

高屏空品區高污染事件日臭氧與細懸浮微粒濃度之時空特徵變化及形成機制暨污染源污染貢獻解析

Investigating the spatial and time variation of both concentrations of ozone (O_3) and fine particulate (PM_{2.5}) during highly polluted days in Kaohsiung-Ping area and their formation mechanisms and pollution sources: Model simulation and discussion

羅國誠¹、林正直¹、洪崇軒²、李家偉²、袁中新³、申華臻³、林啟燦⁴、翁健二⁵

¹ 空軍航空技術學院一般學科部軍事氣象系

² 國立高雄第一科技大學環境與安全衛生工程所

³ 國立中山大學環境與安全衛生工程系

⁴ 國立高雄海洋科技大學海洋環境工程所

⁵ 國立高雄海洋科技大學電訊工程所

摘要

本研究為105年度環保署/科技部整合型研究計畫，內容擬定以「高屏空品區高污染事件日臭氧與細懸浮微粒濃度之時空特徵變化及形成機制暨污染源污染貢獻解析」為計畫題目。研究中應用WRF-Chem氣象/空品網格模式模擬2016-2017年間四次採樣事件日PM_{2.5}與O₃污染物濃度與環保署(TEPA)監測站的資料比對解析，藉以釐清各種可能污染源(含境外傳輸及本地重點污染源)，對高屏地區大氣中細懸浮微粒與臭氧濃度的影響貢獻。

其總目標旨在解析台灣南部高屏地區於高污染事件發生時，其大氣中細懸浮微粒與臭氧濃度之時空與季節性變化特性，以為相關管制策略擬定的參考。

關鍵字:WRF-Chem、PM_{2.5}、O₃

一、前言

因近年受到地球暖化效應影響，全球氣象變遷現象日趨劇烈。故於極端化氣候變異下，使得夏季爆熱、冬季酷寒等原本罕見的極端天氣，在世界各地陸續發生(Intergovernmental panel on climate change: IPCC, 2016)。極端的氣候變異，不僅會造成農、經生產活動的失衡，引發資源競爭衝突外，同時亦會導致特定區域空氣品質的快速惡化，因極端氣候的快速變異導致空氣污染的案例，也愈來愈受到重視。台灣地區空氣品質的變化，也不可避免地受到全球氣象變遷的影響，根據研究資料顯示，當台灣地區

受到東北季風影響時，常在高屏地區形成背風區，並導致該區域空氣品質的快速惡化(袁, 2006)。導致高屏地區空氣品質不良的主要指標污染物為臭氧(O₃)與懸浮微粒(PM₁₀、PM_{2.5})。不良的空氣品質，則多發生在秋初至春末期間，而不利於空氣污染物稀釋擴散的氣象條件，則是導致不良空氣品質的最關鍵肇因(行政院環保署, 2014；袁等, 2010；宋等, 1999; Tsai et al., 2009)。

氣象與空品模式為解析氣象條件對大氣空氣品質的影響，最常採用的解析工具，而新近發展中的氣象/空品數值模式—WRF-Chem模式(Weather Research Forecast/Chemistry)，為一具有高解析能力的網格模式，其在改善氣

象物理過程下，採多重巢狀網格模式計算，並結合先進的數值方法和資料同化技術與多重巢狀網格迴歸功能，用以模擬不同尺度天氣特徵的氣象條件與空氣污染物濃度(洪與羅, 2007; Peckham et al., 2012)。不過，類似於其他氣象或空品模式，由於各類模式常受限於，可用以比對的氣象或空品實測資料不足，使得相關模式模擬結果對於極端氣象條件或極高空氣污染物濃度的模擬，吻合程度較低。而導致此類對於極端值模擬上差異較大的主要因素，即在於未能獲致更廣泛、立體、即時可資比對的氣象與空品資料(洪等, 2001; 洪等, 2011)。

本研究特別針對2016-2017年台灣高屏空品區與冬季天氣系統的趨勢改變，選取四次採樣事件日，且運用WRF-Chem氣象與空品模式結合環保署所提供的排放源資料庫(TED V9.0)實行資料同化，進行相關模擬案例O₃與PM_{2.5}濃度趨勢解析。對台灣地區空氣品質變化情形的影響期能建置其相關性。

二、研究方法

2.1 WRF-Chem網格與物理參數設定

配合整體計畫的執行，本部份工作除了進行本年度現地採樣結果之模擬解析茲將執行方式，說明如下：本研究利用WRF-Chem氣象與空品網格模式，並配合HYSPLIT(Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory Model)逆軌跡模式，模擬與研析相關個案，模式之模擬操作流程如圖1所示。模擬操作時，可細分為排放量分析與前處理、氣象場資料取得與前處理、模式案例模擬。模式模擬結果分別進行臭氧與細懸浮微粒污染事件之氣象特徵分析，以得知冬季期間境外傳輸污染物對台灣PM_{2.5}貢獻程度以及光化污染物臭氧(O₃)隨氣象型態其時、空間特徵剖析。

本研究採用之光化輻射傳輸模式為NCAR TUV (Tropospheric Ultraviolet and Visible

Radiation Model)，用以計算對流層紫外輻射和部分可見光輻射的模式(Borge et al., 2008; Dzepina et al., 2009)。本研究中WRF-Chem網格分別採用下列設定：冬季高壓影響個案，本個案設定三層多重巢狀網格，整體網格的中心點選定位於東經120°58'、北緯23°58'。第一層Domain 1(D1)網格解析度設定為81km。第二層Domain 2(D2)網格解析度為27 km。第三層Domain 3(D3)網格解析度均選定為1km。另外，模式所運用的地形資料解析度為500公尺(經緯度30秒)，地形座標使用蘭伯特(Lambert)投影。最外層的網域(區域1)覆蓋的網格，以台灣為中心點，涵蓋整個太平洋東亞和台灣全部區域，水平網格數為45×45；區域2覆蓋區域，以中國大陸東南沿岸與台灣地區為主，其水平網格數為40×40，網格間距9公里；區域3則以台灣高屏空品區域為主，水平網格數67×58，網格間距為1公里。本研究WRF/Chem模式區域設定與選用之化學反應參數模組，彙整於圖2與表1。

2.2 排放源資料庫的引用

本研究利用台灣排放源資料庫(TEDS)做為WRF-Chem模式模擬之基礎(EPA, 2016)，研究中所引用的排放污染源資料為TEDS9.0版(圖3)。排放量資料庫是將各空氣污染物排放源以清單的方式整理列表，也就是所謂的排放清冊(Emission Inventory)。另外，本研究亦引用東亞人為排放源資料庫，作為解析境外污染物影響本地空氣品質之基礎。東亞人為源排放量REAS(Regional Emission Inventory in Asia)資料庫，係以日本JAMSTEC組織之Frontier Research System for Global Change研究中心和日本國立環境研究所(National Institute for Environmental Studies)，建立之2007年0.5度X0.5度東亞人為源排放REAS(Regional Emission Inventory in Asia)資料庫(Ohara et al., 2007)為基礎，搭配1km × 1

km人口分布進行排放量分配，其完成的2007東亞排放量，簡稱EA2007。東亞生物源排放量資料庫：東亞生物源排放量推估使用東亞地區生物源排放量推估模式(East Asia Biogenic Emission Inventory System, EABEIS) (Fang et al., 2013; Lo et al., 2014)進行推估。此模式以TBEIS系統架構為基礎(即使用相同推估機制)透過適當的修改而建立。主要修改包括，從USGS之全球土地利用資料庫建立東亞土地利用資料，建立相對應之樹種排放係數，座標系統修改等工作，逐時推估東亞生物源VOCs排放量。東亞地區的人為排放污染源資料庫在網路上通常都可以找到，但是這些排放源資料一般都僅有粗略的形式：低解析度、面源排放、無排放高度等，此種資料與前述空品模式所需的精確形式相去甚遠，因此在使用前必須進行適當的前處理。

三、個案分析與討論

3.1 採樣1(2016/10/17-20)污染物模擬與濃度趨勢分析

3.1.1 採樣1(2016/10/17-20)臭氧模擬與論述

第一次採樣(Case1)時間為2016年10月18-20日，期間受強烈颱風海馬(HAIMA, 1622號)逐漸西進(圖4)通過台灣南部外海影響下潮州站因地處高屏空品區東南側，颱風外圍環流與地形偕同影響下，大氣環境下沉逆溫，光化效果強且不利於對流(圖5左上/下)，仍較其他採樣測站具有高臭氧濃度趨勢(66-70ppb)發生。

第一次採樣(Case1)時間共計三天(2016年10月18-20日)。其臭氧濃度偏高除20日測站濃度低於40ppb外，其餘採樣日測站最高濃度均達45ppb以上(表2)。19日潮州站為最高濃度70ppb。主要受偏東風及通過台灣南部外海的莎莉佳(SARIKA, 1621號)颱風外圍交互影響下有利於台灣西南半部(高屏空品區)光化效應導致光化污染物濃度偏高。

WRF-Chem模式表現上，各站實際與模擬濃

度趨勢變化吻合。相關係數介於0.85-0.89之間，整體臭氧濃度偏差5-8%，林園測站因地處臨海為測站中誤差較大者，高臭氧濃度偏差10%(圖6左上/下)。

3.1.2 採樣1(2016/10/18-20) PM_{2.5}模擬與論述
採樣期間因太平洋副熱帶高壓系統與通過台灣南部外海的颱風外圍環流交互影響下，帶來的深厚東風，將在台灣西半部臨近中央山脈區域造成明顯的沉降甚至有焚風發生的可能，沉降作用會更抑制對流現象(圖5左上/下)，使得大氣已經很穩定的地區，更穩定，空氣污染物不容易散去。故潮州站於採樣期間20日具最高濃度96 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，同日大寮測站次之具有最高濃度96 $\mu\text{g m}^{-3}$ (表3)。

本採樣時間高屏空品區因受颱風外圍環流與中央山脈地形偕同效應影響，其污染類型定義為境內貢獻。WRF-Chem模式表現上，各站實際與模擬濃度趨勢變化吻合。相關係數介於0.83-0.87之間，整體PM_{2.5}濃度偏差5-10%，林園測站仍因地處臨海為測站中誤差較大者，高PM_{2.5}濃度偏差11%(圖6右)。

3.2 採樣2(2016/11/15-18)污染物模擬與濃度趨勢分析

3.2.1 採樣2(2016/11/15-18)臭氧模擬與論述

本次秋季第二次(Case2)時間為2016年11月15-18日，共計四天。2016年11月16日白天開始受冬季高壓迴流(圖4左二上/下)、與500 hPa副熱帶高壓共同影響下(迴流效應明顯)。接近地表的邊界層氣象很不利於污染物的稀釋、擴散，垂直風場資料也表示中南部在1500 m高度以下完全沒有利於污染物濃度下降的氣象條件(圖5左二上/下)，加上午後期間高屏空品區為高溫無雲的天氣型態，利於光化反應。所有採樣測站其臭氧最高濃度均達100ppb以上。期間以潮州站於17日具最高臭氧濃度146ppb，19日大寮測站臭氧濃度128ppb次之(表4)。值得注意林園測站雖其地理位置臨海，於本次採樣期間仍具有高臭氧

濃度現象，代表採樣期間高壓迴流明顯高於海陸風效應，午後期間利於光化污染物累積。WRF-Chem模式表現上，各站實際與模擬濃度趨勢變化吻合。相關係數介於0.86-0.88之間，採樣期間臭氧濃度偏高，故整體臭氧偏差6-11%，潮州測站因地處臨山為測站中誤差較大者，O₃高濃度偏差11%(圖7左上/下)。

濃度現象，代表採樣期間高壓迴流明顯高於海陸風效應，午後期間利於光化污染物累積。WRF-Chem模式表現上，各站實際與模擬濃度趨勢變化吻合。相關係數介於0.86-0.88之間，採樣期間臭氧濃度偏高，故整體臭氧偏差6-11%，潮州測站因地處臨山為測站中誤差較大者，O₃高濃度偏差11%(圖7左上/下)。

3.2.2 採樣2(2016/11/15-18) PM_{2.5}模擬與論述
2016年11月15日PM污染物伴隨大陸冷高壓梯度東北風南下後，高壓迴流效應明顯。採樣期間風向圖發現風速普遍偏弱($\leq 1.5\text{m/sec}$)，接近地表的邊界層氣象很不利於污染物的稀釋、擴散，垂直風場資料也表示中南部在1500 m高度以下完全沒有利於污染物濃度下降的氣象條件。故採樣測站均有高PM_{2.5}濃度現象發生，期間潮州站於15日凌晨採樣期間具最高濃度130 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，於19日凌晨大寮測站次之具有最高濃度116 $\mu\text{g m}^{-3}$ (表5)，且該測站位於高屏空品區中南部，因此持續高污染濃度現象較其他採樣站久(15-16日)。

本採樣時間高屏空品區因受冬季高壓系統南下與中央山脈地形偕同效應影響，其污染類型定義為境外貢獻。WRF-Chem模式表現上，各站實際與模擬濃度趨勢變化吻合。相關係數介於0.83-0.86之間，採樣期間PM_{2.5}濃度偏高，故整體PM_{2.5}濃度偏差8-12%，潮州測站因地處臨山為測站中誤差較大者，PM_{2.5}高濃度偏差12%(圖7右上/下)。

3.3 採樣3(2017/1/16-20)污染物模擬與濃度趨勢分析

3.3.1 採樣3(2017/1/16-20)臭氧模擬與論述

本次冬季第三次Case 3採樣時間為2017年1月16-20日，共計五天。2017年1月16-17日伴隨大陸冷高壓梯度東北風南下，係屬境外傳輸影響。高壓系統自中國大陸東移出海後，呈現高壓迴流狀態(圖4右二上/下)。污染物濃度持續累積，除PM₁₀、PM_{2.5}、O₃濃度亦

明顯上升，在接近地表的邊界層氣象很不利於污染物的稀釋、擴散，垂直風場資料也表示中南部在1500 m高度以下完全沒有利於污染物濃度下降的氣象條件(圖5右二上/下)，臨山區域有助於光化污染物反應。

採樣測站中潮州站於19日具最高臭氧濃度105ppb，林園測站於同日臭氧濃度94ppb次之(表6)。值得注意林園測站雖其地理位置臨海，於本次採樣期間仍具有高臭氧濃度現象，代表採樣期間高壓迴流明顯高於海陸風效應，午後期間利於光化污染物累積。楠梓、大寮測站則因雲層與部分時段發生降雨現象導致臭氧濃度較低，最高累積仍有60ppb以上。

WRF-Chem模式表現上，各站實際與模擬濃度趨勢變化吻合。相關係數介於0.85-0.88之間，採樣期間臭氧濃度偏高，故偏差7-10%，林園測站因地處臨海其海陸風效應明顯，為測站中誤差較大者，高臭氧濃度偏差10%(圖8左上/下)。

3.3.2 採樣3(2017/1/16-20) PM_{2.5}模擬與論述
於此採樣天氣類型中採樣測站僅有潮州站有高PM_{2.5}濃度現象發生。潮州站於16日凌晨具最高濃度76 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，楠梓測站於17日次之具有最高濃度62 $\mu\text{g m}^{-3}$ (表7)，且上述兩測站位於高屏空品區北、南部，代表採樣期間天氣型態雖利於污染物濃度累積的氣象條件，然而高屏空品區部分時段發生降雨現象，導致部分測站(林園、大寮)無高累積濃度趨勢。

本採樣時間高屏空品區因受冬季高壓系統南下迴流與中央山脈地形偕同效應影響，其污染類型定義為境外貢獻。WRF-Chem模式表現上，各站實際與模擬濃度趨勢變化吻合。相關係數介於0.83-0.84之間，採樣期間採樣測站PM_{2.5}濃度趨勢落差較大，故偏差8-13%，林園、大寮測站因採樣期間發生局部降水使得為模擬測站濃度趨勢中誤差較大者，高PM_{2.5}濃度偏差13%(圖8右上/下)。

3.4 採樣4(2017/3/30-4/1)污染物模擬與濃度趨勢分析

3.4.1 採樣4(2017/3/30-4/1)臭氧模擬與論述

本次春季第四次Case4採樣時間為2017年3月30-4月1日，共計三天。3月31日20時夜間時段，鋒面系統已於華南建構，結構完整。且逐步影響台灣西半部區域。其鋒面系統因為發展條件完整(圖4右上/下)，因此台灣西半部各地皆為多雲且降雨現象，甚至有雷雨現象。冷氣團影響至4月1日清晨，雖然期間可以西太平洋副熱帶高壓勢力持續偏弱，因此臺灣的回暖除了高壓迴流帶來較暖的空氣之外，另一主要原因是太陽輻射加熱地表帶來的增溫，高屏空品區白晝多數時間仍有陽光。因此採樣期間雲層偏厚不利光化反應。各測站臭氧最高濃度趨勢均不易達到100ppb以上，整體臭氧高濃度趨勢則出現於採樣日第1、3日(3月30日、4月1日)午後。

所有採樣測站楠梓站具最高臭氧濃度97ppb，潮州測站臭氧濃度80ppb次之(表8)。代表上述兩站採樣期間高壓迴流明顯高於海陸風效應，午後期間利於光化污染物累積。林園測站則因地理位置臨海，受鋒面系統以及海陸風效應影響(Lo et al.,2015)。於本次採樣期間高臭氧濃度較其餘採樣測站低。大寮測站則因3月31日天受雲層與部分時段發生降雨現象導致臭氧濃度較低，其餘2天臭氧最高累積仍有69ppb以上。

WRF-Chem模式表現上，各站實際與模擬濃度趨勢變化吻合。相關係數介於0.85-0.87之間，採樣期間僅楠梓測站臭氧濃度濃度趨勢變化偏高，故模擬整體測站高臭氧濃度趨勢偏差為7-9%，潮州測站因地處臨山為測站中誤差較大者，高臭氧濃度偏差9%(圖9左上/下)。

3.4.2 採樣4(2017/3/30-4/1)PM_{2.5}模擬與論述

3月30日白天時段前天氣型態係屬鋒面接近，台灣各地以多雲到晴且偏暖的天氣，高

屏空品區近地面至混合層高度1000公尺處為穩定(弱風速≤1.5m/sec)利於污染物累積的環境。故楠梓、潮州、大寮站均有較高PM_{2.5}濃度(楠梓81μg m⁻³、潮州73μg m⁻³、大寮67μg m⁻³)(表9)於此時段發生

於4月1日白天逐漸緩和停止，因此4月1日中午過後天氣轉晴後，目前全台天氣都幾乎已經轉晴，配合低溫的北風吹拂下。後續受另一波的高壓系統影響吹拂北風，也帶來中國的境外污染物(He et al.,2015;Heald et al.,2010)，從清晨開始北部測站首先有反應，再來中午中、南部測站也開始出現污染物濃度升高趨勢變化。

本採樣時間高屏空品區因受冬季鋒面系統與大陸冷高壓南滯與中央山脈地形偕同效應影響，其污染類型定義為境外與境內混合型貢獻。WRF-Chem模式表現上，各站實際與模擬濃度趨勢變化吻合。相關係數介於0.85-0.89之間，採樣期間採樣測站PM_{2.5}濃度趨勢落差較大，故偏差8-13%，林園、大寮測站因採樣期間發生局部降水使得為模擬測站濃度趨勢中誤差較大者，高PM_{2.5}濃度偏差13%(圖9右上/下)。

四、個案分析與討論

經過四次PM_{2.5}與VOCs採樣及成份分析與WRF-Chem模擬可獲得下列結論：(1)秋、冬季PM_{2.5}污染事件為光化學反應所導致，而春季污染事件同時包含光化學反應與境外傳輸兩種污穢型。光化學反應所生成的PM_{2.5}逐時變化趨勢顯示在污染事件的上午9:00-12:00 因光照下導致PM_{2.5}持續升高，當前驅物濃度逐漸降低，PM_{2.5}濃度亦呈現下降趨勢；至下午 17:00-19:00，前驅物(SO₂、NO_x)濃度繼續升高，使得PM_{2.5}濃度於21:00-23:00再呈現上升趨勢。

本研究透過WRF-Chem綜觀尺度(解析度81 km)，涵蓋範圍以東亞、台灣綜觀解析度為主，探討採樣案例期間東亞地區與台灣地區

大氣O₃與PM_{2.5}濃度，在空間與時間上的趨勢變化。

冬季期間隨著高壓系統逐漸於30°N處，向東南方向移動，PM污染物隨著天氣系統漸南下擴散，沿著中央山脈影響台灣西半部。透過WRF-Chem綜觀尺度(解析度27 km)，其PM_{2.5}濃度較高處區域，依序從金門、馬祖外島處，延伸到台灣西半部與澎湖群島。東北風與中央山脈協同效應影響之下(Saide et al., 2011)，對台灣西半部空氣品質的影響，大於東半部。本研究模擬4次採樣結果，基本上能掌握相對污染物之時、空趨勢變化。

為瞭解境外擴散對台灣地區PM_{2.5}時間與空間上的貢獻程度，本研究將Teds V9.0資料庫導入WRF-Chem模擬初始資料，WRF-Chem模式對於大氣擴散與化學反應的傳輸反應趨勢的掌握還不錯。來加以區隔相關結果討論如下：

五、結論

冬季期間因強烈大陸冷氣團南下，導致台灣地區空氣品質快速惡化。大陸性冷氣團自蒙古發源後，一路南下經中國大陸北京、河北一帶進而東移出海後影響台灣區域。高壓系統伴隨著強烈東北季風將懸浮污染物南帶到台灣、福建附近，且沿著台灣海峽或台灣東岸繼續往南吹。影響台灣的空氣污染品質。隨冬季高壓系統逐漸移出，台灣西半部中部以南，地表風速轉為偏弱。隨此高壓系統傳入的境外污染物，其擴散條更加不良，台灣西半部各區域空氣中懸浮微粒濃度值持續升高，呈現惡化的空氣品質。

冬季高PM_{2.5}污染現象多半發生在東亞高壓系統於30° N移出，隨著高壓系統強度與台灣複雜地形產生的背風效應，其現象也會有利於光化污染物的生成，臭氧濃度隨著高壓系統(大陸冷高壓)與中央山脈地形協同效應引導逐漸提升，這說明了冬季高壓迴流導致台灣高屏空品區域形成較高濃度O₃現象發

生。

此外透過WRF-Chem模擬，台灣西半部大氣多半為下沉乾燥，且具低逆溫層，除懸浮微粒濃度累積時間較其他空品區長，惟因林園測站瀕臨出海口擴散效果較好，透過模式模擬測站濃度趨勢發現高相關值多半為此天氣類型上下風處亦或地形分布與協同效應機制相似(透過模式模擬發現台灣西半部隨著背風的冷乾下降氣流逐漸南下，導致污染物由北向南擴散，產生很高的地面懸浮微粒濃度與臭氧濃度，形成地形性下洗(terrain downwash)效應。並發現境外擴散對於冬季台灣地區PM_{2.5}濃度貢獻26.7-47.3%，也說明冬季期間大陸冷氣團其境外擴散的影響不容小覷。

六、謝誌

本研究由環保署/科技部空污計畫「高屏空品區高污染事件日臭氧與細懸浮微粒濃度之時空特徵變化及形成機制暨汙染源汚染貢獻解析」，(計畫編號：MOST 105-EPA-F-008-002)支持，使實驗與數值模擬得以完成。

六、參考文獻

- 行政院環保署，(2014):中華民國台灣地區環境保護統計年報，行政院環保署，台灣。
- 吳義林，(2013):細懸浮微粒(PM_{2.5})管制策略研擬及減量成效分析，環保署專案成果。
- 宋偉國，楊宏宇，張乃斌，徐新益，(1999年12月):數值模式模擬之邊界層特性與高屏地區污染物相關性分析，第六屆海峽兩岸環境保護研討會。
- 空軍氣象聯隊，(1989，4月):斜溫圖分析及預報之應用，空軍氣象聯隊印發，台北，台灣。
- 洪崇軒，袁中新，楊宏宇，宋偉國等，(2001):氣象條件對高雄地區空氣品質之預測及分析計畫，高雄市政府環保局研究計畫，高雄，台灣，2001年12月。
- 洪崇軒，羅國誠，(2007，5月3日):應用

WRF-CHEM數值模式於區域氣象條件與空氣污染物濃度之模擬，高雄第一科技大學工學院2007年教師研發成果研討會。

洪崇軒，羅國誠，李家偉，袁中新，林啟燦，甯蜀光，吳文聖，謝富傑、林永偉，(2011，5月13-14日):石化產業密集設置區鄰近區域於氣壓下沉季節大氣含硫異味物質之流佈特性分析，2011年(第25屆)環境分析化學研討會。

袁中新，(2006):九十五年度高雄市鄰近海域空氣品質監測及模式模擬期末報告書，高雄市環境保護局，台灣。

袁中新，洪崇軒，李家偉，甯蜀光，(2010):高污染石化工業區有害空氣污染物(HAPs)排放指紋特徵分析、擴散流佈調查、健康風險評估及改善策略研析計畫，環保署/科會空污防制科技研究合作計畫。

Borge, R., Alexandrov, V., del Vas, J.J., Lumbreiras, J., Rodriguez, E.(2008). A comprehensive sensitivity analysis of the WRF model for air quality applications over the Iberian Peninsula. *Atmos. Environ.* 42(37), 8560-8574.

Dzepina, K., Volkamer, R.M., Madronich, S., Tulet, P., Ulbrich, I.M., Zhang, Q., Cappa, C.D., Ziemann, P.J., Jimenez, J.L., (2009). Evaluation of recently-proposed secondary organic aerosol models for a case study in Mexico City. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9, 5681-5709.

Ervens, B., Turpin, B., Weber, R., (2011). Secondary organic aerosol formation in cloud droplets and aqueous particles (aqSOA): a review of laboratory, field and model studies. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, 11069-11102.

Fang, Y., Naik, V., Horowitz, L.W., Mauzerall, D.L. (2013). Air pollution and associated human mortality: the role of air pollutant

emissions, climate change and methane concentration increases from the preindustrial period to present. *Atmos. Chem. Phys.* 13, 1377-1394.

Hallquist, M., Wenger, J., Baltensperger, U., Rudich, Y., Simpson, D., Claeys, M., Dommen, J., Donahue, N., George, C., Goldstein, A., 2009. The formation, properties and impact of secondary organic aerosol: current and emerging issues. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9, 5155-5236.

He, H., Tie, X., Zhang, Q., Liu, X., Gao, Q., Li, X., Gao, Y. (2015). Analysis of the causes of heavy aerosol pollution in Beijing, China: A case study with the WRF-Chem model. *Particuology*. 20, 32-40.

Heald, C.L., Ridley, D.A., Kreidenweis, S.M., Drury, E.E., 2010. Satellite observations cap the atmospheric organic aerosol budget. *Geophysical Research Letters* 37.

Hoyle, C., Boy, M., Donahue, N., Fry, J., Glasius, M., Guenther, A., Hallar, A., Huff Hartz, K., Petters, M., Petäjä, T., 2011. A review of the anthropogenic influence on biogenic secondary organic aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, 321-343.

Lim, Y., Tan, Y., Perri, M., Seitzinger, S., Turpin, B., 2010. Aqueous chemistry and its role in secondary organic aerosol (SOA) formation. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10, 10521-10539.

Lo, K.-C.; Hung, C.-H., (2014): Deteriorating ambient air quality resulted from invasion of foreign air pollutants. ICERESE 2014: International Conference on Environmental, Biological and Ecological Sciences and Engineering, Kyoto, Japan, May 29-30.
Lo, K.-C.; Hung, C.-H., (2015): Forming high

O₃ concentration in the ambient air of Southern Taiwan under the effects of western pacific subtropical high. *Advances in Meteorology*, 1-14, doi:10.1155/2015/352630.

Peckham, S. E.; Grell, G. A.; McKeen, S. A.; Barth, M., (2012) WRF-Chem Version 3.4 User's Guide, NOAA Earth System Research Laboratory, National Center for Atmosphere Research, Boulder Colorado, USA.

Spracklen, D., Jimenez, J., Carslaw, K., Worsnop, D., Evans, M., Mann, G., Zhang, Q., Canagaratna, M., Allan, J., Coe, H., 2011. Aerosol mass spectrometer constraint on the global secondary organic aerosol budget. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, 12109-12136.

Szidat, S., Jenk, T.M., Synal, H.A., Kalberer, M., Wacker, L., Hajdas, I., Kasper-Giebl, A., Baltensperger, U., 2006. Contributions of fossil fuel, biomass-burning, and biogenic emissions to carbonaceous aerosols in Zurich as traced by ¹⁴C. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012) 111.

Szidat, S., Ruff, M., Perron, N., Wacker, L., Synal, H.-A., Hallquist, M., Shannigrahi, A.S., Yttri, K., Dye, C., Simpson, D., 2009. Fossil and non-fossil sources of organic carbon (OC) and elemental carbon (EC) in Göteborg, Sweden. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9, 1521-1535.

Taiwan EPA. (2013) Taiwan Emission Data System 8.1. Taiwan Environment Protection Administration, Taipei, Taiwan.

Taiwan EPA., 2016 Taiwan Emission Data System 9.0. Taiwan Environment Protection Administration. Taipei, Taiwan.

Tsai, H.-H.; Ti, T.-H.; Yuan, C.-S.; Hung, C.-H.; Lin, C.-T., (2009) Ionic species correlation analysis of particulate matter at

inland and offshore sites in south Taiwan-Effect of sea-land breeze and northeastern Monsoon, *The Chinese Journal of Process Engineering*, 9, 243-247.

Worton, D., Goldstein, A., Farmer, D., Docherty, K., Jimenez, J., Gilman, J., Kuster, W., de Gouw, J., Williams, B., Kreisberg, N., 2011. Origins and composition of fine atmospheric carbonaceous aerosol in the Sierra Nevada Mountains, California. *Atmos. Chem. Phys* 11, 219.

Worton, D.R., Surratt, J.D., LaFranchi, B.W., Chan, A.W., Zhao, Y., Weber, R.J., Park, J.-H., Gilman, J.B., de Gouw, J., Park, C., 2013. Observational Insights into Aerosol Formation from Isoprene. *Environmental science and technology* 47, 11403-11413.

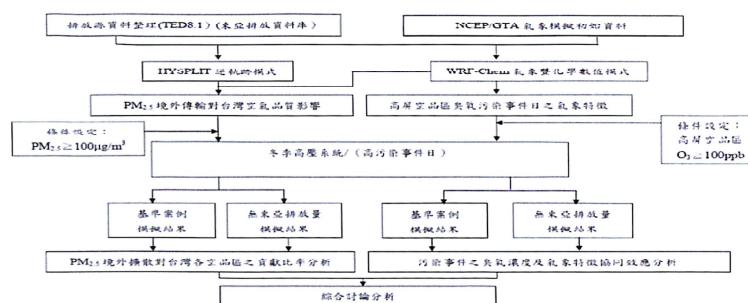


圖1 模式模拟操作流程。

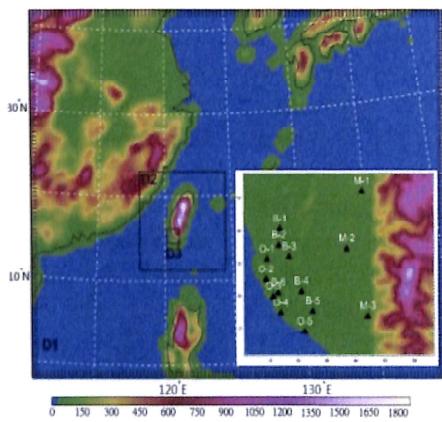


圖2 WRF-Chem網格設定示意圖

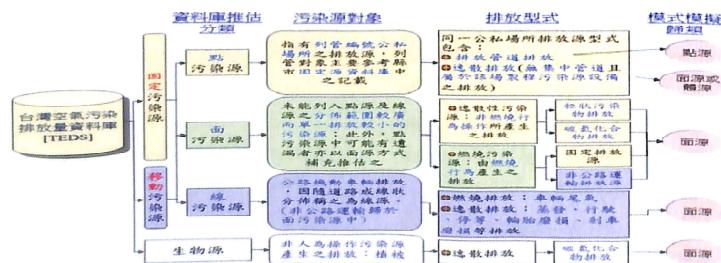


圖3 台灣空氣污染排放源資料庫(TED V9.0)資料來源示意圖。

(資料來源：環保署排放源資料庫網站 http://teds.epa.gov.tw/new_main2-0-1.htm)

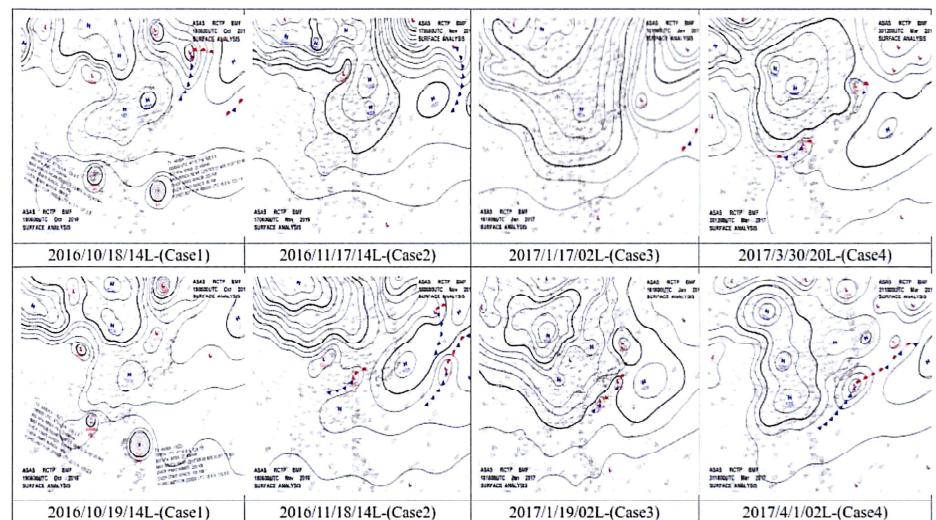


圖4 採樣研究期間代表性東亞地區氣象圖(資料來源:中央氣象局 CWB)。

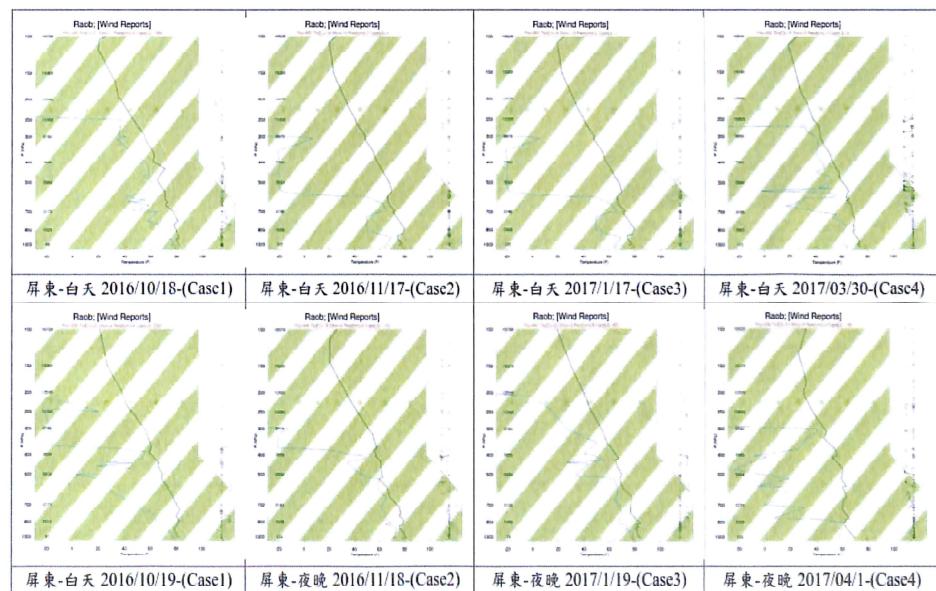


圖5採樣研究期間代表性屏東區域測站探空圖(資料來源:空軍氣象中心)。

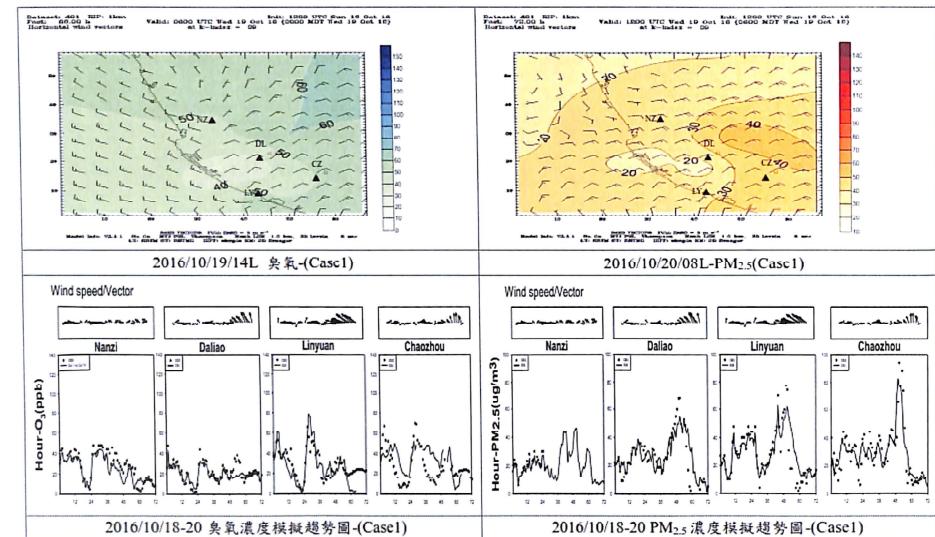


圖6採樣1期間代表性污染物時/空間模擬分布趨勢圖。

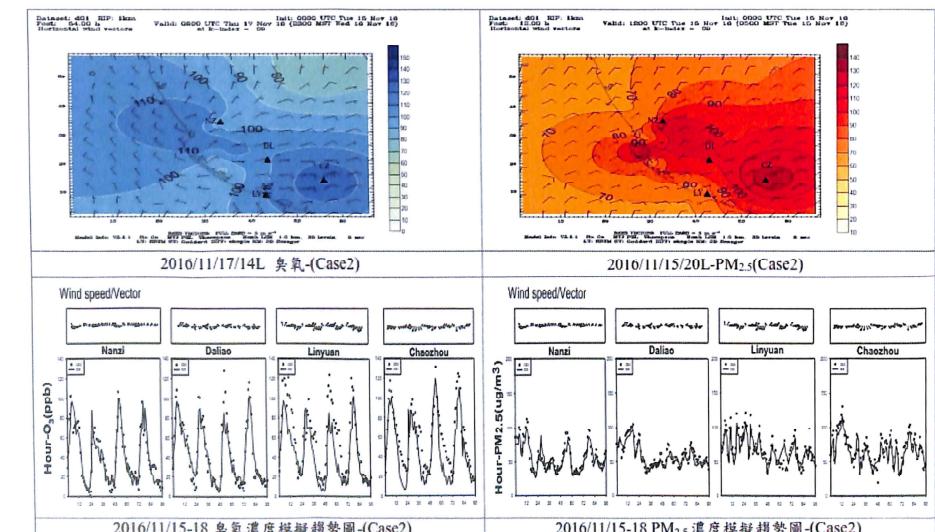


圖7採樣2期間代表性污染物時/空間模擬分布趨勢圖。

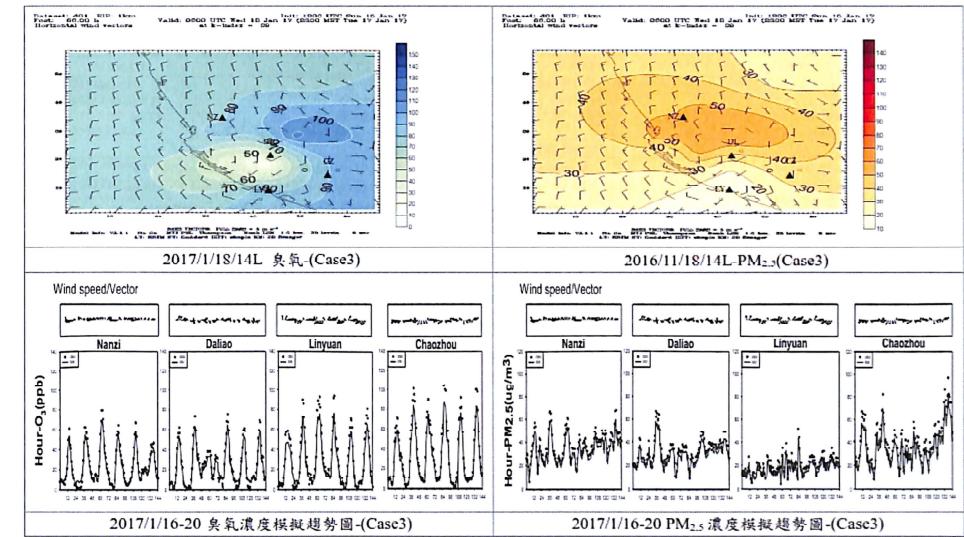


圖8採樣3期間代表性污染物時/空間模擬分布趨勢圖。

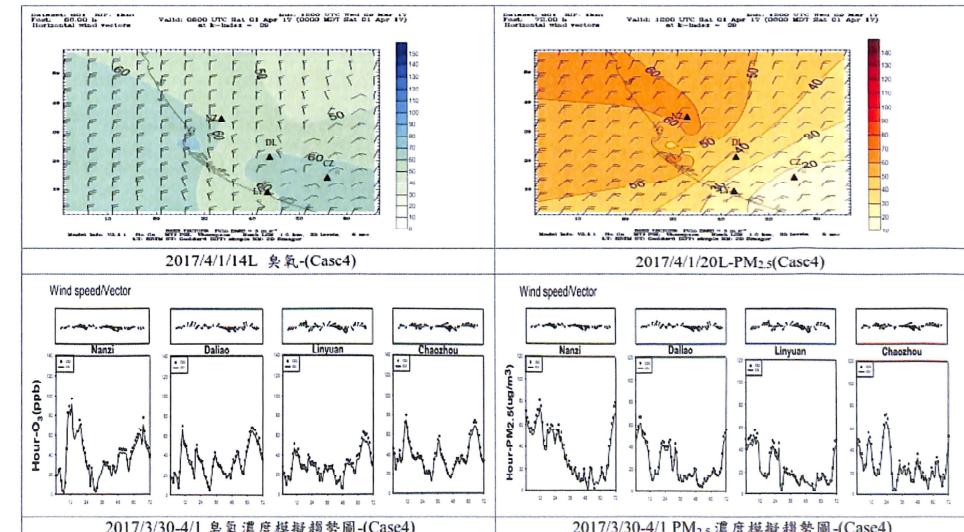


圖9採樣4期間代表性污染物時/空間模擬分布趨勢圖。

表1 WRF/Chem 模式區域設定與選用之化學反應參數模組

Domain Setting	D1	D2	D3
模式網格涵蓋範圍	東亞區域	台灣區域	高屏空品區
Domain point (x,y)	120,100 27-公里	60,50 9-公里	47,59 3-公里
Horizontal resolution			
Vertical resolution 物理與化學參數設定			
Microphysics	Morrison(Morrison et al.,2009;Chen and Dudhia,2001)		
Cumulus Planetary Boundary Layer(PBL)	Grell 3D ensemble (D1 and D2), none for D3(Grell and Freitas,2014) Yonsei University Scheme(YSU)(Hong et al.,2006)		
Anthropogenic emission	Regional Emission inventory in Asia (REAS2007),Taiwan Emission Database v8.1(TEDS8.1)(Lo, and Hung, 2012)		
Biogenic emission	MEGAN 2;Taiwan Biogenic Emission Inventory System Version 2. TBEIS-2.0 (Guenther et al.,2006)		
Photolysis	Madronich F-TUV(Tie et al.,2003)		
Longwave radiation	Rapid and accurate Radiative Transfer Model for GCM(RRTMG) (Iacono et al.,2008;Clough et al.,2005)		
Shortwave radiation	GODDARD scheme(Chou et al.,1998)		
Gas-phase chemistry	SAPRC-99(Cater,2000)		
Aerosol module	MADE/SORGAM and MADE/VBS (Grell et al.,2005;Shrivastava et al.,2011)		

表2 採樣1(2016/10/18-20)期間最高臭氧濃度表。

Air quality station	Position (Lat/Lon)	Daily peak O ₃ concentrations (unit: ppb)		
		Oct. 18 th	Oct. 19 th	Oct. 20 th
Nanzi	22°44'1.20" (N) 120°19'41.84" (E)	45	48	33
Dailao	22°33'56.69" (N) 120°25'30.3" (E)	48	44	38
Linyuan	22°28'46.2" (N) 120°24'42.3" (E)	53	66	35
Chaozhou	22°31'23.19" (N) 120°33'40.23" (E)	67	70	34

表3採樣1(2016/10/18-20)期間最高PM2.5濃度表。

Air quality station	Position (Lat/Lon)	Daily peak PM _{2.5} concentrations (unit: $\mu\text{g m}^{-3}$)		
		Oct. 18 th	Oct. 19 th	Oct. 20 th
Nanzi	22°44'1.20" (N) 120°19'41.84" (E)	31	33	34
Dailao	22°33'56.69" (N) 120°25'30.3" (E)	40	43	75
Linyuan	22°28'46.2" (N) 120°24'42.3" (E)	39	38	58
Chaozhou	22°31'23.19" (N) 120°33'40.23" (E)	51	47	96

表4採樣2(2016/11/15-18)期間最高臭氧濃度表。

Air quality station	Position (Lat/Lon)	Daily peak O ₃ concentrations (unit: ppb)			
		Nov. 15 th	Nov. 16 th	Nov. 17 th	Nov. 18 th
Nanzi	22°44'1.20" (N) 120°19'41.84" (E)	103	71	107	96
Dailao	22°33'56.69" (N) 120°25'30.3" (E)	109	102	128	116
Linyuan	22°28'46.2" (N) 120°24'42.3" (E)	126	99	124	121
Chaozhou	22°31'23.19" (N) 120°33'40.23" (E)	118	98	146	125

表5採樣2(2016/11/15-18)期間最高PM2.5濃度表。

Air quality station	Position (Lat/Lon)	Daily peak PM _{2.5} concentrations (unit: $\mu\text{g m}^{-3}$)			
		Nov. 15 th	Nov. 16 th	Nov. 17 th	Nov. 18 th
Nanzi	22°44'1.20" (N) 120°19'41.84" (E)	117	58	95	100
Dailao	22°33'56.69" (N) 120°25'30.3" (E)	111	116	84	86
Linyuan	22°28'46.2" (N) 120°24'42.3" (E)	84	89	65	71
Chaozhou	22°31'23.19" (N) 120°33'40.23" (E)	130	91	96	105

表6採樣3(2017/1/16-20)期間最高臭氧濃度表

Air quality station	Position (Lat/Lon)	Daily peak O ₃ concentrations (unit: ppb)				
		Jan. 16 th	Jan. 17 th	Jan. 18 th	Jan. 19 th	Jan. 20 th
Nanzi	22°44'1.20" (N) 120°19'41.84" (E)	61	62	79	64	67
Dailao	22°33'56.69" (N) 120°25'30.3" (E)	62	73	79	75	61
Linyuan	22°28'46.2" (N) 120°24'42.3" (E)	58	90	89	94	62
Chaozhou	22°31'23.19" (N) 120°33'40.23" (E)	71	101	90	105	92

表7採樣3(2017/1/16-20)期間最高PM2.5濃度表

Air quality station	Position (Lat/Lon)	Daily peak PM _{2.5} concentrations (unit: $\mu\text{g m}^{-3}$)				
		Jan. 16 th	Jan. 17 th	Jan. 18 th	Jan. 19 th	Jan. 20 th
Nanzi	22°44'1.20" (N) 120°19'41.84" (E)	54	62	57	44	50
Dailao	22°33'56.69" (N) 120°25'30.3" (E)	43	47	38	37	49
Linyuan	22°28'46.2" (N) 120°24'42.3" (E)	27	27	35	32	32
Chaozhou	22°31'23.19" (N) 120°33'40.23" (E)	76	65	58	49	64

表8採樣4(2017/3/30-4/1)期間最高臭氧濃度表

Air quality station	Position (Lat/Lon)	Daily peak O ₃ concentrations (unit: ppb)		
		Mar. 30 th	Mar. 31 st	Apr. 1 st
Nanzi	22°44'1.20" (N) 120°19'41.84" (E)	97	39	78
Dailao	22°33'56.69" (N) 120°25'30.3" (E)	71	43	69
Linyuan	22°28'46.2" (N) 120°24'42.3" (E)	52	31	63
Chaozhou	22°31'23.19" (N) 120°33'40.23" (E)	80	58	75

表9採樣4(2017/3/30-4/1)期間最高PM2.5濃度表

Air quality station	Position (Lat/Lon)	Daily peak PM _{2.5} concentrations (unit: $\mu\text{g m}^{-3}$)		
		Mar. 30 th	Mar. 31 st	Apr. 1 st
Nanzi	22°44'1.20" (N) 120°19'41.84" (E)	81	60	79
Dailao	22°33'56.69" (N) 120°25'30.3" (E)	67	46	55
Linyuan	22°28'46.2" (N) 120°24'42.3" (E)	57	46	49
Chaozhou	22°31'23.19" (N) 120°33'40.23" (E)	73	69	53

Investigating the spatial and time variation of both concentrations of ozone (O_3) and fine particulate ($PM_{2.5}$) during highly polluted days in Kaohsiung-Ping area and their formation mechanisms and pollution sources

Kuo-Cheng Lo¹, Cheng-Chih Lin¹, Chung-Hsuan Hung², Chia-Wei Lee², Chung-Shin Yuan³,

Hwa-Zhen Shen³, Chi-Tsan Lin⁴, Chien-Erh Weng⁵

¹Department of Military Meteorology, Air Force Institute of Technology, Kaohsiung 820, Taiwan.

²Department of Safety, Health, and Environmental Engineering, National Kaohsiung First University of Science and Technology, Kaohsiung 811, Taiwan.

³ Institute of Environmental Engineering Air Pollution Laboratory, National Sun Yat-sen University, Kaohsiung 804, Taiwan.

⁴ Department of Marine Environmental Engineering, National Kaohsiung Marine University, Kaohsiung 811, Taiwan.

⁵ Department of Electronic Communication Engineering, National Kaohsiung Marine University, Kaohsiung 811, Taiwan.

ABSTRACT

This study aims to investigate the spatial and time variation of both concentrations of fine particulate ($PM_{2.5}$) and ozone (O_3) during highly polluted days in Kaohsiung-Ping area. Both formation precursors and mechanisms for $PM_{2.5}$ and O_3 will be measured and investigated for finding the pollution characteristics of these two air pollutants that are the most concerned air pollutants in the ambient air of southern Taiwan. The findings from the study will be applied as references for conducting pollution prevention strategies to reduce the potential impacts by them. There are three sub-projects planned here to accomplish this united project, which includes elucidating the main reasons and contributions of potential pollution sources for forming high-concentrated $PM_{2.5}$ and O_3 , investigating formation precursors and pollution sources for causing high-concentrated $PM_{2.5}$ and O_3 , and simulating the concentration variations of $PM_{2.5}$ and O_3 and quantifying the source contributions to these two air pollutants by using the WRF-Chem model. For confirming the formation mechanisms for both $PM_{2.5}$ and O_3 , series of photochemical reactions will be conducted in a laboratory-scale smog chamber in the study, too.

The detail research objectives for this study are proposed as following:

Conducting both WRF-Chem simulation results and TEPA ambient station data to find both transportation pathways of both $PM_{2.5}$ and O_3 , and to find the contributions potential pollution sources to these two air pollutants.

Keywords: WRF-Chem; $PM_{2.5}$; O_3