

113年度環境科技論壇 暨成果發表會 論文集

主辦單位： 環境部

執行單位： 環資國際有限公司

活動日期:113年8月27日

活動地點:環境部後棟(會議中心)

目錄

解析環境樣品新興污染物成分並進行其毒性評估.....	1
台灣淨零綠生活減碳分析—飲食行為改變.....	7
112 年度細懸浮微粒(PM _{2.5})化學成分監測及分析計畫.....	12
結合土地利用迴歸與機械學習推估台灣長期空氣污染濃度之時空變化.....	27
懸浮微粒 PM _{2.5} 長期暴露濃度所導致國人的心肺代謝疾病的失能調整生命年與年平均管制標準.....	50
以表觀基因學找空污影響之健康預警指標.....	55
室內環境及空氣品質對健康與疾病之影響及其防制.....	60
二氧化碳捕捉後封存管理制度研析.....	62
臺灣淨零轉型：應用低排放分析平台檢視國家宣告承諾.....	69
建置廢塑料智慧化自動分選暨智能回收技術平台.....	71
開發廢磷酸鋰鐵電池低碳高值循環技術.....	77
綠色化學-建置化學物質綠色替代診斷模組與決策支援技術.....	81
112 年環境用藥綠色研究技術計畫.....	87
112 年環境用藥管理資訊系統架構重整應用計畫.....	93
行駛中車輛多音源科技執法判定之研究.....	96
112 年度即時線上水質感測技術開發計畫應用成果.....	104

解析環境樣品新興污染物成分並進行其毒性評估

曾宇鳳¹ 郭天爵¹ 王珮驊¹ 王又可¹ 黃壬瑰² 林志鴻²

¹國立臺灣大學生醫電子與資訊研究所

²國家環境研究院

摘要

「解析環境樣品新興污染物成分並進行其毒性評估」目標為開發一套可以預測新興污染物毒性的技術。由於施行綠色化學可取代原有具有危害化學物質，使用新興替代化學物質亦可能造成污染成為新興污染物，為達成此目標，計畫分為三個部分：一、國際化學物質毒性資訊彙整，二、化學物質毒性預測技術，三、串接質譜儀數據進行訊號偵測與識別。計畫整合了多個國家與國際組織的高關注或管制清單，包含來自美國、歐盟、加拿大等國家或國際組織的 35 份清單，並結合數個全氟/多氟烷基聚烯烴資料庫和清單。透過化學結構比對，這些資訊整合到一個工作資料庫中，並設計了一個容易使用的介面，讓使用者可以方便地查詢特定化學品的特性資訊。為建立定量結構活性關係 (QSAR) 模型以做毒性預測技術，本計畫以「致癌性」作為目標危害終點，並從整合的資料庫中篩選出 3,810 筆危害資訊作為訓練資料集。此外，本計畫定義模型的可預測適用範圍，以確保預測結果的可靠性。本計畫測試了三種不同的 QSAR 演算法：支持向量機 (SVM)、C5.0 決策樹模型和隨機森林。使用隨機森林和 SVM (rbf kernel) 應用於較大的訓練資料集上，在不同的相似性算法上皆有高達 0.97 的精準度，證明本計畫所建立的 QSAR 模型具有足夠的毒性預測能力。最後，本計畫成功將整合資料庫與 QSAR 模型串接到質譜儀數據自動分析流程，並開發了一個化學品毒性預測平台。該平台可以自動分析質譜數據、比對資料庫、預測化學品毒性，並提供完整的分析報告。本計畫期望能有效降低化學品的使用風險，提升公眾和環境的安全，並推動綠色化學品的持續發展。

關鍵詞： 綠色化學、環境檢驗、毒性預測、定量結構活性關係 (QSAR)

一、前言及研究目的

背景

近年來，聯合國推動永續發展目標（SDGs），我國也積極推行2050淨零排放政策與轉型政策。在綠色消費與淨零政策的引導下，許多產業逐漸轉型，研發並應用更加節能且執行效率更高的新興綠色化學品。這些新興綠色化學品隨著各產業製程與研發的推陳出新而不斷進步，因此評估其是否具有毒性危害是必要的。然而，新興綠色化學品往往缺乏毒性測試與相關危害資料。因此，我們利用國際間已建置的化學品毒性資料庫，蒐集適用資料，並透過資料探勘技術與人工智慧技術來模擬結構與毒性關係，預測化學品毒性瞭解污染物毒性。這種方法可以節省研究經費、大量時間與實驗動物，有助於產業轉型並提高競爭力，對於國內綠色化學品在淨零排放轉型中的商機具有裨益。

目的

本計畫旨在建立一套完整的綠色化學污染物毒性預測作業流程，透過先進的 QSAR 模型[1]和現代分析儀器技術，提升化學品毒性的快速預測能力，同時推廣綠色化學原則並進行專利申請與教育訓練，以確保技術的普及與應用。

1. 彙整並整合國內外化學品資料庫，利用化學結構比對獲取綠色化學品的結構與毒性資訊。
2. 建立綠色化學品預測模型，整合為化學品毒性預測系統。
3. 進行適用範圍評估後預測化學品毒性，並建立化學品毒性結構預測模型的雛形。
4. 建立儀器的測量與識別流程，並將其串接至化學品毒性預測系統。
5. 透過化學品毒性預測系統，進行專利佈局並在臺灣與美國申請暫時性專利。
6. 辦理資料搜尋技術之教育訓練，以落實綠色化學的推動和技術傳承。

二、研究方法

本計畫透過國內外資訊庫蒐集整合，結合建立 QSAR 模型，串接分析儀器，以建立綠色化學品毒性預測作業流程，並申請臺灣與美國暫時性專利，推動綠色化學的發展。首先，彙整國際化學品資料庫，利用化學結構比對，整合各資料庫的化學物資訊，取得綠色化學品的結構與特性資訊。接著，根據化學結構建立化學品分子指紋組，整合為化學品特性預測系統，並建立化學品特性預測流程，包括資料前處理、拆分化學品特性預測訓練資料集（至少 3,000 筆）與驗證資料集、經過適用範圍評估後預測化學品特性。然後，建立化學品特性結構預測模型雛形，並建立儀器測量與識別流程，串接化學品特性預測系統，確保預測結果的可靠性和準確性。最後，利用化學品特性預測流程進行專利佈局，並在臺灣與美國申請暫時性專利，同時辦理資料搜尋技術之教育訓練，推廣綠色化學的應用與發展。

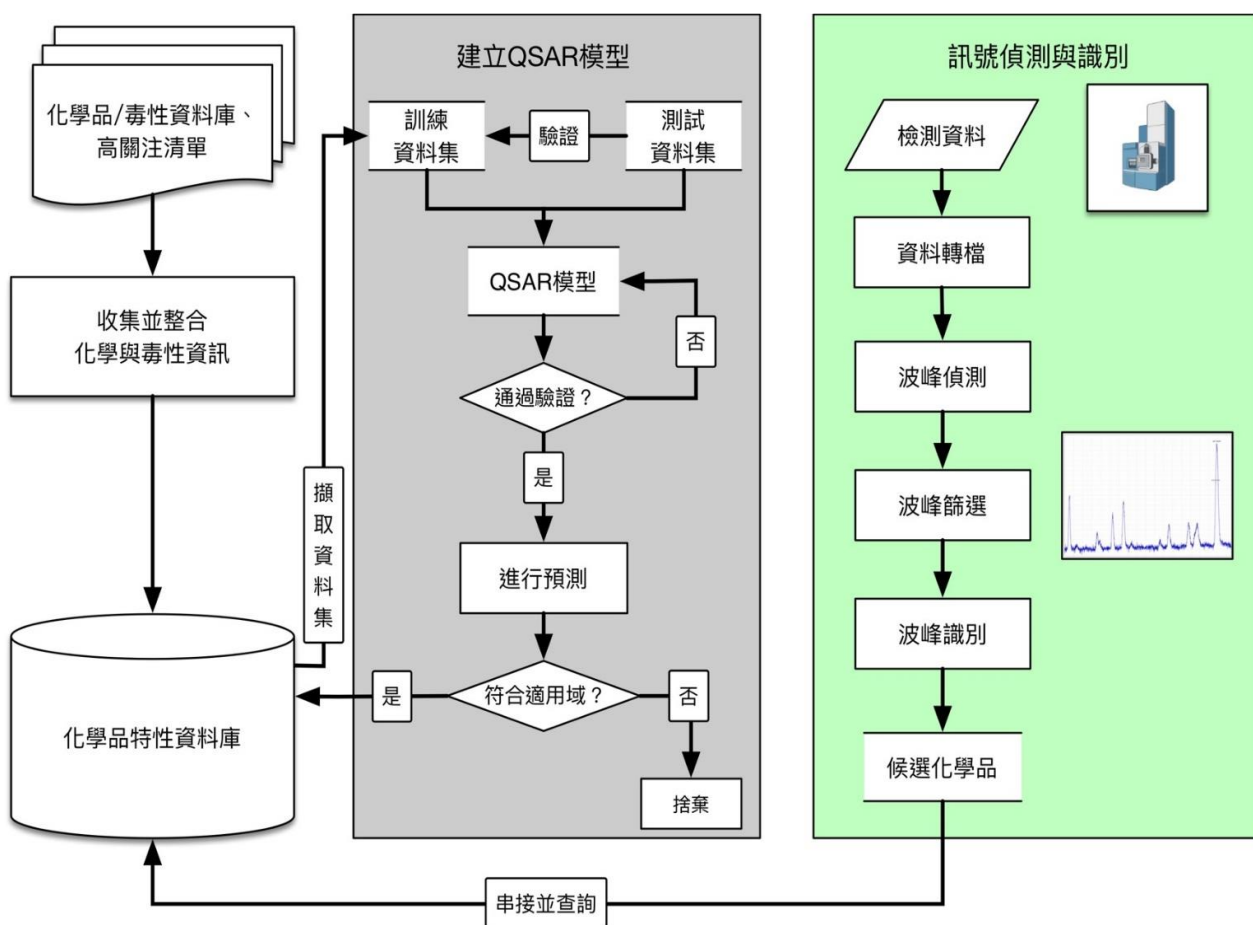


圖 1、本計畫工作流程圖

三、結果與討論

說明計畫執行之工作內容，以及重要發現與成果，分別概述如下：

(一) 彙整國際化學品資料庫：

團隊整合了多個國際化學品資料庫，利用化學結構比對技術，獲取化學物的結構和特性資訊。資料來源包括 PubChem、CompTox、加拿大國內物質清單、歐盟 ECHA 公告等。這些資料庫提供了豐富的化學物質數據，涵蓋其物理特性、環境宿命、危害評估和毒性資訊。團隊利用 Python 和 Ruby 程式語言撰寫的應用程式開發介面 (API)，快速取得特定化學物的特性資訊。這些整合的資料為建立化學品毒性預測模型奠定了基礎，並支持未來的研究和政策制定。

(二) 建立綠色化學新興污染物預測模型整合為化學品毒性預測技術：

團隊根據化學結構建立化學品分子指紋組，使用 PaDEL-descriptor 將 SMILES 轉換為 PubChem

指紋，並存入工作資料庫。開發 RESTful API，透過 CAS 編號或 PubChem CID 搜索化學物的危害資訊。針對致癌性危害終點，建立包含3,810筆資訊的訓練集，並利用隨機森林和 SVM 進行模型訓練，達到0.97的精準度和超過0.76的精確度。完成儀器測量與識別流程，並比對 NIST 和 MassBank 質譜庫，取得105筆化學物資訊。團隊完成五場教育訓練，涵蓋 QSAR 模型與儀器訊號偵測操作。最後，在台灣與美國提出暫時性專利申請，確保技術保護。本系統能夠協助國環院快速且準確地查詢化學物質的危害評估資訊，提供毒性和風險評估，幫助制定更有效的政策和規範。

(三) 選定全氟/多氟烷基物質作為試操作物質：

為測試化學品特性結構預測模型雛形，團隊選取高科技工業放流廢水樣品及全氟/多氟烷基物質 (PFAS)，進行試操作。選取的 PFAS 化學物質包括 PFOA (全氟辛酸, CAS: 335-67-1)、PFOS (全氟辛烷磺酸, CAS: 1763-23-1) 及 PFNA (全氟壬酸, CAS: 375-95-1)。透過 QSAR 模型對這些化學物質進行致癌性預測，結果顯示模型能夠準確地預測這些 PFAS 化學物質的致癌性。此次試操作驗證了模型雛形的有效性和可靠性，為後續擴展至更多化學物質的預測提供了基礎。

(四) 建立儀器測量與識別流程以及串接化學品特性預測作業：

團隊首先利用 Docker 容器化程式與 Wine 框架執行 ProteoWizard MSConvert 軟體，將儀器測量的原始資料轉換為公開格式 mzXML。接著，使用 XCMS 分析軟體進行波峰偵測，並採用 centWave 演算法對高解析度質譜儀數據進行圖譜分析。對低解析度質譜儀則使用 Matched Filter 演算法。LC-MS/MS 技術被用於非靶向代謝物的鑑定，通過 XCMS 進行波峰偵測、對齊和統計分析，並使用 MoNA 資料庫進行圖譜比對，相似度達0.8即視為成功比對。團隊透過 MetaboAnnotation 套件進行質譜比對，結果顯示不同組別中識別出多個 MS2圖譜和特徵峰。前處理階段包括去噪、平滑化和背景校正，利用 IPO 套件優化 XCMS 參數設置，以改進數據分析效果。優化參數設定後，進行實際測試，並將處理後的數據上傳至化學品特性預測平台，通過四個步驟完成分析：建立分析資料並上傳檔案、加入排程、進行分析、分析完成檢閱報告。最終，團隊將波峰偵測結果與 NIST 2020 MS2質譜庫和 MassBank 質譜庫進行比對，條件為 m/z 誤差10ppm，共取得105筆化學物資訊。整個預測技術架構包含多種軟體與工具，如 MSConvert、XCMS、IPO、MariaDB、Ruby on Rails、Redis、Sidekiq、Docker Compose 及 Python。

(五) 於台灣與美國提出暫時性專利申請之記錄與案號：

此技術流程由理律法律事務所代理，以國立台灣大學和國家環境研究院為申請人，針對「SYSTEMS AND METHODS FOR CHEMICAL TOXICITY PREDICTION/化學品毒性預測之系統與方法」提出台灣與美國的暫時性專利申請。申請於2023年11月13日提交，台灣申請編號為112143648，美國申請編號為63/598,148。

四、結論

團隊整合多個各國與國際組織之高關注或管制清單，結合數個全氟/多氟烷基聚烯烴資料庫與清單，並透過化學結構比對整合化學物資訊，撰寫應用程式開發介面(API)以便快速取得特定化學物之特性資訊。團隊從化學品結構簡化分子線性輸入規範(SMILES)建立 PubChem 分子指紋組，並將資訊儲存於工作資料庫中，設計易於閱覽之化學品特性介面。依據致癌性危害終點，整理出訓練資料集共 3,810 筆資訊，依據 OECD 所提供之原則設計 QSAR 模型，規劃訓練資料處理、危害終點、演算法與定義可預測適用範圍，經由專家會議諮詢專家意見後建立毒性預測模型雛形，將預測化學品特性輸入工作資料庫。結果顯示，使用隨機森林與 SVM (rbf kernel) 應用於較大的訓練資料集上，在不同的相似性算法上皆有高達 0.97 的精準度，精確度也有 0.76 以上，綜合呈現指標的 F1 值與馬修相關係數也達到 0.77 以上，證實具有足夠的預測準確度可以用於預測適用域 (Applicability domain) 內化學品的致癌性。

在儀器測量與識別流程方面，團隊完成儀器原始數據轉換為公開格式、儀器訊號分析流程與參數調整，並由測試資料實際偵測並識別化學品。團隊亦按照規劃進程完成透過 QSAR 模型預測化學品毒性資料並加入工作資料庫，以實體操作儀器獲取原始資料並完成串接化學品特性預測作業。波峰偵測與篩選後進行波峰識別，將波峰偵測結果比對 NIST 2020 MS2 質譜庫與 MassBank 質譜庫，圖譜比對條件採用 m/z 誤差為 10ppm，列出相似度達 0.7 比對結果，共 105 筆化學物資訊。此外，團隊完成五場教育訓練，內容涵蓋 QSAR 的特性原理、儀器訊號偵測原理、圖譜預測原理至實際工具操作(QSAR toolbox、XCMS、MZmine3、GNPS)、與化學品毒性預測作業實際操作等，完整地將原理概念至實際應用呈現於工作坊中。提供 QSAR toolbox 操作手冊、質譜訊號偵測分析軟體 MZmine3 操作手冊、綠色化學品毒性預測技術 WTP 操作手冊，以方便快速上手。最後，透過臨時專利申請程序，完成在美國與台灣的專利佈局，以確保對該技術的保護和權益。

五、建議

(一) 立即可行建議

1. 本計畫所建置之系統涵蓋 38 份國際清單高關注化學物質之資訊，來自不同地區和產業的資料，為國環院的待測樣品提供豐富、可靠的依據，使預測和評估更精確可靠，提高模型的泛用性和預測能力。
2. 本計畫所建置之系統已可串接不同廠牌的質譜儀器，且不會影響 QSAR 模型的預測結果。

(二) 中長期建議

1. 在中長期擴充建議中，依據樣品測試資料，增加特定資料庫如區域性或環境類型資料庫，將使預測模型和測試樣品的預測更精準，進一步提升對各種綠色化學品的毒性預測準確性。這對追蹤新興化學物質及其毒性有重要意義，增強模型處理未知物質的預測能力。
2. 建議評估使用離子碎片分析技術應用於未知化學品波峰鑑別的可能性。這將為模型提供更先進的分析工具，使其能更有效地處理未知化學品組成，擴展模型應用範疇，增強其在複雜多變環

境中化學品的預測能力。

六、參考文獻

- [1] Artem Cherkasov, Eugene N. Muratov, Denis Fourches, Alexandre Varnek, Igor I. Baskin, Mark Cronin, John Dearden, Paola Gramatica, Yvonne C. Martin, Roberto Todeschini, Viviana Consonni, Victor E. Kuz' min, Richard Cramer, Romualdo Benigni, Chihae Yang, James Rathman, Lothar Terfloth, Johann Gasteiger, Ann Richard, and Alexander Tropsha. QSAR Modeling: Where Have You Been? Where Are You Going To? *Journal of Medicinal Chemistry*, 57(12):4977 – 5010, June 2014. Publisher: American Chemical Society.
- [2] James H Clark. Introduction. In *Handbook of Green Chemistry and Technology*, pages 1 – 9. John Wiley & Sons, Ltd, 2002. Section: 1 _eprint: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/9780470988305.ch1>.
- [3] Matthew T. Martin, Richard S. Judson, David M. Reif, Robert J. Kavlock, and David J. Dix. Profiling Chemicals Based on Chronic Toxicity Results from the U.S. EPA ToxRef Database. *Environmental Health Perspectives*, 117(3):392 – 399, March 2009. Publisher: Environmental Health Perspectives.

「113 年環境科技論壇」

台灣淨零綠生活減碳分析—飲食行為改變

蘇鈺雯¹¹財團法人工業技術研究院

摘要

唯有能衡量的才能管理。若要在 2050 年實現淨零排放，人們的生活與消費行為需要改變，然而系統化減碳行為的量化分析是一大挑戰。響應國際趨勢，台灣環境部自 2020 年開始推動全民綠生活政策，無論政策制定者或公民，都需要科學基礎的資訊以選擇有效的減碳行為。本研究根據消費觀點碳排放，建立台灣的碳足跡模型，將各類飲食的碳排放基線拆解為「消費量」乘以「碳密集度」兩個因素，再根據不同飲食特徵，對應不同減碳行為策略。估算每人每年的減碳量，再搭配行為滲透率，估算總體減碳效果，將行為分類後排出政策優先順序。研究結果指出，高減碳量與高滲透率的飲食行為改變，包含時當地當季、吃原形食物，是行政資源有限下，建議優先推行的新生活型態。

關鍵詞：淨零、綠生活、消費行為、減碳行為、永續行為

一、前言及研究目的

響應國際趨勢，環境部自 2020 年開始推動全民綠生活政策；2022 年，國發會公布臺灣 2050 淨零排放路徑及策略，淨零綠生活為其中一項關鍵戰略。行為改變對減碳至關重要，然而各種行為橫跨食衣住行，到底要從何開始改變？依台灣的消費習慣，哪種行為才是關鍵？又在政府資源有限下，要將施政重點放在哪類行為較有效果？為回答上述問題，需要將所有行為放在同樣的計算與資料框架下比較，才能標準化各種行為改變的減碳效果，並在同樣的基準下公平比較。然而目前研究所缺少的，即是從消費面系統性衡量行為改變的減碳效益。

為解決上述問題，本研究利用我國資料，建立我國 164 個產業的單位生產及消費活動產生的碳排放模型，將其生產上下游的碳排計算，從生產觀點轉換成消費觀點；接著，以飲食類消費為例，系統性計算我國每人每年飲食消費的碳足跡 (carbon footprint) 現況，並據此分析我國飲食行為改變的減碳效果。研究結果發現，從消費觀點，民眾直接與間接碳排放加總約 66.8%，這也是生活型態與行為改變能影響的部分，其中飲食消費碳排放約占 16.8%，平均每年每人飲食碳排放約 1,838 公斤二氧化碳當量 (carbon dioxide equivalent, CO₂e)，針對不同種類飲食，本研究亦提出因應的減碳策略。

研究主要貢獻在於，建立一個以台灣資料為基礎的由上而下 (top-down) 模型，計算我國每人每年各類飲食消費碳足跡，並依「需求減少」、「效率改善」，以及「行為移轉」三個面向，系統性地分析我國飲食行為改變的減碳效益。

本研究第二節介紹本文之研究方法及所需資料；第三節則以我國飲食消費行為為例，說明估計結果，以及相對應的行為改變及政策意涵討論；最後，第四節為本研究結論。

二、研究方法

本研究在傳統投入產出分析 (input-output analysis, IOA) 架構下，建立擴增型 Leontief 模型，計算消費者使用一單位的消費財所產生的碳足跡。先設定一個生產觀點的溫室氣體排放向量 g 、考量溫室氣體排放的擴增技術係數矩陣 A_g 、各產業加上溫室氣體的擴增總產出向量 X_g ，因溫室氣體沒有最終需求，因此補上零的擴增最終需求向量為 Y_g ，其關係如下式

$$X_g = (I - A_g)^{-1} Y_g \quad (1)$$

式(1)中， $(I - A_g)^{-1}$ 的最後一列代表產業最終需求增加一單位，整體供應鏈上下游所產生的溫室氣體排放，即為碳排乘數 (carbon multipliers)，或是碳密集度 (carbon intensity)。傳統

的碳密集度是採生產觀點，即單位生產所排放的溫室氣體，本研究則參考 Nansai et al. (2012) 及 Koide, Lettenmeier et al. (2021) 的研究，將溫室氣體排放的責任歸屬於最終消費者。

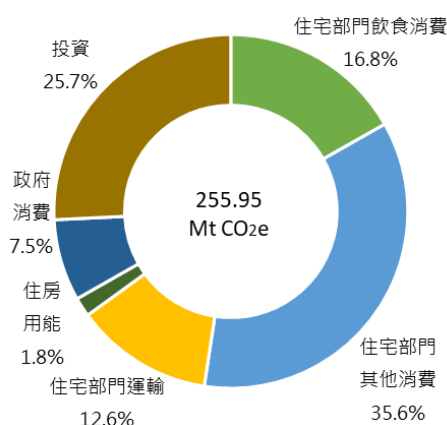
消費產品的碳足跡可拆分為「碳密集度」乘以「消費量」，以行為減碳的角度，消費碳足跡的下降由兩個因素組成：一是碳密集度下降，即提高資源使用效率，使消費單位碳排放下降，可視為「效率改善」；二則是消費需求下降，亦即消費者選擇降低消費或是不消費，因此為「降低需求」。此外，消費者還可以選擇消費產品間的轉換，如選擇使用碳足跡較低的產品，替換碳足跡較高的產品，加總後總體的碳足跡得以下降，此為消費行為的「模式轉換」。降低需求、模式轉換，以及效率改善三種情境，符合文獻中行為的 ASI (avoid-shift-improve) 架構 (Creutzig et al., 2018; Grubler et al., 2018; Samadi et al., 2017)，應用以上三種行為情境設定，計算碳足跡相對基線的變化量，即可分析行為改變的減碳效果。

碳足跡基線估算採用目前官方統計資料，包含 2016 年 164 部門產業關聯表、2021 年國家溫室氣體排放清冊報告之碳排放資料、2021 年能源平衡表、2021 年糧食平衡表，計算人均資料時則以我國 2021 年期中人口數為依據，物價則參考 2023 年底國發會物價資訊看板平台各類別平均價格，並使用消費者物價指數對齊產業關聯表作調整。

三、結果與討論

1. 消費觀點的碳排放

生產是為了符合消費需求，最終決定權在於消費者，因此碳足跡的計算即是將碳排放的責任歸屬於消費者，由消費者承擔消費產品生命週期中，直接和間接產生的碳排放，也才能進一步計算消費行為改變後，對整體產業鏈所帶來的減碳量。因此，參考 Peters et al. (2012) 的方法，計算我國 2021 年的消費基礎的碳排放，並重新分類如圖 1。總體來說，我國生產觀點的碳排放計 297.01 Mt CO₂e，加上進口、扣掉出口碳足跡後，我國消費觀點的碳排放為 255.95 Mt CO₂e，此結果顯示我國是出口導向國家，生產用於出口的碳排放較進口高。



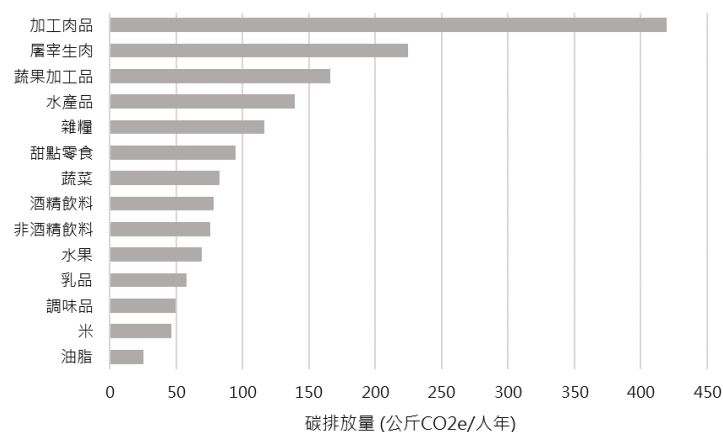
資料來源：本研究計算

圖 1. 我國溫室氣體排放分類：消費觀點 (2021)

行為改變減碳研究的範疇在於：住宅部門消費直接和間接產生的碳排放，不包括政府消費和投資引起的碳排放 (Koide, Lettenmeier, et al., 2021)。因此，圖 1 中住宅部門所有消費的直接與間接碳排放加總，就達 66.8%，這也是生活型態與消費行為改變所能影響的部分。其中，住宅部門的飲食消費的碳排放占比約 16.8%，住宅部門飲食以外的其他消費碳排也有 35.6%之多，兩者合計，住宅部門各類消費決策的直接加間接碳排放占比約 52.4%；此外，住宅部門在產品使用階段也會產生直接排放，如汽車用於通勤，使住宅部門運輸碳排占 12.6%、家庭電器用能碳排占 1.8%。剩下的 33.2%是政府消費與資本形成的碳排放，就不是民眾行為改變所能影響範疇。

2. 飲食碳排放現況

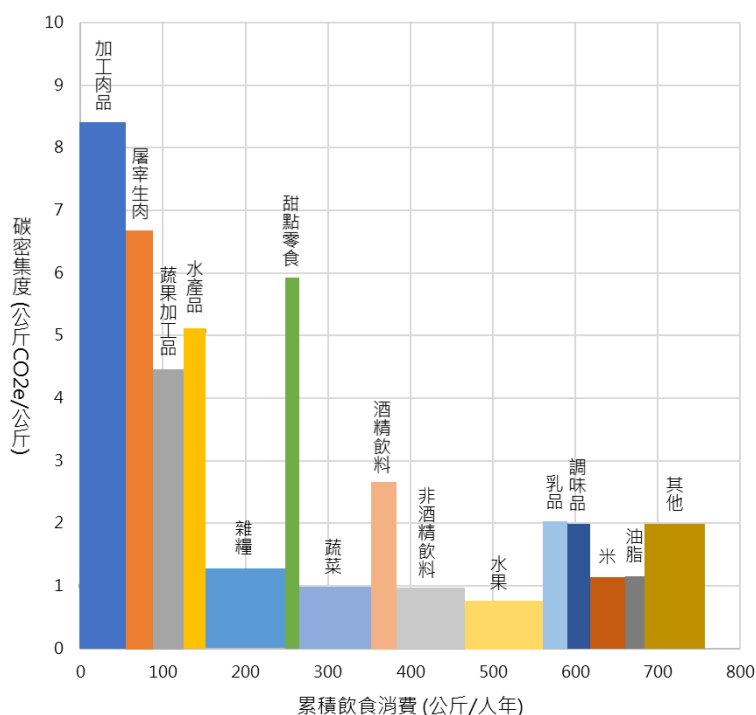
本研究估算我國飲食碳足跡，平均每年每人約 1,838 公斤 CO₂e，細分成 14 類飲食產品的碳排放量由大至小依序如下圖 2。各類飲食消費中碳排放最高的是加工肉品，平均每人每年加工肉品消費的碳足跡 420 公斤 CO₂e，其次是屠宰生肉 (225 公斤)、蔬果加工品 (166 公斤)、水產品 (139 公斤)，以及雜糧 (117 公斤)，前四項產品碳排放加總已超過飲食類碳排放的一半，飲食碳排放高度集中在特定產品。



資料來源：本研究估計

圖 2. 我國人均飲食碳足跡

進一步將上述碳足跡依序拆解為「消費量」乘以「碳密集度」，如下圖 3。圖形橫軸為我國人均飲食消費量；縱軸則為各項產品每公斤消費的碳排放量，是採消費觀點的碳密集度。飲食消費與碳密集度兩者相乘即為該類產品的碳排放量，面積越大表示碳排放量越多。



資料來源：本研究估計

圖 3. 我國人均飲食消費與碳密集度

不同於的圖 2 碳排放總量，圖 3 可以看出不同類飲食品項的碳排放特徵。一類是碳密集度較高、消費重量較低的飲食，圖中四方形較為細長，如加工肉品、屠宰生肉等，以加工肉

品為例，其碳密集度為每公斤加工肉品 8.35 公斤 CO₂e，每年人均加工肉品消費量則為 50.24 公斤；相對的，另一類則是碳密集度較低、消費量較高的飲食，圖中四方形較為寬矮，如雜糧、蔬菜等，其碳密集度為每公斤蔬菜 0.93 公斤 CO₂e，每年人均蔬菜消費量則為 88.73 公斤。

對於不同飲食碳足跡特徵，應有不同的減碳策略，才能達到事半功倍的減碳效果。針對碳密集度高的產品，如加工肉品，需要的減碳策略是「效率改善」，提高產業鏈的資源使用效率，使消費單位碳排放下降，例如食當地，便能有效降低冷鏈儲藏運輸的碳排放。相對的，針對消費量高的產品，如蔬菜，需要的減碳策略則是「降低需求」，如減少剩食或計劃採買，從源頭減少消費來降低碳足跡。此外，不同飲食之間的「模式轉換」也是減碳策略之一，例如，食物以碳密集度較低的蔬菜，取代碳密集度較高的肉品，相同的飲食消費但總體碳足跡減少，從而達成減碳。

模型分析行為改變減碳潛量的優點是其一致性，系統化分析將所有飲食項目的平均碳密集度與消費量，運用一致的估計方法以計算碳排放量基線，並採用邏輯一致的情境分析，就能比較各種行為改變的減碳效果。然而，為了估計的一致性，在不同資料來源間取得一致的分類就十分重要，但也因此需要犧牲部分的細緻度，例如，在肉類中，牛肉、豬肉、雞肉的碳密集度確實存在差異，但受限於投入產出表的資料，僅能以彙總的肉類平均進行後續分析，此為研究的主要限制。

3. 政策意涵

過去政府對於減碳生活型態與行為改變的態度止於倡導，需要系統性的減碳量分析，在公部門資源有限的情況下，作全部行為改變的齊頭式倡議並非資源的最適配置，而是應先系統化分析各種行為的減碳潛量，再將施政力道集中在減碳效果較高的行為做輕推，始能將有限資源做最有效運用。根據研究結果，衍生三個政策意涵：

(1) **不同飲食品項應有不同的減碳策略，並非所有的飲食品項都適合推行減少消費。**針對碳密集度高的產品（如肉類），較合適的減碳策略可能是提高生產鏈的資源使用效率，使單位消費的碳排放下降，例如肉類食當地；相對的，針對消費量高的產品（如蔬菜水果），合適減碳策略才是「降低需求」，例如減少蔬果廢棄。對症下藥才能達到事半功倍的減碳效果。

(2) **應定期調查民眾對各類行為改變接受程度。**因生活型態及行為的僵固性，短期僅少數人願意改變，長期才會慢慢增加。因此減碳量是動態的，會隨著時間改變，進而影響最後總體減碳成效。建議定期調查民眾對各類行為改變接受程度，例如每五年一次，了解行為改變的意願的消長，以便精確計算更新總體減碳潛量，才能做出因應的對策措施。

(3) **更細緻的情境設定需要更新官方統計或調查資料輔助。**然而，長期而言若需要更細緻的行為分析，例如考量蛋白質替代以白肉取代紅肉、豆類取代肉類等行為改變，在目前投入產出表的產品分類下（紅白肉皆屬肉類、豆類包含在雜糧）是無法分析的。更細緻的情境設定需要更詳細的資料輔助，來源可能是官方資料的更新，或是在關鍵議題上建議直接施行調查或是焦點團體詢問來蒐集資料。

四、結論

我國減碳行為研究缺乏系統化的量化分析，基於此，本研究從消費觀點的碳排放切入，參考過去研究，建立台灣的碳足跡模型估算飲食的碳排放基線，並蒐集國際飲食常見的減碳行為，設定分析情境，先從每年的個人減碳量著手，搭配調查與給定的行為滲透率，估算總體減碳效果，將行為分類後排出政策優先順序。目前研究結果指出，我國平均每年每人飲食碳足跡約 1,838 公斤，其中，碳排放最高的食品是肉類及加工品。研究將各類飲食的碳足跡拆解為「消費量」乘以「碳密集度」兩個因素，根據不同飲食特徵，對應不同減碳策略包含：效率改善、降低需求與模式轉換，可分析飲食行為改變的減碳潛力。

參考文獻

- Creutzig, F., Roy, J., Lamb, W. F., Azevedo, I. M. L., Bruine de Bruin, W., Dalkmann, H., Edelenbosch, O. Y., Geels, F. W., Grubler, A., Hepburn, C., Hertwich, E. G., Khosla, R., Mattauch, L., Minx, J. C., Ramakrishnan, A., Rao, N. D., Steinberger, J. K., Tavoni, M., Ürge-Vorsatz, D., & Weber, E. U. (2018). Towards demand-side solutions for mitigating climate change. *Nature Climate Change*, 8(4), Article 4. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0121-1>
- Grubler, A., Wilson, C., Bento, N., Boza-Kiss, B., Krey, V., McCollum, D. L., Rao, N. D., Riahi, K., Rogelj, J., De Stercke, S., Cullen, J., Frank, S., Fricko, O., Guo, F., Gidden, M., Havlík, P., Huppmann, D., Kieseewetter, G., Rafaj, P., ... Valin, H. (2018). A low energy demand scenario for meeting the 1.5 °C target and sustainable development goals without negative emission technologies. *Nature Energy*, 3(6), Article 6. <https://doi.org/10.1038/s41560-018-0172-6>
- Koide, R., Kojima, S., Nansai, K., Lettenmeier, M., Asakawa, K., Liu, C., & Murakami, S. (2021). Exploring carbon footprint reduction pathways through urban lifestyle changes: A practical approach applied to Japanese cities. *Environmental Research Letters*, 16(8), 084001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac0e64>
- Koide, R., Lettenmeier, M., Akenji, L., Toivio, V., Amellina, A., Khodke, A., Watabe, A., & Kojima, S. (2021). Lifestyle carbon footprints and changes in lifestyles to limit global warming to 1.5 °C, and ways forward for related research. *Sustainability Science*, 16(6), 2087–2099. <https://doi.org/10.1007/s11625-021-01018-6>
- Nansai, K., Kondo, Y., Kagawa, S., Suh, S., Nakajima, K., Inaba, R., & Tohno, S. (2012). Estimates of Embodied Global Energy and Air-Emission Intensities of Japanese Products for Building a Japanese Input–Output Life Cycle Assessment Database with a Global System Boundary. *Environmental Science & Technology*, 46(16), 9146–9154. <https://doi.org/10.1021/es2043257>
- Peters, G. P., Davis, S. J., & Andrew, R. (2012). A synthesis of carbon in international trade. *Biogeosciences*, 9(8), 3247–3276. <https://doi.org/10.5194/bg-9-3247-2012>
- Samadi, S., Gröne, M.-C., Schneidewind, U., Luhmann, H.-J., Venjakob, J., & Best, B. (2017). Sufficiency in energy scenario studies: Taking the potential benefits of lifestyle changes into account. *Technological Forecasting and Social Change*, 124, 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2016.09.013>

112年度細懸浮微粒(PM_{2.5})化學成分監測及分析計畫

周崇光¹ 李崇德² 張士昱³ 莊銘棟¹ 許文昌⁴

¹中央研究院環境變遷研究中心

²國立中央大學環境工程研究所

³中山醫學大學公共衛生學系

⁴大漢技術學院

112BB001

摘要

本計畫於2017年至2023在環保署板橋、忠明、斗六、嘉義、小港及花蓮六個一般空品測站每六天（2023年每9天）同步進行一次 PM_{2.5}例行採樣。所採樣本分析 PM_{2.5}質量濃度、水溶性無機離子、碳成分、金屬元素成分。從 PMF 受體模式分析結果顯示，近七年臺灣 PM_{2.5}濃度都有明顯減少，減量最明顯的是燃油「燃油」，主要受到國內獎勵船舶使用低硫油的政策以及國際海運組織頒布全球限硫令的影響，其他主要的污染因子包含「硫酸鹽」、「硝酸鹽」和「交通排放」大多都有減少，顯示主管單位的空氣品質改善策略有不錯的成效。隨著 PM_{2.5}濃度降低，各地高濃度事件日數也下降，只有中部以南的測站有出現，若比較高濃度事件與非高濃度事件的 PM_{2.5}化學成分組成，忠明、斗六、嘉義和小港站在高濃度事件日有明顯較高的 NO₃⁻濃度，其次才是 OC 和 SO₄²⁻，說明如果要減少高濃度事件日的發生，對 NO₃⁻及其前驅污染物的管制非常重要。

關鍵詞：PM_{2.5}化學成分監測、PM_{2.5}污染來源推估、PM_{2.5}高濃度事件

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，環保署自2012年5月14日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，空氣品質變差時，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，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

本計畫在環保署板橋、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。



圖1. 採樣監測站及分析實驗室地理位置（★代表採樣地點，■代表實驗室地點）

(二) 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。

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

三、結果與討論

1. PMF 解析污染因子時間變化

圖2顯示臺灣各地 $PM_{2.5}$ 的人為污染因子質量濃度大多都有下降，特別是「燃油」各站都減量超過 80% 以上，主要是受到，占 $PM_{2.5}$ 比例需要注意的是，各站在 2023 年「車輛排放」的貢獻都有被動增加，代表減量的幅度相較於「硫酸鹽」和「硝酸鹽」低，甚至在斗六及小港站的平均質量濃度有上升的情形，說明車輛排放的減量是全臺都需要重視的課題。「硫酸鹽」和「工業污染排放」的減量都與 SO_4^{2-} 有較大的關係，綜合來看顯示近年 SO_4^{2-} 及前驅污染物的管制相較於 NO_x 及前驅污染物的管制成效明顯，特別是 NO_3 有明顯的季節變化，在夏季濃度非常低導致從年平均濃度來看對 $PM_{2.5}$ 的影響容易被低估，如何加強 NO_x 及前驅污染物的管制值得思考。

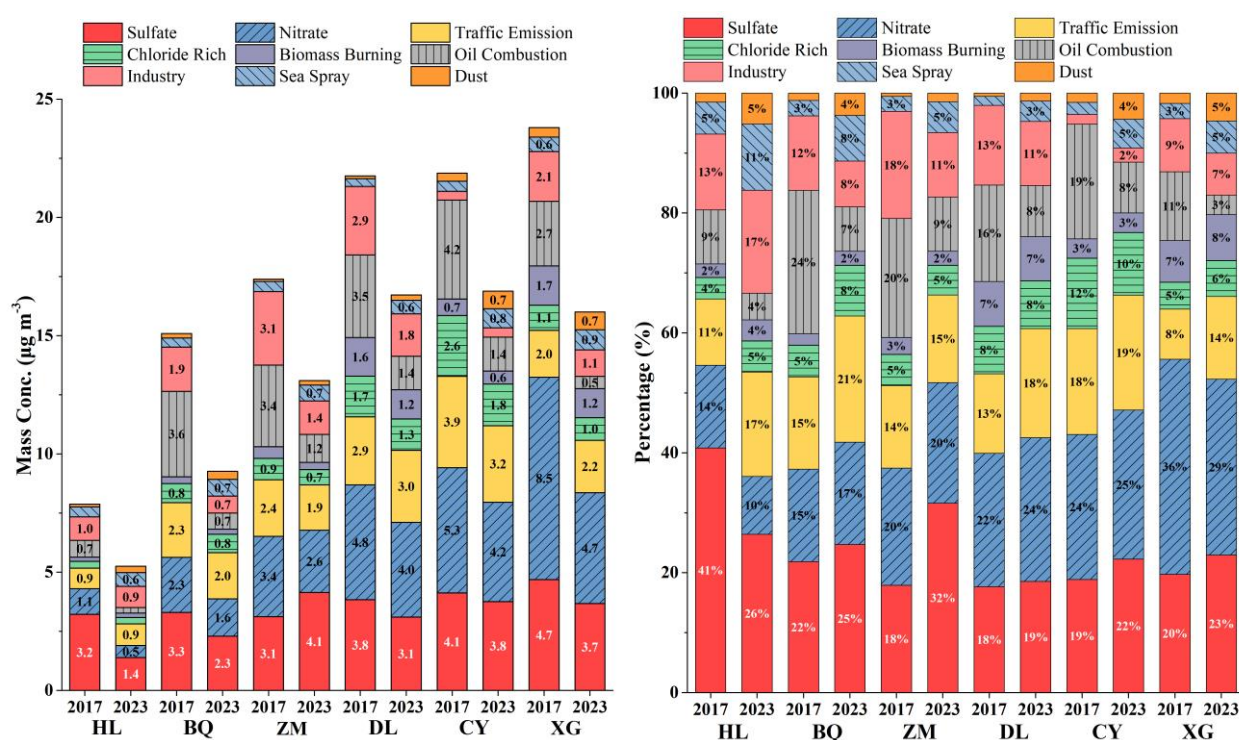


圖2. 2017年與2023年六站 PMF 解析污染因子平均質量濃度與占 $PM_{2.5}$ 比例

高濃度事件與非高濃度事件比較

中部以南的忠明、斗六、嘉義和小港站的高濃度事件與非高濃度事件的 PM_{2.5}化學成分組成成現在圖3，結果指出四站高濃度事件與非高濃度事件的平均 PM_{2.5}濃度差異在26.9~29.1 $\mu\text{g m}^{-3}$ 之間，其中的差異主要都由 NO₃⁻貢獻，平均貢獻事件與非事件差異的28.3%~34.9%，其次是 OC 和 SO₄²⁻的11.9%~14.2%和12.1%~18.1%；Others 貢獻20.4~23.0%的差異，其中應有很大的比例是有機物，再加上 OC 的貢獻有機物對高濃度事件的影響也不能忽視。整體來說，未來的管制策略應著重在 NO₃⁻及其前驅污染物，其次是有機物。

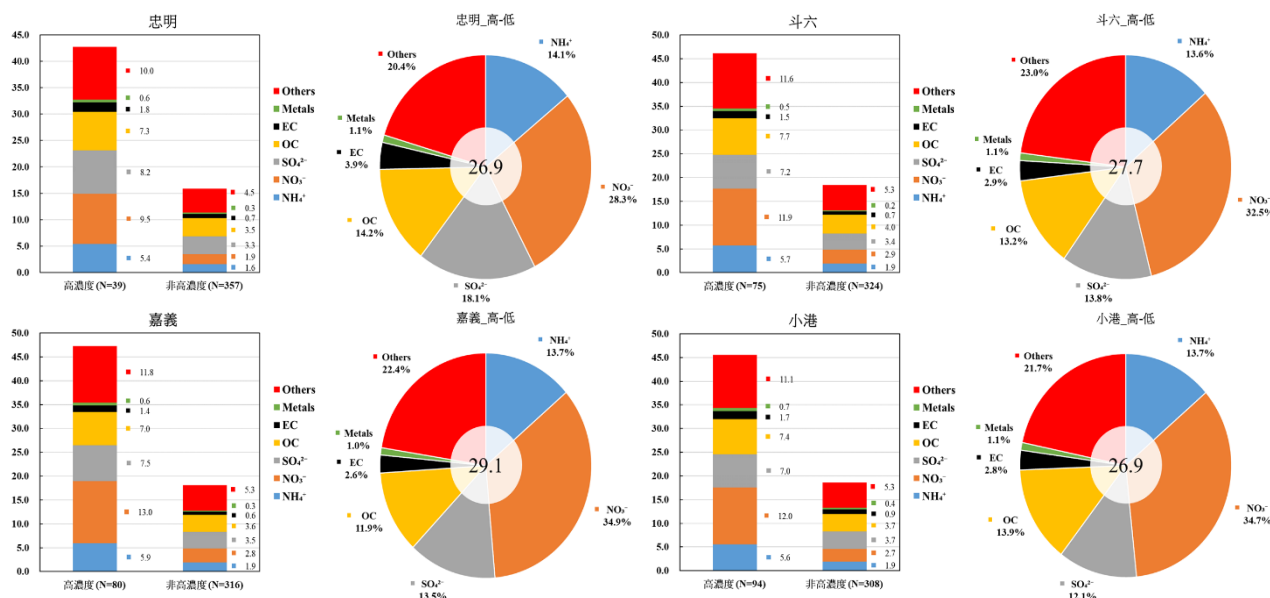


圖3. PM_{2.5}高濃度事件與非事件化學組成比較

四、結論

1. 臺灣2017年至2023年 PM_{2.5}濃度有明顯的下降，PMF 受體模式解析 PM_{2.5}主要污染因子顯示下降最多的為「燃油」，主要受到國內外的船舶排放管制策略影響。
2. 合占 PM_{2.5}一半以上比例的「硫酸鹽」、「硝酸鹽」和「車輛排放」也大多有減量，由於 SO₄²⁻減量較顯著，使後兩者占 PM_{2.5}比例在2023年有被動增加的情況。
3. PM_{2.5}高濃度事件多發生在中部以南的測站，其化學組成與非高濃度事件日差異主要是由 NO₃⁻貢獻，其次是有機物，未來 PM_{2.5}的管制策略應著重在 NO₃⁻及其前驅污染物。

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).

校園懸浮微粒防護介入措施選用策略之擬定

陳俊佑¹ 徐千又¹ 蔡朋枝¹

¹ 國立成功大學

摘要

室內空氣污染是許多不良健康效應之危險因子，對於學齡兒童而言，除了學童本身為易感受族群，其每天會有超過 8 小時時間待在教室中，然而臺灣目前無完整校園空氣品質相關防護介入措施及政策。本研究以完全混合盒模式為基礎，建立校園懸浮微粒暴露推估模式，推估不同懸浮微粒防護介入方法對 PM_{2.5} 控制之有效性，同時收集市面上個規格之懸浮微粒介入設備的設置費、操作費、耗材等價格，評估控制不同 PM_{2.5} 濃度所需求規格之各式懸浮微粒防護介入設備之成本，進行不同懸浮微粒防護介入方法之成本效益分析，作為校園選用懸浮微粒防護介入方法之基礎，同時建立校園懸浮微粒防護技術選用技術手冊及試算表單，供未來校園選用管理及政策參考。

關鍵詞：PM_{2.5}、空氣清淨機、新風系統、成本效益分析

一、前言及研究目的

懸浮微粒(Particulate Matter, PM)因其對於大眾健康的嚴重影響，故已成為民眾和各地政府的關注焦點。其中 PM_{2.5} 為氣動粒徑 2.5 微米或更細小的顆粒，當人體吸入 PM_{2.5} 後會於呼吸道中不同部位沉降，並導致不同的呼吸道疾病之產生而被廣泛關注[1-3]。先前已有研究針對氣喘兒童暴露於 PM_{2.5} 對於其氣喘症狀和肺部功能之影響進行研究，結果顯示當個體暴露於 PM_{2.5} 時會導致呼吸道阻抗增加、肺功能下降以及氣喘症狀之惡化程度上升[4]。其他研究則指出，PM_{2.5} 急性暴露可引起健康兒童呼出一氧化氮(Fractional exhaled Nitric Oxide, FeNO) 升高，PM_{2.5} 每升高 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 可引起 FeNO 升高 29.7%，且對於男性兒童影響高於女性兒童，PM_{2.5} 每升高 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 可引起 FeNO 升高 3.47-50.97%[5]。

根據統計，人們大約有 90% 的時間都在私人和公共室內環境中度過，如住家、學校、工作場所和交通工具等，室內空氣品質對人類整體健康和生活品質具有重大的影響。而學齡兒童每天至少有 8 小時的時間待在教室內。因此，教室中的空氣品質好壞會嚴重影響到學童的健康及上課品質，如學生於課堂之表現和出缺席狀況等[6]。就學齡兒童而言，因學齡兒童的身體各個器官尚未發展完全，屬於易感族群，相較於成人來說更容易受到 PM_{2.5} 暴露的影響而造成健康問題。

為改善室內 PM_{2.5} 濃度，已有許多室內 PM_{2.5} 污染的防護介入措施被使用。如空氣清淨機已被許多研究證實能有效降低室內之 PM_{2.5} 污染物，並有部分研究發現能降低心血管疾病之生物指標並改善過敏症狀[7-9]。除了空氣清淨機以外，當使用空氣清淨機時，常關閉門窗減少室內外空氣對流，在人數眾多之教室中亦可能造成二氧化碳濃度快速上升，對學童注意力及健康效應仍需進一步研究。除了空氣清淨機以外，目前亦有許多懸浮微粒防護介入技術，如新風系統、靜電紗窗等。有關前述防護技術應用於校園之有效性仍不清楚，亦無合適之規格選用策略。此外，對學童早期人體健康效應指標之改善情形為何仍需嚴謹評估。

本研究旨在建立系統性的校園懸浮微粒防護介入措施選用策略，本研究結合前期研

究建立並完成驗證之校園懸浮微粒暴露推估模式，推估不同懸浮微粒防護介入方法對 PM_{2.5} 控制之有效性，並評估市面上懸浮微粒防護介入方法之成本，進行不同懸浮微粒防護介入方法之成本效益分析，作為校園選用懸浮微粒防護介入方法之基礎

二、研究方法

1. 建立懸浮微粒介入設備選用流程

於選用懸浮微粒介入設備，除了考量學童 PM_{2.5} 之暴露外，亦應考量設備介入後對室內空氣品質之影響，本研究依據以下條件首先建立懸浮微粒介入設備之選用流程：(1) 學童暴露之室內 CO₂ 濃度小於 1,000ppm，(2) 介入設備介入後，能在一半課程時間內將 PM_{2.5} 控制至可接受濃度。在滿足上述條件下，評估所需求之設備規格，進行成本效益分析，以選用最佳之懸浮微粒介入設備。作為評估所需之資訊於以下各節中詳述。

2. 收集市面各型式之介入設備詳細資訊及成本

本研究於前期研究中測試之防護介入方法包括：空氣清淨機、新風系統、冷氣靜電濾網、靜電紗窗，其中依在校園使用之有效性研究結果不納入考量之介入設備包括：

- (1) 靜電紗窗：教室開窗下通風流率高，致靜電紗窗過濾成效不彰，於教室中無法有效移除 PM_{2.5}，對學童保護性不佳。
- (2) 冷氣靜電濾網：冷氣非時常開啟之設備，且教室冷氣大小不同，其送風流率難以確定，對學童保護存在不確定性。

故本研究收集空氣清淨機、新風系統於市面上之裝備、安裝、耗材、功耗等固定與變動成本詳細資訊作為成本分析之基礎資訊，其中收集之設備最低符合以下條件：

- (1) 空氣清淨機：使用等級為 H12 以上的 HEPA 濾網，符合 ANSI/AHAM AC-1 同等或以上之 CADR 試驗，並提供實際之 CADR 試驗結果。
- (2) 新風系統：至少包含一個 H11 等級以上之 HEPA 濾網，含初級濾網之總過濾效率達 99.9% 以上，符合 ANSI/AHAM AC-1 同等或以上之 CADR 試驗，並提供實際之 CADR 試驗結果。

3. 收集臺灣各地區 PM_{2.5} 現況及長期濃度變異

因各地區 PM_{2.5} 現況不同，所需求之設備規格亦不相同，本研究收集臺灣各地區 2017 年至 2021 年環境部測站資料 PM_{2.5} 長期濃度變異，將作為計算該教室達目標濃度所需要介入之各種設備清淨流率、推估教室內細懸浮微粒(PM_{2.5})濃度及推估各介入設備成本之依據。

4. 教室 PM_{2.5} 濃度推估模式

本研究考量 PM_{2.5} 之重力沉降特性及室外 PM_{2.5} 穿透至室內之穿透效率等，本研究將其效應置入於質量平衡式中，以發展適用於粒狀污染物之完全混合盒模式，另外，本研究探討之室內 PM_{2.5} 對控制介入措施包括空氣清淨機及新風系統。其中空氣清淨機之室內

PM_{2.5} 移除方式是利用抽取室內空氣並進行過濾後，再重新送入室內環境中(如圖 1)，而新風系統是利用抽取室外空氣進行過濾後，再送入室內環境中(如圖 2)。其中作為推估所需之參數如表 1 所示，各項參數與前期研究中完成驗證。以上二種空氣清淨方式之 PM_{2.5} 推估預測模式如下。

(1) 使用空氣清淨機及冷氣靜電濾網

使用空氣清淨機及冷氣靜電濾網時(如圖 1)，其質量平衡式如式(1)所示：

$$V \frac{dC_{room}}{dt} = PQ_A C_{in} - Q_A C_{room} - F_{pur} Q_{pur} C_{room} - A_s V_d C_{room} + G \quad (1)$$

其中，

V ：教室內之體積 (m³)

t ：時間

C_{in} ：室外之懸浮微粒濃度 (μg/m³)

C_{room} ：室內之懸浮微粒濃度 (μg/m³)

P ：懸浮微粒滲透率 (%)

Q_{pur} ：懸浮微粒經清淨裝置過濾之空氣流率 (m³/min)

F_{pur} ：懸浮微粒經由清淨裝置過濾之效率 (%)

A_s ：可用於沉積的表面積 (m²)

V_d ：微粒之沉積速率 (m/s)

G ：室內懸浮微粒之產生率 (μg/min)

Q_A ：教室內通風流率(m³/min)

上述參數 A_s 係教室之底表面積，微粒之沉積速率(V_d)則是以終端沉降速度進行計算，根據史托克定律(Stokes' Law)，微粒在空氣中之終端沉降速率可由公式(2)表示：

$$v_d = \frac{\rho_p g d^2 C_c}{18\mu} \quad (2)$$

其中，

ρ_p ：微粒之密度（假設為氣動粒徑，密度為 1g/cm³）

g ：重力加速度

d ：微粒之氣動粒徑

μ ：空氣黏滯度(Viscosity, 1.81×10⁻⁵ kg/m·s)

此質量平衡式之物理意義為室內之 PM_{2.5} 之質量變化相當於室外 PM_{2.5} 經由自然通風滲透進去室內環境中的質量，扣除經由介入措施及重力沉降所移除之質量，再加上室內產生之質量。將公式(1)對時間 t 進行積分後，可得其解如式(3)所示，本研究將利用此公式進行計算內的 PM_{2.5} 濃度隨時間之變化。

$$C_{room}(t) = \frac{G + PQ_A C_{in}}{Q_A + A_s V_d + F_{pur} Q_{pur}} \left[1 - \exp\left(-\frac{Q_A + A_s V_d + F_{pur} Q_{pur}}{V} t\right) \right] + C_{room}(0) \exp\left(-\frac{Q_A + A_s V_d + F_{pur} Q_{pur}}{V} t\right) \quad (3)$$

(2) 使用新風系統

使用新風系統(如圖 2) ，其質量平衡式如式(4)所示:

$$V \frac{dC_{room}}{dt} = (1 - F_{pur})Q_{pur}C_{in} - Q_{pur}C_{room} - A_s V_d C_{room} + G \quad (4)$$

此平衡式之物理意義為 PM_{2.5} 之質量變化等於 PM_{2.5} 之質量經過過濾移除後進入室內之質量，扣除室內重力沉降所移除之 PM_{2.5} 質量再加上產生之質量。將公式(4)對時間 t 進行積分後，可得其解如公式(5)所示，本研究將利用此公式進行計算內的 PM_{2.5} 濃度隨時間之變化。

$$C_{room}(t) = \frac{G + (1 - F_{pur})Q_{pur}C_{in}}{A_s V_d + Q_{pur}} \left[1 - \exp\left(-\frac{A_s V_d + Q_{pur}}{V} t\right) \right] + C_{room}(0) \exp\left(-\frac{A_s V_d + Q_{pur}}{V} t\right) \quad (5)$$

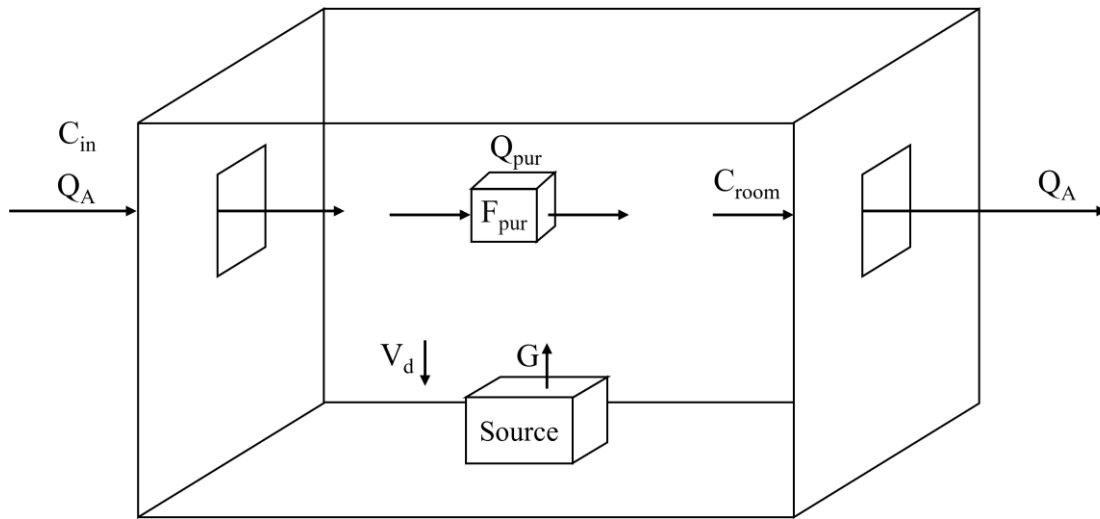


圖 4 使用空氣清淨機時模式示意圖

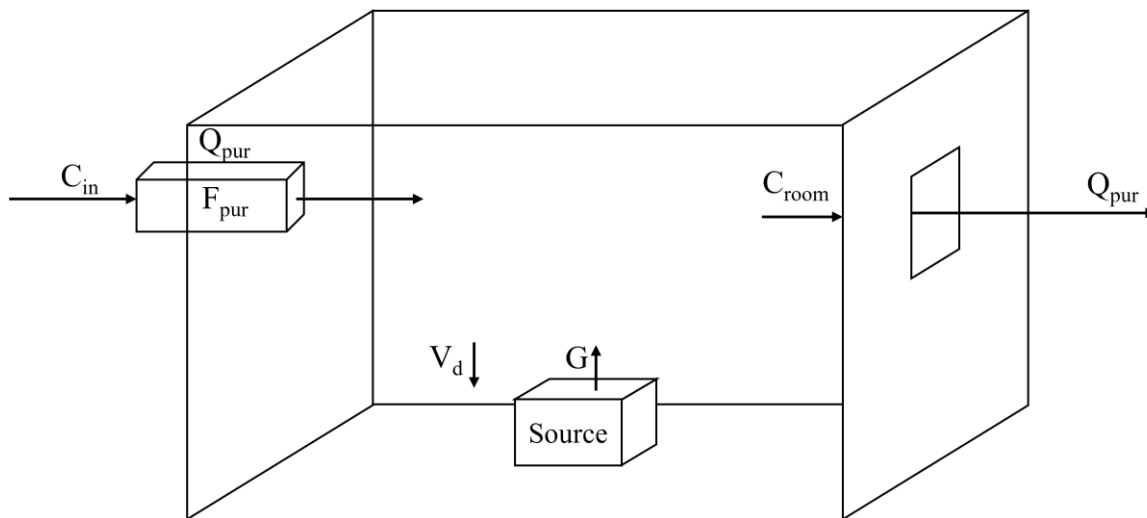


圖 5 使用新風系統時模式示意圖

表 1 推估模式所使用之參數

參數	窗戶種類/介入設備	值	單位
V		252	m ³
A _s V _d		0.245	m ³ /min
Q _{A, 95th}	鋁框窗	11.34	m ³ /min
	氣密窗	3.79	m ³ /min
G		69	μg/m ³
P	鋁框窗	63	%
	氣密窗	8	%
F _{pur}	新風系統	0.998	
	空氣清淨機	0.9997	

5. 成本效益分析

對不同之防護介入方法將評估其成本效益，本研究預計使用增量成本效果比值 (Incremental cost-effectiveness ratio, ICER)，其公式如下：

$$ICER_{xi} = \frac{Cost_{xi} - Cost_{x0}}{\left(\frac{E_{x0} - E_{xi}}{E_{x0}}\right)} \quad (8)$$

其中，Cost_{xi} 和 E_{xi} 分別為防護介入下所需之成本和效益，Cost_{x0} 和 E_{x0} 分別是無防護介入的成本和效益。對本研究來說，無防護介入下成本為 0，對防護介入下之成本：設備費、安裝費、電費、耗材費等費用進行估算。

三、結果與討論

1. 懸浮微粒介入設備選用流程

建立之流程如圖 3 所示，選用流程會先針對教室之基本資訊進行收集，包括教室體積大小、學童人數、門窗型態等，根據所收集之教室基本資訊及學童人數，計算該教室所需之通風量(Q_R)，以評估教室通風需求，確保學童暴露之室內 CO₂ 濃度小於 1000ppm。以 2021 年 WHO 24 小時平均空氣品質指標 PM_{2.5} 的濃度標準 15 μg/m³ 為目標濃度，以所在地區之第 95%-tile 24 小時平均 PM_{2.5} 濃度，推估所需要的介入設備清淨流率。一般國小每堂課約為 40 分鐘，為有效保護學童，本研究選擇以一半課程時間可以達 15μg/m³ 為標準，以模式推估於目標時間(20 分鐘)達 15μg/m³ 所需之 CADR 值(CADR_{t20})，最後結合 Q_R 和 CADR_{t20} 進行介入設備之成本效益分析，以選擇最佳之介入方法。

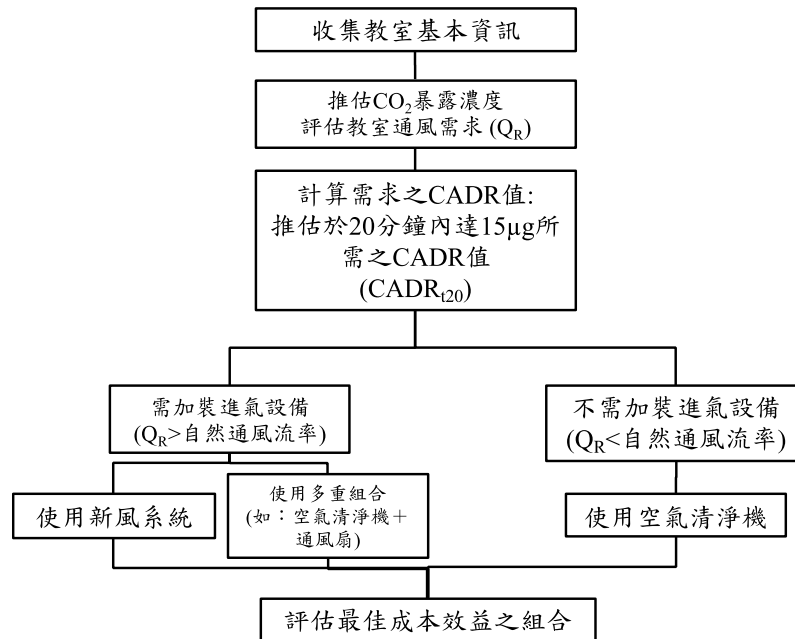


圖 3 懸浮微粒介入設備選用流程

2. 推估教室內所需之新鮮空氣補充量 (Q_R)

根據室內空氣品質管理法規定室內 CO₂ 八小時值應小於 1000 ppm 作為基準，計算在教室關窗情況下，室內 CO₂ 累積濃度小於 1000 ppm 之每人所需之新風量以推估教室所需之新鮮空氣補充量(Q_R)。其計算公式如下所示：

$$C_{ss,room} = C_{out} + \frac{GN}{Q_R} \quad (9)$$

C_{ss,room}：達平衡室內二氧化碳濃度(ppm; 1000ppm)

C_{out}：室外進到室內的二氧化碳濃度(ppm; 440 ppm)

G：學童呼出二氧化碳的產生率(ml/min)

Q：教室的通風量(m³/min)

N：教室內人數

假設室外 CO₂ 濃度(C_{out})為 440 ppm，以小學六年級學童為例，學童呼出 CO₂ 產生率 G，參考先前文獻值 244 (ml/min) (Batterman, 2017)進行計算，計算結果每人所需之新風量為 0.406 m³/min-cap.，即在 30 人之教室通風量大於 12.2 m³/min 能夠有效保護學童暴露於過高的室內 CO₂ 濃度。

3. 全台長期 PM_{2.5} 濃度分佈

收集全臺各地 2017 年至 2021 年環境部測站資料，其整理結果如表 2 所示。利用臺灣各地區 PM_{2.5} 長期濃度變異，以第 95%-tile 推估各縣市作為推估教室所需之 CADR_{t20} 之基礎。

表 2 臺灣各地區 PM_{2.5} 濃度變異(2017-2021 年)

縣市	N total	Mean	Standard Deviation	Geometric Mean	Geometric SD	95%-tile
臺北市	12,692	13.57	7.37	11.54	1.85	28
新北市	19,956	14.24	7.81	12.23	1.78	29
基隆市	1,811	12.77	6.49	11.18	1.71	25
桃園市	10,847	15.98	8.79	13.91	1.70	33
新竹市	1,813	15.83	8.83	13.61	1.76	33
新竹縣	3,615	15.40	8.56	13.18	1.80	32
苗栗縣	5,454	16.45	9.07	13.99	1.82	34
南投縣	5,454	21.34	11.70	17.95	1.88	42
臺中市	9,080	17.79	10.18	15.05	1.82	38
彰化縣	5,451	19.50	11.14	16.52	1.82	41
雲林縣	7,252	21.63	12.39	18.14	1.87	46
嘉義市	1,823	22.80	13.82	18.15	2.10	49
嘉義縣	3,639	20.91	11.72	17.63	1.85	44
臺南市	7,254	21.77	12.48	18.11	1.90	45
高雄市	21,397	23.21	13.47	18.88	2.02	47
屏東縣	5,448	18.09	12.84	13.79	2.18	42
宜蘭縣	3,626	10.60	5.35	9.27	1.72	21
花蓮縣	1,817	8.63	4.68	7.44	1.76	17
臺東縣	3,621	8.07	4.09	7.08	1.70	16

4. 推估 20 分鐘達 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 所需之 CADR 值(CADR_{t20})

本研究以 2021 年 WHO 24 小時平均空氣品質指標 PM_{2.5} 的濃度標準 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 為目標濃度，以所在地區之第 95%-tile 24 小時平均 PM_{2.5} 濃度，推估所需要的介入設備清淨速率。一般國小每堂課約為 40 分鐘，為有效保護學童，本研究選擇以一半課程時間可以達 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 為標準，以模式推估於目標時間(20 分鐘)達 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 所需之 CADR 值(CADR_{t20})，上述式(3)、(5)可以重新整理為：

(1) 冷氣靜電濾網和空氣清淨機

$$t = -\frac{V}{(Q_A + A_s V_d + CADR)} \ln \frac{C_{room}(t) - C_{ss}}{C_{room}(0) - C_{ss}} \quad (6)$$

其中：

$$C_{ss} = \frac{G + P Q_A C_{in}}{Q_A + A_s V_d + CADR}$$

(2) 新風系統

$$t = -\frac{V}{(A_s V_d + Q_{pur})} \ln \frac{C_{room}(t) - C_{ss}}{C_{room}(0) - C_{ss}} \quad (7)$$

其中：

$$C_{ss} = \frac{G + (Q_{pur} - CADR) C_{in}}{A_s V_d + Q_{pur}}$$

設 $t=20$ min, $C_{room}(0)$ 為所在地區之第 95%-tile 24 小時平均 $PM_{2.5}$ 濃度，以迭代法求解 CADR，所得知結果即為 $CADR_{t20}$ ，作為懸浮微粒介入設備在該教室需求之流率。以臺南市國小為例， $C_{room}(0)=45 \mu g/m^3$ ，使用新風系統 $CADR_{t20}=16.9 m^3/min$ ，使用空氣清淨機在氣密窗及鋁框下分別需要 20.3 及 13.2 m^3/min 。

5. 設備成本收集

依據設定之條件收集目前市面上符合不同清淨流率之設備所需之費用，包括設備、安裝、耗材、功耗等費用。空氣清淨機之成本如表 3，將其分為日系及歐美品牌，其中歐美品牌之價格在同一 CADR 區間時普遍高於日系品牌，價格隨 CADR 增加而增加，電費及耗材費用亦隨 CADR 增加而增加。新風系統價格如表 4 所示，亦將其分為臺灣品牌及歐美品牌，可以看到歐美品牌價格遠高於臺灣品牌。此外，新風系統普遍流率較空氣清淨機小，且價格不隨新風量增加而顯著上升，安裝費用在較低流率的情況下，設備成本遠高於空氣清淨機。

將各項成本與介入設備之清淨流率(Clean Air Delivery Rate, CADR)進行迴歸分析，結果如圖 4 至 5 所示。根據結果表明，空氣清淨機之設備費用與 CADR 呈線性相關，在高 CADR 下，任兩台以上空氣清淨機流率組合不影響價格。空氣清淨機之變動成本(耗材、與電費)亦與 CADR 呈線性相關。新風系統的設備費用與安裝費用不成正比，隨著 CADR 增加，新風系統在設備與安裝費用上價格並無大幅度的上升趨勢，然新風系統之安裝需安裝費用，在需要高 CADR 之情形下優先選擇大流率以降低安裝設備數量。新風系統之變動成本與 CADR 呈線性相關。後續對 CADR 價格以線性迴歸之結果進行評估。

表 3 不同 CADR 空氣清淨機價格、耗材、功耗之成本區間(n=76)

空氣清淨機	亞洲品牌*			歐美品牌**		
	價格	每年	每年	價格	每年	每年
CADR						

	耗電費用		耗材費用		耗電費用		耗材費用	
100-200	3,290-5,990	31-52	2,150-3,600	3,290-11,900	39-113		225-2,398	
200-300	4,980-9,720	51-59	645-1,707	4,980-15,900	26-98		1,480-3,500	
300-400	6,990-15,120	95-129	716-2,392	8,800-23,880	82-168		863-4,446	
400-500	9,777	169	3,600	9,990-36,880	77-141		1,330-7,998	
500-600				12,990-27,780	102-154		3,055-5,580	
600-700	14,800-32,371	123-306	2,760-7,400	16,900-31,900	52-201		1,195-5,850	
700-800				21,915-45,799	155-266		2,830-7,722	
800-900				44,800-56,800	138-252		3,290-9,600	

*亞洲品牌：含台灣及日本品牌

**歐美品牌：含美國、瑞典、荷蘭等歐美國家品牌

表 4 不同流率新風系統價格、耗材、功耗及安裝費用之成本區間(n=16)

新風系統	臺灣品牌			美國品牌			安裝費
	價格	每年 耗電費用	每年 耗材費用	價格	每年 耗電費用	每年 耗材費用	
新風量							
0-100	6,250-15,800	4.4-7	1,300-2,500	27,800	44	2,800	
100-200	9,296-17,500	36-52	1,700-3,000	51,800	143	4,160	
200-300	17,391-38,000	52-174	2,000-3,600				
300-400	11,122-11,250	138-252	1,900-3,600				8,000-15,000
400-500	20,250	221	4,000				
500-600	-						
600-700	14,250	312	6,000				

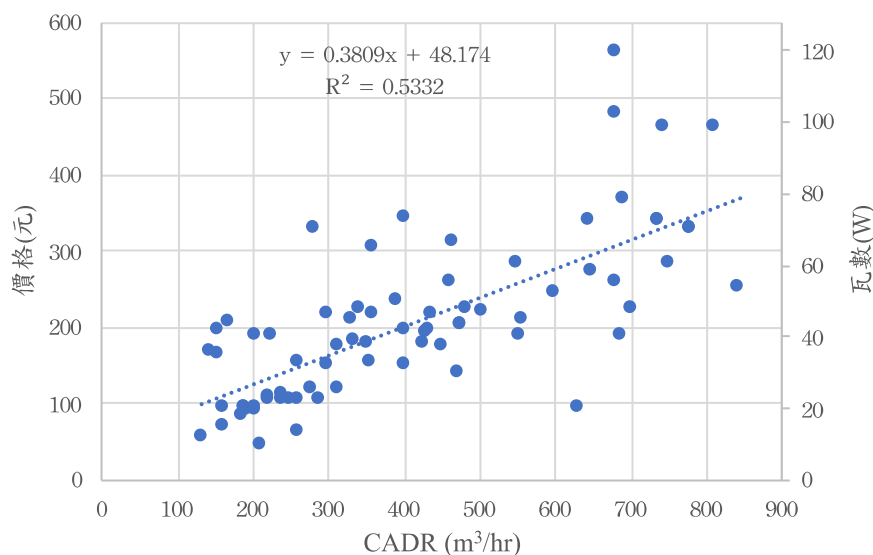


圖 4 空氣清淨機設備功率與每年耗電費與 CADR 線性迴歸圖

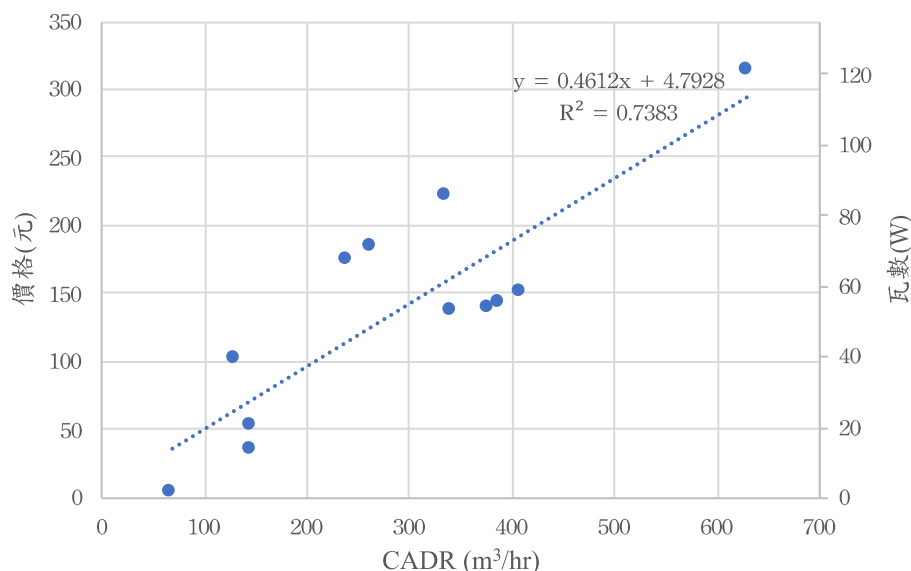


圖 5 新風系統設備功率與每年耗電費與 CADR 線性迴歸圖

6. 成本效益分析

依照前述方法推估之 CADR_{t20} 值，結合收集之成本進行 ICER 成本效益分析，其結果如圖 6 和圖 7 所示。依一般國小常見配置，本研究以兩種條件為例進行分析，假設條件包括：教室學童人數（一般教室 30 人、偏遠區域 10 人）以及不同窗戶型態（氣密窗、鋁框窗），在每種條件下皆須符合最小通風需求（每人新鮮空氣補充量為 0.406 m³/min），計算在不同室外濃度下 20 分鐘內教室達 15 µg/m³ 所需之清淨流率，並根據該清淨流率及其成本進行 ICER 成本效益分析。根據 ICER 分析結果，人數為 30 人教室為氣密窗時，在 PM_{2.5} 濃度小於 26 µg/m³ 建議使用空氣清淨機搭配通風扇，在 PM_{2.5} 濃度大於 26 µg/m³ 建議使用新風系統。當人數為 30 人教室為鋁框窗時，在

PM_{2.5} 濃度小於 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 建議使用空氣清淨機搭配通風扇，在 PM_{2.5} 濃度大於 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 建議使用新風系統。當人數為 10 人教室為氣密窗時，不論室外 95%-tile PM_{2.5} 濃度高低，皆建議使用空氣清淨機且不需搭配通風扇。當人數為 10 人教室為鋁框窗時，在 PM_{2.5} 濃度小於 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 建議使用空氣清淨機且不需搭配通風扇，在 PM_{2.5} 濃度大於 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 建議使用新風系統。

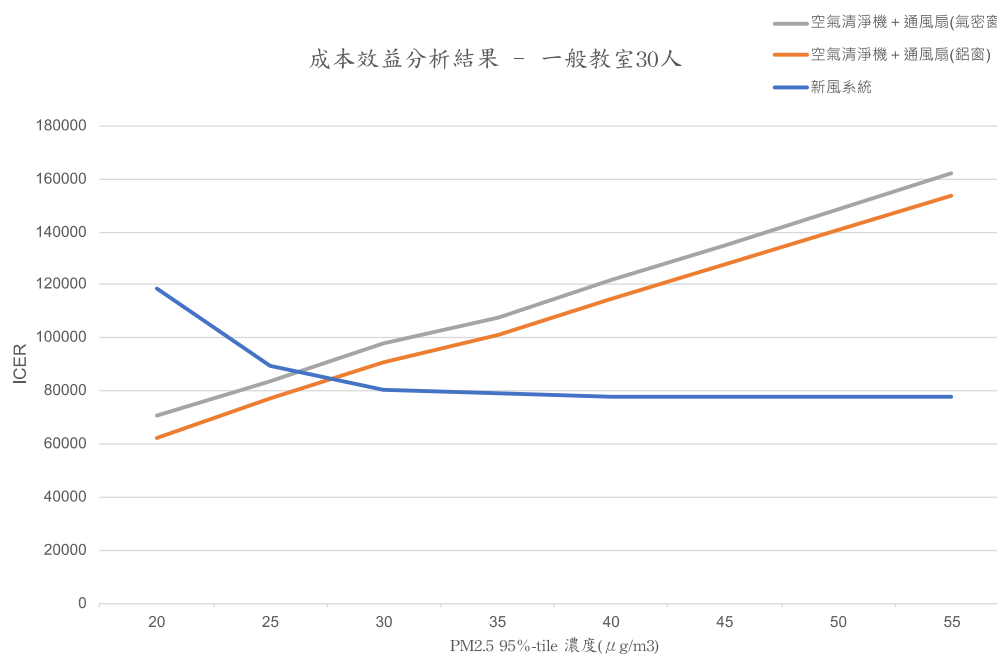


圖 6 假設教室學童人數為 30 人之各項介入設備成本效益分析

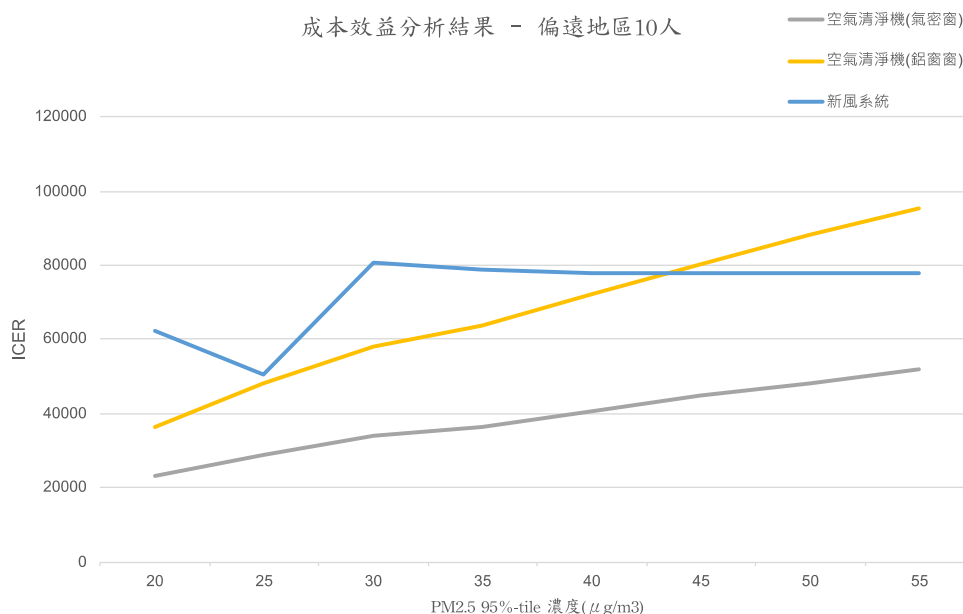


圖 7 假設教室學童人數為 10 人之各項介入設備成本效益分析

7. 試算表與選用技術手冊

本研究依據上述之選用技術與流程，建立試算表單及詳細校園懸浮微粒控制設備選用技術手冊，該試算表與選用技術手冊公開於：

<https://forms.gle/BZ6F6LSTwjMG5fQr6>

四、結論

本研究以建立並完成驗證之校園懸浮微粒暴露推估模式，推估不同懸浮微粒防護介入方法對 PM_{2.5} 控制之有效性，同時收集市面上懸浮微粒防護介入方法之成本，進行不同懸浮微粒防護介入方法之成本效益分析，作為校園選用有效控制學童 PM_{2.5} 暴露且符合最佳經濟效益之懸浮微粒防護設備之依據。該研究成果彙整為校園懸浮微粒防護技術選用技術手冊，供未來校園選用管理及政策參考。

參考文獻

1. Cincinelli, A. and T. Martellini, *Indoor Air Quality and Health*. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017. **14**(11): p. 1286.
2. Sharma, S., M. Chandra, and S.H. Kota, *Health Effects Associated with PM_{2.5}: a Systematic Review*. Current Pollution Reports, 2020. **6**(4): p. 345-367.
3. Bravo, M.A., et al., *Airborne Fine Particles and Risk of Hospital Admissions for Understudied Populations: Effects by Urbanicity and Short-Term Cumulative Exposures in 708 U.S. Counties*. Environmental Health Perspectives, 2017. **125**(4): p. 594-601.
4. He, L., et al., *Personal Exposure to PM_{2.5} Oxidative Potential in Association with Pulmonary Pathophysiologic Outcomes in Children with Asthma*. Environmental Science & Technology, 2021. **55**(5): p. 3101-3111.
5. 阳晓燕, et al., 大气 PM_{2.5} 急性暴露对健康儿童 3 项炎症和氧化应激指标的影响. 卫生研究, 2020.
6. Porta, D., et al., *Air pollution and cognitive development at age 7 in a prospective Italian birth cohort*. Epidemiology, 2016. **27**(2): p. 228-236.
7. Kajbafzadeh, M., et al., *The impacts of traffic-related and woodsmoke particulate matter on measures of cardiovascular health: a HEPA filter intervention study*. Occup Environ Med, 2015. **72**(6): p. 394-400.
8. Li, H., et al., *Particulate matter exposure and stress hormone levels: a randomized, double-blind, crossover trial of air purification*. Circulation, 2017. **136**(7): p. 618-627.
9. Dubey, S., H. Rohra, and A. Taneja, *Assessing effectiveness of air purifiers (HEPA) for controlling indoor particulate pollution*. Heliyon, 2021. **7**(9): p. e07976.

結合土地利用迴歸與機械學習推估台灣長期空氣污染濃度之時空變化

曾于庭¹ 吳治達¹

¹ 國立成功大學測量及空間資訊學系

² 國家衛生研究院國家環境醫學研究所

³ 國立中興大學永續農業創新發展中心

⁴ 高雄醫學大學精準環境醫學研究中心

摘要

本計畫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，並進一步結合機器學習演算法，以發展多種空氣污染物之時空分布推估模型。研究成果除可釐清重要土地利用排放源，最後亦應用所建模型，推估並分析空氣污染在臺灣本島之長期空間濃度變化情形。本研究探討之污染物包含 NO₂、NO_x、SO₂、PM₁₀、O₃、PM_{2.5} 中的錳、砷以及鉛污染物。研究結果顯示，整體而言推估模型皆呈中上解釋能力，並且經模型驗證結果皆呈現穩定的準確程度。其中 NO₂、NO_x、SO₂ 和 PM_{2.5}，受到住宅區密度、交通、工業排放和人為燃燒活動等因素影響。而 PM_{2.5} 中的鉛和砷污染物，主要源自工業排放和燃燒行為。這些資訊可供相關管制機構參考制定控制政策。O₃ 於郊區及森林山區污染濃度高，與其他污染物趨勢不同，建議可增設 O₃ 監測儀器以加強管理，並加強前驅污染物管控。以上相關成果可供當地政府查明熱點內的污染源，或制定濃度上升區域的防治措施。

關鍵詞：空氣污染物、土地利用迴歸模型、機器學習、地理資訊系統、人工智慧

一、前言及研究目的

空氣污染一直為國際間備受關注的議題，其主要來源多為人為排放，包含工業燃燒廢氣、交通工具排放之廢氣等[1]。有研究指出，暴露在高濃度的空氣污染物可能造成物理性的短暫灼傷、痙攣、喉間組織及上呼吸道腫脹、體內組織缺氧、體液累積在肺中而造成死亡。另一方面，細懸浮微粒(Fine particulate matter, PM_{2.5})議題至今仍受到極重視，亦有研究證實，PM_{2.5} 中的重金屬成份，包含鉛(Pb)、錳(Mn)以及砷(As)等對於人神經系統具負面影響效應，同時，長期暴露在高濃度重金屬污染下可能會損害大腦以及腎臟、進而導致死亡。由以上種種現象可得知，如何準確且有效的獲取一般民眾之污染暴露程度極為重要，但受限於國家級監測站設置數目與分佈上之限制，即使目前已有微型感測器的資訊來試圖補足這樣的限制，但現階段目前亦僅監測 PM_{2.5} 污染，仍無法更全面且多元的得知個人所暴露到的污染濃度。

基於此，國際間過去已發展出許多室外空氣污染濃度之推估方法，包括空間內插法(Spatial Interpolation)，擴散模擬(Dispersion Modelling)、土地利用迴歸模型(Land-Use Regression, LUR)[2- 8]。其中，隨著地理資訊系統(Geographic Information Systems, GIS)技術的發展，土地利用迴歸模型更是過去都市內大範圍空污濃度推估的重要方法[9]，由於其可藉由 GIS 與衛星遙感探測技術(Remote Sensing, RS)獲取人口密度、重要土地利用排放及交通相關變數等預測變數外，透過結合監測資料與統計模型，能進一步找出最佳解釋污染濃度的預測因子，最後經由土地利用與污染物濃度間的統計關係，推估空氣污染之空間變異；本研究過去已透過土地利用迴歸模型推估多種空氣污染物，相關成果皆有完成論文發表[10-15]。

近年來，隨著人工智慧(Artificial Intelligence, AI)的興起與資訊科技的進步，亦提供資料分析新的方法與可能。在人工智慧演算法中，機器學習(Machine Learning)更是廣泛被應用以解決複雜之高維度非線性問題[2- 8]，其中又以 GBDT (Gradient Boosting Decision Tree)演算法家族下的極限梯度提升(eXtreme Gradient Boosting, XGboost)、LightGBM (Light Gradient Boosting Machine)等方法，因為其運算速度快、較低之記憶體使用率、高準確度等特性，更廣為被使用在大數據分析上。近幾年本研究亦透過此項推估技術分析長期高空間解析度之空污資料，相關成果已都順利進行論文發表[16-19]。

基於以上原因，本研究於計畫四年期間應用 GIS 以及 RS 等技術獲取土地利用排放源資料，並結合土地利用迴歸模型與機器學習演算法，建立台灣空污以及重金屬污染之時空分布推估模型，相關成果可幫助釐清重要之空間污染排放源外，最後亦會應用所建之最佳模型，推估兩者之時空濃度變化情

形。除此之外，本研究亦在計畫第四年時，整合過去三年之推估成果，探討台灣多元空氣污染物濃度分布下，高濃度事件以及疫情爆發後污染濃度的變化之外，亦會探討不同季節以及地理區位/縣市下之熱點分布。期望透過本研究成果除提供給其他子團隊進行健康風險評估分析使用外，亦可以提供政府單位作為空污防治政策之參考。

二、研究方法

1. 研究試區

本研究以臺灣本島為研究試區，占地約 3.6 萬 km²，地處琉球群島與菲律賓群島之間，四面環海，為國際運輸紐帶的中繼站；並且，因位居北迴歸線以及島嶼地形變化大之關係，氣候條件與生態系資源複雜且多元；人口總密度至今約為 651.40 人/km²，人口多分布在西半部地區的六大都會區，其中又以臺北市為國內經濟發達首善之都(圖 1)。我國空氣污染來源主要包含境內生成及境外移入兩部份。中央山脈地形的特性，使得冬季東北季風帶來的境外污染不易逸散。西部沿海密集分布的都市、工廠、國際機場、港口等污染源易對島內污染造成重大影響。此外，分布於社區鄰里中的寺廟燒香燒金紙及中式餐飲油煙等文化相關的特有排放源，在在增加我國空污問題的複雜性。

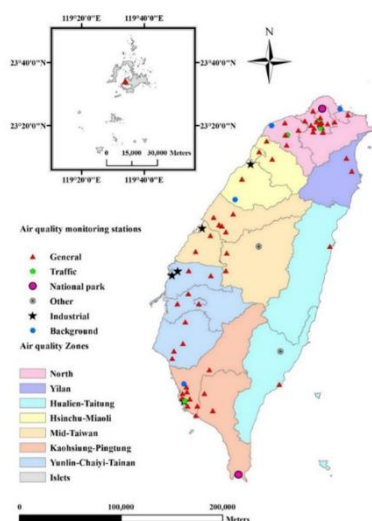


圖 1. 研究試區以及空品測站分布圖

2. 空氣污染物資料庫

本研究共使用三項空氣污染物資料庫，一是由環保署建置之空氣品質監測資料庫，至今於全國總計設有 77 個空氣品質監測站(包含外島 3 個測站)，並根據其地理位置、氣象狀況、人口以及污染源分布等因子，將測站背景種類分為 6 項，包含一般空氣品質監測站、工業空氣品質監測站、交通空氣品質監測站、國家公園空氣品質監測站、背景空氣品質監測站以及其他空氣品質監測站。每個測站監測的項目均包含 PM_{2.5}、PM₁₀、NO_x 等多項空氣污染物以及其周邊氣象因子，時間尺度最細可到小時值(圖 1)。二是從環保署監資處以及李崇德教授團隊獲得臺灣全島細懸浮微粒中鉛的污染監測資料，該資料除了鉛之外亦監測其他約 40 多項金屬組成資料(圖 2)。三是環保署的特殊性工業區空氣品質監測管制資訊網監測資料庫，該資料庫主要是為了更進一步掌控特殊性工業區排放所造成的空氣污染物所設置，監測內容包含一般有害空氣污染物(NO₂、SO₂ 及 CO 等)外，揮發性有機化合物、PM₁₀ 中金屬污染、氨氣、戴奧辛以及氣象測項等。最後一項空氣污染資料庫為臺北市環保局環境品質資訊網的地方監測資料庫，該網站包含了空氣品質、環境音量、地下水質等該市環境人工檢測數據，在空氣品質資料的部分包含了 12 個自動連續測站，測項涵蓋了 O₃、CO 及 PM_{2.5} 等一般空氣污染物外，亦在其中 4 個測站設置人工檢測點，主要監測總懸浮微粒、落塵量、氯鹽、硝酸鹽、硫酸鹽、鉛等其他污染物。

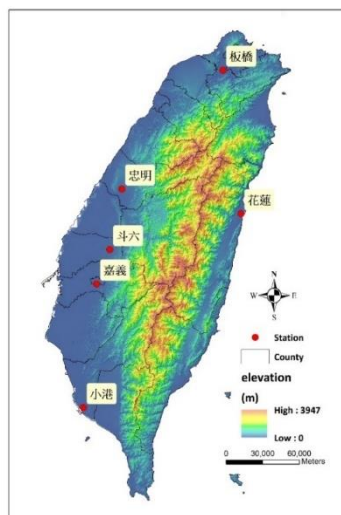


圖 2. 重金屬監測站點分布圖

除 NO_2 、 NO_x 、 SO_2 以及 PM_{10} 皆是使用日平均資料之外，在 O_3 資料的應用上，由於上午通勤期間交通排放增量，因此 O_3 的前驅物開始增加，同時加上陽光照射，導致在中午 O_3 濃度達到最高，至傍晚因太陽輻射量及氮氧化物開始減少，夜間 O_3 濃度達到最低，除此之外，亦會受風向及地形的影響而不同；因此 O_3 不論在時間及空間上都有明顯的差異，但過往研究較少會針對 O_3 日夜上的變化進行分析，因此本研究想要透過空間推估的方法進一步視覺化獲得 O_3 於日夜時空分布上的資訊。在日夜時間的定義上，本研究參考了過去的研究，定義白天時間為早上 6 點至晚上 6 點；同時根據氣象局之統計數據，臺灣過去近十年之日出與日落時間亦與此時段相符，基於此，本研究即針對此時段白天 O_3 之時空推估模型。在資料使用上，皆為臺灣本島 74 個監測站於 2000-2019 年共計約 39 萬多筆之濃度監測數據進行模型建立，2020 年共計約 2 萬多筆進行外部模型驗證；以及重金屬部分，以 6 個監測站日以及月平均監測數據進行模型建立，2021 年進行外部驗證。除此之外，本研究亦採用臺北市環保局 12 個地方自動連續測站於 2019 年監測數據來進行空間外部驗證。

而在重金屬空間外部資料驗證上，亦依本計畫研究推動小組審查委員之建議以實測值驗證，惟，至今仍未有其他公開可使用的 $\text{PM}_{2.5}$ 中鉛污染監測資料庫，僅得知地方政府環境保護局以及特殊性工業區測站皆有監測部分微粒金屬資料，但前者來源為總懸浮微粒(Total Suspended Particulate, TSP)，後者為懸浮微粒(Suspended particulate matter, PM_{10})，考量驗證資料相對適用性問題，本研究最後使用 2017-2020 年特殊性工業區測站共計日平均以及月平均重金屬污染監測數據進行空間外部驗證。

另外，本研究亦從環保署空氣品質監測資料庫同步蒐集 SO_2 、 NO_2 以及 CO 等其他空氣污染物數據作為預測變數進行後續分析使用。

3. 預測變數資料庫

本研究使用之預測變數資料庫包含環保署光化測站資料庫、交通部中央氣象局氣象資料庫、地標(Points of Interest, POI)資料庫、國土利用調查資料、交通部運輸研究所路網數值圖、遙測植生監測資料庫、數值地形模型(Digital Terrain Model, DTM)以及經濟部工業局工業區資料庫等空間預測變數資料。

揮發性有機化合物(Volatile Organic Compounds, VOCs)的數據來自於臺灣全島的光化測站；溫度、相對濕度、風速、風向、降雨和紫外線等均來自氣象資料庫；稻田、製造業、水體、純住宅區等土地利用分佈狀態來自內政部國土測繪中心分別於 2007 年以及 2015 年公佈之第二次以及第三次國土利用調查資料；寺廟以及中式餐飲等亞洲特殊排放污染源透過 2006、2008、2010 以及 2012 年的地標資料庫來獲得；本研究也使用 2001、2006、2013、2017 以及 2020 年交通部運輸研究所路網數值圖之當地道路、主要道路等資訊；而數值地形模型資料用來獲取各測站之高度；除此之外，本研究採用美國太空總署(National Aeronautics and Space Administration, NASA)於地球觀測系統(Earth Observing System, EOS)中，長期監測之 MODIS 全球 NDVI 資料庫(MOD13Q1)第 6 版來推估環境綠蔽度，以代表各時期之植生覆蓋狀況。而在資料處理上，均會統計各個空氣品質監測站周圍 50 m、100 m、250 m、500 m、750 m、1,000 m、1,250 m、1,500 m、1,750 m、2,000 m、2,500 m、3,000 m、4,000 m 以及 5,000 m 等 14 個不同大小環域範圍內之土地利用特性(如餐廳數目、寺廟數目、道路密度、植物分佈狀況等)；另外，同樣也會計算測站到火力發電廠、焚化爐和大型工業區的最近距離等以供後續分析之用(圖 3)。

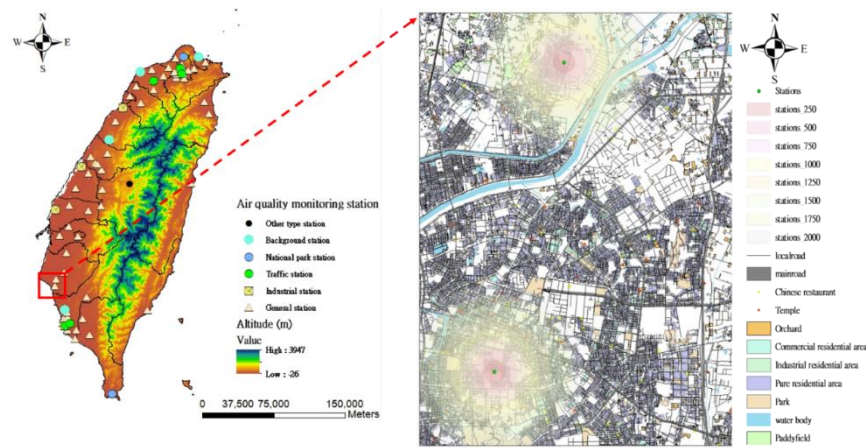


圖 3. 土地利用分布圖

4. 模型建立

本研究今年整體研究流程詳述如後，流程如圖 4 所示。首先，將空污資料庫分為 80% 訓練樣本以及 20% 測驗樣本。透過 ArcGIS v.10.8.1 統計各個空氣品質監測站周圍 50 m、100 m、250 m、500 m、750 m、1,000 m、1,250 m、1,500 m、1,750 m、2,000 m、2,500 m、3,000 m、4,000 m 以及 5,000 m 等 14 個不同大小環域範圍內之土地利用空氣污染排放源分布狀況(如餐廳數目、寺廟數目、住宅、工業區、道路密度、植物等)，並結合其它如氣象、空污及地形資料做為解釋變數，利用 Python 程式語言(v.3.6.9)與逐步迴歸分析(Stepwise Regression)，基於 80% 訓練樣本資料完成土地利用迴歸模型之建立。本研究以 $p\text{-value} < 0.1$ 之顯著水準作為納入以及移除之標準，在建置過程中並判斷模型中之變數效果方向是否正確，此外為避免共線性造成模型參數估計上之誤差，亦同時以變異數膨脹係數(Variance Inflation Factor, VIF)為標準，排除 $VIF > 3$ 之變數來完成土地利用迴歸模型之建立。

另一方面，基於相同模型建立流程與方法，並於所建之土地利用迴歸模型中，強制納入使用 Leave-one-out Kriging 推估所得的氣態污染物濃度推估值做為解釋變數，以完成克利金/土地利用混和模型之建立；該混合式方法之概念主要源於，在真實情況下進行暴露評估時，我們通常僅知鄰近官方測站之濃度狀況，但缺乏欲評估地點之真正濃度值，然而我們也了解到，周邊測站之濃度值與欲評估地點必定具有某種關聯性，並且當兩地之距離愈近時，此關聯性將更加明顯。換句話說，如果能將周邊測站的濃度資訊導入土地利用迴歸模型(LUR)，對於所建模型之解釋效力應有所幫助。

接著，本研究嘗試結合上述迴歸模型與機械學習演算法，透過機械學習演算法在非線性趨勢上之解釋優勢，以提升所建模型的解釋能力。實際作法上係以迴歸模型所選的變數為基礎，利用隨機森林以及 XGboost 等多種機械學習演算法進行模型擬合。模型驗證可分為過度擬合(Overfitting Test)測試、外部資料驗證(External Data Verification)及內部資料驗證(Internal Data Validation)三大類，第一為 20% 之測驗樣本代入由 80% 的訓練樣本建立好的模型中，得出的推估值再與真實值比對來進行模型驗證。其次為 10-fold 交叉驗證，該方法係將訓練樣本資料再分為 90% 以及 10% 樣本，90% 樣本用以進行模型建立，10% 樣本則作為測試資料與模式推估值進行比較，在驗證過程中，每次皆選取不同之 10% 測試資料，重複 10 次直至所有資料均曾被用以進行模型驗證為止。在外部資料驗證方面，又分為時間及空間，時間外部驗證資料係指使用同樣資料來源但未放入建模之資料為時間外部資料庫進行模型驗證；本研究使用 2000-2019 年監測資料進行模型建立，使用 2020 年進行資料驗證。而空間外部驗證則是使用不同來源資料進行模型驗證；本研究使用 6 個測站進行 $PM_{2.5}$ 中鉛污染資料模型建立，特殊性工業區測站監測的 PM_{10} 中鉛污染資料進行模型驗證。最後係內部資料驗證，將推估資料依不同空品區或縣市進行分層後，分別計算其推估結果的準確度，進而分析所建模型在不同空間位置推估成果的穩定程度。本研究以 R^2 及 adjusted R^2 代表模型準確度；RMSE、MSE 及 MAE 代表模型之誤差，以分析模型之穩定性及可信度。

之後基於主模型以及驗證模型之各項解釋能力指標，包含 R^2 、adjusted R^2 、RMSE、MSE 及 MAE 進行排序，1 為最佳，數字越大結果相對越差，在加總所有模型的指標排序後，數字最小之模型及演算法即為最佳解釋能力之模型，最後透過最佳模型進一步視覺化模擬污染物在臺灣本島之時空間分布狀況。本研究之模型具有高時空解析度之特性，在時間方面可推估臺灣本島每日之污染濃度變化；空間解析度方面則可細緻至 $50\text{ m} \times 50\text{ m}$ 網格大小，亦即每 $50\text{ m} \times 50\text{ m}$ 可有一推估之污染濃度數據。

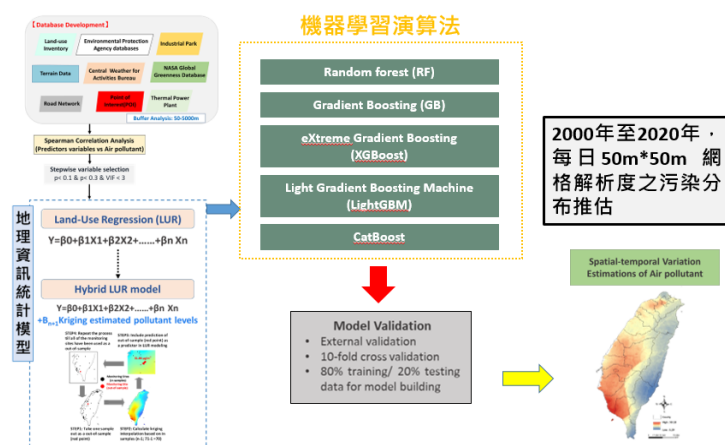


圖 4. 模型建模流程示意圖

三、結果與討論

1. NO₂ 推估模型建置

透過土地利用迴歸模型以及克利金/土地利用混和模型的研究結果發現 (表 1)；整體而言，兩者選入的變數包含空氣污染物 (PM₁₀、SO₂ 以及 O₃)、氣象因子 (風速以及子紫外線指數)、2000m 內工業及商業混合住宅面積、50 以及 5000m 內主要道路、5000m 內製造業面積，150m 內寺廟密度，50m 內森林面積、與水體最近距離、夏季以及秋季等。除了 O₃、風速、紫外線指數、夏季以及秋季呈負相關外，其餘皆為正相關，進而影響區域 NO₂ 濃度上升，例如主要道路密度的多寡表示交通繁忙程度，工業區污染排放以及寺廟燒香等均會增加 NO₂；另外，NO₂ 為 PM_{2.5} 之前驅物，故 PM_{2.5} 濃度上升可能也會造成 NO₂ 升高；大氣中的 NO₂ 是通過 NO 氧化而成，而在氧化過程中需要 O₃ 作為光化學氧化劑，因此 O₃ 的多寡亦會影響 NO₂ 的生成；過去研究另有提到臺灣 SO₂ 以及 NO₂ 兩者之間的關係，最後發現兩者具有中到高度的相關性，亦表示 SO₂ 以及 NO₂ 彼此是會相互影響的。最後模型中選入了夏季以及秋季的虛擬變數，由於我國本身的氣象條件、地理位置、地形形態等因素，因此在夏季以及秋季時濃度相對較低。

表 1. 土地利用迴歸模型以及克利金/土地利用混和模型之模型變數表

	Conventional LUR			Hybrid Kriging-LUR		
	Coefficient	Partial R ²	VIF	Coefficient	Partial R ²	VIF
(Intercept)	13.38	-	-	-1.81	-	-
NO ₂ Kriging	-	-	-	0.83	0.531	1.66
SO ₂	1.18	0.131	1.55	-	-	-
PM ₁₀	0.09	0.129	1.67	0.04	0.051	1.63
Wind speed	-1.59	0.078	1.10	-	-	-
O ₃	-0.14	0.049	1.24	-0.07	0.019	1.17
Industrial and commercial residential area _{2000m}	0.05	0.044	2.05	0.04	0.053	1.41
Major road density _{5000m}	1911.58	0.041	2.03	-	-	-
Summer	-3.61	0.041	1.68	-	-	-
UV	-0.47	0.034	1.38	-	-	-
Manufactory _{5000m}	0.01	0.032	1.12	0.01	0.054	1.06
Major road density _{50m}	224.61	0.027	1.06	208.79	0.036	1.05
Temple _{150m}	0.24	0.024	1.15	0.25	0.041	1.16
Fall	-1.57	0.011	1.17	-	-	-
Forest _{50m}	-	-	-	-0.004	0.064	1.06
Distance to River and Inland Water	-	-	-	0.003	0.024	1.10

本研究共建立了 8 種時空推估模型，包含土地利用迴歸模型 (LUR)、整合土地利用迴歸與隨機森林 (LUR-RF)、整合土地利用迴歸與極限梯度提升 (LUR-XGBoost)、整合土地利用迴歸與深度類神經網路 (LUR-DNN)、克利金/土地利用混和模型 (Hybrid Kriging-LUR)、整合克利金/土地利用混和與隨機森林 (Hybrid LUR-RF)、整合克利金/土地利用混和與極限梯度提升 (Hybrid LUR-XGBoost)、整合克利金/土地利用混和與深度類神經網路 (Hybrid LUR-DNN)。從研究結果得知 (表 2、表 3)，首先，透過結合 Leave-one-out Kriging 推估的 NO₂ 變數與 LUR 之 Hybrid Kriging-LUR 明顯模型結果比起 LUR 來的好；其次，整合土地利用迴歸模型以及機器學習演算法有助於模型結果的提升，像是 Hybrid LUR-XGBoost 之模型 Adjusted R² 為 0.91，比起 Hybrid Kriging-LUR 增進了 0.26；除此之外，Hybrid LUR-XGBoost 在推估 NO₂ 之結果上與其他 7 種模型相比亦為準確度最高、誤差最低 (RMSE=3.01ppb) 的模型。

表 2. 土地利用迴歸模型以及整合機器學習方法之模型結果表

		Statistic	LUR	LUR-DN N	LUR-RF	LUR-XGBo ost
Overall Model Performance		R ²	0.65	0.81	0.78	0.84
		Adjusted R ²	0.65	0.81	0.78	0.84
		MSE	34.42	18.41	21.81	15.59
		RMSE	5.87	4.29	4.67	3.95
		MAE	4.43	3.17	3.47	2.94
Overfitting Test	Training (80% of data)	R ²	0.65	0.82	0.78	0.84
		Adjusted R ²	0.65	0.82	0.78	0.84
		MSE	34.40	18.38	21.65	15.43
		RMSE	5.87	4.29	4.65	3.93
		MAE	4.43	3.16	3.46	2.93
	Testing (20% of data)	R ²	0.65	0.81	0.77	0.83
		Adjusted R ²	0.65	0.81	0.77	0.83
		MSE	34.49	18.51	22.48	16.21
		RMSE	5.87	4.30	4.74	4.03
		MAE	4.44	3.17	3.52	2.99
	10-fold CV	R ²	0.65	0.80	0.74	0.81
		Adjusted R ²	0.65	0.80	0.74	0.81

External Data Verification	2017	MSE	34.42	20.37	24.961	18.69
		RMSE	5.87	4.51	5.00	4.32
		MAE	4.43	3.30	3.72	3.21
		R ²	0.66	0.78	0.76	0.83
		Adjusted R ²	0.66	0.78	0.76	0.83
		MSE	23.47	12.85	13.97	9.79
		RMSE	4.84	3.58	3.74	3.13
		MAE	3.73	2.80	2.90	2.39
	2018	R ²	0.62	0.73	0.71	0.80
		Adjusted R ²	0.62	0.73	0.71	0.80
		MSE	25.01	13.72	14.57	10.06
		RMSE	5.00	3.70	3.82	3.17
		MAE	3.85	2.90	2.99	2.43
		Elapsed time	-	54 min 40 s	3 min 15 s	1 min 34 s

表 3. 克利金/土地利用混和模型以及整合機器學習方法之模型結果表

		Statistic	Hybrid Kriging-LUR	Hybrid LUR-DNN	Hybrid LUR-RF	Hybrid LUR-XGBoost
Overall Performance	Model	R ²	0.78	0.90	0.90	0.91
		Adjusted R ²	0.78	0.90	0.90	0.91
		MSE	21.88	24.71	9.63	9.04
		RMSE	4.68	4.97	3.10	3.01
		MAE	3.47	3.83	2.24	2.20
Overfitting Test	Training (80% of data)	R ²	0.78	0.90	0.90	0.91
		Adjusted R ²	0.78	0.90	0.90	0.91
		MSE	21.82	24.76	9.49	8.86
		RMSE	4.67	4.98	3.08	2.98
		MAE	3.47	3.84	2.22	2.18
	Testing (20% of data)	R ²	0.78	0.90	0.90	0.90
		Adjusted R ²	0.78	0.90	0.90	0.90
		MSE	22.09	24.54	10.22	9.76
		RMSE	4.70	4.95	3.20	3.12
		MAE	3.50	3.82	2.30	2.26
	10-fold CV	R ²	0.78	0.89	0.89	0.90
		Adjusted R ²	0.78	0.89	0.89	0.90
		MSE	21.88	23.93	10.72	10.22
		RMSE	4.68	4.89	3.27	3.20
		MAE	3.47	3.73	2.36	2.33
External Data Verification	2017	R ²	0.77	0.89	0.90	0.91
		Adjusted R ²	0.77	0.89	0.90	0.91
		MSE	13.88	15.14	5.68	5.32
		RMSE	3.73	3.89	2.38	2.31
		MAE	2.75	3.03	1.77	1.73
	2018	R ²	0.73	0.89	0.90	0.90
		Adjusted R ²	0.73	0.89	0.90	0.90
		MSE	14.69	13.69	5.37	4.88
		RMSE	3.83	3.70	2.32	2.21
		MAE	2.80	2.88	1.74	1.67
	Elapsed time		-	1 h 18 min 18s	4 min 18 s	1 min 2 s

利用本研究最佳模型 (Hybrid LUR-XGBoost) 針對不同時間以及空間尺度來推估 NO₂ 濃度之分布發現 (圖 5)，在空間分布上，整體而言濃度較高的多集中在臺灣西部，除了本身地理位置、地形形態等因素外 (臺灣西部多為平原，東部多為高山)，可能是因為西部主要多為製造業以及商業活動分布

的範圍，並且在西北以及西南部亦皆為人口集中的都市地區；另一方面，濃度較低者則位於高山、郊區一帶。在時間的變化上，春季以及冬季的 NO₂ 濃度明顯較高，推測可能是因為在這段期間盛行西風的影響，二次硝酸鹽以及硫酸鹽從鄰近的東南亞國家透過遠程傳輸的方式吹拂而來，導致 NO₂ 濃度上升。

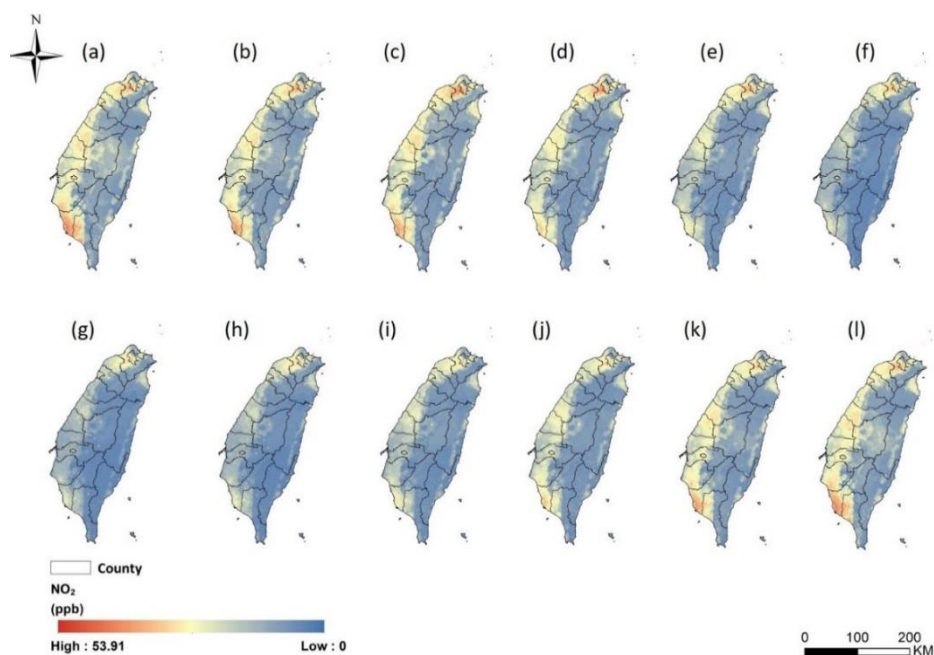


圖 5、2000-2016 年月平均 NO₂ 濃度時空變化推估圖-以 Hybrid LUR-XGBoost 為例；(a)-(l)依序為 1-12 月

2.SO₂ 推估模型建置

本研究另透過整合克利金/土地利用混和與極限梯度提升 (Hybrid LUR-XGBoost) 機器學習演算法，完成了 2000-2019 年月平均解析度 SO₂ 時空推估模型之建置。整體而言，推估模型具高度解釋力，主模型 R² 為 0.86，並且透過多項模型驗證結果皆維持穩定且良好的準確程度 (表 4、表 5)。模型中選入之重要影響變數包含農田相關變數 (早稻、水稻以及果田)、交通相關變數 (鐵路以及港口)、其他土地利用型態 (住宅用地、水體、寺廟等)、其他污染物 (PM₁₀ 以及 O₃) 以及溫度等，其中又以 5,000m 內製造業以及 50m 內總住宅之密度在模型中重要度最高 (表 4)。最後，透過所建模型繪製 SO₂ 於全臺濃度之梯度分布圖可以發現，在時間變化上，研究期間逐年濃度呈下降之趨勢，並且四季中以冬季呈現較高之濃度；空間上之熱點則多分布在新竹、桃園、高雄等鄰近製造業用地之地區以及沿海一帶等範圍 (圖 6)。

表 4. 月平均解析度 SO₂ 之空間推估模型結果表

變數	特徵重要度 (Feature importance)	Main Model (80% of data; N=13786)	Testing Model (20% of data; N=3452)	10-fold CV (80% of data; N=13786)
SO ₂ Hybrid value	0.28			
製造業 5000m	0.07			
總住宅區 50m	0.07			
港口 250m	0.06	R ² = 0.86 adj-R ² = 0.86	R ² = 0.85 adj-R ² = 0.85	R ² = 0.82 adj-R ² = 0.82
機場 500m	0.06	MSE=0.76	MSE=0.81	MSE=0.96
港口 2500m	0.06	RMSE=0.87	RMSE=0.90	RMSE=0.98
		MAE=0.57	MAE=0.59	MAE=0.62
坡向-北向	0.05			
果田 5000m	0.05			
果田 500m	0.04			

砂石場 1000m	0.04
農田 2500m	0.03
兼工業住宅區 4000m	0.03
寺廟 150m	0.03
製造業 最近距離	0.03
PM ₁₀	0.02
水體 250m	0.02
溫度	0.02
O ₃	0.02

表 5. 月平均解析度 SO₂ 之內部空間驗證

County	R ²	adj-R ²	MSE	RMSE	MAE
台北市	0.73	0.73	0.49	0.70	0.30
新北市	0.78	0.78	0.55	0.74	0.36
桃園市	0.77	0.77	1.12	1.06	0.56
台南市	0.71	0.71	0.46	0.68	0.30
高雄市	0.89	0.89	1.53	1.24	0.52

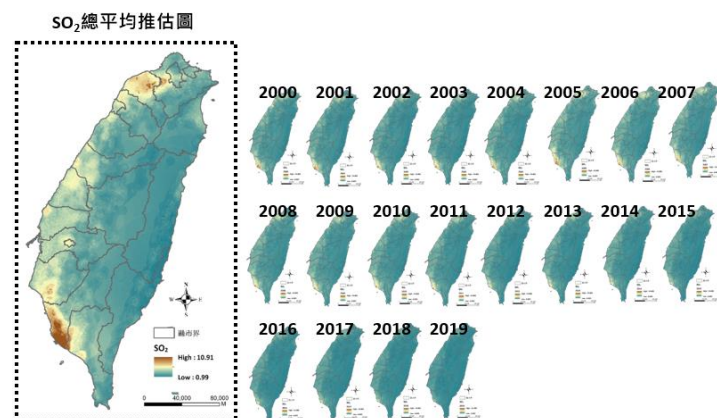


圖 6. SO₂ 濃度長期時空變化

3.NO_x 推估模型建置

在 NO_x 建模的部份，透過表 6 可知，土地利用迴歸及混合式模型選入的變數包含空氣污染物(包含 PM_{2.5}、SO₂ 以及 O₃)、氣象因子(包含風速)、交通相關變數(包含 50 m 內主要道路長度)、工業排放污染源(包含 4,000 m 以及 5,000 m 內製造業面積)、其他人為污染源(500 m 內寺廟間數、1,750 m 內兼工業與商業住宅區以及 50 m 內所有住宅區面積)以及污染調解因子(3,000m 內森林用地面積等)；各影響變數與 NO_x 之間的關係敘述如下：

道路密度的多寡表示交通繁忙程度，汽機車以燃燒排放、工業區污染排放以及殯葬業寺廟燒香燒金紙等均會增加 NO_x 濃度；另外，SO₂、NO₂ 以及 PM_{2.5} 皆會透過工業以及交通排放燃燒產生，並且 NO_x 為 O₃ 前驅物之一，故同樣 O₃、SO₂、PM_{2.5} 與 NO_x 之間彼此相互影響。

本研究同樣建立了 4 種日平均解析度 NO_x 時空推估模型(表 7)，從表中可得知，與 SO₂ 模型之結果相同，結合 Leave-one-out Kriging 之 Hybrid Kriging-LUR 模型解釋力較傳統 LUR 為佳，此發現亦與前人文獻相符；其次，同樣透過結合 XGBoost 機器學習演算法，推估模型解釋力亦有明顯之增進。

本研究亦以 2020 年為例，利用所建之最佳模型(Hybrid LUR-XGBoost)針推估臺灣本島 NO_x 濃度之空間分布，其中越接近紅色代表濃度愈高，反之濃度低則越接近藍色(圖 7)。觀察圖中結果可發現，濃度高的熱點多分布在台北市地區。

表 6. NO_x 土地利用迴歸模型以及克利金/土地利用混和模型之模型變數表

Variables	Conventional LUR			Hybrid Kriging-LUR		
	Coefficient	Partial R ²	VIF	Coefficient	Partial R ²	VIF
(Intercept)	-70.28	0.11	-	-60.79	-	-
NO _x Kriging	-	-	-	0.72	2.10	0.35
PM _{2.5}	0.27	0.06	1.92	-	-	-
O ₃	-0.44	0.02	1.23	-	-	-
SO ₂	1.99	0.01	1.66	0.52	2.03	0.02
風速	-2.00	0.01	1.11	-	-	-
夏季	-4.75	0.02	1.22	-	-	-
Y	3.45×10 ⁻⁵	0.11	1.42	-	-	-
製造業(面積/密度) _{4000m}	-	-	-	0.02	1.50	0.01
製造業(面積/密度) _{5000m}	0.02	0.01	1.29	-	-	-
兼工業與商業住宅區(面積/密度) _{1750m}	0.10	0.30	1.97	0.06	2.71	0.15
所有住宅區(面積/密度) _{50m}	0.01	0.01	1.14	0.01	1.60	0.01
主要道路(長度/密度) _{50m}	396.34	0.03	1.13	412.61	1.16	0.02
寺廟(間數/密度) _{500m}	2.92×10 ⁶	0.02	1.17	2.88×10 ⁶	1.79	0.03
森林用地(面積/密度) _{3000m}	-	-	-	-0.01	2.13	0.01
水體最近距離	0.01	0.01	1.25	0.01	1.45	0.01
環境綠蔽度最大值 _{1250m}	-	-	-	-3.76	1.89	0.04
環境綠蔽度最大值 _{1750m}	-15.31	0.01	1.45	-	-	-

表 7. NO_x 模型結果比較表

Model	Statistic	LUR	Hybrid LUR	Hybrid LUR	Hybrid LUR-XGBoost
Main Model Performance (80% of data)	R ²	0.60	0.65	0.85	0.91
	adj-R ²	0.60	0.65	0.85	0.91
	MSE	178.41	158.73	68.4	39.85
	RMSE	13.35	12.59	8.27	6.31
	MAE	5.93	5.49	3.59	2.72
Overfit Testing	R ²	0.61	0.65	0.84	0.90

ting Test	(20% of data)	adj-R ²	0.61	0.65	0.84	0.90
		MSE	181.44	161.89	71.13	45.09
		RMSE	13.47	12.72	8.43	6.72
		MAE	5.95	5.47	3.59	2.73
	10-fold CV	R ²	0.59	0.64	0.81	0.86
		adj-R ²	0.59	0.64	0.81	0.86
		MSE	184.63	162.39	85.54	63.68
		RMSE	13.58	12.74	9.25	7.98
		MAE	6.02	5.54	3.78	2.85
	External Data Verification 2017-2018	R ²	0.65	0.70	0.84	0.90
		adj-R ²	0.65	0.70	0.84	0.90
		MSE	78.62	68.48	32.86	20.82
		RMSE	8.86	8.27	5.73	4.56
		MAE	4.96	4.28	2.98	1.98

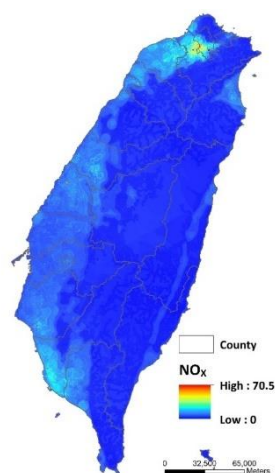


圖 7. 利用 Hybrid LUR-XGBoost 模型推估 2020 年 NO_x 濃度空間變化

4. PM_{2.5} 中錳污染物推估模型建置

在錳(Mn)污染推估模型之建置方面，本研究根據先前研究之經驗，將 Mn 監測資料取常用對數(Log10(Mn))後進行模型分析，在推估方法上同樣結合土地用迴歸與 XGBoost 機器學習演算法，建立全臺 Mn 之月平均污染空間推估模型，相關結果敘述如下：

研究結果發現，整體而言影響 Mn 的重要因子包含 PM₁₀、溫度、農田、主要道路以及公園綠地等 (表 8)。在各影響因子解釋上，除氣象因子、農田、公園綠地為負相關外，其餘皆與 Mn 呈現正相關，像是 PM₁₀ 中亦包含 PM_{2.5}，亦會直接或間接影響 PM_{2.5} 的濃度等等因素，進而影響 Mn 的濃度；另外，在公園綠地以及農田的部分，由於前人研究多認定整體區域綠化程度對於空氣污染具有調節與淨化的作用，因此同樣可以減低 Mn 污染；最後，由於臺灣本身的氣象條件、地理位置、地形形態等因素，在夏季濃度相對較低，而秋、冬季時濃度較高。在推估模型效能上，月平均 LUR-XGBoost 主模型結果 R² 分別為 0.81，比起傳統之 LUR 模型結果皆有顯著增進，除此之外，透過外部以及十折交叉驗證亦呈現良好的穩定程度 (表 9)。

初步利用所建模型推估 2020 年 12 月 23 日 Mn 濃度之空間分布為例，結果發現，高濃度熱點分布區域多位於高雄近沿海以及工業區範圍一帶，其餘在大臺北都會區等都市中心之濃度也相對較高，而越接近山區以及郊區一帶其濃度較低 (圖 8)。

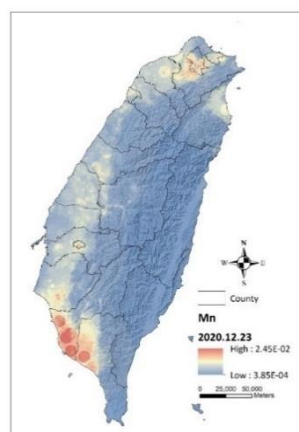


圖 8. Mn 時空推估示意圖

表 8. Mn 模型變數表

時間解析度	Variables	Coefficient	Partial R ²	VIF	LUR Model Result
月模型	(Intercept)	-1.06	0.35		R ² =0.75 adj-R ² =0.75
	PM ₁₀	0.01	0.05	1.90	
	溫度	-0.03	0.02	1.60	
	秋季	0.14	0.30	1.10	
	農田 1500m	-0.01	0.01	1.96	
	主要道路 1000m	36.33	0.03	1.12	
	公園綠地 1500m	-0.01	0.35	2.44	

表 9. LUR-XGBoost 模型結果表

Temporal resolution	Statistic	Main Performance (80% of data)	Model Testing (20% of data)	10-fold CV
Monthly resolution	R ²	0.81	0.79	0.75
	adj-R ²	0.81	0.78	0.74
	MSE	0.03	0.04	0.05
	RMSE	0.19	0.19	0.22
	MAE	0.14	0.15	0.16

5. O₃ 推估模型建置

表 10 為 O₃ 傳統土地利用迴歸模型與克利金/土地利用迴歸混和模型所選入的重要變數。傳統土地利用迴歸總共選入 13 個重要變數，包含空氣污染物(NO_x)、氣象因子(相對溼度以及風速)、土地利用變數(兼商業使用住宅區、水體、森林用地、總住宅區、主要道路以及與海岸線距離)、季節變數(夏季以及冬季)與 NDVI 值，其中 NDVI、水體、森林用地以及測站與海岸線距離為正相關，其餘變數皆為負相關。而在克利金/土地利用迴歸混和模型共選入 8 個重要變數，包含 Leave-one-out Kriging 推估所得的 O₃ 濃度解釋變數(O₃ hybrid value)、土地利用變數(港口、一般鐵路、總住宅區以及製造業)、海拔、NDVI 值與特有排放源地標物(寺廟)，其中只有 O₃ hybrid value、NDVI 以及海拔為正相關，其餘變數皆為負相關。在變數的解釋上，由環保署測站觀測資料與本研究模擬成果均顯示，郊區及森林山區為 O₃ 污染濃度較高之地區，此趨勢與其它顆粒污染物及氣態污染物截然不同，加上在傳統觀念中，這些地區通常不屬空氣污染的熱點地區，故有關其 O₃ 污染監測資料其實並不充足，當前亦只有如埔里及少數國家公園測站設立其中，因此在後續政策應用上，建議政府應於這些近自然地區增設 O₃ 之監測儀器，以加強管理。另一方面，由於 O₃ 為二次污染物，生成之主要源頭為 NO_x 以及 VOCs，故建議未來可加強上述前趨污染物之管控，對於減少 O₃ 污染亦應有連繫之改善效應。

表 10. O₃ 土地利用迴歸模型以及克利金/土地利用混和模型之模型變數表

Variable	土地利用迴歸模型		混合式土地利用迴歸模型	
	Coefficient	VIF	Coefficient	VIF
(Intercept)	94.490	—	-0.684	-
O ₃ hybrid value	-	-	0.995	1.02
NO _x	-0.106	1.73	-	-
夏季	-9.279	1.18	-	-
冬季	-6.801	1.22	-	-
相對溼度	-0.671	1.04	-	-
風速	-1.522	1.24	-	-
海拔	-	-	0.005	1.18
NDVI _{mean150m}	7.305	1.55	-	-
NDVI _{max150m}	-	-	5.014	1.22
寺廟 2500m	-	-	-1.309*10 ⁻⁶	1.32
製造業 5000m	-	-	-0.002	1.25
兼商業使用住宅區 2000m	-0.032	1.69	-	-
總住宅區 50m	-0.002	1.24	-0.001	1.04
主要道路 750m	-476.341	1.16	-	-
一般鐵路 500m	-	-	-0.019	1.09
港口 3000m	-	-	-0.008	1.11
水體 250m	0.021	1.37	-	-
水體 1500m	0.003	1.29	-	-
森林用地 500m	0.004	1.62	-	-
測站與海岸線 dis	6.600×10 ⁻⁵	1.20	-	-
Model Results	R ² = 0.31		R ² = 0.84	
	adj-R ² = 0.31		adj-R ² = 0.84	
	MSE= 160.03		MSE= 37.54	
	RMSE= 12.65		RMSE= 6.13	
	MAE= 9.94		MAE= 4.47	

本研究在白天 O₃ 平均濃度共建立了 7 種時空推估模型，包含土地利用迴歸模型(LUR)、克利金/土地利用混和模型(Hybrid LUR)、整合克利金/土地利用混和與隨機森林(Hybrid LUR-RF)、整合克利金/土地利用混和與極限梯度提升(Hybrid LUR-XGBoost)、整合克利金/土地利用混和與梯度提升技術(Hybrid LUR-GB)、整合克利金/土地利用混和與輕量化梯度提升技術(Hybrid LUR-LightGBM)、整合克利金/土地利用混和 CatBoost(Hybrid LUR-CatBoost)。

從研究結果得知(表 11)，首先，透過結合 Leave-one-out Kriging 推估的 O₃ 變數與 LUR 之 Hybrid Kriging-LUR 明顯模型結果比起 LUR 來的好，此項結果與前人研究之結果皆是相符的；其次，整合迴歸模型以及機器學習演算法有助於模型結果的提升，像是 Hybrid LUR-XGBoost 之模型 adj-R² 為 0.89，比起 Hybrid Kriging-LUR 增進了 0.06；另外整體來說，5 種不同機器學習方法的結果皆在高度解釋水準(R²=0.87-0.90)。

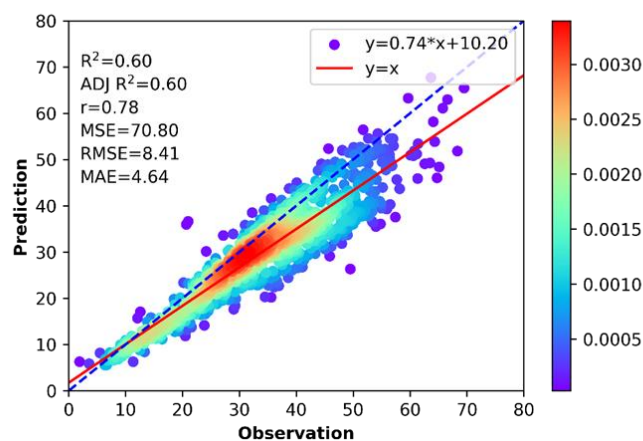
本研究後續進一步綜合比較 7 種時空推估模型結果，整體來說最佳模型為 Hybrid LUR-XGBoost(R²=0.89)，進一步透過以空品區為分層，以了解模型在不同地區的執行效能，模型解釋力(R²)介於 0.63-0.91(主模型 R²=0.89)，觀察結果發現，雖然宜蘭空品區(R²=0.75)以及花東空品區(R²=0.63)因為測站數少以及土地利用及產業特性與西部地區較不同，造成其預測能力與全島主模型之結果有相對較大之差異，但驗證結果仍具有中高度解釋能力(表 12)。除此之外，在空間外部驗證上，進一步比較臺北市環保局 O₃ 監測數據與模型推估成果顯示(圖 9)，模型效能具中高解釋力(R²=0.60)，考量到不同監測系統在使用儀器種類、校正方式及測量方法等可能有系統性的差異，利用判定係數(R²)來做比較似較不公平，若就相關係數(r)來看，模型驗證結果亦具有中高的正相關程度(r=0.78)。

表 11. O₃ 模型比較結果表

		LUR	Hybrid-LUR	Hybrid LUR-GB	Hybrid LUR-LightGBM	Hybrid LUR-Catboost	Hybrid LUR-XGBoost	Hybrid LUR-RF
Training model (80% of entire data)	R ²	0.31	0.83	0.89	0.88	0.87	<u>0.89</u>	0.90
	Adjusted R ²	0.31	0.83	0.89	0.88	0.87	<u>0.89</u>	0.90
	r	0.56	0.91	0.94	0.94	0.93	0.94	0.95
	MSE	160.00	38.80	24.77	28.34	29.83	25.28	24.00
	RMSE	12.70	6.23	4.98	5.32	5.46	5.03	4.90
	MAE	9.94	4.53	2.62	2.84	2.92	2.68	2.61
Testing data (20% of entire data)	R ²	0.30	0.83	0.88	0.87	0.87	0.88	0.88
	Adjusted R ²	0.30	0.83	0.88	0.87	0.87	0.88	0.88
	r	0.55	0.91	0.94	0.94	0.93	0.94	0.94
	MSE	155.00	38.80	26.77	28.94	30.33	26.73	28.08
	RMSE	12.40	6.23	5.17	5.38	5.51	5.17	5.30
	MAE	9.81	4.53	2.74	2.86	2.92	2.73	2.83
10-fold cross validation	R ²	0.31	0.83	0.89	0.88	0.87	0.88	0.88
	Adjusted R ²	0.31	0.83	0.89	0.88	0.87	0.88	0.88
	r	0.56	0.91	0.94	0.94	0.93	0.94	0.94
	MSE	160.00	38.80	26.33	28.54	29.83	26.44	27.75
	RMSE	12.70	6.23	5.13	5.34	5.46	5.14	5.27
	MAE	9.94	4.53	2.70	2.85	2.92	2.73	2.81
External data validation (2020)	R ²	0.31	0.85	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89
	Adjusted R ²	0.31	0.85	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89
	r	0.56	0.92	0.94	0.94	0.94	0.95	0.94
	MSE	116.00	24.90	18.44	17.94	18.78	17.46	18.33
	RMSE	10.80	4.99	4.29	4.24	4.33	4.18	4.28
	MAE	8.62	3.78	2.55	2.53	2.57	2.46	2.54

表 12. O₃ 最佳模型內部驗證表

空品區	R ²	adj-R ²	r	MSE	RMSE	MAE
北部 (Site=26)	0.89	0.89	0.94	22.30	4.72	2.61
竹苗 (Site=6)	0.88	0.88	0.94	21.51	4.64	2.54
中部 (Site=11)	0.89	0.89	0.94	24.67	4.97	2.74
雲嘉南 (Site=11)	0.91	0.91	0.96	19.30	4.39	2.36
高屏 (Site=15)	0.89	0.89	0.94	32.55	5.70	2.81
宜蘭 (Site=2)	0.75	0.75	0.87	33.07	5.75	3.48
花東 (Site=3)	0.63	0.63	0.80	39.80	6.31	3.93

圖 9. O₃ 空間外部資料驗證分布圖

利用本研究白天 O₃ 平均濃度之最佳模型(Hybrid LUR-XGBoost)針對臺灣全島不同時間以及空間尺度推估其濃度變化發現(圖 10)，在空間上，臭氧為二次污染物，其生成機制主要是由氮氧化物以及 VOCs 與太陽光化反應轉變而來，由於 NO_x 與 VOCs 生命期以及排放源特性之差異，O₃ 濃度在區域性的濃度變化極為複雜；像是在工廠近距離下風處由於滴定反應($\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2$)的關係，O₃ 濃度會隨之減少，而遠距離的 O₃ 濃度則亦隨之增加；因此整體而言，導致濃度較高多集中在郊區或山區，而濃度低地區以市區為主，此項結果亦與監測站濃度分布相似。另外在時間分布上，同樣亦是春秋季濃度較高。

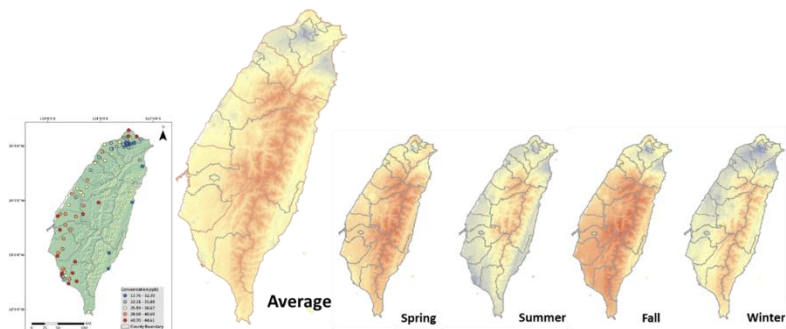


圖 10. 2000-2019 年總平均以及季平均 O₃ 濃度時空變化推估圖-以 Hybrid LUR-XGBoost 模型推估成果為例

6. PM_{2.5} 中鉛推估模型建置

表 13 為 PM_{2.5} 中鉛污染月時間解析度土地利用迴歸模型與克利金/土地利用迴歸混和模型所選入的重要變數。模型共選入 5-8 個重要變數(除 hybrid value 外)，包含空氣污染物(PM₁₀ 以及 SO₂)、氣象因子(溫度以及風速)、土地利用變數(火力發電廠、製造業、森林用地以及公園綠地)、季節變數(秋季以及夏季)，其中只有 PM₁₀、SO₂ 以及秋季為正相關，其餘變數皆為負相關。在變數的解釋上，首先，工業相關以及其他燃燒活動皆有被納入模型中，顯示此類變數對於在鉛濃度控管上佔有重要的角色，建議未來可針對上述因子加強管控，對於減少 PM_{2.5} 中鉛污染亦改善之效應的。

表 13、PM_{2.5} 中鉛污染月時間解析度土地利用迴歸模型以及克利金/土地利用混和模型之變數表

變數		係數	Partial R ²	Model Results
土地利用迴歸模型	常數	-0.93	-	
	PM ₁₀	0.01	0.51	
	火力發電廠最近距離	-1.23×10 ⁻⁵	0.10	R ² =0.72
	溫度	-0.05	0.05	adj-R ² =0.71
	秋季	0.21	0.03	RMSE=0.24
	森林用地 5000m	-9.33×10 ⁻⁴	0.02	MSE=0.06
	風速	-0.14	0.01	MAE=0.13
	SO ₂	0.08	0.01	
	製造業最近距離	-1.73×10 ⁻⁴	0.01	
	常數	-2.18	-	
克利金/土地利用混和模型	PM _{2.5} 中鉛污染 hybrid value	27.49	0.10	R ² =0.74
	PM ₁₀	0.01	0.50	adj-R ² =0.73
	火力發電廠最近距離	-1.18×10 ⁻⁵	0.10	RMSE=0.23
	夏季	-0.05	0.01	MSE=0.05
	公園綠地 5000m	-4.21×10 ⁻⁴	0.01	MAE=0.12
	風速	-0.1	0.01	

從研究結果得知(表 14)，與 O₃ 模型結果相似，結合 Kriging 空間內插的 PM_{2.5} 鉛污染估計值與 LUR 之 Hybrid Kriging-LUR，其模型解釋力明顯較傳統 LUR 來的好，此項結果亦與前人研究之發現相符；其次，整體來說，整合迴歸模型以及機器學習演算法有助於模型結果的提升，例如月模型 Hybrid LUR-CatBoost 之模型 adj-R² 為 0.95，比起 Hybrid Kriging-LUR 同樣增進了 0.23；整體來說，結合機器學習方法的結果皆具有中高度解釋水準。透過以上研究發現，再次更進一步證實，整合 Kriging 空間內插、土地利用迴歸與機械學習演算法等不同推估方法有助於模型效能的提升，並且驗證結果亦再次證實所建模式之穩定性與良好準確性(表 14)。

後續進一步綜合比較月解析度模型之時空推估模型結果，整體來說，月解析度最佳模型為 Hybrid LUR-CatBoost (R²= 0.95)，透過不同縣市測站進行內部資料驗證發現，整體而言，月解析度模型驗證結果模型穩定且準確度亦良好(表 15)。最後在空間外部資料驗證(表 16)方面，模型效能整體落在中度解釋力(R²=0.65)，然而兩系統間量測之標的污染物本就不同，一者為 PM_{2.5}、另一者為 PM₁₀ 中之鉛污染，不同監測系統在使用儀器種類、校正方式及測量方法等可能有系統性的差異，利用判定係數(R²)來做比較似較不公平，若就相關係數(r)來看，模型驗證結果亦具有中高的正相關程度(r=0.72-0.81)。

表 14. PM_{2.5} 中鉛污染模型比較結果表

		LUR	Hybrid-LUR	Hybrid LUR-GB	Hybrid LUR-LightGBM	Hybrid LUR-CatBoost	Hybrid LUR-XGBoost	Hybrid LUR-RF
月模型								
Training model (80% of entire data)	R ²	0.71	0.72	0.90	0.91	0.95	0.94	0.90
	adj-R ²	0.70	0.71	0.90	0.91	0.95	0.94	0.90
	r	0.84	0.85	0.95	0.96	0.98	0.97	0.95
	MSE	0.06	0.05	0.02	0.02	0.01	0.01	0.02
	RMSE	0.23	0.23	0.14	0.14	0.09	0.11	0.15
	MAE	0.13	0.11	0.08	0.07	0.06	0.06	0.07
Testing data (20% of entire data)	R ²	0.76	0.80	0.86	0.89	0.88	0.88	0.83
	adj-R ²	0.72	0.77	0.84	0.87	0.87	0.87	0.81
	r	0.87	0.89	0.93	0.94	0.94	0.94	0.91
	MSE	0.06	0.05	0.04	0.03	0.03	0.03	0.05
	RMSE	0.24	0.22	0.20	0.19	0.17	0.17	0.22
	MAE	0.13	0.13	0.12	0.14	0.12	0.14	0.14
External data validation (2021)	R ²	0.78	0.77	0.79	0.83	0.83	0.81	0.84
	adj-R ²	0.75	0.74	0.77	0.81	0.81	0.79	0.83
	r	0.88	0.88	0.89	0.91	0.91	0.90	0.92
	MSE	0.07	0.05	0.05	0.04	0.04	0.04	0.04
	RMSE	0.27	0.22	0.22	0.21	0.19	0.19	0.20
	MAE	0.18	0.14	0.12	0.10	0.11	0.12	0.11

表 15. PM_{2.5} 中鉛污染最佳模型內部資料驗證表

測站	R ²	adj-R ²	r	MSE	RMSE	MAE
月模型						
小港	0.92	0.92	0.96	0.01	0.10	0.06
斗六	0.98	0.98	0.99	<0.01	0.05	0.04
忠明	0.89	0.89	0.94	0.01	0.10	0.06
板橋	0.94	0.94	0.97	0.01	0.09	0.06
花蓮	0.92	0.91	0.96	0.01	0.09	0.06
嘉義	0.94	0.94	0.97	0.02	0.13	0.08

表 16. PM_{2.5} 中鉛污染最佳模型空間外部資料驗證表

時間解析度	R ²	adj-R ²	r	MSE	RMSE	MAE
月解析度模型	0.65	0.65	0.81	0.04	0.19	0.13

另外，PM_{2.5} 中鉛污染則是透過最佳解釋能力的月平均解析度模型(Hybrid LUR-CatBoost)進行臺灣全島之空間濃度推估(圖 11)，結果發現，高濃度熱點分布區域多位於高雄沿海以及西半部市中心區域，而越接近山區以及郊區一帶濃度較低。在時間分布上，同樣亦是春夏季濃度較高。整體推估濃度(0.018 ± 0.024 μg/m³)亦符合國家空品標準有關鉛之規範(0.15μg/m³)。

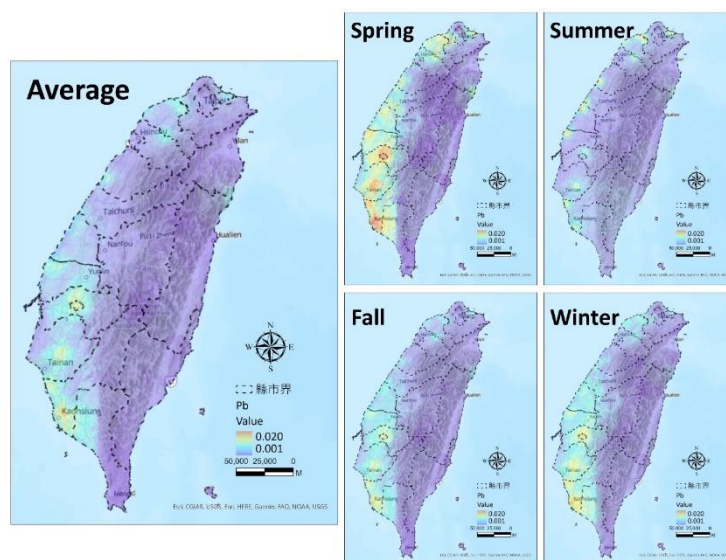


圖 11. 2017-2020 年總平均以及季平均 $PM_{2.5}$ 中鉛污染濃度時空變化推估圖-以月模型 Hybrid LUR-CatBoost 模型推估成果為例

6. PM_{10} 及 $PM_{2.5}$ 中砷推估模型建置

表 17 為 PM_{10} 及 $PM_{2.5}$ 中砷污染混合式土地利用迴歸模型選入之重要變數。 PM_{10} 模型總共選入 7 個重要變數，包含 Leave-one-out Kriging 推估所得的 PM_{10} 濃度解釋變數(PM_{10} Kriged)與土地利用變數(寺廟、森林用地、製造業、主要道路、垃圾焚化爐以及農田用地)，其中 PM_{10} Kriged、寺廟、主要道路以及農田用地為正相關，其餘變數皆為負相關。 PM_{10} 模型在變數的解釋上，原生性污染源包含工業相關及其他燃燒活動(寺廟燒金紙、燃燒垃圾排放、燃燒稻殼廢棄物等)皆被納入模型中，除此之外，主要道路的交通污染排放亦是，顯示此類變數對於在 PM_{10} 控管上佔有重要的角色，建議未來可針對上述因子加強管控，對於減少 PM_{10} 污染亦有改善之效應。

$PM_{2.5}$ 中砷模型同樣總共選入 7 個重要變數，包含 Leave-one-out Kriging 推估所得的 $PM_{2.5}$ 中砷濃度解釋變數(砷 Kriged)、空氣污染物(PM_{10} 以及 O_3)、氣象因子(風速)與土地利用變數(森林用地以及果園用地)，其中砷 hybrid value、 PM_{10} 以及 O_3 為正相關，其餘變數皆為負相關。 $PM_{2.5}$ 中砷模型在變數的解釋上，我們推測森林用地和果園用地呈現負相關的可能原因是植物對於空氣污染具有減緩作用，包括植物能夠吸附微粒和塵埃，並且根據森林分布的特性，還能夠防止風沙等現象。因此，在政策建議方面，增加植被覆蓋對於減少 $PM_{2.5}$ 中砷的濃度是具有減緩的效果。除此之外，管控 PM_{10} 以及 O_3 濃度的排放亦有助於改善 $PM_{2.5}$ 中砷污染。

表 17. PM_{10} 及 $PM_{2.5}$ 中砷污染混合式土地利用迴歸模型之模型變數表

	PM_{10}		$PM_{2.5}$ 中砷污染	
Variable	Coefficient	VIF	Coefficient	VIF
(Intercept)	(+)3.46	-	-.3.69	-
PM_{10} Kriged	(+)0.98	1.03	-	-
砷 Kriged	-	-	(+)3.79 $\times 10^2$	1.42
PM_{10}	-	-	(+)0.01	2.10
O_3	-	-	(+)4.56 $\times 10^{-3}$	1.54
風速	-	-	(-)0.07	1.46
冬季	-	-	(+)0.04	1.30
寺廟 150m	(+)3.66 $\times 10^5$	1.05	-	-
製造業最近距離	(-)2.61 $\times 10^{-3}$	1.71	-	-
垃圾焚化爐最近距離	(-)1.83 $\times 10^{-4}$	1.21	-	-
主要道路 150m	(+)3.35 $\times 10^2$	1.06	-	-
森林用地 500m	(-)0.01	1.50	-	-
森林用地 4000m	-	-	(-)1.25 $\times 10^{-3}$	2.23
農田用地 5000m	(+)1.19 $\times 10^3$	1.18	-	-

果田用地 500m	-	-	$(-).5.96 \times 10^{-4}$	2.23
Model Results		$R^2 = 0.85$		$R^2 = 0.81$
		adj- $R^2 = 0.85$		adj- $R^2 = 0.81$
		MSE = 170.72		MSE = 0.02
		RMSE = 13.07		RMSE = 0.14
		MAE = 8.72		MAE = 0.08

從研究結果得知(表 18)，在 PM_{10} 的方面，最後機器學習模型成果主模型之 R^2 值、ADJ R^2 值、RMSE、MSE 以及 MAE 分別為 0.88、0.88、11.94 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、142.53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以及 5.51 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，十折交叉驗證、測驗樣本、時間外部資料驗證 R^2 值皆介於 0.86-0.87。另外使用臺北市環保局進行空間外部資料驗證結果 R^2 值為 0.68，模型效能具中高解釋力，考量到不同監測系統在使用儀器種類、校正方式及測量方法等可能有系統性的差異，利用判定係數(R^2)來做比較似較不公平，若就相關係數(r)來看，模型驗證結果亦具有中高的正相關程度($r=0.82$)。

另外在 $PM_{2.5}$ 中砷污染物方面，最後機器學習模型成果主模型之 R^2 值、ADJ R^2 值、RMSE、MSE 以及 MAE 分別為 0.86、0.86、0.12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、0.01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以及 0.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ；十折交叉驗證、測驗樣本、時間外部資料驗證 R^2 值介於 0.80-0.87。另外使用特殊性工業區測站進行空間外部資料驗證結果 R^2 值為 0.64，然而兩系統間量測之標的污染物本就不同，一者為 $PM_{2.5}$ 、另一者為 PM_{10} 中之砷污染，再加上與前述 PM_{10} 例子相同之考量，不同監測系統在使用儀器種類、校正方式及測量方法等可能有系統性的差異，利用判定係數(R^2)來做比較似較不公平，若就相關係數(r)來看，模型驗證結果亦具有中高的正相關程度($r=0.80$)。

表 18. PM_{10} 及 $PM_{2.5}$ 中砷污染機器學習模型(Hybrid LUR-XGBoost)模型結果表

	參數	PM_{10}	$PM_{2.5}$ 中砷
主模型 (80% of entire data)	R^2	0.88	0.86
	Adjusted R^2	0.88	0.86
	r	0.94	0.93
	MSE	142.53	0.01
	RMSE	11.94	0.12
	MAE	5.51	0.07
測驗樣本 (20% of entire data)	R^2	0.87	0.87
	Adjusted R^2	0.87	0.85
	r	0.93	0.93
	MSE	151.42	0.01
	RMSE	12.31	0.11
	MAE	5.51	0.06
十折交叉驗證	R^2	0.87	0.80
	Adjusted R^2	0.87	0.79
	r	0.93	0.89
	MSE	152.07	0.02
	RMSE	12.33	0.14
	MAE	5.68	0.08
時間外部資料驗證	R^2	0.86	0.85
	Adjusted R^2	0.86	0.85
	r	0.93	0.92
	MSE	39.87	24.90
	RMSE	6.31	4.99
	MAE	3.19	3.78
空間外部資料驗證	R^2	0.68	0.64
	Adjusted R^2	0.68	0.63
	r	0.82	0.80
	MSE	46.64	0.02
	RMSE	6.83	0.16

	MAE	5.12	0.09
--	-----	------	------

本研究後續進一步以空品區以及各測站進行分層，以了解模型在不同地區的執行效能，PM₁₀ 模型解釋力(R²)介於 0.31-0.90 (主模型 R²=0.88)，觀察結果發現，花東空品區預測能力與全島主模型之結果有相對較大之差異，驗證結果在中高度解釋能力範圍(圖 12)。而 PM_{2.5} 中砷污染物模型解釋力(R²)介於 0.75-0.94 (主模型 R²=0.86)，模型整體仍呈穩定的準確程度。除此之外，本研究在極端值的模型驗證結果上呈現中度的解釋能力。由以上結果得知，本研究在花東空品區以及極端值驗證之成果，相對來說預測能力略微下降，可能限制原因包含花東地區分析資料樣本數較少(測站數少)、土地利用及產業特性跟全台相比具較大差異性等，未來若有需要，或可針對花東地區以及極端值事件單獨進行建模分析。至於在極端值的部份，一般來說模型主要解釋的是整體資料的趨勢，本研究進行極端值驗證的目的在強調，即使是針對這些特別高值的小部份資料，所建模型仍能達到中度以上的解釋能力。

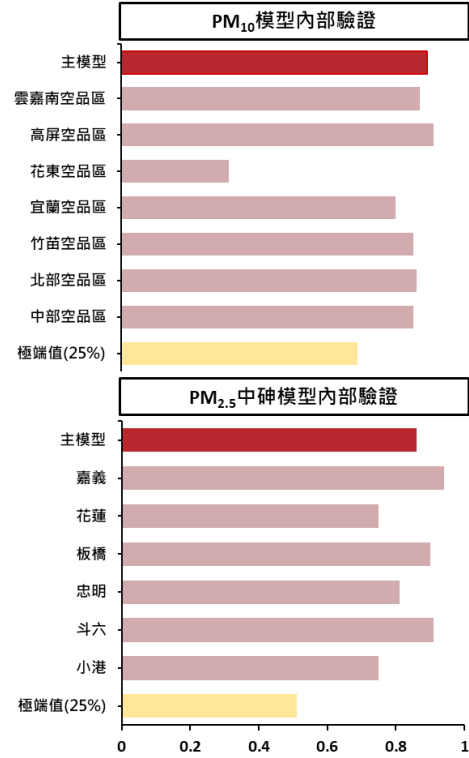


圖 12. PM₁₀ 及 PM_{2.5} 中砷污染模型內部驗證結果圖

R²

利用本研究 PM_{10} 之最佳模型(Hybrid LUR-XGBoost)針對臺灣全島不同季節推估其濃度變化發現(圖 13)，空間上以雲林、嘉義、臺南以及高雄等臺灣中南部為高濃度區域，時間上以冬以及春季濃度較高。另外，同樣透過最佳模型(Hybrid LUR-XGBoost)推估臺灣全島 $PM_{2.5}$ 中砷污染物之濃度變化顯示(圖 14)，空間區位上與 PM_{10} 之熱點狀況雷同，以雲林縣至屏東縣等中南部為高濃度區域，時間上以冬季濃度較高。

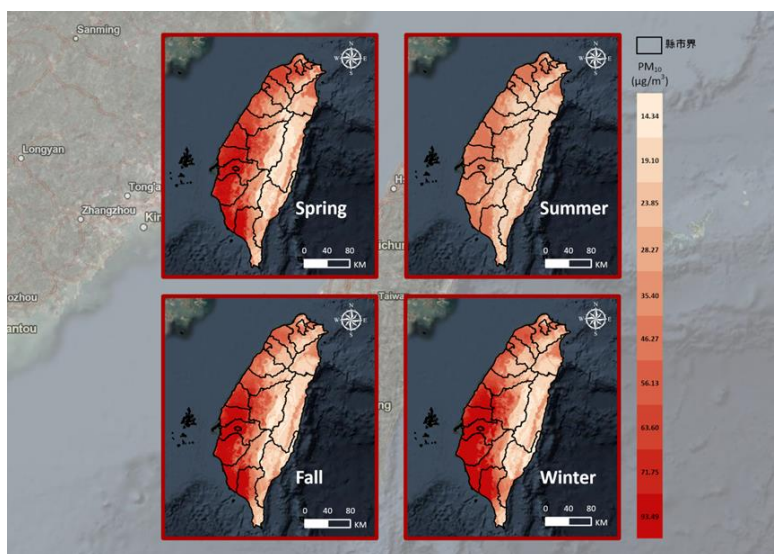


圖 13. 1994-2019 年季平均 PM_{10} 濃度時空變化推估圖-以 Hybrid LUR-XGBoost 模型推估成果為例

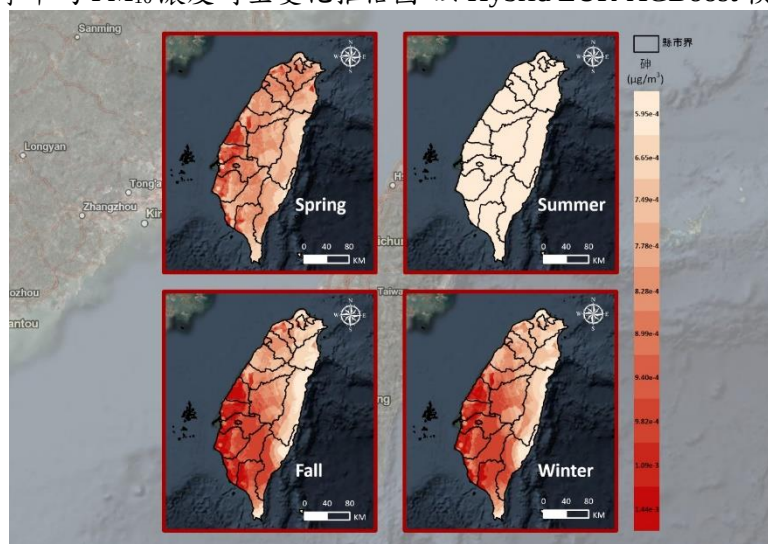


圖 14. 2017-2020 年季平均 $PM_{2.5}$ 中砷污染物濃度時空變化推估圖-以 Hybrid LUR-XGBoost 模型推估成果為例

在模型未來應用方面，本研究成果可協助釐清影響臺灣 PM_{10} 以及 $PM_{2.5}$ 中砷污染之重要土地利用排放源，做為該污染物減量與管控政策擬定之參考。例如模型中選入的重要因子如交通相關變數(150 m 內道路密度)、工業排放污染源(與製造業距離)、其他人為污染源(與垃圾焚化廠距離、150 m 內之寺廟密度)等均為影響 PM_{10} 以及 $PM_{2.5}$ 中砷污染之重要土地因子。除此之外，本研究之空氣污染空間分布推估圖，亦可協助確認空污之空間熱點位置，上述資訊均可做為未來有關單位在進行空污管控之參考。

四、結論

本研究結合土地利用迴歸與機器學習等方法，建立多元指標污染物與重金屬污染物之時空推估模型。不僅釐清臺灣本島多元空氣污染物之重要影響排放源。也經由模型推估成果，掌握多元污染物濃度之時空變異。整體結論如下；

(一) 臺灣本島 NO_2 、 NO_x 、 SO_2 、 $\text{PM}_{2.5}$ 等指標污染物與住宅區密度、交通(道路密度)、工業區污染排放以及人為燃燒行為(垃圾焚化爐、寺廟焚香燒金紙)等活動行為有關。 $\text{PM}_{2.5}$ 中鉛與砷污染物主要來自工業相關以及其他燃燒活動，以上資訊皆可供管制參考。

(二) 研究模擬成果顯示， O_3 於郊區及森林山區污染濃度較高，趨勢與其它污染物截然不同，顛覆過往對空污熱點地區的認知。當前近自然地區相關測站數目仍有限，建議政府後續能增設 O_3 監測儀器，以便加強管理。

(三) 同時， NO_2 以及 NO_x 為 O_3 前驅物之一， O_3 、 SO_2 、 PM_{10} 、 NO 以及 $\text{PM}_{2.5}$ 中砷等污染物之間濃度會相互影響。加強上述前趨污染物之管控，對於減少 O_3 或其他污染亦應有連繫之改善效應。

參考文獻

- [1]Menz, F. C. and Seip, H. M., "Acid Rain in Europe and the United States: an update." *Environmental Science & Policy*, 7, 253-265 (2004).
- [2]Jerrett, M., Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahuvaroglu, T., Morrison, Jason., Giovis, C., "A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models." *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 15(2), 185-204 (2005).
- [3]Ryan, P. H. and LeMasters, G. K., "A review of land-use regression models for characterizing intraurban air pollution exposure." *Inhalation Toxicology*, 19, 1, 127-133 (2007).
- [4]Hoek, G. R., Beelen, K. De Hoogh, Vienneau, D., Gulliver, J., Fischer, P. and Briggs, D., "A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution." *Atmospheric Environment*, 42, 7561-7578 (2008).
- [5]Chen, L., Du, S. -Y., Bai, Z. -P., Kong, S.-F., You, Y., Han. B., Han, D. -W. and Li, Z. -Y., "Application of land use regression for estimating concentrations of major outdoor air pollutants in Jinan, China." *Journal of Zhejiang University SCIENCE A*, 11(11), 857-867 (2010).
- [6]Sampson, P. D., Richards, M., Szpiro, A. A., Bergen, S., Sheppard, L., Larson, T. V. and Kaufman, J. D., "A regionalized national universal kriging model using Partial Least Squares regression for estimating annual $\text{PM}_{2.5}$ concentrations in epidemiology." *Atmospheric Environment*, 75, 383-392 (2013).
- [7]Bertazzon, S., Johnson, M., Eccles, K. and Kaplan, G. G., "Accounting for spatial effects in land use regression for urban air pollution modeling." *Spatial and Spatio-temporal Epidemiology*, 14-15, 9-21 (2015).
- [8]Liu, W., Li, X., Chen, Z., Zeng, G., Leon, Tomas L., Liang, J., Huang, G., Gao, Z., Jiao, S., He, X. and Lai, M., "Land use regression models coupled with meteorology to model spatial and temporal variability of NO_2 and PM_{10} in Changsha, China." *Atmospheric Environment*, 116, 272-280 (2015).
- [9]Eeftens, M., Beelen, R., de Hoogh, K., Bellander, T., Cesaroni, G., Cirach, M., . . . Hoek, G., "Development of Land Use Regression models for $\text{PM}_{2.5}$, $\text{PM}_{2.5}$ absorbance, PM_{10} and $\text{PM}_{\text{coarse}}$ in 20 European study areas; results of the ESCAPE project." *Environmental Science & Technology Journal*, 46, 20, 11195-11205 (2008).
- [10]Wu, C. D., Chen, Y. C., Pan, W. C., Zeng, Y. T., Chen, M. J., Guo, Y. L., Lung, S. C. C., "Land-use regression with long-term satellite-based greenness index and culture-specific sources to model $\text{PM}_{2.5}$ spatial-temporal variability. *Environmental Pollution*." *Environmental Pollution*, 224, 148-157 (2017).
- [11]Widya, L. K., Hsu, C. Y., Lee, H. Y., Jaelani, L. M., Lung, S. C. C., Su, H. J., Wu, C. D., "Comparison of spatial modelling approaches on PM_{10} and NO_2 concentration variations: A case study in surabaya city,

- indonesia.” International journal of environmental research and public health, 17(23), 8883 (2020).
- [12]Hsu, C. Y., Wu, C. D., Hsiao, Y. P., Chen, Y. C., Chen, M. J., Lung, S. C. C., “Developing land-use regression models to estimate PM_{2.5}-bound compound concentrations.” Remote Sensing, 10(12), 1971 (2018).
- [13] Hsu, C. Y., Wu, J. Y., Chen, M. J., Chen, Y. C., Pan, W. C., Lung, S. C. C., Guo, Y. L. and C.D. Wu., Asian Culturally-Specific Predictors in a Large-Scale Land Use Regression Model to Predict Spatial-Temporal Variability of Ozone Concentration. International Journal of Environmental Research and Public Health, 16, 1300 (2019).
- [14] Wu, C. D., Zeng, Y. T. and Lung, S. C. C., “A hybrid kriging/land-use regression model to assess PM_{2.5} spatial-temporal variability.” Science of The Total Environment, 645, 1456-1464 (2018).
- [15] Chen, J. and Hoek, G., “Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis.” Environment international, 105974 (2020).
- [16]Hsu, C. Y., Xie, H. X., Wong, P. Y., Chen, Y. C., Chen, P. C., Wu, C. D., “A mixed spatial prediction model in estimating spatiotemporal variations in benzene concentrations in Taiwan.” Chemosphere, 301, 134758 (2022).
- [17]Hsu, C. Y., Zeng, Y. T., Chen, Y. C., Chen, M. J., Lung, S. C. C., Wu, C. D., “Kriging-based land-use regression models that use machine learning algorithms to estimate the monthly BTEX concentration.” International journal of environmental research and public health, 17(19), 6956 (2020).
- [18]Wong, P. Y., Su, H. J., Lee, H. Y., Chen, Y. C., Hsiao, Y. P., Huang, J. W., Teo, T. A., Wu, C. D., Spengler, J. D., “Using land-use machine learning models to estimate daily NO₂ concentration variations in Taiwan.” Journal of Cleaner Production, 317, 128411 (2021).
- [19]Wong, P. Y., Lee, H. Y., Chen, Y. C., Zeng, Y. T., Chern, Y. R., Chen, N. T., Lung, S. C. C., Su, H. J., Wu, C. D., “Using a land use regression model with machine learning to estimate ground level PM_{2.5}. ” Environmental Pollution, 277, 116846 (2021).

懸浮微粒 PM_{2.5} 長期暴露濃度所導致國人的心肺代謝疾病的

失能調整生命年與年平均管制標準

陳主智¹ 王櫻儒¹ 劉季鑫¹ 張新儀¹ 陳保中^{2,3}

¹ 國家衛生研究院群體健康研究所

² 國家衛生研究院國家環境醫學研究所

³ 國立台灣大學環境與職業醫學研究所

摘要

本研究根據參與美兆健檢同意串健保個案，30 歲以上約 17 萬人住家地址，串聯 3 年平均 PM_{2.5} 濃度推估值，選取 5 種心肺代謝疾病(冠心病、缺血性中風、慢性肺阻塞、下呼吸道感染 LRIs，以及第二型糖尿病)，在追蹤期 2007 至 2017 年的相關疾病新發個案，用加權轉換 Cox 存活迴歸模式，分析在追蹤期 2007 至 2017 年，住家 PM_{2.5} 濃度暴露與相關疾病發生率的濃度反應關係，並利用健康衝擊影響評估的方法，進而估算全國(不含離島) 349 個鄉鎮市區，於 2019 年的 PM_{2.5} 暴露濃度，所導致的心肺代謝疾病的可歸因占比，並根據該鄉鎮市區於 2019 年的人口結構，估算相關疾病負荷的失能調整生命年，呈現因 PM_{2.5} 暴露濃度現況，所導致的相關疾病 YLD 的鄉鎮市區的健康不平等。最後，利用成本效益分析，推導個別鄉鎮市區的 PM_{2.5} 暴露濃度，若改善到所設定的全國性管制標準，所可避免的 YLD 總和，以及環境整治到該管制標準，所需付出的經濟成本總和，可達最大效益的管制標準濃度。過去 10 餘年，國內空氣品質的大幅改善，人均 PM_{2.5} 濃度已從 2011 年的 26.10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，降至 2019 年的 16.82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，影響所及，可歸因心肺代謝疾病的 YLD，也從 > 300,000 人年，降到約 150,000 人年左右，幅度達一半以上，其中下降幅度最多的為下呼吸道感染 LRIs，達 83.6%，其次是糖尿病(63.7%)。但由於心血管疾病的開始反應濃度，遠低於其他疾病，以 2019 年而言，仍占整體的 YLD 約七成左右，顯示空品 PM_{2.5} 濃度，仍有很大的改善空間。推導所得最佳比值为 12.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (紅色實線)，取整數為 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。依據群體健康實證研究結果，提供環境部政策建言。

關鍵詞： 健康衝擊影響評估、濃度反應關係、人口可歸因占比、失能調整生命年、成本效益分析

一、前言及研究目的

長期累積的環境流行病學與臨床研究結果顯示，無論是短期或長期的環境暴露於懸浮微粒 PM_{2.5}，均會對人體的心、肺、代謝，乃至神經免疫系統，造成不同程度的健康危害，尤其嬰、幼兒、懷孕婦女、年長者等易感族群，可能影響更甚。我們的生活離不開空氣，而居家與周遭空間活動，更是占大部分時間，因此住家環境的空氣品質如 PM_{2.5} 濃度，便成為社會大眾極為關注的議題，本研究基於群體健康的觀點，以健康衝擊影響評估(health impact assessment)的方法，探討環境 PM_{2.5} 的長期暴露濃度，與心肺代謝疾病的濃度反應關係(concentration-response function, CRF)，進而估算全國(不含離島) 349 個鄉鎮市區，於 2019 年的 PM_{2.5} 暴露濃度，所導致的心肺代謝疾病的可歸因占比(population attributable fraction, PAF)，並根據該鄉鎮市區於 2019 年的人口結構，估算相關疾病負荷的失能調整生命年(years lived in disability, YLD)，呈現因 PM_{2.5} 暴露濃度現況，所導致的相關疾病 YLD 的鄉鎮市區的健康不平等，最後，利用成本效益分析(cost-benefit analysis)，推導個別鄉鎮市區的 PM_{2.5} 暴露濃度，若改善到所設定的全國性管制標準，所可避免的 YLD 總和，以及環境整治到該管制標準，所需付出的經濟成本(因各該鄉鎮市區 PM_{2.5} 暴露濃度與行政區域面積而異)總和，可達最大效益的管制標準濃度(Chen et al., 2023)，提供環境部政策建言。

二、研究方法

2.1. 研究樣本與所探討之疾病發生率

本研究根據參與美兆健檢同意申健保個案，30 歲以上約 17 萬人住家 GPS，串聯 3 年平均 PM_{2.5} 濃度推估值，選取 5 種全球疾病負荷(GBD)前十大的心肺代謝疾病(冠心病 CHD、缺血性中風 ischemic stroke、慢性肺阻塞 COPD、下呼吸道感染 LRIs，以及第二型糖尿病 DM)，在追蹤期 2007 至 2017 年的相關疾病新發個案，用加權轉換 Cox 存活迴歸模式(weight-transformation Cox regression model)，分析在追蹤期 2007 至 2017 年，住家 PM_{2.5} 濃度暴露與相關疾病發生率的濃度反應關係 CRF。

2.2. 長期暴露 PM_{2.5} 濃度與相關疾病的濃度反應關係

本研究沿用 Nasari et al. (2016) 所提出的風險函數如下：

$$h(t|x,z) = h_0(t) \exp \{ \gamma' x + \beta * \omega(z|\mu,\tau) * f(z) \} \quad (1)$$

其中， $h_0(t)$ 為基本的風險函數(baseline hazard function)， $f(z)=z$ or $\log(z)$ 為空污暴露濃度 z 的線性或 $\log$ 轉換函數， $0 < \omega(z|\mu,\tau) < 1$ 為具有參數 μ 與 τ 的加權函數，一個適用的函數為 logistic weighting function：

$$\omega(z|\mu,\tau) = \left[\{1 + \exp(-((z-\mu)/(\tau \times r)))\} \right]^{-1} \quad (2)$$

μ 為位置(location)參數， r 為暴露濃度 z 的範圍(range)。

由於性別、年齡層、BMI、社經地位等人口學變項，與抽菸、飲食、運動等生活習慣，以及血壓、膽固醇等生化指標，與心肺代謝疾病關係密切，相關因子均有納入 CRF 的控制變項。

2.3. 可歸因占比與人數與失能調整生命年疾病負荷估算

根據所建立的劑量反應關係模式，假設 β 為 Cox 迴歸模式 PM_{2.5} 濃度的係數，則其相對應的人口可歸因風險比例(population attributable fraction, PAF) (Soerjomataram et al., 2018) 如公式(3)。

$$PAF = 1 - 1/RR(\Delta x) = (HR(x) - HR(x_0)) / HR(x), \Delta x = x - x_0 \quad (3)$$

其中，RR：相對風險， $HR(x)$ 為 PM_{2.5} 濃度為 x 時的風險比(hazard ratio)， x_0 為參考暴露值，本研究設為 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。可歸因疾病發生人數如公式(4)

$$AM = \text{Population} \times \text{incident rate (or mortality rate)} \times PAF \quad (4)$$

其中，Population 為該鄉鎮市區的人口數，由內政部網站取得，incident rate (mortality rate) 為該鄉鎮市區各類疾病發生率，由全人口健保承保檔，直接估算各縣市不同種類疾病盛行率。將取落入該鄉鎮市區的網格 PM_{2.5} 濃度平均值，作為該行政區的 PM_{2.5} 濃度暴露值。

各鄉鎮市區居民長期暴露 PM_{2.5} 所造成各類疾病的疾病負荷(burden of disease)，主要根據失能調整生命年(Years lost due to disability, YLD)之計算方式如公式(5)：

$$YLD = I_c \times DW \times D \quad (5)$$

其中， I_c 為疾病發生人數，DW 為行動不便加權因子(disability weight factor)，D 為該疾病病程到痊癒或死亡時間

2.4. 經濟成本效益試算

我們分別計算台灣本島 349 個鄉鎮市區 2019 年(現況)的可歸因人數與 YLD，我們根據台灣各鄉鎮市區，於 2019 年的 PM_{2.5} 年平均濃度，在擬設定之 PM_{2.5} 年平均濃度管制標準，介於 10~15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 之間，進行成本效益分析(Chen et al., 2023)，分別推導個別鄉鎮市區的 PM_{2.5} 暴露濃度，若改善到所設定的管制標準，所可避免的心肺代謝疾病 YLD 總和，以及環境整治到該管制標準，所需付出的(理論)經濟成本總和，兩者之間的最大比值，即為可達最大效益的管制標準濃度。但由於即使達成擬設定之

管制標準，仍存在暴露在該濃度下的健康效應，亦即不可避免的 YLD，因此，前述比值，必須調整不可避免的 YLD 部分。

$Q(u)$ = GAIN in avoidable YLDs/mitigation cost with target $PM_{2.5}$ level at u - LOSS in unavoidable YLDs/maximum mitigation cost with ideal $PM_{2.5}$ level at u_0

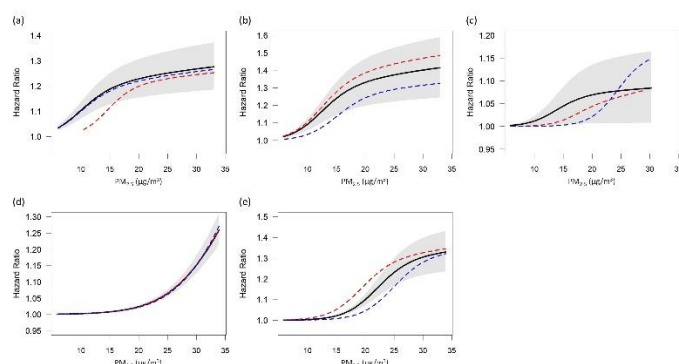
$$= \sum_{k=1}^K \frac{\sum_{i \in S(k)} YLD_i(PW_PM_{2.5}^{(k)}, u)}{g(\Delta_u^{(k)}) \times \sum_{i \in S(k)} a_i} - \frac{\sum_{k=1}^K \sum_{i \in S(k)} YLD_i(u, u_0)}{\sum_{k=1}^K g(\Delta_{u_0}^{(k)}) \times \sum_{i \in S(k)} a_i}$$

其中， $\Delta_u^{(k)} = PW_PM_{2.5}^{(k)} - u$ ， $\Delta_{u_0}(u) = u - u_0$ ， $k = 10 \sim 15, 15 \sim 20, 20+ \mu g/m^3$ ， $g(\Delta_u^{(k)})$ 為每 $1 km^2$ 的整治成本，此處假設為指數函數，亦即離標準值的濃度差距，所需投入成本呈指數上升， a_i 為第 i 鄉鎮整治面積(km^2)， $PW_PM_{2.5}^{(k)} = \frac{\sum_{i \in S(k)} PM_{2.5}(i) \times Pop(i)}{\sum_{i \in S(k)} Pop(i)}$ 為區域人均暴露濃度。

三、結果與討論

3.1 $PM_{2.5}$ 長期暴露濃度與心肺代謝疾病濃度反應關係

如圖一所示，CHD 與 stroke 在 $PM_{2.5}$ 濃度 $6 \sim 7 \mu g/m^3$ 左右，風險比(hazard ratio, HR)便開始上升，顯示即使環境暴露在已相對低濃度的 $PM_{2.5}$ ，仍對心血管疾病有一定的健康危害，反之，DM 與 LRIs 則 $PM_{2.5}$ 濃度要高於 $15 \sim 20 \mu g/m^3$ 左右，風險比才急速上升，而基本上女性較男性，對於 $PM_{2.5}$ 暴露較易感(HR 較高)，除了冠心病以外(有可能是停經前雌激素的保護作用)。



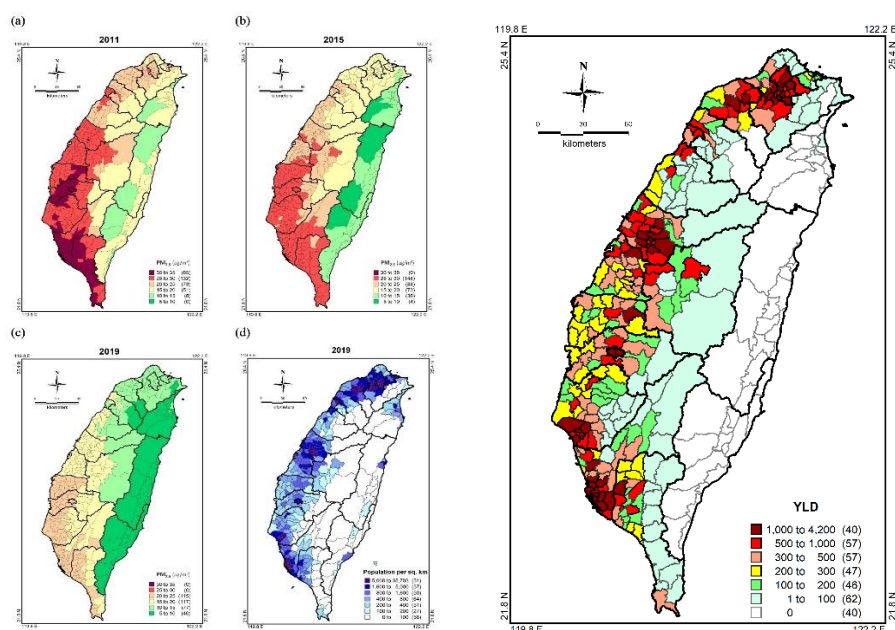
圖一、(a)-(e)分別為 CHD, ischemic stroke, COPD, LRIs, DM 的濃度反應關係 CRF，紅色與藍色虛線分別為女性與男性相對的 CRF。

台灣本島地形複雜，有高達 70% 為山地，其中 1000 公尺以上的山區，約占全島總面積的一半，因此，倚賴環境部(前環保署)的空品監測站數據，容易高估高山與偏遠地區的 $PM_{2.5}$ 濃度，以至於高估背景值或參考值濃度，以上美兆健檢個案，最低 $PM_{2.5}$ 暴露濃度推估值為 $6 \mu g/m^3$ (低於空品測站數據)，係仰賴衛星遙測氣膠光學厚度(AOD)的輔助測量值，配合空品測站與氣象、土地利用資料，經混合統計建模與機器學習方法推估而得(Chen et al., 2021)，為建立相關疾病的 CRF，提供極重要的參考值濃度的依據。

3.2 歷年 $PM_{2.5}$ 暴露濃度與鄉鎮市區心肺代謝疾病的失能調整生命年 YLD

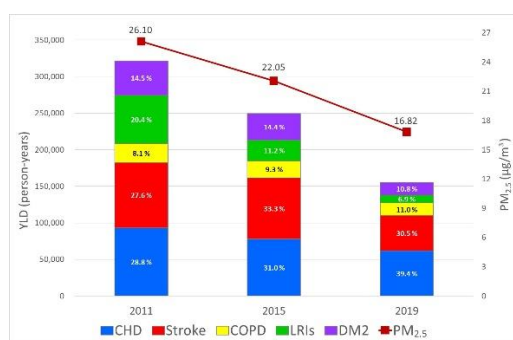
我們根據所建立的台灣本島歷年 $PM_{2.5}$ 月平均 3 公里網格濃度推估(Chen et al., 2021)，進行各鄉鎮市區的 $PM_{2.5}$ 可歸因心肺代謝疾病的失能調整生命年 YLD 推估，圖二左半部顯示，西半部的 $PM_{2.5}$ 年平均濃度，已從 2011 年的最高 $30 \sim 35 \mu g/m^3$ 級距，2019 年下降到 $20 \sim 25 \mu g/m^3$ 級距，北部已降到 $< 15 \mu g/m^3$ ，而東部宜、花、東地區更是低於 $10 \mu g/m^3$ ，右半部顯示在 2019 年，各鄉鎮市區的 $PM_{2.5}$ 可歸因心肺代謝疾病的 YLD 推估($PM_{2.5}$ 濃度參考值設為 $10 \mu g/m^3$)，圖中顯示，雖然北部(台北、新北、桃園、新竹) $PM_{2.5}$ 濃度已相對中、南部地區為低，但由於人口密度稠密，可歸因心肺代謝疾病的 YLD，仍與台中、彰化、台南、南高雄等都會區，並列 $PM_{2.5}$ 暴露可歸因之心肺代謝疾病，YLD 最高的地區。值得注意的是，若干鄉鎮如南投埔里、雲林斗六，以及嘉義市，雖然人口數不及大都會地區，但可能

因為人口結構如老年人口居多，與 PM_{2.5} 濃度偏高等因素，仍屬相關疾病負荷 YLD 嚴重地區。東部地區由於在 2019 年，已降至 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下，因此在地圖中所呈現之可歸因 YLD 為 0。



圖二、左半: (a)-(c) 分別為 2011 年、2015 年、2019 年全台 349 個鄉鎮市區 PM_{2.5} 濃度推估; (d) 2019 年鄉鎮市區每 1 km² 人口數。右半: 2019 年全台 349 個鄉鎮市區因 PM_{2.5} 濃度暴露，可歸因之心肺代謝疾病的失能調整生命年。

圖三顯示 2011、2015，以及 2019 年全台的人均 PM_{2.5} 濃度變化，與可歸因心肺代謝疾病的失能調整生命年 YLD 之間的關係，由於過去 10 餘年，國內空氣品質的大幅改善，人均 PM_{2.5} 濃度已從 2011 年的 26.10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，降至 2019 年的 16.82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，影響所及，可歸因心肺代謝疾病的 YLD，也從 > 300,000 人年，降到約 150,000 人年左右，幅度達一半以上，其中下降幅度最多的為下呼吸道感染 LRIs，達 83.6%，其次是糖尿病(63.7%)，而其他疾病 YLD (CHD, ischemic stroke, COPD)，下降幅度也均達三、四成以上，但由於心血管疾病的開始反應濃度，遠低於其他疾病(相較於背景濃度 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，增加 0.5% 的 extra risk 的 95% 下限: CHD 8.59 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，stroke 11.85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)，以 2019 的人均暴露濃度 16.82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 而言，仍占整體的 YLD 約七成左右，顯示空品 PM_{2.5} 濃度，仍有很大的改善空間。



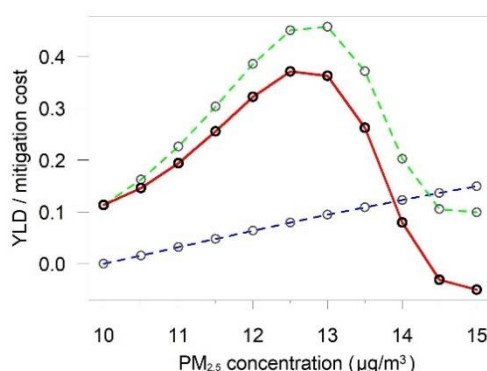
圖三、歷年 PM_{2.5} 濃度變化與可歸因心肺代謝疾病的失能調整生命年 YLD。圖中直條圖的高度為當年可歸因心肺代謝疾病的 YLD 總量，其中數字為各疾病 YLD 的占比。

3.3 天平的兩端 – PM_{2.5} 暴露所導致的心肺代謝疾病的失能調整生命年與管制標準

世界衛生組織(WHO)於 2021 年，新修訂之 PM_{2.5} 年平均濃度標準建議值為 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，美國也甫於今年年初，新修訂標準從 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，下修至 9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。我國目前的 PM_{2.5} 年平均濃度標準為 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，由圖二與圖三所示，過去 10 餘年，由於整體而言，PM_{2.5} 暴露濃度已大幅改善，為進一步保護國人的健

康，有必要更新 PM_{2.5} 管制標準，但考量台灣的 PM_{2.5} 濃度暴露現況，尚未具足歐美的環境法規條件，因此無法直接引用。

根據所提出之成本效益分析方法，所擬設定之管制標準，即在希望最大程度保護國人健康，以及必須投入的人力、物力等整治成本，與經濟發展考量，在天平的兩端擺盪取捨，取得最佳的平衡點。圖四顯示在目前的管制標準 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 之下，比值已為負值，不足以保護國人健康，而若設定低於 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，則可能不符經濟效益，推導所得最佳比值為 12.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (紅色實線)，取整數為 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，我們也以此依群體健康實證研究結果，提供環境部政策建言，作為新修訂之 PM_{2.5} 年平均濃度標準之參考依據。



圖四、PM_{2.5} 暴露可歸因心肺代謝疾病 YLD 與整治成本比值(紅色實線=綠色虛線-藍色虛線)。綠色與藍色虛線分別為設定管制標準之可避免 YLD 與不可避免 YLD 比值。

四、結論

由於過去 10 餘年，國內空氣品質的大幅改善，人均 PM_{2.5} 濃度已從 2011 年的 26.10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，降至 2019 年的 16.82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，影響所及，可歸因心肺代謝疾病的 YLD，也從 > 300,000 人年，降到約 150,000 人年左右，幅度達一半以上。但由於心血管疾病的開始反應濃度，遠低於其他疾病(相較於背景濃度 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，增加 0.5% 的 extra risk 的 95% 下限: CHD 8.59 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，stroke 11.85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)，以 2019 的人均暴露濃度 16.82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 而言，仍占整體的 YLD 約七成左右，顯示空品 PM_{2.5} 濃度，仍有很大的改善空間。

我們根據所提出之成本效益分析方法，顯示在目前的管制標準 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 之下，比值已為負值，不足以保護國人健康，而若設定低於 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，則可能不符經濟效益，推導所得最佳比值為 12.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (紅色實線)，取整數為 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。本研究為依據群體健康實證研究結果，適當納入環境整治經濟成本考量，但由於整治成本，尚牽涉諸多現實層面，可能無法完整反映，此為本研究之限制。

參考文獻

- [1] Chen CC, Wang YR, Liu JS, Chang HY, Chen PC. Associations between long-term ambient PM_{2.5} exposure and the incidence of cardiopulmonary diseases and diabetes, attributable years lived with disability, and policy implication. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2024, 282, 116688.
- [2] Chen CC, Wang YR, Liu JS, Chang HY, Guo YL, Chen PC. Burden of cardiovascular disease attributable to long-term exposure to ambient PM_{2.5} concentration and the cost-benefit analysis for the optimal control level. *Science of the Total Environment* 2023, 892, 164767.
- [3] 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, 291, 118159.
- [4] Nasari MM, Szyszkowicz M, Chen H, Crouse D, Turner MC, Jerrett M, et al. 2016. A class of non-linear exposure-response models suitable for health impact assessment applicable to large cohort studies of ambient air pollution. *Air Qual Atmos Health* 9:961–972.

以表觀基因學找空污影響之健康預警指標

鄭文琦¹ 林嬪嬪² 王鴻俊^{1,3}

¹ 慈濟大學醫學科學研究所

² 國家衛生研究國家環境醫學研究所

³ 慈濟大學轉譯醫學博士學位學程

摘要

長期暴露於空氣污染的環境中，造成人體全身性的危害，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到發炎反應、癌症發生皆可能，在進入人體之後亦會改變基因的表現。本研究以轉錄體 (transcriptome) 基因定序分析，篩選到與空污相關之新穎性生物標記 GRAPE-8 (Gene Responsiveness for Alarming PM_{2.5} Exposure) 之八個基因標的，再以人類細胞和老人族群臨床試驗驗證，對於環境敏感之基因體表觀遺傳標記變異定位空污暴露情況，將生物標記作為人體健康影響評估之指標。

關鍵詞：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

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。本研究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，本研究已完成側向流體免疫層析法 (LFA) 快篩試劑初步開發，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

本研究之方法學是以近年來進展快速的基因定序為基礎，首先，以小鼠 PM_{2.5} 暴露後，建立空污 PM_{2.5} 暴露之動物模型。再以小鼠之血液與組織樣本進行深度轉錄體 (transcriptome) 基因定序，以生物資訊學歸納推論與空污暴露相關的基因與表觀遺傳因子，再進行人類細胞模式驗證。研究結果顯示以老人族群之臨床檢體樣本進行驗證，建立演算法、評估靈敏度與專一性，確立早期健康預警之生物指標，並開發與空污相關生物標記檢測試劑套組。已篩選到新穎性 GRAPE-8 基因組 (Gene Responsiveness for Alarming PM_{2.5} Exposure-8, 8 個與空污暴露有關的基因) 之生物標記與臨床驗證 GRAPE-8 於空污高暴露與低暴露之表達量，開發以能夠利用少量血液即能快速篩檢之檢測試劑，最終將能作為民眾預警防護之最佳檢測工具。

三、結果與討論

1. 老人族群人體臨床試驗

本研究將老人族群分為高暴露與低暴露族群，分別來自於高雄市立小港醫院與花蓮慈濟醫院的檢體。老人族群定義與納入條件為 65 歲以上，在臨床試驗醫院中接受老人健檢的長輩。排除條件為：(1)溝通困難者；(2)納入研究時非癌症病患；(3)有精神疾病或認知行為困難者；(4)不願意接受健康效益追蹤者。受試者在進行採樣時也同時進行問卷調查、生理功能 (如心肺功能)、血液尿液檢查，以此再次區分空污高低暴露之身體狀況。臨床檢體最終為藉由客觀生理分析與主觀問卷調查，將檢體進行分類的結果，亦排除可能存在的如抽煙等干擾因子。將花蓮與高雄地區老人血液檢體 cDNA 各 100 例，總共 200 例檢體以八個基因引子對進行 qPCR 分析，以 18S 為 internal control，八個基因之中，

IGTAM、FAM102B、OXR1 與 PRPF38B 具有差異，也就是在花蓮與高雄兩個地區的老人族群，在基因表達上有明顯差異 (圖 1)。

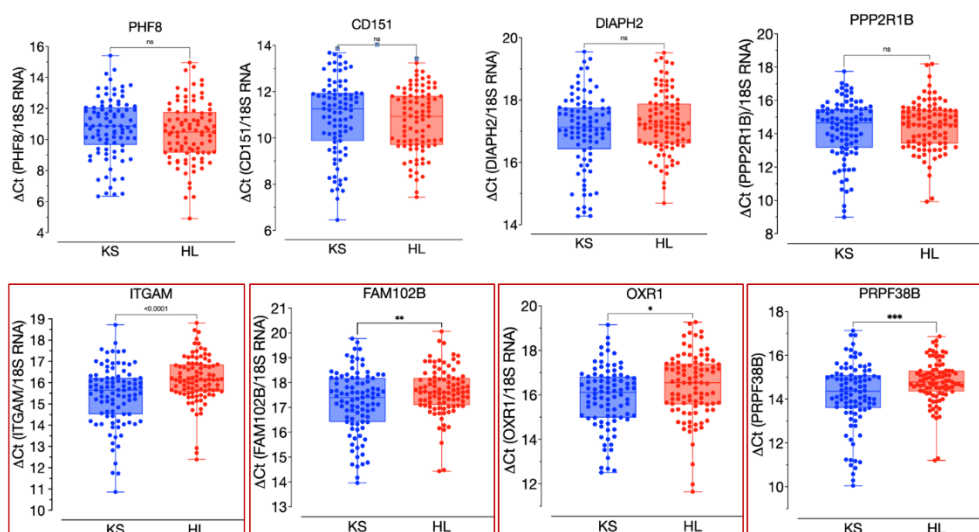


圖 1. 老人族群臨床檢體，KS 為高暴露族群 (藍色) 與 HL 為低暴露族群 (各 100 例身體健康之老人)，分析八個基因表現量，二族群有明顯差異。

2. 以 GRAPE-8 生物標記驗證空污 PM_{2.5} 中之有機或無機物質之影響成份

以空污 PM_{2.5} 之 50 µg/ml 有機與無機之分離物進行 THP-1 人類細胞處理 24 或 48 小時，再進 GRAPE-8 八個生物標記之 qPCR 表達量分析。結果顯示 GRAPE-8 的八個基因中的 OXR1、FAM102B、CD151、DIAPH2 有顯著差異，以及 IGTAM 有一些表現差異；此五個生物標記中，又以 OXR1、ITGAM 和 FAM102B 在空污高低曝露人體臨床試驗中最具差異；在進行此實驗時，除了 GRAPE-8 八個生物標記，又將之前在細胞驗證中有不錯結果的幾個生物標同時進行，發現 CCR2、INTS6L 亦有顯著差異，可作為未來進一步研究之參考 (圖 2)。

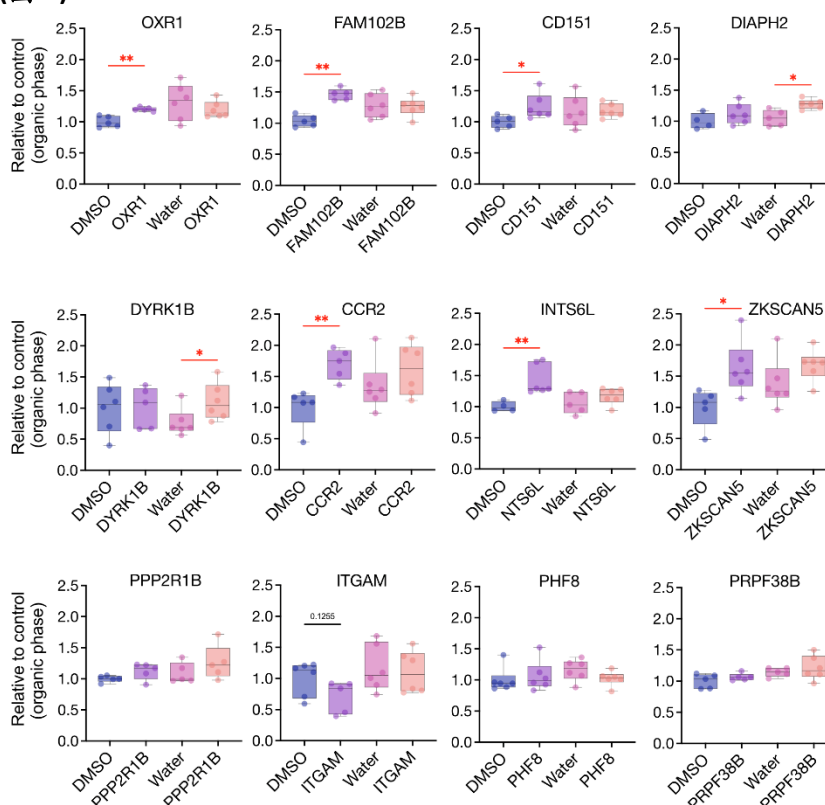


圖 2、有機與無機之分離物進行 THP-1 人類細胞處理 (DMSO 為有機溶劑，亦為控制組；Water 為無機物之溶劑與控制組)。

3. 快篩試劑開發之抗體篩選配對、接枝條件測試與優化

1. ITGAM 快篩試劑開發

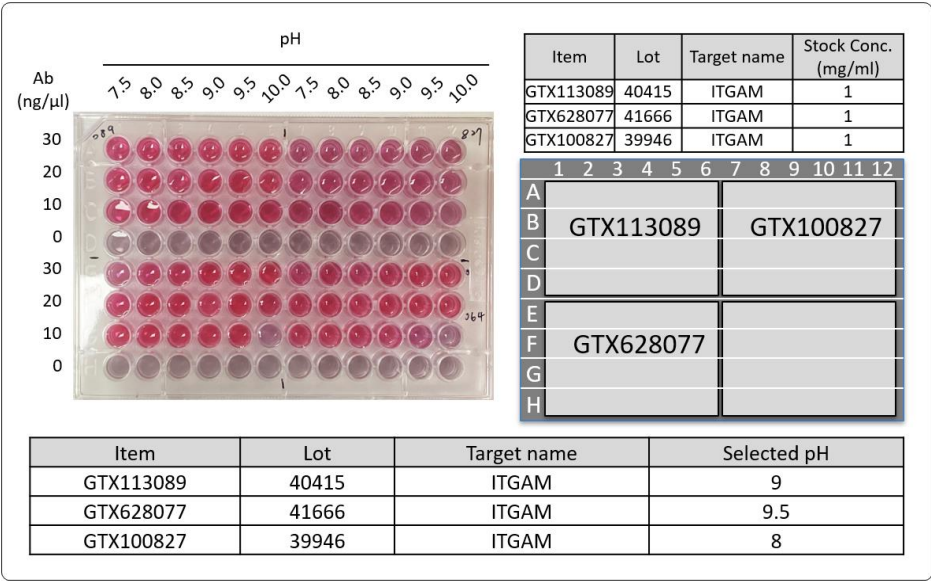


圖 3. 膠體金接枝之 pH 值測試，最後結果顯示為顏色鮮紅者 (奈米級膠體金的顏色)，表示膠體金接枝較佳，選定每個抗體最佳的 pH。使用選定的 pH，再進一步測試不同抗體濃度；以挑出最佳接枝抗體濃度。

2. OXR1 快篩試劑開發

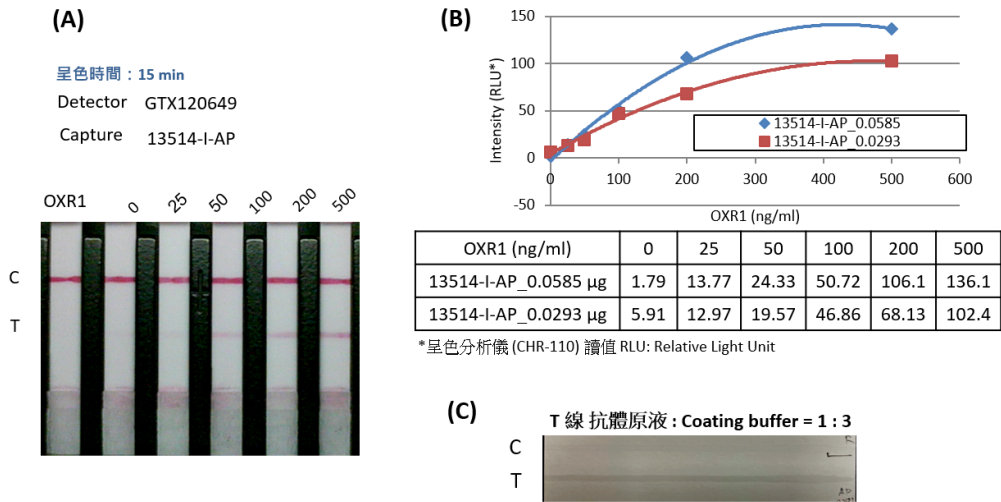


圖 4、OXR1 快篩試劑最終優化成果。(A) 畫線測試 (C/T-line)；(B) 抗原偵測極限，藍線為優化結果；(C) T 線粗細穩定度測試。

4. 快篩試劑開發之小量試製試量產

快篩試劑優化完成，已達可小量試製之標準，最後完成試製原型 20 組試劑。以重組蛋白標準品進行 QC 測試，完成圖 5 之 QC 報告。

OXR1快篩檢測試劑QC報告 OXR1 Rapid Test Kit

Lot No. 45201
PJ.:91036

快篩卡匣條件：

Sample type	Item	Lot	Stock Conc. (mg/ml)	Working Conc.	pH
Detector	GTX120649	40387	1	17.5 ng/ μ L	9
Capture	13514-I-AP	00009893	0.293	0.039 μ g/strip	-
Antigen (OXR1)	H00055074-P01	-	0.05	0, 25, 100, 400 ng/mL	-

成品QC結果：

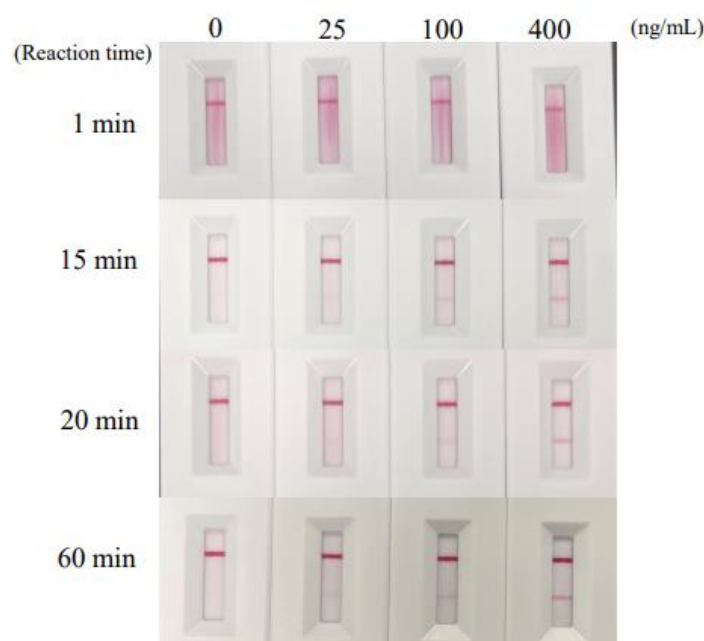


圖 5、OXR1 快篩試劑小量試製 QC 報告。

四、結論

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，甚或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，再以人體臨床試驗證實在八個基因中，會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。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，作為空污健檢防護之預警指標。本研究發現新穎性的生物標記作為健康檢查之標的物，導入「全面性的空污防護」健檢，以快篩檢測方式，作為民眾空污風險預測 (risk prediction) 指標，以及早期預警早期防護之健康照護，而能達到空污健檢的宣導，來加強民眾對於自身健康的了解，使全民對於空污自我防護之意識。

參考文獻

1. Landrigan, P.J., et al., *The Lancet Commission on pollution and health*. Lancet, 2018. **391**(10119): p. 462-512.
2. 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.
3. 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.
4. 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.
5. Chen, X., et al., *Phf8 histone demethylase deficiency causes cognitive impairments through the mTOR pathway*. Nat Commun, 2018. **9**(1): p. 114.
6. Walsh, R.M., et al., *Phf8 loss confers resistance to depression-like and anxiety-like behaviors in mice*. Nat Commun, 2017. **8**: p. 15142.
7. 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.
8. Volkert, M.R. and D.J. Crowley, *Preventing Neurodegeneration by Controlling Oxidative Stress: The Role of OXR1*. Front Neurosci, 2020. **14**: p. 611904.
9. 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.
10. 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.

室內環境及空氣品質對健康與疾病之影響及其防制

許媛婷¹ 陳怡行² 譚國棟² 陳力振³ 黃琳琳⁴ 汪碧涵⁵ 李宗霖⁶ 張智元⁷ 黃嘯谷¹

¹ 國家衛生研究院國家環境醫學研究所

² 臺中榮民總醫院過敏免疫風濕科

³ 新北市立土城醫院兒童過敏氣喘風濕科

⁴ 正修科技大學建築與室內設計系

⁵ 東海大學生命科學研究所

⁶ 國立中山大學海洋環境及工程學系

⁷ 逢甲大學土木工程學系

摘要

室內空氣污染對健康的影響及其因果關係仍不明確，且有效的預防措施仍然缺乏，尤其是對非特應性(non-atopic)氣喘及異位性皮膚炎患者。本研究目的為改善環境及空氣品質，建立室內空氣污染物與健康或疾病的因果關係，並提出適用於一般民眾及過敏性疾病患者的改善指引。研究結果顯示，多數污染物之室內濃度高於室外，特別是客廳及臥室。透過病例組與對照組(同住家人)之生物偵測及QEESI問診表(Quick Environmental Exposure and Sensitivity Inventory, QEESI)，驗證了室內空氣污染物與參與者自覺症狀之關聯性。病例組的氧化壓力及免疫反應指標如 HEL (Nε-(hexanoyl)-lysine)、N7-MeG (N7-methylguanine)、IL-8、IL-17A、LTC4 (leukotriene C4)濃度皆高於對照組。透過生活行為管理(如管制源頭、減少污染源)及建築設備改善(如通風換氣、修補浴廁排風扇管路、增加室內上/下風處之對流)，降低了居家室內空氣污染物的濃度。在實施介入三個月後，病例組及對照組血漿中部分發炎反應指標的濃度明顯下降，且病例組的下降幅度大於對照組，顯示降低的室內空氣污染物濃度與發炎反應指標的變化有關，且病例組的疾病嚴重度獲得改善(由中度改善為輕度)。整體而言，本研究強調了良好的規劃與設計並控制室內外溫濕度及通風換氣，可提升室內環境健康性與舒適度，有助於將致病環境改善為治病環境，為室內空氣污染防制提供了科學依據。

關鍵詞：建築醫學(Architectural Medicine)、室內環境品質(Indoor Environmental Quality)、室內空氣品質(Indoor Air Quality)、環境介入(Environmental Intervention)、環境醫學(Environmental Medicine)、精準醫學(Precision Medicine)

一、前言及研究目的

根據我國環境部室內空氣品質資訊網之公開資料顯示，國人每人每天約有 80%以上的時間待在室內(包括住家、辦公室或其他建築物內)。為改善室內空氣品質，以維護國民健康，環保署(現為環境部)於 101 年公布《室內空氣品質管理法》，顯示室內空氣品質的改善與國民健康的重要關係。

室內空氣污染對健康的影響及其因果關係仍不明確，且有效的預防措施仍然缺乏，尤其是對非特應性(non-atopic)氣喘及異位性皮膚炎患者。然而，過去研究指出呼吸道疾病惡化的情形主要於室內發生(Matsui et al., 2016)，強調了室內環境與空氣品質對呼吸道健康的重要性。因此，本研究目的為透過改善環境及空氣品質，建立

二、研究方法

為探討環境及空氣品質改善對健康促進或緩解過敏性疾病症狀之影響，本研究採用病例交叉研究設計(case-crossover study design)，於 2020 至 2024 年間，在 8 個地點(即 8 個家庭/住宅)，收集了 10 個病例組(6 位氣喘、4 位異位性皮膚炎患者)及 25 個對照組。病例組，須經醫師診斷其疾病嚴重度為中度以上之難治型氣喘或異位性皮膚炎患者，並且在醫師評估可行的情形下維持其用藥習慣，避免因醫療處置而影響介入成效；對照組則選取自病例組之同住家人，並排除已確診為氣喘或異位性皮膚炎之患者。為確保介入措施與改善成效的關聯性，研究地點的負責人及同住家人須同意於研究期間內不

進行可能影響結果的人為異動，如重大工程或室內裝修等。

為掌握影響疾病嚴重度、發作頻率、與健康相關的量化或質性參數等關鍵因素，所有研究地點及研究對象在介入前(前測)及介入後(後測)皆進行一致的研究方法與流程，包括室內/外環境及空氣品質(物理性、化學性、生物性指標)、問卷評估(包括基本人口學、生活習慣、疾病史、建築物資料、24 小時生活日誌、QEESI 問診表(Quick Environmental Exposure and Sensitivity Inventory, QEESI))，以及生物檢體之收集(血液及尿液)，作為多方面評估與診斷之依據。此外，本研究於實施介入前，將為研究地點及研究對象提供適當的處方箋，包括生活行為管理(如管制源頭—移除、減少污染源—減量/稀釋)或建築物設備改善(如通風換氣、修補浴廁排風扇管路、增加建築物內的上風處與下風處之對流)，以確保介入能有效實施。

三、結果與討論

研究結果顯示，無論是否下雨，室內的相對濕度、二氧化碳、金屬、多環芳香烴化合物、總揮發性有機化合物及生物性污染物的數據高於室外，特別是客廳及臥室區域。透過病例組與同住家人(對照組)之生物偵測及 QEESI 問診表，驗證了室內空氣污染物與參與者自覺症狀之關聯性。在氧化壓力及免疫反應指標方面，亦觀察到病例組的 HEL (Nε-(hexanoyl)-lysine)、N7-MeG (N7-methylguanine)、IL-8、IL-17A、LTC4 (leukotriene C4) 濃度明顯高於對照組。儘管室內的總揮發性有機化合物及真菌濃度低於標準，但它們與多環芳香烴化合物、金屬、內毒素、β-葡聚糖、屋塵蟎 Der p1、粉塵蟎 Der f1，仍然與參與者的尿液或血漿中氧化壓力及發炎反應指標呈顯著相關。此外，經調查，本研究約有 2/3 的住宅有室內拜香習慣，且神壇或神明廳逸散的化學性污染物成分複雜且濃度較高。因此，本研究透過生活行為管理(如管制源頭—移除、減少污染源—減量/稀釋)及建築物設備改善(如通風換氣、修補浴廁排風扇管路、增加建築物內的上風處與下風處之對流)之介入，探討環境及空氣品質改善對健康促進或緩解過敏性疾病症狀之影響。

在實施介入三個月後，研究結果顯示，室內相對濕度已降低，高風險真菌菌屬(種)的濃度降低至低於致敏閾值，且內毒素及 β-葡聚糖的濃度也隨之降低。同時，PM₁₀、PM_{2.5}、二氧化碳、總揮發性有機化合物、多環芳香烴化合物以及多項金屬(如鈮、鉻、錳、鐵、鈷、銅、鋅、砷、鎘、鉛)的濃度呈下降趨勢。此外，參與者尿液中金屬鈮、鉻、鎳、銅、鋅、鎘的濃度與自覺日常生活影響程度(分數越高表示越無法忍受)已降低，病例組的自覺氣管黏膜及皮膚症狀也顯示部分改善。這些研究結果顯示，實施介入後，降低的室內空氣污染物濃度與發炎反應指標的變化可能有關，並且部分病例組的疾病嚴重度獲得改善(由中度改善為輕度)。

四、結論

室內外環境之溫濕度及通風換氣，可影響室內空氣污染物濃度之分布，也與室內空氣傳播之感染途徑有著密不可分的關係。若經過良好的規劃、設計與控制，可增加室內環境之健康性及舒適度。就環境醫學(Environmental Medicine)與建築醫學(Architectural Medicine)的角度而言，透過改善對策之應用，並加強室內空氣品質維護及管理措施，有助於將「會致病」的不良室內環境改善為「會治病」的健康室內環境。

參考文獻

- [1] Matsui, E.C., et al., Indoor Environmental Control Practices and Asthma Management. *Pediatrics*, 2016. 138(5).

二氧化碳捕捉後封存管理制度研析

呂慶慧 胡斯遠 李浩維 張家瑄

工業技術研究院綠能與環境研究所

摘要

本研究首先蒐集國際 CCS 重要組織如全球碳封存組織 (Global CCS Institute, GCCSI)、國際能源署 (International Energy Agency, IEA) 及聯合國政府間氣候變化專門委員會 (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) 在碳封存政策制度發展上的經驗與建議。這些國際組織在推動全球 CCS 技術的應用與發展中扮演著關鍵角色，其政策制度對於我國碳封存制度的建置與推動，提供了寶貴的參考依據。其次本研究探討研析先進國家之 CCS 管理法規制度，包括歐盟、美國、加拿大、英國、日本、澳洲等，提供碳封存管理規範架構規劃之重要參考。經盤點國內現行法規現況及缺口後，參酌前述國際作法，研提適用於我國之 CCS 管理制度建議，以供相關政策制定之參考。

關鍵詞：碳捕捉與封存、地質封存、蓋層、二氧化碳注入、環境監測

一、前言及研究目的

根據聯合國政府間氣候變化專門委員會 (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) 發布 AR6 報告指出，碳捕捉封存 (Carbon Capture & Storage, 下稱 CCS) 技術是達成全球淨零排放目標的關鍵技術之一[1-3]。國際能源署 (International Energy Agency, IEA) 在 2023 年出版的《CCS 政策與商業模式—建構商業市場》報告亦指出，CCS 技術在減少和移除二氧化碳排放方面具有重要作用，約可占 2050 年淨零排放情境中的 8 % 的累積排放減量。然而，雖然 CCS 技術受到越來越多的關注，但實際進入執行階段的計畫數量相對保守。為了促進 CCS 技術的廣泛應用，法規的管理和支持至關重要[4-5]。

依全球碳封存組織 (Global CCS Institute, GCCSI) 統計，全球 CCS 計畫目前呈現指數級增長趨勢，但在實際應用層面仍面臨挑戰。缺乏支持建立 CCS 永續市場的政策，導致實際運作的計畫數量增長有限[6-7]。IEA 指出，過去 3 年中雖然國際上宣布了 400 多個新的 CCS 計畫，但這些計畫僅能滿足 2030 年淨零排放情境中所需達到發展需求的三分之一。要滿足這一需求，政府仍須持續支持並縮短 CCS 計畫前置法規政策配套作業時間。

IEA 強調法規管理對於 CCS 技術的推廣和實施至關重要。政府需通過制定和執行相關法規，提供經濟激勵和支持，降低技術和營運風險，以促進 CCS 技術的廣泛應用，才能協助達成全球淨零排放目標。在此推動前提之下，本研究主要目的係透過彙整研析國際推動 CCS 制度及作法，於推動 CCS 發展過程中，配合我國國情及產業條件，規劃有效適用於我國之 CCS 法規制度及監督管理架構，為 CCS 技術的發展提供必要的法律基礎和保障，確保各項技術和措施能夠在合法且受監督管理的制度中運行，期能藉此促進產業界積極參與及投資意願，為 CCS 技術的長期發展創造有利條件。

二、研究方法

為有效推動國內 CCS 發展，本研究規劃藉由研析國際間相關法律及政策發展，同時搭配國內法規現況盤點，據以研提我國 CCS 法規政策及相關配套措施，茲規劃研究方法如下：

(一) 蒐研國際 CCS 法規政策制度發展

本研究除針對全球碳封存組織、國際能源署及聯合國政府間氣候變化專門委員會等國際組織，進行文獻和報告的蒐集和分析，同時並研析先進國家如歐盟、美國、加拿大、英國、丹麥、日本、澳洲等推動 CCS 之最新政策法令，參考各國法令的優缺點，包括政策背景、推動方式、法律架構、資金支

持和實施效果等，綜整提出對我國 CCS 法令制度的規劃建議。

(二) 盤點國內現行法規及管理機制

本研究將彙整國內與二氧化碳捕捉、運輸與封存三階段對應的相關法規條文，區別已具備可適用法規的部分，及尚無明確管理法源之項目，分析其適用範圍和執行效果，鑑別法規中的漏洞和不足之處，以利釐清國內現行法規缺口及需求。

(三) 研提我國 CCS 管理架構及配套措施

本研究將綜合前項研析結果，同時參考歐盟國家、美國、日本及澳洲等國的 CCS 法令，建立適用於我國的管理制度架構，包括申請文件範本及技術指引等，並視需要搭配辦理專家諮詢會議凝聚共識，以利提出實務上具可行性之管理架構。

三、結果與討論

(一) 蒐研國際 CCS 法規政策制度發展

依據 IEA 建議，CCS 的長久穩定發展需要靠完備的法規制度、監督管理架構，以及政策工具來支持。國際上為確保 CCS 業務能安全順利地推動，已有多個國家修訂及改善現行法規管理體系，藉此建立民眾對於 CCS 的認知與安全，及建立有利快速發展的環境。目前國際法規探討 CCS 之議題分別為捕捉、運輸及封存三個面向，其中，捕捉和運輸議題大多已可藉由現行法規制度來管理，而封存涉及的面向較廣，因此成為各國法規優先修訂方向，並以地質封存為主。

表 1、國際上 CCS 管理機制相關法令

國家	法規名稱	說明
歐盟[8-11]	Directive 2009/31/EC	➢ 屬於規範架構供歐盟各個國家參考 ➢ 該指令建立了封存地點的選擇標準，強調地點分析、風險評估、監測計畫均需依照指令的相關標準。
美國[12-14]	飲用水安全法之地底灌注管理方案 (Safe Drinking Water Act -Underground Injection Control)	2010 年 11 月在安全飲水法新成立一個地下灌注控制 (UIC) 井的範疇（第 6 類），專供 CO ₂ 注入地質封存之管理。
英國[15-17]	能源法 (Energy Act)	2008 年 11 月改版《能源法》新增離岸封存之章節。
丹麥[18-19]	丹麥地下資源使用法 (Consolidated Act on the Use of the Danish Subsoil)	2018 年針對底土層等地下資源制定通案性的管制措施。
加拿大 (艾伯塔省) [20-23]	碳封存權條例(Carbon Sequestration Tenure Regulation)	2016 年針對 CCS 制訂專屬管制辦法。
澳洲 (維多利亞省) [24-28]	溫室氣體地質封存法 (Greenhouse Gas Geological Sequestration Act)	2008 年發布，提供產業投資碳封存計畫所需的明確法規，並保障社區及環境安全。該法適用於維多利亞省陸上區域，內容包含地質探勘、灌注、監測及地底永久封存規定。
澳洲 (昆士蘭省) [29-31]	溫室氣體封存法 (Greenhouse Gas Storage Act)	2009 年發布，提供了管理地底封存地點探勘和執行之架構，目的為鼓勵昆士蘭省 CCS 的發展，法中明定省政府擁地底封存庫（storage reservoir）的所有權，地質調查、探勘、灌注和封存需依法取得溫室氣體數據主管機關 (GHG data acquisition authority) 同意、探勘許可 (GHG exploration permit)、灌注及封

國家	法規名稱	說明
		存租賃證 (GHG injection and storage lease)。
日本[32-34]	海洋污染與海上災害防治法、 CCS 事業法	2007 年修正《海洋污染與海上災害防治法》相關法律，新增離岸封存規範。2024 年新制定《CCS 事業法》，以公告招募方式徵選有意指定區域進行探勘和封存之計畫。

經盤點分析比較各國對二氧化碳封存之實務管理機制，可看出各國對二氧化碳之處理態度各有異同之處，各國管制作法均係為對應該國 CCS 發展歷程及業界需求，其立法精神可做為我國規劃相關制度之重要參考，內容包括：

1. 目的：如美國以保護地下水質為最高原則，歐盟則係以減碳為主要目的。
2. 環評機制：如丹麥、英國等均針對離岸開發行為或海域能資開發納入 CCS，辦理政策環評。除確認相關政策不致對環境造成重大影響，並作為後續個案環評之審查依據；至於其他國家則未規劃政策環評機制。
3. 管制方式：相關管理法令雖重點有別，但各國均不約而同採取分階段管制的方式。針對專案全生命週期中探勘、造井、注入、關閉等開發階段分別設計管制條件，並依各國國情需要規劃許可函或同意函等不同形式進行管理。
4. 許可程序：各國大都採分階段管制作法，然歐盟如英國、丹麥許可相對簡單，取得封存許可後毋須針對注入或關閉階段另行取得同意或許可。至於美國、加拿大則相對複雜，於造井、注入、關閉等不同階段均須分別取得同意函、執照或許可函才能進行。
5. 財力證明：考量 CCS 屬成本密集產業，各國多要求業者提供一定程度財力證明。常見形式包括履約保證金通常被稱為保證金信託 (Performance Bond Trust)、信託基金 (Trust Funds)、信用狀 (Letters of Credit)、擔保債券 (Surety Bonds)、託管帳戶 (Escrow Accounts)、及公司擔保 (Corporate Guarantees) 等。
6. MMV 制度：為確保 CCS 注入封存之安全性，各國均要求業者於注入中及注入後規劃嚴密完整監測措施，並將觀測數據透過 MMV 機制（即 Measurement 量測、Monitoring 監測及 Verification 驗證）妥善紀錄保存。在注入後之擴散/洩露監測，可由監測井提供部份資訊，再進行模擬分析與專業見解。此監測結果判斷，屬二級間接數據。故以第三方公正單位進行，案例較多。
7. 緊急應變：考量二氧化碳洩漏可能造成重大危害或風險，故各國均要求業者申請時提供縝密緊急應變計畫及相對應之責任擔保，確保場址發生意外時有足夠安全保障，以應付後續可能必要之損害修復或賠償。

(二) 盤點國內現行法規及管理機制

CCS 主要目的是減緩溫室氣體排放工程，但其行為牽涉到土地所有權、環境污染及經濟誘因等問題，需有政策調合措施。依 CCS 各階段的執程序，我國相關法規盤點分析如下：

1. 捕捉階段

關於碳捕捉設備之興建，依目前討論範圍主要將其適用在以石化燃料為基礎之電廠或工廠(環評規模)，其加裝碳捕捉設備，該情形屬於廠區內額外新增設備，事業建造前須先進行環境影響差異說明，並依各項法規判斷是否須提出環保許可變更申請，其涉及的國內法規包括《固定污染源設置操作及燃料使用許可證管理辦法》、《水污染防治法》及《廢棄物清理法》等。另外，CCS 技術屬於《氣候變遷因應法》第 3 條第 8 款定義之負排放技術，將涉及到溫室氣體排放量抵減扣除或碳費優惠費率等議題。

表 2、碳捕捉程序國內相關法規盤點及說明

法規	條文	說明
環境影響評估法施行細則	第 37 條	鑑於潛在興建碳捕捉設備之工廠皆屬需環評開發規模之工廠，未來事業單位興建碳捕捉設備需依環評相關法規提出環境影響差異分析報告。
固定污染源設置操作及燃料	第 28 條	事業因裝設碳捕捉設施，導致燃料使用異動而與原先燃料使用許可證記載內容不符，應依規定重新申請燃料使用許可證。

法規	條文	說明
使用許可證管理辦法		
水污染防治法	第 13 條	當捕獲設施於設立後，其水污染防治措施（以下簡稱水措）之建造、裝置，與原核准之水措計畫登記事項不同，而須辦理變更水措計畫者，應於申請許可證（文件）時，一併辦理。
廢棄物清理法	第 31 條	當捕獲設施於設立後，事業廢棄物產生、清理有變更時，須變更廢清書。
氣候變遷因應法	第 25 條	事業若非環境部溫室氣體排放量申報管制對象，可提出自願減量專案，執行溫室氣體減量措施，將可向中央主管機關申請核准取得減量額度。
	第 29 條	事業若屬於碳費徵收對象，因採行負排放技術之溫室氣體減量措施，可提出自主減量計畫向環境部申請核定優惠費率。

2. 運輸階段

將二氧化碳由捕捉點運輸至封存場址是 CCS 專案中的一個重要步驟，一般可經由管線、槽車或海運等方式運輸到封存場址。當期初專案屬於小、中型注入規模試驗時，以槽車方式運輸至封存地點較具成本效益，但後期邁入大型且商轉階段，管線運輸被國際間認為是陸域上運輸二氧化碳最經濟且有效、可靠的方法。因二氧化碳屬高壓氣體，以槽車或管線運輸時可依循《高壓氣體勞工安全規則》；至於海運部分，現行航運法令並未特別針對高壓氣體制定相關管理規則。

表 3、運輸階段國內相關法規盤點及說明

法規	章節	說明
高壓氣體勞工安全規則	第五章運輸安全設施	第 125 條至第 134 條規範固定於車輛之容器，其運輸相關安全規定，如：溫度、容器固定方式、容器高度等。 第 153 條以導管運輸高壓氣體時，應搭配符合第 80 條之導管之設置相關規定。

3. 封存階段

二氧化碳在注入停止之後進行場址關閉作業時，會先進行封井並針對洩漏風險進行評估，俟該場址取得場址關閉許可才能正式封閉場址，但場址關閉後仍需持續監控地底二氧化碳移棲情形及地表周遭環境，以確保該場址執行完成後仍不會危害人體健康和周遭環境，此階段目前國內尚未特別針對二氧化碳制定相對應法規，惟業者仍可參考現行既有法規之安全相關規定，例如《土壤及地下水污染整治法》、《地熱能探勘與開發許可及管理辦法》、《礦場安全法》及《礦場職業衛生設施標準》等，妥適檢討開發專案規劃之安全性。

(三) 研提我國 CCS 管理架構及法規草案

延續前述盤點結果，本研究依《氣候變遷因應法》第 39 條第 5 項規定擬訂《二氧化碳捕捉後封存管理辦法》草案架構（如下圖），其主要內容包括試驗計畫及執行計畫核准、變更、展延及廢止等審查作業、執行 CCS 封存過程申報、監測、紀錄及查核作業、CCS 權責歸屬及罰則等規定。有關二氧化碳地質封存，其地質調查、地質鑽探、試驗注入、場址開發行為、地質封存、場址封閉及復舊作業等行為均納入管理範疇。目前規劃建議草案相關內容如下：

1. 總則：包括名詞定義、設置區域規範等。
2. 許可申請：包括申請資格、計畫分類（試驗計畫、執行計畫、關閉計畫、復原計畫等）及申請文件等。
3. 許可審查：包括審查程序、作業時程、審查原則、核准形式及其變更或廢止等。
4. 執行管理及紀錄：包括監測、揭露、申報、辦理說明會及接受查核等應辦事項。
5. 緊急應變：包括危害預防應變資料、停止注入條件及關閉計畫條件等。
6. 權責歸屬：包括履約擔保及營運移轉等作業。
7. 罰則：詳列主管機關得處以罰鍰之違規事項。



圖 1、CCS 管理辦法(草案)架構

為利協助業者加速進行專案場址之評估規劃，本研究一併針對相關技術項目分別研提配套指引作為輔助，內容包括：

1. 碳封存地點應考量事項指引草案

本指引協助業者了解選擇碳封存場址前應考量事項，包括地質特性、科學模擬、特性分析與評鑑等，以確保篩選之場址不致對環境資源、基礎設施、人體健康、開發者造成不可接受的風險。

2. 碳封存潛在場址評估指引草案

本指引協助業者於評估探勘場址前，蒐集相關地質與環境參數，包括地質學和地球物理學、水文地質（特別是生活地面用水）、儲集層工程（如二氧化碳注入和最終儲存量的孔隙體積計算）、地球化學（溶出率、礦化率）等，以利建立三維靜態地質模型，並針對注入封存行為進行特性描述、敏感度特性分析、風險評估等。

3. 碳封存執行方式與安全規範指引草案

本指引協助業者確保在注入二氧化碳前，檢查所有規劃設計之完整性，並採用合適操作參數，安全穩定將二氧化碳妥適封存。

4. 碳封存場址關閉與復舊指引草案

本指引協助業者分別就關閉期及後關閉期詳列應辦及應注意事項，前者包括停止注入，將注入井填堵以防止洩漏，與注入後監測等，後者則包括填堵監測井、關閉關閉及責任移轉等。

5. 碳封存場址環境監測與管理指引草案

本指引協助業者了解地質封存至場址關閉期間，環境監測應如何辦理，包括監測潛在洩漏、即時預警與風險管理、追蹤所封存二氧化碳之移棲位置、保護淺層地下水與鄰近其他資源等。

四、結論與建議

（一）國際經驗參考

經研析國際能源署（IEA）和政府間氣候變化專門委員會（IPCC）的 CCS 推動現況，我們獲得許多寶貴資訊，以作為我國推動 CCS 的重要參考，主要內容包括：

1. IEA：

（1）CCS 占據 2050 淨零排放情境（NZE 情境）中 8 % 的累積排放減量，並且是目前唯一以技術為基礎的碳移除方案。

（2）CCS 技術在全球減碳目標中佔據重要地位，特別是在工業和能源部門中。

(3) 具體而言，促進和支持 CCS 發展的法律和監督管理架構，以及降低成本措施（如稅收抵免或公營事業投入等）對於當前 CCS 計畫的運作尤其重要。這些措施可有效地支持了許多大型 CCS 專案的順利運作。

2. IPCC：

(1) CCS 是達成全球淨零排放的必要手段，特別是在某些難以減排的部門，例如水泥生產和鋼鐵製造。

(2) 全球共同行動 (SSP1) 路徑包括到 2050 年將全球溫室氣體排放量減少 50 %，到 2100 年達成淨零排放。在這一路徑中，CCS 的設置量將達到每年 60 億噸二氧化碳。

(3) 透過公開完整技術指引提供業界詳細技術規範參考，將可有效幫助各國制定符合國際標準的技術指引和規範。

在各國實際推動經驗方面，經參研彙整歐盟、美國、英國、荷蘭、澳洲及日本等先進國家作法，其內容涵蓋封存條件評估、技術指引和操作規範等方面，為我國制定 CCS 法規提供了詳細的參考依據。根據國際發展趨勢，建議後續可進一步將國內現有的環境管理法規與國際標準進行比對，並針對如政策環評、經濟補貼、樞紐 (hub) 或產業聚落 (clusters) 等推動項目進行規劃，將可更有助於完善我國的技術實施、創新和應用管理。

(二) 管理辦法及技術指引制定

在本研究規劃之管理架構下，並根據國際法規和技術指引，將可制定詳細的管理辦法草案，並持續更新技術要求和法規，確保法規的科學性和可操作性。這些管理辦法應包括環境監測、風險評估、緊急應變與罰責等方面的規定，確保 CCS 計畫的安全和有效運行。

搭配辦法條文內容，本研究一併規劃 CCS 相關技術的申請範本，提供標準化的文件要求和申請表格，確保所有申請資料的完整性和準確性。這些標準化的文件範本包括試驗申請文件、執行計畫申請文件和核准文件等，將有助於提高申請過程的透明度和效率。

除此之外，為進一步輔助業者掌握 CCS 申請規範所涉相關技術項目，本研究亦編纂 CCS 相關技術指導原則，提供標準化的審查流程和技術要求，確保封存過程的安全和有效。這些技術指導原則涵蓋注入井的選址、設計、施工和營運等方面，並包含長期監測和報告機制，將可確保封存場址的長期穩定和環境安全。

綜上，通過參考國際經驗和法規，結合國內實際情況，制定科學、合理且具有可操作性的 CCS 管理法規，可以有效規範碳捕集與封存技術的應用，鼓勵二氧化碳排放源進行投資 CCS 相關計畫，達成減排目標，並提高就業，促進社會永續發展。本研究提供執行步驟、法條草案及可操作內容，將有利於建立符合國情之 CCS 管理法規，確保 CCS 管理辦法符合其科學性、合理性和可行性原則。

參考文獻

- [1] IPCC 第六次評估報告 (AR6) 綜合報告, <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>
- [2] IPCC_AR6_WGIII 《氣候變遷 2022：減緩氣候變遷技術報告》
https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg3/downloads/report/IPCC_AR6_WGIII_TechnicalSummary.pdf
- [3] <https://www.ipcc.ch/report/carbon-dioxide-capture-and-storage/>
- [4] <https://www.iea.org/energy-system/carbon-capture-utilisation-and-storage>
- [5] CCS Policies and Business Models – Building a commercial market (IEA, 2023)
- [6] CCS in Europe: Regional Overview (GCCSI, 2023)
- [7] Global Status of CCS 2023 - Scaling up Through 2030 (GCCSI, 2024)
- [8] <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32009L0031>
- [9] <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32011L0092>
- [10] https://ens.dk/sites/ens.dk/files/OlieGas/consolidated_act_no._1190_of_21_september_2018_in_the_use_of_the_danish_subsoil.pdf
- [11] <https://www.fao.org/faolex/results/details/en/c/LEX-FAOC163960/>

- [12] <https://www.epa.gov/uic/underground-injection-control-regulations>
- [13] <https://www.epa.gov/uic/class-vi-wells-used-geologic-sequestration-carbon-dioxide>
- [14] <https://ceq.doe.gov/nepa-practice/categorical-exclusions.html>
- [15] <https://www.legislation.gov.uk/ukpga/2008/32/contents>
- [16] <https://www.legislation.gov.uk/uksi/2020/1497/contents/made>
- [17] Guidance on Applications for a Carbon Storage Permit (NSTA, 2023)
- [18] https://ens.dk/sites/ens.dk/files/OlieGas/consolidated_act_no._1190_of_21_september_2018_in_the_use_of_the_danish_subsoil.pdf
- [19] <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2022/974>
- [20] <https://open.alberta.ca/publications/m17>
- [21] <https://open.alberta.ca/publications/e12>
- [22] https://open.alberta.ca/publications/2011_068
- [23] Carbon Capture Regulation and Responsibilities (Alberta Energy Regulator, 2023)
- [24] <https://www.legislation.gov.au/C2006A00014/latest/text>
- [25] <https://www.legislation.gov.au/C2004A00485/latest/versions>
- [26] Offshore Carbon Capture and Storage Regulatory Approvals (Australian Government, 2023)
- [27] CCS in Australia-A Legal Guide (King & Wood Mallesons, 2022)
- [28] <https://www.legislation.vic.gov.au/in-force/acts/greenhouse-gas-geological-sequestration-act-2008/>
- [29] <https://www.legislation.qld.gov.au/view/html/inforce/current/act-2009-003>
- [30] <https://www.legislation.qld.gov.au/view/html/inforce/current/act-1994-062>
- [31] <https://www.business.qld.gov.au/industries/mining-energy-water/resources/minerals-coal/authorities-permits/applying/overview/process>
- [32] https://elaws.e-gov.go.jp/document?lawid=345AC0000000136_20220617_504AC0000000068
- [33] https://elaws.e-gov.go.jp/document?lawid=409AC0000000081_20200610_502AC0000000041&keyword=%E7%92%B0%E5%A2%83%E5%BD%B1%E9%9F%BF%E8%A9%95%E4%BE%A1
- [34] CCS に係る制度的措置の在り方について(経済産業省カーボンマネジメント小委員会, 2023)

臺灣淨零轉型：應用低排放分析平台檢視國家宣告承諾

鍾詩明¹ 蔡采蓁¹ 林丞庭¹ 李莉鈴¹ 劉恩廷¹ 胡斯遠¹ 胡文正¹ 鄭名山¹

¹工業技術研究院綠能與環境研究所

摘要

我國身為高度仰賴化石燃料進口的已開發島國，已於 2021 年宣示 2050 年達到淨零排放，並提出國家自定貢獻強化目標、通過氣候變遷因應法、公布淨零排放路徑與關鍵戰略等。本研究應用 LEAP 平臺以三個排放情境評估現行溫室氣體減量政策與承諾目標，結果顯示於若無減碳政策下，2050 年增加近三成二氧化碳排放；納入淨零最大化承諾部署，於 2050 年可實現國發會公布淨零路徑目標。

關鍵詞：氣候變遷、溫室氣體減緩、淨零排放、淨零路徑、低排放分析平臺。

一、前言

我國積極呼應國際間強化氣候企圖心之共識，基於 2015 年《溫室氣體減量及管理法^[1]》所提 2050 年相較於 2005 年水平減少 50% 之法定目標，於 2021 年 4 月宣示於 2050 年達成淨零排放，並陸續公布系列法規政策予以落實，包括於 2022 年 3 月發布「臺灣 2050 淨零排放路徑及策略總說明」^[2]（淨零排放規劃如圖 1 所示）並研提 12 項關鍵戰略，預計 2050 淨零轉型主要計畫至 2030 年將累計投入預算近新臺幣 9 千億元；2022 年 12 月更新臺灣 2030 年國家自定貢獻^[3]（Nationally Determined Contribution, NDC），由原宣示目標 20% 提升至 24±1%；2023 年 2 月總統令公布修正《溫室氣體減量及管理法》重新命名為《氣候變遷因應法^[4]》（下稱氣候法）並施行，以強化排放管制誘因機制，並強調落實公正轉型達到 2050 年淨零目標。

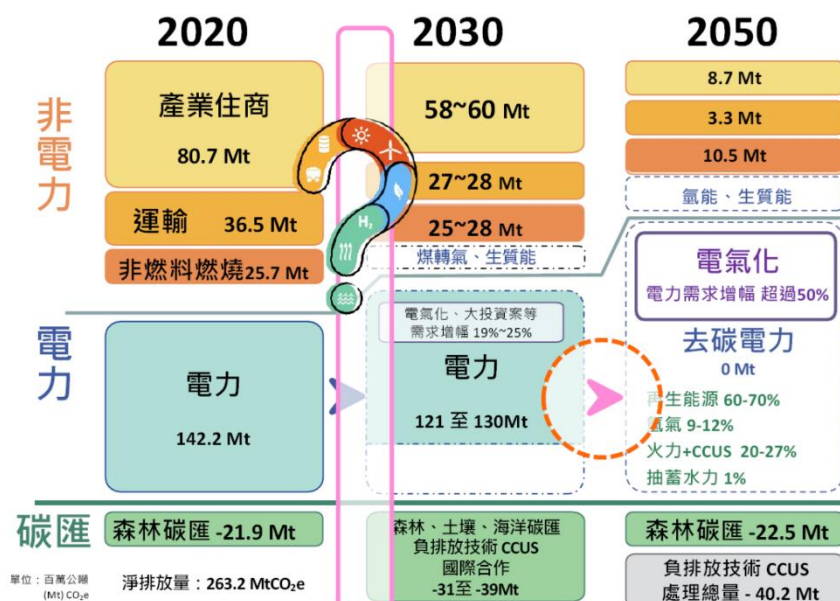


圖 1. 臺灣 2050 淨零排放規劃^[2]。

二、研究方法

本研究以國家發展委員會（下稱國發會）「臺灣 2050 淨零排放路徑及策略」與「淨零轉型十二項關鍵戰略行動計畫」為基礎，將相關目標整合至能源、製造、運輸、住商、農業、環境等氣候法六大部門，應用低排放分析平臺^[5]（Low Emissions Analysis Platform, LEAP）分析能源耗用量與溫室氣體排放，運用模型評估結果協助政策制定過程確定必要之部門減量方案，以及臺灣於採用建議方案時所需的相關政策及配套研究。考量達到淨零之路徑具備許多不同選項，本研究著重於探討臺灣 2050 年可符合國發會規劃高能源需求之政策淨零情境，以及參酌國際能源署（International Energy Agency, IEA）能源技術展望報告清潔能源技術指引^[6]，積極部屬前瞻能源技術之前瞻淨零情境。

三、結果與討論

本研究應用 LEAP 評估現行溫室氣體減量與淨零排放政策與承諾目標之綜整分析結果，依據臺灣官方統計資料庫與技術報告等參考文獻建置模型資料庫，納入風光電、運具電動化、節能等關鍵戰略行動計畫所宣示目標與里程碑評估減碳潛力，並提供關鍵指標與部門里程碑（至 2050），為政府制定具體行動提供參考。模型評估結果顯示，現宣誓目標可量化之措施下，2030 年淨排放量符合我國 NDC 2030 年目標 $24\pm 1\%$ ，2030 年後需持續投入更多措施以強化淨零路徑實現之可能。前瞻淨零情境評估結果顯示，在十二淨零戰略所有措施之最大潛力下，若納入國發會所推估之負排放技術與碳匯潛力，2050 年可大致符合淨零目標。

四、結論與建議

本研究結果顯示，於現公布所有溫室氣體減量與淨零措施之最大潛力下，我國於 2050 年可大致符合 2050 淨零排放路徑所規劃目標。為使政策更全面和具體，政府制定溫室氣體減量政策應輔以提供科學證據等資訊所提建議。未來階段管制目標之修正更新，其重要基礎參數如 GDP，建議以臺灣 2050 淨零排放路徑所評估版本為基礎，以確保短中程溫室氣體減量措施與長期淨零政策間延續性與銜接性；於人口方面建議考慮區域人口動態，以促進環境共伴效益評估相關研究。於國際和國內前瞻技術研究方面，建議持續關注關鍵《巴黎協定》十年期間（2021~2030 年）IEA 所建議淨零效益較大、就緒指數較高技術，並追蹤具備淨零戰略與氣候法制國家所提強化減量企圖目標與措施，將其納入臺灣階段管制目標或後續國家自定貢獻目標滾動更新之考量。

參考文獻

- [1] 行政院環境保護署, 2015, 溫室氣體減量及管理法。
- [2] 國家發展委員會, 行政院環境保護署, 經濟部, 科技部, 交通部, 內政部, 行政院農業委員會, 金融監督管理委員會, 2022, 臺灣 2050 淨零排放路徑及策略總說明。
- [3] 行政院環境保護署, 2022, 中華民國（臺灣）更新版國家自定貢獻。
- [4] 行政院環境保護署, 2023, 氣候變遷因應法。
- [5] Heaps, C.G., 2022. LEAP: The Low Emissions Analysis Platform. [Software version: 2024.1.0.3] Stockholm Environment Institute. Somerville, MA, USA. <https://leap.sei.org>
- [6] IEA, 2024a. ETP Clean Energy Technology Guide. International Energy Agency.

建置廢塑料智慧化自動分選暨智能回收技術平台

朱仁佑¹ 江叡涵² 高豐生³ 黃思瑜² 李政霖⁴ 黃隆程⁴ 陳怡真⁴

¹工研院材化所(經理) ²工研院材化所(專案經理) ³工研院材化所(技術經理)

⁴工研院材化所(副研究員)

摘要

因應國際淨零碳排趨勢，關注「全球塑膠公約」積極推動塑膠減量，廢塑膠回收將是重要課題[1]。根據 2023 年的統計數據，全球塑膠回用率僅為 9%，仍需新技術持續推動塑膠循環[2]。歐洲塑膠應用分布統計顯示，2022 年歐洲產生的包裝材佔總量 39%，為塑膠用量佔比最高之領域[3]。台灣目前塑膠包材回收主要集中在容器類，可透過物理回收製成再生酯粒，回收再利用率高。但其他混合塑膠的材質多樣且雜質率高，分類困難，經濟價值低，導致廠商回收意願不高，影響包裝塑膠回收再利用。為了提升塑膠包材回用率，本計畫針對塑膠包材廢棄物的智慧分選及再利用技術，開發廢塑膠包材類型影像辨識技術，準確度>97%，辨識速度>16 件/秒，亦開發高通量光譜材質分選技術，準確度>99%，辨識速度>10 件/秒；上述兩項智慧分選技術皆可分選 8 種以上材質或類型廢塑膠，精準分類塑膠材質，並提升再生料源純度。本計畫亦完成塑膠包材再生應用技術可行性評估，確認聚烯類及聚酯類的再生特性及未來應用途徑。產業具體實施後，預計可提升廢塑膠包材回收率達 50%，減碳 32 萬公噸，符合我國淨零排放政策方向。

研究動機

台灣 2050 淨零目標，環境部推動資源循環促進法，鼓勵廢棄資源再生利用，國內塑膠包裝材佔通用塑膠用途比例 35%[4]，使用量約 129.2 萬噸，平均使用壽命約 0.5 年，屬一次性使用塑膠，而國內容器類塑膠有良好的再生途徑，回收率較高。但其他廢塑膠包材，如平板塑膠、泡殼、緩衝泡棉、塑膠膜袋...等以混合塑膠形式被回收、焚燒或掩埋，主要是因這些塑膠包裝材質種類多元、混雜貼膜、多層膜袋、發泡材及顏色...等，導致分選後雜質率高，若無良好的分離技術，會導致再生產品的品質下降，無法做有效的再利用。這些無法被回收的塑膠，最終只能焚化，進而增加總體碳排放。因此，如何將多元塑膠材質做精準分類，並將影響回收料純度的雜項塑膠進行自動辨識挑揀，來達到有效分離廢塑膠包材，成為資源回收再利用的重要關鍵。兼顧經濟考量及回收料分類需求，開發低成本、高精準自動分類及再生應用技術，提高分離塑膠價值。本計畫在今年將完成廢塑膠回收包材型態及材質精準辨識系統共兩套，輔導國內業者建置回收分選線技術，提升廢塑料自動分選能力，解決包材循環再生產業鏈的料源瓶頸。同時建立廢塑膠包材再生應用技術，針對不同包材開發再生應用產品，輔導廠商提升再生產品的研製能量，增加再生料的使用比率，減少石化原料的依賴，提升國內包材資源循環的比例。

研究方法

本計畫研究旨在開發廢塑膠包材智慧化自動分類技術及再生應用評估平台技術，並規劃該項目循環回收及再利用流程。盤查並研析國內外塑膠包材廢棄物回收分類現況及再生技術的發展進程，提出塑膠包材循環技術應用路徑。

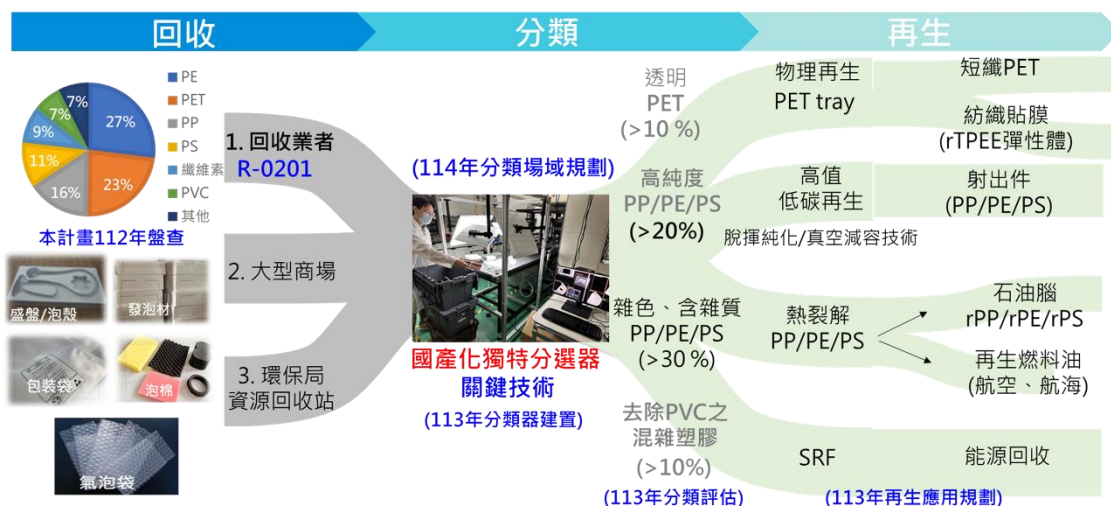
本文主要以智慧分選辨識模組開發，共計開發兩套廢塑膠包材的分類辨識模組，第一套材質光譜辨識模組是透過建置近紅外光高光譜模組，量測塑膠的材質光譜，並將所得到的光譜進行預處理強化光譜特徵，開發光譜辨識演算法，將材質特徵訊號與光譜資料庫比對，來獲得塑膠材質。第二套類型影像辨識模組是透過影像拍攝，收集包材的影像，建立包材類型資料庫，透過機器學習演算法開發，自動辨識包材的型態、顏色及尺寸，達成類型辨識的目標。本文同時研究廢塑膠包材創新再生應用評估，透過配方設計與結構改質，提高再生塑膠的性能，擴大其在各類應用中的使用範圍，如射出成型和押出成型等高值應用領域。推動廢棄塑膠包材的循環再利用，減少焚燒和掩埋

處理，降低對環境的負面影響，體現低碳、循環及永續發展的理念。上述的研究內容主要以包材智慧分類模組性能及再利用技術可行性評估結果，擬定類型與材質智慧化自動分選系統開發規格，並串接後端自動化分料技術及包材再生產品應用。

研究成果

(1) 塑膠包材循環技術應用路徑：

國內廢棄塑膠包材種類多樣且雜質率高，如塑膠膜、塑膠泡殼、塑膠包裝盒及盛裝盤等，材質則包括 PE、PP、PS、EVA、PET 等，再生價值低造成分類成本高，產業缺乏回收動力。因此急需建立精準分類技術，分類分級不同應用的再生料源，再依照各材料適用不同製程，以提升廢塑膠包材的回收率。本團隊規劃未來技術再生應用循環路徑包含 1.分揀後之高階透明 PET 料源，透過物理再生及增韌改質配方，可再製成短纖 PET 或 rTPEE 彈性體等；2.高純度聚烯類材質可再製成酯粒，作為回收料添加使用(PP/PE/PS 射出件等)；3.雜質較高的塑膠可透過熱裂解製成石油腦做為原料或燃料油等；4.餘料則作為能源回收料源。透過智慧分類技術佈建，擴大廢塑膠包材的回收率。



圖一、塑膠包材循環去化技術藍圖

(2) 完成智慧類型辨識模組建置：

本技術已建置具有 10227 張影像的資料庫，透過深度學習模型，完成廢塑膠包材類型辨識演算法開發，可辨識種類有 5 類(盛盤、泡棉、氣泡布、盒類、袋類)，可達到 16 件/秒速度，精確度為 96.4%。辨識結果如表一所示：

表一、類型辨識開發測試結果

分選種類	精確度	回收率
全部包材	0.979	0.959
透明平板	0.97	0.97
黑色平板	0.987	0.973
白色平板	0.999	0.991
白色泡棉	0.961	0.937
金屬袋	0.982	0.983
氣泡袋	0.977	0.942
箱子	0.966	0.906
黑色泡棉	0.99	0.965

本計畫在 YOLOv5 的基礎上，設計一種改進的瓶頸模塊 (Bottleneck) [5]，透過引入通道注意力機制 (CBAM) [6]，增強特徵圖的表達能力，同時將中間通道數設置為輸出通道數的 50%，從而進一步減少計算量。卷積操作的計算複雜度可以用以下公式表示：

$$\text{計算量} = H \times W \times C_{in} \times C_{out} \times K \times K$$

其中，H 和 W 特徵圖的高和寬， C_{in} 和 C_{out} 分別是輸入和輸出的通道數，K 是卷積核的大小。假設輸出通道數為 C_{out} ，將中間通道數設置為輸出通道數的 50%，即 $C_{mid} = 0.5 \times C_{out}$ 。這樣，的瓶頸模塊包含三個卷積層：一個 1x1 卷積層和兩個 3x3 卷積層。計算量分別為：

1. 1x1 卷積層的計算量：

$$\text{計算量}_{1 \times 1} = H \times W \times C_{in} \times C_{mid} \times 1 \times 1$$

2. 第一個 3x3 卷積層的計算量：

$$\text{計算量}_{3 \times 3} = H \times W \times C_{mid} \times C_{mid} \times 3 \times 3$$

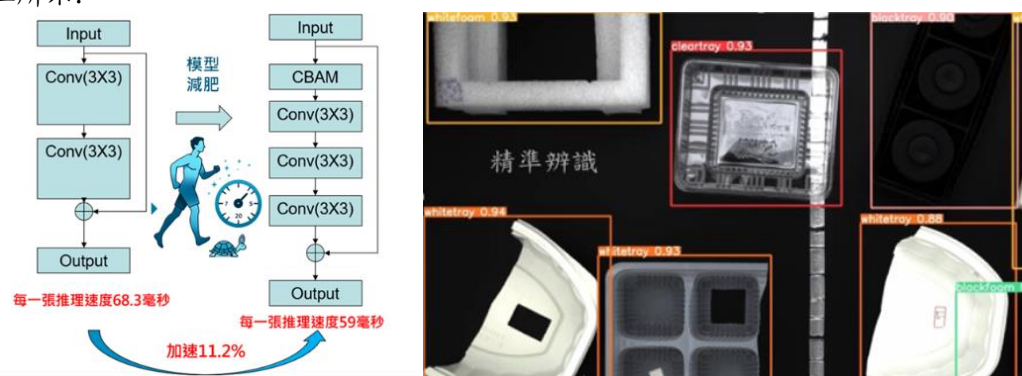
3. 第二個 3x3 卷積層的計算量：

$$\text{計算量}_{3 \times 3-2} = H \times W \times C_{mid} \times C_{out} \times 3 \times 3$$

將這些計算量相加，得到總計算量為：

$$\text{總計算量} = H \times W \times (C_{in} \times 0.5 \times C_{out} + 0.5^2 \times C_{out}^2 \times 3 \times 3 + 0.5 \times C_{out}^2 \times 3 \times 3)$$

比較這個優化後的計算量與未優化前的計算量（即中間通道數未減半的情況），可以看出減少中間通道數能夠顯著降低計算複雜度，從而減少計算資源的需求。透過上述優化和改進，本計畫在保持模型高準確性的同時，顯著提高了其辨識速度，並降低了計算資源的需求。這些研究方法的實施，為 YOLOv5 模型在實際應用中的高效性提供了重要支持。演算法優化模型及辨識結果如圖二所示：



圖二、(左)YOLOv5 模型架構更改示意圖 (右)廢塑膠包材影像辨識模組開發測試影像

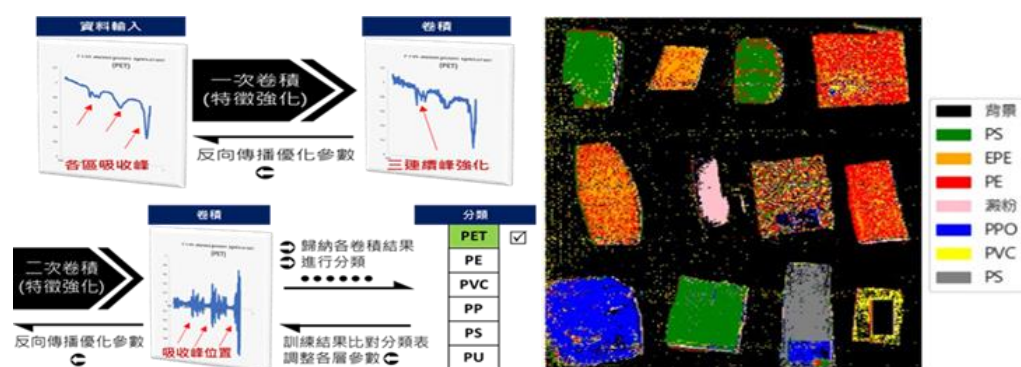
(3) 完成智慧材質辨識模組建置：

本技術已建置 6100 筆紅外線反射光譜數據。並透過特徵值演算法開發快速光譜辨識技術，可分類 PE、PET、PP、PS、纖維素、PVC 六種包材材質，可達到 18 件/秒速度，平均精確度 97.5% 以上。材質辨識結果如下圖所示：

表二、類型辨識開發測試結果

材質	PS	PVC	PET	PE	PP	澱粉	Recall
PS	26	1	2	1	0	0	86.7%
PVC	0	17	0	0	0	0	100%
PET	0	0	35	1	1	0	94.6%
PE	0	0	0	50	2	2	92.6%
PP	0	0	0	0	30	0	100%
澱粉	0	0	0	0	0	66	100%
精確度	100%	94%	95%	96%	97%	91%	

本計畫開發低成本、高精確度的多材質分選技術，其核心為利用全彩相機的定位系統取代昂貴的光譜儀，將光譜儀之材質種類與相機之物件影像匹配，以利於物件的材質種類在不同的全彩相機中做傳輸，再由氣吹將欲分選的材質吹落至蒐集箱內。使用創新結合的 Fast Segment Anything Model (FastSAM) ^[7] 和 Mobile-Friendly Vision Transformer v3 (MobileViT v3) ^[8] 作為本項目的核心骨幹網絡。FastSAM 專注於提高模型在小數據集上的泛化能力，而 mobileViT 則為我們提供了一種輕量級且效能高的視覺 transformer 架構，適合在移動或邊緣設備上運行。此結合不僅提升了模型的運算效率，還能夠在較少的數據樣本上進行有效學習。為了進一步增強廢棄物的定位與重新識別 (Re-ID) 的準確度，我們將在骨幹網絡旁配備先進的特徵提取器。這些特徵提取器將專注於從塑膠影像中抽取關鍵視覺特徵，如形狀、顏色和質地，這對於提升系統的識別能力至關重要。圖三展示光譜資料前處理及材質辨識成果：

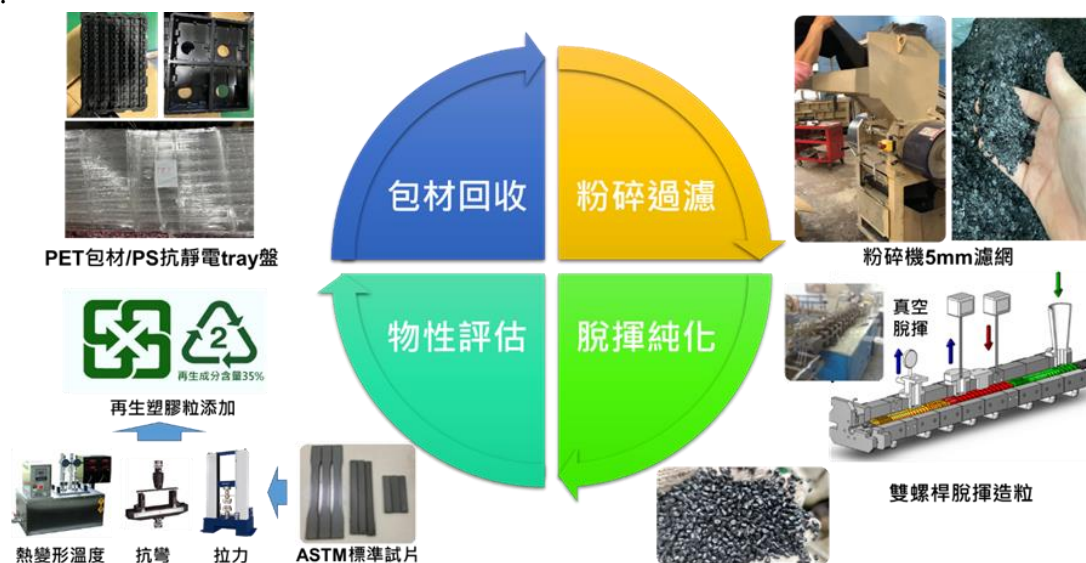


圖三、(左) 材質光譜智慧辨識演算法建置(右)廢塑膠包材材質辨識測試結果

(4) 塑膠包材再生應用評估：

本計畫進行單一塑膠材質平板包材(PP、PS、PET)之脫揮潔淨化及發泡緩衝材(EPP、EPO、EPS)減容之前處理及多層膜分離純化技術評估。聚烯系測試結果顯示皆可順利熔融押出造粒以及射出試片。回收 PP、PS 泡殼經脫揮純化後，物性強度不會下降太多，可作為再生料回添於原產品，或可經配方改質提升物性，應用於不同產品，如射出件、押出件等；聚酯系具極性易吸水，於熔融造粒過程中會導致降解或水解嚴重等問題產生，因此包材回收再生並不適合用回原產品，建議可降階使用，例如裝飾板材、塑木板材等。若要回原產品-tray 盤應用，需導入液態縮聚製程 (liquid state polycondensation, LSP) 進行快速增黏，以提升至需求的 IV 值。基於工研院專利「連續式快速低熔點聚酯製備技術」(專利案號：P54080085)，運用這個基礎，聚酯系材料可以利用催化劑與二元醇聚成 polyol，透過雙螺桿

組態設計，控制延長反應時間，並控制 polyol 之分子量。後續將解聚完之 polyol 經聚合槽聚合，預計導入長碳鏈雙酸或是聚四氫呋喃多元醇（poly(tetramethylene ether) glycol, PTMEG）做為軟鏈段，製成 rTPEE，預期可以應用於紡織貼膜、鞋面或縫線等成衣及鞋業等用途。圖四說明包材回收及再利用的流程：



圖四、單一塑膠瓶版包材初步押出及射出之應用評估

結論

本計畫完成料源盤查、廢棄塑膠包材智慧自動辨識模組與再生應用評估，研擬創新分類及再生應用流程規劃，協助廢棄包材進入再生循環鏈前之再利用評估。

智慧類型辨識模組技術已完成影像辨識模組的光學設計及布建，並可得到清晰回收物影像，進行特徵判讀，透過半監督學習方式，實現模型的自主學習和持續改進。透過引入新資料，模型能夠主動生成照片標籤，並持續優化其學習能力。另外引入 CBAM 方法，有助於提高學習能力，讓本研究在相同的運算資源，效能提升 13%，同時保持可接受的精確度性能水平。智慧材質辨識模組已完成高光譜成像系統與軟體設計，利用近紅外光譜技術（NIR）和光學影像辨識技術，來精確識別和分類不同類型的塑膠材料，開發材質光譜整合影像分選軟體，自動偵測輸送帶上的塑膠，並即時將這些物體的位置信息輸出到另一個專用相機系統，以進行重新識別（Re-ID），影像定位及光譜相機整合設計，達成一台挑選多樣材質，降低成本並且提高廢物處理的效率和準確性；再生方面，開發針對塑膠膜、泡殼等單一材質的潔淨化前處理和對發泡緩衝材的減容技術，提高回收效率及質量。另外，對於多層複合膜，將評估分離純化技術，以促進循環再利用。

今年本計畫預計將辨識關鍵模組技術整合自動化機構，建置廢塑膠包材智慧分選系統及包材再生應用技術評估，加速回收業智慧化及自動化分類技術布建，提升分類後塑膠純度並改善作業環境。提供產線及回收策略規劃，作為業者應用參考，降低投入門檻。

本計畫的目標將為國內建置一條廢棄包材自動化智慧分選循環鏈，後續預計輔導多家廠商進行塑膠包材回收系統及再生處理技術的建置，進行包材廢棄物全自動分選驗證，確保分選後的料源能夠連結至後端再生產品線。最終將進行自動化系統噸級場域驗證，解決廢棄包材的去化問題，作為國內再生處理廠回收料源。技術擴散至產業界後，預計可提升廢塑膠包材回用率達 50% 以上，減少最終掩埋或焚燒的比例。

參考資料:

- [1] United Nations Environment Programme. (2024, April 29). Road to Busan clear as negotiations on a global plastics treaty close in Ottawa. UNEP.
- [2] Plastics Europe. (2023). Plastics – the fast facts 2023.
- [3] Plastics Europe. (2022). Plastics - the facts 2022.
- [4] 黃梓恩 (2023)。台灣通用塑膠物質流分析。國立臺灣大學環境工程學研究所碩士論文，台北市。取自 <https://hdl.handle.net/11296/57gx2r>
- [5] Jocher, Glenn. (2020). YOLOv5 by Ultralytics. GitHub Repository, Ultralytics. URL : [https :
//github.com/ultralytics/yolov5](https://github.com/ultralytics/yolov5)
- [6] Woo, S., Park, J., Lee, J. Y., & Kweon, I. S. (2018). Cbam: Convolutional block attention module. In Proceedings of the European conference on computer vision (ECCV) (pp. 3-19).
- [7] Xu zhao, Wenchao ding, & Yongqi an. (2023). Fast Segment Anything. ArXiv. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2306.12156>
- [8] Shakti n. wadekar, & Abhishek chaurasia. (2022). MobileViTv3: Mobile-Friendly Vision Transformer with Simple and Effective Fusion of Local, Global and Input Features. ArXiv. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2209.15159>

開發廢磷酸鋰鐵電池低碳高值循環技術

林欣蓉¹、吳笙卉¹、王依仁¹、謝少棟¹、李佳慈¹、關銘宏¹

¹工業技術研究院 材料與化工研究所

摘要

隨著儲能與電動車市場發展，磷酸鋰鐵(LFP，簡稱鋰鐵)電池佔全球動力鋰離子電池市場的 60% 以上。然而，早期鋰電池正逐漸接近其壽命末期，面臨大量報廢電池處理問題。與此同時，綠能產業的發展推動電池循環產業的價值和需求。本研究的目標是開發用於廢棄鋰鐵電池的高值循環技術。透過製程可有效降低雜質，利用低溫水相補鋰搭配快速燒結修復損壞的正極結構，並進行相關的電化學測試與材料分析。旨在連接高值循環和利用國內廢棄鋰電池資源，推廣低碳、高價值和循環的概念，加速國內獨立循環產業鏈的發展。

聚焦研發廢磷酸鋰鐵電池之低碳循環技術，廢電池從物理破碎、分選後經由純化處理(場降解黏著劑/離心/過篩)可大幅降低碳、鋁等雜質，再透過低溫水相補鋰搭配快速燒結程序進行正極材料結構修復，可有效提升再生料之克電容量，並符合商業規格標準，可應用於廢鋰電池循環再利用及鋰電池製程邊角料之循環製造技術。

關鍵詞：磷酸鋰鐵、高值循環、正極結構、減碳效益

一、前言及研究目的

鋰電池基於高能量密度、可快速充放電、長時間循環壽命等優勢，為資訊科技、電動車或儲能系統產業發展的核心能源技術之一。鋰電池因應不同產業應用可區分為消費性電池、動力電池與儲能電池。消費電池為應用在手機、筆記型電腦、數位相機等消費類產品；動力電池通常用於驅動電動車輛、混合動力車輛、電動自行車、電動工具、無人機等許多應用中；儲能電池則主要用於調峰調頻電力輔助服務、可再生能源並網和微電網等領域。相對於動力鋰電池而言，儲能鋰電池對於使用壽命有更高的需求。電動車壽命一般為 5-8 年，儲能系統一般希望大於 10 年。隨著各國極力推廣綠能產業發展以及電動化的需求，鋰電池需求及產量逐年增加，且電動車銷售數量因國際主要市場對運輸工具減碳與燃效要求而大幅提升，對應電動汽車電池需求量，預估至 2025 年將超過 1TWh，2030 年達到 3.7TWh^[1,2]，如圖 1。

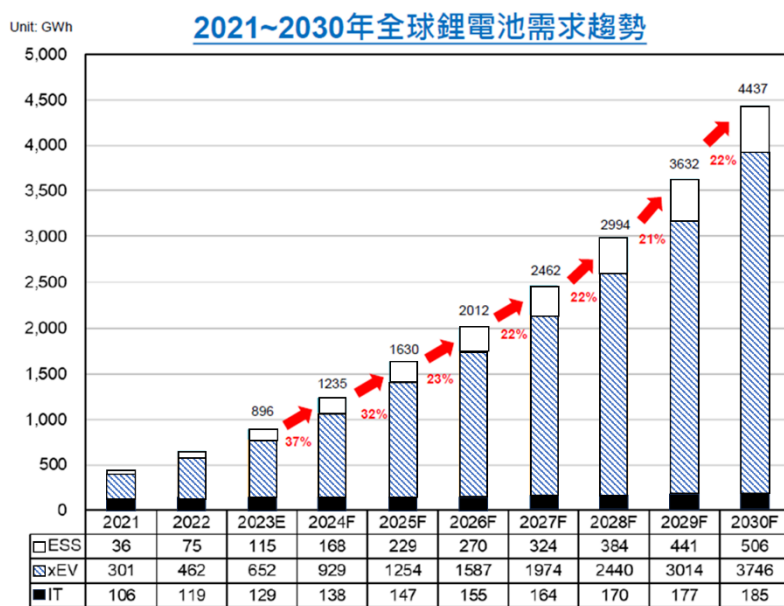


圖 1、2021-2030 年全球鋰電池需求趨勢

目前以 LFP 及 NMC(或 NCM)兩種電池為全球電動車產業主流趨勢。圖 2 為 2020 年至 2026 年正極材料需求量趨勢預測，比較正極材料 LCO、LMO、NCA、LFP 及 NMC 近年需求量成長趨勢，結

果可看出 LFP 近幾年憑藉性價比優勢，高速穩定成長中，NMC 則維持穩定成長，LCO 則面臨市場停滯^[2]。基於長壽命、低成本、高安全等優勢，鋰鐵電池廣泛應用在工具機、電動載具、儲能系統裝置。據統計報告指出，自 2015 年全球電池材料廠一年生產平均約 10 萬噸鋰鐵正極材料^[3]，近年來將要面臨龐大廢棄鋰鐵電池退役潮，亟需先行擬定具有經濟效益的鋰鐵循環再利用策略。

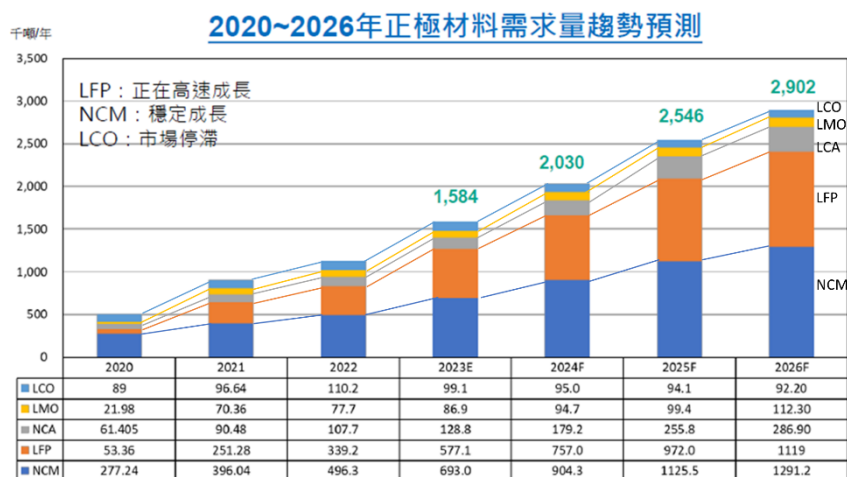


圖 2、2020-2026 年正極材料需求量趨勢預測

二、研究方法

為提升廢磷酸鋰鐵電池循環再利用率，進行開發低碳高值循環技術。首先，將電動車用磷酸鋰鐵電池模組放電並解焊後進行低破壞拆解至多顆電池組，再將單一電池組進一步拆解，取出內部電芯後分選正負極片，以酒精清洗殘存的電解液並烘乾，即得待回收之磷酸鋰鐵正極極板。以破碎機之機械力打碎極板，再將破碎後的電極以 40 篩目之篩網過篩，移除較大面積之鋁箔(正極之集電體)，接著評估兩種可進一步移除小面積鋁箔、導電碳及黏著劑等雜質之方式：(1)浸泡於低濃度的鹼液中以去除黏著在正極材料上之鋁箔(反應式(1)及(2))，或(2)將正極回收粉體分散於溶劑，再透過離心將導電碳、黏著劑移除。乾燥過後以 200 篩目過篩，可幾乎徹底將鋁箔移除。所得之粉體以去離子水水洗後烘乾即得初步回收之粉體，後續可通過水相低溫補鋰搭配快速鍛燒製程進行材料再生回用，如圖 3 為回收操作流程圖所表示。透過製程條件最佳化，包含低鹼溶液種類、配方以及輕度熱處理條件(溫度、時間)，以提升循環製程再生料之穩定性，取得之再生料將進行材料分析(XRD 及 SEM)與電性測試。

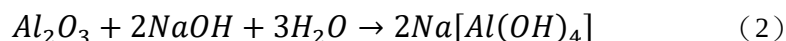


圖 3、汰役車用鋰鐵電池低碳高值循環製程程序開發

三、結果與討論

透過低碳高值循環製程獲得再生料粉體，將再生粉體進行 XRD 及 SEM-EDS 分析，XRD 結果如圖 4 所示(再生料以 Regen 標記;回收料以 Recycle 標記)，從 XRD 圖顯示，磷酸鋰鐵正極回收料(Recycle)結晶度較低，雜質含量高，再生料(Regen)則有效提升結晶度並降低雜質。接著看到 EDS 元素分析結果(表 1)，可明顯看出透過低碳高值循環製程可有效將鋁含量降低。

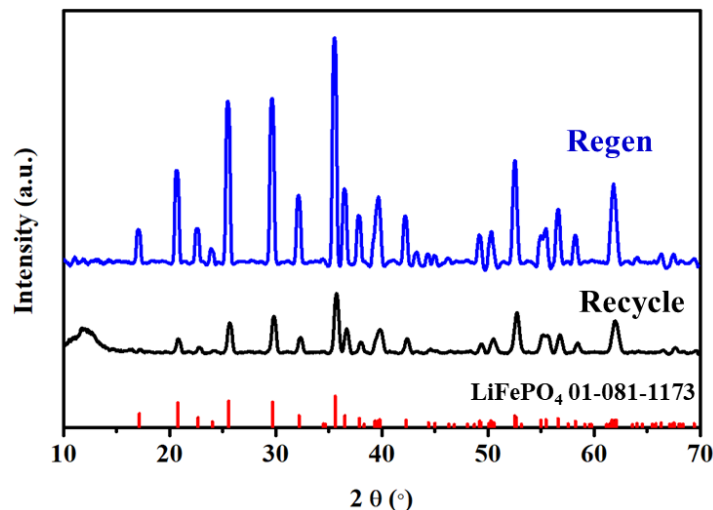


圖 4、磷酸鋰鐵回收料與再生料 XRD 結構分析

表 1、磷酸鋰鐵回收料與再生料 EDS 元素分析比較

元素	At. %	
	Recycle	Regen
鋁	0.88	<0.1
磷	50.82	52.92
鐵	48.8	47.08

接著將製程所獲得之再生料進行半電池電性測試，第一圈充放電圖形如圖 5 所示，回收料經過使用後有鋰空缺形成，導致克電容量下降，再生料放電克電容量相較於回收料有明顯提升至 153.7 mAh/g(見表 2)，相當於新品(標記為 Fresh)克電容量的 96.79%，且首圈庫倫效率與新品相當，為 97%。

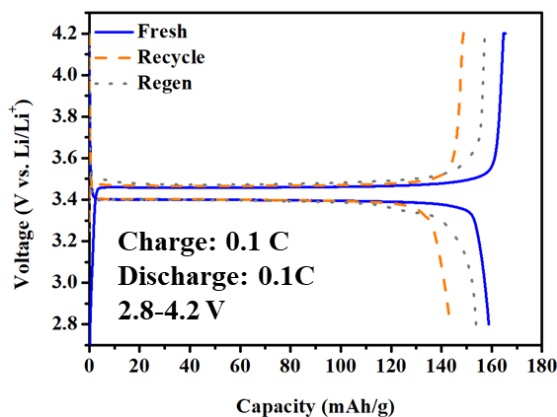


圖 5、磷酸鋰鐵新品、回收料與再生料化成電容量測試

表 2、磷酸鋰鐵新品、回收料與再生料首圈放電克電容量(mAh/g)與首圈庫倫效率(%)

磷酸鋰鐵	首圈放電克電容量(mAh/g)	首圈庫倫效率(%)
新品(Fresh)	158.8	96
回收料(Recycle)	143.4	96
再生料(Regen)	153.7	97

四、結論

本計畫針對廢磷酸鋰鐵電池之低碳循環技術開發，由廢電池從物理破碎、分選後經由純化處理(場降解黏著劑/離心/過篩)可大幅降低碳、鋁等雜質，再透過低溫水相補鋰搭配快速燒結程序進行正極材料結構修復，可有效提升再生料之克電容量，並符合商業規格標準，可應用於廢鋰電池循環再利用及鋰電池製程邊角料之循環製造技術。

參考文獻

[1] Lead Leo(2019)。檢自

<http://qccdata.qichacha.com/ReportData/PDF/07d39362b553e2bd2b5d742b40e5c6f3.pdf> (July 15, 2023)

[2] 工研院產業科技國際策略發展所(IEK)，2023-2024 年鋰離子電池材料市場發展回顧與展望。

[3] Pillot, C. (2019, September). The rechargeable battery market and main trends 2018–2030 Proceedings of the Advanced Automotive Battery Conference. Paper presented at the International Congress for Battery Recycling ICBR 2019. Lyon, France

綠色化學-建置化學物質綠色替代診斷模組與決策支援技術

曾宇鳳¹ 郭天爵¹ 王珮驊¹ 王又可¹ 謝燕儒² 劉怡焜² 吳春生² 蕭寶桂²

¹ 國立臺灣大學生醫電子與資訊研究所

² 化學物質管理署

112DA023

摘要

本計畫旨在優化「高風險化學物質之安全替代化學物質搜尋、評估及篩選（SAS）診斷模組」，以減少化學產品對環境和人體的不良影響。通過 SAS 診斷模組的優化，及時辨識以降低因暴露於有害物質引發的健康問題，如呼吸道疾病和中毒。此外，減少有害化學物質使用，能降低工業排放污染，保障大眾享有更安全的生活環境。計畫內容包括完善 SAS 診斷模組系統，涵蓋診斷化學物質危害、建立安全替代建議清單。針對 110-111 年完成之 SAS 診斷模組，本研究參考國際安全替代評估策略及運算邏輯、化學物質管理法規，進行以下優化作業：（1）規劃新增功能及優化期程，提出建議。（2）進行系統優化作業：更新評估運算邏輯、擴充安全替代化學物質資料庫，並補足毒理資料不足。研究將蒐集國際分析工具及公開資料庫，參考歐美、日本、中國大陸等國規範，結合生物資訊、電腦模擬與系統生物學工具，預測化學物質對生物系統或環境的健康與安全效應，提供安全替代的建議。本計畫最終將由化學署進行系統測試並驗證，辦理人工智能化學物質危害分級 SAS 診斷模組優化意見蒐集及應用教育訓練，邀請產業及專家操作並蒐集建議，並研析綠色替代診斷模組未來推廣及應用相關工作，旨在達到「有效管理化學物質、建構健康永續環境」的願景。

關鍵詞： 綠色化學、安全替代、資料庫

一、前言及研究目的

背景

化學工業在維持世界經濟和支撐未來技術方面發揮關鍵的作用，其廣泛存在於我們的生活之中，包括早期使用於農業的化肥農藥，而後工業發展的石油化工，以及和健康息息相關的醫藥產業，為人類發展帶來許多的便利和好處。然而，在全球化和其他許多傳統市場變化影響下，化學工業正承受著前所未有的壓力，若不多加管理運用則會對環境以及人類健康帶來危害，為了永續經營發展，需要制定策略並推廣綠色化學觀念，防止污染以及減少浪費[1]。由於國內毒化物安全替代整合性的平臺尚未完善，所以此計畫以盤點我國列管化學物質進行安全替代定位並建立完整的化學物質危害資訊庫雛型為目標。

目的

化學物質綠色替代診斷模組及決策支援研究，協助發展綠色化學並降低對環境的危害，實踐環境永續發展的平衡。規劃以綠色化學原則，建立高風險化學物質之安全替代化學物質搜尋、評估及篩選（Searching, assessment, and screening system for safer alternative chemicals，簡稱 SAS）

作業流程，落實綠色化學並以國際規章相輔，建立國民安全替代的共識與建議參考，由源頭管理毒性化學物質，達到「有效管理化學物質、建構健康永續環境」願景，論文中包含更完善 SAS 作業流程，擴增危害化學物清單、建置診斷模組以及建立清單屬性如地域性，優化安全替代化學物質清單。

二、研究方法

本計畫的目標是建立和優化「高風險化學物質之安全替代化學物質搜尋、評估及篩選（SAS）診斷模組系統」。在此過程中，我們參考了國際上的安全替代評估策略、化學物質管理法規以及危害物質或管制清單，進行了模組系統的結構優化。優化工作包括更新替代評估運算邏輯、擴充安全替代化學物質資料庫及關聯資料庫，並強化毒理資料庫以補足資料不足的部分。此外，系統整合了新的模組功能，包括子結構警示、相似性警示、交叉參照及分類模型等，這些模組使用國際公認的 OECD QSAR Toolbox 與美國 EPA T. E. S. T 毒理工具來增強化學品危害識別和評估的能力。

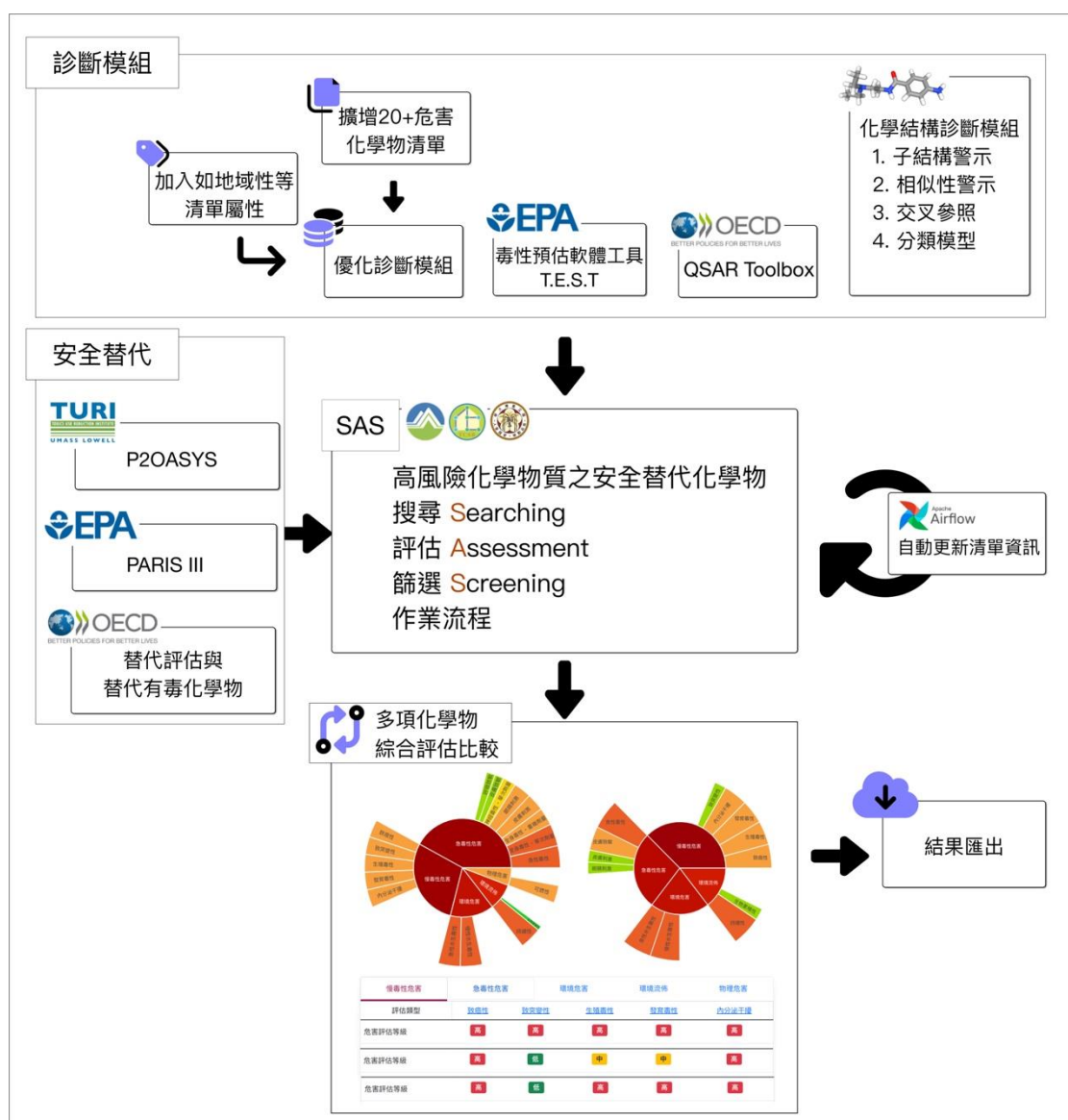


圖 1、工作流程圖

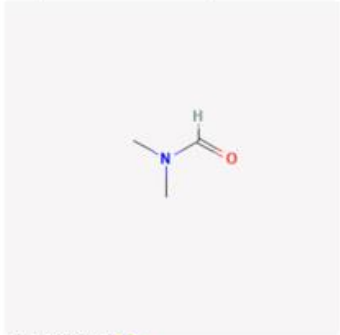
三、結果與討論

在這次的研究更新中，我們對「高風險化學物質之安全替代化學物質搜尋、評估及篩選（SAS）診斷模組系統」進行了優化和擴展。計畫集中在三個區域：擴增化學品清單、加入新的診斷模組系統與涵蓋國際毒理工具，以及優化安全替代評估策略。每一項改進都旨在提高系統對化學品安全性的評估能力，並支持更有效的風險管理決策。

- (1) 擴增化學品清單：團隊在系統中新增了 20 個高關注化學品清單，期望能涵蓋產業需求。這些化學品清單尤其對於 PFAS 類化學品，鑒於其對環境和健康的潛在高風險，我們特別加強了對這類化學品的關注和評估整合至 OECD、美國 EPA 與美國國家標準局 NIST 三個組織所維護之 PFAS 清單，如表 1。
- (2) 新增模組系統與國際毒理工具：我們在診斷模組系統中整合了四個模組，包括子結構警示、相似性警示、交叉參照及分類模型。透過 ToxAlert 資料庫建構子結構警示模組、計算結構相似性以建構相似度警示模組、OECD QSAR Toolbox 建構交叉參照模組、US EPA TEST 與 US EPA CompTox 資料庫建構分類模型模組。這些模組涵蓋了國際先進的毒理學工具，如 OECD 的 QSAR Toolbox 和美國 EPA 的 T.E.S.T，這不僅提升了我們識別化學品危害的精確性，也加強了風險評估的科學基礎。
- (3) 優化安全替代：在安全替代策略，我們採用了國際公認的評估工具，如 TURI 的 P2OASys、EPA 的 PARIS III 安全替代策略，以及 OECD 的 SAAT，從中取得安全替代案例，來提高化學品替代方案的可行性。這些工具的整合使得我們的系統能夠更廣泛評估安全替代物的性能及其對環境和健康的潛在影響，進而提供產業能向更安全的化學品選擇轉型。

此計畫更新和優化強化了我們在化學品安全評估和管理領域的專業能力，提供了一個科學嚴謹且功能全面的平台，以支持從事化學品安全管理的產業與學界人士作出更明智的決策。我們期待這些改進能進一步促進化學品安全性的提升，並能從源頭管理危害化學品使用。

N,N-Dimethylformamide



危害評估總覽 ?

風險等級 ?

1

化學物資訊

- PubChem CID: [6228](#)
- CAS: 68-12-2
- UN NO: 2265
- EC NO: 200-679-5
- 安全資料表: [PDF](#)
- SMILES: CN(C)C=O



內容選單

1. 風險評估
2. 化學物資訊
3. 危害評估總覽
4. 危害評估整理表
5. 安全替代物

圖 2、平臺呈現危害/風險評估總覽與視覺化資料圖（以 N,N-Dimethylformamide 為例）

表 1 蒐集之全氟/多氟烷基物質資料庫與清單

資料庫名稱	維護機構	數量
全球全氟/多氟烷基物質資料庫 (Comprehensive Global Database of PFASs)	經濟合作暨發展組織(OECD)	4730
全氟/多氟烷基物質總清單 (PFAS Master List of PFAS Substances)	美國國家環境保護局(US EPA)	12034
可能含有全氟/多氟烷基物質的可疑清單 (Suspect List of Possible Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS))	美國國家標準暨技術研究院 (US NIST)	4969

按下提交篩選後，會依照篩選結果更新旭日圖、風險等級、危害評估等級及詳細資料來源之顯示。

篩選前：



篩選後 (適用產業類別 C 大類製造業)：



圖 3、SAS 網站介面調整建議

四、結論

本研究計畫以綠色化學原則，基於高風險化學物質之安全替代化學物質搜尋、評估及篩選 (Searching, Assessment, and Screening system for safer alternative chemicals, 簡稱 SAS) 作業流程優化流程建構診斷模組，落實綠色化學並以國際規章相輔，提供安全替代的共識與制度，由源頭管理毒性化學物質，達到「有效管理化學物質、建構健康永續環境」願景。研究團隊參考國際間安全替代評估策略及運算邏輯、化學物質管理法規、危害物質或管制清單，將 SAS 診斷模組系統進行

優化，包括新增模組功能及優化期程。優化作業內容涵蓋替代評估運算邏輯更新、擴充安全替代化學物質資料庫及關聯資料庫，並補足毒理資料不足，使系統更加完善。綠色化學在化學產品的開發、製造和使用過程中，能減少對環境和人體的不良影響。團隊研讀 TURI P2OASys、US EPA PARIS III、OECD SAAT 等國際間安全替代原則，撰寫程式加入 SAS 系統中，透過新增之安全替代評估邏輯增列可選用之安全替代品。並擴充 20 項危害化學品清單，根據資料爬蟲撰寫適用範圍、清單所屬產業別資訊、規範性質。視覺化與報告部分，建構直方圖與旭日圖視覺呈現並提供使用者下載分析數據。團隊蒐集並分析參與者的回饋，針對 SAS 系統的使用體驗及改進建議，提供實際的改進方向，確保系統能夠更好地滿足業界需求，以此推廣綠色化學。

五、建議

替代物評估需具有良好及可信的評估架構，建議持續參考並跟進美國和歐洲 EPA 政府單位政策，使用程式資訊能力建立所需化學品管理、安全性、毒性、風險、應用之資料庫。另外，為擴展產業應用的需求，需要考慮現有廠商的分級管理，未來計畫可以考量自動分類既有化學品登記，或是管理進口、生產化學品，建議要和現行法規毒性化學物質管理法、職業安全衛生法等法規互相結合，加入化學品管理實務。針對未來計畫的建議如下：

(一)增加綠色替代診斷模組產業應用發展規劃

- 1.召開產業應用發展座談及專家諮詢會，作為系統優化參據以及蒐研並匯入國內外相關化學物質評估產業應用資訊，持續優化診斷模組系統。
- 2.納入產業應用發展需求參數，擴增綠色替代診斷模組應用性。

(二)建立綠色化學安全替代示範、加強推廣及修正檢討

- 1.推廣綠色化學安全替代篩選系統業者應用示範，辦理示範活動、相關利害關係人溝通會議、專家諮詢會議及跨部會共識交流會議，以建置安全替代示範基礎。
- 2.使用 PDCA (Plan, Do, Check, Act)循環法則，納入人工智慧，滾動檢視及優化建立之綠色替代診斷模組，以及決策系統適用性。建議可規劃成短中長期的計劃進行。

六、參考文獻

- [1] Poliakoff, M., et al., Green Chemistry: Science and Politics of Change. Science, 2002. 297(5582): p. 807-810..
- [2] 蔣本基，綠色化學應用於毒性化學物質源頭管理及溝通，國立臺灣大學 (2019)。
- [3] <https://www.greenscreenchemicals.org/learn/guidance-and-method-documents-downloads>

112年環境用藥綠色研究技術計畫

白秀華¹ 徐爾烈² 張鈞詠¹ 李培安¹ 尤玟潔¹ 曾宗文¹ 戴米雪¹
謝燕儒³ 陳淑玲³ 簡慧貞³ 盧柏州³ 倪炳雄³ 盧家惠³ 王金詮³ 賴致勳³

¹國立高雄大學 運動健康與休閒學系

²國立臺灣大學 昆蟲學系 ³環境部化學物質管理署

摘要

本計畫共有四大項執行成果：第一項為研析國際環境用藥可替代綠色化學有效成分可行性並完成綠色化學替代1案，執行成果發現 6 種植物源成分對不同害蟲具有可替代性；第二項是以 111 年建立之市售常用藥劑成分鑑識劑量（濃度），進行快速害蟲抗性之研究，結果顯示氣候變遷中環境衛生用藥對害蟲呈現不同抗藥性之影響；第三項是完成建立液態毒糖餌劑及餌站毒糖餌劑之劑型，顯示兩種劑型之毒糖餌劑，皆能抑制當地病媒蚊族群密度，完成建立斑蚊成蟲誘引劑應用防治技術，以因應臺灣防治登革熱病媒蚊之需要；第四項是建立環境用藥藥效檢測方法技術規範，提供環境用藥申請、核發及管理之需要，提升害蟲防治技術，健全綜合防治體系。

關鍵詞：環境害蟲、抗藥性快速檢測、生物檢測、鑑識劑量（濃度）、綠色化學、毒糖餌劑

一、前言及研究目的

本計畫乃依據環境保護政策目標及工作要項，因應社會及環境永續發展之需求，進行規劃研析國際環境用藥可替代綠色化學有效成分之可行性並完成綠色化學替代1案；以 111 年建立之市售常用藥劑成分鑑識劑量（濃度），進行廣範圍抗藥性分析及交互抗性之研究，監測氣候變遷中環境衛生用藥對害蟲之影響及因應，以健全綜合防治體系；規劃並完成建立斑蚊成蟲誘引劑應用防治技術，因應臺灣防治登革熱病媒蚊之需要；建立環境用藥藥效檢測方法技術規範，劑型包含糊狀劑、膠囊懸著劑（含微膠囊懸浮劑）、砂粒劑，作為「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」公告之參考及提供環境用藥申請、核發及管理之需要，以提升害蟲防治技術。

二、研究方法

（一）規劃研析國際環境用藥可替代綠色化學有效成分可行性並完成綠色化學替代 1

案。

選取可替代之綠色化學有效成分，選擇至少 1 種綠色化學有效成分，研析其對蚊、蠅、蟑螂及螞蟥之半數致死劑量或濃度（LD₅₀或 LC₅₀），並依照 10 倍之鑑識劑量或濃度（LD₅₀或 LC₅₀ 的 20 倍）對蚊、蠅、蟑螂及螞蟥進行藥效檢測，探討綠色化學有效成分替代傳統殺蟲劑之可行性。

（二）依建立實驗室環境衛生害蟲族群；以 111 年建立之市售常用藥劑成分鑑識劑量 / 濃度（快速鑑定方法檢測），進行廣範圍抗藥性分析及交互抗性之研究（含 2 種病媒蚊、2 種蟑螂、2 種蠅類及 1 種蛾蚋）

1. 研析屏東縣病媒蚊族群對除蟲菊酯類及有機磷類有效成分之廣範圍抗藥性快速

檢測及交互抗性研究，包含 2 種病媒蚊，每種 5 品系族群。

2. 研析南投縣環境害蟲族群對除蟲菊酯類及有機磷類有效成分之廣範圍抗藥性快速檢測及交互抗性研究，包含 2 種蠅類、2 種蟑螂及 1 種蛾蚋，每種 5 品系族群。

(三) 規劃並完成建立斑蚊成蟲誘引劑應用防治技術。

建立液態糖餌劑及餌站糖餌劑之劑型，並經過蟲籠法藥效檢測及室內空間模擬試驗證實餌劑配方及施作方法之可行性，進一步進行室外模擬試驗及對非目標生物之影響。

(四) 建立環境用藥藥效檢測方法技術規範，劑型包含糊狀劑、膠囊懸著劑（含微膠囊懸浮劑）、砂粒劑。

三、結果與討論

(一) 規劃研析國際環境用藥可替代綠色化學有效成分可行性並完成綠色化學替代 1 案。

以 6 種植物源成分（苦楝油產品、柑桔精油產品、苦楝油、甜橙精油、月桃精油及馬告精油）對常見之環境害蟲（蚊類、蟑螂、蠅類及螞蟥）進行感受性試驗以及藥效檢測，結果顯示，6 種植物源成分以玻璃筒法對黑腹果蠅及疣胸琉璃蟻具有可替代性。苦楝油及甜橙精油以殘效接觸法對蚊類、蟑螂、普通家蠅、黑腹果蠅及疣胸琉璃蟻具有可替代性；苦楝油產品及月桃精油對蚊類、普通家蠅、黑腹果蠅及疣胸琉璃蟻具有可替代性。上述 6 種植物源成分以浸浴法對蚊類幼蟲之藥效檢測，除了苦楝油產品對白線斑蚊幼蟲沒有可替代性外，其餘均有可替代性。

本研究中所使用之植物源成分價格為苦楝油產品每毫升 0.6 元、柑桔精油產品每毫升 0.8 元、苦楝油每毫升 0.5 元、甜橙精油每毫升 2.5 元、月桃精油每毫升 160 元及馬告精油每毫升 16 元，而欲取代之環境用藥有效成分價格以含有百滅寧之市售環境用藥為例（得利佳寧，環署衛製字第 1862 號，含百滅寧 0.3 %），每毫升價錢為 0.4 元，與植物源成分產品（苦楝油產品、柑桔精油及苦楝油）之價錢差距小，但考量植物源成分對環境害蟲所需之施藥量較大，施作上成本會高於百滅寧。

(二) 依建立實驗室環境衛生害蟲族群；以 111 年建立之市售常用藥劑成分鑑識劑量 / 濃度（快速鑑定方法檢測），進行廣範圍抗藥性分析及交互抗性之研究（含 2 種病媒蚊、2 種蟑螂、2 種蠅類及 1 種蛾蚋）

白線斑蚊萬對 4 種常用除蟲菊酯類藥劑（賽滅寧、治滅寧、百滅寧及第滅寧）、3 種有機磷類藥劑及 3 種其他類藥劑（安丹、芬普尼及益達胺）無抗藥性；埃及斑蚊東港鎮品系對芬普尼及益達胺有抗藥性並呈現交互抗性；埃及斑蚊萬巒鄉品系對安丹、芬普尼及益達胺有抗藥性並呈現交互抗性；埃及斑蚊野外品系對 4 種常用除蟲菊酯類藥劑、3 種有機磷類及 3 種其他類藥劑無抗藥性，亦無交互抗性；德國蟑螂埔里鎮品系對 4 種除蟲

菊酯類藥劑有抗藥性及交互抗性，對亞特松及益達胺有抗藥性，呈現多重抗性；德國蟑螂竹山鎮品系及草屯鎮品系對除蟲菊酯類及其他類藥劑有交互抗性且呈現多重抗性；美洲蟑螂 5 個野外品系對 4 種常見除蟲菊酯類、3 種有機磷類及 3 種其他類藥劑均無抗藥性；普通家蠅 5 個野外品系對 4 種常見除蟲菊酯類、3 種有機磷類及 3 種其他類藥劑均有抗藥性且呈現交互抗性及多重抗性；黑腹果蠅埔里鎮品系及名間鄉品系對益達胺有抗藥性；黑腹果蠅竹山鎮品系、草屯鎮品系及集集鎮品系對賽滅寧、百滅寧、第滅寧及益達胺均有抗藥性且呈現交互抗性及多重抗性；白斑蛾蚋 5 個野外品系對 4 種常用除蟲菊酯類、3 種有機磷類及 3 種其他類藥劑皆無抗藥性。

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，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，白線斑蚊僅萬巒品系對亞特松可能有抗藥性，東港品系對益達胺有抗藥性，其餘品系皆無抗藥性；埃及斑蚊僅東港鎮品系對芬普尼及益達胺有抗藥性，萬巒品系對亞特松可能有抗藥性，對安丹、芬普尼及益達胺有抗藥性。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，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，可再研議。

表1. 臺灣城區環境害蟲對 10 種殺蟲劑有效成分之抗藥性快速檢測結果總表

害蟲種類	殺蟲劑有效成分									
	賽滅寧	治滅寧	百滅寧	第滅寧	陶斯松	撲滅松	亞特松	安丹	芬普尼	益達胺
白線斑蚊	—	—	—	—	±	±	±	±	—	+
埃及斑蚊	—	±	—	—	—	±	±	+	+	+
德國蟑螂	+	+	+	+	—	+	—	+	+	+
美洲蟑螂	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
普通家蠅	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
黑腹果蠅	+	±	+	+	—	—	—	±	—	+
白斑蛾蚋	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

註 1：以 111 年建立之鑑識劑量進行抗藥性快速檢測。

註 2：快速抗藥性檢測方法為美國 C.D.C 藥膜玻瓶法 (Bottle Bioassay) 及局部滴定法 (topical application)。

註 3：抗藥性判定 (Brogdon and Chan, 2010; WHO, 2016)：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。

註 4：白線斑蚊及埃及斑蚊採集自屏東縣 5 城區 (東、西、南、北及中)；德國蟑螂、美洲蟑螂、普通家蠅、黑腹果蠅及白斑蛾蚋採集自南投縣 5 城區 (東、西、南、北及中)。

(三) 規劃並完成建立斑蚊成蟲誘引劑應用防治技術。

蟲籠法檢測液態糖餌劑、果凍糖餌劑及餌站糖餌劑對兩種斑蚊之第 3 日死亡率介於 73.33 % 至 95.85 %。室內空間模擬檢測液態糖餌劑及餌站糖餌劑對兩種斑蚊之第 5 日死亡率介於 85.93 % 至 94.81 %。室外模擬試驗施作前監測時間為 5 月 4 日至 7 月 6 日，於 7 月 6 日進行第 1 次糖餌劑施作，8 月 10 日進行 2 次糖餌劑施作，9 月 21 日進行 3 次糖餌劑施用後持續監測。室外模擬試驗於施作後的監測結果顯示，第一次液態糖餌劑及餌站糖餌劑施作後，斑蚊卵密度分別減少 20.15 % 及 31.20 %，對照組區域密度增加 9.77 %；第二次液態糖餌劑及餌站糖餌劑施作後，斑蚊卵密度分別減少 6.22 % 及 8.92 %，對照組區域密度增加 66.39 %；第三次液態糖餌劑及餌站糖餌劑施作後，斑蚊卵密度分別減少 38.98 % 及 34.35 %，對照組區域密度增加 33.75 %，顯示兩種劑型之毒糖餌劑，皆能有效抑制當地斑蚊族群密度。但是若遇強降雨容易因雨水沖刷而失去其防治效果，建議施作時須考量當地天氣變化因素，適時調整防治施作頻率。

(四) 建立環境用藥藥效檢測方法技術規範，劑型包含糊狀劑、膠囊懸著劑 (含微膠囊懸浮劑)、砂粒劑。

完成以浸浴法對白線斑蚊幼蟲、埃及斑蚊幼蟲及熱帶家蚊幼蟲之砂粒劑藥效檢測方法規範之建立；完成殘效接觸法對白線斑蚊、埃及斑蚊、熱帶家蚊、德國蟑螂、美洲蟑螂、

普通家蠅之膠囊懸著劑（微膠囊懸浮劑）之藥效檢測方法規範之建立；完成以選擇性試驗及非選擇試驗對溝鼠之糊狀劑藥效檢測方法規範建立，作為未來藥效檢測方法規範建立之參考依據。

四、結論

- (一) 國際環境用藥可替代綠色化學有效成分，苦楝油產品、柑桔精油產品、苦楝油、甜橙精油、月桃精油及馬告精油 6 種植物源成分對黑腹果蠅及疣胸琉璃蟻具有可替代性；苦楝油及甜橙精油對蚊類、蟑螂、普通家蠅、黑腹果蠅及疣胸琉璃蟻具有可替代性；苦楝油產品及月桃精油對蚊類、普通家蠅、黑腹果蠅及疣胸琉璃蟻具有可替代性；上述 6 種植物源成分對蚊類幼蟲，除了苦楝油產品對白線斑蚊幼蟲外，其餘均有可替代性。
- (二) 環境害蟲對 10 種常用環境用藥有效成分之廣範圍抗藥性分析及交互抗性研究，屏東城區野外品系白線斑蚊對益達胺有抗藥性；埃及斑蚊對安丹、芬普尼及益達胺有抗藥性，並呈現交互抗性，；南投城區野外品系德國蟑螂對賽滅寧、治滅寧、百滅寧、第滅寧、撲滅松、安丹、芬普尼及益達胺有抗性，並呈現交互抗性及多重抗性；南投城區野外品系普通家蠅對 10 種常見殺蟲劑有效成分皆有抗藥性，並呈現交互抗性及多重抗性；南投城區野外品系黑腹果蠅對賽滅寧、百滅寧、第滅寧及益達胺有抗藥性，並呈現交互抗性及多重抗性。
- (三) 建立液態糖餌劑及餌站糖餌劑兩種劑型，並進行室外模擬試驗，結果顯示施作後區域，能有效抑制當地病媒蚊族群密度。
- (四) 完成糊狀劑、膠囊懸著劑（微膠囊懸浮劑）及砂粒劑之藥效檢測方法規範建立。

五、建議

- (一) 綠色化學有效成分之可替代性，是以達到化學署之藥效審查基準為基準；考量環境保護、抗藥性之預防、增進環境及健康安全，鼓勵平時宜選用植物源有效成分殺蟲或防蟲；然於疫情期間之緊急防治用藥，目前仍需選用化學藥劑，以達疫情之快速控制。
- (二) 以 111 年建立鑑識劑量（濃度）進行抗藥性快速檢測，結果顯示德國蟑螂及普通家蠅對除蟲菊酯類藥劑、有機磷劑藥劑及其他類藥劑呈現抗藥性，建議後續可以 5 倍或 10 倍鑑識劑量進一步檢測，以得知其抗藥性程度。
- (三) 液態糖餌劑施用時需考量施用地區天候變化因素，適時調整施用頻率。
- (四) 砂粒劑浸浴法建議將每重複試驗供試水量，自 10 L 減少至 1 L，以利操作，並達節省空間、省水及環保之效益。

六、參考文獻

1. W.H.O. Guidelines for efficacy testing of household insecticide products, liquid vaporizers, ambient emanators and aerosols. (2009).
2. World Health Organization (WHO). Test procedures for insecticide resistance monitoring in malaria vector mosquitoes. (2016).
3. Pai, H. H., Chang, C. Y., Lin, K. C., Hsu, E. L. Rapid insecticide resistance bioassays for three major urban insects in Taiwan. *Parasites & Vectors*. 16 (447) . (2023).
4. Shanmugasundaram, R., Jeyalakshmi, T., Dutt, M. S., & Murthy, P. B. Larvicidal activity of neem

- and karanja oil cakes against mosquito vectors, *Culex quinquefasciatus* (Say), *Aedes aegypti* (L.) and *Anopheles stephensi* (L.). *Journal of Environmental Biology*, 29(1), 43. (2007).
5. Ranaa, H., Khana, M. F., Eijazd, S., Akbarb, M. F., Achakzaic, J. K., Khana, M. S., ... & Javeda, T. Quantitative analysis of total protein contents in larvae and adult houseflies (*Musca domestica*) under the toxic effects of azadirachta indica extracts. *Sci.Int.(Lahore)*, 27(5), 4287-4293. (2015).
6. Kilani-Morakchi, S., Bezzar-Bendjazia, R., Ferdenache, M., & Aribi, N. Preimaginal exposure to azadirachtin affects food selection and digestive enzymes in adults of *Drosophila melanogaster* (Diptera: Drosophilidae). *Pesticide biochemistry and physiology*, 140, 58-64. (2017).
7. Riju S., Kamal A., Sudarshana M., Bulbuli K. Insecticidal activities of Citrus aurantifolia essential oil against *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae). *Toxicology Reports*, 6(1091-1096). <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2019.10.009>. (2019).
8. Kerdudo, A., Ellong, E. N., Burger, P., Gonnot, V., Boyer, L., Chandre, F., Fernandez, X. Chemical Composition, Antimicrobial and Insecticidal Activities of Flowers Essential Oils of *Alpinia zerumbet*(Pers.) B.L.Burt& R.M.Sm. from Martinique Island. *Chemistry & Biodiversity*, 14(4), e1600344. doi:10.1002/cbdv.201600344. (2017).
9. Miyazawa, M., Nakamura, Y., & Ishikawa, Y. Insecticidal sesquiterpene from *Alpinia oxyphylla* against *Drosophila melanogaster*. *Journal of agricultural and food chemistry*, 48(8), 3639-3641. (2000).
10. Noosidum, A., Prabaripai, A., Chareonviriyaphap, T., & Chandrapatya, A. Excito-repellency properties of essential oils from *Melaleuca leucadendron* L., *Litsea cubeba* (Lour.) Persoon, and *Litsea salicifolia* (Nees) on *Aedes aegypti* (L.) mosquitoes. *Journal of Vector Ecology*, 33(2), 305–312. doi:10.3376/1081-1710-33.2.305. (2008).

112年環境用藥管理資訊系統架構重整應用計畫

鄧榆樺¹ 簡澄珊¹ 謝政憲¹ 余麗婕¹ 林建男¹ 劉承運¹ 溫喬閔¹ 吳邦安¹
謝燕儒² 陳淑玲² 簡慧貞² 盧柏州² 倪炳雄² 盧家惠² 王金詮² 薛威震²
¹環化有限公司
²環境部化學物質管理署

摘要

配合臺灣環境衛生病媒害蟲監測及防治計畫以及環境用藥防治技術監測計畫研究成果數據，整合數據資料至環境用藥管理資訊系統，包含數據資料登錄、查詢統計功能及視覺化圖資，以完整呈現研究成果並提供研究者進行資料應用及使用者加值使用。

針對害蟲密度調查、抗藥性研究、抗藥性鑑識劑量、感藥性研究之抗藥性比、鑑識劑量快速抗藥性檢測及抗藥性及環藥業者運作量等 6 項統計報表，配合研究計畫之 111 年相關研究成果更新系統資料，並與研究計畫團隊訪談討論，完善系統報表功能；並調整精進抗藥性地理資訊圖資功能，增加以海拔地形方式呈現臺灣地圖，幫助了解地形變化與害蟲抗藥程度之關係，同時結合病媒防治業者申報施作紀錄以及環境用藥製造及販賣業者申報之環境用藥紀錄表資料，提供各有效成分之環境用藥施作量、特殊環境用藥販賣量及製造環境用藥之原體使用量，作為環境用藥使用與害蟲抗藥程度之關聯參考。

關鍵詞：環境用藥、施作紀錄、環境用藥紀錄表、抗藥性地理圖資、環境用藥管理資訊系統

一、前言及研究目的

行政院於107年4月2日訂定之「國家化學物質管理政策綱領」，本綱領係參照國際間化學物質管理精神，整合我國各部會執掌化學物質管理法規與政策，配合國情及本土之環境條件調和後，建構化學物質管理5大目標，達成本政策綱領以「有效管理化學物質，建構健康永續環境」為化學物質管理之願景，其中推動害蟲防治技術及環境用藥監測調查，係屬103年至109年執行臺灣環境衛生病媒害蟲監測及防治技術計畫、110年執行環境用藥防治技術監測計畫以及111年執行環境用藥綠色技術研發綜整計畫之內容。環境用藥管理資訊系統配合臺灣環境衛生病媒害蟲監測及防治技術計畫、環境用藥防治技術監測計畫以及環境用藥綠色技術研發綜整計畫成果進行環境用藥藥效試驗成果研究資料整理，並完成資料庫整合及數據 E 化作業，以期提供使用者後續資料應用。

二、研究方法

- (一)配合研究計畫相關研究成果，更新資料至害蟲密度調查、抗藥性研究、抗藥性鑑識劑量、感藥性研究之抗藥性比、鑑識劑量快速抗藥性檢測及抗藥性及環藥業者運作量等 6 項統計報表。
- (二)配合研究計畫相關研究成果，更新抗藥性研究成果資料至抗藥性地理資訊圖資，並調整精進圖資功能。

三、結果與討論

(一)地理資訊圖資：

地理資訊圖資功能是依據臺灣環境衛生病媒害蟲監測及防治技術計畫、環境用藥防治技術監測計畫以及環境用藥綠色技術研發綜整計畫研究成果，結合病媒防治業者申報施作

紀錄資料，彙整至系統進行優化完善，提供年度、害蟲類別、害蟲種類及有效成分等篩選條件供使用者查詢，查詢結果以臺灣地圖呈現各縣市抗藥性程度，同時可點選縣市地圖進一步顯示該有效成分於施作紀錄申報之施作有效成分劑量。

配合研究計畫相關研究成果，更新111年抗藥性研究成果資料至抗藥性地理資訊圖資，與研究計畫團隊訪談討論，調整精進圖資功能，增加以海拔地形方式呈現臺灣地圖(如圖1)，幫助了解地形變化與害蟲抗藥程度之關係，同時結合環境用藥製造及販賣業者申報之環境用藥紀錄表資料，提供各有效成分之特殊環境用藥販賣量及製造環境用藥之原體使用量，作為環境用藥使用與害蟲抗藥程度之關聯參考。

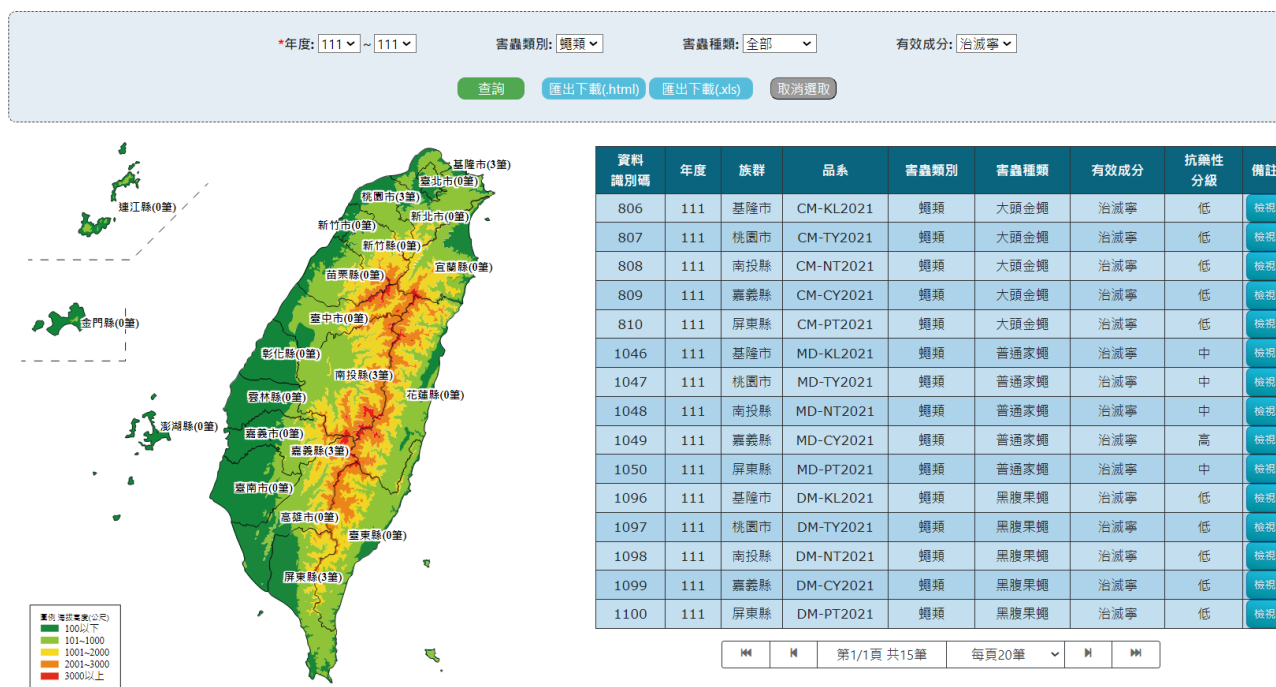


圖 1. 抗藥性地理圖資

(二)查詢統計報表：

針對害蟲密度調查、抗藥性研究、抗藥性鑑識劑量、感藥性研究之抗藥性比、鑑識劑量快速抗藥性檢測及抗藥性及環藥業者運作量等6項統計報表，包含有年度、害蟲類別、害蟲種類、品系、族群、有效成分、抗藥性級別、有無抗藥性、鑑識劑量、總密度、總陽性率、 LC_{50} 、 LD_{50} 、Slope、抗藥性比、30分鐘擊昏率、24小時死亡率、原體使用有效成分劑量、特環販賣有效成分劑量、施作有效成分劑量等共78項欄位資訊，配合研究計畫之111年相關研究成果更新系統資料，並與研究計畫團隊訪談討論，完善系統報表功能。

四、結論

依據臺灣環境衛生病媒害蟲監測及防治技術計畫、環境用藥防治技術監測計畫以及環境用藥綠色技術研發綜整計畫之相關研究成果更新系統資料，提供害蟲密度調查、抗藥性研究、抗藥性鑑識劑量、感藥性研究之抗藥性比、鑑識劑量快速抗藥性檢測及抗藥性及環藥業者運作量等6項統計報表；針對抗藥性地理圖資，調整以海拔地形方式呈現臺灣地圖，幫助了解地形變化與害蟲抗藥程度之關係，同時結合病媒防治業者施作紀錄申報資料，及環境用藥製造與販賣業者環境用藥紀錄表申報資料，提供各有效成分之施作量、特殊環境用藥販賣量及製造環境用藥之原體使用量，作為環境用藥使用與害蟲抗藥程度之關聯參考，並可快速了解各縣市害蟲抗藥及施藥情形。

五、建議

持續配合臺灣環境衛生病媒害蟲監測及防治技術與綠色化學研究技術等相關研究計畫，電子化研究計畫成果資料庫，整合及開發系統統計報表，並介接衛福部疾管署病媒蚊密度調查、

病媒蚊抗藥性及登革熱等資料，提供應用於登革熱傳染病爆發等突發事件，協助選用正確藥劑施作避免抗藥及降低用藥量。

行駛中車輛多音源科技執法判定之研究

謝議輝¹、羅博銘¹、丁培修¹、呂澄洋¹、張順欽¹

劉嘉俊²、林得煒²、李岳謙²

¹環境部大氣環境司

²台灣永續工程顧問有限公司

摘要

環境部自 110 年起推動聲音照相科技執法政策以嚇阻噪音車擾寧，環保局於執法過程發現多音源車輛噪音影響執法之困難，經由本研究計畫檢討修正科技執法實務運作指引，針對聲音照相於事件前後 3 秒內車輛噪音測值需相差 ≥ 6 dB 之限制條件，精進縮短兩車噪音事件相距為 2 秒及 1 秒時間差即可進行判定。本研究另結合陣列式麥克風(Microphone Array)進行各類道路型態多音源實地驗證研究，經實測可有效克服多音源車輛干擾（含兩輛車以上）、同一畫面前後兩車噪音事件相距 1 秒以內、兩車噪音值 ≤ 10 分貝等限制，輔助處理多音源車輛出現於同一畫面所致噪音超標案件，有效提升環保局針對多音源車輛推動噪音聲音照相科技執法之稽查效能。

一、前言及研究目的

近年來民眾相當關心車輛噪音擾寧問題，各縣市政府環保局目前採取聲音照相科技執法進行車輛噪音稽查，在執行過程發現多音源車輛噪音影響執法之困難，前述多音源噪音主要有 2 種樣態，第 1 種是多音源車輛於不同時間差所致噪音超標，第 2 種是多音源車輛同時出現於同一畫面所致噪音超標。本研究結合陣列式麥克風輔助應用於多音源車輛聲音照相執法，以精進行駛中機動車輛聲音照相量測技術，建立使用中車輛聲音照相科技執法聲像與排除多車噪音干擾之波型過濾機制，以解決多音源車輛噪音問題，提昇環保局稽查效能。

二、研究方法

本研究已於 112 年實地於臺北市及新北市之市區、郊區及山區道路等 3 種類型道路，分別進行各 5 場次多車道實地驗證研究，共計完成 15 場次之戶外實地測試。採用現有聲音照相科技執法設備（含標檢局檢定一級噪音計），並結合 2 部陣列式麥克風進行研究測試。陣列式麥克風係由 32 至 256 個數位 MEMS 二級麥克風所組成，具有音源分離與精準定位之特色。



1. 實驗方法

- (1) 設置高度：陣列式麥克風均配置有內建攝影機，以配合聲學定位產生聲音可視化(聲像)的影音成果，假設在各廠牌陣列式麥克風內建攝影機規格相同的情況下，那其偵測範圍大小即取決於

陣列式麥克風架設高度，設置高度愈高偵測範圍愈大且較為立體。



圖1 不同架設高度陣列式麥克風偵測範圍示意圖

- (2) 陣列指向：目前固定式噪音計量測系統配合車牌位置，其車辨攝影機方向為噪音車通過 Class1 噪音計之後一段距離的區域範圍，俾利對車牌進行辨識然後採證。
- (3) 量測架設：現場均配合地方環境保護局固定式噪音計量測系統的設置，以不影響其運作原則下於周邊進行架設，並於測試結束後，請地方環境保護局協助提供測試日期時間範圍之所有稽查事件資料(含無法告發的)。



圖2 不同方向陣列式麥克風偵測範圍示意圖

三、結果與討論

1. 噪音計量測系統目前無法辨別 2 車入鏡、多車入鏡等樣態，致無法成案、效果受限。依據本計畫不同道路型態多車道實地驗證研究結果，從大範圍來看，不論入鏡的車輛多寡，不論是指向偵測區或車辨向，在適當的設置高度下，『陣列式麥克風』均可有效識別噪音車進行採證；若單就 2 車入鏡樣態而言，現階段無法成案原因有下列四項，而陣列式麥克風對噪音車可進行清楚地識別並記錄音量，以輔助解決上述 2 車入鏡無法成案四種樣態，精進多音源機動車輛噪音科技執法。

多車道多音源時，如何科技執法？

噪音計量測系統目前困境：

單一-Class 1麥克風，無法辨別如右樣態，無法成案、效果受限。



兩車入鏡無法告發（原因如下）

1. 前後兩車通過時間 ≤ 1 秒。
2. 事件最大值與其相鄰波峰兩者最大值相差 ≤ 6 dB。
3. 兩車相距為1秒~3秒均超過判定標準，但兩車噪音值 ≤ 10 分貝。
4. 背景噪音 L_{90} 值與車輛噪音量測結果相差 ≤ 3 dB。



多車入鏡無法告發



(1) 前後兩車通過時間 ≤ 1 秒。

噪音計量測系統採證結果（樣態：連續行駛）

案例地點：新北市坪林區北宜路八段

噪音計量測系統噪音事件採證時間：112/08/20_09:56:22

量測分貝	發生時間	背景音量(L_{90})	背景音量修正	管制標準
94.6	112/08/20 09:56:22.2	55.0	-	86
前相鄰波峰值	---	後相鄰波峰值	---	影像時間
				112/08/20 09:56:19~09:56:25



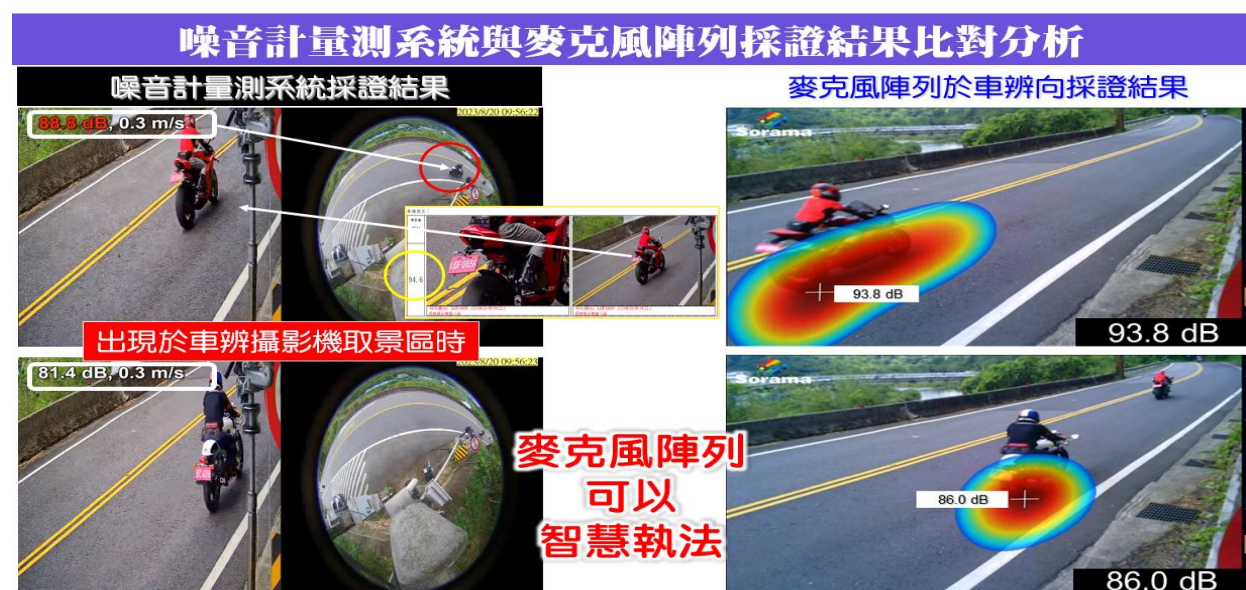
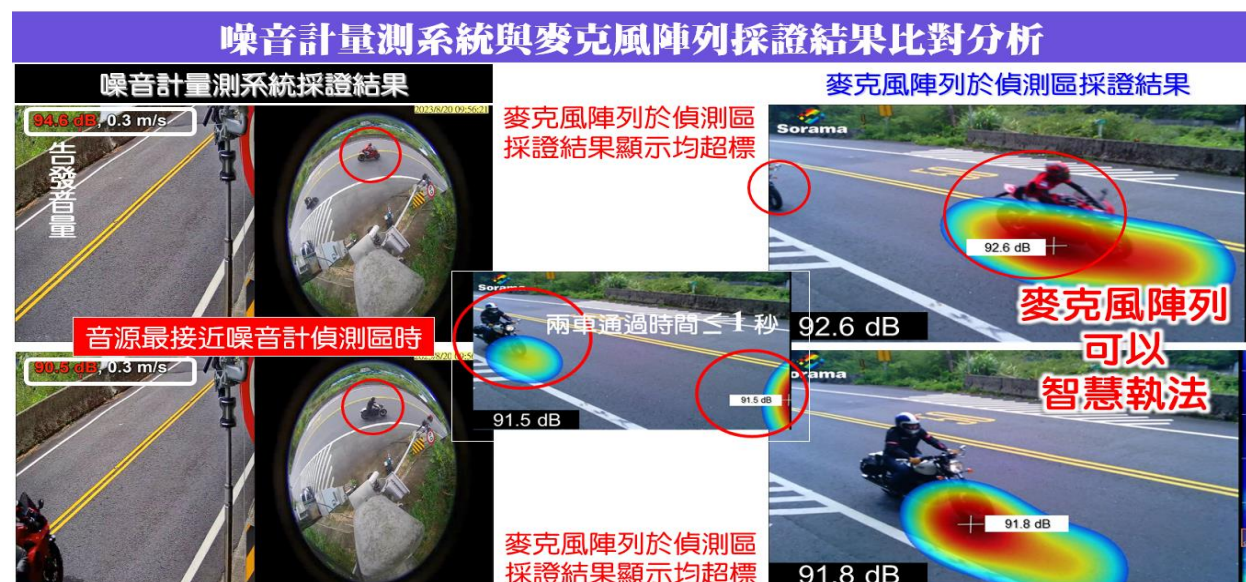
噪音時序數據圖



環景及車辨攝影機記錄



機動車輛噪音事件



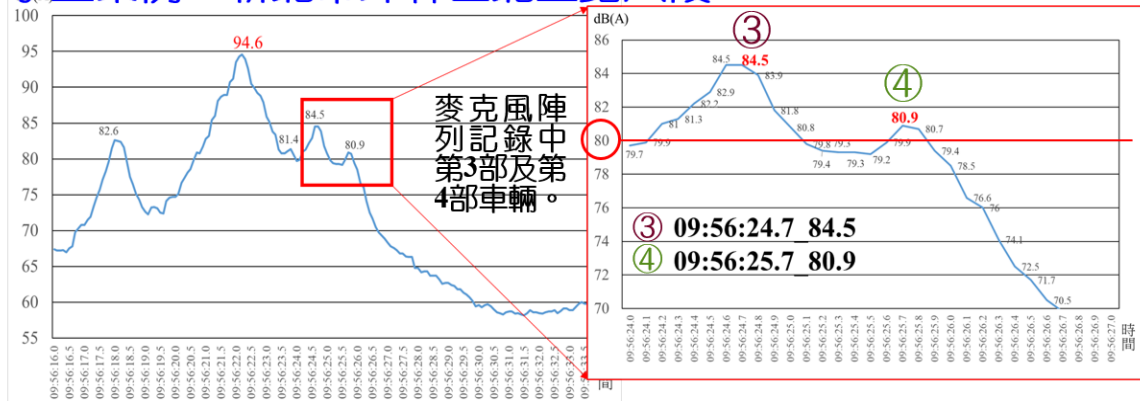
- (2) 事件最大值與其相鄰波峰兩者最大值相差 ≤ 6 分貝。
- (3) 兩車相距為 1 秒~3 秒均超過判定標準，但兩車噪音值 ≤ 10 分貝。
- (4) 背景噪音 L_{90} 值與車輛噪音量測結果相差 ≤ 3 分貝。

噪音計量測系統_兩車入鏡_無法告發樣態→麥克風陣列採證結果

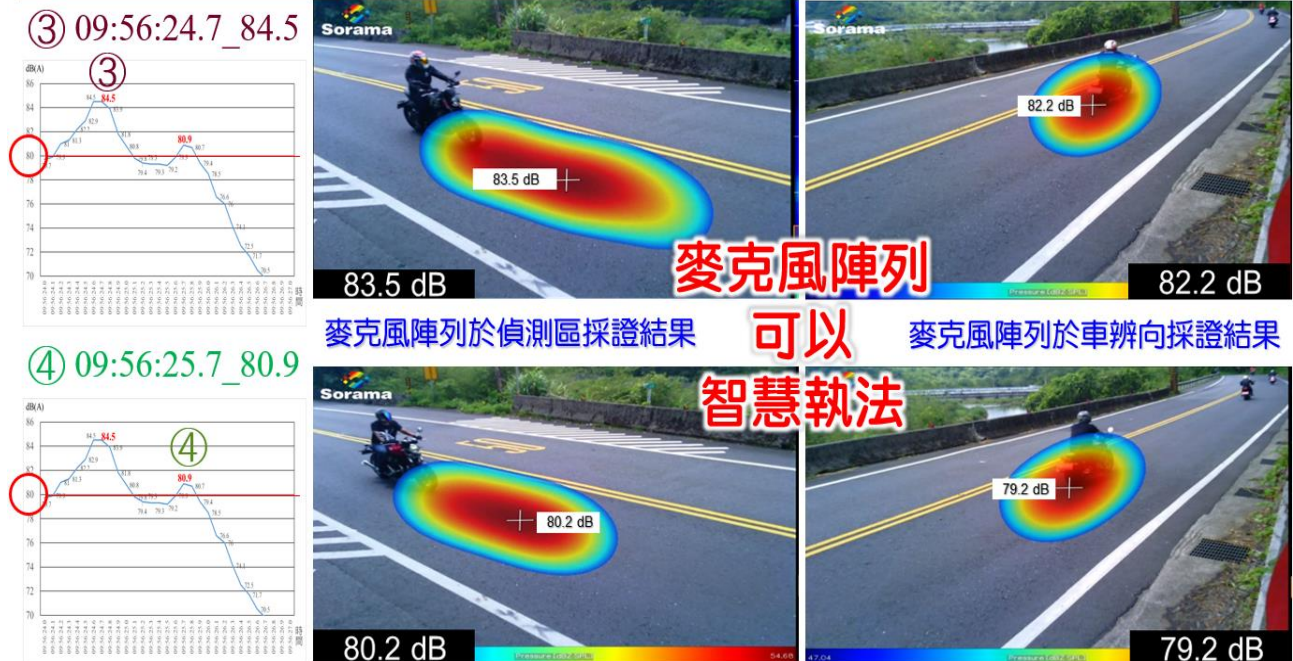
**兩車入鏡
因右列原因
無法告發**

1. 前後兩車通過時間 ≤ 1 秒。
2. 事件最大值與其相鄰波峰兩者最大值相差 ≤ 6 dB。
3. 兩車相距為 1 秒~3 秒均超過判定標準，但兩車噪音值 ≤ 10 分貝。
4. 背景噪音 L_{90} 值與車輛噪音量測結果相差 ≤ 3 dB。

承上案例：新北市坪林區北宜路八段



噪音計量測系統_兩車入鏡_無法告發樣態→麥克風陣列採證結果



2. 設置高度

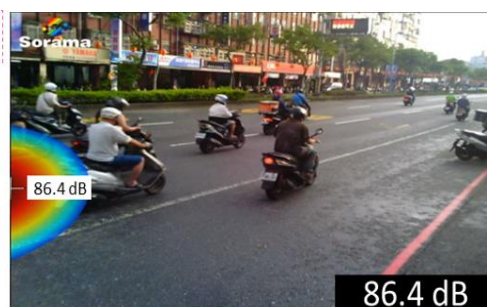
如市區道路測試例 3.5 公尺高、2.6 公尺高，及郊區道路測試 2.0 公尺高，當陣列式麥克風設置高度降低時，在面臨相同車道數的情境下，對於遠處併行車輛的分辨率也降低。而設置高度足以獲得足夠的立體空間場域提供陣列式麥克風進行高噪音源的辨識標示時，在各種樣態上均可正確採證高噪

音車輛。但面臨多車道情況下，受限於路幅過寬、中央設有分隔島種植植栽，以及畫面角度與畫質等限制，對於對向車道較無法觸發紀錄事件，以及明確辨別對向併行音源狀況。



偵測區

離地高2.0 m
造成空間場域偏向2D，而在立體感稍有不足的情況下，併行車輛易有重疊情況發生，使得紀錄中最大音源標示位置的判別率降低，特別是在偵測區。



車辨向



離地高2.95 m
空間場域偏向3D，具有足夠的立體視覺空間，即便併行車輛有重疊情況，但因多了一個維度差異，較能明確判別紀錄中最大音源標示位置。



77.7 dB

空間場域立體程度影響採證結果判別差異

3.陣列指向

指向設置上不論是偵測區或車辨向，陣列式麥克風均可有效識別噪音車進行採證，建議可採因地制宜，此係考量可因應設置處不同駕駛行為發生頻率高低進行設置，以提升執法效率；例如山區道路使用者通過偵測區後報復性拉轉速的駕駛行為發生機率頻繁，即可考量指向偵測區，市區道路使用者多為正常駕駛行為，則可考量指向車辨向。

偵測區

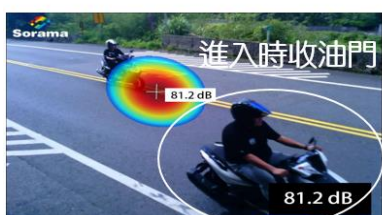


車辨向



82.9 dB

L_{max} 發生時間為音源最接近麥克風陣列之位置，會隨距離增加而衰減，所以相較之下，麥克風陣列指向偵測區為音源最接近麥克風陣列之位置。



進入時收油門



通過後噪音變大

當有不當駕駛行為發生時，進入偵測區收油門使得音量降低，通過偵測區後報復性加油門，進入車辨向後噪音量明顯增加。

不當駕駛行為造成不同指向採證結果差異

4.車道數量

- (1) 面臨多車道情況下，受限於路幅過寬且中央設有分隔島、種植植栽，以及畫面角度與畫質等限制，不論指向偵測區或車辨向，對於對向車道較無法明確辨別對向併行音源狀況，以及觸發紀錄事件，僅能就同向車道進行採證。

南港區忠孝東路六段374號前單向3車道、雙向6車道



萬華區西園路二段68號前單向4車道、雙向7車道



車道數、路幅寬、分隔島造成對向車道採證結果差異

- (2) 面臨雙向 4 車道以下，且中央標線分隔之道路型態，當陣列式麥克風指向偵測區時，若再增設對向車辨攝影機，則可同時雙向車道進行採證告發，有效提升執法效率。

如本次下列驗證地點，增加對向車辨攝影機。



車道數、路幅寬、分隔島造成對向車道採證結果差異

5.道路型態

不同的道路型態大致都各自擁有使用頻率較高之某類型駕駛族群，而不同的駕駛族群大致也擁有各自獨特的駕駛行為，這造成了不同道路型態、族群行為、使用時間等交織出不同超標的情境差異，故在陣列式麥克風的設置建議可採因地制宜，如前述 3.陣列指向所述，考量可因應設置處不同駕駛行為發生頻率高低進行設置，以提升執法效率。

6. 陣列式麥克風可以偵測不同空間方向的聲音信號進行演算處理，直接將背景音量去除、人聲干擾抑制、進行音源方向跟蹤等，提高真實環境下噪音車的識別，現場驗證測試結果顯示，陣列式麥克風可處理「噪音計量測系統」的無法成案的限制問題。
7. 透過前述各式行駛狀況的樣態分析可知，假設在陣列式麥克風為可直接執法工具的前提下，實務使用上確實不需搭配「噪音計量測系統」，可直接以「陣列式麥克風量測系統」執行「聲音照相科技執法」，所測得的數值可直接做為裁罰依據，不需搭配「噪音計量測系統」，直接以「陣列式麥克風量測系統」執行「聲音照相科技執法」，以提升稽查效能，俾有效維護環境安寧。

四、結論

1. 針對多音源車輛於不同時間差所致噪音超標事件樣態，環境部已於 112 年 6 月 30 日修正科技執法實務運作指引，針對原有聲音照相須以噪音事件前後 3 秒內測值相差 ≥ 6 dB 限制條件，縮短兩車噪音事件相距 2 秒及 1 秒時間差即可判定。
2. 經研究發現陣列式麥克風於市區、郊區及山區道路經實測可克服多音源車輛干擾(含兩輛車以上)、同一畫面前後兩車通過時間 ≤ 1 秒、事件最大值與其相鄰波峰兩者最大值相差 ≤ 6 dB、兩車相距為 1 秒~3 秒均超過判定標準但兩車噪音值 ≤ 10 分貝、背景噪音 L90 值與車輛噪音量測結果相差 ≤ 3 dB 等四項，而陣列式麥克風確實可對噪音車進行清楚地識別並記錄音量，可輔助解決上述 2 車入鏡無法成案四種樣態，精進多音源機動車輛噪音科技執法，輔助環保局處理多音源車輛於同一畫面超標案件，提升稽查效能。

參考文獻

- [1] 環境部「112 年陸上運輸系統噪音防制改善及科技執法評估研究計畫」，民國 112 年 12 月。

112 年度即時線上水質感測技術開發計畫應用成果

林雨璇¹ 朱振華¹ 賴玟君¹ 劉峻嶓² 陳范倫¹ 張依柔¹ 游智淵³ 陳香宇³ 鄭春菊³

¹工業技術研究院綠能與環境研究所

²工業技術研究院量測技術發展中心

³環境部監測資訊司

摘要

為達到高效化水聯網應用並延續環境部迄今在環境水質物聯網推動的相關工作，計畫團隊檢視過去建立的研發成果，針對不足處持續投入研發量能，並逐步擴大應用面，執行多元化場域驗證與商業化探討。本年度共有以下計畫執行重點，包括：(一)優化水質感測器及元件擴充：完成光學感測設備自動校準功能、微米級前處理與電極自動清洗裝置設計、固定式設備感測元件擴充及開發小型餘氯感測器，完成實際場域或實場水樣驗證；(二)流域管理及民生應用量能提升：在科技執法部分，完成 3 件次稽查告發，共計裁罰 304 萬元；在水質模式應用部分，推估南崁溪中上游涵容能力、評析污染情形並建立污染削減計畫；在污水廠節能部分，運用感測器於污水處理場程序進行感測，研析節能減碳控制策略；(三)計畫成果推廣：完成 6 篇研討會或期刊論文發表及 1 項中國專利申請。計畫團隊持續透過研發優化、數據分析至多元應用推廣，擴大計畫影響面。藉由中央到地方共同推動，從環境至產業跨域加值，將水聯網融入生活，用科技改善環境品質，讓民眾有感。

關鍵詞：水質感測、物聯網、優化感測器、多元化應用

一、前言及研究目的

臺灣經濟規模快速發展，工業化與城市化對環境帶來重大壓力，我國各工廠與工業區之廢污水排放，除少數海放外其餘皆納入各縣市之天然水體如河川、區域排水等。我國人口密集度高，工廠與工業區部分鄰近民宅，導致各工廠或工業區廢污水未妥善處理而排放之陳情案件層出不窮；另有部分工廠位於排放天然水體上游，而下游設有農田水利會之取水口，也常導致民眾對於健康之疑慮，近年來國內民眾環保意識抬頭，若可有效建立一套水質自動監控並搭配物聯網互動式資訊系統，除可降低各縣市環保局稽查人力需求外，也可以有效保障民眾生命財產安全並提高人民生活品質，同時對於自然水體之保護與永續發展有重要貢獻。由於環保稽查人力有限，無法隨時因應全國各地可能有排放疑慮之處進行稽查，凸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要加速開發與研擬。環境部為有效保障民眾生命財產安全並提高人民生活品質，同時基於對自然水體之保護與永續發展之需求，透過工作計畫著手規劃未來長期發展方向。

團隊將持續針對場域性質所應用的感測器與水質模式驗證進行討論，進階提供多樣化感測器「點線面時間」四維一體合縱連橫支撐並立體化高效化智慧水聯網。另協助環境部與地方政府合作之水質感測物聯網布建發展與執法應用工作，提出管理方式、檢討報告、彙整運作情形、評估規劃建議與協調、執行成果彙整與推廣，並協助計畫相關管考工作，以擴大計畫推動效益。

二、優化水質感測器

計畫利用光學與電化學原理，針對水質感測項目如：化學需氧量(chemical oxygen demand, COD)、懸浮固體物(suspended solids, SS)、餘氯(free chlorine)與濁度(turbidity)等進行國產化元件的開發，並利用上述元件搭配成固定式與移動式感測器。目前固定與移動式感測設備已應用於國內多種應用場域如：工業區、灌溉渠道與河川環境監測。為持續強化水質感測器的應用與推廣，感測器進行以下精進優化：

1. 精進水質感測器感測元件：針對廢水領域的 COD 與 SS 模組新增光源自動校準與偵錯暖開機之功能；以及優化或更新前期開發之餘氯感測器。
2. 提升水質感測器設備效能：針對已開發之固定式與移動式水質感測器，評估新增感測項目與前處理裝置之可行性。

2.1 濁度、COD 及 SS 水質光學特性與演算法建立

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

2.1.1 界定光學頻譜特性

1. 根據訂定量測之水質項目，標準品選用考量其成分特性及代表性，另一方面亦可與環保署環檢所之檢驗方法做比對。因此，本計畫以福馬林(Formazin)標準濁度懸浮液作為量測之標準品，其在成分特性上都較為穩定，可建立單一成分之光譜特性，以界定其成分之吸收/散射波段、特徵波長及吸光/散射係數，以做為後續演算法之基礎。
2. 根據訂定量測之水質項目，其標準品之選用一方面考量其成分特性及代表性，另一方面亦可與環保署環檢所之檢驗方法做比對。因此，團隊以高嶺土做為 SS 量測之標準品，以鄰苯二甲酸氫鉀(KHP)做為 COD 量測之標準品，兩者在成分特性上都較為穩定，可建立單一成分之光譜特性，以界定其成分之吸收波段、特徵波長及吸光係數，以做為後續多成分演算法之基礎。

2.1.2 水質推估模式建立

本研究利用自來水清水與廢水分別建立光譜資料庫，定義主要吸收/散射波長後，再利用統計方式建立演算模式，同時針對欲建立演算法之特定場域，Turbidity、SS 及 tCOD 與溶解性化學需氧量(dissolved chemical oxygen demand, sCOD)之貢獻度，開發完整推估模式，敘述如下：

1. Model-Turbidity 推估模式建立：利用定性分析推估出濁度特徵波長與大量水樣建立之吸光/散射資料庫，藉由統計方式同步考慮干擾物質之貢獻度後，建立濁度之推估模式-Model Turbidity，以推估真實水樣之濁度。
2. Model-SS：以總吸光度(ABS-tCOD)扣除 sCOD 吸光度(ABS-sCOD)獲得 SS 吸光度(ABS-SS)之資料庫，再利用定性分析推估出之 SS 特徵波長，藉由統計方式建立 SS 之推估模式-Model-SS，推估真實水樣之 SS 濃度。
3. Model-sCOD：利用定性分析推估出之 sCOD 特徵波長，搭配 sCOD 吸光度(ABS-sCOD)之資料庫，藉由統計方式建立 sCOD 之推估模式-Model-sCOD，推估真實水樣之 sCOD 濃度。
 - (1) 藉由 $\Delta\text{COD}/\text{SS}$ 比例之建立($\Delta\text{COD}=\text{tCOD}-\text{sCOD}$)，將推估 SS 濃度轉化成 COD 濃度。
 - (2) 最終以 sCOD 濃度加上 SS 所貢獻的 COD 濃度，求得總化學需氧量(tCOD)濃度。
4. 以實際濃度與推估濃度作為比對，平均誤差是否符合在期望值內，檢驗所建置 model 的可靠性。若不符合誤差範圍內，就必須重新修正演算法的建立，直到結果之平均誤差低於期望值。

2.2 光學模組機構設計

光學模組之設計圖與實品圖如圖 1。

2.2.1 流動/批次兩用光析槽設計

其流動、批次兩用光析槽採用管狀設計，可減少死角區域所造成量測濃度不均勻之問題，也有助於量測後自動沖洗光析槽之清潔效果。光析槽採下進側出之流道設計，可減少連續進樣時微氣泡生成，確保光分析路徑均有充滿水樣，水樣中若有懸浮物也能在不沉降之均勻混合狀態下進行量測，可降低量測濃度不均勻之情形。光析槽下端採用錐底設計，可減少因平底設計導致槽底長期排水不良，造成懸浮物殘留沉積之情形。而上端採用可開口旋蓋設計，維護保養時可打開帽蓋手動清洗光析槽非常方便，若將進出口堵住改由上端開口批次進樣量測，可比擬一般可攜式濁度分析儀之操作，批次進樣也能大幅減少儀器校正時之標準品使用量。此外，光析槽治具採用一體成型與卡榫固定設計，維護保養時無需使用工具拆卸螺絲即可取出光析槽。

2.2.2 雙光源多光偵測器設計

在光源設計上採雙光源與多光偵測器設計。可見光 LED 適用於透明水樣，近紅外光 LED 適用於有色水樣，紫外光 LED 專用於 COD 量測，此模組可針對不同特性水樣選擇最佳光源。每種光源具備二組至三組光偵測器(散射光+穿透光+參考光)，而應用於 COD 與 SS 之水質量測時，可提供四種量測模式選用(tCOD 純穿透模式、tCOD 穿透/參考比值模式、sCOD+SS 純穿透模式、sCOD+SS 穿透/參考比值模式)，可針對不同使用需求選擇最佳量測模式；應用於水中濁度之量測時，則可依照不同量測範圍由五種運算模式(純散射模式、散射/參考比值模式、散射/穿透比值模式、純穿透模式、穿透/參考比值模式)中選擇最佳運算模式。除此之外，新版光學感測模組之演算法採以多項式來建立檢量線，可提供更準確之水質測數據。

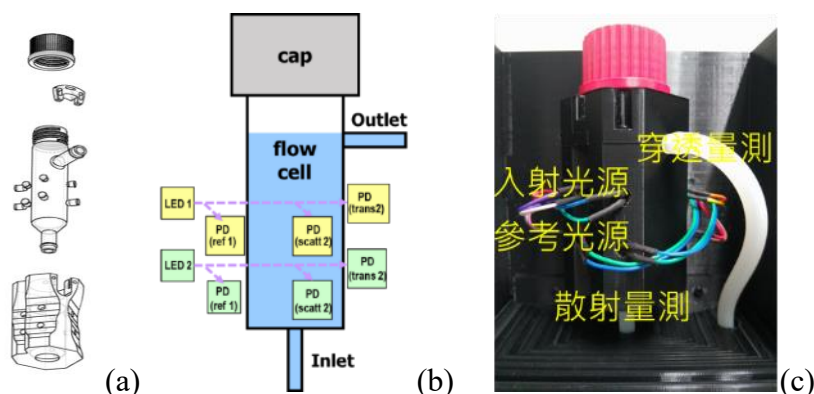


圖 1 光學感測模組：(a)雛形設計圖；(b)光源設計圖；(c)實品圖

2.3 光學模組電路及韌體設計

2.3.1 電路與韌體優化

在現場測試時，偶爾會發生因為異常事件(如設備潮濕或結露、元件間電磁干擾等)，造成感測元件與主機板通訊異常或錯誤之情況，若都要由現場維運人員前往處理復歸設備，往往緩不濟急且耗費人力成本。為了解決此問題，電路板將增加一暖開機功能，讓感測元件可以在通訊異常時自動重置，減少因無法預期因素造成失效之情況，提升感測元件穩定性。

除此之外，由於感測元件(slave)是以 Modbus 通訊協定與主機板(master)傳輸訊號，因此現場維運人員無法直接外接也使用 Modbus 通訊協定之人機介面讀取感測元件數據與參數，必須將主機板斷開後才能連線，但此時主機板已無法控制感測元件，因此也無法現場檢修主機板程序與通訊是否有任何異常。為了解決此問題，除了目前已開發支援 Modbus 通訊協定之觸控人機介面以外，將另開發一款可與 Modbus 通訊協定同時共用之檢修版人機介面，使用電路板新增之 UART 介面來傳輸訊號，方便現場維運人員可在感測元件上線之情況下，直接讀取感測元件數據與參數，可同時比對感測元件與通過主機板傳送至雲端平臺之數據一致性。

針對前述戶外環境日夜溫差及設備潮濕造成結露現象，目前已完成電路板新增一 DAC 電流控制電路，因此可依據參考光偵測器訊號控制 LED 電流，並增加一看門狗(watchdog)程式，讓感測元件可以在通訊異常時自動重置，另外也換上更高階的 ADC 晶片，使得感測元件訊噪比(S/N)能夠進一步提高。此外，目前也已將濁度與 COD/SS 感測元件電路板整合為通用設計，安裝不同版本韌體即可提供給不同感測項目使用。

2.3.2 光源自動校準設計與驗證

(一)、光源自動校準設計

在前期計畫所開發之光學感測模組在實驗室以標準液及實場水進行測試時，皆可符合計畫規格及穩定性，但應用於戶外環境實際感測時，發現準確度容易有較大程度的偏差，且偏差情形似乎每日呈現規律變化(如圖 2 所示)，經探討應是戶外環境日夜溫差較大，不如實驗室可維持穩定的環境溫度，使得光源會因散熱條件不同，使光源強度產生較大的變化，超過軟體可以自動補償之範圍，進而影響

量測之準確度。為了解決此問題，電路板將增加一光源自動校準功能，讓光源可藉由電流數位控制，自動將光源強度調整至非常接近在實驗室校正狀態下所設定之標準值，即可將環境溫差變化所造成準確度影響降到最低。

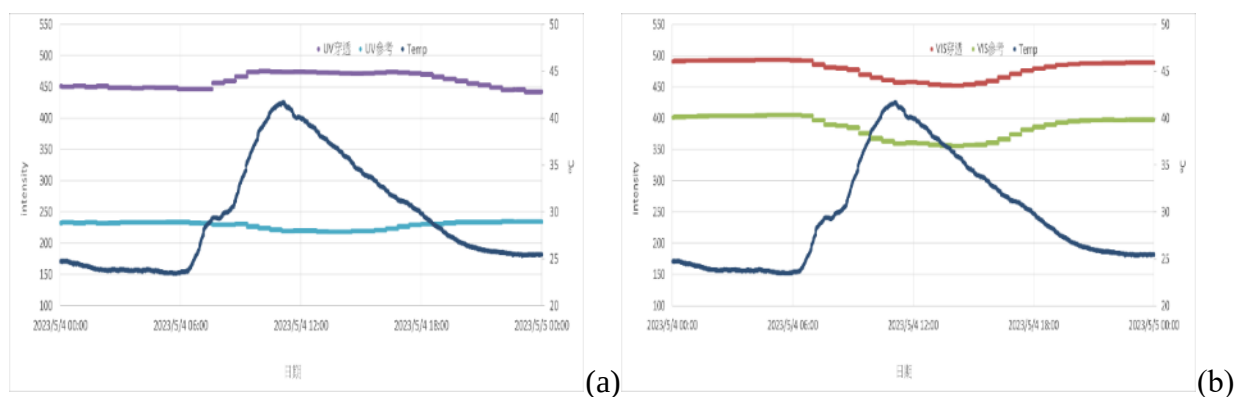
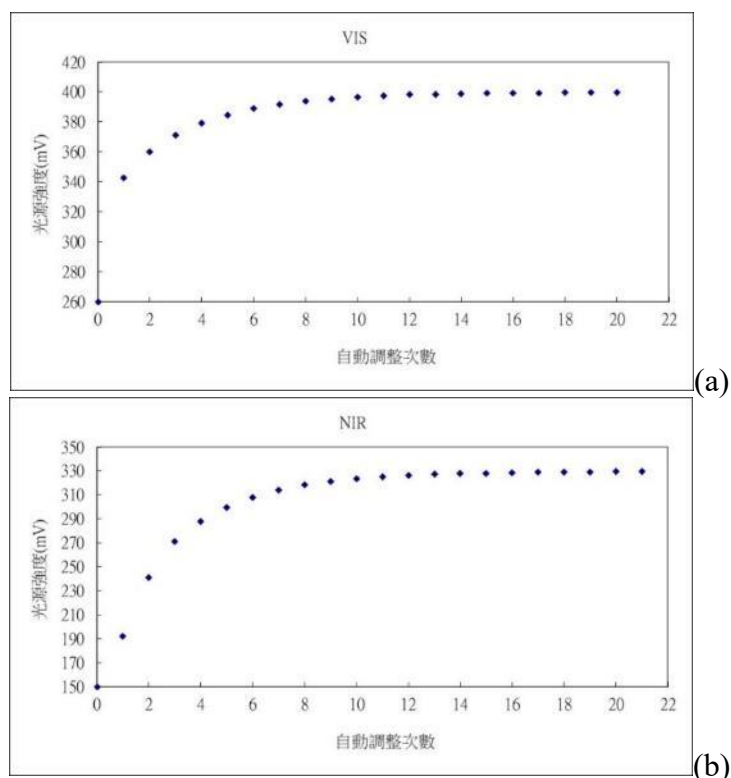


圖 2 溫度對光偵測器訊號強度之影響：(a)UV 參考光；(b)VIS 參考光

(二)、光源自動校準功能驗證

經實際測試結果如圖 3 所示，VIS LED 光源可從初始強度 260 (mV)，經過 19 次自動調整後(約 1.9 秒)，將光強度調回預設值 400 (mV)，而 NIR LED 光源可從初始強度 150 (mV)，經過 20 次自動調整後(約 2.0 秒)，將光強度調回預設值 330 (mV)，因此 VIS/NIR LED 均可快速地完成光源自動校準動作；UV LED 光源則因 LED 本身材料特性，光源強度變化靈敏度較 VIS/NIR LED 略差一些且相較不穩定，但仍可從初始強度 0 (mV)，經過 24 次自動調整後(約 2.4 秒)，將光強度調回預設值 150 (mV)，加上韌體附加設計前次電流值暫存之功能，在短時間內溫差變化不大之情況下，光源自動調整速度還能更加快速。



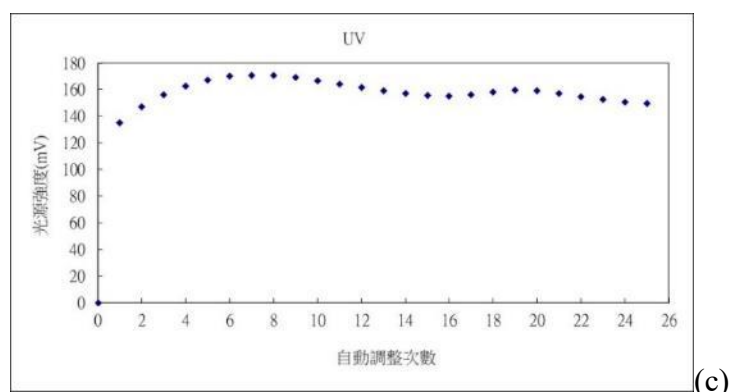


圖 3 光源 LED 光強度自動調整曲線圖：(a)VIS 光源；(b)NIR 光源；(c)UV 光源

(三)、光源自動校準溫控測試

針對戶外環境溫度改變而造成光源訊號偏移之問題，增加 DAC 電流控制電路相對應之韌體更新，使其可依據參考光偵測器訊號，自動控制 LED 輸出電流，達到光源自動校準目的，其感測元件溫控測試結果如表 1 所示，由表中數值可看出，設定環境溫度為 30°C 作為光源初始設定值(VIS 373；NIR 321；UV 92)，並透過溫控箱進行實驗，每 10°C 測量一次光源變化。由測試結果可知在 10-20°C 溫度下光源強度較初設值高，反之溫度高則光源強度降低，但在溫度 10-40°C 條件下開啟自動校準功能，三種波段光源(VIS、NIR、UV)皆可將光源偏差值修正至初始設定值，惟經測試得知溫控條件於 50°C 下，VIS 及 NIR 因光源偏差值 > 60，而無法修正回初始設定值，但環境溫度要達到 50°C 之可能性並不大。整體而言，增加 DAC 可自動控制 LED 輸出電流，使 VIS/NIR/UV 光源自動調整功能測試結果，應已可充分解決戶外環境日夜溫差所造成光學訊號不穩之問題，可有效降低水質感測偏差值。

表 1 光學感測元件光源自動校準功能之溫控測試

溫度°C	自動校準功能關閉			自動校準功能開啟		
	VIS	NIR	UV	VIS	NIR	UV
預設值	373	321	92	—	—	—
10	425.5	379.4	107.8	374.0	322.3	92.9
20	395.0	347.9	100.5	373.4	321.4	92.6
30	381.1	324.7	95.4	372.8	321.7	92.6
40	341.0	289.1	81.7	372.9	320.9	92.0
50	312.8	258.7	66.4	354.3	301.5	92.3

2.4 光學 COD/SS 感測模組實場水測試

年度精進優化後之光學感測元件進行實場水測試，而實場水測試實驗水樣，分別採用新竹頭前溪水(含淤泥)、新竹科學園區進/放流水，經實驗室檢測定量後依序配製成各濃度樣品並以光學模組測試自動校準功能之量測準確性，實場水測試結果如表 2 所列，由表格數值可知於室溫環境下評估有無開啟光源自動校準功能之標準品量測差異並不明顯，但有開啟光源自動校準功能則可使量測數值更接近量測標準值，從各量測累計誤差數值可看出，未開啟光源自動校準功能與標準值之累計誤差，約為有開啟自動校準之累計誤差的兩倍，且開啟自動校準功能之量測值與標準值兩者之間具更好的回歸曲線，整體而言，計畫開發之光學感測元件藉由增加 DAC 自動控制 LED 電流，達到自動校準功能，能夠獲得更好的量測準確性。

表 2 光學感測元件光源自動校準功能之實場水測試

濁度			SS			COD		
標準值 (NTU)	AT off (NTU)	AT on (NTU)	標準值 (mg/L)	AT off (mg/L)	AT on (mg/L)	標準值 (mg/L)	AT off (mg/L)	AT on (mg/L)
6.1	7.1	6.0	5	4.6	4.8	10	10.6	10.5
11.8	11.1	11.9	10	8.0	9.4	20	17.6	18.4
32.7	33.3	32.4	30	30.5	30.2	25	23.8	24.3
52.3	50.5	51.2	50	57.1	44.4	50	51.6	51
97.6	105	104	70	65.9	71.2	100	104.6	97.7
183	210	200	100	96.1	102.4	200	188	203.5
218	220	217	150	122.8	132.9	300	282.4	310
累計誤差	40.5	26.0	累計誤差	45.2	27.3	累計誤差	40.0	19.6
RSQ	0.992	0.996	RSQ	0.977	0.988	RSQ	0.998	0.999

2.5 研發感測器前處理裝置

水質自動監測目的在於提供水體品質相關資訊，最常應用於日常飲用水、工業廢水處理、水庫河川水質相關研究及水產養殖。本計畫以即時性、便利性與自動化等功能為理念，開發「體積小」、「耐用」、「維護容易」及「低成本」特性並適用於工業區排水、河川及灌溉渠道的小型化自動水質感測器。但應用於戶外空間或環境等複雜水體之嚴峻環境時，感測器之水樣輸送管線易受到水中顆粒物阻塞，而無法順利汲取水樣，亦或是水中懸浮固體物遮蔽干擾及感測反應區受生物膜附著等許多因素，而降低電極感測準確度。因此感測器亦需建置水樣前處理裝置去除大顆粒或泥沙垃圾等，避免顆粒物及泥沙進入管線與分析槽中，可提高感測準確度、穩定性及壽命，達到即時監控水質狀況之目的。

2.5.1 前處理過濾裝置選用

團隊首先針對感測器水樣前處理設計一套現場水樣經抽水裝置汲取至感測器本體前，採用可選擇多種過濾大小之微米級圓盤過濾器以進行水樣過濾，如圖 4 所示。此圓盤過濾器可依選擇之過濾密度適當地將水樣中較大顆粒及泥沙落葉等進行攔截，同時又盡可能保有水樣中顆粒大小 $<130\mu\text{m}$ 均勻分散之懸浮固體物之特點。此外，團隊考量實場應用過濾器可能因抽水裝置汲取大量現場水樣，以致於微米級圓盤過濾器之水壓受力過大而降低過濾效率或短時間使用下圓盤表面累積大量泥沙垃圾等問題，因此，預計將於過濾器前段設計裝設可調節水量之裝置，藉由分流部分水樣體積達到減輕過濾器之使用負荷，操作設計示意圖如圖 5 所示。



圖 4 微米級圓盤過濾器

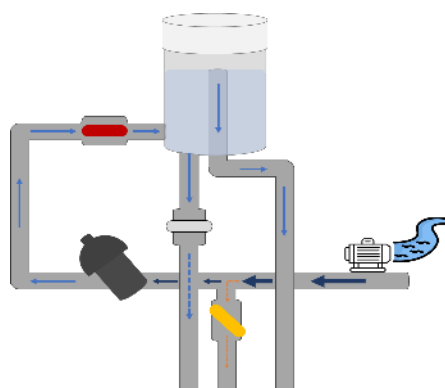


圖 5 水質感測器前處理裝置設計示意圖

實際以固定式感測器將南坎溪水樣抽取至過濾器，並採集過濾前與過濾後之水樣進行實驗室檢測。過濾裝置前、後水樣檢測結果如表 3，由氨氮檢測值可知過濾前、後的數值誤差皆小於 10%，因此過濾器對水中氨氮濃度之變化貢獻並不明顯。而從懸浮固體物檢測結果可知低懸浮固體時過濾前後的差異小於 15%，其中第三天水中懸浮固體物較高(45.9 mg/L)，過濾器確實發揮攔截顆粒物之作用，使過濾後懸浮固體物濃度降至 32.2 mg/L，並且因過濾器表面已攔截部分顆粒物使得可通過孔隙之面積縮小，造成第四天過濾前後差異約 32%。由此得知，圓盤過濾裝置可於現場水樣低懸浮固體物時，保留水樣中懸浮固體物濃度，使光學感測器能夠真實檢測水樣濃度；而在較高濃度懸浮固體物時發揮攔截大顆粒物之功用，但過濾器若經攔截顆粒物後，可能改變懸浮固體物通過之面積進而影響取樣代表性。

表 3 過濾裝置之過濾前後檢測比較

檢測項目 (mg/L) 採樣天數	過濾前		過濾後		過濾前後誤差百分比(%)	
	懸浮固體物	氨氮	懸浮固體物	氨氮	懸浮固體物	氨氮
第一天	7.2	10.4	7.6	10.3	5.6	1.0
第二天	18.1	0.28	16.0	0.28	11.6	0.0
第三天	45.9	0.44	32.2	0.46	29.8	4.5
第四天	11.9	5.94	8.1	6.16	31.9	3.7
第五天	9.2	5.18	7.8	5.50	15.2	6.2

2.5.2 抗生物膜裝置設計

(一)、感測電極自清設計

團隊過去除了開發固定式感測器外，亦有發展移動式水質感測器，主要使用電極式感測再經過電極防撞保護與設備串接後即可投入感測區域(工業排水道、河川、區排、養殖漁業等)，但由於感測電極長時間浸泡於環境水樣中，容易造成電極表面受生物附著而滋生形成生物膜，進而導致感測遲鈍及失準問題。因此，今年度與業界廠商合作導入於感測電極加裝空氣泵，並將噴頭設計在電極下方處，設計圖如圖 6 所示。此外，透過排程設定控制空氣泵啟動時間與運作時間長短，即可依照不同應用場域之水質條件自由設定參數，達到預防生物膜滋生形成與提高感測準確性。

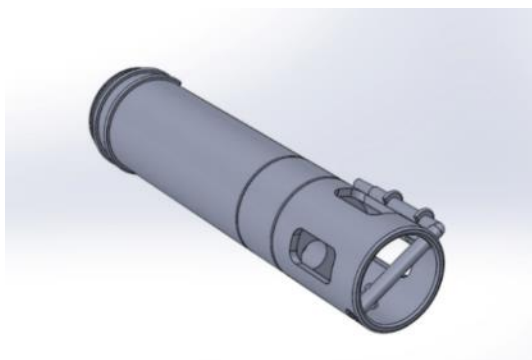


圖 6 感測電極導入空氣清洗之設計圖

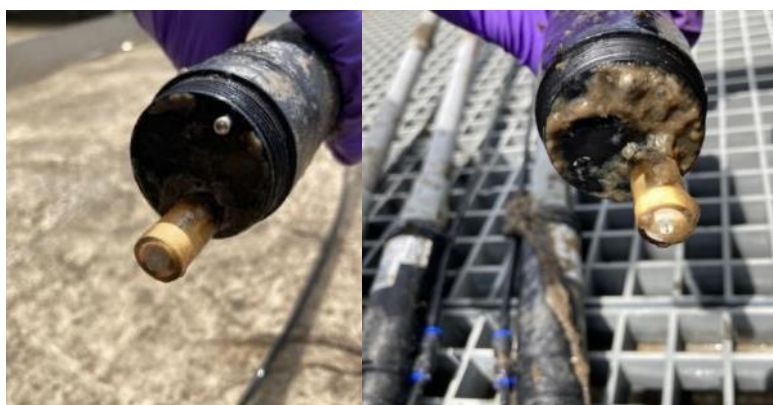
(二)、電極自清機制實場連續測試

為了評估感測電極前端設計導入空氣噴洗裝置之自清效果，團隊選定以桃園北區水資源回收中心之生物好氧池作為感測電極導入空氣噴洗裝置之效能測試場域，並於污水處理廠之好氧生物池旁，安裝兩組水質感測器，其一為具備電極自清洗功能之實驗組，另一組為僅具感測且無自清洗功能之對照組，進行連續平行比對測試，現場布建照如圖 7 所示。



圖 7 好氧池測試電極自清功能之布建照

水質感測器安裝完畢後，進行為期 2 個月的連續測試時間，且定期於物聯網平臺觀察測值數據與趨勢表現，並紀錄測試後之電極狀態如圖 8 所示。可由電極外觀得知兩組電極長時間放置於高懸浮固體濃度與富含有機物之生物池中，未導入自動清洗之電極易受池中高濃度懸浮固體物及生物膜附著滋生，使電極感測區被髒污包覆而導致感測鈍化、失準偏差等問題；而相較於此，具有自動排程清洗裝置之電極則相對潔淨，因此可維持良好的感測品質。



(a) 有自清

(b) 無自清

圖 8 有無自清功能之電極外觀比較

評估好氧生物池連續感測之兩組感測電極經清洗後，將電極放置於標準液中測試各測項之偏差狀況，回測比對結果如表 4 所示。由回測標準液偏差結果發現 pH4 標準液、氧化還原電位(ORP)與溶氧(DO)電極在無自清洗之條件下，與有自清洗機制之電極相比出現較大之偏差結果。由此可知，於電極感測區導入自清洗機制，可使感測準確度與反應靈敏度提高，可延長維運周期至少一倍，如可將原先 2 週一次之人工清洗頻率延長至 1 個月一次，可有效降低人力成本。

表 4 電極自清功能回測標準液偏差結果

測項/ 濃度	pH			EC (mS/cm)		ORP(mV)	DO(%)
	4	7	10	1.413	12.88	220	飽和
有自清	0.14	0.30	0.35	-0.152	-2.207	-1.9	-9.4
無自清	0.26	0.03	0.34	-0.021	-2.078	-6.5	-20.4

2.6 固定式感測器之感測元件擴充與優化

固定式水質感測器具「體積小」、「維護容易」及「低成本」特性，過去除提供基本之水質酸鹼度、導電度、溫度 3 測項以外，亦可針對不同應用場域(工業區排水、淨水場等)搭配化學需氧量、銅離子、濁度或餘氯等感測模組。而為了提升擴充物聯網之環境應用領域，如河川流域、養殖漁業、農業監測等，工作團隊將評估固定式感測器整合溶氧、氨氮、流量等項目之可行性，並於評估測試後安裝至環境實際應用。

2.6.1 感測元件擴充

團隊選用光學溶氧電極其以螢光淬滅(Quenching)氧氣的原理來測量溶液中的氧含量(如圖 9)，並具有良好的壓力衝擊、溫度驟變之耐受性，以及無需補充電極液，不須極化的特性，僅需定期(約一年以上)更換薄膜組件即可。相比於傳統薄膜溶氧電極，光學溶氧電極更適合應用於即時溶氧感測。

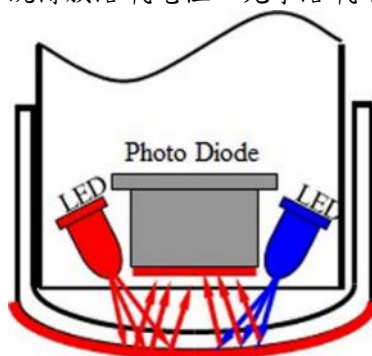


圖 9 光學溶氧電極感測原理示意圖

固定式感測器擴充氨氮感測項目，團隊選擇採用氨氮比色法(類靛酚法)方式整合於固定式感測設備內。其類靛酚比色法之基本規格介紹如表 5 所示。而水體流量部分選用之流量計(Flow meter)如圖 10 所示，將水位計架設於具代表性之河道上方，並利用前一章節介紹之水位計推估河川流量之步驟，搭配人工河川斷面與流速量測，即可個別利用水位計建立一套水位/流量對照表。

表 5 氨氮比色法之基本規格

ITEM	比色法(類靛酚法)
Range	0 – 100 ppm
Reproducibility	± 2%
Interferences	Cl, Ca, Mg, Turbidity,
Temperature range °C	0 – 60 °C
Response time	15 minutes
On-Line Capability	Yes

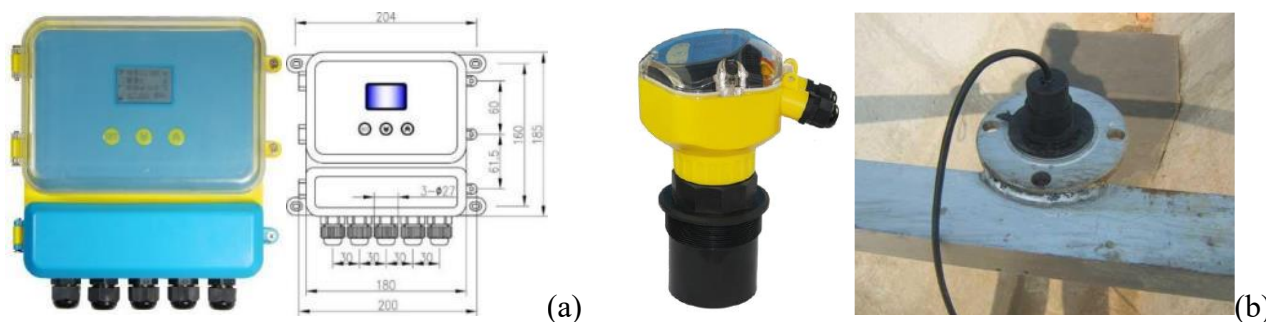


圖 10 流量計外觀：(a)主機表頭；(b)超音波感測探頭

為了提升物聯網之環境應用領域，如河川流域、養殖漁業等水質監測，團隊評估固定式感測器整合溶氧、氨氮、流量項目，並完成 3 台感測器加裝溶氧電極、氨氮比色法反應模組、水位計推估流量

策略，並於實驗室完成溶氧與氨氮測試實驗，測試結果如表 6 所列。經出廠性能測試後，陸續完成固定式感測器安裝至環境實際應用，感測器安裝完工狀況如表 7 所示。布建期間定期維護校正感測器使其正常運作及感測數據，並且於現場進行連續感測一個月，以評估感測準確性之時間及人工維護頻率。

水體流量則依水位流量推估方法，建立大檜溪橋、大埔橋與東門溪之水位高度與流量對照圖，詳細對照圖如圖 11 所示。

表 6 固定式水質感測器溶氧與氨氮實驗室測試結果

設備編號	標準液測試		檢量線建置	
	DO 0%	DO 100%	氨氮濃度(mg/L)	反應電壓(mV)
003	0.1%	100%	0	251.66
			20	189
			標準品回測	
			氨氮標準值(mg/L)	感測器測值(mg/L)
			5	6.08
			10	10.96
005	0.1%	100%	0	251.37
			20	188.11
			標準品回測	
			氨氮標準值(mg/L)	感測器測值(mg/L)
			5	6.14
			10	11.29
006	0.1%	100%	0	250.38
			20	188.32
			標準品回測	
			氨氮標準值(mg/L)	感測器測值(mg/L)
			5	6.03
			10	10.13

表 7 擴充後固定式感測器安裝現況

測站名稱	南崁溪主流 R_1	南崁溪主流 R_2	東門溪 R_1
裝設位置	大埔橋河段	大檜溪橋河段	東門溪截流站
安裝完工照			
電極完工照			

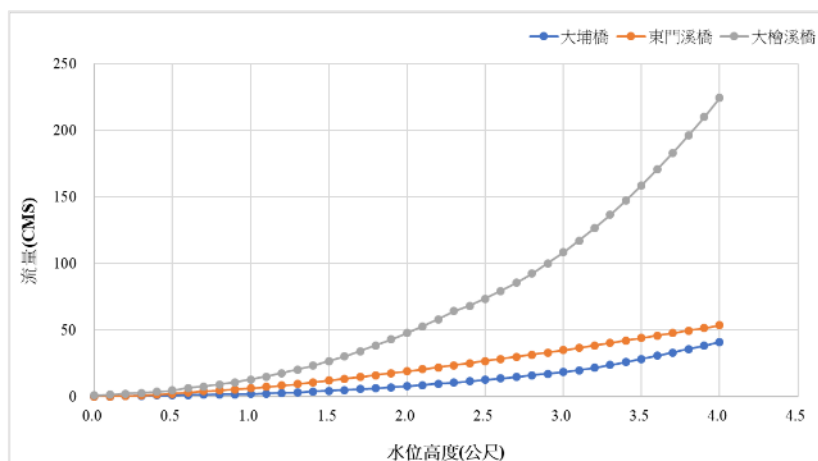


圖 11 水位/流量推估對照圖

2.6.2 餘氯感測模組優化

為提升用水安全、預防微生物及細菌滋生，一般水處理流程中常於後段消毒程序加入氯氣、次氯酸鈉或次氯酸鈣之方式，將氯添加至水中，並於 pH 值大於 5 之條件下多以次氯酸(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 0.2~1.0 mg/L。因此，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)、碘量法(iodometric titration)、安培法(amperometric)及伏安法(voltammetry)等，其中比色法之精準度較差，分析結果易受水樣中其他物質干擾，碘量法之操作環境條件較為侷限，亦不適用於餘氯濃度低於 1 mg/L 之水樣，安培法之偵測範圍雖較廣，精準度較高，惟水中如含有氧等電活性物質則會造成量測電流高估，以致偵測誤差，伏安法亦適用於現址安裝偵測，但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，故團隊過去以電化學伏安法及安培法為基礎，開發餘氯感測元件。

而前期相關計畫利用電化學原理開發出固定式餘氯感測器，具有精確度高、環境友善等優點，但電化學餘氯感測器每筆資料所需時間大約 20 至 30 分鐘才能取得，等待時間略高於本次計畫需求，因此團隊將電極式餘氯感測器納入考量，與原有基本水質感測器進行連接與資料對接，並運用水質感測物聯網資料傳輸與分析功能，研發遠端監測水中氯濃度之技術。

(一)、 水質感測器場域布建

利用計畫過去所開發之固定式水質感測器，布建於選定場域：臺灣自來水公司第三區管理處新竹給水場之場外水情監測站，如圖 12，收集場域基本水質如：酸鹼度、導電度、溫度與餘氯資料。並與目前淨水場使用之商用設備進行數據分析比對，除驗證固定式感測器之準確性外，亦將與淨水場目前使用的商用感測器(AMI Trides, SWAN,圖 13)之感測數據進行比對，利用統計分析進行成對檢定，驗證兩群體-國產與商用感測器感測數據之顯著水準(P-value)、相關係數(R)與相關性(RSQ)，並依據下表 8 進行顯著與相關性分析。





圖 12 遠端監測水中氯濃度驗證場域：(a)忠孝路；(b)金山十八街

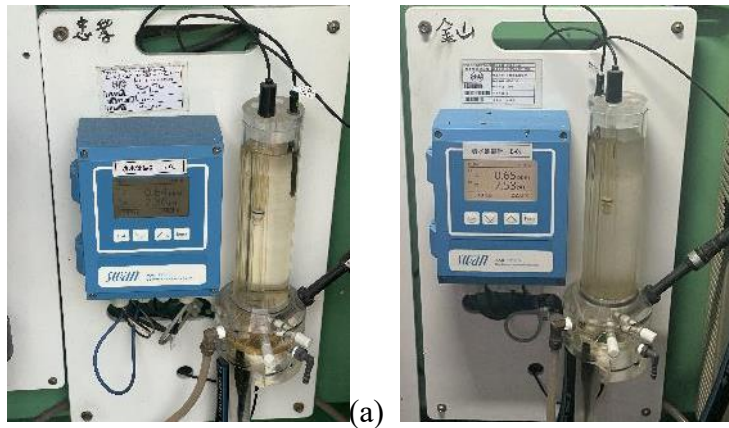


圖 13 新竹淨水場外站餘氯監測設備：(a)忠孝站；(b)金山十八街站

表 8 感測器數據統計分析參數

分析參數	數值範圍	統計意義
P-value	<0.05	非常顯著
	>0.05	顯著性不高
R	0-0.25	兩者缺乏相關
	0.25-0.50	兩者相關不強
	0.50-0.75	兩者適度或良好相關
	0.75-1.0	兩者相關係非常

(二)、現場固定式機台水質分析與比對結果

1. 固定式餘氯感測器現場檢量線建立

計畫所導入之電極式餘氯感測電極現場零點與斜率之建立結果如圖 14 所示，兩電極之零點與斜率範圍均略有差異，因此後續利用標準品來針對感測範圍進行驗證。



圖 14 固定式餘氯感測器現場校正數值：(a)忠孝站；(b)金山十八街站

2. 固定式餘氯感測器驗證-標準品比對

計畫參考自來水水質標準中之自由餘氯濃度標準，以自來水為基底配製含不同濃度之餘氯水樣，同時以 NIEA 標準檢測方法及感測機台進行濃度量測，以比較其差異性，如表 9 所示，隨機配製之餘氯水樣，依據 NIEA 標準方法量測後濃度介於 0.11~1.93 mg/L，均位於感測機台之檢量線範圍(0-2 mg/L)內，經感測機台量測後帶入檢量線計算之濃度，並計算與標準方法分析結果之誤差百分比，於量測相對較低濃度(<0.5 mg/L)之餘氯水樣時，因較容易受到自來水中其他離子之干擾，故誤差較大介於 5~10%，而量測中高濃度(0.5~2.0 mg/L)餘氯水樣時，因電流變化較大，故受水中其他離子之影響較不顯著，感測機台量測結果與 NIEA 標準方法分析結果相近，誤差百分比可小於 5%。

表 9 固定式餘氯感測機台濃度驗證

水樣編號	感測機台-忠孝站			感測機台-金山十八街站		
	NIEA (mg/L)	機台 (mg/L)	誤差 (%)	NIEA (mg/L)	機台 (mg/L)	誤差 (%)
1	0.11	0.12	9.09	0.12	0.11	8.33
2	0.24	0.26	8.33	0.35	0.33	5.71
3	0.41	0.43	4.88	0.59	0.59	0.00
4	0.8	0.77	3.75	0.74	0.75	1.35
5	1.02	0.99	2.94	0.96	0.94	2.08
6	1.29	1.33	3.10	1.37	1.38	0.73
7	1.53	1.55	1.31	1.59	1.62	1.89
8	1.89	1.94	2.65	1.93	1.90	1.55

3. 固定式餘氯感測器場域驗證結果

除了與標準方法進行感測器準確度比對外，本計畫亦與淨水場安裝之商用濁度感測器(SWAN)之監測數值進行比對，圖 15(a)及圖 15(b)為 112 年 8 月 1 日至 8 月 15 日連續量測結果，統計分析結果表 10 顯示，裝設於忠孝路與金山十八街之濁度感測器與 SWAN 儀器之顯著性與相關性檢定分別為 $P=2.47 \times 10^{-56}$ 與 0.477、 $R=0.697$ 與 0.916、 $RSQ=0.486$ 與 0.839，由此可知，忠孝站與 SWAN 設備的比較出現較為明顯的差異($P < 0.05$)，整體平均值在驗證期間與 SWAN 大約有 0.1 mg/L 的差異性。而金山十八街站與 SWAN 之感測數據比對則無顯著差異($P > 0.05$)。而相關性分析結果顯示，忠孝站感測數據具有適度相關性($R > 0.5$, $RSQ > 0.3$)，而金山十八街站感測數據僅具有良好相關性($R > 0.75$, $RSQ > 0.5$)。

針對前述兩站遠端監測餘氯的結果顯示，金山十八街站顯示了良好的相關性與準確度，而忠孝站雖具有良好的相關，但準確性略有差距。因所監測之水體為自來水，經觀察後兩機台均無生物膜產生，因此因髒污而導致影響的可能性極低，產生這樣的落差推估可能與前處理設備有關，因計畫之機台所感測之水樣雖與 SWAN 相同，但商用 SWAN 機台前端有設置前處理設備，利用攪拌方式消除管內水樣因回復大氣壓力後產生之氣泡，而根據現場設備維護時的觀察，在本計畫感測機台表面確實有氣泡累積的問題，因此在 9 月針對忠孝站之量測進行前處理除氣(degas)設備的設置，再加裝後氣泡累積的情況已大幅改善，與商用設備之比對相關性亦大幅提升。

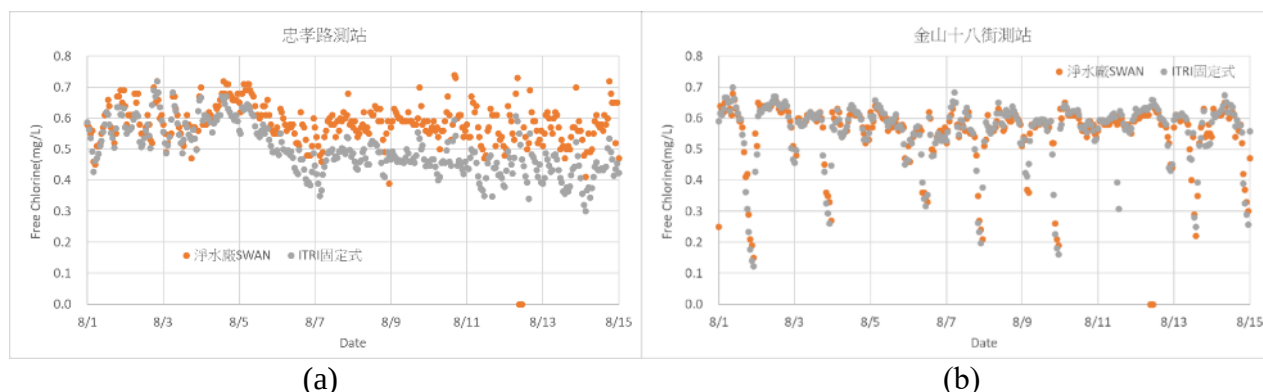


圖 15 淨水場外站與本計畫固定式餘氯設備比較：(a)忠孝路；(b)金山十八街

表 10 餘氯分析設備統計數據比較

場域站點	比對裝置	測值範圍 (mg/L)	平均值 (mg/L)	標準差	顯著性 P-Value	相關係數 R	相關性 RSQ
忠孝路	SWAN	0.39~0.74	0.585	0.061	<0.05	0.697	0.486
	ITRI	0.30~0.72	0.492	0.080			
金山十八街	SWAN	0.15~0.68	0.559	0.093	>0.05	0.916	0.839
	ITRI	0.12~0.70	0.558	0.101			

◆ P-value 預設 0.05：虛無假設(H0)：SWAN=ITRI；對立假設(H1)：SWAN≠ITRI
◆ R：0~0.25 兩者缺乏相關；0~0.5 兩者相關不強；0.5~0.75 兩者適度或良好相關；0.75~1.0 兩者相關係非常好

三、流域管理及民生應用量能提升

團隊藉由過去水質感測器的開發經驗，持續研析擴充溶氧、氨氮感測元件及流量計至固定式水質感測器的可行性，並運用水質感測器於地面水體搭配水質模式，執行以下工作：

1. 精進水質模式之驗校正作業、研析推估南崁溪中上游流域水體涵容能力之時空變化趨勢及研析運用水質感測物聯網推估即時水體涵容能力之可行性。
2. 運用水質感測物聯網及水質感測器，研析減少污水處理設施等多元民生設施之能耗及提升效能策略。

3.1 運用水質感測物聯網推估即時水體涵容能力

利用水質感測器獲得南崁溪流域水質與水量連續監測資料，搭配水質模式及負荷延時曲線(Load duration curve, LDC)推估涵容能力之時空變化趨勢及推估即時水體涵容能力之可行性。

3.1.1 收集水質感測器檢測資料

有關計畫裝設之固定式水質感測器，可連續檢測樣品中之 pH 值、導電度、水溫(即 PET 三項)、氨氮、COD(tCOD)、SS、DO 及重金屬銅等項目，另搭配水位計經過率定換算後可取得水體流量資料。由於感測儀器數量有限，必須優先設置於污染較嚴重區域(hot pot)，即八二原則。而根據以往污染調查資料，南崁溪的生化污染物以中上游流域較為嚴重，以研究對象污染物氨氮為例，主要支流東門溪以上之上游區域累積氨氮負荷將近 50%，為氨氮之污染熱區。然而現場是否適合裝設監測儀器，還必須考慮如：設置用地及取得許可、電源供應及用電申請、或是橋台高度、水流速等是否容易取樣...等技術問題，因此經現場會勘並綜合評估後，選定大埔橋、大檜溪橋及東門溪等三處裝設固定式水質感測器，各固定式感測器位置如下圖 16 所示：

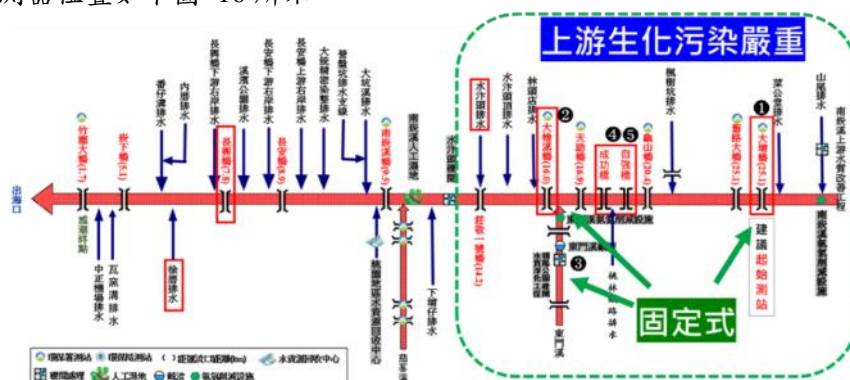


圖 16 南坎溪固定式水質感測器設置點位

- ① 大埔橋：模式上游邊界，可檢測上游工廠及民生排放水質。
- ② 大檜溪橋：經常為嚴重污染點位，可檢測中上游民生污水及主要支流東門溪排入之事業及民生污水。
- ③ 東門溪：排放負荷最高之支排，可收集上游龜山工業區之事業廢水及沿線桃園與八德地

區民生污水，亦可更新歷年之排放負荷數據。

上述三處固定式測站之水質資料從 111 年 10 月中旬開始收集至 11 月底，而後水質感測器經過調校後於 112 年 5 月上旬開始收集數據，至 10 月下旬為止，共收集約 6 個月連續水質資料，平均約每小時有 1 筆。以下涵容能力分析及情境模擬將根據上述所收集之資料進行分析與運用。

3.1.2 南崁溪涵容能力時空趨勢分析

建立南崁溪中游大檜溪橋測站之負荷延時曲線(LDC)，並根據該曲線研判污染物型態及各流況區間之涵容能力(Carrying Capacity)、並嘗試做污染削減規劃。而計畫期末階段也接續完成上游大埔橋之 LDC，並根據上中游不同之 LDC 曲線研判污染物之型態(點源或非點源)及時空變化趨勢，以下將分別介紹所建立之大檜溪橋與大埔橋負荷延時曲線(LDC)及評析涵容能力之時空變化趨勢。

(一)、建立大檜溪橋及大埔橋之負荷延時曲線(LDC)

南崁溪中游大檜溪橋之監測資料包括氨氮濃度及流量資料，均以每日平均值表示，監測時間包括 111 年 10~11 月及 112 年 5~7 月，共有 112 筆日平均資料。而上游大埔橋之監測時間包括 111 年 10~11 月及 112 年 5~8 月，共有 148 筆日平均資料，其中大檜溪橋測站之感測器於 7 月中旬至 8 月份進行維修，故取得資料較大埔橋測站少。

以下簡述負荷延時曲線(LDC)之建立方式。首先根據日平均流量，以流量為縱座標，超越機率為橫座標，建立流量延時曲線(Flow duration curve, FDC)，曲線上任意一點滿足超越機率之公式：

$$p(x)=1-F(x)=1-P(X\leq x)=1-\sum_{x_i\leq x} P(X=x_i)$$

上式中 $p(x)$ 為流量事件 x 的超越機率函數， $F(x)$ 為流量事件 x 的累積頻率，而 $P(x)$ 為流量事件 x 的發生機率。

其次依 USEPA(2007)建議方式，將 FDC 劃分為 5 個流況區間(flow regime)：高流量(0-10%)，為出現洪水或超大流量時的流量範圍；濕流量(10-40%)，為出現較大流量時的流量範圍；中流量(40-60%)，為常水文條件下的流量範圍；乾流量(60-90%)，為枯水期的流量範圍；低流量(90-100%)，為極端低流量時流流量範圍。下圖 17 為以大檜溪橋為例，建立流量延時曲線及各流況區間說明。

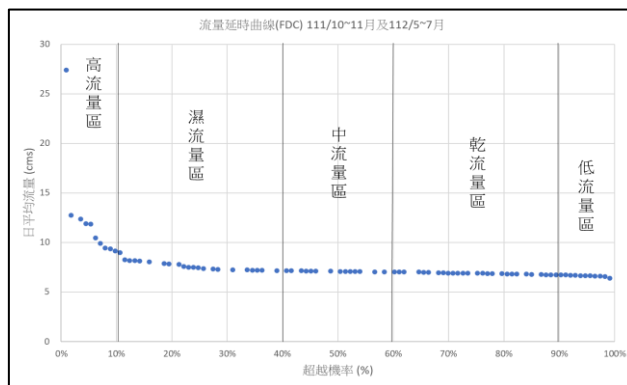


圖 17 大檜溪橋流量延時曲線(FDC)

而負荷量延時曲線(LDC)是由 FDC 上縱坐標之流量值乘上目標濃度，如下公式，重新建立的曲線即為 LDC。LDC 縱坐標代表各流量下河川斷面可允許之特定污染物負荷量，橫坐標意義如同 FDC。

$$L_i = Q_i \times C_i$$

其中， L_i ：時間 i 的污染負荷量(kg/day)

Q_i ：時間 i 的流量(CMS)

C_i ：時間 i 的污染物濃度(mg/L)

上式之目標濃度通常為水體之水質標準，將日平均流量乘以目標濃度(0.3 mg/L)，再以相同方式由大而小排列，即可繪出 LDC 曲線，大檜溪橋及大埔橋測站之 LDC 曲線如圖 18 及圖 19 所示。LDC 以圖形簡潔表達出河川不同流況區間與允許負荷之關係，再將計畫水質感測器之實測負荷及環境部人工採樣之負荷繪於 LDC 圖上，即可觀察 LDC 曲線與實測負荷之關係。

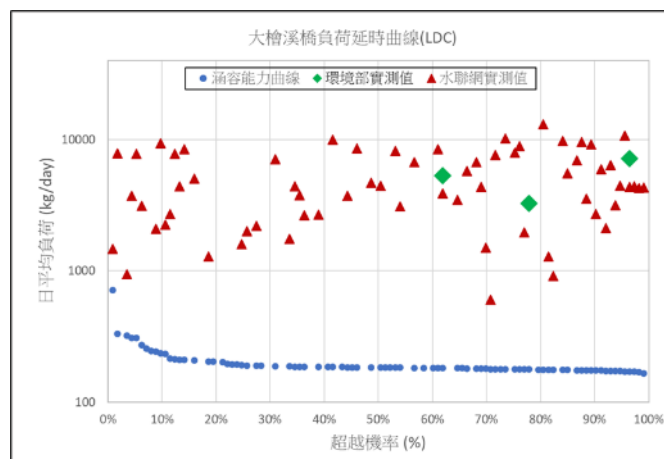


圖 18 大檜溪橋負荷延時曲線(LDC)及實測負荷

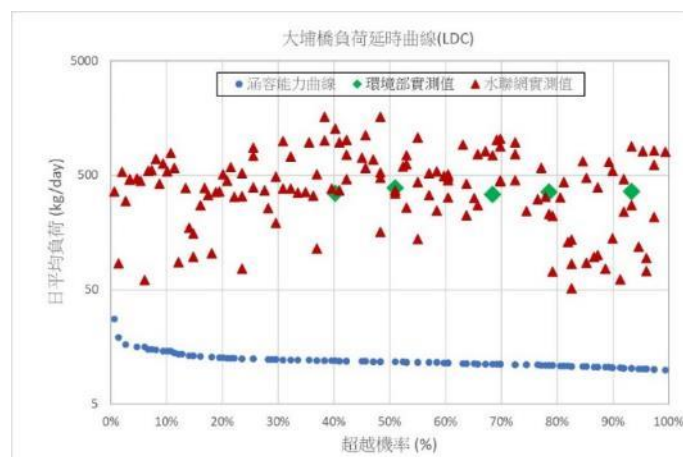


圖 19 大埔橋負荷延時曲線(LDC)及實測負荷

以上為根據大檜溪橋及大埔橋測站之實測資料建立負荷曲線(LDC)，然而固定測站數量有限，無法得知上下游濃度變化，此時可搭配水質模式模擬全流域之水質與流量，並建立該處之負荷曲線，以推估全流域之涵容能力。

(二)、南崁溪水質管理與污染削減規劃

負荷延時曲線(LDC)對於水質管理有下列功用：

1. 評估現況水質

根據實測點位於負荷延時曲線(LDC)上方或下方，可初步研判各流況之水質符合程度。如圖 18 及圖 19 所示之 LDC 曲線與實測負荷關係圖，不論是水質感測器或是環境部人工採樣之實測負荷均在曲線上方，表示大檜溪橋與大埔橋測站之氨氮濃度均超過水體水質標準，需進行污染削減。

2. 污染削減規劃

如上所述南崁溪中上游之氨氮濃度均不符合水質標準，不同流況(flow regime)都必需作污染負荷削減。削減污染量可表示為 LDC 曲線中每個流況區間中實測點的污染負荷扣掉目標曲線允許負荷。然而，各流況區間的實測水質樣本數不盡相同，若直接使用實測污染負荷扣掉目標曲線中允許的負荷，則可能使得推估之污染削減量不客觀，可能因實測污染樣本多超過目標曲線而高估削減污染量；反之，則可能低估削減污染量。對此，USEPA(2007)和 Babbar-Sebens et al.(2009)建議選用各流況區域中所有實測污染物對應之第 90 百分位濃度作為代表性濃度，再將代表性濃度乘上各流況區域中點之流量值，作為每個流況區間既存的污染負荷，最後以既存的污染負荷扣掉每個流況區間中點之目標曲線允許負荷作為每個流況區間應削減之污染量。

首先，按照 USEPA 總量管制 (Total Maximum Daily Loads, TMDLs) 之計算方式，其公式為：

$$TMDL = LC = WLA + LA + MOS$$

其中，LC：水體可容許之最大污染總量，即涵容能力

WLA：允許排放之點源污染量

LA：允許排放之非點源污染量

MOS：安全差距量

因此，在進行削減規劃時，涵容能力需先扣除安全差距量(MOS)，才是水體所允許排放之污染量，而 MOS 通常以總量之 5~10%計算，本案例將以 5%進行計算，詳細 MOS 推估方式可詳 USEPA 手冊。(USEPA, 2007)

大檜溪橋與大埔橋各流況區間之涵容能力、現況污染及污染削減量計算如表 11 與表 12。大檜溪橋與大埔橋之各流況區間污染狀況均相當嚴重，削減比例需分別達 96.2%~98.3% 及 97.8%~98.9% 才能符合水質標準。下表計算是根據目前收集之 112 天(大檜溪橋)及 148 天(大埔橋)連續監測數據，僅作為計算範例參考，建議持續收集 1 年以上監測數據，計算結果方可作為研擬政策之參考依據。

表 11 大檜溪橋各流況區間污染削減計算

流況區間	高流量 (0~10 %)	濕流量 (10~40 %)	中流量 (40~60 %)	乾流量 (60~90 %)	低流量 (90~100 %)
各區間中點流量 (CMS)	11.89	7.41	7.08	6.88	6.63
氮氮濃度範圍 (mg/L)	0.622~11.95	1.89~15.09	3.21~16.25	1.01~22.28	3.66~18.67
第 90%濃度 (mg/L)	7.59	11.95	13.46	16.47	10.25
TMDLs ¹	308.2	192.1	183.5	178.3	171.8
MOS(5%)	15.4	9.6	9.2	8.9	8.6
允許負荷分配 ²	292.8	182.5	174.3	169.4	163.2
氮氮代表性負荷 ³	7797.2	7650.7	8233.6	9790.3	5871.5
需削減量	7504.4	7468.2	8059.3	9620.9	5708.3
削減率(%)	96.2	97.6	97.9	98.3	97.2

註：1. 表示為“每日負荷”代表所有流況區間之污染負荷都要符合水質標準。

2. 允許負荷分表示為 TMDLs 與 MOS 之差量。

3. 氮氮代表性負荷=各區間中點流量×第 90%濃度×86.4。

表 12 大埔橋各流況區間污染削減計算

流況區間	高流量 (0~10 %)	濕流量 (10~40 %)	中流量 (40~60 %)	乾流量 (60~90 %)	低流量 (90~100 %)
各區間中點流量 (CMS)	0.611	0.478	0.452	0.426	0.392
氮氮濃度範圍 (mg/L)	1.16~13.86	1.85~40.49	3.58~41.31	1.44~28.24	1.78~25.95
第 90%濃度 (mg/L)	12.98	21.23	27.69	23.95	24.17
TMDLs ¹	15.84	12.39	11.72	11.04	10.16
MOS(5%)	0.79	0.62	0.59	0.55	0.51
允許負荷分配 ²	15.05	11.77	11.13	10.49	9.65
氮氮代表性負荷 ³	685.2	876.8	1081.4	881.5	818.6
需削減量	670.2	865.0	1070.3	871.0	808.9
削減率(%)	97.8	98.6	98.9	98.8	98.8

註：1. 表示為“每日負荷”，代表所有流況區間之污染負荷都要符合水質標準。

2. 允許負荷分表示為 TMDLs 與 MOS 之差量。

3. 氮氮代表性負荷 = 各區間中點流量 × 第 90%濃度×86.4。

3. 污染削減分配

前節計算污染削減量後，可嘗試做污染削減分配，根據 USEPA 之總量管制公式(TMDL)：

$$TMDL = WLA + LA + MOS$$

其中，Waste Load Allocation(WLA)與 Load Allocation(LA)分別為允許排放之點源與非點源污染量。點源允許排放量(WLA)是以包括廢水處理設施、固定污染源排放許可(如美國之 NPDES permit)及邊溝側排等點源以等百分比去除、相等排放濃度或以上混合等方式決定(USEPA, 1991)。而將允許排放總量(TMDL)減去點源允許排放量(WLA)及餘裕量(MOS)即可算出允許之非點源污染量(LA)。

因南崁溪中上游並無大型廢水處理設施，主要點源為邊溝側排，故以歷年調查之點源排放為基礎進行排放分配，下表表 13 所示為 21 處主要氮氮點源位置及負荷量。

以下將以中游大檜溪橋為範例說明污染分配計算方式。依照計算既有氮氮負荷量，每日氮氮排放高達 4,003.9 kg/day，根據上述 USEPA 建議之允許排放量計算，各點源將以相同濃度進行計算，亦即假設各點源均以氮氮水質濃度標準(0.3 mg/L)排放，計算得各流況之點源允許排放量(WLA)為每日 104.6 kg/day，而非點源允許排放量(LA)為涵容能力減去允許點源排放量(WLA)及安全餘裕量(MOS)，因各流況之涵容能力隨流量增大而增加，故非點源允許排放量(LA)亦隨著流量增大而增加，非固定值。大檜溪橋之總量管制及點源與非點源允許排放量如圖 20 所示。圖中所示為中游大檜溪橋之計算範例，允許排放值隨不同設定之排放濃度或各點源採用等百分比去除等方式而有不同之分配量。

表 13 彙整南崁溪中上游既有及 112 年新增點源污染負荷

支流排水(距出海口公里)	氮氮污染負荷	備註
1.山尾排水(27K)	流量 0.388 cms、濃度 29.9 mg/L	大埔橋上游
2.葉公堂排水(26K)	流量 0.298 cms、濃度 9.7 mg/L	大埔橋上游
3.福德橋下游左側箱涵(25.5K)	概估流量 0.048 cms、濃度 10 mg/L*	112 年現勘新增點源
4.舊路大橋下游右側兩處箱涵(24.7K)	概估流量 0.048 cms、濃度 10 mg/L*	112 年現勘新增點源
5.中央造幣廠北側之南崁溪右岸邊坡排水(23.8K)	概估流量 0.048 cms、濃度 10 mg/L*	112 年現勘新增點源
6.中央造幣廠固定污染源排放口(23.5K)	概估流量 0.048 cms、濃度 10 mg/L*	112 年現勘新增點源
7.新路坑排水(21.9K)	流量 0.257 cms、濃度 7.8 mg/L	既有模式輸入點源
8.安和橋下游左岸側排(21.4K)	概估流量 0.048 cms、濃度 10 mg/L*	112 年現勘新增點源
9.楓樹坑排水(21.3K)	流量 0.862 cms、濃度 2.1 mg/L	既有模式輸入點源
10.長壽路 481 巷箱涵(TOYOTA 龜山營業所旁，20.4K)	概估流量 0.048 cms、濃度 10 mg/L*	112 年現勘新增點源
11.自強橋下游左岸排水(20.1K)	流量 0.048 cms、濃度 11.8 mg/L	既有模式輸入點源
12.成功陸橋上游右側排水(19.6K)	概估流量 0.048 cms、濃度 10 mg/L*	112 年現勘新增點源
13.桃林鐵路下方兩處箱涵(19.3K)	概估流量 0.048 cms、濃度 10 mg/L*	112 年現勘新增點源
14.成功橋上游右岸排水-1(19.1K)	流量 0.025 cms、濃度 4.5 mg/L	既有模式輸入點源
15.成功橋上游右岸排水-2(19.1K)	流量 0.021 cms、濃度 3.5 mg/L	既有模式輸入點源
16.成功橋上游左岸排水-1(19.1K)	流量 0.075 cms、濃度 13.5 mg/L	既有模式輸入點源
17.成功橋上游左岸排水-2(19.1K)	流量 0.004 cms、濃度 16.1 mg/L	既有模式輸入點源
18.天助橋下游右岸排水-1(17.5K)	流量 0.074 cms、濃度 10.2 mg/L	既有模式輸入點源
19.天助橋下游右岸排水-2(17.5K)	流量 0.001 cms、濃度 17.8 mg/L	既有模式輸入點源
20.新會稽橋下游左岸排水(17.1K)	概估流量 0.048 cms、濃度 10 mg/L*	112 年現勘新增點源
21.東門溪排水(匯口)(16.9K)**	流量 1.436 cms、濃度 13.5 mg/L	既有模式輸入點源

註：*新增 9 處點源支排尚未採樣水質確認，暫以類似支排之平均流量及平均濃度輸入

**東門溪將以固定負荷及本計畫採得之連續流量與水質資料兩種對照組輸入

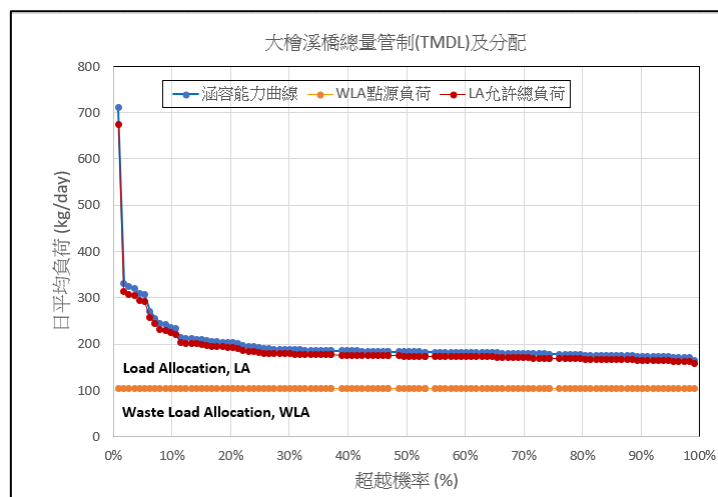


圖 20 大檜溪橋總量管制(TMDL)及點源非點源允許排放量

(三)、研析南崁溪涵容能力之時空變化趨勢

根據前節所建立之大檜溪橋及大埔橋負荷延時曲線(LDC)可初步研判南崁溪中上游之涵容能力變化及污染物型態分析。

1. 研析涵容能力變化

大檜溪橋與大埔橋之負荷延時曲線(LDC)監測期間流量較為平緩，僅有高流量區(超越機率小於10%)有明顯放大，所以換算之涵容能力變化亦不大。其中大檜溪橋之涵容能力平均在 170 kg/day~200 kg/day 之間，高流量區之涵容能力大於 200 kg/day，而上游大埔橋之涵容能力平均在 10 kg/day~14 kg/day，高流量區之涵容能力則大於 14 kg/day，若能監測即時流量，即可直接根據水質標準計算即時涵容能力(=即時流量 cms x 水質標準 0.3 mg/L)，或依據已建立之負荷延時曲線(LDC)查圖得知。

由於目前收集之流量與水質資料僅數個月，與國外一般以數年資料建立 LDC 仍有差距，尤其以低流量區(超越機率大於 90%)及高流量區(超越機率小於 10%)差異較大，但中低流量區之涵容能力變化不大，目前收集之資料已有代表性。

2. 污染物型態分析

根據負荷延時曲線(LDC)中實測點超過水質標準的區間位置及數量可判定其污染潛勢來源，如表 14 所示。例如：實測點超標多發生於高流量或濕流量區間，表示非點源污染為主要污染源；實測點超標多發生於濕流量與乾流量之間，表示水質可能受到點源和非點源綜合影響；實測點超標多發生於低流量或乾流量區間，表示點源污染為主要污染源。

表 14 各流況區間受不同污染潛勢程度

污染源	延時曲線區域				
	高流量	濕流量	中等流量	乾流量	低流量
點源污染				M	H
現地廢水處理系統			H	M	
河濱地區污染		H	H	H	
暴雨沖刷：不透水區		H	H	H	
合流制污水下水道	H	H	H		
暴雨沖刷：旱田	H	H	M		
河岸侵蝕	H	M			
註：不同水文條件下，各污染源的負荷量貢獻潛勢 (H：貢獻潛勢大；M：貢獻潛勢中)					

資料來源：USEPA(2007)

對照表 14 與大檜溪橋與大埔橋之 LDC 曲線，可概略得知大埔橋與大檜溪橋之氨氮負荷均超過涵容能力甚多，且各流況下之負荷分布相當，表示兩測站之氨氮污染有來自點源及非點源。兩測站之實測負荷分布大致相同但也有部分差異，大檜溪橋之實測負荷較為平均，推測其點源與非點源污染比

例相當；而大埔橋部分之中流量區(超越機率 40%~60%)有明顯較高負荷，推測在中型降雨條件下上游林地或農牧區會有額外非點源污染流入，此有待後續監測調查確認。LDC 曲線圖中亦有標註環境部監測值，因為是晴天採樣，所以多位於乾流量與低流量區，且監測值與水聯網連續監測之平均值相當。

目前對於南崁溪整治計畫，包括劃定總量管制區、設置現地截流處理或固定式污水處理廠等設施，大多依據晴天採樣結果進行污染削減規劃，由於晴天採樣大多為點源污染，因此只能削減大部分點源污染，而依據本計畫之 LDC 分析結果，南崁河流域之非點源污染也相當嚴重，未來進行削減計畫應將非點源污染的調查與削減規劃納入。

3.1.3 以水質模式進行政策情境模擬

本情境模擬工作利用水質感測器所採得之南崁溪水質水量連續監測資料，搭配 WASP 水質模式進行，其模式之主要支排及網格配置如圖 21 所示。

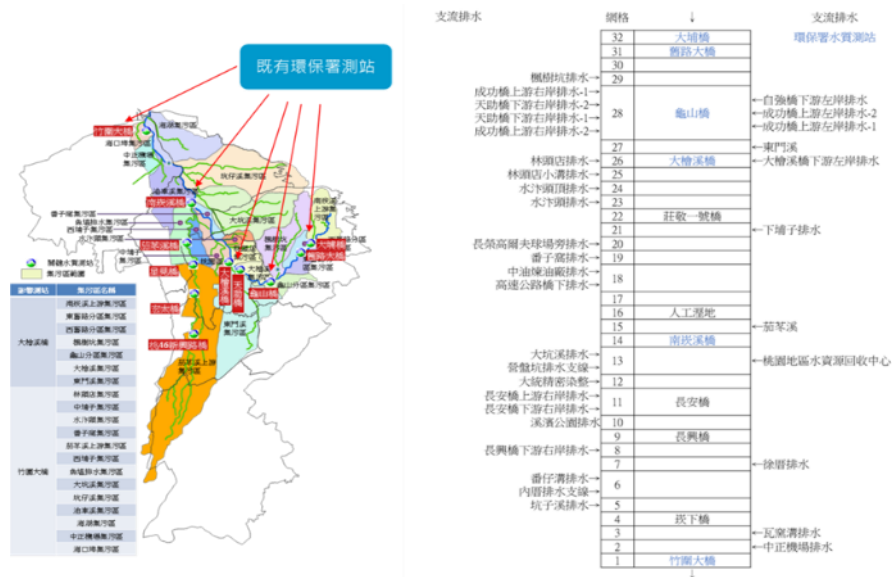


圖 21 南崁河流域及 WASP 模式網格對照示意圖

情境設計是參考桃園市未來氮氮削減計畫及利用負荷延時曲線(LDC)所推算出之削減率等設計兩種情境進行模擬，分述如下：

(一)、 情境一：大埔橋上游氮氮污染削減計畫

1. 背景說明：

根據桃園市環保局 2022 年 10 月 3 日新聞稿，「...南崁溪氮氮削減設施，鄰近龜山區體育大學與華亞科技園區，在國立體育大學無償提供閒置校地下，規劃於南崁溪源頭設置現地處理設施，截流蔡公堂及山尾排水幹線進行河川水質改善，採用天然生物工法，利用微生物自然降解法，去除水中污染物質，預計每日可截流 1 萬 8 千噸水量進行現地處理，每日可削減 324 公斤的氮氮污染物質，總去除率可達 85%以...」(桃園市環保局，2022)。以下嘗試將率定驗證完備之水質模式運用於評估上述削減設施設置後之水質改善成效。

2. 邊界值、點源輸入及模擬結果：

上述氮氮削減計畫每日可削減上游 324kg 負荷，而統計大埔橋晴天平均負荷約為 506.2kg/day，依此計算削減率約為 64%，故將上游大埔橋之連續監測濃度削減 64%後做為邊界輸入值，其餘點源以更新版支排輸入，東門溪亦以實測連續資料輸入，分別模擬上述晴天情境、大雨情境及豪雨情境下之氮氮濃度變化。

本情境之模擬結果及誤差計算如圖 22 及表 15 所示。圖 22 為政策情境一之三種天候條件下之削減前後示意圖。以晴天條件為例，起始氮氮濃度削減最多(削減後氮氮濃度以虛線表示)，至龜山橋後削減幅度減少，到大埔橋後僅有微幅削減，大雨及豪雨情境之氮氮削減趨勢大致與晴天條件相同。

以上現象推測是源頭大埔橋雖有大幅削減，然而中上游沿線仍有大量點源支排排入，致使氨氮濃度快速回升，使得中下游削減成果有限。由模擬結果概略得知，於南崁溪建立單一氨氮處理設施僅對鄰近下游水體水質有明顯改善，對於整體氨氮污染削減有限，解決之道建議仍是以興建污水下水道為首選，將民生污水納管處理才能大幅降低沿線邊溝測排之污染，待點源污染逐漸納管處理後再逐步調查解決非點源污染問題。

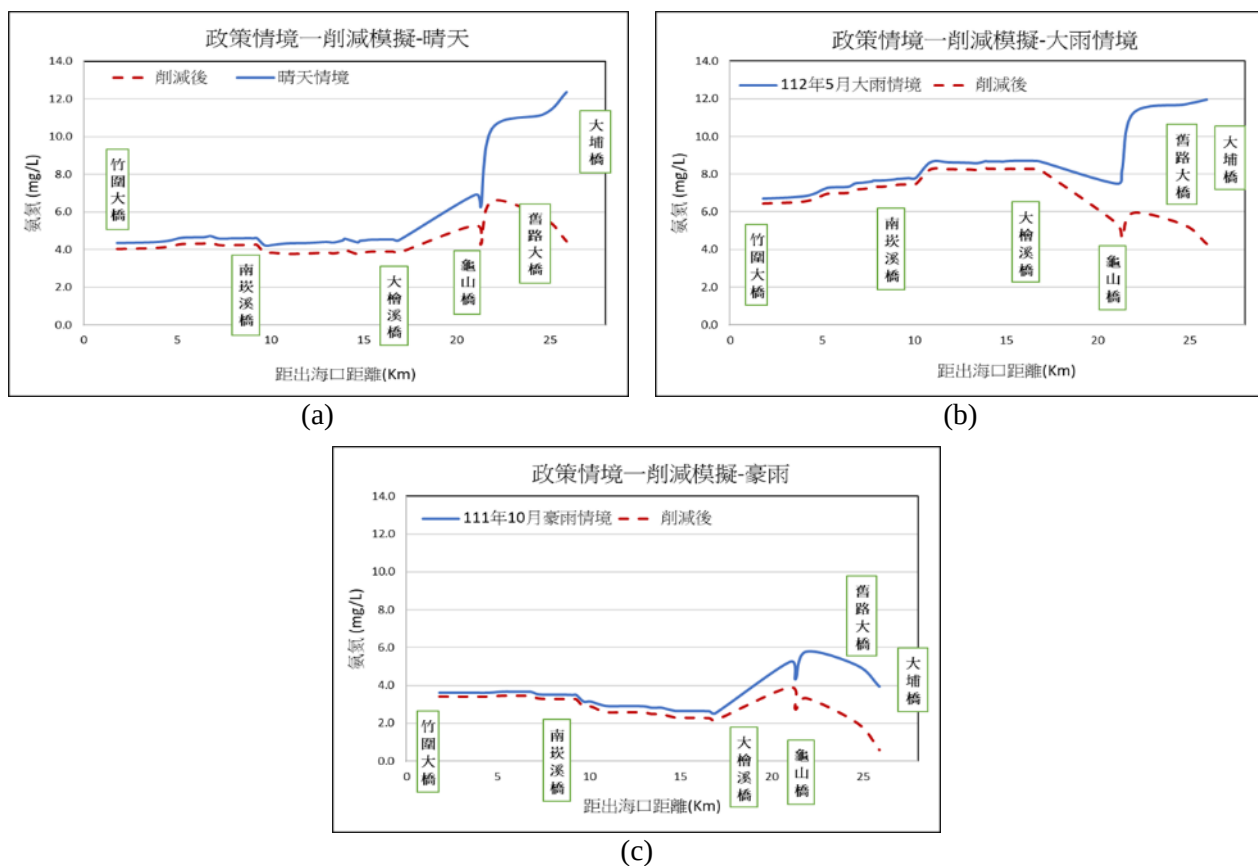


圖 22 政策情境一之全流域氨氮削減前後濃度變化(a)晴天情境(b)大雨情境(c)豪雨情境

政策情境一之三種天候條件下之削減率計算如下表，源頭大埔橋之削減率均以 64%計算，氨氮削減率自舊路大橋後即大幅收斂，至大樹溪橋處之削減率約為 5%~14%，自大樹溪橋後之下游端削減率大致在 10%以內，效果有限，且三種天候條件下之削減後氨氮濃度仍遠高於丙類水體水質標準(0.3 mg/L)。

表 15 政策情境一之三種天候氨氮削減率計算

測站名稱	晴天			112 年 5 月大雨			111 年 10 月豪雨		
	削減前 (mg/L)	削減後 (mg/L)	削減率 (%)	削減前 (mg/L)	削減後 (mg/L)	削減率 (%)	削減前 (mg/L)	削減後 (mg/L)	削減率 (%)
大埔橋	12.372	4.454	64%	11.973	4.310	64%	3.942	1.419	64%
舊路大橋	11.210	5.673	50%	11.721	5.299	55%	5.058	2.002	60%
龜山橋	6.930	5.299	24%	7.510	5.403	28%	5.259	3.895	26%
大樹溪橋	4.555	3.909	14%	8.716	8.277	5%	2.628	2.272	14%
南崁溪橋	4.250	3.846	10%	7.802	7.462	4%	3.144	2.886	8%
竹園大橋	4.374	4.051	7%	6.715	6.442	4%	3.617	3.412	6%

(二)、 情境二：符合負荷延時曲線(LDC)削減率之水質模擬

1. 背景說明：

以負荷延時曲線(LDC)推估大檜溪橋及大埔橋各流況下之涵容能力，及符合涵容能力之削減率計算，其中大檜溪橋之需削減率大約在 96.2%~98.3%之間，而大埔橋之需削減率大約在 97.8%~98.9%才能符合水體涵容能力，由於前述計算僅限單一測站，實施削減後對於整體流域之影響值得探討。另由於大檜溪橋之削減已涵蓋上游大埔橋部分，故將情境設定在大檜溪橋之晴天乾流區之需削減率 98.3%條件下，探討各支排削減 98.3%污染後，模擬全流域之氨氮濃度變化以及是否符合水體水質標準。(註：據觀測資料，一般雨天氨氮濃度較晴天低，因此若晴天模擬能符合水質標準，理論上雨天情境亦能符合，故將情境設定以晴天為對象之模擬，削減率亦以晴天乾流量區為標的)

2. 邊界值、點源輸入及模擬結果：

如上所述，本情境是以大檜溪橋之晴天乾流量區之削減率 98.3%進行模擬，故上游邊界值及各點源輸入均以削減 98.3%後之負荷輸入，其餘參數設定均與政策情境一之設定相同。如下圖 23 所示為政策情境二之模擬結果，當各支排均削減 98.3%條件下，上中下游之氨氮濃度均能在水質標準(0.3 mg/L)以下。值得注意的是表 11 大檜溪橋之涵容能力削減率計算是包括點源與非點源污染均削減 98.3%，然而本情境模擬除了上游邊界大埔橋濃度包含點源與非點源外，其他所削減的支排均為點源輸入而已，故南炭溪上中下游沿線若能大幅削減點源污染，即有相當好的水質改善效果。此政策情境模擬結果也驗證，單一測站使用負荷延時曲線(LDC)推估涵容能力及削減率計算之方式具有可行性。

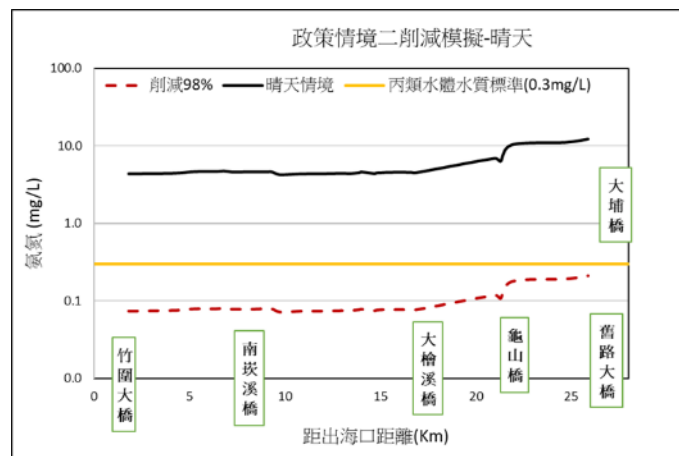


圖 23 政策情境二之全流域氨氮削減前後濃度變化-晴天

水質模擬部分，自 112 年 5 月起接續收集水質水量監測資料，監測資料包括主流大埔橋、大檜溪橋及支流東門溪等三處固定式測站之流量與氨氮濃度等項目。根據實測資料推導出大檜溪橋與大埔橋之負荷延時曲線(LDC)、推估涵容能力、削減率計算並嘗試做允許排放之污染削減分配。LDC 分析結果，目前氨氮污染在各流況下均相當嚴重，污染來自點源及非點源，各流況之需削減率皆在 96%以上。至於涵容能力時空趨勢應用方面，設計兩種政策情境進行模擬評估，政策情境一在三種天候條件下模擬大埔橋上游設置氨氮削減設施之成效，結果顯示除設施附近水體水質有明顯改善外，其餘中下游氨氮污染削減有限，政策情境二模擬透過 LDC 推算削減率 98.3%情境下之水質變化，結果顯示晴天乾流量條件下全流域之氨氮濃度均能符合水質標準(0.3 mg/L)，也驗證 LDC 法推估涵容能力之可行性。建議能持續收集連續水文水質資料，以完備負荷延時曲線(LDC)之建置，並接續調查中下游支排排入情形，以精進下游模擬之精確度，長期工作可以著手調查沿線非點源污染排放，並預作污染削減規劃。

3.2 運用水質感測物聯網提升污水廠處理效能策略研析

臺灣工廠及工業區林立，污水未妥善處理而排放之污染案件層出不窮，在水質監測數據時間及空間解析度不足情況下，難以即時掌握水質變化趨勢，末端的污水處理廠僅能被動因應進流水質狀況，進行處理單元的調整，人力成本高，即時性差且耗費大量資源。有鑑於近年來水質物聯網監測服務的發展，希望藉由水質物聯網監測設備之布建，強化對污水廠各處理單元水質數據即時掌握，適時比對污水廠內既有設備之水質監測數據，透過敘述型統計分析方法，評估環境部水質感測物聯網與設備對

污水廠進流與放流水、生物處理等的污水處理單元的水質反應與應用，以研析利用水質感測物聯網之感測設備來減少污水處理設施等多元民生設施之能耗及提升效能策略。

3.2.1 污水廠感測器裝設

團隊選定場址為桃園北區水資源回收中心，並前往該廠與負責人進行溝通協商其布建需求與預期效益，獲得廠商同意布建後由廠內人員偕同相關布建人員進行現勘，以了解各處理單元之運作現況、水質條件與感測器預計布建點位等相關注意事項。桃園北區水資源回收中心廠區處理單元、場勘照片與布建規劃如圖 24。完成民生污水廠布建點位確認後，團隊陸續針對感測器進行布建安裝前調校等相關裝機前準備作業，並於 6 月完成污水處理廠之各單元感測器安裝工作如表 16 所示。



圖 24 桃園北區水資源回收中心廠區布建規劃

表 16 民生污水廠感測器安裝現況

測站名稱	北區進流水	北區放流水	污水廠生物池_03	污水廠生物池_05
裝設位置	進水抽水站	消毒回收放流	生物好氧池	生物好氧池
布建機種	固定式+移動式	固定式+移動式	移動式感測器	移動式感測器
布建完成				

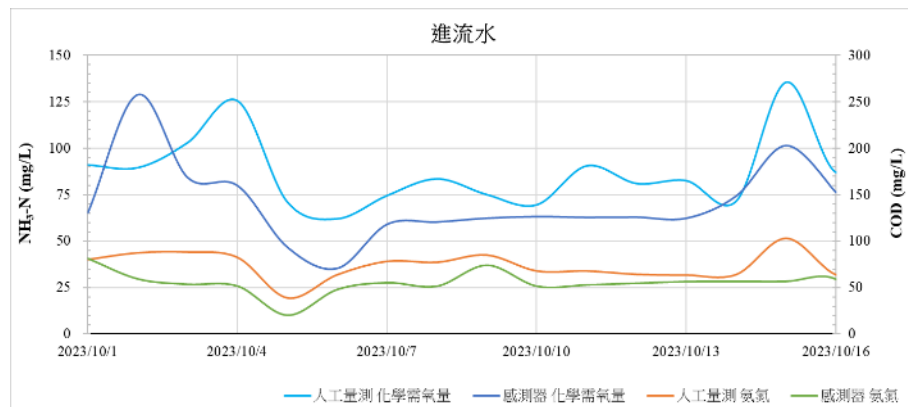
3.2.2 水質感測數據收集

布建之感測器水質數據趨勢圖如下圖 25 所示，於污水廠進、放流處布建固定式感測器(COD、NH₃-N)，於生物池布建移動式感測器，除可即時連續感測處理程序之關鍵控制指標外，亦可定期檢測掌握處理後之放流水質變化。其進流水處之固定式感測數據如圖 25 (a)所示，其水質化學需氧量(70~260 mg/L)與氨氮(10~40 mg/L)濃度趨勢與污水廠固定每日早上 9 點採樣進行人工檢測之數據(COD：124~270 mg/L，NH₃-N：19~50 mg/L)趨勢大致相似，惟民生污水進流水中懸浮固體物含量較高，而本計畫所開發之光學感測模組因有納入扣除水中懸浮固體物對 COD 之貢獻，故使 COD 濃度整體略微低估。

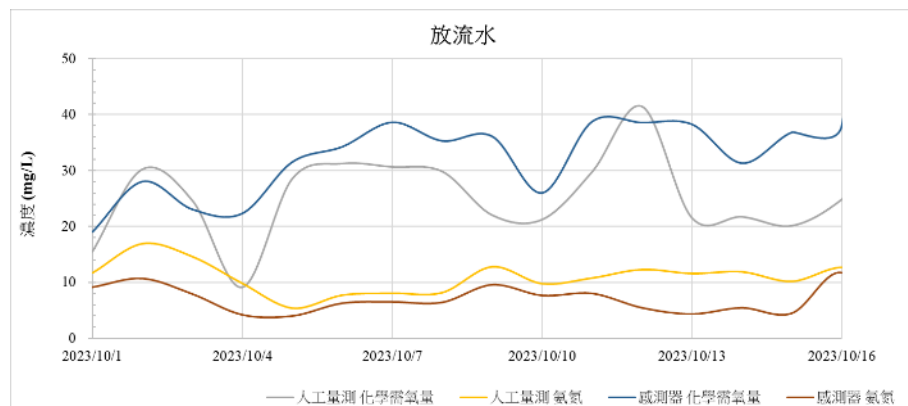
固定式感測器於放流口感測 COD 濃度穩定介於 20~40 mg/L，氨氮濃度則皆不超過 15 mg/L，而經與污水廠取得每日人工採樣檢測結果為 COD 濃度範圍 10~45 mg/L，氨氮範圍 5~20 mg/L，如圖 25(b)，其兩種檢驗方式之感測數值相比結果，感測器與人工檢測放流水濃度誤差約為 40%，但由感測連續圖可看出固定式感測器與人工檢測之水質數據，整體趨勢仍大致相似，故此物聯網固定式水質感測器可應用觀測水質趨勢變化，為水質突發異常提供預警之用。

污水廠生物處理單元之好氧池則藉由移動式感測器以分鐘等級量測水質變化，其感測結果圖 25(c-d)顯示氧化還原電位約為 -50~+130 mV，溶氧範圍 0.5~4 mg/L；其水質連續感測範圍與理論生物好氧池操作條件相符合，且經詢問污水廠方人員不定期以手持式儀器量測之溶氧濃度約 1.2~2.0 mg/L，相比之下感測器量測稍有偏高，此原因可能為量測時間差異，或人工手持量測與感測器布建相對於曝

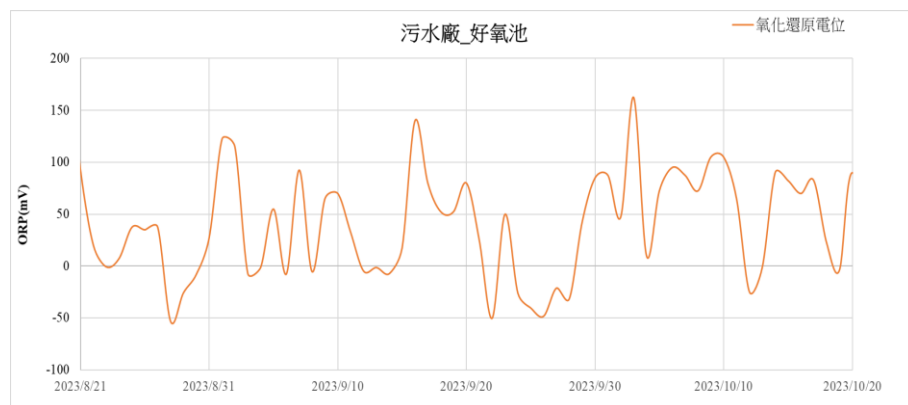
氣盤之位置有關，使得兩者出現量測差異，但由感測器連續圖可知 ORP 與 DO 的數值關係尚屬合理，後續針對溶氧、ORP 與鼓風機條件提出操作條件建議，以作為動力節能減碳之評估指標。



(a) 進流口 COD、NH₃-N



(b) 放流口 COD、NH₃-N



(c) 生物好氧池 ORP



(d) 生物好氧池 DO

圖 25 民生污水廠布建後連續感測圖(8/21~10/20)

3.2.3 鼓風機控制模型及流程建議

(一)、系統介紹

桃園北區水資源回收中心之污水收集範圍涵蓋蘆竹、桃園、龜山及八德區等 6 個都市計畫區，處理污水量可達每日 20 萬公噸，其污水處理流程為進流水經前處理設施(閘門、攔污設備、抽水及沉砂)後，分別進入 TNCU 系統三階段生物處理單元及 A2O+MBR 系統，而本次感測器場域合作布建於 TNCU 之生物池單元，各階段反應池之功能為：第一厭氧池以完全釋磷為目標；第一好氧池氧化、硝化、攝磷；第一缺氧池提供氮源並脫硝、釋磷；第二好氧池再次氧化與硝化反應；第二缺氧池降低總氮；第三好氧池提升溶氧使硝化反應完全，接著污水進入二沉池沉澱後經消毒最終放流於南崁溪流域，完整處理流程如圖 26 所示。目前該廠之生物處理池分為一、二兩期，且每期分別使用 2 台 150 馬力之渦輪鼓風機提供池內曝氣，除空氣主要通管外依操作彈性各區布設空氣支管，如圖 27、圖 28 所示。

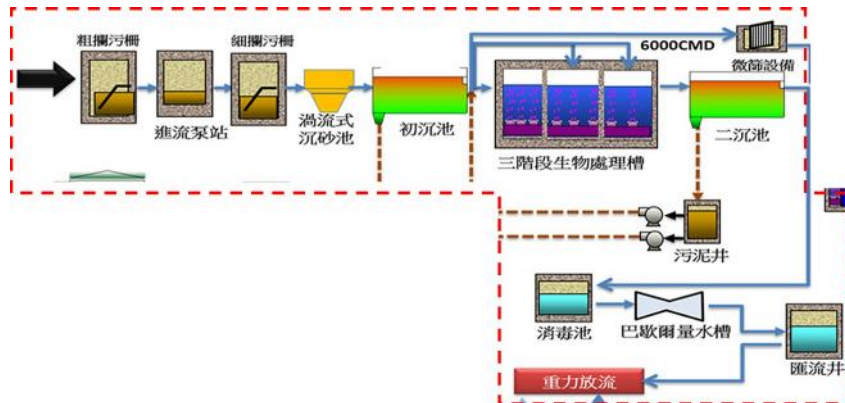


圖 26 污水廠處理程序流程圖



圖 27 污水廠區使用之渦輪鼓風機(NAMWON Turbo one)



圖 28 曝氣池空氣主管與各池空氣支管

目前該民生污水處理廠之操作條件採鼓風機全時曝氣，並搭配人工定期池內溶氧量測，以確保符合水質排放標準，正因此鼓風機操作條件使得生物處理單元為電力能源消耗的主要原因，能耗分析如圖 29 所示，故後續提出相關鼓風機優化之控制策略，作為未來污水廠處理程序節能操作之步驟依循。

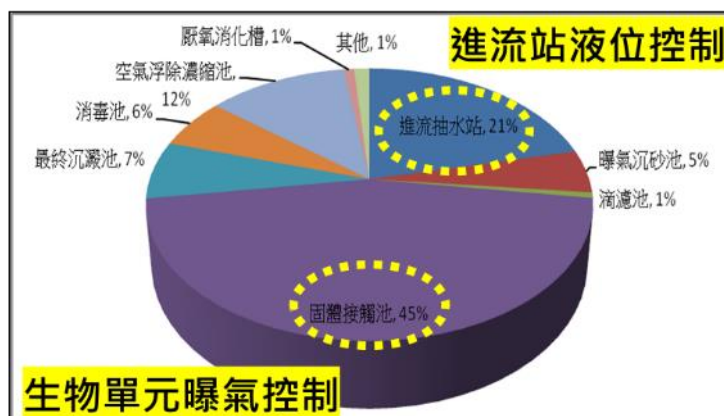


圖 29 污水處理廠處理程序能耗分析

(二)、 鼓風機優化控制方法說明

優化控制系統架構主要包含「鼓風機優化控制」與「污染物推估模式」兩大部份，如圖 30。其中鼓風機最佳化操作策略為第一階段（紅色流程標示），以目前污水廠原操作方法鼓風機採全載 60Hz 運轉，目標為滿足生物處理單元所需溶氧在 1~3 mg/L 之間，其溶氧量測為定期以人工以手持式水質裝置進行量測，以此做為曝氣量調整之依據；而導入優化控制方法首先建議檢查並拆除管路上不必要且高壓損元件並確保風門全開，再於生物池中搭配安裝數台分鐘級感測之線上水質感測裝置，自動分析水質即時資訊(如 DO、ORP 等)，以溶氧目標範圍(1~3 mg/L)、DO 及 ORP 趨勢變化作為優化鼓風機變頻控制之線索依據，提供回饋至鼓風機並依其最佳化操作條件自動控制鼓風機輸出頻率、風量等，依此控制策略預期可節約 10%之電力消耗。鼓風機基本控制策略流程如圖 31 所示。而經詢問取得該污水處理廠近一期之月報資訊，原操作條件每月用電量為 754,720 度，而經優化控制邏輯操作下約可減少 75,472 度電力使用節省約 186,224 元，此外更能降低約 37,358 公斤二氧化碳(CO₂)排放，達到避免過度曝氣造成能源浪費，以落實節能減碳之目的。

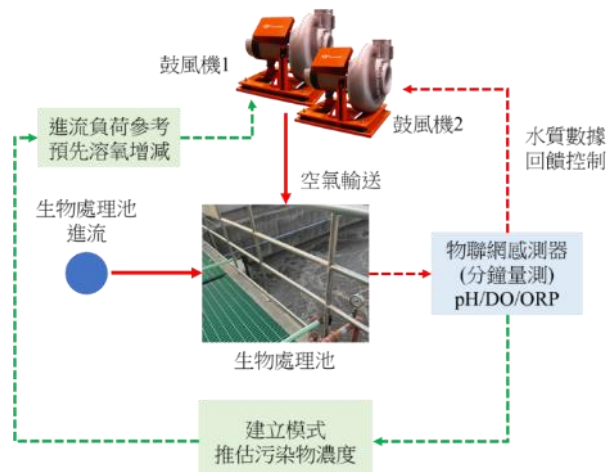


圖 30 優化控制系統架構

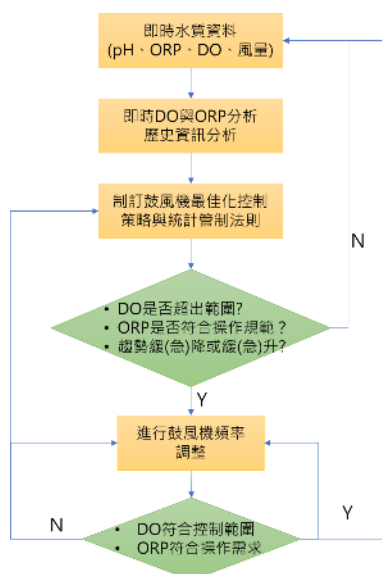


圖 31 鼓風機變頻控制策略流程圖

3.3 運用水質感測器精進環境稽查作業

為了發揮水質感測器之環境稽查應用，感測器選址應以能解決實際迫切面臨之環境問題為優先，如重點污染潛勢區、民眾經常檢舉區域及環境污染事件頻發區域。本團隊以解決實際環境問題為目的，初步訂定選址準則為以下：(一)依據過去水質、地下水、土壤或底泥監測背景資訊，挑選經常超標地區；(二)篩選經常受到陳情或有重大環境污染議題事件地區；(三)挑選周遭或場域下游有敏感受體地區；(四)考量資通訊傳輸良好及布建維運較為容易地區。透過上述選址準則，以污染溯源取締不法廠商或下游使用水源之民眾定期監測。

團隊依據上述四大準則，於計畫執行期間因牛欄河上游河水泡沫事件以及鳳山溪流域下游有污染事件，為已停工之工廠桶槽洩漏污染河川，本計畫與桃園環保局合辦計畫目前已在該事件重要上游-牛欄河與水坑溪各安裝固定與移動感測器 1 台，再加上桃園市環保局之移動式感測器合計共 7 台，可針對高平工業區、高原工業區及水坑溪上游污染潛勢工廠(累犯)進行污染監測，保護下游淨水場取水來源，同時也配合相關環保單位建議之污染場域篩選適合布建之地區。依循環保局委辦廠商提供數個當地水質較受關注之排水區域進行現勘，以及偕同環境部與北區督察大隊會勘兩處高風險水質污染場域，分別位於桃園市龍潭區牛欄河段與新竹縣關西鎮水坑溪，此兩處河段上游皆有鎖定數家可疑高風險排放之廠家，會勘資料整理於表 17 所示。會勘結束並進行相關布建前確認工作並陸續完成水坑溪、牛欄河與水坑溪之固定式感測器安裝工作，現場布建完工照及感測器相關資料如表 18 所示。裝機後持續針對測站進行定期維運校正以維持良好之感測品質，並透過水質物聯網平臺分析各測項感測數據。以下針對水質感測異常之場域進行分析，並查獲相關不法事項，其說明如下所述。

表 17 環保單位建議布建之場域資料

場域來源	環保局委辦單位		北區督察大隊	
位置	坑子溪 (桃園市蘆竹區)	南崁溪 (桃園市蘆竹區)	牛欄河 (桃園市龍潭區)	水坑溪 (新竹縣關西鎮)
名稱	蘆竹工業區 I_01	蘆竹工業區 I_02、 03	牛欄河 R_01	水坑溪 R_01
座標	25.081064, 21.281243	25.0694, 121.2682	24.821306, 121.203113	24.8237, 121.1723
上游廠家	- 州 O 公司(染整廠) - 樺 O 紡織(染整業)	- 亨 O 電子(電子業) - 詠 O 電子(電子業)	- 新 O 亞(預拌混凝土) - 立 O 特化(化學製造) - 生 O 化工(化學製造)	- 利 O 科技(半導體製造業) - 東 O 精機(電子零組件加工業) - 詠 O 科技(電子零組件製造業)

表 18 布建場域感測器與水質資料

名稱	蘆竹工業區 I_1	蘆竹工業區 I_02、03	牛欄河 R_1	水坑溪 R_1
座標	25.081064, 121.281243	25.0694, 121.2682	24.821306, 121.203113	24.8237, 121.1723
測項	酸鹼度(pH)、導電度(EC)、溫度(Temp)、化學需氧量(COD)			
監測頻率	20 分鐘檢測一次			
供電電源	電池+太陽能			
數據區間	pH：7.0~8.0 EC：700~1,300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ COD：50~100 mg/L	pH：7.0~9.0 EC：800~1,500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ COD：50~130 mg/L	pH：7.4~7.9 EC：150~250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ COD：7~20 mg/L	pH：7.0~7.8 EC：5,000~15,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ COD：15~100 mg/L
布建完工				

(一)、牛欄河 R_01

本場域主要針對常出現泡沫廢水且下游為關西淨水場之取水點，此區域之牛欄河因其上游有預拌混凝土製造與化學品製造業，過去曾有相關的裁罰紀錄，因此環境部、北區督察大隊與桃園市環保局協力於牛欄河流域布建 1 組固定式及 4 組移動式水質感測器，相關位置如圖 32。根據感測資料分析結果顯示，固定式感測器牛欄河 R_01 布建以來 pH、EC 與 COD 均無異常，pH 介於 7~9、COD 低於 100 mg/L，感測數據如下圖 33 所示。但桃園市環保局於 6 月 28 日於固定式感測器牛欄河 R_01 上游匯流處四個點位布建移動式感測器限縮可疑範圍，其中移動式感測器牛欄河 2 於布建當日即開始發現水質異常現象，由圖 34 之結果可知，呈現於週一至週六 6：00~15：00 發生鹼性異常，pH 9~13 伴隨 EC 2,000~5,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 且出現連動狀況，週六與日判斷為工廠休息故無進行排水，污染事件次數熱力圖分析結果亦支持此現象(圖 35)。因此，已鎖定非法排放廠家，該公司係從事水泥業的新 O 亞預拌混凝土廠股份有限公司，領有環保局所核發之貯留許可文件，案經桃園市環保局於 112 年 6 月 26 日派員至承受水體前之廠外溝渠採樣，檢測結果 pH 為 12.4，並採樣檢測結果為懸浮固體 255 mg/L，皆未符合放流水標準(pH 6.0~9.0 及懸浮固體 50 mg/L)，經查該公司因清洗地面，部分廢水不慎從廠內溝渠續流至廠外溝渠，惟未依登記事項運作，未妥善完全回收至廢水處理設施，已違反水污染防治法第 20 條第 1 項，水污染防治法第 7 條第 1 項，並裁處 38.4 萬元。一個月後桃園市環保局於 112 年 7 月 24 日派員至該公司稽查，該公司圍牆旁有一股廢水排放情形，水色呈水泥灰，於承受水體前之廠外溝渠採樣檢測結果 pH 為 11.3，未符合放流水標準，已違反水污染防治法第 7 條第 1 項，並裁處 27.06 萬元。後續持續追蹤水質感測結果，已無超標情形。



圖 32 牛欄河布建位置圖

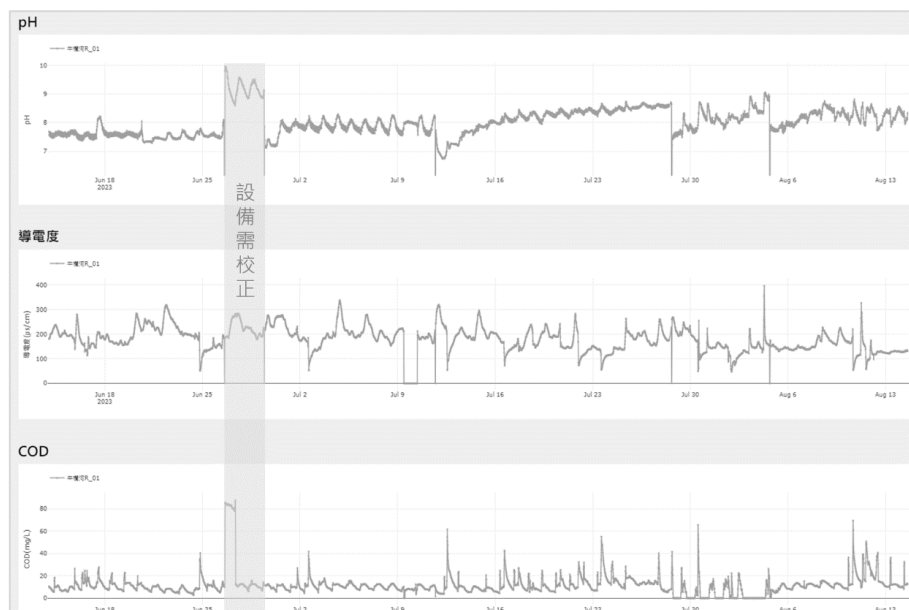


圖 33 固定式感測器牛欄河 R_01 數據示意圖(6/14~8/14)

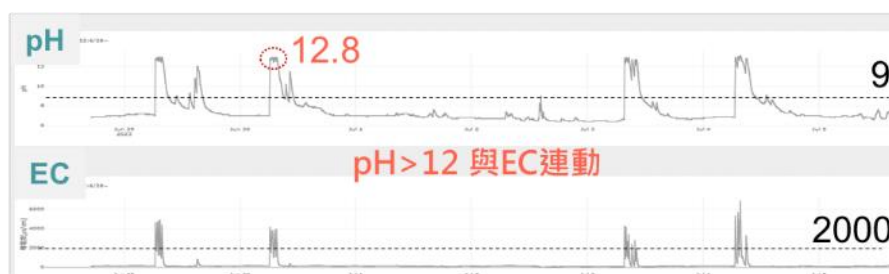


圖 34 移動式感測器牛欄河 2 數據示意圖(6/28~7/5)

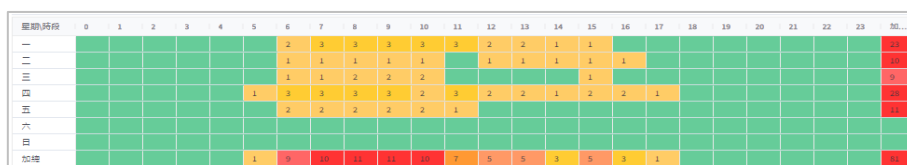


圖 35 移動式感測器牛欄河 2 偏鹼事件次數熱力圖(6/28~8/14)

(二)、塔寮坑溪 R_01

本區域為 111 年 11 月所布建，如圖 36，布建目的原為水質背景調查。至布建以來，常感測到水質異常，pH 9~12.2 超標，且 EC>800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 連動，pH 鹼性異常超標時段統計於每日晚上 18:00~凌晨 1:00 較易出現超標，如圖 37。遂於 112 年 5 月起與桃園市環保局合作，於上游可疑污水匯入點位布建移動式水質感測器，逐步限縮可疑範圍，但因上游地勢險峻布建不易。112 年 3 月桃園市環保局於固定式塔寮坑溪 R_01 上游 250 公尺處之匯流點布建移動式感測器，如圖 38，布建次日起即發現水質感測異常，與下游固定式塔寮坑溪 R_01 連動，pH 10~13，如圖 39，桃園市環保局遂啟動稽查作業，並鎖定非法偷排廠家。桃園市環保局於 112 年 8 月 8 日派員前往龜山區萬壽路一段稽查，該公司為裕民化學股份有限公司，於該址工廠從事清潔劑半成品製造作業，屬水污染防治法事業分類及定義之化工業，該公司未領有本府核發之廢(污)水排放許可文件，逕將製程廢水排放至承受水體-塔寮坑溪，核已違反水污染防治法第 14 條第 1 項規定，另於承受水體前採樣檢測結果，pH 11.7，懸浮固體 189 mg/L，化學需氧量 231 mg/L，未符合放流水標準(pH 值：6-9，懸浮固體：30 mg/L，化學需氧量：100 mg/L)，核已違反水污染防治法第 7 條第 1 項規定，本案核已同時違反水污染防治法第 14 條第 1 項及第 7 條第 1 項規定，裁處 238.68 萬元。後續持續追蹤水質感測結果，已無超標情形。

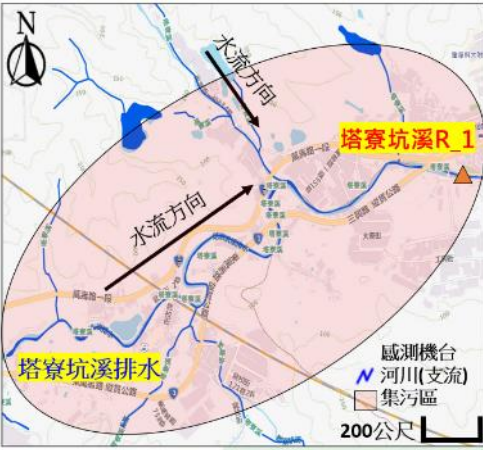


圖 36 固定式感測器塔寮坑溪 R_01 布建位置圖 1

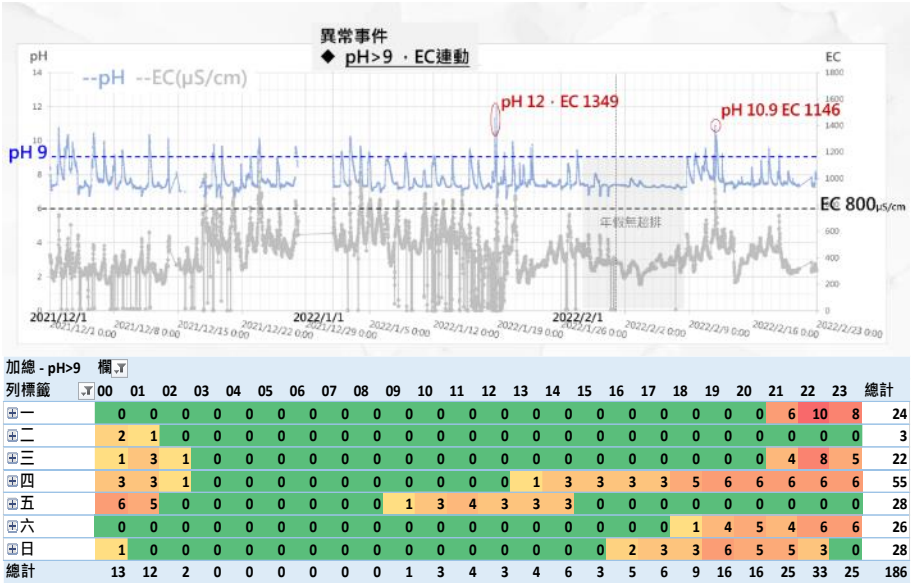


圖 37 固定式感測器塔寮坑溪 R_01 數據與超標時段示意圖(110/12~111/2)



圖 38 固定式感測器塔寮坑溪 R_01 布建位置圖 2

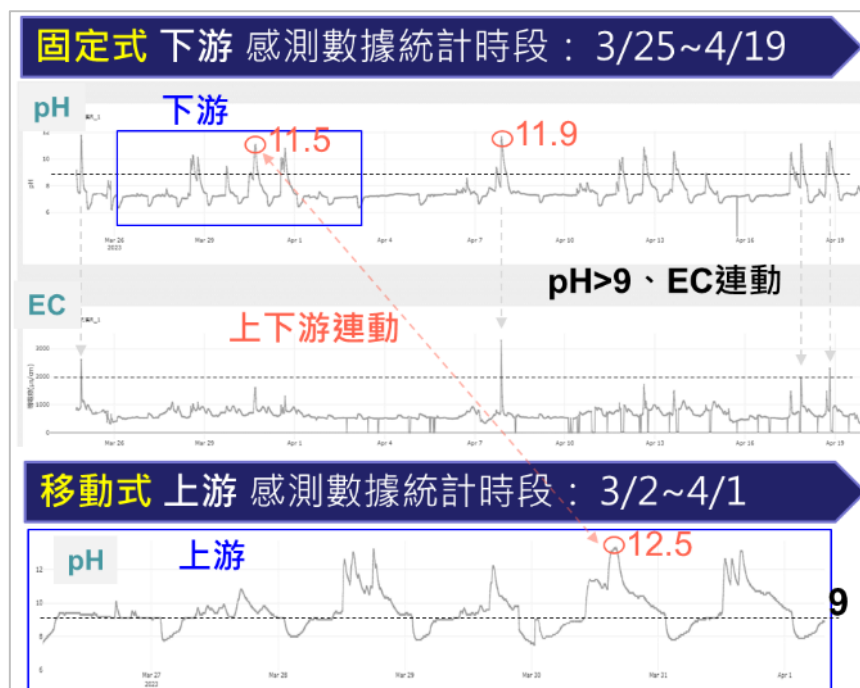


圖 39 固定式感測器塔寮坑溪 R_01 數據(112/3~112/4)

本計畫期間依據環境部與地方環保局需求，於牛欄河與塔寮坑溪感進行水質異常感測，依據水質異常時空分析結果，成功協助查獲偷排廠家共 3 件，共裁處超過 304 萬元。為預防工業廢水未妥善處理及不肖業者惡意排放廢水而污染河川、溪流與農地之環境事件，未來持續於工業區與工廠鄰近河川、農地與民眾活動範圍，布建水質感測器進行水質異常感測與物聯網布建規劃，定期確認點位布建效益並進行移點評估，透過不間斷的監測網絡，對可能流入河川與農地之污染達到即時預警及應變效益。

四、結論

1. 在水質感測器精進與優化部份成果整理如下：(1)感測器前處理部分：開發出新型前處理過濾裝置，可增進取樣代表性；(2)設備優化部分：新增光學設備自動校準功能，能夠在環境場域感測時自動修正光學訊號強度並增加量測的穩定與準確度；(3)自動潔淨部分：設計自清洗機制於移動式水質感測器並完成初步驗證，在有增設自清功能的電極可延長維運時間兩倍；(4)遠端餘氯監測部分：本計畫建置之餘氯感測設備與商用儀器均呈現適度或良好以上的相關性。
2. 布建固定式 30 台與移動式 10 台於多元場域進行感測應用，應用類型包含河川水質模式、環境稽查、淨水場與污水廠等處，整體而言本年度感測器數據品質皆符合計畫驗收標準>85%。本年度與桃園北區水資源回收中心協調合作布建感測器進行場域比對測試，經感測器與人工檢測數據比對結果，證實其物聯網水質感測器雖無法取代標準檢測方法，但可反應即時水質變化趨勢，以提供操作人員處理程序之依據。
3. 水質模式模擬部分，根據負荷延時曲線分析結果，目前氨氮污染在各流況下均相當嚴重，污染來自點源及非點源，各流況之需削減率皆在 96% 以上。至於涵容能力時空趨勢應用方面，政策情境一在三種天候條件下模擬大埔橋上游設置氨氮削減設施之成效，結果顯示除設施附近水體水質有明顯改善外，其餘中下游氨氮污染削減有限；政策情境二推算削減率 98.3% 情境下之水質變化，結果顯示晴天乾流量條件下全流域之氨氮濃度均能符合水質標準(0.3 mg/L)，也驗證 LDC 法推估涵容能力之可行性。
4. 環境部和地方環保局持續合作，針對民眾陳情和重大污染事件疑慮的地區展開行動。運用固定和移動式水質感測器，在牛欄河、水坑溪、塔寮坑溪及蘆竹工業區進行區域性感測。團隊利用即時水質感測，特別追蹤上游常見的泡沫廢水問題，透過水科技物聯網應用平臺的時空分析，鎖定非法排放廠家-新 O 亞 pH 超標的情況。根據水污染防治法第 20 條第 1 項和第 7 條第 1 項的規定，處以 65.46 萬元的罰款。而塔寮坑溪在 112 年 5 月環境部開始與桃園市環保局合作，在可疑污水可能排入點的相關位置布建移動式水質感測器，逐步縮小可疑區域。根據水科技物聯網應用平臺的熱力圖分析，桃園市環保局在污染好發時段對可疑企業—裕 O

化學進行現場稽查，查獲該廠未領有核發之廢(污)水排放許可文件，逕將製程廢水排放至承受水體-塔寮坑溪，違反了水污染防治法第 14 條第 1 項的規定。此外，在對承受水體進行的取樣檢測中，發現 pH、懸浮固體和化學需氧量均不符合排放標準，同時違反了水污染防治法第 14 條第 1 項和第 7 條第 1 項的規定，對該企業處以了 238.68 萬元的罰款。後續持續監測水質狀況，顯示已經沒有超標情況發生。根據統計，本年度的計畫中共協助進行了 3 次相關稽查，罰款總額約為 304 萬元。

參考文獻

- [1] 美商傑明工程顧問公司，106 年桃園市重點河川污染總量管制實施管理計畫，桃園市環境保護局委託(2017)。
- [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」，國立中央大學碩士論文 (2018)。
- [3] 行政院環境保護署，水質感測物聯網研發、實場布建及展示分析應用(2018)。
- [4] 林鎮洋、康世芳、陳起鳳(2018)，地面水體水質模式及教育宣導講習計畫，行政院環境保護署委託。
- [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(2019)。
- [6] 林鎮洋、康世芳、陳起鳳，地面水體水質模式模擬運用及教育推廣計畫，行政院環境保護署委託(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)。
- [8] 陳起鳳、林鎮洋、康世芳，推動地面水體水質模式運用之環境教育推展計畫，行政院環境保護署委託(2021)。
- [9] 桃園市政府環境保護局，「桃園市南崁溪污染削減河川水質改善產官學三方攜手推動」，2022 年 10 月 3 日新聞稿，檢自 <https://www.tydep.gov.tw/tydep/Message/Detail/5590>
- [10] 行政院環境保護署，111 年度高效化智慧水聯網研發應用及專案管理計畫成果報告 (2022)。
- [11] 環境部，112 即時線上水質感測技術開發(2/4)計畫成果報告 (2023)。
- [12] United States Environmental Protection Agency, “Guidance for Water Quality-based Decisions: The TMDL Process.” Washington, D.C. (1991).
- [13] United States Environmental Protection Agency, “Options for the Expression of Daily Loads in TMDLs.” Washington, D.C. (2007).
- [14] Babbar-Sebens, M., & Karthikeyan, R., “Consideration of sample size for estimating contaminant load reductions using load duration curves.” *Journal of Hydrology*, 372(1-4), 118-123 (2009).
- [15] Jang, J. Y., Kim, D. W., Choi, Y. J., & Jang, D. W., “Analysis of the Water Quality Characteristics of Urban Streams Using the Flow-Pollutant Loading Relationship and a Load Duration Curve (LDC).” *Applied Science*, 11(20), 9694 (2021).
- [16] Shabani, A., Woznicki, S. A., Mehaffey, M., Butcher, J., Wool, T. A., et al., “A coupled hydrodynamic (HEC-RAS 2D) and water quality model (WASP) for simulating flood-induced soil, sediment, and contaminant transport.” *Journal of flood risk management*, 14(4) (2021).
- [17] Kang, S. F., Lin, J. Y., Chong, K. Y., Lin, Y. T., & Chen, C. F., “Assessing wastewater pollution from outdoor night markets and its impacts on river quality.” *Water Science & Technology*, 86(9), 2288-2302 (2022).