

摘要

本計畫配合臺中市文山垃圾焚化廠營運，進行 113 年度焚化廠周圍一定距離處之大氣戴奧辛/呋喃濃度、空氣中細/粗懸浮微粒(PM_{2.5}/PM_{2.5-10})及當地居民風險評估，持續建立環境監測數據資料庫。

本年度共進行大氣環境中戴奧辛/呋喃與空氣中細/粗懸浮微粒四次採樣分析、風場監測與軌跡模式模擬。四次採樣期間風速均小於 3.2 m/s，軌跡模式模擬與採樣期間風花圖結果詳述於報告中。戴奧辛/呋喃檢測濃度範圍分別為 0.011–0.016、0.016–0.043、0.011–0.046 與 0.007–0.036 pg I-TEQ/m³，均低於日本環境廳公告周界標準之 0.6 pg I-TEQ/m³。與環境部環境中部空品區戴奧辛監測結果相比，文山地區戴奧辛濃度值相似，並且也都呈現明顯逐年降低。

空氣污染物於採樣期間之軌跡模式模擬結果，第一次採樣期間氣團主要由苗栗三義或苑裡→台中清水、梧棲、沙鹿→神岡、豐原→大雅或潭子→北屯或西屯→南屯或大肚最後抵達採樣地點。第二次採樣期間氣團主要由苗栗卓蘭、三義→台中東勢、石岡、外埔或后里→豐原、神岡→大雅或潭子→北屯或西屯→南屯或大肚最後抵達採樣地點。第三次採樣期間氣團主要由台中東北部(后里、神岡、潭子)→經北屯、西屯、南屯最後抵達採樣地點。第四次採樣期間氣團主要由彰濱工業區→和美→大肚→沙鹿→南屯最後抵達採樣地點。採樣期間氣團的主要路徑與中部地區戴奧辛/呋喃主要排放源之軌跡模式結果比較，文山地區外的工業可能帶來較多的空氣污染物。

戴奧辛/呋喃檢測濃度亦進行 CMB-8.2 受體模式模擬，結果顯示四次採樣期間之主要污染源貢獻總量由高至低排序為火葬場、二次煉銅業、醫療焚化廠、垃圾焚化廠、AC 鋼鐵廠五種污染源類別，其餘污染源包含燃煤火力電廠、廢灰渣處理業、DC 鋼鐵廠、二次煉鋁業以及移動源。

第一–第四次 PM_{2.5}採樣濃度值分別介於 17.2–23.7 µg/m³、28.3–39.1 µg/m³、19.6–33.4 µg/m³ 與 18.0–34.7 µg/m³。第二季文山里之 PM_{2.5}濃度接近 35 µg/m³，經查該時段鄰近環境部大里空品測站測值亦明顯偏高，最高濃度更達 42.1 µg/m³，因此屬於期間氣候條件不佳所致。另外，文山監測點鄰近中山高與台 17 快速公路，易受車流量影響，所以第三、第四季文山里之 PM_{2.5}濃度測值約接近 35

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。PM_{2.5} 中金屬分析結果以銅、鉀、鋅三者濃度較高。三採樣點銅的四次採樣濃度介於 33.45–269.82 ng/m^3 ；鉀的四次採樣濃度介於 27.40–225.27 ng/m^3 ；鋅的四次採樣濃度介於 13.16–183.71 ng/m^3 。此外，鉀元素之四次採樣濃度吻合當地存在一些耕作農地，屬地殼元素的鉀與鉀肥施作現況。

第一–第四次 PM_{2.5-10} 採樣結果濃度值分別介於 7.9–8.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、25.1–31.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、20.0–32.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 與 12.1–28.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。PM_{2.5-10} 的金屬測值大小分布與 PM_{2.5} 大致相同。主要含量也以銅、鉀、鋅三者為主，三個採樣點銅的四次採樣濃度介於 63.88–326.84 ng/m^3 ；鉀的四次採樣濃度介於 18.21–447.57 ng/m^3 ；鋅的四次採樣濃度介於 8.80–152.41 ng/m^3 。銅與鋅為地殼元素，吻合當地土壤特性。綜合四次採樣細微粒 PM_{2.5} 與粗微粒 PM_{2.5-10} 的十三種金屬分析結果與歐盟空氣品質標準中管制的金屬砷、鉻、鎳等可判別工業或焚化廠之污染物元素年平均濃度比較之結果都在正常範圍內，並無異常受污染的現象出現。

基於 111 年曾引 AI 系統解析歷年戴奧辛與懸浮微粒監測資料。本計畫接續 111 年的 AI 系統模擬，同樣選擇(1).AdaBoost、(2).Random forest、(3).SVM/SVR 與(4).XGBoost 等四種方法。採用 111 與 112 年 AI 演算法的訓練、模型驗證與擬合子集，將 113 年四次戴奧辛與懸浮微粒監測資料代入強化訓練後，進行四種 AI 模型之模擬，模擬結果之驗證採用五種指標。最適用於戴奧辛貢獻源之預測為 Random Forest，最多的最佳驗證結果，依序為 SVR、XGBoost、AdaBoost。最適用於 PM_{2.5} 貢獻源之預測為 Random Forest，最多的最佳驗證結果。依序為 XGBoost 模型、AdaBoost、SVR。最適用於 PM_{2.5-10} 貢獻源之預測為 Random Forest，最多的最佳驗證結果，依序為 Random Forest、XGBoost、AdaBoost。戴奧辛、PM_{2.5} 與 PM_{2.5-10} 三者最適預測模型與排序略為不同，即使它們有著相當大差異的污染來源。

本調查以臺中市南屯區文山地區居民為主要對象，並延伸至后里區與烏日區，旨在探討垃圾焚化廠運作對居民健康與環境品質之影響。研究採用問卷調查與尿液樣本分析並行的方式，全面涵蓋居民基本健康狀況、環境風險認知、對政府污染管理措施之信任程度及生活習慣等面向。最終共完成問卷 458 份，尿液樣本 456 份。整體而言，多數受訪居民對自身健康狀況評價良好。然而，隨年齡增長

與長期環境曝露累積，高血壓與心臟病等慢性疾病仍具一定盛行率，顯示加強健康管理與預防仍具必要性。

在環境與污染認知方面，有 33.8%的居民認為其住家周邊空氣品質較其他地區差；60.0%的居民表示焚化廠應加強污染防制與預防性控制措施，顯示社區對於環境治理制度仍有高度期待。然而，僅 17.2%的居民知悉焚化廠設有嚴格的審議機制，反映在資訊透明與居民知情權方面仍有改善空間。另有 72.4%的居民表示瞭解垃圾處理場提供之相關回饋措施，顯示多數民眾對回饋制度具基本認知。綜合調查結果可見，居民對焚化廠之存在具有高度敏感性與關注，部分居民針對空氣品質、氣味、落塵與資訊揭露表達不滿與疑慮。儘管部分居民對現況尚感滿意，但對進一步強化污染防治、擴大回饋措施及提升資訊公開之訴求亦相當明確，反映出居民對環境正義與健康權益的高度重視，應納入後續政策規劃與溝通策略之重要參考。

尿液金屬元素濃度分析結果顯示，多數金屬濃度均在正常範圍內。其中鎳(Ni)、鉻(Cr)與鎘(Cd)之尿液濃度與年齡呈正相關，顯示累積曝露可能隨年齡上升而增加。自 109 年至 113 年期間，鈎(V)、鉻(Cr)、鎳(Ni)、鋅(Zn)、硒(Se)與銦(Sr)濃度呈逐年上升趨勢；其中鋅為人體必需微量元素，廣泛存在於食物中，其濃度上升可能反映個人飲食與生活型態變化，而非單純來自空氣暴露。另外，砷(As)濃度於 112 年達高峰後略有下降；銅(Cu)則自 110 年高峰後逐年下降。

進一步比較文山區、烏日區與后里區居民尿液中金屬元素濃度差異，結果顯示僅鈎(V)與鉻(Cr)具統計上顯著差異，推測其暴露可能受到區域環境條件與個人行為習慣等因素影響。

最後，針對文山區空氣中與居民尿液中金屬元素濃度的相關性分析結果顯示，多數金屬之空氣與體內濃度間相關性偏低，未呈顯著線性關係。然而，鉻(Cr)與銦(In)之間則呈顯著正相關，相關係數分別為 0.230 與 0.469，顯示這兩種元素在環境暴露與體內累積之間可能具有較高相關性，值得進一步關注與探討。

關鍵詞：戴奧辛/呔喃、金屬、受體模式模擬、問卷調查、第三方監督、軌跡模式模擬、細/粗懸浮微粒、監督委員會、人工智慧模擬。

工作項目執行達成率

工作項目	合約量(點次)	達成數	達成率(%)
空氣中 PCDD/Fs 採樣分析	12	12	100
受體模式模擬	12	12	100
空氣中細微粒(PM _{2.5})重金屬之採樣分析	12	12	100
空氣中粗微粒(PM _{2.5-10})重金屬之採樣分析	12	12	100
氣象監測與軌跡模式模擬	12	12	100
採樣期間風場監測與解析	12	12	100
數據整理與結果解析	1	1	100
附近居民健康評估問卷調查	450	458	102
民眾尿液採集與重金屬檢驗	450	456	101
人工智慧技術模擬與解析	1	1	100
其他配合事項	1	1	100
第三方公證單位(民間團體)執行平行監督	1	1	100
整體達成率	100%		

目錄

摘要.....	i
目錄.....	v
圖目錄.....	ix
表目錄.....	xii
第一章 前言.....	1
計畫緣起.....	1
計畫目標與效益.....	2
第二章 工作項目與內容.....	4
工作項目與內容.....	4
第三章 工作方法.....	8
3.1 空氣中戴奧辛/呋喃採樣.....	8
3.1.1 空氣中戴奧辛/呋喃採樣方法.....	9
3.2 空氣懸浮微粒中金屬採樣及分析方法.....	14
3.2.1 空氣樣品採集.....	14
3.3 化學質量平衡受體模式評估.....	17
3.3.1 CMB 模式之理論.....	18
3.3.2 CMB-8.2 模式之特色與求解.....	18
3.3.3 CMB 模式之驗證.....	19
3.3.4 CMB-8.2 模式之操作.....	20
3.4 軌跡模式.....	22
3.4.1 模式基本原理.....	22
3.4.2 模擬流程.....	23
3.5 調查焚化廠附近居民之健康評估.....	25
3.5.1 調查焚化廠附近居民之健康評估.....	25
3.5.2 居民尿液金屬採集與分析.....	25
3.6 焚化廠附近居民健康風險調查.....	25
3.6.1 調查倫理考量.....	26

3.6.2 問卷調查	26
3.7 評估焚化廠附近居民對垃圾處理場與暴露戴奧辛風險認知	27
3.8 居民尿液金屬採集與分析	28
3.9 統計分析	32
第四章 執行成果	33
4.1 工作進度	33
4.2 空氣中戴奧辛/呋喃之採樣及分析結果	33
4.2.1 二次採樣時段之風速風向與溫度濕度	33
4.2.2 113 年環境戴奧辛/呋喃分析結果	37
4.3 戴奧辛 CMB 模擬	44
4.3.1 中部地區戴奧辛排放源指紋庫	44
4.3.2 CMB 模擬結果	46
4.4 軌跡模式模擬	48
4.5 空氣懸浮微粒及金屬採樣分析	69
4.5.1 懸浮微粒質量濃度	69
4.5.2 懸浮微粒之金屬元素分析結果	71
4.5.3 解析金屬來源與相關對策。	76
4.6 引入人工智慧系統解析歷年監測資料，判別污染成因與來源	76
4.6.1 人工智慧模型解析 113 年第一、二次監測戴奧辛數據	77
4.6.2 人工智慧模型解析 113 年第一、二次監測 PM _{2.5} 數據	79
4.6.3 人工智慧模型解析 113 年第一、二次監測 PM _{2.5-10} 數據	81
4.6.4 人工智慧模型解析 113 年第三、四次監測戴奧辛數據	84
4.6.5 人工智慧模型解析 113 年第三、四次監測 PM _{2.5} 數據	88
4.6.6 人工智慧模型解析 113 年第三、四次監測 PM _{2.5-10} 數據	91
4.6.7 人工智慧模擬 113 年計畫期間戴奧辛/呋喃污染源貢獻之結果	94
4.6.8 人工智慧模擬 113 年計畫期間 PM _{2.5} 與 PM _{2.5-10} 污染源貢獻之結果	95
4.7 焚化廠附近居民之健康評估	97

4.7.1 居民尿液金屬採集與分析	98
4.8 社區長期居民尿液重金屬之評估	100
4.9 調查前準備工作	101
第三方公正單位監督環境監測	120
第五章 歷年空氣監測分析結果比對	121
5.1 歷年戴奧辛監測結果比對	121
5.2 歷年 PM _{2.5} 與 PM _{2.5-10} 監測結果比對	123
第六章 結論與建議	127
6.1 結論	127
6.1.1 空氣中戴奧辛/呋喃濃度	127
6.1.2 軌跡模式模擬	127
6.1.3 CMB 受體模式模擬	127
6.1.4 懸浮微粒中金屬濃度	128
6.1.5 引入人工智慧系統解析歷年監測資料，判別污染成因與來源	128
6.1.6 焚化廠附近居民之健康評估分析結果	129
6.2 建議	131
參考文獻	132

附錄一、105-113 年度之計畫 CMB 百分比資料

附錄二、96-105 年空氣中 PCDD/Fs 歷年監測資料

附錄三、96-104 年 CMB 歷年資料整理

附錄四、空氣中戴奧辛採樣紀錄表及檢測報告與檢核表

附錄五、空氣中總懸浮微粒中金屬採樣記錄與檢核表

附錄六、採樣與分析方法

附錄七、CMB 模擬統計指標判定參數

附錄八、臺中市文山垃圾焚化廠周圍環境監測及風險評估計畫監督報告書

附錄九、流量計校正與採樣流程檢視表

附錄十、ICP-OES 檢量線

附錄十一、尿液重金屬分析報告

附錄十二、期中/期末報告審查意見回覆

附錄十三、居民尿液金屬濃度分析之判別與基準值參考依據

圖目錄

圖 3.1 臺中市垃圾焚化廠周圍環境戴奧辛/呋喃之空氣採樣相關位置.....	08
圖 3.2 PS-1 高流量採樣器與濾紙-PUF-採樣套筒之組裝圖	09
圖 3.3 空氣中戴奧辛/呋喃檢測方法流程	11
圖 3.4 TISCH TE-6070DV 高流量採樣器，並配備 TISCH TE-231F 衝擊分 粒板以收集 PM _{2.5} 與 PM _{2.5-10} 微粒	15
圖 3.5 採樣規劃流程圖	16
圖 3.6 空氣懸浮微粒中金屬分析流程圖	17
圖 3.7 軌跡模式示意圖	22
圖 3.8 主軌跡線和左、右次軌跡線俯視圖	23
圖 3.9 GTx 執行之流程	23
圖 3.10 軌跡模式全部模擬之流程圖	24
圖 4.1 第一次採樣之風花圖(113 年 8 月 06-08 日).....	34
圖 4.2 第二次採樣之風花圖(113 年 10 月 15-17 日).....	35
圖 4.3 第三次採樣之風花圖(114 年 1 月 07-10 日).....	36
圖 4.4 第四次採樣之風花圖(114 年 4 月 30-5 月 02 日).....	37
圖 4.5 113 年第一次採樣各點檢測周界空氣中戴奧辛各物種濃度百分比...	40
圖 4.6 113 年第二次採樣各點檢測周界空氣中戴奧辛各物種濃度百分比...	41
圖 4.7 113 年第三次採樣各點檢測周界空氣中戴奧辛各物種濃度百分比...	42
圖 4.8 113 年第四次採樣各點檢測周界空氣中戴奧辛各物種濃度百分比...	43
圖 4.9 中部地區戴奧辛/呋喃主要排放源分布圖	45
圖 4.10 本團隊建立之中部地區戴奧辛排放源指紋庫	45
圖 4.11 113 年 8 月 06 日各時段焚化廠與採樣點之順、逆軌跡分布圖	51
圖 4.12 113 年 8 月 07 日各時段焚化廠與採樣點之順、逆軌跡分布圖	52

圖 4.13 113 年 8 月 08 日各時段焚化廠與採樣點之順、逆軌跡分布圖	53
圖 4.14 113 年 10 月 15 日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖	56
圖 4.15 113 年 10 月 16 日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖	57
圖 4.16 113 年 10 月 17 日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖	58
圖 4.17 114 年 1 月 07 日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖	61
圖 4.18 114 年 1 月 08 日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖	62
圖 4.19 114 年 1 月 09 日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖	63
圖 4.20 114 年 4 月 30 日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖	66
圖 4.21 114 年 5 月 01 日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖	67
圖 4.22 114 年 5 月 02 日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖	68
圖 4.23 四種人工智慧演算法求得 11 個戴奧辛排放源之 R^2 驗證值比較	79
圖 4.24 四種人工智慧演算法求得 7 個 $PM_{2.5}$ 排放源之 R^2 驗證值比較	81
圖 4.25 四種人工智慧演算法求得 7 個 $PM_{2.5-10}$ 排放源之 R^2 驗證值比較 ..	84
圖 4.26 四種人工智慧演算法求得 11 個戴奧辛排放源之 R^2 驗證值比較	86
圖 4.27 四種人工智慧演算法求得 7 個 $PM_{2.5}$ 排放源之 R^2 驗證值比較	89
圖 4.28 四種人工智慧演算法求得 7 個 $PM_{2.5-10}$ 排放源之 R^2 驗證值比較 ..	93
圖 4.29 文山焚化爐與收案地點範圍示意圖	98
圖 4.30 烏日焚化爐與收案地點範圍示意圖	99
圖 4.31 后里焚化爐與收案地點範圍示意圖	99
圖 4.32 問卷調查及尿液收集現場照片	101
圖 4.33 問卷調查及尿液收集現場照片	103
圖 4.34 109、110、112 及 113 年度尿液金屬元素平均濃度	117
圖 4.35 居民於 109、110、112 及 113 年度尿液中各金屬元素平均濃度變化趨勢.....	118
圖 4.36 文山廠空氣污染物排放六種重金屬及其化合物濃度的變化趨勢..	120
圖 5.1 97-113 年歷年戴奧辛濃度折線圖	123

圖 5.2 105 年 3 月-113 年 10 月環境空氣戴奧辛監測結果(資料來源:行政院環境部)[32]	123
圖 5.3 文山地區 106~114 年 5 月歷年 PM _{2.5} 監測結果.....	125
圖 5.4 文山地區 106~114 年歷年 PM _{2.5-10} 監測結果.....	126

表目錄

表 3.1 檢量校正相對感應因子品管限值.....	12
表 3.2 各待測物之相對感應因子校正值.....	13
表 3.3 Setting parameters for the ICP-MS method.....	28
表 3.4 分析檢驗減量線與線性關係.....	30
表 3.5 減量線線性關係與偵測極限.....	30
表 3.6 標準樣品與測量值與之比較.....	32
表 4.1 第一次採樣風速風向及溫度、濕度觀測結果.....	34
表 4.2 第二次採樣風速風向及溫度、濕度觀測結果.....	35
表 4.3 第三次採樣風速風向及溫度、濕度觀測結果.....	36
表 4.4 第四次採樣風速風向及溫度、濕度觀測結果.....	37
表 4.5 戴奧辛 113 年監測結果	38
表 4.6 日本周界戴奧辛規範值[39]	38
表 4.7 環境戴奧辛 113 年 CMB 模擬結果(單位：pg I-TEQ/m ³)	48
表 4.8 113 年粗懸浮微粒(PM _{2.5-10})質量濃度表(單位：μg/m ³)	69
表 4.9 113 年細懸浮微粒(PM _{2.5})質量濃度表(單位：μg/m ³)	70
表 4.10 空氣品質標準表	70
表 4.11 第一、二次採樣 PM _{2.5} 金屬元素質量濃度(單位：ng/m ³).....	72
表 4.12 第三、四次採樣 PM _{2.5} 金屬元素質量濃度(單位：ng/m ³).....	72
表 4.13 第一、二次採樣 PM _{2.5-10} 金屬元素質量濃度(單位：ng/m ³)	74
表 4.14 第三、四次採樣 PM _{2.5-10} 金屬元素質量濃度(單位：ng/m ³)	75
表 4.15 臺灣及歐盟空氣品質標準[41,42].....	75
表 4.16 彙整 113 年第一、二次監測戴奧辛數據於四種模型之 5 種指標驗證結果.....	78
表 4.17 彙整 113 年第一、二次監測 PM _{2.5} 數據於四種模型之 5 種指標驗證結果.....	80
表 4.18 以 113 年第一、二次監測 PM _{2.5-10} 數據於四種模型之 5 種指標驗證結果.....	83
表 4.19 彙整 113 年第三、四次監測戴奧辛數據於四種模型之 5 種指標驗證結果.....	85

表 4.20 彙整 113 年第三、四次監測 PM _{2.5} 數據於四種模型之 5 種指標驗證結果.....	88
表 4.21 以 113 年第三、四次監測 PM _{2.5-10} 數據於四種模型之 5 種指標驗證結果.....	91
表 4.22 113 年環境中戴奧辛/呋喃之 AI 模型模擬各污染源貢獻量.....	94
表 4.23 113 年環境中 PM _{2.5} 之 AI 模型模擬各污染源總重金屬貢獻量	95
表 4.24 113 年環境中 PM _{2.5-10} 之 AI 模型模擬各污染源總重金屬貢獻量.....	96
表 4.25 人數分配.....	99
表 4.26 研究對象(居民)收集樣本數	100
表 4.27 民眾個人基本資料.....	104
表 4.28 居民身體健康狀況分布	105
表 4.29 居民生活習慣之分布	107
表 4.30 居民對焚化廠意見一覽表	109
表 4.31 居民對焚化廠的態度與信任度	111
表 4.32 居民經常用以取得焚化廠相關資訊的傳播媒介.....	112
表 4.33 性別對焚化廠產生不良影響認知之比較.....	114
表 4.34 居民尿液重金屬濃度.....	114
表 4.35 不同性別居民尿液重金屬濃度之比較.....	115
表 4.36 南屯區文山地區居民年齡與尿液金屬元素之相關性分析.....	116
表 4.37 居民 109、110、112 及 113 年度尿液金屬元素平均濃度	117
表 4.38 不同地區居民尿液中金屬元素濃度之比較分析.....	118
表 4.39 文山地區空氣與居民尿液中金屬元素濃度之相關性分析.....	119
表 5.1 文山地區 106~114 年 5 月歷年戴奧辛監測數據.....	122
表 5.2 文山地區 106~114 年 5 月歷年 PM _{2.5} 監測數據	124
表 5.3 文山地區 106~114 年 5 月歷年 PM _{2.5-10} 監測數據	125

第一章 前言

計畫緣起

臺中市政府為擴大民眾參與監督南屯區垃圾處理場與焚化廠之運作，確切維護環境品質，於民國 86 年成立「臺中市垃圾處理場監測委員會」，並於該委員會下延聘專家學者組成顧問團，提供必要之處理廠專業諮詢與建議，以及協助監督辦理環境品質維護運作。另臺中市環境保護局除依規定進行臺中市垃圾處理場之例行監測外，為瞭解焚化廠操作對周圍環境之影響及解除附近居民之疑慮，自 96 年起辦理臺中市垃圾焚化廠周圍環境戴奧辛/呋喃(Dioxin/Furan)濃度監測計畫，對焚化廠周圍空氣、土壤及植體戴奧辛/呋喃濃度共進行採樣分析以及對附近居民進行焚化廠風險認知問券調查；97 年擴大辦理進行 74 點次(含四季之空氣、土壤及植體戴奧辛/呋喃項目)之採樣分析，以及附近居民之尿液金屬調查；98 年延續 97 年之工作項目內容，追蹤建立處理場周圍環境戴奧辛/呋喃之濃度資料庫；99-105 年增加場址周圍煙道金屬塵粒沉降之濃度監測，持續監測臺中市垃圾焚化廠運作對周圍環境之影響情形；106-110 年除維持文山垃圾焚化廠周圍環境戴奧辛/呋喃濃度監測外，更改場址周圍煙道金屬塵粒沉降之濃度監測為三個監督里之空氣中細懸浮微粒(PM_{2.5})與粗懸浮微粒(PM_{2.5-10})。111 年進行以無人機空氣污染物遙測、文山地區飛航影像拍攝與引入人工智慧於歷年監測資料之處理等工作，擴大瞭解文山焚化廠周圍環境現況。112 年之工作項目內容與 110 年相同，持續建立處理場周圍環境戴奧辛/呋喃之濃度、空氣中 PM_{2.5}/PM_{2.5-10} 及居民健康風險調查資料庫。

113 年臺中市文山垃圾焚化廠周圍環境監測及居民健康風險調查計畫延續 112 年工作項目內容，持續追蹤與建立周圍環境戴奧辛/呋喃濃度、空氣中 PM_{2.5}/PM_{2.5-10} 之歷年資料庫，增加民眾健康風險評估調查與居民尿液金屬與問卷調查等之健康風險調查數量，並擴大範圍至后里與烏日垃圾焚化廠周圍環境附近居民，更進一步瞭解垃圾焚化廠周圍環境對附近三個區域居民之影響。

計畫目標與效益

辦理文山垃圾焚化廠周圍環境監測計畫，確切掌握不同月份與季風及焚化廠各周遭方向之環境中戴奧辛/呋喃(PCDD/F)、粗/細懸浮微粒(PM_{2.5-10} 與 PM_{2.5})。並運用輔以建立之資料檔，以人工智慧技術解析本年度文山垃圾焚化廠周圍環境監測所得 PCDD/F 與 PM_{2.5}/PM_{2.5-10} 可能貢獻源與傳輸路徑。

預期達到下列目標與成效：

- 一、監測臺中市垃圾焚化廠於運轉狀況下，周圍環境空氣中戴奧辛/呋喃(Dioxin/Furan)濃度變化，並運用受體模式配合已建立環境戴奧辛/呋喃指紋資料庫，追蹤環境空氣中戴奧辛/呋喃之主要來源。
- 二、運用上項結果，探討臺中市垃圾焚化廠產生之戴奧辛對周遭環境之影響程度。
- 三、監測臺中市垃圾焚化廠周圍空氣中重金屬之濃度變化，以解析環境細微粒(PM_{2.5})與粗微粒(PM_{2.5-10})中13種主要重金屬之時空分布與影響，並建立檢測資料庫。
- 四、配合季監測工作，於上、中、下風三處採樣位置同步量測地面風場，並繪製風花圖與地面風場軌跡圖，解析環境重金屬來源、傳輸與氣象、地形之相關性。
- 五、彙整上述結果解析文山地區環境金屬來源與分布，擬定相關對策。
- 六、研究臺中市文山垃圾焚化廠周圍空氣中總懸浮微粒中重金屬之濃度情況，作為附近民眾之健康風險調查比對之用。
- 七、進行臺中市文山、后里與烏日三垃圾焚化爐附近民眾之健康風險調查：針對該焚化爐附近民眾進行健康問卷、活動模式及生物指標調查，調查臺中市文山、后里與烏日三垃圾焚化爐附近居民及當地民意代表，對焚化爐之風險認知，並建立未來溝通模式。
- 八、繼續追蹤計畫區域範圍之居民，不同年間問卷與尿液檢測值之差異。
- 九、針對焚化爐附近居民其尿液重金屬分析檢驗值偏高者，進行追蹤管理作業。

十、(本團隊配合創新自行增加工作項目)運用已建立之資料檔，以人工智慧技術解析本年度文山垃圾焚化廠周圍環境監測所得 PCDD/F 與 $PM_{2.5}/PM_{2.5-10}$ 可能貢獻。

十一、結合公正第三單位參與各項環境監測工作之平行監督，使本計畫成果更具有公信力，加強與地方民意之溝通。

第二章 工作項目與內容

工作項目與內容

一、空氣中戴奧辛/呋喃(Dioxin/Furan)採樣與分析

- (一) 空氣樣品採集：空氣中戴奧辛/呋喃之採樣與分析工作需分別依據環境部環境檢驗所公告之最新規定辦理。
- (二) 採樣地點頻率：進行四次採樣分析工作，每次依盛行風向於臺中市垃圾處理場周圍之迎風處、中段處與下風處分別設置三個採樣點(監督委員會九個里內之三個合適地點)，同步進行連續至少 48 小時之採樣與分析工作。其中，連續 48 小時之採樣係用以獲得足夠之採樣時間與分析準度。本項工作共計 3 點×4 次=12 點次。
- (三) 風場：上述採樣工作需同步進行風向、風速之量測，以充分掌握採樣當時之主要氣象資料，但若採樣位置位於空氣品質監測站或其他設有氣象量測之站所，則可沿用該站所之監測數據。
- (四) 彙整歷年來臺中市垃圾焚化廠之戴奧辛/呋喃排放、附近或本市相關環境空氣之戴奧辛/呋喃等監測結果，並進行比對以瞭解相互之影響關係。

二、戴奧辛/呋喃受體與風場軌跡模式模擬

- (一) 運用化學平衡受體模式(Chemical mass balance air quality model, CMB)配合三個採樣點之戴奧辛/呋喃分析結果與中部地區各戴奧辛/呋喃排放源之指紋庫，模擬中部地區各戴奧辛/呋喃排放源之貢獻量，以解析對臺中市轄區之傳輸路徑與影響。
- (二) 運用風場軌跡模式(Gaussian trajectory transfer-coefficient modeling system, GTx)描述本市文山垃圾焚化廠對下風處之傳輸路徑(順軌軌跡)，與本計畫空氣中戴奧辛/呋喃採樣地點之上風處之傳入路徑(逆軌軌跡)。本項工作必須配合空氣中戴奧辛/呋喃採樣時段，繪製臺中市垃圾處理場周圍之迎風處、中段處與下風處三個採樣地點之四次採樣期間的逆軌軌跡，以及臺中市文山垃圾焚化廠之逆軌軌跡，並解析垃圾焚化廠戴奧辛/呋喃對臺中市轄區之傳輸路徑與影響。

三、空氣細微粒(PM_{2.5})與粗微粒(PM_{2.5-10})中重金屬採樣與分析：

- (一)環境大氣重金屬主要存在於懸浮微粒中(PM)，因此監測需分為細微粒(PM_{2.5})與粗微粒(PM_{2.5-10})中重金屬含量分析，PM_{2.5} 與 PM_{2.5-10} 二者都為可呼吸之懸浮微粒，也是環境金屬進入人體上呼吸道與下呼吸道之主要路徑。PM_{2.5} 與 PM_{2.5-10} 之採樣均需依據環境部公告之規定辦理。
- (二)採樣頻率依季風變動，各進行 4 次採樣分析工作，每次依盛行風向於臺中市文山地區分別設置三個採樣點(監督委員會九個里內之三個地點)，同步進行連續至少 24 小時之採樣與分析工作。其中，連續 24 小時之採樣係用以獲得足夠之採樣時間與分析準度。本項工作共計 3 點×4 次=12 點次。檢測項目包括砷、鎘、鉻、銅、鎳、鉛、硒、鋅、鉀、鈮、銻、鎂及鋁共 13 種重金屬之濃度。

四、焚化爐附近居民之健康評估問卷調查

- (一) 研究對象基本資料、健康及飲食狀況(21 題)：基本資料包括性別、年齡、居住時間、住家形式、平均在家時間、教育程度、收入等；健康及飲食狀況則包括自覺健康情形、經醫師確診之慢性疾病或過敏性疾病、家中幼兒注意力缺乏或過動情形、燒香拜拜、抽菸、食用自耕蔬菜或養殖牲畜情形及日常飲食習慣之頻率等。
- (二) 對垃圾處理場及文山地區產業的意見(15 題)：包括住家落塵量、空氣品質、臭味、回饋措施、優先反應對象等。
- (三) 對垃圾處理場及文山地區產業的態度(5 題)：包括會關心文山地區產業對附近環境、對生活品質、對健康、對小孩生長發育的影響及希望文山地區產業離住家愈遠愈好等。採用李克特式(Likert) 評量加總尺度法，以非常不同意、不同意、沒意見、同意、非常同意五點尺度順序計分。
- (四) 對政府管理垃圾處理場的信任程度(5 題)：包括危機處理能力、預警能力及對村里長、專家學者或環保局人員參與監督委員會之信任程度等。評量尺度採用李克特式(Likert)加總尺度法的五點尺度順序予以計分。

- (五) 對文山地區產業相關訊息取得管道(6 題)：包括電子、平面媒體意見領袖或同儕團體等。參考國內外相關文獻編製而成，問卷編製採結構式問卷，評量尺度採用李克特式(Likert)加總尺度法的五點尺度順序予以計分。
- (六) 文山(或烏日或后里)地區產業危害物質的風險認知(11 題)：包括空氣、水、噪音、戴奧辛等。評量尺度採用李克特式(Likert)加總尺度法的五點尺度順序予以計分。
- (七) 文山(或烏日或后里)地區產業排放物的認知程度(4 題)：瞭解居民是否知道文山地區產業的排放物有那些、能否有效被控制、經由食物攝取及是否造成健康危害等認知程度。
- (八) 避險行為(7 題)：以個人工作、健康等因素考量未來是否會搬家、或有所選擇時仍會選擇居住於此地等。

五、民眾尿液採集與金屬分析檢驗

總共分析砷、鎘、鉻、銅、鎳、鉛、硒、鋅、鉀、鈉、銻、鎂及鋁共 13 種重金屬之濃度，暴露組以回饋里周圍原則以 20 年以上長期住戶為主，對照組以距離文山廠 10 公里以上之適當地點，抽樣分析共 450 位(文山 320 位、烏日 65 位、后里 65 位，若烏日或后里有意願者不足人數時，由文山有意願者補足人數)，總計 450 樣品數。

六、運用人工智慧技術解析本年度文山垃圾焚化廠周圍環境監測所得之戴奧辛/呋喃(PCDD/F)、細懸浮微粒(PM_{2.5})與粗懸浮微粒 (PM_{2.5-10})數據，輔助判別污染成因與來源，以及分析來自當地產生或境外傳入之各個可能機率。

七、機關如需向附近居民說明本案成果，廠商需配合製作簡報及辦理說明會向居民報告。

八、委託第三方公正單位(民間團體)執行平行監督：

- (一)每季架設戴奧辛與微粒採樣設備時，第三方公正單位須派員到場監督架設作業、拍照與記錄存證，並與本計畫受委託單位於記錄表單簽名確認，共 12 點次。
- (二)每季完成戴奧辛與微粒採樣後之送樣，第三方公正單位須派員到場拍照與記錄所送樣品存證，並與本計畫受委託單位於記錄表單簽名確認，共 4 季次。

- (三)配合各監督里之健康風險評估採樣與問卷調查作業，第三方公正單位須派員到場監督、拍照與記錄存證，並與本計畫受委託單位於記錄表單簽名確認，共 9 場次。
- (四)配合本計畫之期中與期末報告書之撰寫，第三方公正單位須提出本項工作之期中與期末執行結果，列於期中與期末報告之專節或附錄中，並派員出席期中與期末報告相關會議備詢。
- (五)本計畫受委託單位需與第三方公正單位另行簽立本項工作契約，其中包含委託金額與違約罰則等，並將契約副本函送本局備查。

第三章 工作方法

3.1 空氣中戴奧辛/呋喃採樣

空氣中戴奧辛/呋喃之採樣分析項目為：2,3,7,8-四氯雙苯環戴奧辛(2,3,7,8-tetrachlorinated dibenzo-p-dioxin, 2,3,7,8-TeCDD)，2,3,7,8-氯 呋 喃(2,3,7,8-tetrachlorinated dibenzofuran, 2,3,7,8-TeCDF)及 2,3,7,8-氯化之五氯(Penta-)、六氯(Hexa-)、七氯(Hepta-)與八氯(Octa-)戴奧辛/呋喃(Furan)等共十七種同源物之濃度，並計算其總毒性當量濃度[7-14]。戴奧辛/呋喃之採樣與分析工作需分別依據環境部環境檢驗所公告之 NIEA A809.12B 採樣方法與 NIEA A810.13B 檢測方法來進行。其中使用 General Metal Works (GMW) PS-1 來進行大氣中之多氯戴奧辛(PCDDs)及多氯呋喃(PCDFs)採樣[6]。配合監督委員會九個里於東北與西南季風的上、下風相關位置，選定採樣位置如圖 3.1 所列，分別為文山環保資訊圖書館(四樓頂)、蔗廊里活動中心(二樓頂)與春安里活動中心(二樓頂)，三採樣點之對應關係如下，文山里為焚化廠所在里，蔗廊里與春安里分別位於文山焚化廠之北端與南端，其採樣點可交換代表東北或西南季風之上、下風處。



圖3.1 臺中市垃圾焚化廠周圍環境戴奧辛/呋喃之空氣採樣相關位置

3.1.1 空氣中戴奧辛/呋喃採樣方法

依據環境部環境檢驗所公告之 NIEA A809.12B 和 A810.13B 來進行大氣戴奧辛/呋喃採樣與分析。空氣中多氯戴奧辛(PCDDs)及多氯呋喃(PCDFs)收集於石英纖維濾紙及聚氨基甲酸酯泡綿(Polyurethane foam, PUF)中，經萃取、濃縮及淨化完全後，利用 ^{13}C -同位素標幟稀釋法(Isotope Dilution Method)，經氣相層析儀/高解析質譜儀(HRGC/HRMS)分析，測定十七種含 2,3,7,8-氯化戴奧辛及呋喃同源物之濃度並計算其總毒性當量濃度[11]。本項分析工作預計委託取得環境部戴奧辛/呋喃分析認證之上準環境檢驗公司進行。其中採樣時，PS-1 採樣器置於遮蔽物兩倍高度的水平距離(圖 3.2)，且離地面 3 至 10 m 以避免灰塵或地面微粒，組合採樣系統並校正流量後，再採集空氣樣品。採樣組裝入和取出需在控制環境下或採樣中心區進行，使樣品處置變異最小化。排氣口需拉到下風處避免空氣迴流到採樣頭。環境中戴奧辛/呋喃檢測方法流程如圖 3.3 所示，完全遵照 NIEA A810.13B 檢測方法來進行。

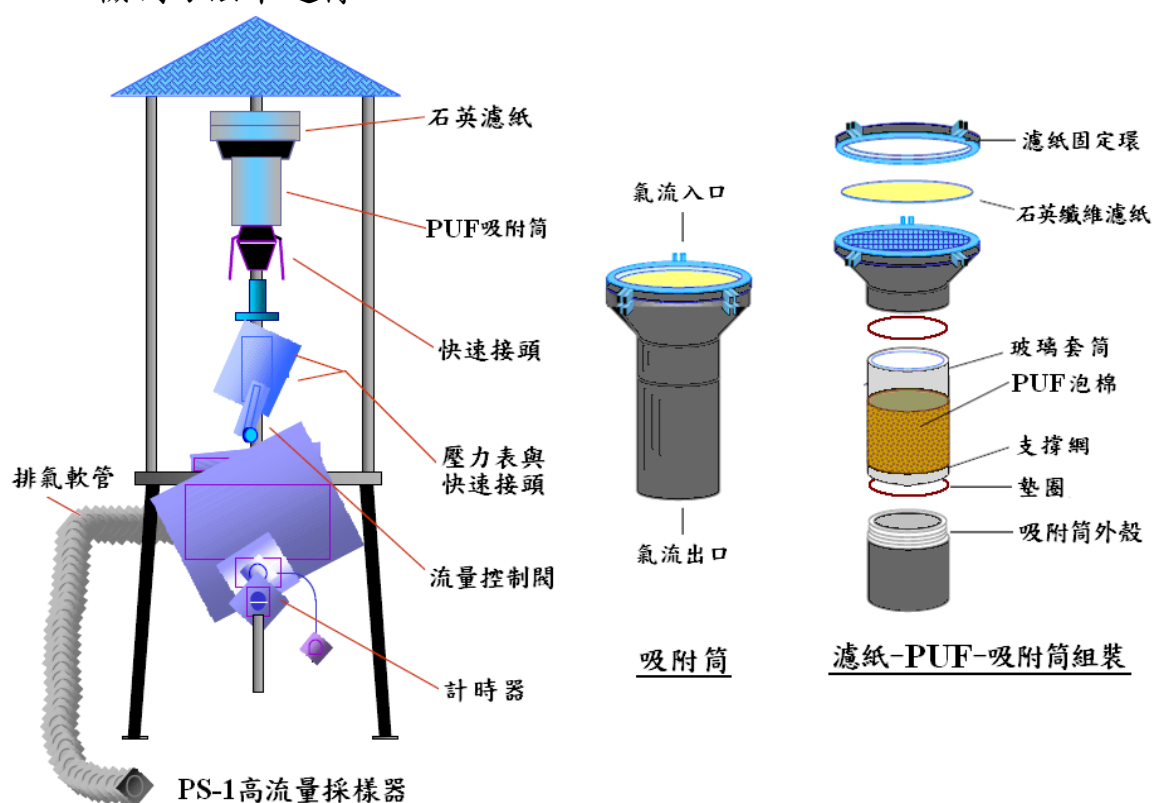


圖 3.2 PS-1 高流量採樣器與濾紙-PUF-採樣套筒之組裝圖

相關品保品管規範整理如表 3.1 與 3.2 所列，其中每次採樣前，於採樣套筒 PUF 上添加擬似標準品溶液。內標準品及替代標準品回收百分率：九種 ^{13}C -標幟之 PCDDs 及 PCDFs 由四到八氯等族群之內標準品係於萃取前加入每一樣品中，其目的是用以定量計算存在樣品中 PCDDs 和 PCDFs 之含量，同時測定整個萃取、淨化及分析過程之效率。另外替代標準品($^{13}\text{C}_{12}$ -1,2,3,7,8,9-HxCDF)係於萃取後加入每一樣品中，其目的是測定淨化及分析過程之效率[21-27]。四到六氯內標準品及替代標準品之回收率在 40%–130%範圍內，七至八氯內標準品回收率在 25%–130%範圍內。每一批次或每 10 個樣品至少要做一次實驗室空白分析及空白添加分析或查核樣品分析。

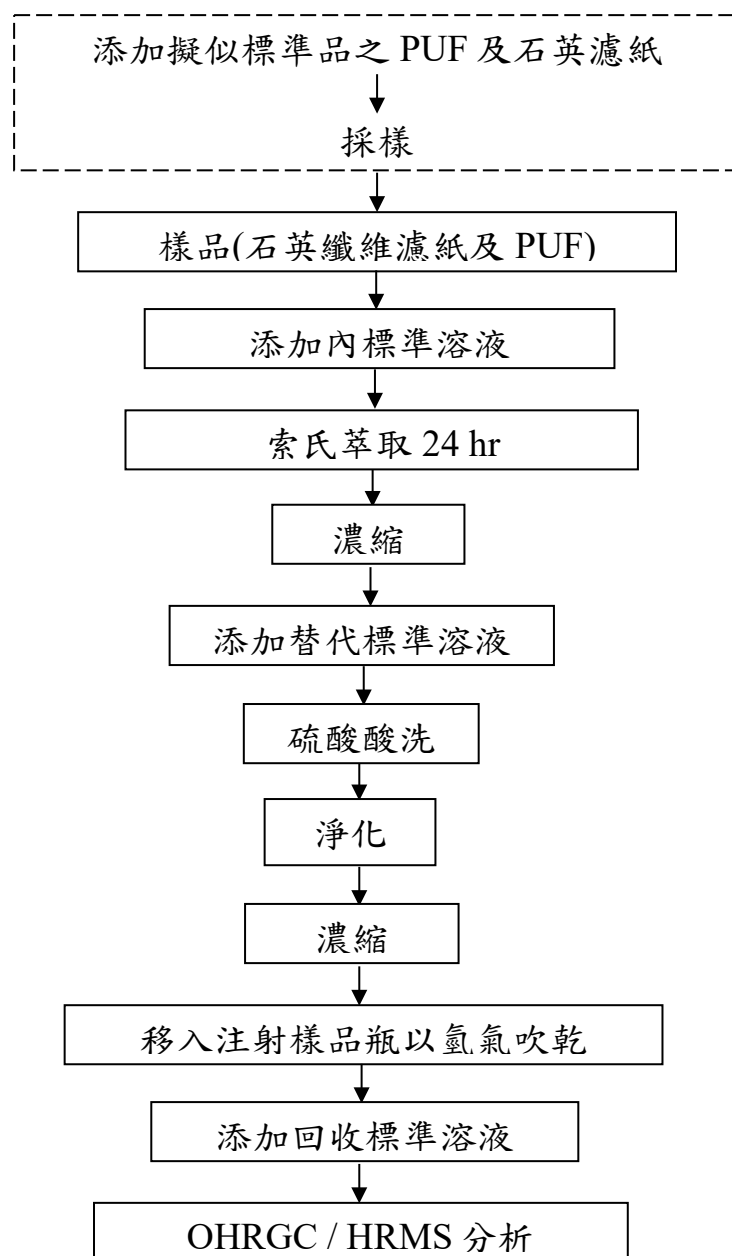


圖3.3 空氣中戴奧辛/呔喃檢測方法流程

表 3.1 檢量校正相對感應因子品管限值

品管措施	品管要求	執行時機/頻率	執行情形
1 檢測系統查核	1.解析度動態校正至少在 10 K 以上 2.滯留時窗界定：在最適化操作條件下，以時窗標準品來確認並記錄每一異構物族群的滯留時窗。 3.層析管柱解析度查核：解析度之定義為與 2,3,7,8-TeCDD 相鄰層析峰間之波谷高度須不超過其層析峰高度之 25%以上。 4.靈敏度：CS01(100 fg) 2,3,7,8- TCDD S/N Ratio。	批次上機分析前。	批次分析前確認解析度在 10 K 以上，2,3,7,8-TeCDD 相鄰層析峰間之波谷高度皆小於 25%，靈敏度 CS01(100 fg)2,3,7,8-TCDDS/N Ratio 大於 5。
2 檢量線建立	1.至少五組不同濃度。 2.待測物的 RSD 值<25%。 3.擬似標準品,內標準品及替代標準品的 RSD 值<25%。	1.新建立分析系統。 2.每日檢量校正查核之待測物的 RSD 值>25%或擬似標準品，內標準品及替代標準品的 RSD 值>25%。	所建立檢量線之 RSD 皆小於表 3.2 之管制範圍。
3 檢量線查核	1.取檢量線中間濃度標準溶液(CS3)。 2.待測物的差異度<25%。 3.擬似,內標,替代標準品的差異度<25%。	批次上機分析前。	檢量線中間點(CS3)查核，待測物的差異度<25%與擬似,內標，替代標準品的差異度<25%。
4 實驗室方法空白分析	方法空白分析之測值四到六氣小於 20 pg 七到八氣小於 150 pg。	每批次或每 10 個樣品。	方法空白分析之測值小於最低限值 0.02 pg/m ³ 。
5 實驗室空白添加待測物分析	待測物添加之回收率須落在 70~130%範圍內。	每批次或每 10 個樣品。	待測物添加之回收率落在 70~130%範圍內。
6 標準品回收率	1.內標準品回收百分率：四到六氣內標準品之回收率須落在 40~130%範圍內，七至八氣內標準品回收率則須落在 25~130%範圍內。 2.替代標準品回收率：回收率須落在 40~130%範圍內。 3.擬似標準品回收率：回收率須落在 70~130%範圍內。	1.內標準品於萃取前加入每一樣品中，以定量計算存在樣品中 PCDDs 和 PCDFs 之含量，同時監測整個萃取、淨化及分析過程之效率。 2.替代標準品於酸洗淨化前加入每一樣品中。其回收率之量測是相對於回收標準品計算，用以監測整個淨化過程效率。 3.擬似標準品於採樣前添加至 PUF 內監測採樣過程。	

表 3.2 各待測物之相對感應因子校正值

待測物	相對感應因子 起始檢量校正	每日(批次)檢量校正 %差異度
	RSD	
2,3,7,8-TeCDD	25	25
2,3,7,8-TeCDF	25	25
1,2,3,7,8-PeCDD	25	25
1,2,3,7,8-PeCDF	25	25
2,3,4,7,8-PeCDF	25	25
1,2,3,4,7,8-HxCDD	25	25
1,2,3,6,7,8-HxCDD	25	25
1,2,3,7,8,9-HxCDD	25	25
1,2,3,4,7,8-HxCDF	25	25
1,2,3,6,7,8-HxCDF	25	25
1,2,3,7,8,9-HxCDF	25	25
2,3,4,6,7,8-HxCDF	25	25
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	25	25
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	25	25
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	25	25
OCDD	25	25
OCDF	30	30
內標準品		
¹³ C ₁₂ -2,3,7,8-TeCDD	25	25
¹³ C ₁₂ -1,2,3,7,8-PeCDD	30	30
¹³ C ₁₂ -1,2,3,6,7,8-HxCDD	25	25
¹³ C ₁₂ -1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	30	30
¹³ C ₁₂ -OCDD	30	30
¹³ C ₁₂ -2,3,7,8-TeCDF	30	30
¹³ C ₁₂ -1,2,3,7,8-PeCDF	30	30
¹³ C ₁₂ -1,2,3,6,7,8-HxCDF	30	30
¹³ C ₁₂ -1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	30	30
擬似標準品		
³⁷ Cl ₄ -2,3,7,8-TeCDD	25	25
¹³ C ₁₂ -2,3,4,7,8-PeCDF	25	25
¹³ C ₁₂ -1,2,3,4,7,8-HxCDD	25	25
¹³ C ₁₂ -1,2,3,4,7,8-HxCDF	25	25
¹³ C ₁₂ -1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	25	25
替代標準品		
¹³ C ₁₂ -1,2,3,7,8,9-HxCDF	25	25

空氣戴奧辛/呋喃檢測分析工作預計委託取得環境部戴奧辛/呋喃分析認證之上
準環境檢驗公司

3.2 空氣懸浮微粒中金屬採樣及分析方法

3.2.1 空氣樣品採集

環境大氣金屬主要存在於懸浮微粒中(PM)，因此監測需分為細微粒(PM_{2.5})與粗微粒(PM_{2.5-10})中金屬含量分析，PM_{2.5}為可呼吸性懸浮微粒(respirable particles)，PM_{2.5-10}為可吸入性懸浮微粒(inhalable particles)，也是環境金屬進入人體下呼吸道與上呼吸道之主要路徑。PM_{2.5}與PM_{2.5-10}之採樣均依據環境部公告之NIEA A208.13C空氣中懸浮微粒(PM₁₀)之檢測方法—手動法，採用之高流量採樣器(TISCH TE-6070DV)之操作均依據環境部公告之NIEA A208.13C空氣中懸浮微粒(PM₁₀)之檢測方法—手動法，並符合美國環境部PM₁₀ Reference Miami Method No. RFPS-0202-141認可。每台高流量採樣器均配有PM_{2.5}串聯衝擊板(TISCH TE-231F)，可以同時採集PM_{2.5}與PM_{2.5-10} [10]。

收集PM_{2.5}為Advantech公司之石英濾紙(QR-100, LOT No. 50715708)，而圖3.4為本計畫採用之TISCH TE-6070DV高流量採樣器，並配備TISCH TE-231F衝擊分粒板以收集PM_{2.5}。

即大氣中懸浮微粒會隨抽氣幫浦所引導氣流進入，當懸浮微粒氣動直徑大於衝擊板之截取粒徑時，懸浮微粒會因慣性作用沉積於衝擊平板上，當懸浮微粒粒徑小於該階之截取粒徑時，懸浮微粒會隨氣流到達下一階層。由於衝擊板孔隙縮小，慣性較大之懸浮微粒如無法在氣流流線上行進，則懸浮微粒被截留至衝擊板上。如此可成功分離出不同粒徑大小之PM_{2.5}與PM_{2.5-10}。

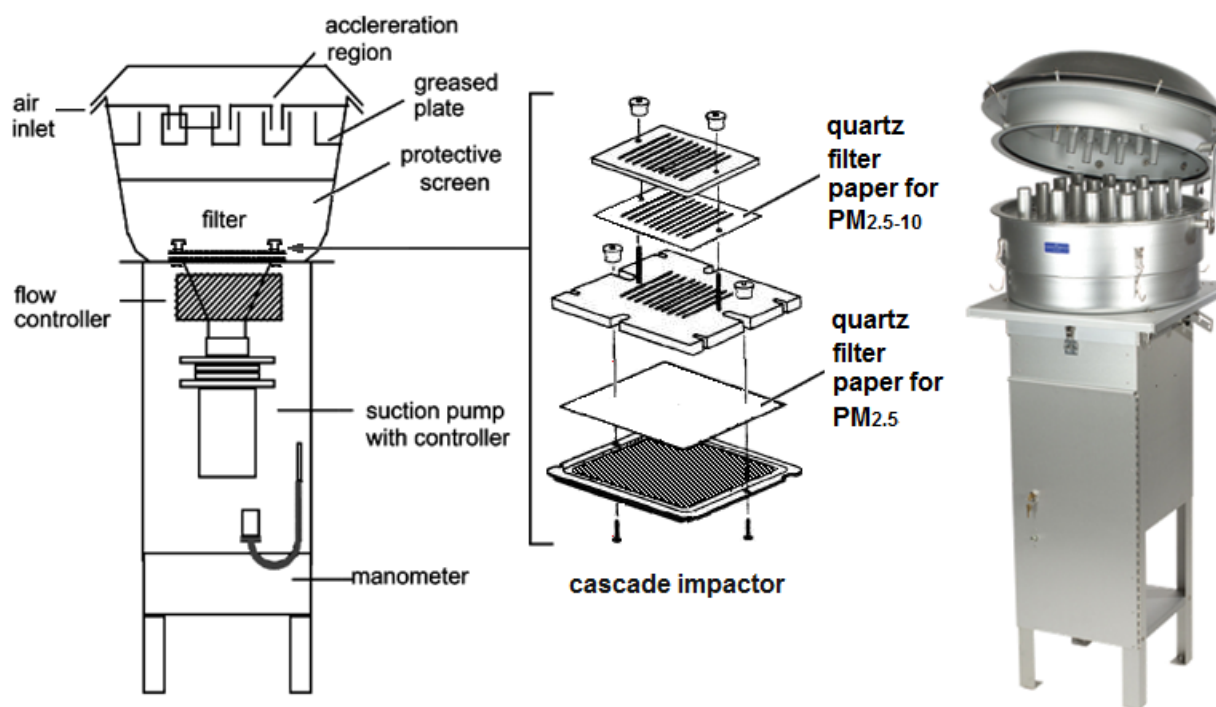


圖3.4 TISCH TE-6070DV高流量採樣器，並配備TISCH TE-231F衝擊分粒板以收集PM_{2.5}與PM_{2.5-10}微粒

高流量採樣器之分析原理為重量法，即依據採樣前後濾紙重量差除以試樣氣體體積來分別求出 PM_{2.5} 與 PM_{2.5-10} 濃度。所以調理濾紙非常重要，首先濾紙若有破損、皺摺等情形應予以更換；再者因溫度及溼度影響樣品的秤重及準確性，因此於採樣前需濾紙置入高溫爐 550 °C 烘燒 2 小時後，放冷再置入恆溫恆濕箱內，並控制溼度 35 ± 5 %內靜置 24 小時以上，而秤重前後之室內環境及濾紙的調理狀態務必一致，嚴格控制量測以去除誤差之產生。前述之採樣器設備與濾紙調理於採樣規劃之流程，如圖 3.5 所繪。

分析方法以感應耦合電漿光譜儀，感應耦合電漿光譜儀為具有快速、靈敏及多元素同時測定等多項功能，其波長範圍介於 190~800 nm，元素偵測極限可低至 ppb。感應耦合電漿光譜儀原理乃消化後之樣品送入霧化器(nebulizer)入經霧化處理後，配合載送氣流(argon)輸送，霧化器所形成含待分析元素之氣膠輸送至感應耦合電漿中，當霧化樣品在高能量電漿(plasma)中會產生氣化、原子化進而游離化，此時游離化離子因在激發狀態不穩定之情況下，降回基態離子能階，由激發狀態降回基態的過程，不同元素會放出其特定波長之光譜線，且離子濃度越高光強度越強，再利用電子倍增器(electron multiplier)加以檢測，來進

行元素之定性及定量工作(圖 3.6)。

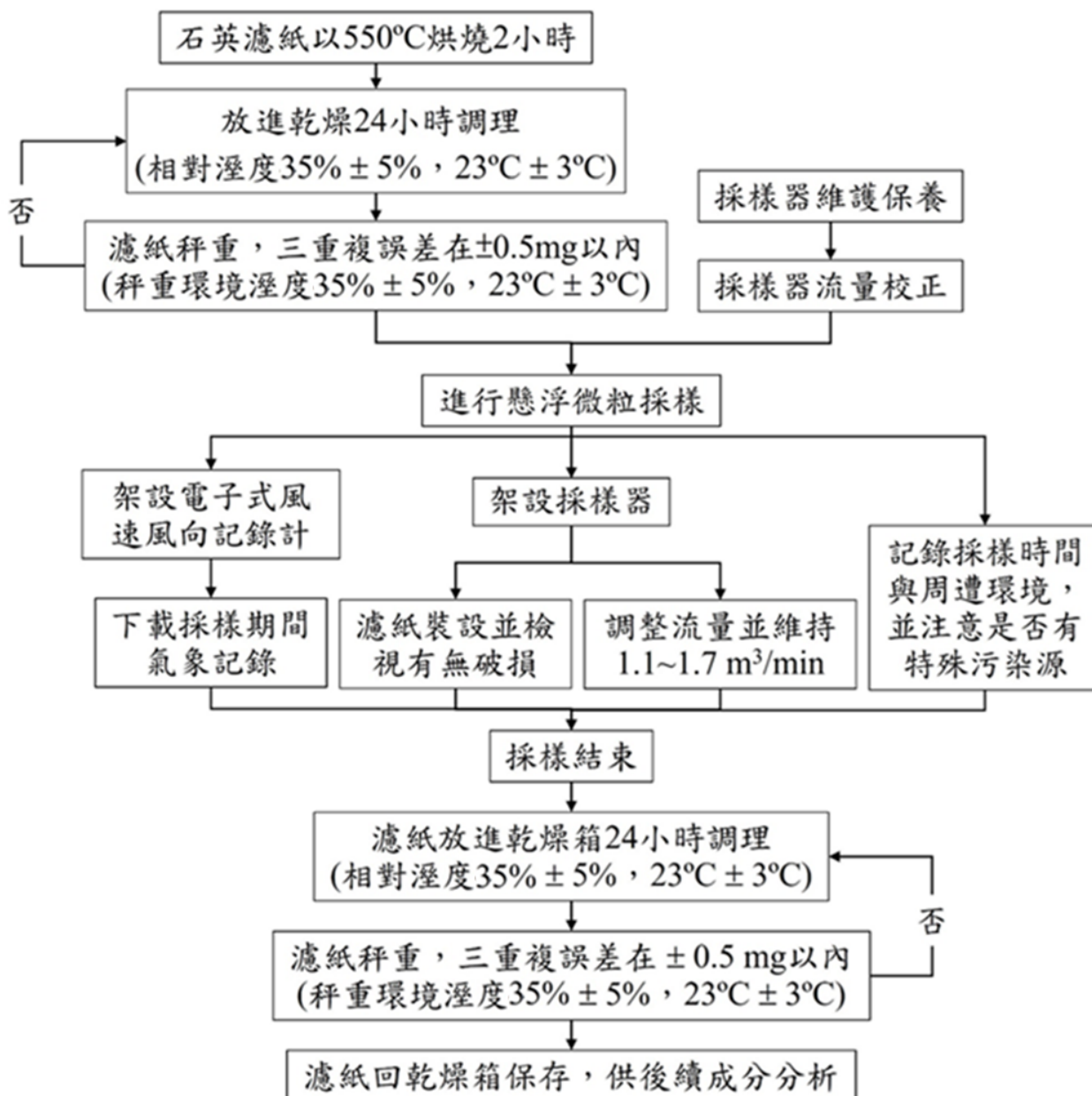


圖3.5 採樣規劃流程圖

本計畫經採樣後收集於石英濾紙上之懸浮微粒，經熱酸消化/萃取後，利用感應耦合電漿光譜儀(ICP-OES)分析塵粒中之目標元素。依遴選須知塵粒樣品之送檢分析項目僅之砷、鎘、鎘、鎘、銅、汞、鎳、鉛、硒及鋅九種金屬之濃度。

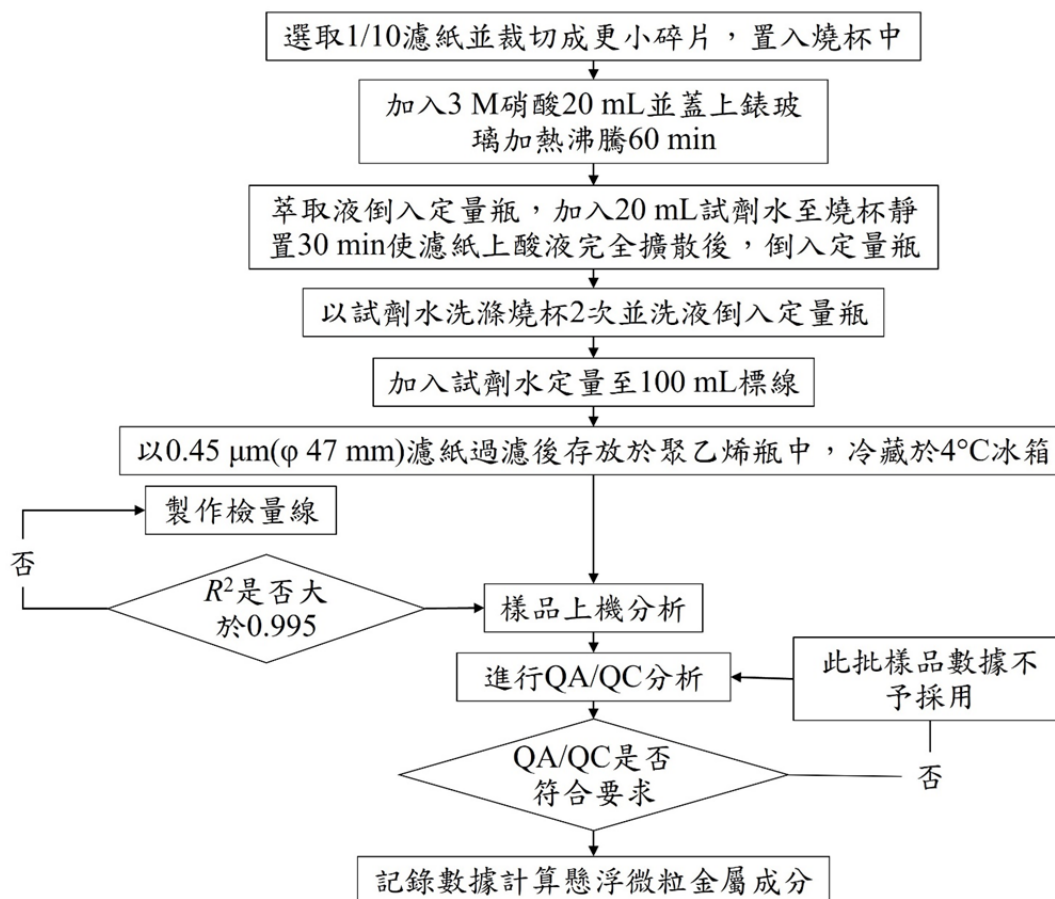


圖3.6 空氣懸浮微粒中金屬分析流程圖

3.3 化學質量平衡受體模式評估

本團隊彙整歷年來臺中市文山垃圾焚化廠之戴奧辛/呋喃排放監測結果，以國際間廣被採用之化學質量平衡空氣品質模式(Chemical mass balance air quality model, CMB)模擬污染來源之分配，以瞭解對環境之影響關係。

化學質量平衡空氣品質模式(Chemical mass balance air quality model, CMB)是應用在空氣污染源管理上的一種受體模式。此受體模式由美國 EPA 所發展並公告推動，係根據於污染源與受體處所測得的氣狀物與粒狀物之物理、化學特性，來針對各污染源的污染貢獻量進行定性與定量[15-19]。

CMB 受體模式是由線性方程式之解所組成，可用以表示各污染源對受體化合物濃度的貢獻量。CMB 模式可處理多種化合物的資料，主要適用對象包含了 PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 及 VOCs。CMB-8.2 受體模式係根據於污染源與受體處所測得的氣狀物與粒狀物之物理、化學特性，來針對各污染源的污染物貢獻量進行定性與定量。

3.3.1 CMB 模式之理論

CMB 受體模式也常用來與傳播模式(Dispersion model)進行比較，其中傳播模式是利用污染物的散播速率，配合氣象傳播與化學傳輸機制，來推估污染源對下風處各地點的貢獻量，此與 CMB 受體模式由污染物承受位置所測得之濃度，來反推各污染源對該位置之污染貢獻量，有所區別。因此受體模式與傳播模式各有其優缺點，兩者也具有互補之功效。

具有定值排放率(E_j)之污染源 j ，其在取樣時間長為 t 時所呈現於受體點上之污染源貢獻量(S_j)為：

$$S_j = D_j \cdot E_j \quad (1)$$

$$\text{其中擴散因子 } D_j = \int_0^T [u(t), \sigma(t), x_j] dt \quad (2)$$

而 u 為風速， σ 為大氣穩定度， x_j 為污染源 j 與受體點之距離。

CMB 模式的基本理論為質量守恒，且假設 n 個污染源所排放之各污染貢獻 S_j 彼此間交互作用，如此在受體點所量測得之污染物總質量 C 為

$$C = \sum_{j=1}^n S_j = \sum_{j=1}^n D_j \cdot E_j \quad (3)$$

同樣的，基本成份 i 的濃度 C_i 假可以為

$$C_i = \sum_{j=1}^n F_{ij} \cdot S_j \quad i=1, \dots, m \quad (4)$$

其中 F_{ij} 為基本成份 i 之污染貢獻 S_j 組成中的分率。化合物種數 m 必須大於或等於污染源數 n 以獲得一組解。

以矩陣來表示所有化合物(或言污染物)如下：

$$\mathbf{C} = \mathbf{F} \cdot \mathbf{S} \quad (5)$$

其中 $\mathbf{C}$ 為受體點上污染物之濃度矩陣，具 $m \times 1$ 階， m 為污染物種數； $\mathbf{F}$ 為污染貢獻分率之矩陣，具 $m \times n$ 階， n 為污染源數； $\mathbf{S}$ 為污染源對受體點之貢獻量矩陣，具 $n \times 1$ 階。當(5)式中之各污染物濃度 $\mathbf{C}$ 及污染貢獻分率 $\mathbf{F}$ 已知，則可以線性方程式求解 $\mathbf{S}$ 。

3.3.2 CMB-8.2 模式之特色與求解

新版 CMB-8.2 模式除保有 CMB-7 與 CMB-8 之優點外，更具有如下之特色：

(1).Windows 作業平台，事件導向運算；(2).多陣列之套用物種與套用排放源；(3).Britt-Luecke 運算法；(4).精進共線性診斷法；(5).VOC 運用之最佳處理方法；(6)搜尋最佳模擬；(7).使用者選擇優惠權；(8).消去負排放源貢獻；(9).精進記憶體管理；(10).升級線性代數資料庫；(11).多功能的圖形顯示功能；(12).線上說明來龍去脈-變動；(13).可彈性的輸入與輸出格式；(14).強化之檔案管理。

一般常用求解方法有：(1).追蹤元素法(tracer property solution method)，(2).線性(加權)最小平方法(linear least-square method)，(3).有效變異最小平方法(instrumental weighting)。

3.3.3 CMB 模式之驗證

CMB 模式以質量平衡和迴歸方法來預測污染源之污染量。需輸入二項基本資料：(1).各類污染源組成與(2).受體點之環境空氣品質資料。因此模式分析預測結果之適用性及可信度，除了與採樣及分析技術有關外，各類污染源之輸入是否正確，亦相當重要。

CMB 模式可以用來定量解析污染源對受體影響程度的大小，但下列數點原因會影響模式解析的合理性：

- (1).不正確的樣品分析。
- (2).不正確的污染源特性組成。
- (3).某重要的污染源未被納入模式中。
- (4).污染源的不定性(Uncertainty)、共線性。
- (5).模式收集了不存在的污染源。

另外，模式之功能測試式：

$$\text{Reduced chi square} = X_{m-n}^2 = \sum_{i=1}^m \left[(C_i - \sum_{j=1}^n F_{ij} \cdot S_j) \right]^2 / V_{eii} \quad (6)$$

$$\text{Mass\%} = X_{m-n}^2 = 100 \times \sum_{j=1}^n S_j / C_t, \text{ 其中 } C_t \text{ 為總測得質量。} \quad (7)$$

$$\text{R square} = 1 - \left[(m-n) X_{m-n}^2 / \sum_{i=1}^m C_i / V_{eii} \right] \quad (8)$$

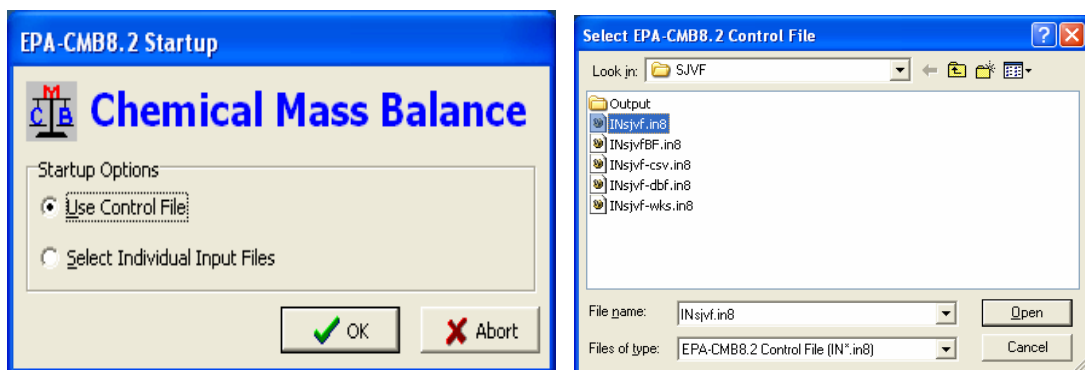
$$\text{Modified Pseudo-Inverse Matrix} = \left(\mathbf{F}^T (\mathbf{V}_e)^{-1} \mathbf{F} \right)^{-1} \mathbf{F}^T (\mathbf{V}_e)^{-0.5} \quad (9)$$

其中 V_{eii} 為有效變異矩陣之對角元素，其計算式參考原操作手冊。

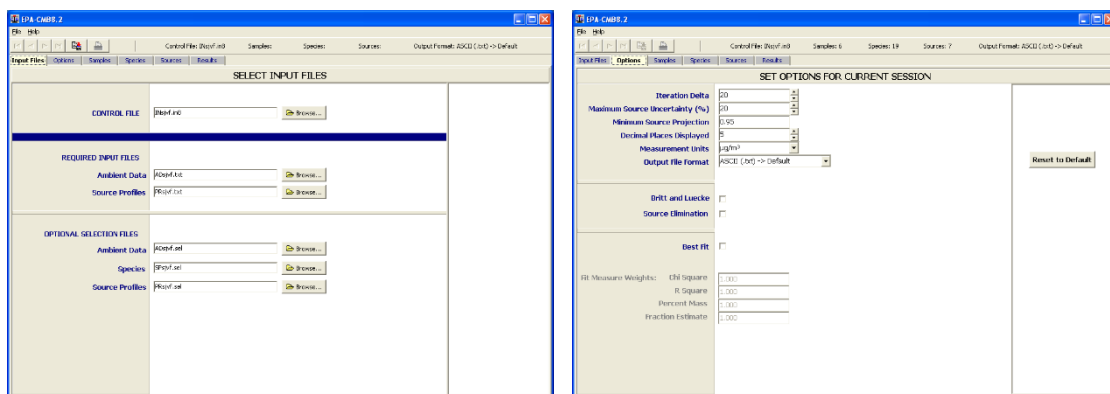
3.3.4 CMB-8.2 模式之操作

CMB-8.2 模式之主要操作對話框如下：

- (1). EPA-CMB-8.2 軟體開啟 (2). 選取控制檔瀏覽對話框



- (3). 輸入各項檔案 (4). 輸入各項參數值



113 年臺中市文山垃圾焚化廠周圍環境監測及風險評估計畫期末報告(修訂版)

(5).建立大氣試樣檔

(6).選取套用物種矩陣

[illegible]

File Edit View Options Database Reports Help

Control File: BIOD.MD Samples: 6 Species: 19 Sources: 7 Output Format: ASCII (List) > Default

Input File: Options Samples Species Sources Results

FITTING SPECIES ARRAYS

SPECIES	SPEC NAME	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	COMMENT
AC	AC	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Migrate by EC (log10)
AC	SOX	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Sulfate by EC (log10)
AMTC	NAH	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Amonium by AC (log10)
AMTC	S	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Soluble Nitration by AS (log10)
AMTC	NA	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Soluble Sodium by AS (log10)
ECTC	EC	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Elemental Carbon by TOC (log10)
ECTC	OC	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Organic Carbon by TOC (log10)
ALC	AL	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Aluminum by BFP (log10)
SI	SI	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Silicon by BFP (log10)
SLIC	S	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Sulfur by BFP (log10)
CLIC	CL	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Chlorine by BFP (log10)
AMPC	A	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Potassium by BFP (log10)
CLIC	CA	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Calcium by BFP (log10)
CLIC	TI	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Titanium by BFP (log10)
AMDC	V	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Vanadium by BFP (log10)
CLIC	CR	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Chromium by BFP (log10)
AMPC	MB	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Manganese by BFP (log10)
AMPC	FE	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Iron by BFP (log10)
AMPC	NI	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Nickel by BFP (log10)
CLIC	CU	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Copper by BFP (log10)
AMPC	ZN	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Zinc by BFP (log10)
AMPC	BB	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Boron by BFP (log10)
AMPC	BB	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Lead by BFP (log10)

(7).選取套用排放源矩陣

(8).執行並列出結果

[illegible]

LPA-Center 2

File Edit View Options Help

Control File: Data1.tbl Samples: 6 Species: 2 Sources: 6 Output Format: ASCII (.txt) -> Default

Input File: C:\temp\1\Species1 Species2 Species3 Results

SAMPLE FILE: BARRIS Date: 07/26/09 Duration: 24 Start Hour: 5	Naz FINE
REVIEWS Revision Number: 0 Best Location: Whittledge	
Minimum Source Uncertainty (%) = 20	Source Elimination:
Maximum Source Proportion: 0.50	B Separate: 1
	C Separate: 1
Decimal Places: 3	Fraction Estimated: 1
Units: ug/m³	Source/Facility Array: 5

Main Report Contributions by Species **MFLN:None**

FITTING STATISTICS:

R SQUARE	0.95	% MISS	66.0
CHI SQUARE	1.54	DEGREES FREEDOM	44.0

SOURCE CONTRIBUTION ESTIMATES:

LIST CODE	NAME	SCE(ug/m ³ m)	Std Err	Tstat
VEL1	SV0101	4.17884	0.29319	14.26710
VEL1	SV0102	0.00000	0.43359	0.00000
VEL1	SV0103	0.52389	0.48743	0.92300
VEL1	SV0104	0.61392	0.48743	0.48810

12.67396
SD=9.14

MEASURED CONCENTRATION FOR SIZE: FINE

SD=9.14

Eligible Space Collinearity Diagnostics

(ELIGIBLE SPACE = 6 FOR MAX. UNC. = 0.35846 (SD.N OF TOTAL MEAS. MASS))

r / Tolerance Value

0.35232	-0.26077	-0.27693	-0.43885	-0.46983	1.62875
---------	----------	----------	----------	----------	---------

WURST ESTIMABLE SOURCES = 6 FOR MIN. PROD. = 0.95

PROB1	PROB2	PROB3	PROB4	PROB5	PROB6	PROB7	SOURCE
1.00000	SV0101	1.00000	SV0102	1.00000	SV0103	1.00000	SV0104
1.00000	SV0105						

ESTIMABLE LINEAR COMBINATIONS OF INELIMINABLE SOURCES

COEFF.	SOURCE	COEFF.	SOURCE	COEFF.	SOURCE	SCE	Std Err
--------	--------	--------	--------	--------	--------	-----	---------

3.4 軌跡模式

軌跡模式(Gaussian Trajectory transfer-coefficient modeling system, GTx)為一網格化的軌跡模式，可以計算出所有污染物沿著軌跡線對受體點所造成的濃度變化，能以簡單的方式，追溯可能的污染來源[27-38]。

3.4.1 模式基本原理

GTx為拉格朗日式(Lagrangian-type)，由二維陣列的連續風場變化所組成，目前模式的網格如圖3.7中所示。模式中水平向包含了主軌跡線和左、右副軌跡線，其影響範圍形成了三條平行的柱狀軌跡(j)，每一條柱狀軌跡的影響範圍寬均設為10 km，以及垂直項15層。模擬時間為從受體點逆推24或48小時，軌跡線高度設為200 m，軌跡走向會根據200 m處之風場及地形資料而變如圖3.8所繪。在這三條柱狀軌跡線經過的範圍內的各污染源會隨軌跡線到達受體點，並藉由模式所計算傳遞係數求得各污染源對受體點濃度的貢獻量，其中線、面污染源分成多個 $1\text{ km} \times 1\text{ km}$ 網格，每個網格視為有效煙囪高度為最近地面的點源，與點源一同使用已修正後的高斯模式來求得其貢獻濃度。

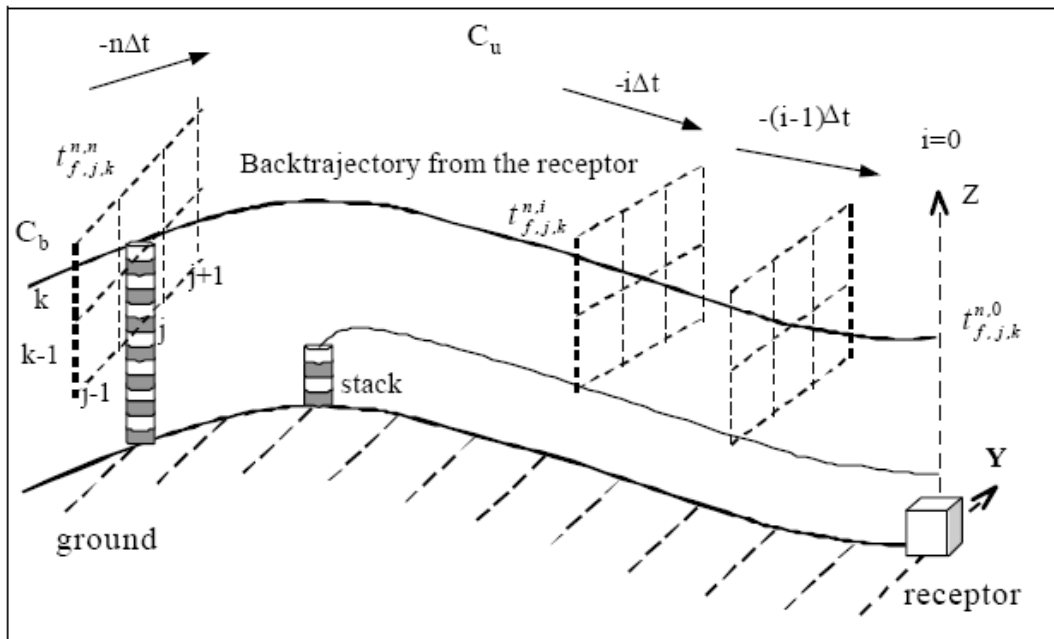


圖3.7 軌跡模式示意圖

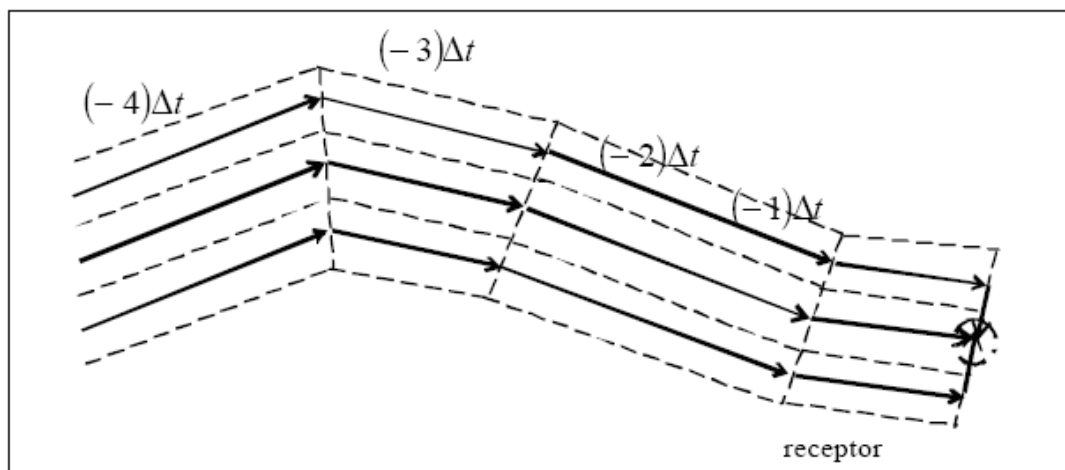


圖 3.8 主軌跡線和左、右次軌跡線俯視圖

3.4.2 模擬流程

圖 3.9 為 GTx 執行之流程。軌跡模式模擬首先是利用風場軌跡模式 (Trajectory model, Traj.) 求出指定逆推小時數(可為 24、48 或 72 小時)之軌跡線資料，其軌跡線資料主要利用購自澳大利亞 CSIRO 公司之中尺度氣象模式(Mesoscale meteorology model 5, MM-5)模擬之地面與高空風場資料來內插而得，所得的氣象資料包括：軌跡點座標位置、風速、風向、溫度、壓力、相對溼度、降雨量及降雨延時等。模擬出的氣象資料檔搭配污染源排放量資料檔、觀測資料檔、探空資料檔及地形資料檔等，來做為風場軌跡模式中運算所需之輸入檔。

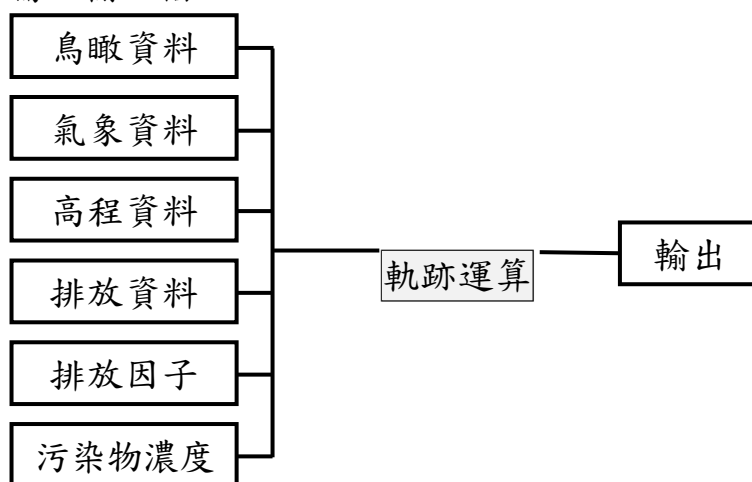


圖3.9 GTx執行之流程

資料檔，包含點、線、面污染源，為模擬污染物濃度之來源；觀測資料檔，為本計畫執行過程中實際採樣分析的污染物濃度資料，是設定濃度的初始值之依據；探空資料檔，中央氣象局板橋探空資料或本計畫室採樣之探空資料皆可使用。模式設定濃度初始值及網格的傳遞係數初始值後，利用軌跡檔及探空檔等氣象資料，配合地形資料計算出混合層內之模擬氣溫、混合層高、穩定度及氣動阻尼等，再使用高斯煙流擴散程式計算軌跡線上每一網格之傳遞係數，得到所模擬受體點的污染物濃度。最後模式會利用污染物觀測檔之濃度值，進行觀測值和模擬值的比較，並以相關係數、標準偏差、和技術得分的方式，提供使用者瞭解模式的模擬能力及模擬結果。模式模擬流程如圖3.10所示。

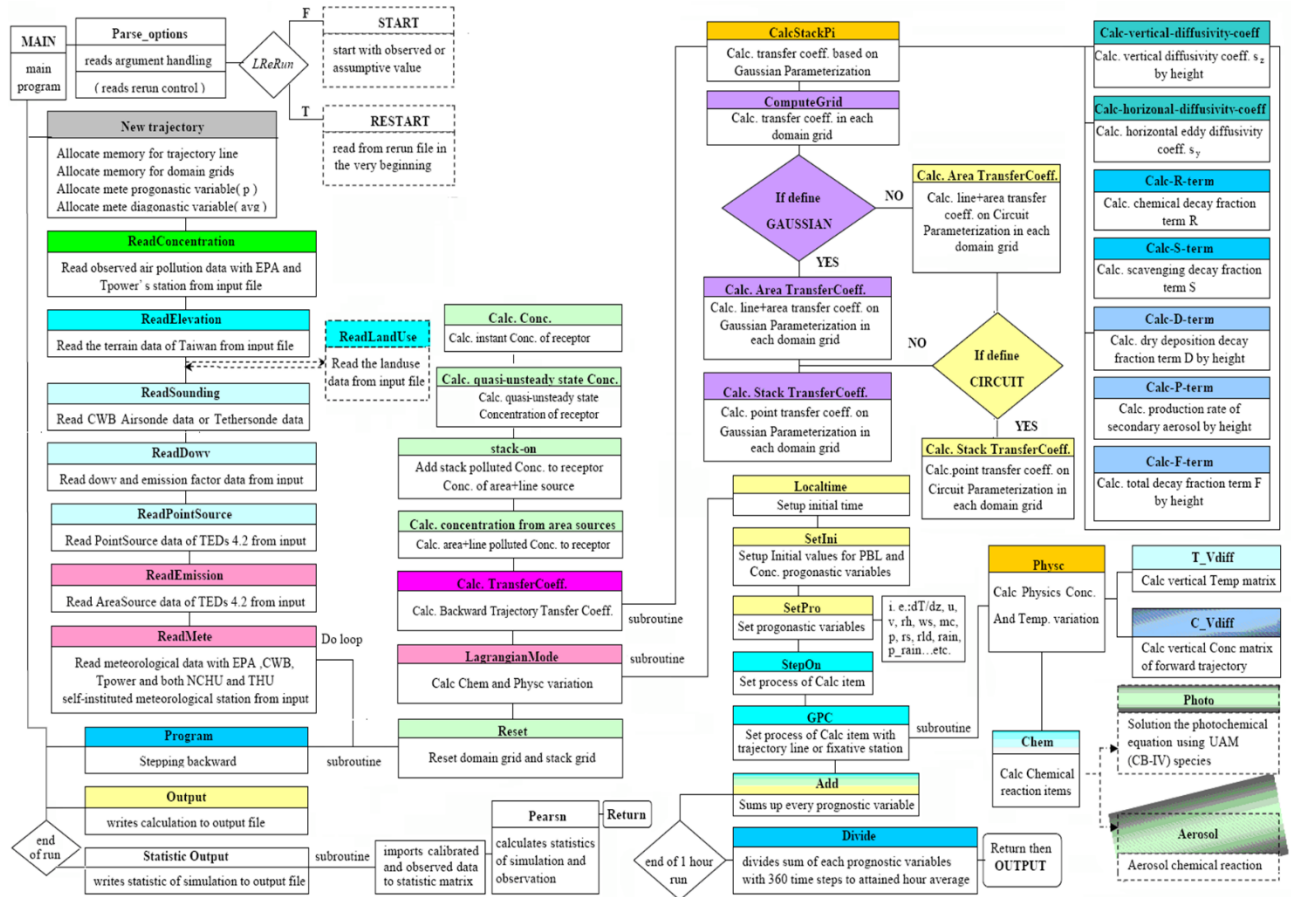


圖3.10 軌跡模式全部模擬之流程圖

3.5 調查焚化廠附近居民之健康評估

3.5.1 調查焚化廠附近居民之健康評估

臺中市南屯區文山地區的產業包括焚化廠、精密機械園區、臺中工業區和中部科學園區等。為了評估附近居民的健康狀況，我們考慮了風向、距離以及居民生活習慣等多種因素。我們選擇該地區進行調查，分析焚化廠附近居民對於資源回收廠的看法、態度，以及對健康和環境的影響的觀點。研究對象是臺中市南屯區文山地區附近的當地居民，預計總共受測民眾約 320 名。同時，我們還將針對臺中市后里區后里焚化廠（臺中市后里資源回收廠）和臺中市烏日區烏日焚化廠（臺中市烏日資源回收廠）附近的當地居民進行外擴的調查。總共受測民眾為 450 名。此外，我們將收集民眾的尿液進行分析，以深入瞭解可能的健康影響。

3.5.2 居民尿液金屬採集與分析

民眾尿液中的重金屬總濃度分析範圍包括砷、鎘、鉻、銅、鎳、鉛、硒、鋅、鉀、鈉、銻、鎢及鋇等 13 種目標金屬元素。調查對象主要針對回饋里周邊居住 20 年以上的長期住戶為主，預計受訪民眾總共 320 名。此外，我們將對臺中市后里焚化廠及烏日焚化廠附近的居民進行外擴調查，預計受訪民眾共 130 名。總計樣本數為 450 份。

3.6 焚化廠附近居民健康風險調查

臺中市南屯區文山地區的產業包括焚化廠、精密機械園區、臺中工業區和中部科學園區等，鄰近工業區及高速公路。為評估附近居民的健康狀況，我們綜合考量風向、距離以及居民生活習慣等多項因素。我們特別選擇該地區展開調查，以分析焚化廠周邊居民對資源回收廠的觀感、態度，以及對健康和環境影響的看法。暴露組以文山垃圾焚化廠周圍長期住戶為主，對照組以距離文山廠 10 公里以上之適當地點住戶，抽樣分析共 450 位（文山地區 320 位、烏日區 65 位、后里區 65 位，若烏日區或后里區有意願者不足人數時，由文山有意願者補足人數），總計 450 名。此外，我們計劃收

集民眾的尿液進行分析，以深入瞭解可能的環境影響。本調查旨在深入了解焚化廠附近居民的健康狀況，並針對13種目標金屬元素，探討其與焚化廠排放污染物之相關性。

3.6.1 調查倫理考量

本研究已依規定向機構研究倫理審查委員會(Institutional Review Board, IRB)提出申請，並獲審核通過(IRB 編號：CCH IRB No.：240903)。在進行問卷調查前，研究人員將向受試者說明研究目的、執行程序即可能風險，並取得其書面同意後方可參與。

研究全程依循倫理原則進行。問卷所蒐集之資料僅用於本研究之統計與分析，並不涉及個人可識別資訊；其中涉及個人資料的欄位亦可依受試者意願選擇填寫。所有資料均將進行匿名化處理並妥善保存，僅限研究人員存取。如研究成果刊載於期刊或研討會中，亦將避免揭露任何可識別個人身份之資訊。受試者可於任何時間退出研究，無須說明理由，且其個人權益將不受任何影響。

3.6.2 問卷調查

本研究旨在探討臺中市南屯區文山地區居民對周遭焚化廠及相關產業的看法、態度，以及了解其健康與環境風險感知。透過結構式問卷進行調查。問卷中的多數問題使用了李克特式五點評量尺度法，以便獲得受訪者對相關議題的詳細意見。問卷調查內容包含研究對象基本資料、健康狀況、對垃圾處理場及文山地區產業的意見、對垃圾處理場及文山地區產業的態度、對政府管理垃圾處理場的信任程度、對文山地區產業相關訊息取得管道、個人風險感知及避險行為，問卷項目如下。

- (1) 研究對象基本資料、健康及飲食狀況(21題)：基本資料包括性別、年齡、居住時間、住家形式、平均在家時間、教育程度、收入等；健康及飲食狀況則包括自覺健康情形、經醫師確診之慢性疾病或過敏性疾病、家中幼兒注意力缺乏或過動情形、燒香拜拜、抽菸、食用自耕蔬菜或養殖牲畜情形及日常飲食習慣之頻率等。

- (2) 對垃圾處理場及文山地區產業的意見(15題)：包括住家落塵量、空氣品質、臭味、回饋措施、優先反應對象等。
- (3) 對垃圾處理場及文山(或烏日或后里)地區產業的態度(5題)：包括會關心文山地區產業對附近環境、對生活品質、對健康、對小孩生長發育的響及希望文山地區產業離住家愈遠愈好等。採用李克特式(Likert)評量加總尺度法，以非常不同意、不同意、沒意見、同意、非常同意五點尺度順序計分。
- (4) 對政府管理垃圾處理場的信任程度(5題)：包括危機處理能力、預警能力及對村里長、專家學者或環保局人員參與監督委員會之信任程度等。評量尺度採用李克特式(Likert)加總尺度法的五點尺度順序予以計分。
- (5) 對文山地區產業相關訊息取得管道(6題)：包括電子、平面媒體意見領袖或同儕團體等。參考國內外相關文獻編製而成，問卷編製採結構式問卷，評量尺度採用李克特式(Likert)加總尺度法的五點尺度順序予以計分。
- (6) 文山(或烏日或后里)地區產業危害物質的風險認知(11題)：包括空氣、水、噪音、戴奧辛等。評量尺度採用李克特式(Likert)加總尺度法的五點尺度順序予以計分。
- (7) 文山(或烏日或后里)地區產業排放物的認知程度(4大題)：瞭解居民是否知道文山地區產業的排放物有那些、能否有效被控制、經由食物攝取及是否造成健康危害等認知程度。
- (8) 避險行為(7題)：以個人工作、健康等因素考量未來是否會搬家、或有所選擇時仍會選擇居住於此地等。

3.7 評估焚化廠附近居民對垃圾處理場與暴露戴奧辛風險認知

由於不同地區的受訪者可能對於各種環境和危害因素有個人敏感性和主觀認知的差異，進而影響對垃圾處理場和焚化爐戴奧辛的正確理解和認知，甚至引發非理性的激烈抗爭行為。因此，本調查採用結構性問題，旨在測量民眾對於戴奧辛風險的認知以及焚化爐戴奧辛污染對其產生的不良影響程度。同時，評估文山地區居民在垃圾處理場和焚化爐戴奧辛風險認

知上的差異，並探討可能的風險避免方式，以作為環保局未來與民眾進行風險溝通的參考依據。

3.8 居民尿液金屬採集與分析

民眾尿液重金屬總共分析砷、鎘、鉻、銅、鎳、鉛、硒、鋅、鉀、鈉、銻、鎳及鋇共 13 種目標金屬元素之濃度。暴露組以文山垃圾焚化廠周圍長期住戶為主，對照組以距離文山廠 10 公里以上之適當地點住戶，抽樣分析共 450 位(文山地區 320 位、烏日區 65 位、后里區 65 位，若烏日區或后里區有意願者不足人數時，由文山有意願者補足人數)，總計 450 名。尿液分析砷、鎘、鉻、銅、鎳、鉛、硒、鋅、鉀、鈉、銻、鎳及鋇共 13 種目標金屬元素之濃度，總計 450 樣品數。本年度居民尿液金屬由臺中榮民總醫院毒物醫學部臨床毒物科執行分析。

一、操作儀器: ICP-MS, Agilent 7900 感應耦合電漿質譜儀

表 3.3 Setting parameters for the ICP-MS method.

Operating Conditions	Values
Plasma Mode	HMI
Aerosol Dilution	Medium
RF Power	1600 [W]
RF Matching	1.70 [V]
Nebulizer gas flow	0.34 L / min
Extract 2	-200 [V]
Omega Bias	-100 [V]
Omega Lens	8.4 [V]
Deflect	-0.6 [V]
He flow	4.3 ml / min
OctP RF	190 [V]
Resolution	Standard
Nebulizer type	MicroMist

Sample introduction	PeriPump
Replicates	3

二、品質管制

1. 檢量線：每次樣品分析應重新製作檢量線，其線性相關係數（r 值），應大於或等於 0.999。檢量線製作完成應即以標準品(盡可能是第二來源標準品)配製接近檢量線中點濃度之標準品確認，其相對誤差值應在 $\pm 10\%$ 以內。
2. 空白樣品分析：每 20 個或每批次樣品至少執行一次空白樣品分析。空白分析值應小於方法偵測極限之二倍。
3. 重複樣品分析：每 20 個樣品或每批次樣品至少執行一次重複樣品分析，其相對差異百分比應在 10%以內。
4. 添加樣品分析：每 20 個樣品或每批次樣品至少執行一次添加標準品分析(添加的濃度如檢量線中間點)，其回收率應在 80~120%範圍內。
5. 為克服基質干擾，本分析方法採用內標準(internal standard)方法檢量校正，所有樣品皆添加 5ppb ^{103}Rh ，其回收率應在 80~120%範圍內。
6. 查核樣品分析：每 20 個樣品或每批次樣品至少執行一次查核樣品分析，回收率應在 80~120%範圍內。

標準樣品：SeronormTM Trace Elements Urine L-2 LOT 1706878

表 3.4 分析檢驗檢量線與線性關係

元素	Mass	檢量線	線性相關係數(r)
V	51	$y=0.0224x+3.98E-05$	0.999995
Cr	52	$y=0.0334x+0.0032$	0.999977
Ni	60	$y=0.0195x+7.97E-04$	0.999972
Cu	63	$y=0.0539x+0.0139$	0.999896
Zn	66	$y=0.0056x+0.0021$	0.999963
Ga	69	$y=0.0083x+7.19E-05$	0.999927
As	75	$y=0.0028x+1.33E-05$	0.999954
Se	78	$y=0.0001x+6.44E-05$	0.999975
Sr	88	$y=0.0097x+6.83E-05$	0.999986
Cd	114	$y=0.0234x+3.73E-06$	0.999943
In	115	$y=0.0436x+3.33E-06$	0.999993
Pb	208	$y=0.1518x+0.0046$	0.999965

表 3.5 檢量線線性關係與偵測極限

元素	mass	線性相關係數 (r)	儀器偵測極限(μg/l)	方法偵測極限(μg/l)	變異係數 (%)
V	51	0.999995	0.002	0.083	2.55
Cr	52	0.999977	0.019	0.128	1.07
Ni	60	0.999972	0.009	0.344	4.43
Cu	63	0.999896	0.023	0.288	3.30
Zn	66	0.999963	0.042	3.426	1.85
Ga	69	0.999927	0.008	0.030	1.07
As	75	0.999954	0.040	0.825	0.81
Se	78	0.999975	0.048	1.102	3.28
Sr	88	0.999986	0.028	0.905	1.32
Cd	114	0.999943	0.007	0.047	1.75
In	115	0.999993	0.0003	0.020	2.01

Pb	208	0.999965	0.002	0.069	4.62
----	-----	----------	-------	-------	------

表 3.6 標準樣品與測量值與之比較

元素	標準樣品(ug/ L)	測量值(ug/ L)	回收率 (%)
V	23.1 ± 4.6	21.2 ± 1.1	91.77%
Cr	30.4 ± 2.8	32.5 ± 1.8	106.91%
Ni	38.4 ± 7.7	42 ± 2.9	109.38%
Cu	68 ± 6	75 ± 2.5	110.29%
Zn	1179 ± 195	1251 ± 58.9	106.11%
Ga	<5 ng/L	<5 ng/L	---
As	198 ± 25	204.2 ± 26.8	103.13%
Se	66.2 ± 14.2	60.4 ± 4.3	91.24%
Sr	76	70.9±3.9	93.29%
Cd	4.7 ± 0.9	4.55 ± 0.3	96.81%
Pb	78.4 ± 8	76.1 ± 3.5	97.07%
標準樣品：Serionorm™ Trace Elements Urine L-2 LOT 1706878			

3.9 統計分析

本調查收集所得之問卷資料，經編碼及建檔後，以 SPSS 20.0 版統計軟體進行分析，依研究目的及變項性質選擇適當統計方法，包括：頻率、百分比、平均值、標準差、t-test、卡方檢定及皮爾森相關分析等，本調查資料各項檢定所設之統計顯著水準以 P 值(Probability Value)小於 0.05 為基準。P 值是統計學中用來評估結果的一個指標。本調查將顯著水準訂為 0.05，如果 P 值小於這個水準，可視為觀察到的結果在統計上是顯著的，反之則不顯著。

第四章 執行成果

4.1 工作進度

本年度計畫於 113 年 8 月 06-08 日完成第一次採樣、於 113 年 10 月 15-17 日完成第二次採樣、於 114 年 1 月 07-10 日完成第三次採樣、於 114 年 4 月 30 日至 5 月 2 日完成第四次採樣，整體工作達成率達成 100%。

4.2 空氣中戴奧辛/呋喃之採樣及分析結果

4.2.1 二次採樣時段之風速風向與溫度濕度

表 4.1-4.4 分別為本計畫四次採樣期間氣象觀測結果，採樣時間分別為 113 年 8 月 06-08 日(第一次採樣分析)、113 年 10 月 15-17 日(第二次採樣分析)、114 年 1 月 07-10 日(第三次採樣分析)、114 年 4 月 30 日-5 月 02 日(第四次採樣分析)，從表 4.1-4.4 中可發現不同的採樣地點在同一段時段條件下之風速、風向、溫度與濕度之差異。三個採樣點於第一次採樣期間環境中平均風速介於 0.2-1.4 m/s，平均溫度介於 28.8-29.2 °C，平均相對溼度介於 71.9-76.0 %之間，第二次採樣期間環境中平均風速介於 0.5-1.6 m/s，平均溫度介於 27.5-28.3 °C，平均相對溼度介於 75.8-79.0 %之間，第三次採樣期間環境中平均風速介於 1.2-3.2 m/s，平均溫度介於 13.5-17.7 °C，平均相對溼度介於 61.6-71.9 %之間，第四次採樣期間環境中平均風速介於 0.8-2.3 m/s，平均溫度介於 24.0-26.2 °C，平均相對溼度介於 64.1-75.5 %之間。

圖 4.1-4.4 為四次採樣之風花圖，是透過 113 年 8 月 06-08 日、113 年 10 月 15-17 日、114 年 1 月 07-10 日、114 年 4 月 30-5 月 02 日之日間逐時氣象數據所繪製而成。由於是採樣期間的三天數據繪製成風花圖，因此盛行風向與各日之盛行風向會有所不同。

表 4.1 第一次採樣風速風向及溫度、濕度觀測結果

採樣點	日期	風速(m/s)	溫度(°C)	濕度(%)	盛行風向
蔗廊里	113 年 8 月 06 日	0.4	28.8	75.4	N
	113 年 8 月 07 日	0.2	29.2	71.9	W
	113 年 8 月 08 日	0.2	28.9	76.0	SE
文山里	113 年 8 月 06 日	1.2	28.8	75.4	W
	113 年 8 月 07 日	1.3	29.2	71.9	W
	113 年 8 月 08 日	1.4	28.9	76.0	SE
春安里	113 年 8 月 06 日	0.9	28.8	75.4	SW
	113 年 8 月 07 日	0.8	29.2	71.9	SSW
	113 年 8 月 08 日	0.5	28.9	76.0	SE

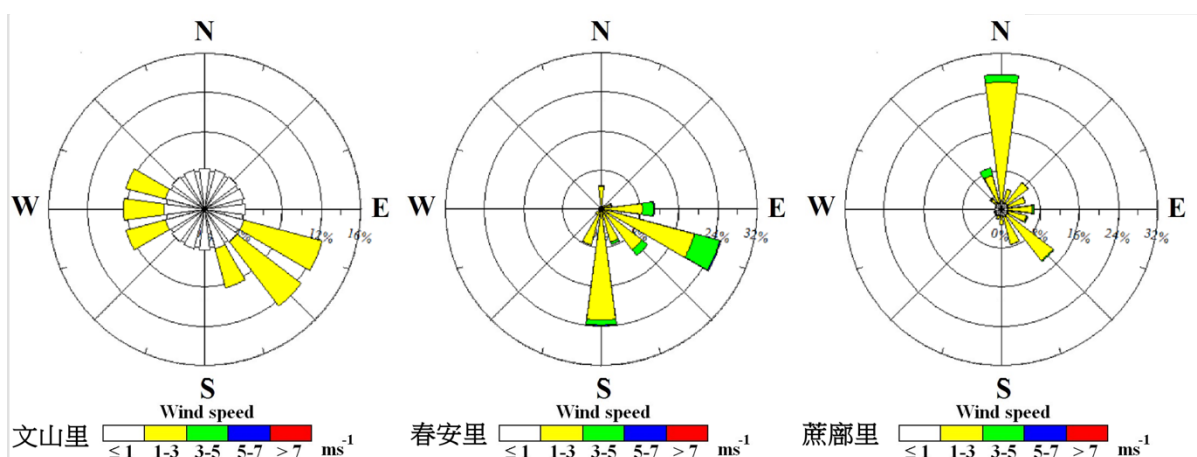


圖4.1 第一次採樣之風花圖(113年8月06-08日)

表 4.2 第二次採樣風速風向及溫度、濕度觀測結果

採樣點	日期	風速 (m/s)	溫度(°C)	濕度(%)	盛行風向
蔗廊里	113 年 10 月 15 日	0.5	28.2	75.8	W
	113 年 10 月 16 日	0.5	28.0	76.5	NW
	113 年 10 月 17 日	0.5	28.3	75.9	NW
文山里	113 年 10 月 15 日	1.5	27.5	78.2	NW
	113 年 10 月 16 日	1.6	27.5	77.0	NW
	113 年 10 月 17 日	1.4	27.5	79.0	NW
春安里	113 年 10 月 15 日	1.2	28.2	75.8	WNW
	113 年 10 月 16 日	1.3	28.0	76.5	W
	113 年 10 月 17 日	1.1	28.3	75.9	W

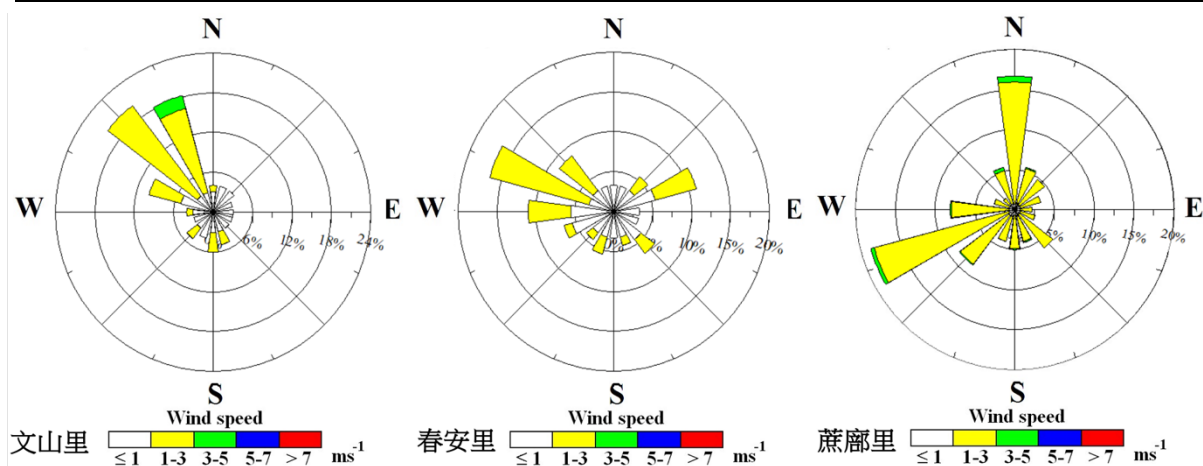


圖4.2 第二次採樣之風花圖(113年10月15-17日)

表 4.3 第三次採樣風速風向及溫度、濕度觀測結果

採樣點	日期	風速 (m/s)	溫度(°C)	濕度(%)	盛行風向
蔗廍里	114 年 1 月 08 日	1.6	17.7	66.6	ESE
	114 年 1 月 09 日	1.9	16.3	67.1	NE
	114 年 1 月 10 日	3.2	13.5	63.6	NE
文山里	114 年 1 月 07 日	1.6	16.3	63.9	NW
	114 年 1 月 08 日	1.8	16.4	71.9	NW
	114 年 1 月 09 日	3.0	15.4	70.3	NW
春安里	114 年 1 月 07 日	1.2	17.4	61.6	ESE
	114 年 1 月 08 日	1.4	17.7	66.6	ESE
	114 年 1 月 09 日	1.9	16.3	67.1	NE

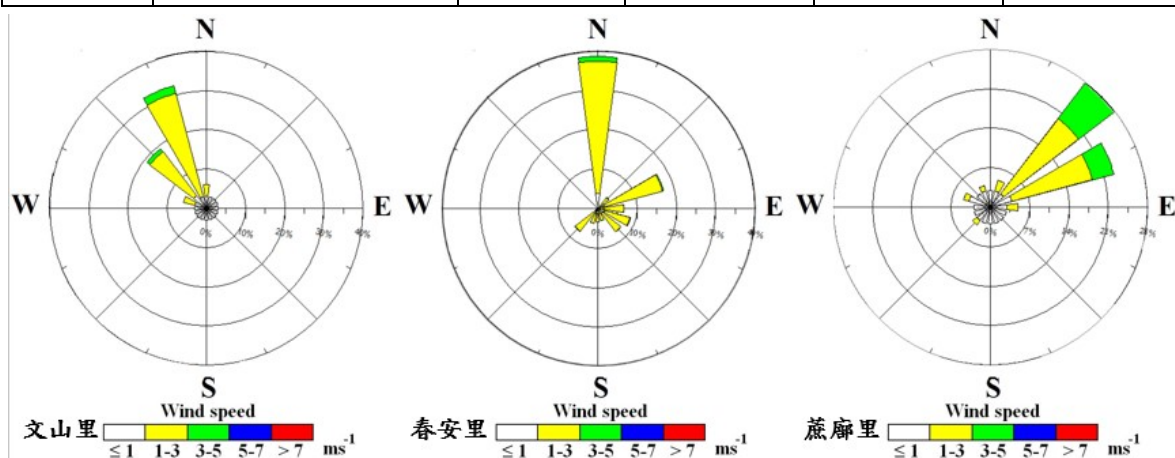


圖4.3 第三次採樣之風花圖(114年1月07-10日)

表 4.4 第四次採樣風速風向及溫度、濕度觀測結果

採樣點	日期	風速 (m/s)	溫度(°C)	濕度(%)	盛行風向
蔗廬里	114 年 4 月 30 日	0.8	24.3	75.5	ENE
	114 年 5 月 01 日	2.3	24.0	72.1	SSW
	114 年 5 月 02 日	1.8	25.3	72.4	SW
文山里	114 年 4 月 30 日	1.3	25.2	71.1	W
	114 年 5 月 01 日	0.9	25.3	64.1	SW
	114 年 5 月 02 日	1.5	26.1	67.8	W
春安里	114 年 4 月 30 日	1.3	25.5	71.1	N
	114 年 5 月 01 日	1.0	25.2	66.9	WSW
	114 年 5 月 02 日	1.4	26.2	70.5	WSW

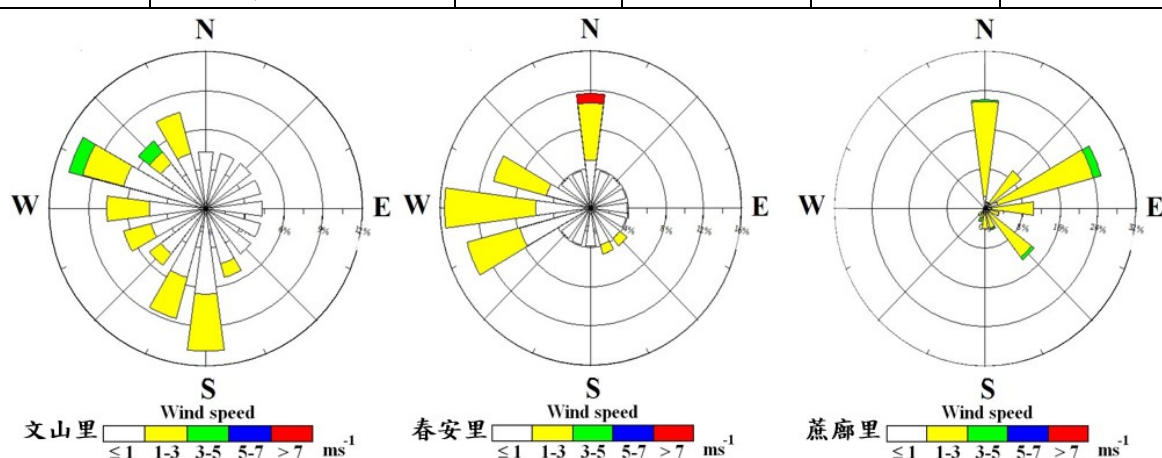


圖4.4 第四次採樣之風花圖(114年4月30-5月02日)

4.2.2 113 年環境戴奧辛/呔喃分析結果

戴奧辛(戴奧辛/呔喃)採樣工作根據環境部環境檢驗所公告之 NIEA A809.12B 方法進行採樣；檢測分析工作委託上準環境科技有限公司，依據國家環境研究院公告之 NIEA A810.13B 方法進行分析。本計畫之採樣工作每次係連續至少 48 小時採樣，以獲得足夠之分析樣品及提高分析之準確度；採樣頻率為每季於三個監測點同步進行採樣，共四次採樣，12 點次。四次戴奧辛採樣分析結果列於表 4.5 中。四次採樣環境中戴奧辛檢測濃度值分布範圍分別為 $0.011\text{--}0.016\text{ pg I-TEQ/m}^3$ 、 $0.016\text{--}0.043\text{ pg I-TEQ/m}^3$ 、 $0.011\text{--}0.046\text{ pg I-TEQ/m}^3$ 與 $0.007\text{--}0.036\text{ pg I-TEQ/m}^3$ 。第一次採樣的結果濃度由高到低依序皆為文山里、春安里、蔗廬里。第二次採樣的結果濃度由高到低依序皆為文山里、春安里、蔗廬里。第三次採樣的結果濃度由高到

低依序皆為文山里、春安里、蔗廊里。第四次採樣結果戴奧辛濃度顯示，由高到低排序為文山里、春安里、蔗廊里。四次採樣結果皆低於表 4.6 日本規範值 0.6 pg I-TEQ/m^3 建議值。

表 4.5 戴奧辛 113 年監測結果

採樣點 採樣時間	蔗廊里	文山里	春安里
113 年 8 月 06-08 日	0.011	0.016	0.013
113 年 10 月 15-17 日	0.016	0.043	0.029
114 年 1 月 07-10 日	0.011	0.046	0.045
114 年 4 月 30 日 -5 月 2 日	0.007	0.036	0.011

單位： pg I-TEQ/m^3

表 4.6 日本周界戴奧辛規範值[39]

區域	標準值		單位
臺灣	戴奧辛/呋喃	尚無法規	pg I-TEQ/m^3
日本		0.6(年平均値)	

備註：根據日本法規「大氣汚染に係る環境基準」中戴奧辛濃度規範，其規定之採樣方法為透過聚氮酯泡沫以及濾紙藉由空氣採樣器採取樣本，後續藉由高解析度之氣相層析質譜儀(Gas chromatography mass spectrometry, GC-MS)進行定量分析。

圖 4.5 為 113 年第一次採樣戴奧辛/呋喃各物種濃度所佔之百分比。蔗廊里在採樣期間戴奧辛主要物種為所佔百分比約為 20.3% 的 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF，其次為所佔比例約為 17.8% 及 11.9% 的 OCDD 和 OCDF；文山里主要物種為所佔百分比約為 34.1% 的 2,3,7,8-TeCDF，其次為所佔比例約為 18.2% 及 14.9% 的 1,2,3,7,8-PeCDF 和 2,3,4,7,8-PeCDF；春安里主要物種為所佔百分比約為 21.8% 的 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF，其次為所佔比例約為 15.5% 及 12.7% 的 OCDD 和 OCDF。

圖 4.6 為 113 年第二次採樣戴奧辛/呋喃各物種濃度所佔之百分比。蔗廊里在採樣期間戴奧辛主要物種為所佔百分比約為 22.7% 的 OCDD，其次為所佔比例約為 15.5% 及 9.7% 的 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF 和 OCDF；文山里主

要物種為所佔百分比約為 16.1%的 OCDD，其次為所佔比例約 13.9%及 12.4%的 2,3,7,8-TeCDF 和 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF；春安里主要物種為所佔百分比約 24.0%的 OCDD，其次為所佔比例約 16.4%及 14.8%的 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF 和 OCDF。

圖 4.7 為 113 年第三次採樣戴奧辛/呋喃各物種濃度所佔之百分比。蔗廊里在採樣期間戴奧辛主要物種為所佔百分比約為 39.8%的 OCDD，其次為所佔比例約為 15.9%及 15.0%的 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF 和 OCDF；文山里主要物種為所佔百分比約為 26.7%的 OCDF，其次為所佔比例約 25.2%及 12.4%的 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF 和 OCDD；春安里主要物種為所佔百分比約 27.1%的 OCDF，其次為所佔比例約 24.7%及 13.1%的 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF 和 OCDD。

圖 4.8 為 113 年第四次採樣戴奧辛/呋喃各物種濃度所佔之百分比。蔗廊里在採樣期間戴奧辛主要物種為所佔百分比約為 27.3%的 OCDD，其次為所佔比例約為 13.53%及 13.52%的 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF 和 OCDF；文山里主要物種為所佔百分比約為 23.6%的 OCDD，其次為所佔比例約 15.8%及 10.8%的 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF 和 OCDF；春安里主要物種為所佔百分比約 30.5%的 OCDD，其次為所佔比例約 15.7%及 12.7%的 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF 和 OCDF。

為配合 CMB8.2 受體模式模擬，因此圖 4.5-圖 4.8 之戴奧辛圖譜以百分比陳列。由於時空變動，歷年的空氣品質監測之戴奧辛圖譜會因污染源之排放狀況而略有變動，使歷年會略有差異。

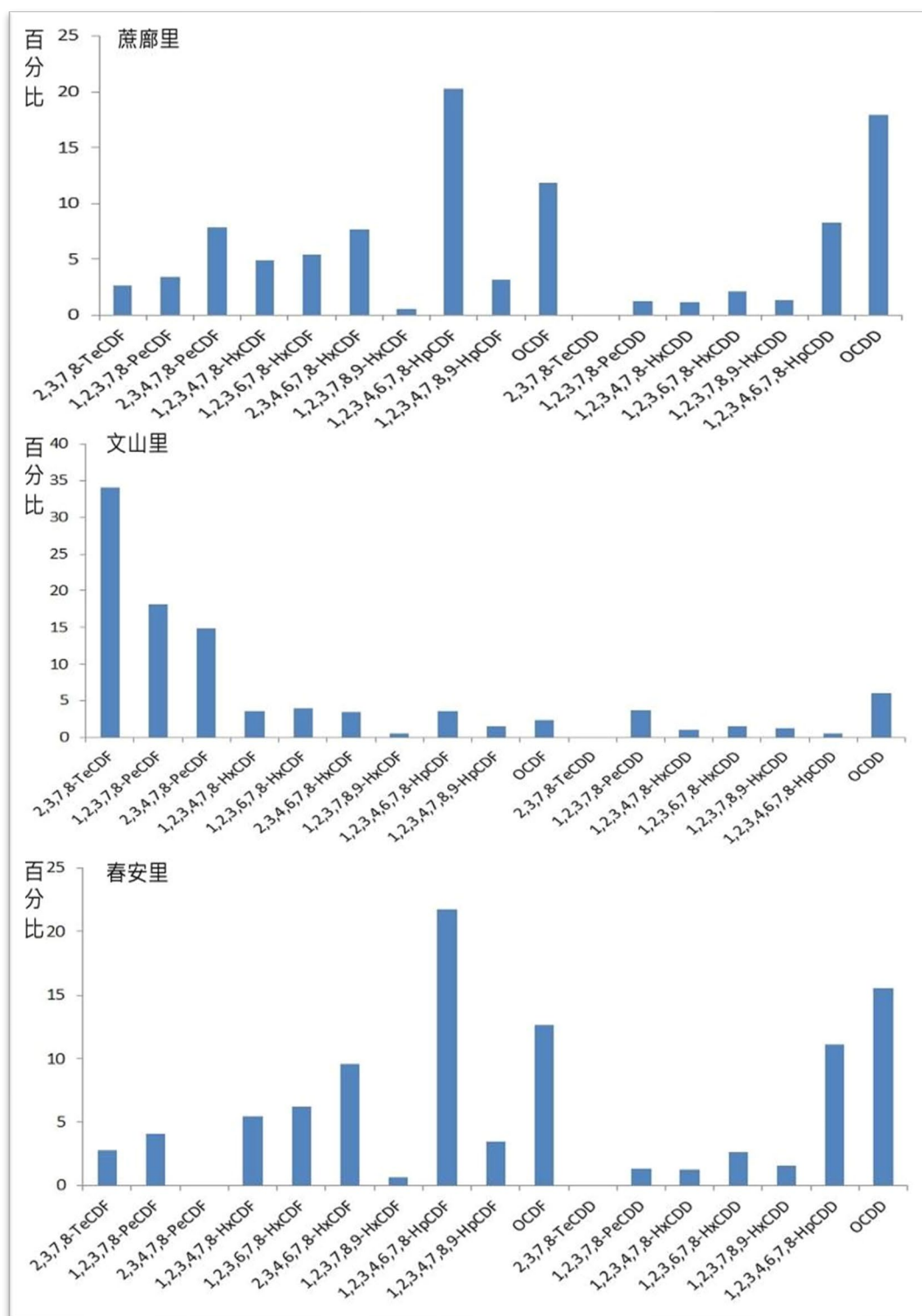


圖4.5 113年第一次採樣各點檢測周界空氣中戴奧辛各物種濃度百分比

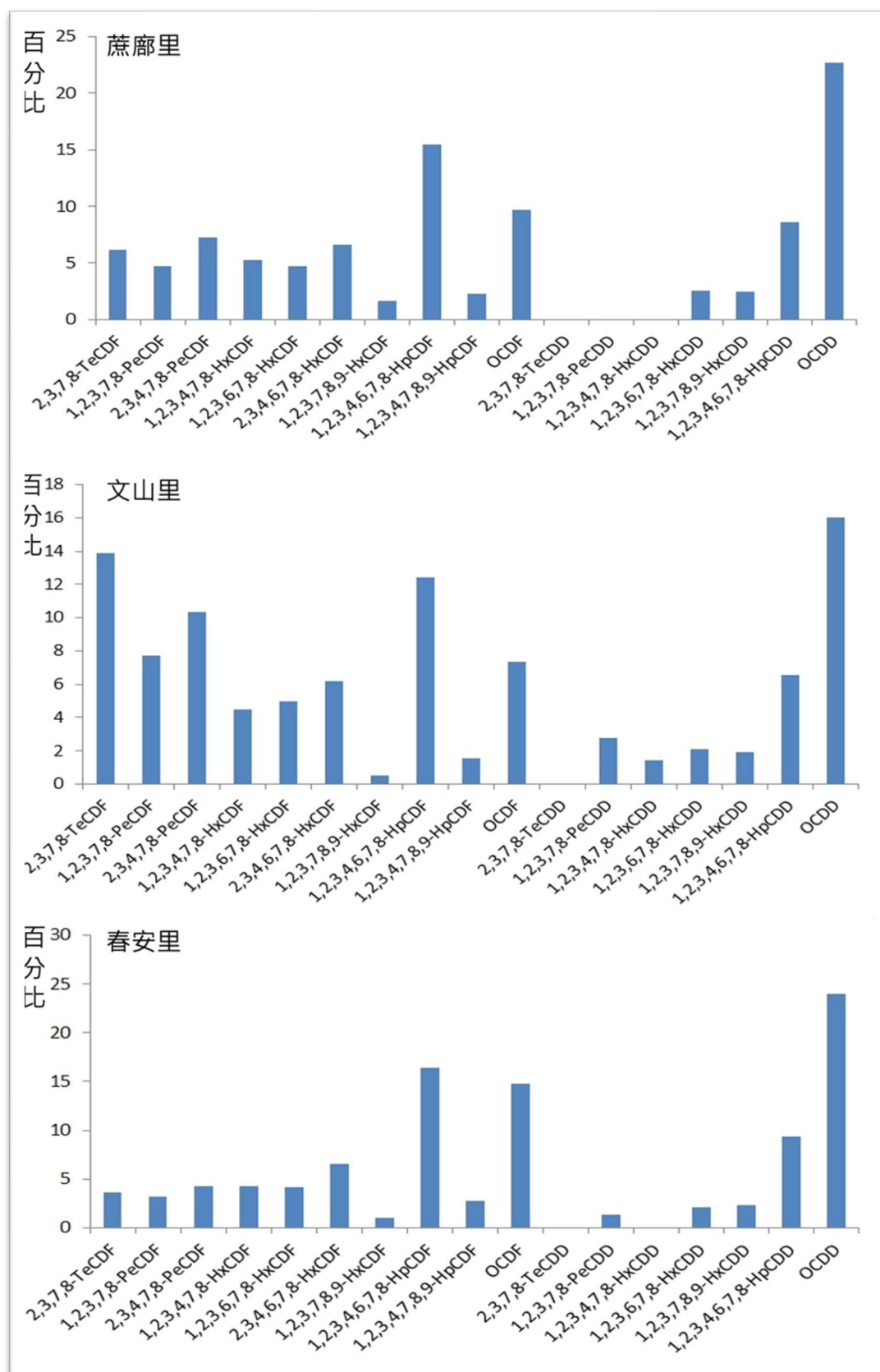


圖4.6 113年第二次採樣各點檢測周界空氣中戴奧辛各物種濃度百分比

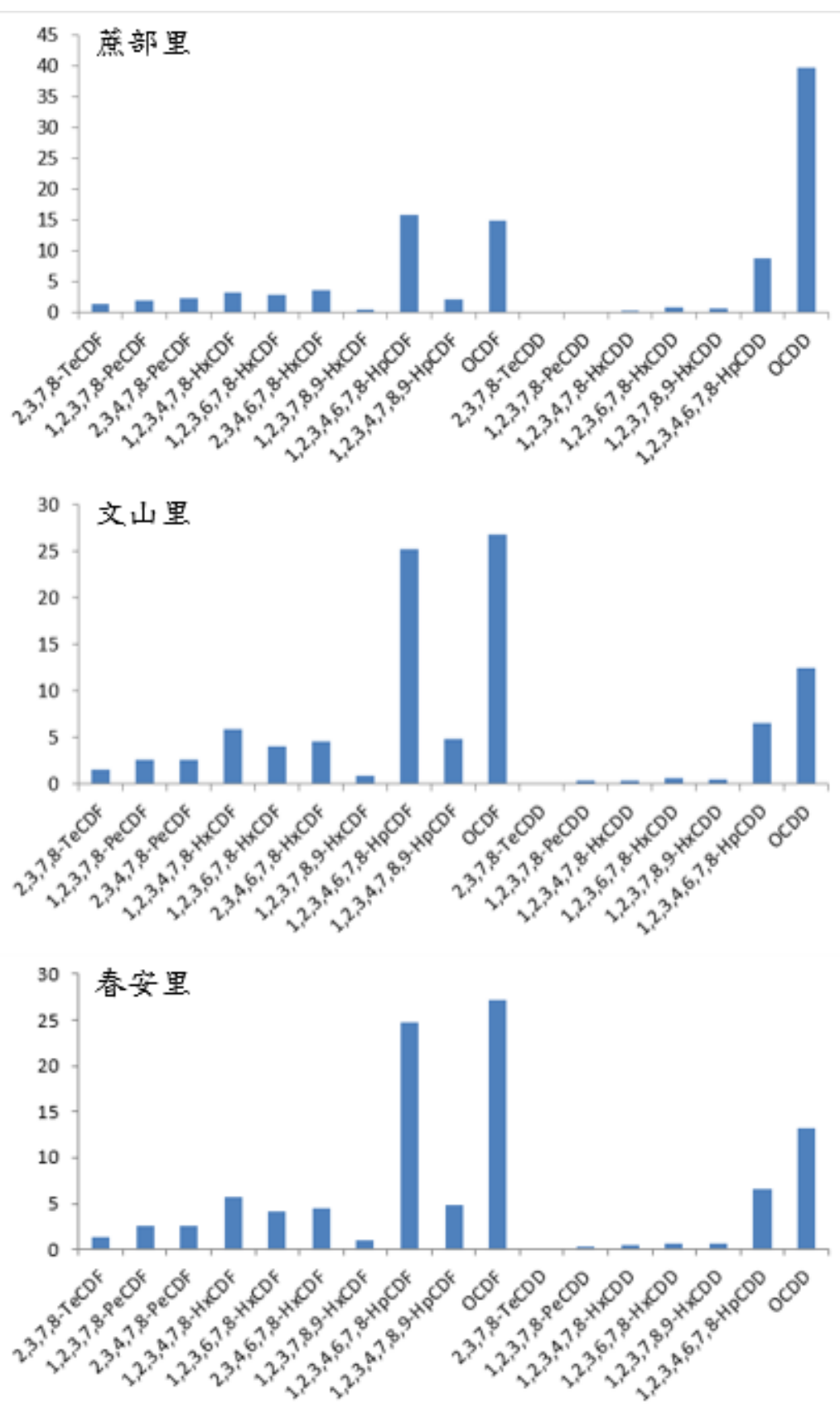


圖4.7 113年第三次採樣各點檢測周界空氣中戴奧辛各物種濃度百分比

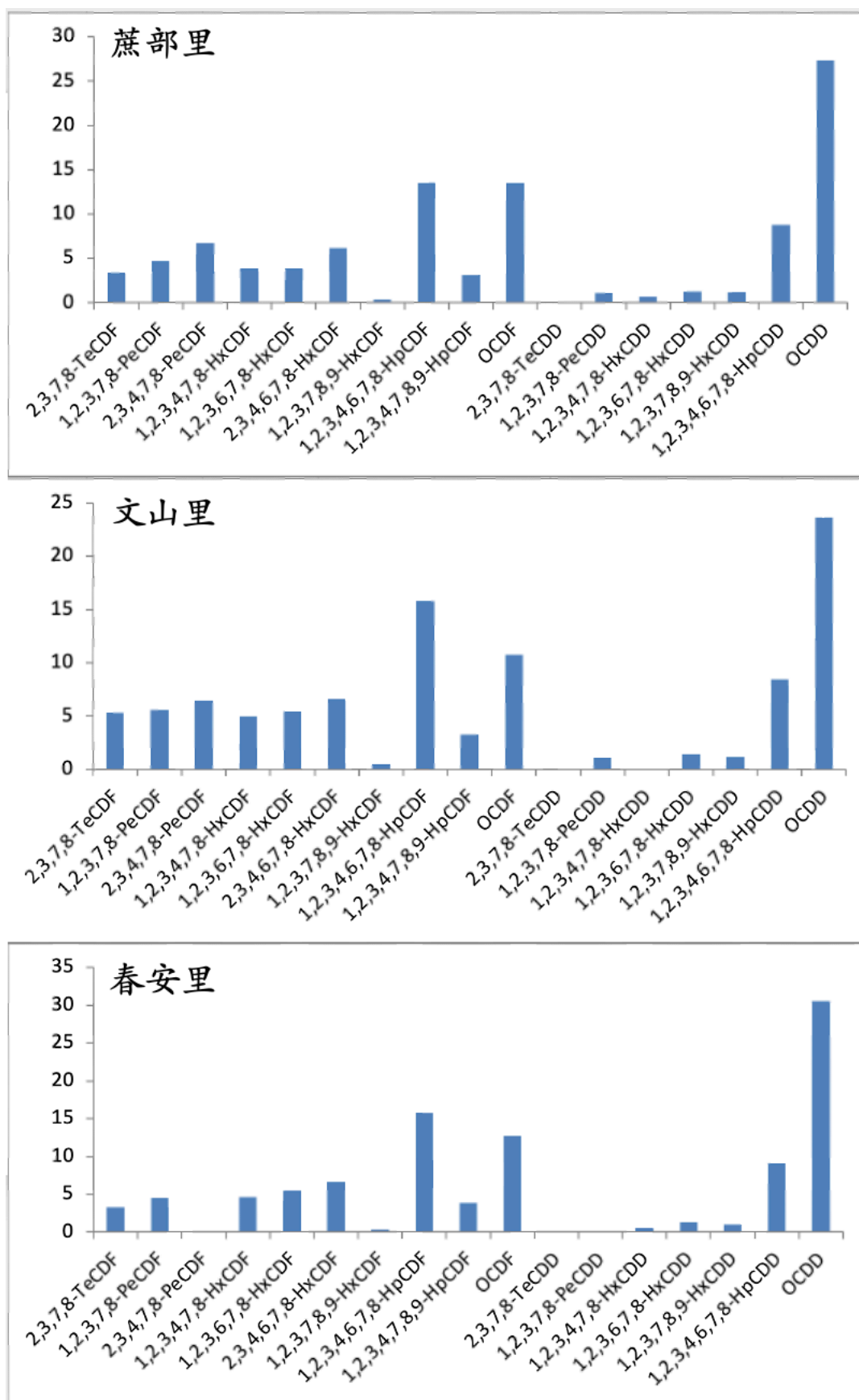


圖4.8 113年第四次採樣各點檢測周界空氣中戴奧辛各物種濃度百分比

4.3 戴奧辛 CMB 模擬

4.3.1 中部地區戴奧辛排放源指紋庫

本計畫依據環境部中部戴奧辛排放源資料庫，訂出主要排放源分別為垃圾焚化廠、醫療廢棄物焚化爐、火葬場、燃煤火力發電廠、廢水處理廠、AC與DC鋼鐵廠、二次煉銅業、二次煉鋁業、廢灰渣處理業以及移動源。中部地區戴奧辛/呋喃主要排放源分布圖繪於圖4.9中。圖4.10為本團隊彙集中部空品區各戴奧辛排放源整理而得之戴奧辛排放指紋庫。其中，垃圾焚化廠戴奧辛物種主要是1,2,3,4,6,7,8-HpCDD與OCDD，所佔比例分別為18.7%及45.0%。醫療廢棄物焚化爐中戴奧辛/呋喃以OCDD、1,2,3,4,6,7,8-HpCDF、OCDF為主要物種，其比例分別為18.1%、12.0%及56.3%。火葬場戴奧辛物種主要是以1,2,3,4,6,7,8-HpCDD、OCDD、2,3,7,8-TeCDF、1,2,3,4,6,7,8-HpCDF所佔比例較高，分別為15.3%、22.4%、9.0%及10.8%。燃煤電廠1,2,3,4,6,7,8-HpCDD、OCDD、1,2,3,4,6,7,8-HpCDF、OCDF為主要戴奧辛物種，分別為11.6%、42.9%、10.4%、9.8% [18]。

廢水處理廠排放戴奧辛主要為 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD、OCDD、1,2,3,4,6,7,8-HpCDF、OCDF，其分別為 20.0%、26.1%、9.8%、7.5%。鋼鐵廠排放戴奧辛主要組成為 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD、OCDD、1,2,3,7,8-PeCDF、2,3,4,7,8-PeCDF、1,2,3,4,6,7,8-HpCDF、OCDF，其所佔比例分別為 17.0%、13.8%、14.7%、8.0%及 10.3%。二次煉銅業排放戴奧辛中 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD、OCDD、1,2,3,7,8,9-HxCDF、1,2,3,4,6,7,8-HpCDF、OCDF，其比例分別為 8.4%、10.2%、9.1%、23.6%、18.2%。二次煉鋁業排放戴奧辛中 2,3,4,7,8-PeCDF、1,2,3,7,8,9-HxCDF、1,2,3,4,6,7,8-HpCDF、OCDF，其比例分別為 9.1%、10.9%、18.5%、16.5%。廢灰渣處理業以 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD、OCDD、1,2,3,4,6,7,8-HpCDF 所佔比例最高，其百分比 20.5%、24.0%、8.2%、11.2%，在汽車戴奧辛/呋喃排放中以 2,3,7,8-TeCDF、2,3,4,7,8-PeCDF、1,2,3,4,7,8,9-HpCDF 與 CDF 為主。文山焚化廠煙道排放前三優勢戴奧辛物種分別為 2,3,4,7,8-PeCDF、2,3,4,6,7,8-HxCDF 與 1,2,3,7,8-PeCDD，環境採樣前三優勢物種分別為 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF、

OCDF 與 OCDD，兩者差異甚大，顯示南屯地區戴奧辛的主要來源並非來自文山焚化廠。

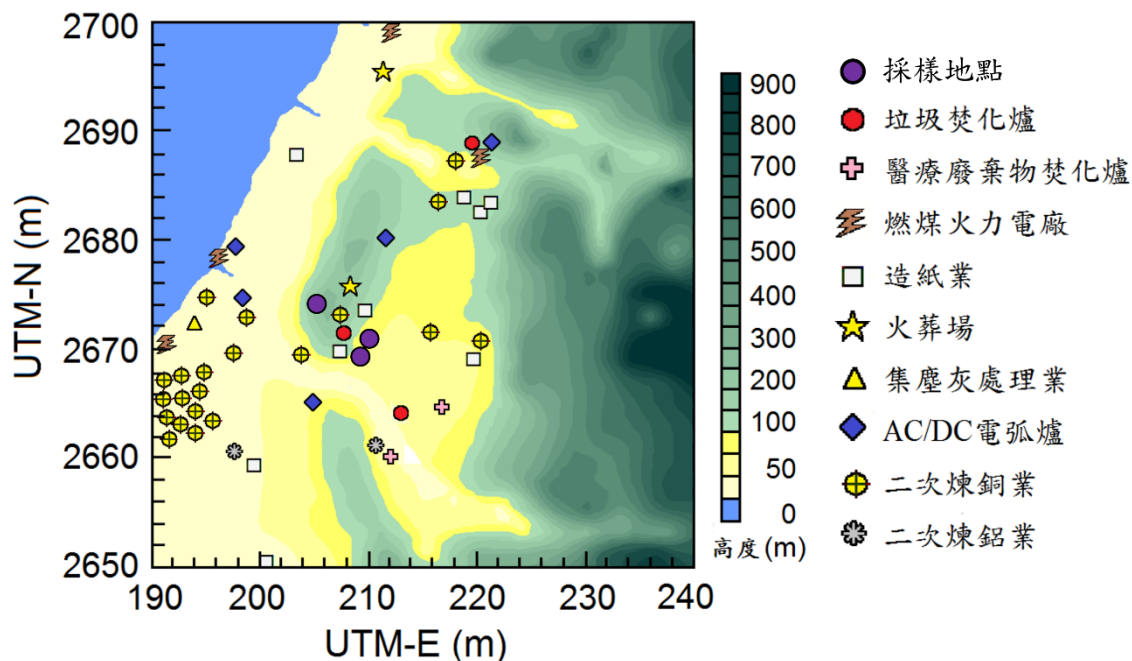


圖4.9 中部地區戴奧辛/呋喃主要排放源分布圖

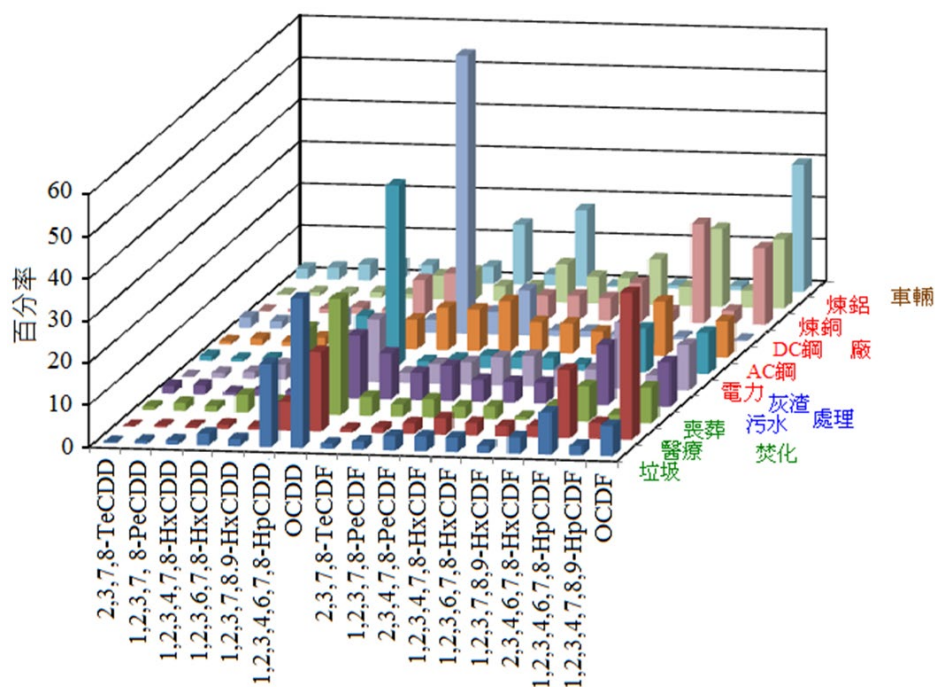


圖4.10 本團隊建立之中部地區戴奧辛排放源指紋庫

4.3.2 CMB 模擬結果

本計畫運用 CMB-8.2 模式模擬臺中市垃圾焚化廠周圍環境戴奧辛污染源貢獻比例，如表 4.7 所示，113 年四次採樣期間模擬貢獻結果分述如下：

113 年第一次採樣期間為 113 年 8 月 06 至 08 日，蔗廍里模擬結果之貢獻量排序最多來源於二次煉銅業其貢獻量為 $0.0054 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ，其次為垃圾焚化廠與 AC 鋼鐵廠二者貢獻量分別為 $0.0024 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 以及 $0.0014 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ；文山里模擬結果最多來源於火葬廠其貢獻量為 $0.0076 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ，其次為廢灰渣處理業與二次煉銅二者貢獻量分別為 $0.0024 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 以及 $0.0019 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ；春安里模擬結果之貢獻量排序最多來源於火葬場為 $0.0076 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ，其次為廢灰渣處理業與二次煉銅業其貢獻量分別為 $0.0024 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 以及 $0.0019 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 。

113 年第二次採樣期間為 113 年 10 月 15 至 17 日，蔗廍里模擬結果之貢獻量排序最多來源於二次煉銅業其貢獻量為 $0.0029 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ，其次為火葬廠與燃煤火力電廠二者貢獻量分別為 $0.0021 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 以及 $0.0020 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ；文山里模擬結果最多來源於火葬廠其貢獻量為 $0.0060 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ，其次於 AC 鋼鐵廠與二次煉銅業二者貢獻量分別為 $0.0040 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 以及 $0.0031 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ；春安里模擬結果之貢獻量排序最多來源於火葬場為 $0.0070 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ，其次為二次煉銅業與燃煤火力電廠其貢獻量分別為 $0.0026 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 以及 $0.0022 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 。

113 年第三次採樣期間為 114 年 1 月 07 至 10 日，蔗廍里模擬結果之貢獻量排序最多來源於二次煉銅業其貢獻量為 $0.0032 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ，其次為垃圾焚化廠與燃煤火力電廠二者貢獻量分別為 $0.0031 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 以及 $0.0030 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ；文山里模擬結果最多來源於二次煉銅業其貢獻量為 $0.0065 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ，其次為垃圾焚化廠與醫療焚化爐二者貢獻量分別為 $0.0040 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 以及 $0.0021 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ；春安里模擬結果之貢獻量排序最多來源於二次煉銅業為 $0.0051 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ，其次為垃圾焚化廠與醫療焚化爐其貢獻量分別為 $0.0033 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 以及 $0.0018 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 。

113 年第四次採樣期間為 114 年 4 月 30 日至 5 月 02 日，蔗廍里模擬結

果之貢獻量排序最多來源於火葬廠其貢獻量為 $0.0035 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ，其次為垃圾焚化廠與二次煉銅業二者貢獻量分別為 $0.0024 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 以及 $0.0018 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ；文山里模擬結果最多來源於火葬廠其貢獻量為 $0.0047 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ，其次於垃圾焚化廠與二次煉銅業二者貢獻量分別為 $0.0042 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 以及 $0.0029 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ；春安里模擬結果之貢獻量排序最多來源於火葬場為 $0.0061 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ ，其次為垃圾焚化廠與廢灰渣處理業其貢獻量分別為 $0.0025 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 以及 $0.0022 \text{ pg I-TEQ/m}^3$ 。

表 4.7 環境戴奧辛 113 年 CMB 模擬結果(單位：pg I-TEQ/m³)

採樣地點與樣時間		排放源										移動源
		垃圾焚化廠	醫療焚化廠	火葬場	燃煤火力電廠	廢水處理廠	AC 銅鐵廠	DC 銅鐵廠	二次煉銅業	二次煉鋁業	廢灰渣處理業	
蔗廊里	8/06-08	0.0024	0.0000	0.0003	0.0008	0.0000	0.0014	0.0000	0.0054	0.0000	0.0000	0.0008
	10/15-17	0.0017	0.0000	0.0021	0.0020	0.0000	0.0019	0.0001	0.0029	0.0000	0.0000	0.0003
	1/08-10	0.0031	0.0002	0.0003	0.0030	0.0000	0.0010	0.0000	0.0032	0.0000	0.0000	0.0002
	4/30-5/02	0.0024	0.0000	0.0035	0.0012	0.0000	0.0017	0.0000	0.0018	0.0000	0.0000	0.0004
文山里	8/06-08	0.0000	0.0000	0.0076	0.0003	0.0000	0.0000	0.0000	0.0019	0.0008	0.0024	0.0000
	10/15-17	0.0000	0.0000	0.0060	0.0022	0.0000	0.0040	0.0002	0.0031	0.0000	0.0000	0.0004
	1/07-09	0.0040	0.0021	0.0000	0.0000	0.0000	0.0012	0.0001	0.0065	0.0000	0.0016	0.0004
	4/30-5/2	0.0042	0.0000	0.0047	0.0010	0.0000	0.0026	0.0000	0.0029	0.0000	0.0003	0.0003
春安里	8/06-08	0.0000	0.0000	0.0076	0.0003	0.0000	0.0000	0.0000	0.0019	0.0008	0.0024	0.0000
	10/15-17	0.0000	0.0000	0.0070	0.0022	0.0000	0.0005	0.0000	0.0026	0.0003	0.0004	0.0000
	1/07-09	0.0033	0.0018	0.0000	0.0000	0.0000	0.0009	0.0000	0.0051	0.0000	0.0014	0.0004
	4/30-5/02	0.0025	0.0000	0.0061	0.0010	0.0000	0.0003	0.0000	0.0004	0.0005	0.0022	0.0000

4.4 軌跡模式模擬

本團隊蔗廊里、文山里、春安里三採樣點透過 Hysplit Trajectory Model 軌跡模式模擬逆軌跡氣團行徑路線並繪製成該地區之軌跡圖，用以解析三處採樣點之污染物可能的來源以及與三座焚化廠之相關性。此外，也模擬后里焚化廠、文山焚化廠與烏日焚化廠三座焚化廠之順軌跡氣團行徑路線，並繪製成軌跡圖，用以瞭解焚化廠之污染物傳輸途徑與三處採樣點位置進行關聯性之比較。本團隊採樣期間分成 00:00、06:00、12:00、18:00 四個時段，三處之採樣點進行逆軌跡 24 小時之模擬；后里焚化廠、文山焚化廠、烏日焚化廠進行順軌跡 24 小時之模擬，圖 4.11 至圖 4.13 為第一次採樣期間之逆軌跡與順軌跡之模擬結果。

113 年 8 月 06 日四個時段之逆軌跡模擬結果如圖 4.11。氣團主要來自

臺中海線與中部內陸區域。00:00 時段氣團經龍井、沙鹿、西屯、南屯移入；06:00 時段路徑經過龍井、沙鹿、后里、大雅等地；12:00 時段氣團則來自苗栗苑裡、大安、清水、沙鹿；18:00 時段則由清水、沙鹿、西屯移入。同日的順軌跡模擬顯示，焚化廠氣團多向東或東南方移動。00:00 時，文山廠氣團影響南屯、烏日後進入彰化，烏日廠則影響霧峰、草屯。06:00 時，后里廠氣團經豐原、太平進入霧峰，文山廠與烏日廠亦影響霧峰及草屯周邊。18:00 時，后里廠氣團路徑較長，經沙鹿、大肚、彰化市區後進入大里，文山廠與烏日廠氣團則主要影響彰化及南投草屯地區。

113 年 8 月 07 日四個時段之逆軌跡模擬結果如圖 4.12 所示。00:00 時段主要來自海線的清水、沙鹿；06:00 時段轉為由大甲、后里、豐原等內陸地區移入；12:00 與 18:00 時段又轉為受海線的梧棲、龍井、沙鹿等地影響。同日的順軌跡模擬中，上午時段(00:00, 06:00, 12:00)三座焚化廠氣團均向東方傳輸，影響石岡、新社、太平等地。至 18:00 時段，風向轉變，后里廠氣團向西北影響大甲，文山廠氣團影響沙鹿、外埔，烏日廠氣團則北上影響西屯、神岡至后里一帶。

113 年 8 月 08 日四個時段之逆軌跡模擬結果如圖 4.13 所示。逆軌跡顯示氣團來源主要為彰化地區。00:00 時段氣團來自彰化伸港、和美；06:00 及 18:00 時段來自彰化埔鹽、秀水；12:00 時段則來自彰化鹿港、和美等地，最終均經彰化市區、南屯抵達採樣點。同日的順軌跡模擬則顯示，三座焚化廠氣團均由西南往東北方向傳輸。后里廠氣團持續往苗栗三義、卓蘭方向移動；文山廠氣團則經南屯、西屯、北屯後，影響神岡、新社、外埔等地；烏日廠氣團則經大里、太平後，進入新社或往北至豐原、苗栗。

本市之三座垃圾焚化廠作為中心點之順軌跡模擬。113 年 8 月 06 日 00:00、06:00 及 12:00 三個時段根據氣團的順軌跡結果（如圖 4.11 所示），氣團從焚化廠所在地向東南方移動並旋繞，而 18:00 時，氣團則是以 L 型路徑向東方移動。從 00:00 時段的模擬結果顯示，文山焚化廠的氣團經由台中南屯、烏日後進入彰化，再向南投方向移動；而烏日焚化廠的氣團則從台中烏日進入霧峰方向，接著往南投草屯移動。在 6:00 時段，后里焚化廠的

模擬結果顯示，氣團經過台中后里、豐原、潭子、北屯、太平後，最終進入霧峰；文山焚化廠的氣團則經過台中南屯、烏日後轉向霧峰；烏日焚化廠的氣團則先由台中烏日經過彰化，再向草屯方向移動。到了 12:00 時，三座焚化廠的氣團風向均向東南方移動，並經由台中市區進一步向海區移動。18:00 時段的模擬結果顯示，后里焚化廠的氣團經由台中后里、沙鹿、大肚、彰化市區、烏日後，最終進入大里；文山焚化廠的氣團則從台中南屯經過彰化和美、員林後，進入南投草屯；烏日焚化廠的氣團則由台中烏日經過彰化後，繼續向南投草屯移動。

113 年 8 月 07 日四個時段之順軌跡模擬結果如圖 4.12。在 00:00、06:00 和 12:00 這三個時段，氣團由西方向東方移動，唯獨在 18:00 時段，氣團的傳輸方向變為由東南向西北。00:00 時段后里焚化廠的氣團模擬結果顯示，氣團經由台中后里、豐原後進入石岡；文山焚化廠的氣團則經由台中南屯、烏日後朝太平方向移動；而烏日焚化廠的氣團則從烏日經過霧峰方向移動。06:00 及 12:00 時段三座焚化廠的氣團都朝東方移動，並分別經石岡、新社和太平。18:00 時段后里焚化廠的氣團模擬結果顯示，氣團經由台中后里、外埔後進入大甲；文山焚化廠的氣團則經由台中南屯、沙鹿後進入外埔；而烏日焚化廠的氣團則由台中烏日經過西屯、大雅、神岡後移動至后里。

113 年 8 月 08 日四個時段之順軌跡模擬結果如圖 4.13 所示。在不同的時段，氣團的傳輸方向有所變化。00:00、06:00 和 18:00 三個時段的氣團均由西南方向東北方移動，而 12:00 時段的氣團則是由西南西向東北東方向傳輸。具體來說，00:00 及 06:00 時段，后里焚化廠的氣團分別由台中后里向苗栗三義方向移動；文山焚化廠的氣團經台中南屯、西屯、北屯、豐原後移向神岡；烏日焚化廠的氣團則由台中烏日經大里、太平前往新社。到了 12:00 時段，后里焚化廠的氣團由台中后里移至苗栗卓蘭；文山焚化廠的氣團經台中南屯、北屯後進入新社；烏日焚化廠的氣團則由台中烏日經大里後前往太平。至 18:00 時段，后里焚化廠的氣團再次由台中后里移向苗栗三義；文山焚化廠的氣團經台中南屯、西屯、大雅後進入外埔；烏日焚化廠的氣團則由台中烏日經大里、東區、北屯、豐原後移向苗栗。

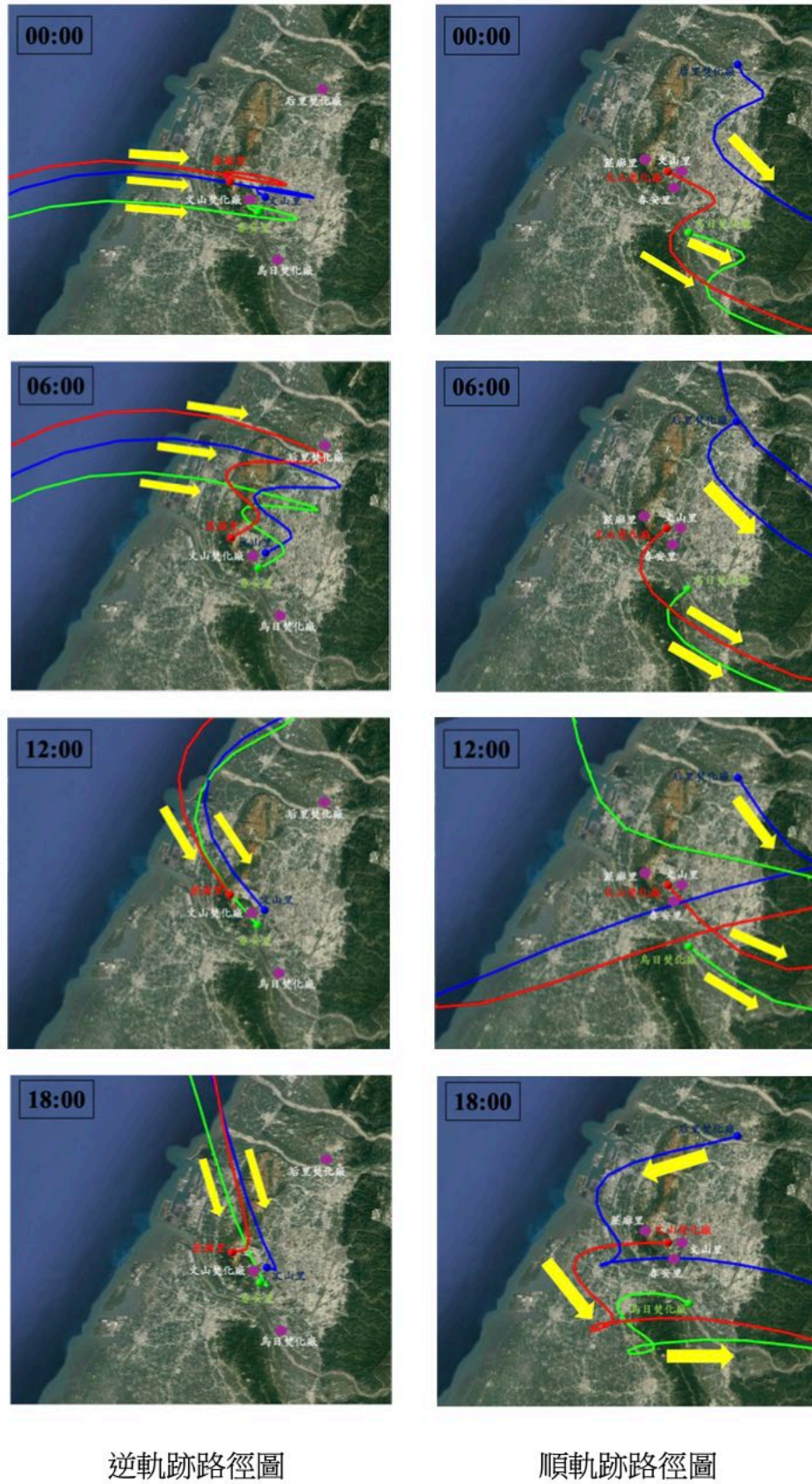


圖4.11 113年8月06日各時段焚化廠與採樣點之順、逆軌跡分布圖

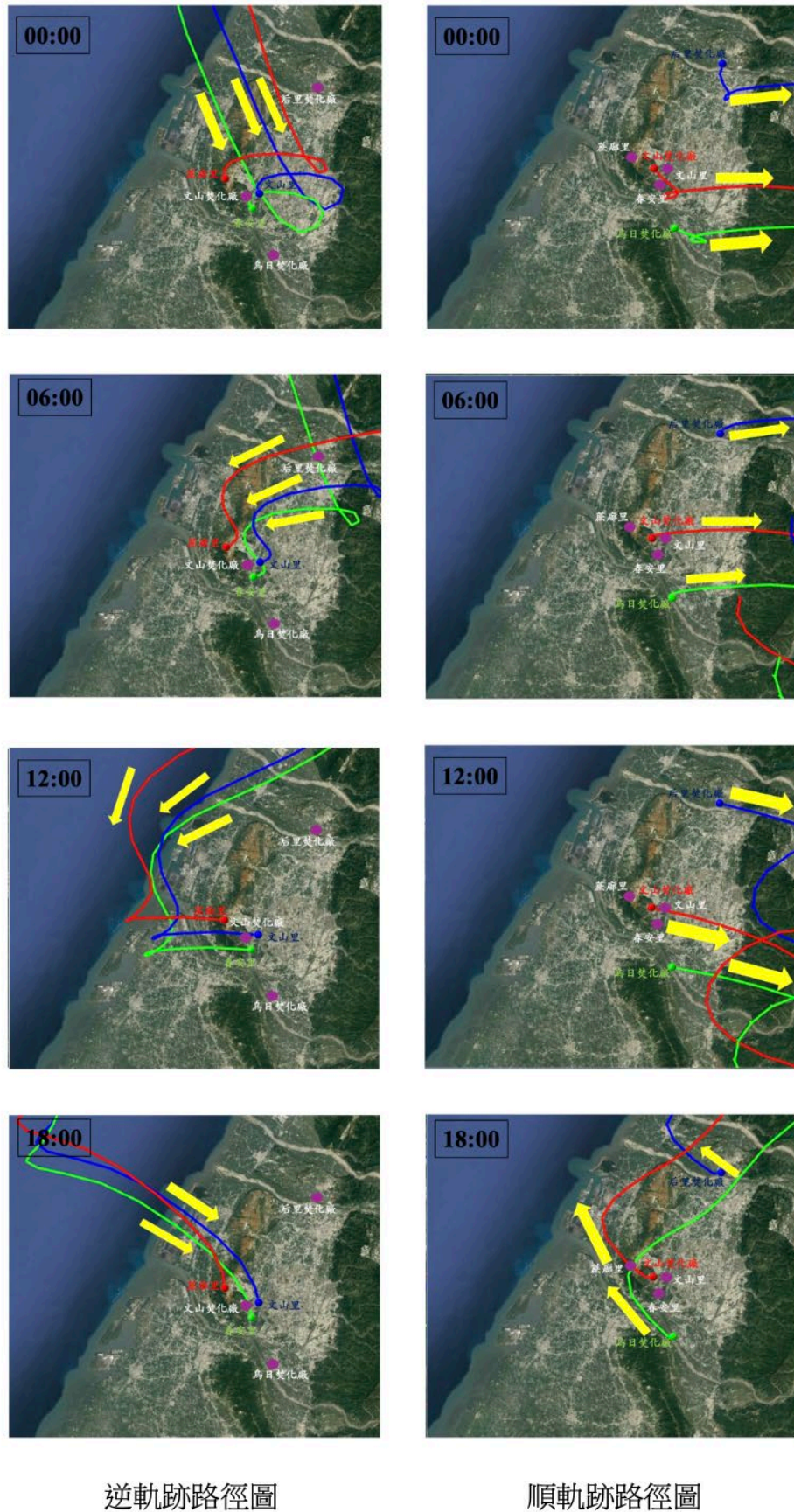
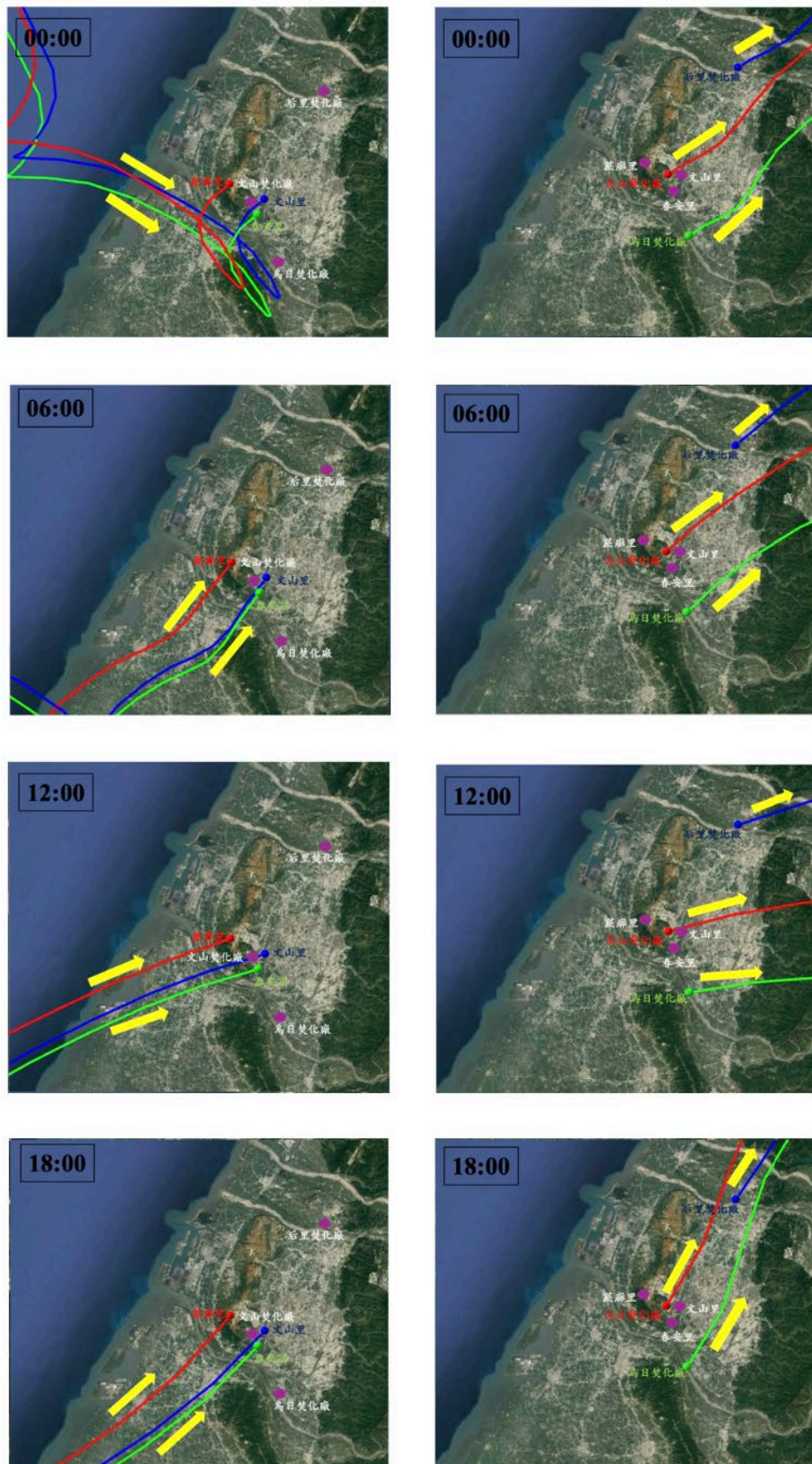


圖4.12 113年8月07日各時段焚化廠與採樣點之順、逆軌跡分布圖



逆軌跡路徑圖

順軌跡路徑圖

圖4.13 113年8月08日各時段焚化廠與採樣點之順、逆軌跡分布圖

第二次採樣期間之軌跡模擬時段亦為 00:00、06:00、12:00 與 18:00 四個時段，並一樣進行文山里、春安里與蔗廍里之逆軌跡 24 小時模擬；后里焚化廠、文山焚化廠、烏日焚化廠進行順軌跡 24 小時模擬，結果如圖 4.14 至圖 4.16。

113 年 10 月 15 日之逆軌跡模擬結果如圖 4.14。逆軌跡模擬顯示氣團主要受東北季風影響，來自苗栗及臺中北部。各時段路徑相似，多由苗栗三義或卓蘭出發，經后里、神岡、大雅、石岡、潭子等地，再通過西屯、北屯抵達採樣點。對應的順軌跡模擬顯示，三座焚化廠的氣團均穩定地由東北向西南傳輸，進入彰化地區。后里廠與文山廠氣團路徑多為經神岡、大雅、西屯、南屯、烏日後進入彰化；烏日廠氣團則在部分時段（06:00）會影響南投草屯。

113 年 10 月 16 日之逆軌跡模擬結果如圖 4.15 所。00:00、06:00、12:00 及 18:00 四個時段氣團傳輸方向皆以東北往西南。在 00:00、12:00 和 18:00 三個時段的模擬結果中，氣團的傳輸路徑大致相同，均經由苗栗卓蘭、台中東勢、石岡、豐原、潭子、北屯、西屯、南屯，最終抵達採樣地點。與此不同的是，在 06:00 時段的模擬結果中，文山里和春安里的氣團由苗栗三義、台中后里、神岡、大雅、西屯、南屯移動，最終抵達採樣地點；而蔗廍里的氣團則經由苗栗三義、台中外埔、沙鹿、西屯，最後抵達採樣地點。

113 年 10 月 17 日之逆軌跡模擬結果如圖 4.16 所示。00:00、06:00、12:00 及 18:00 四個時段氣團傳輸方向皆以東北往西南的彰化地區傳輸。在 00:00、12:00 和 18:00 三個時段的模擬結果中，氣團的傳輸路徑大致相同，均經由苗栗卓蘭、台中東勢、石岡、豐原、潭子、北屯、西屯、南屯，最終抵達採樣地點。與此不同的是，在 06:00 時段的模擬結果中，文山里和春安里的氣團由苗栗三義、台中后里、神岡、大雅、西屯、南屯移動，最終抵達採樣地點；而蔗廍里的氣團則經由苗栗三義、台中外埔、沙鹿、西屯，最後抵達採樣地點。

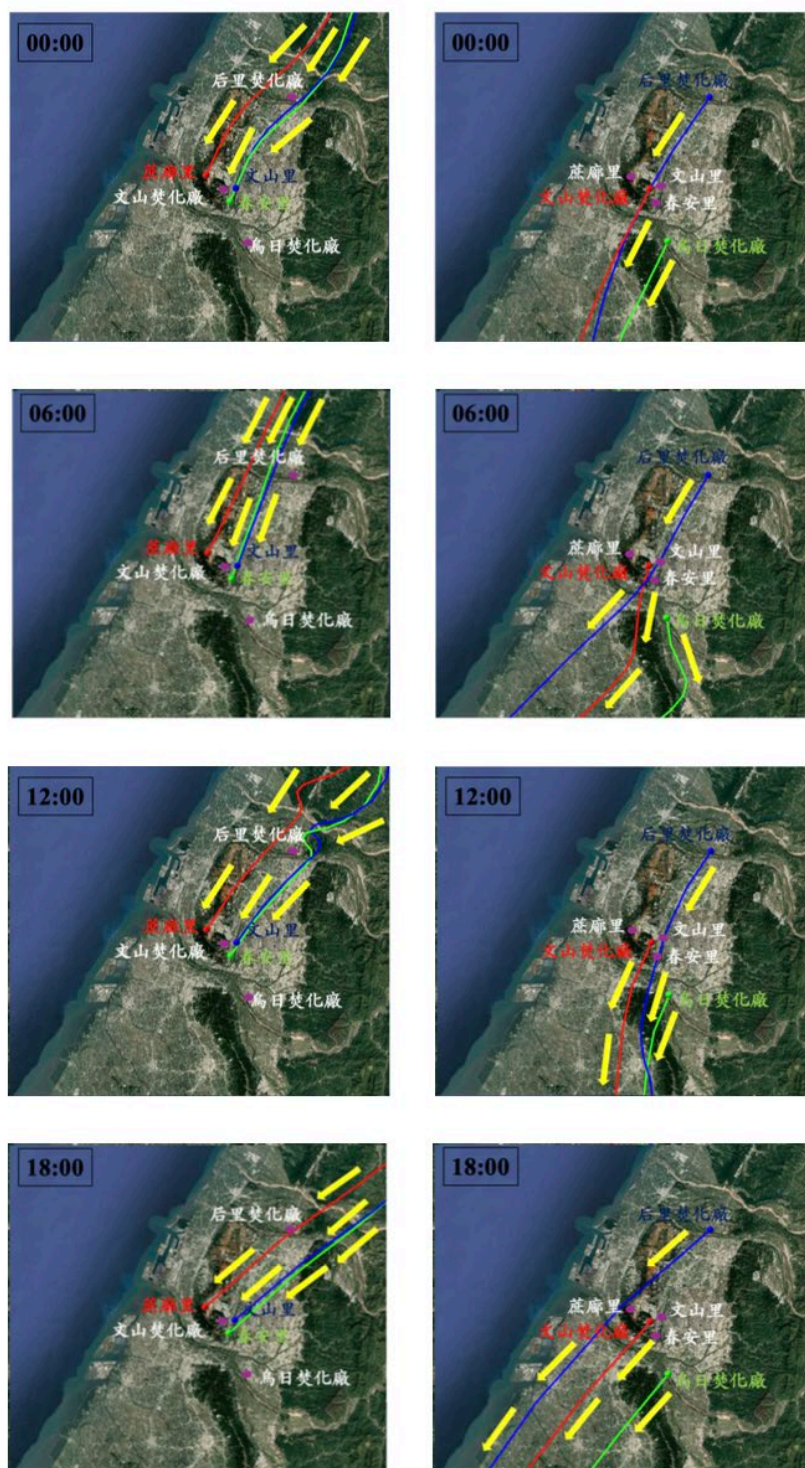
第二次採樣期間之本市三座垃圾焚化廠作為中心點順軌跡模擬。113

年 10 月 15 日之順軌跡模擬結果如圖 4.14 所示。00:00、06:00、12:00 及 18:00 四個時段氣團皆由東北方往西南方傳輸。在 00:00 和 12:00 時段，后里焚化廠的氣團模擬結果顯示，氣團經由台中后里、神岡、大雅、西屯、南屯、烏日，最終進入彰化；文山焚化廠的氣團則經由台中南屯、烏日後進入彰化；烏日焚化廠的氣團則從台中烏日後進入彰化。在 06:00 時段，后里焚化廠的氣團經由台中后里、神岡、大雅、西屯、南屯、烏日後進入彰化；文山焚化廠的氣團同樣經由台中南屯、烏日後進入彰化；而烏日焚化廠的氣團則經由台中烏日、霧峰後進入南投草屯。在 18:00 時段，后里焚化廠的氣團經由台中后里、神岡、大雅、西屯、大肚後進入彰化；文山焚化廠的氣團經由台中南屯、烏日後進入彰化；烏日焚化廠的氣團則從台中烏日後進入彰化。

113 年 10 月 16 日之順軌跡模擬結果如圖 4.15 所示。00:00、06:00、12:00 及 18:00 四個時段氣團皆由東北方往西南方傳輸。在不同時段的模擬結果中，各焚化廠的氣團路徑有所不同。00:00 及 18:00 時段，后里焚化廠的氣團經由台中后里、神岡、大雅、西屯、大肚後進入彰化；文山焚化廠的氣團則經由台中南屯、烏日後進入彰化；烏日焚化廠的氣團則從台中烏日後進入彰化。在 06:00 時段，后里焚化廠的氣團經由台中后里、神岡、大雅、西屯、烏日後進入彰化；文山焚化廠的氣團經由台中南屯、烏日後進入彰化；烏日焚化廠的氣團亦經由台中烏日後進入彰化。至 12:00 時段，后里焚化廠的氣團經由台中后里、神岡、西屯、大肚後進入彰化；文山焚化廠的氣團經由台中南屯、烏日後進入彰化；烏日焚化廠的氣團則從台中烏日後進入彰化。

113 年 10 月 17 日之順軌跡模擬結果如圖 4.16 所示。00:00、06:00、12:00 及 18:00 四個時段氣團皆由東北方往西南方傳輸。其中 00:00、12:00 及 18:00 三個時段后里焚化廠模擬結果經由台中后里、神岡、大雅、西屯、大肚後進入彰化；文山焚化廠經由台中南屯、烏日後進入彰化；烏日焚化廠經由台中烏日後進入彰化。06:00 時段后里焚化廠模擬結果經由台中后里、神岡、大雅、西屯、南屯、烏日後進入彰化；文山焚化廠經由台中南

屯、烏日後進入彰化；烏日焚化廠經由台中烏日、草屯後進入彰化。



逆軌跡路徑圖

順軌跡路徑圖

圖4.14 113年10月15日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖

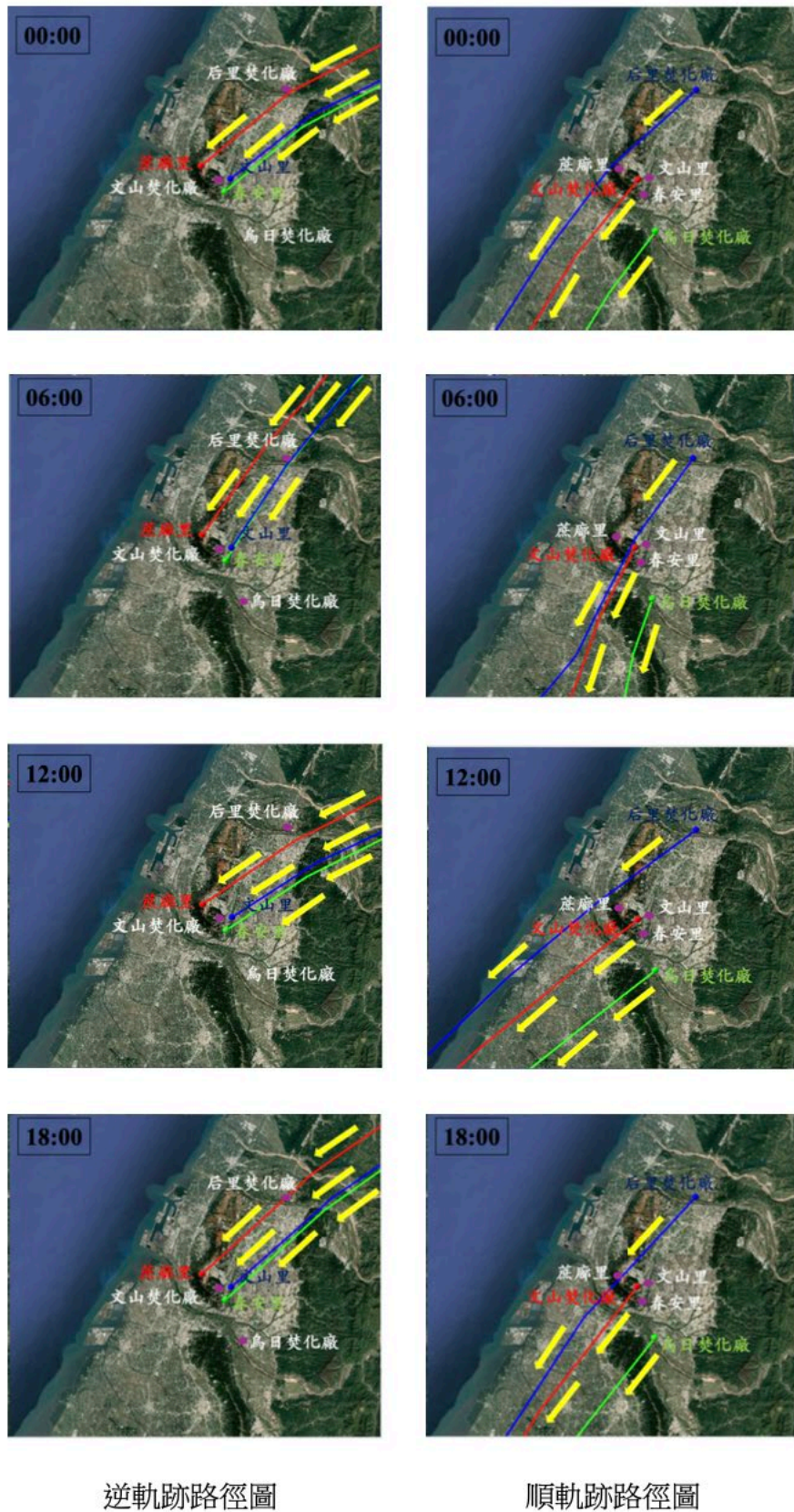


圖4.15 113年10月16日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖

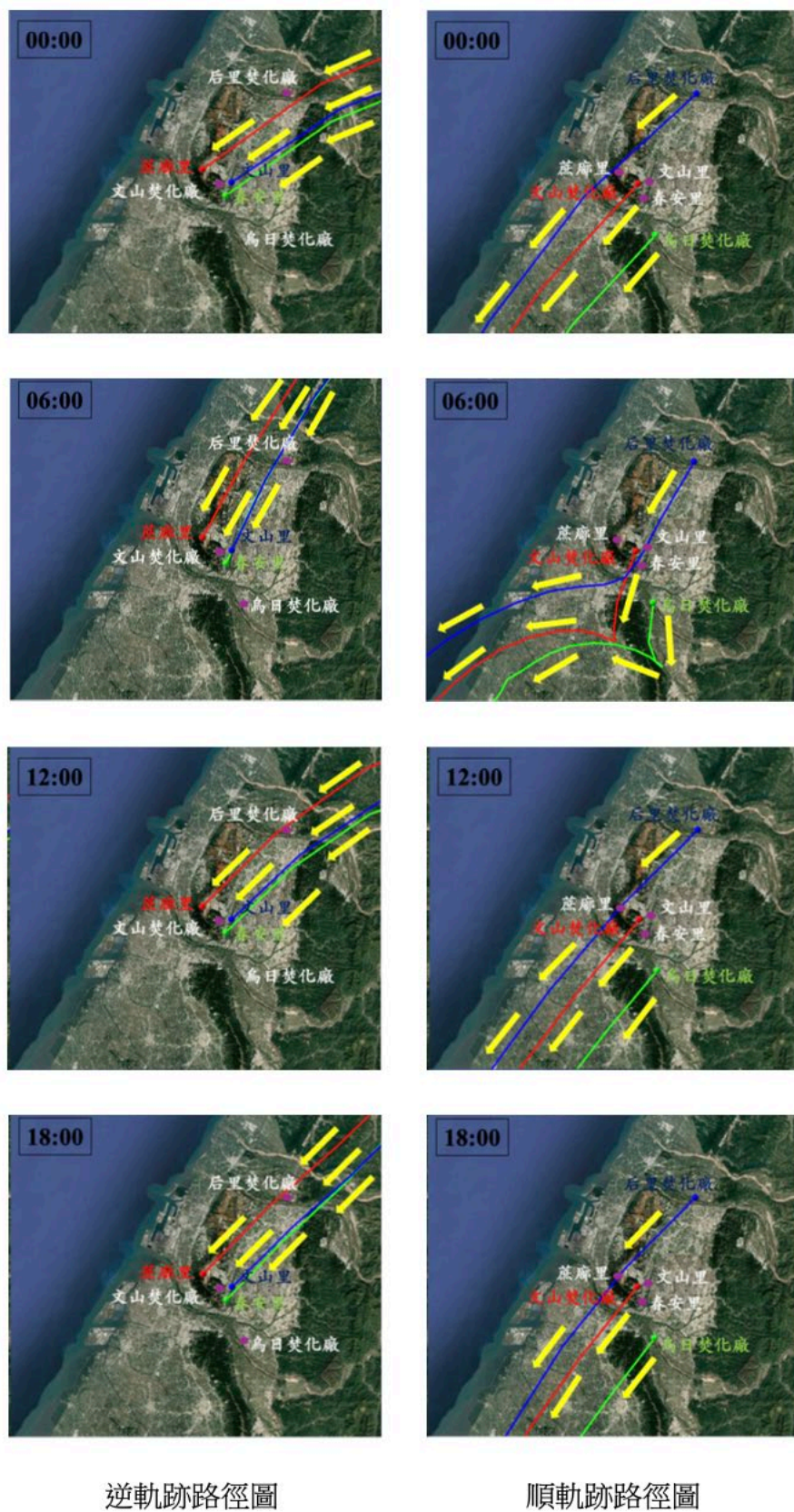


圖4.16 113年10月17日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖

第三次採樣期間之軌跡模擬時段亦為 00:00、06:00、12:00 與 18:00 四個時段，並一樣進行文山里、春安里與蔗廬里之逆軌跡 24 小時模擬；后里焚化廠、文山焚化廠、烏日焚化廠進行順軌跡 24 小時模擬，結果如圖 4.17 至圖 4.19。

114 年 1 月 07 日四個時段之逆軌跡模擬結果如圖 4.17 所示。逆軌跡顯示氣團來自臺中東北部，路徑多經過石岡、后里、潭子、神岡、北屯、西屯等地。同日的順軌跡模擬顯示，焚化廠氣團主要向西南方移動。00:00、06:00 及 18:00 時段，文山廠及烏日廠氣團均影響彰化市及員林一帶；12:00 時段氣團則稍微偏南移動。

114 年 1 月 08 日四個時段之逆軌跡模擬結果如圖 4.18 所示。逆軌跡氣團路徑與前一日相似，主要來自后里、神岡、潭子等地區。同日的順軌跡模擬中，多數時段氣團均向西南移動，影響彰化和美、彰化市區及員林等地。唯獨 12:00 時段，氣團路徑明顯偏南，后里廠氣團影響芬園，文山廠影響員林，烏日廠則影響社頭方向。

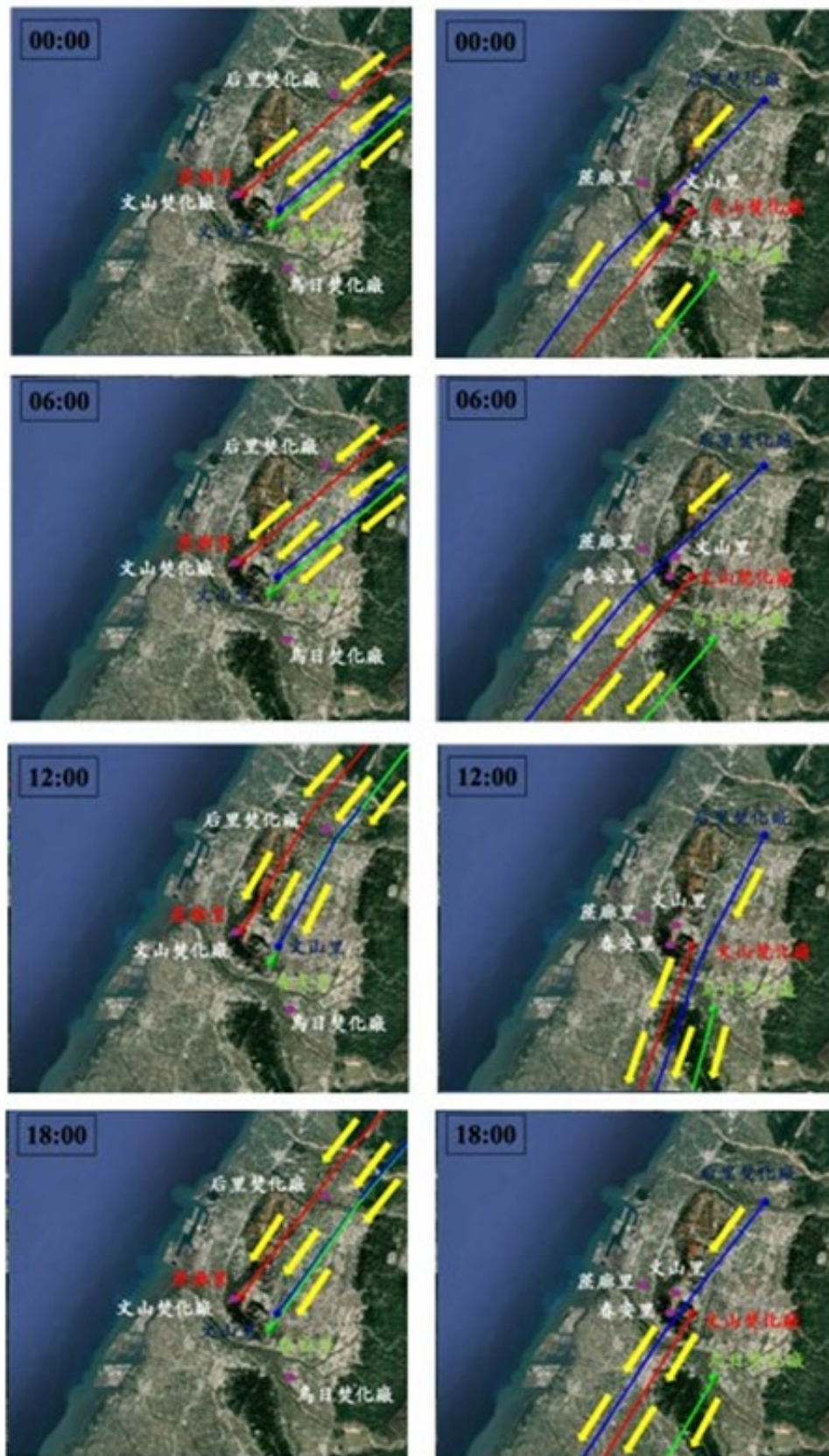
114 年 1 月 09 日四個時段之逆軌跡模擬結果如圖 4.19 所示。逆軌跡模擬顯示，全天氣團來源路徑穩定，均來自臺中東北部的石岡、后里、潭子、神岡等地。對應的順軌跡模擬顯示，上午時段(00:00, 06:00)氣團向西南方移動，影響彰化市及員林；下午時段(12:00, 18:00)氣團則向偏南方向傳輸。

本市之三座垃圾焚化廠作為中心點之順軌跡模擬。114 年 1 月 07 日 00:00、06:00 及 18:00 三個時段根據氣團的順軌跡結果（如圖 4.17 所示），氣團從焚化廠所在地向西南方移動。12:00 時，氣團則往偏南方移動。

00:00 時段的模擬結果顯示，文山焚化廠的氣團經由台中南屯、烏日後進入彰化市區；而烏日焚化廠的氣團則從芬園往員林方向移動。在 6:00 時段，后里焚化廠的模擬結果顯示，氣團經過台中后里、神岡、西屯、南屯，最後往彰化市方向移動；文山焚化廠的氣團則經過台中南屯、烏日後往彰化市區方向移動；烏日焚化廠的氣團由芬園往員林方向。12:00 時，三座焚化廠的氣團風向均往南偏移。18:00 時段的模擬結果顯示，與 00:00 及 06:00 兩時段之風向相似。

114 年 1 月 08 日四個時段之順軌跡模擬結果如圖 4.18 所示。在 00:00、06:00 和 18:00 這三個時段，氣團的傳輸方向均向西南方向移動，在 12:00 時段，氣團的傳輸方向往南偏移。00:00 時段后里焚化廠的氣團模擬結果顯示，氣團經由台中后里、大雅、大肚往彰化和美；文山焚化廠的氣團則經由台中南屯、烏日後朝彰化市區方向移動；而烏日焚化廠的氣團則從芬園往員林方向移動。06:00 及 18:00 時段三座焚化廠的氣團路徑類似，皆向西南方往彰化市區及員林移動。12:00 時段后里焚化廠的氣團模擬結果顯示，氣團經由台中后里、潭子、經由台中市區往芬園移動；文山焚化廠的氣團則由台中南屯，經烏日後往員林方向；而烏日焚化廠的氣團則經芬園往社頭方向。

114 年 1 月 09 日四個時段之順軌跡模擬結果如圖 4.19 所示。00:00、06:00 兩個時段的氣團均向西南方移動，而 12:00、18:00 兩個時段的氣團則是向偏南方傳輸。00:00 及 06:00 時段，后里焚化廠的氣團由台中后里、神岡、西屯、南屯往彰化市移動；文山焚化廠的氣團經台中南屯、彰化市後往溪湖方向；烏日焚化廠的氣團則經芬園往員林。到了 12:00 至 18:00 時段，三座焚化廠的氣團皆向南偏移。



逆軌跡路徑圖

順軌跡路徑圖

圖4.17 114年1月07日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖

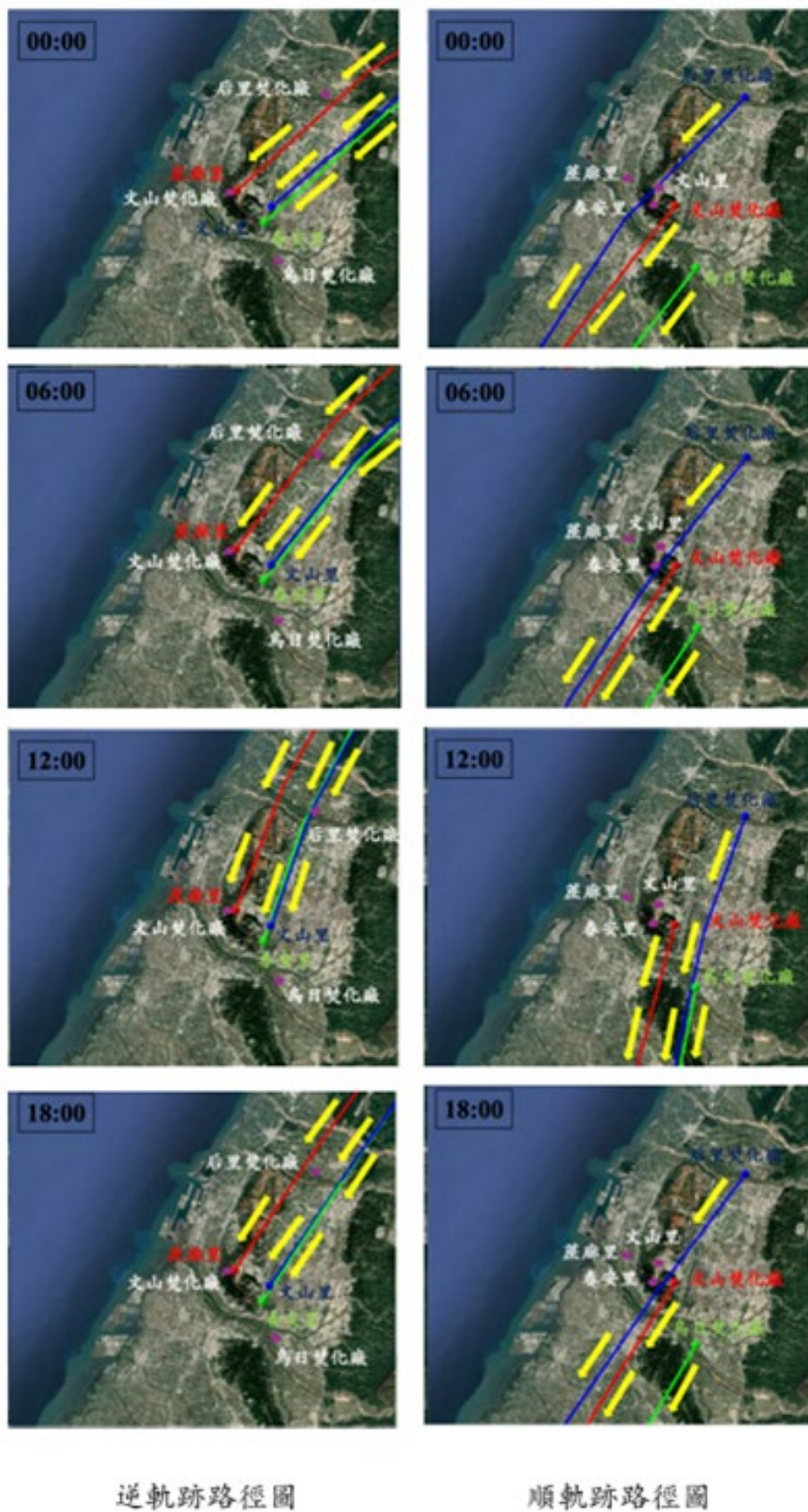


圖4.18 114年1月08日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖

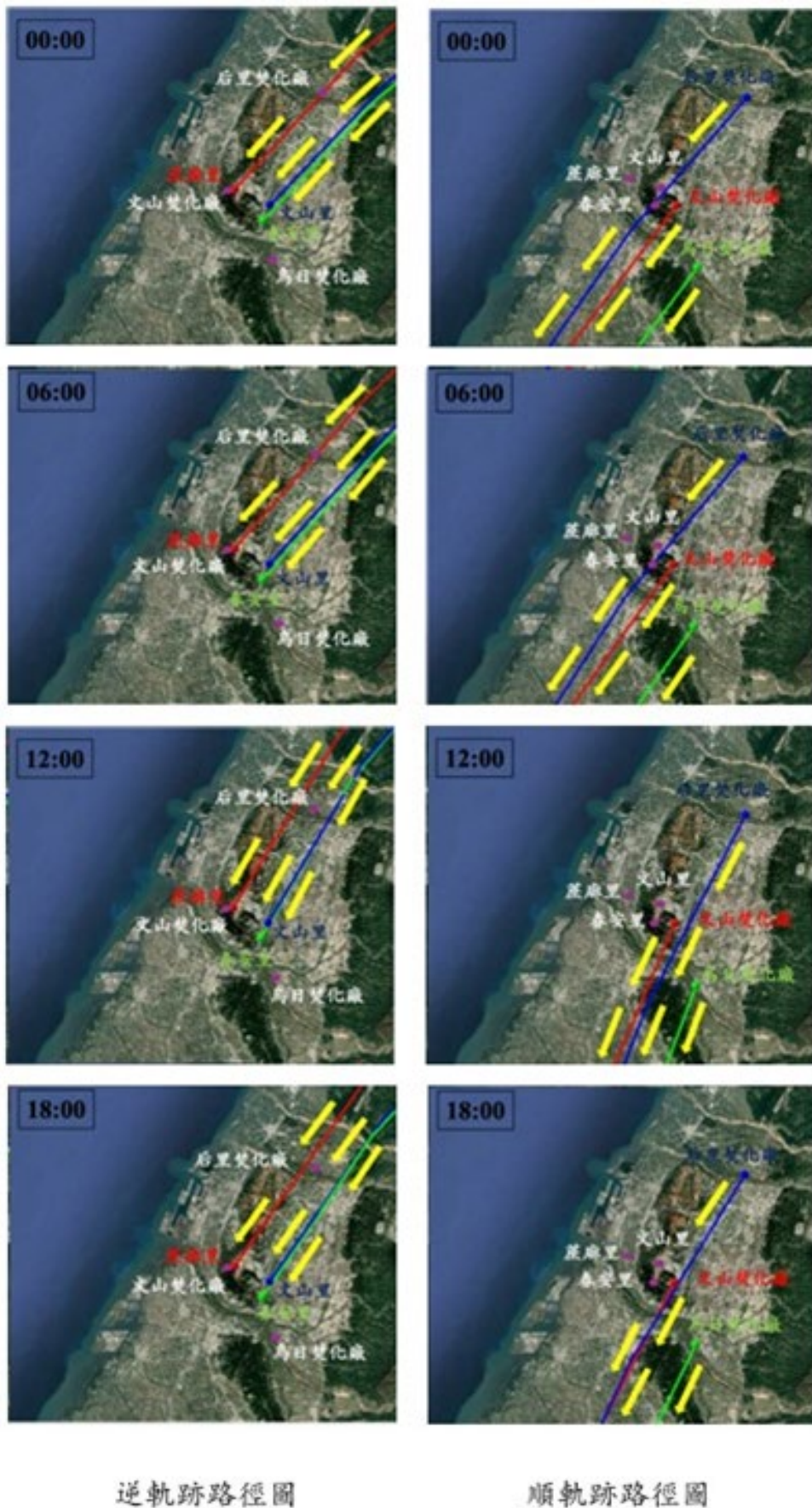


圖4.19 114年1月09日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖

第四次採樣期間之軌跡模擬時段亦為 00:00、06:00、12:00 與 18:00 四個時段，並一樣進行文山里、春安里與蔗廍里之逆軌跡 24 小時模擬；后里焚化廠、文山焚化廠、烏日焚化廠進行順軌跡 24 小時模擬，結果如圖 4.20 至圖 4.22。

114 年 4 月 30 日四個時段之逆軌跡模擬結果如圖 4.20 所示。逆軌跡模擬顯示氣團來源多變。00:00 時段來自西南方的彰化地區；06:00 及 12:00 時段轉為來自東南方的太平、大里；18:00 時段則變為來自北方的后里、東勢。同日的順軌跡模擬亦呈現多變的路徑。00:00 時，三廠氣團均影響西南方的彰化市區；06:00 及 12:00 時轉為向東影響太平、新社；18:00 時則朝東北方傳輸，影響潭子、東勢及苗栗。

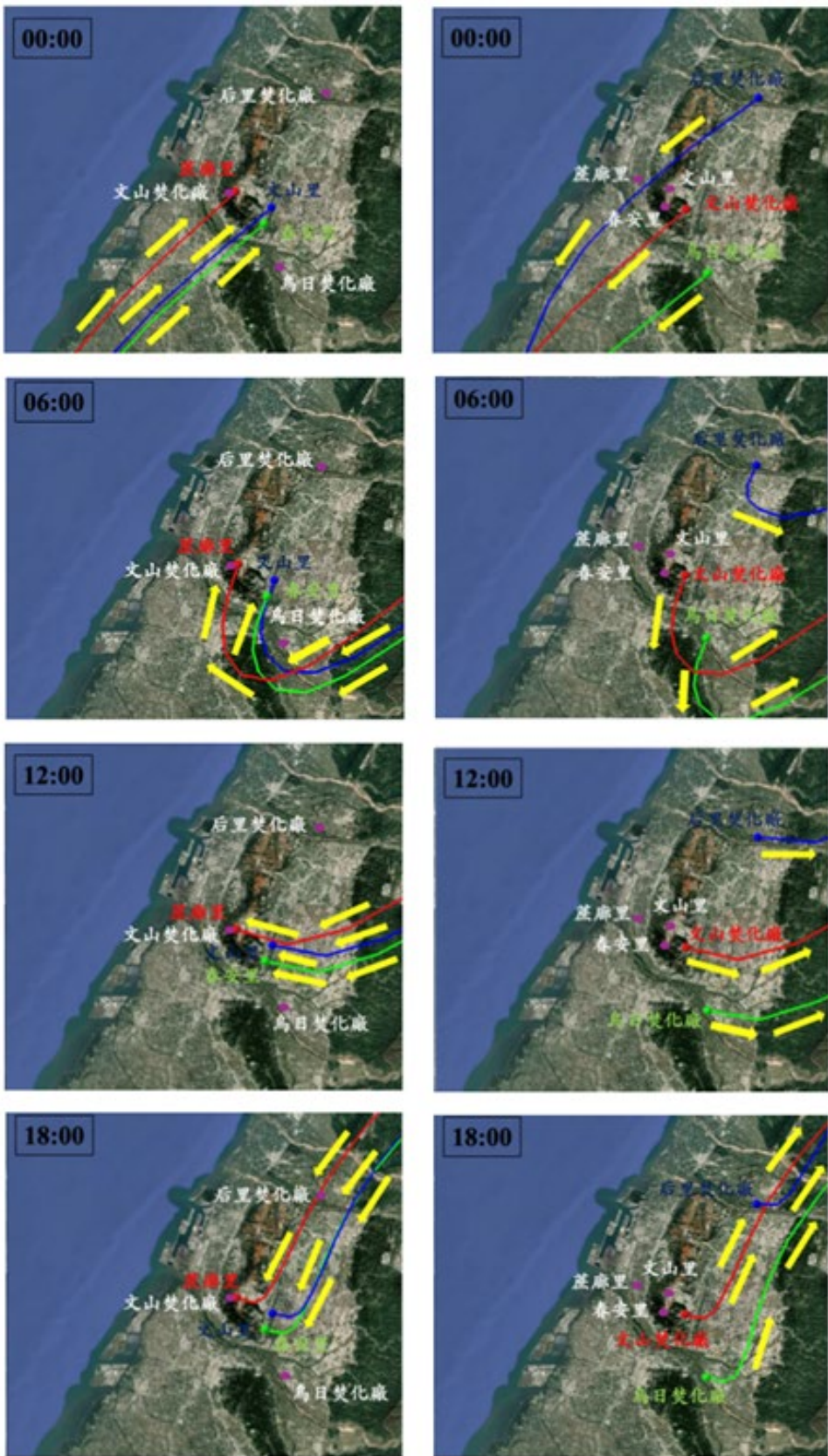
114 年 5 月 01 日四個時段之逆軌跡模擬結果如圖 4.21 所示。逆軌跡顯示上午時段(00:00, 06:00)氣團由北方的后里、東勢向南移動；下午時段(12:00, 18:00)則轉為由西方的彰濱工業區、和美、大肚移入。同日的順軌跡模擬中，上午時段氣團向東北方移動，影響石岡、東勢等地；下午時段則轉為向東南方向移動，影響大里及彰化地區。

114 年 5 月 02 日四個時段之逆軌跡模擬結果如圖 4.22 所示。逆軌跡顯示氣團主要來自西方及西北方。00:00 時段來自龍井、臺中工業區；06:00 時段來自更北的苗栗沿海；12:00 及 18:00 時段則來自沙鹿、西屯方向。同日的順軌跡模擬顯示，上午時段(00:00, 06:00)焚化廠氣團向南偏移，影響大里、彰化地區；下午時段則轉向東南方，12:00 時三廠均影響霧峰，18:00 時文山、烏日廠持續影響南方，后里廠則轉為影響北方的潭子。

本市之三座垃圾焚化廠作為中心點之順軌跡模擬。(如圖 4.20–4.22 所示)。114 年 4 月 30 日四個時段之順軌跡模擬結果顯示(如圖 4.20)；00:00 時段的模擬結果顯示，三座焚化廠的氣團經由台中南屯、西屯、烏日後進入彰化市區；6:00 時段，三座焚化廠的模擬結果顯示，氣團先往南方向進行後轉至東方向經太平，最後往新社方向移動；12:00 時，三座焚化廠的氣團風向均往東方進行。18:00 時段的模擬結果顯示，三座焚化廠的模擬結果顯示往東北方經潭子、東勢、苗栗。

114 年 5 月 01 日四個時段之順軌跡模擬結果如圖 4.21 所示。在 00:00、06:00 兩個時段，氣團結果顯示由東區、潭子、石岡、東勢；在 12:00 時段，氣團的傳輸方向往東南偏移；18:00 時段三座焚化廠的氣團由太平區域往南方偏移經大里、彰化。

114 年 5 月 02 日四個時段之順軌跡模擬結果如圖 4.22 所示。在 00:00、06:00 兩個時段，氣團結果顯示往南方偏移經大里、彰化；12:00 時段，三座焚化廠的氣團結果顯示經太平、大里、霧峰；18:00 時段，文山焚化廠與烏日焚化廠結果顯示往南方偏移，經太平、大里，而后里焚化廠則往北方偏移，經潭子。



逆軌跡路徑圖

順軌跡路徑圖

圖4.20 114年4月30日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖

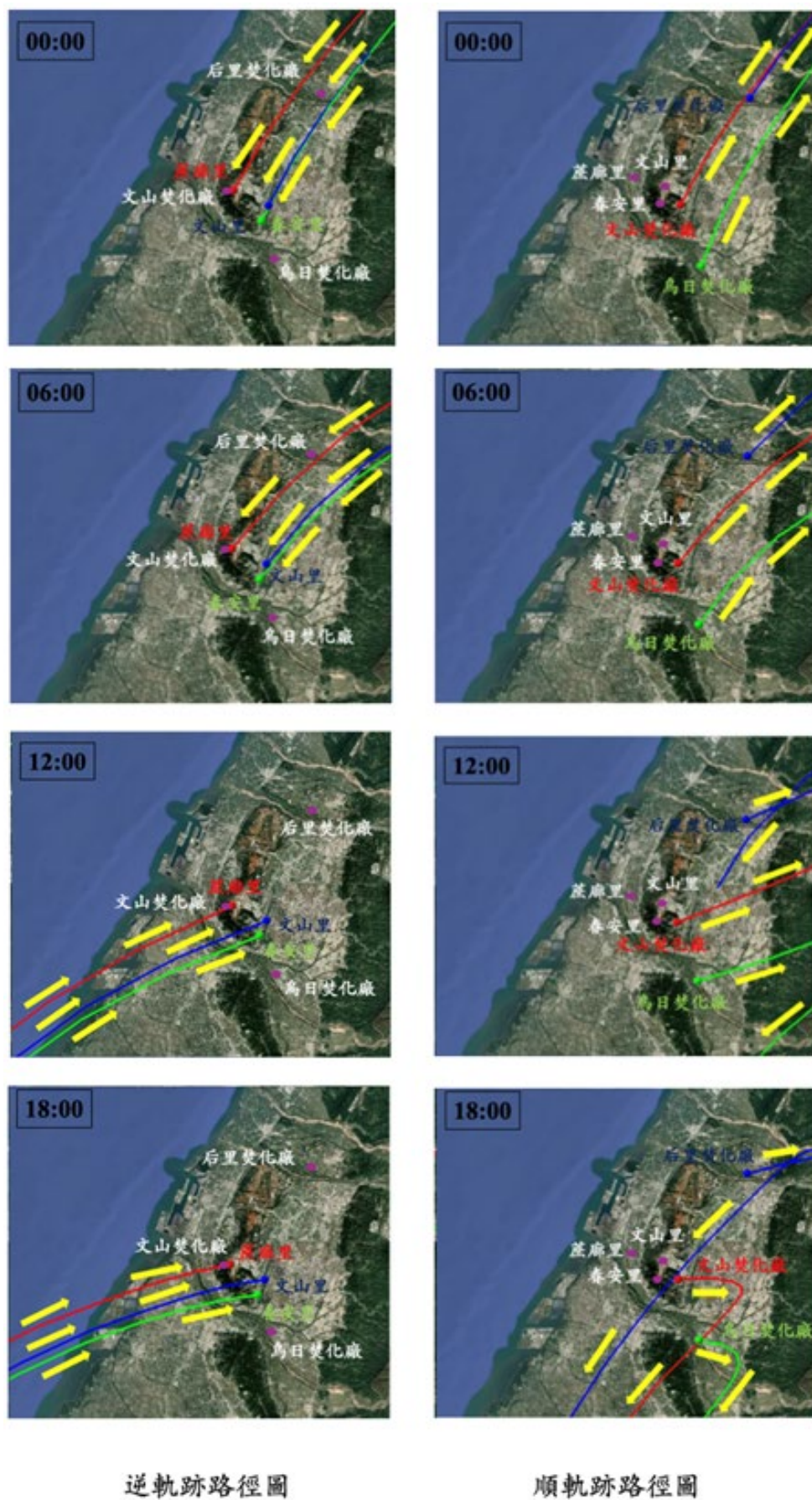
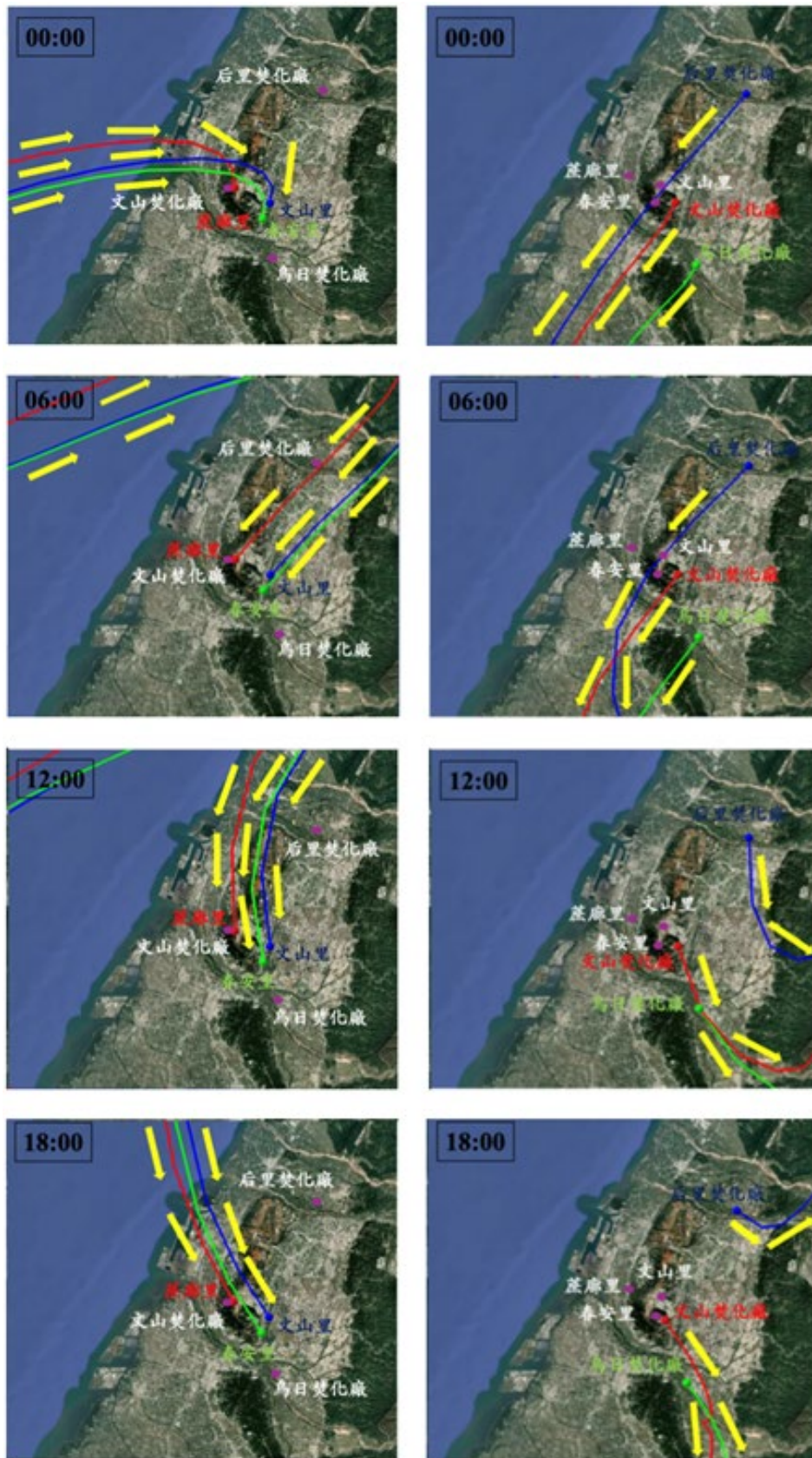


圖4.21 114年5月01日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖



逆軌跡路徑圖

順軌跡路徑圖

圖4.22 114年5月02日各時段焚化廠與採樣點順、逆軌跡分布圖

4.5 空氣懸浮微粒及金屬採樣分析

4.5.1 懸浮微粒質量濃度

表 4.8 為本計畫四次採樣期間之粗微粒($PM_{2.5-10}$)數據結合章節 4.2.1 中四次採樣期間之風向結果，第一次 $PM_{2.5-10}$ 採樣結果濃度值介於 7.9–8.9 $\mu g/m^3$ ；第二次之 $PM_{2.5-10}$ 採樣結果濃度值介於 25.1–31.7 $\mu g/m^3$ ；第三次之 $PM_{2.5-10}$ 採樣結果濃度值介於 20.0–32.4 $\mu g/m^3$ ；第四次之 $PM_{2.5-10}$ 採樣結果濃度值介於 12.1–28.4 $\mu g/m^3$ 。

表 4.9 為本計畫四次採樣期間之細微粒($PM_{2.5}$)數據並結合章節 4.2.1 中四次採樣期間之風向結果，第一季 $PM_{2.5}$ 採樣結果濃度值介於 17.2–23.7 $\mu g/m^3$ ；第二季之 $PM_{2.5}$ 採樣結果濃度值介於 28.3–39.1 $\mu g/m^3$ ；第三季之 $PM_{2.5}$ 採樣結果濃度值介於 19.6–33.4 $\mu g/m^3$ ；第四季之 $PM_{2.5}$ 採樣結果濃度值介於 18.0–34.7 $\mu g/m^3$ 。第二季文山里之 $PM_{2.5}$ 濃度測值達 39.1 $\mu g/m^3$ ，經查該時段鄰近環境部大里空品測站測值亦明顯偏高，最高濃度更達 42.1 $\mu g/m^3$ ，因此屬於期間氣候條件不佳所致。另外，文山監測點零鄰近中山高與台 17 快速公路，易受車流量影響，所以第三、第四季文山里之 $PM_{2.5}$ 濃度測值接近 35 $\mu g/m^3$ 。

結合四次之採樣結果，可以發現 $PM_{2.5-10}$ 、 $PM_{2.5}$ 的濃度與風向、風速(表 4.1–4.4)之間存在一定的關聯，四次採樣中，第三次的風速較其餘三季都來的高。由於 $PM_{2.5}$ 之粒徑較小於 $PM_{2.5-10}$ ，而 $PM_{2.5}$ 比 $PM_{2.5-10}$ 更容易受風速的影響，並能夠傳輸到更遠的地區。

表 4.8 113 年粗懸浮微粒($PM_{2.5-10}$)質量濃度表(單位： $\mu g/m^3$)

採樣點 採樣時間	平均溫 度($^{\circ}C$)	平均濕 度(%)	蔗廊里	盛行風 向	文山里	盛行風 向	春安里	盛行風 向
113 年 8 月 06–08 日	28.9	76	7.9	N	8.6	ES	8.9	ESE
113 年 10 月 15–17 日	25.1	69	25.1	WSW	25.3	WN	31.7	WNW
114 年 1 月 07–10 日	16.6	77	20.0	NE	20.5	NW	32.4	ESE
114 年 4 月 30 日–5 月 02 日	18.6	67	12.1	ENE	17.1	W	28.4	WSW

表 4.9 113 年細懸浮微粒(PM_{2.5})質量濃度表(單位：μg/m³)

採樣點 採樣時間	平均溫 度(°C)	平均濕 度(%)	蔗廍里	盛行風 向	文山里	盛行風 向	春安里	盛行風 向
113 年 8 月 06-08 日	28.9	76	23.7	N	22.9	ES	17.2	ESE
113 年 10 月 15-17 日	25.1	69	28.3	WSW	39.1	WN	28.4	WNW
114 年 1 月 07-10 日	16.6	77	31.3	NE	33.4	NW	19.6	ESE
114 年 4 月 30 日-5 月 02 日	18.6	67	18.0	ENE	34.7	W	28.7	WSW

由表 4.8 及表 4.9 可得知四次採樣結果，分別為粗懸浮微粒(PM_{2.5-10})以及細懸浮微粒(PM_{2.5})之值，四次採樣期間濃度些微超過環境部訂定平均濃度(表 4.10)。台中市日常之固定與移動污染源排放懸浮微粒變異性並不高，造成部分測值超過空品標準大多由於天氣條件不佳所致，這也是環境部能夠依據未來氣候條件來預測空氣品質的原因。

表 4.10 空氣品質標準表

項 目	標準值		單位
粒徑小於等於 2.5 μm 之懸浮微粒(PM _{2.5})	二十四小時值	三十	μg/m ³
	年平均值	一二	

4.5.2 懸浮微粒之金屬元素分析結果

表 4.11 表示第一次及第二次採樣期間 PM_{2.5} 各金屬元素之質量濃度。第一次採樣期間各里 PM_{2.5} 金屬元素質量濃度由高到低之排序結果，蔗廊里為銅 (128.40 ng/m³)、鉀 (43.40 ng/m³)、鋅 (25.80 ng/m³)；文山里 PM_{2.5} 為銅 (153.80 ng/m³)、鉀 (69.70 ng/m³)、鋅 (25.60 ng/m³)；春安里為銅 (139.20 ng/m³)、鉀 (27.40 ng/m³)、鋅 (18.20 ng/m³)。

第二次採樣期間蔗廊里 PM_{2.5} 金屬元素質量濃度排序由高到低為銅 (269.82 ng/m³)、鉀 (60.72 ng/m³)、鋅 (58.08 ng/m³)；文山里 PM_{2.5} 為銅 (117.53 ng/m³)、鋅 (46.78 ng/m³)、鉀 (43.85 ng/m³)；春安里為銅 (266.73 ng/m³)、鋅 (70.04 ng/m³)、鉀 (60.12 ng/m³)。

表 4.12 表示第三次及第四次採樣期間 PM_{2.5} 各金屬元素之質量濃度。第三次採樣期間各里 PM_{2.5} 金屬元素質量濃度由高到低之排序結果，蔗廊里為銅 (220.55 ng/m³)、鉀 (133.02 ng/m³)、鋅 (35.74 ng/m³)；文山里 PM_{2.5} 為銅 (147.29 ng/m³)、鉀 (110.33 ng/m³)、鋅 (30.48 ng/m³)；春安里為鉀 (85.48 ng/m³)、銅 (33.45 ng/m³)、鋅 (13.16 ng/m³)。

第四次採樣期間蔗廊里 PM_{2.5} 金屬元素質量濃度排序由高到低為鋅 (158.66 ng/m³)、鉀 (135.87 ng/m³)、銅 (54.35 ng/m³)；文山里 PM_{2.5} 為鉀 (225.27 ng/m³)、銅 (201.16 ng/m³)、鋅 (183.71 ng/m³)；春安里為鋅 (176.82 ng/m³)、銅 (151.68 ng/m³)、鉀 (33.43 ng/m³)。

表 4.11 第一、二次採樣 PM_{2.5} 金屬元素質量濃度(單位：ng/m³)

日期 金屬	113 年 8 月 06-08 日			113 年 10 月 15-17 日			儀器偵測 極限
	蔗廍里	文山里	春安里	蔗廍里	文山里	春安里	
砷(As)	5.50	4.10	3.80	ND	ND	ND	0.82
鎘(Cd)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.82
鉻(Cr)	2.50	1.50	1.20	ND	ND	1.17	0.82
銅(Cu)	128.40	153.80	139.2	269.82	117.53	266.73	0.82
鎳(Ni)	1.50	ND	1.20	2.01	2.22	2.80	0.82
鉛(Pb)	5.20	5.30	3.40	2.64	1.75	3.50	0.82
硒(Se)	2.90	1.90	1.70	ND	ND	ND	0.82
鋅(Zn)	25.80	25.60	18.20	58.08	46.78	70.04	0.82
鉀(K)	43.40	69.70	27.40	60.72	43.85	60.12	0.82
鈎(V)	2.60	2.60	1.30	ND	ND	ND	0.82
銦(In)	2.00	ND	ND	ND	ND	ND	0.82
鎳(Ga)	3.50	ND	1.00	ND	ND	ND	0.82
銦(Sr)	10.10	17.20	4.90	1.21	ND	ND	0.82

ND 為小於儀器偵測極限。

表 4.12 第三、四次採樣 PM_{2.5} 金屬元素質量濃度(單位：ng/m³)

日期 金屬	114 年 1 月 07-10 日			114 年 4 月 30-5 月 02 日			儀器偵測 極限
	蔗廍里	文山里	春安里	蔗廍里	文山里	春安里	
砷(As)	4.22	ND	ND	1.05	1.16	1.29	0.82
鎘(Cd)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.82
鉻(Cr)	ND	ND	ND	1.58	2.16	2.12	0.82
銅(Cu)	220.55	147.29	33.45	54.35	201.16	151.68	0.82
鎳(Ni)	11.69	12.86	ND	1.58	2.58	2.21	0.82
鉛(Pb)	8.09	4.12	7.26	4.21	6.82	10.04	0.82
硒(Se)	ND	ND	ND	2.28	2.83	2.85	0.82
鋅(Zn)	35.74	30.48	13.16	158.66	183.71	176.82	0.82
鉀(K)	133.02	110.33	85.48	135.87	225.27	33.43	0.82
鈎(V)	ND	ND	ND	1.75	2.24	2.49	0.82
銦(In)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.82
鎳(Ga)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.82
銦(Sr)	ND	ND	ND	1.84	2.16	2.21	0.82

ND 為小於儀器偵測極限。

表 4.13 表示第一次及第二次採樣期間 $PM_{2.5-10}$ 各金屬元素之質量濃度。第一次採樣期間各里 $PM_{2.5-10}$ 金屬元素質量濃度由高到低之排序結果，蔗廊里為銅 (103.70 ng/m^3)、鉀 (48.50 ng/m^3)、鋁 (15.00 ng/m^3)；文山里為銅 (133.80 ng/m^3)、鉀 (37.00 ng/m^3)、鋁 (11.80 ng/m^3)；春安里為銅 (119.20 ng/m^3)、鉀 (31.50 ng/m^3)、鋅 (8.80 ng/m^3)。

第二次採樣期間蔗廊里 $PM_{2.5-10}$ 金屬元素質量濃度排序由高到低為銅 (159.20 ng/m^3)、鉀 (145.73 ng/m^3)、鋅 (29.31 ng/m^3)；文山里為銅 (181.26 ng/m^3)、鉀 (93.85 ng/m^3)、鋅 (26.90 ng/m^3)；春安里為銅 (119.36 ng/m^3)、鉀 (57.78 ng/m^3)、鋅 (22.47 ng/m^3)。

表 4.14 表示第三次及第四次採樣期間 $PM_{2.5-10}$ 各金屬元素之質量濃度。第三次採樣期間各里 $PM_{2.5-10}$ 金屬元素質量濃度由高到低之排序結果，蔗廊里為銅 (101.01 ng/m^3)、鋁 (34.06 ng/m^3)、鋅 (27.46 ng/m^3)；文山里為銅 (123.23 ng/m^3)、鉀 (54.23 ng/m^3)、鋅 (19.70 ng/m^3)；春安里為銅 (63.88 ng/m^3)、鉀 (26.46 ng/m^3)、鋁 (13.73 ng/m^3)。

第四次採樣期間蔗廊里 $PM_{2.5-10}$ 金屬元素質量濃度排序由高到低為鉀 (207.75 ng/m^3)、銅 (133.68 ng/m^3)、鋅 (88.10 ng/m^3)；文山里為鉀 (308.81 ng/m^3)、銅 (194.93 ng/m^3)、鋅 (113.05 ng/m^3)；春安里為鉀 (447.57 ng/m^3)、銅 (326.84 ng/m^3)、鋅 (152.41 ng/m^3)。

表 4.13 第一、二次採樣 PM_{2.5-10} 金屬元素質量濃度(單位：ng/m³)

日期 金屬	113 年 8 月 06-08 日			113 年 10 月 15-17 日			儀器偵測 極限
	蔗廍里	文山里	春安里	蔗廍里	文山里	春安里	
砷(As)	3.80	3.20	3.20	ND	0.88	ND	0.82
鎘(Cd)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.82
鉻(Cr)	1.20	1.20	0.90	1.06	1.17	ND	0.82
銅(Cu)	103.70	133.80	119.20	159.20	181.26	119.36	0.82
鎳(Ni)	1.70	ND	1.00	1.06	ND	ND	0.82
鉛(Pb)	4.00	3.50	4.00	29.04	17.54	11.67	0.82
硒(Se)	3.10	5.70	3.30	ND	ND	ND	0.82
鋅(Zn)	14.60	9.40	8.80	29.31	26.90	22.47	0.82
鉀(K)	48.50	37.0	31.50	145.73	93.85	57.78	0.82
鈮(V)	2.50	4.60	ND	ND	ND	ND	0.82
銦(In)	0.90	1.20	ND	ND	ND	ND	0.82
鎳(Ga)	2.30	1.80	ND	ND	ND	ND	0.82
銦(Sr)	15.00	11.80	8.20	ND	ND	ND	0.82

ND 為小於儀器偵測極限。

表 4.14 第三、四次採樣 PM_{2.5-10} 金屬元素質量濃度(單位：ng/m³)

日期 金屬	114 年 1 月 07-10 日			114 年 4 月 30 日-5 月 02 日			儀器偵測 極限
	蔗廍里	文山里	春安里	蔗廍里	文山里	春安里	
砷(As)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.82
鎘(Cd)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.82
鉻(Cr)	11.11	9.36	ND	1.67	2.37	2.58	0.82
銅(Cu)	101.01	123.23	63.88	133.68	194.93	326.84	0.82
鎳(Ni)	9.65	16.96	ND	1.10	1.54	1.66	0.82
鉛(Pb)	15.59	4.40	3.68	2.89	4.78	25.10	0.82
硒(Se)	ND	ND	ND	1.01	1.00	0.97	0.82
鋅(Zn)	27.46	19.70	11.44	88.10	113.05	152.41	0.82
鉀(K)	18.21	54.23	26.46	207.75	308.81	447.57	0.82
釩(V)	ND	ND	ND	ND	ND	0.92	0.82
銦(In)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.82
鎳(Ga)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.82
銦(Sr)	34.06	ND	13.73	3.33	4.65	ND	0.82

ND 為小於儀器偵測極限。

表 4.15 臺灣及歐盟空氣品質標準[41,42]

區域	周界標準值		單位
臺灣	砷(As)及其化合物		0.07
	鎘(Cd)及其化合物		0.17
	鎳(Ni)及其化合物	新設污染源	0.5
		既存污染源	1(1) 0.5(2)
	鉛(Pb)及其化合物		1
歐盟	砷(As)		6
	鎘(Cd)		5
	鎳(Ni)		20
	鉛(Pb)		0.5

備註：臺灣法規根據「固定污染源有害空氣污染物排放標準」之規範，表中(1)為第一階段規範新設污染源與既存污染源之標準值；(2)為第二階段規範既存污染源之標準值。歐盟之標準為環境目標指數，其為年平均濃度。

4.5.3 解析金屬來源與相關對策。

四次採樣結果之 $PM_{2.5-10}$ 和 $PM_{2.5}$ 金屬分析結果以銅(Cu)、鉀(K)、鋅(Zn)三種金屬為主要組成元素，推測其主要來源於農地或街道揚塵。該三種元素中鉀(K)主要來自一般土壤以及農地施肥，銅(Cu)與鋅(Zn)則主要來自土壤或街道揚塵。

鉀測值較高是因其為農地施肥，同時鉀也是主要地殼元素(佔 2.35%)。銅與鋅亦為主要地殼元素，尤其是在紅土土壤的大肚山台地含量更高。因此足以推測鉀、銅與鋅來自農地或街道揚塵。鋁亦為主要地殼元素之一，常見於環境中，尤其在黑色海砂中含量甚高。本計畫歷年都測得鋁存在於 PM 中，但含量仍屬正常範圍內，實非來自產業排放。

整體而言，本年度 $PM_{2.5-10}$ 和 $PM_{2.5}$ 金屬的含量均屬正常清況，並未發現有異常或特殊排放來源。在減少 $PM_{2.5-10}$ 和 $PM_{2.5}$ 金屬含量策略上，仍以減少土壤或街道揚塵為主。

4.6 引入人工智慧系統解析歷年監測資料，判別污染成因與來源

「111 年文山垃圾焚化廠周圍環境監測及風險評估計畫」曾引入人工智慧系統解析歷年戴奧辛與懸浮微粒監測資料。引入人工智慧演算法模擬是本計畫創新作法之一。空氣品質易受氣候條件變化影響，且近年來氣候變遷加劇，目前掌握之文山地區歷年資料偏低，仍不足以判斷天氣條件的強度。因此，持續累積監測資料，逐年更改訓練與驗證資料庫，方能提高預測準度，以及評量影響因素。

本計畫接續 111 年的人工智慧系統模擬，同樣選擇(1).具有疊代功能的自適應增強模型 AdaBoost、(2).同時由多個弱學習器並行學習並進行整合的 Random forest、(3).透過向量的方式進行資料分類與回歸運算的 SVM/SVR 與(4).結合疊代功能與並行運算的特色與使用梯度提升算法的 XGBoost 等四種方法。採用 111 與 112 年人工智慧演算法的訓練、模型驗證與擬合子集，將 113 年四次戴奧辛與懸浮微粒監測資料代入，進行四種人工智慧模型之模擬，模擬結果之驗證採用判定係數(coefficient of determination, R^2)、平均絕對誤差(mean absolute error, MAE)、平均絕對百分差(mean absolute percentage error, MAPE)、均方誤差(mean

square error, MSE)與根均方誤差(root mean square error, RMSE)等五種指標。模擬結果如後。

4.6.1 人工智慧模型解析 113 年第一、二次監測戴奧辛數據

四種人工智慧模型模擬的五種指標中，判定係數(R^2)是透過線性回歸模型，呈現預測數中能解釋的百分比，從而比較出該預測數據現性的回歸能力；平均絕對誤差(MAE)是採用絕對值得方式取平均值，可以避免誤差之間互相抵銷的可能性，因此得更準確反映實際預測誤差的大小；平均絕對百分差(MAPE)值具備平均絕對誤差的優點，更能以相對誤差測量值的方式呈現驗證結果。均方誤差(MSE)利用各量測值誤差平方後的平均值，能進一步放大偏離標準值較多的預測值的影響；根均方誤差(RMSE)值對於差異較大的誤差值能敏感的顯示出來，能較為嚴格的判斷預測值的精準度。五種驗證指標以 R^2 趨近於 1 最佳，而 MAE、MAPE、MSE 與 RMSE 則都以其值越小越好。

表 4.16 列出以 113 年第一、二次戴奧辛監測數據於四種人工智慧模型之 5 種指標驗證結果，表中 NAN(not a number，非數)是電腦科學中數值資料類型的一種類值，表示未定義或不可表示的值。通常模擬結果顯現出 NAN 的原因是監測數據值過於偏低或異常，無法反映出該排放源的存在。表中五種驗證指標的灰底數值，用來表示最佳驗證結果，亦即此人工智慧模型最適於該戴奧辛排放源的預測。整體而言，隨機森林(Random Forest)模型有著最多的最佳驗證結果，是預測戴奧辛貢獻來源最佳人工智慧。其次依序為向量迴歸(SVR)模型、極限梯度提升(XGBoost)模型、自適應增強(AdaBoost)模型。

表 4.16 彙整 113 年第一、二次監測戴奧辛數據於四種模型之 5 種指標驗證結果

污染源	指標	AdaBoost	Random Forest	SVR	XGBoost
垃圾焚化廠	R ²	0.401	0.469	NAN	0.050
	MAE	6.696	6.055	7.335	7.190
	MAPE	NAN	NAN	NAN	NAN
	MSE	73.531	65.169	80.940	76.489
	RMSE	8.575	8.073	80.940	8.746
醫療焚化爐	R ²	0.392	0.455	NAN	NAN
	MAE	1.907	1.647	1.642	0.873
	MAPE	NAN	NAN	NAN	NAN
	MSE	16.553	14.831	5.243	1.002
	RMSE	4.069	3.851	2.290	1.001
火葬場	R ²	0.356	0.528	NAN	NAN
	MAE	9.521	7.478	17.887	18.217
	MAPE	NAN	NAN	2.598	2.997
	MSE	156.430	7.478	414.241	495.199
	RMSE	12.507	10.707	20.353	22.253
廢水處理廠	R ²	0.310	0.253	NAN	NAN
	MAE	6.839	6.577	17.635	7.642
	MAPE	NAN	NAN	2.899	1.091
	MSE	60.403	65.341	568.123	76.083
	RMSE	7.772	8.083	23.835	8.723
灰渣處理業	R ²	0.704	0.680	NAN	NAN
	MAE	5.845	6.133	0.282	1.044
	MAPE	NAN	NAN	NAN	NAN
	MSE	69.979	75.674	0.100	1.962
	RMSE	8.365	8.699	0.317	1.401
燃煤電廠	R ²	0.268	0.134	0.623	0.354
	MAE	5.275	4.870	6.623	8.495
	MAPE	NAN	NAN	NAN	NAN
	MSE	41.011	48.547	60.948	104.597
	RMSE	6.404	6.968	7.807	10.227
AC 鋼鐵廠	R ²	0.448	0.413	0.579	NAN
	MAE	4.363	3.629	0.705	3.395
	MAPE	NAN	NAN	NAN	NAN
	MSE	40.228	42.781	0.616	21.124
	RMSE	6.343	6.541	0.785	4.596
DC 鋼鐵廠	R ²	0.303	0.466	NAN	0.191
	MAE	3.036	2.520	15.650	9.171
	MAPE	NAN	NAN	NAN	NAN
	MSE	28.360	21.753	382.180	174.262
	RMSE	5.325	4.664	19.549	13.201
二次煉銅業	R ²	0.441	0.481	NAN	NAN
	MAE	8.692	7.907	2.613	6.095
	MAPE	NAN	NAN	NAN	NAN
	MSE	95.457	88.550	11.929	43.324
	RMSE	9.770	9.410	3.454	6.582
二次煉鋁業	R ²	0.154	0.331	NAN	0.168
	MAE	4.866	4.393	5.108	4.946
	MAPE	NAN	NAN	NAN	NAN
	MSE	45.978	36.325	48.392	37.218
	RMSE	6.781	6.027	6.956	6.101
移動源	R ²	NAN	NAN	NAN	NAN
	MAE	1.705	1.467	2.306	1.982
	MAPE	NAN	NAN	NAN	NAN
	MSE	11.223	5.542	7.662	7.472
	RMSE	3.350	2.354	2.768	2.734

因為 R^2 趨近於 1 的判定基準最為容易。因此，本項驗證工作主要以判定係數(R^2)來比較四種人工智慧模式對在 11 種戴奧辛排放源的各別模擬預測適用度。圖 4.23 繪出四種人工智慧演算法求得 11 個戴奧辛排放源之 R^2 驗證值比較。隨機森林(Random Forest)模型最適用於預測垃圾焚化廠、醫療焚化爐、DC 鋼鐵廠、二次煉銅業與二次煉鋁業的戴奧辛貢獻。自適應增強(AdaBoost)模型最適用於預測灰渣處理業與廢水處理廠。向量迴歸(SVR)模型最適用於預測燃煤電廠與 AC 鋼鐵廠的戴奧辛貢獻。極限梯度提升(XGBoost)模型則對所有戴奧辛排放源之預測都非最佳。移動源對大氣戴奧辛的貢獻量非常少，都趨近於零。因此，四種人工智慧模型模擬預測移動源戴奧辛排放的結果，其獲得的 R^2 值都為 NAN。

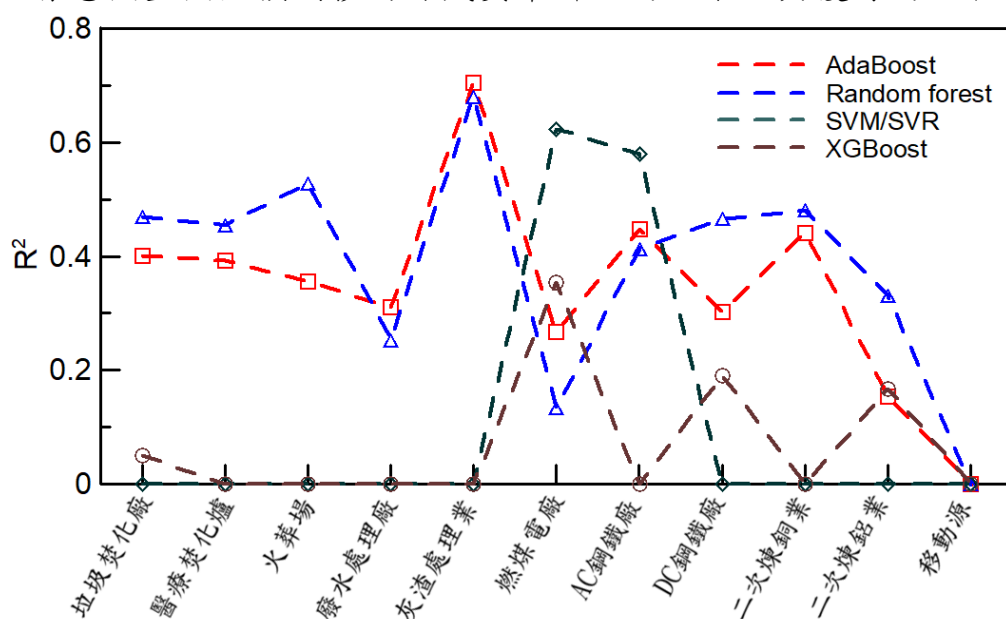


圖4.23 四種人工智慧演算法求得11個戴奧辛排放源之 R^2 驗證值比較

4.6.2 人工智慧模型解析 113 年第一、二次監測 $PM_{2.5}$ 數據

表 4.17 列出以 113 年第一、二次監測 $PM_{2.5}$ 數據於四種人工智慧模型之 5 種指標驗證結果。表中五種驗證指標的灰底數值，是呈現最佳驗證結果，即此人工智慧模型最適於該 $PM_{2.5}$ 排放源的預測。整體而言，四種人工智慧模型適用於 $PM_{2.5}$ 預測的結果明顯不同於戴奧辛的結果。XGBoost 模型有著最多的最佳驗證值，並且明顯高於其他三種預測模型，是預測 $PM_{2.5}$ 貢獻源最佳人工智慧模型，特別對於燃煤、汽油車與柴油車的 5 種指標驗證結果都是最佳。其次依序為 SVR 模型、Random Forest 模型、AdaBoost 模型。其中，AdaBoost 模型之 5 種

指標驗證都未有最佳結果出現，完全不適用於 PM_{2.5} 貢獻源的預測。

表 4.17 彙整 113 年第一、二次監測 PM_{2.5} 數據於四種模型之 5 種指標驗證結果

污染源	指標	AdaBoost	Random Forest	SVR	XGBoost
燃煤	R ²	0.119	NAN	0.000	0.765
	MAE	0.902	0.925	1.208	0.465
	MAPE	0.800	0.810	1.119	0.369
	MSE	1.068	1.221	1.654	0.285
	RMSE	1.033	1.105	1.286	0.534
燃重油	R ²	0.421	0.679	NAN	0.619
	MAE	0.345	0.263	1.300	0.282
	MAPE	0.167	0.127	0.628	0.136
	MSE	0.145	0.080	1.902	0.096
	RMSE	0.381	0.284	1.379	0.309
燃農廢	R ²	NAN	NAN	NAN	NAN
	MAE	6.673	5.484	7.979	4.587
	MAPE	0.598	0.499	0.724	0.417
	MSE	50.968	34.193	71.642	24.900
	RMSE	7.139	5.847	8.464	4.990
建築揚塵	R ²	0.258	NAN	0.636	0.058
	MAE	3.504	4.446	2.503	3.942
	MAPE	0.389	0.495	0.279	0.438
	MSE	14.437	22.486	7.087	18.328
	RMSE	3.800	4.742	2.662	4.281
街道揚塵	R ²	0.180	NAN	0.934	NAN
	MAE	0.454	0.537	0.127	0.554
	MAPE	0.442	0.522	0.124	0.539
	MSE	0.234	0.329	0.019	0.349
	RMSE	0.483	0.574	0.138	0.591
汽油車	R ²	0.186	0.259	NAN	0.469
	MAE	7.739	7.318	11.263	6.253
	MAPE	0.131	0.124	0.192	0.107
	MSE	68.183	62.083	142.838	44.463
	RMSE	8.257	7.879	11.951	6.668
柴油車	R ²	0.013	0.060	NAN	0.487
	MAE	1.372	1.321	1.553	0.993
	MAPE	0.128	0.123	0.145	0.093
	MSE	2.156	2.053	2.719	1.120
	RMSE	1.468	1.433	1.649	1.058

圖 4.24 繪出四種人工智慧演算法求得 7 個 PM_{2.5} 排放源之 R² 驗證值比較。

Random Forest 模型最適用於預測燃燒重油的 PM_{2.5} 貢獻。SVR 模型最適用於預測建築揚塵與街道揚塵的 PM_{2.5} 貢獻。尤其是對街道揚塵的 PM_{2.5} 貢獻預測，其 R² 驗證值更高至 0.934。如前面所言，XGBoost 模型則對所有 PM_{2.5} 排放源之預測都出現最佳驗證項目，此模型最適用於預測燃煤、汽油車與柴油車的 PM_{2.5} 貢獻。XGBoost 模型預測燃煤的 R² 驗證值可達 0.765。AdaBoost 模型之 R² 驗證值都未有最佳結果出現，完全不適用於 PM_{2.5} 貢獻源的預測。特別一提的是四種人工智慧演算法所得燃燒農廢的 R² 驗證值都為 NAN。這可能是因為中部空

品區並非農業縣市，農廢較少。並且燃燒農廢大都集中在一定的期間(例如一、二期稻作收成後的七月與十一月的露天燃燒稻梗)，平時並無燃燒農廢的現象發生。也是由於一般能測得來自燃燒農廢的 $PM_{2.5}$ 量極少，所以四種人工智慧演算法所得燃燒農廢的 R^2 驗證值都為 NAN。

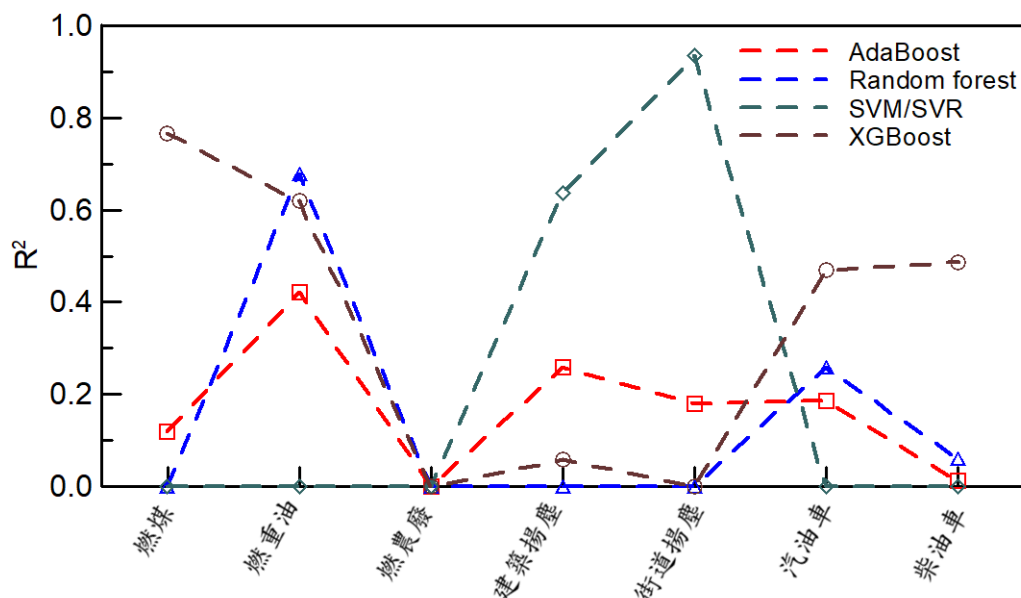


圖4.24 四種人工智慧演算法求得7個 $PM_{2.5}$ 排放源之 R^2 驗證值比較

4.6.3 人工智慧模型解析 113 年第一、二次監測 $PM_{2.5-10}$ 數據

表 4.18 列出以 113 年第一、二次監測 $PM_{2.5-10}$ 數據於四種人工智慧模型之 5 種指標驗證結果。表中五種驗證指標的灰底數值，是呈現最佳驗證結果，即此人工智慧模型最適於該 $PM_{2.5}$ 排放源的預測。結果顯示四種人工智慧模型適用於 $PM_{2.5-10}$ 預測的結果明顯不同於戴奧辛與 $PM_{2.5}$ 二者的結果。SVR 模型模擬的結果極為突出，有著最多的最佳驗證值，並且明顯遠高於其他三種人工智慧模型，是預測 $PM_{2.5-10}$ 貢獻源最佳人工智慧模型。除了對於燃煤外，其餘六個 $PM_{2.5-10}$ 貢獻源的預測，SVR 模型都是最佳，相當突出。對於燃煤的 $PM_{2.5-10}$ 貢獻源的預測，則以 Random Forest 模型較佳。在排序上除極為突出的 SVR 模型外，依序為 Random Forest 模型、XGBoost 模型與 AdaBoost 模型。雖然 Random Forest 模型與 XGBoost 模型在燃煤的 $PM_{2.5-10}$ 貢獻源的預測結果相近，但整體而言，Random Forest 模型、XGBoost 模型與 AdaBoost 模型都不適用於 $PM_{2.5-10}$ 貢獻源的預測。尤其是 AdaBoost 模型，其 5 種指標驗證都未有最佳結果出現，完全不

適用於 $PM_{2.5-10}$ 貢獻源的預測，此點與 $PM_{2.5}$ 貢獻源的預測相同。

表 4.18 以 113 年第一、二次監測 PM_{2.5-10} 數據於四種模型之 5 種指標驗證結果

污染源	指標	AdaBoost	Random Forest	SVR	XGBoost
燃煤	R ²	0.236	0.563	NAN	0.544
	MAE	0.851	0.695	1.305	0.680
	MAPE	2.263	1.332	2.000	1.118
	MSE	0.875	0.501	1.933	0.523
	RMSE	0.935	0.708	1.390	0.723
燃重油	R ²	0.223	0.471	0.917	0.668
	MAE	0.814	0.671	0.241	0.503
	MAPE	0.910	0.708	0.182	0.459
	MSE	0.703	0.478	0.075	0.301
	RMSE	0.839	0.692	0.274	0.548
燃農廢	R ²	0.208	NAN	0.998	0.439
	MAE	5.921	7.126	0.283	5.128
	MAPE	0.520	0.622	0.017	0.336
	MSE	51.161	74.345	0.130	36.238
	RMSE	7.153	8.622	0.361	6.020
建築揚塵	R ²	NAN	0.230	0.899	0.484
	MAE	0.291	0.177	0.068	0.142
	MAPE	0.451	0.283	0.085	0.209
	MSE	0.096	0.040	0.005	0.027
	RMSE	0.310	0.201	0.073	0.165
街道揚塵	R ²	NAN	0.134	0.933	NAN
	MAE	0.217	0.145	0.038	0.222
	MAPE	0.443	0.302	0.058	0.413
	MSE	0.053	0.026	0.002	0.064
	RMSE	0.230	0.160	0.044	0.252
汽油車	R ²	0.463	0.707	0.973	0.674
	MAE	5.018	3.772	1.390	4.615
	MAPE	0.068	0.053	0.022	0.073
	MSE	43.814	23.877	2.217	26.577
	RMSE	6.619	4.886	1.489	5.155
柴油車	R ²	0.699	0.880	0.944	0.895
	MAE	0.597	0.380	0.307	0.392
	MAPE	0.045	0.030	0.026	0.034
	MSE	0.591	0.235	0.110	0.207
	RMSE	0.769	0.485	0.332	0.455

圖 4.25 繪出四種人工智慧演算法求得 7 個 PM_{2.5-10} 排放源之 R² 驗證值比較。在燃煤的 PM_{2.5-10} 貢獻源預測上，Random Forest 與 XGBoost 二模型結果相近與最佳。對於預測然重油、建築揚塵、街道揚塵、然農廢、汽油車與柴油車貢獻而言，SVR 模型模擬的 R² 驗證值結果極為突出，明顯遠高於其他三種預測模型，是預測 PM_{2.5-10} 貢獻源最佳人工智慧模型。值得一提的是，SVR 模型模擬的 R² 對這六個 PM_{2.5-10} 貢獻源預測範圍為 0.899–0.998，接近於完美。AdaBoost 模型之 R² 驗證值都未有最佳結果出現，完全不適用於 PM_{2.5-10} 貢獻源的預測，此結果與於 PM_{2.5-10} 貢獻源的預測結果相同。

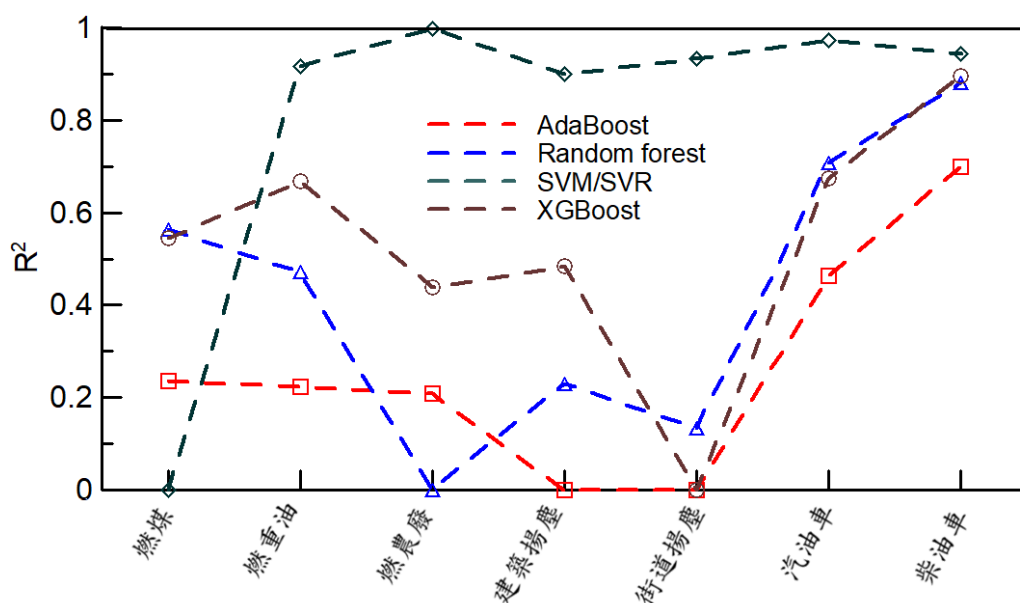


圖4.25 四種人工智慧演算法求得7個PM_{2.5-10}排放源之 R^2 驗證值比較

4.6.4 人工智慧模型解析 113 年第三、四次監測戴奧辛數據

本節旨在運用四種人工智慧模型（AdaBoost、Random Forest、SVR、XGBoost）對 113 年第三、四次監測的戴奧辛數據進行模擬分析。模型的驗證採用判定係數 (R^2)、平均絕對誤差 (MAE)、平均絕對百分差 (MAPE)、均方誤差 (MSE) 與根均方誤差 (RMSE) 等五種指標。

表 4.19 彙整了此期間戴奧辛監測數據在四種模型下的五種指標驗證結果。整體而言，各模型對不同污染源的預測適用性有所差異。例如，在灰渣處理業方面，XGBoost 模型與 AdaBoost 模型展現了較佳的判定係數(R^2)，分別為 0.798 與 0.784。對於醫療焚化爐，AdaBoost 模型的 R^2 值為 0.583，XGBoost 模型為 0.512。然而，部分污染源如 AC 鋼鐵廠與 DC 鋼鐵廠，其 R^2 值呈現負數，例如 DC 鋼鐵廠在 AdaBoost、Random Forest、SVR、XGBoost 模型下的 R^2 值分別為 -1.008、-1.558、-0.382 與 -0.854，顯示模型對這些特定來源的預測效果不佳。詳細的各項指標比較可參見表 4.19。

表 4.19 彙整 113 年第三、四次監測戴奧辛數據於四種模型之 5 種指標驗證結果

污染源	指標	AdaBoost	Random Forest	SVR	XGBoost
垃圾焚化廠	R ²	0.390	0.439	0.320	0.199
	MAE	5.239	5.071	5.578	6.029
	MAPE	43.397	39.889	48.364	56.933
	MSE	43.397	39.888	48.364	56.933
	RMSE	6.588	6.316	6.954	7.545
醫療焚化爐	R ²	0.583	0.481	0.185	0.512
	MAE	1.355	1.727	1.976	1.742
	MAPE	3.530	3.941	4.938	3.821
	MSE	12.458	15.534	24.382	14.598
	RMSE	3.530	3.941	4.938	3.821
火葬場	R ²	0.397	0.252	0.023	0.239
	MAE	8.683	8.934	11.268	8.733
	MAPE	0.258	0.303	0.230	0.283
	MSE	118.705	147.456	192.511	150.003
	RMSE	10.895	12.143	13.875	12.248
廢水處理廠	R ²	0.258	0.303	0.230	0.283
	MAE	7.658	7.148	7.280	7.515
	MAPE	5.094	5.177	5.195	4.409
	MSE	84.831	79.603	87.940	81.963
	RMSE	9.210	8.922	9.378	9.053
灰渣處理業	R ²	0.784	0.742	0.689	0.798
	MAE	5.094	5.177	5.195	4.408
	MAPE	55.736	33.887	53.968	37.502
	MSE	42.967	51.319	61.742	40.160
	RMSE	6.555	7.164	7.858	6.337
燃煤電廠	R ²	0.012	0.399	0.043	0.335
	MAE	5.331	4.215	5.539	4.210
	MAPE	6.616	6.951	7.492	7.843
	MSE	55.736	33.887	53.968	37.502
	RMSE	7.466	5.821	7.346	6.124
AC 鋼鐵廠	R ²	0.195	0.112	-0.032	-0.131
	MAE	4.558	4.665	5.378	5.255
	MAPE	0.277	0.248	0.113	0.272
	MSE	43.778	48.318	56.140	61.513
	RMSE	6.616	6.951	7.493	7.843
DC 鋼鐵廠	R ²	-1.008	-1.558	-0.382	-0.854
	MAE	3.937	4.149	2.538	3.693
	MAPE	4.474	3.610	3.489	4.560
	MSE	66.089	84.223	45.486	61.047
	RMSE	8.130	9.177	6.744	7.813
二次煉銅業	R ²	0.277	0.248	0.113	0.272
	MAE	7.796	7.937	6.880	7.701
	MAPE	7.483	7.307	7.269	9.303
	MSE	103.973	108.160	127.553	104.756
	RMSE	10.197	10.400	11.294	10.235
二次煉鋁業	R ²	0.230	0.311	0.278	0.155
	MAE	4.474	3.610	3.489	4.560
	MAPE	6.588	6.316	6.954	7.545
	MSE	28.101	25.138	26.345	30.851
	RMSE	5.301	5.014	5.133	5.554
移動源	R ²	0.228	0.246	0.250	0.040
	MAE	1.242	1.235	1.172	1.300

	MAPE	0.397	0.252	0.023	0.239
	MSE	7.483	7.307	7.269	9.303
	RMSE	2.736	2.703	2.696	3.050

下半年度驗證工作依然主要以判定係數(R^2)來比較四種人工智慧模式對在 11 種戴奧辛排放源的各別模擬預測適用度。圖 4.26 繪出四種人工智慧演算法求得 11 個戴奧辛排放源之 R^2 驗證值比較。四種人工智慧模型模擬預測的結果相對接近。然而針對不同排放源的預測效果有非常顯著的差異。

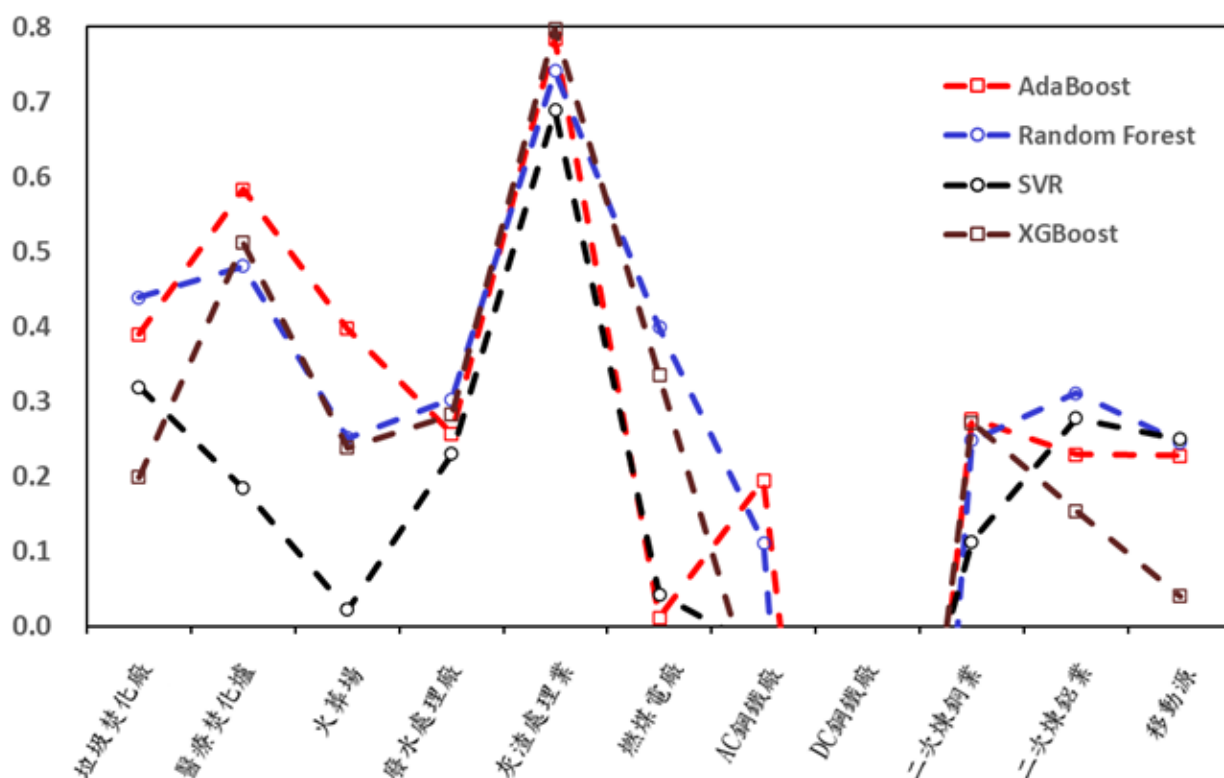


圖4.26 四種人工智慧演算法求得11個戴奧辛排放源之 R^2 驗證值比較

比較圖 4.23 與圖 4.26 的 R^2 驗證值，可以看出四種人工智慧模型在不同監測期間對 11 個戴奧辛排放源的預測適用性存在一些變化與共通點。灰渣處理業在兩個監測期間均展現出相對較高的 R^2 值，是各模型預測效果較佳的污染源。在第一、二次監測中，AdaBoost (R^2 約 0.7) 和 Random Forest (R^2 約 0.68) 模型表現突出；在第三、四次監測中，XGBoost ($R^2=0.798$) 和 AdaBoost ($R^2=0.784$) 模型效果最佳。這表明對於灰渣處理業的戴奧辛貢獻，模型具有相對穩定的良好預測能力。然而，對於其他多數污

染源， R^2 值在兩個期間多數維持在中低水平，顯示模型在準確預測其戴奧辛貢獻方面持續面臨挑戰。一個顯著的差異是，在圖 4.26 所代表的第三、四次監測期間，SVR 與 XGBoost 模型出現 NAN（非數值）的情況相較圖 4.23 大幅減少。例如，針對垃圾焚化廠、醫療焚化爐、火葬場及廢水處理廠，SVR 模型在第一、二次監測時 R^2 值為 NAN，但在第三、四次監測時則均有具體的 R^2 數值。這可能意味著第三、四次的監測數據為這些模型提供了更充足的資訊進行擬合。

在最佳模型的選擇上，不同污染源在不同監測期間的最佳預測模型亦有所轉變：

- 醫療焚化爐：在第一、二次監測期間以 Random Forest 模型(R^2 約 0.46) 表現最佳，而在第三、四次監測期間則轉為 AdaBoost 模型($R^2=0.583$) 效果最好。
- 燃煤電廠：第一、二次監測時 SVR 模型(R^2 約 0.62) 用性最佳，但在第三、四次監測時，Random Forest 模型 ($R^2=0.399$) 的表現更優，而 SVR 模型的 R^2 值大幅下降至 0.043。
- 值得注意的是，部分污染源的預測結果在不同期間出現劇烈變化，尤其是負 R^2 值的出現：
- DC 鋼鐵廠：此污染源的預測能力顯著下降。在第一、二次監測中，Random Forest 模型尚有約 0.47 的 R^2 值。然而，在第三、四次監測中，所有四種模型對 DC 鋼鐵廠的預測均得到顯著的負 R^2 值（如 Random Forest 為 -1.558），顯示模型在後期數據上對此源的預測極不理想。
- AC 鋼鐵廠：SVR 模型在第一、二次監測時表現尚可(R^2 約 0.58)。但在第三、四次監測中，其 R^2 值轉為負數 (-0.032)，XGBoost 模型亦呈現負 R^2 值(-0.131)。

圖 4.16 中負 R^2 值的增多（尤其在 AC 鋼鐵廠與 DC 鋼鐵廠），與圖 4.23 中這些源的 R^2 值為正數或 NAN 的情況形成對比，這表明模型在處理第三、四次監測數據時，對這些特定污染源的擬合遇到了較大困難。

- 移動源的預測：在圖 4.23 中，所有模型對移動源預測的 R^2 值均為

NAN，指出這歸因於其貢獻量極低。相對地，在圖 4.26 中，所有模型均對移動源產生具體的（儘管普遍偏低） R^2 值，其中以 SVR 模型的 0.250 為最高。此轉變可能暗示第三、四次的監測數據使模型得以捕捉到一些微弱的相關性。

綜上所述，兩圖的比較揭示了戴奧辛預測模型在不同監測時期表現的變異性。雖然某些污染源（如灰渣處理業）的預測效果相對穩定，但其他污染源（如 DC 鋼鐵廠）在後期監測數據上的模型表現則顯著惡化。NAN 值的減少、部分污染源最佳模型的轉變以及更多負 R^2 值的出現，共同突顯污染物排放模式或數據特性的動態變化，以及維持模型長期預測一致性的挑戰。因此，針對特定污染源選擇最佳模型時，可能需考量不同監測期間數據集的特性。

4.6.5 人工智慧模型解析 113 年第三、四次監測 $PM_{2.5}$ 數據

針對 113 年第三、四次監測的 $PM_{2.5}$ 數據，同樣採用前述四種人工智慧模型進行模擬分析，並以五種指標進行驗證。表 4.20 彙整 $PM_{2.5}$ 監測數據在四種模型下的五種指標驗證結果。從 R^2 值來看，多數模型在多個污染源上表現良好。特別是 XGBoost 模型，在燃重油 ($R^2=0.78$)、燃農廢 ($R^2=0.87$)、建築揚塵 ($R^2=0.89$)、汽油車 ($R^2=0.94$) 及柴油車 ($R^2=0.94$) 等污染源均有較高的判定係數。Random Forest 模型在燃煤 ($R^2=0.64$) 及燃重油 ($R^2=0.72$) 等來源也表現不俗。汽油車與柴油車的預測結果在多個模型中均顯示出較高的 R^2 值。

表 4.20 彙整 113 年第三、四次監測 $PM_{2.5}$ 數據於四種模型之 5 種指標驗證結果

污染源	指標	AdaBoost	Random Forest	SVR	XGBoost
燃煤	R^2	0.42	0.64	0.21	0.61
	MAE	0.53	0.45	0.66	0.47
	MAPE	0.31	0.27	0.38	0.27
	MSE	0.45	0.27	0.61	0.29
	RMSE	0.67	0.52	0.78	0.54
燃重油	R^2	0.66	0.72	0.50	0.78
	MAE	0.39	0.32	0.45	0.30
	MAPE	0.14	0.11	0.17	0.10
	MSE	0.26	0.22	0.39	0.17
	RMSE	0.51	0.47	0.62	0.41
燃農廢	R^2	0.85	0.86	0.47	0.87

	MAE	3.07	3.00	6.45	2.57
	MAPE	0.11	0.12	0.32	0.11
	MSE	16.73	16.11	60.85	15.30
	RMSE	4.09	4.01	7.80	3.91
	R ²	0.87	0.88	0.61	0.89
建築揚塵	MAE	1.53	1.47	2.93	1.35
	MAPE	0.16	0.15	0.28	0.12
	MSE	3.48	3.29	10.31	2.85
	RMSE	1.87	1.81	3.21	1.69
	R ²	0.68	0.79	0.73	0.74
街道揚塵	MAE	0.23	0.18	0.20	0.19
	MAPE	0.18	0.15	0.15	0.16
	MSE	0.07	0.05	0.06	0.06
	RMSE	0.27	0.22	0.25	0.24
	R ²	0.92	0.92	0.58	0.94
汽油車	MAE	2.54	2.32	6.10	2.31
	MAPE	0.07	0.07	0.16	0.06
	MSE	9.48	9.67	50.87	7.38
	RMSE	3.08	3.11	7.13	2.72
	R ²	0.89	0.91	0.90	0.94
柴油車	MAE	0.51	0.41	0.27	0.39
	MAPE	0.07	0.06	0.05	0.05
	MSE	0.39	0.32	0.36	0.20
	RMSE	0.62	0.56	0.60	0.45
	R ²	0.89	0.91	0.90	0.94

比較圖 4.24(第一、二次監測 R² 驗證值)與圖 4.27 (第三、四次 R² 驗證值)時，可以觀察到四種人工智慧模型對 7 個 PM_{2.5} 排放源的預測能力在不同監測期間發生了顯著的變化，總體趨勢向好。多數污染源及 AI 模型在第三、四次監測期間的 R² 值普遍高於第一、二次監測期間。這意味著模型在引入 113 年度執行計畫前兩季之數據一同進行優化練後，後續的監測期間展現出更佳的預測性能。

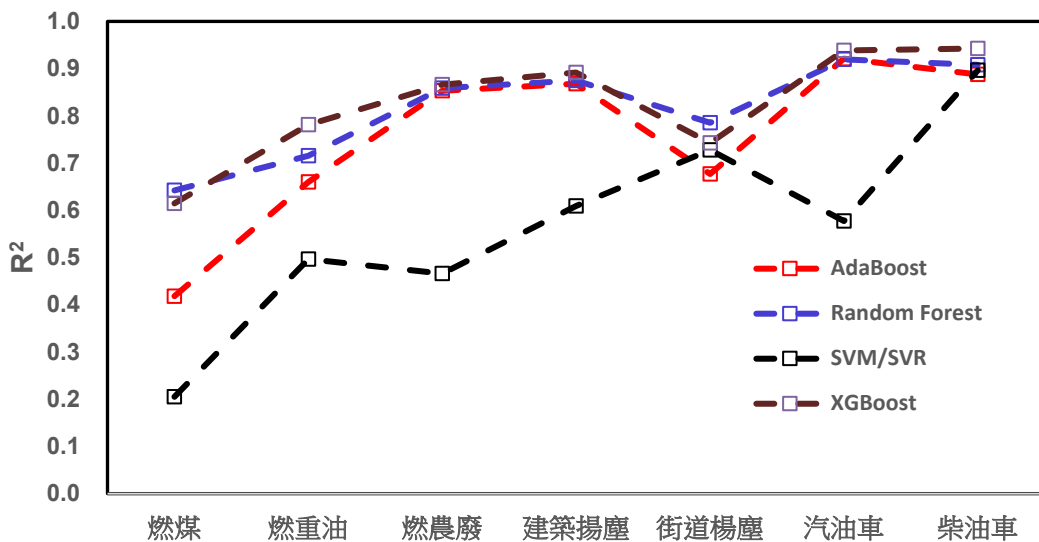


圖4.27 四種人工智慧演算法求得7個PM_{2.5}排放源之R²驗證值比較

就個別模型的表現而言：

- XGBoost 模型：此模型在第一、二次監測期間已對燃煤、汽油車與柴油車等源有著最佳的驗證結果。在第三、四次監測期間，XGBoost 模型持續表現強勁，甚至有所提升，對於「燃重油」($R^2=0.78$)、燃農廢($R^2=0.87$)、建築揚塵($R^2=0.89$)、汽油車($R^2=0.94$) 與柴油車($R^2=0.94$) 等多個污染源均取得了非常高的 R^2 值。
- Random Forest 模型：此模型在第三、四次監測期間表現大幅進步，成為燃煤($R^2=0.64$) 和街道揚塵($R^2=0.79$) 的最佳預測模型，而在前期監測中其對燃煤的預測為 NAN。
- AdaBoost 模型：該模型在第一、二次監測期間的 R^2 驗證值均未出現最佳結果。但在第三、四次監測數據中，AdaBoost 模型在所有污染源的 R^2 值均有顯著提升，例如在燃農廢($R^2=0.85$) 和建築揚塵($R^2=0.87$) 的預測上，其表現已與 Random Forest 和 XGBoost 模型相當。
- SVR 模型：SVR 模型在第一、二次監測期間對街道揚塵的預測 R^2 值高達 0.934，表現非常突出，同時對建築揚塵的預測也較好($R^2=0.636$)。進入第三、四次監測期，SVR 對街道揚塵的 R^2 值依然良好 (0.73)，但略低於 Random Forest 與 XGBoost 模型。對於建築揚塵，其 R^2 值 (0.61) 則低於其他三個模型。儘管如此，SVR 模型在後期監測中對先前呈現 NAN 的污染源（如燃重油、汽油車、柴油車）均提供了數值型的 R^2 結果。

針對特定污染源的變化：

- 燃農廢：此污染源的變化最為劇烈。在第一、二次監測期間，所有模型的 R^2 值均為 NAN，先前報告推測可能是因為燃燒農廢的偶發性及測得 $PM_{2.5}$ 量極少。然而，在第三、四次監測數據中，所有模型均得到了相當高的 R^2 值（例如 AdaBoost 0.85，Random Forest 0.86，SVR 0.47，XGBoost 0.87），顯示此源的預測能力大幅提升，可能與後期數據捕捉到更相關的排放事件有關。

- 汽油車與柴油車：這兩個污染源在所有模型上的 R^2 值均在第三、四次監測期間獲得顯著改善。以 XGBoost 為例，其對汽油車的 R^2 值從 0.469 提升至 0.94，對柴油車的 R^2 值從 0.487 提升至 0.94。
- 街道揚塵：SVR 模型在第一、二次監測期間對此源的優異表現 ($R^2=0.934$) 在第三、四次監測期間雖有所回落 ($R^2=0.73$)，但仍屬良好，而 Random Forest ($R^2=0.79$) 和 XGBoost ($R^2=0.74$) 在此期間提供了相近或更佳的預測。

本結果說明了數據特性或排放模式的變化對模型性能有重要影響。雖然部分模型在特定污染源上的相對優勢有所調整，但整體趨勢表明第三、四次的監測數據更有利於 $PM_{2.5}$ 的源解析。這也突顯了持續監測和利用不同時期數據進行模型訓練與驗證的重要性。

4.6.6 人工智慧模型解析 113 年第三、四次監測 $PM_{2.5-10}$ 數據

表 4.21 列出了 $PM_{2.5-10}$ 監測數據在四種模型下的五種指標驗證結果。根據 R^2 值，Random Forest 模型在燃煤 ($R^2=0.84$) 污染源預測上表現最佳。XGBoost 模型則在燃重油 ($R^2=0.76$)、燃農廢 ($R^2=0.84$)、街道揚塵 ($R^2=0.83$) 與汽油車 ($R^2=0.82$) 等污染源的預測中取得較高的 R^2 值。SVR 模型在此次 $PM_{2.5-10}$ 數據的預測中，部分污染源的 R^2 值出現負數，如燃煤 (-0.07) 及建築揚塵 (-0.17)，顯示其適用性較差。各模型的指標數據請參閱下表 4.21。

表 4.21 以 113 年第三、四次監測 $PM_{2.5-10}$ 數據於四種模型之 5 種指標驗證結果。

污染源	指標	AdaBoost	Random Forest	SVR	XGBoost
燃煤	R^2	0.66	0.84	-0.07	0.46
	MAE	0.64	0.43	0.97	0.68
	MAPE	0.30	0.19	0.35	0.26
	MSE	0.61	0.29	1.90	0.95
	RMSE	0.78	0.54	1.38	0.98
燃重油	R^2	0.67	0.71	0.15	0.76
	MAE	0.39	0.35	0.50	0.32
	MAPE	0.17	0.16	0.19	0.14
	MSE	0.25	0.21	0.63	0.18
	RMSE	0.50	0.46	0.80	0.42
燃農廢	R^2	0.75	0.85	0.30	0.84
	MAE	4.18	3.38	7.95	3.86

	MAPE	0.36	0.31	0.84	0.33
	MSE	39.16	24.31	110.28	25.46
	RMSE	6.26	4.93	10.50	5.05
建築揚塵	R ²	0.80	0.68	-0.17	0.60
	MAE	1.38	1.84	2.83	1.66
	MAPE	0.75	1.26	0.43	1.54
	MSE	6.09	9.70	35.57	12.21
	RMSE	2.47	3.11	5.96	3.49
街道揚塵	R ²	0.81	0.74	0.67	0.83
	MAE	0.20	0.24	0.19	0.17
	MAPE	0.29	0.32	0.20	0.23
	MSE	0.05	0.08	0.10	0.05
	RMSE	0.23	0.28	0.31	0.22
汽油車	R ²	0.85	0.81	0.29	0.82
	MAE	3.23	3.44	6.43	3.52
	MAPE	0.07	0.07	0.13	0.07
	MSE	19.67	23.93	90.07	22.82
	RMSE	4.44	4.89	9.49	4.78
柴油車	R ²	0.67	0.81	0.70	0.64
	MAE	0.82	0.62	0.75	0.76
	MAPE	0.09	0.07	0.08	0.09
	MSE	1.23	0.72	1.11	1.34
	RMSE	1.11	0.85	1.05	1.16

比較圖 4.25 與圖 4.28 時，可以清晰地看到四種人工智慧模型對 7 個 PM_{2.5-10} 排放源的預測適用性在不同監測期間發生了顯著的重組和變化。最顯著的轉變是 SVR 模型先前的主導地位大幅下降。在第一、二次監測期間，SVR 模型在除了「燃煤」以外的所有 PM_{2.5-10} 污染源預測中均表現最佳，且 R² 值經常接近完美（例如燃農廢 R²=0.998，汽油車 R²=0.973，柴油車 R²=0.944，街道揚塵 R²=0.933，燃重油 R²=0.917，建築揚塵 R²=0.899）。然而，進入第三、四次監測期間（圖 4.18，表 4.21），SVR 模型的 R² 值在多數污染源上均出現顯著滑落，例如對燃重油從 0.917 降至 0.15，對燃農廢從 0.998 降至 0.30，對汽油車從 0.973 降至 0.29。更甚者，SVR 模型在第三、四次監測中對燃煤的 R² 值為-0.07，對建築揚塵的 R² 值為-0.17，呈現負數，表明模型適用性極差。

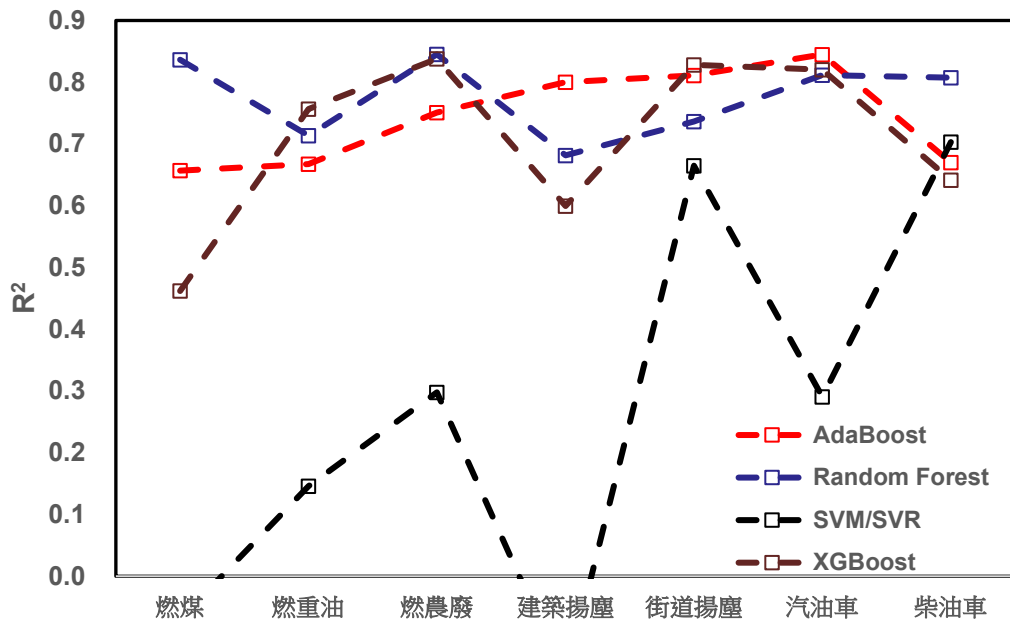


圖4.28 四種人工智慧演算法求得7個PM_{2.5-10}排放源之 R^2 驗證值比較

與 SVR 模型表現下滑相對應的是，其他模型（Random Forest、XGBoost、AdaBoost）在第三、四次監測期間的表現有所提升或成為特定污染源的最佳預測模型：

- Random Forest 模型：此模型在燃煤的預測上表現更佳， R^2 值從 0.563 提升至 0.84，成為最佳模型。同時，它也成為燃農廢（從 NAN 提升至 0.85，最佳）和柴油車（ $R^2=0.81$ ，最佳）的最佳預測模型。
- XGBoost 模型：該模型在第三、四次監測期間成為燃重油（ $R^2=0.76$ ，從 0.668 提升）和街道揚塵（ $R^2=0.83$ ，從 NAN 提升）的最佳預測模型。
- AdaBoost 模型：此模型在第一、二次監測期間 R^2 驗證值均未有最佳結果出現。但在第三、四次監測中，AdaBoost 模型成為建築揚塵（ $R^2=0.80$ ，從 NAN 提升）和汽油車（ $R^2=0.85$ ，從 0.463 提升）的最佳預測模型，顯示出顯著的性能改善。

SVR 模型在第一、二次監測期間的卓越普適性未能在第三、四次監測期間得以維持。與此同時，Random Forest、XGBoost 及 AdaBoost 等模型則在後續的監測數據中對不同污染源展現出更強的預測能力或成為新的最佳選

擇。這一現象強烈表明，AI 模型的適用性可能高度依賴於不同監測時期的數據特性，單一模型難以在所有時間段和所有污染源上均保持最優。因此，對於 PM_{2.5-10} 的源解析工作，定期對模型進行重新評估和調整，以適應數據的動態變化，顯得尤為重要。

4.6.7 人工智慧模擬 113 年計畫期間戴奧辛/呋喃污染源貢獻之結果

表 4.22 113 年環境中戴奧辛/呋喃之 AI 模型模擬各污染源貢獻量(pg I-TEQ/m³)

採樣地點與採樣時間		排放源										移動源
		垃圾焚化廠	醫療焚化廠	火葬場	燃煤火力電廠	廢水處理廠	AC 銅鐵廠	DC 銅鐵廠	二次煉銅業	二次煉鋁業	廢灰渣處理業	
蔗廊里	8/06-08	0.0033	0.0005	0.0017	0.0003	0.0007	0.0003	0.0005	0.0001	0.0030	0.0004	0.0002
	10/15-17	0.0031	0.0001	0.0013	0.0011	0.0007	0.0015	0.0010	0.0001	0.0016	0.0003	0.0002
	1/08-10	0.0028	0.0005	0.0014	0.0003	0.0009	0.0003	0.0007	0.0002	0.0031	0.0007	0.0003
	4/30-5/02	0.0031	0.0001	0.0009	0.0015	0.0004	0.0017	0.0012	0.0000	0.0015	0.0004	0.0004
文山里	8/06-08	0.0040	0.0005	0.0019	0.0003	0.0009	0.0004	0.0006	0.0001	0.0036	0.0005	0.0002
	10/15-17	0.0051	0.0001	0.0014	0.0014	0.0009	0.0014	0.0013	0.0001	0.0028	0.0010	0.0003
	1/07-09	0.0042	0.0007	0.0019	0.0004	0.0013	0.0005	0.0011	0.0003	0.0046	0.0007	0.0003
	4/30-5/2	0.0050	0.0001	0.0010	0.0014	0.0008	0.0018	0.0012	0.0002	0.0029	0.0013	0.0003
春安里	8/06-08	0.0041	0.0003	0.0013	0.0014	0.0010	0.0012	0.0007	0.0001	0.0024	0.0003	0.0002
	10/15-17	0.0038	0.0001	0.0017	0.0014	0.0007	0.0014	0.0013	0.0001	0.0021	0.0003	0.0002
	1/07-09	0.0044	0.0005	0.0003	0.0012	0.0012	0.0014	0.0004	0.0001	0.0029	0.0002	0.0003
	4/30-5/02	0.0036	0.0000	0.0005	0.0020	0.0006	0.0019	0.0016	0.0000	0.0022	0.0003	0.0003

運用 XGBoost 模型模擬臺中市垃圾焚化廠周圍環境戴奧辛 / 呋喃污染源貢獻比例，綜合四次採樣結果之貢獻比例之總量，主要貢獻源為垃圾焚化廠、二次煉銅業。醫療焚化廠、火葬場、燃煤火力電廠、廢水處理廠、AC 銅鐵廠、DC 銅鐵廠、二次煉鋁業及廢灰渣處理業的貢獻量則普遍較低

或呈現中等水平，並隨採樣時間與地點有所波動。移動源的貢獻在所有監測數據中均維持在相對較低的水平。另外，各污染源的貢獻量在不同採樣地點和時間點呈現一定程度的變異，反映了污染源排放特性及環境擴散條件的複雜性。詳細數據請參考表 4.23。

4.6.8 人工智慧模擬 113 年計畫期間 PM_{2.5} 與 PM_{2.5-10} 污染源貢獻之結果

表 4.23 113 年環境中 PM_{2.5} 之 AI 模型模擬各污染源總重金屬貢獻量(pg I-TEQ/m³)

採樣地點 與採樣時間		排放源											
		燃煤	燃重油	燃農廢	建築揚塵	街道揚塵	裸地揚塵	海洋飛沫	汽油車	柴油車	硫酸銨	硝酸銨	硝酸鹽
蔗廊里	8/06-08	0.23	0.27	1.56	1.52	0.18	0.00	0.00	5.29	0.97	0.00	0.00	0.00
	10/15-17	0.22	0.31	1.43	1.09	0.14	0.00	0.00	5.76	1.06	0.00	0.00	0.00
	1/08-10	0.23	0.29	1.69	1.55	0.18	0.00	0.00	5.14	0.93	0.00	0.00	0.00
	4/30-5/02	0.24	0.31	1.53	1.30	0.15	0.00	0.00	5.44	1.03	0.00	0.00	0.00
文山里	8/06-08	0.23	0.24	2.32	1.39	0.16	0.00	0.00	4.79	0.88	0.00	0.00	0.00
	10/15-17	0.16	0.24	1.69	1.17	0.14	0.00	0.00	5.59	1.03	0.00	0.00	0.00
	1/07-09	0.25	0.24	2.31	1.19	0.15	0.00	0.00	4.97	0.90	0.00	0.00	0.00
	4/30-5/2	0.16	0.25	1.64	1.15	0.13	0.00	0.00	5.65	1.02	0.00	0.00	0.00
春安里	8/06-08	0.30	0.29	1.96	1.49	0.18	0.00	0.00	4.86	0.92	0.00	0.00	0.00
	10/15-17	0.27	0.31	2.10	1.16	0.14	0.00	0.00	5.06	0.97	0.00	0.00	0.00
	1/07-09	0.30	0.28	1.96	1.54	0.18	0.00	0.00	4.84	0.91	0.00	0.00	0.00
	4/30-5/02	0.29	0.31	2.18	1.25	0.15	0.00	0.00	4.90	0.93	0.00	0.00	0.00

選擇以四個模型模擬結果中，相較最好的 XGBoost 模型模擬之結果(表 4.2.4)，呈現汽油車是 PM_{2.5} 總重金屬貢獻中最主要的來源，在所有地點和時間的貢獻量均顯著高於其他源。其次為燃農廢和建築揚塵。另外，柴油車也有較為明顯的貢獻量。本模擬結果亦顯示汽油車、燃農廢、建築揚塵及柴油車的貢獻量在不同採樣時間點的波動不大，但在不同地點間略

有差異。例如，燃農廢在文山里和春安里的部分時段貢獻略高於蔗廊里。

表 4.24 113 年環境中 PM_{2.5-10} 之 AI 模型模擬各污染源總重金屬貢獻量(pg I-TEQ/m³)

排放源 採樣地點 與採樣時間		燃煤	燃重油	燃農廢	建築揚塵	街道揚塵	裸地揚塵	海洋飛沫	汽油車	柴油車	硫酸銨	硝酸銨	硝酸鹽
蔗廊里	8/06-08	0.11	0.14	1.82	0.09	0.07	0.00	0.00	6.58	1.21	0.00	0.00	0.00
	10/15-17	0.11	0.18	2.07	0.08	0.06	0.00	0.00	6.33	1.18	0.00	0.00	0.00
	1/08-10	0.15	0.17	1.91	0.09	0.07	0.00	0.00	6.44	1.18	0.00	0.00	0.00
	4/30-5/02	0.16	0.19	2.11	0.09	0.07	0.00	0.00	6.23	1.16	0.00	0.00	0.00
文山里	8/06-08	0.09	0.14	1.97	0.09	0.07	0.00	0.00	6.46	1.18	0.00	0.00	0.00
	10/15-17	0.09	0.14	1.85	0.07	0.05	0.00	0.00	6.60	1.20	0.00	0.00	0.00
	1/07-09	0.16	0.17	2.03	0.09	0.07	0.00	0.00	6.32	1.16	0.00	0.00	0.00
	4/30-5/2	0.14	0.16	1.97	0.06	0.05	0.00	0.00	6.46	1.16	0.00	0.00	0.00
春安里	8/06-08	0.21	0.22	2.53	0.07	0.05	0.00	0.00	5.80	1.12	0.00	0.00	0.00
	10/15-17	0.27	0.26	2.57	0.09	0.07	0.00	0.00	5.65	1.10	0.00	0.00	0.00
	1/07-09	0.25	0.25	2.95	0.09	0.07	0.00	0.00	5.38	1.02	0.00	0.00	0.00
	4/30-5/02	0.30	0.24	2.98	0.10	0.08	0.00	0.00	5.27	1.03	0.00	0.00	0.00

於 PM_{2.5-10} 的部分，則以 AdaBoost 模型作於總重金屬貢獻員與貢獻量之預測。與 PM_{2.5} 相似，汽油車同樣是 PM_{2.5-10} 總重金屬貢獻的最大來源，貢獻值範圍約在 5.27 至 6.60 pg I-TEQ/m³。其次，燃農廢、柴油車的貢獻亦非常顯著，且其貢獻量普遍高於其在 PM_{2.5} 中的貢獻。最後，與 PM_{2.5} 的結果一致，裸地揚塵、海洋飛沫、硫酸銨、硝酸銨及硝酸鹽等五種污染源之數值皆非常之微量。整體而言，主要貢獻源的貢獻量在各採樣時間點的變化不大，但在不同地點間存在差異。

4.7 焚化廠附近居民之健康評估

臺中市南屯區文山地區的主要產業包括焚化廠、精密機械園區、臺中工業區以及中部科學園區等。為了全面評估該地區居民的健康狀況，我們考量多種因素，包括風向、距離以及居民的生活習慣等，並選定該地區作為調查範圍。調查的主要目的是分析焚化廠周邊居民對資源回收廠的看法與態度，並探討其對健康及環境影響的觀點。調查對象為文山地區及周邊居民，參與人數約 320 人。此外，研究還將延伸至臺中市后里區的后里焚化廠(臺中市后里資源回收廠)及臺中市烏日區的烏日焚化廠(臺中市烏日資源回收廠)周邊居民，增加 130 名受測對象，使總調查人數達到 450 人。

透過尿液樣本分析，進一步探討可能的健康影響。問卷內容涵蓋多個層面，包括：居民的基本資料及健康狀況、對垃圾處理場及文山地區產業的看法與態度、對政府垃圾處理場管理措施的信任程度、關於文山地區產業相關訊息的取得管道、個人的風險感知及相應的避險行為。期望透過多面向的數據蒐集與分析，提供資源回收廠周邊居民健康與環境影響的背景參考資料，為後續相關政策制訂與健康改善計畫提供實證基礎。

居民尿液金屬濃度之判別，以 ICP-MS 進行分析，並檢陳方法確效評估，做為判別依據。檢驗項目(砷、鉛、鎘、汞、銻、鉻、鎳)依據勞動部規範與通過財團法人全國認證基金會醫學實驗室 ISO 15189 認證實驗室進行，確保結果之精確性與可靠性。

基準值準則或參考依據，則目前國內外對於一般民眾尿液中重金屬濃度尚無一致的國際標準值，實務上多採用檢測機構自行建立之生物參考區間(BRI)或參考文獻數據做為判讀依據。本研究引用之外來文獻與數據，多來自通過”財團法人全國認證基金會(TAF)”認證之檢測單位，並經研究委員審視來源之合理性。部分資料雖由非 TAF 認證實驗室提供，但依 TAF 規範，必須確保檢測數據來源明確且可追溯。至於可追溯性現行並無硬性規定，由使用單位依檢測目的與風險評估判定。本調查即依此原則，確保所有檢測資料具備充分可追溯性與可靠性。

相關列管文件請參閱附件十三表 1。

4.7.1 居民尿液金屬採集與分析

據 113 年「臺中市人口統計資料庫」中的里鄰戶數及人口數概況統計，採用等機率抽樣原則，從 9 個里(文山里、寶山里、春社里、春安里、新生里、協和里、瑞井里、蔗廊里、自強里)中抽取受訪者，進行問卷調查。受訪者以居住在文山垃圾焚化廠周圍的長期住戶為主。抽樣計畫共包含 450 名受訪者，其中文山地區 320 名、烏日區 65 名及后里區 65 名。如烏日區或后里區意願參與人數不足，則由文山地區有意願者補足人數，確保總樣本量達到 450 名。尿液樣本分析將涵蓋 13 種金屬元素，包括：砷(As)、鎘(Cd)、鉻(Cr)、銅(Cu)、鎳(Ni)、鉛(Pb)、硒(Se)、鋅(Zn)、鉀(K)、鈮(V)、銦(In)、鎳(Ga)及銦(Sr)。總樣本量為 450 份，旨在全面評估暴露於重金屬的健康風險。本次尿液金屬元素分析委由臺中榮民總醫院臨床毒物科執行(報告參見附件十一)。

問卷與尿液調查範圍用距離範圍圖呈現。主要收案地區已在地居民聚集活動之場域為主，包括在地活動中心、里辦公室、寶山里籃球場、宮廟前廣場、文山里文化館等地區進行收案(圖 4.29、圖 4.30、圖 4.31)。



圖4.29 文山焚化爐與收案地點範圍示意圖



圖4.30 烏日焚化爐與收案地點範圍示意圖

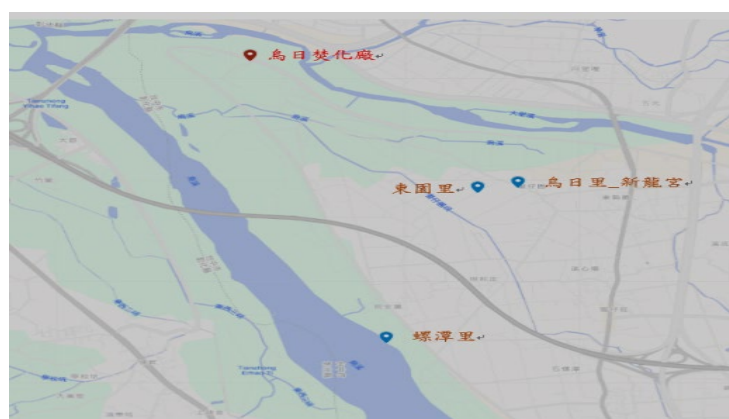


圖4.31 后里焚化爐與收案地點範圍示意圖

表 4.25 為文山地區社區長期居民樣本數規劃分配，總計問卷收集 320 份、尿液收集 320 管。研究對象分配依臺中市文山垃圾處理場營運監督委員會建議之人數分配為主，並依在地需求，彈性增加參加人數。

表 4.25 人數分配

區域別	里名	總人數 (人)	抽樣分配人數 (人)	調整分配人數(人)
南屯區	文山里	14,847	81	70
南屯區	寶山里	6,541	36	40
南屯區	春社里	7,581	41	50
南屯區	春安里	3,526	19	20
南屯區	新生里	4,269	23	20
西屯區	協和里	5,503	30	30
大肚區	瑞井里	6,155	34	30
大肚區	蔗廊里	6,125	34	30
大肚區	自強里	3,917	21	30
加總	共 9 里	58,464	320	320

註解：受測者樣本數之分配，由本團隊依照地區人口數目執行等比例分配原則，進行樣本數規劃，後續分配名冊提交監督委員會，由監督委員會決議名額之分配與調整。

受測者之選定以長期居住於該地區者並且願意參加本計畫調查案者為主。

4.8 社區長期居民尿液重金屬之評估

表 4.26 呈現本計畫於社區長期居民中進行樣本收集的結果。原預計收集問卷 320 份、尿液樣本 320 管，研究對象之分配係依據臺中市文山垃圾處理場營運監督委員會委員建議為原則，並考量各里之在地需求進行彈性調整。最終實際完成問卷與尿液樣本收集共 458 與 456 份，涵蓋 10 個里的居民，分別為文山里、寶山里、春社里、春安里、協和里、自強里、蔗廊里、瑞井里、東園里及舊社里。

表 4.26 研究對象(居民)收集樣本數

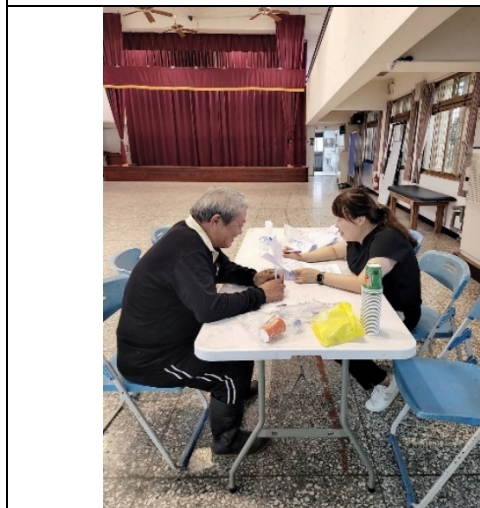
項目	文山里	寶山里	春社里	春安里	協和里	自強里	蔗廊里	瑞井里	東園里	舊社里	完成數量
問卷	57	50	60	20	25	41	40	50	34	81	458
尿液	56	50	60	20	25	41	40	50	34	80	456



活動照片-1



活動照片-2



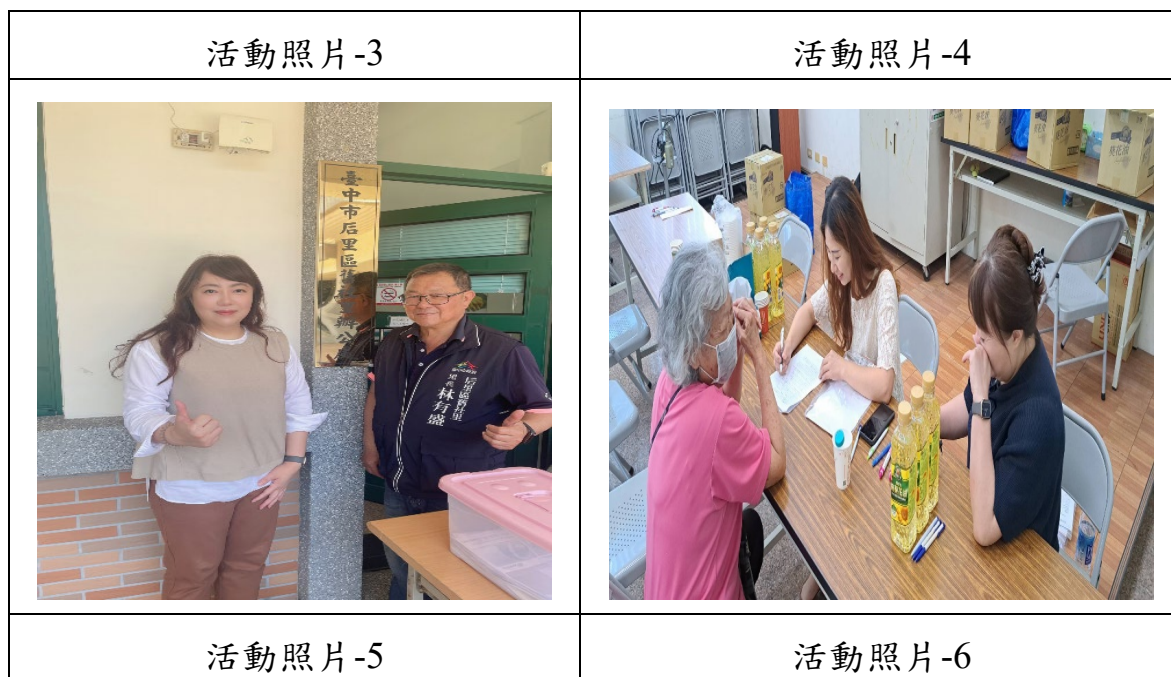


圖4.32 問卷調查及尿液收集現場照片

4.9 調查前準備工作

在進行問卷調查之前，本團隊已拜訪各相關里(文山里、寶山里、春社里、春安里、新生里、協和里、瑞井里、蔗廊里、自強里、東園里、舊社里)的里長，進行詳細的調查規劃與意見交流。此階段的主要目的是：

1. 說明調查目的與內容：清楚說明研究背景、調查的主要目標，以及居民參與的重要性，以獲得里長的支持與認同。
2. 蒐集里長建議：聆聽里長對於調查規劃的建議，了解當地居民可能的關注點或潛在疑慮，並根據建議進一步優化調查細節。
3. 促進社區合作：與里長建立信任合作關係，爭取協助在社區中推廣調查，並邀請居民積極參與問卷調查及尿液樣本採集計畫。

透過與里長的充分溝通與協調，調查團隊期望確保調查過程的順暢，並提高居民的參與意願，進一步提升研究結果的可信度與完整性。時程表如下：

日期	姓名	職位	時間
113/9/11	陳靖益	協和里里長	9:00
113/9/11	林順安	自強里里長	10:30

113 年臺中市文山垃圾焚化廠周圍環境監測及風險評估計畫期末報告(修訂版)

113/9/11	李志洋	春社里里長	11:00
113/9/11	何中信	文山里里長	15:00
113/9/11	廖振源	寶山里里長	8:30
113/10/3	廖振源	寶山里里長	15:00
113/9/25	洪忠祿	瑞井里里長	9:30
113/9/25	童麗香	蔗廊里里長	10:00
113/9/25	閻新懃	春安里里長	11:00
113/9/25	盧坤炳	新生里里長	11:30
114/4/17	林國貞	螺潭里里長	15:30
114/4/18	張有城	東園里里長	10:00
11/44/21	張有城	東園里里長	10:00
114/4/21	童麗香	蔗廊里里長	13:30
114/4/22	林有盛	舊社里里長	10:30



活動照片-7



活動照片-8



活動照片-9



活動照片-10



圖4.33問卷調查及尿液收集現場照片

表 4.27 呈現本計畫共收集之 458 名長期居民樣本的個人基本資料，受訪者分別來自文山區(個案數=342)、烏日區(個案數=34)與后里區(個案數=81)。本研究針對居住於焚化廠周邊地區的長期居民進行問卷調查，長期居民，具在地生活經驗與環境接觸歷程，以便更準確評估其健康風險認知與實際暴露狀況。

從表中可見，在性別方面，女性受訪者占多數(67.6%)，男性為(32.4%)，顯示女性居民較為積極參與社區性研究或具有較高健康關注意願。年齡層以 60 至 70 歲者最多(33.7%)，其次為 70 歲以上(33.5%)及 50 至 60 歲(19.3%)，說明受訪對象以中高齡者為主，符合本研究針對長期居住者之選樣邏輯；年長居民通常更具在地生活經驗與對環境變遷的敏感度。

教育程度方面，以高中(職)學歷者最多(28.1%)，其次為國小或以下(31.1%)及大專以上(20.7%)，反映出在地長期居民整體教育程度偏向中等或以下，顯示未來在進行健康風險溝通時，應注意用語及溝通策略之設計。婚姻狀況以已婚者為主(72.0%)，另有 16.4%為喪偶，顯示樣本族群多為穩定家庭結構的中老年居民。

住家型態方面，以透天住宅為主 65.3%，公寓居住者為 27.9%，另有 6.8%居住於傳統三合院，說明多數居民居住於地面型或低樓層建物中，可能較易接觸空氣污染源或環境異味。

職業類別顯示，36.7%的受訪者表示目前無專職工作，34.6%為家庭主

婦，另有 28.7%仍從事專職工作。此結構亦與年齡分布相符，顯示多數受訪者已進入退休或半退休階段，生活重心偏向家庭或社區層面。

整體而言，本研究樣本具備長期居住、年齡層偏高、女性占多、教育程度中等偏低及家庭型生活型態之特性，有助於深入瞭解長期暴露於焚化廠鄰近環境下居民的健康風險認知與行為反應。

表 4.27 居民個人基本資料

項目	個案數(百分比)
性別	
男	144(32.4)
女	300(67.6)
拒答	14
年齡層	
50 歲以下	60(13.5)
50-60 歲	86(19.3)
60-70 歲	150(33.7)
70 歲以上	149(33.5)
拒答	13
教育程度	
國小或以下	137(31.1)
國中	89(20.2)
高中(職)	124(28.1)
大專以上	91(20.7)
拒答	17
婚姻狀況	
已婚	317(72.0)
未婚	43(9.8)
喪偶	72(16.4)
其他	8(1.8)
拒答	18
住家型態	
公寓	124(27.9)
透天	290(65.3)
三合院	30(6.8)
拒答	14
專職工作	
有	126(28.7)
沒有	161(36.7)
家庭主婦	152(34.6)
拒答	19
政府列為低收入戶	12(2.8)

表 4.28 呈現受訪居民之身體健康狀況分布，內容包括自覺健康狀況、經醫師診斷之疾病類型以及過敏性疾病的罹患情形。

在自覺健康狀況方面，過半數居民表示自身健康狀況為「尚可」(53.9%)，其次為「好」(32.8%)，表示「非常好」者占(6.4%)。僅有(6.9%)的居民認為自身健康狀況「不好」，且無人表示「非常差」，反映出整體居民對健康狀況持相對正面的主觀評價。然而，仍有 22 位受訪者未回應此題。

就醫師診斷的身體疾病來看，以高血壓最為常見，占 33.2%，其次為心臟病(8.4%)、腫瘤或癌症(4.4%)、慢性支氣管炎(4.0%)等，另有少數居民被診斷患有肝臟疾病(2.3%)、腎臟病(1.9%)與慢性阻塞性肺病(0.7%)。值得注意的是，有超過一半的居民(55.3%)表示並未被診斷出以上任何疾病，顯示多數受訪者自覺健康尚可，且未有重大慢性病史。然而，該項目中亦有 28 人未作答，需留意樣本代表性與資訊遺漏可能造成的偏差。

在過敏性疾病方面，過敏性鼻炎為最常見者，占 15.2%；其次為異位性皮膚炎(5.7%)與蕁麻疹(3.0%)，氣喘僅占(1.1%)。然而，有高達 76.8%的受訪者表示未曾被診斷為任何過敏性疾病或不確定是否罹患此類疾病，顯示部分民眾對過敏性疾病之辨識與就醫行為可能有限，亦反映該類疾病在社區健康監測中的潛在低估問題。

整體而言，多數受訪居民主觀健康評價良好，且未被醫師診斷罹患重大慢性病。然而，隨著年齡增加與環境因素累積曝露，部分疾病如高血壓與心臟病仍有一定比率，顯示長期健康管理仍具必要性。

表 4.28 居民身體健康狀況分布

項目	個案數(百分比)
自覺健康狀況	
非常好	28(6.4)
好	143(32.8)
尚可	235(53.9)
不好	30(6.9)
非常差	0(0)
拒答	22
經醫師診斷疾病(複選)	

慢性支氣管炎	17(4.0)
慢性阻塞性肺病(COPD)	3(0.7)
肝臟疾病	10(2.3)
腫瘤(癌症)	19(4.4)
高血壓	143(33.2)
心臟病	36(8.4)
腎臟病	8(1.9)
以上皆無	238(55.3)
拒答	28
醫師診斷過敏性疾病(複選)	
氣喘	5(1.1)
過敏性鼻炎	66(15.2)
異味性皮膚炎	25(5.7)
蕁麻疹	13(3.0)
以上皆無/不知道	334(76.8)
拒答	23

表 4.29 顯示本研究所調查之居民的生活習慣分布情形，包含宗教祭拜行為、飲食來源、菸酒檳榔使用狀況及暴露於二手菸的可能性等。

在宗教祭拜習慣方面，有 43.5%的居民表示每天有燒香拜拜的習慣，28.6%僅在初一、十五等傳統節日進行祭拜，另有 27.9%的居民完全沒有此類習慣。此結果顯示，燒香拜拜仍為該地區部分居民日常生活的一部分，可能造成室內或社區空氣品質的潛在影響，亦與文化與信仰習慣有密切關聯。飲食方面，有 41.4%的受訪者表示會食用自己種植的蔬菜，此一比例相對較高，說明當地居民有部分仰賴自家農作物作為食物來源。然而此習慣亦可能增加居民接觸環境中累積性污染物(如土壤或灌溉水中重金屬或戴奧辛)的風險，應於後續健康風險評估中納入考量。在吸菸習慣方面，大多數居民(87.1%)表示未有吸菸行為，僅有 7.9%目前仍有吸菸，另有 4.9%曾經吸菸但已戒除。此外，有 20.7%的居民表示家中有其他同住者吸菸，代表仍有近五分之一的居民可能暴露於二手菸環境，需進一步釐清其對健康風險的潛在影響。

喝酒習慣方面，13.4%的受訪者表示有飲酒行為，而嚼食檳榔者比例較低，僅占 0.9%。整體而言，本地區居民的酒精與檳榔使用率偏低，可能與樣本中年齡層偏高及健康意識提升有關。

綜合來看，居民在生活習慣上呈現出傳統信仰活動比例高、食用自己種的蔬菜比例高，以及吸菸與檳榔使用率低的特性。然而，每日燒香與自產蔬菜之使用仍可能導致潛在的環境暴露風險。

表 4.29 居民生活習慣之分布

項目	個案數(百分比)
燒香拜拜習慣	
每天	189(43.5)
初一十五	124(28.6)
沒有	121(27.9)
拒答	24
食用自己種的蔬菜	178(41.4)
吸菸習慣	
有	34(7.9)
已戒菸	21(4.9)
沒有	373(87.1)
拒答	30
同住的人有吸菸習慣	90(20.7)
喝酒習慣	58(13.4)
吃檳榔習慣	4(0.9)

表 4.30 呈現居民對於焚化廠設置與環境影響的看法與態度。調查結果顯示，有 89.0%的居民表示知道本區設有焚化廠，顯示焚化廠設置資訊已為多數居民所知悉，反映出其在地方議題中的高度能見度與敏感性。

關於住家周邊落塵情況，有 44.5%的居民表示偶爾會發現落塵增加，22.4%則表示經常出現此情形，另有 2.8%認為幾乎每日都會有落塵現象，僅有 12.9%從未發現落塵問題。此結果顯示，焚化廠週邊居民對落塵情形有顯著感受，可能與其對空氣中懸浮微粒或可見污染物的敏感度有關。

有 53.8%的居民表示曾因環境污染問題添購空氣清淨機、濾水器等，此一比率顯示居民在日常生活已採取防護性行為，亦反映出對潛在空氣與水質污染風險的認知與應對。進一步分析居民對空氣品質的主觀評價，有 33.8%的居民認為住家附近空氣品質較其他地區差，41.9%認為與其他地區差不多，僅 9.2%認為較好，表示大多數居民並不完全滿意當地空氣品質。針對氣味污染的部分，有 41.9%的居民表示偶爾聞到焚化廠的臭味，

10.4%表示經常聞到，且仍有 1.6%的居民表示每日可聞到臭味，僅 20.7%從未聞過。這些結果說明，異味問題為居民實際感受的主要環境困擾之一。

關於空氣品質與焚化廠廢氣之關聯性認知，有(32.1%)的居民認為偶爾有關，(23.6%)認為一定有關，合計超過一半居民(55.7%)認為焚化廠與空氣品質間具一定程度的關聯性，僅(8.7%)認為完全無關。這顯示多數居民對焚化廠可能對環境品質造成之潛在影響保持警覺。

在居家環境品質整體滿意度方面，有 37.7%的居民表示滿意或非常滿意，52.2%認為尚可，但仍有 10.1%表示不滿意或非常不滿意，反映出環境滿意度仍有改善空間。調查亦顯示，8.7%的居民曾感受到不公平待遇，但有高達 41.3%的受訪者未明確表態，顯示此項目仍可能受到主觀認知與情緒經驗之影響。

針對政策面與制度性回應，有 60.0%的居民認為焚化廠應增添更多預防性污染控制措施，顯示社區對環境治理機制仍有高度期待。然而，僅有 17.2%的居民表示知道焚化廠設有嚴格審議規範，顯示在資訊透明度與居民知情權方面仍有強化空間。此外，72.4%的居民表示知道垃圾處理場有提供相關回饋措施，顯示多數人對回饋制度具一定程度了解。

綜合上述結果，居民對焚化廠的存在具有高度敏感性與關注，部分居民表達對空氣品質、氣味、落塵及資訊揭露之疑慮與不滿。儘管部分居民對現況感到滿意，但對於提升污染防治措施、擴大回饋與強化資訊公開的訴求亦相當明確，反映出居民對環境正義與健康權益的期待，應納入後續政策設計與溝通策略之考量。

表 4.30 居民對焚化廠意見一覽表

項目	個案數(百分比)
知道本區有焚化廠	347(89.0)
住家落塵量	50
	從未 56(12.9)
	很少 76(17.5)
	偶而 193(44.5)
	經常 97(22.4)
	每天 12(2.8)
有添購清淨設備	24
覺得空氣品質較其他地區差	203(53.8)
	有 155(33.8)
	沒有 42(9.2)
	差不多 192(41.9)
	不知道/拒答 69(15.1)
聞到焚化廠的臭味	
	從未 90(20.7)
	很少 110(25.3)
	偶而 182(41.9)
	經常 45(10.4)
	每天 7(1.6)
空氣品質與焚化廠廢氣有關	24
	完全無關 40(8.7)
	很少有關 69(15.1)
	偶而有關 147(32.1)
	一定有關 108(23.6)
	不知道/拒答 94(20.5)
滿意居家環境品質	
	非常滿意/滿意 164(37.7)
	尚可 227(52.2)
	不滿意/非常不滿意 44(10.1)
有遭受不公平待遇的感覺	23
	有 40(8.7)
	沒有 229(50.0)
	不知道/拒答 189(41.3)
是否需要增添預防性措施	
	需要 275(60.0)
	尚可 68(14.8)
	不需要 17(3.7)
	不知道/拒答 98(21.4)
知道焚化廠有嚴格的審議規範	72(17.2)
知道垃圾處理場有提供相關回饋措施	297(72.4)

表 4.31 呈現居民對焚化廠的態度與對垃圾處理場相關單位之信任程度。從調查結果可看出，居民對於焚化廠在環境與健康方面的影響具有高度關注。

在態度面向上，有 59.6%的居民表示關心焚化廠對附近環境所造成的影響，54.6%擔心其對個人健康的不利影響，另有 54.1%的居民進一步指出焚化廠污染物可能影響子女的生長與發育。此外，50.0%的居民明確表達希望住家距離焚化廠越遠越好，反映出居民對於居住安全距離的心理需求與風險感知。與此同時，僅有 15.9%的居民認為焚化廠對其生活品質沒有影響，而僅 14.8%認為其社區空氣是乾淨的，顯示出居民對當地環境品質的主觀評價普遍偏低，值得重視。

針對無力感層面的調查中，有 46.3%的居民表示「污染是一個嚴重的問題，但我無法避免」，顯示環境風險對日常生活的潛在壓力，亦顯示部分民眾雖關注污染議題，卻對於解決或改善方式存有無力感。

在信任面向方面，居民對不同單位參與垃圾處理場監督與管理的信任程度有所差異。其中，以村里長參與監督委員會的信任度最高，達 52.4%，說明居民對在地代表的信任基礎相對穩固。其次為專家學者參與監督機制(45.6%)與環保局人員(43.9%)，顯示公部門與技術專業角色在居民心中尚未建立高度可信賴形象。

針對垃圾處理場的制度性能力評估，有 51.3%的居民對其「危機處理能力」表示信任，49.6%的居民對其「預警能力」有信心，顯示民眾對其應變能力之評價處於中間偏低程度。

整體而言，居民對焚化廠的存在抱持高度警覺，普遍關注其對健康與環境的潛在威脅，且部分民眾對生活品質表達不滿，反映出社區中潛藏的環境壓力與不安。信任度的結果則指出，在地社會網絡(如村、里長)較具信任基礎，而公部門與專業監督體系仍有提升空間。此結果顯示未來推動焚化廠風險溝通策略時，應強化資訊公開透明、提升公部門信任感、並促進地方參與，以回應居民對環境正義與健康保障的關切。

表 4.31 居民對焚化廠的態度與信任度

項目	個案數(百分比)
對台中市焚化廠的態度(包括同意及非常同意)	
我會關心台中市焚化廠對附近環境的影響	273(59.6)
我覺得台中市焚化廠對我的生活品質沒有影響	73(15.9)
住在台中市焚化廠附近，我會擔心它對健康的影響	250(54.6)
我認為污染是一個嚴重的問題，但我無法避免	212(46.3)
我會擔心台中市焚化廠的污染物影響到我小孩的生長發育	248(54.1)
我希望住家距離台中市焚化廠愈遠愈好	229(50.0)
我認為我在社區中呼吸的空氣是乾淨的	68(14.8)
對台中市垃圾處理場的信任程度(包括信任及非常信任)	
對台中市垃圾處理場的『危機處理能力』	235(51.3)
對台中市垃圾處理場的『預警能力』	227(49.6)
村里長參與垃圾處理場監督委員會	240(52.4)
專家學者參與垃圾處理場監督委員會	209(45.6)
環保局人員參與垃圾處理場監督委員會	201(43.9)

表 4.32 呈現居民經常使用以取得焚化廠相關資訊的主要傳播媒介。調查結果顯示，鄰里長告知為最常被居民仰賴的資訊來源，占 27.1%，顯示在地人際網絡在環境資訊傳遞中仍扮演關鍵角色。此外，有 18.8% 的受訪者表示主要透過親朋好友、街坊鄰居或同事獲得焚化廠相關資訊，可能反映資訊交換傾向集中於社區內部。

在大眾媒體方面，有 11.1% 的居民表示主要透過電視新聞、宣導廣告與廣播取得資訊，顯示傳統電子媒體在環境議題傳播中仍具一定影響力。另有 9.8% 的居民經常透過網路(如網站、社群平台等)獲取資訊，顯示新興媒體亦逐漸成為部分居民的重要資訊來源。至於來自專家學者或環保團體的資訊，有 9.2% 的居民表示經常接觸此類資訊來源，顯示雖具有專業性與可信度，但其滲透率相較人際與大眾媒體略顯不足，或反映專業知識與居民日常生活接觸機會仍有限。另有 8.1% 的居民指出主要資訊來自報紙、雜

誌、宣傳手冊或海報等書面媒介，比例相對較低。

整體而言，居民在取得焚化廠相關資訊上，以非正式、社區內部傳播管道為主，尤其是鄰里系統與人際網絡，遠高於官方或媒體所提供的正式資訊來源。這顯示在推動風險溝通與環境教育時，應重視在地關係人(如里長、社區領袖)之角色，並搭配多元媒介策略，提升資訊到達率與理解度。此外，網路與專業機構的資訊雖具潛力，但仍須強化其可近性與信任感，以提升其影響力。

表 4.32 居民經常用以取得焚化廠相關資訊的傳播媒介

傳播媒介(經常)	個案數(百分比)
電視新聞(節目)、宣導廣告、廣播	51(11.1)
報紙、雜誌、宣傳手冊、海報	37(8.1)
網路	45(9.8)
專家學者、環保團體	42(9.2)
鄰里長告知	124(27.1)
親朋好友、街坊鄰居、同事	86(18.8)

表 4.33 呈現男性與女性居民對焚化廠可能產生不良影響的認知差異情形。分析結果顯示，女性在部分環境與健康相關議題上，表現出顯著較高的關注與認知水準，尤其是在空氣污染、水污染與個人健康影響等項目，顯示性別在特定環境風險知覺上具有明顯差異。

在空氣污染認知方面，女性的平均分數(2.79 ± 0.89)明顯高於男性(2.53 ± 0.87)，此差異具有統計顯著性($p = 0.006$)。同樣地，在水污染方面，女性的認知(2.40 ± 1.02)亦顯著高於男性(2.15 ± 0.99 ， $p = 0.025$)。此外，雖然噪音污染($p = 0.058$)與交通擁擠($p = 0.162$)在統計上未達顯著水準，但女性在這兩項目的平均分數仍高於男性，呈現一致的趨勢。

針對個人健康影響的認知，女性(2.58 ± 1.00)顯著高於男性(2.34 ± 0.98)， p 值為 0.031，顯示女性對焚化廠對健康潛在威脅的感知更強烈。生態環境項目中，雖然女性平均得分(2.24 ± 1.00)略高於男性(2.14 ± 1.03)，但此差異未達顯著($p = 0.365$)。而在戴奧辛污染的認知上，女性(2.71 ± 1.09)亦高於男性(2.51 ± 1.10)。至於地層下陷、振動、觀感不佳與房價減值等議題，兩性之間差異並不顯著，顯示在這些影響項目上，性別並非主要影響因素。綜合來看，本研究顯示女性在焚化廠可能產生的空氣污染、水污染、個人健康影響等風險認知方面有較高敏感度，反映出女性對於生活環境與家庭健康高度關注。此與過去文獻中女性在環境風險感知與健康議題中表現出較高警覺性之結果相符。建議未來在進行風險溝通或設計政策時，可針對性別差異進行分眾溝通策略，以提升不同群體對環境議題的理解與參與。

表 4.33 性別對焚化廠產生不良影響認知之比較

項目	男性		女性		p value
	平均值	標準差	平均值	標準差	
空氣污染	2.53	0.87	2.79	0.89	0.006
水污染	2.15	0.99	2.40	1.02	0.025
噪音污染	1.70	0.90	1.89	0.95	0.058
振動	1.59	0.82	1.72	0.91	0.193
地層下陷	1.53	0.80	1.65	0.91	0.225
生態環境	2.14	1.03	2.24	1.00	0.365
交通擁擠	1.79	0.94	1.95	1.06	0.162
個人健康	2.34	0.98	2.58	1.00	0.031
觀感不佳	2.10	1.09	2.13	1.09	0.794
戴奧辛污染	2.51	1.10	2.71	1.09	0.138
房價減值	2.17	1.10	2.26	1.14	0.457

表 4.34 為居民尿液重金屬未經肌酐酸校正濃度之比較。南屯區居民尿中 13 種金屬分別是鈮(V)、鉻(Cr)、鎳(Ni)、銅(Cu)、鋅(Zn)、鎳(Ga)、砷(As)、硒(Se)、銦(Sr)、鎘(Cd)、銦(In)、鉛(Pb)及鉀(K)，其檢測濃度皆在正常範圍之內。

表 4.34 居民尿液重金屬濃度

金屬元素 單位		平均值	標準差	標準參考值(生物參考區間)
鈮(V)	ppb	0.24	0.20	< 1.0
鉻(Cr)	ppb	0.45	0.61	< 5.0
鎳(Ni)	ppb	3.03	15.10	< 5.2
銅(Cu)	ppb	12.99	12.62	< 80.0
鋅(Zn)	ppb	524.44	485.60	150-1200
鎳(Ga)	ppb	0.29	0.36	<1.92 ^a
砷(As)	ppb	68.48	88.86	< 100.0
硒(Se)	ppb	64.99	50.38	10.0-160.0
銦(Sr)	ppb	190.42	156.44	<451.32 ^b
鎘(Cd)	ppb	1.03	1.18	< 2.6
銦(In)	ppb	0.01	0.01	< 0.04 ^b
鉛(Pb)	ppb	0.93	1.01	< 23.0
鉀(K)	mmol/L	39.73	25.29	11-164

註：*本調查之尿液金屬元素分析由臺中榮民總醫院毒物醫學部分析毒物科協助執行，該單位已獲勞動部認證，為特定檢測項目(重金屬檢驗)之指定檢驗機構。其參考值依據該科制定之參考標準作為判定依據；^a參考自 Zhang 等人於 2025 年發表之期刊論文；^b參考自 Liao 等人於 2023 年發表之期刊論文。

表 4.35 為居民尿液重金屬未經肌酐酸校正濃度之比較。若依性別進行比較，居民在銅(Cu)、鋅(Zn)及鎘(Cd)尿中金屬濃度分佈有所不同，且有達到統計上的顯著差異。其中銅(Cu)、鋅(Zn)在女性居民中有較低的濃度，鎘(Cd)在男性居民中有較低的濃度。雖然不同性別居民在銅(Cu)、鋅(Zn)及鎘(Cd)尿中金屬濃度分佈有所不同，但仍在正常範圍。

表 4.35 不同性別居民尿液重金屬濃度之比較

	男		女		p-value
	平均值	標準差	平均值	標準差	
鈎(V)	0.24	0.14	0.24	0.22	0.802
鉻(Cr)	0.42	0.34	0.47	0.71	0.349
鎳(Ni)	2.23	1.90	2.39	2.65	0.520
銅(Cu)	15.41	16.33	11.91	10.57	0.020
鋅(Zn)	650.38	571.50	460.19	429.98	0.001
鎳(Ga)	0.31	0.40	0.28	0.35	0.342
砷(As)	72.51	100.96	65.77	83.56	0.459
硒(Se)	65.19	48.23	64.41	51.73	0.880
銦(Sr)	211.67	183.88	178.75	140.29	0.060
鎘(Cd)	0.85	0.92	1.11	1.29	0.015
銦(In)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.375
鉛(Pb)	0.98	1.48	0.90	0.71	0.477
鉀(K)	105.69	68.14	82.27	60.49	0.069

註：獨立樣本 T 檢定；*p value<0.05

表 4.36 為南屯區文山地區居民年齡與尿液金屬元素未經肌酐酸校正濃度之相關性分析結果。結果顯示，尿液中鉻(Cr)、鎳(Ni)及鎘(Cd)與年齡呈

顯著正相關($p < 0.01$)，表示隨著年齡增加，這些金屬元素的濃度亦有上升的趨勢。此外，銦(In)、鉀(K)與年齡之間也呈現正相關，顯示其濃度亦可能受到年齡影響。至於其他金屬如釩(V)、銅(Cu)、鋅(Zn)、砷(As)、硒(Se)、銦(Sr)、鉛(Pb)及鎳(Ga)等，與年齡間雖部分呈正相關，但未達統計顯著水準。整體而言，結果指出在本地區樣本中，年齡可能是影響尿液中部分金屬元素累積的因素，特別是鉻(Cr)、鎳(Ni)、鎘(Cd)與銦(In)。

表 4.36 南屯區文山地區居民年齡與尿液金屬元素之相關性分析

	釩(V)	鉻(Cr)	鎳(Ni)	銅(Cu)	鋅(Zn)	鎳(Ga)	砷(As)	硒(Se)	銦(Sr)	鎘(Cd)	銦(In)	鉛(Pb)	鉀(K)
釩(V)	1												
鉻(Cr)	0.267**	1											
鎳(Ni)	0.036	0.018	1										
銅(Cu)	0.216**	0.230**	0.049	1									
鋅(Zn)	0.205**	0.262**	0.055	0.533**	1								
鎳(Ga)	0.416**	0.073	0.02	0.246**	0.254**	1							
砷(As)	0.164**	0.115*	0.106*	0.222**	0.284**	0.085	1						
硒(Se)	0.240**	0.205**	0.051	0.442**	0.627**	0.278**	0.328**	1					
銦(Sr)	0.381**	0.108*	0.063	0.301**	0.472**	0.555**	0.303**	0.460**	1				
鎘(Cd)	0.161**	0.137**	0.033	0.450**	0.563**	0.185**	0.219**	0.574**	0.335**	1			
銦(In)	0.109*	0.140**	-0.016	0.07	0.044	0.053	0.098*	0.093*	0.015	0.088	1		
鉛(Pb)	0.162**	0.206**	0.042	0.288**	0.479**	0.165**	0.148**	0.397**	0.326**	0.368**	0.053	1	
鉀(K)	0.283**	0.143**	0.027	0.400**	0.478**	0.200**	0.297**	0.618**	0.296**	0.478**	0.155**	0.325**	1
年齡	0.075	0.143**	0.140**	0.086	0.047	-0.015	-0.019	-0.005	-0.049	0.215**	0.177**	0.068	0.108*

註：*p value<0.05; **p value<0.01

表 4.37 為南屯區文山地區居民於 109、110、112 及 113 年度尿液中各金屬元素的平均濃度變化趨勢。釩(V)濃度呈現逐年上升趨勢，由 109 年的 0.06 ppb 升至 113 年的 0.24 ppb。鉻(Cr)亦有類似趨勢，從 0.19 ppb 增加至 0.45 ppb。鎳(Ni)濃度在 109 至 112 年間小幅波動(2.18 至 2.6 ppb)，113 年上升至 3.03 ppb。銅(Cu)濃度在 110 年達到高峰(14.19 ppb)，其後呈下降趨勢，至 113 年為 12.99 ppb。鋅(Zn)濃度逐年增加，由 109 年的 400.92 ppb 升至 113 年的 524.44 ppb。鎳(Ga)在 110 年達 0.38 ppb 的高峰後略有下降，113 年為 0.29 ppb。砷(As)濃度波動較大，112 年達最高值 110.63 ppb，113 年降至 68.48 ppb。硒(Se)濃度逐年穩定增加，由 49.36 ppb 升至 64.99 ppb。銦(Sr)濃度整體呈上升趨勢，從 174.65 ppb 增加至 190.42 ppb。鎘(Cd)變化

幅度小，從 0.96 ppb 增加至 1.03 ppb。銦(In)在 110 年後均低於 0.02 ppb，濃度維持穩定。鉛(Pb)在 110 年達到 1.11 ppb 的高峰後下降，113 年為 0.93 ppb。鉀(K)濃度則有明顯上升，由 109 年的 24.69 mmol/L 增至 113 年的 39.73 mmol/L。整體而言，鋅、硒、鋇與鉀的濃度呈現穩定成長趨勢；砷與鉛則在某年度達高峰後下降；鎘與銦的變化相對穩定。

表 4.37 居民 109、110、112 及 113 年度尿液金屬元素平均濃度

年度	鈎(V)	鉻(Cr)	鎳(Ni)	銅(Cu)	鋅(Zn)	鎳(Ga)	砷(As)	硒(Se)	鋇(Sr)	鎘(Cd)	銦(In)	鉛(Pb)	鉀(K)
	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	mmol/L
109	0.06	0.19	2.18	10.3	400.92	0.25	92.96	49.36	174.65	0.96	0.02	0.61	24.69
110	0.1	0.23	2.11	14.19	435.96	0.38	56.56	36.92	180.81	0.88	0.01	1.11	33.92
112	0.3	0.37	2.6	11.55	460.17	0.27	110.63	56.79	199.69	1.02	0.01	0.89	40.8
113	0.24	0.45	3.03	12.99	524.44	0.29	68.48	64.99	190.42	1.03	0.01	0.93	39.73

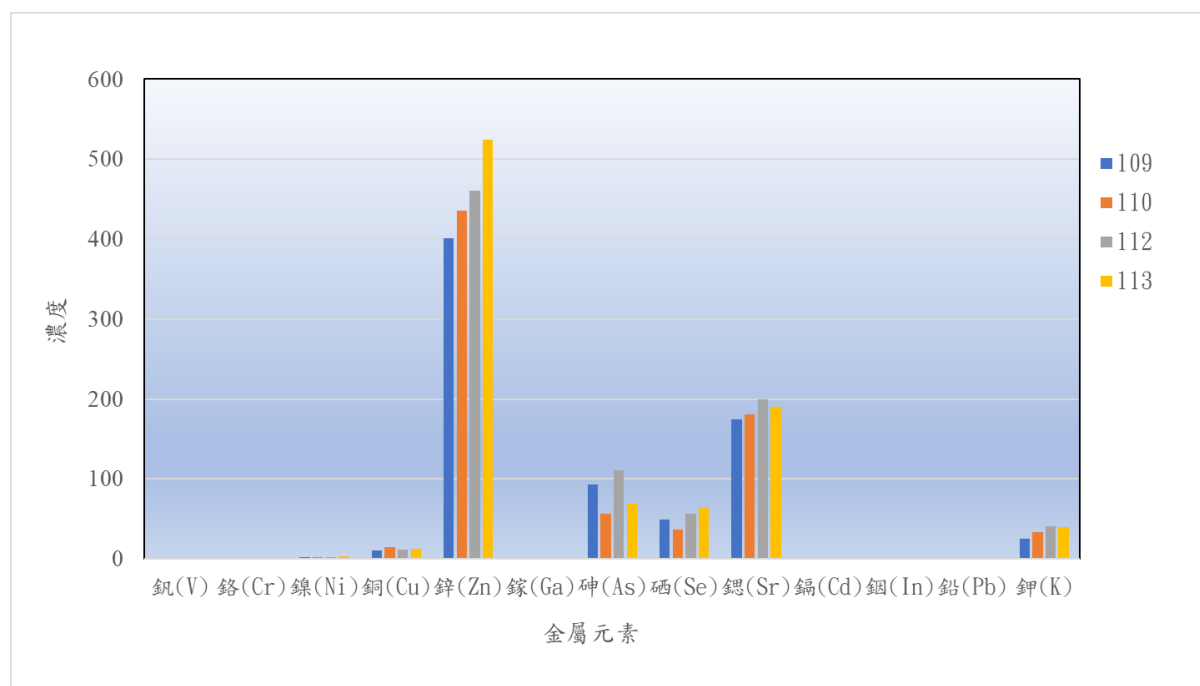


圖4.34 109、110、112及113年度尿液金屬元素平均濃度

圖 4.34 顯示 109、110、112 與 113 年度居民尿液中各金屬元素(單位：ppb；鉀為 mmol/L)之平均濃度變化情形，可觀察鋅(Zn)、鉀(K)、硒(Se)等元素有逐年上升趨勢。其中，鋅(Zn)為人體必需微量元素，廣泛存在於各類食物中，攝取來源包括紅肉、海鮮、堅果、全穀類與乳製品等。此外，

鋅的暴露途徑多樣，除透過空氣中微粒吸入外，亦可能來自飲食、水源，或其他非焚化廠之環境污染來源。因此，鋅濃度的上升可能不完全反映空氣暴露變化，亦可能受到個人生活習慣與飲食結構調整所影響。

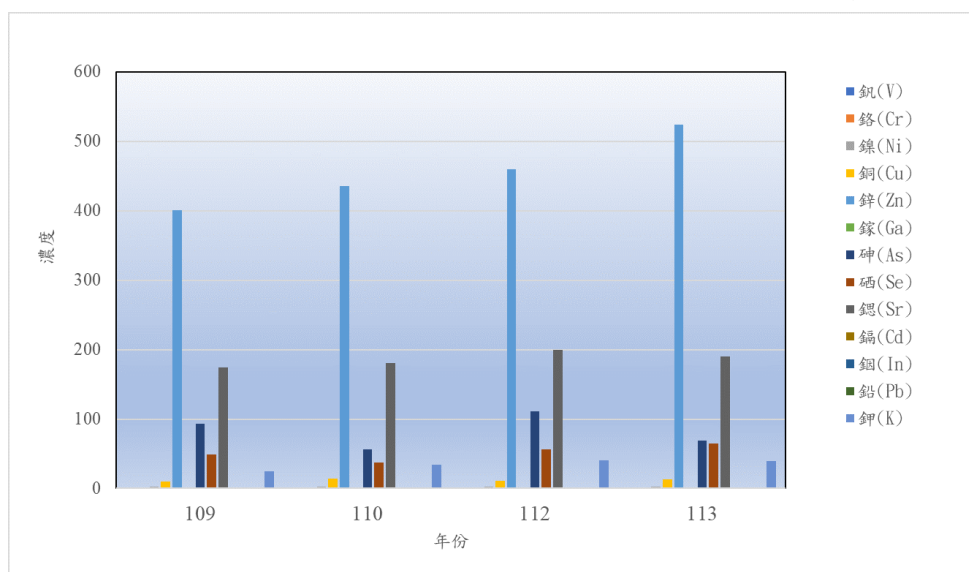


圖4.35 居民於109、110、112及113年度尿液中各金屬元素平均濃度變化趨勢

表 4.38 不同地區居民尿液中金屬元素濃度之比較分析(文山區、烏日區、后里區)

	文山區 (個數=342)		烏日區(個數=34)		后里區(個數=80)		p
	平均值	標準差	平均值	標準差	平均值	標準差	
鈮(V)	0.23	0.16	0.37	0.47	0.20	0.08	<0.001
鉻(Cr)	0.40	0.41	0.84	1.65	0.50	0.43	<0.001
鎳(Ni)	3.21	17.35	2.74	2.15	2.38	3.38	0.901
銅(Cu)	12.41	10.55	13.50	12.75	15.25	19.03	0.189
鋅(Zn)	509.60	467.04	539.78	479.55	581.35	562.33	0.485
鎘(Ga)	0.29	0.36	0.37	0.60	0.24	0.25	0.232
砷(As)	70.61	93.27	70.61	97.19	58.45	62.17	0.540
硒(Se)	62.22	48.73	67.04	38.80	75.97	59.86	0.087
銦(Sr)	194.24	162.87	202.40	158.69	168.99	123.84	0.387
鎘(Cd)	1.03	1.26	0.83	0.61	1.12	0.99	0.468
銦(In)	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01	0.00	0.063
鉛(Pb)	0.92	0.69	0.85	0.61	1.02	1.93	0.631
鉀(K)	38.48	24.82	43.44	24.14	43.49	27.44	0.188

表 4.38 呈現文山區(個數=342)、烏日區(個數=34)與后里區(個數=80)居民尿液中各金屬元素濃度的比較結果。本研究採用 One-Way ANOVA(單因

子變異數分析)，檢定三地區居民在 13 種金屬元素平均濃度上的差異情形。結果顯示，僅釩(V)與鉻(Cr)在三地之間具有統計上顯著差異($p < 0.001$)，推測其暴露程度可能受到地區性環境條件或個人生活習慣等因素的影響。其餘金屬元素(如鎳、銅、鋅、砷、鉛等)雖在平均濃度上略有差異，但並未達統計顯著水準。此一結果可能與三地樣本數明顯不均有關：文山區樣本數為 342 人，遠多於烏日區(個數=34)與后里區(個數=80)。樣本數不足可能導致統計檢定力(power)下降，使得部分實際存在的差異無法被偵測出來。此外，小樣本也會使平均值與標準差估計不穩定，例如后里區鉛(Pb)之標準差高達 1.93，顯示個體差異大，可能受到極端值影響，降低結果的代表性與穩定性。

整體而言，儘管部分金屬元素在不同地區間出現濃度變化，但本研究觀察到的各項金屬元素平均濃度皆落在一般文獻所提之正常參考範圍內，顯示目前居民之健康風險尚屬可控。

表 4.39 文山地區空氣與居民尿液中金屬元素濃度之相關性分析

釩(V)	鉻(Cr)	鎳(Ni)	銅(Cu)	鋅(Zn)	鎳(Ga)	砷(As)	硒(Se)	銦(Sr)	鎘(Cd)	銦(In)	鉛(Pb)	鉀(K)
0.069	0.230**	-0.006	0.084	-0.067	-0.032	0.001	-0.063	-0.05	0.057	0.469**	-0.078	0.005

註：空氣金屬元素濃度採本計畫第一季 PM_{2.5} 空氣檢測數據

表 4.39 顯示空氣中與尿液中金屬元素濃度之間的皮爾森(Pearson)相關性分析結果。大多數金屬元素的相關係數偏低，顯示其在空氣與體內濃度之間並無明顯線性關係。然而，鉻(Cr)與銦(In)呈現顯著正相關，相關係數分別為 0.230 與 0.469，顯示此兩種元素在空氣暴露與體內累積之間可能具有較高的關聯性。

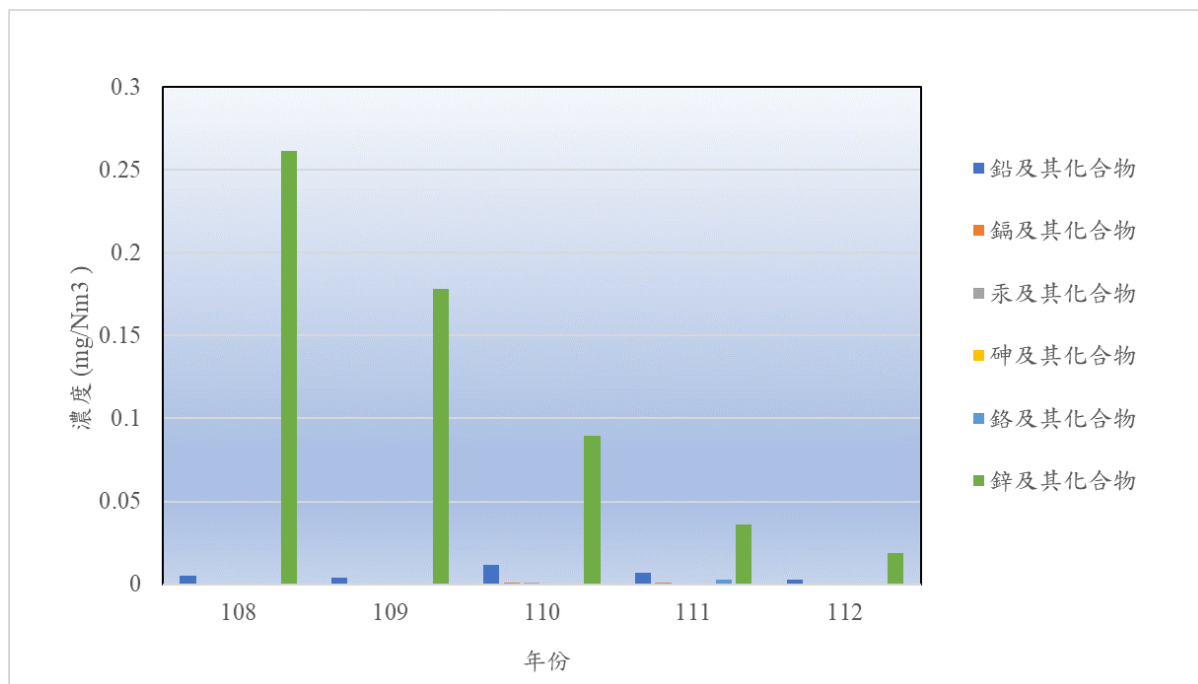


圖4.36文山廠空氣污染物排放六種重金屬及其化合物濃度的變化趨勢

圖 4.36 顯示文山焚化廠於民國 108 年至 112 年間空氣中六種重金屬污染物之濃度變化趨勢。其中以鋅(Zn)及其化合物濃度最高，從 108 年的 0.2613 mg/Nm³逐年下降至 112 年的 0.0186 mg/Nm³，顯示污染控制措施已展現成效。其餘如鉛(Pb)、鎘(Cd)、砷(As)、鉻(Cr)等金屬化合物整體濃度偏低，低於排放標準，且部分年度出現未檢出(ND)情形。整體而言，文山廠重金屬空氣污染物排放呈現下降或穩定趨勢，符合風險管理與空氣品質維護目標(數據引用出處：112 年臺中市三座資源回收場協助監督專業服務計畫期末報告)。

第三方公正單位監督環境監測

委託公正第三單位(民間團體)平行監督本計畫環境監測工作結果，參見附錄八。

第五章 歷年空氣監測分析結果比對

5.1 歷年戴奧辛監測結果比對

由於縣市合併與行政區域變動，歷年戴奧辛監測地點亦跟著調整。96-98 年戴奧辛採樣地點為朝陽育成中心、文山國小、臺中工業區；99 年戴奧辛採樣地點為朝陽育成中心、文山國小、臺中工業區、鎮平國小；縣市合併後 100-103 年戴奧辛採樣地點為朝陽育成中心、文山國小、追分派出所；執行團隊變動後 104-107 年戴奧辛採樣地點為逢甲育成中心、文山國小、追分派出所。另外，本計畫於 96 年度至 105 年度空氣中戴奧辛/呋喃之歷年監測資料呈現於附錄二中。

表 5.1 列出文山地區 106~114 年 5 月歷年戴奧辛監測數據。106 年第一至第四季戴奧辛測值分別為 0.003-0.036 pg I-TEQ/m³、0.021-0.069 pg I-TEQ/m³、0.011-0.045 pg I-TEQ/m³ 與 0.002-0.014 pg I-TEQ/m³。結果顯示，除第四次戴奧辛濃度為追分派出所>逢甲育成中心>文山國小，其餘三次為追分派出所>文山國小>逢甲育成中心。107 年第一次-第四季戴奧辛檢值分別為 0.048-0.126 pg I-TEQ/m³、0.017-0.022 pg I-TEQ/m³、0.015-0.133 pg I-TEQ/m³ 與 0.033-0.050 pg I-TEQ/m³。第一次濃度為追分派出所>文山國小>逢甲育成中心，第二次濃度為追分派出所>逢甲育成中心>文山國小，第三次濃度為追分派出所>文山國小以>逢甲育成中心，第四次濃度為追分派出所>文山國小>逢甲育成中心。108 年第一至第四季戴奧辛測值分別為 0.021-0.036 pg I-TEQ/m³、0.012-0.036 pg I-TEQ/m³、0.006-0.007 pg I-TEQ/m³ 與 0.018-0.036 pg I-TEQ/m³。第一、二季濃度皆為春安里>文山里>蔗廍里。第三、四季濃度皆為蔗廍里>春安里>文山里。

109 年計畫執行期限包含 109 年第三、四季與 110 年第一、二季。109 年第三、四季濃度 0.021-0.036 pg I-TEQ/m³ 與 0.020-0.026 pg I-TEQ/m³。第三季濃度為春安里>文山里>蔗廍里，第四季濃度為文山里>春安里>蔗廍里。110 年第一、二季濃度為 0.016-0.027 pg I-TEQ/m³ 與 0.011-0.058 pg I-TEQ/m³。110 年第一季濃度為春安里蔗廍里>文山里>，110 年第二季濃度為文山里>蔗廍里>春安里。

112 年第一至第四季戴奧辛測值分別為 0.015-0.025 pg I-TEQ/m³、0.002-0.012 pg I-TEQ/m³、0.012-0.034 pg I-TEQ/m³ 與 0.015-0.019 pg I-TEQ/m³。

第一季濃度為文山里>蔗廬里>春安里，第二季為春安里>文山里>蔗廬里，第三季濃度為春安里>蔗廬里>文山里，第四季濃度為蔗廬里>文山里>春安里。

113 年計畫執行期限包含 113 年第三、四季與 1114 年第一、二季。13 年第三、四季戴奧辛測值分別為 0.011–0.016 pg I-TEQ/m³ 與 0.016–0.043 pg I-TEQ/m³。113 年第三、四季濃度皆為為文山里>春安里>蔗廬里。114 年第一、二季戴奧辛測值分別為 0.011–0.046 pg I-TEQ/m³ 與 0.007–0.036 pg I-TEQ/m³。114 年第一、二季濃度皆為為文山里>春安里>蔗廬里。

113 年計畫執行結果與歷年結果比較，顯示環境戴奧辛濃度仍處於相對低的濃度範圍，也遠低於表 4.6 日本規範值 0.6 pg I-TEQ/m³ 建議值。

表 5.1 文山地區 106~114 年 5 月歷年戴奧辛監測數據

地點 年分	文山國小				追分派出所				逢甲育成中心(中科校區)			
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4
106	0.033	0.03	0.02	0.002	0.036	0.069	0.045	0.014	0.003	0.021	0.011	0.009
107	0.052	0.017	0.018	0.039	0.126	0.022	0.133	0.05	0.048	0.019	0.015	0.033
地點 年分	文山里				春安里				蔗廬里			
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4
108	0.03	0.019	0.006	0.018	0.036	0.036	0.007	0.026	0.021	0.012	0.007	0.036
109	—	—	0.031	0.026	—	—	0.036	0.024	—	—	0.021	0.02
110	0.016	0.058	—	—	0.027	0.011	—	—	0.019	0.013	—	—
111	0.025	0.009	0.012	0.015	0.015	0.012	0.034	0.015	0.024	0.002	0.016	0.019
112	0.006	0.008	0.020	0.023	0.009	0.003	0.033	0.034	0.009	0.004	0.014	0.034
113	—	—	0.016	0.043	—	—	0.013	0.029	—	—	0.011	0.016
114	0.046	0.036	—	—	0.045	0.011	—	—	0.011	0.007	—	—

註：由於跨年度計畫使部分季節無監測數據。單位：pg I-TEQ/m³

圖 5.1 匯出文山地區歷年戴奧辛檢測結果繪製成之折線圖。圖 5.2 整理出與環境部網頁至 113 年 10 月 07 日公布之歷年國內七個空品區之周界戴奧辛檢測數據圖。本計畫針對於環境中戴奧辛濃度加以檢測分析，並與環境部環境空氣戴奧辛監測結果之中部空品區測值結果比較，本計畫之戴奧辛毒性當量濃度與國內中部空品地區之周界所採集分析之空氣中戴奧辛濃度值相似。其中，中部空品地區與文山地區戴奧辛監測結果都呈現明顯逐年降低。並且與日本環境廳所公告之空氣中戴奧辛含量標準 0.60 pg I-TEQ/m³ 進行比較，則在各採樣點之空氣

中總毒性當量濃度值均遠低於此標準值。

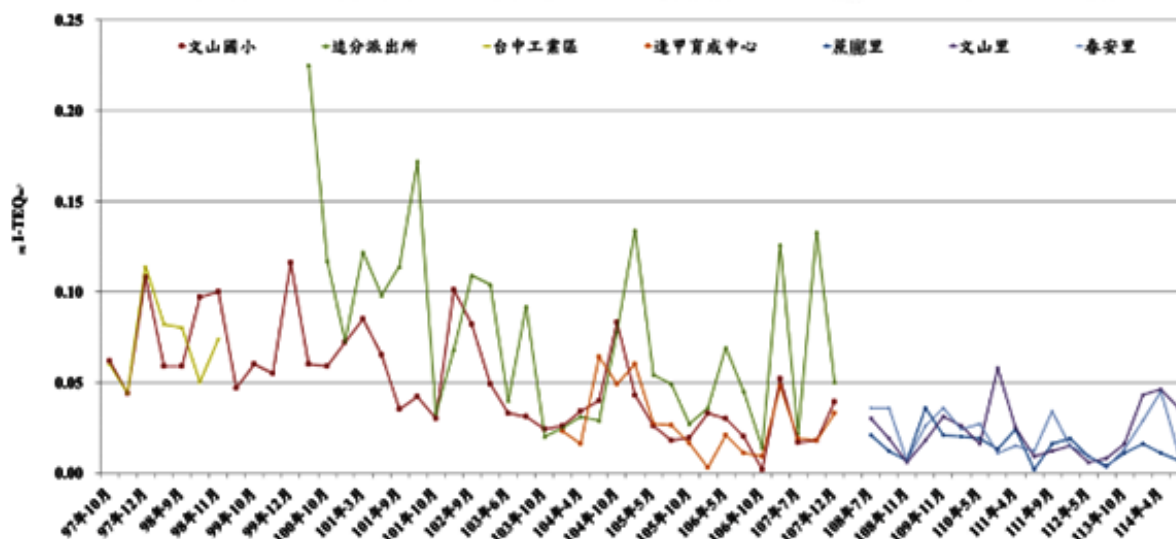


圖5.1 97-113年歷年戴奧辛濃度折線圖。各採樣地點折線上每一端點表示一次採樣，因為歷年資料時間範圍過大，X軸無法全部顯現。

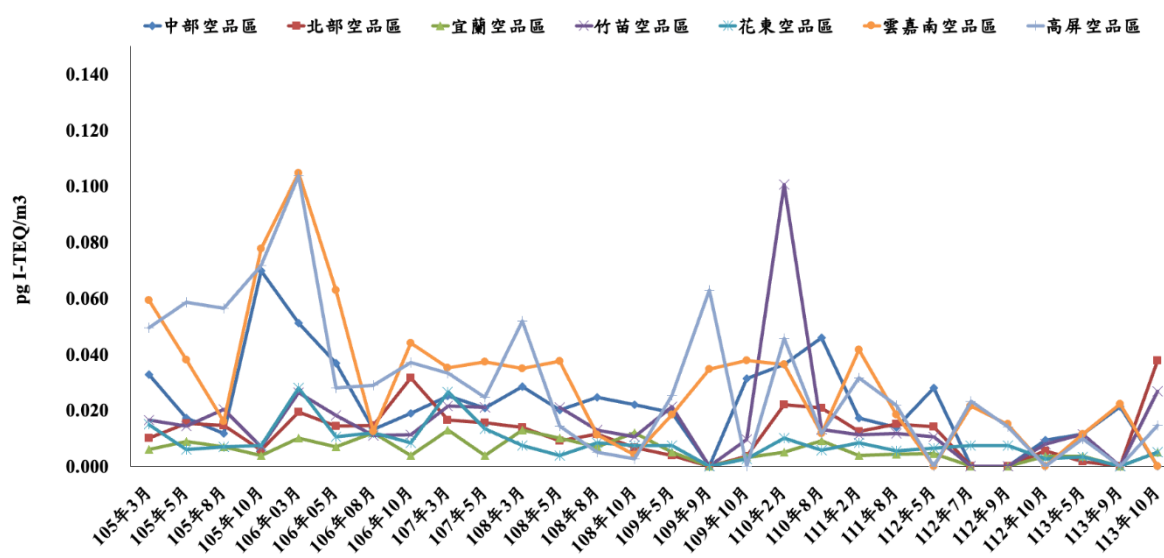


圖5.2 105年3月-113年10月環境空氣戴奧辛監測結果(資料來源:行政院環境部) [32]

5.2 歷年 PM_{2.5}與 PM_{2.5-10}監測結果比對

文山焚化廠自106年起才開始監測周圍懸浮微粒PM_{2.5}及PM_{2.5-10}濃度。106年至114年間所收集之懸浮微粒PM_{2.5}及PM_{2.5-10}濃度數據，進行趨勢分析。綜合分析圖表數據，可見自106年以來的長期監測結果，並未呈現出持續上升或下降的單一線性趨勢。反之，PM_{2.5}與PM_{2.5-10}的濃度皆表現為有限範圍內

的週期性波動狀態。值得注意的是，所有測站的數據曲線隨時間變化的步調具有高度一致性，此現象顯示影響該區域空氣品質變化的主導因素具有廣泛的區域性特徵，而非僅限於單一地點的局部污染源。數據中所觀察到的週期性起伏，符合空氣品質變化的常態，歸因於包含工業活動強度、交通流量、季節更迭以及風向與降雨等氣象條件等多種動態因素的交互作用。

表5.2列出文山地區106年至114年5月歷年PM_{2.5}監測數據，其中灰底為高於30 µg/m³之環境部113年公布新PM_{2.5}濃度標準。圖5.3繪出自106年至114年5月期間文山地區PM_{2.5}監測結果趨勢。整體而言，歷年文山地區PM_{2.5}監測結果趨勢變化不大，大部分之測值落在30 µg/m³以下，總共84點次的監測中有14點次測值高於30 µg/m³。高於30 µg/m³測值又以文山里的8點次最多，且都發生在第三、四季。顯現在秋季時，文山里更易受氣候條件不佳影響。另外，文山監測點鄰近中山高與台17快速公路，易受車流量影響，也是因素之一。尤其是鄰近文山監測點的中山高與台17快速公路車流量快速增加，使113年計畫的四次PM_{2.5}監測值較歷年增高。

表 5.2 文山地區 106~114 年 5 月歷年 PM_{2.5} 監測數據

地點 年分	文山國小				追分派出所				逢甲育成中心(中科校區)			
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4
106	38.6	17.2	6.8	17.9	44.6	7.8	6.4	14.1	33.2	6.0	9.36	10.8
107	12.4	13.9	8.2	13.6	12.1	14.6	6.0	16.4	9.0	7.7	4.8	14.6
地點 年分	文山里				春安里				蔗廍里			
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4
108	29.3	20.0	17.6	23.1	21.7	15.8	15.4	23.1	31.3	24.9	35.8	22.9
109	—	—	27.6	34.3	—	—	19.4	25.9	—	—	23.4	28.1
110	19.3	25.4	—	—	15.8	13.2	—	—	20.0	10.5	—	—
111	30.2	22.0	13.6	25.9	34.1	29.5	12.4	28.1	19.5	11.0	25.0	17.9
112	34.2	23.4	21.2	31.4	21.2	15.0	16.7	28.4	14.8	11.3	19.7	26.4
113	—	—	22.9	39.1	—	—	17.2	28.4	—	—	23.7	28.3
114	33.4	34.7	—	—	19.6	28.7	—	—	31.3	18.0	—	—

註：由於跨年度計畫使部分季節無監測數據。

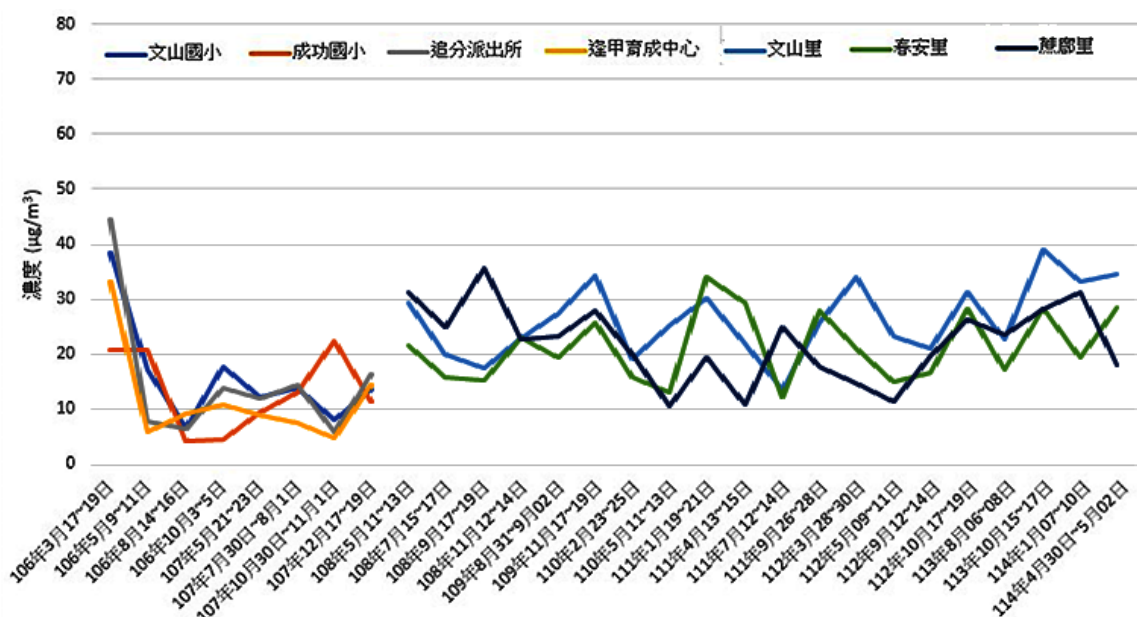
圖5.3 文山地區106~114年5月歷年PM_{2.5}監測結果

表5.3列出文山地區106年至114年5月歷年PM_{2.5-10}監測數據。圖5.4繪出自106年至114年5月期間文山地區PM_{2.5-10}監測結果趨勢。整體而言，歷年文山地區PM_{2.5-10}監測結果趨勢變化不大，大部分之測值落在38 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下，歷年測值波動區間相似，並未出現異常或顯著的差異，顯示其並無重大變化。其中，春安里113年的PM_{2.5-10}略高於其他二里，可能是因位處於大肚山台地後端，易受當地揚塵影響，但濃度仍屬偏低，尚無擔憂之慮。

表 5.3 文山地區 106~114 年 5 月歷年 PM_{2.5-10} 監測數據

地點 年分	文山國小				追分派出所				逢甲育成中心(中科技區)			
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4
106	15.6	11.3	6.5	9.2	20.3	9.6	5.2	11.5	14.7	9.7	12.2	11.9
107	9.1	14.9	5.5	11.2	15.7	15.7	6.5	14.6	9.5	10.5	13.3	18.4
地點 年分	文山里				春安里				蔗廊里			
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4
108	12.5	10.1	20.4	33.0	11.4	15.0	18.2	28.5	14.9	12.7	22.8	31.5
109	—	—	18.2	19.7	—	—	16.1	22.5	—	—	19.3	20.8
110	10.4	14.4	—	—	19.4	11.9	—	—	18.8	10.2	—	—
111	17.2	11.8	7.9	5.6	16.9	17.6	12.7	30.7	12.6	11.2	21.5	34.6
112	10.7	5.9	12.2	20.4	9.0	19.6	8.1	18.7	9.1	24.3	7.4	17.9
113	—	—	8.6	25.3	—	—	8.9	31.7	—	—	7.9	25.1
114	20.5	17.1	—	—	32.4	28.4	—	—	20.0	12.1	—	—

註：由於跨年度計畫使部分季節無監測數據。

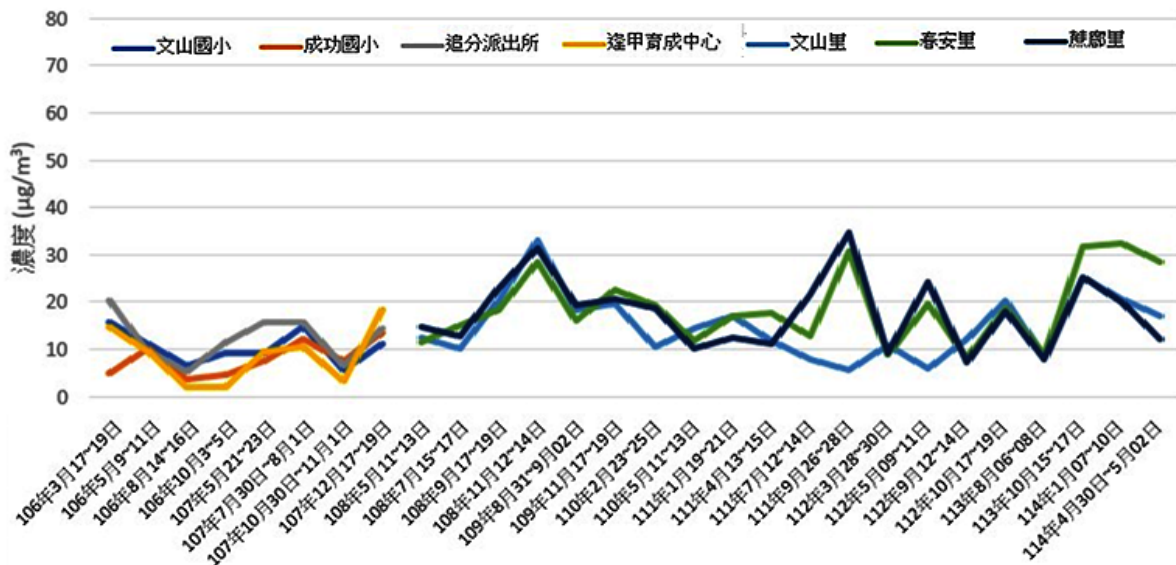


圖5.4 文山地區106~114年歷年PM_{2.5-10}監測結果

第六章 結論與建議

6.1 結論

6.1.1 空氣中戴奧辛/呋喃濃度

四次採樣期間風速比較結果，第一次採樣時段平均風速 0.2–1.4 m/s；第二次採樣時段平均風速 0.5–1.6 m/s；第三次採樣時段平均風速 1.2–3.2 m/s；第四次採樣時段平均風速 0.8–2.3 m/s。四次採樣環境中戴奧辛檢測濃度值結果分別第一次採樣介於 0.011–0.016 pg I-TEQ/m³；第二次採樣介於 0.016–0.043 pg I-TEQ/m³；第三次採樣介於 0.011–0.046 pg I-TEQ/m³；第四次採樣介於 0.007–0.036 pg I-TEQ/m³。此結果顯示，第二、三次採樣時段為秋冬季節，混合成高度低，較易產生污染物堆積，測值略高於第一、四次。另外，國內並無周界戴奧辛/呋喃的法規標準，日本建議周界戴奧辛/呋喃值為 0.6 pg I-TEQ/m³，本年度測值皆遠小於日本建議值。

6.1.2 軌跡模式模擬

空氣污染物於採樣期間之軌跡模式模擬結果，第一次採樣期間氣團主要由苗栗三義或苑裡→台中清水、梧棲、沙鹿→神岡、豐原→大雅或潭子→北屯或西屯→南屯或大肚最後抵達採樣地點。第二次採樣期間氣團主要由苗栗卓蘭、三義→台中東勢、石岡、外埔或后里→豐原、神岡→大雅或潭子→北屯或西屯→南屯或大肚最後抵達採樣地點。第三次採樣期間氣團主要由台中東北部(后里、神岡、潭子)→經北屯、西屯、南屯最後抵達採樣地點。第四次採樣期間氣團主要由彰濱工業區→和美→大肚→沙鹿→南屯最後抵達採樣地點。

採樣期間氣團的主要路徑與中部地區戴奧辛/呋喃主要排放源之軌跡模式結果比較，后里焚化廠、文山焚化廠以及採樣地點附近的工業區可能會帶來較多的空氣污染物。

6.1.3 CMB 受體模式模擬

運用 CMB-8.2 模式模擬臺中市垃圾焚化廠周圍環境戴奧辛/呋喃污染源貢獻

比例，其綜合排序依據各污染源在四次採樣、三個地點的總貢獻量進行加總。結果顯示，主要貢獻源由高至低排序為火葬場、二次煉銅業、垃圾焚化廠、AC鋼鐵廠及燃煤火力電廠，其次為廢灰渣處理業與醫療焚化廠等。整體而言，環境戴奧辛/呋喃測值都在正常範圍內，顯示各污染來源之影響輕微，並無異常受污染的現象出現。環境戴奧辛/呋喃測值都在正常範圍內，顯示各污染來源之影響輕微，並無異常受污染的現象出現。

6.1.4 懸浮微粒中金屬濃度

四次採樣結果之粗微粒($PM_{2.5-10}$)濃度值分別介於 7.9–8.9、25.1–31.7、20.0–32.4、12.1–28.4 $\mu g/m^3$ 。顯示春安地區 1 月之粗微粒($PM_{2.5-10}$)濃度最高，可能與當次採樣風向及風速有關。細微粒($PM_{2.5}$)方面，四次採樣結果之 $PM_{2.5}$ 濃度值分別介於 17.2–23.7、28.3–39.1、19.6–33.4、18.0–34.7 $\mu g/m^3$ ，文山地區於 10 月份濃度最高，可能與當時採樣之天氣條件與污染來源有關。

在建議策略上，四次採樣結果之 $PM_{2.5-10}$ 和 $PM_{2.5}$ 金屬分析結果以銅(Cu)、鉀(K)、鋅(Zn)三種金屬為主要組成元素，推測其主要來源於農地或街道揚塵。該三種元素中鉀(K)主要來自一般土壤以及農地施肥，銅(Cu)與鋅(Zn)則主要來自土壤或街道揚塵。整體而言，本年度 $PM_{2.5-10}$ 和 $PM_{2.5}$ 金屬的含量均屬正常情況，並未發現有異常或特殊排放來源。在減少 $PM_{2.5-10}$ 和 $PM_{2.5}$ 金屬含量策略上，仍以減少土壤或街道揚塵為主。

6.1.5 引入人工智慧系統解析歷年監測資料，判別污染成因與來源

本項工作係本團隊創新增加之工作項目。基於 111 年曾引 AI 系統解析歷年戴奧辛與懸浮微粒監測資料。本計畫接續 111 年的 AI 系統模擬，同樣選擇 (1).AdaBoost、(2). Random forest、(3).SVM/SVR 與(4).XGBoost 等四種方法。採用 111 與 112 年 AI 演算法的訓練、模型驗證與擬合子集，將 113 年四次戴奧辛與懸浮微粒監測資料代入強化訓練後，進行四種 AI 模型之模擬，模擬結果之驗證採用五種指標。最適用於戴奧辛貢獻源之預測為 Random Forest，最多的最佳驗證結果，依序為 SVR、XGBoost、AdaBoost。最適用於 $PM_{2.5}$ 貢獻源之預測為 Random Forest，最多的最佳驗證結果。依序為 XGBoost 模型、AdaBoost、SVR。

最適用於 PM_{2.5-10} 貢獻源之預測為 Random Forest，最多的最佳驗證結果，依序為 Random Forest、XGBoost、AdaBoost。戴奧辛、PM_{2.5} 與 PM_{2.5-10} 三者最適預測模型與排序略為不同，即使它們有著相當大差異的污染來源。

6.1.6 焚化廠附近居民之健康評估分析結果

本研究針對臺中市南屯區文山地區及其延伸區域（烏日區與后里區）之焚化廠周邊居民進行健康評估，透過問卷調查與尿液重金屬檢測，全面分析其健康狀況與環境暴露潛在風險。問卷結果顯示，多數居民自評健康良好，惟隨年齡增加，高血壓與心臟病等慢性疾病盛行率上升，顯示環境長期曝露對健康影響不容忽視。

尿液檢測結果則指出大多數金屬濃度落在正常參考區間內，但部分金屬如鉻(Cr)、鎳(Ni)、鎘(Cd)濃度與年齡呈正相關，顯示累積性曝露之潛在風險。此外，不同區域間釩(V)、鉻(Cr)濃度具顯著差異，且空氣與體內鉻(Cr)、銦(In)濃度呈顯著正相關。整體而言，焚化廠周邊居民在健康自評尚屬良好，但部分生物指標已顯示環境風險累積跡象，建議後續持續監測並加強健康促進與風險溝通措施。

對焚化廠是否有其他相關建議

除前述認知與態度調查結果外，本研究亦蒐集居民對焚化廠的其他建議與整體風險感知。根據調查，有 148 位居民(35.3%)認為文山垃圾焚化爐的污染問題屬於「嚴重」或「非常嚴重」等級，顯示超過三分之一的受訪者對焚化廠運作所帶來的潛在環境風險存有高度關切。

在開放性意見回饋中，多數居民提出應加強空氣污染防制與煙塵過濾設備，例如提升濾煙設施效率、縮短維護週期、採用先進淨化技術等，藉此降低周邊空氣品質惡化的疑慮。另有部分居民建議應進一步加強焚化廠的安全規範與災害預警機制，以提升應變能力與事故處理效率，減輕居民對突發性風險事件的憂慮。

在資訊透明與社區參與方面，居民普遍期望能強化焚化廠相關資訊的公開透明，例如設置即時空氣品質(如 PM_{2.5})顯示看板、定期發布環境監測報告，並建

立居民參與的回饋與監督機制，使地方社區能更即時掌握設施運作資訊，強化公眾信任感。

在教育與宣導層面，多數居民支持從基層推動環境意識之養成，特別是應強化國小階段的環境教育課程，透過生活化教學、社區參訪與親子參與等方式，提升兒童對焚化廠與環境議題的理解與責任感。同時，也建議透過舉辦社區教育活動(如環境講座、居民說明會、實地參觀焚化廠等)，促進不同年齡層居民對環境風險的認識與設施管理運作的理解，進一步凝聚社區共識與合作意願。綜合來看，居民對焚化廠的建議涵蓋污染防治、資訊揭露、安全管理、環境教育與社區參與等多元面向，反映出其對生活品質與健康保障的高度期待。建議未來在推動相關政策與設施管理時，應納入居民意見，並透過跨部門合作機制，強化政府與社區間的溝通協調與協力治理，以促進永續的地方環境治理與公共信任建構。

建議策略

提升資訊透明度與民眾參與

1. 建立專屬的焚化廠運作資訊平台，定期更新廠內操作、排放數據及改善措施，讓民眾能夠即時查詢相關資訊。
2. 定期舉辦社區說明會或開放日，邀請居民參觀焚化廠並提供相關知識，增強民眾對焚化廠的了解和信任。

環境指標的透明化與普及化

1. 在公共場所(如公園、學校、商圈等)設立即時 PM_{2.5}、PM₁₀ 及其他污染物數值的顯示看板，並以圖像或顏色標示污染程度，方便民眾直觀理解。
2. 提供整合空氣污染資訊的 APP 功能，讓居民輕鬆掌握附近焚化廠的排放狀況及即時空氣品質數據。

環境教育與兒童參與活動

1. 與地方學校合作設計適合不同年齡層的環保課程，例如垃圾分類與焚化流程簡介，幫助學生了解垃圾處理的過程與環境影響。

2. 舉辦兒童參與的環保工作坊，如 DIY 空氣品質監測裝置或環保創意設計競賽，鼓勵學生動手參與並激發環保意識。
3. 推行地方性的環境大使計畫，讓參與活動的學生進行社區宣導，促成以點帶面的教育效果，增強社區環保意識。

本調查結合問卷與尿液分析的雙重資料來源，為環境政策及健康改善計畫提供了科學依據，特別是在金屬元素暴露風險與居民環境感知的評估上，具有重要參考價值。未來建議透過宣傳教育活動，向居民解釋焚化爐的運作原理、排放控制措施以及相關監測結果，以幫助他們更好地了解焚化爐對健康的實際影響，減少對焚化爐的誤解和擔憂。同時鼓勵居民參與社區討論和決策過程，與政府和焚化爐運營商共同解決問題，以確保居民健康和環境安全得到充分保護。

6.2 建議

1. 基於文山圖書館採樣點離高速公路交流道及台 74 快速道路過近，易受其車輛汙染影響，建議將採樣點移至文山游泳池樓頂。
2. 本年度文山地區周圍環境中之戴奧辛、PM_{2.5} 與 PM_{2.5-10} 濃度與所含 13 種金屬測值都無異常狀況出現，顯現目前之各項管制工作都有相當成效。但本計畫為一長期監測工作，同時當地居民也都瞭解本項監測計畫的存在，以及能夠提供環境品質的相關資訊與貴局的努力。因此，本計畫應持續進行。
3. 人工智慧預測需要越多的數據訓練會越準確，但是戴奧辛、PM_{2.5} 與 PM_{2.5-10} 三者每年都僅有 12 筆數據。因此，持續累積監測資料來餵養 AI 模型，是需要的，也是本團隊建議的。

參考文獻

1. 行政院環境部 (2023)。環境資源資料開放平臺。取自 <https://data.epa.gov.tw/>
2. 中華民國統計資訊網 (2023)。人口統計資料。取自 <https://www.stat.gov.tw/>
3. Taichung City Government Environmental Protection Bureau. (2023). Environmental Monitoring Report. Taichung City Government.
4. NIEA A809.12B (2020)。空氣中戴奧辛/呋喃採樣方法。行政院環境部環境檢驗所。
5. NIEA A810.13B (2020)。空氣中戴奧辛/呋喃檢測方法。行政院環境部環境檢驗所。
6. General Metal Works (GMW). (2018). PS-1 High Volume Sampler Manual. General Metal Works Inc.
7. U.S. Environmental Protection Agency. (2016). Compendium Method TO-9A: Determination of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and Polychlorinated Dibenzofurans (PCDFs). EPA/625/R-96/010b.
8. Chow, J. C., Watson, J. G., et al. (2008). Chemical Mass Balance (CMB) Model Application to Source Apportionment of PM_{2.5}. Journal of the Air & Waste Management Association, 58(12), 1415–1428.
9. Watson, J. G., & Chow, J. C. (2001). Source apportionment of PM_{2.5} and PM₁₀. Atmospheric Environment, 35(26), 4957–4970.
10. NIEA A208.13C (2020)。空氣中懸浮微粒 (PM₁₀) 之檢測方法—手動法。行政院環境部環境檢驗所。
11. TISCH Environmental. (2019). TE-6070DV High Volume Air Sampler Manual. TISCH Environmental Inc.
12. Advantech Co., Ltd. (2018). Quartz Fiber Filters QR-100 Specifications. Advantech.
13. U.S. EPA. (1999). Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air. EPA/625/R-96/010a.
14. Montgomery, D. C., & Runger, G. C. (2014). Applied Statistics and Probability for Engineers (6th ed.). Wiley.
15. Breiman, L. (2001). Random forests. Machine Learning, 45(1), 5–32.
16. Cortes, C., & Vapnik, V. (1995). Support-vector networks. Machine Learning, 20, 273–297.
17. Friedman, J. H. (2001). Greedy function approximation: A gradient boosting machine. Annals of Statistics, 29(5), 1189–1232.
18. Freund, Y., & Schapire, R. E. (1997). A decision-theoretic generalization of on-line learning and an application to boosting. Journal of Computer and System Sciences, 55(1),

119–139.

19. 臺中市政府 (2023) 。臺中市垃圾焚化廠監測委員會運作紀要。臺中市政府環境保護局。
20. 國立環境研究院 (2022) 。日本環境廳公告周界戴奧辛標準。取自 <https://www.env.go.jp/>
21. European Commission. (2014). Air Quality Standards for Heavy Metals. Official Journal of the European Union.
22. WHO. (2010). Exposure to Arsenic: A Major Public Health Concern. World Health Organization.
23. WHO. (2013). Guidelines for Indoor Air Quality: Selected Pollutants. World Health Organization..
24. U. Ouab, M.W. Fermann, G. Bröker, Steps towards a European dioxin emission inventory. *Organohalogen Compds.* 36 (1998) 7–10.
25. X. Zeng, Y. Wang, Computational investigation of the atmospheric oxidation reactions of polybrominated dibenzo-p-dioxins initiated by OH radicals. *Chemosphere* 212 (2018) 548e553
26. J.D.Rhoades, Soluble salts. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2*, 2nd ed., American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, WI (1982) 167–179.
27. J.K. Angell, D.H. Pack, G.C. Holzworth, C.R. Dickson, Tetroon trajectories in an urban atmosphere. *J. Appl. Meteor.* 5 (1966) 565–572.
28. B.J. Tsuang, Quantification on the source/receptor relationship of primary pollutants and secondary aerosols by a Gaussian plume trajectory model: Part I—theory. *Atmospheric Environment.* 37 (28) (2003) 3981–3991.
29. A. Becker, Coauthors, Global backtracking of anthropogenic radionuclides by means of a receptor-oriented ensemble dispersion modelling system in support of Nuclear-Test-Ban Treaty verification. *Atmos. Environ.*, 41 (2007) 4520–4534.
30. R. Borge, J. Lumbreras, S. Vardoulakis, P. Kassomenos, E. Rodriguez, Analysis of long-range transport influences on urban PM10 using two stage atmospheric trajectory clusters. *Atmos. Environ.*, 41 (2007) 4434–4450.
31. V.S. Challa, Coauthors, Sensitivity of atmospheric dispersion simulations by HYSPLIT to the meteorological predictions from a meso-scale model. *Environ. Fluid Mech.* 8 (2008) 367–387,
32. M. Bigot, M.A.J. Curran, A.D. Moy, D.C.G. Muir, D.W. Hawker, R. Cropp, C.F. Teixeira, S.M. Bengtson Nash, Brief communication: Organochlorine pesticides in an archived firm core from Law Dome, East Antarctica. *The Cryosphere* 10 (2016) 2533–2539.
33. D. Carrizo, J.O. Grimalt, Gas chromatographic-mass spectrometric analysis of

- polychlorostyrene congener mixtures in sediments, human sera and cord sera. *Journal of Chromatography A* 1216 (2009) 5723–5729.
34. . K. Chen, J.C. Mackie, E.M. Kennedy, B.Z. Dlugogorski, Thermal Decomposition of Captan and Formation Pathways of Toxic Air Pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 44 (2010) 4149–4154.
 35. K. Chen, D. Wojtalewicz, M. Altarawneh, J.C. Mackie, E.M. Kennedy, B.Z. Dlugogorski, Formation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/F) in oxidation of captan pesticide. *P. Combust. Inst.* 33 (2011) 701–708.
 36. N.K. Dharmarathne, I.C. Mackie, E.M. Kennedy, M. Stockenhuber, Gas Phase Thermal Oxidation of Endosulfan and Formation of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans. *Environ. Sci. Technol.* 50 (2016) 10106–10113.
 37. . N.K. Dharmarathne, I.E. Mackie, E.M. Kennedy, M. Stockenhuber, Mechanism and Rate of thermal decomposition of hexachlorocyclopentadiene and its importance in PCDD/F formation from the combustion of cyclodiene pesticides. *J. Phys. Chem. A* 121 (2017) 5871–5883.
 38. N.K. Dharmarathne, I.C. Mackie, J. Lucas, E.M. Kennedy, M. Stockenhuber, Mechanisms of thermal decomposition of cyclodiene pesticides, identification and possible mitigation of their toxic products. *P. Combust. Inst.* 37 (2019) 1143–1150.
 39. 環境省。大氣汚染に係る環境基準。環境省大氣汚染に係る環境基準網址 <https://www.env.go.jp/kijun/taiki.html>
 40. 全國法規資料庫。固定污染源有害空氣污染物排放標準。全國法規資料庫網址 <https://law.moj.gov.tw/LawClass/LawAll.aspx?pcode=O0020128>
 41. THE EUROPEAN COMMISSION. COMMISSION IMPLEMENTING DECISION of 12 December 2011 laying down rules for Directives 2004/107/EC and 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council as regards the reciprocal exchange of information and reporting on ambience air quality (notified under document C(2011) 9068) (2011/850/EU). Official Journal of the European Union. Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32011D0850>
 42. Zhang Y, Wang Y, Cheng X, Tian Z, Zhang Y, Liu W, Liu X, Hu B, Tao F, Bi A, Wang J, Yang L. Associations of non-essential metal mixture with biological aging and the mediating role of inflammation in Chinese older adults. *Environ Pollut.* 2025 Jul 15;377:126474.
 43. Liao KW, Chen PC, Chou WC, Shiue I, Huang HI, Chang WT, Huang PC. Human biomonitoring reference values, exposure distribution, and characteristics of metals in the general population of Taiwan: Taiwan environmental survey for Toxicants (TESTs), 2013-2016. *Int J Hyg Environ Health.* 2023 Jul;252:114195.