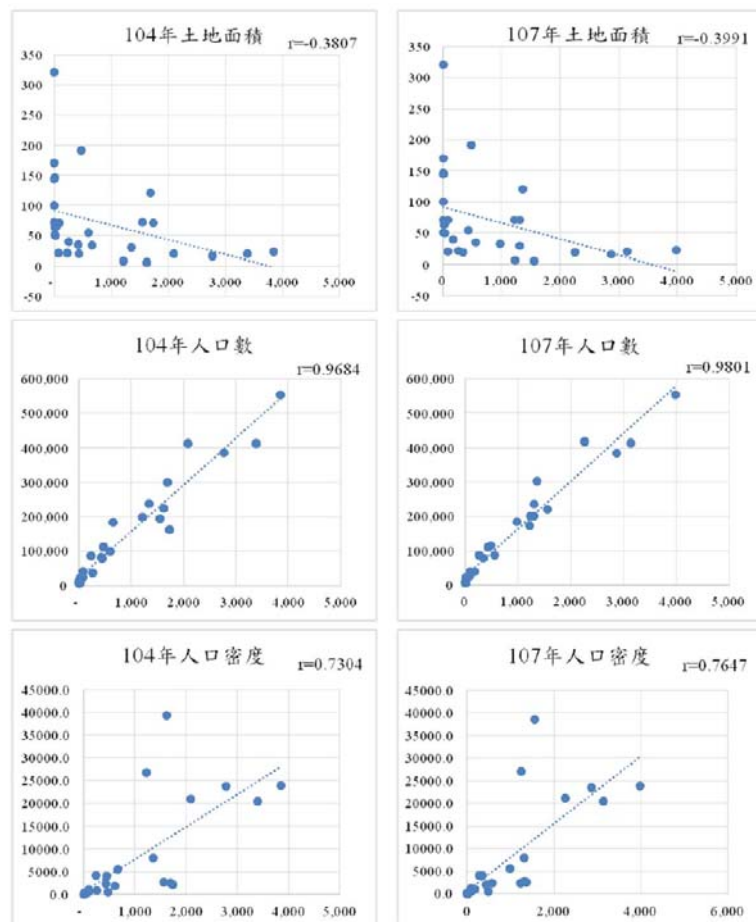


圖 4. 104 年及 107 年新北市分區陳情案件數、土地面積人口數及人口密度 vs. 噪音陳情數

(二)各項社經因子與噪音陳情數關係：

根據環保署提供近 5 年各噪音陳情系統資料，並與內政部、經濟部其它社經環境因子進行比較，探討噪音陳情案件與各項因子變化之相關性。由於噪音陳情因人而產生，因此在縣市彼此間比較時人口愈多的縣市陳情案自然也會愈多。其他社經因子方面以營建工程總樓地板面積較具相關性，近 5 年總樓地板面積變化情形與營建工程陳情案變化趨勢近似。工廠家數則與工廠噪音陳情件數具相關性。經分析後各縣市各項社經因子 r 相關係數比較如表 1。

表 1 各縣市各項社經因子 r 相關係數比較表

項目	102	103	104	105	106	107
各縣市總噪音陳情案件數 vs 都市計畫區人口密度	0.537	0.514	0.508	0.453	0.483	0.453
各縣市總噪音陳情案件數 vs 人口數	0.794	0.813	0.843	0.872	0.887	0.901
各縣市總噪音陳情案件數 vs 人口密度	0.716	0.693	0.993	0.622	0.622	0.582
各縣市擴音設施噪音陳情案件數 vs 集會遊行件數	0.796	0.741	0.811	0.851	0.726	0.851
各縣市營建噪音陳情案件數 vs 建照件數	-0.135	-0.115	-0.136	-0.064	-0.032	0.046
各縣市營建噪音陳情案件數 vs 總樓地板面積	0.363	0.501	0.457	0.484	0.577	0.702
各縣市娛樂營業噪音陳情案件數 vs 商業登記數	0.601	0.543	0.572	0.683	0.664	0.662
各縣市工廠噪音陳情案件數 vs 工廠家數登記	0.969	0.956	0.949	-	0.976	-
各縣市擴音設施噪音陳情案件數 vs 商業登記	0.521	0.642	0.791	0.784	0.811	0.817
各縣市娛樂營業噪音陳情案件數 vs 餐飲業登記數	0.822	0.797	0.812	0.858	0.852	0.850

(三)環境及交通音量監測變化趨勢：

本研究彙整臺北市、新北市、桃園市及臺中市環境音量監測站監測結果，各都環境監測站數量分別為 12 站、13 站、12 站及 12 站。為達視覺化效果，將各環境噪音監測站 107 年小時監測結果，繪成色階圖如圖 5。色階圖以顏色的深淺來表示數值的高低，可讓人以更直覺的方式瞭解噪音值的高低變化及分布情形。該四張圖 X 軸為 0-24 時每小時均能音量，Y 軸為第一類及第四類測站全年所有監測日期。顏色綠色表示為最安靜，數值最低，紅色為最音量偏高，由圖可觀察出四個直轄市中，臺中市第一類相對較安靜，而桃園市在各類測站中均有某些小時音量偏高。而各縣市第四類普遍較第一至第三類高。

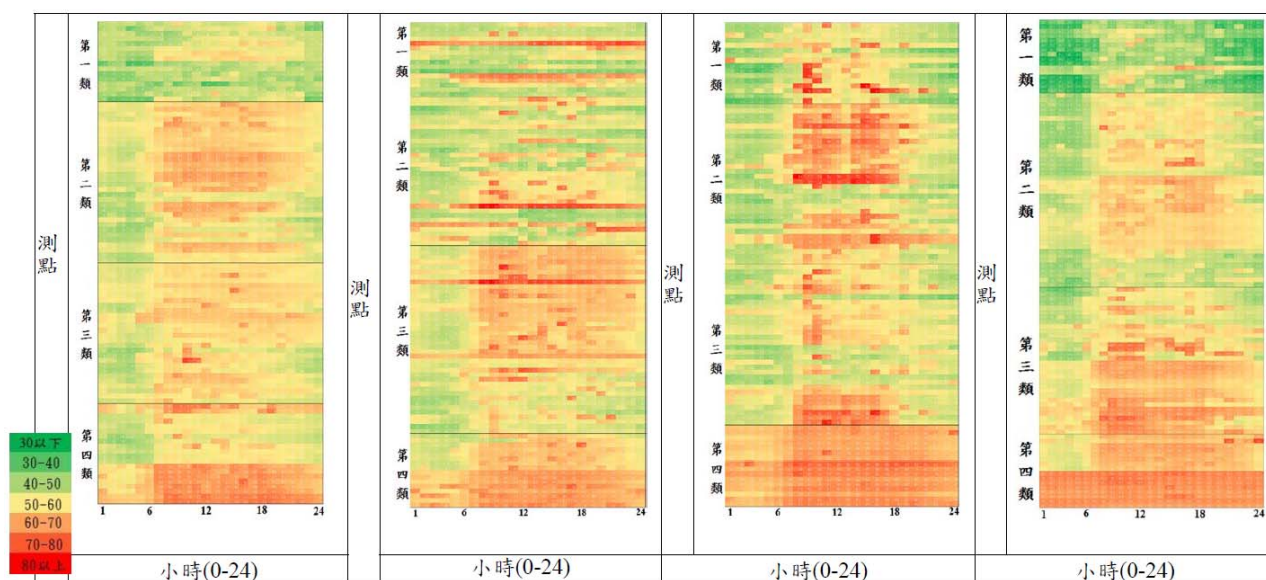


圖 5. 四都 107 年環境音量監測結果圖(左至右分別為臺北市、新北市、桃園市及臺中市)

四、結論

1. 本研究協助環保署統計近幾年各項監測數據及噪音陳情案件，並加入人口、土地面積等社經因子進行相關性分析。分析六都時，能觀察到人口數與噪音陳情案件具有高度相關性，人數的多寡與陳情案有直接關係，其餘縣市可能因其人口密度或人口密集區的原因，造成其相關性較不明顯。
2. 研究執行期間蒐集各類公害污染資料時發現，107 年環保署所受理之各類公害陳情案件，其處理結果不論是空氣污染、水污染、環境衛生、噪音等項目，絕大部分均為「不告發」，僅有廢棄物及土壤污染較高，告發率達到 6% 以上。由於噪音屬於物理性公害，音源停止即無法測得，因此若稽查人員到達現場後聲音已消失即無法測得。再者噪音屬於感覺性公害，對於聲音的感覺會有因人而異的情形，是管制上的一個困難點。
3. 彙整臺北市、新北市、臺中市及桃園市之環境及交通噪音監測站監測數據，並依季節、區域、時間等因素，分析其長期變化趨勢。在此四都各類管制區所設置的環境及交通噪音監測站，其監測結果確實為第一類最低而第四類最高的情形，四都中以臺中市第一類音量最低而桃園市不論各類區常有某些小時聲音較高的情形，可藉由色階圖明顯作出比較。

參考文獻

- [1] 行政院環境保護署(民 104)，104 年度公害陳情案件處理統計分析報告，台北市。
- [2] 行政院環境保護署(民 107)，107 年度公害陳情案件受理、處理統計報告，台北市。
- [3] 行政院環境保護署，中華民國環境保護統計年報 104 年版至 108 年版，台北市。
- [4] 經濟部商業司 <https://gcis.nat.gov.tw/mainNew/>
- [5] 經濟部工業局 https://www.moeaidb.gov.tw/view/rwd_tw/
- [6] 中華民國統計資訊網 <https://www1.stat.gov.tw/mp.asp?mp=3>

國內企業綠色採購診斷評比分析

王俐涵¹、盧怡靜¹、沈芙慧¹、李奇樺²、陳惠琦²

¹財團法人工業技術研究院，²行政院環保署管制考核及糾紛

摘要

永續發展的困境在於人類無限度的消費以及沒有效率的生產模式。以環境角度而言，生產與消費皆會對環境造成負荷，所以必須要有足夠多的綠色以及永續的廠商及產品，才能創造一個綠色或永續的社會型態持續發展。綠色貿易是一種有助於環境及生態永續發展之商品、服務、資源、權利等跨國交易型態。因此，一般民眾之綠色消費，與大型機構(如政府、大型企業)之綠色採購皆為綠色貿易的形式。綠色採購是落實綠色消費的最佳工具；採購回收材料製造之物品，優先考量環境面之採購行為，亦即採購之產品對環境及人類健康有最小的傷害性。為評估國內企業綠色採購執行現況、政策、作為及績效表現，本研究以問卷調查作為途徑，協助國內指標企業進行綠色採購推展現況診斷，並彙整分析提出評比結果。

關鍵詞：永續發展、綠色採購、指標企業

一、前言及研究目的

企業綠色採購為推動永續發展所不可或缺之核心價值。行政院環保署為協助民間企業與團體響應綠色採購政策，建議企業選購「低污染、省能資源、可回收」的環保產品，除創造國內綠色消費市場之商機，擴展綠色商品市場外，並藉此將綠色採購及綠色觀念導入於公司既有制度，達到節能、減碳及營運成本降低之目的。但目前僅針對自願提報綠色採購金額之政府機關及民間企業與團體進行管考，對於國內多數未主動進行申報之民間企業與團體綠色採購狀況尚未掌握。因此，本研究係透過企業綠色採購診斷評比調查之方式，主動調查企業執行綠色採購現況，藉此讓企業產生壓力，進而重視、執行精進綠色採購相關作為。

造成壓力的方式是透過評比先讓企業察覺自身的程度，再透過個別診斷(類似健康檢查)與回饋，告訴企業哪裡做不好、可以如何改善。基於此論點，本研究主要目的在於盼能將綠色採購的責任回歸至企業本身，使其可透過PDCA模式運作，進行自主源頭管理。但因並非完全瞭解每家企業執行狀況，故欲先透過問卷的途徑進行調查(此意涵並非傳統實驗量化的問卷概念)。良好的源頭管理，需具有完整的管理機制運作，結合ISO 9000及ISO 20400中供應鏈管理之環境永續性要求，有管理政策、SOP、實際執行、績效統計最後精進且持續執行，才可以朝好的方向邁進。

二、研究方法

本研究之綠色採購診斷評比目標為國內指標企業，其來源為國內營業額前百大企業、登錄於CSRone資料庫中有執行CSR之相關企業以及行政院環境保護署統計綠色採購達一千萬以上之企業，三者交叉篩選共蒐集到109份樣本。調查工具是透過問卷進行診斷性測評，內容架構包含企業綠色採購政策與定義、作法及績效、誘因與障礙及規劃與承諾四大部分：

1. 綠色採購政策與定義：先了解企業對綠色採購基本認知(例如企業是否有聽過綠色採購、企業內所定義的綠色採購為何、是否清楚官方認定的綠色採購內容等)，以及是否有制定綠色採購政策或策略。
2. 綠色採購作法及績效：調查企業主要綠色採購執行類型(最終產品(財物)、供應商、承攬商)、如何執行綠色採購以及採購金額佔比績效統計，以及資訊公開程度。
3. 綠色採購誘因與障礙：了解企業對綠色採購執行之誘因與障礙，如成本考量、企業社會責任、採購人員訓練、獎勵措施等。
4. 綠色採購規劃與承諾：調查企業對於綠色採購政策擬定及目標執行之規劃，及規劃方法(例如提高綠色採購目標達成率、加強供應商及承攬商管理等)。

蒐集彙整後依據題組類型量化給分(勾選越正面或綠色採購作為最多之選項，得分越高)，最後製成企業綠色採購評比光譜圖，並針對不同行業別進行診斷分析。

三、結果與討論

依上述調查內容給予評分後，將得到個別企業之分數，繪製出企業綠色採購光譜圖(如圖 1)，可看出國內企業執行綠色採購優劣結果差異大(光譜圖每一點表不同企業落點位置，礙於資料保密原則尚無法公開企業名稱)，分數分散顯示國內企業執行綠色採購仍有加強努力之空間。另為讓分析結果較為中性，將評比分數換算為 PR 值(表示將所有企業的分數按高低排列後，取其百分比，也代表該企業的分數在 100 人裡可以贏過的數量)，將 PR 值劃分為五個等級區間(A~E，A 最佳、E 最差)。由統計結果可得知，電子及零組件製造業執行綠色採購成果最佳以等級 A 佔最多，而營建工程及電子零組件以外之製造業執行綠色採購成果較差以等級 E 佔最大宗。

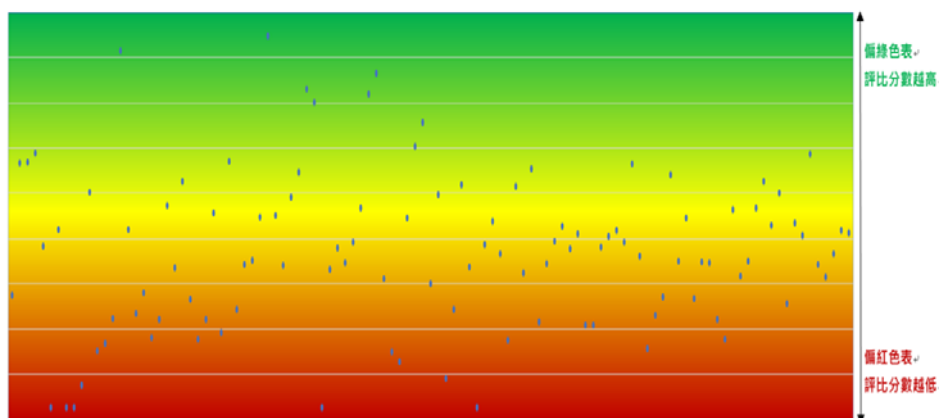


圖 1、企業綠色採購評比光譜圖 (註：(1)光譜圖每一點表不同企業落點位置，(2)光譜圖約偏綠色表評比分數越高、偏紅色則越低)

表 1、各行業別企業綠色採購評比 PR 等級佔比

行業別	等級 A (PR81-100) 家數佔比	等級 B (PR61-80) 家數佔比	等級 C (PR41-60) 家數佔比	等級 D (PR21-40) 家數佔比	等級 E (PR0-20) 家數佔比
電子零組件製造業	31%	25%	19%	13%	13%
電子製造業	67%	0%	33%	0%	0%
營建工程業	25%	0%	0%	0%	75%
金融及保險業	13%	25%	25%	25%	13%
批發及零售業	20%	40%	0%	40%	0%
其他服務業	15%	18%	24%	29%	15%
其他製造業	19%	19%	19%	13%	29%

(一) 各行業別綜合綠色採購診斷結果

將企業區分為電子零組件製造業、電子製造業、營建工程業、金融及保險業、批發及零售業、其他服務業及其他製造業等七個產業別，其總體概況說明如下：

1. 企業綠色採購總體評比平均分數以電子製造業光譜得分數為最高，其次為服務業及金融保險業，主因推測因電子業多為國際品牌大廠，較重視企業社會責任表現，進而於綠色採購績效上也具有較完整作為(如圖 2)。

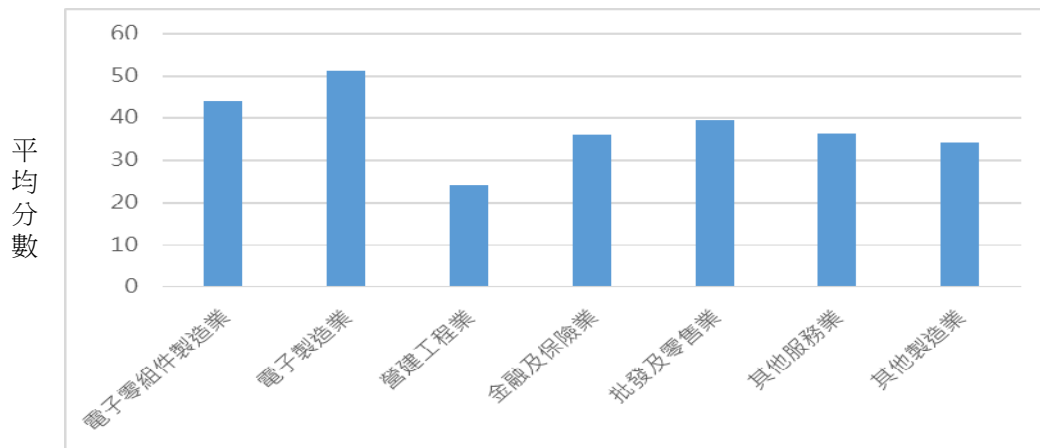


圖 2、各行業別綠色採購評比平均分數比較圖

2. 於綠色採購認知方面，國內企業表示皆聽過綠色採購，但對其定義並不相同，佔最大多數之定義方式為「採購我國官方認可之環保性產品」，顯示環保署針對綠色產品認定制度推動上是具影響力主因，亦為國內企業進入綠色市場主要依循方式(如圖 3)。

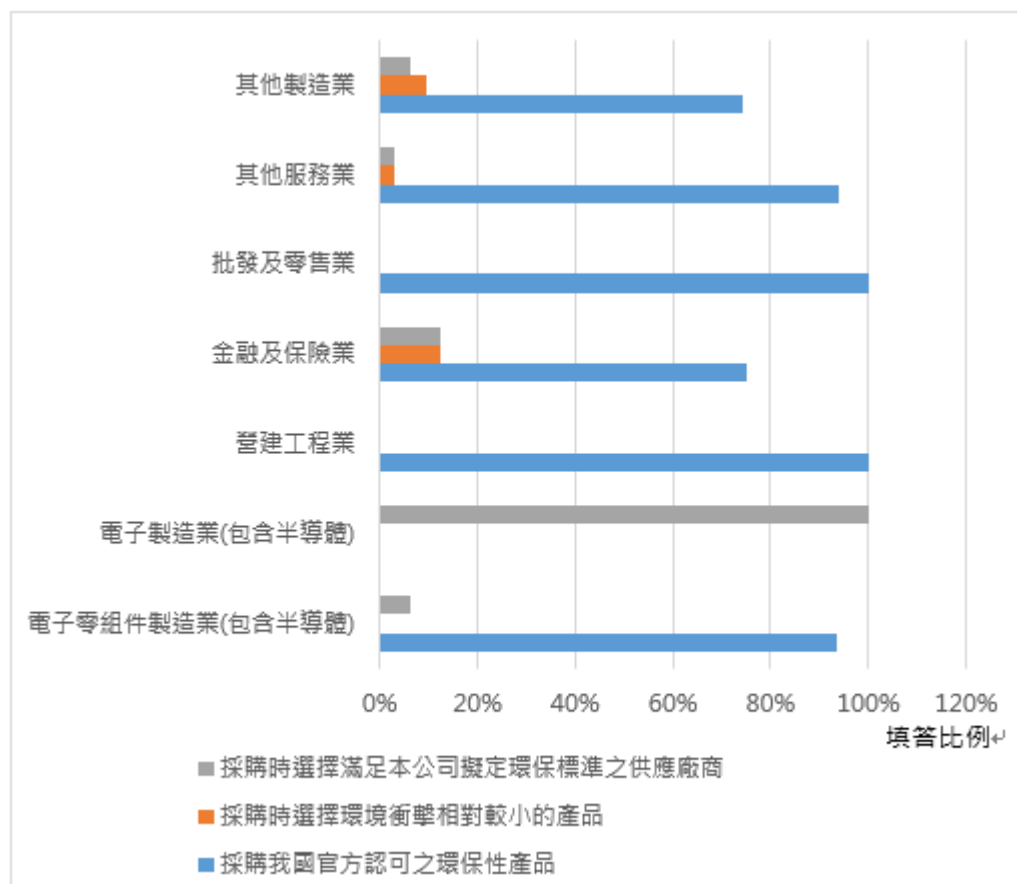


圖 3、各行業別綠色採購定義

3. 於綠色採購政策執行概況方面，分析顯示國內企業大多數已有制定相關綠色採購政策，並已開始執行，部分企業雖不具有綠色採購政策，但也都曾執行過綠色採購，故鼓勵企業若可將執行原則與方式發展出屬於企業內部依循之政策，將有助於持續推動與績效追蹤(如圖 4)。

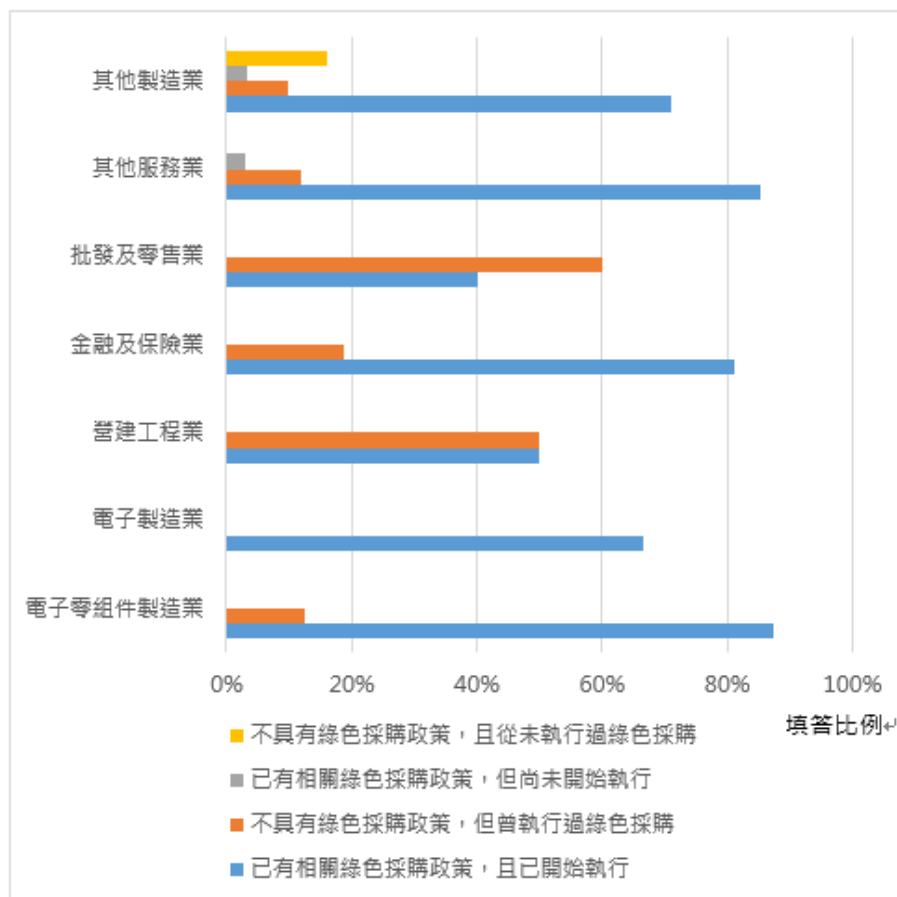


圖 4、各行業別綠色採購政策執行概況

4. 綠色採購績效呈現的三類別中(最終產品(財物)、供應鏈、承攬商)，國內各行業別皆以執行「最終產品(財物)」綠色採購之比例為最高，表示國內企業多數仍較著重於最終產品(財物)的採購，可能與國內綠色產品多以財物類選擇項目較多有關，而供應鏈及承攬商是建議未來可以再加強的部分(如選擇生產綠色產品的供應商、選擇擁有綠色服務的勞務承攬商等...)，以藉此方式綠化企業的供應鏈與承攬商達到企業永續發展之願景(如圖 5)。

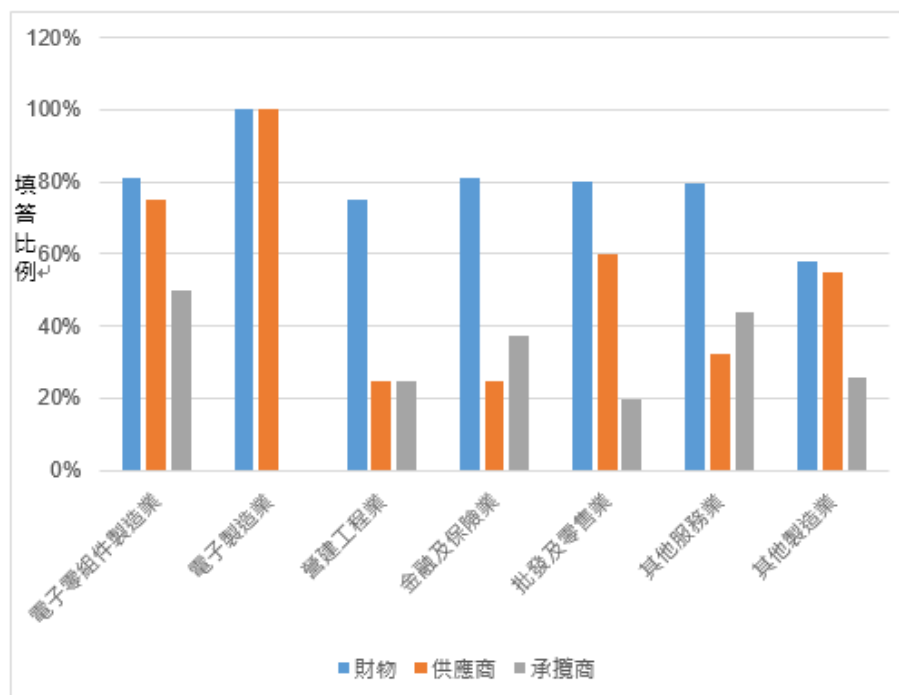


圖 5、各行業別綠色採購執行類別概況

四、結論

綜合上述企業綠色採購診斷結果，於綠色採購認知、執行、績效、規劃及誘因阻礙，可得以下結論：

1. 國內企業皆聽過綠色採購，但並非所有企業皆了解環保署所定義綠色採購內容，建議政府及民間單位可加強綠色採購政策推行雙向溝通管道，例如政府可盤點國內民間企業綠色採購金額申報狀況，針對尚無參與此制度之企業了解其障礙並予以輔導，更可透過辦理宣導會、說明會或電子媒體宣傳管道說明政府推行綠色採購制度，有助於提高政策曝光度，另民間企業亦建議可從環保署綠色生活資訊網(網址：<https://greenliving.epa.gov.tw/newPublic>)進一步了解國內能被政府機關認可績效之綠色產品採購範疇(如：第一類環保標章產品、第二類環保標章產品、節能標章、省水標章、綠建材標章、碳足跡標籤產品、減碳標籤產品等，另外亦包括國外之環保標章產品與臺灣簽訂相互承認協議之對象國、能源之星、FSC、PEFC 永續林業標章等)。透過由下至上及由上至下協力提升國內推動綠色採購績效。
2. 多數企業較少進行承攬商及供應商的綠色採購金額統計與要求相關綠色採購規範，建議這兩部分在未來可特別做加強，例如可於每年度針對企業所辦理之綠色採購申報說明會或教育訓練會議時，向企業宣導說明對供應鏈或承攬商進行綠色採購要求之重要性。
3. 企業執行綠色採購最主要的誘因為可以落實企業社會責任承諾且塑造良好的形象向外界行銷，建議未來針對診斷評比分析結果，可針對展現於綠色採購認知與規範較為卓越的企業制定獎項或宣傳文宣表揚，以助於帶動產業鏈綠化的質變效應。
4. 企業多數認為執行綠色採購所遇到障礙為綠色採購的產品價格較高或難以購得，以及缺乏政府獎勵措施，故執行綠色採購對企業而言，可能會產生額外支出。因此，建議政府可研議仿效馬來西亞的作法，針對持續有執行綠色採購的企業給予部分減免的優惠或補貼(如：減少稅收、頒發綠色採購績優企業獎金等)，減輕企業執行綠色採購的障礙進而提高誘因。

所彙整與分析之結果皆製作為個別企業之綠色採購評比報告，同時將此診斷結果佐以光譜圖及雷達圖找出個別企業執行綠色採購之弱點，回饋予個別企業相關改善建議，希冀能造成企業執行綠色採購的驅動力，同時亦希望能促使其結合 ISO 9000 及 ISO 20400 概念，在有管理政策、SOP 的完整管理機制持續執行並精進綠色採購源頭管理。

參考文獻

1. [1]「108 年度綠色採購躍升專案工作計畫」，2019，行政院環境保護署
2. https://www.cw.com.tw/cw2000/database?utm_source=cwmg_web&utm_medium=affiliate&utm_campaign=cwmg_web-affiliate-daily&_ga=2.126248909.1324044745.1592358469-219331237.1592358468
3. <https://www.myhijau.my/green-incentives/>
4. <https://greenliving.epa.gov.tw/newPublic>
5. <https://csrone.com/>

工業區污水排放特徵及溯源模式應用研究

許心蘭¹ 林聖杰¹ 杜敬民¹ 鄧名志² 郭安甫²

¹財團法人工業技術研究院綠能與環境研究所

²行政院環境保護署環境檢驗所

摘要

環境污染的來源大多複雜，且對於不同時空的受體有不等比例的影響，受體模式可推算各污染源對受體的污染貢獻百分比。本研究以桃園觀音工業區為應用驗證廠域，分5個行業別各挑選2家工廠作為主要排放源，以工業區廢水處理廠的進流端作為受體，探討污染特徵性，並以受體模式 CMB (Chemical Mass Balance model) 評估各排放源特徵對受體的污染貢獻占比。結果顯示無機元素的定性特徵間隔1個月仍穩定，污泥甚至具有組成百分比的穩定性。CMB 模式評估兩個不同時間點的污染源貢獻占比，顯示高達80-90%的解釋度，但解析的污染貢獻占比未必表示全來自該代表工廠的貢獻，僅能代表具有該污染源特徵的貢獻占比。

關鍵詞：工業區、污染溯源、數據解析

一、前言及研究目的

工業發展為臺灣帶來極高的經濟產值，卻同時也對臺灣的環境造成不少衝擊。即使法規對於污染防治措施有諸多規範要求，並有排放許可證制度，歷年來仍有層出不窮的偷排事件，如2013年高雄市後勁溪受日月光含有強酸及高濃度鎳廢水的污染事件，對其下游生態、農業與民眾生活環境造成極大影響。然而，查緝非法並非易事，除了調查檢測工具之外，善用數據的判讀解析工具可使檢測數據效用發揮極致，透過科學模式甚至可以將龐大的數據資料抽絲剝繭，萃取出隱藏在數據背後的資訊。

行政院環保署環境檢驗所從民國106年以來積極發展化學質量平衡受體溯源模式，該模式初始應用於空氣污染溯源，環檢所將其應用拓展至河川污染溯源，在國內超過5條河川進行模式驗證，成果斐然。為進一步了解該模式在水污染的應用潛力，本計畫將以工業區內納管廢水系統做為驗證場域，挑選觀音工業區做為示範場，評估受體溯源模式在工業區內的水污染溯源的應用潛力。觀音工業區位處桃園濱海地區，目前工業區內註冊登記之廠家數共有360家，係一綜合性發展工業區，主體行業別為化學製造工業、金屬製造工業、電子製造工業、紡織染料工業等，屬具高度多元性特徵之傳統產業園區，故選擇此工業區作為污水受體溯源模式示範場域。

彙整近年來污染源鑑識技術文獻資料[1-5]之結果，污染源之鑑識技術除比對污染物的特徵指紋外，釐清環境中污染物之傳輸途徑可提供更完善之污染源與受體端間之關聯性。本研究期望應用統計分析模式計算與模擬各污染源之特徵差異及污染源對於受體端之貢獻程度。現階段國內外針對環境污染檢測數據主體之數據解析應用模式常見的包含三種，分別為正矩陣因子法、化學質量平衡模式及多變量因子分析。調查物質型態以空氣及河川底泥為大宗，其中關注污染物主要皆為無機元素。透過應用數據解析模式可將長時間定期監測之環境數據進行特徵歸類，因為原始數據包含大量樣本數及多種參數，數據解析目的係透過數據前處理篩除不具代表性及重複值，使數據簡化可藉由無因次化參數作為進行特徵差異化來歸類。亦可應用數據解析模式推測目標物質流向，透過累積受體端長時間檢測數據，對濃度時間序列圖進行趨勢剖析，可進一步發現濃度趨勢變化線實際可能由數種貢獻源所組成，且特定高濃度時間點與其中少數貢獻源有直接關聯性，藉此可推測意外事件發生源頭。

然而現階段文獻多數僅能夠針對污染源解析至行業別層級，無法進一步確認對應之廠家。環檢所近年來積極應用數據解析模式於河川污染溯源上，其追溯標的可詳細至單一廠家，故本研究期望可以推廣此技術至工業區內之應用作為廠家間特徵與排放物質流向與貢獻之模擬。

二、研究方法

本研究參照觀音工業區污水處理廠所提供之「108 年度第一季納入觀音工業區污水排放系統之廠家實際放流水檢測資訊」，該資料包含放流水流量(m^3)、化學需氧量(Chemical Oxygen Demand, COD)及六種無機元素水中含量(mg/L)，其中無機元素分別為銅(Cu)、鎳(Ni)、鐵(Fe)、鋅(Zn)、鉻(Cr)及鉛(Pb)。以上述三項水質參數作為參考指標篩選出各項參考指標之前十大行業別，並從三個集合中，挑選交集者作為代表性行業別依序為化學原材料製造業、印刷電路板製造業、塗料、染料及顏料製造業、未分類其他金屬製品製造業及金屬表面處理業共 5 種行業別 10 家代表廠家。

規劃兩梯次採集 10 代表廠家放流水、原廢水及污泥，且同時安排觀音工業區污水處理廠調勻池水體採樣作業。樣品檢測項目包含 52 種無機元素、陰陽離子、揮發性有機物及半揮發性有機物，後續應用多變量統計方法及受體模式分別針對廢棄物及水質檢測結果進行不同行業別間主體特徵建製及受體端潛在污染來源貢獻組成比例。

(一)樣品檢測項目及方法

表 1 污水中污染特徵檢測項目、檢測及採樣方法

	檢測項目	檢測方法	採樣方法
污水	金屬元素	NIEA W311.53C 水中金屬及微量元素檢測方法—感應耦合電漿原子發射光譜法 NIEA W313.53B 水中微量元素檢測方法—感應耦合電漿質譜法	NIEA W109.52B 事業放流水採樣方法(採樣後水樣經過濾，立即添加硝酸使水樣之 pH 值 ≤ 2)
	揮發性有機物	NIEA W785.56B 水中揮發性有機化合物檢測方法—吹氣捕捉／氣相層析質譜	所有樣品皆需作重複採樣。以鹽酸或硫酸調整水樣的 pH 值小於 2，。
	半揮發性有機物	NIEA W801.53B 水中半揮發性有機化合物檢測方法—氣相層析質譜	以乾淨棕色玻璃瓶採集水樣 1 L 以上，於 $4 \pm 2^\circ C$ 下冷藏，採集後 7 天內萃取，40 天內完成分析。

表 2 污泥中污染特徵檢測項目、檢測及採樣方法

類別	項目	檢測方法	採樣方法
污泥	無機元素及重金屬	NIEA M104.02C 感應耦合電漿原子發射光譜法 NIEA M105.01B 感應耦合電漿質譜法	NIEA R118.05B 事業廢棄物採樣方法(使用乾淨塑膠瓶/玻璃瓶採集)
	揮發性有機物	NIEA M711.04C 揮發性有機物檢測方法—氣相層析質譜	
	半揮發性有機物	NIEA M731.02C 半揮發性有機物檢測方法—氣相層析質譜	

(二)特徵解析及溯源模式

1、正矩陣因子法

有鑑於污染源指紋樣本取得相較不易，多變量受體模式(Multivariate Receptor Model)的分析方法因此被開發來解決上述之問題。主成分分析即為常用的多變量受體模式之一，利用奇值分解法(Singular Value Decomposition, SVD)來求得權重矩陣 W，然而 Paatero[6]指出理想之數據矩陣運算方式應針對矩陣中個別元素進行比例式運算，方能得到較佳精準度之結果，提出之新求解方案即為正矩陣因子分析

法。此方法限制數值為非負值，使用加權最小平方法求權重矩陣之最佳解，最終目的為獲得一最小之 Q 值。

$$Q = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{e_{ij}}{u_{ij}} \right)^2 \quad (1)$$

其中， e_{ij} 代表第 j 個樣品中第 i 個化學成分之殘差值。

u_{ij} 代表第 j 個樣品中第 i 個化學成分之標準偏差值。

正矩陣因子分析法可應用於僅存在受體端濃度資訊條件下，推估潛在污染源數量及其對應之指紋特徵，然而為獲得一收斂之 Q 值，同時提高污染源指紋特徵精準度，大量收集受體端濃度資訊為必要因素。

2、化學質量平衡模式

化學質量平衡法顧名思義其方法之基礎原理乃是建立在質量守恆定律上，更仔細地說乃是如何進行污染源的分配(source apportionment)。CMB 為最早被開發之受體模式，以大氣懸浮微粒之質量守恆作為出發點，其假設有 p 個污染源存在且彼此間無相互作用如污染物移除(Removal)或生成(Formation)等，受體接收端之大氣懸浮微粒濃度為 C ，各獨立污染源對應於受體端之貢獻量為 S_j ，其線性總和關係式如下：

$$C = \sum_{j=1}^p S_j \quad (2)$$

若考量懸浮微粒中共 i 種化學成分，各成分於受體端之濃度為 C_i ，則上式可改寫為

$$C_i = \sum_{j=1}^p a_{ij} S_j \quad (3)$$

其中 a_{ij} 為各污染源中對於受體端化學成分 i 之貢獻量比例，該參數同時亦是本計畫針對工業區污染溯源關聯性之目標。倘若受體端及污染源中之目標觀察化學成分共有 n 種，應用於質量守恆方程式則代表共有 n 條方程式來求 p 個未知數 a_{ij} ，在 $p \leq n$ 的條件下即可以應用以下幾種方法如追蹤元素法[7]、線性最小平方法[8]及有效變異數最小加權平方方法[9]來求得 a_{ij} 。

為獲得較貼近真實狀態之貢獻量比例，足夠之受體端及污染源化學成分濃度資訊為必要具備條件。然而污染源指紋樣本相對受體端之濃度樣本取得相較不易，且污染源排放特徵可能隨時間變化，因此 CMB 之使用時機受到相較嚴格之輸入資訊條件限制，對應於實務調查層面上無法有效降低成本。

三、結果與討論

(一) 代表性廠家廢棄物排放特徵穩定度

有鑑於原廢水可直接反應個別廠家最貼近整體廠家排放特徵之原始樣貌，相較於放流水及污泥已經過廢水處理程序，討論方式將以原廢水作為所有代表廠家穩定性探討出發點，同時比較放流水、污泥。為方便簡易標示廠家不同梯次間樣品，將以代號作呈現，舉例而言 A1-1 為化學原材料製造業廠家 A1 第一梯次採樣之樣品。

整體結果顯示在所有代表廠家之原廢水(圖 1)中僅無機元素其主體組成具高度一致性，主要代表特徵無機元素皆相同且組成占比差異小於 10%，僅塗料、染料及顏料製造業(C1)及金屬表面處理業(E1)於兩梯次間排放特徵具顯著差異。圖 1 指出塗料、染料及顏料製造業(C1)兩梯次原廢水間顯著差異者為鋁，經查事業廢棄物清理計畫書得到其光安定劑製造程序原物料中存在使用白土及矽藻土兩項含鋁之物質，其餘製程皆不存在含鋁之原物料或製程添加物，因此推測第一梯次所採集之塗料、染料及顏料製造業(C1)原廢水其組成主體源自於光安定劑製造程序；金屬表面處理業(E1)中兩梯次原廢水間顯著差異者為鈷及銅，該廠家僅具備單一製程即使用氰化物之電鍍製造程序，其金屬來源皆出自於原物料分別為五金零件及鋅，其分別為靶材及電鍍材料，推測兩梯次間靶材金屬存在顯著差異，在電鍍前之酸洗過程中將部分金屬表面物質溶出，溶出物質隨酸洗廢液進入原廢水出調池造成差異。

污泥(圖 2)中無機元素具高度一致性，且主體特徵代表元素相較原廢水項目更少，即各廠家污泥中皆以極少數無機元素所組成。僅化學原材料製造業(A1)兩梯次污泥中存在顯著差異者為鐵，其廠家製程中鐵分別源自於原物料(硫磺礦)及廢水處理程序中之添加物(硫酸亞鐵)，第二梯次污泥中鐵並非主體組成，然對應於第二梯次該廠家原廢水中主體組成無機元素為鐵，因此推測污泥中之鐵來源為硫酸亞鐵，且第二梯次採樣期間該廠家並未使用硫酸亞鐵作為廢水中懸浮物沉降添加劑；塗料、染料及

顏料製造業(C2)兩梯次污泥中存在顯著差異者亦為鐵，其廠家製程中鐵分別源自於原物料(酸性染料)及廢水處理程序中之添加物(硫酸亞鐵)，該廠家第二梯次原廢水中主體組成無機元素存在鐵但污泥中鐵並非主體組成，與化學原材料製造業(A1)相似，推測可能同樣因二梯次採樣期間該廠家並未使用硫酸亞鐵作為廢水中懸浮物沉降添加劑。

彙整 10 家代表行業別廠家於兩次不同採樣梯次間放流水、原廢水及污泥樣品內無機元素、有機化合物(包含揮發性及半揮發性有機物)及陰陽離子結果，可得到所有廠家三項廢棄物之無機元素組成占比具有高度一致性，僅部分廠家四項廢棄物之陰陽離子排放組成存在穩定性，所有廠家四項廢棄物之有機化合物組成占比皆不具一致性。

進一步彙整事業廢棄物清理計畫書中所條列 10 代表廠家製程特殊原物料及產物與廢棄物組成之關係如表 3。依據本節針對代表廠家廢棄物不同檢測項目穩定性探討結果，僅無機元素具代表性，因此表 3 專一針對無機元素此項目觀察其在廠家製程之物質流向，亦即特殊原物料與廢棄物間之關聯性。結果顯示多數廠家之原廢水及污泥中主體無機元素特徵皆與特殊原物料基質存在高度一致性。

表 3 十代表廠家製程特殊原物料及產物與廢棄物組成之關係

行業別名稱	廠家代碼	特殊原物料	原物料基質	製程產物	具相關特徵之廢棄物
化學原材料製造業	A1	硫磺(礦)	鐵 鋁	濃硫酸	原廢水
	A2	銅及其化合物	銅	硫酸銅	原廢水
印刷電路板製造業	B1	銅箔	銅	印刷電路板	原廢水 污泥
	B2	硫酸銅	銅	印刷電路板	原廢水 污泥
塗料、染料及顏料製造業	C1	白土	鐵 鋁	光安定劑	原廢水 污泥
		鋅粉	鋅		
	C2	酸性染料原物料	鐵 鋁	酸性染料	原廢水 污泥
未分類其他金屬製品製造業	D1	硫酸鎳	鎳	電鍍掛架	原廢水 污泥
	D2	錫錠	錫	金屬錫製品	原廢水
金屬表面處理業	E1	鋅錠	鋅	五金零件	原廢水 污泥
	E2	鋅錠	鋅	鍍鋅鋼鐵	原廢水 污泥

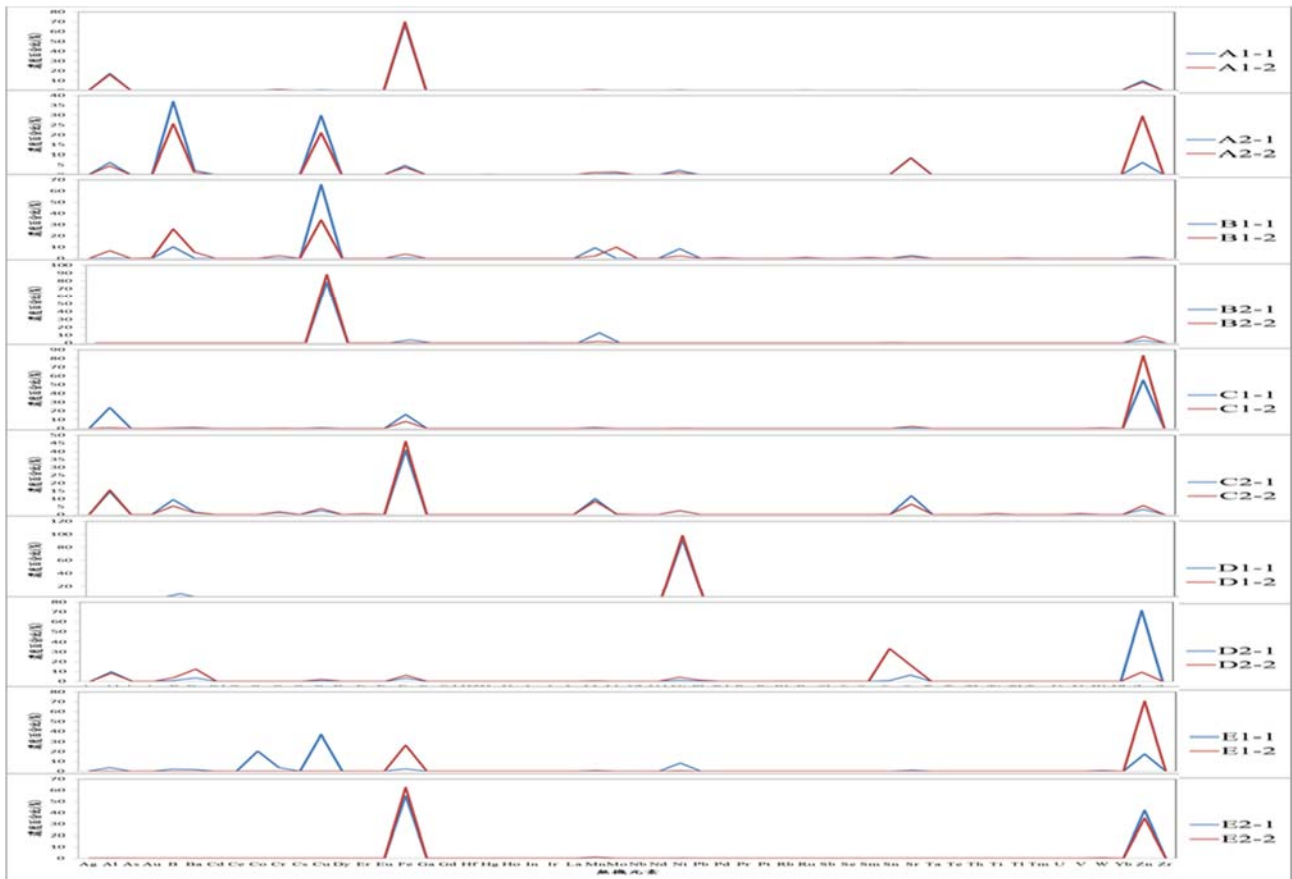


圖 1 十代表廠家原廢水內無機元素濃度組成百分比

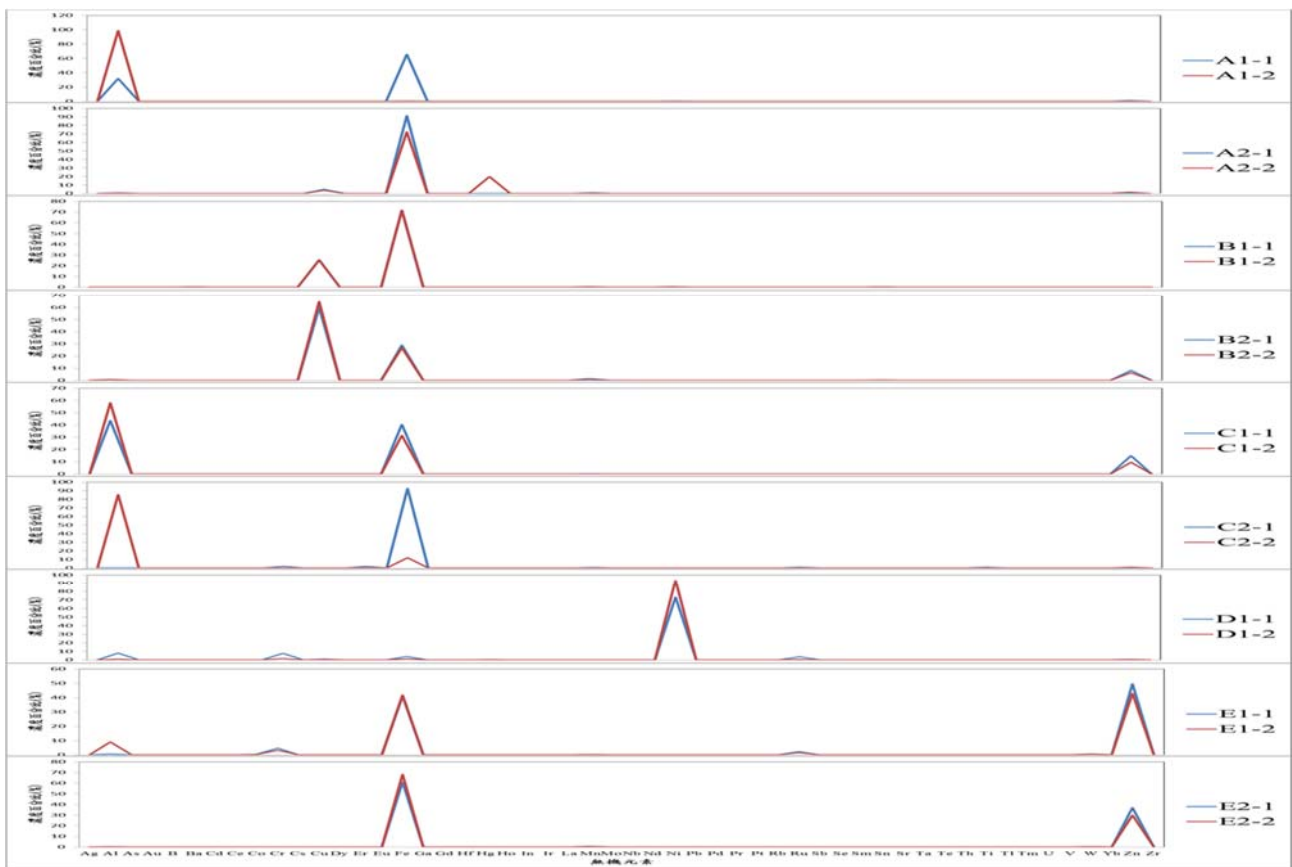


圖 2 十代表廠家污泥內無機元素濃度組成百分比

(二) 同行業別內代表廠家特徵變異評析

依據代表性廠家廢棄物排放特徵穩定度之觀察結果，檢測項目內僅無機元素適合作為特徵辨別觀察項目。因此本段內容將著重於探討同行業別內代表廠家原廢水、放流水及污泥間之特徵變異。綜觀 5 代表行業別內僅污泥中之無機元素特徵具高度一致性，除化學原材料製造業差異性降顯著外。

圖 3 標示出廠家 A1 及 A2 兩者廢棄物內無機元素組成占比分佈，可觀察到在原廢水中廠家 A1 以鋁及鐵為大宗，因廠家主體產品包含硫酸鋁及硫酸，其製程原物料分別為氫氧化鋁及硫磺礦，各自富含大量之鋁及鐵；原廢水中廠家 A2 以硼及銅為大宗，對應於廠家原物料清單包含廢硫酸銅晶體及廢液鹼(硼酸)，因此兩廠家相對應之污泥無機元素特徵存在差異。

圖 4 標示出廠家 B1 及 B2 兩者廢棄物內無機元素組成占比分佈，可觀察到在原廢水中兩廠家皆以銅為主體，然而廠家 B1 除銅之外亦存在硼為第二特徵，經查該廠家製程在剝錫製程區段會使用硼酸作為蝕刻液。圖 5 標示出廠家 C1 及 C2 兩者廢棄物內無機元素組成占比分佈，可觀察到兩廠家原廢水中皆存在鋁及鐵，但最主體差異為廠家 C1 以鋅為最大宗占比，對照廠家 C1 光安定劑製造程序可發現原物料包含鋅粉、白土及矽藻土，後兩者存在無機元素鋁及鐵；廠家 C2 之事業廢棄物清理計畫書中未明確標示其染料製造程序所使用之原物料組成，故僅能以本計畫檢測結果推測其原物料以鋁及鐵為大宗。圖 7 標示出廠家 E1 及 E2 兩者廢棄物內無機元素組成占比分佈，可觀察到兩廠家原廢水相同特徵為鐵及鋅，鋅皆為廠家金屬表面處理之鍍材，鐵源自於靶材於廠家 E1 及廠家 E2 分別為五金零件及鋼鐵，廠家 E1 兩梯次間原廢水中尚存在銅及鈷之差異，推測可能因靶材五金零件在不同梯次之屬性不同所導致。

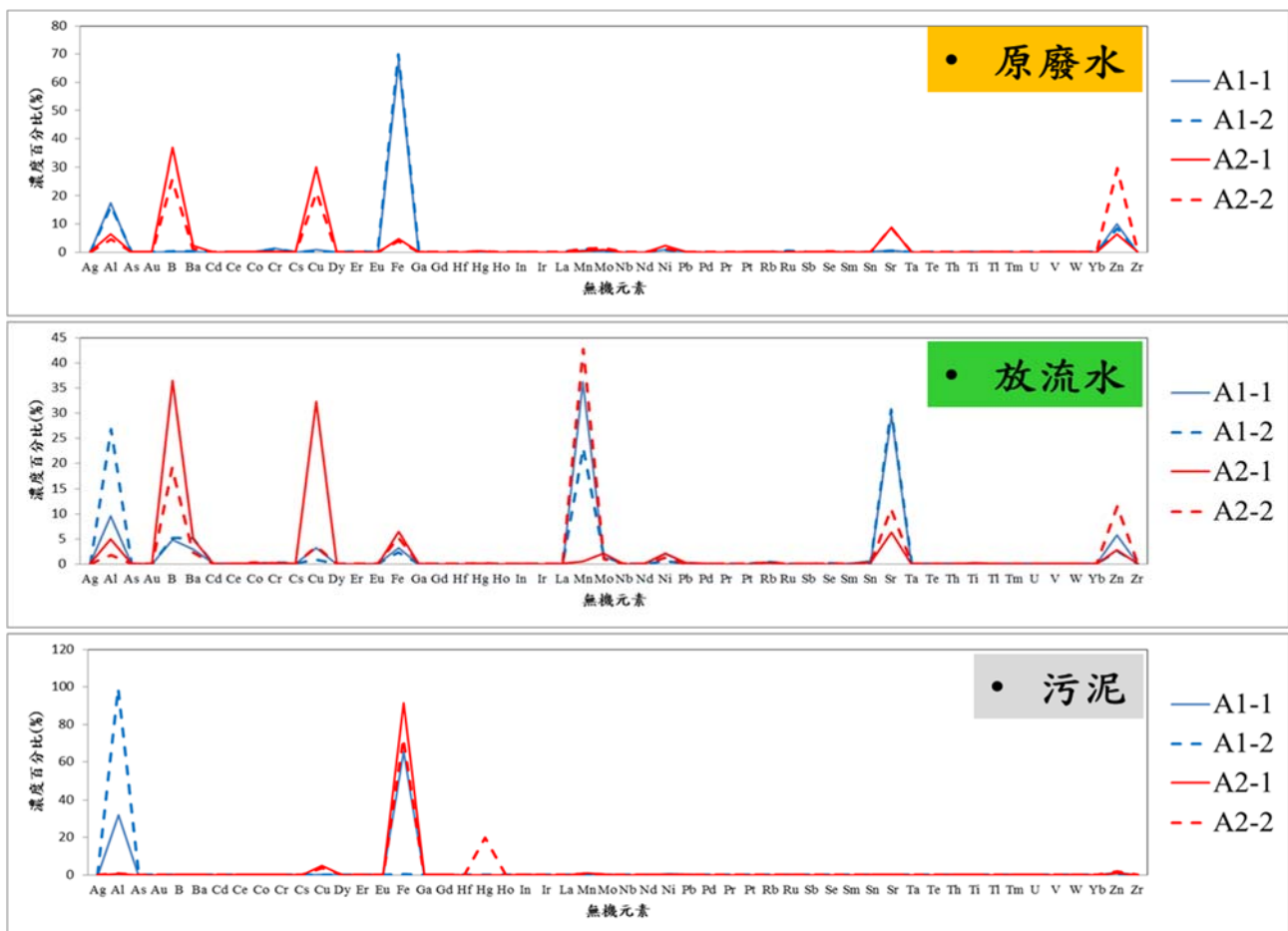


圖 3 化學原材料製造業廢棄物內無機元素特徵變異評析

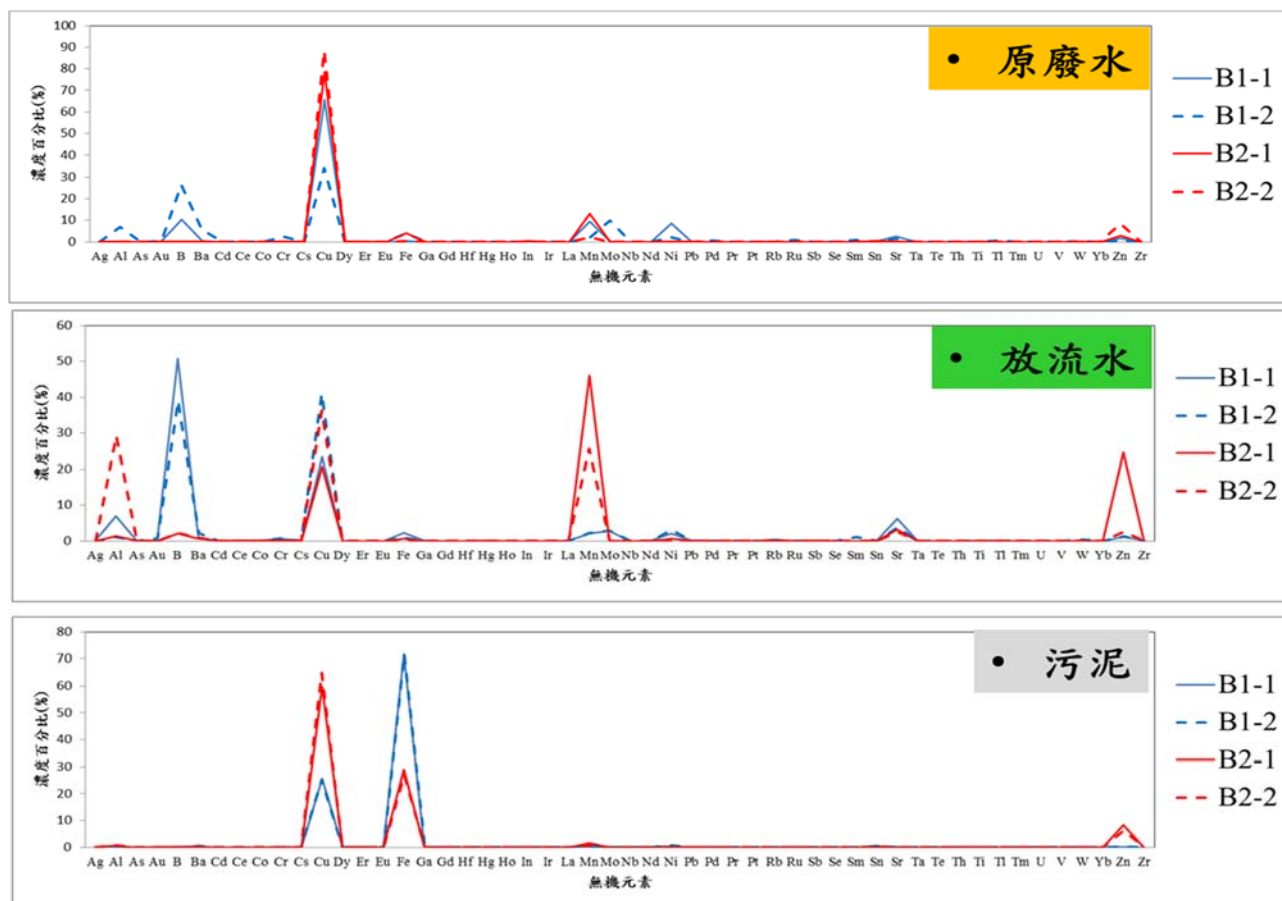


圖 4 印刷電路板製造業廢棄物內無機元素特徵變異評析

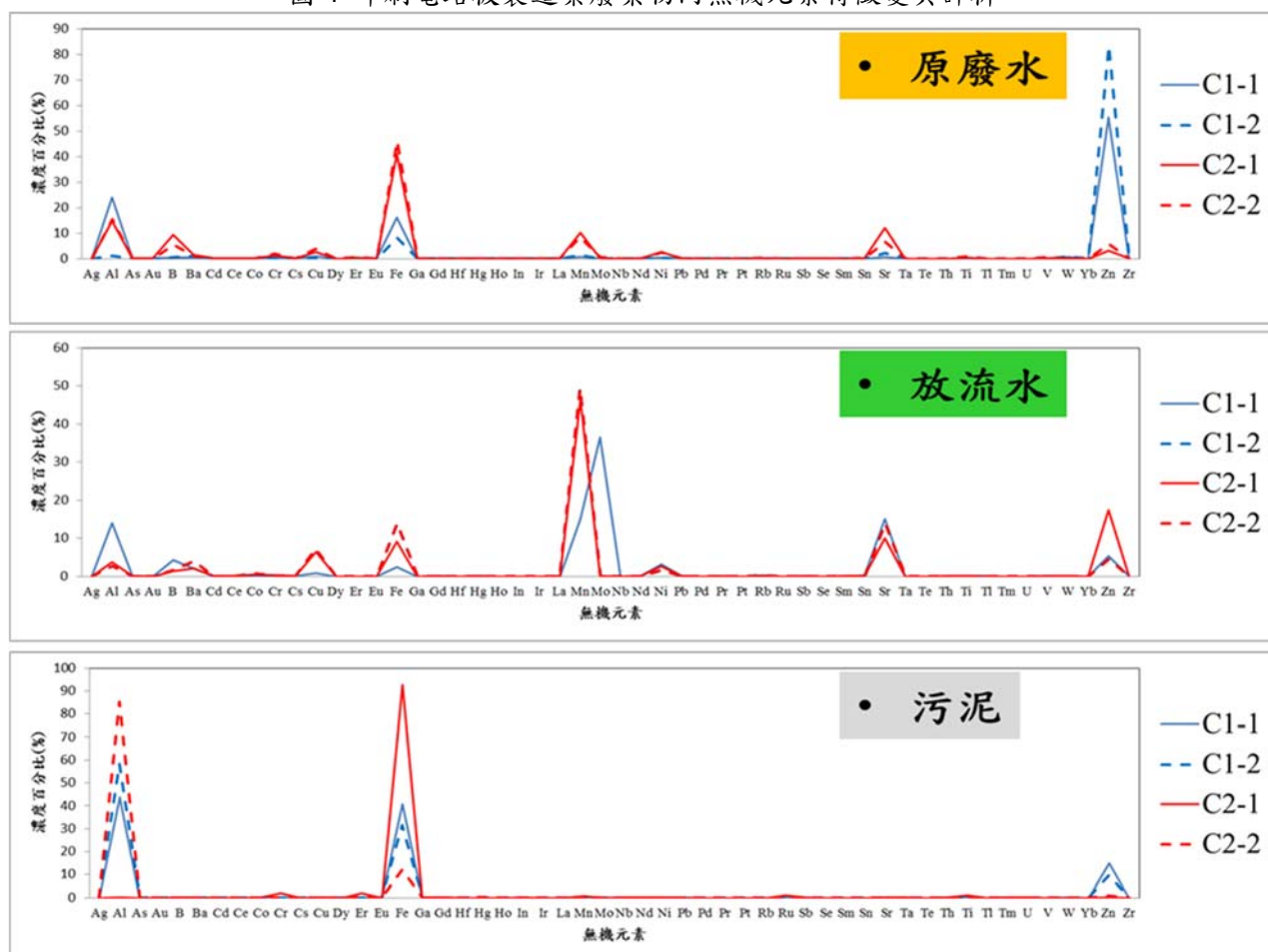


圖 5 塗料、染料及顏料製造業廢棄物內無機元素特徵變異評析

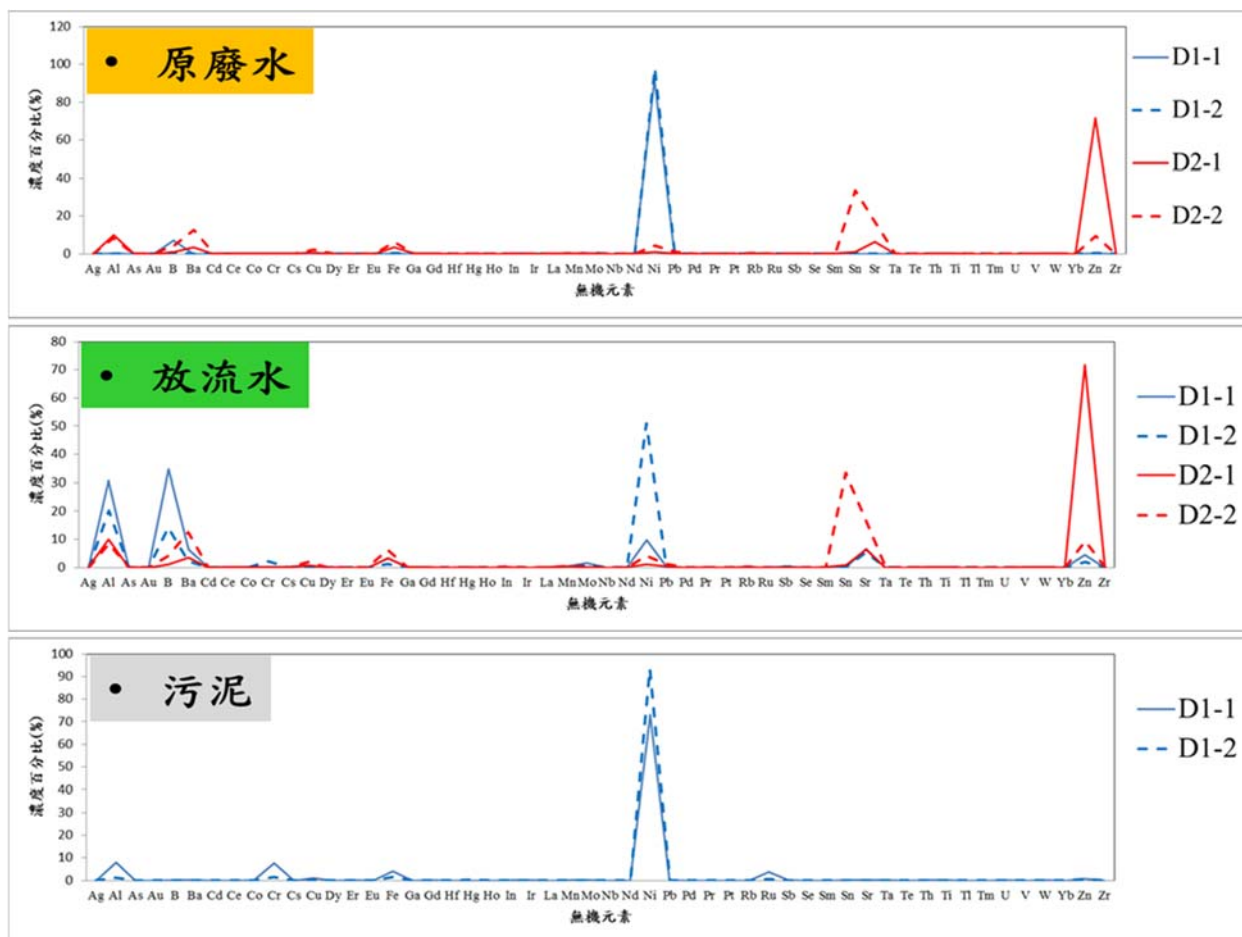


圖 6 未分類其他金屬製品製造業廢棄物內無機元素特徵變異評析

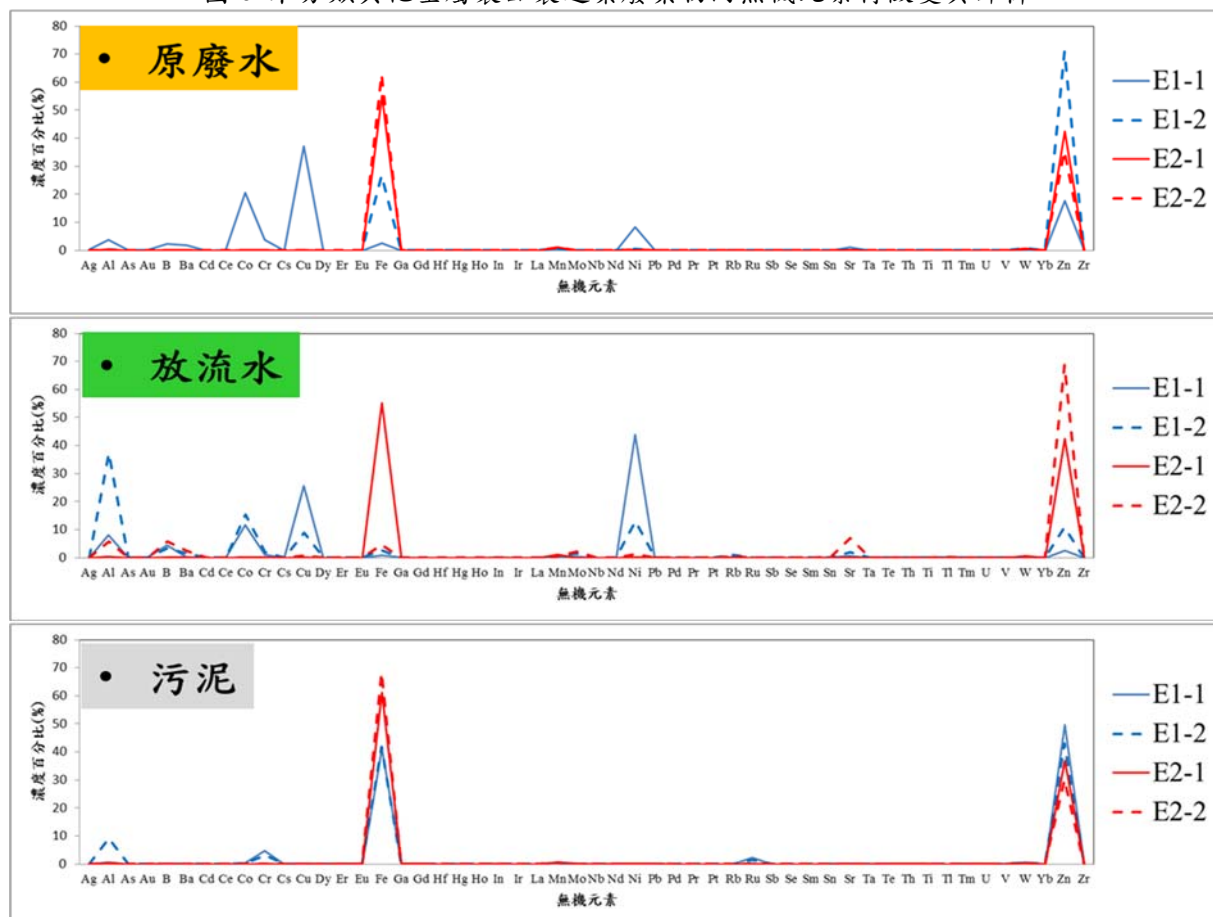


圖 7 金屬表面處理業廢棄物內無機元素特徵變異評析

(三) 不同行業別間代表廠家特徵變異評析

依據同行業別內代表廠家特徵變異評析之觀察結果，污泥內無機元素為唯一適合作為不同行業別間特徵辨別觀察項目。整體而言，以最主要之兩大主成份所詮釋之簡化數據分佈程度皆僅能夠解釋原始數據之百分之五十，仍然無法透過簡化方式完整呈現原始檢測結果，結果如圖 8 所示。印刷電路板製造業(B)污泥內無機元素在主成份分析結果其數據分佈接近，具備行業別特徵代表性，因其污泥內富含大量銅元素與其他四種行業別存在顯著差異。除此之外，未分類其他金屬製品製造業(D)其污泥內無機元素數據分佈亦具代表性，因其污泥內富含大量鎳元素與其他四種行業別存在顯著差異。進一步以廠家製程作為分類依據，對應代表清單如表 4 所示，製程相較於行業別更適合作為廠家特徵評斷之依據，因為即便屬相同行業別，其產品並非完全相同、乃至於原物料、製程添加物諸多物質來源皆可能不同。以本計畫所篩選之化學原材料製造業為例，廠家 A1 主體生產硫酸，而廠家 A2 主體生產硫酸銅，兩廠家所生產之產品項目即存在差異，兩產品分別屬液相及固相，其製程亦存在差異。故以主體製程作為特徵辨識代表更為合適。

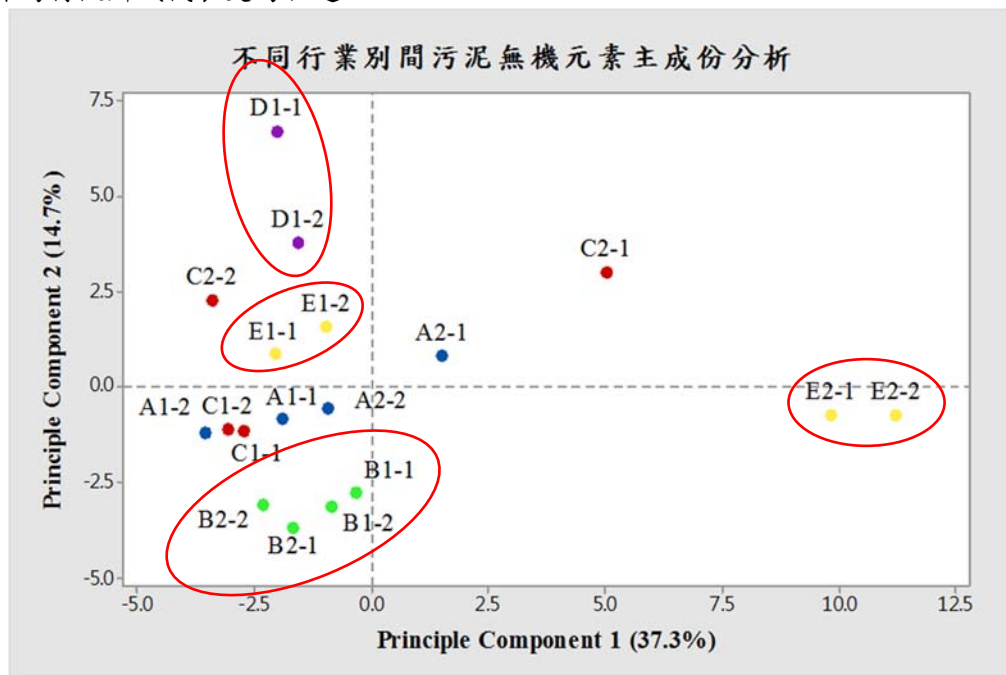


圖 8 不同行業別間污泥內無機元素主成份分析結果

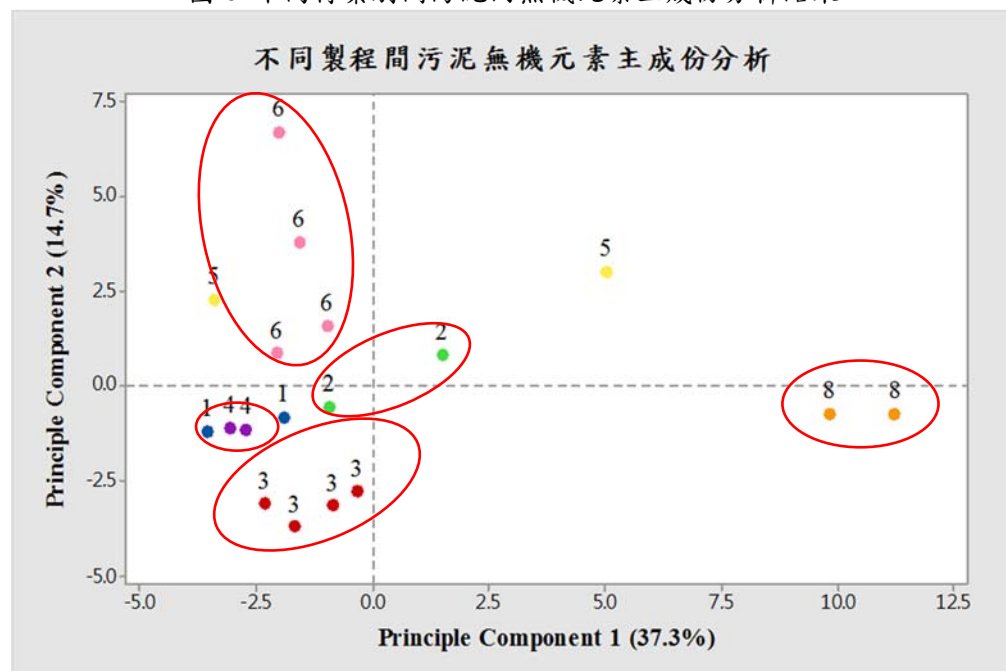


圖 9 不同製程間污泥內無機元素主成份分析結果

表 4 十代表廠家製程特殊原物料及產物與廢棄物組成之關係

製程代碼	製程代表顏色	製程名稱	代表廠家代碼
1	藍	硫酸/接觸法化學製造程序	A1
2	綠	廢棄物化學處理程序	A2
3	紅	印刷電路板製造程序	B1
			B2
4	紫	光安定劑中間體製造程序	C1
5	黃	染料製造程序	C2
6	粉紅	使用氰化物之電鍍製造程序	D1
			E1
7	灰	金屬錫製品熔煉製造程序	D2
8	橘	熱浸鋅程序	E2

(四) 污染源貢獻組成統計結果

應用化學質量平衡模式(Chemical Mass Balance Model, CMB)解析觀音工業區污水處理廠調勻池水體內受已知 10 代表廠家放流水之貢獻組成。有鑑於化學質量平衡模式之統計原理仰賴質量守恆，因此本節將僅選用穩定度相對高之無機元素作為參數。化學質量平衡模式解析分為兩種方法，方法一放入 10 代表廠家放流水污染源指紋，方法二放入 10 代表廠家之放流水及原廢水污染源指紋，觀察原廢水對於受體點可能之影響。

模式解析統計結果顯示部分廠家之原廢水可能對受體點有影響，然而本研究僅針對特定五種具代表性行業別進行採樣與探討，未探討之行業別污染源指紋可能與部分原廢水污染源指紋組成相似，因此於模式結果中被解析出。化學質量平衡模式針對本計畫所篩選之 10 代表廠家結果呈現部分廠家未被解析出，然而依代表廠家篩選機制係參考觀音工業區污水處理廠定期檢測納管污水系統之廠家放流水中特定 6 項無機元素實際含量大宗者為代表，確實無法完整涵蓋 52 種無機元素，此原因可能使化學質量平衡模式解釋結果與實際排放質量貢獻有差異。

表 5 僅代表廠家放流水作為潛在污染來源貢獻組成統計結果

潛在來源廠家	第一梯次		第二梯次	
	濃度(μg/L)	百分比	濃度(μg/L)	百分比
印刷電路板製造業 B1	927.17	24.40		
塗料、染料及顏料製造業 C1			959.48	44.66
未分類其他金屬製品製造業 D1	1015.44	26.72	345.31	16.07
未分類其他金屬製品製造業 D2	1045.08	27.50	2.55	0.12
金屬表面處理業 E1			452.04	21.04
金屬表面處理業 E2	63.68	1.68		
% MASS		80.3		81.9
RSQUARE		0.87		0.91
CHI SQUARE		3.91		2.75
DF		29		25

表 6 代表廠家放流水及原廢水作為潛在污染來源貢獻組成統計結果

潛在來源廠家	第一梯次		第二梯次	
	濃度($\mu\text{g/L}$)	百分比	濃度($\mu\text{g/L}$)	百分比
化學原材料製造業 A1 放流水				
化學原材料製造業 A2 原廢水	41.76	1.10		
印刷電路板製造業 B1 放流水	835.57	21.99		
印刷電路板製造業 B1 原廢水			0.72	0.03
印刷電路板製造業 B2 原廢水	187	4.92		
塗料、染料及顏料製造業 C1 放流水			1236.28	57.52
塗料、染料及顏料製造業 C1 原廢水	130.36	3.43		
塗料、染料及顏料製造業 C2 放流水	1273.42	33.51	2.55	0.12
未分類其他金屬製品製造業 D1 放流水	868.58	22.86	154.39	7.18
金屬表面處理業 E1 放流水			458.65	21.34
金屬表面處理業 E1 原廢水	196.29	5.17		
金屬表面處理業 E2 放流水	50.38	1.33		
% MASS	94.3		86.2	
RSQUARE	0.9		0.9	
CHI SQUARE	3.71		3.14	
DF	27		24	

四、結論

- 1、觀音工業區的工廠排放物種中，無機元素較有穩定的定性特徵。
- 2、在無機元素的主成分分析上，相同主要製程的工廠具有特徵群聚性，且污泥較放流水或原廢水更具特徵性，研判污泥為長時間的特徵累積，較能反應製程特徵。
- 3、無機元素的 CMB 模式可解釋 80-90%受體的污染特徵，但解析的污染貢獻占比未必表示全來自該代表工廠的貢獻，僅能代表具有該污染源特徵的總貢獻占比。

參考文獻

- [1] Bhuiyan, M. A. H.; Dampare, S. B.; Islam, M. A.; Suzuki, S. Source Apportionment and Pollution Evaluation of Heavy Metals in Water and Sediments of Buriganga River, Bangladesh, Using Multivariate Analysis and Pollution Evaluation Indices. Environ Monit Assess 2014, 187 (1), 4075.
- [2] Ruff, M.; Mueller, M. S.; Loos, M.; Singer, H. P. Quantitative Target and Systematic Non-Target Analysis of Polar Organic Micro-Pollutants along the River Rhine Using High-Resolution Mass-Spectrometry – Identification of Unknown Sources and Compounds. Water Research 2015, 87, 145–154.
- [3] Kelley, D. W.; Nater, E. A. Source Apportionment of Lake Bed Sediments to Watersheds in an Upper Mississippi Basin Using a Chemical Mass Balance Method. CATENA 2000, 41 (4), 277–292.
- [4] Lee, S.; Liu, W.; Wang, Y.; Russell, A. G.; Edgerton, E. S. Source Apportionment of PM_{2.5}: Comparing PMF and CMB Results for Four Ambient Monitoring Sites in the Southeastern United States. Atmospheric Environment 2008, 42 (18), 4126–4137.
- [5] Karar, K.; Gupta, A. K. Source Apportionment of PM₁₀ at Residential and Industrial Sites of an Urban Region of Kolkata, India. Atmospheric Research 2007, 84 (1), 30–41.
- [6] Lee, E.; Chan, C. K.; Paatero, P. Application of Positive Matrix Factorization in Source Apportionment of Particulate Pollutants in Hong Kong. Atmospheric Environment 1999, 33 (19), 3201–3212.
- [7] Miller, M. S.; Friedlander, S. K.; Hidy, G. M. A Chemical Element Balance for the Pasadena Aerosol. Journal of Colloid and Interface Science 1972, 39 (1), 165–176.
- [8] Miller, M. S.; Friedlander, S. K.; Hidy, G. M. A Chemical Element Balance for the Pasadena Aerosol. Journal of Colloid and Interface Science 1972, 39 (1), 165–176.
- [9] Barker, D. R.; Diana, L. M. Simple Method for Fitting Data When Both Variables Have Uncertainties. American Journal of Physics 1974, 42 (3), 224–227.

新型態即時線上水質感測器開發

朱振華¹ 王榮豪¹ 莊雅茹¹ 劉峻嶓² 王儀婷¹ 李晨瑜¹ 劉奕宏¹ 彭聖歲¹ 林雨璇¹ 褚柏胤³ 黃廷涵¹ 張王冠¹

¹工業技術研究院材料與化學研究所

²工業技術研究院量測中心

³工業技術研究院綠能與環境研究所

摘要

目前常用之水質感測設備雖然可靠度佳，但一些常用之監測器如：酸鹼度計、導電度計等需要人力定期校正與清洗，增加人力維護需求；而淨水設施中重要水質項目如餘氯與濁度等，其監測器設置經費相對較高；因此，目前常用之監測儀器並不適用於大量設置或廣布等應用情境。本文利用光學與電化學技術開發酸鹼度(pH)、電導度(EC)、溫度(Temp)、餘氯(Free chlorine)及濁度(Turbidity)之微型化水質監測元件，並搭配訊號處理電路等技術，開發可應用於環境水體之水中新型態即時線上水質感測器並完成實際水樣之驗證。

關鍵詞：水質感測、餘氯、濁度

一、前言及研究目的

有鑑於過去以人工採樣監測方式費時費力，且環保稽查人力有限，無法隨時因應全國各地可能有排放疑慮之處進行稽查，突顯國內對於水體自動監測預警、各事業單位放流水自動監控之相關技術與管理措施需加速開發與研擬，在環境品質逐漸受到重視下，如何確實掌握我國水質，達到即時監控及保護的功效，為刻不容緩的議題。

水質自動監測目的在於提供有效、即時及完整之水質特性資訊，以做為廢水自動控制及自動化之用。目前設置於現場之水質量測設備，從量測方式來看，大部分多採接觸式進行量測，其設置於惡劣環境易造成量測設備感測器損壞及量測品質不穩定，故維護方面需定時清理或更換感測器；從量測方法來看，若設備需加藥方式量測，需定期更換加藥物，量測後水樣也需進一步處理，不僅需額外維護及藥材費用且增加環境上負荷；從量測項目來看，大多數監測設備僅有單一水質量測項目，缺乏整合多水質項目；從監測功能來看，除利用電極量測外，一般量測設備都需反應及量測時間，無法即時提供量測之水質資訊，失去水質自動監測之目的。有鑑於此，本文在水質感測技術部分利用工作團隊過去研發能量為基礎，應用光學與電化學技術，搭配晶片型微流道、前處理與採樣系統及數據處理與無線傳輸技術，研發及精進即時線上水質監測元件，開發體積小、耐用佳、操作簡單、設置費用低廉且具無線傳輸之廣佈型感測設備，以提供未來各單位應用於不同情境水體監測系統之建置[1-4]。

二、研究方法

近年來線上水質分析及採樣技術的日益精進，同時大數據處理與無線傳輸技術的進步，使開發體積小、耐用佳及具無線數據傳輸功能之自動監控裝置，搭配物聯網功能之區域性水質自動監控系統成為可行之技術開發方向。本計畫在水質感測技術部分應用光學與電化學分析為開發基礎，設備最小化則以微型化感測技術為主，開發同時具有「體積小」、「耐用」、「維護容易」及「低成本」特性之廣佈型水質感測技術，以提供未來各單位應用於不同情境水體監測系統之建置。

2.1 酸鹼值、溫度、導電度三合一感測模組開發

本計畫主要建立一酸鹼值、溫度與電導度三合一感測模組，分析水溶液中溫度、電導度，以及酸鹼值等水中重要參數，如下圖 1 所示。酸鹼值量測主要利用金屬氧化薄膜與酸鹼溶液接觸，吸引氫離子靠近來產生表面電位之介電層，當薄膜表面與溶液間感測到氫離子的濃度差，進而發生介面電位勢改變，促使場效電晶體通道電流 I_d 產生改變。再對應到場效電晶體特性曲線，在固定汲極電壓下 I_d 對應到的 V_g ，由此判別當下閘極電壓大小，來推算不同閘極電壓所代表之 pH 值。隨著待測溶液中氫離子濃度增高，薄膜表面及附近吸附了較多的離子團，使電位提升，反之若同樣的薄膜晶片浸入氫離

子濃度較低的待測溶液，表面電位隨之變小。溫度量測則採用熱敏電阻，以惠斯通電橋(Wheatstone Bridge)進行待測水體之溫度量測，而溫度量測之主要目的在於做為酸鹼值與電導度量測校正曲線使用。電導度主要為水中電解質多寡的指標。在固體中電流主要藉由電子傳導，溶液中則由陰陽離子的改變產生電流的變化，因此在溶液中離子移動的快慢將隨著溫度而變化。溶液的電阻是隨溫度升高而減小，即溶液的濃度固定時，其電導率隨著溫度的升高而增加。主要表示方法為電阻值之倒數，稱為姆歐(mho, S)。

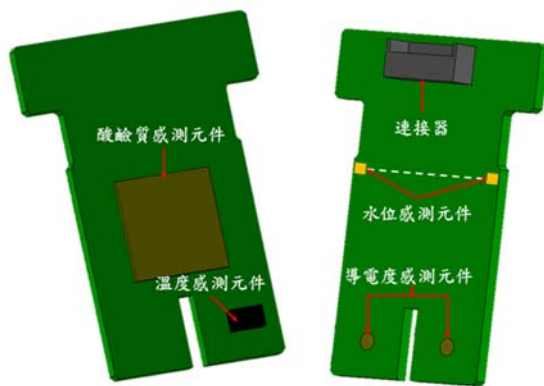


圖 1 多功能微型化感測模組

本計畫以印刷電路板(Printed circuit board, PCB)製程技術製作電導度感測電極，酸鹼值及溫度感測元件係採工業用金屬氧化薄膜與熱敏電極進行黏貼焊接完成。主要考量檢測晶片為可拋棄式，為降低成本，選擇的基底材料為印刷電路板。而微型酸鹼值感測電極主要利用金屬氧化薄膜進行黏貼封裝，其低成本、抗酸鹼、導電性佳及高度離子選擇性等優點，使量測更穩定、提升表面電化學轉換效率。又因其為商業製程，可大量生產，使其成為一高效率氫離子檢測前端裝置，對未來大量生產為一大優勢。微型電導度感測電極則是在製程上電鍍金屬層作為電導度感測使用，考慮材料特性須具備熔點高、不易氧化、延展性佳且不易發生化學變化，故選用金金屬製作電導度感測元件。而溫度感測元件則採用負溫度係數 (Negative Temperature Coefficient, NTC)之熱敏電阻製作，每組感測元件均有標定的額定電阻，並將依線性化的近似值，隨溫度而產生反比變化。

本計畫酸鹼值、溫度，以及電導度三合一感測模組的偵測極限與精確度，分別為：酸鹼值精確度為 ± 1.0 pH；電導度量測範圍可達 $250 \mu\text{S}/\text{cm} - 10 \text{ mS}/\text{cm}$ ，誤差 $\pm 15\%$ ；溫度精確度為 ± 1.0 $^{\circ}\text{C}$ 。

2.2 餘氯感測元件開發

2.2.1、量測方法

電化學分析方法中，以伏安法最為被廣泛運用，其依不同波形訊號，可分為循環伏安法(Cyclic Voltammetry, CV)、線性掃描伏安法(Linear Sweep Voltammetry, LSV)、方波伏安法(Square Wave Voltammetry, SWV)、及微分脈衝伏安法(Differential Pulse Voltammetry, DPV)。其中，方波伏安法(SWV)常被應用於可逆電化學反應之分析物定量，其原理為對工作電極施加一隨時間變化的梯形電位，如圖 2，並運用固定振幅的週期性方形波，紀錄順向脈衝(Forward pulse)及逆向脈衝(Reverse pulse)的末點電流，進而得到兩者相減之淨電流，可降低背景電流值干擾，放大訊號同時提升靈敏度，此外，方波法之優點還包含分析時間短，其掃描速率(Scan rate)為方波頻率(Square wave frequency, Hz)與電位變化(Step height, ΔE)相乘，因此可減少掃描時間快速完成分析。

2.2.2、感測電極材料評估

首先針對文獻常用之餘氯感測電極材料進行蒐集，如表所示，其中噴墨印刷銀電極與碳黑電極屬拋棄式電極，其雖具有量產製程快速、成本低廉、方便攜帶及靈敏度佳之特性，且偵測範圍涵蓋本計畫之餘氯檢測濃度，惟其穩定性不足故使用壽命較短，較不適用長期環境水體監測之用途。

將硼摻雜於鑽石電極之摻硼鑽石電極(Boron-doped diamond electrode, BDD)，除因電位掃描範圍廣可避免水中溶氧干擾外，亦具有背景電流低、靈敏度高及穩定性佳之特性，且其對於水中溶氧之靈敏度相當低，故於偵測餘氯時較不受溶氧干擾，惟摻硼鑽石電極之製程技術門檻較高故價格昂貴，應用

範圍與金、白金電極電極相比具有差異，亦不常使用於市售水質感測器中，如需廣泛使用於環境水體監測具有困難。

白金(Pt)為一般於電化學分析常用之電極材料，然而白金電極須經由拋光及電化學活化等前處理步驟，因此，亦有研究選用金電極(Au)，除可免除工作電極使用上之前處理步驟外，其擁有較高的氧氣還原過電位，並可大幅減少次氯酸鹽與氧氣還原訊號重疊的情況，提升餘氯濃度偵測之敏感性(如圖 3 所示)，亦可避免電極表面於含氧條件下產生之鈍化作用；因此，本計畫將優先選用金為電極材料，探討於方波伏安法下之反應電位、反應時間及 pH 之最佳操作參數，同時亦進行白金電極作為餘氯感測電極之試驗，以比較兩電極材料之適用性。

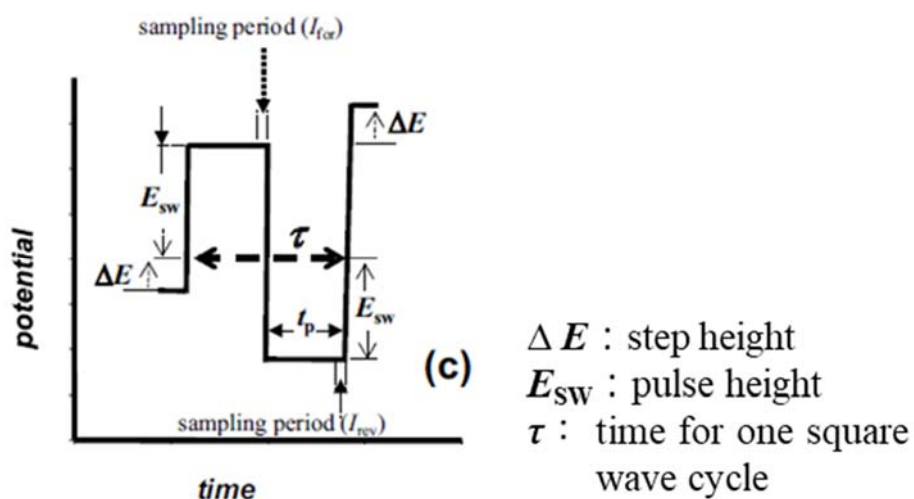


圖 2 方波法之電位相對時間圖

表 1 電化學餘氯感測電極材料

工作電極	線性範圍 (mg/L)	偵測極限 (mg/L)	電化學分析方法
噴墨印刷銀電極	1 - 100	0.4	線性掃描伏安法 電位掃描範圍: 0.1 ~ -1.1 V vs Ag/AgCl
拋棄式碳黑電極	0.05 - 200	0.01	安培法 提供電位: -0.1 V vs Ag/AgCl
金電極	1 - 5	0.04	微分脈衝伏安法 電位掃描範圍: 0.825 ~ -0.275 V vs Ag/AgCl
白金電極	4 - 400	1	微分脈衝伏安法 電位掃描範圍: 0.6 ~ 1.2 V vs Ag/AgCl
摻硼鑽石電極	1 - 2	0.08	安培法 提供電位: 1.1 V vs Ag/AgCl

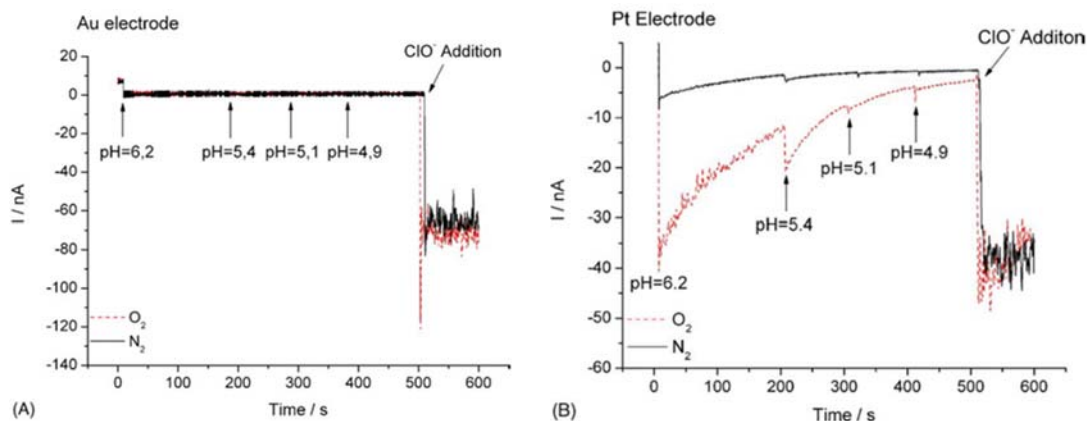


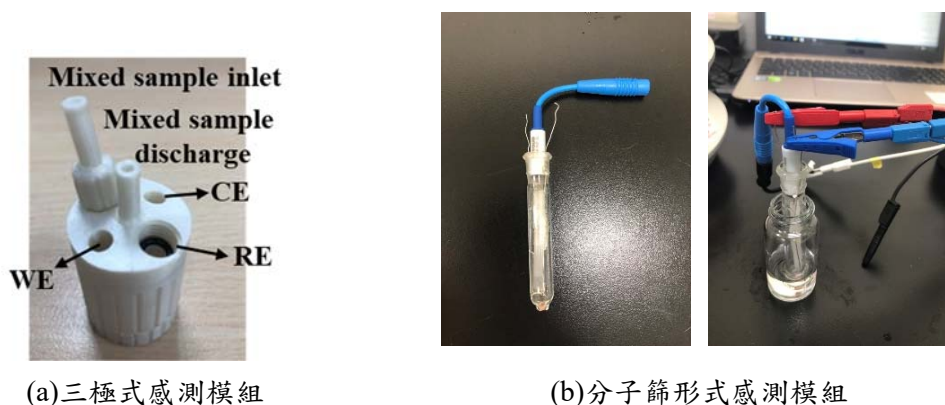
圖 3 pH 及溶氧對金與白金電極之訊號影響

2.2.3、感測電極模組製作

完成電極感測條件確立後，進一步進行感測模組之設計及製作，初步規劃之模組包含兩種方案，一即為傳統之三極式感測模組(圖 4 (a))，二為分子篩形式感測模組(圖 4 (b))，茲就兩者之差異比較說明於表 2，其中分子篩形式感測模組，水樣中之餘氯為透過分子篩擴散至內部緩衝溶液中，其雖具有補充緩衝溶液頻率較短之優點，惟餘氯擴散至緩衝溶液需一定時間，故分析時間會較三極式電極感測模組為長；此外，因分子篩形式之模組，其緩衝溶液並非每次分析完皆會更換，故部分殘留餘氯會累積於管內，為避免下次分析時造成感測誤差，其背景電流需較頻繁進行校正，以確認管內之緩衝溶液更換時機。

不同於分子篩形式感測模組之操作方式，採用三極式電極感測模組時，水樣及緩衝溶液混和後會直接注入模組進行電化學感測分析，分析時間較短，惟每次分析完需將模組進行自動清洗程序，以避免前批水樣之餘氯累積，但同時因其清洗頻率較長，故可減少背景電流之校正頻率，較適合用於環境水質之長期布建監測，且本計畫規劃設計之模組體積小，水樣及緩衝液體積各僅需 0.3 mL，綜合兩種感測模組之操作便利性及實際應用性，本計畫擬優先採用三極式電極感測模組，進行後續實際水樣驗證，並與電路板結合成餘氯電化學分析技術平台。

此外，為避免待測水樣因混合不均，對於電化學感測上可能產生誤差，本計畫另設計製作一微流道混合槽(圖 5)，用於混合水樣及緩衝溶液，藉由增長水樣及緩衝溶液之混合路徑，提高待測水樣之均勻度。



(a)三極式感測模組

(b)分子篩形式感測模組

圖 4 餘氯感測模組形式



圖 5 水樣及緩衝溶液之微流道混合槽

表 2 餘氯感測模組形式比較表

	三極式電極感測模組	分子篩形式感測模組
緩衝液補充	每次分析皆須補充新的緩衝液	管內緩衝液需定期更換
分析時間	較短，水樣與緩衝液注入混和後即可進行分析	較長，餘氯經由分子篩擴散至管內需一定時間(1~2 分鐘)
水樣體積	較少，水樣及緩衝液體積各僅需 0.3mL	較多，水樣及緩衝液體積約分別需 5mL 及 0.5mL
背景電流校正	僅需定期校正	因部分餘氯會累積於管內，校正頻率需較高以確認背景電流干擾情形

2.2.4、建立餘氯電化學分析技術平台

完成感測模組及微流道混合槽製作後，進一步與電路板結合以建立電化學分析技術平台，電路板如圖 6 所示，可分為工作板(左)及通訊板(右)，工作板之控制邏輯如圖 7(a)，主要工作包含電源供應、電池低電壓偵測、馬達驅動、透過供給電壓及讀取電流施行電化學操作流程，其量測資訊則藉由通訊板，即 NB-IOT 模組進行資料傳輸，透過 4G LTE NB-IOT 傳送至雲端進行量測數據讀取、計算及儲存，其功能如圖 7 (b)，另可增加 GPS 定位功能，於進行實際場域監測時，同時記錄該場域座標位置，方便進行資訊整合及運用。

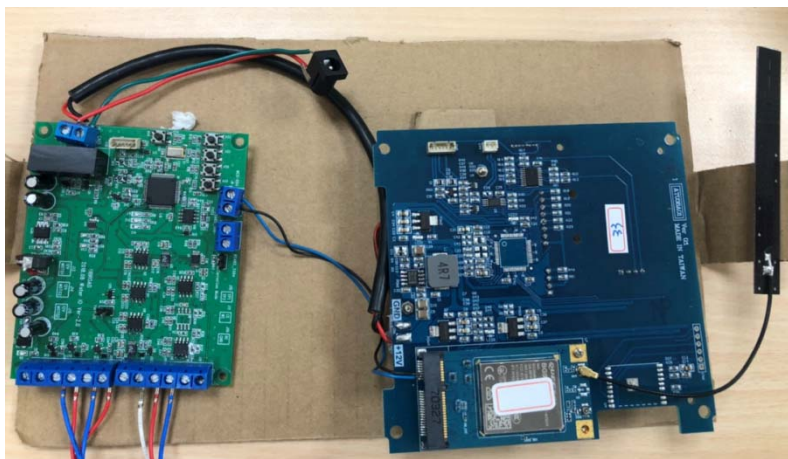
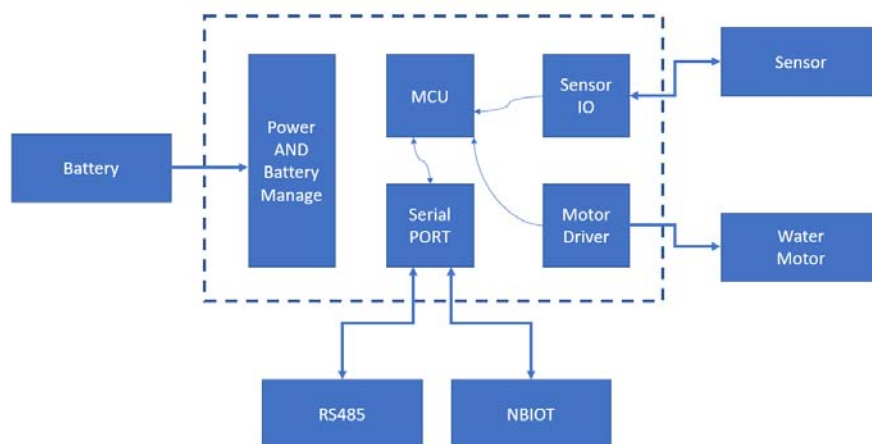
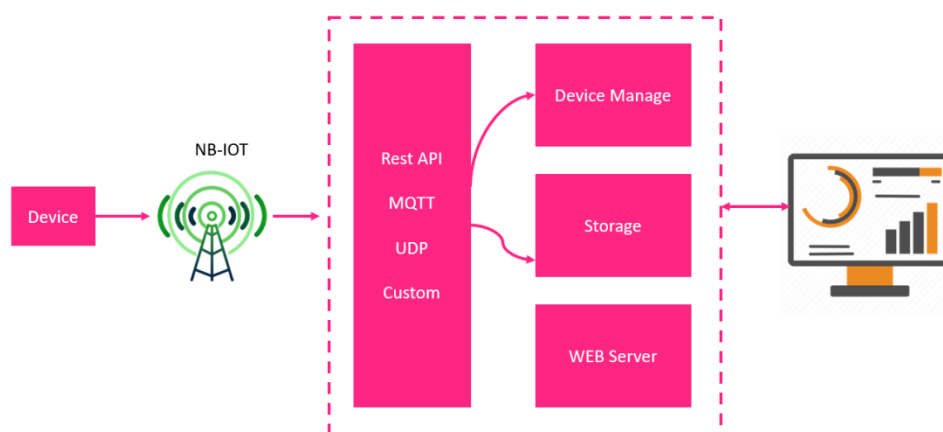


圖 6 電化學分析技術平台之電路板



(a) 工作板之控制邏輯及功能



(b) 通訊板之資料傳輸功能

圖 7 工作板及電路板功能說明

電化學分析技術平台完成後，接著針對本技術平台建立其適用之餘氯感測檢量線，為模擬本技術平台之實際應用情形，參考前述針對金電極之電化學感測環境，即醋酸緩衝溶液濃度為 0.1 M、KCl 濃度為 0.05 M 之條件，於建立電化學分析技術平台檢量線時，本計畫首先於 0.2 M 之醋酸緩衝溶液中，配置 0.1 M 之 KCl，接著採用去離子水為基底，配置 0.2 ~ 3.0 mg/L 之餘氯標準溶液，最後混合相同體積之緩衝溶液及餘氯標準溶液，使餘氯樣本之感測環境與上述相同，最後將混合液流入感測模組中，啟動電路板進行電化學感測。

待電化學反應完成後，即可從雲端平台讀取電流值，如圖 8 所示，雲端紀錄之數據，包含方波法之逆向脈衝末點電流(L)、順向脈衝末點電流(H)及兩者相減之淨電流(D)，透過紀錄各餘氯標準溶液之淨電流波峰值，即可建立本餘氯電化學分析技術平台之檢量線，如圖 9，檢量線濃度線性範圍為 0.2 ~ 1.5 mg/L，惟因應用時，待測水樣與緩衝溶液爰以相同體積量混合後進行感測，故本技術平台實際可感測之餘氯濃度範圍為 0.2 ~ 3.0 mg/L。

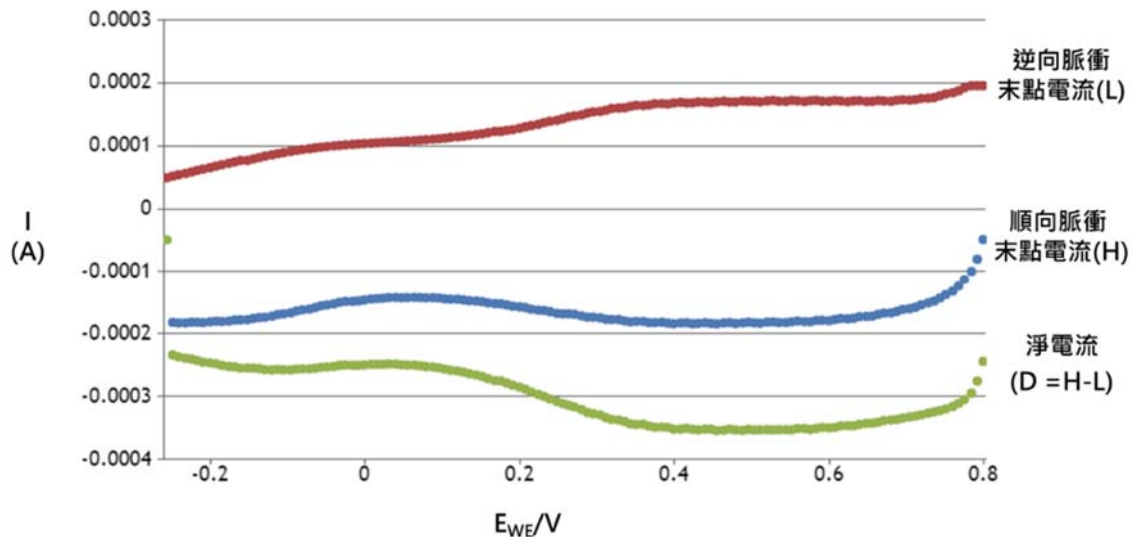


圖 8 工作板及電路板功能說明

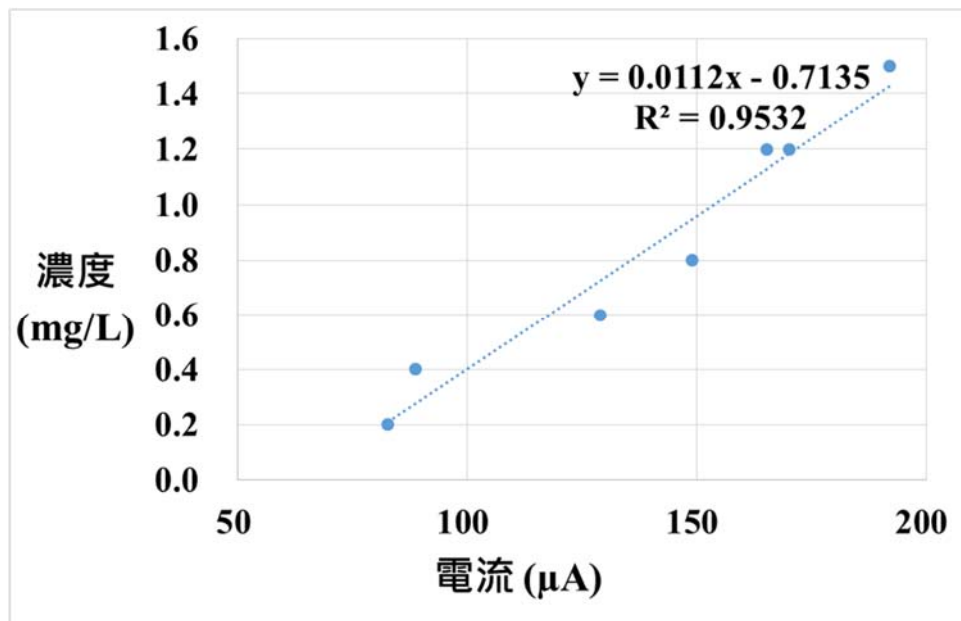


圖 9 餘氯電化學分析技術平台檢量線

2.3 濁度感測元件開發

2.3.1、濁度水質光學特性之建立

針對待測之場域廢水中可能之成分進行分類與分析，建立各種水質光學頻譜特性，其內容包含界定水質成分量測項目、界定各種成分光學頻譜特性及建立各種成分交互關係，做為多成分定性與定量演算法之基礎。本計畫依實際場域水質量測之需求訂定水質成分量測項目，並配製標準品及掃描其吸收/散射光譜建立其光譜特性資料庫，並探討其各種成分是否有交互關係存在。

2.3.2、廢水水質多成分定性定量演算法建立

廢水多成分演算之分析程序，其為利用全波段掃描之吸收與散射光譜，經過資料前處理及雜訊剔除，再根據所建置之光譜特性資料庫中，分別建立不同成分之吸收與散射光譜特性，依序定性及定量出廢水水質成分。多成分演算法之分析程序主要分為光譜資料前處理、多成分定性演算法及多成分定量演算法三個部分。

2.3.3、濁度推估模式建立步驟

本計畫將利用正常原水及自來水清水分別建立光譜資料庫，定義主要吸收/散射波長後，分別利用統計方式建立演算模式，同時針對欲建立演算法之特定場域，定義其濁度之貢獻度，來開發完整濁度推估模式，推估模式建立步驟如圖 10 所示，並將主要工作敘述如下：

- (1) 場域水質光譜資料庫建立：分別針對場域之水樣，掃描其濁度之吸收與散射光譜資料，並建立光譜資料庫。
- (2) 干擾物質資料庫與演算方式建立：利用前述多成分定性與定量演算法建立場域干擾物質之特徵波長與演算扣除模式。
- (3) Model Turbidity 推估模式建立：利用定性分析推估出之濁度特徵波長與大量水樣建立之吸光/散射資料庫，藉由統計方式同步考慮干擾物質之貢獻度後，建立濁度之推估模式-Model Turbidity，以推估真實水樣之濁度。
- (4) 實場濁度濃度推估：以實際濃度與推估濃度作為比對，平均誤差是否符合在期望值內，檢驗所建置 model 的可靠性。若不符合誤差範圍內，就必須重新修正演算法的建立，直到結果之平均誤差低於期望值。

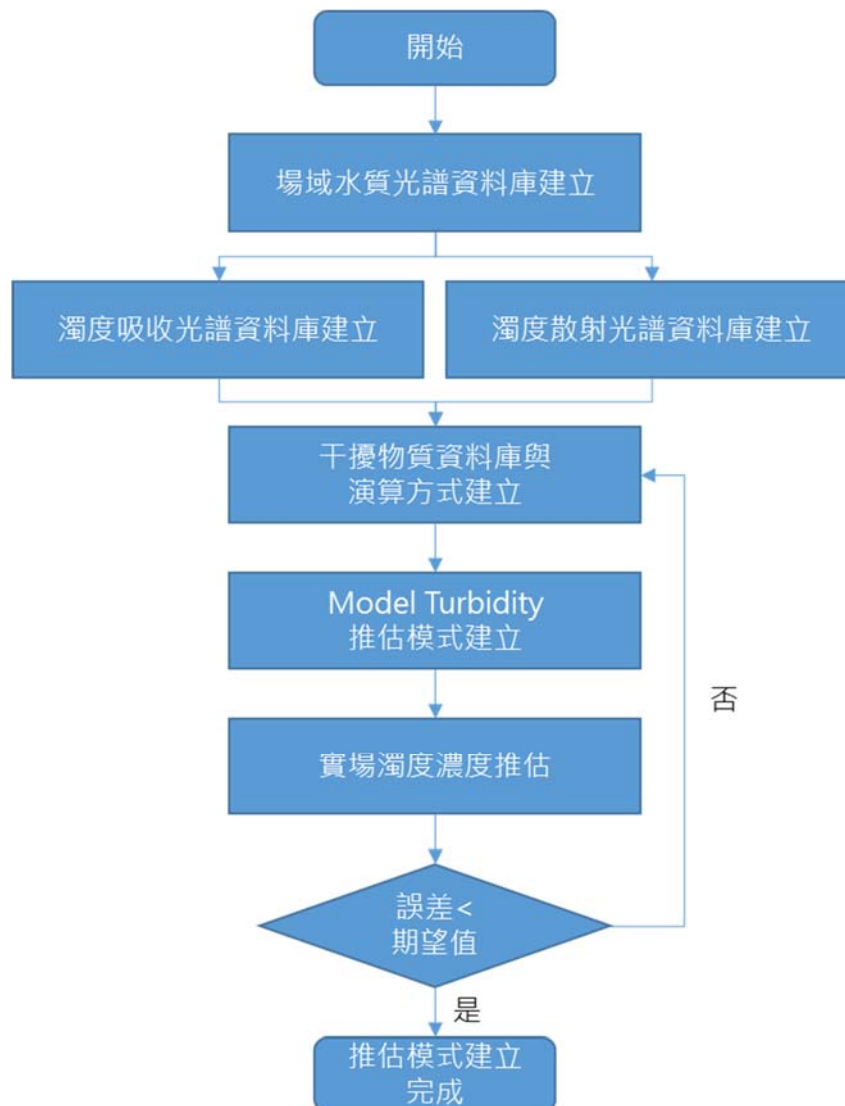


圖 10 濁度推估模式建立步驟流程圖

2.3.4、微型濁度感測元件構思與設計

目前國內濁度測定方法係以行政院環保署公告之標準方法（方法代號：NIEA W219.52C），應用散射原理測定水中之濁度，藉由光線通過水體後被水中懸浮物質散射，設備於與入射光呈 90 度之位置量測散射光強度，散射光強度愈大水樣濁度則愈高，濁度計原理示意圖如圖 11 所示。另外，國際標準方法（ISO 7027）濁度測定之作法亦是量測水樣中懸浮物質散射之散射光計算懸浮物質的濃度，以光電二極體接收散射光，產生電氣訊號，再利用計算式轉換為濁度。目前 ISO 7027 已有開發之硬體技術為 Arduino 處理器配合 LED 元件。

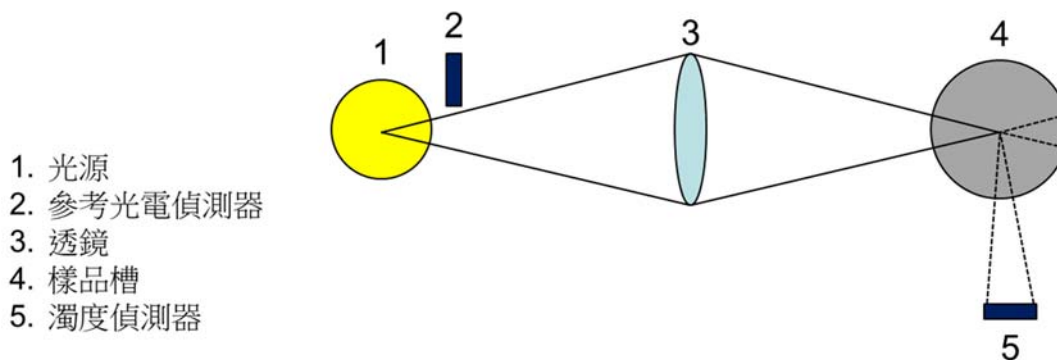


圖 11 濁度計原理示意圖

因應未來大量布建之需求，在濁度感測元件的設計理念中，需考量低成本、低耗能、易維護等三大因素，另外，微型濁度感測元件之光學設計影響因子包含：光源種類與型式之選用、光徑設計、光電二極體選用與定位、光柵濾光之配置、光路規劃、模型大小等，下述說明各項濁度可行性研究配合微型濁度感測元件硬體設計之三大進程：

(1) 光源種類與型式之選用

濁度光譜特性可行性研究，其利用全光譜儀量測各場域之水質，整合各場域濁度之吸收與散射光譜資料庫，配合演算法建立濁度之推估模式-Model Turbidity。藉由該項可行性研究之結果作為 LED 光源（VIS 400 - 600 nm 以及 NIR 750 nm 以上）波段選用之依據。

(2) 光徑設計

高低濁度之吸收與散射光可行性研究，以 Formazin 標準濁度懸浮液製備高低濃度濁度標準品，並於不同光徑之情形，量測吸收光與散射光強度，利用該項可行性研究結果選用較適用之光徑設計。

(3) 系統設計

系統設計需綜合考量：光柵濾光配置、光電二極體定位、光路規劃、模型大小以及電路開發等，其中 LED 利用 pulse-mode 驅動 modulation，驅動方式應搭配 0 度與 90 度光電二極體讀取吸收與散射光之電器訊號，大幅降低雜訊的攝入，僅擷取與 LED 驅動有關頻率的訊號，進而提升整體的訊號雜訊比（SNR），而光源方面則是應用石英微型半球透鏡將光束壓縮至 4 mm 之直徑提升檢測效率，搭配單點式感光二極體提供較高的 SNR 以及較低的建構成本。

整合上述 LED 光源、0 度與 90 度光電二極體、Reference 以及量測水槽進行濁度感測平台之建立，圖 12 為微型濁度感測模具平台設計示意圖。

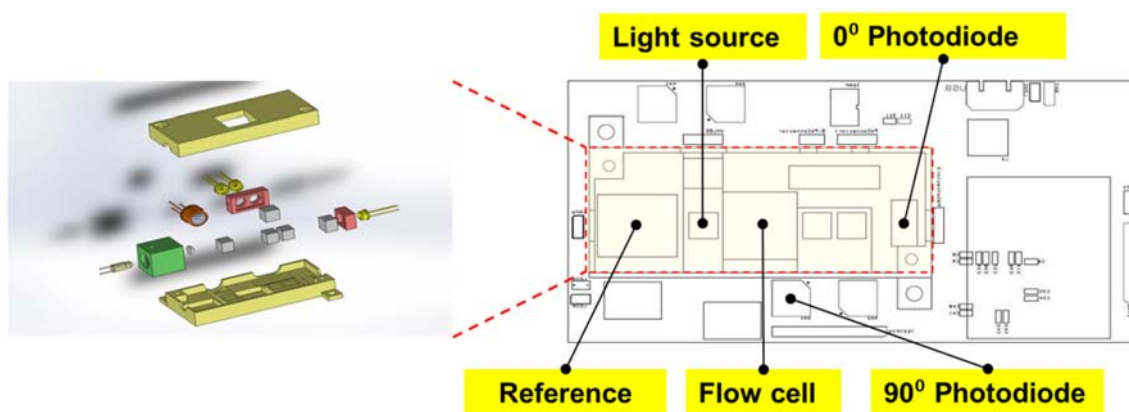


圖 12 微型濁度感測模組平台設計示意圖

三、結果與討論

3.1 酸鹼值、溫度、導電度三合一感測模組測試結果

106-107 年電導度感測器之開發，係採用鉑電極進行量測，然考量到印刷電路板製程技術，電導度電極係採用電鍍金來製作，其電導度量測結果與鉑電極相同，因此後續製作將以金電極取代鉑電極。再透過電導度電極面積、尺寸跟間距的不同設計測試可量測最大範圍，最後確認金電極面積為 $1.5 \times 3 \text{ mm}^2$ ，間距為 9.5 mm 。而溫度感測器係採用熱敏電阻製作，透過簡化電路架構，減少元件使用數量，亦可維持量測之準確性與穩定度。而酸鹼值、溫度與電導度之檢量線建立如圖 13 所示，酸鹼值檢量線 R^2 大約在 0.978，仍會因感測元件製程的差異而有所不同，因此建議使用前應進行校正，並於固定時間內執行校正流程，以維持量測的準確性；而電導度目前可量測至 $10500 \mu\text{S/cm}$ ($R^2 = 0.99$)，後續配合程式控制切換不同電阻進行更高濃度測試驗證，以達到規定的 $10,000 \mu\text{S/cm}$ 量測範圍的要求；同時也完成溫度檢量線之建立， R^2 可達 0.99。

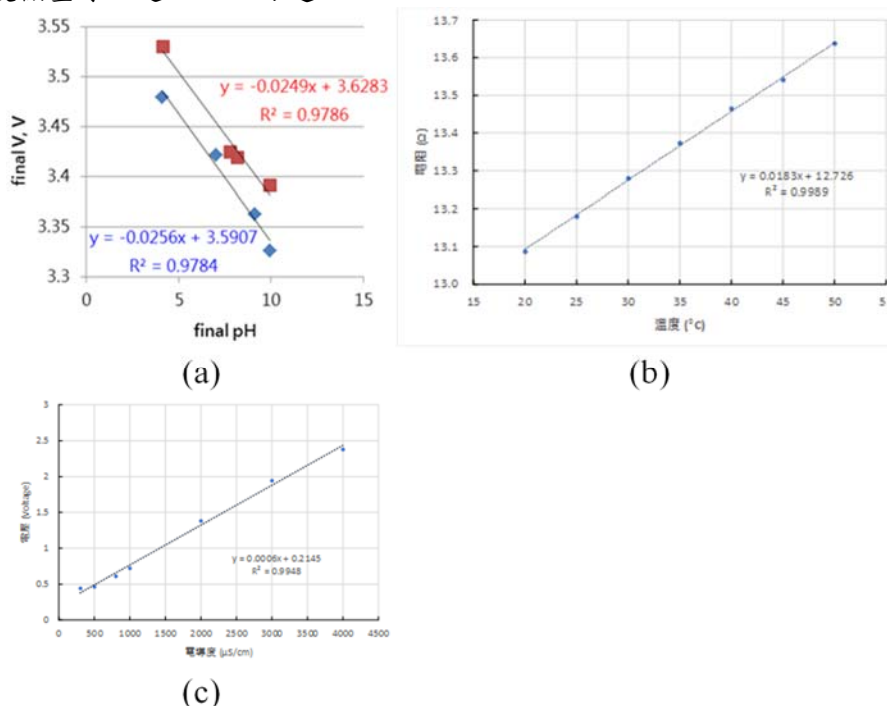


圖 13 三合一感測器，其(a)酸鹼值、(b)溫度，以及(c)電導度之檢量線

本計畫為增加維運時間，針對各感測模組及驅動元件進行節電設計，如上述所提及，便是在三合一感測器上設計水位感測器，透過水位感測器來監測檢測槽中的水位高度，當達到量測水位高度後便及時暫停驅動元件，避免驅動元件持續做動耗損電量。而於實場測試驗證過程中發現，雖然有過濾裝置，仍會有更微細顆粒進入檢測槽，在感測器上造成殘留形成電路通道(如圖 14 所示)，造成水位計無

法監測而使得監測系統異常。因此在水位計量測電極間進行鏤空，如圖 15 所示，解決微細顆粒殘留堆積問題，減少監測系統異常情況發生。

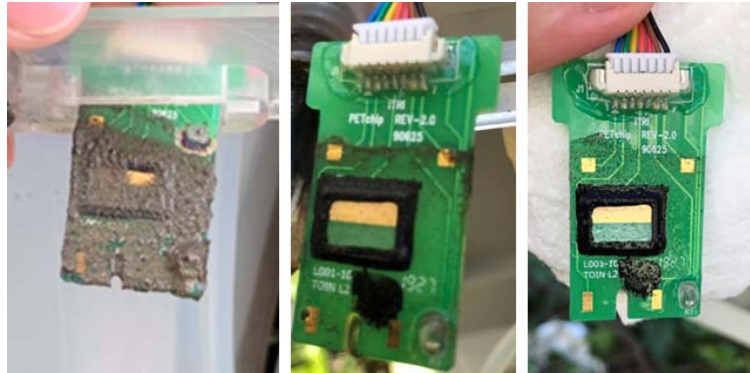


圖 14 感測器因微細顆粒殘留堆積造成電路通道

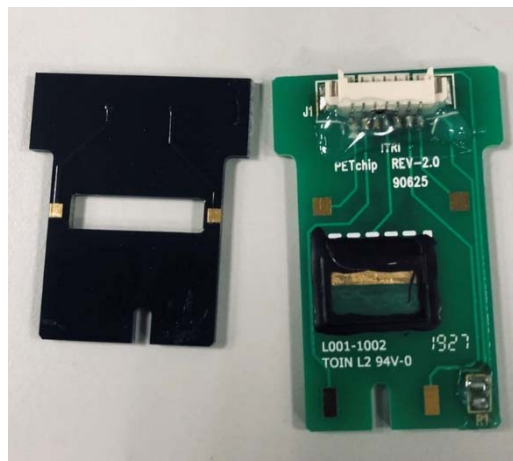


圖 15 水位計兩電極間進行鏤空設計

本計畫利用印刷電路板(Printed circuit board, PCB)製程技術製作電導度感測電極，酸鹼值以及溫度感測元件係採工業用金屬氧化薄膜與熱敏電極進行黏貼焊接完成。主要考量檢測晶片為可拋棄式，為降低成本，選擇的基底材料為印刷電路板。而微型酸鹼值感測電極感測主要利用金屬氧化薄膜進行黏貼封裝，其低成本、抗酸鹼、導電性佳及高度離子選擇性等優點，使量測更加穩定、提升表面電化學轉換效率。又因其為商業製程，可大量生產，使其成為一高效率氫離子檢測前端裝置，對未來大量生產為一大優勢。微型電導度感測電極則是在製程上電鍍金屬層作為電導度感測使用，考慮材料特性須具備熔點高、不易氧化、延展性佳且不易發生化學變化，故選用金金屬來製作電導度感測元件。而溫度感測元件則採用負溫度係數 (Negative Temperature Coefficient, NTC)之熱敏電阻製作，每組感測元件均具有標定的額定電阻，並將依線性化的近似值，隨溫度而產生反比變化。而透過小量製作進行驗證，並針對各項製程進行改善以期提高產品量率。圖 16 所示為 PET 感測晶片的驗收標準，以及小量生產製作，而透過對 PET 感測晶片進行品質檢驗，可確認 PET 感測晶片的製作良率。相同地，PET 感測電路的製作也建立驗收標準，以及品質檢驗查核機制，用以確保電路製作的良率，如圖 17 所示。

PET感測晶片	
規格	• 防水：IPX7(低水壓，長時間浸泡) • 溫度量測：自來水水溫量測，誤差$\leq 1^{\circ}\text{C}$ • 電導度量測：量測濃度為$1413\mu\text{S}/\text{cm}$的標準液，誤差$\leq 5\%$ • pH值量測：量測pH4與pH7標準液，$\geq 40\text{mV}/\text{pH}$

(a)

		1 st /2 nd Round			3 rd Round			不合格原因
		不合格數	樣品/合格數	累積良率 (%)	不合格數	樣品/合格數	累積良率 (%)	
項目	檢測標準	-	200	-	-	200	-	
防水性	IPX7	13	187	93.5	7	193	96.5	短路，無法量測
溫度量測	$\leq 1^{\circ}\text{C}$	2	185	92.5	1	192	96.0	
電導度量測	$\leq 5\% @ 1413\mu\text{S}/\text{cm}$	7	178	89.0	3	189	94.5	1. 電極污穢
pH值量測	$\geq 40\text{mV}/\text{pH}@ \text{pH4} \& \text{pH7}$	33	145	72.5	16	173	86.5	1. 電極接觸不良 2. 金屬氧化薄膜損傷
合格晶片數			145	72.5	-	173	86.5	

(b)

圖 16 PET 感測晶片(a) 驗收標準的建立，以及 (b) 對 PET 感測晶片進行品質檢驗，確認 PET 感測晶片的製作良率

PET感測電路	
規格	• 防水：IPX7(低水壓，長時間浸泡) • 測試節點電壓量測符合

(a)

		1 st /2 nd Round			3 rd Round			不合格原因
		不合格數	樣品/合格數	累積良率 (%)	不合格數	樣品/合格數	累積良率 (%)	
項目	檢測標準	-	100	-	-	50	-	
防水性	IPX7	-	100	100.0	1	49	98.0	短路，無法量測
測試節點電壓	各測試節點電壓規定	8	92	92.0	2	47	94.0	1. 零件缺鉀 2. 電壓不合規定
合格電路數			92	92.0	-	47	94.0	

(b)

圖 17 PET 感測電路(a) 建立 PET 感測電路驗收標準； (b) 進行 PET 感測電路檢驗，確認 PET 感測電路的製程良率

3.2 餘氯感測元件測試結果

考量餘氯電化學分析技術平台之應用情境，多為民生用水之餘氯濃度監測，用於感測水中之餘氯添加量是否足夠或有偏高情形，故為評估本技術平台於此情境下之適用性，本計畫進一步進行以下兩種實際水樣測試及評估。

3.2.1 自來水添加 1 mg/L 餘氯

於此項試驗中，本計畫以自來水為背景溶液，配置 1 mg/L 之餘氯溶液，與相同體積之緩衝溶液混合後，進行電化學感測試驗，預期將淨電流之波峰值帶入圖之檢量線，換算之餘氯濃度應為 0.5 mg/L 左右，感測結果如表 3 所示，進行三重複試驗後，平均感測餘氯濃度為 0.53 mg/L，與預期之 0.5 mg/L 相比有些微偏高情形，惟考量自來水中原本及可能含有微量之餘氯濃度，本誤差尚屬可接受範圍，另三次測量之波峰電流值差異不大，顯示本技術於實際應用上相當具穩定性。

表 3 餘氯感測模組形式比較表

測試水樣編號	淨電流波峰值 (μA)	換算餘氯濃度 (mg/L)	誤差百分比 ^[註1] (%)
1	109.12	0.51	2%
2	112.67	0.55	10%
3	111.61	0.54	8%
平均值	111.1	0.53	6%
註 1：與 0.5 mg/L 相比			

3.2.2 自來水廠產水餘氯濃度感測試驗

上述試驗完成後，本計畫進一步與台灣自來水公司第三區管理處聯繫，以本電化學分析技術平台量測新竹第一淨水場產水之餘氯濃度，並與現場 DPD 比色法之檢測結果進行比對，採樣水源為淨水場清水，如圖 18，雲端數據讀取如圖 19 (a)，扣除背景值後之波峰電流值約為 101 μA ，帶入圖之檢量線公式進行計算，再回乘 2 倍稀釋倍數，得出本技術平台感測之清水餘氯濃度約為 0.8 mg/L ，與 DPD 比色法之量測結果則為 0.74 mg/L (圖 19 (b))，誤差百分比約為 8%，且依據自來水廠操作人員經驗，當水質分析儀器誤差 $\pm 15\%$ 為可接受範圍。因此，本計畫所開發電化學餘氯感測模組應用於自來水廠餘氯即時監測具有相當可行性。



圖 18 餘氯電化學分析技術平台實際水樣測試水源

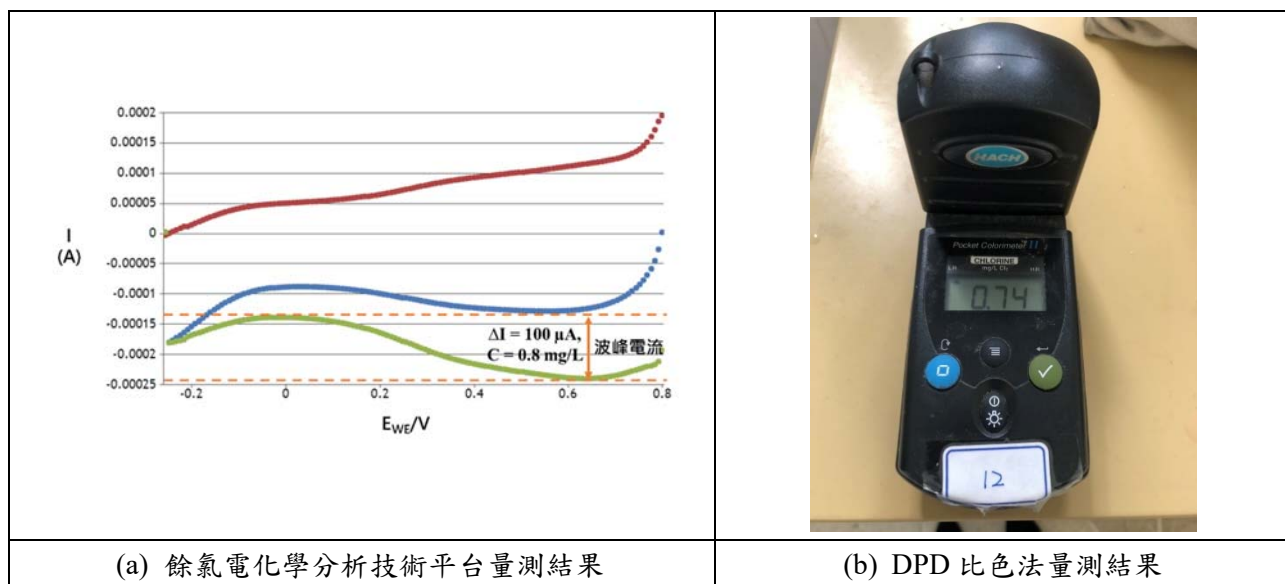


圖 19 餘氯電化學分析技術平台實際水樣測試結果

3.3 濁度感測元件建置與測試結果

3.3.1 微型濁度感測模組設計

經過濁度感測模組初步功能性測試後，本計畫依據測試之結果，設計出第一版「微型濁度感測模組」，如圖 20 所示，本模組之基本資料如下：

- 入射光源：550、850 nm
- 感測器：VIS & IR & Reference PD
- 測試穿透光徑：2.5 cm
- 測試散射位置：1.25 cm

此微型濁度感測模組可同時偵測兩種具代表性的濁度感測光源，分別為 USEPA 180.1 及 ISO 2007 所建議的波段，亦可同時偵測同一水樣之散射光強度與穿透度。

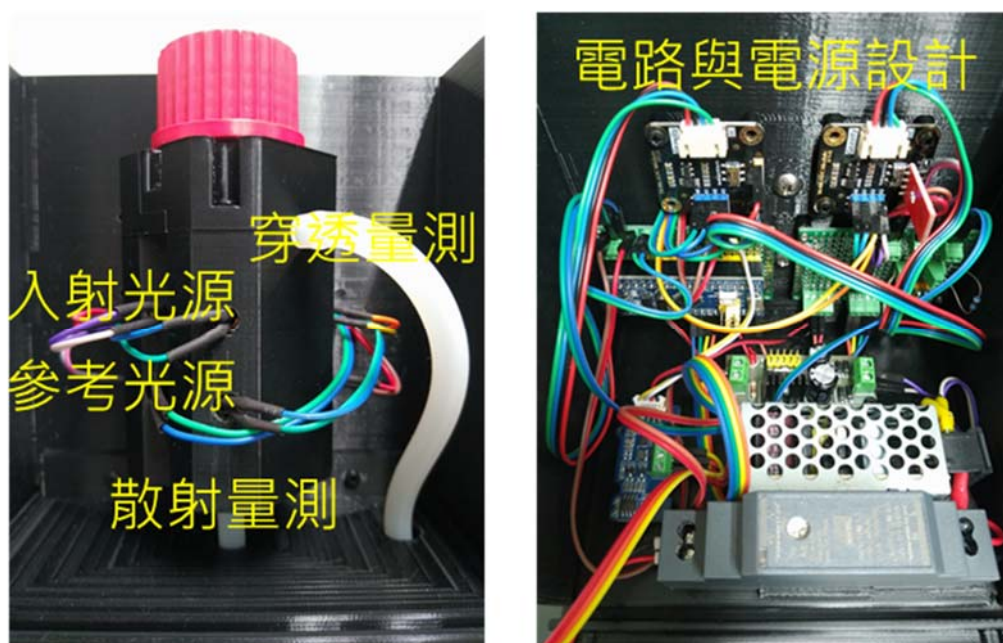


圖 20 微型濁度感測模組

3.3.2 微型濁度感測模組之演算方式建立

針對上述所開發之微型濁度感測模組，分別利用每一光源分別可量測到其散射光強度、穿透度與參考光源強度的結果，分別建立了以下四種演算模式，分述如下：

(1) 散射模式 1(Ts1)

利用參考光源與原始設定參考光源強度之比例強度，修正散射光之強度，再進行後續濃度計算。

(2) 散射模式 1(Ts2)

利用散射光與參考光之比例強度，修正散射光之強度，再進行後續濃度計算。

(3) 散射+穿透模式(Tt1)

利用散射光與穿透光之比例強度，修正散射光之強度，再進行後續濃度計算

(4) 穿透模式(Tt2)

單純利用穿透光之吸收度結果計算，即比爾定律(Beer's Law)之計算結果。

3.3.3 實場廢水之驗證結果

圖 21 為分別利用前節所建立之動態與靜態濁度標準品檢量線，針對自來水進行濁度推估之驗證實驗。由圖可知，不論何種光源，前三種模式-Tt1、Tt2 及 Ts1 與實際量測的結果較為接近，而 Ts2 則與實際量測的結果差異較大；而根據表 4 及表 5 的統計的結果顯示，平均誤差與百分比的結果亦可證明此觀點。而在靜態與動態量測的比較上，以動態量測較優，但兩者差異並不大；而在 VIS 與 IR 為量測光源的比較上，則明顯的以 VIS LED 為光源的推估結果較為準確，其在靜態與動態量測上之推估誤差大約為 20%。

圖 22 為分別利用前節所建立之動態與靜態濁度標準品檢量線，針對相對高濁度之溪水進行濁度推估之驗證實驗。由圖可知，不論何種光源，前三種模式-Tt1、Tt2 及 Ts1 與實際量測的結果之差異均較 Ts2 之量測結果差異為大；而根據表 6 及表 7 的統計的結果顯示，Ts2 之推估結果其平均誤差與百分比均為 4 種演算方式之最佳結果，此結果與前段驗證自來水之結果完全相反。而在靜態與動態量測的比較上，仍以動態量測較優，但兩者差異並不大；而在 VIS 與 IR 為量測光源的比較上，則以 IR LED 為光源的推估結果較為準確，但值得一提的是，以 Ts2 為驗證模式的結果顯示，VIS LED 的量測結果雖然誤差較大(5.5%與 4.6%)，仍遠低於環檢所規範之 15%(NIEA W219.52C)，顯示兩種光源均適用於利用此模式來推估相對高濃度之濁度水樣。

3.3.4 微型濁度感測模組之演算方式驗證結果

以上述驗證結果為基礎，建議以下條件來設計微型化濁度感測模組之規格：

- (1) 驗證之結果，本計畫研發之感測模組在動態與靜態兩者之推估結果差異不大，顯示兩種量測方式具有一致性；
- (2) 低濃度部分(自來水)建議以 VIS LED / 具備散測(Scatter)光之推估模式(Ts1. Ts2 & Tt1) / 動態方式，這樣的條件量測較佳；
- (3) 相對高濃度部分(NTU = 150 – 200)建議以具備吸收度(Tt2)之演算為主要量測模式，在光源部分，以 IR LED 表現較佳，但 VIS LED 亦可以考慮；
- (4) 目前最佳之設計方式建議以 VIS LED 為燈源，同時搭配散射跟穿透量測。

因此，本計畫建議之微型化濁度感測模組之規格如下：

(1) VIS 濁度檢測模組：

- 量測範圍：0 ~ 400 NTU。
- 解析度：0.01 / 0.1 / 1 NTU。
- 精密度：相對標準差小於 25 %。
- 準確度：介於±2 NTU 或讀值之±20 %中較大者。

(2) IR 濁度檢測模組：

- 量測範圍：0 ~ 400 FNU/FAU。
- 解析度：0.01 / 0.1 / 1 FNU/FAU。
- 精密度：相對標準差小於 25 %。
- 準確度：介於 ±2 FNU/FAU 或讀值之±20 %中較大者。

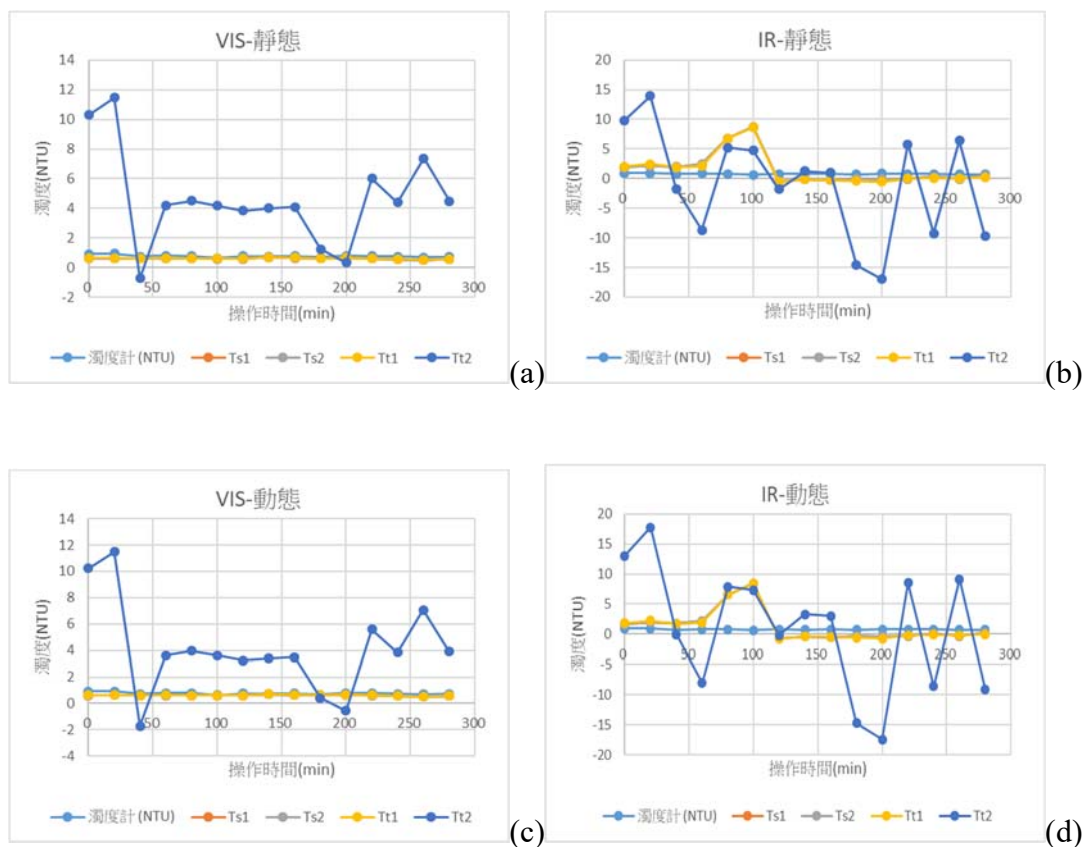


圖 21 以不同光源驗證連續自來水之濁度監測結果 (a)VIS-靜態量測; (b) IR-靜態量測; (c) VIS-動態量測; (d) IR-動態量測

表 4 以不同光源驗證連續自來水之濁度監測結果-平均誤差統計

平均誤差(NTU)	Ts1	Ts2	Tt1	Tt2
VIS-靜態	0.16	0.16	0.15	4.14
IR-靜態	0.94	0.94	1.04	7.33
VIS-動態	0.16	0.16	0.14	3.88
IR-動態	1.04	1.04	1.12	8.49

表 5 以不同光源驗證連續自來水之濁度監測結果-平均誤差百分比統計

誤差百分比(%)	Ts1	Ts2	Tt1	Tt2
VIS-靜態	20.8%	20.8%	18.8%	523.7%
IR-靜態	120.0%	120.0%	132.6%	947.4%
VIS-動態	19.6%	19.6%	17.8%	487.8%
IR-動態	116.6%	116.6%	125.4%	1093.2%

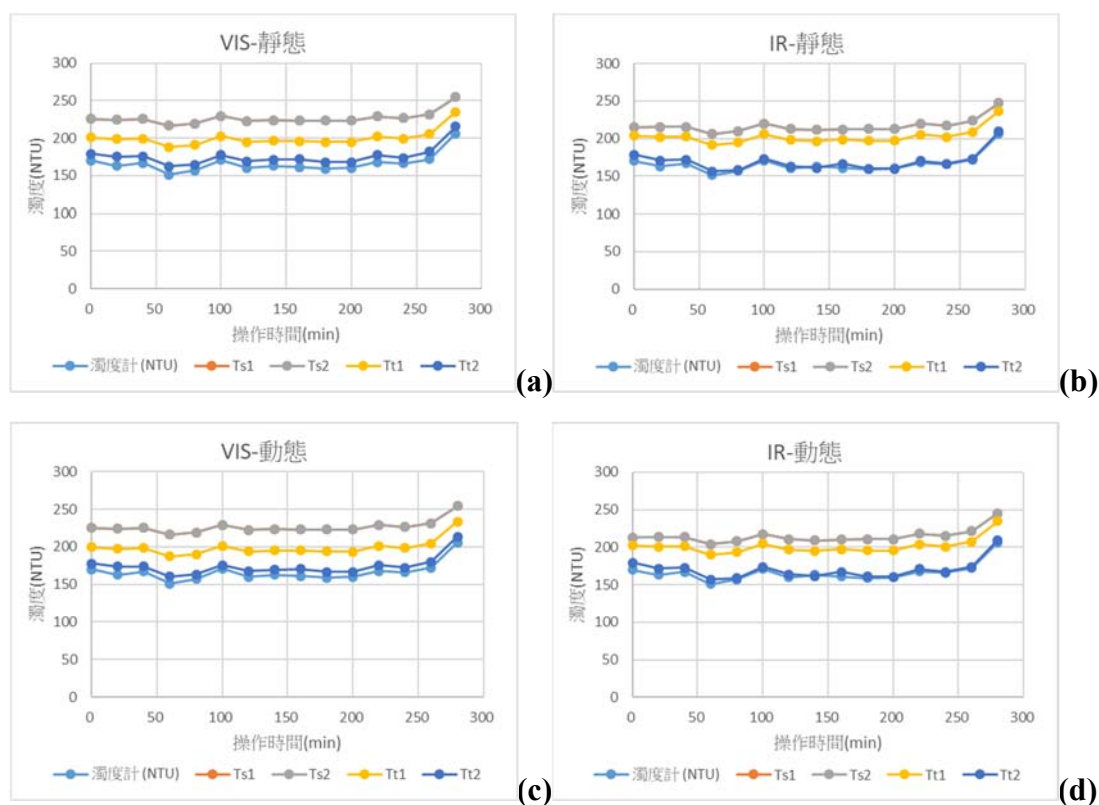


圖 22 以不同光源驗證連續溪水之濁度監測結果 (a)VIS-靜態量測; (b) IR-靜態量測; (c) VIS-動態量測; (d) IR-動態量測

表 6 以不同光源驗證連續溪水之濁度監測結果-平均誤差統計

平均誤差(NTU)	Ts1	Ts2	Tt1	Tt2
VIS-靜態	60.29	60.29	33.60	9.10
IR-靜態	50.51	50.51	36.43	3.16
VIS-動態	60.23	60.23	32.73	7.62
IR-動態	48.44	48.44	34.99	3.86

表 7 以不同光源驗證連續溪水之濁度監測結果-平均誤差百分比統計

誤差百分比(%)	Ts1	Ts2	Tt1	Tt2
VIS-靜態	36.6%	36.6%	20.4%	5.5%
IR-靜態	30.6%	30.6%	22.1%	1.9%
VIS-動態	36.5%	36.5%	19.8%	4.6%
IR-動態	29.4%	29.4%	21.2%	2.3%

四、結論與建議

4.1 結論

- (1) 完成酸鹼值、電導度與溫度三合一感測器的精進，其量測範圍與精度/誤差分別為 pH 3 - pH 12 $\pm$ pH 0.5 ($R^2=0.978$)、90 - 10500 μ S/cm $\pm$ 13.5% ($R^2=0.990$)，以及 10 - 85°C $\pm$ 0.5°C ($R^2=0.990$)，並透過清洗與自動校正步驟降低溶出物與電位飄移影響。亦透過授權進行技術移轉與小量生產。
- (2) 採用方波伏安法，完成餘氯感測器之研發，其量測範圍與誤差為 0.2 - 3.0 mg/L $\pm$ 8% ($R^2=0.953$)，並進行模組化設計與原型機製作，而原型機分別於自來水廠與實地進行測試驗證完成。
- (3) 利用光學原理，設計「微型濁度感測模組」，驗證結果顯示：(1)感測模組在動態與靜態之推估結果具有一致性；(2)低濃度(0 - 40 NTU)建議以 VIS LED/散射推估模式/動態檢測方式量測，誤差約為 20%；(3)相對高濃度(40 - 400 NTU)建議以 IR LED/吸收度量測模式/動態檢測方式量測，誤差 <3%；目前最佳之設計方式建議以 VIS LED 為燈源，同時搭配散射跟穿透量測。

4.2 建議

- (1) 建議嘗試採用摻雜不同成分之金屬氧化薄膜，以提高酸鹼值量測線性度、準確度、使用壽命，以及三合一感測器的使用價值。
- (2) 餘氯電化學分析部分，後續建議可優先針對濃度梯度因子進行改善，增加相關擾動裝置或藉由電化學逆掃程序，以提升水樣中餘氯接近電極表面的機率，並減緩表面鈍化情形。
- (3) 以光學為原理所開發之感測器雖具備即時監測之功能，但其光學觀景窗容易遭受污染而產生水質監測資料高估的現象，建議未來在模組設計端可多構思系統清潔模式的開發，搭配目前已開發完成之參考光源設計，可大幅提升光學感測器之使用領域。

參考文獻

- [1] 行政院環境保護署，水污染感測器與物聯網資訊展示先期研究計畫(2016)。
- [2] 行政院環境保護署，水質感測物聯網應用技術研發及農地污染潛勢區布建驗證(2017)。
- [3] 行政院環境保護署，水質感測物聯網研發、實場布建及展示分析應用(2018)。
- [4] 行政院環境保護署，水質感測物聯網精進、情境運用及數據展示應用(2019)。

抽換式物聯網無線通訊模組開發

褚柏胤¹ 蕭仲興¹ 朱振華²

¹工業技術研究院綠能與環境研究所

²工業技術研究院材料與化工研究所

摘要

低功耗廣域網路因為物聯網的成長而逐漸受到關注，隨著 5G 時代來臨本研究基於 NB-IoT 通訊技術開發出符合水質物聯網監測技術需求之低功耗、長距離、高可靠、低成本抽換式通訊模組，成功搭配中華電信網路服務應用於水質監測實場布建，並可透過網路連線管理平台及雲端資料中心進行資料的接收管理儲存工作，提供前台網頁與應用平台使用，預期可藉此成功經驗拓展其他物聯網無線感測應用技術的能量。

關鍵詞：物聯網、無線通訊、水質感測

一、前言及研究目的

物聯網的感測層也就是物 (Things)，應用面上主要用以監控所在環境的狀態，例如：溫度、濕度、氣體、水質、動作、壓力…等，透過各種感測技術將環境狀態轉換為數值量化後，再透過網路傳輸技術傳送至應用端，當前無線通訊技術相當多元，然而每一種無線通訊技術都是因為面臨應用情境需求而誕生，其中低功耗廣域網路 (Low Power Wide Area Network, LPWAN) 即因為物聯網的成長而逐漸受到關注，不同於常見的 Wi-Fi、Bluetooth 等短距離通訊協定，LPWAN 因為具有低耗電、低速度、低資料量、低成本等特性，例如：LoRa、NB-IoT、Sigfox 等逐漸浮起的新興技術，非常適合用在智慧能源、智慧城市、智慧農業…等應用情境[1][2]。

本研究過去已成功開發符合水質物聯網監測技術需求之 LoRa 無線通訊模組，並應用在實際場域得到良好的使用狀況與可靠度，從過去執行經驗了解 LoRa 通訊技術固然擁有低耗電、通訊成本低、感測節點成本低、距離長等優勢，但受限於環境與物理特性限制使得實用通訊範圍約略在基地台半徑一公里內，加上基地台建置成本通常較高，因此實務上較適合用在監測點集中分布的情境下。

隨著 5G 時代的來臨，NB-IoT 這個由國際電信標準制定組織 3GPP 所支持，針對物聯網所打造的電信級網路，電力消耗低、傳輸容量大、對於網路傳輸品質、數據安全都有更高的保障，國內三大電信業者皆積極投入佈局，國內外晶片廠商如高通、聯發科也接應推出晶片，相較於 4G 有著較低廉的通信費用，以及更強的通訊靈敏度，通訊模組硬體成本也較低，可大幅降低感測通訊布建及使用成本，相較於 LoRa 也可免除自行維護基地台的成本。

本研究將以 NB-IoT 通訊技術設計出相容於水質感測器的可抽換式通訊模組，透過完整定義的模組尺寸、接腳、連線條件等規格，在不同應用或通訊技術相互抽換時能達到完整的相容性。

二、研究方法

NB-IoT (Narrow Band Internet of Things) 在網路架構上仍然以 LTE 行動通訊網路架構為主。在物聯網行動網路通訊的架構上主要區分為行動網路與網際網路二個區塊，感測器透過由行動網路業者建立的基地台連線後執行資料傳輸，藉由其行動網路服務將資料收集傳輸至行動網路閘道器，接著再透過網際網路服務將資料傳輸至雲端伺服器，相關的應用服務、控制或終端裝置再經由向雲端伺服器要求資料後取得做後續使用，整體架構如圖 1 所示。

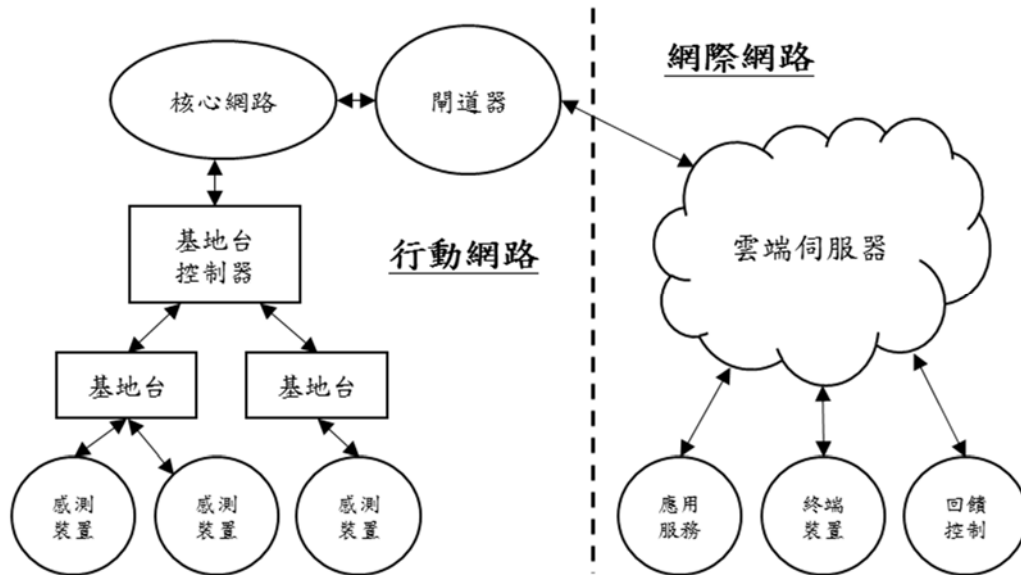


圖 1.行動通訊網路架構

本研究將開發抽換式 NB-IoT 無線通訊模組，圖 2 為其電路架構，電路設計以工業標準進行以提升各種環境的穩定性。無線射頻前端採用符合 3GPP 規範之 NB-IoT 模組；電源採用直流電輸入因此可適用電池供電，並有自復式保險、防逆接及防突波電壓保護設計；核心使用一組低功耗嵌入式單晶片處理器，負責協調周邊與通訊協定等運作；周邊電路上使用低時脈震盪器，並結合 PLL 鎖相迴路震盪電路產生高頻主頻，相互執行時脈校正，藉此可以確保系統運作時高效能並在睡眠時降到最低功耗；按鍵開關及 LED 燈號提供功能設定、運作狀態顯示使用。

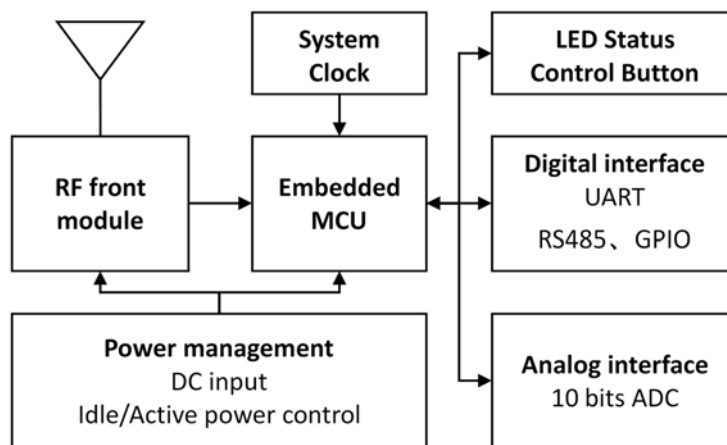


圖 2.抽換式 NB-IoT 通訊模組電路架構

通訊模組與感測器之連接介面相容於過去發展的 LoRa、4G 通訊模組，因此感測器可以無須修改直接抽換使用。當感測器在發送資料前可透過接腳喚醒通訊模組，待資料傳輸完成後通訊模組將自動進入睡眠以節省不必要的能源浪費。電路模組尺寸與接口同 LoRa、4G 通訊模組，前端的水質感測模組只需將感測到的資料透過協議好的封包格式送交給通訊模組後即可進行其他的工作。通訊模組在收到資料封包後會回傳一個確認封包給感測器交代資料完整性，隨後通訊模組就會開始自主進行無線通訊發送的作業，通訊模組會將收到的感測資料包裝為定義的通訊格式後，自動進行網路連線、傳送、確認、重發等工作；若於設定時間內沒有收到感測資料，通訊模組亦會主動發送一組經過標記的心跳封包至後端資料中心，告知後端平台通訊存活狀態以及感測器失效狀況，用作系統管理的輔助資訊。

另外網路失效時，通訊模組會自動嘗試重新連線，當網路恢復後即回復功能。硬體層也加入了獨立看門狗自我修復的機制，當系統當機時，看門狗計數器會持續累計直到逾時觸發硬體重置，強迫模

組重新啟動；若通訊傳送資料持續失敗時，程式會自動透過測試封包檢查與公眾網域名稱伺服器(domain name server, DNS)之間的溝通，如果這部分也持續失敗則會再次強制硬體重新開機，接著初始化通訊相關設定參數，待通訊恢復連線後隨即重新啟動資料傳輸工作。藉此多重步驟可確保模組自我修復，維持長期運作穩定性以減少維運人力。

三、結果與討論

通訊模組電路板佈局尺寸為名片大小，四個角落設計有螺絲固定孔，元件以 SMD 表面黏著元件為主，為實現抽換模組的便利性配線全部採用插拔端子設計，接線端子採用快速端子，以線對線方式與其他電路模組連接，完成後之 NB-IoT 模組實體如圖 3 所示。

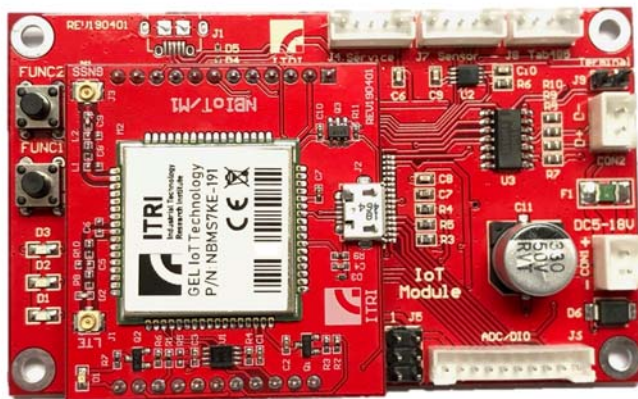


圖 3.NB-IoT 通訊模組實體

模組耗電量實測在工作狀態下平均耗電量低於 0.5W，但為求各種供電條件下的省電需求，仍然設計有三種運作模式，分別為關閉睡眠、輕睡眠、深睡眠：關閉睡眠模組處於持續運作的狀態，可隨時接收資料封包並且快速處理發送資料，在 12V 電源下耗電量約為 15mA；輕睡眠則會在模組未動作一段時間後，自我將核心處理器進入睡眠狀態，但射頻區塊則持續與網路連結沒有斷開，只透過降頻運作節省能耗，模組雖必須透過喚醒才能處理資料封包，但仍可快速處理發送資料，此狀態下耗電量約 0.7mA；深睡眠會在模組未動作一段時間後，將核心處理器與射頻區塊都進入睡眠狀態，網路連線會斷開但網路連線參數則會維持，並告知基地台保留網路位址讓下次醒過來時可以快速聯網，模組必須透過喚醒才能處理資料封包，且醒過來後必須等待數秒至數十秒重新連線網路，喚醒後必須花較多時間去回復到可發送資料的狀態，但此睡眠狀態下耗電量可低至 50 μ A 以下，幾乎等同不耗電狀態。透過多樣化的省電機制，讓通訊模組可以適應各式各樣的感測器應用條件。



圖 4.CMP 網路連線管理平台

四、結論

本研究成功開發相容之抽換式 NB-IoT 無線通訊模組，滿足低功耗、傳輸距離長、穩定性高、抽換式等特性，並成功應用於水質監測物聯網實場布建，搭配使用中華電信 NB-IoT 服務，在所有布建位置皆可順利通訊，並可透過圖 4 之中華電信 CMP 網路連線管理平台管理使用門號狀態、資料流量、連線狀態、IP 位址等，在需要時可遠端執行診斷。感測資料透過後端雲端資料中心接收處理後儲存於 SQL 資料庫中，提供網頁與應用平台使用。未來可藉此技術與經驗，拓展其他物聯網無線感測應用需求之場域，快速建立物聯網通訊感測技術能量。

參考文獻

- [1] 蕭佑和(2018)。萬物聯網，淺談 IoT 低功耗廣域網路趨勢：LoRa、SIGFOX、NB-IoT，取自:<https://dahetalk.com>
- [2] 盧佳柔，低功耗廣域攻防火熱開打 LPWA 陣營大戰一觸即發，新通訊元件雜誌 (2016)。
- [3] 水質感測物聯網精進、情境運用及數據展示應用，EPA-108-XXXX-XX-XXX，行政院環境保護署 (2019)。

水質感測物聯網平台開發

楊博傑¹ 彭書憶¹ 陳范倫¹

¹工業技術研究院綠能與環境研究所

摘要

有鑑於傳統水質監測方法取得之感測數據在空間及時間上解析度不足，難以有效掌握水質變化趨勢，對於水污染事件僅能被動處理。近年來，環保署引領推動水質物聯網，期建立水質感測物聯網平台，結合 24 小時不間斷之水質感測數據，掌握背景水質，並運用數據加值模式分析水質在時空中的異常情形。設計水質「自動連續感測預警分析模組」，於感測器失效或水體偵測項目發生異常情形前提前預警，早期發現水質感測數據異常的時段及濃度；「污染熱區分析模組」則於污染發生後，結合 GIS 時序圖功能，重現污染發生流布情形，可迅速追源至上游，以透過物聯網技術發出警訊及啟動應變決策。期透過上述分析應變模式建立，結合跨域資訊加值分析，落實應用於水質感測及管理，確實改善環境品質。

關鍵詞：物聯網、水質感測、熱區分析、環境管理

一、前言及研究目的

我國地狹人稠，全國各地工廠與工業區林立，各工廠或工業區廢污水未妥善處理而排放之陳情案件層出不窮；另有部分污染源排放口位於天然水體上游，而下游設有重要之民生用水取水口，也常導致民眾對於健康之疑慮。過去，以人工採樣感測方式費時費力，而不法廠商利用大雨及傍晚時段偷排廢污水亦防不勝防，由於環保稽查人力有限，無法隨時因應全國各地可能有排放疑慮之處進行稽查，突顯國內對於水體自動感測預警、各事業單位放流水自動監控之相關技術與管理措施需要加速開發與研擬，在環境品質逐漸受到重視下，如何確實掌握我國水質，達到即時監控及保護的功效，為一刻不容緩的議題。

運用大數據治理環境，自動監控環境品質，針對異常情形預警及應變，提供高效的解決方案，勢必成為下一階段在智慧城市的環境管理趨勢(蔡振球等, 2016)。有鑒於此，本計畫期配合水質感測器及物聯網技術，開發水質感測物聯網平台，加值分析水質感測資訊。在環保署大力推動水質物聯網下，自 106 至 109 年，已於我國推廣應用超過 700 台水質物聯網感測器，期透過環境感測物聯網分析應變模式加值，應用於水質自動連續感測及管理，達到預測預警及污染溯源功能，從環境資訊揭露落實到環境治理，有效保障民眾生命財產安全並提高人民生活品質(環保署, 2019)。

二、研究方法

水質感測物聯網平台，係以 24 小時不間斷之水質感測數據為基礎，如酸鹼值、導電度、溫度、化學需氧量、銅離子等感測，進行布建區域水質監控及特性分析，如圖 1，並輔以相關模式，達到後端應用加值。運用水質「自動連續感測預警分析模組」，透過時間分析，於感測器失效或水體偵測項目發生異常情形前提前預警，早期發現水質感測數據異常的時段及濃度；「污染熱區分析模組」則透過空間分析，以 GIS 時序圖呈現過去污染足跡，提供污染溯源及決策應變。期透過環境物聯網分析應變模式建立，落實應用於水質感測及管理，有效提升緊急應變時效並節省人力，與民眾對於政府環境水質監控之信心。

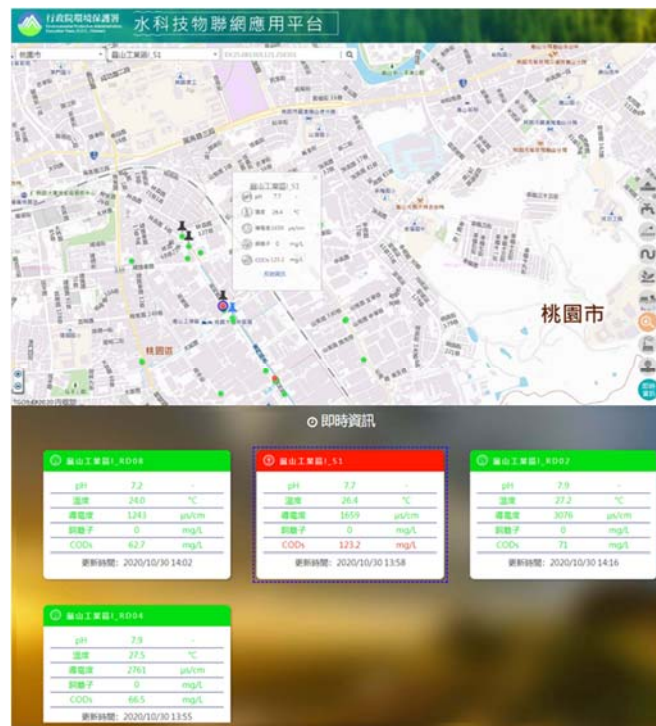


圖 1. 環保署水質感測物聯網平台-區域水質監控

2.1 水質自動連續感測預警分析模組

水質自動連續感測預警分析模組參考統計製程管制(Statistical Process Control, SPC)相關理論，定義偏差值之管制條件，於水質超標前提前早期預警，同時可以偵測出短期內較大的變化或異常情況，可持續配合實際場域資料更新管制條件，提高水質預警水準，如圖 2。

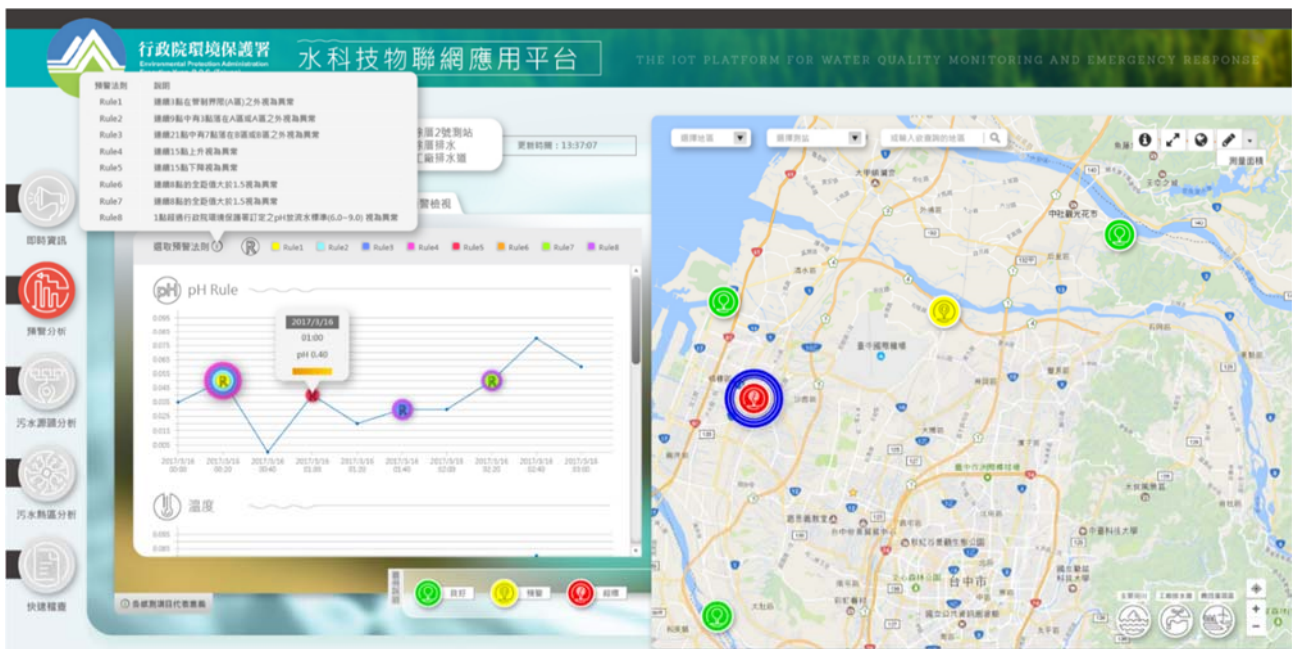


圖 2. 環保署水質感測物聯網平台-預警分析

考量歷史數據分布情形及偵測水質項目的數據變動敏感性，針對不同水質項目需訂定不同預警規則。而不同的感測水體又有不同的污染背景濃度，除定義法規管制值作為預警發布外，應該該區域背景污染濃度即時感測數據為基礎，分析水體特性，統計數據平均值(μ)及標準差(σ)，定義管制條件，藉此偵測出短期內較大的變化或異常情況，發揮感測水體平時之特性管制及預警管理，彙整預警概念步驟如圖 3 所示。建置預警流程說明如下：

(一) 蒐集水質數據

蒐集水質感測數據，以進行水質背景濃度之數據特性分析及預警管制條件訂定。

(二) 檢測數據分布情形

分析水質感測數據，以歷史資料進行常態分布之檢測，判斷感測站數據的管制上下界計算方式，與判斷感測頭老化的全距界線值。

(三) 訂定管制區間

利用不同測站之背景數據特性，定義其數據平均值(μ)及標準差(σ)，其 UCL 與 CL 及 LCL 為 $\mu \pm 1\sigma \sim 3\sigma$ ，其中 μ 值建議以水質感測數據項目於一穩定時間之平均值，並可隨著水質背景特性及其他預警需求進行動態修正。

1. 若資料屬於常態分配，則使用平均值(μ)及標準差(σ)，其 UCL 與 CL 及 LCL 為 $\mu \pm 1\sigma \sim 3\sigma$ 。
2. 若歷史數據不屬於常態分配，採用百分位數計算上下界限及中位數，如採用 10%與 50%及 90%。

(四) 訂定預警規則

可隨著水質背景特性及其他預警需求，傳送不同時間頻率之水質檢測數據進行即時計算，滾動式修正，以下列舉數項預警規則，以進行管制界限設定。

- Rule 1：連續 N1 點在管制界限(A 區)之外視為異常。
 Rule 2：連續 N2 點中有 N3 點落在 A 區或 A 區之外視為異常。
 Rule 3：連續 N4 點中有 N5 點落在 B 區或 B 區之外視為異常。
 Rule 4：連續 N6 點上升視為異常。
 Rule 5：連續 N7 點下降視為異常。
 Rule 6：連續 N8 點的全距值小於 X1 視為異常。
 Rule 7：連續 N9 點的全距值大於 X2 視為異常。
 Rule 8：1 點超過行政院環境保護署訂定之放流水標準視為異常。

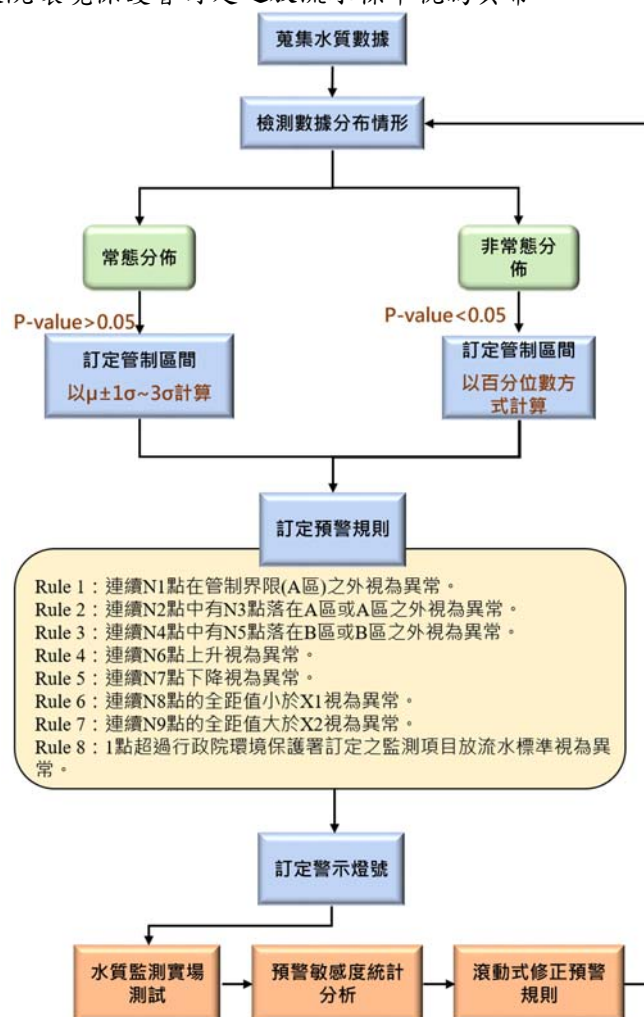


圖 3. 水質自動連續感測預警分析模組-預警規則訂定流程圖

2.2 污染熱區分析模組

整合水質時序及空間資訊，運用 GIS 時序圖，視覺化呈現過去污染足跡，掌握水質隨時間變化情形，可快速鑑定污染熱區，提供決策資訊，進一步分析污染源頭廠商，如圖 4。本模組可呈現過去一週，選定區域每 20 分鐘一筆數據之污染熱區動圖。



圖 4. 環保署水質感測物聯網平台-污染熱區分析

本模組依不同水質感測項目，制訂不同之警戒標準，以利於 GIS 預警燈號顯示，參考放流水法規限值再予以調整，可分為正常、輕度及重度警示，未來可依據不同場域背景水質概況，設定不同警戒標準，說明如下：

(一) 正常（熱區模組顯示為綠燈）：

1. $6 < \text{酸鹼值} < 9$
2. $\text{溫度} < 38^{\circ}\text{C}$
3. $\text{導電度} < 750 \mu\text{s/cm}$
4. $\text{銅離子} < 3 \text{ mg/L}$
5. $\text{化學需氧量} < 100 \text{ mg/L}$

(二) 輕度（熱區模組顯示為黃燈）：

1. $3 < \text{酸鹼值} \leq 6$ 或 $9 < \text{酸鹼值} < 11$
2. $38 \leq \text{溫度} < 50^{\circ}\text{C}$
3. $750 \leq \text{導電度} < 3000 \mu\text{s/cm}$
4. $3 \leq \text{銅離子} < 5 \text{ mg/L}$
5. $100 \leq \text{化學需氧量} < 200 \text{ mg/L}$

(三) 重度（熱區模組顯示為紅燈）：

1. $\text{酸鹼值} \leq 3$ 或 $\text{酸鹼值} \geq 11$
2. $\text{溫度} \geq 50^{\circ}\text{C}$
3. $\text{導電度} \geq 3000 \mu\text{s/cm}$
4. $\text{銅離子} \geq 5 \text{ mg/L}$
5. $\text{化學需氧量} \geq 200 \text{ mg/L}$

三、結果與討論

基於強化水質感測及管理需求下，本計畫開發水質感測物聯網平台，蒐集水質及其他環域資訊，運用時空分析及相關水質分析概念模式加值數據。預警分析模組可於感測器失效或水體偵測項目發生異常情形前提前預警；污染熱區分析模組則用於重現污染發生影響過程，可快速鑑定熱區追溯源頭。目前已實際於水質物聯網驗證，協助環境執法應用。

四、結論與建議

- (一) 本計畫運用不間斷之水質物聯網感測數據，結合跨域資訊加值分析，應用於水質感測及管理。建議未來可整合空氣物聯網感測資訊，以空水整合資訊基礎，進一步跨域連結廠商運作大數據資料，有機會從污染預警走向預測。
- (二) 在環保署引領推動多樣化水質物聯網感測器，未來可搭配運用，結合本平台多項功能，實際場域驗證應用，並將其經驗模式複製其他環境領域。

參考文獻

- [1] 行政院環境保護署，水質感測物聯網精進、情境運用及數據展示應用(2019)。
- [2] 蔡振球、陳范倫、楊博傑、陳志洋，如何提升用智能感知生態環境動態?工業技術研究院，產業經濟與趨勢研究中心，IEK 產業情報網(2016)，取自：
http://ieknet.iek.org.tw/iekrpt/rpt_more.aspx?actiontype=rpt&rpt_idno=127726154。

飲用水新興污染物研究與水質管理

黃良銘¹ 林財富¹ 王根樹² 陳婉如¹ 吳怡儒¹ 謝淑婷²

¹ 國立成功大學環境工程學系

² 台灣大學公共衛生學系

摘要

本計畫蒐集分析國際組織及先進國家飲用水管理相關法規制度推動現況，針對飲用水水質標準生物性參數管理做法提出精進建議。辦理飲用水列管物質篩選作業，自初步蒐集清單中篩選出6項優先評估物質（鈎、鎢、鋇、鋰、鉍、鈦），於4座代表性淨水場進行監測及資料蒐集，結果顯示除鋰以外5項優先評估物質現階段於我國淨水場無顯著風險，鋰則建議納入蒐集清單持續觀察。本計畫也彙整蒐集清單及觀察清單物質本土檢測數據，據以提出新興污染物監測建議。依本計畫抽驗飲用水中39項未列管新興污染物結果顯示，有28項污染物均未檢出，其他檢出之污染物濃度也極低，僅全氟化合物有少數樣品有較高檢出濃度，須持續監測。水安全計畫為國際飲用水安全管理之趨勢，本年度推動水安全試辦計畫，邀請水事業單位及相關學者召開一次共識營，並於臺北自來水事業處及台灣自來水公司分別進行一次稽核輔導會議。此外亦評估自來水輸送管線對飲用水水質，本計畫調查鉛管換管戶及無鉛管戶飲用水中鉛濃度，調查樣品大部份符合台灣飲用水含鉛量標準，建議用於自來水系統的管材應全面朝「無鉛管材」方向從源頭進行管理。

關鍵詞：重金屬、水安全計畫、生物性指標、鉛

一、前言及研究目的

飲用水的安全為民眾健康保護中重要的一環，而飲用水品質之確保，向來為我國政府施政之重點工作之一。臺灣地區人口眾多，降雨量雖不少，但因山高水急，水資源蓄積不易，部分地區枯水季時，尚有缺水之虞，加上臺灣地小人稠，水源區與經濟活動區域不易區隔，水源集水區或保護區管理不易，致使飲用水水源有遭受污染的風險。環保署為維護國人飲用水安全，針對飲用水水源及飲用水水質分別訂定「飲用水水源水質標準」與「飲用水水質標準」。

然而隨著科技發展，產生許多新興污染物（Compounds of Emerging Concern，例如目前尚未管制之疑似環境荷爾蒙物質、部份農藥、揮發性有機物與微生物等），為保障國人飲用水安全，環保署持續執行各項新興污染物採樣監測及背景資料調查分析，並逐年檢討修訂飲用水及飲用水水源管制標準。

本計畫主要目的為執行飲用水列管項目篩選作業，針對較具潛在風險之污染物於淨水場中進行監測分析、抽驗、建立毒理資料庫，探討其於國內之健康風險，此外更新飲用水列管項目之毒理資料，並蒐集分析國際組織及先進國家飲用水管理相關法規制度推動現況，提出精進建議。

二、研究方法

1. 管理制度研析

蒐集研析世界衛生組織、歐盟、美國、澳洲及日本等國際組織或先進國家之飲用水管理相關法規制度推動現況，並提出精進建議。

2. 篩選作業

本計畫依據環保署於102年執行「推動飲用水列管項目之篩選作業計畫」，建立之作業流程與評估系統，收集先進國家及國際組織飲用水水質標準管制項目或訂定指引值之項目，以更新初步蒐集清單。自初步蒐集清單中篩選6項物質優先進行評估，篩選考量原則主要為四大項：

- 一、國內普遍使用或曾使用及對健康危害性。
- 二、國外相關標準值已有規範或建議值，即各國已列管，我國尚未列管之污染物。
- 三、國內外（含WHO）關切之污染物清單。
- 四、公告之標準分析檢測方法。

針對北、中、南地區4個代表性淨水場進行3次水質檢測，分別採集各淨水場原水及清水樣品，

淨水場選取之考量為：

一、供水量及供水人口較大者

二、水源可能受到污染。

選定之淨水廠相關資訊如表 1。

表 1 計畫採樣淨水場名單

採樣淨水場	淨水場 水源	供水區域	供水量 (CMD)	處理流 程	說明
直潭淨水場	新店溪 南勢溪	臺北市 新北市	1,600,000	傳統處 理	下雨原水濁度升高
新竹第二 淨水場	頭前溪	新竹市區	140,000	傳統處 理	於科學園區附近
彰化第三 淨水場	當地 地下深井	彰化市	30,000	傳統處 理	鄰近工業區，且以地 下水為水源
臺中豐原	大甲溪	臺中市	480,000	傳統處 理	供應中部主要供水
坪頂淨水場	高屏溪	高雄市	550,000	傳統處 理	高屏溪上游流域廣 域，曾發生污泥傾倒 事件

此外本計畫抽驗 39 項新興污染物，依抽驗污染物特性選定抽驗之淨水場，抽驗結果以檢出濃度大於國際上已有之管制值、指標值或指引值之最小值發生率評估該污染物於我國淨水場的潛在風險。

3. 水安全計畫試辦

水安全試辦計畫推動則邀請水事業單位及相關學者召開一次共識營，並於臺北自來水事業處及台灣自來水公司分別進行一次稽核輔導會議。。

4. 自來水輸送管線鉛濃度

蒐研國外自來水輸送管線污染事件相關案例，並彙整污染事件關鍵原因及對策。執行我國自來水輸送管線之鉛濃度抽驗超過 100 處次。並研析我國自來水輸送管線可能風險及污染來源，提出降低我國自來水輸送管線可能風險之因應策略。

三、結果與討論

1. 管理制度研析

本計畫彙整國際上新興污染物管制標準及飲用水管理做法，參考美國污染物篩選作業提出我國蒐集清單、觀察清單及候選清單物質應有退場機制。觀察清單物質經監測評估後，若有足夠數據顯示於我國無顯著風險可退回至蒐集清單，將經費與能量用於其他新興污染物的調查評估。

此外參考國際管理做法檢討我國生物性指標標準及管理做法，我國現行飲用水水質標準中生物性參數管理作法與標準值，與國際上的做法略有差異，應做修正調整，然而建議先進行 1-2 年檢測評估調查，同時測總菌落數、總大腸桿菌、糞便性大腸桿菌、大腸桿菌、腸球菌，了解相關性後，作為後續修正方向的依據。

2. 優先評估物質

本年度選取 6 項金屬離子鈉、鎢、鋇、鋰、鉍、鈦做為優先評估物質，於四座淨水場中進行三次採樣調查，並針對其中一座淨水場進行全流程濃度調查，結果顯示鋰的部份測值高於健康參考水準(表 2)，建議將鋰納入蒐集清單，後續持續監測，另外 5 項金屬則保留於初步蒐集清單。

表 2. 108 年度淨水場待測污染檢測結果

單位：μg/l		鋰(Li)			鈮(V)			鉀(Rb)			銦(Sr)			鎢(W)			鈦(Ti)		
偵測極限		0.03			0.01			0.02			0.02			0.01			0.20		
採樣月份		5	8	10	5	8	10	5	8	10	5	8	10	5	8	10	5	8	10
直潭	原水	5.84	2.73	1.21	0.12	0.07	0.12	1.09	0.98	0.64	70.23	43.75	41.59	0.03	0.02	0.03	0.23	0.30	0.52
	清水	7.54	4.73	1.44	0.11	0.07	0.11	1.09	1.05	0.66	72.45	46.03	40.38	0.04	0.02	0.07	0.22	0.61	0.50
新竹 第二	原水	6.44	6.59	6.66	0.40	0.30	0.24	1.08	1.32	1.24	252.76	247.04	232.89	0.04	0.03	0.03	0.69	0.42	0.76
	沈澱	6.38	6.28	6.78	0.09	0.04	0.07	1.12	1.35	1.26	251.86	244.73	234.83	0.04	0.03	0.05	ND	0.52	0.38
	過濾	5.91	7.08	7.02	0.17	0.07	0.10	1.10	1.42	1.29	246.69	250.29	240.30	0.04	0.03	0.03	0.21	0.45	0.97
	清水	5.90	6.89	6.94	0.16	0.10	0.10	1.23	1.35	1.34	234.03	244.58	242.72	0.05	0.02	0.03	0.31	0.37	0.71
豐原 第二	原水	-	6.39	7.25	-	0.12	0.13	-	1.71	1.81	-	170.23	187.66	-	0.07	0.08	-	0.34	0.39
	清水	-	6.57	7.82	-	0.03	0.08	-	1.84	1.94	-	174.66	188.51	-	0.06	0.07	-	0.65	0.44
坪頂	原水	20.44	5.08	14.54	0.39	0.12	0.23	2.07	1.56	1.67	548.21	213.84	446.42	0.06	0.04	0.06	0.65	0.55	0.50
	沈澱	19.50	4.12	14.26	0.39	0.20	0.23	2.21	1.72	1.78	530.46	202.22	439.00	0.06	ND	0.03	0.23	0.63	0.42
	過濾	19.43	4.94	14.23	0.39	0.21	0.25	2.20	1.73	1.85	523.40	208.37	454.33	0.06	0.02	0.06	0.41	0.31	0.70
	清水	19.10	4.62	13.90	0.42	0.19	0.25	2.25	1.74	1.80	499.23	208.77	444.06	0.07	0.01	0.04	ND	0.41	0.41
彰化 第三	原水	13.25	-	-	0.18	-	-	0.41	-	-	449.18	-	-	0.03	-	-	0.23	-	-
	清水	12.11	-	-	0.16	-	-	0.68	-	-	392.95	-	-	0.04	-	-	0.27	-	-

註：5 月為彰化第三淨水場，8、10 月更動為豐原第二淨水場

表 3. 有檢出之項目及其濃度範圍

項目	單位	分析數	低於定量極限 樣品數	檢出濃度範圍	國際管制值最小值	定量極限	偵測極限
PFOA	ug/l	50	46	0.005-0.013	0.56 ^{a, b}	0.005	0.0017
PFOS	ug/l	50	49	0.087	0.07 ^{a, b}	0.005	0.0012
PFHxS	ug/l	50	48	0.008-0.1	0.07 ^b	0.005	0.0023
NDMA	ug/l	50	47	0.01435-0.01623	0.04	0.005	0.00468
NDEA	ug/l	50	48	0.01246-0.01964	NA	0.005	0.00455
NPYR	ug/l	50	47	0.00538-0.00661	NA	0.005	0.00431
鉍	ug/l	201	181	0.2-0.3	4	0.5	0.107
鎂	ug/l	201	171	0.08-0.13	NA	0.5	0.08
鉈	ug/l	201	183	0.11-0.34	2	0.5	0.107
鎘	ug/l	201	178	0.11-1.68	NA	0.5	0.107
硼	mg/l	201	6	0.0047-0.49	1	0.01	0.0032

a. 美國健康建議值 PFOA+PFOS <0.07 ug/L

b. 澳洲指引值，PFOS 與 PFHxS 合計<0.07 ug/L

本計畫執行飲用水水質標準管制項目篩選作業更新初步蒐集清單、蒐集清單項目，及蒐集清單、觀察清單、候選清單物質歷年淨水場監測數據，並提出觀察清單物質後續監測建議，監測資料充足且結果顯示其於我國淨水場中暫無顯著風險之項目，建議可減少監測頻率，將經費與能量用於其他新興污染物的調查評估。

3. 飲用水新興污染物抽驗

本計畫抽驗之 39 個項目均完成抽驗檢測，其中除 PFOA、PFOS、PFHxS、N-亞硝二甲胺、N-亞硝二乙胺、N-亞硝基吡咯烷、及 5 項重金屬以外的 28 個項目檢測結果均低於偵測極限或定量極限。PFOA、PFOS、PFHxS、N-亞硝二甲胺、N-亞硝二乙胺、N-亞硝基吡咯烷、及 5 項重金屬的抽驗結果彙整於表 3。

N-亞硝二甲胺完成 50 個樣品檢測，其中僅 3 個樣品有檢出（偵測極限 $0.00468 \mu\text{g/l}$ ），目前國際上已有數個國家管制飲用水中的 N-亞硝二甲胺濃度或提出指引值，包含 WHO、加拿大、澳洲、日本等，管制標準或指引值介於 $0.04\sim 0.1 \mu\text{g/l}$ ，檢出之樣品濃度介於 $0.014\sim 0.016 \mu\text{g/l}$ ，均低於最低國際管制標準或指引值 $0.04 \mu\text{g/l}$ （加拿大），顯示無顯著風險。

N-亞硝二乙胺、N-亞硝基吡咯烷等 2 個項目雖有檢出（2 個及 3 個樣品），然目前沒有國際管制值或指引值，檢出濃度介於 $0.012\sim 0.019 \mu\text{g/l}$ （N-亞硝二乙胺）、 $0.005\sim 0.007 \mu\text{g/l}$ （N-亞硝基吡咯烷）。

全氟化物的部分，PFOA 有檢出之數值均低於澳洲管制值 $0.56 \mu\text{g/l}$ ，而 PFOS 及 PFHxS 50 個樣品中有一個超過美國健康建議值（PFOA 與 PFOS 合計小於 $0.07 \mu\text{g/L}$ ）及澳洲指引值（PFOS 與 PFHxS 合計小於 $0.07 \mu\text{g/L}$ ），建議持續監測觀察，了解我國之風險。

鎘、鎂、鉍、硼、鉍等 5 項重金屬本年度有 201 處次檢測，其中鉍、硼、鉍於國際上有管制值或指引值，因本計畫採用之分析方法偵測極限低，可測得微量之金屬，故 5 項金屬均有檢出，然而檢出濃度均低於最低國際管制標準或指引值 $0.04 \mu\text{g/l}$ （加拿大），顯示無顯著風險。

4. 自來水輸送管線鉛濃度

針對自來水輸送管線對飲用水水質之影響，本計畫調查鉛管換管戶及無鉛管戶飲用水中鉛濃度，分析結果良好，調查樣品大部份符合台灣飲用水含鉛量標準（ $10 \mu\text{g/l}$ ），僅有一個樣品（第二次採樣的 S0901 樣本）超過標準。經現場管線檢視，推測為沒有鉛管殘留（水表後可能之老舊鉛管也已汰換），此結果也確認「完全汰換」的重要性，而學校鉛濃度低可歸因於飲水機的使用，且定期更換濾芯。

四、結論

我國現行飲用水水質標準中生物性參數管理作法與標準值，與國際上的做法略有差異，應做修正調整。

本年度選取 6 項金屬離子鈉、鎢、鋇、鋇、鈷、鈷做為優先評估物質，結果顯示鋇的部份測值高於健康參考水準，建議將鋇納入蒐集清單，後續持續監測，另外 5 項金屬則保留於初步蒐集清單。

觀察清單物質監測資料充足且結果顯示其於我國淨水場中暫無顯著風險之項目，建議可減少監測頻率，將經費與能量用於其他新興污染物的調查評估。

新興污染物抽驗部分，本年度抽驗（普查）39 個項目，其中 28 個項目檢測結果均低於偵測極限或定量極限。N-亞硝二甲胺、N-亞硝二乙胺、N-亞硝基吡咯烷、PFOA、及 5 項重金屬雖有檢出，但均低於最低國際管制標準或指引值，顯示無顯著風險。而 PFOS 及 PFHxS 50 個樣品中有一個超過美國健康建議值（PFOA 與 PFOS 合計小於 $0.07 \mu\text{g/L}$ ）及澳洲指引值（PFOS 與 PFHxS 合計小於 $0.07 \mu\text{g/L}$ ），建議持續監測觀察，了解我國之風險。

針對自來水輸送管線對飲用水水質之影響，本計畫調查鉛管換管戶及無鉛管戶飲用水中鉛濃度，分析結果良好，調查樣品大部份符合台灣飲用水含鉛量標準（ $10 \mu\text{g/l}$ ）。

水中農藥類化合物綠色化學檢測技術開發

鄧名志 郭安甫

行政院環境保護署環境檢驗所

摘要

多功能自動進樣裝置搭配吸附攪拌子萃取技術／氣相層析質譜儀應用於水中農藥類化合物檢測，相較於傳統液液萃取技術及固相萃取技術，具減少有機溶劑使用量、廢溶劑產出量、縮短檢測時間等優勢，符合綠色化學檢測技術。吸附攪拌子於 10 mL 水樣萃取農藥條件為：攪拌子轉速 1000 rpm、有機氯農藥及有機磷農藥萃取時間分別為 2 hr 及 3hr。水中氯化鈉濃度變化對於各農藥化合物之吸附攪拌子萃取效果各有差異，為達較佳萃取效果，可將第一個攪拌子在不加任何修飾劑狀態下吸附萃取，之後在相同樣品中加入 30% 的氯化鈉，再做第二個攪拌子吸附萃取，二個攪拌子同時上機分析。

關鍵詞：多功能自動進樣裝置、吸附攪拌子萃取技術、氣相層析質譜儀、農藥

一、前言及研究目的

水污染為全球性重大問題之一，水遭受污染係指因人類行為活動產生之污染物進入水體，導致水體無法供應人類使用或造成重大生態群落改變。依據行政院主計總處中華民國 107 年統計年鑑資料顯示[1]，107 年國內河川污染比例情形，未(稍)受污染占 66.1%，輕度污染占 8.9%，中度污染占 21.2%，嚴重污染占 3.8%。污染來源主要有市鎮生活污水、工業廢水及農業廢水等 3 大類，農業廢水之污染物主要來自於農藥及肥料施用，隨農藥使用種類不同，而對國內水體造成不同程度的污染。

為了讓植物能長成或是消滅害蟲與病媒，農藥的使用有其必要性。農藥分類係依照其用途分類，然而同一種農藥原體常常會應用在不同用途，國際上依照農藥防治的對象分類為殺蟲劑 (Insecticide)、除草劑 (Herbicide)、殺菌劑 (Fungicide)、殺蟎劑 (Acaricide)、殺線蟲劑 (Nematocide)、植物生長調節劑 (Plant growth regulator) 等。許多農藥因為農藥本身毒性太大 (如極劇毒和劇毒性)，長期暴露後會導致人體致畸胎、致癌性、生殖毒性及遲發性神經毒性等不良反應而被禁用。

水中農藥之含量檢測，常使用氣相層析及液相層析等二種層析方法，然而，樣品於層析分析檢測前之樣品前處理技術，如萃取、預濃縮、共存物淨化等，在整體分析過程扮演關鍵性技術，液液萃取 (Liquid-liquid extraction, LLE) 技術及固相萃取 (Solid phase extraction, SPE) 技術經常使用於樣品預濃縮及淨化。液液萃取技術可以將溶解於水及附著於懸浮微粒之農藥萃出及預濃縮，但此技術耗時，不易自動化，且使用大量及具毒害性有機溶劑。固相萃取技術相對於液液萃取技術使用較少量有機溶劑，且可以自動化，但仍有步驟繁複、耗時、須使用傳統濃縮技術等缺點[2]。

P.T. Anastas 於 1991 年提出綠色化學 (Green chemistry) 概念[3]，概括而言，綠色化學是指在化學合成、生產製程與化學品的使用上，能降低對人與環境的風險。由 Anastas 及 Warner 所提出的綠色化學 12 項原則成為目前普遍可接受的認定標準，這 12 項原則包括：1. 避免廢棄物產生；2. 原子經濟學 (提高原子轉化率，充分利用反應物所有原子)；3. 設計危害性較低的化學合成；4. 設計較安全的化學品及產物；5. 使用較安全的溶劑與反應條件；6. 提高能源效率；7. 使用可再生進料；8. 避免化學衍生反應；9. 使用觸媒而不用化學計量試劑 (Stoichiometric reagent)；10. 設計會分解的化學品與產物；11. 即時分析 (Analyze in real time) 以避免污染；12. 將意外風險降到最低。其中第 1、5、8、11 及 12 項原則與綠色分析化學具相關性，目前適用於液態樣品且符合綠色化學檢測及具環境友善前處理技術有分散式液液微萃取 (Dispersive liquid-liquid microextraction, DLLME)、固相微萃取 (Solid-phase microextraction, SPME)、攪拌子吸附萃取 (Stir bar sorptive extraction, SBSE)。

分散式液液微萃取是以注射針吸取萃取溶劑及分散劑後，迅速注入水樣中，分散劑會使萃取溶劑於水中細微化分散，形成小微粒，使水樣呈暫時性混濁樣態。微胞的形成，使萃取溶劑與水之間接觸面積增大，縮短平衡時間，達到迅速平衡，再以離心方式將水樣與萃液分離，取出萃液層檢測。一般常用的萃取溶劑為比重比水大之鹵系溶劑，如二氯甲烷、氯仿及氯苯等，但使用量相較於傳統液液萃取以減少許多，由數十毫升 (mL) 減少至數十微升 (μL)。Farajzadeh 等人[4]於 2012 年開發分散式

液液微萃取技術萃取水中三唑類農藥，以氣相層析火焰離子化偵測器（GC/FID）或氣相層析質譜儀（GC/MS）對萃取物進行分析。在水溶液樣品中以窄徑管進行的分散式液液微萃取法。乙腈作為分散劑和正己醇/正己烷的混合物(75:25, v/v)為萃取溶劑。對此方法影響表現的幾個因素進行研究和最佳化，包括萃取溶劑的化學性質和分散劑作用的體積、萃取次數、pH 值和鹽析。測定分析物的品質參數，如線性關係 ($r^2 > 0.995$)，濃縮係數 (EFs) (263-380)、偵測極限 (0.3–5 $\mu\text{g/L}$) 和定量極限 (0.9–16.7 $\mu\text{g/L}$)，和相對標準偏差 (3.2-5%)。Cortada 等人[5]於 2009 年開發分散式液液微萃取技術預濃縮水中 18 種有機氯農藥，並以氣相層析質譜儀進行分析。研究的變因包括萃取溶劑的類型和體積、分散劑的類型和體積、水樣的體積和溫度。建議 DLLME 方法的最佳實驗條件為：10 μL 四氯乙烯（萃取溶劑）和 1 mL 丙酮（分散劑）加至 10 mL 水樣，在室溫 (20°C) 混合 30 秒。再將混濁溶液於 2300 rpm 下離心 3 分鐘，以達到分層。最後，以 2 μL 萃取劑回溶，並注入 GC/MS 儀器。在此條件下，濃縮係數於 46 至 316 之間，標準曲線之計算為所有目標分析物高度的線性，其相關係數範圍於 0.9967 和 0.9999 之間。所提出的方法具再現性，其相對標準偏差在 5% 至 15% ($n=8$)，方法偵測極限為 1–25 ng/L 的範圍內。此分析方法添加標準品至真實水樣顯示基質對萃取的河流、地表水和自來水無影響。

Sánchez-Avila 等人[6]以攪拌子吸附萃取-熱脫附-氣相層析質譜法 (SBSE-TD-GC/MS) 為基礎，開發多重殘留方法檢測海水中的 49 種有機污染物（有機氯農藥、多環芳香烴、多氯聯苯、多溴聯苯醚和壬基酚）。此法在 100 mL 的水樣中，表現出良好的線性，幾乎所有的化合物的回收率在 86–118%，相對標準偏差值在 2–24%。用此方法測定加泰羅尼亞沿海地區、港口和海水淡化廠進水的海水中目標污染物。整體而言包括，各個化合物的範圍在 0.16–597 ng/L；多環芳香烴和壬基酚濃度出現在化合物中最高點。此法中的偵測極限在 0.011 和 2.5 ng/L，低於環境質量標準 (EQS) 2008/105/EC。依據研究結果，此方法可作為針對保護沿海生態的化學污染目標化合物調查。

Farajzadeh 等人[7]在氣相層析/火焰離子偵測器 (GC/FID) 分析前，針對水樣中 6 種三唑類農藥（戊菌唑，己唑醇，烯唑醇，戊唑醇，滅菌和苯醚甲環唑）萃取，以攪拌棒吸附萃取 (SBSE) 結合分散式液液微萃取 (DLLME) 的新方法。對於兩者的影響參數進行研究查證。在最佳化條件下，用包覆十八烷基矽烷 (ODS) 的攪拌棒攪拌水樣，將吸附劑（攪拌棒）用甲醇溶出目標化合物。萃取液用 25 mL 的 1,1,2,2-四氯乙烷，迅速注入氯化鈉溶液 30%(w/v) 的混合後離心，將收集的有機相試樣進 GC/FID 進行分析。該方法顯示 6 種三唑類農藥線性範圍高於 0.993，偵測極限與定量極限分別為 0.53–24.0 ng/mL 和 1.08–80.0 ng/mL，及適當的精密度 ($\text{RSD} < 5.2\%$)。此外，此方法應用於幾個樣品中目標分析物的測定，包括自來水，河水和井水，污水（純化前後），以及葡萄和蘋果汁。同時，上 GC/MS 分析前，以 SBSE 及 DLLME 淨化廢水前處理。戊菌唑，己唑醇及烯唑醇在廢水淨化後，通過 GC/FID 進行檢測。結合 SBSE 與 DLLME 兩種方法的優點，提高方法的選擇性和靈敏度。該方法與常規水樣農藥萃取方法具有較高的濃縮因子 (282–1792)。

本研究使用之多功能自動進樣裝置為具 X-Y-Z 三度空間軌道進樣系統，注射器透過 3 個軸移動注射，具備液體、靜/動態頂空樣品自動注入功能、熱脫附元件 (Thermal desorption unit, TDU)、冷卻注射系統 (Cooled injection system, CIS)。本研究擬以攪拌子萃取技術搭配多功能自動進樣裝置之 TDU/CIS/氣相層析質譜儀，建置水中農藥檢測技術。

二、研究方法

(一)儀器設備

- 1、氣相層析質譜儀，Agilent Technologies 7890B GC system–Agilent Technologies 5977A inert MSD，如圖 1。
- 2、氣相層析管柱，DB-5ms Ultra Inert 60 m (length) $\times$ 0.25 mm (I.D.) $\times$ 0.25 μm (film)，Agilent Technologies。
- 3、多功能自動進樣裝置，Gerstel (Mülheim, 德國)：(1)X-Y-Z 式 3 維空間機械手臂移動取樣；(2)熱脫附元件 (Thermal desorption unit, TDU)；(3)冷卻注射系統 (Cooled injection system, CIS)。如圖 1。
- 4、磁性攪拌板，Gerstel (Mülheim, 德國)。
- 5、可調式微量吸管，10 μL 、50 μL 、100 μL ，Gilson (法國)。



圖 1. 多功能自動進樣裝置／氣相層析質譜儀：(1)控制面板(2)注射塔(3)熱脫附元件(4)X軸軌道(5)加熱旋轉箱(6)20 mL 頂空樣品盤(7)2 mL 液體樣品/TDU tube 樣品盤(8)動態頂空(9)氣相層析質譜儀

(二)試劑材料

1、試劑水，不含有機物之去離子水。

2、丙酮，Acetone，殘量級。

3、二氯甲烷，Dichloromethane，殘量級。

4、氯化鈉，Sodium chloride，試藥級。

5、氦氣，He，純度 99.9995%以上。

6、氮氣，N₂，純度 99.9995%以上。

7、十氟三苯基膦(Decafluorotriphenylphosphine, DFTPP)標準溶液，以二氯甲烷配製濃度為 50 µg/mL。

8、有機氯農藥標準溶液，16 項化合物，如表 1，1000 µg/mL in Acetone。

表 1. 16 項有機氯農藥

編號	中文名	英文名	CAS No.	分子量	Log Ko/w
1	六氯苯	Hexachlorobenzene	118-74-1	284.8	5.73
2	靈丹	Lindane	58-89-9	290.8	3.72
3	飛佈達	Heptachlor	76-44-8	373.3	6.10
4	阿特靈	Aldrin	309-00-2	364.9	6.50
5	環氧飛佈達	Heptachlor epoxide	1024-57-3	389.3	4.98
6	反式-可氯丹	trans-Chlordane	5103-74-2	409.8	6.22
7	順式-可氯丹	cis-Chlordane	5103-71-9	409.8	6.10
8	α-安殺番	α-Endosulfan	959-98-8	406.9	3.83
9	p,p'-滴滴依	p,p'-DDE	72-55-9	318.0	6.51
10	o,p'-滴滴滴	o,p'-DDD	53-19-0	320.0	5.87
11	地特靈	Dieldrin	60-57-1	380.9	5.40
12	安特靈	Endrin	72-20-8	380.9	5.20
13	p,p'-滴滴滴	p,p'-DDD	72-54-8	320.0	6.02
14	β-安殺番	β-Endosulfan	33213-65-9	406.9	3.83
15	o,p'-滴滴涕	o,p'-DDT	789-02-6	354.5	6.79
16	p,p'-滴滴涕	p,p'-DDT	50-29-3	354.5	6.91

9、有機磷農藥標準溶液，22 項化合物，如表 2，1000 µg/mL in Acetone。

表 2.22 項有機磷農藥

編號	中文名	英文名	CAS No.	分子量	Log K _{ow}
1	達馬松	Methamidophos	10265-92-6	141.1	-0.65
2	美文松	Mevinphos	7786-34-7	224.1	0.13
3	普伏松	Ethoprophos	13194-48-4	242.3	3.59
4	亞素靈	Monocrotophos	6923-22-4	223.2	-0.20
5	福瑞松	Phorate	298-02-2	260.4	3.56
6	大滅松	Dimethoate	60-51-5	229.3	0.78
7	托福松	Terbufos	13071-79-9	288.4	4.48
8	大利松	Diazinone	333-41-5	304.3	3.81
9	大福松	Fonofos	944-22-9	246.3	3.94
10	二硫松	Disulfoton	298-04-4	274.4	4.02
11	甲基巴拉松	Methyl parathion	298-00-0	263.2	2.86
12	亞特松	Pirimiphos methyl	29232-93-7	305.3	4.20
13	撲滅松	Fenitrothion	122-14-5	277.2	3.30
14	馬拉松	Malathion	121-75-5	330.4	2.36
15	陶斯松	Chlorpyrifos	2921-88-2	350.6	4.96
16	巴拉松	Parathion	56-38-2	291.3	3.83
17	賽達松	Phenthoate	2597-03-7	320.4	3.69
18	滅大松	Methidathion	950-37-8	302.3	2.2
19	普硫松	Prothiophos	34643-46-4	345.2	5.67
20	愛殺松	Ethion	563-12-2	384.5	5.07
21	加芬松	Carbophenothion	786-19-6	342.9	5.33
22	一品松	EPN	2104-64-5	323.3	4.78

8、吸附攪拌子，PDMS 吸附材質，膜厚 1.0 mm，長度 10 mm，Gerstel（Mülheim，德國），如圖 2。

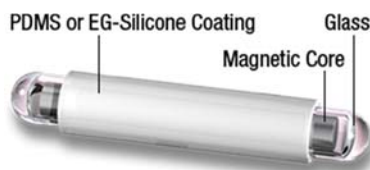


圖 2. 吸附攪拌子之結構圖

(三)方法

1、氣相層析儀分析條件建置

(1)管柱升溫條件：最初溫度設定在 50℃，保持 1 min，第一階段以 5℃/min 升溫至 150℃，維持 2 min，第二階段以 10℃/min 升溫至 250℃，維持 3 min，第三階段以 10℃/min 升溫至 280℃，維持 13 min。

(2)載流氣體：氮氣，流速 1.0 mL/min。

(3)注射口：不分流，4.00 min 後 60 mL/min purge to split vent。

2、質譜儀分析條件建置

(1)離子化方式：EI，70 eV。

(2)溶劑延遲時間：5 min。

(3)質譜掃描範圍：35 至 450 amu。

- (4)界面傳輸溫度：280℃。
- (5)離子源溫度：230℃。
- (6)四極柱溫度：150℃。
- (7)掃描時間：每一尖峰至少須有 5 次掃描，且每一掃描不得超過 0.7 秒。

3、攪拌子狀態調整 (Conditioning)

- (1)攪拌子置入攪拌子脫附注入口內管 (Twister desorption liner) 中。
- (2)以熱脫附進樣系統烘烤，其參數條件

TDU		CIS	
起始溫度	40℃	起始溫度	100℃
持溫時間	0.2 min	持溫時間	0.2 min
升溫速率	5℃/min	升溫速率	10℃/sec
最終溫度	300℃	最終溫度	300℃
持溫時間	30 min	持溫時間	10 min
介面溫度	300℃		

4、鹽類對吸附攪拌子萃取效能測試

- (1)中間標準儲備液製作：
- (i) 100 µg/mL 有機氯農藥中間標準儲備液：取 100 µL 有機氯農藥標準溶液 (1000 µg/mL) 以丙酮定容至 1 mL。
- (ii) 100 µg/mL 有機磷農藥中間標準儲備液：取 100 µL 有機磷農藥標準溶液 (1000 µg/mL) 以丙酮定容至 1 mL。
- (iii) 2 µg/mL 有機氯農藥及有機磷農藥混合中間標準溶液：取 20 µL 100 µg/mL 有機氯農藥中間標準儲備液及 20 µL 100 µg/mL 有機磷農藥中間標準儲備液，以丙酮定容至 1 mL。
- (2)水樣配製：取 50 µL 2 µg/mL 有機氯農藥及有機磷農藥混合中間標準溶液於 10 mL 試劑水，溶質量為 100 ng。
- (3)鹽類添加：氯化鈉添加濃度分別為 0%、10%、20%及 30% (w/v)。
- (4)攪拌子萃取條件：轉速 1000 rpm，攪拌 2 小時。
- (5)攪拌子脫附之熱脫附進樣系統參數條件

TDU		CIS	
起始溫度	40℃	起始溫度	-20℃
持溫時間	0.2 min	持溫時間	0.2 min
升溫速率	300℃/min	升溫速率	10℃/sec
最終溫度	290℃	最終溫度	300℃
持溫時間	10 min	持溫時間	20 min
介面溫度	300℃		

5、吸附攪拌子萃取時間測試

- (1)水樣配製：取 50 µL 2 µg/mL 有機氯農藥及有機磷農藥混合中間標準溶液於 10 mL 試劑水，溶質量為 100 ng。
- (2)攪拌子萃取轉速：1000 rpm
- (3)攪拌子萃取時間：30 min、1 hr、2 hr、3 hr、4 hr
- (4)攪拌子脫附之熱脫附進樣系統參數條件

TDU		CIS	
起始溫度	40℃	起始溫度	-20℃
持溫時間	0.2 min	持溫時間	0.2 min
升溫速率	300℃/min	升溫速率	10℃/sec
最終溫度	290℃	最終溫度	300℃
持溫時間	10 min	持溫時間	20 min
介面溫度	300℃		

三、結果與討論

(一) 有機氯農藥及有機磷農藥之氣相層析質譜儀分析條件建置

本研究先以 50 µg/mL DFTPP 標準品校準氣相層析質譜儀，校準要求必須達到質量強度要求標準（表 3），以 100 µg/mL 有機氯農藥及有機磷農藥標準液建立氣相層析之分析條件，層析圖譜如圖 3 及圖 4。質譜分析採全離子層析（Total ion chromatogram, TIC）掃描模式，掃描範圍 35 至 450 amu，可獲得 16 項有機氯農藥待測物及 22 項有機磷農藥待測物之質譜全圖譜，由質譜圖中挑選訊號最強之特性離子為主要離子，另挑選 2 個特性離子為次要離子，主要離子作為定量離子，次要離子強度與主要離子強度比用於待測物定性分析，定性要求為樣品中要求特性離子之大小應在標準品相對離子強度的±20%之間，各待測物之滯留時間及特性離子如表 4 及表 5 所示。

表 3. DFTPP 質量強度要求標準

質量	強度標準
51	質量198的30~60%
68	小於質量69的2%
70	小於質量69的2%
127	質量198的40~60%
197	小於質量198的1%
198	最大尖峰，100%相對強度
199	質量198的5~9%
275	質量198的10~30%
365	大於質量198的1%
441	存在但小於質量443
442	大於質量198的40%
443	質量442的17~23%

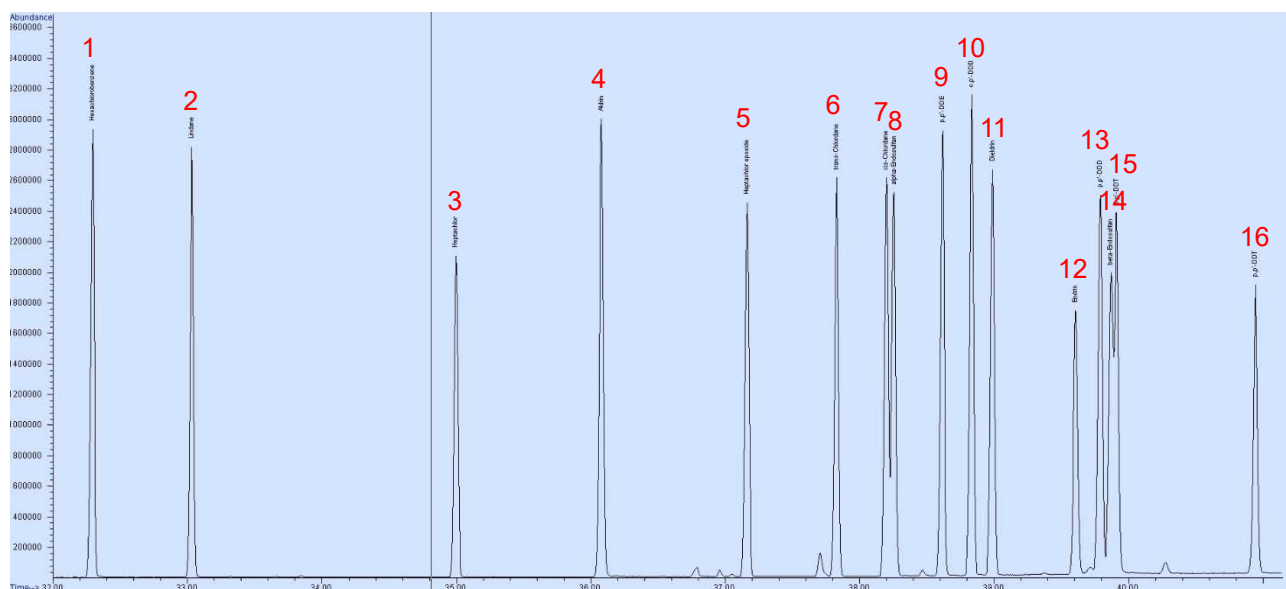


圖 3. 有機氯農藥之氣相層析質譜儀層析圖譜：(1)Hexachlorobenzene (2)Lindane (3)Heptachlor (4)Aldrin (5)Heptachlor epoxide (6)trans-Chlordane (7)cis-Chlordane (8)α-Endosulfan (9)p,p'-DDE (10)o,p'-DDD (11)Dieldrin (12)Endrin (13)p,p'-DDD (14)β-Endosulfan (15)o,p'-DDT (16)p,p'-DDT

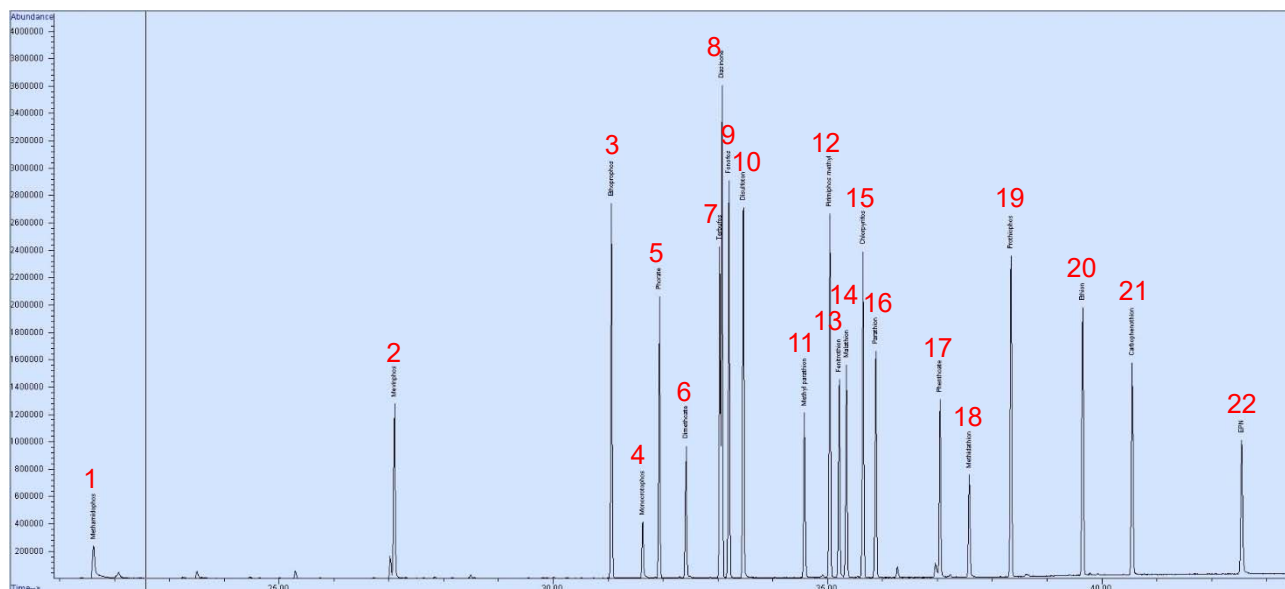


圖 4. 有機磷農藥之氣相層析質譜儀層析圖譜：(1)Methamidophos (2)Mevinphos (3)Ethoprophos (4)Monocrotophos (5)Phorate (6)Dimethoate (7)Terbufos (8)Diazinone (9)Fonofos (10)Disulfoton (11)Methyl parathion (12)Pirimiphos methyl (13)Fenitrothion (14)Malathion (15)Chlorpyrifos (16)Parathion (17)Phenthoate (18)Methidathion (19)Prothiophos (20)Ethion (21)Carbophenothion (22)EPN

表 4. 有機氯農藥於氣相層析質譜儀之滯留時間及特性離子

中文名稱	英文名稱	滯留時間(min)	主要離子	次要離子
六氯苯	Hexachlorobenzene	32.301	284	286,142
靈丹	Lindane	33.040	181	183,219
飛佈達	Heptachlor	35.010	100	272,237
阿特靈	Aldrin	36.092	66	263,293
環氧飛佈達	Heptachlor epoxide	37.175	81	353,355
反式-可氣丹	trans-Chlordane	37.811	373	375,237
順式-可氣丹	cis-Chlordane	38.208	373	375,237
α-安殺番	α-Endosulfan	38.264	241	196,263
p,p'-滴滴依	p,p'-DDE	38.624	246	318,248
o,p'-滴滴滴	o,p'-DDD	38.841	235	237,165
地特靈	Dieldrin	38.999	79	263,277
安特靈	Endrin	39.618	263	81,245
p,p'-滴滴滴	p,p'-DDD	39.798	235	237,165
β-安殺番	β-Endosulfan	39.882	195	241,159
o,p'-滴滴涕	o,p'-DDT	39.920	235	237,165
p,p'-滴滴涕	p,p'-DDT	40.957	235	237,165

表 5. 有機磷農藥於氣相層析質譜儀之滯留時間及特性離子

中文名稱	英文名稱	滯留時間(min)	主要離子	次要離子
達馬松	Methamidophos	21.759	94	95,141
美文松	Mevinphos	27.116	127	192,109
普伏松	Ethoprophos	31.070	158	97,139

中文名稱	英文名稱	滯留時間(min)	主要離子	次要離子
亞素靈	Monocrotophos	31.680	127	97,109
福瑞松	Phorate	31.940	75	121,260
大滅松	Dimethoate	32.427	87	93,125
托福松	Terbufos	33.040	231	97,153
大利松	Diazinone	33.083	137	179,304
大福松	Fonofos	33.206	109	137,246
二硫松	Disulfoton	33.469	88	97,274
甲基巴拉松	Methyl parathion	34.586	109	125,263
亞特松	Pirimiphos methyl	35.049	290	276,305
撲滅松	Fenitrothion	35.219	125	277,109
馬拉松	Malathion	35.350	125	173,93
陶斯松	Chlorpyrifos	35.654	197	97,314
巴拉松	Parathion	35.882	109	291,97
賽達松	Phenthoate	37.061	274	121,246
滅大松	Methidathion	37.597	145	85,125
普硫松	Prothiophos	38.354	267	162,309
愛殺松	Ethion	39.660	231	97,153
加芬松	Carbophenothion	40.565	157	97,121
一品松	EPN	42.563	157	169,141

(二) 鹽類對吸附攪拌子萃取效能之影響

Ochiai 等人[8]先以第一個攪拌子在不加任何修飾劑狀態下於 5 mL 的樣品中吸附萃取，之後在相同樣品中加入 30% 的氯化鈉再做第二個攪拌子攪拌。第一次萃取與未加修飾劑樣品主要是針對溶質具有高辛醇/水分配係數 ($\log K_{ow}$ 值 > 4.0)，第二次萃取與鹽析後的改良溶液 (含 30% 氯化鈉) 目標是溶質中低辛醇/水分配係數 ($\log K_{ow}$ 值 < 4.0)。之後兩個攪拌棒放置在同一玻璃襯管中同時通過熱脫附-氣相層析質譜法分析 (TD-GC/MS)，評估 80 種農藥化合物回收率 (有機磷，氨基甲酸酯，有機磷類，擬除蟲菊酯類及其他類別)。連續攪拌子吸附萃取的評估係數為 $\log K_{ow}$ 值 (1.70-8.35)，回收率範圍在 82~113%，僅有 5 種具低辛醇/水分配係數的待測物 ($\log K_{ow}$ 值 < 2.5) 回收率小於 80%，而傳統的方法 (有無鹽析) 分別顯示出 23 項和 41 項待測物回收率小於 80%。

本研究於 10 mL 試劑水添加 100 ng 有機氯農藥及有機磷農藥，分別以不添加氯化鈉、添加 1 g、2 g 及 3 g 氯化鈉 (0%、10%、20% 及 30% (w/v)) 等 4 種條件測試萃取效能，待氯化鈉完全溶解後，放入攪拌子，以轉速 1000 rpm 攪拌 2 小時。檢測結果如表 6 及圖 5 所示，靈丹、普伏松、福瑞松、大福松、甲基巴拉松、撲滅松、馬拉松及滅大松等 8 項待測物，隨著水中氯化鈉濃度增加，萃取效果逐漸上升，30% 氯化鈉萃取效果最佳，其中普伏松、馬拉松及滅大松之水中含 30% 氯化鈉萃取效果明顯高於不添加氯化鈉萃取效果，水中含 30% 氯化鈉之訊號強度大於不添加氯化鈉之訊號強度 2 倍。阿特靈、p,p'-滴滴涕、p,p'-滴滴涕及普硫松等 4 項待測物，隨著水中氯化鈉濃度增加，萃取效果逐漸下降，不添加氯化鈉萃取效果最佳，水中不添加氯化鈉之訊號強度大於含 30% 氯化鈉之訊號強度 2 倍。六氯苯、飛佈達、環氧飛佈達、反式-可氯丹、順式-可氯丹、o,p'-滴滴涕、地特靈、p,p'-滴滴涕、托福松、大利松、陶斯松、賽達松、愛殺松及加芬松等 14 項待測物，水中含 10% 氯化鈉萃取效果最佳，除了大利松及賽達松，其餘 12 項待測物之水中含 30% 氯化鈉萃取效果最差，其中愛殺松及加芬松之水中含 10% 氯化鈉之訊號強度大於含 30% 氯化鈉之訊號強度 2 倍。 α -安殺番、o,p'-滴滴涕、二硫松、亞特松、巴拉松及一品松等 6 項待測物，水中含 20% 氯化鈉萃取效果最佳。達馬松、美文松、亞素靈及大滅松等 4 項有機磷農藥為低辛醇/水分配係數的待測物 ($\log K_{ow}$ 值 < 1.0)，親水性高，吸附攪拌子之吸附材質為 PDMS，無法於水中吸附達馬松、美文松、亞素靈及大滅松等 4 項有機磷農藥。

表 6. 吸附攪拌子於水中不同濃度 NaCl 之萃取結果 (n=3)

編號	化合物	層析峰面積			
		0% NaCl	10% NaCl	20% NaCl	30% NaCl
1	Hexachlorobenzene	692490	800388	727494	630237
2	Lindane	434875	523157	537979	556906
3	Heptachlor	345588	360348	278362	205402
4	Aldrin	523212	461229	335642	245505
5	Heptachlor epoxide	396582	430484	418234	381095
6	trans-Chlordane	268394	276502	210166	142851
7	cis-Chlordane	228810	244058	193683	129759
8	α -Endosulfan	142018	157767	159812	147426
9	p,p'-DDE	897480	753973	485981	369491
10	o,p'-DDD	1446909	1553546	1212558	782769
11	Dieldrin	669220	734181	702710	597647
12	Endrin	76383	86792	93131	76524
13	p,p'-DDD	1410052	1524285	1203924	752712
14	β -Endosulfan	142055	157123	158124	151423
15	o,p'-DDT	708304	585680	1203924	752712
16	p,p'-DDT	548881	433203	259206	170984
17	Ethoprophos	183463	353762	440848	503522
18	Phorate	838235	995419	996606	1039754
19	Terbufos	575565	687730	644584	531511
20	Diazinone	460319	546020	545777	506625
21	Fonofos	1355626	1552933	1594205	1638434
22	Disulfoton	764239	868976	882748	877681
23	Methyl parathion	250581	324320	367654	372265
24	Pirimiphos methyl	424046	505473	506085	443913
25	Fenitrothion	389238	528616	592590	595693
26	Malathion	109811	176150	205486	209647
27	Chlorpyrifos	336977	378936	349703	239019
28	Parathion	321981	382802	392338	390949
29	Phenthoate	86301	87793	76597	85324
30	Methidathion	95473	188137	270836	302494
31	Prothiophos	261161	255133	181961	123639
32	Ethion	515109	566523	490348	262619
33	Carbophenothion	440736	490730	414984	240431
34	EPN	602857	663439	665095	495815

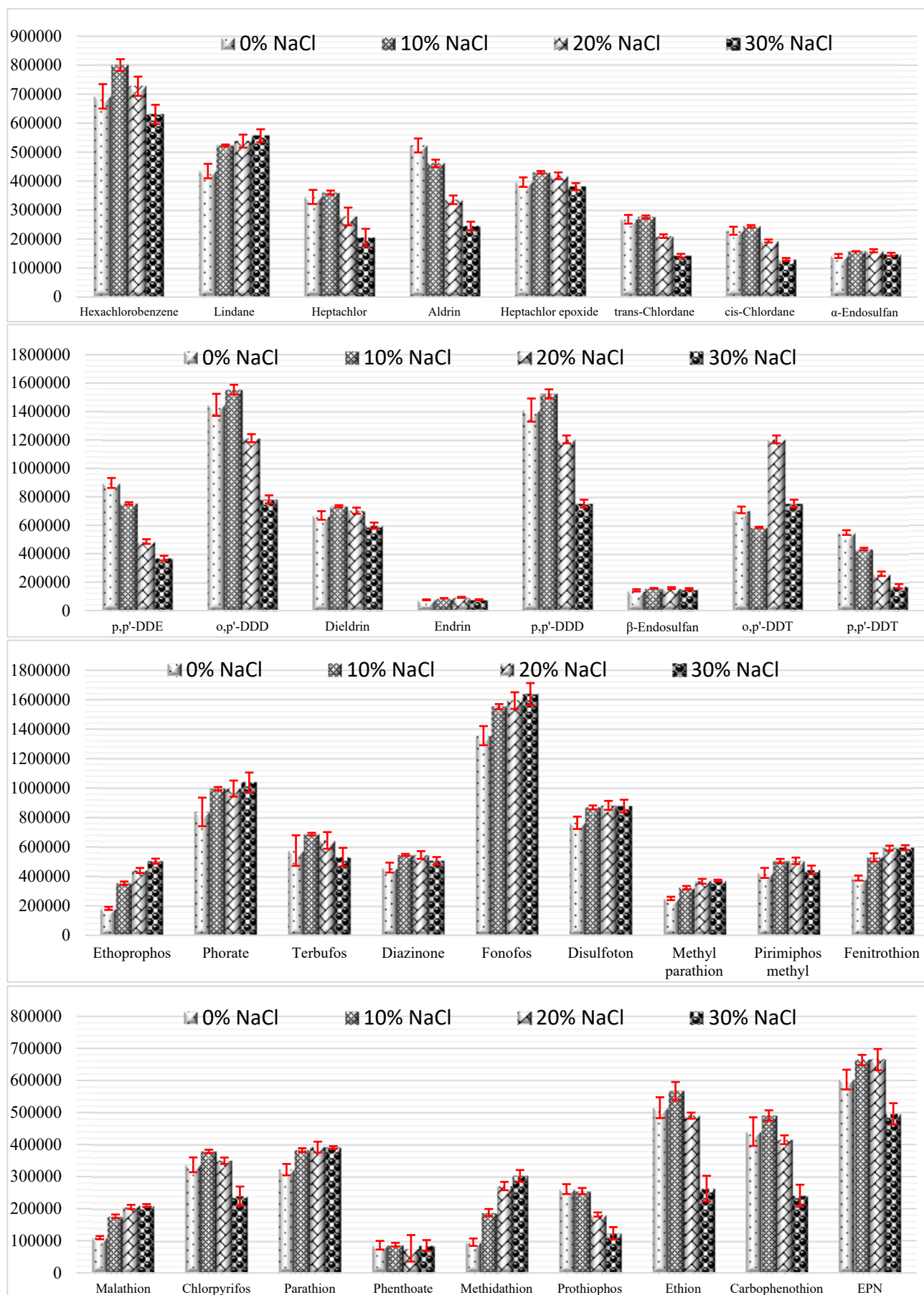


圖 5. 水中 NaCl 濃度對 SBSE 萃取效能之層析峰面積檢測結果比較圖

(三) 吸附攪拌子萃取時間評析

Lacorte 等人[9]運用攪拌子吸附萃取結合氣相層析質譜儀，分析北極冰層中超微量持久性有機污染物 (POPs)，文中探討 PDMS 吸附材質萃取平衡時間， $\log K_{ow}$ 值 >3.5 之化合物之平衡時間約 2 hr，但若達到更佳感度，則可延長萃取時間，本研究為檢測冰層中超微量層級污染物，所以增加樣品體積至 100 mL，為使待測物充分接觸攪拌子，所以攪拌萃取時間持續 24 hr。

本研究於 10 mL 試劑水添加 100 ng 有機氯農藥及有機磷農藥，於不添加氯化鈉及攪拌子轉速 1000 rpm 狀態下，分別測試 30 min、1 hr、2 hr、3 hr 及 4 hr 等 5 種萃取時間之回收率。檢測結果如表 7、圖 6 及圖 7 所示，有機氯農藥萃取達平衡時間為 2 hr，有機磷農藥萃取達平衡時間為 3 hr，普伏松及馬拉松平衡時間需達 4 hr 以上。

表 7. SBSE 萃取時間回收率 (%) $\pm$ 標準偏差 (%) (n=3)

編號	化合物	萃取時間				
		30 min	1 hr	2 hr	3 hr	4 hr
1	Hexachlorobenzene	70.6 $\pm$ 2.5	91.9 $\pm$ 0.7	98.6 $\pm$ 0.9	99.3 $\pm$ 0.2	100.1 $\pm$ 1.4
2	Lindane	63.5 $\pm$ 2.0	85.3 $\pm$ 1.5	96.9 $\pm$ 2.0	100.3 $\pm$ 0.3	100.9 $\pm$ 2.6
3	Heptachlor	72.4 $\pm$ 4.0	102.8 $\pm$ 2.9	117.0 $\pm$ 5.3	121.4 $\pm$ 2.8	117.7 $\pm$ 2.4
4	Aldrin	59.8 $\pm$ 3.6	84.1 $\pm$ 1.1	94.9 $\pm$ 3.1	98.2 $\pm$ 0.7	99.9 $\pm$ 2.4
5	Heptachlor epoxide	78.5 $\pm$ 3.3	102.5 $\pm$ 2.7	110.5 $\pm$ 1.6	109.9 $\pm$ 0.6	112.9 $\pm$ 3.6
6	trans-Chlordane	68.5 $\pm$ 5.2	99.4 $\pm$ 5.6	114.0 $\pm$ 0.7	115.0 $\pm$ 0.7	120.6 $\pm$ 5.6
7	cis-Chlordane	70.8 $\pm$ 5.4	100.9 $\pm$ 5.0	114.0 $\pm$ 1.0	114.9 $\pm$ 0.8	120.6 $\pm$ 6.0
8	α -Endosulfan	72.6 $\pm$ 3.4	97.6 $\pm$ 2.5	107.4 $\pm$ 2.1	107.7 $\pm$ 0.6	113.5 $\pm$ 4.7
9	p,p'-DDE	56.8 $\pm$ 7.1	91.0 $\pm$ 5.4	107.3 $\pm$ 0.8	111.8 $\pm$ 1.2	119.3 $\pm$ 5.0
10	o,p'-DDD	69.1 $\pm$ 6.0	101.5 $\pm$ 5.5	115.4 $\pm$ 1.2	119.5 $\pm$ 2.0	129.1 $\pm$ 5.9
11	Dieldrin	77.4 $\pm$ 3.9	103.5 $\pm$ 3.7	111.9 $\pm$ 1.1	113.4 $\pm$ 1.1	117.7 $\pm$ 4.6
12	Endrin	49.3 $\pm$ 3.7	61.3 $\pm$ 8.2	74.0 $\pm$ 7.7	66.4 $\pm$ 8.6	60.6 $\pm$ 8.0
13	p,p'-DDD	71.4 $\pm$ 6.0	103.0 $\pm$ 5.1	116.0 $\pm$ 1.5	121.8 $\pm$ 2.6	132.6 $\pm$ 5.1
14	β -Endosulfan	71.1 $\pm$ 4.0	96.6 $\pm$ 4.2	107.9 $\pm$ 1.5	111.8 $\pm$ 1.1	118.7 $\pm$ 4.6
15	o,p'-DDT	50.2 $\pm$ 3.2	76.7 $\pm$ 3.8	90.5 $\pm$ 2.1	92.3 $\pm$ 2.5	91.3 $\pm$ 2.8
16	p,p'-DDT	51.5 $\pm$ 2.7	80.1 $\pm$ 4.1	97.2 $\pm$ 2.3	97.9 $\pm$ 2.9	93.5 $\pm$ 2.2
17	Ethoprophos	30.2 $\pm$ 1.7	45.8 $\pm$ 1.9	59.7 $\pm$ 2.4	70.5 $\pm$ 1.2	75.9 $\pm$ 2.7
18	Phorate	100.5 $\pm$ 3.9	126.8 $\pm$ 3.3	136.5 $\pm$ 5.8	139.9 $\pm$ 3.7	136.4 $\pm$ 2.9
19	Terbufos	123.0 $\pm$ 6.3	162.9 $\pm$ 6.1	178.5 $\pm$ 9.9	183.7 $\pm$ 7.0	176.6 $\pm$ 4.7
20	Diazinone	70.9 $\pm$ 1.9	96.2 $\pm$ 2.1	110.0 $\pm$ 0.8	114.5 $\pm$ 1.3	114.9 $\pm$ 1.7
21	Fonofos	83.4 $\pm$ 1.7	106.4 $\pm$ 1.5	115.5 $\pm$ 1.2	117.8 $\pm$ 1.8	117.0 $\pm$ 1.8
22	Disulfoton	74.4 $\pm$ 2.1	95.3 $\pm$ 1.3	104.6 $\pm$ 1.8	105.7 $\pm$ 1.7	105.5 $\pm$ 2.0
23	Methyl parathion	40.8 $\pm$ 4.1	64.8 $\pm$ 2.9	82.4 $\pm$ 3.7	88.3 $\pm$ 3.7	87.2 $\pm$ 5.5
24	Pirimiphos methyl	96.7 $\pm$ 4.6	139.0 $\pm$ 5.5	159.1 $\pm$ 1.6	162.5 $\pm$ 0.6	165.2 $\pm$ 5.6
25	Fenitrothion	78.9 $\pm$ 7.6	115.4 $\pm$ 3.4	134.6 $\pm$ 3.0	139.2 $\pm$ 3.7	142.2 $\pm$ 9.2
26	Malathion	22.8 $\pm$ 0.6	32.2 $\pm$ 1.1	41.8 $\pm$ 1.1	46.8 $\pm$ 0.8	48.1 $\pm$ 2.5
27	Chlorpyrifos	83.9 $\pm$ 3.0	112.5 $\pm$ 3.7	127.4 $\pm$ 1.0	130.0 $\pm$ 1.3	131.0 $\pm$ 3.3
28	Parathion	70.8 $\pm$ 4.0	99.9 $\pm$ 3.4	114.8 $\pm$ 2.2	117.5 $\pm$ 0.7	120.6 $\pm$ 5.0
29	Phenthoate	39.8 $\pm$ 1.5	52.5 $\pm$ 4.2	63.7 $\pm$ 2.6	60.0 $\pm$ 11.6	50.4 $\pm$ 2.3

編號	化合物	萃取時間				
		30 min	1 hr	2 hr	3 hr	4 hr
30	Methidathion	22.6±1.5	37.2±1.8	50.5±4.2	60.1±4.6	60.0±5.7
31	Prothiophos	87.1±6.9	129.7±7.8	154.6±2.9	157.9±2.7	165.8±6.9
32	Ethion	73.2±2.4	100.6±5.4	117.2±2.2	122.6±2.4	126.4±6.2
33	Carbophenothion	119.0±5.8	162.0±7.9	183.7±1.7	193.0±2.1	201.5±7.5
34	EPN	59.4±3.3	83.7±3.2	95.1±2.1	100.4±0.5	105.5±2.3

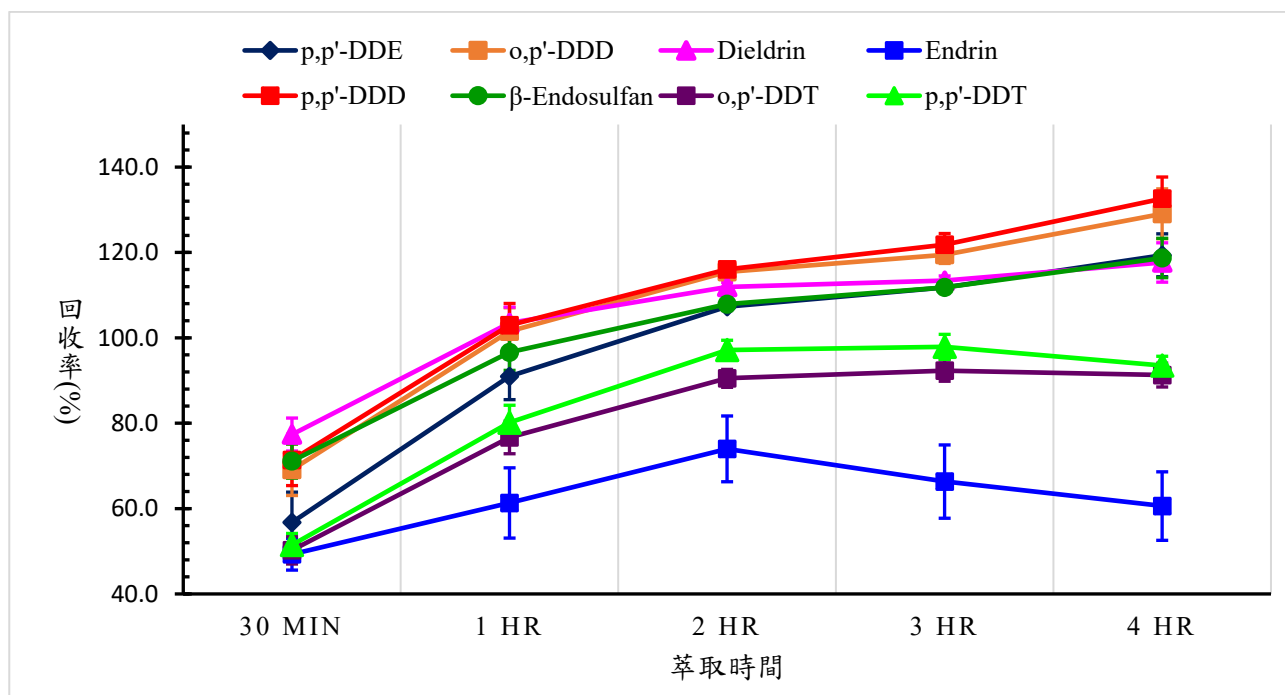
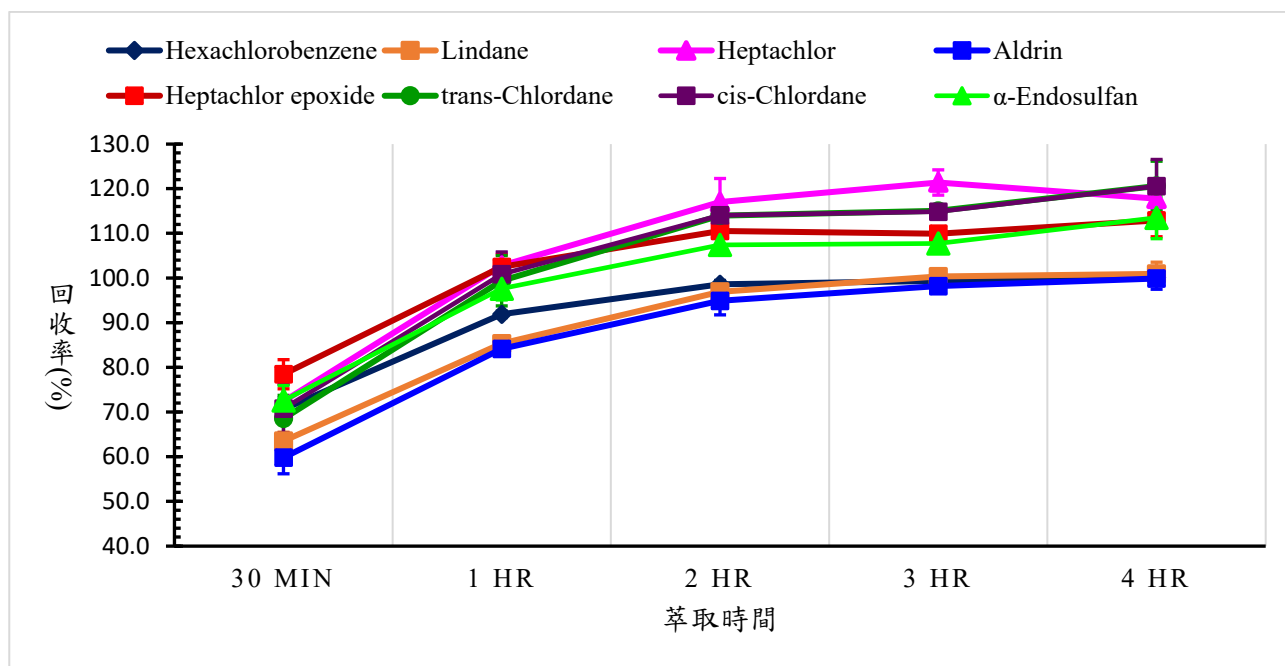


圖 6. 水中有機氯農藥之 SBSE 萃取時間趨勢圖

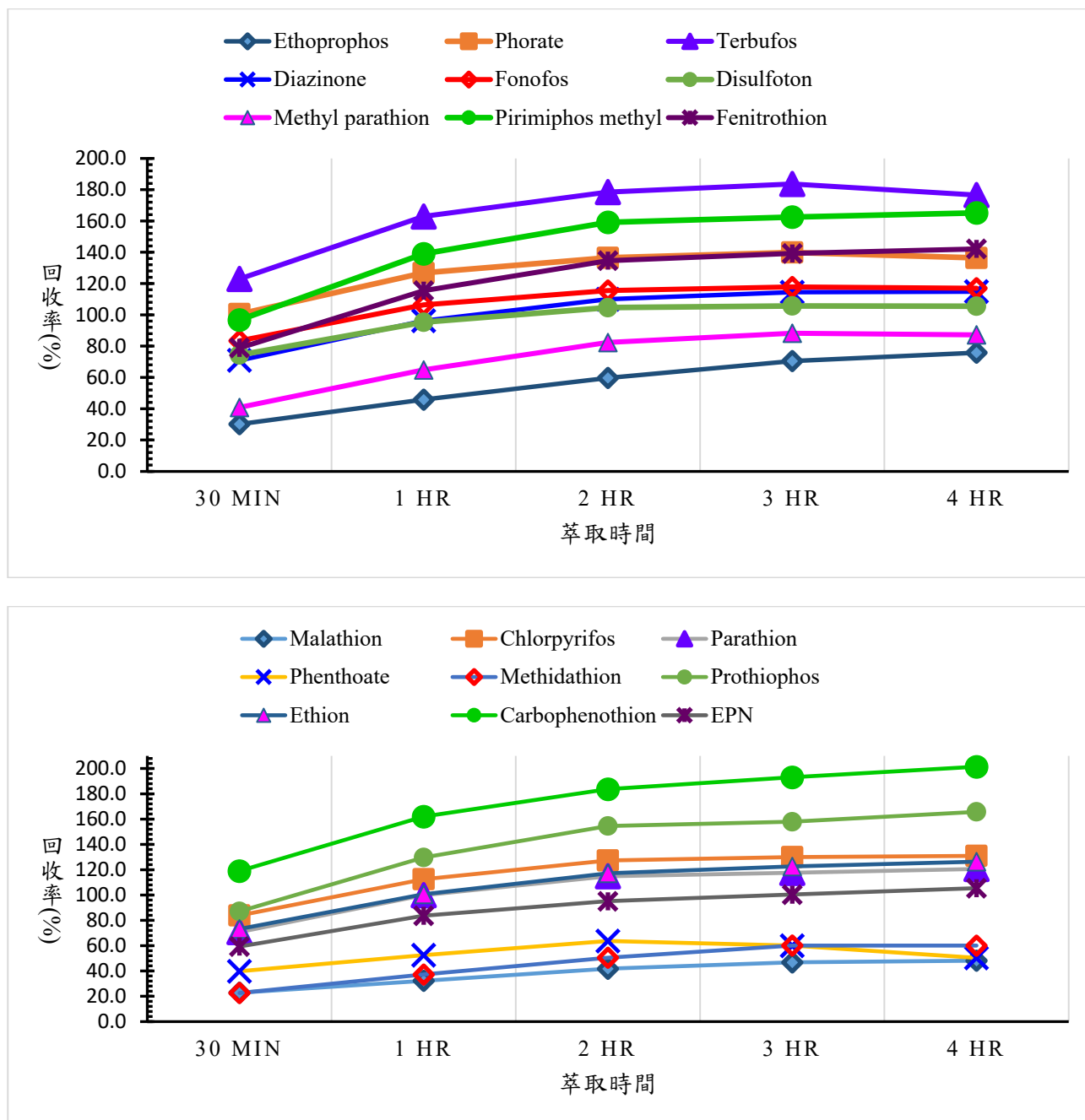


圖 7. 水中有機磷農藥之 SBSE 萃取時間趨勢圖

(四) 與液液萃取極固相萃取前處理比較評析

為了監測水中農藥的殘留量，且管制標準均相當低，因此需要進行適當前處理方式將樣品濃縮。環境檢驗所針對不同化學型態的農藥，公告許多分析方法，目前之公告方法之樣品前處理以液液萃取與固相萃取法為主，前者需要耗費大量溶劑，溶劑易逸散至環境中，造成污染，部分溶劑具致癌性。固相萃取雖然使用溶劑較少，然而目前之固相吸附管為單次使用。另外，為達管制濃度要求及降低方法偵測極限，二者方法皆需使用大體積水樣（體積達 1 L）萃取濃縮。本研究以吸附攪拌子萃取 10 mL 水樣，並運用熱脫附系統脫附待測物，無需使用溶劑，且攪拌子脫附待測物後可繼續重複使用。

四、結論

1、有機氯農藥及有機磷農藥於氣相層析質譜儀分析條件採 TIC 掃描模式，掃描範圍 35 至 450 amu，由質譜圖中挑選訊號最強之特性離子為主要離子，作為定量離子，另挑選 2 個特性離子為次要離子，次要離子強度與主要離子強度比用於待測物定性分析。

2、吸附攪拌子萃取選用 PDMS 吸附材質、膜厚 1.0 mm、長度 10 mm 攪拌子，有機氯農藥萃取條件為：攪拌子轉速 1000 rpm、萃取時間 2 hr。有機磷農藥萃取條件為：攪拌子轉速 1000 rpm、萃取時間 3 hr。

3、多功能自動進樣裝置搭配吸附攪拌子萃取技術，相較於傳統液液萃取技術及固相萃取技術，大幅減少有機溶劑的使用量及廢溶劑的產出量，且縮短檢測時間，可應用於水中有機氯農藥及有機磷農藥化合物之檢測。

參考文獻

- [1] 行政院主計總處，中華民國 107 年統計年鑑，ISSN 2305-3232 (2019)。
- [2] Tankiewicz, M., Fenik, J. and Biziuk M., “Solventless and solvent-minimized sample preparation techniques for determining currently used pesticides in water samples: A review.” *Talanta*, 86, 8-22 (2011) .
- [3] Anastas, P.T. and Kirchhoff, M.M., “Origins, current status, and future challenges of green chemistry.” *Accounts of Chemical Research*, 35(9), 686-694 (2002) .
- [4] Farajzadeh, M. A., Djozan, D. and Khorram, P., “Development of a new dispersive liquid-liquid microextraction method in a narrow-bore tube for preconcentration of triazole pesticides from aqueous samples.” *Analytica Chimica Acta*, 713 (0), 70-78 (2012) .
- [5] Cortada, C., Vidal, L., Pastor, R., Santiago, N. and Canals, A., “Determination of organochlorine pesticides in water samples by dispersive liquid-liquid microextraction coupled to gas chromatography-mass spectrometry.” *Analytica Chimica Acta*, 649 (2), 218-221 (2009) .
- [6] Sánchez-Avila, J., Quintana, J., Ventura, F., Tauler, R., Duarte, C. M. and Lacorte, S., “Stir bar sorptive extraction-thermal desorption-gas chromatography-mass spectrometry: An effective tool for determining persistent organic pollutants and nonylphenol in coastal waters in compliance with existing Directives.” *Marine Pollution Bulletin*, 60 (1), 103-112 (2010) .
- [7] Farajzadeh, M. A., Djozan, D., Nouri, N., Bamorowat, M. and Shalamzari, M. S., “Coupling stir bar sorptive extraction-dispersive liquid-liquid microextraction for preconcentration of triazole pesticides from aqueous samples followed by GC-FID and GC-MS determinations.” *Journal of Separation Science*, 33 (12), 1816-1828 (2010) .
- [8] Ochiai, N., Sasamoto, K., Kanda, H. and Pfannkoch, E., “Sequential stir bar sorptive extraction for uniform enrichment of trace amounts of organic pollutants in water samples.” *Journal of Chromatography A*, 1200 (1), 72-79 (2008) .
- [9] Lacorte, S., Quintana, J., Tauler, R., Ventura, F., Tovar-Sánchez, A. and Duarte, C. M., “Ultra-trace determination of Persistent Organic Pollutants in Arctic ice using stir bar sorptive extraction and gas chromatography coupled to mass spectrometry.” *Journal of Chromatography A*, 1216 (49), 8581-8589 (2009) .

106-108 年河川調查數據解析與應用

黃弘曜¹ 張家維¹ 王玉純¹ 郭安甫² 許元正² 金翁正² 王姿惠² 顏振華² 米文慧² 黃豐文²

¹中原大學環境工程學系

²行政院環境保護署環境檢驗所

摘要

本研究主要工作為彙整其檢驗數據，並運用專案河川調查數據進行多變統計分析方法解析應用。以學術理論與統計基礎尋求水環境資源調查數據與其他相關數據之相關性；藉此提升環境檢驗成果，進而達成「多構面應用」、「多方向創造」、「多角度發展」之能力。

分析環境檢驗所於 106 年檢測之三條河川（老街溪、客雅溪、新城溪）、107 年檢測之四條河川（老街溪、大安溪、烏溪、鹽水溪）及 108 年檢測之四條河川（塔寮坑溪、南崁溪、鹽水溪、三爺宮溪），共計九條專案河川，透過多變量統計分析（包含熱圖以及集群分析）等方式，以檢測數據本身特徵做初步、客觀之分群，再透過克利金法等視覺化方式，將環檢所歷年檢測數據加值應用，提供初步可能來源之參考方向以及可能之污染熱點，避免當緊急污染案發生時，相關人員僅能依靠經驗去做判斷，提供相關單位另一種判斷方式。

關鍵詞：集群分析、熱圖、克利金、生態風險評估

一、前言及研究目的

為因應世界主要國家走向知識經濟歷程，同時配合我國政府資訊公開、巨量資料分析等相關政策走向，將利用環境檢驗所內過去對國內水環境資源調查之數據橫向銜接環保署與其他政府機關之重要相關資料。近年來，大眾對於環境保護的意識提高，環境污染事件層出不窮，當事件發生時，大眾最關心的即為污染從何而來、民眾周遭環境是否遭受污染、食物是否安全，環檢所歷年資料庫數據豐富但缺乏分析、比對之功能，當污染案發生時，經常是依靠相關專案小組同仁，以人工比對之方式或是依靠經驗作判斷，難免有時過於主觀或是疏漏。

本研究計畫透過統計分析應用之方式，初步鑑別可能污染源以及可能污染熱點，提供相關單位判斷之參考方向。

二、研究方法

環境鑑識係指利用科學及分析之方法如化學指紋分析技術等，調查污染特性與可疑污染來源的關係，判斷及鑑定污染的責任歸屬，並且提供污染相關資訊給環境相關權責單位。本研究根據環檢所提供之專案河川檢測無機重金屬之資料，並搭配收集到的相關單位提供或申請之資料，應用 R 語言及地理資訊系統之軟體，透過多變量統計分析方法及地理統計等方法，評估環境中不同污染來源以及專案河川可能之污染熱點。

以九條專案河川（老街溪、客雅溪、新城溪、大安溪、烏溪、鹽水溪、塔寮坑溪、南崁溪、三爺宮溪）於 106 年至 108 年所採樣的樣品進行分析，載體類型可概略區分為河川水體、事業放流口、事業原廢水與河川底泥，分析結果將分為兩個部分，水樣檢測資料涵蓋河川水體與事業放流口，不納入事業原廢水；另一部分則為河川底泥檢測資料，僅 106 年專案河川涵蓋底泥資料。專案河川資料為執行成果之準確性，經過表列及計算各項重金屬之小於方法偵測極限、無可分析數據或無檢測數據及可

分析資料之筆數，若某項重金屬項目之小於方法偵測極限、無可分析數據或無檢測數據及可分析資料之筆數總和大於總筆數之 70%，故將去除該重金屬項目，不納入以下分析。以下說明本研究使用之熱圖與階層式集群分析、克利金法分析及生態風險評估分析。

2.1 專案河川熱圖與階層式集群分析

整合專案河川檢測資料後，並擇定放流水標準規範事業之重金屬進行熱圖分析 (Heatmap) 和階層式集群分析 (Hierarchical cluster analysis, HCA)，分析的事業包含：金屬加工處理業、光電材料及元件製造業、晶圓製造及半導體製造業和化工業等四種事業。本研究以光電材料及元電製造業相關重金屬項目進行簡述，並於結果中展示 108 年南崁溪之成果。

階層式集群分析已廣泛應用在基因體學、自然科學等領域主要用於高維度資料的分析，此方法會將性質相近的樣本進行歸類並加以分群，而同一集群內特性越為接近，而集群與集群間異質性越高，因此檢測值經判別後會依相對距離進行歸類並且分為不同的集群，而最為相似的檢測值會在同一集群內。

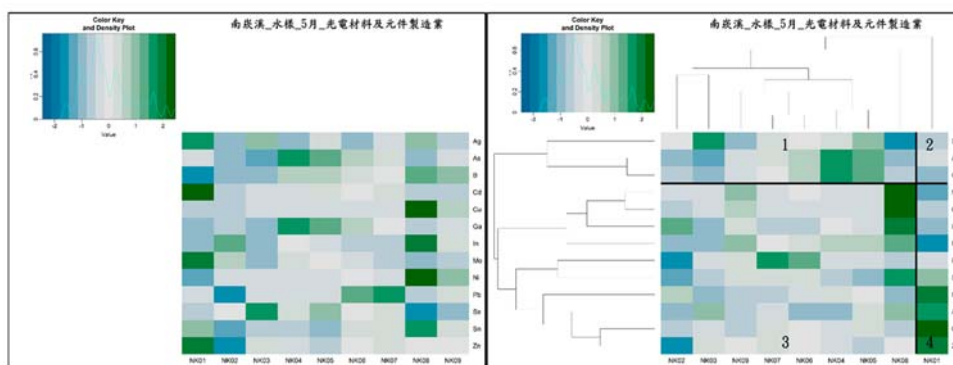
傳統以採樣地點的檢測水質項目濃度高低來判別污染物高濃度之區域，但檢測水質項目繁雜且須要同時需辨別檢測水質項目高濃度的採樣地點，較容易忽略潛在高污染區域，因此本計畫使用集群分析常見演算法——階層式集群分析，並採華德最小變異法 (Ward's minimum variance method) 來解析專案河川重金屬與採樣地點的關聯性，此方法概念為將每一樣本值視為最初之集群，依序將最近的集群進行合併，直至將各集群間的變異數最小並組合成一集群。

在進行熱圖與階層式集群分析會先將檢測數據進行標準化，公式如下[1]：

$$Z_{ij} = \frac{(C_{ij} - C_i^0)}{sd_i} \quad (1)$$

其中 Z_{ij} 是第 j 個採樣點中第 i 個重金屬的標準化濃度； C_{ij} 是第 j 個採樣點中第 i 個重金屬的檢測濃度； C_i^0 是第 i 個重金屬的平均濃度；而 sd_i 是第 i 個重金屬的標準偏差。

專案河川重金屬濃度經過標準化後，會依相對濃度值進行呈現，如所示，深綠色表示相對低濃度；深藍色表示相對高濃度。依據集群分析方法，標準化之特徵值會迅速地進行分群，如產生二維度的結果，橫軸表示不同時空下的採樣地點；縱軸表示重金屬項目，越早被分群之項目或地點，表示其特徵相近，如圖一所示。



圖一、以熱圖分析(左)及集群分析(右)評析 108 年南崁溪河川水體重金屬濃度圖

2.2 專案河川克利金法分析

(1) 克利金法 (Kriging) 介紹

克利金法為地理統計中常見方法之一，又名為空間局部估計或空間局部插值。在有限的區域中，利用空間提供的分布資訊及考慮鄰近採樣點的數值，藉以勘查及推估無採樣點之區域數值。此方法可應用於評估研究區域污染物的空間分布，並以計算各測點濃度之半變異量來推估未知區域之濃度，最後以圖形的樣式及色彩的深淺來呈現污染物的分布情形。常用的克利金法可分為三種型式—簡單克利金(Simple Kriging)、一般克利金(Ordinary Kriging)和通用克利金(Universal Kriging) [2]，過去計劃使用簡單克利金法進行河川之無機重金屬濃度預測分析，即以所採集之樣品中重金屬濃度以推估於專案河川中的分布情形。在簡單克利金法分析結果下，呈現於河川之濃度資料誤差較大，故本報告依循「環境調查數據解析應用(4/4)」之期中報告之委員建議使用指標克利金以推估未知區域超出基準值之機率。

(2) 指標克利金應用 (Indicator Kriging)

指標克利金屬無母數空間統計方法，於空間統計上具有自由分布之特性，且可在侷限的已知檢測點未推估未知點位的空間機率分布。指標克利金將一已知空間資料進行指標化，以指定一門檻值，將空間中資料分類為 0 至 1 之數值，其定義如下[3]：

$$I(x) = \begin{cases} 1 & \text{if } Z(x) \geq v_c \\ 0 & \text{if } Z(x) < v_c \end{cases} \quad (2)$$

其中 $Z(x)$ 為環境中的未知點位； v_c 為設定之門檻值。

指標化之過程可作為已知點位會達到此門檻值之機率，而環境中的資料具有不同程度間的空間相關性，並可依據此空間關係推估其他未知點位之機率。未知點位之變量可依下列公式定義：

$$P[Z(x) \leq v_c] = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \lambda_i I(x_i) \quad (3)$$

其中 λ_i 為未知點位之權重係數，可依變異數進行推估，若未知點位之變異數越大，則權重係數越小，所觀測之機率則越小；若未知點位之變異數越小，則權重係數越大，所觀測之機率則越大。最後，以一般克利金法即可推估空間中未知點位之機率。此方法應用於 109 年專案河川水體檢測數據，並以環保署「地面水體分類及水質標準 附表二」所定義之重金屬標準作為指標克利金之門檻值，如表一所示[4]。而使用此方法有一侷限性，當河川檢測數據之所有檢測濃度大於或是小於設定之門檻值，將無法順利執行指標化之過程。故會在執行指標化之過程前，以表一之基準值對河川檢測數據進行篩選。本研究使用 108 年南崁溪於 5 月及 9 月之水體檢測重金屬數據進行篩選，其中採樣地點共計 9 處。篩選結果呈現重金屬銅(Cu)在 5 月及 9 月有 3 處採樣地點超過表一之基準值，而本研究將以 108 年南崁溪之河川水體重金屬銅(Cu)進行簡單克利金及指標克利金分析之呈現。

表一、「地面水體分類及水質標準 附表二」之重金屬基準值

水質項目		基準值 (單位：微克／公升)
重金屬	鎘	5
	鉛	10
	六價鉻	50
	砷	50
	總汞	1
	硒	10
	銅	30
	鋅	500
	錳	50
	銀	50
	鎳	100

2.3 生態風險評估分析

眾多河川與底泥採樣，往往檢測出大量的重金屬數據，而常因數據項目繁多，導致不易直覺化解讀或判斷附近環境是否有遭受污染，而以至於影響環境生態，故發展出許多量化指標來判別污染等級。其他研究中常以底泥檢測數據作為生態風險評估之材料，少以河川水體之檢測數據進行分析，而常見的方法包含地質累積指數 (Index of Geoaccumulation, Igeo) 及富集因子 (Enrichment Factor, EF)[5]，主要以單一濃度進行評估。其他方法包含污染負荷指數 (Pollution Load Index, PLI) 及潛在生態風險指數 (Potential Ecological Risk Index, PERI)，為了評估底泥的多項重金屬的整體風險而開發[6]。

本研究參考行政院環境保護署所公布之「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」中第4條，底泥品質指標項目：砷(As)、鎘(Cd)、鉻(Cr)、銅(Cu)、汞(Hg)、鎳(Ni)、鉛(Pb)、鋅(Zn)作為本研究材料[7]，如表二所示，並參考表三之環境中重金屬背景值之濃度進行風險評估分析。利用生態風險評估方法進行河川底泥重金屬量化指標計算，再將計算結果依據不同方法之不同級距進行顏色分層，使數據視覺化並更有利於閱讀或判別實際污染情況。

表二、底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法[7]

法規名稱	底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法	
適用類別	底泥	
重金屬項目	上限值(mg/kg)	下限值(mg/kg)
砷	33	11
鎘	2.49	0.65
鉻	233	76
銅	157	50
汞	0.87	0.23
鎳	80	24
鉛	161	48
鋅	384	140

表三、環境中重金屬項目之背景值[8]

重金屬項目	濃度(mg/kg)
砷	13
鎘	0.3
鉻	90
銅	45
汞	0.4
鎳	68
鉛	20
鋅	95

(1) 地質累積指數 (Index of Geoaccumulation, Igeo)

較常作為評估環境中重金屬的指標之一，此指標考慮了自然地質中的背景值以及人為活動所產生之污染物，其計算公式如下：

$$I_{geo} = \log_2[C_n/1.5B_n] \quad (4)$$

其中 C_n 為專案河川底泥檢測重金屬的濃度； B_n 為環境中重金屬背景值濃度；1.5為修正係數。

計算結果可分為7個等級，如

表四所示，評估結果高於0，即表示有污染，Igeo 值為0至1，表示污染程度為無污染到中度污染；Igeo 值為1至2，污染程度為中度污染；Igeo 值2至3，表示污染程度中度污染到強度污染；Igeo 值3至4，表示污染程度為強度污染；Igeo 值4至5，表示污染程度為強度污染到極強度污染；Igeo 值大於5，表示污染程度為極強污染。

表四、地質累積指數判斷標準

等級	Igeo 值	污染程度
1	<0	無污染
2	$0 < I_{geo} \leq 1$	無污染到中度污染
3	$1 < I_{geo} \leq 2$	中度污染
4	$2 < I_{geo} \leq 3$	中度污染到強度污染
5	$3 < I_{geo} \leq 4$	強度污染
6	$4 < I_{geo} \leq 5$	強度污染到極強度污染
7	$I_{geo} > 5$	極強污染

(2) 富集因子 (Enrichment Factor, EF)

用於污染評估的參數，顯示環境中重金屬的富集程度。先前的研究通常使用鋁(Al)、鐵(Fe)、錳(Mn)等作為參考元素[9]，由於鋁(Al)與黏粒組成有密切關係，並缺少明顯的人為活動來源等因素，因此較為廣泛使用，故本研究選定鋁(Al)為參考金屬[10]。其計算公式如下：

$$EF = (C_i/Al)_{\text{樣品}} / (C_i/Al)_{\text{背景}} \quad (5)$$

其中 C_i 為專案河川底泥檢測重金屬的濃度，Al為選定作為參考重金屬濃度。當EF數值越大，代表環境中的富集程度就越高。

富集因子分為5個等級，如表五所示，EF值若小於2，表示污染程度為無污染至弱污染；EF值2至5，表示污染程度為中度污染；EF值5至20，表示污染程度顯著污染；EF值20至40，表示污染程度為高度污染；EF值大於40，表示污染程度為極度污染。

表五、富集因子污染判斷標準[10]

等級	EF 值	污染程度
1	$EF \leq 2$	無污染至低污染
2	$2 < EF \leq 5$	中度污染
3	$5 < EF \leq 20$	顯著污染
4	$20 < EF \leq 40$	高度污染
5	$EF > 40$	極度污染

(3) 污染負荷指數 (Pollution Load Index, PLI)

此指標不僅只考慮單一重金屬，而是將該採樣點位的所有重金屬共同進行計算，能夠反映出所選重金屬對於底泥的污染程度。其計算公式如下：

$$CF = (C_i/C) \quad (6)$$

其中污染因子 (Contamination Factor, CF) 為考量環境重金屬背景值之人為活動造成之影響； C_i 為專案河川底泥重金屬檢測濃度； C 為環境中重金屬背景值濃度。

$$PLI = \sqrt[n]{Cf_1 \times Cf_2 \times \cdots Cf_n} \quad (7)$$

其中 n 為重金屬個數，PLI 指數越高，代表污染越嚴重。

分為 4 個等級，如表六所示，PLI 值小於 1，表示污染程度為無污染；PLI 值 1 至 2，表示污染程度為中等污染；PLI 值 2 到 3，表示污染程度為強污染；PLI 值大於 3，表示污染程度為極強污染。

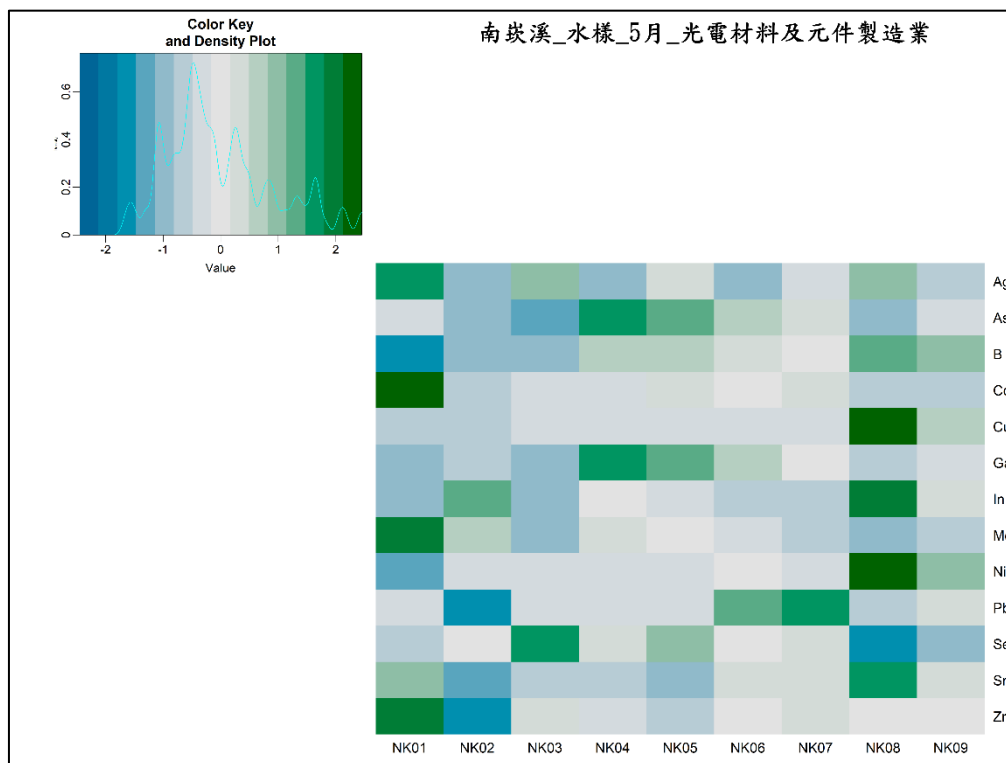
表六、污染負荷指數判斷標準[11]

等級	PLI 值	污染程度
0	$PLI < 1$	無污染
1	$1 < PLI \leq 2$	中等污染
2	$2 < PLI \leq 3$	強污染
3	$PLI > 3$	極強污染

三、結果與討論

3.1 以熱圖分析探討河川重金屬高濃度區位

在熱圖分析方面，以南崙溪於109年5月水樣之光電材料及元件製造業相關重金屬項目進行分析。在圖二分析結果中，橫列為南崙溪之採樣點位由上游至下游排序之編號，由NK01至NK09進行表示；縱列為參考放流水規範之重金屬項目，圖中深綠色表示高濃度，當顏色愈趨近深藍色表示濃度越低。在分析過程中標準化濃度及呈現結果時，可辨別出重金屬相對濃度之高低區域，以此解析高污染之區域。統整專案河川檢測重金屬熱圖分析結果，南崙溪於109年5月份之水樣方面，NK01、NK08採樣地點有多項重金屬相較於其他採樣地點有相對高的濃度。

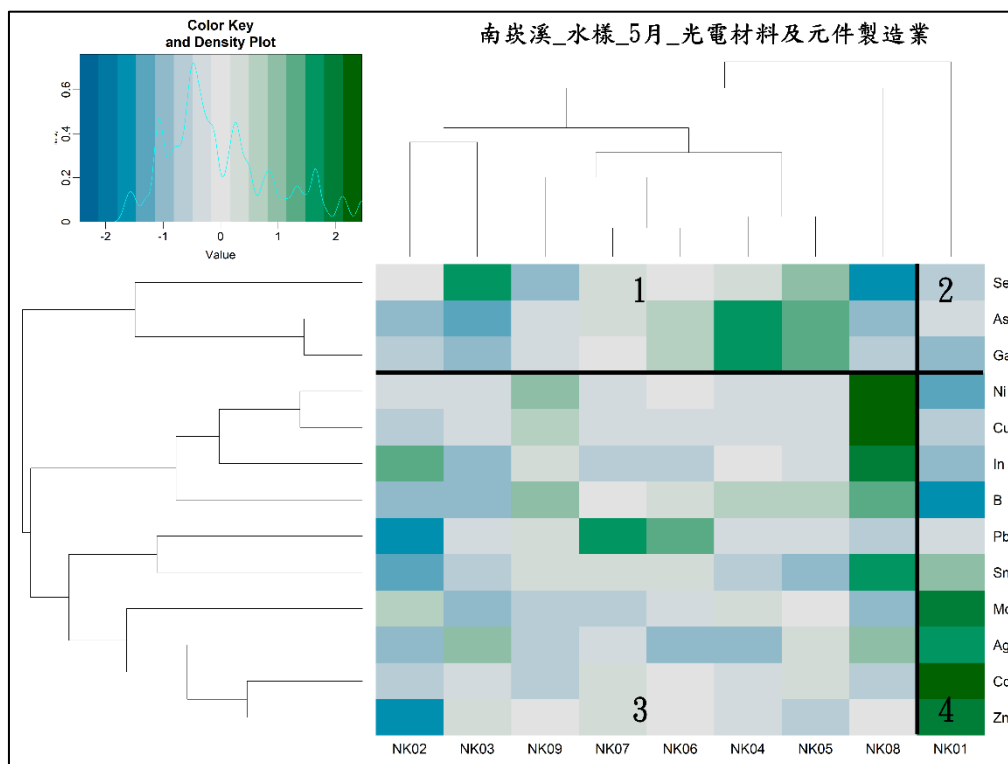


圖二、以熱圖分析評析 108 年南崙溪 5 月之光電材料及元件製造業之放流水規範重金屬項目

3.2 以階層式集群分析探討河川重金屬不同濃度特徵之分群

在集群分析方面，與上述熱圖分析之資料一致，以南崙溪於 109 年 5 月水樣之光電材料及元件製造業相關重金屬項目進行分析。橫列為南崙溪之採樣點位由上游至下游排序之編號，由 NK01 至 NK09 進行表示；縱列為參考放流水規範之重金屬項目，圖中集群分析結果愈早合併之集群表示其間的特徵相似性愈高。

集群分析結果依採樣地點由左至右可分為兩群，依重金屬項目由上至下也可分為兩群，結合兩者將集群分析結果分為四群，如圖三所呈現方式，後續將以分群 1、分群 2、分群 3 和分群 4 進行說明。依圖三分析結果之分群 2，可以看出其濃度比較其他重金屬或採樣地點，顯示較低檢測濃度；依分群 4，可以看出其濃度比較其他重金屬或採樣地點，顯示較多高檢測濃度。綜整以上說明，依據呈現結果顯示之特徵分群，提供後續分析進行參考及簡化用途。



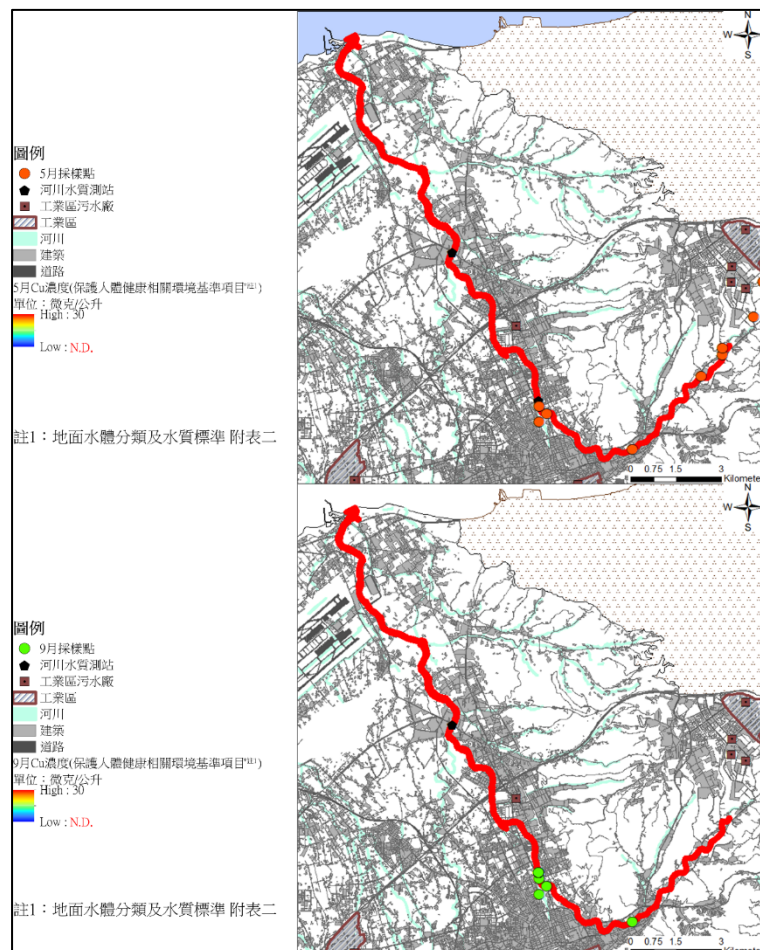
圖三、以集群分析評析 108 年南崙溪 5 月之光電材料及元件製造業之放流水規範重金屬項目

3.3 以克利金分析推估河川重金屬高濃度區位

克利金法在有限的區域中，常利用空間提供的分布資訊及考慮鄰近已知採樣點知特徵值，以推估未知點位之特徵值，而以下分析以南崁溪於 108 年 5 月及 9 月之重金屬銅檢測濃度執行簡單克利金及指標克利金方法。

(1) 簡單克利金呈現結果

本小節僅闡述南崁溪水樣之重金屬—銅(Cu)之分析部分。其分析的數據來源為 108 年 5 月和 9 月所採樣之樣品，探討其中所含的重金屬銅(Cu)濃度分布。圖四為專案河川水樣所含重金屬銅之簡單克利金分析結果，濃度由高到低依序以紅色到藍色進行表示，並以表一之基準值作為最大值，即表示推估濃度高於基準值則會呈現紅色。在圖例中，採樣地點以 5 月為橘色圓點、9 月為綠色圓點；黑色方形點為水質監測站的測點。其餘背景資料則以不同顏色進行標示：灰色表示建築物、黑色表示道路、翡翠色表示河川分布以及褐色框線所圍繞的區域表示為工業區。依據圖四呈現結果，整條河流皆呈現紅色，而南崁溪於實際檢測數據呈現最上游之採樣點位並無超過表一之基準值，表示圖四並不符合實際檢測濃度。而以上可歸因於空間分布中有許多極端值，使得簡單克利金分析無法準確推估濃度，故下一節以指標克利金之分析結果進行比對。

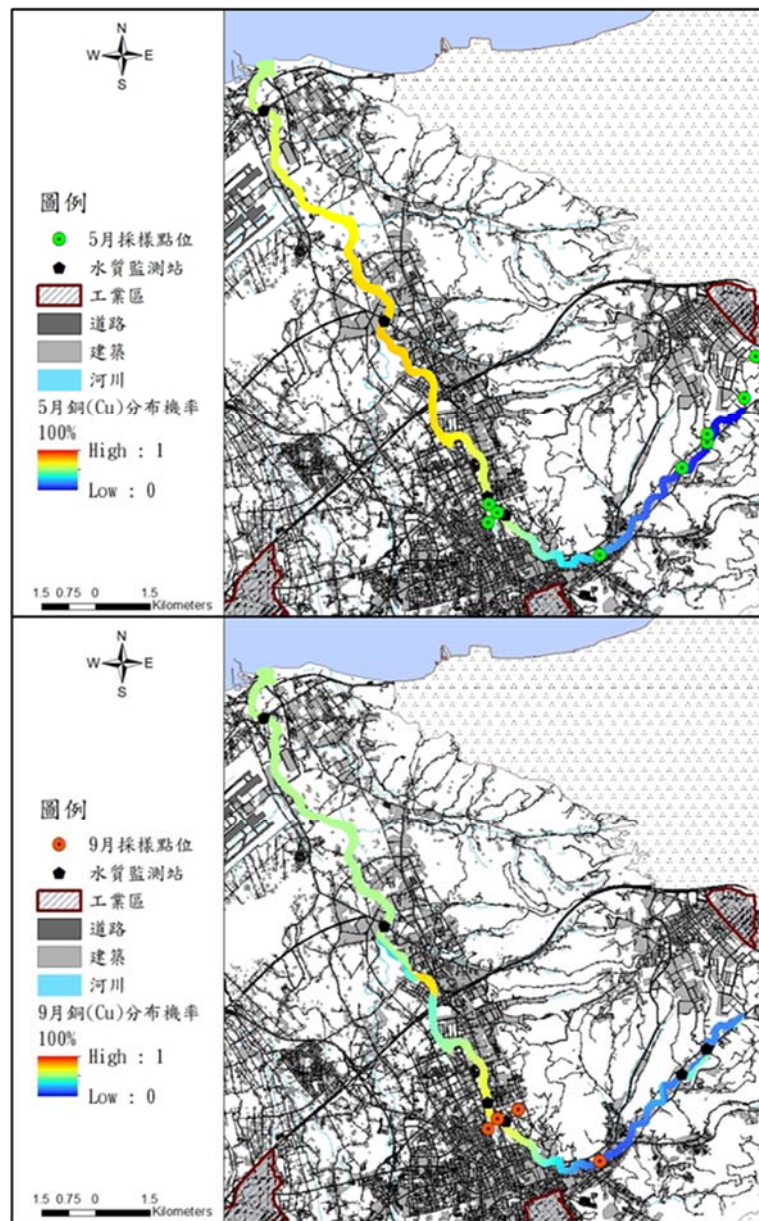


圖四、以簡單克利金法評析 108 年南崁溪 5 月(上)及 9 月(下)之水體重金屬銅(Cu)

(2) 指標克利金呈現結果

本小節僅闡述南崁溪水樣之重金屬—銅(Cu)之分析部分。其分析的數據來源為 108 年 5 月和 9 月所採樣之樣品，探討其中所含的重金屬銅(Cu)濃度分布。圖五為南崁溪水樣所含重金屬銅(Cu)之指標克利金分析結果，超過標準值之機率由高到低依序以紅色到藍色進行表示，標準值以表一作參考，即表示推估濃度高於基準值之機率達 100%時，則會呈現紅色。在圖例中，採樣地點以 5 月為綠色圓點、9 月為橘色圓點；黑色方形點為水質監測站的測點。其餘背景資料則以不同顏色進行標示：灰色表示建築物、黑色表示道路、藍色表示河川分布以及褐色框線所圍繞的區域表示為工業區。

依據圖五呈現結果顯示，南崁溪下游之河川水體重金屬銅(Cu)超過表一之標準值機率較上游高。南崁溪採樣點位之相對下游於 5 月和 9 月皆有檢測出超過基準值之情況，較符合實際檢測之結果。因指標克利金能接受空間資料上的偏差，以解決檢測結果之極端值問題，並在分析結果能較準確的進行推估。



圖五、以指標克利金法評析 108 年南崁溪 5 月(上)及 9 月(下)之水體重金屬銅(Cu)

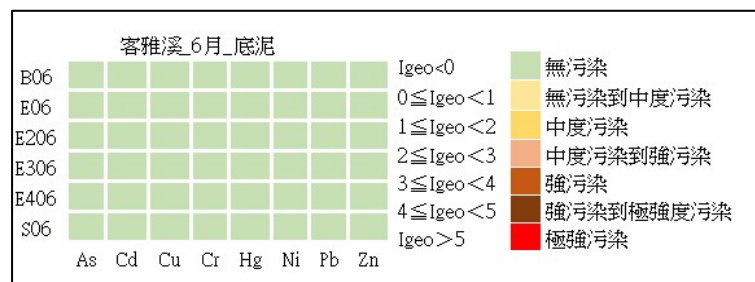
3.4 以生態風險評估分析底泥重金屬及量化指標

生態風險評估參考環保署訂定之「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」來擇定評估項目，主要用於計算底泥污染情況。利用生態風險評估方法進行河川底泥重金屬量化指標計算，再將計算結果依據不同方法之不同級距進行顏色分層，將指標視覺化使得讀者更容易閱讀。其中 106 年至 108 年數據中，只有 106 年專案河川有檢測底泥之重金屬項目，故本研究只採納 106 年客雅溪、老街溪及新城溪之底泥進行評估。

以下為 106 年客雅溪之生態風險評估結果，其採樣地點編號以 B06、E06、E206、E306、E406 及 S06 替換成原點位名稱，以利程式順利進行分析。

(1) 地質累積指數評估結果

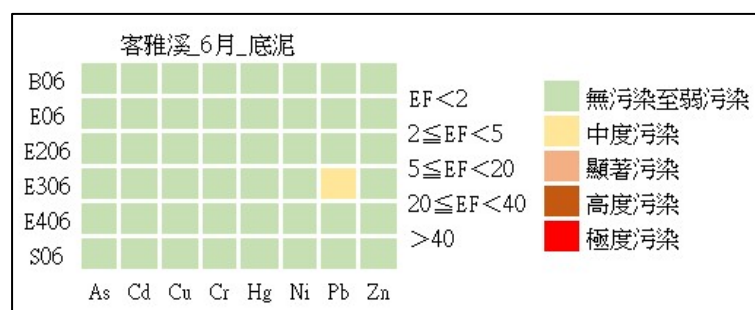
地質累積指數評估結果如圖六所示，呈現 106 年客雅溪 6 月之重金屬評估結果，縱軸為採樣地點；橫軸為行政院環境保護署所公布之「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」中管制之重金屬項目。圖六之圖例呈現地質累積指數之評估級距，依顏色分為綠色、淺橘色、深橘色、粉色、咖啡色、深咖啡色及紅色，分別代表無污染、無污染到中度污染、中度污染、中度污染到強污染、強污染、強污染到極強度污染及極強度污染。依圖六分析結果顯示，6 月份客雅溪在地質累積指數分析結果中屬無污染等級之情形。



圖六、以地質累積指數評析 106 年 6 月客雅溪之「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」規範重金屬項目

(2) 富集因子評估結果

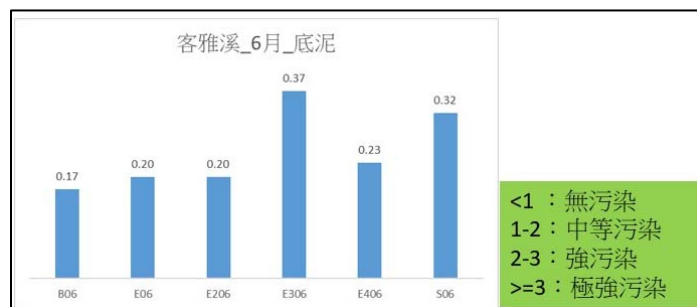
富集因子評估結果如圖七所示，呈現 106 年客雅溪 6 月之重金屬評估結果，縱軸為採樣地點；橫軸為行政院環境保護署所公布之「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」中管制之重金屬項目。圖七之圖例呈現富集因子之評估級距，依顏色分為綠色、淺橘色、粉色、咖啡色及紅色，分別代表無污染至弱污染、中度污染、顯著污染、高度污染及極度污染。依圖七分析結果顯示，發現採樣點 E3 中的鉛在富集因子評估結果屬中度污染等級，其餘採樣點在富集因子評估屬無污染等級。



圖七、以富集因子評析 106 年 6 月客雅溪之「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」規範重金屬項目

(3) 污染負荷指數評估結果

污染負荷指數評估結果如圖八所示，呈現 106 年客雅溪 6 月之重金屬項目評估結果，依行政院環境保護署所公布之「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」中管制之重金屬項目進行各採樣地點分別進行污染因子計算，再以污染負荷指數評估各採樣地點之影響。依圖八客雅溪污染負荷指數分析結果顯示，橫軸為客雅溪 6 月之採樣地點，而污染負荷指數評估結果皆在 1 以下，故客雅溪 6 月之底泥重金屬在污染負荷指數屬無污染等級。



圖八、以污染負荷指數評析 106 年 6 月客雅溪各採樣地點

四、結論

4.1 河川熱點污染熱點分析

- (1) 熱圖與集群分析為採樣地點之多項重金屬項目的標準化濃度，可初步並概略了解採樣地點之重金屬濃度狀況，由於標準化之濃度是透過不同採樣地點的重金屬項目之平均值與檢測濃度作為相對比較，並可發現同一採樣地點濃度相同，但是因其他採樣地點平均濃度上升，將令呈現相對較低之濃度。
- (2) 克利金分析法能從有限的已知採樣點位之特徵值，推估環境中未知點位之可能特徵值。起初使用簡單克利金法雖能快速進行高濃度熱點分布的判斷，但也因環境中多有極端值的存在，而引起之偏差，導致在結果判斷上有所疑慮。後續使用指標克利金分析進行環境中未知之機率，檢定力較簡單克利金佳，能較準確判斷出河川中可能超出法定基準值之機率分布。

4.2 生態風險評估分析

- (1) 從地質累積指數與富集因子可以發現，客雅溪除一處採樣點位E3有鉛之中度污染外，其餘分析結果皆顯示無污染。
- (2) 客雅溪於污染負荷指數中皆低於1，除流域周遭工廠及其他人為活動因素較少之外，以及經濟部水利署多次對於新竹地區客雅溪排水整治也有一定的成效，且在108年榮獲「全國河川污染整治考核」特優。

參考文獻

- [1].Xu, J., et al., *Source apportionment of perfluorinated compounds (PFCs) in sediments: Using three multivariate factor analysis receptor models. Journal of Hazardous Materials*, 2013. **260**: p. 483-488.
- [2]方惠民, 蕭., 賴澄燦, 鄭國璘, 應用克利金法推估潮間帶地形資料之研究. 2006: p. 6.
- [3]江介倫 and 鄭克聲, 指標克利金空間推估應用於衛星遙測影像分類. 航測及遙測學刊, 2004. **9**(2): p. 43-58.
- [4]地面水體分類及水質標準. 2017.
- [5>Arienzo, M., et al., *Sediment contamination by heavy metals and ecological risk assessment: The case of Gulf of Pozzuoli, Naples, Italy. Marine Pollution Bulletin*, 2020. **155**: p. 111149.
- [6]Islam, M.A., et al., *Heavy metal contamination and ecological risk assessment in water and sediments of the Halda river, Bangladesh: A natural fish breeding ground. Marine Pollution Bulletin*, 2020. **160**: p. 111649.
- [7]底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法. 2012.
- [8]KARL K, T. and H.W. KARL, *Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust*. 1961.
- [9]Li, Y., et al., *Improved enrichment factor model for correcting and predicting the evaluation of heavy metals in sediments. Science of The Total Environment*, 2021. **755**: p. 142437.
- [10] 张秀芝, 鲍征宇, and 唐俊红, 富集因子在环境地球化学重金属污染评价中的应用. 地質科技情報, 2006. **25**(1): p. 65-72.
- [11]高健磊、王靜, 兩種河道底泥重金屬生態危害評價方法比較研究. 環境工程, 2013.

表面增強拉曼光譜技術於水體污染源追蹤之應用研究

陳怡如 羅仕麟 郭安甫

行政院環境保護署環境檢驗所

摘要

本所於 106-107 年與中研院合作「表面增強拉曼光譜技術於水體污染源追蹤之應用研究(1/4-2/4)」計畫，建立鉻化物表面增強拉曼分析作業程序。為瞭解表面增強拉曼光譜分析技術在真實樣品之應用，分析本所於鹽水溪採樣之放流水供精進研究分析，評估實場是否可以表面增強拉曼技術分析河川放流水樣品。本研究共分析 4 個樣品，以公告方法檢測結果濃度範圍為 0.015 mg/L 至 0.178 mg/L，而以表面增強拉曼光譜分析結果能從中測出 2 個鉻濃度較高的樣品，與公告方法檢測結果偏差分別為 -17.1%與-92.1%，顯示水有其他物質因為競爭吸附效應而影響鉻化物定量結果。

關鍵詞：表面增強拉曼、鉻化物分析、河川放流水分析

一、前言及研究目的

越來越多污染案件都是藉由偷排或是混和乾淨基質任意丟棄，以至於周遭環境在不知不覺中遭受到極大的傷害，也間接或直接影響到周遭居民的生活品質。目前對於污染物的分析，大部分的測項仍需要在實驗室執行，甚至需要較長時間的前處理，因此比較無法即時取得污染物的資訊與污染來源。有鑑於此，綠色化學、快速分析與低成本為目前分析技術上的主要訴求，拉曼光學分析技術可符合前述需求。拉曼光學分析以雷射作為光源，可對樣品激發產生非彈性碰撞之散色光，光譜儀收到光訊號再轉成光譜圖與標準圖譜比對，可在極短時間得到污染物物種。然而傳統上的拉曼光學分析感度較差，幸而在近年科學家發現奈米銀可用以增強化合物拉曼訊號，被稱作表面增強拉曼技術，大幅提升拉曼光學感度與應用。因此表面增強拉曼技術如進一步應用於環境介質快速分析，可協助快速比對管制濃度在 mg/L 以下之污染物，提供業務單位執法參考。本研究將以鉻化物為分析標的，此為電鍍業或金屬表面處理業等工業常用之無機物，如無處理得當，不肖業者往往恣意排放以至於污染附近水質與土壤。鉻化物目前放流水管制標準為總鉻 2.0 mg/L 與六價鉻為 0.5 mg/L，鉻化物拉曼光譜波峰介於 400-1000 cm^{-1} 產生之 Cr-O 共振波峰[1]，因此從其管制濃度範圍與可辨別之波峰評估應適合運用表面增強拉曼技術分析鉻化物。本研究另以河川放流水樣作為真實樣品進行實場分析可行性，搭配公告方法之檢測結果及氯離子濃度[2]，瞭解真實樣品在表面增強拉曼技術的優點與成長空間。

二、研究方法

1.材料：

- (1)表面增強底板：具有填附奈米銀顆粒之鋁板，由中研院原分所提供。
- (2)低螢光玻璃片：具有降低螢光功能之玻璃片。
- (3)承載鋁板底座：可放置底板之鋁材質底座。

2.標準品：

- (1)矽晶片：可於 520 cm^{-1} 產生波峰之標準片，用於校正拉曼光譜儀波峰位置用。
- (2)鉻酸鉀：試藥級。
- (3)腺嘌呤：試藥級。

3.桌上型顯微拉曼光譜儀：

- (1)雷射光源：633 nm 之氦氖雷射，雷射出光強度 16 mW。
- (2)物鏡：10 倍，Olympus 製。
- (3)拉曼光譜儀，型號為 iHR320，Horiba 製。

4. 分析流程：

(1) 底板訊號增強靈敏度測試：

為評估底板訊號增強幅度與訊號與基線比值，需尋找適合的化合物進行測試。腺嘌呤（Adenine）為一胺基酸化合物，低毒性且光譜波峰單純，僅於約 740 cm^{-1} 位置有一明顯波峰，因此適合作為底板測試。測試方法為於底板左、中、右三個位置各滴入 $0.7\text{ }\mu\text{L}$ 10^{-4} M 腺嘌呤標準溶液，隨後於各液滴內不同位置重複分析三次腺嘌呤波峰，積分時間為 60 秒，紀錄左、中、右腺嘌呤波峰訊號平均高度與平均基線，選取最佳訊號增強區域作進行樣品分析。

(2) 標準品分析：

本次研究以分析鉻化物為目標，取鉻酸鉀粉末溶於純水中，配製 0.07 mg/L 鉻標準溶液，隨後取 $0.7\text{ }\mu\text{L}$ 前述標準溶液滴至底板進行分析，分析光譜波段為 400 cm^{-1} 至 1000 cm^{-1} ，光譜積分時間為 240 秒，以此建立鉻波峰位置並做為半定量評估標準。另取該稀釋之純水，取 $0.7\text{ }\mu\text{L}$ 滴至底板進行分析，以瞭解底板在沒有任何待測物下是否有不明雜訊干擾。

(3) 河川放流水樣品分析：

分析樣品為搭配「河川水體污染源鑑識作業程序建置與實例應用」計畫，挑選以公告方法分析之總鉻濃度大於 0.01 mg/L 之鹽水溪放流水樣品代號 A 至 D，作為本次技術建置的目標樣品，此批樣品氯離子濃度範圍為 63.9 mg/L 至 248 mg/L 。樣品離心後將上澄清液取至新離心管，隨後取 $0.7\text{ }\mu\text{L}$ 澄清液至底板進行分析，分析光譜波段為 400 cm^{-1} 至 1000 cm^{-1} ，光譜積分時間為 240 秒，以此建立鉻標準表面增強拉曼光譜圖。如有明顯波峰，則再進一步以可攜式拉曼光譜儀進行分析。

(4) 光譜分析軟體：

光譜儀操作軟體為 LabSpec 6 (Horiba France SAS)，內建有樣品分析、圖像觀看與影像聚焦，可設定分析積分時間與分析範圍。樣品分析完之拉曼光譜圖以 TXT 檔形式取出後，再以 Origin 軟體繪圖與波峰擬合，Origin 版本為 Origin2015。

三、結果與討論

1. 底板訊號增強靈敏度測試

腺嘌呤分析結果詳如圖 1 所示，波峰約於 740 cm^{-1} 位置，由左而右波峰訊號平均高度與平均基線之比值為 0.75、0.73、0.92，顯示右側區域的底板訊號增強幅度較高，以此區域用以後續樣品分析。

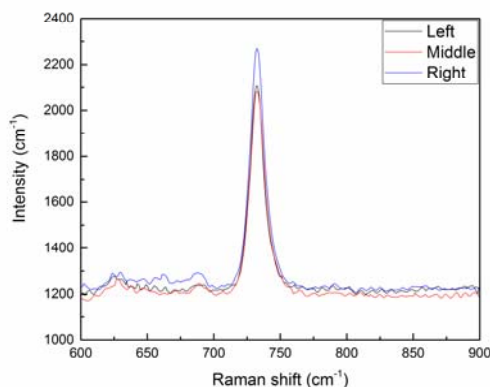


圖 1. 腺嘌呤於表面增強底板不同區域靈敏度測試結果

2. 標準品分析

0.07 mg/L 鉻化物表面增強拉曼光譜圖詳如圖 2 所示，於 400 cm^{-1} 至 1000 cm^{-1} 波段主要有 3 個波峰訊號 (587 cm^{-1} 、 803 cm^{-1} 、 891 cm^{-1})，其為 Cr-O 鍵與底板銀作用產生共振之訊號，扣背景擬合後如圖 3 所示，波峰底下面積為 90369，可供後續樣品比對與半定量依據。另純水訊號於 400 cm^{-1} 至 1000 cm^{-1} 波段未有明顯訊號產生，顯示後續若於此波段有訊號產生皆來自於樣品本身。

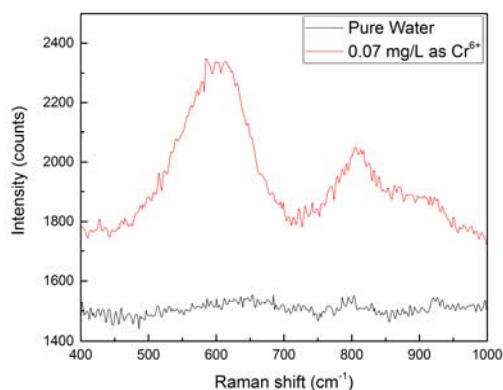


圖 2. 0.07 mg/L 鉻標準品與純水訊號拉曼光譜

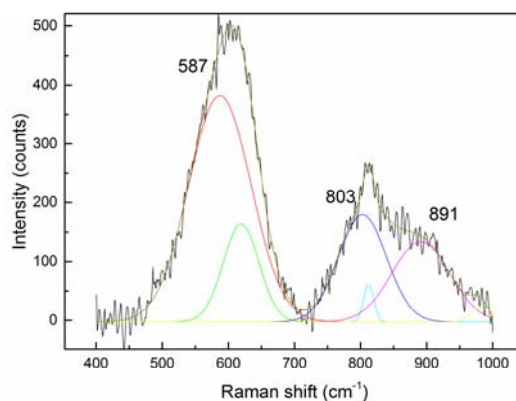


圖 3. 0.07 mg/L 鉻訊號波峰擬合拉曼光譜

3. 河川放流水樣品分析

實場放流水樣品檢出之拉曼光譜圖詳如圖 4 至圖 7 所示，檢測結果詳如表 1，A 與 D 含有鉻化物之波峰訊號，B 與 C 則未有任何拉曼訊號產生，將 A 與 D 與標準品一樣進行擬合與面積計算推估樣品半定量濃度，A 以 SERS 底板分析半定量濃度為 0.126 mg/L，公告方法則為 0.152 mg/L；D 以 SERS 底板分析半定量濃度為 0.014 mg/L，公告方法則為 0.178 mg/L。此結果可以搭配氯離子濃度來觀察，B、C 與 D 氯離子濃度相近（約略在 200 mg/L），然而 B、C 樣品中原含鉻濃度就不高（各為 0.015 mg/L 與 0.021 mg/L），因此檢出鉻濃度較高之 D 較其它兩者有顯著鉻化物波峰訊號。A 與 D 公告方法檢出鉻濃度相近（各為 0.152 mg/L 與 0.178 mg/L），甚至 D 有較高的鉻濃度以 SERS 分析結果卻遠低於 A，其原因在於氯離子濃度的差異，王等[2]研究即指出氯離子在 SERS 底板上的競爭吸附影響鉻化物與底板之間的反應，因此在實場結果確實也反映高濃度的氯離子會嚴重影響鉻化物的分析。

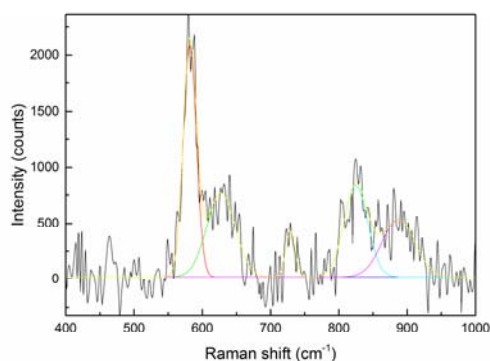


圖 4. A 樣品波峰擬合拉曼光譜

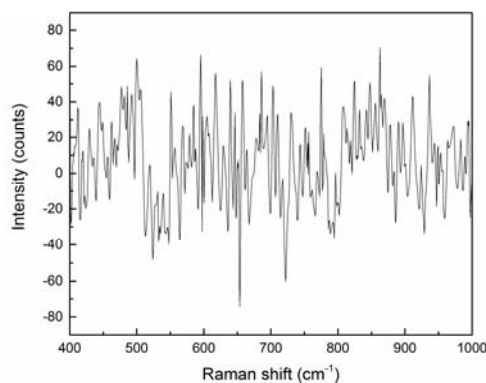


圖 5. B 樣品波峰擬合拉曼光譜

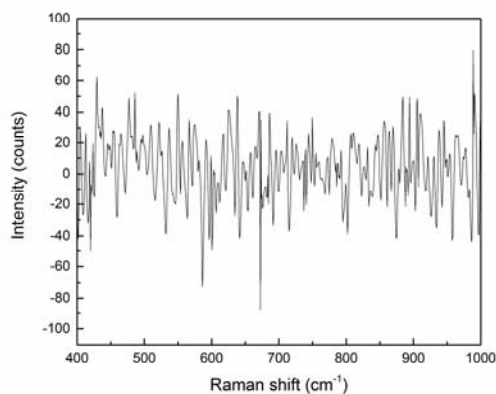


圖 6. C 樣品波峰擬合拉曼光譜

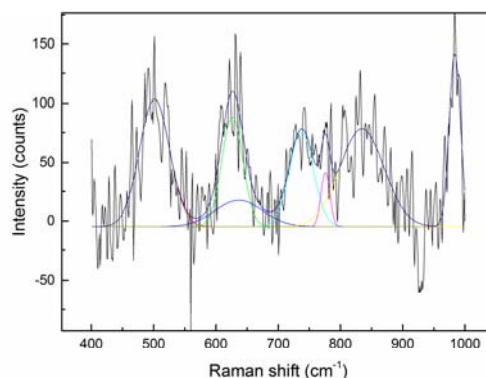


圖 7. D 樣品波峰擬合拉曼光譜

表 1. 河川放流水樣品分析分析結果

樣品編號	波峰 面積	SERS 檢出濃度 (mg/L)	公告方法檢 出總鉻濃度 (mg/L)	與公告方法檢出濃 度偏差 (%)	氯離子 濃度 (mg/L)
A	162701	0.126	0.152	-17.1	63.9
B	-	-	0.015	-	248
C	-	-	0.021	-	195
D	18184	0.014	0.178	-92.1	233
標準品	90369	0.07	-	-	-

四、結論

本研究分析 4 個河川放流水樣品，分析結果可知鉻濃度高的樣品可定性出鉻波峰訊號，然而當氯離子濃度偏高時，鉻化物濃度會受到氯離子濃度影響而產生負偏差，未來要強化此技術之實場應用可考慮進一步發展快速除氯離子淨化方法。整體而言拉曼光學分析技術可在短時間內及不使用標準品以外之化學物質下，協助定性放流水樣品中之鉻化物。

參考文獻

- [1] 王俊凱，環境奈米評析與綠色化學檢測技術研究(1/3)－表面增強拉曼光譜技術應用於環境鑑識技術研究，環保署環境檢驗所研究計畫 (2015)。
- [2] 王俊凱、陳冠維、詹雅筑、蘇怡航，表面增強拉曼光譜技術於水體污染源追蹤之應用研究 (1/4~2/4)，環保署環境檢驗所研究計畫 (2018)。

河川總體基因體與污染源關聯性

林哲雄¹ 米文慧¹ 楊喜男¹

¹ 行政院環境保護署環境檢驗所

摘要

本研究針對觀音工業區污水處理廠之進、放流水體及工業區內之樹林溪、富林溪、大崛溪流域等 3 條河川水體，執行水質及次世代定序(Next Generation Sequencing, NGS)檢測，評估以水體中菌群分布追溯樣品來源及污染源。首先在採集水體菌相分析中，菌門主要包括變形菌門、擬桿菌門、放線菌門、藍菌門、Patescibacteria、厚壁菌門、浮黴菌門、Epsilonbacteraeota、綠彎菌門、疣微菌門、硝化螺旋菌門、梭桿菌門、酸桿菌門、螺旋體門及廣古菌門共 15 項菌門；另組成比例大於 2% 之優勢菌科共 39 項，而組成比例大於 1% 之優勢菌屬則有 62 項，可藉此來瞭解各採樣點之總體基因體學(Metagenomics)差異與環境間之關係，並經由菌相消長變化熱圖及主座標分析，可判別此 3 條河川流域間有相當明顯之生物性鑑識度。觀察污水處理廠處理前後之進、放流水體菌門主要差異為藍菌門、放線菌門、疣微菌門(進流無、放流有)及硝化螺旋菌門、Epsilonbacteraeota、酸桿菌門(進進流有、放流無)。其次在水質檢測項目上，我們與財團法人工業技術研究院合作，共檢測 63 項揮發性有機物、90 項半揮發性有機物、52 項重金屬及 12 項離子，發現污水處理廠進、放流水體主要差異為 Chloromethane、Methyl t-butyl ether(進流無、放流有)及 Acetonitrile、Toluene、Naphthalene、Xylene(進流有、放流無)，而 3 條河川中樹林溪水中之離子 F^- 、 Cl^- 、 Br^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 等含量明顯高於富林溪、大崛溪 10 倍以上。最後我們結合菌相與水質檢測數據，進行典型關聯性分析(Canonical Correlation Analysis, CCA)，探討工業區河川中之微生物菌群變化與環境污染源鑑識之相關性，分析得知觀音污水處理廠處理前後之進、放流水體有 26 項優勢菌屬與多重污染源具有中、高度相關性，以優勢菌屬 *Acidovorax* 為例，其與揮發性有機物 Chloromethane、Methyl t-butyl ether，半揮發性有機物 Bis(2-ethylhexyl)phthalate，重金屬 Cd、B、U、Au、Pd 及離子 NO_3^- 等多項污染源有中、高度相關性。另外，我們分析觀音工業區內之樹林溪、富林溪、大崛溪流域水體，發現有 50 項優勢菌屬與多重污染源具有中、高度相關性，以樹林溪之優勢菌屬 *Thauera* 為例，其與揮發性有機物 2-Butanone、Bromoform、Dibromomethane，半揮發性有機物 Bis(2-ethylhexyl) phthalate，重金屬 Co、Mo、Rb、Ga、Pt、Pd、Tl 與離子 F^- 、 Br^- 及 NH_4^+ 有中、高度相關性；尤其水質污染程度高者，微生物基因型 diversity 低及古菌比例有較高之趨勢。本研究結果顯示多重環境污染源累積因素對微生物群落的影響，說明利用特定菌群結構作為追溯樣品來源及污染源之可行性。

關鍵詞：次世代定序、總體基因體學、典型關聯性分析

一、前言及研究目的

工業區河川流域污染物排放常為非連續性，水域中能直接即時連續偵測的方法在現實狀況下並不適用，例如工廠夜間或雨季偷排等，多半發生在非環保單位採樣時日，常無法以放流口水樣化學分析直接追蹤或作為污染來源證據；由於環境毒理、生態研究日漸盛行，許多研究也朝向以微生物的角度追蹤污染源[1]，或是以不同指標物種辨識水域污染程度或毒性[2]。總體基因體學於 1998 年由 Jo Handelsman 等人提出[3]，主要探討環境微生物多樣性(environment microbial diversity)、微生物群落(microbial community)之間以及微生物與環境之間相互關係(microbe-environment interaction)的科學。次世代定序分析技術能有效率地獲得研究樣品中的微生物群體資訊，藉此獲得樣品中微生物群體的組成，以及其他相關的資訊[4-8]。目前次世代定序分析技術已逐漸應用在環境[9]、食品[10]、醫療[11]…等領域調查研究上，其中環境關係上之研究又有針對空氣[12]、土壤[13]、水質[14]…等樣品進行微生物相分析，有助了解微生物群落與自然或人為環境變化之間複雜的相互作用。例如水中的浮游細菌或土壤中發現的各種微生物群落，由於其個體狀態與周圍環境的相互作用與污染，將顯示出微生物群落間代謝變異，藉由次世代定序分析技術應用於總體基因體學研究，可以更加詳細地識別這些微生物群落表徵，作為監測受污染和極端環境的必要生態參數[15]；在這種情況下，總體基因體學的應用對於詳細描述存在的微生物群落及其潛在活性至關重要。Beale 等人針對水污染物表徵細菌種群利用 16S

rRNA 基因進行次世代定序，發現伯克氏菌目和藍菌門是區分原始未受污染水的常見關鍵因素[16]。Yin 等人在高度受重金屬污染的河川底泥中發現金屬穩態之功能基因(metal homeostasis genes)，並發現微生物族群以厚壁菌門、綠彎菌門和泉古菌門等菌門為主[17]。Pereira 等人針對巴西銅礦場址利用 16S rDNA pyrosequencing 分析水體及土壤中之微生物組成，並指出 *Meiothermus*, *Acidobacteria*, *Bradyrhizobium*, *Shingomonas*, 及 *Gemmatimonas* 等具有高金屬濃度之耐受度[18]。Wang 等人研究指出河川水體及底泥中 *Deltaproteobacteria*, *Acidobacteria*, *Gemmatimonadetes* and *Nitrospira* 對氧化還原電位與重金屬鋅、銅有高度敏感性[19]。另外，總體基因體學已被用於評估各種處理方法後的飲用水微生物種群及河流微生物分布組成[20]。

觀音工業區廠商眾多，因此污染案件發生時，如何鑑識污染源也相對困難。根據國內新聞媒體與國立臺灣大學教授於 2017 年共同合作調查觀音工業區內之樹林溪、富林溪等河川結果，發現有高含量的鉛、鎳、銅、鋅及鉻等重金屬污染[21]；另依據行政院農業委員會特有生物研究保育中心於 2017 年針對臺灣西北部藻礁海岸重金屬污染分析研究報告，流經觀音工業區的富林溪、樹林溪，其河流出口之藻礁或沙粒樣本中鋅、鎳、銅、鉻等重金屬含量極高[22]。本研究為協助第四組「工業區污染源鑑識追溯及解析研究」計畫，採集之水體樣品包括觀音工業區污水處理廠之進、放流水體及樹林溪（7 月：4 件；9 月：5 件）、富林溪（7 月：3 件；9 月：4 件）、大崛溪（7 月：2 件；9 月：2 件），預計建立各溪流水體採樣點之菌相鑑識圖譜、分析不同採樣時間點之菌相消長變化，並創新開發「環境微生物基因體與污染源鑑識關聯統計資料庫」，探討所分析之菌相在環境污染源鑑識上聯結應用。

二、研究方法

(一) 儀器材料

1. 離子流定序儀 Ion Personal Genome Machine® (PGM™) System 及其附屬設備 on OneTouch™ 2 系統與 Ion OneTouch™ ES 系統(Thermo Fisher Scientific, USA)
2. 即時聚合酶鏈鎖反應儀器 7500 Fast Real-Time PCR System (Applied Biosystems, USA)
3. DNA 定量分析儀 Qubit 2.0 Fluorometer (Life Technologies, USA)。

(二) 試劑

1. DNA 萃取試劑套組：PowerSoil DNA Isolation Kit (MO BIO Laboratories, USA)。
2. 磁珠純化試劑組：Agentcourt AMPure XP (Beckman Coulter, USA)。
3. 樣品定序前處理試劑：文庫建立、模板建立與基因定序之相關試劑套組(Thermo Fisher Scientific, USA)。
4. 基因定序晶片：Ion 318™ Chip v2 (Thermo Fisher Scientific, USA)。

(三) 方法

1. 溪流水體樣品採樣

本次水體採樣作業係由本所第五組及財團法人工業技術研究院（簡稱工研院）合作辦理，選擇桃園市觀音工業區內之樹林溪、富林溪、大崛溪流域河川水體與污水處理廠之進、放流水體，各採樣點所採集之水體樣品分別由本所執行菌相分析檢測，由工研院執行水質檢測，簡要概述如下：

(1) 採樣位置：

- a. 採樣點編號與位置圖：圖 1
- b. 採樣點時間、編號與地點位置說明表：表 1

(2) 樣品管制、運送及保存方式：

- a. 樣品管制：填寫採樣及現場樣品監管紀錄表。
- b. 運送及保存：採樣樣品及品管樣品分別貼上已編號之樣品標籤，放入 $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$ 冷藏桶內保存，樣品運回實驗室後 $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$ 冷藏備用。

2. 水體樣品之微生物收集

水體樣品之微生物收集方法主要參照環境保護署公告之水中大腸桿菌群檢測方法—濾膜法 (NIEA E202.55B)之步驟，再進行部分方法修正，主要操作方式如下：

- (1) 水體樣品 500 mL 劇烈搖晃 25 次以上，以使樣品充分混合均勻。

- (2) 以無菌鑷子夾起無菌濾膜，放在無菌過濾裝置之有孔平板上，小心將濾杯固定。加入適量無菌稀釋液，以測定過濾設備是否裝置妥當。
- (3) 水體樣品 500 mL 分次倒入至無菌過濾器中過濾。過濾後，再以 20 mL 以上之無菌稀釋液沖洗濾杯。
- (4) 沖洗過濾後，將濾杯移開，儘速以無菌鑷子夾起過濾後之濾膜置於無菌培養皿，完成水體樣品之微生物收集。

3. DNA 萃取

- (1) 將方法 2.(4)水體樣品過濾完成之濾膜以無菌鑷子夾起，以無菌剪刀剪碎濾膜將剪碎濾膜置入 PowerBead Tubes 中，翻轉混合均勻。
- (2) 依照 PowerSoil DNA Isolation Kit 之廠商提供操作步驟，加入 60 μ L C1 溶液（細胞裂解用，注意若有產生沉澱須以 60°C 水浴回溶）混合均勻。劇烈振盪 10 分鐘（使 C1 溶液、剪碎濾膜或底泥與 PowerBead 充分混合）後室溫離心 10,000 g 30 秒，將上清液轉移至新的微量離心管中（上清液最好是 400~500 μ L，其中可能還含有沉澱物）。
- (3) 加入 250 μ L C2 溶液（吸附腐酸和 PCR 抑制劑）混合均勻置於 4°C 冰箱中 5 分鐘，離心 10,000 g 1 分鐘，取 600 μ L 上清液轉移至新的微量離心管中（避免取到沉澱物）。
- (4) 加入 200 μ L C3 溶液（吸附腐酸和 PCR 抑制劑）混合均勻置於 4°C 冰箱中 5 分鐘，離心 10,000 g 1 分鐘，取 750 μ L 上清液轉移至新的微量離心管中。
- (5) 加入 1200 μ L C4 溶液（先與 DNA 結合後，使 DNA 能附著於 Spin Filter）混合均勻，先取 675 μ L 混合液置 Spin Filter 中，離心 10,000 g 1 分鐘，丟棄底部液體。再加入剩餘的混合液加入 Spin Filter 中，離心後丟棄底部液體。
- (6) 加入 500 μ L C5 溶液（沖洗 Spin Filter 上 DNA 外雜質）於 Spin Filter 中，離心 10,000 g 1 分鐘後取 Spin Filter 至新的微量離心管。
- (7) 加入 100 μ L C6 溶液（破壞 DNA 與 Spin Filter 結合，使 DNA 溶液帶出來）室溫靜置 1 分鐘，全速離心 1 分鐘，收集底部液體。

4. 總體基因體學之定序與菌相分析

依照廠商提供離子流定序儀上機前處理之文庫建立、模板建立與基因定序所需相關試劑套組及分析步驟，簡要如下：

- (1) 文庫建立：將萃取之 DNA 片段化並修飾尾端，接上 Adapter（圖 2）。
- (2) 模板建立：進行乳膠 PCR 反應，分離增富之模板微粒（圖 3）。
- (3) 晶片核酸序列定序：核酸序列延展時，每加入 1 個核苷酸就會釋放 1 個氫離子，使晶片孔洞微環境中氫離子濃度上升，pH 值相對下降，將 pH 值下降訊號轉換成微電壓訊號，經由電腦紀錄就成為核酸序列密碼順序（圖 4）。
- (4) 資料分析：將核酸序列分析資料經由網路傳送 Ion torrent reporter software (Thermo Fisher Scientific, USA)比對微生物之種類，並進行統計與結果分析。

三、結果與討論

(一) 水體樣品之菌門分析

2 次採樣共 20 件水體樣品利用次世代定序技術分析總體基因體中的 16S rRNA 基因之 V2、V3、V4、V6、V7、V8、V9 等 7 個區域，經由與資料庫比對可知其微生物種類及其占總體之比例，每一樣品菌相以門(Phylum)、綱(Class)、目(Order)、科(Family)、屬(Genus)、種(Species)依序列明；另外，我們特別把這 20 件樣品菌相之菌門分布組成比例再進一步整理統計，共包括變形菌門(Proteobacteria)、擬桿菌門(Bacteroidetes)、放線菌門(Actinobacteria)、藍菌門(Cyanobacteria)、Patescibacteria、厚壁菌門(Firmicutes)、浮黴菌門(Planctomycetes)、Epsilonbacteraeota、綠彎菌門(Chloroflexi)、疣微菌門(Verrucomicrobia)、硝化螺旋菌門(Nitrospirae)、酸桿菌門(Acidobacteria)、螺旋體門(Spirochaetae)、梭桿菌門(Fusobacteria)、廣古菌門(Euryarchaeota)等 15 項菌門，各採樣點之菌門分布組成比例如表 2、3。

從表 3 中分析觀音工業區污水處理廠污水道放流口採樣點 G3(2)、G3(3)與富林溪（工業一路，榮工橋下）之採樣點 G7(2)、G7(3)的菌門分布組成比例，以加總比例大於 50%以上的變形菌門與擬桿菌門進行比較，採樣點 G3(2)、G3(3)的變形菌門比例為 49.25%與 50.14%，擬桿菌門比例為 13.32%與

13.48%，採樣點 G7(2)、G7(3)的變形菌門比例為 36.44%與 39.77%，擬桿菌門比例為 16.55%與 18.11%，兩者比例差異小，顯示同一採樣點在前後 2 天主要菌門變化不大。另從表 2、3 中分析觀音工業區污水處理廠工業廢水進流口原水池採樣點 G1、G1(2)，變形菌門比例分別為 39.8%與 67.16%，大堀溪（玉林路一段，大堀溪橋下）採樣點 G9、G9(2)的擬桿菌門比例為 41.33%與 22.01%，顯示同一採樣點在 7 與 9 月不同時段時其主要菌門變化較大。

我們分析觀音工業區污水處理廠進、放流口水體菌相差異，在菌門比較上，107 年 7 月 10 日採樣之污水處理廠進流口 G1 與放流口 G3，107 年 9 月 10 日採樣之污水處理廠進流口 G1(2)與放流口 G3(3)，發現經由污水廠處理後比例會減少之菌門包括擬桿菌門、厚壁菌門與廣古菌門；原進流口未發現，但經處理後之放流口有分析出之菌門為藍菌門、放線菌門與疣微菌門；原進流口有分析出，但經處理後之放流口未發現之菌門為硝化螺旋菌門、Epsilonbacteraeota、酸桿菌門。第 1 次採樣時，在污水處理廠進流口 G1 有 10.48%之廣古菌門，乃有別於一般細菌門之古菌門，經由污水廠處理後放流口 G3 比例減少為 4.45%；另外，樹林溪主要是由污水處理廠放流口 G3 與兩排道放流口 G2 之水體所形成，由於 G3 排放水流量明顯大於 G2，我們可發現樹林溪下游採樣點 G4 其菌相分布組成比例與 G3 菌相分布組成比例近似。

另外，我們以富林溪上游（住宅區）採樣點 G5 為背景水體，在第 1 次採樣時，採樣點 G5 水體檢測出之菌門共包括變形菌門(29.69%)、放線菌門(18.78%)、藍菌門(16.81%)、擬桿菌門(15.35%)、浮黴菌門(5.05%)、厚壁菌門(4.25%)、疣微菌門(3.26%)、Epsilonbacteraeota(2.21%)及 Patescibacteria(1.51%)等 9 項菌門，藉以觀察本次採樣 3 條河川菌門之差異性，採樣點 G5 與自身富林溪中游（工業區）採樣點 G6 菌門差異小，而下游（工業區）採樣點 G7 有較高比例之變形菌門 36.02%，較低比例之放線菌門(8.45%)與藍菌門(9.54%)；另以其比較樹林溪採樣點 G3 與 G4，發現有較高比例之變形菌門(47.74%與 46.35%)及 Patescibacteria(14.91%與 17.34%)，以及較低比例之擬桿菌門(8.55%與 8.86%)、放線菌門(4.72%與 4.34%)與藍菌門(3.38%與 2.74%)；再以其比較大堀溪採樣點 G8 與 G9，發現有較高比例之變形菌門(34.69%與 34.71%)與擬桿菌門(29.61%與 41.33%)，以及較低比例之放線菌門(13.03%與 8.03%)與藍菌門(10.9%與 6.72%)。在第 2 次採樣時，採樣點 G5(2)水體檢測出之菌門共包括變形菌門(33.15%)、藍菌門(12.08%)、擬桿菌門(11.61%)、放線菌門(8.85%)、Patescibacteria(6.22%)、厚壁菌門(6.02%)、疣微菌門(5.9%)、Epsilonbacteraeota(4.68%)、浮黴菌門(4.1%)及梭桿菌門(1.35%)等 10 項菌門，再次分析本次採樣 3 條河川菌門之差異性，採樣點 G6(2)與 G7(2)菌門有較高比例之變形菌門(44.27%與 36.44%)與擬桿菌門(18.63%與 16.55%)，以及較低比例之 Patescibacteria(1.46%與 5.01%)與放線菌門(2.18%與 6.31%)；另以其比較樹林溪採樣點 G3(3)與 G4(2)，發現有較高比例之變形菌門(50.14%與 57.84%)與擬桿菌門(13.48%與 16.16%)；再以其比較大堀溪採樣點 G8(2)與 G9(2)，發現有較高比例之變形菌門(49.25%與 39.77%)與擬桿菌門(13.32%與 18.11%)，以及較低比例之藍菌門(2.91%與 8.4%)與放線菌門(2.33%與 5.35%)。

(二) 優勢菌科分析

我們將菌相組成比例大於 2%之菌科列為優勢菌科再進一步整理統計，共包括伯克氏菌科(Burkholderiaceae)、黃桿菌科(Flavobacteriaceae)、紅環菌科(Rhodocyclaceae)、莫拉氏菌科(Moraxellaceae)、微桿菌科(Microbacteriaceae)、鞘脂單胞菌科(Sphingomonadaceae)、魚孢菌科(Sporichthyaceae)、Arcobacteraceae、Weeksellaceae、Cyanobiaceae、腐螺旋菌科(Saprospiraceae)、嗜甲基菌科(Methylophilaceae)、氣單胞菌科(Aeromonadaceae)、紅細菌科(Rhodobacteraceae)、假單胞菌科(Pseudomonadaceae)、Spirosomaceae、Ilumatobacteraceae、源洋菌科(Idiomarinaceae)、暖蠅菌科(Caldilineaceae)、拜葉林克氏菌科(Beijerinckiaceae)、硝化螺旋菌科(Nitrospiraceae)、Pirellulaceae、Reyranellaceae、分枝桿菌科(Mycobacteriaceae)、鹽單胞菌科(Halomonadaceae)、Gemmataceae、厭氧繩菌科(Anaerolineaceae)、Crocinitomicaceae、Isosphaeraceae、甲烷繫菌科(Methanosaetaceae)、甲烷桿菌科(Methanobacteriaceae)、微囊藻科(Microcystaceae)、黃單胞菌科(Xanthomonadaceae)、立克次體科(Rickettsiaceae)、Diplorickettsiaceae、Chitinophagaceae、圓桿菌科(Cyclobacteriaceae)、Aquaspirillaceae、Paludibacteraceae 等 39 項菌科，各採樣點之優勢菌科分布組成比例如表 4，5。

(三) 優勢菌屬分析

我們將菌相組成比例大於 1%之菌屬列為優勢菌屬再進一步整理統計，共包括 Flavobacterium、Limnhabitans、Acinetobacter、Cloacibacterium、Acidovorax、Arcobacter、Thauera、Hydrogenophaga、Pseudomonas、Pseudarcicella、Mycobacterium、Rhodoluna、Polynucleobacter、Aurantimicrobium、Fluviicola、Aliidiomarina、Aeromonas、Nitrospira、Tolomonas、Rivibacter、Reyranella、Halomonas、

Leucobacter、Dechloromonas、Nannocystis、Methyloversatilis、Alishewanella、Sulfurospirillum、Bellilinea、Bacteroides、Idiomarina、Sphaerotilus、Rheinheimera、Caulobacter、Aquabacterium、Bdellovibrio、Stenotrophobacter、Methanosaeta、Methanobacterium、Zoogloea、Comamonas、Novosphingobium、Aquicella、Tepidicella、Arenimonas、Rivicola、Dechlorobacter、Prevotella_9、Streptococcus、Paludibacter、Sediminibacterium、Pseudochelatococcus、Ferruginibacter、Nitrosomonas、Macromonas、Luteolibacter、Dokdonella、Tepidiphilus、Cetobacterium、Azoarcus、Peredibacter、Prostheco bacter 等 62 項菌屬，各採樣點之優勢菌屬分布組成比例如表 6，7。

(四) 菌相消長變化及主座標分析

將觀音工業區內之樹林溪、富林溪、大崛溪流域河川水體與污水處理廠之進、放流水體菌科組成比例製作熱圖，本方法利用 Dirichlet 多項混合模型(Dirichlet multinomial mixtures modeling, DMM modeling) 將排在前 40 名的主要微生物菌科列出，如圖 5 所示，其中圖 5(A)為第 1 次採樣時期，圖 5(B)為第 2 次採樣時期，可看出同一溪流於不同採樣點間其菌相消長變化相似；此現象亦可從主座標分析(Principal Co-ordinates Analysis, PCoA)中得知，如圖 6 所示，其中圖 6(A)為第 1 次採樣時期，圖 6(B)為第 2 次採樣時期，可看出各溪流間有相當明顯之生物性鑑識度，例如樹林溪主要水體組成是由觀音污水廠污水道放流口（採樣點 G3）排放，故採樣點 G3 與 G4 之水體菌相組成相似，同樣情形亦發生於第 2 次採樣之 G3(2)、G3(3)與 G4(2)，而污水處理廠之進流水體與雨排道放流口 G1、G2 與 G1(2)、G2(2)則有明顯差異。比較值得注意的是富林溪與大崛溪亦有清楚鑑識度，富林溪流域採樣點 G5、G6 與 G7，包括第 2 次採樣之 G5(2)、G6(2)與 G7(2)、G7(3)，以及大崛溪流域採樣點 G8 與 G9，包括第 2 次採樣之 G8(2)與 G9(2)，各別流域之水體菌相組成相似，對於河川辨識與污染源的鑑識追溯將有相當助益。

(五) 典型關聯性分析

1. 污水處理廠進、放流水體優勢菌屬與污染源之相關性

我們將污水處理廠進、放流水體優勢菌屬之組成比例，以及水質檢測之污染源數據包括 63 項揮發性有機化合物(Volatile Organic Compound, VOC)，90 項半揮發性有機化合物(semi-Volatile Organic Compound, SVOC)，52 項重金屬(Heavy Metal, HM)與 12 項離子(Ion)進行典型關聯性分析(圖 7，8，9)，其中因 VOC 有 48 項於各採樣點皆未檢出與 SVOC 有 89 項於各採樣點皆未檢出，故主要以有檢測出之數據為主，VOC 與 SVOC 的編碼代號與化學物質對應如下：VOC1 (Chloromethane)，VOC2 (Acetone)，VOC3 (Acetonitrile)，VOC4 (2-Butanone)，VOC5(Chloroform)，VOC6 (Toluene)，VOC7 (Bromoform)，VOC8 (1,3,5-Trimethylbenzene)，VOC9 (1,2,4-Trimethylbenzene)，VOC10 (Naphthalene)，VOC11 (Methylene Chloride)，VOC12(Methyl t-butyl ether)，VOC13 (Dibromomethane)，VOC14 [4-Methyl-2-pentanone(MIBK)]，VOC15 (m+p Xylene)及 SVOC1 (Bis(2-ethylhexyl)phthalate)。

(1) 優勢菌屬與 VOC、SVOC 之相關性

經由 CCA 得知與 VOC1 有高度相關之優勢菌屬包括 Hydrogenophaga、Acidovorax、Pseudochelatococcus、Nitrosomonas 與 Novosphingobium，有中度相關之優勢菌屬為 Leucobacter 與 Mycobacterium；與 VOC3、VOC4 及 VOC10 有中度相關之優勢菌屬包括 Cloacibacterium、Tepidicella、Alishewanella、Paludibacter、Tepidiphilus 與 Azoarcus；與 VOC6 有中度相關之優勢菌屬包括 Nitrospira、Rivibacter、Nannocystis、Methyloversatilis、Bellilinea、Bdellovibrio；與 VOC7 及 VOC15 有中度相關之優勢菌屬包括 Comamonas、Acinetobacter 與 Arcobacter；與 VOC12 及 SVOC1 有高度相關之優勢菌屬包括 Acidovorax、Pseudochelatococcus、Nitrosomonas 與 Novosphingobium (圖 7)。

(2) 優勢菌屬與重金屬之相關性

經由 CCA 得知與重金屬 Cd 有高度相關之優勢菌屬包括 Acidovorax、Pseudochelatococcus 與 Nitrosomonas；與重金屬 Co、As、Sn 有高度相關之優勢菌屬包括 Nitrospira、Rivibacter、Nannocystis、Methyloversatilis、Bellilinea 與 Bdellovibrio，而與 Co 有中度相關之優勢菌屬為 Methanosaeta；與 Cr 有中度相關之優勢菌屬為 Acinetobacter 與 Alishewanella；與 Cu 有高度相關之優勢菌屬為 Novosphingobium，而有中度相關之優勢菌屬則為 Hydrogenophaga 與 Mycobacterium；與 Mo 有中度相關之優勢菌屬為 Leucobacter；與 Yb 有中度相關之優勢菌屬包括 Comamonas、Cloacibacterium、Acinetobacter、Tepidicella 與 Methanosaeta；與 Ag 有中度相關之優勢菌屬包括 Cloacibacterium、Acinetobacter、Tepidicella、Streptococcus、Alishewanella、Paludibacter 與 Mycobacterium；與 Hg 有中度相關之優勢菌屬為 Methanobacterium；與 Yb 有中度相關之優勢菌屬為 Cloacibacterium、Acinetobacter、Tepidicella 與 Methanosaeta；與 B、U 有高度相關之優勢菌屬為 Pseudochelatococcus，

而有中度相關之優勢菌屬則為 *Hydrogenophaga*、*Acidovorax* 與 *Novosphingobium*；與 Er 有中度相關之優勢菌屬為 *Streptococcus*；與 Mn、Zn、La 有中度相關之優勢菌屬為 *Methanobacterium*；與 In 有高度相關之優勢菌屬為 *Pseudochelatococcus* 與 *Nitrosomonas*；與 Ti、Th 有高度相關之優勢菌屬為 *Methanosaeta*，與 Ti 有中度相關之優勢菌屬為 *Nitrospira*、*Rivibacter*、*Nannocystis*、*Methyloversatilis*、*Bellilinea* 與 *Bdellovibrio*；與 Te 有中度相關之優勢菌屬為 *Comamonas*、*Cloacibacterium*、*Acinetobacter* 與 *Methanosaeta*；與 Ho 有中度相關之優勢菌屬為 *Streptococcus*；與 Au、Pd 有高度相關之優勢菌屬為 *Acidovorax* 與 *Pseudochelatococcus*，而有中度相關之優勢菌屬則為 *Hydrogenophaga* 與 *Nitrosomonas*；與 Ta、Gd 有高度相關之優勢菌屬為 *Methanobacterium*（圖 8，A~C）。

(3) 優勢菌屬與離子之相關性

經由 CCA 得知與離子 NH_4^+ 有中度相關之優勢菌屬包括 *Pseudomonas*、*Cloacibacterium*、*Acinetobacter*、*Tepidicella*、*Streptococcus*、*Alishewanella*、*Paludibacter* 與 *Azoarcus*；與 NO_3^- 有高度相關之優勢菌屬為 *Pseudochelatococcus*，而有中度相關之優勢菌屬則包括 *Hydrogenophaga*、*Acidovorax*、*Leucobacter*、*Nitrosomonas*、*Mycobacterium* 與 *Novosphingobium*；與 PO_4^{3-} 有高度相關之優勢菌屬包括 *Rivibacter*、*Nannocystis*、*Methyloversatilis*、*Bellilinea*、*Bdellovibrio* 與 *Methanosaeta*（圖 9）。

(4) 優勢菌屬與多重污染源關聯統計

從單一污染源觀察菌相之相關性固然便利與清楚，然卻容易忽略微生物之潛在優勢與環境之多重污染源相關性，故我們也整理了優勢菌屬與多重污染源關聯統計(表 8)，得知優勢菌屬 *Pseudomonas* 與污染源離子 NH_4^+ 有中度相關；*Comamonas* 與污染源 VOC7、VOC15、Yb 及 Te 有中度相關；*Cloacibacterium* 與 VOC3、VOC4、VOC10、Ag、Yb、Te 及 NH_4^+ 有中度相關；*Hydrogenophaga* 與 VOC1 有高度相關，而與 Cu、B、U、Au、Pd 及 NO_3^- 有中度相關；*Acidovorax* 與 *Novosphingobium* 菌屬與 VOC1、VOC12、SVOC1、Cd、Au 及 Pd 有高度相關，而與 B、U 及 NO_3^- 有中度相關；*Acinetobacter* 與 VOC7、VOC15、Cr、Ag、Yb、Te 及 NH_4^+ 有中度相關；*Nitrospira* 與 Co、As 及 Sn 有高度相關，而與 VOC6 及 Ti 有中度相關；*Rivibacter*、*Nannocystis*、*Methyloversatilis*、*Bellilinea* 與 *Bdellovibrio* 等 5 菌屬同樣與 Co、As、Sn 及 PO_4^{3-} 有高度相關，而與 VOC6 及 Ti 有中度相關；*Tepidicella* 與 VOC3、VOC4、VOC10、Ag、Yb、Te 及 NH_4^+ 有中度相關，*Streptococcus* 與 Ag、Er、Ho 及 NH_4^+ 有中度相關；*Alishewanella* 與 VOC3、VOC4、VOC10、Cr、Ag 及 NH_4^+ 有中度相關；*Paludibacter* 與 VOC3、VOC4、VOC10、Ag 及 NH_4^+ 有中度相關；*Pseudochelatococcus* 與 VOC1、VOC12、SVOC1、Cd、B、U、In、Au、Pd 及 NO_3^- 有高度相關；*Leucobacter* 與 VOC11、Mo 及 NO_3^- 有中度相關；*Nitrosomonas* 與 VOC1、VOC12、SVOC1、Cd 及 In 有高度相關，而與 Au、Pd 及 NO_3^- 有中度相關；*Tepidiphilus* 與 VOC3、VOC4 及 VOC10 有中度相關；*Azoarcus* 與 VOC3、VOC4、VOC10 及 NH_4^+ 有中度相關；*Mycobacterium* 與 VOC1、Cu、Ag 及 NO_3^- 有中度相關；*Methanosaeta* 與 Ti、Th 及 PO_4^{3-} 有高度相關，而與 Co、Yb 及 Te 有中度相關；*Methanobacterium* 與 TA 及 Gd 有高度相關，而與 Hg、Mn、Zn 及 La 有中度相關。

2. 觀音工業區河川樹林溪、富林溪、大崛溪流域水體優勢菌屬與與污染源之相關性

我們將觀音工業區河川樹林溪、富林溪、大崛溪流域水體優勢菌屬之組成比例，一樣利用其採樣點水質檢測之污染源數據包括 63 項 VOC，90 項 SVOC，52 項 HM 與 12 項 Ion 進行典型關聯性分析（圖 10~18），其中因 VOC 有 48 項於各採樣點皆未檢出與 SVOC 有 89 項於各採樣點皆未檢出，故主要以有檢測出之數據為主，另 VOC 與 SVOC 的編碼代號與化學物質對應則與前述相同。

(1) 與 VOCs 及 SVOCs 有中、高度相關性之優勢菌屬

樹林溪採樣點經由 CCA 得知與 VOC1 有中、高度相關性之優勢菌屬包括 *Hydrogenophaga*、*Pseudomonas*、*Leucobacter*、*Alishewanella*、*Idiomarina*、*Methanosaeta* 及 *Methanobacterium*；與 VOC2 有中、高度相關性之優勢菌屬包括 *Arcobacter*、*Aquabacterium*、*Bdellovibrio*、*Zoogloea*、*Dechlorobacte* 及 *Peredibacter*；與 VOC4、VOC7 及 VOC13 有中、高度相關性之優勢菌屬包括 *Thauera*、*Novosphingobium*、*Pseudochelatococcus* 及 *Nitrosomonas*；與 VOC5 有中、高度相關性之優勢菌屬包括 *Hydrogenophaga*、*Pseudomonas*、*Mycobacterium*、*Leucobacter*、*Alishewanella*、*Idiomarina*、*Methanosaeta* 及 *Methanobacterium*；與 VOC8、VOC9 及 VOC10 有中、高度相關性之優勢菌屬包括 *Acinetobacter*、*Aliidiomarina*、*Reyranella* 及 *Halomonas*；與 SVOC1 有中、高度相關性之優勢菌屬包括 *Thauera*、*Mycobacterium*、*Novosphingobium*、*Pseudochelatococcus* 及 *Nitrosomonas*（圖 10）。

富林溪採樣點經由 CCA 得知與 VOC6 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Limnhabitans*、*Pseudomonas* 及 *Aeromonas*；與 SVOC1 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Thauera*、*Pseudarcicella*、*Mycobacterium*、*Rhodoluna*、*Polynucleobacter* 及 *Fluviicola*（圖 11）。大崛溪採樣點經由 CCA 得知與

VOC1、VOC2、VOC11 及 VOC14 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Cloacibacterium*；與 VOC12 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Pseudarcicella* 及 *Polynucleobacter*（圖 12）。

(2) 與重金屬有中、高度相關性之優勢菌屬

樹林溪採樣點經由 CCA 得知與 Se、Sn、Ti、Nb 及 Ta 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Limnhabitans*；與 Pb、Ce 及 Nd 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Acinetobacter*、*Aliidiomarina*、*Reyranella* 及 *Halomonas*；與 Co 及 Mo 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Thauera*；與 Er、Eu、Ho、Ru 及 Tm 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Arcobacter*、*Aquabacterium*、*Bdellovibrio*、*Zoogloea*、*Aquicella*、*Dechlorobacter* 及 *Sediminibacterium*；與 Yb 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Arcobacter*、*Bdellovibrio*、*Zoogloea*、*Aquicella*、*Dechlorobacter* 及 *Sediminibacterium*；與 Dy 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Bdellovibrio*、*Zoogloea*、*Aquicella*、*Dechlorobacter*、*Sediminibacterium*、*Ferruginibacter*、*Macromonas*、*Dokdonella* 及 *Prosthecoibacter*；與 As 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Mycobacterium* 及 *Leucobacter*；與 Fe 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Dechloromonas* 及 *Sphaerotilus*；與 Cr 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Methyloversatilis*、*Arenimonas*、*Ferruginibacter* 及 *Dokdonella*；與 Hg 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Pseudomonas*、*Alishewanella*、*Idiomarina*、*Methanosaeta* 及 *Methanobacterium*；與 Ba 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Caulobacter*；與 Al 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Novosphingobium* 及 *Pseudochelatococcus*；與 Rb 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Thauera* 及 *Novosphingobium*；與 Ga、Pd、Pt 及 Tl 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Thauera*、*Novosphingobium*、*Pseudochelatococcus* 及 *Nitrosomonas*；與 Zn、La 及 Pr 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Aliidiomarina*、*Reyranella* 及 *Halomonas*；與 Au 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Mycobacterium*、*Methanosaeta* 及 *Methanobacterium*；與 V 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Leucobacter*；與 Ba 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Dechloromonas*；與 Gd 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Sphaerotilus*；與 Cd 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Novosphingobium*；與 Ni 及 Sb 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Novosphingobium* 及 *Pseudochelatococcus*（圖 13，A~C）。

富林溪採樣點經由 CCA 得知與 Al 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Flavobacterium*；與 As 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Cloacibacterium*、*Acidovorax*、*Aeromonas* 及 *Bacteroides*；與 Co、Sn、Sr 及 W 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Sphaerotilus*、*Aquabacterium*、*Zoogloea*、*Novosphingobium* 及 *Rivicola*；與 Zn 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Mycobacterium*、*Rhodoluna* 及 *Polynucleobacter*；與 Nd 及 Ti 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Mycobacterium*、*Rhodoluna*、*Polynucleobacter* 及 *Fluviicola*；與 Gd、Sm 及 Ta 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Pseudarcicella*、*Rhodoluna* 及 *Fluviicola*；與 Nb 及 Tm 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Limnhabitans* 及 *Arcobacter*；與 Au、Eu 及 Ho 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Mycobacterium* 及 *Polynucleobacter*；與 B 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Acinetobacter*、*Cloacibacterium*、*Acidovorax*、*Hydrogenophaga* 及 *Tolomonas*；與 Pr 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Flavobacterium*、*Thauera* 及 *Pseudomonas*；與 Mo 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Acinetobacter*、*Acidovorax* 及 *Hydrogenophaga*；與 Se 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Thauera*、*Pseudomonas*、*Pseudarcicella* 及 *Sulfurospirillum*；與 Ba 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Thauera* 及 *Pseudarcicella*；與 U 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Arcobacter* 及 *Sulfurospirillum*；與 Sb 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Polynucleobacter*；與 Mo 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Tolomonas*；與 Cd 及 Yb 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Sulfurospirillum*；與 Cr 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Cloacibacterium*；與 V 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Thauera*、*Pseudarcicella*、*Mycobacterium*、*Rhodoluna*、*Polynucleobacter* 及 *Fluviicola*；與 Pr 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Pseudarcicella*；與 Ag 及 Hf 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Dechloromonas* 及 *Prevotella*_9；與 Rb 有中、高度相關性之

優勢菌屬為 *Prevotella*_9、*Luteolibacter* 及 *Cetobacterium* (圖 14, A~C)。

大崛溪採樣點經由 CCA 得知與 Cd 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Acinetobacter*；與 As、Hf、Ir、Nb 及 Sm 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Arcobacter*、*Rheinheimera* 及 *Aquabacterium*；與 Cr 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Hydrogenophaga*；與 Co 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Pseudomonas*；與 Fe 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Rhodoluna*；與 Mn 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Fluviicola*；與 Cu 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Pseudomonas*；與 Ni 及 Sr 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Fluviicola*；與 Sn、Ag 及 Pd 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Acidovorax*；與 Mo 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Thauera*；與 B、Ga 及 Pt 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Pseudomonas* 及 *Fluviicola*；與 Ba、Rb、Ta 及 Tl 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Acinetobacter* 及 *Hydrogenophaga*；與 Se 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Acinetobacter*；與 Ce、La、Pr 及 Ho 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Cloacibacterium*；與 Yb 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Cloacibacterium* 及 *Pseudarcicella*；與 Hg 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Pseudomonas*；與 Nd 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Polynucleobacter*；與 Er 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Pseudarcicella*、*Rhodoluna* 及 *Polynucleobacter*；與 Te 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Rhodoluna* (圖 15, A~C)。

(3) 與離子有中、高度相關性之優勢菌屬

樹林溪採樣點經由 CCA 得知與 F^- 、 Br^- 及 NH_4^+ 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Thauera*、*Novosphingobium* 及 *Nitrosomonas*；與 NO_3^- 及 NO_2^- 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Pseudochelatococcus* (圖 16)。富林溪採樣點經由 CCA 得知與 Cl^- 及 SO_4^{2-} 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Flavobacterium*、*Thauera*、*Pseudomonas* 及 *Pseudarcicella*；與 Br^- 及 NO_2^- 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Sphaerotilus*、*Aquabacterium*、*Zoogloea*、*Novosphingobium* 及 *Rivicola*；與 NH_4^+ 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Dechloromonas* 及 *Prevotella*_9；與 F^- 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Novosphingobium* (圖 17)。大崛溪採樣點經由 CCA 得知與 NO_3^- 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Cloacibacterium*；與 NH_4^+ 有中、高度相關性之優勢菌屬為 *Polynucleobacter* (圖 18)。

(4) 優勢菌屬與多重污染源關聯統計

我們整理 3 條河川採樣點優勢菌屬與多重污染源關聯統計(表 9)，在樹林溪方面，各優勢菌屬與污染源有中、高度相關性者包括：

Limnhabitans：重金屬 Se、Sn、Ti、Nb 及 Ta

Acinetobacter：VOC8、VOC9、VOC10、Pb、Ce 及 Nd

Arcobacter：VOC2、Er、Eu、Ho、Ru、Tm 及 Yb

Thauera：VOC4、VOC7、VOC13、SVOC1、Co、Mo、Rb、Ga、Pt、Pd、Tl、 F^- 、 Br^- 及 NH_4^+

Hydrogenophaga：VOC1 及 VOC5

Pseudomonas：VOC1、VOC5 及 Hg

Mycobacterium：VOC5、SVOC1、As 及 Au

Aliidiomarina、*Reyranelia* 及 *Halomonas* 等 3 項菌屬：VOC8、VOC9、VOC10、Pb、Zn、Ce、La、Nd 及 Pr

Leucobacter：VOC1、VOC5、As 及 V

Dechloromonas：Fe 及 Ba

Methyloversatilis 及 *Arenimonas*：Cr

Alishewanella 及 *Idiomarina*：VOC1、VOC5 及 Hg

Aquabacterium：VOC2、Er、Eu、Ho、Ru 及 Tm

Bdellovibrio、*Zoogloea* 及 *Dechlorobacter* 等 3 項菌屬：VOC2、Dy、Er、Eu、Ho、Ru、Tm 及 Yb

Novosphingobium：VOC4、VOC7、VOC13、SVOC1、Al、Cd、Ni、Rb、Sb、Ga、Pt、Pd、Tl、 F^- 、 Br^- 及 NH_4^+

Aquicella 及 *Sediminibacterium*：Dy、Er、Eu、Ho、Ru、Tm 及 Yb

Pseudochelatococcus：VOC4、VOC7、VOC13、SVOC1、Al、Ni、Sb、Ga、Pt、Pd、Tl、 NO_3^- 及 NO_2^-

Ferruginibacter 及 *Dokdonella*：Cr 及 Dy

Nitrosomonas：VOC4、VOC7、VOC13、SVOC1、Ga、Pt、Pd、Tl、F⁻、Br⁻及NH₄⁺
 Macromonas 及 Prostheco bacter：Dy。
 在富林溪方面，各優勢菌屬與污染源有中、高度相關性者包括：
 Flavobacterium：Al、Pr、Er、Cl⁻及SO₄²⁻
 Limnolobus：VOC6、Nb及Tm
 Acinetobacter：Mo及B
 Cloacibacterium：As、Cr及B
 Acidovorax：As、Mo及B
 Arcobacter：U、Nb及Tm
 Thauera：SVOC1、Se、Ba、Pr、V、Cl⁻及SO₄²⁻
 Hydrogenophaga：Mo及B
 Pseudomonas：VOC6、Se、Pr、Er、Cl⁻及SO₄²⁻
 Pseudarcicella：SVOC1、Se、Ba、Pr、V、Gd、Sm、Ta、Cl⁻及SO₄²⁻；
 Mycobacterium：SVOC1、Zn、Nd、Ti、V、Au、Eu及Ho
 Rhodoluna：SVOC1、Zn、Nd、Ti、V、Gd、Sm及Ta
 Polynucleobacter：SVOC1、Sb、Zn、Nd、Ti、V、Au、Eu及Ho
 Fluviicola：SVOC1、Nd、Ti、V、Gd、Sm及Ta
 Aeromonas：VOC6及As
 Tolumonas：Mo及B
 Dechloromonas：Ag、Hf及NH₄⁺
 Sulfurospirillum：Cd、Se、U及Yb
 Bacteroides：Ag
 Sphaerotilus、Aquabacterium、Zoogloea及Rivicola等4項菌屬：Co、Sn、Sr、W、Br⁻及NO₂⁻
 Prevotella_9：Rb、Ag、Hf及NH₄⁺
 Luteolibacter及Cetobacterium：Rb
 在大堀溪方面，各優勢菌屬與污染源有中、高度相關性者包括：
 Acinetobacter：Cd、Se、Ba、Ru、Ta及Tl
 Cloacibacterium：VOC1、VOC2、VOC11、VOC14、Ce、La、Pr、Ho、Yb及NO₃⁻
 Acidovorax：Sn、Ag及Pd
 Arcobacter：As、Hf、Ir、Nb及Sm
 Thauera：Mo
 Hydrogenophaga：Cr、Ba、Ru、Ta及Tl
 Pseudomonas：Co、Cu、Hg、B、Ga及Pt
 Pseudarcicella：VOC12、Er及Yb
 Rhodoluna：Fe、Er及Te
 Polynucleobacter：VOC12、Nd、Er及NH₄⁺
 Fluviicola：Mn、Ni、Sr、B、Ga及Pt
 Rheinheimera及Aquabacterium：As、Hf、Ir、Nb及Sm

四、結論

本研究利用總體基因體學，以次世代定序技術檢測觀音工業區污水廠進、放流水體及區域內3條河川流域水體中微生物基因體序列，瞭解微生物物種多樣性及變異與水體環境品質間之對應性，並探討菌相與各項重金屬物化性質分析數據上之關聯性應用，對於環境污染源鑑識分析上將可發揮極大之效益。

參考文獻

- [1] Zhang, M., Huang, F., Wang, G., Liu, X., Wen, J., Zhang, X., & Xia, Y., "Geographic distribution of cadmium and its interaction with the microbial community in the Longjiang River: risk evaluation after a shocking pollution accident," *Scientific reports*, 7(1), 1-12(2017).
- [2] Dean, A. P., Lynch, S., Rowland, P., Toft, B. D., Pittman, J. K., & White, K. N., "Natural wetlands are efficient at providing long-term metal remediation of freshwater systems polluted by acid mine drainage," *Environmental science & technology*, 47(21), 12029-12036(2013).
- [3] Handelsman, J., Rondon, M. R., Brady, S. F., Clardy, J., & Goodman, R. M., "Molecular biological access to the chemistry of unknown soil microbes: a new frontier for natural products," *Chemistry & biology*, 5(10), R245-R249(1998).
- [4] Kim, M., Lee, K. H., Yoon, S. W., Kim, B. S., Chun, J., & Yi, H., "Analytical tools and databases for metagenomics in the next-generation sequencing era," *Genomics & informatics*, 11(3), 102(2013).
- [5] Ladoukakis, E., Kolisis, F. N., & Chatziioannou, A. A., "Integrative workflows for metagenomic analysis," *Frontiers in cell and developmental biology*, 2, 70(2014).
- [6] Oulas, A., Pavludi, C., Polymenakou, P., Pavlopoulos, G. A., Papanikolaou, N., Kotoulas, G., & Iliopoulos, L., "Metagenomics: tools and insights for analyzing next-generation sequencing data derived from biodiversity studies," *Bioinformatics and biology insights*, 9, BBI-S12462(2015).
- [7] Tan, B., Ng, C. M., Nshimyimana, J. P., Loh, L. L., Gin, K. Y. H., & Thompson, J. R., "Next-generation sequencing (NGS) for assessment of microbial water quality: current progress, challenges, and future opportunities," *Frontiers in microbiology*, 6, 1027(2015).
- [8] Tseng, C. H., & Tang, S. L., "Marine microbial metagenomics: from individual to the environment," *International journal of molecular sciences*, 15(5), 8878-8892(2014).
- [9] Tiede, J., Wemheuer, B., Traugott, M., Daniel, R., Tscharncke, T., Ebeling, A., & Scherber, C., "Trophic and non-trophic interactions in a biodiversity experiment assessed by next-generation sequencing," *PloS one*, 11(2)(2016).
- [10] Thottathil, G. P., Jayasekaran, K., & Othman, A. S., "Sequencing crop genomes: a gateway to improve tropical agriculture," *Tropical life sciences research*, 27(1), 93(2016).
- [11] Carapito, R., Radosavljevic, M., & Bahram, S., "Next-generation sequencing of the HLA locus: methods and impacts on HLA typing, population genetics and disease association studies," *Human immunology*, 77(11), 1016-1023(2016).
- [12] Kováts, N., Horváth, E., Jancsek-Turóczi, B., Hoffer, A., Gelencsér, A., Urbán, P., & Fekete, C., "Microbiological characterization of stable resuspended dust," *International journal of occupational medicine and environmental health*, 29(3), 375-380(2016).
- [13] Jesmok, E. M., Hopkins, J. M., & Foran, D. R., "Next-generation sequencing of the bacterial 16S rRNA gene for forensic soil comparison: a feasibility study," *Journal of forensic sciences*, 61(3), 607-617(2016).
- [14] Brinkmeyer, R., "Diversity of bacteria in ships ballast water as revealed by next generation DNA sequencing," *Marine pollution bulletin*, 107(1), 277-285(2016).
- [15] Magalhães, C. M., Machado, A., Matos, P., & Bordalo, A. A., "Impact of copper on the diversity, abundance and transcription of nitrite and nitrous oxide reductase genes in an urban European estuary," *FEMS microbiology ecology*, 77(2), 274-284(2011).
- [16] Beale, D. J., Karpe, A. V., Ahmed, W., Cook, S., Morrison, P. D., Staley, C., ... & Palombo, E. A., "A community multi-omics approach towards the assessment of surface water quality in an urban river system," *International journal of environmental research and public health*, 14(3), 303(2017).
- [17] Yin, H., Niu, J., Ren, Y., Cong, J., Zhang, X., Fan, F., & He, Z., "An integrated insight into the response of sedimentary microbial communities to heavy metal contamination," *Scientific reports*, 5, 14266(2015).
- [18] Pereira, L. B., Vicentini, R., & Ottoboni, L. M., "Characterization of the core microbiota of the drainage and surrounding soil of a Brazilian copper mine," *Genetics and molecular biology*, 38(4), 484-489(2015).
- [19] Wang, J., Yuan, S., Tang, L., Pan, X., Pu, X., Li, R., & Shen, C., "Contribution of heavy metal in driving microbial distribution in a eutrophic river," *Science of The Total Environment*, 712, 136295(2020).

- [20] Gomez-Alvarez, V., Revetta, R. P., & Santo Domingo, J. W., “Metagenomic analyses of drinking water receiving different disinfection treatments,” *Appl. Environ. Microbiol.*, 78(17), 6095-6102(2012).
- [21] 蘋果日報，106年11月21日。桃園河川重金屬污染竟爆表，
<https://tw.appledaily.com/headline/daily/20171121/37851509/>(retreated 2020.10.27)
- [22] 劉靜榆，「臺灣西北部藻礁海岸重金屬污染分析」台灣生物多樣性研究(TW J. of Biodivers.) 19 (1): 49-95(2017)。

表 1.採樣點時間、編號與地點位置說明表

第 1 次採 樣時間	採樣點 編號	地點位置	第 2 次採 樣時間	採樣點 編號
108.7.9	G1	觀音工業區污水處理廠：工業廢水進 流口原水池	108.9.10	G1(2)
108.7.9	G2	觀音工業區污水處理廠：兩排道放流 口	108.9.10	G2(2)
108.7.9	G3	觀音工業區污水處理廠：污水道放流 口	109.9.9	G3(2)
			108.9.10	G3(3)
108.7.9	G4	樹林溪流下游處(西部濱海快速公路 橋下)	108.9.10	G4(2)
108.7.8	G5	富林溪(二聖路，和平橋下)	108.9.9	G5(2)
108.7.8	G6	富林溪(成功路一段，大觀橋下)	108.9.9	G6(2)
108.7.8	G7	富林溪(工業一路，榮工橋下)	108.9.9	G7(2)
			108.9.10	G7(3)
108.7.8	G8	大堀溪(成功路二段，榮工橋下)	108.9.9	G8(2)
108.7.8	G9	大堀溪(玉林路一段，大堀溪橋下)	108.9.9	G9(2)

表 2.第 1 次採樣之水體樣品菌門分布與組成(數據單位為%)

菌門	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9
變形菌門 (Proteobacteria)	39.8	65.61	46.74	46.35	29.69	26.06	36.02	34.69	34.71
擬桿菌門 (Bacteroidetes)	15.48	10.43	8.55	8.86	15.35	18.04	12.84	29.61	41.33
放線菌門 (Actinobacteria)		1.37	4.72	4.34	18.78	15.82	8.45	13.03	8.03
藍菌門 (Cyanobacteria)		2.7	3.38	2.74	16.81	17.21	9.54	10.9	6.72
Patescibacteria	3.91	3.91	14.91	17.34	1.51	1.99	9.97	2.35	2.23
厚壁菌門 (Firmicutes)	3.11	7.16	1.71	1.5	4.25	4.61	6.65	3.42	2.62
浮黴菌門 (Planctomycetes)	5.27		4.1	3.07	5.05	3.2	1.37	1.36	1.09
Epsilonbacteraeota					2.21	7.48	8.9	1	
綠彎菌門 (Chloroflexi)	11.24	1.45	1.21	1.14					
疣微菌門 (Verrucomicrobia)					3.26	2.01	1.05	1.16	
硝化螺旋菌門 (Nitrospirae)	3.78								
酸桿菌門 (Acidobacteria)	1.62								
螺旋體門 (Spirochaetes)		1.1							
廣古菌門 (Euryarchaeota)	10.48		4.45	5.87					

表 3.第 2 次採樣之水體樣品菌門分布與組成(數據單位為%)

菌門	G1(2)	G2(2)	G3(2)	G3(3)	G4(2)	G5(2)	G6(2)	G7(2)	G7(3)	G8(2)	G9(2)
變形菌門 (Proteobacteria)	67.16	68.39	49.25	50.14	57.84	33.15	44.27	36.44	39.77	34.19	32.75
擬桿菌門 (Bacteroidetes)	19.96	14.3	13.32	13.48	16.16	11.61	18.63	16.55	18.11	21.75	22.01
藍菌門 (Cyanobacteria)		1.85	2.91	11.96	2.1	12.08	14.42	12.99	8.4	14.06	13.39
Patescibacteria	5.82		17.55	4.69	5.72	6.22	1.46	5.01	4.94	4.98	2.46
放線菌門 (Actinobacteria)			2.33			8.85	2.18	6.31	5.35	12.02	9.39
厚壁菌門 (Firmicutes)	3.25	3.09				6.02	3.89	6.37	10.13	2.72	2.34
Epsilonbacteraeota	1.73	7.25				4.68	9.04	7.62	6.34	1.14	
浮黴菌門 (Planctomycetes)			2.27	4.3	3.57	4.1	1.37	1.98	1.2	1.91	4.11
疣微菌門 (Verrucomicrobia)		1.53	1.1	1.1		5.9	1.45	2.03	1.35	2.93	3.88
綠彎菌門 (Chloroflexi)			3.29	5.4	4.08						1.33
梭桿菌門 (Fusobacteria)						1.35		1.2			3.69
酸桿菌門 (Acidobacteria)				1.31	1.46						1.44

表 4.第 1 次採樣之水體樣品優勢菌科(比例>2%)分布與組成(數據單位為%)

優勢菌科	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9
伯克氏菌科 Burkholderiaceae	16.12	14.24	8.39	9.38	10	9.6	7.37	16.39	16.79
黃桿菌科 Flavobacteriaceae		3.07	3.46	3.71	10.96	6.29	2.7	18.8	27.53
紅環菌科 Rhodocyclaceae	3.61	4.94	7.37	7				4.51	7.34
莫拉氏菌科 Moraxellaceae		14.59		3.67	2.23		4.17		
微桿菌科 Microbacteriaceae			2.47	2.25	2.07	2.83		6.5	4.87
鞘脂單胞菌科 Sphingomonadaceae		5.94	5.27	4.59				2.03	2.11
魚孢菌科 Sporichthyaceae					5.85	5.45	2.34	2.93	
Arcobacteraceae						6.17	7.14		
Weeksellaceae						2.06		3.02	7.66
Cyanobiaceae					5.29	6.35	2.3		
腐螺旋菌科 Saprospiraceae	8.66								
嗜甲基菌科 Methylophilaceae			5.06	3.58					
氣單胞菌科 Aeromonadaceae					2.04		5.93		
紅細菌科 Rhodobacteraceae			3.93	3					
假單胞菌科 Pseudomonadaceae	2.52				3.12		3.98		
Spirosomaceae						3.39		2.32	
Ilumatobacteraceae					3.27	2.35			
源洋菌科 Idiomarinaceae		4.66							
暖蠅菌科 Caldilineaceae	4.17								
拜葉林克氏菌科 Beijerinckiaceae	3.8								
硝化螺旋菌科 Nitrospiraceae	3.78								
Pirellulaceae					3.39				
Reyrnellaceae		3.37							
分枝桿菌科 Mycobacteriaceae					3.17				
鹽單胞菌科 Halomonadaceae		2.95							
Gemmataceae	2.6								
厭氧繩菌科 Anaerolineaceae	2.29								
Crocinitomicaceae								2.11	
Isosphaeraceae	2.09								
甲烷繫菌科 Methanosaetaceae	7.72		2.21	3.86					
甲烷桿菌科 Methanobacteriaceae	2.21		2.03	1.79					

表 5.第 2 次採樣之水體樣品優勢菌科(比例>2%)分布與組成(數據單位為%)

優勢菌科	G1(2)	G2(2)	G3(3)	G4(2)	G5(2)	G6(2)	G7(2)	G8(2)	G9(2)
伯克氏菌科 Burkholderiaceae	18.14	19.45	9.47	11.27	10.09	12.88	9.15	10.29	11.24
紅環菌科 Rhodocyclaceae	16.04	27.13	11.66	16.77	5.85	3.62	4.6	12.17	10.23
黃桿菌科 Flavobacteriaceae	7.96	5.35	2.4	2.56		3.87	2.49	8.72	9.05
Weeksellaceae	7.09	2.75			2.31	6.19	6.01	6.03	4.91
莫拉氏菌科 Moraxellaceae	4.72	5.81				5.5	4.49		
假單胞菌科 Pseudomonadaceae	15.01	4.39				2.85			
紅細菌科 Rhodobacteraceae			5.98	5.17					
氣單胞菌科 Aeromonadaceae					2.01	4.83	3.85		
嗜甲基菌科 Methylophilaceae			2.85						
微囊藻科 Microcystaceae							2.3		5.37
微桿菌科 Microbacteriaceae								4.68	2.73
Arcobacteraceae		7.01							
魚孢菌科 Sporichthyaceae								2.71	2.59
拜葉林克氏菌科 Beijerinckiaceae									
黃單胞菌科 Xanthomonadaceae				3.5					
立克次體科 Rickettsiaceae				3.12					
Diplorickettsiaceae									
暖蠅菌科 Caldilineaceae									
腐螺旋菌科 Saprospiraceae				2.46					
鞘脂單胞菌科 Sphingomonadaceae									
Chitinophagaceae		2.25							
圓桿菌科 Cyclobacteriaceae			2.01						
Aquaspirillaceae						2.21			
Spirosomaceae									2.18
Paludibacteraceae	2.05								
Ilumatobacteraceae									2.04

表 6.第 1 次採樣之水體樣品優勢菌屬(比例>1%)分布與組成(數據單位為%)

優勢菌屬	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9
Flavobacterium		2.79	3.41	3.7	10.96	6.27	2.7	18.8	27.53
Limnohabitans					4.65	3.32	1.35	10.12	11.55
Acinetobacter		14.5		3.09	2.02	1.27	3.24	1.12	1.75
Cloacibacterium		1.4				1.97	1.89	2.94	7.61
Acidovorax		6.25	2.02	2.13	1.34	1.78	1.97		
Arcobacter					1.85	6.17	7.14		
Thauera	1.47		5.8	5.09					
Hydrogenophaga		2.9	3.11	3.67			1.08		1.36
Pseudomonas	2.52		1.02		3.11		3.92		
Pseudarcicella						3.19	1.32	1.96	1.58
Mycobacterium			1.08		3.17	1.9		1.27	
Rhodoluna						1.64		2.92	1.98
Polynucleobacter					1.14	1.15		1.6	1.87
Aurantimicrobium								2.79	2.41
Fluviicola						1.1		2.11	1.84
Aliidiomarina		4.61							
Aeromonas					1.56		2.66		
Nitrospira	3.78								
Tolomonas						1.04	2.73		
Rivibacter	3.57								
Reyranella		3.37							
Halomonas		2.95							
Leucobacter			1.53						
Dechloromonas		1.49							
Nannocystis	1.41								
Methyloversatilis	1.34								
Alisewanella				1.25					
Sulfurospirillum							1.23		
Bellilinea	1.18								
Bacteroides							1.17		
Idiomarina				1.12					
Sphaerotilus		1.1							
Rheinheimera								1.06	
Caulobacter		1.05							
Aquabacterium								1.03	
Bdellovibrio	1.02								
Stenotrophobacter	0.96								
Methanosacta	7.72		2.21	3.86					
Methanobacterium	2.21		2.03	1.79					

表 7.第 2 次採樣之水體樣品優勢菌屬(比例>1%)分布與組成(數據單位為%)

優勢菌屬	G1(2)	G2(2)	G3(3)	G4(2)	G5(2)	G6(2)	G7(2)	G8(2)	G9(2)
Flavobacterium	7.96	5.33	2.37	2.54	1.37	3.87	2.47	8.65	9.02
Cloacibacterium	6.22	2.59			2.25	6.08	5.81	5.99	4.88
Thauera	12.19	1.31	10.35	6.92					
Pseudomonas	14.97		1.11				1.73		
Acinetobacter	3.84	5.32				4.22	3.53		
Zoogloea		18.94					1.74		
Acidovorax		6.07	2.26		1.02	4.59	1.76		
Arcobacter	1.42	7.01			3.45				
Comamonas	10.81								
Hydrogenophaga		2.78	1.73	2.23		1.58			
Limnhabitans					2.81			2.11	2.61
Aeromonas					1.51	2.17	1.91		
Rhodoluna								2.98	1.86
Aquabacterium		1.25				1	1.03		
Dechloromonas		2.22			1.04	1.12			
Novosphingobium			1.08			1.11			
Aquicella		1.05							
Polynucleobacter								2.16	1.43
Pseudarcicella								1.29	2.09
Tepidicella	3.27								
Tolumonas						1.86	1.31		
Sphaerotilus		2.06				1.06			
Arenimonas				2.8					
Rivicola						1.6	1.07		
Dechlorobacter		2.43							
Prevotella_9					1.2		1.09		
Bacteroides					1.21	1.01			
Methyloversatilis				2.16					
Streptococcus	1.94								
Bdellovibrio		1.93							
Alishewanella	1.87								
Paludibacter	1.81								
Sediminibacterium		1.81							
Mycobacterium								1.64	
Pseudocheilatosphaerium			1.63						
Aurantimicrobium								1.5	
Ferruginibacter				1.44					
Nitrosomonas			1.35						
Macromonas		1.28							
Luteolibacter					1.25				
Dokdonella				1.22					
Tepidiphilus	1.19								
Cetobacterium					1.17				
Azoarcus	1.16								
Peredibacter									
Caulobacter		1.06							
Prostheco bacter		1.05							

表 8. 觀音污水處理廠進、放流水體優勢菌屬與污染源之 CCA

優勢菌屬(>2%)	VOCs and SVOCs			HM						Ion
Pseudomonas										NH_4^+
Comamonas	VOC7	VOC15		Yb	Te					
Cloacibacterium	VOC3	VOC4	VOC10	Ag	Yb	Te				NH_4^+
Hydrogenophaga	VOC1			Cu	B	U	Au	Pd		NO_3^-
Acidovorax	VOC1	VOC12	SVOC1	Cd	B	U	Au	Pd		NO_3^-
Acinetobacter	VOC7	VOC15		Cr	Ag	Yb	Te			NH_4^+
Nitrospira	VOC6			Co	As	Sn	Ti			
Rivibacter	VOC6			Co	As	Sn	Ti			PO_4^{3-}
Tepidicella	VOC3	VOC4	VOC10	Ag	Yb	Te				NH_4^+
Streptococcus				Ag	Er	Ho				NH_4^+
Alishewanella	VOC3	VOC4	VOC10	Cr	Ag					NH_4^+
Paludibacter	VOC3	VOC4	VOC10	Ag						NH_4^+
Pseudochelatococcus	VOC1	VOC12	SVOC1	Cd	B	U	In	Au	Pd	NO_3^-
Leucobacter	VOC1			Mo						NO_3^-
Arcobacter	VOC7	VOC15								
Nannocystis	VOC6			Co	As	Sn	Ti			PO_4^{3-}
Nitrosomonas	VOC1	VOC12	SVOC1	Cd	In	Au	Pd			NO_3^-
Methyloversatilis	VOC6			Co	As	Sn	Ti			PO_4^{3-}
Tepidiphilus	VOC3	VOC4	VOC10							
Bellilinea	VOC6			Co	As	Sn	Ti			PO_4^{3-}
Azoarcus	VOC3	VOC4	VOC10							NH_4^+
Mycobacterium	VOC1			Cu	Ag					NO_3^-
Novosphingobium	VOC1	VOC12	SVOC1	Cu	B	U	Au	Pd		NO_3^-
Bdellovibrio	VOC6			Co	As	Sn	Ti			PO_4^{3-}
Methanosaeta				Co	Ti	Th	Yb	Te		PO_4^{3-}
Methanobacterium				Hg	Mn	Zn	La	Ta	Gd	

1. 表格紅字：高度相關，綠字：中度相關。

2. VOCs 與 SVOCs 代號參考圖 5。

表 9. 樹林溪、富林溪、大堀溪流域水體與多重污染源具有中、高度相關性之優勢菌屬(黑色字體為樹林溪污染源，綠色字體為富林溪污染源，紅色字體為大堀溪污染源)

優勢菌屬(>5%)	VOCs				SVOCs		HM														Ion				
Flavobacterium							Al	Pr	Er												Cl ⁻	SO ₄ ²⁻			
Limnolobus	VOC6						Se	Sn	Ti	Nb	Ta	Tm													
Acinetobacter	VOC8	VOC9	VOC10				Cd	Mb	Pr	Se	B	Ba	Ce	Nd	Re	Ta	Tl								
Cloacibacterium	VOC1	VOC2	VOC11	VOC14			As	Cr	B	Ce	La	Pr	Hb	Yb							NO ₃ ⁻				
Acidovorax							As	Mb	Sr	Ag	B	Pd													
Aerobacter	VOC2						As	U	Er	Er	Hf	Hb	Ir	Ne	Nb	Rn	Sm	Zn	Zn	Yb					
Thiobacillus	VOC4	VOC7	VOC13		SVOC1	SVOC1	Co	Mb	Mb	Rn	Se	Ba	Ga	Pr	Pr	V	Pd	Tl			F ⁻	Cl ⁻	Br ⁻	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺
Hydrogenophaga	VOC1	VOC5					Cr	Mb	B	Ba	Rn	Ta	Tl												
Pseudomonas	VOC1	VOC5	VOC6				Co	Cu	Se	Hf	Hf	B	Ga	Pr	Pr	Er					Cl ⁻	SO ₄ ²⁻			
Pseudarcicella	VOC12				SVOC1		Se	Ba	Pr	V	Er	Gd	Sm	Ta	Yb						Cl ⁻	SO ₄ ²⁻			
Mycobacterium	VOC5				SVOC1	SVOC1	As	Zn	Nd	Ti	V	An	Au	Eu	Hb										
Rhodospirillum					SVOC1		Fe	Zn	Nd	Ti	V	Er	Gd	Sm	Zn	Ta									
Polynucleobacter	VOC12				SVOC1		Se	Zn	Nd	Nd	Ti	V	An	Er	Er	Ho					NH ₄ ⁺				
Flavivibrio					SVOC1		Mb	Ni	Se	B	Ga	Nd	Pr	Ti	V	Gd	Sm	Ta							
Albidinella	VOC8	VOC9	VOC10				Pr	Zn	Ce	La	Nd	Pr													
Aeromonas	VOC6						As																		
Tolunomonas							Mb	B																	
Reynaudella	VOC8	VOC9	VOC10				Pr	Zn	Ce	La	Nd	Pr													
Halomonas	VOC8	VOC9	VOC10				Pr	Zn	Ce	La	Nd	Pr													
Lencobacter	VOC1	VOC5					As	V																	
Dechloromonas							Fe	Ag	Ba	Hf											NH ₄ ⁺				
Methylobacterium							Cr																		
Alphaproteobacteria	VOC1	VOC5					Hf																		
Sulfurospirillum							Cd	Se	U	Yb															

Bacteroides							Ag																			
Idiomarina	VOC1	VOC5					Hg																			
Sphaerotilus							Co	Fe	Sn	Sr	W	Gd								Br	NO ₃ ⁻					
Rheinheimera							As	Hf	Ir	Nb	Sb															
Caulobacter							Ba																			
Aquabacterium	VOC2						As	Co	Sn	Sr	W	Er	Er	Hf	Ho	Ir	Nb	Ru	Sb	Ta	Br	NO ₃ ⁻				
Bdellovibrio	VOC2						Dy	Er	Eu	Ho	Ru	Ta	Yb													
Methanosaeta	VOC1	VOC5					Hg	Au																		
Methanobacterium	VOC1	VOC5					Hg	Au																		
Zoogloea	VOC2						Co	Sn	Sr	Dy	W	Er	Er	Ho	Ru	Ta	Yb				Br	NO ₃ ⁻				
Novosphingobium	VOC4	VOC7	VOC13		SVOC1		Al	Cd	Co	Ni	Ru	Sb	Sn	Sr	Ga	Pt	W	Pd	I		F	F	Br	Br	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺
Aquicella							Dy	Er	Eu	Ho	Ru	Ta	Yb													
Arenimonas							Cr																			
Rivicola							Co	Sn	Sr	W											Br	NO ₃ ⁻				
Dechlorobacter	VOC2						Dy	Er	Eu	Ho	Ru	Ta	Yb													
Prevotella_9							Rb	Ag	Hf												NH ₄ ⁺					
Sediminibacterium							Dy	Er	Eu	Ho	Ru	Ta	Yb													
Pseudochelabococcus	VOC4	VOC7	VOC13		SVOC1		Al	Ni	Se	Ga	Pt	Re	Ti								NO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻				
Ferruginibacter							Cr	Dy																		
Nitrosomonas	VOC4	VOC7	VOC13		SVOC1		Ga	Pt	Re	Ti											F	Br	NH ₄ ⁺			
Macromonas							Dy																			
Luteolibacter							Rb																			
Dokdonella							Cr	Dy																		
Cetobacterium							Rb																			
Peredibacter	VOC2																									
Prostheco bacter							Dy																			

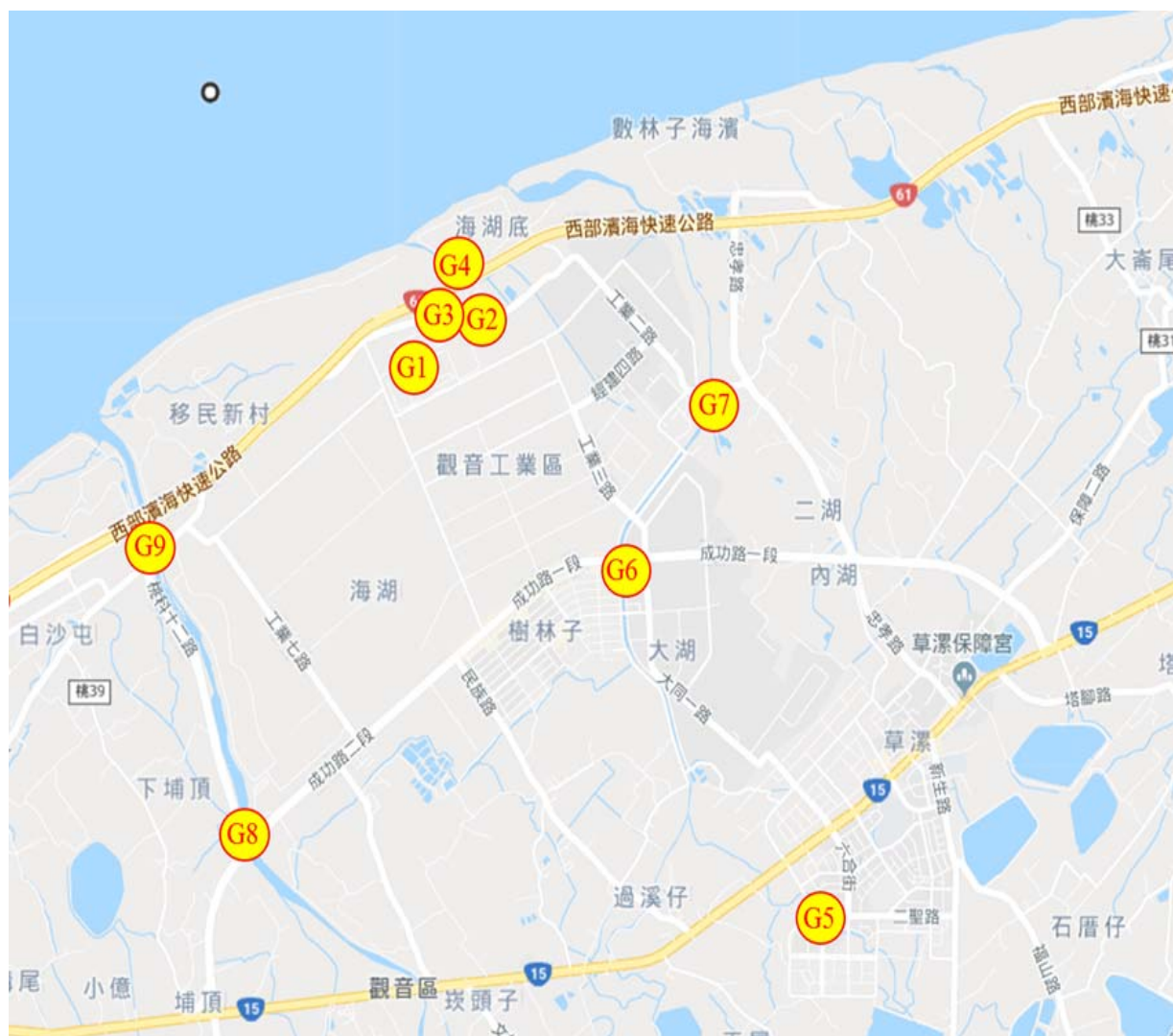


圖 1 觀音工業區河川水體採樣點位置圖

採樣點 G1：觀音工業區污水處理廠：工業廢水進流口原水池

採樣點 G2：觀音工業區污水處理廠：雨排道放流口

採樣點 G3：觀音工業區污水處理廠：污水道放流口

採樣點 G4：樹林溪流下游處(西部濱海快速公路橋下)

採樣點 G5：富林溪(二聖路，和平橋下)

採樣點 G6：富林溪(成功路一段，大觀橋下)

採樣點 G7：富林溪(工業一路，榮工橋下)

採樣點 G8：大堀溪(成功路二段，榮工橋下)

採樣點 G9：大堀溪(玉林路一段，大堀溪橋下)

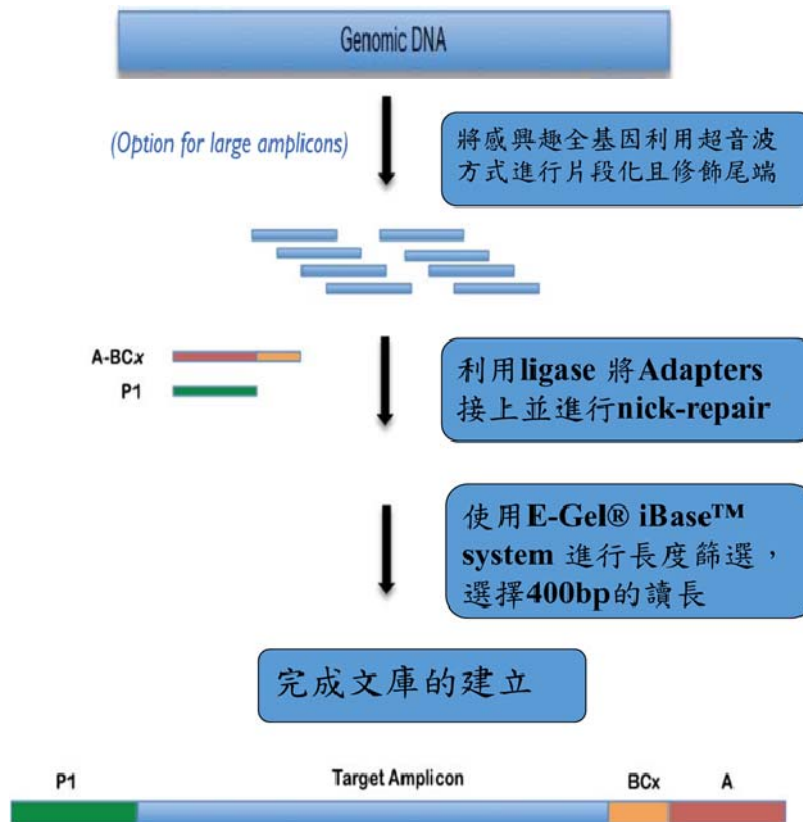


圖 2.文庫建立

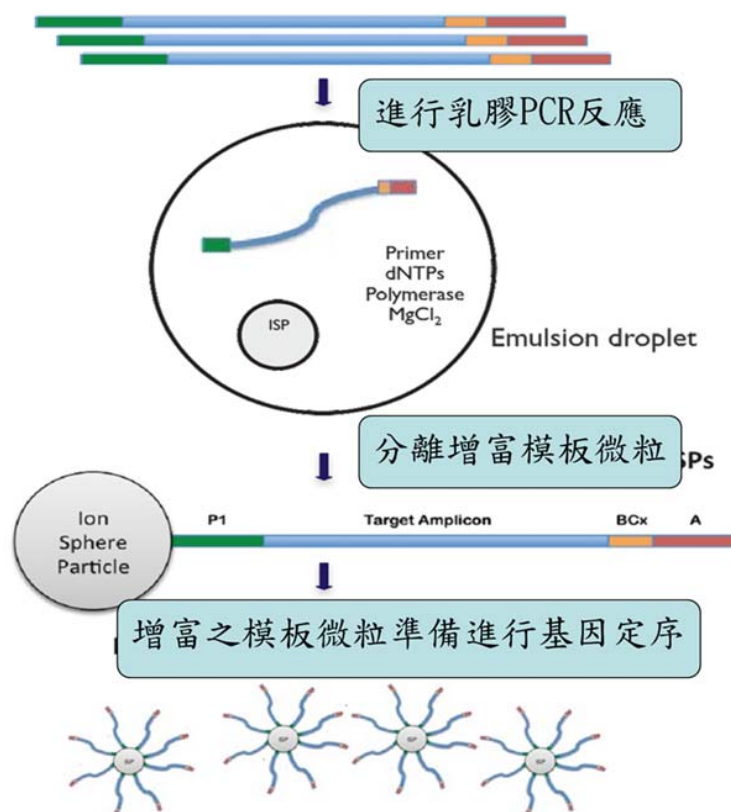


圖 3.模板建立

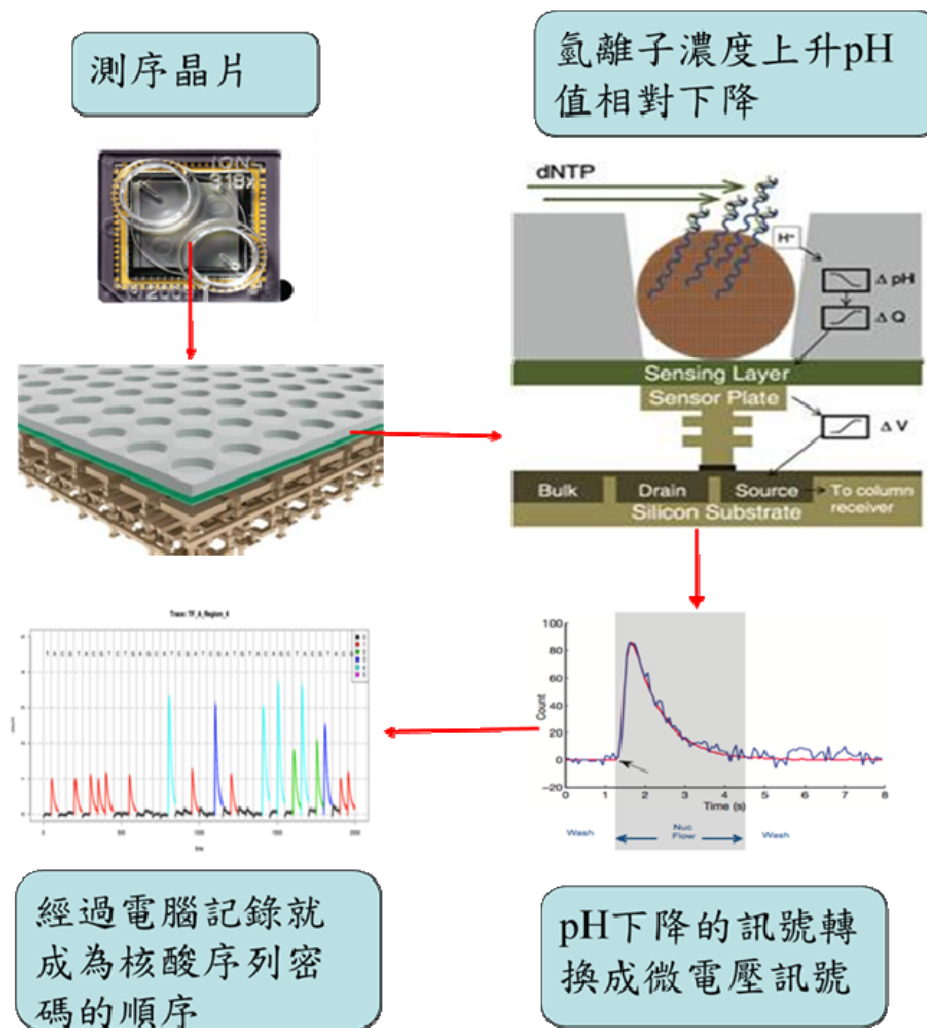
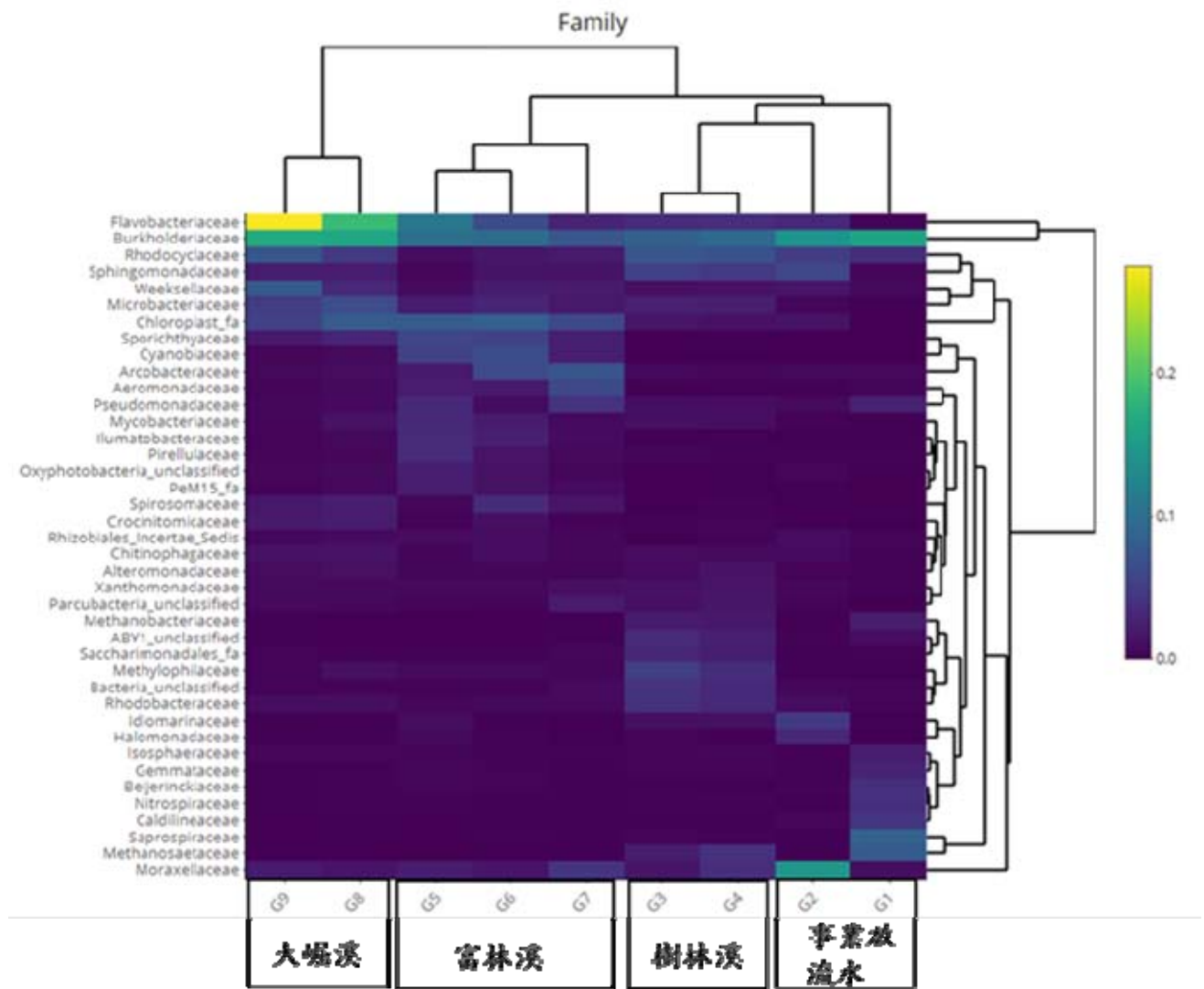


圖 4.晶片核酸序列定序

(A)



(B)

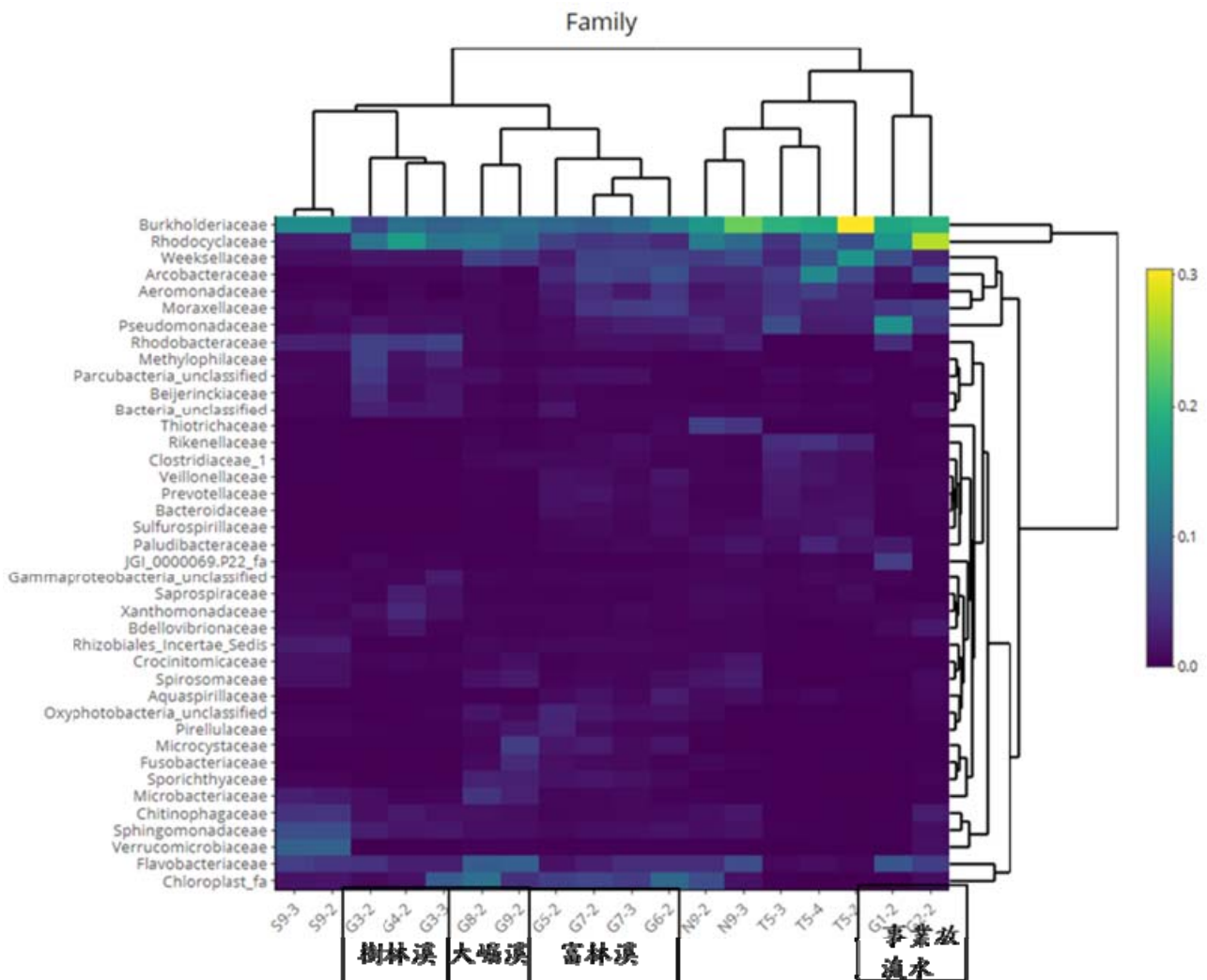
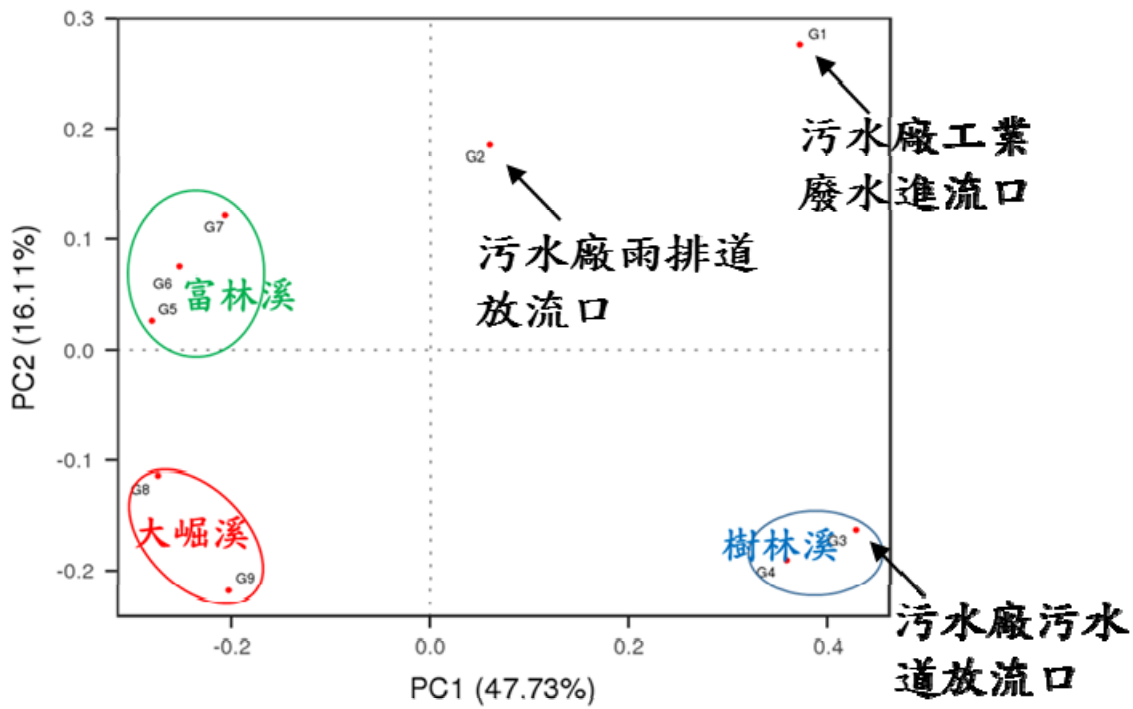


圖 5. 觀音工業區內之樹林溪、富林溪、大堀溪流域河川水體與污水處理廠之進、放流水體菌相消長變化熱圖。圖(A)為第 1 次採樣各水體菌科消長變化熱圖，圖(B)為第 2 次採樣各水體菌科消長變化熱圖，由圖中可看出同一溪流不同採樣點間其菌相消長變化相似。

(A)



(B)

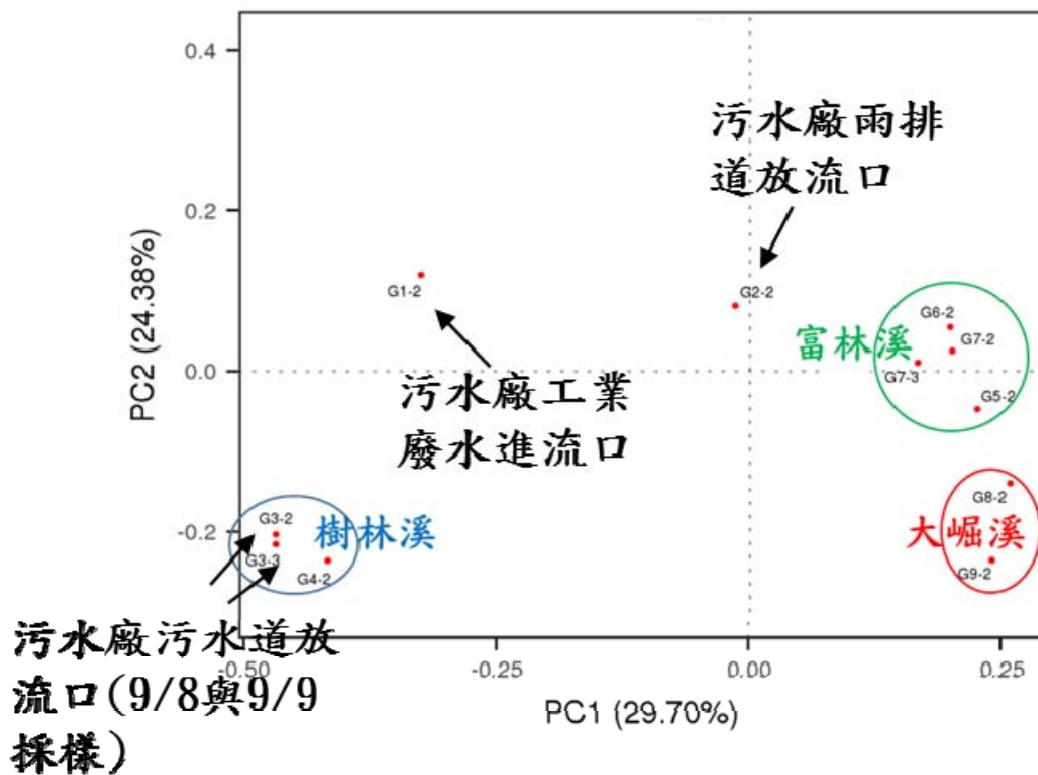
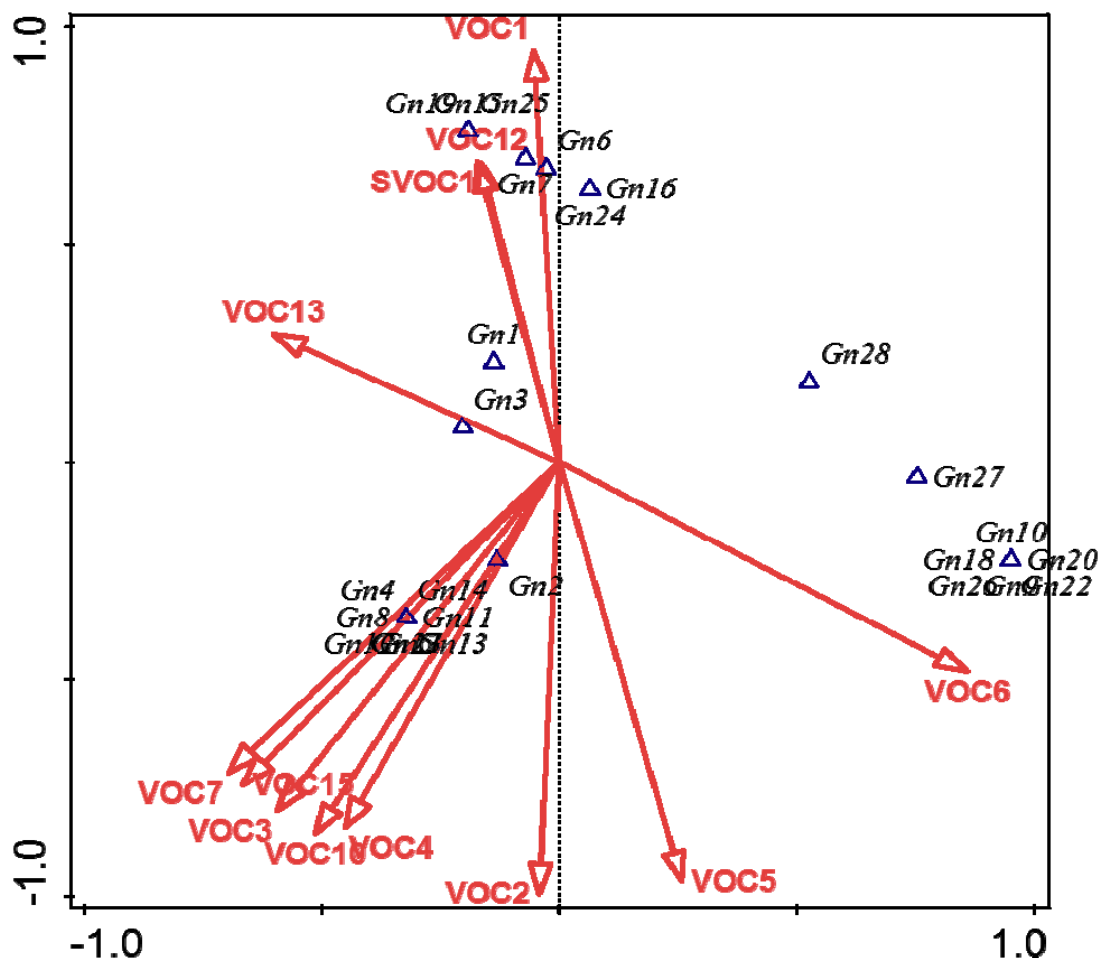


圖 6. 觀音工業區內之樹林溪、富林溪、大崛溪流域河川水體與污水處理廠之進、放流水體菌相主座標分析。圖(A)為第 1 次採樣各水體菌相主座標分析圖，圖(B) 為第 2 次採樣各水體菌相主座標分析圖，各溪流間之生物性鑑識度相當明顯。



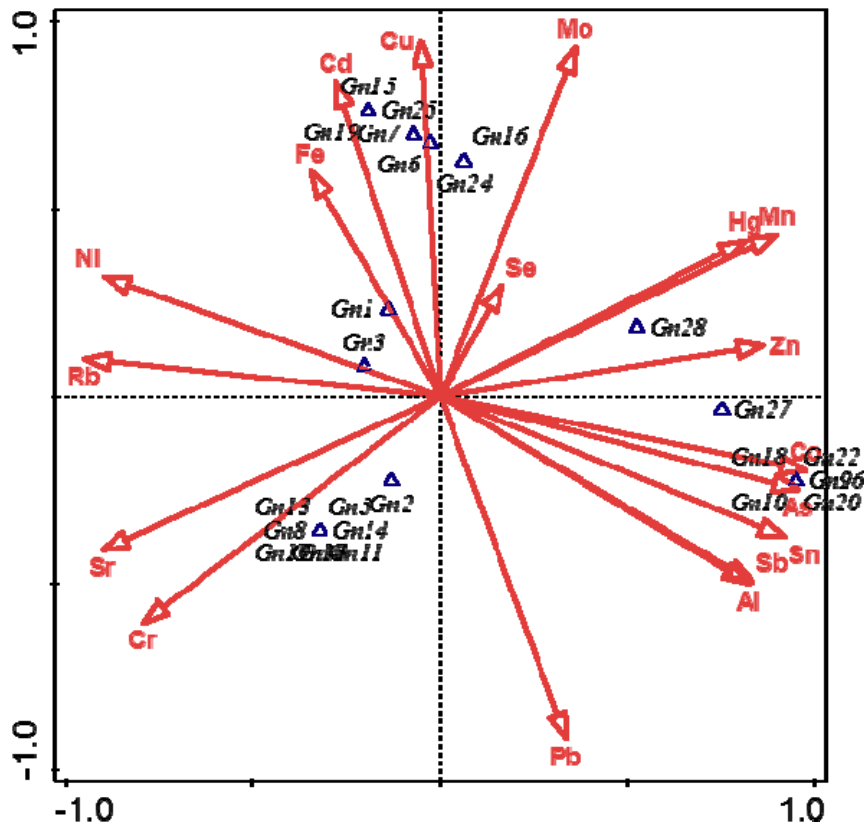
VOC1	Chloromethane	VOC9	1,2,4-Trimethylbenzene
VOC2	Acetone	VOC10	Naphthalene
VOC3	Acetonitrile	VOC11	Methylene Chloride
VOC4	2-Butanone	VOC12	Methyl t-butyl ether
VOC5	Chloroform	VOC13	Dibromomethane
VOC6	Toluene	VOC14	4-Methyl-2-pentanone(MIBK)
VOC7	Bromoform	VOC15	m+p Xylene
VOC8	1,3,5-Trimethylbenzene	SVOC1	Bis(2-ethylhexyl)phthalate

代號	優勢菌屬	代號	優勢菌屬	代號	優勢菌屬
Gn1	Thauera	Gn11	Tepidicella	Gn21	Tepidiphilus
Gn2	Pseudomonas	Gn12	Streptococcus	Gn22	Bellilinea
Gn3	Flavobacterium	Gn13	Alishewanella	Gn23	Azoarcus
Gn4	Comamonas	Gn14	Paludibacter	Gn24	Mycobacterium
Gn5	Cloacibacterium	Gn15	Pseudocheilatosuccu s	Gn25	Novosphingobium

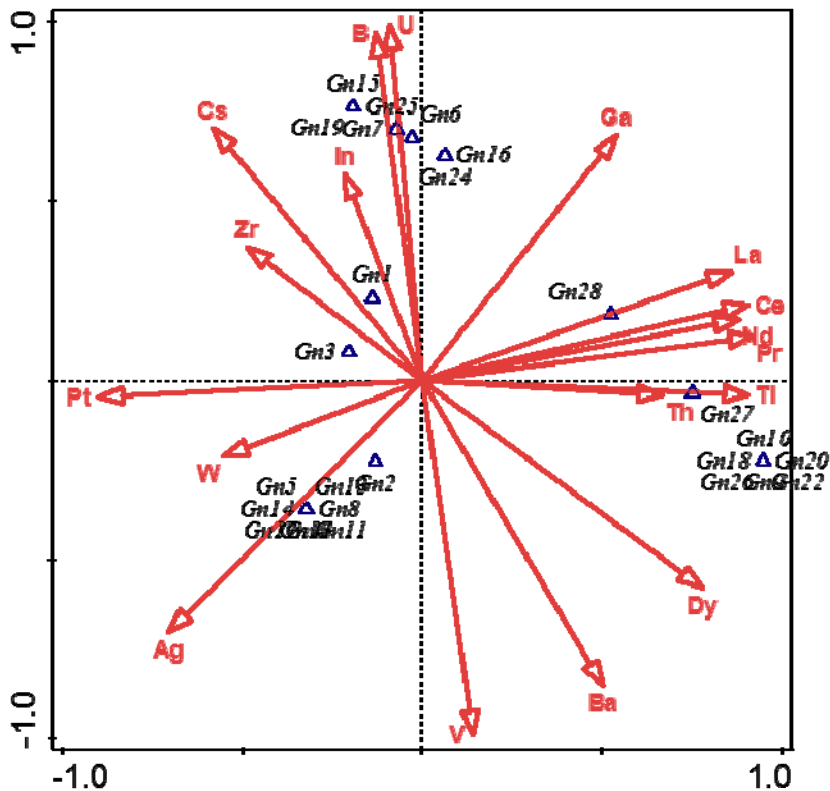
Gn6	Hydrogenophaga	Gn16	Leucobacter	Gn26	Bdellovibrio
Gn7	Acidovorax	Gn17	Arcobacter	Gn27	Methanosaeta
Gn8	Acinetobacter	Gn18	Nannocystis	Gn28	Methanobacterium
Gn9	Nitrospira	Gn19	Nitrosomonas		
Gn10	Rivibacter	Gn20	Methyloversatilis		

圖 7. 觀音污水處理廠進、放流水體優勢菌屬、VOCs 與 SVOCs 之 CCA。

(A) 優勢菌屬與 18 項重金屬(Al、As、Cd...)之 CCA



(B) 優勢菌屬與 18 項重金屬(Ag、B、Ba...)之 CCA



(C) 優勢菌屬與 16 項重金屬(Au、Er、Eu…)之 CCA

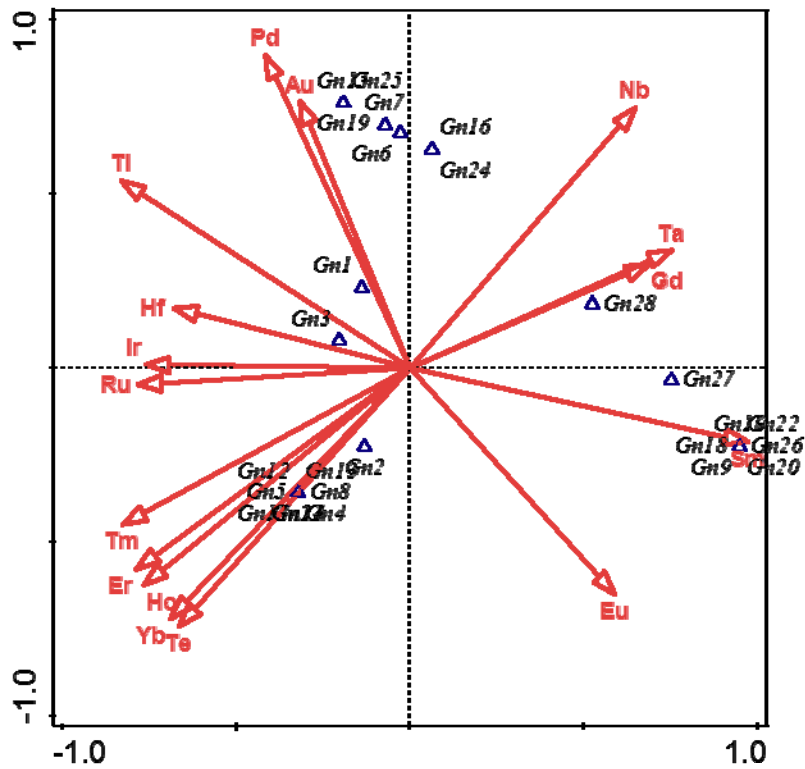


圖 8. (A)~(C)觀音污水處理廠進、放流水體優勢菌屬與 52 項重金屬之 CCA。優勢菌屬代號參考圖 5。

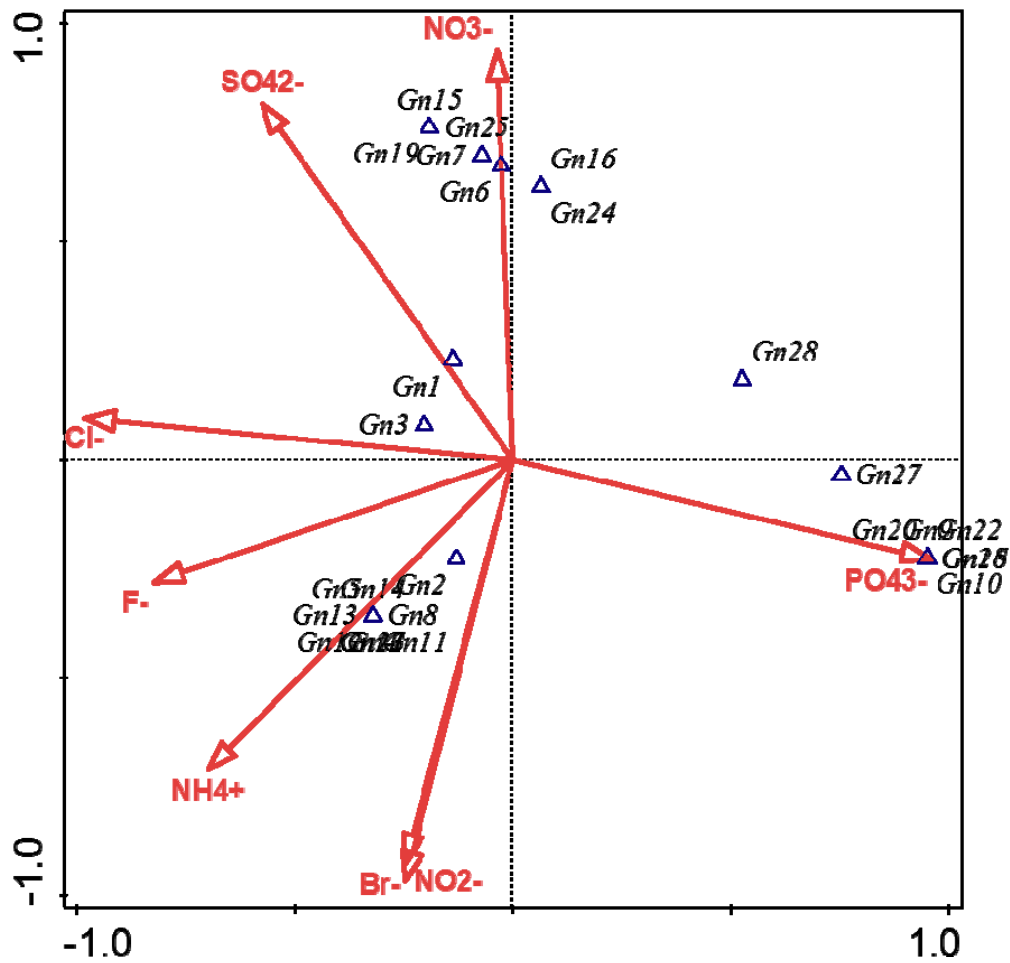
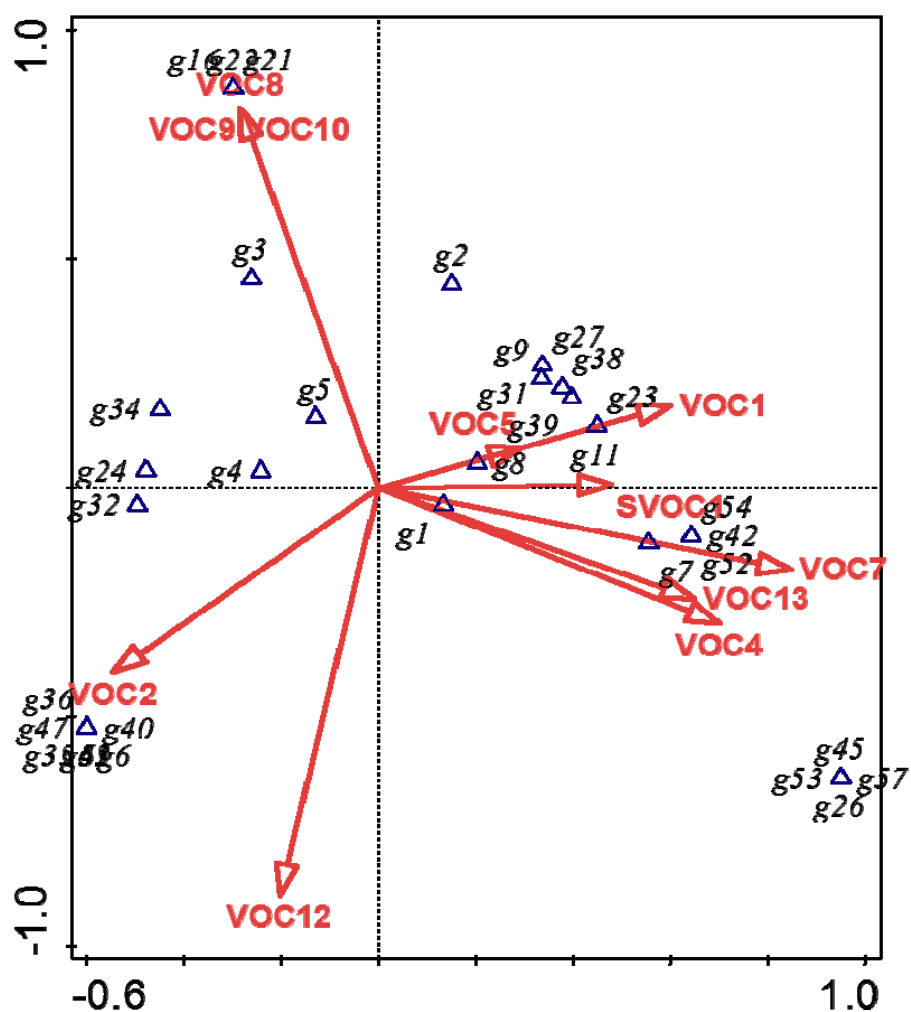


圖 9. 觀音污水處理廠進、放流水體優勢菌屬與離子之 CCA。離子項目包括 F^- 、 Cl^- 、 Br^- 、 NO_3^- 、 PO_4^{3-} 、 SO_4^{2-} 、 NO_2^- 與 NH_4^+ ，優勢菌屬代號參考圖 5。



VOC1	Chloromethane	VOC9	1,2,4-Trimethylbenzene
VOC2	Acetone	VOC10	Naphthalene
VOC3	Acetonitrile	VOC11	Methylene Chloride
VOC4	2-Butanone	VOC12	Methyl t-butyl ether
VOC5	Chloroform	VOC13	Dibromomethane
VOC6	Toluene	VOC14	4-Methyl-2-pentanone(MIBK)
VOC7	Bromoform	VOC15	m+p Xylene
VOC8	1,3,5-Trimethylbenzene	SVOC1	Bis(2-ethylhexyl)phthalate

代號	優勢菌屬	代號	優勢菌屬	代號	優勢菌屬
g1	Flavobacterium	g22	Halomonas	g43	Aquicella
g2	Limnohabitans	g23	Leucobacter	g44	Tepidicella
g3	Acinetobacter	g24	Dechloromonas	g45	Arenimonas

g4	Cloacibacterium	g25	Nannocystis	g46	Rivicola
g5	Acidovorax	g26	Methyloversatilis	g47	Dechlorobacter
g6	Arcobacter	g27	Alishewanella	g48	Prevotella_9
g7	Thauera	g28	Sulfurospirillum	g49	Streptococcus
g8	Hydrogenophaga	g29	Bellilinea	g50	Paludibacter
g9	Pseudomonas	g30	Bacteroides	g51	Sediminibacterium
g10	Pseudarcicella	g31	Idiomarina	g52	Pseudochelatococcus
g11	Mycobacterium	g32	Sphaerotilus	g53	Ferruginibacter
g12	Rhodoluna	g33	Rheinheimera	g54	Nitrosomonas
g13	Polynucleobacter	g34	Caulobacter	g55	Macromonas
g14	Aurantimicrobium	g35	Aquabacterium	g56	Luteolibacter
g15	Fluviicola	g36	Bdellovibrio	g57	Dokdonella
g16	Aliidiomarina	g37	Stenotrophobacter	g58	Tepidiphilus
g17	Aeromonas	g38	Methanosaeta	g59	Cetobacterium
g18	Nitrospira	g39	Methanobacterium	g60	Azoarcus
g19	Tolumonas	g40	Zoogloea	g61	Peredibacter
g20	Rivibacter	g41	Comamonas	g62	Prostheco bacter
g21	Reyranella	g42	Novosphingobium		

圖 10.樹林河流域水體優勢菌屬、VOCs 與 SVOCs 之 CCA。

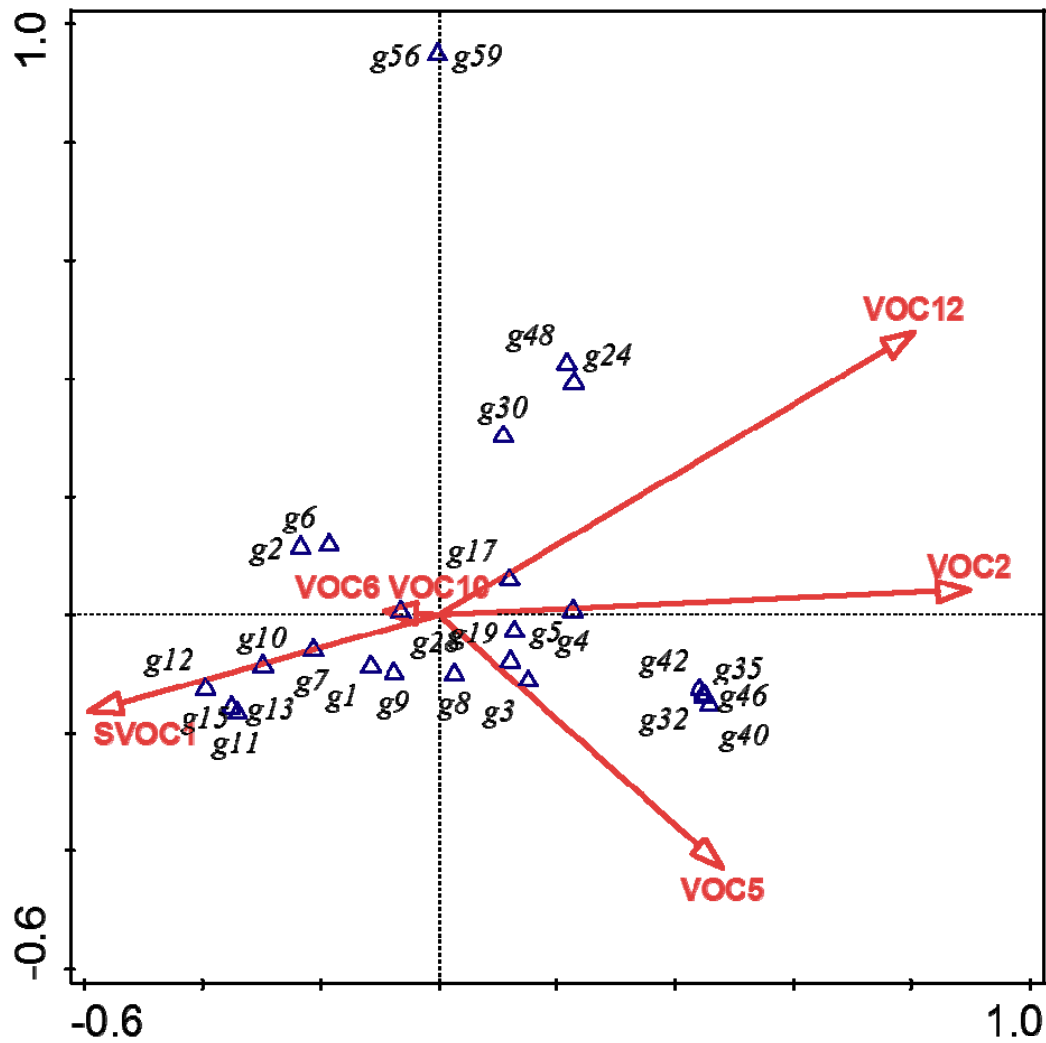


圖 11.富林河流域水體優勢菌屬、VOCs 與 SVOCs 之 CCA，優勢菌屬代號參考圖 8。

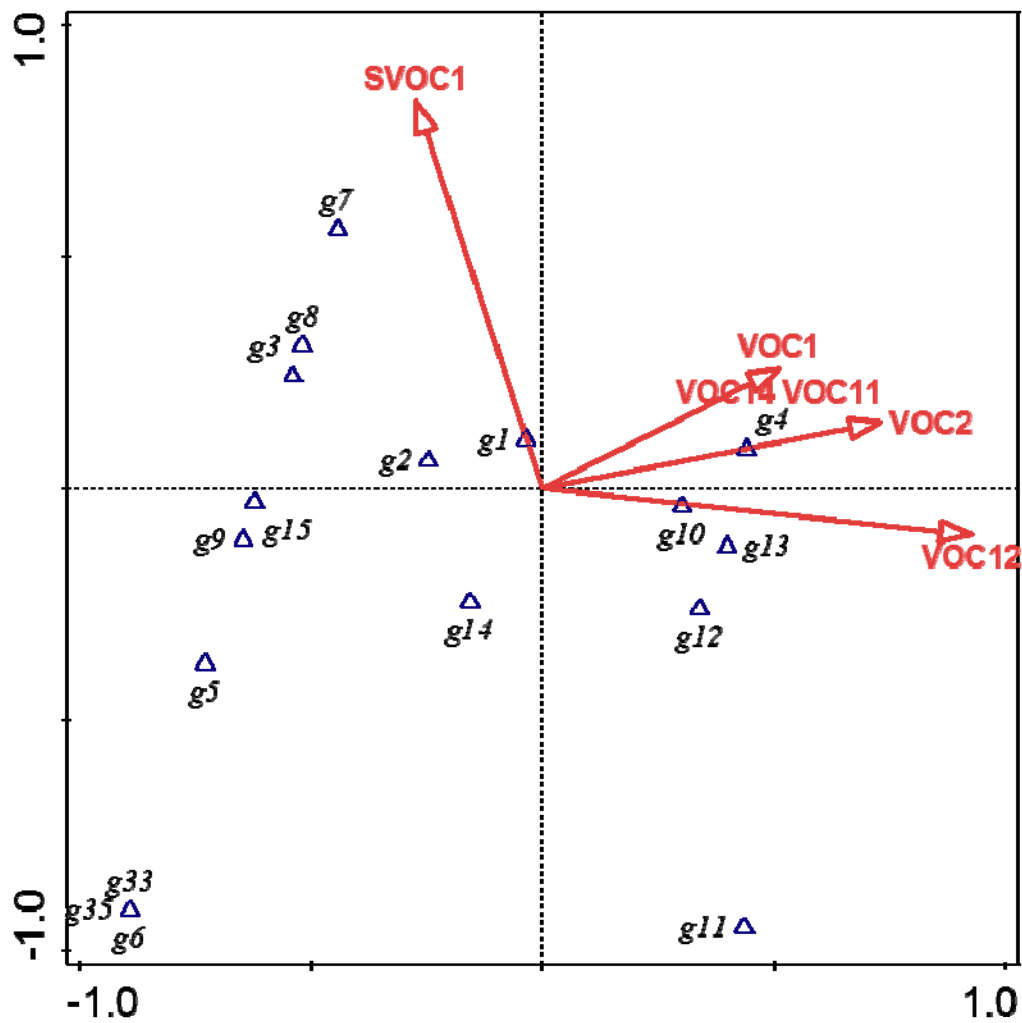
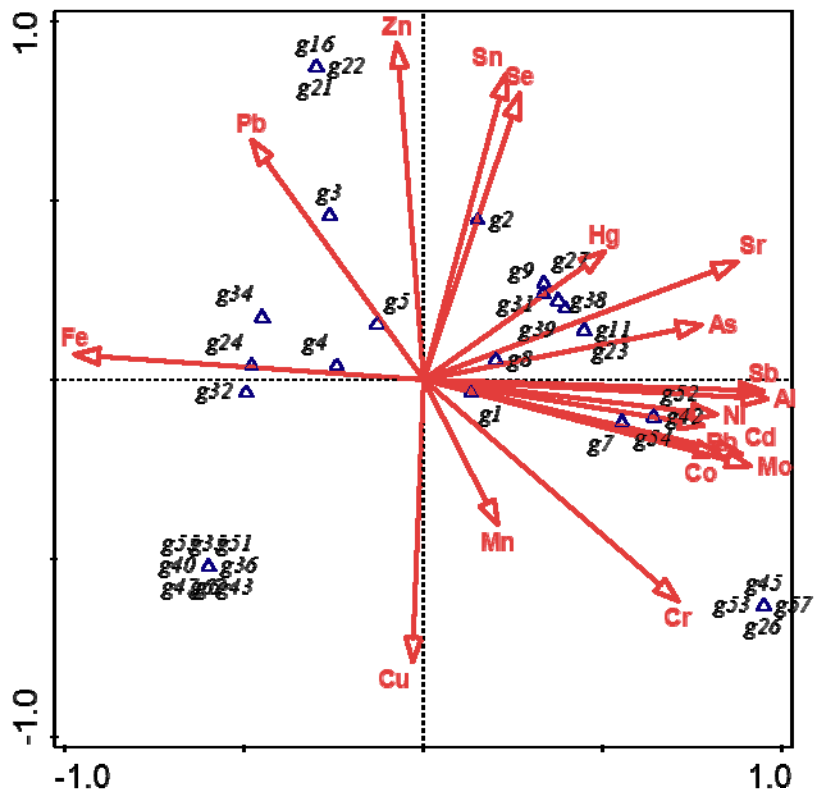
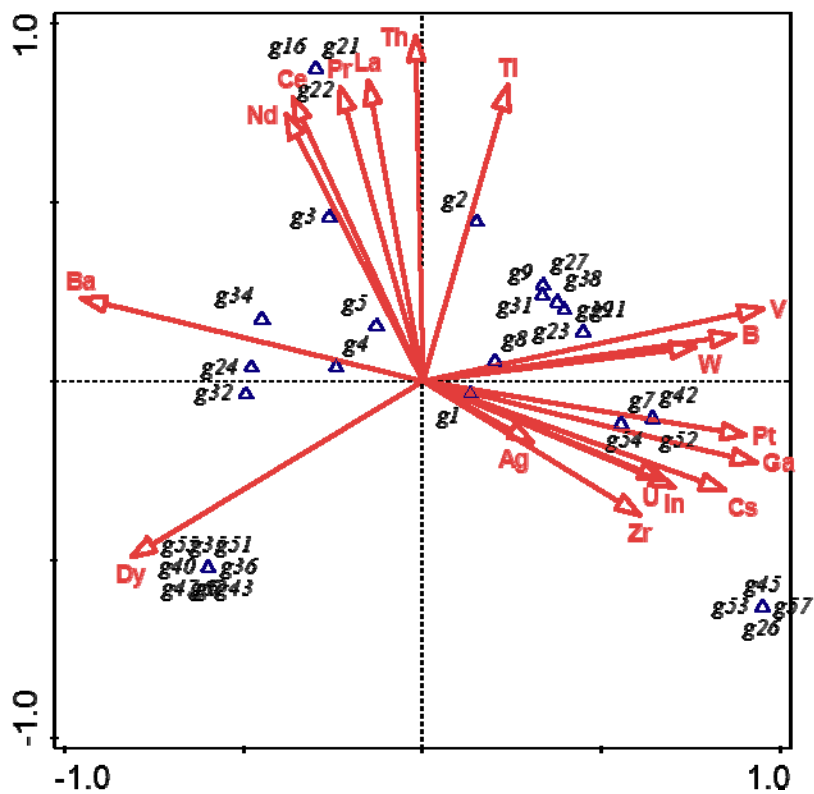


圖 12.大堀溪流域水體優勢菌屬、VOCs 與 SVOCs 之 CCA，優勢菌屬代號參考圖 8。

(A) 樹林溪優勢菌屬與 18 項重金屬(Al、As、Cd...)之 CCA



(B) 樹林溪優勢菌屬與 18 項重金屬(Ag、B、Ba...)之 CCA



(C) 樹林溪優勢菌屬與 16 項重金屬(Au、Er、Eu…)之 CCA

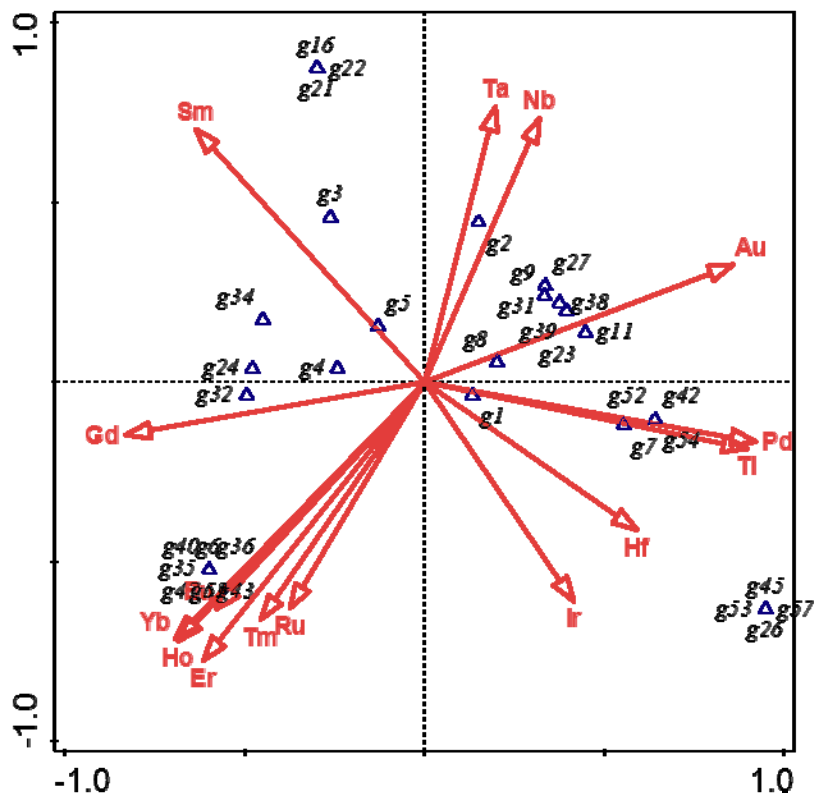
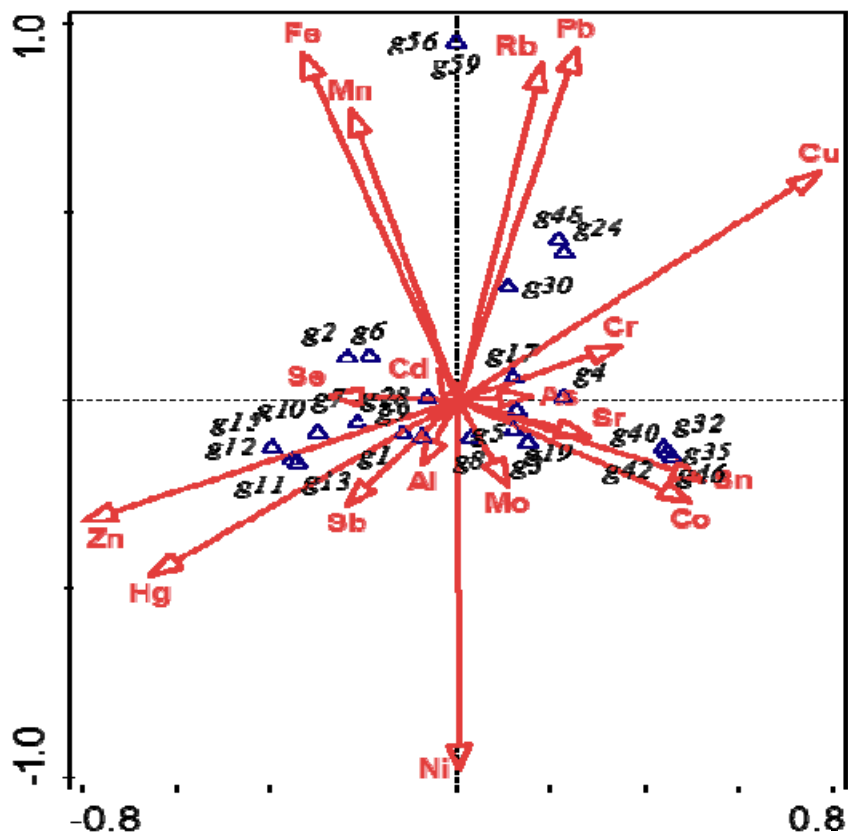
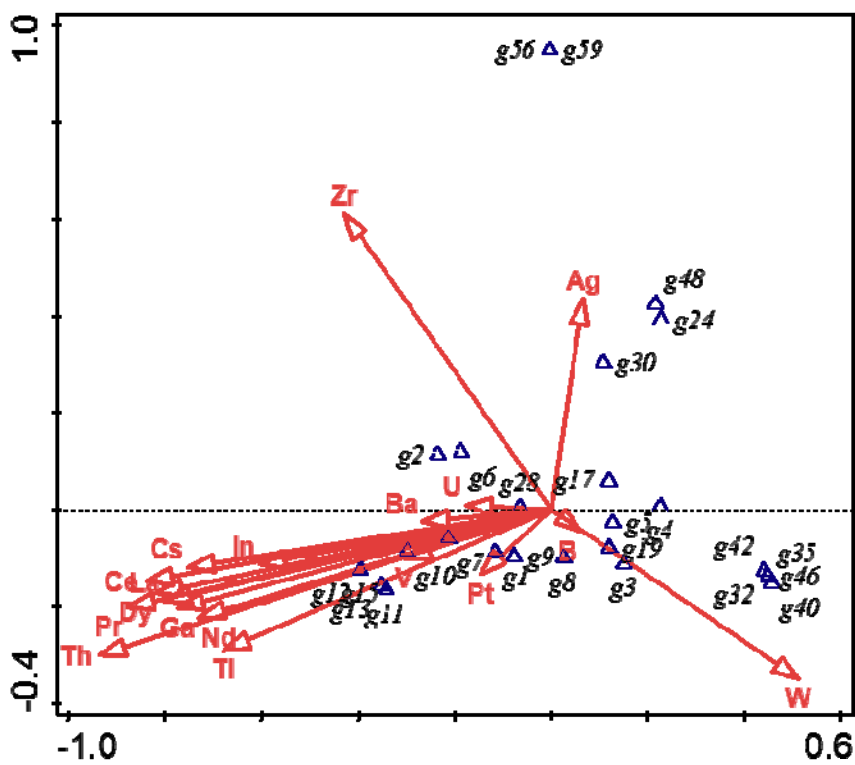


圖 13.(A) ~ (C)樹林溪優勢菌屬與 52 項重金屬之 CCA。優勢菌屬代號參考圖 8。

(A) 富林溪優勢菌屬與 18 項重金屬(Al、As、Cd...)之 CCA



(B) 富林溪優勢菌屬與 18 項重金屬(Ag、B、Ba...)之 CCA



(C) 富林溪優勢菌屬與 16 項重金屬(Au、Er、Eu…)之 CCA

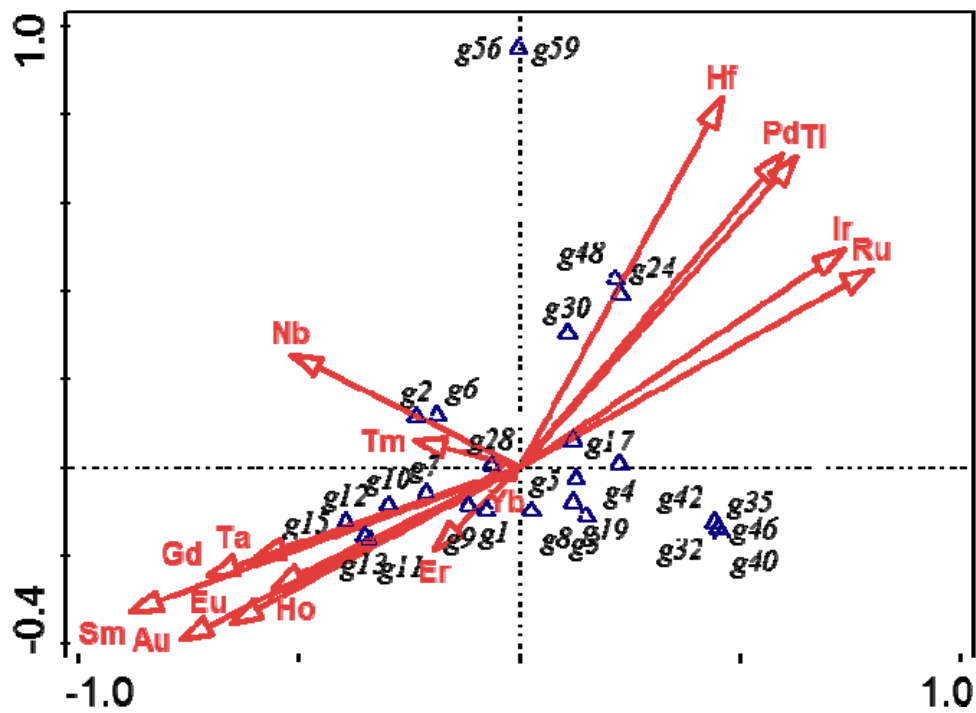
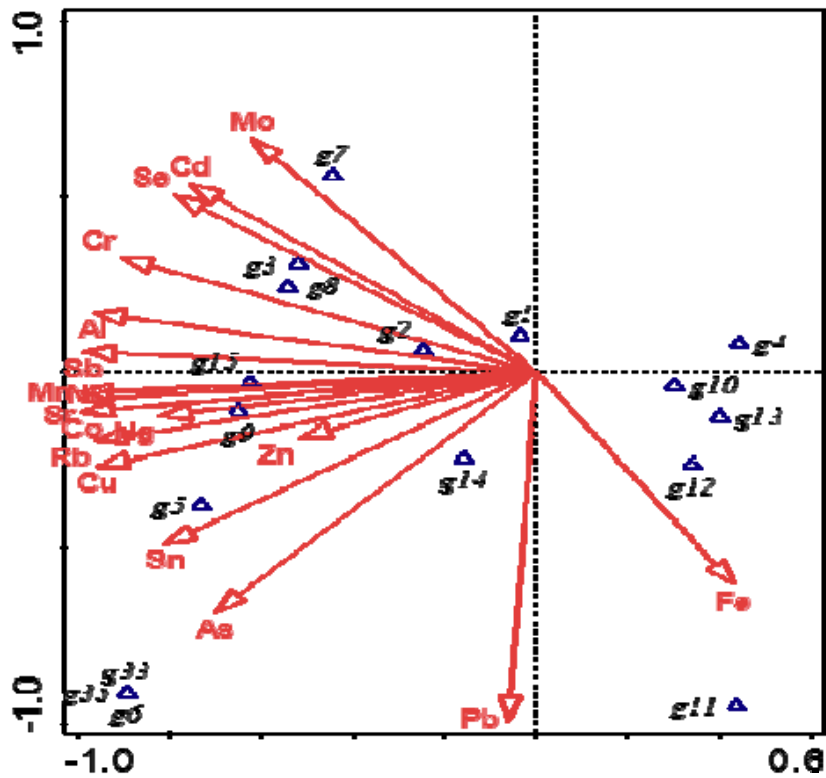
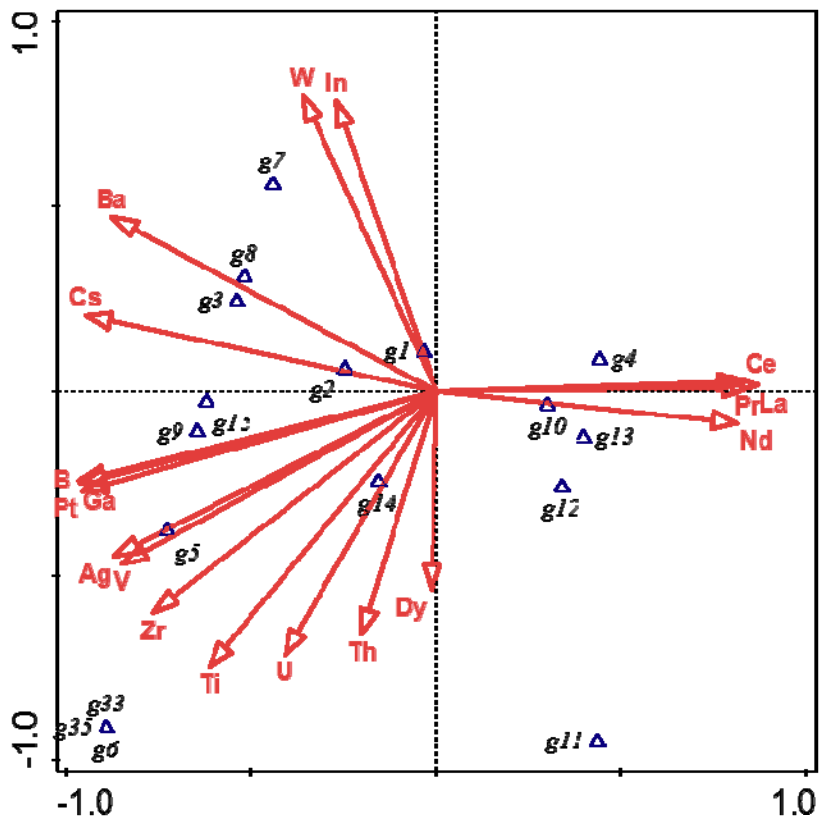


圖 14.(A)~(C)富林溪優勢菌屬與 52 項重金屬之 CCA。優勢菌屬代號參考圖 8。

(A) 大崛溪優勢菌屬與 18 項重金屬(Al、As、Cd...)之 CCA



(B) 大崛溪優勢菌屬與 18 項重金屬(Ag、B、Ba...)之 CCA



(C) 大崛溪優勢菌屬與 16 項重金屬(Au、Er、Eu…)之 CCA

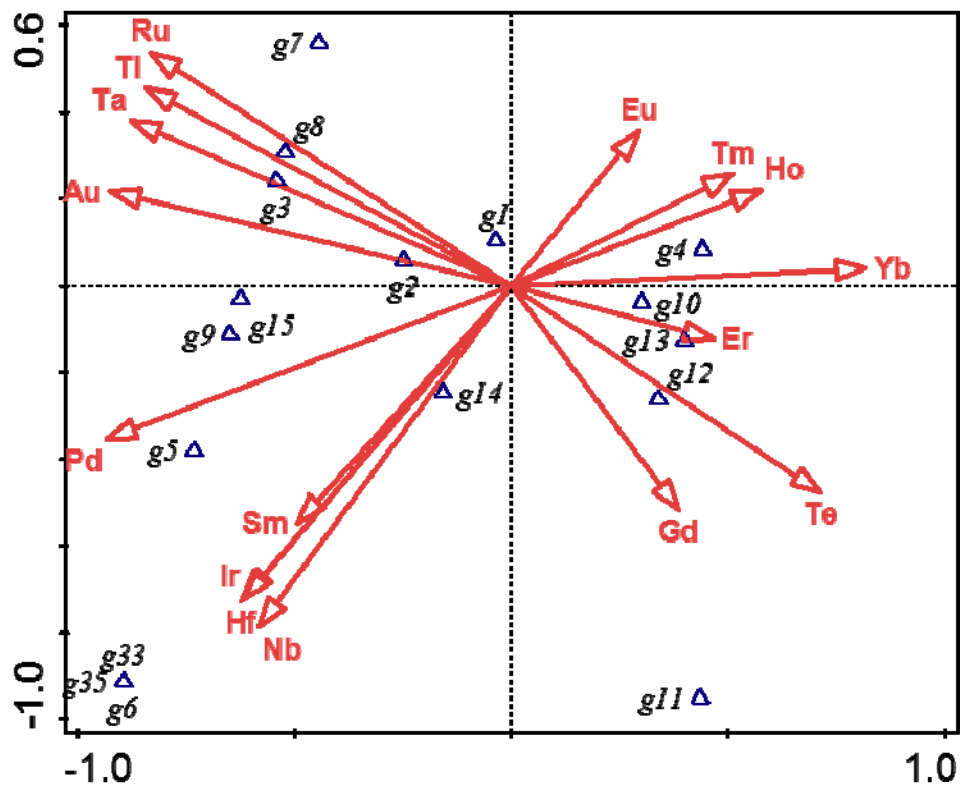


圖 15. (A)~(C)大崛溪優勢菌屬與 52 項重金屬之 CCA。優勢菌屬代號參考圖 8。

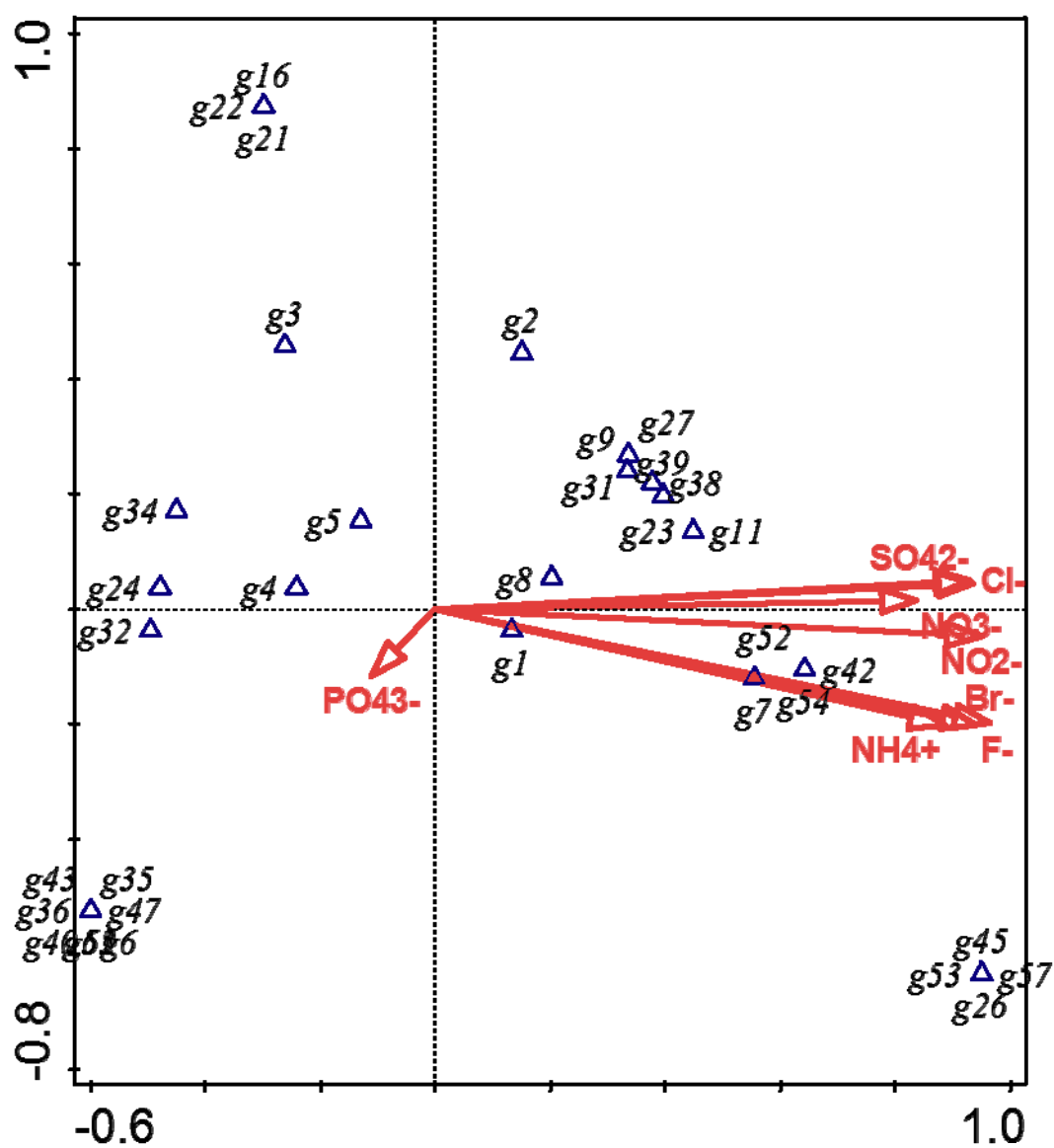


圖 16. 樹林溪優勢菌屬與離子之 CCA。離子項目包括 F^- 、 Cl^- 、 Br^- 、 NO_3^- 、 PO_4^{3-} 、 SO_4^{2-} 、 NO_2^- 與 NH_4^+ ，優勢菌屬代號參考圖 8。

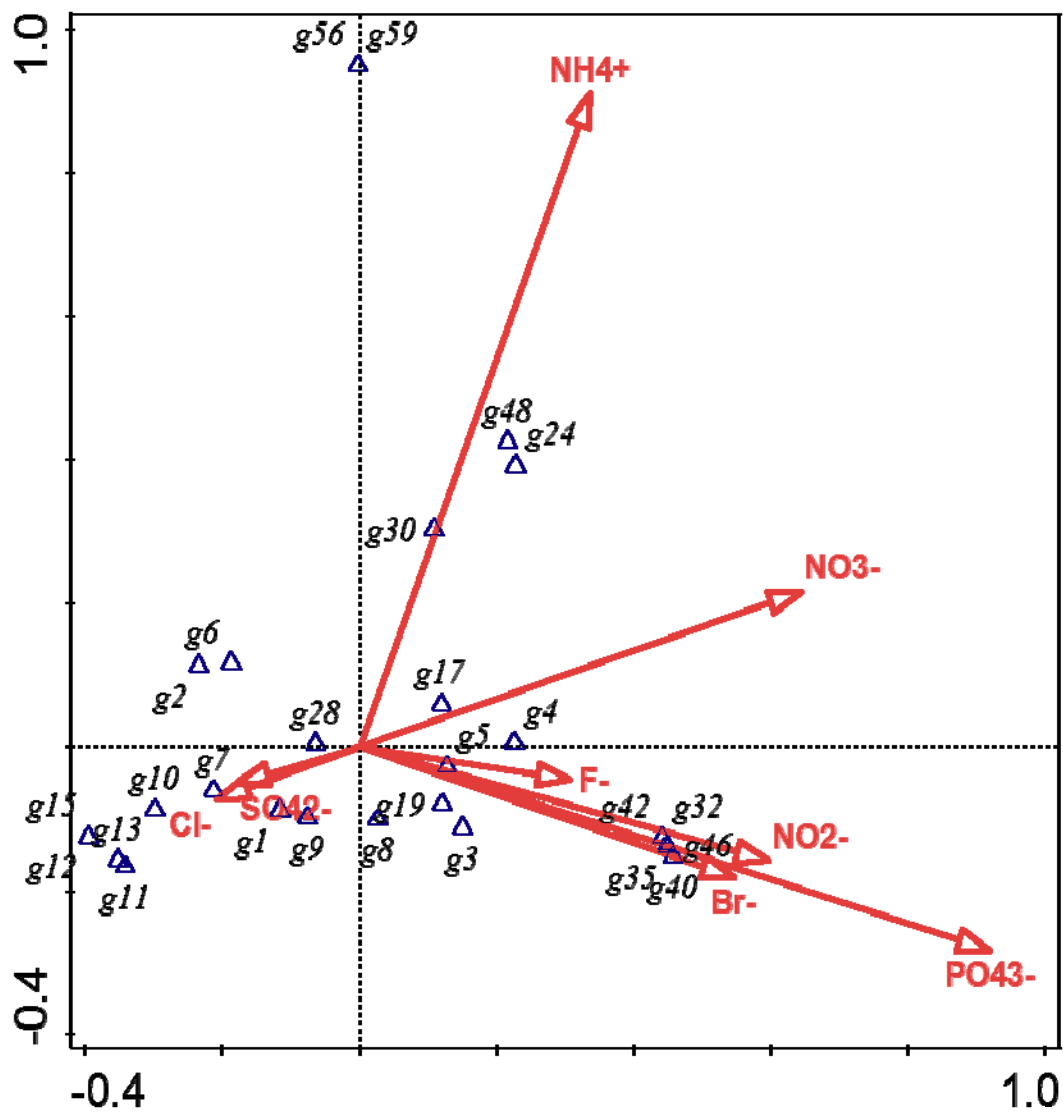


圖 17. 富林溪優勢菌屬與離子之 CCA。離子項目包括 F^- 、 Cl^- 、 Br^- 、 NO_3^- 、 PO_4^{3-} 、 SO_4^{2-} 、 NO_2^- 與 NH_4^+ ，優勢菌屬代號參考圖 8。

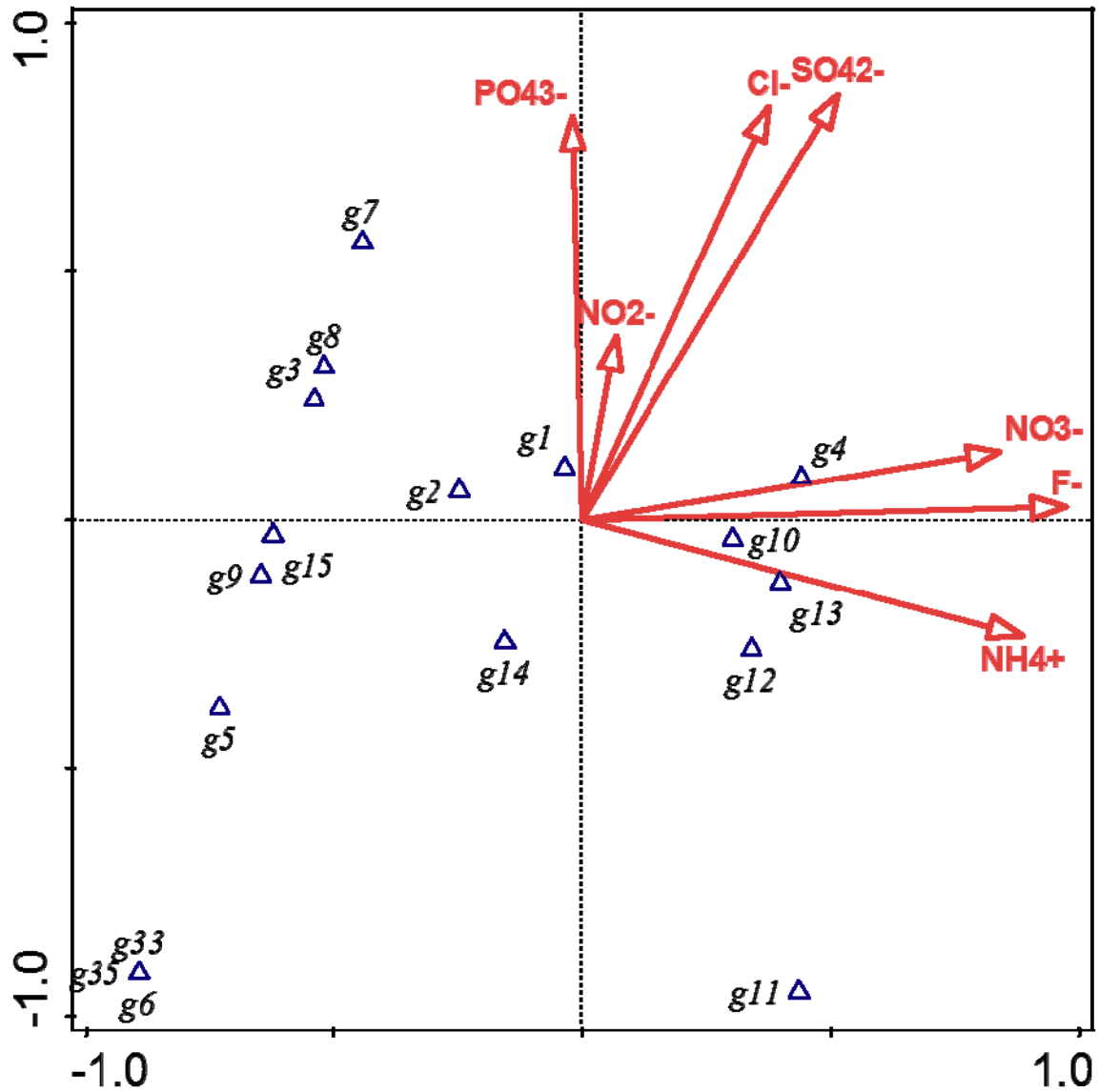


圖 18. 大嵵溪優勢菌屬與離子之 CCA。離子項目包括 F^- 、 Cl^- 、 Br^- 、 NO_3^- 、 PO_4^{3-} 、 SO_4^{2-} 、 NO_2^- 與 NH_4^+ ，優勢菌屬代號參考圖 8。

河川水體污染源鑑識作業程序建置與實例應用

陳虹希¹ 謝佩媛¹ 林奐均¹ 王根樹¹ 許元正² 王姿惠² 陳怡如² 尤仁昶² 吳羽珮² 吳章甫¹

¹ 國立臺灣大學公共衛生學院環境與職業健康科學研究所

² 行政院環境保護署環境檢驗所

摘要

本研究以桃園市南崁溪為目標河川，並以大檜溪橋為河川污染潛勢區進行 30 天之連續監測，而流域周邊事業廢水則為可能污染源進行採樣。除了檢測該地區一般水質指標外，亦由 52 項元素之分析結果進行正矩陣因子模式 (PMF) 與有效變異數-化學質量平衡模式 (EV-CMB) 之解析。透過 PMF 模式解析推估可能污染源為 6 個，對照 EV-CMB 模式於高污染事件日之解析，未納管污水可能為高污染事件日之主要貢獻源。

關鍵詞：受體模式、化學質量平衡模式、正矩陣因子模式

一、前言及研究目的

臺灣為一個多山的海島國家，境內擁有許多河川、湖泊等地表水資源，而河川水質是影響國民健康的關鍵因素。隨著人類活動及工業發展，乾淨的水源逐漸受到威脅，針對水污染問題，環保機關已著手多項整治計畫以及污染管制實際作為，包含制定放流水管制標準、徵收水污染防治費、加強源頭減量及污水截流現地處理等。然而，在過去的研究中，多針對一些常見的河川水質評估指標：生化需氧量、化學需氧量、懸浮固體物及氨氮等進行分析報告，惟這些指標僅能間接評估臺灣各個河川水體受有機或無機污染物的影響，但不易釐清污染來源。

有鑑於此，透過環境污染源鑑識的角度，以受體模式為基礎概念，試圖發展一套科學化、系統化的分析方法，解析可能的河川污染來源，透過河川水體及事業廢水的採樣，假設在穩定的排放狀態下，不同污染源排放於水體中的物種或濃度比例皆存在不同的特徵，即指紋圖譜 (profiles)，搭配模式運算與提升指紋圖譜比對的可靠性，所得結果亦能作為河川污染防治策略擬定的重要參考。

本研究旨在透過受體模式的概念，當河川有監測值異常或異常排放事件發生時，回溯可能之污染業別或污染來源。研究中以桃園市南崁溪為目標河川，回答該流域之污染來源及污染情形，並以此河川收集之數據，探討受體模式運用於河川污染源鑑識之結果，研究目的如下：

- (一) 了解桃園市南崁流域周邊之事業分布、河川污染情形及污染潛勢區
- (二) 建立受體模式應用於回溯河川污染來源之方法

二、研究方法

本研究為環境保護署環境檢驗所委託之河川水體污染源鑑識作業程序建置與實例應用(2/3)，於 2019 年針對四條河川進行調查分析，本篇以南崁溪為目標河川 (陳虹希, 2020)，探討此流域環境水體污染來源及各污染源貢獻情形，進一步發展受體模式於河川污染之鑑識應用。水樣採集及分析由環檢所委託臺灣檢驗科技公司 (SGS) 進行，模式中主要以 52 種元素為解析對象，並蒐集各事業廢水指紋圖譜，提供模式解析結果之比對。

2.1 採樣布點規劃

河川水體部分，由地理空間資訊系統 (QGIS) 及環保署專案報告，評估主要排水線匯入河段及污染特性，將環境水體採樣點主要設於排水線匯入之下游處。在污染熱區之選擇上，透過河川水體空間採樣點之濃度資料計算河川污染指標 (River Pollution Index, RPI) 作為選擇污染熱區之主要參考。

事業廢水的部分，由環保署水污染源管制資料管理系統，依據區域場所專用污水下水道或公共及工業專用污水下水道之總廢 (污) 水產生量，篩選南崁溪沿岸 1 公里內排放量較大之行業別，並至少選擇 3 種不同之業別為可能污染源。本研究包含 14 個事業放流水採樣點、1 個生活污水採樣點與 8 個事業製程水採樣點。另外，於大檜溪橋附近之涵洞採集未納管之污水，據當地稽查人員經驗此未納

管污水為社區所產生之生活污水，藉此可實際探討涵洞流出之污水對南崁溪之污染貢獻情形。

2.2 樣品檢測與分析

主要檢測項目及參考之分析方法以現行環保署公告標準檢測方法為主。參考環保署 106 年度於宜蘭縣新城溪執行之研究結果，研究中主要參考之檢測項目包含流量或排放量、pH 值、溫度、導電度、溶氧、懸浮固體、生化需氧量、化學需氧量、氮氮與 52 種元素，52 項元素分析為總量分析。分析之元素如下：Ag、Al、As、Au、B、Ba、Cd、Ce、Co、Cr、Cs、Cu、Dy、Er、Eu、Fe、Ga、Gd、Hf、Hg、Ho、In、Ir、La、Mn、Mo、Nb、Nd、Ni、Pb、Pd、Pr、Pt、Rb、Ru、Sb、Se、Sm、Sn、Sr、Ta、Te、Th、Ti、Tl、Tm、U、V、W、Yb、Zn 及 Zr。

2.3 受體模式

受體模式的基本原理為質量守恆之假設，本研究中使用兩種受體模式為污染源分析工具，分別為「有效變異數-化學質量平衡模式 (US EPA CMB 8.2)」與「正矩陣因子法 (US EPA PMF 5.0)」，此兩種受體模式皆由美國環保署開發並提供免費下載使用。

受體模式過去多應用於空氣污染源的解析 (Bullock et al., 2008, Shi et al., 2015)，美國環境保護署 (United States Environmental Protection Agency, US EPA) 亦應用於空氣品質管理之政策規劃。近年來有研究將此模式分析方法應用於水質監測資料，推估河川水以及底泥的污染源、組成及貢獻量 (Christensen and Bzdusek, 2005, Gu et al., 2003, Li et al., 2001)。本研究使用正矩陣因子法 (Positive Matrix Factorization, PMF) 並應用於南崁溪之污染潛勢區。

CMB 模式全名為「有效變異數-化學質量平衡模式 (Effective Variance – Chemical Mass Balance, EV-CMB)」，主要為使用有效變異數加權最小平方法 (Effective Variance Weighted Least Squares) 來計算並得到 CMB 模式的最佳解。其方程式可表現如下

$$C_j = \sum_{k=1}^p g_k f_{kj} + \varepsilon_j \quad (1)$$

C_j 為受體點之污染物成份之濃度， g_k 為未知的污染源貢獻量， f_{kj} 為已知的污染源排放特徵，亦稱之為指紋圖譜 (Source Profile)， ε_j 為實際量測值與模式預測值之誤差， j 為污染物成份， p 為污染源數量。

PMF 模式全名為「正矩陣因子模式 (Positive Matrix Factorization, PMF)」則透過矩陣拆解推估可能之污染源組成及其貢獻量，其方程式如下 (Hopke, 2000)：

$$X = GF + E \quad (2)$$

其中 X 為受體點濃度矩陣，由受體點濃度與不確定性資料進行貢獻量矩陣 G 及污染源指紋圖譜 F 之拆解， E 則為模式分析之殘差 (Paatero and Tapper, 1994)。模式結果以目標函數 Q 進行判定，並以最小化之目標函數為最佳解。以下為目標函數定義式：

$$Q(E) = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left[\frac{e_{ij}}{u_{ij}} \right]^2 \quad (3)$$

其中， u_{ij} 為第 j 個物種在第 i 個樣本中之不確定性， e_{ij} 則為殘差值。

三、結果與討論

南崁溪分析之元素去除易受地殼含量影響之 Al、Fe 後共計 50 種，採樣時間為 2019 年 8 月 26 日至 2019 年 9 月 24 日，上午 9 時及下午 3 時各採樣一次，總計連續採樣 30 天共 60 筆河川水體資料。因 BDL 的比例高於 70 % 而從模式分析前處理被剔除之元素共 13 個，包含 Au、Er、Eu、Hf、Ho、Ir、Pt、Ru、Te、Tl、Tm、Yb 及 Zr。若不考慮 Al 和 Fe，元素平均濃度前三名為 B (253 $\mu\text{g/L}$)、Mn (183 $\mu\text{g/L}$) 及 Sr (160 $\mu\text{g/L}$)，而時間變異度 (標準差/平均值) 最大之前三名元素則為 Th、Nd 及 Pr。

考慮 3 至 8 個污染源數量進行分析，從 Maximum Individual Column Mean (IM)與 Maximum Individual Column Standard Deviation (IS)資料判斷縮小可能污染源數目範圍為 5 至 8 個。另外，透過靴拔重抽法 (BS)看再現性表現，最終判斷污染源數目應為 6 個。

由圖 1 之污染源貢獻時序變化圖可以發現於 9 月 17 日出現一濃度峰值，是為高污染事件日，而 Factor 4 在 9 月 17 日之貢獻占比達一半以上，是此高污染事件日之顯著貢獻來源。為進一步判別 Factor 4 之行業別，透過 Factor 4 與其他事業指紋圖譜計算之 Pearson Correlation，得到 Factor 4 與未納管污水具有最大的相關性(0.78)。此外，在高污染事件日中，針對銅之污染來源及其貢獻情形進行探討，圖 2 為 9 月 17 日 PMF 解析結果中各 Factor 之 Cu 貢獻比例，可以看到未納管污水有最大之貢獻占比 (42%)。

因高污染事件當日亦同為事業廢水採樣日，因此採樣之指紋圖譜於 CMB 模式計算之誤差相對小。從表 1 之高污染事件日 CMB 解析結果來看，未納管污水之貢獻於當日上午達 1277 $\mu\text{g/L}$ ，到了下午甚至高達 2911 $\mu\text{g/L}$ 。9 月 17 日當天尚有電鍍業、晶圓製造及半導體製造業、光電材料及元件製造業、印刷電路板製造業之製程等。CMB 結果與 PMF 結果一致，皆顯示未納管污水為高污染事件日之主要貢獻源。

四、結論

針對大檜溪橋連續採樣資料進行 PMF 模式解析，得到 6 個可能污染源，於高污染事件日之主要貢獻源為未納管污水，對照 CMB 模式在高污染事件日 (2019/09/17) 之解析結果，兩受體模式結果一致，依當地環保局人員提供之資訊亦說明該未納管污水可能為生活污水。

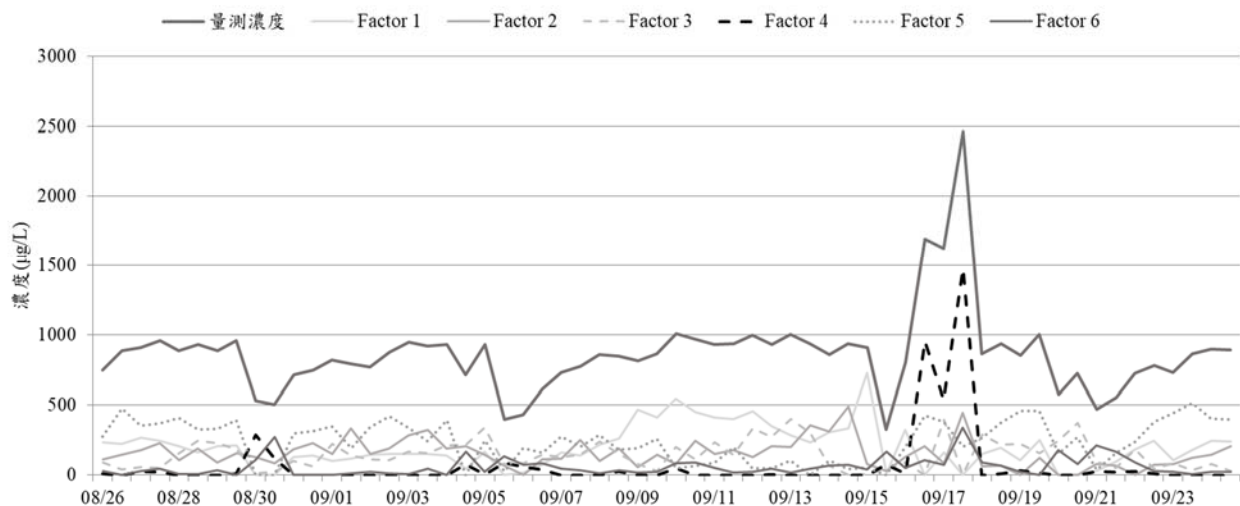


圖 1 大檜溪橋污染源貢獻時序變化圖（總和濃度）

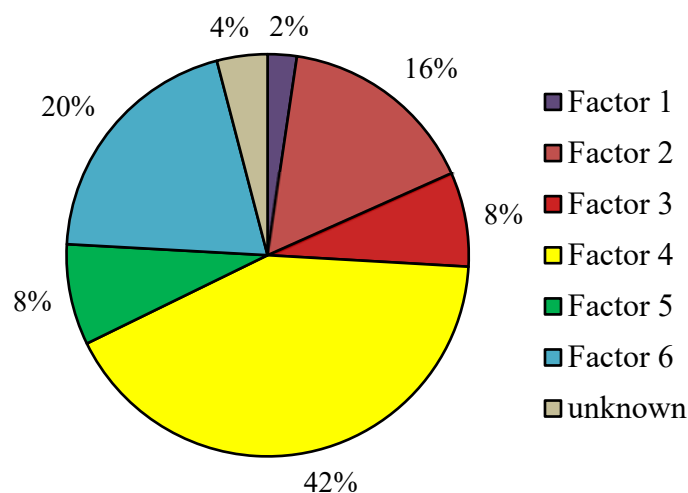


圖 2 高污染事件日之 PMF 模式解析結果中 Cu 貢獻比例

表 1 高污染事件日 EV-CMB 解析結果

行業別	可能污染源代碼	0917_上	0917_下
光電材料及元件製造業	F3	20.42	
晶圓製造及半導體製造業	F4	57.34	
電鍍業	F16	224.59	
未納管污水	F17	1277.00	2910.58
印刷電路板製造業_1_製程	F6_1		42.43
參數	R-square	0.95	0.94
	Chi-square	1.08	1.17
	df	44	46
	% Mass	95.6	113.0

參考文獻

- [1] 陳虹希 (2020)。利用受體模式解析南崁溪之污染來源與臺灣地區事業廢水指紋圖譜辨識 (未出版博士論文)。國立臺灣大學，台北市。
- [2] Bullock, K. R., Duvall, R. M., Norris, G. A., McDow, S. R., Hays, M. D. (2008). Evaluation of the CMB and PMF models using organic molecular markers in fine particulate matter collected during the Pittsburgh Air Quality Study. *Atmospheric Environment*, 42(29), 6897-6904.
- [3] Shi, G.-L., Zhou, X.-Y., Feng, Y.-C., Tian, Y.-Z., Liu, G.-R., Zheng, M., Zhou, Y., Zhang, Y.-H. (2015). An improved estimate of uncertainty for source contribution from effective variance Chemical Mass Balance (EV-CMB) analysis. *Atmospheric Environment*, 100, 154-158.
- [4] Christensen, E. R., Bzdusek, P. A. (2005). PAHs in sediments of the Black River and the Ashtabula River,

- Ohio: source apportionment by factor analysis. *Water Research*, 39(4), 511-524.
- [5] Gu, S.-H., Kralovec, A. C., Christensen, E. R., Van Camp, R. P. (2003). Source apportionment of PAHs in dated sediments from the Black River, Ohio. *Water Research*, 37(9), 2149-2161.
- [6] Li, K., Christensen, E. R., Van Camp, R. P., Imamoglu, I. (2001). PAHs in dated sediments of Ashtabula River, Ohio, USA. *Environmental Science & Technology*, 35(14), 2896-2902.
- [7] Hopke, P. K. (2000). *A guide to positive matrix factorization*. Paper presented at the Workshop on UNMIX and PMF as Applied to PM2.
- [8] Paatero, P., Tapper, U. (1994). Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics*, 5(2), 111-126.

建置環境污染源鑑識資訊系統計畫

劉廣尉¹ 陳致任²

¹行政院環境保護署環境檢驗所 ²環興科技股份有限公司

摘要

為使 GIS 圖資工具有效應用於環境污染源鑑識，需仰賴環境檢測數據品質，本計畫屬延續型計畫，本年度計畫主要目標主要包含兩個面向，其一是持續建立環境樣品檢測履歷之管理方式及作業系統，其二是持續優化現地採樣作業資料記錄及傳輸工具。

環境污染源鑑識需以優良之環境檢測數據作為後盾，因此本計畫建立環境檢測樣品履歷管理方式，自檢測機構之申報開始，串連採樣、收樣、檢測乃至數據填報，建立整體性完整資料。本年度計畫按環境樣品履歷管理架構以及實際業務流程，持續建置相對應之系統工具與律定資料欄位，做為資料數據規格化之基礎；此外，於現地採樣及檢測過程中導入手持設備，進行實時的採樣定位及現地紀錄資訊，供稽查管理應用，進行管理力度之加強，以達到強化數據完整性、正確性、應用性等目標。

關鍵字：環境污染源鑑識、檢測機構管理、地理資訊系統

一、前言及研究目的

污染源鑑識需仰賴可靠的數據做為後盾，在空間分析的角度上，更需要有效的應用資料方能達到作用，因此本計畫建立以樣品數據為導向的「環境檢測樣品履歷管理系統」及管理方式，建立採樣規劃填報、樣品追蹤、現地定位、數據完備與後續勾稽等作為，並導入手持系統輔助管理，以實時掌握採樣行程，及蒐集採樣點定位資訊，以作為環境樣品及檢測機構管理的重要資訊(如圖 1)

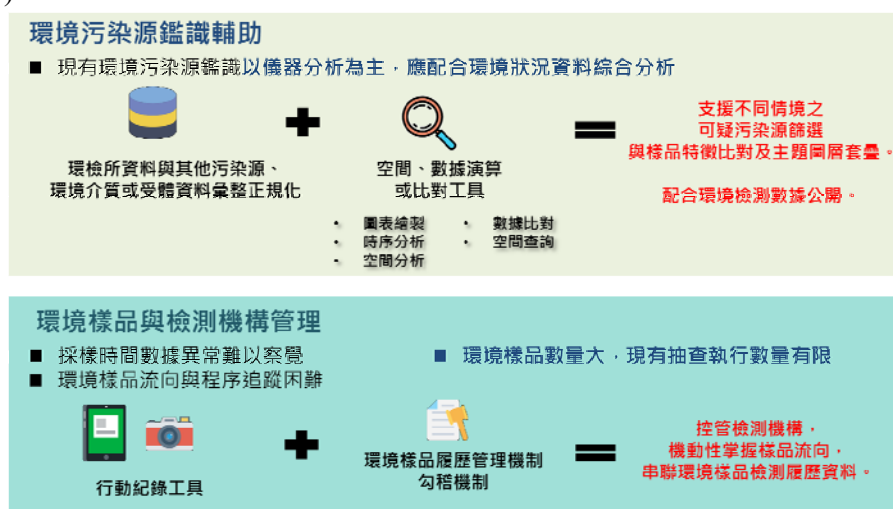


圖 1 本計畫執行緣起

透過重新審視樣品生命週期之過程，持續建立環境檢測樣品履歷管理架構，導入不同科技工具進行管理上的強化，除了提升管理力度之外，並藉此有效提升數據品質與完整性，更能提供後續資料之有效性及應用性(如圖 2)。

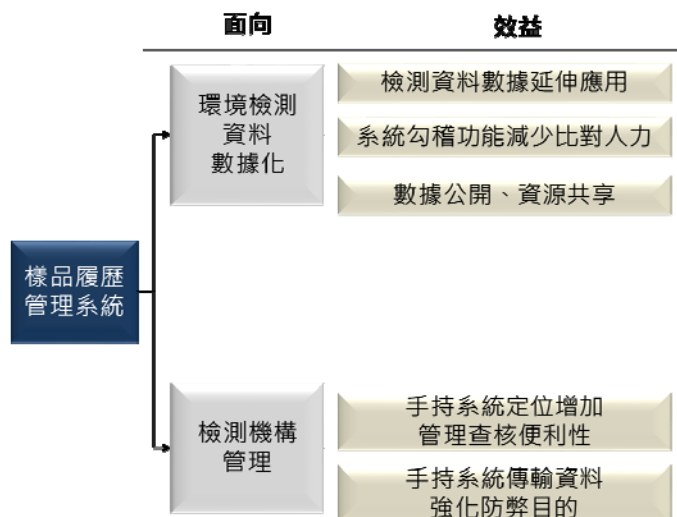


圖 2 計畫執行預期效益

二、研究方法

本專案為資訊系統開發計畫，資訊系統發展循序漸進的作業，始於資訊系統規劃，而終於軟體產品製作完成，交付使用者操作、運用，其中各作業或緊密銜接、或部份重疊、或需反覆執行。本計畫以系統發展生命週期之概念來開發資訊系統，在系統開發過程中分階段依序進行，可分成分析、設計、測試、建置、維運等。

環境檢測樣品的檢測數據可做為輔助環境污染源鑑識的資料庫，因此環境樣品的檢測數據的資料結構與品質將會影響數據的後續應用性，考量環境檢測樣品資料延伸應用目的，建置「環境樣品檢測履歷管理資訊系統」，透過建立樣品資料屬性階層、律定數據資料登載名稱、切分填寫欄位格式，並於環境檢測樣品的生命週期各階段設立資料確核機制與發包作業的執行單位記錄，整體加強環境檢測樣品與行程資料之資料完整性與連結性，以達到強化數據管理及檢測機構管理的目的(如圖 3)。

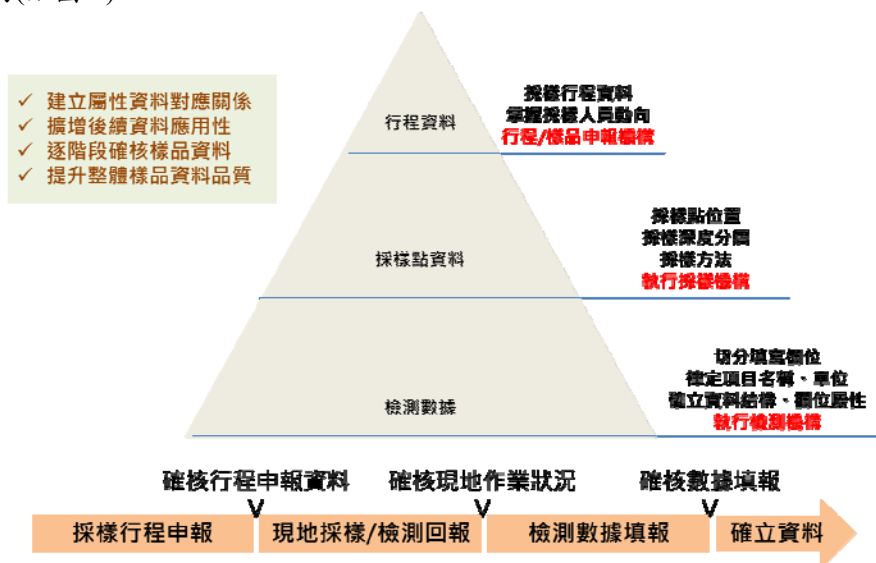


圖 3 樣品履歷資料階層關係與資料確核點規則

於手持系統方面，本計畫開發可於 Android 系統及 iOS 系統作業的手持系統，當環境檢測機構於現地作業時，透過手持系統記錄作業的位置座標、確認樣品數量、拍攝現地照片等，並透過網路連線將手持系統所記錄的資訊傳輸至樣品履歷系統中，以強化環境檢測樣品的資料品質(如圖 4)；手持系統回傳的位置資訊亦可使管理端或稽查人員及時掌控正在執行現地作業的人員位置，以達到強化管理的目標。

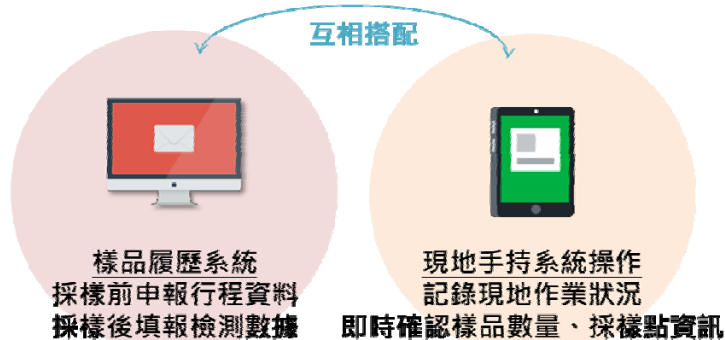


圖 4 樣品履歷系統與手持系統搭配作業架構

三、結果與討論

一、持續建立環境檢測樣品履歷管理機制與作業系統

本年度依環境樣品履歷管理資料架構建置規劃，持續建置可與手持系統配合之申報作業、現地作業流程及檢測數據填報管理，使系統能透過申報實時追溯到採樣，並進一步以系統自動勾稽功能管理樣品填報資訊；於檢測機構端則依實際業務執行作業需求開發作業轉委託功能及樣品履歷資料變更申請功能。

環境樣品檢測履歷之構想，透過重新檢視樣品生命週期，建立以樣品數據為導向之資料結構，自申報檢測行程開始，加入填報採樣點資料，設計使之能有效於現地手持系統運作，並律定申報、現場採樣與資料回報等各階段，所需回報之資料內容，整體強化樣品與行程資料之資料完整性與連結性；於填報樣品檢測數據，由系統律定檢測項目代碼及法定檢測單位，以達到數據正規化之目的(如圖 5)。藉由樣品資料之完備，並由系統紀錄樣品之申報、採樣、檢測之執行機構，以釐清樣品與檢測數據管理責任，供應後續稽查追蹤等應用(如圖 6)。

檢測樣品填報管理						
基本資料						
樣本代碼 ERDW1911200100101	申報機構代碼 ER	詳列樣品基本資料				
分類代碼 01	採樣機構代碼 IG					
		樣本所屬採樣行程代碼 ERDW19112001				
採樣點代碼 ERDW19112001001	採樣點名稱 排出口1					
採樣點TWD97X座標 306214.51	採樣點TWD97Y座標 2770459.66					
採樣點採樣分層 1	採樣方法 D43311B-飲用水處理用氯胺消毒劑中餘氯測定方法-氫化磷原子吸收光譜法					
採樣點深度上界 (公尺) 0	採樣點深度下界 (公尺) 0	律定數值 按項目帶入 填寫欄位 法規規定單位				
檢測項目代碼	檢測項目名稱	檢測機構代碼	數值關係	數值	單位	填報日期
DW014	總溶解固體量		=	50	mg/L	
DW015	氨氮		>	20	mg/L	
DW016	鉍		=		mg/L	
DW019	砷		=		mg/L	
DW070	化學需氧量		=		mg/L	
DW120	凱氏氮		=		mg/L	
DW223	生化需氧量		=		mg/L	

*注：若檢測值超過或低於儀器偵測極限(N.D.)，請填寫≤或≥填測極限值。

圖 5 樣品履歷系統資料登載方式

檢測樣品填報管理

基本資料

樣本代碼 ERDW1911200100101	申報機構代碼 ER	行程申報機構
分裝代碼 01	採樣機構代碼 IG	執行採樣機構
樣本所屬 採樣行程代碼 ERDW19112001		
採樣點號碼 ERDW19112001001	採樣點名稱 排放口1	
採樣點TWD97X座標 306214.51	採樣點TWD97Y座標 2770459.66	
採樣點採樣分層 1	採樣方法 D433.118-飲用水處理與剩餘液體中磷酸鹽方法-催化磷原子吸收光譜法	
採樣點深度上界 (公尺) 0	採樣點深度下界 (公尺) 0	

檢測項目代碼	檢測項目名稱	檢測機構代碼	數值關係	數值	單位	填報日期
DW014	總溶解固體量	ER	=	50	mg/L	2019/11/20 下午 04:42:09
DW015	氨氮	U	>	110	mg/L	2019/11/20 下午 04:41:21
DW016	氟鹽	ER	=	3	mg/L	2019/11/20 下午 04:42:09
DW019	磷	ER	=	1	mg/L	2019/11/20 下午 04:42:09
DW070	化學需氧量	IG	=	70	mg/L	2019/11/20 下午 04:39:31
DW120	凱氏氮	U	<	100	mg/L	2019/11/20 下午 04:41:21
DW223	生化需氧量	IG	=	80	mg/L	2019/11/20 下午 04:39:31

執行各項檢測項目的機構

檢測資料下載 目前頁

圖 6 樣品履歷系統的樣品資料記錄畫面

二、現地採樣、檢測資料紀錄與傳輸

本計畫建置可於現地採樣作業運作時，可使用之手持系統，手持系統功能透過與主系統之同步傳輸連結，取得採樣行程內容，並透過手持系統進行現地資料輸入，並運用目前手持設備普遍具備之定位功能，將事先所建立之採樣點資料，各別記錄定位位置。

利用手持設備系統之定位功能，回傳手持系統之位置資料，並透過 GIS 圖台即時呈現回傳之位置以及回傳之照片等現地作業資訊，使管理端可隨時掌控檢測機構人員執行現地作業的位置與狀況，即時監看平台亦提供自訂時間與空間篩選範圍，由系統篩選出超出時間與空間條件之採樣人員動向。

此外，透過手持系統實時回傳之資訊，在取得座標同時，亦取得紀錄座標之時間，可作為後續採樣行程在時間空間上異常之判斷，如採樣位置與申報位置距離過遠、預計採樣時間與實際採樣時間間隔過長等，由系統自動計算並產出異常之名單，可提供給管理端稽查之參考，以加強管理上的力度(如圖 7)。



圖 7 採樣即時監看平台功能示意圖

四、結論

本計畫於環境檢測樣品履歷管理架構及工具方面，持續建立管理方式與相對應之系統工具，建立檢測數據完備與後續勾稽等作為、樣品採樣及檢測之轉手作業管理；配合所導入手持系統，以實時掌握採樣行程，並蒐集採樣點定位資訊，以橫向加強對檢測機構與環境檢測樣品的管理力度。

環境樣品履歷管理系統透過重新審視樣品生命週期之過程，並依照業務需求建置相對應之系統工具，及導入不同科技工具進行管理上的強化，除了提升管理力度之外，並藉此有效提升數據品質與完整性，更能提供後續資料之有效性及應用性。圖 8 為本計畫執行未來願景。

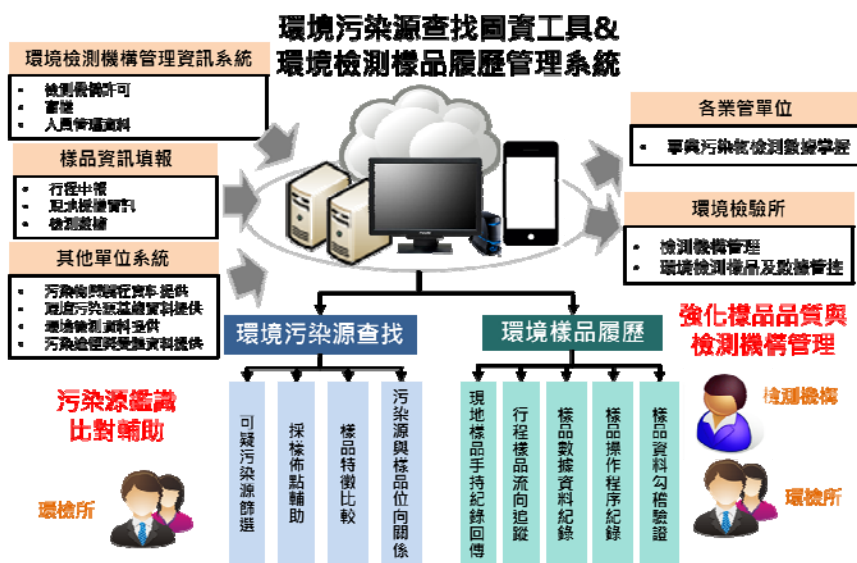


圖 8 本計畫未來願景

五、建議事項

- 一、持續優化樣品履歷管理系統操作友善化功能，以利系統各使用者操作使用。
- 二、依實際業務流程完備樣品履歷管理機制，使管理端能有效管理檢測機構與環境檢測樣品。
- 三、研擬樣品履歷系統推行上線策略，並評估系統上線後對環境檢驗所與環境檢測機構於管理與執行上的影響。
- 四、完備跨介質污染源查詢功能，供管理端掌握環境中不同介質中特定環境檢測樣品的數值與分佈狀況資料。

次世代定序方法應用於污染鑑識技術開發

童欣欣¹ 于昌平¹ 江殷儒²

¹ 臺灣大學環境工程學研究所

² 中央研究院生物多樣性研究中心

摘要

本研究探討以次世代定序方法應用於環境污染鑑識技術開發之可行性。透過採集不同深度之河口底泥(客雅溪、三姓公溪、鹽港溪、二仁溪)，分析底泥微生物群落受歷史重金屬污染之影響；此外，分析各深度底泥之重金屬累積，造成微生物功能性基因之變化，以獲得與重金屬污染相關之基因。菌群與環境因子之典型關聯分析結果顯示 *Bacteroidetes_vadinHA17_ge*、*GIF9_ge*、*JS1_ge*、*Methanolinea*、*Methanosaeta*、*Odinarchaeia_ge*、*Smithella*、*Vibrio* 經鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅篩選下重複於不同深度出現，有機會成為河口重金屬污染之普遍性指標菌屬。而環境基因體學的分析結果顯示銅抗性基因主要來自兩個類群：銅輸出蛋白 P-type ATPase 及銅氧化酶 multicopper oxidase，顯示受污染河口的微生物，包括細菌與古菌，主要透過去毒(將一價銅氧化成低毒性的二價銅)以及銅離子輸出機制來降低銅離子對細胞生理的負面影響。未來將可利用這些抗性基因的多樣性數字化，用以評估銅污染程度。

關鍵詞：河口底泥、微生物菌群分布、總體基因體學

一、前言及研究目的

重金屬的檢測方式以水體檢測為主，不過由於受限檢測頻率，加上污染物排放時間可能非固定，許多不肖工廠常利用夜間或雨季違法排放，使檢測水體無法有效反映環境真實污染程度，不過重金屬也不易從水體環境中消失，沉積於出海口之底泥為河川長期累積沖刷而成，底泥對重金屬具有沉澱、吸附與錯合作用進而使其移動性降低，因此河口底泥中重金屬的演變可以反映出一個地區的地質化學歷史及所有人為污染，對於河口底泥垂直剖面的研究也成為重建重金屬污染歷史的有效工具。此外，河口底泥中的微生物被視為地球物質循環的重要一部分，其對於底泥中碳、氮、磷、硫等基本元素，以及許多金屬於河口生態系統裡的循環具有強烈的調節作用，同時，微生物群落對環境變化非常敏感，會隨著不同環境因子而改變群落中微生物的組成結構或是產生功能性基因改變，因此常常被當做為環境指標。隨著次世代定序技術越趨成熟，資料庫越趨完備，不論是透過 16S-rRNA gene amplicon sequencing 或是 whole genome shotgun sequencing 等分析方式，都逐漸開始應用於環境方面的研究。因此，藉由次世代定序的幫助，了解微生物群落為了因應環境因素所產生的變化，以及這些變化在河口生態系統內的分佈，對於管理河口生態系統以及其上、中游的污染行為追溯幫助甚大。因此，本研究主要目標為透過採集不同深度之河口底泥(客雅溪、三姓公溪、鹽港溪、二仁溪)，分析各深度之重金屬濃度及微生物群落、功能性基因的消長變化，建立彼此之相關性，並評估以次世代定序技術分析微生物群落變化應用於河川歷史污染鑑識技術的可行性。

二、研究方法

選取新竹香山濕地及二仁溪河口位置採取底泥樣品，分析重金屬污染造成菌群及功能性基因之變化結果，評估主要差異菌群及功能性基因作為污染源鑑識之可能性。於 2019 年 4 月 10 日於客雅溪、三姓公溪、鹽港溪等 3 個點位的出海口進行底泥採樣，每個點位取得 2 管底泥管柱，依深度每 10 公分為一層，其中客雅溪出海口底泥採集深度為 50 公分(共分 5 層)、三姓公溪出海口底泥採集深度為 30 公分(共分 3 層)、鹽港溪出海口底泥採集深度一點為 30 公分(共分 3 層)，另一點為 50 公分(共分 5 層)。另於 2019 年 4 月 30 日於二仁溪出海口進行底泥採樣，取得 2 管底泥管柱，依深度每 10 公分為一層，採集深度為 50 公分(共分 5 層)。

底泥分析項目則有 pH、粒徑分布、TOC、CNH 元素比例、氯離子濃度、重金屬濃度、微生物族群等。底泥樣品微生物分析：將底泥樣本利用 QIAGEN 公司研發之 DNeasy PowerSoil Kit 試劑盒進行 DNA 萃取。經萃取後，DNA 產量大部分偏低，濃度為 0.1~39.4 ng/ul 之間。接續進行 PCR 擴增，使

用與細菌 16S 核糖體核糖核酸基因(16S rRNA gene) V4 序列互補的一對正反引子，利用聚合酶連鎖反應(PCR)放大出 V4 片段，長度約 390bp，放大後產物使用 QIAGEN 公司研發之 QIAquick Gel Extraction Kit 試劑盒進行片段的純化。由於放大後的序列尾端皆設計有 Illumina 突出轉接子(overhang adapters)，因此可以藉此突出轉接子序列(overhang adapters)，以 Illumina 公司研發之 Nextera XT Index 試劑盒，利用內含條碼 barcodes 與 Illumina 定序接頭序列(P5,P7)進行建庫。並使用 Agilent bioanalyzer 2100 測量待測建庫之大小及使用螢光定量法(Qubit)測量待測文庫濃度，調整待測文庫濃度後，將樣本加入表面帶有互補轉接子序列的定序晶片上，並利用次世代定序儀(MiSeq)之橋式聚合酶連鎖反應(bridge amplification)將樣本擴增以放大螢光檢測的訊號，藉由定序過程中不同鹼基的螢光標記擁有不同的螢光顏色來辨認互補的鹼基對，經重覆進行螢光標記移除與偵測，即可偵測眾多環境菌種的基因序列(雙邊定序長度 2*250bp)。

總體基因體學(metagenomics)定序的樣區為鹽港溪以及二仁溪的匯流口不同深度的底泥，依序為 0-10cm，10-20cm 以及 20-30cm，每個樣點 2 個樣品，總共 12 個樣品。DNA 樣本則由中研院生物多樣性研究中心的新世代基因體定序核心實驗室進行的 metagenome DNA 建庫。建庫使用的方法為 Illumina 公司研發的 Nextera DNA Flex Kit，將 DNA 利用隨機 transposase (轉座酶)將 DNA 打斷，並接上內含條碼 barcode 以便利用 HiSeq 2500 進行定序，條件為 HiSeq Rapid Mode pair-end 2 x 250，總體的輸出量為 300 Giga bases。

三、結果與討論

3.1 微生物族群分析與環境因子影響之探討

基於各樣本之間微生物族群結構的 Bray-Curtis 距離，以及環境因子的濃度，進行主座標分析 (Principal Co-ordinates Analysis) 結果(圖 1)，其中客雅溪代號 K、三姓公溪代號 T、鹽港溪代號 B、二仁溪代號 R，可以看出 R1、R2 之底層樣點之菌群組成較為相似，皆聚集於 PCoA 圖的右上部，其餘樣點分布則較無規律，若將同一深度之樣點以 95%信心水準之橢圓作圖，可以看出不同深度並不會有明顯之分群，這顯示在考慮不同物種組成及豐度的情況下，所有樣點間不同深度的樣品並無明顯的差異。圖 2 則將不同樣點之樣品以 95%信心水準之橢圓作圖，可以看出 R1、R2 與 K1、K2、B1、B2、T1、T2 明顯分為兩群，這顯示 R1、R2(重金屬濃度高)的物種組成及豐度與 K1、K2、B1、B2、T1、T2(重金屬濃度低)有所差異。

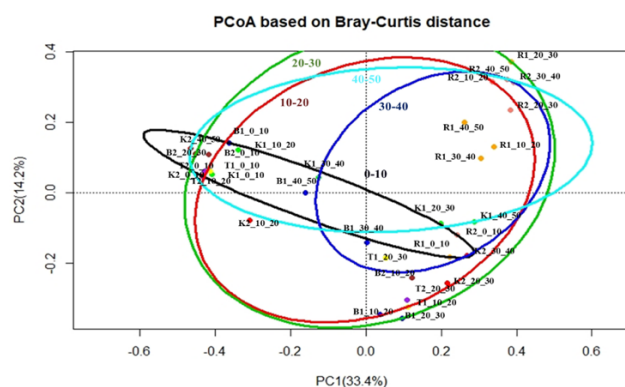


圖 1 河口底泥樣品之主座標分析 (Principal Co-ordinates Analysis) 結果

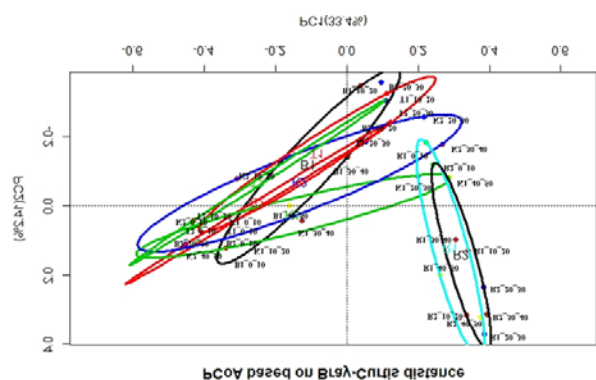


圖 2 河口底泥樣品之主座標分析 (Principal Co-ordinates Analysis) 結果

將各樣品高通量定序結果與環境因子進行典型關聯分析(canonical correspondence analysis, CCA)，結果發現不論在任何深度分層，單獨以重金屬作為環境因子之典型關聯分析結果，與納入全部環境因子分析之結果皆相似，顯示重金屬在任何深度皆可能為造成菌群結構不同之主要影響因子，不過由於重金屬鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅彼此皆呈顯著正相關，因此其於 CCA 圖中相當接近，較難區分，為了解單一重金屬對於各菌屬之影響程度，另外採用皮爾森相關性分析求得彼此之相關係數及其顯著性，將 CCA 及皮爾森分析篩選出之菌屬取交集，即為可能具有重金屬污染鑑識潛力之指標微生物，以下根據不同深度分層依序進行分析：

0-10 公分分層之樣品

圖 3 顯示在 0-10 公分分層之底泥中，與重金屬鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅正相關之菌屬有 34 屬，與汞正相關之菌屬則有 8 屬。另外列出經 pearson 相關性分析後與重金屬顯著相關之菌屬，交叉比對 CCA 與 pearson 結果後，與鎘顯著正相關之菌屬有 28 屬、鉻有 19 屬、銅 23 屬、鉛 19 屬、鎳 18 屬、鋅 18 屬、汞則有 1 屬為 *Photobacterium*，其中同時與鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅皆為顯著正相關有 16 屬，由圖 4 可以看出這 16 屬菌屬在鎘、鉻、銅、鎳、鋅濃度最高之二仁溪樣點 2(R2)具有最高之豐度。

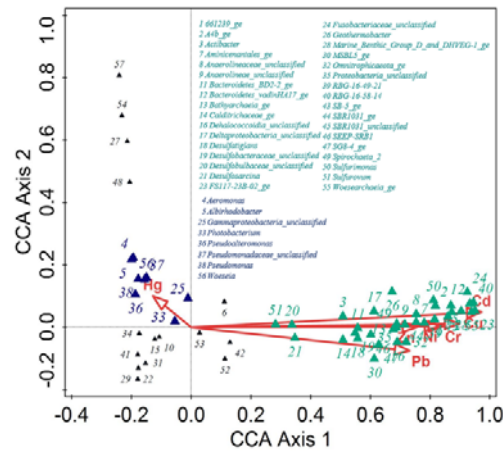


圖 3 河口 0-10 公分底泥樣品之菌屬受不同重金屬條件影響之典型關聯分析(canonical correspondence analysis, CCA)結果

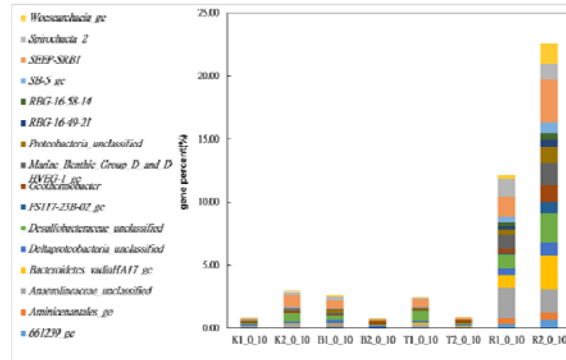


圖 4 0-10 公分選定與鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅相關之 16 屬菌屬於不同樣點所占總數之百分比

10-20 公分分層之樣品

圖 5 顯示在 10-20 公分分層之底泥中，與重金屬鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅正相關之菌屬有 14 屬，與汞正相關之菌屬則有 2 屬。另外列出經 pearson 相關性分析後與重金屬顯著相關之菌屬，交叉比對 CCA 與 pearson 結果後，與鉻、銅、鉛、鎳、鋅顯著正相關之菌屬有 13 屬且皆為相同菌屬，鎘為 14 屬，多出 *Bathyarchaeia_ge*，汞則無法篩選出共同菌屬。由圖 6 可以看出這 13 屬菌屬在鎘、鉻、銅、鎳、鋅濃度最高之二仁溪樣點 2(R2)具有最高之豐度。

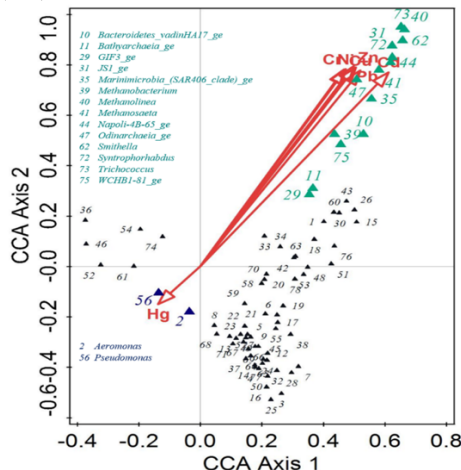


圖 5 河口 10-20 公分底泥樣品之菌屬受不同重金屬條件影響之典型關聯分析(canonical correspondence analysis, CCA)結果

analysis, CCA)結果

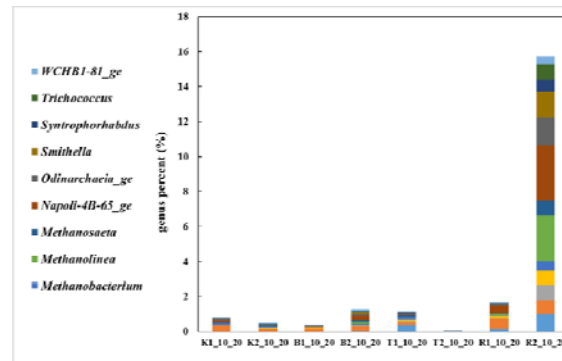


圖 6 10-20 公分選定與鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅相關之 13 屬菌屬於不同樣點所占總數之百分比

20-30 公分分層之樣品

圖 7 顯示在 20-30 公分分層之底泥中，與重金屬鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅正相關之菌屬僅有 2 屬，與汞正相關之菌屬則有 5 屬。另外列出經 pearson 相關性分析後與重金屬顯著相關之菌屬，交叉比對 CCA 與 pearson 結果後，與鉻、銅、鎳、鋅皆顯著正相關之菌群有 2 屬，分別為 *Fusobacteriaceae_unclassified*、*Vibrio*，與汞顯著正相關之菌屬有 4 屬，為 *Oceanisphaera*、*Planococcaceae_unclassified*、*Pseudomonadaceae_unclassified*、*Shewanella*，另外並無法篩選出與鎘及鉛相關之菌屬。圖 8 顯示 *Fusobacteriaceae_unclassified*、*Vibrio* 在鉻、銅、鎳、鋅濃度最高之二仁溪樣點 1(R1)樣點具有最高之豐度，而圖 9 則可以看出 *Oceanisphaera*、*Planococcaceae_unclassified*、*Pseudomonadaceae_unclassified*、*Shewanella* 在汞濃度最高之鹽港溪樣點 2(B2)具有最高之豐度。

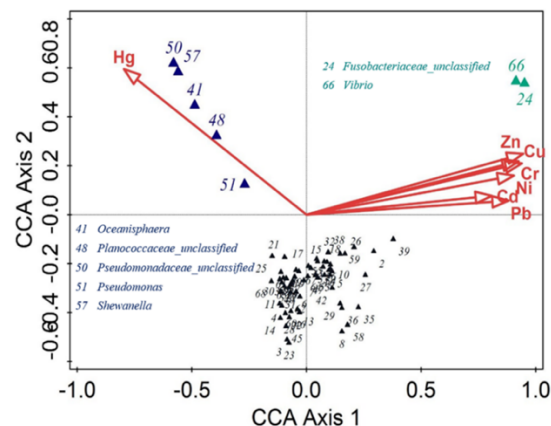


圖 7 河口 20-30 公分底泥樣品之菌屬受不同重金屬條件影響之典型關聯分析(canonical correspondence analysis, CCA)結果

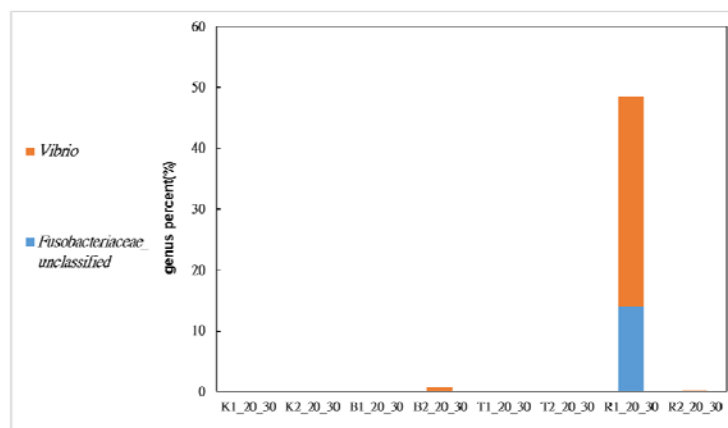


圖 8 20-30 公分選定與鉻、銅、鎳、鋅相關之 2 屬菌屬於不同樣點所占總數之百分比

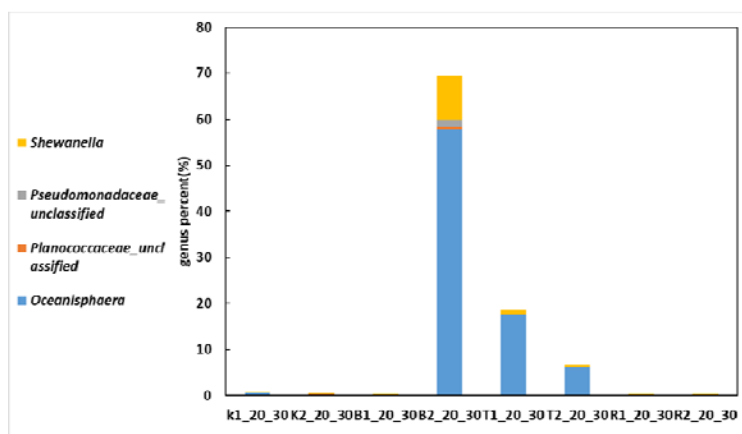


圖 9 20-30 公分選定與汞相關 4 屬菌屬於不同樣點所占總數之百分比

30-40 公分分層之樣品

圖 10 顯示在 30-40 公分分層之底泥中，與重金屬鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅正相關之菌屬有 11 屬，與汞正相關之菌屬則有 5 屬。另外列出經皮爾森相關性分析後與重金屬顯著相關之菌屬，交叉比對 CCA 與 pearson 結果後，與鎘顯著正相關之菌屬有 3 屬、鉻有 6 屬、銅 5 屬、鉛 5 屬、鎳 2 屬、鋅 6 屬，其中 *Acetothermia_ge*、*Napoli-4B-65_ge* 僅與鎘顯著正相關，*GIF9_ge*、*JS1_ge*、*Methanolinea* (Archaea)、*Methanosaeta* (Archaea)、*Odinarchaeia_ge* (Archaea)、*Smithella* 則與兩種重金屬以上顯著正相關，與汞顯著正相關則為 *Anaerolineae_unclassified*、*Dehalococcoidia_ge* 此 2 屬。圖 11 顯示出 *GIF9_ge*、*JS1_ge*、*Methanolinea*、*Methanosaeta*、*Odinarchaeia_ge*、*Smithella* 在鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅濃度最高之二仁溪樣點 2(R2)具有最高之豐度，而圖 12 則可看出 *Anaerolineae_unclassified*、*Dehalococcoidia_ge* 在汞濃度最高之客雅溪樣點 2(K2)具有最高之豐度。

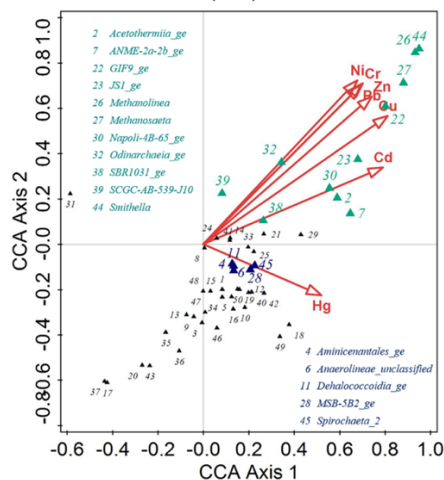


圖 10 河口 30-40 公分底泥樣品之菌屬受不同重金屬條件影響之典型關聯分析(canonical correspondence analysis, CCA)結果

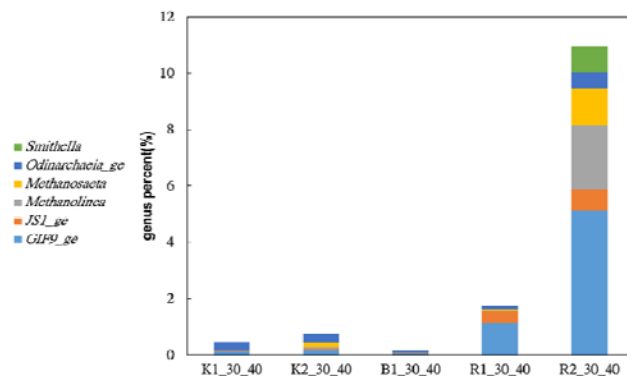


圖 11 30-40 公分選定與鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅相關 4 屬菌屬於不同樣點所占總數之百分比

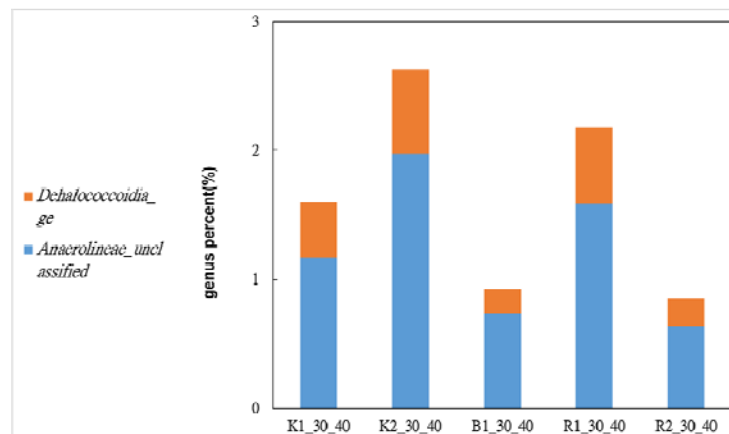


圖 12 30-40 公分選定與汞相關 2 屬菌屬於不同樣點所占總數之百分比

3.3 菌群與環境因子之綜合分析

綜合所有分層菌群組成及環境因子之典型關聯分析(CCA)結果，可以看出單就重金屬進行分析，或與所有環境因子一起分析，其 CCA 的結果都相同，顯示重金屬為此次實驗影響底泥菌群結構之主要因子，此外，由 CCA 的圖可以看出重金屬鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅之線段相當接近，同時皮爾森相關性分析結果也顯示這六種重金屬彼此之間呈顯著正相關，也因此較難分析單一重金屬對於特定菌屬之影響。而汞則與這六種重金屬有不同之趨勢，若不考慮深度則篩選出主要差異菌屬為 *Oceanisphaera*、*Planococcaceae_unclassified*、*Pseudomonadaceae_unclassified*、*Shewanella*、*Anaerolineae_unclassified*、*Dehalococcoidia_ge* 等 6 屬。若將不同深度以鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅所能篩選出之菌屬進行統整，可以發現於不同深度重複出現之菌屬共有 8 屬，分別為 *Bacteroidetes_vadinHA17_ge*、*GIF9_ge*、*JS1_ge*、*Methanolinea* (Archaea)、*Methanosaeta* (Archaea)、*Odinarchaeia_ge* (Archaea)、*Smithella*、*Vibrio*，顯示這些菌屬較有可能生存於重金屬濃度較高之環境，可能具有鑑識的河口重金屬污染之潛力。

3.4 使用改良 V4 region primer 對定序結果之影響

本次 16S rRNA 菌群分析使用改良的 V4 region primer，此 primer 主要的特色為對於環境中的古菌 (archaea) 偵測性較高。現今生物演化學將所有生物分為三域：細菌(Bacteria)、古菌(Archaea)及真核(Eukarya)域。古菌，亦稱為古細菌。雖然與真細菌(bacteria)同屬於原核生物，古菌與真細菌在細胞結構，生理生化，代謝行為乃至環境適應方面都有很大的差異。舉例來說，古細菌的細胞壁結構大多為 pseudopeptidoglycan 而真細菌則以 peptidoglycan 以及多醣體為主。古菌的細胞膜結構較細菌穩定，且較為黏稠，使他們可以生長在高壓高熱以及厭氧的極端環境。另外，古菌往往較細菌能耐受較高濃度的重金屬。對於能量來源的利用，古菌多利用無機物質，例如硫，鐵或是氫氣當作電子捐贈者(能量來源)。圖 13 為不同樣品間不同界所占總 OTU 的比例，可以看出在重金屬濃度較高之二仁溪樣品，其 archaea 比例較高(8%~44%)，其中 R1 的 10-20 公分以及 R2 的 10-20 公分、20-30 公分、30-40 公分樣品，archaea 比例皆超過 35%；而 street1~5 則是使用未改良的 V3-V4 region 的 primer，可以看出 archaea 所占比例相當低 (僅 0.2%~3%)，與使用改良後 V4 primers 結果有相當大之差異，同時，透過多變量分析所篩選出最具有鑑識河口重金屬污染之潛力的 8 種菌屬 *Bacteroidetes_vadinHA17_ge*、*GIF9_ge*、*JS1_ge*、*Methanolinea*、*Methanosaeta*、*Odinarchaeia_ge*、*Smithella*、*Vibrio*，其中 3 屬 *Methanolinea*、*Methanosaeta*、*Odinarchaeia_ge* 即為古菌，顯示這些古菌可能具有較高的金屬耐受性，並可能在重金屬濃度高的環境下扮演不同的生化反應角色，也因此使用此改良後的 V4 region primer 將給予我們更多環境菌群組成的資訊，以幫助我們了解實際環境的變化。

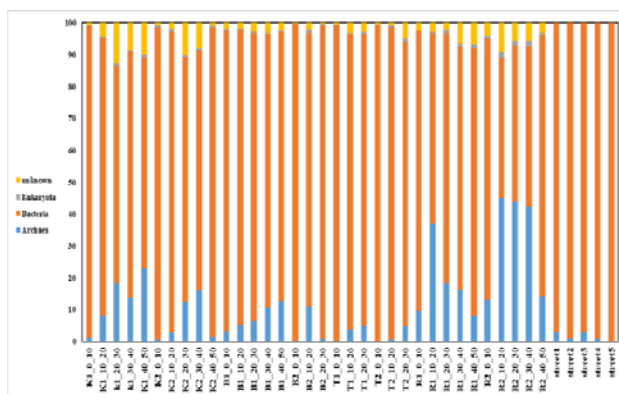


圖 13 不同樣品間不同界所占總 OTU 之比例

3.5 底泥樣本之環境基因體分析結果

由於兩個樣區的銅離子濃度在底泥深度 10 到 20 公分的樣本之間差異最大，分別為 22(鹽港溪)及 487ppm(二仁溪)。因此我們針對鹽港溪以及二仁溪底泥深度 10 到 20 公分(分別採樣 2 樣品)的 4 個環境基因體樣本進行基因數量的差異性分析。分析結果，在此深度的鹽港溪底泥，在數量上有高達 71,83 個基因，其相對豐度顯著地比二仁溪相同深度的底泥多；而在二仁溪則只有 8,197 個基因在數量上是顯著性的高於鹽港溪。雖然鹽港溪以及二仁溪的底泥樣本有數萬個基因的相對豐度存在顯著差異，但值得注意的是，絕大多數的具有顯著數量差異的基因，並未與銅離子的吸收、排出、代謝或氧化功能有關；甚至與其它重金屬的吸收、排出與代謝功能亦無明顯相關性。這些基因多數與細菌的生存與複製有關，例如核酸、蛋白質、脂質或細胞壁結構的生合成、複製與調控，或用來進行無氧呼吸或發酵等基礎生理代謝。二仁溪底泥樣本的部分顯著基因與有機質的降解程序有關，此乃因為該樣區除了重金屬(例如鎘、鉻、銅)污染外，有機污染物濃度也顯著地比鹽港溪高出許多(總有機碳含量 TOC(%)分別為 1.06%及 0.03%)。總而言之，這兩個樣區的底泥樣本，除了重金屬污染程度有明顯差異外，有機污染物的含量亦存在明顯差異。因此，兩個樣區底泥之間的微生物群落與功能基因相對豐度之差異，其成因相當複雜，可能也包含抗生素等有機污染物之抗性基因或降解基因[1]，不應全然歸因於重金屬(尤其是銅離子)含量之差異。

根據目前的微生物學研究，原核生物(主要為細菌與古菌)對抗環境中的高濃度銅離子(尤其是高毒性的一價銅(Cu(I))的抗性機制至少存在有下列 3 項：(I)使用依賴 ATP 的運輸蛋白質(CopA；亦稱為 P-type ATPase)來主動將銅離子送出細胞外[2]；(II) 使用反向運輸蛋白質(CusA；藉由吸收鈉鉀離子來將銅離子送出細胞外) [3]；以及(III) 使用位於膜間區(periplasmic space)的氧化酶(multicopper oxidase；包含 PcoA 及 CueO 兩種氧化酶)來將高毒性的一價銅離子氧化為二價銅[3-5]。然而，這些研究都是使用大腸桿菌(*E. coli*)或丁香假單胞菌(*Pseudomonas syringae*) 等好氣或兼性好氣細菌等為人所熟知的模式微生物所獲致的研究成果，河口底泥的微生物群落幾乎都是由絕對厭氧的細菌或古菌占多數；這些厭氧微生物由於培養困難，其抗銅機制與相關基因的研究付之闕如。針對台灣本土的河口底泥樣本，為了找出與銅離子抗性有明顯相關的功能性基因，我們將這些在數量上有顯著差異的基因，利用 NCBI RefSeq 的資料庫進行功能性註解 (gene annotation)，檢測銅離子相關的抗性基因是否在受到高濃度銅離子污染的二仁溪底泥 DNA 中，在數量上有顯著的差異。分析結果發現，僅有 19 個顯著基因(相對豐度有顯著增加)跟銅離子的抗性或代謝有關(表 1)。其中有 7 個被註解為 periplasmic copper-binding protein (NosD)，4 個為 PFAM periplasmic copper-binding，5 個為 copper-translocating P-type ATPase，2 個 multicopper oxidase，以及 1 個 copper amine oxidase。有趣的是，63%的基因(12/19)是來自古菌，其他基因分別屬於 Deltaproteobacteria, Gammaproteobacteria, Firmicutes 以及 Chloroflexi 等細菌 (表 1)。而這些基因在數量上，可以發現最多數的為 PFAM periplasmic copper-binding 基因，所有的該基因數量為 32.53 CPM，其次為 multicopper oxidase (1.54 CPM)，Periplasmic copper-binding protein (NosD) (1.50 CPM)，以及基因數最少的 copper amine oxidase (0.21)。其中，multicopper oxidase 與 copper-translocating P-type ATPase 明顯與銅離子的氧化以及排出細胞有關。這些受到高濃度銅污染的二仁溪底泥的顯著基因，分別來自古菌與細菌。結果顯示，底泥中的厭氧古菌及細菌偏好使用不同的機制來降低銅離子對細胞生理的危害。細菌傾向耗費 ATP 將銅離子排出細胞外，古菌則傾向將一價銅氧化為低毒性的二價銅。這些銅抗性基因可以優先作為可能的生物標誌分子(molecular biomarker)使用。Besaur, Bodilis, Delgas, Andrade, De la Iglesia, Ouddane and Quillet [6](2013) 針對智利海岸受銅污

染(平均銅濃度為1500ppm)的底泥之銅抗性基因進行PCR放大與定序,亦發現CopA運輸蛋白質(P-type ATPase)的相對豐度亦明顯高於反向運輸蛋白質(CusA) [7]。惟因為其設計的核酸引子是根據已知菌株(多屬於 betaproteobacteria 的脫硝菌),因此放大的基因多來自同一細菌親源類型。使用環境基因體定序及分析技術的明顯優勢之一,即在於無須分離純化菌株或 PCR 放大,即可獲得其功能性基因的序列與表現量等資訊。透過這些方法,我們首先獲得了台灣本土受銅污染底泥的抗銅基因序列。

表 1 二仁溪 10-20 公分底泥中,與銅離子抗性以及代謝相關的基因

Gene ID	Annotation	Taxonomic group	Expect value	CPM
k127_35775783_2	Multicopper oxidase	Euryarchaeota (Archaea)	4.1e-140	1.50103183
k127_3607561_3	Multicopper oxidase	Thermoanaerobacterales	6e-58	0.04371482
k127_3557623_2	Periplasmic copper-binding protein (NosD)	Archaea	9.2e-75	0.039060157
k127_46824643_1	Periplasmic copper-binding protein (NosD)	Archaea	2.3e-34	0.080092222
k127_36685908_2	Periplasmic copper-binding protein (NosD)	Euryarchaeota (Archaea)	4.2e-08	0.023860539
k127_54595033_1	Periplasmic copper-binding protein (NosD)	Euryarchaeota (Archaea)	2.2e-43	0.729211463
k127_2197912_2	Periplasmic copper-binding protein (NosD)	Euryarchaeota (Archaea)	3.3e-47	0.289454233
k127_10962460_1	Periplasmic copper-binding protein (NosD)	Euryarchaeota (Archaea)	7.3e-10	0.039060157
k127_32995086_32	Periplasmic copper-binding protein (NosD)	Gammaproteobacteria	3.4e-205	0.222985787
k127_22957812_3	PFAM periplasmic copper-binding	Bacteria	1.6e-11	0.63035102
k127_40153518_4	PFAM periplasmic copper-binding	Euryarchaeota (Archaea)	1.9e-10	0.144500773
k127_14323367_3	PFAM periplasmic copper-binding	Euryarchaeota (Archaea)	2.1e-06	31.73475637
k127_21372085_4	PFAM periplasmic copper-binding	Euryarchaeota (Archaea)	7.7e-07	0.023860539
k127_540026_4	Copper amine oxidase	Euryarchaeota (Archaea)	1.80e-40	0.20822628
k127_5217671_1	Copper-translocating P-type ATPase	Deltaproteobacteria	6.60E-232	0.072938833
k127_40935517_12	Copper-translocating P-type ATPase	Chloroflexi	1.20E-256	0.133638075
k127_4711859_12	Copper-translocating P-type ATPase	Chloroflexi	4.40E-285	1.000583609
k127_28254005_5	Copper-translocating P-type ATPase	Gammaproteobacteria	2.30E-233	0.023860539
k127_14914590_1	Copper-translocating P-type ATPase	Firmicutes	5.50E-205	0.039060157

河口底泥由於帶有大量的含氮化合物,因此氮循環相關反應相當活躍。其中厭氧底泥常常進行脫硝反應[8]。該生物程序的最後一個反應是使用含銅酵素—N₂O 還原酶(nitrous oxide reductase)來將N₂O 進一步還原成氮氣。由於這個含銅酵素位於膜間區,因此為了將銅離子鍵結於這個酵素,需透過 periplasmic copper-binding protein (NosD)或 PFAM periplasmic copper-binding protein 來進行銅離子與N₂O 還原酶的鍵結與活化。這些 copper-binding protein 因此不屬於銅抗性基因,與銅離子的運輸與去毒無直接關係。微生物對銅離子的敏感性隨菌株有很大的差異。常見的模式菌株--大腸桿菌(*E. coli*)、

枯草桿菌(*Bacillus subtilis*)或丁香假單胞菌(*Pseudomonas syringae*)--的銅耐受濃度多數落在 10 ppm 以下[9]。這些微生物因此難以在二仁溪底泥長期生存。由於該處 10-20 公分深度的底泥呈現深黑色，其為鐵硫化物，顯示該處長期處於未受擾動的缺氧狀態。我們可以合理推斷，該處的菌相結構穩定，且大多數的菌株多能適應該處的高濃度銅離子，進而利用銅做為輔酶因子來進行脫硝等無氧代謝行為。這可以解釋，何以二仁溪底泥中的 8,197 個顯著基因僅有 7 個基因(5 個為 copper-translocating P-type ATPase 及 2 個 multicopper oxidase)與銅抗性有直接相關(圖 14)。

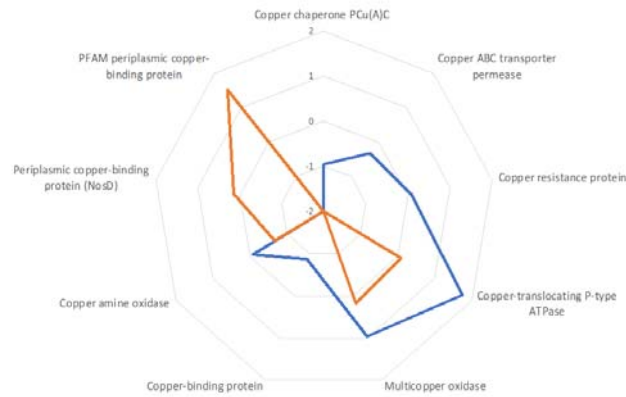


圖 14 鹽港溪（藍色）及二仁溪（橘色）底泥中，銅離子抗性以及代謝相關的基因種類以及數量 (log CPM)。

值得注意的是，在低銅污染的鹽港溪河口底泥(該處 10-20 公分深度的底泥樣本之銅離子濃度為 22 ppm)，我們觀察到有高達 116 個顯著基因與銅污染的抗性以及代謝有相關，而且這些抗銅基因絕大多數來自真細菌。其中高達 58%(67/116)的顯著基因為依賴 ATP 的 CopA 或類似的運輸蛋白質(亦稱為 P-type ATPase)，其功能是主動將銅離子送出細胞外。這些 P-type ATPase 運輸蛋白質多來自於 delta-類群的變形菌門細菌(proteobacteria)，以及無氧光合作用(anoxigenic phototrophs)的非硫綠細菌(green non-sulfur Chloroflexi)，但是在該基因豐度上以來自於革蘭氏陽性菌 Firmicutes (CPM 17.02)為最多。另外，存在於鹽港溪河口底泥第二大類(27%; 31/116)的抗銅基因其基因產物為銅氧化酶(multicopper oxidase)，用來將高毒性的一價銅離子氧化為二價銅。這些銅氧化酶基因都是來自於綠硫菌群 Bacteroidetes/Chlorobi。剩下的顯著基因也都與銅抗性有關，包括 copper resistance protein CopD(8%; 9/116)、copper chaperone(2%; 2/116)及銅運輸蛋白(copper ABC transporter permease; 3%; 3/116)。這些蛋白質都與保護細菌細胞免於受到銅離子(尤其是一價銅)的毒害有關。這樣也發現也反映出細菌在河口或海岸的厭氧底泥中大量存在，絕大多數為絕對厭氧菌，使用鐵或硫酸作為電子接受者，透過無氧呼吸來降解有機物[8]。

四、結論

底泥分析項目中，碳氮氫比例落在 0.34%到 2.72%不等，鹽港溪相較之下碳氮氫比例偏低，其餘採樣點則大多介於 1%~2%之間；粒徑分析的部分，除二仁溪砂壤土比例較高外，其他採樣點的差異並不大，多以粉土及粉壤土為主；二仁溪的重金屬濃度與總有機碳比例分布相似。從重金屬濃度檢測可以得知，二仁溪的鎘濃度皆超標，且在 10-20 公分處出現最高值，二仁溪第一次採樣於 20-30 公分處其銅濃度超標，在同一採樣點，鉻、銅、鎳三個重金屬的表現在 20-30 公分處達到最高濃度，對照其元素分析，二仁溪第一次採樣的 20-30 公分處相較於其他採樣點有較高的碳氮氫比；第二次採樣於 10-20 公分處其鎘、鉻、銅、鎳、鉛、鋅皆超標，對照其元素分析，二仁溪第二次採樣的 10-20 公分處相較於其他採樣點有較高的碳氮氫比，總有機碳比例也最高，土壤種類與其他採樣點不同，以砂壤土為主；另二仁溪第二次採樣的深度 40-50 公分處銅、鎳、鋅皆超標，30-40 公分處鉛濃度超標。鹽港溪在鉻、鎳、鉛、鋅的趨勢一致，其重金屬濃度隨著深度加深而降低，客雅溪在鉻濃度的表現則是隨著深度而增加。重金屬汞以三姓公溪表面所測得最高濃度，其餘重金屬以二仁溪 10-20 公分處測得最高濃度；皮爾森相關性分析結果也顯示導電度及氯離子對於重金屬濃度並無顯著關聯，而鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅等六種重金屬彼此呈顯著相關。

基於 Bray-Curtis 距離之主座標分析，其中客雅溪代號 K、三姓公溪代號 T、鹽港溪代號 B、二仁

溪代號 R，可以看出 R1、R2 之底層樣點之菌群組成較為相似，皆聚集於 PCoA 圖的右上部，其餘樣點分布則較無規律，若將同一深度之樣點以 95%信心水準之橢圓作圖，可以看出不同深度並不會有明顯之分群，這顯示在考慮不同物種組成及豐度的情況下，所有樣點間不同深度的樣品並無明顯的差異。若將不同樣點之樣品以 95%信心水準之橢圓作圖，則可以看出 R1、R2 與 K1、K2、B1、B2、T1、T2 明顯分為兩群，這顯示 R1、R2(重金屬濃度高)的物種組成及豐度與 K1、K2、B1、B2、T1、T2(重金屬濃度低)有所差異。

綜合所有分層之菌群組成及環境因子之典型關聯分析(CCA)結果，可以看出單就重金屬進行分析，或與所有環境因子一起分析，其 CCA 的結果都相同，顯示重金屬為此次實驗影響底泥菌群結構之主要因子。由菌群組成及環境因子之典型關聯分析(CCA)結果的圖可以看出重金屬鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅之線段相當接近，皮爾森相關性分析也顯示重金屬鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅彼此皆呈顯著正相關(表 5)，也因此較難分析單一重金屬對於特定菌屬之影響。汞與這六種重金屬有不同之趨勢，若不考慮深度則篩選出主要差異菌屬為 *Oceanisphaera*、*Planococcaceae_unclassified*、*Pseudomonadaceae_unclassified*、*Shewanella*、*Anaerolineae_unclassified*、*Dehalococcoidia_ge* 等 6 屬。*Bacteroidetes_vadinHA17_ge*、*GIF9_ge*、*JS1_ge*、*Methanolinea* (Archaea)、*Methanosaeta* (Archaea)、*Odinarchaea_ge* (Archaea)、*Smithella*、*Vibrio* 等 8 種菌屬在經由鎘、鉻、銅、鉛、鎳、鋅篩選下，重複於不同深度出現，顯示這些菌屬較有可能生存於重金屬濃度較高之環境，可能具有鑑識的河口重金屬污染之潛力。

如同預期，利用環境基因體技術來定序並分析底泥樣本中的 DNA，我們確實可以獲得銅抗性基因的序列。這些序列大多數來自尚有待分離培養的絕對厭氧細菌或古菌。這些銅抗性基因主要來自兩個類群：銅輸出蛋白 P-type ATPase 及銅氧化酶 multicopper oxidase。顯示受污染河口的微生物，包括細菌與古菌，主要透過去毒(將一價銅氧化成低毒性的二價銅)以及銅離子輸出機制來降低銅離子對細胞生理的負面影響。這些本土的銅抗性基因的序列將有助於設計專一性強且適合台灣本土環境的核酸引子，透過定量 PCR(quantitative PCR)，我們可以獲得受污染場址的銅抗性基因的定量資訊。另外，輕微受污染場址的銅抗性基因幾乎都來自細菌，且其抗性基因的多樣性遠高於嚴重污染場址。未來也可以思考透過簡單的數學模式，比較古菌與細菌基因型多樣性作為指標，評估樣點受污染程度；或將這些抗性基因，尤其是銅輸出蛋白 P-type ATPase 及銅氧化酶 multicopper oxidase 的多樣性數字化，用以評估銅污染程度。

參考文獻

- [1] J. Zhu, J. Zhang, Q. Li, T. Han, J. Xie, Y. Hu, L. Chai, Phylogenetic analysis of bacterial community composition in sediment contaminated with multiple heavy metals from the Xiangjiang River in China, Marine pollution bulletin, 70 (2013) 134-139.
- [2] C. Rensing, G. Grass, Escherichia coli mechanisms of copper homeostasis in a changing environment, FEMS microbiology reviews, 27 (2003) 197-213.
- [3] S. Abdelbary, M.S. Elgamal, A. Farrag, Trends in Heavy Metals Tolerance and Uptake by Pseudomonas aeruginosa, in: Pseudomonas Aeruginosa-An Armory Within, IntechOpen, 2019.
- [4] G. Awasthi, A. Chester, R. Chaturvedi, J. Prakash, Study on Role of Pseudomonas aeruginosa on Heavy Metal Bioremediation, Int. J. Pure App. Biosci, 3 (2015) 92-100.
- [5] J.S. Chang, J. Hong, Biosorption of mercury by the inactivated cells of Pseudomonas aeruginosa PU21 (Rip64), Biotechnology and Bioengineering, 44 (1994) 999-1006.
- [6] L. Besaury, J. Bodilis, F. Delgas, S. Andrade, R. De la Iglesia, B. Ouddane, L. Quillet, Abundance and diversity of copper resistance genes *cusA* and *copA* in microbial communities in relation to the impact of copper on Chilean marine sediments, Marine pollution bulletin, 67 (2013) 16-25.
- [7] Q. Guo, N. Li, S. Chen, Y. Chen, S. Xie, Response of freshwater sediment archaeal community to metal spill, Chemosphere, 217 (2019) 584-590.
- [8] L.M. Paulo, J. Ramiro-Garcia, S. van Mourik, A.J. Stams, D.Z. Sousa, Effect of nickel and cobalt on

methanogenic enrichment cultures and role of biogenic sulfide in metal toxicity attenuation, *Frontiers in microbiology*, 8 (2017) 1341.

[9] P. Gupta, T. Sreekrishnan, Z. Shaikh, Influence of heavy metal Cr (VI) containing effluents on anaerobic microbiome in a novel hybrid anaerobic reactor: Linking with reactor performance for enhanced treatment, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7 (2019) 103311.

跨部會化學物質管理資訊系統（化學雲）運用科技輔助化學物質管理

李耀全¹ 葉書廷¹ 黃國展¹ 謝燕儒¹ 許仁澤² 林桂如³

¹景丰科技股份有限公司 ²元緒科技股份有限公司 ³行政院環保署毒物及化學物質局

摘要

化學雲為國家化學物質管理資訊與分享平台，為應用化學雲內各部會的化學物質資訊，本研究運用數據分析建立廠商風險預測模型，產出具風險疑慮廠商清單；並參考國際文獻提出運作危險物品之廠家警示因子，擬出危險物品與廠家的警示分數計算及警示優先順序清單，以地理圖資方式呈現運作危險物質之廠商位置。此外，藉由評估物聯網新興通訊技術應用與整合資訊系統，以及結合二維空間地理資訊平台，推動業者廠內化學物質運作安全管理與災防應用，提升業者自主管理效能。

關鍵詞：風險預測、物聯網、廠家警示因子、災防應用

一、研究目的

為持續強化化學物質風險研判、事先預警及災防應用，本研究運用數據分析方法，建立廠商風險預測模型，提出即時性警示及決策依據參考；分別擬出危險物品與廠家的警示分數計算及警示優先順序清單，以地理圖資方式呈現運作危險物質之廠商位置。另外，藉由評估物聯網新興通訊技術應用與整合資訊系統，優化申報資料品質與簡化業者申報作業流程；其次，彙整工業局區域聯防、消防單位消防檢查等目的事業主管機關業務需求，結合二維空間地理資訊平台，推動業者廠內化學物質運作安全管理與災防應用，建立具行動化、圖像化災防資訊圖台供主管機關即時掌握化學物質動態，執行轄區巡檢、區域聯防或災防搶救等現場實地作業。

二、研究方法

（一）精進廠商風險預測模型

以化學雲 107 年分析資料為基礎，新增與調整變數，整合化學雲內各系統廠商與化學物質相關欄位，運用貝氏網絡分析活化化學雲資料庫數據之使用，以建立廠商風險預測模型，計算廠商風險分數，並滾動修正模型，逐步提高風險廠商之預測準確率。

1. 建立分析資料集

建立分析資料集階段主要為對化學雲各系統資料進行整合、清理與比對，依分析目的與資料性質整合為 3 種分析情境，分別為化學物質資訊、廠商基本資訊與運作行為資訊，每種情境皆可以視為獨立於其他之外，亦可於後續分析依需求結合應用。

2. 風險預測模型及評估驗證

建立風險預測模型的目的是找出化工原料高風險業者，透過逐步迴歸分析方法，找出顯著的欄位，並透過貝氏網絡分析建構廠商風險路徑、同時進行 5-fold 交叉驗證(Cross-validation, CV)，為了公平性將原資料切分成 5 份資料集，取其中 1 份進行訓練集，剩餘 4 份進行驗證，重複執行 20 次驗證組合並計算其平均驗證準確率，以評估模型是否可行。

3. 廠商風險預測

依據模型產出預測風險廠商顏色出現的機率判斷廠商風險，風險等級高低代表最終廠商風險嚴重程度。

（二）利用風險矩陣建立危險物品與廠家之警示計算機制

以化學雲彙整各機關現有資料，參考國際文獻提出運作危險物品廠家警示因子，分別擬出危險物品與廠家的警示分數計算及警示優先順序清單，並以地理圖資的方式呈現運作危險物質之廠商位置，以供消防單位於災防應變時查詢使用。

1.危險物品運作廠家警示分析

危險物品警示主要是透過危險物品本質危害、全國總運作量、歷史事件及經濟影響之各項因子彙整予以分析，而廠家警示則透過危險物品、廠家運作量、企業規模及成立年份來判定，像是廠家擁有的危險物品種類平均分數及運作量越高，代表應加以警示瞭解。

2.警示分數計算

危險物品的風險以「危害風險值(Risk) = 暴露量 Exposure (E) x 危害 Hazard (H)」表示，利用雷達圖方式呈現，雷達圖面積越大代表警示程度越高，運算公式如下：

$$\begin{aligned} A &= \text{本質危害} \times \text{權重 (預設 40\%)} \\ B &= \text{全國總運作量} \times \text{權重 (預設 30\%)} \\ C &= \text{歷史事件} \times \text{權重 (預設 15\%)} \\ D &= \text{經濟影響} \times \text{權重 (預設 15\%)} \\ Y &= \text{危險物品警示雷達圖面積，計算方式} \\ Y &= [(A*B+B*C+C*D+D*A)*\sin(360/4)]*1/2 \end{aligned}$$

廠家警示因子包含危險物品、各廠家運作量、企業規模及成立年份之 4 項因子，考量各廠家所擁有的危險物品種類與數量不同，因此將該廠家所擁有的危險物品加總平均，即利用各廠家所得「廠家運作危險物品警示雷達圖面積平均值」再進行比較，總警示值越高，代表風險越大，計算方式如下：

$$\begin{aligned} G &= \text{廠家運作危險物品警示雷達圖面積平均值} \left(G = \frac{\sum_{i=1}^n Y_i}{n} \right) \times \text{權重 (預設 40\%)} \\ H &= \text{廠家運作量 (運作量越大警示分數越高)} \times \text{權重 (預設 30\%)} \\ I &= \text{企業規模 (規模越小警示分數越高)} \times \text{權重 (預設 15\%)} \\ J &= \text{成立年份 (年份越小警示分數越高)} \times \text{權重 (預設 15\%)} \\ K &= \text{廠家警示雷達圖面積，計算方式} \\ K &= [(G*H+H*I+I*J+J*G)*\sin(360/4)]*1/2 \end{aligned}$$

(三) 規劃化學物質流向智慧物聯網架構

延續 108 年執行成果，為更能貼近業者實務運作需求及結合毒性化學物質運作管理，規劃化學物質流向智慧物聯網架構，以簡化流向追蹤技術與機制，因此，透過檔案匯入或資料介接方式，讓業者能將廠內化學物質進出貨記錄（廠外交易）及出入庫領料記錄（廠內移動）介接到流向追蹤平台，藉此完成流向資料建立，並評估透過新一代低功耗物聯網通訊技術與主動式物聯網標籤技術，自動完成資料申報作業。

1.建構業者系統資料交換標準與格式

透過與化學雲進行系統資料介接整合，主動掌握業者目前申報各項化學物質運作資料，進行資料比對，協助資料驗證，並作為後續評估跨機關整合申報作業參考資訊，規劃建立交換標準與格式。

2.評估廣域物聯網主動監控追蹤技術

在推動運用物聯網科技輔助化學物質流向追蹤過程中，隨著物聯網資料量持續增加，且需確保架構能持續穩定運作，因此所採用通訊技術會是非常關鍵的一環，連帶影響包含傳輸品質、通訊費用、建置成本與維護成本等。本研究將評估低功率廣域網路¹(Low-Power Wide-Area Network, LPWAN)具低耗電量、低傳輸率及長距離通訊等特性，協助業者建立化學物質於廠外交易及廠內移動之流向追蹤與廠內管理機制，考量業者整體應用與彈性，包含採用窄頻物聯網(Narrowband Internet of Things, NB-IoT)與超寬頻(Ultra-wideband, UWB)跨域傳輸技術，實現廠內與雲端資料同步管理的環境。

(四) 建置化學物質管理及災防圖資系統

化學工廠因化學品存放不當或操作疏失的公共安全新聞時有所聞，因此必須讓業者具備自主管理能力及預防事故發生的責任。本研究設計具有輕量、即時、自主管理的地理資訊系統 (Geographic Information System, GIS)，透過網頁程式讓使用者自訂廠區在地圖上的建築物標示，業者可以自主編輯包含位置、樓層平面圖、化學物質及消防資材清單等重要資訊，輕量的硬體需求與簡單的操作流程也降低推廣時的難度。

1.彙整各部會業務需求與申報圖資規格

為提升空間資料平台推廣與應用，除彙整目前化學雲系統中已取得的業者申報圖資資訊，同時彙整各主管機關災防管理需求，進行系統功能設計與調整。

2.地理資訊系統與底圖服務選擇及升級

現有系統 GIS 圖台介接 Google Maps 服務，在效能與穩定性均有不錯表現，但在應用功能的開發支援為不鼓勵創新的態度與收費標準變更等因素變動下，綜合評估考量後，將對現有 GIS 圖台的架構做最適化調整，針對現有系統架構考量未來的擴充性，前端介面將採用具有跨平台、反應快速與輕量化、開源授權的 Leaflet 為前端介面，底圖服務增加內政部資訊中心的地理資訊圖資雲服務平台之 TGOS(Taiwan Geospatial One Stop)平台、內政部國土測繪中心的國土測繪圖資服務雲及開放街圖(OpenStreetMap, OSM)等地圖服務。

三、結果與討論

(一) 廠商風險預測分析

將化學物質資訊、廠商基本資訊與運作行為資訊 3 種分析情境，整合成分析資料集，透過巨量資料分析歸納風險等級，因應不同情境下的問題，進行風險廠商分析並產出可疑廠商名單，以紅、黃、綠指標方式定期產出可疑廠商名單，協助業務單位對於可疑廠商進行稽查。

利用電子發票、營業稅資料以及工商登記資料所衍生的分析變數，在偵測異常行為、業者持有非適當化學物質、廠商未如實申報及高風險廠商識別與優先稽查這 4 個情境下，輔助化學雲系統提前進行預警。

(二) 危險物品與廠家警示分布

搜集可能造成危險物品與廠家發生危害事件之因子，透過這些因子建立危險物品與廠家之警示分數計算機制，協助機關瞭解轄區內廠商運作危險物品的情形，開發系統功能建置於化學雲，以地理圖資的方式呈現運作危險物質之廠商位置，如圖 1 所示，提供相關主管機關與目的事業機關加強輔導所列廠家。

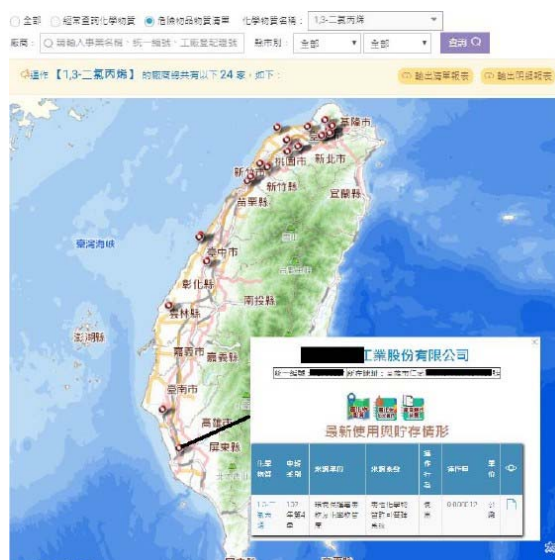


圖 1.廠商地理分布示意圖

(三) 規劃化學物質流向智慧物聯網架構

1. 建立業者內部系統資料交換機制

為了簡化業者內部管理系統資訊轉換程序，建置資料交換機制，並配合業界常見資料交換格式，採用 JSON(JavaScript Object Notation)資料格式進行資料設計及交換標準，透過完成身分驗證（身分 ID 與金鑰）依資料交換格式，逐一將廠內運作化學物質清單與分布位置及數量等資訊建入資料庫中。

2. 評估廣域物聯網主動監控追蹤技術初步成果

運用國內電信公司提供之窄頻物聯網(Narrowband Internet of Things, NB-IoT)通訊技術服務，結合超寬頻(Ultra-wideband, UWB)室內定位技術，建置主動監控追蹤技術，除進行各項軟硬體穩定性驗證，包含標籤傳輸角度、訊號強弱、續航性及耐候性等測試，並於示範工廠進行實測，皆取得穩定資料成果，可作為後續其他業者應用參考；惟該項技術於驗證過程中，發現仍存有部分使用限制，包含工廠所在地之通訊品質是否良好、設備建置與維護成本略高，都是後續業者導入該項技術需要優先考量的。

(四) 建置化學物質管理及災防圖資系統

1. 建立化學物質管理及災防圖資系統

運用線上地理資訊系統結合業者空間資料及化學物質運作資訊，強化業者化學物質自主管理及應變需求外，亦能透過系統介接的方式將必要的化學物質位置及危害資訊傳遞給政府管理單位或救災單位，平時輔助化學物質管理及預防整備，災變時協助救災降低危害發生，並提供業者廠內空間資料繪製、設備資源管理、報表產製、自主管理機制、申報及查核管理模組等，如圖 2。



圖 2.化學物質災防圖資系統頁面

2. 建立工廠災防資訊卡

盤點化學雲整合業者的各項申報資料中，有關化學物質圖資相關資訊，包含其對應的申報機關、法規與規範，作為化學物質災防圖資系統參考依據，並透過工廠資訊卡方式彙整呈現，如圖 3 所示。

OO電子股份有限公司		工廠災防資訊卡	
03-25158994 300新竹縣寶山區科園路1號			
毒 >100公斤 / 6	危 >50公噸 / 10	危害分類 (全廠區)  警告  急性毒物質  易燃氣體  加壓氣體  致癌物質	
易爆	急毒	應變資材 (廠內備存/可外借)  A級防護衣 5/2  B級防護衣 5/2  C級防護衣 10/5  吸液綿 20/10  SCBA設備 10/5  SCBA鋼瓶 10/5	
緊急連絡人 陳月娥 0952-484-597 林秋霞 0987-544-881			

圖 3.工廠災防資訊卡

3.建立跨部會報表產製

為有效提升防災資訊能量，由現有化學物質空間工具提升系統圖台的圖文整合能力，以化學物質管理為核心，發展化學物質管理及化學物質災防圖資系統。在使用者建置完相關資訊後，系統能自動依照相關法規要求的圖表申報格式，以圖層套疊方式自動產出申報表單，例如：運作場所全廠（場）配置圖、運作場所之內部配置圖、化學品種類及數量配置圖、工廠危險物品配置圖、工廠機械設備配置圖等，同時，提供目的事業主管機關能在業者所建置的空間圖資上，依業務需求進行套疊以繪製報表，例如：消防甲種搶救圖、乙種搶救圖等，如圖 4 所示。

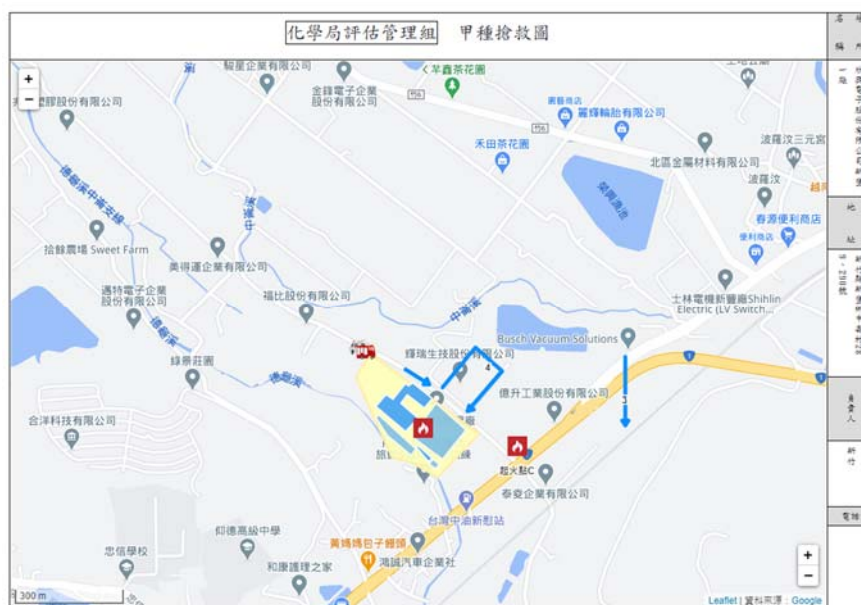


圖 4.消防甲種搶救圖示意圖

四、結論

我國化學物質管理分屬各部會共同管制，依權責分工由不同主管機關進行法令規章訂定及管理而化學雲匯集各部會化學物質相關資訊，本次研究導入巨量資料分析，建立廠商風險預測模型，提出警示及決策依據參考，提升國內化學物質之管理效率，以預防化學物質事件發生為目的，未來持續滾動修正風險因子權重與項目，強化風險分析模型，以精進產出風險廠商的預測準確率。並以地理圖資方式呈現運作危險物質之廠商位置，以供消防單位於災防應變時即時掌握相關資訊。

此外，為協助業者簡化化學物質申報作業與流程，透過資料介接以資料鏈管理機制，整合上、下游業者運作資訊，並藉由評估新興物聯網技術之可行性與應用，推動業者提升廠內管理。結合空間資料平台運用，強化業者地域連結性，協助推動區域性聯合災防與空間視覺化管理，同時透過廠

內各項資訊與實際現場虛實整合，建立工廠災防資訊卡與跨部會報表產製功能，達到廠內空間管理、災防應變等實務應用。

參考文獻

[1] Experimental Study on Low Power Wide Area Networks (LPWAN) for Mobile Internet of Things, IEEE, June 4-7, 2017

環境資源資料系統整合與資料品質檢核之推展

黃俊銘¹ 魏文娟² 林雨潔³

¹ 行政院環境保護署監測及資訊處科長

² 行政院環境保護署監測及資訊處分析師

³ 行政院環境保護署監測及資訊處管理師

摘要

我國行政院自 101 年起推動政府資料開放，將原滿足人民「知」的權利，提升至「使用」政府資訊之治理模式。環保署作為我國環境資源資料之業管部會，建置我國環境資源資料集中交換及環境開放資料之政府入口，並致力於環境資源資料之推廣，考量近年系統資料處理量日益龐大，資料傳輸、轉換及處理技術演進，為提供一高效能、高可用與高穩定的資料服務，爰重新調整環境資源資料交換平臺(下稱 CDX 平臺)並建置環境資料開放新平臺(下稱新 OD 平臺)以整併單一入口，除強化系統可用性外並配合資料品質之提升，以便利資料提供者與使用者之加值運用。

開放資料推動除系統易用外，資料品質概念之理解與推動有賴各業務同仁協助，爰近年推動開放資料品質教育專班、環境資料開放線上課程，以深植資料開放概念，以助於後續資料品質之維護。

有鑑於各單位之努力，環保署資料集均取得金標章，榮獲 109 年度「資料開放金質獎」第一組中央機關第一名，另「空氣品質指標 (AQI)」資料集亦榮獲「資料開放人氣獎」第六名。

關鍵詞：開放資料、環境資源資料、資料品質、資料標章

一、前言

我國行政院於 101 年 11 月 8 日行政院第 3322 次院會決議推動政府資料開放，將原「資訊公開」之概下推展至「資料開放」，由滿足人民「知道」政府資訊推廣至人民「使用」政府資訊，在資訊公開各界均可運用之浪潮下，對外實現政府的透明治理，對內推展政府資料治理，以利政策之規劃[1]。

環保署自 101 年起積極參與行政院各階段電子化政府計畫推動，現已推動至「第五階段電子化政府計畫—數位政府—基礎環境數位化」-「環境資源資料庫整合計畫(106-109)」階段，逐步由「電子化政府」轉型「智慧政府」，透過「數據匯流、資料策展」、「資料分析、發現價值」、「智慧物聯、共享開放」、「跨域合作、圖資應用」、「環境治理、綠色永續」五大面向加以實現，以「資料治理」作為主軸，建構各主題類別之資料集並透過延伸性交互回饋之加值應用，強化跨域整合與交流對話，以創造我國環境資源資訊的新契機，並依循整合性、凝聚性及資訊治理三大原則，建構環境資源資料中心。

為建立我國環境資源資料集中交換及環境開放資料之政府入口，環保署自 101 年起分階段建置環境資源資料中心，運用環境資源資料交換平臺(Central Data Exchange, CDX) 促進環境資訊交換，以有效掌握國家環境基礎資料，藉由環境資源資料庫(Environmental Resource Database, ERDB)，整併各業務單位資料於共用資料庫，提供環保署所屬機關及系統資料進行整合，集中資源管理及環境資源資料開放平臺(OpenData)等平臺，提供開放資料集之政府入口網站，俾利政府單位及民間團體各類環境開放資料之取得。

環保署環境資源資料中心之各項資料統計至 109 年 10 月 26 日止，已有 96 個機關單位加入資源資料集中交換之行列，提供約 2,300 餘項交換資料、提供環境資源資料庫 200 餘項，並開放資料集逾 800 餘項，考量系統資料處理量日益龐大，資料傳輸、轉換及處理技術演進，為提供一高效能、高可用與高穩定的資料服務，爰於 108 年起重新調整 CDX 平臺並建置環境資料開新平臺(下稱新 OD 平臺)以整併單一入口，除強化系統可用性外並配合資料品質之提升，以便利資料提供者與使用者之加值運用。

二、研究方法

為強化與永續發展我國環境資源資料之開放，並提升環境資料品質及其加值應用效益，本研究就資料提供端，於系統設備方面，朝向改善 CDX 平臺資料集交換效能著手，並配合開放資料及資料品質等知識建構、人才培力與相關會議宣導，逐步提升環境資源資料之資料集品質。另為利資料接收端

之擴充應用，規劃藉由新 OD 平臺之單一平臺架構，提供應用程式介面(API)，以促進資料之可取得性、易用性，並與民共享開放資料。

(一)建置高效能之資料交換方式

工欲善其事，必先利其器，CDX 作為資料交換之主要中介平臺，運行速度若過度延遲，會影響資料提供服務的即時性與便利性，爰提升 CDX 之資料轉置、交換效能為首要目標，經檢測發現調整 CDX 之程式碼、優化資料撈取邏輯，補齊先前開發遺漏之索引欄位並建立新主機之平行處理，以達到整體服務之最佳化，經調校後之平臺，資料轉速由每筆處理之 23 秒下降至 5 秒，經再次調整，目前 2 秒可完成單筆資料轉置，一天平均可處理 281,064 筆資料量[2]。



圖 1 CDX 平臺資料運轉效能改善示意圖

(二)整併架構、提供單一平臺

隨著資料開放漸趨成熟，近年資料量大幅提升，環境資源資料庫(ERDB)與環境資源資料開放平臺 (OpenData) 累積了大量的資料，包括各類環境監測及環境品質相關資料、列管污染源基本資料、環境影響評估案件摘要等[3]，龐大之環境資料可作為爾後應用巨量資料之基礎。然而，種類繁多之環境應用資料亦代表需具備多元之資料收納存取格式，且 ERDB 與 OpenData 等多元資料收納管道亦需納整。經研析各類平臺，CKAN 為目前開發開放資料入口平臺中最活躍及最多機關組織使用之開放原始碼平臺，考量其資料發布與存取之便利功能，並提供資料視覺化預覽功能、搜尋與條件器、標籤等許多延伸套件之彈性[2]，可滿足不同機關組織發布檔案之需求，爰以作為新 OD 平臺之應用介面，藉由對環境資源資料平臺進行架構整併，使用者於單一平臺進行資料查找，除提升使用便利性亦有利於機關之維護作業。

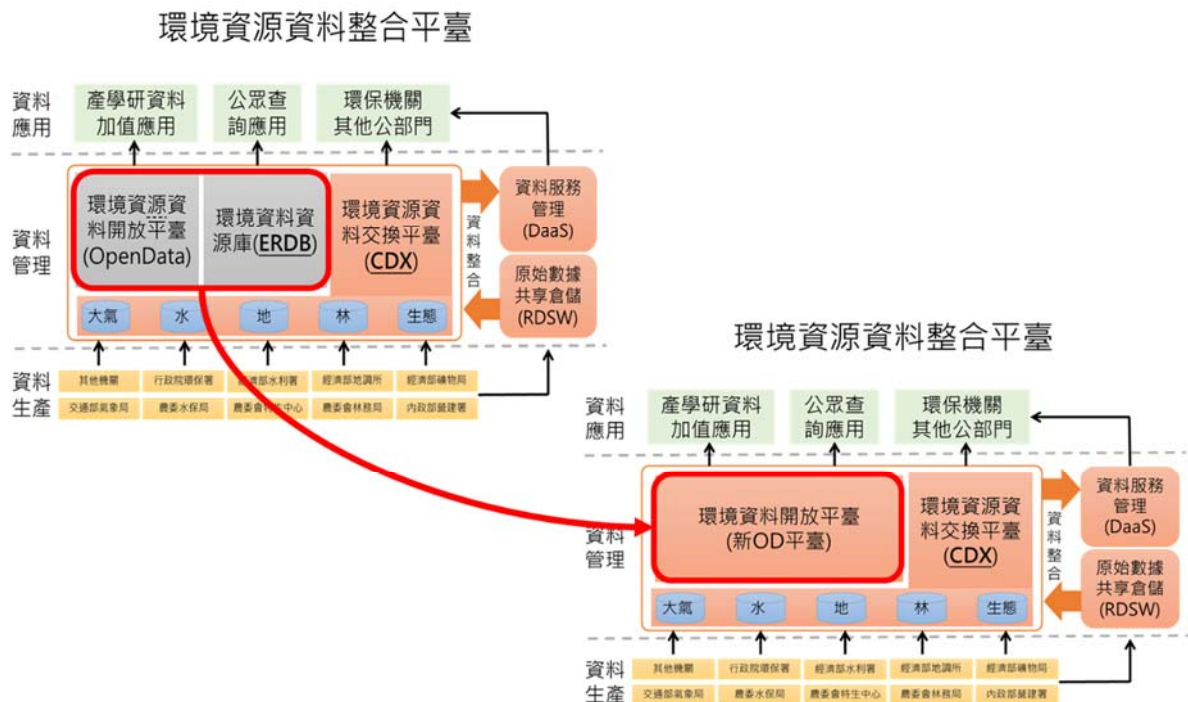


圖 2 系統架構整併調整



圖 3 新平臺多元發佈格式及資料預覽方式說明圖

(三)建構資料品質概念

在政府開放資料政策下，可取得來自政府、環評企業、民眾等提供之公開資料，然而多源管道產生之資料，其資料品質問題油然而生，為鼓勵各機關（構）提升資料品質，提供正確、易用之結構化資料，國家發展委員會訂定「政府資料開放優質標章暨深化應用獎勵措施」並辦理資料集之檢測，以資料之「可取得性」、「易於被處理性」、「易於理解」及「符合資料標準」等構面，推動資料品質之檢測標準。

為利資料來源端之業務同仁能理解資料品質概念，以助於後續資料品質之改善，歷年均辦理相關人才培力作業，例如於108年5月邀請國發會至環保署辦理開放資料品質教育專班，建構同仁對資料標準之概念；然而今年於正值新冠肺炎期間，為持續深化開放資料品質之概念，於本(109)年4月28日至5月15日間辦理4場次環境資料開放之教育訓練，介紹新版之「環境資料開放平臺(新 OD 平臺)」與「環境資源資料交換(CDX 平臺)」之資料上傳與管理及介紹資料品質與白金標章等推廣活動，加強業務相關同仁對環境資料開放等系統之操作與應用。



圖 4 資料開放課程

三、結果與討論

本研究自資料提供端著手，一方面建構政府開放資料品質概念，另一方面因應龐大之資料量，進行環境資源資料平臺之整合，階段性移轉 ERDB 歷史資料至新 OD 平臺，結合即時資料與歷史資料展示及強化資料分類與呈現方式、提供應用程式 API 等方式，提升資料介接速度及完整性。新 OD 平臺於 109 年 4 月上線，提升之功能說明如下[1]：

一、多元資料集格式下載：原平臺未提供資料集格式，使用者無法預算得知資料格式，為節省使用者時間，新 OD 平臺資料格式(例如 XML, CSV,JSON)直接呈現於資料集列表，有助使用者處理利用。

二、多維度搜尋功能：原平臺僅提供關鍵字搜尋，新 OD 平臺除了關鍵字外，提供方便查找之多維度資料搜尋模式，便利使用者查詢。

三、優化介面與篩選功能：原平臺提供雲端整批次打包下載之功能，新 OD 平臺大量歷史資料預先打包，分月份下載之功能，可線上預覽歷史資料，或依月份呈現資料，提升資料查找使用經驗，並提供「LIKE」部分吻合查尋功能，優化篩選機制。

四、後臺一鍵上架：原平臺於新增資料集時需填寫多個欄位，導致上架耗時情形，新 OD 平臺提供後臺一鍵上架功能，與 CDX 平臺介接，使用者輸入 CDX-ID，即可 1 分鐘快速上架，加速上架時效。

五、CDX 詮釋資料更新機制調整：原平臺以人工作業方式更新詮釋資料，新 OD 平臺採 CDX 平臺自動資訊同步，減少人工作業所易衍生之輸入錯誤，提升資料品質，且至 CDX 平臺集中上架，亦有助於未來資料數據之管理

表 1 新舊平臺功能提升比較說明表

NO	提升項目	新 OD 平臺	原平臺
1	資料集格式	資料格式(例如 XML, CSV,JSON)直接呈現於資料集列表，節省用戶時間	未提供資料集格式，搜尋到特定資料集前無法預先得知資料格式
2	多維度資料搜尋	除了關鍵字外，提供方便查找之多維度資料搜尋	僅提供關鍵字搜尋
3	優化介面及篩選功能	大量歷史資料預先打包，分月份下載之功能	雲端整批打包下載之功能
		提供 LIKE 部分吻合篩選功能	未提供 LIKE 篩選功能
4	後臺一鍵式上架	後臺一鍵式上架	原平臺上架時需耗費人力超過 1 小時
5	CDX 詮釋異動自動更新至新 OD 平臺	CDX 平臺批次同步資訊至 OD 平臺	採人工作業

四、結論

本研究長期致力於政府開放資料的推廣，依循國家發展委員會發布之政府資料品質提升機制運作指引，以系統功能調校、介面操作改善與人才培力等多頭並進方式，提升環保署環境資源資料之正確

性、易用性、即時性及可用性，以強化與永續政府資料之開放。

凡努力播種必歡呼收割，經環保署全體同仁積極推動與參與，109 年 7 月完成開放資料品質精進工作。環保署提報之 695 項 100%金標章，全部符合「可取得性」、「易於被處理」、「易於理解」三個資料品質構面，且提供符合開放標準之應用程式介面，其中另有 50 項資料集符合國家發展委員會今年增設之白金標章，並製作符合 OAS 資料集 832 項，經國發會評比結果，政府資料開放平臺資料集榮獲 109 年度「資料開放金質獎」第一組中央機關第一名，另「空氣品質指標 (AQI)」資料集榮獲「資料開放人氣獎」第六名。

參考文獻

- [1] 莊盈志，「我國政府資料開放推動策略與展望」，AQ 檔案季刊，第 14 卷，第 4 期，第 22 頁(2015)。
- [2] 卓維強、邱泊寰、陳國尹、許傳杰等，「108-109 年度環境雲整合平臺功能擴增及維運案結案報告」，環保專案成果報告，第 37-72 頁(2017)。
- [3] 葉欣誠，「環境保護資訊業務推展概要」，政府機關資訊通報，第 315 期，第 8-13 頁(2014)。