

112年環境科技論壇 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：112年11月7日
活動地點：環境部後棟(會議中心)

目錄

多階雙向流式流體化床應用國產活性碳球連續吸附模組開發.....	1
結合系統性文獻回顧與實地研究以擬定空污減量為導向之在地化城市綠化實務 推動模式.....	7
精準控管各縣市 NO _x 及 NMHC 排放量以改善 O ₃ 污染.....	29
多元燃料取代生煤之空氣污染與溫室氣體減量共益效應評估.....	43
智慧判（偵）煙科技法寶，烏賊煙囪無所遁形.....	50
細懸浮微粒(PM _{2.5})化學成分監測及分析計畫.....	60
校園教室採用不同介入措施情形下室內 PM _{2.5} 濃度預測模式之建立與驗證.....	77
臺灣主要空氣污染物長期及短期暴露濃度轉換比.....	94
結合土地利用迴歸與機器學習建置臺灣長期高解析度粒狀污染物之時空推估模 型：以懸浮微粒與細懸浮微粒中砷污染物為例.....	95
長期空氣污染暴露與非酒精性脂肪肝發生之相關性.....	107
長期空氣污染暴露與非酒精性脂肪肝發生之相關性.....	113
以表觀基因學找空污影響之健康預警指標.....	118
老人福利機構之室內環境及空氣品質與長者健康之多學科調查結果與改善建 議.....	123
提升民眾對室外空氣污染健康識能之衛教介入成效.....	129
懸浮微粒粒徑化學組成特性及細胞毒性研.....	135
微區域分析應用於污染源鑑識技術提升之初步研究結果-以電弧爐煉鋼業為例 (3/4).....	148
河川生物相鑑識技術.....	159
飲用水新興污染物研究與水質管理計畫.....	170
111 年度高效化智慧水聯網研發應用及專案管理計畫應用成果.....	172
無機再生粒料於港區工程應用與推廣專案工作計畫.....	196
廢車循環利用低碳商業運作模式之研發.....	202
綠色化學-安全替代整合性政策研究.....	206
111 年環境用藥綠色技術研發綜整計畫.....	213
化學物質安全使用資訊整合平台及科技化管理計畫(3/4).....	221

多階雙向流式流體化床應用國產活性碳球連續吸附模組開發

任威翰¹ 許婉儀² 黃安妮² 劉耕福³ 郭修伯^{1*}

¹國立臺灣大學化學工程學系

²長庚大學綠色科技中心

³紡織產業綜合研究所產品部

EPA 112-EPA-F017

摘要

世界對於減少空氣污染排放的關注日益提高，氣體淨化技術的需求也越來越重視。氣固流體化床具有良好的熱傳及質傳面積與實效，有極大的潛力得以廣泛應用於有害氣體排放防治。本研究透過 CFD-DEM 模擬技術，開發一多階雙向流式流體化床，並搭配數百 micron 活性碳球進行 VOCs 吸附防治模組測試。多階流體化床多孔板孔洞大小為 2.5 mm，兩圓心距離(pitch)為 5.74 mm，開孔率為 27.6%。在壓差為 90 Pa 時，活性碳球顆粒在板上的平均滯留時間可達約 50 s。使用進口活性碳球進行 MEK 一階吸附測試，移除效率達到 97.17%；進行二階吸附測試時，移除效率可達 99.95%。在相同 MEK 入料條件下，進口活性碳移除效率為 91.67%，國產活性碳球表現更佳，移除效率可達 98.43%。

關鍵詞：多階雙向式流體化床、揮發性有機物吸附、CFD-DEM、球型活性碳

一、前言及研究目的

工業革命帶來經濟繁榮和科技進步，人類文明也因此迅速發展。然而，因為大規模的機械化生產和燃燒化石燃料，產生大量的廢棄物和排放物，導致一連串的環境污染與全球暖化問題。例如：二氧化碳排放、揮發性有機氣體(Volatile Organic Compounds, VOCs)逸散等，其中 VOCs 逸散對於人體健康的影響更為短效顯著。因此，各國紛紛加強了空氣污染控制和 VOCs 逸散相關的法規監管，以減少其對健康和環境造成的負面影響。

對於空氣污染控制的氣體淨化有許多方法，流體化床因具有優異熱傳及質傳面積與實效，被各國認為其技術是最有效的方法之一。本研究進行「多階雙向流式流體化床模組」開發和「國產活性碳球」的製備應用。透過雙向流式流體化床的系統，可以提供連續且高吸附量的處理效能，從而更有效率地去除 VOCs。本研究亦開發 CFD-DEM 多相流模擬模型，協助未來系統的優化與放大設計，以達到最佳的流體化床操作與設計。

二、研究方法

2.1. 多階雙向流式流體化床開發

對於多階雙向流式流體化床開發分，首先透過 CFD-DEM 模擬設計多孔版的孔洞配置，並且觀察顆粒、氣體相互運動狀態以及顆粒滯留時間，再架設一組多階式流體化床系統進行實驗。

本研究中模擬採用 Eulerian-Lagrangian 法，將流體相視為連續相，固體顆粒視為離散相，如圖 2.1。流體相的運動模式，透過計算流體力學(Computational fluid dynamics, CFD)進行求解，而顆粒的運動軌跡則採用離散元素法(Discrete element method, DEM)的軟球模型預測，根據牛頓第二運動定律，計算每一顆固體粒子的受力情況，進而得到加速度、速度及位置。藉由 CFD 與 DEM 兩計算方法的耦合，在時間步、單位控制 volume 內考量氣體相與顆粒相之間的交互作用，得以計算出氣固兩相之間的交互影響與分布。

在實驗上，本研究架構一多階雙向流式流體化床，如圖 2.2。由多段不鏽鋼管製成流化床塔，總高度約為 1000 mm。管柱以法蘭連結，並在各階插入多孔板，使顆粒由上方進入系統，含 VOCs 氣體由下方進入系統，兩者形成雙向流模式(countercurrent flow)。在適合的操作條件下，粒子能於多孔板上形成穩定的流體化床，經過若干時間的滯留後，掉落至下一階或移出系統。在本研究中，以活性碳球為上方進入系統之顆粒，含 VOCs 之空氣由下方進入系統之模擬污染氣體。

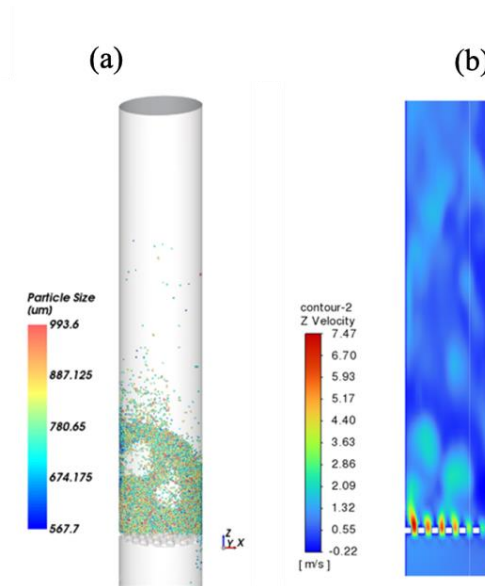


圖2.1 CFD-DEM 耦合於同一瞬態下示意圖 (a)顆粒運動分佈圖 (b)流體於 z 方向速度分佈圖

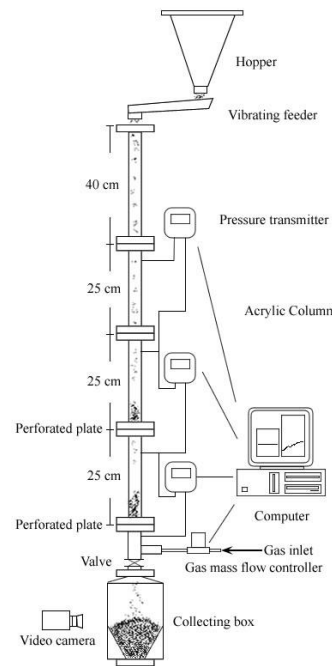


圖2.2 多階式流體化床系統示意圖[1]

2.2. 揮發性有機物吸附

本研究分別使用市售日製活性炭(吳羽化學、密度 = 970 kg/m^3 , $d_{50} = 684 \mu\text{m}$ 。)及國產活性炭(台灣中油與紡織產業綜合研究所合作製備，如圖2.3)作為吸附材；吸附物為丁酮(Methyl Ethyl Ketone, MEK)作為揮發性有機物代表。圖2.4為實驗裝置示意圖，吸附實驗過程中，將恆溫循環水槽設為 10°C 並將 MEK 發泡瓶置於其中，以曝氣的方式將 MEK 混入流體，並透過氣相層析儀得知 MEK 初始濃度。活性炭與流體分別從流體化床上方及下方進入系統，粒子在多孔板上成床進行吸附，並藉由多孔板孔洞隨機掉落離開床層，最終活性炭和流體分別從流體化床下方及上方離開系統。實驗過程中也以氣相層析儀測量 MEK 出口濃度，以移除效率進行評估，計算方程式如下：

$$R = \frac{c_{in} - c_{out}}{c_{in}} \times 100\% \quad (1)$$

其中， R 為移除效率， C_{in} 為入口 MEK 濃度， C_{out} 為出口 MEK 濃度。

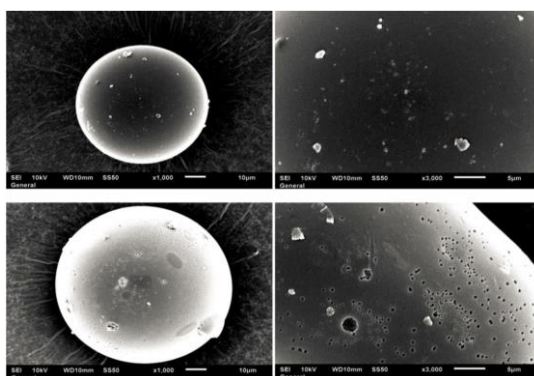


圖2.3 台灣中油自製石油基瀝青微球 [2]

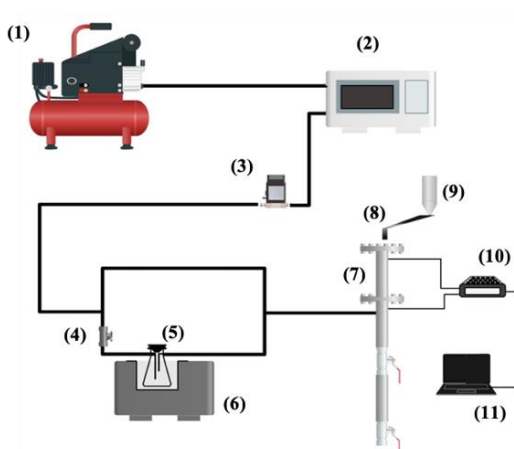


圖2.4 實驗裝置示意圖(1)空壓機(2)去水凍乾機(3)氣體流量計(4)針閥(5)MEK 發泡瓶(6)恆溫循環水槽(7)多階雙向流式流體化床(8)固體進料震動器(9)粒子儲槽(10)訊號擷取器(11)電腦

三、結果與討論

3.1. 流體化床設計開發與操作

圖3.1為實際組裝後的流體化床系統。上方管柱材料會因為目的而有所不同，觀察顆粒流態時選用壓克力管，進行 VOCs 吸附實驗時則使用不鏽鋼管避免靜電產生。下方進氣管柱材料皆為不鏽鋼，整體系統管壁內徑為29 mm。在設計上選擇此大小的優點在於可以平衡實驗和模擬計算之間的需求，以驗證實驗和模擬的結果。此外，透過CFD-DEM模擬協助，設計出一孔洞大小為2.5 mm，兩圓心距離(pitch)為5.74 mm，開孔率為27.6%之多孔板。

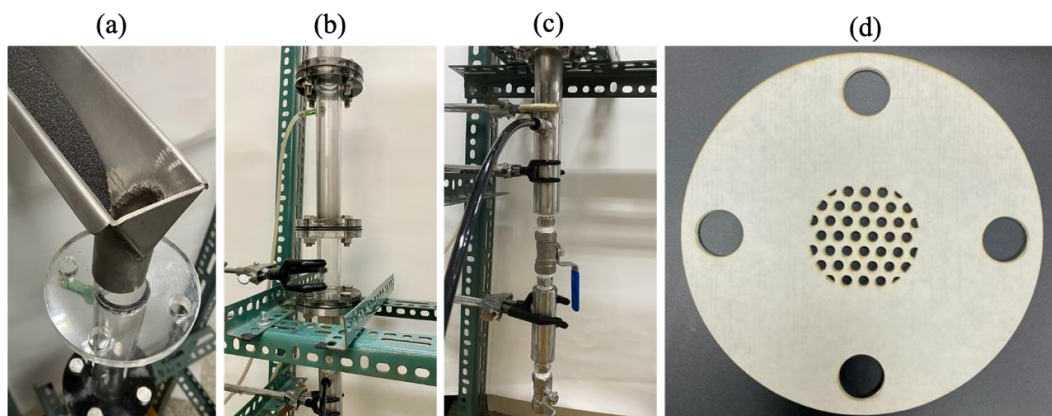


圖3.1 流體化床系統實際照片(a)震動式進料器和流體化床上方(b)流體化床中間(c)流體化床進氣口及顆粒收集盒(d)多孔板實際照片

圖3.2為 CFD-DEM 模擬計算和實驗量測所得知的顆粒於單一多孔板上平均滯留時間比較。當模擬與實驗壓差相近時，CFD-DEM 模擬計算顆粒滯留時間為50 s，實驗量測的滯留時間為56 s，兩者相當吻合。

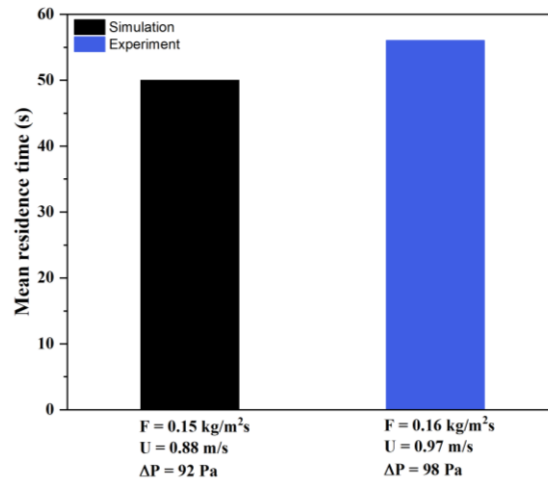


圖3.2 模擬與實驗平均滯留時間比較

3.2. 多階雙向流式流體化床應用於 VOCs 吸附

分別以市售日製活性碳球進行一階及多階流體化床吸附實驗，圖3.3及圖3.4呈現一階流化床的出口 MEK 濃度及流體化床兩端壓降監控。MEK 入口濃度為 $5300 \pm 200 \text{ ppm}$ ，出口濃度約 150 ppm ，VOC 移除效率達到97.17%。且系統壓降維持恆定於約 105 Pa ，可長期操作超過1小時以上。

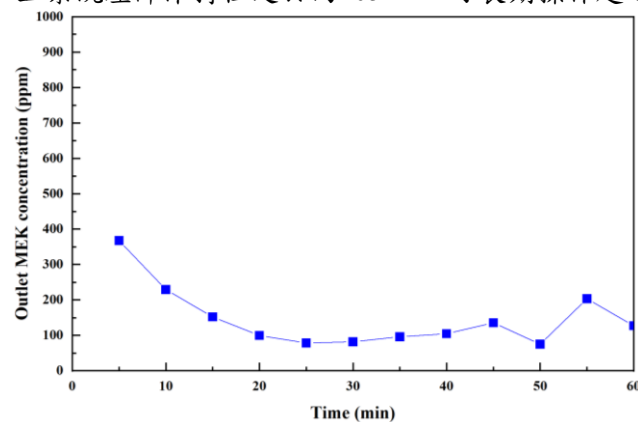


圖3.3 一階雙向流式流體化床，MEK 出口濃度隨時間變化圖 ($F=0.16 \text{ kg/m}^2\text{s}$ ， $U=0.97 \text{ m/s}$)

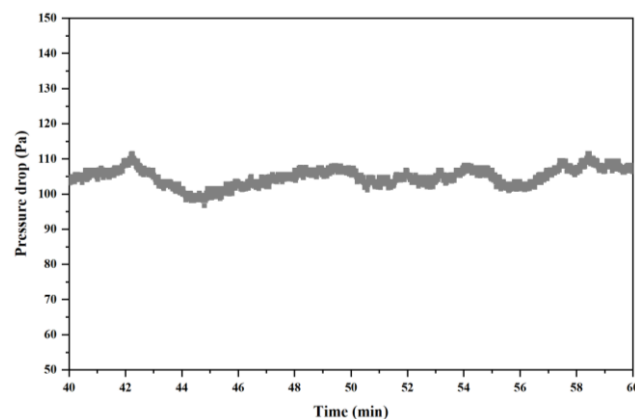
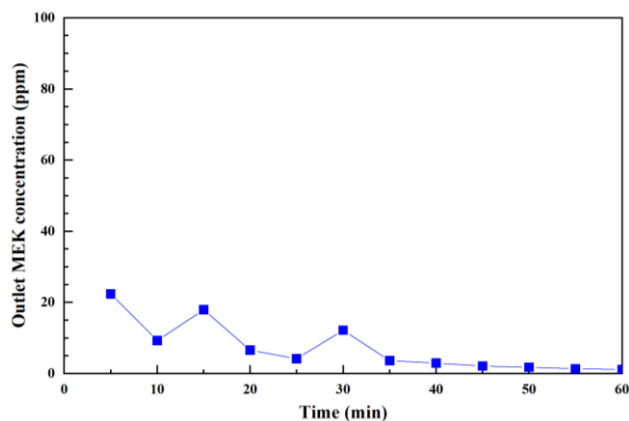
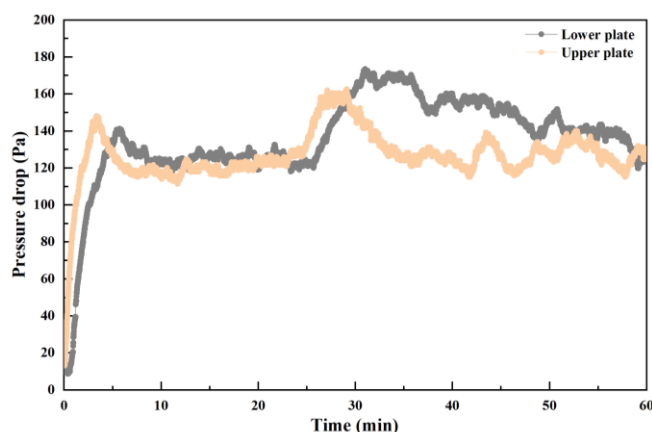


圖3.4 一階雙向流式流體化床，壓降隨時間變化圖($F=0.16 \text{ kg/m}^2\text{s}$ ， $U=0.97 \text{ m/s}$)

圖3.5及圖3.6呈現二階流化的出口 MEK 濃度及流體化床兩端壓降監控。MEK 入口濃度為 $4600 \pm 200 \text{ ppm}$ ，出口濃度約為 2 ppm ，VOC 移除效率達到99.95%。上板壓差整體約略為 120 Pa ，下板壓差則約略為 130 Pa 。和一階雙向流式流體化床相比，單階壓力降差異不大。推論增加一階，VOC 移除效率由97.17%增加到99.95%，由於每個單階有相近的活性碳總量懸浮，後續放大可直接增加板數以提高移除效率。

圖3.5 二階雙向流式流體化床，MEK 出口濃度隨時間變化圖($F=0.16 \text{ kg/m}^2\text{s}$ ， $U=1.00 \text{ m/s}$)圖3.6 二階雙向流式流體化床，壓降隨時間變化圖($F=0.16 \text{ kg/m}^2\text{s}$ ， $U=1.00 \text{ m/s}$)

3.3. 國產活性碳球與市售日製活性碳球吸附比較

本研究使用一階雙向流式流體化床進行國產活性碳球與市售日製活性碳進行吸附效能比較。操作條件皆為 $F=0.165 \text{ kg/m}^2\text{s}$ 、 $U=0.92 \text{ m/s}$ 、MEK 入口濃度為 $5100 \pm 200 \text{ ppm}$ 。出口濃度與流體化床兩端壓力降分別呈現於圖3.7及圖3.8。使用市售日製活性碳時，MEK 出口濃度約為 425 ppm ，移除效率達91.67%，壓力降約為 45 Pa ；使用國產活性碳時，MEK 出口濃度約為 80 ppm ，移除效率達98.43%，壓力降約為 63 Pa 。國產活性碳因具有較多的顆粒懸浮，因此產生較佳的 VOC 移除效率。

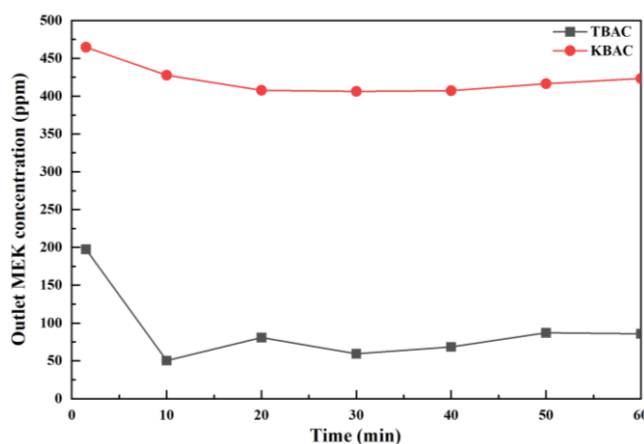


圖3.7 比較市售日製活性碳球(KBAC)與國產活性碳球(TBAC)在一階雙向流式流體化床中，MEK 的出口濃度($F=0.165 \text{ kg/m}^2\text{s}$ ， $U=0.92 \text{ m/s}$)

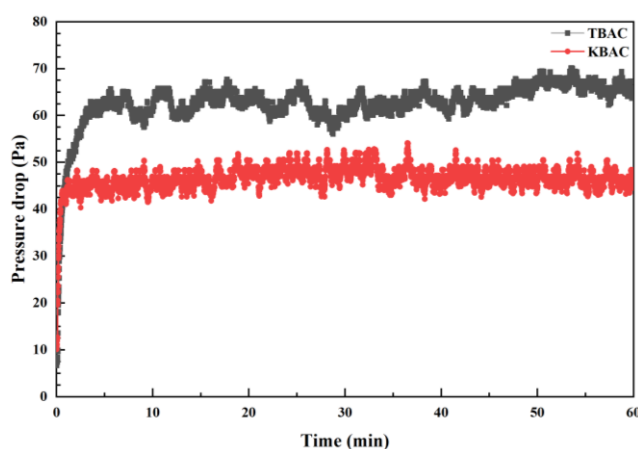


圖3.8 比較市售日製活性碳球(KBAC)與國產活性碳球(TBAC)在一階雙向流式流體化床中，流體化床兩端的壓力降監控($F=0.165 \text{ kg/m}^2\text{s}$ ， $U=0.92 \text{ m/s}$)

四、結論

本研究透過CFD-DEM模擬協助，開發多階雙向流式流體化床系統，搭配活性碳球進行VOCs吸附，可長時間穩定淨化空氣。設計之模組由內徑為29 mm之圓管建立系統，並設計出孔洞大小為2.5 mm，兩圓心距離(pitch)為5.74 mm，開孔率為27.6%之多孔板。CFD-DEM模擬結果，當壓差為92 Pa時，顆粒平均滯留時間約略為50 s；實驗測量上，當壓差為98 Pa時，顆粒平均滯留時間約為56 s。模擬和實驗兩者結果相當接近。

當MEK入口濃度為 $5300 \pm 200 \text{ ppm}$ ，使用市售活性碳行一階吸附模組測試，移除效率達到97.17%；進行二階吸附時，移除效率達到99.95%，操作時間可超過1小時以上。推論可由增加板數，提供更多顆粒及更久的平均滯留時間達成更高移除效率。

比較市售與國產活性碳，在相同條件下，當MEK入口濃度為 $5100 \pm 200 \text{ ppm}$ 時，市售活性碳移除效率為91.67%，國產活性碳移除效率達到98.43%。在此操作下，國產活性碳因具有較多的顆粒懸浮，因此產生較佳的VOC移除效率。

參考文獻

- [1] 鄭眾友，多階式雙向流多孔板流體化床穩定操作及粒子滯留時間分佈之研究，長庚大學碩士論文(2005)
- [2] 張家林、陳彥旭、張癸森、李繼喜、呂國旭，石油基瀝青微球球化製程研究，*石油季刊*，53卷，pp. 85-97 (2017)
- [3] Pan, K.S. Jen, W.H., Wang, T.F., Hsu, W.Y., Huang, A.N. and Kuo, H.P., "A CFD-DEM-Drying Coupling Simulation Study of Particle Drying in a Continuous Countercurrent Fluidized Bed Dryer," *Powder Technology*, under review.

結合系統性文獻回顧與實地研究以擬定空污減量為導向之在地化城

市綠化實務推動模式

張皓庭¹ 曾于庭¹ 紀凱獻² 柳婉郁³ 余家斌⁴ 謝瑞豪⁵ 吳治達^{1,6,7,*}

¹國立成功大學測量及空間資訊學系

²國立陽明交通大學環境與職業衛生研究所

³國立中興大學森林學系

⁴國立臺灣大學森林環境暨資源學系

⁵工業研究院綠能與環境研究所

⁶國家衛生研究院國家環境醫學研究所

⁷國立中興大學永續農業創新發展中心

*通訊作者

EPA-112-F090

摘要

此計畫旨在結合系統性文獻回顧與現地研究以擬定空污減量為導向之在地化城市綠化實務推動模式。透過文獻研究，確認都市綠化具有多方面益處，包括：空污改善、固碳、調節氣溫、提升心理幸福感和促進健康效益。然而，這些效益受植物種類和生長環境影響，因此在都市規劃和綠地設計中，選擇合適的植物品種和管理方法至關重要。本研究特別關注植物釋放的揮發性有機化合物(BVOCs)，這些化合物對人類健康有正面的影響，但需要謹慎考慮，尤其是異戊二烯，因其為臭氧的前驅物。為此，我們與產業、政府和學術界的專家合作，提出了一份包含45種低異戊二烯釋放樹種的種植清單。接著，我們運用空間熱點分析技術，基於過去的空氣污染推估的成果和人口統計資料，識別出需重點綠化的區域，即空氣污染嚴重且人口密集的區域，以支持後續的綠化推動模式。此外，我們在臺灣大學溪頭實驗林和竹山工業區進行現地研究和取樣，以收集當地的科學證據，探究綠地與異戊二烯的關聯性，為未來城市規劃和環境政策提供寶貴參考。這將有助於降低臭氧濃度，確保都市綠地發揮最佳效益。總之，此計畫有望為未來都市環境政策和實踐提供實質支持，提升生活品質，同時保護環境。

關鍵詞：BVOCs、空污改善、碳匯、健康效益、綠化推動模式、現地研究

一、前言及研究目的

科技和醫療的進步帶來全球人口迅速增長。預測顯示到2050年，全球人口將達到約100億人 [1]，並且多數人將生活在城市地區。這伴隨著城市化快速發展，也導致了空氣污染物，如 PM_{2.5}、NO_x、SO₂、CO，以及二次空氣污染物如 O₃等的濃度上升，對人類健康造成危害 [2]。同時，都市化也帶來工業和商業活動的增長，導致能源需求不斷上升，進一步加劇了溫室氣體的排放，加強了溫室效應、全球暖化和極端氣象事件的頻率，對社會經濟和人類健康產生了不良影響 [3]。為了應對這些挑戰，各國都在減排和控制溫室氣體排放方面制定政策，並提出了減少碳排放的目標。此外，綠地被證實可以改善空氣品質，釋放有益的生物揮發性有機化合物，但也需要謹慎處理，因為有些可能對環境和健康造成負面影響。同時，綠地也被視為重要的碳匯，可以通過綠化措施實現減碳，並具有經濟效益。因此，在都市發展中，應考慮綠地對改善空氣品質、促進健康和減碳的潛力。基於上述緣由，本研究以「結合系統性文獻回顧與實地研究以擬定空污減量為導向之在地化城市綠化實務推動模式」為核心主題，旨在實現四個主要目標：(1)彙整研析植栽綠化「健康效益/空污改善/碳匯/BVOCs」相關文獻與實際案例；(2)連結產、官、學利益關係人專業，共同研擬可行的綠化樹種清單，做為未來實務推動之基礎；(3)提出符合我國在地特性、適地適木的未來城市綠化推動模式；(4)透過現地研究佐以提供綠

地空污減量效益的在地科學證，以增加城市綠化實施的機會(見圖1)。



圖1. 研究流程圖

二、研究方法

2.1 植栽綠化與「健康效益/空污改善/碳匯/BVOCs」之文獻回顧

文獻回顧將分成四個主要部分，每部分關注植栽綠化與相關主題之間的關係，這些主題包括健康效益、空氣污染改善、碳匯、以及 BVOCs。以下是我們的詳細文獻回顧流程：

(1) **初步關鍵字搜尋**：我們首先使用全球最大且聲譽卓著的引文資料庫，如 Pubmed、Web of Science 和 Google Scholar 作為我們的搜尋引擎。在這些搜尋引擎中，我們進行初步的關鍵字搜尋，已確保我們的關鍵字可以充分涵蓋我們計劃回顧的文章範圍，同時也有助於我們收集更多精確的關鍵字。

(2) **文獻篩選**：使用完整收集到的關鍵字，我們開始進行文獻回顧。回顧範圍限定在最近三年內。通過篩選標題和摘要，我們識別出符合主題的文獻，接著，排除重複的文章。緊接著，詳細閱讀這些篩選後的文獻，並將其中的重要信息整理到設計好的文獻回顧統整表中。在閱讀過程中，如果發現這些文獻引用了其他相關的文章，我們也會考慮將這些附加的文獻納入文獻回顧中。

(3) **文獻回顧統整表**：文獻回顧統整表將包含以下項目：作者(年份)、文獻標題、研究目的、研究地區、研究時期、研究設計、研究對象和樣本數、綠地類型/樹種(資料來源、空間解析度)、研究目標(健康/空氣污染/碳匯/BVOCs)、校正因子、統計方法、研究發現、未來建議、重要圖表(1-2個)、DOI。這些項目的結構有助於有系統地整理與主題相關的重要信息。

(4) **BVOCs 文獻篩選**：在 BVOCs 部分，我們將進一步篩選出與臭氧前驅物的異物二烯的相關文獻。

同時，我們搭配林業研究季刊「專家共同推薦適合臺灣都市林的157種原生景觀樹種」中所推薦的原生景觀樹種，用以整理出適合種植的低異物二烯釋放的建議植栽樹種清單。這些文獻回顧和植栽樹種建議將為本計畫的研究提供堅實的基礎和參考資料。

2.2. 連結產、官、學利益關係人專業，共同研擬可行的綠化樹種清單

透過結合產官學的專家會議，以及與相關利害關係人合作，我們將進一步提升我們的植栽樹種清單的完整性和實用性。這個專家會議涵蓋了多個重要領域，包括：(1)產業界代表如社團法人台灣建築醫學學會、台灣氣膠研究學會、永在林業，這代表著在地林農產業的聲音。他們的經驗和專業知識將有助於確保我們的植栽樹種清單在實務應用中具有可行性。；(2)公部門機構包括環境部、台南市政府環境保護局、嘉義市政府環境保護局、行政院農業委員會林務局以及行政院農業委員會林業試驗所，這些機構具有政策和研究的背景，將協助確保我們的建議符合相關法規和環境標準。；(3)學術單位方面，有國立臺灣大學、國立中興大學、國立嘉義大學、明志科技大學、國家衛生研究院等相關科系的專家學者參與。他們的學術洞見和研究能力將有助於提供科學依據，確保植栽樹種清單基於最新的研究和最佳實踐。透過這三方專家的專業，我們將對之前整理的建議植栽樹種清單進行深入討論，以確保它更加全面且實用。這個協作過程將有助於確保我們的植栽策略在環境、經濟和社會方面都能夠取得最佳的效益。

2.3. 提出符合我國在地特性、適地適木的未來城市綠化推動模式

首先，我們把台灣根據地理、氣候以及不同都市化程度進行分類。接下來，基於我們團隊過去開發的混合空間預測模型，該模型能夠在高解析度(50公尺*50公尺網格)下估算過去二十年來的空氣污染物指標(包括PM2.5、O3和AQI)的時空分布。緊接著，我們結合了人口分佈數據，並運用地理資訊系統(Geographic Information System，簡稱GIS)的多變數空間相關性和熱點分析功能，同時考慮了空氣污染和人口分佈的熱區位置，以確定每個分類中需要優先進行綠化的區域。隨後，我們以鄉鎮為基本單位，根據以下三項指標來排序，以確定優先進行綠化的鄉鎮：分別為優先綠化區域(考慮空氣污染和人口分佈的熱區)在各鄉鎮面積的比例、優先綠化區域內的平均空氣污染濃度，以及優先綠化區域內的總人口數。我們選擇每個分區中指標總和最低的鄉鎮作為該分區的優先綠化鄉鎮。這些結果將與我們從文獻回顧中彙整的資料相結合，並基於氣候、地理條件，以及社會經濟人口情況，提出符合當地特點的、實施合適的綠化模式。

2.4. 透過現地研究佐以提供綠地空污減量效益的在地科學證據

為確保文獻回顧和模式規劃的成果在實務應用中的可行性，我們進行以下研究。研究地點將以南投縣的國立臺灣大學溪頭實驗林內的溪頭自然教育園區為主，同時輔以竹山工業區周邊地區，以取得具在地化的科學證據，深入研究綠地與BVOCs之間的關聯性。在溪頭自然教育園區，我們選擇該園區主要核心範圍，設置共20個固定採樣點和20個即時採樣點。至於竹山工業區周邊地區的採樣點，我們以竹山工業區為中心，每個採樣點之間相距250公尺，使用放射狀方式選擇適合的採樣點，包括20個固定採樣點和10個即時採樣點。固定採樣點的採樣時間範圍為上午8:30至下午3:00，即時採樣則在上午11:00至12:00進行。這些採樣活動主要集中在夏季季節，即6月至8月，週一至週日各採一天，因此兩個地區所採集的樣本共計為490個。完成樣本採集後，會透過工業技術研究院綠能與環境研究所的共同主持人-謝瑞豪博士團隊的專業來進行分析。分析方法主要參照環檢所的「空氣中揮發性有機化合物檢測方法-不銹鋼採樣筒/氣相層析質譜儀法(NIEA A715.16B)」和美國環保署的「TO-15a分析方法」，使用氣相層析質譜儀來進行BVOCs的分析，以識別出對健康有益或對空氣品質有害的有機化合物。這些分析結果將為我們提供寶貴的數據，有助於更深入了解綠地與空氣品質之間的關係，進一步為城市綠化規劃提供支持。

三、結果與討論

3.1. 文獻回顧

為了深入探討植栽綠化對健康效益、空氣污染改善、碳匯以及揮發性有機化合物(BVOCs)的影響，我們進行了一系列文獻回顧。透過關鍵字的系統性搜尋，以及對文獻摘要和全文的仔細審閱，我們分別找到了25篇、25篇、25篇和52篇相關的研究文章。值得注意的是，52篇與BVOCs有關的文章

中，有33篇文章針對不同植物釋放的異戊二烯(Isoprene)量進行了探討。文獻回顧的成果已經整理至表1至表4，以提供清晰的資訊概要。以下是對每個主題的簡要說明：

從植栽綠化對健康效益的文獻回顧(表1)，可以發現25篇關於植栽綠化對人體健康的相關研究，包括空氣品質改善、精神健康促進、生活品質提升等方面的效益。多項研究指出，與綠色空間，如公園、森林和住宅綠化，有益於身心健康。這包括減少住院風險、改善心臟健康、提高情緒幸福感和促進社交互動。然而，這樣的關聯性因地區和研究方法的不同而呈現複雜性，並且需要進一步的研究以深入了解機制。特別是在中低收入國家和非洲地區的研究相對較少，這些領域需要更多的關注和調查。總之，綠地暴露對健康有正向影響，但其影響機制仍需更深入的研究。

表1. 植栽綠化對健康效益的文獻回顧

研究地區(回顧到的國家占所有文獻的比例)	綠地的類型/樹種	研究標的	研究發現	未來建議
中國 (52%) 回顧型文章 (12%) 丹麥 (8%) 印度 (4%) 新加坡 (4%) 加拿大 (4%) 土耳其 (4%) 香港 (4%) 澳大利亞 (4%) 德國 (4%)	農田覆蓋、都市綠地、植物園、樹木、灌木地、草地、住宅綠化、住宅街景綠地、都市森林、景觀公園、都市公園、休閒區、社區公園、學校校園	回顧型文章 這些回顧型文章研究了綠地空間與兒童和青少年健康之間的關聯性 研究文章：生理健康益處 這些研究探討綠地與各種健康結果之間的關聯，例如兒童健康相關結果、熱死亡相關、出生結果、氣喘、腸道菌群、肺功能指標和慢性阻塞性肺疾病盛行率、缺血性心臟病、糖尿病發生率、身體質量指數、血脂異常、全因死亡率和 COVID-19 死亡。 研究文章：心理健康益處 研究調查了綠地對人類福祉和心理健康的影響。具體而言，這些研究關注不同自然環境、城市綠地的感知感官以及情緒調節和身體活動等中介因素的影響。 研究文章：身心健康綜合研究 一項研究指出城市場所中的重要指標，以評估其對人類生理壓力反應的影響，檢視它們的空間關係，並包含質性要素來測量人類的心理反應。 研究文章：潛在機制 一篇文章為了探討潛在機制，將生態系統服務發展出一個模型，以了解城市綠地和健康行為之間的中介因素。	回顧的研究結果提供了證據，顯示接觸綠地與許多健康益處相關。這些<u>益處包括降低患慢性疾病的風險，如糖尿病、慢性阻塞性肺病和嚴重氣喘，以及改善肺功能和腸道微生物群</u>。研究還發現，接觸綠地可以改善心理健康、注意力和正向情感，並減少負面情感、壓力和住院率。 然而，重要的是要注意，某些相關性在不同的研究中並不一致，特別是在呼吸系統健康的研究中發現，接觸農田與增加<u>產生氣喘的風險</u>有關。研究結果也發現，在評估綠地對健康結果的影響時，應該考慮到綠地的品質和其特徵，如生物多樣性。此外，研究結果顯示，綠地有助於促進健康行為，而其中文化服務在此方面尤其重要。 總的來說，回顧的文獻支持這樣的觀點，即綠地可以是一種重要且具有成本效益的公共衛生介入措施，但我們需要更多的研究，特別是在低收入和中等收入國家以及非洲，以進一步確定接觸綠地與健康之間	研究提出的建議涵蓋了與綠地與健康之間關聯性的各種主題。研究強調需要對綠地進行更全面的量測，包括質量、數量和不同時間的變化。<u>未來的研究應更加關注人們對環境的感知和個體層面的預測因素，並考慮不同類型和場所的綠地，以提供最大的健康保護</u>。在低收入和中等收入國家尤其需要<u>進一步研究潛在的中介因素和效應調節因素</u>。進一步的研究應驗證常態化差異植生指標 (NDVI) 與兒童體重指數 (BMI)Z 值之間的正向關聯，並探討<u>產前綠地與空氣污染暴露對兒童生長的交互作用</u>。最後，需要更多的研究來了解綠地與健康結果之間的<u>因果關係</u>，綠地暴露對兒童健康結果的影響，以及居住環境綠化程度與大氣道功能之間的關聯。

			的關聯性。	
--	--	--	-------	--

接著，團隊匯總了25篇關於植栽綠化對空氣污染改善的文獻回顧(表2)，這些研究涉及植栽綠化對減少空氣污染、降低有害氣體排放、改善城市空氣品質的效果。整體來說，過去20年的研究強調了都市綠化對改善空氣品質的重要性。這在近年來更受到關注，特別是在懸浮微粒被 WHO 列為有害空氣污染物之後。都市綠化被廣泛視為有效的方法之一，可幫助去除空氣污染物，降低對健康的風險。樹木和植被通過攔截污染物並轉化吸收氣體污染物的方式，提高了空氣品質。使用 i-Tree Eco 等植物數據模型的研究發現，都市綠化植物每年可以有效去除超過50噸的空氣污染物。此外，都市綠化還有其他好處，如：減緩熱島效應、節約能源、去除溫室氣體等，對社會經濟發展和環境可持續性都有積極作用。

表2. 植栽綠化對空氣污染改善的文獻回顧

研究地區(回顧到的國家占所有文獻的比例)	綠地的類型/樹種	研究標的	研究發現	未來建議
非洲國家3% 亞洲國家41% 歐洲國家28% 北美洲國家21% 大洋洲國家7% ※非洲國家—南非 ※亞洲國家—亞美尼亞共和國、中國、印度、巴林、伊朗、韓國 ※歐洲國家—匈牙利、英國、德國、波蘭、法國、瑞典、義大利 ※北美洲國家—美國、巴哈馬、加拿大 ※大洋洲國家—紐西蘭、澳大利亞	綠化植披(公園/草地/樹木及行道樹/綠化植生牆/藤蔓植物) ※藤蔓植物：槭葉牽牛、珊瑚藤、山牽牛、紅葉珠藤、煙斗花藤、使君子、斑鳩爬山虎、光耀藤、藍花藤、胡姬藤、古鈎藤、紫羅蘭牽牛、葉寬筋藤、軟枝黃蟬、多花滇南蛇藤、蒜香藤、清明花、白落葵、脈葉朝顏、蝶豆、大葉鹿角藤、猿尾藤、大紫葳、圓錐飛蛾藤、牛眼睛、三葉烏斂莓、錫生藤 柳樹/歐洲紫杉/角樹/黑松/國槐/毛白楊/檜柏/刺槐/白蠟樹/槐樹/油松/加楊/臭椿/銀杏落葉林/針葉林/常綠闊葉林	PM NO ₂ NO _x PAH CO AQI APTI SO ₂ PM ₁₀ PM _{2.5} O ₃	<u>綠化植生牆</u> 之植物則是包含了許多種類的藤蔓植物，且其有較高的 <u>空氣污染耐受指數(APTI>17)</u> ，對於去除空氣污染物都有一定效率。 植物樹木以其 <u>葉面攔截粒狀</u> 污染物，而 <u>葉面蠟含量、粗糙度高</u> 則會 <u>提高</u> 葉面對粒狀污染物的 <u>攔截能力</u> 而葉面毛羽對於粒狀污染物的攔截能力則是依其樹種與環境而定，研究也發現 <u>葉面毛羽多會比葉面光滑具有更高的攔截能力</u> ；從而 <u>減少粒狀污染物</u> 的再次沉積而在高度都市化情形之下， <u>落葉樹木能有效降低環境溫度以及攔截粒狀污染物</u> ，比起針葉林更能有效改善空氣污染情形；因此未來建議種植綠化帶或綠化植物時應優先考慮落葉喬木植物及其葉面蠟含量、粗糙度以及葉面毛羽多寡 [4]。 過去研究曾使用都市綠化植物數據模式(i-Tree Eco)評估空氣污染物效率，結果顯示一年間都市綠化植物有效去除了約 <u>88噸的空氣污染物</u> ，經計算可知都市綠化植物減少了 <u>7%人為活動產生污染物</u> [5]。	<u>都市綠化植披/草地/樹木以及綠色植生牆</u> 可有效降低環境溫度、改善空氣品質、控制都市熱島效應，減少人體健康危害(例如熱衰竭等情況)，更能節約25%的能源。 然而對於都市綠化規劃，不僅需要考慮其植披種植種類、數量、位置、密度以及對於空氣污染物(例如SO _x 、NO _x 、VOC等)之去除效率，並且針對建築物環境街道和綠化設施等進行規劃。

緊接著，我們彙整了25篇關於植栽綠化對碳匯效應的文獻回顧(表3)，它們著重討論植栽綠化在吸收二氧化碳(CO₂)以減緩氣候變化方面的潛在作用，包括森林、城市公園和綠地的碳匯效益。根據文獻回顧，各國都在研究都市綠地，主要關注都市森林的碳吸存能力和相關因素。主要發現如下：(1)影響森林碳吸存成本的因素眾多，其中土地成本和政治因素(如人力成本和木材價格)具有重要影響；(2)都市森林碳儲存量受多個關鍵因素影響，包括：樹種、樹木密度、物種多樣性、溫度、林分密度、綠地管理、以及照顧水平等；(3)除了樹木體中的碳，大量碳也儲存在都市綠地的土壤中；(4)遙測技術和機器學習可用於預測碳儲存量，但需要根據實地數據進行修正；(5)都市綠地的碳儲存量增加對環境有益，但在都市綠地規劃中應考慮其他生態系統服務價值。土壤中碳的角色在研究中應該更多被關注。總之，都市綠地在碳儲存方面具有重要潛力，但需要全面考慮多重因素，並結合遙測技術和實地數據以進行評估。

表3. 植栽綠化對碳匯效應的文獻回顧

研究地區(回顧到的國家 占所有文獻的比例)	綠地的類型/樹種	研究標的	研究發現	未來建議
全球25% 中國30% 印度25% 美國5% 加拿大5% 德國5% 芬蘭5% 西班牙5% 日本5% 新加坡5% 孟加拉5% 伊索匹亞5%	都市林 都會公園 行道樹 草地 闊葉林	以都市綠地所能提供的 <u>碳儲存與碳吸存量</u> 為主要研究標的，以此標的為核心進行其他研究例如： <u>分析樹種對碳匯的影響、建立碳匯預測模型、建立碳匯分布圖、分析影響都市綠地碳匯量的因子</u> 等。	近幾年針對都市綠地與碳匯的相關文獻，主軸多為探討都市綠地碳減排的潛力，因此許多研究<u>針對其研究地點或區域進行碳儲存量與碳吸存量的評估</u>，例如： Gogoi, et al. [6]針對<u>東喜馬拉雅地區的六種林相進行調查</u>，結果顯示<u>森林的碳儲存量</u>集中在<u>植株生物量(24-55%)與土壤(43-75%)</u>中。 Ma, et al. [7]則估算<u>北京的單位碳儲存量約4.6 kgm⁻²</u>，略低於上海(4.78 kgm⁻²)，但高於廣州(2.88 kgm⁻²)。 Richter, et al. [8]則以柏林的五種常見樹種為標的，以此評估柏林的碳儲存量。 有部分研究會再進一步探討<u>碳匯潛力</u>較高的樹種，例如： Yirdaw [9]計算衣索比亞阿瓦撒市的四種常見樹種中<u>雪梨藍桉(Eucalyptus saligna)</u>與<u>白粉柏(Cupressus lusitanica)</u>的碳吸存量高於垂枝松(Pinus patula)與銀樺(Grevillea robusta)。 亦有研究對於如何提升<u>都市綠地的碳減排效益</u>提出努力的方向，例如： Ma, et al. [7]就提出不同類型的<u>都市林</u>可以<u>環狀的形式</u>進行區分，可以在資源利用與效益最大化間達成平衡。 影響碳匯的因子眾多，包括：<u>當地物候、治理條件、經濟狀況等</u>。	許多研究皆提出希望有更精確的碳儲存量與碳吸存量估算，需要針對不同的樹種做更詳細的研究，以建立不同地區、不同樹種的運算公式，此外研究結果發現積極經營管理的都市綠地普遍有較高的碳匯潛力，因此建議各國政府單位積極對都市綠地進行森林經營。 <u>規劃都市林時應以本土物種為主</u> [10]，並採取積極管理措施 [7, 11]，另外若能在都市林中增加水體也能提高碳匯量。

關於植栽綠化與 BVOCs 釋放的文獻回顧，共彙整了19篇關注植物釋放的 BVOCs 對大氣組成和空氣品質的影響(表4)，包含：對健康有益的 BVOCs 和會造成臭氧生成的異戊烯，另外33篇則用以整理不同植物釋放的異戊二烯的情形(表5)。針對19篇文獻回顧的成果，森林中釋放的揮發性萜烯和萜烯類化合物對人體健康有多種好處，包括調節發炎過程、影響免疫和內分泌系統、減輕焦慮和抑鬱，同時提升感官體驗。另外，進行森林浴對免疫系統、發炎反應、內分泌系統和壓力調節方面也具積極影響，能降低心率、血壓，改善睡眠、減輕疼痛和焦慮，同時提升幸福感。然而，我們需要謹慎處理部分 BVOCs，因為它們可能對空氣污染物(如臭氧)的生成起前驅作用，可能對健康和植物生長有潛在威脅。在城市和林地規劃中，我們應謹慎選擇釋放較少臭氧前驅物的植物，同時考慮釋放對健康有益的 BVOCs。這樣的選擇有助於改善空氣品質，維護生態平衡，並促進人類健康。

表4. 植栽綠化與 BVOCs 釋放的文獻回顧

研究地區(回顧到的國家占所有文獻的比例)	綠地的類型/樹種	研究標的		研究發現	未來建議
全世界 5% 熱帶地區 5% 亞洲 9% 韓國 14% 中國 29% 美國 19% 歐洲 9% 義大利 5% 墨西哥 5%	精油成分超過20%為 β -Pinene： 銀冷杉(<i>Abies alba</i>) /松科冷杉屬 香脂冷杉(<i>Abies balsamea</i>) /松科冷杉屬 歐洲雲杉(<i>Picea abies</i>) /松科雲杉屬 白雲杉(<i>Picea glauca</i>) /松科雲杉屬 歐洲山松(<i>Pinus mugo</i>) /松科松屬 西黃松(<i>Pinus ponderosa</i>) /松科松屬 多脂松(<i>Pinus resinosa</i>) /松科松屬 北美喬松(<i>Pinus strobus</i>) /松科松屬 歐洲赤松(<i>Pinus sylvestris</i>) /松科松屬 加拿大鐵杉(<i>Tsuga canadensis</i>) /松科鐵杉屬 萊姆(<i>Citrus x aurantifolia</i> Christm.) /芸香科柑橘屬 毛竹(<i>Phyllostachys eduli</i> 和草本植物	<u>對人體有益的 BVOCs</u> 1,4-methanoazulene 1,8-Cineole 1,8-eucalyptus oil 3-Carene bicyclo(4.1.0)hept-3-ene Borneol Bornyl acetate camphene Camphor Carvone caryophyllene cedarene Decanal D-limonene ethyl acetate Humulene limonene	<u>空污前驅物 BVOCs</u> Isoprene Olefin Monoterpene 2-ethylhexanol sesquiterpenes methanol ethanol acetaldehyde formaldehyde ketones C2-3 Atmospheric organosulfates (OSs)	森林中釋放的揮發性萜烯和萜烯類化合物對 <u>免疫系統、內分泌系統、發炎反應和壓力產生調節作用</u> ，從而對健康產生積極的影響。另外， <u>森林浴可以促進放鬆、降低心率和血壓、增加放鬆感、改善睡眠品質、減輕疼痛和焦慮，同時提升心理幸福感</u> 。此外，它還可以作為促進預防醫學和公共衛生的手段之一，為人們的健康提供積極的促進效果。 然而，需要特別注意的是， <u>特定揮發性有機化合物(BVOCs)可能成為空氣污染物(如臭氧)的前驅物</u> 。當環境中的臭氧濃度增加時，不僅對植物生長產生負面影響，也可能對人類健康造成潛在威脅。因此，在制定未來的空氣污染管制政策時，需要特別關注可能導致臭氧生成的 BVOCs。	在未來的都市規劃和林地規劃中，我們應該特別關注選擇適合種植的植物物種。在確保不破壞生態平衡的前提下，我們應儘量選擇那些釋放較少臭氧前驅物的物種，同時也考慮那些釋放具有健康效益的 BVOCs 的物種。 這樣的選擇可以有助於減少空氣中有害物質的生成，同時提供人們更健康的環境。藉由適當的植物選擇，我們能夠在城市和自然環境中共同促進空氣品質和人類健康

		Linalool myrcene Myrcene Nonanal phellandrene Terpinen-4-ol Terpinolene α -Phellandrene α -pinene α -Terpineol β -Caryophyllene β -myrcene β -pinene γ -Terpinene			的提升。
--	--	--	--	--	------

總而言之這些文獻回顧將有助於我們深入了解植栽綠化在不同方面的影響和潛在效益，並為未來的研究和城市規劃提供寶貴的參考意見。

3.2. 綠化樹種推薦種植清單

從文獻回顧過程中，我們進一步篩選了臭氧前驅物-異物二烯的相關文獻。同時，我們搭配林業研究季刊中所提供的「專家共同推薦適合台灣都市林的157種原生景觀樹種」。來篩選與建立一份建議的45種低異物二烯釋放量的原生景觀樹種清單(表5)。低異物二烯釋放的標準為在實驗條件為溫度介於10°C和45°C之間，以及光合作用活性輻射水平約在100至2000 $\mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ 之間進行測量時，異物二烯的釋放量(Emission rate)，小於1 $\mu\text{g}(\text{g dry leaf wt})^{-1}\text{h}^{-1}$ [12, 13]。這份清單的目的是為未來城市綠化政策提供參考依據，以幫助控制臭氧濃度，改善空氣品質，並促進人類健康。這些原生景觀樹種的選擇將在城市規劃和生態環境保護方面發揮關鍵作用，有助於建設更健康和可持續的城市環境。

表5. 低異物二烯釋放量的原生景觀樹種清單

科名	種名	拉丁名	文獻來源
椴樹科	杜英	<i>Elaeocarpus decipiens</i> Hemsl.	[14]
殼斗科	青剛櫟	<i>Cyclobalanopsis glauca</i> (Thunb.) Oerst.	[15]
榆科	欒樹	<i>Zelkova serrata</i> (Thunb.) Makino	[16]
榆科	榔榆	<i>Ulmus parvifolia</i> Jacq.	[17]
羅漢松科	竹柏	<i>Decussocarpus nagi</i> (Thunb.) de Laub.	[18]
無患子科	無患子	<i>Sapindus mukorossi</i> Gaertn.	[19]
樟科	樟樹	<i>Cinnamomum camphora</i> (L.) J. Presl	[20]
大戟科	茄冬	<i>Bischofia javanica</i> Blume	[18]
冬青科	鐵冬青	<i>Ilex rotunda</i> Thunb.	[21]
茜草科	山黃梔	<i>Gardenia jasminoides</i> Ellis	[22]
茶科	厚皮香	<i>Ternstroemia japonica</i> Thunb.	[23]
漆樹科	黃連木	<i>Pistacia chinensis</i> Bunge	[24]
忍冬科	珊瑚樹	<i>Viburnum odoratissimum</i> Ker	[14]
藤黃科	瓊崖海棠	<i>Calophyllum inophyllum</i> L.	[16]
楝科	楝樹	<i>Melia azedarach</i> L.	[12]
槭樹科	臺灣三角楓	<i>Acer buergerianum</i> Miq. var. <i>formosanum</i> (Hay.) Sasaki	[22]
榆科	臺灣朴樹	<i>Celtis sinensis</i> Persoon var. <i>tetrandra</i> (Roxb.)	[12]
海桐科	海桐	<i>Pittosporum tobira</i> Ait.	[23]
使君子科	欖仁樹	<i>Terminalia catappa</i> L.	[23]
冬青科	燈秤花	<i>Ilex asprella</i> (Hook. & Arn.) Champ. ex Benth	[21]
梧桐科	梧桐	<i>Firmiana simplex</i> (L.) W. F. Wight	[17]
薔薇科	田代氏石斑木	<i>Rhaphiolepis indica</i> Lindl. ex Ker var. <i>tashiroi</i> Hay. ex Matsum. & Hay.	[18]
榆科	朴樹	<i>Celtis sinensis</i> Pers.	[12]
五加科	鵝掌藤	<i>Schefflera arboricola</i> Hay.	[18]

杜鵑花科	烏來杜鵑	Rhododendron kanehirai Wilson	[12]
杜鵑花科	金毛杜鵑	Rhododendron oldhamii Maxim.	[12]
紫金牛科	樹杞	Ardisia sieboldii Miquel	[21]
羅漢松科	羅漢松	Podocarpus macrophyllus (Thunb.) D.Don	[16]
無患子科	臺東龍眼	Pometia pinnata Forest.	[25]
薔薇科	臺灣枇杷	Eriobotrya deflexa (Hemsl.) Nakai	[12]
茶科	木荷	Schima superba Gard. et Champ.	[26]
薔薇科	山櫻花	Prunus campanulata Maxim.	[17]
松科	臺灣五葉松	Pinus morrisonicola Hay.	[18]
樟科	牛樟	Cinnamomum micranthum (Hay.) Hay.	[16]
錦葵科	繖楊	Thespesia populnea (L.) Solander ex Corr.	[27]
薔薇科	革葉石斑木	Rhaphiolepis umbellata (Thunb. et Murray) Makino	[27]
茶科	鳳凰山茶	Camellia japonica L. var. hozanensis (Hay.) Yamamoto & Mori	[28]
杜鵑花科	南澳杜鵑	Rhododendron breviperulatum Hay.	[12]
薔薇科	墨點櫻桃	Prunus phaeosticta (Hance) Maxim.	[17]
茶科	港口木荷	Schima superba var. kankaoensis (Hay.) Keng	[26]
豆科	相思樹	Acacia confusa Merr.	[27]
清風藤科	山豬肉	Meliosma rhoifolia Maxim.	[21]
殼斗科	赤皮	Cyclobalanopsis gilva (Blume) Oerst.	[29]
桑科	榕樹	Ficus microcarpa L. f.	[20]
樟科	山胡椒	Litsea cubeba (Lour.) Persoon	[28]

3.3. 綠化推動模式

本研究已完成不同地理、氣候以及社會經濟人口條件下的優先綠化鄉鎮和優先綠化區域的分類(詳見表6、圖2以及圖3)。以北區的PM_{2.5}指標為例,台北市信義區被選為優先綠化區域,主要原因在於研究期間,信義區的PM_{2.5}濃度相對較高,且擁有相對較多的居民,因此具有更迫切的健康需求。同樣以北區為例,在O₃和AQI指標下,台北市北投區被選為優先綠化區域。這可能是因為北投區地理環境獨特,坐擁山區環繞,使得O₃濃度相對較高。因此,在綠地規劃中,需要特別關注選用能夠降低臭氧前驅物釋放的樹種。這樣的綠地效應將有助於提高當地居民的生活品質,降低健康風險,同時為這個區域提供一個更宜人的生活環境,增進居民的福祉。

表6. 優先綠化鄉鎮清單

分區	空污指標	縣市	鄉鎮	優先綠化區域面積 (公頃)	平均濃度	人口數
氣候地理分區						
北區	PM _{2.5}	台北市	信義區	207.32	14.81	67750
	O ₃	台北市	北投區	177.00	49.77	51004
	AQI	台北市	北投區	178.27	54	61812

西北區	PM _{2.5}	新北市	三重區	209.00	16.24	78211
	O ₃	桃園市	八德區	168.42	54.63	35540
	AQI	新北市	蘆洲區	36.00	52	8533
西區	PM _{2.5}	彰化縣	溪湖鎮	295.72	20.98	18818
	O ₃	雲林縣	西螺鎮	32.24	59.42	1345
	AQI	雲林縣	莿桐鄉	192.4	67	10106
西南區	PM _{2.5}	高雄市	小港區	211.11	22.90	33117
	O ₃	台南市	安平區	69.88	67.85	10987
	AQI	台南市	新化區	277.00	70	21707
南區	PM _{2.5}	屏東縣	屏東市	403.31	22.48	25111
	O ₃	屏東縣	長治鄉	144.00	70.04	5499
	AQI	屏東縣	東港鎮	68.28	72	3729
東北區	PM _{2.5}	宜蘭縣	羅東鎮	20.00	10.54	2326
	O ₃	宜蘭縣	冬山鄉	31.00	48.79	505
	AQI	宜蘭縣	三星鄉	23.00	49	604
東區	PM _{2.5}	花蓮縣	花蓮市	174.44	12.12	12928
	O ₃	無	無	無	-	-
	AQI	無	無	無	-	-
社會經濟分區						
都會核心以及工商市區	PM _{2.5}	高雄市	三民區	196.45	23.64	61972
	O ₃	高雄市	鳳山區	116.32	55.11	34479
	AQI	高雄市	三民區	87.20	68	24421
新興市鎮以及傳統產業市鎮	PM _{2.5}	台南市	南區	207.00	21.90	36005
	O ₃	台南市	安平區	53.71	66.71	8352
	AQI	屏東縣	屏東市	349.73	67	47011
傳統產業市鎮、低度發展鄉鎮以及高齡化偏鄉	PM _{2.5}	彰化縣	溪湖鎮	352.69	20.93	17807
	O ₃	屏東縣	長治鄉	193.85	69.25	6492
	AQI	台南市	新化區	522.93	68	27444



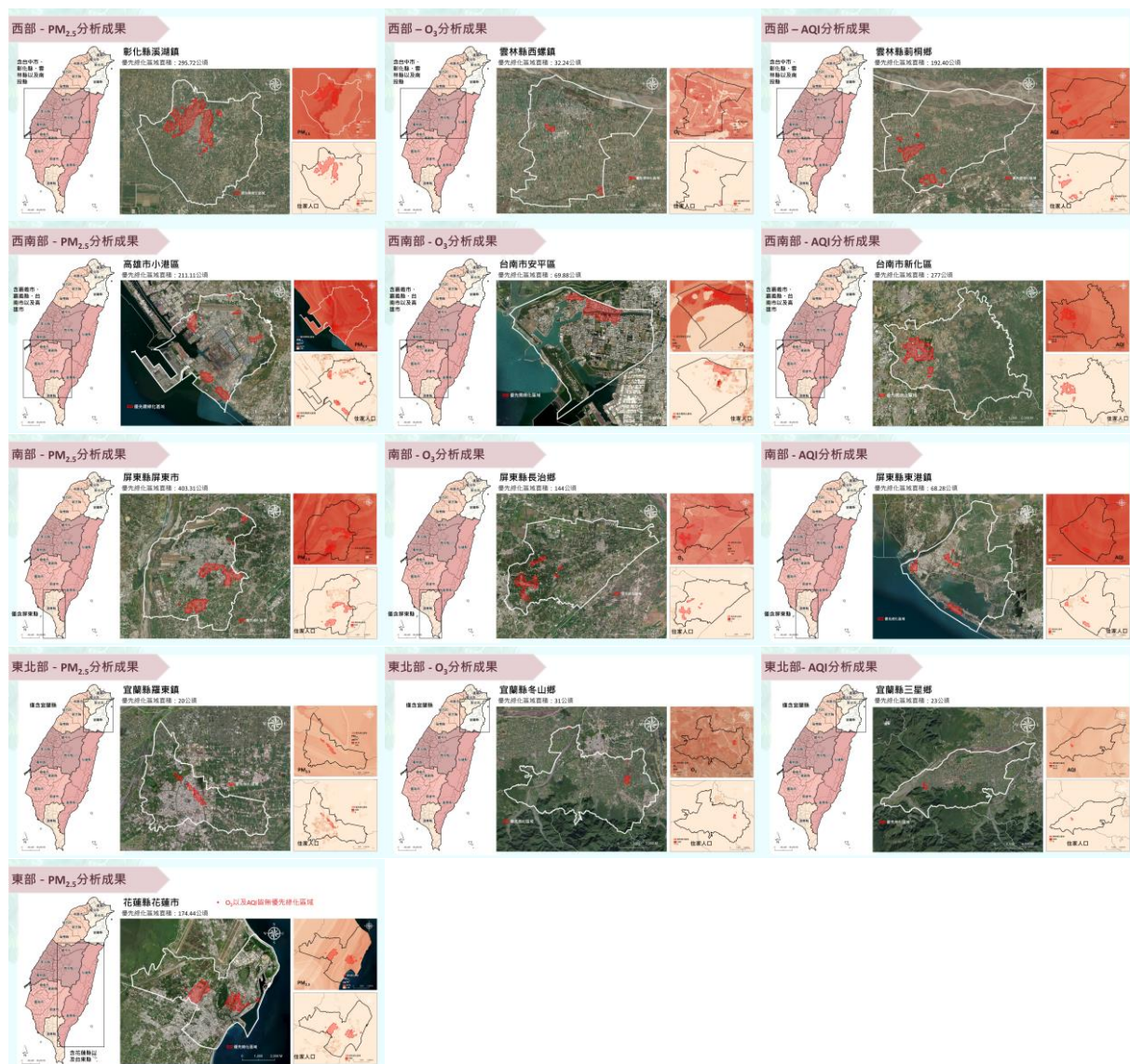


圖2. 氣候地理分區下優先綠化鄉鎮結果

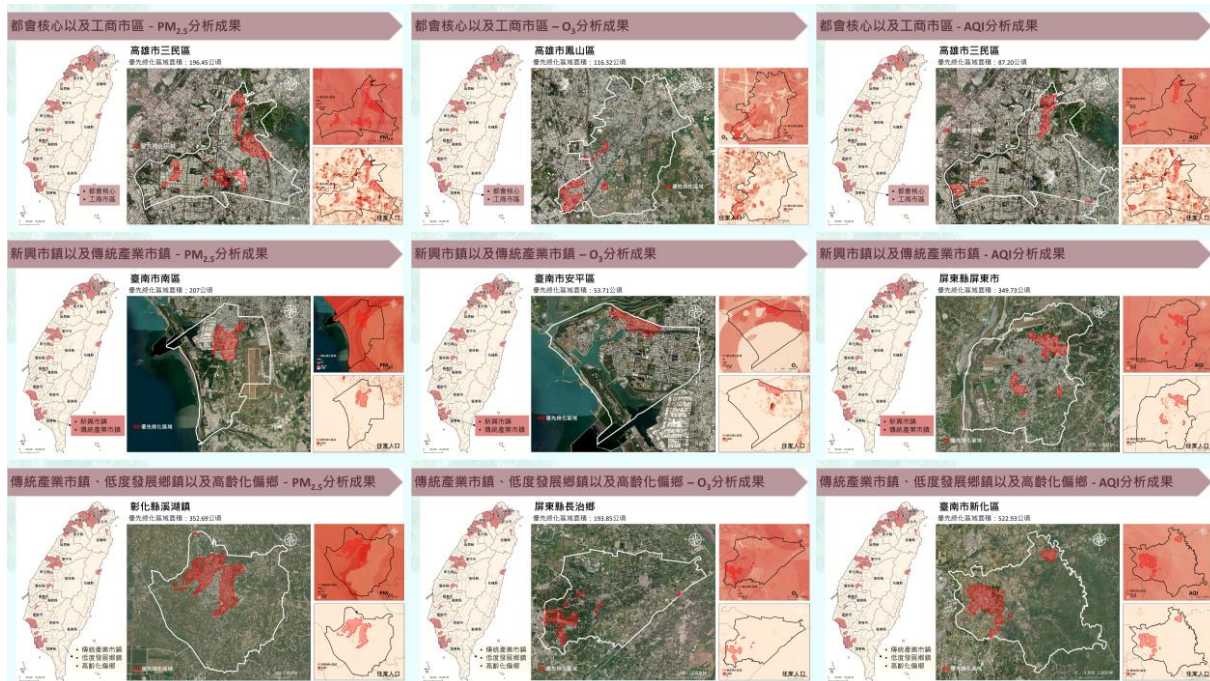


圖3. 社會經濟分區下優先綠化鄉鎮結果

3.4. 現地研究

本團隊於2023年6月至8月期間，主要在臺灣大學溪頭實驗林內的溪頭自然教育園區進行採樣，同時也在竹山工業區周邊地區(見圖4)進行樣本採集，以取得具有當地特色的科學證據。樣本分析工作於9月底完成，目前正在進行119種 BVOCs 資料的統計分析。鑑於異物二烯是環境部關注的主要臭氧前驅物之一，我們選擇異物二烯作為示例，以呈現其在溪頭自然教育園區的濃度分佈情況(見圖5)。我們的空間濃度估算是基於逐序採樣的時間點，透過 Kriging 方法，對即時和固定採樣點的濃度進行空間上的估計，並呈現其在空間中的變化。從結果中，我們可以觀察到高濃度的異物二烯區域(圖中紅色部分)，主要位於停車場或溪頭自然教育園區辦公室附近，這些地區人為活動較為頻繁。我們推測可能的原因是這些區域同時受到了人為活動和綠地的雙重異物二烯貢獻，導致濃度較高。相對地，濃度較低的區域(圖中藍色部分)主要分佈在天然林、人工造林等森林面積較高，人為活動較少的地區。

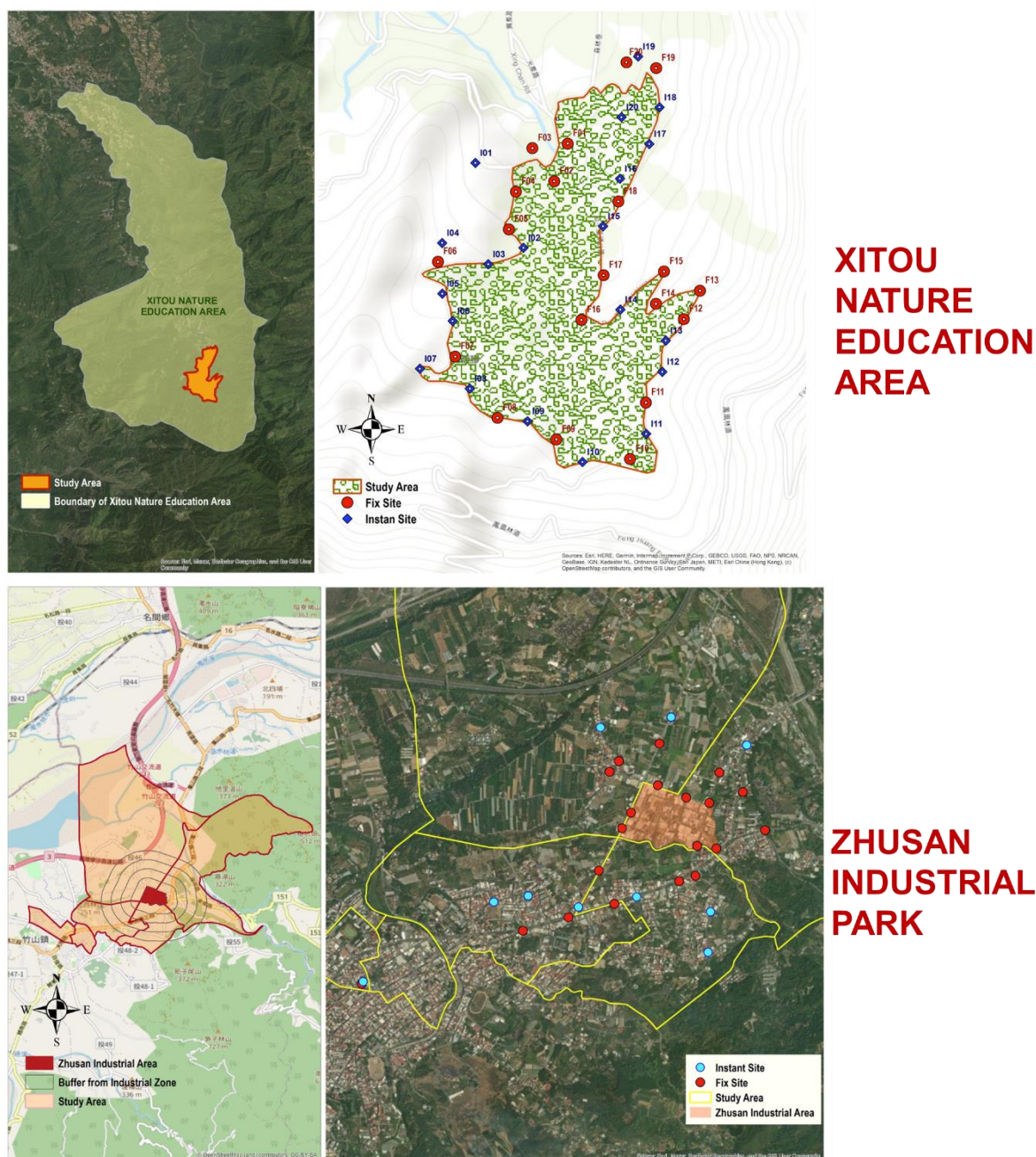


圖4. 現地研究區域圖

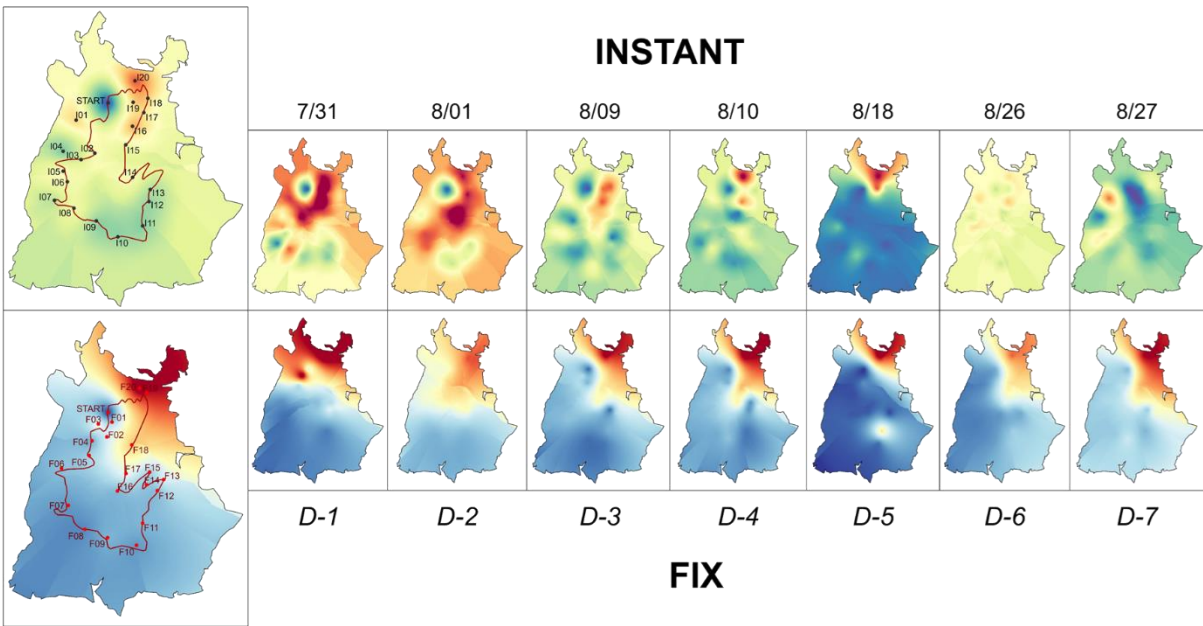


圖5. 異物二烯於溪頭溪頭自然教育園區的濃度分布

四、結論

透過深入的文獻研究，我們已經確定都市綠化對改善空氣品質、碳固定、氣溫調節、提升心理幸福感，以及促進健康效益方面具有多重的正面影響。然而，我們也了解到這些益處的實現取決於所選用的植物品種以及它們所生長的环境，因此在都市規劃和綠地設計中，選擇適當的植物種類和管理方法變得至關重要。特別值得關注的是植物釋放的 BVOCs，我們發現這些化合物對人類健康有益處，但我們也必須謹慎處理，特別是對於異戊二烯，因為它是臭氧的前驅物質。因此，我們提出了一份包含 45 種低異戊二烯釋放樹種的種植清單，以降低 BVOCs 對臭氧濃度的貢獻，這將對都市環境有所幫助。透過空間熱點分析技術，我們成功識別出需要優先進行綠化的區域，即空氣污染程度高且人口密集的地區，這將支持未來的綠化計劃。此外，透過實地研究和取樣，我們在臺灣大學溪頭實驗林和竹山工業區收集了當地的科學證據，探討了綠地和異戊二烯之間的相互關係，為未來的都市規劃和環境政策提供了寶貴的參考依據。總結來說，這項計畫為未來的都市環境政策和實踐提供了實質的支持，有望提升生活品質，同時也保護環境，降低臭氧濃度，確保都市綠地能夠最大程度地發揮其效益。這將有助於實現更健康、更可持續的都市發展。

五、未來工作

未來，我們將繼續推進計畫的剩餘階段，以完善我們的研究成果，具體包括以下方面：(1)我們將持續深入閱讀更多相關文獻，以更全面地探究植栽綠化與健康效益、空氣污染改善、碳匯和 BVOCs 之間的關聯性；(2)我們計劃諮詢專業委員，驗證植栽樹種清單的相關資訊的正確性，並評估清單的實際可行性；(3)我們將整合各方面的相關結果，並評估透過植樹造林來改善需要優先進行綠化區域的空氣污染濃度之整體經濟效益；(4)我們將完成對不同 BVOCs 濃度的空間分布估算，並比較這些空氣污染在國立臺灣大學溪頭實驗林內的溪頭自然教育園區和竹山工業區周邊地區的差異。

參考文獻

[1] B. Giles-Corti, A. Vernez-Moudon, R. Reis, G. Turrell, A. L. Dannenberg, H. Badland, S. Foster, M. Lowe, J. F. Sallis, and M. Stevenson. "City planning and population health: a global challenge." The lancet, 388 (10062), 2912-2924,(2016). DOI: 10.1016/S0140-6736(16)30066-6.

[2] J. Corburn. "City planning as preventive medicine." Preventive medicine, 77, 48-51,(2015). DOI:

- 10.1016/j.ypmed.2015.04.022.
- [3] H. O. Pörtner, D. C. Roberts, H. Adams, C. Adler, P. Aldunce, E. Ali, R. A. Begum, R. Betts, R. B. Kerr, and R. Biesbroek, "Climate change 2022: impacts, adaptation and vulnerability," IPCC, 2022.
- [4] D. J. Nowak, D. E. Crane, and J. C. Stevens. "Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States." *Urban forestry & urban greening*, 4 (3-4), 115-123,(2006). DOI: 10.1016/j.ufug.2006.01.007.
- [5] W. Selmi, C. Weber, E. Rivière, N. Blond, L. Mehdi, and D. Nowak. "Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France." *Urban forestry & urban greening*, 17, 192-201,(2016). DOI: 10.1016/j.ufug.2016.04.010.
- [6] A. Gogoi, J. Ahirwal, and U. K. Sahoo. "Evaluation of ecosystem carbon storage in major forest types of Eastern Himalaya: Implications for carbon sink management." *Journal of Environmental Management*, 302, 113972,(2022). DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113972.
- [7] J. Ma, X. Li, J. Baoquan, X. Liu, T. Li, W. Zhang, and W. Liu. "Spatial variation analysis of urban forest vegetation carbon storage and sequestration in built-up areas of Beijing based on i-Tree Eco and Kriging." *Urban Forestry & Urban Greening*, 66, 127413,(2021). DOI: 10.1016/j.ufug.2021.127413.
- [8] S. Richter, D. Haase, K. Thestorff, and M. Makki. "Carbon pools of Berlin, Germany: organic carbon in soils and aboveground in trees." *Urban forestry & urban greening*, 54, 126777,(2020). DOI: 10.1016/j.ufug.2020.126777.
- [9] M. Yirdaw. "Carbon Stock Sequestered by Selected Tree Species Plantation in Wondo Genet College, Ethiopia." *J Earth Sci Clim Chang*, 9, 1-5,(2018). DOI: 10.4172/2157-7617.1000472.
- [10] R. Sharma, L. Pradhan, M. Kumari, and P. Bhattacharya. "Assessment of carbon sequestration potential of tree species in Amity University Campus Noida." *Environmental Sciences Proceedings*, 3 (1), 52,(2020). DOI: 10.3390/IECF2020-08075.
- [11] S. Mandal, P. Chatterjee, N. Das, R. Banerjee, S. Batabyal, S. Gangopadhyay, and A. Mondal. "Modelling the role of urban forest in the regulation of carbon balance in an industrial area of India." *Acta Ecologica Sinica*, 42 (5), 553-564,(2022). DOI: 10.1016/j.chnaes.2022.05.005.
- [12] M. T. Benjamin, M. Sudol, L. Bloch, and A. M. Winer. "Low-emitting urban forests: a taxonomic methodology for assigning isoprene and monoterpene emission rates." *Atmospheric Environment*, 30 (9), 1437-1452,(1996). DOI: 10.1016/1352-2310(95)00439-4.
- [13] A. Guenther, P. Zimmerman, and M. Wildermuth. "Natural volatile organic compound emission rate estimates for US woodland landscapes." *Atmospheric Environment*, 28 (6), 1197-1210,(1994). DOI: 10.1016/1352-2310(94)90297-6.
- [14] J. Lyu, F. Xiong, N. Sun, Y. Li, C. Liu, and S. Yin. "Photosynthesis and related physiological parameters differences affected the isoprene emission rate among 10 typical tree species in subtropical metropolises." *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18 (3), 954,(2021). DOI: 10.3390/ijerph18030954.
- [15] A. Tani and Y. Kawawata. "Isoprene emission from the major native *Quercus* spp. in Japan." *Atmospheric Environment*, 42 (19), 4540-4550,(2008). DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.01.059.
- [16] E.-J. Sun and H. G. Leu, "Screening the subtropical trees for low isoprene emission in Taiwan," in *Proceedings of the 13th World Clean Air and Environment Protection Congress and Exhibition*, International Union of Air Pollution Prevention and Environmental Protection Associations. Burgess Hill, UK: IUAPPA, 2004, pp. 22-37.
- [17] S. N. Matsunaga, K. Shimada, T. Masuda, J. Hoshi, S. Sato, H. Nagashima, and H. Ueno. "Emission of biogenic Volatile Organic compounds from trees along streets and in Urban Parks in Tokyo, Japan." *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 11 (1), 29-32,(2017). DOI: 10.5572/ajae.2017.11.1.029.
- [18] 李昆龍. "台灣地區常見植物排放異戊二烯之研究."(2004).
- [19] P. Guo, K. Guo, Y. Ren, Y. Shi, J. Chang, A. Tani, and Y. Ge. "Biogenic volatile organic compound emissions in relation to plant carbon fixation in a subtropical urban-rural complex." *Landscape and urban planning*, 119, 74-84,(2013). DOI: 10.1016/j.landurbplan.2013.07.003.
- [20] J. K.-Y. Tsui, A. Guenther, W.-K. Yip, and F. Chen. "A biogenic volatile organic compound emission inventory for Hong Kong." *Atmospheric Environment*, 43 (40), 6442-6448,(2009). DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.01.027.
- [21] L. F. Klinger, Q. J. Li, A. Guenther, J. Greenberg, B. Baker, and J. H. Bai. "Assessment of volatile organic compound emissions from ecosystems of China." *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 107 (D21), ACH 16-1-ACH 16-21,(2002). DOI: 10.1029/2001JD001076.
- [22] Y. Yuan, Z. Sun, A. Kännaste, M. Guo, G. Zhou, and Ü. Niinemets. "Isoprenoid and aromatic compound emissions in relation to leaf structure, plant growth form and species ecology in 45 East-Asian urban subtropical woody species." *Urban Forestry & Urban Greening*, 53, 126705,(2020). DOI: 10.1016/j.ufug.2020.126705.

- [23] P. Tambunan, S. Baba, A. Kuniyoshi, H. Iwasaki, T. Nakamura, H. Yamasaki, and H. Oku. "Isoprene emission from tropical trees in Okinawa Island, Japan." *Chemosphere*, 65 (11), 2138-2144,(2006). DOI: 10.1016/j.chemosphere.2006.06.013.
- [24] Y. Ren, Y. Ge, D. Ma, X. Song, Y. Shi, K. Pan, Z. Qu, P. Guo, W. Han, and J. Chang. "Enhancing plant diversity and mitigating BVOC emissions of urban green spaces through the introduction of ornamental tree species." *Urban Forestry & Urban Greening*, 27, 305-313,(2017). DOI: 10.1016/j.ufug.2017.08.011.
- [25] C. G. Bolas, "Forest isoprene emissions: New insights from a novel field instrument," University of Cambridge, 2020.
- [26] J. Zeng, W. Song, Y. Zhang, Z. Mu, W. Pang, H. Zhang, and X. Wang. "Emissions of isoprenoids from dominant tree species in subtropical China." *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 1089676,(2022). DOI: 10.3389/ffgc.2022.1089676.
- [27] 屋宏典, "亜熱帯沖縄産樹木からのイソプレングス放出の環境特性と調節メカニズムの解明," 琉球大学, 2007.
- [28] 王效科、牟玉静、欧阳志云、张晓山、倪士峰、傅承新. "太湖流域主要植物异戊二烯排放研究." *植物学报*, 19 (02), 224,(2002).
- [29] R. A. Rasmussen. "International Oaks." chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.internationaloaksociety.org/sites/default/files//files/IO/IOS%20Journal%20%239/International%20Oaks%209%20-%20p.94-96%20-%20The%20Emission%20of%20Isoprene%20from%20Oak%20Leaves.pdf.

精準控管各縣市 NO_x 及 NMHC 排放量以改善 O₃ 污染

陳杜甫 龔欣利 張艮輝

雲林科技大學環境與安全衛生工程系
EPA112F095

摘要

本年度計畫為精準控管臺灣各縣市 NO_x 與 NMHC 排放量以達成改善 O₃ 八小時值之目標(橘色警示站日數減少50%)。本年度計畫目前已透過 CMAQ-DDM 模擬臭氧跨縣市影響，並利用該成果進一步透過線性規劃技術將全臺 NMHC 排放減量需求分配至各縣市所需負擔 NMHC 排放減量，後續更依據行業 MIR (最大臭氧生成潛勢)大小進行了更細緻的行業 NMHC 排放減量(行業 MIR 大於縣市平均 MIR 則該行業削減較多 NMHC 排放)。其初步結果顯示，大多縣市需削減30-40%，而對其他縣市影響較少的屏東縣、南投縣、嘉義市與基隆市則僅需削減20%；若進一步讓縣市行業 NMHC 排放依據其 MIR 大小進行不同程度削減(但可獲得相同的臭氧濃度改善)，則各縣市 NMHC 排放削減量均約可減少2-5%，全臺灣 NMHC 排放減量比例可由36.8%降至33.3%。目前已可確認透過跨縣市傳輸模擬與線性規劃分配縣市負擔量以及依據行業 MIR 大小來減少縣市 NMHC 排放削減量等方法為可行，惟最終結果仍需待至期末報告。

關鍵詞：八小時臭氧、前驅物、排放量、排放管制、CMAQ-DDM

一、前言及研究目的

根據前年計畫評估管制策略結果顯示，管制策略比較偏向 PM_{2.5} 濃度改善，對於 O₃ 濃度改善相對較不明顯，且部分位於市區測站有惡化可能。在去年計畫，則是研擬出了空氣品質達標所需之全臺灣各種污染物排放減量。本研究計畫則是進一步規劃臺灣各縣市達成空氣品質標準所需之前驅物排放減量需求，尤其是針對八小時臭氧污染的改善，希望能將全臺 NO_x 與 NMHC 排放減量需求分配至各縣市各別所需負擔的排放減量。

二、研究方法

為了達成本計畫研究目的，本計畫規劃之研究流程如圖1所示。

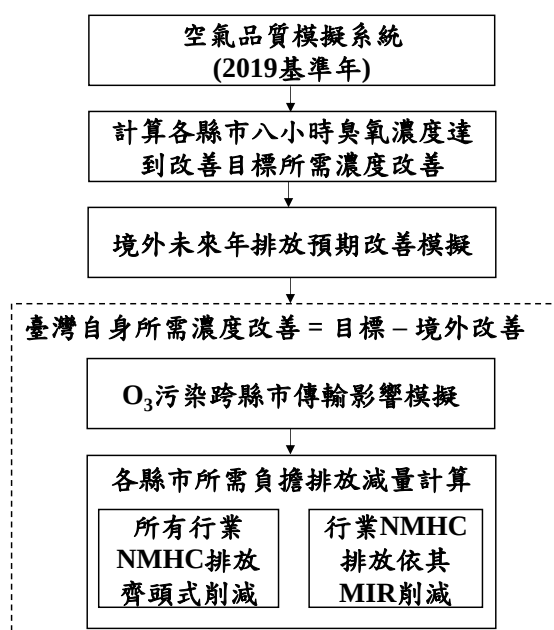


圖1 研究流程

2.1 空氣品質模擬系統

本研究所採用的2019基準年空氣品質模擬系統，在上年度計畫建置且經觀測值驗證具有當程度可信度。在本年度計畫同樣使用該系統做為工具進行各種污染物敏感性模擬以及各種污染物排放減量方案之模擬。在本節簡要介紹該系統。本研究所採用之 CMAQ 空氣品質模式屬於猶拉網格模式(Eulerian grid model)，可模擬空氣中之平流、擴散、大氣化學反應、雲效應、及乾沉降等物理及化學程序。模擬結果可輸出逐時之三維空氣污染物濃度及二維乾溼沉降。在處理區域性空氣品質問題時，為達到高精度度、高準確度的模擬結果，AQM 使用巢狀技術的模擬功能，例如在探討臺灣地區空氣品質問題時，可先進行大範圍的模擬，將大陸地區的污染排放納入考慮，之後將局部細網格(臺灣地區)套疊在大網格之內，由大網格模擬結果提供逐時的資料供作小網格模擬時的邊界條件，如此可將大範圍地區的影響引入，而解析非常精細的局部現象。目前巢狀技術網格套疊的設計比例為1:3，第一層最粗網格(81 km x 81 km)涵蓋大部分東亞地區模擬範圍，可探討東亞地區的空氣污染物傳輸現象，經過三次巢狀套疊模擬後，達到第四層模擬範圍可針對整個臺灣空氣品質進行更高解析網格(3 km x 3 km)之模擬探討(如圖2)。

本計畫以 CMAQv5.3.2光化網格模式進行基準年四季各一個月(1, 4, 7, 10月)之基準排放案例模擬。在進行模式模擬前，首先需進行氣象前處理、排放資料前處理、初始與邊界條件等程序產生適當之氣象、排放量、初始場濃度、邊界條件等輸入資料；

- (1) 氣象輸入資料：使用 WRF 氣象模式所模擬之四維氣象場，經由氣象前處理程序輸出空品模式所需之氣象參數；WRF 可依據實際條件與理想化之條件進行模擬，提供大區域的氣象應用，應用範圍可達數公尺至數千公里之範圍，由美國國家大氣中心(NCAR)、美國國家海洋暨大氣總署(NOAA)、中尺度和微尺度氣象實驗室(Mesoscale and Microscale Meteorology, MMM)等機構共同合作開發[1]。
- (2) 排放輸入資料：利用臺灣、中國及東亞其它地區基準年排放資料，經由排放量前處理程序輸出空品模式所需之排放輸入資料：
 - 臺灣人為源排放資料：採用 TEDS11 (2019 基準年)排放資料庫；
 - 臺灣生物源排放資料：臺灣生物源排放推估模式(Taiwan Biogenic Emissions Inventory System)配合氣象資料進行逐時植物排放推估[2]，推估的污染物排放物種包括 NO 與 33 種 VOCs (包括 isoprene, monoterpenes, ..等)。
 - 中國人為源排放資料：採用北京清華大學推估 2017 基準年 MEIC 資料庫(MEIC-2017)，污染物包括 SO₂, NO_x, CO, VOC, NH₃, PM₁₀, PM_{2.5}, BC, 與 OC；污染源種類有電廠、工業、住宅、交通及農業[3]。再以 2019 與 2017 中國監測數據差異，將 MEIC-2017 調整成為 2019 排放量，即 MEIC-2019B17。
 - 東亞其它地區人為源排放資料：使用 EDGAR 最新資料庫[4]。EDGAR 資料庫提供全球網格化溫室氣體相關物種、臭氧前驅物(CO、NO_x、NMVOC、CH₄)、酸性氣體(NH₃、NO_x、SO₂)以及原生 PM (PM₁₀、PM_{2.5}、BC、OC)之排放數據。推估的排放源共有 26 種，並可概分為 5 大類別：工業、住宅、交通、能源及其他(agriculture, waste, and biomass burning)，空間解析度為 0.1° x 0.1°。
 - 東亞生物源排放資料：東亞生物源排放推估模式(East Asia Biogenic Emissions Inventory System)配合氣象資料推估[5]，污染物排放物種包括 NO 與 33 種 VOCs (包括 isoprene, monoterpenes 等)。
 - 國際船運排放資料：使用 Global shipping emissions [6]，推估物種包括 NO_x、SO_x 及 PM_{2.5}。空間解析度為 0.06° x 0.06°。
- (3) 初始與邊界條件輸入資料：初始與邊界條件來自全球模式模擬之月平均濃度場，再透過上述巢狀網格技術以及提前數天開始模擬之方式來降低不正確邊界條件與初始條件之影響。

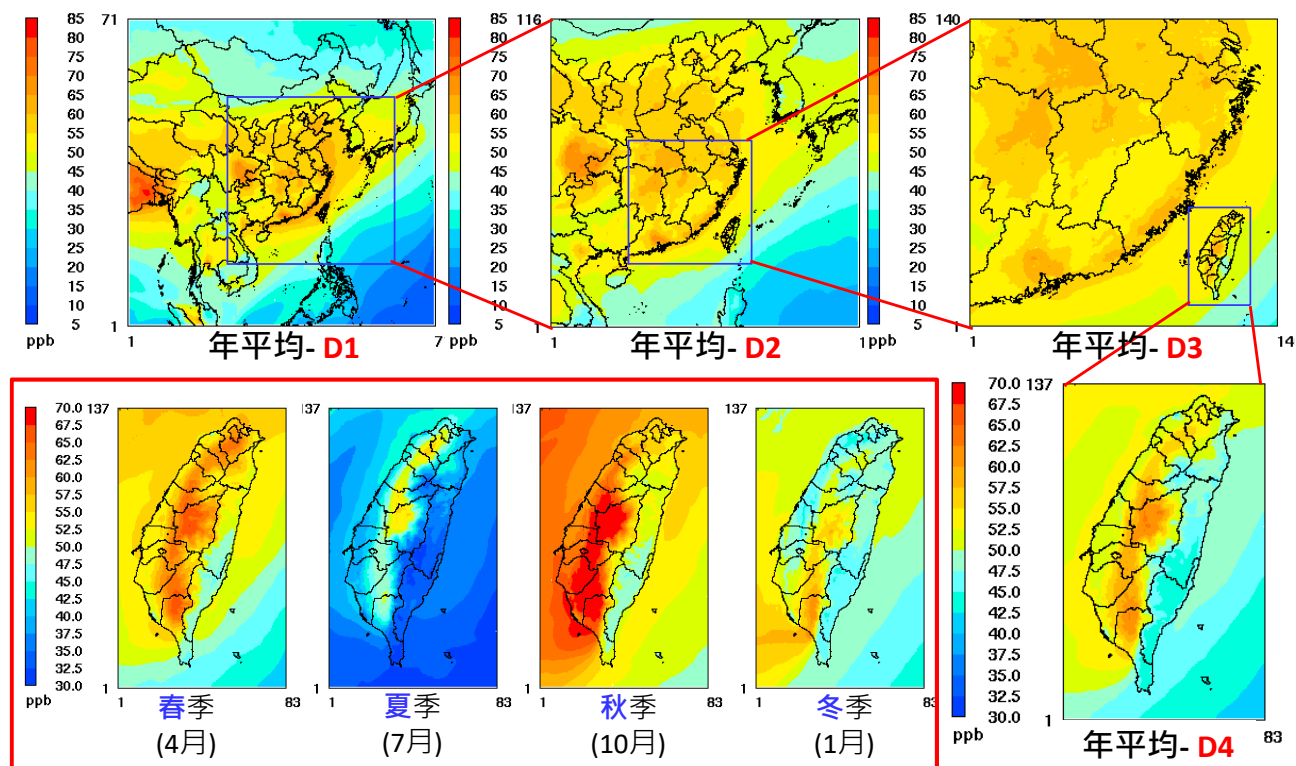


圖2 2019基準案例四層巢狀(D1-D4)八小時臭氧年均/月均模擬濃度空間分布

2.2 方法流程

(1) 計算各縣市八小時臭氧濃度達到改善目標所需濃度改善

本研究所訂定的八小時臭氧改善目標為2025年橘色警示(>70 ppb)站日數相對2019年改善50%。圖3為全臺八小時臭氧橘色警示站日數累積頻率。根據該圖，站日數改善50%，需要污染站日的八小時臭氧濃度改善約6 ppb。我們以相同方式找出各縣市橘色警示站日數改善50%各別所需濃度改善，如表1所示。

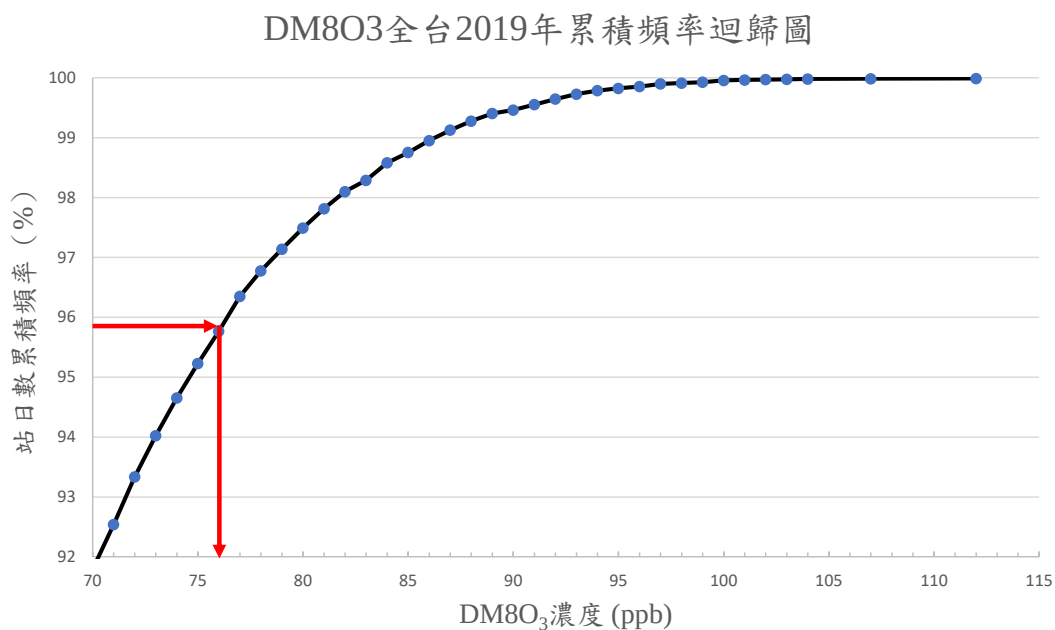


圖3 2019年全臺八小時臭氧橘色警示站日數累積頻率

(2) 境外未來年排放預期改善模擬

中國清華大學開發了中國未來排放動態評估模型(Dynamic Projection model for Emissions in China, 簡稱 DPEC)。該模型旨在評估社會經濟發展、全球氣候治理、碳達峰碳中和目標、減污降碳協同等一系列背景下中國主要大氣成分(包括主要大氣污染物及溫室氣體)的未來排放動態變化。DPEC 模型的核心功能是基於技術演替的未來排放變化動態類比。其一方面融合了中國多尺度排放清單模型(MEIC)中700多種污染源的歷史技術演替過程，並在此基礎上根據不同社會經濟發展和政策演進情景模擬未來各類污染源的技術演變進程及其對排放的影響；另一方面無縫銜接全球綜合評估模型中國嵌套版本 GCAM-China，將社會經濟情景(SSP)和氣候目標約束(RCP)下的未來能源需求與供應情景與各類污染源的技術演替模型逐一映射，從而實現了在不同社會經濟情景和氣候目標約束下中國未來大氣成分排放變化的精細化模擬(<http://meicmodel.org.cn>)。

本研究根據 DPEC 模型所提出之在強化政策實施下2025年中國可能的空氣污染物排放量，配合目前使用的 MEIC-2017進行排放量調整，獲得2025年中國排放數據。此外，在船運部分，根據防止船舶污染國際公約(MARPOL)之要求，2020年1月1日起，船舶燃油硫含量必須減至0.5%以下。本研究將依此硫含量，將目前使用的 Global shipping emissions 進行 SO_x 排放量調整(其他污染物則假設不變)，獲得未來年國際船運排放數據。

(3) O₃ 污染之跨縣市傳輸影響模擬

本研究以 CMAQ-DDM 進行臺灣各縣市 O₃ 污染跨縣市傳輸及其前驅物(NO_x/NMHC)對 O₃ 濃度影響之模擬。模擬結果將輸出全臺各縣市 NO_x 與 NMHC 排放對其自身以及其他縣市 O₃ 之影響數據，本研究可依據這些資料計算各空品區/各縣市 O₃ 污染濃度之排放來源及其前驅物(NO_x/NMHC)的貢獻量與貢獻比例，排放來源包括縣市本身與其他縣市。CMAQ-DDM 的模擬期程將包括2019年1, 4, 7, 10四個月代表四個季節。

去耦合直接法(Decoupled Direct Method, DDM)為一種計算敏感度的方法，透過模擬中直接求解敏感度方程組得到污染源改變對污染物濃度的影響，同時求解多個敏感性參數時有較佳之表現，且在分析特定污染行業的低擾動量情況下能準確模擬[7]。CMAQ 計算污染物濃度與敏感性方程組的公式如下。

$$S_{ij}^{DDM} = \frac{\partial C_i}{\partial P_j}$$

S_{ij} 代表污染物 i 對參數 P_j 的敏感度， C_i 污染物 i 的濃度， P_j 代表擾動參數數值(本計畫之擾動參數為排放量)。控制方程由傳輸、擴散、化學反應和排放量4項來計算污染物濃度：

$$\begin{aligned} \text{CMAQ 方程組: } \frac{\partial C_{ij}}{\partial t} &= \underbrace{-\nabla(uC_{ij})}_{\text{傳輸}} + \underbrace{\nabla(K\nabla C_{ij})}_{\text{擴散}} + \underbrace{R_i}_{\text{化學反應}} + \underbrace{E_i}_{\text{排放}} \\ \text{DDM 方程組: } \frac{\partial S_{ij}}{\partial t} &= \underbrace{-\nabla(uS_{ij})}_{\text{傳輸}} + \underbrace{\nabla(K\nabla S_{ij})}_{\text{擴散}} + \underbrace{J_i S_i}_{\text{化學反應}} + \underbrace{E_i'}_{\text{排放}} \end{aligned}$$

S_{ij} 代表物種 i 對於參數 j 的敏感度， u 為風速， K 為湍流擴散係數， J_i 為參數 i 之行向量($J_i = \partial R_i / \partial C_j$)， E_i' 為未擾動排放率的敏感度參數。整體而言，DDM 具高效且準確性高，但擾動量太大時並不適合。

(4) 分配全臺排放減量需求至各縣市所需負擔減量

本節為建置能夠將全臺 NMHC 排放減量分配至各地區所需負擔減量之計算方法。計算方法之流程如圖4.5，說明如下：

- 由第(1)節所計算，臺北市 O₃ 濃度之改善需求量为 DC₁ ppb。
- 從第(3)節的跨縣市傳輸模擬所得到的臺北市 O₃ 濃度來自各縣市的 NMHC 排放貢獻，則分別為 CV_{1,1}、CV_{2,1}、CV_{3,1}、...、CV_{19,1} ppb。
- 假設各縣市的 NMHC 排放的削減率分別為 RV₁、RV₂、RV₃、...、RV₁₉。
- 則，臺北市 O₃ 濃度改善量(DC₁ ppb)應等於「各縣市 NMHC 排放減量乘上該縣市 NMHC 排放

對臺北市 O_3 濃度之影響」，如下式：

$$\sum_{i=1}^7 (CV_{i,1} \times RV_i) = DC_1$$

- 其餘 18 縣市均依相同方式進行，則可得下列聯立方程組：

$$\begin{cases} \sum_{i=1}^{19} (CV_{i,1} \times RV_i) = DC_1 \\ \sum_{i=1}^{19} (CV_{i,2} \times RV_i) = DC_2 \\ \sum_{i=1}^{19} (CV_{i,3} \times RV_i) = DC_3 \\ \vdots \\ \sum_{i=1}^{19} (CV_{i,19} \times RV_i) = DC_{19} \end{cases}$$

- 再透過 Simplex Method 求得各縣市排放減量最佳解，如下：

$$\begin{cases} \min EMR = \sum_{i=1}^{19} (EV_i \times RV_i) \\ \sum_{i=1}^{19} (CV_{i,1} \times RV_i) \geq DC_1 \\ \sum_{i=1}^{19} (CV_{i,2} \times RV_i) \geq DC_2 \\ \sum_{i=1}^{19} (CV_{i,3} \times RV_i) \geq DC_3 \\ \vdots \\ \sum_{i=1}^{19} (CV_{i,19} \times RV_i) \geq DC_{19} \end{cases}$$

其中， EV_i 為各縣市 VOCs 排放量，EMR 為各縣市減量總和。

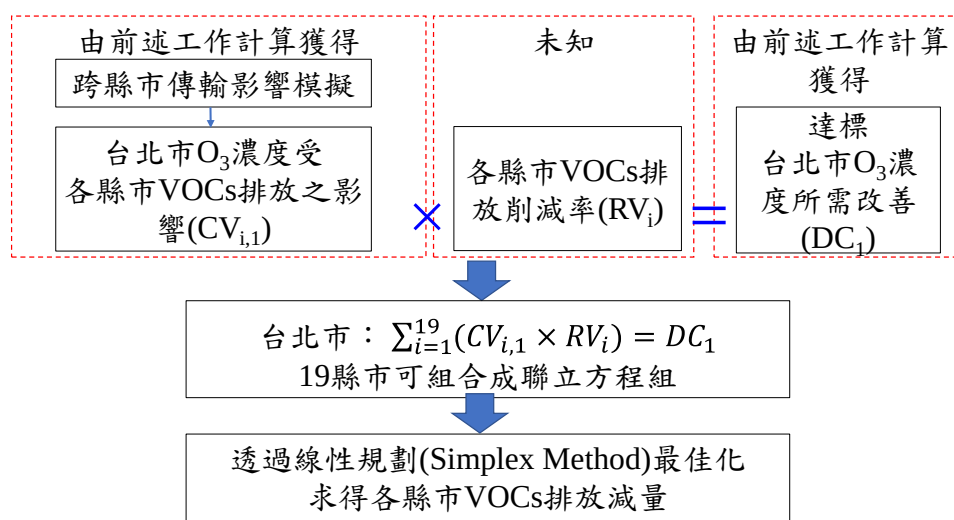


圖 4 將全臺排放減量分配至各縣市所需負擔減量之計算流程

(5) 各縣市行業 NMHC 排放依據行業 MIR 進行減量

上節所計算出之減量為縣市所有行業 NMHC 排放採齊頭式削減，即各行業削減比例相同。本節則是進一步將行業 NMHC 排放依據行業的最大臭氧增量反應(MIR, Maximum Increased Reaction)大小進行削減，期望考慮不同行業 NMHC 排放的臭氧生成潛勢差異，使能以較少的 NMHC 減量獲得相同的臭氧改善效益。VOCs 光化反應性通常以最大增量反應性，尋求量化各種 VOCs 成分之臭氧生成潛勢[8-9]。MIR 即指 VOCs 成分在大氣中可能生成臭氧的最大值。要計算特定行業的最大臭氧生成潛勢，方法如下：

- 首先，要針對 TEDS 中該行業排放 NMHC 進行 VOC 成分解析：透過 SPECIATE 資料庫能將該行業排放的 NMHC 切分成詳細的 VOC 成分，使能獲得該行業各種 VOC 成分的排放量；
- 其次，再將該行業的每一種 VOC 成分排放量與其相對應的 MIR 相乘後再加總，其結果即為該行業之最大臭氧生成總潛勢量：

$$IMIR = \sum [EMI_i \times MIR_i]$$

其中，IMIR 為特定行業氧生成總潛勢量；EMI_i 為特定行業 VOC 成分 i 的排放量；MIR_i 為 VOC 成分 i 之 MIR 值。

- 再者，利用該行業之最大臭氧生成總潛勢量除以該行業的 VOCs 總排放量，即可獲得該行業之最大臭氧生成平均潛勢(AMIR)：

$$AMIR = IMIR / \sum EMI_i$$

- 最後，TEDS 為提供 1 km x 1 km 的網格排放數據，因此透過以上計算過程，可計算出任一單一網格各種行業之 MIR，並可進一步統計出各縣市各行業的 AMIR 以及各縣市單位 NMHC 排放之 MIR 平均量 (CT_AMIR)。

在獲得縣市行業 AMIR 以及縣市 CT_AMIR 推估結果後，以依據下列準則進行 NMHC 排放削減：

- 當縣市單一行業 AMIR 大於該縣市之 CT_AMIR 時，需進行較多排放減量
- 當縣市單一行業 AMIR 小於該縣市之 CT_AMIR 時，需進行較少排放減量
- 縣市所有行業 AMIR*EM 相加要等於 CT_AMIR*EM

三、結果與討論

1. 計算各縣市八小時臭氧濃度達到改善目標所需濃度改善

我們依2.2節第(1)小節之方式找出各縣市八小時臭氧橘色警示站日數改善50%各別所需八小時臭氧濃度改善，如表1所示。由表1可看出，彰化縣以南縣市所需改善會大於臺中市以北縣市，前者多介於6-8 ppb，後者則多介於4-6 ppb。

表 1 縣市八小時 O₃ 改善目標達成所需境外改善與臺灣自身改善列表

縣市	縣市八小時 O ₃ 橘色警示站日數減少 50%所需濃度改善 (ppb)	境外未來年排放對縣市測站八小時 O ₃ 橘色警示事件濃度之改善 (ppb)	臺灣自身排放減量對縣市測站八小時 O ₃ 橘色警示事件濃度之改善 (ppb)
	A	B	A-B
基隆市	4.0	2.4	1.6
臺北市	4.1	0.2	3.9
新北市	5.8	1.0	4.8
桃園市	7.4	2.4	5.0
新竹市	4.0	2.3	1.7
新竹縣	5.6	4.5	1.1
苗栗縣	5.0	2.1	2.9
臺中市	5.6	2.2	3.4
彰化縣	6.4	3.4	3.0
南投縣	6.8	1.9	4.9
雲林縣	7.3	2.6	4.7
嘉義市	6.4	2.5	3.9
嘉義縣	5.4	2.5	2.9
臺南市	6.6	2.5	4.1

高雄市	7.3	2.4	4.9
屏東縣	7.6	1.6	6.0

2. 境外未來年排放對臺灣各縣市八小時臭氧濃度之預期改善模擬

圖5為境外未來年(2025年)排放減量對臺灣空氣品質之預期改善。由圖，DM8O3年均濃度改善的空間分布，大致呈現海上具有較高的改善量(0.6-1.0 ppb)，陸地改善量略低些(0.4-0.8 ppb)，南北差異並不明顯。進一步討論境外未來年排放減量對臺灣縣市測站八小時 O₃橘色警示事件濃度之改善，如表1所示。由表，境外未來年排放對臺灣各縣市改善大多介於2-3 ppb，除新竹縣與彰化縣最為顯著、臺北市與新北市最低外。此結果說明境外傳輸對於臺灣南北 DM8O3影響整體平均差異不大，惟部分測站在部分高污染事件期間會仍有可能有較為顯著的高低影響。

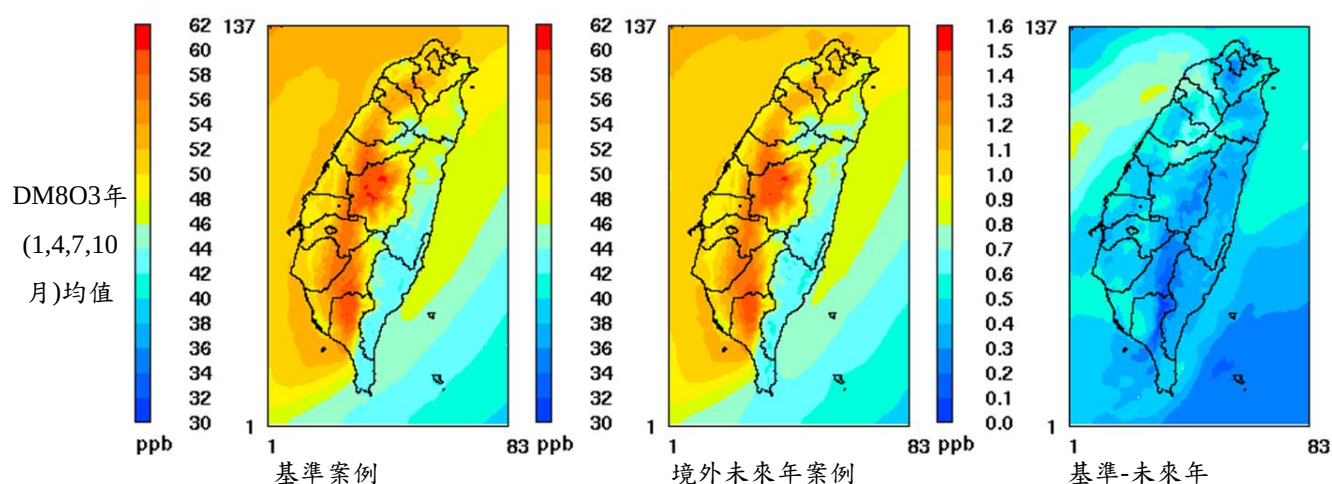


圖 5 境外未來年(2025 年)排放減量對臺灣空氣品質之改善

3. O₃ 污染之跨縣市傳輸影響模擬

圖6為不同空品區縣市 VOCs 排放對 DM8O3年(1,4,7,10月)均値之影響空間分布圖。由圖，削減 VOCs 排放，無論是排放源區亦或是下風區域均明顯呈現臭氧濃度的改善；各空品區排放之較大影響貢獻基本均是出現在自身空品區內及鄰近空品區，惟北部空品區排放影響其他空品區最為顯著，甚至可較明顯影響中南部地區臭氧濃度，應與臺灣冬春秋三季盛行風向多為東北風有關。

進一步討論縣市 VOCs 排放對縣市測站八小時 O₃橘色警示污染站日濃度之平均影響，如表2所示。由表，西部縣市 VOCs 排放對全臺測站平均影響而言，桃園市排放的影響最顯著(3.2 ppb)，其次為新北市與臺中市排放影響(2.6-2.7 ppb)，臺南市、高雄市、彰化縣與新竹縣排放影響(1-2 ppb)再次之，其餘縣市排放影響則是均低於1 ppb。而在西部縣市 VOCs 排放對相互臭氧濃度的影響上，基本都是對自身與/或鄰近縣市影響最大，對其他縣市影響大致隨距離增加而顯著下降。在縣市 NO_x 排放影響部分(限於篇幅，未將相關數據列於本文)，基本都會對自身臭氧濃度造成較顯著的濃度增加，對其他縣市臭氧濃度增加情形大致隨距離增加而顯著下降且可能會轉為臭氧濃度改善。這裡要注意的是，DDM 模組的特性為呈現排放微幅變動的效應，即當排放削減為較大比例時，表中 VOCs 排放影響可能具偏差，NO_x 排放影響則更可能是不正確的(即微幅 NO_x 減量呈現臭氧濃度增加，但通常在大比例 NO_x 減量時會轉為臭氧濃度改善)。因此，在使用與解讀 DDM 模擬結果時要特別小心。

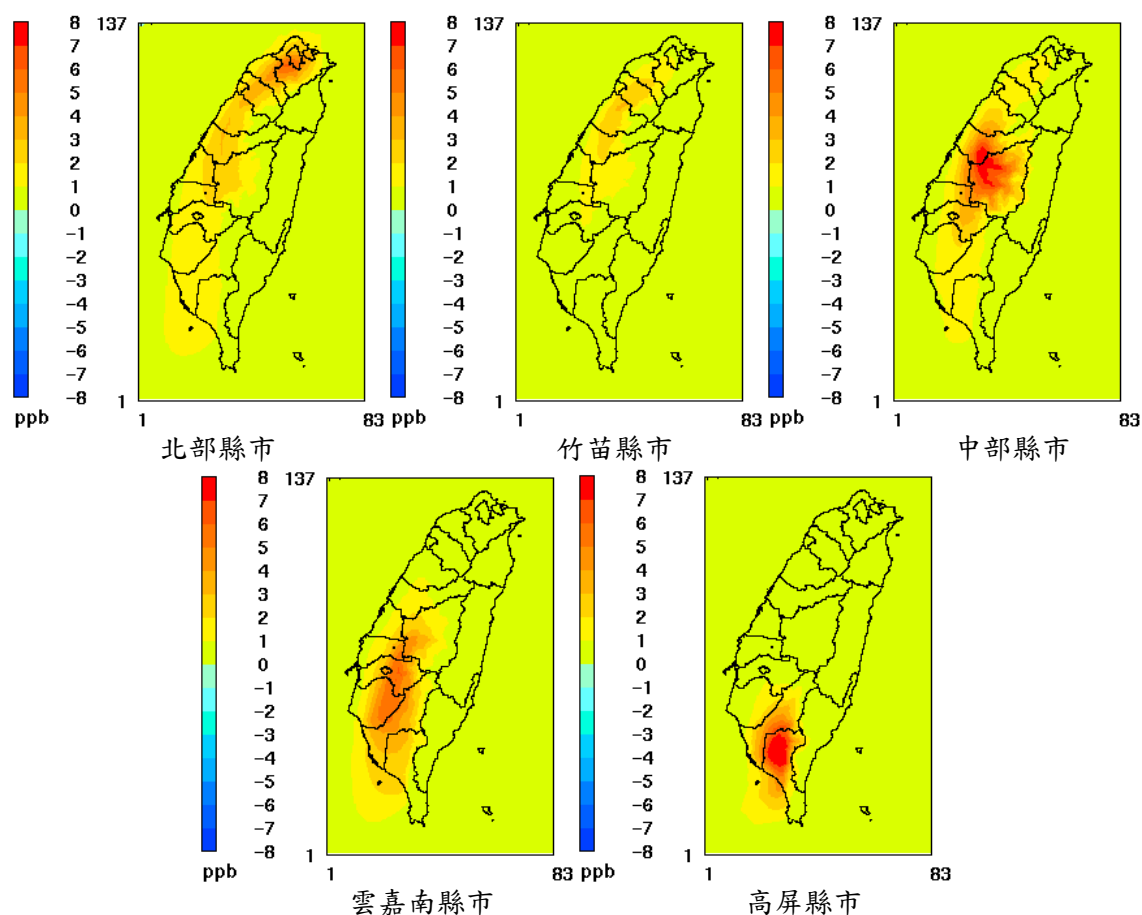


圖 6 空品區縣市 NMHC 排放對 DM8O3 年(1, 4, 7, 10 月)均濃度影響

表 2 縣市 VOCs 排放對縣市測站 DM8O3 橘色警示污染站日濃度之平均影響

DM8O ₃	影響來源(ppb)																
受影響縣市	基隆市	臺北市	新北市	桃園市	新竹市	新竹縣	苗栗縣	臺中市	彰化縣	南投縣	雲林縣	嘉義市	嘉義縣	臺南市	高雄市	屏東縣	合計
基隆市	0.30	1.01	1.75	2.25	0.07	0.32	0.05	0.35	0.44	0.04	0.55	0.04	0.22	0.01	0.00	0.00	7.40
臺北市	0.34	3.05	8.63	10.11	0.76	2.12	1.25	2.67	1.21	0.11	0.42	0.05	0.26	0.74	1.05	0.14	32.91
新北市	0.20	2.01	7.05	6.50	0.43	1.40	0.82	1.50	0.73	0.08	0.28	0.03	0.15	0.22	0.33	0.04	21.78
桃園市	0.18	0.94	2.17	3.80	1.00	2.38	0.75	1.17	0.35	0.03	0.17	0.02	0.10	0.13	0.04	0.01	13.24
新竹市	0.08	0.46	1.52	4.62	1.85	4.44	2.30	4.42	1.42	0.40	1.04	0.24	0.87	2.15	0.11	0.00	25.91
新竹縣	0.16	1.04	2.89	4.52	0.68	2.14	1.42	2.17	0.79	0.11	0.37	0.07	0.28	0.37	0.04	0.00	17.06
苗栗縣	0.04	0.50	1.64	3.86	0.67	1.37	2.36	3.26	0.70	0.13	0.38	0.09	0.35	1.71	0.39	0.01	17.46
臺中市	0.11	0.65	1.83	2.51	0.35	0.80	1.22	6.79	2.17	0.20	0.49	0.09	0.39	0.97	0.61	0.08	19.25
彰化縣	0.07	0.48	1.32	2.09	0.23	0.59	0.38	0.88	1.56	0.04	0.54	0.05	0.29	0.73	0.72	0.12	10.10
南投縣	0.08	0.58	1.68	2.42	0.33	0.76	0.88	3.21	1.56	0.39	1.87	0.09	0.45	0.67	0.51	0.09	15.58
雲林縣	0.07	0.49	1.31	1.66	0.24	0.56	0.44	1.05	1.66	0.07	2.47	0.10	0.45	0.97	0.49	0.07	12.09
嘉義市	0.06	0.38	1.11	1.67	0.25	0.56	0.43	1.05	1.07	0.05	0.82	0.36	1.51	1.41	1.02	0.17	11.91
嘉義縣	0.07	0.46	1.34	1.87	0.25	0.57	0.42	2.93	3.84	0.76	0.76	0.23	0.98	1.48	0.88	0.29	17.12
臺南市	0.05	0.33	0.93	1.40	0.21	0.51	0.42	1.11	0.83	0.04	0.61	0.06	0.54	2.83	1.09	0.17	11.14
高雄市	0.06	0.59	1.50	1.69	0.23	0.52	0.50	1.38	0.88	0.05	0.47	0.10	0.58	3.42	4.81	0.37	17.16
屏東縣	0.06	0.36	0.95	1.06	0.13	0.33	0.24	0.60	0.46	0.03	0.43	0.08	0.41	2.62	8.25	1.55	17.55
全臺	0.11	0.87	2.57	3.16	0.37	0.96	0.82	2.67	1.25	0.14	0.70	0.09	0.44	1.43	1.56	0.21	17.36

平均

4. 分配全臺排放減量需求至各縣市所需負擔減量

根據2.2節第(3)小節推算各縣市 NMHC 排放所需負擔減量之計算公式，結合上述表1與表2的數據，可寫成下式：

$$\begin{aligned} \min EMR &= 0.5 \times RV_1 + 3.1 \times RV_2 + 7.1 \times RV_3 + \cdots + 1.6 \times RV_{16} \\ 0.30 \times RV_1 + 1.01 \times RV_2 + 1.75 \times RV_3 + \cdots + 0.00 \times RV_{16} &\geq 1.6 \\ 0.34 \times RV_1 + 3.05 \times RV_2 + 8.63 \times RV_3 + \cdots + 0.14 \times RV_{16} &\geq 3.9 \\ 0.20 \times RV_1 + 2.01 \times RV_2 + 7.05 \times RV_3 + \cdots + 0.04 \times RV_{16} &\geq 4.8 \\ &\vdots \\ 0.06 \times RV_1 + 0.36 \times RV_2 + 0.95 \times RV_3 + \cdots + 1.55 \times RV_{16} &\geq 6.0 \\ 0.2 \leq RV_1 &\leq 0.4 \\ 0.2 \leq RV_2 &\leq 0.4 \\ 0.2 \leq RV_3 &\leq 0.4 \\ &\vdots \\ 0.2 \leq RV_{16} &\leq 0.4 \end{aligned}$$

最後，透過 Simplex Method 求得各縣市 NMHC 排放減量最佳解：臺北市與高雄市 NMHC 排放需削減32%，基隆市、南投縣、嘉義市及屏東縣 NMHC 排放需削減20%，其餘縣市的 NMHC 排放均需削減40%。此外，此結果亦是縣市內所有行業 NMHC 排放削減比例均相同，即縣市內所有行業 NMHC 排放進行齊頭式削減，如表3。

5. 各縣市行業 NMHC 排放依據行業 MIR 進行減量

本節在計算各縣市不同行業別 NMHC 排放之 MIR (最大臭氧生成潛勢)。限於篇幅，本文於西部五空品區各選擇一最大 NMHC 排放之縣市進行較詳細之說明，即新北市、新竹縣、臺中市、臺南市及高雄市。此五縣市各別前十大行業 MIR 總量及其 AMIR (行業之最大臭氧生成平均潛勢，MIR 總量/NMHC 排放總量，即單位 NMHC 排放之 MIR)，如圖7 - 圖11所示。

由圖可看出，新北市具最大 MIR 總量的行業是一般消費用品，該類別具有最大 NMHC 排放量，但其 AMIR 較低(即其排放 VOC 成分的 MIR 平均相對較低)；其次為印刷業、四行程機車、餐飲業與自用小客車、其他工業製品表面塗裝，五者的 AMIR 均高於縣市平均 MIR (CT_AMIR=2.4)，尤其餐飲業；第七至十位分別為建築表面塗裝、塑膠製品製造業、大貨車、汽車保養。

新竹縣具最大 MIR 總量的行業是其他工業製品表面塗裝；其次為自用小客車、一般消費用品、餐飲業、印刷電路板製造業、電子器材製造業，除一般消費用品與印刷電路板製造業之 AMIR 低於 CT_AMIR (=2.8)，其餘四者的 AMIR 均高於 CT_MIR，尤其餐飲業；第七至十位分別為四行程機車塑膠製品製造業、運輸工具製造業及化學材料製造業。

臺中市具最大 MIR 總量的行業是其他工業製品表面塗裝，其 AMIR 略高於 CT_AMIR (=2.5)；其次為一般消費用品、自用小客車、四行程機車，除一般消費用品之 AMIR 低於 CT_AMIR，其餘三者的 AMIR 均高於 CT_MIR；第五至十位分別為餐飲業、建築表面塗裝、塑膠製品製造業、大貨車、印刷業、汽油小貨車。

臺南市具最大 MIR 總量的行業是其他工業製品表面塗裝，其 AMIR 略高於 CT_AMIR (=2.6)；其次為一般消費用品、四行程機車、自用小客車、餐飲業，除一般消費用品之 AMIR 低於 CT_AMIR，其餘三者的 AMIR 均高於 CT_MIR；第六至十位分別為塑膠製品製造業、建築表面塗裝、電子器材製造業、大貨車、印刷業。

高雄市具最大 MIR 總量的行業是四行程機車，其 AMIR 高於 CT_AMIR (=2.7)；其次為一般消費用品、餐飲業、自用小客車與其他工業製品表面塗裝，除一般消費用品之 AMIR 低於 CT_AMIR，其餘三者的 AMIR 均高於 CT_MIR；第六至十位分別為建築表面塗裝、化學材料製造業、運輸工具製造業、大貨車、電子器材製造業。

整體而言，透過以上結果，在進行上述各縣市 NMHC 排放的削減時(即上節)，即可考慮不同行業別 NMHC 排放量的臭氧生成潛勢差異，應可以較少的 NMHC 減量獲得相同的臭氧改善效益。表3為本計畫初擬之各縣市 NMHC 排放減量方案規劃。由表，方案一即為上節模擬方案，該方案為縣市內所有行業 NMHC 排放進行齊頭式削減，即縣市內所有行業 NMHC 排放削減比例均相同。若進一步考慮不同行業 AMIR 大小來區分不同行業的削減比例，以方案二而言，若行業 $AMIR > CT_AMIR$ ，則削減較大比例，若相反則削減較小比例。以新北市為例，新北市 NMHC 排放需要削減40%，若為方案一，新北市內所有行業 NMHC 均削減40%；若為方案二，新北市內的行業，若其 AMIR 大於 $CT_AMIR (=2.4)$ 則其 NMHC 排放削減45%，若其 AMIR 小於 CT_AMIR 則只需要削減33%，透過此方式可使新北市整體 NMHC 排放削減由40%降至37%。相同方式應用在其他縣市，各縣市 NMHC 排放削減可減少2-5%，全臺灣 NMHC 排放減量比例可由36.8%降至33.3%。

表 3 各縣市 NMHC 排放減量方案規劃

	縣市 NMHC 排放量 (萬噸/ 年)	縣市 MIR 總 量 (萬噸 O ₃ /年)	CT_AMIR (縣市單位 NMHC 排 放之 MIR)	方案 1		方案 2		
				縣市所有行業排放 齊頭式削減		縣市行業排放 依其 MIR 大小削減		
				縣市 NMHC 排放減 量比例	縣市 MIR 削 減總量 (萬噸 O ₃ / 年)	行業 NMHC 排放減量 比例		縣市 NMHC 排放減 量比例
						行業 AMIR > CT_AMIR	行業 AMIR ≤ CT_AMIR	
基隆市	0.54	1.33	2.47	0.20	0.27	0.25	0.10	0.16
臺北市	3.14	6.84	2.18	0.32	2.19	0.37	0.22	0.28
新北市	7.10	16.71	2.35	0.40	6.68	0.45	0.33	0.37
桃園市	5.95	16.27	2.73	0.40	6.51	0.44	0.20	0.36
新竹市	0.77	1.94	2.53	0.40	0.78	0.45	0.27	0.36
新竹縣	1.62	4.50	2.78	0.40	1.80	0.45	0.25	0.37
苗栗縣	1.41	4.18	2.96	0.40	1.67	0.45	0.30	0.37
臺中市	5.84	14.75	2.53	0.40	5.90	0.45	0.30	0.37
彰化縣	2.61	6.82	2.61	0.40	2.73	0.45	0.28	0.36
南投縣	1.06	3.04	2.86	0.20	0.61	0.25	0.10	0.17
雲林縣	1.60	4.54	2.84	0.40	1.82	0.45	0.30	0.37
嘉義市	0.40	0.95	2.39	0.20	0.19	0.25	0.10	0.16
嘉義縣	1.21	3.44	2.84	0.40	1.38	0.45	0.28	0.37
臺南市	4.22	11.00	2.60	0.40	4.40	0.45	0.26	0.36
高雄市	5.77	15.82	2.74	0.32	5.06	0.37	0.12	0.27

屏東縣	1.55	4.22	2.72	0.20	0.84	0.25	0.10	0.18
-----	------	------	------	------	------	------	------	------

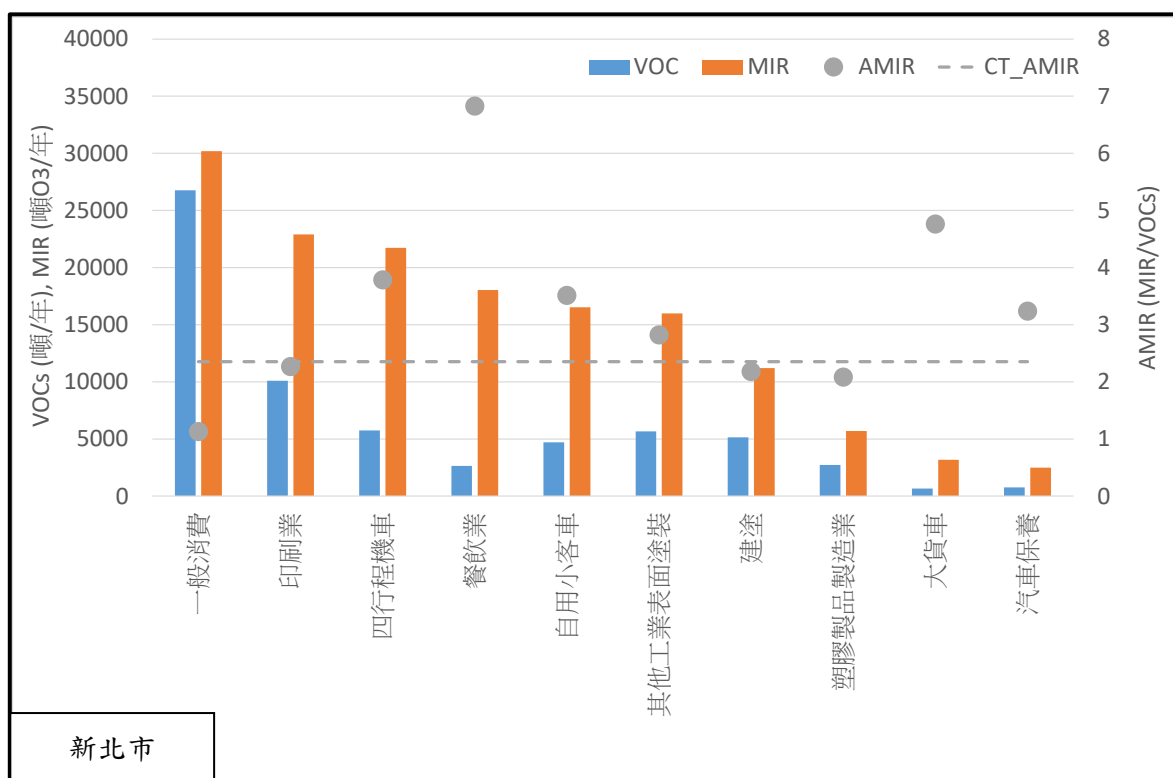


圖 7 新北市行業 MIR 前十大。VOC：行業 VOCs 排放總量；MIR：行業 VOCs 排放之 MIR 總量；AMIR：行業單位 VOCs 排放之 MIR 平均量；CT_AMIR：縣市單位 VOCs 排放之 MIR 平均量。

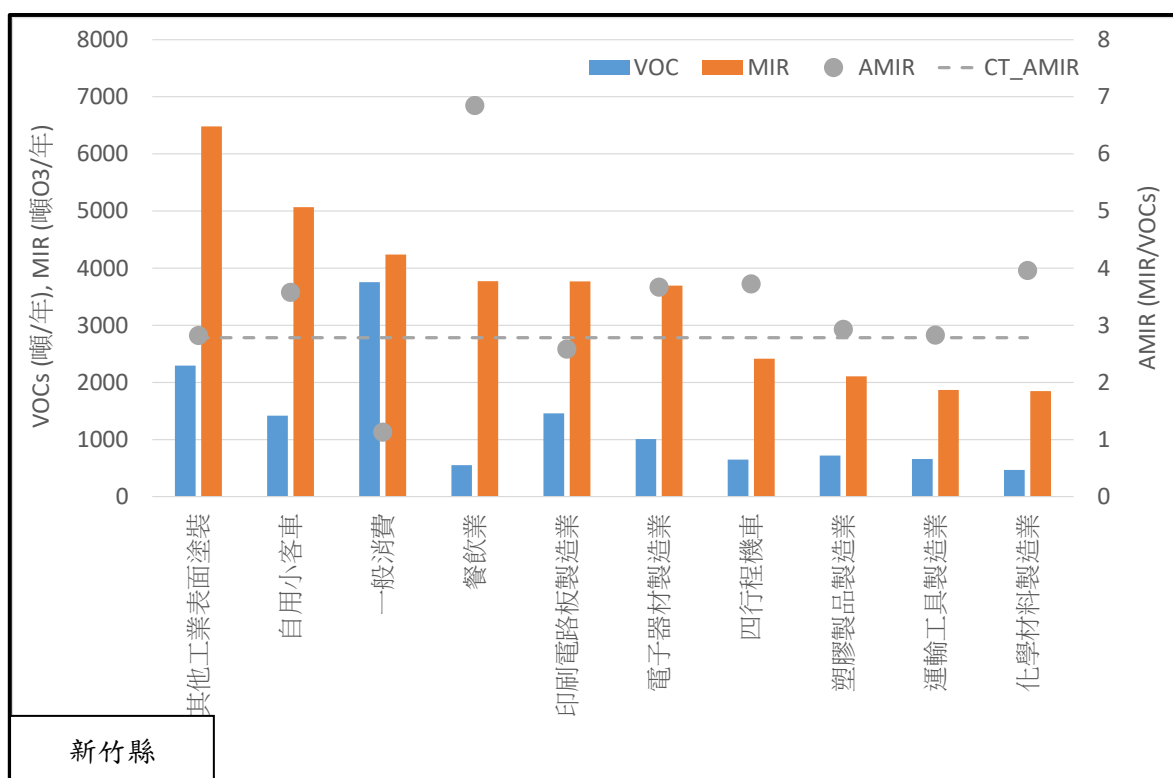


圖 8 新竹縣行業 MIR 前十大。VOC：行業 VOCs 排放總量；MIR：行業 VOCs 排放之 MIR 總量；AMIR：行業單位 VOCs 排放之 MIR 平均量；CT_AMIR：縣市單位 VOCs 排放之 MIR 平均量。

量。

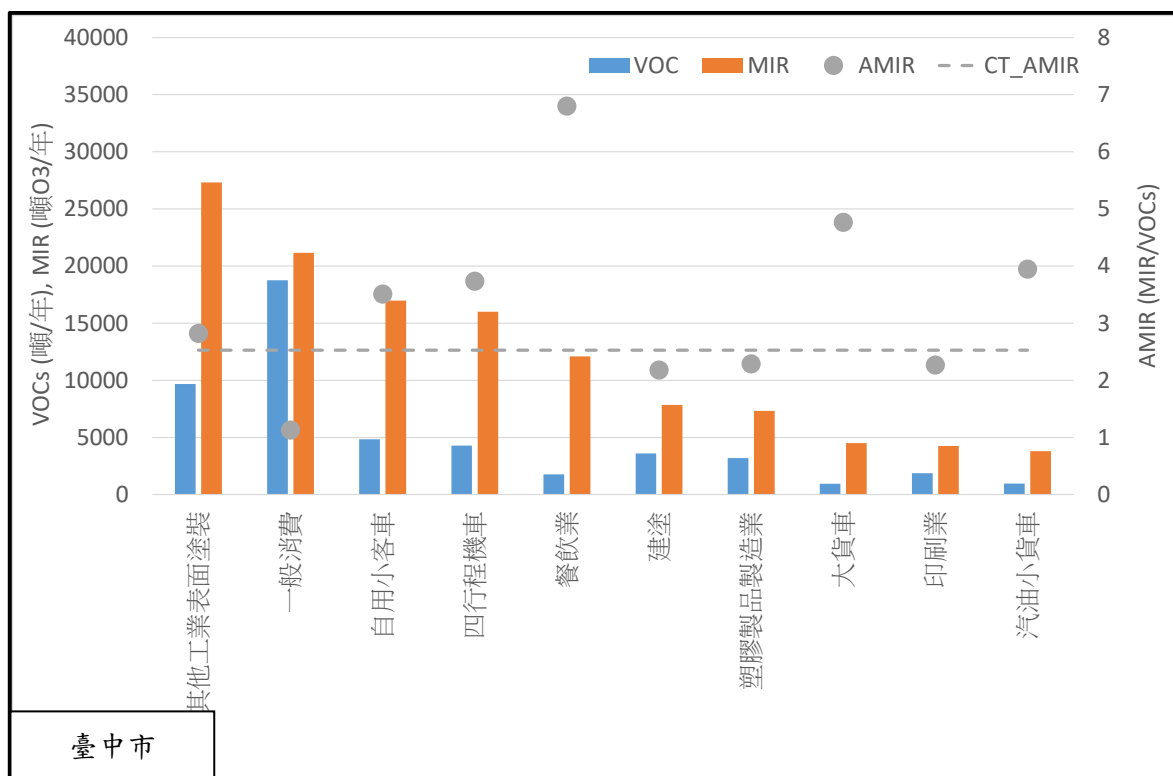


圖 9 臺中市行業 MIR 前十大。VOC：行業 VOCs 排放總量；MIR：行業 VOCs 排放之 MIR 總量；AMIR：行業單位 VOCs 排放之 MIR 平均量；CT_AMIR：縣市單位 VOCs 排放之 MIR 平均量。

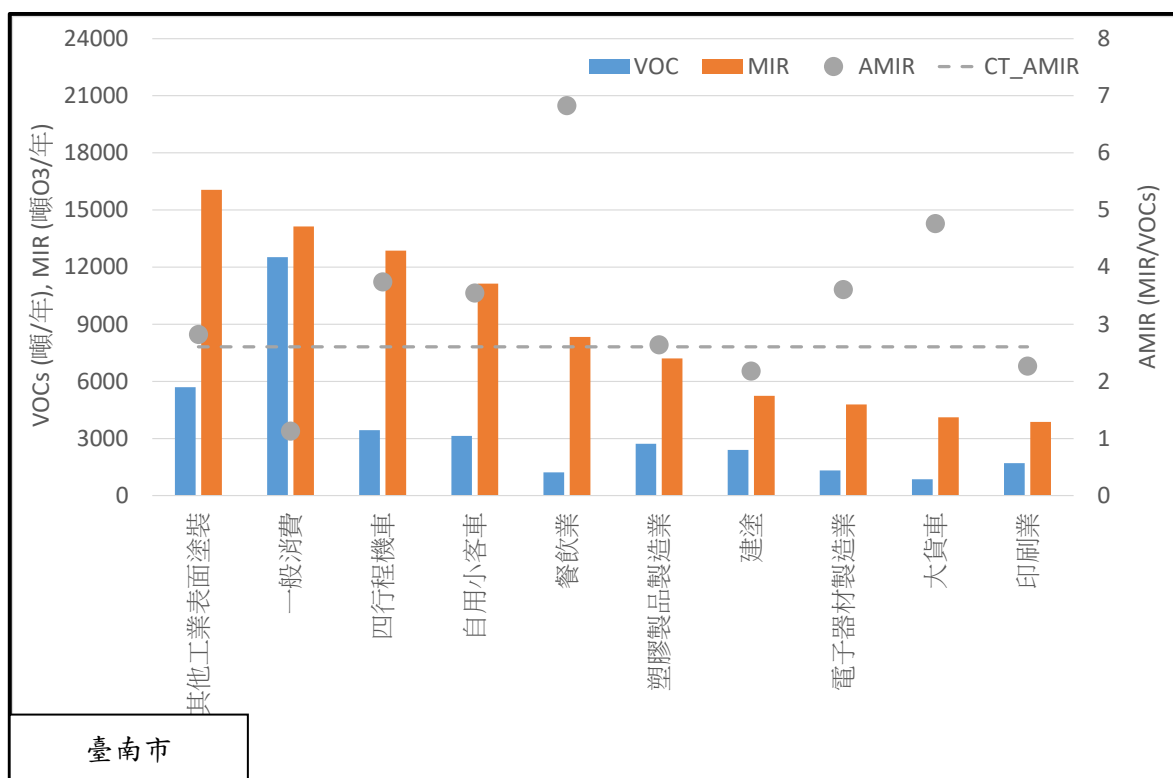


圖 10 臺南市行業 MIR 前十大。VOC：行業 VOCs 排放總量；MIR：行業 VOCs 排放之 MIR 總

量；AMIR：行業單位 VOCs 排放之 MIR 平均量；CT_AMIR：縣市單位 VOCs 排放之 MIR 平均量。

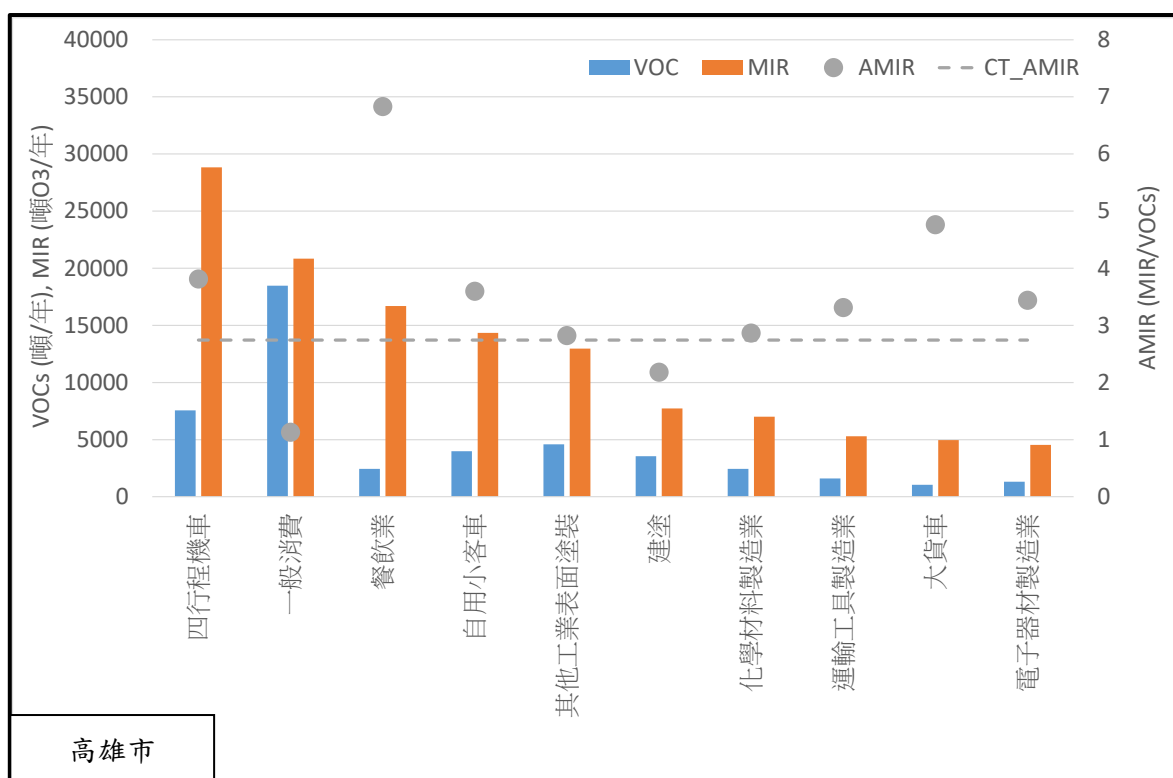


圖 11 高雄市行業 MIR 前十大。VOC：行業 VOCs 排放總量；MIR：行業 VOCs 排放之 MIR 總量；AMIR：行業單位 VOCs 排放之 MIR 平均量；CT_AMIR：縣市單位 VOCs 排放之 MIR 平均量。

四、結論

本年度計畫為使臺灣 O₃八小時值橘色警示站日數減少50%，本計畫目前已透過 CMAQ-DDM 模擬臭氧跨縣市影響，並利用該成果進一步透過線性規劃技術將全臺 NMHC 排放減量需求分配至各縣市所需負擔 NMHC 排放減量，其初步結果顯示，大多縣市需削減30-40%，對其他縣市影響較少的屏東縣、南投縣、嘉義市與基隆市則僅需削減20%。再者，為了能減少各縣市 NMHC 排放削減量，本計畫依據行業 MIR (最大臭氧生成潛勢)大小進行了更細緻的行業 NMHC 排放減量(即行業 MIR 大於縣市平均 MIR 則該行業削減較多 NMHC 排放)，其初步結果顯示，各縣市 NMHC 排放削減量均約可減少2-5%，全臺灣 NMHC 排放減量比例可由36.8%降至33.3%。目前已可確認透過跨縣市傳輸模擬與線性規劃分配縣市負擔量以及依據行業 MIR 大小來減少縣市 NMHC 排放削減量等方法為可行，惟最終結果仍需待至期末報告。

參考文獻

- [1] Skamarock, W.C., Klemp, J.B., Dudhia, J., Gill, D.O., Barker, D., Duda, M.G., Powers, J.G., 2008. A Description of the Advanced Research WRF Version 3 (No. NCAR/TN-475+STR). University Corporation for Atmospheric Research.
- [2] Chang, K.H., Yu, J.Y., Chen, T.F., Lin, Y.P., 2009. Estimating Taiwan biogenic VOC emission: Leaf energy balance consideration. *Atmos. Environ.* 43, 5092-5100.
- [3] He K.B., 2012. Multi-resolution Emission Inventory for China (MEIC):model framework and 1990–2010 anthropogenic emissions. International Global Atmospheric Chemistry Conference, 17–21 September, Beijing, China.
- [4] Crippa, M., Solazzo, E., Huang, G., Guizzardi, D., Koffi, E., Muntean, M., Schieberle, C., Friedrich, R.,

- Janssens-Maenhout, G, 2020. High resolution temporal profiles in the Emissions Database for Global Atmospheric Research (*EDGAR*). *Sci Data* 7, 121.
- [5] Chen, T.F., Chen, C.H., Yu, J.Y., Lin, Y.B., Chang, K.H., 2020. Estimation of biogenic VOC emissions in East Asia with new emission factors and leaf energy balance considerations. *Journal of Innovative Technology* 2(2), 61-72.
- [6] Johansson, L., Jalkanen, J.P., Kukkonen, J., 2017. Global assessment of shipping emissions in 2015 on a high spatial and temporal resolution. *Atmos. Environ.* 167, 403-415.
- [7] Cohan, D.S., Hakami, A., Hu, Y., Russell, A.G., 2005. Nonlinear response of ozone to emissions: Source apportionment and sensitivity analysis. *Environmental science & technology* 39(17), 6739-6748.
- [8] Carter, W.P.L., 1994. Development of Ozone Reactivity Scales for Volatile Organic Compounds. *J. Air Waste Manage.* 44, 881-899.
- [9] Carter, W.P.L., Pierce, J.A., Luo, D., Malkina, I.L., 1995. Environmental Chamber Study of Maximum Incremental Reactivities of Volatile Organic Compounds. *Atmos. Environ.* 29(18), 2499-2511.

多元燃料取代生煤之空氣污染與溫室氣體減量共益效應評估

蔡俊鴻¹ 張瓊芬² 朱修毅¹ 許仕錡¹

¹國立成功大學環境工程學系(所)

²東海大學環境科學與工程學系

112-EPA-F020

摘要

本研究針對國內三類設施之有害空氣污染物及溫室氣體進行排放特徵解析，而臺灣規劃未來能源政策以減煤為主，並導入多元燃料之使用，故深入評析導入多元燃料而衍生空氣污染物潛在衝擊與溫室氣體減排效益。彙整民國109年國內三類設施申報燃料使用量及污染物排放量，主要以煙煤作為主要燃料並利用廢橡膠、漿紙污泥、木屑等固體燃料為輔助燃料，其中汽電共生程序 SRF/RDF 使用量為38,590公噸/年、大型工業鍋爐為22,958公噸/年。據投入燃料及污染排放資料推估國內三類設施之有害空氣污染物排放係數，結果顯示，以多元燃料進行混燒之製程平均排放係數較燃煤機組大且廣，其中以重金屬鉛及戴奧辛較具明顯變異。本研究亦分析十五筆市場上交易不同廢棄物組成之 SRF 樣品，結果以鉛含量變異最大，未來在樣品來源上，鉛排放風險以塑膠類為主要來源；研究亦計算 SRF 碳排係數，結果為71.24 tCO₂/TJ，廢棄物原料組成包括廢紙混合物、廢塑膠、廢人造纖維等。研究以民國109年為基準情境並設定導入不同目標佔比之 SRF，探討有害空氣污染物及溫室氣體排放量之變化效益，結果顯示，以重金屬鉛、氯化氫及戴奧辛排放量具排放增量潛勢，但可減少溫室氣體之排放，SRF 碳排係數約為 IPCC 公告煙煤碳排係數之0.75倍。

關鍵詞：燃煤電廠、汽電共生、工業鍋爐、多元燃料、溫室氣體、有害空氣污染物

一、前言及研究目的

臺灣規劃未來能源轉型政策以減煤為主，故導入多元燃料以取代生煤使用量，應為近中程策略，故深入評析燃煤發電設施、汽電共生系統設施、工業鍋爐導入多元燃料而衍生空氣污染物潛在衝擊與溫室氣體減排效益，當為急切重要課題。因國內三類設施混燒多元燃料常因鍋爐操作條件、燃料組成、空污防制設備等差異，影響空污排放量，導致排放係數差異甚大，應深入探討各燃料組成特性、操作參數、空氣污染控制設備等對溫室氣體排放減量及受關注有害空氣污染物排放之影響，據以綜合評估多元燃料調整策略對空氣品質、溫室氣體及民眾健康風險之關聯性，並研擬相關管制策略，以達成減低溫室氣體排放與提升空氣污染物防制之潛在共益效益。

二、研究方法

為探討國內三類設施排放現況，本研究蒐集國內三類設施製程相關操作資料，包括空污費申報資料、管道廢氣排放定期檢測資料、鍋爐形式、防制設備種類及效率、燃料使用量及種類，為使三類設施有統一比較基準，研究以燃料投入熱值(Tcal)為活動強度，計算各廠有害空氣污染物(砷、鉛、鎘、戴奧辛)之排放係數，探討各設施及製程之差異；亦根據行政院環境部公告之溫室氣體盤查指引，推估國內三類設施基準年溫室氣體排放量。本研究以2020年為基準年，設定導入不同多元燃料目標佔比之情境，探討 HAPs 及溫室氣體排放影響變化。

本研究採用 AERMOD 高斯擴散模式模擬國內四座不同設施及鍋爐形式為標的，於導入不同目標佔比之 SRF 對鄰近區域有害空氣污染物(砷、鉛、鎘、戴奧辛)增量濃度影響，再依模擬所得年均增量濃度透過健康風險評估流程，計算對鄰近區域之潛在衝擊影響，解析各標的廠之應關注有害空氣污染物，以瞭解潛在熱點影響。

三、結果與討論

1. 國內三類設施燃料使用量解析

國內三類設施(燃煤發電設施、汽電共生程序、大型工業鍋爐)於民國109年燃料使用情形，以煙煤作為主要燃料，並利用廢橡膠、漿紙污泥、SRF/RDF、木屑等固體燃料作為輔助燃料，其中國內汽電共生程序使用 SRF/RDF 用量為38,590 公噸/年；大型工業鍋爐用量為22,958 公噸/年。

表1、國內三類設施基準年燃料使用量(Ton/year)

年 份	設 施	製程數	煙 煤	SRF/RDF	多元燃料
民國 109 年	燃煤發電設施		24	32,780,126	-
	汽電共生程序	燃煤	14	14,524,902	-
		混燒	53	1,288,931	38,590
	大型工業鍋爐	燃煤	7	179,628	-
		混燒	11	82,447	22,958

備註：多元燃料包括木屑、漿紙污泥、紡織污泥、廢橡膠等固體燃料；SRF/RDF 係指以廢棄物為原料製造之固體再生燃料

2. 國內三類設施排放量解析

研究統計國內三類設施製程數分別為：燃煤發電設施(24個)、汽電共生程序(67個)、大型工業鍋爐(18個)，彙整三類設施有害空氣污染物排放量，如圖1所示，於民國109年關鍵有害空氣污染物排放量重金屬砷依序為：1,408.99、427.09、33.90 公斤；重金屬鉛依序為：1,828.15、1,105.96、254.58公斤；重金屬鎘依序為473.72、89.16、5.59公斤；戴奧辛依序為3.13、1.54、0.16克 I-TEQ。燃煤發電設施排放量最大，因其活動強度最大，汽電共生次之，大型工業鍋爐為最小。

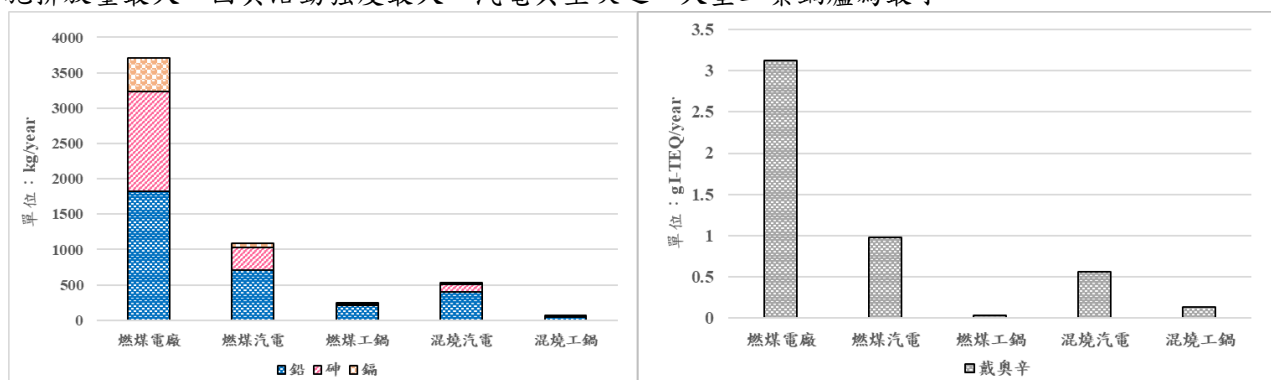


圖1.民國109年國內三類設施有害空氣污染物排放量

3. 國內三類設施排放係數解析

研究以投入熱值(Tcal)為基準進行排放係數推估，結果如圖2所示，民國109年國內三類設施混燒燃料機組之有害空氣污染物排放係數範圍依序為 As(0.40 – 22.82、0.48 – 31.87 g/Tcal)；Pb(0.53 – 205.29、0.70 – 257.23 g/Tcal)；Cd(0.03 – 4.24、0.6 – 6.12 g/Tcal)；Dioxin(9.77 – 2120.98、0.42 – 1161.01 µg I-TEQ/Tcal)，使用混燒燃料之製程因投入燃料複雜、空污防制設備不一，導致係數範圍變異大；比較燃煤機組及使用混燒燃料製程排放係數，結果顯示以重金屬鉛及戴奧辛較具明顯變異，顯示使用固體再生燃料作為輔助燃料應特別留意此兩種污染物種。

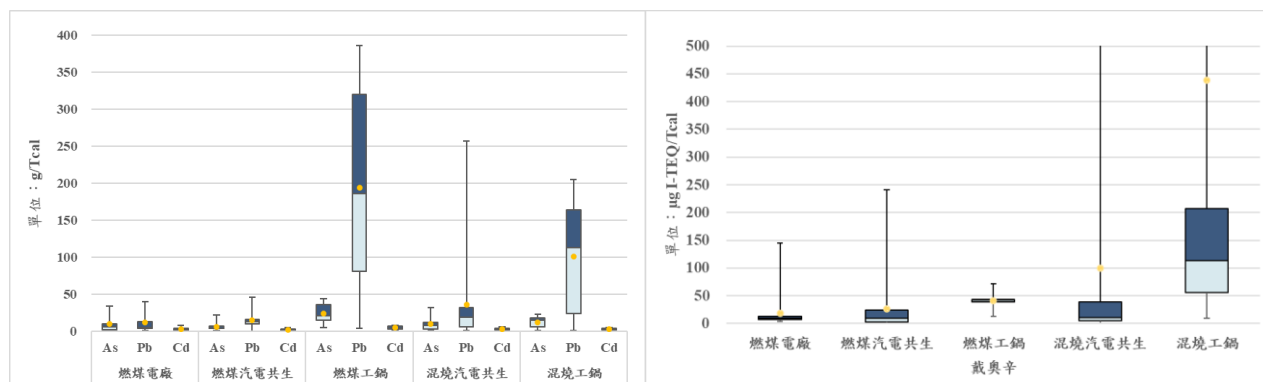


圖2.民國109年國內三類設施有害空氣污染物排放係數盒鬚圖

4.標的廠情境有害空氣污染物排放量推估結果

本研究設定三種情境：(I)基準情境(2020年)、(II)既有技術可行基準，可導入多元燃料目標佔比、(III)提高使用多元燃料比例達100 %；研究以鍋爐形式為劃分依據，於情境(II)，若鍋爐形式為流體化床鍋爐則依照國家淨零路徑規劃，擴大固體再生燃料(SRF)燃料替代20 %；若為其他鍋爐，在既有技術可行基準下，可混燒5 %之 SRF，推估結果如圖3所示。推估結果顯示，以多元燃料取代生煤之有害空氣污染物排放量影響，以重金屬鉛、戴奧辛及氯化氫等污染物種影響較為顯著，具有排放增量之潛勢，據本計畫委測之 SRF 成份組成分析，以塑膠類為基底之 SRF，其鉛含量較高；而 SRF 之氯含量平均約為0.39 %，煙煤之氯含量約為0.03 ~ 0.049 %，高出約十倍，導致戴奧辛及氯化氫排放潛勢較大，須特別留意。

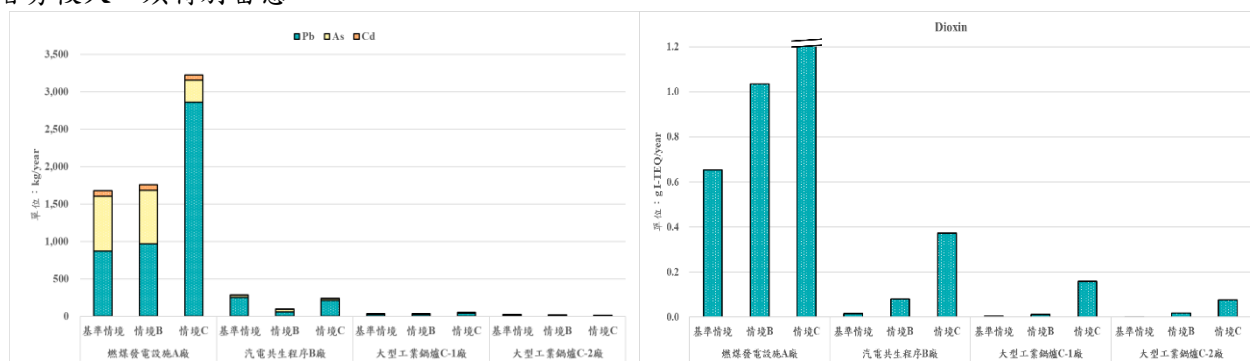


圖3.四座標的廠於不同情境有害空氣污染物排放量

5.標的廠溫室氣體排放量推估

本研究篩選國內三類設施及不同鍋爐形式之廠家為標的案例，並透過燃料申報使用量計算基準年(民國109年)總投入熱值(TJ)，假設於未來年總投入熱值不變情況下，以熱值佔比分配導入不同目標多元燃料之溫室氣體排放量及減量效益。標的廠基準年溫室氣體排放量根據 IPCC 提供各燃料溫室氣體排放係數推估其二氧化碳排放量，推估公式如下。

本研究以基準情境為基準並與情境計算之碳排放量進行比較，便可得導入不同目標佔比之 SRF 溫室氣體減量效益，不同情境溫室氣體排放量如圖4所示；本研究彙整不同廢棄物代碼組成之 SRF，包括：廢塑膠、廢紙混合物、廢人造纖維等，計算碳排係數作為本研究情境碳排放量推估依據，SRF 碳排係數計算公式如下，而因數據變異較大，故採中位數進行計算，計算結果為71.24 tCO₂/TJ，約為 IPCC 公告煙煤碳排係數(94.60 tCO₂/TJ)之0.75倍，顯示，以固體再生燃料(SRF)替代煙煤使用可有效降低碳排放量。未來若擴大使用 SRF，可檢測相關燃料成分數據，如：生質物含量、非生質物含碳量、熱值等參數，計算 SRF 碳排係數，用以推估碳排放量。

碳排放量(公噸CO₂e) = 年活動數據 × 排放係數 × 4.1868 × 10⁻⁹ × 溫暖化潛勢

$$\text{SRF 碳排係數} \left(\frac{\text{tCO}_2}{\text{TJ}} \right) = \frac{1}{\text{淨熱值} \left(\frac{\text{TJ}}{\text{Ton}} \right)} \times \left(1 - \text{生質物佔比(熱量\%)} \right) \times \text{非生質物含碳量} \left(\frac{\text{Ton C}}{\text{Ton}} \right) \times \frac{44}{12}$$

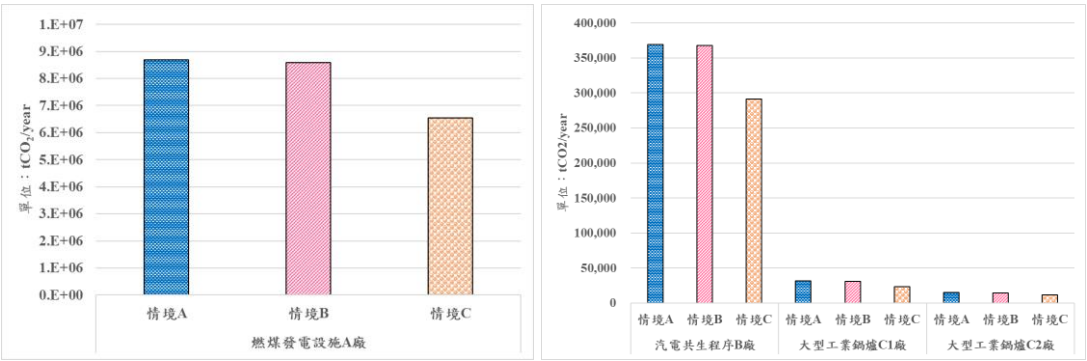


圖4.四座標的廠於不同情境溫室氣體排放量(tCO₂/year)

5.有害空氣污染影響模擬分析

本研究透過模式模擬四座標的廠於各情境有害空氣污染物增量濃度影響。四座標的廠砷、鉛、鎘、戴奧辛年平均最大增量濃度如下表2所示，砷於燃煤發電設施 A 廠-情境 A 有最大年平均增量濃度，濃度達0.168 ng/m³；鉛於大型工業鍋爐 C1廠-情境 C 有最大年平均增量濃度，濃度達1.577 ng/m³；鎘於大型工業鍋爐 C1廠-情境 C 有最大年平均增量濃度，濃度達0.035 ng/m³；戴奧辛於大型工業鍋爐 C1廠-情境 C 有最大年平均增量濃度，濃度達5.839 fg/m³，研究結果顯示排放導致最大年平均增量濃度變化範圍甚大，甚值關注。

表2、本研究標的廠於各情境下各有害空氣污染物年平均最大增量濃度影響

標的廠	砷 (ng/m ³)	鉛 (ng/m ³)	鎘 (ng/m ³)	戴奧辛 (fg/m ³)
燃煤發電設施 A 廠	0.068 ~ 0.168	0.222 ~ 0.655	0.015 ~ 0.017	0.150 ~ 1.920
汽電共生程序 B 廠	0.115 ~ 0.167	0.305 ~ 1.305	0.012 ~ 0.027	0.075 ~ 1.938
大型工業鍋爐 C1 廠	0.105 ~ 0.165	0.929 ~ 1.577	0.018 ~ 0.035	0.121 ~ 5.839
大型工業鍋爐 C2 廠	0.021 ~ 0.051	0.201 ~ 0.449	0.004 ~ 0.009	0.051 ~ 2.426

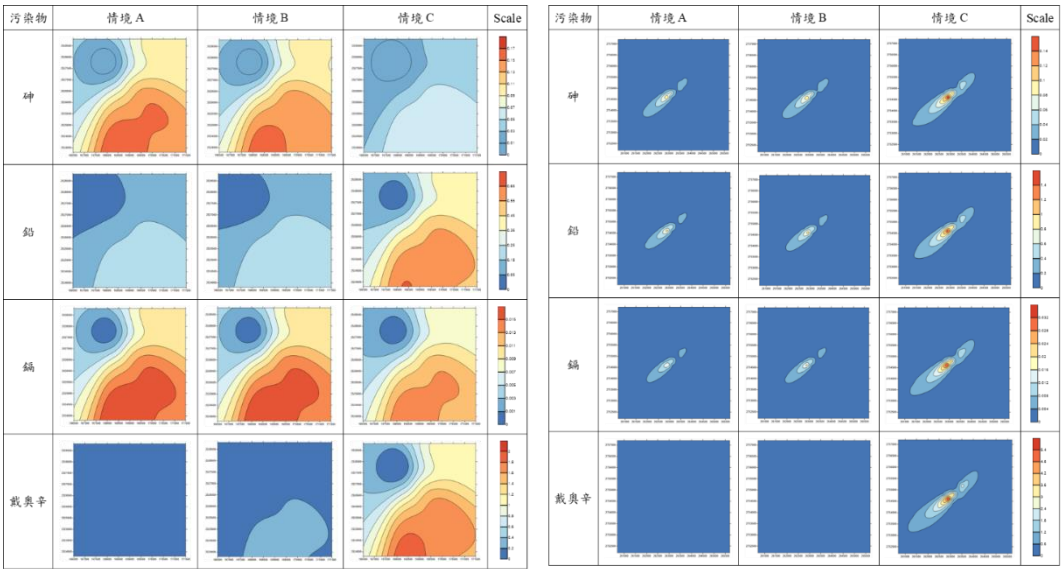


圖5.燃煤發電設施 A 廠(左)、大型工業鍋爐 C1廠(右)各情境年平均增量等濃度圖

6.SRF 燃料成分檢測

本研究彙整20筆 SRF 樣品進行品質檢測，樣品廢棄物代碼包括：R-0701廢木材、D-0299廢混合塑膠、D-0699廢紙混合物、D-0801/D-0899廢纖維等進行統計，分析結果顯示，20個產品的檢測值皆符合環保署公告 SRF 品質標準，皆為合格產品。比對 ISO 21640 中 SRF 品質標準分級（共五級）的熱值分級，以木材為主要組成的樣品熱值符合度約為第三至四級標準，其餘摻雜塑膠的樣品約為第一至二級，顯示國內 SRF 的熱值皆屬於高值，與能源局公告的最高熱值燃料之無煙煤(7,100 kcal/kg)來比較，深具有燃料替代之經濟價值。此外，主要成分為塑膠的 SRF，具較低灰分，顯示未來應用時所產生的灰渣（飛灰與底渣）量相當低，在衍生廢棄物處理上亦具有應用優勢。若是樣品中含有纖維或是木材，則灰份約為8%左右。其中，以塑膠為基底之 SRF 氯含量為最大，接近國內固體再生燃料品質標準($\leq 3\%$)，為 ISO 第五級標準。顯示，目前市場上交易的 SRF 對照歐盟的分級來看，交易的品質至少在 ISO 一級至三級之間。與國內目前規範的品質來看，目前在市場上交易的 SRF 皆是優於國內目前制訂的品質標準，顯示廠商為了保護自己的燃燒設備在品質的要求上目前是優於國內制訂的標準，約為國際 ISO 標準的三級內，綜合上來說，國內在 SRF 的使用上大約是符合 ISO 標準二級至三級之間的樣品。在分析的項目中以熱值與鉛含量的變異最大，木材基底的樣品熱值約為塑膠的二分之一，鉛含量最高的為樣品皆是以廢混合塑膠為基底的樣品，顯示未來在樣品來源上，鉛排放風險以塑膠類的為主要來源對象。

表3.彙整20筆 SRF 樣品檢測結果

檢測項目		平均值	最大值	中位數	最小值	標準偏差
水分	%	3.58	16.90	2.17	0.96	3.66
到達基水分	%	8.43	23.72	6.41	0.09	7.63
灰分	%	6.09	16.27	5.81	0.04	4.74
熱值(NCV)	kcal/kg	5885	10347	5613	3105	1893
氯	%	0.55	2.89	0.36	0.01	0.67
鉛(Pb)	mg/kg	21.82	98.36	9.76	0.17	29.16
鎘(Cd)	mg/kg	0.98	4.96	0.59	0.01	1.20
汞(Hg)	mg/kg	0.24	0.98	0.11	0.01	0.32

6.SRF 溫室氣體減量有效性

SRF 碳排放與內含之生質物含量有關，分為生質物與非生質物燃燒排放，而生質物燃燒排放溫室氣體量視為零，因此生質物/非生質物占比為計算替代化石燃料減碳效益之重要參數；本研究彙整七筆不同廢棄物代碼組成之 SRF 生質物含量檢測數據，包括：廢塑膠、廢木材、廢紙混合物、廢人造纖維等，統計結果如表4所示，國內 SRF 樣品生質物含量變異大，其原因與廢棄物組成有關，以廢塑膠混合物生質物含量為最小；廢木材混合物為最大。顯示，以投入相同熱值的 SRF，若 SRF 所含生物質含量低，則具較低的減碳效益。

表4.SRF 生質物含量檢測

檢測項目	平均值	最小值	中位數	最大值	標準偏差
生質物含量% (以熱值計)	33.61	0.59	37.01	63.35	23.53

備註：彙整樣品廢棄物原料代碼組成包括，廢塑膠、廢木材、廢紙混合物、廢人造纖維等 SRF

四、結論

研究以民國109年為基準年，篩選國內四座不同設施及鍋爐類型做為標的廠，透過設定之情境探討國內三類設施導入多元燃料取代生煤之有害空氣污染物及溫室氣體之減量潛勢，檢視共益效益。結果顯示，以 SRF 作為輔助燃料取代生煤之使用，據情境排放量推估結果，為重金屬鉛、戴奧辛及氯化氫較具排放量增加之趨勢，因應多元燃料來源眾多，成分複雜，應要求使用多元燃料裝設除塵、脫硫、脫氮與戴奧辛之管末去除設備；而利用固體再生燃料(SRF)可減少溫室氣體之排放，SRF 經均質化後，其熱質與煤炭接近，可代替煤炭，減少煤炭之使用，本研究自行計算之 SRF 碳排係數為71.24 t CO₂/TJ，約為 IPCC 公告煙煤碳排係數0.75倍。以煙煤固體再生燃料代替煙煤不僅可減少廢棄物處理成本，降低焚化爐或掩埋場之處理量，亦可降低溫室氣體之排放，燃料購入價格甚至較燃煤低，未來若欲利用固體再生燃料作為輔助燃料，可先規劃燃料類別及成分容許範圍，參考料源供料穩定性，針對燃燒設備及防制設備重新檢視檢討修改設備，確保設備及操作能力。

建議：

1. 因應多元燃料來源眾多及成分複雜，應要求使用多元燃料之污染源皆應裝設「除塵、脫硫、脫氮與戴奧辛等」之空氣污染防制設備。
2. 因鍋爐燃燒床種類多元，且各廠營運與管理能力不一，應有「粒狀物、硫氧化物、氮氧化物、鉛、鎘、汞、砷、戴奧辛」之排放標準，以有效管制使用多元燃料所產生之空氣污染物。
3. 可於空污許可燃料項目註明成份範圍，熱值、氮、鉛、鎘及汞為重要數據。
4. 混燒 SRF 或多元燃料，燃料性質不穩定，廠內操作宜逐步建立標準作業流程，以達最佳操作條件。
5. SRF 料源供料量與質的穩定性，將嚴重影響煙道排放濃度，因此針對燃燒設備設計及防制設備應檢視是否具有足夠的預防與處理能力，以確保使用 SRF 作為替代燃料之空氣污染控制能力。
6. 可推動 SRF 使用端認證制度，使用廠必須經過認證有處理能力才能收受，製造端也才能提供給使用廠。
7. 國內推動 SRF 主要係為符合資源循環及燃料替代之目的，是否可減少二氧化碳排放將視熱值與生物質碳含量而定。

參考文獻

- [1] Wagland, S. T., Kilgallon, P., Coveney, R., Garg, A., Smith, R., Longhurst, P. J., ... & Simms, N. (2011). Comparison of coal/solid recovered fuel (SRF) with coal/refuse derived fuel (RDF) in a fluidised bed reactor. *Waste Management*, 31(6), 1176-1183.
- [2] Nasrullah, M., Vainikka, P., Hannula, J., Hurme, M., & Koskinen, J. (2015). Elemental balance of SRF production process: Solid recovered fuel produced from construction and demolition waste. *Fuel*, 159, 280-288.
- [3] Kuo, Y. M., Huang, S. W., & Kuan, W. Y. (2021). Characteristics of emissions from reclamation of solid-recovered fuel (SRF) in a cogeneration plant. *Aerosol and Air Quality Research*, 21(11), 210112.
- [4] Garg, A., Smith, R., Longhurst, P. J., Pollard, S. J., Simms, N. J., & Hill, D. (2007). Comparative evaluation of Srf and Rdf co-combustion with coal in a fluidised bed combustor.
- [5] Kim, S. K., Jang, K. W., Hong, J. H., Jung, Y. W., & Kim, H. C. (2013). Estimated CO₂ Emissions and Analysis of Solid Recovered Fuel (SRF) as an Alternative Fuel. *Asian Journal of Atmospheric Environment (AJAE)*, 7(1).
- [6] Hilber, T., Thorwarth, H., Stack-Lara, V., Schneider, M., Maier, J., & Scheffknecht, G. (2007). Fate of mercury and chlorine during SRF co-combustion. *Fuel*, 86(12-13), 1935-1946.
- [7] Gieré, R., Smith, K., & Blackford, M. (2006). Chemical composition of fuels and emissions from a coal+ tire combustion experiment in a power station. *Fuel*, 85(16), 2278-2285.
- [8] 行政院環保署(2022年)，臺灣2050淨零排放路徑總說明
- [9] 行政院環保署(2022年)，溫室氣體排放量盤查作業指引
- [10] 行政院環保署(2022年)，日皓造紙以固體再生燃料(SRF)替代煤炭在鍋爐及燃燒裝置產生熱能
- [11] 行政院環保署(2022年)，111年工業廢棄物清理管理及燃料化推動專案工作計畫
- [11] 張家驥(2022年)，國際生質燃料應用於燃煤電廠現況

[12] 張家驥、張瓊芬(2022年)，固體再生燃料現況與展望

智慧判（偵）煙科技法寶，烏賊煙囪無所遁形

江勝偉 謝仁碩 戴鴻勳 蔡孟裕

環境部大氣環境司

摘要

針對工廠排放黑白煙事件，囿於現行法規及稽查方法限制，需由稽查人員透過肉眼主觀判定，傳統執法模式已逾 20 年未變，而現今科技影像 AI 辨識技術已廣為運用，目前環保執法模式已跟不上時代科技潮流，本研究為創新智慧判煙科技執法，以科學儀器取代人眼判煙，以客觀量化數據取代主觀認定結果減少爭議，具體定義判煙之環境條件訂定標準的判定準則，打破時間、空間（距離）限制問題，可長距離、長時間、大區域掃描多個污染源及進行長期監控，解決環保機關稽查人力不足問題，並減少業者心存僥倖，非法排放污染物問題。

關鍵詞：智慧判煙、影像辨識、黑白煙、不透光率、空氣污染

一、前言及研究目的

空氣污染問題是長期受民眾關注之議題，依據本部「環保報案中心公害污染陳情系統」統計資料顯示，每年約受理 27.9 萬件公害污染陳情案件，案件類型包括空氣污染、噪音、水污染、環境衛生及廢棄物等，由近 5 年統計資料顯示，所受理之案件類型以空氣污染類占最高比例，每年平均受理件數 10 萬餘件，約佔總案件數之 36.12%。因此，本部及各地方主管機關皆持續透過空氣污染防治及空氣品質管理多項政策與改善工作，戮力推動包括透過固定源、移動源、逸散源等管制策略來達成改善空氣品質之目的。

查各項空氣污染相關陳情案件中，以可視性之污染如製程或排放管道黑煙與白煙、露天燃燒、揚塵等案件為大宗，約佔 54.7%，前者污染來源多屬於工廠，後者則以農業行為、營建工程、河川揚塵為主，顯見感官性可察覺之污染對於民眾最為有感而確實不容忽視。然而，以往針對固定污染源如工業區大型污染對象除可由依法所設置之連續自動監測系統將污染物的濃度數據至環保主管機關，協助即時監控工廠排放情形外，亦可搭配空品測站監測或微型感測器布建，以達有效監控污染之目的。

鑑於近年來 4G 網路普及加上覆蓋範圍逐步擴大之 5G 網路，大數據(Big Data)、物聯網(Internet of Things, IoT)、人工智慧(Artificial Intelligence, AI)等技術開始觸及各層次管理之應用，以環境治理來說，除有空氣品質及水質監測之 IoT 外，國內目前已有諸多導入科技工具稽查或管理之智慧監控設備與空氣污染影像辨識之實際案例。因此，針對民眾關切工廠排放黑白煙陳情問題，除了以傳統的目測判煙方法外，倘能運用科技輔佐即時掌握污染情形並據以執法，協助地方環保單位提升污染管制能力，防止污染擴大或惡化，並迅速協助民眾解決污染問題，同時解決主管機關無法長時間配置人力資源監控關注重大污染源，亦可避免稽查人員主觀判斷影響客觀事實，衍生執法相關爭議，為目前環保單位關注的重要議題之一。

本研究將針對上述的問題，在提出改善黑白煙管制方法的同時，亦透過將不透光率目測判煙方法結合影像辨識與大數據分析，從而改善辨識煙霧濃度的準確率並建置驗證方法、減少對專業人力資源的依賴度、以及增加未來廣設定點判煙儀器的可行性。

二、研究方法

十九世紀末，英國與美國政府為有效了解污染源排放的程度產生空氣污染之影響，始參考巴黎農工大學 Maximilien Ringelmann 教授所發表的林格曼表(The Ringelmann Smoke Chart)進行相關污染排放程度之衡量，如圖 1.所示，即為不透光率目測判煙的起源，是早期評估與管制黑煙排放的重要工具，且由於其使用便利性以及標準化的判定方法，廣續在歐美等多個國家逐漸受到重視，亦是協助美國早期推動黑煙廢除運動的重要工具之一。

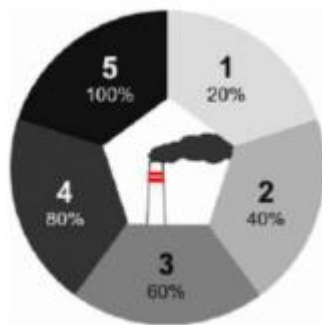


圖 1. 林格曼表(The Ringelmann Smoke Chart)

目前國內對於固定污染源之目測判煙程序亦是參照林格曼表方式進行，依照污染源所排放的粒狀污染物的濃度與其所造成的不透光率存在一定程度的關係，以人眼來判定污染源的排放管道所排放的黑煙或非黑煙的不透光率，隨污染源特性的不同其關係亦會有所不同，因此判定過程有其標準的作業程序與訓練方式，但由於判煙人員主觀意識或身心狀態往往容易影響客觀事實，因此相關執法亦容易衍生不少爭議，如圖 2.所示。

現行目測判煙執行方式

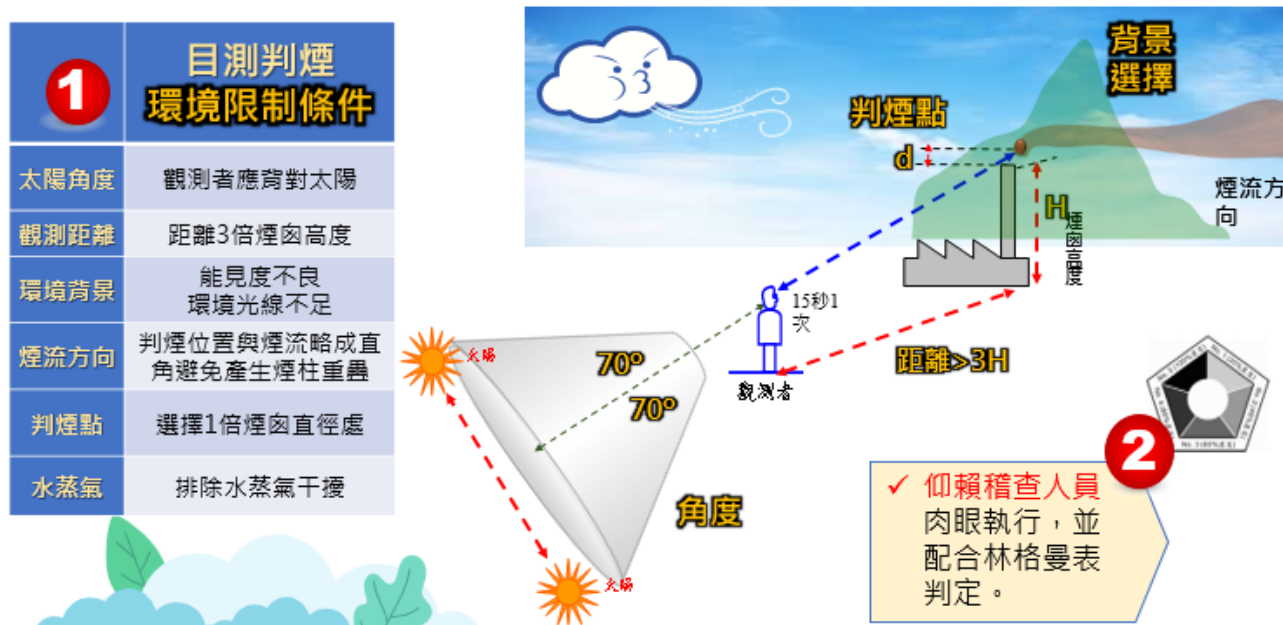


圖 2. 現行目測判煙執行方式

一般而言，由於裝設於煙囪上直接量取煙囪內廢氣不透光率之方式（如連續自動監測設施）較不易受外界大氣環境之影響，只要依規範校正儀器之性能並勤加維護，其測定結果變異程度較小，但因煙囪內檢測方式其設備及維護成本較高，不易廣用於所有固定污染源之管理，使環保主管機關亦無法廣泛性的作為稽查執法的工具。又將不透光率改以煙囪外量測方式執行時，其受大氣環境影響（如溫度、水分）變動甚大，造成不透光率極為不穩定使測定結果變異程度劇烈，顯然無法作為執法之工具。因此，隨著攝影工具和電腦影像辨識技術逐漸發達成熟，近年已有諸多案例嘗試建立煙柱影像搭配影像辨識軟體進行不透光率判煙技術的開發。

為因應前述議題，讓環境稽查作業變得智慧化，增加執法效益，爰參考本部開發聲音照相成功經驗，運用結合相關軟硬體設備及影像辨識技術，創新建構智慧判煙執法系統，期藉由硬體儀器設備與 AI 判讀軟體，透過科技技術整合，突破既有沿用逾 20 年之傳統人眼主觀判斷執法模式框架，讓執法更簡單迅速又聰明。

本部為達成智慧判煙科技執法目標，盤點出「技術開發」、「品保品管」、「法規研修」等三面向工作同步執行，並充分運用跨域整合模式，結合產（影像科技業、資訊業、環境工程業）、官（環境

部大氣環境司、國家環境研究院、地方環保局、經濟部標準檢驗局、氣象署)、學(東海大學)、研(財團法人工業技術研究院)之影像技術、驗證、法規與研發量能；完成開發智慧判煙系統之技術、建置判煙系統品保品管驗證程序、認證判煙硬體儀器設備(照度計及風速、風向計)、研修排放標準及量測方法、與環保主管機關共同進行實場測試。整體智慧判煙執法推行架構如圖 3.示。

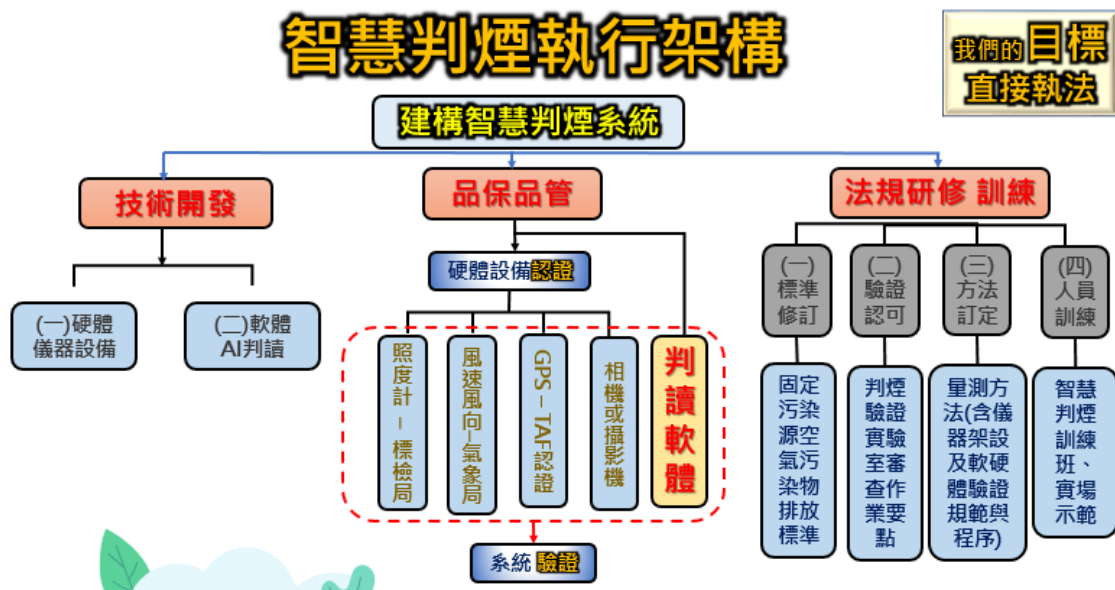


圖 3. 智慧判煙執法推行架構

針對技術開發，本研究係透過數位攝影系統搭配智慧排放辨識監控子系統，偵測影像中空氣污染物排放現象，透過子系統智慧學習(AI)經驗的累積、擷取，結合空氣污染物影像辨識方法累積包括數位影像分析、物體偵測、邊界偵測等資料，訓練 AI 模型針對黑(白)煙能夠有效的警示和識別並透過三類方法的綜合判斷，可以得出較客觀可靠的排放辨識，以發展智慧判煙系統，包含以下三個採行的研究步驟：

1. 建立判煙環境限制判定

針對擇定之作業環境是否適合執行判煙工作，主要係利用環境監測模組收集環境數據，並根據制定的標準判斷當前環境是否能進行判煙作業，其中採用的數據為 GPS、風向、溫度與濕度，將不同環境因子進行演算法計算，取得判定用的數據，再根據各數據的分析以及實地考察，訂定出一套標準的判定準則。

本研究配合透過影像辨識之技術辨識煙柱(或煙霧，下同)的位置，根據煙柱於影像中的輪廓特徵輸入至物件偵測模型中進行訓練，使其可辨別煙霧與其他物件的差別，達到辨識煙柱的效果，確實框圈出煙柱後才能進到下一步驟分析煙柱的像素辨識不透光率。然而在現實情況中仍有一些環境參數會直接影響煙柱的形狀，影響到煙柱於影像中的輪廓特徵，導致物件偵測模型無法辨識的情況發生，為此本研究篩選出照度、濕度、風向與風速及拍攝位置等四種環境參數，對拍攝環境進行限制，以降低無法辨識煙柱的情況發生。

2. 建立圈煙模式

為了準確辨識煙柱的位置，本研究建立煙柱影像圈選的模型，圈選出煙柱位置並以煙柱寬度或直徑為單位，圈出上方單位長寬的正方形區域，此範圍為煙柱影像，如圖 4.所示。利用大量黑白煙影像進行識別軟體之訓練，並加入提高準確率的深度模型，搭配網路爬蟲、影像資料前處理、物件偵測模型及影像處理作為圈煙模式的步驟，以提高煙霧圈選模型的正確性。

此外，本研究使用人工智慧深度學習中的卷積神經網路(Convolutional Neural network, CNN)建立煙霧物件偵測模型，此神經網路包含三層，卷積層、池化層、全連接層等。而在影像理方面，因攝影模組所取得的影像，並不適合直接進行不透光率的判斷，因此需要各類影像校正與處理，進行白平衡與色溫校正，再將煙霧影像進行遮罩與去背景的動作，以取得只保留煙霧的影像，如圖 5.所示。



圖 4.以圈煙模型鎖定煙柱後進行影像判煙作業

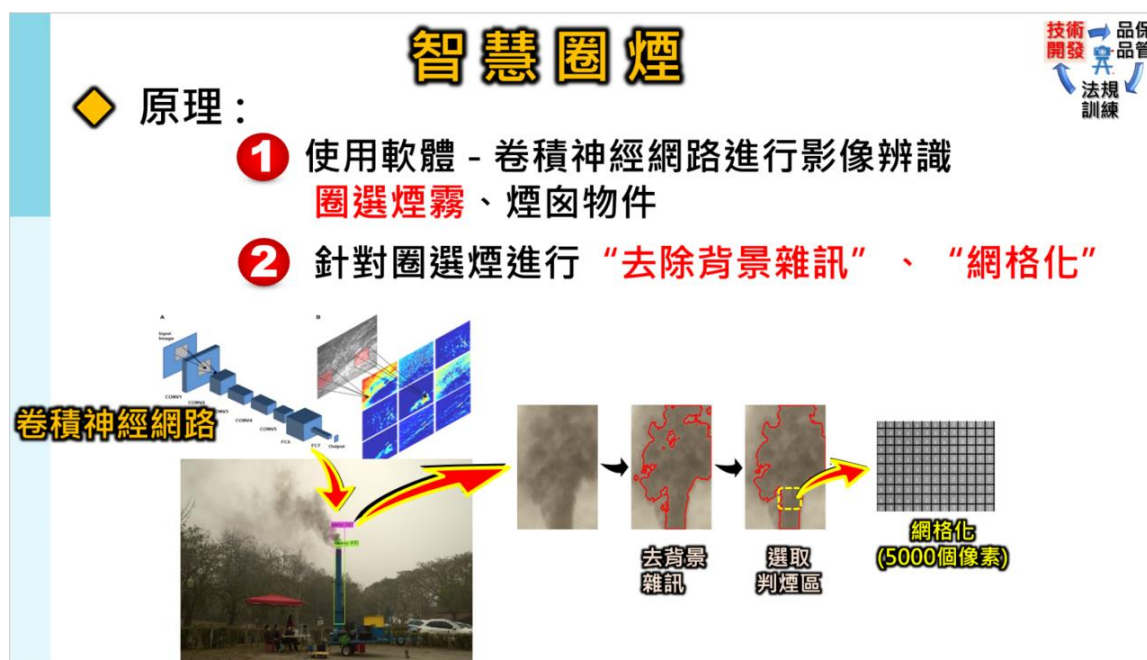


圖 5. 智慧圈煙原理及執行方式

3.不透光率判斷軟體

以林格曼表為判定基準，將網格不透光率轉換為數位影像所呈現的三原色光模式(RGB)，以此 RGB 數值作為不透光率等級的判定，演算法依據不同不透光率的 RGB 值，運算並判斷出影像中煙霧不透光率等級。

由於智慧影像判煙辨識系統硬體可能由不同廠牌的工業或商業相機開發而成，其擷取之影像格式隨廠牌型號有所不同，故其相對應開發的智慧影像判煙辨識軟體亦可能接收不同影像格式。為避免軟體驗證流程因不同影像格式而趨於複雜難解，故標準影像以一般通用影像格式 RGB-8 bit 為基準再生成之 jpg 檔，故本研究亦將標準影像圖庫訂定為 RGB-8 bit-jpg 格式，其色彩通道 (RGB) 經色彩空間 (sRGB 或 AdobeRGB) 轉換後可對應到基於人眼感知標準的亮度、灰階、對比、或色溫等而獲得煙霧分級參數 (CIE-1931 色度空間)，以標準量化，並與亮度或照度量測儀器獲得值相比較。

另為確認軟體之效能或限制因此須有效驗證相關判煙軟體，將標準影像區分為基本灰階及背景、模擬煙霧環境、實景煙霧環境三種，進行標準影像的研究開發。其中基本灰階及背景影像係用於驗證軟體判別林格曼濃度等級之效能，對於林格曼表，除傳統之五級外，亦將適度細分其等級後與不

同灰階進行對應與量測比對，增進標準影像圖庫與軟體驗證的解析能力。模擬煙霧環境影像用於驗證軟體判別模擬煙霧環境等級之效能，實景煙霧環境影像則以實際拍攝影像驗證。賡續將圖庫 jpg 影像經過影像轉換證之用。為標準化亮度，經演算法確認校驗其灰階或煙霧等級，供軟體驗證。

4.不透光率計算方法

計算方法計算煙霧不透光率，公式如下：

$$\text{不透光率}(\%) = \left(1 - \frac{L_p}{L_b}\right) \alpha$$

$\approx$
 $\frac{10}{0}$

L_p : 煙霧亮度; L_b : 背景亮度

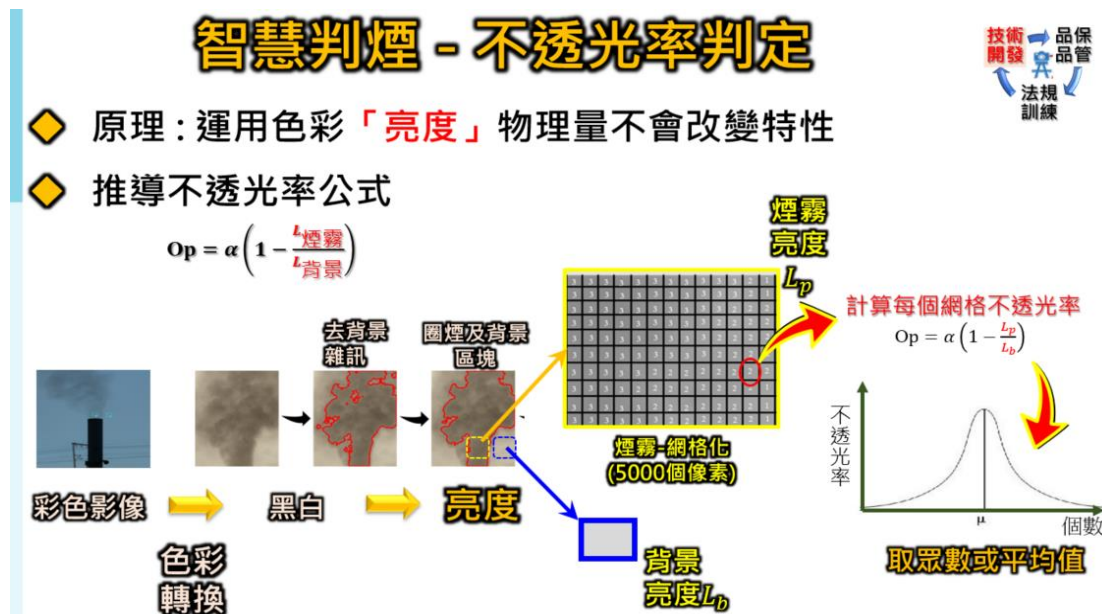


圖 6. 不透光度判定原理

綜上，本研究預期提供主管機關執行排放管道排放空氣污染物稽查管制，透過使用光學儀器結合計算機工程組合而成之自動化不透視率辨識系統，配合影像辨識管道排放空氣污染物之不透視率，並以林格曼表進行量測系統確認。判煙程序包含視覺影像校正前處理、使用人工智慧深度卷積神經網路判別煙霧及煙囪、以電腦視覺庫去除影像背景、建置黑白煙不透光率辨識標準（如以林格曼表各級光譜）、模糊邏輯控制器識別個別像數不透光率、建立影像不透光率分類模式，達成判別不同程度黑白煙技術，如圖 7.所示，未來可供行政機關現場稽查替代人為視覺之判煙工作。

5.整合智慧判煙及環境監測箱體設計

由於影像辨識易受到氣象條件、周圍環境、日照情況影響，本研究將通過各種感測器組合而成的環境監測模組監測環境變化，且精密儀器可能會受到電場、磁場、振動、溫度、溼度、氣流及氣壓等多方面因素影響，若儀器使用延長線時，很容易受到電場及磁場之影響；上述之影響如果過大時，光學感測器等測定器之電路及元件等都會直接受到影響。因此為了確保整體監測模組的準確度與可信度，擬對攝影模組（包含相機及鏡頭）、環境監測模組（包含風速計、風向計、GPS 及照度計）、整合箱體（包含嵌入式電腦及硬碟）以及傳輸系統（包含個模組間及對外傳輸設備）實施定期檢驗與保養以確保其品質管制與品質保證，如圖 8.所示。



圖 7. 執行智慧判煙之三項程序

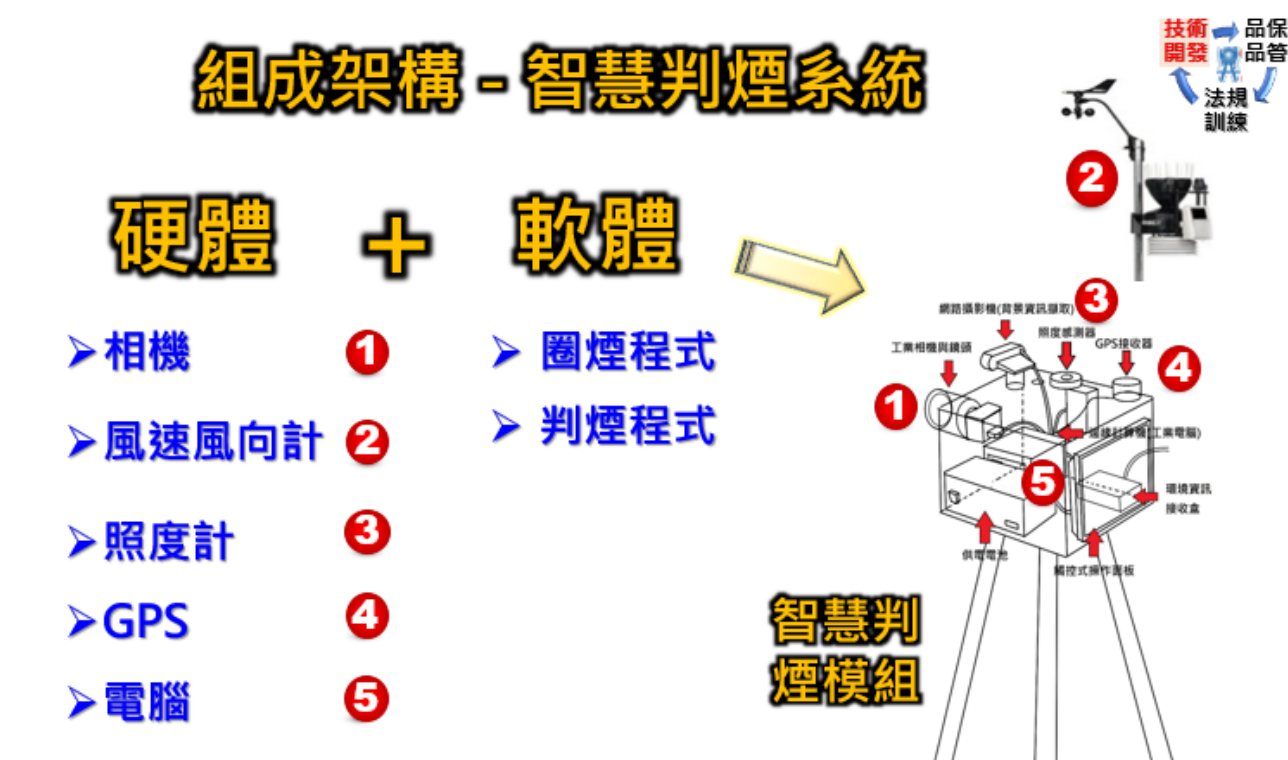


圖 8. 整合智慧判煙及環境監測箱體設計

三、結果與討論

本研究於判煙作業執行前先執行判煙設備實驗室校正工作，依據工研院量測中心國家度量衡標準實驗室之的校正方法，將影像辨識設備系統送至工研院量測中心國家度量衡標準實驗室，在標準環境下（如光照度、單色標的）與由參照林格曼表各級光譜製作而成之 Smoke Chart 標準灰階板，如圖 9.所示，進行判煙設備不透光率辨識的校正測試，同時，在無干擾人工標準環境下建立各系統色彩亮度之標準檢量線，以標準片測量誤差低於 7.5%作為校正標準，始完成判煙設備校正工作，如圖 10.所示。

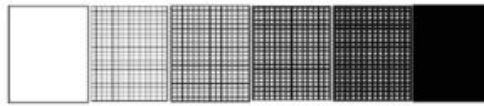


圖 9. 標準灰階片 Smoke Chart 示意圖

技術開發
法規訓練

品質管理

判煙相機校正－實驗室

◆ 相機校正

➤ 採用**標準照明**環境，搭配**標準灰階板**，進行亮度及不透光率校正確認。

Smoke Chart
(BS2742M)

1 色彩亮度校正：

運用Smoke Chart灰階板，建立各系統的色彩亮度檢量線。

2 不透光率確認：

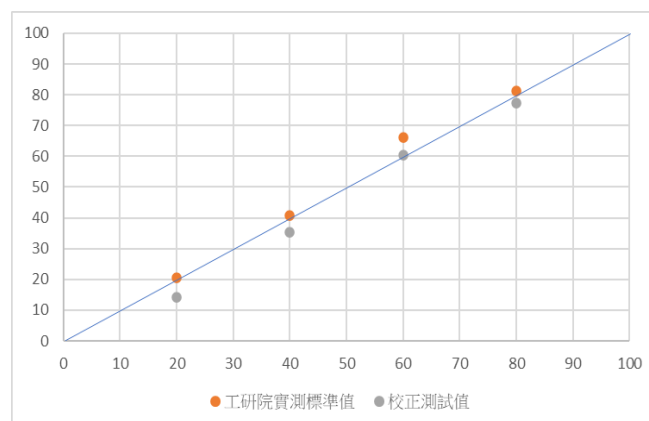
運用Smoke Chart灰階板，進行不透光率確認。

圖 10. 判煙設備校正示意及標準灰階片

本研究選擇以不同廠牌影像設備進行研究，避免開發技術產生設備專一性，俾利日後技術成熟推廣至地方主管機關時可不受硬體限制，另考量執法作業之資訊安全，本研究採用之影像設備皆為臺灣廠商製造，其型號分別為利凌 S7R5588X30 及聲寶 VK-TWIP6CE445XA，經校正之影像設備及校正結果如下：

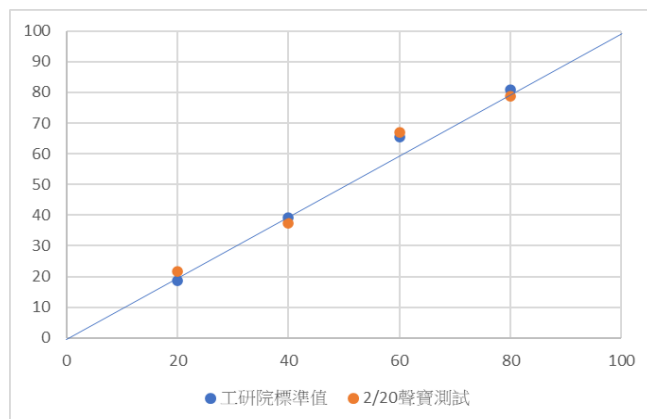
- 攝影設備：影像設備一(型號：利凌 S7R5588X30)
- 實驗數據：

標準片	工研院實測標準值	校正測試值	誤差值
20	20.6	14.06079	6.53921
40	40.85	35.433922	5.416078
60	66	60.410924	5.589076
80	81.1	77.235884	3.864116



- 攝影設備：影像設備二(型號：聲寶 VK-TWIP6CE445XA)
- 實驗數據：

標準片	工研院實測標準值	校正測試值	誤差值
20	14.36	18.8	4.44
40	34.41	39.34	4.93
60	64.55	65.38	0.83
80	82.35	80.95	-1.4



本研究藉由本部環境保護專責人員訓練所空氣污染物目測檢查人員訓練班所使用的判煙儀器，以可固定控制之不透光率煙霧，測試經實驗室校正之判煙設備功能，是否可正確辨識煙霧不透光率，如圖 11.所示，藉此驗證本研究之設計及建置之影像辨識系統是否確實可執行判煙工作，測試作業將黑煙及白煙分別進行，其結果顯示，本研究判煙系統對黑煙之判斷能力及正確性較高，白煙之判斷誤差則相對稍大，但仍於可接受之範圍內。以結果觀之，黑煙之判讀在 97 筆測試下僅於標準不透光率高於 75%時，產生 5%之誤差；但白煙之判讀在標準不透光率達 40%開始，即產生 16-43%之誤差，系統設置顯然造成判讀上偏差情形，經檢視判煙系統設置及不透光率計算公式後，修正原煙霧及背景亮度判定公式為亮處亮度，並新增煙霧及背景之暗處亮度，如圖 12.所示，判定公式經修正後，本系統針對白煙標準不透光率 20-70%間之判讀誤差，可控制於 1-11%間，雖仍需再精進但已屬可接受範圍。

判煙系統驗證 - 戶外實場



◆ 系統驗證

以**發煙機**產生標準煙流，進行判煙系統實場比測驗證

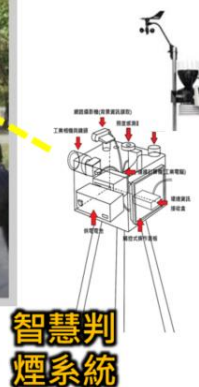


圖 11. 判煙系統戶外驗證程序

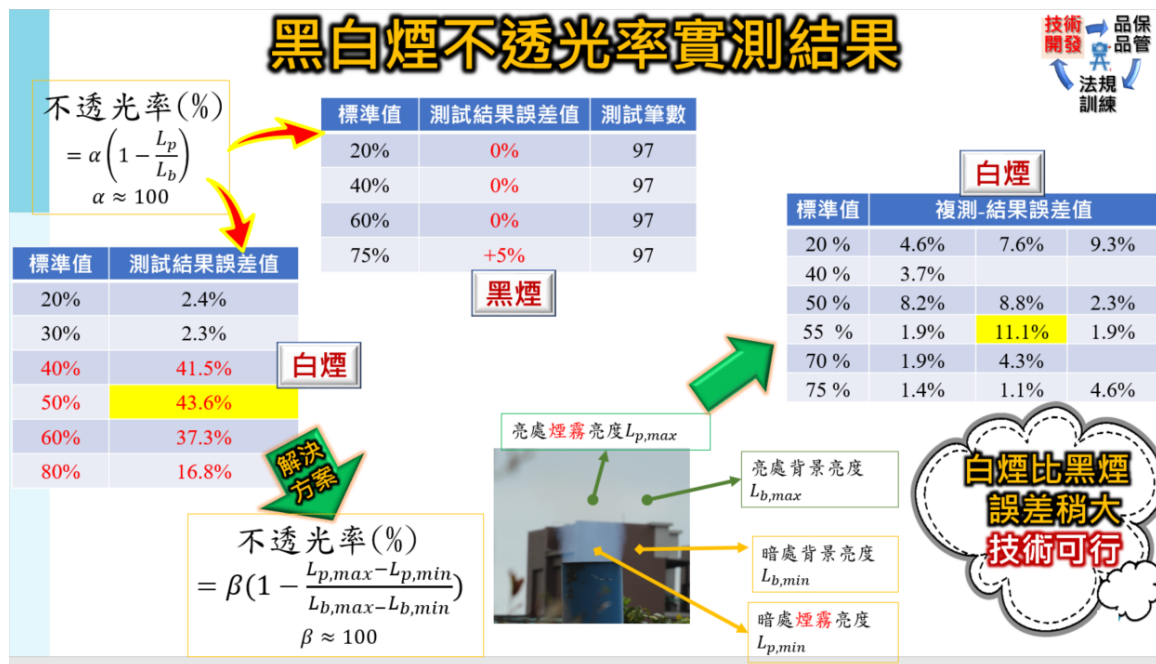


圖 12. 判煙系統以標準不透光率測試結果

四、結論

目前對於工廠排放黑白煙事件，囿於現行法規及稽查方法限制，需由稽查人員透過肉眼主觀判定，傳統執法模式已逾 20 年未變，而現今科技影像 AI 辨識技術已廣為運用，目前環保執法模式已跟不上時代科技潮流。如何運用科技執法來提升政府服務品質，即時有效率回應民眾訴求，提高施政滿意度，實為環保機關需精進之處。

有鑑於科技執法及人工智慧化管理推動，對於防制設備操作管理或不透光率目測判煙等需耗費大量人力執行之管理業務，可藉由開發相關影像辨識系統或自動化監控與紀錄設備，採用全自動方式進行操作管理或作為執法輔助工具。相較於傳統人員目測判煙，本研究具體可達成下列精進成效：

- 1、科技執法，減少爭議：以儀器設備量測污染程度，作為工廠廢氣排放管道排放空氣污染物是否超過排放標準之依據，客觀公正，減少爭議以及業者遭處分後之陳情件數。
- 2、提升稽查效率，預防及有效嚇阻污染發生減少稽查人員判煙判定時間三分之二，提升稽查效率；24 小時隨時監控，有效嚇阻污染發生，達到預防污染於未然之效果。
- 3、迅速解決污染問題，減少民怨民眾發現污染事件，向當地環保局陳情，再由環保局派員前往處理，需較長時間辦理；未來可即時發現污染源，即時作為處分依據，有效解決污染問題，減少民怨及民眾陳情件數。

以主管機關之觀點，本研究改變過去稽查作業以主觀認定或有影響客觀事實之可能，具體藉由環境參數確認執法環境，針對特定區域或對象延長執法之持效性，避免執法結果衍生爭議，簡列提供施政貢獻如下：

- 1、以客觀量化數據取代主觀認定結果，減少爭議：創新智慧判煙科技執法，以科學儀器取代人眼判煙，解決目測判煙客觀性不足問題，減少爭議。
- 2、改善環境條件限制問題：現行目測判煙受限於環境條件（如太陽角度、方向方素、環境照度等）及干擾問題，可使用之時間、地點有限，智慧判煙可針對部分問題加以改善。
- 3、打破時間、空間（距離）限制問題：目測判煙僅能短時間針對特定對象執行，未來配合攝影技術，可長距離、長時間、大區域掃描多個污染源及進行長期監控，解決環保機關稽查人力不足問題，並減少業者心存僥倖，非法排放污染物問題。

參考文獻

- [1] Pilat, M.J., Ensor, D. S., "Plume Opacity and Particulate Mass Concentration," Atomspheric Environment Pergamon Press, vol.4, pp.163-173 (1970).
- [2] Stretch, J., Pfaff, B., "Summary Report for the Joint NASA Space Dynamics Laboratory Remote Sensing Project on an Optical Digital Environmental Compliance System (ODECS)," Sciencetech: Washington, DC,

(1999)

- [3] 林銳敏，煙柱不透光率量測技術及管制工作之研究，國立成功大學環境工程研究所碩士論文，臺南市(1989)
- [4] 謝文生，以電腦視覺的技術來量測煙柱的不透光率(一)以度量紋理來擷取煙柱，國立中央大學資訊及電子工程研究所碩士論文，桃園市(1991)。
- [5] 空氣污染物目測判煙人員訓練員教材，交通工具、公私場所排煙教材排放管道煙柱不透光率之管制，國家環境研究院，桃園市(1989)。

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 孫紹恩¹ 黃秋華¹ 林乃芸¹ 黃譯樺¹

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

摘要

本計畫於2017年至2022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。

例行採樣PM_{2.5}及主要化學成分的季節變化顯示:冬季PM_{2.5}高濃度出現較頻繁，春季逐漸減少。高PM_{2.5}和NO₃⁻濃度仍分布在中部以南測站，高濃度的NO₃⁻指出NO_x前驅污染源管制的重要性。金屬元素在六個測站普遍檢測出鍋爐燃燒排放或生質燃燒微粒指標成分，以南部測站濃度較高。在Covid-19的影響下，2020年各測站SO₄²⁻濃度都出現超出預期的降低；但在2021年各地都出現SO₄²⁻濃度反彈。當2021年國內爆發疫情時，各地移動污染源貢獻量因人流管制明顯降低，但固定污染源活動降低有限，導致PM_{2.5}濃度變化不大甚至反增。利用PMF模式推估各測站污染因子，共解析出10項污染因子，各站「硫酸鹽」、「硝酸鹽」及「車輛排放」為前三高污染因子。各站在四季中硫酸鹽及有機物對大氣消光係數貢獻穩定，但硝酸鹽在冬季與春季的中部以南各測站貢獻最大。

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

關鍵詞：PM_{2.5}化學成分監測、PM_{2.5}化學成分時空分布、PM_{2.5}污染來源推估

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。

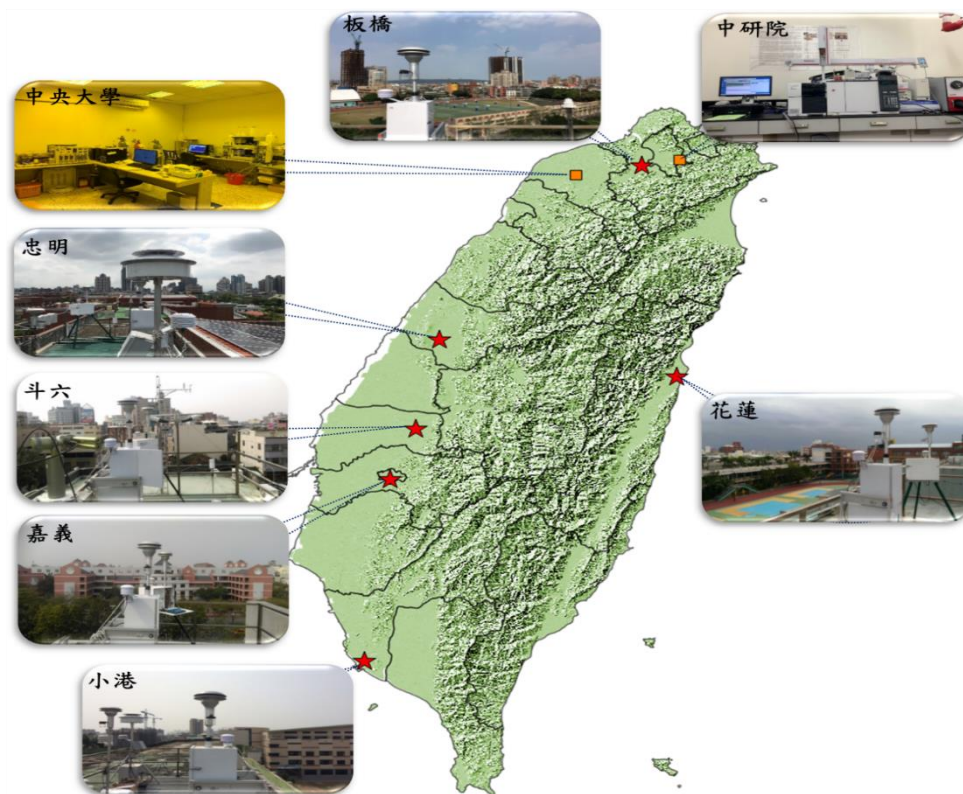


圖1. 採樣監測站及分析實驗室地理位置 (★代表採樣地點，■代表實驗室地點)

(二) 細懸浮微粒採樣設備及方法

2021年執行採樣使用 MetOne 公司 E-FRM-DC Reference Particulate Sampler 及 SASS Sepeciation Sampler。採樣器配置如下圖2所示，通道1前端設置塗覆 MgO 的擴散管以去除環境酸性前驅氣體干擾，後端放置鐵氟龍濾紙後接耐隆濾紙，分析 $PM_{2.5}$ 氣膠水溶性無機離子成分及揮發的硝酸根和氯離子；通道2設置2張石英濾紙，作為分析氣膠碳成分及微粒有機碳成分揮發補償使用；通道3保留可放置鐵氟龍濾紙作為額外分析質量或元素成分進行比對使用；通道6沒有氣流通過，本計畫放置1張石英濾紙，作為現場空白及被動揮發性有機氣體吸附補償使用。

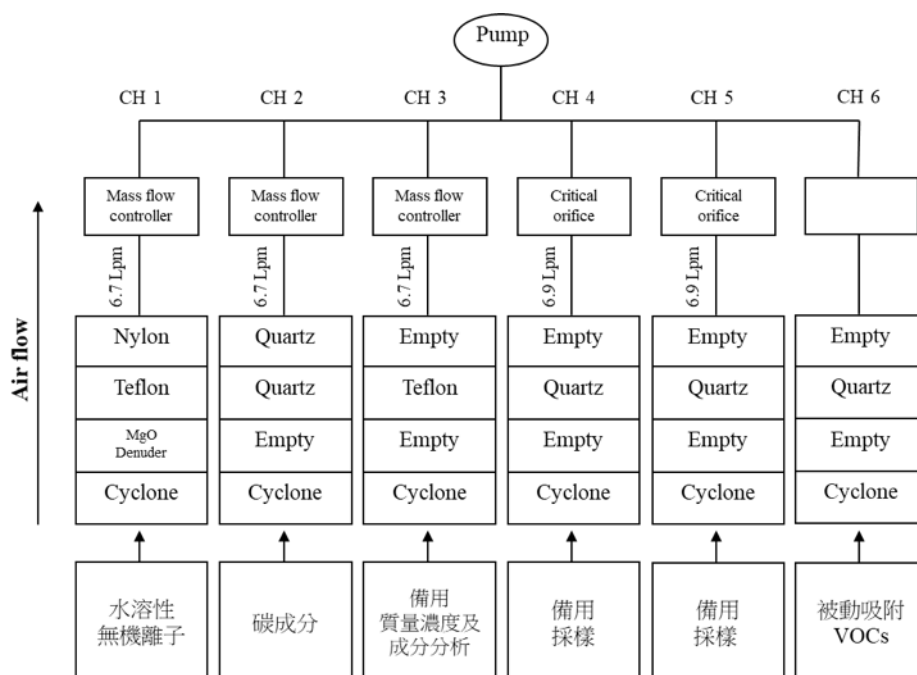


圖2. MetOne SASS PM_{2.5}成分採樣器採樣套管配置

(三) 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. PM_{2.5}及主要化學成分時間變化

本計畫從2017年至2022年累積六年的數據，PM_{2.5}及主要化學成分的時間序列（圖3和圖4），以季度平均呈現並比較各站以及各成分變化趨勢，其中，金屬元素成分以原子序20（鈣）做簡易分界，20以下含鈣以非人為排放的地殼元素為主；以上則多為人為排放的重金屬元素，方便判斷人為排放金屬元素濃度的時間變化。

圖3呈現 PM_{2.5}及碳成分的時間序列，PM_{2.5}質量濃度空間差異大致上由東部往北再往南遞增，各站濃度六年間都呈現下降的趨勢，除花蓮站由於本身平均濃度較低所以下降幅度較小約每季減量0.23 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，其餘五站下降速率約每季0.43~0.48 $\mu\text{g m}^{-3}$ 。忠明站以南的測站季度變化較明顯，Q2和 Q3受到夏季影響為每年 PM_{2.5}濃度較低的時段，甚至與板橋站持平，可能受由於境氣溫較高，大氣混合層較高，使環境擴散條件提升；而板橋站下降幅度較小則可能受到西南季風影響，接收到西南分與南方的傳輸污染，此消彼長下PM_{2.5}濃度降低較少。斗六、嘉義合小港站的PM_{2.5}季平均濃度非常接近且變化相當一致，代表 PM_{2.5}濃度的降低可能是雲嘉以南區域整體的污染物降低貢獻。OC 近六年減量幅度最大的為板橋站，平均每季度減少0.08 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，接著是中部以南的四個測站，每季下降幅度介於0.05~0.06 $\mu\text{g m}^{-3}$ 之間，最少的是花蓮站的每季0.03 $\mu\text{g m}^{-3}$ 。斗六、嘉義和小港站有最明顯的季度變化，Q1和 Q4最高；Q2和 Q3最低，忠明站在 Q2和 Q3季度 OC 的質量濃度與斗六、嘉義和小港站非常相近，可以代表中部以南的整體狀況，花蓮和板橋站的季度變化相對中南部的測站不明顯，特別是板橋站 OC 濃度在 Q2和 Q3有時會與中南部非常接近甚至高過中南部，且 Q4有時是一年中 OC 濃度最低的季度，考量季度的環境擴散條件差異，板橋站在夏季應有相較於春、秋和冬季較高的混合層和較佳的環境擴散條件，若 OC 濃度仍然與 Q1和 Q4持平甚至更高，說明在 Q2和 Q3接收到更多的污染貢獻，可能受到西南季風所帶來中部甚至南部的外地污染貢獻。各站 EC 近六年也有持續下降的趨勢，板橋、忠明、斗六和小港站平均每季減量0.02~0.03 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，各站 EC 的季度變化不如 OC 明顯，但可以看到中南部 Q2和 Q3有相對低的 EC 質量濃度，忠明、斗六和嘉義站的濃度非常一致，說明中部與斗嘉地區污染狀況相近，小港雖然季度趨勢變化上也與上述三站相似但濃度略高，代表可能還有其他的污染源貢獻，花蓮站與板橋站的 EC 同樣沒有明顯的季度變化，且兩站的六年趨勢變化非常相似，應有較相同的污染狀況。

圖4為 PM_{2.5}主要水溶性無機離子成分 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 和 NH_4^+ 的季度平均時間序列， SO_4^{2-} 的時間序列顯示各站近六年濃度都有下降的趨勢，以板橋站下降幅度最高每季0.15 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，接著是小港和忠明站的0.14 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，相較於2017年 Q1，各站的 SO_4^{2-} 質量濃度在2022年 Q4與花蓮站的質量濃度接近許多， SO_4^{2-} 的減量成效非常顯著。季度變化可以看到，中部以南的四站較一致，Q1和 Q4較高，Q2和 Q3較低，主要與春、秋、冬季常發生環境擴散條件較差導致污染累積的事件有關；東部與北部的狀況較不同，有時 SO_4^{2-} 最低季度平均濃度出現在 Q4，可能因為迎東北季風在非境外傳輸污染事件時，環境擴散條件佳使污染物濃度較低，而 Q2和 Q3東部於背風側環境擴散條件較差，污染物相對容易累積；北部則可能接收到中、南部的外地污染貢獻所以濃度相對較高，所以 Q2除了花蓮站以外的五站 SO_4^{2-} 濃度相當接近。 NO_3^- 同樣近六年在各站都有下降的趨勢，斗六、嘉義以及小港站的濃度以及變化形態非常接近，減量速率在每季0.08~0.10 $\mu\text{g m}^{-3}$ 間，接著往北往東遞減依序是0.07 $\mu\text{g m}^{-3}$ （忠明站）、0.04 $\mu\text{g m}^{-3}$ （板橋站）和0.01 $\mu\text{g m}^{-3}$ （花蓮站）。 NO_3^- 在忠明以南的測站都有非常顯著的季度差異，濃度最高的 Q1與最低的 Q3平均差異超過5 $\mu\text{g m}^{-3}$ 以上，主因是在夏季環境溫度高， NH_4NO_3 微粒較易揮發所以濃度較低，而其他季度 PM_{2.5}較高時 NO_3^- 多為占比最高的成分，說明要降低 PM_{2.5}濃度 NO_x 及前驅污染物的管制非常重要，雖然夏季（Q2後半以及 Q3前半） NO_3^- 濃度非常低，但不代表沒有排放只是多為氣態非氣膠態，仍需注意。 NH_4^+ 在環境中多以 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 以及 NH_4NO_3 存在，因此受到 SO_4^{2-} 以及 NO_3^- 主導，近六年各站同樣呈減少趨勢，花蓮站以外的五站平均每季減少0.06~0.07 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，季度變化在東部和北部受 SO_4^{2-} 影響較大；中南部則與 NO_3^- 較一致，因此， NH_4^+ 的減量與 SO_4^{2-} 和 NO_3^- 的降低息息相關。

最後是金屬元素（圖5），初步將金屬元素以原子序20的鈣為分界去分為地殼元素與重金屬元素後，可以看到金屬元素中主要的質量濃度來自地殼元素，但不可忽略的是，重金屬元素雖然質量濃度低但會對人體造成健康風險較高，仍需受到重視，且環境中採集到的重金屬大多來自工業排放。相較於前述 PM_{2.5}主要化學成分，金屬元素不論是地殼元素還是重金屬元素近六年的變化幾乎持平甚至有

上升的趨勢，先看地殼元素，六站的變化趨勢都非常接近，近六年沒有持續上升或下降的趨勢，但可以看到2019和2020年有相對高的質量濃度，可能和當時臺灣的乾旱有關；重金屬元素則在2017至2019年有下降的趨勢，2019年底至2020年有上升的趨勢，在2021年和2022年則持平或是微降需在今年度持續觀察，這也表示重金屬元素的排放目前可能沒有受到有效的管制，質量濃度變化與臺灣工業活動的活躍度有關，如何有效管制也是未來的課題之一。

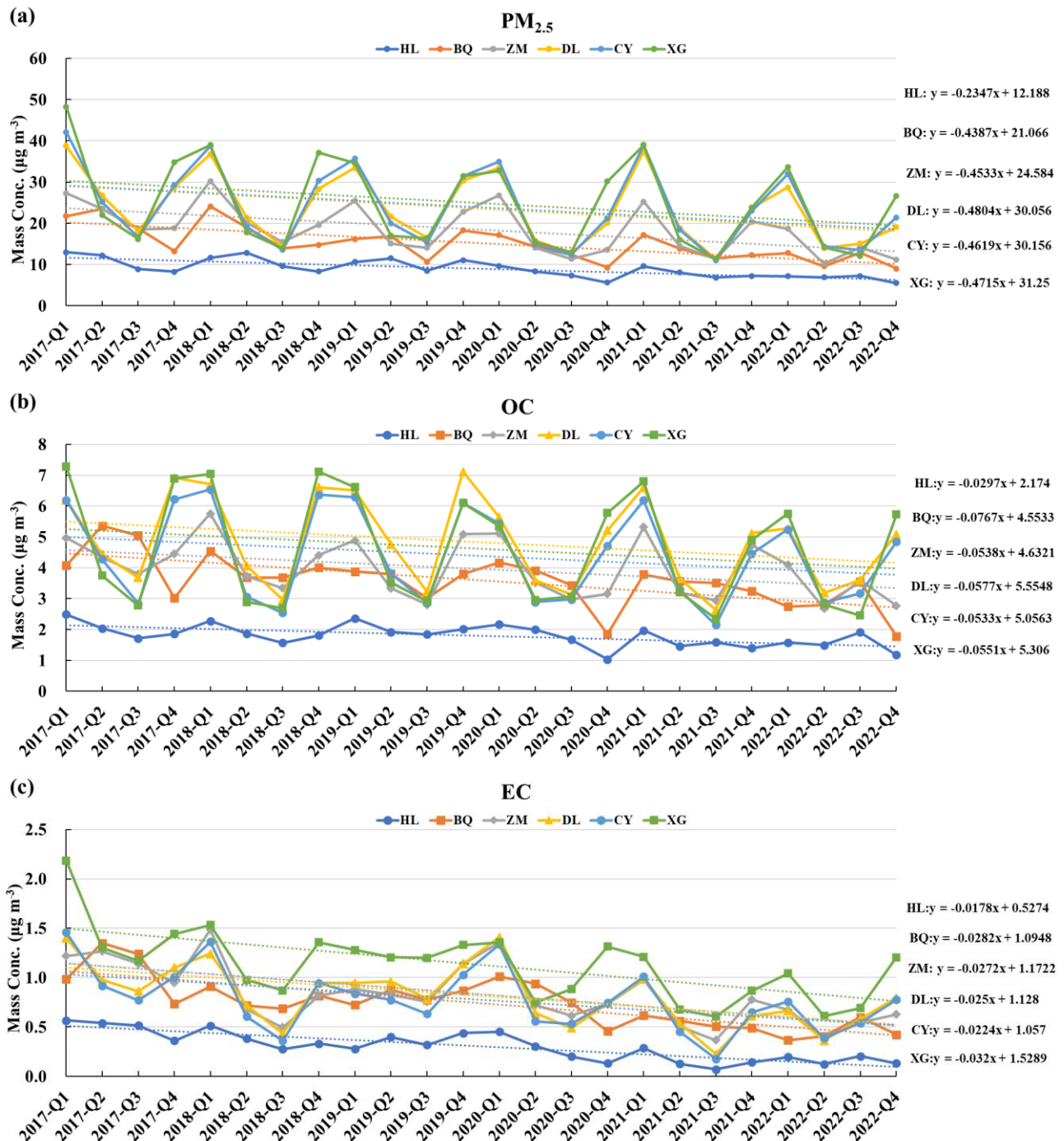


圖3. 2017年至2022年六站 PM_{2.5}及碳成分季度時間序列。(a) PM_{2.5}；(b) OC (c) EC。

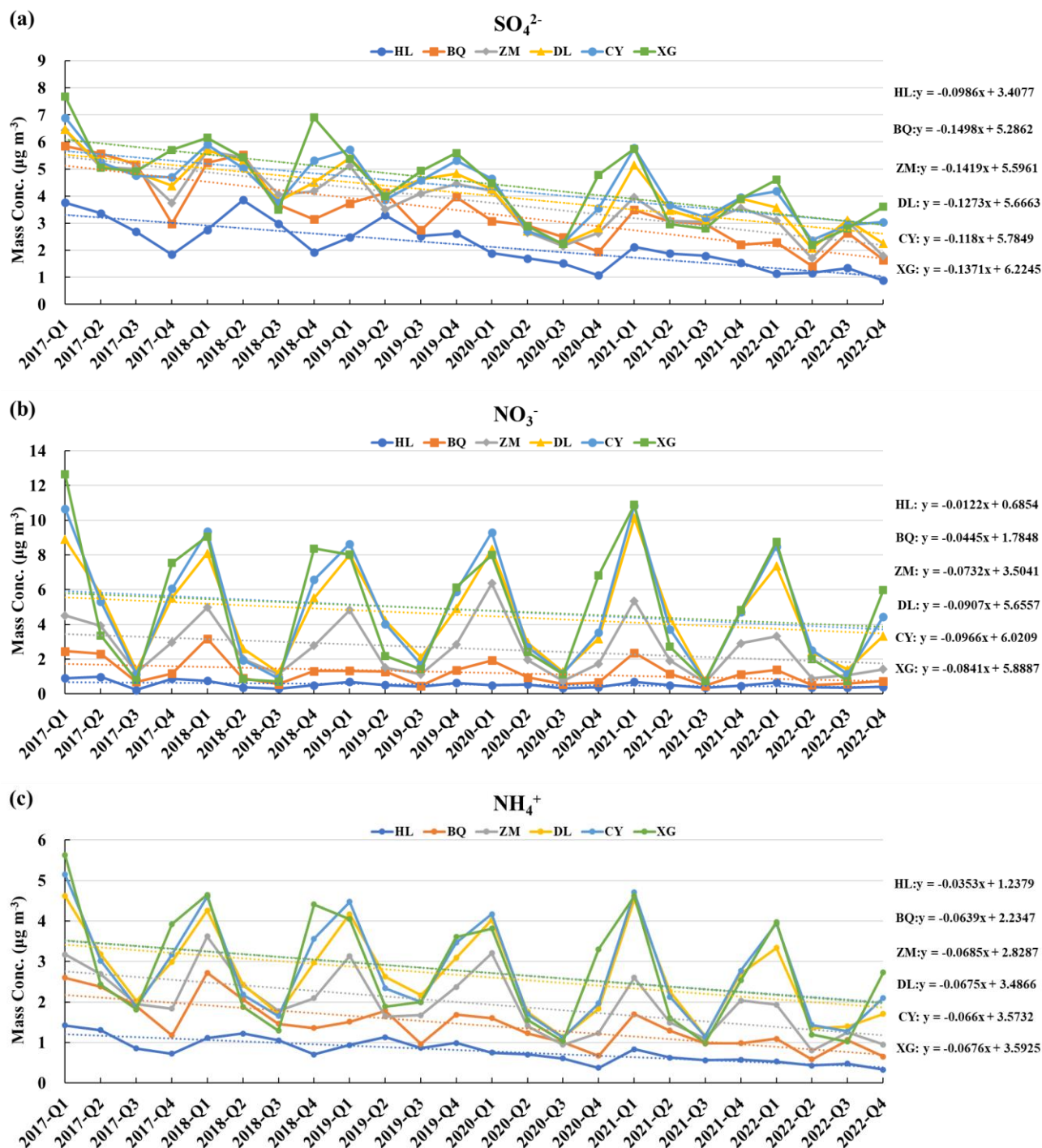


圖4. 2017年至2022年六站 PM2.5水溶性無機離子季度時間序列。(a) SO_4^{2-} ; (b) NO_3^- (c) NH_4^+ 。

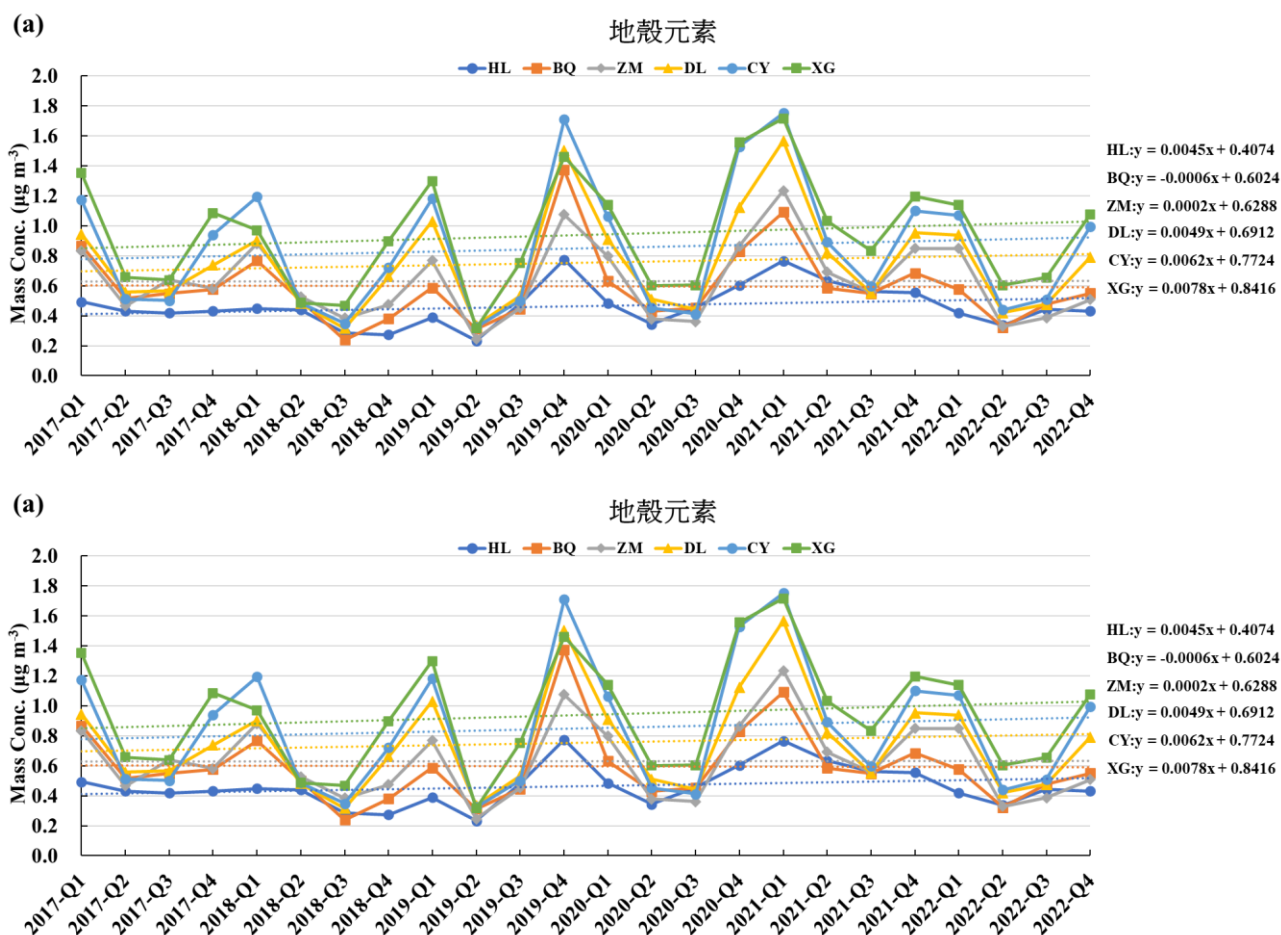


圖5. 2017年至2022年六站 PM_{2.5}金屬元素季度時間序列。(a) 地殼元素；(b) 重金屬元素。

2. PMF 解析污染因子時間變化

本計畫以2017至2022年12月檢測數據將各測站分別執行 PMF 受體模式解析，獲得十項不同的污染因子，其中，有八項共同都有的污染因子為：

1. 「硫酸鹽」污染因子的 SO_4^{2-} 與 NH_4^+ 具有高貢獻比例，主要成分可能為硫酸銨，污染因子可能包含 As、Se、V 及 Ni 化石燃料指標元素，含有較高的 O_3 貢獻量顯示污染因子可能為光化衍生污染物。
2. 「硝酸鹽」污染因子主要成分為 NO_3^- 與 NH_4^+ ，其他次要成分占比相當低，如： OC 、 EC 或 Cl^- ，推測主要來自交通或工業鍋爐排放的衍生污染。
3. 「車輛排放」污染因子內含高貢獻占比前驅氣體以及碳成分 OC 與 EC ，來自車輛尾氣排放，污染因子 OC 含量高表示汽油車影響較高，污染因子中 EC 、 Mg^{2+} 可能來自柴油車排放。
4. 「生質燃燒」污染因子主要成分為指標成分 K^+ ，部分地區尚包含 SO_4^{2-} ，顯示為老化氣膠，因此有較高質量占比，如：斗六及嘉義站，可能來源包括農廢燃燒、燃材鍋爐或煙火炮竹。
5. 「燃油」污染因子以指標元素 V、Ni 為主，部分測站還含有較高的 SO_4^{2-} ；另一方面，污染因子中若有較高的 SO_2 貢獻比例，則推測此污染因子為一次污染源。
6. 「富含氯」污染因子富含 Cl^- 與 NH_4^+ ， Cl^- 來源眾多，可能為燃煤燃燒、垃圾焚化，次要成分 NH_4^+ 與 NO_x 占比較高，顯示污染因子與燃燒活動有關，並且屬於經由氨氣中和的衍生污染。
7. 「海鹽」污染因子以 Na^+ 為主並含有 Mg^{2+} 及少量 Cl^- ，推測主要成分為 NaCl ， Cl^- 較少推測是海鹽傳送時發生「氯損失」效應影響。
8. 「塵土」污染因子以富含高占比 Al、Fe、Ti 和其他地殼元素的共同出現，成分組成複雜，但質量占比不高，推測來源可能為沙塵、建築揚塵或車輛行走，也可能含有輪胎、煞車皮、金屬零件逸散污染沉降在路面行走時再捲揚產生。

另外兩項污染因子主要成分多為金屬元素，除了各地區受到不同的工業排放影響使污染因子的指紋有所差異外，還有部分可能是車輛的非排放污染貢獻的指標金屬元素，常見的有輪胎磨損、煞車用來令片磨損等車輛零件逸散影響，為方便各測站間比較將這兩個污染因子合併成「工業污染」，

圖6和圖7顯示2017年與2022年各測站 $\text{PM}_{2.5}$ 各污染因子貢獻比例以及年平均質量濃度，表1則計算兩年度差異百分比。花蓮站和板橋站在2017年貢獻 $\text{PM}_{2.5}$ 比例最高的都是「硫酸鹽」，分別是36%和22%，然而，接下來的貢獻排序則有所分歧，花蓮站貢獻第二高的是含有工業及車輛非排放相關指標金屬元素的「工業污染」占17%，接著才是「車輛排放」（12%）和「硝酸鹽」（11%）；板橋站第二高的則是占 $\text{PM}_{2.5}$ 18%的「燃油」，接著是都貢獻16%左右的「硝酸鹽」與「車輛排放」，「工業污染」在板橋站占13%。到2022年各污染因子貢獻的質量濃度顯示除了非人為排放的「海鹽」及「塵土」變化不大甚至有些微增加外，各污染因子年平均質量濃度大多都有下降，相較於2017年減量超過50%的因子花蓮站有「硫酸鹽」、「硝酸鹽」以及「燃油」分別減少73%、51%和81%；板橋站同樣有上述三個因子，依序減量55%、57%和93%，此外還多了「生質燃燒」的70%，都非常顯著，特別是「燃油」受到船舶排放驟減影響。

忠明站在2017年前四個貢獻 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度超過10%的污染因子依序為「硝酸鹽」（20%）、「燃油」（17%）、「硫酸鹽」和「工業污染」（皆為16%左右）；在2022年上述幾項主要的污染因子的平均質量濃度都有下降，特別是「硝酸鹽」和「燃油」分別下降了54%和86%，接著是減量33%「工業污染」的以及24%的「硫酸鹽」，「車輛排放」在忠明站的減量較少只有6%，因此，2022年主要貢獻 $\text{PM}_{2.5}$ 的污染因子排序前四轉變成「車輛排放」、「硫酸鹽」、「工業污染」和「硝酸鹽」，占 $\text{PM}_{2.5}$ 比例依序是21%、20%、18%和15%，前三項污染因子占比主要由於減量較「硝酸鹽」和「燃油」少而為被動增加，並非因為污染物濃度上升，整體的污染物濃度大多有減少，說明主管單位對 $\text{PM}_{2.5}$ 減量努力有成效。

斗六和嘉義站前三高貢獻 $\text{PM}_{2.5}$ 的污染因子由高到低為「硝酸鹽」（26%和31%）、「硫酸鹽」（17%和21%）以及「車輛排放」（14%和15%），較不同的是斗六站的（12%）和（11%）同樣貢獻10%以上的 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度；嘉義站則除了上述三項主要污染因子外皆貢獻10%以下的 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度，「硫酸鹽」和「硝酸鹽」就占了52%，說明主要受到二次污染物的影響，可能與主要污染排放源距

離較遠。2022年同與前述測站相同，除了非人為排放的海鹽與塵土有些微上升外，整體污染物濃度大多有減少，減量大於50%的污染因子相較於花蓮、板橋和忠明站少，只有「燃油」兩站都減量80%以上，接著是「硫酸鹽」和「硝酸鹽」，斗六站分別降低了36%和33%；嘉義站則分別下降了47%和24%。質量濃度同樣較高的「車輛排放」減量較不明顯，兩站分別至有13%和6%，值得注意的是，在「工業污染」的減量上兩站有分歧，斗六站2022年相較於2017年的質量濃度不減反而有些微的上升了12%，嘉義站則減少了11%，不過以質量濃度變化量來看則是分別增加了 $0.4 \mu\text{g m}^{-3}$ 以及減少了 $0.2 \mu\text{g m}^{-3}$ ，非常微量，可以說是持平需要進一步觀察。從占 $\text{PM}_{2.5}$ 比例來看，兩站在2022年主要貢獻的污染因子仍然是「硝酸鹽」，分別維持在25%和31%，次要的污染因子則從「硫酸鹽」轉為「車輛排放」，「硫酸鹽」分別從17%和21%下降到15%；「車輛排放」則從15%上升到18%和19%，這代表主要污染物減量中以「硫酸鹽」最為顯著，接著是「硝酸鹽」和「車輛排放」，也顯示車輛所貢獻的污染應受到重視。另外，「燃油」在兩站貢獻 $\text{PM}_{2.5}$ 比例同樣有降低，特別是斗六站從12%減少到2%，同樣與船舶排放的減量有關。

最後是小港站，小港站的各污染因子整體占 $\text{PM}_{2.5}$ 比例與斗六和嘉義站接近，在2017年以為主「硝酸鹽」(33%)，其次是「硫酸鹽」(18%)和「車輛排放」(11%)，「工業污染」則占10%。到2022年與其他測站相同，各污染因子質量濃度除了非人為排放的「海鹽」和「塵土」有些微上升，大多有減少，值得注意的是六站中只有小港與花蓮站「車輛排放」的貢獻濃度上升，分別上升 $0.5 \mu\text{g m}^{-3}$ (31%)和 $0.8 \mu\text{g m}^{-3}$ (25%)，減量最大的污染因子則與其他各站相同為「燃油」，減少了93%，接著是下降44%的「硫酸鹽」和35%的「工業污染」。在2022年各污染因子對 $\text{PM}_{2.5}$ 貢獻比例中「燃油」的8%顯著下降到1%和「硫酸鹽」的減量(18%到14%)使「硝酸鹽」和「車輛排放」被動上升到35%和18%，同樣說明 NO_x 及前驅污染物的管制與車輛排放的減量是未來的重點。

整體來看，臺灣各地 $\text{PM}_{2.5}$ 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，占 $\text{PM}_{2.5}$ 比例需要注意的是，各站在2022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，甚至在花蓮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」的減量在板橋和忠明站以外的測站都比「硝酸鹽」大，使「硝酸鹽」雖然有減量但占 $\text{PM}_{2.5}$ 比例大多持平，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，如何加強 NO_x 及前驅污染物的管制值得思考。

表1. 2017年與2022年六站 PMF 解析污染因子質量濃度 ($\mu\text{g m}^{-3}$) 與減量百分比 (%)

測站	年分	硫酸鹽	硝酸鹽	車輛排放	富含氯	生質燃燒	燃油	工業污染	海鹽	塵土
花蓮	2017	4.0	1.3	1.3	0.3	0.3	0.9	1.8	0.7	0.4
	2022	1.1	0.6	1.8	0.4	0.2	0.2	1.2	0.7	0.3
	減量	73%	51%	-31%	-27%	24%	81%	36%	0%	16%
板橋	2017	4.4	3.3	3.1	0.5	0.6	3.6	2.7	0.9	0.8
	2022	1.9	1.4	2.2	0.6	0.2	0.2	1.6	1.1	1.0
	減量	55%	57%	29%	-15%	70%	93%	40%	-30%	-24%
忠明	2017	3.6	4.5	3.1	1.0	1.2	3.9	3.6	0.8	0.7
	2022	2.8	2.1	2.9	0.7	0.6	0.5	2.4	0.9	0.7
	減量	24%	54%	6%	28%	51%	86%	33%	-12%	-3%
斗六	2017	4.8	7.3	4.1	2.4	1.1	3.3	3.0	0.7	1.0
	2022	3.1	4.9	3.6	2.0	0.7	0.4	3.4	0.8	1.0
	減量	36%	33%	13%	17%	37%	87%	-12%	-23%	-2%
嘉義	2017	6.0	8.6	4.3	2.2	1.8	1.5	1.8	0.8	1.2
	2022	3.2	6.5	4.0	1.9	1.2	0.2	1.6	1.1	1.5
	減量	47%	24%	6%	13%	33%	84%	11%	-50%	-23%
小港	2017	5.6	9.8	3.3	2.4	1.7	2.3	3.1	1.0	0.9
	2022	3.1	8.0	4.1	2.0	1.2	0.2	2.0	1.2	1.1
	減量	44%	19%	-25%	17%	33%	93%	35%	-18%	-14%

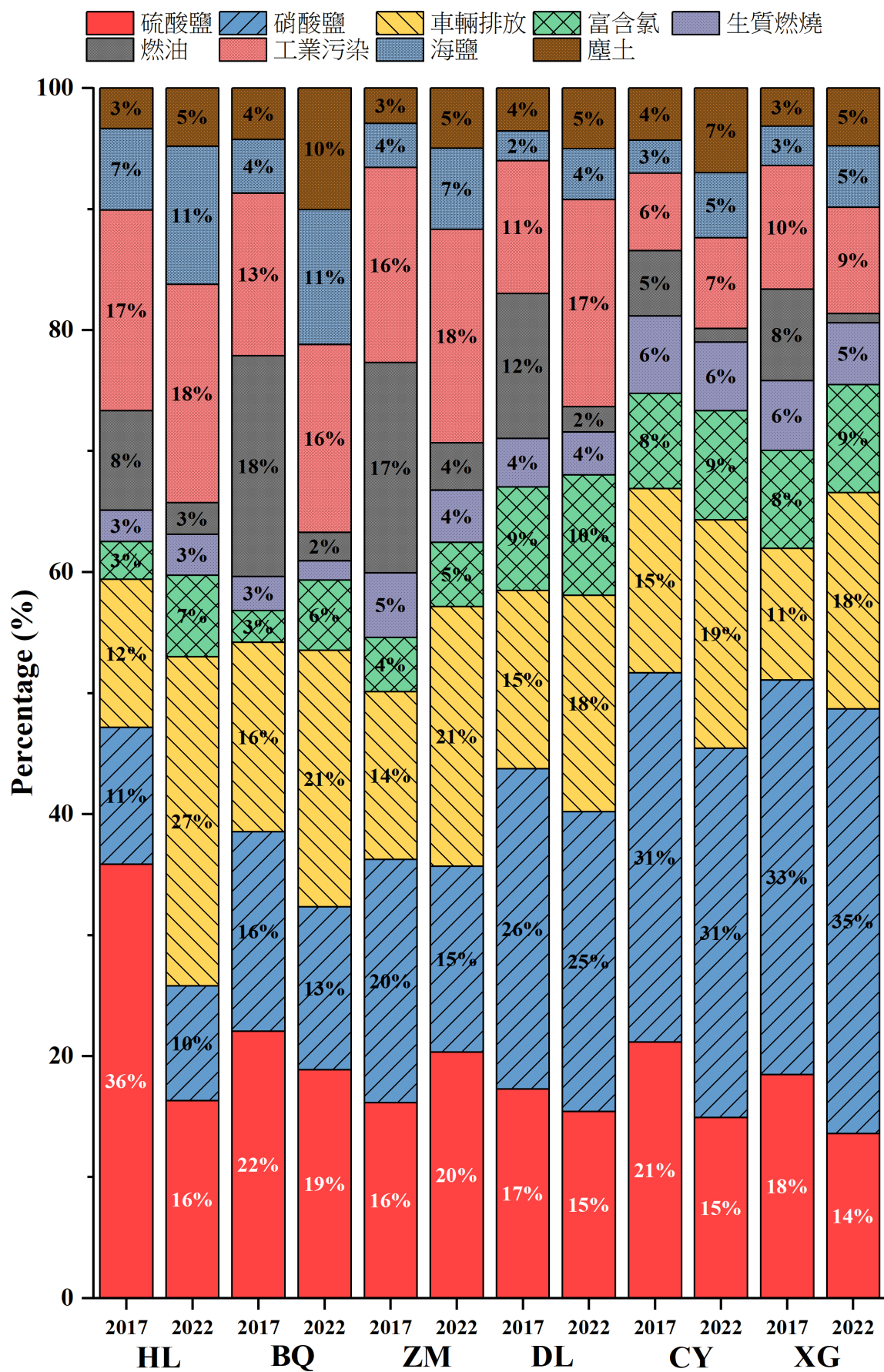


圖6. 2017年與2022年六站 PMF 解析污染因子占 PM_{2.5}比例

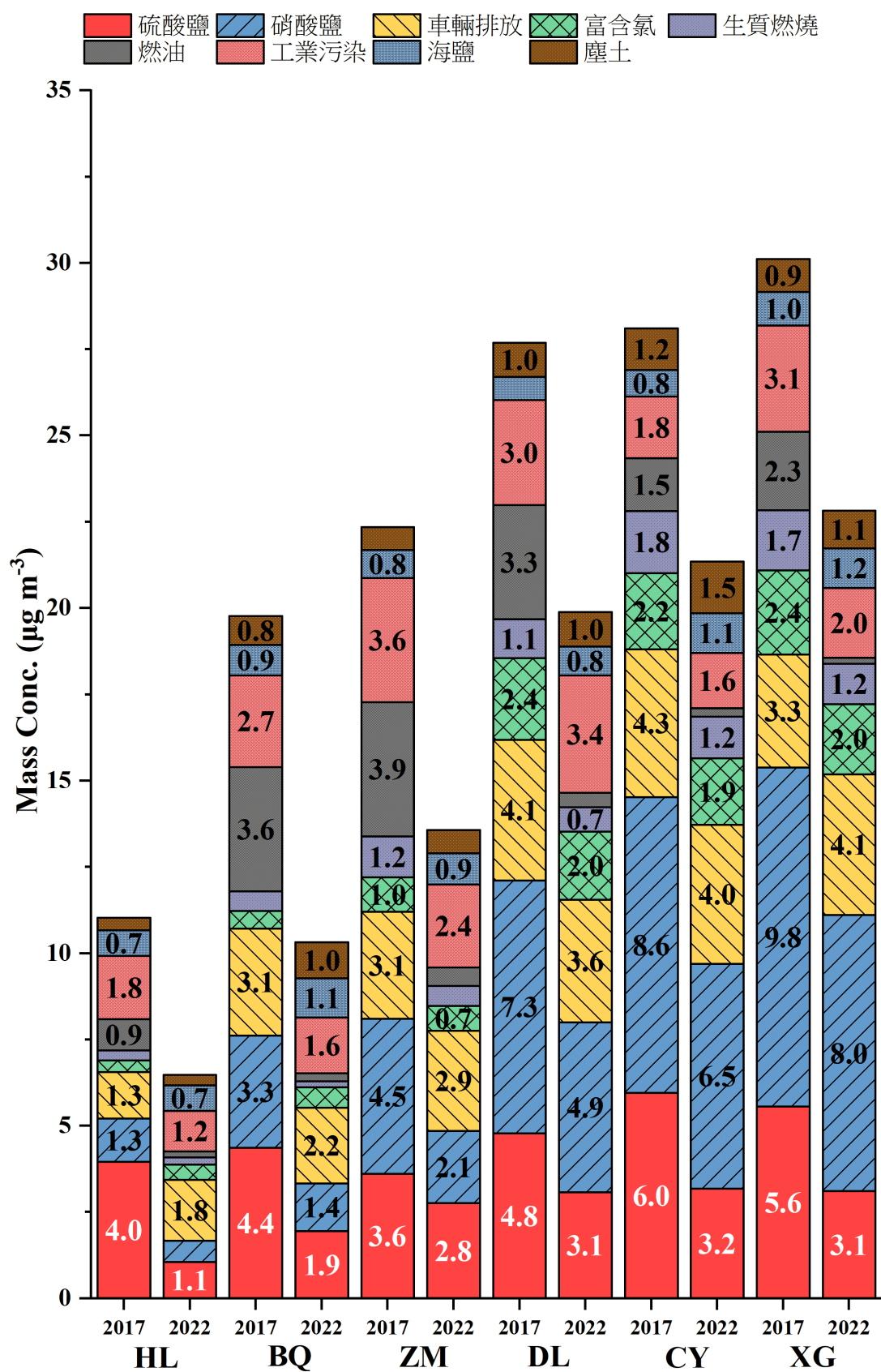


圖7. 2017年與2022年六站 PMF 解析污染因子平均質量濃度

圖8至圖10為各污染因子2017年至2022年季度時間序列，圖8首先呈現主要貢獻 $PM_{2.5}$ 濃度的三個污染因子「硫酸鹽」、「硝酸鹽」以及「車輛排放」。「硫酸鹽」在各站近六年呈現持續下降的趨勢，但沒有明顯的季度變化，花蓮與板橋站有較相似的趨勢變化；斗六、嘉義和小港站比較接近，忠明站則與上述兩組都有些不同，說明「硫酸鹽」污染狀況可能可以初步畫分成三個區塊，臺灣東部和北部地區、中部地區以及斗嘉與南部地區，減量最大的為東部與北部區平均每季度分別減少 $0.13 \mu g m^{-3}$ 和 $0.17 \mu g m^{-3}$ ，接著是斗嘉與南部地區平均每季度減量的範圍在 $0.08 \sim 0.14 \mu g m^{-3}$ 的區間；中部的忠明站最少，平均每季度減量 $0.01 \mu g m^{-3}$ ，不過這也與忠明站在2017年「硫酸鹽」濃度就相較其他測站低有關。「硫酸鹽」的主要應是區域性的二次污染物加上部分一次排放，外地或境外傳輸的污染也可能包含在其中，所以管制策略的擬定上可能以大區域做考量會比在地個別管制有效。各站「硝酸鹽」近六年同樣呈現下降的趨勢，整體濃度由東向北往南遞增，有明顯的季度變化，Q2和 Q3濃度最低主要是因為夏季環境溫度較高， NO_3 易揮發成氣態所以不會被採集到，因此Q1和 Q4「硝酸鹽」的減少對整年度的平均濃度下降會有顯著的成效，特別是忠明站以南的測站。「車輛排放」六站沒有一致的變化趨勢，板橋、忠明、斗六和嘉義站有些微的下降趨勢，花蓮和小港站則是緩步上升的趨勢，值得注意，「車輛排放」貢獻最多質量濃度的化學成分是OC，OC近六年整體有減少的趨勢，但PMF解析出的「車輛排放」因子中卻沒有同樣的減量幅度甚至還上升，說明OC的減量可能不是來自於車輛排放的減少，減少的可能是其他污染源的貢獻量，也代表若能對車輛排放進行管制對OC的減量會有很大的助益，而除了斗六和嘉義站整體變化趨勢較接近外，其他站較不一致，顯示「車輛排放」應以在地污染為主。

「富含氯」、「生質燃燒」和「燃油」近六年季度平均時間序列呈現在圖9，首先是「富含氯」，忠明站以南的測站平均每季減量介於 $0.03 \sim 0.04 \mu g m^{-3}$ ；花蓮和板橋站變化較小呈現持平或微升，「富含氯」來源較複雜（例如：海鹽、垃圾焚化等）再加上Cl易揮發，除了Q2和 Q3濃度明顯較低外，由於在傳輸中容易揮發損失，較不易從採樣結果回推特定污染源，從污染排放源的採樣數據（例如：煙道採樣）較能找出主要的排放源。「生質燃燒」近六年在花蓮站以外的五站有下降的趨勢，平均每季減量 $0.02 \sim 0.03 \mu g m^{-3}$ ，有明顯的季度變化，Q1和 Q4濃度較高，Q2和 Q3較低，應受環境擴散條件變化影響，較特別的是，嘉義與小港站有比較相似的變化形態，大多時間嘉義站的濃度高於小港站為六站中最高，斗六與忠明站比較接近；花蓮與板橋站相似，主管單位可以依區域的特性去擬定適合的策略去管制或監控。「燃油」的變化趨勢非常特別，2017年至2019年呈現下降的趨勢，在2020年Q1全臺各站「燃油」驟降，直到2021年Q1才又出現少量濃度，主要因為船舶排放受全球限硫令管制而減少，說明PMF解析出的「燃油」主要受船舶排放影響為區域性的污染物，可能受到海上船運的排放污染從境外傳入臺灣。

最後是「工業污染」、「海鹽」和「塵土」近六年時間的變化趨勢（圖10），「工業污染」主要由多種金屬元素組成，指紋會因各地區工業類型的不同而有所差異，以在地污染源為主，近六年各站沒有明顯下降的趨勢，斗六站還有微幅增加的情形。其中，忠明與斗六站有較接近濃度與變化趨勢；嘉義與花蓮站也有相似的濃度與變化趨勢；小港站介於前兩組測站對之間，板橋站則與其他站較不同，是否相似的站對間受到同樣的工業類型排放影響需進一步探討，這也說明近六年 $PM_{2.5}$ 呈現下降的趨勢與「工業污染」較無關，但對人體有危害的重金屬元素（例如：砷、鎳、鉛、鈷、鎘等）大多存在這個污染因子中，仍值得注意。「海鹽」與「塵土」近六年大多呈現持平或上升的趨勢，兩者主要是非人為排放的自然環境貢獻，與大環境的氣候變化比較有關，例如：2020年後半至2021年臺灣降雨量較少受乾旱影響，河床裸露容易在強風來襲是揚起沙塵，可能使大氣中「塵土」明顯增加，「海鹽」中的Na也可能來自其中。

綜合上述分析，臺灣近六年 $PM_{2.5}$ 濃度的下降主要是與「硫酸鹽」和「硝酸鹽」有關，在2020年以前還有「燃油」減量的貢獻，「燃油」因子在2020年Q1劇烈的變化說明臺灣有受到東亞地區的區域污染影響。「車輛排放」除了板橋站外減量幅度較小，花蓮以及小港站還呈現上升的趨勢，如何有效的管制車輛排放是未來應注意的課題。「富含氯」與「生質燃燒」各站大多呈現下降趨勢，不過兩者貢獻 $PM_{2.5}$ 濃度較少所以影響不大。自然貢獻源的「海鹽」與「塵土」近年不減反增，是受到大環境氣候變化影響還是有其他人為造成的間接影響（例如：砂石開採造成的地表裸露）而有上升的現象需持續關注。

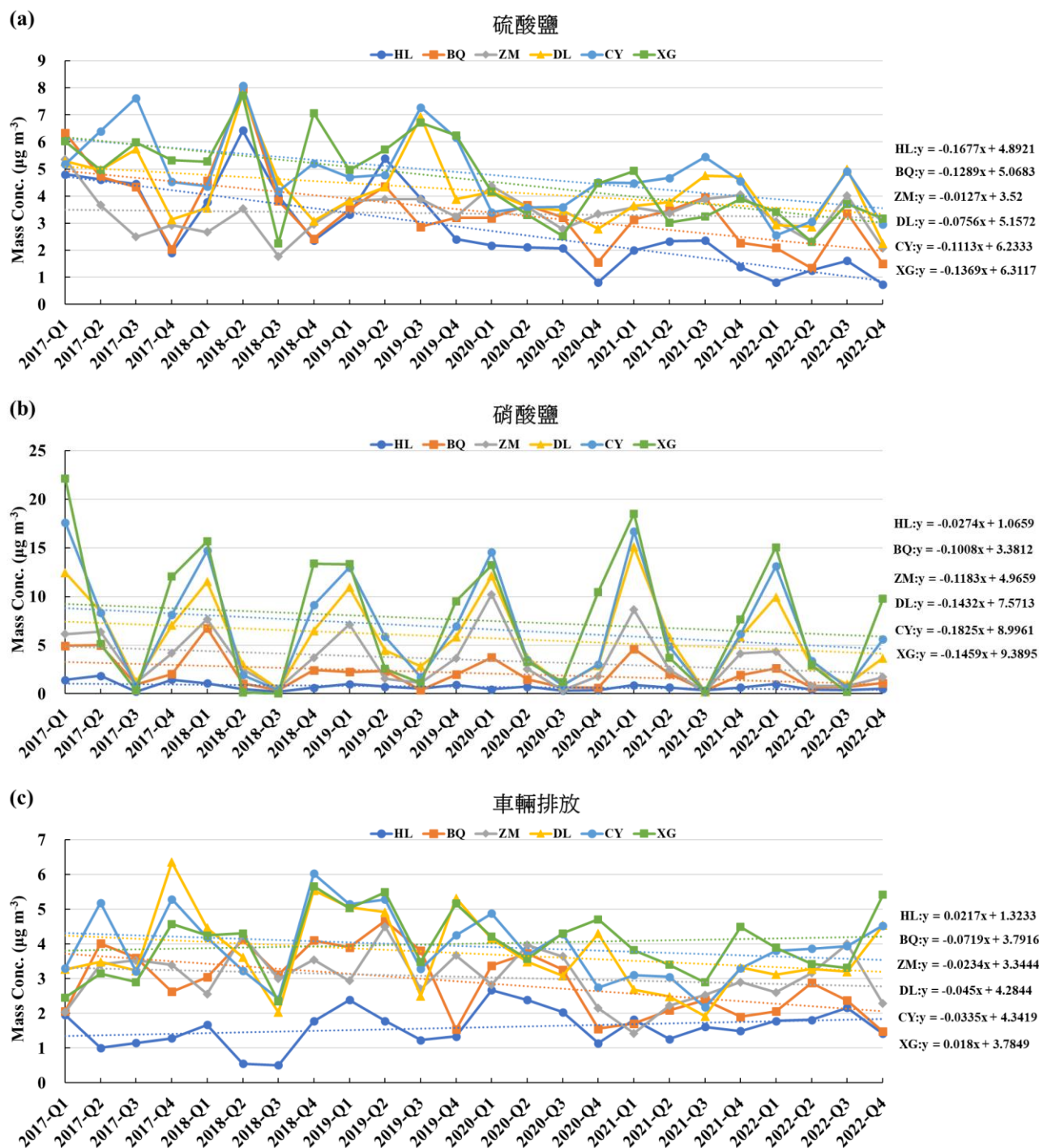


圖8. 2017年至2022年六站 PMF 解析污染因子季度時間序列。(a) 硫酸鹽；(b) 硝酸鹽 (c) 車輛排放。

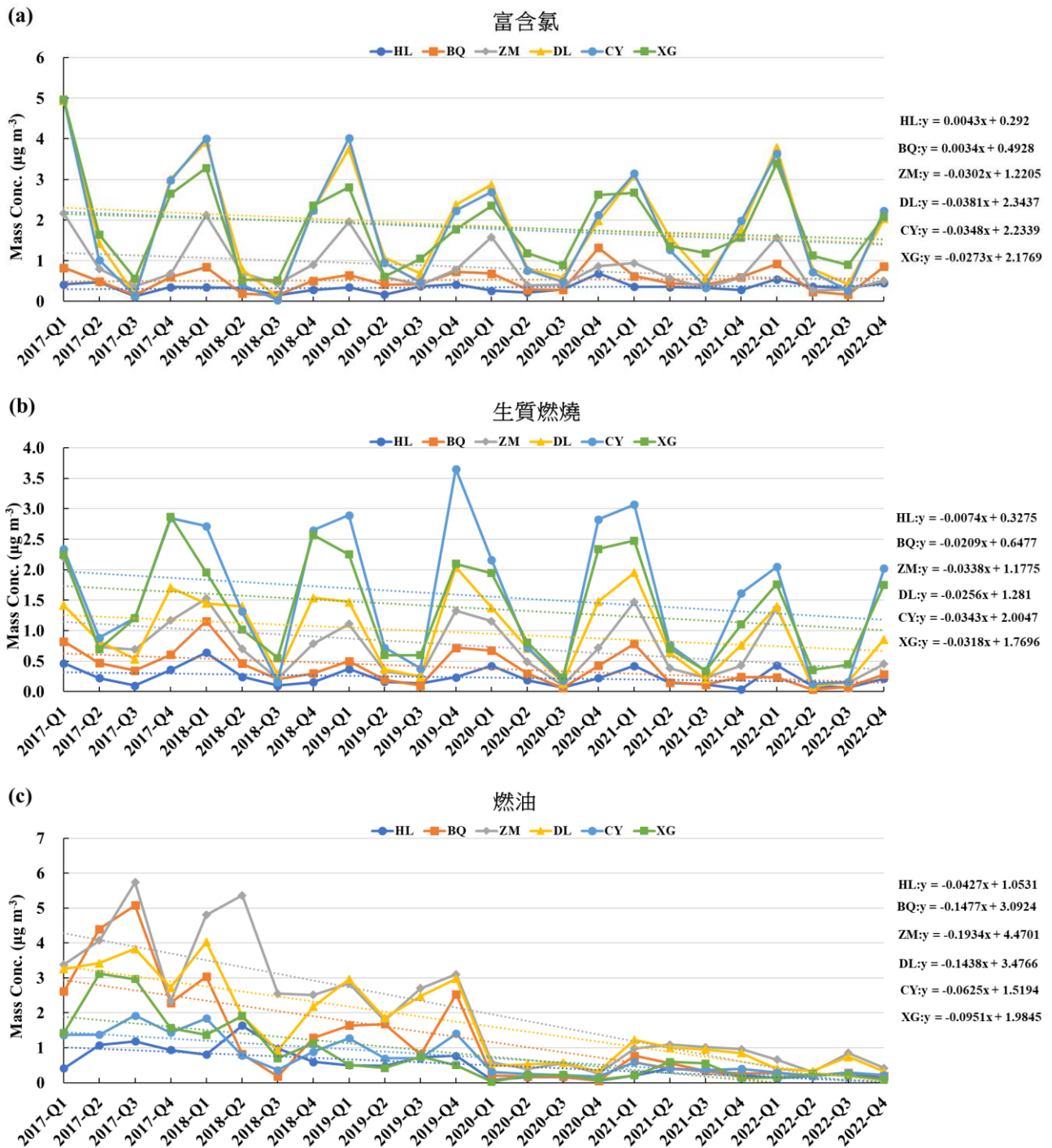


圖9. 2017年至2022年六站 PMF 解析污染因子季度時間序列。(a) 富含氯；(b) 生質燃燒 (c) 燃油。

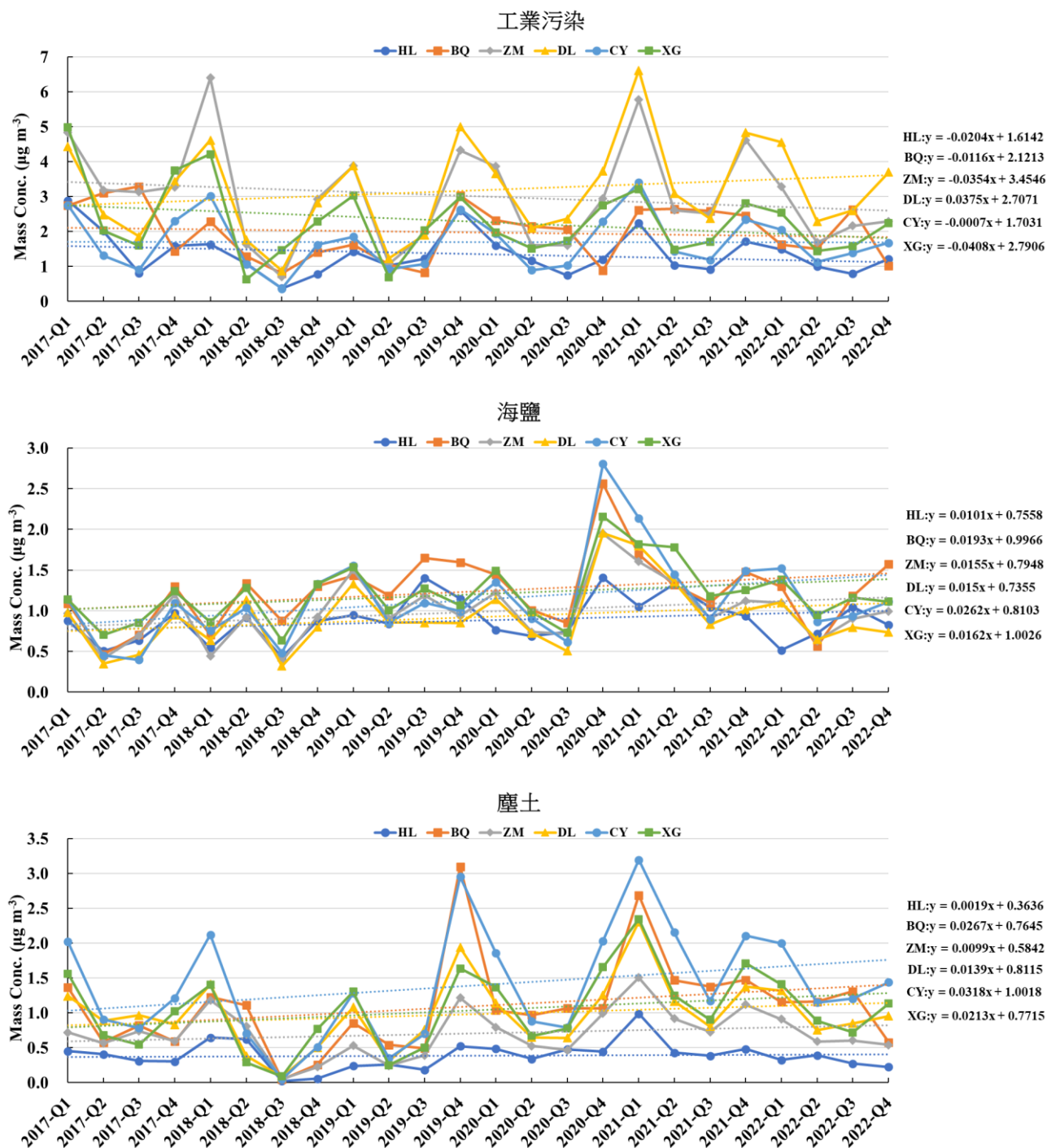


圖10. 2017年至2022年六站 PMF 解析污染因子季度時間序列。(a) 工業污染；(b) 海鹽 (c) 塵土。

四、結論

1. 2017年至2022年12月的 $PM_{2.5}$ 以及主要化學成分的季度平均時間序列顯示。 $PM_{2.5}$ 以及 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、OC、EC 皆呈現下降趨勢，顯示主管單位的對空氣品質的改善有成效。
2. 忠明、斗六、嘉義和小港站的 OC 和 NO_3^- 相對於 SO_4^{2-} 和 EC 有較明顯的季度變化，Q2和 Q3 可能因環境溫度高，大氣混合層高所以環境擴散條件佳污染物濃度低；板橋站則是可能受到西南季風帶來的外地污染影響 Q2和 Q3 污染物濃度下降不大，部分年度反而 Q4 的污染物濃度較低。
3. 六站地殼元素近六年不但沒有減少反而有上升的趨勢，可能受到大環境氣候變化影響；重金屬元素則有高低起伏，應主要受工業活動影響，近年是持續上升還是下降，仍需持續觀察。
4. PMF 分析六站2017年至2022年的 $PM_{2.5}$ 及主要化學成分數據解析出10個污染因子「硫酸鹽」、「硝酸鹽」、「車輛排放」、「生質燃燒」、「燃油」、「富含氯」、「海鹽」、「塵土」，其餘兩個污染因子的指標成分多為重金屬元素，合併成「工業污染」。
5. 近六年各站減量最顯著的污染因子為「燃油」，主要受到國際海事組織（IMO）發布的全球限硫令影響，於2020年1月1日開始船舶用燃油的硫含量需低於0.5%，使「燃油」貢獻濃度在2020年Q1驟降，特徵成分 V 同樣出現顯著的降低，說明臺灣應有受到東亞的區域污染影響。
6. $PM_{2.5}$ 的主要污染因子「硫酸鹽」和「硝酸鹽」近六年都呈現下降的趨勢，應主導近六年 $PM_{2.5}$ 的減量；相反的，「車輛排放」減量較不顯著且在花蓮與小港站有上升趨勢，使「車輛排放」占 $PM_{2.5}$ 比例上升，交通排放會是未來空氣污染管制的重要課題。
7. 各站「工業污染」近六年沒有明顯的下降趨勢，斗六還有微升的情況，污染因子的特徵成分多以重金屬元素為主，主要的金屬元素因各地工業類型不同有所差異，其中，對人體有危害的重金屬元素（例如：Ni、As、Pb、Co、Cd 等）應考慮盤點各工業排放量進行管制。
8. 使用 PMF 解析忠明站總金屬元素污染因子初步發現，近六年「燃油」與「工業二」有微幅下降，「工業一」持平；「塵土」與「燃煤」則有上升的趨勢每季度平均增加2.6和0.8 $ng\ m^{-3}$ 。

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).

校園教室採用不同介入措施情形下室內 PM_{2.5}濃度預測模式之建立與驗證

徐千又¹ 陳俊佑¹ 蔡朋枝¹

¹ 國立成功大學環境醫學研究所

摘要

學童長期暴露於教室內 PM_{2.5} 可能造成健康危害，近年來發展出多種介入措施來減少室內 PM_{2.5} 濃度。然僅依靠傳統環境監測方式，依有限的樣本來評估介入措施採用後之學童長期暴露勢必有所不足。因此，本研究建立一適用於使用防護介入措施時之教室中 PM_{2.5} 濃度推估模式，並利用教室量測數據進行實場驗證。

本研究以完全混合盒模式為基礎，考量 PM_{2.5} 之重力沉降及介入措施之去除效率情形下，建立一適用於粒狀物之室內濃度暴露推估模式，再結合實場量測之室內外 PM_{2.5} 濃度進行模式之驗證。

實場採樣之三間教室分別使用新風系統、空氣清淨機及冷氣靜電濾網等介入措施，所獲得之 I/O ratio 分別為 0.14、0.07 及 0.61，可知前二者相較於冷氣靜電濾網有較佳之保護效果。對於推估模式之驗證，新風系統推估值及實際值之間存在 5 分鐘之延遲效應，延遲 5 分鐘後之室內 PM_{2.5} 濃度實際值為推估值濃度之 1.040 倍。使用空氣清淨機及冷氣靜電濾網介入措施則未發現延遲效應，實際值分別為推估值濃度之 1.041 及 0.933 倍。三種介入措施發展之推估模式均能有效推估教室中 PM_{2.5} 濃度，其 R² 分別為 0.964、0.822、及 0.948。藉由驗證結果可得知，在三種介入措施使用時對於模式推估值與實際測量值之間相關性高。本研究建立之推估模式應可有效推估校園教室中之室內 PM_{2.5} 濃度。

關鍵詞： PM_{2.5}、校園教室、介入防護措施、暴露推估模式、模式開發與驗證

一、前言

近年來，隨著全球化和經濟的蓬勃發展，臺灣都市化程度日漸提高，帶給人類生活便利的同時也產生許多空氣污染物，其懸浮微粒(Particulate Matter, PM)影響為臺灣大多數地區空氣品質的首要污染物；又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。不同來源所產生的懸浮微粒尺寸不盡相同，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[1-3]。目前已有研究指出，PM_{2.5} 之濃度每立方公尺增加 10 微克的 PM_{2.5}，會增加 8 % 肺癌死亡率、6 % 心肺疾病死亡率及 4 % 總死亡率[4]。

在過去的幾十年裡，室內空氣品質已越來越受到各界的關注。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。因此，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。對於許多人來說，暴露於室內空氣污染物的健康風險可能大於室外污染的健康風險，且較差的室內空氣品質對易敏感族群有害，如兒童、老年人及患有慢性呼吸道或心血管疾病的病人更可能造成嚴重之健康效應[1]。

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[5]。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。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[6]。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 % [7]。

先前有研究針對教室內外 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 濃度進行量測，該研究總共量測了 7 間小學包括不同都市化程度及交通密度特徵的區域，作者使用 Harvard PEMs (ChemPass Personal Sampling System, Model 3400, R&P Air Quality Instrumentation, East Greenbush, NY 12061, USA) 搭配 37 mm 鐵氟龍濾紙，以流率 4 L/min 進行教室內和教室外採樣，以及桌上型氣膠監測儀(DustTrak, Model 8530, TSI Inc., MN, USA) 連續監測室內 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 濃度。測量結果顯示室內和室外 PM_{2.5} 濃度分別為 82.65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 及 56.25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，而 PM₁₀ 濃度則分別為 236.13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 162.89 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，可知室內濃度高於室外濃度[8]。

為改善室內 PM 濃度，已有許多室內 PM 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 污染物，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[9-11]。針對在校園使用空氣清淨機之防護介入方法，Dong et al. (2019) 的研究發現空氣清淨機可以降低教室內 44 % 之 PM_{2.5}，並使學生肺功能指標 FEV₁ 上升 4.4 %，降低 14.7 % 呼氣中一氧化氮(Fractional exhaled nitric oxide, FeNO)。除了空氣清淨機以外，目前尚有許多懸浮微粒防護介入技術，如新風系統、靜電紗窗等。

值得注意的是前述之評估方法僅利用環境監測方式實施，故僅可獲得採樣期間教室內之 PM_{2.5} 濃度及當時之健康效應。考量室內空氣品質會顯著受到外界環境空氣品質之影響，而外界環境空氣品質會隨著季節而變化。故欲瞭解學童不同時期及長期之 PM_{2.5} 暴露情形，考量實施環境監測需耗費龐大費用、物力及人力，相對建立一有效之室內 PM_{2.5} 濃度預測模式以替代之，應有其實務應用上之價值。因此，本研究之目的為建立一適用於推估校園教室內 PM_{2.5} 濃度之暴露推估模式，利用該模式可以透過地方測站所量測到的 PM_{2.5} 室外濃度和環境參數來推估室內 PM_{2.5} 室內濃度。其相較於使用環境監

測來進行監測更為省時、省力，且透過帶入不同的相關環境參數，建立之校園教室內 $PM_{2.5}$ 濃度暴露推估模式，亦可適用於其他不同地區的教室 $PM_{2.5}$ 濃度推估。

二、研究方法

1. 室內 $PM_{2.5}$ 暴露濃度預測模式之建立

本研究考慮到校園教室之尺寸較小，屬一單腔室之空間，並且在上課過程中常會使用電風扇之實際狀況，故以完全混合盒模式(Well-Mixed Box Model)為基礎質量平衡方程式，建立一適用於計算室內 $PM_{2.5}$ 濃度之平衡公式。唯此處須留意的是原完全混合盒模式之開發僅應用於氣態空氣污染物，並假設其存於空氣中且在室內混合過程不會削減[12]。然考量 $PM_{2.5}$ 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。

此外，為減少學童對 $PM_{2.5}$ 之暴露，各間學校教室開始增設 $PM_{2.5}$ 之控制介入措施，故本研究所建立之暴露推估模式亦一同探討包括空氣清淨機、冷氣靜電濾網及新風系統等三種室內 $PM_{2.5}$ 控制介入措施之去除效率，以建立適用於教室使用不同控制介入措施之 $PM_{2.5}$ 暴露濃度預測模式。

2. 室內 $PM_{2.5}$ 濃度之實場採樣及預測模式驗證

為驗證前述開發之暴露推估模式，本研究依據校園所在之地理位置，選取具有代表性之 3 所校園教室實施現場採樣，分別代表郊區、工業區及都會區，測量在使用防護介入設備後的室內及室外之 $PM_{2.5}$ 濃度，並利用該實際量測之 $PM_{2.5}$ 濃度進行模式之驗證。

(1) 採樣場域

依據學童所在校區位置、附近交通分布、周遭環境及教室設備等眾多因素，學童所暴露到的懸浮微粒型態可能會有很大差異。本研究根據校園所在的地理位置選取位於郊區、工業區及都會區之三所小學，分別位於新營區、善化區及臺南中西區之國小進行實場採樣。本研究於 2022 年 9 月至 11 月分別於三間國小實施為期一週之採樣。

新營區國小教室尺寸為長 8.8 公尺、寬 9.4 公尺及高 3.1 公尺，使用氣密型窗戶；善化區國小教室尺寸為長 8.2 公尺、寬 7.7 公尺，高 3.7 公尺，使用鋁框窗戶；中西區國小教室尺寸為長 8.9 公尺、寬 7.3 公尺及高 3.4 公尺，使用氣密型窗戶。

三間國小教室皆屬一般臺灣常見國小教室形式，於教室兩側開窗，於開窗之單側教室前後共兩扇門，於上課期間要求門窗皆關閉，以維持防護介入措施之有效性，課間包含午休時皆不限制學童之行動與教室門之開關。

(2) 使用之防護介入措施

本研究考慮常見之介入防護措施包括：新風系統、冷氣加裝靜電濾網及空氣清淨機，以各學校能配合之情形分別裝設於：新營區、善化區及中西區之國小，防護介入措施之測試條件敘述如下：

- A. 新風系統使用之濾網為雙層濾網，包括一 G4 等級之初級濾網及一 H11 等級之 HEPA 濾網兩種過濾介質來進行空氣的過濾，總過濾效率為 97%。對新風系統所需之流率，依據美國冷凍空調協會(ASHRAE, 2007)建議值，教室學童所需之外氣補充量為每人 6.7 L/s，依目前國小常見一班之人數為 30 人計算，所需之新風流率為 12 m³/min，於教室實際裝設兩台 6.6 m³/min 之新風機，實際測得之流率為 12±0.1 m³/min。

- B. 冷氣搭配靜電濾網之使用，是於冷氣本身之尼龍濾網上加裝一層靜電濾網，該靜電濾網標榜經 GB/T 18801-2008 之測試方法，證實在使用冷氣靜電濾網 2 小時後，能有效過濾 93 % 之 $PM_{2.5}$ 。本研究利用 GB/T 18801-2008 之測試結果來計算冷氣靜電濾網之過濾效率，在已知 2 小時後之濃度減少 93 % 之 $PM_{2.5}$ ，利用此衰減率可得到潔淨空氣輸出比率 (Clean Air Delivery Rate, CADR)，最後利用潔淨空氣輸出比率與其通風量，得出過濾效率為 3.5 %。而善化區國小教室之冷氣流率，於加裝靜電濾網後，量測冷氣出風口風速換算其通風量，該教室裝設 2 台 7.3 KW 之冷氣，於採樣期間固定期流率，單台冷氣測得之流率為 $15.8 \pm 0.3 \text{ m}^3/\text{min}$ ，因此總流率為 $31.6 \pm 0.6 \text{ m}^3/\text{hr}$ 。
- C. 空氣清淨機使用的濾網包含過濾懸浮微粒之濾網以過濾 VOCs 之活性炭濾網，過濾懸浮微粒之濾網為 HEPA 等級 H13，其過濾效率為 99.95 %，於中西區國小使用之空氣清淨機之清淨流濾 $12 \text{ m}^3/\text{min}$ 。

(3) 採樣儀器

A. $PM_{2.5}$ 質量濃度採樣

為驗證防護措施介入後校園教室內 $PM_{2.5}$ 濃度推估之模式，本研究針對 $PM_{2.5}$ 之濃度進行探討並量測室內及室外的 $PM_{2.5}$ 濃度。考慮到現場採樣環境為國小校園教室內，為避免影響到學童於教室中進行教學活動及下課活動，本研究另外使用空氣品質監測器室內型空氣盒子 (AI-2002W, EDIMAX Inc., Taiwan) 連續偵測室內和室外的 $PM_{2.5}$ 濃度。此外，於採樣前，空氣盒子會利用直讀式儀器桌上型氣膠監測儀 (DustTrak, Model 8530, TSI Inc., MN, USA) 進行平行比對。上述之直讀式儀器皆屬以光學原理測量之 $PM_{2.5}$ 濃度，故本研究結合傳統採樣之環境氣膠微粒採樣器 (PEM)，以 PEM 之重量濃度對 DustTrak 之重量濃度進行校正，使用直徑 37 mm 的鐵氟龍濾紙，採樣流率為 10 LPM，採樣時間為 24 小時，採樣結束後以六位數天秤進行秤重。

在採樣期間，室內採樣的部分會將四台空氣盒子平均擺設於教室靠牆的位置進行實時監測，其中 PEM 及 DustTrak 擺放其中一台空氣盒子旁，作為空氣盒子濃度趨勢校正使用；室外儀器共擺設了兩台空氣盒子以及 PEM，將採樣儀器擺設在於學童所在教室的陽台進行量測，若教室內並無陽台則擺設在與教室同樓層的走廊靠牆處並使用封鎖線圍住，避免造成教師及學童於走廊行走時造成危險。

B. 室內二氧化碳濃度採樣

為推估教室之通風流率，本研究擬以二氧化碳作為示蹤氣體進行推估，本研究使用室內空氣品質監測器 (Q-Trak, Model 7575, TSI Inc., MN, USA) 進行室內 CO_2 濃度量測，採樣時間間距為一分鐘。

三、結果與討論

1. 教室內 $PM_{2.5}$ 暴露濃度推估模式之開發

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、冷氣靜電濾網及新風系統等三種。其中空氣清淨機和冷氣靜電濾網之室內 $PM_{2.5}$ 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)。因此本研究針對以上二種空氣清淨方式分別發展預測模式。

(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(m^3)

t ：時間

C_{in} ：室外之懸浮微粒濃度($\mu g/m^3$)

C_{room} ：室內之懸浮微粒濃度($\mu g/m^3$)

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(m^3/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(m^2)

V_d ：微粒之沉積速率(m/s)

G ：室內懸浮微粒之產生率($\mu g/min$)

Q_A ：教室內通風流率(m^3/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 $1g/cm^3$)

g ：重力加速度

d ：微粒之氣動粒徑

μ ：空氣黏滯度(Viscosity, $1.81 \times 10^{-5} kg/m \cdot s$)

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。

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

(3) 教室通風量之推估

本研究之通風量(Q_A)參考先前文獻[13]計算，利用室內 CO₂ 濃度之累積來估算建築物之通風量，其公式如下：

$$Q_A = \frac{\left\{ 6 \times \frac{10^4 n G_A [\sum_t (C_t - C_R)^{-1}]}{VT} - \Delta t^{-1} \ln[(C_1 - C_R)/(C_0 - C_R)] \right\} \times V}{60} \quad (6)$$

其中，

Q_A:教室內通風流率(hr⁻¹)

n:教室內人數

G_A:學童二氧化碳產生率(L·min⁻¹·person⁻¹)

C_t:在 t 時間室內二氧化碳濃度(ppm)

C_R:室外二氧化碳濃度

V:教室體積(m³)

T:時間區間內測量值數量

Δt:量測時間區間(hr)

C₁:量測時間內最後一筆室內二氧化碳濃度(ppm)

C₀:量測時間區間內第一筆室內二氧化碳濃度(ppm)

2. 推估模式於驗證場域所應用之參數

於前述推估模式在各間教室所使用之參數如表 1 所示，其中室內 PM_{2.5} 產生率 G 將其設為 0 mg/m³，透過重力沉降之移除率 A_sV_d 值為 0.245 m³/min。

新營區國小教室體積為 260 m³，並於教室內裝設新風系統，其清淨流率 Q_{pur} 為 12 m³/min，過濾效率 F_{pur} 為 0.998。

中西區國小教室體積為 220 m³，於教室內擺放空氣清淨機，其清淨流率 Q_{pur} 為 12 m³/min，過濾效率 F_{pur} 為 0.9997。使用氣密窗戶，其窗戶氣密性高、縫隙小，就其窗戶縫隙類型，參考過去隙縫穿透率之文獻(Chen and Zhao 2011)，使用隙縫高度約為 0.5 mm，隙縫長度為 10 cm，與壓差 4 pa 之穿透效率進行計算，考量到 PM_{2.5} 是指粒徑 2.5 μm 以下之微粒，因此以中數粒徑 1.25 μm 之穿透係數作為本研究於計算氣密窗之 PM_{2.5} 濃度之穿透係數，其 P 值為 2.7 %。

善化區國小教室體積為 236 m³，於教室內冷氣裝設冷氣靜電濾網，其清淨流率 Q_{pur} 為 31.707 m³/min，過濾效率 F_{pur} 為 0.035。善化區國小其窗戶係使用一般鋁框窗戶，PM_{2.5} 之穿透係數 P 參

考先前文獻之數值 63 % [14]。

於學童二氧化碳產生率 G_A 的部分，本研究參考先前文獻 [15]，不同年齡段兒童之 CO_2 產生率如表 2 所示，考慮到本次採樣的三間校園教室皆為四年級學童，因此使用年齡區間 10-11 歲之兒童 CO_2 產生率，其值為 0.244 L/min。中西區國小和善化區國小教室人數分別為 24 位和 21 位。

本研究以各間國小之課程安排進行切割，利用學童於教室內上課並且開啟介入設備時作為選用基準，每一節課之時長作為一個時間區間以計算每節課之平均通風流率。

3. 不同介入措施教室 $PM_{2.5}$ 濃度之比較

於三所學校分別量測使用介入措施後之室內外 $PM_{2.5}$ 濃度，其結果如圖 3 至圖 5 所示，表 3 為本研究採樣期間三間國小室內外 $PM_{2.5}$ 濃度及室內外濃度比(I/O ratio)。

根據圖 3 至圖 5 之 $PM_{2.5}$ 濃度趨勢圖，使用新風系統(圖 3)及空氣清淨機(圖 4)，相較於使用冷氣靜電濾網(圖 5)有較佳之防護效果，其主要原因除介入措施本身之過濾有效性外，善化區小學所使用之窗戶為一般鋁框型窗戶，其室外 $PM_{2.5}$ 對室內空氣之影響較為顯著。各國小之 $PM_{2.5}$ 濃度趨勢圖可觀察到固定頻率 $PM_{2.5}$ 濃度回升之情形，是因其下課、午休及課外活動時，學童進出教室頻繁致使室外空氣與室內空氣交換率上升所造成。對學童教室內之 $PM_{2.5}$ 暴露濃度敘述如下。

其中新營區國小裝設兩台 $6.6\text{ m}^3/\text{min}$ 新風系統，實際測得之流率為 $12\pm0.1\text{ m}^3/\text{min}$ ，在新風系統介入前後，學童暴露 $PM_{2.5}$ 之濃度之幾何平均(GM)和幾何標準差(GSD)分別為 $17.40\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 1.88 及 $2.44\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 2.54 ，其 I/O ratio 為 0.14，顯示其可顯著降低室內之 $PM_{2.5}$ 濃度至室外的 14%，可有效保護學童 $PM_{2.5}$ 之暴露。

在中西區以空氣清淨機介入之國小，實際使用 $12\text{ m}^3/\text{min}$ 之空氣清淨機，該空氣清淨機僅單純使用 HEPA 過濾及活性碳吸附之機種，未使用其他可能產生污染之介入方法。在空氣清淨機介入前後學童暴露 $PM_{2.5}$ 濃度之 GM 及 GSD 分別為 $9.44\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 及 1.28 及 $0.85\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 及 2.54 ，其 I/O ratio 值 0.07，顯示可顯著降低室內之 $PM_{2.5}$ 濃度至室外的 7%，降低學童之暴露情形最佳。

在善化區國小使用加裝冷氣靜電濾網，教室中設有兩台流率為 $15.8\pm0.3\text{ m}^3/\text{min}$ 之冷氣，分別於兩台冷氣上加上靜電濾網進行測量室內外濃度。加裝冷氣靜電濾網前後學童暴露 $PM_{2.5}$ 之濃度之 GM 和 GSD 分別 $11.42\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 及 2.29 及 $7.04\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 2.51 ，其 I/O ratio 值 0.61，顯示其可以降低室內之 $PM_{2.5}$ 濃度至室外的 61%，其保護效果相較於前二者為差。

4. $PM_{2.5}$ 暴露濃度推估模式驗證

本研究利用前述校園採樣之結果進行公式(3)和公式(5)之實場驗證，公式(2)用以推估使用空氣清淨機和冷氣靜電濾網時之室內濃度變化；公式(5)用以推估使用新風系統時之室內濃度變化，利用已知之室外濃度推估室內濃度，並將推估值和實際值進行簡單線性迴歸探討其相關性。其中因學童並非在校期間皆待在採樣教室內，由於學童不在教室時門窗及介入措施之開啟與否並不一致，因此在驗證的數據中會扣除學童不在教室內的時間所量測到的數據，另外，用餐及午休期間學童於教室進出頻繁，無法推估其通風情形，所以亦剔除在該期間內所量測之數據，不用以模式之驗證。扣除前述之數據後本研究最後新營區國小(新風系統)使用了 144 筆數據，中西區國小(空氣清淨機)使用了 183 筆數據，善化區國小(冷氣靜電濾網)使用了 204 筆數據。

根據現場實際情形，使用之詳細參數如表 3，以公式(3)和公式(5)推估每 5 分鐘之室內濃度，將室內推估濃度與利用空氣盒子所量測到之室內實際濃度進行簡單線性迴歸，結果分別如圖 6(新風系統)、圖 7(空氣清淨機)及圖 8(冷氣靜電濾網)之簡單線性迴歸圖。

在新風系統的部分使用公式(5)來進行室內濃度推估。驗證結果顯示，得到其 $R^2=0.9635$ ，迴歸方程式為 $y=1.040x$ ，其實際值約為推估值之 1.04 倍。本研究觀察到推估值及實際值之間存在 5 分鐘之延遲效應，其結果與過去許多文獻之結果一致(Yang et. al., 2015)，室外空氣中 $PM_{2.5}$ 對室內空氣 $PM_{2.5}$ 濃度之影響具有一定之時間延遲，本研究建立之模式於修正時間延遲後，能有效推估新風系統開啟下，學童之暴露及新風系統之有效性。

空氣清淨機和冷氣靜電濾網使用公式(3)來進行室內濃度推估。其中使用空氣清淨機時模式推估之室內 $PM_{2.5}$ 濃度及實測之內 $PM_{2.5}$ 濃度之關係如圖 7 所示。可發現其迴歸式之 $R^2=0.8223$ ，迴歸方程式為 $y=1.041x$ ，其實際值為推估值之 1.04 倍，其實際值與推估值間並無觀察到時間延遲，可能是因該國小使用氣密窗戶，室外之 $PM_{2.5}$ 之濃度對室內之影響較小。

使用冷氣靜電濾網之結果如圖 8 所示。可發現其迴歸式之 $R^2=0.9483$ ，迴歸方程式為 $y=0.933x$ ，其實際值為推估值之 0.93 倍。根據以上驗證結果可得知，將建立之推估模式應用於三種介入措施時，對於模式推估值與實際測量值之間相關高，故可知本研究之推估方法可有效推估校園教室中這三種介入措施使用下之室內 $PM_{2.5}$ 濃度。

四、結論

本研究於三間教室分別使用新風系統、空氣清淨機及冷氣靜電濾網等介入措施時進行量測，根據量測結果 I/O ratio 值可以得知，使用這三種介入措施能夠降低學童於室內之 $PM_{2.5}$ 暴露濃度，其中前二者相較於第三種介入措施有較佳之 $PM_{2.5}$ 暴露保護效果。本研究以完全混合盒模式為基礎，在考量 $PM_{2.5}$ 之重力沉降及介入措施之去除效率情形下，建立之適用於粒狀物之室內濃度暴露推估模式。並使用實場之數據進行驗證，由驗證結果可得知，本研究之推估方法可有效推估校園教室中這前述各介入措施使用下之室內 $PM_{2.5}$ 濃度。

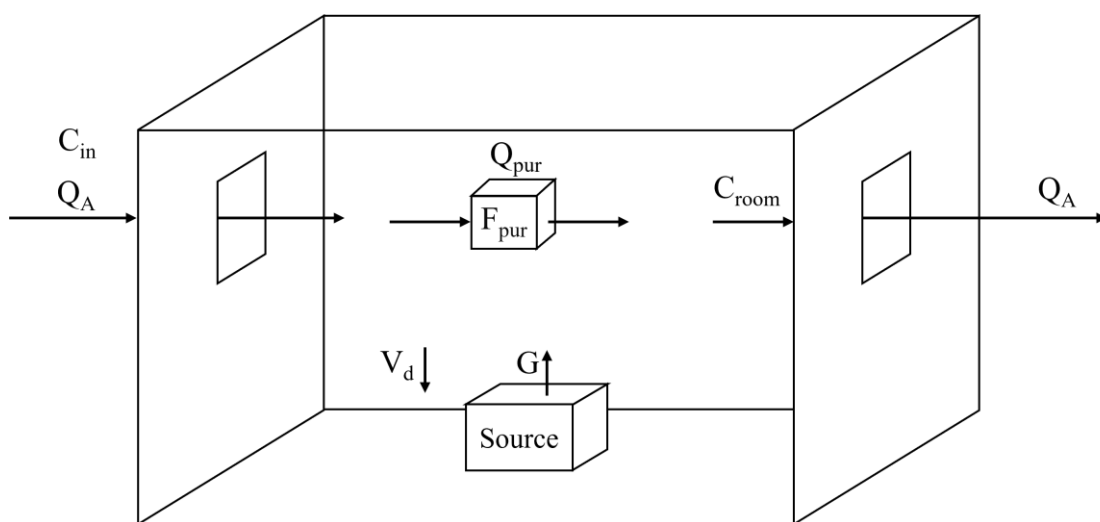


圖 1、使用空氣清淨機及冷氣靜電濾網時模式示意圖

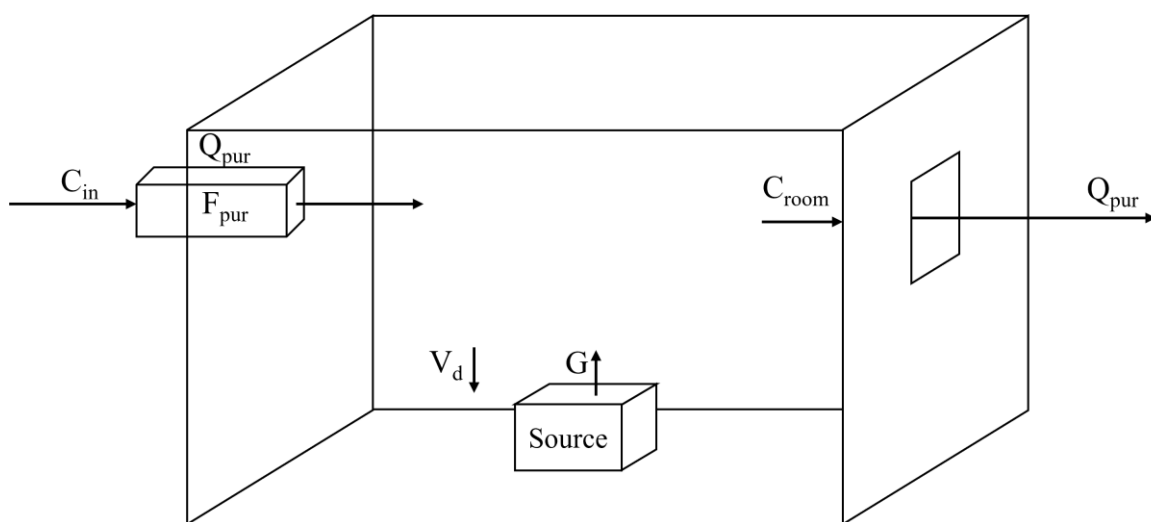


圖 2、使用新風系統時模式示意圖

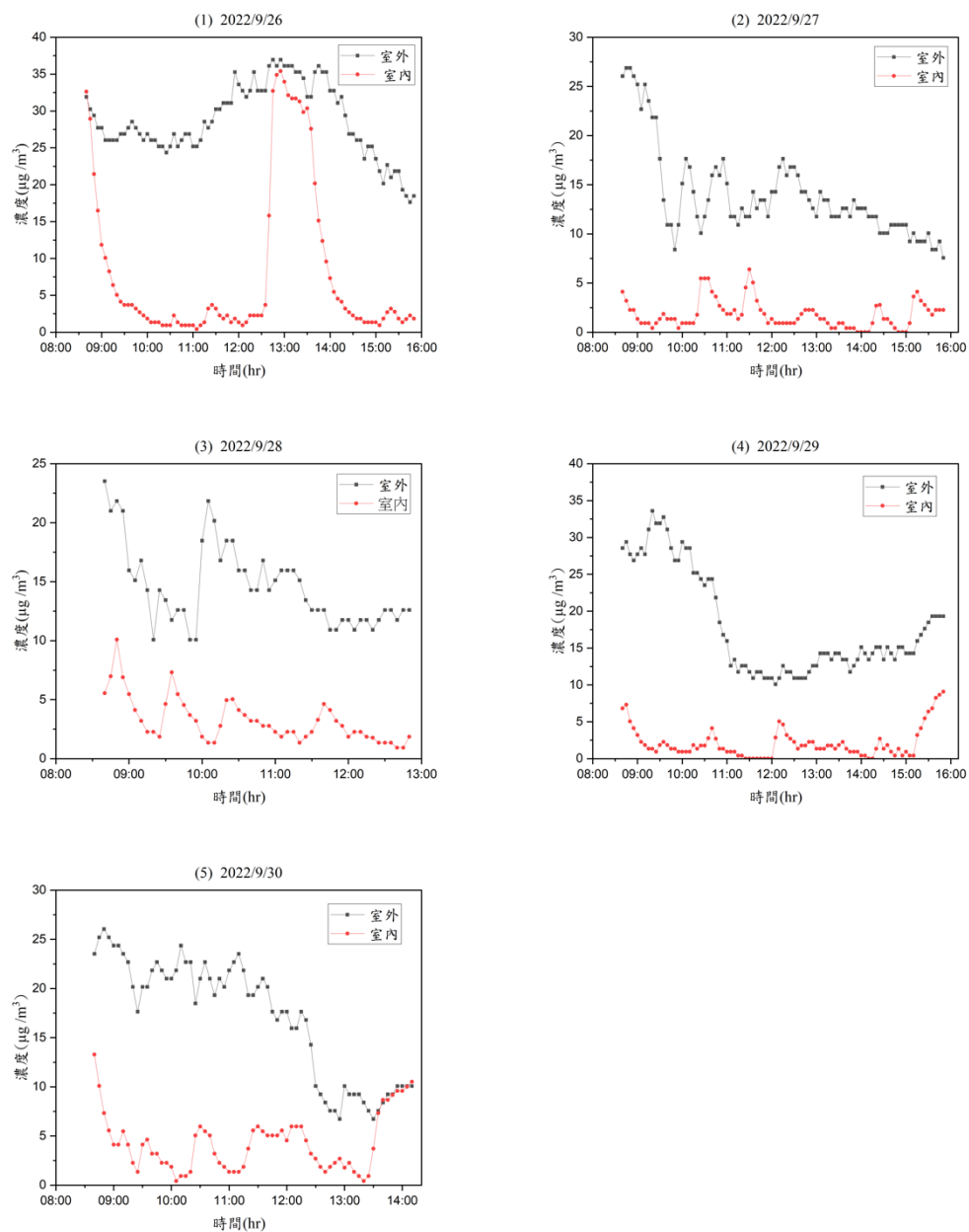


圖 3、新營區國小(2022/9/26-2022/9/30)各日教室內外 PM_{2.5} 濃度時序變化圖(新風系統)

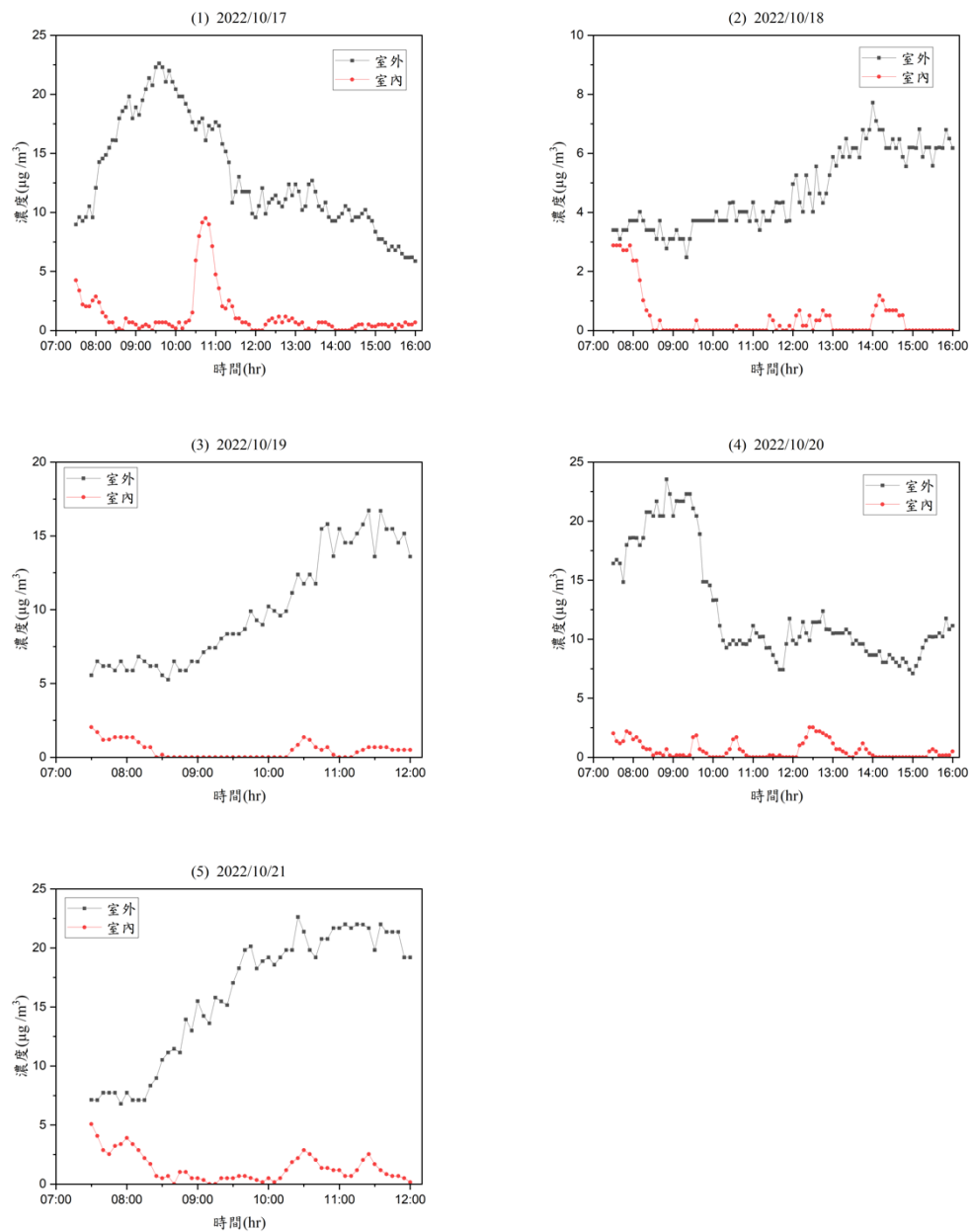


圖 4、中西區國小(2022/10/17-2022/10/21)各日教室內外 PM_{2.5} 濃度時序變化圖(空氣清淨機)

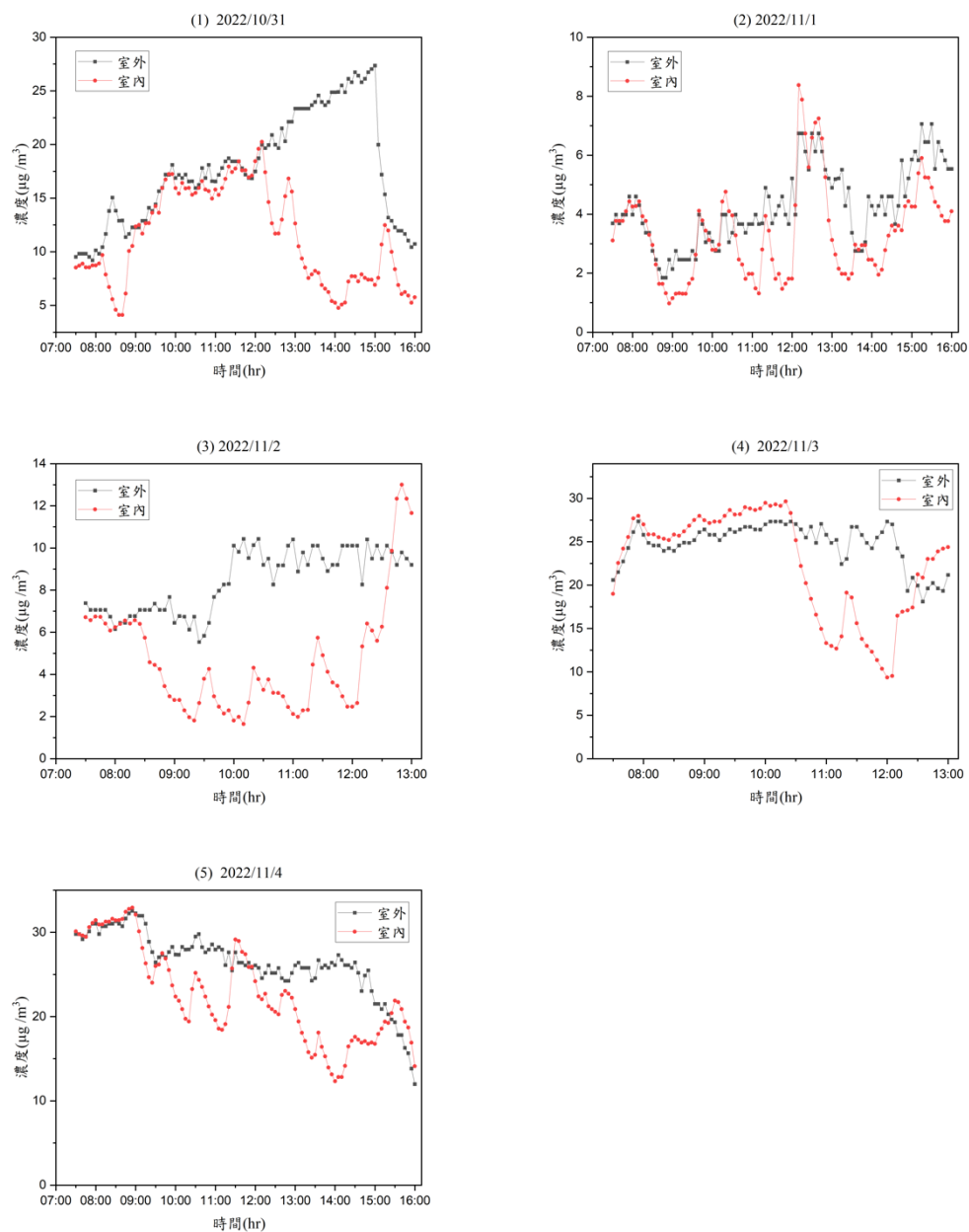


圖 5、善化區國小(2022/10/31-2022/11/4)各日教室內外 PM_{2.5} 濃度時序變化圖(冷氣靜電濾網)

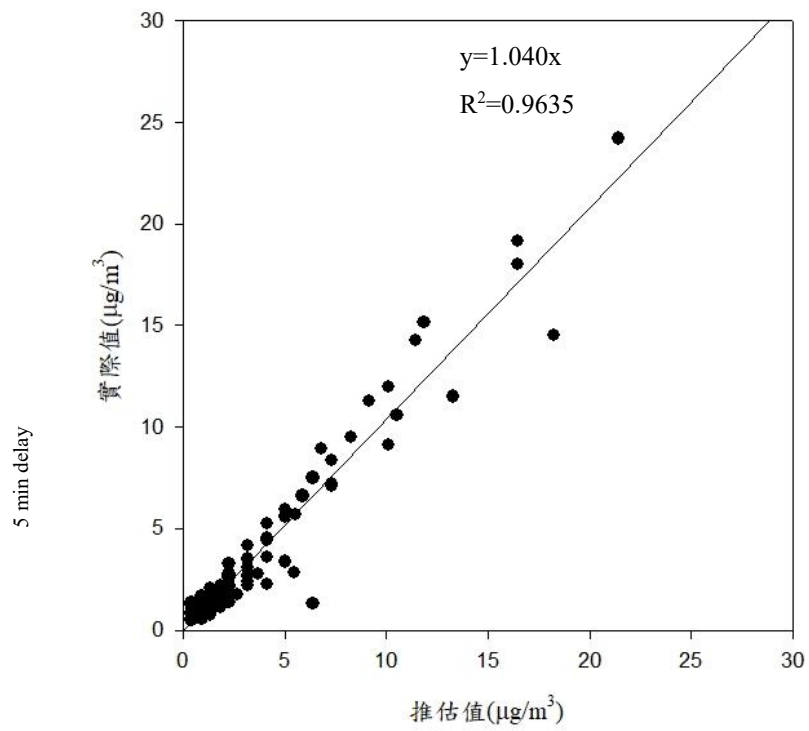


圖 6、使用新風系統時模式推估之室內 PM_{2.5} 濃度及實測之室內 PM_{2.5} 濃度之關係

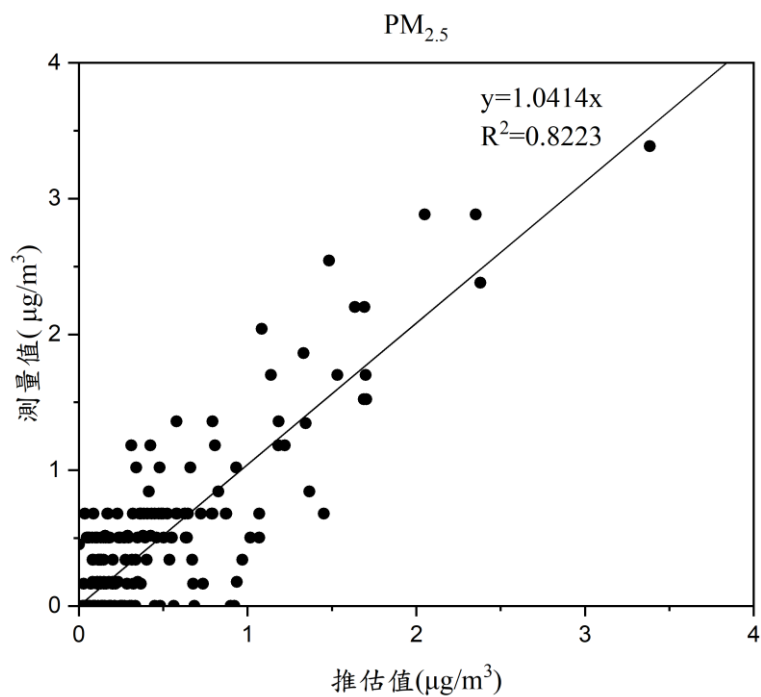


圖 7、使用空氣清淨機時模式推估之室內 PM_{2.5} 濃度及實測之室內 PM_{2.5} 濃度之關係

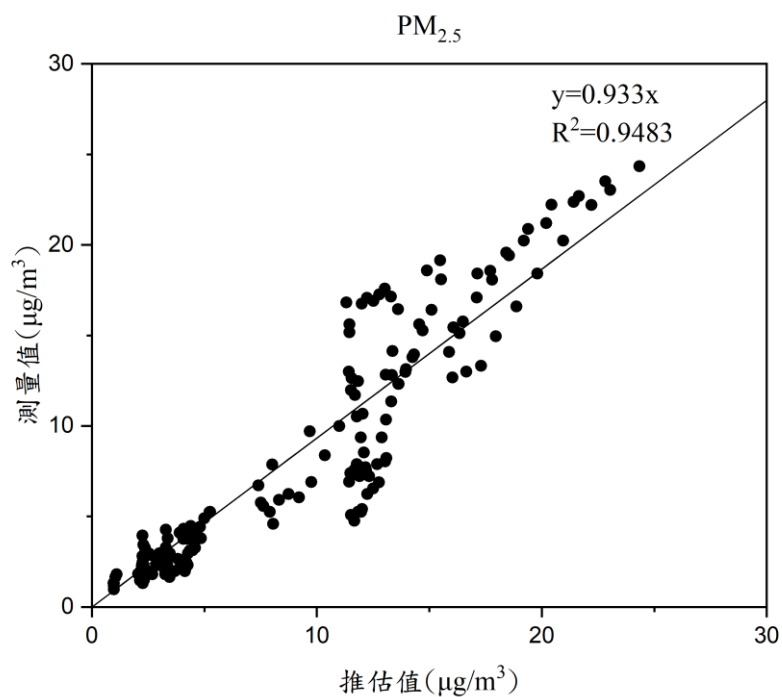


圖 8、使用冷氣靜電濾網時模式推估之室內 PM_{2.5} 濃度及實測之室內 PM_{2.5} 濃度之關係

表 1、PM_{2.5} 質量濃度之模式驗證使用之各項參數

參數		單位
G	0	mg/m ³
AsVd	0.245	m ³ /min
P 空氣清淨機	63	%
冷氣靜電濾網	2.7	%
V 新營區國小	260	m ³
中西區國小	220	m ³
善化區國小	236	m ³
Q _{pur} 新風系統	12	m ³ /min
空氣清淨機	12	m ³ /min
冷氣靜電濾網	31.707	m ³ /min
F _{pur} 新風系統	0.998	
空氣清淨機	0.9997	
冷氣靜電濾網	0.035	

表 2、不同年齡區間 CO₂ 產生率

年齡區間	CO ₂ 產生率(L/min)
8-9	0.208
10-11	0.244
13-14	0.303
16-17	0.337

表 3、採樣期間三間國小室內外 PM_{2.5} 暴露濃度

污染物室內外濃度		新營區國小	中西區國小	善化區國小
		新風系統 GM (GSD)	空氣清淨機 GM (GSD)	冷氣靜電濾網 GM (GSD)
PM _{2.5} 濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	室內	2.44 (2.54)	0.85 (2.54)	7.04 (2.51)
	室外	17.40 (1.18)	9.44 (1.28)	11.42 (2.29)
I/O ratio		0.14 (2.47)	0.07 (2.95)	0.61 (1.58)

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] Pope, C.A., M. Ezzati, and D.W. Dockery, *Fine-Particulate Air Pollution and Life Expectancy in the United States*. New England Journal of Medicine, 2009. **360**(4): p. 376-386.
- [5] 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.
- [6] 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.
- [7] 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.
- [8] Diapouli, E., A. Chaloulakou, and N. Spyrellis, *Indoor and Outdoor Particulate Matter Concentrations at Schools in the Athens Area*. Indoor and Built Environment, 2007. **16**(1): p. 55-61.
- [9] Kajbafzadeh, M., et al., *The impacts of traffic-related and woodsmoke particulate matter on*

- measures of cardiovascular health: a HEPA filter intervention study*. Occupational and Environmental Medicine, 2015. **72**(6): p. 394-400.
- [10] Li, Z., Q. Wen, and R. Zhang, *Sources, health effects and control strategies of indoor fine particulate matter (PM_{2.5}): A review*. Science of The Total Environment, 2017. **586**: p. 610-622.
- [11] Jia-Ying, L., et al., *Efficacy of air purifier therapy in allergic rhinitis*. Asian Pacific journal of allergy and immunology, 2018. **36**(4): p. 217-221.
- [12] Ten Berge, W.F., *Mathematical models for estimating occupational exposure to chemicals*. 2000: AIHA.
- [13] Batterman, S., *Review and Extension of CO₂-Based Methods to Determine Ventilation Rates with Application to School Classrooms*. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017. **14**(2): p. 145.
- [14] Bekierski, D. and K.B. Kostyrko, *The Influence of Outdoor Particulate Matter PM_{2.5} on Indoor Air Quality: The Implementation of a New Assessment Method*. Energies, 2021. **14**(19): p. 6230.
- [15] Kabirikopaei, A. and J. Lau, *Uncertainty analysis of various CO₂-Based tracer-gas methods for estimating seasonal ventilation rates in classrooms with different mechanical systems*. Building and Environment, 2020. **179**: p. 107003.

臺灣主要空氣污染物長期及短期暴露濃度轉換比

陳穆貞¹ 陳裕政¹

¹ 國家衛生研究院國家環境醫學研究所

摘要

空氣品質標準由各國政府依法制訂，旨在確保民眾暴露之空氣不至對健康造成嚴重威脅。該標準之制定可分為長期(年均標準)和短期(日均或小時標準)，不同國家和地區之標準，又可因地理、氣候、工業、人口密度或經濟水準等而因地制宜。據 2021 年世界衛生組織發布之全球空氣品質指南指出(2021 AQGs)，空氣品質標準應在空污和健康有因果證據之下，優先訂定長期空氣品質標準值，再依據短期與長期污染物濃度之轉換比值，轉換為短期標準值。然而，放眼國際研究，關於污染物長期及短期濃度轉換比值研究仍相當少，故須研究關注，以供法令制訂參考。

研究蒐集 1994 年至 2021 年間，臺灣 79 空氣品質監測站六項主要空氣污染物(PM_{2.5}、PM₁₀、NO₂、O₃、SO₂、CO，其中 PM_{2.5} 資料期間為 2006 年至 2021 年)之逐時監測值，當每日監測小時≥75%時(十八小時)，則對該六項污染物進行逐站、逐年二十四小時之日平均濃度計算，再進行長期之年均值計算。除日平均和年平均濃度外，亦依據臺灣空氣品質短期標準值參採時間，計算 NO_{2-1hr}、O_{3-1hr}、SO_{2-1hr}、CO_{1hr} 每日最高小時濃度及 O_{3-8hr}、CO_{8hr} 每日最高八小時平均濃度。短期濃度基準點，則依據 2021 AQGs 提出之逐站、逐年日均值之第 99 百分位濃度為主，而長期濃度基準則為逐站、逐年之年均值為主。再者，利用雙因子變異數分析，檢定六項主要污染物短期轉換比值上之時間趨勢及空間異質性。

整體而言，臺灣長期空氣品質標準值，轉換 PM_{2.5} 及 PM₁₀ 二十四小時標準值比值為 2.57 及 2.48；轉換 NO₂ 一小時及二十四小時標準值比值為 4.15 及 2.10；轉換 SO₂ 一小時及二十四小時標準值比值為 8.32 及 2.59；轉換 O₃ 一小時、八小時及二十四小時標準值比值為 4.35、3.33 及 2.04；轉換 CO 一小時、八小時及二十四小時標準值比值為 4.50、3.13 及 2.06。時間趨勢上，除了長期 NO₂ 和其一小時、二十四小時標準值比值，以及長期 CO 和其二十四小時比值無時間趨勢之外，其他比值皆顯著逐年降低($p<0.05$)。地區差異上，檢視八大空品區中六項污染物長短期濃度轉換比值，發現除 O₃ 之外，皆以外島具有顯著較高之轉換比值($p<0.05$)，以 PM_{2.5} 為例，全臺轉換比值為 2.57，而外島為 2.81。

此研究為臺灣唯一以近三十年之長期監測資料，提供本地六大空氣污染物長期與短期濃度轉換比之實證研究，可供未來短期空氣品質標準值制定參考。再者，研究發現長期與短期濃度轉換比會受時間與空間差異影響，故各國應自行檢視該換算比值，以使各國短期空氣品質標準值更符合該國情境。

關鍵字：空氣品質標準值、長期與短期暴露、比值

結合土地利用迴歸與機器學習建置臺灣長期高解析度

粒狀污染物之時空推估模型：以懸浮微粒與細懸浮微粒中砷污染物為例

曾于庭¹ 王信茶¹ 吳治達^{1,2}

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

摘要

粒狀污染物濃度之時空分布對於公眾健康至關重要。為了釐清影響周邊空污濃度之重要空間排放源，本研究使用兩種方法，分別是土地利用迴歸(LUR)以及克利金/土地利用混合迴歸模型(Hybrid Kriging LUR)進行變數篩選。然後，進一步結合極具非線性解釋優勢之 XGBoost 機器學習演算法，建立污染物之時空推估模型。在本研究中應用此方式，對臺灣本島近20年的懸浮微粒以及2017-2020年間細懸浮微粒中重金屬物質，尤其是砷污染物進行模擬。兩個模型都基於50m × 50m 的網格解析度，並能提供每日的空間濃度變化。結果顯示，結合 Hybrid Kriging LUR 與 XGBoost 演算法之最終推估模型具有高準確度，兩項污染物之模型解釋力(R^2)分別為0.88與0.86。此外，各種驗證結果也顯示所建模型穩定性高且可靠。根據模型推估結果，全臺範圍的污染物呈現出明顯時空分布趨勢：PM₁₀以及 PM_{2.5}中砷污染高濃度主要分布於中南部地區，時間上以春季與冬季濃度較高。

關鍵詞：粒狀污染物、土地利用迴歸模型、機器學習、懸浮微粒、砷

一、前言及研究目的

隨著全球經濟產業發展與都市化擴展，空氣污染所造成的人體危害與環境破壞問題日趨嚴重。其中，顆粒污染物根據其粒徑大小分成粒徑小於10微米之懸浮微粒(PM₁₀)和小於2.5微米之細懸浮微粒(PM_{2.5})。PM_{2.5}可深入肺泡組織中進入血液循環，導致全身性損害。粒狀污染物主要來自於工業燃燒排放、汽機車尾氣、揚塵等來源[1]。接觸到低濃度污染物可能造成過敏、咳嗽、呼吸急促等症狀；長期暴露會損傷呼吸道並導致全身性發炎，增加呼吸道或心血管相關死亡風險[2,3]。又懸浮微粒中挾帶或附著多種重金屬，其中砷污染物會引起噁心嘔吐、心律異常、白血球減少、神經病變等症狀[4]。然而空污監測站數目與空間分佈有限，僅以測站之觀測濃度難以真實反應民眾日常環境之污染暴露程度，基於此，準確地估計粒狀污染物在空間上之分布與變化情形實為重要課題。

為解決上述課題，國際學界已發展出多種方式來估計室外空氣污染濃度，包括：空間內插法(Spatial Interpolation)，擴散模型(Dispersion Model)和土地利用迴歸模型(Land-Use Regression, LUR)[5-7]。在這些方法中，土地利用迴歸模型係藉由衛星遙感技術(Remote Sensing, RS)與地理資訊系統(Geographic Information Systems, GIS)獲取潛在的空間環境因素，諸如人口密度、土地利用種類、交通道路、綠地結構與其他相關之預測變數。透過監測數據與統計迴歸分析，辨識出解釋污染濃度的關鍵預測因子，並建立土地利用變數與污染物濃度之間的迴歸關係。GIS技術的成熟發展使得蒐集與分析大範圍空間資料的難度下降，而土地利用迴歸能有效描述城市內空污濃度的變異[8]。此外，隨著資訊科技的進步與人工智慧技術(Artificial Intelligence, AI)的崛起，機器學習(Machine Learning)已廣泛應用於處理龐大數據中的高維度非線性關聯以及複雜的多元交互作用。特別是，許多研究已證實極限梯度提升(Extreme Gradient Boosting, XGBoost)演算法在空氣污染模擬領域中表現出卓越的模型預測效能[9,10]。

基於上述理由，本研究透過地理資訊系統與衛星遙感技術，獲取了周邊環境結構與潛在排放源相關數據。隨後，結合土地利用迴歸分析以及機器學習演算法的優勢，分別建立出臺灣本島 PM₁₀與 PM_{2.5}中砷污染物等粒狀污染物之時空分布推估模型，以識別出本土的主要空污排放源的影響。最終，應用這些建立的模型，估算出兩種污染物於研究期間每日全島範圍50m × 50m 網格之濃度值，模型成果可準確地推估在時空方面的分布情況。期望這些研究成果能提供精確的空污暴露評估，以供後續健康分析之應用與空污排放管制政策的應用。

二、研究方法

1. 研究試區

臺灣本島占地約3.6萬 km²，四面由太平洋、臺灣海峽、巴士海峽等海域環繞；位於中國東南側且位處東亞島弧，為國際交通運輸之紐帶。由於地處北迴歸線交界且島嶼地勢起伏劇烈，境內氣候條件與環境生態資源多樣複雜；人口總密度約為651.40人/km²，人口多分布在西半部地區的六大直轄市都會區，其中又以首都臺北市為國內政治經濟中心(圖1)。我國空氣污染來源可分成境內生成及境外移入兩部份。西部沿海密集分布的都市、工廠、焚化爐、國際機場等大範圍污染源；再加上社區鄰里中寺廟祭祀時焚香燒金紙以及中式餐飲油煙等亞洲文化特有排放源影響境內空氣品質。此外，高聳山脈的地形遮蔽特性，使得冬季經由東北季風挾帶來的境外污染不易逸散。種種因素加劇我國空污問題的複雜性。



圖 1、研究試區圖

2. 空氣污染物資料庫

本研究使用之空氣污染物資料庫分別為：環保署空品監測資料庫與特殊性工業區空品監測資料庫、環保署監資處與李崇德教授團隊以及臺北市環保局。

環保署建置之空品監測資料庫至今於全國設立77個空氣品質監測站(包含外島3個測站)。根據其地理位置、氣象狀況、人口以及污染源分布等因子，將測站背景種類分成一般測站、工業測站、交通測站、國家公園測站、背景測站以及其他測站等六種類型(圖 2(a))。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，時間尺度可精細至小時值。為進一步掌控特殊性工業區排放所造成的空氣污染，環保署特殊性工業區空氣品質監測管制資訊網不僅監測一般空氣污染物(NO₂、SO₂以及CO等)，也包括：揮發性有機化合物、PM₁₀中金屬污染物、氨氣、戴奧辛及氣象測項等。環保署監資處與李崇德教授團隊監測臺灣境內PM_{2.5}中砷以及其他40多項金屬濃度資料(圖 2(b))。臺北市環保局的地方監測資料庫包含：空氣品質、環境音量、地下水質等該市人工檢測數據，空品資料部分包含12個自動連續測站，測項涵蓋O₃、CO以及PM_{2.5}等一般空氣污染物，其中4個測站亦設置人工檢測點，用於監測總懸浮微粒、落塵量、硫酸鹽、硝酸鹽等其他污染物。

在PM₁₀研究方面，本研究實際蒐集臺灣本島74個監測站於1994-2019年約65萬餘筆平均監測濃度建立推估模型、2020年數據為時間外部驗證用資料，同時使用臺北市環保局12個地方自動測站之監測數據用於空間外部資料驗證。在PM_{2.5}中砷污染物模擬上，本研究應用李崇德教授團隊提供之PM_{2.5}中砷污染物月平均監測數據，其中2017-2020年用於模型建立、2021年為時間外部資料驗證，並以特殊性工業區測站之PM₁₀中砷污染物數據進行空間外部模型驗證。除此之外，亦從環保署空氣品質監測資料庫蒐集NO₂、SO₂、O₃等其他空氣污染物數據，作為潛在預測變數以利後續分析。

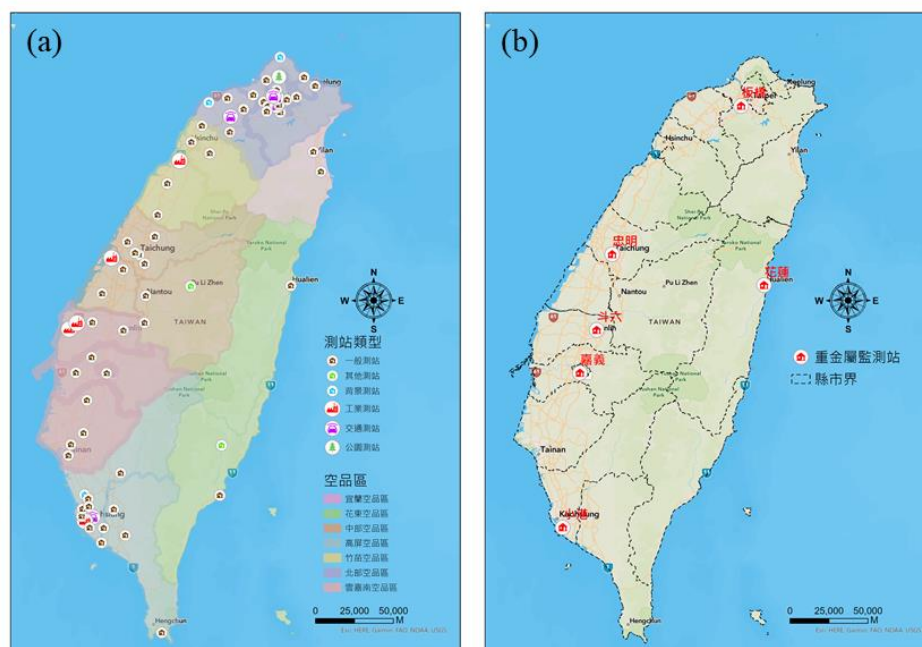


圖 2、監測站分布圖：(a) 環保署空品監測站；(b) PM_{2.5} 中重金屬監測站

3. 預測變數資料庫

本研究使用之預測變數資料庫包含交通部中央氣象局氣象資料庫、勤崙國際地標(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。

溫度、相對濕度、風速、風向、氣壓、降水量和紫外線等均來自大氣水文氣象資料庫。內政部國土測繪中心於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涵蓋眾多土地利用種類，本研究從中選擇稻田、森林、住宅區、製造業、水體等土地利用分佈狀態。寺廟以及中式餐飲等亞洲文化特有排放源點資訊自2006、2008、2010以及2012年地標 POI 資料庫中取得；本研究也使用2006、2013、2017以及2020年交通部運輸研究所路網數值圖之道路路網數據，按照道路等級區分成當地道路、主要道路與所有道路等類型；從數值地形模型資料中獲取各監測站之高程、坡度與坡向資訊；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，長期監測全球地表狀態之 MODIS NDVI 資料庫(MOD13Q1) 第6版來推估環境綠蔽度，用以代表各觀測時期之綠地結構與植被覆蓋狀況。在資料處理部分，運用空間資訊軟體統計各監測站周圍50m、100m、250m、500m、750m、1,000m、1,250m、1,500m、1,750m、2,000m、2,500m、3,000m、4,000m 以及5,000m 等14個不同大小環域半徑範圍以內土地利用分布與特徵(如住宅區密度、中式餐廳數目、道路密度、植被分佈狀況等)；另外，計算監測站到火力發電廠、焚化爐、大型工業區與道路的直線距離等用於後續分析。

4.模型建立

本研究流程如圖3所示，共分成五個步驟。第一步，將本研究空污資料庫區分成80 %用於模型建置之訓練樣本(PM_{10} 約52萬筆； $PM_{2.5}$ 中矽污染物約231筆)以及20 %之測驗樣本(PM_{10} 約13萬筆； $PM_{2.5}$ 中矽污染物約57筆)以供模型驗證所用。接著藉由 ArcMap10.8.1軟體計算各空品監測站周圍50m、100m、250m、500m、750m、1,000m、1,250m、1,500m、1,750m、2,000m、2,500m、3,000m、4,000m以及5,000m 等14個不同環域半徑之範圍內土地利用特性(如餐廳數目、寺廟數目、住宅、工業區、道路密度、植物分佈狀況等)，並結合氣象、污染物、地形等因素作為解釋變數。下一步驟，針對80 %之訓練樣本資料進行逐步迴歸分析(Stepwise Regression)，本研究以 $p \text{ value} < 0.1$ 之統計顯著水準作為變數納入以及剔除之準則，在建置過程中判斷模型各變數效應方向是否正確且足夠顯著。此外，為避免共線性問題導致模型參數在估計上出現誤差，同時以變異數膨脹係數(Variance Inflation Factor, VIF)作為標準，變數之 VIF 值皆須 < 3 ，最終選出之變數將建立為土地利用迴歸模型。

另一方面，實際進行空污暴露評估時，經常僅能得知鄰近官方測站之濃度狀況，待評估地點之實際濃度值往往難以得知，然而空氣污染物在分布上存在某種自相關特性，當周邊測站之濃度值與待評估地點距離越接近，此關聯性將會更加強烈。因此，克利金/土地利用混合模型(Hybrid Kriging LUR)之概念係將周邊測站量測的濃度資訊引入土地利用迴歸模型中 (LUR)，進而提升所建模型對於目標污染物之解釋效力[11]。本研究亦分別強制納入 Leave-one-out Kriging 推估所得的粒狀污染物(即 PM_{10} 與 $PM_{2.5}$ 中矽)之濃度推估值當作解釋變數，基於相同模型建立流程與篩選標準，完成 Hybrid Kriging LUR 模型之建立流程。

接下來，本研究嘗試結合迴歸模型(Hybrid Kriging LUR)與機械學習演算法兩種方法學各自的特長，透過機械學習演算法在複雜非線性關係之處理優勢，使得所建模型的解釋能力再次提升。實際作法上係以迴歸模型篩選之重要解釋變數作為基礎，匯入 XGBoost 機械學習演算法中進行模型擬合，最終建立出混和土地利用/極限梯度提升模型(Hybrid LUR-XGBoost)。為確認所建模型推估能力的穩定性與可信程度，本研究進行三大類模型驗證，第一類為過度擬合(Overfitting Test)測試，包含以20 % 測驗樣本、以及以主模型(80 %訓練樣本所建模型)進行十折交叉(10-fold cross validation)驗證。十折交叉驗證係將80 % 訓練樣本資料隨機分成十等份，每回合以其中90 % 樣本建立模型、10 % 樣本數值則與模式推估值進行比較，重複10次直至所有資料均曾選入並進行過驗證。第二大類為外部驗證，又依資料來源分為時間及空間層面，時間外部資料驗證使用相同資料來源但未用於建模之後續年份資料，例如本研究以2020年環保署 PM_{10} 監測數據作為 PM_{10} 模型之外部時間驗證所用。空間外部資料驗證方面使用不同來源資料，例如以來自臺北市環保局12測站之 PM_{10} 監測數據進行空間外部資料模型驗證。最後一類為內部資料驗證，將80 %訓練資料依不同空品區或測站種類進行分層，進而分析所建模型在不同時空間單元推估成果的穩定性；除此之外，本研究亦針對訓練資料數值前25%之極端值進行驗證，進而估算其高濃度預測上的準確程度。本研究以 R^2 及 Adjusted R^2 (ADJ- R^2)代表模型預測之準確度；RMSE、MSE 及 MAE 代表模型之預測誤差。

最終，比較並評估不同方法學之推估成果，選用解釋能力最佳之推估模型，進一步視覺化模擬粒狀污染物在臺灣本島之時空分布與變異情況。本研究所建模型具精細時空解析度，在時間方面可推估每日之全臺污染濃度變化；空間解析度方面則可細緻至50m x 50m 網格大小，亦即每50m x 50m 網格中皆有對應推估出的污染濃度值。

PM₁₀以及PM_{2.5}中As污染物之時空推估模型建置

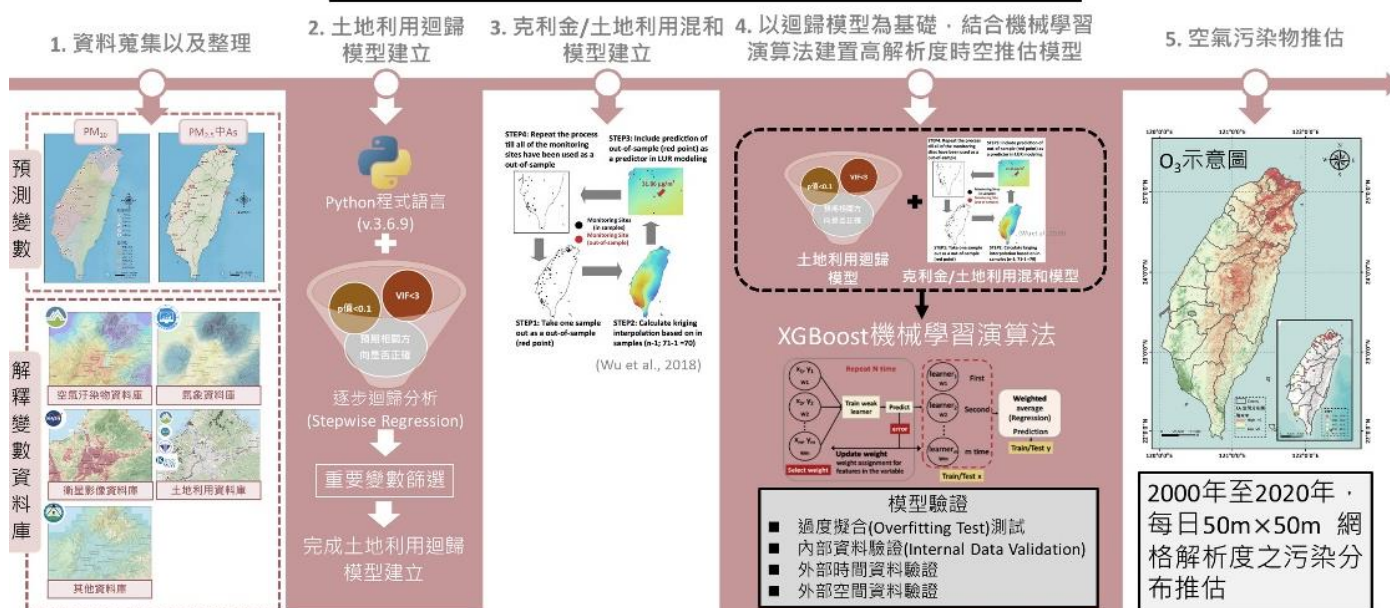


圖 3、研究流程圖

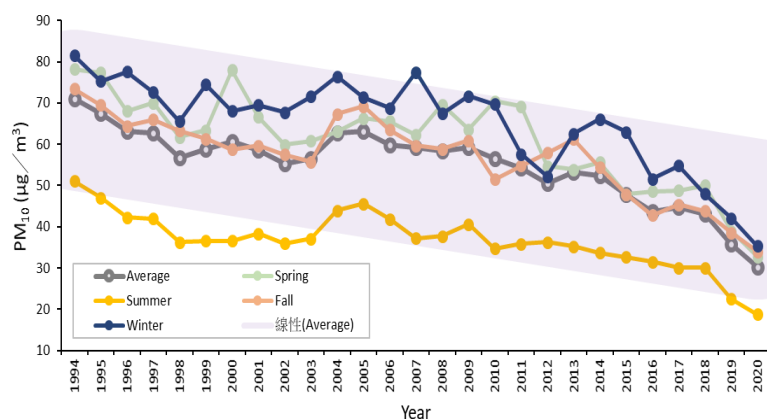
三、結果與討論

1. PM₁₀之時空推估模型

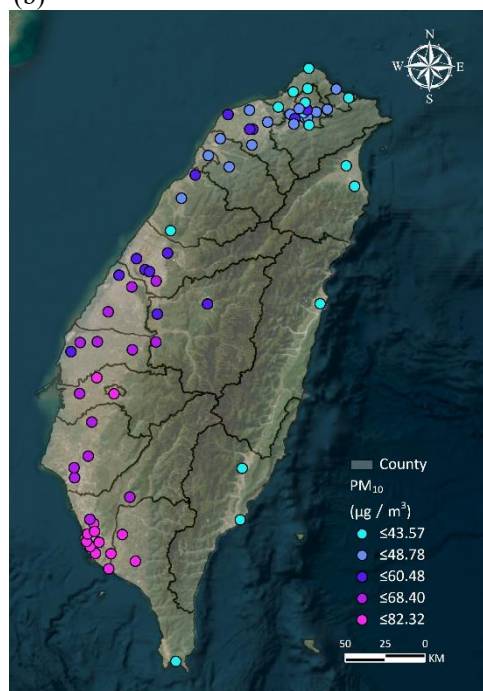
PM₁₀ 觀測值取自1994年至2020年環保署77個空品監測站，總計約65.97萬筆數據，研究期間平均濃度為54.72 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。在時間變異方面，從圖 4 四季之逐年平均濃度折線圖中觀察到 PM₁₀濃度在夏季時較低、高濃度季節為春與冬季，並且近26年間濃度平緩地下降。PM₁₀在季節上的差異可能由於春季與冬季盛行之東北季風會將東亞內陸沙塵與中國沿海之人為排放污染物吹拂至臺灣境內[12]，造成PM₁₀濃度在春、冬季濃度較高。整體而言，自1996年至2020年間，PM₁₀平均觀測值皆符合我國 PM₁₀空氣品質管控標準濃度(年平均濃度 $\leq 65 \mu\text{g}/\text{m}^3$)。空間分布方面，全臺77個監測站 PM₁₀平均濃度範圍介於19.07至82.32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 之間，其中高濃度區域集中於中南部、北部與花東地區濃度偏低，中南部沿海地區傳統產業與重工業林立是中南部污染較嚴重的原因。

在本研究中建立之最佳 PM₁₀推估模型，其藉由 Hybrid Kriging LUR 模型篩選出7個重要預測變數，包含利用留一克利金法(Leave-one-out Kriging)內插估算之 PM₁₀濃度推估值(PM₁₀ Kriging based)、土地利用變數(森林用地、製造業及農田用地)、污染源(寺廟密度與垃圾焚化爐距離)以及主要道路密度等。表 3 顯示，各變數之影響方向，所有變數無共線性問題。其中 PM₁₀ Kriging based 變數、寺廟、主要道路以及農田用地之密度與 PM₁₀濃度間存在正相關；隨著測站至製造業或到焚化爐的距離減少，污染濃度越高。從污染源機制來看，模型選入變數與本地的工業或燃燒行為(寺廟焚香祭祀活動、垃圾焚化處理以及燃燒農業廢棄物)有關。來自道路的交通排放對於都市中懸浮微粒污染有較高貢獻比例[13]。未來建議加強對上述相關排放的監管和控制措施，預期這將有助於緩解或改善 PM₁₀污染情況。

(a)



(b)

圖 4、PM₁₀ 觀測值：(a)四季年平均折線圖(b)測站平均濃度分布圖表 1、PM₁₀ 之 Hybrid Kriging LUR 模型變數表

Variable	Coefficient	VIF	Model Results
(Intercept)	(+)3.46	-	
PM ₁₀ Kriging based	(+)0.98	1.03	
寺廟 _{150m}	(+)3.66×10 ⁵	1.05	R ² = 0.85
製造業 _{最近距離}	(-)2.61×10 ⁻³	1.71	ADJ-R ² = 0.85
垃圾焚化爐 _{最近距離}	(-)1.83×10 ⁻⁴	1.21	MSE= 170.72
主要道路 _{150m}	(+)3.35×10 ²	1.06	RMSE= 13.07
森林用地 _{500m}	(-)0.01	1.50	MAE= 8.72
農田用地 _{5000m}	(+)1.19×10 ³	1.18	

在 PM₁₀ 最佳推估模型為結合 Hybrid LUR 與機器學習之 Hybrid LUR-XGBoost 模型，主模型(80 % 訓練資料)之 R²值、ADJ-R²值顯示該推估模型具有88 %解釋能力，而 RMSE 與 MAE 分別為11.94 µg/m³及5.51 µg/m³。其餘驗證結果(表 2)，如十折交叉驗證、20 %測驗樣本及時間外部資料驗證都能達到 R² 為0.86至0.87的高度準確性。另外，來自臺北市環保局測站之空間外部資料驗證結果 R²值為0.68、相關係數 r 為0.82，雖然在監測系統存在使用儀器、量測或校正方式的差異，可能導致觀測值有系統性偏差，所建模型仍可達到中高等的預測效能。接著探討不同空品區內預測效能北部與高屏空品區可達九成，在花東空品區為0.36，細察其原因可能較少的監測站以及當地產業結構與土地使用特性不同於西部地區，導致該空品區預測能力與全島主模型差異較大，但整體中位數仍有0.80以上之中高度預測性能。除此之外，本研究在極端值(前25 %濃度之觀測數據)的模型驗證結果上具有70 %以上解釋能力。

表 2、PM₁₀ 最終建立之 Hybrid LUR-XGBoost 推估模型驗證結果

	預測精度		預測誤差	
主模型 (80% of entire data)	R ²	0.88	MSE	142.53
	Adjusted R ²	0.88	RMSE	11.94
	r	0.94	MAE	5.51
測驗樣本 (20% of entire data)	R ²	0.87	MSE	151.42
	Adjusted R ²	0.87	RMSE	12.31
	r	0.93	MAE	5.51
十折交叉驗證	R ²	0.87	MSE	152.07
	Adjusted R ²	0.87	RMSE	12.33
	r	0.93	MAE	5.68
時間外部資料驗證	R ²	0.86	MSE	39.87
	Adjusted R ²	0.86	RMSE	6.31
	r	0.93	MAE	3.19
空間外部資料驗證	R ²	0.68	MSE	46.64
	Adjusted R ²	0.68	RMSE	6.83
	r	0.82	MAE	5.12

利用 PM₁₀之最佳推估模型(Hybrid LUR-XGBoost)，針對研究期間分析臺灣全島四季的濃度分布趨勢(圖 5)，整體而言，在空間分布上，西半部地區濃度高於中央山區，其中高濃度區域主要位於雲林、嘉義、臺南與高雄、屏東北部等西南部沿海地帶；時間上，與觀測數據趨勢相符，冬以及春季時 PM₁₀濃度偏高。

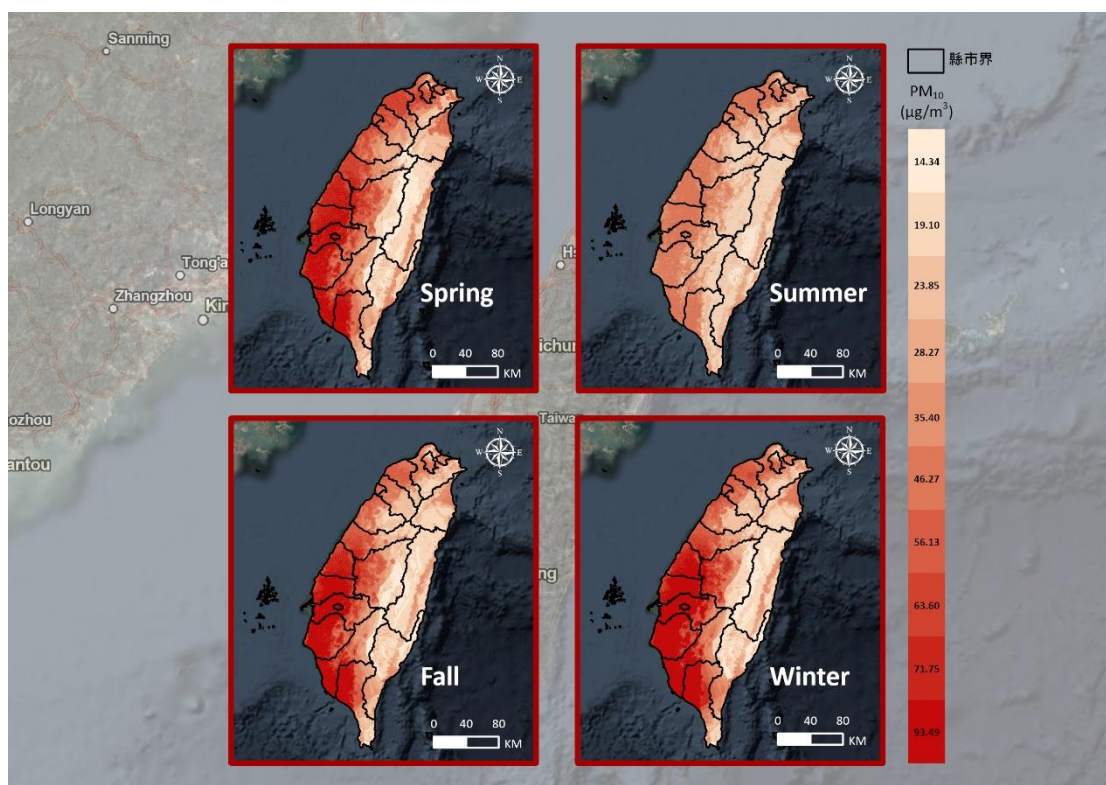
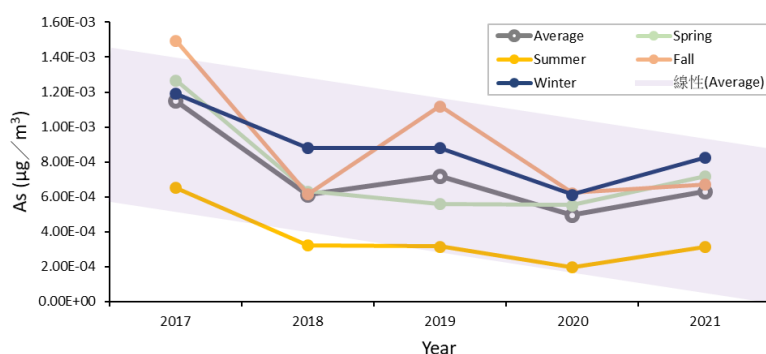


圖 5 、1994-2019 年季平均之 PM_{10} 濃度時空變化推估圖

2. PM_{2.5} 中砷污染物之推估模型

PM_{2.5} 中砷污染觀測值來自2017年至2021年環保署監資處與李崇德教授團隊提供之6個重金屬監測站，共360筆數據，研究期間平均濃度為 $72.29 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。圖 6 (a) 為2017年至2021年期間，PM_{2.5} 中砷之逐年濃度折線圖，從中發現砷污染物濃度與本研究推估之 PM₁₀ 濃度以及臺灣本島之 PM_{2.5} 濃度在時間趨勢上相當相似，同樣出現春季與冬季較高、夏季較低的狀況[14]。圖6 (b) 為各測站之平均濃度，其中高濃度區域集中於中南部之四個測站、北部與花東兩測站濃度偏低，其分布趨勢與前述之 PM₁₀ 濃度相近。

(a)



(b)

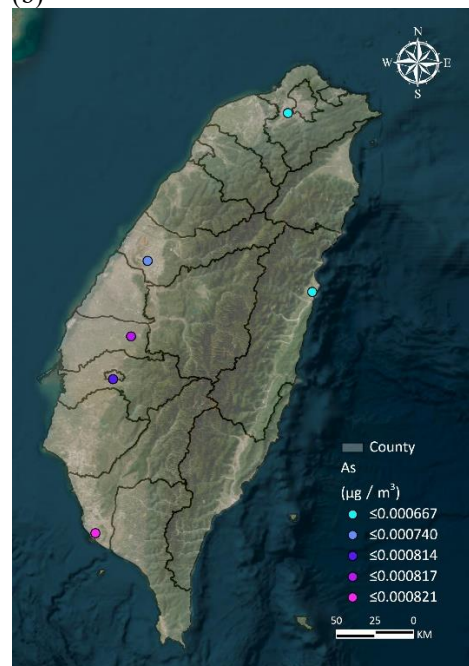


圖 6、PM_{2.5} 中砷污染物觀測值：(a) 四季年平均折線圖 (b) 測站平均濃度分布圖

本研究建立之最佳 PM_{2.5} 中砷污染物模型，同樣藉由 Hybrid Kriging LUR 模型篩選出 7 個重要預測變數，包含：留一克利金法推估所得的砷之留一克利金推估值(砷 Kriging based)、其他空氣污染物(PM₁₀ 以及 O₃)、風速與土地利用變數(森林用地及果園用地密度)，其中砷 Kriging based、PM₁₀ 以及 O₃ 皆為正相關變數，其餘變數為負相關。在 PM_{2.5} 中砷的生成機制上，與 PM₁₀ 以及 O₃ 同樣為交通排放之二次污染物，管控汽機車排放預期能一併改善 PM_{2.5} 中砷污染。

表 3、PM_{2.5} 中砷污染物之 Hybrid Kriging LUR 模型變數表

PM _{2.5} 中砷污染	Coefficient	Coefficient	Model Results
(Intercept)	-3.69	-3.69	
砷 Kriging based	(+)3.79×10 ²	(+)3.79×10 ²	
PM ₁₀	(+)0.01	(+)0.01	R ² = 0.81
O ₃	(+)4.56×10 ⁻³	(+)4.56×10 ⁻³	ADJ-R ² = 0.81
風速	(-)0.07	(-)0.07	MSE= 0.02
冬季	(+)0.04	(+)0.04	RMSE= 0.14
森林用地 _{4000m}	(-)1.25×10 ⁻³	(-)1.25×10 ⁻³	MAE= 0.08
果田用地 _{500m}	(-)5.96×10 ⁻⁴	(-)5.96×10 ⁻⁴	

在 PM_{2.5} 中砷污染物方面，最終建立之推估模型同樣為結合 Hybrid LUR 與機器學習之 Hybrid LUR-XGBoost 模型，其主模型之 R²值、ADJ R²值、RMSE 及 MAE 分別為 0.86、0.86、0.01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以及 0.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。在表 4 之模型驗證成果中，在十折交叉驗證、測驗樣本、時間外部資料驗證都能獲得

80~87%之模型解釋能力。由於特殊性工業區測站量測之砷污染物來自於PM₁₀，並且不同量測系統比較之間存在系統性誤差，所建模型應用於外部資料空間驗證之 R^2 為0.64，然而在推估數值之相關係數仍保有0.80的中高等推估性能。隨後依據6個測站進行空間分層驗證，砷污染物之模型解釋力介於0.75-0.94之間，顯示模型推估準確且可靠。此外，在前25%之極端污染物濃度預測上，所建模型亦呈現50%以上的中度解釋能力。

表 4、PM_{2.5} 中砷污染最終建立之 Hybrid LUR-XGBoost 推估模型驗證結果

	預測精度		預測誤差	
主模型 (80% of entire data)	R^2	0.86	MSE	0.01
	Adjusted R^2	0.86	RMSE	0.12
	r	0.93	MAE	0.07
測驗樣本 (20% of entire data)	R^2	0.87	MSE	0.01
	Adjusted R^2	0.85	RMSE	0.11
	r	0.93	MAE	0.06
十折交叉驗證	R^2	0.80	MSE	0.02
	Adjusted R^2	0.79	RMSE	0.14
	r	0.89	MAE	0.08
時間外部資料驗證	R^2	0.85	MSE	24.90
	Adjusted R^2	0.85	RMSE	4.99
	r	0.92	MAE	3.78
空間外部資料驗證	R^2	0.64	MSE	0.02
	Adjusted R^2	0.63	RMSE	0.16
	r	0.80	MAE	0.09

另外，從 PM_{2.5} 中砷污染物之最佳模型(Hybrid LUR-XGBoost)推估成果繪製出臺灣全島 PM_{2.5} 中砷污染物之四季濃度變化(圖 7)，夏季濃度最低且各地濃度相近無明顯污染熱點；在春季與冬季時，PM_{2.5} 中砷污染物分布熱點位於雲嘉南與高雄等臺灣中南部地區，此趨勢也與本研究探討之 PM₁₀ 濃度以及過往 PM_{2.5} 濃度推估成果[14]相似。

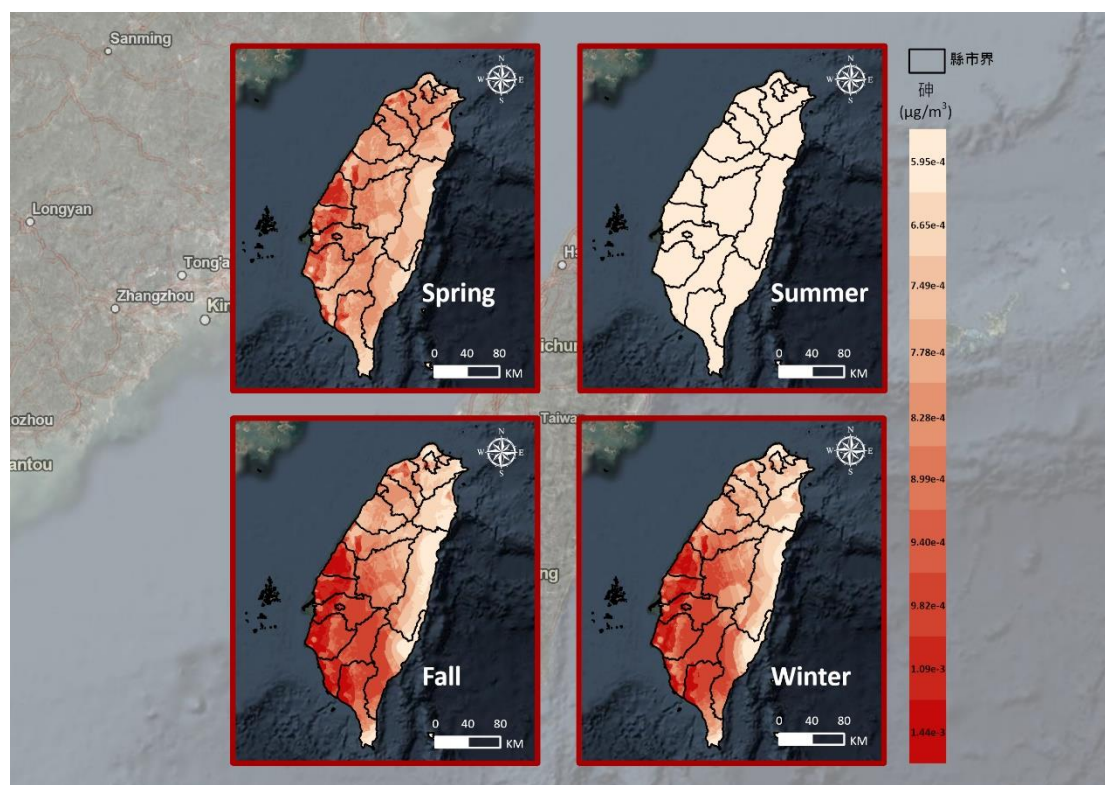


圖 7、2017-2020 年季平均 PM_{2.5} 中砷污染物濃度時空變化推估圖

3. 未來預期工作

在今年度計畫中，本團隊已成功建立了粒狀污染物(包括 PM₁₀與 PM_{2.5}中砷污染物)之推估模型，能夠以精細的時間和空間解析度推估出上述污染物在不同時空層面上的分布和變異趨勢。本團隊近年一直致力於模擬臺灣範圍內多種空氣污染物(例如 PM_{2.5}、NO₂、O₃等)之時空分布，並致力於釐清可能之重要排放源[14-16]。後續將會根據計畫的進展，整合過往之研究成果。考量多種污染物在高濃度污染事件以及 COVID-19三級防疫警戒制度等特殊情況下的濃度分布情形。此外，將會分別考量單一污染物和多污染物共同影響的濃度分布狀況，並進行不同時間尺度(季節)與地理空間單元(縣市)之污染熱點分布分析，以深入瞭解導致污染熱點現象的可能原因。

四、結論

結果顯示本研究所建模型可以釐清 PM₁₀與 PM_{2.5}中砷污染物之重要污染源種類外，藉由土地利用迴歸與機器學習等方法整合建置之推估模型能達到中高度的預測準確性。經過多種模型驗證，所建模型推估成果具有高穩定性與可信度。這些研究成果不僅可供相關單位參考與擬定空氣污染管控策略，也可以提供給其他夥伴研究團隊，用於進行後續健康效應分析。

參考文獻

- [1] Srimuruganandam, B., & Nagendra, S. S. (2012). Source characterization of PM₁₀ and PM_{2.5} mass using a chemical mass balance model at urban roadside. *Science of the total environment*, 433, 8-19.
- [2] 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).
- [3] Rückerl, R., Schneider, A., Breitner, S., Cyrys, J., & Peters, A. (2011). Health effects of particulate air pollution: a review of epidemiological evidence. *Inhalation toxicology*, 23(10), 555-592.
- [4] Abdul, K. S. M., Jayasinghe, S. S., Chandana, E. P., Jayasumana, C., & De Silva, P. M. C. (2015). Arsenic and human health effects: A review. *Environmental toxicology and pharmacology*, 40(3), 828-846.
- [5] Hoek, G. R., Beelen, K. De Hoogh, Vienneau, D., Gulliver, J., Fischer, P. and Briggs, D., "review of land - use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution." *Atmospheric Environment*, 42, 7561-7578 (2008)
- [6] Jerrett, M., Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahsuvaroglu, T., ... & Giovis, C. (2005). A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 15(2), 185-204.
- [7] Beckerman, B. S., Jerrett, M., Serre, M., Martin, R. V., Lee, S. J., Van Donkelaar, A., Ross, Z., Su, J., & Burnett, R. T. (2013). A hybrid approach to estimating national scale spatiotemporal variability of PM_{2.5} in the contiguous United States. *Environmental science & technology*, 47(13), 7233-7241.
- [8] Ryan, P. H., & LeMasters, G. K. (2007). A review of land-use regression models for characterizing intraurban air pollution exposure. *Inhalation toxicology*, 19(sup1), 127-133.
- [9] Zamani Joharestani, M., Cao, C., Ni, X., Bashir, B., & Talebiesfandarani, S. (2019). PM_{2.5} prediction based on random forest, XGBoost, and deep learning using multisource remote sensing data. *Atmosphere*, 10(7), 373.
- [10] 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. (2021). Using land-use machine learning models to estimate daily NO₂ concentration variations in Taiwan. *Journal of Cleaner Production*, 317, 128411.
- [11] Wu, C. D., Zeng, Y. T., & Lung, S. C. C. (2018). A hybrid kriging/land-use regression model to assess PM_{2.5} spatial-temporal variability. *Science of the Total Environment*, 645, 1456-1464.
- [12] Lin, C. Y., Wang, Z., Chen, W. N., Chang, S. Y., Chou, C. C. K., Sugimoto, N., & Zhao, X. (2007). Long-range transport of Asian dust and air pollutants to Taiwan: observed evidence and model simulation. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7(2), 423-434.
- [13] Querol, X., Alastuey, A., Rodriguez, S., Plana, F., Ruiz, C. R., Cots, N., ... & Puig, O. (2001). PM₁₀ and PM_{2.5} source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain. *Atmospheric Environment*, 35(36), 6407-6419.
- [14] Wong, P. Y., Su, H. J., Lung, S. C. C., & Wu, C. D. (2023). An ensemble mixed spatial model in estimating long-term and diurnal variations of PM_{2.5} in Taiwan. *Science of The Total Environment*, 866, 161336.
- [15] Wong, P. Y., Su, H. J., Lee, H. Y., Chen, Y. C., Hsiao, Y. P., Huang, J. W., ... & Spengler, J. D. (2021c). Using

land-use machine learning models to estimate daily NO₂ concentration variations in Taiwan. *Journal of Cleaner Production*, 317, 128411.

- [16] Wong, P. Y., Lee, H. Y., Chen, L. J., Chen, Y. C., Chen, N. T., Lung, S. C. C., ... & Spengler, J. D. (2022). An alternative approach for estimating large-area indoor PM_{2.5} concentration – A case study of schools. *Building and Environment*, 219, 109249.

長期空氣污染暴露與非酒精性脂肪肝發生之相關性

陳宜傳¹ 潘士群¹ 秦唯珊² 吳治達^{1,3,4} 郭育良^{1,5,6}

¹國家衛生研究院國家環境醫學研究所

²臺灣大學醫學院護理學系暨研究所

³成功大學測量及空間資訊學系

⁴中興大學永續農業創新發展中心

⁵臺灣大學醫學院醫學系環境暨職業醫學科

⁶台大醫院環境職業醫學部

摘要

非酒精性脂肪肝(NAFLD)於全球成年人的盛行率約達三分之一，可能發展為肝纖維化，進而成為肝細胞癌的主要致病原因。本研究以縱貫性研究設計推估室外空氣污染暴露與 NAFLD 發生之相關性。研究對象為居住於臺灣本島2007至2016年間定期參與美兆健康檢查的34,489名成年人。NAFLD 診斷來自醫師判讀的肝臟超音波結果，並以問卷取得參與者的個人資訊及醫療病史。室外空氣污染物包含直徑 ≤ 2.5 微米的細懸浮微粒(PM_{2.5})、二氧化氮(NO₂)及一氧化碳(CO)，暴露濃度基於參與者居住之鄉鎮進行推估。考量臺灣近年來空污持續改善，本研究以 time-dependent Cox 迴歸模型分析參與者每次健檢前3年的空污平均濃度與 NAFLD 發生之相關性。結果顯示在平均3.2年的追蹤期間，有21.9%的參與者首次發生 NAFLD；總體發生率為67.5例/千人年。經校正年齡、性別、婚姻、教育程度、身體質量指數、運動習慣、吸菸/二手菸暴露、睡眠時間、油炸食品攝取量、代謝症候群組成分及都市化程度後，PM_{2.5}、NO₂與 CO 暴露濃度均與 NAFLD 之發生呈正相關。若以污染物較低的前25%濃度為參考組，PM_{2.5}與 NO₂>75%時有顯著危害風險，而 CO 則自>25%起即可觀察到顯著危害風險。本研究發現長期暴露於 PM_{2.5}及交通相關的空氣污染物(如：NO₂與 CO)與成年人的 NAFLD 的發生有關。

關鍵詞：PM_{2.5}、交通污染物、非酒精性脂肪肝、縱貫性研究

一、前言及研究目的

儘管非酒精性脂肪肝(NAFLD)的盛行率因族群[1]與診斷方法[2]而異，但在過去數十年中不斷增加[3]，全球整體盛行率為32.4%，於一般成年人的整體發生率為46.9例/千人年[2]。因與久坐、活動量少、不健康飲食等生活行為有關[4]，NAFLD 不僅是代謝症候群的肝臟表現[5]，也因為可能發展為肝纖維化而被認為是發生肝細胞癌的主要致病原因[6]。近期雖有 PM_{2.5}暴露與 NAFLD 發生的相關性研究，但結果尚不一致，且缺乏交通相關的空氣污染物暴露與 NAFLD 發生之探討，故本研究目的為了解室外空氣污染暴露與 NAFLD 發生之相關性。

二、研究方法

本研究以2007至2016年間定期參與美兆健康檢查的20歲以上成年人為研究族群，經排除患有腦心血管疾病、肝炎、甲狀腺疾病、癌症、曾接受胃腸道手術、居住於臺灣東部與離島、追蹤期間搬離原居住之鄉鎮、首次健檢時即有 NAFLD 診斷、有飲酒習慣等條件後，共納入34,489名參與者。NAFLD 診斷來自健檢時醫師判讀的肝臟超音波結果，個人資訊及醫療病史則取自每次健檢時填答的問卷。室外空氣污染物包含直徑 ≤ 2.5 微米的細懸浮微粒(PM_{2.5})、二氧化氮(NO₂)及一氧化碳(CO)，根據參與者居住之鄉鎮以整合克利金/土地利用混和與極限梯度提升(Hybrid LUR-XGBoost)推估 PM_{2.5}及 NO₂濃度，CO 則以土地利用混和與極限梯度提升(LUR-XGBoost)進行暴露濃度推估。考量臺灣整體過去十幾年來空污持續改善，PM_{2.5}、NO₂及 CO 年均濃度不斷下降，本研究以 time-dependent Cox 迴歸模型分析參與者每次健檢前3年的空污平均濃度與 NAFLD 發生之相關性。

三、結果與討論

研究參與者3年平均暴露的 PM_{2.5}、NO₂及 CO 濃度中位數分別為30.4 µg/m³、19.5 ppb 及0.55 ppm。在平均3.2年的追蹤期間，本研究有21.9%的參與者首次發生 NAFLD；整體發生率為67.5例/千人年。於校正年齡、性別、婚姻狀態、教育程度、身體質量指數、運動習慣、吸菸/二手菸暴露、睡眠時間、油炸食品攝取量、代謝症候群組成分(包含腹部肥胖、血壓偏高、空腹血糖偏高、空腹三酸甘油酯偏高及高密度脂蛋白膽固醇偏低)及都市化程度後，PM_{2.5}、NO₂與 CO 暴露濃度均與 NAFLD 之發生呈正相關。

本研究透過雙污染物模型評估在添加第二個污染物後，第一個污染物對 NAFLD 發生的影響。結果顯示，PM_{2.5}和 CO 在分別校正其他兩個空氣污染物後仍與 NAFLD 的發生有顯著相關；因與 CO 的高度相關性，NO₂僅與 PM_{2.5}的模型中具顯著危害作用(表1)。若以污染物較低的前25%濃度為參考組，暴露>75%的 PM_{2.5} (>33.4 µg/m³)與 NO₂ (>22.9 ppb)有顯著危害風險，而 CO 則自超過較低的前25%濃度起(>0.43 ppm)即可觀察到顯著危害風險(表2)。

表1、三年平均暴露 PM_{2.5}、NO₂及 CO 濃度與非酒精性脂肪肝發生之相關性

空氣污染物增加幅度	模型 1 ^a	模型 2 ^b
	校正後風險比(95% 信賴區間)	
單一污染物		
PM _{2.5} (每+6.6 µg/m ³)	1.05 (1.02–1.07)	1.06 (1.04–1.09)
NO ₂ (每+6.9 ppb)	1.10 (1.05–1.15)	1.08 (1.03–1.12)
CO (每+0.27 ppm)	1.41 (1.31–1.52)	1.38 (1.28–1.49)
雙污染物		
PM _{2.5} (每+6.6 µg/m ³)並校正 NO ₂	1.04 (1.01–1.06)	1.06 (1.03–1.08)
PM _{2.5} (每+6.6 µg/m ³)並校正 CO	1.02 (0.99–1.05)	1.04 (1.01–1.06)
NO ₂ (每+6.9 ppb)並校正 PM _{2.5}	1.09 (1.04–1.14)	1.06 (1.01–1.10)
NO ₂ (每+6.9 ppb)並校正 CO	0.94 (0.88–1.00)	0.92 (0.86–0.98)
CO (每+0.27 ppm)並校正 PM _{2.5}	1.39 (1.28–1.50)	1.34 (1.24–1.45)
CO (每+0.27 ppm)並校正 NO ₂	1.52 (1.35–1.70)	1.54 (1.37–1.72)

^a 校正年齡、性別、婚姻狀態、教育程度、身體質量指數、運動習慣、吸菸/二手菸暴露、睡眠時間、油炸食品攝取量及都市化程度。

^b 除了模型1校正的變項之外，另校正研究參與者首次參與健檢時是否有代謝症候群組成分，包含腹部肥胖、血壓偏高、空腹血糖偏高、空腹三酸甘油酯偏高及高密度脂蛋白膽固醇偏低。

表2、三年平均暴露 PM_{2.5}、NO₂及 CO 濃度與非酒精性脂肪肝發生之相關性：以四分位數分組

空氣污染物	濃度≤25% ^a	25%<濃度≤50% ^b	50%<濃度≤75% ^c	濃度>75% ^d
	校正後風險比(95% 信賴區間)			
單一污染物				
PM _{2.5}	1	0.97 (0.90–1.05)	1.00 (0.93–1.08)	1.09 (1.01–1.17)
NO ₂	1	1.02 (0.94–1.10)	1.01 (0.93–1.08)	1.13 (1.04–1.22)
CO	1	1.14 (1.05–1.23)	1.25 (1.15–1.35)	1.52 (1.36–1.70)
雙污染物				
PM _{2.5} ，校正 NO ₂	1	0.93 (0.86–1.02)	0.97 (0.90–1.05)	1.09 (1.01–1.17)
PM _{2.5} ，校正 CO	1	0.91 (0.84–0.98)	0.95 (0.89–1.03)	1.03 (0.96–1.11)

空氣污染物	濃度 $\leq 25\%$ ^a	25% $<$ 濃度 $\leq 50\%$ ^b	50% $<$ 濃度 $\leq 75\%$ ^c	濃度 $> 75\%$ ^d
	校正後風險比(95% 信賴區間)			
NO ₂ ，校正 PM _{2.5}	1	1.02 (0.93–1.12)	1.01 (0.94–1.10)	1.17 (1.07–1.28)
NO ₂ ，校正 CO	1	0.93 (0.85–1.03)	0.88 (0.80–0.97)	0.94 (0.84–1.04)
CO，校正 PM _{2.5}	1	1.14 (1.05–1.24)	1.28 (1.18–1.39)	1.56 (1.39–1.75)
CO，校正 NO ₂	1	1.19 (1.08–1.32)	1.32 (1.19–1.49)	1.60 (1.40–1.83)

校正年齡、性別、婚姻狀態、教育程度、身體質量指數、運動習慣、吸菸/二手菸暴露、睡眠時間、油炸食品攝取量、都市化程度及研究參與者首次參與健檢時是否有代謝症候群組成分（包含腹部肥胖、血壓偏高、空腹血糖偏高、空腹三酸甘油酯偏高及高密度脂蛋白膽固醇偏低）。

^aPM_{2.5}： $\leq 26.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ；NO₂： $\leq 16.0 \text{ ppb}$ ；CO： $\leq 0.43 \text{ ppm}$ 。

^bPM_{2.5}：26.8–30.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ；NO₂：16.0–18.8 ppb；CO：0.43–0.52 ppm。

^cPM_{2.5}：30.1–33.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ；NO₂：18.8–22.9 ppb；CO：0.52–0.70 ppm。

^dPM_{2.5}： $> 33.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ；NO₂： $> 22.9 \text{ ppb}$ ；CO： $> 0.70 \text{ ppm}$ 。

四、結論

本研究發現長期暴露於 PM_{2.5}及交通相關的空氣污染物(如：NO₂與 CO)與成年人的 NAFLD 的發生有關。

參考文獻

- [1] Younossi, Z., Anstee, Q. M., Marietti, M., et al., “Global burden of NAFLD and NASH: trends, predictions, risk factors and prevention.” *Nature Reviews Gastroenterology & Hepatology*, 15, 11-20 (2018).
- [2] Riazi, K., Azhari, H., Charette, J. H., et al., “The prevalence and incidence of NAFLD worldwide: a systematic review and meta-analysis.” *Lancet Gastroenterology & Hepatology*, 7, 851-861 (2022).
- [3] Wang, D., Xu, Y., Zhu, Z., et al., “Changes in the global, regional, and national burdens of NAFLD from 1990 to 2019: a systematic analysis of the global burden of disease study 2019.” *Frontiers in Nutrition*, 9, 1047129 (2022).
- [4] Eslam, M., Newsome, P. N., Sarin, S. K., et al., “A new definition for metabolic dysfunction-associated fatty liver disease: an international expert consensus statement.” *Journal of Hepatology*, 73, 202-209 (2020).
- [5] McHenry, S., Zong, X., Shi, M., et al., “Risk of nonalcoholic fatty liver disease and associations with gastrointestinal cancers.” *Hepatology Communications*, 6, 3299-3310 (2022).
- [6] Anstee, Q. M., Reeves, H. L., Kotsiliti, E., Govaere, O., Heikenwalder, M. “From NASH to HCC: current concepts and future challenges.” *Nature Reviews Gastroenterology & Hepatology*, 16, 411-428 (2019).

空氣污染於年長者靜息心率之影響

陳啟信¹ 賴飛熊² 郭育良^{1,3,4}

¹台大醫院環境職業醫學部

²臺灣大學資訊工程學系

³國家衛生研究院國家環境醫學研究所

⁴臺灣大學醫學院醫學系環境暨職業醫學科

摘要

過去統合分析研究顯示每分鐘增加10下的靜息心率(resting heart rate)於心血管與全因死亡率可能分別增加15%及17%。本研究透過穿戴式手錶持續收集每日生理資料，分析空氣污染物對年長者靜息心率之影響。本研究共邀請97位65歲以上居住於臺北市的年長者參與，於2020年5月至2021年12月透過 Garmin 智慧手錶收集每日生理資料，空氣污染物濃度取自距離受試者住家最近的环境部測站資料。經 mixed effect model 分析平均追蹤435日的每日30分鐘最低靜息心率資料，並校正年齡、性別、身體質量指數、糖尿病、高血壓、心臟病、身體活動、溫溼度與風速後，發現 CO 在與其他污染物(PM_{2.5}、PM_{2.5-10}、NO₂、O_{3-8hrs} 與 SO₂)的雙污染物模型中仍維持統計顯著，於靜息心率具急性(0~1日)與延遲性(0~7日)效應：每增加一個四分位距(interquartile range, IQR)的 CO 暴露(0.18 ppm)，lag0~1日靜息心率將增加0.28下/分，而 lag0~7日的靜息心率則為增加0.55下/分。以因素分析區分臺北空污為交通空污與其他混合來源後，每增加一個 IQR 的交通空污暴露，lag0~1日累積靜息心率增加0.33下/分，lag0~7日累積靜息心率則增加0.56下/分，而 lag0~50累積靜息心率效應達到高峰為增加1.18下/分，顯示 CO 與交通空污之暴露仍會影響心臟之健康。

關鍵詞：空氣污染、交通污染、一氧化碳、老人、靜息心率

一、前言及研究目的

過去統合分析研究顯示每分鐘增加10下的靜息心率(resting heart rate)於心血管與全因死亡率可能分別增加15%及17%[1]。目前雖有橫斷性研究發現空氣污染暴露可能與靜息心率有關，但仍缺乏縱貫性研究結果加以支持。本研究目的為持續收集每日生理資料，分析空污暴露對年長者靜息心率之影響。

二、研究方法

本研究共邀請97位居住於臺北市的65歲以上年長者參與，於2020年5月至2021年12月透過 Garmin 智慧手錶收集年長者每日生理資料，空氣污染物(PM_{2.5}、PM_{2.5-10}、CO、NO₂、O_{3-8hrs}、SO₂、非甲烷碳氫化合物[NMHC])濃度取自距離受試者住家最近的环境部空品測站資料，個人資料與醫療疾病史則來自訪員協助填答之問卷內容。研究進一步以因素分析區分臺北市的空污來源，並透過 linear mixed effect model 結合 distributed lag non-linear model (DLNM)分析空污暴露於受試者每日30分鐘最低靜息心率之急性(0~1日)與延遲性(0~7日與0~60日)效應。

三、結果與討論

參與研究的97位長者平均年齡為72.9歲，以女性佔大多數(59.8%)，且部分年長者患有慢性病，如：高血壓(38.1%)、糖尿病(16.5%)、心臟病(15.5%)等；整體平均身體質量指數為23.4 kg/m²，平均共穿戴 Garmin 手錶435.7日，研究期間每日30分鐘最低靜息心率平均59.0下/分，住家與最近的环境部測站平均相距1.99公里。全體長者所暴露的 PM_{2.5}與 PM_{2.5-10}濃度中位數分別為10.65 µg/m³與10.75 µg/m³，NO₂與 CO 中位數分別為15.03 ppb 及0.38 ppm，8小時 O₃與 SO₂中位數分別為39.93 ppb 與1.69 ppb，氣溫中位數為26.15 °C，相對濕度則為72.76%。

經校正年齡、性別、身體質量指數、糖尿病、高血壓、心臟病、身體活動、溫溼度與風速後，不論單一污染物或雙污染物模型中，CO 均顯示暴露濃度增加時與年長者在急性(lag 0~1日)與延遲性(lag 0~7日)的每日靜息心率增加有關：每增加一個四分位距(interquartile range, IQR)的 CO 暴露(0.18 ppm)，lag0~1日靜息心率將增加0.28下/分，而 lag0~7日的靜息心率則為增加0.55下/分。

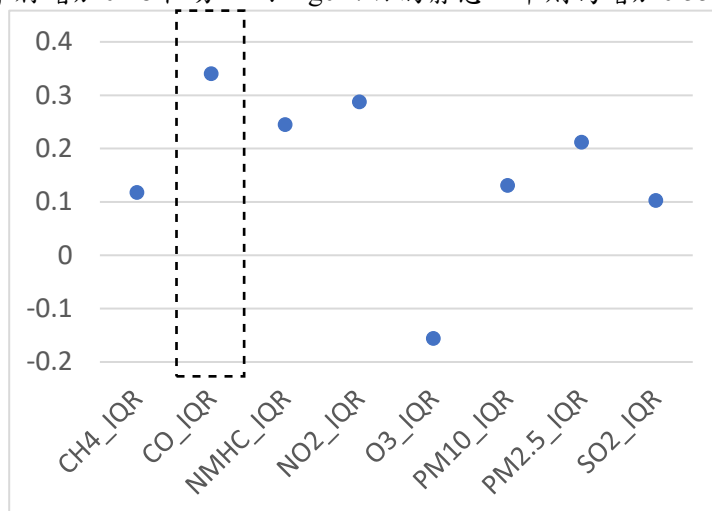


圖1、每增加一個四分位距(IQR)的空氣污染物暴露於每日靜息心率增加之推估

進一步以因素分析區分臺北市空氣污染為交通污染源與非交通污染源(混合來源)時，以 linear mixed effect model 結合 distributed lag non-linear model (DLNM)分析空氣污染來源與靜息心率的影響，結果顯示交通相關空污有急性與延遲性心率效應。圖2左上呈現交通污染源，在 lag 0~10日與 lag30~50日均達統計顯著效應，而圖2左下之非交通污染源的暴露對於增加靜息心率的作用則不顯著。圖2右上呈現 lag0~60日的累積靜息心率效應，顯示交通污染源的累積靜息心率效應於 lag50日時達最高。

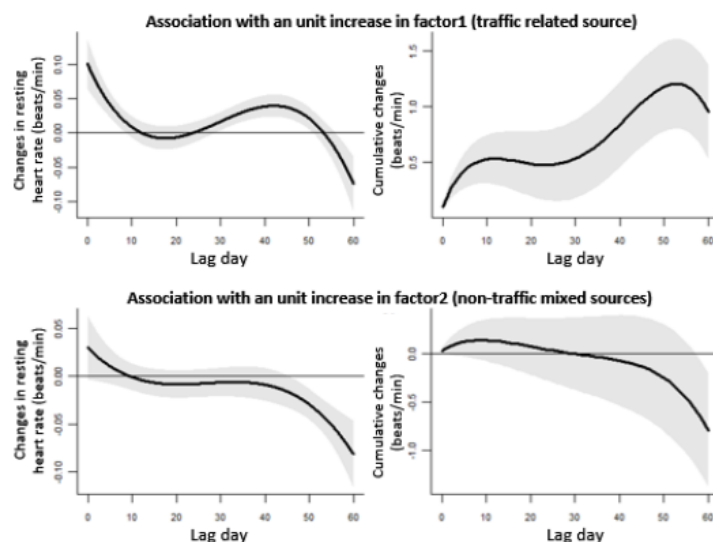


圖2、每日空氣污染因子於靜息心率變化與累積靜息心率變化的延遲模式

(黑線為交通污染源與非交通污染源每單位增加的平均估計效應，灰色區域為相應之95%信賴區間)

四、結論

本研究結果顯示 CO 與交通空污之暴露可能會影響年長者心血管系統之健康，且具有急性與延遲作用。

參考文獻

[1] Aune, D., Sen, A., ó'Hartaigh, B., Janszky, I., Romundstad, P. R., Tonstad, S., & Vatten, L. J., "Resting heart rate and the risk of cardiovascular disease, total cancer, and all-cause mortality - A systematic review and dose-response meta-analysis of prospective studies." *Nutrition, metabolism, and cardiovascular diseases: NMCD*, 27(6), 504-517 (2017).

空氣品質與兒童呼吸道過敏性疾病風險—全國性出生世代追蹤研究

蔡宗霖¹ 王瓊琇¹ 黃麟珠² 吳治達³ 陳麗光² 王淑麗¹

¹國家衛生研究院國家環境醫學研究所

²國家衛生研究院群體健康科學研究所

³國立成功大學測量及空間資訊學系

摘要

空氣中懸浮微粒(particulate matter, PM)造成的健康影響已深受國內外重視許久。過敏性疾病往往於一歲之前發病，出生前或生命早期的空氣污染暴露可能對胎兒、兒童免疫系統的發育造成長久性影響。透過婦幼主題資料庫與健保資料庫，建立2007至2011年間全國出生世代，並應用母親懷孕時期居住地作為出生前空污暴露評估地點，探討出生前 PM_{2.5}與 NO₂暴露與兒童呼吸道過敏疾病發生之風險。研究分析發現在兒童出生前不同孕期的 PM_{2.5}與 NO₂暴露濃度上升可能與兒童氣喘與過敏性鼻炎風險有關；此外兒童出生前一年 PM_{2.5}和 NO₂暴露的累積影響與兒童發生氣喘風險有關[hazard ratio (HR)分別為1.07與1.30]，而 NO₂暴露也發現其累積影響與兒童過敏性鼻炎風險(HR 為1.29)有關。若孕前和孕期間的空品暴露控制得宜及大環境長期空氣污染改善，可望降低胎兒時期呼吸道系統病變機率，並讓易感族群之幼童降低惡化的機會。

關鍵詞：空氣品質與健康、呼吸道過敏性疾病、全國出生世代、環境與兒童健康、婦幼主題式資料庫

一、前言及研究目的

氣喘是全球重要的公共衛生議題，可能對兒童生活品質產生相當大的影響。從1990年到2019年全球疾病負擔研究發現，氣喘在造成10歲以下兒童失能調整生命年(disability-adjusted life year)的原因排名從第24名上升到第19名[1]。新興環境污染物(如：空氣污染物)對兒童健康影響一直是受到關注的議題，對人體影響的作用機制上包括 PM 中的污染物可能誘發自由基、進而引起氧化壓力或使與過敏有關的表現型發生改變；再者 PM 成分亦包含許多真菌孢子、花粉、生物性毒素等相關之致敏物質[2]。

遺傳效應或社會經濟地位等多種因素被認為與過敏性疾病的發生有關；然而環境暴露的程度也會促進氣喘或過敏性鼻炎的發生和惡化[3]。在過去數十年裡，最受討論的環境暴露之一是空氣污染，空氣品質與健康影響之間的關聯被廣泛報導；據報告，短期和長期接觸空氣污染與慢性阻塞性肺病、哮喘、氣喘、呼吸系統疾病和心血管疾病有關[4]。根據健康與疾病的發育起源(Developmental Origins of Health and Disease, DoHaD)的理論，產前暴露環境因素與胎兒的發育和編程有關，從而使兒童在往後的生活更容易受到影響，並可能因免疫反應而罹患慢性疾病[5, 6]。當孕婦暴露於空氣污染時，超細或奈米顆粒污染物可能會進入其血液並穿過胎盤，到達發育中的胎兒[7, 8]。一些空氣污染物，如細懸浮微粒(直徑 $\leq 2.5 \mu\text{m}$, PM_{2.5})、臭氧(O₃)和二氧化氮(NO₂)，可刺激免疫反應並與細胞激素、趨化因子和訊號分子產生相關[9-11]；因此空氣污染物可能會影響胎盤和胎兒的發育，誘發胎兒免疫系統的改變和過敏性疾病的發生[12]。先前的一些流行病學研究發現，產前暴露 PM_{2.5}、O₃和 NO₂與兒童喘鳴[13]、異位性皮膚炎和氣喘風險增加呈正相關[14-16]。

世界衛生組織於2021年發布了新的全球空氣品質指南[17]，推薦了長期和短期空氣品質指南標準，並製定了一些中期目標，逐步改善空氣品質。然而，空氣污染的嚴重程度存在地區差異或國家之間的差異，空氣污染暴露的情況及其對健康影響的嚴重程度可能有所不同。因此，我們的目的是調查產前空氣污染物暴露與兒童呼吸道過敏性疾病之間的關係。

二、研究方法

1. 研究對象與疾病定義

本研究運用臺灣婦幼主題式資料庫串聯健保資料庫建立一個2007至2011年間全國出生世代，首先運用婦幼主題式資料庫串接健保資料庫，透過全民健保承保檔、全民健保處方及治療明細檔、出生通

報檔撈出新生兒出生資料和親生父母基本資訊，經交互比對和校正，資料釐清後建立2007至2011年出生世代約88萬對母子。經篩分出單胞胎小孩，排除患有妊娠、生產及產褥期之併發症、週產期病態、先天畸形等先天重大疾病幼童，篩選妊娠週期介於37-42週間，再剔除孕期間母親有酗酒和藥癮型及居住於國外和離島地區者，共計695,829名新生兒(圖1)。

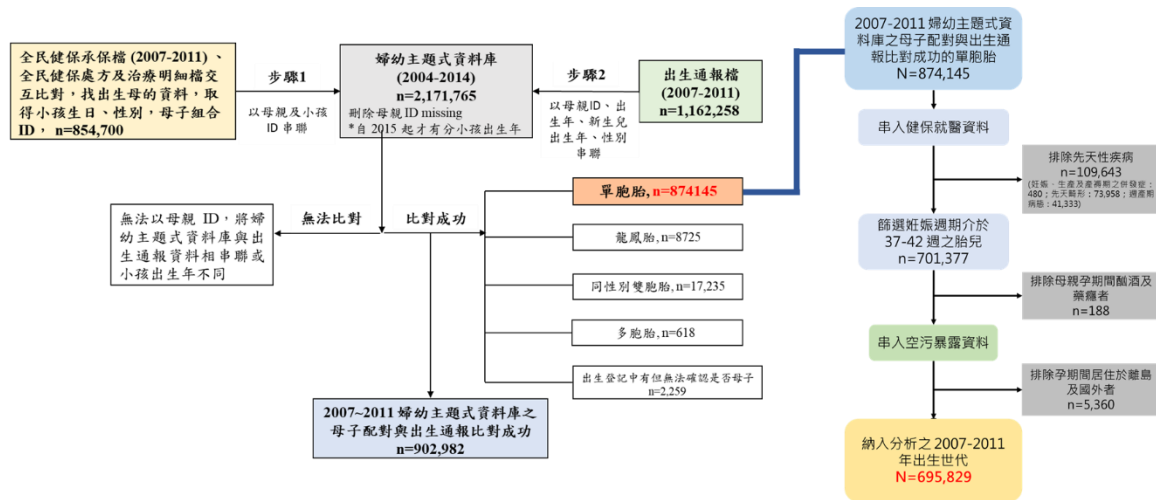


圖1、資料處理流程圖

研究中的過敏性疾病包括氣喘(Asthma)和過敏性鼻炎(atopic dermatitis, AR)。根據全民健康保險門診和住院資料，我們採用《國際疾病分類第九版臨床修訂版(ICD-9-CM)》和《國際疾病分類第十版臨床修改版(ICD-10-CM)》的代碼來定義[(ICD-9-CM) asthma: 493; AR: 4770, 4772-4779; (ICD-10-CM) asthma: J45; AR: J300-J304, J306-J309]。；此外，出生世代中的兒童應符合以下過敏性疾病辨別標準：

- 一年內就診3次(主要診斷)或1次住院紀錄。
- 診斷代碼記錄應來自兒科或耳鼻喉科。

2. 空氣品質評估方法

對2006年至2010年的空氣污染物進行估算，包括PM_{2.5}、NO₂、CO、SO₂和O₃；資料來源為環保署建立的74個空氣品質測站，而氣象相關因素(包括溫度、風速、風向、相對濕度、氣壓和降水)則使用中央氣象局的資料。此外從土地利用資訊、輔助地理空間資訊以及人類活動的季節性和社會因素中得出的預測因子被用於模型開發，詳細的建模和推估過程在先前的研究中已進行描述[18-21]。我們使用集成混合空間模型(ensemble mixed spatial model)獲得兒童出生前一年的PM_{2.5}、NO₂、CO、SO₂和O₃推估濃度來代表產前空氣污染暴露，出生前一年空氣污染物週平均值進一步定義為懷孕前八週、懷孕初期、懷孕中期、懷孕後期和全懷孕期共五個時期。

3. 統計分析方法

以母親懷孕時期居住地作為出生前空污暴露評估地點，串聯合作團隊所推估之全臺灣縣市鄉鎮層級的空氣污染物平均暴露濃度，與出生世代兒童其個人醫療資訊連結分析幼童時期0至6歲過敏性疾病。應用Cox風險模型搭配非線性遞延分配模型(distributed lag non-linear model, DLNM)來推估產前空氣污染物暴露對兒童Asthma和AR的風險比(hazard ratio, HR)。統計模型調控了潛在的混雜因素，包括兒童性別、保險級距、母親吸煙狀況、父母過敏性疾病史、兒童出生季節；此外，我們採用全污染物模型，將所有污染物納入統計模型。本研究的全民健保資料於「衛生福利資料科學中心」內使用統計軟體SAS 9.4版(SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.)與R 4.3.1版(R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria)進行統計分析。

三、結果與討論

全臺灣出生世代的母親在整個懷孕期間平均PM_{2.5}暴露濃度為32.63 µg/m³ (95% CI 32.62–32.65)；

NO₂ 濃度為17.68 ppb (95% CI 17.67–17.70)；CO 濃度為0.49 ppm (95% CI 0.49–0.49)；SO₂濃度為4.35 ppb (95% CI 4.35–4.36)；O₃暴露濃度則為30.88 ppb (95% CI 30.87–30.89)。

在調控後的統計模型中，我們發現孕婦在受孕後到第一孕期初期以及第三孕期末，隨著 PM_{2.5}濃度每增加1 µg/m³，兒童出生後發生氣喘的風險顯著增加(圖1-A)，而兒童出生前一年的 PM_{2.5}累積暴露也發現顯著增加後續氣喘發生的風險(HR = 1.07; 95% CI 1.01–1.12)(圖1-B)；在過敏性鼻炎的部分，雖然可以看到在孕前以及第三孕期 PM_{2.5}濃度增加與風險上升的趨勢，但未達統計顯著影響(圖1-C、圖1-D)。

孕婦 NO₂暴露在第三孕期可以發現到每增加1 ppb 與兒童出生後發生氣喘的風險顯著增加(圖2-A)，而出生前一年 NO₂暴露造成的累積影響也發現顯著增加氣喘發生的風險(HR = 1.30; 95% CI 1.20–1.40)(圖2-B)；在過敏性鼻炎的部分，發現第二孕期 NO₂濃度上升顯著增加其風險(圖2-C)，而出生前一年 NO₂暴露的累積影響也同樣顯著增加過敏性鼻炎發生的風險(HR = 1.29; 95% CI 1.19–1.38)(圖2-D)。

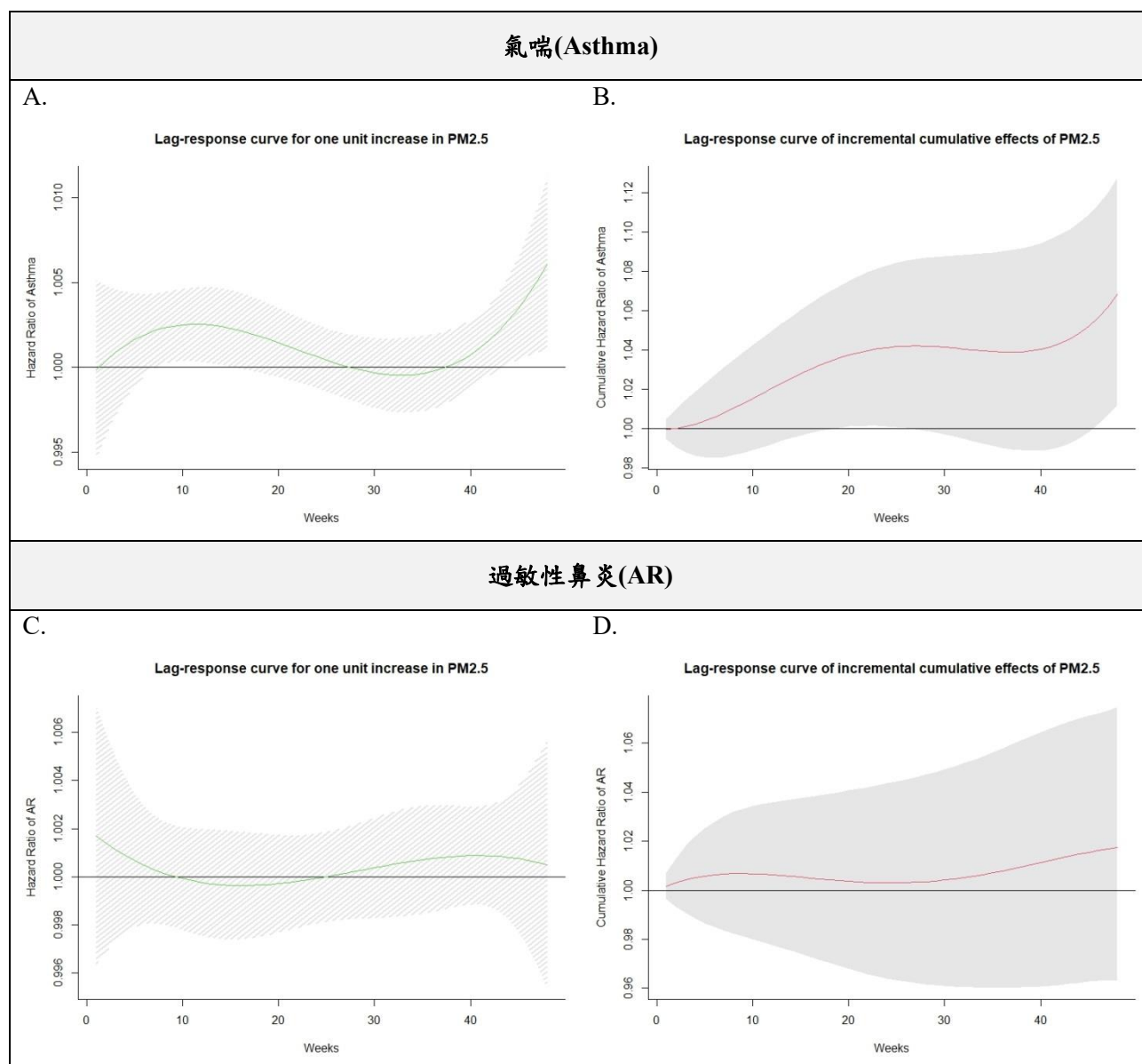
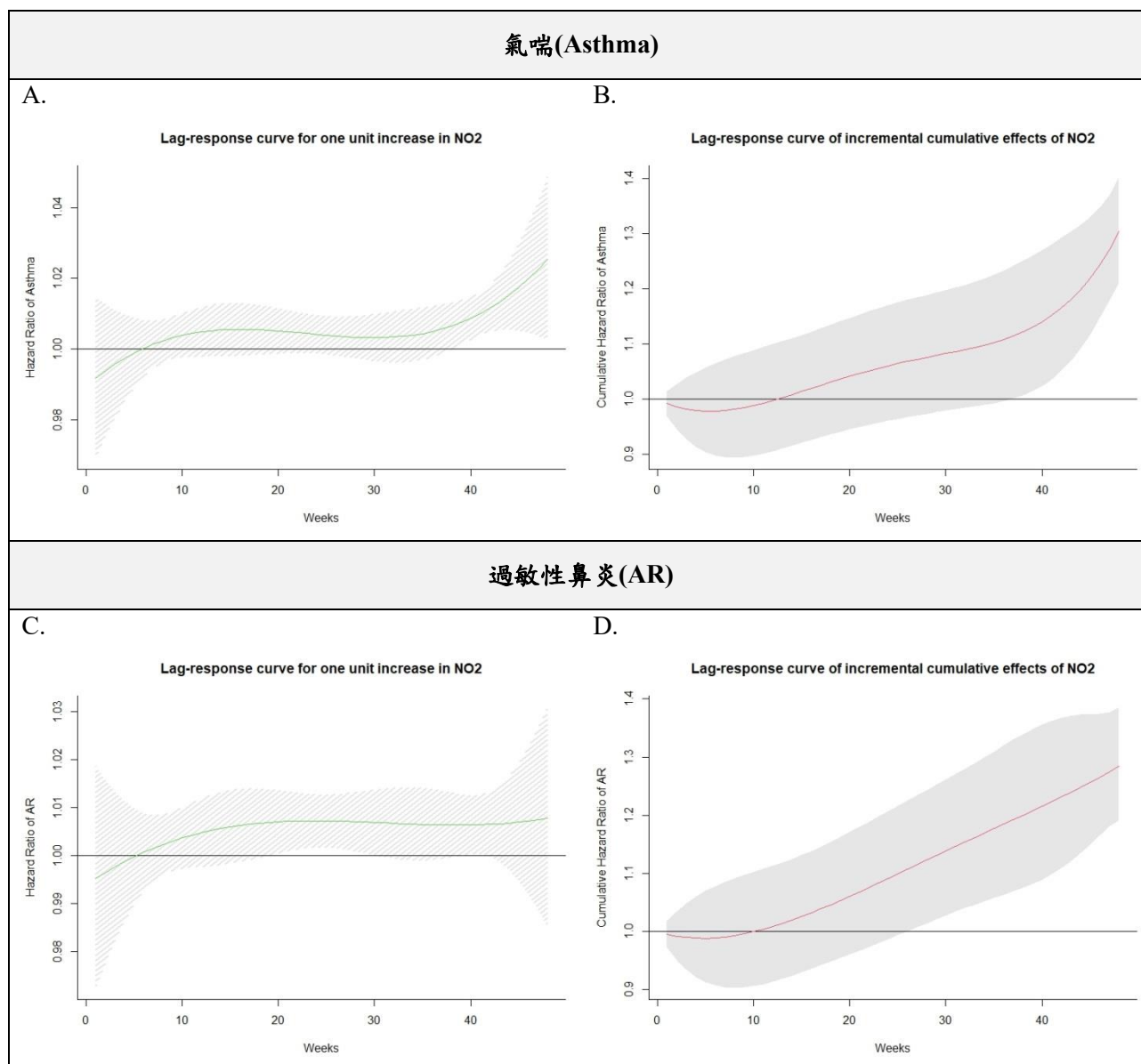


圖2、出生前一年 PM_{2.5}暴露與兒童發生呼吸道過敏之風險

圖3、出生前一年 NO₂暴露與兒童發生呼吸道過敏之風險

四、結論

透過2007–2011全臺灣出生世代資料，我們發現在兒童出生前不同孕期的 PM_{2.5}與 NO₂暴露每增加一個單位濃度可能與兒童氣喘與過敏性鼻炎風險有關；此外兒童出生前一年(母親從孕前2個月至整個孕期)PM_{2.5}與 NO₂暴露的累積影響會顯著增加兒童之後發生氣喘之風險，而 NO₂暴露也發現其累積影響與兒童過敏性鼻炎風險之正相關性。若孕前和孕期間的空品暴露控制得宜及大環境長期空氣污染改善，可望降低胎兒時期呼吸道系統病變機率，並讓易感族群之幼童降低惡化的機會。

未來將以地理空間分層和性別分層分析，探討空氣污染暴露與男、女童的呼吸道過敏性疾病之相關性，並進一步歸納疾病風險可能的空間特徵、瞭解生理作用機制及性別差異。

參考文獻.

- [1] GBD 2019 Diseases and Injuries Collaborators, “Global burden of 369 diseases and injuries in 204 countries and territories, 1990-2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019.” *Lancet*, **396**(10258): p. 1204-1222 (2020)
- [2] Ostro, B., et al., “Air pollution and exacerbation of asthma in African-American children in Los Angeles.”

- Epidemiology*, **12**(2): p. 200-8 (2001)
- [3] Murrison, L.B., et al., "Environmental exposures and mechanisms in allergy and asthma development." *J Clin Invest*, **129**(4): p. 1504-1515 (2019)
 - [4] Manisalidis, I., et al., "Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review." *Front Public Health*, **8**: p. 14 (2020)
 - [5] Gillman, M.W., "Developmental origins of health and disease." *N Engl J Med*, **353**(17): p. 1848-50 (2005)
 - [6] MacGillivray, D.M. and T.R. Kollmann, "The role of environmental factors in modulating immune responses in early life." *Front Immunol*, **5**: p. 434 (2014)
 - [7] Calderon-Garciduenas, L. and Ayala, A., "Air Pollution, Ultrafine Particles, and Your Brain: Are Combustion Nanoparticle Emissions and Engineered Nanoparticles Causing Preventable Fatal Neurodegenerative Diseases and Common Neuropsychiatric Outcomes?" *Environ Sci Technol*, **56**(11): p. 6847-6856 (2022)
 - [8] Liu, N.M., et al., "Evidence for the presence of air pollution nanoparticles in placental tissue cells." *Sci Total Environ*, **751**: p. 142235 (2021)
 - [9] Glencross, D.A., et al., "Air pollution and its effects on the immune system." *Free Radic Biol Med*, **151**: p. 56-68 (2020)
 - [10] Jiang, X., et al., "Personal exposure to electrophilic compounds of fine particulate matter and the inflammatory response: The role of atmospheric transformation." *J Hazard Mater*, **432**: p. 128559 (2022)
 - [11] Wang, M., et al., "Genome-wide DNA methylation analysis reveals significant impact of long-term ambient air pollution exposure on biological functions related to mitochondria and immune response." *Environ Pollut*, **264**: p. 114707 (2020)
 - [12] Korten, I., K. Ramsey, and Latzin P., "Air pollution during pregnancy and lung development in the child." *Paediatr Respir Rev*, **21**: p. 38-46 (2017)
 - [13] Menon, N.R. and Nowak-Węgrzyn, A., "Effects of prenatal community violence and ambient air pollution on childhood wheeze in an urban population." *Pediatrics*, **134 Suppl 3**: p. S164-5 (2014)
 - [14] Deng, Q., et al., "Exposure to outdoor air pollution during trimesters of pregnancy and childhood asthma, allergic rhinitis, and eczema." *Environ Res*, **150**: p. 119-127 (2016)
 - [15] Hsu, H.H., et al., "Prenatal Particulate Air Pollution and Asthma Onset in Urban Children. Identifying Sensitive Windows and Sex Differences." *Am J Respir Crit Care Med*, **192**(9): p. 1052-9 (2015)
 - [16] Jung, C.R., et al., "Fine particulate matter exposure during pregnancy and infancy and incident asthma." *J Allergy Clin Immunol*, **143**(6): p. 2254-2262 e5 (2019)
 - [17] World Health Organization, "WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide." (2021)
 - [18] Wong, P.Y., et al., "Incorporating land-use regression into machine learning algorithms in estimating the spatial-temporal variation of carbon monoxide in Taiwan." *Environ Model Softw*, **139**: p. 104996 (2021)
 - [19] Wong, P.Y., et al., "Using a land use regression model with machine learning to estimate ground level PM_{2.5}." *Environ Pollut*, **277**: p. 116846 (2021)
 - [20] Wong, P.Y., et al., "Using land-use machine learning models to estimate daily NO₂ concentration variations in Taiwan." *J Clean Prod*, **317**: p. 128411 (2021)
 - [21] Wong, P.Y., et al., "An ensemble mixed spatial model in estimating long-term and diurnal variations of PM_{2.5} in Taiwan." *Sci Total Environ*, **866**: p. 161336 (2023)

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，最後結合演算法，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。更進一步篩選與空污直接關係的生物標記基因，用以開發與空污暴露相關之健康預警指標檢測試劑套組，直接應用於臨床體外檢測，作為照護民眾健康之「全面性的空污防護」的重要防線。

二、研究方法

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。研究結果顯示空污暴露小鼠血液樣本採集、萃取 RNA 以進行轉錄體分析，由分析大量定序資料所獲得 3677 個基因中挑選表達量差異最大且與空污暴露有關的 35 個基因。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)之生物標記與完成細胞驗證，最後進行老人族群臨床驗證 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. 轉錄體(transcriptome)分析

將小鼠暴露於高雄小港的 PM_{2.5} 細懸浮粒子 24 週之後，抽取小鼠的血液樣本，再從血液的 buffy coat 中萃取 total RNA，後續進行轉錄體 RNA 定序與分析。本研究將小鼠分為控制組 4 隻與實驗組(PM_{2.5} 暴露)4 隻，進行 RNA 之全基因定序。圖 1 為轉錄體 RNA 定序之總結果圖。控制組(C4、C10、C12、C16)為未經 PM_{2.5} 暴露之小鼠，實驗組(P9、P17、P18、P21)為 PM_{2.5} 暴露之小鼠，於熱點圖(heat map)中明顯區分為兩種模式，各組間之基因表達狀況具有趨勢一致性[圖 1 (A)]，PM_{2.5} 暴露後，共有 3677 個基因具有表達差異，其中受到上升調控(up-regulation)而表達量變高的基因有 1489 個，受到下降調控(down-regulation)，表達量變低的基因有 2188 個基因，圖 1 (B)顯示紅色(up)與藍色(down)的變化也形成一個明顯的火山圖(volcano plot)，能夠直覺地觀察兩組基因表達的 fold change，也就是由此轉錄體數據顯示，是否暴露於 PM_{2.5} 之中明確影響基因上升與下降的調控[4]。

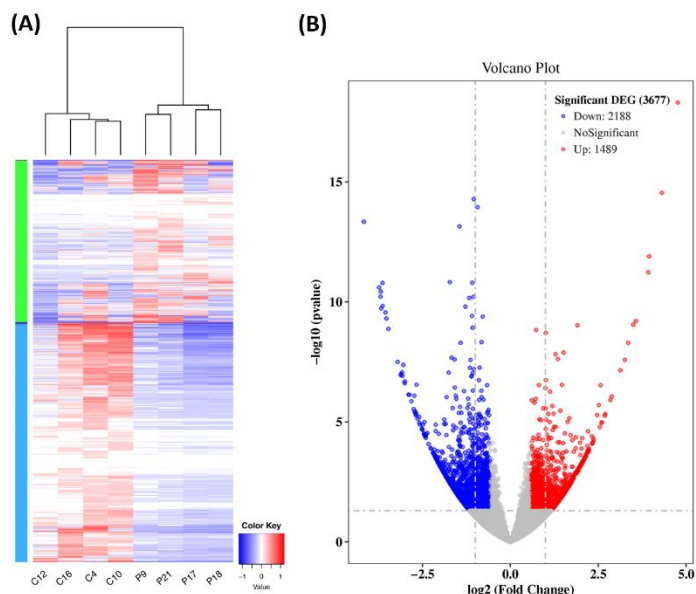


圖 1、轉錄體 RNA 定序之總結果。(A) Heat map 將控制組與實驗組分為兩區；(B) 火山圖(volcano plot)，影響基因上升與下降的調控之基因組成。

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

以 25 µg/ml、50 µg/ml 兩種濃度的 PM_{2.5} 懸浮微粒，以及 10 µM Benzo[a]pyrene 處理 24 小時與 48 小時後，進行基因表達量分析。在 24 小時中，於兩種空污物質中，PHF8、DYRK1B、ZKSCAN5 的基因表達下降，CEP250、PRPF38B、FAM102B 則是表達上升；然而只有在 PM_{2.5} 的處理下，DIAPH2 為表達上升，對於 Benzo[a]pyrene 的處理，DIAPH2 則為表達下降。於 48 小時的較長時間處理，PHF8、DIAPH2、DYRK1B、CDADC1、OXR1、PPP2R1B、ITGAM 在 Benzo[a]pyrene 的和 PM_{2.5} 的處理下均為表達下降；CD151 和 FAM102B 則為表達上升。兩種成份處理呈現相反者，則有 ZNF280C、ZKSCAN5 (圖 2)。

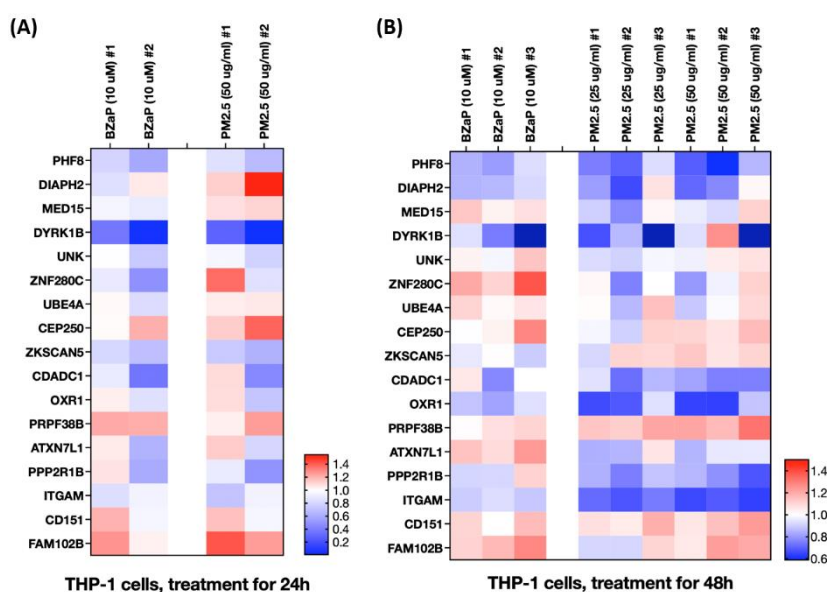


圖 2、空污影響標的基因於 THP-1 細胞，於兩種 PM_{2.5} 濃度與 10 µM Benzo[a]pyrene 在 (A) 24 小時與 (B) 48 小時處理下之基因表達結果。(BZap 為 Benzo[a]pyrene)

3. PM_{2.5} 影響之 GRAPE-8 生物標記基因於人類單核球細胞株(THP-1)之表現量分析

以人類單核球細胞株(THP-1)進行人類細胞驗證,結果與小鼠篩選之轉錄體表現結果相當一致,證明方法學具有可行性。最後由 35 個基因中篩選出與空污最相關之生物標記基因,將此八個基因共同稱之為 GRAPE-8,分別為 PHF8、CD151、DIAPH2、OXR1、PRPF38B、PPP2R1B、ITGAM、FAM102B 等 8 個基因為受到空污影響表達具有上升或下降差異之基因,又將八個基因又分為認知與自體免疫障礙高危險,以及肺癌與其它癌症高危險群兩個族群。

4. 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,ITGAM、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 3)。

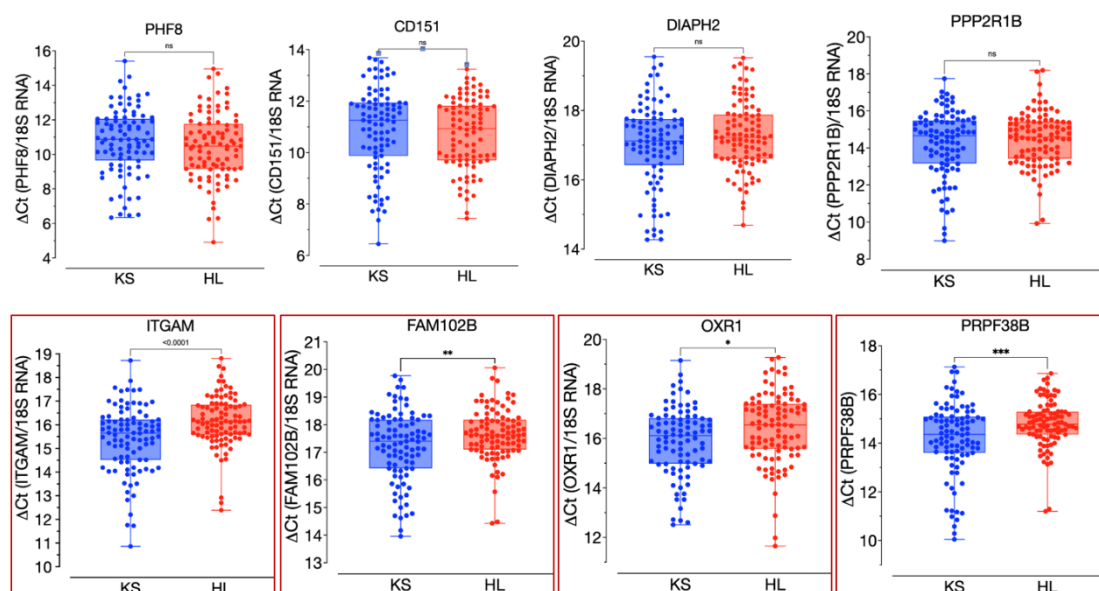


圖 3、老人族群臨床檢體,KS 為高暴露族群(藍色)與 HL 為低暴露族群(各 100 例身體健康之老人),分析八個基因表現量,二族群有明顯差異。

5. 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,再進行 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 ITGAM 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 4)。

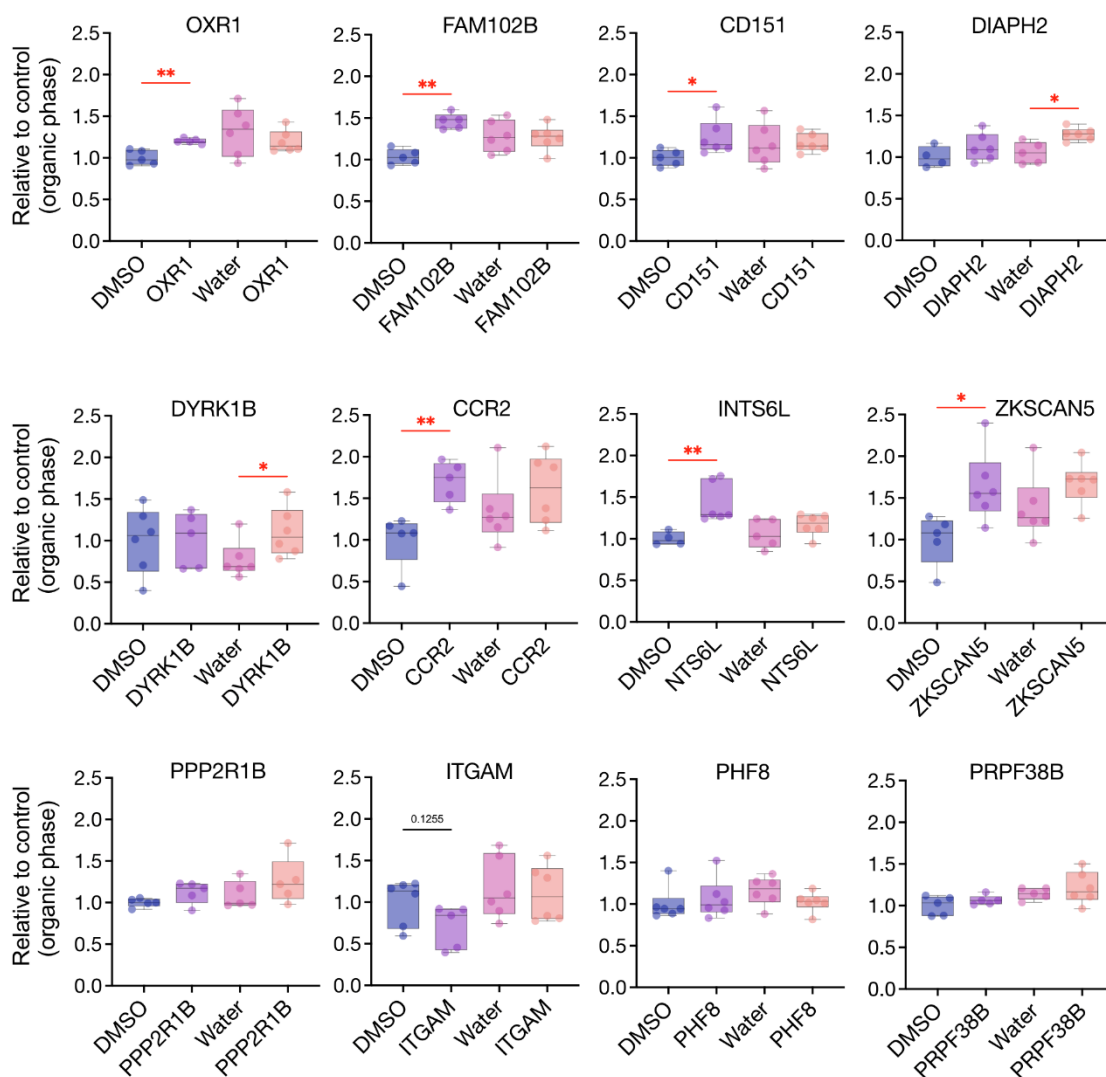


圖 4、有機與無機之分離物進行 THP-1 人類細胞處理(DMSO 為有機溶劑，亦為控制組；Water 為無機物之溶劑與控制組)。

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，發現這些基因出現於訊息傳遞、癌症代謝、MicroRNA 之癌症代謝路徑，甚至是糖尿病相關的代謝路徑中。在眾多受到空污暴露影響的基因群中，本研究篩選數 35 個表達差異最顯著者進行 THP-1 人類細胞驗證，從中篩選到 PHF8[5, 6]、DIAPH2[7]、DYRK1B、ZNF280C、OXR1[8]、PRPF38B、PPP2R1B、ITGAM[9]、CD151[10]等基因，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。最後完成演算法建模，且建立空污防治之健檢檢測方法，Logistic regression 演算法結果，檢測靈敏度為 63.92、專一性為 64.42；Decision tree 演算法結果，檢測靈敏度為 66.46、專一性為 80.98。未來將於臨床試驗進一步驗證作為空污相關檢驗之生物標記之可行性評估，可作為空污健檢防護之預警指標。

參考文獻

- [1] 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] Kostrzewska-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 OXRI*. 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.

老人福利機構之室內環境及空氣品質與長者健康之多學科調查結果與改善建議

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

¹國家衛生研究院國家環境醫學研究所

²逢甲大學土木工程學系

³國立中山大學海洋環境及工程學系

⁴東海大學生命科學系

⁵正修科技大學建築與室內設計系

⁶臺中榮民總醫院免疫過敏風濕科

⁷新北市立土城醫院兒童過敏氣喘風濕科

摘要

據估計，高齡長者一天待在室內環境的時間可達95% [1]，特別是家中或居住於長照機構不良於行之長者，顯示室內環境品質之良窳，對長者健康的影響有待釐清。為此，本研究於112年期間至雲林地區進行兩家日照中心及兩家長照機構之田野調查，歸納了室內空氣品質與長者健康之共通問題及特殊問題。研究結果發現多項室內空氣中的化學性污染物濃度高於室外，包括二氧化碳、苯、甲苯、二甲苯、金屬鉻、鎳、砷。儘管多數室內檢測點測得的真菌濃度低於室外，但其室內真菌濃度仍超過法規標準(1000 CFU/m³)，最高達6951 CFU/m³。高齡長者及照護人員尿液中多項金屬濃度高於健康族群參考範圍，可能與室內空氣中之金屬暴露有關。具有心血管或代謝性疾病患者之氧化壓力濃度也高於健康族群參考範圍。整體而言，通風不佳與潮溼為機構之共通問題，室內環境與空氣品質之健診與介入改善對人體健康的影響至關重要，透過室內環境物理條件之控制，進一步找出室內環境中的污染來源進行減量或移除，為提升室內環境品質及減少環境對健康的衝擊。

關鍵詞：高齡族群、環境健康、室內環境品質、室內空氣品質、跨領域合作、高齡友善環境健康設計策略

一、前言及研究目的

根據我國國家發展委員會之推估，臺灣將於2025年邁入超高齡社會(super-aged society)。因應人口結構的改變，建構高齡生活環境與共創友善高齡社會已成為政府重要的發展目標與政策願景。然而，隨著醫療水準提升，人們的壽命得以延長，定期健檢、規律運動、均衡飲食早已被廣泛視為關鍵的疾病防治措施，但國人罹患文明病之盛行率仍持續上升，凸顯現行的疾病防治措施已不足提早預防疾病之發生。除了基因遺傳的影響之外，環境對人體健康的影響及其貢獻，已成為推動政策與調整策略方針。

室內環境及空氣污染物的多樣性及複雜程度，多半與室內活動及人的日常生活行為息息相關 [2, 3]，而這些污染物對易感族群(如長者)的健康或疾病之影響及其因果關係仍不明確，且相應的有效預防措施亦付之闕如。為此，本研究於112年期間至雲林地區進行老人福利機構之田野調查，為歸納室內空氣品質與長者健康之共通問題及特殊問題，並提出相應的改善建議。

二、研究方法

本研究於112年期間至雲林地區收集兩家日照中心及兩家長照機構，共收集62名研究對象，其中，51名為被照護者、11名為照護者。有關室內空氣污染物及物理條件之巡檢，其項目包含 PM₁₀、PM_{2.5}、CO₂、TVOC、HCHO、CO、O₃、溫度及相對溼度，其儀器架設高度為離地120至150公分。每樣儀器於檢測前，操作人員皆依照廠商提供之校正方式進行校正。有關室內空氣污染物之空氣採樣，其項目包含化學性污染物(如 PM_{2.5}及其附著的多環芳香烴及金屬、揮發性有機化合物)及生物性污染物(如屋塵蟎 Der p1、粉塵蟎 Der f1、內毒素、β-葡聚糖、真菌)，分別透過感應耦合電漿質譜儀(Inductively coupled plasma mass spectrometry)、氣相層析質譜儀(gas chromatography-mass spectrometry)、酵素結合免疫吸附分析法(enzyme-linked immunosorbent assay)進行實驗分析。有關檢體分析項目，包含尿液中金屬(鈮、鉻、錳、鐵、鈷、鎳、銅、鋅、砷、鎘、鉛)、BTEX 代謝物(苯 benzene、甲苯 toluene、乙

苯 ethylbenzene 及二甲苯 xylene 合稱為 BTEX)；其代謝物依序為 N-Acetyl-S-phenyl-L-cysteine (PMA)、N-Acetyl-S-(benzyl)-L-cysteine (BMA)、phenylglyoxylic acid (PGA)及 N-Acetyl-S-(2,4-dimethylbenzene)-L-cysteine (2,4-DPMA)、PAH 代謝物(1-hydroxypyrene, 1-OHPYR)；尿液中 hexanoyl-Lys adduct (HEL) 及 N7-methylguanine (N7-MeG)，血漿中 sphingosine-1-phosphate (S1P)、leukotriene B4 (LTB4)、leukotriene C4 (LTC4)、interleukin-8 (IL-8)、interleukin-13 (IL-13)、interleukin-17A (IL-17A)、monocyte chemoattractant protein-1 (MCP-1)為發炎反應生物標記。上述之生物標記皆依照廠商提供之 protocol 進行實驗、由 SpectraMax i3x multi-mode microplate reader 分析。

三、結果與討論

1. 室內環境與空氣品質健診結果

如表1所示，日照中心及長照機構多項化學性污染物的室內濃度高於室外(I/O ratio >1)，如二氧化碳、總揮發性有機化合物(Total Volatile Organic Compound, TVOC，為《室內空氣品質管理法》訂定之十二種揮發性有機物之總和)，特別是苯、甲苯、二甲苯以及金屬，特別是金屬鉻、鎳、砷。儘管多數室內檢測點測得的真菌濃度低於室外(I/O ratio <1)，但其室內真菌濃度仍超過法規標準(1,000 CFU/m³)，最高達6,951 CFU/m³。而其他生物性污染物，如內毒素、β-葡聚糖或屋塵蟎(Der p1)，則因機構類型(日照中心或長照機構)及其物理條件(相對溼度、溫度、通風)而有所差異。綜上所述，四家機構的室內環境具有通風不佳(二氧化碳濃度>1,000 ppm，室內風速介於1.00至2.02 m/s)且潮溼(相對溼度>70 %)問題為有利於生物性污染物(如真菌、細菌或屋塵蟎)之生長及生存條件，且通風不佳亦使室內空氣污染物滯留或累積。

2. 長者健康調查結果

如表2所示，研究發現大多數高齡長者及照護人員之尿液中金屬濃度，至少1項、至多6項高於健康族群之參考範圍 [4]，經比對該環境之空氣中金屬濃度後，參與者尿液中金屬濃度可能與空氣中金屬濃度有關，進一步分析後，發現多數參與者尿液中總金屬濃度皆超過健康族群之參考範圍，再次比對該環境之空氣中總金屬濃度後，說明人體代謝的金屬濃度與空氣中總金屬濃度相關。此外，具有心血管疾病或代謝疾病紀錄者，其 HEL (N(ε)-(hexanoyl)lysine，為一種早期氧化壓力指標)濃度皆高於健康族群之參考範圍。

3. 共通問題及特殊問題與相應改善建議

如表3及表4所示，研究結果顯示四家機構室內環境的通風不佳及潮濕之共通問題，除了有利於生物性污染物的孳長，亦使空氣污染物易滯留或累積於室內。在日照中心及長照機構觀察到有多項的室內化學性污染物濃度高於室外，其中又以甲苯為普遍存在，苯及二甲苯次之，而在長照機構有觀察到空氣中的金屬。此外，所有機構的潮濕環境以真菌為主要的生物性污染源，而在長照機構除了觀察到真菌外，還有屋塵蟎。基於上述結果，為有效改善所有機構的室內環境，本研究提供以設備面(設備改善)與管理面(行為改善)作為環境介入改善處置對策。在設備面，建議增設機械式之換氣設備並安裝濾網，或設置循環扇，改善室內風場環境，提高室內外通風，以達到室內空氣中污染物之稀釋效應且降低污物之累積；在管理面，建議增加活動區域的開窗頻率及時間，或增加除濕機的使用頻率，以降低室內的相對濕度，另空氣清淨機的使用亦可減少空氣中懸浮的生物性污染物。

四、結論

整體而言，長照機構與日照中心之服務對象大多為高齡長者，其伴隨著多種慢性疾病及其共病症之發生。由於高齡長者及照護人員長時間於室內活動，因此，室內環境品質對長期健康之影響不可忽略，特別是待在受污染或長期暴露於低濃度之室內環境中。這些研究結果顯示室內環境及空氣品質之健診及介入改善之必要性。透過室內環境物理條件之控制，進一步找出室內環境中的污染來源進行減量或移除，為提升室內環境品質及減少環境對健康的衝擊。這項概念驗證(proof-of-concept)，提供了室內環境及空氣品質與其特徵之綜合結果，同時為介入改善設計提供了必要之合理基礎，可作為個人化及精準環境健康之參考依據。

參考文獻

[1] Maio, S., et al., *Air quality of nursing homes and its effect on the lung health of elderly residents*. Expert Rev

Respir Med, 2015. **9**(6): p. 671-3.

[2] Moses, L., et al., *Exposure to Indoor Mouldy Odour Increases the Risk of Asthma in Older Adults Living in Social Housing*. Int J Environ Res Public Health, 2019. **16**(14).

[3] *Indoor air pollution kills and science needs to step up*. Nature, 2023. **614**(7947): p. 196.

[4] Wu, C.C., et al., *Environmental risks and sphingolipid signatures in adult asthma and its phenotypic clusters: a multicentre study*. Thorax, 2023. **78**(3): p. 225-232.

表1、室內環境與空氣品質健診結果

機構類型 地點	#1		#2		#3		#4	
	日照中心		日照中心		長照機構		長照機構	
	室外	大廳	室外	大廳	室外	臥室	室外	臥室
巡檢項目								
PM ₁₀ (µg/m ³)	44.5	35.0	48.3	16.5	41.5	35.0	23.5	20.5
PM _{2.5} (µg/m ³)	12.0	10.0	9.3	4.0	12.5	10.0	8.5	6.5
CO ₂ (ppm)	522	766	548	1728	522	662	454	580
TVOC (ppm)	0.030	0.079	ND	0.482	ND	0.043	ND	0.025
HCHO (ppm)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
CO (ppm)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
O ₃ (ppm)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
溫度 (°C)	30.8	26.0	24.0	26.1	24.1	26.2	32.2	27.2
相對溼度 (%)	52.8	69.2	68.1	71.6	68.2	71.9	64.5	70.6
長年風速 (m/s)	N	N	NW	NW	NNE	NNE	NNW	NNW
採樣項目								
PM _{2.5} (µg/m ³)	32.1	22.8	NA	110.8	44.9	32.9	37.3	33.3
鈮 V (ng/m ³)	12.8	11.5	NA	19.3	13.1	14.3	19.2	16.8
鉻 Cr (ng/m ³)	61.7	53.3	NA	38.0	35.8	49.4	37.6	32.1
錳 Mn (ng/m ³)	189.5	197.0	NA	27.5	126.2	149.6	68.1	50.5
鐵 Fe (ng/m ³)	2686.4	2322.0	NA	1178.5	2514.2	2905.9	2215.1	1822.0
鈷 Co (ng/m ³)	2.0	1.6	NA	1.0	1.6	1.8	1.3	1.3
鎳 Ni (ng/m ³)	40.8	34.2	NA	44.2	45.8	60.0	39.7	35.3
銅 Cu (ng/m ³)	75.7	59.3	NA	47.0	95.9	147.9	46.1	67.5
鋅 Zn (ng/m ³)	754.2	1033.7	NA	298.9	1055.9	1052.1	544.7	547.3
砷 As (ng/m ³)	15.2	14.1	NA	12.3	12.9	16.4	14.6	160.
鎘 Cd (ng/m ³)	4.0	2.9	NA	2.5	4.2	3.2	4.4	4.2
鉛 Pb (ng/m ³)	101.0	91.7	NA	76.4	114.6	122.3	160.9	161.6
苯 (ppbv)	0.22	0.29	0.27	0.36	0.24	0.37	0.34	0.34
甲苯 (ppbv)	1.38	2.78	1.63	8.35	1.57	5.27	1.77	2.79
乙苯 (ppbv)	ND	ND	ND	0.44	ND	0.22	ND	ND
二甲苯 (ppbv)	ND	0.31	0.28	2.72	0.23	0.89	0.28	0.27
屋塵蟎 Der p1 (ng/m ³)	3.8385	3.6172	NA	3.4641	3.1100	3.5879	3.4867	3.5661
粉塵蟎 Der f1 (ng/m ³)	-	-	-	-	-	-	-	-
內毒素 (ng/m ³)	0.5562	0.2063	NA	0.6204	0.3646	0.4417	0.9185	0.7554
β-葡聚糖 (ng/m ³)	0.9262	0.4897	NA	2.4076	2.7901	1.4772	3.2068	2.9059
真菌 (CFU/m ³)	3716	1120	3236	130	4474	2151	4676	3935

ND：未檢出。

表2、長者健康調查結果

機構類型 組別 人數	#1 (11)		#2(13)		#3(12)		#4(14)	
	日照中心		日照中心		長照機構		長照機構	
	被照護者	照護者	被照護者	照護者	被照護者	照護者	被照護者	照護者
	7	6	12	2	7	1	25	2
尿液中金屬 (μg/g creatinine)								
鈮 V	0.19	0.02	0.24	0.11	0.07	ND	0.29	0.28
鉻 Cr	0.79	0.49	1.06	0.60	0.87	0.44	0.72	0.78
錳 Mn	0.51	ND	2.11	0.44	ND	0.23	0.74	0.86
鐵 Fe	6.21	1.35	20.13	8.53	9.06	2.16	26.72	23.19
鈷 Co	0.47	0.33	0.32	0.57	0.32	0.26	0.22	0.21
鎳 Ni	4.11	1.59	3.33	2.21	9.48	16.99	3.81	2.52
銅 Cu	20.60	9.44	24.00	12.53	59.24	17.89	31.80	19.66
鋅 Zn	554.56	213.84	481.84	267.20	1240.07	638.67	515.15	276.95
砷 As	68.32	32.57	45.01	33.72	59.05	228.55	102.61	138.64
鎘 Cd	1.6	0.61	0.93	0.79	1.35	1.06	1.62	0.58
鉛 Pb	0.71	0.35	0.64	0.63	1.42	0.70	0.62	0.91
尿液中多環芳香烴代謝物 (μg/g creatinine)								
1-OHP	0.05	0.04	0.05	0.04	0.05	0.07	0.03	0.24
尿液中揮發性有機化合物代謝物 (μg/g creatinine)								
苯 PMA	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
甲苯 BMA	11.38	4.68	13.49	23.89	4.57	7.14	28.74	47.83
乙苯 PGA	608.32	432.34	530.73	538.15	583.05	699.01	640.02	1179.03
二甲苯2,4-DPMA	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
尿液中氧化壓力指標								
HEL (pmol/mg creatinine)	133.60	132.18	242.46	190.48	103.86	156.52	416.68	276.85
N7-MeG (μg/g creatinine)	4.71	5.87	6.14	6.33	4.93	5.16	6.07	5.50
血液中發炎反應指標 (pg/ml)								
S1P	-	329.07	180.96	218.20	100.59	-	96.54	8.73
LTB4	-	373.02	284.41	229.43	251.21	-	327.69	198.20
LTC4	-	117.06	131.44	74.38	85.27	-	173.64	37.96
IL-8	-	3.66	4.90	4.28	4.90	-	3.94	5.31
IL-13	-	ND	5.79	1.49	ND	-	7.43	2.10
IL-17A	-	1.90	1.90	1.78	2.02	-	2.14	0.89
MCP-1	-	23.61	29.54	12.48	57.73	-	10.26	22.87

本表數值以中位數表示。

ND：未檢出。

表3、共通問題及特殊問題

機構類型	#1 日照中心	#2 日照中心	#3 長照機構	#4 長照機構
室內環境與空氣品質健診結果				
巡檢項目				
PM ₁₀				
PM _{2.5}				
CO ₂	●	●	●	●
TVOC	●	●	●	●
HCHO				
CO				
O ₃				
溫度		●	●	
相對溼度	●	●	●	●
長年風速				
採樣項目				
PM _{2.5}				
金屬			●	
苯	●	●	●	
甲苯	●	●	●	●
乙苯		●	●	
二甲苯	●	●	●	
屋塵蟎 Der p1			●	●
粉塵蟎 Der f1	-	-	-	-
內毒素			●	
β-葡聚醣	●			
真菌	●		●	●
長者健康調查結果				
尿液中金屬				
鈮 V		●	●	●
鉻 Cr	●	●	●	●
錳 Mn			●	
鐵 Fe		●	●	●
鈷 Co	●	●	●	●
鎳 Ni	●	●	●	●
銅 Cu				●
鋅 Zn			●	●
砷 As	●		●	●
鎘 Cd				●
鉛 Pb				
尿液中 BTEX				
苯 PMA				
甲苯 BMA		●	●	●
乙苯 PGA				●
二甲苯 2,4-DPMA				
尿液中氧化壓力指標				
HEL	●	●	●	●
N7-MeG				
血液中發炎反應指標				
S1P	●	●	●	●
LTB4				
LTC4				
IL-8				
IL-13		●		●
IL-17A	●	●	●	●
MCP-1	●	●	●	●

● 建議改善項目

表4、改善建議

機構類型	#1 日照中心	#2 日照中心	#3 長照機構	#4 長照機構
改善建議	(1)設備面(設備改善)：增設換氣設備並安裝濾網，或在空氣不流通的區域增設循環扇，以提升換氣率。同時，檢查室內建材或牆面有否漏水或因換氣不佳產生結露等情形，若有，應立即改善。 (2)管理面(行為改善)：增加活動空間的開窗頻率或除濕機的使用頻率，以期有效降低室內的相對濕度。	(1)設備面(設備改善)：增設一進一出之機械換氣系統設備及安裝濾網，以期引進新鮮空氣，降低室內空氣污染物之累積。 (2)管理面(行為改善)：加強落實開窗頻率或增加除濕機使用頻率，以期提高室內外通風，減少室內空氣污染物累積。	(1)設備面(設備改善)：增設一進一出之換氣系統設備，或設置循環扇，提升換氣率，改善室內風場環境，提高室內空氣中污染物質移除能力，減少污物滯留累積。 (2)管理面(行為改善)：增加臥室區域的開窗時間與頻率，或增加除濕機的使用頻率，以期有效降低室內的相對濕度。	(1)設備面(設備改善)：增設機械式之換氣設備並安裝濾網，以改善因開窗引進外氣時一併帶入之真菌孢子。同時，檢查室內建材或牆面有否漏水或因換氣不佳產生結露等情形，若有，應立即改善。 (2)管理面(行為改善)：增加除濕機的使用頻率，以效降低室內的相對濕度，使真菌不易生長；增加空氣清淨機的使用頻率，改善少空氣中真菌孢子污染。

提升民眾對室外空氣污染健康識能之衛教介入成效

李佩珍¹ 李中一¹ 侯文萱^{1,2} 吳昭軍³ 賈淑麗³ 李嘉慧³ 黃巧文³ 張瓊丹³ 王淵宏⁴ 榮建誠⁵
林明彥⁶ 葉瑄¹ 洪瑞含¹

¹國立成功大學醫學院公共衛生學科暨研究所

²國立成功大學醫學院附設醫院高齡醫學部

³衛生福利部國民健康署

⁴臺北醫學大學醫學院臨床醫學研究所

⁵中國醫藥大學公共衛生學系

⁶國立成功大學醫學院工業衛生學科暨環境醫學研究所

MOHW112-HPA-H-113-144401

摘要

過去鮮少研究調查民眾室外空氣污染健康識能，本研究旨在調查我國民眾之室外空氣污染健康識能，並藉由辦理衛教講座，來評估衛教介入是否有助於提升民眾室外空氣污染健康識能。本研究採橫斷性研究法，利用方便取樣於南部數個社區，招募20歲以上民眾，再利用自填式問卷收集受試者之人口學變項、室外空氣污染健康識能及室外空氣污染知識、態度與行為等資料，調查與評估受訪者之室外空氣污染健康識能及衛教介入後之成效。最後以描述性統計呈現樣本分布，以及多元線性迴歸來探討人口學變項與健康識能之相關。結果共納入135份問卷進行分析。研究樣本之衛教介入前測與一週後測室外空氣污染健康識能之總構面平均分數分別為2.95分與3.36分（總分4分）。透過多元線性迴歸分析發現，在控制年齡、教育程度、職業、居住狀況和婚姻狀態後，女性比起男性於衛教介入一週後，其室外空污健康識能總構面分數有顯著上升。本研究結果顯示民眾室外空氣污染健康識能普遍不高，然而，衛教介入有助於提升民眾室外空污健康識能，但提升之成效於不同人口學特徵的成效不一致。期望本研究之衛教介入成效，能作為未來針對提升室外空氣污染健康識能之特定族群之衛生政策實證數據參考。

關鍵詞：空氣污染、室外空污、健康識能、衛生教育

一、前言及研究目的

過去鮮少研究調查民眾室外空氣污染健康識能，本研究旨在調查我國民眾之室外空氣污染健康識能，此外，本研究也設計提升室外空氣污染健康識之素材（包含有：衛教手冊與衛教簡報），並藉由辦理衛教講座，來評估衛教介入是否有助於提升民眾室外空氣污染健康識能，成效評估包含民眾於衛教介入前後，其對於室外空氣污染知識、態度與行為是否有提升。

二、研究方法

本研究採橫斷性研究法，於2023年5月18日至2023年6月8日於南部數個社區，利用方便取樣招募20歲以上之民眾，再使用自填式問卷收集受試者之人口學變項、室外空氣污染健康識能及室外空氣污染知識、態度與行為（Knowledge, Attitude and practice, KAP）等資料。首先，在衛教介入部分，本研究透過衛教簡報與手冊，與民眾進行室外空氣污染衛教講座，於講座前進行前測（內容包含有：健康識能、知識、態度和行為題），講座結束後進行立即後測（內容包含有：知識題），並於講座結束一週後進行延遲效應後測（內容包含有：健康識能、知識、態度和行為題），以評估民眾學習成效；接著，在成效評估部分，本研究使用「室外空污健康識能問卷」（24題）及「室外空氣污染知識、態度與行為（KAP）問卷」（29題），以評估民眾於衛教前後與一週後之學習成效。而 KAP 問卷之信效度部分，信度之整體 Cronbach's α 係數分別為：知識題為0.770；態度題為0.763；行為題為0.744。效度之整體 Content validity index (CVI) 值分別為：知識題為1；態度題為1；行為題為0.933。最後，以次數分配與百分比呈現樣本之人口學變項及前後測和一週後測室外空氣污染知識題分數之分布，並以廣義線性迴歸模型（Generalized estimating equations, GEE）評估民眾在完成衛教介

入後，其知識題的分數是否隨著時間推移而增加。

三、結果與討論

本研究收案數為 146 人，經排除漏答與跳答之無效問卷（共 11 份），剩餘 135 份問卷作資料分析使用。由於收案地區為南部數個社區，因此，收案樣本皆為南部民眾，性別部分則以女性為多（71.85%），年齡平均數為 51.69 歲（標準差 18.49 歲），教育程度約 45% 為大專院校以上，而四成受測者屬於傳統製造業，87.41% 民眾皆有同住者，約六成（58.52%）民眾已婚（表 1）。其中，民眾之室外空污健康識能各構面平均分數，各構面之延遲後測皆高於前測，前測總構面健康識能得分為 2.95 分（標準差 0.89 分），延遲後測總構面健康識能得分為 3.36 分（標準差 0.72 分），表示衛教講座達一定的效果。在四個構面中，應用構面之健康識能分數最高，前測得分為 3.10 分（標準差 0.87 分），延遲後測得分為 3.51 分（標準差 0.71 分），而最低的則是取得構面，前測得分為 2.80 分（標準差 0.93 分），延遲後測得分為 3.23 分（標準差 0.75 分）（表 2）。

接著，本研究透過廣義線性迴歸模型加入「時間測驗」此變項，將民眾分為實驗組與平行對照組，進行檢定兩組室外空污知識題隨時間變化之差異是否達統計上顯著差異。實驗組為有衛教介入（參與衛教講座搭配衛教手冊），意即在衛教介入前進行前測，在介入後進行立即後測，以及衛教結束一週後進行延遲效應後測。）；平行對照組為沒有衛教介入，意即進行完前測後，於一週後再次進行一次後測。實驗組部分，在控制其他變項後，發現隨著時間的改變，民眾在知識題的分數有顯著增加（測驗時間之估計值為 +0.22）。即，立即後測分數、衛教結束一週後之延遲效應後測分數與前測分數相比，分數有越來越高的趨勢，詳細分析數據呈現如表 3。而平行對照組部分，在控制其他變項後，發現隨著時間的改變，民眾在知識題的分數並無顯著增加（測驗時間之估計值為 +0.04）。即，一週後之後測分數與前測分數相比，分數並沒有越來越高的趨勢，詳細分析數據呈現如表 4。

此外，由整體室外空污前測、後測與延遲效應後測之知識題分布（圖 1）結果可得知，隨著時間越長，呈現左偏趨勢（整體得分向右移動），表示經過衛教介入後，民眾的空氣污染知識有提高。而室外空污前測與延遲效應後測之態度題分布（圖 2）結果可得知，前測民眾多集中在 36-40 分以及 41-45 分，隨著時間推移，延遲效應後測多集中在 46-50 分。最後，室外空污前測與延遲效應後測之行為題分布（圖 3）結果可得知，前測民眾對室外空污的行為多位於 26-35 分的中等程度，經過衛教講座後改變民眾對室外空污的行為，多落在 36-45 分。

表1、室外空污衛教樣本特性

基本人口學特性 (n=135)	n (%)
性別	
男	38 (28.15)
女	97 (71.85)
年齡 (Mean±SD)	51.69±18.49
教育程度	
不識字、國小、國中	53 (39.26)
高中 (職)	21 (15.56)
大專院校以上	61 (45.19)
職業	
傳統製造業	54 (40.00)
養殖業	10 (7.41)
退休	37 (27.41)
家管、無業	28 (20.74)
其他 (公務員、醫療產業、營造業)	6 (4.44)
居住地區	
南部	135 (100.00)
獨居	17 (12.59)
有同住者	118 (87.41)
12歲 (含) 以下者	13 (8.28) *
13歲至64歲者	83 (52.87) *
65歲以上者	61 (38.85) *
婚姻狀態	
未婚	22 (16.30)
已婚	79 (58.52)
分居、離婚、鰥寡 (喪偶)	34 (25.19)

註：

* 樣本同住者可能包含不只一組歲數 (如：同住者包含12歲 (含) 以下者與65歲以上者)，因此類別合計非135人

表2、民眾前測與延遲效應後測之室外空污健康識能各構面平均分數

構面	各構面平均得分 (滿分4分)	
	前測 平均值±標準差	延遲效應 (一週後) 後測 平均值±標準差
總構面	2.95±0.89	3.36±0.72
取得構面	2.80±0.93	3.23±0.75
瞭解構面	3.05±0.83	3.39±0.69
評估構面	2.84±0.88	3.30±0.70
應用構面	3.10±0.87	3.51±0.71

表3、室外空污知識題實驗組 GEE 模型估計結果

基本人口學特性	估計值	p-value
測驗時間	0.22	<0.0001
性別		
男性	0.30	0.17
女性	ref	
年齡		
20歲至30歲	ref	
31歲至40歲	0.00	0.99
41歲至50歲	0.37	0.38
51歲以上	0.40	0.36
教育程度		
不識字、國小、國中	ref	
高中（職）	0.48	0.13
大專院校	0.77	0.01
研究所以上	1.28	0.02
居住狀況		
獨居	ref	
有同住者	0.04	0.91
12歲（含）以下	-2.13	0.05
13歲至64歲	-0.21	0.53
65歲以上	-0.32	0.30

註：實驗組為有衛教介入（參與衛教講座搭配衛教手冊），意即在衛教介入前進行前測，在介入後進行立即後測，以及衛教結束一週後進行延遲效應後測。

表4、室外空污知識題平行對照組 GEE 模型估計結果

基本人口學特性	估計值	p-value
測驗時間	0.04	0.28
性別		
男性	-0.70	0.06
女性	ref	
年齡		
20歲至30歲	ref	
31歲至40歲	-	-
41歲至50歲	-0.34	0.46
51歲以上	0.26	0.60
教育程度		
不識字、國小、國中	ref	
高中（職）	0.51	0.27
大專院校	0.94	0.03
研究所以上	0.78	0.10
居住狀況		
獨居	ref	
有同住者	0.50	0.34
12歲（含）以下	-	-
13歲至64歲	0.34	0.46
65歲以上	1.20	0.03

註：平行對照組為沒有衛教介入，意即進行完前測後，於一週後再次進行一次後測。

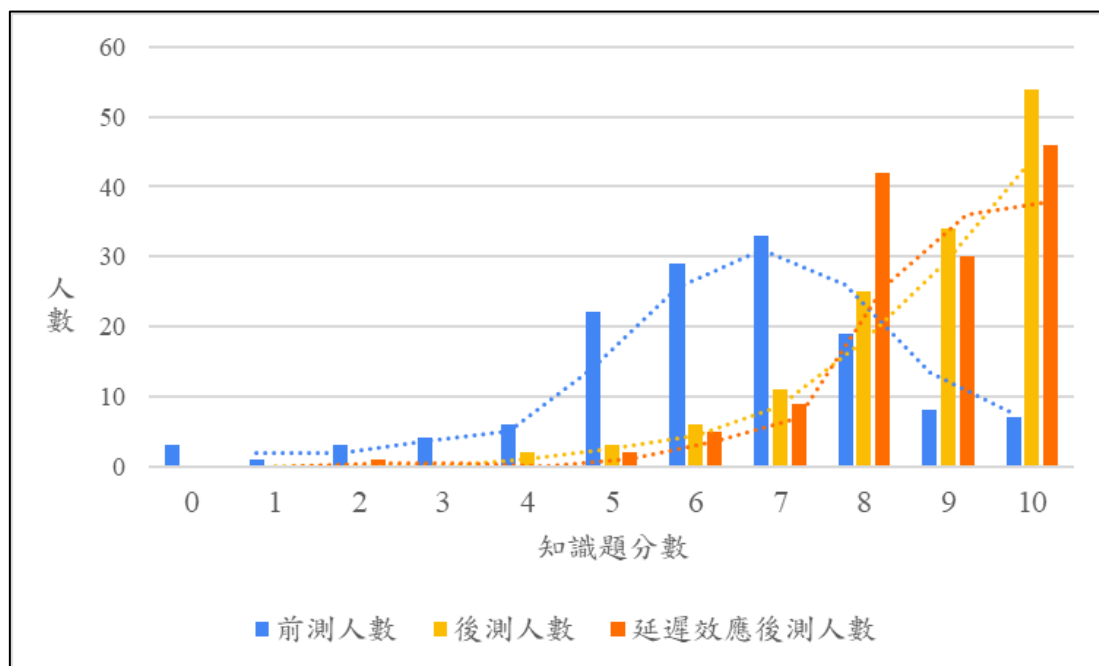


圖1、室外空污前測、後測與延遲效應後測之知識題分布

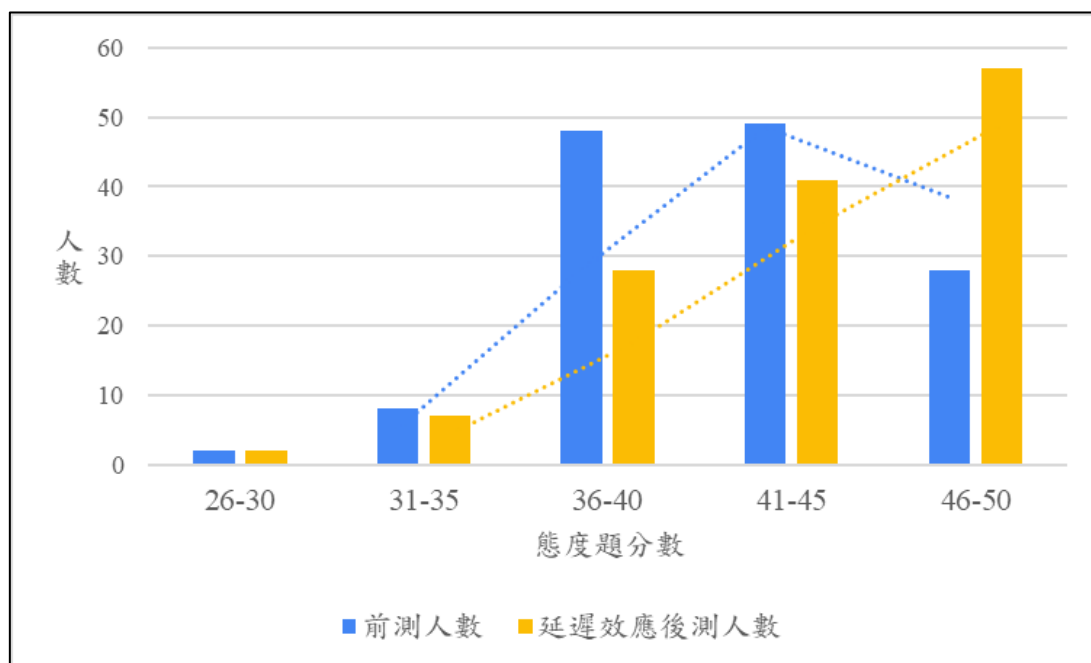


圖2、室外空污前測與延遲效應後測之態度題分布

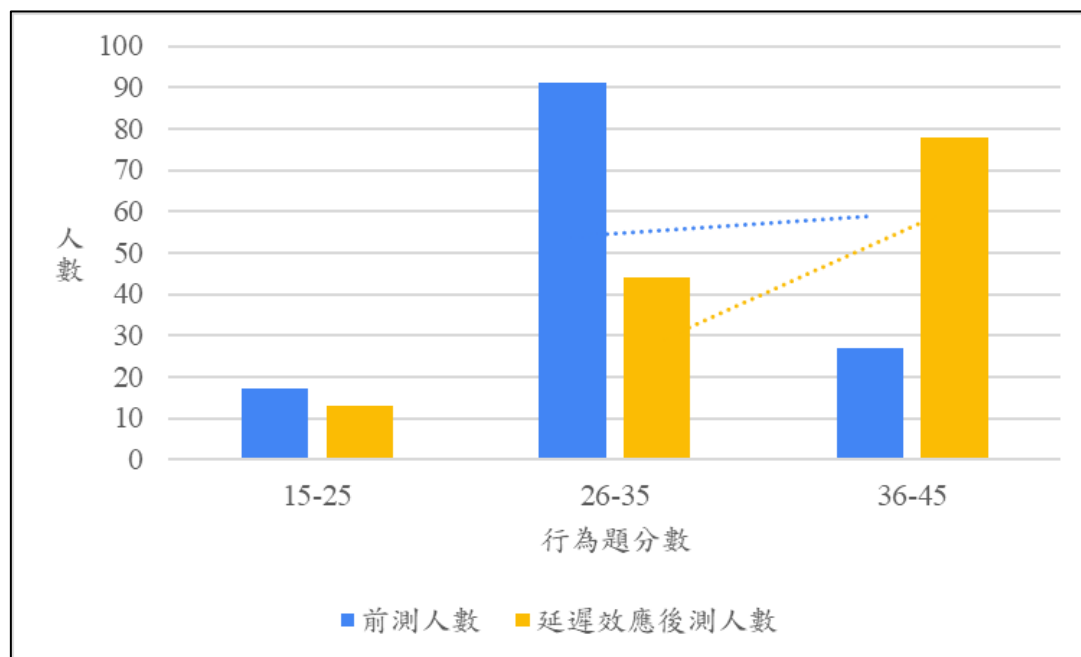


圖3、室外空污前測與延遲效應後測之行為題分布

四、結論

我國民眾室外空氣污染健康識能普遍不高，然而，衛教介入有助於提升民眾室外空污健康識能，但提升之成效於不同人口學特徵的成效不一致。期望本研究之衛教介入成效，能作為未來針對提升室外空氣污染健康識能之特定族群之衛生政策實證數據參考。

本研究經費來源為衛生福利部國民健康署委託辦理(科技計畫編號 MOHW112-HPA-H-113-144401) 報告內容不代表衛生福利部國民健康署意見。

懸浮微粒粒徑化學組成特性及細胞毒性研

陳明妮、許令宜、羅仕麟、王弟文、張瑞君、陳明君、呂奎宛、米姿蓉、潘銓泰

國家環境研究院

摘要

本研究選擇臺中都會區臺灣大道道路旁之東海大學測站（以下簡稱東海大學測站）及臺灣大道車道上之頂何厝空氣監測站（以下簡稱頂何厝測站）進行懸浮微粒採樣，以高流量採樣器搭配 5 階衝擊板分徑捕集 $PM_{<0.49}$ 、 $PM_{0.49-0.95}$ 、 $PM_{0.95-1.5}$ 、 $PM_{1.5-3.0}$ 、 $PM_{3.0-7.2}$ 、 $PM_{>7.2}$ 等 6 種不同粒徑範圍之懸浮微粒，進行水溶性無機離子、金屬元素和多環芳香烴(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs) 等化學成分及細胞毒性分析，並探討不同粒徑之元素特性及粒徑與細胞毒性之關係。化學成分分析結果發現，硝酸鹽主要分布於粗粒徑微粒($>3.0\ \mu m$)，而硫酸鹽與氨鹽主要分布於細粒徑微粒($<3.0\ \mu m$)，以離子當量推測，粗粒徑微粒離子主要為 $NaNO_3$ ，細粒徑微粒離子主要為 $(NH_4)_2SO_4$ 其次為 NH_4NO_3 。多環芳香烴、重金屬、氧化壓力以及細胞毒性實驗分析結果相同，濃度主要分布於 $PM_{<0.49}$ 濾紙。使用 6 種粒徑、 $PM_{2.5}$ 及 PM_1 等樣品進行細胞毒性研究，結果可知 $PM_{<0.49}$ 、 $PM_{0.49-0.95}$ 、 $PM_{2.5}$ 及 PM_1 等樣品於細胞氧化力及發炎因子 IL-6 皆有明顯變化。

壹、前言

懸浮微粒可略分類為懸浮微粒($2.5-10\ \mu m$) (Coarse particles, PM_{10})、細懸浮微粒($<2.5\ \mu m$) (Fine particles, $PM_{2.5}$)、次微米微粒($0.1-1.0\ \mu m$) (Submicron particles, PM_1)和超細懸浮微粒($<0.1\ \mu m$) (Ultrafine particles, $PM_{0.1}$)等，越小顆粒的毒性程度越大。越小的顆粒可以深入人體呼吸系統，並直接通過進入血液系統轉移到其他重要器官，故有可能造成人類的呼吸系統疾病、遺傳毒性、基因突變和致癌風險^[1]。

PM 中的潛在有毒元素對人體健康有害，如 Cr、As、Cd、Ni 等過渡金屬已被列為人類致癌物。而金屬與活性氧化物(Reactive oxygen species, ROS)的產生有關，如羥基自由基過量會破壞體內抗氧化防禦系統恆定性，稱之為氧化壓力(Oxidative stress)。氧化壓力會造成如脂質過氧化、蛋白質和 DNA 損傷、細胞死亡（細胞凋亡）和基因毒性等^[2]。

體外細胞實驗為取代活體實驗的策略之一，美國 EPA 已進行「減少脊椎動物試驗的替代試驗方法和策略」(Alternative Test Methods and Strategies to Reduce Vertebrate Animal Testing)，另美國 EPA 在 2020 年 3 月審查發表的「評估空氣污染物健康風險的新方法：體外曝露測試的關鍵設計考慮因素」^[3]，該文評估目前不同空氣污染物的細胞毒性試驗方式。細胞毒性技術的優勢為使用更少的時間和資源來篩選化學物質的毒性，這對於空氣污染物研究尤為重要，尤其許多空氣中的化學物質和混合物目前缺乏危害評估所需的數據。該文獻也強調使用 A549 細胞的優勢，因為它們易於生長和維持，提供可重複的毒性結果。此外，A549 細胞具有與體內氣道上皮細胞的重要特徵。

細胞激素是一群小的蛋白質 ($<40\ kDa$)，為細胞進行溝通的訊號傳遞分子。已知 $PM_{2.5}$ 可進入呼吸道和肺部後沉積在呼吸道深處，並誘發肺部炎症反應，已知許多細胞促炎因子和粘附分子的參與調控，如細胞激素 IL-1 β 、IL-6、IL-8、TNF- α 、ICAM-1 等。長時間曝露於 $PM_{2.5}$ 可進一步誘導上述促炎因子進入體循環，進而在心血管系統中引起多種不良反應。因此，瞭解參與炎症反應的機制，有助於制定有效的策略來緩解 $PM_{2.5}$ 引起的心肺疾病^[4]。

曝露於不同粒徑的空氣懸浮微粒會對人類健康產生不利影響，此影響可能因微粒大小、成分及其所影響之人體器官而異。許多文獻確定微粒越小可造成明顯的細胞毒性，目前已陸續有文獻進行微粒分徑採集以比對其化學成分及細胞毒性差異。分徑分析懸浮微粒的優點包括可了解不同粒徑質量濃度的分布情形，而不同粒徑微粒有不同化學成分組成，可由此推估污染來源，且不同粒徑微粒可能產生不同細胞毒性。本研究研析臺灣大道車道旁東海大學測站及車道上頂何厝測站不同粒徑微粒之化學組成特性，亦使用因素分析(Factor analysis)來探討懸浮微粒中重金屬可能之污染源，以及不同粒徑微粒與細胞毒性之關係。

貳、研究方法

一、採樣

1. 採樣設備：使用高流量採樣器(Shibata High Volume Air Sampler Model HV-RW)搭配 5 階衝擊板(Tish TE-235-Five Stage Cascade Impactor)進行不同粒徑懸浮微粒之採樣，5 階衝擊板及最後墊襯層(Back-up)，共可採集 6 種不同微粒粒徑之懸浮微粒如圖 1 所示。

階層	微粒粒徑 (μm)
1	>7.2
2	3.0~7.2
3	1.5~3.0
4	0.95~1.5
5	0.49~0.95
Back-up	<0.49

圖 1 採樣器捕集 6 種不同粒徑懸浮微粒

2. 採樣地點及時段：選擇於臺中臺灣大道東海大學測站及頂何厝空氣監測站採樣，兩者地理位置及現場照片如圖 2 所示。東海大學測站位於校園靠近臺灣大道四段之圍牆內側（北緯：24 度 10 分 54.7 秒，東經：120 度 35 分 44.8 秒），採樣器放置於測櫃屋頂，距臺灣大道約 10 公尺，採樣高度距地面約 4 公尺。頂何厝測站位於臺灣大道頂何厝公車站旁之安全島上（北緯：24 度 9 分 32.0 秒，東經：120 度 39 分 24.2 秒），採樣器放置於地面上，採樣器進氣高度距地面約 1.2 公尺，採樣日期（時段）詳如表 1。

表 1 採樣所對應之採樣日期(時段)

採樣地點	採樣日期(起)	採樣日期(迄)
東海大學	2021/3/22 14:58	2021/3/24 14:58
	2021/3/24 15:17	2021/3/26 15:17
	2021/3/26 15:45	2021/3/28 15:45
東海大學	2021/9/7 9:03	2021/9/8 9:03
	2021/9/8 9:30	2021/9/9 9:30
	2021/9/9 10:40	2021/9/10 10:40
	2021/9/10 11:20	2021/9/11 11:20
東海大學	2022/4/18 15:00	2022/4/19 13:10
	2022/4/21 13:15	2022/4/22 11:15
頂何厝	2022/4/18 16:30	2022/4/19 12:30
	2022/4/21 15:00	2022/4/22 11:00



圖 2 採樣點位置(標示為★)及採樣現場照片

二、水溶性無機離子分析

1. 取一條濾紙，置於離心管內。
2. 加入 10 ml 去離子水。
3. 以超音波震盪器萃取 60 分鐘，置於冰箱靜置隔夜，以 0.45 μm 針頭濾膜過濾。
4. 過濾後水樣以離子層析儀(Ion Chromatography, IC, Dionex ICS-5000⁺)分析其水溶性無機陰、陽離子，包括氟鹽(F^-)、氯鹽(Cl^-)、亞硝酸鹽(NO_2^-)、溴鹽(Br^-)、硝酸鹽(NO_3^-)、硫酸鹽(SO_4^{2-})、磷酸鹽(PO_4^{3-})、鈉鹽(Na^+)、銨鹽(NH_4^+)、鉀鹽(K^+)、鎂鹽(Mg^{2+})、鈣鹽(Ca^{2+})。

三、重金屬及微量元素分析

1. 取一條濾紙，置於微波消化管(CEM iPrep)內。
2. 依序加入 6 mL 濃硝酸、2 mL 濃鹽酸及 2 mL 濃氟硼酸，待其無激烈反應後蓋上蓋子。
3. 放置於微波消化裝置(CEM MARS 6)內，以二段式升溫進行微波消化 (Room temp. $\rightarrow$ 170 $^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$, ramp time : 30 min, hold time : 30 min ; 170 $^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C} \rightarrow$ 200 $^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$, ramp time : 20 min, hold time : 30 min)。
4. 微波完成待樣品冷卻後以試劑水定量至 50 mL。
5. 消化完之樣品以 1.2% 濃硝酸、0.4 % 濃鹽酸及 0.4 % 濃氟硼酸稀釋後以感應耦合電漿質譜儀 (Inductively coupled plasma mass spectrometry, ICP-MS, Agilent 7700X) 進行 30 種金屬及微量元素分析。

四、多環芳香烴分析

濾紙樣品先行添加 50 μL SVOC 內標(1 ng/ μL)後，再以 20 毫升 1 : 1 二氯甲烷與正己烷進行

超音波震盪萃取，隨後萃液放置於離心機中，以 3500 rpm 離心 10 分鐘後，取上澄清液分析，此程序重複 1 次後合併上澄清液以 0.45 μm 濾膜，再以吹氮濃縮方式將萃液濃縮至 1 mL，分析儀器為 Agilent 7890B GC/7010 EI-MS/MS 分析，分析管柱為 DB-5MS，分析目標為 16 種多環芳烴。

五、細胞存活率分析-RTCA 技術

使用人肺泡上皮細胞 (A549 細胞株) 進行細胞毒性，為細胞接種於「全時細胞分析系統」(Real Time Cellular Analysis system, RTCA)之細胞電阻式培養盤後，置於 CO_2 細胞培養箱內進行細胞連續監測。細胞貼附並生長穩定後，樣品以 2 重複添加於培養液進行比對觀察，紀錄時間為 24 小時以上，由電阻值變化反應細胞數量變化。

六、細胞氧化壓力偵測

活性氧化物(Reactive oxygen species, ROS)，是生物有氧代謝過程中的一種副產品，活性氧化物被認為具有攻擊性與毒性，會造成細胞的 DNA、蛋白質、碳水化合物和脂質成分的氧化等，進一步產生體內正常生理調節反應受阻及氧化壓力 (Oxidative stress) 危機。使用雙氯螢光黃乙酸乙酯(2',7'-dichlorodihydrofluorescein diacetate, H_2DCFDA) 染劑添加至細胞後 6 小時，以流式細胞儀檢測其螢光值($\text{Ex/Em}=488/525 \text{ nm}$) 可測其氧化力變化。

七、人體 27 種細胞激素檢測

使用多重激素檢測技術(Bio-Plex Pro™ Human Cytokine 27-plex Assay)，可 1 次分析樣品中的 27 種激素變化，這些激素包括了免疫激素、發炎激素及抗發炎激素等，由激素變化探討細胞的炎性變化，樣品曝露 24 小時後，收集細胞培養液進行細胞激素分析。人體細胞激素是使用 Bio-Plex Pro™ Human Cytokine 27-plex Assay (Bio-Rad Laboratory, Hercules, CA, USA) 一次同步分析，可分析包括 IL-1 β , IL-1 α , IL-2, IL-4, IL-5, IL-6, IL-7, IL-8, IL-9, IL-10, IL-12 (p70), IL-13, IL-15, IL-17, Basic FGF, Eotaxin, G-CSF, GM-CSF, IFN- γ , IP-10, MCP-1 (MCAF), MIP-1 α , MIP-1 β , PDGF-BB, RANTES, TNF- α and VEGF 等。這些激素包括免疫激素、發炎激素及抗發炎激素等。

八、主成分分析(SPSS 軟體稱之為因素分析)

選擇表 1 共 11 次採樣之 3 μm 以下細微粒樣品 ($\text{PM}_{<0.49}$ 、 $\text{PM}_{0.95-0.49}$ 、 $\text{PM}_{1.5-0.95}$ 、 $\text{PM}_{3-1.5}$)，共 44 個樣品之 30 元素分析結果進行因素分析，刪除變數中測值皆為 ND 及刪除不適用的變數，如：只出現零星幾筆有數值、執行主成分萃取後發現有跨構面變數，或變數對每一因素之因素負荷量皆小於 0.5 等。最後篩選出檢測項目包含 Na、Mg、Al、Ca、Ti、V、Cr、Fe、Ni、Cu、As、Sr、Zr、Cd、La、Ce、Pb 等 17 個變數，續以 44 個樣品 17 個變數之檢測結果 (44x17 之數據集)，以 SPSS(IBM SPSS Statistics Version22)執行主成分(在 SPSS 軟體中稱之為因素分析)，以主成分方法進行萃取(相關矩陣分析)，最大變異法進行轉軸。並以 KMO(Kaiser-Meyer-Olkin)和 Bartlett's 球形檢定來判定是否適合執行因素分析。

參、結果與討論

一、不同粒徑懸浮固體濃度分析結果

本研究針對臺中東海測站進行不同粒徑懸浮微粒採樣所得各粒徑質量濃度結果與臺中市環保局交通空品監測車於東海測站(以下簡稱東大測站，此測站與本研究之採樣點及採樣高度相同)於同一採樣時段之 PM_{10} 及 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度監測值比較如圖 3 所示，結果說明本研究 PM 粒徑小於 3 μm ($\text{PM}_{0.49}+\text{PM}_{0.49-0.95}+\text{PM}_{0.95-1.5}+\text{PM}_{1.5-3}$) 的 4 種粒徑質量濃度和與臺中市政府東海大學交通測站之 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度一致，而本研究 6 個不同粒徑之質量濃度加總與東大測站之 PM_{10} 質量濃度結果相近，由此可證明本研究分徑採樣具代表性。

比較 2022 年 4 月相同採樣時段的東海大學及頂何厝測站兩個測站各粒徑懸浮微粒濃度(圖 4)，可看出相同採樣時間頂何厝測站浮微粒濃度較東海大學高，所增加之濃度以最小粒徑 $\text{PM}_{<0.49}$ 增加最多，其次為粗微粒 $\text{PM}_{>3}$ 之懸浮微粒，其餘三個粒徑質量濃度無明顯變化。可推測位於臺灣大道車道上採樣高度 1.2 m 處比道路旁採樣高度為 4 m 處除了地面揚塵造成較多之粗微粒外，亦存在較多汽機車尾氣所貢獻 $\text{PM}_{<0.49}$ 之細微粒。

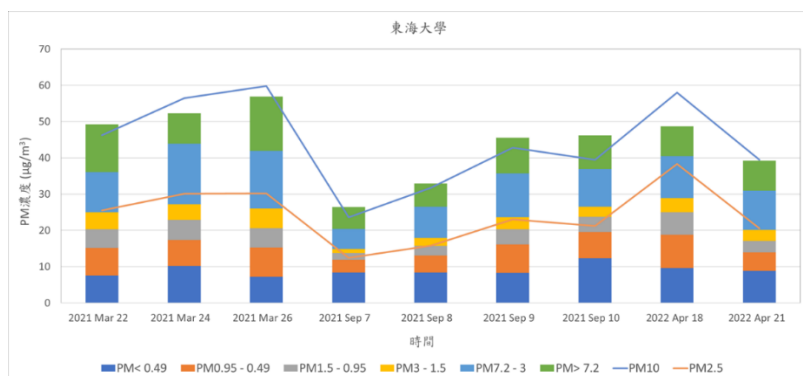
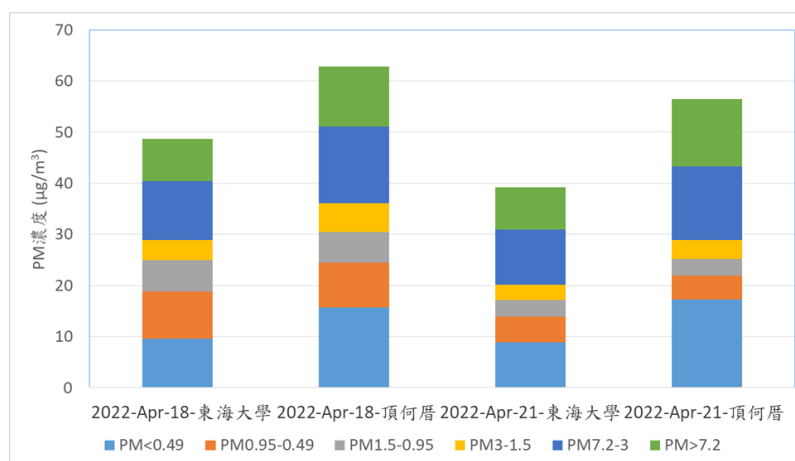
圖 3 東海大學測站各粒徑懸浮微粒濃度與東大測站 PM_{2.5} 及 PM₁₀ 比較

圖 4 東海大學及頂何厝測站各粒徑懸浮微粒濃度

二、水溶性無機離子分析結果

東海大學水溶性無機離子分析結果濃度堆疊直條圖及百分比堆疊直條圖如圖 5 所示，水溶性離子以 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 NH_4^+ 及 Cl^- 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 為主，因 F^- 、 NO_2^- 、 Br^- 、 PO_4^{3-} 於大多數樣品未檢出，故於此不討論。由圖 5 中可看出占比最高之離子為 NO_3^- 及 SO_4^{2-} ，其次為 NH_4^+ ，再其次為 Na^+ 、 Cl^- 、 Ca^{2+} ，而 Mg^{2+} 及 K^+ 占比較低。總離子濃度(各樣品每個離子濃度加總)以 $\text{PM}_{3-7.2}$ 之粒狀物最高，其次是 $\text{PM}_{0.49-0.95}$ ，再其次為 $\text{PM}_{<0.49}$ 及 $\text{PM}_{>7.2}$ ，總離子濃度最低則為 $\text{PM}_{0.95-1.5}$ 及 $\text{PM}_{1.5-3}$ 。而各離子總濃度高低依序為 $\text{NO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+ > \text{Cl}^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ ，以 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 NH_4^+ 為主要之物種。

硝酸鹽主要以粗微粒 $\text{PM}_{7.2-3}$ 濃度最高，其次為 $\text{PM}_{>7.2}$ ，最細粒徑的濃度最低，對於總離子濃度最高之 $\text{PM}_{3-7.2}$ 而言，硝酸鹽大多占了總離子濃度 50% 以上，硝酸鹽雖於各粒徑皆有明顯之占比，但主要分布於較大顆之粒徑；對於粒徑 $> 3.0 \mu\text{m}$ 之懸浮微粒，硝酸鹽占比 2021 年 9 月份最高，2021 年 3 月份最低，但對於粒徑 $< 3.0 \mu\text{m}$ 之懸浮微粒(約 $\text{PM}_{2.5}$ 粒徑)，硝酸鹽占比反而是 2021 年 3 月份最高，2021 年 9 月份及 2022 年 4 月 21 日最低，顯示其粗微粒與細微粒之形成機制不同。硫酸鹽於大粒徑微粒上濃度較低，隨著粒徑越小其濃度與占比越高，主要集中在粒徑 $< 1.5 \mu\text{m}$ 之懸浮微粒。銨鹽濃度及占比雖較硫酸鹽低，但同硫酸鹽於大粒徑顆粒上濃度較低，隨著粒徑越小其濃度與占比越高，主要集中在粒徑 $< 1.5 \mu\text{m}$ 之懸浮微粒。氯鹽、鈉鹽及鈣鹽主要分布於大顆粒懸浮微粒，隨著微粒粒徑越小其濃度及占比越低。

綜上，對於粒徑 $> 3.0 \mu\text{m}$ 之粗微粒組成以硝酸鹽為主，鈉鹽、氯鹽、硫酸鹽、鈣鹽為輔，且所含水溶性離子物種較多樣。對於粒徑 $< 3.0 \mu\text{m}$ 之細微粒組成以硫酸鹽、硝酸鹽及銨鹽為主，3 物種就貢獻了總離子濃度約 90%，其中硫酸鹽及硝酸鹽貢獻了總離子濃度約 70%。由圖 5 亦可以發現無論採樣時間、地點、粒徑大小、總濃度高低，總陰離子濃度約占總離子 70% 左右。

進一步計算硝酸鹽、硫酸鹽、銨鹽、鈉鹽、氯鹽、鈣鹽、鎂鹽、鉀鹽當量濃度，不同粒徑之

各種鹽類當量濃度如圖 6、7 所示，圖 6 為硝酸鹽、硫酸鹽、銨鹽、鈉鹽之當量濃度盒鬚圖，由圖中陰陽離子當量數可以推測粗粒徑($>3.0\ \mu\text{m}$)離子主要來自 NaNO_3 ，細微粒粒徑($<3.0\ \mu\text{m}$)離子主要來自 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 其次為 NH_4NO_3 。圖 7 為代表海鹽及塵土來源之鈉鹽、氯鹽、鈣鹽、鎂鹽、鉀鹽當量濃度盒鬚圖，由圖中可看出此類離子主要貢獻於粗微粒部分，可推測粗微粒大多來自海鹽及揚塵。

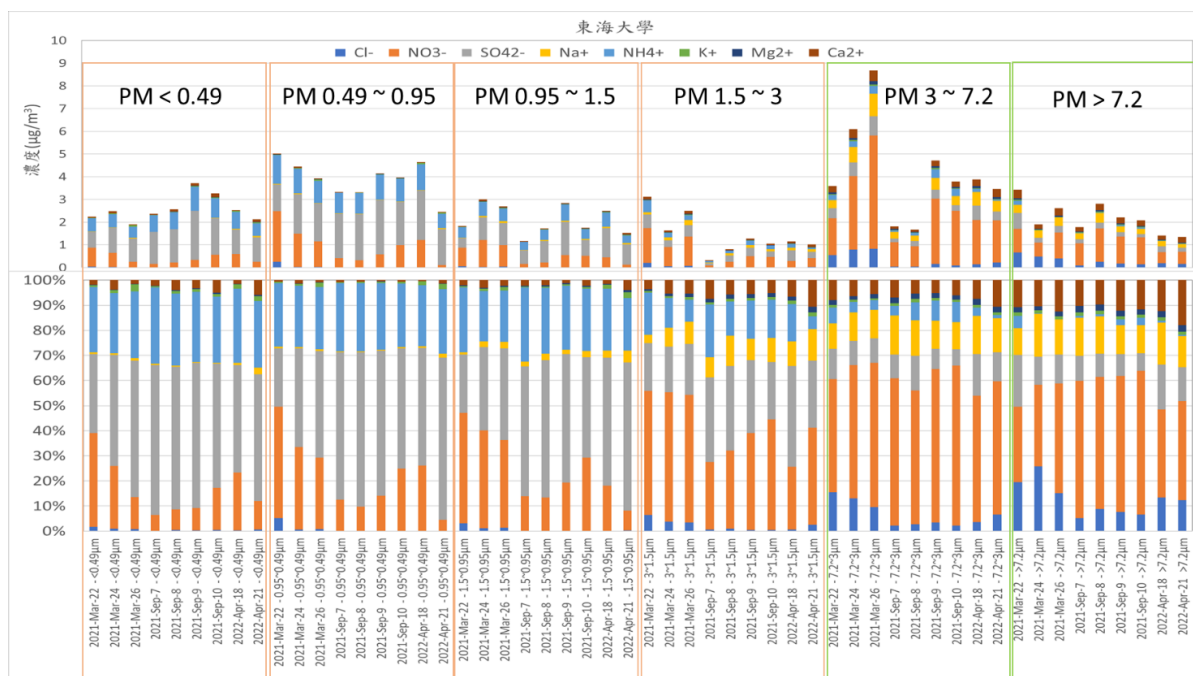


圖 5 東海大學水溶性無機離子分析結果濃度(上圖)及占比(下圖)

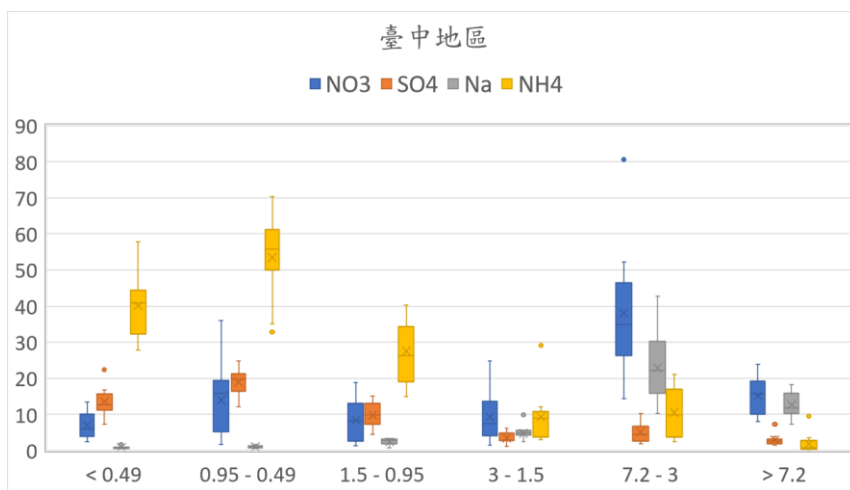


圖 6 臺中地區不同粒徑水溶性無機離子硝酸鹽、硫酸鹽、銨鹽及鈉鹽莫爾濃度(mmole/m^3)盒鬚圖

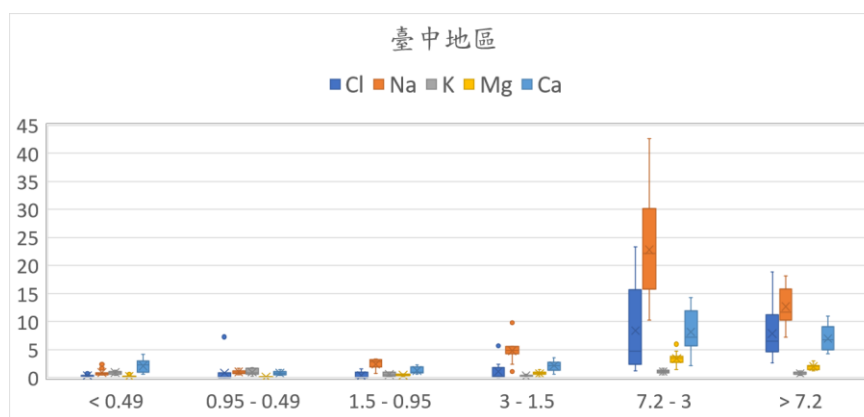


圖 7 臺中地區不同粒徑水溶性無機離子氯鹽、鈉鹽、鉀鹽、鎂鹽與鈣鹽莫爾濃度(mmole/m^3)盒鬚圖

三、重金屬及微量元素分析結果 - 以主成分分析討論

將細微粒($\text{PM}_{3-1.5}$ 、 $\text{PM}_{1.5-0.9}$ 、 $\text{PM}_{0.95-0.49}$ 及 $\text{PM}_{<0.49}$)之元素分析結果經過主成分方法篩選出來之因素分析結果如表 5 至表 7 所示，本次用來執行統計分析之數據的 KMO 值為 0.805，Bartlett's 球形檢定的顯著性 P 值 $0.000 < 0.05$ ，顯示適合執行因素分析。經過主成分篩選後，可以將 17 個變數簡化成 2 個因素（表 2 及表 3）。表 2 為說明的變異數總計，表 3 顯示主成分分析轉軸後的成分矩陣，數字顯示其因素負荷量。針對轉軸後的每個主成分篩選因素負荷量絕對值大於 0.5 的部分（表 3 中黑影部分），可明顯發現各個因素所代表的意義。由表 3 可知因素 1 主要是 Mg、Sr、Fe、Al、Zr、Ti、La、Ce、Ca、Cr、Cu、Na 等 12 個變數所構成，此因素大部分為地殼元素或是燃燒化石或生質燃料排放的元素，可以解釋全部變異的 68.295%（見表 2），其各變數因素負荷量除了 Na 為 0.662 外，其餘皆大於 0.7，顯示此因素各變數間具高度相關性；因素 2 主要是由 Cd、Pb、V、Ni、As 等 5 個變數所構成，此因素大部分為人為活動的指標元素，可以解釋全部變異的 13.845%，其各變數因素負荷量除了 As 為 0.693 外，其餘各變數因素負荷量皆大於 0.7，亦顯示此因素變數間具高度相關性。

進行因素分析後，每個採樣點對於所萃取出來的各因素有其因素分數(Factor score)，若將因素分數繪製 X-Y 散布圖則可以看出樣品間之區隔或是關聯性，在因素分數散布圖中，距離越接近的點表示樣品特性越相似，距離越遠的點表示其差異越大，且在該因素分數越高表示該點對該因素之貢獻越大，將第 1 及第 2 因素分數作 X-Y 散布圖（圖 8）。由圖 8 可以得知 X 軸（因素 1）factor score > 0 之位置大多為 $\text{PM}_{<0.49}$ 及 $\text{PM}_{3-1.5}$ 之懸浮微粒樣品，顯示因素 1 是主要貢獻，只是此因素之變數大多為地殼元素或是燃燒化石或生質燃料排放的元素，推測 $\text{PM}_{<0.49}$ 及 $\text{PM}_{3-1.5}$ 之懸浮微粒主要來自於地殼元素及燃燒化石或生質燃料排放之貢獻。以 Y 軸（因素 2）來看，落在 factor score > 0 位置 $\text{PM}_{0.95-0.49}$ 及 $\text{PM}_{<0.49}$ 之懸浮微粒樣品，顯示因素 2 主要是由其所貢獻，因素 2 幾乎都是人為污染產生之元素，顯示越小之懸浮微粒主要來自於人為污染源所貢獻，且粒徑越細對因素 2 的貢獻越大。將因素 2 之元素分別繪製不同粒徑濃度分布盒鬚圖（圖 9），因素 2 各元素濃度呈現粒徑越小濃度越高之趨勢，此結果與圖 8 相呼應。

表 2 說明的變異數總計

元件	起始特徵值			擷取平方和載入			循環平方和載入		
	總計	變異的 %	累加 %	總計	變異的 %	累加 %	總計	變異的 %	累加 %
1	11.610	68.295	68.295	11.610	68.295	68.295	8.996	52.916	52.916
2	2.354	13.845	82.140	2.354	13.845	82.140	4.968	29.223	82.140
3	.945	5.559	87.698						
4	.870	5.120	92.818						
...	...	...	...						
16	.003	.017	99.996						
17	.001	.004	100.000						

擷取方法：主體元件分析。

表3 旋轉元件矩陣^a

變數	元件	
	1	2
Mg	.938	-.050
Sr	.938	.301
Fe	.903	.377
Al	.885	.427
Zr	.867	.239
Ti	.860	.479
La	.857	.456
Ce	.847	.471
Ca	.826	.461
Cr	.769	.506
Cu	.742	.416
Na	.662	-.494
Cd	.244	.833
Pb	.423	.792
V	.198	.762
Ni	.374	.753
As	.119	.693

擷取方法：主體元件分析。

轉軸方法：具有 Kaiser 正規化的最大變異法。

a. 在 3 疊代中收斂循環。

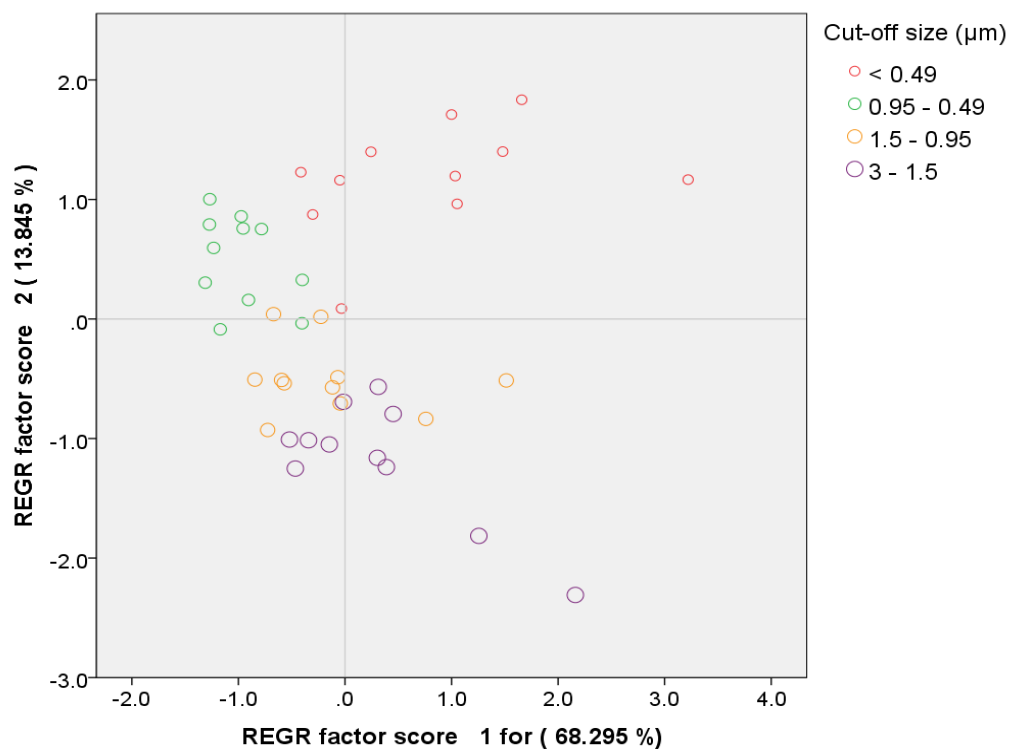


圖 8 第 1 及第 2 因素分數散布圖

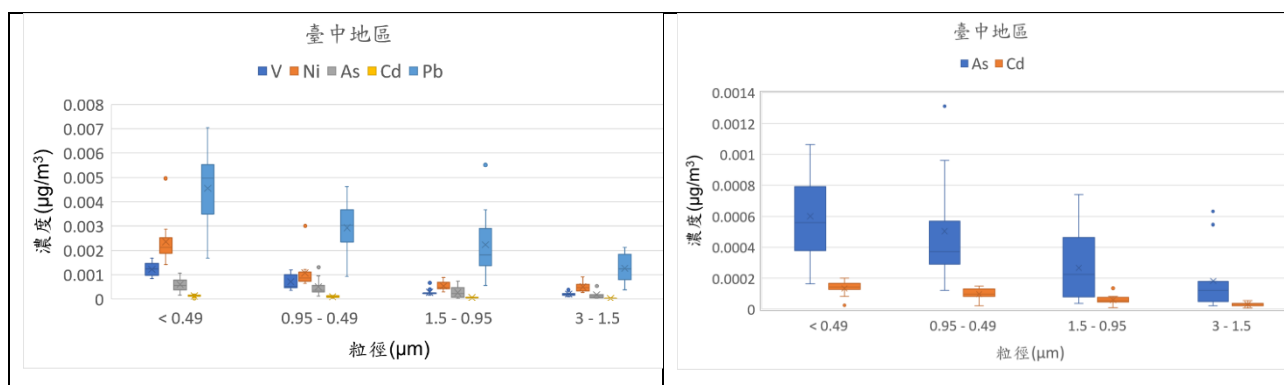


圖 9 因素 2 所含元素於不同粒徑濃度分布盒鬚圖

四、多環芳香烴分析結果

111 年 4 月多環芳香烴分析結果如圖 10 所示，東海大學 4 月 18 日至 4 月 19 日(第 1 次)採樣分析多環芳香烴總濃度為 1.3 ng/m^3 ，4 月 21 日至 4 月 22 日(第 2 次)採樣分析則為 2.2 ng/m^3 ；頂何厝測站第 1 次採樣分析多環芳香烴總濃度為 1.7 ng/m^3 ，第 2 次採樣分析則為 3.1 ng/m^3 。頂何厝測站採樣點量測到的多環芳香烴總濃度不論何時皆高於東海大學採樣點，其中兩個採樣點第 2 次採樣總濃度皆高於第 1 次採樣。許等調查臺灣北、中與東部不同類型區域 $\text{PM}_{2.5}$ 中多環芳香烴濃度，濃度檢測結果範圍為 0.13 ng/m^3 至 6.63 ng/m^3 ^[5]，本研究結果亦介於此濃度範圍。進一步觀察各粒徑濃度占比如表 4 所示，主要檢出多環芳香烴濃度在粒徑 $1.5 \mu\text{m}$ 以下，其中東海大學兩次採樣在粒徑 $1.5 \mu\text{m}$ 以下多環芳香烴濃度百分比皆為 81%，而在頂何厝測站則由第 1 次採樣的 79% 提升至 83%，顯示在頂何厝測站第 2 次採樣的時間點檢出總濃度不僅最高，且粒徑 $1.5 \mu\text{m}$ 以下的微粒中的多環芳香烴濃度隨之提升，在這個區間的微粒容易進到肺部呼吸系統下呼吸道與肺泡，因而增加健康上的危害。分析各個採樣點環數分布情形如圖 11 所示，主要的濃度集中在四環至六環。

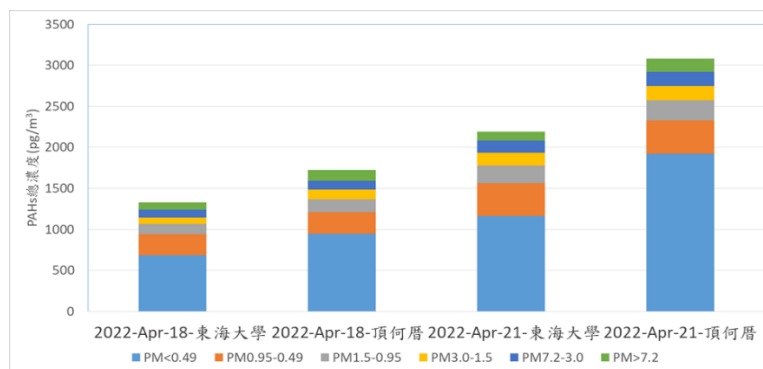


圖 10 臺中東海大學與頂何厝測站兩次多環芳香烴分析結果

表 4 東海大學與頂何厝測站兩次採樣分析不同階層濃度百分比

	東海大學		頂何厝測站	
	第一次	第二次	第一次	第二次
> 7.2 μm	7	5	7	5
7.2 μm - 3.0 μm	7	7	7	6
3.0 μm - 1.5 μm	5	7	7	6
1.5 μm - 0.95 μm	10	10	9	8
0.95 μm - 0.49 μm	19	18	15	13
< 0.49 μm	52	53	55	62

單位：%

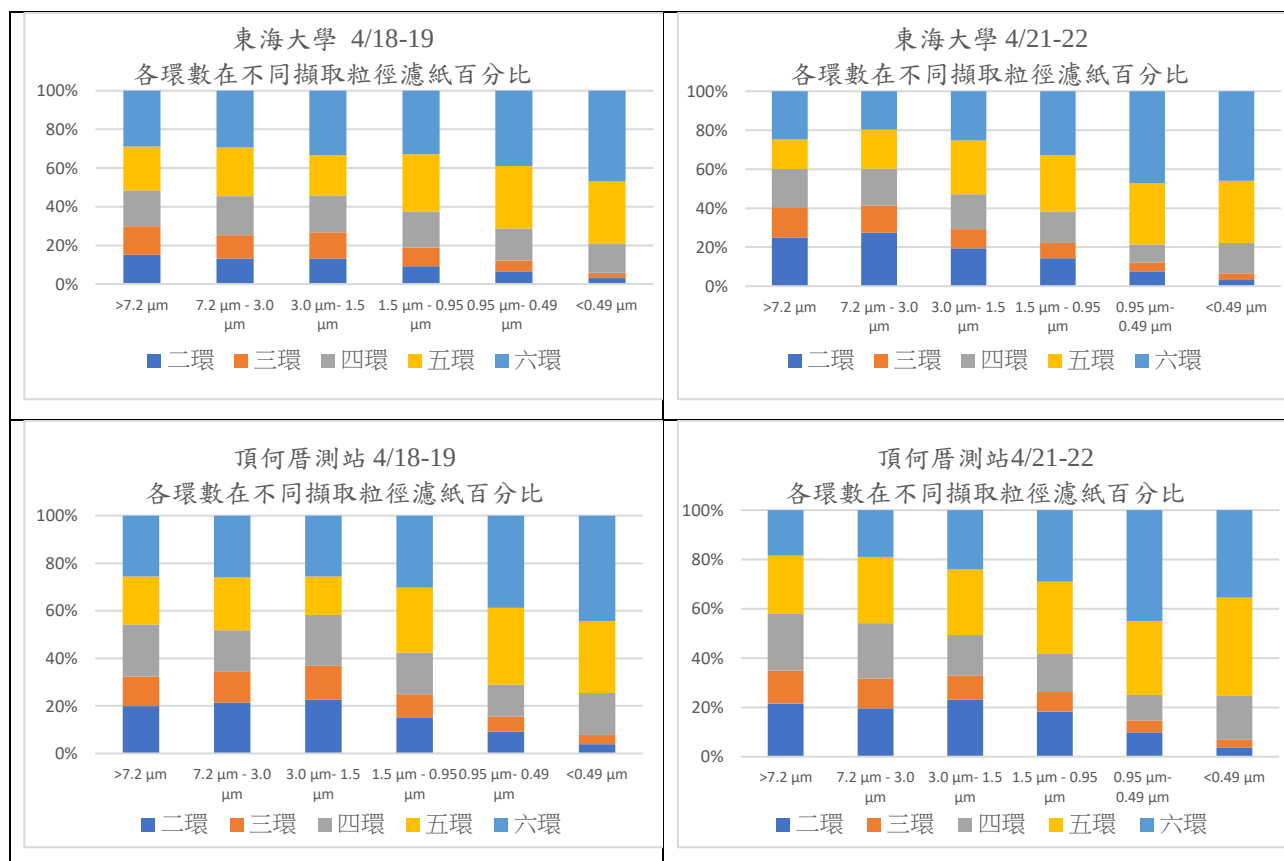


圖 11 兩次採樣多環芳香烴環數比例分析結果

五、細胞存活率及細胞氧化壓力變化

濾紙分徑萃取後曝露於人體肺癌細胞株 24 小時，結果可見 111 年樣品皆未造成明顯細胞死亡率 (圖 12 左)。樣品曝露於人體肺癌細胞株 6 小時後，進行氧化壓力分析 (控制組為未處理之細胞)。同日採集之樣品中，氧化壓力變化在 $\text{PM}_{0.49-0.95}$ 及 $\text{PM}_{<0.49}$ 樣品有增加趨勢 (圖 12 右) 東海大學及頂何厝測站樣品進行混樣為 $\text{PM}_{2.5}$ ($\text{PM}_{0.49} + \text{PM}_{0.49-0.95} + \text{PM}_{0.95-1.5} + \text{PM}_{1.5-3}$) 及 PM_{10} ($\text{PM}_{0.49} + \text{PM}_{0.49-0.95}$)，分徑樣品及混合樣品各別曝露至細胞後進行細胞氧化壓力分析，結果可見與質量濃度無明顯相關，但粒徑小於 $0.95 \mu\text{m}$ 樣品造成明顯氧化壓力 (1.5 倍以上)。

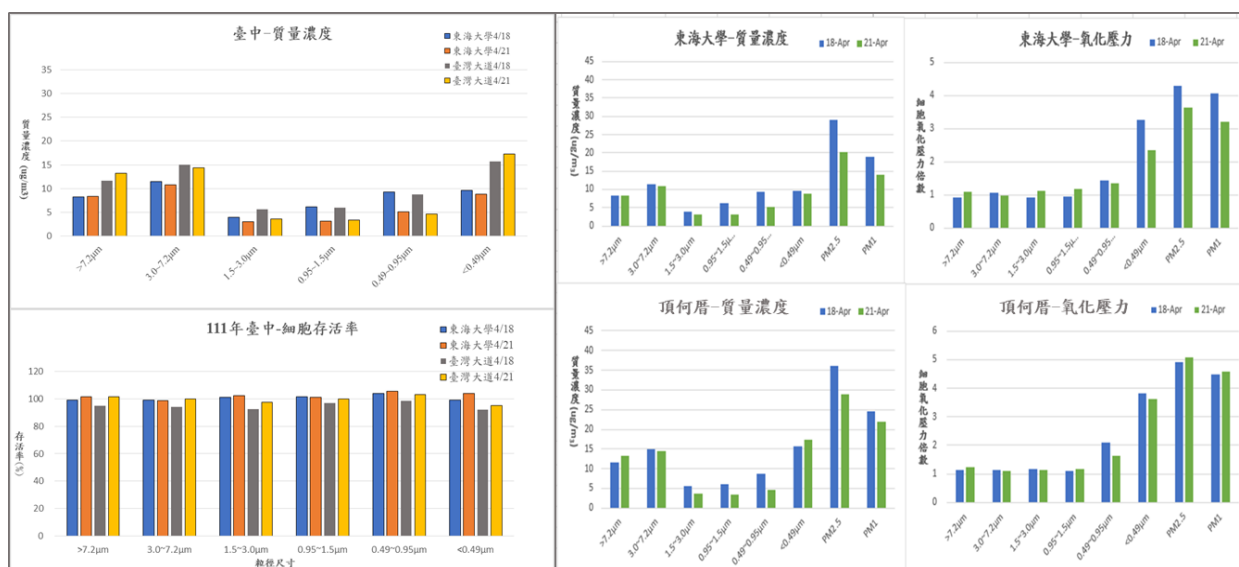


圖 12 細胞存活率(圖左)及細胞氧化壓力變化(圖右)測試結果

六、細胞激素 IL-6 與氧化壓力有明顯相關

將單次東海大學及頂何厝測站採樣樣品混樣為 PM_{2.5} 及 PM₁ 後，進行細胞毒性分析，PM_{0.49-0.95}、PM_{<0.49} 及混樣造成之細胞氧化壓力及 IL-6 有明顯變化，二者間相關性達 0.88 (表 5)。

表 5 臺中 PM_{0.49-0.95} 及 PM_{<0.49} 及混樣有明顯之氧化壓力與 IL-6 變化

	日期及粒徑		ROS 倍數	IL-6 倍數
東海大學	4/18	0.49~0.95 μ m	1.440348	1.869019
	4/18	<0.49 μ m	3.266025	2.412263
	4/18	PM _{2.5}	4.292965	2.652393
	4/18	PM ₁	4.060743	2.776775
	4/21	0.49~0.95 μ m	1.349544	2.095298
	4/21	<0.49 μ m	2.356231	2.304862
	4/21	PM _{2.5}	3.621496	2.784323
	4/21	PM ₁	3.21822	2.790322
頂何厝測站	4/18	0.49~0.95 μ m	2.095964	2.436538
	4/18	<0.49 μ m	3.827717	3.023476
	4/18	PM _{2.5}	4.899276	3.212086
	4/18	PM ₁	4.470621	3.054668
	4/21	0.49~0.95 μ m	1.635326	2.081317
	4/21	<0.49 μ m	3.605977	2.574977
	4/21	PM _{2.5}	5.077412	2.83028
	4/21	PM ₁	4.578145	2.731911
	相關係數			0.88

七、懸浮微粒粒徑與與細胞氧化壓力(ROS)關係探討

以無母數方法的 Kruskal-Wallis 檢定結果 p 值為 4.7e-08，表示 ROS(的中位數)在 6 組粒徑組別中有所差異，進一步做兩兩組別的 ROS 比較，使用 Bonferroni's method 考慮多重檢定校正後(圖 13)只有粒徑 < 0.49 μ m 與其它組別皆有差異及粒徑 0.95 μ m - 0.49 μ m 與粒徑 > 3 μ m 的組別有所差異。由此可知，ROS 與粒徑大小有關，在粒徑小於 0.95 μ m 時與粒徑 > 3 μ m 有所差異，當粒徑 < 0.49 μ m 此一差異更為明顯

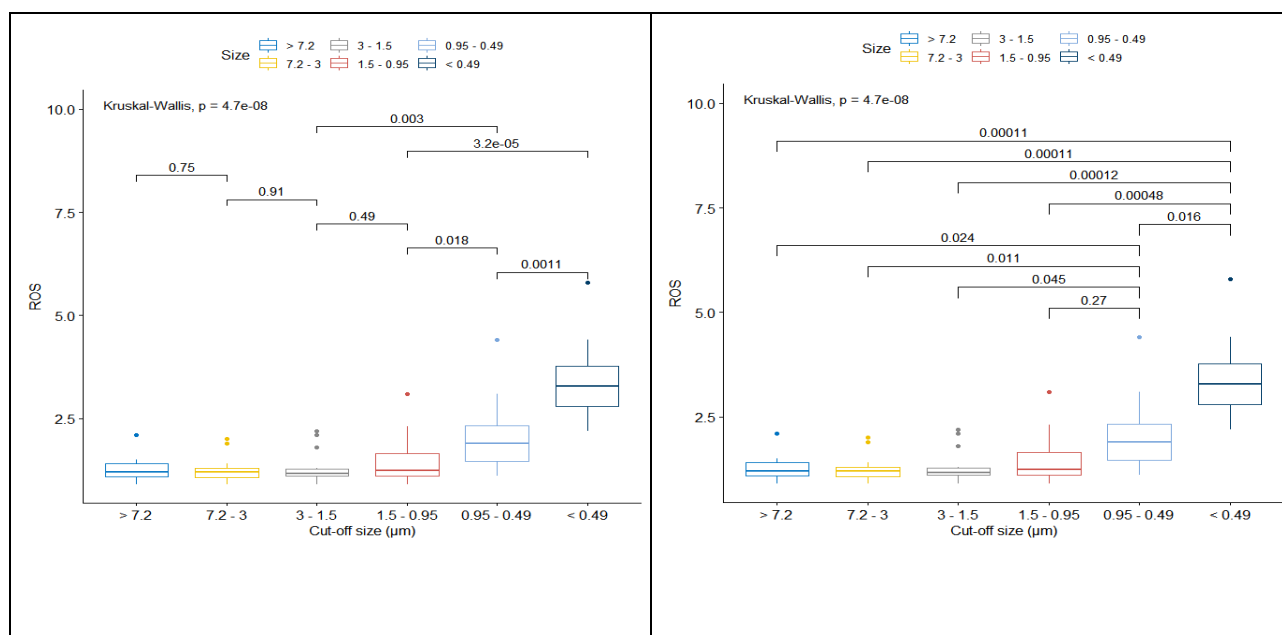


圖 13 Kruskal-Wallis 檢定結果

肆、結論與建議

一、結論

1. 位於馬路邊靠近路面之頂何厝測站 $PM_{<0.49}$ 濃度及粗微粒濃度($PM_{7.2-3}$ 及 $PM_{>7.2}$)明顯高於東海大學，推測粗微粒為馬路揚塵所造成，而 $PM_{<0.49}$ 之細微粒為汽機車尾氣所造成。
2. 硝酸鹽主要分布於粗粒徑微粒，而硫酸鹽與銨鹽主要分布於細微粒粒徑，以離子當量推測粗粒徑($>3.0 \mu m$)離子主要來自 $NaNO_3$ ，細微粒粒徑($<3.0 \mu m$)離子主要來自 $(NH_4)_2SO_4$ 其次為 NH_4NO_3 。
3. 將樣品混樣為 $PM_{2.5}$ 及 PM_{10} ，各別曝露至細胞，結果可見氧化壓力與粒徑相關性較高，與質量濃度無明顯相關，與無母數方法的 Kruskal-Wallis 檢定結果一致。
4. 氧化壓力及 IL-6 發炎激素與粒徑相關性較高，可作為後續研究之快速篩選指標。
5. 本研究發現細胞氧化壓力與懸浮微粒粒徑有相關，粒徑愈小細胞氧化壓力越大，而且無論是人為污染重金屬濃度(As、Pb、Cd、V、Ni)或多環芳香烴尤其是毒性較高之五環六環芳香烴，分布於 $PM_{<0.49}$ 之濃度最高。

二、建議

1. 建議可以多收集數據，進一步解析 $PM_{<0.49}$ 中哪些化學組成是造成細胞氧化壓力之主因。
2. 本研究發現細胞氧化壓力與懸浮微粒粒徑有相關，粒徑愈小細胞氧化壓力越大，而且無論是重金屬或多環芳香烴尤其是毒性較高之五環六環芳香烴分布於 $PM_{<0.49}$ 之濃度最高。考量質量相同時，粒徑越小懸浮微粒數量越多，學理上與微粒粒徑倍數成三次方關係，故若 $PM_{<0.49}$ 與 $PM_{7.2-3}$ 質量濃度相當時， $PM_{<0.49}$ 微粒數量約為 $PM_{7.2-3}$ 之 1000 倍($PM_{7.2-3}$ 平均粒徑為 $5.1 \mu m$ ，約為 $0.49 \mu m$ 之 10 倍，依此推算 $PM_{<0.49}$ 微粒數量約為 $PM_{7.2-3}$ 之 1000 倍)，故為了維護國人健康未來建議繼續探討 $PM_{<0.49}$ 之懸浮微粒之來源及成因。

伍、參考文獻

- [1] Moreno-Ríos, Andrea L., Lesly Tejeda-Benitez, and Ciro Bustillo-Lecompte. "Sources, characteristics, toxicity, and control of ultrafine particles: An overview." *Geoscience Frontiers*, 13, 101147 (2022).
- [2] J. Briffa, E. Sinagra, R. Blundell. "Heavy metal pollution in the environment and their

- toxicological effects on humans.*" Heliyon, 6, e04691 (2020).
- [3] Zavala J, Freedman AN, Szilagyi JT, et al. "*New Approach Methods to Evaluate Health Risks of Air Pollutants: Critical Design Considerations for In Vitro Exposure Testing.*" Int J Environ Res Public Health. 17(6),2124. (2020).
- [4] Xu H, Xu X, Wang H, et al. "*LKB1/p53/TIGAR/autophagy-dependent VEGF expression contributes to PM_{2.5}-induced pulmonary inflammatory responses.*" Sci Rep.;9(1),16600 (2019).
- [5] Hsu, Y.C., Hsu, Y.C. & Chang, M.B. "*Application of thermal desorption for measuring PAHs on PM_{2.5}.*" Environ Sci Pollut, 28, 69210–69220 (2021).

微區域分析應用於污染源鑑識技術提升之初步研究結果-以電弧爐煉鋼業為例 (3/4)

葉玉珍 蕭旭助 徐美榕 尤仁昶 張瑞君* 呂銘哲 黃豐文 張世忠* 楊喜男 顏振華

*環境部化學物質管理署

摘要

本院為建立電弧爐煉鋼業基本資料應用於污染源鑑識技術，透過立體顯微鏡影像紀錄其外觀，以 X-射線螢光分析儀分析其元素，分析數據發現環境中土壤與爐渣的區別，在於爐渣中 Ca/Si 元素含量比大於 0.5、Ca 含量大於 2% 或 Fe 含量大於 5%，另以 X-射線繞射分析儀分析結晶物種及其含量比例，與煉鋼製程及原料相關。今年共建置電弧爐煉鋼碳鋼製程 10 家、不銹鋼製程 4 家及 2 家一貫作業煉鋼廠產出副產物的均質化樣品特徵。為提供更多訊息建置資料庫，塊狀爐渣利用樹脂鑲埋固定硬化再進行切割，其中碳鋼製程氧化渣切面主要為**均勻的黑色固融體**及含有未被氧化的**金屬鐵**。極少量樣品或鑲埋後樣品切面含**非均勻區域**時，利用 X 射線微區出光方式，鑑別特定位置之元素及結晶物種，例如不銹鋼還原渣灰色粉末中摻雜白色粉末主要為氧化鎂、塊狀爐渣含煉鐵或煉鋼之爐體脫落的保溫磚種類，亦可作為與製程相關之特徵。

關鍵詞：電弧爐煉鋼、氧化渣、還原渣、保溫磚、XRF、XRD

一、前言及研究目的

鋼鐵產業為工業之母，可回收且為用途最廣之材料之一，製程分為一貫作業煉鋼廠及電爐廠(含電弧爐及感應爐 2 種)，一貫作業煉鋼廠以鐵礦、煤、石灰石為原料，電爐廠以廢鐵或廢鋼、焦炭、石灰為原料，電爐廠依產品可分為 3 類製程：碳鋼、不銹鋼、鑄鋼，每類製程的冶煉過程依其化學反應分成三個階段，分別為熔解期、氧化期及還原期，在不同冶煉過程中會產生氧化渣、還原渣副產物與集塵灰。

本計畫第 1 年進行微區 X-射線繞射分析儀之購置及撰寫儀器操作標準作業程序(SOP)，第 2 年(111 年)以電弧爐煉鋼業爐渣為研究對象，包含 4 家碳鋼、4 家不銹鋼及 2 家鑄鋼製程產出爐渣與集塵灰。第 3 年(112 年)執行 10 家碳鋼(4 家與 111 年相同)、4 家不銹鋼及 2 家一貫作業煉鋼廠。由於部分塊狀爐渣在切割時容易崩解，崩解後表面不平整會影響後續微區域分析，遂發展新的樣品製備技術，以應用於分析塊狀樣品縱向微區域的元素種類及結晶物種與形態。因微區域分析之設備使用掃描式電子顯微鏡-微區 X-射線螢光-能量分散儀(SEM- μ XRF-EDX)及微區 X- μ 射線繞射分析儀(μ -XRD)，分屬 2 台不同儀器，且 SEM- μ XRF-EDX 為黑白影像不易辨識分析位置，經多次測試以樹脂鑲埋固定塊狀樣品、硬化後切割之切面，先在立體顯微鏡拍照記錄影像，再以貼銅膠方式標示分析位置最為可行方法，亦不會影響 XRD 訊號收集。

因爐渣為高溫煉製後產物，並無有機物特徵，分析方法參考本所 100 年度「電弧爐煉鋼業無機物指紋鑑識計畫」¹，元素分析以濕式消化法及波長分散式 X-射線螢光分析儀(WDXRF)分析結果相對在 $\pm 30\%$ 以內，所以本計畫選擇較綠色分析的方法，以 XRF 作為均質化樣品元素分析，避免使用濕式法強酸消化。

二、研究方法

(一) 儀器材料

一.1. 掃描式電子顯微鏡-微區 X-射線螢光-能量分散儀 (SEM- μ -XRF-EDX)：SEM 鎢絲光源

(VEGA3 XMU, TESCAN); μ -XRF 激發光源 Rh 靶 Bruker, 聚焦 425 μ m 出光; EDX: XFlash Detector 6-30, Bruker。

- 一.2. 波長分散式 X-射線螢光分析儀 (WDXRF): Panalytical Axios Advanced, Rh 靶 160mA、60KV Crystal: PX10、Ge111、PE002-C、PX1、PX6、LiF220, 軟體為 Ominium。
- 一.3. X-射線繞射分析儀 (XRD): Bruker 型號 D8 Advance, 包括銅靶固定波長, 聚焦 2 mm 或 1mm 點光源及線光源組件、Lynxeye 線偵測器 (1D, 解析度 15 eV)、Eiger 250 面偵測器 (2D, 解析度 150 eV), 軟體部分包括 XRD D8 操作程式、DIFFRAC PLUS Evaluation (EVA) 及 Total Pattern Analysis Solutions (TOPAS)、國際繞射資料庫 (ICDD PDF4+)。
- 一.4. 顎式粉碎機: FRITSCH funnel P-1 V2A。
- 一.5. 行星式研磨機: Classic 碳化鎢材質研鉢及研磨球。
- 一.6. 壓錠機: 型號 Spex 3630 X-Press、鋁杯。
- 一.7. 混合研磨機: 中量快速球磨機, Retsch 型號 MM400。
- 一.8. 篩網: 不銹鋼製, 美規 100 mesh。
- 一.9. 切割機: CLM50 自動精密切割機。
- 一.10. 天平: Max 205g, Mettler AT261。
- 一.11. 方形紙杯內壁為塑膠膜。

(二) 化學試藥

1. 蠟: WDXRF 原廠 Panalytical 公司提供做為壓錠混樣用。
2. 鑲埋樹脂: PACE Technologies ULTRA-3000R-128。
3. 鑲埋樹脂硬化劑: PACE Technologies ULTRA-3000H-32。

(三) 方法

1. 樣品來源: 本年度採集國內電弧爐煉鋼業碳鋼製程 10 家、不銹鋼製程 4 家之副產物氧化渣、還原渣及一貫作業煉鋼製程副產物 2 家之高爐石、脫硫石及轉爐石樣品。
2. 均質化樣品前處理及分析
 - (1) 經風乾、破碎、粉碎、研磨、過篩成 100 mesh 之樣品。
 - (2) WDXRF 元素分析: 樣品與 Binder(Wax, 蠟) 的重量比例為 2:1, 經混合研磨機 45 次/秒震盪 30 秒後, 置入鋁杯並壓成 31 mm 的錠片。
 - (3) XRD 樣品製備及結晶物種比對: 將樣品平鋪於壓克力材質載台上, 並以乾淨玻片壓平, 設定條件 0.5 sec/step、 $2\theta=5^{\circ}\sim 90^{\circ}$ 進行圖譜掃描。
3. 塊狀樣品微區前處理及分析

- (1) 鑲埋樹脂與硬化劑以 10:1 重量稱重混合均勻備用，將塊狀樣品置入紙杯，倒入樹脂使超過樣品高度，輕敲排出空氣，放置隔夜硬化後以機械切割保留中間部分，在立體顯微鏡下先觀察記錄樣品特徵，再以銅膠標示分析位置。
- (2) SEM- μ -XRF-EDX 元素分析:因爐渣均屬多孔性形態，分析腔體抽真空時不易達到真空狀態，故以低真空模式、SEM 及 μ -XRF 光源、背向散射電子及 EDX 收集訊號。
- (3) μ -XRD 結晶物種比對:微區域或極少量樣品以 X 射線光源聚焦 1mm 或 2mm 出光，用面偵測器 Eiger 250、30 sec/step、 $2\theta=5^{\circ}\sim 90^{\circ}$ 收集繞射訊號。

三、結果與討論

(一) 樣品外觀(如表 1、表 2、表 3)

1. 電弧爐煉鋼氧化渣

- (1) 碳鋼製程:粗操質硬、塊狀、不規則孔洞、黑褐色、表面含明顯的紅褐色鐵氧化物銹斑，鑲埋切割面為黑色、有大小不一、未氧化的金屬鐵。
- (2) 不鏽鋼製程:質硬、粉末或粒狀、塊狀、灰色、灰黑色摻雜白色、褐色、銹斑等不同外觀，鑲埋切割面為黑色及有大小不一、未氧化的金屬鐵，S-4 公司含有未融化之金屬。

2. 電弧爐煉鋼還原渣

- (1) 碳鋼製程:為灰色粉末比例高、顆粒部分表面被灰色包覆含銹斑。
- (2) 不鏽鋼製程:鑲埋切割面含少量未氧化的金屬鐵。S-1 公司灰色、白色顆粒及粉末、斷面有看到表面灰色、部分顆粒斷面為綠色，S-2 公司灰色顆粒及粉末，鑲埋切面深黑綠色，S-3 公司灰色粉末，少量顆粒，摻雜少量白色粉末，S-4 公司灰色粉末及易碎顆粒，部分表面有淺淺的綠色。

3. 一貫作業煉鋼爐渣(石)外觀

- (1) 高爐石:水淬方式冷卻稱為水淬高爐石，均勻小顆粒、透明玻璃狀；另以空氣冷卻稱為氣冷高爐石，大顆粒、灰黑色、有氣孔、偶有銹斑。
- (2) 脫硫石:灰色固體、摻雜亮亮的碎片、有銹斑。
- (3) 轉爐石:大顆粒、表層灰色、內部為黑色。

(二) WDXRF 元素分析(均質化分析結果，彙整如表 4)

1. 電弧爐煉鋼氧化渣的元素組成

- (1) 碳鋼製程:Ca/Si 比值大於 0.5，主要元素為鐵(約 17%~24%)，Mn 含量約 2~4%、外觀分布明顯的紅褐色的氧化鐵、CaO/SiO₂ 鹽基度比值低(約 1.7~2.8) 爐渣活性小。
- (2) 不鏽鋼製程:Ca/Si 比值大於 0.5，主要元素為 Ca(約 15%~30%)、Mn 含量約 1~3%、**F 含量 0.5~1.5%**、Fe 含量低(2%以下)、Cr 為特徵元素含量(約 2%~8%)，CaO/SiO₂ 鹽基度比值低(約 1.8~2.3) 爐渣活性小。S-4 公司特殊鋼製程 Ca/Si 比值大於 0.5，主要元素為 Ca(約 18%)、Fe 含量(約 10%)、Cr 為特徵元素含量(約 4%)，CaO/SiO₂ 鹽基度比值低(約

1.8) 爐渣活性小。

2. 電弧爐煉鋼還原渣的元素組成

- (1) 碳鋼製程:Ca/Si 比值大於 0.5，主要元素為 Ca(約 20%~37%)、Fe 含量低(6%以下)、Mn 含量較氧化渣低一個級數(約 0.2%~2%)、還原渣有加入 CaF_2 作為除渣劑，F 含量約 1~2%、CaO/SiO₂ 鹽基度比值高(約 2.0~3.5) 爐渣活性高。
- (2) 不鏽鋼製程:Ca/Si 比值大於 0.5，主要元素為 Ca(約 25%~37%)、Fe 含量低(4%以下)、S 含量約 0.1%~0.6%、Cr 為特徵元素含量(約 0.3%~3%)，F 含量約 1~2%、CaO/SiO₂ 鹽基度比值高(約 2.0~3.5) 爐渣活性高。S-4 公司特殊鋼製程 Ca/Si 比值大於 0.5，主要元素為 Ca(約 30%~38%)、Fe 含量低(1.5%以下)、Cr(約 0.2%)、F 含量約 1~2%、特殊鋼因對鋼的品質要求高，加入金屬鋁去除鋼水中的氧，故 Al 含量較高(約 4%~7%)可作為特徵元素，CaO/SiO₂ 鹽基度比值高(約 3~4.8) 爐渣活性高。

3. 一貫作業煉鋼

- (1) 高爐石: Ca/Si 比值大於 0.5，主要元素為 Ca(約 18%~25%)、Al(約 2~5%)、Si(約 4~10%)、Fe 含量低(1%以下)、CaO/SiO₂ 鹽基度比值低(約 1.6~2.8) 爐渣活性低。
- (2) 脫硫石: Ca/Si 比值大於 0.5，主要元素為 Ca(約 25%~40%)、Al(約 2~4%)、Si(約 3~10%)、Fe 含量(約 3%~6%)、CaO/SiO₂ 鹽基度比值範圍廣(約 1.5~7.2)，特徵元素為 S(含量約 0.2%~1.5%)。
- (3) 轉爐石: Ca/Si 比值大於 0.5，主要元素為 Ca(約 25%~35%)、Al(約 1~5%)、Si(約 2~7%)、Fe 含量(約 1%~20%)、CaO/SiO₂ 鹽基度比值範圍廣(約 3.5~5.8)，特徵元素為 P(含量約 0.01%~1.1%)。

(三) XRD 結晶物種分析(均質化分析結果，如圖 1、2、3)^{5,6}

將樣品乾燥研磨通過 100 mesh 均質化後進行粉末繞射分析，圖譜經原廠 EVA 軟體比對結晶物種、TOPAS 軟體及國際繞射資料庫無機類結構資料 ICDD PDF4+計算結晶相比例^{4,5}，分析各類爐渣結晶物種及其中之比例，以下各爐渣結晶物種依其比例，含量最高的為主要結晶物種。結晶物種與鹽基度相關，鹽基度高者，主要結晶物種為具有活性的矽酸鈣(Ca_2SiO_4)、鹽基度低者，主要結晶物種為鋁鈣黃長石(Gehlenite)、鎂薔薇輝石(Merwinite)等。

1. 電弧爐煉鋼氧化渣

將樣品均質化通過 100 mesh，依 XRD 操作 SOP 製備分析樣品，分析強度須達 5000cps，繞射圖譜藉由儀器軟體及 ICDD PDF4+(含結構資料)進行結晶物種定性及物種比例分析。

- (1) 碳鋼製程:鹽基度低(約 1.7~2.8)，主要為惰性物質鋁鈣黃長石(Gehlenite, $\text{Ca}_2\text{Al}_2\text{SiO}_7$)、鐵含量高，故均有看到氧化鐵，其他常見如鎂薔薇輝石(Merwinite, $\text{Ca}_3\text{Mg}(\text{SiO}_4)_2$)、鈣鎂黃長石(Akermanite, $\text{Ca}_2\text{Mg}(\text{Si}_2\text{O}_7)$)，亦含有活性成分矽酸鈣(Ca_2SiO_4)、部分業者含少量 5% 以下的氧化鎂(MgO)。
- (2) 不鏽鋼製程:鹽基度低(約 1.8~2.3)，主要結晶物種含惰性物質鈣鎂黃長石(Akermanite, $\text{Ca}_2\text{Mg}(\text{Si}_2\text{O}_7)$)、其他常見如 槍晶石(Cuspidine, $\text{Ca}_4(\text{Si}_2\text{O}_7)(\text{OH})_{0.5}\text{F}_{1.5}$)、鎂薔薇輝石(Merwinite, $\text{Ca}_3\text{Mg}(\text{SiO}_4)_2$)、矽酸鈣(Ca_2SiO_4)、氧化鐵、5~10%氧化鎂(MgO)。S-4 公司

特殊鋼製程鹽基度低(約 1.8)，主要結晶物種為鋁鈣黃長石(Gehlenite, $\text{Ca}_2\text{Al}_2\text{SiO}_7$)、其他常見如鎂薔薇輝石(Merwinite, $\text{Ca}_3\text{Mg}(\text{SiO}_4)_2$)、鈣鎂黃長石(Akermanite, $\text{Ca}_2\text{Mg}(\text{Si}_2\text{O}_7)$)、氧化鐵、碳酸鈣。

2. 電弧爐煉鋼還原渣

- (1) 碳鋼製程:鹽基度高(約 2.0~3.5)，主要結晶物種為矽酸鈣(Ca_2SiO_4)，其他常見如鈣鎂薔薇輝石(Merwinite, $\text{Ca}_3\text{Mg}(\text{SiO}_4)_2$)、鋁鈣黃長石(Gehlenite, $\text{Ca}_2\text{Al}_2\text{SiO}_7$)、**槍晶石(Cuspidine, $\text{Ca}_4(\text{Si}_2\text{O}_7)(\text{OH})_{0.5}\text{F}_{1.5}$)**、碳酸鈣及會造成體積膨脹的 MgO (約 2~15%以下)；另除**槍晶石**外，另有以 Fluormayenite($\text{Ca}_6\text{Al}_7\text{O}_{16}\text{F}$)結晶物種。
- (2) 不鏽鋼製程:鹽基度高(約 2.7~3.5)，主要結晶物種為矽酸鈣(Ca_2SiO_4)、其他常見如**槍晶石(Cuspidine, $\text{Ca}_4(\text{Si}_2\text{O}_7)(\text{OH})_{0.5}\text{F}_{1.5}$)**、碳酸鈣、 CaF_2 及會造成體積膨脹的 MgO (約 5~30%)等。S-4 公司特殊鋼製程鹽基度高(約 4.8)，主要結晶物種為 Fluormayenite($\text{Ca}_6\text{Al}_7\text{O}_{16}\text{F}$)、其他如矽酸鈣(Ca_2SiO_4)、 CaF_2 、碳酸鈣、氫氧化鈣。

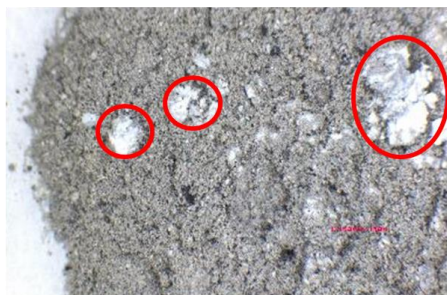
3. 一貫作業煉鋼廠

- (1) 水冷高爐石:屬於高溫爐渣急速淬水，故無結晶相。
- (2) 氣冷高爐石:鹽基度低(約 1.6~1.9)，主要結晶物種為惰性物質鈣鎂黃長石(Akermanite, $\text{Ca}_2\text{Mg}(\text{Si}_2\text{O}_7)$)約含 90%以上，其他含少量如氧化鐵、 CaSiO_3 。
- (3) 脫硫石:鹽基度低(約 1.5~7.2)，主要結晶物種為石墨 C、其他如矽酸鈣(Ca_2SiO_4)、氫氧化鈣、氧化鐵等。

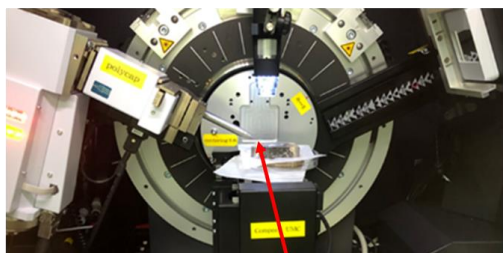
(四) 微區域分析

有別於前述均將樣品研磨均質化後分析，微區域分析可以針對及極少量粉末或固體塊狀爐渣的切面特定不同的位置分析，這些特定位置的特徵在前述均質化後，常常會因為量少看不到，但這些特徵很可能是來自煉鋼爐脫落的保溫材，或者爐渣冷卻時形成的特定的元素或結晶物種聚集在一起，本計畫延續去年(111 年)發展塊狀樣品製備技術，以樹脂鑲埋塊狀爐渣後之切割面，以銅膠標示分析特定位置，先以 $\mu\text{-XRF}$ 聚焦成 $425\mu\text{m}$ 出光分析微區域主要元素含量，提供 $\mu\text{-XRD}$ (聚焦成 2mm 點出光)繞射圖譜與 ICDD 結晶相資料庫比對之依據。大部分的氧化渣切面為連續的黑色、灰色、有孔洞、無明顯特殊的特徵，但很幸運仍找到以下案例

1. 電弧爐煉鋼不鏽鋼製程 S-3 公司還原渣為灰色粉末，在均質化粉末繞射分析結果，主要結晶物種為 43%矽酸鈣(Ca_2SiO_4)、23%氧化鎂(MgO)。將樣品在立體顯微鏡下放大(如下左圖)看到灰色粉摻雜少量白色粉末，在顯微鏡視野中挑出，以點出光之光源(如下右圖)很適合執行少量樣品分析，分析結果結晶物種主要為氧化鎂(約 49%)、矽酸鈣、碳酸鈣、氫氧化鈣、氫氧化鎂，氧化鎂會繼續水化形成氫氧化鎂，是造成後續應用時體積膨脹的主要成分^{7,8}。



微區繞射分析極少量樣品



點出光

白色粉末

49% 氧化鎂(Periclase · MgO)

28% 碳酸鈣(Calcite · $CaCO_3$)

12% 矽酸鈣(Larnite · Ca_2SiO_4)

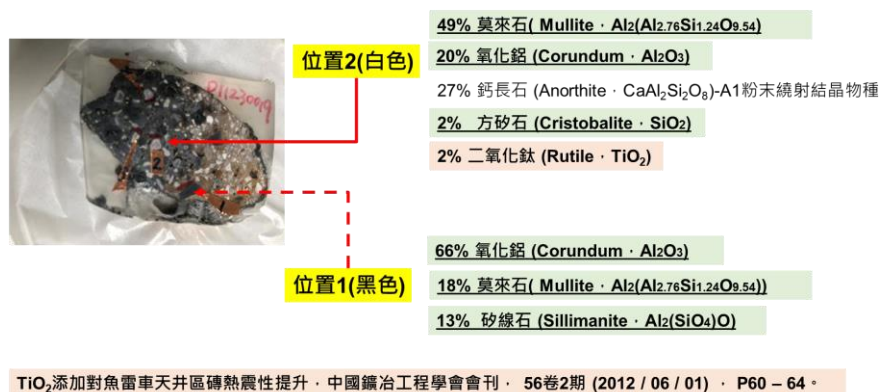
8% 氫氧化鈣(Portlandite · $Ca(OH)_2$)

4% 氫氧化鎂(Brucite · $Mg(OH)_2$)

2. S-4 公司氧化矽，在粗碎過程發現有一些分散的無銳角的顆粒(左圖藍色標示)，與氧化矽破碎後具有明顯銳角應係不同來源，收集(右圖)並分析結果為 95%二氧化矽、及 5%氧化鐵(Fe_2O_3 ，係表面沾附之氧化鐵)，研判為來自保溫材脫落下來的矽砂。



3. A-1 公司脫硫石樣品切面可以看到明顯白色、黑色分開不同區域，具有微區域分析的條件，分析結果為保溫材莫來石、氧化鋁、矽線石及、高溫燒灼後的方矽石及可以提升耐火磚的熱震性的二氧化鈦(TiO_2)⁷。



四、結論

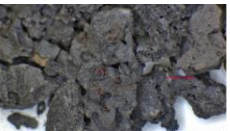
- (一) 本計畫將所採樣品，逐一建置由外觀、元素、結晶物種等特徵整理作為資料庫，以利不明爐渣鑑別用。
- (二) 因相同製程的產品很相似，產出之爐渣外觀亦很相近，最容易辨識的渣例如碳鋼製程氧化渣的外觀明顯黑色、含銹斑、堅硬、粗糙、有孔洞、表層無灰色粉末，一貫作業煉鋼廠水淬高爐石為過冷物質、顆粒狀玻璃。
- (三) 元素分析部分，碳鋼製程氧化渣的鐵含量高，所以很容易看到銹斑。鉻元素為不鏽鋼製程氧化渣的特徵(約 2 至 8%)；一貫作業煉鋼廠高爐石及鐵水由底部排出，透過特殊的分離設計，高爐石中的鐵含量在 2%以下；在碳鋼製程氧化渣及一貫作業高爐石中不含氟元素，脫硫石的特徵為硫、轉爐石的特徵為磷。
- (四) 結晶物種之相轉變受成份、溫度及時間之影響程度皆有所不同，爐渣不是產品，只要鐵水或鋼水符合產品要求即出渣，看似沒有規則，但本年度發現由鹽基度 CaO/SiO_2 高的渣(如還原渣、轉爐石)，結晶物種以矽酸鈣(Ca_2SiO_4)佔結晶相比比例的第一位；鹽基度 CaO/SiO_2 的低渣(如氧化渣)較容易看到長石類、薔薇輝石； CaF_2 造渣後常形成 **槍晶石(Cuspidine, $\text{Ca}_4(\text{Si}_2\text{O}_7)(\text{OH})_{0.5}\text{F}_{1.5}$)**，另對於鋼水中含氧量要求高者，加入金屬鋁去氧後，與氟形成 **Fluormavenite($\text{Ca}_{12}\text{Al}_{14}\text{O}_{32}\text{F}_2$)結晶**；不鏽鋼製程精煉時間長，還原渣中氧化鎂含量最高(約 2 ~25%)。一貫作業煉鋼廠水淬爐石無結晶相，脫硫石特徵為含有石墨，轉爐石含**黑鈣鐵礦(Srebrodolskite)**。
- (五) 微區分析特定位置或少量樣品，提供煉鋼爐脫落的保溫材、或不鏽鋼還原渣粉末中摻雜不均勻分布的白色粉末主要為會造成體積膨脹的氧化鎂等訊息。

參考文獻

1. 蔡坤龍、葉玉珍、李其欣、李長平、曹明浙、許志福、黃豐文、鄭先佑、徐美榕、陳明妮 高月裡、張雪妮、李如訓、郭季華、潘復華等，2021，電弧爐煉鋼業無機物指紋鑑識計畫。
2. 電弧爐還原渣安定化技術手冊，經濟部工業局編印。
3. 鋼鐵產業再利用資源管理，台灣鋼鐵工業同業公會，2020.10.
4. 轉爐石作為道路基底及工程土方材料再生利用之力學研究，中國土木水利工程學刊，vol.17，No.2,P245-256。

5. 陳純森，爐渣到底可不可用?社團法人臺灣省土木技師公會，1023，105 年 7 月 16 日。
6. 樂秀虎、朱偉新、張友生，用 J 值法測定鋼渣中游離氧化鈣[J]. 鋼鐵研究, 1989(2):77-82. 27.
7. 張傑、田秀梅、戚淑芳等，鋼渣中游離氧化鎂含量的測定[J]. 中國無機分析化學, 2011, 01(2):54-57.
8. TiO₂ 添加對魚雷車天井區磚熱震性提升，中國鑛冶工程學會會刊，56 卷 2 期 (2012 / 06 / 01)，P60 – 64。
9. 李育成、楊金成、蔡立文、俞明塗，轉爐渣改植技術在中鋼之應用與突破，中國鑛冶工程學會會刊(202014/12)。
10. 陳盈良，「淺談爐渣的宿命與資源化的重要性」，<https://www.cienve.org.tw>。
11. Engström, F. 2007. Mineralogical influence of different cooling conditions on leaching behaviour of steelmaking slags (Doctoral dissertation, Luleå tekniska universitet).
12. Fisher, L., & Barron, A. 2021. Suitability of steel making slag as a construction material resource. Recent Progress in Materials, 3(3), 1-16.
13. Kukurugya, F., Nielsen, P., & Horckmans, L. 2020. Up-Concentration of Chromium in Stainless Steel Slag and Ferrochromium Slags by Magnetic and Gravity Separation. Minerals, 10(10), 906.
14. Yildirim, I. Z., & Prezzi, M. 2011. Chemical, mineralogical, and morphological properties of steel slag. Advances in civil engineering.
15. Nebreda-Rodrigo, F. J., Terrones-Saeta, J. M., Suárez-Macías, J., Moreno-López, E. R., Corpas-Iglesias, F. A., & Martínez-García, C. 2021. Utilisation of Mining Waste from the Steel Industry, Ladle Furnace Slags, as a Filler in Bituminous Mixtures of Continuous Grading. Metals, 11(9), 1447.
16. Tsakiridis, P. E., Papadimitriou, G. D., Tsivilis, S., & Koroneos, C. 2008. Utilization of steel slag for Portland cement clinker production. Journal of hazardous materials, 152(2), 805-811.
17. 劉沛宏、莊世群、張小萍、郭雅慧等，2010，「污染源鑑識資料庫建置與應用」，20 週年所慶研討會論文集，行政院環境保護署環境檢驗所，p.95-102。

表 1 立體顯微鏡下碳鋼氧化渣-黑色、粗糙、銹斑及氣孔

					
樣品來源	C1	C2	C3	C4	C5
CaO/SiO ₂	1.9	2.3	2.5	2.8	2.2
1.7-2.8					

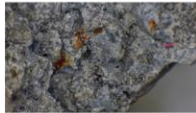
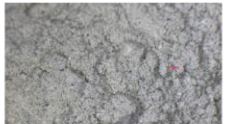
						
樣品來源	C6	C7	C8	C9	C10	A2
CaO/SiO ₂	3.7	1.7		1.6		2.8

表 2 立體顯微鏡下碳鋼製程還原渣-灰色、粉末多及無明顯氣孔

					
樣品來源	C1	C2	C3	C4	C5
CaO/SiO2	2.8	3.0	2.5	3.5	2.0
(2.0-3.5)					

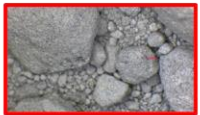
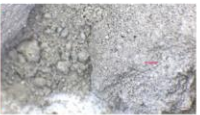
						
樣品來源	C6	C7	C8	C9	C10	A2
CaO/SiO2	2.4	2.6	2.0	2.5	3.2	3.5

表 3 立體顯微鏡下不銹鋼製程氧化渣及還原渣外觀



氧化渣	S1	S2	S3	S4
CaO/SiO ₂	1.8	2.3	1.8	1.8
	1.8-2.3			



還原渣	S1	S2	S3	S4
CaO/SiO ₂	2.7	3.0	3.5	4.8
	2.7-4.8			

註:碳鋼製程以 C 表示，不銹鋼製程及特殊鋼以 S 表示，序號代表樣品來自不同公司

表 4 WDXRF 元素分析結果彙整表(均質化)

	電弧爐煉鋼 碳鋼製程		電弧爐煉鋼 不銹鋼製程		一貫作業 煉鋼製程		
	氧化渣	還原渣	氧化渣	還原渣	高爐石	脫硫石	轉爐石
Ca	14-25	20-35	18-30	32-38	18-23	18-40	25-35
Fe	12-28	1-6	1-10	0.5-2	<2	0.2-6	1-20
Mg	1-3	1-3	1-4	1-4	1-2	<1	1-2
Al	2-6	2-6	2-3	0.5-4	2-4	2-4	1-6
Si	4-7	6-9	6-8	4-8	4-10	4-10	2-7
Mn	2-4	0.2-2	1-3	<0.5	0.1-0.3	0.2-1	0.2-2
F	-	1-2	0.5-1.5	1-3	-	1.2(A1廠)	1.9(A2廠)
Cr	0.5-1.5	<0.3	2-8	0.2-3	<0.01	<0.1	<0.2
P	0.1-0.2	<0.02	<0.01	<0.01	<0.02	<0.05	0.01-1
S	0.1-0.2	0.1-1	0.1-0.4	0.2-0.6	0.3-0.6	0.2-1.5	0.1-0.5
CaO/SiO ₂	1.7-2.8	2.0-3.5	1.8-2.3	2.7-4.8	1.6-2.8	1.5-7.2	3.5-5.8

註:CaO/SiO₂ 鹽基度係由 Ca 及 Si 含量換算氧化物的比值

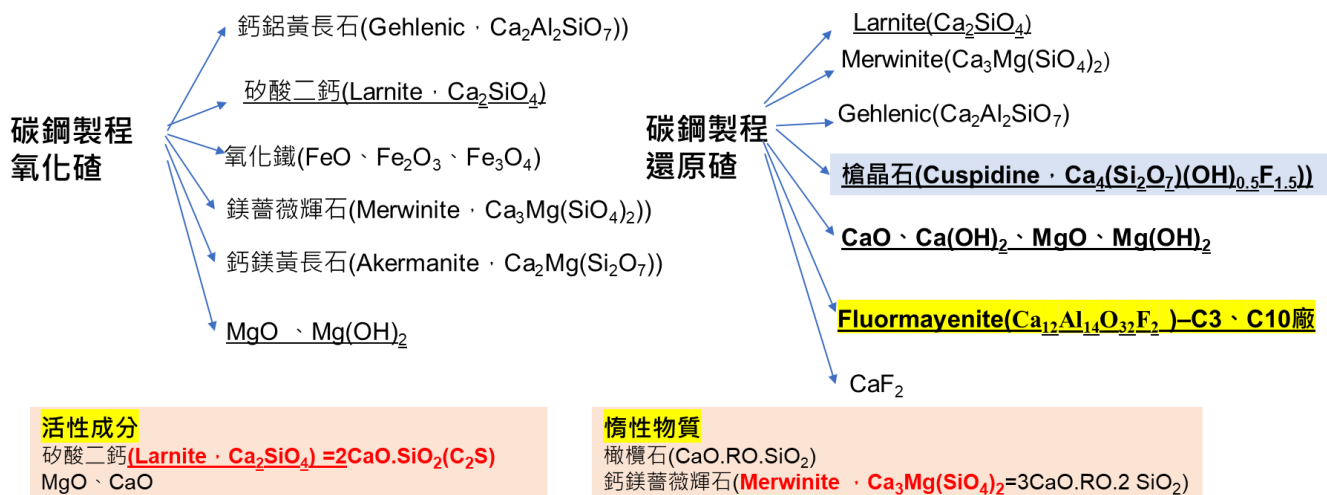


圖 1 電弧爐煉鋼碳鋼製程氧化渣、還原渣結晶物種

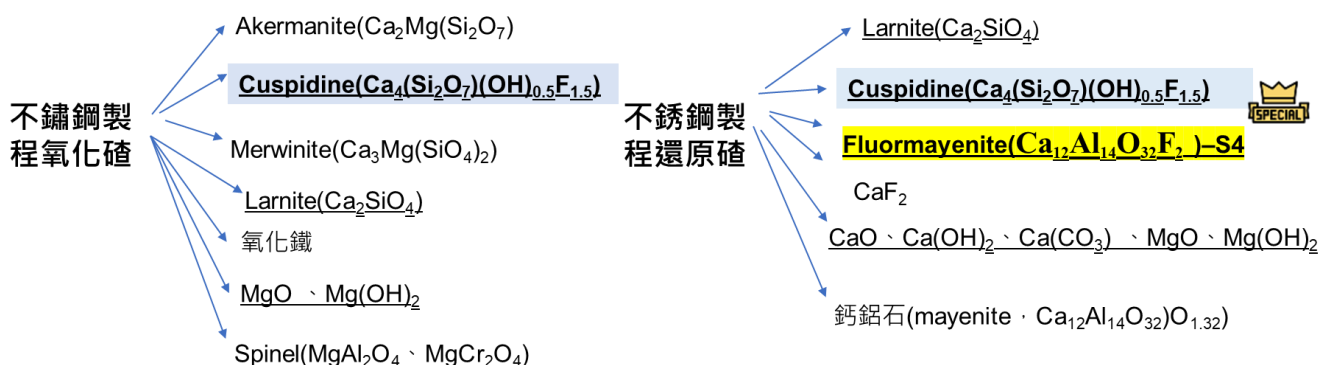


圖 2 電弧爐煉鋼不鏽鋼製程氧化渣、還原渣結晶物種

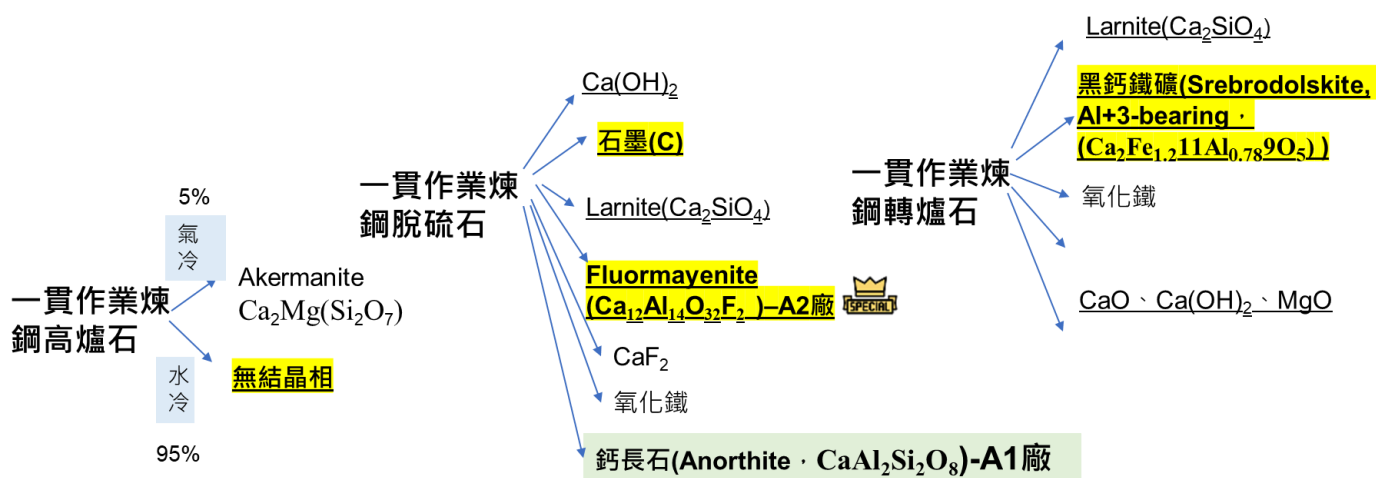


圖 3 一貫作業煉鋼爐石結晶物種

河川生物相鑑識技術

林哲雄¹ 李秋萍¹ 黃壬瑰¹ 楊喜男¹

¹國家環境研究院

摘要

環境中的微生物常為污染物第一接觸的對象也是對污染物反應最為敏感的族群，當受到污染物刺激後會產生對應現象造成其功能性基因改變；因此，闡明環境中微生物群落的分類和功能差異對於了解生態系統過程中的作用至關重要。近年來，利用次世代定序(Next Generation Sequencing, NGS)之總體基因體學(Metagenomics)與總體轉錄體學(Metatranscriptomics)開始應用於微生物生態學研究，這些高通量分子工具取決於正確分析生物多樣性、功能和生態系統穩定性數據的能力。本院從103年起即投入相當心力，從污染場址的菌相調查與生物復育、優勢菌群的分布組成圖譜、總體轉錄體的表現與來源區域主成分追溯等，逐步發展至土壤、河川湖泊水體與底泥、廠商事業製程與放流水體污染源的整體規劃調查研究，探討微生物菌群變化與環境污染源之相關性，利用隱性狀態重建進行菌群進化研究(Phylogenetic Investigation of Communities by Reconstruction of Unobserved States, PICRUST) 與霰彈槍定序法(Shotgun sequencing)推斷微生物群落的功能性途徑概況。發展至今，我們發現微生物群落與污染環境的相互作用，顯示出不同優勢菌群間代謝變異與相對應之特定標的訊號基因與因子，可作為監測受污染環境的生態參數，因此我們亦著手開發以微生物指標表現因子的分子生物與抗體快速篩檢技術。

關鍵詞：次世代定序、總體基因體學、總體轉錄體學、隱性狀態重建進行菌群進化研究、霰彈槍定序法

一、前言及研究目的

微生物群落是水生環境的基本組成，在驅動全球能量通量和生物地球化學循環中起著至關重要的作用[1]；例如，細菌會影響海洋，湖泊和河流生態系統中的碳，氮，磷和硫通量[2-6]；微生物擁有極大的多樣性、生物累積量與活性[7-8]，研究微生物群落的分類和功能組成可協助了解生態系統的轉變因應過程和機制[9-10]。PICRUST 是一種生物信息學軟體套件，主要根據標記基因(例如16S rRNA)調查和完整基因組預測總體基因體功能含量。宏基因組測序的目的是從一個環境中採樣所有基因，並可以產生詳細的代謝和功能圖譜，高通量基因測序可促進對微生物生態學的理解並從此生物技術中得到了廣泛應用[11-12]，諸如細菌和古細菌的16S rRNA 基因(16S)等標記常用於表徵環境樣品的分類學組成和系統發育多樣性。

本研究將針對急水溪、北港溪、富林溪與朴子河流域周邊廠商其事業製程水與放流水之水體樣品檢測菌群組成分布，調查廠商類別包括紙業、食品業、金屬製造加工業、金屬基本工業、金屬表面處理業、畜牧業、電子業、電鍍業、皮革製品業、印染整理業與石油化學業等共16家廠商，採集之水體樣品以總體基因體數據導入 PICRUST 進行 KEGG 3階段功能性途徑預測分析，據以推斷微生物群落的功能性途徑概況，揭示各廠商類別事業製程水與放流水之水體與微生物群落之間的關係，對於理解河川流域的人為威脅如何轉移到下游水生生態系統至關重要。

二、研究方法

(一)儀器設備：

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

(二)試藥材料：

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

(三)方法：

1. 水體樣品採樣與檢測：水體採樣作業係由台灣檢驗科技股份有限公司（簡稱 SGS）辦理，採樣急水溪、北港溪、富林溪與朴子溪流域周邊廠商其製程水與事業放流水之水體，各採樣點所採集之水體樣品由本所執行菌相分析檢測，水質相關檢測則由 SGS 執行。
2. 採樣位置：各溪流流域鄰近之廠商採樣點編號與類別如表1

表1. 各溪流流域鄰近之廠商採樣點編號與類別說明表

溪流	採樣點編號	廠商類別	溪流	採樣點編號	廠商類別
急水溪	G8-1	紙業廠商(製程水)	富林溪	L1	造紙業廠商(製程水)
	G8-2	紙業廠商(放流水)		L2	造紙業廠商(放流水)
	G9-1	食品業廠商(製程水)		L3	金屬基本工業廠商(製程水)
	G9-2	食品業廠商(放流水)		L4	金屬基本工業廠商(放流水)
	G10-1	金屬製造加工業廠商(製程水)		L5	第1家印染整理業廠商(製程水)
	G10-2	金屬製造加工業廠商(放流水)		L6	第1家印染整理業廠商(放流水)
	G11-1	畜牧業廠商(製程水)		L7	第2家印染整理業廠商廠商(製程水)
	G11-2	畜牧業廠商(放流水)		L8	第2家印染整理業廠商廠商(放流水)
北港溪	B7-1	畜牧業廠商(製程水)	朴子溪	Z1	金屬表面處理業廠商(製程水)
	B7-2	畜牧業廠商(放流水)		Z2	金屬表面處理業廠商(放流水)
	B8-1	食品業廠商(製程水)		Z3	電鍍業廠商(製程水)
	B8-2	食品業廠商(放流水)		Z4	電鍍業廠商(放流水)
	B9-1	電子業廠商(製程水)		Z5	石油化學業廠商(製程水)
	B9-2	電子業廠商(放流水)		Z6	石油化學業廠商(放流水)
	B10-1	皮革製品業廠商(製程水)		Z7	畜牧業廠商(製程水)
	B10-2	皮革製品業廠商(放流水)		Z8	畜牧業廠商(放流水)

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

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

- (1) 水體樣品500 mL 劇烈搖晃 25 次以上，以使樣品充分混合均勻。
- (2) 以無菌鑷子夾起無菌濾膜，放在無菌過濾裝置之有孔平板上，小心將濾杯固定。加入適量無菌稀釋液，以測定過濾設備是否裝置妥當。
- (3) 水體樣品500 mL 分次倒入至無菌過濾器中過濾。過濾後，再以 20 mL 以上之無菌稀釋液沖洗濾杯。
- (4) 沖洗過濾後，將濾杯移開，儘速以無菌鑷子夾起過濾後之濾膜置於無菌培養皿，完成水體樣品之

微生物收集。

5. DNA 萃取：將方法4.(4)水體樣品過濾完成之濾膜以無菌鑷子夾起，以無菌剪刀剪碎濾膜將剪碎濾膜置入 PowerBead Tubes 中，翻轉混合均勻，隨後依照 DNA 萃取試劑套組原購置廠商(Qiagen Inc., Germany)提供之萃取步驟與方法。

6. 總體基因體學之菌相定序與 PICRUST 分析：

(1) 文庫建立：將萃取之 DNA 片段化並修飾尾端，接上 Adapter。

(2) 模板建立：進行乳膠 PCR 反應，分離增富之模板微粒。

(3) 晶片核酸序列定序：核酸序列延展時，每加入1個核苷酸就會釋放1個氫離子，使晶片孔洞微環境中氫離子濃度上升，pH 值相對下降，將 pH 值下降訊號轉換成微電壓訊號，經由電腦紀錄就成為核酸序列密碼順序。

(4) 菌相資料分析：將核酸序列分析資料經由網路傳送 Ion torrent reporter software (Thermo Fisher Scientific, USA)比對微生物之種類，並進行統計與結果分析。

(5) PICRUST 分析：委託威健股份有限公司協助執行 PICRUST 三階段分析。

三、結果與討論

1. 優勢菌屬分析

我們將廠商製程水與放流水水體樣品菌相組成比例大於1%之菌屬列為優勢菌屬更進一步整理統計，各家廠商的水體菌相在優勢菌屬的分布與組成出現更明顯差異；觀察急水流域周邊廠商之事業製程水與放流水水體優勢菌屬(表2)，以廠商行業別比較，紙業廠商之製程水與放流水水體有高比例之 *Acinetobacter*，分別為22.09%與13.44%；食品業廠商之製程水與放流水水體有相當高比例之 *Zoogloea*，分別為52.73%與59.72%；金屬製造加工業廠商之製程水與放流水水體有高比例之 *Indibacter*，分別為8.6%與14%，其次有高比例之 *Halomonas*，分別為5.44%與5.17%，有高比例之 *Marinobacter*，分別為5.20%與4.65%，另有高比例之 *Methylophaga*，分別為4.56%與4.19%；畜牧業廠商之製程水與放流水水體優勢菌科較為分散，主要為 *Clostridium*，分別為6.44%與4.01%。再以同家廠商之事業製程水與放流水之優勢菌屬組成比例比較觀察，紙業廠商之製程水有高比例之 *Sideroxydans* 為5.09%，放流水則無此菌屬，反之放流水有高比例之 *Legionella* 為11.52%，製程水則僅有1.37%，另外放流水有高比例之 *Mycobacterium* 與 *Hyphomicrobium*，分別為5.23%與5.84%，製程水則無；食品業廠商之放流水有高比例之 *Aeromonas* 為11.01%，製程水則僅有1.79%；金屬製造加工業廠商之製程水與放流水水體優勢菌屬差異較小；畜牧業廠商之製程水有高比例之 *Trichococcus* 為5.80%，放流水則無此菌屬，反之放流水有高比例之 *Acinetobacter* 與 *Aeromonas*，分別為7.68與5.88%，製程水則無。

表2.急水流域周邊廠商事業水體樣品優勢菌屬分布與組成(數據單位為%)

廠商類別	紙業		食品業		金屬製造加工業		畜牧業	
採樣水體	製程水	放流水	製程水	放流水	製程水	放流水	製程水	放流水
樣品編號	G8-1	G8-2	G9-1	G9-2	G10-1	G10-2	G11-1	G11-2
<i>Zoogloea</i>			52.73	59.72				1.45
<i>Acinetobacter</i>	22.09	13.44						7.68
<i>Indibacter</i>					8.60	14.00		
<i>Aeromonas</i>			1.79	11.01				5.88
<i>Legionella</i>	1.37	11.52						
<i>Clostridium</i>	1.07	1.08					6.44	4.01
<i>Arcobacter</i>	1.92						1.71	7.01
<i>Halomonas</i>					5.44	5.17		
<i>Marinobacter</i>					5.20	4.65		
<i>Methylophaga</i>					4.56	4.19		

Trichococcus	1.15	1.46					5.80	
Mycobacterium		5.23	1.73					
Microcella					4.67	2.16		
Hyphomicrobium		5.84						
Sideroxydans	5.09							
Pseudomonas	1.88							1.78
Algoriphagus					1.17	2.13		
Prevotella				2.72				
Idiomarina						2.50		
Aliidimarina						2.37		
Turicibacter							2.28	
Geodermatophilus	2.04							
Alcaligenes					2.00			
Methylococcus								2.00
Bacteroides								1.87
Aquabacterium			1.80					
Dechloromonas	1.81							
Ruminococcus							1.79	
Mycetocola						1.69		
Rhodobacter			1.59					
Acholeplasma								1.46
Perlucidibaca		1.41						
Vogesella			1.31					
Loktanella						1.30		
Corynebacterium								1.27
Aurantimonas				1.22				
Proteocatella	0.01						1.16	
Gallicola		1.12						
Salegentibacter					1.12			
Proteiniclasticum								1.10
Arcicella	1.06							
Pusillimonas					1.04			
Bilophila							1.03	
Aquicola			1.00					

觀察北港溪流域周邊廠商之事業製程水與放流水水體優勢菌屬(表3)，以廠商行業別比較，畜牧業廠商之製程水與放流水水體有較高比例之 Clostridium，分別為13.13%與12.00%；食品業、電子業與皮革製品業廠商之製程水與放流水水體皆無高比例之相同優勢菌科。再以同家廠商之事業製程水與放流水之優勢菌屬組成比例比較觀察，畜牧業廠商之製程水有高比例 Arcobacter 為11.14%，放流水則僅有2.74%，另放流水有高比例 Flavobacterium 與 Shewanella 分別5.19%與為12.07%，製程水則無；食品業廠商之製程水有高比例 Prevotella 為30.52%，放流水則無，反之放流水有相當高比例之 Thiothrix 為61.4%，製程水則僅為1.37%，另放流水有高比例之 Thauera 為23.46%，製程水則僅為1.13%；電子業

廠商之製程水與放流水有很大差異，製程水有高比例 *Acidiphilium*、*Acinetobacter*、*Malikia* 與 *Comamonas*，分別為37.1%、9.36%、13.85%與7.16%，放流水則無，而放流水有高比例之 *Flavobacterium* 與 *Pseudomonas*，分別為21.88%與11.64%，在製程水則皆未出現；皮革製品業廠商之製程水有高比例之 *Brachymonas*、*Acidovorax*、*Diaphorobacter* 與 *Xanthobacter*，分別為12.41%、6.18%、7.26%與6.61%，放流水則無，反之放流水有高比例之 *Nitrosospira* 與 *Legionella*，分別為12.85%與11.41%，在製程水則無。

表3.北港河流域周邊廠商事業水體樣品優勢菌屬分布與組成(數據單位為%)

廠商類別	畜牧業		食品業		電子業		皮革製品業	
採樣水體	製程水	放流水	製程水	放流水	製程水	放流水	製程水	放流水
樣品編號	B7-1	B7-2	B8-1	B8-2	B9-1	B9-2	B10-1	B10-2
<i>Thiothrix</i>			1.37	61.40				
<i>Acidiphilium</i>					37.10			
<i>Clostridium</i>	13.13	12.00	9.08					
<i>Prevotella</i>			30.52					
<i>Flavobacterium</i>		5.19				21.88		
<i>Thauera</i>			1.13	23.46				2.27
<i>Acinetobacter</i>	4.83		2.25		9.36		2.11	
<i>Shewanella</i>		12.07					4.22	
<i>Arcobacter</i>	11.14	2.74				1.25		
<i>Malikia</i>					13.85			
<i>Nitrosospira</i>								12.85
<i>Legionella</i>						1.23		11.41
<i>Brachymonas</i>							12.41	
<i>Pseudomonas</i>						11.64		
<i>Acidovorax</i>						3.59	6.18	
<i>Comamonas</i>		1.03			7.16			
<i>Diaphorobacter</i>							7.26	
<i>Sphingobium</i>							5.53	1.17
<i>Xanthobacter</i>							6.61	
<i>Selenomonas</i>			4.95					
<i>Zoogloea</i>					2.21			2.68
<i>Herbaspirillum</i>					4.80			
<i>Alicyclophilus</i>							4.72	
<i>Hydrogenophaga</i>		1.30				3.10		
<i>Methylococcus</i>		4.40						
<i>Syntrophus</i>	4.34							
<i>Hyphomicrobium</i>								4.22
<i>Gemmobacter</i>		1.18				3.03		
<i>Leucobacter</i>		3.29						
<i>Turicibacter</i>		2.91						
<i>Dokdonella</i>						2.71		

Aeromonas						2.57		
Bacillus					2.57			
Filomicrobium								2.48
Pseudoxanthomonas								2.39
Dechloromonas					2.33			
Cryobacterium								2.11
Bosea							2.02	
Pleomorphomonas							2.02	
Sulfuricurvum	1.92							
Alicyclobacillus					1.69			
Salinibacterium								1.62
Arenimonas						1.52		
Cloacibacterium							1.50	
Stenotrophomonas							1.36	
Desulfovibrio	1.33							
Bulleidia			1.33					
Anaerocella	1.29							
Acidocella					1.26			
Burkholderia								1.19
Rhizobium							1.05	
Rhodobacter		1.00						
Sedimentibacter	1.00							

觀察富林河流域周邊廠商之事業製程水與放流水水體優勢菌屬(表4)，以廠商行業別比較，造紙業廠商之製程水與放流水水體有較高比例之 Bacteroides，分別為39.22%與25.45%；金屬基本工業廠商之製程水與放流水水體有較高比例之 Rheinheimera，分別為34.01%與30.82%，另有高比例之 Vogesella，分別為35.35%與20.61%；第1家與第2家印染整理業廠商之製程水(編號 L5與 L7)與放流水(編號 L6與 L8)水體之優勢菌屬差異則較大。再以同家廠商之事業製程水與放流水之優勢菌屬組成比例比較觀察，造紙業廠商事業製程水與放流水之優勢菌屬並無大比例之差異；金屬基本工業廠商之製程水與放流水差異，主要是製程水有較高比例之 Flavobacterium 為14.08%，放流水則僅為2.91%；第1家印染整理業廠商之製程水(編號 L5)與放流水(編號 L6)水體之優勢菌屬差異，主要是製程水(編號 L5)有很高比例之 Aeromonas、Tepidicella 與 Tepidimonas，分別為16.24%、16.32%與9.03%，放流水(編號 L6)則無，而放流水(編號 L6)有高比例之 Hydrogenophaga、Acidaminobacter 與 Fusibacter，分別為12.96%、10.96%與8.93%，製程水(編號 L5)則無；第2家印染整理業廠商之製程水(編號 L7)與放流水(編號 L8)水體之優勢菌屬差異，主要是製程水(編號 L7)有很比例之 Bacteroides、Acinetobacter、Pseudomonas、Tolumonas 與 Arcobacter，分別為33.79%、10.07%、9.93%、9.51%與8.26%，放流水(編號 L8)則無，而放流水(編號 L8)有高比例之 Flavobacterium 為11.44%，製程水(編號 L7)則無。

表4.富林河流域周邊廠商事業水體樣品優勢菌屬分布與組成(數據單位為%)

廠商類別	造紙業		金屬基本工業		印染整理業		印染整理業	
採樣水體	製程水	放流水	製程水	放流水	製程水	放流水	製程水	放流水
樣品編號	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8
Bacteroides	39.22	25.45					33.79	

Rheinheimera			34.01	30.82				
Vogesella			35.35	20.61		4.36		
Flavobacterium			14.08	2.91	1.93			11.44
Aeromonas	2.01				16.24		1.16	
Hydrogenophaga				4.71		12.96		
Tepidicella					16.32			
Acinetobacter				1.00			10.07	
Acidaminobacter						10.96		
Pseudomonas							9.93	
Tolumonas							9.51	
Tepidimonas					9.03			
Fusibacter						8.93		
Arcobacter							8.26	
Novosphingobium		1.75				1.10		2.73
Microbacterium	4.14	1.42						
Dechloromonas		1.66		3.42				
Prevotella	4.90							
Silanimonas					4.78			
Shewanella					4.37			
Herbaspirillum								4.34
Methylococcus		1.14						2.60
Desulfovibrio		3.11						
Hyphomicrobium								3.02
Acidovorax								3.01
Pseudoxanthomonas	2.91							
Bacillus	2.85							
Arenimonas								2.72
Bifidobacterium	1.49	1.19						
Cloacibacterium			2.57					
Polynucleobacter				2.40				
Sphaerotilus						2.03		
Thermoanaerobacterium	1.76							
Sporosolibacterium						1.76		
Leifsonia	1.74							
Azonexus						1.69		
Corynebacterium	1.41							
Cellvibrio							1.40	
Rhodobacter		1.26						

Zoogloea								1.10
Thauera				1.08				
Thermicanus	1.05							
Propionivibrio				1.02				

觀察朴子溪流域周邊廠商之事業製程水與放流水水體優勢菌屬(表5)，以廠商行業別比較，金屬表面處理業廠商之製程水與放流水水體有高比例之 *Aquabacterium*，分別為9.58%與10.97%，還有高比例之 *Rivibacter*，分別為6.78%與9.58%；電鍍業廠商之製程水與放流水水體之優勢菌屬差異較大並無高比例之相同優勢菌科；石油化學業廠商之製程水與放流水水體有高比例之 *Zoogloea*，分別為7.48%與6.92%，另有高比例之 *Vogesella*，分別為5.29%與5.66%；畜牧業廠商之製程水與放流水水體有較高比例之 *Clostridium*，分別為10.79%與11.89%。再以同家廠商之事業製程水與放流水之優勢菌屬組成比例比較觀察，金屬表面處理業廠商之製程水與放流水差異，主要是製程水有較高比例之 *Microbacterium* 為18.02%，放流水則無；電鍍業廠商之製程水與放流水差異，主要是製程水有很高比例之 *Acidocella* 為43.59%，放流水則僅為3.30%，而放流水有高比例之 *Halomonas* 為13.57%，製程水則僅為1.46%，另外放流水有高比例之 *Pandoraea*、*Halothiobacillus* 與 *Thiomonas*，分別為10.7%、10.7%與8.7%，製程水則無；石油化學業廠商之製程水與放流水差異，主要是製程水有高比例之 *Dechloromonas* 為19.42%，放流水則僅為2.87%，而放流水有高比例之 *Hydrogenophilus* 為10.72%，製程水則無；畜牧業廠商之製程水與放流水差異，主要是製程水有高比例之 *Thiobacillus* 為11.42%，放流水則為較低比例之4.27%，而放流水有高比例之 *Methylobacter* 與 *Denitratisoma*，分別為8.44與6.36%，製程水則無。

表5.朴子溪流域周邊廠商事業水體樣品優勢菌屬分布與組成(數據單位為%)

廠商類別	金屬表面處理業		電鍍業		石油化學業		畜牧業	
採樣水體	製程水	放流水	製程水	放流水	製程水	放流水	製程水	放流水
樣品編號	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	Z6	Z7	Z8
<i>Acidocella</i>			43.59	3.30				
<i>Acinetobacter</i>		1.47	6.00	2.29	8.45	2.75	2.86	2.54
<i>Clostridium</i>					1.28		10.79	11.89
<i>Dechloromonas</i>			1.02		19.42	2.87		
<i>Aquabacterium</i>	9.58	10.97	1.07					
<i>Microbacterium</i>	18.02							
<i>Rivibacter</i>	6.78	9.58						
<i>Zoogloea</i>			1.73		7.48	6.92		
<i>Thiobacillus</i>							11.42	4.27
<i>Halomonas</i>			1.46	13.57				
<i>Vogesella</i>					5.29	5.66		
<i>Hydrogenophilus</i>						10.72		
<i>Pandoraea</i>				10.7				
<i>Halothiobacillus</i>				10.7				
<i>Thiomonas</i>				8.70				
<i>Methylobacter</i>								8.44
<i>Denitratisoma</i>								6.36
<i>Bacillus</i>	3.17	2.97						

Limnobacter	1.39	4.20						
Novosphingobium	1.52	1.40	1.13					1.12
Enhydrobacter							4.81	
Paracoccus				2.11		1.06	1.38	
Actinomycetospora							4.51	
Aeromonas					1.48		2.87	
Geothrix				4.13				
Methylobacterium			3.86					
Sphingomonas							3.56	
Corynebacterium							3.43	
Prevotella					3.24			
Rhizobium		1.86					1.30	
Pseudonocardia							2.91	
Mycobacterium						2.82		
Tepidimonas						2.68		
Malikia					2.60			
Cloacibacterium				2.49				
Altererythrobacter	1.20	1.12						
Tolumonas					2.29			
Magnetospirillum				2.18				
Rhodobacter				2.05				
Sulfuritalea						1.80		
Propionibacterium			1.76					
Shewanella								1.62
Pusillimonas				1.61				
Thermomonas	1.53							
Staphylococcus			1.50					
Hyphomicrobium			1.48					
Curtobacterium						1.47		
Thauera						1.47		
Sphingobium			1.31					
Lactobacillus							1.29	
Castellaniella				1.22				
Deinococcus							1.20	
Desulfosporosinus				1.11				
Azospira		1.01						
Rubrivivax					1.01			
Alishewanella				1.00				

2. PICRUSt 第三階段分析 (KEGG 3 Pathways)

經由 PICRUSt 第三階段分析 (KEGG 3 Pathways)後，水體樣品推斷微生物群落的功能性途徑主要分類有289~328項功能性途徑，由於途徑較多不另詳述，不過我們特別將各事業製程水與放流水體整理統計59項代謝反應途徑與22項降解反應途徑。在代謝反應途徑中，將各採樣點其各自之59項代謝反應途徑比例總和後，數值範圍為25.5%~27.7%，其中較低者25.5%為急水溪流域周邊廠商紙業廠商之事業製程水，較高者27.7%為朴子溪流域周邊廠商電鍍業廠商之事業製程水。另外在代謝反應途徑中有1項途徑為 Metabolism of xenobiotics by cytochrome P450，比較此項因異生物質的代謝作用比例推測水體異生物質的含量，急水溪流域周邊廠商事業製程水與放流水體的此項途徑比例為0.03%~0.21%，最高者0.21%為紙業廠商之製程水，最低者0.03%為畜牧業廠商之放流水；北港溪流域周邊廠商事業製程水與放流水體的此項途徑比例為0.03~0.26%，最高者0.26%為電子業廠商之製程水，最低者0.03%為食品業廠商之製程水；富林溪流域周邊廠商事業製程水與放流水體的此項途徑比例為0.09%~0.28%，最高者0.28%為第1家印染整理業廠商之製程水(編號 L5)，最低者0.09%為食品業廠商之製程水；朴子溪流域周邊廠商事業製程水與放流水體的此項途徑比例為0.12%~0.29%，最高者0.29%為金屬表面處理業廠商之放流水，最低者0.12%為畜牧業廠商之放流水。

在22項降解反應途徑項目中，主要包括 Valine, leucine and isoleucine degradation、Benzoate degradation、Aminobenzoate degradation、Lysine degradation、Chloroalkane and chloroalkene degradation、Limonene and pinene degradation、Naphthalene degradation、Geraniol degradation、Toluene degradation、Polycyclic aromatic hydrocarbon degradation、Caprolactam degradation、Chlorocyclohexane and chlorobenzene degradation、Atrazine degradation、Bisphenol degradation、Other glycan degradation、Dioxin degradation、Nitrotoluene degradation、Xylene degradation、Fluorobenzoate degradation、Ethylbenzene degradation、Styrene degradation、Glycosaminoglycan degradation。將各採樣點其各自之22項降解反應途徑比例總和後，數值範圍為2.20%~7.56%，此數值可相對應其水體中化學物質之污染度，其中較低者2.20%為北港溪流域周邊廠商食品業廠商之製程水，較高者7.56%為北港溪流域周邊廠商皮革製品業廠商之事業製程水。比較同一溪流流域廠商之事業製程水與放流水其降解反應途徑比例總和，急水溪流域周邊廠商事業製程水與放流水體的降解途徑比例為2.48%~5.40%，最高者5.40%為金屬製造加工業廠商之放流水，最低者2.48%為畜牧業廠商之放流水；北港溪流域周邊廠商事業製程水與放流水體的降解途徑比例為2.20%~7.56%，最高者5.40%為皮革製品業廠商之製程水，最低者2.48%為食品業廠商之製程水；富林溪流域周邊廠商事業製程水與放流水體的降解途徑比例為3.76%~6.83%，最高者6.83%為第1家印染整理業廠商之製程水，最低者3.76%為造紙業廠商之放流水；朴子溪流域周邊廠商事業製程水與放流水體的降解途徑比例為3.81%~6.81%，最高者6.81%為金屬表面處理業廠商之製程水，最低者3.81%為畜牧業廠商之放流水。

四、結論

以往有關環境中微生物菌相研究主要著重於多重污染源下所對應之優勢菌群分布組成與其消長變化，本研究除了說明各廠商其事業製程水與放流水之優勢菌群分布組成外，更進一步闡述這些優勢菌群在面臨相對應之污染源下，微生物本身會產生那些生理上反應之基因功能性途徑來面對污染之環境，而這些功能性途徑如何進行環境污染度推測，我們主要開發2項分析方式，包括：

1. 建立河川流域鄰近廠商之事業製程、放流水體微生物功能性途徑概況預測分析。
2. 以宏基因功能譜預測比對廠商事業製程與放流水體污染源。

參考文獻

- [1] Falkowski, P. G., Fenchel, T., & Delong, E. F.. "The microbial engines that drive Earth's biogeochemical cycles." *science*, 320(5879), 1034-1039 (2008) .
- [2] Battin, T. J., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., & Hansen, C. M.. "Contributions of microbial biofilms to ecosystem processes in stream mesocosms." *Nature*, 426(6965), 439-442 (2003) .
- [3] DeLong, E. F., Preston, C. M., Mincer, T., Rich, V., Hallam, S. J., Frigaard, N. U., ... & Karl, D. M. "Community genomics among stratified microbial assemblages in the ocean's interior." *Science*, 311(5760), 496-503 (2006) .

- [4] Danger, M., Leflaive, J., Oumarou, C., Ten-Hage, L., & Lacroix, G. "Control of phytoplankton–bacteria interactions by stoichiometric constraints." *Oikos*, 116(7), 1079-1086 (2007) .
- [5] Fuhrman, J. A. "Microbial community structure and its functional implications." *Nature*, 459(7244), 193-199 (2009) .
- [6] Peter, H., & Sommaruga, R. "Shifts in diversity and function of lake bacterial communities upon glacier retreat." *The ISME journal*, 10(7), 1545-1554 (2016) .
- [7] Lennon, J. T., & Locey, K. J. "The underestimation of global microbial diversity." *MBio*, 7(5) (2016) .
- [8] Whitman, W. B., Coleman, D. C., & Wiebe, W. J. "Prokaryotes: the unseen majority." *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95(12), 6578-6583 (1998) .
- [9] Van der Gucht, K., Cottenie, K., Muylaert, K., Vloemans, N., Cousin, S., Declerck, S., ... & De Meester, L. "The power of species sorting: local factors drive bacterial community composition over a wide range of spatial scales." *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(51), 20404-20409 (2007) .
- [10] Hanson, C. A., Fuhrman, J. A., Horner-Devine, M. C., & Martiny, J. B. "Beyond biogeographic patterns: processes shaping the microbial landscape." *Nature Reviews Microbiology*, 10(7), 497-506 (2012) .
- [11] Cho, I., & Blaser, M. J. "The human microbiome: at the interface of health and disease." *Nature Reviews Genetics*, 13(4), 260-270 (2012) .
- [12] Suen, G., Scott, J. J., Aylward, F. O., Adams, S. M., Tringe, S. G., Pinto-Tomás, A. A., ... & Currie, C. R. "An insect herbivore microbiome with high plant biomass-degrading capacity." *PLoS genet*, 6(9), e1001129 (2010) .

飲用水新興污染物研究與水質管理計畫

黃良銘¹ 林財富¹ 王根樹² 陳婉如¹ 吳怡儒¹ 謝淑婷²

¹ 成功大學環境工程學系

² 台灣大學環境健康科學研究所

摘要

本計畫辦理飲用水未列管新興污染物篩選作業，本年度以 6 項多溴二苯醚類物質作為優先評估物質，於 6 座代表性淨水場進行採樣分析，結果均未檢出。本計畫亦評估更新各階層清單物質，並抽驗檢測共 26 項各階層清單之關注污染物，依檢測分析結果和各國際管制值進行比較及討論，原觀察清單之鄰苯二甲酸二丁酯已累積超過千筆數據且顯示於我國飲用水中暫無顯著危害，因而建議改列為蒐集清單，N-亞硝基吡咯烷及全氟己烷磺酸自蒐集清單提升關注層級至觀察清單。鎘、硼、Geosmin、全氟化物(PFOA、PFOS、PFHxS)曾測得略高於國際管制值最小值之濃度，其餘項目檢測結果均低於偵測極限或定量極限或測值低於國際管制值最小值。

關鍵詞：新興污染物、多溴二苯醚、全氟化物、PFOA、PFOS、PFHxS

一、前言及研究目的

辦理飲用水未列管物質新興污染物篩選及抽驗作業，以更新討論各階層關注清單，並評估我國不同類型水源（地下水、水庫水、河川水）水質狀況，研提我國飲用水管制建議。

二、研究方法

多溴二苯醚的用途為作為阻燃劑，在產品製造過程中添加到複合材料，提高產品的防火性能。依據飲用水列管物質篩選作業，本研究調查五溴二苯醚、六溴二苯醚、七溴二苯醚、八溴二苯醚、九溴二苯醚、十溴二苯醚為評估對象，於我國 6 座淨水場進行 3 次採樣監測，而未列管物質抽驗 26 項，分布於初步蒐集清單、蒐集清單、觀察清單，依據健康影響及本土淨水場檢測結果進行調查與評估。

三、結果與討論

1. 初步蒐集清單

本年度篩選全氟化物中五溴二苯醚、六溴二苯醚、七溴二苯醚、八溴二苯醚、九溴二苯醚、十溴二苯醚為優先評估物質，於新山、直潭、板新、新竹、豐原、坪頂等 6 座淨水場 3 次採樣檢測結果皆為未檢出，顯示此 6 項多溴二苯醚在我國飲用水中目前暫無顯著風險。

2. 各階層物質的監測

鄰苯二甲酸二丁酯在國際上未有國家進行飲用水中限值管制，本土依據連續監測結果，近三年已累積千筆以上數據均 <0.01 mg/L（日本指引值），建議降低關注層級，自觀察清單改列為蒐集清單。N-亞硝基吡咯烷及全氟己烷磺酸自蒐集清單提升關注層級至觀察清單。

3. 抽驗之 26 項未列管之新興污染物，鎘、硼、Geosmin、全氟化物(PFOA、PFOS、PFHxS)曾測得略高於國際管制值最小值之濃度，其餘項目檢測結果均低於偵測極限或定量極限或測值低於國際管制值最小值。為因應 USEPA 擬提議之全氟化物管制項目及管制值，PFOA、PFOS、PFHxS 已納入觀察清單於 113 年自來水事業單位進行全年度監測。

四、結論

為因應美國環保署擬提議之全氟化物管制項目管制值，PFOA、PFOS、PFHxS 已納入觀察清單於 113 年自來水事業單位進行全年度監測。

參考文獻

- [1] USEPA. “Proposed PFAS National Primary Drinking Water Rule.” <https://www.epa.gov/sdwa/and-polyfluoroalkyl-substances-pfas>.

111 年度高效化智慧水聯網研發應用及專案管理計畫應用成果

賴玫君¹ 朱振華¹ 林雨璇¹ 陳范倫¹ 劉峻嶠² 許震洋¹ 莊雅婷¹ 張依柔¹ 游智淵³ 陳香宇³ 邱瑜禎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

為進一步達到環境部推動高效化水聯網應用，本研究延續過去水科技物聯網元件研發、設備整合、場域布建、資料分析及加值應用，進一步檢視過去建立的水聯網整體解決方案，投入基礎研發量能下，逐步擴大應用面。持續優化感測器並同時執行水質模式分析以及與地方政府攜手合作推動稽查應用。執行重點包括：(一)優化水質感測器；(二)多樣化水質感測器產業化及空間應用；(三)推動地方政府水質感測物聯網合辦計畫應用及管理。本計畫達成之技術成果與結論簡述如下：(1)完成濁度與COD/SS 光學水質感測元件精進工作，提升感測元件精確度；(2)運用光學模組可在水質變異性較小場域推估具備一定可信度之BOD₅結果；在高色度狀況下影響較小，可作為高色度之預警工具；(3)根據WASP 模式運用固定式水質水量感測數據之模式初步模擬結果顯示以情境三（採用東門溪實測值及外加負荷）較為理想；(4)合辦計畫成果彙整管考；期望透過本計畫執行，在已建立之水聯網解決方案基礎上，提升水聯網應用效益。

關鍵詞：水質感測、物聯網、優化感測器、合辦計畫

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，特別臺灣都市面積小，工業區造成的水污染很快就外溢到臨近住宅區，水質感測及防治已成為重要議題。過去感測仰賴人工採樣、送樣及檢測，耗時耗力難以因應多變的環境需求。目前常用之水質感測器雖然可靠度佳，但大多為測站等級，由於體積大、安裝及維護費用高，難以廣為布建，對水質數據掌握仍存在極大缺口。有鑒於近年來線上水質分析及資通訊技術之精進，使得開發一體積小、耐用佳、操作簡單、設置費用低廉且具無線數據傳輸與物聯網功能之新一代水質感測物聯網設備成為可行之技術開發方向。並將所研發之水質感測器與地方政府合作，藉此推廣水聯網計畫效益。在已建立的水聯網解決方案基礎上，透過本團隊從研發優化、數據解析至環境應用推廣，逐步擴大計畫影響面。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，把水質數據透明化，用科技改善環境品質，讓民眾有感。

二、優化水質感測器

本計畫前期利用光學與電化學原理，針對多項水質感測項目如：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為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，針對感測器進行以下精進優化：

1. 精進水質感測器感測元件：針對淨水領域的濁度及廢水領域的 COD 與 SS 進行軟體與演算法功能提升，並產出新版感測元件。
2. 提升固定式水質感測器設備效能：利用已開發光學感測器，評估新感測項目如：生化需氧量(biological oxygen demand, BOD)與色度(color)等項目之感測可行性。

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 訂定水質成分量測項目

1. 水質濁度即水的外觀的一種指標，當水中含有粘土、細泥、有機和無機膠體、或浮游生物等會懸浮在水中的物質時，它會將經過的光線折射或反射，當含量較多時，水看起來就會污濁。濁度的單位是 NTU(Nephelometric Turbidity Unit)，當 1 公升的水中含有 1 毫克(mg)的二氧化矽(SiO_2)時，此時水樣的渾濁程度稱為 1 NTU 或 1 度。為符合飲用者對自來水外觀的需求，「飲用水水質標準」的濁度最大限值是 2 NTU；雖然很多造成濁度的粒子是無害的，但它會保護細菌免受消毒劑的摧毀，如果濁度超過標準，亦被視為淨水和供水管理不夠完善，必須立即加以改善以確保飲用者的安全。現今常用的濁度分析為「散射比濁測定法」，簡單而言就是量測「光線通過水樣時受到阻礙」的程度，也就是比較「水樣」和「標準參考濁度懸浮液」受到特定光照之後，兩者所產生的散射光強度，散射光強度較大者，其濁度較大。因此，本計畫針對自來水重要之污染參數-濁度做為量測項目，進行本計畫自動光學水質感測裝置之主要量測項目。
2. 實場操作或是廢水場域感測之依據，常以總化學需氧量(total chemical oxygen demand, tCOD)與 SS 為各處理單元操作或是污染防制之依據，而進流之污染負荷（包含重金屬）含量更會影響整個污水處理廠各個處理單元，另外其成分放流濃度亦應環保法規之放流水標準。因此，本團隊針對工業區重要之污染參數 COD 及 SS 做為量測項目之分類，做為廢水水質感測系統主要量測項目。

2.1.2 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，本團隊以高嶺土做為 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。

2.1.3 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-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。
2. 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。
3. 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。
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

2.1.4 光學模組設計

光學模組之設計圖與實品圖如圖 1。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。

在光源設計上採雙光源多光偵測器設計。可見光 LED 適用於透明水樣，近紅外光 LED 適用於有色水樣，亦可使用 UV 光，此模組可針對不同特性水樣選擇最佳光源。每種光源具備三組光偵測器(散射光+穿透光+參考光)，與提供五種運算模式選用，第二代之演算法改以多項式來建立檢量線，可針對不同量測範圍選擇最佳運算模式。五種運算模式分述如下：

1. 純散射模式(Ts1)：利用散射光強度，來進行運算。
2. 散射/參考比值模式(Ts2)：利用經過參考光強度修正後之散射光強度，來進行運算。
3. 散射/穿透比值模式(Ts3)：利用經過穿透光強度修正後之散射光強度，來進行運算。
4. 純穿透模式(Tt1)：利用穿透光強度變化，以 Beer-Lambert law 來進行運算。
5. 穿透/參考比值模式(Tt2)：利用經過參考光強度修正後之穿透光強度變化，以 Beer-Lambert law 來進行運算。

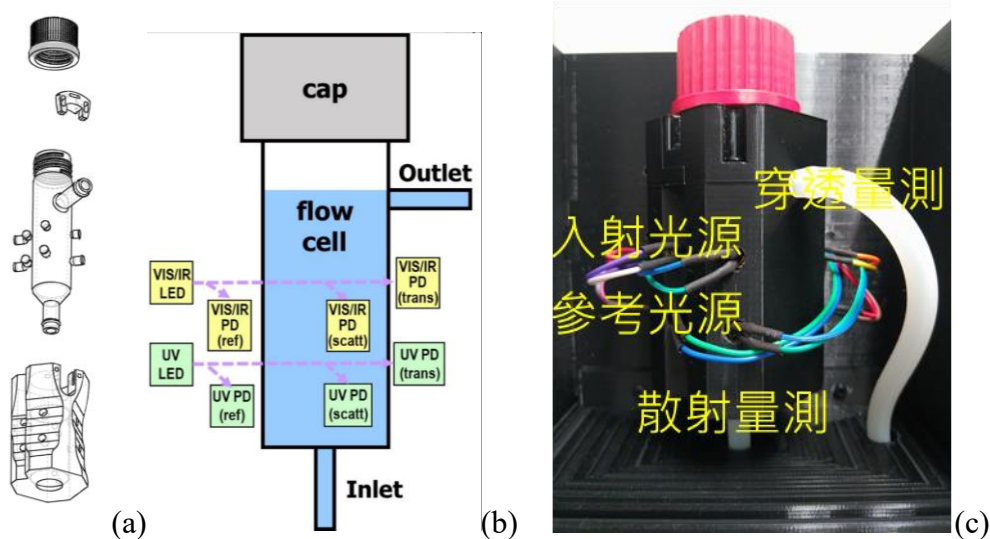


圖 1 感測模組(a)離形設計圖;(b)光源設計圖;(c)實品圖

2.2 濁度感測驗證

濁度感測模組設定在 100 NTU 以下時，會以散射/參考比值模式進行濁度量測，迴歸曲線採用五次方多項式方程式，可將校正曲線完美擬合（決定係數 R^2 值=1.000），如圖 2 所示；超過 100 NTU 時，會以穿透/參考比值模式進行濁度量測，迴歸曲線採用三次方多項式方程式，亦可完美擬合校正曲線（決定係數 R^2 值=1.000），如圖 3 所示。以此校正曲線進行濁度標準品之測試，在 0~1000 NTU 範圍內，可達到相當好的準確度，如表 1 所示。

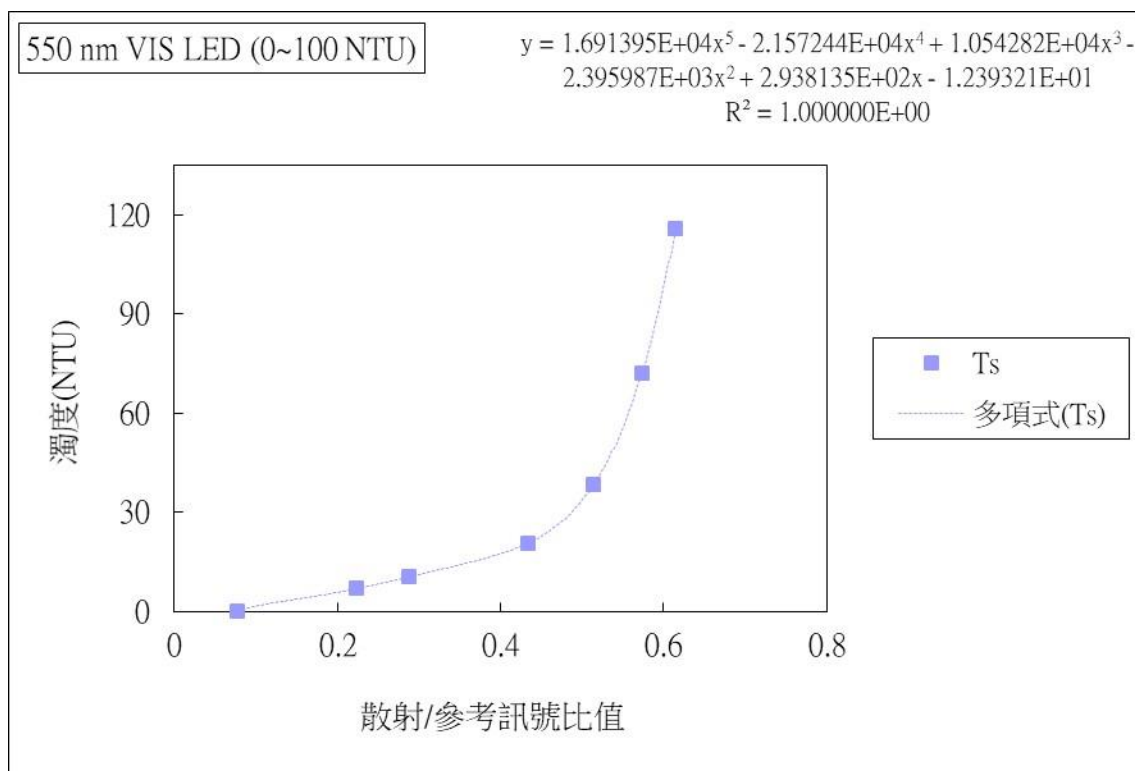


圖 2 散射/參考比值模式之濁度迴歸曲線

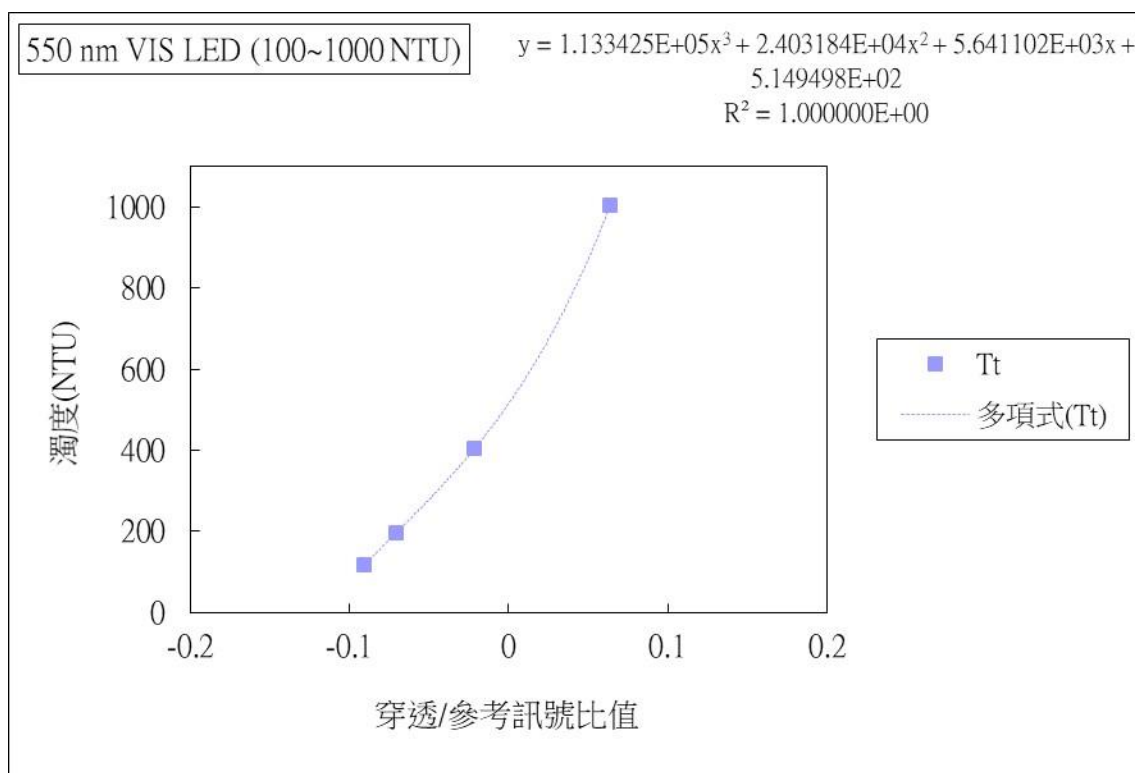


圖 3 穿透/參考比值模式之濁度迴歸曲線

表 1 濁度感測器標準品測試結果

濁度標準液 (NTU)	標準值 (NTU)	Ts	ΔTs	$\Delta Ts\%$	Tt	ΔTt	$\Delta Tt\%$
0	0.19	0.19	0.00	0.1%			
5	6.89	6.89	0.00	0.0%			
10	10.4	10.40	0.00	0.0%			
20	20.8	20.79	-0.01	0.0%			
40	38.3	38.31	0.01	0.0%			
70	72.0	71.99	-0.01	0.0%			
100	116	116.00	0.00	0.0%	116.00	0.00	0.0%
200	196				196.00	0.00	0.0%
400	404				404.00	0.00	0.0%
1000	1004				1004.00	0.00	0.0%

2.2.1 濁度感測實場驗證

已完成之濁度模組如圖 4，整合於固定式水質感測器如圖 5。環境水樣取自新竹不同段之頭前溪水，並以市售標準濁度計與光學濁度模組進行實場水測試，測試結果整理於表 2，結果顯示此次採自頭前溪水之濁度值約為 40~60 NTU 之間，而光學模組與標準方法兩者量測值絕對誤差均小於 ± 5 NTU，相對誤差約為 $\pm 6\%$ ，由此可證，經優化後之光學感測模組之量測準確度可符合 ± 10 NTU 或讀值之 $\pm 20\%$ 的準確度標準。

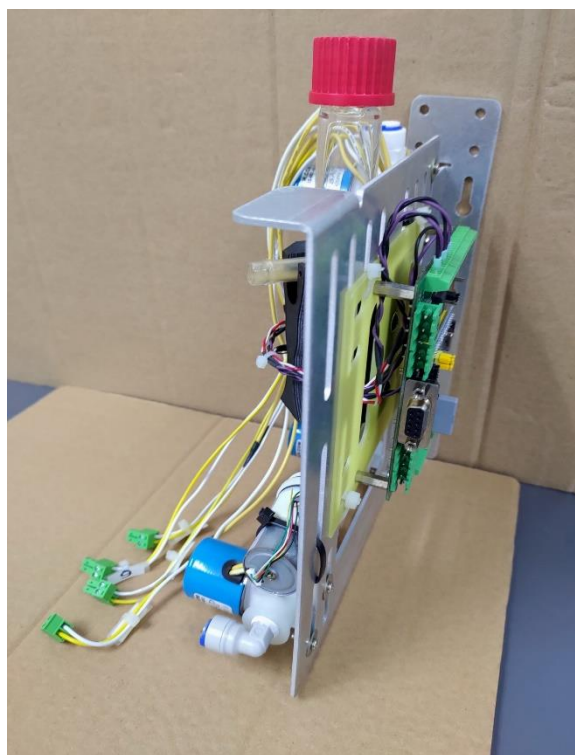


圖 4 濁度感測模組改裝照片



圖 5 整合濁度感測模組之固定式水質感測器照片

表 2 濁度感測器實場水-頭前溪水量測數據

標準值(NTU)	模組感測值(NTU)	絕對誤差(NTU)	相對誤差(%)
58.2	55.8	2.4	4.1
	55.3	2.9	5.0
	54.2	4.0	6.9
45.3	47.2	1.9	4.2
	47.8	2.5	5.5
	46.1	0.8	1.8
57.8	58.3	0.5	0.9
	57.5	0.3	0.6
	57.6	0.2	0.3

2.3 COD 及 SS 感測驗證

COD/SS 感測模組均是以穿透/參考比值模式進行 SS 與 COD 量測，SS 迴歸曲線採用線性方程式，即可將校正曲線幾乎完美擬合（決定係數 R^2 值=0.999），如圖 6 所示；COD 迴歸曲線採用三次方多項式方程式，亦可充分擬合校正曲線（決定係數 R^2 值=0.993），如圖 7 所示。

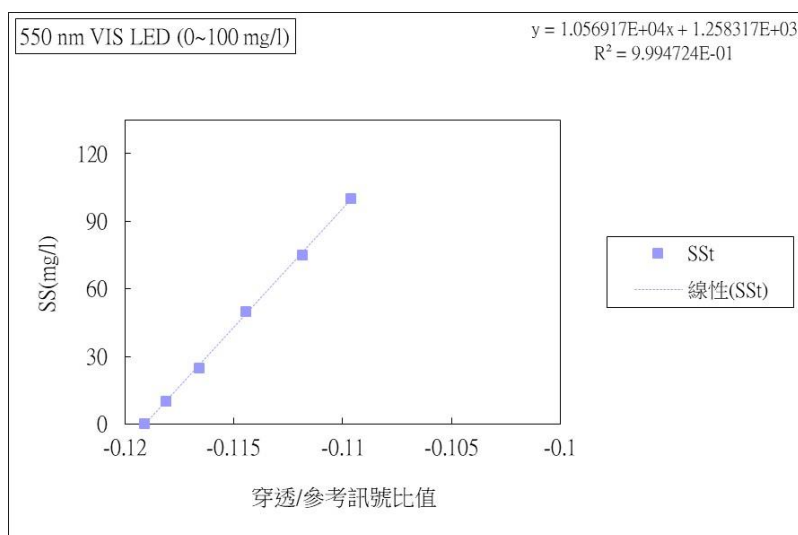


圖 6 SS 迴歸曲線

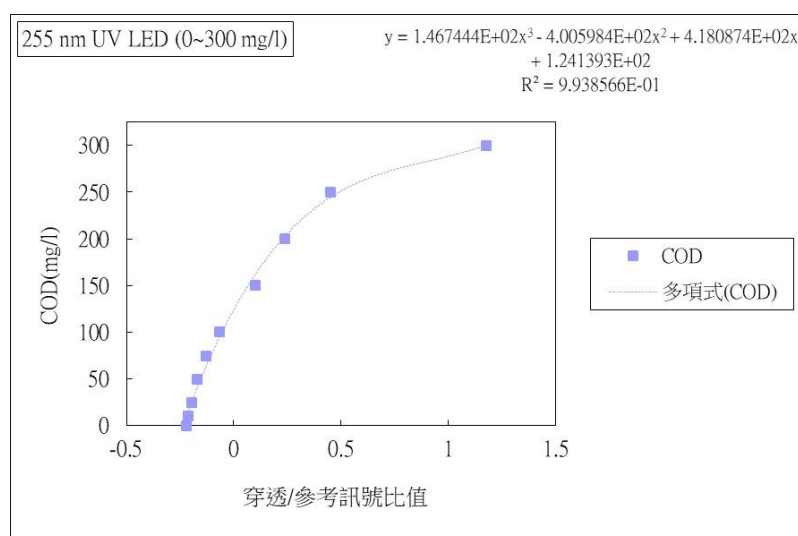


圖 7 COD 迴歸曲線

COD/SS 感測模組以此校正曲線進行 SS 單一標準品之測試，在 0~100 mg/L 範圍內，可達到相當好的準確度 ($<\pm 2$ mg/L)，如表 4 所示；以此校正曲線進行 COD 單一標準品之測試，在 0~300 mg/L 範圍內，亦可達到良好的準確度 ($<\pm 13$ mg/L)，如表 5 所示。

使用 COD 與 SS 混合標準品之測試結果，如表 6 所示。混合標準品是以 0~300 mg/L 之 COD 標準品，分別混入 50 mg/L 與 100 mg/L 之 SS 標準品所配製而成。測試結果發現，SS 在 50 mg/L 與 100 mg/L 所量測到的濃度，均可達到良好的準確度 ($<\pm 18$ mg/L)，符合本年度精進的規格要求；tCOD 量測濃度在經過 SS 濃度之補償修正後，換算得到的 sCOD 濃度，亦可達到良好的準確度 ($<\pm 15$ mg/L)。

表 3 COD/SS 感測器單一 SS 標準品測試結果

SS標準液 (mg/l)	NIEA W210 SS標準值 (mg/l)	SS _t	△SS _t	△SS _t %
0	0.01	-0.29	-0.30	-3035.1%
10	10.00	10.17	0.17	1.7%
25	25.0	25.88	0.88	3.5%
50	50.0	48.58	-1.42	-2.8%
75	75.0	75.93	0.93	1.2%
100	100	99.74	-0.26	-0.3%

表 4 COD/SS 感測器單一 COD 標準品測試結果

COD標準液 (mg/l)	NIEA W517 COD標準值 (mg/l)	COD _s	△COD _s	△COD _s %
10	10.00	16.43	6.43	64.3%
25	25.0	24.72	-0.28	-1.1%
50	50.0	41.39	-8.61	-17.2%
75	75.0	62.58	-12.42	-16.6%
100	100	93.67	-6.33	-6.3%
150	150	162.58	12.58	8.4%
200	200	203.07	3.07	1.5%
250	250	244.92	-5.08	-2.0%
300	300	300.32	0.32	0.1%

表 5 COD/SS 感測器 COD 與 SS 混合標準品測試結果

COD標準液 (mg/l)	SS標準液 (mg/l)	SS _t	△SS _t	△SS _t %	△SS _s %	COD _s	△COD _s	△COD _s %	COD _t	△COD _t	△COD _t %
10	50	42.23	-7.77	-15.5%	-16.6%	10.01	0.01	0.1%	16.13	6.13	61.3%
25	50	37.52	-12.48	-25.0%	-24.9%	21.32	-3.68	-14.7%	26.76	1.76	7.0%
50	50	43.86	-6.14	-12.3%	-15.2%	38.46	-11.54	-23.1%	44.82	-5.18	-10.4%
75	50	44.60	-5.40	-10.8%	19.5%	62.90	-12.10	-16.1%	69.36	-5.64	-7.5%
100	50	41.24	-8.76	-17.5%	-16.5%	94.74	-5.26	-5.3%	100.72	0.72	0.7%
150	50	46.00	-4.00	-8.0%	1.5%	164.51	14.51	9.7%	171.18	21.18	14.1%
200	50	37.79	-12.21	-24.4%	-1.2%	206.27	6.27	3.1%	211.75	11.75	5.9%
250	50	37.13	-12.87	-25.7%	-1.1%	259.85	9.85	3.9%	265.23	15.23	6.1%
10	100	82.81	-17.19	-17.2%	-10.7%	10.21	0.21	2.1%	22.22	12.22	122.2%
25	100	96.69	-3.31	-3.3%	0.2%	18.34	-6.66	-26.6%	32.36	7.36	29.4%
50	100	92.24	-7.76	-7.8%	-14.8%	37.91	-12.09	-24.2%	51.28	1.28	2.6%
75	100	100.13	0.13	0.1%	-6.3%	63.78	-11.22	-15.0%	78.30	3.30	4.4%
100	100	99.47	-0.53	-0.5%	-10.7%	99.69	-0.31	-0.3%	114.11	14.11	14.1%
150	100	103.44	3.44	3.4%	-4.6%	163.32	13.32	8.9%	178.32	28.32	18.9%
200	100	94.87	-5.13	-5.1%	-7.2%	204.71	4.71	2.4%	218.47	18.47	9.2%
250	100	96.32	-3.68	-3.7%	-8.1%	252.60	2.60	1.0%	266.56	16.56	6.6%

2.3.1 COD/SS 感測實場驗證

已完成之濁度模組如圖 8，整合於固定式水質感測器如圖 9。表 6 為依據前述標準品建立 COD 與 SS 檢量線後，分別針對新竹市頭前溪(河川)、新竹市隆恩堰(區域排水)與桃園南崁溪(河川)批次採樣後之實場水驗證。由結果顯示，此三處為含有部分生活污水排入之自然水體，因此其 COD 與 SS 之濃度均相對較低濃度約為 10~30 mg/L，針對三處驗證場域之光學感測器 COD 與 SS 推估結果絕對誤差均小於 ± 20 mg/L 或相對誤差 40%以內，符合本計畫之準確度標準。



圖 8 COD/SS 感測模組照片



圖 9 整合 COD/SS 感測模組之固定式水質感測器照片

表 6 COD/SS 感測器實場水量測數據

樣品 名稱	COD 標 準值 (mg/L)	COD 感 測值 (mg/L)	絕對 誤差 (mg/L)	相對 誤差 (%)	SS 標準值 (mg/L)	SS 感測值 (mg/L)	絕對 誤差 (mg/L)	相對 誤差 (%)
新竹市 隆恩堰	18	16.2	1.8	10.0	8	6.1	1.9	23.8
	30	30.5	0.5	1.7	5	7.0	2	40.0
	16	19.0	3	18.8	11	9.4	1.6	14.5
新竹市 頭前溪	9	8.4	0.6	6.7	14	17.2	1.2	22.6
	14	16.9	2.9	20.7	18	19.9	1.9	10.6
	13	12.7	0.3	2.3	11	14.1	3.1	28.2
桃園市 南崁溪	24	27.1	3.1	12.9	27	31.4	4.4	16.3
	35	37.8	2.8	8.0	19	22.3	3.3	17.3
	26	29.4	3.4	13.1	23	24.6	1.6	7.0

2.4 光學模組可行性研究

1. 本計畫應用前段已研發之 COD 設備搭配不同場域之 BOD₅/COD 來推估 BOD₅之結果如表 7 顯示，在一般河川、流域與區域排水等環境場域可獲得較佳之推估結果，因此類場域之水質特性在大多時間較為穩定，不容易產生較大變異；反觀應用於工業區相關的場域，因遭遇的場域其上游廠商或是不同製程之影響，較不容易取得相對較為穩定之 BOD₅/COD，因此容易產生較大的誤差。綜上所述，本計畫所研發之光學感測設備如欲應用在 BOD₅的推估時，雖可搭配歷史資料推估出具備一定可信度之 BOD₅ 結果，但僅適用於水質變異性較小之環境場域如：河川、放流水等；反之，如用於推估水樣來源較複雜的場域如工業區，則因其來源較不穩定容易產生較大之推估誤差。另外，依據學理來看，利用本計畫 COD 設備所推估之 BOD 並非 BOD₅，而是更接近 BOU_u(BOD ultimate)，因此未來如可進一步瞭解待測水體含有基質之粗略 K 值(生物分解速率常數)，再據以推估 BOD₅，會更具有可信度。
2. 本計畫利用前期光學模組之多光源特性，複製同步推估 COD 與 SS 之模式，研析建立同步推估濁度與真色色度演算模式之可行性結果顯示，由於濁度跟 ADMI 皆為光學量，濁度對 ADMI 所造成的誤差主要出現在濁度跟 ADMI 的比值為 1:1，或濁度比 ADMI 大時。從表 8 來看，ADMI 誤差最大時出現在濁度與 ADMI 比值 1:1 及 5:2，即使都是 1:1 狀態，100:100 的誤差還比 40:40 誤差大兩倍，因此認為 ADMI 的誤差會跟濁度的平方/ADMI 成正比，跟比例有關。表 8 結果同時顯示，利用可見光(VIS)與近紅外光(NIR)均可在具備濁度干擾的水樣中進行準確推估，但 NIR 因其感測不受色度影響，因此其推估更為準確。而在真色色度的推估結果顯示，水樣中之濁度相對不高時，其對色度之推估仍具備一定之可信度，整體誤差 <10%；然而當濁度升至 100 NTU 以上時，因單位色度對吸收度之貢獻度遠小於濁度，因此對低濃度色度的推估會因為濁度的貢獻產生較大的偏移，但對於高色度的影響則較小。由於國內目前各行業針對真色色度之放流水標準大多介於 400-600 之間，因此本計畫所研發出之光學設備在同步推估濁度與色度之效果上，雖在濁度較高環境下針對低色度的推估較為失準，但其針對高色度仍具備一定可信度，應可作為即時預警之參考指標。

表 7 本計畫前期設備推估 BOD₅ 之結果

設備	日期	COD	BOD ₅ /COD	機台推估 BOD ₅ (mg/L)	實驗室 BOD ₅ (mg/L)	誤差 (mg/L)
環檢所生態池 P_01	7/22	13.6	0.41	5.6	7.2	1.6
	8/6	17.4	0.41	7.1	7.8	0.7
嘉太工業區排水道 I_1	7/20	119.2	0.27	32.2	48	15.8
	8/1	121.2	0.27	32.7	46	13.3
南崁溪大埔橋	10/3	23.6	0.41	9.7	11	1.3
	10/10	35.6	0.41	14.6	12	2.6
	10/14	19.5	0.41	8.0	8.8	0.8
南崁溪東門溪橋	10/3	37.3	0.39	14.5	17	2.5
	10/10	15.0	0.39	5.9	7.9	2.0
	11/9	14.9	0.39	5.8	7.1	1.3

表 8 光學模組混合標準品之色度準確度驗證結果

配製混合標準品		光學模組推估		絕對誤差		相對誤差	
濁度 (NTU)	真色色度 (ADMI)	濁度 (NTU)	真色色度 (ADMI)	濁度 (NTU)	真色色度 (ADMI)	濁度 (%)	真色色度 (%)
40	40	47.85	74.16	7.85	34.16	19.6	85.4
40	100	47.23	101.22	7.23	1.22	18.1	1.2
40	200	45.58	180.05	5.58	-19.95	14.0	-10.0
40	400	39.34	402.99	-0.66	2.99	-1.7	0.7
100	40	109.33	246.81	9.33	206.81	9.3	517.0
100	100	111.95	262.33	11.95	162.33	11.9	162.3
100	200	110.88	267.85	10.88	67.85	10.9	33.9
100	400	99.36	434.24	-0.64	34.24	-0.6	8.6

三、多樣化水質感測器產業化及空間應用

3.1 研析固定式水質感測器於水聯網的空間運用

利用水質感測器所採得之南崁溪流域水文水質連續監測數據，輸入水質模式進行精確率定驗證，驗證參數可行之後再運用水質模式推估河川水體的晴天及雨天污染負荷，逐步建立水體的涵容能力（Loading Capacity, LC），後續再研擬河川污染改善情境並以水質模式模擬評估，達到輔助決策之目的。

本年計畫依據前述規劃時程已完成工作有：(1)模式選定及感測器會勘選點工作，(2)期中完成模式長時間率定驗證，(3)收集與研析連續監測資料，(4)模式初步模擬與驗證。模式選定是以前述北科大水環中心 2021 年所建立之南崁溪氮氮 WASP 模式為基礎進行後續模擬。感測器設置選點方面，因南崁溪氮氮污染主要集中於中上游及支流東門溪，因此根據 80/20 原則建議固定式感測器設置於大埔橋（上游）、大檜溪橋（中游）及主要支流東門溪等三處。而期中完成長時間率定驗證是以前述南崁溪 WASP 氮氮模式為基礎，進一步根據長期監測資料（2020 至 2021 年）進行模擬，以確認原模式參數是否適用，驗證模擬是以大埔橋為上游邊界，比對中游大檜溪橋之模擬誤差是否可接受。

有關連續監測資料收集方面，自 111 年 10 月起陸續收集三處固定式測站之連續監測資料，其中水溫、pH、導電度、水位及流量等項目可每分鐘擷取並記錄，而氮氮、COD 與重金屬銅等項目需抽取水量及試驗有一段作業時間，約半小時可試驗 1 次並記錄。而模式模擬方面，以本年 10 月份收集之連續監測資料為基礎，設計三種情境模擬晴雨天之濃度變化，進一步模擬晴雨天上下游濃度變化情形，以驗證污染熱區所在。以下將分別說明各項完成工作。

3.1.1 模式選定及感測器會勘選點

本計畫已選定南崁溪為對象水體，並將以水質模式 WASP 進行各項污染物之模擬，如圖 10，而本計畫之顧問國立臺北科技大學水環境中心於 2021 年以 WASP 建立南崁溪氮氮模式，符合本計畫水質感測器所監測之水質項目，故本次驗證模擬將以先前建立的模式為基礎，重新調整網格及參數。模式建立說明如下：

1. 南崁溪氮氮模式

南崁溪氮氮污染嚴重河段為舊路大橋上游區域以及主要支流東門溪的匯入，故桃園市環保局規劃在東門溪口設置氮氮削減設施，配合南崁溪上游新建置之氮氮削減設施共同處理氮氮污染，達到南崁溪水質改善目的。2021 年為審查前述「東門溪氮氮污染削減設施規畫設計計畫」，而重新以 WASP 水質模式模擬設施設置後之氮氮變化，評估未來將設置於南崁溪上游及東門溪匯流處之氮氮削減設施效益。

1) 模擬河段網格劃分

原 2021 年南崁溪氮氮模式共劃分為 33 個網格，為與重金屬銅模式整合，本次模擬重新調整劃分為 32 個網格，最上游邊界網格為大埔橋（編號 32），最下游邊界網格為竹圍大橋（編號 1），模擬河段全長約 26 公里，網格配置示意圖如下。

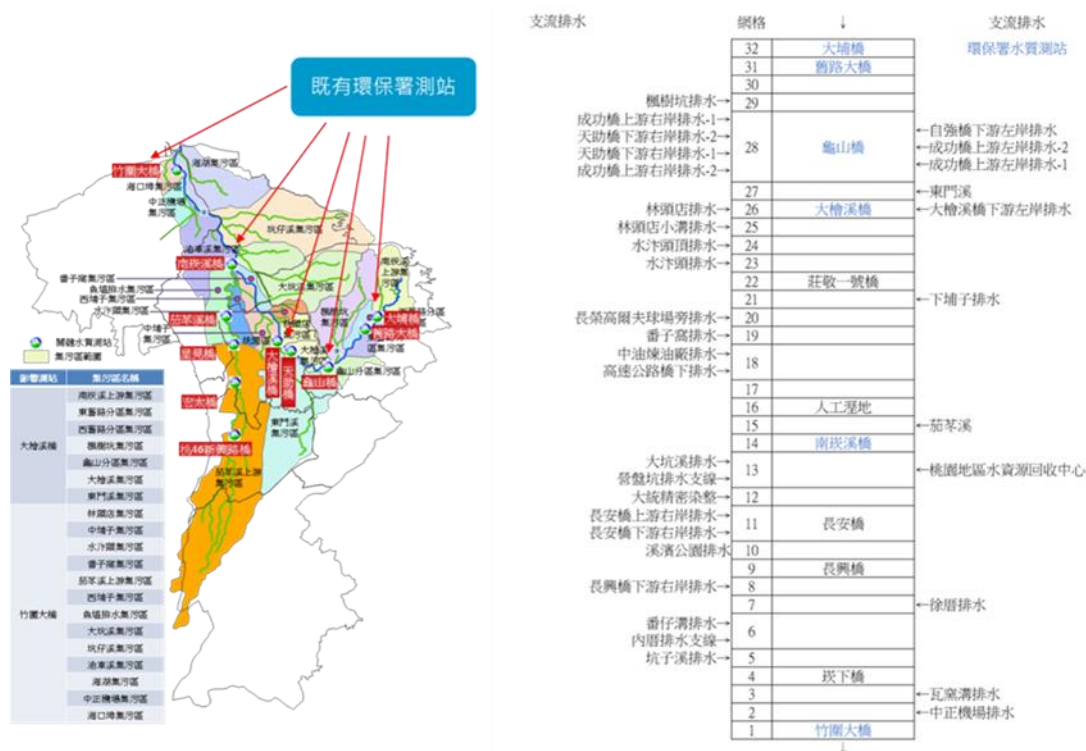


圖 10 南崁河流域及 WASP 模式網格配置示意圖

2) 邊界、支排流輸入與模式參數

模式中的邊界流量與濃度是參考「東門溪氨氮污染削減設施規畫設計計畫」之資料，而其他支流排水並無每年採樣數據，故使用過去統計調查之流量與水質資料，南崁溪河川斷面是參考「桃園市河川流域污染整治綜合管理計畫」。氨氮 WASP 模式中主要使用參數如下表所示。

2. 感測器會勘選點作業

本計畫預計裝設 3 臺固定式水質感測器，可連續檢測樣品中之水溫、pH 值、導電度、氨氮、COD 與 SS 及重金屬銅等項目，以及搭配水位計可即時回歸運算水體流量資料，另有 2 臺移動式感測器可機動監測主流或支排流水質。量測儀器數量有限，必須優先設置於污染較嚴重區域（hot spot），即八二原則。

1) 確認污染熱區（hot spot）

環境部於南崁溪主流設置 7 處測站，由近 3 年水質分析可得知，各測站之 RPI 指數介於 5.23~6.46 之間，亦即水質條件介於中度污染至嚴重污染之間（RPI 指數 > 6 為嚴重污染， $6 \geq \text{RPI}$ 指數 > 3 為中度污染），其中以竹圍大橋與大樟溪橋兩測站均為嚴重污染，上游大埔橋亦接近嚴重污染程度。進一步分析各測站水質不佳原因，主要是上游支排流匯入，中游東門溪大量生活污水排入，造成大樟溪橋測站經常為嚴重污染，而下游又有茄苳溪、大坑溪、坑子溪及內厝排水等匯入，造成出海口竹圍大橋亦常為嚴重污染程度。參考歷年調查之南崁溪支排流生化污染負荷，各項生化污染物之主要來源為(1)BOD：東門溪佔 40%、茄苳溪佔 13%；(2)氨氮：上游山尾排水、東門溪及茄苳溪合計佔 52%。由此可知南崁溪的生化污染熱區（hot spot）為中上游流域，所有支排流中又以東門溪為污染負荷大宗，各項污染物負荷輸出佔比均有 25% 以上。

2) 監測點位會勘與擇定

前節已確認生化污染物污染熱區為南崁溪中上游流域，經本年 3~4 月現場會勘並考慮設置用地及取得許可、電源供應及用電申請、安裝儀器困難度等因素後，選定以下位置裝置固定式及移動式水質感測器，如圖 11 固定式①~③及移動式④⑤所示。：

- 大埔橋：上游模式邊界，可檢測上游工廠及民生排放水質。
- 大樟溪橋：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。

- 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。
- 成功橋側排：位於南崁溪中游，可監測成功橋旁下水道及其他重要支排水質。
- 中新橋側排：位於南崁溪中游，可監測桃林鐵路排水等重要支排水質。

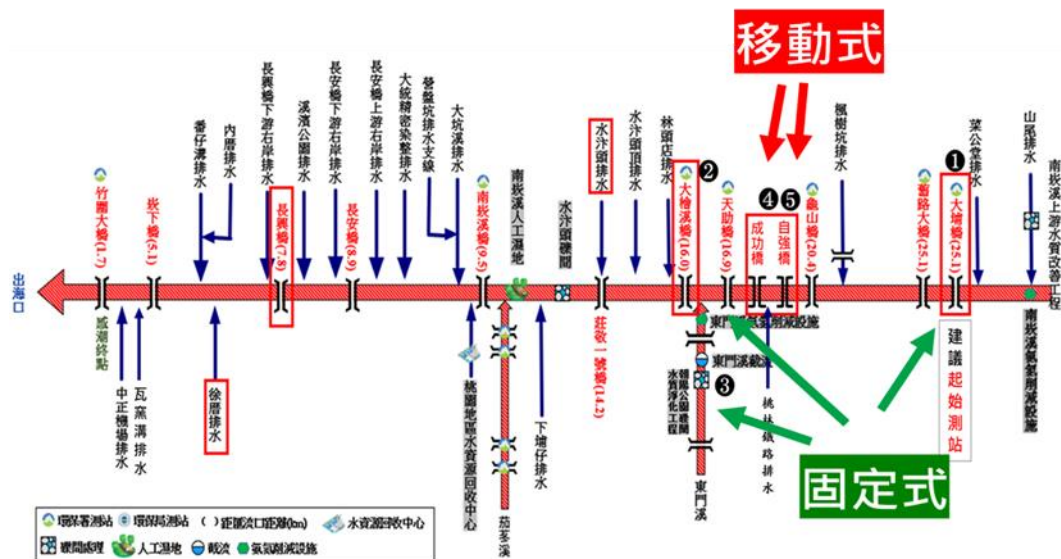


圖 11 固定式與移動式水質感測器設置點位

3.1.2 連續監測資料研析

本年度固定式監測設備為新研發之八合一機型（可同時監測 8 項水質項目），需較多時間組裝及測試，自 10 月初起已陸續收集連續監測資料，其中水溫、pH、導電度、水位及流量等項目可每分鐘擷取並記錄，而氨氮、COD 與重金屬銅等項目需抽取水量及試驗等需有一段作業時間，約半小時可試驗 1 次並記錄。

本計畫之固定式監測設備設置於南崁溪中上游，而目前南崁溪之中上游生化污染較嚴重，故本年度將優先模擬並探討氨氮（NH₃-N）項目，至於 COD 及重金屬銅項目將留待未來探討。監測資料收集時間自 111 年 10 月 1 日至 10 月 30 日，然而因 10 月初期設備尚於調整階段，且 10 月 17 日大雨過後部分設備受損，故有效之監測資料時間為 10/14~10/17 及 10/22 至 10/30。

1. 流量數據探討

如圖 12 及監測數據顯示，比較晴天流量（如圖中 10/23 至 10/28）中游大檜溪橋約為上游大埔橋流量之 15 倍，而雨天流量則視降雨量與降雨強度而定，如 10/16 總降雨量達 206.5 mm 時（24hr 內降雨超過 200 mm 屬於豪雨等級）大埔橋與大檜溪橋尖峰流量相差約 32 倍，10/22 小型降雨時兩者尖峰流量相差約 11 倍，水體流量受降雨事件影響較為顯著，尤其強降雨時伴隨大量地表逕流流入水體，使中下游尖峰流量大幅增加。至於尖峰流量延時，10/16 強降雨時，中游大檜溪橋尖峰流量延時約 5 分鐘出現，而小型降雨如 10/22 上中游尖峰流量延時不明顯。

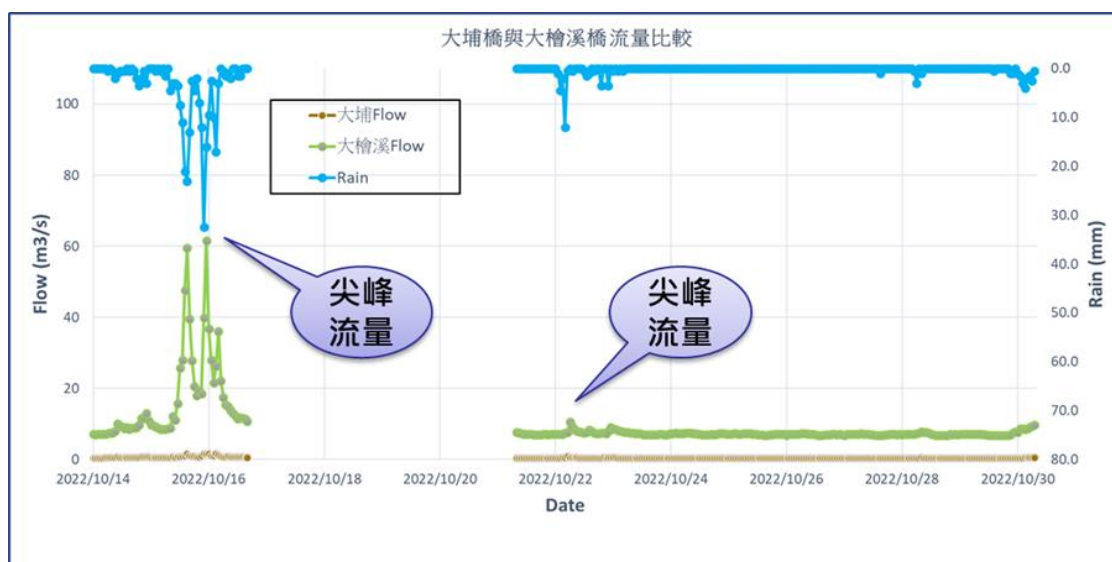


圖 12 南崁溪大埔橋及大檜溪橋 10 月流量比較

2. 氨氮濃度數據探討

如圖 13 為大埔橋與大檜溪橋 10 月之氨氮濃度比較，觀察 10/16 強降雨及 10/22 小型降雨期氨氮濃度較低，而 10/24 後晴天氨氮濃度逐漸累積升高，故降雨期有較明顯稀釋現象，惟 10 月已進入枯水期，前述降雨稀釋及晴天累積現象是否為常態，有待收集更多監測資料進行觀察。至於上中游氨氮濃度變化，觀察下圖上游大埔橋氨氮濃度（橘色線）較同時期中游大檜溪橋濃度高（淡藍色線），此趨勢與環保署長期監測大埔橋與大檜溪橋氨氮濃度之趨勢相符，也表示南崁溪中上游之氨氮污染的確較為嚴重。



圖 13 南崁溪大埔橋及大檜溪橋 10 月氨氮濃度比較

3. 氨氮通量 (flux) 數據探討

污染物通量 (flux) 為探討總量管制之重要課題之一，通量計算是以水體之流量乘以實測濃度，可得該處之瞬間污染物負荷（即通量），若採用水質模式可計算全流域之通量及負荷總量。觀察下圖大埔橋與大檜溪橋之氨氮通量比較，雖然上游大埔橋氨氮濃度較高，但中游大檜溪橋匯集支排流後之流量為上游大埔橋 10~20 倍，故計算後中游大檜溪橋之氨氮通量普遍高於上游大埔橋。比較晴雨天之通量變化，10/16 強降雨及 10/22 小型降雨時期，中游大檜溪橋有較明顯之尖峰氨氮通量，尤其強降雨時之瞬間通量較上游高出許多，此趨勢與流量變化相同，強降雨時大檜溪之流量為大埔橋之 32 倍（參考圖 13 流量變化），10/23 後大檜溪橋之晴天通量隨著濃度累積而增加，此趨勢也與濃度變化趨勢相同（參考圖 14 濃度變化），

故雨天之氮氮通量主要受流量影響，而晴天之氮氮通量則由污染物濃度控制。以上仍需更多監測資料進行觀察。

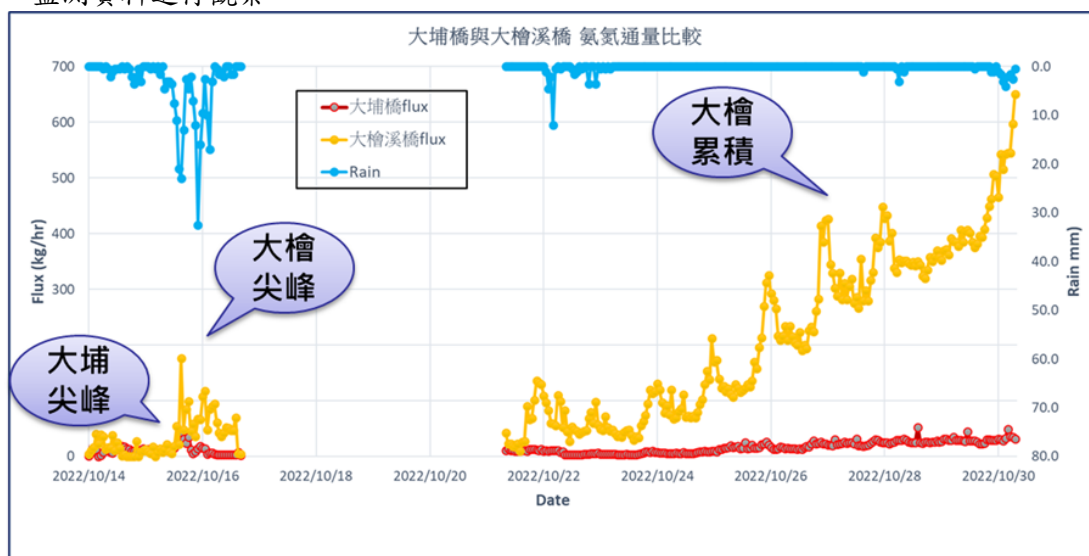


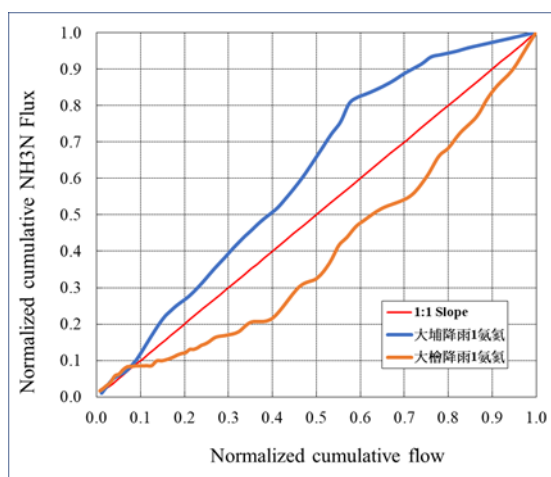
圖 14 南崁溪大埔橋及大檜溪橋 10 月氮氮通量(flux)比較

4. 上中游雨天冲刷行為探討

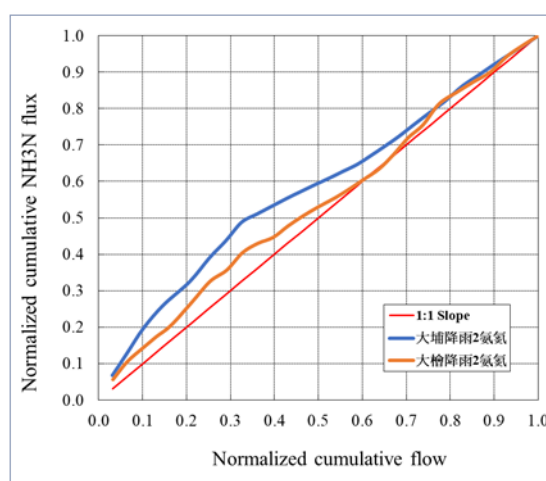
降雨期間非點源污染（non-point source pollution）常隨著地表逕流進入河川水體，使水體產生初始冲刷（first flush）現象，造成污染物濃度瞬間升高而危害水域環境。南崁溪上游發源於林口台地，部分集水區為森林所覆蓋，是否有非點源污染冲刷現象可藉由本次連續監測之數據進行探討。

為探討集水區之非點源污染現象，常以該場降雨事件之累積通量與累積流量之比值做為特徵曲線（又稱為 mass-based first flush, MBFF）（Saget et al., 1996），累積流量及累積通量可由前述監測資料統計而得。如圖 15 分別為 10/16 強降雨（總降雨量 206.5mm）與 10/22 小型降雨下（總降雨量 20.5mm）之累積流量與累積通量特徵曲線圖，圖中紅色 1:1 斜線為比較基準線，表示該降雨事件下水體污染物之濃度為定值，無額外非點源污染流入或有稀釋現象，藍色線與橘色線分別為上游大埔橋與中游大檜溪橋水體之特徵曲線，若圖中特徵曲線越遠離 1:1 基準線，即表示該有顯著的非點源污染量流入水體或相反有顯著的稀釋現象。以圖(a)的強降雨為例，藍色曲線明顯位於 1:1 基準線上方表示有額外之非點源污染流入，以致累積氮氮通量有快速增加現象（註：因為通量等於流量乘以濃度，故圖中累積通量與累積流量的比值亦相當於標準化的濃度比值），而橘色線明顯位於 1:1 基準線下方，表示流量相對增加較多而使累積通量下降，亦即表示水體污染物濃度有被稀釋現象。而在圖(b)的小型降雨下，藍色曲線略高於 1:1 基準線，表示上游大埔橋水體仍有些微非點源污染流入，而橘色線則接近 1:1 基準線，表示中游大檜溪橋水體無明顯非點源污染流入或稀釋現象。

比較南崁溪上中游之降雨冲刷現象，在強降雨下，上游的非點源污染流入及中游的污染濃度稀釋現象皆相當明顯，而當降雨量減少時，上游水體仍有些微非點源污染流入，而中游水體之濃度變化不明顯。此亦表示南崁溪上游具有一般集水區非點源污染累積的特性，而中游水體為典型的都會區特性，降雨時以稀釋現象為主。



(a) 10/16 強降雨(206.5 mm/day)



(b) 10/22 小型降雨(20.5 mm/day)

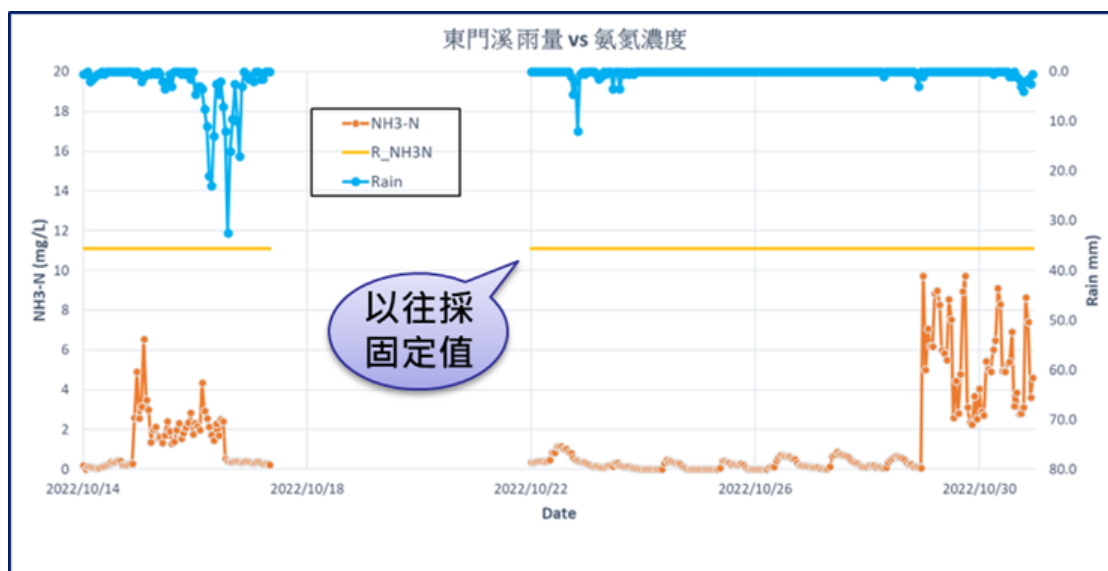
圖 15 大埔橋及大樟溪橋氮氮累積通量與累積流量關係圖

5. 支流東門溪監測數據探討

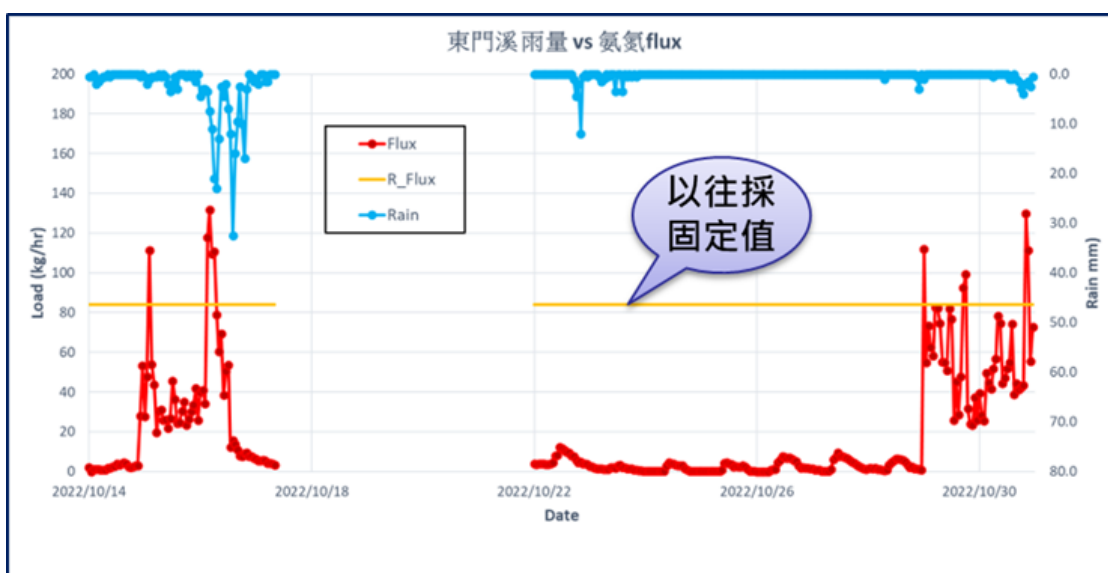
以往南崁溪之支排流負荷是以歷年採樣推估之固定值輸入模式模擬，以東門溪為例，是以流量 2.1 CMS 及氮氮濃度 11.1 mg/L 固定值輸入模式，推估東門溪之氮氮負荷約佔整體南崁溪流域負荷之 25%。而本年計劃在東門溪設有固定式測站可即時監控流量與濃度變化，如圖 16 為東門溪 10 月實際監測流量、氮氮濃度與計算之氮氮通量 (flux) 變化圖。就流量而言，以往輸入之固定流量 2.1 CMS 較低，惟與實際晴天流量差異不大，而降雨期尖峰流量就有數倍差異。



(a) 流量



(b) 氨氮濃度



(c) 氨氮通量(flux)

圖 16 東門溪 10 月監測值

就氨氮濃度而言，以往輸入之固定濃度 11.1 mg/L 太高，實際監測晴天濃度皆遠低於 11.1 mg/L，僅降雨期實測尖峰濃度接近 11.1 mg/L。而計算後之氨氮通量 (flux) 如圖 16(c) 所示，晴天氨氮通量亦低於固定輸入值，而降雨期之尖峰氨氮通量則有超過固定負荷值。依上述數據推論，以往東門溪採固定值輸入模擬，則晴天負荷通常高估，而雨天負荷可能會低估。

3.1.3 模式初步模擬與驗證

本計畫之水質模式採用 2021 年建置之 WASP 氨氮模式為基礎，前述模式在本計畫期中階段也以 2020 年至 2021 年兩年監測資料進行長時間率定驗證，平均誤差為 14%，精準度良好。以下模擬將以本年 10 月上游大埔橋實際監測資料輸入，並分別輸入固定負荷或東門溪實際監測負荷進行三種情境模擬，以模擬中游大檜溪橋之氨氮濃度，並嘗試模擬全流域晴雨天氨氮濃度變化。

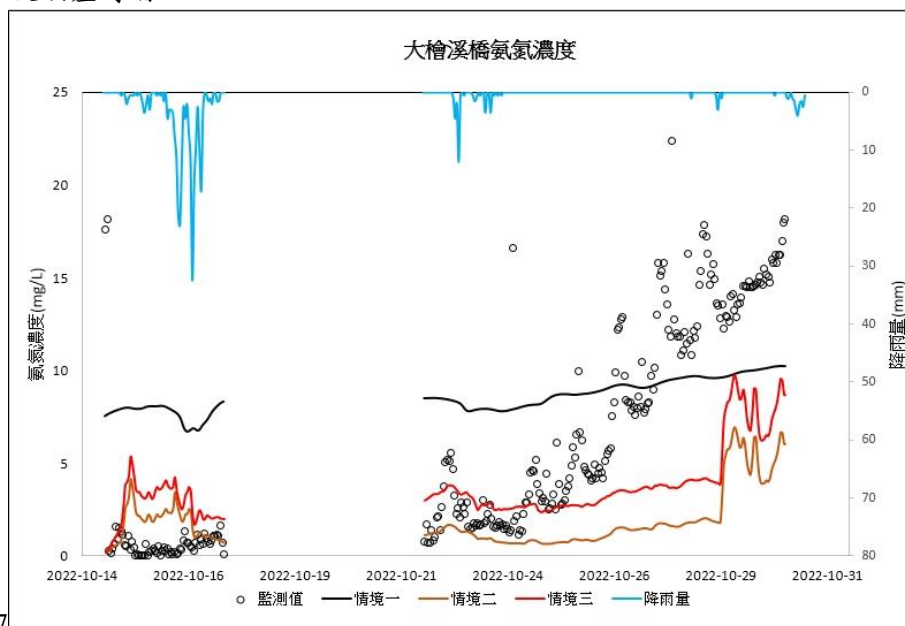
1. 邊界、支排流輸入資料及情境設計

上游邊界大埔橋之流量與水質濃度採用本計畫之連續監測資料，其餘支排濃度與流量則採用歷年推估之固定值（美商傑明公司，2017）。部分支排流有現地採樣實測資料，皆作為模式

模擬輸入數據，而未有實測資料的支排流，則以下游與上游差值作為該網格流量，再以各支排流歷年平均流量作為權重，將該網格流量分配給流入該河段之各支排流。

有關情境設計，先以東門溪固定負荷輸入為情境一，情境二則將東門溪流量與濃度改以本計畫實測值輸入，以比較支排流固定值與輸入連續監測值之差異，情境三則以情境二為基礎，模擬雨天大量地表逕流排入之情形，由實測資料顯示，強降雨時中游大檜溪橋之尖峰流量可達上游大埔橋流量之 30 倍，而平日上中游流量相差約 15 倍，此降雨時期增加之 15 倍流量係來自上游支排及其他地表逕流，由於上中游流量倍數並非定值，故為保守起見將大檜溪橋上游之楓樹坑排水及成功橋上游支排平均流量增加 5 倍，以模擬雨天新增之逕流量。

2. 模擬結果及誤差討論



如圖 17

圖 17 為 10/14 至 10/30 之大檜溪橋氨氮實測值與各模擬情境之氨氮濃度比較圖，比較數據如

表 9。情境一為將支排流以固定負荷輸入模擬，即為以往模擬方式，模擬之氨氮平均濃度（8.64 mg/L）較接近實測值平均（6.29 mg/L），但高低測值誤差較大無法掌握，故情境一比較適合日平均或月平均等長期趨勢之模擬。而情境二為將東門溪負荷改為實測負荷值輸入，如前節東門溪實測數據分析，該支流之實測濃度均較以往固定輸入濃度為低，故模擬後大檜溪橋之平均氨氮濃度亦偏低（1.88 mg/L），此情境在低濃度部分較為吻合。由於今年 10 月份常有降雨情形，情境二濃度偏低現象也可能是低估了降雨期增加之支排負荷或地表逕流負荷，故而設計情境三模擬上述情形，如前節情境設計所述，情境三是以情境二為基礎，即維持東門溪以實測負荷輸入，並保守假設上游楓樹坑排水及成功橋排水平均流量增為 5 倍，以模擬雨天新增之逕流量。情境三結果顯示雖然平均濃度亦較低（3.75 mg/L），但較為接近實測中低濃度，晴天濃度上升趨勢也大致相符，若要精確模擬實測濃度，仍需詳細調查沿線支排流情雨天之污染排入情形。

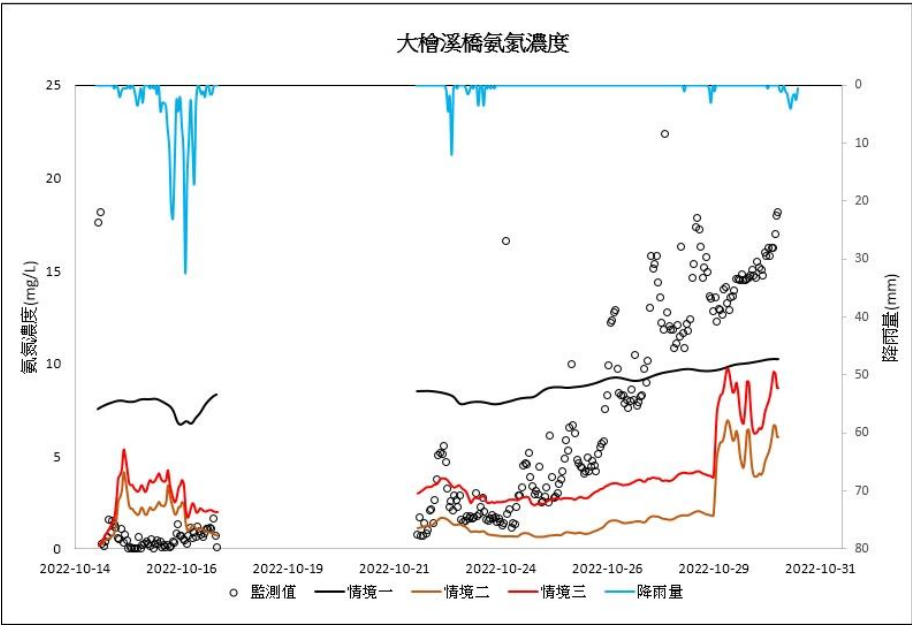


圖 17 大檜溪橋氨氮實測值與各情境濃度變化

表 9 大檜溪橋各情境模擬結果

	情境描述	氨氮平均濃度	結果說明
情境一	各支排流以固定負荷輸入	8.64 mg/L	平均濃度較接近實測值平均，但高低測值差異較大
情境二	支流東門溪以實測流量及濃度輸入	1.88 mg/L	平均濃度較低，模擬低濃度部分較吻合
情境三	情境二 + 上游楓樹坑排水及成功橋排水提高 5 倍流量	3.75 mg/L	平均濃度亦低，但較接近實測中低濃度，且晴天濃度趨勢較接近

註：大檜溪橋氨氮實測值平均為 6.29 mg/L

為進一步了解晴雨天上下游濃度變化情形，將上述模擬較準確之情境三為標的，選取雨天及晴天各一天，模擬上下游濃度之時空變化。雨天選擇為圖 18 之 10/29 0:00，為模擬曲線中之最大值，而晴天選擇為 10/26 0:00，如圖 18 該時間之前後兩天均無降雨情形，且前後濃度較為平緩，將上述晴雨天之上下游氨氮濃度變化繪圖如下所示。

如圖所示，南崁溪雨天氨氮濃度均較晴天為高，上游大埔橋之氨氮濃度最高，從大埔橋至中游大檜溪橋氨氮濃度驟減，經過大檜溪橋至出海口之氨氮濃度變化則較為平緩，由此推論氨氮污染集中於中上游區域，尤其雨天可能有收集上游集水區之非點源污染，以致上游雨天濃度高出許多，此污染集中於上游現象也與當初固定式測站選點考慮之 80/20 污染熱區原則相呼應，也與前節探討上中游之沖刷行為相符。

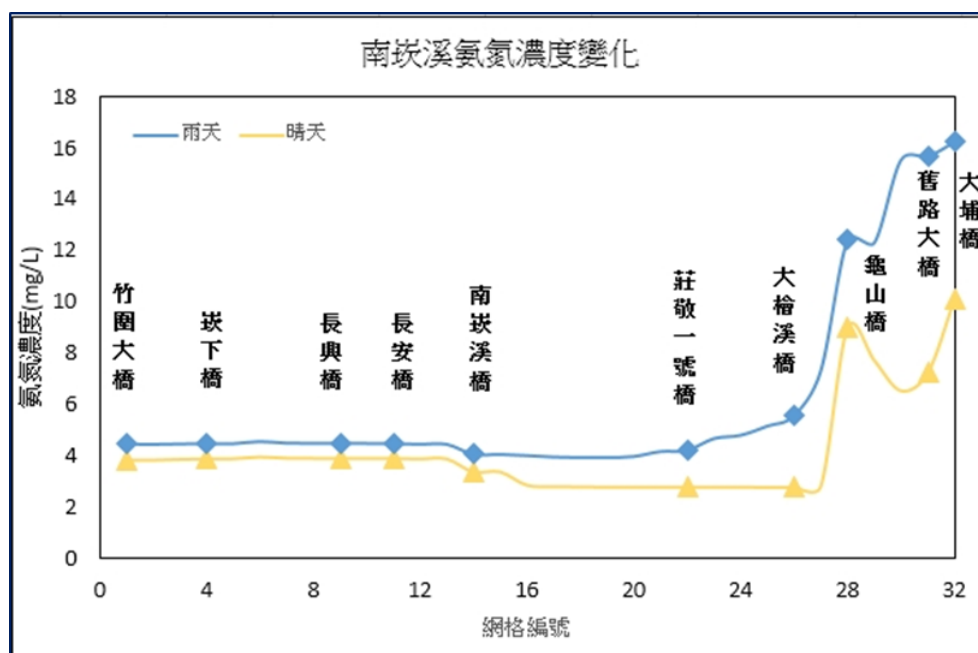


圖 18 南崁溪晴雨天下游濃度變化圖

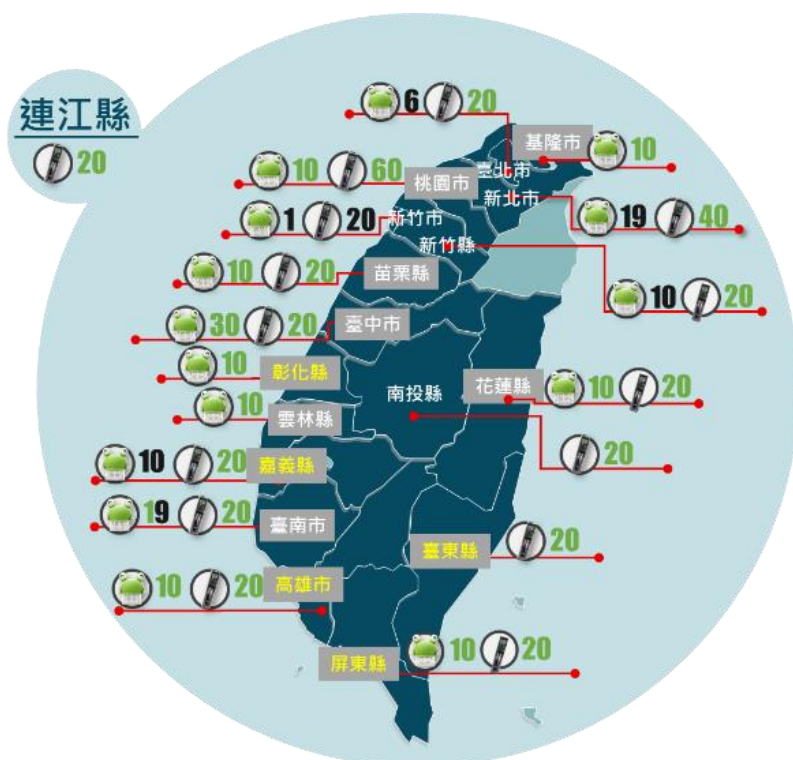
3.1.4 小結

本計畫水質模擬部分，已自本年 10 月起陸續收集水質水量監測資料，監測資料包括主流大埔橋、大檢溪橋及支流東門溪等三處固定式測站之 8 項水質項目，對於其中流量、氨氮及氮氮通量提出研析意見並探討南崁溪上中游之沖刷行為等。而根據實測資料設計三種情境模擬大檢溪橋之氨氮濃度變化，結果顯示情境一較適合長期晴天環境之模擬，情境二平均濃度較低，而晴天三較符合實測中低濃度值，也較接近晴天濃度之趨勢，但整體精準度仍有改善空間。目前由於監測資料尚有不足（希望至少有 2 個月完整之監測資料），觀察雨天時沿線有若干不明污染源排入，後續可再詳細調查南崁溪沿線晴雨天污染排放情形，更新支排流污染負荷，以提升模式精準度。也建議持續監測流量與水質並計算即時負荷量，透過模式及負荷延時曲線（Load Duration Curve）統計歸納流域之負荷關係，以做為未來模擬污染通量及總量管制之基礎。

四、推動地方政府感測物聯網合辦計畫應用及管理

本計畫項主要協助環保署推動與管理移動式水質感測器及手持式水質感測器擴展應用情形，包括合辦應用計畫推動進度與成果說明、查核地方政府水質感測器數據品質、分析彙整水質感測器數據並提出應用評估報告，以及彙整及推廣水質物聯網計畫成果，相關執行進度說明如下。

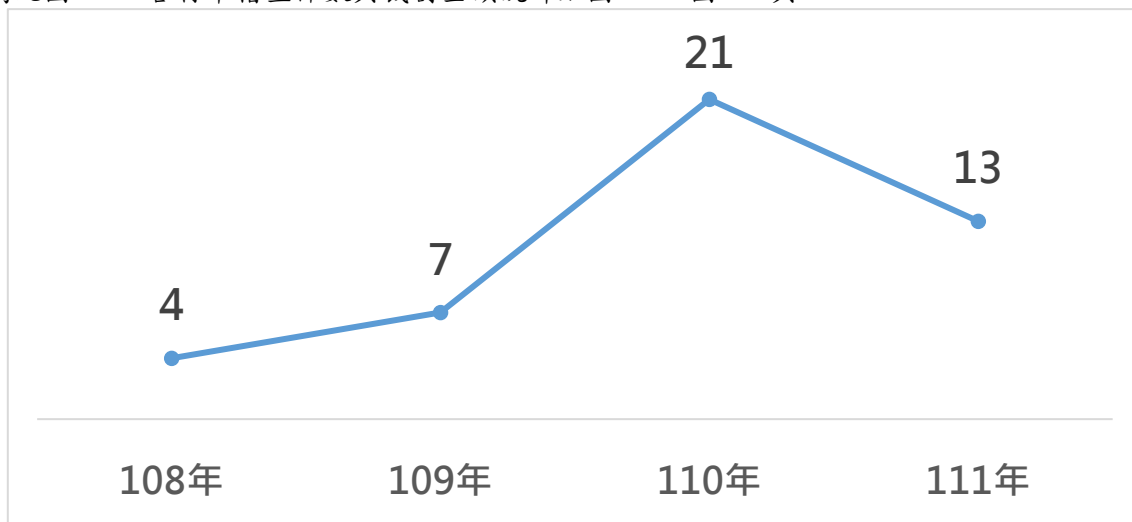
水質感測器合辦計畫（以下簡稱合辦計畫）自 109 年推動至今已執行 3 年，共有 18 縣市參與，移交地方政府應用 175 臺移動式及 360 臺手持式水質感測器，各縣市應用數量如圖 19 所示，移動式水質感測器主要由環保局選址、安裝應用、數據分析、熱區鑑定及執法稽查；手持式水質感測器主要交由地方河川巡守隊定期巡檢感測應用。



資料來源：本計畫彙整

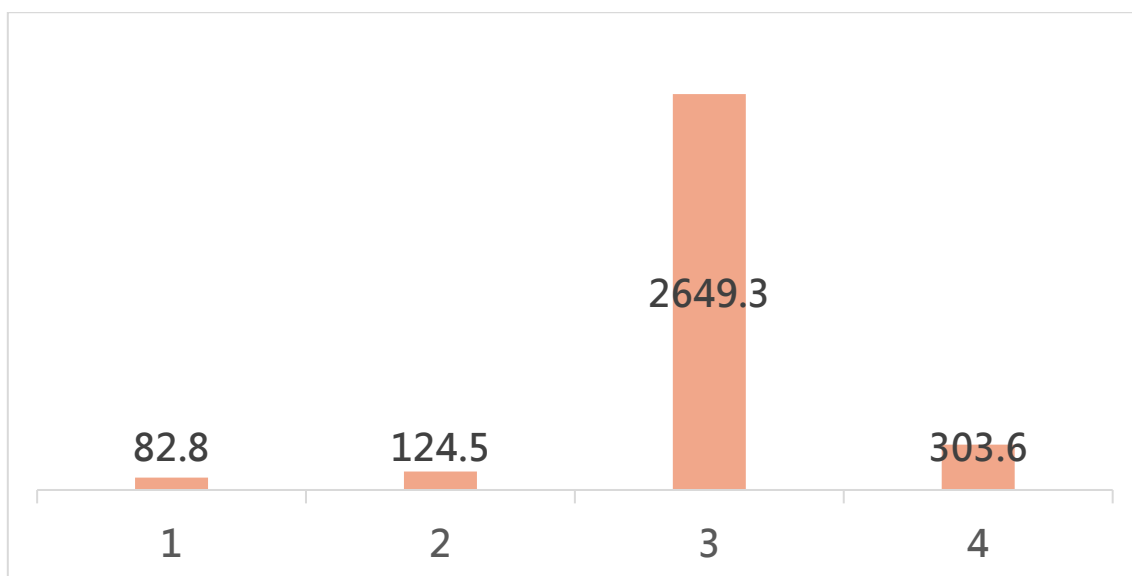
圖 19 各縣市感測器設備應用情形 (單位：臺)

環境部自 106 年引領推動水質物聯網領域，於五年計畫執行期間，透過元件研發、設備整合、場域布建、資料分析及加值應用全面開展，整套服務模式經過驗證，在推動縣市合辦計畫前以固定式水質感測器成功稽查違法廠家共 6 件次，驗證水質感測物聯網確實可有效輔助智慧稽查執法，並於 109 年 9 月推動縣市合辦計畫後成功累計稽查違法廠家達 45 件次圖 20，行政裁罰金額累計裁罰金額超過 3 千萬元圖 21，各縣市稽查件數與裁罰金額統計如圖 22、圖 23 與。



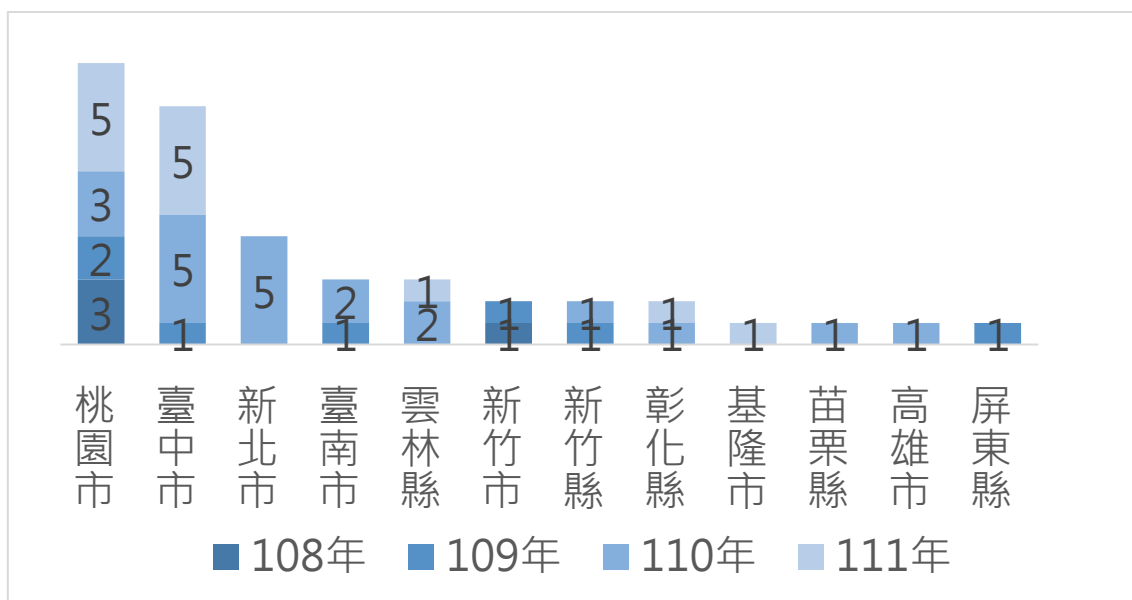
資料來源：本計畫彙整

圖 20 各年度稽查件數統計 (單位：件)



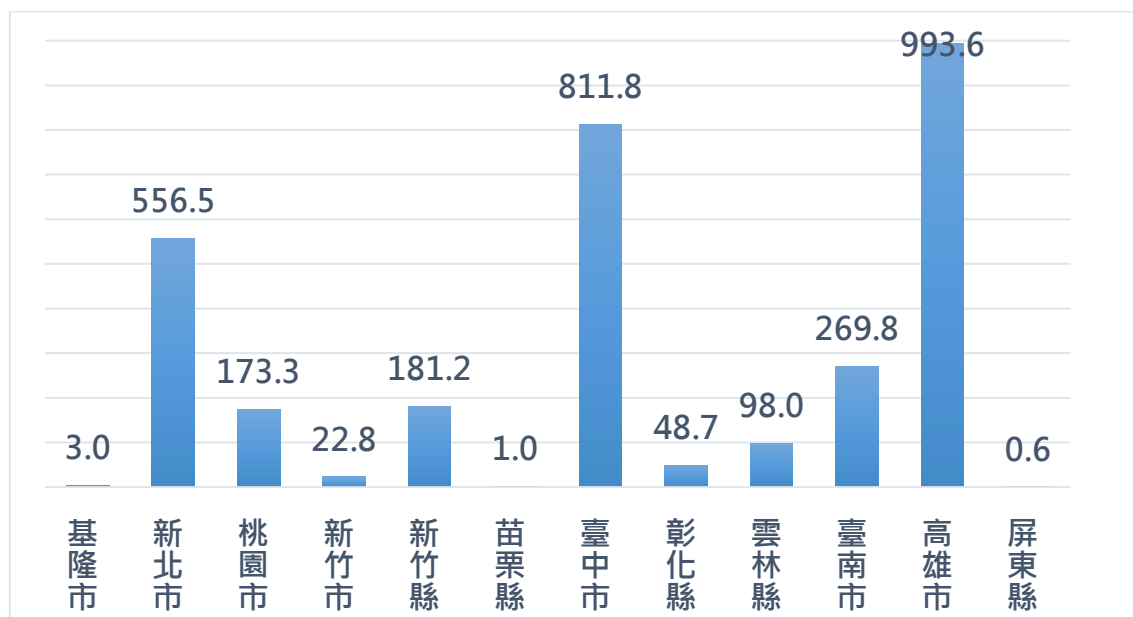
資料來源：本計畫彙整

註：部分裁罰案件尚在行政程序中，尚未確認裁罰金額故未列入
圖 21 各年度裁罰金額統計（單位：萬元）



資料來源：本計畫彙整

圖 22 各縣市稽查件數統計（單位：件）



資料來源：本計畫彙整

註：部分裁罰案件尚在行政程序中，尚未確認裁罰金額故未列入
圖 23 各縣市裁罰金額統計（單位：萬元）

五、結論

1. 本年度計畫已完成濁度與 COD/SS 光學水質感測元件精進工作，提升設備精密度並增加零點偏移功能，並完成實場水測試，目前均已應用於實際場域。
利用前期計畫光學設備研析對新感測項的可行性研析的結果顯示：(1)對於 BOD₅ 的推估結果顯示，在水質變異性較小之環境場域可推估出具備一定可信度之 BOD₅ 結果，但用於推估水樣來源較複雜的場域則因其來源較不穩定容易產生較大之推估誤差；(2)同時具備濁度與色度水樣的推估結果顯示，NIR 因其感測不受色度影響，因此其對於濁度的推估更為準確；在真色色度的推估結果顯示，水樣中濁度相對不高時，其對色度推估具備一定之可信度，整體誤差<10%，當濁度升至 100 NTU 以上時，其對色度的推估會因濁度貢獻而產生較大的偏移，但對於高色度的影響則較小。如以放流水標準來看，可作為高色度之預警工具。
2. 為使水質感測器應用效果擴張多元，本計畫應用移動式感測器於科技廠及水產養殖場域進行感測評估及應用固定式感測器於科技廠、污水處理廠及淨水廠進行感測驗證，並據以提出水質感測器針對民生場域應用提出完整商品化產品可行性報告。
運用固定式水質感測器於南崁河流域主流與支流進行連續水質水量感測，根據 WASP 模式初步模擬結果顯示以情境三（採用東門溪實測值及外加負荷）較為理想，提升研析水聯網的空間運用
3. 推動地方政府感測物聯網合辦計畫應用及管理情形分年度說明：(1)110 年合辦計畫共 15 縣市參與，移交地方政府應用 147 臺移動及 300 臺手持式水質感測器。藉由水質感測器異常趨勢成功稽查 17 案，累計裁罰金額超過 1,500 萬元；(2)111 年合辦計畫新申請縣市為彰化縣、高雄市與臺東縣，累計移交地方政府應用 175 臺移動及 360 臺手持式水質感測器。藉由水質感測器異常趨勢成功稽查 12 案，累計裁罰金額超過 300 萬元；(3)後續也完成 112~113 年合辦原則研擬。蒐集各地方縣市環保局及其他使用者的操作使用建議，將水平臺調整出最佳操作介面，並持續依據實際操作情形提出改善建議與系統異常排除，精進水科技物聯網平臺功能。

參考文獻

- [1] 張如慧，「利用過濾程序與吸收光譜建立量測實廠廢水水中 SS 與 COD 方法之研究」，國立

中央大學(2015)。

[2] 陳堯瑄，「利用 UV-VIS 連續掃描吸收光譜建立量測廢水中 TSS、TDS、COD 與硝酸鹽濃度方法之研究」，國立中央大學(2018)。

[3] 行政院環境保護署，水污染感測器與物聯網資訊展示先期研究計畫(2016)。

[4] 行政院環境保護署，水質感測物聯網應用技術研發及農地污染潛勢區布建驗證(2017)。

[5] 美商傑明工程顧問公司 (2017)，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。

[6] 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)。

[7] 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。

[8] 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)。

[9] 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)。

[10] 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)。

[11] 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)。

無機再生粒料於港區工程應用與推廣專案工作計畫

方孟德¹ 洪瑋濃¹ 王哲昀¹ 王詩婷¹ 葉柏宏²

¹財團法人工業技術研究院

²環興科技股份有限公司

EPA044111017

摘要

無機再生粒料由無機資源物經資源化處理產製而成，可替代天然資源應用於港區填築工程，研究透過盤點商港整體發展規劃、國際商港未來發展及建設計畫，掌握無機再生粒料應用於港區工程之規劃填築區位，以港區潛在填築量能 10~15%為原則估算，無機再生粒料填築量預估約 5,147~7,718 萬噸。為提高及驗證工程單位使用焚化再生粒料意願與工程合適性，針對焚化再生粒料應用於港區相關工程及於不同水體浸泡中長期進行重金屬檢測。檢測結果顯示，焚化再生粒料鋪設之港區施工便道或維護便道，在環境監測迄今 5 年之周遭土壤及逕流水監測結果顯示，重金屬測值皆無呈現上升趨勢。以焚化再生粒料或其加工再製品分別浸泡海水或地下水至少 24 個月，浸泡液重金屬測值穩定或與背景值無明顯差異，顯示焚化再生粒料適用於陸海域相關工程應用。

111 年 5 月於臺北港區進行焚化再生粒料現地填築試驗，填築量體約 50 立方公尺，試驗填築前後進行環境監測，填築後之環境監測頻率為每季 1 次，採集樣品於重金屬（鎘、鉛、砷、汞、鉻、銅、鎳、鋅）濃度均符合其對應之相關標準，且填築後歷次監測值與填築前背景值沒有明顯差異。

關鍵詞：無機再生粒料、填海造陸、現地試驗、環境用途溶出

一、前言及研究目的

無機再生粒料由無機資源物經資源化處理產製而成，其性質與天然砂石相近，可替代天然資源應用於陸域及港區填築工程。行政院 110 年 6 月核定「再生粒料應用於港區造地填築作業程序」，無機再生粒料應用於港區造地填築料源前原則應進行實驗室模擬試驗、無機再生粒料現地填築試驗、作為港區造地填築料源之環境影響評估作業（含差異分析）三階段評估。環保部資源循環署已辦理焚化底渣或無機再生粒料相關計畫，先由焚化再生粒料在工程面、環境面及管理面，陸續推動焚化再生粒料應用及管理，以及完成焚化再生粒料應用於港區造地填築作業程序中第一階段-實驗室模擬試驗及第二階段（先期試驗）-臺北港焚化再生粒料浸泡海水槽體試驗。

本計畫推廣無機再生粒料於港區工程應用，針對焚化再生粒料應用於港區相關工程及於不同水體浸泡中長期進行重金屬檢測，另依「再生粒料應用於港區造地填築作業程序」，辦理第二階段-無機再生粒料現地填築試驗，研究目的為無機再生粒料於港區工程應用與推廣，促進適材適所循環利用，驗證無機再生粒料於港區工程應用及於不同水體浸泡溶出及港區填築試驗之環境監測。

二、研究方法

本計畫進行無機再生粒料於港區工程應用與推廣工作，執行工作項目及研究方法說明如下：

- 1.盤點我國港區未來發展及建設計畫，掌握無機再生粒料應用於港區工程之規劃填築區位及填築量，並追蹤無機再生粒料應用於港區工程之規劃與推動進度及辦理情形。「商港整體發展規劃」係為交通部依行政院指示自 84 年起每 5 年辦理，滾動檢討全國商港發展需求，建構我國商港未來 5 年整體發展方向、策略，做為各港未來發展及建設計畫指導方針。透過探討內外部影響因素、國際海運新情勢，擘劃我國商港未來發展方向、目標與中長期發展策略，以因應市場情勢，指導港群有效利用港埠資源，並作為港務公司及航港局執行「國際商港未來發展及建設計畫（111~115 年）」上位指導。「國際商港未來發展及建設計畫（111~115 年）」依為臺灣港務公司依循商港整體發展規劃研撰，每 5 年滾動檢討一次，該計畫經行政院 110 年 10 月 12 日核定，並於 111 年 9 月提送修正計畫書。
- 2.辦理無機再生粒料於港區工程水面上應用及於不同水體浸泡中長期監測，包含(1)無機再生粒料於港區工程水面上應用之環境檢測（無機再生粒料、環境土壤或水樣）。(2)臺北港現地槽體無機再生

粒料浸泡海水之中長期溶出驗證檢測，進行現地槽體海水浸泡液重金屬分析，前期計畫於 109 年 10 月設置具阻隔 FRP 槽體，槽體內回填焚化再生粒料並引入海水浸泡，定期進行浸泡液之採樣檢測，以瞭解焚化再生粒料運用於造地填築時接觸海水時溶出狀況。設置槽體包含 A 槽：裝載 0.4 公噸焚化再生粒料及 4 立方公尺之海水；B 槽：考量未來焚化再生粒料現地填築試驗，試驗規劃裝載 50 公噸之焚化再生粒料及 25 立方公尺之海水，浸泡海水槽體試驗示意參見圖 1。(3)無機再生粒料產製之加工再製品浸泡水體之中長期溶出驗證檢測，為瞭解經浸泡於水體環境中之重金屬中溶出狀況，持續浸泡焚化再生粒料加工再製品 CLSM，進行實驗室桶槽水體浸泡液重金屬分析，浸泡地下水溶出試驗示意參見圖 2。

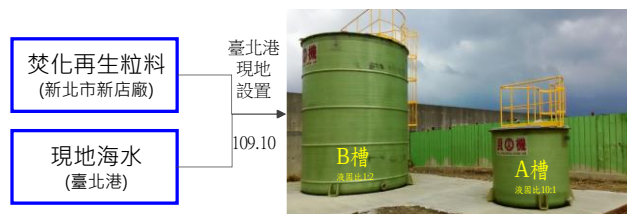


圖 1.臺北港焚化再生粒料浸泡海水槽體試驗示意

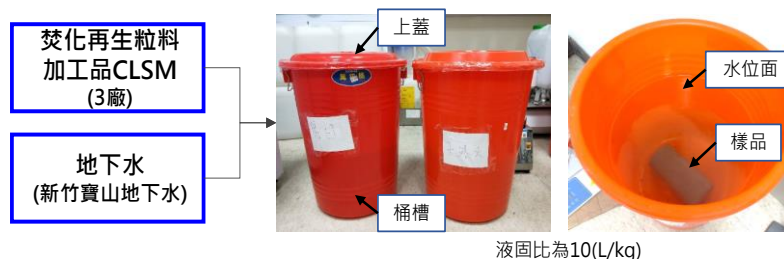


圖 2.焚化再生粒料加工再製品浸泡地下水溶出試驗示意

3.辦理無機再生粒料於港區現地填築試驗計畫，無機再生粒料供料填築前，依據「再生粒料環境用途溶出程序」執行料源檢測，以及周邊海水水質及海域底質環境監測。填築料源為新店焚化廠之焚化再生粒料，所使用焚化再生粒料經自然熟化 6 個月以上。為瞭解焚化再生粒料於現地填築後對鄰近區域海水水質之影響，監測填築基地周邊之潮間帶海水水質 2 個檢測點 (A1 點、A2 點)，潮間帶之每個檢測點包含漲、退潮，延伸亞潮帶海水水質 4 個檢測點 (B1 點、B2 點、C1 點、C2 點)，亞潮帶之每個檢測點含表、底層。海水水質檢測點位之選取原則為配合現有環差測點之延續監測資料，並涵蓋填築區鄰近區域海水水質之點位，檢測結果參照海域環境分類及海洋環境品質標準進行資料評析，海域底質之採樣點位與海水水質相同，圖 3 是現地填築試驗地點及環境監測點位示意。



圖 3.焚化再生粒料於臺北港區現地填築試驗地點及環境監測點位

三、結果與討論

1.無機再生粒料於港區工程應用與推廣，促進適材適所循環利用，為瞭解我國北、中、南區域之港區填築工程需求，本計畫已透過盤點商港整體發展規劃（111~115 年）、國際商港未來發展及建設計畫（111~115 年），協助規劃無機再生粒料應用於港區工程之填築區位及填築量。完成盤點國際商港（包含臺北港、臺中港、高雄港）及工業區（彰濱工業區）填海造地潛在填築區位規劃及供給分析，規劃填築區位主要位於臺北港（南外堤遠期用地）、臺中港（包含北填方區（II、III）、南填方區（III、IV））、高雄港（洲際南側能源產業區）及彰濱工業區（線西西三區之 B 區），盤點港區可填築區位及量能規劃參見圖 4。

	規劃填築區位	面積 (公頃)	潛在填築量 (萬噸)	無機再生粒料預估 10~15%填築量 (萬噸)	規劃填築 時間
臺北港	物流倉儲區(2-4期)	291	15,387	1,539~2,308	轉爐石進行填築中 自109~121年
	南外堤遠期用地	316	9,777	978~1,467	約20年 (預估自116~135 年)
臺中港	北填方區(II、III)	159	4,665	467~700	約20年 (預估自 116~135年)
	南填方區(III、IV)	90	2,499	250~375	約6年 (預估自 115~120年)
彰濱 工業區	線西西三區(B區)	46	495	50~74	約20年 (預估自 115~123年)
高雄港	洲際南側 能源產業區	495	18,630	1,863~2,794	約20年 (預估自 117~136年)
(合計)		(1,397)	(51,453)	(5,147~7,718)	

註：1.無機再生粒料預估填築量暫以港區潛在填築量能10%~15%為原則進行估算，未來可視需求滾動檢討填築比例及期程。2.臺北港物流倉儲區潛在填築量計算方式係扣除第1期已填築部分，2-4期進行估算(包含轉爐石規劃填築量535萬方(155.8+224.2+155)+土方規劃填築量5930萬方(2329.2+2526.8+1,074)=6,465萬方，換算約15,387萬噸)

圖 4. 盤點港區可填築無機再生粒料 區位、量能規劃

2.無機再生粒料於港區工程應用及於不同水體浸泡中長期監測

a.辦理無機再生粒料於港區工程水面上應用之環境檢測

針對臺北港「第一期第一條維護便道」、「第二期第一條施工便道」及「第二期第二條施工便道」檢測周遭土壤及水樣，土壤檢測結果皆符合土壤污染監測標準及土壤污染管制標準，水樣檢測結果符合放流水標準。臺北港「第一期第一條維護便道」及「第二期第一條施工便道」執行環境監測皆滿 5 年，「第二期第二條施工便道」執行環境監測期滿 3 年，檢測結果與歷次結果比對，106 年至 111 年期間之土壤及逕流水監測，重金屬（砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅）測值皆無呈現上升趨勢。歷次土壤重金屬砷、鉻、銅、鎳、鋅之數值變異大，推測是填埋土石方不均質導致，水樣重金屬測值呈現穩定皆為未檢出或接近方法偵測極限，歷次土壤及水樣之重金屬砷、鉻、銅、鎳、鋅檢測資料彙整如圖 5。

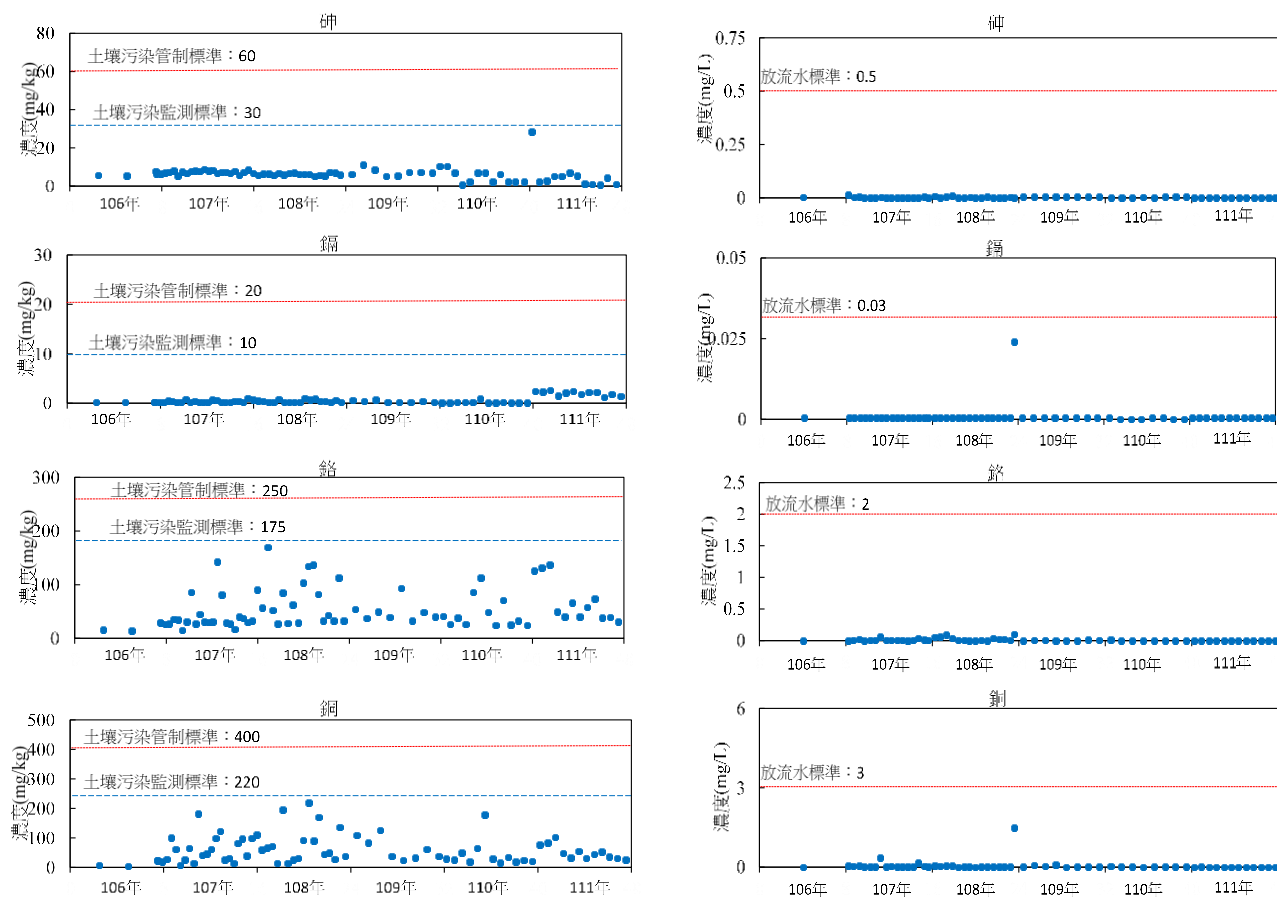


圖 5. 臺北港「第二期第一條施工便道」歷年環境檢測結果(a)土樣檢測；(b)水樣檢測

b. 臺北港現地槽體無機再生粒料浸泡海水之中長期（第二年）溶出驗證檢測

本計畫完成現地環境 FRP 槽體海水浸泡至第 17 個月、第 20 個月及第 24 個月採樣，浸泡液樣品重金屬（鎘、鉛、砷、汞、鉻、銅、鎳、鋅）濃度均符合焚化再生粒料第二級環境標準，表 1 是重金屬溶出檢測資料與歷次結果比對，焚化再生粒料浸泡於海水槽體至第 24 個月，重金屬濃度並未隨浸泡時間增加而持續上升，且重金屬溶出均符合焚化再生粒料第二級環境標準。

表 1. 焚化再生粒料浸泡海水槽體試驗之重金屬溶出檢測

槽體	浸泡日數	檢測日期	鉛	鎘	鉻	銅	砷	汞	鎳	鋅
焚化再生粒料第二級環境標準			0.1	0.05	0.5	10	0.5	0.02	1	50
海水背景		109.10.22	<0.0002	<0.0001	ND	0.0017	0.0014	ND	0.0005	0.0086
A 槽 (液固比 10:1)	第6個月	110.04.28	<0.05	<0.01	<0.05	0.0214	<0.001	ND	0.0232	0.136
	第11個月	110.09.30	<0.05	ND	<0.05	0.0118	<0.001	<0.0004	0.0206	<0.05
	第17個月	111.03.14	0.0003	0.0002	<0.05	0.073	ND	<0.0004	0.0045	0.0104
	第20個月	111.06.16	0.0002	<0.0001	<0.05	0.0025	ND	<0.0004	0.0038	0.0043
	第24個月	111.10.03	0.0004	0.000145	<0.05	0.0049	<0.001	ND	0.0033	0.0158
B 槽 (液固比 1:2)	第6個月	110.04.28	<0.05	<0.01	<0.05	<0.01	0.0031	ND	0.0627	<0.05
	第11個月	110.09.30	ND	ND	<0.05	0.0118	<0.001	<0.0004	0.0206	<0.05
	第17個月	111.03.14	0.0006	ND	<0.05	ND	<0.001	ND	0.0201	0.0044
	第20個月	111.06.16	0.0004	<0.001	<0.05	0.0003	<0.001	ND	0.0146	0.0135
	第24個月	111.10.03	0.0005	0.000025	<0.05	0.0003	<0.001	ND	0.0124	0.0131
方法偵測極限(FY111)			0.00012	0.000005	-	0.00017	0.00015	0.00011	0.00023	0.00014

註：單位 mg/L

c. 無機再生粒料產製之加工再製品浸泡水體之中長期（第三年）溶出驗證檢測

本計畫持續焚化再生粒料加工再製品 CLSM（3 組）浸泡地下水溶出試驗，至第 24 個月及至第 30 個月之浸泡液重金屬濃度為未檢出或與地下水背景值無明顯差異，皆低於第一類地下水污染管

制標準（研究參考標準值）。與歷次結果比對（如圖 6），3 組焚化再生粒料 CLSM 與天然砂石 CLSM（空白樣品）之重金屬溶出趨勢相似，無明顯重金屬溶出情形，顯示焚化再生粒料經水泥固化後，加工再製品之重金屬不易溶出至環境水體中。

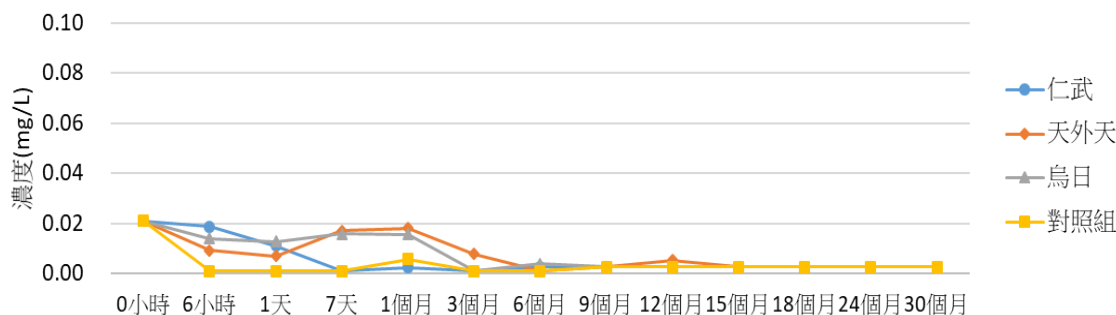
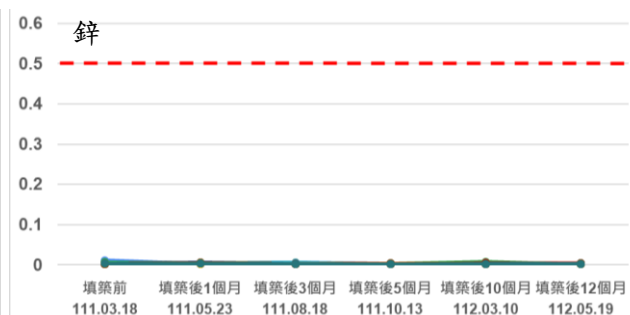
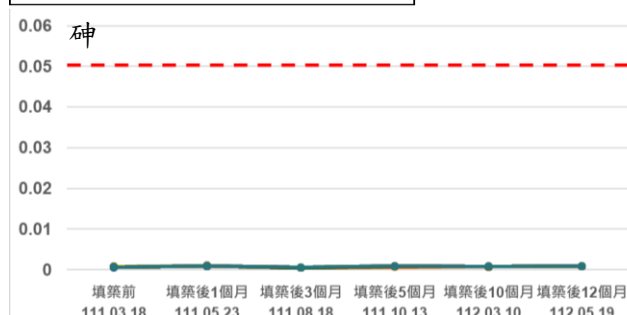
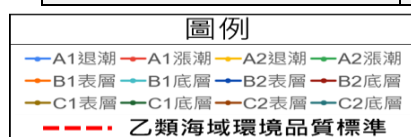


圖 6. 焚化再生粒料加工再製品浸泡水體之重金屬溶出情形(以銅為例)

3. 無機再生粒料於港區現地填築試驗，焚化再生粒料於港區現地填築前檢測重金屬溶出量、最大粒徑及戴奧辛，均符合焚化再生粒料環境標準，參見表 2。現地填築試驗於第一期物流倉儲區之防風林區造地範圍內進行，5 月填築焚化再生粒料約 50 立方公尺，進行現地試驗填築前後之環境監測，包含海水水質監測及海域底質監測。環境監測頻率為每季監測一次，海水樣品之重金屬（鎘、鉛、六價鉻、砷、汞、硒、銅、鋅、錳、銀、鎳）及 pH 值均符合「海域環境分類及海洋環境品質標準」之乙類海域海洋環境品質標準，試驗填築前與後之海水水質濃度沒有明顯變化，歷年砷、鋅、鎳及錳檢測資料彙整如圖 7，海域底質樣品之重金屬（鎘、鉛、砷、汞、鉻、銅、鎳、鋅、六價鉻、錳），試驗填築前與填築後之海域底質濃度沒有明顯變化。

表 2. 焚化再生粒料於臺北港區現地填築試驗之焚化再生粒料品質檢測結果

底渣來源	再利用機構	焚化再生粒料環境標準(重金屬溶出)(mg/L)									戴奧辛(ng I-TEQ/g)	粒徑大小(mm)
		樣品名稱	砷	鎘	鉻	銅	汞	鎳	鉛	鋅		
焚化再生粒料環境標準		第一級標準	0.05	0.005	0.05	1	0.002	0.1	0.01	5	0.1	≤19
		第二級標準	0.5	0.05	0.5	10	0.02	1	0.1	50		
新店焚化廠	八里篩分廠	料堆 1	ND	ND	0.027	0.030	ND	ND	ND	ND	0.012	符合
		料堆 2	ND	ND	0.032	0.024	ND	ND	ND	ND	0.033	符合
方法偵測極限			0.005	0.001	0.005	0.005	0.0001	0.005	0.002	0.011	0.0002	-



錳

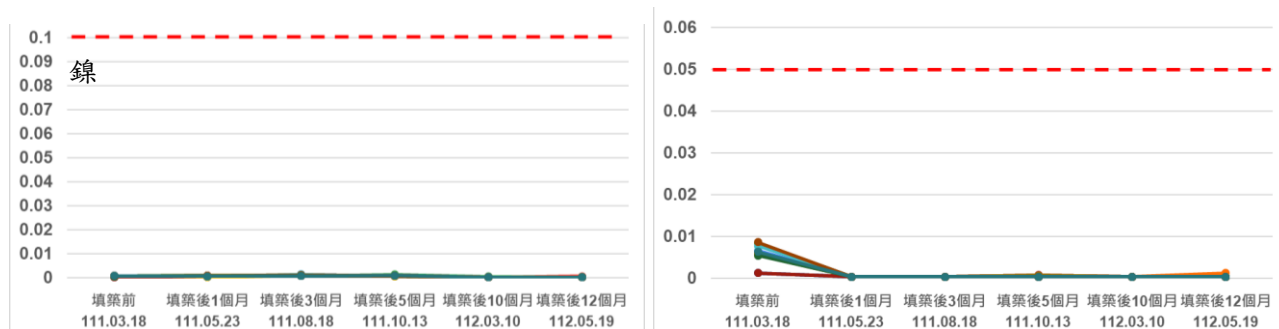


圖 7. 焚化再生粒料於臺北港現地填築試驗之海域水質環境監測結果(以砷、鉍、鎳及錳例)

四、結論

1. 本計畫透過盤點商港整體發展規劃、國際商港未來發展及建設計畫，掌握無機再生粒料應用於港區工程之規劃填築區位（包含臺北港、臺中港、高雄港及彰濱工業區），再生粒料規劃填築區位主要位於臺北港（南外堤遠期用地）、臺中港（包含北填方區（II、III）、南填方區（III、IV））、高雄港（洲際南側能源產業區）及彰濱工業區（線西西三區之 B 區），填築量預估約 5,147~7,718 萬噸（以港區潛在填築量能 10~15%為原則進行估算）。
2. 針對臺北港應用無機再生粒料之海平面上完成面建設工程進行環境監測，各施工便道自鋪設迄今於 106 年至 111 年度歷次檢測結果比對，土壤及逕流水中重金屬測值總體未隨時間呈現上升趨勢，水樣重金屬測值則呈現穩定，皆為未檢出或接近方法偵測極限。
3. 臺北港焚化再生粒料浸泡海水槽體試驗顯示，焚化再生粒料浸泡不同液固比（液固比 10 及 0.5 L/kg）槽體浸泡至第 17 個月、第 20 個月、第 24 個月之泡液結果與歷次結果比對，重金屬濃度並未隨浸泡時間增加而持續上升，且均符合焚化再生粒料第二級環境標準。
4. 焚化再生粒料 CLSM 加工再製品浸泡地下水試驗已至第 30 個月，浸泡液檢測大部分重金屬濃度皆為未檢出或與地下水背景值無太大差異，焚化再生粒料經水泥固化後，經過浸泡後，加工再製品之重金屬不易溶出至環境水體中。
5. 焚化再生粒料現地填築試驗於 111 年 5 月在臺北港防風林區辦理，填築焚化再生粒料約 50 立方公尺，現地填築試驗施工前及施工後之進行環境監測，檢測海水水質、海域底質重金屬濃度。採集樣品於重金屬（鎘、鉛、砷、汞、鉻、銅、鎳、鉍）濃度均符合其對應之相關標準，且填築後歷次監測值與填築前背景值沒有明顯差異。

參考文獻

- [1]. 交通部航港局，國內商港未來發展及建設計畫(106-110 年)核定本，106 年。
- [2]. 臺灣港務股份有限公司基隆港務分公司，臺北商港物流倉儲區填海造地計畫第四次環境影響差異分析報告(年收土量體變更)，109 年。
- [3]. 臺灣港務股份有限公司基隆港務分公司，臺北港(109-111 年)施工期間環境品質監測作業，109 年度環境監測總報告，110 年。
- [4]. 臺灣港務股份有限公司，國際商港未來發展及建設計畫(111~115 年)，110 年。

廢車循環利用低碳商業運作模式之研發

李清華¹ 張章堂² 王進益³ 蔣本基⁴

¹ 大葉大學環境工程學系

² 國立宜蘭大學環境工程學系

³ 中華民國廢機動車輛回收處理商業同業公會全國聯合會

⁴ 國立台灣大學環境工程學系

摘要

本計畫本年度(111年)主要是針對廢汽機車回收端精細拆解進行研究,以降低ASR產生量,並建立新低碳廢車資源化回收機制。本計畫目前重點成果如下:根據本計畫現場廢車實廠拆解作業,可將廢車拆解方式分成3大類:1.目前傳統廢車拆解(1.0);2.車內內裝精細人工細拆(2.0);3.車內內裝精細鳥嘴夾細拆(2.0)。本計畫已完成廢汽機車精細拆解S.O.P.之研擬。另廢棄汽車拆解零件中高熱值材料(含儀表板、車內門板、副駕駛座表皮與泡綿、駕駛座表皮與泡綿、後座表皮與泡綿及地毯等18件樣品),經進行含熱值、重金屬與含氮量等特性分析得知,僅駕駛座表皮與泡綿中含氮量測試結果(3.67%)略為超過3%,其餘測試結果皆符合環保署「固體再生燃料製造技術指引與品質規範」,即混合高熱值材料後,即可進行SRF燃料之研製,本計畫另將SRF燃料送至環檢所認證之單位(東海大學)進行分析,其結果亦符合環保署「固體再生燃料製造技術指引與品質規範」,以利後續燃料再利用。另將廢汽車玻璃等60件樣品進行成份分析,以利該廢棄玻璃再利用。另本計畫已初步完成廢車回收業及後端再利用產業間,新鏈結模式之評估及規劃,預期能拓展未來廢車殼再利用轉製產品之能見度,亦能間接協助環保署促進再利用相關政策之推動。另以NSDB為分析架構(包含需要(Need)、解決方案(Solution)、差異性(Differentiation)及效益(Benefit))評估廢車回收端新資源化作法之影響,且協助產業提出新設新資源循環廠之籌備規劃,另製作說明資料提供產業向中區科學園區管理局爭取設廠土地。另本計畫已完成廢汽機車回收端精細拆解之碳足跡計算,結果顯示廢汽機車回收具有減碳效益;同時,相較於傳統廢車拆解(1.0),車內內裝人工精細拆解(2.0)具有更高之減碳效益,主要來自拆解後產品再利用之間接減碳效益。

關鍵詞:廢棄物、車、拆解、減碳、固體再生燃料

一、前言及研究目的

2015年聯合國宣布,通過《巴黎協定》、《SDGs(永續發展目標)》,從2019年起全球各國陸續宣佈碳中和。目前已有130餘國家宣布推動「淨零碳排」。我國蔡英文總統於2021年4月22日世界地球日宣示,「2050淨零轉型是全世界的目標,也是臺灣的目標。我國不能置外於全球的共同目標、要和其他國家攜手合作找尋轉型契機並創造多贏。」^{[1][2]}

在早期,廢車經壓縮機(presser)壓縮成塊,或經壓剪機(shearing machine)剪切成大片物質,然後直接送往煉鋼廠,當作煉鋼的原料,但是由於廢車中除了鋼鐵之外,尚有25%左右的非鐵物質,這些物質中的非鐵金屬會影響煉鋼的品質,而非金屬物質如塑膠、橡膠經高溫燃燒後會造成空氣污染,另外大量非鐵物質的混入亦會造成煉鋼時能源的消耗。於是當節約能源成為煉鋼廠重要成本考慮因素時,煉鋼廠對廢鐵原料的品質要求也就愈嚴格,為提供高純度的廢鋼鐵原料,廢車回收處理業乃採用廢車粉碎機(Car Shedder)將廢車粉碎成細片,以便將廢車中的鐵及非鐵物質分開。

故目前國內外之廢車回收處理,大都是先將廢車於回收廠進行拆解回收後,再運送至後端處理廠進行車體粉碎,但依現今之回收技術而言,每輛廢車可回收再利用之金屬部份只佔全部廢車的70~80WT%,而經粉碎分選後,所殘留之非金屬部份(亦即所謂之廢車粉碎殘留物,ASR)尚有20~30WT%。ASR主要是在廢車粉碎廠內,經由空氣分離機將輕質之物質收集而成,其大部份組成主要是由廢車中被粉碎之塑膠零件、座椅、橡膠等物質所構成,除了上述物質外,一些細顆粒之金屬碎屑亦會因重量輕而被吸入混在ASR中^[3]。

由於傳統的廢車資源回收方式,會產生大量令人頭痛的ASR,考量國內每年衍生之廢車破碎殘

餘物去處之窘境，現有廢車回收處理廠商應及早規劃妥適的處理處置與資源再利用的應用途徑，其中精進與提升現有分選設備之效能，增加可回收物質的回收率、減少雜質對後續處理處置或資源再利用的影響，以及積極尋求可行的處理技術等，均是相關產業應面對的重要課題。此外，政府與研究相關單位持續擬定長遠可行的國家廢棄物處理與能源發展政策、鼓勵研發本土化之 ASR 能源轉化應用技術，以及制訂合理可行的環境品質相關法令，將可促使廢車回收體系趨向健全發展，並帶動廢棄物處理與再利用之循環經濟龐大的商機^[3]，為減少都市垃圾焚化廠處理的負擔與風險，以及符合污染者付費及責任業者照顧制度的精神，未來相關業者應尋求妥適的處理技術，發展兼具廢棄物處理處置與產生質能源雙重功效的新穎且前瞻的技術^[3]。

因廢車整體組成成份複雜，後端廢車粉碎廠進行車殼破碎後分選，在現有之技術上，仍有所極限，亦即會產生大量待進一步妥善處理之 ASR。而隨著國際減碳趨勢及再利用技術之創新，目前 ASR 中所內含之塑膠、橡膠、泡棉、玻璃等，現今都逐漸有較適再利用方案。有鑒於此，從廢車前端回收拆解時，就將可再利用之物件(塑膠、橡膠、泡棉、玻璃等)予以先行拆除回收，再進行能源化或高值化產品轉製，以避免造成後端廢車粉碎時產生大量不易處理之 ASR，如此不僅可解決 ASR 因成分複雜不利焚化之困境，更進一步能促進產業循環再利用合作商機。

為解決降低後端廢車粉碎時產生之 ASR 問題，並提升整體廢車回收之整體循環經濟效益，本計畫乃進行「廢車循環利用低碳商業運作模式之研發」，本計畫規劃預計以兩年時間來完成，本計畫本年度(111 年)主要執行目標如下：1. 廢汽機車回收端精細拆解並建立新資源化回收機制；2. 減量 ASR 並將泡棉等高熱值廢棄物轉製高值化 SRF 進行能源化；3. 減量 ASR 並將廢玻璃轉製高值化玻璃產品進行資源化；4. 實廠了解廢棄汽機車精細拆解所需之工具、人力時間與成本規劃最適精細拆解 S.O.P.；5. 精細拆解資源物跨產業建立可行合作機制；6. 計算精細拆解之環境負荷減輕與減碳效益，評估低碳廢車拆解與商業運作之可行性。

二、研究方法

本年度(111 年)本年度研究方法與實施內容共有四大重點：重點一為「廢車精細拆解實證測試」，在此重點項下主要工作內容包括：1. 遴選一家適任之廢車回收業者進行廢車現場拆解；2. 實證測試建立精細拆解 S.O.P.；3. 召開廢車精細拆解專家諮詢會議。重點二為「研析國內再利用產業適用之固體再生燃料(SRF)及玻璃高值化相關產品」，在此重點項下主要工作內容包括：1. 訪談再利用合作單位產品允收標準；2. 研析高熱值資收物轉製 SRF 產品之可行性；3. 研析廢車玻璃高值化可行性。重點三為「建構廢車回收業及再利用產業鏈結模式」，在此重點項下主要工作內容包括：1. 蒐集與廢車循環經濟相關之再利用市場資訊；2. 透過全國商業總會擴大成果推廣並研商異業結盟；3. 評估設置新資源化回收廠之可行性。重點四為「評估廢車資源再利用所減輕之環境負荷及碳排減量效益」，在此重點項下主要工作內容包括：1. 評估廢車精細拆解環境負荷減輕效益；2. 評估廢車精細拆解減碳效益。

三、結果與討論

本計畫目前執行之重點成果彙整如下：

1. 本計畫於宜信環保公司共拆解 6 輛廢汽車，傳統拆解(1.0)，約花費 20 分鐘佔整體拆解時間約 19%，人工精細拆解(2.0)約花費 84 分鐘佔整體拆解時間約 81%，鳥嘴夾怪手精細拆解(2.0)約花費 24 分鐘佔整體拆解時間約 59%。
2. 本計畫於大里金屬公司共拆解 2 輛車廢汽車，傳統拆解(1.0)，約花費 25 分鐘佔整體拆解時間約 53%，鳥嘴夾怪手精細拆解(2.0)約花費 22 分鐘佔整體拆解時間約 47%。
3. 另於宜信環保公司，其中 3 輛廢汽車進行車內內裝(包含車門內版、保險桿、車頂棚+地毯、中控儀表板、泡棉與玻璃)之人工精細拆解(2.0)，其中拆解車門內板約花費 3 分鐘佔整體拆解時間約 5%，拆解保險桿約花費 3 分鐘佔整體拆解時間約 4%，拆解車頂棚+地毯約花費 5 分鐘佔整體拆解時間約 7%，拆解中控儀表板約花費 7 分鐘佔整體拆解時間約 9%，拆解泡棉約花費 17 分鐘佔整體拆解時間約 21%，拆解玻璃約花費 10 分鐘佔整體拆解時間約 11%。

4. 另於宜信環保公司，3 輛廢汽車進行鳥嘴夾怪手精細拆解(2.0)車內內裝(包含車門內板、保險桿、車頂棚+地毯、中控儀表板、泡棉與玻璃)，其中拆解車門內板約花費 1 分鐘佔整體拆解時間約 2%，拆解保險桿約花費 2 分鐘佔整體拆解時間約 5%，拆解車頂棚+地毯約花費 5 分鐘佔整體拆解時間約 11%，拆解中控儀表板約花費 3 分鐘佔整體拆解時間約 9%，拆解泡棉約花費 2 分鐘佔整體拆解時間約 6%，拆解玻璃約花費 2 分鐘佔整體拆解時間約 6%。
5. 另於大里金屬公司，進行 2 輛廢汽車車內內裝之鳥嘴夾怪手精細拆解(2.0)，其中拆解車門內板約花費 4 分鐘佔整體拆解時間約 9%，拆解保險桿約花費 1 分鐘佔整體拆解時間約 3%，拆解車頂棚+地毯約花費 3 分鐘佔整體拆解時間約 7%，拆解中控儀表板約花費 1 分鐘佔整體拆解時間約 2%，拆解泡棉約花費 4 分鐘佔整體拆解時間約 8%，拆解玻璃約花費 5 分鐘佔整體拆解時間約 11%。
6. 本計畫推估廢汽車之 6 項細拆物(車門內板、保險桿、地毯+車頂棚、中控儀表板、泡棉、玻璃)，經細拆後如果皆能進一步再製成可利用產品，則本計畫規劃之廢車 2.0 精緻細拆，約可提升整體廢車資源再生率達到 8%。且如執行前端廢車精緻細拆 6 項細拆物，約可減少廢汽車粉碎廠 54.73% 之 ASR 產生量。
7. 利用拆解廢棄汽車零件中高熱值材料(含儀表板、車內門板、副駕駛座表皮與泡綿、駕駛座表皮與泡綿、後座表皮與泡綿及地毯等)，進行含熱值、重金屬與含氯量等特性分析，僅駕駛座表皮與泡綿中含氯量測試結果(3.67%)略為超過 3%，其餘測試結果皆符合環保署「固體再生燃料製造技術指引與品質規範」，即混合高熱值材料後，即可進行 SRF 燃料棒研製。
8. 儀表板熱值最高(11,833 kcal/kg)，車內門板熱值其次(6,239 kcal/kg)，地毯熱值最低(4,647 kcal/kg)，皆大於 SRF 品質標準(2,392 kcal/kg)。
9. 以後座表皮與泡綿中汞含量最高(0.22 mg/kg)，樣品中鉛含量為 0.37 mg/kg，鎘含量為 0.022 mg/kg；副駕駛座表皮與泡綿中汞含量其次(0.14 mg/kg)，樣品中鉛含量為 0.44 mg/kg，鎘含量為 0.046 mg/kg；地毯中汞、鎘與鉛含量皆未檢出，所測試樣品中重金屬含量皆小於 SRF 品質標準(汞、鎘與鉛含量分別需小於 5、5 與 150 mg/kg)。
10. 氯含量測試結果，以駕駛座表皮與泡綿中氯含量(3.62%)超過 SRF 品質標準(3.0%)，其次為副駕駛座表皮與泡綿中氯含量(2.69%)，其他高熱值材料氯含量皆小於 2.5%。
11. 混合廢汽車拆解後之廢棄有機材料(含儀表板、車內門板、副駕駛座表皮與泡綿、駕駛座表皮與泡綿、後座表皮與泡綿及地毯)後，所製成 SRF 之熱值含量為 6,783 kcal/kg，大於熱值規範標準(2,392 kcal/kg)，氯含量為 2.4%，小於氯含量規範標準(3%)，鉛、鎘、汞含量分別為 0.79、0.01 及 0.10 mg/kg，小於鉛、鎘與汞含量規範標準(分別為 5、150 與 5 mg/kgd)，相關分析皆符合我國 SRF 品質標準。
12. 廢玻璃主成分為 C(約 25.3%)、O(約 40.7%)、Si(約 19.3%)、Na(約 5.8%)、Ca(約 4.1%)、Mg(約 1.3%)、Al(約 0.2%)。
13. 本計畫已完成廢車回收業及後端再利用產業間，新鏈結模式之評估及規劃，主要包含七大推動程序，期能拓展未來廢車殼再利用轉製產品之能見度，亦間接協助環保署促進再利用相關政策之推動。
14. 本計畫已拜訪 SRF 及廢玻璃相關再利用企業，並列舉八家業者可行之再利用處理設備及未來可能合作重點。以目前再利用機構允收標準來看，精細拆解後轉至之 SRF 產品，具備再利用合適通路市場，受訪業者皆有收受意願。
15. 以 NSDB(需要(Need)、解決方案(Solution)、差異性(Differentiation)及效益(Benefit))綜合說明目前政策、法規、執行等各面向評估結果，並特別協助產業推動新資源循環廠設置，且製作一式說明資料提供中區科學園區管理局參考，期進一步爭取於園區內設廠。
16. 本計畫已針對傳統汽車拆解和先進汽車拆解建立一生命週期評估模式，並計算各種拆解情境之碳足跡與潛在環境效益。結果顯示廢汽機車回收具有減碳效益；同時，相較於傳統廢車拆解(1.0)，車內內裝精細鳥嘴夾細拆(2.0)具有更高之減碳效益，主要來自拆解後產品再利用之間接減碳效益。

四、結論與建議

結論

1. 本計畫已完成廢汽機車精細拆解之 S.O.P，其中傳統拆解(1.0)約花費 20 分鐘，佔整體人工細拆時間約 19%，人工精細拆解(2.0)約花費 84 分鐘，佔整體人工細拆時間約 81%。另鳥嘴夾怪手精細拆解(2.0)約花費 22 分鐘，佔整體鳥嘴夾怪手細拆時間約 53%。由上可知，人工精細拆解(2.0)花費時間最多，鳥嘴夾怪手精細拆解(2.0)花費時間次之，傳統拆解(1.0)花費時間最少。另本計畫針對廢汽機車精細拆解之 S.O.P，已完成第一次專家諮詢會議。
2. 本計畫已進行廢汽機車精細拆解零件中高熱值材料(含儀表板、車內門板、副駕駛座表皮與泡綿、駕駛座表皮與泡綿、後座表皮與泡綿及地毯等)之採樣並分析其熱值、重金屬與含氯量等特性。由分析結果得知僅駕駛座表皮與泡綿中含氯量測試結果(3.67%)略為超過 3%，其餘測試結果皆符合環保署「固體再生燃料製造技術指引與品質規範」，即混合高熱值材料後，即可進行 SRF 燃料棒研製。
3. 本計畫已進行廢汽機車精細拆解零件中三種車種(含賓士 W202、福特 Tiera 與三菱 Savrin)各位置(前檔與側檔)廢玻璃之採樣，並分析廢玻璃中元素含量等特性，此特性廢玻璃適合製作發泡玻璃等生化球或作為陶瓷原料。
4. 本計畫已將廢棄有機材料(含儀表板、車內門板、副駕駛座表皮與泡綿、駕駛座表皮與泡綿、後座表皮與泡綿及地毯)依拆解後產量比例混合後，所製成 SRF 之熱值含量為 6,783 kcal/kg，氯含量為 2.4%，鉛、鎘、汞等三種重金屬含量分別為 0.79、0.01 及 0.10 mg/kg，另亦送認證合格機構(東海大學)進行比對，兩者相關分析皆符合我國 SRF 品質標準，另本計畫針對精細拆解物之再利用可行性，已完成第二次專家諮詢會議。
5. 本計畫已完成廢車回收業及後端再利用產業間，新鏈結模式之評估及規劃，另新資源循環廠現階段已就三大方向(包含技術、營運及法規)進行籌備評估。
6. 本計畫已建立傳統廢汽車拆解和精細廢汽車拆解之碳足跡分析模型，並考慮產品再利用效益，結果顯示：情境 A(傳統拆解)、B(傳統拆解+人工細拆 2.0)及 C(傳統拆解+鳥嘴夾細拆 2.0)之淨碳足跡為負值(代表具減碳效益)，回收每噸廢車分別可再減少碳排 1.12 t-CO₂-eq、1.18 t-CO₂-eq 及 1.00 t-CO₂-eq。

建議

- 一、未來可增加廢汽機車之現場拆解數量，以獲得更符合廢汽機車拆解回收廠之最適精進拆解 S.O.P 流程，另亦可獲得更多之拆解組成重量百分比與拆解時間，以利估算較正確之拆解成本與效益。
- 二、駕駛座表皮、副駕駛表皮及後座表皮氯含量較高(經常超過規範標準 3%)，製成 SRF 使用量需降低；而儀表板與車內門板及駕駛座位泡綿熱值高，且氯含量低，製成 SRF 使用量佔比可提高。
- 三、廢車回收產業已逐漸轉型為循環經濟再利用之一環，於政策、法規、管理等面向需由環保署及相關領域專家(如經濟方面)持續協助健全整體新循環模式。
- 四、廢汽機車回收之減碳效益主要來自拆解後產品之再利用，未來應配合最適精進拆解 S.O.P 流程之盤查資料，建立全生命週期評估模式，並量化其環境效益，研擬最佳循環模式。

五、參考文獻

- [1] 行政院環境保護署毒物及化學物質局，永續綠色化學與循環經濟之政策研析，2018 年。
- [2] 國家發展委員會，臺灣 2050 淨零排放路徑及策略總說明，2022 年。
- [3] 江康鈺、呂承翰，「廢車破碎殘餘物資源與能源再利用之關鍵技術回顧與評析」，工業污染防治第 147 期，2019 年 11 月。

綠色化學-安全替代整合性政策研究

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

110A022

摘要

本研究計畫以綠色化學原則為基礎，結合化學物質毒性評估作法，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，透過蒐集國際間常用的分析工具及公開資料庫，參考國際資料法規包含歐美、日本、中國大陸以及紐澳等國現有規範和評分準則，並且多方位結合生物資訊、電腦模擬(in silico modeling)與系統生物學等工具，預測化學物質對生物系統或環境的健康與安全效應，提供安全替代的共識與建議參考，落實綠色化學並與國際規章相輔。研究內容包含完善 SAS 作業流程以及建立 SAS 作業流程建立安全替代化學物質資料庫，蒐集整合我國列管化學物質進行安全替代定位及建立資料庫。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。
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

綠色化學-安全替代整合性政策研究，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，論文中包含循序完善 SAS 作業流程以及建立 SAS 作業流程建立安全替代化學物質資料庫。

1.制訂危害評估項目及基準

- 2.彙集國際資料庫以及使用定量結構活動關係(QSAR)完善所需內容並建立資料庫
- 3.整合安全替代品清單
- 4.驗證資料庫內容

二、研究方法

計畫首先蒐集並研訂危害評估項目與建立基準 a，蒐集本土毒化物毒理資料，與國際化學物毒理資料庫進行危害評估，包含歐洲、美國、日本、中國、紐西蘭、澳洲及其他重點國家。危害評估不足處，使用計算毒理學工具如定量結構活動關係 (Quantitative Structure-Activity Relationship, QSAR) 補足資料[2]。

計畫第二步，蒐集危害項目後為研訂風險評估項目與建立基準 b，已由 GreenScreen Benchmark 公開分級規則，結合全球化學品調和機制 (Global Harmonized System of Classification and Labeling of Chemicals, GHS)[3]，建立計算機制，已由 GreenScreen [4]提供免費公開預覽 134 個化學物作為驗證基準 b，毒理資料與 QSAR 計算毒理輸入即可作為資料庫內各化學物之風險評估。GreenScreen 的清單轉譯器提供世界各國政府限制使用之化學品清單，共 34 份危害化學物清單，論文已完成 18 萬的化學物質危害與風險評估，計畫設計的平臺並下載已知的安全替代資料庫包括美國的 ChemHAT (Chemical Hazard and Alternatives Toolbox)[5]和 ACToR (Aggregated Computational Toxicology Resource)[6]以及歐盟的 SubPortPlus (Substitution Support Portal)[7]，其中安全替代物的部分有 1050 個是功能性可替代使用的化學物質[8]，另計畫並執行 QSAR 計算，透過 PubChem 分子指紋[9]計算獲得子結構相似性尋找安全替代物。計畫在平臺的維運規劃部分，使用 Airflow 工作流程框架[10]，撰寫自動更新程式以便全自動化更新化學物、毒理資料，與限制使用化學物清單，可大幅節省人力與維運成本。

為進行計畫建置的平臺之驗證及分析離型確認，參考行政院環境保護署毒物及化學物質局 108 年計畫「綠色化學應用於毒性化學物質源頭管理及溝通」[11]中，從國際毒性化學評估工具，研提我國列管毒性化學物質安全替代作法及清單之評估流程，並參考國外評估案例，提出優先推動綠色化學及安全替代初步名單，包含：二甲基甲醯胺、苯、鄰苯二甲酸二酯、1,3-丁二烯、乙腈、二氟二氯甲烷、四氯乙烯、壬基酚聚氧乙烯醚、二氯甲烷、鄰苯二甲酸酯、四溴雙酚 A、六溴環十二烷等 12 項化學物質，逐一進行平臺的測試操作。

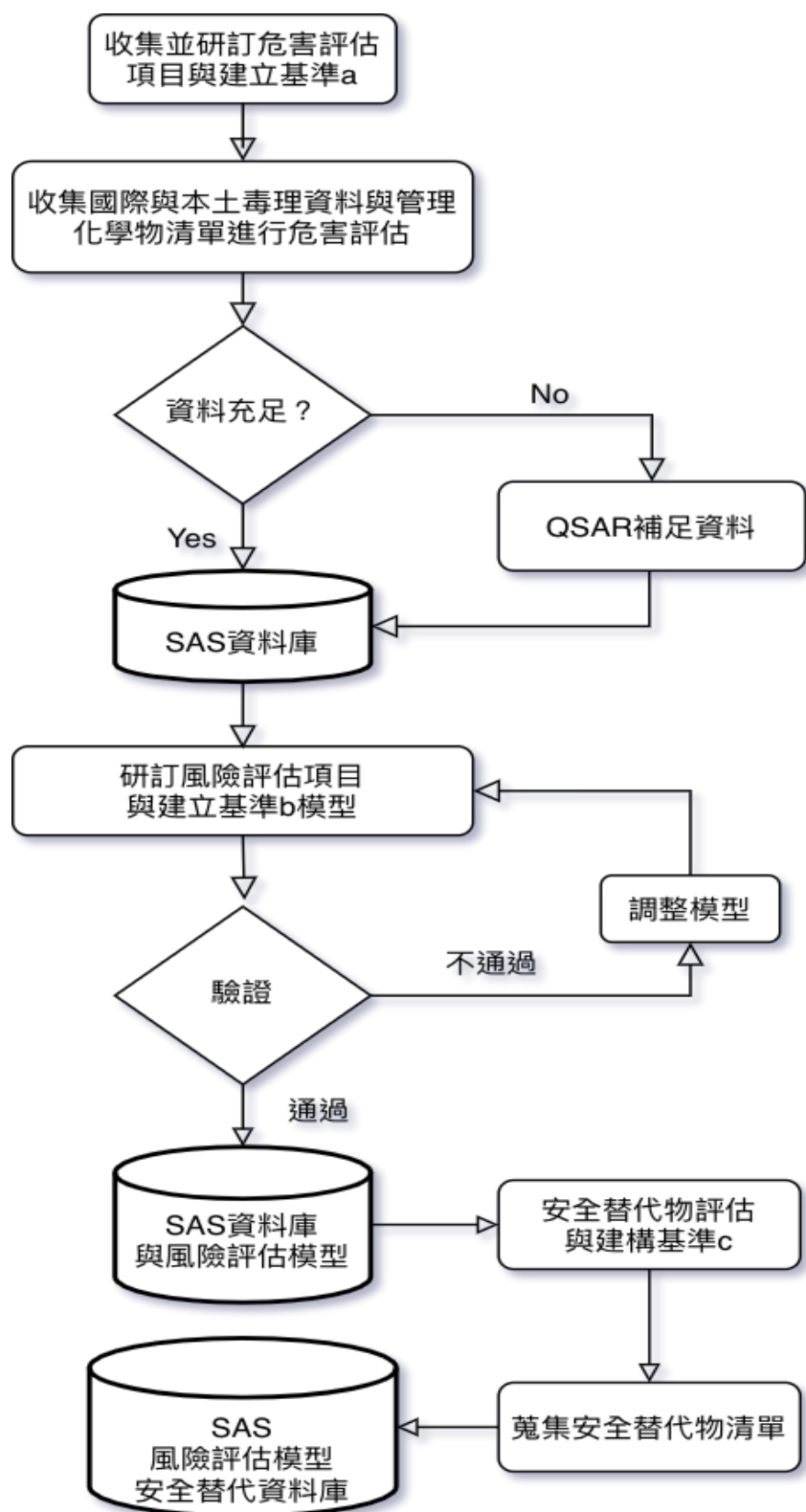


圖 1、SAS 風險評估與安全替代資料庫建置流程

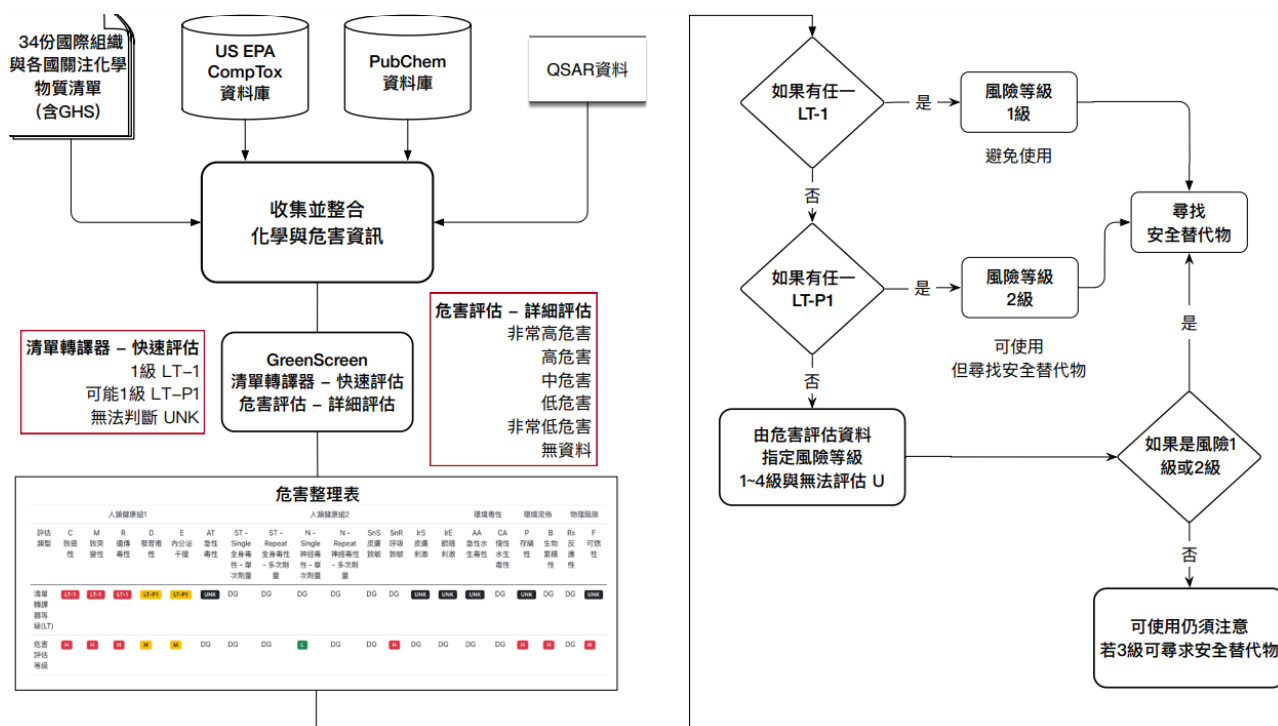


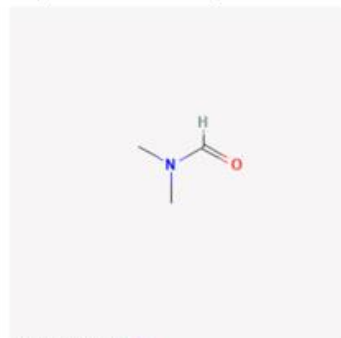
圖 2、資料庫作業流程圖

三、結果與討論

完成危害評估項目與基準 a 以及訂定風險評估基準 b 並執行安全替代評估，計畫於 111 年完成(1)蒐集並研訂危害評估項目與建立基準 a，蒐集本土毒化物毒理資料，與國際化學物毒理資料庫進行危害評估，危害評估不足處，使用計算毒理學工具如 QSAR 補足資料，(2) 蒐集危害項目後為研訂風險評估項目與建立基準 b，已由 GreenScreen Benchmark 公開分級規則，結合全球化學品調和機制 (Global Harmonized System of Classification and Labeling of Chemicals, GHS)，建立計算機制，目前已由 GreenScreen 提供免費公開預覽 134 個化學物作為驗證基準 b，GreenScreen 的清單轉譯器提供世界各國政府限制使用之化學品清單，共 34 份危害化學物清單，已下載完成，而計畫完成安全替代物評估與建立風險評估，以及下載已知安全替代資料庫包括美國的 ChemHAT (Chemical Hazard and Alternatives Toolbox)和 ACToR (Aggregated Computational Toxicology Resource)以及歐盟的 SubPortPlus (Substitution Support Portal)，計畫使用 Airflow 工作流程框架，撰寫自動更新程式以便全自動化更新化學物、毒理資料，與限制使用化學物清單，以節省人力與維運成本。計畫已完成國際間常用 QSAR 系統例如 OPERA、TEST[12]之研究將最適用於本土資料之有效資料整合至平臺中，並完成試操作 12 種化學物質的安全替代已及風險評估。

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:
- 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 3、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）

四、結論

透過資料庫的蒐研與整合，朝向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。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，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。

為建置我國安全替代篩選平臺，參考及蒐研國際間常用預測分析工具及資料庫，整合部分國際資料法規包含歐美、日本、中國大陸以及紐澳等國，包含現有規範和評分準則，透過多方位結合生物資訊、電腦模擬(in silico modeling)與系統生物學等工具，預測化學物質對生物系統或環境的健康與安全效應，建立高風險化學物質之安全替代化學物質搜尋、評估及篩選作業流程，包含完善 SAS 作業流程以及依建立 SAS 作業流程，並蒐集整合我國列管化學物質進行安全替代定位及建立化學物質危害等級資料庫，進而建立安全替代化學物質資料庫雛型。

目前已建置完成之 SAS 作業平臺可初步可查詢近 18 萬種之化學物危害等級資料之功能，並針對 12 項建議替代化學物質使用 QSAR 補齊危害缺漏及依工業用途或子結構相似性提供預測安全替代化學物質建議。

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。針對未來計畫的短、中、長程建議如下：

(一)SAS 作業平臺優化（短期，1~2 年）

- 1.逐步擴增關聯資料庫，以優化綠色替代診斷模組系統，基於既有國際組織與各國管制化學品清單，應再納入各國新增之化學物管理法規與管制清單，擴增目前 SAS 系統內關聯資料庫內容，增加可使用之綠色化學替代診斷模組，未來可透過篩選功能選取所需之診斷模組，優化整體綠色替代診斷模組系統。
- 2.於建置我國化學物質危害分級及綠色替代資料庫系統中，依據美國環保署(US EPA Suite)以及經濟合作暨發展組織的定量構效關係工具箱(OECD QSAR Toolbox)等國際或國家管理機構，構築符合國際對於化學品危害評估預測模組。
- 3.基於化學物結構，建立結構警示診斷模組 (Structural alert)，包含子結構警示 (Substructural alert)、相似性警示 (Similarity alert)、交叉參照(Read-across)、分類模型 (Classification model)。
- 4.提供統計分析與視覺化報表，利用自動化更新技術，使用者可隨時取得決策相關資訊所需背景資料。

(二)增加綠色替代診斷模組產業應用發展規劃（中期，3~4 年）。

- 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。

(三)建立綠色化學安全替代示範、加強推廣及修正檢討（長期，4~6 年）：

- 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[13]，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。

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] OECD (2014), Guidance Document on the Validation of (Quantitative) Structure-Activity Relationship [(Q)SAR] Models, OECD Series on Testing and Assessment, No. 69, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264085442-en>.
- [3] 聯合國 GHS <https://unece.org/about-ghs>
- [4] <https://www.greenscreenchemicals.org/learn/guidance-and-method-documents-downloads>
- [5] ChemHat <https://www.chemhat.org/>
- [6] 美國環保署 ACToR <http://actor.epa.gov/actor/faces/ACToRHome.jsp>

- [7] SubPortPlus https://www.subsportplus.eu/subsportplus/EN/Home/Home_node.html
- [8] 美國環保署更安全物質清單 <https://www.epa.gov/saferchoice/safer-ingredients>
- [9] PubChem 分子指紋 https://ftp.ncbi.nlm.nih.gov/pubchem/specifications/pubchem_fingerprints.pdf
- [10] Airflow 工作框架 <https://airflow.apache.org/>
- [11] 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)。
- [12] 美國環保署毒 TEST <https://www.epa.gov/chemical-research/toxicity-estimation-software-tool-test>
- [13] PDCA 循環 <https://asq.org/quality-resources/pdca-cycle>

111 年環境用藥綠色技術研發綜整計畫

白秀華¹ 徐爾烈² 林楷宸¹ 張鈞詠¹ 曾宗文¹ 李培安¹ 林昕琪¹
謝燕儒³ 陳淑玲³ 倪炳雄³ 盧家惠³ 林繼富³ 許智凱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

本計畫執行成果：病媒防治業者防治疣胸琉璃蟻之分佈調查結果，發現自 2019 年迄 2022 年臺灣疣胸琉璃蟻之分佈由 9 縣市增加為 14 縣市，防治月份以 5 月至 9 月居多，防治地點以民宅、農園及校園為主 (97.50 %)。實地偵查調查結果，以人工設施發現之疣胸琉璃蟻比率最高 (54.95 %)。故防治策略首先須加強環境清理外，專業人士可使用許可之觸殺型藥劑配合餌劑進行二階段防治施用。

環境害蟲對 10 種常用環境用藥有效成分 (賽滅寧、治滅寧、百滅寧、第滅寧、陶斯松、撲滅松、亞特松、安丹、芬普尼及益達胺) 之感藥性監測結果，臺灣城區野外品系熱帶家蚊對治滅寧呈現中抗藥性；白腹叢蚊對治滅寧及第滅寧呈現中抗藥性；德國蟑螂對百滅寧及第滅寧呈現中抗藥性；普通家蠅對治滅寧及百滅寧呈現皆為高抗藥性，對賽滅寧及第滅寧呈現嚴重抗藥性，對陶斯松、撲滅松、亞特松、安丹、芬普尼及益達胺呈現皆為中抗藥性及高抗藥性；黑腹果蠅對百滅寧、陶斯松、安丹及益達胺呈現中抗藥性。

完成蒐集分析國際以綠色化學取代傳統環境用藥研發，共 256 筆文獻資料並對已建立規範之藥效檢測方法 (液劑、水基乳劑、可濕性粉劑及餌劑)，進行適用性之試驗及檢討，作為未來公告之參考。

關鍵詞：環境害蟲、疣胸琉璃蟻、感藥性檢測、鑑識劑量 (濃度)、綠色化學

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，進行調查新興害蟲：疣胸琉璃蟻 (*Dolichoderus thoracicus*) 之生態習性調查及防治策略研析 (含分佈調查、調查大量發生之原因、侵入及危害方式及防治策略研析)；檢測民國 110 年已建立之蚊類、蠅類、蟑螂及居家環境其他害蟲 (如：蛾蚋及臭蟲) 對 10 種常用環境用藥藥劑成分 (賽滅寧、治滅寧、百滅寧、第滅寧、陶斯松、撲滅松、亞特松、安丹、芬普尼及益達胺) 之感藥性，監測其對殺蟲劑是否產生抗藥性，以建全綜合防治體系；蒐集分析國際環境用藥以綠色化學取代傳統環境用藥研發，防範化學物質對人體健康與環境之危害；對 109 - 110 年已建立環境用藥 (液劑、水基乳劑、可濕性粉劑及蠅類餌劑) 藥效檢測方法、試驗規格設備，進行適用性之試驗，及檢討已建立之藥效檢測方法技術規範，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。

二、研究方法

(一) 研究氣候變遷中對環境衛生害蟲之影響及預防:新興害蟲調查 1 案: 疣胸琉璃蟻 (*Dolichoderus thoracicus* Smith 1860) 生態習性調查及防治策略研析，項目如下：

分佈調查、大量發生的原因之調查、侵入及危害方式及防治策略研析：

自病媒防治業者問卷調查疣胸琉璃蟻防治業務，探討疣胸琉璃蟻之分佈、大量發生的原因、侵入及危害方式，並依上述之調查結果進行實地偵查及防治策略研析。

(二) 以 110 年實驗室環境衛生害蟲族群，進行 10 種常用環境用藥藥劑成分之感藥性監測：

1. 監測基隆市、桃園縣、南投縣、嘉義縣及屏東縣之病媒蚊族群之感藥性，至少 3 種病媒蚊每種 5 品系族群。
2. 監測南投縣、雲林縣、嘉義縣、屏東縣及台東縣之蟑螂族群之感藥性，至少 2 種蟑螂每種 5 品系族群。
3. 監測基隆市、桃園縣、南投縣、嘉義縣及屏東縣之之蠅類族群之感藥性，至少 3 種蠅類每種 5 品系族群。
4. 監測基隆市、嘉義縣及屏東縣之蛾蚋族群之感藥性，至少 1 種蛾蚋 3 品系族群。
5. 監測台中市、雲林縣之臭蟲(床蟲)族群之感藥性，至少 1 種臭蟲 2 品系。

(三) 蒐集分析國際環境用藥以綠色化學取代傳統環境用藥研發。

(四) 配合現有國內環境用藥現況進行環境與人體健康暴露風險分析，綜整害蟲防治技術及規劃推廣:已建立規範之藥效檢測方法，進行適用性之試驗及檢討，劑型如下:液劑、水基乳劑、可濕性粉劑、餌劑(蠅類)。

三、結果與討論

(一) 研究氣候變遷中對環境衛生害蟲之影響及預防:新興害蟲調查 1 案:疣胸琉璃蟻 (*Dolichoderus thoracicus* Smith 1860) 生態習性調查及防治策略研析，項目如下:分佈調查、大量發生的原因之調查、侵入及危害方式及防治策略研析：

自臺灣病媒防治業者 1324 家，隨機抽樣 332 家，以電話訪問病媒防治業者對疣胸琉璃蟻防治業務之調查，結果完成 321 家(回收率 96.7 %) 訪問調查，病媒防治業者防治疣胸琉璃蟻之分佈調查結果，發現其分佈於臺灣 14 個縣市：包括臺北市、桃園市、新竹縣、新竹市、苗栗縣、南投縣、臺中市、彰化縣、雲林縣、嘉義縣、臺南市、高雄市、屏東縣及花蓮縣，與農委會 2019 年疣胸琉璃蟻出沒縣市調查資料所示(9 個縣市，24 個區鄉鎮)^[1]之比較，新增 5 個縣市，防治月份以 5 月至 9 月居多，防治地點以民宅、花園、農園、雜木林及校園為主(97.50 %)；而病媒防治業者對疣胸琉璃蟻防治之知識、態度及行為調查結果：病媒防治業者對環境管理及一般防治作業態度及行為具與基本認知，但對於疣胸琉璃蟻生態習性及天然植物保護資材防治相關知識瞭解較少，建議可辦理相關教育訓練或製作文宣手冊宣導。疣胸琉璃蟻實地偵查調查結果(圖 1)，發現地點為校園、民宅及果園為主，其中以人工設施發現之疣胸琉璃蟻比率最高(54.95%)，例如水管、電線、電箱、電器開關設施及纜線等。符合 Leal, I. R., et al. (2017) 研究顯示對於此類螞蟻偏好活

動於農園、道路及城市環境^[2]。防治策略研析結果，專業人士可使用環境部許可之特殊環境用藥，以觸殺型藥劑配合餌劑進行二階段防治方法施用；而一般民眾可使用環境部許可之一般環境用藥，可有效降低疣胸琉璃蟻之密度^[3]。



圖 1. 實地勘察疣胸琉璃蟻侵害情形

(左上：樹根；右上：液態餌站；左下：電線；右下：電器設備)

(二) 以 110 年實驗室環境衛生害蟲族群，進行 10 種常用環境用藥藥劑成分之感藥性監測：

臺灣城區野外品系白線斑蚊及埃及斑蚊對 10 種環境用藥有效成分 (賽滅寧、治滅寧、百滅寧、第滅寧、陶斯松、撲滅松、亞特松、安丹、芬普尼及益達胺) 之感藥性檢測結果皆呈現低抗藥性；熱帶家蚊對治滅寧呈現中抗藥性 (12.76 倍)；白腹叢蚊對治滅寧及第滅寧呈現中抗藥性 (15.97 倍及 17.80 倍)；德國蟑螂對百滅寧及第滅寧呈現中抗藥性 (10.92 倍及 10.44 倍)；美洲蟑螂對 10 種環境用藥有效成分皆為低抗藥性；普通家蠅對治滅寧及百滅寧呈現皆為高抗藥性 (52.05-73.94 倍)，對賽滅寧及第滅寧呈現嚴重抗藥性 (423.54 及 994.00 倍)，對陶斯松、撲滅松及亞特松呈現皆為中抗藥性及高抗藥性 (20.14 倍、22.15 倍)

及 123.95 倍)，對安丹、芬普尼及益達胺呈現中抗藥性及高抗藥性 (58.07 倍、24.88 倍及 10.02 倍)；大頭金蠅對 10 種環境用藥有效成分皆為低抗藥性；黑腹果蠅對百滅寧呈現中抗藥性 (23.87 倍)，對陶斯松呈現中抗藥性 (11.83 倍)，對安丹呈現中抗藥性 (13.94 倍)，對益達胺呈現中抗藥性 (14.03 倍)；白斑蛾蚋及溫帶臭蟲對 10 種環境用藥有效成分皆為低抗藥性 (表 1)。

蠅類防治應暫停使用具高抗藥性之殺蟲劑，及不同有效成分之殺蟲劑輪替使用，或可施用不同劑型 (如：餌劑) 或替代有效成分，可降低藥劑使用量及針對目標害蟲普通家蠅進行防治，以延緩抗藥性產生之可能性，或另開發綠色化學 (精油、或微生物製劑) 取代化學藥劑噴灑；除化學防治方式為輔外，亦可採用環境孳生源清除及環境清潔管理 (如：雞糞堆肥製作或乾燥)、物理防治方式 (捕蠅籠、捕蠅燈及捕蠅紙等)

表 1. 臺灣城區環境害蟲對 10 種殺蟲劑有效成分之抗藥性檢測結果總表

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	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
熱帶家蚊	—	+	—	—	—	—	—	—	—	—
白腹叢蚊	—	+	—	+	—	—	—	—	—	—
德國蟑螂	—	—	+	+	—	—	—	—	—	—
美洲蟑螂	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
普通家蠅	+++	++	++	+++	+	+	++	++	+	+
大頭金蠅	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
黑腹果蠅	—	—	+	—	+	—	—	+	—	+
白斑蛾蚋	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
溫帶臭蟲	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

註：依 Sharififard and Safdari, 2013，— 為低抗藥性 (RR<10)；+ 為抗藥性 (RR 為 10-40)；++ 為高抗藥性 (RR 為 40-160)；+++ 為嚴重抗藥性 (RR 超過 160 以上)。

(三) 蒐集分析國際環境用藥以綠色化學取代傳統環境用藥研發。

已完成蒐集分析國際環境用藥以綠色化學取代傳統環境用藥研發，共 256 筆文獻資料，包括：微生物防治、精油、昆蟲生長調節劑、費洛蒙及其他等。

目前環境用藥以綠色化學取代傳統環境用藥，現有應用於環境害蟲防治之商品，如：微生物防治 (*Bacillus thuringiensis*, serotype H-14：目前臺灣環境部化學署核可蘇力菌之以色列亞種 5 張證，防治病媒蚊幼蟲；賜諾殺防治紅火蟻及病媒蚊幼蟲；沃爾巴克氏菌防治病媒蚊)、昆蟲生長調節劑 (百利普芬：目前臺灣環境部化學署核可 23 張證，防治

病媒蚊、小黑蚊及蛾蚋之幼蟲、火蟻等；三福隆 1 張證防治子及蛆；六伏隆 3 張證防治白蟻)、病毒及費洛蒙(拜樂公司 Biokiller 生產拜樂生物殺蟑餌劑，提取蟑螂體內微生物蟑螂病毒(PEDNV) 結合費洛蒙(性費洛蒙及取食費洛蒙) 作為餌劑，蟑螂取食後，病毒在體內細胞裡迅速繁殖增生而導致死亡，病毒並擴散在種群中傳播，傳染給其他蟑螂，且蟑螂有取食屍體行為，進而達連鎖殺蟑效果^[4]及農友矽藻素(環保勝) 驅蟲或除蟲等商品。

未來研發綠色化學取代傳統環境用藥之研發，可朝微生物製劑(如：蘇力菌^[5-8]、病媒蚊腸胃菌叢^[9])、植物萃取精油^[11-24]、昆蟲生長調節劑^[25-28]、昆蟲費洛蒙^[29-30]及天然植物皂素等方式防治，運用對於環境無害之天然植物及微生物等資材來源，進行生產或改善生產設備及技術，可降低或避免生產源汙染，防範化學物質對人體健康與環境之危害。

(四) 配合現有國內環境用藥現況進行環境與人體健康暴露風險分析，綜整害蟲防治技術及規劃推廣:已建立規範之藥效檢測方法，進行適用性之試驗及檢討，劑型如下: 液劑、水基乳劑、可濕性粉劑、餌劑(蠅類)。

以玻璃筒法及殘效接觸法檢測市售 3 種液劑對飛行性害蟲(蚊類及蠅類) 及爬行性害蟲(蟑螂及螞蟥) 之藥效及適用性檢討；以玻璃筒法及殘效接觸法檢測市售 3 種水基乳劑對飛行性害蟲(蚊類及蠅類) 及爬行性害蟲(蟑螂及螞蟥) 之藥效及適用性檢討；以殘效接觸法及浸浴法檢測市售 3 種可濕性粉劑對飛行性害蟲(蚊類及蠅類) 及爬行性害蟲(蟑螂) 之藥效及適用性檢討；檢測市售 3 種餌劑對飛行性害蟲(蠅類) 之藥效及適用性檢討；上述各項經評估其建立之藥效檢測方法皆可適用。

四、結論

- (一) 病媒防治業者防治疣胸琉璃蟻之分佈調查結果，發現自 2019 年迄 2022 年臺灣疣胸琉璃蟻之分佈由 9 縣市增加為 14 縣市，防治月份以 5 月至 9 月居多，防治地點以民宅、農園及校園為主(97.50%)。實地偵查調查結果，以人工設施發現之疣胸琉璃蟻比率最高(54.95%)。防治策略須加強環境清理外，專業人士可使用許可之觸殺型藥劑配合餌劑進行二階段防治施用。
- (二) 環境害蟲對 10 種常用環境用藥有效成分(賽滅寧、治滅寧、百滅寧、第滅寧、陶斯松、撲滅松、亞特松、安丹、芬普尼及益達胺) 之感藥性監測結果，臺灣城區野外品系熱帶家蚊對治滅寧呈現中抗藥性；白腹叢蚊對治滅寧及第滅寧呈現中抗藥性；德國蟑螂對百滅寧及第滅寧呈現中抗藥性；普通家蠅對治滅寧及百滅寧呈現皆為高抗藥性，對賽滅寧及第滅寧呈現嚴重抗藥性，對陶斯松、撲滅松、亞特松、安丹、芬普尼及益達胺呈現皆為中抗藥性及高抗藥性；黑腹果蠅對百滅寧、陶斯松、安丹及益達胺呈現中抗藥性。
- (三) 完成蒐集分析國際以綠色化學取代傳統環境用藥研發，共 256 筆文獻資料，包括：微生物防治、精油、昆蟲生長調節劑、費洛蒙及其他等
- (四) 對已建立規範之藥效檢測方法(液劑、水基乳劑、可濕性粉劑及餌劑)，進行適用性之試驗及檢討，作為未來公告之參考。

五、建議

- (一) 疣胸琉璃蟻防治，建議專業人士可使用環境部許可之特殊環境用藥，以觸殺型藥劑配合餌劑進行二階段防治方法施用；而一般民眾可使用環境部許可之一般環境用藥，可有效降低疣胸琉璃蟻之密度。此外，未來可以開發非傳統化學藥劑之防治資材，例如精油、皂素等，達到殺蟻或忌避之效果，減少傳統化學藥劑之使用，達到環境永續發展之目標。
- (二) 蠅類防治應暫停使用具高抗藥性之殺蟲劑，及不同有效成分之殺蟲劑輪替使用，或可施用不同劑型(如：餌劑)或替代有效成分，以延緩抗藥性產生之可能性，或另開發綠色化學(精油、或微生物製劑)取代化學藥劑噴灑；除化學防治方式為輔外，亦可採用環境孳生源清除及環境清潔管理。
- (三) 以本年度建立之鑑識濃度(劑量)進行環境害蟲族群對於市售常見環境用藥有效成分之廣範圍抗藥性分析及交互抗性研究。

六、參考文獻

1. 行政院農業委員會。2019。疣胸琉璃蟻發生現況與防治措施。
2. Leal, I. R., et al. (2017). Ants of the Caatinga: diversity, biogeography, and functional responses to anthropogenic disturbance and climate change. In Caatinga, 65-95.
3. 行政院農業委員會。2017。紅火蟻標準作業程序。民國 106 年 7 月第 8 版。
4. 武漢武大綠洲生物技術有限公司。<http://www.wdlz.com.cn/content.asp?id=985>
5. Gubler, D. J. (2012). The economic burden of dengue. *The American journal of tropical medicine and hygiene*, 86(5), 743.
6. 白秀華、徐爾烈、陳奕云、王璿、黃盈甄、李珮華、劉奕廷、田宸昊、李美鳳、陳品秀。2018。107 至 109 年建立臺灣環境衛生病媒害蟲監測及防治技術計畫(第一年)。行政院環境保護署毒物及化學物質局。
7. 白秀華、徐爾烈、王璿、洪微雅、張鈞詠、吳坤原。2020。107 年 109 年建立臺灣環境衛生病媒害蟲監測及防治技術計畫(第三年)。行政院環境保護署毒物及化學物質局。
8. 吳懷慧、林鶯熹、白秀華、徐爾烈、張念台、羅怡珮。2014。臺灣南部地區埃及斑蚊成蟲對殺蟲劑的抗藥性。臺灣昆蟲 33:253-270。
9. Gao, H., Cui, C., Wang, L., Jacobs-Lorena, M., & Wang, S. (2020). Mosquito microbiota and implications for disease control. *Trends in parasitology*, 36(2), 98-111.
10. Nisbet, A. J. (2000). Azadirachtin from the neem tree *Azadirachta indica*: its action against insects. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, 29, 615-632.
11. 蔡維安、翁崧夏。2018。植物源成分於作物病蟲害防治之應用。花蓮區農業專訊第 104 期。107.06 月號。
12. Pan, Z., Liu, S., Chen, Y. C., Wang, Y. D., Gu, Q., & Song, D. (2022). As natural phytocide: Biomarker assessment of *Litsea cubeba* (Lour.) Persoon essential oil against *Drosophila suzukii* Matsumura (Diptera: Drosophilidae.). *Industrial Crops and Products*, 187, 115421.
13. Shanmugasundaram, R., Jeyalakshmi, T., Dutt, M. S., & Murthy, P. B. (2007). 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.
14. Rijju S., Kamal A., Sudarshana M., Bulbuli K. (2019) 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>
 15. Kerdudo, A., Ellong, E. N., Burger, P., Gonnot, V., Boyer, L., Chandre, F., Fernandez, X. (2017). Chemical Composition, Antimicrobial and Insecticidal Activities of Flowers Essential Oils of *Alpinia zerumbet*(Pers.) B.L.Burtt& R.M.Sm. from Martinique Island. *Chemistry & Biodiversity*, 14(4), e1600344. doi:10.1002/cbdv.201600344
 16. Noosidum, A., Prabaripai, A., Chareonviriyaphap, T., & Chandrapatya, A. (2008). Excito-repelling 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
 17. KARR, L. L., & COATS, J. R. (1988). Insecticidal properties of d-limonene. *Journal of Pesticide Science*, 13(2), 287-290.
 18. Phillips, A. K., Appel, A. G., & Sims, S. R. (2010). Topical toxicity of essential oils to the German cockroach (Diptera: Blattellidae). *Journal of economic entomology*, 103(2), 448-459.
 19. Khan, I., & Qamar, A. (2015). Comparative bioefficacy of selected plant extracts and some commercial biopesticides against important household pest, *Periplaneta americana*. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 3(2), 219-24.
 20. Ranaa, H., Khana, M. F., Eijazd, S., Akbarb, M. F., Achakzaic, J. K., Khana, M. S., ... & Javeda, T. (2015). 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.
 21. Suwannayod, S., Sukontason, K. L., Somboon, P., Junkum, A., Leksomboon, R., Chaiwong, T., ... & Sukontason, K. (2018). Activity of kaffirlime (*Citrus hystrix*) essential oil against blow flies and house fly. *Southeast Asian J. Trop. Med. Public Health*, 49(1), 32-45.
 22. Klakankhai, W., Sathantriphop, S., Ngoenklan, R., Dada, N., Muenworn, V., Khawniam, T., & Tainchum, K. (2023). Chemical Profiles and Lethal Toxicities of Native Botanical Insecticides for the Control of *Musca domestica* Linnaeus and *Stomoxys indicus* Picard (Diptera: Muscidae) in Songkhla Province, Thailand. *Journal of Economic Entomology*, 116(1), 249-255.
 23. Kilani-Morakchi, S., Bezzar-Bendjazia, R., Ferdenache, M., & Aribi, N. (2017). Preimaginal exposure to azadirachtin affects food selection and digestive enzymes in adults of *Drosophila melanogaster* (Diptera: Drosophilidae). *Pesticide biochemistry and physiology*, 140, 58-64.
 24. Miyazawa, M., Nakamura, Y., & Ishikawa, Y. (2000). Insecticidal sesquiterpene from *Alpinia oxyphylla* against *Drosophila melanogaster*. *Journal of agricultural and food chemistry*, 48(8), 3639-3641.
 25. Tunaz, H., & Uygün, N. (2004). Insect growth regulators for insect pest control. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 28(6), 377-387.
 26. Tilak, R., Verma, A. K., & Wankhade, U. B. (2010). Effectiveness of Diflubenzuron in the control of houseflies. *Journal of vector borne diseases*, 47(2), 97.
 27. Adnan, S. M., Farhana, I., Rempoulakis, P., & Taylor, P. W. (2022). Methoprene treatment increases activity, starvation and desiccation risk of Queensland fruit fly. *Journal of insect physiology*, 136, 104340.
 28. Yeeles, P., Strain, A., Lenancker, P., & Lach, L. (2021). Low reduction of invasive ant colony productivity with an insect growth regulator. *Pest Management Science*, 77(4), 1626-1632.
 29. Antony, C., & Jallon, J. M. (1982). The chemical basis for sex recognition in *Drosophila melanogaster*. *Journal of Insect Physiology*, 28(10), 873-880.
 30. Ferveur, J. F. (1997). The pheromonal role of cuticular hydrocarbons in *Drosophila melanogaster*. *BioEssays*, 19(4), 353-358.

化學物質安全使用資訊整合平台及科技化管理計畫(3/4)

李曜全¹ 董育蕙¹ 高宏宇² 莊坤達² 李政德³ 彭乙恩⁴ 謝燕儒⁵ 林松瑾⁵ 林桂如⁵

¹景丰科技股份有限公司 ²成功大學資訊工程系 ³成功大學統計學系/數據科學所

⁴凌群電腦股份有限公司 ⁵行政院環境部化學物質管理署

摘要

化學雲介接 10 部會 53 個化學物質相關管理資訊系統資料，透過跨機關合作串聯各系統數據，整合資訊提供分享與預警平台並回饋相關機關應用，促進各主管機關依職掌協力管理化學物質。在強化消防救災資訊部份，對於未提供廠場座標的經濟部工廠危險品系統申報廠場與消防單位的消防安全檢查列管系統之列管廠場，對於救災需要但原系統沒有座標資料提供之工廠危險品與公共危險品運作廠場 3,148 家，先使用「應用標籤技術於化學物質管理暨精進化學雲計畫」開發之座標檢核工具進行檢核，再以 Google 街景進行圖面判識，了解定位偏差情況，最後並抽樣進行現地定位驗證所得座標之精準度；區塊鏈的推廣應用部份則完成可行的區塊鏈架構與應用方向、技術選擇評估、相關應用案例的收集及建置數位憑證及智能合約以展示區塊鏈導入範例；優化加值推播功能部份，精進各項優化新聞分類、內容辨識程度之技術，整合應用於建置新聞加值推播模板。

關鍵詞：座標、區塊鏈、加值推播、新聞分類

1. 前言及研究目的

化學雲中對於化學品儲置廠區之地理資訊，目前包括地址與座標 2 項。由於原始資料來源的限制，目前原始資料來源可同時提供廠商地址與座標 2 項資料之系統屬於少數，多數僅提供廠商地址，但消防署派遣 APP 係以事件點座標進行廠商快報查找，因此座標是後續應用最主要之參考依據，亟需確認並在系統提供正確資料；經檢討區塊鏈前期執行成果，區塊鏈應用於化學物質交易紀錄、流向追蹤，對廠商缺乏實際誘因與獎勵機制，且數位標籤(RFID)涉及單位眾多導入成本過高，無法產生有效的應用情境，本年度從提升參與者的誘因著手落實區塊鏈技術的應用，推動相關廠商共同加入區塊鏈聯盟鏈；持續優化國內外新聞事件解析能力目標為提供食安事件預警，本年度著重優化新聞事件的解析能力，並建置化學雲系統加值推播功能。

2. 研究方法

2.1 提升消防救災關切化學物質運作廠址定位點位精準度

- (1)使用座標檢核工具自動檢查：使用環境部化學署於「應用標籤技術於化學物質管理暨精進化學雲計畫」開發工具（簡稱座標檢核工具）進行座標初步檢查，座標檢核工具可檢查項目包括 1. 座標超出地址的鄉鎮區之行政區限界、2.原始座標與 TOGS 利用地址轉出來的座標距離可能存在超過 500 公尺以上之差異、3.二分度帶座標因中央經線選擇錯誤而引起之錯誤等。

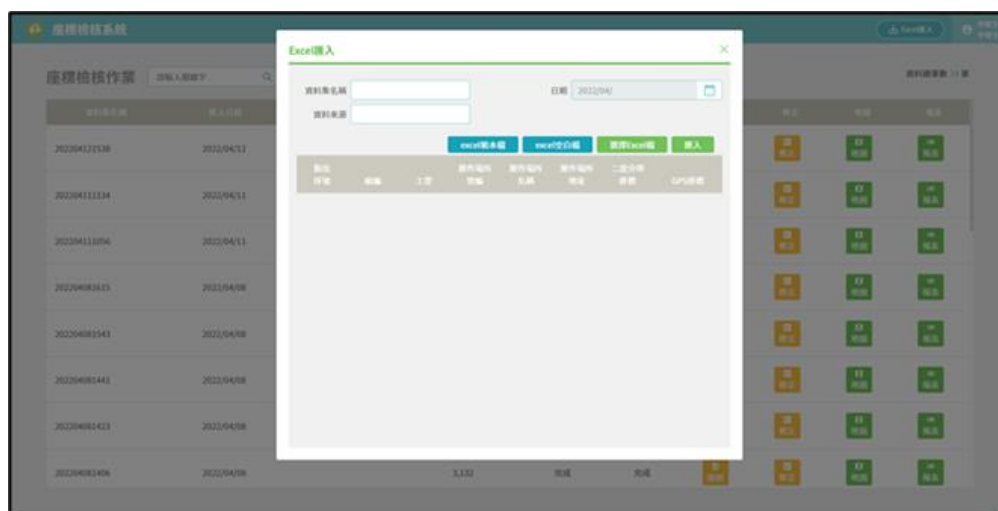


圖 1. 化學局座標檢核工具範例頁面

- (2)不同地理工具轉換交叉比對：使用目前可供地址及座標轉換之工具，包括有內政部 TGOS 門牌定位系統、Google 地圖、內政部國土測繪中心圖資服務雲、Taiwan-Map 臺灣電子地圖服務網等不同地理資訊系統(Geographic Information System, GIS)工具進行資料比對。
- (3)視覺化圖面判識：鑒於 Google 地圖圖層內容豐富，許多中型以上工廠或地標會直接顯示於圖層內，因此使用 Google 地圖為主要檢查依據，以人工直接以肉眼進行差異比對，如圖 2 以 Google 地圖進行視覺化座標檢查，圖 3 以 Google 地圖街景進行點位確認。



圖 2. 以 Google 地圖進行座標檢查圖示

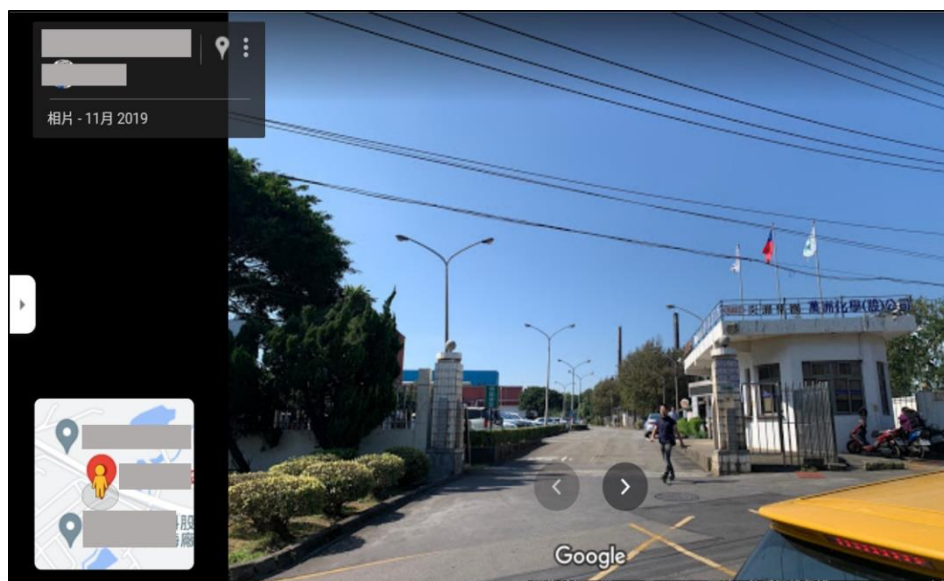


圖 3. 以 Google 地圖街景進行點位確認圖示

- (4)現場驗證：對於所有無法定位廠場、無街景可比對廠場及有街景可比對廠場抽樣進行現場驗證以確保座標正確性，共執行 100 家廠場現場定位驗證，現地定位查核使用手持式具有 GPS 定位功能裝置（GARMIN GPSMAP 62STC 掌上型定位導航儀）。

2.2 區塊鏈技術在化學物質管理推展應用

- (1)區塊鏈在化學物質管理應用的可能架構：就化學物質管理資料與區塊鏈特性，評估可行的區塊鏈架構與應用方向。
- (2)國際上供應鏈區塊鏈的案例及應用於化學物質管理應用評估：2021 年在國際純化學和應用化學聯合會(International Union of Pure and Applied Chemistry, IUPAC)的年度技術報告中，指名區塊鏈技術為十大重點創新，有助於幫助化學產業在數位進步上可以更有效重複利用資源、追溯生產

歷程，參考三井化學利用 IBM 區塊鏈技術將塑膠追蹤商業化、阿里巴巴盒馬村、華為智慧農場數位農業及巴斯夫企業(BASF)啟動區塊鏈塑膠回收試點等成功案例及應用於化學物質管理應用評估。

(3)化學物質管理區塊鏈範例導入案例：

- 建立「廠商區塊鏈示範錢包」，明確廠商數位身分
- 建立「區塊鏈數位示範憑證」，作為販賣、使用許可等基礎憑證
- 建立選定物質代幣化示範機制，建立追蹤與監管機制

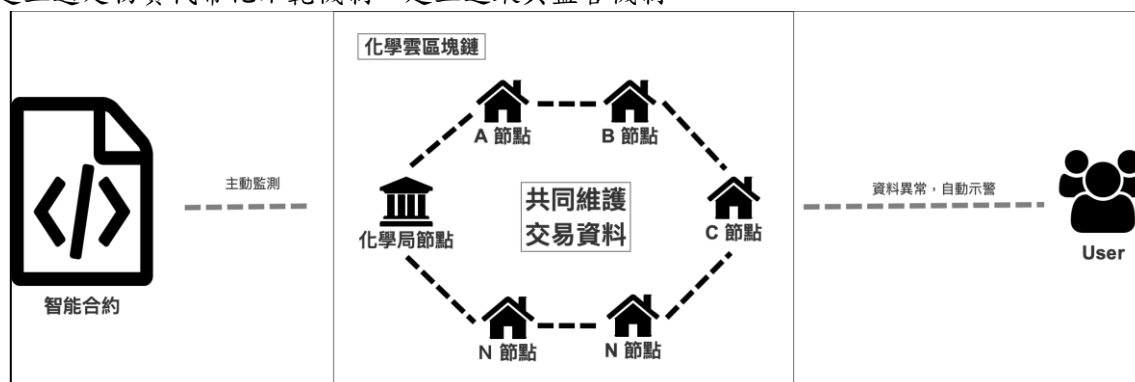


圖 4. 以智能合約執行化學物質管理區塊鏈架構圖

2.3 解析國際及國內化學物質相關新聞事件，優化加值推播功能

整合過去已建立的國內外新聞爬蟲、國內新聞事件分類與化學物質辨識等成果，透過擴增及優化對國際食安新聞處理能力及持續維護以往系統的新聞爬蟲功能，整合為能夠對國內外食安新聞事件進行加值推播。

- 整體流程：加值推播工作需整合新聞爬蟲、國內新聞事件分類與化學物質辨識等功能及擷取的新聞資訊內容，並結合化學雲系統的加值應用資訊，如運作化學物質的廠商清單、相關化學物質歷史食安事件紀錄等，加值推播工作的流程如圖 5 所示。

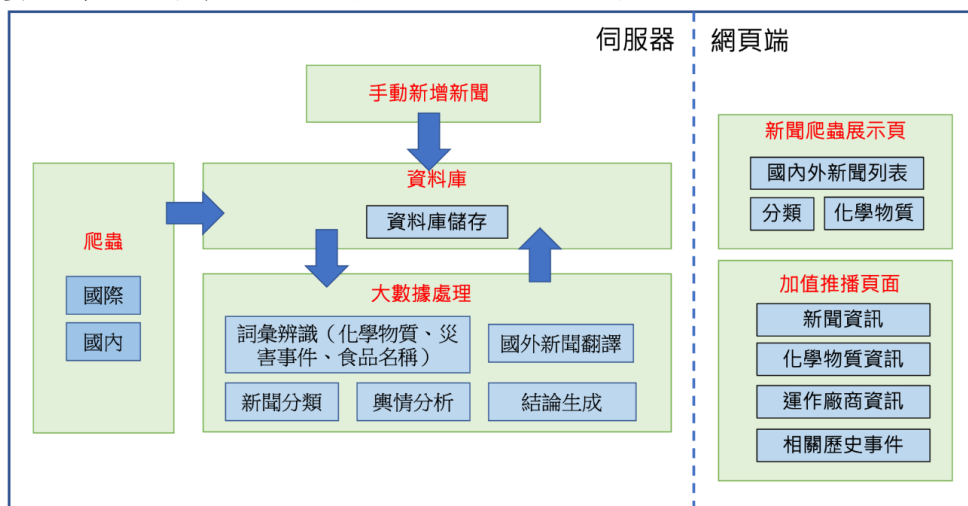


圖 5. 新聞爬蟲與新聞加值推播處理流程

- 食品名稱擷取、災害事件擷取方法：採用詞性標註(Part of Speech, POS)與實體辨識(Named Entity

老牌(VH) 食品(Na) 大廠(Nc) ○○(Nb) 又(D) 出包(VC) ? (QUESTIONCATEGORY) ! (EXCLAMATIONCATEGORY) 這(Nep) 回(Nf) 是(SHI) 泡芙(Nb) 裡面(Ncd) 出現(VH) 疑似(VG) 蟑螂(Na) 的(DE) 昆蟲(Na) 屍體(Na) , (COMMACATEGORY) 讓(VL) 民眾(Na) 嚇壞(VHC) 了(Di) 直說好(D) 想(VE) 吐(VC)

老牌 ORG 食品大廠○○ORG 又出包？！這回是泡芙 FAC 裡面出現疑似蟑螂的昆蟲屍體，讓民眾嚇壞了直說好想吐

Recognition, NER)技術，以中央研究院中文詞知識庫小組(CKIP Lab)所開發的 CKIP CoreNLP Toolkit 作為骨幹，訓練深度神經網路(Deep Neural Network)作為食品名稱與災害事件的辨識模型，用以擷取文章中為食品的名詞及災害事件標籤，如圖 6 所示。

圖 6. 採用 NER 技術食品名稱辨識

- (3) 新聞分類方法：在自然語言處理領域中，預訓練語言模型(Pre-trained Language Models)是非常重要的基礎技術。中文訊息處理使用中央研究院中文詞知識庫小組研發的繁體中文 BERT，先將新聞斷詞並編碼成機器看得懂的語言，接著輸入模型，取最前面的分類用通證(CLS token)，此通證所蘊含的向量數值代表模型看完這整段文章所總結出的文意，最後接上多層的感知機神經網路(Multi-layer perceptron)來預測 0-1 之間的數值，如圖 7 所示。

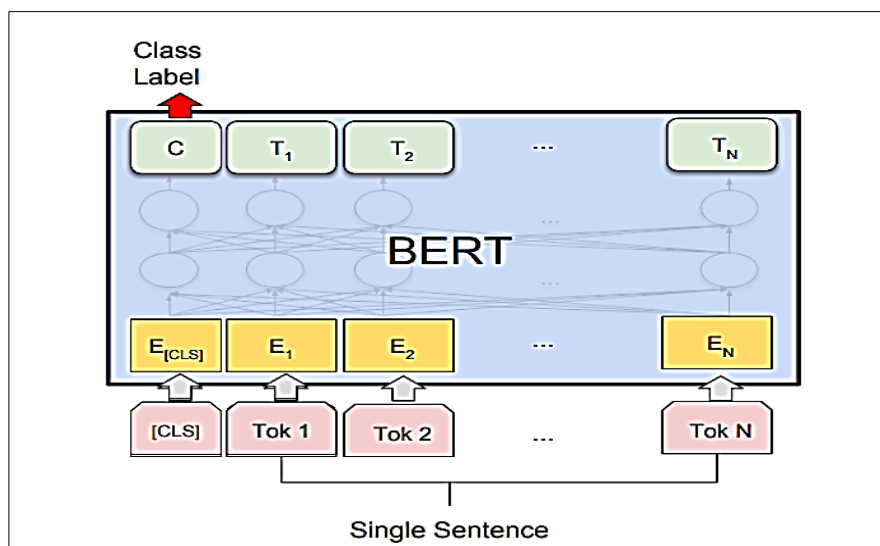


圖 7. 應用 BERT 於分類任務

- (4) 產製新聞摘要：受益於現代的自然語言處理技術和運算效能的提昇，目前已有許多方法能讓長篇文章濃縮成短文本。最常見的有二種方法：1.抽取式摘要 2.生成式摘要，本計畫採取「抽取式摘要」方式並使用 Language Model 結合叢集方式，篩選出能代表整篇新聞語意之文句，並比較 GPT-2 與 BERT 模型後，最終採用中央研究院中文詞知識庫小組訓練的 ALBERT 模型作為預訓練模型。

3. 結果與討論

3.1 提升消防救災關切化學物質運作廠址定位點位精準度

- (1) 擇定提升定位點精準度標的：優先擇定包括經濟部工廠危險品系統申報廠場與消防單位的消防安全檢查列管系統之列管廠場，其中工廠危險品系統有 35,891 筆，消防署及縣市消防局自建安管系統共有 13,785 筆，經篩選去除重複廠場後，計有 3,148 個列管廠場。
- (2) 使用座標檢核工具及 Google 地圖取得座標：內政部地理資訊圖資雲服務平台定位時，有部分廠場無法順利取得座標，包含下述 5 種樣態：
- A. 行政區變更或缺漏，造成辨別困難：如某公司於系統記載的地址為「苗栗縣頭份鎮蘆竹里」，其行政區於 2015 年變更為「苗栗縣頭份市東庄里」。

- B. 地址中「0」以符號「○」呈現，造成系統判讀困難：如門牌號碼為「一○九號」，將其改正後即可於系統對照座標，定位查找結果如圖 8。



圖 8. 內政部地理資訊圖資雲服務平台定位範例（左：調整前，右：調整後）

- C. 中文數字與阿拉伯數字交雜的門牌號碼容易造成程式誤判，查找結果如圖 9。

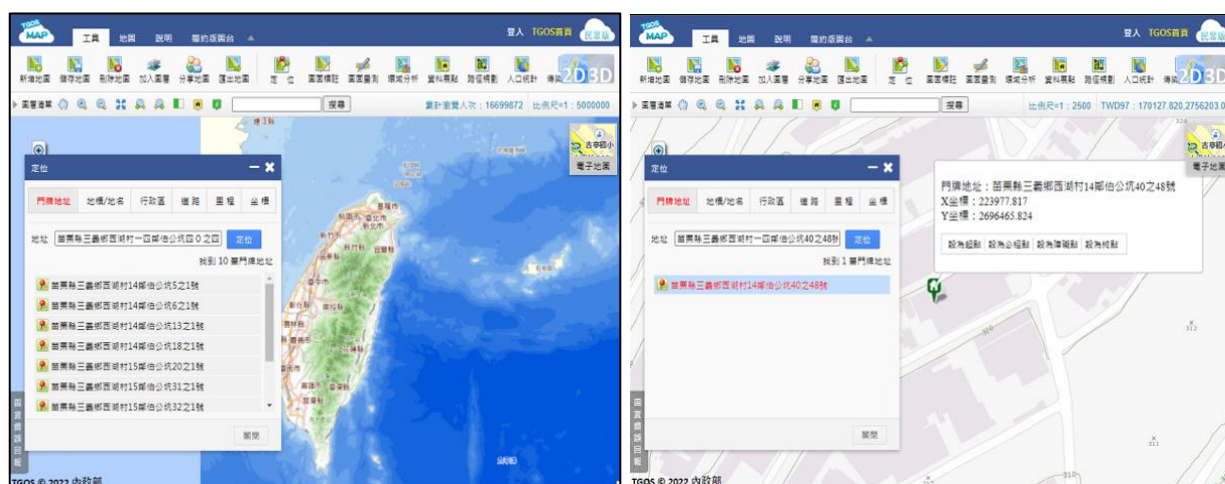


圖 9. 內政部地理資訊圖資雲服務平台定位範例（左：調整前，右：調整後）

- D. 場所地址包含多個門牌號碼，如「高雄市楠梓區瑞屏里內環南路 2-3、4-3、6-2、6-3、8-2、8-3 號」。
- E. 場所地址屬於地號或無明確門牌。
- (3)透過 Google 街景判識以準確定位廠場座標：由於 Google 地圖及座標檢核工具 2 系統地址定位演算法不同，其中座標檢核工具定位通常為建築物或廠房中心，Google 地圖則有少部分會定位在廠區門口的警衛室。考量消防救災工作都需先抵達災害發生廠場門口實務需求，因此，所有透過座標檢核工具及 Google 地圖初步定位後，皆須再透過 Google 街景判識，以招牌或門牌為準，並將座標修正至廠場大門口，如圖 10 所示。



圖 10. 以 Google 街景進行標的廠場門口座標圖面判識範例

- (4) 現場定位驗證：完成 100 家廠場現場定位驗證工作（包含確認無法取得座標者），100 家名單包括前述「無法取得座標」之 6 家廠場及「無法透過街景精準定位」之 71 家廠場為優先名單，其他 24 家則依檢核結果與現地定位差異及縣市別分布選定之廠場。
- (5) 現場定位結果分析：根據 24 個廠場可藉由現地定位座標，比較座標檢核工具所得座標與 Google 街景判識所得座標之差異如圖 11，顯示以 Google 街景判識所得座標與現地定位之座標差距中位數為 7.1 公尺最佳，其次為 Google 地圖之地址定位座標與現地定位之座標差距，其中位數 30 公尺，但資料分散度較大，使用座標檢核工具與現地定位之座標差距中位數則為 35.7 公尺，顯示使用 Google 街景判識定位廠場門口精準度最佳。

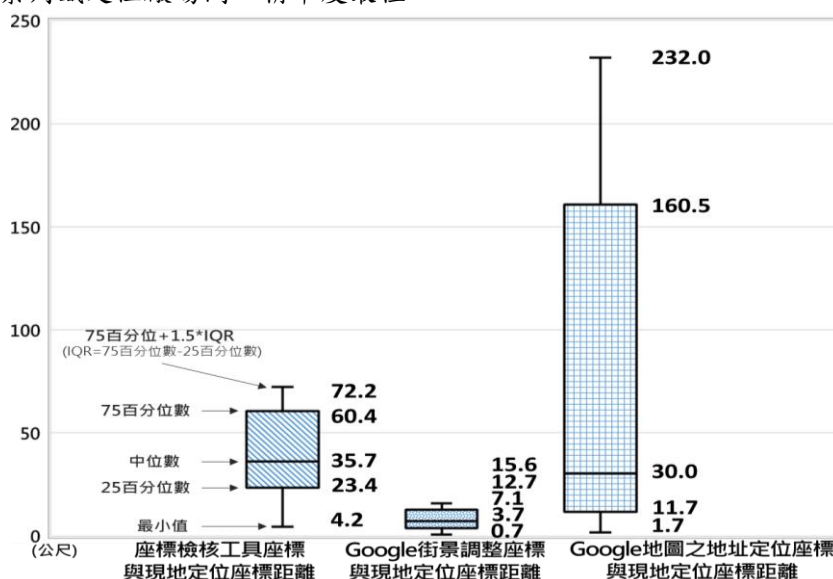


圖 11. 座標檢核工具、Google 街景判識及 Google 地址定位與現地定位之差異

3.2 區塊鏈技術在化學物質管理推展應用

- (1) 區塊鏈在化學物質管理應用的可能架構：對於化學物質管理區塊鏈可能性而言，初期應由化學局協同相關廠商辦理此區塊鏈聯盟鏈建置，並邀請重要單位加入驗證節點，以統一其鏈上「共識過程」。在缺乏相關單位的共識下，會無法形成有效、多數人認可的交易紀錄機制，應如何提升參與者誘因，或是以強制力的方式去進行相關單位的參與是需要另行思考的，區塊鏈在化學物質管理應用的可能架構如圖 12。

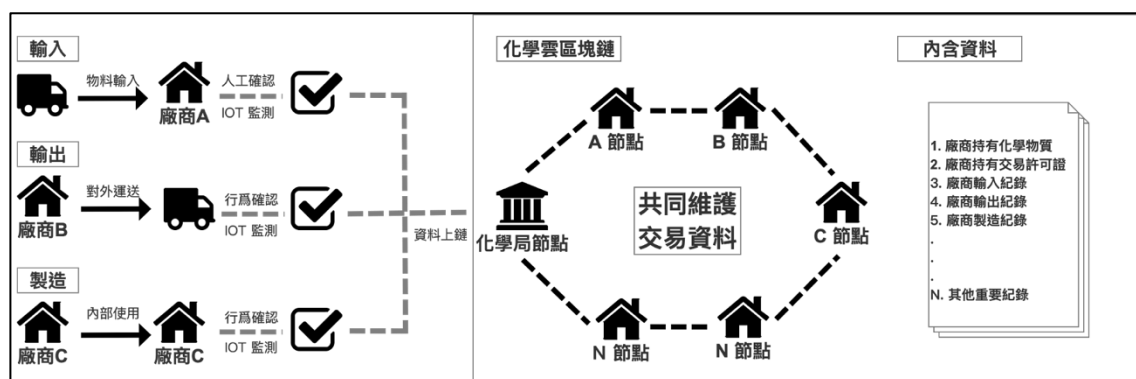


圖 12. 化學物質管理區塊鏈長期路線圖(Roadmap)

- (2) 國際上供應鏈區塊鏈的案例及應用於化學物質管理應用評估：整體而言在現有案例上，普遍認為供應鏈中使用區塊鏈技術是該技術的新興應用之一。供應鏈非常複雜且不連續的情況下，要聚集供應商、製造商、物流合作夥伴、倉儲合作夥伴，是一個多層系統的資料時，系統變得非常複雜時，很難進行高效透明的操作。供應鏈需要本質上屬於透明、分散式、不可變的技術，而區塊鏈技術就具備所有這些特性，如圖 13 之示意圖。

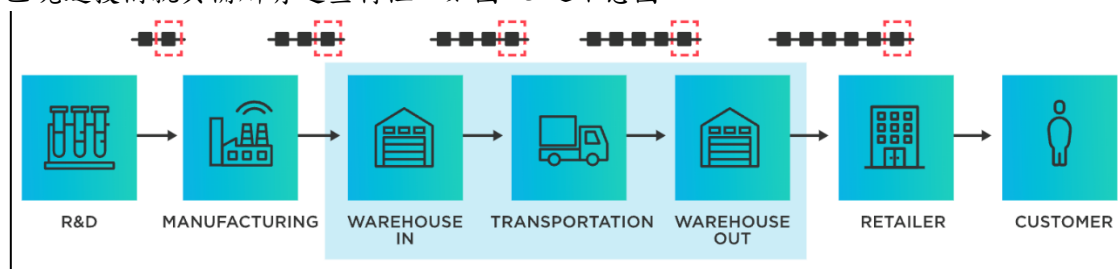


圖 13. 供應鏈區塊鏈示意圖

然而在國際上導入的案例中，同樣面臨許多的技術挑戰，包含：該如何處理大型的資料庫、如何讓跨單位標準化區塊鏈技術、如何處理各企業資源規劃(Enterprise Resource Planning, ERP)系統的互相操作性、如何進行鏈下到鏈上紀錄的串接等，皆仍須各聯盟依據實務狀況進行評估。對於化學物質管理區塊鏈而言，應如何從政府角度建立起信任機制，並確保各化學物質交易廠商即時的資料品質是十分重要的。系統正式建立前應同時評估 POC 案所可能帶來的效益，並依據實務場域再次進行整體規劃。

- (3) 化學物質管理區塊鏈範例導入案例：

- A. 化學物質管理區塊鏈相關所需展示資料對接：包括與毒化物廠商建立聯繫方式與介接、與其他配合系統廠商之 OTP 服務串接，將示範廠商 2 種毒性化學物質（1，2-二氯丙烷及對位乙氧基苯胺）資料清理與上鏈，並完成其他系統 OAuth 資料串接，如圖 14 所示。

```

JSON
{
  state: 200
  errMsg:
  data:
    0
    {
      Type: 1
      C_No: A3404036
      Place_No: H5307924
      Toxic_No: 02201
      Per_No: 桃園市毒核字第000001號
      Q11: 95.0
      Q12: 100.0
      Act: 使用貯存
      DateAD: 2020-12-09T00:00:00
      DateDel: 2022-04-18T00:00:00
    }
    1
    {
      Type: 1
      C_No: A3404036
      Place_No: H5307924
      Toxic_No: 04602
      Per_No: 桃園市毒核字第000001號
      Q11: 95.0
      Q12: 100.0
      Act: 使用貯存
      DateAD: 2022-04-18T00:00:00
      DateDel: 2025-01-07T00:00:00
    }
  }

```

圖 14. 其他系統協調開放授權(OAuth)資料串接

- B. 智能合約開發與相關功能盤點設計：完成區塊鏈平台(Quorum)、以太坊(Ethereum)為基礎之區塊鏈機制研究，研究包含ERC20合約（同質化代幣）功能內容與ERC721合約（非同質化代幣）等，完成盤點販售、取得、製造的化學物質許可證與物質交易資料，針對許可證情境設計資料庫可能規劃（如：管制編號），並實作測試，依據交易紀錄狀況顯示對應示警結果。
- C. 區塊鏈系統概念驗證實際展示：
- (A)註冊帳戶：可透過一般註冊輸入管制編號、使用者資訊後，經由人工驗證通過。或是點擊「綁定毒化物帳號」插入自然人憑證後，自動帶入廠商基本資訊。
- (B)鏈上取得化學物質數量查詢：登入後可透過管理平台查看廠內當前取得化學物質種類、濃度與數量。廠商錢包由化學物質管理區塊鏈平台進行代管，廠商錢包內將顯示取得化學物質之化學物質代幣(Token)數量，取得化學物質之數量皆儲存於區塊鏈上（如圖 15）。

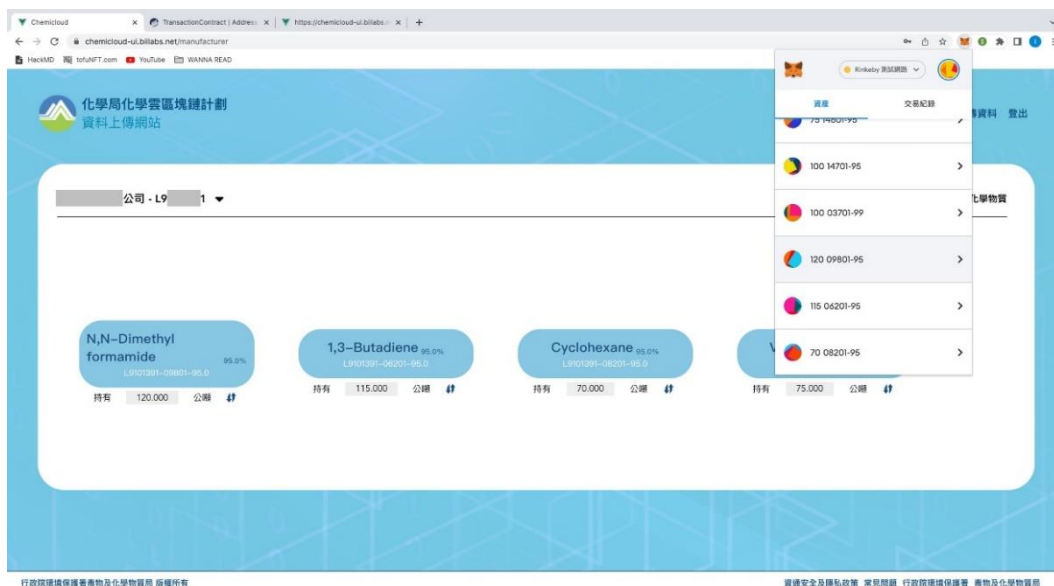


圖 15. 鏈上錢包取得化學物質範例

- (C)鏈上取得化學物質憑證查詢：登入後可透過平台查詢取得之化學物質交易憑證種類。在本次案例中呈現了包含販賣、輸入、製造的相關許可證，可於平台中查看許可證資訊，包含其編號與發證日期、有效日期等（如圖 16）。

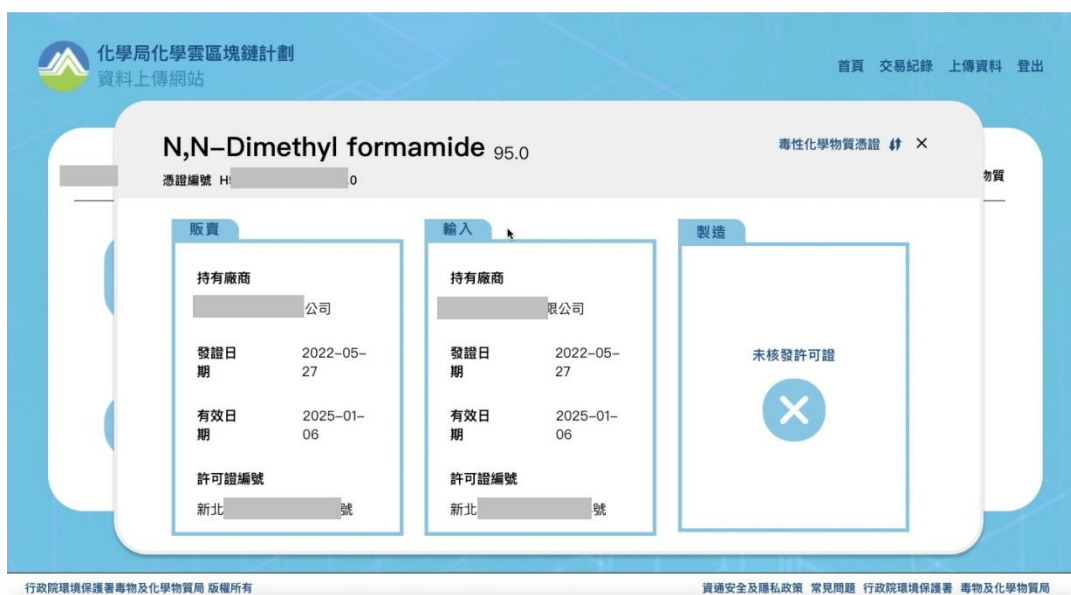


圖 16. 單一廠商取得之化學物質許可證

(D)鏈上化學物質交易查詢示警：單一廠商化學物質的交易進出紀錄可從管理平台上進行查閱，點擊左方「鏈結」按鈕，可查看鏈上狀態。當交易紀錄有問題時（如：未取得對應的化學物質交易許可證、數量超過應取得數量），則顯示出黃色三角形之警示狀態（異常交易紀錄警示如圖 17），以示需要特別注意的交易紀錄，該紀錄亦可同步拋轉到對應需要掌握資訊之相關單位。相關紀錄亦可於鏈上查詢。

上鏈狀態	示警狀態	運作日期	行為與數量	對象	化學物	毒化物/關注物質	交易確認
○	✓	2021/06/02	販賣 10,000 公噸	大學	H51A3887-03701-99.8 Cadmium	毒化物	
○	✓	2021/07/10	輸入 20,000 公噸	大學	H51A3887-14601-95.0 Vinyl acetate	毒化物	
○	✓	2021/10/10	輸入 30,000 公噸	大學	H51A3887-08201-95.0 Cyclohexane	毒化物	
○	✓	2022/02/01	賣出 20,000 公噸	大學	H51A3887-14701-95.0 1,2-Dichloropropane	毒化物	
○	✓	2022/03/10	賣出 15,000 公噸	大學	H51A3887-06201-95.0 1,3-Butadiene	毒化物	
○	⚠	2022/09/19	販賣 5,000 公噸	大學	H51A3887-03701-99.0 Cadmium	毒化物	
○	⚠	2025/09/02	販賣 5,000 公噸	大學	H51A3887-03701-99.8 Cadmium	毒化物	

圖 17. 化學物質異常交易紀錄

3.3 解析國際及國內化學物質相關新聞事件，優化加值推播功能

(1) 優化新聞分類：本計畫多方嘗試各種新聞分類模型以測試最適用的模型，在第一階段採用採用 ALBERT 及過度採樣技術以有效解決資料不平衡問題（如圖 18），在第二階段則進一步嘗試新的 ALBERT-tiny-chinese 預訓練模型，結果優於第一階段分類（如表 1）。

第三階段再次使用較大型的中文預訓練模型 BERT 來改進，並搜集更多、面向更廣的新聞類型，讓模型取得較好的標記資料再做後續的訓練。在採用新的訓練資料前，先以第一階段資料集預訓練 BERT 模型，圖 19 為經過預訓練與原來使用 ALBERT 模型在驗證集的比較。

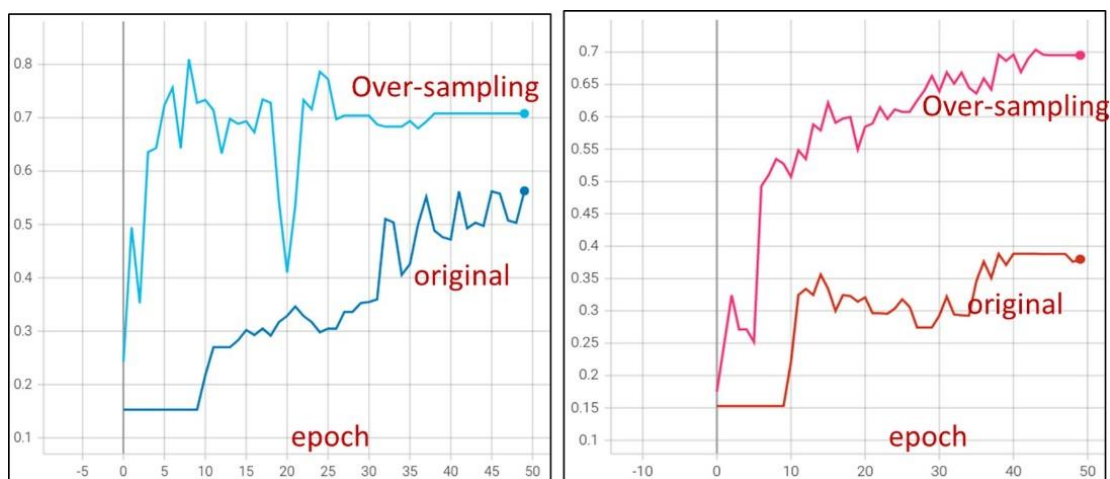


圖 18. 加入過度採樣技術新聞分類評估

表 1. 新聞分類預測第二階段優化結果

二階段比較	測試 1	測試 2	測試 3	測試 4	測試 5
ALBERT	0.6092	0.6685	0.5605	0.64	0.6384

ALBERT Tiny Chinese	0.8907	0.8463	0.7347	0.8895	0.801
進步幅度	46%	26%	31%	38%	25%

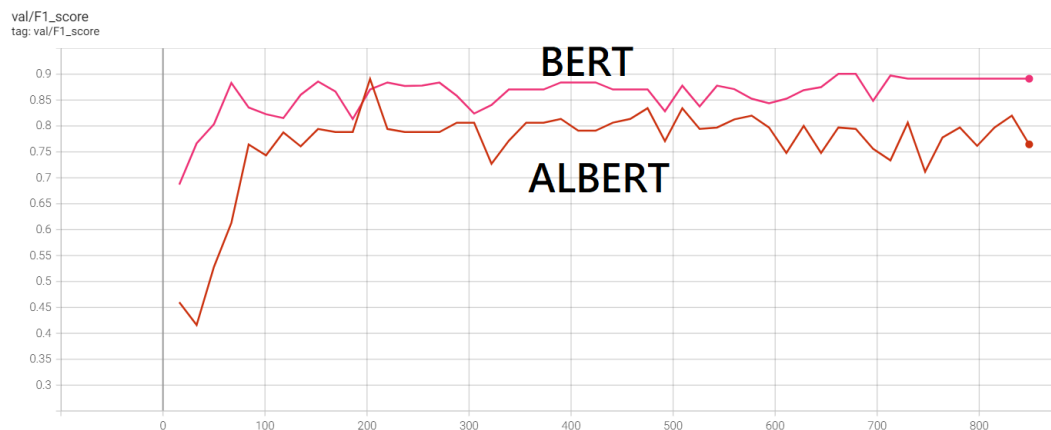


圖 19. 第三階段使用 BERT 模型與 ALBERT 模型比較

- (2) 加值推播：應用本計畫優化後之新聞分類模組、新聞摘要產製模組，以及新聞來源連結、化學物質中、英文名稱與 CAS. No.及運作該化學物質之廠商資訊等化學雲系統加值資訊，系統自動以電郵傳遞新聞加值推播資訊給接收者（如圖 20），點選“加值資訊”後頁面如圖 21 所示。

化學局化學雲系統推播-2022/11/14 新聞推播

於 2022-11-14 08:01, 寄自 [化學雲計畫執行廠商 <chemicloud@epa.gov.tw>](mailto:chemicloud@epa.gov.tw)
[詳情](#) [純文字](#)

2022-11-14_新聞推播.csv (~10 KB)

您好:

以下列出過去24小時擷取之新聞：

毒品

- 聯合新聞網 [影 / 毒蟲兩度偷4萬元公仔 再上門被抓包 台主怒巴頭 安非他命 加值資訊](#)
- 自由時報 [代餐食品夾帶海洛因 天道盟、竹聯幫份子聯手自泰運毒送辦 海洛因 加值資訊](#)

圖 20. 化學雲新聞加值推播通知電郵

區塊鏈技術特性綜合分析，在化學品輸儲管理制度導入區塊鏈架構之作業，涉及過多廠商自主配合事項，且若參與對象未涵蓋同一化學物質全部運作廠商的全部申報資料，區塊鏈的功能不易呈現，因此宜列為長期推動目標；而廠商資格及憑證管理制度導入區塊鏈，相對更適合以小規模試行之方式逐步發展，可優先規劃應用區塊鏈於證件與資格憑證類檢核，以發揮區塊鏈技術優勢；使用自然語言處理模組，可有效提升新聞分類能力與產生摘要，應用於優化新聞加值推播，未來可持續調整與訓練新聞分類模型，採用參數調整工具，自動找出最佳參數，並使用文本增強工具擴充訓練樣本，以增加模型泛化能力。

參考文獻

- [1]行政院環境保護署，2021，110 年跨部會化學物質資訊服務平臺（化學雲）相關應用計畫。
- [2]行政院環境保護署，2020，109 年跨部會化學物質資訊服務平臺（化學雲）相關應用計畫。
- [3]行政院環境保護署，2019，108 年跨部會化學物質資訊服務平臺（化學雲）相關應用計畫。
- [4]行政院環境保護署，2018，107 年跨部會化學物質資訊服務平臺（化學雲）相關應用計畫。
- [5]行政院環境保護署，2017，106 年跨部會化學物質資訊服務平臺（化學雲）相關應用計畫。
- [6] TGOS 地理資訊圖資服務平台(https://www.tgos.tw/tgos/web/tgos_home.aspx)
- [7]GOOGLE 地圖(<https://www.google.com.tw/maps/>)
- [8]內政部地籍圖資網路便民服務系統(<https://easymap.land.moi.gov.tw/R02/Index>)
- [9]環保署化學局座標檢核系統(<https://chemimap.epa.gov.tw/CoordData/CoordDataMain>)
- [10] Satoshi Nakamoto. Bitcoin: A Peer-to-Peer Electronic Cash System. 2008.
- [11] Ethereum blockchain app platform. (<https://www.ethereum.org/>)
- [12] The Current and Future State of the Sharing Economy.
(https://www.brookings.edu/wp-content/uploads/2016/12/sharingeconomy_032017final.pdf)
- [13] Sharing Economy Revenues to Double By 2022, Reaching Over \$40 Billion.
(<https://www.juniperresearch.com/press/press-releases/sharing-economy-revenues-to-double-by-2022>)
- [14] https://en.wikipedia.org/wiki/Data_island
- [15] [https://github.com/ConsensSys/quorum-docs/blob/master/Quorum Whitepaper v0.2.pdf](https://github.com/ConsensSys/quorum-docs/blob/master/Quorum%20Whitepaper%20v0.2.pdf)
- [16] <https://etherscan.io/token/0x3e65e1eefde5ea7ccfc9a9a1634abe90f32262f8>
- [17] J. Devlin, M.W. Chang, K. Lee, and K. Toutanova, "BERT: Pretraining of deep bidirectional transformers for language understanding," in Proceedings of the 2019 Conference of the North American Chapter of the Association for Computational Linguistics: Human Language Technologies, Volume 1 (Long and Short Papers), Minneapolis, Minnesota: Association for Computational Linguistics, Jun. 2019, pp. 4171– 4186. DOI: 10.18653/v1/N19-1423. [Online] (<https://www.aclweb.org/anthology/N19-1423>)
- [18] 三井化学日本 IBM と BC 技術でプラの追跡実用化へ
(<https://chemical-news.com/2021/04/27/三井化学%e3%80%80日本ibmとbc技術でプラの追跡実用化へ/>)
- [19] 阿里巴巴盒馬村、華為智慧農場，解析區塊鏈在「中國數位農業」的應用
(<https://www.blocktempo.com/blockchain-in-digital-agriculture-field-application-report/>)
- [20] BASF launches blockchain plastic recycling pilot
(<https://www.ledgerinsights.com/basf-blockchain-plastic-recycling-recichain/>)
- [21] Using blockchain to drive supply chain transparency
(<https://www2.deloitte.com/us/en/pages/operations/articles/blockchain-supply-chain-innovation.html>)
- [22] IUPAC Top Ten Emerging Technologies in Chemistry 2021
(https://iupac.org/wp-content/uploads/2021/10/ci_v43_i4_pp13-20_Top10-2021-compressed.pdf)
- [23] 在供應鏈中使用區塊鏈來增進安全性和視覺化
(<https://www.tibco.com/zh-hant/reference-center/the-use-of-blockchain-in-supply-chain-for-security-and-visibility>)