



110年環境科技論壇 論文集

主辦單位：🌱 行政院環境保護署

協辦單位：🌊 中華民國環境工程學會

執行單位：🌿 環資國際有限公司

活動日期：110年11月8、9日

活動地點：台大醫院國際會議中心 401廳



目錄

即時線上電化學感測元件之開發：以水中餘氯為例.....	1
固定式物聯網無線感測系統開發.....	12
水質感測數據之時空分析與案例分享.....	35
環境即時通—綠色生活.....	41
應用鉛同位素特徵解析大氣細懸浮微粒中鉛污染之來源.....	43
應用鋁、鉛同位素於河川中金屬來源之探討.....	54
建立事業廢水之細胞毒性篩檢技術.....	63
109 年河川調查數據解析與應用.....	85
建置環境污染源鑑識資訊系統(4/4)	94
質譜技術應用於關注化學物質篩檢技術開發.....	100
建立臺灣環境衛生病媒害蟲監測及防治技術計畫(4/4)	116
化學物質智慧物聯網推動計畫.....	131
化學物質管理及毒化災防圖資系統建置計畫.....	135
109 年跨部會化學物質資訊服務平台（化學雲）應用計畫.....	140
飲用水未列管新興污染物之水質研究.....	148
綠色產品認定新途徑—產品環境足跡制度.....	156
無機循環材料環境應用與整合專案計畫.....	163
109 年度細懸浮微粒（PM _{2.5} ）化學成分監測及分析計畫.....	168
台灣成年民眾之室外空氣污染健康識能調查.....	192

居家內/外環境汙染物之調查研究.....	208
空汙影響之心血管疾病及表觀基因學健康預警指標.....	209
空氣汙染物對糖尿病患者腎臟健康之影響暨年長者空汙的知識及調適行為與肺 功能下降速度之相關性.....	217
臺灣空氣品質預警及控制介入措施之有效性評估.....	220
結合機器學習建置臺灣 PM _{2.5} 及 NO ₂ 推估模型.....	223
光污染防護及改善處理方式之研究計畫.....	226
射頻非游離輻射區域性環境監測技術實證之研究計畫.....	235
營建工程噪音管制及精進防制技術研究計畫.....	246
振動管制計畫.....	250

即時線上電化學感測元件之開發：以水中餘氯為例

莊雅茹¹ 李晨瑜¹ 王儀婷¹ 朱振華¹ 林雨璇¹ 陳范倫²

¹ 工業技術研究院材料與化學研究所

² 工業技術研究院綠能與環境研究所

摘要

水質自動監測之目的在於提供準確、即時及完整的水質特性資訊，以作為廢水自動控制及自動化之用，惟傳統的水質分析技術存在分析時間過長、成本昂貴及仰賴人力等問題，無法即時、完整且有效提供擬定控制策略時所需的資訊。因此，本研究以電化學法為開發基礎，結合物聯網及雲端大數據處理，開發具有「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。本研究開發之電化學餘氯線上感測模組，以微流道及三極式(餘氯感測)電極原型機組為基礎，整合電化學線上分析技術平台，並進行實驗室及實際場域測試，經測試 BDD 電極之適用電位範圍優於金與白金電極，進行目標物偵測時，受到的背景電流干擾亦最低，為合適之感測用電極材料。依據自來水水質標準，自由有效餘氯之濃度為 0.2~1.5 mg/L，本研究透過電極改良及緩衝溶液中之 PBS 及不同鹽類(NaClO₄ 及 KCl)成分調整，有效提升餘氯感測靈敏度及偵測下限，感測範圍達 0.2~4.0 mg/L，符合自來水末端出水餘氯殘餘濃度最低限值。

關鍵詞：水質感測、餘氯、電化學法

一、前言及研究目的

為提升用水安全、預防微生物及細菌滋生，一般自來水處理流程中常於後段消毒程序以通入氯氣、次氯酸鈉或次氯酸鈣之方式，將氯添加至水中，一般而言，於 pH 值大於 5 之條件下，氯氣溶於水中後多以次氯酸(HClO)或次氯酸根離子(ClO⁻)之形式存在，即為自由餘氯(Free chlorine)，因其具有高度氧化能力，可藉破壞細菌的細胞壁及細胞膜，達殺菌消毒目的，惟考量餘氯濃度過高時對於人體可能產生呼吸道損傷、皮膚灼熱等危害外，亦可能會因消毒副產物如三氯甲烷(THM)的生成，對於接觸或飲用到的生物產生致癌影響，故各國對於自來水中餘氯濃度多訂有範圍標準，其中我國自來水水質標準中之餘氯容許範圍為 0.2~1.5 mg/L[1]；此外，加氯亦為我國多數自來水廠/廢污水廠針對產水/放流水採行之消毒方式，惟添加量不足即消毒成效有限，添加量過多則對受體及水生生態造成危害，故餘氯濃度之掌握實屬重要。

為掌握自來水中餘氯濃度，目前針對餘氯的檢測方法包含比色法(colorimetric method)、碘量法(iodometric titration)、安培法(amperometric)及伏安法(voltammetry)等，其中，比色法雖操作簡易、易於攜帶，惟精準度低、分析結果易受水中其他物質所干擾、其廢液具致癌風險等；碘量法雖具有高精準度之優點，但往往需於實驗室中進行，亦不適用於低濃度之水樣，與比色法相同，無法應用於實場進行即時監測。而電化學分析方法因具有體積小、可即時線上監控及高度整合性等優點而近年被廣泛應用於水質監測，常用之餘氯電化學分析方法為採用安培法，其雖偵測範圍廣、精準度高，但水中若高電活性物質時易造成電流高估而致偵測誤差[2]。伏安法則因操作簡易、精準度高而被認為較具優勢之方法，亦適用於現址安裝偵測，雖需緩衝溶液使用以增加靈敏度，但與其他方法相比，偵測範圍及精準度仍具相當優勢，故本團隊以電化學伏安法為原理基礎，開發電化學餘氯感測元件開發，以微流道及三極式(餘氯感測)電極原型機組為基礎，整合電化學線上分析技術平台，並進行實驗室及實際場域測試，以應用於現場線上即時監測。

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 電化學法-方波伏安法

本團隊開發之餘氯電化學感測元件，使用之電化學量測方法為方波伏安法(SWV)，其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(圖 1)，並運用固定振幅(ESW)的週期性方形波，紀錄順向脈衝及逆向脈衝之末點電流(i_1 , i_2)，進而得到兩者相減之淨電流(I_{meas})，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, $1/\tau$)與電位變化(Step height, E_{step})相乘，因此可縮短掃描時間快速完成分析[3]。

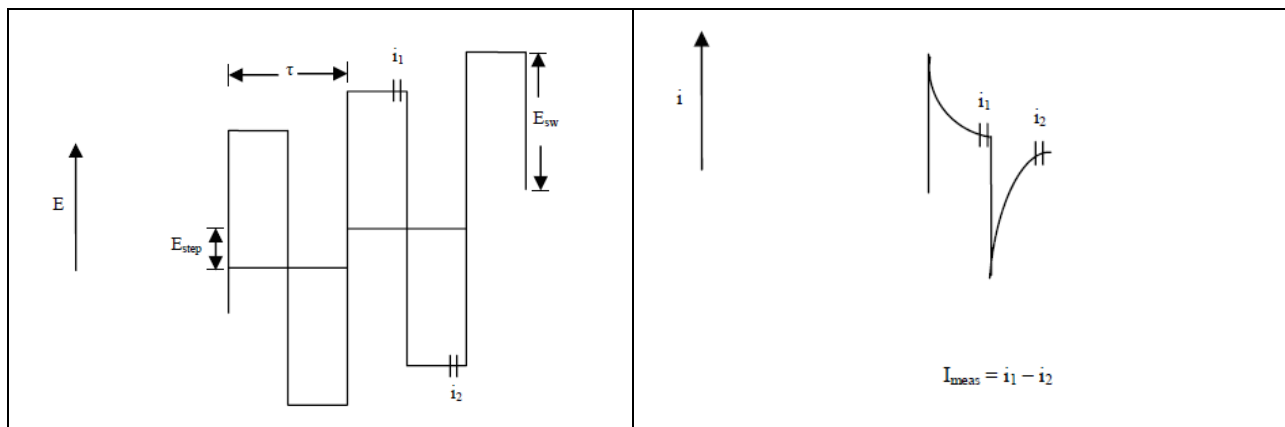


圖 1 方波伏安法圖譜^[3]

氯於酸性水溶液中可以次氯酸及氯離子之形式(如圖 2 及式 1)，一般而言，由於次氯酸解離需較高之 pK_a 值，故次氯酸根離子(ClO^-)於酸性條件之溶液環境下可忽略不計(式 2)。此外，Saputro 等人將氯配置於酸性水溶液(pH 5.0)中，測量不同形式存在之氯鹽濃度，並於研究中發現氯與氯離子雖亦可能再反應形成 Cl_2 ，惟仍以次氯酸為最主要[4]。因此，依照相同水溶液條件下，利用方波伏安法測量餘氯濃度，氯(Cl_2)與氯離子(Cl^-)之電流訊號則可忽略不計。

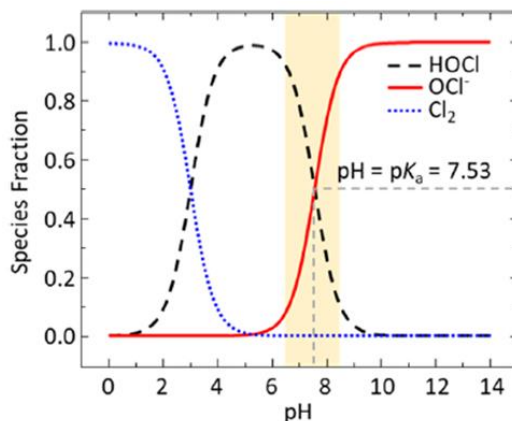
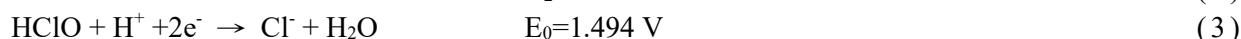
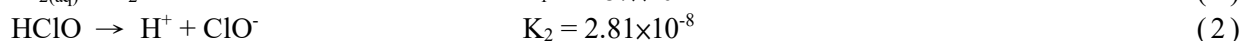
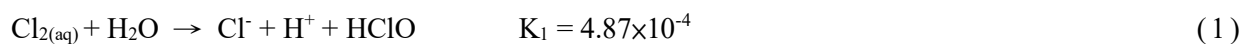


圖 2 餘氯於不同 pH 值條件之存在形式圖^[5]

當水溶液條件於 pH 5.0 情況下，以方波伏安法感測水中餘氯即主要為次氯酸之濃度，次氯酸在特定電位下可被還原為氯離子(式 3)，因此可依照不同濃度次氯酸還原所產生之電流值大小，得知水溶液中所含餘氯濃度。



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，如上圖 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。分析過程中，使用 PBS(含 K_2HPO_4 及 KH_2PO_4)作為緩衝溶液，除可提供反應溶液之導電性外，其最主要功能為維持反應溶液 pH 值於弱酸之條件下，使水中餘氯主要以次氯酸($HOCl$)之形式存在，有助於增加電化學感測在定量上之準確性；此外，為增加感測電流回饋訊號，本研究亦於 PBS 緩衝溶液中添加不同鹽類，以比較對於餘氯之感測效能。

2.2.2 餘氯電化學感測元件設計

本團隊開發之餘氯電化學感測元件，主要為由電化學反應槽及電路板所組成，其中電化學反應槽(圖 3)為由一三極式電極反應槽與一微流道混合槽組成。三極式電極反應槽之反應溶液體積僅需 0.5 mL，電極間距小且可固定式設計，具有反應訊號加強及穩定提升之特性。微流道混合槽可使水樣及緩衝溶液於短時間內混合均勻，與電化學反應槽組合後可將混合均勻之待測水樣直接以 well-jet 形式流經工作電極(WE)，並自槽體上出方式排出，可確保反應槽內溶液填充完全並均勻分布在三電極周圍。三電極部份則各由一具包覆性之電極柄進行固定及保護，以確保維持電極間距及避免損傷。

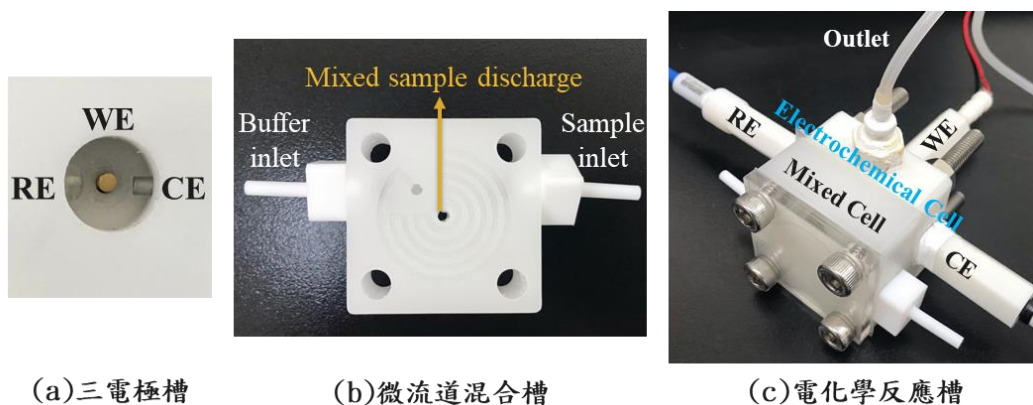


圖 3 電化學分析模組設計

感測器主要為由電化學反應槽及電路板所組成，其中電化學反應槽為由一三極式電極反應槽與一微流道混合槽組成，其中三極式反應槽中，本研究於 109 年度計畫中採用金電極(Au)作為三極式之工作電極[5]，其與鉑(Pt)相比，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，惟目前金電極對於餘氯之感測濃度具有極限，最低濃度雖可達 <0.5 mg/L，但於濃度正負相差小於 0.05 mg/L 之餘氯水樣感測時，其電流變化可能因過於微小，以至於電路板於電流訊號接收及分辨上具有一定難度，此外因金電極表面對水中離子具一定吸附能力，使用一段時間後需進行清洗及活化，以維持其表面活性。

承上，為持續增加餘氯感測器之偵測靈敏度，及降低偵測極限，本研究優先針對工作電極之材料進行改良，首先針對文獻常用之餘氯感測電極材料進行蒐集，常見的電極材料為貴金屬之鉑(Pt)、金(Au)與碳基材料，亦有使用摻硼鑽石(Boron doped diamond, BDD)，如表 1 所示，其中摻硼鑽石(BDD)是在 sp^3 -C 生長過程中以高溫高壓時添加硼形成的新型金剛石，用於電化學分析上具有需多優點如(1)

在水溶液與有機水溶液中的電位窗口寬，可於極負和極正之電位條件下進行電分析而無產 H_2 或 O_2 之干擾；(2)在極端的正負電位以及電流密度下的材料形態和微觀結構具相對穩定性；(3)背景電流低且穩定，使感測靈敏度高；(4)惰性表面和低吸附能力以及(5)不易失去活性，故其雖用於自來水水質標準之偵測項目相關文獻相對較少，故將其納入本年度之電極材料評估中，以提升感測應用之精度。

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
金電極 ^[5]	0.2-10	0.1	方波伏安法 電位掃描範圍: 0.8 ~ -0.2 V vs Ag/AgCl
白金電極 ^[6]	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 ^[7]	1-2	0.08	安培法 提供電位: 1.1 V vs Ag/AgCl

2.2.3 餘氯感測控制系統設計

電路板可分為電化學板與馬達控制板。電化學板主要控制器使用 MCU STM32，所負責的有類比 IO 控制讀取、抽水馬達控制、電池低電壓偵測、串列埠通訊、RS485 通訊，如圖 1 所示。其中數據傳輸部分，可藉由串列埠使用 UART 的方式或是連接外部 NBIoT 通訊模組進行資料傳輸，將感測資料透過 4G LTE NB IoT 傳送到雲端進行資料計算及統計；亦可使用 RS485 通訊可以提供 Modbus 協定，方便工業應用做系統整合；本年度規劃使用單純 UART 的方式與主控制電路版連接，主控制電路板將電化學模組與其他感測模組整合。本計畫所開發之電化學感測系統專用電路板，具有抽水馬達及感測系統驅動設計，且為避免訊號干擾及提升電化學訊號穩定性，並於電路板設計時進行機構改良，且新增一泵驅動板之電壓控制裝置，以提升產品應用性，如圖 2。規劃之電化學感測元件模組面對機台可分為左右兩部件，如圖 6，右部件為電化學感測區，包含蠕動泵浦、電化學感測槽體及溢流管；模組左部件則為電化學感測電路板區，為避免電路板直接碰觸到水體造成電子元件損壞，左右部件中間以絕緣隔板作為防護。此種設計除可方便現場維運人員拆裝，並縮短電路板與電化學感測區的距離，降低電阻以提升電效率。



圖 1 電化學分析技術平台之電路板

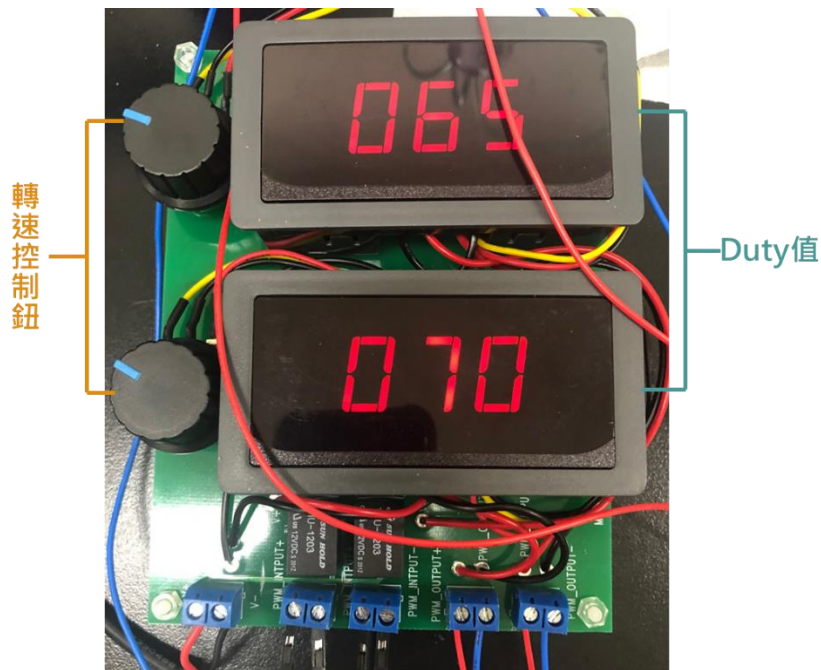


圖 2 馬達控制電路板

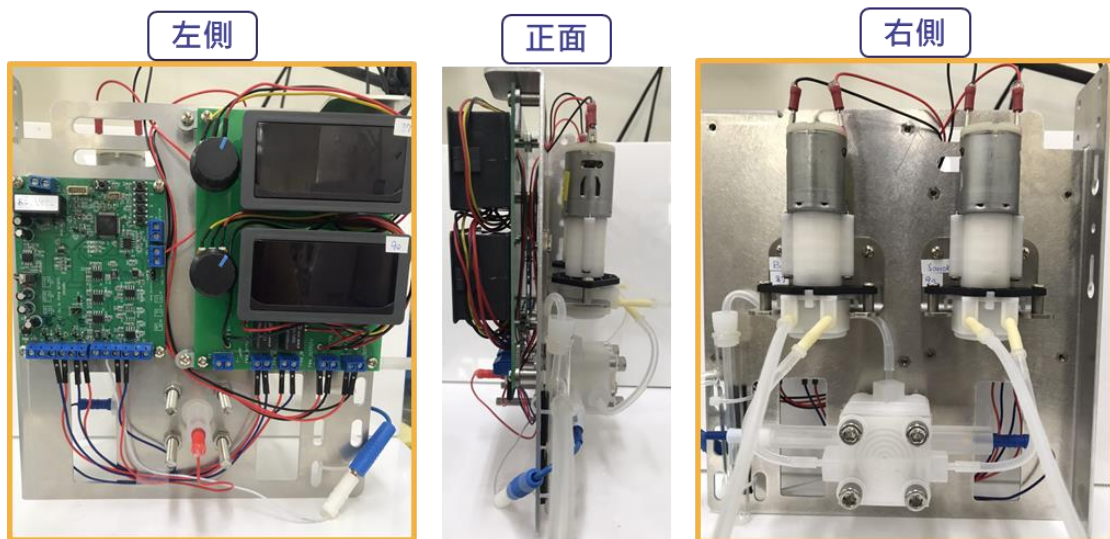


圖 6 電化學感測元件整合組裝圖

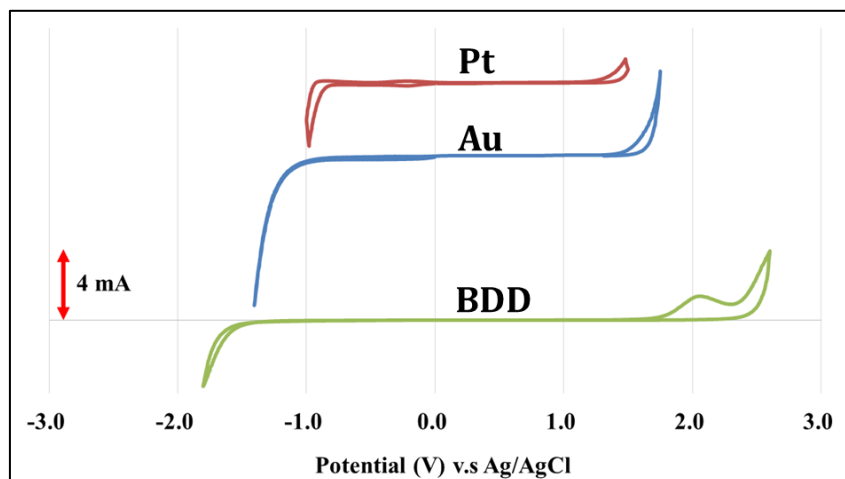
三、結果與討論

3.1 餘氯感測電極材料特性比較

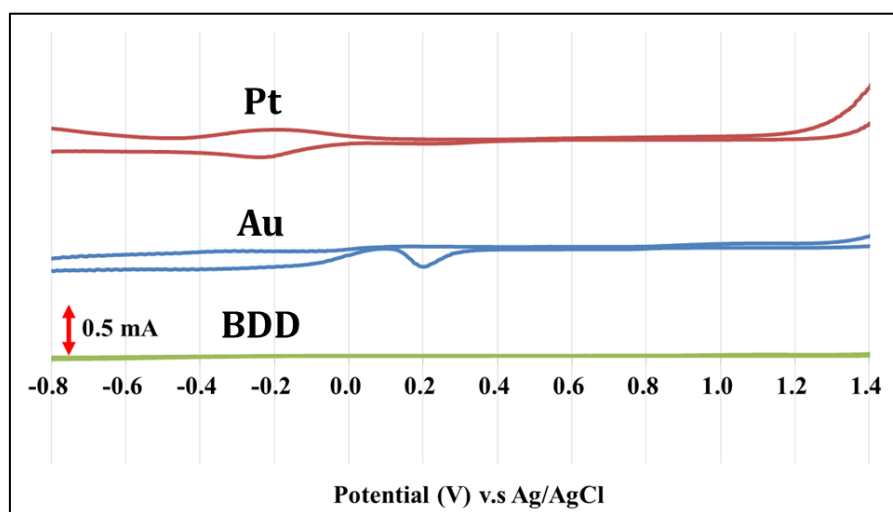
電化學中之電位窗範圍(Potential window)，係指該電極於水溶液中之析氧(Oxygen evolution)電位及析氫(Hydrogen evolution)電位之區間範圍，為衡量一電極材料於電催化能力的重要指標，當電位窗範圍越大，對於目標反應物質於高電位電極催化作用下發生的氧化還原情形越有利。此外，因電極表面發生目標物氧化還原反應的同時，如反應電位大於水解反應電位，亦同時與電極表面之水解反應相互競爭，故如電極的析氧電位或析氫電位，與目標物之氧化還原反應電位差距越大，越有利於進行電化學感測時，不被水分解產生的氣泡或電流所干擾，可大幅提升感測靈敏度。

圖 7(a)為使用 0.1 M 硫酸鈉(Na_2SO_4)作為電解液，以恆電位儀(Potentiostat, Autolab)進行金(Au)、白金(Pt)及摻硼鑽石(BDD)電極之循環伏安法(掃描速度 10 mV/S)量測圖，以比較三種電極之電位窗範圍；依圖 7(a)顯示，白金電極之電位窗範圍為-1.0V~+1.5V vs Ag/AgCl，即反應電位超過+1.5V 及低於

-1.0V，會分別產生析氧及析氫反應，而金電極其適用電位窗範圍為-1.5~+1.75V vs Ag/AgCl，優於白金電極；BDD 電極之電位窗範圍則為三者中最廣，適用之催化範圍為-1.8V 至+2.6V vs Ag/AgCl。另針對三種電極材料，於循環伏安法中進行氧化及還原反應時產生的背景電流差異，該差異值越小，代表電極材料在後續進行目標物感測時，越不容易受到背景電流的干擾，圖 7(b)為探討三種電極於背景電流最低時之電位範圍，白金電極在 0.2~1.0 V vs Ag/AgCl 時可具有最低背景電流差，約為 50 μ A，金電極之範圍較白金廣，約為 0~1.4 V vs Ag/AgCl，平均背景電流差亦約為 50 μ A，而 BDD 電極於-0.8~1.4V vs Ag/AgCl 具有最低背景電流，平均僅約為 3 μ A，顯示 BDD 電極之適用電位範圍不僅優於金與白金電極，進行目標物偵測時，受到的背景電流干擾亦最低，該適用範圍亦可作為後續探討餘氯感測參數之依據。



(a) Pt、Au 及 BDD 電極電位窗範圍比較



(b) Pt、Au 及 BDD 電極之背景電流比較

圖 7 Pt、Au 及 BDD 電極之電位窗及背景電流比較圖

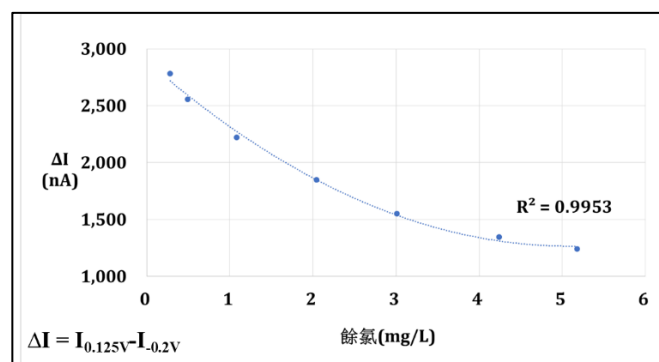
3.2 餘氯感測過程之氧化/還原反應機制

餘氯還原反應中，配置 pH 4.7 之 0.25 M PBS 溶液作為電解液，於此 pH 條件下，水中餘氯主要以 HOCl 之形式存在(圖 2)，其還原反應式如式 3，接著配置不同濃度之餘氯溶液，與電解液以 1:1 流量進流至電化學反應槽進行混和，再進行電化學還原反應，感測條件如表 2 所示，依據實驗結果顯示(圖 8(a))，餘氯範圍於 0.25 至 5 mg/L 間，餘氯之迴歸線 R² 值可達 0.995。餘氯氧化反應中，則以 pH 9.5 之 0.2 M KNO₃ 溶液作為電解液，於此 pH 條件下，水中餘氯則主要以 OCl⁻ 之形式存在，本研究透過配置不同濃度之餘氯溶液，將相同體積之餘氯溶液與電解液進流至電化學反應槽進行混和，以進行電化學氧化反應，感測條件如表 2 所示，依據實驗結果顯示(圖 8(b))，餘氯範圍於 0.1 至 5.8 mg/L 間，

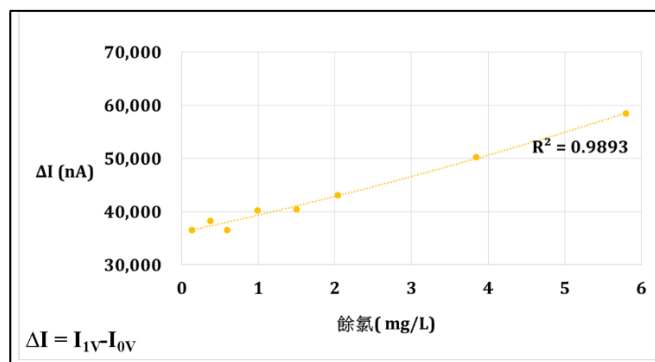
具良好線性迴歸表現， R^2 值可達 0.98。

表 2 BDD 進行餘氯還原/氧化感測反應條件

反應類別 參數條件	還原反應	氧化反應
電解液	0.25 M PBS	0.2M KNO ₃
電解液 pH 值	4.7	9.5
掃瞄範圍	+0.7 V → -0.7 V	-0.6 V → +2 V
方波電位變化(ΔE)	25 mV	6 mV
方波頻率	5 Hz	70 Hz
方波振幅(E_{sw})	0.01 mV	100 mV



(a) 還原反應



(b) 氧化反應

圖 8 餘氯電化學還原/氧化反應感測範圍圖

3.3 餘氯感測程序設計及效能驗證

電路板之餘氯感測程序如圖 9 所示，為提升電極之使用壽命及感測靈敏度，於水樣量測前預先將電極活化並量測背景值，即緩衝溶液之背景電流，作為後續餘氯水樣之回饋電流計算依據，背景電流量測完成後，量測水樣與緩衝溶液即以 1：1 體積比混和後進行量測，量測完再進行後段之電極及槽體清洗程序，以增加感測器之使用壽命。

圖 10 為配置含過氯酸鈉(NaClO₄)的 PBS 緩衝溶液，以去離子水配置不同濃度之餘氯溶液，其回饋電流訊號情形及初步檢量線，由圖 10(a)電位及電流變化圖顯示，在電位-0.2V 時具有明顯餘氯還原波峰，以該電位作為基準，分析不同餘氯濃度之電流變化情形，並與緩衝溶液之背景電流做計算，可繪製出圖 10(b)之檢量線，檢量線可偵測最低餘氯濃度值為 0.2 mg/L，最高約為 4 mg/L，感測靈敏度為 150 nA/ppm。

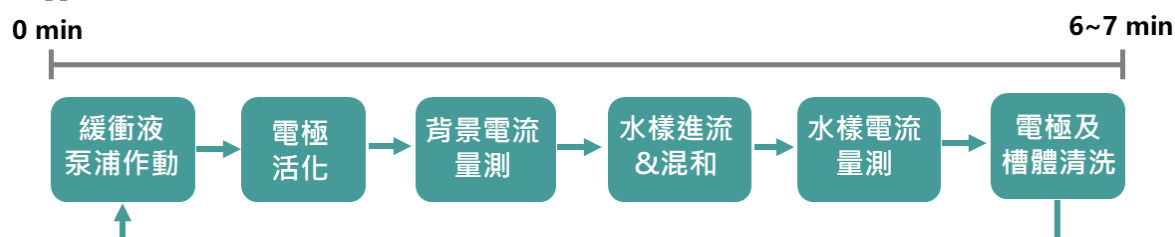
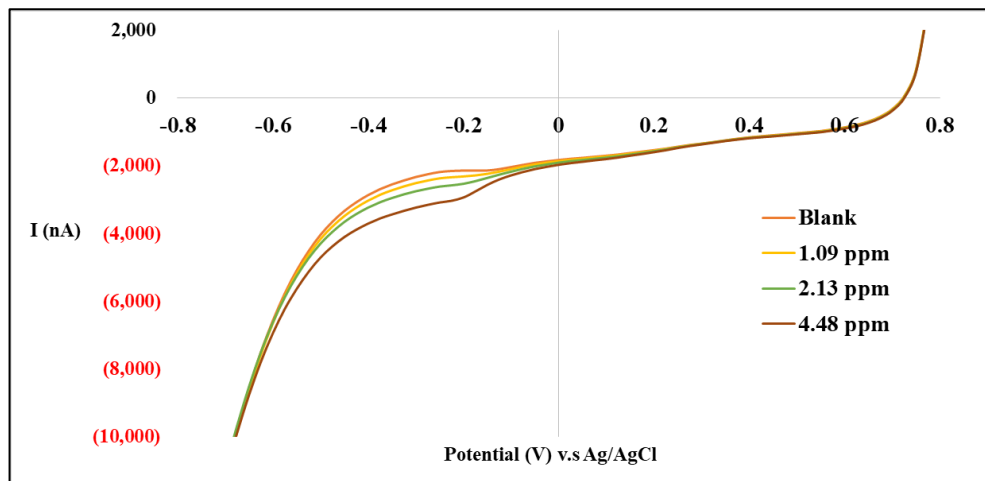
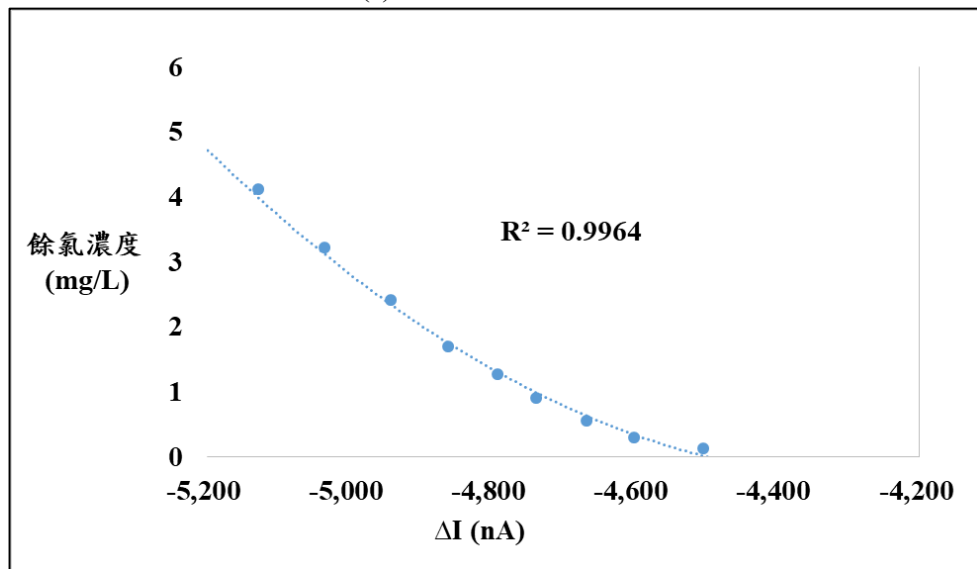


圖 9 餘氯電化學感測程序



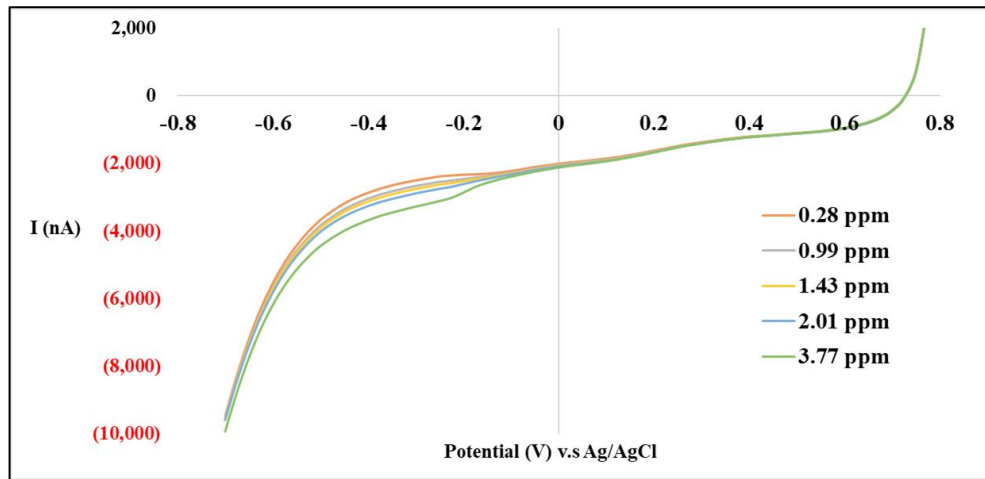
(a)電位及量測電流變化圖



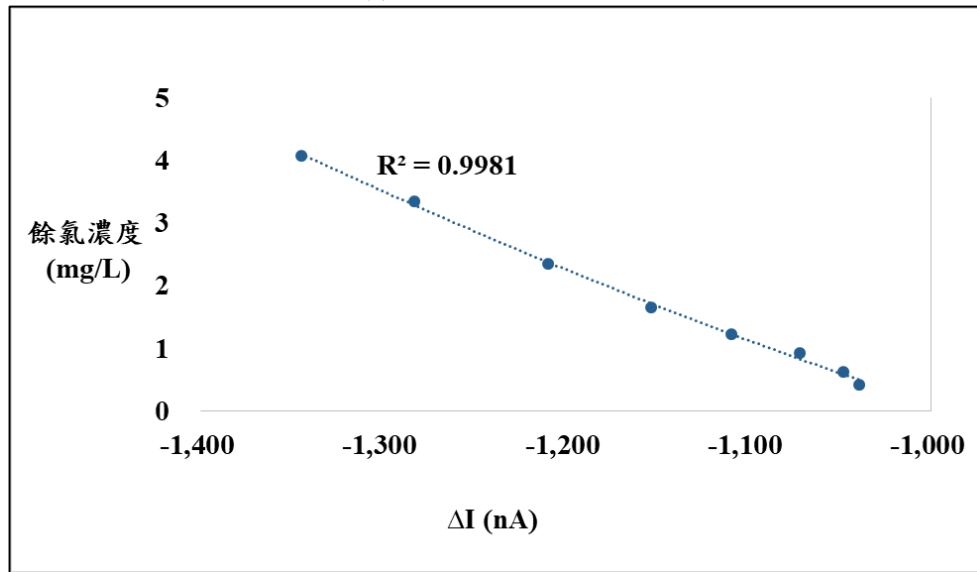
(b)餘氯量測檢量線

圖 10 餘氯感測回饋電流及檢量線(去離子水)-PBS + NaClO₄

經前述，本研究亦進一步以自來水為基底，配置不同濃度之餘氯溶液，亦搭配含過氯酸鈉的 PBS 緩衝溶液，由圖 11(a)顯示，與以去離子水配置之水樣相同，餘氯還原電位亦於-0.2V，惟因自來水中含有不同離子，皆會影響到量測時之背景電流，故電流變化較小，亦顯示於檢量線圖 11(b)中，可量測餘氯範圍為 0.4~2 mg/L，當餘氯濃度低於 0.4 mg/L 時，因會受水中其他物質影響，故回饋電流變化情形較不明顯，靈敏度亦較低，僅約 85 nA/ppm，後續擬持續透過 PBS 及 NaClO₄ 之濃度及比例調整，提升餘氯的濃度感測下限至 0.2 mg/L。



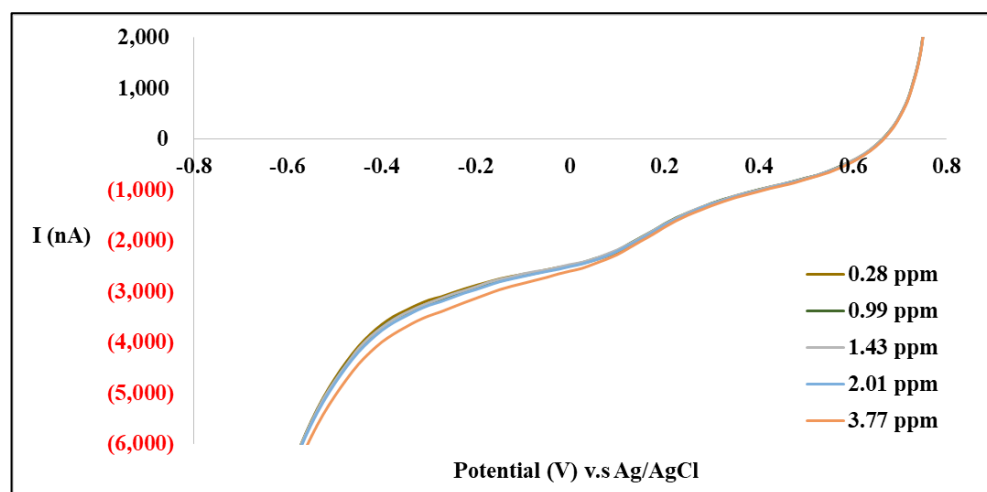
(a)電位及量測電流變化圖



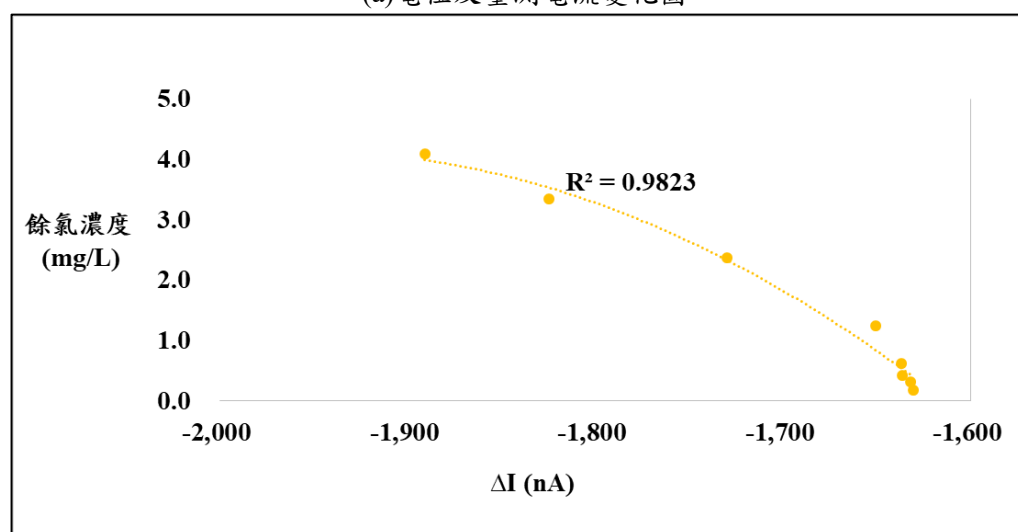
(b)餘氯量測檢量線

圖 11 餘氯感測回饋電流及檢量線(自來水)-PBS + NaClO₄

除於緩衝溶液中添加過氯酸鈉外，本研究亦將氯化鉀(KCl)配置於 PBS 溶液中進行試驗，與添加過氯酸鈉之試驗結果相比，回饋電流變化情形較小，亦沒有明顯的餘氯還原波峰，參考圖 12(a)，在 -0.4V 之電位位置，不同濃度之量測電流具有最大變化量，故以該電位之量測電流作為基準，繪製餘氯感測檢量線如圖 12(b)所示，檢量線可偵測最低餘氯濃度值可達 0.2 mg/L，最高約為 4 mg/L，惟靈敏度較低，僅約 70 nA/ppm，為減少低濃度電流之量測誤差，後續亦持續透過 PBS 及 KCl 之濃度及比例調整，來試驗提升感測靈敏度之可行性。



(a) 電位及量測電流變化圖



(b) 餘氯量測檢量線

圖 12 餘氯感測回饋電流及檢量線(自來水)-PBS + KCl

綜觀上述，本研究針對電化學法餘氯感測電極之改良與緩衝液之調整，成功提升感測靈敏度，使偵測極限下修至 0.2 mg/L，採用 BDD 電極可相較金及白金電極材料獲得較寬電位範圍及低背景電流，另針對不同緩衝液配方之調整，如 PBS+NaClO₄ 其靈敏度較高(85 nA/ppm)適合作為微濃度差異之應用，以 PBS+KCl 為緩衝液時，可針對低濃度(0.2 mg/L)餘氯進行分析(如表 3)。

表 3 不同緩衝液條件時之餘氯感測適用特性

緩衝液配方	餘氯感測範圍	靈敏度	備註
PBS+NaClO ₄	0.3-4.0 mg/L ($R^2 = 0.9981$)	85 nA/ppm	靈敏度佳 微濃度差異辨識度高
PBS+KCl	0.2-4.0 mg/L ($R^2 = 0.9823$)	70 nA/ppm	靈敏度較差 可測得低濃度條件

四、結論與建議

4.1 結論

(1) BDD 電極之適用電位範圍不僅優於金與白金電極，進行目標物偵測時，受到的背景電流干擾亦最低。針對各材料之電位窗範圍而言，相較於白金電極(-1.0V~ +1.5V vs Ag/AgCl)及金電極(-1.5~+1.75V vs Ag/AgCl)，BDD 電極具最寬之電位窗範圍達-1.8V 至+2.6V vs Ag/AgCl；此外，針對背景電流而言，BDD 相較於白金(50 μ A)及金電極(50 μ A)具有最低之背景電流密度僅 3 μ A，顯示

BDD 電極之適用電位範圍不僅優於金與白金電極，進行目標物偵測時，受到的背景電流干擾亦最低，為合適之感測用電極材料。

- (2) 依據自來水水質標準，自由有效餘氯之濃度為 0.2~1.5 mg/L，本研究透過電極改良及緩衝溶液中之 PBS 及鹽類(NaClO₄ 及 KCl)成分調整，有效提升餘氯感測靈敏度及偵測下限，感測範圍達 0.2~4.0 mg/L，符合自來水末端出水餘氯殘餘濃度最低限值。

4.2 建議

本研究所開發自行研發之電路板、馬達控制板、電化學分析模組及微流道模組等已成功進行餘氯分析驗證，建議後續可藉由相關參數調控作為其他水質項目之感測應用。

參考文獻

- [1] 自來水水質標準，全國法規資料庫，<https://law.moj.gov.tw/>
- [2] Saputro, S., Yoshimura, K., Takehara, K., Matsuoka, S., and Narsito “Analytical methods of chlorine and the substances produced by the chlorine treatments”. In Chlorine Properties, Applications and Health Effects (pp. 259-274). Nova Science Publishers, Inc.(2011).
- [3] Princeton Applied Research. Square Wave Voltammetry. www.princetonappliedresearch.com
- [4] Saputro, S., et al. "Differential Pulse Voltammetric Determination of Free Chlorine for Water Disinfection Process." *Electroanalysis*, 22, 2765-2768 (2010).
- [5] 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」(2020)。
- [6] Koder F., Umeda M., and Yamada A. “Determination of free chlorine based on anodic voltammetry using platinum, gold and glassy carbon electrodes”, *Analytica Chimica Acta*, 537, 293-298 (2005).
- [7] Murata M., Ivandini T.A., Shibata M., Nomura S., Fujishima A., and Einaga Y. “Electrochemical detection of free chlorine at highly boron-doped diamond electrodes” *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 612, 29-36 (2008).

固定式物聯網無線感測系統開發

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

摘要

本計畫以即時性、便利性、低成本與自動化等功能為理念，開發固定式無線傳輸水質感測系統，依不同的應用場域及水質感測需要，以餘氯、濁度及重金屬感測模組，搭配改良之酸鹼度、溫度、電導度三合一感測模組，組裝成具備多感測項目及通訊方式的小型化物聯網固定式水質感測系統。餘氯及濁度感測模組可應用於上水水源水質、自來水及簡易自來水系統出水水質感測，而重金屬可應用於灌溉用水水質監控、廢(污)水處理監控、工業區下水道系統異常排放(偷排)監控，各感測項之整體數據滿意度可達 93.8 %。

關鍵詞：水質感測系統、物聯網、PET 三合一、餘氯、濁度、銅離子

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，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。因此，計畫團隊已於 107-108 年完成 150 套固定式水質感測系統布建(酸鹼度、溫度、電導度三合一感測模組及化學需氧量光學感測模組)，且本年度持續維運使其功能正常運作。另外，工作團隊將利用過去研發能量為基礎，將依據可能的應用場域及水質感測需要，應用目前較新穎之電化學與光學分析法搭配抽換式無線通訊模組，研發與精進包括：重金屬、餘氯與濁度等即時線上水質感測元件，搭配酸鹼度、溫度、電導度三合一感測模組，將其組裝成具備不同感測項目、不同電源供電方式，且具通訊方式的感測系統，預計產出 20 套國產化感測模組及 10 套市售感測模組，共計 30 套固定式水質感測系統。餘氯及濁度感測模組可應用於上水水源水質、自來水及簡易自來水系統出水水質感測，而重金屬可應用於灌溉用水水質監控、廢(污)水處理監控、工業區下水道系統異常排放監控；以提供未來各單位應用於不同情境水體監測系統之建置。

二、研究方法

固定式模組原型機的示意圖如圖 1 所示。包含汲取模組、過濾模組、感測模組、校正模組、控制模組及通訊模組。汲取模組用以抽取待測實場水樣，並將過濾模組與汲取模組連通，讓待測水樣先經過過濾模組，再流至感測模組以提升感測精準度，控制模組為處理裝置並電性連接感測模組，以獲得感測模組的感測資訊，於控制模組獲得感測資訊後，控制模組會驅動汲取模組使待測水樣於感測模組之出口側排出，校正模組則用以定期校正感測模組之感測精準度。通訊模組整合數據收集模組、訊號處理模組，數據收集模組電性連接於控制模組，收集感測模組所感測之感測資訊，訊號處理模組電性連接於數據收集模組，通訊模組電性連接於訊號處理模組，訊號處理模組用以將感測資訊進行處理為通訊模組可用之資訊，再以 4G LTE、NB-IoT 或 LoRa 通訊無線傳輸至雲端或後端平台。

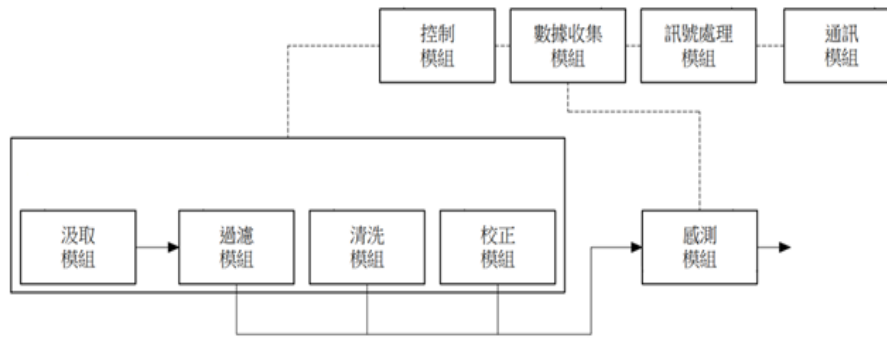


圖 1 固定式模組原型機示意圖

2.1 固定式水質感測系統配置

產出 20 套國產化感測模組與 10 套市售感測模組之感測系統，目前固定式水質感測系統之模組配置如表 1 所示，由研究團隊分別提供餘氯、濁度與重金屬銅離子感測模組各 5、10 及 5 套，共 20 套國產化感測模組，另搭配 10 套市售選擇性重金屬銅離子電極與光學式濁度感測模組，預計提供上水/中水/下水不同場域做為示範驗證使用。

表 1 30 套固定式水質感測系統感測模組配置表

必要感測模組	搭配感測模組	預計應用場域
國產 PET	餘氯(5)	上水
	濁度(10)	上水
	重金屬(5)	中水/下水
	市售模組 -重金屬(5) -濁度 (5)	中水/下水
*1 上水：自來水 *2 中水：回收水/灌溉水 *3 下水：工廠廢水/污水處理廠/CWMS		

2.1.1 固定式水質感測系統內部配置

依據前述固定式模組原型機示意圖規劃，30 套固定式感測系統之內部流程如圖 2 所示，待測水樣經過汲取模組取得水樣與過濾模組將大於 1 mm 之顆粒物去除後，進入感測模組進行水質感測，而感測模組亦同步連接校正模組與清洗模組，可設定不同頻率之自動校正與模組清潔工作；而核心控制模組則由數據收集模組與訊號處理模組構成，數據收集模組負責將感測模組所傳回的資料進行整併後，再傳至訊號處理模組進行必要的演算，最後再由通訊模組統一將感測資料傳至雲端或後端平台進行後續環境水質物聯網相關之數據分析工作。

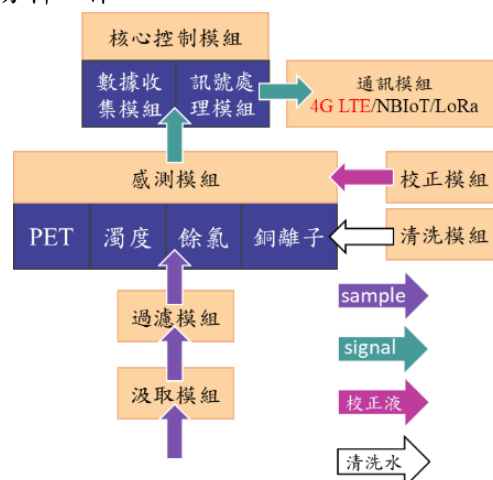


圖 2 固定式模組原型機內部示意圖

2.1.2 固定式水質感測系統電路設計

固定式水質感測系統之電路設計，如圖 3 所示，整體架構包含主板、電池模組、水質感測模組、抽水馬達及閥門，各原件功能說明如下：

- MCU：主控制晶片、控制所有感測流程、通訊、儲存、狀態偵測等功能
- 通訊：預設為 4G LTE 通訊，做為資料傳輸之主要介面。採可抽換設計，可依需求更換為 NBIoT、LoRa、或其他通訊介面
- GPS：提供即時衛星定位資訊
- 電源控制：太陽能或市電供電、電池充電控制、電源穩壓、電池電量偵測等功能
- RS485：連接電化學感測模組與濁度感測模組，以 Modbus 通訊協定進行溝通
- UART：連接 PET 感測模組，以工研院定義之通訊協定進行溝通
- Pump/Valve 控制：Pump 及閥門控制電路，控制 Pump 及閥門之開關
- SD 儲存：本地端感測資料儲存介面

依據實際系統流程需求，設計足夠控制整體系統之控制與溝通腳位，並修正電路硬體架構，提供固定式水質感測系統整體控制使用。

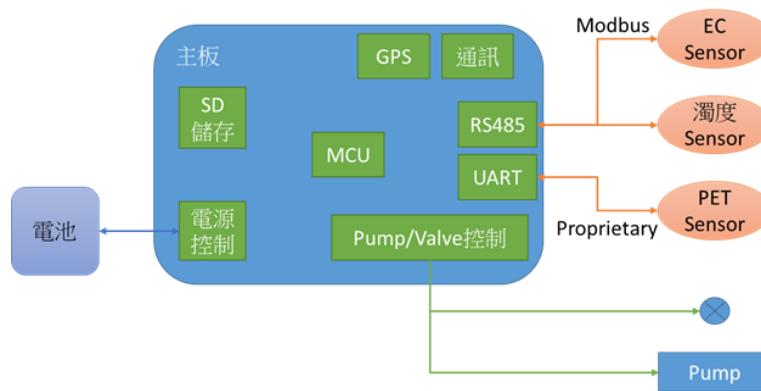


圖 3 固定式模組原型機電路硬體架構圖

2.1.3 固定式水質感測系統取樣設計

依據前述固定式模組原型機規劃，30 套固定式水質感測系統取樣模組架構如圖 4 所示，整體設計為單一箱體可容納全部感測模組，並依不同需求型態自由選擇感測項目，其細部設計說明如下：

- 取樣水箱：Pump 將待測液抽取至取樣水箱，再分流到各感測模組
- 電化學藥劑箱：待機時灌入感測模組保持狀態；感測時與待測液均勻混合後，進行感測
- 純水箱：清洗 PET 及濁度感測模組
- 電化學混合閥：控制藥劑與待測液之混合比例
- 切換閥：控制注入待測液或純水之切換
- 放水閥門：控制已感測之液體之放流

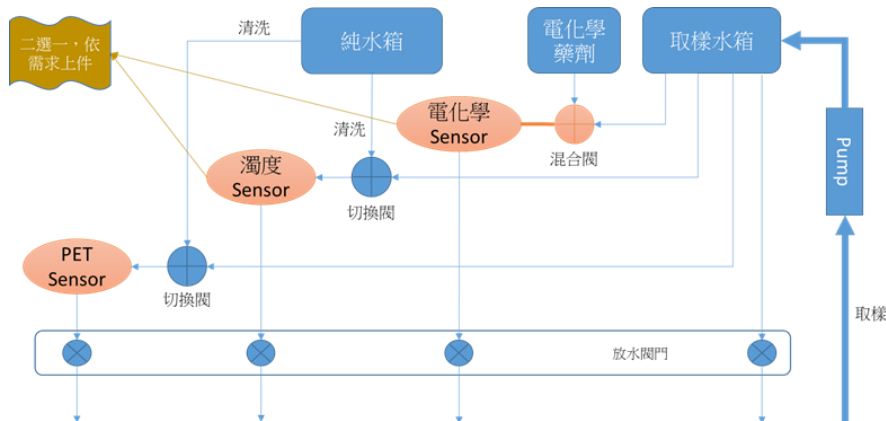


圖 4 固定式感測系統取樣架構圖

2.2 固定式水質感測系統之設計

圖 5(a)為搭載於固定式水質感測系統之感測模組，由左至右分別為市售銅離子模組、國產 PET 模組、國產濁度模組、國產電化學模組、市售濁度模組與進樣/清潔/定量模組，各感測模組均利用板金結合，達成全模組化結構設計；感測模組化之好處除有利於系統化設計外，由於各感測模組均能獨立運作，在系統端出現局部問題時可單獨拆卸，在不影響其他感測項目的情況下進行故障排除，使系統持續運作。圖 5(b)為 PET 感測模組之槽體設計，PET 模組由上方與槽體結合，在槽體側面分別設置水樣入口、清洗水入口及溢流水出口，而槽體下方則設置水樣排水口，並與電磁閥連接，以程序控制之方式進行感測程序。利用感測模組化設計，以是否添加藥劑為原則產出兩種機型如圖 6 所示，圖 6(a)為 PET 搭配國產濁度或市售濁度機型，由於此種機型之感測項目不須添加藥劑，因此內部除必要感測模組外，僅需搭載前處理、進樣、清洗與排水模組；而圖 6(b)為 PET 搭配電化學餘氯、銅離子及市售銅離子機型，此種機型感測項目須添加藥劑，因此除前述模組外，須搭配進樣混合模組。

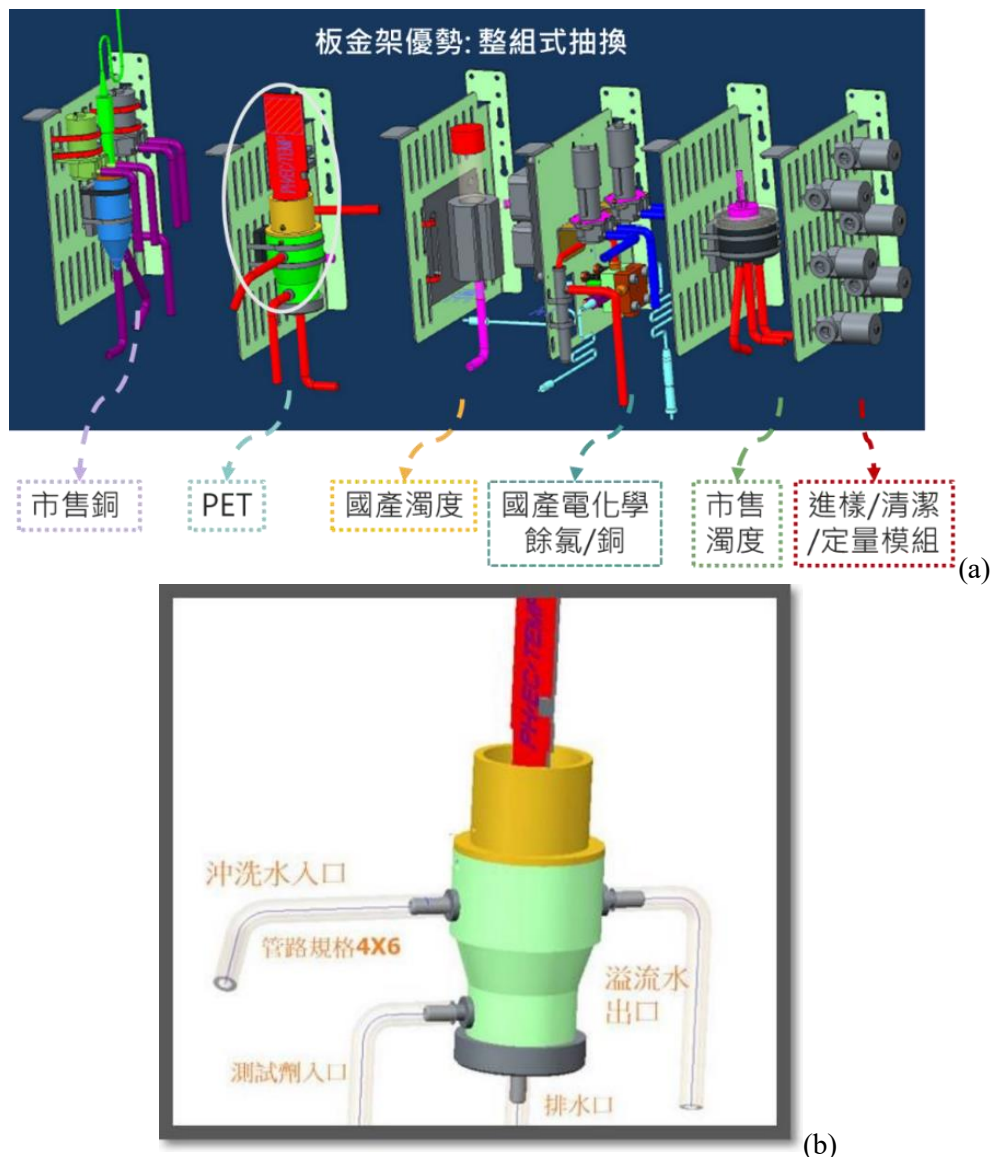


圖 5 固定式水質感設系統設計圖 (a)各感測模組化設計圖; (b)PET 槽體設計圖

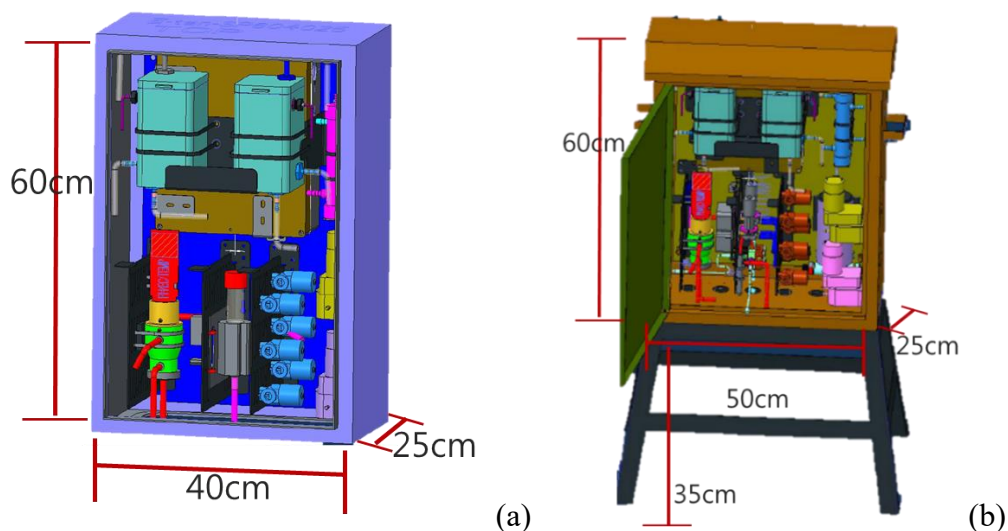


圖 6 固定式水質感測系統原型機內部設計圖 (a)PET+濁度; (b)PET+餘氯/銅離子

2.3 固定式水質感測系統選址與布建

本計畫將固定式水質感測系統布建於上水、中水、下水等應用場域，選定場域：(1)一般自來水淨水廠；(2)簡易自來水；(3)CWMS 進行比對，有效即時感測水體，水體異常預警，藉此達到預防突發狀況，提供操作人員比對與回饋控制，確實保護環境水體品質，選址點位如表 2 所示。

表 2 固定式水質感測系統之選址點位

場域	PET 國產餘氯	PET 國產濁度	PET 國產銅離子	PET 市售濁度	PET 市售銅離子
頭前溪原水		2		2	
新竹市淨水廠 1	2	2			
新竹市淨水廠 2	3	3		3	
Qwater-尖石鄉		3			
竹科園區放流口			4		4
竹科園區雨排口			1		1
機台數量	5	10	5	5	5

一、測試場域：新竹第一淨水廠

- 設計出水量：89,000 CMD
- 供水區域：新竹市區

於新竹第一及第二淨水廠淨水程序中架設 PET+國產餘氯、PET+國產濁度、PET+市售濁度等固定式水質感測系統，共 17 套，分別於頭前溪原水端、30,000 噸沈砂池後、入廠原水、前加氯後(程序一)及後加氯前(程序二)架設濁度感測模組，並於後 3 項程序架設餘氯感測模組，以新竹第一淨水廠為例，淨水程序與相關照片如下圖 7 所示。

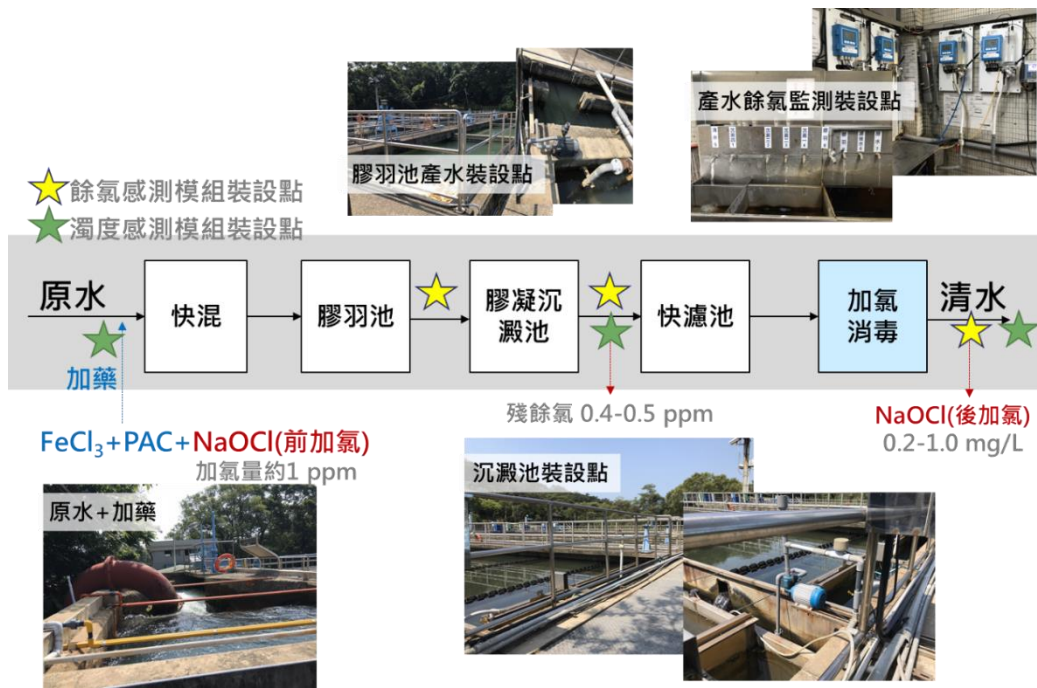


圖 7 新竹第一淨水廠淨水程序

二. 測試場域：Qwater

- 設計出水量：5-15 CMD
- 供水區域：尖石鄉(民生用水-遊客)

Qwater 簡水系統設備之進水與出水兩端架設 PET+國產濁度之固定式水質感測系統，共 3 套，以尖石鄉之 Qwater 簡水系統為主，淨水程序與照片如圖 8 所示。

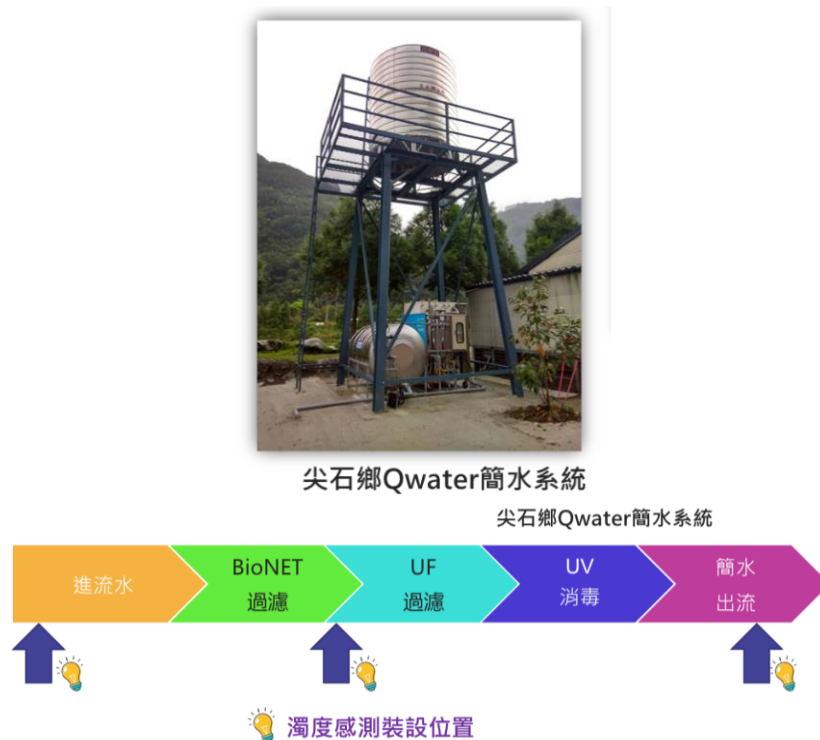


圖 8 Qwater 簡水系統

三. 測試場域：竹科園區一、二、三期入水口以及放流口

- 設計出水量：100,500 CMD
- 承受水體：客雅溪流域

預計於竹科園區污水廠一、二、三期入水口、放流口以及雨排口架設 PET+國產銅離子與 PET+市售銅離子之固定式水質感測系統，共 10 套，如圖 9 所示。

★重金屬感測模組裝設點



新竹科學園區污水廠放流口



新竹科學園區污水廠二、三期入水口



新竹科學園區污水廠一期入水口

圖 9 竹科園區一、二、三期入水口以及放流口

2.4 固定式水質感測系統維運作業

本計畫於今(109)年持續維運 107 及 108 年度已布建之 150 台水質感測系統，維持水質感測系統功能正常運作及提供即時有效水質數據，另外，今（109）年布建 30 套水質感測系統選擇合適場域維運 60 日。水質感測系統維運作業之工作項目涵蓋：巡查檢視、設備維護、物料更換、Sensor 校正等，其工作內容之準則應參考本計畫訂定「巡檢品管及簡易維護標準作業程序」手冊，得以提高工作團隊維運之工作成效，巡檢品管及簡易維護標準作業程序如下所述，作業流程如圖 10 所示。

1. 前置作業

前置作業之主要核心係讓執行團隊於實場維運前可事先瞭解巡檢品管及維護標準作業程序之內容。工作團隊藉由 LINE 機器人或是手機簡訊等方式獲得巡檢維運水質感測系統數量之通知，立即安排維運排班人力、工作車輛、執行物料等。實施維運作業前該班次之維運工作人員獲取通知後，應於水質物聯網查詢水質感測系統之基本資料包含：水質感測系統測站名稱、水質感測系統測站編號、水質感測系統內部感測項目、資料上傳日期/時間、感測項目之測值、水質感測系統內部感測元件狀態及法規管制等，蒐集水質感測系統即時感測數據；紀錄各項元件運作狀態，依照各個水質感測系統之位置地域性規劃有效率之行車路線，準備充足的作業器具、各項模組及耗材備品等。

2. 巡檢作業

巡視水質感測系統機箱外觀是否有自然損毀或人為破壞之情形，檢查水質感測系統內部各項模組、電路板以及管路之外觀是否有異常之狀況，作業人員須瞭解現場水質感測系統內部各項元件之正常運作模式，元件包含：電池、電路板、通訊模組、過濾模組、

重金屬定量模組、PET 模組(溫度/電導度/pH)、濁度模組、餘氯模組與銅離子模組等，利用清洗或更換等方式排除各項元件異常之狀態，解決現場水質感測系統面臨之異常問題，並將巡檢作業之結果確實紀錄於線上「巡檢與維護表單」。

3. 維護作業

校正各項水質感測元件，補充清洗水、藥劑等，並於線上「巡檢維護表單」紀錄各感測元件之狀態、校正前原先之參數、校正後修正之參數、校正前機台實測水質數據、攜帶式校正儀器實測水質數據以及校正後機台實測水質數據。

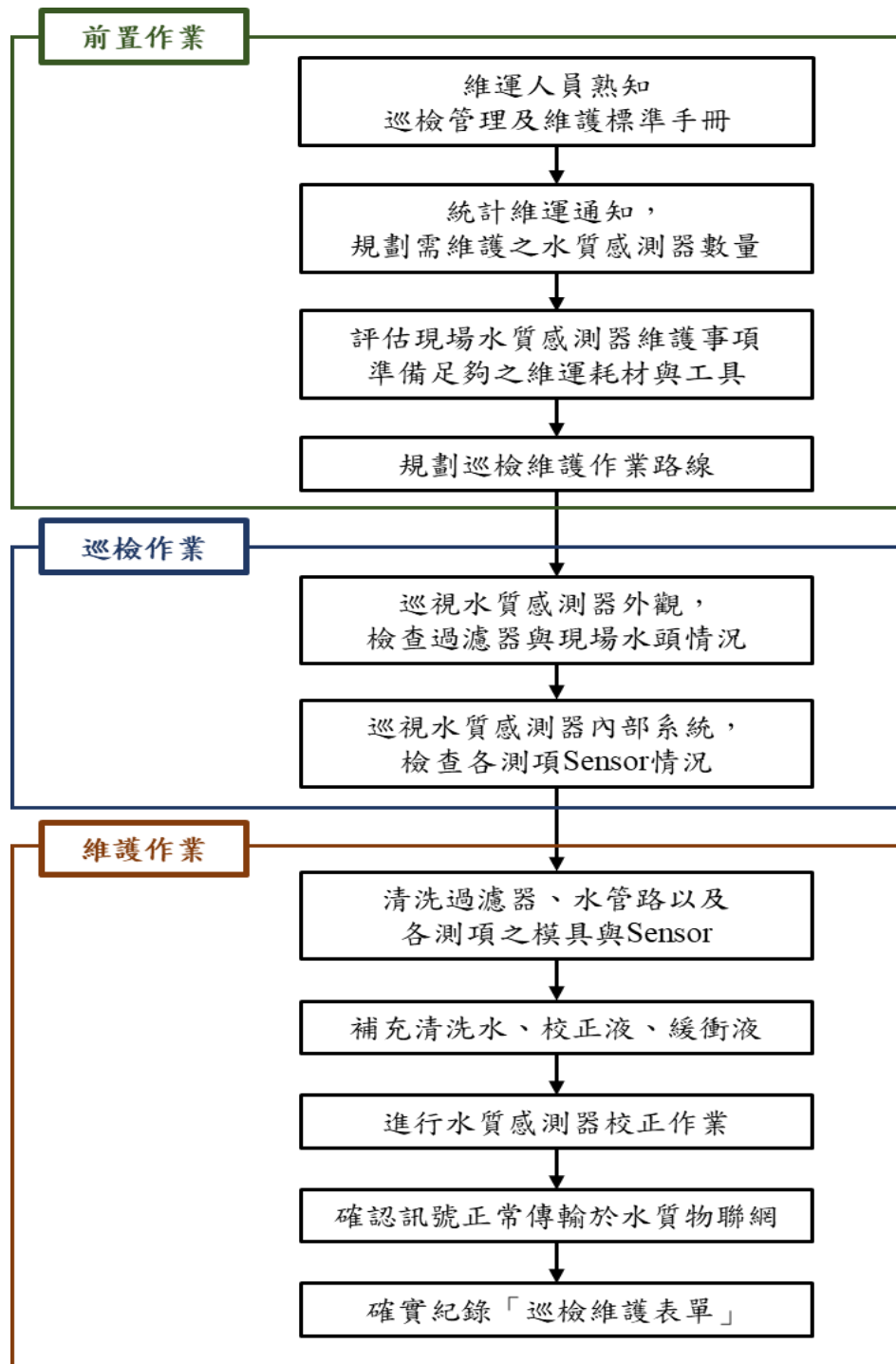


圖 10 巡檢管理與維護流程

2.5 固定式水質感測系統品保及品管作業

針對 107 及 108 年已布建之 150 套水質感測系統(溫度 150 組、酸鹼度 150 組、電導度 150 組、化學需氧量 50 組、銅離子 50 組)，持續進行巡檢、校正與維護，以確保水質感測系統正常運行，並即時產出有效水質感測數據，水質感測系統每 4 個月產出之數據，其有效資料完整率應超過 85 %，且資料品質滿意度亦應超過 85 %。另外，針對 109 年新布建 30 套水質感測系統(溫度、酸鹼度及電導度各 30 組；銅離子、濁度及餘氯則依搭配結果，但每台至少一項)，應於實際維運 60 日內，完成 30 套水質感測系統數據品質查核。實施方法如下：

一. 已布建之 150 套水質感測系統

本計畫所布建之 150 套水質感測系統，各感測項每 20 分鐘應產出 1 次水樣之感測數據，並在 10 分鐘內以資料串流方式，將感測數據即時發布至環保署指定之物聯網平台(水質感測物聯網資訊管理平台)，其中感測數據應為各感測項目在 20 分鐘內產出之所有有效數據之平均值，感測項目應包含溫度、酸鹼度、電導度、化學需氧量與銅離子，且感測數據之有效資料完整率，應以下述公式計算並超過 85 %(小數點以下無條件進位)。

$$\text{有效資料完整率 (\%)} = \frac{\text{可在 20 分鐘內即時發布之有效筆數}}{\text{總筆數}-\text{不可抗力之無效或無數值筆數}} \times 100\% \quad (1)$$

本計畫所布建 150 套水質感測系統，每 4 個月應委託合格檢測機構採樣檢測，並與同時段發布至水質感測物聯網資訊管理平台上之感測數據，進行溫度、酸鹼度與電導度之比對查核共 3 次，化學需氧量與銅離子之比對查核至少 2 次，且感測數據之資料品質滿意度，應以下述公式計算並超過 85 %(小數點以下無條件進位)。

$$\text{資料品質滿意度 (\%)} = \frac{\text{符合資料品質目標之總項次數}}{\text{比對查核總項次數}} \times 100\% \quad (2)$$

其中，各感測項目之資料品質目標，應符合以下條件：

1. 溫度差值在 $\pm 1^{\circ}\text{C}$ 以內。
2. 酸鹼度差值在 ± 1 以內。
3. 電導度相對差值在 $\pm 15\%$ 以內。
4. 化學需氧量相對差值在 $\pm 30\%$ 以內。
5. 銅濃度相對差值在 $\pm 50\%$ 以內， 0.1 mg/L 以下可不比對。

二. 109 年布建之 30 套水質感測系統

本計畫所布建 30 套水質感測系統，應於實際維運 60 日內，委託合格檢測機構採樣檢測，並與同時段發布至水質感測物聯網資訊管理平台之感測數據，進行比對檢驗分析共 1 次。感測項目應包含溫度、酸鹼度、電導度、濁度、餘氯與銅離子，且感測數據之有效資料完整率，應以下述公式計算並超過 85 %(小數點以下無條件進位)。

$$\text{資料品質滿意度 (\%)} = \frac{\text{符合資料品質目標之總項次數}}{\text{比對查核總項次數}} \times 100\% \quad (2)$$

其中，各感測項目之資料品質目標，應符合以下條件：

1. 溫度差值在 $\pm 1^{\circ}\text{C}$ 以內。
2. 酸鹼度差值在 ± 1 以內。
3. 電導度相對差值在 $\pm 15\%$ 以內。
4. 濁度絕對差值 $\pm 10\text{ NTU}$ 或相對差值 $\pm 25\%$ 中較大者。
5. 餘氯絕對差值 $\pm 0.3\text{ mg/L}$ 或相對差值 $\pm 20\%$ 中較大者。
6. 銅濃度相對差值在 $\pm 50\%$ 以內， 0.1 mg/L 以下可不比對。

三、結果與討論

3.1 固定式水質感測系統設計組裝結果

30 套固定式水質感測系統之配置為 20 套國產化感測模組與 10 套市售感測模組，感測模組分別為國產濁度 10 套、國產餘氯 5 套、國產銅離子 5 套、市售濁度 5 套與市售銅離子 5 套，其中考量部分感測模組須添加藥劑方能感測，為了將所有模組及元件皆納入機箱內，因此採用兩種不同尺寸之機箱，其固定式水質感測系統之組裝實體圖如圖 11 所示。

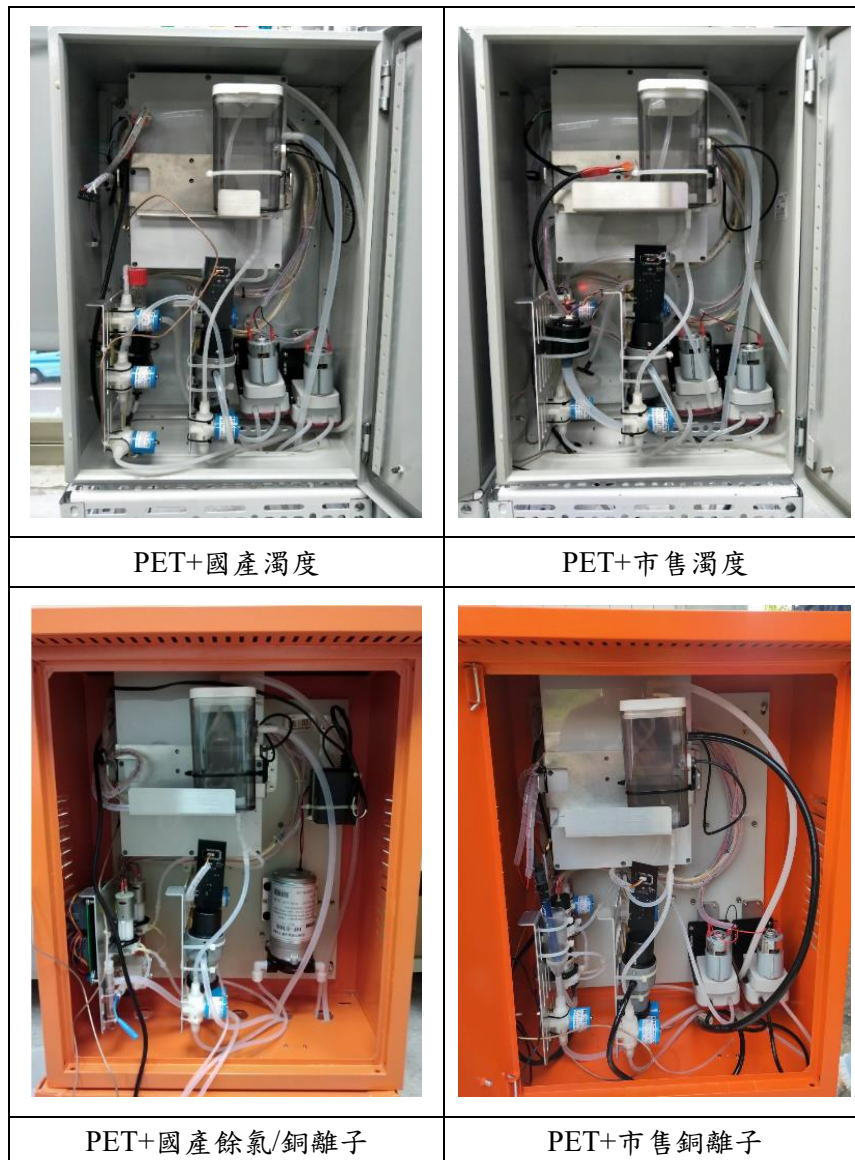


圖 11 固定式水質感測系統原型機實體照

3.2 固定式水質感測系統布建結果

本計畫將 30 套固定式水質感測系統布建於上水、中水、下水等應用場域，選定場域：(1)一般自來水淨水廠；(2)簡易自來水；(3)CWMS 進行比對，有效即時感測水體，水體異常預警，藉此達到預防突發狀況，提供操作人員比對與回饋控制，確實保護環境水體品質。感測系統之選址點位為頭前溪原水、淨水廠各程序、Qwater 簡易自來水、竹科園區放流口及雨排口。固定式水質感測系統布建完工照如圖 12~圖 16 所示。



圖 12 固定式水質感測系統裝設照片-頭前溪原水及 30,000 噸沈砂池後



圖 13 固定式水質感測系統裝設照片-新竹市第一淨水廠



圖 14 固定式水質感測系統裝設照片-新竹市第二淨水廠

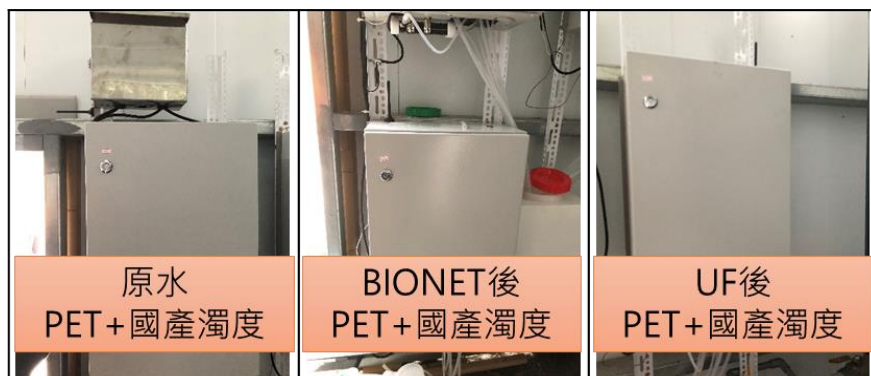


圖 15 固定式水質感測系統裝設照片-Qwater



圖 16 固定式水質感測系統裝設照片-竹科園區

3.3 固定式水質感測系統之水質感測結果

計畫團隊於 30 套水質感測系統穩定運作一個月(9/25-10/24)後，為了解各感測模組之感測情形，擷取 10/29-10/30 為期 2 天之水質數據結果加以分析，分析結果如表 3 所示，以下將針對「不同設置單位」及「國產與市售商品」比較。

一、新竹市淨水廠

固定式濁度與餘氯感測系統設置於新竹市兩座淨水廠，但由於第二淨水廠從頭前溪原水、3 萬噸沈砂池、入廠原水、前加氯單元後(程序一)與後加氯單元前(程序二)均有完整設置，故以此廠之水質數據進行分析比較，由表中可知，酸鹼度從原水端(約 7.85)到出水端(約 7.55)僅有輕微的下降，但整體的變化並不明顯，此與淨水廠內之加藥單元均具備酸鹼調整功能有關；而電導度的結果則隨著處理程序的推進，電導度有逐步下降的趨勢，從原水端的 $650 \mu\text{S}/\text{cm}$ 降至出水端的 $350 \mu\text{S}/\text{cm}$ ，此趨勢與廠內的混凝沉澱程序後，去除大部分的顆粒物質，同時也帶走水中部分離子，導致電導度濃度的下降，為十分合理的結果。

設置於淨水廠場域之濁度感測單元結果如下圖 17 所示，濁度最高出現於頭前溪原水端，進入淨水廠前先經過之沈砂池處理後，濁度大幅降至 20 NTU 以下，隨著廠內處理程序進行，至最終處理程序前，可降至 3 NTU 以下。

而國產濁度與市售濁度的感測結果如圖 18 所示，團隊所研發之國產濁度計感測之濃度明顯與標準方法較為相近，整體誤差 $<10\%$ ；而市售濁度計則明顯有略為高估的趨勢，整體誤差約 30 %。但不論何種濁度計，隨著處理程序的推進，皆有下降的趨勢。另外，在監測的過程中發現，市售濁度計由於僅以穿透光的感測方式為主，與團隊所研發之濁度計在低濃度採散射光感測，高濃度則以穿透光感測原理不同，其他低濃度的敏感度(約 1 NTU)與誤差，均與本計畫所研發的濁度計差距頗大，顯示本計畫之開發成果十分具有市場競爭力與推廣價值。

設置於淨水廠場域之餘氯感測單元結果如下圖 19 所示，由於淨水廠有採取前加氯與後加氯的設置，而餘氯感測系統於入廠單元即開始安裝，因此可明顯感測到淨水廠前加氯單元的濃度，而隨著混凝與沉澱單元之處理後，其餘氯濃度產生明顯的下降，但整體而言，仍都符合法規之標準，且淨水廠均具備後加氯單元，如在出水前有餘氯濃度不足的情況，仍有保護機制可即時啟動。

表 3 10/29-10/30 30 套固定式水質感測系統之水質分析結果

裝設位置 ▼	pH ▼	EC ▼	Temp ▼	國產濁度 ▼	市售濁度 ▼	市售Cu ▼	電化學銅 ▼	電化學氮 ▼
頭前溪原水	7.6-8.1	550-750	25-27	20-50	-	-	-	-
頭前溪原水沉砂池後	7.7-8.2	500-750	26-30	5-30	-	-	-	-
新竹第一淨水廠-前加氯後(程序1)	7.3-7.8	420-540	26-29	5-15	-	-	-	-
新竹第一淨水廠-後加氯前(程序2)	7.4-7.7	280-420	26-31	0-6	-	-	-	-
新竹第二淨水廠-入廠原水	7.3-7.7	450-710	24-26	5-20	-	-	-	-
新竹第二淨水廠-前加氯後(程序1)	7.5-7.9	400-650	24-26	5-15	-	-	-	-
新竹第二淨水廠-後加氯前(程序2)	7.4-7.9	300-450	24-26	0-5	-	-	-	-
尖石鄉Qwater原水	7.2-7.7	300-350	25-28	5-10	-	-	-	-
尖石鄉Qwater-BIONET後	7.2-7.5	250-300	25-27	0-2	-	-	-	-
尖石鄉Qwater-UF後	7.1-7.5	230-280	25-27	0-2	-	-	-	-
頭前溪原水	7.6-8.1	550-750	25-27	-	30-80	-	-	-
頭前溪原水沉砂池後	7.7-8.1	520-750	26-30	-	15-40	-	-	-
新竹第二淨水廠-入廠原水	7.3-7.7	450-710	24-26	-	10-30	-	-	-
新竹第二淨水廠-前加氯後(程序1)	7.5-7.9	400-650	24-26	-	10-20	-	-	-
新竹第二淨水廠-後加氯前(程序2)	7.4-7.9	300-450	24-26	-	0-10	-	-	-
新竹第一淨水廠-前加氯後(程序1)	7.3-7.8	420-540	26-29	-	-	-	-	0.4-0.7
新竹第一淨水廠-後加氯前(程序2)	7.4-7.7	280-420	26-31	-	-	-	-	0.2-0.5
新竹第二淨水廠-入廠原水	7.3-7.7	450-710	24-26	-	-	-	-	0.6-0.9
新竹第二淨水廠-前加氯後(程序1)	7.5-7.9	400-650	24-26	-	-	-	-	0.4-0.7
新竹第二淨水廠-後加氯前(程序2)	7.4-7.9	300-450	24-26	-	-	-	-	0.2-0.5
竹科污水廠-一期進流	6.9-7.5	2400-3000	26-28	-	-	-	<0.1	-
竹科污水廠-二期進流	6.6-6.9	3800-4200	25.5-28	-	-	-	0.0-0.25	-
竹科污水廠-三期進流	6.5-7.0	4000-4500	26-28.5	-	-	-	0.0-0.3	-
竹科污水廠-放流	6.5-6.9	3600-4300	26-28	-	-	-	0-0.15	-
竹科污水廠-雨排	7.5-8.2	380-600	26-31	-	-	-	<0.1	-
竹科污水廠-一期進流	6.9-7.5	2400-3000	26-28	-	-	<0.1	-	-
竹科污水廠-二期進流	6.6-6.9	3800-4200	25-28	-	-	0.0-0.2	-	-
竹科污水廠-三期進流	6.5-7.0	4000-4500	26-28.5	-	-	0.0-0.4	-	-
竹科污水廠-放流	6.5-6.9	3600-4300	26-28	-	-	0-0.15	-	-
竹科污水廠-雨排	7.5-8.2	380-600	26-31	-	-	<0.1	-	-

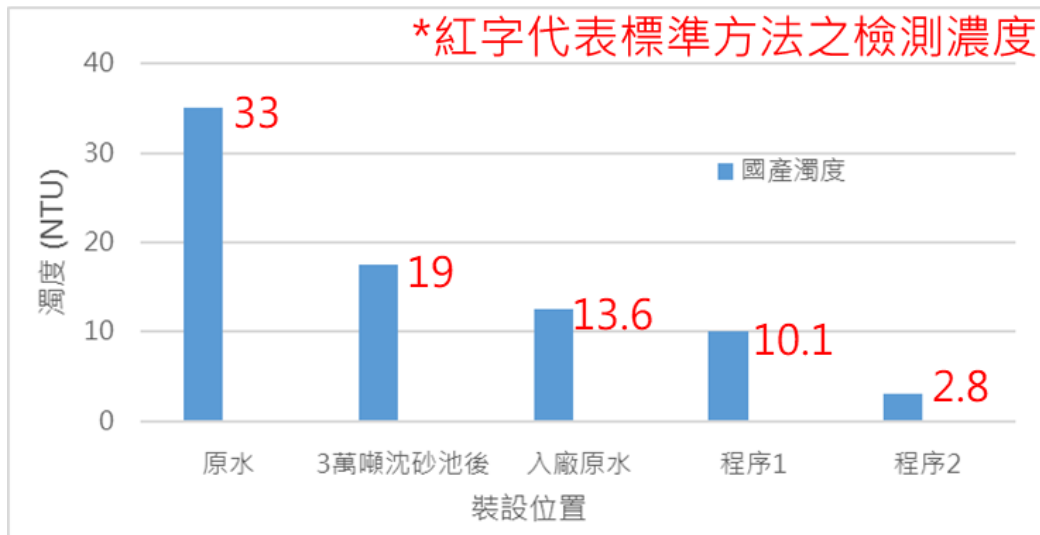


圖 17 第二淨水廠不同單元之濁度比較

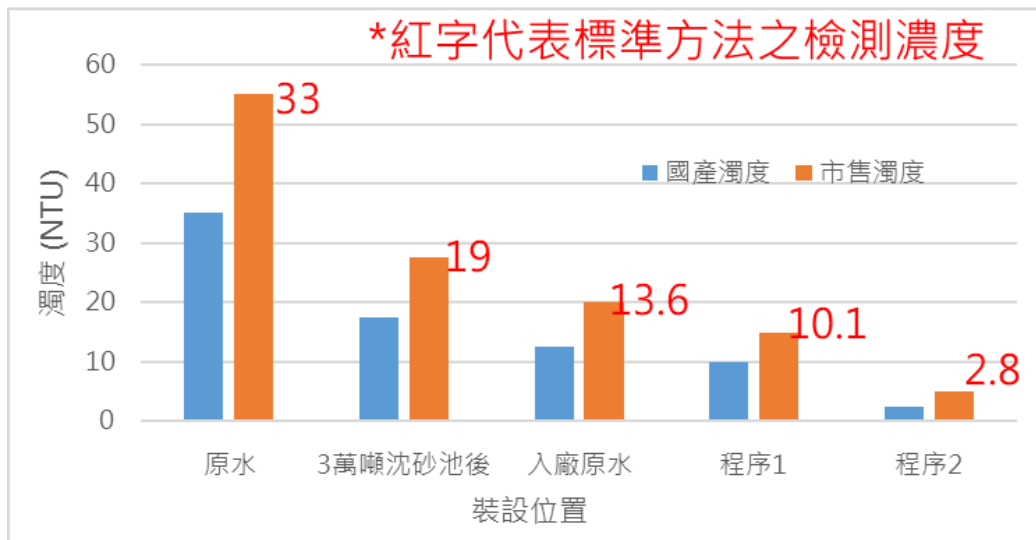


圖 18 國產與市售濁度計之比較

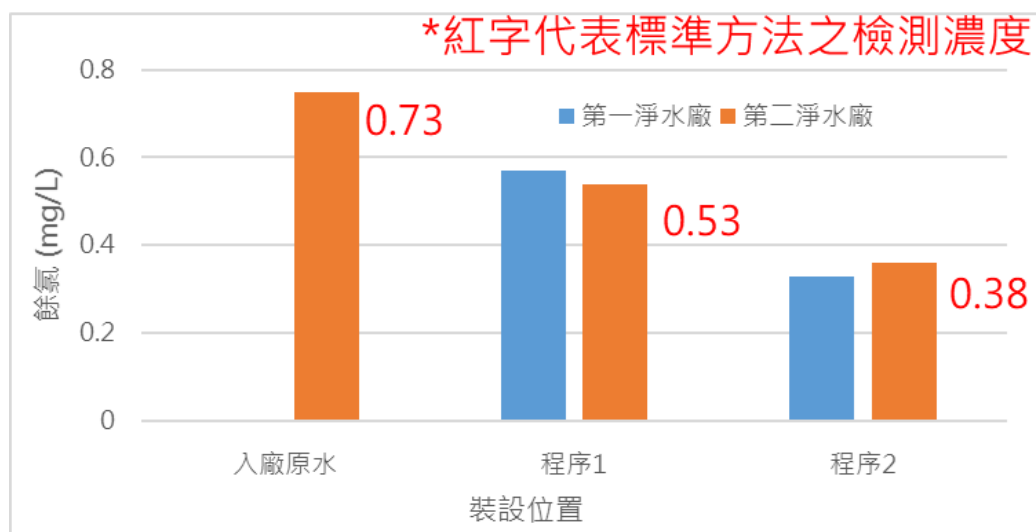


圖 19 第一與第二淨水廠不同單元之餘氯比較

二. 簡易自來水-尖石鄉 Qwater

除針對一般淨水廠做固定式感測系統之設備驗證外，亦針對簡易自來水之程序進行濁度感測系統的驗證，該簡易自來水之酸鹼度、電導度與溫度經3道處理程序後，其酸鹼度與溫度並無明顯變化，而電導度有輕微下降之趨勢，應與其處理程序之 BioNET 及 UF 過濾掉大部分顆粒物質有關；而裝設於 Qwater 之濁度感測結果如圖 20 所示，該區域之原水濁度小於 10 NTU，再經過處理程序後，其濁度均小於 1 NTU，顯示該簡易自來水設備可達到良好的水質淨化功能。而該處所設置之濁度感測模組為團隊研發之國產濁度計，其與標準方法之比較與淨水廠之驗證結果相同，整體誤差<10 %。

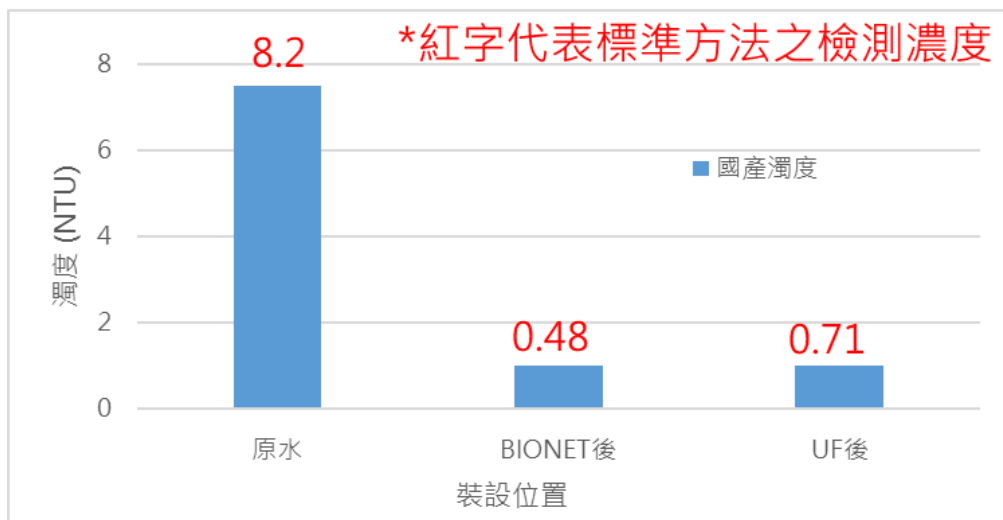


圖 20 尖石鄉 Qwater 不同單元之濁度比較

三. 竹科污水處理廠

本計畫所開發之國產與市售重金屬感測模組，裝設於新竹科學園區污水處理廠之一期、二期、三期進流口與經處理設備處理後之放流口，另於園區外之雨水排放口亦有設置；除一期進流外，入廠之污水大多偏弱酸性，電導度則以一期較低(2700 $\mu\text{S}/\text{cm}$)，二期與三期較高(>4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$)，而放流口之酸鹼度與電導度則與二期及三期的水質較為接近，推估其原因有二，一為二期與三期之總水量較大，二為該廠之處理程序以生物處理程序為主，對電導度影響不大。而園區外的兩排放口感測結果顯示酸鹼度為弱酸性，電導度則在 490 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 左右，與一般地表水的水質接近。

國產銅離子與市售銅離子的感測結果如圖 21 所示，所研發之國產銅離子感測之濃度明顯與標準方法較為貼近，整體誤差<10 %；而本計畫所採用的市售銅離子則明顯有較為大的誤差，整體誤差約 10-35 %，顯示本國產重金屬感設模組之開發成果十分具有市場競爭力與推廣價值。但值得注意的是，科學園區污水處理廠雖然水量大，但各期之進流銅離子濃度均不高(<0.2 mg/L)，顯示單以放流水濃度的角度來規範略有不足，應導入以總量管制的作法來強化其對環境保護的管制。

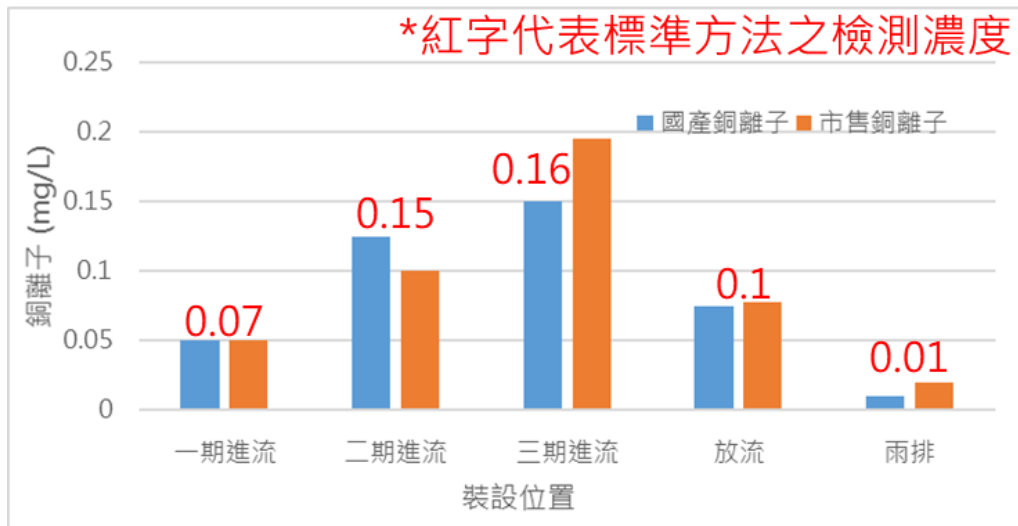


圖 21 竹科污水處理場不同單元之銅離子濃度與感測模組比較

3.3 固定式水質感測系統之品保及品管作業結果

一. 有效資料完整率

108 年底前已布建之 150 套水質感測系統，統計日期從 109/01/01 起至 109/11/30 止。1~4 月有效資料完整率為 96.88 %，如表 4 所示；5~8 月有效資料完整率為 97.78 %，如表 5；第三季統計 109/09/01~109/11/30 之有效資料完整率，其中包含 108 年底已布建之 150 套水質感測系統，與 109 年新布建之 30 套水質感測系統，共 180 套水質感測系統有效資料完整率為 98.13 %，如表 6 所示。其中，9/19~9/20 因工研院機房進行設備年度檢驗保養及電力缺失改善工作，故停電 2 日，屬不可抗力因素，不列入有效資料完整率計算。

表 4 1~4 月有效資料完整率統計結果彙整表

單位：％							
2020/1/1	98.62	2020/2/1	96.23	2020/3/1	93.62	2020/4/1	98.82
2020/1/2	98.93	2020/2/2	96.55	2020/3/2	94.06	2020/4/2	98.19
2020/1/3	98.73	2020/2/3	96.54	2020/3/3	94.80	2020/4/3	98.24
2020/1/4	98.79	2020/2/4	96.88	2020/3/4	94.59	2020/4/4	98.23
2020/1/5	98.61	2020/2/5	97.22	2020/3/5	93.52	2020/4/5	98.24
2020/1/6	98.61	2020/2/6	97.15	2020/3/6	93.75	2020/4/6	98.19
2020/1/7	98.24	2020/2/7	95.77	2020/3/7	93.87	2020/4/7	98.12
2020/1/8	97.89	2020/2/8	94.18	2020/3/8	93.70	2020/4/8	98.18
2020/1/9	97.65	2020/2/9	93.91	2020/3/9	93.72	2020/4/9	98.35
2020/1/10	97.73	2020/2/10	94.82	2020/3/10	95.46	2020/4/10	97.93
2020/1/11	97.64	2020/2/11	95.76	2020/3/11	95.52	2020/4/11	98.34
2020/1/12	97.18	2020/2/12	95.43	2020/3/12	95.24	2020/4/12	98.03
2020/1/13	97.23	2020/2/13	95.64	2020/3/13	95.56	2020/4/13	97.71
2020/1/14	97.13	2020/2/14	96.41	2020/3/14	95.54	2020/4/14	97.73
2020/1/15	96.79	2020/2/15	96.44	2020/3/15	95.33	2020/4/15	97.74
2020/1/16	96.53	2020/2/16	96.09	2020/3/16	95.70	2020/4/16	98.29
2020/1/17	96.72	2020/2/17	96.38	2020/3/17	95.51	2020/4/17	98.11
2020/1/18	96.70	2020/2/18	96.29	2020/3/18	95.21	2020/4/18	98.26
2020/1/19	96.57	2020/2/19	96.34	2020/3/19	96.65	2020/4/19	98.08
2020/1/20	96.43	2020/2/20	96.25	2020/3/20	98.52	2020/4/20	97.07
2020/1/21	96.94	2020/2/21	96.03	2020/3/21	98.52	2020/4/21	96.89
2020/1/22	96.97	2020/2/22	96.32	2020/3/22	98.43	2020/4/22	97.72
2020/1/23	97.07	2020/2/23	96.43	2020/3/23	98.55	2020/4/23	98.65
2020/1/24	97.20	2020/2/24	96.08	2020/3/24	98.13	2020/4/24	98.59
2020/1/25	97.25	2020/2/25	95.83	2020/3/25	97.31	2020/4/25	98.44
2020/1/26	97.18	2020/2/26	95.09	2020/3/26	98.73	2020/4/26	98.54
2020/1/27	97.05	2020/2/27	94.47	2020/3/27	98.80	2020/4/27	97.89
2020/1/28	97.17	2020/2/28	93.75	2020/3/28	98.83	2020/4/28	97.94
2020/1/29	97.03	2020/2/29	93.71	2020/3/29	98.88	2020/4/29	97.98
2020/1/30	96.61			2020/3/30	98.95	2020/4/30	97.87
2020/1/31	96.68			2020/3/31	99.00		
1~4 月有效數據完整率平均值：96.88 %							

表 5 5~8 月有效資料完整率統計結果彙整表

單位：%							
2020/5/1	98.01	2020/6/1	98.07	2020/7/1	97.42	2020/8/1	96.95
2020/5/2	97.98	2020/6/2	98.24	2020/7/2	98.08	2020/8/2	96.96
2020/5/3	97.49	2020/6/3	98.44	2020/7/3	98.37	2020/8/3	97.23
2020/5/4	96.65	2020/6/4	98.48	2020/7/4	98.16	2020/8/4	98.06
2020/5/5	96.08	2020/6/5	98.53	2020/7/5	98.27	2020/8/5	97.99
2020/5/6	95.89	2020/6/6	97.94	2020/7/6	98.32	2020/8/6	97.87
2020/5/7	97.1	2020/6/7	98.21	2020/7/7	98.28	2020/8/7	98.06
2020/5/8	98.52	2020/6/8	98.18	2020/7/8	98.04	2020/8/8	98.12
2020/5/9	98.54	2020/6/9	98.69	2020/7/9	97.95	2020/8/9	97.94
2020/5/10	98.36	2020/6/10	98.64	2020/7/10	97.77	2020/8/10	97.94
2020/5/11	97.96	2020/6/11	98.44	2020/7/11	97.68	2020/8/11	98.23
2020/5/12	97.78	2020/6/12	98.6	2020/7/12	97.52	2020/8/12	98.35
2020/5/13	98.07	2020/6/13	98.45	2020/7/13	97.34	2020/8/13	98.19
2020/5/14	98.32	2020/6/14	98.24	2020/7/14	97.02	2020/8/14	97.92
2020/5/15	98.47	2020/6/15	98.61	2020/7/15	96.94	2020/8/15	98.18
2020/5/16	98.34	2020/6/16	98.58	2020/7/16	96.80	2020/8/16	98.07
2020/5/17	97.66	2020/6/17	98.66	2020/7/17	96.56	2020/8/17	98.03
2020/5/18	97.94	2020/6/18	98.54	2020/7/18	97.27	2020/8/18	98.06
2020/5/19	98.05	2020/6/19	98.31	2020/7/19	97.03	2020/8/19	98.11
2020/5/20	98.11	2020/6/20	98.45	2020/7/20	96.81	2020/8/20	98.12
2020/5/21	97.99	2020/6/21	98.2	2020/7/21	97.10	2020/8/21	98.00
2020/5/22	95.62	2020/6/22	98.41	2020/7/22	98.06	2020/8/22	97.94
2020/5/23	98.3	2020/6/23	98.47	2020/7/23	98.01	2020/8/23	98.09
2020/5/24	98.36	2020/6/24	97.54	2020/7/24	98.14	2020/8/24	97.80
2020/5/25	98.11	2020/6/25	94.73	2020/7/25	97.60	2020/8/25	97.82
2020/5/26	98.08	2020/6/26	95.12	2020/7/26	96.75	2020/8/26	97.41
2020/5/27	98.09	2020/6/27	96.98	2020/7/27	96.48	2020/8/27	98.02
2020/5/28	98.28	2020/6/28	97.05	2020/7/28	96.29	2020/8/28	98.59
2020/5/29	98.39	2020/6/29	96.7	2020/7/29	96.38	2020/8/29	97.12
2020/5/30	98.14	2020/6/30	96.7	2020/7/30	96.94	2020/8/30	98.53
2020/5/31	98.47			2020/7/31	95.81	2020/8/31	98.41
5~8 月有效數據完整率平均值：97.78 %							

表 6 9~11 月有效資料完整率統計結果彙整表

單位：％					
2020/9/1	98.41	2020/10/1	97.58	2020/11/1	97.89
2020/9/2	98.47	2020/10/2	96.95	2020/11/2	95.28
2020/9/3	95.54	2020/10/3	97.20	2020/11/3	97.72
2020/9/4	98.33	2020/10/4	97.23	2020/11/4	96.92
2020/9/5	98.07	2020/10/5	97.20	2020/11/5	99.42
2020/9/6	98.38	2020/10/6	96.60	2020/11/6	98.67
2020/9/7	98.31	2020/10/7	96.21	2020/11/7	99.37
2020/9/8	98.32	2020/10/8	97.44	2020/11/8	99.27
2020/9/9	98.20	2020/10/9	97.31	2020/11/9	99.17
2020/9/10	97.98	2020/10/10	97.18	2020/11/10	99.34
2020/9/11	97.80	2020/10/11	97.10	2020/11/11	99.98
2020/9/12	97.61	2020/10/12	97.31	2020/11/12	99.72
2020/9/13	97.36	2020/10/13	97.95	2020/11/13	98.86
2020/9/14	97.36	2020/10/14	97.75	2020/11/14	99.98
2020/9/15	97.87	2020/10/15	98.00	2020/11/15	99.88
2020/9/16	97.69	2020/10/16	96.67	2020/11/16	99.90
2020/9/17	93.54	2020/10/17	98.04	2020/11/17	99.88
2020/9/18	97.69	2020/10/18	98.07	2020/11/18	99.96
2020/9/19	ITRI 機房維護	2020/10/19	97.89	2020/11/19	99.07
2020/9/20	ITRI 機房維護	2020/10/20	97.99	2020/11/20	99.92
2020/9/21	95.27	2020/10/21	95.27	2020/11/21	99.88
2020/9/22	97.66	2020/10/22	98.06	2020/11/22	99.93
2020/9/23	98.09	2020/10/23	98.16	2020/11/23	99.97
2020/9/24	98.39	2020/10/24	98.03	2020/11/24	99.86
2020/9/25	98.20	2020/10/25	97.91	2020/11/25	99.92
2020/9/26	98.11	2020/10/26	97.94	2020/11/26	99.31
2020/9/27	97.58	2020/10/27	98.24	2020/11/27	99.11
2020/9/28	97.82	2020/10/28	98.03	2020/11/28	99.92
2020/9/29	97.64	2020/10/29	98.09	2020/11/29	99.98
2020/9/30	97.71	2020/10/30	97.84	2020/11/30	99.39
		2020/10/31	97.77		
9~11 月有效數據完整率平均值：98.13％					

二. 數據品質滿意度

(一) 108 年底已布建之 150 組水質感測系統

1. 第一季現場比對查核結果

- (1). 完成日期：109/04/17
- (2). 水質感測系統：100 組 ITRI TANK 基配版及 50 組 ITRI TANK 頂配版，共 150 組
- (3). 第一季共 3 次現場比對查核數據結果如表 7：全部理論數據應有 1550 筆，可比對數據共 1476 筆，總數據品質滿意度 88.1 %；其中酸鹼度理論數據應有 450 筆，可比對數據共 450 筆，差值在 ± 1.0 內有 393 筆，數據品質滿意度 87.3 %；電導度理論數據應有 450 筆，可比對數據共 450 筆，相對差值在 $\pm 15\%$ 內有 397 筆，數據品質滿意度 88.2 %；溫度理論數據應有 450 筆，可比對數據共 450 筆，差值在 $\pm 1^\circ\text{C}$ 內有 418 筆，數據品質滿意度 92.9 %；化學需氧量理論數據應有 100 筆，可比對數據共 100 筆，相對差值在 $\pm 30\%$ 內有 72 筆，數據品質滿意度 72.0 %；銅濃度理論數據應有 100 筆，可比對數據共 26 筆，相對差值在 $\pm 50\%$ 內有 21 筆，數據品質滿意度 80.8 %。

表 7 150 套第一季數據品質滿意度

第一季 數據品質滿意度 (%)						
	pH	EC	Temp	COD	Cu ²⁺	總計
第一次	88.7	90.0	94.0	-	-	90.9
第二次	87.3	89.3	94.0	74.0	69.2	88.1
第三次	86.0	85.3	90.7	70.0	92.3	85.8
總計	87.3	88.2	92.9	72.0	80.8	88.1

2. 第二季現場比對查核結果

- (1). 完成日期：109/07/03
- (2). 水質感測系統：100 組 ITRI TANK 基配版及 50 組 ITRI TANK 頂配版，共 150 組
- (3). 第二季共 3 次現場比對查核數據結果如表 8：全部理論數據應有 1550 筆，可比對數據共 1474 筆，總數據品質滿意度 90.0 %；其中酸鹼度理論數據應有 450 筆，可比對數據共 450 筆，差值在 ± 1.0 內有 408 筆，數據品質滿意度 90.7 %；電導度理論數據應有 450 筆，可比對數據共 450 筆，相對差值在 $\pm 15\%$ 內有 389 筆，數據品質滿意度 86.4 %；溫度理論數據應有 450 筆，可比對數據共 450 筆，差值在 $\pm 1^\circ\text{C}$ 內有 422 筆，數據品質滿意度 93.8 %；化學需氧量理論數據應有 100 筆，可比對數據共 100 筆，相對差值在 $\pm 30\%$ 內有 88 筆，數據品質滿意度 88.0 %；銅濃度理論數據應有 100 筆，可比對數據共 24 筆，相對差值在 $\pm 50\%$ 內有 19 筆，數據品質滿意度 79.2 %。

表 8 150 套第二季數據品質滿意度

第二季 數據品質滿意度 (%)						
	pH	EC	Temp	COD	Cu ²⁺	總計
第一次	89.3	90.0	93.3	-	-	90.9
第二次	90.0	86.0	94.7	86.0	75.0	89.5
第三次	92.7	83.3	93.3	90.0	83.3	89.6
總計	90.7	86.4	93.8	88.0	79.2	90.0

3. 第三季現場比對查核結果

(1). 完成日期：109/10/13

(2). 水質感測系統：100 組 ITRI TANK 基配版及 50 組 ITRI TANK 頂配版，共 150 組

(3). 第三季共 3 次現場比對查核數據結果如表 9：全部理論數據應有 1550 筆，可比對數據共 1473 筆，總數據品質滿意度 89.0 %；其中溫度理論數據應有 450 筆，可比對數據共 450 筆，差值在 $\pm 1^{\circ}\text{C}$ 內有 410 筆，數據品質滿意度 91.1 %；酸鹼度理論數據應有 450 筆，可比對數據共 450 筆，差值在 ± 1.0 內有 407 筆，數據品質滿意度 90.4 %；電導度理論數據應有 450 筆，可比對數據共 450 筆，相對差值在 $\pm 15\%$ 內有 395 筆，數據品質滿意度 87.8 %；化學需氧量理論數據應有 100 筆，可比對數據共 100 筆，相對差值在 $\pm 30\%$ 內有 80 筆，數據品質滿意度 80.0 %；銅濃度理論數據應有 100 筆，可比對數據共 23 筆，相對差值在 $\pm 50\%$ 內有 19 筆，數據品質滿意度 82.6 %。

表 9 150 套第三季數據品質滿意度

第三季 數據品質滿意度 (%)						
	pH	EC	Temp	COD	Cu ²⁺	總計
第一次	88.7	86.0	91.3	-	-	88.7
第二次	89.3	88.0	92.7	72.0	75.0	87.9
第三次	93.3	89.3	89.3	88.0	90.9	90.4
總計	90.4	87.8	91.1	80.0	82.6	89.0

(二) 109 年布建之 30 套水質感測系統

1. 現場比對查核結果

(1). 完成日期：109/10/30

(2). 水質感測系統：10 組 ITRI 濁度、5 組市售濁度、5 組 ITRI 餘氯、5 組 ITRI 銅離子及 5 組市售銅離子，共 30 組

(3). 30 套現場比對查核數據結果如表 10：全部理論數據應有 120 筆，可比對數據共 113 筆，數據品質滿意度 93.8 %；其中酸鹼度理論數據應有 30 筆，可比對數據共 30 筆，差值在 ± 1.0 內有 29 筆，數據品質滿意度 96.7 %；電導度理論數據應有 30 筆，可比對數據共 30 筆，相對差值在 $\pm 15\%$ 內有 28 筆，數據品質滿意度 93.3 %；溫度理論數據應有 30 筆，可比對數據共 30 筆，差值在 $\pm 1.0^{\circ}\text{C}$ 內有 29 筆，數據品質滿意度 96.7 %；濁度理論數據應有 15 筆，可比對數據共 15 筆，相對差值在 $\pm 25\%$ 內有 14 筆，數據滿意度 93.3 %；餘氯理論數據應有 5 筆，可比對數據共 5

筆，相對差值在 $\pm 20\%$ 內有 4 筆，數據品質滿意度 80.0 %；銅濃度理論數據應有 10 筆，可比對數據共 3 筆，相對差值在 $\pm 50\%$ 內有 2 筆，數據品質滿意度 66.7 %。

表 10 30 套數據品質滿意度

30 套數據品質滿意度 (%)	
感測項目	品質滿意度
pH	96.7
EC	93.3
Temp	96.7
Turbidity	93.3
HOCl	90.0
Cu ²⁺	66.7
總計	93.8

整體而言，固定式水質感測系統在經過定期的維運巡檢校正後，與合格檢驗機構進行現場水樣比對測試，各感測項目之感測值均能達到相當高的準確度，並且符合資料品質滿意度 85 % 之要求，其中 109 年新研發及布建的 30 套水質感測系統資料品質滿意度略微優於 108 年底布建之 150 套水質感測系統。

四、結論與建議

4.1 結論

- (1) 計畫團隊於 109 年完成 30 套固定式水質感測系統布建，並於機器穩定運作後以法規標準方法進行水質檢測，與國產化及市售水質感測系統相互比對，比對結果顯示所研發之感測模組相較於此次採用的市售感測模組有較準確的感測數值，誤差 $<10\%$ 。
- (2) 固定式水質感測系統每 20 分鐘將啟動抽水馬達汲取現場水體進行水質感測，並於量測完畢後藉由通訊模組將感測數值發送至物聯網資訊管理平台，經物聯網平台計算統計後水質感測系統數據完整率可達到 96.88 %以上。
- (3) 固定式水質感測系統在經過定期的巡檢校正維護後，使機器可正常運作且提高感測準確性，因此，經由合格檢測機構進行現場水樣之比對測試，各感測項之整體數據滿意度可達 93.8 %相當高的準確度。

4.2 建議

- (1) 韌體程式設計優化與改善建議：分割各驅動程序建立一鍵式獨立作業、校正參數輸入欄位等介面，簡潔易懂之介面可幫助外勤人員順利作業，排除不必要的誤判以及錯誤，可大幅提高維護作業之效率。
- (2) 建議事先評估各水質感測項目所需之水量，再設計蓄水水槽體積以及水位計位置，可避免進水量過多導致濾材負荷超載、耗時、低效率等。
- (3) 各測項模組裝設架構建議以安裝抽屜型滾珠滑軌與插銷五金設計，可大幅提升外勤人員拆換除錯作業與維護調校作業之便利性。

參考文獻

- [1] 張如慧，「利用過濾程序與吸收光譜建立量測實廠廢水水中 SS 與 COD 方法之研究」，國立中央大學(2015)。
- [2] 陳堯瑄，「利用 UV-VIS 連續掃描吸收光譜建立量測廢水中 TSS、TDS、COD 與硝酸鹽濃度方法之研究」，國立中央大學(2018)。
- [3] 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)。
- [4] 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)。
- [5] 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)。
- [6] 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)。
- [7] 行政院環境保護署，109 年水質感測物聯網精進及數據分析應用(2020)。

水質感測數據之時空分析與案例分享

許震洋¹ 彭書憶¹ 莊雅婷¹ 賴玫君¹ 陳范倫¹ 楊博傑¹

¹工業技術研究院綠能與環境研究所

摘要

延續 106 年至 108 年建立之水科技物聯網應用平臺，24 小時不間斷之水質感測數據，掌握背景水質，從感測層、分析層至應用層數據串流，作為智慧水聯網服務架構。本研究因應水質感測數據加值分析需求，透過水質污染專案追蹤系統，結合異常預警、污染溯源、熱區分析等功能，更精準推播水質異常事件數值時空資訊，提供水質異常事件案例分析與水質感測管理措施之建立，實現環境即時監控及管理。針對固定污染排放時間及可疑污染源明確之標的，建立感測數據異常預警、自動通報、數據分析、源頭追蹤、熱區分析及可疑污染源資料彙整，結合相關數據及資料庫，後續再依現場需要協助必要之執法技術及儀器支援，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

臺灣經濟規模快速發展，然而工業化與城市化對環境帶來重大壓力，特別是臺灣都市土地腹地面積小，容易造成工業區污染很快就外溢到臨近住宅區。目前常用之水質監測設備雖然可靠度佳，但一些常用之監測器如：pH 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；而重金屬或化學需氧量等水污法重要收費水質項目則有相對設置經費較高、設備體積較大等缺點；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。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）。

延續前期感測器研發及平臺建立成果，109 年應用 150 臺固定式水質感測器，移交 200 臺縣市合辦移動式水質感測器，進一步擴展維運水科技物聯網應用平臺，並以數據分析及智慧應用等規劃方式，深度加值本研究成果（圖 1）。物聯網平臺部分，設計前臺資料展示介面，宣傳展示水質物聯網發展成果；後臺資料管理系統，以水質感測物聯網布建維運管理系統，利用水感測器階層和關聯建立彼此之間的關係（吳育美等, 2012），達到自動化、行動化及數位化布建安裝、巡檢維運、品管查核管理及資訊分析應用等一貫化資訊數位作業，另透過感測資料分析決策應用模組，進一步分析感測數據，達到異常預警、污染溯源、熱區分析及智慧稽查等功能。數據分析及智慧應用部分，主要介接收集相關污染源及雨量、列管污染源資料庫等資料，掌握特殊事件特徵，研析預測或尋找污染關聯因子之可行性，並分析今年布建點位水質感測器數據於時序上及空間上之關係（環保署, 2019）。

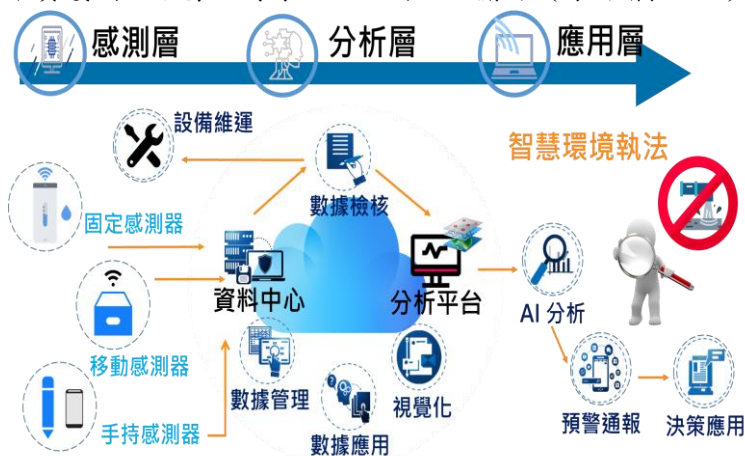


圖 1 水科技物聯網資料分析串流

二、研究方法

(一) 建立水質污染分級與專案追蹤系統

水質感測物聯網平臺提供水質污染分析與專案追蹤，藉由訂閱感測異常之感測器，由系統取代人工，自動追蹤並統計水質異常情形。整體設計針對水質物聯網應用情境規劃，以污染事件嚴重度分級、污染推播模式及數據分析推播、污染專案追蹤系統、污染預警設定與推播、無效數據判斷法則及清理模式、設計不同使用者權限分級及污染推播訂閱功能等一貫化資訊數位作業，以實現自動化、行動化及數位化巡檢維護及資料分析應用。

1. 污染趨勢排行與分級

污染事件嚴重度分級：透過水質污染事件的累計，依污染頻率高低、是否有疑異可鎖定污染源之等等條件作為污染事件嚴重度分級方式。(圖2)



圖 2 高低污染風險篩選

2. 污染推播模式及數據分析推播

透過平臺水質污染預警模式，每日推播最新訊息及特報，並提供警示推播通知，當指標數值到達設定的警示門檻時，系統將主動推播告知。(圖3)



圖 3 污染推播模式

系統每日會依照前一日水質與設備感測預警結果，進行統計並於當天上午7點發送至使用端。日報內容包含設備異常：電壓、訊號、濕度、設備離水等；水質異常包含各感測項於24小時以及一週內的預警狀況，以便於後續稽查行動應用(圖4)

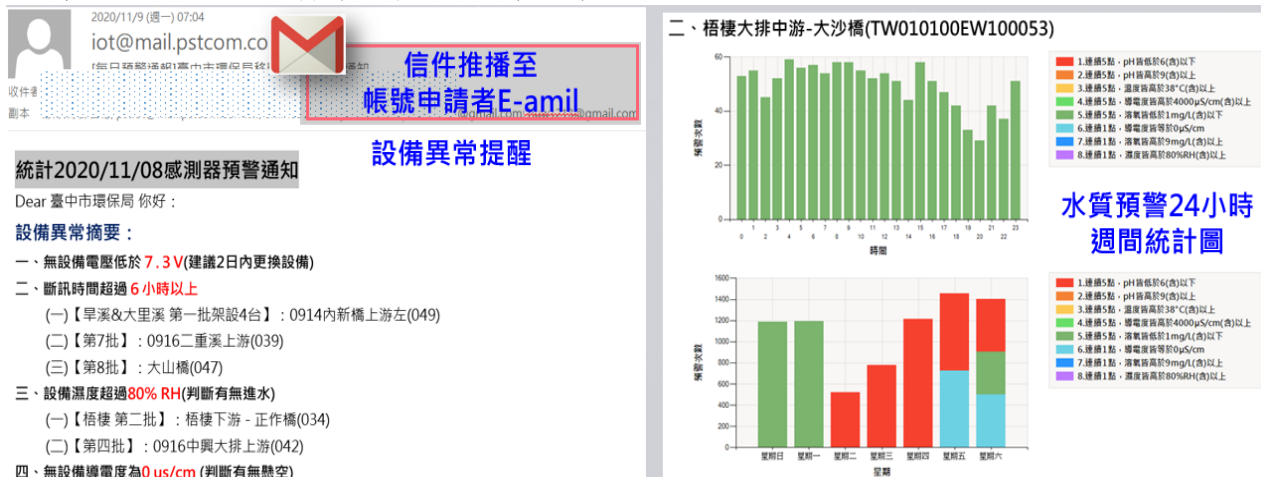


圖 4 數據分析推播

3. 污染專案追蹤系統

透過污染推播模式訊息，建立專案管理系統，監管水質預警高頻資料、水質數據趨勢圖、上下游某一測項水質比對圖、同測站跨感測項比對圖、與該測站有關之水系資料、污染每日污染起訖時間與出現頻率等資訊內容。

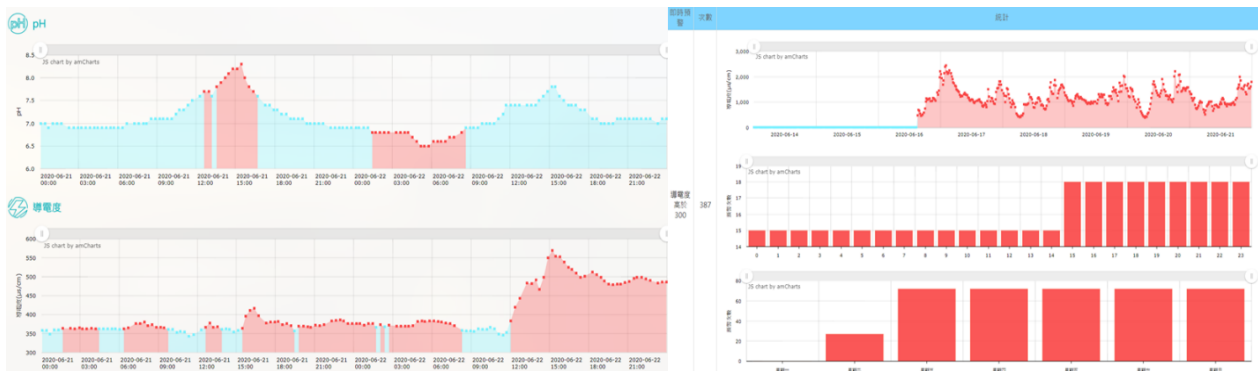


圖 5 污染專案追蹤

4. 污染預警設定與推播

系統設計各水質感測器之污染預警設定功能，設定後即開始偵測水質是否超過設定之限值；若超過，數據趨勢圖就會顯示紅色作為預警提醒。

活動名稱: 選擇設備

Rule1	連續 5 點, pH 皆低於 7 (含) 以下
Rule2	連續 6 點, pH 皆高於 4 (含) 以上
Rule3	連續 1 點, 溫度皆高於 38 °C(含) 以上
Rule4	連續 4 點, 導電度皆高於 15000 μS/cm(含) 以上
Rule5	連續 2 點, 溶氧皆低於 1 μS/cm(含) 以下

設定預警界線

回上一頁 設定

活動	預警規則	設定
大稻埕碼頭2號機(355001090062794)	☐ Rule1 連續 5 點, pH 皆低於 7 (含) 以下 ☒ Rule2 連續 1 點, pH 皆高於 6.7 (含) 以下 ☐ Rule3 連續 1 點, 溫度皆高於 38 °C(含) 以上 ☒ Rule4 連續 1 點, 導電度皆高於 4 μS/cm(含) 以上 ☒ Rule5 連續 1 點, 溶氧皆低於 8.75 mg/L(含) 以下	可適時修改設定 修改 刪除

JS chart by amCharts

圖 6 移動式污染預警設定

(二) 2020 年水質異常事件案例分析

2020 年依據 150 組水質感測器感測數據，綜合應用平臺分析功能，以大數據分析、數據統計分析或其他方式解析感測數值，判斷感測器異常或水質污染徵兆，並界定每次解析案件之最適時間軸範圍，並於本研究期間利用感測數據分析，以有固定污染排放時間且可疑污染源相當明確之標的完成篩選 40 件水質異常事件。

本研究挑選其中 3 件案例發展成標準作業程序（由感測數據異常預警、自動通報、數據分析、源頭追蹤、熱區分析及可疑污染源資料彙整，結合相關數據及資料庫等），並依現場需要協助必要之執法技術及儀器支援。

應用水質物聯網輔助環境執法案例發展出標準作業程序。

- 第1步先由WIoT平臺「預警統計」功能初篩，再以人工判讀數據時空異常，透過時間趨勢

圖，統計水質異常時間，掌握排水特性。

- 第2步以平臺「污染專案」功能追蹤，自動通報仍異常測站，鑑定污染排放介入點。
- 第3步統計易出現異常之污染時段，並篩選污染源頭提供環境執法，積極與中央地方提出異常案例事件，並持續追蹤稽查執法進度（圖7）



圖 7 水質異常事件判定規則

1.工業區布空（案例1）：排水道抓超排，雨水道抓偷排

本研究自 2018 年將水質感測器裝設於某電子零組件業工廠下游排水溝，每週皆可透過平臺發出水質超標預警通知，經分析數週後屬於化學需氧量 COD 長期超標污染。（圖 8）

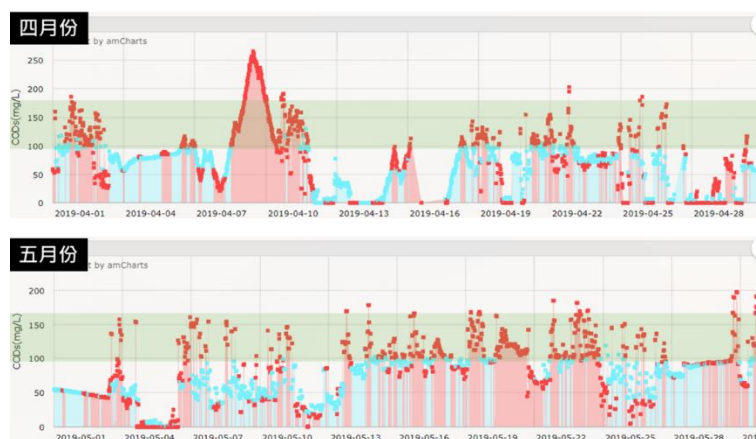


圖 8 桃園市龜山工業區某工廠 COD 長期超標（案例1）

2.污染源感測：主要掌握污染特性（點）

將水質感測器裝設於潭雅工業區，某工廠污排旁，布放監控兩周期間，發現 pH 每日易於 00：00~11：00 出現小於 6 的污染訊號，且已低於法規限值，透過平臺污染推播分析，可知每週一、三、五的 00：00~11：00 點為最佳稽查行動。（圖 9）

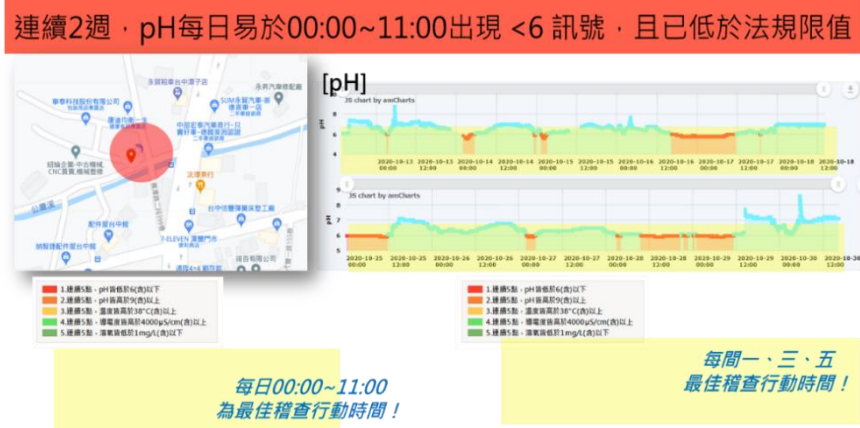


圖 9 臺中市特定工廠點污染感測（案例 2）

3.熱區鑑定：確認污染介入點（線）

此處於 2020 年 10 月裝置多臺水質感測器同一流系上，於隔天立即發現上游有偷排情形，並且在下游三個測站都有 pH 連動關係，且皆為排放過酸廢水，從空間分析，即可快速鑑定污染熱區，並適時移動水質感測器縮小打擊範圍。（圖 10）

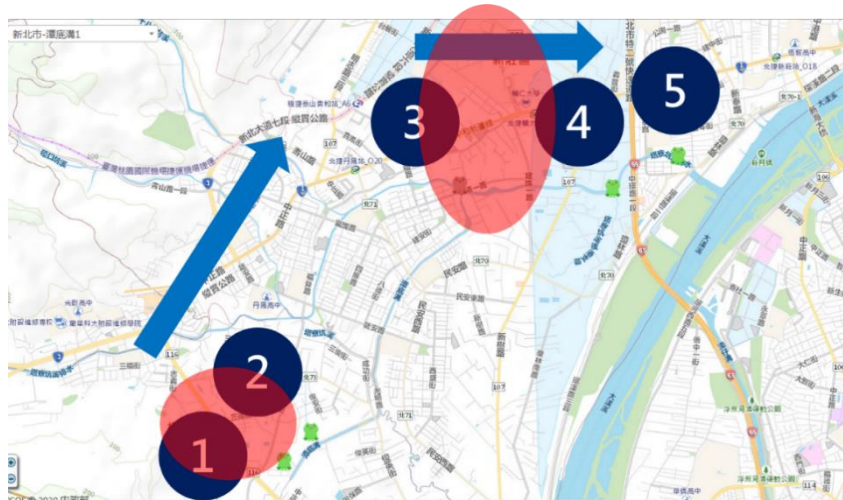


圖 10 新北市塔寮坑溪污染感測（案例 3）

三、結論與建議

- (一) 本研究運用 24 小時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已有成效。建議未來可增加水質感測項如餘氯、濁度、懸浮微粒、氧化還原電位等，擴增感測器應用情境，如感測自來水等上水系統、簡水系統、智慧水塔等水質揭露點。另外亦可應用於 CWMS 水質自動監測(視)及連線傳輸系統及污水處理廠各廠內操作單元，比較傳統監視傳輸設備，上下限值設定，搭配流量計計算污染通量。
- (二) 透過感測器深入結合現有稽查流程，促進環保單位從潛勢熱區篩選、布建、數據採集、數據分析、異常示警、出動稽查等，各階段有效應用水質感測器守護水環境。
- (三) 提升現有水質感測器效能，持續推動多樣化水質物聯網感測器，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。
- (四) 橫向整合其他感測裝置如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。

參考文獻

- [1] 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。

- [2] 吳育美、曾品方，知識本體在水質感測網之應用，國立臺灣大學大學圖書館（2012）
- [3] 水質感測物聯網精進及數據分析應用，行政院環境保護署(2020)。

環境即時通-綠色生活

黃俊銘科長、徐嘉欣分析師

行政院環境保護署環境監測及資訊處

摘要

「環境即時通-綠生活地圖」App 為國內首款運用大數據及人工智慧提供空氣品質預測服務的APP，包括「臭氧超標預警通知」「空氣品質指標12小時逐時預測服務」「空品預報」及「臭氧超標預警」等服務，另提供綠生活地圖服務及適地性資訊查詢，讓民眾了解周遭空氣品質變化，並搭配「綠色餐廳」活動贈送綠點，鼓勵民眾落實綠色消費理念。

關鍵詞：環境即時通、綠生活、空品預報、適地性服務、PM_{2.5}

一、前言及研究目的

為鼓勵民眾落實綠色消費理念，本署推出「環境即時通-綠生活地圖」App（以下簡稱 App）[1]，該 App 提供綠生活地圖服務，包括「綠色餐廳」「環保標章旅館」「公廁」「飲水機」及「機車定檢站」等適地性資訊查詢，其中「綠色餐廳」搭配活動贈送綠點，「公廁」查詢滿足不同族群需求，提供各種族群所需的快速查詢，如無障礙廁所、親子廁所與性別友善等，可快速切換查詢，如圖1「環境即時通-綠生活地圖」App 特色[1]。



圖1. 「環境即時通-綠生活地圖」App 特色

二、研究方法

App 提供「空品預報」服務，相較於鄰近國家，臺灣每日3次發布未來3日空氣品質預報及特報（上午10點半、下午4點半及晚上10點）；日本則授權由地方政府參考「PM_{2.5}注意喚起暫行指導原則」訂定標準及發布空品預報，多採取每日發布2次空氣品質預報（上午7時、中午12時），如圖2發布預警通知。我國預報次數及時間尺度更趨精緻[1]。



圖2. 發布預警通知

三、結果與討論

目前全臺各空氣品質區設有數個監測站，民眾可以透過地圖展示，觀看各空品區、縣市、監測站的各項環境指標即時觀測值，除可查詢當天各項數值最高至最低地區。更可以設定各項指標警示標準，當指標數值到達設定警示門檻時，系統將主動推播告知，如圖3綠色生活提供多元適地性服務[1]。

結合**環境**與**生活**，新增**便利實用**的圖資，發展以民為本的一站式服務



圖3. 綠色生活提供多元適地性服務

為能更有效提供民眾瞭解周遭空氣品質變化，預計推出新版 App 中新增「PM_{2.5}預警」功能，透過大數據分析，於每日上午7點至下午8點進行即時預警監控，使民眾更準確地遠離高污染區域；而為能更精準的提供「臭氧超標預警」，新版 App 採用區域預警概念，不僅提升命中率，更可提早預警時間，幫助民眾遠離髒空氣，擁抱好空氣。此外為達到資訊清晰，讓民眾能快速找到所需資料，新版 App 重新規劃服務框架及使用者操作動線，使民眾能更直覺的使用 App，提供民眾更便利的服務。

四、結論

「環境即時通-綠生活地圖」App 累積下載次數逾52萬人次，平均評等逾4星以上，每月瀏覽次數達百萬次，不斷改善使用者服務體驗，並榮獲107年度「TGOS 加值應用獎」肯定。

參考文獻

[1]行政院環境保護署，環境即時通-綠生活地圖

<https://www.epa.gov.tw/Page/6796FBDB3AC1C58F/50cf1d33-e9cb-4b0b-98cf-12b1f8e90a51>

應用鉛同位素特徵解析大氣細懸浮微粒中鉛污染之來源

周崇光¹、榮建誠²、李崇德³、黃譯樺¹、張雋緯¹、陳美君¹、張志偉⁴、游智淵⁴

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 環保署環境監測及資訊處

摘要

本研究整合 2016-2018 年於中部和 2019-2020 年於高屏地區收集的大氣和污染源排放之 PM_{2.5} 化學組成和鉛同位素資料，探討大氣 PM_{2.5} 中的鉛污染來源。2016-2018 年的大氣 PM_{2.5} 樣本來自台中-南投-彰化-雲林-嘉義等縣市的 13 個測站，2019-2020 年的大氣 PM_{2.5} 樣本來自高屏地區的 8 個測站，採樣時間均涵蓋高 PM_{2.5} (中部：2016 年秋季、2017 年冬季、2018 年春季；高屏：2019-2020 年春季) 和低 PM_{2.5} 季節 (中部：2017-2018 年夏季；高屏：2019-2020 年夏季)，調查的污染源包含燃煤電廠、焚化爐、煉油廠、化工廠、造紙廠、鋼鐵廠和交通隧道等 15 個污染源。調查結果顯示不同污染源排放的 PM_{2.5} 之優勢化學組成多包含硫酸鹽，但鉛同位素比值 ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 、 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$) 範圍不同，主要的金屬元素特徵也不一樣。大氣 PM_{2.5} 中的主要化學組成以硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽和有機碳為主，中部地區的鉛同位素比值 (包含 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 和 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$) 呈現顯著的季節差異，研判與污染物長程傳輸有關，但高屏地區則無此現象。利用 Positive Matrix Factorization 受體模式搭配鉛同位素資料分析發現，在東北季風影響期間，來自中國的長程傳輸對中部大氣 PM_{2.5} 中鉛的平均貢獻約 35%，且隨緯度向南而快速降低。本地的污染來源則以燃煤為主，燃油 (含交通) 次之。高屏的污染來源較複雜，推測和金屬工業與使用高硫燃料的鍋爐有關，但污染源解析仍待更多資料的佐證。

關鍵詞：細懸浮微粒、重金屬、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} 及其組成有密切關係 [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，環保署近 3 年 (2018~2020) 的統計資料顯示，除了花東和宜蘭等縣市的年平均 PM_{2.5} 濃度符合國家標準值外，其他縣市，特別是台中、南投、雲林、嘉義、台南、高雄和屏東等縣市的 PM_{2.5} 濃度仍超過國家標準值。因此，找出 PM_{2.5} 污染源成為降低大氣 PM_{2.5} 濃度和國人健康危害風險的重要手段。

美國環保署開發的 Positive Matrix Factorization (PMF) 或 Chemical Mass Balance (CMB) 等方法已被廣泛應用在 PM_{2.5} 污染源的鑑定，然而，該方法有較高的不確定性 [4]。過去，地球科學領域會使用同位素 (Isotope) 來進行地質特性的研究，隨著研究發現不同污染源排放的 PM_{2.5} 同位素具有穩定性和專一性後，環境科學界也開始應用同位素來鑑定 PM_{2.5} 污染來源 [5-9]。其中，許多污染源排放的 PM_{2.5} 都含有鉛，鉛也和許多重金屬呈顯著相關。因此，本研究團隊於 2015 年計畫執行期間 [10]，建立 PM_{2.5} 之鉛同位素的採樣與分析技術，並自 2016 年開始，陸續於台中、南投、彰化、雲林、嘉義、高雄和屏東等 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鉛同位素的分析，並探討鉛的污染來源，藉此作為重金屬污染來源的評估。本論文共整合 2016-2020 年於台中、南投、彰化、雲林、嘉義、高雄和屏東完成的大氣和境內重要污染源排放之 PM_{2.5} 的採樣和化學組成的分析結果，探討中部和高屏地區 PM_{2.5} 中鉛的染來源。

二、研究方法

2.1 大氣 PM_{2.5} 的採樣

本研究團隊於 2016 年 11 月、2017 年 2 月和 2017 年 8 月於彰化、二林、竹山、斗六、台西、麥

寮、崙背、嘉義和新港等 9 個地區進行大氣 PM_{2.5} 的採樣；2018 年 3 月和 2018 年 7-8 月於豐原、大里、沙鹿、彰化和線西等 5 個地區進行大氣 PM_{2.5} 的採樣；2019 年 3 月與 8 月和 2020 年 3 月與 8 月，均針對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進行 PM_{2.5} 的採樣。在本研究中，除了夏季被歸類為低 PM_{2.5} 污染季外，其他採樣季節都被歸類為高 PM_{2.5} 污染季。同一年計畫的執行期間，所有測站均同步採樣。每 1 個測站在每 1 個季節的採樣天數最少 7 天，每個樣本均採集 22 小時（預留 2 小時更換濾紙）。本計畫採用的採樣器包含使用鐵氟龍濾紙的 PQ-200 採樣器、使用石英與鐵氟龍濾紙的 Super-SASS 多管採樣器（2018 年才開始採用）和使用石英濾紙的高流量採樣器。PQ-200 採集下來的濾紙是用於分析 PM_{2.5} 中的金屬元素和鉛同位素（²⁰⁶Pb、²⁰⁷Pb、²⁰⁸Pb），Super-SASS 採集的濾紙被用於分析 PM_{2.5} 中的碳成分（有機碳、元素碳）和水溶性陰陽離子，高流量採樣器採集的濾紙被用來分析 PM_{2.5} 的碳同位素。PM_{2.5} 質量濃度來自 PQ-200 的採樣結果。

2.2 重要污染源排放之 PM_{2.5} 的採樣

2016-2017 年期間所完成的特定污染源之採樣對象包含燃煤電廠、煉油廠和交通隧道，2018 年為燃煤電廠、焚化爐和鋼鐵廠燒結爐，2019-2020 年為鋼鐵廠燒結爐、煉油廠、化工廠、焚化爐和造紙廠，並均以 NIEA A212.11B 公告方法採集可過濾性微粒（filterable particulate matter, FPM），2019 年進一步串聯 NIEA A214.71C 公告方法，同時採集可凝結性微粒（condensable particulate matter, CPM）。煙道採樣現場實況如圖 1 所示（委託環保署認可的檢測業進行採樣）。所有污染源排放的 PM_{2.5}，均會分析其金屬元素、水溶性陰陽離子、碳成分和鉛與碳同位素。前述交通隧道的採樣設備為使用鐵氟龍濾紙的 PQ-200 採樣器（供金屬元素和鉛同位素的分析）和使用石英濾紙的高流量採樣器（供碳成分、水溶性陰陽離子和碳同位素的分析）。



圖 1. 煙道採樣實況圖

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）和元素碳（elemental carbon, EC）。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 Spectrometry, 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 Accelerator Mass Spectrometer (AMS) 分析 ¹²C 和 ¹⁴C 含量，再以方程式 1 計算 ¹⁴C（percent of modern carbon, pMC）的比例，以作為污染源指紋模式之建立用。方程式 1 的標準品為美國國家標準技術研究所公告的 SRM 4900C OXII。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 ²⁰⁶Pb、²⁰⁷Pb 和 ²⁰⁸Pb 的含量和計算 ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb 和 ²⁰⁸Pb/²⁰⁷Pb 的比值，最後以 SRM987 標準品進行校正。

$$\text{pMC (\%)} = \frac{(^{14}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{sample}}}{0.749 \times (^{14}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{standard}}} \times 100 \quad (1)$$

2.4 污染源鑑定

本研究以 Positive Matrix Factorization (PMF 5.0) 受體模式推估 PM_{2.5} 污染來源。以 PMF 進行分析時，使用的參數包含金屬元素、水溶性陰陽離子、¹⁴C 比例換算後的現代碳與化石碳濃度和鉛的 ²⁰⁶Pb、²⁰⁷Pb 與 ²⁰⁸Pb 濃度，並進一步計算不同污染源對 PM_{2.5} 中鉛的相對貢獻比例（方程式 2）。

$$R_{ij} = \sum_{k=1}^n g_{ik} f_{kj} / X_{ij} \quad (2)$$

方程式 (2) 中的 R_{ij} 為某樣本（如冬季樣本 i）中某化學物種（如鉛 j）在對第 i 個樣本的貢獻比例， X_{ij} 為第 i 個樣本中第 j 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。

三、結果與討論

3.1 大氣傳統化學組成

2016-2020 年的日平均 PM_{2.5} 濃度及其組成如表 1 所示（詳細之各年度計畫採集的各測站大氣 PM_{2.5} 濃度及其組成資料請見前期計畫[11-14]）。在高 PM_{2.5} 污染季期間，中部地區的平均 PM_{2.5} 濃度為 $30.3 \pm 13.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，高屏地區為 $28.6 \pm 7.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，中部和高屏地區分別有 38% 和 16% 的樣本之日平均 PM_{2.5} 濃度超過國家日平均標準（ $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）。在低 PM_{2.5} 季節期間，中部地區平均的 PM_{2.5} 濃度為 $12.9 \pm 5.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，高屏地區為 $11.1 \pm 4.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，無任一樣本超過國家標準。在傳統化學組成部分，中部地區的 PM_{2.5} 之主要化學組成為硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽和有機碳，高 PM_{2.5} 季節期間，硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽和有機碳濃度各占 PM_{2.5} 質量濃度的 17%、17%、11% 和 20%，低 PM_{2.5} 季節期間各占 PM_{2.5} 質量濃度的 25%、9%、10% 和 32%；高屏地區的 PM_{2.5} 之主要化學組成一樣為硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽和有機碳，高 PM_{2.5} 季節期間各占 PM_{2.5} 質量濃度的 18%、27%、14% 和 27%，低 PM_{2.5} 季節期間各占 PM_{2.5} 質量濃度的 25%、8%、10% 和 29%。此外，中部地區的現代碳與化石碳濃度占 PM_{2.5} 質量濃度的比例相當，高 PM_{2.5} 污染季期間均為 10%，低 PM_{2.5} 污染季期間均為 12%；高屏地區以現代碳較占優勢，高 PM_{2.5} 污染季期間，現代碳與化石碳分別占 15% 和 12%，低 PM_{2.5} 污染季期間分別占 17% 和 14%。上述結果說明中部和高屏地區 PM_{2.5} 中的傳統化學組成之物種分布相近，但化石碳與現代碳分別對中部和高屏地區的貢獻略有差異。

3.2 大氣碳與鉛同位素

大氣 PM_{2.5} 中的鉛及其同位素分析結果如表 2 所示（詳細之各年度計畫採集的各測站大氣 PM_{2.5} 中鉛及其同位素資料請見前期計畫[11-14]）。分析結果顯示，中部地區在高 PM_{2.5} 污染季期間測得的鉛濃度和鉛同位素比值均較低，PM_{2.5} 污染季期間高，但高屏地區在高與低 PM_{2.5} 污染季期間量測到的鉛濃度反而無明顯的季節差異，雖然高 PM_{2.5} 污染季期間的 ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb 比值較低，PM_{2.5} 污染季期間高，但 ²⁰⁸Pb/²⁰⁷Pb 比值無季節上的差異，暗示中部地區的鉛污染問題與來源有季節上的不同，但高屏地區則不明顯。

3.3 重要污染源排放之 PM_{2.5} 組成

2016-2020 年陸續完成 15 個重要污染源排放的 PM_{2.5} 之採樣和同位素及傳統化學組成的分析，整體而言，除了交通排放外，其他污染源排放的優勢化學組成都包含硫酸鹽，占 PM_{2.5}（以下均指 FPM 中的 PM_{2.5}）質量濃度在 15-35% 之間。不同污染源排放的優勢水溶性陰陽離子和金屬元素則不相同，例如焚化爐有較高的氯離子，此現象和焚化爐燃燒較多的含氯廢棄物有關，某些煉油廠因採用海水脫硫，因此在 PM_{2.5} 可量測到較高的鈉離子；燃煤電廠排放的 PM_{2.5} 有較高的 Cu、Zn、Sb、Sn、Se 等金屬元素，煉油廠則為 La 和 Ce 等。圖 2 顯示調查的 15 個污染源排放之鉛濃度及其鉛同位素比值分布，該結果顯示多數污染源排放之鉛濃度小於 1,000 ppm，此類污染源排放的鉛同位素比值多落在 1.17-1.21 (²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb) 和 2.42-2.44 (²⁰⁸Pb/²⁰⁷Pb) 之間，而鉛濃度較高的污染源 (>10,000 ppm)，如焚化爐和鋼鐵廠燒結爐，其鉛同位素比值多較低。各污染源排放之 PM_{2.5} 的詳細化學組成請見前期計畫[11-14]。

3.4 大氣 PM_{2.5} 污染源鑑定

3.4.1 中部地區

表 3 呈現以 PMF 進行 2016-2018 年之中部地區污染源的分析結果 (為增加 PMF 之解析的可信度, 將高與低 PM_{2.5} 污染季期間採集的樣本一併放入 PMF 進行分析)。本研究以 PMF 分析後共解析出 7 個污染源因子, 進一步分析此 7 個污染源因子對 PM_{2.5} 中鉛的貢獻後, 共有 4 個優勢的鉛污染源因子, 其中燃煤活動對中部地區的鉛有最高的貢獻, 其次依序為燃油 (含交通)、煉油工業和重油燃燒。本研究進一步估算 PMF 解析出的 4 個優勢污染源因子的鉛同位素比值, 並個別探討其對中部地區 PM_{2.5} 的影響, 分析結果如 **圖 3** 所示。**圖 3** 顯示 PMF 污染源因子解析出來的煉油工業和重油燃燒之鉛同位素比值和中部地區的大氣 PM_{2.5} 之鉛同位素比值並無重疊 (在 **圖 3** 的範圍外, 因此無呈現), 而燃油 (含交通) 和燃煤活動和中部地區大氣 PM_{2.5} 之鉛同位素比值範圍接近, 其中在低 PM_{2.5} 污染季期間, 各測站量測到的鉛同位素比值和 PMF 解析出的燃油 (含交通) 污染源因子之鉛同位素比值與 Yao [15] 分析台灣汽機車油品中的鉛同位素比值重疊, 反映燃油 (含交通) 是中部地區的 PM_{2.5} 中鉛的來源之一, 且高與低 PM_{2.5} 污染季之貢獻相當。

在高 PM_{2.5} 污染季期間, 研究資料顯示鉛同位素比值較低 PM_{2.5} 污染季期間高, 並往 Bi [16] 在 2017 年於中國主要都會區的大氣量測到的鉛同位素比值與 Jung [24] 監測到 2019 年台灣北部受中國長程傳輸影響期間的鉛同位素比值方向靠近, 且此 2 篇研究分析出的鉛同位素比值都和煤礦燃燒產生的鉛同位素比值接近。同時, 由 **圖 4** 顯示中部地區 13 個測站的鉛同位素比值之地理位置分布圖, 可發現無論 ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb 或 ²⁰⁸Pb/²⁰⁷Pb, 整體的高 PM_{2.5} 污染季之鉛同位素比值都較低 PM_{2.5} 污染季高, 且利用空氣品質與氣象模式分析後, 也發現除了高 PM_{2.5} 污染季期間的平均風場明顯經過中國外, 估算出來自中國長程傳輸所貢獻的鉛明顯以高 PM_{2.5} 污染季較高, 此貢獻隨著地理位置越往南而越低。此結果顯示中部地區的 PM_{2.5} 中的鉛受燃煤活動的影響, 而除了台灣當地的燃煤活動外, 也包含來自中國的長程傳輸貢獻, 其中高 PM_{2.5} 污染季期間受到中國的長程傳輸的影響更為明顯, 但有地理位置上的差異。

3.4.2 高屏地區

利用高屏 8 個測站的 PM_{2.5} 量測資料以 PMF 進行污染源解析後 (為增加 PMF 之解析的可信度, 因此將高與低 PM_{2.5} 污染季期間採集的樣本一併放入 PMF 進行分析), 共解析出 7 個污染源因子, 其中有 4 個優勢污染源。雖然本研究團隊已針對此 4 個優勢污染源進行污染源種類的定義, 但根據過去文獻和本研究調查之污染源排放的 PM_{2.5} 特徵資料來看, 要確認每一個污染源因子仍需更完整的資料, 因此本研究團隊僅根據 4 個優勢污染源因子進行初步的定義。目前初步定義出的 4 個優勢污染源分別為交通排放、煉油工業、金屬工業和含高硫成分的鍋爐燃燒, **表 4** 呈現以 PMF 進行鉛污染源解析的結果及其鉛同位素比值資料 (因高屏測站的鉛濃度及其同位素比值無季節差異, 因此無再以季節區分)。根據目前的結果, 我們發現對高屏 PM_{2.5} 中的鉛之貢獻最高的污染源為交通排放, 其次為金屬工業、使用含高硫燃料的鍋爐和煉油工業。

圖 5 進一步整合 PMF 解析出的污染源之鉛同位素比值和高屏 8 個測站在 2019-2020 年間量測到的大氣 PM_{2.5} 之鉛同位素比值資料, 該資料顯示高屏 8 個測站的鉛同位素比值落在焚化爐和交通排放量測到的鉛同位素比值範圍內, 其中交通排放量測到的鉛同位素比值和 PMF 解析出的交通排放之鉛同位素比值有落差, 因此交通排放是否為影響高屏 PM_{2.5} 的重要污染源, 仍有待確認。此外, 由於高屏的污染源種類複雜, 需要更多的資料來解析不同污染源對高屏 PM_{2.5} 的影響及其貢獻, 目前僅能推測和金屬工業及使用高硫燃料的鍋爐較有關連。

本計畫整合 2016-2020 年的研究資料, 鑑定中部和高屏地區的 PM_{2.5} 污染來源, 此研究成果除了可提供給環保單位作為研擬 PM_{2.5} 管制策略和降低民眾的健康危害風險的參考外, 公共衛生領域近年雖已開始探討 PM_{2.5} 的化學組成和健康危害的關係, 並嘗試找出關鍵性的污染物種, 但對於污染源的掌握仍不足, 相對的, 要找出造成民眾健康危害的關鍵性污染源, 仍有一段路要走。本計畫根據 PM_{2.5} 的化學組成, 提供較明確的污染來源, 相對的, 公共衛生領域學者即可藉此資料評估造成民眾健康危害的關鍵性污染源, 並在資源有限的前提下, 提供給環保單位評估哪些污染源應列為優先管制對象或哪些政策應據有優先推動的急迫性, 進而提高污染的改善效率和降低民眾健康危害風險。此外, 目前的健康風險評估都以某化學組成的濃度來估算民眾暴露量, 即使不考量民眾在室內的活動時間, 大氣中所可量測到的某污染物之濃度也非都僅來自健康風險評估要評估的對象, 若是可提供較完整的污染源鑑定資料, 對於健康風險評估而言, 可更清楚掌握評估對象的運作或評估對象改變運作方式時, 民眾的實際暴露風險, 進而提高健康風險評估的可信度。

表 1. 2016-2020 年密集採樣期間之中部和高屏地區大氣 PM_{2.5} 及化學組成濃度統計表 (平均值 ± 標準偏差, µg/m³)

	高 PM _{2.5} 污染季		低 PM _{2.5} 污染季	
	中部 (n = 169)	高屏 (n = 142)	中部 (n = 106)	高屏 (n = 136)
PM _{2.5}	30.3 ± 13.1	28.6 ± 7.7	12.9 ± 5.6	11.1 ± 4.5
硫酸鹽	5.3 ± 2.8	5.2 ± 2.1	3.3 ± 1.5	2.8 ± 1.5
硝酸鹽	5.1 ± 3.4	7.8 ± 3.8	0.9 ± 0.8	1.0 ± 0.6
銨鹽	3.2 ± 1.8	4.1 ± 1.7	1.3 ± 0.6	1.1 ± 0.7
氯鹽	0.89 ± 0.68	0.63 ± 0.54	0.16 ± 0.23	0.56 ± 0.71
有機碳	4.7 ± 2.4	6.3 ± 1.6	2.7 ± 1.4	3.1 ± 1.9
元素碳	1.31 ± 0.56	1.40 ± 0.60	0.60 ± 0.27	0.49 ± 0.65
現代碳 ^{&}	3.1 ± 1.5	4.2 ± 2.0	1.6 ± 0.8	1.9 ± 1.5
化石碳 [#]	3.0 ± 1.4	3.5 ± 1.5	1.6 ± 0.8	1.6 ± 0.6
其他組成 [^]	1.19 ± 0.48	0.59 ± 0.57	0.60 ± 0.45	0.77 ± 0.46

高 PM_{2.5} 污染季：2016 年秋季、2017 年冬季、2018 年春季；高屏：2019-2020 年春季。

低 PM_{2.5} 污染季：中部為 2017-2018 年夏季；高屏為 2019-2020 年夏季。

[&]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加總

表 2. 2016-2020 年密集採樣期間之中部和高屏地區大氣 PM_{2.5} 中的總鉛濃度及其同位素比值統計表 (平均值 ± 標準偏差)

	高 PM _{2.5} 污染季		低 PM _{2.5} 污染季	
	中部 (n = 169)	高屏 (n = 142)	中部 (n = 106)	高屏 (n = 136)
總鉛 (ng/m ³)	12.0 ± 12.2	4.9 ± 5.8	4.4 ± 4.3	4.7 ± 4.3
²⁰⁶ Pb/ ²⁰⁷ Pb	1.1503 ± 0.0084	1.1526 ± 0.0084	1.1450 ± 0.0100	1.1454 ± 0.0305
²⁰⁸ Pb/ ²⁰⁷ Pb	2.4318 ± 0.0109	2.4258 ± 0.0097	2.4191 ± 0.0107	2.4240 ± 0.0157

高 PM_{2.5} 污染季：2016 年秋季、2017 年冬季、2018 年春季；高屏：2019-2020 年春季。

低 PM_{2.5} 污染季：中部為 2017-2018 年夏季；高屏為 2019-2020 年夏季。

1. 油氣鍋爐
2. 燃煤電廠
3. 燃煤電廠
4. 造紙廠(燃煤鍋爐)
5. 焚化廠
6. 煉油廠(油氣鍋爐)
7. 燃煤鍋爐
8. 鋼鐵廠(燒結爐)
9. 燃煤電廠
10. 煉油廠(加氫脫硫)
11. 煉油廠(燃氣鍋爐)
12. 焚化廠
13. 鋼鐵廠(燒結爐)
14. 電廠
15. 交通源(國道隧道)

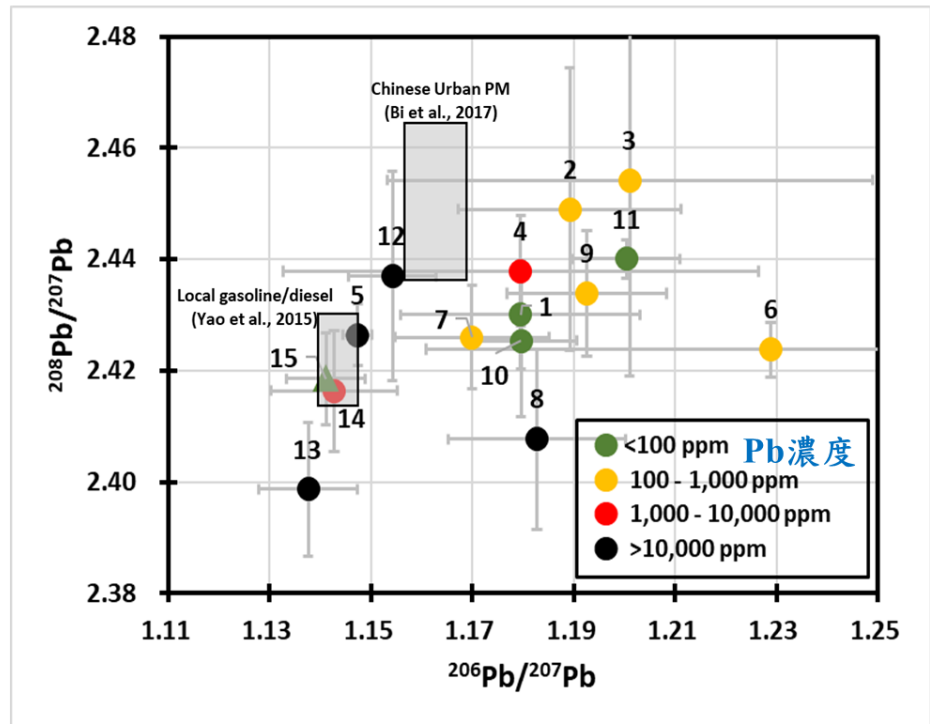


圖 2. 2016-2020 歷年採集之污染源排放的 $\text{PM}_{2.5}$ 之總鉛濃度及其鉛同位素比值資料分布圖 (Yao et al. [15] ; Bi et al. [16])

表 3. 以 PMF 針對中部地區分析出的優勢污染源因子 (n = 275)

污染源 因子	相對貢獻 (平均值 $\pm$ 標準偏差, %)	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ (平均值 $\pm$ 標準偏差)	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ (平均值 $\pm$ 標準偏差)	污染源判定之特徵指標 (相對 貢獻比例)
燃油 (含交通) (F1)	12 ± 5 (L: 12 ± 6 / H: 12 ± 7)	1.1456 ± 0.0051	2.4176 ± 0.0094	Zn (51%), Cu (31%), Mn (23%), Pb (12%) ^[17]
煉油工業 (F2)	11 ± 4 (L: 16 ± 8 / H: 8 ± 3)	1.1478 ± 0.0089	2.2919 ± 0.0078	Nd (56%), Ce (51%), Ti (48%), La (39%), Sr (26%) ^[18-20]
燃煤活動 (F3)	49 ± 12 (L: 35 ± 16 / H: 57 ± 24)	1.1588 ± 0.0038	2.4667 ± 0.0064	Cd (57%), Pb (52%), As (40%), Se (32%) ^[21]
重油燃燒 (F4)	10 ± 5 (L: 21 ± 8 / H: 6 ± 2)	1.1261 ± 0.0040	2.2781 ± 0.0053	V (65%), Ni (43%) ^[22, 23]

L：低 $\text{PM}_{2.5}$ 污染季；H：高 $\text{PM}_{2.5}$ 污染季。

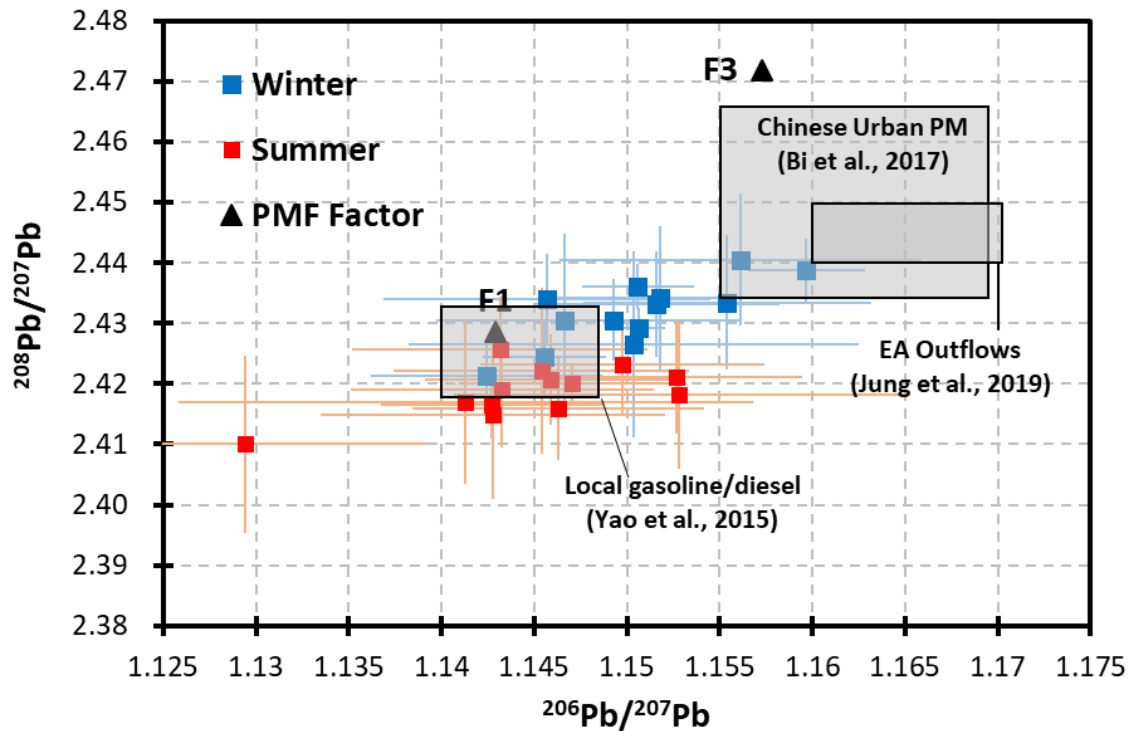


圖 3. 中部地區 PM_{2.5} 中的鉛同位素比值 (Winter：高 PM_{2.5} 污染季；Summer：低 PM_{2.5} 污染季；F1 和 F3 為 PMF 解析出的污染源因子 1 和 3，表 3) 和 PMF 解析和不同污染源量測到的鉛同位素比值關係圖 (Yao et al. [15]；Bi et al. [16]；Jung et al. [24])

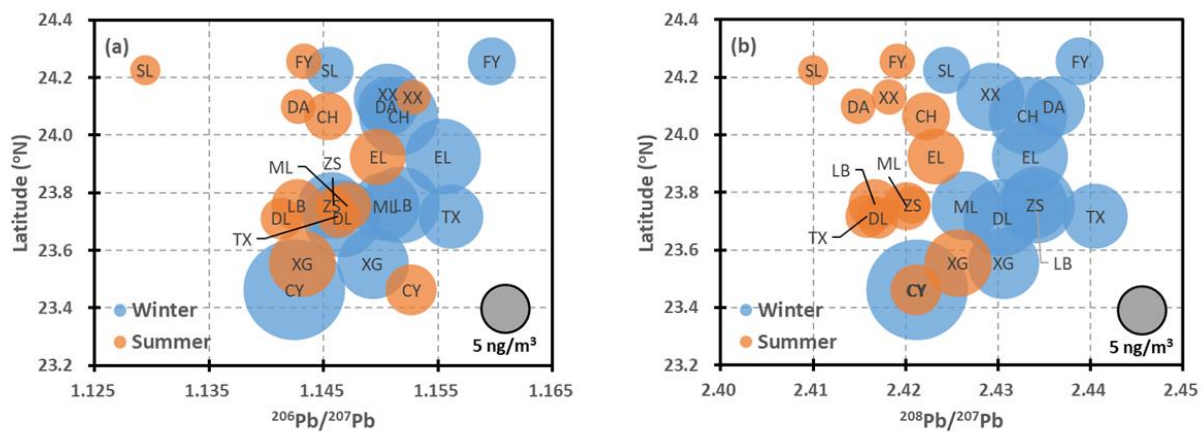


圖 4. 中部地區 13 個測站的鉛同位素比值之地理位置分布圖：(a) $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 和 (b) $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ (FY：豐原；SL：沙鹿；CH：彰化；XX：線西；EL：二林；CY：嘉義；XG：新港；TX：台西；ML：麥寮；LB：崙背；DA：大里；DL：斗六；ZS：竹山；圖中的 Winter 為高 PM_{2.5} 污染季，Summer 為低 PM_{2.5} 污染季)

表 4. 以 PMF 針對高屏地區分析出的優勢污染源因子 (n = 278)

污染源因子	相對貢獻 (平均值 ± 標準偏差, %)	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ (平均值 ± 標準偏差)	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ (平均值 ± 標準偏差)	污染源判定之特徵指標 (相對貢獻比例)
交通排放 (F1)	31 ± 8 (L: 35 ± 12 / H: 28 ± 8)	1.176 ± 0.003	2.435 ± 0.019	Zn (63%), Cu (43%) ^[17]
煉油工業 (F2)	10 ± 2 (L: 15 ± 6 / H: 7 ± 2)	1.140 ± 0.007	2.694 ± 0.005	Na ⁺ (80%), Mg ²⁺ (62%), Sr (39%), Ce (38%), La (36%) ^[18-20]
金屬工業 (F3)	21 ± 3 (L: 23 ± 4 / H: 20 ± 5)	1.139 ± 0.003	2.404 ± 0.004	Mn (58%), Fe (57%), Ge (54%), Cs (54%), Sn (50%), Cd (48%), Mo (47%), Ti (39%), Co (38%), Ca (36%)
含高硫燃料之鍋爐 (F4)	18 ± 3 (L: 17 ± 7 / H: 20 ± 6)	1.126 ± 0.002	2.435 ± 0.019	SO ₄ ²⁻ (67%), K ⁺ (50%), NH ₄ ⁺ (42%)

L：低 PM_{2.5} 污染季；H：高 PM_{2.5} 污染季。

1. 油氣鍋爐
2. 燃煤電廠
3. 燃煤電廠
4. 造紙廠(燃煤鍋爐)
5. 焚化廠
6. 煉油廠(油氣鍋爐)
7. 燃煤鍋爐
8. 鋼鐵廠(燒結爐)
9. 燃煤電廠
10. 煉油廠(加氫脫硫)
11. 煉油廠(燃氣鍋爐)
12. 焚化廠
13. 鋼鐵廠(燒結爐)
14. 電廠
15. 交通源(國道隧道)

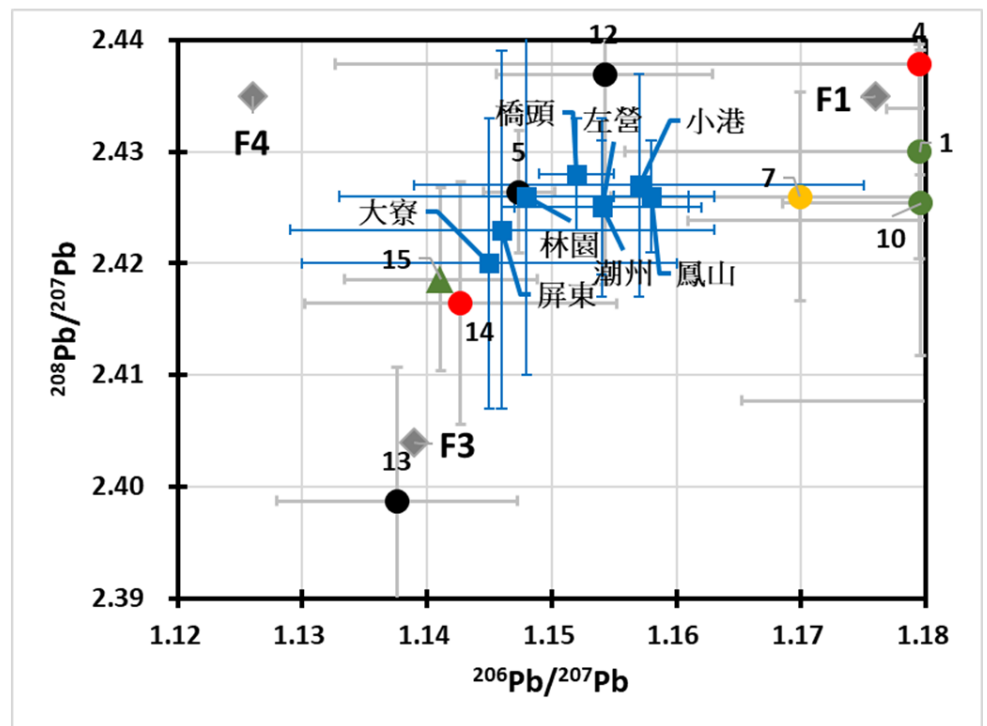


圖 5. 2016-2020 歷年採集之污染源排放的 PM_{2.5} 和高屏 8 個測站之鉛同位素比值關係圖 (因高屏測站的鉛濃度及其同位素比值無明顯的季節差異，因此鉛同位素比值資料無再以季節進行區分；F1、F3 和 F4 分別為 PMF 針對高屏地區解析出的污染源因子)

3.5 結論與建議

3.5.1 結論

1. 本篇論文彙整 2016-2020 年於中部和高屏地區大氣 PM_{2.5} 的化學組成與鉛同位素特徵，也完成實廠調查獲得的 14 個主要固定污染源和交通隧道排放之 PM_{2.5} (固定污染源的組成來自 FPM) 的污染指紋，可應用於後續之污染鑑識。
2. 大氣 PM_{2.5} 中的鉛濃度及其同位素比值分析結果顯示，中部地區的鉛濃度及其同位素比值有明顯的季節差異，但高屏則不明顯，顯示中部的鉛污染源有季節上的不同，高屏地區則趨近穩定。
3. 重要污染源煙道排放的 PM_{2.5} 主要成分多為硫酸鹽，但不同污染源排放的優勢金屬元素及鉛同位素比值分布不同，反映不同污染源排放之 PM_{2.5} 及其同位素特徵的採樣與分析之必要性。其中，鋼鐵工業及焚化爐煙道排放之 FPM 的鉛含量高於 1% 以上，是主要的排放源。燃煤鍋爐 (含電廠) 排放之 FPM 的鉛含量較低，但排放總量大，也是重要的排放源。
4. 結合 PMF 與鉛同位素比值分析出的污染源發現，燃油 (含交通) 和燃煤是中部地區的主要污染源，其中燃油 (含交通) 在不同季節的貢獻較為穩定，燃煤的貢獻有著季節上的差異，並以高 PM_{2.5} 污染季節期間的貢獻較為明顯，也有受到中國長程傳輸的影響，但來自中國的貢獻隨著地理位置向南而降低。
5. 在高屏地區部分，結合 PMF 與鉛同位素比值雖然解析出 4 個優勢污染源，但 PMF 之污染源指紋資料仍有待解析，僅能推測和金屬工業及使用高硫燃料的鍋爐較有關連。

3.5.2 建議

1. 高屏地區的鉛濃度及其同位素數值無明顯的季節變化，但污染源指紋解析資料仍不明確，隱含污染過程需要近一步追蹤，以利評估當地的污染來源。
2. 高屏地區污染源複雜，中部地區也有較高的微粒濃度，此現象和境內都有大型工業活動有關；然而，位於高雄北邊和雲林南邊的台南與嘉義無重大污染源，但 PM_{2.5} 濃度卻居高不下，因此，探討雲林和高雄境內的污染源對台南和嘉義的影響，為持續要努力的地方。
3. 本計畫研究成果不僅有助於環保單位研擬 PM_{2.5} 的管制策略以降低民眾的健康危害風險外，更重要的是，對於公共衛生和健康風險評估領域而言，可更清楚了解民眾暴露的 PM_{2.5} 分別由哪些污染源所貢獻及其貢獻量，此結果對於環保單位而言，在資源有限的前提下，要評估哪些污染源應列為優先管制對象或哪些政策應據有優先推動的急迫性，提供了一項重要的參考資料，以提高污染的控制效率和降低民眾健康危害風險。

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] J. Tian, H. Guan, Y. Zhou, N. Zheng, H. Xiao, J. Zhao, Z. Zhang, H. Xiao, Isotopic source analysis of nitrogen-containing aerosol: A study of PM2.5 in Guiyang (SW, China), *Sci Total Environ* 760 (2021) 143935.
- [9] C.E. Souto-Oliveira, L.Y. Kamigauti, M.d.F. Andrade, M. Babinski, Improving Source Apportionment of Urban Aerosol Using Multi-Isotopic Fingerprints (MIF) and Positive Matrix Factorization (PMF): Cross-Validation and New Insights, *Frontiers in Environmental Science* 9 (2021).
- [10] 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.
- [11] 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.
- [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] 周崇光, 108 年度細懸浮微粒碳與鉛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, 2019.
- [14] 周崇光, 109 年度細懸浮微粒碳與鉛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, 2020.
- [15] P.-H. Yao, G.-S. Shyu, Y.-F. Chang, Y.-C. Chou, C.-C. Shen, C.-S. Chou, T.-K. Chang, Lead isotope characterization of petroleum fuels in Taipei, Taiwan, *International journal of environmental research and public health* 12(5) (2015) 4602-4616.
- [16] X.-Y. Bi, Z.-G. Li, S.-X. Wang, L. Zhang, R. Xu, J.-L. Liu, H.-M. Yang, M.-Z. Guo, Lead isotopic compositions of selected coals, Pb/Zn ores and fuels in China and the application for source tracing, *Environmental science & technology* 51(22) (2017) 13502-13508.
- [17] Y.-C. Lin, C.-J. Tsai, Y.-C. Wu, R. Zhang, K.-H. Chi, Y.-T. Huang, S.-H. Lin, S.-C. Hsu, Characteristics of trace metals in traffic-derived particles in Hsuehshan Tunnel, Taiwan: size distribution, potential source, and fingerprinting metal ratio, *Atmospheric Chemistry and Physics* 15(8) (2015) 4117-4130.
- [18] J.C. Chow, J.G. Watson, H. Kuhns, V. Etyemezian, D.H. Lowenthal, D. Crow, S.D. Kohl, J.P. Engelbrecht, M.C. Green, Source profiles for industrial, mobile, and area sources in the Big Bend Regional Aerosol Visibility and Observational study, *Chemosphere* 54(2) (2004) 185-208.
- [19] A. Kulshrestha, D.D. Massey, J. Masih, A. Taneja, Source characterization of trace elements in indoor environments at urban, rural and roadside sites in a semi arid region of India, *Aerosol Air Qual. Res* 14 (2014) 1738-1751.
- [20] T. Moreno, X. Querol, A. Alastuey, W. Gibbons, Identification of FCC refinery atmospheric pollution events using lanthanoid-and vanadium-bearing aerosols, *Atmospheric Environment* 42(34) (2008) 7851-7861.
- [21] T. Okuda, M. Katsuno, D. Naoi, S. Nakao, S. Tanaka, K. He, Y. Ma, Y. Lei, Y. Jia, Trends in hazardous trace metal concentrations in aerosols collected in Beijing, China from 2001 to 2006, *Chemosphere* 72(6) (2008) 917-924.

- [22] M.-T. Cheng, C.-P. Chio, C.-Y. Huang, J.-M. Chen, C.-F. Wang, C.-Y. Kuo, Chemical compositions of fine particulates emitted from oil-fired boilers, *Journal of Environmental Engineering and Management* 18(5) (2008) 355-362.
- [23] X. Querol, M. Viana, A. Alastuey, F. Amato, T. Moreno, S. Castillo, J. Pey, J. De la Rosa, A.S. De La Campa, B. Artíñano, Source origin of trace elements in PM from regional background, urban and industrial sites of Spain, *Atmospheric Environment* 41(34) (2007) 7219-7231.
- [24] C.-C. Jung, C.C.-K. Chou, C.-Y. Lin, C.-C. Shen, Y.-C. Lin, Y.-T. Huang, C.-y. Tsai, P.-H. Yao, C.-R. Huang, W.-R. Huang, C-Sr-Pb isotopic characteristics of PM_{2.5} transported on the East-Asian continental outflows, *Atmospheric Research* (2019).

應用鋁、鉛同位素於河川中金屬來源之探討

吳栢兆^{1,2,3} 黃國芳¹ 許志福⁴ 王弟文⁴

¹ 中央研究院地球科學研究所

² 中央研究院地球系統科學國際研究生學程

³ 國立中央大學地球科學院

⁴ 行政院環境保護署環境檢驗所

摘要

本研究以金屬同位素之角度來探討台灣受人為活動嚴重干擾河川中之金屬來源。急水溪與阿公店溪為台灣南部之河川，兩河川皆受到人為源之輸入而影響河川水質，其中急水溪主要受畜牧業影響為主，阿公店溪則受到金屬相關工業活動所影響。本研究於此二河川中進行研究調查，對河川上下游之變化、事業污水處理單元之廢水進行分析，同時也對兩河川之污染熱點進行連續監測，以瞭解兩河川之可能金屬來源以及金屬貢獻量之變化。分析結果顯示，微量金屬濃度的分佈及變化與匯入之水體化學有關。兩流域河水溶解相(dissolved phase)與總可回收相(total recoverable phase)之比較顯示鋁主要存在於溶解相中，佔總可回收相之 61~100 %；而鐵、鉛在溶解相中較少，分別只佔總可回收相之 0~49%、0~24 %。污染熱點連續採樣分析結果顯示金屬濃度在兩流域的變化大，且在降雨事件時不同元素有明顯不同的變化行為(如：鋁被稀釋；鐵、鉛濃度增加)，且阿公店河流域之重金屬濃度變化較急水溪複雜，明顯受到其他水體輸入所影響，需要更進一步之調查。鋁、鉛同位素分析結果發現自然源(上游河水)與人為來源(事業污水處理單元廢水)之同位素比值很不相同，可追蹤人為來源並進一步估算相對貢獻量。此外，在非降雨期間，河水樣本同位素比值反映受到污染之結果；而降雨時，鋁、鐵、鉛同位素結果指示降雨事件所帶來高濃度自然源懸浮顆粒為造成河水中鐵、鉛濃度大幅升高之主因。本研究結果顯示多重同位素示蹤法於河川污染來源追蹤極具潛力，然而因為工廠數量多、排放來源具複雜度。若能夠掌握流域中排放者並建立其同位素指紋特徵，對於污染事件發生時，應能提供更為正確之資訊。

關鍵詞：水體環境、金屬來源、鋁同位素、鉛同位素

一、前言及研究目的

工業發展在台灣已有一段時間與規模，至今已有工業區、科學園區等之建設規劃。然而隨著工業化之發展，伴隨而來的便是污染控管之問題。在台灣，河川水體污染事件層出不窮，隨之所造成的環境衝擊事件亦是屢見不鮮。河川中常見的污染物質主要可分為有機污染物與無機污染物，其中無機污染物中之金屬，將為本研究之探討重點。

傳統的分析方法對於污染源之追蹤上還不足以提供有力之證據，僅能透過物理、化學、生物等相關參數評估污染程度並間接推估可能的污染源。因此河川環境污染源之鑑識仍需仰賴更先進之技術、數據解析，乃至於整合多重環境鑑識技術來進一步提升污染溯源能力。在污染源鑑識方法上，有使用受體模式建立潛在污染源之排放特徵與來源推估，可針對特定河川流域推估出污染熱區的可能污染源為哪一行業別，找出不同行業排放廢水之特徵指標。除了利用模式來推估可能的污染源外，本研究以最新穎的多接收器感應耦合電漿質譜儀，量測高精準的金屬同位素比值，並進一步評估金屬同位素應用於環境水體污染源鑑識之可行性。

金屬同位素示蹤法於來源追蹤(source tracing)及過程追蹤(process tracing)上是一項非常有力之工具，其分析也能夠補足傳統之分析方法，對無機金屬污染物之來源進行追蹤。此外，應用多重同位素示蹤法鑑識不同污染來源之貢獻亦為目前之趨勢，多重同位素系統之應用將可大幅提高來源追蹤之解析能力。本研究將應用多重金屬同位素系統於河川污染源之鑑識上，期盼此技術對於河川環境污染源之鑑別提供另一有力之工具。本研究將探討急水溪與阿公店河流域之河水以及附近之污水處理單元進流水與排放水，並評估金屬同位素應用於環境鑑識之可行性。

二、研究方法

本研究於台灣南部受人為活動影響較劇烈之河川-急水溪與阿公店溪進行調查與採樣(圖 1)，採樣日期與 2020 年 4 月至 8 月進行。除河道上下游流域採樣外，尚有污染熱點(圖 1)連續監測採樣(每日兩次採樣，為期 1 個月至 1 個半月)，以及選定之相關事業污水處理單元廢水採樣，其中急水溪流域擇 10 件事業處理單元、阿公店溪流域擇 14 件事業處理單元。所收取之水樣經適當處理並酸化保存。

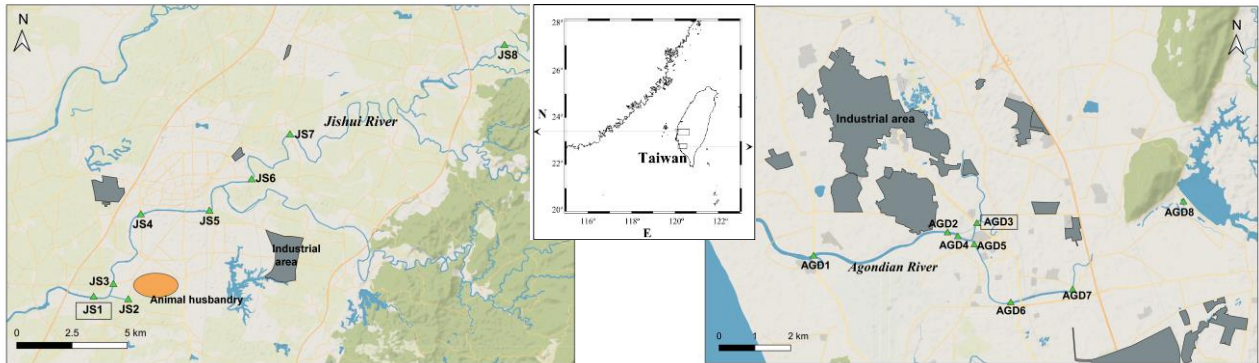


圖 1. 急水溪、阿公店溪地理位置與水樣採樣位置圖，其中急水溪 JS1、阿公店溪 AGD3 站位為連續採樣監測站。

在樣品前處理部分，水樣主要依照 NIEA W313.54B 之方法進行消化，萃取樣本中之總可回收相(total recoverable)元素，消化後之樣品經適當稀釋後參照 NIEA M105.01B 之方法以四及桿感應耦合電漿質譜儀進行元素濃度量測(RSD < 10%)。確認樣品濃度後，取適當樣品量進行目標元素(鋁、鉛、鐵、鉬)純化，以管柱搭配不同樹脂以及不同酸液分離並純化目標元素。純化後之樣品以高解析感應耦合電漿質譜儀(HR-ICP-MS)測量，確認純化結果以及回收率。待元素純化後，以中研院地球所之多接收器感應耦合電漿質譜儀(MC-ICP-MS)分析樣品中的金屬同位素組成。同位素測量過程皆經過國際同位素標準品進行儀器校驗，詳細之說明於紙本報告中描述(環保署，2020)。

三、結果與討論

急水溪流域中，在上游點 JS8 分析出較高之硼、鈉、鋁濃度(圖 2)，高於中游地區之分析結果，顯示該採樣點可能受到人為活動(農業)影響或受溫泉水之影響。在本研究接近上游的採樣點 JS7 出現高濃度鐵、鉻、鉛濃度，濃度高於部分下游採樣點，顯示在此採樣點有額外之金屬來源輸入。中下游地區如過往研究報告所描述，部分元素 JS5 之後濃度即受到污染而上升。而自 JS2 所採集之水體，代表注入急水溪主流之前之支流-溫厝溪，具有高濃度的微量金屬元素，如鐵、錳、銅、鋅、鋁等。溫厝溪流經之區域為急水溪流域主要畜牧業地區，也包含零星事業聚集區，溫厝溪支流在本次調查之中為污染最嚴重之河段(RPI=10)，具有最高的懸浮顆粒濃度以及導電度。該支流之流量雖較小，但其污染嚴重可能對中下游地區造成影響，顯示出此支流之污染狀況亟需改善。

阿公店溪流域中，上游處阿公店水庫出水口 AGD8 之水體顯示此水體元素濃度皆較中下游低，表示該水體受到較少人為活動之影響。隨阿公店溪往下游採樣，在 AGD7 採樣點有相對較高的鋁濃度，顯示有額外的鋁在此河段部分輸入，鋁濃度隨往中下游遞減，而近出海口處 AGD1 受到海水影響而提升。在其他微量元素濃度上，自 AGD7、AGD4 水體起有較高的鐵、鋅、鉛濃度，表示有其他的來源輸入。阿公店溪自 AGD6 起即為中度污染之河段(RPI > 5)，而於 AGD4 水體達污染最嚴重(RPI = 7.8)。懸浮顆粒濃度在阿公店溪中上游處較高，自岡山溪匯入後而降低；河水導電度在 AGD3 測站有相對較高值，表示有較多的總溶解物質，而下游 AGD1 站則受海水影響而有陡升之導電度。

在急水溪流域中，鋁、鉛、鐵在溶解相中分別佔總可回收相之 76~93%、0.8~10.2%、0.4~10%。在阿公店溪流域中，鋁、鉛、鐵在溶解相中分別佔總可回收相之 61~100%、0~24.5%、1.0~49%。此三元素在二流域中之分配型態相似，即鋁主要存在於溶解相中，鐵、鉛主要存在於總可回收相中。此分布情形也與目前已知之元素特性相符。此三元素在二流域河道變化之中，鋁在兩流域溶解相變化與總可回收相變化類似，而鐵、鉛變化有差異。急水溪中南 JS7 站出現高濃度的鐵主要以顆粒態為主，而 JS2 除顆粒態的鐵較高之外，溶解態鐵也是全流域中之最高。在阿公店溪流域中，顆粒態鐵自上游至下游而降低。鉛元素變化則較不具規則性，基本上溶解態鉛濃度在二流域中皆較低。在同位素變化方面，兩流域部分樣品溶解態、總可回收相鋁同位素比值比較顯示鋁元素在溶解相與總可回收相具有

一致之同位素比值，表示鋁元素在二流域中之溶解相、總可回收相上已達平衡。因此，對於鋁元素來說，以溶解相或總可回收相之鋁探討二流域之鋁來源不具差異。鉛元素則因其特性，在溶解相濃度過低，目前不討論溶解態之鉛同位素比值。

在兩流域的污染熱點連續觀測結果與圖 4、圖 5 中呈現，急水溪之連續觀測結果顯示高濃度的懸浮顆粒濃度事件不一定與降雨事件有直接之關係(圖 4)，而當懸浮顆粒濃度增加時，鐵、鎳、銅、鋅、鈦、鉛等元素濃度也增加，顯示在急水溪中這些元素主要來自顆粒物質。而鋁之變化則較不相同，可能同時受到顆粒物質以及水體來源改變所影響。阿公店溪之連續觀測結果顯示高濃度之懸浮顆粒事件主要發生在降雨時，與急水溪相似的是鐵、鎳、銅、鋅、鈦、鉛等元素也隨懸浮顆粒濃度增而增加，然而不同之處是，阿公店溪污染熱點的銅、鎳、鋅在高懸浮顆粒事件外也出現高值，這顯示了有額外的來元素入所造成。因此，進一步探討阿公店溪之相關水體同位素組比值。

本研究分析了阿公店溪河川水體、AGD3 站連續監測以及事業污水處理單元之廢水，其結果於圖 6、圖 7 中呈現。圖 6 顯示水體之 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ 同位素比值，由圖 6 可見阿公店溪流域中大部分的污水處理單元廢水有比較高的鋁同位素比值，雨水具有較低的同位素比值，而河水的變化於二者之間。鉛的同位素分析結果顯示大部分的污水處理單元廢水皆有較低的鉛同位素比值，與沉積物(自然源)之訊號很不相同，阿公店溪的河水鉛同位素變化於二者之間。

在連續觀測之變化上，圖 5 可見：在未降雨時之常態事件時，鋁同位素比值較高($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr} = 0.710676 \sim 0.710727$)；降雨發生時，鋁同位素比值較低($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr} = 0.710114 \sim 0.710125$)，顯示受到雨水的影響；而未降雨時高濃度鋁事件，其鋁同位素比值變化範圍 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr} = 0.710302 \sim 0.710381$ ，有偏低之結果，顯示受到額外輸入具有較低同位素比值之來源。然而此來源需後續更進一步釐清，如端成份訊號之採樣與掌握。在鉛同位素方面，連續監測結果顯示降雨時伴隨高濃度的鐵、鉛，此時鉛同位素有比較高的比值($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 1.1679 \sim 1.1732$, $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 2.4514 \sim 2.4618$)，有傾向自然源的鉛同位素比值之趨勢，顯示此時的鉛來源可能主要為降雨帶來的自然源物質。而在未降雨時期，鉛同位素比值則較低，顯示應為受到人為來源影響所致。在分析的連續監測樣本中 2020/07/21 之河水樣本具有最低的鉛同位素比值($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 1.1431$, $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 2.4236$)，此時之樣本也具有相對高濃度的 Ni, Cr, Sb，若搭配廢水元素圖譜與多重同位素示蹤法，將有助於進一步限縮污染源範圍與可能的來源。

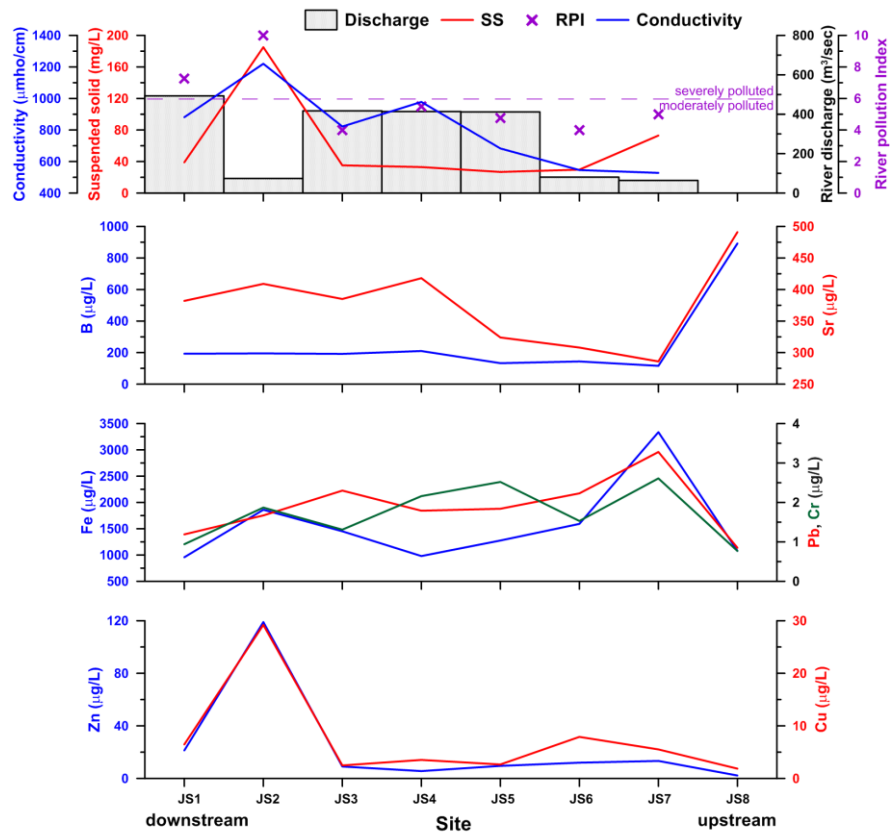


圖 2. 急水溪自上游至下游之水質及金屬濃度之變化圖

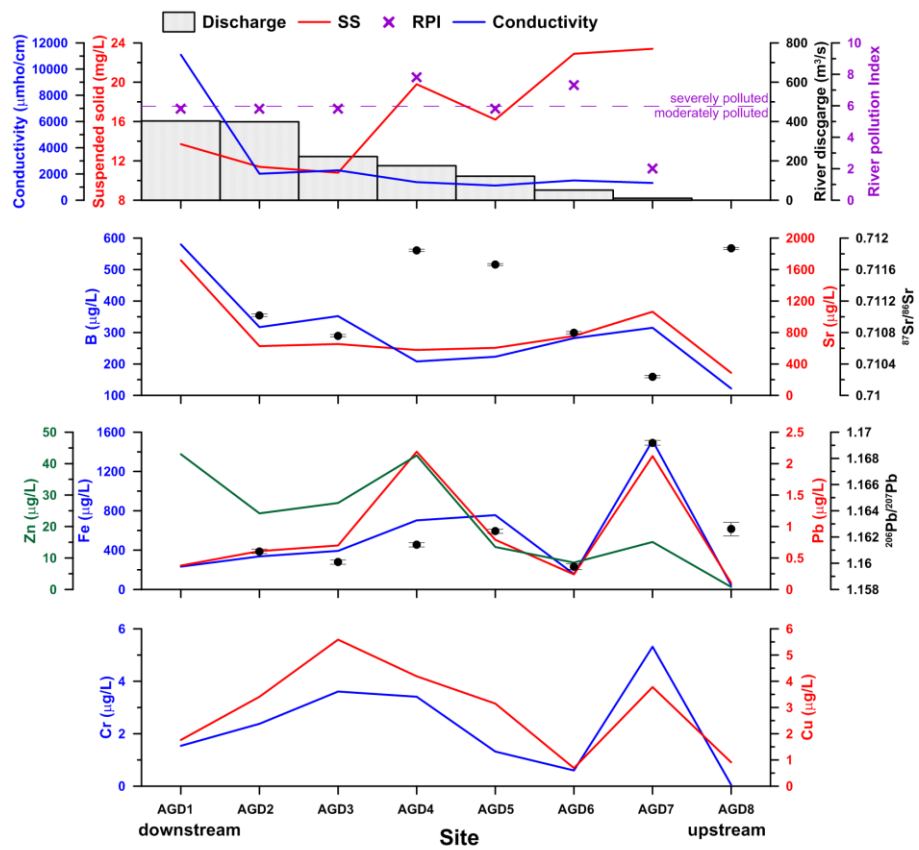


圖 3. 阿公店溪自上游至下游之水質、金屬濃度、鋇-鉛同位素之變化圖

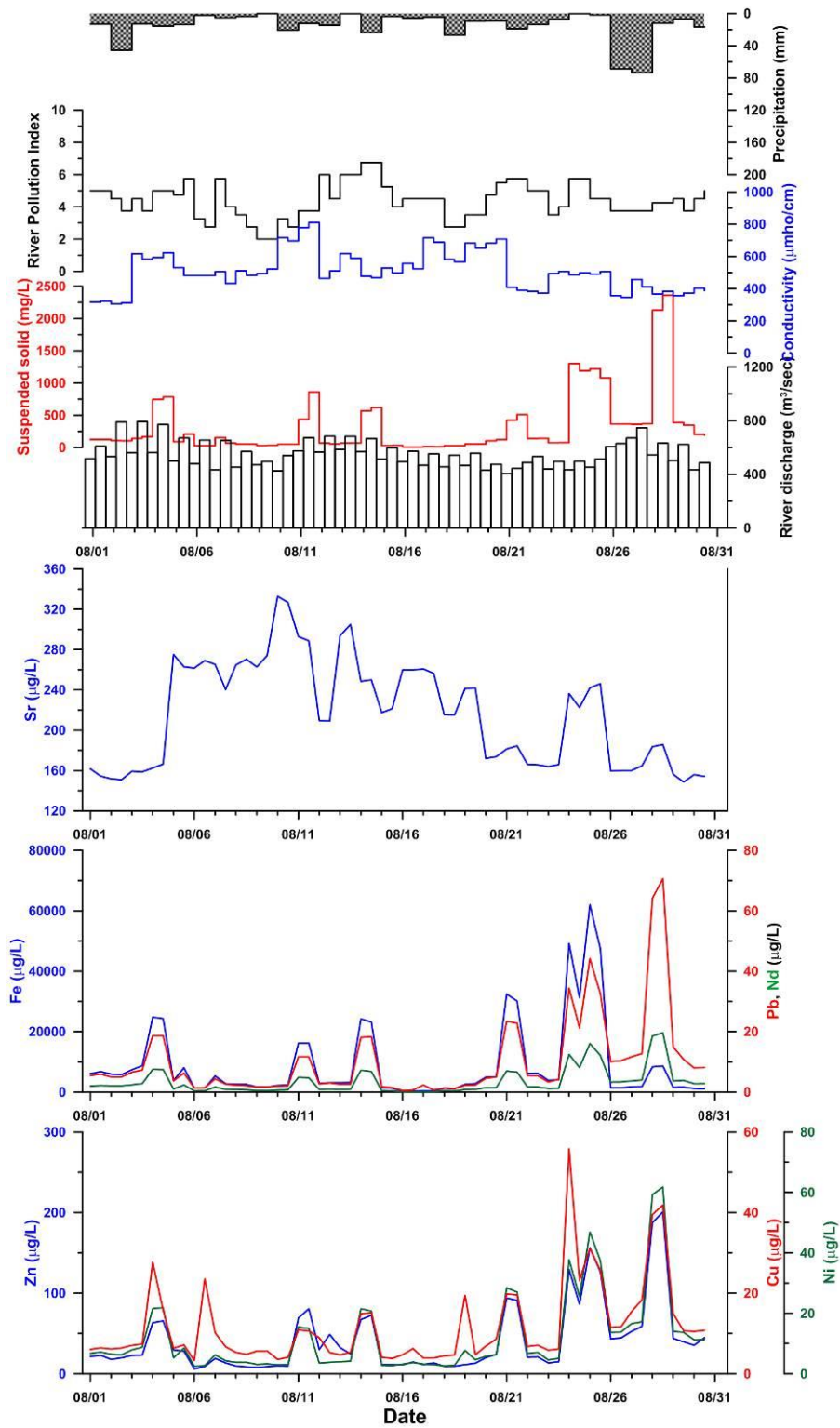


圖 4. 急水溪污染熱點 JS1 站水體連續觀測變化圖

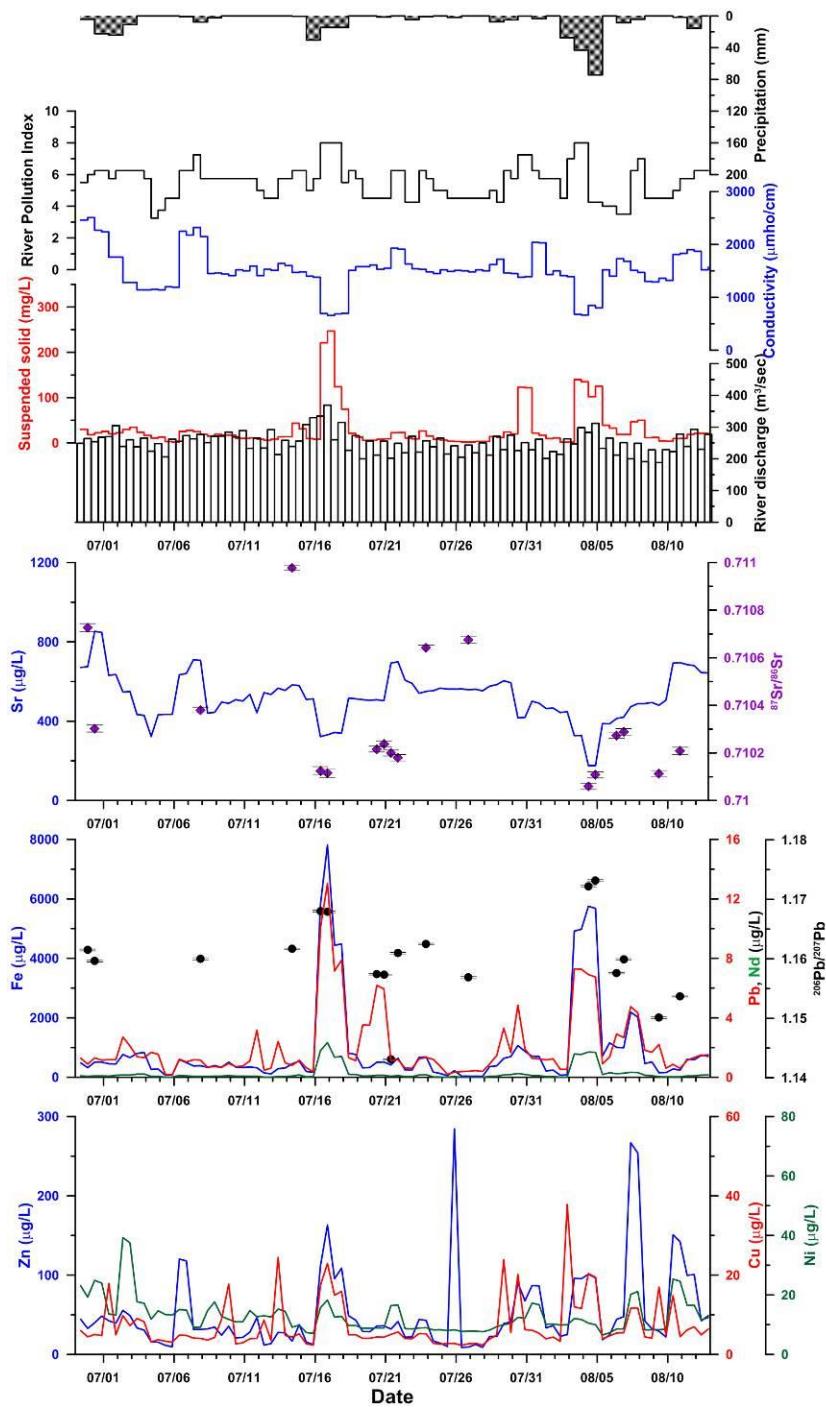


圖 5. 阿公店溪污染熱點 AGD3 站水體連續觀測變化圖

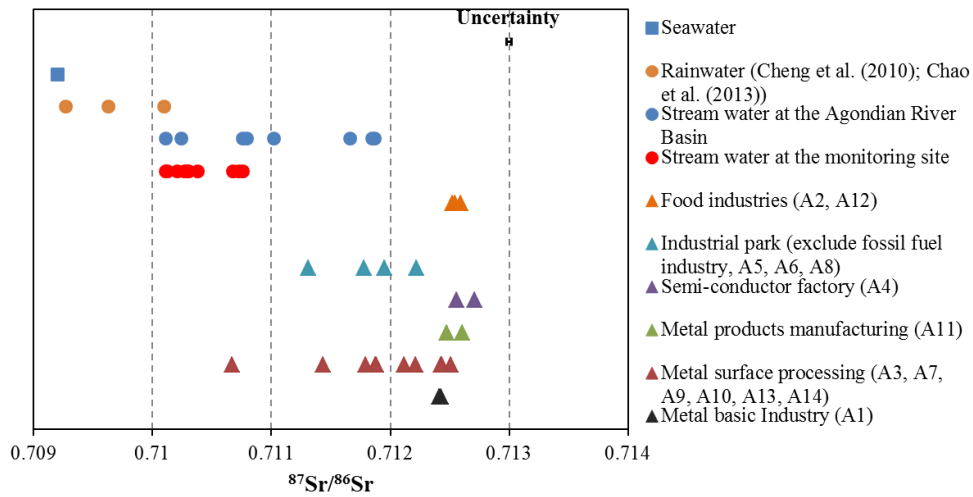


圖 6. 阿公店溪水體(含河道水體、連續監測、事業污水處理單元之廢水)之 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ 比值圖

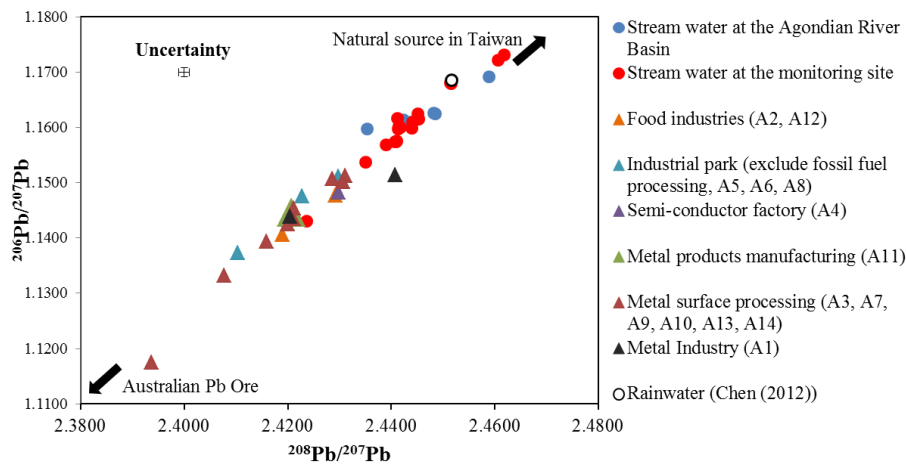
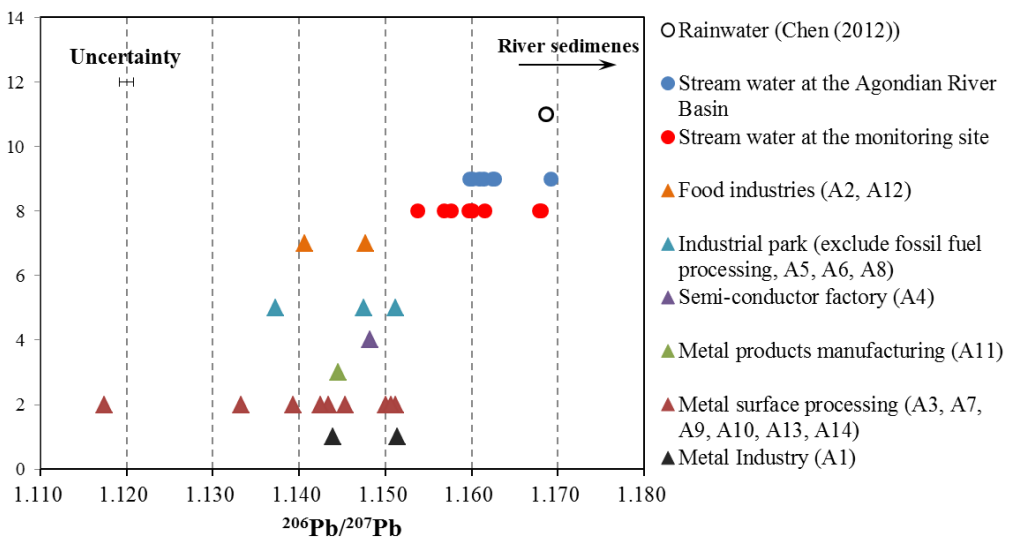


圖 6. (a)阿公店溪水體(含河道水體、連續監測、事業污水處理單元之廢水)之 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值圖，(b)與(a)相同之水體畫在 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 對 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 圖上

四、結論

依現有分析結果，急水河流域中可能受到人為活動影響(推測主要應為畜牧業來源)。中下游地區部分元素自 JS5 之後濃度即受到污染而上升。而自 JS2 所採集之水體，代表注入急水溪主流之前之支流-溫厝溪，具有最高濃度的微量元素，如鐵、錳、銅、鋅等。溫厝溪流經之區域為急水河流域主要畜牧業地區，也包含事業聚集區，該支流應為造成急水溪主流在 JS1 有提升之微量元素濃度。在阿公店河流域中，上游處阿公店水庫出水口 AGD8 之水體受到較少人為活動之影響。隨阿公店溪往下游採樣，在 AGD7 有額外的鋁在此河段部分輸入，鋁濃度隨往中下游遞減，至出海口處受到海水影響而提升。在其他微量元素濃度上，自 AGD6 起有較高的鐵、鎳、鋅濃度，表示有其他的來源輸入。

由金屬濃度分析結果顯示阿公店溪金屬濃度變化較劇烈，因此主要探討阿公店河流域河水、廢水、污染熱點連續觀測之同位素比值。分析結果顯示，阿公店河流域之鋁可能受到多個來源混合，污水處理單元廢水的分析結果顯示鋁同位素比值幾乎皆高於河水。鉛同位素比值則顯示在河水中較高，而在已分析的污水處理單元廢水中有較低的鉛同位素比值，並顯示人為來源與自然源之鉛具有明顯之差異。在污染熱點連續監測分析上，鋁、鉛結果顯示降雨事件所帶來高濃度自然源懸浮顆粒為造成鐵、鉛濃度上升的主因。鋁同位素組成亦反映河川水體受降雨輸入所影響。非降雨事件時之同位素訊號則指示河川有較高人為污染之貢獻。若搭配廢水元素圖譜與多重同位素示蹤法，應有助於進一步限縮污染源範圍與可能來源。

本研究結果顯示，河水、工業廢水的分析顯示多重同位素示蹤法於河川污染來源追蹤極具潛力，然而因為工廠林立、廢水排放具複雜度。若將來能夠掌握流域中主要排放者並建立其同位素指紋特徵，對於污染事件發生時，應能提供更為正確之資訊。

參考文獻

- [1] 陳易正，2012。二仁溪河水溶解鉛之分布及來源。國立成功大學地球科學系碩士論文。
- [2] Chao, H.-C., You, C.-F., Liu, H.-C., & Chung, C.-H. (2013). The origin and migration of mud volcano fluids in Taiwan: Evidence from hydrogen, oxygen, and strontium isotopic compositions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 114, 29-51.

建立事業廢水之細胞毒性篩檢技術

許令宜¹ 莊淑如¹ 楊喜男¹

¹ 行政院環境保護署環境檢驗所

摘要

細胞電阻抗(Cell Electrical Impedance)是一項較新之細胞生長檢測技術，因為動物細胞的形狀對外來化學、生物或物理刺激反應非常敏感，因此細胞形態變化可用予細胞毒性研究。由於細胞電阻抗可用於反應細胞形態變化，因此「經濟合作與發展組織」(Organization for Economic Co-Operation Development, OECD)認同使用「細胞電阻抗」方法於奈米粒子之細胞危害測試方法之一。本計畫使用「全時細胞培養即時分析系統」(Real-Time Cellular Analyzer)屬一項細胞電阻抗檢測技術，本系統可不先經標定細胞(label free)即可連續記錄細胞生長變化，亦是一種高通量(high through-put)細胞毒性篩檢技術，可用以快速評估環境樣品產生之細胞毒性。本年度採集阿公店溪、北港溪、急水溪及後勁溪等7種事業廢水(含製程水)，合計29個樣品以進行體外細胞毒性檢測技術建立。水樣先經0.1 μm 孔徑之針筒過濾膜過濾水樣後，加入人類肝癌細胞株(HepG2 cell line)培養液中呈50%濃度，再連續紀錄24小時之細胞生長變化。29個樣品中有7個樣品添加至細胞後造成細胞30%以上死亡率(即70%以下存活率)，此7個樣品中有2個樣品造成100%細胞死亡率。再將此7個樣品進行包括：活性氧物質檢測(Reactive oxygen species; ROS)、細胞凋亡及27種人體細胞激素(human cytokine)等細胞毒性技術測試。7個樣品產生氧化壓力的細胞群比例與控制組相較下增加1.5倍以上，而2個樣品在細胞凋亡的細胞群比例增加2倍以上。在細胞激素檢測結果中，IL-6在此7個樣品中皆有增加趨勢。高死亡率樣品(編號3613)有7種激素有50%以上的變化，而去離子水對照組與只含培養基的控制組無明顯差異。比對化學分析結果本次高細胞死亡率的樣品編號3613、6907及511等之部分陰陽離子濃度高於其他樣品，可能是造成細胞快速死亡的主因之一。編號813及504為同一採樣點之二季採樣，在細胞存活率及氧化壓力檢測結果相同。由化學檢測結果可見金屬鎳濃度較高，可能是造成氧化壓力高的主因。本次建立高污染之事業廢水之細胞快篩檢測技術，未來或可用以環境水體之污染監控。

關鍵字：高通量篩檢技術、細胞氧化壓力、細胞激素

一、前言及研究目的

目前環境水源的污染狀況大多是仰賴化學成份分析，以評估水體中含有毒性之化學品[1]。環境水樣中有許多物質，只有眾所周知的有毒物質可以使用特定化學測定技術確定。但有許多對生物有毒物質未建立於化學毒物資料庫中，而環境的污染物常呈混合物存在可能呈現協同效應，難用單一化學物的毒性去評估。目前對由多種環境化學物質及其相關的人類健康風險引起的混合細胞毒性效應知之甚少。使用生物可用以評估環境水體之品質，以改善不良的水質。如Lah等人實施了Comet試驗和Ames試驗，以監測飲用水造成細胞之遺傳毒性[2]；Soldán等人使用外毒素學方法篩查地表水污染的長期影響風險[3]。雖然上述生物方法可用於評估環境水污染對生物之危害風險，但它們只能關注特

殊的生物傷害檢測，或者僅使用終點(end-point)估算。

細胞電阻抗(Cell Electrical Impedance)是一項較新之細胞生長檢測技術，因為動物細胞的形狀對外來化學、生物或物理刺激反應非常敏感，因此可用予細胞毒性研究，也是 OECD 認同的奈米毒性檢測方法之一。目前包括美國環保署(US EPA)及加拿大艾伯塔衛生部(Alberta health in Canada)都皆採行「全時細胞培養即時分析系統」(real-time cell analyzer, RTCA)以建立新的細胞毒性技術。RTCA 的基本原理是監測由測試電池和電極之間的相互作用引起的電極阻抗的變化。細胞的存在導致電極阻抗 CI 的增加：連接到傳感器的細胞越多，RTCA 可以獲得的阻抗越高。RTCA 持續紀錄數據可反應細胞增殖變化，故細胞因毒性死亡亦可呈現於細胞生長曲線中(圖 1)。通過 RTCA 系統可連續監測細胞活力使得可以區分細胞活力的不同狀態，例如衰老，細胞毒性(細胞死亡)和減少的增殖(細胞週期停滯)[4]。美國環保署使用本技術來進行一項大型之化學毒物預測(Toxicity Forecasting)計畫：EPA ToxCast: Cytotoxicity and estrogen/progesterone mimics screening[5]，用此種技術重新定義化學品及環境荷爾蒙之細胞毒性[6]；而加拿大艾伯塔衛生部則用以開發環境水體及污染物之細胞毒性[7]，並用此技術分析 800 種以上之化學物質。此技術至 2020 年已有 1600 篇以上的同儕審查(peer-review)驗證。

與傳統毒性試驗為單點分析細胞毒性不同，全時細胞分析系統(RTCA) (Real-Time Cellular Analyzer)不用先將細胞標定(label free) 即能連續記錄細胞生長變化，106 年本所使用奈米工廠污水之進流水及放流水為檢測標的，以人類肝癌細胞 HepG2 及以建立可用於環境水樣符合 OECD 高通量(high through-put)細胞毒性篩檢技術，另搭配使用傳統細胞毒性分析法包括活性氧物質檢測(Reactive oxygen species；ROS)及 27 種人體細胞激素測試(human cytokine)以佐證細胞毒性變化，以建立水體中奈米物質及溶解性有害物質之生物毒性。107 年建立環境水體污染之生物毒性檢測技術，包括「全時細胞培養即時分析系統」、活性氧物質檢測(Reactive oxygen species；ROS)及 27 種人體細胞激素測試(human cytokine)等。108 年以觀音工業區 3 條河川溪流(富林溪、樹林溪、大堀溪)及污水處理廠進、放流水體等合計 20 個樣品建立體外細胞毒性技術。109 年以阿公店溪、北港溪、急水溪及後勁溪等 29 個採樣點合計 7 種事業別進行體外細胞毒性檢測技術建立。

活性氧化物(Reactive oxygen species, ROS)，是生物有氧代謝過程中的一種副產品，活性氧化物被認為具有攻擊性與毒性，會造成細胞的 DNA、蛋白質、碳水化合物和脂質成份的氧化等。因核酸或蛋白質等改變本身的功能結構，失去原來具有的生物活性，造成細胞損傷最終會導致細胞死亡。使用 H₂DCFDA (2',7'-dichlorodihydrofluorescein diacetate)染劑進入細胞後，以流式細胞儀分析細胞內產生氧化壓力的程度。H₂DCFDA 為脂溶性物質，本身不發螢光且能穿過細胞膜進到細胞中，經由細胞中酯類水解酶水解成 H₂DCF，H₂DCF 與細胞內活性氧化物作用後產生 DCF 螢光物質，因而可利用流式細胞儀檢測其螢光之變化而知氧化壓力。

化合物處理細胞會導致多種細胞死亡的方式。如細胞可能發生壞死(necrosis)、膜完整性喪失造成細胞溶解(cell lysis)並迅速死亡、細胞周期停滯(cell cycle arrest)可以停止活躍的生長和分裂或者細胞可以激活控制細胞凋亡(apoptosis)的遺傳程序[8]。細胞凋亡是一種細胞的程序性死亡(Programmed cell death)，相較於因感染或受損引起的細胞壞死(Necrosis)，細胞凋亡是主動由細胞進行的反應。經螢光標定後，細胞可以流式細胞儀(flow cytometry)可用以分析細胞早期凋亡(early apoptosis)及晚期凋亡(late apoptosis)的細胞比例，進而確認造成細胞死亡的模式。

細胞激素(cytokine)扮演化學調節或訊息傳遞分子，如同傳令兵在細胞間協助訊息傳遞。傳統的細胞激素檢測常使用酵素連結免疫吸附法(enzyme-linked immunosorbent assay, ELISA) 技術，大多只能單次檢測一種細胞激素。而本計畫使用為多重激素檢測技術(Bio-Plex Pro™ Human Cytokine 27-plex Assay)，可 1 次分析樣品中的 27 種激素變化，優點為節省樣品量及檢測時間外，也可以了解分析激素間的相關性變化，也可避免批次間的操作誤差[9]。

本年度選取阿公店溪、北港溪、急水溪及後勁溪等事業水體進行技術建立及檢測，分別於 109 年 5 及 10 月各 1 次採集合計 29 個樣品。為避免微生物感染細胞，本年度水樣先以 0.1 μ m 過濾膜進行過濾，目標以奈米微粒及溶解性化合物對細胞複合性結果進行觀測及技術建立。

二、研究方法

(一) 水樣採集及處理

109 年於 4 月起分別於阿公店溪、北港溪、急水溪及後勁溪等事業水體進行事業廢水採樣，樣品冷藏運送回環檢所後，保存於 4℃ 左右之冷藏冰箱。採用 0.1 μ m PVDF 針筒過濾器(Millex-VV Syringe Filter Unit)過濾後，樣品保存於 4℃ 左右之冷藏冰箱，過濾後之樣品取用時皆於生物安全操作台內進行。

(二) 細胞株來源及培養

本計畫使用人類肝癌細胞(HepG-2 細胞) (購自 ATCC® HB-8065™)，以 DMEM 高糖培養基 (含 10%胎牛血清 FBS、抗生素及 L-麩胺酸鹽等) (DMEM, high glucose/10% FBS、penicillin(100 U/mL)/streptomycin (100 mg/ mL)/ 10% L-glutamine)，培養於無菌之塑膠細胞培養瓶(25T Flask or 75T Flask)(corning Inc., corning, NY, USA)。培養條件為 37℃ 及 5%CO₂ 且含有足夠濕度的細胞培養箱中。培養細胞達約 8 成滿時以 0.05%胰蛋白酶-EDTA 消化液 (0.05%Trypsin-EDTA)進行繼代培養。

細胞培養所需胎牛血清(Fetal bovine serum, FBS)、DMEM 高糖培養基(DMEM, high glucose)、0.5%胰蛋白酶-EDTA 消化液(0.5% Trypsin-EDTA)、抗生素(penicillin/streptomycin) 及 L-麩胺酸鹽(L-glutamine solution)等細胞培養專用試劑購自萊富公司(Life Technologies, Rockville, MD)。

(三) 「全時細胞培養即時分析系統」進行細胞存活率測定

HepG2 細胞以 50%環境水樣進行細胞毒性測試，並以 ddH₂O 去離子水或 RO 水作為陰性對照組，以確認水樣對細胞本身效應。細胞以 12,000 個/well 接種於「全時細胞培養即時分析系統」(xCELLigence RTCA DP System™, ACEA Biosciences, USA)專用之 E-plate 培養盤內，每種樣品各為 2 重覆，將本儀器置於 CO₂ 細胞培養箱內之分析儀進行細胞連續監測。細胞貼附並生長穩定後，除未處理之細胞組外添加培養基，另包括 ddH₂O 去離子水、及水樣等以 2 重覆添加於培養液進行比對觀察，紀錄時間為 24 小時以上，實驗濃度分別為 50%(150 μ L+150 μ L)等 2 組。

(四) 細胞內氧化壓力變化

使用 HepG2 5 $\times$ 10⁵ 個細胞數種於 6 孔盤細胞培養皿(corning, corning Inc., USA)中，培養約 16

小時後確認細胞貼附後，將 DMEM 培養液移除，以磷酸鹽緩衝生理鹽水 (Phosphate buffered saline, PBS) 進行清洗 2 次後，加入含 H₂DCFDA 染劑(Molecular Probes Inc, Eugene, OR, USA) 使達到 40 μ M 濃度之細胞培養液。以包括 50% ddH₂O 去離子水及樣品組品進行曝露試驗，其中有 3 個樣品於 50%(樣品號 3613、6907 及 511)存活率不到 3 成，故以 25%濃度進行氧化壓力測試，其餘樣品以 50%進行試驗。樣品皆進行 2 重覆曝露試驗。

樣品曝露 24 小時後移去培養液，並以 PBS 清洗細胞 2 次，再以 0.05 %之胰蛋白酶-EDTA 溶液將細胞由孔壁脫附，收集細胞離心並移除上清液，加入鞘流液(sheath buffer)約 0.5mL 後以流式細胞儀(novocyte, ACEA Biosciences, USA)，於雷射波長 488 nm 激發以分析螢光值變化，以確認細胞氧化壓力之變化。

(五) Annexin V/PI 雙染色法進行細胞凋亡試驗

使用 Annexin V/PI (bdbiosciences, USA) 雙染色法進行細胞凋亡分析，分置 5 $\times$ 10⁵ 個細胞培養於 6 孔盤培養中，於細胞培養箱中培養 16 小時後確認細胞貼附，將 DMEM 培養液移除。重新曝露於含樣品之培養液，除只含培養基的控制組，以包括 50% ddH₂O 去離子水及樣品組品進行曝露試驗，其中有 3 個樣品於 50%(樣品號 3613、6907 及 511)存活率不到 3 成，故以 25%濃度進行測試，其餘樣品以 50%進行試驗。皆進行 2 重覆曝露試驗。另以 5 μ M 喜樹鹼處理細胞做為陽性對照組。

完成暴露後使用 0.05 %之胰蛋白酶溶液將細胞懸浮，以 500 μ L 1X Annexin V Binding Buffer 將細胞打散，再取其中 100 μ L 細胞懸浮液到新的 1.5 mL 微量離心管中，加入 5 μ L FITC Annexin V 和 5 μ L Propidium Iodide (PI) 染劑與細胞懸浮液混合均勻，室溫下反應 30 分鐘後以流式細胞儀進行檢測。

(六) 27 種細胞激素變化測定

5 $\times$ 10⁵ 個 HepG2 細胞置於 6 孔盤培養中，培養 16 小時後確認細胞貼附，將細胞培養液移除。重新加入細胞培養液。添加 50% ddH₂O 去離子水當陰性對照組，以包括 50% ddH₂O 去離子水及樣品組進行曝露試驗，其中有 3 個樣品於 50%(樣品號 3613、6907 及 511)存活率不到 3 成，故以 25%濃度進行測試，其餘 4 個樣品以 50%進行試驗。皆進行 2 重覆曝露試驗。

(七) 樣品曝露 24 小時後收集培養液進行分析。人體細胞激素是使用 Bio-Plex Pro™ Human Cytokine 27-plex Assay (Bio-Rad Laboratory, Hercules, CA, USA)一次同步分析，可分析包括 IL-1 β , IL-1 α , IL-2, IL-4, IL-5, IL-6, IL-7, IL-8, IL-9, IL-10, IL-12 (p70), IL-13, IL-15, IL-17, Basic FGF, Eotaxin, G-CSF, GM-CSF, IFN- γ , IP-10, MCP-1 (MCAF), MIP-1 α , MIP-1 β , PDGF-BB, RANTES, TNF- α and VEGF 等 27 種人體細胞激素。檢測方式依試劑說明進行，再以 Bio-Plex® 200 Systems 進行檢測及分析(Bio-Rad Laboratory, Hercules, CA, USA)。

三、 結果及討論

(一) 「全時細胞培養即時分析系統」為一項較新之細胞生長持續記錄器，目前屬較精準及昂貴之實驗方式，故 US EPA 等用以重新定義一些化學物之細胞毒性，本次利用此技術來連續紀錄事業廢水造成細胞毒性變化。

- (二) 許多細胞的生長分析技術都有以下缺點：(1)細胞需要使用標定，如使用螢光染劑；(2)無法連續紀錄細胞生長情形，即只產生終點數據；(3)有些分析技術與細胞生長情形非絕對正相關，如 MTT 為分析細胞內粒腺體活性並非真正細胞生長數量變化；(4)無法定量細胞數量，大多技術為與陰性控制組之相對情形[10]。「全時細胞培養即時分析系統」為一項較新之細胞生長持續記錄器，目前屬較精準及昂貴之實驗方式，故 US EPA 等用以重新定義一些化學物之細胞毒性。本次利用此技術來連續紀錄事業廢水造成細胞毒性變化，以 50%去離子水或 RO 水等做為空白之對照組。本儀器可做為大量篩測水樣毒性的篩測工具。
- (三) 圖 2 為添加 50%去離子水後與不添加之培養基組，可見添加大量的水樣會造成細胞電阻值增加，且二重覆的結果相近。另由 109 年環境調查研究年報第 27 期「以河川水體建立細胞毒性分析技術」結果可見，無毒性之河川水與 RO 水曝露至細胞之電阻值相近(圖 3)，故本次仍以去離子水或 RO 水做為陰性對照組。
- (四) 本次 29 個樣品號如表 1，其中工廠的製程廢水或第 2 次採樣之樣品已另行註記。樣品以 50%及 2 重覆添加於已貼附細胞之電阻盤中，並連續紀錄 24 小時，所有的河川樣品存活率如圖 4。29 個樣品之業別如表 2，其中有 7 個樣品造成存活率不 7 成(表 3 及圖 5)。
- (五) 本次曝露樣品 24 小時後造成 7 成以下細胞存活率之 7 件樣品中，有 4 件來自於阿公店溪。7 件樣品中金屬表面處理業占 4 件(為本次檢測 13 件金屬表面處理業中的 31%)、電鍍業占 1 件(本次檢測 6 件電鍍業中的 17%)，另 2 件為石油化學以外之工業區專用污水下水道系統 2 件(本次檢測共 3 件，占 67%)。
- (六) 本次 4 條河川事業廢水樣品皆先以 0.1 μm 過濾器過濾後再曝露於細胞 24 小時，所得的細胞存活率整理如圖 4，可見北港溪的 6 個樣品皆接近 8 成以上的細胞存活率。
- (七) 全 29 個事業廢水之化學成份分析可見，高死亡率(如編號 3613、6907 及 511)之樣品有較高濃度之陰陽離子，如鈉離子(Na^+)、氯離子(Cl^-)可為其他事業廢水近 10 倍(表 4)。而編號 3613 在硫酸根離子(SO_4^{2-})更高達 10,076mg/L，可能為細胞全死亡的主因之一。
- (八) 氧化壓力為細胞傷害而死亡的機制之一。如自由基是一個帶有不成對電子且獨立存在的物質，很容易去掠奪其他分子的電子，這過程中就會對細胞中重要的分子像核酸、蛋白質、酵素等產生破壞。正常的細胞本身具有清除自由基的機制，例如過氧化氫酶、穀胱甘肽過氧化酶(GSH)等等。但因為大量的過氧化物或特定化合物存在時會造成上述酵素無法作用，而產生所謂氧化壓力而促發炎分子產生，而開啟細胞的發炎反應或死亡。7 個 70%以上死亡率之事業廢水樣品進行細胞氧化壓力檢測，因樣品編號 511、3613 及 6907 等 50%濃度下細胞接近全死亡，此 3 樣品以 25%曝露進行測試。流式細胞儀檢測結果如圖 6，氧化壓力變化皆高於去離子水組 1.5 倍以上(統計如圖 7)。
- (九) 「石油化學以外之工業區專用污水下水道系統」同一採樣點的二次採樣結果，於氧化壓力檢測結果為 7 個樣品中增加最多，增加約為 3 倍，採樣時間分別為 5 月及 7 月，曝露後不但造成細胞存活率相近，在氧化壓力的變化亦相近。由化學檢測結果可見金

屬鎳濃度較高，可能是造成氧化壓力高的主因。

- (十) 細胞凋亡(apoptosis)的意義在於可確保人體正常生長發育，是細胞預定溫和的死亡模式，可維持健康細胞的穩定。當有害物質出現時，人體可發揮防禦功能，由細胞凋亡降低人體損害。與細胞壞死(necrosis)不同於壞死的發生大多是強烈的毒性，亦會發炎反應。本次造成細胞全死亡的編號 3613 及 511 等樣品與對照組產生 2 倍以上的細胞凋亡比例。
- (十一) 7 個 70%以下存活率之事業廢水樣品進行細胞凋亡檢測，因編號 511、3613 及 6907 在 50%濃度下細胞接近全死亡，此 3 樣品以 25%曝露進行測試。流式細胞儀檢測結果如圖 8，全死亡率的編號 511 及 3613 的細胞早期凋亡及晚期凋亡的細胞群比例高於去離子水組 2 倍以上(統計如圖 9)。
- (十二) 體內的許多細胞激素(cytokine)是會互相影響產生，細胞激素有 2 種特性：多功能性(pleiotropic properties) 及功能重疊性(functional redundancy) [11]，多功能性是指 1 種激素可能有數種不同的作用，而功能重複性則是數種激素都具有相同作用。故激素屬於非常複雜的機制，互相影響牽制。如 $\text{TNF-}\alpha$ 因壓力的刺激而產生，產生後會刺激局部血管上皮細胞，造成 IL-6 的分泌，而 IL-6 的分泌反而會抑制 IL-1 β 及 $\text{TNF-}\alpha$ 對其它免疫細胞的作用[12]。肝細胞是多種細胞激素的生產者，其中一些能夠直接調節肝細胞功能，而另一些則是白血球細胞(leukocyte)活性的重要調節劑[13]。正常肝細胞系和肝癌細胞（包括 HepG2 等）均可以產生 IL-6，肝癌細胞會隨著 IL-6 產量的增加而對腫瘤發生和復發均可能起重要作用[14]。
- (十三) 27 種細胞激素變化：高死亡率之樣品編號 3613 曝露後細胞有 7 種激素包括 IL-1ra、IL-6、IL-8、Basic FGF、RANTES、IFN- γ 、及 VEGF 等與培養基對照組變化達 50% 以上（如圖 10），另一高死亡率樣品編號 511 與對照組在 IL-6、G-CSF 及 $\text{TNF-}\alpha$ 各增加 153%、163%及 247%。IL-6 在此 7 個樣品中皆有增加趨勢（圖 11）。

四、結論及建議

- (一) 本計畫選定 29 個事業廢水樣品進行細胞毒性試驗。由於奈米微粒的小尺寸更易進入細胞，已成為新興污染物。許多研究及文獻都確認奈米微粒是具有危害性的，如：奈米銀、奈米碳管等皆會導致存活率降低、氧化壓力、細胞凋亡、細胞自噬作用…等細胞毒性路徑的活化，也因此評估環境中奈米微粒之風險與危害效應是目前各國都在面對的重要議題。其中奈米微粒對水生環境的影響也有不少研究，如奈米氧化鋅微粒會影響發育中的胚胎[15]。
- (二) 27 種細胞激素變化：高死亡率之樣品 3613 有 7 種激素包括 IL-1ra、IL-6、IL-8、Basic FGF、RANTES、IFN- γ 、及 VEGF 等與培養基對照組變化達 50%以上，另一高死亡率樣品 511 與對照組在 IL-6、G-CSF 及 $\text{TNF-}\alpha$ 各增加 153%、163%及 247%。IL-6 在此 7 個樣品中皆有增加趨勢。
- (三) 編號 511 與對照組的細胞在 IL-6、G-CSF 及 $\text{TNF-}\alpha$ 分泌的比例各為增加 153%、163%及 247%，由文獻可知急性發炎的肝細胞，常會伴隨細胞分泌 IL-6 及 $\text{TNF-}\alpha$ 等之增加。

- (四) 在比對樣品的化學成分分析可見，本次高細胞死亡率的樣品編號 3613、6907 及 511 等之部分陰陽離子濃度高於其他樣品，可能是造成細胞快速死亡的主因之一。編號 813 及 504 為同一採樣點之二期採樣，在細胞存活率及氧化壓力檢測結果相同。由化學檢測結果可見金屬鎳濃度較高，可能是造成氧化壓力高的主因。

參考文獻

- [1] Kaza, M., Mankiewicz-Boczek, J., Izydorczyk, K., & Sawicki, J. 2007. Toxicity Assessment of Water Samples from Rivers in Central Poland Using a Battery of Microbiotests--a Pilot Study. *Polish Journal of Environmental Studies*, 16(1).
- [2] Lah, B., Žinko, B., Narat, M., & Marinšek-Logar, R., 2005. Monitoring of genotoxicity in drinking water using in vitro comet assay and Ames test. *Food Technology and Biotechnology*, 43(2), 139-146.
- [3] Soldán, P., & Badurová, J. 2013. A method for screening for the risk of chronic effects of surface water pollution. *Environmental monitoring and assessment*, 185(1), 21-30.
- [4] U.S. EPA, Advancing the Next Generation of Chemical Evaluation. <https://www.epa.gov/chemical-research/toxicity-forecasting>.
- [5] Rotroff, D. M., Dix, D. J., Houck, K. A., Kavlock, R. J., Knudsen, T. B., Martin, M. T., & Judson, R. S. 2013. Real-time growth kinetics measuring hormone mimicry for ToxCast chemicals in T-47D human ductal carcinoma cells. *Chemical research in toxicology*, 26(7), 1097-1107.
- [6] Pan, T., Khare, S., Ackah, F., Huang, B., Zhang, W., Gabos, S., & Stampfl, M. 2013. In vitro cytotoxicity assessment based on KC_{50} with real-time cell analyzer (RTCA) assay. *Computational biology and chemistry*, 47, 113-120.
- [7] Houser, B. 2012. Bio-Rad's Bio-Plex® suspension array system, xMAP technology overview. *Archives of physiology and biochemistry*, 118(4), 192-196.
- [8] Wikipedia. <https://en.wikipedia.org/wiki/Cytotoxicity>.
- [9] Ke, N., Wang, X., Xu, X., & Abassi, Y. A. 2011. The xCELLigence system for real-time and label-free monitoring of cell viability. In *Mammalian cell viability* (pp. 33-43). Humana Press.
- [10] What is Real-Time Cell Analysis? Cellular Impedance Explained <https://www.aceabio.com/about/real-time-cell-analysis/>
- [11] Pedersen, B. K., & Hoffman-Goetz, L. 2000. Exercise and the immune system: regulation, integration, and adaptation. *Physiological reviews*.
- [12] Pedersen, B. K., & Hoffman-Goetz, L. 2000. Exercise and the immune system: regulation, integration, and adaptation. *Physiological reviews*.
- [13] Stonans, I., Stonane, E., Rußwurm, S., Deigner, H. P., Böhm, K. J., Wiederhold, M., ... & Reinhart, K. 1999. HepG2 human hepatoma cells express multiple cytokine genes. *Cytokine*, 11(2), 151-156.
- [14] Yuan, F. J., Zhang, Y. S., Wei, Y., Zou, C., Chen, L., Huang, L., & Liu, Z. 2011. Increased expression of IL-6 mRNA in hepatocellular carcinoma cell lines correlates with biological characteristics. *Asian Pac. J. Cancer Prev*, 12, 3361-3365.
- [15] Xia, T., Zhao, Y., Sager, T., George, S., Pokhrel, S., Li, N., ... & Nel, A. E. 2011. Decreased dissolution of ZnO by iron doping yields nanoparticles with reduced toxicity in the rodent lung and zebrafish

embryos. ACS nano, 5(2), 1223-1235.

表 1 本年度 4 條河川合計 29 個樣品資訊

編號	河川名	樣品編號	業別	備註
1	急水溪	3613	金屬表面處理業	
2	急水溪	3601	紙漿製造業	
3	急水溪	3608	食品製造業	製程
4	急水溪	3609	食品製造業	
5	急水溪	6907	金屬表面處理業	第 2 次
6	後龍溪	5905	金屬表面處理業	
7	後龍溪	5906	金屬表面處理業	
8	後龍溪	5909	金屬表面處理業	
9	阿公店溪	801	電鍍業	
10	阿公店溪	802	電鍍業	製程
11	阿公店溪	803	金屬表面處理業	
12	阿公店溪	805	金屬基本工業	
13	阿公店溪	807	電鍍業	
14	阿公店溪	812	石油化學以外之工業區專用污水下水道系統	
15	阿公店溪	813	石油化學以外之工業區專用污水下水道系統	
16	阿公店溪	815	金屬表面處理業	
17	阿公店溪	504	石油化學以外之工業區專用污水下水道系統	第 2 次
18	阿公店溪	505	電鍍業	第 2 次
19	阿公店溪	507	金屬表面處理業	第 2 次
20	阿公店溪	508	金屬表面處理業	第 2 次
21	阿公店溪	509	金屬表面處理業	第 2 次
22	阿公店溪	511	電鍍業	第 2 次
23	阿公店溪	514	電鍍業	第 2 次
24	北港溪	106	食品製造業	
25	北港溪	108	金屬表面處理業	製程
26	北港溪	109	金屬表面處理業	
27	北港溪	111	製革業	製程
28	北港溪	112	製革業	
29	北港溪	408	金屬表面處理業	

表 2 本次進行之 4 條河川共計 7 種業別 29 個樣品

事業別	件數	備註
電鍍	6	含製程 1 件
金屬表面處理業	13	含製程 1 件
金屬基本工業	1	
石油化學以外之工業區專用污水下水道系統	3	
製革業	2	含製程 1 件
食品業	3	含製程 1 件
紙業	1	

表 3 本次進行之 4 條河川細胞曝露 24 小時後，共計 7 個樣品造成細胞存活率為控制組的 7 成以下，其中有 2 家為採集 2 次皆造成 7 成以下的存活率

事業別	地區	件數(家數)
金屬表面業	阿公店溪	1(1)
金屬表面業	後龍溪	1(1)
金屬表面業	急水溪	2(1)
石油化學以外之工業區專用污水下水道系統	阿公店溪	2(1)
電鍍業	阿公店溪	1(1)

表 4 在高死亡率之樣品(編號 511 及 3613)含有部分高濃度之陰陽離子(單位為 mg/L)

河川名	樣品碼	Na ⁺	NH ⁴⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	F ⁻	CH ₃ COO ⁻	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
阿公店溪	801	1022.70	1.30	366.02	15.10	76.20	0.50	4.72	1819.80	4.50	0.50	34.38	170.40
阿公店溪	802	46.66	4.61	947.53	19.39	105.77	3.02	0.83	1097.55	1.15	0.94	226.32	289.14
阿公店溪	514	683.92	0.00	390.80	10.79	67.15	11.91	0.00	1263.00	0.00	0.00	69.78	88.04
阿公店溪	803	1505.40	294.70	308.61	10.40	70.00	4.30	0.62	2720.00	24.80	0.70	3.85	363.20
阿公店溪	507	284.19	0.00	0.00	14.60	63.46	0.00	0.00	387.32	0.00	0.00	0.00	102.52
阿公店溪	805	509.00	0.00	3.18	57.60	171.90	2.60	0.65	710.75	0.50	0.00	35.77	335.46
阿公店溪	807	3687.90	0.00	5.14	22.80	97.80	1.50	1.11	5664.80	0.00	0.00	13.22	116.80
阿公店溪	505	1569.82	0.00	13.55	17.58	76.55	0.00	0.00	2355.40	0.00	0.00	0.00	78.79
阿公店溪	815	1859.10	10.50	763.93	9.10	102.10	2.40	0.63	2536.10	2.50	1.56	92.35	1278.39
阿公店溪	812	1177.50	339.60	10.10	26.10	199.90	6.10	0.96	2164.13	3.80	0.00	62.05	437.60
阿公店溪	813	4726.00	781.60	566.60	23.00	122.20	13.30	0.27	6953.59	27.90	2.58	4.10	2668.30
阿公店溪	504	4418.79	711.05	546.96	19.28	105.48	0.00	0.00	7136.69	46.80	0.00	0.00	1646.42
阿公店溪	511	12609.53	13.56	0.00	28.14	115.97	0.00	0.00	19180.80	0.00	0.00	0.00	156.36
阿公店溪	509	1216.26	0.00	0.00	0.00	44.10	0.00	0.00	1389.89	11.17	0.00	40.44	510.49
阿公店溪	508	2606.00	16.28	0.00	18.53	83.42	0.00	0.00	3706.48	0.00	0.00	408.11	95.80
急水溪	3601	754.14	0	196.72	16.94	96.23	0.00	0.00	1069.91	0.00	0.00	8.56	445.77
急水溪	3608	41.77	10.85	4.63	9.78	42.83	0.00	0.00	46.59	0.00	0.00	0.00	25.58
急水溪	3609	45.36	0	4.64	12.32	50.74	0.00	0.00	55.90	0.00	0.00	36.98	29.98
急水溪	3613	16700.19	71.85	9.49	3.47	76.61	0.00	0.00	18776.29	0.00	1.34	3.96	10076.64
急水溪	6907	7847.72	494.00	0.00	0.00	91.18	0.00	0.00	11671.98	0.00	0.00	0.00	1966.29
北港溪	111	425.31	227.63	5.11	26.31	88.15	0.00	4.79	151.67	0.00	0.00	14.58	692.43
北港溪	112	765.63	0	6.57	19.24	63.37	0.00	0.00	371.02	0.00	0.00	424.82	797.24
北港溪	106	427.60	13.23	38.88	7.84	29.27	0.00	0.00	403.23	2.19	0.00	0.00	37.55
北港溪	109	1250.87	31.74	201.83	5.06	33.45	0.00	0.00	1728.33	1.43	0.00	0.83	100.06
北港溪	106	427.60	13.23	38.88	7.84	29.27	0.00	0.00	403.23	2.19	0.00	0.00	37.55
北港溪	108	1971.45	9.93	205.19	6.06	44.65	0.00	0.00	3393.01	0.00	0.00	0.00	82.55
後龍溪	5905	445.89	1.71	0.85	8.16	99.4	2.95	14.68	715.23	0.1	0.00	13.28	40.81
後龍溪	5906	1322.4	12.39	0.85	13.75	864.98	5.24	0.66	2645.42	2.15	0.00	13.63	975.14
後龍溪	5909	247.54	29.83	0.2	1.49	9.09	0.1	1.31	14.28	9.3	0.00	63.81	17.57

表 5 本次 7 個樣品之部分化學分析結果可見有較高的陰陽離子(溶氧量、BOD、COD、NH₃-N、SS 及陰陽離子為 mg/L，重金屬單位為 $\mu\text{g/L}$)

編號	事業別	河川	溶氧量	BOD	COD	NH ₃ -N	SS	Na ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Se	Zn
3613	金屬表面	急水溪	5.4	<1.0	9.5	71.8	6.8	16700.19	18776.29	0	3.96	10076.64	74.7	2.55	0.15	4.3	2.2	7.1	9577.45	0.65	2075.35	16.6	2.55	2.95	2792.95
511	電鍍	阿公店溪	2.2	<1.0	12.6	16.8	4.9	12609.53	19180.8	0	0	156.36	166.01	0.42	0.97	0.53	3.34	7.69	246.65	0.02	60.54	2.28	0.58	0.9	620.37
6907	金屬表面	急水溪	6.0	4.4	18.2	348	3.0	7847.72	11671.98	0	0	1966.29	7.44	0.046	0.007	0.076	0.125	0.459	45.084	0	8.61	0.23	0.064	0.016	130.5
5905	金屬表面	後龍溪	7.7	289	624	241	68.0	445.9	715.2	0.1	13.28	40.8	24836.36	0.28	0.053	0.255	36.85	27.13	194.32	0.17	27.97	5.48	9.49	0.34	28.65
815	金屬表面	阿公店溪	4	1.3	8.4	855	1.5	1859.1	2536.1	2.5	92.35	1278.39	416.19	0.63	0	10.15	28.04	3.625	133.41	0.61	113.28	13.58	0.61	1.69	361.825
813	污水下水道	阿公店溪	3	4.3	64.7	536	3.7	4726	6953.59	27.9	4.1	2668.3	82.43	5.16	1.34	246.91	7.45	3.89	547.81	0.225	1123.038	501.025	0.825	3.7	827.94
504	污水下水道	阿公店溪	5.2	2.6	86.7	571	3.8	4418.8	7136.7	46.8	0	1646.4	0	5.2	0	129	2.89	2.19	472	0	745	360	0	3.59	1140
自來水標準						0.5	800		250	0.1	10	250		50	5	50	1000	30	2	50	2	50	50	50	5000
保護人體健康相關環境基準														50	5	50					1	50	100	10	500
飲用水水源水質標準						25	1							50	10						2			50	50

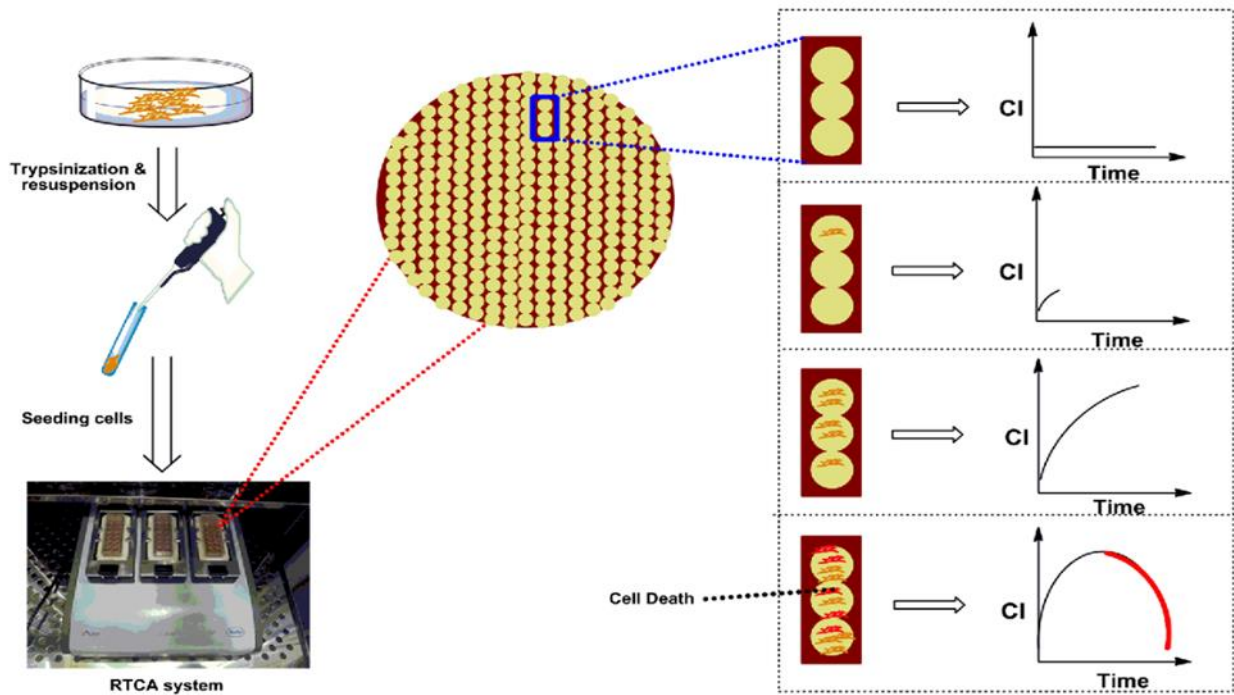


圖 1 全時細胞培養即時分析系統可持續紀錄細胞貼附後所產生之微量電阻變化

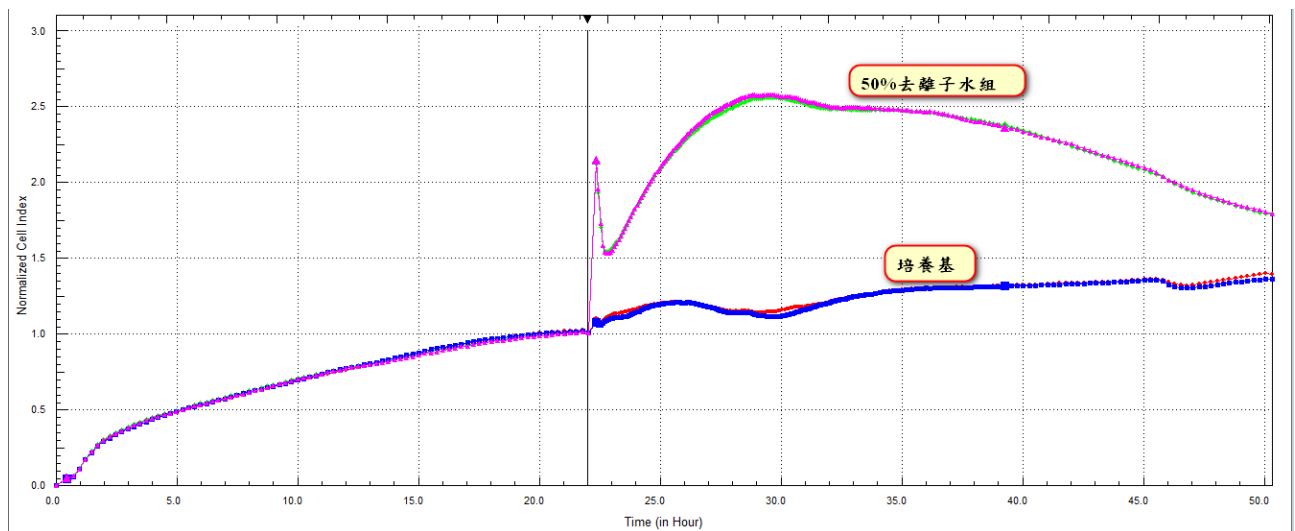


圖 2 全時細胞養即時分析系統可偵測細胞貼附後之電阻值，故 50%的去離子水添加後會造成細胞電阻值的大量增加(差異最大可至 250%)。故本計畫以去離子水做為空白對照組

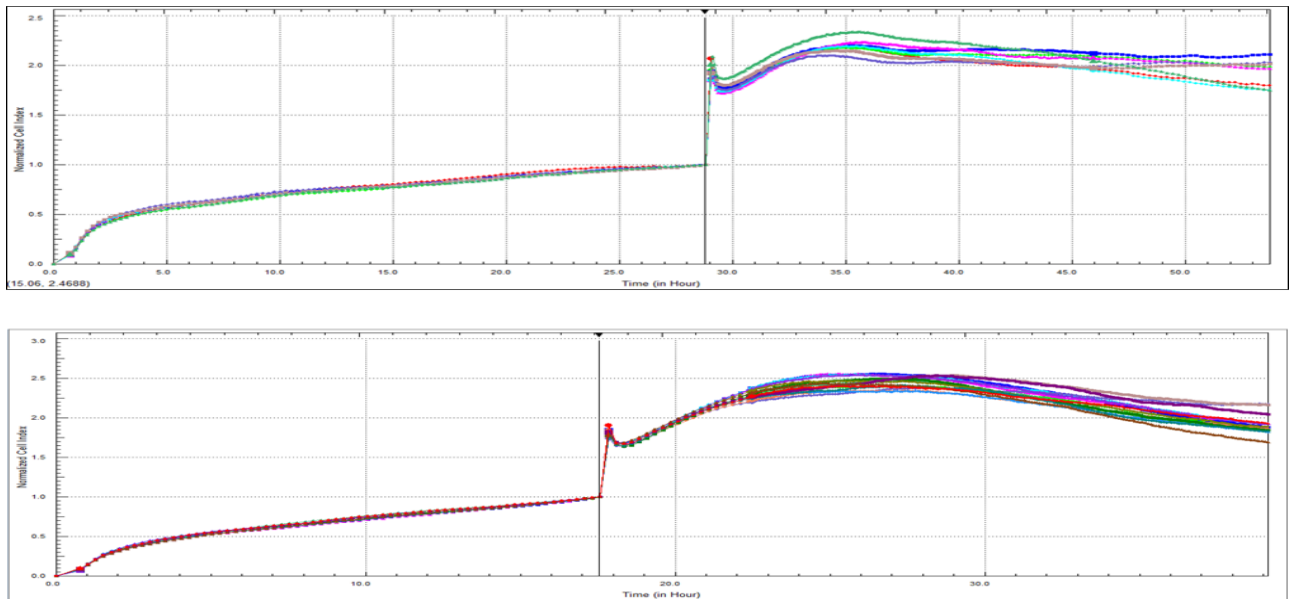
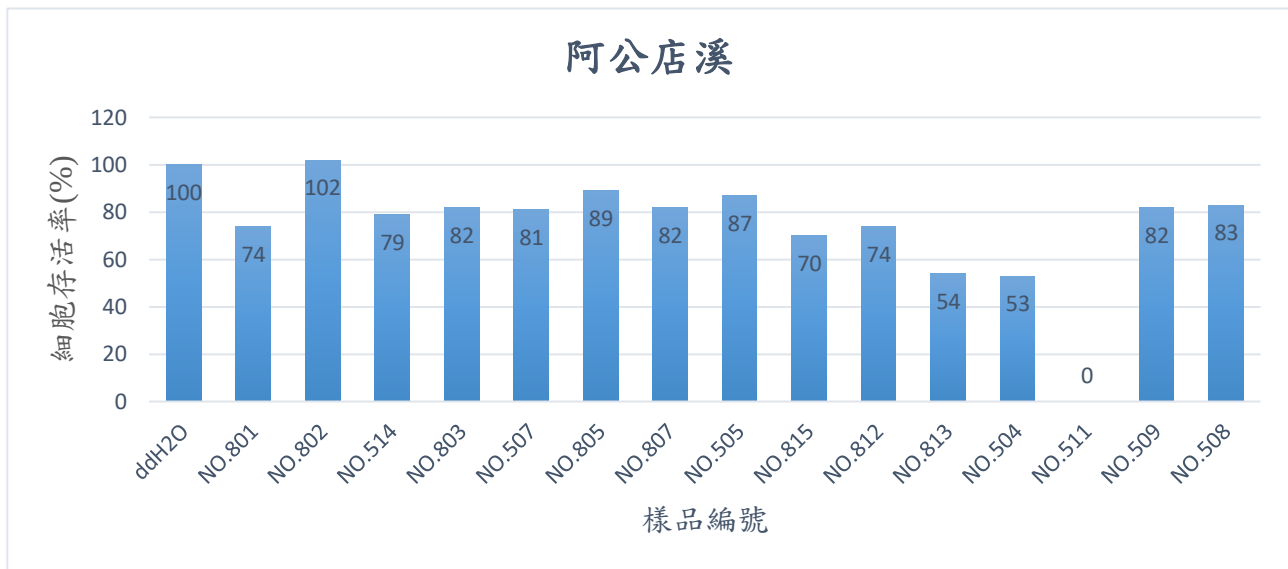
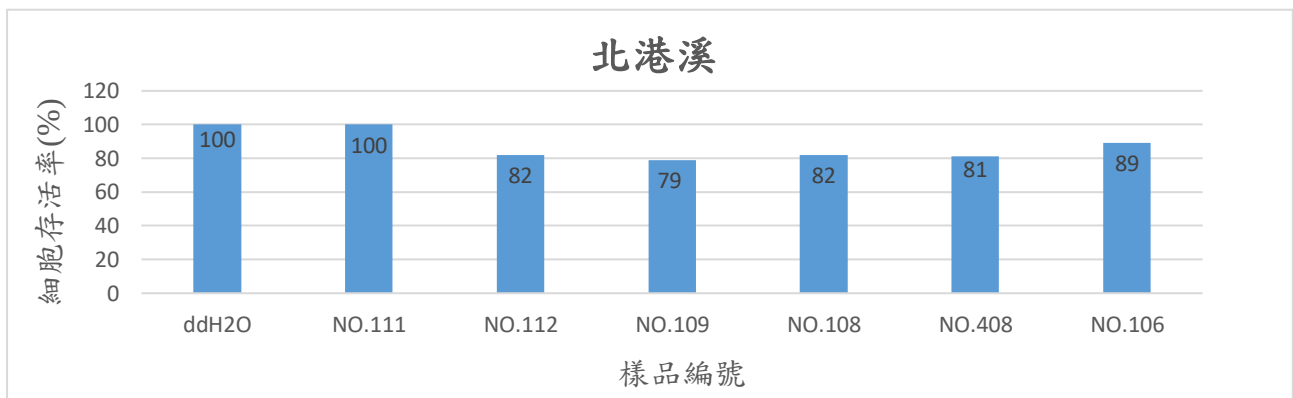


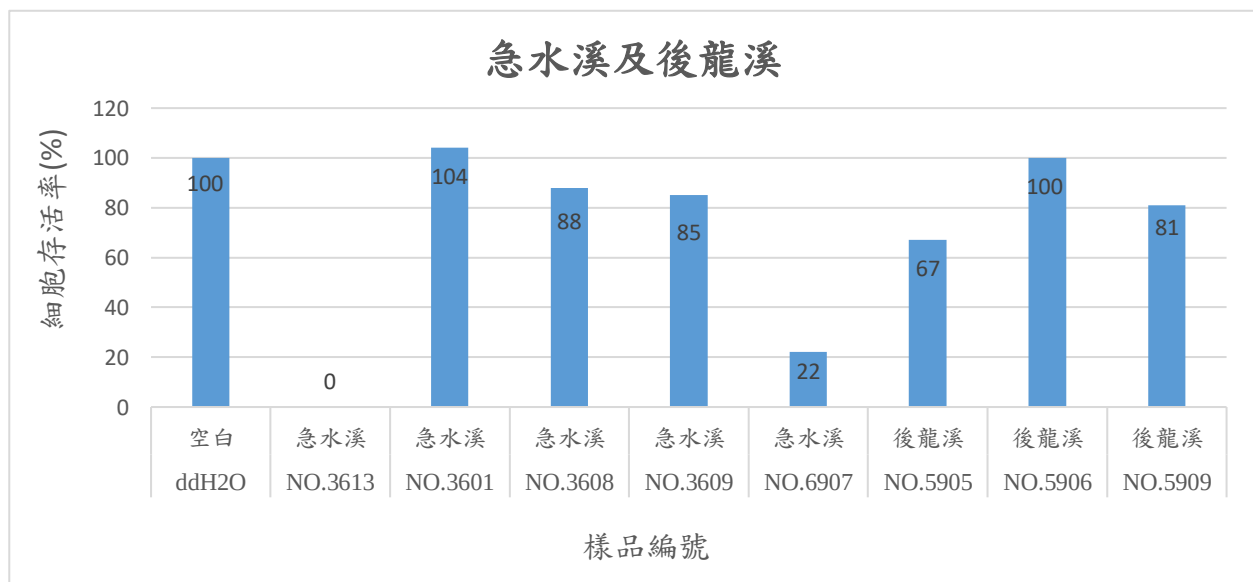
圖 3 109 年研究包括污水處理廠雨排道放流口(G2)、富林溪(G5-G7)及大堀溪(G8-G9)之第一次(圖上)及第二次採樣(圖下),結果皆與 RO 水組(紅線)結果非常相近



(A)阿公店溪合計 15 個樣品



(B)北港溪合計 6 個樣品



(C)急水溪及後龍溪合計 8 個樣品

圖 4 本次進行 4 條河川合計 29 個樣品曝露 24 小時後之細胞存活率

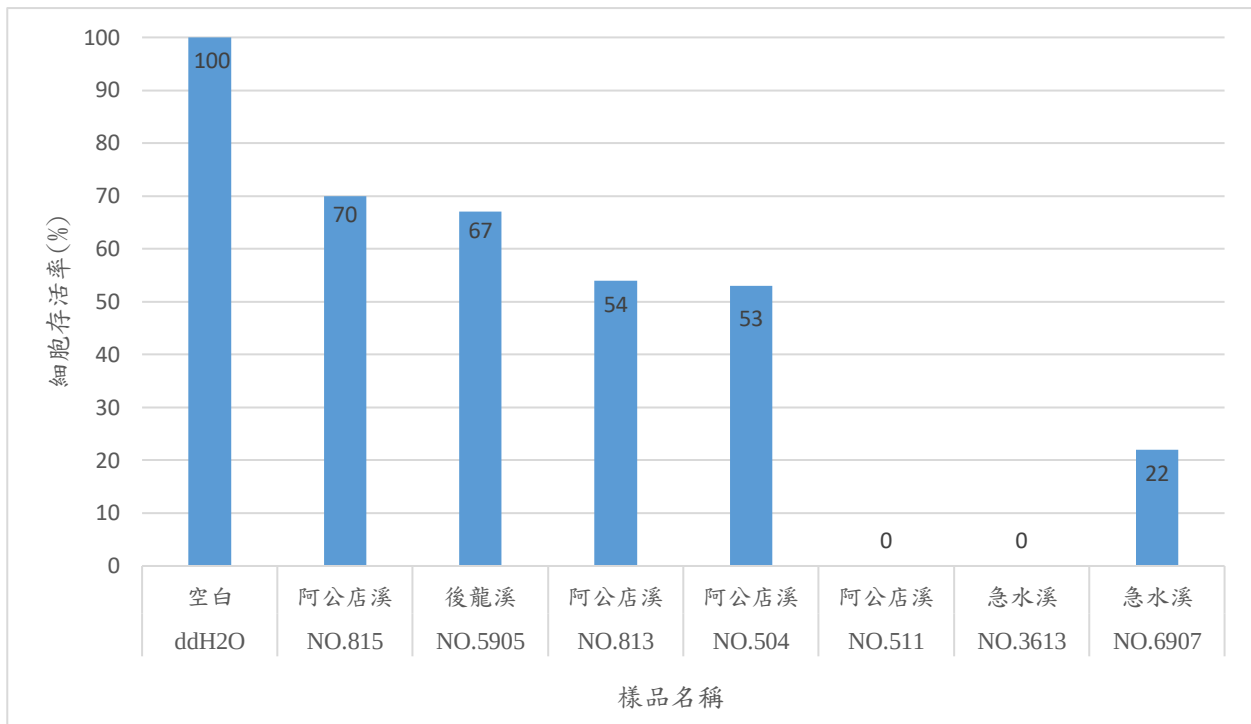


圖 5 本次有 7 個樣品造成 7 成以下的細胞存活率，其中有 2 個樣品造成細胞全死亡

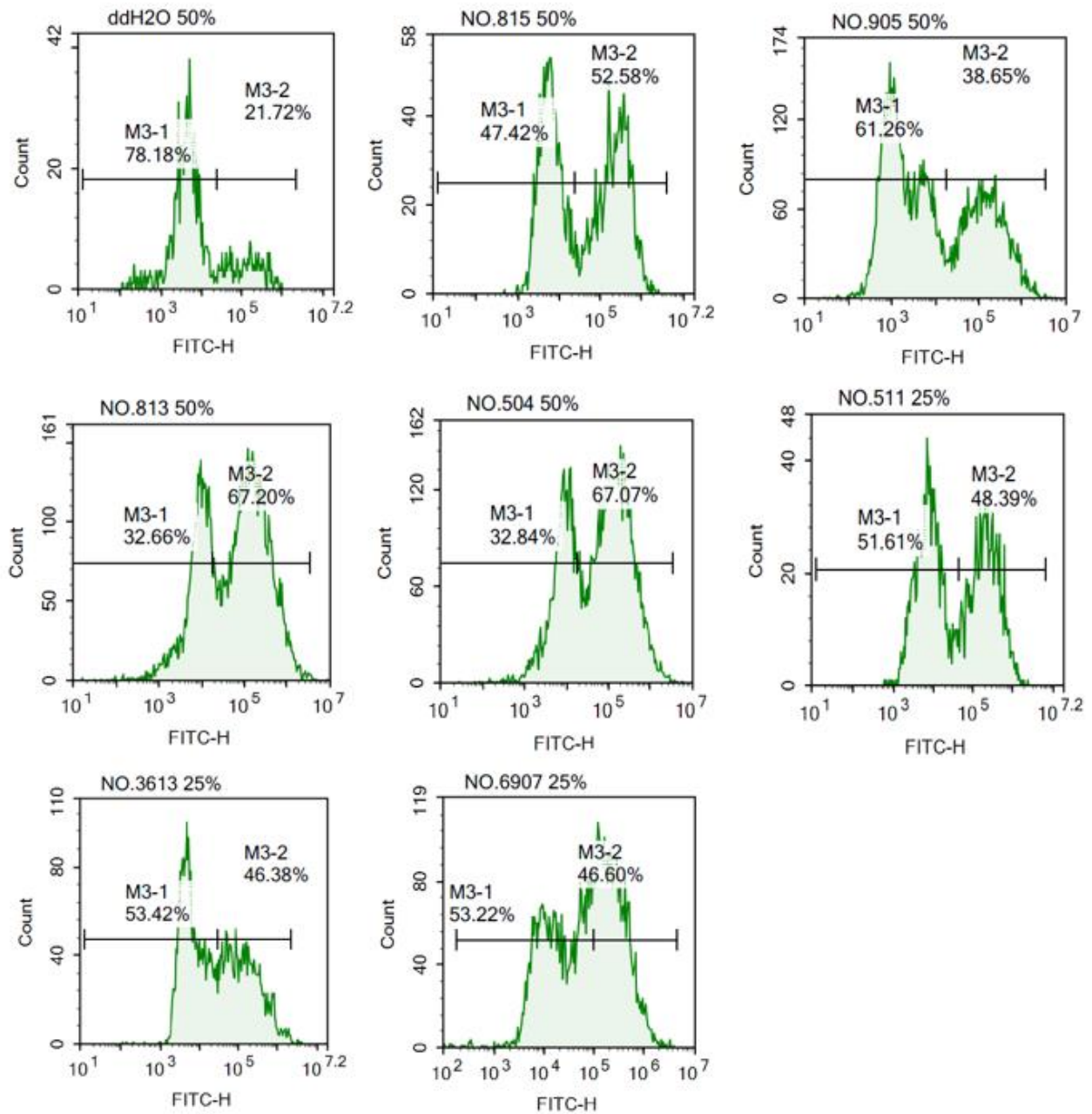


圖 6 高細胞氧化壓力細胞群的比例，於本次 7 個事業廢水造成皆明顯高過曝露於去離子水組細胞

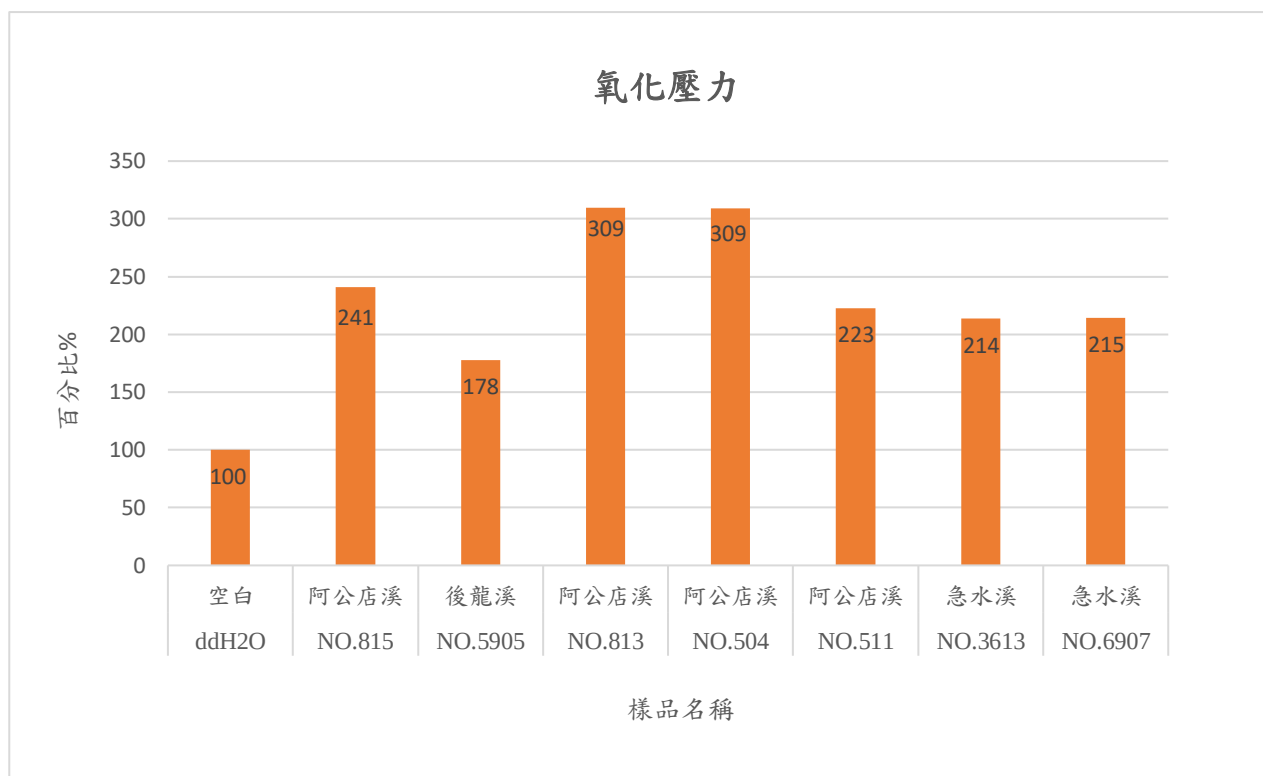


圖 7 本次 7 個事業廢水造成細胞氧化壓力，皆明顯高過曝露於去離子水組細胞的氧化壓力 1.5 倍以上

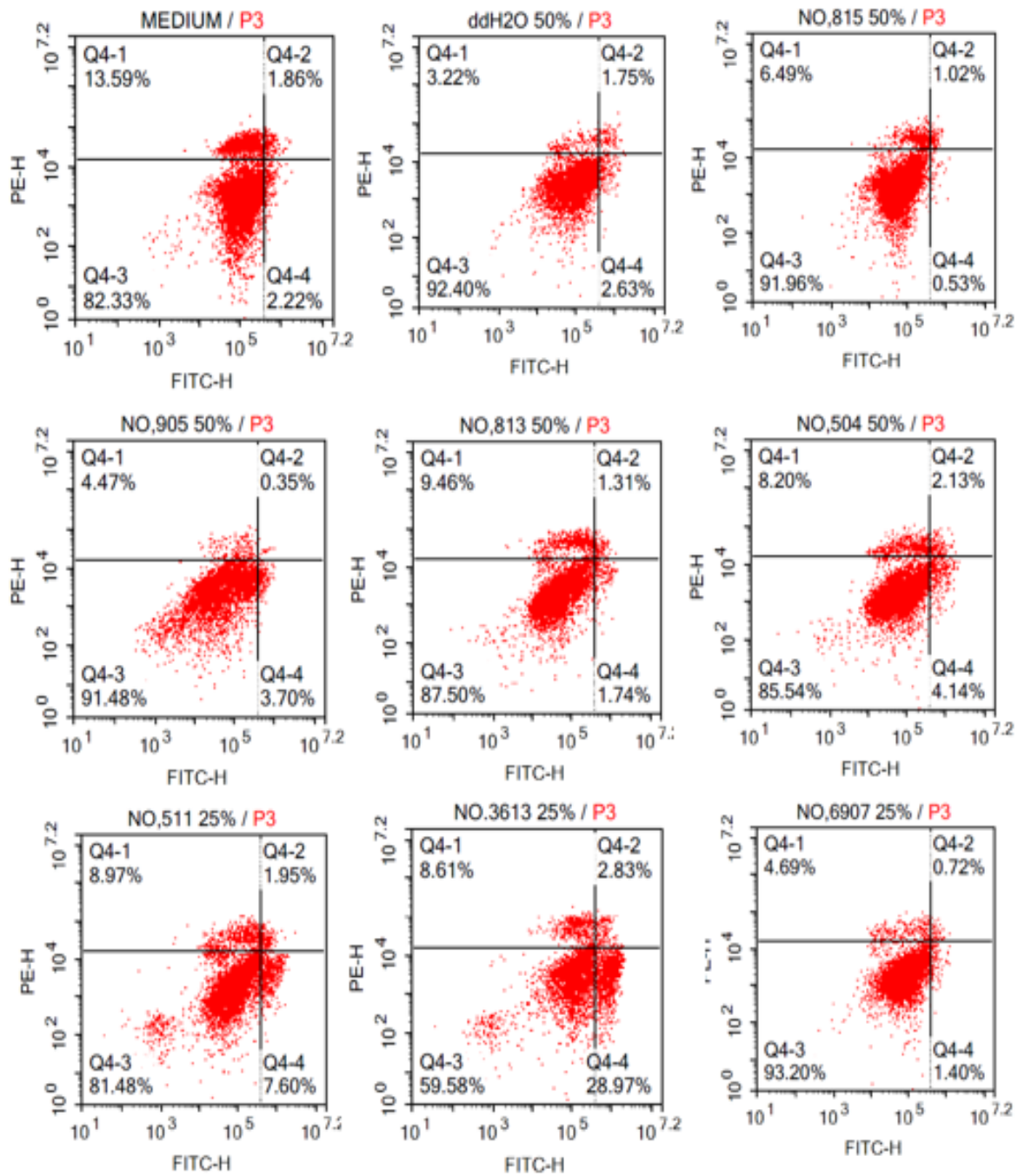


圖 8 本次 7 個事業廢水中高死亡率之樣品(編號 511 及 3613) 在 25%曝露至細胞 24 小時後，造成細胞凋亡比例皆明顯高過曝露於去離子水組的細胞凋亡比例

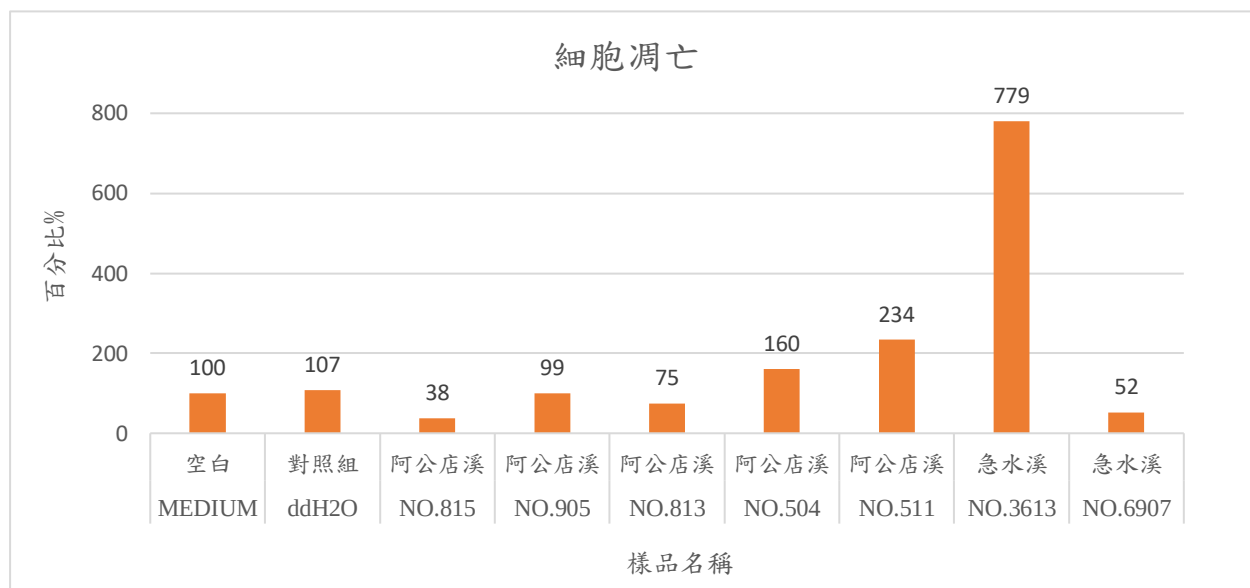


圖 9 本次 7 個事業廢水中高死亡率之樣品(編號 511 及 3613)在 25%曝露至細胞 24 小時後，造成細胞凋亡的細胞比例明顯高過曝露去離子水組的 2 倍以上(分別為 234%及 779%)

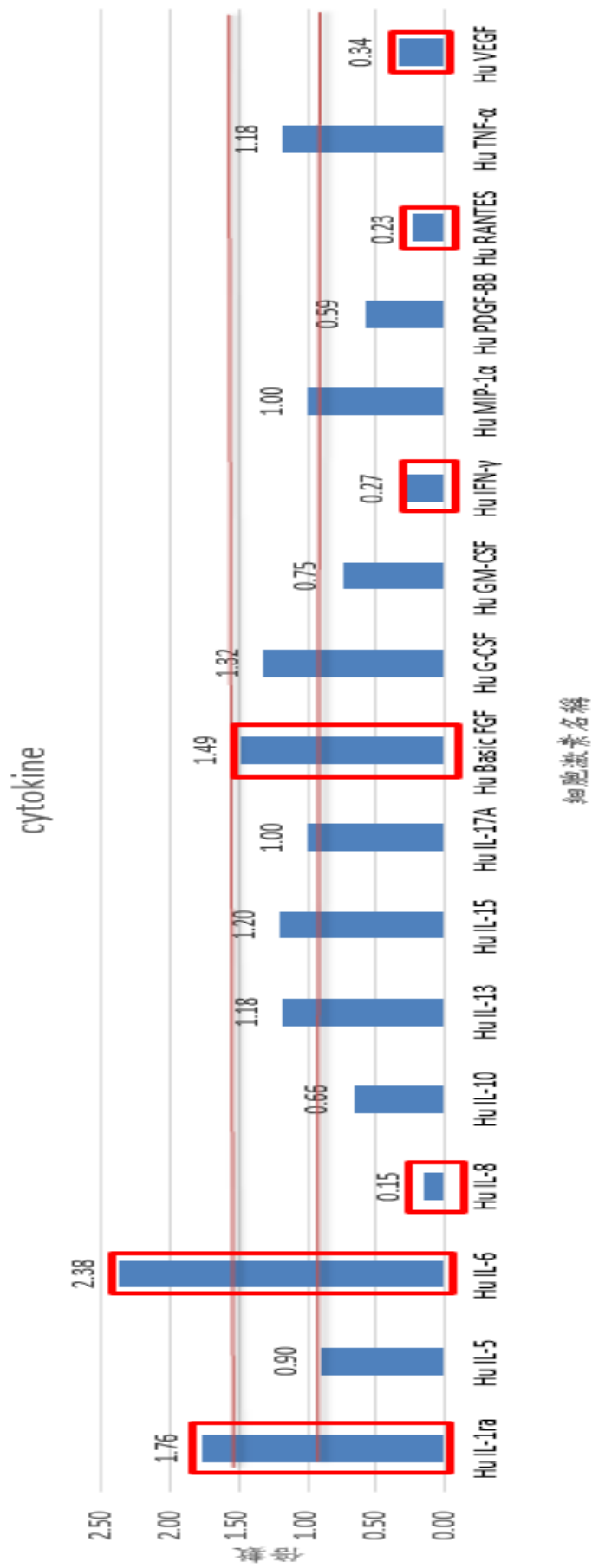


圖 10 在高死亡率的樣品(編號 3613)在 27 種細胞激素中有 7 種激素與培養基對照組差異達 50%以上

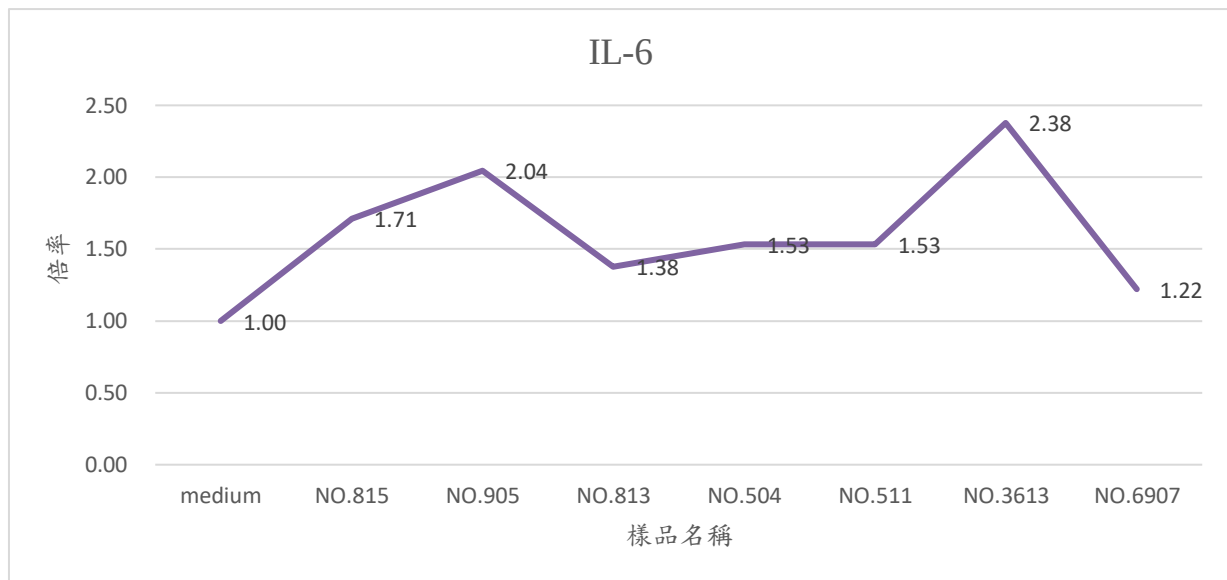


圖 11 在人體細胞激素 IL-6 皆有增加變化(由 1.2 倍至 2.38 倍)

109 年河川調查數據解析與應用

王玉純¹ 趙煥平¹ 葉子揚¹ 黃佑安¹ 黃弘曜¹ 張家維¹ 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 109 年檢測之四條河川（急水溪、北港溪、後龍溪、阿公店溪），透過多變量統計分析等方法，以檢測數據本身特徵做初步、客觀之分群，方法包含熱圖 (heatmap) 與階層式集群 (hierarchical clustering)。再透過克利金法 (kriging) 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：階層式集群、熱圖、克利金

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高濃度熱區，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。

本研究以四條專案河川（急水溪、北港溪、後龍溪、阿公店溪）於 109 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，以及事業原廢水，但水樣檢測資料彙整與分析涵蓋河川水體與事業放流口，不納入事業原廢水。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的總和大於總筆數之 70%，則將去除該重金屬項目，不納入本研究後續的分析。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。

2.1 專案河川熱圖 (heatmap) 與階層式集群分析 (hierarchical clustering)

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，因此本計畫使用熱圖與集群分析常見分析方法。

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]：

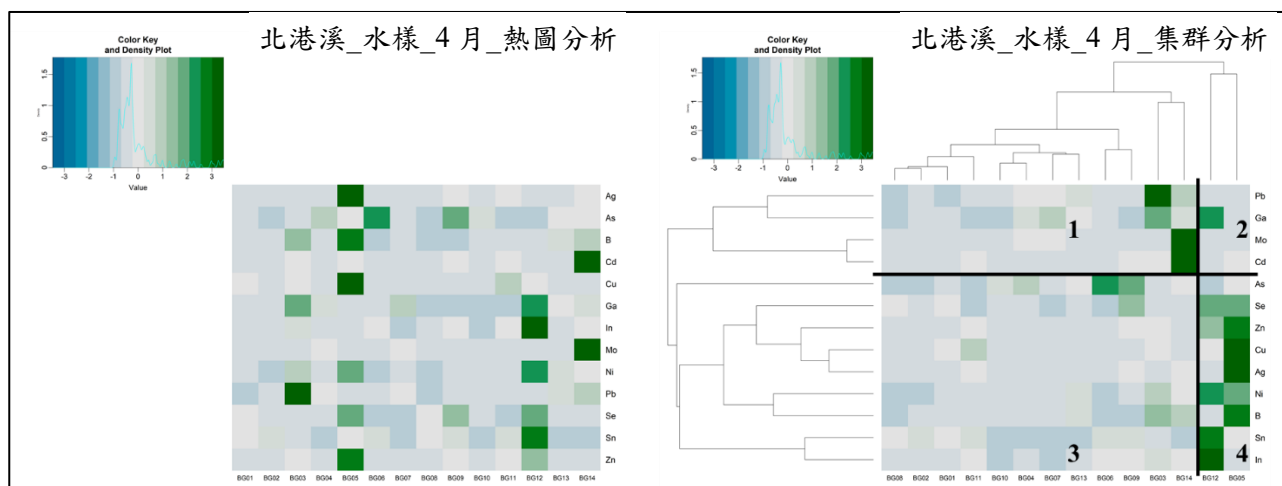
$$Z_{ij} = \frac{(C_{ij} - C_i^0)}{sd_i}$$

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；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。

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，如地下水污染分析 [2]、污水處理廠評估 [3]、食品中化合物特性 [4] 等應用領域中，此方法會對樣本進行強大的遺傳分類機制，樣本之間選擇歐氏距離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點位置的關聯性 [5]，因為是多維空間中的幾何距離 [2]，而同一集群內特性越為接近，則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。

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，如圖一，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。本研究的集群分析結果如圖一所示，橫軸表示不同時空下的採樣地點；縱軸表示重金屬項目，而越早被分群之項目或地點，表示其特徵相近。

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和階層式集群分析，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的重金屬項目進行簡述，並於結果中展示 109 年北港溪之成果。



圖一、以熱圖分析(左)及集群分析(右)評析 109 年北港溪河川水體重金屬濃度圖

2.2 專案河川指標克利金法 (indicator kriging) 分析

(1) 克利金法介紹

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)[6]，過去計劃使用一般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。在一般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

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 [7]：

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

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：

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

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 [8]。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 109 年北港溪於 4 月之水體檢測重金屬數據進行篩選，其中採樣地點共計 14 處。篩選結果呈現重金屬砷 (As) 在 4 月採樣地點超過表一之基準值，而本研究將以 109 年北港溪之河川水體重金屬砷 (As) 進行指標克利金分析之呈現。

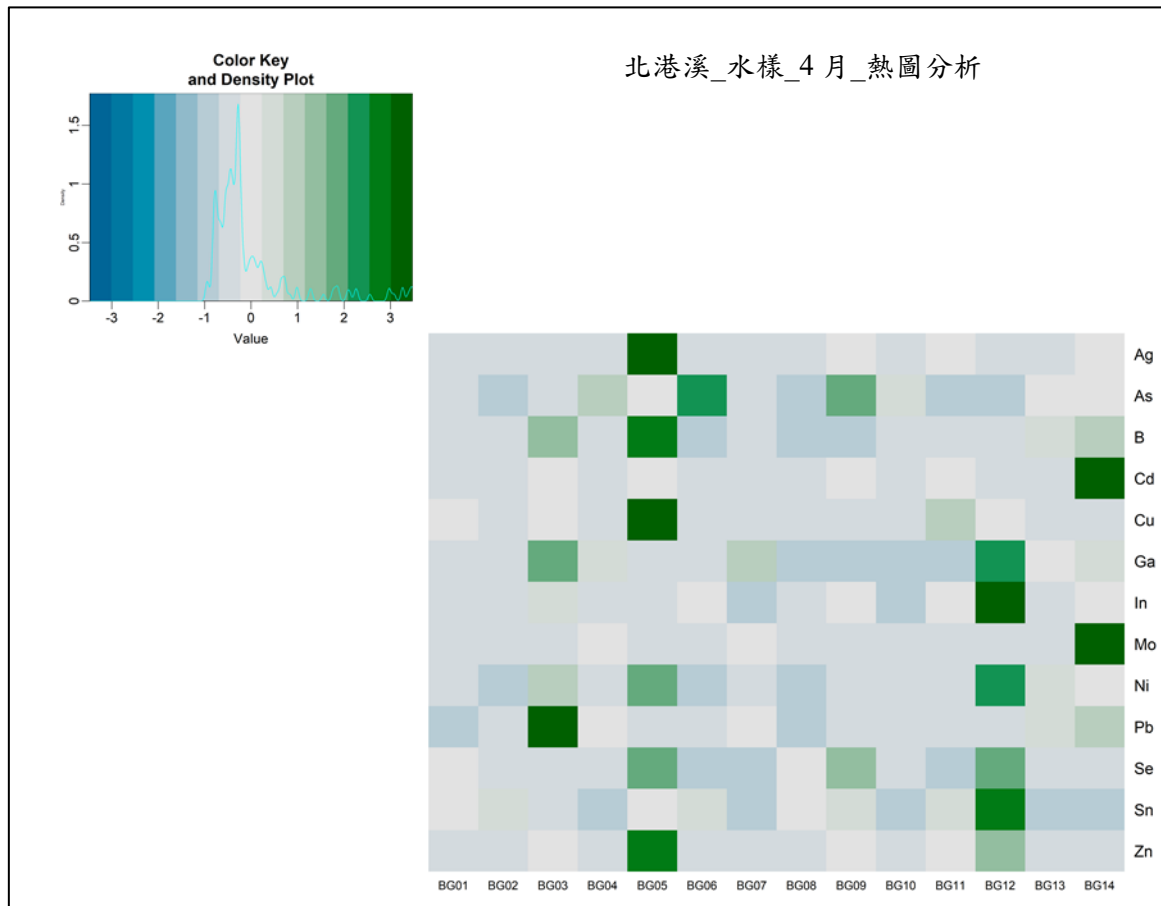
表一、「地面水體分類及水質標準 附表二」之重金屬基準值

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

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，以北港溪於 109 年 4 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，橫列為北港溪之採樣點位由上游至下游排序之編號，由 BG01 至 BG14 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，北港溪於 109 年 4 月份之水樣方面，GS01、GS02、GS04、GS12 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。

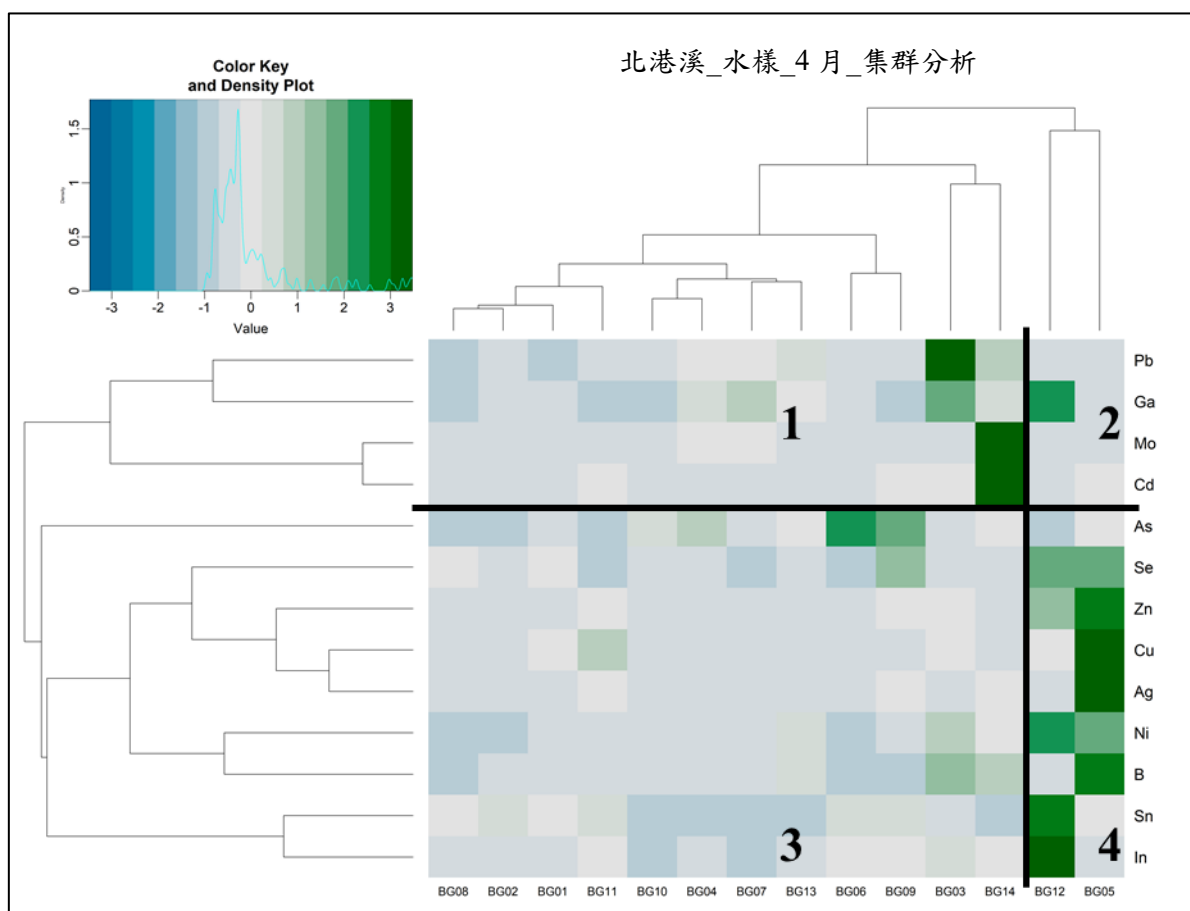


圖二、以熱圖分析評析 109 年北港溪 4 月之光電材料及元件製造業之放流水規範重金屬項目

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，以北港溪於 109 年 4 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。橫列為北港溪之採樣點位由上游至下游排序之編號，由 BG01 至 BG14 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。



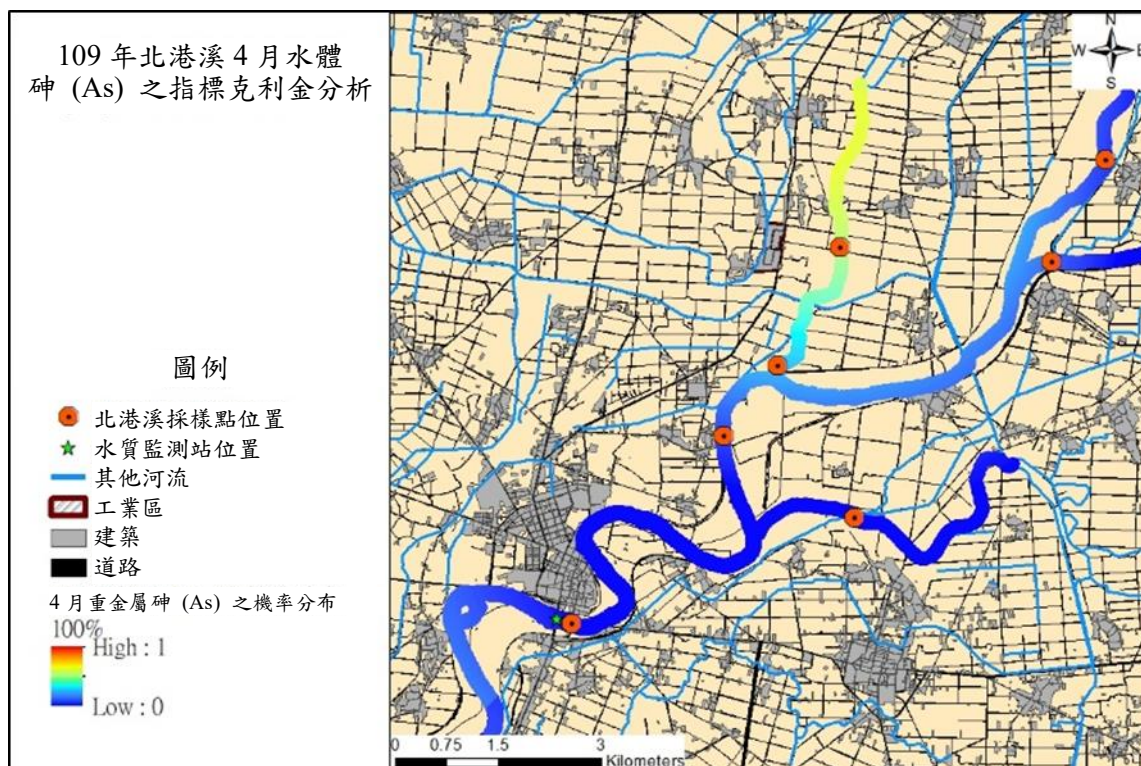
圖三、以集群分析評析 109 年北港溪 4 月之光電材料及元件製造業之放流水規範重金屬項目

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，而以下分析以北港溪於 109 年 4 月之重金屬銅檢測濃度執行指標克利金方法。

本小節僅闡述北港溪水樣之重金屬—砷 (As) 之分析部分。其分析的數據來源為 109 年 4 月所採樣之樣品，探討其中所含的重金屬砷 (As) 濃度分布。圖四為北港溪水樣所含重金屬砷 (As) 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 4 月為橘色圓點；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。

依據圖四呈現結果顯示，北港溪下游之河川水體重金屬砷 (As) 超過表一之標準值機率較上游高。北港溪採樣點位之相對上由於 4 月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。



圖四、以指標克利金法評析 109 年北港溪 4 月之水體重金屬砷(As)

四、結論

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。起初使用一般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。

五、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] Subba Rao, N. and M. Chaudhary, Hydrogeochemical processes regulating the spatial distribution of groundwater contamination, using pollution index of groundwater (PIG) and hierarchical cluster analysis (HCA): A case study. Groundwater for Sustainable Development, 2019. **9**: p. 100238.
- [3] Bayo, J. and J. López-Castellanos, Principal factor and hierarchical cluster analyses for the performance assessment of an urban wastewater treatment plant in the Southeast of Spain. Chemosphere, 2016. **155**: p. 152-162.
- [4] Granato, D., et al., Use of principal component analysis (PCA) and hierarchical cluster analysis (HCA) for multivariate association between bioactive compounds and functional properties in foods: A critical perspective. Trends in Food Science & Technology, 2018. **72**: p. 83-90.
- [5] RSudio, R.b., R 筆記 - (9)分群分析(Clustering). 2016.
- [6] 方惠民, 蕭., 賴澄燦, 鄭國璘, . 2006: p. 6.
- [7] 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.
- [8] 地面水體分類及水質標準. 2017.

建置環境污染源鑑識資訊系統(4/4)

劉廣尉¹ 金翁正¹ 蔡志賢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

環境污染源鑑識需以優良之環境檢測數據作為後盾，為使環境檢驗測定機構增進環境檢測數據的證據保全力與過程管理，以及促進環境檢測數據運用於未來環境污染源鑑識與採樣布點，本計畫執行內容主要包含完備環境樣品檢測履歷之管理方式及作業系統、維運與更新污染源查找相關輔助鑑識功能，以及更新對外提供數據查詢的水環境資訊地圖網站。

環境樣品履歷系統方面，今年度對使用者測試系統操作的回饋與建議，針對系統功能開發操作友善化工具包含：採樣行程與檢測數據批次上傳功能、採樣行程及檢測項目常用範例功能；以及訪談檢測機構使用者，修訂符合環境樣品實務作業流程的管理機制；並針對系統推行上線提出前置作業內容排程、分析系統上線後的影響範圍，並研提系統推行上線的配套措施規範或建議。

污染源查找相關輔助功能，今年度除持續更新所需之污染源特性相關資料，並開發跨介質污染物查找功能，供使用者可查詢指定時間、空間範圍內環境檢測樣品數據的分布狀況，及隨時間變化情形。

本計畫建置河川水環境資訊地圖，架構與設計網頁呈現方式、資料查詢方式與資料倉儲，以地圖、影音呈現歷年河川水質調查成果，並透過權限控管河川調查數據查閱。

整體而言，本計畫完成河川水環境資訊地圖網站更新、完備樣品履歷系統的操作功能及持續完備樣品履歷系統功能與管理機制，以及擴充污染源查找工具，後續樣品履歷系統推行上線後，登錄於樣品履歷系統的環境樣品檢測數據可做為環境污染源鑑識輔助。

關鍵詞：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

環境檢驗測定每年採樣檢測產出數萬筆資訊，目的是利於環境保護之主管機關能掌握環境品質與污染源運作情形。行政院環境保護署環境檢驗所執掌環境檢驗測定品質與規範，以及環境污染源鑑識追蹤，歷年持續發展「環境檢驗測定機構管理資訊系統」、「環境檢驗測定機構實驗室品質系統基本規範」、環境鑑識數據分析等，提供環境檢驗所及環境檢驗測定機構確保檢測數據品質，並予以應用分析；為持續增進環境檢測數據的證據保全力、公信力與過程管理，以及促進環境檢測數據運用於未來環境污染源鑑識與採樣布點規劃，本計畫執行內容主要包含完備環境樣品檢測履歷之管理方式及作業系統、維運與更新污染源查找相關輔助鑑識功能，以及更新對外提供數據查詢的水環境資訊地圖網站，以達成上述說明之目的。

二、研究方法

本計畫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。

本計畫建置「環境污染源輔助查找系統」及「環境樣品檢測履歷管理資訊系統」，前者主要的使用者為環檢所一級主管、各級承辦人員及研究人員，而後者系統的使用者主要為環境檢驗測定機構與環檢所進行檢測機構管理之相關業務人員，本計畫另改善「河川水環境資訊地圖」，其使用者為一般民眾，三者皆透過需求訪談蒐集系統功能需求及了解業務流程，並將需求具象化設計為系統功能與操作流程，利用由各單位蒐集之資料，擬定運用之方式與原則，再依照設計完成系統開發，逐步測試功能，最後提供給使用者各項系統服務。

三、結果與討論

1. 完備樣品履歷管理系統及研提系統上線策略

樣品履歷管理系統係以樣品位置及單一行程編號的確核及生命週期為管理標的，自申報行程開始，律定申報、現場採樣與資料回報、轉委託等各階段所需回報之資料內容(見圖 1)，過去兩期計畫逐步建置網站及手持版履歷系統，整體強化樣品與行程現場與實驗室資料之資料完整性與連結性，以釐清樣品與檢測數據管理責任。本計畫深入訪談環境檢驗測定機構，探討不同採樣作業或特殊情境的業務執行方式，以及對應樣品履歷系統的操作方式及管理方式，修訂樣品履歷管理機制(見圖 2 與圖 3)，調整內容包含因應採樣分類、行程種類等因素修正行程基本資料列管內容、因應採樣現地環境限制調整現地手持設備使用的時機與紀錄標的，以及填報樣品檢測數據時，釐清應上傳的採樣分類包含水質水量、土壤與底泥，並律定檢測項目代碼及法定檢測單位，以達到數據格式標準化之目的。此外本計畫亦依環境樣品履歷管理資料架構建置規劃及使用意見回饋，開發樣品履歷系統操作友善化工具，包含採樣行程與檢測數據批次上傳工具、採樣行程與檢測項目的常用範例工具等，便利大量行程申報時使用。

本計畫研提樣品履歷系統上線策略，於系統上線後影響之範圍方面，以及提出系統上線後的管理配套措施及建議方案。環境檢驗所可獲得輔助採樣行程稽查工具、強化行程與樣品資料關聯，並使採樣行程與樣品資料標準化，而環境檢驗測定機構方面，則可增加申報彈性、確立資料管理責任、現地作業資訊記錄數位化；但在系統轉換過程中，因行程種類複雜，且新版系統運作機制與舊有管制系統不同，為了確保系統轉換後功能運作正常，以及環境檢驗測定機構能依照各種採樣分類情境順利填報，本計畫建議應於轉換前完成多種行程的申報模擬測試、資料流交換程序測試、管理規則確認、新舊系統切換方式採用一次性或分批上線的差異比較，以及充分的教育訓練說明，至少應預留半年以上的緩衝期；關於各機制遇到系統異常或人為疏失時，也須規劃例外處理的流程，以便行程運作；另外，歷史資料如需搬遷於新版系統提供查詢應用，欄位相容性亦是需要處理的課題。

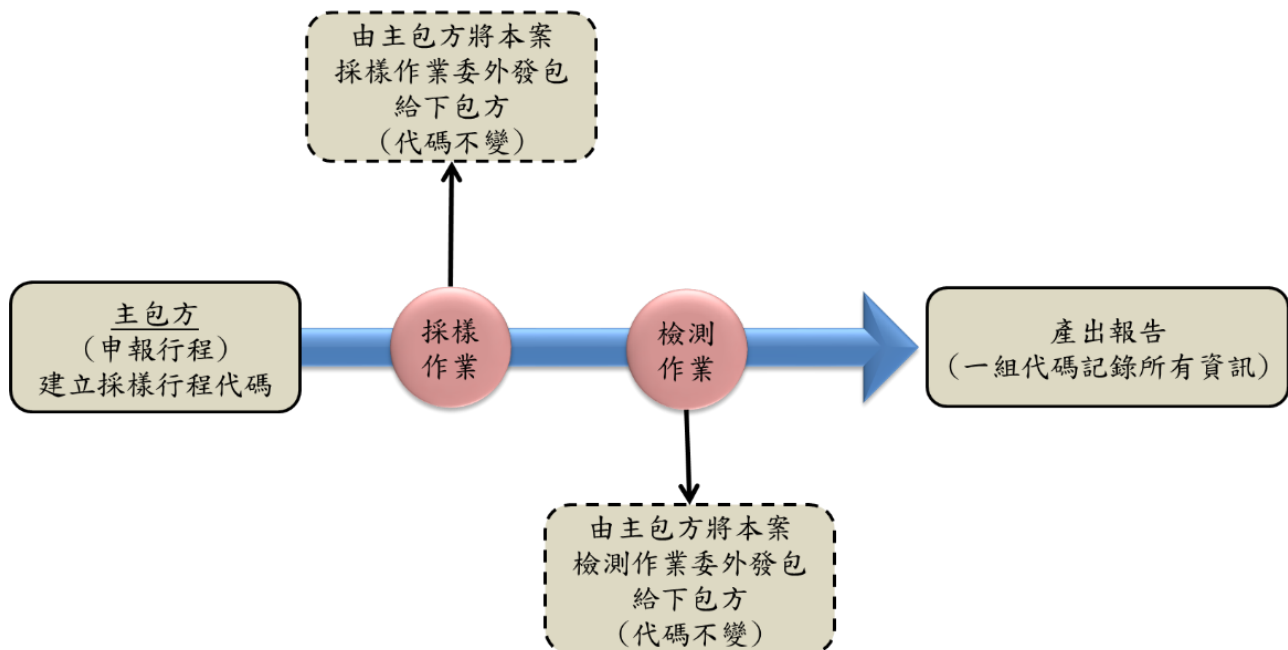


圖 1. 樣品履歷管理系統行程轉委託資料關聯方式



圖 2. 樣品履歷資料確核點

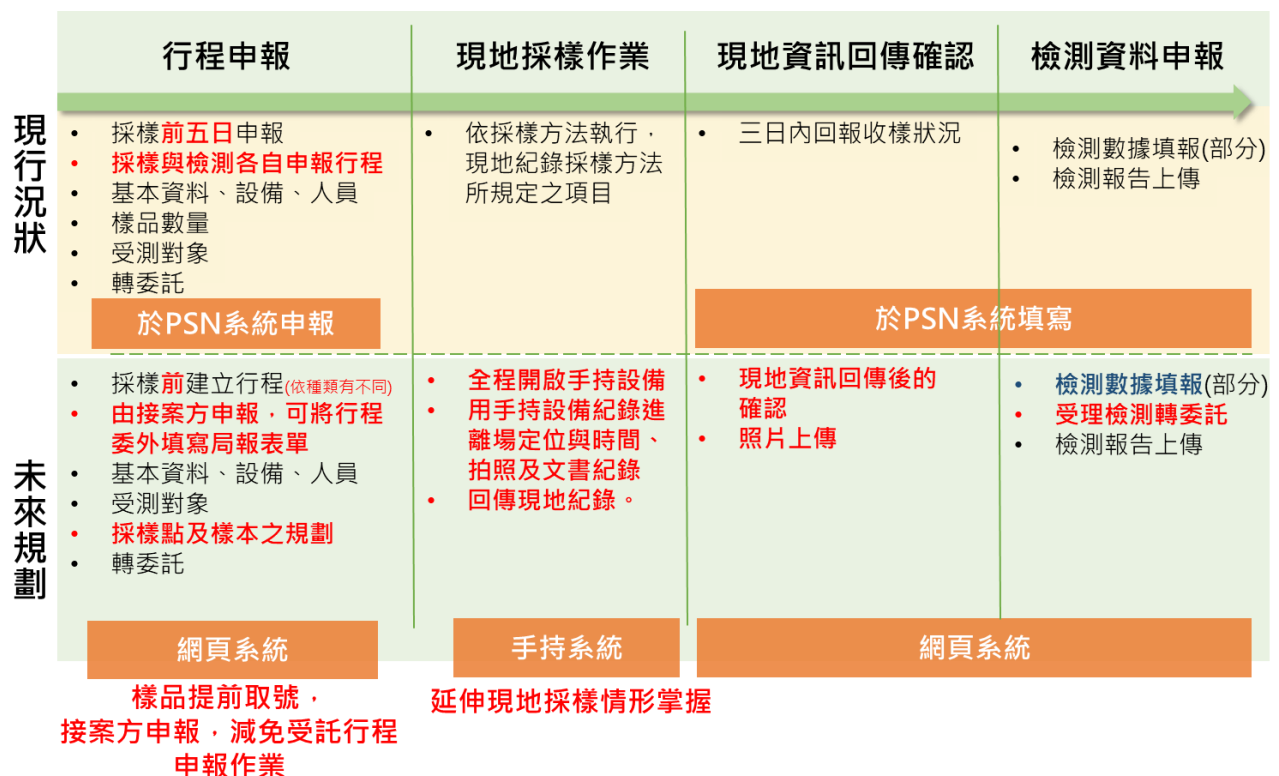


圖 3. 流程差異

2. 完備跨介質污染源查找輔助

本年度於「污染物查找輔助圖資平台」建置跨介質污染源查詢功能，提供使用者同時查詢特定污染物分布於空氣、地表水、地下水、底泥與土壤等各介質環境樣品檢測數據資料，以不同顏色區分不同採樣類別的樣品檢測值以利區分樣品介質，並配合時間播放功能，使用者可掌握區域內污染物流佈狀況與時間變化狀況(見圖 4)。本年度計畫並持續更新污染源輔助鑑識工具之所需資料，包括歷年水質水量檢測類的採樣行程、樣品管理與檢測數據資料，提供資料圖像化查詢呈現；於污染源資料方面，也更新水列管事業原廢水、原物料、製程資料與廢流水定期檢測申報資料；在環境介質資料方面，則持續取得水質樣品監測資料，含括地面水、地下水及海洋測站水質監測資料，以及地下水觀測井水位資料；另亦包含水源水質水量相關保護區位置、水體位置，以及土壤及地下水污染場址分布等圖資。

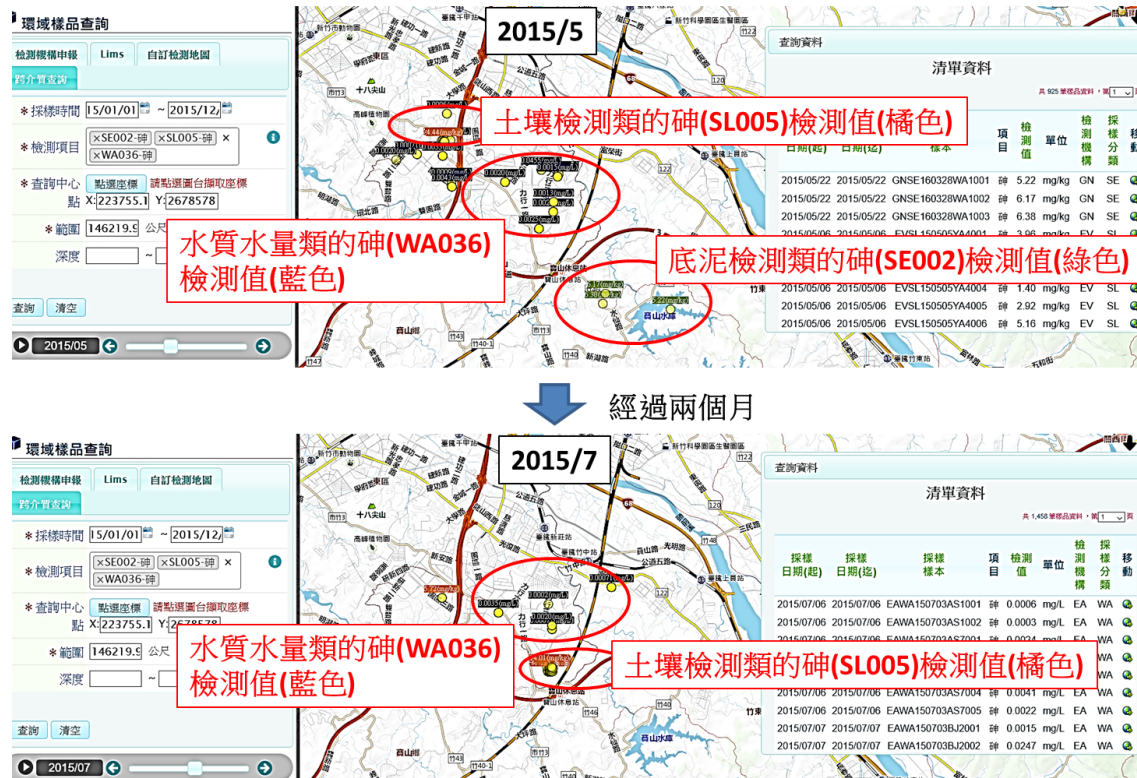


圖 4. 跨介質污染物查詢功能畫面

3. 改善河川水環境資訊地圖

本計畫透過檢視現有「河川水環境資訊地圖」網站資料內容，重新彙整資料屬性、提出網站系統架構與資料呈現方式、設計網站視覺呈現方式與瀏覽方式、以及提供與環檢所業務相關之資料、網站連結等功能，並以權限管控功能按照使用者帳號權限控制提供使用者查閱之資料(見圖 5)。

本站的資料為環境檢驗所對全臺灣 10 條河川執行的環境調查成果與檢測分析數據，以及對這 10 條河川製作的導覽影片，於首頁方面，提供環境鑑識說明文字與說明影片，以及這 10 條河川的導覽影片及導覽說明，與環境調查分析相關的外部網站連結。於水環境地圖方面，使用者可透過設定河川、採樣日期範圍、污染物項目等篩選條件，查詢環境檢驗所近年來針對全臺灣 10 條河川進行採樣調查的檢測成果，並可於圖台上觀看採樣點照片及污染物的濃度長條圖(見圖 6)。於環境數據解析方面，使用者可檢視各年所執行的檢測數據加值分析結果，包含指標性克利金圖與集群分析等(見圖 7)。網站並設有帳號管理功能及針對部分機敏資料進行權限控管，供環境檢驗所管理機敏資料查閱之使用者名單。



河川水環境資訊地圖

環境鑑識技術依照不同時期而持續在演變，早期被拿來作為石油漏油時，油品之鑑定，到現在則廣義的涵蓋所有環境污染物之鑑識，環境鑑識技術涵蓋的領域很廣泛，不僅包含環境化學分析、大氣化學、水化學、環境流佈評估等相關調查方

圖 5. 河川水環境資訊地圖

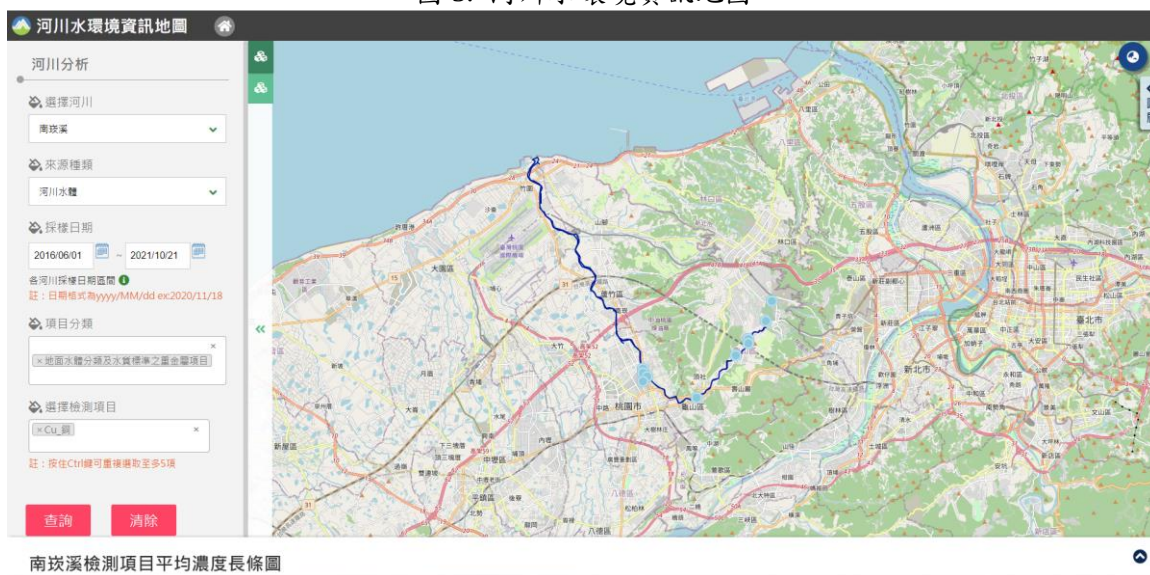


圖 6 河川水環境資訊地圖-地圖查詢



圖 7 河川水環境資訊地圖-環境解析查詢

四、結論

本計畫於環境檢測樣品履歷管理架構及工具方面，建立管理方式與相對應之系統工具、檢測數據完備與後續勾稽等作為、樣品採樣及檢測之轉委託作業管理；配合所導入手持系統，以實時掌握採樣行程，蒐集採樣點定位資訊，以橫向加強對環境檢驗測定機構與環境檢測樣品的管理力度；上述工具現已完成環境檢驗測定機構的實務作業流程訪談確認，並與環檢所權衡於不牴觸管理目標下，配合調整系統功能，並完成後續推動上線的規劃。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。

環境檢驗所自 90 年起持續針對全國水環境進行底泥與生物相之化學物質與重金屬相關調查，近年更著手進行國內各大溪流河川域採樣，並且本於政府資訊公開透明原則提供國人查詢，乃建立「河川水環境資訊網」期與全國人民共同創造乾淨、安全的水體環境。此系統現已完成建置並公開提供給民眾查詢，累積訪問人數達 6,442，讓民眾能更加了解臺灣河川污染情況。

質譜技術應用於關注化學物質篩檢技術開發

鄧名志 王姿惠 張顥鵬 許元正

行政院環境保護署環境檢驗所

摘要

本研究以氣相層析質譜技術及原位電離質譜技術應用於關注化學物質篩檢技術開發，氣相層析質譜儀搭配 NIST 資料庫及待測物標準品質譜圖，原物料可藉由溶劑溶解後，直接上機分析，快速篩檢，鑑定毒性及關注化學物質之化合物的類別及結構式。氣相層析串聯式質譜儀使用多重反應監測模式，選出 2 對前驅-產物離子對，其中 1 對用於定量分析，另 1 對用於定性分析，線性相關係數 r 皆在 0.995 以上，水樣採用液液萃取模式，9 成以上待測物回收率為 64.92%~114.21%，標準偏差皆小於 20%。原位電離質譜技術應用於毒性及關注化學物質分析，可簡化前處理或不須前處理，保持樣品原型態，常壓下使其熱脫附並瞬間離子化待測樣品表面的標誌性化合物或待測化合物，進行質譜檢測，即時直接分析樣品，可應用於大量樣品的快速篩檢。結合飛行時間質譜儀，運用該質譜儀特性，質量掃描可至小數以下第 4 位，具高解析度和高質量準確度，可應用於化學品原物料快速分析及鑑識，輔助不明化學品稽查確認化學物質。

關鍵詞：毒性化學物質、氣相層析串聯式質譜儀、原位電離、飛行時間質譜儀

一、前言及研究目的

過去幾年臺灣發生許多食安問題，危害國人健康，造成食安風險有幾種類型：一、經濟作物生長過程中噴灑農藥，畜禽動物經藥物治療或非法使用抗生素及藥物，在為代謝完全之狀態下，即進入商品消費型態，以致消費者食用了含農藥、藥物或抗生素的食品。二、為降低成本摻偽造假，以次級品取代。三、為了讓商品賣相好，會添加漂白劑、染色劑或香精。四、工業級藥劑混充食品級添加物。食安議題備受關注，有鑑於誤用、濫用各種化學物質對於環境及人體健康危害，加強化學物質源頭管理，防堵具食安風險疑慮化學物質流用於食品製造或加工。

另外，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，隨化學物質使用種類不同，而對國內水體造成不同程度的污染。

樣品含量檢測，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、共存物種淨化等，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。

原位電離技術可在大氣壓條件下，使樣品中化合物熱脫附並瞬間離子化，進入質譜檢測，即時直接分析（Direct analysis in real time, DART）樣品，無須經由層析和繁複的樣品製備技術，僅需簡易樣品預處理或不經處理直接分析，提高檢測速度，增加單位時間檢測量，滿足實驗室對樣品高通量分析的需求。其快速、高通量對各種樣品（固態、液態）的適用性等特點，使此技術被開發應用於鑑識分析領域，包括化學品、毒品、濫用藥物、紙墨文書、油漬指紋等檢驗。Wang 等人[2]運用原位電離技術搭配質譜儀即時直接分析 4 種市售樣品，茶、即溶咖啡、綠茶飲料及無酒精飲料中咖啡因，原位電離設定最優化溫度 300°C，質譜採正離子全圖譜掃描，掃描範圍 100~410 m/z ，咖啡因分子主離子峰為 $[M+H]^+$ ，無需層析分離及樣品製備，可快速分析市售樣品。Self 等人[3]運用即時直接分析/軌道阱質譜快速定性分析添加在食品和營養品中的鄰苯二甲酸酯（鄰苯二甲酸丁基苄基酯、鄰苯二甲酸二丁酯、鄰苯二甲酸二異丁酯、鄰苯二甲酸-2-二乙基己酯、鄰苯二甲酸二正辛酯、鄰苯二甲酸二異壬酯和鄰苯二甲酸二異癸酯等化合物），食品中待測物濃度高於 1.0 $\mu g/mL$ 以及營養品中待測物濃度高於 50 $\mu g/g$ 狀態下，皆可檢出。Wang 等人[4]將原位電離質譜技術運用鑑定中國傳統中草藥，中草藥主要成

分，包括生物鹼、黃酮和一些人參皂苷，可以直接在幾秒鐘內檢測到，而 13 種人參皂苷需要衍生，以獲得良好的質譜圖。Chen 等人[5]以即時直接分析/高解析度軌道阱質譜儀檢測車輛烤漆有機顏料組成，應用於交通意外肇逃鑑識，揪出肇事者，針對 12 項有機顏料化合物建立最優化檢測條件，傳立葉轉換紅外線光譜儀可提供烤漆中樹脂、無機顏料及輔助劑等光譜訊息，用於初步鑑識，搭配即時直接分析/高解析度軌道阱質譜儀檢測有機顏料化合物質譜圖，可有效快速鑑識出交通意外肇事者。

本研究運用氣相層析質譜儀檢測技術及原位電離搭配飛行時間質譜儀技術，建立質譜資料庫，用於關注及毒性化學物質原物料篩檢。而環境水體中化學物質濃度低，需使用大體積水樣萃取濃縮，因此本研究使用氣相層析串聯式質譜儀開發水體中關注及毒性化學物質檢測。

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 5977B MSD。
- 2、氣相層析串聯式質譜儀，Agilent Technologies 7890B GC system–Agilent Technologies 7010 Triple Quad MSD。
- 3、氣相層析管柱
 - (1) DB-5MS 30 m (length) × 0.25 mm (I.D.) × 0.25 μm (film)，Agilent Technologies。
 - (2) DB-5MS Ultra Inert 15 m (length) × 0.25 mm (I.D.) × 0.25 μm (film)，Agilent Technologies。
- 4、原位電離裝置，可於周界壓力下以基於大氣壓化學電離之原位電離法離子化即時直接分析。
- 5、飛行時間質譜儀，Waters Xevo G2-XS QTof。
- 6、氦氣，He，純度 99.9995%以上。
- 7、氮氣，N₂，純度 99.9995%以上。
- 8、可調式微量吸管，10 μL、50 μL、100 μL、250 μL、1000 μL，Gilson（法國）。
- 9、吹氮濃縮裝置。

(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、正己烷，n-Hexane，殘量級。
- 5、乙腈，Acetonitrile，LC/MS 級。
- 6、無水硫酸鈉，Sodium sulfate，試藥級。
- 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、分液漏斗：100 mL 玻璃製。
- 9、全石英玻璃樣品棒，沾取樣品用。
- 10、待測物標準品，化合物項目如表 1 所示

表 1. 化合物項目

編號	中文名	英文名	CAS No.	分子量
1	阿特靈	Aldrin	309-00-2	364.92
2	α-安殺番	alpha-Endosulfan	959-98-8	406.93
3	β-安殺番	beta-Endosulfan	33213-65-9	406.93
4	布瑞莫	Bupirimate	41483-43-6	316.43
5	比達寧	Butralin	33629-47-9	295.34
6	蟎離丹	Chinomethionat	2439-01-2	234.3
7	克凡派	Chlorfenapyr	122453-73-0	407.62
8	克氣蟎	Chloropropylate	5836-10-2	339.22
9	克氣得	Chlozolate	84332-86-5	332.14

編號	中文名	英文名	CAS No.	分子量
10	順-可氯丹	cis-Chlordane	5103-71-9	409.78
11	環克座	Cyproconazole	94361-06-5	291.78
12	地特靈	Dieldrin	60-57-1	380.91
13	達克利	Diniconazole	83657-24-3	326.23
14	捷乃安	Dinitramine	29091-05-2	322.25
15	普得松	Ditalimfos	5131-24-8	299.29
16	安殺番硫酸鹽	Endosulfan sulfate	1031-07-8	422.93
17	安特靈	Endrin	72-20-8	380.91
18	芬瑞莫	Fenarimol	60168-88-9	331.2
19	芬普福	Fenpropimorph	67564-91-4	303.49
20	繁福松	Fensulfothion	115-90-2	308.36
21	福多寧	Flutolanil	66332-96-5	323.32
22	福木松	Formothion	2540-82-1	257.27
23	靈丹	gamma-BHC (Lindane)	58-89-9	290.83
24	飛佈達	Heptachlor	76-44-8	373.32
25	菲殺淨	Hexazinone	51235-04-2	252.32
26	丙基喜樂松	Iprobenfos	26087-47-8	288.35
27	亞賜圃	Isoprothiolane	50512-35-1	290.4
28	加福松	Isoxathion	18854-01-8	313.31
29	克收欣	Kresoxim-methyl	143390-89-0	313.36
30	滅普寧	Mepronil	55814-41-0	269.35
31	五氯苯基甲基硫化物	Methyl pentachlorophenyl sulfide	1825-19-0	296.43
32	滅蟻樂	Mirex	2385-85-5	545.55
33	邁克尼	Myclobutanil	88671-89-0	274.76
34	滅落脫	Napropamide	15299-99-7	271.36
35	尼瑞莫	Nuarimol	63284-71-9	314.75
36	o,p'-滴滴涕	o,p'-DDT	789-02-6	354.49
37	樂滅草	Oxadiazon	19666-30-9	345.23
38	復祿芬	Oxyfluorfen	42874-03-3	361.71
39	巴克素	Paclobutrazol	76738-62-0	293.8
40	平克座	Penconazole	66246-88-6	284.19
41	五氯苯胺	Pentachloroaniline	527-20-8	265.35
42	p,p'-滴滴涕	p,p'-DDT	50-29-3	354.49
43	必芬松	Pyridaphenthion	119-12-0	340.34
44	得克利	Tebuconazole	107534-96-3	307.83
45	四克利	Tetraconazole	112281-77-3	372.15
46	反-可氯丹	trans-Chlordane	5103-74-2	409.78
47	賽福座	Triflumizole	68694-11-1	345.75

編號	中文名	英文名	CAS No.	分子量
48	免克寧	Vinclozolin	50471-44-8	286.12
49	三泰芬	Triadimefon	43121-43-3	293.76
50	三泰隆	Triadimenol I-II	55219-65-3	295.77
51	醋酸	Acetic acid	64-19-7	60.02
52	檸檬酸	Citric acid	77-92-9	192.03
53	鄰苯二甲酸二丁酯	Dibutyl phthalate	84-74-2	278.15
54	鄰苯二甲酸二異壬酯	Diisononyl phthalate	28553-12-0	418.31
55	鄰苯二甲酸二(2-乙基己)酯	Bis(2-ethylhexyl)phthalate	117-81-7	390.28
56	鄰苯二甲酸二異癸酯	Diisodecyl phthalate	26761-40-0	446.34
57	鄰苯二甲酸二異丁酯	Diisobutyl phthalate	84-69-5	278.15
58	鄰苯二甲酸二正辛酯	Di-n-octyl phthalate	117-84-0	390.28
59	順丁烯二酸酐	Maleic anhydride	108-31-6	98.00
60	二乙基黃	4-(Diethylamino)azobenzene	2481-94-9	253.16
61	紫色 1 號	Benzyl Violet 4B	1694-09-3	733.23
62	蘇丹紅 1 號	Sudan I	842-07-9	248.09
63	五氯酚鈉	Sodium pentachlorophenate	131-52-2	285.83
64	孔雀綠	Malachite green	569-64-2	364.17
65	β-萘酚	2-Naphthol	135-19-3	144.06
66	水楊酸	Salicylic acid	69-72-7	138.03
67	富馬酸二甲酯	Dimethyl fumarate	624-49-7	144.04
68	香豆素	Coumarin	91-64-5	146.04
69	甘精	Dulcin	150-69-6	180.09
70	三聚氰胺	Melamin	108-78-1	126.07
71	順丁烯二酸	Maleic acid	110-16-7	116.01
72	三氯松	Metrifonate	52-68-6	255.92
73	二氯松	Dichlorvos	62-73-7	219.95
74	王金黃	C.I. Basic orange 2	532-82-1	248.08
75	皂黃	Tropaeolin G	587-98-4	375.07
76	紅色 2 號	Amaranth	915-67-3	603.93
77	藍紅	Carmoisine	3567-69-9	501.99
78	橘色 2 號	Acid orange 7	633-96-5	350.03
79	鹽基性芥黃	Auramine O	2465-27-2	303.15
80	鹽基性桃紅精	Rhodamine B	81-88-9	478.20
81	二甲基黃	Methyl yellow	60-11-7	225.13
82	奎黃	Acid yellow 3	8004-92-0	476.96
83	甲醛	Formaldehyde	50-00-0	30.01
84	甲醇	Methanol	67-56-1	32.03

(三)方法

1、氣相層析質譜儀分析條件建置

- (1) 管柱：1 支 DB-5MS 30 m (length) $\times$ 0.25 mm (I.D.) $\times$ 0.25 μ m (film)。
- (2) 管柱升溫條件：最初溫度設定在 70°C，保持 2 min，第一階段以 25°C/min 升溫至 150°C，直接第二階段升溫，第二階段以 3°C/min 升溫至 200°C，直接第三階段升溫，第三階段以 8°C/min 升溫至 280°C，維持 10 min。
- (3) 載流氣體：氦氣，流速 1.0 mL/min。
- (4) 注射口：不分流，2.00 min 後 60 mL/min purge to split vent。
- (5) 離子化方式：EI，70 eV。
- (6) 溶劑延遲時間：2 min。
- (7) 質譜掃描範圍：35 至 450 amu。
- (8) 界面傳輸溫度：280°C。
- (9) 離子源溫度：230°C。
- (10) 四極柱溫度：150°C。
- (11) 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。

2、氣相層析串聯式質譜儀分析條件建置

- (1) 管柱：2 支 Ultra Inert 15 m (length) $\times$ 0.25 mm (I.D.) $\times$ 0.25 μ m (film) 串接。
- (2) 管柱升溫條件：最初溫度設定在 60°C，保持 1 min，第一階段以 40°C/min 升溫至 170°C，直接第二階段升溫，第二階段以 10°C/min 升溫至 310°C，維持 2.25 min。
- (3) 載流氣體：氦氣，前端管柱流速 1.23 mL/min，後端管柱流速 1.43 mL/min。
- (4) 注射口：脈衝增壓不分流 (Pulsed splitless)，1.00 min 後 50 mL/min purge to split vent。
- (5) 離子化方式：電子撞擊游離法，EI。
- (6) 溶劑延遲時間：3.75 min。
- (7) 質譜監測模式：多重反應監測 (Multiple reaction monitoring, MRM)。
- (8) 離子源溫度：280°C。
- (9) 停留時間 (Dwell time)：最短 9.2 ms，最長 19.5 ms。

3、原位電離離子化條件建置

- (1) 載氣：氦氣 (He)。
- (2) 氣體加熱器溫度：350°C。
- (3) 操作角度：0 度。

4、飛行時間質譜儀分析條件建置

- (1) 質譜掃描型態：全掃描模式。
- (2) 掃描時間：2 min。
- (3) 質譜掃描範圍：25 至 1000 amu。

5、檢量線標準溶液配製

- (1) 濃度 1 μ g/mL 中間標準儲備液配製：取 100 μ L 100 μ g/mL 標準溶液以丙酮/正己烷(1/1, v/v)定容至 10 mL。
- (2) 濃度 100 ng/mL 中間標準儲備液配製：取 100 μ L 1 μ g/mL 中間標準儲備液以丙酮/正己烷(1/1, v/v)定容至 1 mL。
- (3) 檢量線濃度配製：由中間標準儲備液配成 1、2、5、10、25、50、80、100、150 及 200 ng/mL。
 - (i) 1 ng/mL：取 10 μ L 100 ng/mL 中間標準儲備液以丙酮/正己烷(1/1, v/v)定容至 1 mL。
 - (ii) 2 ng/mL：取 20 μ L 100 ng/mL 中間標準儲備液以丙酮/正己烷(1/1, v/v)定容至 1 mL。
 - (iii) 5 ng/mL：取 50 μ L 100 ng/mL 中間標準儲備液以丙酮/正己烷(1/1, v/v)定容至 1 mL。
 - (iv) 10 ng/mL：取 100 μ L 100 ng/mL 中間標準儲備液以丙酮/正己烷(1/1, v/v)定容至 1 mL。
 - (v) 25 ng/mL：取 25 μ L 1 μ g/mL 中間標準儲備液以丙酮/正己烷(1/1, v/v)定容至 1 mL。
 - (vi) 50 ng/mL：取 50 μ L 1 μ g/mL 中間標準儲備液以丙酮/正己烷(1/1, v/v)定容至 1 mL。
 - (vii) 80 ng/mL：取 80 μ L 1 μ g/mL 中間標準儲備液以丙酮/正己烷(1/1, v/v)定容至 1 mL。
 - (viii) 100 ng/mL：取 100 μ L 1 μ g/mL 中間標準儲備液以丙酮/正己烷(1/1, v/v)定容至 1 mL。
 - (ix) 150 ng/mL：取 150 μ L 1 μ g/mL 中間標準儲備液以丙酮/正己烷(1/1, v/v)定容至 1 mL。
 - (x) 200 ng/mL：取 200 μ L 1 μ g/mL 中間標準儲備液以丙酮/正己烷(1/1, v/v)定容至 1 mL。

6、水中待測物前處理條件測試

- (1) 濃度 1 µg/mL 中間標準儲備液配製：取 100 µL 100 µg/mL 標準溶液以乙腈定容至 10 mL。
- (2) 品管樣品配製：取 50 µL 1 µg/mL 中間標準儲備液於 50 mL 試劑水，水中濃度為 1 ng/mL。
- (3) 萃取方式：液液萃取。
- (4) 前處理步驟：
 - (i) 取 50 mL 水樣置入 100 mL 分液漏斗，加入 6 mL 二氯甲烷，搖晃 1 分鐘，靜置分層，取二氯甲烷層，重複此步驟 3 次。
 - (ii) 將 3 次萃取之二氯甲烷萃液合併，以無水硫酸鈉除水。
 - (iii) 吹氮濃縮，置換溶劑為丙酮/正己烷(1/1, v/v)，定容至 1 mL。

三、結果與討論

(一)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 2），以標準液建立氣相層析之分析條件。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 1 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 3 所示。

表 2 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%

表 3 待測物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
阿特靈	Aldrin	18.56	263	66
α-安殺番	alpha-Endosulfan	22.68	241	195
β-安殺番	beta-Endosulfan	25.20	195	237
布瑞莫	Bupirimate	24.86	273	208
比達寧	Butralin	20.27	266	224
蟎離丹	Chinomethionat	21.93	206	234
克凡派	Chlorfenapyr	25.32	59	247
克氣蟎	Chloropropylate	25.47	251	253
克氣得	Chlozolate	21.45	188	259
順-可氣丹	cis-Chlordane	22.89	373	375
環克座	Cyproconazole	24.95	222	139

中文名稱	英文名稱	滯留時間(min)	主要離子	次要離子
地特靈	Dieldrin	23.91	79	263
達克利	Diniconazole	25.60	268	270
撻乃安	Dinitramine	14.86	305	307
普得松	Ditalimfos	23.23	130	148
安殺番硫酸鹽	Endosulfan sulfate	26.79	109	173
安特靈	Endrin	24.80	263	317
芬瑞莫	Fenarimol	30.43	139	219
芬普福	Fenpropimorph	19.33	128	129
繁福松	Fensulfothion	25.60	292	293
福多寧	Flutolanil	23.86	173	145
福木松	Formothion	15.58	125	93
靈丹	gamma-BHC (Lindane)	13.48	181	183
飛佈達	Heptachlor	16.82	272	100
菲殺淨	Hexazinone	27.35	171	83
丙基喜樂松	Iprobenfos	15.41	91	204
亞賜圃	Isoprothiolane	23.93	118	162
加福松	Isoxathion	25.00	105	77
克收欣	Kresoxim-methyl	24.94	116	206
滅普寧	Mepronil	26.31	119	91
五氯苯基甲基硫化物	Methyl pentachlorophenyl sulfide	18.10	296	298
滅蟻樂	Mirex	29.87	272	274
邁克尼	Myclobutanil	24.49	179	150
滅落脫	Napropamide	23.51	72	128
尼瑞莫	Nuarimol	27.47	235	107
o,p'-滴滴涕	o,p'-DDT	25.82	235	237
樂滅草	Oxadiazon	24.47	175	177
復祿芬	Oxyfluorfen	24.75	252	361
巴克素	Paclobutrazol	22.62	236	125
平克座	Penconazole	21.10	248	159
五氯苯胺	Pentachloroaniline	15.58	265	267
p,p'-滴滴涕	p,p'-DDT	27.03	235	237
必芬松	Pyridaphenthion	28.55	340	77
得克利	Tebuconazole	27.46	125	250
四克利	Tetraconazole	19.94	336	338
反-可氯丹	trans-Chlordane	22.09	373	375
賽福座	Triflumizole	22.40	73	278
免克寧	Vinclozolin	16.68	212	285
三泰芬	Triadimefon	19.48	57	208
三泰隆	Triadimenol I-II	21.80	112	168

(二)氣相層析串聯式質譜儀分析條件建置

本研究使用之串聯式質譜儀為三段式四極棒質譜儀，此質譜儀具有碰撞活化解離效率高、掃描速度快、高離子傳送率、前驅離子（precursor ion）質譜與產物離子（product ion）質譜皆可得單一質量（Unit mass）解析度、比一般扇形串聯式質譜儀廉價等優點[6]，待測物經氣相層析儀層析分離後，藉由離子源將待測物離子化並進入質譜儀，於第一段四極棒質譜篩選出待測物離子，進入第二段四極棒質譜以氣體撞擊使其產生碎片，再經由第三段四極棒質譜篩選出特有的碎片。待測物依其化結構特性，於分子破碎時，會形成特異離子碎片，藉由解讀這些碎片，可精確辨識出待測物。本研究使用多重反應監測（Multiple reaction monitoring, MRM）用以測定前驅離子及碰撞反應後之產物離子，以此判讀待測物碰撞反應游離圖譜，提取最佳前驅、產物離子監測模式。多重反應監測模式可有效降低基質干擾、去除雜訊，具低偵測極限、靈敏度與穩定性佳，適合用於分析微量物質。

質譜離子源方式為電子撞擊游離法（Electron-impact ionization, EI），適用於具揮發性且熱穩定性高的化合物，待測物經高能電子撞擊被激發失去電子形成分子離子，進入質譜儀分析，待測物之前驅、產物離子與碰撞能量參數如表 4 所示，每一待測物選出 2 對前驅、產物離子對，其中 1 對用於定量分析，另 1 對用於定性分析。運用定量離子對建置檢量線，以線性迴歸校正法運算，線性相關係數 r 皆在 0.995 以上，各待測物滯留時間及線性相關係數如表 5。

表 4 待測物於串聯式質譜儀之前驅、產物離子與碰撞能量參數

中文名稱	英文名稱	前驅離子	產物離子	碰撞能量 (V)
阿特靈	Aldrin	263	193	40
		263	226	25
α -安殺番	alpha-Endosulfan	241	206	15
		241	170	25
β -安殺番	beta-Endosulfan	241	206	15
		241	170	25
布瑞莫	Bupirimate	273	193	5
		208	165	15
比達寧	Butralin	266	174	25
		266	190	10
蟎離丹	Chinomethionat	206	148	15
		234	148	25
克凡派	Chlorfenapyr	247	227	15
		247	200	30
克氣蟎	Chloropropylate	139	111	15
		251	139	15
克氣得	Chlozolate	259	188	10
		331	259	5
順-可氣丹	cis-Chlordane	373	266	25
		375	301	10
環克座	Cyproconazole	222	125	10
		222	82	25
地特靈	Dieldrin	263	193	40
		263	228	25
達克利	Diniconazole	268	232	10
		268	135	40

中文名稱	英文名稱	前驅離子	產物離子	碰撞能量 (V)
捷乃安	Dinitramine	261	241	10
		261	195	20
普得松	Ditalimfos	130	102	15
		148	130	10
安殺番硫酸鹽	Endosulfan sulfate	272	237	15
		272	235	15
安特靈	Endrin	263	193	40
		263	228	25
芬瑞莫	Fenarimol	139	111	15
		251	139	15
芬普福	Fenpropimorph	128	70	10
		128	110	10
繁福松	Fensulfothion	156	141	15
		292	109	15
福多寧	Flutolanil	173	145	20
		281	173	10
福木松	Formothion	224	125	20
		224	155	10
靈丹	gamma-BHC (Lindane)	181	145	15
		181	109	30
飛佈達	Heptachlor	272	237	20
		237	143	30
菲殺淨	Hexazinone	171	71	20
		171	85	15
丙基喜樂松	Iprobenfos	204	91	15
		204	122	10
亞賜圃	Isoprothiolane	290	118	10
		290	204	5
加福松	Isoxathion	105	77	20
		105	51	40
克收欣	Kresoxim-methyl	116	89	15
		206	116	5
滅普寧	Mepronil	119	91	15
		269	119	15
五氯苯基甲基硫 化物	Methyl pentachlorophenyl sulfide	296	246	35
		296	281	20
滅蟻樂	Mirex	272	237	20
		332	262	40
邁克尼	Myclobutanil	179	125	15
		179	152	5

中文名稱	英文名稱	前驅離子	產物離子	碰撞能量 (V)
滅落脫	Napropamide	128	72	5
		271	128	5
尼瑞莫	Nuairimol	235	139	15
		235	123	15
o,p'-滴滴涕	o,p'-DDT	235	165	40
		235	200	10
樂滅草	Oxadiazon	258	175	5
		258	112	30
復祿芬	Oxyfluorfen	252	146	40
		302	274	10
巴克素	Paclobutrazol	236	125	10
		236	167	10
平克座	Penconazole	248	157	30
		248	192	15
五氯苯胺	Pentachloroaniline	265	158	20
		265	167	20
p,p'-滴滴涕	p,p'-DDT	235	165	25
		235	200	10
必芬松	Pyridaphenthion	340	199	5
		340	109	20
得克利	Tebuconazole	250	125	25
		250	153	10
四克利	Tetraconazole	336	218	20
		336	204	35
反-可氯丹	trans-Chlordane	373	266	25
		375	301	10
賽福座	Triflumizole	206	179	15
		278	73	5
免克寧	Vinclozolin	285	212	10
		285	178	15
三泰芬	Triadimefon	208	181	5
		208	111	15
三泰隆	Triadimenol I-II	128	65	25
		168	70	15

表 5 待測物於氣相層析串聯式質譜儀之滯留時間及線性相關係數

中文名稱	英文名稱	滯留時間(min)	Dwell time (ms)	r
阿特靈	Aldrin	9.932	9.8	0.9986
α -安殺番	alpha-Endosulfan	11.269	11.9	0.9988
β -安殺番	beta-Endosulfan	12.318	13.3	0.9993
布瑞莫	Bupirimate	11.668	11.4	0.9988

中文名稱	英文名稱	滯留時間(min)	Dwell time (ms)	r
比達寧	Butralin	10.075	10.9	0.9991
蟎離丹	Chinomethionat	11.047	10.4	0.9970
克凡派	Chlorfenapyr	11.838	17.8	0.9991
克氣蟎	Chloropropylate	12.175	16.4	0.9991
克氣得	Chlozolate	10.468	12.2	0.9994
順-可氣丹	cis-Chlordane	11.248	11.9	0.9991
環克座	Cyproconazole	11.994	19.5	0.9994
地特靈	Dieldrin	11.751	14.2	0.9988
達克利	Diniconazole	12.279	13.8	0.9994
捷乃安	Dinitramine	8.281	9.6	0.9996
普得松	Ditalimfos	11.223	12	0.9992
安殺番硫酸鹽	Endosulfan sulfate	13.002	10.9	0.9991
安特靈	Endrin	12.134	18.9	0.9988
芬瑞莫	Fenarimol	15.084	17.7	0.9992
芬普福	Fenpropimorph	9.895	9.6	0.9993
繁福松	Fensulfothion	12.213	15.4	0.9992
福多寧	Flutolanil	11.32	11.9	0.9993
福木松	Formothion	8.708	16.4	0.9992
靈丹	gamma-BHC (Lindane)	8.087	12.6	0.9976
飛佈達	Heptachlor	9.303	11.9	0.9984
菲殺淨	Hexazinone	13.108	10.8	0.9990
丙基喜樂松	Iprobenfos	8.618	14.8	0.9992
亞賜圃	Isoprothiolane	11.444	11.8	0.9988
加福松	Isoxathion	11.914	18.8	0.9992
克收欣	Kresoxim-methyl	11.684	12.3	0.9989
滅普寧	Mepronil	12.566	16.1	0.9993
五氯苯基甲基硫化物	Methyl pentachlorophenyl sulfide	9.655	12.3	0.9989
滅蟻樂	Mirex	15.043	17.3	0.9984
邁克尼	Myclobutanil	11.639	10.9	0.9991
滅落脫	Napropamide	11.337	12	0.9991
尼瑞莫	Nuarimol	13.252	13.4	0.9983
o,p'-滴滴涕	o,p'-DDT	12.411	13.4	0.9993
樂滅草	Oxadiazon	11.552	11	0.9993
復祿芬	Oxyfluorfen	11.633	11.3	0.9993
巴克素	Paclobutrazol	11.078	11.4	0.9988
平克座	Penconazole	10.477	11.9	0.9991
五氯苯胺	Pentachloroaniline	8.817	17.5	0.9987
p,p'-滴滴涕	p,p'-DDT	13.043	10.8	0.9993
必芬松	Pyridaphenthion	13.713	15.9	0.9993
得克利	Tebuconazole	13.288	15	0.9989
四克利	Tetraconazole	9.926	9.5	0.9990
反-可氣丹	trans-Chlordane	11.015	10	0.9987
賽福座	Triflumizole	10.719	9.2	0.9992
免克寧	Vinclozolin	9.023	14.3	0.9994
三泰芬	Triadimefon	9.963	10.3	0.9989
三泰隆	Triadimenol I-II	10.717	9.4	0.9985

(三)原位電離飛行時間質譜分析條件建置

原位電離是一種非表面接觸型熱脫附/離子化質譜分析離子源技術。在大氣壓條件下，中性或惰性氣體（如氮氣或氬氣）流量設定為 3~5 L/min，電暈放電針電壓設定為 4~5 kV，電離氮氣或氬氣，產生包括離子、電子、和激發態亞穩氬原子或激發態亞穩氬分子在內的等離子體，對該激發態原子進行快速加熱和電場加速，使其熱脫附並瞬間離子化待測樣品表面的標誌性化合物或待測化合物，進行質譜檢測，即時直接分析樣品。

在正離子模式下，穿孔電極和最後柵網出口電極設為+100 V 的偏轉電壓；在負離子模式下，設為-250 V 的偏轉電壓。氣流溫度及離子化樣品角度皆可調節，本實驗設定為 350℃，採取 0 度角直射樣品。飛行時間質譜儀質量掃描範圍設定為 25~1000 m/z，採全掃描模式，每件樣品掃描時間 2 分鐘。

(四)原位電離質譜分析關注化學物質

化合物依其物化特性，選擇適切的正離子及負離子模式，檢測結果如表 6 所示。在正離子模式下，待測物得到 1 個正電荷(H^+)，在負離子模式下，待測物失去 1 個正電荷(H^+)， H 的質量為 1.00783 Da， H^+ 質荷比為 1.00728 m/z。醋酸配製於乙腈中，經離子化會形成 $(CH_3CN)_1(CH_3COOH)_1$ 正電荷模式，計算出質荷比理論值為 102.05496 m/z，檢測值為 109.0540 m/z。檸檬酸、水楊酸及順丁烯二酸等 3 項酸性化學物質，易解離出一個 H^+ 離子，形成負電荷，計算出質荷比理論值分別為 191.01972 m/z、137.02441 m/z 及 115.00368 m/z，檢測值分別為 191.0206 m/z、137.0252 m/z 及 115.0038 m/z，順丁烯二酸酐於檢測過程中會水解成順丁烯二酸，所以檢測值與順丁烯二酸相同。鄰苯二甲酸二丁酯、鄰苯二甲酸二異壬酯、鄰苯二甲酸二(2-乙基己)酯、鄰苯二甲酸二異癸酯、鄰苯二甲酸二異丁酯及鄰苯二甲酸二正辛酯等 6 項塑化劑化學物質，連結 H^+ 離子，形成正電荷，計算出質荷比理論值分別為 279.15909 m/z、419.31559 m/z、391.28429 m/z、447.34689 m/z、279.15909 m/z 及 391.28429 m/z，檢測值分別為 279.1598 m/z、419.3146 m/z、391.2845 m/z、447.3483 m/z、279.1598 m/z 及 391.2885 m/z。二乙基黃、蘇丹紅及二甲基黃等 3 項色素化學物質，連結 H^+ 離子，形成正電荷，計算出質荷比理論值分別為 254.16518 m/z、249.10224 m/z 及 226.13388 m/z，檢測值分別為 254.1647 m/z、249.1022 m/z 及 226.1299 m/z。五氯酚鈉在離子化過程，會丟失 Na^+ 離子，形成負電荷， Na^+ 質荷比為 22.98922 m/z，計算出質荷比理論值為 262.83973 m/z，檢測值為 262.8397 m/z，因為 Cl 有 Cl^{35} 及 Cl^{37} 同位素，其質量分別為 34.96885 Da 及 36.96590 Da，相差 1.99705 Da，所以除了 262.8397 m/z 訊號外，另有 264.8368 m/z (1 個 Cl^{37})、266.8338 m/z (2 個 Cl^{37})、268.8307 m/z (3 個 Cl^{37}) 及 270.8278 m/z (4 個 Cl^{37}) 訊號。孔雀綠、王金黃、鹽基性芥黃及鹽基性桃紅精等 4 項化學物質，皆含有 1 個氯原子，離子化過程會丟失 Cl^- 離子，形成正電荷， Cl^- 質荷比為 34.9694 m/z，計算出質荷比理論值分別為 329.20123 m/z、213.11347 m/z、268.18083 m/z 及 443.23292 m/z，檢測值分別為 329.2012 m/z、213.1137 m/z、268.1809 m/z 及 443.2312 m/z。 β -茶酚有 1 個 OH 官能基，離子化過程會丟失 H^+ 離子，形成 O^- 負電荷，計算出質荷比理論值為 143.05023 m/z，檢測值為 143.0497 m/z。富馬酸二甲酯有 $COOCH_3$ 官能基，離子化過程會丟失 CH_3^+ 離子，形成 COO^- 負電荷，計算出質荷比理論值為 129.01933 m/z，檢測值為 129.0188 m/z。香豆素、甘精、三聚氰胺、三氯松及二氯松等 5 項化學物質，連結 H^+ 離子，形成正電荷，計算出質荷比理論值分別為 147.04406 m/z、181.09716 m/z、127.07267 m/z、256.92986 m/z 及 220.95318 m/z，檢測值分別為 147.0454 m/z、181.0985 m/z、127.0774 m/z、256.9300 m/z 及 220.9514 m/z，三氯松及二氯松分別含有 3 個 Cl 及 2 個 Cl，所以三氯松還有 258.9257 m/z (1 個 Cl^{37}) 及 260.9224 m/z (2 個 Cl^{37}) 訊號，二氯松還有 252.9490 m/z (1 個 Cl^{37}) 訊號。原位電離載流氣體 He 經激發形成 He^* 激發態， He^* 碰觸空氣中水氣，會使 H_2O 丟失 1 個電子形成 H_2O^{+*} ， H_2O^{+*} 與 H_2O 碰撞形成 H_3O^{+*} 與 OH^+ ，甲醇與水互溶性高，所以甲醇離子化過程會形成 $(CH_3OH)(H_3O^+)$ ，計算出質荷比理論值為 51.04405 m/z，檢測值為 51.0353 m/z。

表 6 精確質量與檢測質量結果

中文名	離子型態	理論值 (m/z)	檢測值 (m/z)	質量差異 (mDa)	質量相對偏差 (ppm)
醋酸	$[M+CH_3CN+H]^+$	102.05496	102.0540	0.96	9.407
檸檬酸	$[M-H]^-$	191.01972	191.0206	0.88	4.607
鄰苯二甲酸二丁酯	$[M+H]^+$	279.15909	279.1598	0.71	2.543

中文名	離子型態	理論值 (m/z)	檢測值 (m/z)	質量差異 (mDa)	質量相對偏差 (ppm)
鄰苯二甲酸二異壬酯	[M+H] ⁺	419.31559	419.3146	0.99	2.361
鄰苯二甲酸二(2-乙基己)酯	[M+H] ⁺	391.28429	391.2845	0.21	0.537
鄰苯二甲酸二異癸酯	[M+H] ⁺	447.34689	447.3483	1.41	3.152
鄰苯二甲酸二異丁酯	[M+H] ⁺	279.15909	279.1598	0.71	2.543
鄰苯二甲酸二正辛酯	[M+H] ⁺	391.28429	391.2885	4.21	10.759
二乙基黃	[M+H] ⁺	254.16518	254.1647	0.48	1.889
蘇丹紅 1 號	[M+H] ⁺	249.10224	249.1022	0.04	0.161
五氯酚鈉	[M-Na] ⁻	262.83973	262.8397	0.03	0.114
孔雀綠	[M-Cl] ⁺	329.20123	329.2012	0.03	0.091
β-茶酚	[M-H] ⁻	143.05023	143.0497	0.53	3.705
水楊酸	[M-H] ⁻	137.02441	137.0252	0.79	5.765
富馬酸二甲酯	[M-CH ₃] ⁻	129.01933	129.0188	0.53	4.108
香豆素	[M+H] ⁺	147.04406	147.0454	1.34	9.113
甘精	[M+H] ⁺	181.09716	181.0985	1.34	7.399
三聚氰胺	[M+H] ⁺	127.07267	127.0774	4.73	37.223
順丁烯二酸	[M-H] ⁻	115.00368	115.0038	0.12	1.043
三氯松	[M+H] ⁺	256.92986	256.9300	0.14	0.545
二氯松	[M+H] ⁺	220.95318	220.9514	1.78	8.056
王金黃	[M-Cl] ⁺	213.11347	213.1137	0.23	1.079
鹽基性芥黃	[M-Cl] ⁺	268.18083	268.1809	0.07	0.261
鹽基性桃紅精	[M-Cl] ⁺	443.23292	443.2312	1.72	3.881
二甲基黃	[M+H] ⁺	226.13388	226.1299	3.98	17.600
甲醇	[M+H ₂ O+H] ⁺	51.04405	51.0353	8.75	171.421

(五)水樣液液萃取結果

本研究於 50 mL 試劑水中添加 50 µL 1 µg/mL 待測物標準液，水中濃度為 1 ng/mL，以二氯甲烷為萃取溶劑，液液萃取 3 次，3 次萃取液合併收集後以無水硫酸鈉除水，吹氮濃縮，並置換溶劑為丙酮/正己烷(1/1, v/v)，定容 1 mL 上機分析。檢測結果如表 7 所示，除了阿特靈、靈丹及飛佈達等待測物回收率低於 6 成外，其餘 47 項待測物回收率為 64.92% ~ 114.21%，標準偏差皆小於 20%，本方法適用於水中待測物檢測。

表 7 添加樣品分析待測物之精密度與準確度(n=3)

中文名稱	英文名稱	平均回收率(%)	標準偏差(%)
阿特靈	Aldrin	21.20	4.87
α-安殺番	alpha-Endosulfan	74.94	4.21
β-安殺番	beta-Endosulfan	83.94	5.77
布瑞莫	Bupirimate	108.43	18.77
比達寧	Butralin	96.28	10.06
螞離丹	Chinomethionat	105.20	10.04

中文名稱	英文名稱	平均回收率(%)	標準偏差(%)
克凡派	Chlorfenapyr	91.23	14.18
克氯蟊	Chloropropylate	87.51	12.91
克氯得	Chlozolate	74.66	9.37
順-可氯丹	cis-Chlordane	72.14	5.23
環克座	Cyproconazole	95.38	8.84
地特靈	Dieldrin	78.76	3.84
達克利	Diniconazole	90.96	14.48
撻乃安	Dinitramine	84.61	9.27
普得松	Ditalimfos	102.00	6.70
安殺番硫酸鹽	Endosulfan sulfate	85.96	10.11
安特靈	Endrin	91.61	4.70
芬瑞莫	Fenarimol	73.72	13.21
芬普福	Fenpropimorph	114.21	13.20
繁福松	Fensulfothion	102.31	13.15
福多寧	Flutolanil	106.89	18.32
福木松	Formothion	100.03	9.49
靈丹	gamma-BHC (Lindane)	55.44	12.12
飛佈達	Heptachlor	39.29	8.04
菲殺淨	Hexazinone	101.05	12.55
丙基喜樂松	Iprobenfos	98.91	9.52
亞賜圃	Isoprothiolane	106.17	11.62
加福松	Isoxathion	95.04	9.84
克收欣	Kresoxim-methyl	97.06	14.28
滅普寧	Mepronil	93.00	14.33
五氯苯基甲基硫化物	Methyl pentachlorophenyl sulfide	64.92	10.75
滅蟻樂	Mirex	68.22	5.46
邁克尼	Myclobutanil	105.42	16.01
滅落脫	Napropamide	113.95	11.45
尼瑞莫	Nuarimol	86.79	14.53
o,p'-滴滴涕	o,p'-DDT	79.25	6.08
樂滅草	Oxadiazon	88.58	13.72
復祿芬	Oxyfluorfen	109.79	16.17
巴克素	Paclobutrazol	95.21	12.76
平克座	Penconazole	106.52	9.91
五氯苯胺	Pentachloroaniline	76.05	13.20
p,p'-滴滴涕	p,p'-DDT	80.30	9.42
必芬松	Pyridaphenthion	98.45	16.17
得克利	Tebuconazole	93.23	16.24

中文名稱	英文名稱	平均回收率(%)	標準偏差(%)
四克利	Tetraconazole	113.62	15.74
反-可氯丹	trans-Chlordane	74.85	5.45
賽福座	Triflumizole	86.15	12.32
免克寧	Vinclozolin	82.18	7.23
三泰芬	Triadimefon	107.79	12.13
三泰隆	Triadimenol I-II	93.29	12.07

(六)原位電離質譜分析限制評析

樣品無須前處理可於原型狀態下，經原位電離技術直接於離子化待測物，進入質譜系統分析，但本次實驗發現紫色1號、皂黃、紅色2號、氯紅、橘色2號及奎黃等6項化學物質訊號不佳，這些化合物有一共通點，在於皆含有亞硫酸根離子(SO_3^-)，測試結果不適用於原位電離技術離子化，適用於電噴灑游離技術(Electrospray ionization, ESI)。Chernetsova 等人[7]於研究期刊中列出適用於原位電離技術之應用，且未提到有關含亞硫酸根離子化合物之應用（表8）。

表8 不同類別化合物於原位電離質譜技術之質譜訊號模式

化合物類別	正離子模式	負離子模式
醇類	$[\text{M}+\text{H}]^+$, $[\text{2M}+\text{H}]^+$, $[\text{M}+\text{H}-\text{H}_2\text{O}]^+$ 多元醇需要衍生化	酚類 $[\text{M}-\text{H}]^-$
烷類	$\text{M}^{+\bullet}$, $[\text{M}+\text{H}]^+$	
烯類	$[\text{M}+\text{H}]^+$	
胺類	$[\text{M}+\text{H}]^+$	
胺基酸類	$[\text{M}+\text{H}]^+$	
芳香族類	$\text{M}^{+\bullet}$, $[\text{M}+\text{H}]^+$	
羰基類	$[\text{M}+\text{H}]^+$, $[\text{M}+\text{NH}_4]^+$	
羧酸類	$[\text{M}+\text{H}-\text{H}_2\text{O}]^+$, $[\text{M}+\text{H}]^+$ 有氮存在下 $[\text{M}+\text{NH}_4]^+$	$[\text{M}-\text{H}]^-$
醣類	$[\text{M}+\text{H}]^+$ 且單醣及雙醣會有脫水產物 大分子需要衍生化	
醚類	$[\text{M}+\text{H}]^+$, $[\text{M}+\text{NH}_4]^+$	
爆炸性物質類		$[\text{M}+\text{Cl}]^-$, $[\text{M}+\text{CH}_3\text{COO}]^-$, $[\text{M}+\text{NO}_3]^-$
鹵素類	$[\text{M}-\text{Cl}]^+$	Cl^- , Cl_2^-
金屬類	$\text{M}^{+\bullet}$ 及金屬氧化態	
硝基芳香族類	$\text{M}^{+\bullet}$, $[\text{M}+\text{H}]^+$	$\text{M}^{+\bullet}$, $[\text{M}-\text{H}]^-$
有機金屬類	$\text{M}^{+\bullet}$, $[\text{M}+\text{H}]^+$	$\text{M}^{+\bullet}$, $[\text{M}-\text{H}]^-$
胜肽類	$[\text{M}+\text{H}]^+$	$[\text{M}-\text{H}]^-$
過氧化物類	$[\text{M}+\text{NH}_4]^+$	
鹽類	陽離子	陰離子

(七)定性分析及篩檢條件建置

運用飛行時間質譜儀檢測化合物，其質量理論與檢測質量差異除了甲醇外，其他化合物小於 5 mDa，醋酸、檸檬酸、鄰苯二甲酸二丁酯、鄰苯二甲酸二異壬酯、鄰苯二甲酸二(2-乙基己)酯、鄰苯二甲酸二異丁酯、二乙基黃、蘇丹紅1號、五氯酚鈉、孔雀綠、 β -茶酚、水楊酸、富馬酸二甲酯、順

丁烯二酸、三氯松、王金黃、鹽基性芥黃皆小於 1 mDa。甲醇分子量小，飛行式時間質譜儀對於小分子易產生較大偏差。

未知樣品可經由溶劑溶解後，注入氣相層析質譜儀分析，氣相層析質譜儀可搭配美國國家標準技術研究所（National Institute of Standards and Technology, NIST）質譜資料庫，將樣品檢測所得全掃描圖譜與資料庫比對，可快速篩選出化合物及其相似度(Q 值)。若篩檢出來之化合物為待測物項目，可利用與待測物標準品之層析滯留時間及質譜圖比對，鑑定化合物的類別及結構式，達到定性篩檢的目的。

四、結論

- 1、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，搭配 NIST 資料庫及待測物標準品質譜圖，原物料可藉由溶劑溶解後，直接上機分析，快速篩檢，鑑定化合物的類別及結構式，達到定性篩檢目的。
- 2、氣相層析串聯式質譜儀使用多重反應監測模式測定前驅離子及碰撞反應後之產物離子，每一待測物選出 2 對前驅、產物離子對，其中 1 對用於定量分析，另 1 對用於定性分析，線性相關係數 r 皆在 0.995 以上。
- 3、原位電離是一種非表面接觸型熱脫附/離子化質譜分析離子源技術，樣品可無需前處理，在大氣壓力狀態下將待測物離子化，進入質譜儀偵測，即時直接分析樣品。紫色 1 號、皂黃、紅色 2 號、氮紅、橘色 2 號及奎黃等 6 項化學物質，皆含有亞硫酸根離子(SO₃⁻)，不適用於原位電離技術離子化。
- 4、飛行時間質譜儀質量掃描可至小數以下第 4 位，質量理論與檢測質量差異除了甲醇外，其他化合物小於 5 mDa，飛行式時間質譜儀對於小分子易產生較大偏差。
- 5、水樣採用液液萃取模式，除了阿特靈、靈丹及飛佈達等待測物外，其餘回收率為 64.92%~114.21%，標準偏差皆小於 20%，適用於水中待測物檢測。

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] Wang, L., Zhao, P., Zhang, F., Bai, A. and Pan, C., "Detection of caffeine in tea, instant coffee, green tea beverage, and soft drink by direct analysis in real time (DART) source coupled to single-quadrupole mass spectrometry." *Journal of AOAC International*, 96(2), 353-356（2013）。
- [3] Self, R.L. and Wu, W.H., "Rapid qualitative analysis of phthalates added to food and nutraceutical products by direct analysis in real time/orbitrap mass spectrometry." *Food Control*, 25, 13-16（2012）。
- [4] Wang, Y., Li, C., Huang, L., Liu, L., Guo, Y., Mac, L. and Liu, S., "Rapid identification of traditional Chinese herbal medicine by direct analysis in real time (DART) mass spectrometry." *Analytica Chimica Acta*, 845, 70-76（2014）。
- [5] Chen, T.H. and Wu, S.P., "Forensic applications of direct analysis in real time (DART) coupled to Q-orbitrap tandem mass spectrometry for the in situ analysis of pigments from paint evidence." *Forensic Science International*, 277, 179-187（2017）。
- [6] 李茂榮，第五章 低能量碰撞誘導解離之串聯式質譜儀，科儀叢書 5-質譜分析術專輯，民全書局，99（1999）。
- [7] Chernetsova, E.S., Morlok, G. E. and Revelsky I. A., "DART mass spectrometry and its applications in chemical analysis." *Russian Chemical Review*, 80(3), 235-255（2011）。

建立臺灣環境衛生病媒害蟲監測及防治技術計畫(4/4)

白秀華¹ 王璿¹ 洪微雅¹ 張鈞詠¹ 吳坤原¹ 林楷宸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

109D003

摘要

本年度以已建立之鑑識劑量(濃度)，進行各病媒害蟲族群(2種病媒蚊、2種蟑螂、2種蠅類及1種蛾蚋)，對常用環境用藥有效成分殺蟲劑(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)進行廣範圍快速抗藥性分析及交互抗性研究；並建立臭蟲於不同材質之防治技術方法。

結果顯示，白線斑蚊僅前鎮區品系對亞特松呈現抗藥性；而埃及斑蚊5個野外品系(大寮區、鼓山區、前鎮區、楠梓區及三民區品系)，對4種除蟲菊酯類殺蟲劑及3種有機磷類殺蟲劑分別呈現交互抗性；大寮區及前鎮區品系對芬普尼呈現抗藥性；前鎮區及三民區品系對益達胺呈現抗藥性；顯示埃及斑蚊對除蟲菊酯類、有機磷類及其他類殺蟲劑(芬普尼及益達胺)呈現多重抗性。美洲蟑螂5個野外品系對10種常用藥劑成分皆無抗藥性，德國蟑螂僅前鎮區品系對百滅寧呈現抗藥性。普通家蠅5個野外品系(員林市、二林鎮、竹塘鄉、彰化市及溪湖鎮品系)對10種常用環境用藥有效成分殺蟲劑均呈現抗藥性；普通家蠅5個野外品系對4種除蟲菊酯類及3種有機磷類呈現交互抗性；對除蟲菊酯類、有機磷類、胺基甲酸鹽類(安丹)及其他類殺蟲劑(芬普尼及益達安)呈現多重抗性。大頭金蠅5個野外品系對3種除蟲菊酯類殺蟲劑呈現交互抗性；員林市及二林鎮品系對陶斯松呈現抗藥性，5個野外品系對3種有機磷類殺蟲劑(陶斯松、撲滅松及亞特松)無交互抗性；5個野外品系對益達胺呈現抗藥性；顯示大頭金蠅員林市及二林鎮品系對除蟲菊酯類、有機磷類及其他類殺蟲劑(益達胺)呈現多重抗性，而且竹塘鄉、彰化市及溪湖鎮品系對除蟲菊酯類及其他類殺蟲劑(益達胺)呈現多重抗性。白斑蛾蚋5個野外品系對10種常用環境用藥有效成分皆無抗藥性。

建立臭蟲於不同材質之防治技術方法，結果顯示臭蟲躲藏之環境不同材質殘效殺蟲效果由強至弱依序為磁磚、塑膠墊、地毯及木板；因木板材質較易吸收藥劑，建議採直接噴灑防治，而毛毯需縮短再次噴灑藥劑間隔時間。

綜合以上，建立各種害蟲簡易具比較性之快速殺蟲劑抗藥性檢測方法及臭蟲於不同材質之防治技術方法，可供防治時選擇適用之殺蟲劑種類及劑量，確保害蟲侵襲發生時達防治功效。

關鍵詞：環境害蟲、殺蟲劑、生物檢測、抗藥性、監測

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，加上人口密集，適合病媒蚊、蟑螂、蠅類、蛾蚋及臭蟲等孳生。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百滅寧(Permethrin)產生抗藥性[4]，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、有機磷類及氨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]，常孳生於傳統市場、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 (*Telmatoctonus albipunctatus*) 及星斑蛾蚋 (*Psychoda 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]。

本研究團隊於 106 年建立環境病媒害蟲 (病媒蚊、蠅類、蟑螂、臭蟲及蛾蚋等) 試驗室族群 [33]。107 年完成上述環境衛生病媒害蟲對常見 10 種常用環境用藥有效成分殺蟲劑 (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) 之感藥性研究，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 10 種殺蟲劑呈現低至高抗藥性；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]。108 年完成上述環境衛生病媒害蟲對市售殺蟲劑之藥效檢測，結果顯示 4 類劑型殺蟲劑 (每類劑型 8 種藥) 對白線斑蚊、埃及斑蚊、熱帶家蚊、美洲蟑螂、普通家蠅、大頭金蠅及黑腹果蠅之藥效，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 種餌劑對德國蟑螂最高抗藥品系 (新竹市品系) 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；2 種高壓噴霧劑及 2 種乳劑對白斑蛾蚋之藥效，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；1 種高壓噴霧劑及 1 種乳劑對溫帶臭蟲之藥效，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；5 種高壓噴霧劑對歐洲室塵蟎之藥效，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[35]。

今年度本研究以鑑識劑量 (濃度) 對環境害蟲進行廣範圍快速抗藥性分析及交互抗藥性調查，可快速得知野外品系之環境害蟲對殺蟲劑是否呈現抗藥性，藉以推估防治時適用之殺蟲劑種類及其劑量，並建立簡易具比較性之殺蟲劑快速抗藥性檢測方法，作為培訓基層工作人員進行抗藥性偵測之應用，確保害蟲侵襲發生時，可正確挑選所使用的殺蟲劑，以達防治之功效，同時避免殺蟲劑使用之過度使用及環境污染等問題。

二、研究方法

(一) 供試昆蟲族群

1. 感性品系：

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 年已建立之各環境害蟲族群之感藥性資料為依據[34]，以較高抗藥性品系為優先選擇品系進行廣範圍感藥性檢測。107 年感藥性試驗研究結果，病媒蚊白線斑蚊皆未呈現抗藥性，而埃及斑蚊呈現抗藥性 (抗藥性比 142.82)，埃及斑蚊僅分佈於臺灣地區嘉義以南之縣市，因此病媒蚊以南部品系 B 所在地區 (高雄市)，進行廣範圍 5 個地點採集，東邊 (大寮區)、西邊 (鼓山區)、南邊 (前鎮區)、北邊 (楠梓區) 及中間 (三民區) 地區均勻採集，進行廣範圍感藥性檢測；德國蟑螂以北部品系 E 呈現抗藥性 (抗藥性比 28.07) 及美洲蟑螂未呈現生抗藥性，德國蟑螂及美洲蟑螂以南部品系 B 所在地區 (高雄市)，進行廣範圍 5 個地點採集，東邊 (大寮區)、西邊 (鼓山區)、南邊 (前鎮區)、北邊 (楠梓區) 及中間 (三民區) 地區均勻採集，進行廣範圍感藥性檢測；蠅類具有抗藥性為普通

家蠅 (抗藥性比 708.33)，普通家蠅及大頭金蠅以中部品系 B 所在地區 (彰化縣) 進行廣範圍 5 個地點採集，東邊 (員林市)、西邊 (二林鎮)、南邊 (竹塘鄉)、北邊 (彰化市) 及中間地區 (溪湖鎮) 均勻採集，進行廣範圍感藥性檢測；白斑蛾蚋呈現抗藥性 (抗藥性比 19.84)，其中以中部地區及南部地區呈中抗藥性，白斑蛾蚋以南部品系 B 所在地區 (高雄市)，進行廣範圍 5 個地點採集，東邊 (大寮區)、西邊 (鼓山區)、南邊 (前鎮區)、北邊 (楠梓區) 及中間 (三民區) 地區均勻採集，進行廣範圍感藥性檢測。

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 $70 \pm 10\%$ 。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 公分 $\times$ 15 公分 $\times$ 7 公分) 底部，加逆滲透水 800 毫升，加入 3 毫升幼蟲食物 (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，置入蚊籠中，成蚊食物供以 10% 糖水，成蚊飼養於昆蟲壓力蚊籠 (30 公分 $\times$ 20 公分 $\times$ 20 公分)，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 日後，將小白鼠固定於餵血裝置內，置於蚊籠中使雌蚊吸血 (吸血時段斑蚊為早上至傍晚，家蚊為傍晚至隔日早上)，成蟲吸血後第 3 日將產卵不織布沿邊緣鋪平並加入 20 毫升清水，經過 4 日後收集產卵紙，晾乾後保存於密閉夾鏈袋內，置放陰涼處 (熱帶家蚊產卵，以黑色產卵杯加入 1 毫升幼蟲食物，置於蚊籠中產卵，經過 7 日後收集卵，倒入孵化盤直接孵化) [36]。

(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，溫度 $27 \pm 2^\circ\text{C}$ ，相對濕度 $70 \pm 10\%$ ，飼養箱上緣塗抹 10 公分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 [36]。

(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 $70 \pm 10\%$ 。成蠅飼養於昆蟲飼養籠 (30 公分 $\times$ 30 公分 $\times$ 30 公分，BugDorm 公司製造)，凡逃出籠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。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 公分厚)。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 公分厚)。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 [36]。

(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 $70 \pm 10\%$ 。幼蟲飼養：卵塊於孵化水盤 (20 公分 $\times$ 15 公分 $\times$ 7 公分) 底部，加逆滲透水 800 毫升，加入 3 毫升幼蟲食物 (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，成蟲飼養於昆蟲壓力蚊籠 (30 公分 $\times$ 20 公分 $\times$ 20 公分)，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 [36]。

(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 公分 $\times$ 寬 10 公分 $\times$ 高 11 公分)，內鋪濾紙，塑膠盒內壁塗 Fluon 防止逃逸，再將塑膠盒置於飼養箱內，

飼養箱內壁塗 Fluon 防止逃逸，臭蟲會在濾紙上產卵，將小白鼠固定於餵血裝置內，置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[36]。

(二) 藥劑檢測方法

1. 廣範圍抗藥性分析及交互抗性之研究

以 107 年建立之鑑識劑量 (濃度) 進行各病媒害蟲族群對 10 種常用環境用藥有效成分殺蟲劑 (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) 之廣範圍抗藥性分析及交互抗性之研究。

(1). 病媒蚊 (白線斑蚊、埃及斑蚊)：

以丙酮配製鑑識濃度後，以美國 C.D.C 藥膜瓶法 (Bottle Bioassay)，於惠頓氏瓶 (250 毫升) 加入以丙酮溶解的殺蟲劑 1 毫升，以藥膜滾動機將殺蟲劑均勻滾動分佈於玻璃瓶內壁，再以吸蟲管吸取 20 隻未吸血 3-5 日齡雌成蟲釋入玻璃瓶內，最後以塑膠膜封口，開始計時計數，每 15 分鐘觀察一次並記錄死亡率，觀察至供試昆蟲全數死亡或最多觀察至 2 小時，每供試昆蟲進行三重複生物檢測，對照組以不含藥劑之丙酮進行處理 [37, 38]。鑑識濃度為 99 % 致死濃度 (LC₉₉) 之兩倍 [37, 38]；檢測鑑識時間標準為 30 分鐘 [37, 38]；病媒蚊死亡定義為無法站立即為死亡 [37, 38]。

(2). 蟑螂 (德國蟑螂及美洲蟑螂)：

蟑螂以二氧化碳迷昏後，以丙酮稀釋鑑識劑量後，以局部滴定法 (topical application) [39]，滴 2 μ l 配製藥劑於蟑螂腹部腹面的第 1-2 腹節 [40-43]，德國蟑螂每次檢測 20 隻雄性蟑螂，美洲蟑螂每次檢測 10 隻雌性蟑螂，處理後置於壁上塗有 fluon 高度 15 公分之圓筒壓克力昆蟲檢測裝置，30 分鐘後觀察並記錄蟑螂擊昏率，24 小時後觀察並記錄蟑螂死亡率，每供試昆蟲進行三重複生物檢測，對照組以不含藥劑之丙酮進行處理。美洲蟑螂及德國蟑螂雌、雄體型差別不大，壽命長短相仿，因考量蟑螂能持續繁殖以供檢測，檢測成蟲以 1-2 週齡雄性成蟲為主。鑑識劑量為 99% 致死劑量 (LD₉₉) 之兩倍 [37, 38]；檢測鑑識時間標準為 24 小時；蟑螂擊昏定義為爬行顛簸，無法站穩，時而翻面時而翻正；死亡定義為接觸藥劑 24 小時後，將爬行性昆蟲翻面腹部朝上，120 秒內無法自主翻正即為死亡 [40, 42]。

(3). 蠅類 (普通家蠅及大頭金蠅)：

成蠅以二氧化碳迷昏後，以丙酮稀釋鑑識劑量後，以局部滴定法，滴 1 μ l 配製藥劑於每隻成蠅胸背板 [40, 45]，滴定部位之訂定係參考日常使用藥劑防治之經驗，蒼蠅多為直接噴灑，因此藥劑多落於胸背板上；每次檢測 20 隻雌性成蠅，處理後置於高 10 公分之圓筒昆蟲檢測裝置，30 分鐘後觀察並記錄成蠅擊昏率，24 小時後觀察並記錄成蠅死亡率，每供試昆蟲進行三重複生物檢測，對照組以不含藥劑之丙酮進行處理。因雌性成蠅較雄性成蠅壽命長，3-5 日齡以內之雌成蠅生理狀態較穩定，檢測成蠅以 3-5 日齡之雌性成蠅為主。鑑識劑量為 99% 致死劑量 (LD₉₉) 之兩倍 [37, 38]；檢測鑑識時間標準為 24 小時；蠅類之擊昏定義為失去飛行能力或行走顛簸；死亡定義為以鑷子輕觸，無法自主恢復至正常姿勢即為死亡 [46, 47]。

(4). 白蟻蟻：

以丙酮稀釋鑑識濃度後，以美國 C.D.C 藥膜瓶法，於惠頓氏瓶 (250 毫升) 加入以丙酮溶解的殺蟲劑 1 毫升，以藥膜滾動機將殺蟲劑均勻滾動分佈於玻璃瓶內壁，再以吸蟲管吸取 20 隻 3-5 日齡雌成蟲釋入玻璃瓶內，最後以塑膠膜封口，開始計時計數，於 30 分鐘、1 小時、2 小時及 24 小時後觀察並記錄蟻死亡率，每供試昆蟲進行三重複生物檢測，對照組以不含藥劑之丙酮進行處理。鑑識濃度為 99% 致死濃度 (LC₉₉) 之兩倍 [37, 38]；檢測鑑識時間標準為 24 小時。

2. 建立臭蟲於不同材質之防治技術方法：

(1). 殘效接觸法：

使用波特噴霧塔 (Potter Spray Tower)，依產品建議劑量將殺蟲劑直接噴灑或以人工塗抹方式於 4 種不同材質上，晾乾備用 (木板及地毯噴灑藥劑後經 30 分鐘晾乾；磁磚及塑膠墊噴灑藥劑後經 3 小時晾乾)，將圓形壓克力昆蟲檢測裝置 (裝置內壁下緣塗抹 2.5-3.0 公分 Fluon 以防供試昆蟲逃逸)，置於含藥劑之材質上，如檢測材質為不均勻之平面 (如地毯)，則直接將檢測裝置以黏著劑固定於檢測材質上，釋入 20 隻成蟲，接觸藥劑 24 小時後記錄死亡率並移出供試昆蟲，經 24 小

時後再次記錄死亡率 (共觀察 48 小時)，每檢測進行三重複，對照組以不含藥劑之稀釋溶劑處理；依照產品標示之殘效防治效果，於噴灑藥劑第 1 日、第 7 日及第 14 日進行殘效檢測。

(三) 資料分析

1. 死亡率依 Abbott (1925) 校正死亡率 (%) 公式計算[48]。Abbott 校正死亡率 (%) = $[(X - Y) / X] \times 100$ ，X：對照組存活率，Y：試驗組存活率。對照組死亡率超過 20 % 時，此公式不適用。
2. 抗藥性判定：死亡率為 98 – 100%，表示無抗藥性；死亡率 90 – 97%，表示可能有抗藥性；死亡率低於 90%，表示有抗藥性 [37, 38]。
3. 交互抗性 (Cross-resistance) 或多重抗性 (Multiple resistance) 調查：交互抗性，當某一昆蟲對某一殺蟲劑產生抗藥性時，對另一個沒有接觸過的殺蟲劑亦產生抗藥性，交互抗性通常發生在具有相同作用機制之殺蟲劑。多重抗性定義為某一昆蟲通過多種機制對兩種或多種殺蟲劑產生抗性，經常被混淆為交互抗性 [49]。
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

以行政院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. 廣範圍抗藥性分析及交互抗性之研究結果：

(1). 病媒蚊：

以 109 年建立之鑑識濃度對白線斑蚊感性品系及高雄市地區 5 個野外品系 (大寮區、鼓山區、前鎮區、楠梓區及三民區) 進行廣範圍之快速抗藥性檢測。檢測結果顯示 (表 1)，白線斑蚊鼓山區品系對百滅寧、第滅寧及芬普尼呈現可能有抗藥性；前鎮區品系對賽滅寧及陶斯松呈現可能有抗藥性，對亞特松呈現抗藥性；三民區品系對亞特松及益達胺可能有抗藥性；白線斑蚊 5 個野外品系對除蟲菊酯類、有機磷類、胺基甲酸鹽類及其他類殺蟲劑未呈現交互抗性 & 多重抗性。以 109 年建立之鑑識濃度對埃及斑蚊感性品系及高雄市地區 5 個野外品系 (大寮區、鼓山區、前鎮區、楠梓區及三民區) 進行廣範圍之快速抗藥性檢測。檢測結果顯示 (表 2)，5 個野外品系對 4 種除蟲菊酯類殺蟲劑 (賽滅寧、治滅寧、百滅寧及第滅寧) 呈現交互抗性；對 3 種有機磷類殺蟲劑 (陶斯松、撲滅松及亞特松) 亦呈現交互抗性；大寮區及前鎮區品系對芬普尼有抗藥性；前鎮區及三民區品系對益達胺有抗藥性；顯示埃及斑蚊對除蟲菊酯類、有機磷類及其他類殺蟲劑 (芬普尼及益達胺) 呈現多重抗性。

(2). 蟑螂：

以 107 年建立鑑識劑量對德國蟑螂感性品系及高雄市地區 5 個野外品系 (大寮區、鼓山區、前鎮區、楠梓區及三民區) 進行廣範圍之快速抗藥性檢測。檢測結果顯示 (表 3)，除了德國蟑螂前鎮區品系對百滅寧有抗藥性以外，感性品系及 5 個野外品系對 10 種常用環境用藥有效成分殺蟲劑未呈現抗藥性。以 107 年建立鑑識劑量對美洲蟑螂感性品系及高雄市地區 5 個野外品系 (大寮區、鼓山區、前鎮區、楠梓區及三民區) 進行廣範圍之快速抗藥性檢測。檢測結果顯示 (表 4)，美洲蟑螂感性品系及高雄市地區 5 個野外品系對 10 種常用環境用藥有效成分殺蟲劑皆未呈現抗藥性。

(3). 蠅類：

以 107 年建立鑑識劑量對普通家蠅感性品系及彰化縣地區 5 個野外品系 (員林市、二林鎮、竹塘鄉、彰化市及溪湖鎮) 進行廣範圍之快速抗藥性檢測。檢測結果顯示 (表 5)，普通家蠅 5 個野外品系對 10 種常用環境用藥有效成分殺蟲劑均呈現抗藥性；5 個野外品系對 4 種除蟲菊酯類 (賽滅寧、治滅寧、百滅寧及第滅寧) 呈現交互抗性，同時對 3 種有機磷類 (陶斯松、撲滅松及亞特松) 亦呈現交互抗性；對除蟲菊酯類、有機磷類、胺基甲酸鹽類 (安丹) 及其他類殺蟲劑 (芬普

尼及益達胺) 呈現多重抗性。以 107 年建立之鑑識劑量對大頭金蠅感性品系及彰化縣地區 5 個野外品系 (員林市、二林鎮、竹塘鄉、彰化市及溪湖鎮) 進行廣範圍之快速抗藥性檢測。檢測結果顯示 (表 6)，大頭金蠅 5 個野外品系對 3 種除蟲菊酯類殺蟲劑 (賽滅寧、治滅寧及百滅寧) 呈現交互抗性；員林市及二林鎮品系對陶斯松有抗藥性；5 個野外品系對益達胺有抗藥性；顯示大頭金蠅員林市及二林鎮品系對除蟲菊酯類、有機磷類及其他類殺蟲劑 (益達胺) 呈現多重抗性；竹塘鄉、彰化市及溪湖鎮品系亦對除蟲菊酯類及其他類殺蟲劑 (益達胺) 呈現多重抗性。

(4). 白斑蛾蚋：

以 107 年建立之鑑識濃度對白斑蛾蚋感性品系及高雄市地區 5 個野外品系 (大寮區、鼓山區、前鎮區、楠梓區及三民區) 進行廣範圍之快速抗藥性檢測。檢測結果顯示 (表 7)，白斑蛾蚋感性品系及高雄市地區 5 個野外品系對 10 種常用環境用藥有效成分殺蟲劑皆未呈現抗藥性。

2. 建立臭蟲於不同材質之防治技術方法：

以殘效接觸法檢測乳劑 (含第滅寧 2.8 % w/w) 於磁磚材質對感性品系溫帶臭蟲之藥效檢測結果 (磁磚噴灑藥劑後經 3 小時晾乾)，達藥效檢測結果審查基準 (表 8)，且殘效效果可達 14 日；以殘效接觸法檢測乳劑 (含第滅寧 2.8 % w/w) 於塑膠墊材質對感性品系溫帶臭蟲之藥效檢測結果 (塑膠墊噴灑藥劑後經 3 小時晾乾)，達藥效檢測結果審查基準 (表 8)，且殘效效果亦可達 14 日；以殘效接觸法檢測乳劑 (含第滅寧 2.8 % w/w) 於地毯材質對感性品系溫帶臭蟲之藥效檢測結果 (地毯噴灑藥劑後經 30 分鐘晾乾)，達藥效檢測結果審查基準，殘效效果可達 7 日 (表 8)。以殘效接觸法檢測乳劑 (含第滅寧 2.8 % w/w) 於木板材質對感性品系溫帶臭蟲之藥效檢測結果 (木板噴灑藥劑後經 30 分鐘晾乾)，以水及煤油稀釋藥劑檢測，皆未達環保署毒物及化學局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，且不具殘效效果 (表 8)；於木板噴灑藥劑後馬上進行檢測，其殺蟲效果即可達藥效檢測結果審查基準。

3. 建立前述各種害蟲簡易具比較性之殺蟲劑抗藥性檢測方法：

依據美國疾病管制與預防中心 [37] 及世界衛生組織 [38]，以各環境害蟲感性品系之 LD_{99} (LC_{99}) 之兩倍作為鑑識劑量 (濃度)，建立以單一鑑識劑量 (濃度) 對各環境害蟲進行快速抗藥性檢測之方法，病媒蚊及蛾蚋為 C.D.C 藥膜玻瓶法 (bottle bioassay)；蟑螂及蠅類為局部滴定法 (topical application)。抗藥性判定標準死亡率為 98-100%，表示無抗藥性；死亡率為 90-97%，表示可能有抗藥性；死亡率低於 90%，表示有抗藥性。上述之方法得以單一劑量 (濃度) 簡易快速判定野外各環境衛生病媒害蟲之抗藥性，於疫情發生時，提供正確選擇藥劑之依據，藉以作為培訓基層工作人員進行抗藥性偵測之應用。

表 1. 白線斑蚊對 10 種常用環境用藥有效成分殺蟲劑之快速抗藥性檢測結果

品系族群 供試藥劑	感性品系	野外品系				
		大寮區(東)	鼓山區(西)	前鎮區(南)	楠梓區(北)	三民區(中)
賽滅寧	100% (-)	100% (-)	100% (-)	94% (±)	100% (-)	100% (-)
治滅寧	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
百滅寧	100% (-)	100% (-)	93% (±)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
第滅寧	100% (-)	100% (-)	94% (±)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
陶斯松	100% (-)	98% (-)	100% (-)	96% (±)	100% (-)	100% (-)
撲滅松	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
亞特松	100% (-)	98% (-)	100% (-)	21% (+)	100% (-)	91% (±)
安 丹	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
芬普尼	100% (-)	100% (-)	91% (±)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
益達胺	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	91% (±)

註 1：以 109 年建立之鑑識濃度進行快速抗藥性檢測。

註 2：快速抗藥性檢測方法為美國 C.D.C 藥膜玻瓶法 (Bottle Bioassay)。

註 3：抗藥性判定標準 [37, 38]：

30 分鐘死亡率為 98% - 100%，表示無抗藥性，以 - 表示；

死亡率為 90% - 97%，表示可能有抗藥性，以 ± 表示；

死亡率低於 90%，表示有抗藥性，以 + 表示。

表 2. 埃及斑蚊對 10 種常用環境用藥有效成分殺蟲劑之快速抗藥性檢測結果

品系族群 供試藥劑	感性品系	野外品系				
		大寮區(東)	鼓山區(西)	前鎮區(南)	楠梓區(北)	三民區(中)
賽滅寧	100% (-)	0% (+)	76% (+)	0% (+)	81% (+)	0% (+)
治滅寧	100% (-)	88% (+)	95% (±)	78% (+)	98% (-)	85% (+)
百滅寧	100% (-)	71% (+)	88% (+)	33% (+)	91% (±)	76% (+)
第滅寧	100% (-)	78% (+)	21% (+)	45% (+)	83% (+)	8% (+)
陶斯松	100% (-)	31% (+)	70% (+)	0% (+)	75% (+)	18% (+)
撲滅松	100% (-)	73% (+)	100% (-)	0% (+)	100% (-)	0% (+)
亞特松	100% (-)	76% (+)	16% (+)	13% (+)	91% (±)	58% (+)
安 丹	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
芬普尼	100% (-)	88% (+)	91% (±)	76% (+)	100% (-)	91% (±)
益達胺	100% (-)	90% (±)	100% (-)	0% (+)	100% (-)	18% (+)

註 1：以 109 年建立之鑑識濃度進行快速抗藥性檢測。

註 2：快速抗藥性檢測方法為美國 C.D.C 藥膜玻瓶法 (Bottle Bioassay)。

註 3：抗藥性判定標準 [37, 38]：

30 分鐘死亡率為 98% - 100%，表示無抗藥性，以 - 表示；

死亡率為 90% - 97%，表示可能有抗藥性，以 ± 表示；

死亡率低於 90%，表示有抗藥性，以 + 表示。

表 3. 德國蟑螂對 10 種常用環境用藥有效成分殺蟲劑之快速抗藥性檢測結果

品系族群 供試藥劑	感性品系	野外品系				
		大寮區(東)	鼓山區(西)	前鎮區(南)	楠梓區(北)	三民區(中)
賽滅寧	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
治滅寧	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
百滅寧	100% (-)	98% (-)	100% (-)	83% (+)	100% (-)	100% (-)
第滅寧	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
陶斯松	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
撲滅松	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
亞特松	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
安 丹	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
芬普尼	100% (-)	100% (-)	100% (-)	98% (-)	100% (-)	100% (-)
益達胺	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)

註 1：以 107 年建立之鑑識劑量進行快速抗藥性檢測。

註 2：快速抗藥性檢測方法為局部滴定法 (topical application)。

註 3：抗藥性判定標準 [37, 38]：

24 小時死亡率為 98% - 100%，表示無抗藥性，以 - 表示；

死亡率為 90% - 97%，表示可能有抗藥性，以 ± 表示；

死亡率低於 90%，表示有抗藥性，以 + 表示。

表 4. 美洲蟑螂對 10 種常用環境用藥有效成分殺蟲劑之快速抗藥性檢測結果

品系族群 供試藥劑	感性品系	野外品系				
		大寮區(東)	鼓山區(西)	前鎮區(南)	楠梓區(北)	三民區(中)
賽滅寧	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
治滅寧	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
百滅寧	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
第滅寧	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
陶斯松	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
撲滅松	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
亞特松	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
安 丹	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
芬普尼	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
益達胺	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)

註 1：以 107 年建立之鑑識劑量進行快速抗藥性檢測。

註 2：快速抗藥性檢測方法為局部滴定法 (topical application)。

註 3：抗藥性判定標準 [37, 38]：

24 小時死亡率為 98% - 100%，表示無抗藥性，以 - 表示；

死亡率為 90% - 97%，表示可能有抗藥性，以 ± 表示；

死亡率低於 90%，表示有抗藥性，以 + 表示。

表 5. 普通家蠅對 10 種常用環境用藥有效成分殺蟲劑之快速抗藥性檢測結果

品系族群 供試藥劑	感性品系	野外品系				
		員林市(東)	二林鎮(西)	竹塘鄉(南)	彰化市(北)	溪湖鎮(中)
賽滅寧	100% (-)	43% (+)	31% (+)	58% (+)	70% (+)	66% (+)
治滅寧	100% (-)	13% (+)	3% (+)	21% (+)	5% (+)	1% (+)
百滅寧	100% (-)	1% (+)	5% (+)	1% (+)	3% (+)	11% (+)
第滅寧	100% (-)	15% (+)	13% (+)	16% (+)	15% (+)	16% (+)
陶斯松	100% (-)	11% (+)	1% (+)	10% (+)	60% (+)	15% (+)
撲滅松	100% (-)	6% (+)	1% (+)	11% (+)	13% (+)	13% (+)
亞特松	100% (-)	1% (+)	5% (+)	3% (+)	10% (+)	6% (+)
安 丹	100% (-)	5% (+)	8% (+)	3% (+)	13% (+)	6% (+)
芬普尼	100% (-)	50% (+)	51% (+)	53% (+)	65% (+)	68% (+)
益達胺	100% (-)	15% (+)	3% (+)	5% (+)	8% (+)	6% (+)

註 1：以 107 年建立之鑑識劑量進行快速抗藥性檢測。

註 2：快速抗藥性檢測方法為局部滴定法 (topical application)。

註 3：抗藥性判定標準 [37, 38]：

24 小時死亡率為 98% - 100%，表示無抗藥性，以 - 表示；

死亡率為 90% - 97%，表示可能有抗藥性，以 ± 表示；

死亡率低於 90%，表示有抗藥性，以 + 表示。

表 6. 大頭金蠅對 10 種常用環境用藥有效成分殺蟲劑之快速抗藥性檢測結果

品系族群 供試藥劑	感性品系	野外品系				
		員林市(東)	二林鎮(西)	竹塘鄉(南)	彰化市(北)	溪湖鎮(中)
賽滅寧	100% (-)	100% (-)	66% (+)	81% (+)	85% (+)	91% (±)
治滅寧	100% (-)	33% (+)	40% (+)	41% (+)	90% (±)	60% (+)
百滅寧	100% (-)	65% (+)	63% (+)	55% (+)	70% (+)	65% (+)
第滅寧	100% (-)	90% (±)	100% (-)	98% (-)	100% (-)	100% (-)
陶斯松	100% (-)	83% (+)	66% (+)	100% (-)	95% (±)	100% (-)
撲滅松	100% (-)	100% (-)	100% (-)	98% (-)	98% (-)	100% (-)
亞特松	100% (-)	98% (-)	96% (±)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
安 丹	100% (-)	100% (-)	96% (±)	98% (-)	100% (-)	98% (-)
芬普尼	100% (-)	100% (-)	98% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
益達胺	100% (-)	41% (+)	16% (+)	18% (+)	40% (+)	21% (+)

註 1：以 107 年建立之鑑識劑量進行快速抗藥性檢測。

註 2：快速抗藥性檢測方法為局部滴定法 (topical application)。

註 3：抗藥性判定標準 [37, 38]：

24 小時死亡率為 98% - 100%，表示無抗藥性，以 - 表示；

死亡率為 90% - 97%，表示可能有抗藥性，以 ± 表示；

死亡率低於 90%，表示有抗藥性，以 + 表示。

表 7. 白斑蛾蚋對 10 種常用環境用藥有效成分殺蟲劑之快速抗藥性檢測結果

品系族群 供試藥劑	感性品系	野外品系				
		大寮區(東)	鼓山區(西)	前鎮區(南)	楠梓區(北)	三民區(中)
賽滅寧	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
治滅寧	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
百滅寧	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
第滅寧	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
陶斯松	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
撲滅松	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
亞特松	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
安 丹	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
芬普尼	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)
益達胺	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)	100% (-)

註 1：以 107 年建立之鑑識濃度進行快速抗藥性檢測。

註 2：快速抗藥性檢測方法為美國 C.D.C 藥膜玻瓶法 (Bottle Bioassay)。

註 3：抗藥性判定標準 [37, 38]：

24 小時死亡率為 98% - 100%，表示無抗藥性，以 - 表示；

死亡率為 90% - 97%，表示可能有抗藥性，以 ± 表示；

死亡率低於 90%，表示有抗藥性，以 + 表示。

表 8. 以殘效接觸法檢測第滅寧乳劑 (2.8 w/w) 於 4 種不同材質對溫帶臭蟲之藥效檢測結果

材質	稀釋 溶劑	檢測 組別	死亡率 (%)					
			第 1 日		第 7 日		第 14 日	
			24 小時	48 小時	24 小時	48 小時	24 小時	48 小時
磁磚	水	對照組	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00
		實驗組	60.00±8.66	100.00±0.00	45.00±5.00	88.33±5.77	26.67±5.77	78.33±7.64
	煤油	對照組	3.33±2.89	3.33±2.89	1.67±2.89	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00
		實驗組	86.21±5.77	100.00±0.00	72.88±2.89	94.92±5.00	50.00±8.66	83.33±7.64
塑膠墊	水	對照組	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00
		實驗組	58.33±10.41	98.33±2.89	40.00±5.00	83.33±2.89	23.33±2.89	73.33±2.89
	煤油	對照組	5.00±0.00	6.67±2.89	1.67±2.89	1.67±2.89	0.00±0.00	0.00±0.00
		實驗組	80.70±3.04	100.00±0.00	62.63±6.47	91.49±3.05	45.00±5.00	81.67±2.89
地毯	水	對照組	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00
		實驗組	38.33±7.64	86.70±2.89	20.00±0.00	71.67±2.89	6.67±5.77	38.33±10.41
	煤油	對照組	3.33±2.89	3.33±2.89	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00
		實驗組	48.16±9.87	96.58±2.97	40.00±5.00	75.00±0.00	28.33±7.64	51.67±2.89
木板	水	對照組	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00
		實驗組	6.67±2.89	51.67±5.77	0.00±0.00	26.67±2.89	0.00±0.00	5.00±5.00
	煤油	對照組	1.67±2.89	1.67±2.89	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00
		實驗組	16.94±2.89	64.41±8.66	5.00±5.00	36.67±5.77	3.33±2.89	13.33±5.77

註 1：產品建議防治臭蟲稀釋倍數為 75-100 倍，以水稀釋 85 倍進行藥效檢測，供試昆蟲為感性品系。

註 2：死亡率依 Abbott (1925) 校正死亡率 (%) 公式計算[48]。Abbott 校正死亡率 (%) = $[(X - Y) / X] \times 100$ ，X：對照組存活率，Y：試驗組存活率，結果以三重複之死亡率平均值±標準差表示。

註 3：依環境保護署毒物及化學物質局「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」：產品如標示具有殺蟲效果，則第 1 日死亡率須大於 80 %；產品如標示具有殘效效果，依標示之藥效可持續時間，第 7 日或第 14 日死亡率須大於 70 %。

(二) 討論

本研究建立之病媒蚊感性品系鑑識濃度之方法，係依據美國疾病管制與預防中心及世界衛生組織提出之檢測方法[37, 38]，建立之鑑識濃度與 C.D.C 之落差可能原因來自於不同的蟲源，與當地之品系及用藥歷史等相關，C.D.C 建立之鑑識濃度以當地野外抗藥性相對較低之品系作為標準，本研究使用之白線斑蚊感性品系為 2004 年長期飼育至今，埃及斑蚊感性品系則為 1986 年飼育至今之 Bora Bora 品系，因此導致各藥劑成分之鑑識濃度低於 C.D.C 所建立之鑑識濃度。本研究之計畫目標為建立各害蟲之快速簡易具比較性抗藥性檢測方法，以作為後續抗藥性之快速監測應用，藉以在疫情發生時藥劑選擇之依據，使用長期飼育之感性品系建立之鑑識濃度作為抗藥性檢測之標準較為嚴謹，臺灣地區長期因登革熱疫情而有噴灑殺蟲劑之需求，如以 C.D.C 之方法，採用當地野外抗藥性相對較低之品系作為建立鑑識濃度標準，進行快速抗藥性檢測，可能導致臺灣地區野物品系之病媒蚊對殺蟲劑皆無抗藥性之檢測結果，進而導致不當使用殺蟲劑及環境污染等問題，因此應以長期飼養之感性品系建立屬於臺灣本地之鑑識濃度數據以符合實際之應用。

檢測之鑑識時間標準係依據美國疾病管制與預防中心及世界衛生組織提出之檢測方法 [37, 38]，除蟲菊酯類及有機磷類殺蟲劑以 30 分鐘為鑑識時間判定是否有抗藥性。而有機磷類 (陶斯松、撲滅松及亞特松) 及其他類殺蟲劑 (芬普尼及益達胺) 其作用機制須經生物體之氧化作用才會產生毒性，與除蟲菊酯類殺蟲劑比較，需較長之作用時間，檢測結果發現，如鑑識時間訂為 1 小時，則有機磷類殺蟲劑、芬普尼及益達胺檢測結果與鑑識時間 30 分鐘之結果比較，白線斑蚊 5 個野外品系皆無抗藥性；埃及斑蚊鼓山區品系對亞特松有抗藥性，前鎮區品系對撲滅松、亞特松及益達胺有抗藥性，三民區品系對陶斯松、亞特松及益達胺有抗藥性。如鑑識時間訂為 2 小時，則有機磷類殺蟲劑、芬普尼及益達胺檢測結果與鑑識時間 30 分鐘之結果比較，僅剩埃及斑蚊前鎮區及三民區品系對撲滅松及益達胺有抗藥性。因此有機磷類殺蟲劑之檢測鑑識時間是否依據其方法訂為 30 分鐘，亦或是配合登革熱疫情之需要，訂定不同警示等級之標準，無疫情發生時，則採用鑑識時間 1 小時之檢測標準；疫情發生時，則採用較嚴格之檢測標準，採用鑑識時間 30 分鐘，提供未來相關單位參採決策之依據。

以鑑識劑量 (濃度) 對病媒蚊及蠅類進行廣範圍快速抗藥性分析，結果顯示埃及斑蚊、普通家蠅及大頭金蠅已對數種常用藥劑成分產生抗藥性，其中又以普通家蠅為最嚴重，而使病媒防治工作越顯困難。建議暫停使用具抗藥性之殺蟲劑，及不同有效成分之殺蟲劑輪替使用，除了以化學防治為輔外，平常更應加強環境管理、環境衛生、採用不同害蟲之預防措施 (如：門窗加紗窗、排水孔加濾網、妥善收拾未食用完之食物及水等)，才可達有效之綜合防治。

建立不同材質對臭蟲之防治技術藥效檢測方法，為噴灑藥劑後，材質晾乾方開始進行檢測，晾乾時間因材質而異，磁磚及塑膠墊較為平滑且不易吸收藥劑，晾乾時間約為 3 小時，而木板及地毯吸收藥劑快速且易滲透，晾乾時間約為 30 分鐘，可能因而導致臭蟲於材質表面接觸之藥劑量較少，使木板及地毯有較差之防治及殘效效果。因此臭蟲躲藏之環境材質表面，如材質較易吸收藥劑 (如木板)，則建議採直接噴灑防治，而地毯則需縮短再次噴灑藥劑之間隔時間。

四、結論與建議

以已建立 10 種常用藥劑成分之鑑識濃度 (劑量) 對病媒蚊、蟑螂、蠅類及蛾蚋進行廣範圍之快速抗藥性檢測，檢測結果顯示埃及斑蚊對有機磷類呈現交互抗性，並對除蟲菊酯類、有機磷類及其他類殺蟲劑 (芬普尼及益達胺) 呈現多重抗性；普通家蠅對除蟲菊酯類、有機磷類及其他類殺蟲劑呈現交互抗性；大頭金蠅對除蟲菊酯類有交互抗性，並對除蟲菊酯類、有機磷類及其他類殺蟲劑有多重抗性。建議快速抗藥性檢測結果具有抗藥性之品系，進一步以 5 倍及 10 倍鑑識劑量 (濃度) 進行檢測。環境用藥乳劑對臭蟲於不同材質之藥效檢測結果，由強至弱為磁磚、塑膠墊、地毯及木板，材質較易吸收殺蟲劑 (如：木板)，建議採直接噴灑防治。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] 劉肅墜，「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、丹日出正美，「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、王璿、洪薇雅,「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(第二年)」,行政院環境保護署毒物及化學物質局,第37-283頁(2019)。
- [36] 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)。
- [37] Brogdon, W., and Chan, A. “Guideline for evaluating insecticide resistance in vectors using the C.D.C bottle bioassay.” USA: *C.D.C Atlanta*. (2010).
- [38] World Health Organization (WHO). “Test procedures for insecticide resistance monitoring in malaria vector mosquitoes.” (2016)。
- [39] Kiyofumi, Y., and Yoshitoshi, O. “A study on the insecticidal activity of d-tetramethrin.” *Medical entomology and zoology*, 32(3), 221-228. (1981).
- [40] Lee, G. Y., Yap, H. H., Chong, N. L., and Lee, R. S. T. “Insecticide resistance and synergism in field collected German cockroaches (Diptoptera: Blattellidae) in Peninsular.” *Malaysia. Bulletin of Entomological Research*, 86(6), 675-682. (1996).
- [41] Nasirian, H., Ladoni, H., Shayeghi, M., Vatandoust, H., Yaghoubi, E. M., Rasi, Y., Rassi, Y., Abilhassani, M.,

- and Abaei, M. R. "Comparison of permethrin and fipronil toxicity against German cockroach (Dictyoptera: Blattellidae) strains." *Iranian J Publ Health*, 35(1), 63-67. (2006).
- [42] Chai, R. Y., and Lee, C. Y. "Insecticide resistance profiles and synergism in field populations of the German cockroach (Dictyoptera: Blattellidae) from Singapore." *Journal of economic entomology*, 103(2), 460-471. (2010).
- [43] Limoe, M., Enayati, A. A., Khassi, K., Salimi, M., and Ladonni, H. "Insecticide resistance and synergism of three field-collected strains of the German cockroach *Blattella germanica* (L.)(Dictyoptera: Blattellidae) from hospitals in Kermanshah." *Iran. Trop Biomed*, 28(1), 111-118. (2011).
- [44] Shiotsuki, T., Takeya, R., Eto, M., and Shono, T. "Characteristics of houseflies selected by fenitrothion and diethyl fenitrothion." *Agricultural and biological chemistry*, 52(9), 2191-2196. (1988).
- [45] Mansour, S. A., Bakr, R. F., Hamouda, L. S., and Mohamed, R. I. "Adulticidal activity of some botanical extracts, commercial insecticides and their binary mixtures against the housefly, *Musca domestica* L." *Egyptian Academic Journal of Biological Sciences. A, Entomology*, 5(1), 151-167. (2012).
- [46] Scott, J. G. "Toxicity of spinosad to susceptible and resistant strains of house flies, *Musca domestica*." *Pesticide Science*, 54(2), 131-133. (1998).
- [47] Sukontason, K. L., Boonchu, N., Sukontason, K., and Choochote, W. "Effects of eucalyptol on house fly (Diptera: Muscidae) and blow fly (Diptera: Calliphoridae)." *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 46(2), 97-101. (2004).
- [48] Abbott, W.S.A., "Method of computing the effectiveness of an insecticide." *J. Econ. Entomol*, 18, 265-267 (1925).
- [49] Insecticide Resistance Action Committee (IRAC). IRAC mode of action classification scheme. (2020).
- [50] 行政院環境保護署毒物及化學物質局,「環境用藥許可證申請核發作業準則」, (2002)。

化學物質智慧物聯網推動計畫

葉書廷¹ 廖鼎鍾¹ 謝燕儒² 許仁澤² 王村丞²

¹元緒科技股份有限公司 ²行政院環保署毒物及化學物質局

摘要

本計畫主要工作為推動化學物質流向物聯網，完備流向追蹤與勾稽機制、建置化學物質管理及毒化災防圖資系統，提升防災資訊能量及導入化學物質管理平台，強化大專院校實驗室管理。首先推動化學物質流向物聯網，完備流向追蹤與勾稽機制部分，完成流向追蹤平台功能擴增與物聯網技術方案提供，包含建置「化學物質參考資訊」、建立「SDS 傳遞機制」、建立「系統資料交換」機制及建置整合低功率廣域網路(LPWAN)及超寬頻(UWB)標籤技術之流向追蹤機制。

關鍵詞：流向追蹤、物聯網

一、前言及研究目的

近年來我國高科技產業蓬勃發展，使化學物質之數量及種類快速增加，並且被廣泛使用在各產業工作場所中，然而對於化學物質的化學物質運作安全與危害預防日漸複雜，因此受到化學物質的風險也與日俱增。

化學品管理是各主管機關危害預防規劃的重點，也是事業單位職場安全衛生管理工作的主要工作之一，如果能夠清楚掌握化學品的流布及其危害特性，就能較為完整的規劃危害預防措施，防止因化學品引起的危害。同時，行政院環境保護署於 108 年 1 月 16 日修正公布「毒性及關注化學物質管理法」，並新增「關注化學物質」專章，擴大列管化學物質，具食安風險、毒品先驅物質、爆裂先驅物質及危害性化學物質…等，並進行分級管理，以妥適分配管理資源，掌握物質流向。

物聯網隨時代技術的演進，初期焦點為工業應用，期待利用自動化來減低生產成本。另隨著技術成熟搭配網路架構如 4G、5G、WiFi 等，物聯網特性被廣泛運用，小至家庭，大至企業及政府，皆利用物聯網技術，架構各領域之數據交換網絡（人對機器、機器對機器等）。進而朝向提升作業效率、數位化與智慧化發展。運用物聯網技術輔助化學物質管理業已完成化學物質流向追蹤標籤技術評估、建立流向追蹤制度、並將流向、空間與運作管理整合，除簡化化學物質申報作業外，應用流向追蹤科技以提升物質流向管理效能、並建置化學物質空間分布工具，強化工廠自主管理應變能力，提供消防應變人員救災及時正確資訊。

為推動永續保護環境生態及遏止戕害國人健康之食安問題，建置化學物質源頭管理，透過化學物質流向物聯網，完備流向追蹤與勾稽機制，促進企業善盡社會責任，符合聯合國國際化學品管理策略方針(Strategic Approach to International Chemicals Management, SAICM)期程目標，加強化學物質監督管理與提升產業競爭力。

二、研究方法

針對我國化學物質管理相關法規與相關資源建立化學物質資料庫，同時透過化學物質流向供應鏈關係，協助業者建立安全資料表(SDS)共享機制，確保各項資料安全認證與防禦機制，並評估應用低功耗網路廣域網路整合物聯網技術，進行化學物質流向標籤功能提升與管理；將延續前案資料交換整合規劃，與運作者內部資訊系統建立資料交換機制，協助業者能快速彙整廠內各項運作資料於平台中，利用化學物質關聯，協助業者進行相關法規申報輔助作業，及化學物質資源整合、相關法規盤點，配合搭配具有空間資料圖資系統，能更進一步建立廠內化學物質自主管理、勾稽機制及災防應變等相關應用。

本計畫前案所建置的化學物質管理支援架構與機制，考量化學物質運作業者的規模與既有作業模式，避免造成產業衝擊，優先以最低限度影響與最大通用性架構為設計理念，建立化學物質智慧管理架構，將化學物質運作流向分為「廠內運作管理」及「廠外交易管理」兩種行為模式，雖然大幅提高業者管理機制的適用性，但卻因為與業者現行作業模式差異不大，再加上未有強制性規範要求業者配合辦理，造成業者配合推動意願誘因不足。

因此，本計畫順應國家發展委員會服務型智慧政府推動規劃，建構智慧化管理支援架構，協助工廠進行化學物質運作記錄及管理，規劃透過新興通訊與物聯網技術的評估與導入，例如低功耗廣域網路(LPWAN)、超寬頻(UWB)等，開發具智慧化物聯網應用管理模式，建立可供業者進行資訊技術提升與應用的參考範本，同時，透過盤點現行法規管理事項與資料欄位，建立化學物質參考資料表格，另結合化學物質流向供應鏈建立安全資料表(SDS)傳遞機制與資訊系統交換機制，並利用特定化學物質交易時，條碼刷取或感應技術，建立化學品流向即時追蹤系統，提升資料共享與流通性，以協助工廠進行化學物質運作紀錄及管理。另外，評估透過主動式物聯網通訊技術與系統介接機制，自動完成資料申報作業，以達到簡化申報作業與提高資料正確性，藉以提高業者參與誘因，以便推動流向追蹤機制。

三、結果與討論

透過蒐集國內常用化學物質相關資源，同時，盤點相關運作管理法規，彙整化學物質參考表格(如圖1)，業者將能在完成化學物質申報後，快速且正確掌握廠內所運作化學物質相關管理規定及危害資訊，簡化危害識別及管理作業程序。除彙整政府安全資料表公開資訊，作為化學物危害資訊參考外，另外，透過掌握業者與供應商供需關係，協助供應商將其製備的安全資料表上傳至平台，再提供業者透過化學物質 Cas.No 進行資料連結，建構資料傳遞機制。

項	化學物質管理項目	物質分級	數量	類	欄位名稱	欄位說明
1	毒性及關注化學物質	一~四及關注	342	識別 資料	CD_Name	化學品英文名稱
2	工廠危險品 / 公共危險物(表列)	6項	19		CD_Synonyms	化學品英文別名
3	工廠危險品 / 公共危險物(推估)	6項	1,265		CD_NameC	化學品中文名稱
4	選定化學物質	不分類	33		CD_SynonymsC	化學品中文別名
5	先驅化學品	甲、乙類	25		CD_CasNo	化學品名稱
6	優先管理化學品	不分類	1,173		CD_IdxNo	歐索引編號
7	管制性化學品	20項目	41		CD_ECNo	歐盟編號
8	特定化學物質	甲~丁類	187	物理 化學	CD_Formula	化學品分子式
9	有機溶劑	第一~三種	56		CD_BoiPt	沸點(°C)
10	具容許暴露標準	不分類	1,028		CD_AlgTp	自燃溫度(°C)
					CD_MelPt	熔點
				危害 資訊	CD_VapPs	蒸氣壓
					CD_LC50	半數致死濃度
					CD_LD50	半數致死劑量
					CD_RPhrase	警示性質標準詞
					CD_SPhrase	安全建議標準詞
				法規	CD_HazardsSt	危害風險說明
					CD_PrecautionarySt	預防措施說明
					CD_GHSCate	化學品危害分類
					CD_CAL	相關法規及分級

圖 1. 彙整化學物質參考表格

前案成果已納入採用的傳統一維條碼、二維條碼、無線射頻技術外，配合本計畫推動物聯網與新興技術 LPWAN 的整體解決方案，規劃同時採用窄頻物聯網(NB-IoT)及超寬頻(UWB)技術，作為本計畫技術解決方案。由窄頻物聯網(NB-IoT)負責遠距離資料傳輸通訊，超寬頻(UWB)負責近距離設備監測，進行「硬體開發與驗證測試」及建置「流向自動填報作業」功能，以建立「主動回應式流向標籤機制」架構，如圖2所示，提供後續實際場域驗證及應用性評估。為瞭解「主動回應式流向標籤機制」應用於工廠情境，掌握實際使用經驗與限制，於臺中某橡膠加工工廠進行實場驗證，協助業者能更簡易且自動化完成流向追蹤與廠內管理作業，透過彙整驗證測試與實際場域驗證與使用者回饋意見，的確可透過應用 LPWAN 技術進行化學物質流向標籤功能提升與管理，但同時也存在許多使用限制，因

此在未來進行技術導入與推廣，仍需考量產業特性、生產模式、廠內環境與業者投入意願與期待，進行細部評估以提出建議，同時，隨著新興技術普及，例如技術提升、設備成本降低或通訊技術覆蓋率提升等，相信會更有利業者導入科技技術輔助廠內運作管理。

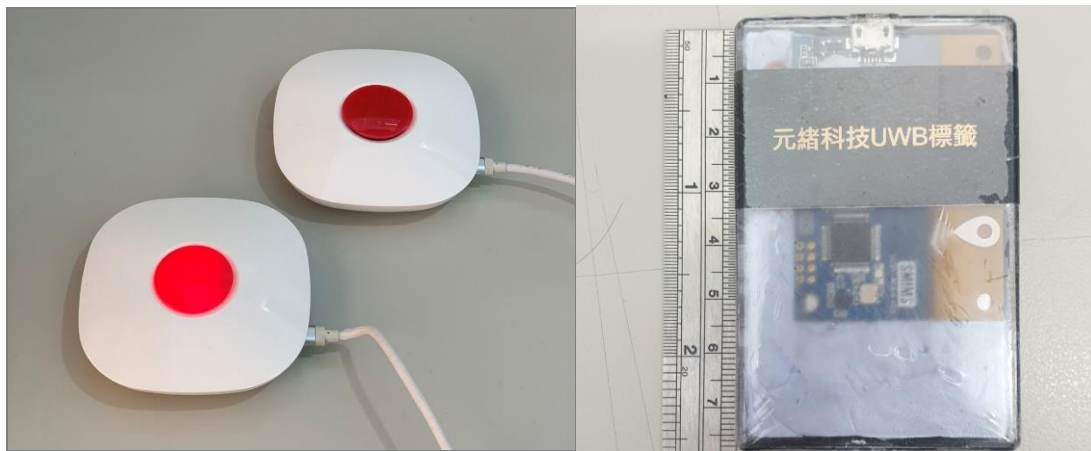


圖 2. 主動式標籤硬體實際外觀照片

在資訊科技發達的現代，工廠透過資訊化方式進行生產管理，已經非常普遍的事，而導入企業資源管理系統進行公司企業營運管理，也不再是過去只有大型企業的專利，越來越多工廠利用套裝化的資訊工具，乃至於可客製化設計之模組化系統，進行廠內包含進銷存、物料生產、財會及客戶關係等管理，因此，在推動化學物質流向追蹤管理過程中，透過建立一資料交換窗口，提供業者內部系統直接進行資料拋轉，除了可以簡化業者申報作業負擔，並且避免人為填報等錯誤，提升資料正確性，此外，亦可回饋資訊提供主管機關隨時掌握國內化學物質運作資訊，流向追蹤技術與機制以業者實務運作需求為基礎，建立化學物質智慧管理架構，透過「資料交換機制」建立與「實際場域」示範，達成協助業者資訊系統結合，簡化流向追蹤管理目標。

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，除協助工作項目資料驗證，並可作為後續評估跨機關整合申報作業參考資訊，以建立交換標準與格式。為了簡化業者內部管理系統資訊轉換程序，配合業界常見資料交換格式，計畫採用 JSON 資料格式進行資料設計及交換標準，初步交換資料為工廠識別資料及化學物質運作資訊。為配合資料交換作業，於平台上建置一資料交換服務，業者能透過指定的路徑與格式，將相關資料上傳到平台中，系統進行資料格式檢查，確認無誤後，再由業者將化學物質資訊匯入暫存資料表中，供後續作業流程運用。

透過業者所提供的資訊、資料欄位及格式，協助工具開發，於業者每月進行運作申報之電子試算表檔中，建立「系統交換機制」功能（如圖 3），提供業者能隨時進行資料檢核及申報作業。並透過線上輔導方式，協助完成人員教育訓練與實務操作，以完成場域資料申報作業。由於以往業者進行申報作業時，需要一筆一筆登打資料，相對耗時，而「系統交換機制」功能可一次性將資料全部上傳，作業時常相對縮短，另外，透過實際驗證作業，配合廠商對於此功能均給予正面評價，表示該功能可大幅減輕資料整理與申報作業負擔，本機制運用資訊化方式，提供使用者利用現有的資訊工具，進行資料傳遞與申報，免除操作人員對於新系統工具平台之學習成本、降低因人工轉謄造成資料錯漏、簡化作業程序提升資料申報效率，並期待工具的後續發展應用，例如：透過與毒管系統進行線上許可資料校對，協助業者加速資料檢核，並降低資料錯漏，或是透過供應商線上資料同步功能，協助下游業者（工廠及學校）提升資料正確性與簡化作業流程等。

The screenshot displays a web-based interface for chemical substance management. It features a large data table with columns for substance identification, physical/chemical properties, and safety information. Overlaid on the right side of the table is a control panel with three main buttons: '檢核' (Check), '申報' (Report), and '清除狀態' (Clear Status). Below these buttons are two status indicators: '檢核狀態' (Check Status) and '申報狀態' (Report Status). A red arrow points from the '申報' button to the '申報狀態' indicator.

序號	化學物質名稱	1. 種類	2. 數量	3. 狀態	4. 檢核日期	5. 申報日期	6. 清除日期	7. 檢核結果	8. 申報結果	9. 清除結果
0001	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0002	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0003	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0004	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0005	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0006	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0007	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0008	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0009	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0010	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0011	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0012	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0013	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0014	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0015	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0016	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0017	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0018	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0019	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
0020	1,1-二氯乙烷	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001

圖 3. 業者資料交換工具與狀態檢核

四、結論

延續前案「化學物質管理支援架構」機制，除了建立通用性資訊技術方案，提供業者導入標籤及物聯網機制，建立流向追蹤機制，並重點針對業者所面對難處，進行功能提升，包含「化學物質參考表格」及「SDS 傳遞機制」，提升業者參與意願，加強廠內管理效率；另外，也提供具資訊能力業者，能透過「資料交換機制」更簡易、快速地配合流向追蹤推動，簡化申報作業及提升資料品質。

透過評估應用 LPWAN 技術所建立「主動回應流向標籤機制」，樹立本計畫物聯網技術標竿，藉由實際場域示範成果，提供業者物聯網技術參考，另透過回饋成效，推動業者參與意願及增加計畫成果之深度與廣度。

計畫執行過程中，業者表示面對國內眾多化學物質管理法規，希望能透過欄位標準化方式，讓業者導入流向追蹤管理系統後，能一併將廠內化學物質運作，進行統一以單一平台進行管理，除了目前已經掌握環保、消防及工業局業務需求，後續能進一步與勞動部職安署相關法規進行彙整，建議後續能透過跨部會會議及化學雲「單一申報機制」規劃上，優先與勞動部職安署進行系統整合評估及規劃，以提供系統推動誘因。

目前毒性化學物質申報作業流程上，須由業者完整申報化學物質運作對象、品項、數量及許可證等資訊，透過本計畫資料交換功能，雖能簡化申報作業，但業者仍需額外彙整相關買賣許可資料，建議後續可規劃供應商資料同步機制，讓下游業者能由系統取得供應商申報資料，進行二次確認及資料檢核，達到精準稽核、申報簡化及資料優化等目的。

業者在運作化學物質過程，仍有需多業者仍採用紙本簿記方式，建議推動「雲端運作表格」，透過行動裝置，讓業者能將廠內及時運作資料上傳至線上表格、即時取得前述建議採購（供應商提供）資料，協助化學雲於緊急情況立即掌握應變資料與異常預警分析，亦或搭配私有雲、區塊鏈等技術應用，並落實無紙化政策。

化學物質管理及毒化災防圖資系統建置計畫

葉書廷¹ 廖鼎鍾¹ 謝燕儒² 許仁澤² 王村丞²

¹元緒科技股份有限公司 ²行政院環保署毒物及化學物質局

摘要

本計畫為推動化學物質管理及毒化災防圖資系統，提升防災資訊能量部分，完成化學物質及災防圖資平台，包含建立「應變資訊管理」功能、建立「業者自主管理機制、申報及查核管理」功能及建立「災防圖資與應變資源」功能，完成輔導科學工業園區及工業區產業園區業者，建置廠（場）內化學物質空間分布，共計 11 區域，1,311 家工廠，3,215 筆建物紀錄，並與新竹縣環保局及消防局配合完成 2 場災防演練。

關鍵詞：災防應用、地理資訊系統

一、前言及研究目的

近年來我國高科技產業蓬勃發展，使化學物質之數量及種類快速增加，並且被廣泛使用在各產業工作場所中，然而對於化學物質的化學物質運作安全與危害預防日漸複雜，因此受到化學物質的風險也與日俱增。

回顧台灣過去重大化工災例，於 85 年桃園永興化工過氧化物儲槽爆炸，造成 10 人死亡，其中包含 6 名消防弟兄，寫下了國內消防史以來消防救災中最悲慘的一頁，100 年間，台塑集團六輕廠區在國內接連發生 7 起火災爆炸事件，對於國內經濟產業及環境與安全造成相當大的衝擊，這些災害的發生皆導因於對於物質本質的危害特性不瞭解，進而做了錯誤的處置與預防對策，才使得危害影響加重。

107 年桃園平鎮區的 PCB 工廠於 4 月 28 日由於廠房內囤積高達 2,400 公升柴油、硫酸及鹽酸危險物品，導致大火一發不可收拾，造成 6 名消防員殉職、2 名移工罹難，內政部 108 年 1 月 15 日全方位檢討策進專案報告點出工廠化學品管理的問題，包含廠區化學品稽查、管理、防災及資訊揭露等，經過檢視與檢討後提出策進措施包含提升消防人員救災安全及指揮作業、救災資訊整合與揭露與強化公共安全與工廠自主防災等。

雖然經濟部要求各單位須提供化學品的緊急避難及配置圖，但在實際應用與管理上仍有許多問題存在，所有資料未能 e 化之前，都只能靠著圖紙去推估可能的狀態，而對實際的管理面依然有著嚴重的管理問題，主要在於化學品的存放量與種類經常會變化，利用紙質文件作為緊急應變指引並不切實際，如能確實利用 GIS 資訊並結合廠區內存貨資訊管理，隨時可掌握廠區內各項化學品的種類、存量與位置，不但可以提高廠內自主管理能力，遇有特殊狀況時也可提供資訊給主管單位或應變單位。

為協助業者提升災害防救與自主管理能力，建置化學物質管理及毒化災防圖資系統，以直覺化、簡易、跨平台化學物質空間分布自主管理工具，提升防災資訊能量；透過整合地理資訊系統(Geographic Information System, GIS)技術及廠區分布圖基礎，將全國工廠之分布圖與化學品運作紀錄整合連動，除了圖像化化學物質分布與流向追蹤，還能揭示環境保護、化災預防、消防應變等，供未來整合專家資料庫與人工智慧，落實工廠自主管理與充實緊急應變量能等目的。

二、研究方法

前案化學物質空間資料平台架構已經具備空間資訊建置與呈現的基礎，為能提升化學物質管理能量為防災應用，由「強化圖資系統核心」「簡化建置操作程序」與「階層防災資訊應用」為發展主軸，並藉由化學物質結合樓棟分層的空間化管理方式，規劃業者可依樓層化學物質運作分布達到自主管理機制，並建立申報及查核管理模組，協助產製符合各法規需求圖資申報格式報表，同時輔助廠內防災、

防護等應變策略與資訊化應用，達到優化管理效率、簡化申報作業及提升災防應變量能，提供業者具有空間資訊的整合式化學物質管理及毒化災防圖資系統。

同時透過化學物質管理及毒化災防圖資系統，輔導產業聚落為示範區域，及前案已加入示範運作業者進行資料更新與擴充功能輔導，並規劃辦理消防演練，藉由情境操演方式，展示系統災防應用成果。

為快速掌握廠內應變資材的分布狀況，「應變資訊管理」功能透過整合「化學品儲存數量位置」「緊急應變資材」與「緊急連絡人」應變資訊，以快速掌握廠內化學物質、應變資材的分布狀況與緊急連絡人資訊，以提升管理效能及防災整備能量，同時透過彙整我國化學物質相關管理辦法與原則，搭配空間資料建立業者「自主管理」機制，提供業者各樓層平面圖、數化樓層資訊與化學物質儲存區域，並將化學物質資料與空間資訊連結，以系統化的方式提示法規所規範範圍的管理作為參考及輸出可用於申報的平面圖資訊，提供業者執行化學品自主管理、申報及查核管理功能。

同時，為有效提升防災資訊能量，由前案化學物質空間工具提升為具有空間資訊圖文整合能力的圖台，本系統以化學物質管理為核心，發展為跨部會廣度的化學物質管理及毒化災防圖資系統，因此彙整各主管機關要求圖資申報格式與需求資訊，做為災防圖資平台開發參考。另外，為強化化學物質管理與毒化災防應用，資訊空間化顯得十分重要，透過空間資訊的整合能力，可以將業者的化學運作資料結合政府公開的基礎資訊在空間圖台進行整合。業者除了自我管理與申報圖資應用外，亦可提供各主管單位於災防應變上快速而正確獲取資訊以進行救災。透過各項功能的擴增及統合各主管機關執行業務，包含資料預載、數位化、離線檢示、報表產製等功能，增加業者使用誘因，推動災防資訊建置的完整化。

為將化學物質管理與毒化災防圖資系統推廣至地方管理機關及運作業業者，規劃邀集地方主管機關共同進行業務執行與推動，除了提升轄內業者化學物質運作管理效率與提升災防應變能量，另一方面協助管理單位巡檢、稽查業務與區域聯防等業務，將優先針對工廠密集聚落優先規劃。並且為強化資訊工具與災防作業連結，並且展現資訊化工具輔助救災成效，規劃辦理災防演練，透過情境模擬方式，以行動裝置實際運用平台資訊，進行疏散警示、資源佈署、應變處理、區域聯防等演練作業。

災防圖資系統以不同空間尺度依空間階層提供管理單位以空間視覺化的方式查詢與應用業者運作化學物質的資訊，在與消防單位救災示範合作中，消防單位對於系統資訊呈現與應用效益十分認同，然受限目前系統只依規劃的輔導場域建置業者資料，無法全面應用，因此為強化環保署化學局在毒化物運作業業者的管理與消防單位救災需求，規劃將毒化物運作業業者全面建置系統，以供強化管理與災防的應用需求。同時，為提升區域空間災防資訊視覺化，規劃採用技術成熟的無人機空中 360 度實境環景技術，在示範場域建立空中 360 影像，提供主管單位在夜間或是視線不佳的救災時刻，有清晰的 360 影像輔助救災空間資訊獲取，以補足發生災害的時間是夜晚或是大量濃煙導致救災現場視線不佳時，救災單位可有完整的視覺得環境資訊可供評估判斷。

三、結果與討論

完成化學物質及災防圖資平台，包含建立「應變資訊管理」功能（圖 1），提供業者快速匯入廠內連絡人資訊、應變資材備存量及可外借量資訊；建立「業者自主管理機制、申報及查核管理」功能（圖 2），提供業者依其登錄化學物質進行各空間之環安衛管理及設施設備查核管理，提升自主管理量能；建立「災防圖資與應變資源」（圖 3）功能，提供業者依各化學物質主管機關規定，透過空間平台進行圖資繪製與輸出。

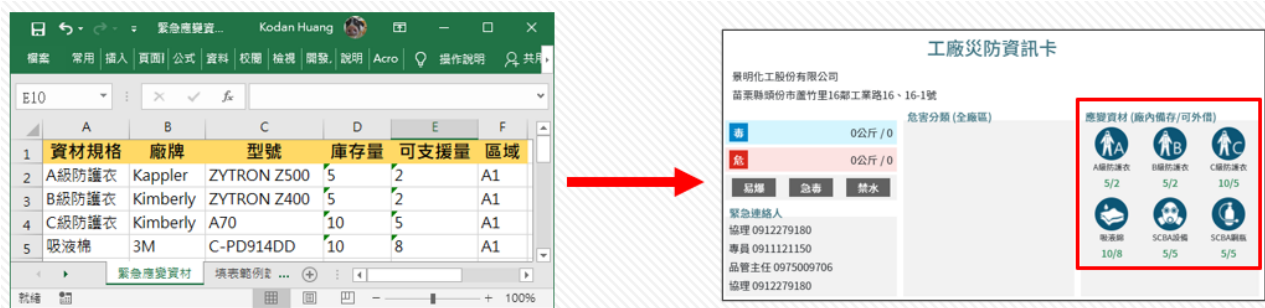


圖 1. 化學物質及災防圖資平台-應變資訊管理



圖 2. 化學物質及災防圖資平台-業者自主管理機制、申報及查核管理



圖 3. 化學物質及災防圖資平台-圖資繪製管理

同時，完成輔導科學工業園區及工業區產業園區業者，建置廠（場）內化學物質空間分布，包含新竹科學園區（新竹、竹北、竹南、銅鑼、龍潭、宜蘭）、新竹縣工業區（新竹、芎林、中崙）及桃園市工業區（平鎮、龜山）等 11 區域，共計 1,311 家工廠，3,215 筆建物紀錄，並與新竹縣環保局及新竹縣消防局配合完成 2 場災防演練（圖 4）。



圖 4. 化學物質及災防圖資平台災防演練

另外，彙整毒性化學物質運作者申報資料，完成分析並建立列管運作場所建物空間標的資訊，共計 20 縣市轄區，3,943 家業者，並建立周邊參考建物數量達 38 萬筆建物資訊（圖 5）；以及示範場域範圍建立空拍環景資訊，共計 90 點（圖 6），包含新竹縣工業區 72 處、新竹縣中崙段 10 處及芎林工業用地 8 處。



圖 5. 化學物質及災防圖資平台-周邊參考建物



圖 6. 化學物質及災防圖資平台-空拍環景資訊

四、結論

延伸化學物質空間分布架構，進一步整合化學雲及災防參考資訊，完成「化學物質管理及毒化災防圖資系統」，採用空間關聯技術整合化學物質資訊與平面配置圖，透過空間關聯技術將兩種資料結合在地圖平台上，以空間視覺化方式提供具彈性的空間尺度資訊，改善傳統的圖文資訊不易閱讀的情況。透過將不同形態的化學物質與災防資訊資料的以空間資訊的疊合，並提供使用者空間階層化的方式建立管理與應用，符合業者自主管理與強化消防救災的資訊獲取速度。並提供業者在場域管理面對無適合資訊工具使用的問題，操作簡單、無需維運成本是主要的優勢，在本階段業者基礎資料建置後，可朝申報自動化擴充，提升政府服務效能與簡化業者申報程序。

另外提供報表產置的功有助業者在面對各主管法規快速產生對應報表，同時又能提供業者以平面圖資料為基礎所建置的消防搶救圖資，簡化業者申報程序，可作為後續其他縣市跨部會應用推廣。在業者端簡化各主管法規所需申報之相關平面圖維護與產出作業程序，在管理端提升資訊獲取與閱讀的效率，尤其在消防單位的應用，以業者的資料為基礎，疊加建置消防甲、乙種搶救圖繪製功能，達到輸出報表標準化，資訊管理集中化的效益。

彙整國內毒性化學物質運作場所，及國土測繪中心取得參考空間建物資料，並整合化學雲業者工廠運作資訊，產製工廠災防資訊卡及圖資檔案下載功能，建立「全國毒性化學物質運作地圖」成果，同時，利用空拍 360 度環景技術，建置新竹縣轄工業區之虛擬實境影像成果，建立一套包含空中實境、廠外周邊及室內 3D 之零死角全域空間資料成果，以強化災防搶救應用。

109 年跨部會化學物質資訊服務平台（化學雲）應用計畫

李曜全¹ 董育蕙¹ 陳銘芷² 呂奇傑³ 劉遵賢¹ 彭乙恩⁴ 謝燕儒⁵ 許仁澤⁵ 林桂如⁵

¹景丰科技股份有限公司 ²輔仁大學商學研究所 ³輔仁大學資訊管理學系

⁴凌群科技股份有限公司 ⁵行政院環保署毒物及化學物質局

摘要

化學雲是介接 9 部會 49 個化學物質管理資訊系統資料建構而成之國家化學物質管理資訊與分享平台，化學雲平台功能精進包括建立資料交換稽催自動比對機制，以利化學雲接收正確資訊供後續應用分析，以及在部會需求應用之開發方面，化學雲平台提供消防單位查詢廠商運作背景資訊功能外並提供 3 個應用程式介面(API)予消防署派遣 APP 介接廠商運作背景資訊。

大數據分析方面，本計畫建立 6 類食品製造廠商依類別分析化學物質流向及風險之方法，便於關注各類廠商特定的食品添加物或歷史食安事件曾使用的毒性化學物質，並據以建立各類食品廠商風險模型。其次，使用貝氏網路模式、分類與迴歸樹及隨機森林三方法建構單一的化學物質運作廠商風險模型，比較三種模式績效優劣外，也使用集成學習(ensemble learning)技術以精進風險分析模式的建構，而集成模式可產出較單一模式更佳的分類正確率。此外本計畫使用人工智慧技術進行國內外化學物質新聞事件自動化分類整理新聞，並完成新聞事件輿情分析，提供主管單位瞭解新聞討論熱度。

關鍵詞：化學物質、跨部會合作、警示和快報

一、前言及研究目的

為強化、擴增及維護化學雲平台資料及功能，並提升應用效益，本計畫整合應用化學雲資料並導入科技技術、強化分析模組，平台功能精進包括整合部會機關化學物質災害防救圖資，強化化學物質救災需求資訊，讓消防單位以鎖定帳號免登入直接連結進到化學雲平台即時取得救災所需之工廠的運作背景資訊，導入科技技術則為因應化學雲資料量極大且資料繁複度高，亟需借助各類型科技技術協助資料解析，除了基本的底層資料優化外，也應用在化學物質流向、廠商風險分析、新聞事件擷取與分類，以提升化學雲系統功能，使國內化學物質管理日趨完善，達到減少發生化學物質風險與危害事件的目標。

二、研究方法

(一) 精進化學雲平台功能

1. 建立資料交換稽催自動比對機制。

化學雲目前所接收的部會化學物質管理系統資料於環境資源資料交換平台(CDX)進行資料拋轉處理，於該平台(CDX)可設定資料拋轉頻率，並針對未依設定之拋轉頻率拋轉資料者，自動發送通知信給原拋轉單位承辦人，請承辦人員拋轉資料至 CDX。但實際運作下，還是會發生資料未依拋轉頻率拋轉情形，故本計畫在化學雲平台管理端建置「資料拋轉稽核」功能，由系統自動確認資料是否有依拋轉頻率拋轉，若超過時間還尚未接收到 CDX 的拋轉資料時，發送 e-mail 通知信及推播訊息。自動比對機制則為對拋轉至化學雲的資料，擇定最重要的 2 項化學物質資料欄位，即化學文摘社編號(Chemical Abstracts Service No., CAS No.)、化學物質中文名稱，另擇定 3 項公司/工廠資料，對公司統一編號、工廠登記編號、公司/工廠名稱進行欄位內容的檢核。

2. 整合部會機關化學物質災害防救圖資，強化化學物質救災需求資訊。

為強化化學雲平台輔助防災功能，產出不同版本之廠商運作背景資訊報表（簡稱廠商快報），包括完整版、自選版及摘要版，並提供摘要版與消防單位系統介接，以利消防人員可即時於派遣系統取得資料。

在化學物質呈現方面，化學雲可以提供各廠商運作化學物質清單查詢，若廠商運作之化學物質眾多，基於保護救災人員之人身安全，優先呈現較具傷害性物質，供救災人員參考。在查詢介面中提供消防單位以工廠名稱、地址模糊查詢，回傳符合條件的最新資料及圖資連

結，並將最新資料排序在最前面，便於消防單位即時取得工廠危險品申報及圖資資訊。

(二) 導入科技技術、強化分析模組

1. 繪製化學物質交易流向廠商關連圖，輔助分析及瞭解交易流向廠商關連

從化學雲資料中篩選具有流向資料上、下游廠商關係後，其次進行後續分類，把食品製造廠分類，上游廠商分類，在交易流向廠商關連圖中流向關係正常與否以顏色區分，達到視覺化判斷效果。

根據經濟部工廠登記資料中「工廠所營事業現況」，取得具有食品加工製造業（代碼 08）登記廠商，再依產品類別可細分為肉類加工（代碼 081）、水產加工（代碼 082）、蔬果加工（代碼 083）、乳品製造（代碼 085）、其他食品（代碼 089）及非酒精飲料製造（代碼 092），以這 6 個類別的食品製造廠為對象，分析食品製造業者購買化學物質及上游廠商之自動流向關係圖，除顯示物質流向關係外，並進行兩項與廠商性質有關的判斷：上游廠商是否為食品業者及食品業者所使用化學物質是否在合理範圍之判定，不在合理範圍即呈現紅色之流向警示。

2. 精進現有風險分析模型

使用貝氏網路模式(Bayesian network, BN)、分類與迴歸樹(Classification And Regression Tree, CART)及隨機森林(Random Forest, RF)等方法建構單一風險模型，並比較三種模式績效的優劣外，也使用集成學習(ensemble learning)技術以精進風險分析模式的建構。

風險模型使用之變數資料經過資料整合、清理與勾稽化學雲資料庫、廠商財稅交易資料和外部資料，再依據欄位性質分成三類資訊，分別為化學物質資訊、業者基本資訊與運作行為資訊。

為了整合多種機器學習技術精進現有風險分析模式，本計畫也使用集成學習(ensemble learning)的方法，使其相互結合來建立模型。其整體演算法的運作是透過多次執行基礎學習演算法，並且針對每次產生的假說進行投票，最後整合投票的結果構成一致同意的假說。使用集成學習相較於單一模型的優點在於可以增加模型的穩健性與準確率。

3. 發展人工智慧技術進行國內外化學物質新聞事件自動化分類整理

本計畫運用 107、108 年化學雲計畫開發之自動化資料擷取技術，重新檢視所收集之國內外化學物質事件資料與情境，並透過事前標記對新聞內容進行主題內容及情境分類，作為主題分析模型於學習各類新聞內容情境之判斷依據，接著再將新聞內文進行拆解，運用文字探勘技術(Text mining)瞭解各新聞內文結構、用字及特定用語，並假設特定情境新聞內容皆含有某些特殊關鍵字或是關鍵字有固定出現順序，則可利用此情形做為辨識特定主題新聞的特點，並於後續進一步運用模型辨識新聞屬性及主題。

新聞分類採用之模組為 google 所建立之雙向編碼器表示技術(Bidirectional Encoder Representations from Transformers, BERT) 將新聞分類為「食品安全」「災害防治」「環境污染」「毒品」「其他」五大類。

三、結果與討論

(一) 精進化學雲平台功能

1. 資料交換稽核自動比對機制

化學雲系統在接收資料時即對重要欄位進行資料檢核，檢核條件如表 1 所示：

表 1. 資料檢核條件

項次	檢核欄位	檢核條件
1	CAS No.	1. 第一碼不可為 0 2. 不可為空值
2	化學物質中文名稱	不可為空值
3	公司統一編號	1. 為 8 碼，皆為數字 2. 不可為空值
4	工廠登記編號	1. 為 8 碼，第一碼可為英文 2. 不可為空值
5	公司/工廠名稱	不可為空值

檢核結果中，資料不足可能導因於該欄位非原申報系統必要填報欄位造成，系統則於該欄位標示黃底。若判定資料內容有誤有可能為廠商填報誤植，則於該欄位以紅底顯示。再將比對結果寄送給該單位負責承辦，請其更正後再重新上傳 CDX。

未依頻率拋轉資料部分，常為原系統採人工手動拋轉，透過化學雲管理端所建置「資料拋轉稽核」功能，撰寫背景排程程式，將未依頻率拋轉訊息傳送至該單位負責承辦，請其拋轉資料至 CDX。

在建立稽催自動比對機制後，系統所發送的資料拋轉逾期通知信共計 29 個系統，多數系統皆配合把資料拋轉至 CDX，以系統別統計資料平均更正率達 85% 以上，提高化學雲資料即時性與正確性。

2. 強化化學物質救災需求資訊

化學雲整合的防災相關圖資的系統包括：內政部消防署及地方消防安全檢查列管系統圖資、毒化物防災資訊圖資、經濟部中部辦公室工廠危險物品申報系統工廠配置圖及機械配置圖；此外，本年度更新勞動部職安署安全資料表(SDS)資料與新接「毒化物毒理資訊」「毒化物辨識資料科普版」「安全資料表」等資料至化學雲中可供消防人員於救災使用。消防救災人員可透過化學雲查詢功能，取得災防圖資平台之工廠圖資及相關資訊。廠商運作背景資訊報表功能並提供摘要版、完整版和自選版功能，摘要版的內容及排序順序係徵詢消防單位（包括內政部消防署、臺北市消防局、新北市消防局、臺中市消防局、桃園市消防局、新竹縣消防局）及化學局環境事故專業技術小組意見，以符合救災人員救災準備及個人防護需求。化學雲平台的廠商運作背景資訊報表，摘要版報表範例如圖 1 所示。

此外為使消防單位能夠便捷及快速的在救災現場取得化學雲之廠商快報摘要版，提供以鎖定帳號免登入直接連結進到化學雲平台，連結時以固定的一組識別帳號及密碼完成驗證後，即時產出消防位所需之公司、工廠的運作背景資訊，並提供以名稱或地址 2 種模糊查詢方式讓消防單位在接獲報案前往救災路程中，可以快速搜尋取得事故場所的資訊。119 派遣系統系統所呈現廠商運作背景資訊報表如圖 2 所示。

股份有限公司第二廠									
文件產製日期：2020/07/08 11:11									
一、基本資料									
(一) 名稱：股份有限公司第二廠									
(二) 運作場所聯絡人姓名：—									
(三) 運作場所聯絡人電話：—									
(四) 地址：— 號及南									
(五) 運作化學物質行為：買入、使用、貯存									
二、災害防護資訊(毒化物防災基本資訊表)									
(一) 災害防護									
序號	負責人	職稱	電話與分機	傳真					
1		課長	03- 0						
2		工程師	03- 1						
3		工程師	03- 4						
(二) 緊急應變器材									
序號	器材名稱	數量	可支援數量	存放位置					
1	滅火器	68	0	廠區內					
2	室內消防栓	83	0	廠區內					
3	室外消防栓(個)	3	0	廠區內					
(三) 毒化物									
序號	產品中文名稱	產品英文名稱	產品俗名	毒化物代碼	產品所含列管物質名稱	毒化物含量	毒化物經常儲量	毒性分類	貯槽容器
1	硫脲	Thiocarbamide	除肥劑	14401	硫脲(Thiourea (thiocarbamide))	9.3	1.0~3000 公斤 2.0~0 公斤 3.0~0 公斤	4	
(四) 其他化學品									
無其他化學品資訊									
三、化學物質運作清單及最新一季化學物質申報數量									
(一) 化學業整事業運作的化學物質數量：53 種									
● 毒化物									
1. 環境保護署毒物及化學物質局毒性化學物質許可管理系統(109 年第 1 季)：1 種									
序號	Cas No.	UN No.	化學物質名稱	申報季別	運作行為	運作量	單位	GHS 圖示	處理原則
1	62-56-6	-	硫脲	109 年第 1 季	結餘	0.642	公噸	-	-
2	62-56-6	-	硫脲	109 年第 1 季	使用	1.1128	公噸	-	-
3	62-56-6	-	硫脲	109 年第 1 季	買入	1.1984	公噸	-	-
● 危險品									
2. 經濟部工業局及中部辦公室工廠危險物品申報網(108 年第 3 季)：27 種									
序號	Cas No.	UN No.	化學物質名稱	申報季別	運作行為	運作量	單位	GHS 圖示	處理原則
1	78-93-3	1193	丁酮	108 年第 3 季	使用	165	公升		127
2	78-93-3	1193	丁酮	108 年第 3 季	使用	2	公升		127
(二) 既有及新化學物質登錄情形									
1. 既有化學物質									
無登錄資料									
2. 新化學物質									
無登錄資料									
四、廠區平面(內部)配置圖									
類型	圖資名稱							更新日期	
毒化物圖資	運作場所之內部配置圖.pdf							2016/09/21	
五、化學物質流向資訊									
序號	Cas No.	中文名稱	申報季別	運作行為	來源及去向	化學物質來源部會系統			
1	62-56-6	硫脲	109 年第 1 季	買入	股份有限公司	環境保護署毒物及化學物質局毒性化學物質許可管理系統			
六、運作場所全廠(場)配置圖									
序號	圖資名稱							更新日期	
七、物質安全資料表									
序號	圖資名稱								
1	物質安全資料表.pdf								
八、危害預防及應變計畫摘要或可能發生意外事故之緊急防治措施									
序號	圖資名稱							更新日期	
1	危害預防及應變計畫摘要或可能發生意外事故之緊急防治措施.pdf							2016/09/21	
九、經濟部工廠危險物品申報圖資									
序號	圖資名稱							申報期數	
1	工廠危險物品配置圖.pdf							10901	
2	工廠機械設備配置圖.pdf							10901	

圖 1. 廠商運作背景資訊-摘要版報表範例



圖 2. 廠商運作背景資訊-內政部消防署 119 派遣系統介面

(二) 導入科技技術、強化分析模組

1. 繪製化學物質交易流向廠商關連圖，輔助分析及瞭解交易流向廠商關連

分析各類食品製造業歷史食安事件廠之違法添加物可知，被添加在食品中的違法化學物質因其製造功能需求而有食品類別之差異，例如豆類製品，被添加苯甲酸、過氧化氫等防腐劑、殺菌劑，或因著色的需求添加二甲基黃、皂黃等；而水產品為防腐、殺菌需求常被添加甲醛、孔雀綠等物質。

運用化學物質流向資料、廠商類別、各類食品製造業可使用之食品添加物使用範圍及常見的違法添加物質建立視覺化流向關係圖查詢系統，查詢層級包括：

- (1) 食品加工業別：
 - A. 肉類加工
 - B. 水產加工
 - C. 蔬果加工
 - D. 乳品製造
 - E. 其他（食添）製造
 - F. 非酒精飲料製造
- (2) 化學物質類別
 - A. 毒性化學物質
 - B. 食品添加物
- (3) 化學物質名稱
 - A. 各種化學物質

視覺化流向關係圖例如圖 3 所示，以紅色警示異常流向，在選擇食品加工業別、化學物質類別及化學物質後，當食品業者有運作毒性化學物質即以紅色警示，當食品業者有運作食品添加物，則分別根據上游化學廠商是否為食品業登錄廠商，以及該項物質是否符該類食品製造使用範圍判別，若為異常即以紅色警示。

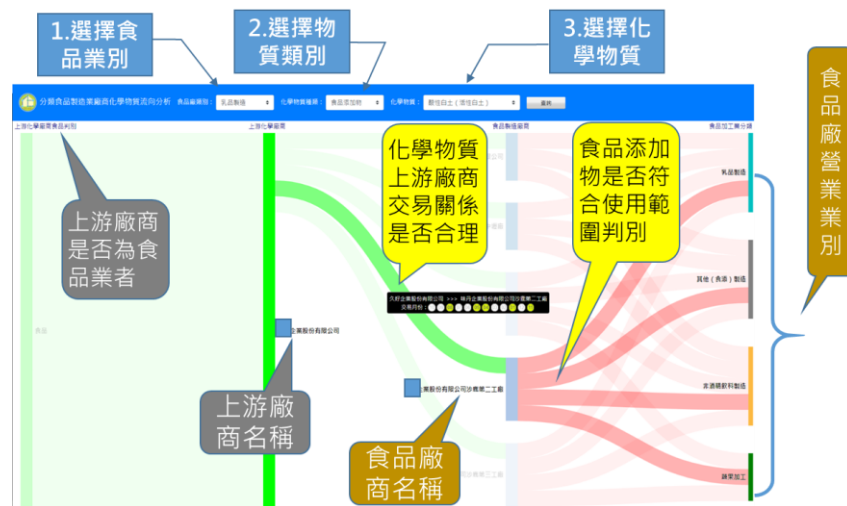


圖 3. 化學物質交易流向廠商關連圖

2. 精進現有風險分析模型

使用貝氏網路模式、分類與迴歸樹及隨機森林等演算方法建構單一化學物質運作廠商風險模型，比較 3 種模式績效優劣外，亦使用集成學習技術精進風險分析模式。依據食品製造廠商類別，建立 6 類食品製造廠商化學物質流向及風險方法，利於關注各類廠商特定食品添加物所造成的風險，並據以建立各類食品廠商風險模型。

風險分析模型以 80/20 比例切割，再以 10 fold 交叉驗證，並重複進行三次，透過平均的結果找出最佳模型以及最佳參數，由於正確率容易受資料不平衡的影響，本計畫也使用 AUC 值(area under receiver operating characteristic curve)作為指標。正確率與 AUC 愈大，代表模式績效越佳。

三種單一方法與集成模式的模式三次建模結果，結果如表 2 所示，由 AUC 中可知，集成模式的績效比單一方法為佳，且單一方法中最佳的是 RF 法。

表 2. 三種單一模式方法與集成模式三次建模結果

	貝式分類器		CART		RF		集成模式	
	Accuracy	AUC	Accuracy	AUC	Accuracy	AUC	Accuracy	AUC
Round 1	0.7545	0.4986	0.7636	0.5335	0.7909	0.5422	0.7758	0.6294
Round 2	0.7181	0.4943	0.7454	0.4971	0.7939	0.6026	0.7636	0.6795
Round 3	0.7636	0.5462	0.7848	0.4946	0.8727	0.5833	0.8030	0.6554
Average	0.7454	0.5130	0.7646	0.5084	0.8192	0.5760	0.7808	0.6548

3. 國內外化學物質新聞事件自動化分類整理

本計畫執行期間所蒐集之相關新聞數量總數與個來源統計，國、內外新聞及期刊總數為 20,567 則，其中包含國內 17,145 則、國際 2,844 則，與期刊 578 則，再將新聞分類為「食品安全」「災害防治」「環境污染」「毒品」「其他」五大類，並篩選辨識新聞內容中的化學物質名稱，計畫執行期間出現數量前 30 名之化學物質如圖 4 所示，

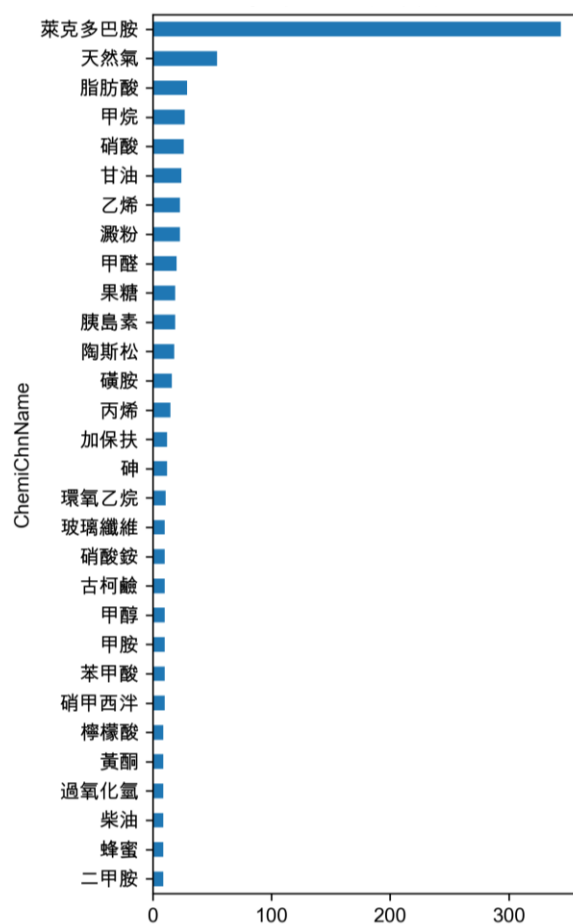


圖 4. 計畫期間國內新聞出現數量頻率前 30 種化學物質

完成新聞分類，依據搜尋到之化學物質進行輿情分析，輿情分析主要搜集之資料為參考國內最大的社群網站『批踢踢實業坊』上特定化學物質的討論數量，作為判定化學物質討論之熱度，輿情分析分析結果如圖 5 所示，經過分類之新聞及輿情可即時推播給相關業務主管單位。

輿情分析-化學物質討論熱度[2020/11/17]

推播日期	2020/11/17		
訊息內容	化學物質	主題	網路熱度
1	萊克多巴胺	毒品,食品安全,環境汙染	☆☆☆☆
2	天然氣	災害防治,環境汙染	☆
3	玻璃纖維	環境汙染	☆
4	甲胺	災害防治	☆
5	砷	環境汙染	☆
6	丙烯	災害防治,毒品,食品安全	
7	加保扶	食品安全	
8	檸檬酸	環境汙染	
9	甘油	食品安全	

[返回所有推播訊息](#)

圖 5. 輿情分析-化學物質熱度分析結果

四、結論

持續依化學物質管理應用需求擴充化學雲資料，提升資料串連度並提供資訊分享，促進各主管機關依職掌協力管理化學物質，且依部會管理需求規劃產出客製化之服務，本年度計畫在部會需求開發

方面，整合廠商運作背景資訊、災害防護資訊，並提供消防署「119 勤務派遣指揮系統」於災變時以 API 介接資料，強化消防救災管理能量。使用大數據分析方面，將食品製造廠商分類，依類別分析其化學物質流向及風險，便於關注各類廠商特定的食品添加物或歷史食安事件曾使用的毒性化學物質，強化食品製造業使用化學物質風險與廠商交易關連分析、提高廠商風險模型準確度，以輔助主管單位執行追蹤管理；此外，精進人工智慧技術以改善新聞分類準確率，將國內外化學物質新聞事件自動化分類及輿情分析，提供相關主管單位進行預警或應變處置。

參考文獻

- [1] 中華民國內政部消防署，<https://www.nfa.gov.tw/cht/index.php?>.
- [2] 歐洲化學品管理局，<https://echa.europa.eu/home>.
- [3] 美國有毒物質控制法 TSCA，<https://www.epa.gov/chemicals-under-tsca>.
- [4] 澳大利亞國家工業化學品通報與評估管理機構 NICNAS，<https://www.nicnas.gov.au/>.
- [5] 日本經濟產業省 METI，https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/index.html.
- [6] 韓國環境部，<http://me.go.kr/home/web/main.do>

飲用水未列管新興污染物之水質研究

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

本研究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 項雌激素作為優先評估物質，包含雌素酮、雌二醇(亦稱動情激素)、乙炔動情激素、黃體脂酮、炔諾酮及甲羥孕酮於六座代表性淨水場進行監測及相關資料蒐集。本計畫抽驗分析飲用水中未列管新興污染物物質，其中鎘、鉍、硼、2-MIB、全氟化物及硼曾測得略高於國際管制值最小值之濃度，其餘項目初步檢測結果均低於偵測極限或定量極限或測值低於國際管制值最小值。108 年到今年 900 處次淨水廠清水 DEHP 分析檢出濃度均低於國際管制最小值，顯示於我國飲用水中風險降低，因此 DEHP 改列觀察清單持續觀察。

關鍵詞： 鄰苯二甲酸二(乙基己基)酯、雌激素、全氟碳化物、硼

一、前言及研究目的

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。

本研究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。

環保署為建立系統化及標準化的本土評估系統，擬定飲用水列管項目篩選作業機制與流程，並配合飲用水系統之物質檢測，作為環保署新增飲用水管制項目之決策依據，以確保民眾飲用水安全。

飲用水水質標準管制項目篩選作業流程如**錯誤！找不到參照來源。**所示，在飲用水列管物質公告之前需先經四個階段性的資料庫建置與評分機制：

一、首先彙整國際上較先進之國家與國際組織飲用水管制項目、建議監測項目、設有指引值，以及科學文獻資料、研究報告或試驗顯示於飲用水中有潛在風險但國內尚未列管之物質，納入「初步蒐集清單」。

二、「初步蒐集清單」中的物質於臺灣過去有相關專案計畫曾進行調查、研究、評估者，進一步納入「蒐集清單」，未入選進入「蒐集清單」之物質則保留於「初步蒐集清單」中。

三、「蒐集清單」中的物質則區分為化學性指標物質與生物性指標物質，針對該物質對健康的影響(Health effect)以及存在情形(Occurrence)制定不同的篩選評估原則，根據篩選評估原則進行每項物質的風險評分，並提供給參與學者專家諮詢會議的委員們進行最終篩選，評估將風險高的物質納入「觀察清單」，未入選進入「觀察清單」之物質則保留於「蒐集清單」中。

四、「觀察清單」之物質確認後，需進行至少 1 年淨水場清水的檢測調查，評估這些物質在台灣飲用水中存在的風險、是否有合適的檢測方法及經濟可行的淨水處理程序，並考慮下列三項條件以評估是否進入「候選清單」預備進行列管：

1. 污染物可能對人體健康有不利的影響。
2. 污染物已知會或有實質可能性會存在於公共供水系統，且其存在的頻率和強度有影響公共健康的疑慮。
3. 污染物可提供具有意義的機會降低飲用水之公眾的健康風險。

經學者專家諮詢會議的委員們討論是否應考慮列管，若應考慮列管之物質則納入「候選清單」，經專家會議綜合評估技術、成本、風險、行政、社會衝擊面及公聽審議後，由環保署制定管制值並予以公告。

二、研究方法

2.1 優先評估物質篩選

「飲用水水源及水質標準項目之調查及評估」計畫建議針對初步蒐集清單之物質進行系統性之監測，以利本土水質資料之建立及後續篩選作業之進行。本研究自初步蒐集清單中篩選6項物質進行評估，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。

環境荷爾蒙又稱為內分泌干擾物質，簡稱為EDCs(Endocrine disrupting compounds)，因其分子結構或化學特性與生物體內分泌系統所分泌的激素相似，在水體中存在濃度極低(sub-ng/L)即可能對生物體產生影響而逐漸受到重視。根據世界衛生組織的定義，內分泌干擾物質為“改變內分泌系統功能，並因此在生物體或其後代產生不利健康影響的外源物質或混合物”。暴露於環境荷爾蒙因其能產生模仿或頤抗的作用，進而影響生物體內分泌系統，如荷爾蒙本身或荷爾蒙受器干擾荷爾蒙的代謝、合成、分泌、傳輸、結合與作用，範圍從急性到慢性疾病，即免疫作用，代謝作用，生殖異常，行為改變，糖尿病，肥胖症，心血管疾病，可能影響神經與內分泌系統，進而影響生物個體的成長發育，並可能使生物體產生兩性特徵而影響生物體之生殖作用。現今來自廣泛的化學類別物質被懷疑可能是內分泌干擾物質，多種農藥（如除草劑、殺菌劑、殺蟲劑等）、工業產品（如有機氯化物，戴奧辛、PCB、DDT、壬基苯酚等），塑化劑（如鄰苯二甲酸酯類），清潔劑原料（雙酚A等）、金屬污染物（如甲基汞、鉛）、藥物等，以及動植物產生不同類型的天然激素。美國針對環境荷爾蒙篩選計畫（Endocrine Disruptor Screening Program, EDSP）建立約10000種化學品清單（2014年更新），經由蒐集這些化學物質之物理特性、化學性質、暴露情形、以毒理及效應為基礎，分階段進行調查與評估，以了解其對雌激素、雄激素和甲狀腺激素系統的潛在影響。且於2009年公布第一階段篩選之最終清單，其中包含67種農藥活性成分或農藥相關高生產量之化學物質。2013年則公布包含多種農藥、2種全氟碳化物(PFCs, PFOA及PFOS)、4種保健藥品(erythromycin, lindane, nitroglycerin, 及quinoline)之第二階段清單。之後的21世紀環境荷爾蒙篩選計畫(Endocrine Disruptor Screening Program for the 21st Century, EDSP21)並以電腦模擬和高通量體外檢測(In Vitro High-Throughput Assays)加速對內分泌干擾物的篩檢。

雌激素類固醇又可分為天然與人工合成兩種動情激素。環境中天然動情激素如雌二醇(17β -estradiol, E2)來源除人類外，所有的哺乳類皆會分泌。隨著人口的增長與畜牧業的發展，天然與合成動情激素的排放量開始與日俱增。人工合成的雌激素中常被使用在避孕藥與墮胎藥以及停經婦女的荷爾蒙補充治療上，最常用的成份是乙炔動情激素(17α -ethinyl estradiol, EE2)和甲基乙炔動情激素(mestranol)。此外，尚有雌素酮(estrone, E1)、氫氧雌素酮(hydroxyestrones)、雌素醇(estriol, E3)等(Barton and Andersen, 1998)。這些雌激素類固醇可能經由人類或其他動物排泄、污水處理廠排放廢污水、作為肥料的農業排放水(Aris et al., 2014)等方式而排放至環境水體。

雖人類排放到環境中EE2的總量不到E2的十分之一，但因其較難分解(Larsson et al., 1999; Layton et al., 2000)，因此在水體的濃度與E2相當(Spengler et al., 2001)。且由於E1的降解比E2要緩慢許多(Rodgers-Gray et al., 2000)，再加上微生物可將E2氧化成E1(Ternes et al., 1999a)，所以文獻指出一般經過處理的廢水中，E1濃度約為E2的3~4倍，因此E1的總活性不容忽視。E3則活性不大，僅及E2的千分之一到百分之四；雖E3在排放廢水中的含量約為E2的10~15倍，其總活性可能較不顯著。整體而言，經過處理的廢水，雌激素生物活性以類固醇雌激素佔大多數。

E2、EE2和E1等具有雌激素活性的物質不只存在於排放的廢水，一般的河川都可能發現，通常為ng/L的濃度。Rodgers-Gray的研究小組(2000)連續八個月檢測一座英國廢水處理廠，發現排放水中E1和E2濃度的總和介於36-308 ng/L。Lye等人(1997)首次報導接收排放廢水較多的河川，在雄魚血清中發現卵黃生成素(vitellogenin)的比率可達60%，較接收量低的河川(20%)顯著增加，而且睪丸異常的現象亦高。Jobling等人也將河魚的兩性化歸因於排放廢水中的雌性激素，而且這些魚的精子運動性和使卵子受孕的能力均顯著下降。

2. 未列管之新興污染物抽驗

本計畫完成抽驗之未列管新興污染物項目如下：

- 一、重金屬：抽驗鎘、鎳、鉍、鋰、鈦、硼及碲等 7 項各 200 處次。
- 二、消毒副產物：抽驗甲醛 50 處次。
- 三、揮發性有機物：抽驗 1,2-二溴乙烷 50 處次。
- 四、農藥：抽驗嘉磷塞 50 處次。
- 五、環境用藥：抽驗二乙基間甲苯胺(DEET) 30 處次。
- 六、生物代謝產物：抽驗微囊藻毒 LR 型 20 處次。
- 七、水中土霉味物質：Geosmin、2-Methylisoborneol (2-MIB)等 2 項各 30 處次。
- 八、環境荷爾蒙：抽驗壬基酚、雙酚 A、鄰苯二甲酸二甲酯(DMP)、鄰苯二甲酸二乙酯(DEP)、鄰苯二甲酸二丁酯(DBP)、鄰苯二甲酸丁基苯甲酯(BBP)、鄰苯二甲酸二辛酯(DOP)、鄰苯二甲酸二(2-乙基己基)酯(DEHP)等 8 項各 200 處次。
- 九、持久性有機污染物：抽驗全氟辛酸(PFOA)、全氟辛烷磺酸(PFOS)、全氟己烷磺酸(PFHxS)等 3 項各 40 處次。

本計畫抽驗之項目選點原則如表 1 所示。抽驗方法則詳列於表 2。

三、結果與討論

1. 優先評估物質檢測

第一次採樣於 4 月 13 日至 4 月 16 日進行，因 109 年冬季至 110 年春季，除臺灣北部外，其餘各地皆為少雨狀態，採樣當月（110 年 4 月）部分地區自來水已開始實施減壓供水或分區供水（臺中及彰化地區）。採樣期間根據氣象局資料（110 年 4 月氣候監測報告），採樣期間採樣地區的前月（3 月）至當月累積雨量皆為少雨類別。由中央氣象局取得採樣當週累積雨量資料（計算 4 月 10 日-16 日期間之累積雨量），僅基隆地區有降雨（採樣當天新山淨水場天氣為小雨），其餘地區採樣當週皆無降雨情形。因此可代表枯水期水樣。

第一次採樣時期，新山淨水場為混合水源，原水 85%來自基隆河，15%為瑪鍊溪。板新淨水場取一、二期，原水則 72%來自大漢溪，28%來自三峽河。新竹第二淨水場原水來自頭前溪，豐原淨水場原水來自大甲溪，但因原水匱乏，已進行分區供水及實施供五停二。坪頂淨水場原水來自高屏溪，此時亦顯示高屏溪水量明顯減少之現況。因各地皆無明顯降雨，各淨水場的原水濁度皆低。

觀察各淨水場原水及清水中待測污染物之內分泌干擾物質，包含雌素酮（E1）、雌二醇（動情激素，E2）、乙炔動情激素（EE2）、黃體脂酮（progesteron）、炔諾酮（norethindrone）及甲羥孕酮（medroxyprogesterone）共 6 種污染物。第一次採樣結果顯示，新山淨水場之原水檢出微量雌素酮（E1），濃度為 1.86 ng/L，其餘污染物於其他淨水場之原水清水中皆為未檢出。淨水場全流程檢測結果顯示，新山淨水場原水中之微量雌素酮（E1）經傳統淨水處理程序，於沈澱、過濾、清水中皆未檢出。文獻資料淨水處理方法中，加氯氧化能有效去除雌激素（如 E1、E2、E3、EE2），去除效率可達 99%以上，以硫酸鋁或氯化鐵混凝方式，觀察到之去除效率不佳，硫酸鋁混凝對 E1 去除 5%，E2 去除 2%，EE2 則無去除效果。快濾池若為無煙煤，經實驗通過無煙煤填充管柱，E1、E2、EE2 去除效果較佳，去除率達 95%-99%，E3 去除率則為 84-93%，但若通過一般濾砂填充管柱，則含這些內分泌干擾物質的水樣只能去除 31-42%（Pereira R.O., Postigo C., Alda M.L., Daniel L.A., and Barceló D., 2011）。新山淨水場的淨水處理程序為傳統處理，原水經前加氯後，再經混凝、沈澱、過濾及消毒，因此在原水中檢出微量之 E1，過去研究顯示加氯氧化可去除雌激素 99%以上，因此可能新山原水中的微量 E1 經加氯後即可達到一定的去除效果，在後續的流程水（沈澱、過濾及清水）皆為未檢出。第二次採樣結果顯示，6 座淨水場原水、清水及流程水中，均未檢出 6 項優先評估雌激素，顯示我國飲用水中暫無顯著風險。

表 1. 抽驗未列管之新興污染物選點原則

項目	選點原則	數量
重金屬 (鎘、鎳、鉍、硼、碲、鋰、鈦)	a. 歷年測得濃度之點位	200
	b. 鄰近光電業、科學園區或工業區	
	c. 近 3 年未曾檢測	
	d. 優先選點後的其餘測點	
消毒副產物 (甲醛)	a. 歷年測得濃度之點位	50
	b. 簡易自來水系統加氯消毒程序者	
	c. 歷年曾檢出菌落數偏高者	
	d. 各縣市比較之歷年總三鹵甲烷偏高者	
	e. 近 3 年未曾檢測	
揮發性有機物 (1,2-二溴乙烷)	a. 鄰近光電業、科學園區或工業區	50
	b. 水源為地下水者	
	c. 水源為海水者	
	d. 優先選點後的其餘測點	
環境荷爾蒙 (壬基酚、雙酚 A、DMP、DEP、DBP、BBP、DOP 及 DEHP)	a. 歷年測得濃度之點位	200
	b. 鄰近光電業、科學園區或工業區	
	c. 近 3 年未曾檢測	
	d. 優先選點後的其餘測點	
半揮發性 有機物 (PFOA、PFOS、PFHxS)	a. 歷年測得濃度之點位	40
	b. 鄰近光電業、科學園區或工業區	
	c. 離島	
農藥 (嘉磷塞)	a. 歷年測得濃度之點位	50
	b. 歷年未曾抽驗過者	
	c. 鄰近農業區及水源為地面水者優先	
生物代謝產物 (微囊藻毒 LR 型)	a. 歷年測得濃度之點位	20
	b. 各行政轄區內以水庫為水源為主	
	c. 大型淨水場	
Geosmin、2-MIB	a. 各行政轄區內以水庫為水源為主	30
	b. 各縣市供水量大之淨水場	
生物代謝產物 (微囊藻毒 LR 型)	a. 與 Geosmin、2-MIB 點位一致	20
	b. 各行政轄區內以水庫為水源為主	
DEET	a. 歷年測得濃度之點位	30
	b. 未檢測過之點位	
	c. 各縣市供水量大之淨水場	

* 鄰苯二甲酸二甲酯類包括鄰苯二甲酸二甲酯、鄰苯二甲酸二乙酯、鄰苯二甲酸二丁酯、鄰苯二甲酸丁基苯甲酯、鄰苯二甲酸二辛酯及鄰苯二甲酸二(乙基己基)酯等 6 項。

表 2. 抽驗物質檢測方法

檢 測 項 目	檢 測 方 法 與 方 法 代 號
重金屬（鎳、鎘、鉍）	水中金屬及微量元素檢測方法－感應耦合電漿質譜法 (NIEA W313.54B)
重金屬（硼、碲、鋰、鈦）	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 W311.54C)
甲醛	水中甲醛、乙醛和丙醛檢測方法－液相層析儀／紫外光偵測器法 (NIEA W782.51B)
1,2-二溴乙烷	水中揮發性有機化合物檢測方法－吹氣捕捉／氣相層析質譜儀法 (NIEA W785.56B)
壬基酚、雙酚 A、 鄰苯二甲酸二甲酯類*	水中半揮發性有機化合物檢測方法－氣相層析質譜儀法 (NIEA W801.54B)
嘉磷塞	水中嘉磷塞檢測方法－液相層析串聯式質譜儀法草案 (NIEA W548.50B)
PFOA、PFOS、PFHxS	全氟烷酸類化合物檢測方法－固相萃取與高效液相層析／串聯式質譜儀法 (NIEA W542.50B)
N-亞硝二甲胺、N-亞硝二乙胺、N-亞硝基吡咯烷	參考美國環保署 method 521
微囊藻毒 LR 型	固相萃取與高效液相層析/串聯式質譜儀法 (NIEA W539.50B)
DEET	水中新興污染物檢測方法－固相萃取與高效液相層析／串聯式質譜儀法 (NIEA W545.50B)
Geosmin、2MIB	水中土霉味物質 Geosmin 及 2-Methylisoborneol 檢測方法－固相微萃取/頂空/氣相層析質譜儀法 (NIEA W537.51B)

2. 未列管之新興污染物抽驗

本計畫抽驗結果彙整如表 3 及表 4。其中 1,2-二溴乙烷、壬基酚、雙酚 A、鄰苯二甲酸二甲酯、鄰苯二甲酸二乙酯、鄰苯二甲酸丁基苯甲酯、鄰苯二甲酸二辛酯等 7 項物質均未檢出，碲、甲醛、鄰苯二甲酸二丁酯、鄰苯二甲酸二(2-乙基己基)酯，雖有檢出，但檢出濃度低於定量極限（本計畫採用之定量極限均低於國際管制值或指引值最小值），顯示於我國飲用水中暫無顯著風險。上述 11 項抽驗結果均低於定量極限或偵測極限之項目，其定量極限、偵測極限、國際管制值最小值等資訊詳列於表 3。

抽驗結果中曾檢出高於定量極限濃度值之項目列於表 4，其中嘉磷塞、藻毒、Geosmin 雖有檢出，但濃度均低於國際管制值最小值，暫無影響飲用水安全之虞。鎘、鋰、鈦、DEET 國際上未有國家管制其飲用水中的濃度，未有管制值可供比較。鎘的測值與我國過去飲用水中之測值差不多，鋰跟鈦則是測到比過去高的測值，建議持續監測，觀察於我國飲用水中濃度變化情況。「109 年飲用水新興污染物研究與水質管理計畫」針對 6 座淨水場進行三次採樣調查，DEET 於清水檢出濃度介於 0.054-0.473 mg/L，本計畫 30 處次採樣檢出濃度最大值為 0.1146 mg/L，與去年測值差不多。

鎳、鉍、硼、2-MIB、PFOS、PFHxS 部分樣品檢出超過國際最小值之測值。鎳在目前檢出的樣品中僅一筆數值高於國際管制值最小值（美國健康參考水準 HRL），檢出值與歷年我國飲用水中最高檢出值差不多，建議持續監測，觀察於我國飲用水中濃度變化情況。鉍在目前檢出的樣品中僅一筆數值高於國際管制值最小值（美國），然檢出值高於台灣歷年飲用水中檢出之濃度，值得持續監測關注。

硼於國際管制最嚴謹之標準為歐盟、日本、韓國 (1 mg/L)，本年度針對硼抽驗完成檢測的 200 個樣品，有 3 次檢出值略高於國際管制值最小值，濃度值介於 1.04-1.21 mg/L 之間，均發生於離島淨水廠，推測可能與海水含硼有關。

2-MIB 部分有 7 筆數據略高於國際管制值最小值，推測可能因今年上半年乾旱且水庫水位低，易孳生藻類代謝臭味物質，淨水場前加氯與後加氯無法有效氧化去除。我國現行飲用水水質標準為臭味(初嗅數 3)，無臭味物質 Geosmin 與 2-MIB 管制，建議持續監測。

全氟化物(PFOA、PFOS、PFHxS)部分，先進國家中有日本、美國及澳洲等提出指引值或建議值，日本針對 PFOA 與 PFOS 提出水質管理目標值，兩者合計應小於 0.05 ug/L，美國針對 PFOA 與 PFOS 建立健康建議值，兩者合計應小於 0.07 ug/L，而澳洲則是針對 PFOS 與 PFHxS 建立指引值，兩者合計應小於 0.07 ug/L。本年度目前針對全氟化物(PFOA、PFOS、PFHxS)完成 50 個樣品抽驗，PFOA 有 18 個樣品高於定量極限，檢出濃度介於 0.003-0.063 ug/L，PFOS 僅有 1 個樣品高於定量極限，檢出濃度為 0.22 ug/L，PFHxS 有 2 個樣品高於定量極限，檢出濃度介於 0.0376-0.164 ug/L，其中有 2 個樣品 PFOA 與 PFOS 合計大於 0.05 ug/L，另有一個樣品 PFOS 與 PFHxS 合計大於 0.07 ug/L。從檢測結果來看，PFOA、PFOS、PFHxS 三者的測值不一定有相關性。

3. DEHP 關注層級調整

DEHP 於 103 年環保署執行之「推動飲用水列管項目之篩選作業計畫」中被納入觀察清單，持續監測 DEHP 於我國淨水廠清水中的濃度。環保署執行「106 年飲用水新興污染物研究與水質管理」計劃時，彙整我國 97-106 年飲用水中鄰苯二甲酸二(2-乙基己基)酯的檢測資料。資料顯示 103 年到 106 年間 DEHP 檢出濃度大於國際管制值最小值(美國管制值 0.06 mg/L)發生率介於 0.6%-1.7%，且逐年增加，因此納入候選清單。環檢所針對 DEHP 已有公告分析方法 NIEA W801.54B 可分析。

本計畫彙整歷年環保署針對 DEHP 於我國淨水場清水之檢測結果(表 5)，建立本土檢測資料庫並進行數據分析，近年檢測結果顯示 108-109 年抽驗 702 筆數據均低於定量極限(0.004 mg/L)，今年度抽驗完成 200 筆數據，亦均低於定量極限(0.004 mg/L)。考量 DEHP 於我國飲用水中檢測結果顯示其濃度有逐漸降低，建議改列觀察清單，持續觀察。

表 3. 抽驗結果均低於定量極限或偵測極限之項目

檢測項目	單位	方法 偵測極限	定量極限	分析數	國際管制值 最小值	抽驗結果
碲	mg/L	0.00003	0.0001	200	0.175 (美 HRL)	均低於定量極限
甲醛	mg/L	0.00625	0.0286	50	0.08 (日)	均低於定量極限
1,2-二溴乙烷	ug/L	0.00002	0.001	50	0.05 (美)	均低於偵測極限
壬基酚	mg/L	0.00035	0.004	200	0.3 (日)	均低於偵測極限
雙酚 A	mg/L	0.00126	0.004	200	0.1 (日)	均低於偵測極限
鄰苯二甲酸二甲酯	mg/L	0.00071	0.004	200	—	均低於偵測極限
鄰苯二甲酸二乙酯	mg/L	0.00058	0.004	200	—	均低於偵測極限
鄰苯二甲酸二丁酯	mg/L	0.00066	0.004	200	0.01 (日)	均低於定量極限
鄰苯二甲酸丁基苯 甲酯	mg/L	0.00063	0.004	200	0.5 (日)	均低於偵測極限
鄰苯二甲酸二辛酯	mg/L	0.00051	0.004	200	—	均低於偵測極限
鄰苯二甲酸二(2-乙 基己基)酯	mg/L	0.00056	0.004	200	0.006 (美)	均低於定量極限

表 4. 抽驗結果有檢出之項目

項目	單位	偵測極限	定量極限	分析數	檢出數	檢出濃度範圍	國際管制值 最小值
鎘	mg/L	0.000013	0.0001	200	79	BQL~0.00131	0.000744 (美 HRL)
鎳	mg/L	0.000021	0.0001	200	44	BQL~0.00011	—
鉈	mg/L	0.0000017	0.0001	200	63	BQL~0.00408	0.002 (美)
硼	mg/L	0.0088	0.05	200	162	BQL~1.21	1 (歐日韓)
鋰	mg/L	0.00024	0.002	200	159	BQL~0.05	—
鈦	mg/L	0.00023	0.002	200	34	BQL~0.04	—
嘉磷塞	ug/L	0.25	1	50	13	1.824~7.883	280(加)
DEET	ug/L	00.0109	0.05	30	28	BQL~0.1146	—
PFOA	ug/L	0.0017	0.005	29/50	20	BQL~0.063	0.05 ^a (日)
PFOS	ug/L	0.0012	0.005	29/50	3	BQL~0.22	0.05 ^a (日)
PFHxS	ug/L	0.0023	0.005	29/50	4	BQL~0.164	0.07 ^b (澳)
微囊藻毒 LR	ng/L	0.26	0.5	20	10	0.471 ~0.688	800 (日)
Geosmin	ng/L	1.3	10	30	12	BQL~9.6	10 (澳、日)
2-MIB	ng/L	1	10	30	8	BQL~32	10(日)

a. 日本目標值 PFOA 與 PFOS 合計 <0.05 ug/L

b. 澳洲指引值，PFOS 與 PFHxS 合計 <0.07 ug/L

表 5. 97-110 年飲用水中鄰苯二甲酸二（乙基己基）酯檢測結果

年份	檢測樣品數	檢出最大值	>0.006 mg/L 樣品數（比例）
97	5	(<0.0006) ^a	0 (0%)
98	5	(<0.0006) ^a	0 (0%)
99	5	(<0.0006) ^a	0 (0%)
100	17	(<0.005) ^a	0 (0%)
101	28	0.0059	0 (0%)
102	152	0.00057	0 (0%)
103	321	0.0124	2 (0.6%)
104	271	0.00898	4 (1.5%)
105	355	0.0111	6 (1.7%)
106	893	0.017	3 (0.3%)
107	400	0.011	1 (0.25%)
108	402	(<0.00171) ^a	0 (0%)
109	300	(<0.004) ^a	0 (0%)
110	200	(<0.004) ^a	0 (0%)

註：單位: mg/L，檢測樣品均未檢出時，以括號小於偵測極限表示

五、結論

本年度選取 6 項雌激素作為優先評估物質，包含雌素酮、雌二醇(亦稱動情激素)、乙炔動情激素、黃體脂酮、炔諾酮及甲羥孕酮做為優先評估物質，結果顯示在我國淨水廠中沒有顯著風險。108 年到今年共針對 900 處次淨水廠清水進行 DEHP 分析，檢出濃度均低於國際管制最小值，顯示於我國飲用水中風險降低，因此 DEHP 改列觀察清單持續觀察。此外本計畫抽驗飲用水中未列管新興污染物結果顯示，鎘、鉍、硼、2-MIB、全氟化物及硼曾測得略高於國際管制值最小值之濃度，須持續監測。

參考文獻

- [1] Jobling, S., Sheahan, D., Osborne, J. A., Matthiessen, P., and Sumpter, J. P. (1996). Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 15, 194-202.
- [2] Larsson, D. G. J., Adolfsson-Erici, M., Parkkonen, J., Pettersson, M., Berg, A. H., Olsson, P. E., and Forlin, L. (1999). Ethinylloestradiol - an undesired fish contraceptive? *Aquat. Toxicol.* 45, 91-97.
- [3] Layton, A. C., Gregory, B. W., Seward, J. R., Schultz, T. W., and Sayler, G. S. (2000). Mineralization of steroidal hormones by biosolids in wastewater treatment systems in Tennessee USA. *Environ. Sci. Technol.* 34, 3925-3931.
- [4] Lye, C. M., Frid, C. L. J., Gill, M. E., and McCormick, D. (1997). Abnormalities in the reproductive health of flounder *Platichthys flesus* exposed to effluent from a sewage treatment works. *Mar. Pollut. Bull.* 34, 34-41.
- [5] Rodgers-Gray, T. P., Jobling, S., Morris, S., Kelly, C., Kirby, S., Janbakhsh, A., Harries, J. E., Waldock, M. J., Sumpter, J. P., and Tyler, C. R. (2000). Long-term temporal changes in the estrogenic composition of treated sewage effluent and its biological effects on fish. *Environ. Sci. Technol.* 34, 1521-1528.
- [6] Spengler, P., Korner, W., and Metzger, J. W. (2001). Substances with estrogenic activity in effluents of sewage treatment plants in southwestern Germany. 1. Chemical analysis. *Environ. Toxicol. Chem.* 20, 2133-2141.
- [7] Ternes, T. A., Kreckel, P., and Mueller, J. (1999a). Behaviour and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants - II. Aerobic batch experiments with activated sludge. *Sci. Total Environ.* 225, 91-99.

綠色產品認定新途徑-產品環境足跡制度

沈芙慧、盧怡靜、王俐涵

財團法人工業技術研究院

摘要

近年來觀察國際趨勢，發現國際間已開始將生命週期評估技術應用於綠色產品認定上，本研究分析各國發展趨勢，可概分為三階段：(1)第一階段：發展(減)碳標籤(英國、泰國、臺灣)，(2)第二階段：以(減)碳標籤為基礎，發展多環境議題考量之環境整合標籤(韓國、日本)，以及(3)第三階段：產品環境足跡制度(歐盟)。

目前，臺灣是屬國際發展趨勢之第一階段。因應未來與國際趨勢接軌，並帶動國內產品重視多元環境議題，改善產品綠色設計以降低國內環境衝擊，本研究認為應以現行產品碳足跡標籤/碳足跡減量標籤制度為基礎，逐步發展至產品環境足跡 (Product Environmental Footprint, PEF)標籤，以期企業內部持續推動產品綠色設計友善環境，外部更透過取得產品綠色證明，以供客戶與消費者有更好之環保產品採購與消費選擇。為從現行產品碳足跡標籤/碳足跡減量標籤制度過渡至產品環境足跡標籤制度，自 108 年起環保署即透過本研究案試行發展生命週期評估量化技術工具，主要成果包含：制定產品環境足跡類別規則與發展生命週期盤查資料庫。

關鍵詞：綠色產品認定方法、生命週期評估、生命週期盤查資料庫、產品環境足跡、產品類別規則

一、前言及研究目的

近年來國際趨勢已開始將生命週期評估應用於綠色產品認定上，如：歐盟執委會提出「建構綠色產品單一市場(Building the Single Market for Green Products)」的函示，實踐以生命週期評估展現環境衝擊等級的原則，義大利立法公告產品環境足跡(Product Environmental Footprint, PEF)的綠色採購法案，以及韓國亦將產品第三類環境宣告(Environmental Product Declaration, EPD)納入採購的招標系統，擴大綠色採購範疇。有鑑於國際間已將產品第三類環境宣告應用於公共採購政策，作為綠色產品之認定機制之一，再者，考量我國的機關綠色採購範疇中，目前積極推動之環境保護產品主要為第一類環保標章與第二類環保標章產品，分別列屬「機關優先採購環境保護產品辦法」第一類產品以及第二類產品。然而，並非所有的環保標章產品均可適用並納入機關綠色採購類別項目。

因此，本研究係以生命週期評估技術量化產品或服務在其生命週期各階段環境衝擊資訊(即為產品環境足跡)，判斷其是否符合低污染或省能源之綠色效益，一方面期望在現有綠色標章外，另闢一個新的綠色產品量化的認定路徑以廣納更多具有潛力之採購項目，以呼應並落實我國永續發展目標；另一方面更期望透過此一機制將原先僅針對企業採購端的綠色採購要求，往上衍生至其供應商之約束，讓產品從原料取得與製造過程中就讓供應鏈一同進行綠色生產與減碳，進而造成雪球效應達到整體環境效益的質變。

二、研究方法

本研究共有「制定產品環境足跡類別規則(Product Environmental Footprint Category Rules, PEFCRs)」與「發展生命週期盤查資料庫(Life cycle inventory database, LCI database)」兩大研究主軸。

於制定產品環境足跡類別規則之工作項目，為使更多產品能透過生命週期評估的量化技術，進入綠色採購範疇，本研究係參照碳足跡產品類別規則訂定、引用及修訂指引擬定產品環境足跡類別規則之制定程序以及產品環境足跡類別規則通用範本，使廠商能快速制定類別規則並適用於我國制度。

於發展生命週期盤查資料庫，主要係以生命週期評估技術為基礎，進行數據集(dataset)的建置，透過參考聯合國環境規劃署(The United Nations Environment Programme, UNEP)生命週期衝擊評估指標全球指南(Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators, GLAM)的建議，以及目前歐盟發展中的產品環境足跡制度所採用的生命週期評估方法，選擇衡量指標所涉及的議題與呈現方法，並規劃出定量門檻原則，為擴充生命週期盤查資料庫之基礎原則進行規劃。

三、結果與討論

(一) 制定產品環境足跡類別規則

1. 產品環境足跡類別規則制定程序

為使同一種類型、功能之產品，於環境衝擊計算時能有相同之盤查範疇與計算依據，須訂定各產品類別之產品環境足跡類別規則，文件制定流程參照碳足跡產品類別規則訂定、引用及修訂指引，分別包括初始階段、準備階段、磋商階段、完成階段等四大階段。

各階段說明如下：

- (1) 初始階段，依照產品特性並援引相關規範，確認現有產品類別規則文件之適用性，擬定產品適用範圍及填寫產品類別規則文件基本資料表，送行政院環境保護署(下稱環保署)確認是否需要訂定；倘需要訂定，環保署將給予文件登錄編號。
- (2) 準備階段，依初始階段審查結果組成研擬小組，並著手研擬產品類別規則文件草案(一)版，並參照碳足跡產品類別規則訂定、引用及修訂指引規定之網際網路方式預告十四日以上，供利害相關者審閱。
- (3) 磋商階段，邀集利害相關團體、對象及三人以上專家學者(其中至少一位須具生命週期評估與溫室氣體查驗相關技術資歷或經驗)召開研商會議，並參酌各方意見研擬草案(二)版，並參照碳足跡產品類別規則訂定、引用及修訂指引規定之網際網路方式預告。
- (4) 完成階段，備妥相關資料後，送環保署審查，並請申請制定者列席會議；於文件審查通過後由環保署公告於網路平台。

除依循上述產品環境足跡類別規則制定作業程序外，本工作於召開利害相關者會議時，亦會遵循ISO14025標準對於會議召開之相關規定，包括：

- (1) 應藉由一公開諮詢程序，鑑別並邀請利害相關者參與方案的發展，並應確保利害相關者瞭解其角色任務，且對利害相關者公開完整諮詢程序，以使利害相關者得以參與。
- (2) 此一諮詢程序應特別包括：
 - I. 產品環境足跡類別規則之擬定。
 - II. 敘述如何產生與查證第三類環境宣告之一般方法與程序方面之規則。
- (3) 給予利害相關者合理的時間以審查與取得所使用資訊的來源與細節。諮詢過程亦應確保其所提出意見，可以在合理時間內獲得考量或回應。
- (4) 利害相關者參與諮詢過程，得包括選定代表利害相關者代表群，例如透過諮詢小組、指導委員會或公聽會等方式。

2. 產品環境足跡類別規則通用範本

透過過往協助廠商建置產品類別規則之經驗可知，廠商在建置過程多係針對產品討論製程流程圖、系統界限、功能單位、活動數據及情境內容討論。其他與生命週期評估相關技術性之要求，不分產品類別其實都大致相同。故產品環境足跡類別規則通用範本之特色在於將生命週期評估技術要求訂出範本，而跟產品製程技術有關之要求則由廠商討論制定，以期降低廠商建置宣告指引之門檻。

因此，本研究預期透過範本之建立，可達到以下兩點目的：

- (1) 讓有意願計算產品環境足跡但無經驗之廠商可自行發展產品環境足跡類別規則，降低建置產品環境足跡類別規則之困難度，並協助廠商節省成本。
- (2) 由於產品環境足跡類別規則範本已整合國內現行碳足跡產品類別規則之架構內容，後續廠商若欲申請產品碳足跡標籤，亦可符合碳足跡標籤制度之產品類別規則架構要求，無須額外再建置碳足跡產品類別規則。

產品環境足跡類別規則通用範本之架構請見表1。

表 1、產品環境足跡類別規則通用範本之架構

通用範本章節	主要內容
產品環境足跡類別規則	說明生命週期評估各階段定義與數據量化要求(包含文件目的、適用產品類別、功能單位等要求)
附件一、應揭露之環境衝擊類別	產品應揭露之環境衝擊類別指標(溫室效應為必要選項)(至少3項,最多5項)
附件二：產品通用盤查範本	此產品類別之盤查表參考範本
附件三、宣告資訊	碳標籤圖式要求
附件四：參考文獻	參考文獻

資料來源：本研究整理

3. 109年度已建置產品環境足跡類別規則之品項類別

為使更多產品能透過生命週期評估的量化技術，進入綠色採購範疇，需發展各產品類別之產品環境足跡類別規則，109年度已針對「衣著」、「鋼鐵製傳動鏈條」、「鞋靴」與「戶外照明燈具」產品做為四項優先建置產品環境足跡類別規則之產品，同時透過示範輔導完成「即食餐食服務」、「高效能抗日光輻射熱貼膜」之類別規則修訂，透過上述6項產品類別之建置，擴大綠色產品範疇（產品適用範疇如表 2），未來相關業者若能依據此指引完成產品環境足跡計算，即可達成本研究擴大綠色產品品項之目標。

表 2、6 項產品類別之適用範疇

類別規則	產品適用範疇
高效能抗日光輻射熱貼膜	製造商品分類號列(CCC Code)歸類於39206921004、39206922003與39206929006之產品。
即食餐食服務	產品適用業者的範圍與定義，為中華民國統計資訊網行業標準分類第10次修訂版的I大類，5611細類(餐館)以及5620細類(外燴及團膳承包業)。
衣著	製造商品分類號列(CCC Code)歸類於中華民國海關進口稅則 CCC Code 前4碼為衣著大類分類範圍，包括：5007、5111、5112、5113、5208、5209、5210、5211、5212、5309、5310、5311、5407、5408、5512、5513、5514、5515、5516、6002、6003、6004、6005、6006、6101、6102、6103、6104、6105、6106、6107、6108、6109、6110、6111、6201、6202、6205、6206、6207、6208、6209、6212。
戶外照明燈具	製造商品分類號列(CCC Code)歸類於其他電燈具及照明配件(9405.40)。
鋼鐵製傳動鏈條	製造商品分類號列(CCC Code)歸類於以中華民國海關進口稅則 CCC Code 前6碼731511為鋼鐵製傳動鏈適用範圍，包括731511機器腳踏車用滾子鏈、731511腳踏車用滾子鏈、731511其他滾子鏈。

類別規則	產品適用範疇
鞋靴	其製造商品分類號列(CCC Code)為：6401 防水鞋靴(外底及鞋面以橡膠或塑膠製之防水鞋靴)、6402 橡塑膠製鞋靴(外底及鞋面以橡膠或塑膠製之其他鞋靴)、6403皮革製鞋靴(外底以橡膠、塑膠、皮或組合皮製，而鞋面以皮製者)、6404 紡織品製鞋靴(外底以橡膠、塑膠、皮或組合皮製，而鞋面以紡織材料製者)、6405 其他鞋靴。

資料來源：本研究整理

(二)發展生命週期盤查資料庫

1. 定量門檻原則擬定結果

目前韓國、美國加州、馬來西亞皆有將產品第三類環境宣告應用於公共採購政策，作為綠色產品之認定機制之一。事實上，若探討產品第三類環境宣告之推動概念，產品第三類環境宣告是依據 ISO 14025 標準量化環境績效結果，期望提供採購者最完整(生命週期)之產品環境面考量資訊；其相關規定係針對產品之「環境資訊揭露」，非屬綠色產品之「綠色門檻」認定標準，故嚴謹來說，取得產品第三類環境宣告者並不同於綠色產品。

然而，各國卻開始應用產品第三類環境宣告作為綠色產品之認定方式之一，顯見各國認同若能先鼓勵產品進行「環境資訊揭露」，將「環境資訊揭露」作為綠色門檻，係逐步將採購行為轉型為綠色採購之策略之一。

同時，若延伸探究各國推動之產品環境宣告制度(如：產品第三類環境宣告制度或(減)碳標籤制度)，是否都有具備「綠色門檻」以認定綠色產品：目前多數國家(如：英國、泰國、韓國)都是只訂定單一環境衝擊指標門檻，即是以產品碳足跡制度為基礎，提出碳減量或低碳證據(只訂定單一環境衝擊指標門檻)作為綠色門檻。而韓國又更為進階，開始將「產品第三類環境宣告資訊揭露結合減碳門檻」運用於當地政府的綠色產品判斷標準。至於同時發展多種環境衝擊指標作為綠色門檻值之國家，目前仍僅有歐盟產品環境足跡制度達到此發展階段。

透過上述國際作法與趨勢，可分析出國際間應用「以生命週期評估為核心技術之產品環境宣告制度」於綠色產品認定上，是採漸進式的發展，可概分為三階段：

- (1) 第一階段：提出產品「減碳量或低碳證據」，作為綠色門檻(英國、泰國)。
- (2) 第二階段：提出產品「減碳量或低碳證據」與揭露產品「其他應揭露之環境衝擊類別量化資訊」，作為綠色門檻(韓國)。
- (3) 第三階段：待同一產品類別之參與廠商數量足夠時，將計算該產品類別的「應揭露之環境衝擊類別」之個別平均值，作為綠色門檻(歐盟)。

綜觀而言，目前國際間作法，並非一定要立即以各環境衝擊類別之「同一產品類別之平均值」作為綠色門檻，若僅是提出產品「減碳量或低碳證據」與揭露產品「其他應揭露之環境衝擊類別量化資訊」，亦可作為綠色門檻。

在此未來發展趨勢下，我國已達成第一階段，透過本計畫執行，可逐步邁向第二階段：提出產品碳足跡「減量證據」與揭露產品「其他應揭露之環境衝擊類別量化資訊」，作為綠色門檻。

2. 數據集建置之環境衝擊指標與使用方法學

為能支持後續各類產品或服務進行環境衝擊計算，將需有各類基礎原物料在各種議題的環境衝擊相對比較數值，如：碳足跡、水足跡、對臭氧層破壞、優養化、酸沉降、顆粒物質...等。

本研究參考聯合國環境規劃署生命週期衝擊評估指標全球指南的建議，以及目前歐盟發展中的產品環境足跡制度所採用的生命週期評估方法，選擇衡量指標所涉及的議題與呈現方法如表 3。

其中，由於歐盟產品環境足跡制度所採用的生命週期評估方法(EF 第 3.0 版)中，「臭氧層破壞」與「光化學臭氧形成」此兩種議題，在聯合國環境規劃署尚未討論使用方法，因此於本研究內不將此兩種議題納入環境衝擊指標的建置。至於，酸化、優養化的呈現方式與單位雖在聯合國環境規劃署內尚未達成共識，但考量其於 EF 第 3.0 版採用的方法已經被聯合國環境規劃署納入討論採用的選項之一，因此被納入呈現項目之一。

另關於「資源耗竭-水」議題，考量此方法學指定放流水進入水體潛勢為負數，若用於對外

揭露可能會引起民眾混淆。基於上述因素，同時考量目前 CNS 14046「環境管理－水足跡－原則、要求事項及指導綱要」內並未指定衝擊評估的方法學，且國外迄今對於水足跡的評估方式也尚未有定論，因此本研究改以「取用水量」作為呈現的方法。

表 3、數據集揭露的環境衝擊指標、單位與計算採用之方法

衝擊議題	使用方法 ¹	使用單位
溫室效應	Baseline model of 100 years of the IPCC (based on IPCC 2013)	kg CO ₂ eq
對淡水生態毒性	USEtox 2.1. (Rosenbaum et al, 2008)	CTUe (Comparative Toxic Unit for ecosystems)
人類毒性-癌症效應	USEtox 2.1. (Rosenbaum et al, 2008)	CTUh (Comparative Toxic Unit for humans)
人類毒性-非癌症效應	USEtox 2.1. (Rosenbaum et al, 2008)	CTUh (Comparative Toxic Unit for humans)
顆粒物質/呼吸道無機物質	PM method recommended by UNEP (UNEP, 2016)	Disease incidences
酸化	Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006, Posch et al, 2008)	mol H ⁺ eq
優養化-陸地		mol N eq
優養化-淡水	EUTREND model (Struijs et al, 2009) as implemented in ReCiPe	kg P eq
優養化-海水		kg N eq
資源耗竭-礦物與金屬	CML Guinée et al. (2002) and van Oers et al. (2002). CML method v. 4.8 (2016)	kg Sb eq
資源耗竭-化石燃料		MJ
生命週期用水量	透過用水量數值加總	m ³

資料來源：本研究整理

3. 109年度生命週期盤查資料庫發展結果

為了使廠商在無法要求供應商進行實廠盤查時，可使用本土之替代數據集，以確保其生命週期評估計算之數據品質，本研究於 109 年度依據過往產品碳足跡資訊揭露服務專案工作計畫之執行經驗、產品碳足跡資訊網之碳排放係數資料庫之係數品項點擊數等作為篩選原則，規劃出 121 項優先建置數據集之品項清單，優先建置之品項類型與數量如

¹環境衝擊評估方法學來源：

<https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/supporting-information-characterisation-factors-recommended-ef-life-cycle-impact-assessment-methods-0>

表 4。

以上述清單為基礎，本研究透過廠商覆核方式完成其中 3 項基礎原物料「聚對苯二甲酸乙二酯(PET)/聚酯粒」「對苯二甲酸(PTA)」以及「氯乙烯單體(VCM)」之數據集，以及提供廠商應用之盤查參考範本，並評估考量若以 109 年度之建置模式進行數據集建置可能緩不濟急，故於 110 年度以更多元之建置方式(如：程序型生命週期評估、國內公開統計資料等)進行數據集建置並評估廠商需求之數據類別以及數量，預期可在生命週期盤查資料庫正式啟用時，滿足至少廠商使用需求之 70%。

表 4、121 項優先建置數據集之品項清單之品項類型

類別	項數
化學品或氣體	31
回收	16
金屬	13
電子與電線	11
塑膠原料	8
紙	5
纖維	5
建材	4
廢棄物	4
蔬果類及其加工品	4
水產品	3
運輸服務	3
調味品	3
化學肥料	2
肉品	2
穀豆類及其加工品	2
橡膠原料	2
玻璃	1
食用油脂	1
塑膠製品	1
總計	121

資料來源：本研究整理

四、結論

綜合上述產品環境足跡量化工具之發展結果，為了使我國發展的產品環境足跡制度未來能夠接軌國際，本研究採用歐盟產品環境足跡制度的方法學以及 ISO 標準，作為我國發展產品環境足跡制度的基礎，以期未來我國廠商外銷產品時，廠商取得我國的產品環境足跡標籤或是聲明書可作為產品的綠色身分證。同時，透過發展產品環境足跡量化工具，培養我國廠商以生命週期評估技術揭露產品環境資訊的基礎能力，以期廠商開始揭露環境資訊，擬定減量策略，降低國內環境負荷。

參考文獻

- [1] 行政院環境保護署，「108 年度綠色採購躍升專案工作計畫」，(2019)
- [2] 行政院環境保護署，「109 年度綠色採購躍升專案工作計畫」，(2020)

無機循環材料環境應用與整合專案計畫

葉柏宏¹ 楊庭雅¹ 彭敏¹ 洪瑋濃² 陳柏均² 王詩婷²¹環興科技股份有限公司²財團法人工業技術研究院

EPA044109025

摘要

我國邁向循環經濟時代，為推動無機循環材料(二次料)利用及管理，本計畫參考焚化再生粒料管理模式，針對無機循環材料(轉爐石、氧化碴、還原碴、燃煤底灰、瀝青刨除料，共 55 件)進行再生粒料環境用途溶出試驗(NIEA R222)，檢測萃出液之重金屬(砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅、銻、鉬)及鹽類(氟鹽、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮)之溶出值，提出再生粒料環境用途參考規範之建議。

計畫係於再利用機構或產源廠內進行採樣檢測探討，非實際再生粒料出再利用機構之性質檢測，再生粒料資源化利用必須符合相關規定始能出廠。結果顯示，部分氧化碴萃出液之鉻(2 件)及氟鹽(6 件)溶出值較高，及部分還原碴萃出液之鉻(1 件)、鉛(6 件)、鉬(1 件)及氟鹽(9 件)溶出值較高，轉爐石、燃煤底灰、瀝青刨除料萃出液之 10 項金屬及 3 項鹽類溶出值皆低於地下水污染管制值。

考量再生粒料在環境應用之通用性，應具有相同的溶出方法及環境規範，建議延續焚化再生粒料環境標準之作法，採用「再生粒料環境用途溶出程序(NIEA R222)」作為無機循環材料檢測方法。初步建議轉爐石、氧化碴、還原碴、燃煤底灰及瀝青刨除料之環境用途標準分成共通項目及選擇項目，共通項目為比照焚化再生粒料環境標準管制項目，包含鎘、鉛、砷、汞、鉻、銅、鎳、鋅 8 項重金屬，選擇項目依據再生粒料產源特性，選擇項目為銻、鉬、氟鹽等項目。

關鍵詞：廢棄物資源化、無機循環粒料、環境溶出試驗、環境標準

一、前言及研究目的

我國廢棄物管理已由「資源回收」、「資源循環零廢棄」邁向「循環經濟」，將廢棄物轉換為再生資源，提高廢棄物資源回收與再利用，加強能資整合，建立循環型生產與生活方式，達到零廢棄，低耗能的环境友善社會。「無機再生粒料再利用」為環保署於 107 年 2 月提出「推動循環經濟－廢棄物資源化」之「二次料階段」重要的一環(詳圖 1)，主要需確保二次料或再用品質、加強技術研發與創新及提供經濟誘因。



圖 1. 「推動循環經濟－廢棄物資源化」策略與無機循環材料再利用之關聯
資料來源：行政院環境保護署[1]

「無機再生粒料再利用」是把生產消費階段後合適資源剩餘物(副產品)或廢棄物，直接或經處理轉換為再生材料(或稱二次料)，取代天然材料之使用。國內目前將無機資源物(如營建剩餘土石方、轉爐石等)或無機廢棄物(如焚化底渣、還原渣、氧化渣等)，直接或經適當前處理後製成無機循環材料(或再生粒料)，以替代天然粒料，再利用作為工程材料、級配料或加工再製產品等，並應用於各種不同環境用途(如造地工程及完成面建設)，以減少天然資源開採、降低建設成本及環境衝擊，促進資源循環也邁向循環經濟。

我國經蒐集研究國內外渣類再利用環境安全性規範做法後，參採日本爐渣類資源化產品管理之溶出管制精神(日本渣類資源化產品溶出量試驗方法 JIS K0058-1 之 5)，於 108 年 10 月 02 日公告「再生粒料環境用途溶出程序(NIEA R222)」，作為我國再生粒料環境用途溶出程序檢測方法。優先檢討焚化底渣再利用管理方式之焚化再生粒料品質標準，加入我國保護我國地下水環境特性，經檢測試驗後，導入地下水污染管制標準相關重金屬項目，正面表列焚化再生粒料之使用地點、用途、檢測項目及標準，分級規範建置我國焚化再生粒料品質及環境用途標準(詳表 1)，於 109 年 5 月 18 日公告「垃圾焚化廠焚化底渣再利用管理方式」，自 110 年 1 月 1 日生效。

表 1. 焚化再生粒料環境標準

檢測項目		第一級標準	第二級標準
再生粒料環境用途溶出程序(NIEA R222)	鉛(毫克/公升)	≤0.01	≤0.1
	鎘(毫克/公升)	≤0.005	≤0.05
	鉻(毫克/公升)	≤0.05	≤0.5
	銅(毫克/公升)	≤1.0	≤10
	砷(毫克/公升)	≤0.05	≤0.5
	汞(毫克/公升)	≤0.002	≤0.02
	鎳(毫克/公升)	≤0.1	≤1
	鋅(毫克/公升)	≤5.0	≤50

說明：本表未包含特定用途標準(此標準使用毒性特性溶出程序(NIEA R201)及其規範項目)。

資料來源：行政院環境保護署[2]。

本計畫參考焚化再生粒料管理模式，擴大推動至其他無機循環材料(如轉爐石、氧化渣、還原渣、煤灰及瀝青刨除粒料等)，各類循環材料進行環境用途溶出試驗(NIEA R222)，依據檢測結果提供研訂應用於再生粒料環境用途參考規範之建議(包含管制項目及標準值)，以提高環境用途使用意願，讓無機循環材料在工程可行、環境安心及管理嚴謹逐步推動，適材適所應用於環境用途。

二、研究方法

計畫針對轉爐石(10 件)、氧化渣(14 件)、還原渣(14 件)、燃煤底灰(3 件)及瀝青刨除料(9 件)之無機循環材料，共 50 件，進行再生粒料環境用途溶出程序(NIEA R222)之 10 項金屬溶出、3 項鹽類溶出及氫離子濃度指數檢測，檢測結果與地下水污染管制標準(詳表 2)進行比較。再生粒料環境用途溶出程序試驗流程、檢測項目與方法說明如後。

表 2. 地下水污染管制標準

管制項目		管制標準值	
		第一類	第二類
限制使用地點		飲用水水源水質保護區內之地下水	第一類以外之地下水
重金屬	鎘	0.0050	0.050
	鉛	0.010	0.10
	砷	0.050	0.50
	汞	0.0020	0.020
	鉻	0.050	0.50
	銅	1.0	10
	鎳	0.10	1.0
	鋅	5.0	50
	鈷*	0.07	0.7
	鋁*	0.07	0.7

鹽類	硝酸鹽氮(以氮計)(Nitrate as N)	10	100
	亞硝酸鹽氮(以氮計)(Nitrite as N)	1.0	10
	氟鹽(以F ⁻ 計)(Fluoride as F ⁻)	0.8	8.0

註：1.*針對製程使用含銻、鉍原料之行業辦理污染潛勢調查時需檢測項目。2.地下水分為下列二類：一、第一類：飲用水水源水質保護區內之地下水。二、第二類：第一類以外之地下水。

資料來源：行政院環境保護署[3]。

(一)再生粒料環境用途溶出程序試驗流程

樣品之取樣量參照表 3 取最小樣品量，置於萃取容器底部，並緩慢倒入 10 倍樣品量之萃取液，並將萃取容器安裝於攪拌裝置上，使攪拌葉片位於樣品與液面中間，以約 200 rpm 之轉速攪拌 6 小時，萃取完成後靜置 10 分鐘至 30 分鐘，以 0.45 μm 濾膜過濾，收集萃出液進行檢測分析。

表 3. 無機循環材料之環境用途溶出程序檢測方法

最大粒徑(d)(mm)	最小樣品量(g)
37.5 ≤ d < 53.0	3000
31.5 ≤ d < 37.5	2000
26.5 ≤ d < 31.5	1000
16.0 ≤ d < 26.5	500
9.5 ≤ d < 16.0	200
d < 9.5	100

資料來源：行政院環境保護署[4]。

(二)檢測項目與方法

計畫所採樣的轉爐石、還原渣、氧化渣、燃煤底灰、瀝青刨除料產製之無機循環材料，進行再生粒料環境用途溶出程序之金屬溶出、鹽類溶出、以及粒料氫離子濃度指數(pH 值)檢測。萃出液重金屬檢測項目為鎘、鉛、砷、汞、鉻、銅、鎳、鋅、銻、鉍及六價鉻；萃出液鹽類檢測項目為硝酸鹽、亞硝酸鹽及氟鹽，共 3 項，檢測方法如表 4 所示。

表 4. 無機循環材料之環境用途溶出程序檢測方法

檢測項目	檢測方法
萃出液金屬/(鉛、鎘、鉻、銅、砷、鎳、鋅、銻、鉍)	- 再生粒料環境用途溶出程序(NIEA R222) - 事業廢棄物萃出液中重金屬檢測方法－酸消化法(NIEA R306) - 感應耦合電漿原子發射光譜法/(NIEA M104)
萃出液金屬/汞	- 再生粒料環境用途溶出程序(NIEA R222) - 冷蒸氣原子吸收光譜法(NIEA R314)
萃出液/六價鉻	- 再生粒料環境用途溶出程序(NIEA R222) - 事業廢棄物萃出液中六價鉻檢測方法－比色法(NIEA R309)
萃出液/硝酸鹽氮	- 再生粒料環境用途溶出程序(NIEA R222) - 水中亞硝酸鹽氮檢測方法－分立式分析系統比色法(NIEA W458) / 水中硝酸鹽氮檢測方法－分立式分析系統比色法(NIEA W459)
萃出液/亞硝酸鹽氮	- 再生粒料環境用途溶出程序(NIEA R222) - 水中亞硝酸鹽氮檢測方法－分立式分析系統比色法(NIEA W458)
萃出液/氟鹽	- 再生粒料環境用途溶出程序(NIEA R222) - 氟選擇性電極法 (NIEA W413)
粒料氫離子濃度指數	廢棄物之氫離子濃度指數(pH 值)測定方法-電極法(NIEA R208)

三、結果與討論

檢測係於再利用機構或產源廠內進行採樣檢測探討，非實際再生粒料出再利用機構之性質檢測，再生粒料資源化利用必須符合相關規定始能出廠再利用。將各類無機循環材料(轉爐石、氧化渣、還原渣、燃煤底灰、瀝青刨除料)之檢測結果與地下水污染管制值(如表 2)比較，提出各類無機循環材料應用於再生粒料環境用途參考規範之建議(如表 5)，詳述如後。

(一)轉爐石

轉爐石粒料樣品之 pH 值範圍為 11.49~12.48。砷、鎘、鉛、汞、鎳、銻、鉬、六價鉻溶出值皆為 ND，鉻溶出值範圍為 ND~0.007 mg/L，銅溶出值範圍為 ND~0.011 mg/L。氟鹽溶出值範圍為 0.07~0.23 mg/L，硝酸鹽氮溶出值皆小於 4.00 mg/L，亞硝酸鹽氮溶出值皆小於 1.00 mg/L。

萃出液之 10 項金屬及 3 項鹽類溶出值皆低於地下水污染管制標準，建議轉爐石環境用途標準比照焚化再生粒料環境標準管制項目，針對共通項目之鎘、鉛、砷、汞、鉻、銅、鎳、鋅 8 項重金屬進行管制。另外，煉鋼製程會使用螢石天然礦物或光電業氟化鈣污泥產製之氟化鈣作為冶金工業的助熔劑，建議針對銻、鉬、氟鹽持續建立溶出基線資料。

(二)氧化矽

氧化矽粒料樣品之 pH 值範圍為 10.44~12.38。砷、鎘、鎳、銻、六價鉻溶出皆為 ND，鉻溶出值範圍為 ND~0.166 mg/L，銅溶出值範圍為 ND~0.008 mg/L，鉛溶出值範圍為 ND~0.009 mg/L，汞溶出值範圍為 ND~0.0001 mg/L，鋅溶出值範圍為 ND~0.158 mg/L，鉬溶出值範圍為 ND~0.056 mg/L。氟鹽溶出值範圍為 0.10~1.78 mg/L，硝酸鹽氮溶出值皆小於 4.00 mg/L；亞硝酸鹽氮溶出值皆小於 1.00 mg/L。

針對地下水污染管制標準之檢測項目，部分氧化矽萃出液之鉻(2 件)及氟鹽(6 件)溶出值較高，推測煉鋼製程會使用螢石天然礦物或光電業氟化鈣污泥產製之氟化鈣作為冶金工業的助熔劑導致，建議氧化矽環境用途標準除比照焚化再生粒料環境標準管制項目，針對共通項目之鎘、鉛、砷、汞、鉻、銅、鎳、鋅 8 項重金屬管制及針對銻、鉬、氟鹽持續建立溶出基線資料。

(三)還原矽

還原矽粒料之 pH 值範圍為 11.59~12.48。鎘、鎳、銻溶出值皆為 ND，砷溶出值範圍為 ND~0.011 mg/L，鉻溶出值範圍為 ND~0.051 mg/L，銅溶出值範圍為 ND~0.032 mg/L，汞溶出值範圍為 ND~0.0003 mg/L，鉛溶出值範圍為 ND~0.209 mg/L，鋅溶出值範圍為 0.007~0.165 mg/L，六價鉻溶出值範圍為 ND~0.01 mg/L，鉬溶出值範圍為 ND~0.072 mg/L。氟鹽溶出值範圍為 0.20~3.03 mg/L，硝酸鹽氮溶出值範圍為 <0.04~0.48 mg/L，亞硝酸鹽氮溶出值範圍為 ND~0.1 mg/L。

針對地下水污染管制標準之檢測項目，部分還原矽萃出液之鉻(1 件)、鉛(6 件)、鉬(1 件)及氟鹽(9 件)溶出值較高，推測煉鋼製程會使用螢石天然礦物或光電業氟化鈣污泥產製之氟化鈣作為冶金工業的助熔劑導致，建議還原矽環境用途標準除比照焚化再生粒料環境標準管制項目，針對共通項目之鎘、鉛、砷、汞、鉻、銅、鎳、鋅 8 項重金屬進行管制及針對銻、鉬、氟鹽持續建立溶出基線資料。

(四)燃煤底灰

燃煤底灰之 pH 值範圍為 8.42~10.12。砷、鎘、鉻、鉛、汞、鎳、銻及六價鉻的溶出值皆為 ND；銅溶出值範圍為 ND~0.004 mg/L，鋅溶出值範圍為 0.012~0.028 mg/L，鉬溶出值範圍為 0.002~0.010 mg/L。氟鹽溶出值範圍為 <0.05~0.13 mg/L，硝酸鹽氮溶出值皆小於 4.00 mg/L，亞硝酸鹽氮溶出值皆小於 1.00 mg/L。

萃出液之 10 項金屬及 3 項鹽類溶出值皆低於地下水污染管制標準，建議燃煤底灰環境用途標準比照焚化再生粒料環境標準管制項目，針對共通項目之鎘、鉛、砷、汞、鉻、銅、鎳、鋅 8 項重金屬進行管制。火力發電廠使用之燃煤中普遍含有氟化物，經燃燒後可能會有減容效應，建議針對氟鹽持續建立溶出基線資料。

(五)瀝青刨除料

瀝青刨除料之 pH 值範圍為 7.40~8.71。砷、鎘、鉻、鉛、汞、鎳、銻、六價鉻溶出值皆為 ND；銅溶出值範圍為 ND~0.017 mg/L，鋅溶出值範圍為 0.006~0.016 mg/L。氟鹽溶出值範圍為 <0.05~0.38 mg/L，硝酸鹽氮溶出值範圍為 ND~0.48 mg/L，亞硝酸鹽氮溶出值皆為 ND。

萃出液之 10 項金屬及 3 項鹽類溶出值皆低於地下水污染管制標準，建議還原矽環境用途標準比照焚化再生粒料環境標準管制項目，針對共通項目之鎘、鉛、砷、汞、鉻、銅、鎳、鋅 8 項重金屬管制。

表 5. 各類無機循環材料應用於再生粒料環境用途參考規範建議

管制規範 品質項目		環境用途建議標準		環境用途標準建議項目					說明
		第一級標準	第二級標準	轉爐石	氧化矽	還原矽	燃煤底灰	瀝青刨除料	
限制使用地點		敏感區域 (視特性考量)	一般區域						
重金屬	鎘	0.0050	0.050	V	V	V	V	V	共通項目
	鉛	0.010	0.10	V	V	V	V	V	
	砷	0.050	0.50	V	V	V	V	V	
	汞	0.0020	0.020	V	V	V	V	V	
	鉻	0.050	0.50	V	V	V	V	V	
	銅	1.0	10	V	V	V	V	V	
	鎳	0.10	1.0	V	V	V	V	V	
	鋅	5.0	50	V	V	V	V	V	
	銻	0.07	0.7	V	V	V	○	○	選擇項目 (視產業特性考量是否納入)
	鉍	0.07	0.7	V	V	V	○	○	
鹽類	氟鹽 (以 F-計)	0.8	8.0	V	V	V	V	○	

註：V 為檢測項目；○ 為可考慮檢測項目。

四、結論

計畫係於再利用機構或產源廠內進行採樣檢測探討，建立再生粒料的環境用途溶出資料，非實際再生粒料出再利用機構之性質檢測，再生粒料資源化利用須符合相關規定始能出廠再利用，亦即未符合標準均不得出廠再利用。

考量再生粒料在環境應用之通用性，應具有相同的溶出方法及環境規範，建議延續焚化再生粒料環境標準之作法，採用「再生粒料環境用途溶出程序(NIEA R222)」作為再生粒料檢測方法。計畫建議轉爐石、氧化矽、還原矽、燃煤底灰及瀝青刨除料等再生粒料之環境用途標準分成共通項目及選擇項目，共通項目為比照焚化再生粒料環境標準管制項目，包含鎘、鉛、砷、汞、鉻、銅、鎳、鋅 8 項重金屬，選擇項目依據再生粒料產源特性，選擇項目有銻、鉍、氟鹽等項目，硝酸鹽及亞硝酸鹽之來源主要為農業活動，初步建議不納入環境用途管制項目，且持續及擴大建立不同類別再生粒料的環境溶出基線資料。

參考文獻

- [1] 行政院環境保護署，推動循環經濟—廢棄物資源化，行政院第 3587 次院會 (2018)。
- [2] 行政院環境保護署，垃圾焚化廠焚化底渣再利用管理方式，主管法規查詢系統 (2020)。
- [3] 行政院環境保護署，地下水污染管制標準，主管法規查詢系統 (2013)。
- [4] 行政院環境保護署，再生粒料環境用途溶出程序(NIEA R222.10C)，環境檢驗所網站 (2019)。

109 年度細懸浮微粒(PM_{2.5})化學成分監測及分析計畫

李崇德¹ 周崇光² 張士昱³ 蕭大智⁴ 莊銘棟² 許文昌⁵ 王偉¹ 黃秋華¹ 林乃芸¹ 黃譯檉²

¹ 國立中央大學環境工程研究所

² 中央研究院環境變遷中心

³ 中山醫學大學公共衛生學系

⁴ 國立台灣大學環境工程研究所

⁵ 大漢技術學院

摘要

本計畫於 2020 年在環保署板橋、忠明、斗六、嘉義、小港及花蓮測站每六天一次同步進行 PM_{2.5} 例行採樣，另於臺中市臺灣大道測站進行近交通源採樣。採樣的樣本都分析水溶性無機離子、碳成分、金屬元素、塑化劑等化學成分。

PM_{2.5} 質量濃度與化學成分具有季節與地域差異，2020 年 PM_{2.5} 最高濃度化學成分在冬季的花蓮與板橋站為 OC，其餘測站都是 NO₃⁻；春、夏、秋季，除了春季嘉義站 NO₃⁻以及秋季花蓮站 SO₄²⁻外，其餘各站最高濃度成分都是 OC。管制 NO₃⁻前驅污染源，可於中濃度日(15~35 μg m⁻³)就有 PM_{2.5} 減量效益。以 CMAQ 模式模擬污染事件 NO₃⁻增量機制，發現日間光化學作用與夜間 N₂O₅ 異相水解反應為主要成因。比較 Covid-19 疫情期間與過往同期，推測工業排放減量造成中部以南地區 PM_{2.5} 濃度有較高的改善。利用 PMF 模式推估各測站污染因子，共解析出 9 項因子，各站「硫酸鹽」、「硝酸鹽」及「車輛排放」為前三高污染因子。各測站硫酸鹽及有機物在各季節對大氣消光係數貢獻穩定，但是硝酸鹽在冬季與春季對斗六以南測站貢獻量最高。

本計畫解析的 PM_{2.5} 化學成分，配合環保署空品監測站數據、環境因子以及相關模式模擬，研究成果顯示移動污染源，將成為改善污染季節 PM_{2.5} 空氣品質的主要目標。

關鍵詞：PM_{2.5} 化學成分監測、PM_{2.5} 化學成分時空分布、PM_{2.5} 污染來源推估、大氣能見度影響因子

一、前言及研究目的

細懸浮微粒(氣動粒徑小於或等於 2.5 μm 懸浮微粒，簡稱為 PM_{2.5})對於大氣環境變遷與國民健康危害影響重大，自從 2012 年 5 月 14 日環保署正式發布細懸浮微粒空氣品質標準以來，民眾持續關切 PM_{2.5} 濃度變化，每當冬、春季環境氣流停滯，PM_{2.5} 濃度升高時，經由媒體宣揚，PM_{2.5} 就成為民眾關注的焦點。本計畫旨在執行 PM_{2.5} 化學成分採樣檢測作業、解析時間與空間分布特徵及影響因素、針對交通源及 PM_{2.5} 中塑化劑進行採樣分析，提供有關單位評估 PM_{2.5} 健康效應。

二、研究方法

(一) 採樣地點及時程規劃

本計畫在板橋、忠明、小港、斗六、嘉義及花蓮測站每六天例行採樣一次各採樣地點及樣本分析實驗室地理位置如圖 1 所示。交通測站在 2020 年選擇臺灣大道交通測站，該站位於臺灣大道二段車道間安全島，可進行近交通源污染監測。



圖 1 採樣監測站地理位置(★代表採樣地點，◎代表交通源採樣點)

(二) 細懸浮微粒採樣設備及方法

2020 年執行採樣使用 Met One 公司 E-FRM-DC Reference Particulate Sampler 及 SASS Sepeciation Sampler。採樣器配置如下圖 2 所示，通道 1 前端設置塗覆 MgO 的擴散管以去除環境酸性前驅氣體干擾，後端放置鐵氟龍濾紙後接耐隆濾紙，分析 PM_{2.5} 氣膠水溶性無機離子成分及揮發的硝酸根和氯離子；通道 2 設置 2 張石英濾紙，作為分析氣膠碳成分及微粒有機碳成分揮發補償使用；通道 3 保留可放置鐵氟龍濾紙作為額外分析質量或元素成分進行比對使用；通道 4 與通道 5 各設置 1 張石英濾紙，作為分析氣膠塑化劑成分使用，以兩張石英濾紙結合分析氣膠塑化劑；通道 6 沒有氣流通過，本計畫放置 1 張石英濾紙，作為現場空白及被動揮發性有機氣體吸附補償使用。

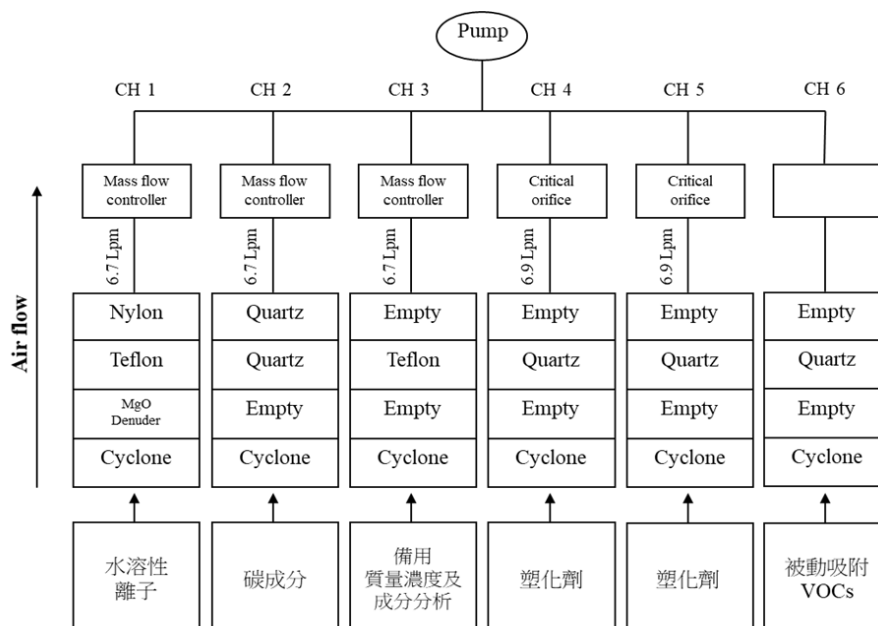


圖 2 MetOne SASS PM_{2.5} 成分採樣器採樣套管配置

(三)PM_{2.5} 化學成分分析方法及量測項目品質目標

本計畫 PM_{2.5} 水溶性無機離子是使用離子層析儀分析(Ion Chromatography, ICS-1000 & Aquion, Thermo Scientific Dionex Inc, Waltham, MA)、PM_{2.5} 碳成分是採用美國 DRI 碳分析儀(Thermal Optical Carbon Analyzer, Model 2001A, Atmoslytic Inc., Calabasas, CA)進行分析、PM_{2.5} 金屬元素成分使用感應耦合電漿質譜儀(Induced Couple Plasma Mass Spectrography, NexIon 300X, Perkin-Elmer)進行分析、塑化劑成分使用的氣相層析質譜儀系統為(5977B GC/MSD, Agilent Technologies, Santa Clara, CA)。

(四)污染來源推估與來向判別

本計畫以正矩陣因子法(Positive Matrix Factorization, PMF)解析歷年化學成分檢測成果。PMF 一般以方程式(1)表示[1-2]。其中， X_{ij} 為第 i 個樣本中 j 成分濃度。 p 為解析出的因子(污染源)總數， g_{ik} 為第 k 個因子傳輸到第 i 個樣本的質量濃度。 f_{kj} 為第 k 個因子中 j 成分佔所有因子的指紋比例。 e_{ij} 為 X_{ij} 的殘差。

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} + e_{ij} \quad (1)$$

模式推估結果搭配雙變數條件機率函數(Conditional Bivariate Probability Function, CBPF)推估潛在污染源位置，此函數為單變數條件機率函數的改良版[3]。計算方法如方程式(2)所示。其中， m 代表指定風向與風速區間且濃度超出設定閾值(濃度前 33%)的樣本數， n 為指定風向與風速區間的總樣本數，公式中 $\Delta\theta$ 指小時風向以 22.5° 進行分割，360° 風向共分成 16 個區塊， Δu 即所設定風速區間。

$$CBPF = \frac{m_{\Delta\theta, \Delta u | c > x}}{n_{\Delta\theta, \Delta u}} \quad (2)$$

(五)以 PM_{2.5} 化學成分推估能見度

大氣氣膠不同化學成分造成消光係數(Extinction Coefficient, b_{ext})差異，Pitchford [4] 以 revised IMPROVE (Interagency Monitoring of Protected Visual Environments)估算大氣氣膠各種成分(硫酸銨、硝酸銨、有機物、元素碳、土壤、海鹽、粗顆粒)和空氣分子以及 NO₂ 的 b_{ext} 如方程式(3)所示。其中 $f_X(RH)$ 是以 AIM3 熱力學平衡模式模擬出粗、細粒化學成分在特定相對濕度的成長係數。Rayleigh Scattering 值會因大氣密度而改變，範圍約在 8~12 Mm⁻¹，本計畫參考 Watson [5] 使用 11.4 Mm⁻¹ 進行計算。

$$b_{ext} \approx 2.2 \times f_s(RH) \times [\text{硫酸銨}] + 4.8 \times f_L(RH) \times [\text{硫酸銨}] + 2.4 \times f_s(RH) \times [\text{硝酸銨}] + 5.1 \times f_L(RH) \times [\text{硝酸銨}] + 2.8 \times [\text{OM}] + 6.1 \times [\text{OM}] + 10 \times [\text{EC}] + 1 \times [\text{Fine Soil}] + 1.7 \times f_{ss}(RH) \times [\text{Sea Salt}] + 0.6 \times [\text{Coarse Mass}] + \text{Rayleigh Scattering (Site Specific)} + 0.33 \times [\text{NO}_2 \text{ (ppb)}] \quad (3)$$

三、結果與討論

(一) PM_{2.5} 化學成分檢測結果

1. 例行性採樣 PM_{2.5} 質量濃度與化學成分濃度

本計畫六個測站六天一次例行性採樣成果彙整如圖 3 所示。彙整 2019 年計畫 12 月份至 2020 年，每六天一次採樣期間各站 PM_{2.5} 質量濃度與化學成分變化趨勢。本年度解析揮發和吸附修正後化學成

分加總濃度占已修正 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度約 73%，化學成分加總濃度和 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度差異主要因為：(1)化學成分分析的是有機碳， $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度的主要成分是有機化合物，有機化合物比有機碳多了與碳原子鍵結的其他原子，一般在都市地區是把有機碳濃度乘上 1.6 倍來估計有機化合物濃度，(2)氣膠含水量，即使 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度是在 30~35%相對濕度環境下秤重，但 $\text{PM}_{2.5}$ 如果已經潮解後水珠再被採集，仍然會保有部分含水量，(3)其他本計畫未分析成分(例如：矽元素)，以及金屬元素鍵結的氧。顯示本計畫化學成分的分析已經大部分還原出 $\text{PM}_{2.5}$ 的質量濃度；同時，採樣樣本 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度與化學成分加總濃度時間變化趨勢一致，並無顯著歧異。

冬季各測站主要化學成分在 2019 年 12 月 23 日以前最高濃度都是有機碳(OC)，濃度次高的化學成分根據地區的不同有差異，東部花蓮站及北部板橋站硫酸根離子(SO_4^{2-})是第二高濃度成分，忠明站以南硝酸根離子(NO_3^-)則是濃度第二高化學成分，但小港站在 12 月 5 日、11 日、23 日這三天， NO_3^- 是濃度最高化學成分。 $\text{PM}_{2.5}$ 各高污染事件日如：2020 年 1 月 4 日、7 日、10 日及 22 日， NO_3^- 濃度增量明顯，以 1 月 4 日為例，忠明站至小港站 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度高達 $50\sim75\text{ }\mu\text{g m}^{-3}$ 其中， NO_3^- 濃度分別為 28.0、26.4、27.9 及 $18.5\text{ }\mu\text{g m}^{-3}$ ， NO_3^- 約占 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度的 35~38%，比非事件日濃度大幅增加；相對地，這天板橋站 NO_3^- 僅 $0.7\text{ }\mu\text{g m}^{-3}$ 且環境空氣品質良好。參考環保署空氣品質監測站 1 月 4 日各採樣站環境因子資料，發現除了板橋站日平均風速為 2.2 m s^{-1} 外，各地日平均風速僅 $1.0\sim1.5\text{ m s}^{-1}$ ，這說明了板橋站環境擴散條件較佳，是污染濃度低的因素之一，中部以南採樣點則是環境擴散條件不佳，使污染濃度累積上升。值得一提的是，小港站當日盛行西風，可能會受到港口污染排放影響。比較 1 月 4 日與 7 日的污染事件與 2 月 21 日及 27 日的逆推氣流軌跡，兩段期間路徑相似，但是 2 月的污染濃度明顯較低，兩段期間日平均風速分別為 $1.0\sim1.1\text{ m s}^{-1}$ 以及 $1.5\sim1.7\text{ m s}^{-1}$ ，這顯示在類似氣流軌跡路徑下，環境擴散條件是影響空氣品質的重要因子。

春季(S2)的中部以南採樣測站 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度明顯降低，從 3 月至 5 月底各地濃度都未超過日平均標準，特別是 5 月開始空氣品質明顯改善，除了採樣日適逢梅雨季，在無降雨日時，有較高的日間溫度。降雨對於污染物具有掃除作用，較高日間溫度對於大氣混合層有抬高作用，5 月的 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度因而較 3、4 月份低。各地化學成分特徵呈現 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度相對低的採樣日主要以 OC 為主，其次是 SO_4^{2-} ，少數採樣日如：3 月 4 日、4 月 15 日、4 月 21 日及 4 月 27 日，則是在忠明站以南測站出現較高的 NO_3^- 濃度， NO_3^- 的增量顯示 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度增加多與在地衍生的污染有關。值得注意的是，5 月份最高 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度出現於板橋站的 5 月 15 日，當日各地盛行東風至東南風，當日較高的成分是 SO_4^{2-} ，顯示可能與區域污染傳輸有關，此外，板橋站還有比其他測站更高的 OC 及 EC 濃度，與 4 月份高濃度相似，推測與車輛排放有關。

夏季(S3)各地空氣品質良好，各採樣站 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度低至 $15\text{ }\mu\text{g m}^{-3}$ 以下，北部板橋站濃度略高於其南方的採樣點。此段期間 $\text{PM}_{2.5}$ 主要化學成分以 OC 為主，其次是 SO_4^{2-} ，板橋站還有較其他測站濃度高的 EC，結合較高 OC 濃度，顯示板橋站受到車輛排放影響較其他測站顯著，很可能是板橋站夏季濃度較高的原因。這段期間從逆推軌跡資料中發現 8 月 7 日及 19 日的花蓮站與 8 月 19 日的板橋站 SO_4^{2-} 濃度驟升，評估是受到太平洋「西之島」(在板橋站東方 1950 公里的太平洋)火山爆發火山灰傳輸影響，相關解析可詳閱本文三-(二)-1 節。

秋季(S4)各站 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度比起夏季有明顯上升，有別於夏季的 $15\text{ }\mu\text{g m}^{-3}$ 以下，9 月份開始，花蓮以外的採樣點 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度已可上升至 $25\text{ }\mu\text{g m}^{-3}$ 。各站 $\text{PM}_{2.5}$ 化學成分以 OC 為主要成分，但是中部以南採樣站 NO_3^- 濃度逐漸上升，特別是小港站有較高的 NO_3^- 濃度。此外，北風風速較高時，各地都可發現 SO_4^{2-} 濃度有累積上升的現象。以 9 月 6 日為例，當日西部各站盛行西北至北風，風速普遍大於 2 m s^{-1} ，雖然擴散條件良好，但是各站污染物向南傳遞，因此各站都可發現 SO_4^{2-} 濃度有上升的

現象，這天也是秋季上旬濃度相對較高的採樣日，相似的採樣日還有 9 月 18 日。此外，11 月 17 日忠明與斗六站出現秋季最高採樣濃度， NO_3^- 濃度增量最為明顯，代表此次高濃度與在地污染排放有關。

彙整檢測資料，今年度高污染事件($\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度 $\geq 35 \mu\text{g m}^{-3}$)集中於冬季，各季節 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度大致呈現冬季>春季>秋季>夏季。各測站主要化學成分呈現冬季花蓮和板橋測站 $\text{PM}_{2.5}$ 化學成分主要為 OC，忠明測站以南則是 NO_3^- ，春季、夏季及秋季各測站除了春季嘉義站 NO_3^- 以及秋季花蓮站 SO_4^{2-} 外，主要成分又多以 OC 為主。

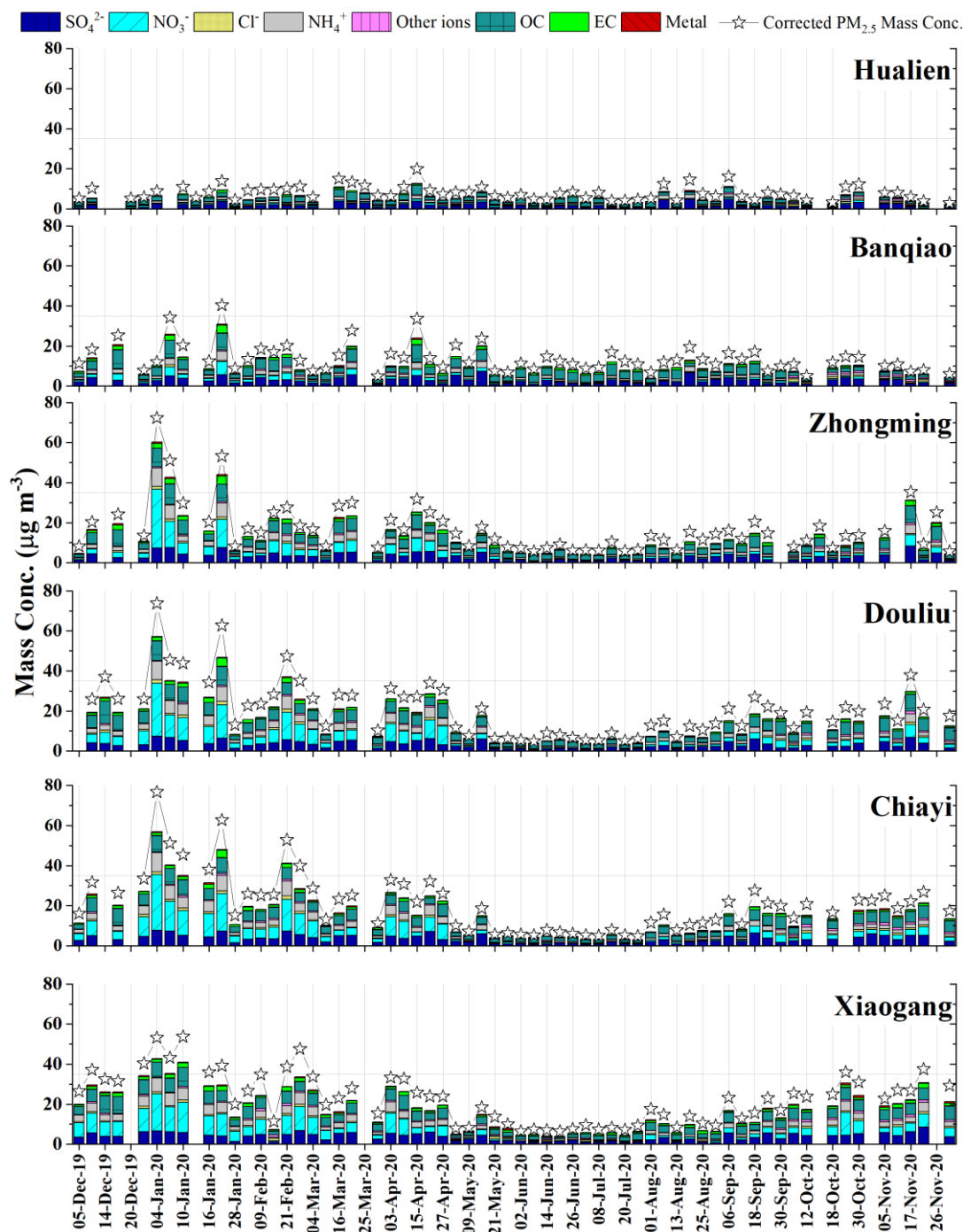


圖 3 採樣期間各站 $\text{PM}_{2.5}$ 質量與化學成分濃度

圖 4 彙整六天一次採樣日各站 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度(圖中★號)、金屬元素總濃度(■)及成分濃度變化。

冬季(S1)12 月至 2 月金屬總濃度與 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度趨勢不太一致，推測這高 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度主要與水溶性

無機離子成分濃度增高有關。金屬元素空間分布趨勢呈現由東至北向南遞增，中部以南濃度相對較高。中部忠明站比其他測站有較高的元素 Fe 及 Mn，顯示可能受到鋼鐵業影響，小港站也有相似的現象。嘉義站零星出現六站最高的元素 Ba 濃度，元素 Ba 主要貢獻源包含車輛零件損耗以及煙火炮竹[6]外，還可能受到燃煤燃燒影響，並且為中國境內元素 Ba 主要來源[7]。

春季(S2)3 至 5 月檢測結果顯示少數採樣日如 3 月 4 日、3 月 16 日以及 4 月 3 日各地有較高的元素 Al、Ti 與 Mn 濃度，同步上升的現象顯示受到揚塵影響，從環境因子監測資料顯示，這幾日大多風速較高，因此可能為受沙塵影響。中、低濃度元素群的元素 Sr、Sn、As 及 Rb 等燃煤與生質燃燒指標元素於忠明站以南都有上升，凸顯此期間跨區污染傳輸特徵。此外，嘉義站常見元素 Ba 及 Pb 等，濃度已明顯低於冬季及春季上旬，但是相較於其他測站濃度仍高出少許，顯示出受到燃煤鍋爐或在地民俗活動影響的跡象。

夏季(S3)6 至 8 月各地空氣品質大幅改善，小港站延續 5 月下旬因測站附近工地施工影響，導致相關元素成分濃度驟升，雖然測站間差異降低，小港站比其他測站有較高的元素 Zn、Cr 與 V 等製造業及燃油燃燒指標特徵，顯示重工業所帶來的污染仍不容忽視。板橋站夏季元素 Sn 與 Cu 濃度明顯高於其他測站，表示夏季的板橋站受到移動污染源影響顯著。

秋季(S4)各地 PM_{2.5} 濃度回升，金屬元素同樣有增量，西部採樣站比起夏季在元素 Na 有些微增量，可能是受到東北風增強影響，揚塵與海鹽貢獻上升，同時元素 As 與 Se 等指標元素濃度上升，顯示各地開始受到燃煤的跨區外地污染傳輸影響。斗六與嘉義站元素 K 濃度明顯增加，推測進入秋季後為我國二期稻作收割期間，露天農廢燃燒可能是污染貢獻源。另外，嘉義站於 9 月下旬後再次出現較高的元素 Ba 濃度，分析環境監測資料發現與冬季的濃度增量十分相似。

整體而言，板橋站元素 Cu、Sn 和 Zr 濃度高，呈現交通排放、非鐵製造業或燃煤燃燒影響特徵。忠明站元素 Fe、Mn、Zr 濃度高，受到鋼鐵業和交通排放影響明顯。斗六站元素 K、Sn、Sr 濃度高，凸顯生質燃燒、炮竹、交通排放、燃煤燃燒影響特徵。嘉義站元素 K 濃度高，生質燃燒現象明顯，又持續有元素 Ba、Pb、Ga 濃度高於其他測站，展現出煙火和燃煤鍋爐的貢獻。小港站元素 Fe、Zn、Mn、V、Sn 濃度高，顯示出鋼鐵業排放、交通排放、燃煤燃燒影響特徵。

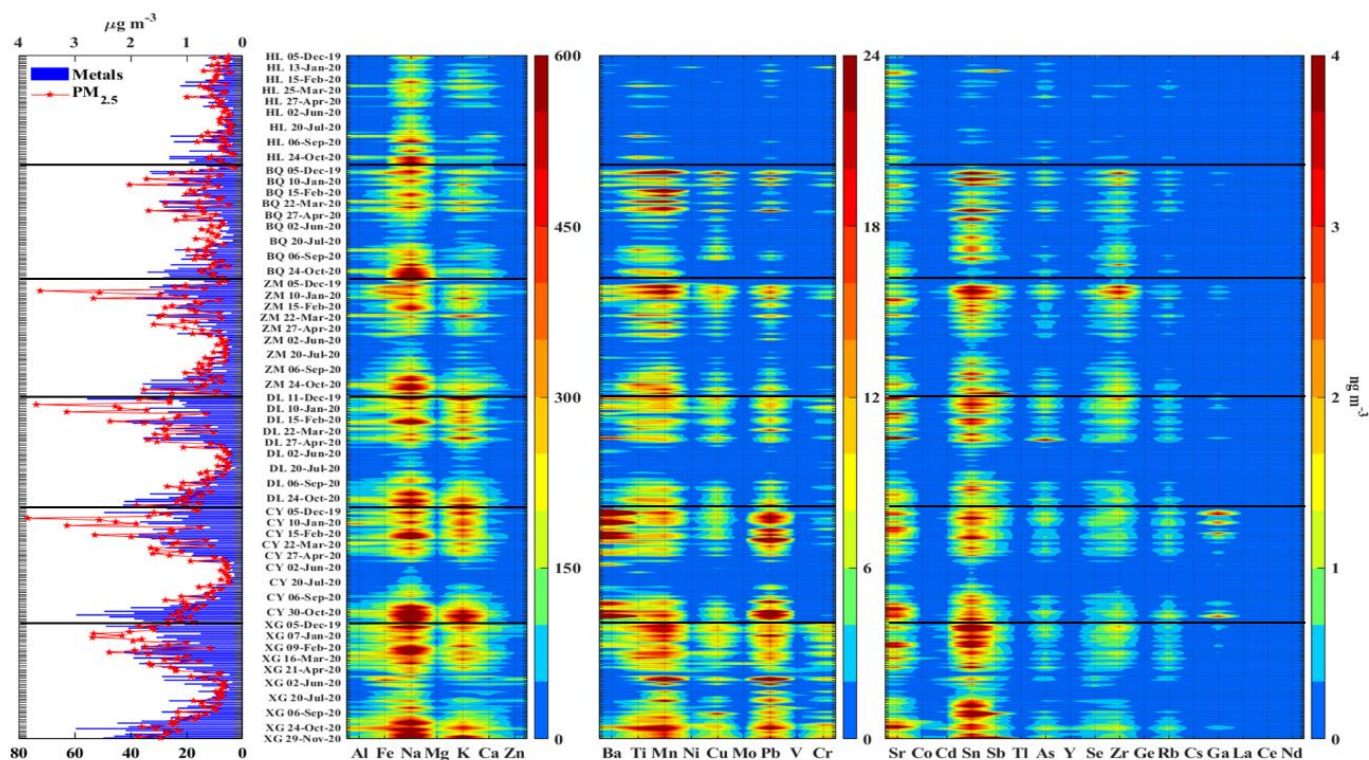


圖 4 各測站 PM_{2.5} 質量濃度(折線)、金屬元素總濃度(直條)、各金屬元素成分濃度變化

2. 近交通源採樣 PM_{2.5} 質量濃度與化學成分濃度

圖 5 彙整台灣大道測站各日早晨(M)和傍晚(E)PM_{2.5}化學成分濃度變化趨勢(圖左側)以及相同採樣日忠明站 PM_{2.5}化學成分日平均濃度(圖右側)。台灣大道測站在早晨上班時段較易有高的 PM_{2.5} 質量濃度，NO₃⁻、OC、EC 濃度也較高，另外，在 2 月 11、12、15 日、4 月 15 日、11 月 5 日及 17 日早晨尖峰時段 PM_{2.5} 質量濃度明顯較高，NO₃⁻、OC、EC 濃度增量顯著與其他採樣日有明顯差異，受移動污染源影響顯著。另外，相同的採樣日中，早晨比傍晚尖峰時段通常有較高的 PM_{2.5} 質量濃度，化學成分以 NO₃⁻和 OC 濃度較明顯。

尖峰時段採集三小時的濾紙 EC 濃度低於儀器方法偵測極限，因此，部分樣本無 EC 濃度。為避免微粒濃度不足，以及夏季濃度污染濃度較低的特性，從 6 月 20 日起，將原先早晨及傍晚採樣時段各增加兩小時，改為早上是 6~11 時，下午是 16~21 時，使樣本微粒濃度可高於儀器方法偵測極限，以利後續成分指紋特徵研究。

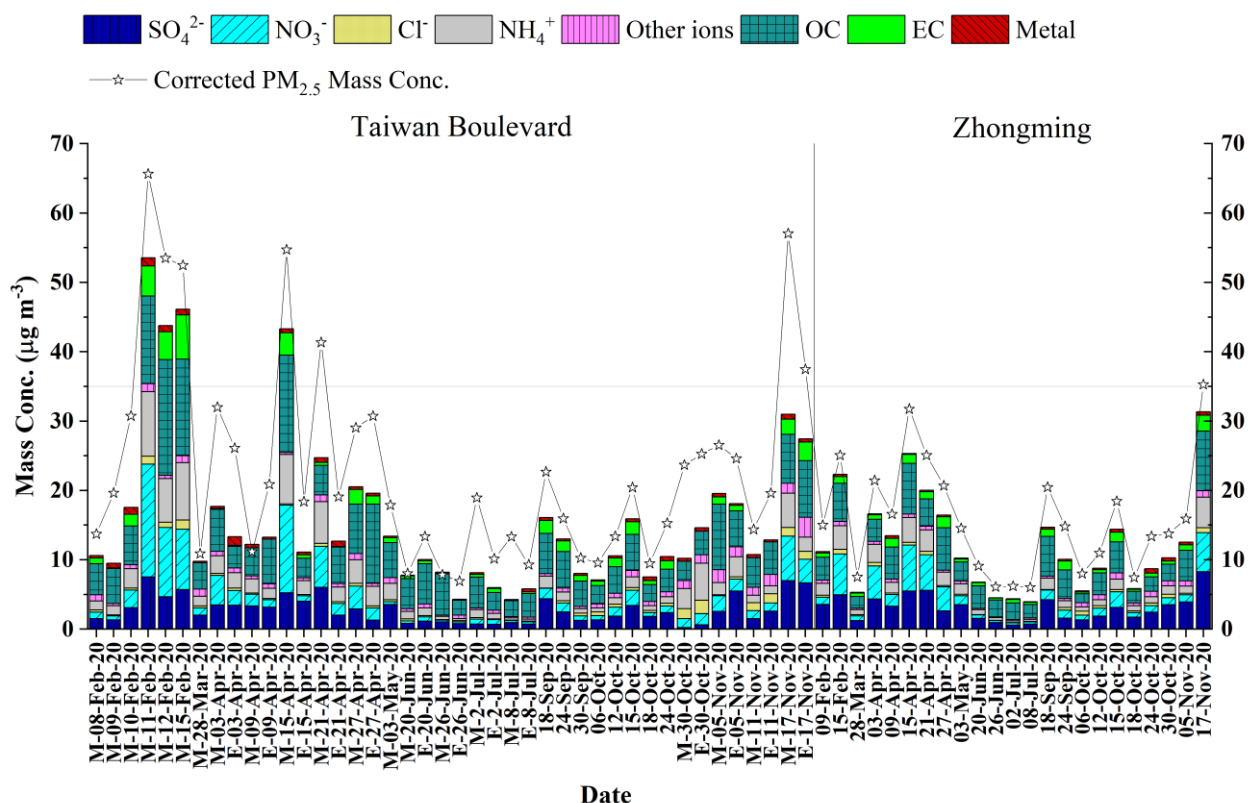


圖 5 臺灣大道 PM_{2.5} 質量與化學成分早晨(M)、傍晚(E)採樣濃度變化

3. PM_{2.5} 塑化劑成分濃度

圖 6 顯示各地區 PM_{2.5} 塑化劑總濃度除了花蓮站以外約 1.5~196 ng m⁻³，與質量濃度兩者變化趨勢並不太一致，這些期間所解析的塑化劑濃度變化，顯示各地夏季以前主要以 DEHP 及 DBP 為主，夏季開始 DnOP 有較高的濃度。DEHP 與 DnOP 大多存在於建材與 PVC 製品中，DBP 多用於個人護理產品的介面活性劑。隨著環境氣溫增加，低碳數成分濃度占比上升，因此環境氣溫是重大影響因子。

總結塑化劑成分濃度特徵，顯示其濃度較不受 PM_{2.5} 污染事件影響，大氣塑化劑產生機制和主要的 PM_{2.5} 化學成分不同，因此各類大型污染源的影響有限。從採樣日成分濃度變化則可發現，隨著環境氣溫增加，各成分濃度占比上升，因此環境氣溫可能影響重大。花蓮站數筆驟高濃度的 DEHP 樣本，從測站地面粉塵分析結果已證實是受到地面塗料逸散影響，並非特定固定排放源所造成。近年國外研究也指出，戶外的塑化劑濃度主要來自於室內建材與個人用品的向外擴散[8-10]。

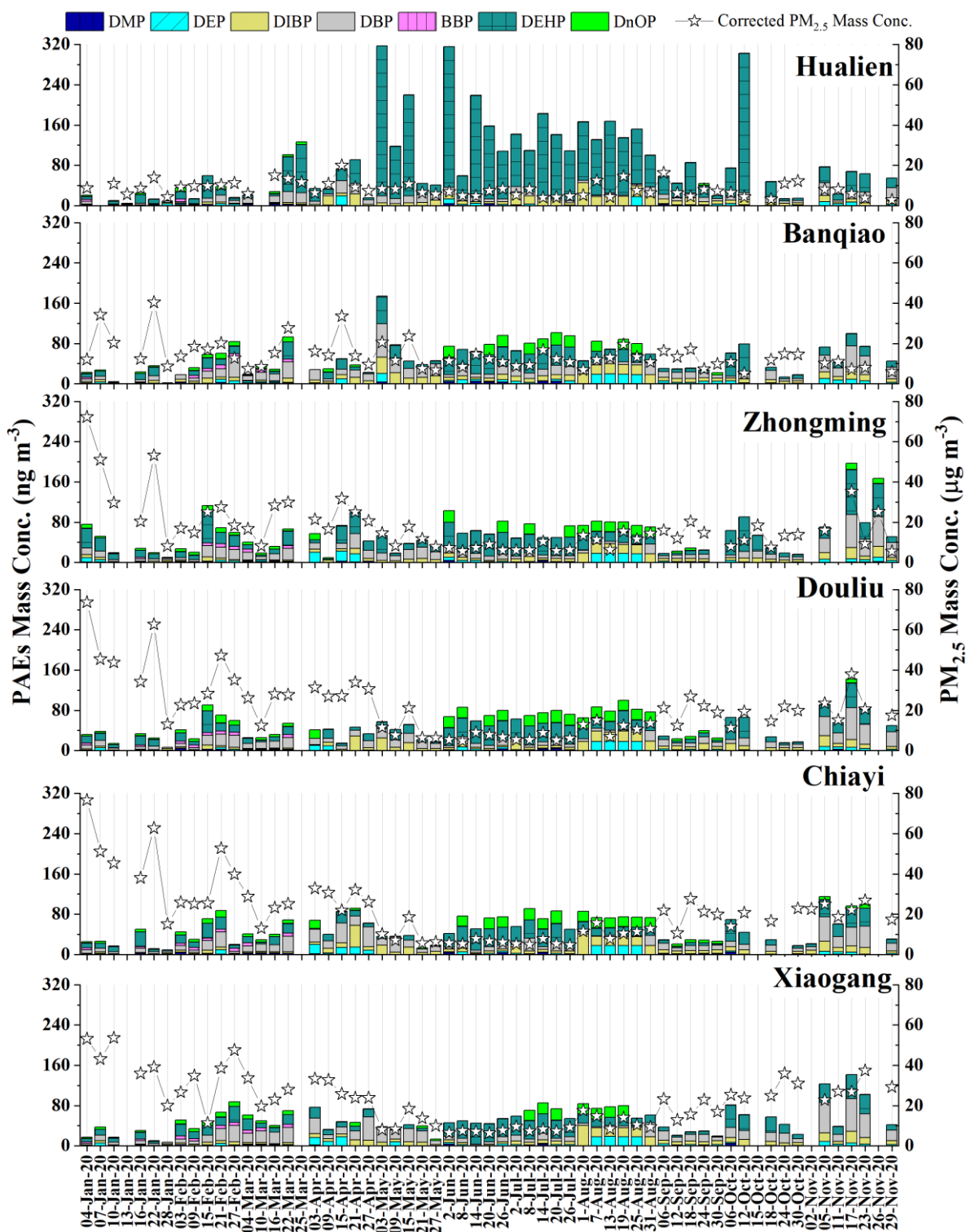


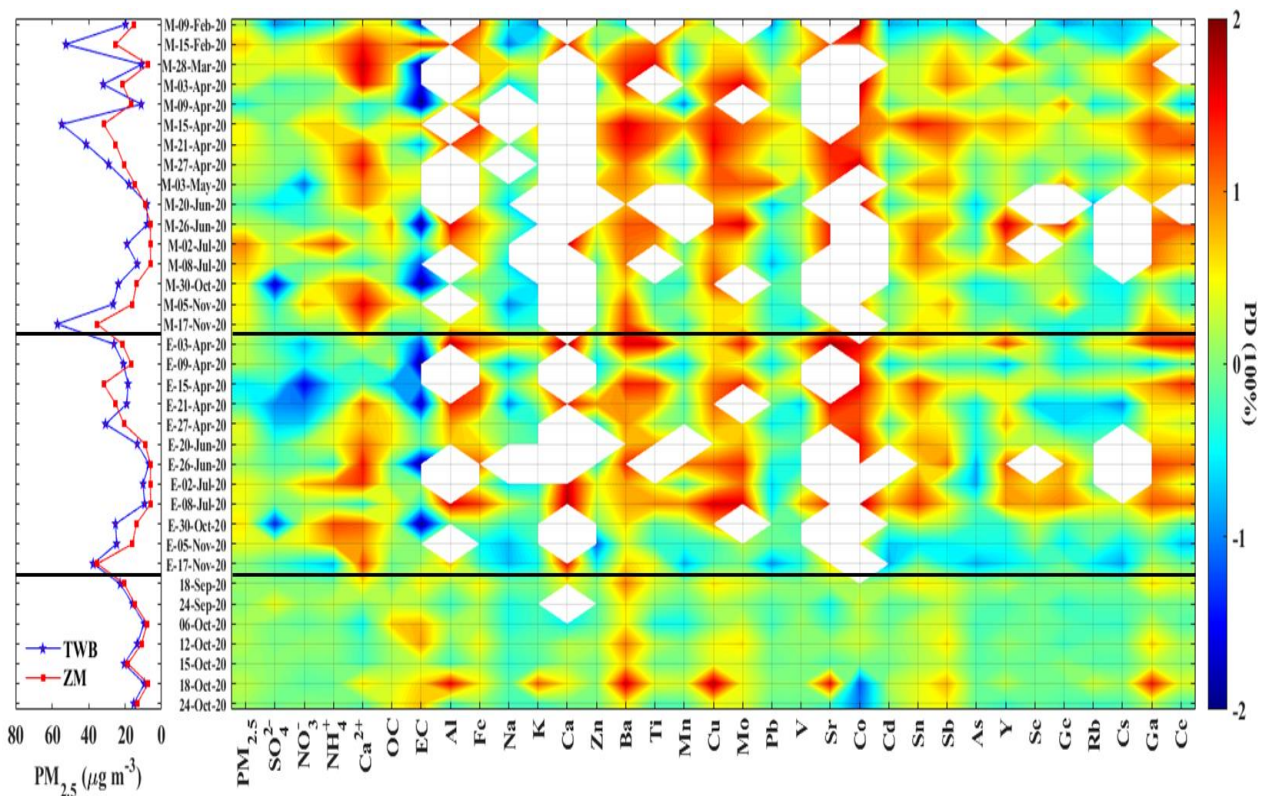
圖 6 2020 年 1 月 4 日至 11 月 29 日 PM_{2.5} 塑化劑成分變化

(二) PM_{2.5} 質量濃度與化學成分特徵變化

1. 污染型態化學成分特徵

(1) 近交通源污染特徵

圖 7 為臺中市臺灣大道進行近交通源 PM_{2.5} 採樣，並與鄰近環保署忠明站相同採樣日期數據比較結果，在 2 月至 11 月的共同採樣日(早晨代號「M」，傍晚為「E」)，PM_{2.5} 質量濃度以交通源樣本濃度較高，特別是早晨時段。水溶性無機離子僅 Ca²⁺ 在多數採樣日較高的差異百分比，可能與道路揚塵有關，NO₃⁻ 於春季中期採樣日相對於忠明站有較大的差異，春季後期可能受環境溫度升高影響，兩個採樣點差異明顯降低。碳成分中，臺灣大道站 OC 與忠明站有顯著差異，代表與汽油車排放有關。金屬元素成分因本身濃度低再加上採樣週期短，因此部分樣本濃度低於儀器方法偵測極限。金屬元素 Al、Fe、Ca、Ba、Ti、Cu、Mo、Co、Sn、Sb、Y、Ga 相對差異百分比呈現正值。其中，金屬元素 Al、Fe、Ca、Ba、Cu、Mo、Co、Sn、Sb、Ga 大多高出 80% 以上，以早晨差異較大，顯示具有辨識車輛排放特徵潛力。



備註：白色區塊為濃度低於方法偵測極限，故不納入比對分析。

圖 7. 2020 年近交通源與鄰近忠明站化學成分差異百分比($\{ (臺灣大道 - 忠明站) \div [0.5(臺灣大道 + 忠明站)] \}$)

(2) 境外傳輸污染特徵

本計畫以軌跡起源為中國華北至華中地區且PM_{2.5}濃度增量時段平均風速大於1.6 m s⁻¹的檢測日，視為可能受境外污染傳輸影響，挑選出2017至2020年每年2至4月份板橋站與花蓮站可能受境外污染影響的採樣日，評估化學成分特徵變化，詳細檢測濃度與環境資料可見完整版期末報告。

圖8比較歷年2至4月份平日與境外事件日平均濃度，平日為濃度低於35 µg m⁻³且不受降雨影響的採樣日。結果顯示板橋站受到境外污染傳輸影響時，PM_{2.5}濃度增加約1.43倍，花蓮站為1.65倍。若以超過濃度增量比值的成分視為特徵，可發現受到境外傳輸影響SO₄²⁻、NO₃⁻、NH₄⁺及K⁺都有明顯的增量，然而碳成分的增益卻是不明顯。另一方面，金屬元素以鋼鐵(Mn、Pb、Zn、Mo)、生質燃燒(K、Rb)、水泥(Tl、Rb)與燃煤(Pb、As、Se、Ge、Cd)指標元素等有顯著的濃度增高。

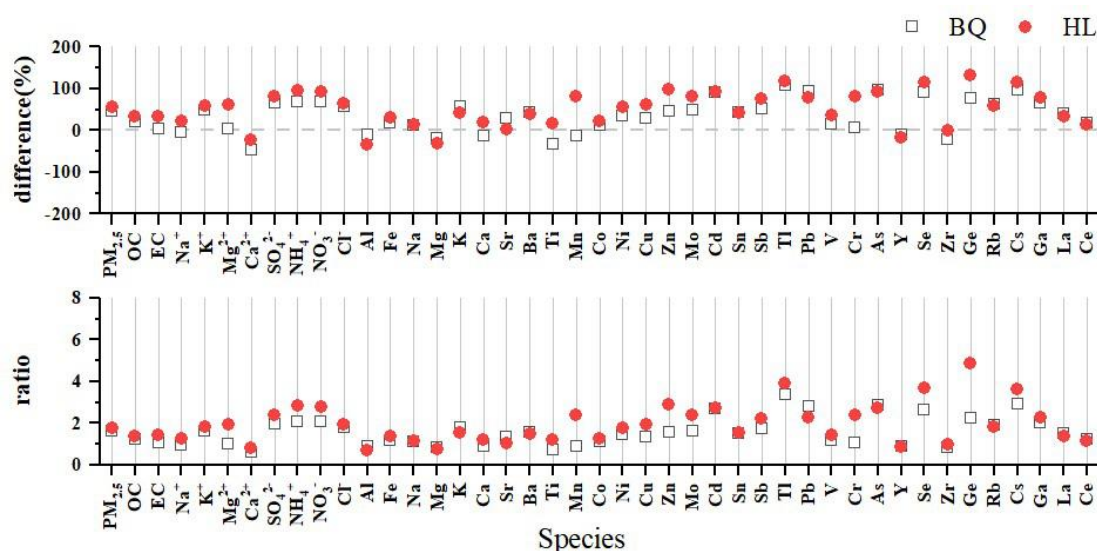


圖 8 近四年板橋站(BQ)與花蓮站(HL)受境外傳輸影響成分比值與差異百分比($\{(\text{境外日} - \text{平日}) \div [0.5(\text{境外日} + \text{平日})]\}$)

(3) 火山灰傳輸污染特徵

2020年8月7日及8月19日花蓮站受到來自太平洋西之島火山灰跨境傳輸影響。由於大環境風場盛行東風，因此遠在台灣東北方約2000 km處西之島火山灰由氣流可傳輸到東部地區。

扣除前述兩日受影響採樣日PM_{2.5}質量濃度，花蓮站今年夏季期間(6~8月)PM_{2.5}質量濃度為6 µg m⁻³，受影響的採樣日則為14 µg m⁻³，顯示火山灰傳輸的影響使花蓮站污染濃度上升近1.5倍。另一方面，火山灰化學成分特徵相關資料相當稀少，本次的案例將有助於辨識其排放微粒特徵。

圖9彙整本年度板橋站與花蓮站夏季PM_{2.5}質量濃度和化學成分資料，沒有受火山灰影響的採樣日稱為「平日」，受火山灰影響採樣日稱為「事件日」。結果顯示8月7日板橋站受到影響小，各項化學成分分布於等比例線兩側；但花蓮站水可溶無機離子的SO₄²⁻及NH₄⁺倍增幅度超過PM_{2.5}濃度，碳成分增益不顯著，金屬元素以常見的地殼元素Al、Fe、Ca、Ti、Mn為增量幅度較高的成分。值得注意的是，稀土元素Y增加近10倍，是本案例中較為特殊的成分。

化學成分比對結果顯示，火山灰化學成分富含大量的硫酸銨微粒，很可能與火山噴發氣體富含硫化物有關，此外金屬元素成分中，富含大量地殼元素，這些元素本身為占PM_{2.5}質量濃度較高的成分，因此更容易使污染濃度上升。

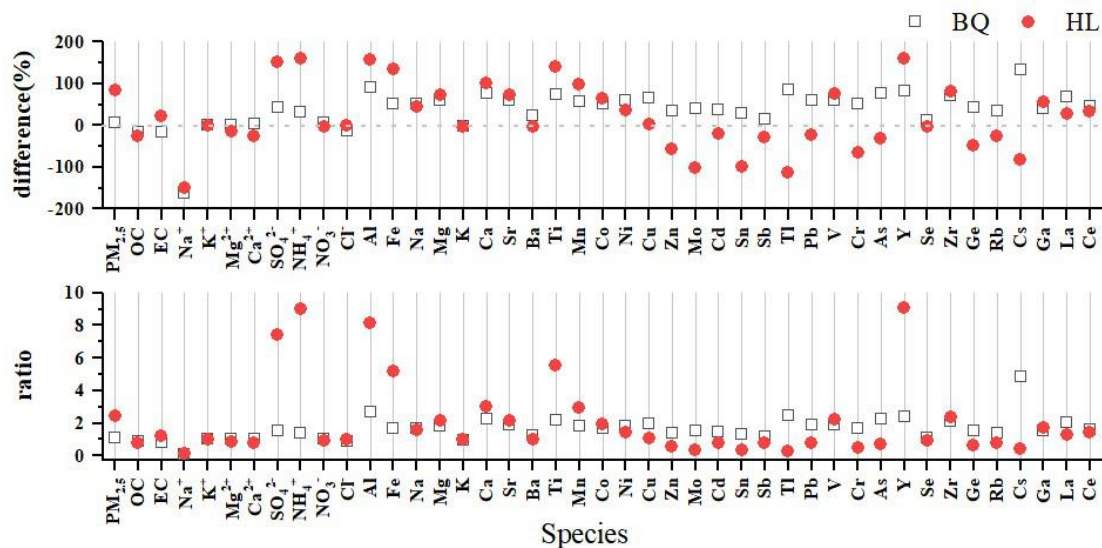


圖 9 2020 年 8 月 7 日板橋站(BQ)與花蓮站(HL)受傳輸火山灰影響成分比值與差異百分比($\frac{\text{事件日} - \text{平日}}{0.5(\text{事件日} + \text{平日})}$)

2. PM_{2.5} 質量濃度與化學成分特徵引申意義

(1) 在地污染事件成分增量與污染反應機制

過去透過分析環保署監測站逐時風速與 PM_{2.5} 濃度變化特徵，發現歷次高濃度事件日，中部以南測站有高達 6 成以上機率為前夜污染殘留特徵(檢測日前一天 22~23 時平均濃度大於或等於 35 $\mu\text{g m}^{-3}$) (李等, 2019)。這意味者，長時間的氣流停滯不利於污染擴散，使 PM_{2.5} 濃度攀高。

分析過去五年事件樣本($\geq 35 \mu\text{g m}^{-3}$)發現：事件日比非事件日，NO₃⁻明顯增大，其餘化學成分占比大多為縮小或比例不變[11-15]。增量的影響因素大致可歸因於日平均風速低使環境氣流停滯與衍生污染物累積增量。

彙整近四年採用相同採樣設備及分析方法的成果，依照 PM_{2.5} 質量濃度加以分類，以濃度低於 15 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，視為「低濃度」；濃度介於 15 $\mu\text{g m}^{-3}$ 以上且不足 35 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，視為「中濃度」；濃度大於等於 35 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，視為「高濃度」，結果如圖 10 所示。從三種不同濃度採樣日化學成分占比分布，發現 PM_{2.5} 主要化學成分 SO₄²⁻、OC、EC 由低濃度日至高濃度日占比多呈現下降，NH₄⁺ 由低濃度日的 8~9% 增加至高濃度日的 12~13%，反觀 NO₃⁻ 卻是從低濃度日占比的 5~7% 倍增至中濃度日的 12~16%，更到高濃度日的 23~28%，成為已解析化學成分中的主要污染成分。這些結果顯示高濃度日的主要影響因子是各類排放 NO_x 的污染源，例如大型固定排放源、車輛尾氣與其他燃燒行為，因此針對污染源 NO_x 排放進行較嚴格管制，由中濃度日起即可收到 PM_{2.5} 減量效益。

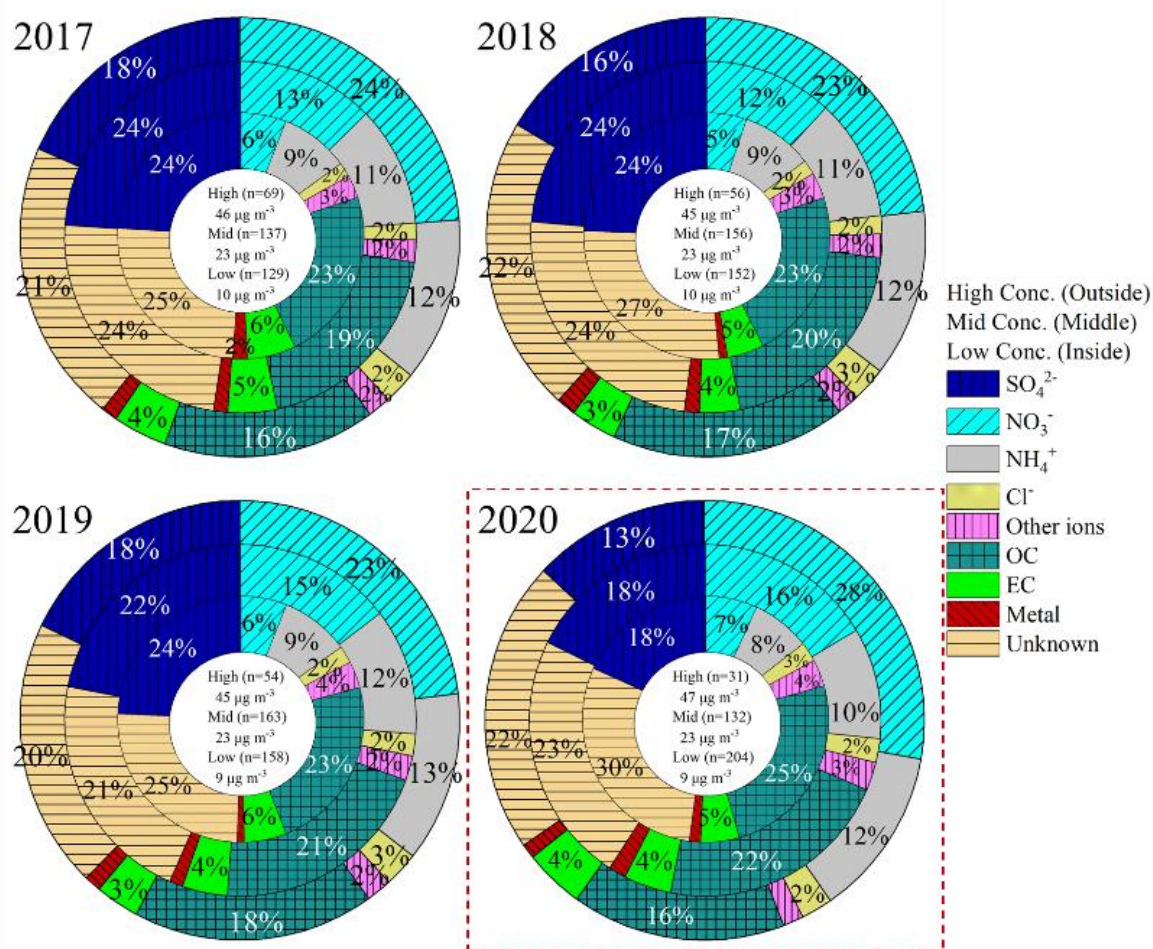
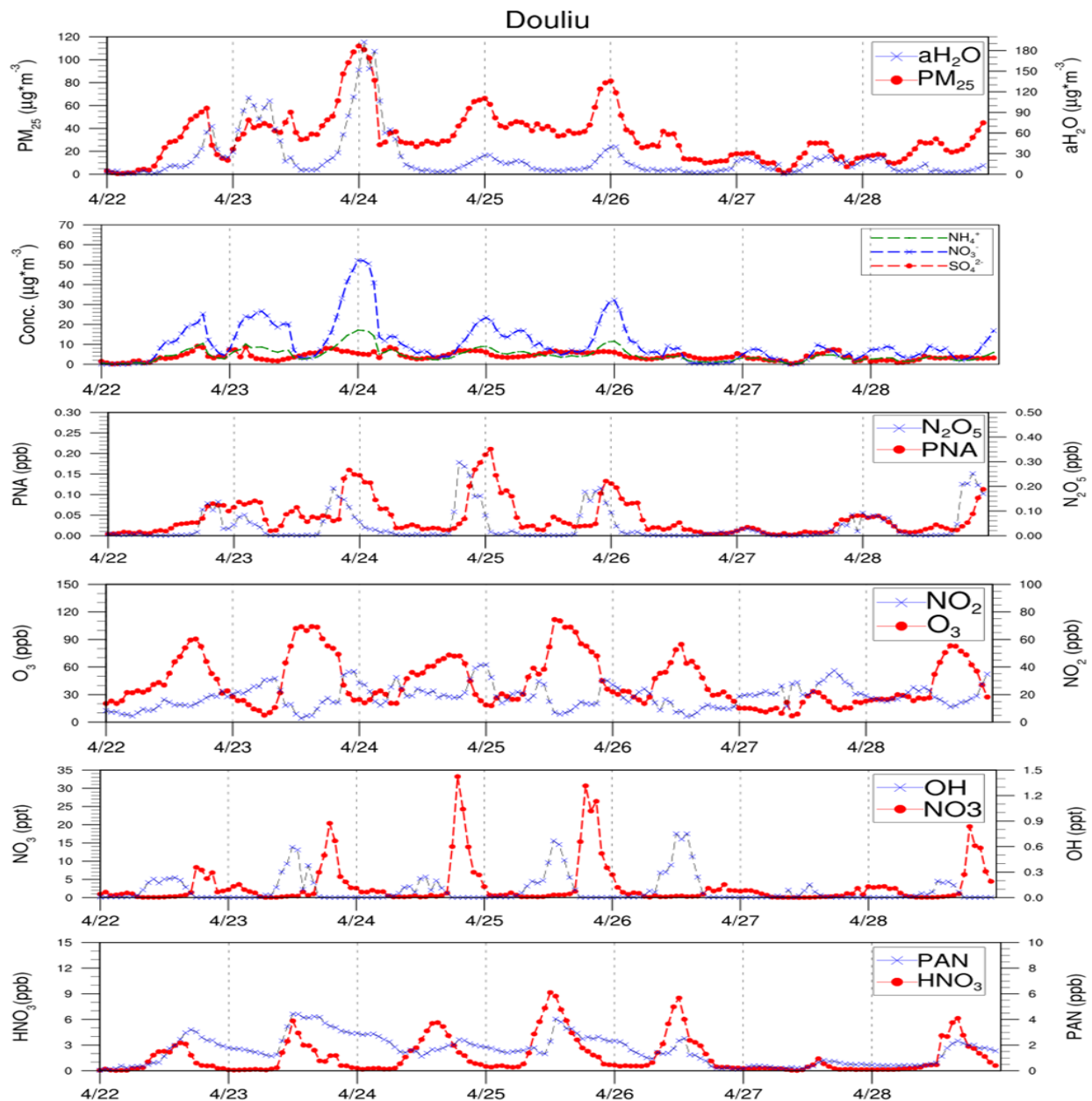


圖 10 PM_{2.5} 高濃度【外圈】、中濃度【中圈】與低濃度【內圈】期間化學成分占比變化

圖 11 透過 CMAQ 模式模擬 2017 年 4 月 22 日至 4 月 28 日斗六站與 PM_{2.5} NO₃⁻濃度直接相關成分的時間序列變化，模式相關資訊可見完整版報告書。這天的 PM_{2.5} 的高濃度發生在低風速、低邊界層高度以及較高相對濕度的環境。NO₃⁻在午夜高濃度的時候占比最大。從各項化學物質來看，午夜 N₂O₅ 經氣-液態異相反應產生 HNO₃ 為主要的形成機制，因為與 AH₂O 及 PM_{2.5} 濃度變化趨勢相當一致，除了 N₂O₅ 以外，同樣也伴隨著較高的 organic nitrate (NTR)、peroxyacyl nitrates (PANX)、peroxyacyl nitrates (PNA) 和 N₂O₅，要反應生成此類有機硝酸鹽，需要較多的游離基以及 VOC。

過去的研究顯示 SO₄²⁻在 PM_{2.5} 的占比大於其他化學成分，但在近年來常常在發生 PM_{2.5} 高濃度事件時，NO₃⁻的濃度大於 SO₄²⁻，以 2017 年 4 月 25 日的事件為例，透過檢測資料以及 CMAQ 模式模擬，在該事件日 NO₃⁻占 PM_{2.5} 成分的比重明顯高於其他成分。從污染物時間序列變化，初步可以得到以下兩點結論：1) 中午時候受光化作用影響，產生大量的 OH 與 NO₂ 反應形成 HNO₃，部分 VOC 則與游離基反應生成有機 NO₃⁻，進而使中午 PM_{2.5} 濃度升高。2) 午夜 PM_{2.5} 濃度除了低風速及低邊界層高度產生擴散不良的環境外，PM_{2.5} 與 NO₃⁻、N₂O₅、AH₂O 等有同步變化，N₂O₅ 的氣-液態異相反應產生許多 NO₃⁻，因此有更高的 PM_{2.5} 濃度。

圖 11 模式模擬案例日斗六站污染物時間序列及 PM_{2.5} 成分變化

(2) PM_{2.5} 質量濃度與化學成分變化所顯示環境意義

我國每年受季風轉換影響，9 月中下旬起至次年度 4 月份前後，環境 PM_{2.5} 質量濃度普遍高於其他月份。本計畫彙整 2017 年至 2020 年計畫期間，前一年度 12 月至當年度 4 月份 PM_{2.5} 質量濃度與化學成分資料(稱為「污染季節」)，評估近四年污染季節成分變化趨勢如圖 12 所示。近四年各採樣點 PM_{2.5} 濃度逐年遞減，雖然各站各化學成分在不同年度微有跳升，但各地呈現下降趨勢，其中以 SO₄²⁻ 濃度遞減相對穩定，顯示化石燃料影響逐漸降低。然而，各地 EC 濃度普遍呈現反增，NO₃ 與 OC 普遍於 2019 年反增或是持平。這些跡象顯示移動污染源或是在地的二次污染物，將成為改善污染季節 PM_{2.5} 空氣品質的主要因素。



圖 12 近四年污染季節(前一年度 12 月至當年度 4 月份) $PM_{2.5}$ 質量濃度與主要化學成分變化趨勢

(3) 從歷年柴油車排放指標成分(EC2)濃度變化評估柴油車管制策略

近年環保署大力推動移動污染源管制措施，例如：舊車汰換補助、排放標準加嚴、及油品改善等，藉政策補助同時，也加嚴各項標準與罰則。因此，本計畫以柴油車排放元素碳指標成分 EC2 年變化趨勢，評估管制策略對於大氣檢測濃度影響。

以歷年夏季(6 至 8 月)以及每年度 1 至 10 月份 EC2 濃度與其占總碳成分(TC)比例進行分析。圖 13 顯示，2017 年最高，2018 年下降，但 2019 年出現反增現象，2020 年又下降。比較 2020 年和 2017 年，各站不論濃度及占比都略呈現下降趨勢，而且在空品好的夏季(圖 13A)及年度平均(圖 13B)變化趨勢也相似，這顯示自 2017 年政府推動「淘汰老舊大型柴油車補助辦法」後，整體柴油車污染排放有受到抑制，但仍不可忽視板橋、忠明及小港站在 2019 年反增現象是前三高，是否這三個都會區存在其他影響因子？例如：跨區域公共運輸所使用的柴油車輛或民眾所使用的柴油小客車較老舊？以及有營建施工或農業柴油燃料機具等。

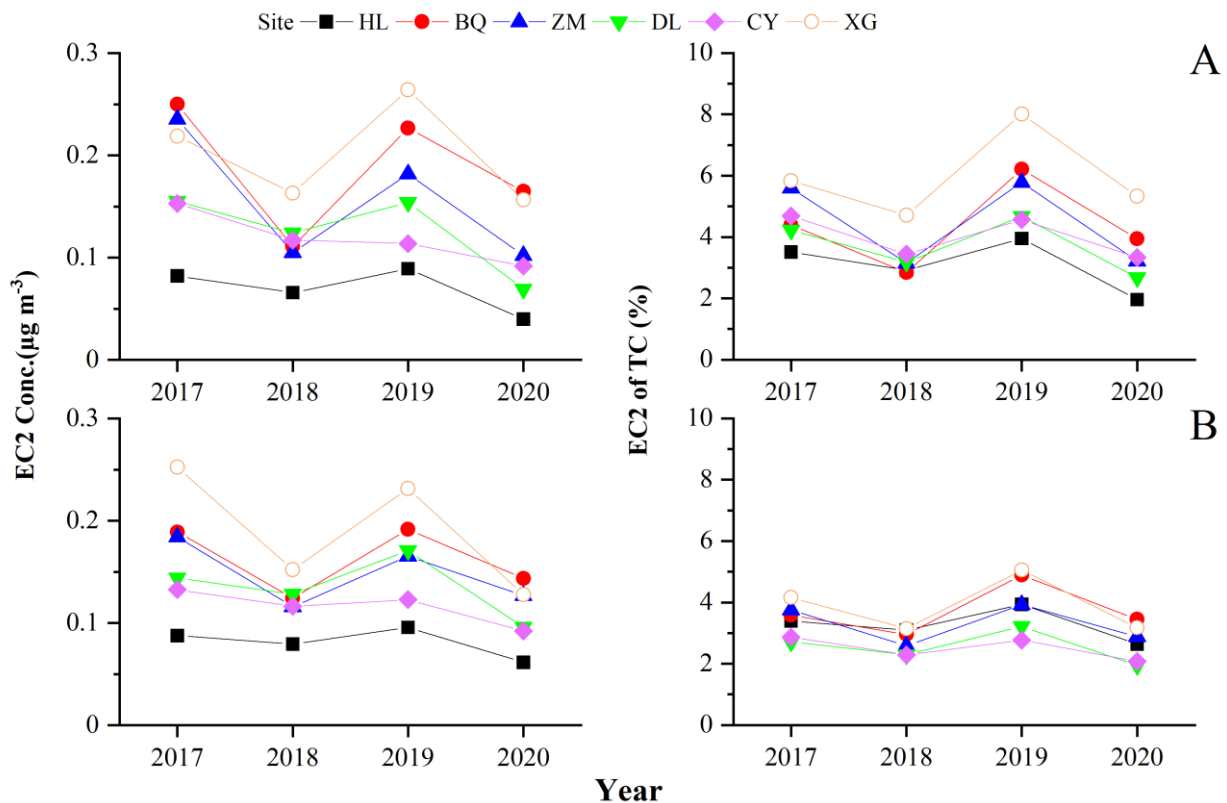


圖 13 歷年 EC2 濃度及比例變化(A:夏季平均；B: 1 至 10 月平均)

(4) Covid-19 期間對於我國空氣品質影響

2020 年新型冠狀肺炎(COVID-19)疫情對全球產生重大影響，1 月下旬大陸武漢進行封城，2 月初全球開始蔓延，各國國境封鎖，導致全球工業及運輸量大幅遞減，我國疫情雖未失控，但是各行業都受到疫情影響出口需求量降低，影響產能。為探討疫情對於本計畫各採樣地區是否有影響？

本計畫彙整 2017 年至 2020 年，各年度 2 月至 5 月期間 PM_{2.5} 質量及主要化學成分平均濃度，圖 14 延伸過去三年 2~5 月份各採樣點遞減的 PM_{2.5} 質量濃度，顯示 2020 年忠明、斗六及嘉義站濃度低於延伸濃度，這“降低較多”的濃度，可能有因疫情影響的效應。分析這些測站 PM_{2.5} 化學成分，各站 SO₄²⁻及 NO₃⁻濃度都有降低，其中，SO₄²⁻濃度的降低，顯示中部至雲嘉地區跨區域污染影響降低。另一方面，各站 NO₃⁻濃度的降低，表示在地污染排放減少。其中，NO₃⁻可能來自工業或車輛尾氣衍生污染，但是由於其他車輛排放指標成分，如 OC 及 EC，都未有明顯濃度變化，因此，NO₃⁻濃度降低有可能是工業排放減量所造成。歸納來說，各站 SO₄²⁻和 NO₃⁻濃度降低，趨勢不同於車輛排放指標成分的 OC 和 EC，因此，SO₄²⁻和 NO₃⁻濃度降低可能是疫情期間工業排放減量造成。

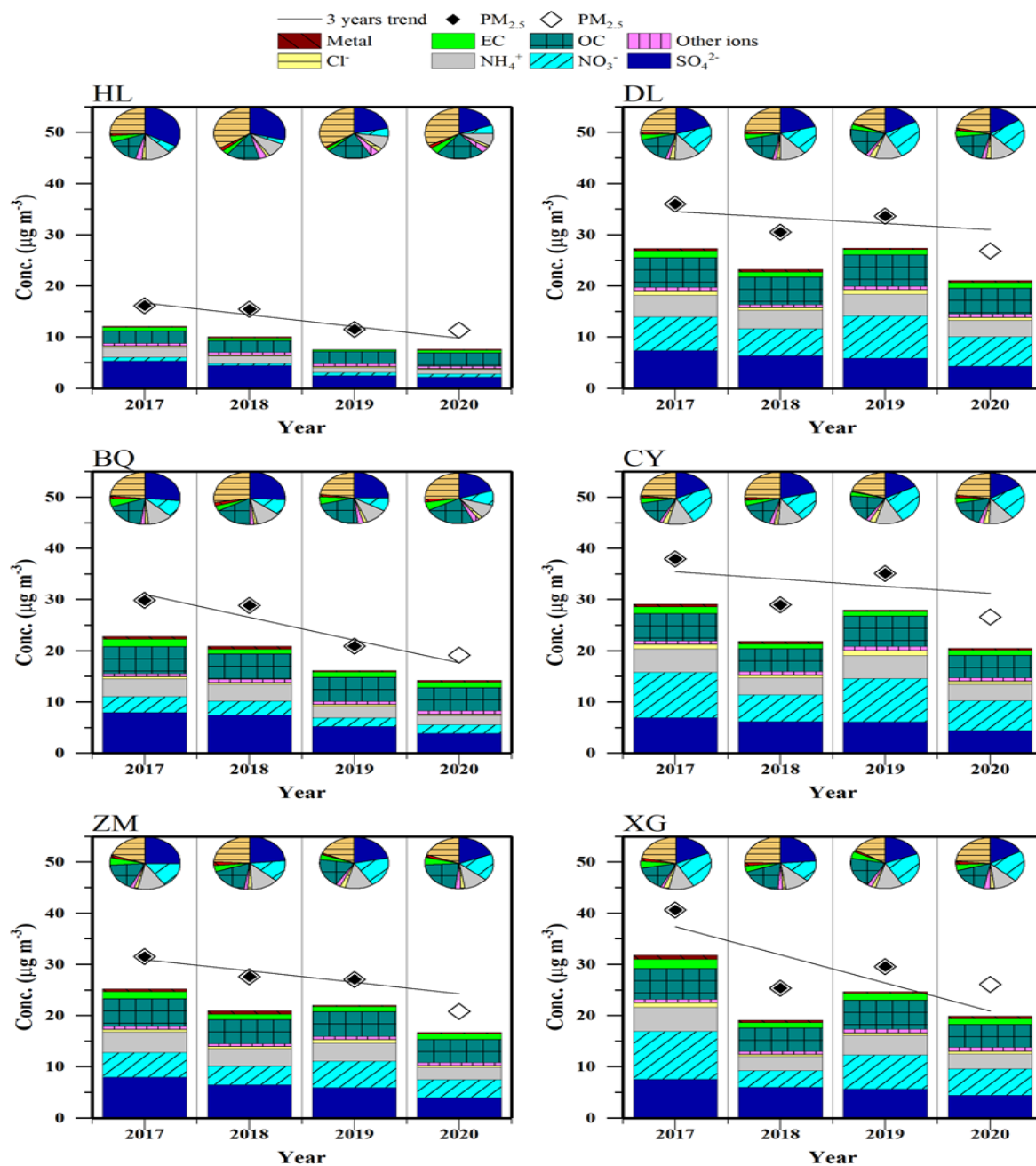


圖 14 歷年 PM_{2.5} 質量濃度與化學成分於 2 至 5 月期間(2020 年受 Covid-19 影響)變化分析

(三) PM_{2.5} 污染來源推估與能見度影響因子

1. 污染來源推估與貢獻濃度量化

本計畫以受體模式 PMF 推估各採樣站污染因子種類與貢獻濃度，各地區污染源分布略有差異，為了更有效評估空間污染源分布及貢獻量，因此採用相同分類準則進行污染源判別。

近四年(2017 年 1 月至 2020 年 11 月中旬)觀測資料，每個測站約 230 筆數據納入受體模式分析，最後各站都解析出 9 項不同污染來源因子，因子名稱、判別準則及因子指標成分如表 1 所示。其中，主要成分為該成分於因子指紋貢獻比例大於 25%者，其他用以輔助判別並且貢獻比例不低的成分稱次要成分。需注意實際推估濃度並非代表主要成分濃度，同時，相同因子名稱，因子指紋特徵仍略有不同，如：廢棄物處理因子，主要成分為 Cl^- ，可能來自於焚化爐排放，也可能來自人為露天燃燒生活廢棄物以及工業鍋爐排放富含 Cl^- 污染成分。

表 1 受體模式因子判別準則

因子名稱	主要成分	次要成分	可能貢獻源
硫酸鹽	SO_4^{2-} 、 NH_4^+	O_3	區域傳輸、鍋爐氣體衍生、鍋爐煙道氣直接排放
硝酸鹽	NO_3^- 、 NH_4^+	SO_4^{2-}	固定及移動污染源衍生
車輛排放	OC 、 EC 、	CO 、 NO_x	移動污染源尾氣
生質燃燒	K^+	SO_4^{2-}	農廢燃燒、燃材鍋爐、炮竹
燃煤	As、Se	Fe、Mn、 Cd、Pb	燃煤鍋爐
燃油	V、Ni、 SO_2	Cr、 SO_2	燃油鍋爐、燃料油
富含氯	Cl^-	NH_4^+ 、 NO_x	廢棄物處理、含氯氣體衍生
揚塵	Fe、Mn	Cu	地殼元素、車輛零件耗損粉塵、再懸浮微粒、建築揚塵
海鹽	Na^+	Cl^-	海水飛沫、地殼元素

備註:以主要成分判別污染因子，次要成分輔助判別

表 2 彙整模式推估因子 2020 年的濃度及占比，各站主要污染因子普遍為硫酸鹽、硝酸鹽及車輛排放，如：花蓮站的車輛排放、板橋站的硫酸鹽及車輛排放、忠明站的硫酸鹽以及忠明以南各站的硝酸鹽。高占比因子指出東部地區的移動污染、中部以北化石燃料所造成的區域傳輸影響、以及中部以南工業和移動污染源在地衍生污染，都分別代表影響這些地區 PM_{2.5} 濃度的主要因素。生質燃燒、燃煤與廢棄物處理則多為各地影響程度第四或第五高的污染因子；其中，生質燃燒於雲嘉地區較為突出，板橋與忠明站為燃煤，小港站則是廢棄物處理或工業製程。花蓮站自然來源微粒如海鹽與揚塵年貢獻占比為第三及第四高，相較於其他人為污染有較高的影響性。

以季節變化來評估各地污染因子貢獻濃度與占比變化，顯示冬、春、秋季各站主要污染因子普遍為硫酸鹽、硝酸鹽及車輛排放，在夏季則以車輛排放為；除了持續管制各地貢獻度大固定污染源外，透過移動污染源管制以及推動公共運輸等相關管制策略，可再提升 PM_{2.5} 空氣品質。

表 2 各測站 2020 年 PMF 推估濃度與貢獻占比(括弧內)

因子 測站	硫酸鹽	硝酸鹽	車輛排放	生質燃燒	燃煤	燃油	富含氯	揚塵	海鹽
花蓮	1.8 (22)	0.8 (9)	2.3 (29)	0.5 (6)	0.6 (7)	0.1 (0)	0.4 (4)	0.8 (10)	1 (12)
S1	1.6 (20)	0.8 (10)	2.7 (33)	0.7 (8)	0.8 (10)	0.1 (0)	0.3 (3)	0.6 (7)	0.8 (9)
S2	2.2 (23)	1 (10)	2.7 (29)	0.6 (6)	0.8 (8)	0.1 (0)	0.3 (2)	1.1 (11)	1 (10)
S3	1.7 (27)	0.5 (8)	2.4 (38)	0.1 (1)	0.2 (2)	0.1 (0)	0.3 (3)	0.7 (10)	0.6 (9)
S4	1.5 (19)	0.8 (9)	1.3 (17)	0.6 (7)	0.6 (8)	0.1 (0)	0.6 (8)	1 (12)	1.6 (20)
板橋	3.1 (23)	1.8 (13)	3 (22)	0.6 (4)	1.6 (11)	0.2 (1)	0.8 (6)	1.3 (9)	1.5 (11)
S1	2.5 (15)	3.6 (22)	3.4 (21)	0.9 (5)	2.3 (14)	0.4 (2)	1.1 (6)	1.4 (8)	1.3 (8)
S2	4.1 (27)	2.1 (14)	2.9 (19)	0.7 (4)	1.9 (13)	0.1 (0)	0.5 (3)	1.4 (9)	1.5 (10)
S3	3.5 (32)	0.9 (8)	3.9 (35)	0.2 (1)	1.2 (10)	0.1 (0)	0.3 (2)	0.8 (7)	0.5 (4)
S4	2.4 (20)	0.6 (4)	1.8 (15)	0.5 (4)	1 (8)	0.1 (0)	1.5 (13)	1.4 (11)	2.8 (23)
忠明	3.9 (24)	2.8 (17)	3.2 (20)	1 (6)	1.2 (7)	0.3 (1)	1.6 (10)	1.2 (7)	1.3 (8)
S1	4.1 (17)	6.2 (26)	3.5 (15)	1.8 (7)	1.9 (8)	0.4 (2)	3.1 (13)	1.9 (8)	1.3 (5)
S2	5.1 (28)	3.8 (21)	3.2 (18)	1.2 (6)	1.2 (6)	0.2 (1)	1.5 (8)	1 (5)	1.1 (6)
S3	2.4 (28)	0.7 (7)	3.3 (39)	0.2 (2)	0.4 (5)	0.3 (3)	0.4 (5)	0.6 (6)	0.5 (6)
S4	4.2 (26)	1 (6)	2.9 (18)	1.1 (6)	1.5 (9)	0.2 (1)	1.6 (10)	1.3 (8)	2.5 (16)
斗六	3.8 (19)	4 (20)	3.3 (16)	2.1 (10)	2 (10)	0.3 (1)	2.5 (12)	1.4 (7)	1 (5)
S1	3.7 (11)	9.7 (30)	3.2 (10)	3.4 (10)	3.4 (10)	0.5 (2)	5.8 (18)	1.9 (6)	1 (3)
S2	5 (24)	5 (24)	3.1 (15)	2.3 (10)	1.8 (8)	0.2 (1)	1.8 (8)	1.4 (6)	0.9 (4)
S3	2.5 (31)	0.2 (2)	3.1 (37)	0.3 (3)	0.5 (5)	0.2 (1)	0.4 (4)	1 (12)	0.4 (5)
S4	4 (19)	1.9 (9)	4 (19)	2.8 (13)	2.7 (13)	0.2 (1)	2.5 (12)	1.5 (7)	1.7 (8)
嘉義	2.8 (14)	5 (24)	2.5 (12)	3.1 (15)	1.7 (8)	0.1 (0)	2.4 (12)	2 (10)	1.1 (5)
S1	2 (6)	13.4 (40)	2.6 (8)	4.8 (14)	2.5 (7)	0.3 (1)	5.1 (15)	2.2 (6)	1.1 (3)
S2	3.6 (18)	5.1 (25)	2.4 (12)	2.6 (13)	1.5 (7)	0.1 (0)	1.8 (9)	2.3 (11)	1 (5)
S3	2.3 (29)	0.2 (2)	2.3 (30)	0.5 (6)	0.3 (3)	0.1 (0)	0.5 (6)	1.5 (19)	0.4 (5)
S4	3.3 (15)	2.1 (10)	2.8 (13)	4.6 (21)	2.5 (11)	0.1 (0)	2.5 (11)	1.9 (9)	2.1 (10)
小港	3 (13)	7.4 (33)	4.3 (19)	1.6 (7)	1.2 (5)	0.1 (0)	1.9 (8)	1.7 (7)	1.7 (7)
S1	4.1 (12)	16.3 (47)	4.1 (12)	2.4 (7)	1.3 (4)	0.1 (0)	3.1 (9)	2.1 (6)	1.7 (5)
S2	3.6 (17)	6.1 (29)	4.4 (21)	1.6 (7)	1.2 (5)	0.1 (0)	1.5 (7)	1.3 (6)	1.7 (8)
S3	0.8 (8)	0.8 (8)	3.5 (38)	0.2 (2)	0.6 (6)	0.2 (2)	0.9 (9)	1.6 (17)	0.9 (9)
S4	3.7 (14)	6.4 (25)	5.4 (21)	2.2 (9)	1.6 (6)	0.1 (0)	2.2 (8)	1.5 (6)	2.7 (10)

備註：數據彙整已排除各季節 PM_{2.5} 濃度大於季節平均濃度兩倍標準差以上數值。站名列出四季平均，S1 為冬季、S2 為春季、S3 為夏季、S4 為秋季。

圖 15 以雙變數條件機率函數(Conditional Bivariate Probability Function, CBPF)推估 2020 年度計畫執行期間各採樣站污染貢獻濃度前四高的推估因子來向。各採樣站硫酸鹽(F1)高污染機率來向多為西北方至北方且風速高於 1.6 m s⁻¹ 時，這表示硫酸鹽因子屬於傳輸而來的污染物機率較高，特別是在忠明、嘉義與小港站受到傳輸影響時有更高的機率受到影響。硝酸鹽(F2)於各採樣站高污染機率來向雖然近於硫酸鹽大多在各地北方，但是在低風速的情況下有較高污染機率。車輛排放(F3)污染機率高於 50% 以上來向廣泛，顯示移動污染源影響無固定方位。燃煤(F5)因子各站顯示，板橋、忠明、斗六及嘉義地區當風向為高風速西北西至西北風時，都有較高的污染機率，小港站則分布於測站西北方及東南方，花蓮站則各方位污染機率相近，較不明顯。

參考環保署 TEDS 10 版排放資料與 CBPF 推估結果比對，硫酸鹽與硝酸鹽的高污染機率來向，方位大多為當地工業區密度較高處。硝酸鹽因子於低風速的風向區塊有更高的污染機率，在小港站北方的低風速高污染機率特徵近似於車輛因子，顯示硝酸鹽因子可能來源包含固定與移動污染源。各測站燃煤污染因子高污染機率來向，除斗六站外，多為燃煤電廠所在地，如：板橋站西北方的林口電廠、忠明站西北沿海的臺中電廠、小港站鄰近的大林及興達電廠等。值得注意的是，燃煤因子於斗六站西北及嘉義站出現高風速西北風時，有高污染機率的燃煤因子影響，顯示有非電力業燃煤鍋爐的貢獻。

整體而言，高污染貢獻的因子中，除了硝酸鹽顯示在地污染源的高污染機率外，硫酸鹽與燃煤因子則呈現空間分布相對均勻的特徵，燃煤因子受到大型排放源影響較為顯著，車輛排放則與前述三類因子 CBPF 圖譜有較大差異，顯示其來源的不確定性。

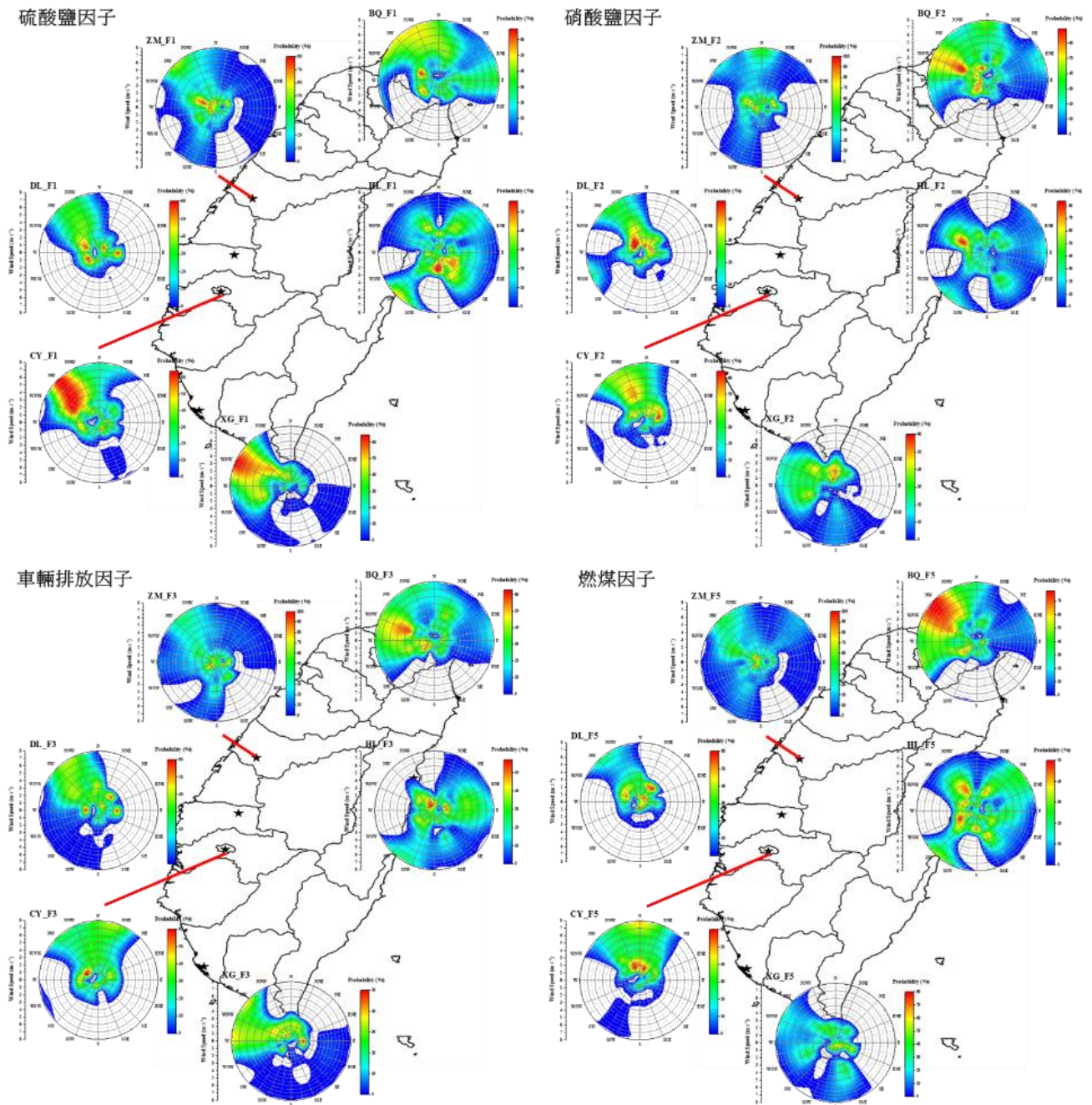


圖 15 CBPF 推估各採樣站污染貢獻前四大因子來向

2. 大氣能見度影響因子

透過 Revised IMPROVE (Interagency Monitoring of Protected Visual Environments) 方法結合本計畫檢測 PM_{2.5} 化學成分濃度，可用以推估各測站大氣消光係數(b_{ext})。彙整結果如圖 16 所示，其中，各站解析樣本數不同於觀測日數，主要受到自動監測資料 NO₂ 數據缺值所致。

各測站推估大氣消光係數季節變化呈現冬季由東至北再向南遞增的現象，小港站只略低於嘉義站。春季各地消光係數略降趨勢近於冬季，但是大氣消光係數最高測站由嘉義轉變至斗六站。夏季數值最低，代表大氣能見度較佳。整體而言，季節大氣消光係數差異顯示 PM_{2.5} 濃度較高的雲、嘉及高雄地區大氣能見度可能較差(圖 16)。

各測站 PM_{2.5} 化學成分對大氣消光係數的貢獻如下：花蓮站大致上以硫酸鹽貢獻為主(37%)，其次是有機物(16%)，四季變化大致相同。板橋站化學成分以硫酸鹽與有機物最為顯著，分別占了大氣消光

係數的 31% 和 23%，各季都以硫酸鹽貢獻最高。忠明站各化學成分以硫酸鹽、硝酸鹽、有機物影響最為顯著，分別占了大氣消光係數的 31%、22%、20%，冬季受到在地污染影響特別顯著，硝酸鹽對於消光係數貢獻高達 32%，其餘季節多以硫酸鹽為主要貢獻成分。斗六站及以南測站冬季及春季都以硝酸鹽有最高貢獻占比，夏季則是有機物。其中，嘉義站冬季硝酸鹽貢獻占比可高達 44%，凸顯在地污染除了使 PM_{2.5} 濃度驟升，對於大氣消光係數同樣有顯著影響(圖 16)。

整體來說，PM_{2.5} 化學成分以硫酸鹽、硝酸鹽及有機物普遍有較高的影響。其中，硫酸鹽與對大氣消光係數貢獻最為穩定，各測站約為 19~39%。有機物貢獻占比近似硫酸鹽，但夏季為各測站貢獻最高成分。硝酸鹽於冬季與春季時，因環境溫度低，使硝酸鹽維持在氣膠狀態，如果擴散條件不佳，易於環境累積，因此斗六以南測站的硝酸鹽貢獻最為顯著。

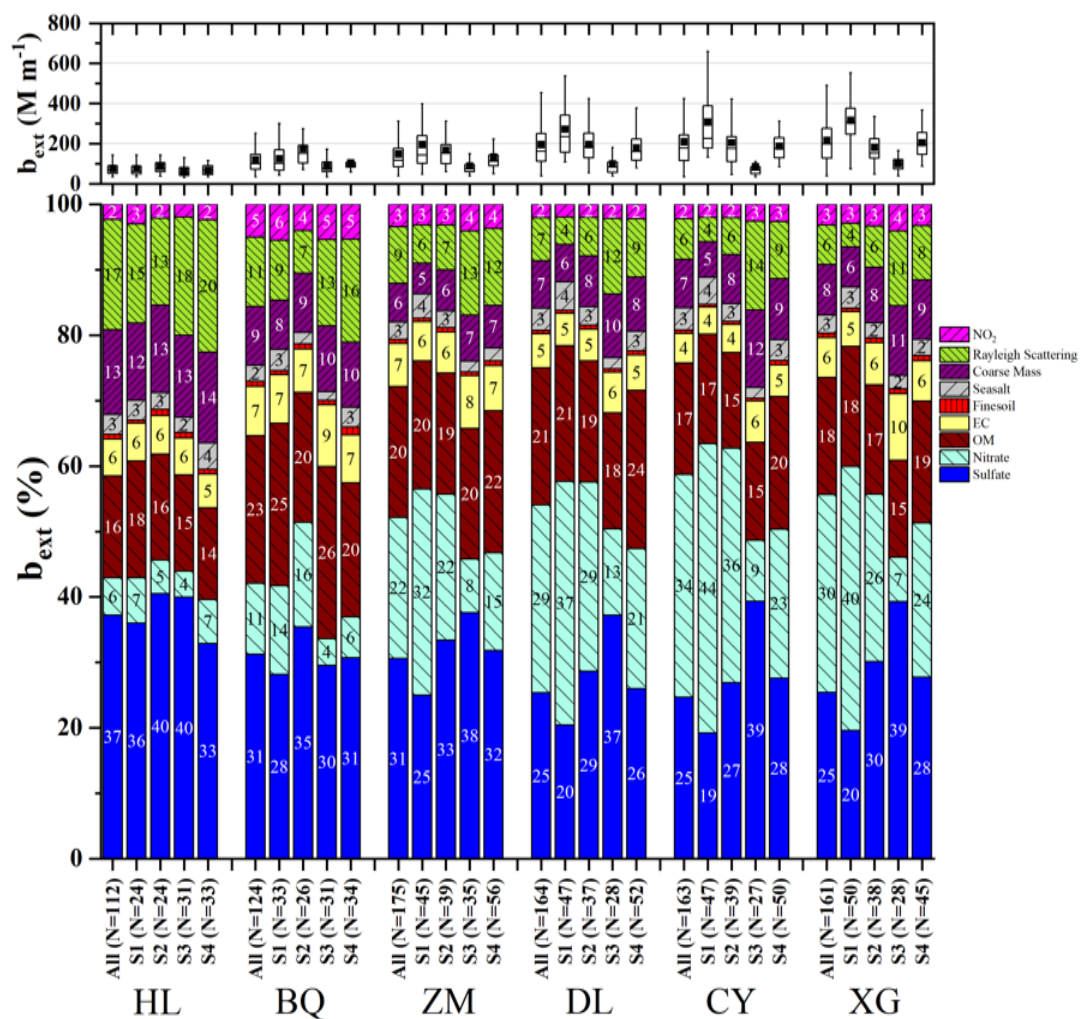


圖 16 各採樣站影響大氣消光係數(b_{ext})的 PM_{2.5} 化學成分及其他因子比例

結論與建議

(一) 結論

1. 2020 年 PM_{2.5} 最高濃度化學成分在冬季的花蓮與板橋站為 OC，其餘測站都是 NO₃⁻；春、夏、秋季，除了春季嘉義站 NO₃⁻以及秋季花蓮站 SO₄²⁻外，其餘各站最高濃度成分都是 OC。
2. 各測站金屬元素成分濃度分布顯示：板橋站有交通排放或燃煤燃燒特徵，忠明站受到鋼鐵業和交通排放影響明顯，斗六站有生質燃燒、煙火、交通排放、燃煤燃燒特徵，嘉義站生質燃燒現象明顯，又有煙火和燃煤燃燒的貢獻，小港站顯示出鋼鐵業排放、交通排放、燃煤燃燒影響。
3. 臺灣大道檢測成果顯示：早晨比傍晚有較高的 PM_{2.5} 質量濃度，受小客車與機車排放影響，各採樣日 OC 濃度明顯高於鄰近忠明站。金屬元素 Al、Fe、Ca、Ba、Cu、Mo、Co、Sn、Sb、Ga 濃度比忠明站高出 80%以上，顯示這些金屬元素具有辨識車輛排放特徵潛力。
4. 各採樣站塑化劑成分濃度範圍為 1.5~196 ng m⁻³，塑化劑成分濃度受 PM_{2.5} 濃度影響有限，塑化劑濃度較可能隨溫度增加而使低碳數成分濃度上升。
5. 解析近四年北部與東部測站受境外污染傳輸影響，各採樣日 SO₄²⁻、NO₃⁻、NH₄⁺及 K⁺都有明顯的濃度增加，金屬元素則以鋼鐵、水泥與燃煤指標元素有顯著的濃度增加。
6. 2020 年 8 月花蓮與板橋站受太平洋西之島火山灰傳輸影響，花蓮站 PM_{2.5} 質量濃度增加近 1.5 倍，SO₄²⁻與 NH₄⁺濃度顯著增加，地殼元素濃度增高，稀土元素 Y 增加近 10 倍。
7. 分類 2017~2020 年採樣日的 PM_{2.5} 質量濃度為高、中、低濃度群，發現管制 NO₃⁻前驅污染源，可於中濃度日，就有 PM_{2.5} 減量效益。
8. 以 CMAQ 模式分析高污染事件 NO₃⁻增量機制，發現日間光化作用及夜間的 N₂O₅ 異相水解反應是 NO₃⁻增量的主因。
9. 近四年污染季節 PM_{2.5} 質量濃度逐年降低，SO₄²⁻濃度遞減穩定，顯示化石燃料影響逐漸降低，但各地 2020 年 EC 濃度普遍反增，NO₃⁻與 OC 則於 2019 和 2020 年濃度反增或是持平，顯示移動污染源，將成為改善污染季節 PM_{2.5} 空氣品質的主要目標。
10. 近四年柴油車排放指標成分(EC2)略呈現下降趨勢，顯示柴油車污染有受到抑制，然而在板橋、忠明與小港等都會區可能存在營建施工或農業機具等影響因子而減緩管制成效。
11. 比較 2020 年 Covid-19 疫情期間和過往同期，在中部至雲嘉地區 PM_{2.5} 化學成分濃度降低較多，但車輛排放指標成分的 OC 和 EC 都沒有明顯濃度變化，SO₄²⁻及 NO₃⁻濃度的降低可能是工業排放減量所造成。
12. 以 PMF 模式推估各地潛在污染因子，結果顯示硫酸鹽、硝酸鹽與車輛排放是各測站前三大污染源，車輛排放因子於各季節貢獻濃度穩定並於夏季最高。
13. 各季節硫酸鹽對大氣消光係數貢獻穩定，有機物貢獻和硫酸鹽相近，並且是夏季各測站貢獻量最高成分。硝酸鹽在冬季與春季對斗六以南測站貢獻量最高。

(二) 建議

1. 本計畫在六個測站每六天進行一次室外環境塑化劑成分檢測，得到的濃度並不高，且與 PM_{2.5} 質量濃度無直接關聯，比較需要注意的是建物材料揮發以及室外高溫導致塑化劑揮發，後續可不必再做室外 PM_{2.5} 塑化劑成分檢測。
2. 近年來各地 OC 與 EC 有減量趨緩或持平趨勢，有些季節 OC 甚至是測站 PM_{2.5} 最主要化學成分，都會區 OC 主要來自移動污染源，OC 的前驅物為 VOCs，改善移動污染源排放可降低 VOCs 和 NO_x，對於 O₃ 和 NO₃⁻ 濃度有同時降低的成效，顯然，移動污染源排放的降低需要更加重視。
3. 污染源推估成果顯示地區污染特性的差異，如：東部及中部以北的移動污染源與中部以南的工業鍋爐為各地區對 PM_{2.5} 質量濃度影響較大污染源因子；夏季移動污染源則為最大的污染源因子。建議可根據區域及季節加強相對應的管制策略。

參考文獻

- [1] Paatero, P., "Least squares formulation of robust non-negative factor analysis." *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 37, 23-35 (1997).
- [2] Norris, G., Duvall, R., Brown, S., Bai, S., "EPA positive matrix factorization (PMF) 5.0 fundamentals and user guide prepared for the US Environmental Protection Agency Office of Research and Development," Washington, DC, USA (2014).
- [3] Uria-Tellaetxe, I., Carslaw, D.C., "Conditional bivariate probability function for source identification." *Environmental Modelling & Software*, 59, 1-9 (2014).
- [4] Pitchford, M., Malm, W., Schichtel, B., Kumar, N., Lowenthal, D., Hand, J., "Revised algorithm for estimating light extinction from IMPROVE particle speciation data." *Journal of the Air & Waste Management Association*, 57, 1326-1336 (2007).
- [5] Watson, J.G., "Visibility: Science and Regulation." *Journal of the Air & Waste Management Association*, 52, 628-713 (2002).
- [6] Chang, S.-C., Lin, T.-H., Young, C.-Y., Lee, C.-T., "The impact of ground-level fireworks (13 km long) display on the air quality during the traditional Yanshui Lantern Festival in Taiwan." *Environmental monitoring and assessment*, 172, 463-479 (2011).
- [7] Liu, Y., Xing, J., Wang, S., Fu, X., Zheng, H., "Source-specific speciation profiles of PM_{2.5} for heavy metals and their anthropogenic emissions in China." *Environmental pollution*, 239, 544-553 (2018).
- [8] Ouyang, X., Xia, M., Shen, X., Zhan, Y., "Pollution characteristics of 15 gas-and particle-phase phthalates in indoor and outdoor air in Hangzhou." *Journal of Environmental Sciences*, 86, 107-119 (2019).
- [9] Chen, Y., Lv, D., Li, X., Zhu, T., "PM_{2.5}-bound phthalates in indoor and outdoor air in Beijing: Seasonal distributions and human exposure via inhalation." *Environmental pollution*, 241, 369-377 (2018).
- [10] Tran, T.M., Kannan, K., "Occurrence of phthalate diesters in particulate and vapor phases in indoor air and implications for human exposure in Albany, New York, USA." *Archives of environmental contamination and toxicology*, 68, 489-499 (2015).
- [11] 李崇德、周崇光、張士昱、蕭大智，「細懸浮微粒(PM_{2.5})化學成分監測計畫」，環保署，期末報告(定稿本)，台北，104 年 3 月 (2015)。
- [12] 李崇德、周崇光、張士昱、蕭大智，「104-105 年細懸浮微粒(PM_{2.5})化學成分專案工作計畫」，期

末報告(定稿本)，環保署 EPA-104-L102-02-103，台北，105 年 12 月 (2016)。

- [13] 李崇德、周崇光、張士昱、蕭大智、許文昌，「細懸浮微粒(PM_{2.5})化學成分監測及分析計畫」，期末報告(定稿本)，環保署 EPA-105-U102-03-A284，台北，106 年 12 月 (2017)。
- [14] 李崇德、周崇光、張士昱、蕭大智、許文昌，「107 年度細懸浮微粒(PM_{2.5})化學成分監測及分析計畫」，期末報告(定稿本)，環保署 EPA-107-L101-02-A024，台北，107 年 12 月 (2018)。
- [15] 李崇德、王家麟、周崇光、張士昱、蕭大智、莊銘棟、許文昌，「108 年度細懸浮微粒(PM_{2.5})化學成分監測及分析計畫」，期末報告，台北，108 年 12 月 (2019)。

台灣成年民眾之室外空氣污染健康識能調查

黃乙芹¹ 侯文萱^{2,3} 呂芊曄¹ 李岳蓁¹ 李佩珍⁴ 陳怡臻¹
林明彥⁵ 王毓正⁶ 李中一¹

¹ 國立成功大學醫學院公共衛生學科暨研究所

² 臺北醫學大學長期照護碩士學位學程暨高齡健康管理系

³ 臺北醫學大學附設醫院復健醫學科暨高齡醫學科

⁴ 國立台北健康護理大學健康事業管理系

⁵ 國立成功大學醫學院工業衛生學科暨環境醫學研究所

⁶ 國立成功大學法律學系

摘要

目標：本研究目的為要探討影響室外空氣污染健康識能的因素並界定出我國低室外空氣污染健康識能之族群特性。**方法：**此為一橫斷性研究，以全國 20-70 歲的成年民眾為研究對象，收案時間自 2020 年 9 月 11 日至 10 月 22 日止。使用電腦輔助電話訪問系統蒐集電訪資料，網路收案則採取立意取樣方式為之。本研究使用 32 題之中文版「室外空氣污染健康識能問卷」進行電話訪問與網路調查。以決策樹模型演算區辨出低室外空氣污染健康識能之族群特性。**結果：**共有 1,588 份問卷納入分析，包含：電話訪問(1,297 份)以及網路調查(291 份)。透過全國性樣本之調查與決策樹模型分類結果，界定出我國民眾低室外空氣污染健康識能之族群特性為：未婚、教育程度為高中、以及居住於南部地區之民眾。**結論：**教育程度、居住地與婚姻狀態為影響民眾室外空氣污染健康識能程度高低的影響因素。未來可以針對低室外空氣污染健康識能的族群，作為後續衛教介入之目標族群，藉此期望可提升整體民眾對室外空氣污染健康識能的程度，降低室外空氣污染對健康的衝擊。

關鍵詞：室外空氣污染、健康識能、決策樹、問卷調查、電話訪問

一、前言及研究目的

室外空氣污染(ambient air pollution)為戶外大氣中存在一種或多種有害物質，在持續時間下其濃度足以對人類的健康產生間接或是直接的影響，常見室外空氣污染物(air pollutants)包括懸浮微粒(PM)、二氧化氮(NO₂)、二氧化硫(SO₂)等。隨著空氣品質的下降，長期暴露於有懸浮微粒的環境中會增加罹患中風(stroke)、心臟病(heart disease)、肺癌(lung cancer)以及包括氣喘(asthma)在內的慢性和急性呼吸道疾病(chronic or acute respiratory diseases)的風險[1]。根據世界衛生組織(World Health Organization, WHO)指出，每年因空氣污染所導致中風、心臟病、肺癌與急性和慢性呼吸道疾病而造成的死亡約有 420 萬人[1]。在台灣的研究結果也不例外，羅等人於 2017 年發表的文獻中顯示，因 PM_{2.5} 所導致的 6,282 例死亡中包含缺血性心臟病(ischemic heart disease)、中風、肺癌與慢性阻塞性肺疾病(Chronic Obstructive Pulmonary Disease, COPD)[2]。

從經濟損失來看，根據 2016 年健康數據評估中心(Institute Health Metric and Evaluation, IHME)和世界銀行(World Bank)的聯合資料顯示，由於空氣污染對於健康效應的影響，在 2013 年全球經濟損失由空氣污染造成的有將近 2,250 億美元並導致 5.11 萬億美元的福利成本(welfare costs)。台灣所屬的東亞和太平洋地區的福利損失占了區域國內生產毛額(Gross Domestic Product, GDP)的 7.5%，為全球各區域最高[3]。在全球疾病負擔的報告中，台灣可歸因於 PM_{2.5} 的死亡人數為 7,526，其中佔比最高的前三種疾病分別為：缺血性心臟病、肺癌與中風，各佔 26.6%、26.3%與 23.4%[4]。

世界衛生組織對健康識能(Health Literacy, HL)的定義：「採取健康行動需具備的知識取得與應用技巧，並透過行動來改變個人生活型態，進而提升個人與社區的健康」[5]。健康識能的重要性可統整下述兩點：(1)在健康照護方面，健康識能比教育程度為更適切的醫療照顧指標，醫療決策者與臨床人員可藉由健康識能的指標以瞭解民眾的健康行為、自覺健康、和醫療的利用[5-7]；(2)在疾病預防與健康促進層面，健康識能之概念已延伸至民眾之健康相關行為能力，良好的健康識能能營造身體、心理、社會和環境的全方位之健康。

環境健康識能(Environmental Health Literacy, EHL)即是由健康識能與風險溝通(risk communication)兩大基本要素所構成，其涵蓋層面相當廣泛，包含對於室內外空氣污染在內諸多環境健康相關因子之

健康識能[8]。環境健康識能之架構已從注重個人層級的衛生教育(health education)演變為公共衛生理念不斷發展的概念化過程，最終目的為希望每一個體都可以利用提升健康識能與改善風險溝通的過程來降低因環境暴露所造成的健康危害。然而，國內外卻鮮少以全人口為基礎並針對室外空氣污染健康識能之研究，僅查詢到五篇針對室外空氣污染或是化學災害之環境健康識能文獻[9-13]。因此，本研究目的為要界定出我國民眾中屬於低室外空氣污染健康識能之族群特性，並作為後續提升環境健康識能介入之參考。

二、研究方法

本研究已通過國立成功大學人類研究倫理治理架構之審查(案號：109-385)。

1. 研究樣本

本研究為一橫斷性研究(cross-sectional study)，以台灣地區 20-70 歲的成年民眾為主要研究對象。根據台灣內政部戶政司統計，截至 2019 年底，全台共有 19,338,629 名成年民眾(≥ 20 歲)，其中包含 9,486,379 位男性與 9,852,250 位女性(<https://www.ris.gov.tw/app/en/3910>)。為完成全國性樣本代表的調查，樣本數估算的方法如下：以台灣 20 歲以上成年人之總人口數為 19,338,629 人為母群體時，假設在 95% 的信心水準(α -error=0.05)下，計算 3% 之抽樣誤差時，其所需相對應之樣本數分別為 1,067 人(<https://www.surveysystem.com/sscalc.htm>)，本研究最終納入分析之有效樣本為 1,588 人。

2. 中文版「室外空氣污染健康識能問卷」發展

本研究所使用「室外空氣污染健康識能問卷」為一中文版量表，由作者所發展。主要題項設計是參考歐洲健康識能聯合會(European Health Literacy Consortium, HLSEU)在 2012 年以健康照護(healthcare)、疾病預防(disease prevention)與健康促進(health promotion)的概念，搭配取得(access)、瞭解(understand)、評估/價(appraise)和應用(apply)健康相關資訊的四個面向所建構出的 12 格矩陣列表為基礎，且該矩陣列表被驗證有良好的信效度[14]。中文版之「室外空氣污染健康識能問卷」共計 32 題，包含：室外空氣污染健康識能 24 題(表 1)與基本資料 8 題。

由於影響健康識能的決定因子非常多元，學者們認為其決定因子的層面可能涵蓋個人因素(personal determinants)包含：年齡、性別、教育程度等；情境因素(situational determinants)例如生活狀況、社會支持；以及社會環境因素(societal and environmental determinants)則為文化、語言與居住地[15]。因此本研究之基本題亦包含：性別、年齡、教育程度、職業、居住狀況、同住者身分、婚姻狀態與居住地區。

(1) 健康識能題之信效度驗證

本研究在正式施測前，共完成兩次的認知訪談(cognitive interview)與專家審題來建立內容效度(Content Validity Index, CVI)。首先在認知訪談中，共邀請 33 位 20 歲以上之成年民眾，包含 14 位男性與 19 位女性針對問卷內容給予回饋並建立表面效度(face validity)。接著，邀請具有公共衛生學與環境流行病學背景之三位專家針對問卷之關聯性、重要性與明確性進行評分，以測量問卷之專家效度(expert validity)。專家以 Likert scale 四點量表逐題進行評分：1 分為此項目極不適當，應予以刪除；2 分為此項目不適當，應作大幅修改；3 分為此項目適當，為需要之項目，但應作部分修改；4 分為此項目極適當，不需修改且不可省略。CVI 的分數計算依據 Lewis R Aiken 所提出之專家效度公式進行計算[16]。本問卷在內容關聯性、重要性與明確性之 CVI 值分別為 0.97、0.99 與 0.94。

除了建立問卷內容效度，我們也根據收案資料進行驗證性因素分析(Confirmatory Factor Analysis, CFA)，並使用五項檢測指標來確立問卷建構效度(construct validity)，評估問卷所測量的構面是否符合預期。五項指標可接受的閾值(threshold values)分述如下：(1)均方根誤差(Root Mean Squared Error, RMSE)，可皆受值為 ≤ 0.08 [17]；(2)標準化均方根殘差(Standardized Root Mean Square Residual, SRMAR)，其可皆受值亦為 ≤ 0.08 [18]；(3)比較適配指標(Comparative Fit Index, CFI)則應 ≥ 0.9 [19]；最後在(4)正規化適配指標(Normed Fit Index, NFI)與(5)非正規化適配指標(Non-Normed Fit Index, NNFI)可接受值皆應 ≥ 0.90 [20]。經分析結果發現，此中文版之「室外空氣污染健康識能問卷」在各指標得分為：RMSE=0.0667、SRMAR=0.0388、CFI=0.934、NFI=0.9138 與 NNFI=0.9021，其結果皆符合可接受的閾值標準。

表 1. 室外空氣污染健康識能問卷

為了您自身健康著想，想瞭解您對於 <u>室外大氣空氣污染與生活健康影響</u> 的認知能力。請您依 <u>健康促進</u> 、 <u>疾病預防</u> 和 <u>健康照護</u> 三面向對於 <u>取得</u> 、 <u>瞭解</u> 、 <u>評估</u> 和 <u>應用</u> 空氣污染資訊的難易程度進行評估並勾選答案。 註解：若您知道題目描述，但從未接觸過或是從沒做過，請勾選『沒經驗』；若您不清楚題目表達的內容，請勾選『不知道』。		1	2	3	4	5	6
		非常困難	有點困難	有點容易	非常容易	不知道	沒經驗
1.	當您想要知道空氣污染對健康的影響時，您是否容易 <u>找到</u> 資訊？						
2.	當您想要知道空氣品質的狀況時，您是否容易 <u>找到</u> 資訊？						
3.	您是否容易 <u>瞭解</u> 環保署網站、氣象報告或政府媒體上所提供的空氣品質指標？						
4.	您是否容易 <u>瞭解</u> 空氣品質不佳所造成的健康影響？						
5.	您是否容易 <u>判斷</u> 您生活環境(包含您居住的社區及鄰里)空氣品質的好壞？						
6.	您是否容易 <u>判斷</u> 有些社群媒體對改善空氣品質的建議是不正確的？						
7.	您是否容易根據環保署所提供的空氣品質指標來 <u>從事</u> 合適的戶外活動？						
8.	您是否容易 <u>採納</u> 政府所提出的空污改善建議？						
9.	請問您是否容易 <u>找到</u> 關於降低空氣污染對健康危害的資料？						
10.	您是否容易 <u>找到</u> ，政府針對降低空氣污染做了哪些事情？						
11.	您是否能 <u>瞭解</u> 有哪些空氣污染物質是會危害人體健康？ 註解： 根據《空氣污染防制法施行細則》，題目中“空氣污染物質”包含氣狀污染物、粒狀污染物、衍生性污染物、有害空氣污染物及異味污染物，例如：PM _{2.5} 、工廠排放黑煙、家庭油煙、燃燒塑膠製品的戴奧辛等。						
12.	您是否能 <u>瞭解</u> 政府為什麼要監測室外空氣污染的程度嗎？						
13.	您是否能判斷，社群媒體提供空氣污染所造成疾病的資訊是正確的？						
14.	您是否能 <u>判斷</u> ，社群媒體所提供的「降低空氣污染對健康危害的方法」是可信的？						
15.	您是否能知道自己應如何 <u>降低空氣污染</u> 所造成疾病的機會?(例如：何時需要減少戶外活動、或挑選合適的場所)						
16.	您是否會按政府規定時限內 <u>定期檢驗</u> 自己的汽機車，以減低空氣污染和可能造成的疾病？						
17.	您是否能夠 <u>找到</u> 政府對於空氣污染防制的相關法規？ 註解： 空氣污染防制相關法規包含有，《空氣污染防制法》、《空氣污染防制法施行細則》、《空氣品質嚴重惡化緊急防制辦法》、《各縣市政府(尤其是直轄市)相關之自治條例，例如：高雄市環境維護管理自治條例(第三章空氣污染管理)等。						
18.	您是否能 <u>取得</u> 讓自己周圍環境空氣品質更好方法的相關資訊嗎？ 註解：						

為了您自身健康著想，想瞭解您對於 <u>室外大氣空氣污染與生活健康影響</u> 的認知能力。請您依 <u>健康促進</u> 、 <u>疾病預防</u> 和 <u>健康照護</u> 三面向對於 <u>取得</u> 、 <u>瞭解</u> 、 <u>評估</u> 和 <u>應用</u> 空氣污染資訊的難易程度進行評估並勾選答案。		1	2	3	4	5	6
註解：若您知道題目描述，但從未接觸過或是從沒做過，請勾選『沒經驗』；若您不清楚題目表達的內容，請勾選『不知道』。		非常困難	有點困難	有點容易	非常容易	不知道	沒經驗
	使周圍環境空氣品質更好方法有，減少開車改搭大眾運輸、多種植綠色植物等。						
19.	您是否能 <u>瞭解</u> 政府提供購買電動汽機車補助對於降低空氣污染的幫助？						
20.	您是否能 <u>瞭解</u> 臺灣空氣污染防制措施的內容？ 註解： 《空氣污染防制措施》包括劃定各級空氣污染防制區、空氣品質嚴重惡化緊急防制、補助購買電動機車、禁止使用二行程機車、強制餐飲業設置集排氣系統、移動污染源之定期檢測、總量管制區之劃定、設置空氣品質監測設施等。						
21.	您是否能 <u>判斷</u> 廣播電視或網路媒體，提出能降低空氣污染影響的健康促進方法的內容正確性？ 註解： 搭乘大眾工具、在禁菸場所不抽菸、配合政策購買電動汽機車等。						
22.	您是否能 <u>判斷</u> 政府提出空氣污染減量補助政策，適合應用在自己身上嗎？ 註解： 空氣污染減量補助政策是根據<空氣污染防制行動方案>所提出的政策，例如：各縣市推動電動汽機車補助、節能家電舊換新補助等						
23.	您平常是否會 <u>選擇</u> 無菸道路、無菸公園或無菸營業場所等來保護健康嗎？						
24.	您是否能為自己的健康 <u>做決定</u> (如戴口罩)並 <u>減少</u> 造成空氣污染行為(如減少開車改搭大眾運輸)？						

(2) 基本人口學變項

除了識能題，我們也調查民眾基本資料共 8 題，包含性別、年齡、教育程度、職業、居住狀況、同住者身分、婚姻狀態與居住地區。年齡共分為五組：20-34 歲、35-44 歲、45-54 歲、55-64 歲與 65 歲以上；教育程度則分為四組：初中/小以下(含不識字)、高中(職)、大專院校與研究所以上；職業涵蓋九大類：金融業、傳統製造業、科技業、營造業、住宿及餐飲業、運輸倉儲/通信業/科學及技術服務業、文化/運動/休閒/教育業、醫療保健及社會福利服務業、公共行政/國防/強制性社會安全/非營利組織機構與其他；居住狀況則二分為獨居或有同住者；同住者身分分為四組：12 歲(含)以下者、13 歲以上在學者、65 歲以上高齡者與其他；婚姻狀態分為：未婚、已婚與分居/離婚/鰥寡(喪偶)共三組；居住地區分為四組：北部地區、中部地區、南部地區、東部地區與離島地區。

3. 樣本蒐集方法

本研究在問卷收案中，分為兩個部份：電話訪問調查(population-based telephone interview survey)與網路調查(internet survey)。其中，電話訪問調查可分為住宅電話訪問調查與手機訪問調查。下面針對兩種收案方法進行說明。

(1) 電話訪問調查

電話訪問調查包含住宅電話訪問與手機訪問。在樣本分配上採取「以母體大小比率為基準之機率抽樣方法(Probability Proportion to Size, PPS)」，按居住地區將母群體分為四個地理區域，包括北部地區(台北市、新北市、基隆市、桃園市、新竹縣市)、中部地區(苗栗縣、台中市、彰化縣、南投縣、雲林

縣)、南部地區(嘉義縣市、台南市、高雄市、屏東縣)、東部地區(宜蘭縣、花蓮縣、台東縣)、加上離島地區(澎湖縣、金門縣、連江縣)。雖然各地區民眾的室外空氣污染健康識能程度可能有所差異，但考量東部與離島地區之民眾樣本數過少會導致樣本數分佈不平均，因此合併成一個地理區域。

本研究以「隨機撥號抽樣方法(Random Digit Dialing, RDD)的方法進行撥號，並利用電腦輔助電話訪問系統(Computer Assisted Telephone Interview, CATI)蒐集。自 2020 年 9 月 11 日起至 10 月 22 日為止，共成功獲得住宅電話 1,019 份，回應率為 39.5%。

另外，隨著手機使用的普及率提升，使得有些民眾在家中並無使用市話裝置。2016 年的國內研究指出，若比較 2010 與 2015 年「台灣社會變遷基本調查計畫」的結果來看，沒有家用電話號碼者從 8% 提升至 18.8%[21,22]。而另一項研究亦提及，台灣的電話調查受「唯手機族」因素影響帶來的估計偏差約為 0.93%[23]。本研究為增加電話樣本的族群代表性，也進行手機樣本的蒐集。從 2020 年 9 月 11 日起至 10 月 22 日為止共成功獲得 282 份手機樣本的資訊，回應率為 66.7%。

(2) 網路調查

考慮在許多電話訪問調查中，年輕民眾(30 歲以下)被成功接觸或回應率方面都較其他年齡層低[24]。因此，本研究同時也藉由網路問卷調查，蒐集年齡層主要為 20 至 39 歲的年輕族群，採立意取樣方式為之。透過研究團隊的人際網絡(從國立成功大學為問卷發送中心，並傳遞至國立臺北護理健康大學以及臺北醫學大學之學生)，以滾雪球方法(snowball sampling)進行網路問卷調查的樣本蒐集。自 2020 年 9 月 11 日起至 10 月 22 日為止，共回收 292 份樣本。

4. 統計分析

本研究使用之統計軟體為 SAS 9.4 版(SAS Institute, Inc., Cary, NC)，判別統計顯著性之 α 值為 0.05。首先把回收之有效問卷整理編碼(coding)，輸入電腦建檔。分析前先進行問卷資料的檢查，排除有遺漏值(missing data)以及跳答的問卷，針對樣本進行描述性統計分析與決策樹模型演算。本研究使用決策樹模型進行演算時，預先將類別變項(包含：性別、教育程度、職業、居住狀況、同住者身分、婚姻狀態與居住地區)設定成為虛擬變項(dummy variables)。而連續變項(年齡)則不需進行特別的前處理，模型會自動找出最佳切點。

室外空氣污染健康識能選項計分方式為：填答「非常困難」得 1 分、填答「有點困難」得 2 分、填答「有點容易」得 3 分、填答「非常容易」則得 4 分，若填答「不知道」或是「沒經驗」則當遺漏值處理。室外空氣污染健康識能平均分數之計算為：民眾在 24 題室外空氣污染健康識能題目之平均分數=答題分數加總/答題數，其得分範圍會落在 1-4 分之間。並且以中位數(2.92 分)將民眾之室外空氣污染健康識能平均分數分為高、低室外空氣污染健康識能兩組。以中位數區分高、低室外空氣污染健康識能組的理由是，可以藉此達到高低識能組各佔 50%達到資料平衡。決策樹演算法對資料平衡分類是較有效率的，雖然它也可支援不平衡資料集上的演算，但其表現卻比較不好[25]。

由於本研究另外蒐集手機與網路樣本的目的是增加市話樣本的族群代表性，而非比較不同管道回應樣本的室外空氣污染健康識能程度，因此將 3 個來源樣本合併進行後續分析。

(1) 描述性統計：

使用次數分配(frequency)與百分比(percentage)來描述樣本之基本人口學變項。同時，為考量某些變項樣本數過小的組別可能會影響該變項樣本數之分佈，因此，將教育程度與婚姻狀態此二個變項進行併組。在教育程度中，將初中以下與不識字併為一組；而在婚姻狀態中，則是將分居/離婚與鰥寡(喪偶)併為一組。

(2) 決策樹(decision tree)

決策樹為一種機器學習法(machine learning)，以樹的結構呈現分類結果。根莖(stem)主要是表示資料屬性之條件，樹葉(leaves)則顯示資料分類之結果，並由決策樹的分層結構分析歸納出不同程度的因素[26]。使用決策樹的優勢在於不會受限於資料型態、資料分佈不需要符合任何假說以及能夠靈活處理非線性關係的變項[27]。相反的，傳統迴歸僅能藉定出相關危險因子，並無法對於相關危險因子進行組合分類；此外，傳統迴歸模式受限於樣本數[28]，對於某些樣本數較少的特性分層無法獲得穩定的估計值。因此，本研究利用 PYTHON 程式語言透過決策樹演算法，界定出高、低室外空氣污染健康識能之族群特性。

本研究在決策樹模型中使用分類與迴歸樹(Classification And Regression Tree, CART)演算法，並建立分類樹(classification tree)。其中，CART 演算法中，以基尼指數(gini index)衡量節點(node)中類別分類的不純度指標，並作為特徵分類準則[29]。模型建置後，以 CART 演算法將樣本以遞歸二元分裂方式(recursive binary splitting)來建立樹模型，每次只選擇一個最佳特徵進行分類(基尼指數越小者)。本研

究為了避免模型發展過大及樣本數過少的節點，也預先選擇三種模型參數進行設定：(1) max_depth 指模型最大深度，代表樹至多可分幾層；(2) min_samples_split 為內部節點再劃分所需最小樣本數。即，任一內部節點之樣本數若小於設定值，就不再進行分層；(3) min_samples_leaf 代表葉子節點最小樣本數，任一葉子節點之樣本數不能小於設定值。

三、結果與討論

1. 結果

本研究於電話訪問資料中，一共回收 1,301 份問卷(包含：市話訪問：1,019 份與手機訪問：282 份)；網路調查則回收 292 份問卷。排除電訪資料中有 4 份問卷全部都填答不知道與沒經驗者，以及網路問卷中有 1 名為 11 歲者，共有 1,588 份問卷納入描述性統計分析。最後進入決策樹模型分析前，再排除樣本中單一變項有遺漏值者，一共納入 1,573 份問卷。

(1) 研究樣本特性

表 2 首先呈現研究樣本之基本特性，本研究樣本來源主要分為兩大類，主要為電話訪問，其次為網路調查；其中電話訪問又可分為市話訪問與手機訪問。在三種收案來源中，皆以女性樣本為多數，其樣本數皆超過 5 成。在年齡的分佈可發現在市話訪問中，55-64 歲之樣本佔最多數(25.3%)；手機訪問與網路調查則以 20-34 歲之年輕樣本佔多數，分別是 28.2%與 38.3%。三種收案來源中，超過一半之受訪民眾教育程度為大專院校。在職業此變項中，市話訪問的民眾多數為退休、家管或學生等身份(37.1%)；手機訪問之民眾為傳統製造/批發/零售業佔多數(18.2%)；而網路調查中，約有 35.7%的民眾是從事醫療保健及社會福利業。在三種不同收案來源中，超過 8 成的民眾皆有同住者、超過一半之民眾為已婚且有接近 4 成之民眾都住在北部。

表 2. 研究樣本特性

基本特性	電話訪問				網路調查		合計		p 值
	市話訪問		手機訪問		(n=291) ^a		(n=1,588) ^a		
	(n=1,017) ^a		(n=280) ^a		n	%	n	%	
	n	%	n	%	n	%	n	%	
性別									
男	473	46.5	103	36.8	82	28.2	658	41.4	
女	544	53.5	177	63.2	209	71.8	930	58.6	<0.0001
年齡									
20-34 歲	228	22.4	79	28.2	111	38.3	418	26.3	
35-44 歲	180	17.7	65	23.2	102	35.2	347	21.9	
45-54 歲	222	21.8	74	26.4	49	16.9	345	21.7	
55-64 歲	257	25.3	53	18.9	25	8.6	335	21.1	
65 歲以上	130	12.8	9	3.2	3	1.0	142	8.9	<0.0001
教育程度									
初中/小以下（含不識字）	118	11.6	7	2.5	1	0.3	126	7.9	
高中（職）	306	30.1	67	23.9	11	3.8	384	24.2	
大專院校	516	50.7	181	64.6	184	63.2	881	55.5	
研究所以上	77	7.6	25	8.9	95	32.7	197	12.4	<0.0001
職業									
金融/保險/不動產/租賃業	52	5.2	30	10.9	7	2.4	89	5.7	
傳統製造/批發/零售業	214	21.2	50	18.2	19	6.5	283	18.0	
科技業	53	5.3	18	6.6	16	5.5	87	5.5	
營造業	51	5.1	14	5.1	17	5.8	82	5.2	
住宿及餐飲業	38	3.8	15	5.5	3	1.0	56	3.6	
運輸倉儲/通信業	59	5.9	30	10.9	6	2.1	95	6.0	

文化/運動/休閒/教育業	103	10.2	43	15.6	31	10.7	177	11.2	
醫療保健及社會福利業	27	2.7	12	4.4	104	35.7	143	9.1	
公共行政/國防/非營利組織	37	3.7	14	5.1	18	6.2	69	4.4	
其他(如退休、家管、學生等)	374	37.1	49	17.8	70	24.1	493	31.3	<0.0001
居住狀況									
獨居	93	9.1	54	19.3	45	15.5	192	12.1	
有同住者	924	90.9	226	80.7	246	84.5	1,396	87.9	0.051
有 12 歲（含）以下者	225	22.1	44	15.7	83	28.5	352	22.2	
有 13 歲以上在學者	407	40.0	102	36.4	116	39.9	625	39.4	
有 65 歲以上高齡者	420	41.3	90	32.1	59	20.3	569	35.8	
婚姻狀態									
未婚	268	26.4	93	33.2	119	40.9	480	30.2	
已婚	698	68.6	145	51.8	161	55.3	1,004	63.2	
分居/離婚/鰥寡（喪偶）	51	5.0	42	15.0	11	3.8	104	6.6	<0.0001
居住地									
北	457	44.9	179	63.9	113	38.7	749	47.2	
中	240	23.6	45	16.1	59	20.2	344	21.7	
南	257	25.3	46	16.4	102	35.3	405	25.5	
東+離	63	6.2	10	3.6	17	5.8	90	5.7	0.0004

註：

^a 各基本特性分層樣本數之總和不等於總樣本數是因為遺漏值所致

(2) 樣本特性與其室外空氣污染健康識能平均分數

表 3 中呈現樣本特性與其室外空氣污染健康識能平均分數。室外空氣污染健康識能平均分數前三高之特性，依序出現在居住於東部或是離島地區(3.07 ± 0.51)、未婚者(3.00 ± 0.52)以及教育程度為研究所以上(3.00 ± 0.50)之民眾。而室外空氣污染健康識能平均分數較低的特性則是運輸倉儲/通信業從業者(2.80 ± 0.47)、金融/保險/不動產/租賃業者(2.81 ± 0.54)以及教育程度為初中/小以下(含不識字)(2.82 ± 0.57)之民眾。

表 3. 樣本特性與其室外空氣污染健康識能分數

基本人口學特性	n ^a (%)	平均值±標準差
性別		
男	658 (41.4%)	2.89±0.58
女	930 (58.6%)	2.92±0.53
年齡		
20-34 歲	418 (26.3%)	2.97±0.54
35-44 歲	347 (21.9%)	2.90±0.56
45-54 歲	345 (21.7%)	2.87±0.55
55-64 歲	335 (21.1%)	2.90±0.56
65 歲以上	142 (8.9%)	2.87±0.54
教育程度		
初中/小以下 (含不識字)	126 (7.9%)	2.82±0.57
高中 (職)	384 (24.2%)	2.84±0.58
大專院校	881 (55.5%)	2.93±0.54
研究所以上	197 (12.4%)	3.00±0.50
職業		
金融/保險/不動產/租賃業	89 (5.7%)	2.81±0.54
傳統製造/批發/零售業	283 (18.0%)	2.86±0.59
科技業	87 (5.5%)	2.98±0.52
營造業	82 (5.2%)	2.85±0.71
住宿及餐飲業	56 (3.6%)	2.91±0.43
運輸倉儲/通信業	95 (6.0%)	2.80±0.47
文化/運動/休閒/教育業	177 (11.2%)	2.98±0.52
醫療保健及社會福利業	143 (9.1%)	2.86±0.55
公共行政/國防/非營利組織	69 (4.4%)	2.96±0.46
其他 (如退休、家管、學生等)	493 (31.3%)	2.95±0.55
居住狀況		
獨居	192 (12.1%)	2.94±0.63
有同住者	1,396 (87.9%)	2.90±0.54
有 12 歲 (含) 以下者	352 (22.2%)	2.98±0.50
有 13 歲以上在學者	625 (39.4%)	2.90±0.56
有 65 歲以上高齡者	569 (35.8%)	2.90±0.53
婚姻狀態		
未婚	480 (30.2%)	3.00±0.52

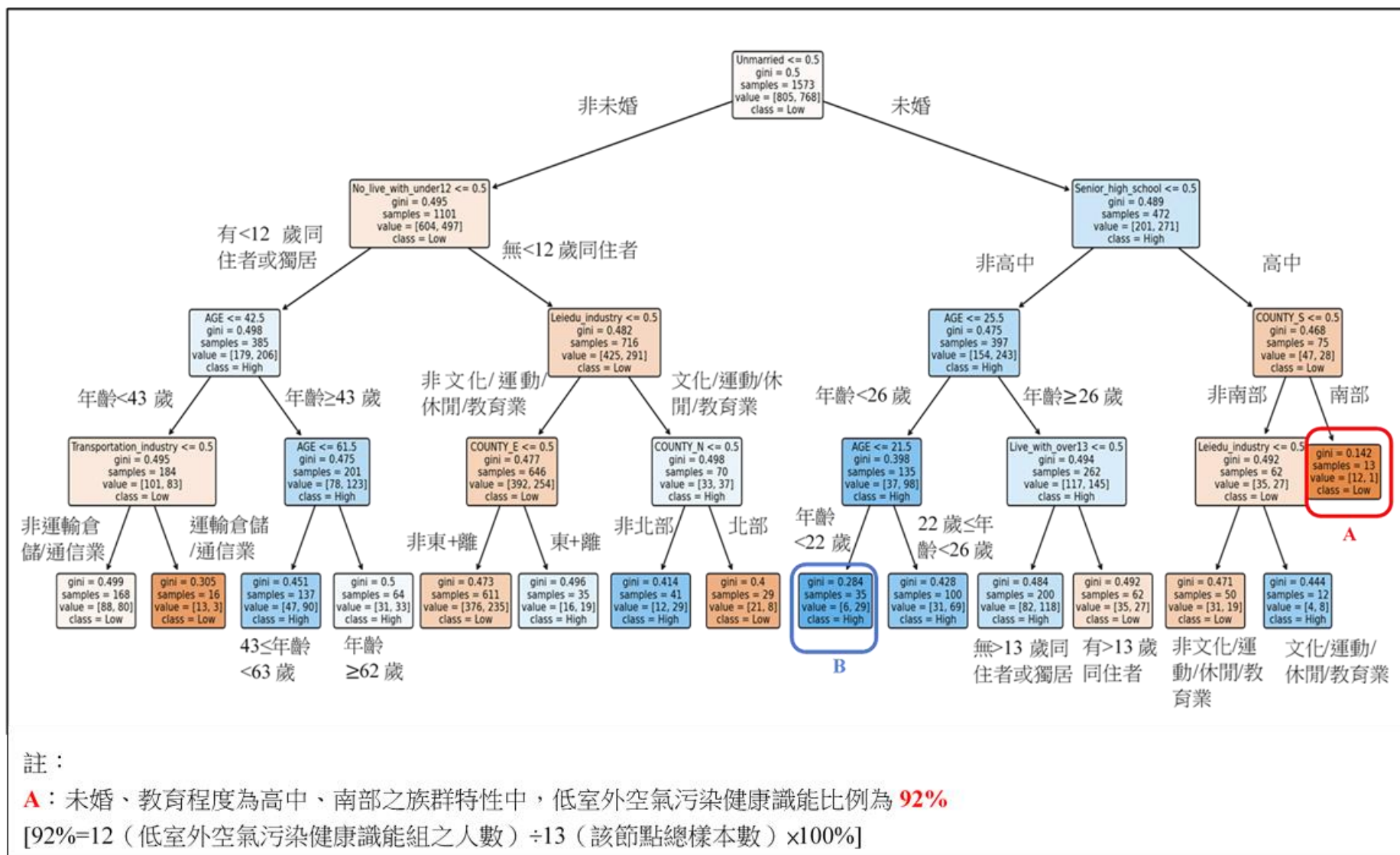
已婚	1,004 (63.2%)	2.87±0.56
分居/離婚/鰥寡(喪偶)	104 (6.5%)	2.86±0.57
居住地		
北	749 (47.2%)	2.87±0.57
中	344 (21.7%)	2.96±0.51
南	405 (25.5%)	2.91±0.55
東+離	90 (5.7%)	3.07±0.51
註：		
^a 各基本特性分層樣本數之總和不等於總樣本數是因為遺漏值所致		

(3) 高、低室外空氣污染健康識能之民眾特性

從決策樹分析結果中(圖 1)，第一個節點顯示一共有 1,573 份問卷進入模型分析。第一層首先以婚姻狀態將研究樣本區分為未婚者與非未婚者(包含：已婚、分居/離婚與鰥寡/喪偶)。在未婚者 472 人中，屬於低室外空氣污染健康識能組的人數有 201 人。第二層在未婚者中且教育程度為高中共有 75 人，其中有 47 人屬於低室外空氣污染健康識能組。第三層以居住地區是否為南部進行界定，最終找出低室外空氣污染健康識能組比例最高(92%)之族群特性為：未婚、教育程度為高中且居住於南部地區之民眾，其室外空氣污染健康識能平均分數僅有 1.1 分。將此族群交叉比對可發現其次特性為：平均年齡為 44 歲以及職業多半是金融保險業或已退休、當家管。而他們多數是沒有 12 歲(含)以下與 13 歲以上在學之同住者。

在高室外空氣污染健康識能組比例最高(83%)之族群特性為：未婚、教育程度為非高中以及年齡小於 22 歲之民眾。其中，屬於未婚且非高中的樣本數共有 397 人，97%的民眾是大專院校以上之學歷，僅 3%為初中以下(含不識字)。將此族群交叉比對可發現其次特性為：平均年齡為 21 歲且居住地區多數是來自於中北部地區之民眾，詳細決策樹分類過程如圖 1 所示。

本研究針對不同構面進行分層分析，決策樹在界定不同構面的低室外空氣污染健康識能之族群特性亦有所不同。在取得構面界定出：非未婚(包含：已婚、分居/離婚與鰥寡/喪偶)、沒有<12 歲同住者或是獨居、教育程度為國中、居住於南部地區民眾；瞭解構面為：無<12 歲同住者、年齡≥26 歲、職業不是文化/運動/休閒/教育業、非未婚(包含：已婚、分居/離婚與鰥寡/喪偶)；而評估構面是：北部、未婚、年齡<32 歲、男性；以及應用構面：年齡≥24 歲、非東部、職業為運輸業、教育程度非大學。



B：未婚、教育程度非高中、年齡<22 歲之族群特性中，高室外空氣污染健康識能比例為 **83%**

[83%=29（高室外空氣污染健康識能組之人數）÷35（該節點總樣本數）×100%]

- 決策樹外觀與共同參數說明：

1. 節點底色：藍色屬於高室外空氣污染健康識能、橘色屬於低室外空氣污染健康識能
2. 節點底色深淺：顏色越淺代表高、低室外空氣污染健康識能兩組人數越相近、若越深則代表兩組人數差距越大
3. gini：基尼指數
4. samples：該族群之樣本數
5. value=[X, Y]：X 表低室外空氣污染健康識能組之人數、Y 表高室外空氣污染健康識能組之人數
6. class：依據 value 中，人數較多者去界定節點為高、低室外空氣污染健康識能之族群特性；class=Low：以低室外空氣污染健康識能界定；class=High：以高室外空氣污染健康識能界定

- 節點中的變項說明（依據字母順序排列）：

1. AGE：年齡
2. COUNTY_E：居住地為東部或是離島；COUNTY_N：居住地為北部；COUNTY_S：居住地為南部
3. Leiedu_industry：文化/運動/休閒/教育業
4. Live_with_over13：有 13 歲以上在學者；
5. No_live_with_under12：無 12 歲以下同住者
6. Senior_high_school：教育程度為高中
7. Transportation_industry：運輸倉儲/通信業

圖 1. 高、低室外空氣污染健康識能之民眾特性

2. 討論

透過全國性樣本之調查與決策樹模型分類之結果，界定出我國民眾低室外空氣污染健康識能之族群特性為：未婚、教育程度為高中、以及居住於南部地區之民眾。

在高、低室外空氣污染健康識能這兩組民眾中皆出現婚姻狀態為未婚，不過婚姻狀態僅是第一層初步決策樹的分類。未婚族群的 472 人中，高、低室外空氣污染健康識能之人數比例相近，分別為 57% 與 43%。第二層以教育程度進行界定時，較明顯切割出高、低室外空氣污染健康識能兩組人數。未婚且教育程度為高中的族群裡，高、低室外空氣污染健康識能之人數比例差距較為擴大，分別為 37% 與 63%。過去研究指出，民眾的教育程度可能影響其健康識能程度，因為教育程度較高者可能較有能力取得、瞭解、評價並應用健康相關資訊，故民眾教育程度較高可能有較好的健康識能程度[30-33]。Lee 等學者於 2010 年調查台灣 1,493 位 18 歲以上成年人之健康識能，結果發現隨著接受教育時間的增長，民眾健康識能不佳的比例也隨之減少[31]。

其次，居住地區亦為影響民眾之室外空氣污染健康識能程度的影響因素之一。本研究與其他國內研究差異之處在於：過去國內針對空氣污染防治意向的研究顯示，住在污染較嚴重的南部地區民眾為防制行為意向較高者[34]。而本研究發現高室外空氣污染健康識能組的民眾多數為中北部地區，而低室外空氣污染健康識能組之民眾皆來自南部地區。但是，健康識能的組成包含民眾對於室外空氣污染訊息的「取得」、是否「瞭解」訊息內容、能否「評估」訊息真假以及「應用」於日常生活之中的四大面向。即，雖然南部地區民眾瞭解室外空氣污染的嚴重性，但不一定會採取相關行動(例如：喜歡騎機車、較少搭乘公共運輸工具)。根據交通部「機車使用狀況調查報告」結果，在純機車使用者中，南部地區高於北部 8.5%；且在南部地區搭乘捷運與市區公車比例相較於北部有較低的情況(分別低 23.3% 與 21%)[35]。綜上所述推論，使得本研究結果與過去研究有所差異。

然而，卻有其他國內研究指出，雖然民眾知道室外空氣污染嚴重，卻不會去採取相關保護措施或是行動。例如：2016 年《遠見雜誌》對於台灣 20 歲以上成人的空污意識意見調查結果顯示，即便有近半受訪者知道 PM_{2.5} 且有七成以上知道 PM_{2.5} 會致癌，但卻有近四成受訪者(37.8%)沒有採取任何防護措施[36]。再者，兒童福利聯盟的「台灣學童家長空污防制調查」也指出，即便是居住在空氣污染較嚴重地區的受訪家長，仍有 84% 的家長對於空氣品質訊息查詢行動較為不足[37]。其他針對居住地區與健康識能的研究顯示，民眾可能會因取得的健康資源之數量，而影響其健康識能程度[31,38]。於 2010 年一項調查台灣將近 1,500 位民眾之健康識能，其結果指出偏遠鄉村之民眾的健康識能程度低於都市之民眾[31]。Kim 等學者於 2017 年調查韓國 640 位 65 歲長者之健康識能，結果亦發現居住在鄉村的長者其健康識能程度顯著低於居住在城市的長者[38]。

在年齡此變項中可發現，低室外空氣污染健康識能組民眾的平均年齡(44 歲)明顯高於高室外空氣污染健康識能組之民眾平均年齡(21 歲)。在國內外眾多的研究指出，民眾的年齡可能影響其健康識能程度，因為年紀越高認知能力可能逐漸下降，導致高齡者的健康識能程度容易低於年輕人[30-31,39-41]。2005 年一項研究也指出，隨著年齡的增長，民眾擁有適切健康識能的比例也逐漸下降，即表示民眾的年齡與其健康識能呈現負相關[41]。Lee 等學者的調查結果顯示 237 位 65 歲以上的樣本中約有 53.2% 長者的健康識能程度不佳，且其中隨著年齡的增長，民眾健康識能不佳的比例也逐漸增加[31]。

本研究為台灣第一個完成台灣民眾對於室外空氣污染健康識能之全國性調查，同時也藉由決策樹模型界定出我國民眾低室外空氣污染健康識能之族群特性。過去探討影響健康識能高低因素的研究多採用多變量迴歸分析，探討每個因素的獨立效應，而無法將這些影響因素作特性的整合，例如，2010 年李等人針對台灣成年人共 1,493 位民眾進行健康識能的調查研究，其研究結果指出：年齡與健康識能呈現顯著的負相關性，而教育程度以及家戶所得收入則是與健康識能呈現顯著的正相關性[31]。而本研究使用決策樹進行分析，可以綜合多個影響因素，進而界定出低室外空氣污染健康識能者之綜合特性。另外，為了使調查樣本觸及各年齡層，本研究除了使用市話訪問，亦加入手機訪問與網路調查。

在研究限制上，首先本研究為橫斷性研究調查，因此無法進行室外空氣污染健康識能與顯著危險因子之因果關係推論；其次本問卷為自填式(self-reported)問卷，受訪者可能會因為問題過於敏感(例如：教育程度、職業或婚姻狀態等)而不願意回答真實的情況或是拒答，而導致訊息偏差(information bias)[42]；除此，本研究為了要增加樣本代表性，納入家中未裝置市話的民眾，以及年輕族群多使用手機的現況而加入手機訪問與網路調查樣本，但在收案結果可發現這兩類增加樣本中將近 68% 的民眾教育程度為大專院校或研究所以以上。然而，健康識能可能會因教育程度[29-32]高低而有所差異，使得本研究結論可能不能全然代表台灣一般民眾。此外，透過不同管道所蒐集到的訊息也可能有不同的測量信效度問題，這也是本研究的限制。最後，在本次調查使用的問卷中，並無特別探討居住於室外空

氣污染嚴重地區民眾的感知。在未來相關研究可以考慮將室外空氣污染嚴重程度地區與民眾感知納入問卷變項，以更加精準找出影響民眾室外空氣污染健康識能因素。

本研究是第一個探討我國一般民眾室外空氣污染健康識能的研究，藉由決策樹分析結果界定出低室外空氣污染健康識能之族群，同時透過交叉比對找出該族群之次特性。雖然本研究提及低室外空氣污染健康識能之族群特性包含：教育程度、居住地與婚姻狀態，三者為較不能改變的固定因子。但透過決策樹界定該族群特性後，未來可以開發出適性衛教(adaptive education)教材或是量身訂做衛教(tailored education)介入方式(例如：數位影片、網路 AI 互動或是辦理講座等)，以提升該群民眾室外空氣污染健康識能之程度。過去研究顯示，針對不同需求的目標族群(target audience)提供量身訂做的衛教內容，其介入成效較佳[43]。

四、結論與建議

本研究未來希冀能針對低室外空氣污染健康識能之族群發展適性衛教介入方案，不僅可落實精準公共衛生之精神，亦期望可提升整體民眾對室外空氣污染健康識能的程度，降低室外空氣污染對健康的衝擊。

參考文獻

- [1] WHO. Ambient (outdoor) air pollution. Available at:[https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health). Accessed February 10, 2021.
- [2] Lo WC, Shie RH, Chan CC, Lin HH. Burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure in Taiwan. J Formos Med Assoc 2017;116:32-40.
- [3] The World Bank and Institute for Health Metrics and Evaluation. The cost of air pollution : strengthening the economic case for action (English). Available at: <http://documents1.worldbank.org/curated/en/781521473177013155/pdf/108141-REVISED-Cost-of-PollutionWebCORRECTEDfile.pdf>. Accessed December 20, 2020.
- [4] International Agency for Research on Cancer. IARC : Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths. Available at:https://www.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/07/pr221_E.pdf. Accessed February 10 2021.
- [5] Nutbeam D. Health promotion glossary. Health Promot Int 1998;13:349-64.
- [6] Bass PF 3rd, Wilson JF, Griffith CH, Barnett DR. Residents' ability to identify patients with poor literacy skills. Acad Med 2002;77:1039-41.
- [7] Nielsen-Bohlman L, Panzer AM. Health literacy: a prescription to end confusion. National Academy Press, 2004.
- [8] Liam R. O'Fallon SF. Environmental health literacy, 2017.
- [9] Brugge D, Tracy M, Thayer K, et al. The role of environmental health literacy when developing traffic pollution fact sheets for puerto rican adults. Environ justice 2018;11:40-6.
- [10] Sørensen K. 2020. Lack of alignment in emergency response by systems and the public: A dutch disaster health literacy case study. Disaster Med Public Health Prep 2020;22:1-4.
- [11] Ramírez AS, Ramondt S, Van Bogart K, Perez-Zuniga R. 2019. Public awareness of air pollution and health threats: Challenges and opportunities for communication strategies to improve environmental health literacy. J Health Commun 2019;24:75-83.
- [12] Raufman J, Blansky D, Lounsbury DW, Mwangi EW, Lan Q, Olloquequi J, et al. 2020. Environmental health literacy and household air pollution-associated symptoms in kenya: A cross-sectional study. Environ Health Perspect 2019;19:89.

- [13] Cleary EG, Patton AP, Wu HC, Xie A, Stubblefield J, Mass W, et al. Making air pollution visible: A tool for promoting environmental health literacy. *JMIR Public Health Surveill* 2017;3:e16.
- [14] Toçi E, Burazeri G, Sørensen K, Kamberi H, Brand H. Concurrent validation of two key health literacy instruments in a South Eastern European population. *Eur J Public Health* 2015;25:482-6.
- [15] Sørensen K, Van den Broucke S, Fullam J, et al. Health literacy and public health: A systematic review and integration of definitions and models. *BMC Public Health* 2012;12:1-13.
- [16] Aiken LR. Three coefficients for analyzing the reliability and validity of ratings. *Edu Psychol Meas* 1985;45:131-42.
- [17] Browne MW, Cudeck R. Alternative ways of assessing model fit. *Sociol Methods Res* 1992;21:230-58.
- [18] Hu LT, Bentler PM. Cutoff criteria for fit indexes in covariance structure analysis: Conventional criteria versus new alternatives. *Strqt Equ Modeling* 1999;6:1-55.
- [19] Bentler PM. Comparative fit indexes in structural models. *Psychol Bull* 1990;107:238-46.
- [20] Tucker LR, Lewis C. A reliability coefficient for maximum likelihood factor analysis. *Psychometrika* 1973;38:1-10.
- [21] 章英華：台灣社會變遷基本調查計畫 2010 第六期第一次：綜合組(C00221_1)。取自中央研究院人文社會科學研究中心調查研究專題中心學術調查研究資料庫。doi:10.6141/TW-SRDA-C00221_1-1
- [22] 傅仰止：台灣社會變遷基本調查計畫 2015 第七期第一次：綜合問卷組(C00315_1)。取自中央研究院人文社會科學研究中心調查研究專題中心學術調查研究資料庫。doi:10.6141/TW-SRDA-C00315_1-1
- [23] 許勝懋：[唯手機族]對未來電話調查的挑戰與啟發。調查研究-方法與應用 2015；34：33-65。
- [24] Gigliotti L, Dietsch A. Does age matter? The influence of age on response rates in a mixed-mode survey. *Hum Dimens Wildl* 2014;19:280-7.
- [25] He H, Garcia EA. Learning from Imbalanced Data. *IEEE Trans Knowl Data Eng* 2009;21:1263-84.
- [26] Chien CF, Chen LF. Data mining to improve personnel selection and enhance human capital: A case study in high-technology industry. *Expert Syst Appl* 2008;34:280-90.
- [27] Pal M, Mather PM. An assessment of the effectiveness of decision tree methods for land cover classification. *Remote Sens Environ* 2003;86:554-65.
- [28] Tolles J, Meurer WJ. Logistic regression: Relating patient characteristics to outcomes. *JAMA* 2016;316:533-4.
- [29] Liu Y, Wei LQ, Li GQ, et al. A decision-tree model for predicting extubation outcome in elderly patients after a successful spontaneous breathing trial. *Anesth. Analg* 2010;111:1211-18.
- [30] Hou WH, Huang YJ, Lee Y, Chen CT, Lin GH, Hsieh CL. Validation of the integrated model of health literacy in patients with breast cancer. *Cancer Nurs* 2017;41:498-505.
- [31] Lee SY, Tsai TI, Tsai YW, Kuo K. Health literacy, health status, and healthcare utilization of Taiwanese adults: results from a national survey. *BMC Public Health* 2010;10:614.
- [32] Liu YB, Liu L, Li YF, Chen YL. Relationship between health literacy, health-related behaviors and health status: A survey of elderly Chinese. *Int J Environ Res Public Health* 2015;12:9714-25.
- [33] 李守義、蔡慈儀、蔡憶文、郭耿南：「中文健康識能評估量表」簡式量表的發展與效度檢測。臺灣衛誌 2012；31：184-94。
- [34] 徐美苓：風險感知，價值觀，議題傳播及空污防制行為意向。新聞學研究 2019；138：25-73。

- [35] 交通部統計處。機車使用狀況調查報告。取自 <file:///C:/Users/user/Downloads/201911011142510.pdf>。引用 2021/05/28。
- [36] 遠見雜誌。半數民眾不滿空品 66.9%認為將更糟。取自 https://www.gvm.com.tw/Boardcontent_30451.html。引用 2021/05/28。
- [37] 兒童福利聯盟。2018 台灣家長空汙認知與兒童影響狀況調查報告。取自 <https://www.children.org.tw/research/detail/70/1330>。引用 2021/05/28。
- [38] Kim YS, Lee HY, Lee MH, Simms T, Park BH. Mental health literacy in korean older adults: A cross-sectional survey. J Psychiatr Ment Health Nurs 2017;24: 523-33.
- [39] Duong TV, Aringazina A, Baisunova G, et al. Measuring health literacy in Asia: Validation of the HLS-EU-Q47 survey tool in six Asian countries. J Epidemiol 2017;27:80-6.
- [40] Duong VT, Lin LF, Sorensen K, et al. Health literacy in Taiwan: A population-based study. Asia Pac J Public Health 2015;27:871-80.
- [41] Wolf MS, Gazmararian JA, Baker DW. Health literacy and functional health status among older adults. Arch Intern Med 2015;165:1946-52.
- [42] Bankert EA, Amdur RJ. Institutional review board: Management and function, 2006.
- [43] 朱瑩悅、林素一：資訊網和電子郵件的個人適性營養教育介入體重控制成效之研究。取自 <https://www.grb.gov.tw/search/planDetail?id=1907588>。引用 2021/09/08。

居家內/外環境汙染物之調查研究

許媛婷¹、李昱賢²、王金洲³、吳沼堦³、陳怡行⁴、譚國棟⁴、陳力振⁵、黃琳琳⁶、汪碧涵⁷、黃明賢⁸、李宗霖²、張智元⁹、黃嘯谷¹

¹ 國衛院

² 國立中山大學

³ 高雄長庚紀念醫院

⁴ 臺中榮民總醫院

⁵ 新北市立土城醫院

⁶ 正修科技大學

⁷ 東海大學

⁸ 義大醫院

⁹ 逢甲大學

NHRI-109-EMGP13

摘要

前言：空氣污染是過敏性疾病的危險因子，但其汙染物，如細懸浮微粒(PM_{2.5})、多環芳香烴(Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)、重金屬及揮發性有機化合物(Volatile Organic Compounds, VOCs)之室內外分布、特徵、差異及危險程度不明。

研究方法：為此，本研究納入7名氣喘患者，分別於其住宅(客廳、廚房、陽台、佛堂)及身上設置採樣器並利用Canister分析VOCs進行室內外環境的暴露評估，另納入2名難治型患者，進行完整的環境暴露評估與生理/臨床指標及問卷評估之關聯性調查。

結果與討論：整體而言，PM_{2.5}及PAHs的室內外分布明顯不同，多數空間PAHs的I/O ratio大於1，而PM_{2.5}則反之。個人採樣結果顯示其平均濃度最高，可能來自烹調、抽菸、拜拜等人為因素。根據特徵比、主成分及集群分析結果，室內環境PAHs來源以交通、室內活動或煤燃燒源為主。此外，兩名難治型患者的研究發現多數汙染物濃度較高，而環境中的PAHs、重金屬、VOCs、優勢菌與患者的生物偵測及過敏原的反應有關。在7名個案中，使用空氣清淨機能有效改善室內PM_{2.5}及PAHs濃度，但VOCs則否。

結論與建議：個案家中PM_{2.5}及PAHs濃度較室外高，顯示室內環境的暴露可能為氣喘患者的重要危險因子。此外，兩名難治型患者的研究發現多數汙染物濃度較高，而環境中的PAHs、重金屬、VOCs、優勢菌與患者的生物偵測及過敏原的反應有關。

關鍵詞：室內空氣品質、多環芳香烴、揮發性有機化合物、生物偵測、環境干預

空污影響之心血管疾病及表觀基因學健康預警指標

心血管疾病：謝依霖¹ 施佑宗¹ 林秀芳¹ 裘正健^{1,2} 郭呈欽¹

表觀基因：鄭文琦³ 林嬪嬪⁴ 許勝捷⁵ 王鴻俊^{3,6}

¹ 國家衛生研究院細胞及系統醫學研究所

² 臺北醫學大學醫學科技學院

³ 慈濟大學醫學科學研究所

⁴ 國家衛生研究院國家環境醫學研究所

⁵ 國立清華大學生物科技研究所

⁶ 慈濟大學轉譯醫學博士學位學程

NHRI-109-EMGP15、NHRI-109-EMGP16

摘要

空氣污染為已開發國家中的心血管疾病重要的成因之一，空污成分複雜，其中細懸浮微粒 PM_{2.5} 的成分會因時間、空間與人類活動等因素而有所不同[1]。目前國內主要的空污成分與國人心血管疾病發生的關連性研究仍相當缺乏，故除利用血管內皮細胞的相關粒線體氧化壓力機制為研究方向，找尋可能之檢測指標與其對心血管病變影響之探討。同時針對空污引發的心血管疾病，研發出早期預警檢測方式，提供空污的防護策略，並強化國人健康，達到落實國家空氣污染防治政策。空污中的 PM_{2.5} 成分更是其中危害性最大的因子，長期而言，其影響範圍從心理認知能力到身體發炎反應、癌症發生皆有，在進入人體之後亦會改變基因的表現。本研究將空污暴露之小鼠進行生理變化分析與轉錄體 (transcriptome) 基因定序分析，發現將小鼠連續暴露於高雄 PM_{2.5} 24 週後，小鼠肺部出現發炎現象、器官亦出現變異；基因分析上，則有 3,677 個基因受到空污影響，具有顯著表達差異。從中再篩選出與空污相關之生物標記基因進行人類細胞驗證，發現 PHF8、CD151、DIAPH2、PRPF38B 等基因受到空污影響顯著，且與癌症、認知障礙等具有高度相關。另外，於空污複合物的分析中，Benzo[a]pyrene 成分具高濃度含量，為需要優先防護之成分。

關鍵詞：空氣污染、PM_{2.5}、心血管疾病、檢測指標、表觀基因學、空污暴露、轉錄體分析、PM_{2.5}、生物標記、健康預警指標

一、前言及研究目的

最近研究指出暴露於 PM_{2.5} 環境，已成為重要的心血管危險因子，但尚不清楚它是否損害氧化壓力與自由基 (oxidative stress and ROS) 相關的內皮功能，及如何增加內皮細胞的炎症反應，最終造成心血管硬化病變。本研究之目標在探討 PM_{2.5} 所誘導的氧化壓力與細胞生化反應機制中，針對心血管內皮細胞的發炎訊息機制作用，找尋並驗證可能之生化檢測指標，研發並設計出早期預警檢測方式，提供空污環境下的心血管防護策略，降低心血管疾病發生之機率，達到落實國家空氣污染防治政策。空污 PM_{2.5} 成分會造成人體全身性危害，例如：發炎、癌症，甚至認知障礙、失智症等[1-3]，造成民眾健康受到影響。本研究將探討臺灣空污成分暴露後與表觀遺傳標記異常變化之關係，研究臺灣當地特殊的影響疾病發生之代謝路徑。以表觀遺傳因子為研究標的，此基於相關遺傳生物標記對於環境的變化 (包括空污暴露) 十分敏感[4]，或可應用於評估空污暴露後疾病之發生的可能性，如心血管疾病、發炎反應、肺部呼吸道疾病、失智症與多種癌症等。更進一步篩選與空污直接關係的生物標記基因，用以開發與空污暴露相關之健康預警指標檢測試劑套組，直接應用於臨床體外檢測，作為照護民眾健康之「全面性的空污防護」的重要防線。

二、研究方法

心血管疾病

1. 透過跨計畫間的合作，取得國衛院環醫所陳裕政副研究員團隊過去長期收集臺灣南部與東部等地區之 PM_{2.5} 化學組成，以及先前所建立之老人世代追蹤之檢體，利用分子生物化學相關技術來探討，該地區不同的空污成分與受試者血液中的促血管生成因子表現量，並藉由分析 PM_{2.5} 及其成分與此

些因子表現量之相關性，進而確定 PM_{2.5} 及其成分與血管病理關聯性。

2. 評估分析各種心血管細胞受空氣污染物的病理影響，針對動脈粥狀硬化的各種潛在性臨床指標因子，提出可能優先需要控制的 PM_{2.5} 組成成分並研發出相關生化預警指標。首先建立空污影響的細胞培養系統與心血管疾病動物模式，給予各種空污 PM_{2.5} 成分之刺激環境，分析出可能之心血管疾病候選指標圖譜，並將先前收集之老人世代血液檢體，進行代謝體學、蛋白質體學及基因體學等高通量質譜技術，交叉比對細胞平台與動物模式之結果，將可建立出針對 PM_{2.5} 組成成分之可能預警指標因子圖譜。
3. 搭配定量化學分析與血管功能性評估建立空氣污染物的致病毒理濃度，即探討不同濃度所鑑定出的致病 PM_{2.5} 微粒成分對血管細胞功能之影響，以訂出其致病毒理濃度，進而提供資訊給相關單位參考制定空污中危害成分的排放標準。

表觀基因

以近年來進展快速的轉錄體基因定序為基礎，首先採集高雄小港地區的空污 PM_{2.5} 懸浮微粒，以此建立空污 PM_{2.5} 暴露之小鼠動物模型，再以小鼠之血液與組織樣本，萃取 RNA 進行深度轉錄體基因定序，在分析大量定序資料所獲得 3,677 個基因中挑選表達量差異顯著之基因，進行人類細胞模式驗證。在獲得與空污影響有關之新穎性生物標記後，以進行後續檢測測試劑套組開發，之後於老人族群臨床試驗中驗證，未來將用於空污健康預警之有效指標，為民眾健康把關。

三、結果與討論

心血管疾病

1. PM_{2.5} 微粒成分分析與其對心血管內皮細胞的生長與毒性之影響

利用 ICP-MS 分析 2018 年 2 月至 6 月間於國衛院竹南院區收集的 PM_{2.5} 成分，其中 32 種金屬元素的質量濃度 (ppb, µg/L)，以鉬(Mo)、砷(As)、鋇(Sr)、銻(Sb)、鎘(Cd) 和鈉(Na) 等佔 PM_{2.5} 的重量比例最大 (圖 1)，顯示收集的 PM_{2.5} 材料，主要是由這些重金屬微粒所組成。

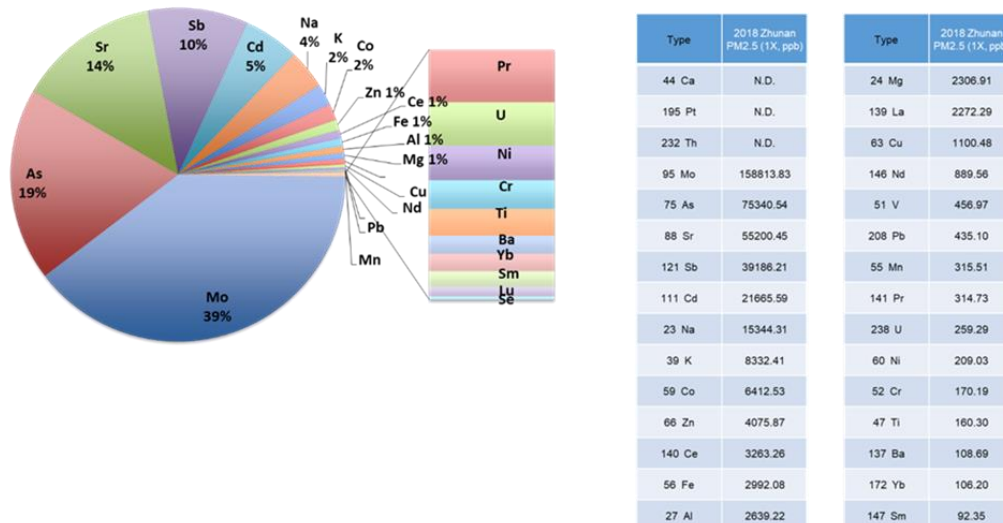


圖 1、於 2018 年 2 月至 2018 年 6 月間，收集國衛院竹南院區之 PM_{2.5} 細懸浮微粒 (ng/m³)，其金屬元素含量之濃度分析 (ppb)

首先為了研究 PM_{2.5} 對人類心臟微血管內皮細胞 (HCMEC) 生長情形的影響，利用 MTT 分析法來測量細胞生長增殖情形與不同 PM_{2.5} 暴露濃度 (0 至 100 µg/cm²) 或不同時間 (24、48 和 72 小時) 之關係。如圖 9-2A 所示，暴露 24 小時後，PM_{2.5} 具有劑量依賴 (dose-dependent) 效應，PM_{2.5} 誘導的細胞毒性，顯著抑制 HCMEC 的生長，PM_{2.5} 濃度為 24.85 µg/cm² 時約為 50%。另一方面，HCMEC 暴露於 40 µg/cm² 和 100 µg/cm² 的 PM_{2.5} 中，持續 72 小時刺激後，導致細胞增殖能力下降至 42% 和 61%。進一步將 HCMEC 給予不同濃度的 PM_{2.5} 刺激 24 小時後，使用乳酸脫氫酶 (Lactic dehydrogenase, LDH) 分析其對 HCMEC 細胞的細胞毒性作用。結果顯示，PM_{2.5} 刺激細胞不斷釋放 LDH，以劑量依賴性方式增加 (圖 9-2B)，與未暴露的 PM_{2.5} 控制組相比，暴露 24 小時後 LDH 釋放量顯著增加 (圖 9-2B)，以上結果顯示 PM_{2.5} 誘導的 LDH 的量與細胞生長和毒殺有關。細胞形態方面，亦觀察到暴露於 25

$\mu\text{g}/\text{cm}^2$ 的 0、2、16 或 24 小時後， $\text{PM}_{2.5}$ 抑制 HCMEC 的細胞生長 (圖 9-2C)。綜合以上，這些結果證實 $\text{PM}_{2.5}$ 的暴露下，導致 HCMEC 細胞生長受到抑制，降低 HCMEC 增殖和生存能力，並可能造成細胞毒性。

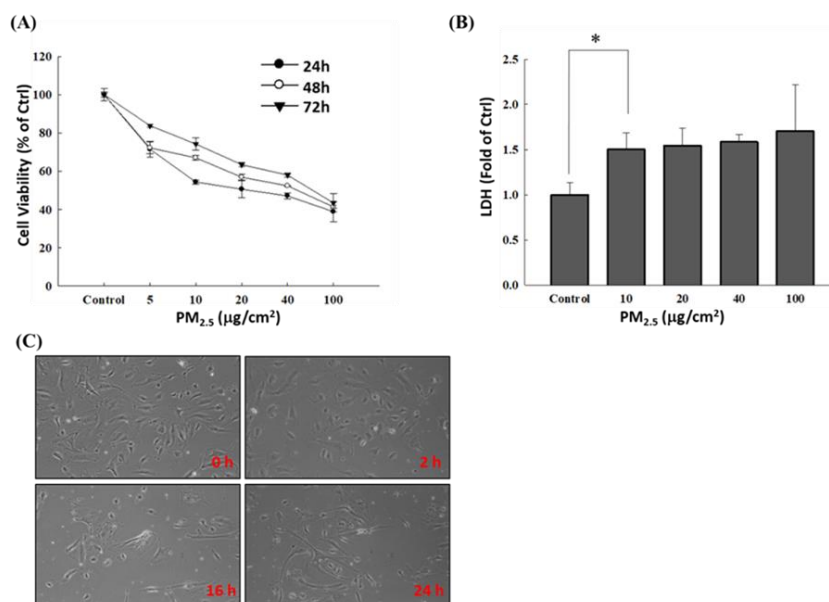


圖 2、暴露 $\text{PM}_{2.5}$ 懸浮微粒 ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) 對心血管內皮細胞生長與細胞損傷的影響。體外培養內皮細胞後，分別給予 0、10、20、40 和 100 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ 的 $\text{PM}_{2.5}$ 處理細胞 24 小時，並利用 (A) MTT 分析和 (B) LDH 細胞損傷釋放試驗進行測試。(C) 細胞型態學觀察內皮細胞之變化。用 25 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ 的 $\text{PM}_{2.5}$ 處理 0、2、16 或 24 小時後，在 100 倍顯微鏡下其細胞之圖像。

2. $\text{PM}_{2.5}$ 微粒成分誘發心血管內皮細胞的自由基生成與降低抗氧化能力

接續先釐清 $\text{PM}_{2.5}$ 的刺激下是否能夠影響內皮細胞的自由基生成與抗氧化能力。在體外細胞培養平台中，暴露 25 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ $\text{PM}_{2.5}$ 的空污環境中 0 至 120 分鐘後，藉由自由基 ROS 偵測劑 2',7'-dichlorofluorescein (DCF) 之螢光強度，測量內皮細胞中的 ROS 生成量。結果圖 3A 顯示 ROS 生成量，在暴露 5 分鐘後達到最高值，並且內皮細胞可以快速感受到 $\text{PM}_{2.5}$ 刺激，於 30 分鐘和 60 分鐘後，誘發 ROS 生成量顯著增加了標準值 2 倍和 2.5 倍 (圖 3A)。此外，亦利用抗氧化劑 N-乙酰基半胱氨酸 (N-acetyl cysteine, NAC) 預先處理下，能夠有效消除 $\text{PM}_{2.5}$ 誘導的 ROS 生成 (圖 3B)，顯示 ROS 的產生與內皮細胞中 $\text{PM}_{2.5}$ 的暴露相關。另外，目前已知粒線體是細胞內自由基 ROS 形成的最大來源胞器，因此我們研究了 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露的內皮細胞中抗氧化酶的基因表達情形。如圖 9-3C 所示，暴露 $\text{PM}_{2.5}$ 24 小時後， $\text{PM}_{2.5}$ 明顯導致 ROS 解毒酶的基因表達明顯下降，包括過氧化氫酶 (catalase, CAT)，超氧化物歧化酶 2 (superoxide dismutase 2, SOD2)，穀胱甘肽過氧化物酶 (glutathione peroxidase, GPx) 和穀胱甘肽還原酶 (glutathione reductase, GSR)，顯示受到 $\text{PM}_{2.5}$ 刺激後 24 小時內，SOD2、CAT、GPx 和 GSR 基因表現水平分別降低了約 0.37 倍，0.40 倍，0.58 倍和 0.42 倍。這些數據證明， $\text{PM}_{2.5}$ 在內皮細胞內不僅促進自由基生成與抑制抗氧化劑酶之基因表現，導致內皮細胞氧化壓力增加，誘導了未來的發炎作用進而引起血管粥狀硬化的內皮失能 (EC dysfunction) 前兆。

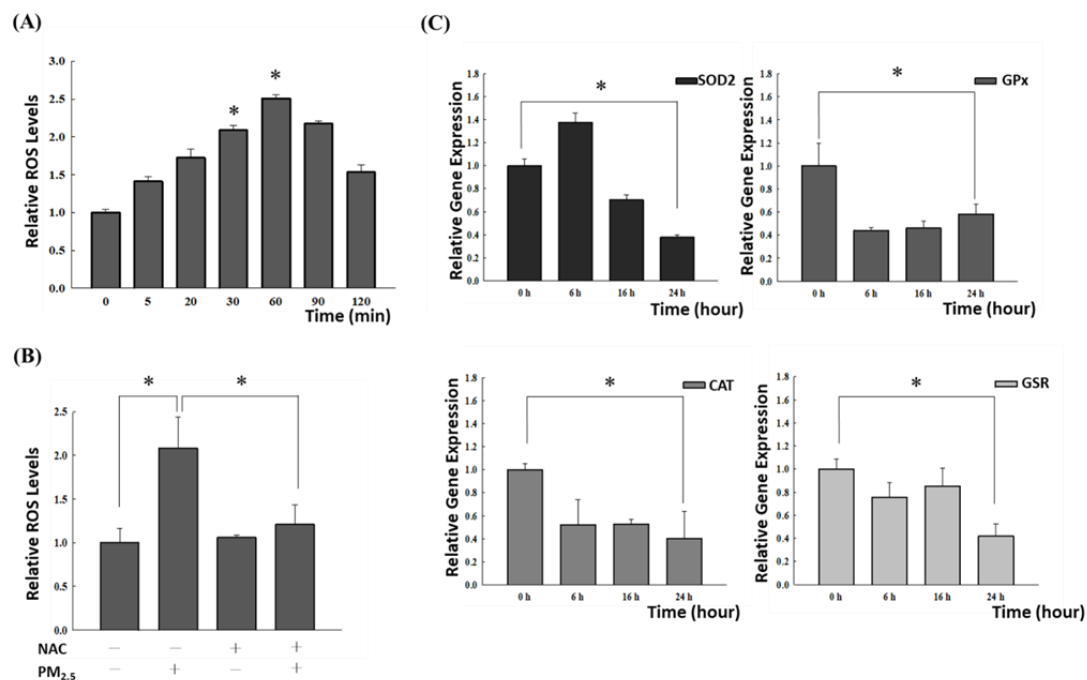


圖 3、暴露 PM_{2.5} 細懸浮微粒 ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) 導致心血管血管內皮細胞快速生成自由基並降低其抗氧化能力。將體外培養內皮細胞後，給予 25 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ PM_{2.5} 刺激細胞不同時間點，利用 (A) DCF 染色分析法分析 ROS 生成量，並給予 20 mM 抗氧化藥物 NAC 處理後明顯可於 30 分鐘內抑制自由基生成。(B) 進一步，以 real time-PCR 方法分析抗氧化酵素 SOD2、GPx、CAT 及 GSR 之基因表現情形，顯示在 PM_{2.5} 處理 24 小時內，大多抗氧化酵素的表現均明顯降低。

3. PM_{2.5} 內關鍵重金屬成分影響內皮細胞的抗氧化酶 Sirt-3 表現

由於成分分析研究中，證實有大量的重金屬成分存在，而這些重金屬成分往往都是導致人體發炎機制啟動的重要因素。由圖 3 得知 PM_{2.5} 會抑制抗氧化酶 SOD 等之基因表現，推測這些基因的修飾作用可能扮演相當重要的角色。線粒體脫乙酰基酶-3 (Sirtuin-3, SIRT3)，已知其活性與表現控制著正常細胞的抗氧化酶 SOD 的後修飾作用與基因表現，在粒線體內扮演著這些抗氧化酶表現的訊息傳導上游調控角色。進一步給予內皮細胞不同濃度的 PM_{2.5} 重金屬成分 Mo、As、Sr、Sb、Cd 和 Na 等暴露量，刺激內皮細胞 24 小時，發現單獨給予 As、Sb 及 Cd 具有劑量依賴性效果 (圖 4)，代表這些關鍵性有害微粒金屬成分將對血管內皮細胞有較直接的細胞發炎反應。

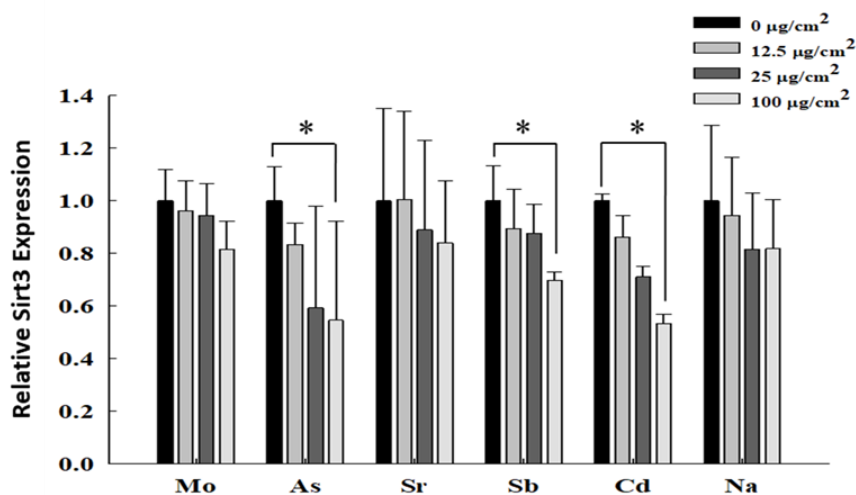


圖 4、暴露 PM_{2.5} 細懸浮顆粒內不同重金屬成分降低心血管內皮細胞內粒線體 Sirt-3 表現。將體外培養內皮細胞後，給予不同濃度之 PM_{2.5} 重金屬成分刺激細胞 24 小時，利用 real time-PCR 方法分析 Sirt-3 之基因表現情形，顯示在 As、Sb 及 Cd 處理 24 小時內，可明顯劑量依賴性抑制 Sirt-3 的表現。

4. 受試者血液中的促血管生成因子表現量

為鑑別空污中何種成分物質與心血管疾病有病理相關性。首先進行檢測花東與高雄地區老人世代中受試者血液中的血管促血管生成因子表現量，進而分析此些血管促血管生成因子與此些區域空污中的何種成分物質有病理相關性。目前以 enzyme-linked immunosorbent assay (ELISA) 實驗結果顯示受試者血液中的促進心血管疾病的危險因子(cardiovascular diseases-promoting risk factors)，例如 IL-1 β 、IL-6、ICAM-1 (Intercellular Adhesion Molecule 1) 等其表現量是有差異的，有些受試者血液中的促進心血管疾病的危險因子的表現量是高，有些則表現量相當低甚至無法測得。這結果表示每個受試者的心血管生理與病理情況不一，血液中的促進心血管疾病的危險因子的表現量高的受試者可能有心血管方面的病症。另，分析小港與雙和醫院的檢體，發現骨橋蛋白(Osteopontin, OPN)是血管疾病進展的積極相關蛋白質(圖 5)。

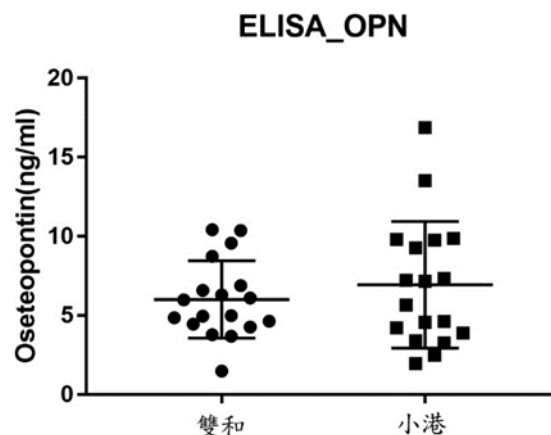


圖 5、利用 ELISA 分析小港與雙和醫院的血液中 OPN 表現量

另外，利用蛋白質西方點墨微陣列原理的高通量蛋白質表現分析系統 Micro-Western Array (MWA) 進行實驗，此系統可同時分析 96 種蛋白質總量或磷酸化程度的變化，並針對血液、組織、細胞等進行蛋白質分析。將之前血液中被報導過與心血管疾病、發炎疾病、新陳代謝疾病相關的蛋白質因子，以 MWA 進行分析血液中心血管疾病相關蛋白質表現量。其中分析 Jak1、Jak2、PIAS1、PIAS2、PIAS3、SOC3、phospho-JAK1 Y1022/Y1023、phospho-JAK2 Y1007/1008、phospho-STAT1 S727、phospho-STAT2 S689、albumin、phospho-STAT5 Y694/699、phospho-STAT6 Y641、STAT3、caspase 1、caspase 2、caspase 3、caspase 7、caspase 8、caspase 9、IGF1R、IGFBP3、ApoD、ApoE、ApoH、IL-3、IL-6、IL-8、IL-1 R1、MMP2、MMP7、MMP8、MMP9、TRAPcP、Tryptase、SERPINEB2、LDLR、MyD88、COX-1、COX-2、COX IV、MCP1、MCL-1，並用 β -actin、 α -tubulin、GAPDH 當作控制組 (loading control)。結果發現 ApoE、ApoH、COX2、Caspase 9、IL1 R1、IL-6、LDLR、MMP7、MMP9、PIAS3、SERPINB2 在不同群組似乎有較明顯的差異。

表觀基因

1. 以 PM_{2.5} 樣本處理小鼠

設置高流量全自動懸浮微粒採樣器 (Digitel DHA-80) 於高雄小港，收集 PM_{2.5} 懸浮微粒，採集後的懸浮微粒污染物，再經過濾、震碎、蒸餾、凍乾等步驟，最後完成 PM_{2.5} 的採集。將 PM_{2.5} 懸浮於無菌水中，以口咽灌注的模式投予 C57BL/6 小鼠連續 24 週。將小鼠連續暴露於高雄 PM_{2.5} 細懸浮粒子後，小鼠肺部出現發炎現象、肺小動脈壁增厚，而且小鼠的心跳速率顯著變快，血壓 (舒張壓與收縮壓) 亦為顯著增高。除此之外，在器官的變化上，胰臟與肺臟的重量具有異常地顯著增加 (圖 6)。

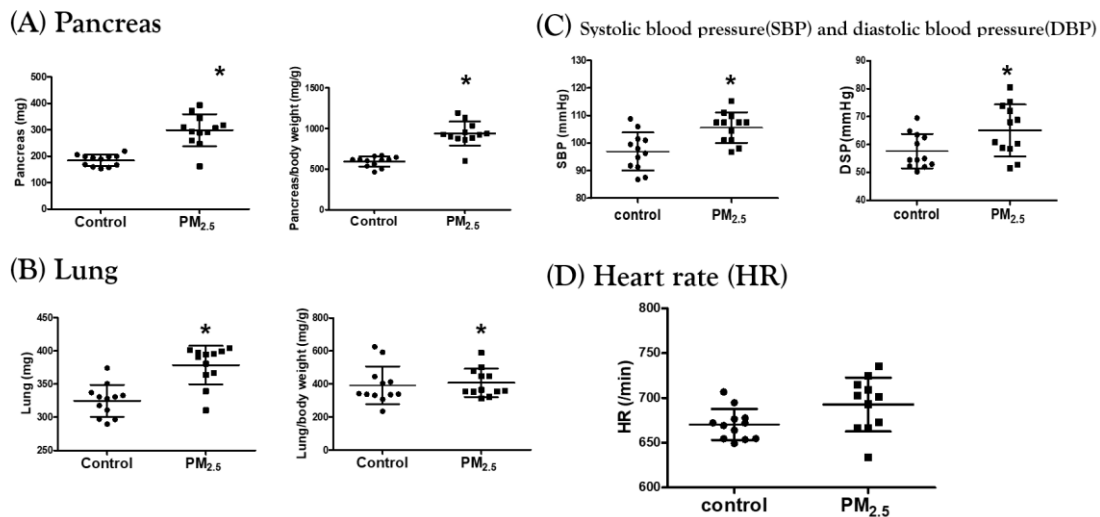


圖 6、PM_{2.5} 懸浮微粒樣本處理小鼠後之器官變化。與未處理 PM_{2.5} 之控制組相比，(A) 胰臟重量顯著增加；(B) 肺臟重量亦為顯著增加；(C) 血壓 (舒張壓與收縮壓) 與 (D) 心跳速率顯著增高。

2. 轉錄體 (transcriptome) 分析

將小鼠暴露於高雄小港的 PM_{2.5} 細懸浮粒子 24 週之後，抽取小鼠的血液樣本，再從血液的 buffy coat 中萃取 total RNA，後續進行轉錄體 RNA 定序與分析。本研究將小鼠分為控制組 4 隻與實驗組 (PM_{2.5} 暴露) 4 隻，進行 RNA 之全基因定序。圖 7 為轉錄體 RNA 定序之總結果圖。控制組 (C4、C10、C12、C16) 為未經 PM_{2.5} 暴露之小鼠，實驗組 (P9、P17、P18、P21) 為 PM_{2.5} 暴露之小鼠，於熱點圖 (heat map) 中明顯區分為兩種模式，各組間之基因表達狀況具有趨勢一致性 [圖 7 (A)]，PM_{2.5} 暴露後，共有 3,677 個基因具有表達差異，其中受到上升調控 (up-regulation) 而表達量變高的基因有 1489 個，受到下降調控 (down-regulation)，表達量變低的基因有 2188 個基因，圖 7 (B) 顯示紅色 (up) 與藍色 (down) 的變化也形成一個明顯的火山圖 (volcano plot)，能夠直覺地觀察兩組基因表達的 fold change，也就是由此轉錄體數據顯示，是否暴露於 PM_{2.5} 之中明確影響基因上升與下降的調控，另外於 KEGG 註解分析也可發現這些基因出現於與癌症或其它疾病相關的代謝路徑中 (圖 8)[4]。

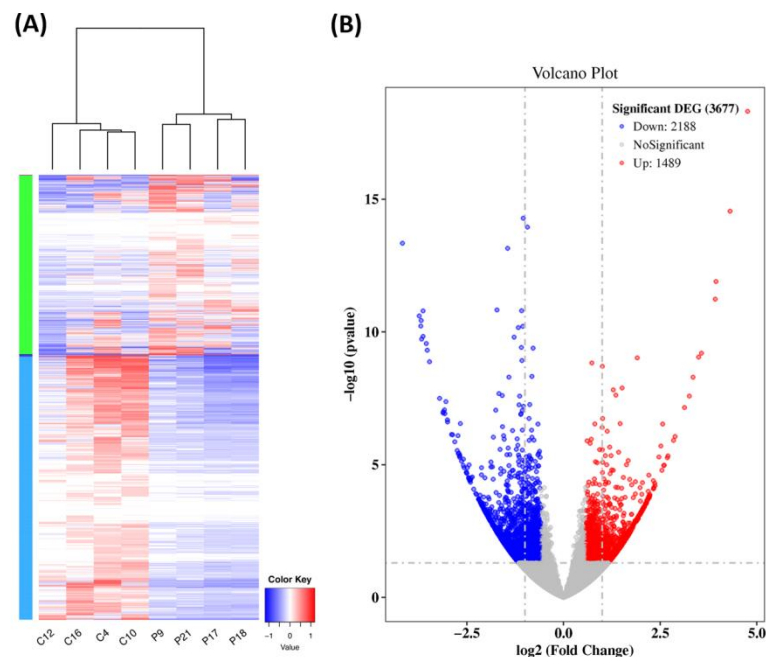


圖 7、轉錄體 RNA 定序之總結果。(A) Heat map 將控制組與實驗組分為兩區；(B) 火山圖 (volcano plot)，影響基因上升與下降的調控之基因組成。

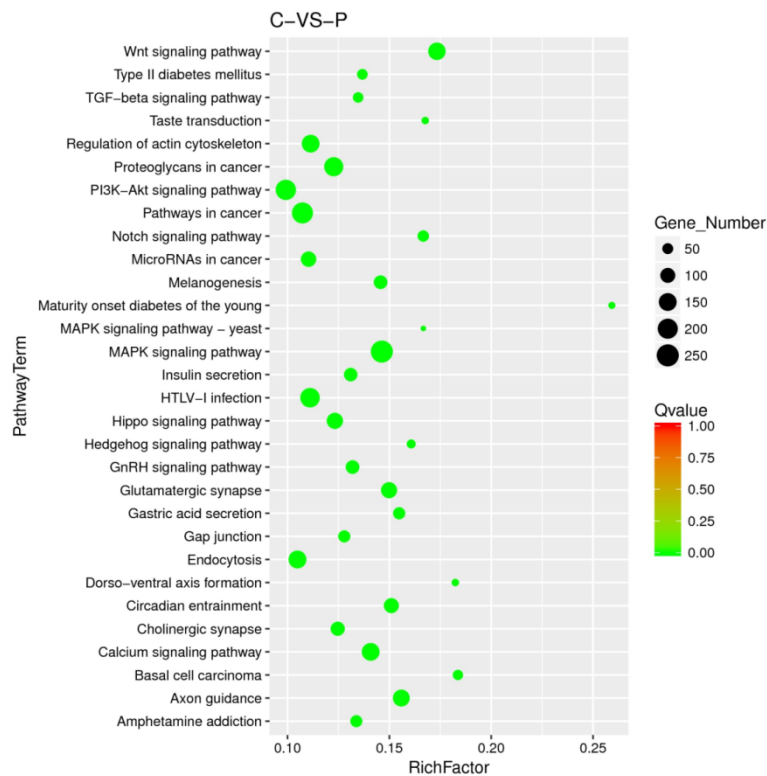


圖 8、KEGG 註解之空污暴露後影響代謝路徑。

3. PM_{2.5} 影響之基因於人類單核球細胞株 (THP-1) 之表現量分析

以 25 µg/ml、50 µg/ml 兩種濃度的 PM_{2.5} 懸浮微粒，以及 10 µM Benzo[a]pyrene 處理 24 小時與 48 小時後，進行基因表達量分析。在 24 小時中，於兩種空污物質中，PHF8、DYRK1B、ZKSCAN5 的基因表達下降，CEP250、PRPF38B、FAM102B 則是表達上升；然而只有在 PM_{2.5} 的處理下，DIAPH2 為表達上升，對於 Benzo[a]pyrene 的處理，DIAPH2 則為表達下降。於 48 小時的較長時間處理，PHF8、DIAPH2、DYRK1B、CDADC1、OXR1、PPP2R1B、ITGAM 在 Benzo[a]pyrene 的和 PM_{2.5} 的處理下均為表達下降；CD151 和 FAM102B 則為表達上升。兩種成份處理呈現相反者，則有 ZNF280C、ZKSCAN5 (圖 9)。

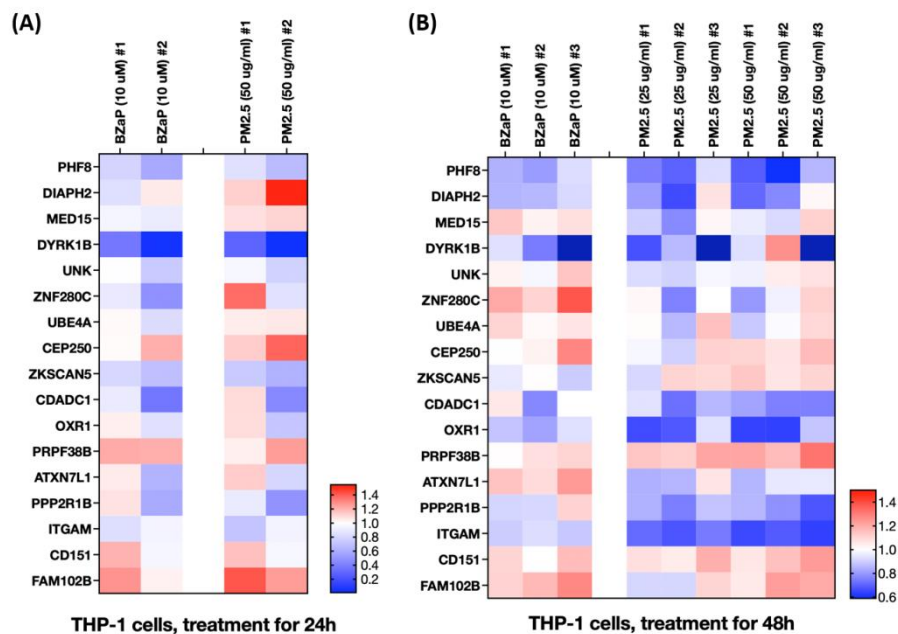


圖 9、空污影響標的基因於 THP-1 細胞，於兩種 PM_{2.5} 濃度與 10 µM Benzo[a]pyrene 在 (A) 24 小時與 (B) 48 小時處理下之基因表達結果。(BZap 為 Benzo[a]pyrene。)

四、結論

本研究有一部份是利用國衛院於竹南所收集之 PM_{2.5} 樣品中，Mo、As、Sr、Sb、Cd 和 Na 占 PM_{2.5} 的重量比例最大，結果顯示直接體外刺激心血管內皮細胞，造成劑量依賴之細胞損傷效應與抑制生長情形。未來將探索 PM_{2.5} 內重金屬微粒對於內皮細胞產生之細胞損傷機制與生理反應進行研究，探討 PM_{2.5} 可能導致全身性血管氧化壓力反應，進而導致內皮功能障礙。

以空污暴露小鼠模型，利用近年發展快速的基因定序方法，分析受到空污長期影響後的轉錄體基因表達，以 KEGG 註解分析也可發現這些基因出現於訊息傳遞、癌症代謝、MicroRNA 之癌症代謝路徑，甚至是糖尿病相關的代謝路徑中。在眾多受到空污暴露影響的基因群中，本研究篩選數 35 個表達差異最顯著者進行 THP-1 人類細胞驗證，從中篩選到 PHF8[5, 6]、DIAPH2[7]、DYRK1B、ZNF280C、OXR1[8]、PRPF38B、PPP2R1B、ITGAM[9]、CD151[10]等基因，因空污暴露而有顯著表達過高或過低的現象，而這些基因也發現與認知障礙、癌症等疾病息息相關。未來將於臨床試驗進一步驗證作為空污相關檢驗之生物標記之可行性評估，可作為空污健檢防護之預警指標。

參考文獻

- [1] Lelieveld, J., Evans, J., Fnais, M., Giannadaki, D., and Pozzer, A., “The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale.” *Nature*, 525, 367 – 371 (2015).
- [2] Landrigan, P.J., et al., *The Lancet Commission on pollution and health*. *Lancet*, 2018. **391**(10119): p. 462-512.
- [3] Cohen, A.J., et al., *Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015*. *Lancet*, 2017. **389**(10082): p. 1907-1918.
- [4] Khilnani, G.C. and P. Tiwari, *Air pollution in India and related adverse respiratory health effects: past, present, and future directions*. *Curr Opin Pulm Med*, 2018. **24**(2): p. 108-116.
- [5] Lepeule, J., et al., *Epigenetic influences on associations between air pollutants and lung function in elderly men: the normative aging study*. *Environ Health Perspect*, 2014. **122**(6): p. 566-72.
- [6] Chen, X., et al., *Phf8 histone demethylase deficiency causes cognitive impairments through the mTOR pathway*. *Nat Commun*, 2018. **9**(1): p. 114.
- [7] Walsh, R.M., et al., *Phf8 loss confers resistance to depression-like and anxiety-like behaviors in mice*. *Nat Commun*, 2017. **8**: p. 15142.
- [8] Kostrzevska-Poczekaj, M., et al., *DIAPH2 alterations increase cellular motility and may contribute to the metastatic potential of laryngeal squamous cell carcinoma*. *Carcinogenesis*, 2019. **40**(10): p. 1251-1259.
- [9] Volkert, M.R. and D.J. Crowley, *Preventing Neurodegeneration by Controlling Oxidative Stress: The Role of OXR1*. *Front Neurosci*, 2020. **14**: p. 611904.
- [10] Ramirez-Bello, J., et al., *ITGAM is a risk factor to systemic lupus erythematosus and possibly a protection factor to rheumatoid arthritis in patients from Mexico*. *PLoS One*, 2019. **14**(11): p. e0224543.
- [11] Zhu, J., et al., *CD151 drives cancer progression depending on integrin alpha3beta1 through EGFR signaling in non-small cell lung cancer*. *J Exp Clin Cancer Res*, 2021. **40**(1): p. 192.

空氣污染物對糖尿病患者腎臟健康之影響 暨年長者空污的知識及調適行為與肺功能下降速度之相關性

糖尿病患者：秦唯珊¹ 許志成² 郭育良^{3,4,5}
年長者：陳啟信^{5,6}、郭育良^{3,4,6}、吳治達^{3,7}、璩大成⁸、李岡遠⁹、林文一¹⁰、葉日忒¹¹

¹ 國立臺灣大學醫學院護理學系暨研究所

² 國家衛生研究院群體健康研究所

³ 國家衛生研究院國家環境醫學研究所

⁴ 國立臺灣大學醫學院醫學系環境職業醫學科

⁵ 臺大醫院新竹臺大分院環境及職業醫學部

⁶ 臺大醫院環境及職業醫學部

⁷ 國立成功大學測量及空間資訊學系

⁸ 臺北市立聯合醫院

⁹ 雙和醫院

¹⁰ 高雄市立小港醫院

¹¹ 花蓮慈濟醫院

(NHRI-109-EMGP08、NHRI-109-EMGP09)

摘要

為探討長期暴露於空氣污染物對於第二型糖尿病患者腎臟健康（估算的腎絲球過濾率：estimated Glomerular filtration rate, eGFR）之影響，於 2003 年至 2005 年邀請 1,316 名第二型糖尿病患者參與研究，追蹤其健康狀況至 2012 年，最終納入 985 位個案進行分析，並使用環境保護署空氣品質監測站數據，以克利金內插法推估個案住家住址的空氣污染物濃度。985 位個案其平均年齡為 57.5 歲，平均追蹤 5.3 年。研究初始有 5.8% 個案的 eGFR <60 mL/min/1.73 m²，而最後一次追蹤時，有 11.5% 個案 eGFR <60 mL/min/1.73 m²。本研究發現在控制影響腎臟健康相關因子(教育程度、研究初始時的糖化血色素)後，隨著 PM_{2.5} 的濃度增加，個案 eGFR 年改變量亦有下降的趨勢，且達統計上顯著相關。綜合過去研究發現及本計畫的結果，建議政策上可將慢性病患者（如糖尿病）納入為 PM_{2.5} 長期效應的易感族群。另，於 2015 至 2020 年間追蹤年長者肺功能，並於 2020 年詢問年長者有關空污的知識與調適行為。個人居住地址的長期（以 2019 年平均為代表）空氣品質濃度是以混合克利金與土地迴歸利用模式方法進行估算。統計使用線性迴歸計算個人肺功能下降速度，爾後使用多變項線性迴歸探討空氣品質與肺功能下降速度的相關性，並以分層分析探討調適行為對於肺功能的保護作用。結果顯示，肺部以外之空污健康影響的相關知識仍較不足，且只近半數會使用空污調適行為。PM_{2.5} 與 NO₂ 暴露與加速年長者肺功能下降有關。調適行為中，霧霾天時，會使用方法控制室內空氣品質與減少戶外運動對於肺功能下降的影響，可能具有保護作用。

關鍵詞：空氣污染、第二型糖尿病、腎絲球過濾率、腎臟功能、知識與調適行為、肺功能

一、前言及研究目的

研究發現長期暴露於較高濃度的 PM_{2.5}，會降低第二型糖尿病患者的腎絲球過濾率，亦即損傷其腎臟功能。智利研究發現，若空氣污染物 (PM_{2.5}, PM₁₀, CO, NO₂, SO₂) 的短期暴露增加，將增加糖尿病患者發生糖尿病急性嚴重併發症、昏迷與酮酸中毒之住院情況[1]。而在臺灣，過去針對第二型糖尿病患者的長期研究發現暴露於 PM_{2.5} 與 CO 等空氣污染物，將增加第二型糖尿病患者出現蛋白尿 (microalbuminuria) 的狀況[2]。此外，空氣污染物中的 PM_{2.5}、PM_{2.5-10}，亦會增加罹患糖尿病視網膜病變的風險[3]。本研究之目的為探討長期暴露於空氣污染物對於第二型糖尿病患者腎臟健康之影響。

過去研究顯示年長者相較於青少年與成年人有較低的空污健康危害之認知[3]。年長者屬於空污的易受傷害族群，是因為年長者有較高比率的慢性疾病以及較差的身體機能[4]，且老化的過程也伴隨著抗氧化能力的下降[5,6]。個人空污的調適行為是否對於空污的健康影響具有保護作用則尚屬未知。肺功能是空污健康影響的重要健康指標，Rice 等對於中老年人(平均年齡 50 歲)進行的研究顯示長期暴露

PM_{2.5} 與居住於較近於繁忙的道路會加速肺功能的下降速度[7]。因此，本研究研究目的為調查年長者空污知識與調適行為，以及探研個人調適行為是否對於空污知肺功能影響具有保護作用。

二、研究方法

為探討空氣污染物對於慢性病群體健康之影響，於 2003 至 2005 年招募 1,316 名第二型糖尿病患者，並持續追蹤其健康狀況至 2012 年底。經排除資料不完整者，共納入 985 位個案進行分析。空氣污染物取自環境保護署全臺 77 個空氣品質監測站，透過克利金 (kriging) 內插法，推估個案住家住址的空氣污染物濃度。本研究採取每月空氣污染物的平均濃度，透過混合線性模型 (Linear Mixed-effect model) 進行分析，探討空氣污染物與第二型糖尿病患者之腎絲球過濾率估算值 (estimated Glomerular Filtration Rate, eGFR) 之關聯。

為了解年長者空污的知識及調適行為與肺功能下降速度之相關性，本研究於 2015 至 2020 年間於花蓮、臺北、新北、高雄等 4 個地區追蹤 832 位年長者(>65 歲)之肺功能，並於 2020 年調查其對於空污的知識與調適行為。使用肺功能量計(spirometry)檢測用力吐氣肺活量(FVC)與第一秒用力吐氣量(FEV1)。並於訪員協助下填答空污知識與調適行為問卷。個人居住地址的長期(以 2019 年平均為代表)空氣品質濃度是以混合克利金與土地迴歸利用模式方法進行估算。多變項線性迴歸模式探討空污與肺功能下降速度的相關性，校正年齡、性別、吸菸、二手煙暴露、氣喘與慢性阻塞性肺病等疾病史，並於模式中加入個人調適行為與空污指標之交互作用項，用以探討調適行為之保護作用。

三、結果與討論

糖尿病患者腎臟健康研究，共納入 985 位個案，平均年齡為 57.5 歲，平均追蹤時間為 5.3 年。在研究初始有 5.8%的個案 eGFR<60 mL/min/1.73 m²，最後一次追蹤時，有 11.5%的個案 eGFR<60 mL/min/1.73 m²。在探討空氣污染物對於糖尿病患者 eGFR 的影響使用混合線性模型，發現在控制影響腎臟健康因子(教育程度、研究初始時的糖化血色素)後，隨著 PM_{2.5} 的濃度增加，個案 eGFR 年改變量有下降的趨勢，且達統計上顯著相關(表 1)。

有關空污知識，年長者有關空污對於腦心血管相關的健康影響正確回答率較低[圖一]。表一呈現參與肺功能追蹤之 832 位年長者之基本資料與空污調適行為之分布。約半數年長者會使用室內或減少外出之行為來減少空污暴露。PM_{2.5} 與 NO₂ 暴露對於年長者 FVC 與 FEV1 均有加速下降的趨勢[表三]，當三種污染物同時放入線性迴歸模式中互相校正，結果顯示 FVC 加速下降速率主要與 PM_{2.5} 相關，而 FEV1 加速下降速率主要與 NO₂ 相關。個人調適行為對於 FVC 沒有保護作用，但霧霾天會使用方法控制室內空氣品質與減少戶外運動對於 FEV1 下降的影響可能具有保護作用[表四]。

四、結論

根據過去研究發現以及本研究之結果，建議健康防護政策將慢性病患者，如：糖尿病患者，納入為 PM_{2.5} 長期效應的易感族群。

有關空污知識，年長者有關空污對於腦心血管相關的健康影響正確回答率較低，約半數年長者會使用室內或減少外出之行為來減少空污暴露。年長者 FVC 加速下降速率主要與 PM_{2.5} 相關，而 FEV1 加速下降速率主要與 NO₂ 相關。霧霾天，會使用方法控制室內空氣品質與減少戶外運動對於 FEV1 下降的影響可能具有保護作用。

參考文獻

- [1] Dales, R.E., Cakmak, S., Vidal, C.B., Rubio, M.A., "Air pollution and hospitalization for acute complications of diabetes in Chile," *Environment International*, 46, 1-5 (2012).
- [2] Chin, W.S., Chang, Y.K., Huang, L.F., Tsui, H.C., Hsu, C.C., Guo, Y.L., "Effects of long-term exposure to CO and PM_{2.5} on microalbuminuria in type 2 diabetes," *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 221(4), 602-608 (2018).
- [3] Pan, S.C., Huang, C.C., Chin, W.S., Chen, B.Y., Chan, C.C., Guo, Y.L., "Association between air pollution exposure and diabetic retinopathy among diabetics," *Environmental Research*, 181, 108960 (2020).
- [4] Qian X, Xu G, Li L, Shen Y, He T, Liang Y, Yang Z, Zhou WW, Xu J. Knowledge and perceptions of air pollution in Ningbo, China. *BMC Public Health*. 2016 Nov 5;16(1):1138.

- [5] Gamble, J. L., B. J. Hurley, P. A. Schultz, W. S. Jaglom, N. Krishnan and M. Harris (2013). "Climate change and older Americans: state of the science." *Environ Health Perspect* 121(1): 15-22.
- [6] Rikans, L. E. and D. R. Moore (1988). "Effect of aging on aqueous-phase antioxidants in tissues of male Fischer rats." *Biochim Biophys Acta* 966(3): 269-275.
- [7] Meng, Q., Y. T. Wong, J. Chen and R. Ruan (2007). "Age-related changes in mitochondrial function and antioxidative enzyme activity in fischer 344 rats." *Mech Ageing Dev* 128(3): 286-292.
- [8] Mary B Rice, Petter L Ljungman, Elissa H Wilker, Kirsten S Dorans, Diane R Gold, Joel Schwartz, Petros Koutrakis, George R Washko, George T O'Connor, Murray A Mittleman. Long-term exposure to traffic emissions and fine particulate matter and lung function decline in the Framingham heart study. *Am J Respir Crit Care Med*. 2015 Mar 15;191(6):656-64.

臺灣空氣品質預警及控制介入措施之有效性評估

空氣品質預警：陳穆貞¹ 陳保中¹ 陳裕政¹

控制介入措施：陳俊佑¹、謝怡萱¹、徐千又¹、蔡朋枝^{1,2*}

¹ 國家環境醫學研究所國家衛生研究院

² 國立成功大學 環境醫學研究所

NHRI-109-EMGP10、NHRI-109-EMGP11

摘要

評估臺灣空氣品質指標主要六個污染物種，對全人口死亡之濃度反應關係，發現除了 SO₂ 之濃度變化，與死亡人次的增減無線性關係，其餘皆與每日死亡人次有顯著線性關係；而 PM_{2.5} 對死亡的線性關係，較 PM₁₀ 高。另，為能深入檢視我國臺灣空氣品質指標之健康效益，應要有更全面的暴露採計時間及濃度反應估計。

而國際癌症研究中心 (International Agency for Research on Cancer, IARC) 已將室外空氣污染物確認為 1 級致癌物質，其中 PM_{2.5} 是最廣為人所關注的。學童常有 8 小時以上的時間在教室中，為了控制學童可能之 PM_{2.5} 暴露，市面上已有許多控制介入措施，然而對控制介入在真實的環境中的有效性仍然不清楚。故本研究目的係評估四種市面上常見之 PM_{2.5} 控制措施在真實教室的有效性。本研究選擇一個典型台灣中小學校教室 (10 米×8.7 米×3 米)，兩側開窗且無中央空調系統。測試的四種控制介入措施包括：空氣清淨機、新風系統、冷氣靜電濾網、靜電(防霾)紗窗，評估在開窗及關窗的條件下的有效性，並以無控制介入措施做為實驗之對照組。各控制介入措施進行三重複試驗，每組連續採樣兩小時。本研究使用 CO₂ 示蹤氣體法測量教室之通風率，室內和室外 PM_{2.5} 濃度使用 DustTrak (8530, TSI Inc., MN, USA) 測量，並使用個人環境採樣器 (PEM-10-2.5, SKC Inc., PA, USA) 濾紙採樣結果進行校正。研究結果顯示，在開窗條件下所有控制介入措施皆無法有效移除 PM_{2.5}，室內室外 PM_{2.5} 濃度比 (Indoor/Outdoor ratio; I/O ratio) = 0.95±0.06，與沒有控制介入措施 (I/O ratio = 1.01±0.02) 無顯著差異，包括靜電紗窗皆無法在開窗情形下有效降低室內的 PM_{2.5} 濃度。在關窗情形下，除靜電紗窗不適用外，空氣淨化器、新風系統和冷氣靜電濾網的有效性分別為 I/O ratio = 0.54±0.11、0.43±0.02、0.47±0.07。惟上述控制介入措施僅新風系統能引進外氣以降低教室內的 CO₂ 濃度。

關鍵字：空氣品質指標、副指標值、濃度反應關係、室內空氣品質、PM_{2.5} 控制介入、室內室外 PM_{2.5} 濃度比、空氣清淨機、新風系統、靜電紗窗、

一、前言及研究目的

空氣品質警示指標的部分，多數國家環境部門設有以維護民眾健康的空氣品質警示指標[1-5]，臺灣亦利用 NO₂、SO₂、CO、O₃、PM_{2.5} 及 PM₁₀ 等即時副指標濃度，設立空氣品質指標(Air quality index, AQI)，發布空品警訊。但每一副指標污染物，其是否具本地健康危害警示功能，目前並不清楚[6]。因此，研究評估即時空氣污染物濃度，對於國際法源眾多的自然死之濃度反應關係[7]，以檢視本地 AQI 系統之健康效力。國際癌症研究中心 (IARC) 已將室外空氣污染物確認為 1 級致癌物質，其中 PM_{2.5} 是最廣為人所關注的。學童常有 8 小時以上的時間在教室中，為了控制學童可能之 PM_{2.5} 暴露，市面上已有許多控制介入措施，然而對控制介入在真實的環境中的有效性仍然不清楚。

二、研究方法

AQI 副指標之濃度-死亡反應關係

暴露資料收集環境保護署空氣品質監測站 2006 年至 2014 年間，CO、NO₂、SO₂、O₃、PM₁₀ 及 PM_{2.5} 逐時監測值，進行等同 AQI 副指標採計時間(PM_{2.5-4+12hr} 及 PM_{10-4+12hr} 前 4 與 12 小時平均濃度、O_{3-8hr} 及 CO_{8hr} 為 8 小時平均值；O_{3-1hr}、NO_{2-1hr} 及 SO_{2-1hr} 每 1 小時濃度)之逐時統計，並取單日最高濃度做暴露代表。健康資料收集衛生福利部死因登記資料，依環保署測站所在鄉鎮，統計每日自然死亡(ICD-9-CM: 000-799)人次。結合每日 AQI 副指標與死亡統計，以廣義相加模式，校正冷暖季、鄉鎮、

溫度、相對溼度、長期趨勢後，對個別污染物、每一鄉鎮，估計 AQI 副指標值改變量(每 $10\text{-}\mu\text{g}/\text{m}^3$ 或 10-ppb 增量)，在 0、1 及 2 日延遲效應下，對死亡之濃度反應關係(包含線性與非線性)。

校園教室 PM_{2.5} 控制介入措施之有效性評估

1. 測試教室：選擇一個真實的學校教室 (尺寸= 10m x 8.7m x 3m)進行測試。北側有 4 扇窗，每扇窗的開口尺寸為 $W\times H=0.8\text{m}\times 1.1\text{m}$ ；南側共 6 窗 2 門，每扇窗、門的開口尺寸分別為 $W\times H=0.5\text{m}\times 1\text{m}$ 和 $0.9\text{m}\times 2.1\text{m}$ 。
2. 試驗控制措施：選擇了空氣清淨機(AP)、靜電濾網(ACF)、靜電窗紗(EWS)和新風系統(MAU)四種控制措施，根據一般使用條件對 AP 進行了測試在開窗和關窗條件下；EWS 僅在開窗條件下進行測試；ACF 和 MAU 僅在關閉窗口條件下進行測試。相比之下，選擇無控制條件作為評估上述措施效果的基線條件。AP 使用的是 H13 高效微粒空氣 (HEPA) 過濾器，每輪測試後都會更換過濾器。CADR 等於 1.5ACH、3ACH 和 4.5ACH。ACF 在空調總流量等於 $2318\text{ m}^3/\text{hr}$ 的條件下進行測試。對於 MAU，使用 G4 初級過濾器和 H11 HEPA 過濾器，測試流速為 $720\text{ 立 m}^3/\text{hr}$ 。
3. 測試方法：整個研究是在夏季(7 月至 8 月)進行的。每個控制措施進行 3 次重複試驗，每次運行連續進行 2 小時。教室通風率是使用 CO_2 示踪氣體方法確定的。使用 DustTrak (型號 8530, TSI Inc., MN, USA) 測量室內和室外 PM_{2.5} 濃度，並通過 PEM 採樣器採樣結果 (PEM-10-2.5, TSI Inc., MN, 美國) 進行校正。

三、結果與討論

現行 AQI 系統主要六個污染物種，對全人口死亡之濃度反應關係，發現除了 $\text{SO}_{2-1\text{hr}}$ 濃度變化，與死亡人次的增減無線性關係之外，其餘皆與每日死亡人次有顯著線性關係；而 PM_{2.5-4+12hr} 對死亡的線性關係，較 PM_{10-4+12hr} 高。例如，PM_{2.5-4+12hr} 每增加 $10\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，對當日(lag 0)造成之死亡風險最高；將相對增加同一日死亡人次 0.458% (95% CI: 0.302–0.614)。而該成果，若對照 108 年環保署空污防制成果報告，指出全國 PM_{2.5} 年平均濃度已由 104 年 $22\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，降至 108 年 $16\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，則顯示死亡人次已在此期間相對減少 0.229%。建議部會逐期調整。

校園教室 PM_{2.5} 控制介入措施，在開窗條件下所有控制介入措施皆無法有效移除 PM_{2.5}，室內室外 PM_{2.5} 濃度比 (Indoor/Outdoor ratio; I/O ratio) = 0.95 ± 0.06 ，與沒有控制介入措施 (I/O ratio = 1.01 ± 0.02) 無顯著差異，包括靜電紗窗皆無法在開窗情形下有效降低室內的 PM_{2.5} 濃度。在關窗情形下，除靜電紗窗不適用外，空氣清淨機、新風系統和冷氣靜電濾網的有效性分別為 I/O ratio = 0.54 ± 0.11 、 0.43 ± 0.02 、 0.47 ± 0.07 。惟上述控制介入措施僅新風系統能引進外氣以降低教室內的 CO_2 濃度。

四、結論

AQI 系統之污染物採計，對於死亡有顯著線性關係。然而，AQI 系統之討論，應要建立在更全面的暴露採計時間及濃度反應估計，方能回應 AQI 系統該如何採計暴露，以及如何訂定防護切點。

所有測試的控制措施都不能降低開窗時的 PM_{2.5} 濃度。在關窗條件下，靜電濾網可以提供與使用 3-4.5 ACH 的空氣清淨機類似的效果。新風系統是唯一可以控制 CO_2 濃度的措施。

參考文獻

- [1] U.S. Environmental Protection Agency, "Technical Assistance Document for the Reporting of Daily Air Quality – the Air Quality Index (AQI)," EPA 454/B-18-007 (2018).
- [2] Matthew Riley, "The New South Wales air quality alert system: a brief history," Australian Journal of Emergency Management, 36(1), 21-24 (2021).
- [3] 中華人民共和國環境保護部，環境空氣質量指數(AQI)技術規定 (試行)，HJ 633—2012 (2016)。
- [4] Report for European Commission DG ENV, "Services to develop an EU Air Quality Index," ED 60428 EU AQI Final Report, Issue 1.1 (2016).
- [5] Ministry of Environment, Forests and Climate Change, Government of India, "National air quality index," Expert Group constituted by Central Pollution Control Board, Delhi-110032 (2014).
- [6] Chen R, Wang X, Meng X, Hua J, Zhou Z, Chen B, and Kan H, "Communicating air pollution-related health

risks to the public: An application of the Air Quality Health Index in Shanghai, China,” *Environment international* 51, 168-173 (2013).

[7] World Health Organization, “WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide: executive summary,” (2021).

結合機器學習建置臺灣 PM_{2.5} 及 NO₂ 推估模型

PM_{2.5}：陳主智¹ 王櫻儒¹ 葉弘毅² 林唐煌² 黃淳聖³ 吳章甫³

NO₂：翁佩詒⁴ 蘇慧貞⁴ 李曉昀⁵ 陳裕政⁶ 蕭雅萍⁷ 黃仁曄⁸ 張智安⁹ 吳治達^{6,7}

¹ 國家衛生研究院群體健康研究所

² 國立中央大學太空遙測研究中心

³ 國立臺灣大學環境與職業健康科學研究所

⁴ 國立成功大學工業衛生學科暨環境醫學研究所

⁵ 國立臺北護理健康大學休閒產業與健康促進系

⁶ 國家衛生研究院國家環境醫學研究所

⁷ 國立成功大學測量及空間資訊學系

⁸ 國立成功大學電機工程學系

⁹ 國立交通大學土木工程學系

NHRI-109-EMGP14、NHRI-109A1-EMCO02202312

摘要

細懸浮微粒(PM_{2.5})及二氧化氮(NO₂)為國際間倍受關注的污染物之一，然而現有空品測站並不足以反應國人真實的暴露情形。為解決此問題，本研究首先利用克利金+土地利用混和模型/廣義相加統計模式 (GAM) 等兩種模型，並進一步搭配機器學習 (如：隨機森林(Random Forest, RF)、極限梯度提升(Extreme Gradient Boosting, XGBoost) 等機器學習演算法，建立 PM_{2.5} 與 NO₂ 之時空分布推估模型，模型中亦結合氣象、土地利用資料，而 PM_{2.5} 模型為彌補偏遠山區測站不足之限制，特利用太空遙測氣膠光學厚度 (AOD) 高解析度資料當作 PM_{2.5} 的替代測量值，最後亦應用所建模型，推估並分析 PM_{2.5} 及 NO₂ 在臺灣本島之長期空間濃度變化情形。研究結果顯示，所建模型呈現中高到高度的解釋能力，PM_{2.5} 以 GAM + Random Forest 之模型解釋力最佳(R²=0.98)，由時間變化上可發現，PM_{2.5} 濃度自 2015 至 2019 年有明顯改善，尤其是中南部高空污濃度地區。NO₂ 以克利金/土地利用混和模型搭配極限梯度提升演算法(Hybrid LUR-XGBoost)之整合式模型結果最佳(R²=0.91)，於全島之時空變化可以看出，在時間變化上以春冬季濃度較高；在空間變化上，以市中心且人口聚集較多的縣市濃度較高。

關鍵詞：NO₂、土地利用迴歸、機器學習演算法、空間分布、氣膠光學厚度、土地利用、廣義相加統計模式、隨機森林、去一交叉驗證

一、前言及研究目的

受限於臺灣本島測站數目與分佈上之限制，主要分布在西部平原人口稠密地區，若僅以測站之觀測濃度並無法真實反應民眾之污染暴露程度，基於此，如何正確推估空氣污染濃度變異性實為重要議題。東部平原僅占 5 個測站，加上臺灣地形複雜，高山地區占總面積 70%，以測站監測 PM_{2.5} 濃度空間內插推估，容易對居住於偏遠與山區居民的健康效應評估，產生偏差。太空遙測氣膠光學厚度(AOD)高解析度資料，可以當作 PM_{2.5} 的替代測量值，因此利用 AOD 資料，結合空品測站資料、氣象、與土地利用資料，推估臺灣地區 2015 至 2019 年 PM_{2.5} 3 km × 3 km 網格月平均濃度。另，為釐清 NO₂ 之重要空間污染排放源，及本島之長期空間濃度變化情形，本研究建立土地利用迴歸與克利金/土地利用混和模型 2 種土地利用迴歸方法，並進一步搭配深度類神經網路、隨機森林與 XGBoost 等 3 種機器學習演算法，以建立 NO₂ 之 50 m × 50 m 網格日平均濃度時空分布推估模型。期望透過本研究可有助於提升 NO₂ 污染物暴露評估之正確性外，相關科學發現，亦可作為政府再次檢示現行 NO₂ 標準，甚至進一步進行下修之科學依據。

二、研究方法

PM_{2.5}：

本研究以兩階段方法推估，第一階段建立具時間變異的廣義相加統計模式(GAM)

$$y_{s,ij} = ns\left(AOD-PM_{2.5,s,ij}\right) + ns(temp) + ns(RH) + ns(month) + ns(WS) + ns(T_{ij}) + r(region_s) + \eta_{s,ij}, \quad s = 1, \dots, S; i = 1, \dots, I; j = 1, \dots, 12,$$

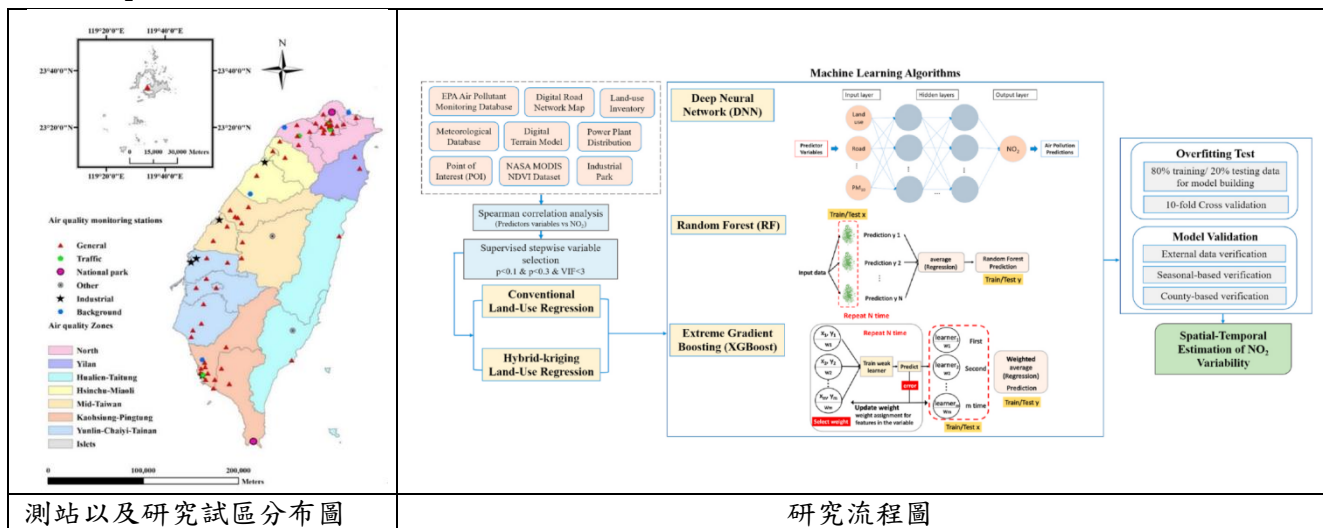
其中 $y_{s,ij}$ 為第 s 測站第 i 年第 j 月的PM_{2.5}月平均濃度，AOD-PM_{2.5}為AOD反演PM_{2.5}濃度，RH為月平均相對濕度，WS為風速，region為測站所屬空品區， $T_{ij} = 2014 + i + j/12$ ， $ns(.)$ 為自然樣條(natural spline)函數。第二階段利用隨機森林(random forest, RF)機器學習預測前一階段殘差的時空變異。

方法 1: 將具時間變異變數(AOD-PM_{2.5}、Temp、RH、WS)放入 GAM 模式，具空間變異(土地利用)放入第二階段 RF 推估。

方法 2: 同方法 1，但將所有具時間、空間變異變數放入第二階段 RF 推估。

方法 3: 將所有具時間、空間變異變數放入 RF 推估。

NO₂：



三、結果與討論

PM_{2.5} 推估結果顯示，GAM + RF 之方法有最好表現，模式解釋力 R^2 為 0.98，均方差 (RMSE) 為 $1.40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，去一交叉驗證 (LOOCV) R^2 為 0.82，RMSE 為 $3.85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，較單獨使用 RF 為佳 (LOOCV R^2 0.74，RMSE $4.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$)。利用 GAM + RF 所建立的模型，推估台灣地區 2015 至 2019 年 PM_{2.5} 3 公里網格月平均濃度，發現 2015 年中南部還有很大部分年平均超過 $20 \sim 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，到 2019 年大致降到 20 以下，北部地區 2019 年大致介於 $10 \sim 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 之間，東部與中央山脈則都在 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下(圖 2)。

NO₂ 推估結果顯示，模型選入的重要變數包含工業及交通相關之土地利用變數；所建模型呈現中高到高度的解釋能力，其中又以 Hybrid LUR-XGBoost 之整合式模型結果最佳 ($R^2=0.91$)，模型驗證結果亦呈現穩定的準確程度；最後利用該最佳模型推估 NO₂ 濃度於全島之時空變化可以看出，在時間變化上以春季濃度較高；在空間變化上，以市中心且人口聚集較多的縣市濃度較高。(圖 3、圖 4)

四、結論

臺灣地區 PM_{2.5} 濃度有逐年改善中，2015 年中南部還有很大部分年平均超過 $20 \sim 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，到 2019 年大致降到 20 以下，北部地區 2019 年大致介於 $10 \sim 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 之間，東部與中央山脈則都在 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下。

結合空間資訊技術、土地利用迴歸與機械學習算法，基於 2000 年至 2018 年之監測資料，發展臺灣本島日平均解析度、 $50 \text{ m} \times 50 \text{ m}$ 網格之 NO₂ 推估模型。結果證實所建模型具有高度之解釋能力 (R^2

=0.91)，相關結果亦已發表於國際期刊 (Journal of Cleaner Production, IF=9.297)。模擬之成果除可提供釐清臺灣 NO₂ 之健康效應外，亦可做為主管機關進行空污減量及熱區管控之參考。

參考文獻

- [1] *Chen CC, Wang YR, Yeh HY, Lin TH, Huang CS, Wu CF. Estimating monthly PM_{2.5} concentrations from satellite remote sensing data, meteorological variables, and land use data using ensemble statistical modeling and random forest approach. *Environmental Pollution* (2021).
- [2] Wong PY, Su HJ, Lee HU, Chen YU, Hsiao YP, Huang JW, Teo TA, Wu CD, John D. Spengler. Using land-use machine learning models to estimate daily NO₂ concentration variations in Taiwan. *Journal of Cleaner Production*, 317, 128411. (2021)

光污染防護及改善處理方式之研究計畫

蕭振龍¹ 蕭文彝¹ 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

本研究進行光污染環境監測，對複雜的市區道路探勘光環境情況，利用載具使用照度計於行進間蒐集光環境數據，進行環境光源動態監測作業，同時也驗證環境光源動態監測方法；光環境照度數據資料與空間地理坐標的結合，研提環境光源動態監測成果結合地圖呈現方式，繪製監測路線光環境地圖，展示環境光空間分布狀況；對近3年光污染陳情案件，進行光污染源類型分析，研提光污染來源管理對策建議，結果與分析發現重點如下：

1. 光污染環境監測部分，就選定之臺北市忠孝東路及羅斯福路2條路線，進行前方垂直照度、左側垂直照度、右側垂直照度3個方向照度量測。各路徑環境背景平均垂直照度之最大值依序為忠孝東路東向西、羅斯福路北向南、忠孝東路西向東及羅斯福路南向北，顯示與商業活動、廣告招牌關聯。
2. 環境光源動態監測方法，以三輪車為移動載具，搭載3顆AA級的照度計組成監測系統，輔助以獲取空間資料之APP、攝影機及筆記型電腦等設備，於監測作業路線上之人行道巡航，結果顯示對複雜的市區道路可呈現該區域或地點的光環境情況。
3. 環境光源動態監測路線所蒐集之光環境照度數據資料與空間地理坐標的結合，透過電子地圖，進一步提供監測路線光源分布及光環境照度情形。本研究結合地理位置資料，以地圖呈現環境光源動態監測作業的成果，可明顯的傳遞光環境訊息，並顯現光環境之變化情形。
4. 近3年光污染陳情案件之比較分析部分，106~108年由縣市環保局填報之陳情案件計1,058件，民眾陳情案件多發生於6都或新竹以北縣市(6直轄市、基隆市、新竹縣、新竹市)，以臺北市占57%為最多數。再觀近3年均未有民眾陳情案件計5縣市，如嘉義縣等，又近1年未有陳情案件計8縣市，如彰化縣等(含前述5縣市)，顯示各縣市間差異大。重複陳情案件情形較常發生在都會，臺北市有81處，臺中市亦有18處，顯示都會區民眾多人多次陳情光污染情形。
5. 光源類別可分為廣告類、反射類及其他。6都及陳情案件總數大於10件的縣市，均以廣告類的陳情比例最高，皆達50%以上，廣告類包括燈箱式看板、投光燈看板、LED組合燈、LED看板等。各個都市的光污染來源比例有所差別，反射類光源在高雄市占18%為最高，在臺北市則有多達36件陳情案為最多，反射類如玻璃帷幕外牆反射、太陽能板反射等。

關鍵詞：光污染、環境光源動態監測

一、前言及研究目的

光污染(light pollution)又稱為光害，室外照明的光污染主要是因建築物之立面照明、道路照明、廣場照明、廣告照明、標誌照明、體育場和停車場室外功能及景觀照明等，所產生的干擾光對人、環境、天文觀測、交通運輸等造成負面影響。國際照明委員會(The Commission Internationale de l'Eclairage, CIE)將之稱為刺眼光或侵擾光(obtrusive light)。近年來，運用高亮度發光二極體(Light-Emitting Diode, LED)製成的光源、裝飾燈與中大型廣告看板，大量使用在全世界人口密度高與人潮聚集的地區。CIE 150-2017技術報告的發表，由於LED高亮度、動態變化及多彩的特性造就了各式的光污染來源[1][2]。近年來亦有國人向環保署及地方環保單位反映，受廣告招牌、照明設備或陽光反射後之光污染影響。

環保署歷年來有關光污染管制規劃研究相關工作計畫，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。環保署自108年起開始著手研究環境光源的探勘與動態監測量測的探討，蒐集環境中光源資訊，以促進光污染管理，本研究進行環境光源動態監測作業及監測方法驗證，並研提環境光源動態監測成果結合地圖之呈現方式，同時加強光污染管理及陳情案件處理。

二、研究方法

環境光源動態監測方法主要建立空間光能量分布的概念，瞭解光環境的影響。環境光源動態監測作業執行，於監測作業路線上之人行道巡航，利用載具使用照度計於行進間蒐集光環境數據，對複雜的市區道路探勘該區域或地點的光環境情況[3] [4] [5] [6] [7]。

(一) 監測系統

監測系統以行動載具搭載3顆AA級的照度計組成，在選定路線巡航過程中，分別可以取得前方垂直照度、左方垂直照度和右方垂直照度的即時照度值。依環境保護署109年3月函頒「光污染管理指引」中規定，照度計需符合CNS 5119 AA級或JIS C1609-2006 AA級，精確度 $\pm 4\%$ 。本研究AA級照度計選用Konica-Minolta T10A。輔助以獲取空間資料之APP、攝影機及筆記型電腦等設備。移動載具則採用可平穩行駛之三輪車，以保持照度計之穩定、不左右晃動。

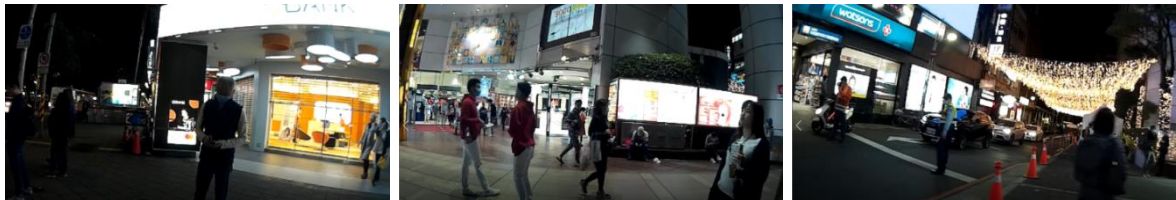
(二) 量測方法

- 1.所有量測均在天黑後，晚間6時至11時之間進行。
- 2.監測作業控制於每小時15~20公里的行進速度。
- 3.照度量測高度為在地面以上1.50~1.70公尺的高度。
- 4.每1秒紀錄數據1次，3顆照度計分別紀錄前、右及左方3個方向的1筆照度值。
- 5.量測過程中，同時獲取空間位置資訊。
- 6.監測路線上選定驗證點，驗校載具軌跡空間位置資訊。
- 7.監測時應行駛於人行道上。

(三) 空間坐標資料的獲取

空間坐標資料的獲取，使用本研究自行開發的應用系統(APP)，在進行環境光源動態監測作業時，透過全球衛星定位系統(GPS)，亦紀錄當時的坐標資訊。APP至少需具備以下功能：

- 1.能紀錄目前所在之空間位置資訊。
- 2.能以Google Map作為底圖，顯示目前的空間位置。
- 3.能隨時間的推移，自動更新目前的空間位置的顯示。
- 4.能設定坐標資料紀錄的時間差。
- 5.能隨時開啟或關閉空間位置資訊紀錄的功能。



忠孝東路路線



羅斯福路路線

圖1 環境光污染源動態監測作業實景街圖

(四) 資料處理

環境光源動態監測作業執行的過程中，取得環境照度量測值及坐標值資料，這兩項資料的取得及處理程序說明如下：

1. 量測資料的接收作業

量測作業執行過程中，透過量測儀器原廠所提供的連線程式，將量測儀器所量測到的量測值，經由量測儀器與筆記型電腦的 USB 連接線，以研究團隊撰寫的應用程式讀取並儲存於筆記型電腦內。

2. 產生量測點的空間資料

前文提到在智慧型手機上，開發一個應用系統 (APP)，其主要的作用是在量測儀器進行電磁波量測並紀錄結果時，透過全球衛星定位系統 (GPS)，紀錄當時的坐標資訊。此 APP 主要紀錄資料序號、日期時間、緯度坐標值及經度坐標值等資訊。

本研究利用地理資訊系統的空間處理能力，將 APP 所記錄的坐標資料檔轉製成空間圖層資料，並將每一個空間資料的其他資訊紀錄於其欄位內，成為該筆空間資料的屬性資料。

3. 修正暫停點的空間位置

動態監測作業在人行道上進行實際量測時，會因為行人因素、道路口紅綠燈的運作及對向自行車交會等，而產生停等的暫停現象，此時並未產生實際上的位置移動，但量測儀器與 APP 仍舊持續的運作，因此這些資料必須加以修整，作業程序包含(A)以時速等於 0 作為條件，刪除停等靜止時之量測點；(B)以 0.3 公尺作為臨界條件，刪除從停等狀態載具加速到規劃量測速度間之量測點。

4. 以驗證點調整量測點的空間位置

利用地理資訊系統的空間處理能力，將不在監測路線上的量測點調整到監測路線，以驗證點為參考點，修正其量測點空間位置資料。透過電子地圖，現在很方便的可以運用空間地理坐標，找到關注的標的，還可以透過 google 的街景影像服務調閱，圖 2 為環境光源動態監測作業的各路線部分驗證點。



圖 2 各路線部分驗證點

(五) 監測成果地圖呈現

依監測路線量測值分布情形，將量測點數值進行分級，再依據各「量測點數值」的資訊，對應以分級及其色階，可顯示每一個量測點的量測資訊，透過將各監測路線所蒐集之光環境照度數據，結合地理位置資料，以地圖呈現環境光源動態監測作業的成果，藉由色階的相對比重，可以觀察比較各路線光環境及其變化情形。本研究之量測點數值分級及圖例說明如圖 3。

- $0 < lx \leq 20$
- $20 < lx \leq 60$
- $60 < lx \leq 120$
- $120 < lx \leq 200$
- $lx > 200$

圖 3 量測點數值分級及圖例說明

三、環境光污染源動態監測作業成果

本研究進行環境光源動態監測作業，以近3年陳情案件數為條件，依東西向及南北向主要街道分別比較篩選，選定並完成羅斯福路路線，及忠孝東路路線，總長度11.4公里。每條路線分為兩側路徑，臺北市忠孝東路路線，自復興南路口至松信路口東向及西向各約2.8公里；臺北市羅斯福路路線，自寧波西街口至基隆路口南向及北向各約2.9公里，量測路徑長度為5.8公里。

(一) 監測路線之光環境

蒐集初始資料經由上述資料處理的步驟後，得到環境光源動態監測作業量測值資料如表1，環境背景平均垂直照度分布情形如表1右圖，環境背景平均垂直照度以取得之前方、左方和右方垂直照度的即時照度值加總計算平均值得之。

各路徑各方向量測最小值介於0.50~3.46 lx之間，量測最大值介於104.5~1,481 lx之間，量測值最大值於忠孝東路東向西路徑取得。各路徑量測最小值、最大值幾由右方照度計取得，顯示監測作業對複雜的市區道路可呈現該路線或地點的光環境情況，而左方及前方照度計取得量測值則同時含括路燈、行車車燈等照度。

以各路徑各方向量測值之平均值觀察，各路徑均顯示以右方最高、前方次之、左方最低；以各路徑相比較，忠孝東路東向西路徑各方向均為最高。就各路徑環境背景平均垂直照度之平均值比較觀察，忠孝東路東向西路徑，其值為61.06 lx，明顯為4路徑中最高，餘三者平均值相近，由高至低依序為羅斯福路北向南、忠孝東路西向東及羅斯福路南向北。

再以環境背景平均垂直照度分布情形觀察比較，忠孝東路東向西路徑之光環境有更多的較高照度，餘三者顯現相近似的較平緩的分布情形，顯示與商業活動、廣告招牌關聯。

表1 環境光源動態監測量測值資料統計表

監測路線		筆數(筆)	環境	量測值(lx)			環境背景平均垂直照度分布情形
				平均值	最小值	最大值	
忠孝東路	東向西	1,011	前方	61.84	2.13	1106	
			左方	32.27	3.46	484	
			右方	89.08	1.23	1481	
			平均	61.06	3.86	662.3	
	西向東	995	前方	36.77	2.12	435	
			左方	24.28	0.67	235.6	
			右方	50.83	0.71	616	
			平均	37.29	2.33	265.7	
羅斯福路	南向北	1,105	前方	29.76	1.36	217.3	
			左方	17.41	3.24	104.5	
			右方	52.93	0.50	527.0	
			平均	33.37	2.1	258.1	
	北向南	1,049	前方	33.81	1.20	740	
			左方	15.14	1.44	170.7	
			右方	59.89	0.58	1218	
			平均	36.28	2.15	610.0	

(二) 監測成果地圖呈現

本研究將監測路線所蒐集之光環境照度數據，結合地理位置資料，以地圖呈現環境光源動態監測作業的成果，圖4之上圖、圖5之左圖分別為2路線4路徑量測值分布情形，可以直覺比較所在位置，並運用GIS-3D技術展繪，以立體圖式呈現動態監測成果，可明顯的傳遞光環境訊息，並顯現光環境之變化情形，如圖4之下圖、圖5之右圖。

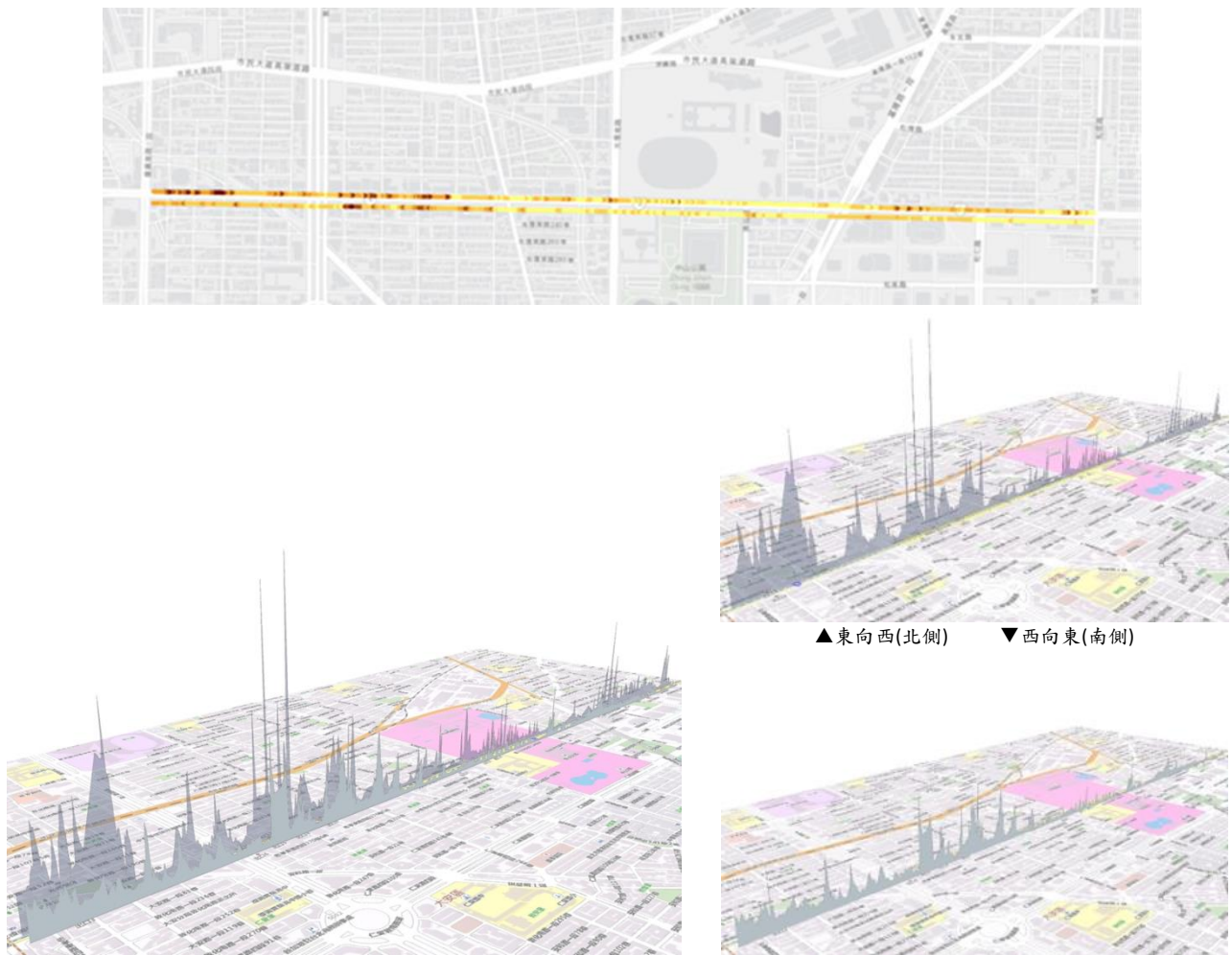


圖 4 環境光源動態監測成果地圖呈現_忠孝東路路線



圖 5 環境光源動態監測成果地圖呈現_羅斯福路路線

四、陳情案件光污染源類型分析

本研究蒐集全國 106~108 年的光污染陳情案件資料，請各地方政府環保局協助填報調查表後，進行光污染源類型分析。106~108 年陳情案件計 1,058 件，各縣市統計如表 2，民眾陳情光污染案件多發生於 6 都或新竹以北縣市，近 3 年案件數各在 20 件以上，臺北市 601 件為最多數，占總案件數之 56.8%，6 都合計為 897 件，占總案件數之 84.8%，再觀如南投縣、雲林縣、嘉義縣、金門縣及連江縣等 5 縣市，近 3 年均未有民眾陳情光污染案件，前述 5 縣市及彰化縣、花蓮縣及臺東縣共 8 縣市，近 1 年也未有民眾陳情光污染案件，顯示各縣市間差異大。

表 2 各縣市光污染陳情案件 106~108 年統計

單位：筆

縣市別	總計	106 年	107 年	108 年
總計	1 058	377	374	307
臺北市	601	280	239	82
新北市	24	9	12	3
桃園市	22	3	5	14
臺中市	183	31	43	109
臺南市	39	6	6	27
高雄市	28	8	12	8
基隆市	32	6	12	14
新竹市	35	12	10	13
嘉義市	9	5	-	4
新竹縣	57	10	22	25
苗栗縣	7	1	3	3
彰化縣	1	1	-	-
屏東縣	5	1	2	2
宜蘭縣	4	2	1	1
花蓮縣	7	1	6	-
臺東縣	2	1	1	-
澎湖縣	2	-	-	2

註：南投縣、雲林縣、嘉義縣、金門縣及連江縣，近三年均未有民眾陳情光污染案件。

(一) 光源類別分縣市比較

光源類別分為廣告類、反射類及其他。廣告類包括燈箱式看板、投光燈看板、LED 組合燈、LED 看板等；反射類如玻璃帷幕外牆反射、太陽能板反射等；其他類包含路燈、投光照明燈、裝飾燈等。光污染陳情改善建議部分，LED 光源類改善建議降低光源最大亮度及調整播放時間，反射類改善建議於反射的位置使用霧面與暗色材質，改善建議透過陳情案件管理單位提供給被陳情人[3][4]。

1. 6 都光源類別分析

6 都的光源類別分析如表 3，6 都均以廣告類的陳情比例最高，皆達 50 % 以上，在臺中市及臺南市更高達 85% 以上，在臺北市則有多達 377 件陳情案為最多。

由光源類別的角度，各個都市的光污染來源比例有所差別，反射類光源在高雄市占 18% 為最高，在臺北市則有多達 36 件陳情案為最多。

表 3 6 都 106~108 年光污染陳情案件光源類別分析

	總計	廣告類 (占比%)	反射類 (占比%)	其他 (占比%)
--	----	-----------	-----------	----------

臺北市	601	377 (63)	36 (6)	188 (31)
新北市	24	12 (50)	1 (4)	11 (46)
桃園市	22	15 (68)	-	7 (32)
臺中市	183	163 (89)	3 (2)	17 (9)
臺南市	43	37 (86)	1 (2)	5 (12)
高雄市	28	16 (57)	5 (18)	7 (25)

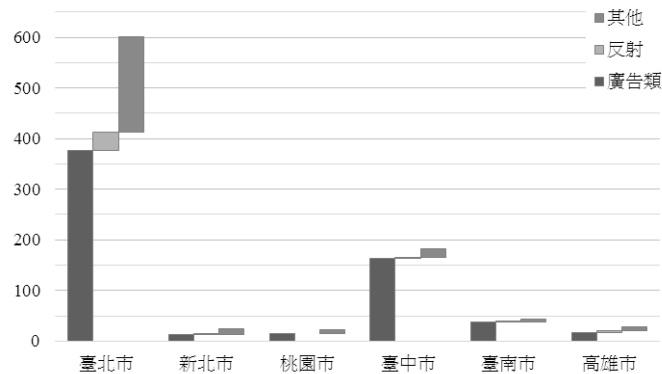


圖 6 6 都 106~108 年光污染陳情案件光源類別分析

2. 6 都外陳情案件總數大於 10 件的縣市光源類別分析

106 年~108 年光污染陳情案件大於 10 件的地方除 6 都外，為基隆市、新竹市、新竹縣 3 縣市，此 3 縣市光源類別的陳情比例亦以廣告類為最高，與 6 都相同皆達 50%，更在七成以上，基隆市近 3 年陳情案全為廣告類。

表 4 6 都外 106~108 年光污染陳情案件光源類別分析
陳情案總數大於 10 件的縣市

	總計	廣告類 (占比%)	反射類 (占比%)	其他 (占比%)
基隆市	32	32 (100)	-	-
新竹市	35	25 (71)	2 (6)	8 (23)
新竹縣	57	41 (71)	2 (4)	14 (25)

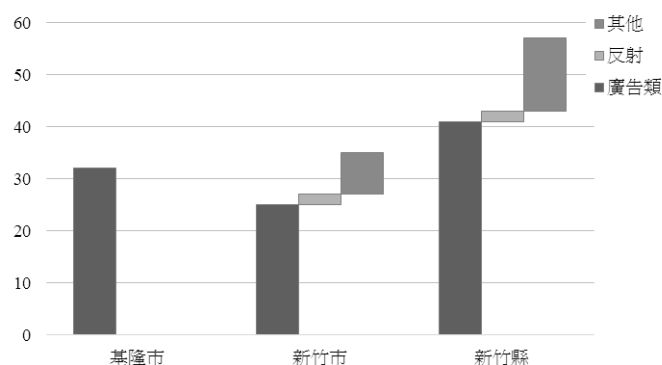


圖 7 6 都外 106~108 年光污染陳情案件光源類別分析
(陳情案件總數大於 10 件的縣市)

(二) 重複陳情

106~108 年光污染陳情案件中重複陳情案件數為 210 件，共計 125 處被重複陳情，分別發生在臺北市、桃園市、臺中市、臺南市、高雄市、基隆市、新竹市、嘉義市、新竹縣、澎湖縣等 10

縣市。重複陳情案件較常發生在都會，6都中除新北市外均有發生，臺北市有 81 處，臺中市亦有 18 處，顯示都會區民眾多人多次陳情光污染情形，例如臺北市有 1 處重複陳情次數達 22 次，為大型 LED 廣告看板。

表 5 106~108 年重複陳情情形

	重複位置(處)	最大重複次數(次)		重複位置(處)	最大重複次數(次)
臺北市	81	22	桃園市	1	1
臺中市	18	3	臺南市	4	6
高雄市	2	1	基隆市	3	1
新竹市	2	2	嘉義市	2	1
新竹縣	11	6	澎湖縣	1	1

五、結論

- 1.環境光源動態監測作業完成羅斯福路路線及忠孝東路 2 路線，總長度 11.4 公里。臺北市忠孝東路路線，自復興南路口至松信路口東向及西向各約 2.8 公里；臺北市羅斯福路路線，自寧波西街口至基隆路口南向及北向各約 2.9 公里，量測路徑長度為 5.8 公里。
- 2.各路徑各方向量測最小值介於 0.50~3.46 lx 之間，量測最大值介於 104.5~1,481 lx 之間，量測值最大值於忠孝東路東向西路徑取得。觀察各路徑各方向量測值之平均值，各路徑均顯示以右方最高、前方次之、左方最低；以各路徑相比較，忠孝東路東向西路徑各方向均為最高。
- 3.各路徑量測最小值、最大值幾由右方照度計取得，顯示監測作業對複雜的市區道路可呈現該路線或地點的光環境情況，而左方及前方照度計取得量測值則同時含括路燈、行車車燈等照度。
- 4.環境背景平均垂直照度以取得之前方垂直照度、左方垂直照度和右方垂直照度的即時照度值加總計算平均值得之。就環境背景平均垂直照度分布情形觀察比較，忠孝東路東向西路徑之光環境有更多的較高照度，餘三者顯現相近似的較平緩的分布情形，顯示與商業活動、廣告招牌關聯。
- 5.各監測路線之環境背景平均垂直照度，結合地理位置資料，並運用 GIS 技術展繪，以地圖呈現環境光源動態監測作業量測值分布情形，藉由色階的相對比重，可以直覺觀察比較 4 路徑之光環境及其變化情形，以立體圖式呈現動態監測成果，可明顯的傳遞光環境訊息。
- 6.106~108 年陳情案件計 1,058 件，民眾陳情光污染案件多發生於 6 都或新竹以北縣市，以臺北市占 57% 為最多數。陳情案件大於 10 件的地方除 6 都外，為基隆市、新竹市、新竹縣 3 縣市，再觀如南投縣、雲林縣、嘉義縣、金門縣及連江縣等 5 縣市，近 3 年均未有民眾陳情光污染案件，前述 5 縣市及彰化縣、花蓮縣及臺東縣共 8 縣市，近 1 年也未有民眾陳情案件，顯示各縣市間差異大。
- 7.光源類別分為廣告類、反射類及其他。6 都及陳情案件總數大於 10 件的縣市，均以廣告類的陳情比例最高，皆達 50 % 以上，廣告類包括燈箱式看板、投光燈看板、LED 組合燈、LED 看板等。各個都市的光污染來源比例有所差別，由光源類別的角度，反射類光源在高雄市占 18% 為最高，在臺北市則有多達 36 件陳情案為最多，反射類如玻璃帷幕外牆反射、太陽能板反射等。
- 8.106~108 年光污染陳情案件中重複陳情案件數為 210 件，共計 125 處被重複陳情，重複陳情案件較常發生在都會，臺北市有 81 處，臺中市亦有 18 處，顯示都會區民眾多人多次陳情光污染情形。

六、建議事項

- 1.環境光源動態監測作業對複雜的市區道路可呈現該路線或地點的光環境情況，亦可以得出環境光的變化情形，建議持續進行監測技術研究，提升其可操作性，使之更臻成熟。
- 2.光環境動態監測於監測作業路線上之人行道巡航，對環境光量測蒐集取得數據資料，結合地理位置資料，以地圖展示其空間分布狀況，可明顯的傳遞光環境訊息，顯現光環境之變化情形，提供對光環境具體的瞭解，有助於光污染管理。
- 3.動態監測作業在人行道上進行實際量測時，會因為行人因素、道路口紅綠燈的運作及對向自行車交會等，而產生停等的暫停現象，此時並未產生實際上的位置移動，但量測儀器與 APP 仍舊持續的運作，因此這些資料必須加以修整，即移除重複之量測點，並避免造成加權現象致高估或低估的現象發生。

- 4.由於在接收坐標的過程中存在誤差，故以驗證點為參考點，利用地理資訊系統的空間處理能力，調整修正量測點的空間位置。驗證點的設定，宜為具體明確可辨別，可提高執行時之效率。
- 5.監測作業行進速度的控制，與數據資料取得的間隔距離相關聯，以每小時 10-20 公里速度而言，相當於每秒行進 2.8-5.6 公尺，因本研究每 1 秒取得 1 筆數據，故為 2 筆資料約莫的間隔距離，若再縮短資料間隔距離，將更充分反應監測路線變換的光環境。
- 6.環境中光污染情形，不當的照明設計與過度使用，可能會干擾用路人，也影響鄰近住戶夜晚的生活品質。透過民眾陳情案件之分析，對光源類別及重複陳情情形等，加以充分瞭解，可提供處理民眾陳情光污染案件之基礎經驗，有助於光污染管理。
- 7.辦理光污染管理教育訓練說明會，加強承辦人員光污染知識，管理要項及量測作業實務，有助於推廣地方環保局業務承辦人員對光污染源管理及量測方法之瞭解，提升光污染源量測品質與陳情案件處理技巧，光污染防護與改善部分可參考「光污染管理指引」。

參考文獻

- [1] CIE 150-2017 “Guide on the limitation of the effects of obtrusive light” (2017).
- [2] CIE 150-2003 “Guide on the limitation of the effects of obtrusive light from outdoor lighting installations.” (2003).
- [3] 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)。
- [4] 彭保仁、溫照華、方承彥、林伯鴻、洪紹棠「光污染管理及陳情案輔導專案研究」，中華民國行政院環境保護署(民 108)。
- [5] Huafuo Zhou, Fatih Pirinccirglu and Peter Hsu, “A new roadway lighting measurement system,” Transportation Research Part C , 274–284(2009).
- [6] Ronald, B. G., Jason, M. and Christopher J.E., “Development of a mobile measurement system for roadway lighting, ” a technical report, NSTSCE(National Surface Transportation Safety Center for Excellence) Report #18-UR-062(2018).
- [7] Jaskowski, and Tomczuk, “Measurement systems used in measuring the illuminance of the road”, IEEE, (2019).

射頻非游離輻射區域性環境監測技術實證之研究計畫

蕭振龍¹ 蕭文彝¹ 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

本研究對設計並建立之環境電磁波區域性監測技術進行實證作業，包含監測系統及量測方法，並對選定之北、中、南3都會區特定範圍實地進行量測與評估，並擇取部分範圍進行不同時段監測作業，依據不同時段環境電磁波區域性監測作業成果，進行比較研析；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，以適用我國環境電磁波區域性監測資訊之呈現方式，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.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，同時對測量進行地理定位，為每個量測點獲取「日期/時間」、「坐標位置」、「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。
- 2.環境電磁波區域性監測部分，選定臺北市大安區、臺中市北區西區及高雄市新興區苓雅區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32.7平方公里，量測路徑總長度284.32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.實證環境電磁波區域性監測系統及量測方法，在量測路徑規劃上考慮量測地區選擇原則及路徑規劃要點等相關條件之滿足，監測標的區域細規劃成匹配工作單位時間之監測小區，設置停駐點以分隔匹配工作單位時間之量測路段，量測作業執行行駛速度大抵控制於每小時13~25公里。本研究依監測小區之設計劃設，針對3都會區各擇取1宮格區進行上午及下午不同時段之監測作業，就監測作業成果進行比較研析。
- 4.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。
- 5.整合電磁波區域性監測數據資料及其地理位置資訊，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，彙整電磁波區域性監測作業成果地理圖層，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，以地理資訊系統的圖台為基底，可透過選取瀏覽各都會區量測點、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。
- 6.依監測小區之設計劃設，針對3都會區各擇取1宮格區進行上午及下午不同時段之監測作業。各都會區之作業範圍為臺北市大安區新生南路以西、臺中市北區健行路以北與中清路以東，及高雄市新興區全區。就蒐集取得之量測數據資料及其地理位置資訊經資料處理作業後，繪製電磁場資訊地圖，展示不同時段環境電磁波區域性監測結果，提供環境電磁波曝露分布情形的比較，再進行不同時段量測值差異比較，輔以資訊地圖展示結果，提供環境電磁波曝露分布變化情形的瞭解。

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。109 年 7 月左右國內各家電信業者陸續宣布 5G 開臺，正式邁入 5G 時代，儘管在短期內，5G 網路無意取代現有網路，而是將與現有 4G 網路結合使用[1][2]，因應 5G 技術相應而生之微型化基地台，因其具數量多且密集的特性，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。

本研究接續之前研究成果[3][4]，以環境電磁波區域性監測系統及量測方法技術，對環境電磁波進行移動式監測，對都會區特定範圍進行快速且大量的量測，蒐集特定範圍內電磁場多種來源的總合曝露量，達成更全面的環境電磁波分布情形調查，藉由量測數據瞭解環境電磁波之分布與變化情形，及民眾日常環境中的電磁場曝露情形，並在地圖上顯示其結果，作為與民眾進行良好風險溝通的介面，向民眾傳遞環境電磁場訊息。

二、研究方法

本研究對設計並建立之環境電磁波區域性監測技術進行實證作業，包含監測系統及量測方法，並對選定之北、中、南 3 都會區特定範圍實地進行量測與評估，並擇取部分範圍進行不同時段監測作業，依據不同時段環境電磁波區域性監測作業成果，進行比較研析；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，以適用我國環境電磁波區域性監測資訊之呈現方式，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，提供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，展繪地圖及閱覽檢測資訊，提供給使用者選取、瀏覽及瞭解其檢測資訊。研究方法相關說明如下：

(一)環境電磁波區域性監測

環境電磁波區域性監測系統及量測方法，自 107 年進行設計規劃及試驗，蒐集國際相關研究[5][6][7][8]，參照環保署環境檢驗所公告之「環境中射頻電磁波檢測方法(NIEA P203.92B)」，並召開專家諮詢會議，對監測系統及量測方法設計作修正，108 年透過「完成 3 都會區電磁波區域性監測工作」項目之執行，進行技術改善並建立方法，本研究更進一步對環境電磁波區域性監測系統及量測方法技術進行實證作業。

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

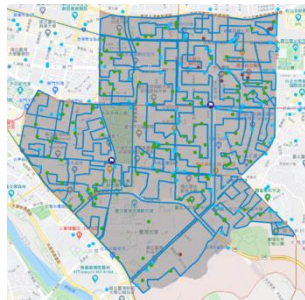


圖 2 環境電磁波區域性監測實景

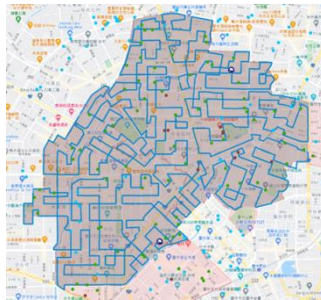
2. 量測路徑規劃

就選定之行政區域，擷取標的監測區域，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。為使量測作業有效執行，應先調查量測區域作業範圍內街道及行進路況，規劃行動電磁波量測之移動路徑。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、學校所在位置及有病床的醫療院所所在位置
- 5.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 20km/h，路徑長度約 90km)



臺北市大安區



臺中市北區西區



高雄市新興區苓雅區

圖 3 量測路徑規劃

3. 作業程序之技術應用

就達成量測作業目標的程序及操作歸納適用的可靠技術，可藉以提高監測執行效果及效率。說明如下：

(1) 套疊地理資訊圖層

路徑規劃時量測地區選擇原則及量測路徑規劃要點等相關條件之滿足，可透過相關地圖圖層套疊達到效果。各地理資訊圖層包括如：

- 1.各量測區域擷取的量測範圍地圖；
- 2.各量測區域中街道地圖；
- 3.各量測區域中非游離輻射資料庫射頻量測資料所在位址；
- 4.各量測區域中學校位址；
- 5.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)。

(2) 規劃設計監測小區

就監測標的區域細規劃成監測小區，因監測區域的邊界形狀各有不同，監測小區的形狀及空間位置也各有不同，本研究以「宮格區」來描述規劃設計的監測小區。其效果為：

- 1.建立監測小區的獨立單元；
- 2.建立標的區域的執行次序；
- 3.更好的匹配工作單位時間(3 小時)；
- 4.更好的規劃量測路徑並使均勻分布；
- 5.更好的估計工作完成度；
- 6.更好的提供比較驗證(如不同日期、不同時段)。

(3) 規劃設計停駐點

量測路徑配合宮格區規劃設計，尋找適當處予以標示，將完整路徑分切為若干段，可提升操作性，確保量測作業順利。本研究以「停駐點」來描述標設的分切點，停駐點為前段路徑之終點，也是後段路徑之起點，每一段量測路徑之數據及空間資料均紀錄成獨立檔案。其效果為：

- 1.建立路徑長度的獨立單元；
- 2.建立量測作業執行的次序；
- 3.更好的匹配工作單位時間(30~50 分鐘)；

- 4.方便檢視確認量測資料紀錄之情形；
- 5.量測人員獲得適當休息；
- 6.更積極的查覺錯誤及除錯；
- 7.更好的提供資料處理(如數據資料與坐標資料串聯作業)。

(二)整合建置空間資料地理圖層方法

本研究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。

量測過程中，在取得一筆量測資料時，同步紀錄一筆坐標資料，建立量測值及坐標值這兩項資料「同時性」的聯繫，在後續資料串接作業即利用此「同時性」，將監測數據資料串聯於空間圖層資料內。

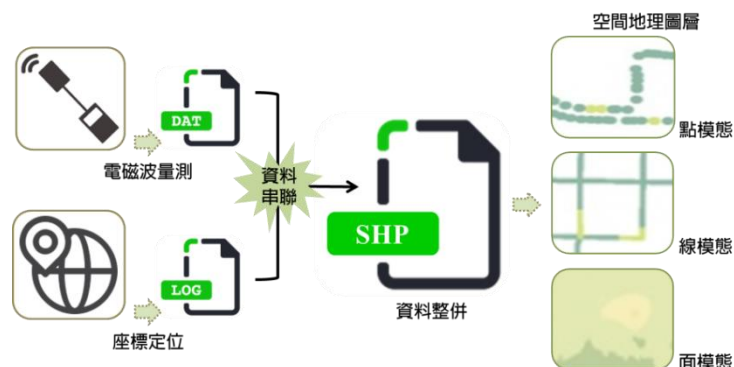


圖 4 整合資料建置空間地理圖層

(三)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[9][10][11]，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，3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1為3都會區量測數值分級及圖例說明。

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。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。

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，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，顯示量測資訊及變化情形。

表 1 3 都會區量測值分級及圖例說明

單位：mW/cm²

級別	對應監測區域全距的百分比(P)%	臺北市 大安區	臺中市 北區、西區	高雄市 新興區、苓雅區
1	$P \leq 1$	0.000051 - 0.001177	0.000043 - 0.000904	0.000049 - 0.000364
2	$1 < P \leq 2$	0.001177 - 0.002304	0.000904 - 0.001764	0.000364 - 0.000679
3	$2 < P \leq 4$	0.002304 - 0.004556	0.001764 - 0.003486	0.000679 - 0.001308
4	$4 < P \leq 8$	0.004556 - 0.009062	0.003486 - 0.006929	0.001308 - 0.002567
5	$8 < P \leq 16$	0.009062 - 0.018073	0.006929 - 0.013815	0.002567 - 0.005085
6	$16 < P \leq 30$	0.018073 - 0.033842	0.013815 - 0.025865	0.005085 - 0.009492
7	$30 < P \leq 60$	0.033842 - 0.067633	0.025865 - 0.051687	0.009492 - 0.018935
8	$60 < P \leq 90$	0.067633 - 0.101423	0.051687 - 0.077509	0.018935 - 0.028378
9	$90 < P \leq 99$	0.101423 - 0.111561	0.077509 - 0.085255	0.028378 - 0.031211
10	$P > 99$	0.111561 - 0.112687	0.085255 - 0.086116	0.031211 - 0.031526

三、環境電磁波區域性監測結果

本研究以人口密度、學校密度（包含幼兒園）及醫療院所密度為擇選條件，對臺北市、臺中市、高雄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，選定臺北市大安區、臺中市北區西區及高雄市新興區苓雅區 3 區域進行量測，蒐集範圍內電磁場多種來源的總合曝露量，瞭解民眾日常環境中的電磁場曝露量。

在量測執行實務上，針對目前(109 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。3 都會區域性監測結果如表 2，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 都會區區域性監測的量測結果，最小值 0.000043 mW/cm² 於臺中市北區西區測得，最大值 0.112687 mW/cm² 於臺北市大安區測得。各區域量測值之分布情形如圖 5，為使量測值之分布更加清楚明瞭，圖中未呈現 20 筆量測值較大者(>0.02 mW/cm²)。

表 2 3 都會區域性量測作業量測值資料統計表

量測區域	筆數(筆)	量測值 (mW/cm ²)				曝露指引限值 0.2 mW/cm ² 判定情形
		>0.02	平均值	最小值	最大值	
臺北市大安區	4,591	13	0.001243	0.000051	0.112687	符合
臺中市北區西區	4,208	4	0.000989	0.000043	0.086116	符合
高雄市新興區苓雅區	4,213	3	0.000880	0.000049	0.031526	符合

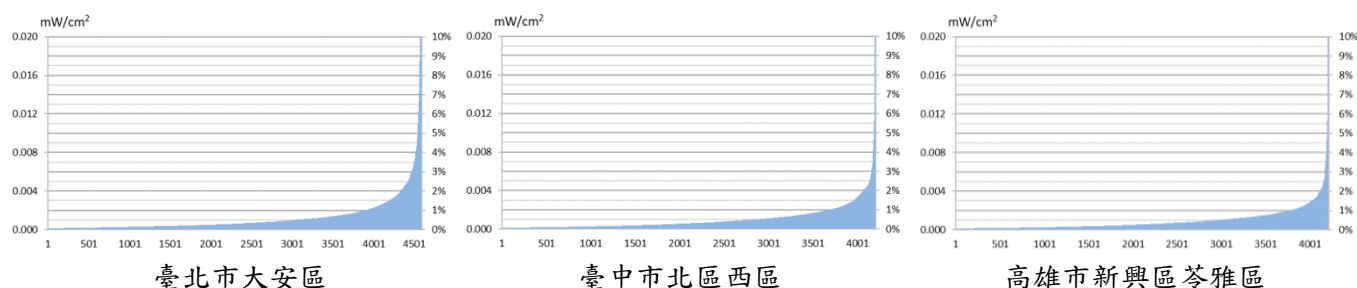


圖 5 3 都會各區域性量測作業量測值分布圖

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。

(一) 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，空間位置分布呈現如圖6所示。

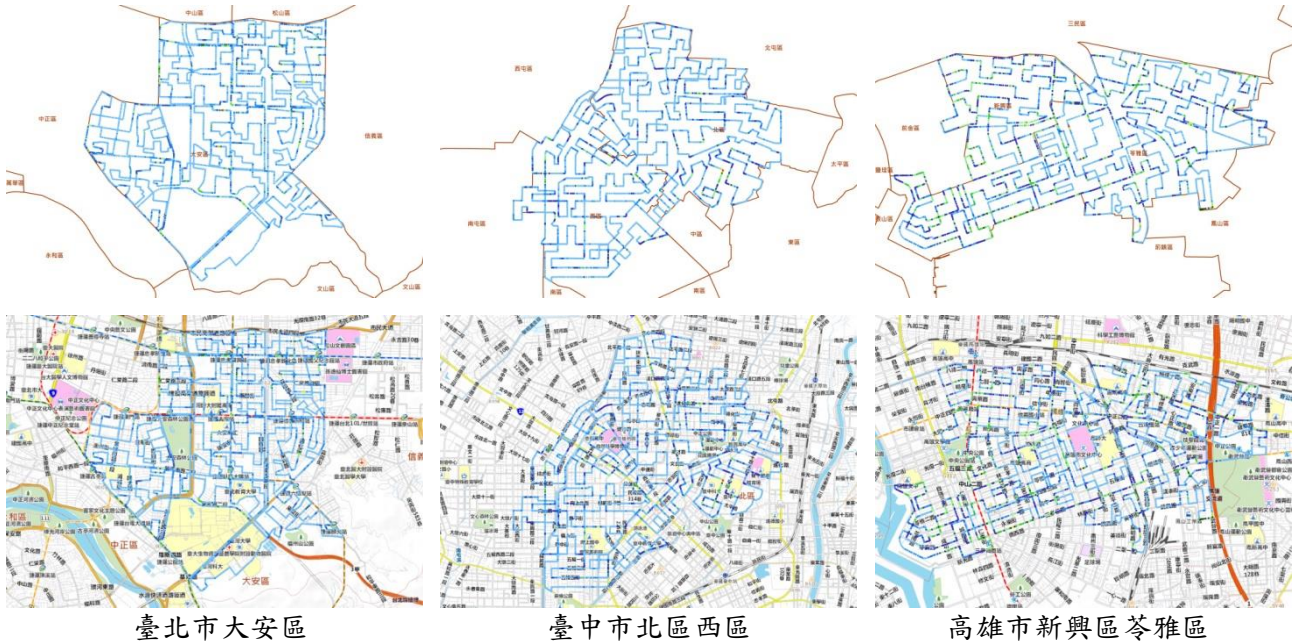


圖 6 3都會各區域點模態射頻電磁場資訊圖 (上圖：無底圖 | 下圖：有底圖)

(二) 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，空間位置分布呈現如圖7所示。

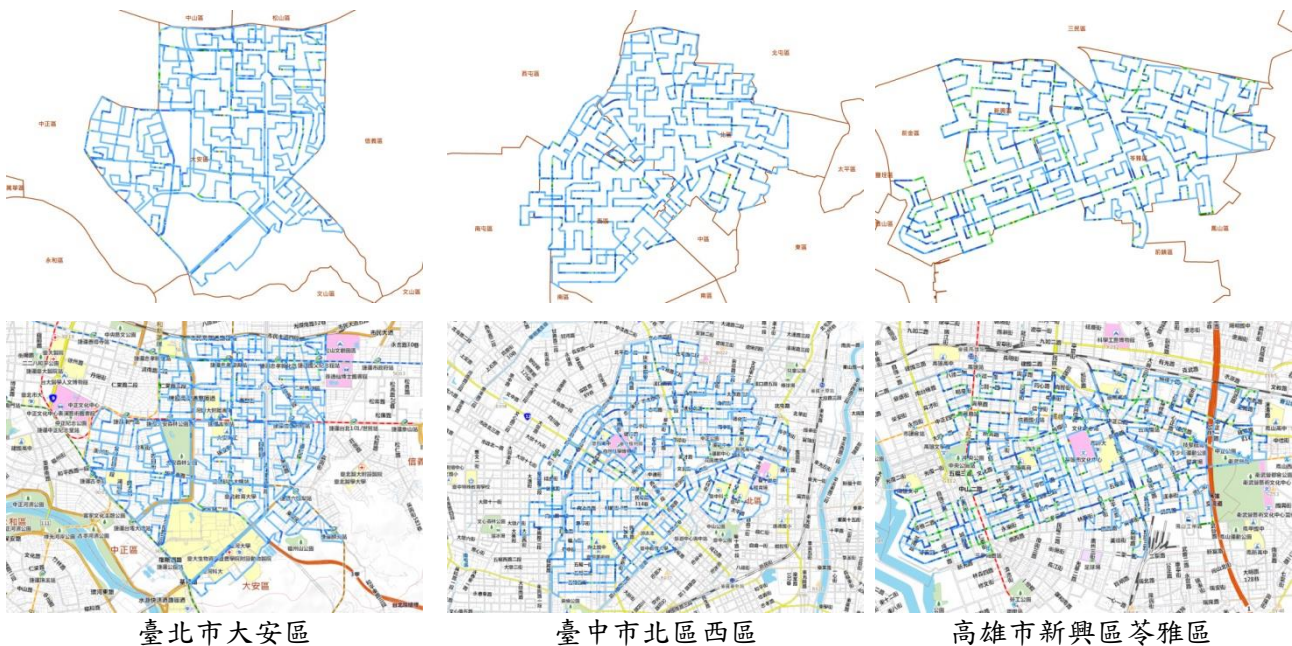
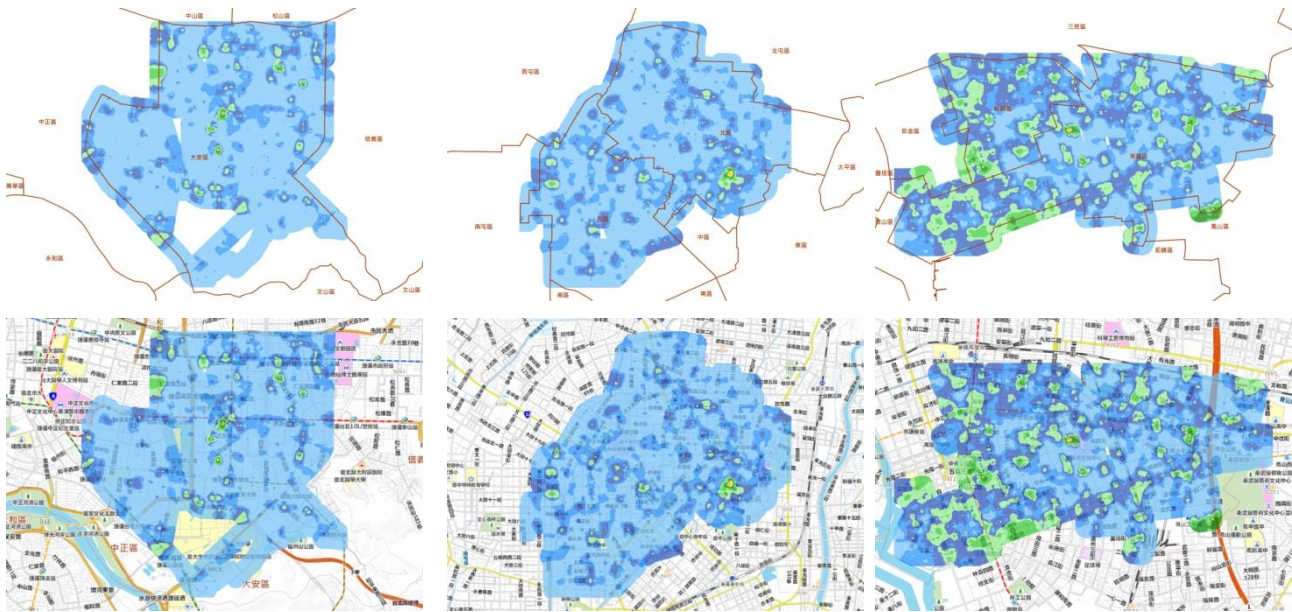


圖 7 3都會各區域線模態射頻電磁場資訊 (上圖：無底圖 | 下圖：有底圖)

(三) 面模態射頻電磁場資訊圖

3 都會區量測資料經由計算結果，建置以面模態空間資料地理圖層，空間位置分布呈現如圖 8 所示。

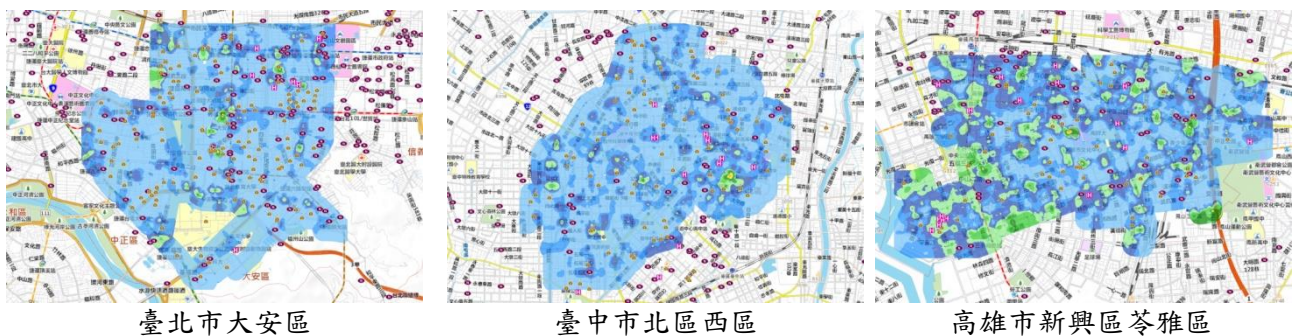


臺北市大安區 臺中市北區西區 高雄市新興區苓雅區
圖 8 3 都會各區域面模態射頻電磁場資訊圖 (上圖：無底圖 | 下圖：有底圖)

(四) 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 9 所示。



臺北市大安區 臺中市北區西區 高雄市新興區苓雅區
圖 9 3 都會各區域套疊規劃行經點之射頻電磁場資訊圖 (面模態)

(五) 繪製 3 都會區不同時段射頻電磁場資訊圖

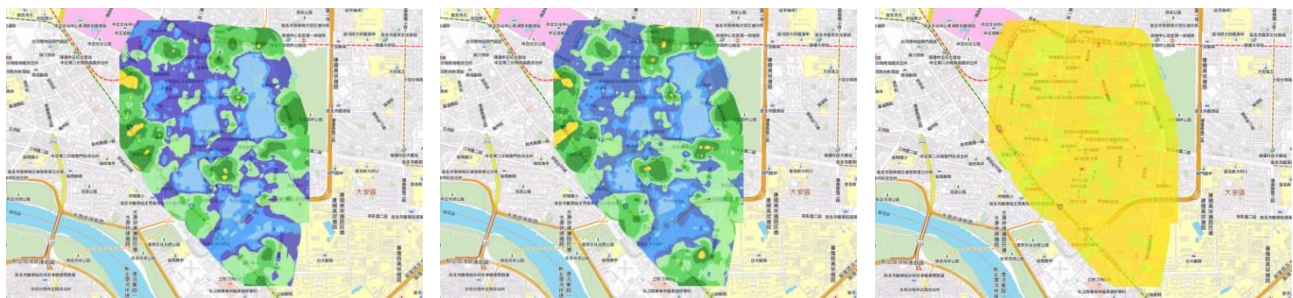
本研究 3 都會區進行不同時段監測作業之範圍，為臺北市大安區新生南路以西、臺中市北區健行路以北與中清路以東及高雄市新興區，3 都會區不同時段監測工作量測作業，均分別在同一日期進行並完成。

不同時段環境電磁波區域性監測作業，所蒐集之初始資料經由前述資料處理的步驟後，共取得 5,841 筆具有量測值的空間點位資料，依「限制時變電場、磁場及電磁場曝露指引」的規範，環境中電場的曝露指引限值為 0.2 mW/cm^2 ，所有量測值均符合曝露指引限值。監測作業結果依時段別建立平均值、最小值及最大值等統計值進行比較，彙整如表 3。就上下午時段比較觀察，大體而言，下午時段的電磁場曝露水平較上午時段高，三監測區量測平均值在下午時段均有較高之呈現。

表 3 不同時段區域性量測作業量測值資料統計表

量測區域	時段別	資料處理 結果筆數	量測值 (mW/cm ²)				曝露指引限值 0.2 mW/cm ² 判定情形
			>0.02	平均值	最小值	最大值	
臺北市 大安區	上午	982	-	0.000877	0.000049	0.010748	符合
	下午	916	-	0.001000	0.000058	0.014141	符合
臺中市 北區西區	上午	903	-	0.000823	0.000054	0.012513	符合
	下午	908	-	0.000896	0.000043	0.009311	符合
高雄市 新興區苓雅區	上午	1,149	-	0.000867	0.000052	0.015343	符合
	下午	980	1	0.001034	0.000059	0.022074	符合

經由面模態的射頻電磁場資訊地圖觀察，可明顯的看出監測區域範圍電磁場的分布情形與不同時段的變化情形，如圖 10 所示，量測數值分級及圖例說明如表 4。再以下午時段為觀察時段，就同一網格計算得出上午及下午時段「量測差異值」，依據量測差異值的正值或負值資訊，可判定環境電磁場變化方向及大小，依正向與負向各以 0 至最大值，進行等級距區分為 4 級，對應以色彩/色階，顯示每一個網格的資訊，如圖 10(右圖)所示，差異值分級及圖例說明如表 5。差異值無論是正向或負向，變化在最大值之 25%範圍內達 95%以上。



臺北市大安區(左圖：上午 | 中圖：下午 | 右圖：差異比較)



臺中市北區西區(左圖：上午 | 中圖：下午 | 右圖：差異比較)



高雄市新興區苓雅區(左圖：上午 | 中圖：下午 | 右圖：差異比較)

圖 10 3 都會區不同時段量測射頻電磁場資訊圖

表 4 3 都會區不同時段量測數值分級及圖例說明

級別	對應監測區域 全距的百分比(P)%	單位：mW/cm ²		
		臺北市 大安區	臺中市 北區、西區	高雄市 新興區、苓雅區

1		$P \leq 1$	0.000049 - 0.000190	0.000043 - 0.000168	0.000052 - 0.000272
2		$1 < P \leq 2$	0.000190 - 0.000331	0.000168 - 0.000292	0.000272 - 0.000492
3		$2 < P \leq 4$	0.000331 - 0.000613	0.000292 - 0.000542	0.000492 - 0.000933
4		$4 < P \leq 8$	0.000613 - 0.001176	0.000542 - 0.001041	0.000933 - 0.001814
5		$8 < P \leq 16$	0.001176 - 0.002304	0.001041 - 0.002038	0.001814 - 0.003576
6		$16 < P \leq 30$	0.002304 - 0.004277	0.002038 - 0.003784	0.003576 - 0.006659
7		$30 < P \leq 60$	0.004277 - 0.008504	0.003784 - 0.007525	0.006659 - 0.013265
8		$60 < P \leq 90$	0.008504 - 0.012732	0.007525 - 0.011266	0.013265 - 0.019872
9		$90 < P \leq 99$	0.012732 - 0.014000	0.011266 - 0.012388	0.019872 - 0.021854
10		$P > 99$	0.014000 - 0.014141	0.012388 - 0.012513	0.021854 - 0.022074

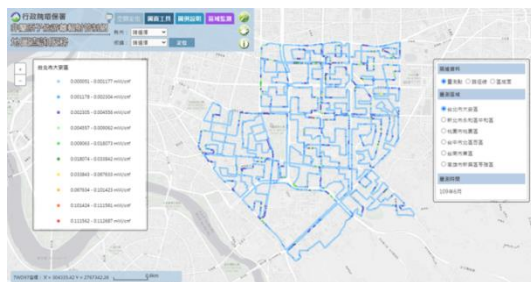
表 5 不同時段量測差異分級及圖例說明

單位：個；%

級別	對應 0 至差異值 最大值百分比(P)%	臺北市大安區		臺中市北區西區		高雄市新興區苓雅區	
		網格數	占比	網格數	占比	網格數	占比
+4	$P \geq 75$	123	0.005	338	0.011	164	0.005
+3	$75 > P \geq 50$	523	0.021	3,013	0.101	606	0.017
+2	$50 > P \geq 25$	7,567	0.311	24,535	0.823	3,369	0.093
+1	$25 > P \geq 0$	1,690,586	69.39	1,795,916	60.21	2,582,043	71.11
-1	$25 > P \geq 0$	730,677	29.99	1,157,353	38.80	1,041,179	28.68
-2	$50 > P \geq 25$	6,054	0.248	1,336	0.045	3,136	0.083
-3	$75 > P \geq 50$	560	0.023	299	0.010	312	0.009
-4	$P \geq 75$	146	0.005	83	0.003	46	0.001

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

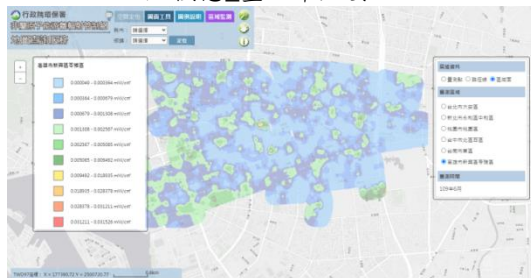
本研究將製作完成具有量測資訊的空間地理圖層，建置於非屬原子能游離輻射管制網，以其地理資訊系統的圖台為基底，套疊各都會區域性監測之空間資料地理圖層，可透過選取展繪各都會區量測點、路徑線及區域面等 3 種資料樣式的地理圖資及閱覽檢測資訊。目前以帳號權限管理開放使用。



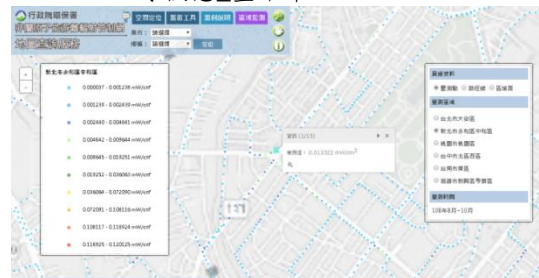
點模態_臺北市大安區



線模態_臺中市北區西區



面模態_高雄市新興區苓雅區



系統顯示檢測值資訊畫面

圖 11 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，同時對測量進行地理定位，為每個量測點獲取「日期

/時間」、「坐標位置」、「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。

2. 本研究對設計並建立之環境電磁波區域性監測技術進行實證作業，包含監測系統及量測方法，以移動載具搭配量測儀器，在特定範圍地理區域依規劃路徑，同時蒐集電磁曝露數據及空間地理坐標，透過「完成 3 都會區電磁波區域性監測工作」之執行，就達成量測作業目標的程序及操作歸納適用的可靠技術，藉以提高監測執行效果及效率。在量測路徑規劃上增加量測地區選擇原則及量測路徑規劃要點等相關條件之滿足，可透過地圖圖層套疊達到效果。在量測標的區域劃分監測小區，每一小區匹配工作單位時間約 3 小時，停駐點設置安排於路徑處，每一段量測路徑匹配工作單位時間約 30~50 分鐘，在執行量測作業時行駛速度大抵控制於每小時 13~25 公里。
3. 環境電磁波區域性監測部分，就選定臺北市大安區、臺中市北區西區及高雄市新興區苓雅區 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 32.7 平方公里，量測路徑總長度 284.32 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 0.000043 mW/cm^2 於臺中市北區西區測得，最大值 0.112687 mW/cm^2 於北市大安區測得，所有量測值均符合曝露指引限值。
4. 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。
5. 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。
6. 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）。
7. 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。
8. 本研究依監測小區之設計劃設，針對 3 都會區各擇取 1 宮格區進行上午及下午不同時段之監測作業。各都會區之作業範圍為臺北市大安區新生南路以西、臺中市北區健行路以北與中清路以東，及高雄市新興區全區。就蒐集取得之量測數據資料及其地理位置資訊經資料處理作業後，繪製電磁場資訊地圖，展示不同時段環境電磁波區域性監測結果，提供環境電磁波曝露分布情形的比較，再進行不同時段量測值差異比較，輔以資訊地圖展示結果，提供環境電磁波曝露分布變化情形的瞭解。

七、建議事項

1. 隨著國內各家電信業者陸續於 109 年 7 月左右宣布 5G 開台，正式邁入 5G 通訊時代。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。目前 5G 網路尚處早期階段，儘管在短期內無意取代現有網路，而是將與現有 4G 網路結合使用，可以預見在萬物互聯環境下，無線傳輸使用量及數據流量將大幅提高，因應 5G 技術相應而生之微型化基地台，因其具數量多且密集的特性，建議持續進行環境監測技術研究，適用以評估民眾日常之環境電磁波曝露水平，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，同時對測量進行地理定位，為每個量測點獲取「日期/時間」、「坐標位置」、「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，本研究建立量測作業執行程序的應用技術，確保量測作業順利進行。監測小區之規劃設計，提供適宜的區域監測作業範圍，使不同時段量測比較順利被執行，並有助於未來推廣至全國各縣市。在路徑規劃時，尋找適當處標示為停駐點，分切完整路徑為若干段，使每

一段路徑量測時間約可於 30 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。

參考文獻

- [1] ITU-T Series K Supplement 9, 5G technology and human exposure to radio frequency electromagnetic fields, 2019.
- [2] ITU-T Series K Supplement 16, Electromagnetic field compliance assessments for 5G wireless networks, 2019.
- [3] 建構區域性非游離輻射監測資料與資訊管理計畫期末報告，行政院環境保護署(民 107)。
- [4] 射頻非游離輻射區域性環境監測之研究計畫期末報告，行政院環境保護署(民 108)。
- [5] Francesco Troisi, Marina Boumis, and Paolo Grazioso, “The Italian national electromagnetic field monitoring network,” Annals of Telecommunications, 2008.
- [6] Richard A Tell, Robert Kavet, “ A survey of the urban radiofrequency (RF) environment,” Radiat Prot Dosimetry, 2014.
- [7] Jimmy Estenberg, Torsten Augustsson, “Extensive Frequency Selective Measurements of Radiofrequency Fields in Outdoor Environments Performed with a Novel Mobile Monitoring System,” Bioelectromagnetics, 2014
- [8] John F B Bolte, Myron Maslanyj, Darren Addison, Terry Mee, Jos Kamer, and Loek Colussi, “Do car-mounted mobile measurements used for radio-frequency spectrum regulation have an application for exposure assessments in epidemiological studies?” Environ Int., 2016.
- [9] O. Genc, M. Bayrak, and E. Yaldiz, “Analysis of the Effects of GSM Bands to the Electromagnetic Pollution in the RF Spectrum,” Progress In Electromagnetics Research, 2010.
- [10] Recommendation ITU-T Series K.113 : Protection against interference, Generation of radio-frequency electromagnetic field level maps, 2015.
- [11] Mustafa Cansiz, Teymuraz Abbasov, M. Bahattin Kurt and A. recai Celik, “Mapping of radio frequency electromagnetic field exposure levels in outdoor environment and comparing with reference levels for general public health,” Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, 2018.

營建工程噪音管制及精進防制技術研究計畫

陳建維¹ ***²

¹ 歐怡科技股份有限公司

² 行政院環境保護署空保處

摘要

為有效降低噪音問題，本研究參考「營建工地噪音防制技術指引」^[1]內容，製作於營建工程可重複使用之防制多用途隔音面板，並驗證採用隔(防)音或減噪設施(備)如透明移動式、攜帶式隔(防)音隔屏等各項隔防音設備的成果。結果顯示各式隔音效果除了側邊防音效果會因使用方式而較低外，妥善使用下即可達相當的隔音效果。

關鍵詞：噪音、營建工程、隔音、防音、噪音防制

一、前言及研究目的

近幾年來，營建工程噪音每年陳情件數約2萬多件，占噪音陳情案件總數約三分之一，且有8成以上案件係出現在六都人口密集區域，顯見營建施工噪音對於都會地區的民眾造成困擾。透過營建工地噪音防制技術或工法加以研究，作為環保署營建工程噪音管制方向之參考，以達保護環境安寧之目的。

二、研究方法

實際驗證移動式防音隔屏之減音效果。其測試方式如圖1所示，使用CLASS1噪音計，在距離音源1公尺處，設置參考點位，以確認音源大小並作為兩側音量差異的比較，參考插入損失的概念進行比較。因為營建工地的聲源多半接近地表，故喇叭中心位置離地面高度約50公分。

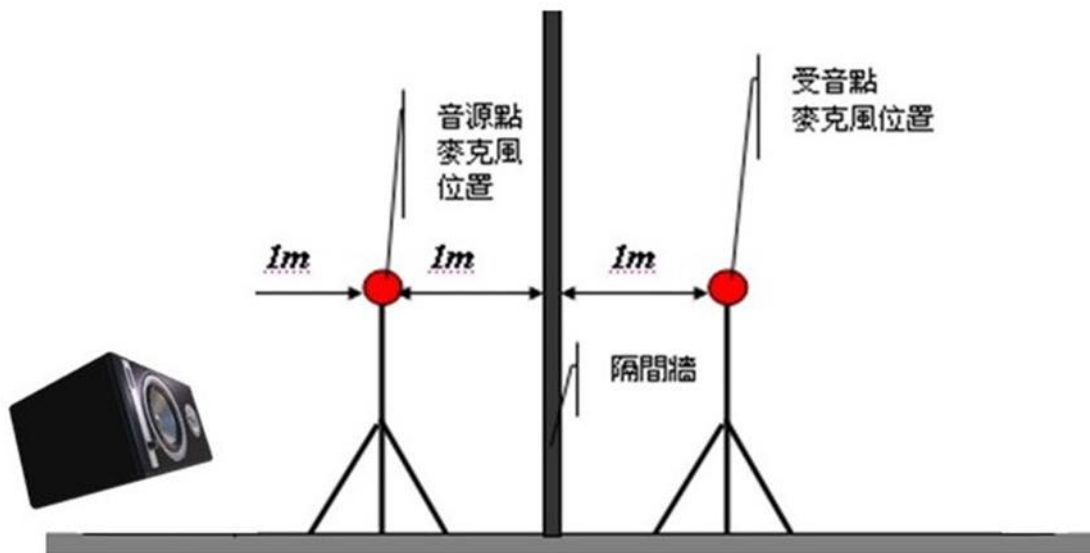


圖1 隔音性能量測位置示意圖

三、結果與討論

為了更加符合營建工地現場的狀況以及增加其可利用的機會，重新設計防(隔)音屏設備，增加滑輪功能，使防(隔)音屏設備更加便利於組裝及移動，如圖2及圖3。新設計並自製防音毯，自製的好處在於，可以針對工地自身的需求，裁切想要的尺寸大小，邊緣部分採用魔鬼氈的方式進行拼接，接合處再利用擋布密封，以防止漏音，進口防音毯如圖4。另一個特點是，做有夾層設計，可針對音源的特性，選擇適當的吸音材料作為填充材，以增加吸隔音效果，樣式如圖5，並納入「營建工地噪音防制技術指引」，供營建工程業者改善噪音之參考。



圖 2 移動式防音屏



圖 3 移動式透明防音屏



圖 4 進口防音毯



圖 5 自製防音毯及充填吸音材料

四、結論

透過實測分析結果如表 1，除了防音毯及自製防音毯，因為側邊量測時的防護較不完整導致減音量效果未達 10 dB(A)外，其餘的隔(減)音設施，都有 10 dB(A)以上的防護能力。亦即隔音毯因其寬度較隔音屏為窄，在效果比較不如隔音屏，若實際應用時能有更全面的圍阻將可有更好的效果。因此若能有效且正確的將移動式防音隔屏、攜帶式防音隔屏或隔音毯導入營建工地使用，未來對於營建工地噪音源傳至周界的能量，能夠有進一步的控制。

表 1 防音隔屏減音效果彙整(單位 dB(A))

類型	受音點 音量	插入設施隔 音量	音源處	兩側音量差
小型隔音板(註1)	79.1	17.3	---	---
不透明隔音屏障(註2)	78.1	7.2	90.1	12.0
不透明隔音屏障+遮布(註2)	76.0	9.3	90.0	14.0
不透明隔音屏135度(註2)	76.8	8.5	90.3	13.5
不透明隔音屏135度+遮布(註2)	75.9	9.4	90.4	14.5
不透明門字型(註2)	78.2	7.1	90.5	12.3
不透明門字型+遮布(註2)	77.3	8.0	90.5	13.2
透明隔音屏障(註2)	71.3	14.0	90.1	18.8
透明隔音屏障+遮布(註2)	71.0	14.3	90.1	19.1
進口隔音毯(註2)(註2)	78.4	6.9	88.6	10.2
進口隔音毯(側邊)(註2)	79.0	6.3	86.8	7.8
本土製隔音毯(註2)	81.7	3.6	90.1	8.4
本土製隔音毯+中間防護襯(註2)	79.8	5.5	90.1	10.3
本土製隔音毯+中間防護襯(側邊)(註2)	80.0	5.3	90.1	10.1
本土製隔音毯+海綿+中間防護襯(註2)	78.0	7.3	90.1	12.1
本土製隔音毯+海綿+中間防護襯(側邊)	79.3	6.0	90.1	10.8

註 1：受音點未使用任何隔音設施時音量為 96.4 dB(A)。插入設施隔音量=未使用隔音設施時音量(96.4 dB(A))減設施受音點音量。

註 2：受音點未使用任何隔音設施時音量為 85.3 dB(A)。插入設施隔音量=未使用隔音設施時音量(85.3 dB(A))減各設施受音點音量。兩側音量差=音源點音量減受音點音量。

參考文獻

[1] 行政院環境保護署噪音管制資訊網，<https://ncs.epa.gov.tw/noise/B-10.html>，營建工地噪音防制技術指引。

振動管制計畫

陳建維¹ ***²

¹ 歐怡科技股份有限公司

² 行政院環境保護署空保處

摘要

環保署近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，研究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，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。

關鍵詞：振動、營建工程、交通運輸系統、環境振動

一、前言及研究目的

環保署規劃未來環境振動管理方式以公告「環境振動管理指引」之作法，供各地方政府因地制宜使用，並規劃該指引提供環境影響評估時之參考，但現階段環境影響評估在振動項目，因未有國內相關規範可循，故環評書件皆係參考日本規範^[1]，自 105 年起至今已蒐集各國振動相關規範與文獻，多數國家所參考使用之規範多以 ISO 之規範為主，為與國際接軌，指引參考 ISO 2631-2^[2] W_m 規範進行擬定。

二、研究方法

- 1.實地測量 24 小時三軸向環境振動監測
- 2.將調查結果研析比較
- 3.研訂環境振動管理指引(草案)

三、結果與討論

彙整測點各時段振動時間歷程圖如圖 1 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 43 dB 至 60 dB(108 年量測振動值約為 35 dB 至 60 dB)，夜間時段 23 時至 7 時則約為 41 dB 至 55 dB(108 年量測振動值約為 30 dB 至 50 dB)，測點 7 及測點 19 在時段有較高之振動值，為突發事件造成，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，統計時已排除。

在環評參考值所使用之日間及夜間時段，因日本振動規範係提供各地方政府彈性訂定時段，其計算區間各案件使用參考時段皆不同，故各環評報告書所計算之日間及夜間區段振動有所差異，本計畫所設定之日間時段為 7 時至 23 時，夜間時段則為 23 時至 7 時。由 108 年及 109 年測量結果，以 ISO 指標係取 L_{eq} 與環評參考指標 L₁₀ 比較，就一般狀況係以 L₁₀ 之值較 L_{eq} 高，當測點若有突發狀況則 L_{eq} 較大。

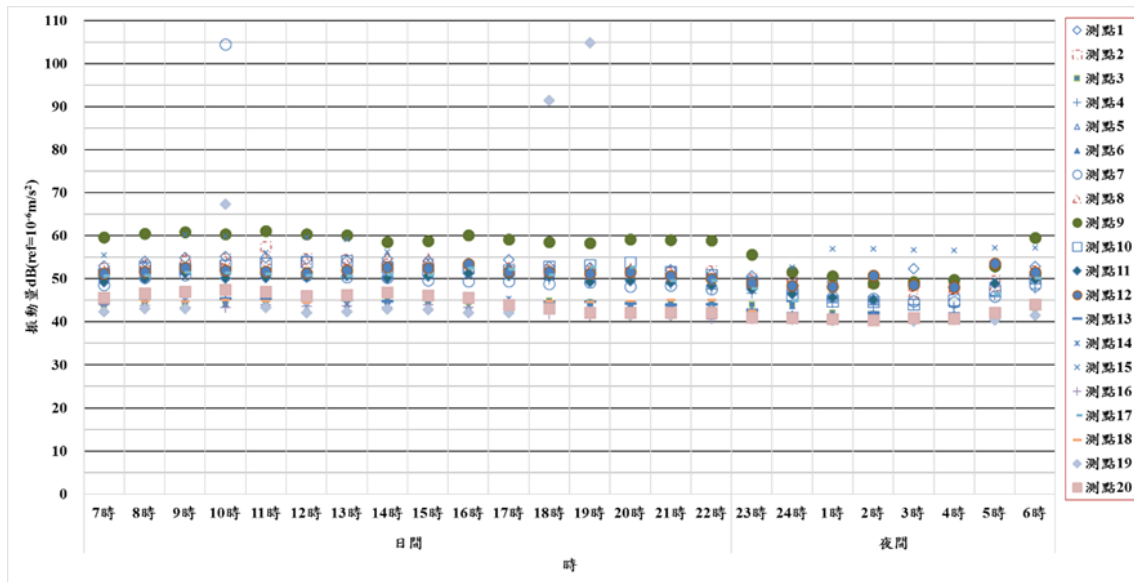


圖 1 各測點振動值(依時間歷程)

分析比較後可歸納出下列結論：

- 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.交通振動之影響不因樓層越高而無感，大型車種車輛經過振動值會較一般車輛高。
- 3.當同棟住宅有營建施工，敲擊隔間牆之振動尤為明顯。
- 4.若量測位置有冷氣室外機振動會隨建物結構傳遞。
- 5.本研究測量結果，多數一般環境振動低於人體有感值52 dB~55 dB(此數值係參考環保署104年環境低頻噪音及振動之調查及改善措施研究報告^[3]中以ISO規範計算之研究結果)。但有交通振動或結構傳遞則有可能超過有感值。

四、結論

將所蒐集各國環境振動相關之管制內容及建議標準文獻內容，與實際測量之結果進行比較分析，提出適用於我國環境振動之管制方式及改善措施之建議。

目前國際上針對振動進行管制的國家或行政區域有日、韓等，歐洲則有西班牙，為數不多。大多數國家係採用建議值或參考值的方式，作為管理環境振動的手段，現階段我國振動將以環境振動管理指引作為推動先期環境振動之管理策略。

參考文獻

- [1] 日本振動規制法(1976)
- [2] 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)
- [3] 行政院環境保護署，「環境低頻噪音及振動之調查及改善措施專案研究計畫」(2015)