



## 空氣污染

# 高屏地區指標性空氣污染物來源探討

王文正\*

### 摘要

台灣地區依行政區域之劃分，共分 7 大空品區。其中，以高屏空品區最具惡劣之空氣品質狀況。高屏空品區空品不良率介於 6.65~13.56%；雲嘉南空品區(2.58~6.98%)次之，但不良率僅為高屏空品區之一半，顯見高屏地區空氣品質之惡劣情況。石化、鋼鐵、電力等高污染性工業為高屏地區之主要發展產業，綜以人口、車輛密度、地形及氣象等因素，令空氣污染問題更為嚴重。在秋末、冬季及早春時期，高屏地區受東北季風吹送與中央山脈地形之阻擋影響，形成不利空氣污染擴散環境，並伴隨污染物隨季風之跨區域傳送，加上高屏地區工廠及移動車輛廢氣密集排放，形成全國最糟之空氣品質。本文針對高屏地區之指標性污染物，懸浮微粒  $PM_{10}$  進行研究並應用受體模式(receptor model)，針對高屏地區空氣污染之來源探究，掌握污染源及受體點之因果關係，分析出各地域之  $PM_{2.5}$  及  $PM_{2.5-10}$  主要污染物來源及其分佈。高屏地區  $PM_{2.5}$  排放來源以移動車輛排放為主。高屏地區  $PM_{2.5-10}$  則以鋪面道路揚塵逸散為主。

【關鍵字】指標性空氣污染物、高屏空品區、懸浮微粒  $PM_{10}$ 、受體模式

---

\*中央研究院 博士後研究員

## 一、前言

台灣地區之行政區域之劃分，共有北部空品區(台北市、基隆市、新北市及桃園縣)、竹苗空品區(新竹市、新竹縣及苗栗縣)、中部空品區(台中市、彰化縣及南投縣)、雲嘉南空品區(雲林縣、嘉義市、嘉義縣、台南市)、高屏空品區(高雄市及屏東縣)、宜蘭空品區(宜蘭縣)及花東空品區(花蓮縣及台東縣)等 7 大空品區。其中，以高屏空品區每每具備最糟之空氣品質狀況。由 1998 至 2007 年之環保署空品監測年報顯示，以高屏空品區空氣品質不良率最高，其值介於 6.65~13.56%之間；其次為雲嘉南空品區，然而不良率卻只有高屏空品區一半，其值在 2.58~6.98%。顯見高屏空品區之空氣污染嚴重，更凸顯瞭解空氣污染來源及分佈之重要。

高屏地區以石化產業、鋼鐵工業及電力產業等高污染性工業為主要發展產業，工廠分佈全區，污染物日夜排放。加上高雄地區人口及車輛密度亦高，為數眾多的機動車輛成為不可忽略之污染排放來源。中央山脈之地形因素及冬季季風遞送之氣象因素致使下風處之屏東地區易造成污染物累積效應，污染物擴散不易，遂讓空氣污染問題較其他空品區更為嚴重。即於秋末、冬季及早春期間，不利空氣污染擴散的環境條件形成，伴隨污染物隨季風之跨區域傳送，且高屏地區工廠及移動車輛廢氣排放亦高，造成高屏地區屢屢超過空氣品質標準之結果。

高屏空品區之主要指標污染物以懸浮微粒(PM<sub>10</sub>)及臭氧(O<sub>3</sub>)為主，尤以懸浮微粒之來源及傳輸過程最難掌握，本文乃依據受體點採樣分析結果，利用受體模式(receptor model)分析之結果，解析高屏地區懸浮微粒之主要來源分佈及成因，期使空污問題能對症下藥，避免防治策略空轉及資源浪費。

## 二、懸浮微粒特性概述

懸浮微粒為懸浮於大氣環境中除水分子外之微粒，可為固態或液態，一般泛指氣動粒徑在 0.002~100  $\mu\text{m}$  之粒狀物(Hinds, 1999)<sup>[1]</sup>。懸浮微粒依其粒徑，主要分類為 TSP (total suspended particulate)、PM<sub>10</sub>(粒徑小於 10  $\mu\text{m}$ )及 PM<sub>2.5</sub>(粒徑小於 2.5  $\mu\text{m}$ )。其中粒徑小於 2.5  $\mu\text{m}$  以下微粒稱為細微粒(fine particles)，主要來自凝核(nucleation)、混凝(coagulation)、凝結(condensation)等作用生成；粒徑大於 2.5  $\mu\text{m}$

者，稱為粗微粒(coarse particles)，主要來自風蝕揚塵(wind blown dust)、海鹽飛沫(sea spray)、火山噴發(volcanos)及人為排放(emissions)。PM<sub>2.5</sub>之顆粒易進入人體體內(圖 1)，沉積在肺泡中，不易由呼吸系統所排除(Miller et al., 1979)<sup>[2]</sup>，進而影響健康造成傷害。懸浮微粒對動、植物及建築物均會造成危害及破壞，目前皆為各國環保單位列為管制項目。

各國目前對空氣中懸浮微粒皆有規範(表 1)，台灣 PM<sub>10</sub> 之法規標準以 24 小時平均值超過 150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  即為空品不良日(事件日)，美國現亦以此為標準，香港則採用較寬鬆的 180  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，英國及澳洲空品標準則相對嚴格(50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (柳中明及尤思喻，2006)<sup>[3]</sup>。美國 NAAQS(national ambient Air quality standards)以 PM<sub>2.5</sub> 之 24 小時平均值 35  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  為空品劣化基準。

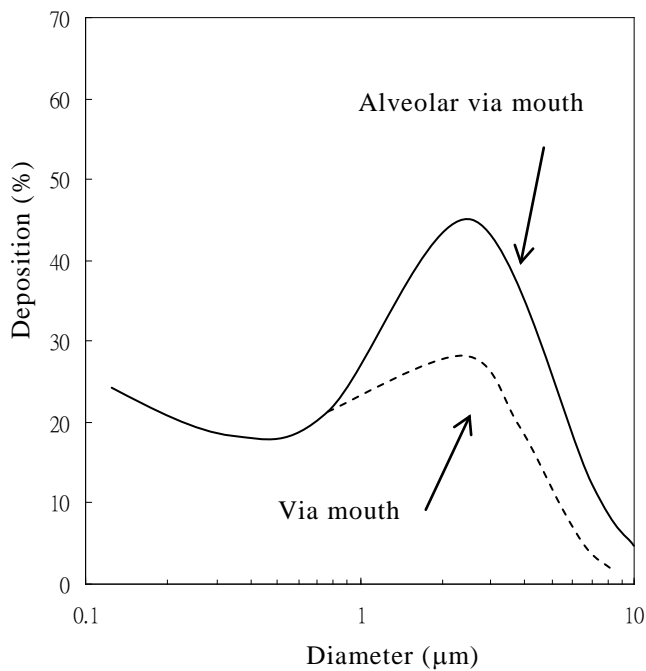


圖 1 不同粒徑於肺泡之沉積率<sup>[2]</sup>

表 1 各國懸浮微粒之法規規範

國別	指標物種	空品劣化標準 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
台灣	PM <sub>10</sub>	150
美國	PM <sub>10</sub>	150
加拿大	TSP	120
英國	PM <sub>10</sub>	50
澳洲	PM <sub>10</sub>	50
紐西蘭	PM <sub>10</sub>	120
香港	PM <sub>10</sub>	180

大氣懸浮微粒依其粒徑可分為 3 類形成機制及去除機制(圖 2.3-2)，1.物理作用生成(mechanically generated aerosol)；2.累積作用(accumulation)；3.過渡核粒(transient nuclei)(Wark et al., 1998)<sup>[4]</sup>。

1.物理作用：大多屬於原生性微粒，粒徑多在 2  $\mu\text{m}$  以上，且因沉降較快，主要以自然沉降為主要去除機制。如風蝕揚塵之微粒、製程排放、海水飛沫、火山爆發及火災等所產生之微粒。

2.累積作用：多屬衍生性反應所形成，粒徑大多介於 0.8~2  $\mu\text{m}$  之間，其沉降速度較慢，故多半以濕沉降方式自大氣中去除。其為氣體經化學轉化而成低揮發蒸氣，再經均相核化(homogeneous nucleation)及凝核成長(condensation growth of nuclei)形成液滴，再經膠凝作用(coagulation)而形成。

3.過渡核粒：此類微粒粒徑大多在 0.8  $\mu\text{m}$  以下，於短時間內與其他微粒凝聚而形成較大之微粒。為熱蒸氣冷凝生成，再經鍵結聚合，其或稱為艾特坎核子(Aitken nuclei)。

由 Watson et al.(1998)<sup>[5]</sup>之研究(表 2)，不同污染源於不同粒徑具有不同之化學組成特性，由此特性可追蹤、判定受體點之主要污染源為何，此即受體模式之主要理論概念。不同污染源之特性亦形成個別排放源之特徵，此即該污染源之物種剖面(source profile)，亦為污染源指紋資料(fingerprint)。

表 2 各污染源排放懸浮微粒主要成份一覽表

污染源	主要微粒 粒徑範圍	化學物種含量百分率			
		<0.1 %	0.1-1 %	1-10 %	>10 %
鋪面 道路揚塵	粗粒徑	Cr、Sr、Pb、Zr	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 、Na <sup>+</sup> 、K <sup>+</sup> 、P、S、 Cl、Mn、Zn、Ba、Ti	EC、Al、K、Ca、Fe	OC、Si
未鋪面 道路揚塵	粗粒徑	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 、NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 、P、 Zn、Sr、Ba	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 、Na <sup>+</sup> 、K <sup>+</sup> 、P、S、 Cl、Mn、Ba、Ti	OC、Al、K、Ca、Fe	Si
建築工地	粗粒徑	Cr、Mn、Zn、Sr、 Ba	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 、K <sup>+</sup> 、S、Ti	OC、Al、K、Ca、Fe	Si
農業活動	粗粒徑	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 、NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 、Cr、 Zn、Sr	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 、Na <sup>+</sup> 、K <sup>+</sup> 、S、 Cl、Mn、Ba、Ti	OC、Al、K、Ca、Fe	Si
土壤揚塵	粗粒徑	Cr、Mn、Sr、Zn、 Ba	Cl <sup>-</sup> 、Na <sup>+</sup> 、EC、P、S、 Cl、Ti	OC、Al、Mg、K、Ca、 Fe	Si
河床	粗粒徑	Mn、Sr、Ba	K <sup>+</sup> 、Ti	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 、Na <sup>+</sup> 、OC、Al、 S、Cl、K、Ca、Fe	Si
機動車輛 排放	細粒徑	Cr、Ni、Y	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 、Si、Cl、Al、Si、 P、Ca、Mn、Fe、Zn、 Br、Pb	Cl <sup>-</sup> 、NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 、SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 、 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 、S	OC、EC
植物排放	細粒徑	Ca、Mn、Fe、Zn、 Br、Rb、Pb	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 、SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 、NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 、 Na <sup>+</sup> 、S	Cl <sup>-</sup> 、K <sup>+</sup> 、Cl、K	OC、EC
蒸餘油 燃燒	細粒徑	K <sup>+</sup> 、OC、Cl、Ti、 Cr、Co、Ga、Se	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 、Na <sup>+</sup> 、Zn、Fe、 Si	V、OC、EC、Ni	S、SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
焚化爐	細粒徑	V、Mn、Cu、Ag、 Sn	K <sup>+</sup> 、Al、Ti、Zn、Hg	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 、Na <sup>+</sup> 、EC、Si、S、 Ca、Fe、Br、La、Pb	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 、 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 、OC、 Cl
燃煤鍋爐	細粒徑	Cl、Cr、Mn、Ga、 As、Se、Br、Rb、 Zr	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 、P、K、Ti、V、 Ni、Zn、Sr、Ba、Pb	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 、OC、EC、Al、S、 Ca、Fe	Si
燃油電廠	細粒徑	V、Ni、Se、As、 Br、Ba	Al、Si、P、K、Zn	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 、OC、EC、Na、 Ca、Pb	S、SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
煉鋼高爐	細粒徑	V、Ni、Se	Al、Si、P、K、Zn	Mn、OC、EC	Fe
金屬 冶鍊業	細粒徑	V、Mn、Sb、Cr、 Ti	Cd、Zn、Mg、Na、Ca、 K、Se	Fe、Cu、As、Pb	S
煉錫電爐	細粒徑	V、Cl、Ni、Mn	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 、Sb、Pb	S	None reported
海水飛沫	粗粒徑及 細粒徑	Ti、V、Ni、Sr、Zr、 Pd、Ag、Sn、Sb、 Pb	Al、Si、K、Ca、Fe、 Cu、Zn、Ba、La	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 、SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 、OC、EC	Cl <sup>-</sup> 、Na <sup>+</sup> 、 Na、Cl

### 三、空品區概述

依台灣空品區之分佈，高屏空品區位於台灣西南，區內有高雄市、高雄縣(現已縣市合併改制為高雄市，惟資料分析之便利，本文依循舊制稱之)及屏東縣等行政區(圖 2)。由 1998 至 2007 等 10 年間 7 大空品區平均空品不良率中，高屏空品區皆為全國之冠(9.66%)，其次為雲嘉南空品區(4.62%)，顯示台灣南部之空品不良率皆高於其他地區。

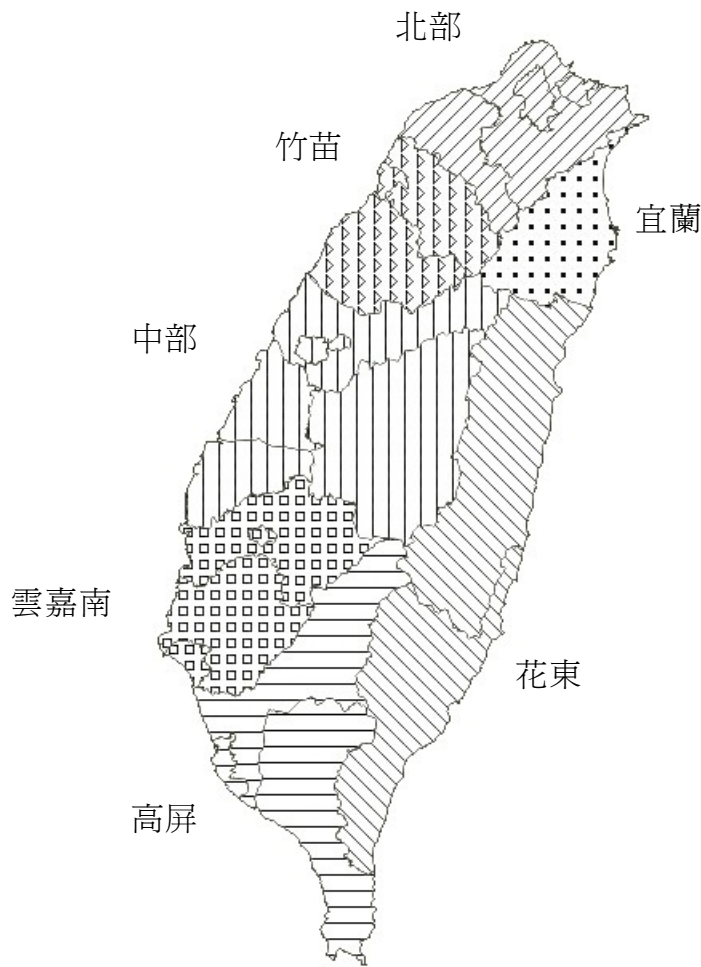


圖 2 台灣 7 大空品區圖

高屏地區主要指標污染物為 PM<sub>10</sub> 及 O<sub>3</sub>，區內之空氣品質不良率(PSI 大於 100 之站日數比率)由 1998 年至 2003 年具有改善之趨勢，但 2004 年後便又開始劣化(圖 3)。由 PM<sub>10</sub> 所造成之空品不良率，高雄市自 1998 年起呈改善趨勢，由 10.4% 至 2003 年降為 2.5%，其後遂惡化至 2005 年 10.4%，再降至 2007 年 5.3%；高雄縣由 1998 年 10.8% 降至 2002 年 4.6%，再略微上升至 2007 年 7.4%；屏東縣由 1998 年 3.9% 降至 2002 年 1.0%，2005 年突升至 3.0%，之後略降至 2007 年 1.6%。由 O<sub>3</sub> 所造成之空品不良率，高雄市由 1998 年 8.5% 降至 2007 年 4.5%，呈改善趨勢；高雄縣 10 年內並無明顯改善趨勢，惟 2005 年降至 5.9%，然 2007 年又惡化至 11.5%；屏東縣 10 年間略有改善，先由 1998 年 7.9% 降至 2000 年 3.9%，而後上升至 2007 年 6.0%。

綜觀高屏空品區，高雄市空氣品質受 PM<sub>10</sub> 影響較大(10 年平均值 PM<sub>10</sub> 為 7.7%；O<sub>3</sub> 為 5.7%)，高雄縣亦受 PM<sub>10</sub> 影響為高(10 年平均值 PM<sub>10</sub> 為 8.7%；O<sub>3</sub> 為 8.5%)，屏東縣則受 O<sub>3</sub> 影響最為明顯(10 年平均值 PM<sub>10</sub> 為 2.7%；O<sub>3</sub> 為 7.0%)。統合以上資料，高屏空品區受 O<sub>3</sub> 之影響較 PM<sub>10</sub> 為高(10 年平均值 PM<sub>10</sub> 為 6.3%；O<sub>3</sub> 為 7.1%)，PM<sub>10</sub> 有明顯改善趨勢，O<sub>3</sub> 改善趨勢較少。分別而論，高雄市及高雄縣空氣品質受 PM<sub>10</sub> 影響較多，而屏東縣則受 O<sub>3</sub> 影響甚巨，近 10 年間以 2003 年之空品較佳，其後三地之空氣品質皆有劣化之現象。

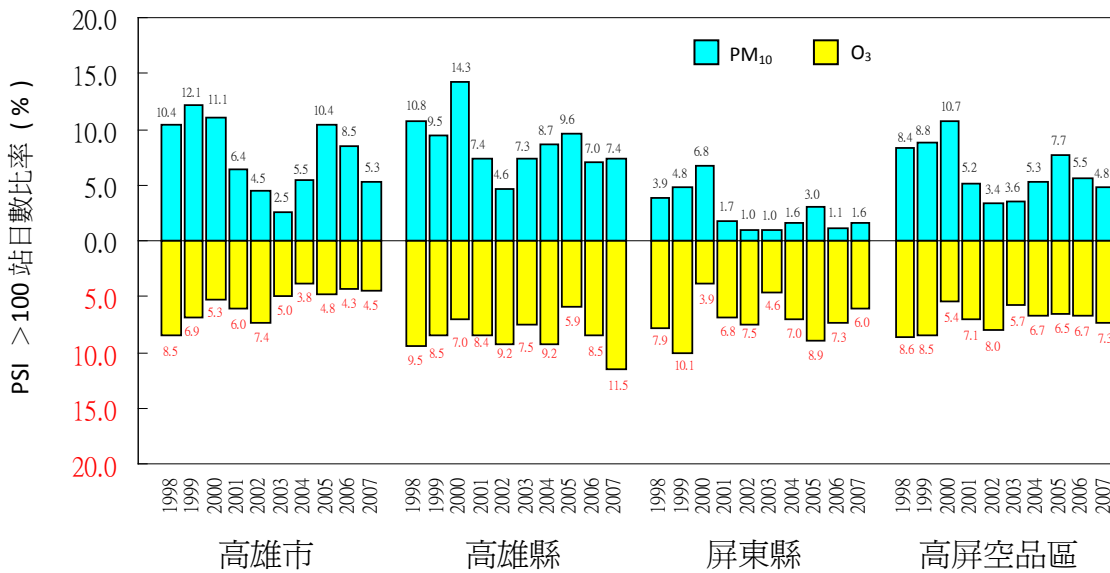


圖 3 高屏空品區空品不良日站日數比率



## 四、指標性污染物 PM<sub>10</sub> 濃度趨勢變化

高雄市於楠梓、左營、前金及小港設置空品測站，近 10 年(1998~2007)之 PM<sub>10</sub> 月平均濃度變化以每年 6~8 月有相對低值出現(圖 4)。高雄縣之空品測站位於美濃、仁武、大寮及林園，其 PM<sub>10</sub> 月平均濃度變化亦於 6~8 月有相對低值(圖 5)。屏東縣之空品測站位於屏東、潮州，PM<sub>10</sub> 月平均濃度相對低值亦於 6~8 月出現(圖 6)。

高屏空品區 PM<sub>10</sub> 在月平均濃度之時序變化顯示，污染物在夏季 (6~8 月)有相對低之濃度；污染物濃度自 9 月開始上升至 5 月後再下降，顯示春季及秋、冬季易有較差之空氣品質。夏季除易有午後雷陣雨洗除大氣中之污染物、污染前驅物外，混合層高度較其他季節高亦使污染物有較大之擴散空間，致使濃度較其他季節為低(何宜達，2004)<sup>[6]</sup>。此間，污染物於時序變化上具一致性，顯現影響污染物月變化之主因乃以中尺度之氣象變化有極大的關係。

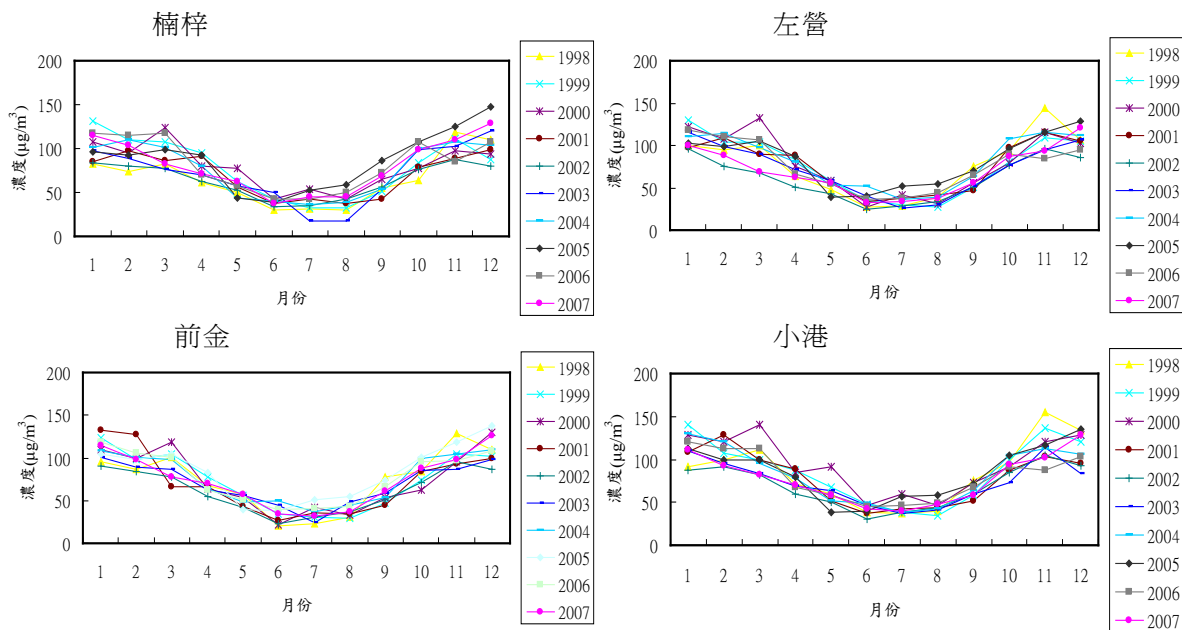


圖 4 高雄市空品測站 PM<sub>10</sub> 逐月濃度變化圖

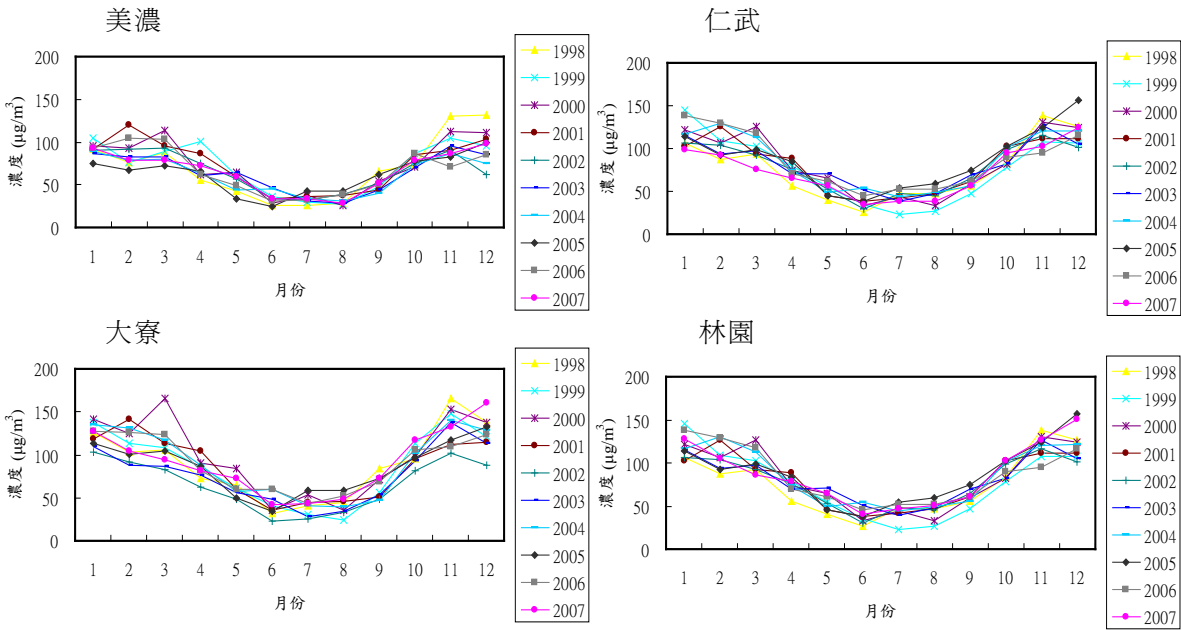


圖 5 高雄縣空品測站 PM<sub>10</sub> 逐月濃度變化圖

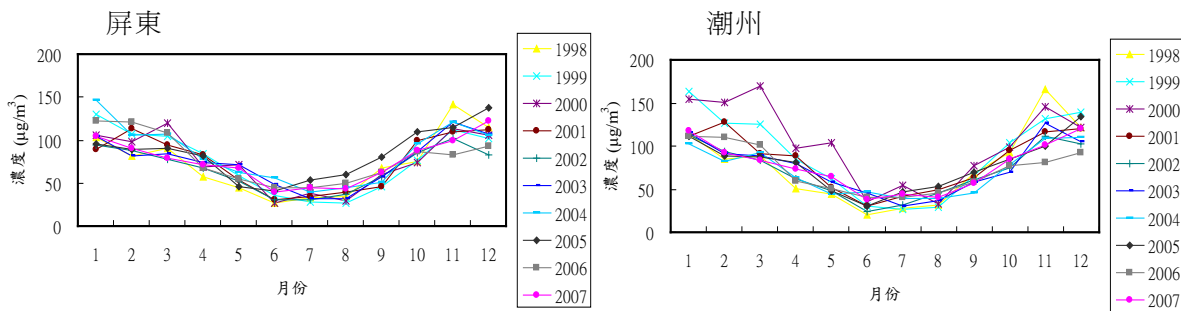


圖 6 屏東縣空品測站 PM<sub>10</sub> 逐月濃度變化圖

統整高雄市、高雄縣及屏東縣之指標污染物濃度資料，並迴歸出 10 年之懸浮微粒 PM<sub>10</sub> 污染物濃度年變化趨勢(圖 7~圖 9)。高雄市之 PM<sub>10</sub> 濃度年趨勢變化中，楠梓(10.47%)及前金(5.27%)呈上升趨勢，左營(-1.15%)及小港(-5.44%)則呈下降趨勢。高雄縣之 PM<sub>10</sub> 濃度年趨勢變化中，仁武(3.42%)及林園(9.00%)為上升趨勢，美濃(-6.78%)及大寮(-0.17%)則為下降趨勢。屏東縣之 PM<sub>10</sub> 濃度年趨勢變化中，屏東

### 34 高屏地區指標性空氣污染物來源探討

(5.37%)為上升趨勢，潮州(-10.44%)則為下降趨勢。高屏空品區之  $PM_{10}$  濃度年變化趨勢互有升降，以高雄市之楠梓(10.47%)上升幅度最大，下降趨勢則以潮州之-10.44%為最大。懸浮微粒污染物尚需配合個別地域特質，其污染物濃度之擴散、累積有其區域性。

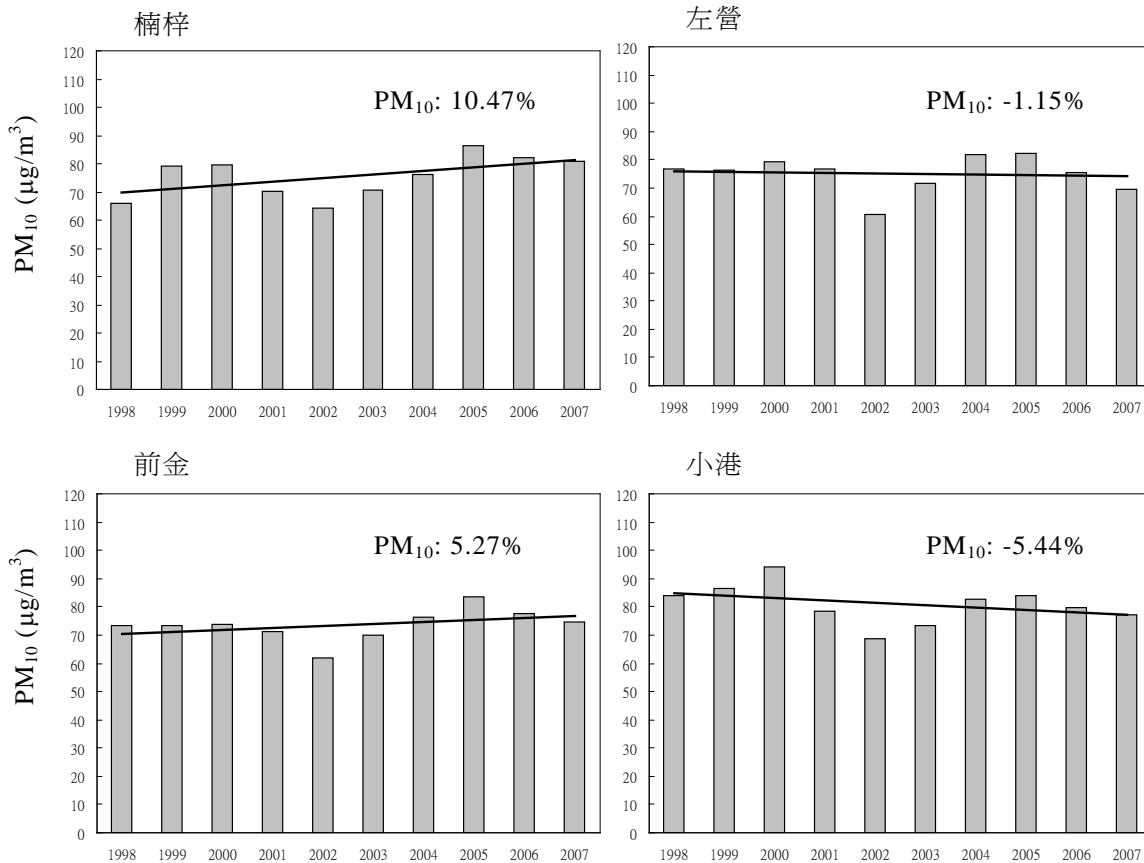


圖 7 高雄市  $PM_{10}$  濃度年變化趨勢

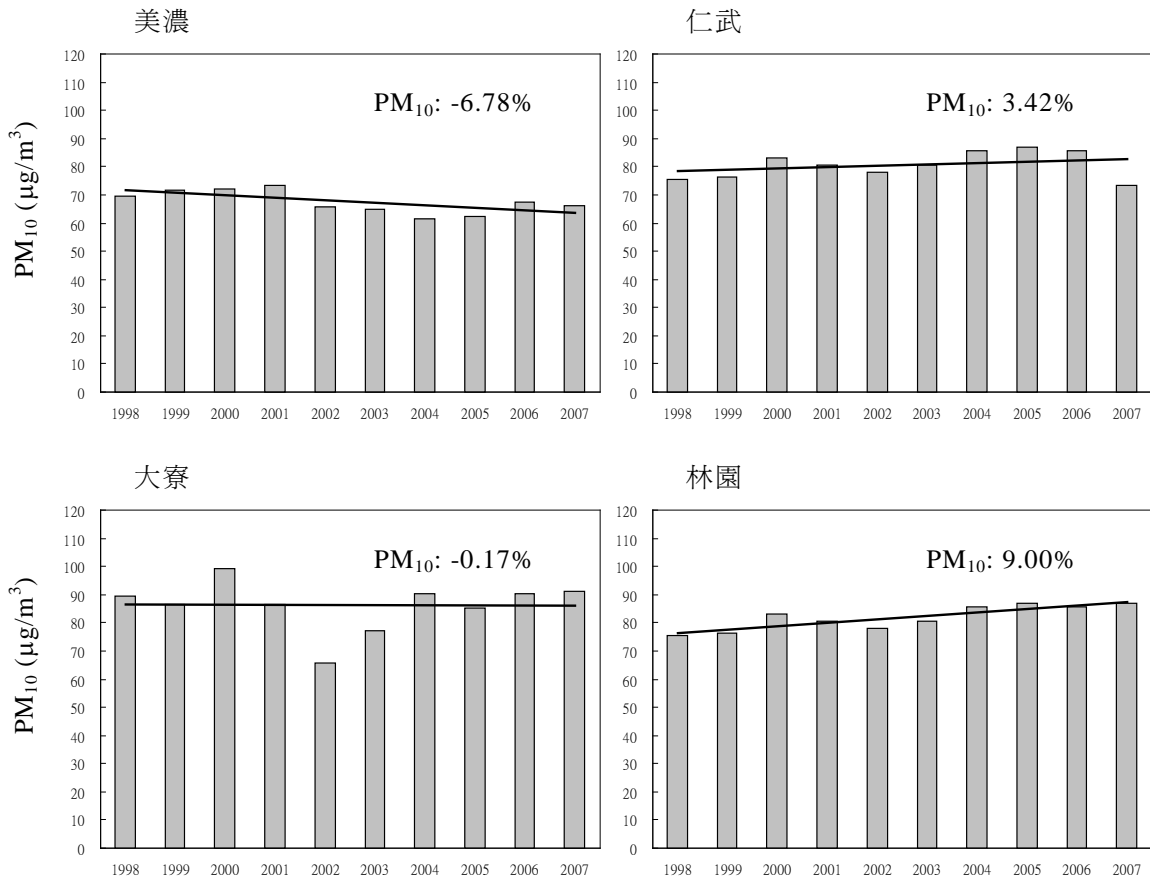


圖 8 高雄縣 PM<sub>10</sub> 濃度年變化趨勢

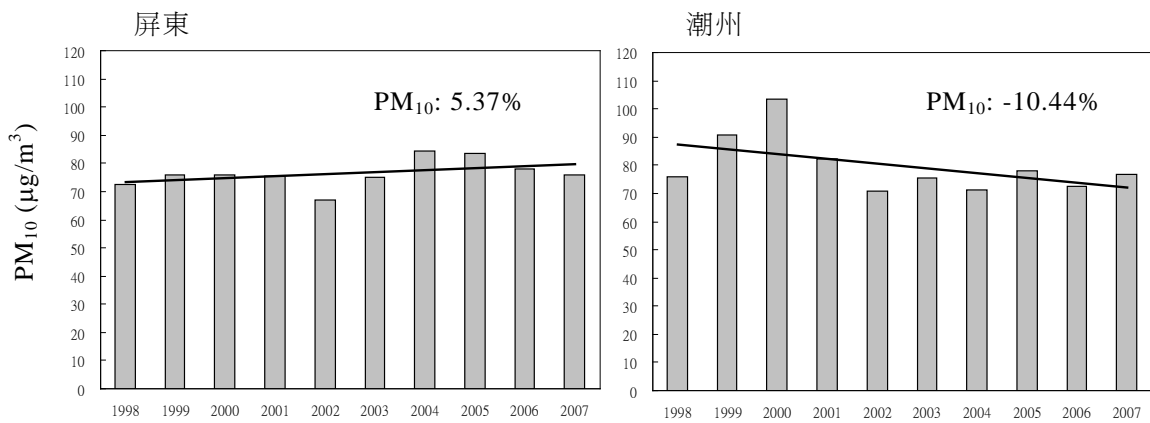


圖 9 屏東縣 PM<sub>10</sub> 濃度年變化趨勢

## 五、受體模式介紹

目前受體模式之應用有：1.化學質量平衡法(CMB, chemical mass balance)，2.主成分分析/絕對主成分分析(PCA/APCA, principal component analysis / absolute principal component analysis)，3.正矩陣因子化法(PMF, positive matrix factorization)，此3項模式之研究最為廣泛。本文所使用之受體模式，乃選擇以化學質量平衡法為基礎之CMB8模式。茲將3種受體模式介紹如下：

### 5.1 化學質量平衡法(CMB)

受體模式於國外之應用，大多以化學方法來推估大氣懸浮微粒之污染來源，其中又以化學質量平衡法(CMB)應用最廣。第一個具使用者介面之CMB模式乃由Watson, (1979)<sup>[7]</sup>以FORTRAN IV寫成，至CMB7乃結合C及FORTRAN等程式語言發展而成，擴展至最後改版之CMB8乃延續CMB7之計算方式，但具更方便使用者操作之介面。於1970年代，CMB模式開始發展並逐漸在研究上應用及驗證(Winchester and Nifong (1971)<sup>[8]</sup>, Hidy and Friedlander (1971)<sup>[9]</sup>, and Kneip et al.(1973)<sup>[10]</sup>)。CMB模式之應用最先只限定於追蹤個別來源的特定化學物種，直至Friedlander (1973)<sup>[11]</sup>於模式中應用普通加權最小平方解(the ordinary weighted least-square solution)，開始不受限個別污染源解析特定化學物種之問題。

Chow et al.(1992)<sup>[12]</sup>於美國加州Rubidoux地區經CMB模式推估該地區之PM<sub>10</sub>污染來源，以移動源排放、硫酸鹽及硝酸鹽、地殼元素及石灰工廠操作等為主要污染源。Vega et al.(1997)<sup>[13]</sup>等於墨西哥市之日、夜之採樣期程中，解析PM<sub>2.5</sub>約佔總懸浮微粒(TSP)之40~60%，並利用CMB7推估PM<sub>2.5</sub>之主要污染來源為移動源(汽油車)和衍生性氣膠，總和貢獻量約為60%。Chen et al. (2001)<sup>[14]</sup>於台灣高雄進行大氣PM<sub>2.5</sub>之採樣，分析微粒中之水溶性離子、金屬離子及有機碳(OC)、元素碳(EC)，蒐集當地污染源指紋資料及美國Speciate指紋資料庫，以CMB模式解析高雄市主要污染源為移動源(18~54%)、衍生性氣膠(30~41%)及農廢燃燒(13~17%)。Engelbrecht et al.(2002)<sup>[15]</sup>以CMB7解析南非之污染型態，分析PM<sub>2.5</sub>主要來源為住宅煤炭燃燒(62.1%)及生質燃燒(13.8%)，PM<sub>10</sub>主要來源為住宅煤炭燃燒(42.6%)、生質燃燒(19.9%)及地殼元素(11.3%)，衍生性氣膠各約佔5~6%，其他諸如移動源及工

業源之排放皆小於 1%。Olson et al.(2008)<sup>[16]</sup>於美東 Tower Dairy 地區應用 CMB 模式解析 PM<sub>2.5</sub> 之主要來源，其中以硫酸鹽(55%)為主，其次為汽油車(32%)、柴油車(8%)及道路揚塵(5%)。

## 5.2 主成分分析/絕對主成分分析(PCA /APCA)

主成分分析(PCA)乃由 Pearson(1901)<sup>[17]</sup>所提出，為一多變量統計分析方法，主要以轉換原始變數使之縮減成一組線性獨立之組合變數，其新成立之不同成分因子軸乃由原始變數之集合得其各具不同意義之解釋，而後命名各成分因子軸之定義。絕對主成分分析(APCA)乃由變數之相關係數矩陣解出其特徵向量矩陣，以正交轉軸法令特徵向量矩陣因子負荷標準化後，其介於 0 與 1 之間，各因子軸代表個別污染源所含之化學組成。其後，以氣膠濃度對個別污染源之代表因子軸進行迴歸分析，所得之迴歸係數矩陣即代表個別污染源於受體點之貢獻量。其與 CMB 最大不同處乃在無須得知污染源之化學物種組成，亦即無須事先得知污染源之指紋資料，此即增加使用 PCA/APCA 之方便性，但也增加解析污染來源之不確定性。

Swietlicki and Krejci(1996)<sup>[18]</sup>於捷克近一年之細微粒(2~5 μm)採樣期程(313 天)中，使用 APCA 解析中歐的細微粒之污染來源為：移動源、地殼元素、油品燃燒、煤炭燃燒、硫酸鹽衍生性氣膠及海鹽飛沫。Harrison et al. (1996)<sup>[19]</sup>利用 PCA (Principal Component factor Analysis)及 MLRA(Multi-Linear Regression Analysis)之方法推估 Birmingham (英國)、Coimbra (葡萄牙)及 Lahore (巴基斯坦)等 3 個國家 3 城市之污染來源，細微粒主要來自移動源、衍生性氣膠；而粗微粒則以地殼元素、海鹽飛沫及冶金工廠為主要污染來源。Marcazzan et al.(2003)<sup>[20]</sup>應用 APCA 解析義大利 Milan 之 PM<sub>10</sub> 及 PM<sub>2.5</sub> 主要污染來源，PM<sub>10</sub> 主要來自地殼元素、移動源、工業排放及衍生性氣膠，PM<sub>2.5</sub> 主要來自人為排放、地殼元素及衍生性氣膠，並推論移動源所造成之直接或間接影響佔 PM<sub>10</sub> 之 60% 影響濃度。Espinosa et al. (2004)<sup>[21]</sup>於西班牙 Seville 地區，以 PCA 解析出都市細微粒主要來自地殼元素、油品燃燒、鑄造廠及移動源。Guo et al. (2009)<sup>[22]</sup>解析香港住商合用地區之 PM<sub>2.5</sub> 主要有五大來源，即硫酸鹽衍生性氣膠、地殼元素、油渣、移動源及海鹽飛沫，其中以硫酸鹽衍生性氣膠之貢獻量最多(24~44%)。

### 5.3 正矩陣因子化法(PMF)

PMF 乃由 Paatero and Tapper (1994)<sup>[23]</sup>之研究發展而來，針對各元素之矩陣運算需有非負值之限制條件及加權最小平方法，求得最佳解，俾使運算之結果有較高之精密度。其後更發展至以 Gauss-Newton 法取代最小平方法之運算之 PMF2 及 PMF3，而 PMF2 代表 2 維空間線性求解，PMF3 則代表可擴散至 3 維空間之線性運算。

Hien et al. (2004)<sup>[24]</sup>於越南 Hanoi 市之研究中，以 PMF 解析 PM<sub>10</sub> 之主要來源乃為地殼元素、露天燃燒、街道揚塵、海洋飛沫及長程傳輸。Owega et al. (2004)<sup>[25]</sup>亦以 PMF 模式運用於研究 Toronto(加拿大)地區 PM<sub>2.5</sub> 之主要污染源，包含生物源、地殼元素、建築揚塵、道路揚塵、衍生性氣膠、木材燃燒及長程傳輸等。Vecchi et al. (2008)<sup>[26]</sup>即用 PMF 模式解析義大利都會區次微米氣膠(PM<sub>1</sub>)之來源分佈，發現地殼元素、燃油燃燒、硫酸鹽衍生性氣膠及混合型燃燒為主要之來源。

## 六、CMB 模式概述

受體模式(receptor model)藉不同污染源之排放物種特徵，經由化學質量平衡法(CMB)及排放源指紋資料庫解析受體點之污染物化學特徵，決定主要之污染源及其貢獻量。其中，不同污染源排放之物質皆有其個別物化性質及成分比例，可列為個別污染源之辨別基準，視為「指紋」(fingerprint)。受體模式之基本論點為每一污染源具有其特性，受體點之污染物濃度乃由不同污染源組合而成，以盡可能蒐集到的排放源指紋資料庫，估計不同污染源之貢獻量。本文乃使用 CMB 8 版本。

化學質量平衡法為污染源與受體點之質量守恆，其目的為決定污染源類別及其貢獻量。CMB 模式乃以受體之物種及質量為不同污染源貢獻之線性總和。受體模式之運用上，因統計模式與真實狀況上有所差異，使用時應注意其假設與限制。

Watson et al. (1997)<sup>[27]</sup>之研究指出，模式有以下之假設：

- 1.於大氣週期及採樣期間，污染源之物種組成均不變。
- 2.各化學物種彼此間不互相反應(亦即可線性加總)。
- 3.不同污染源之污染物皆清楚界定，且具有其特性。

- 4.污染源或來源分類之總數需小於或等於污染物種之數目。
- 5.各污染源之間皆為線性獨立關係。
- 6.量測之不確定性是隨機、非相關性，且呈常態分佈。

應用 CMB8 模式時需注意之使用時機及注意事項，茲說明如下：

#### 1.污染源特徵及物種分率需清楚

污染源主要之物種組成必須詳細清楚，引用文獻數據為污染源指紋需謹慎，物種組成會因時(如法規標準)、因地(製程特性、使用原料)而不同。

#### 2.衍生性及具反應性物種之限制

污染物種之穩定性甚為重要，物種之反應、降解差異及凝結效應亦可造成污染源特徵之改變，故不建議以 CMB 解析高光化反應性或二次污染物。

#### 3.污染源貢獻量之辨識程度

CMB 模式能合理預測主要污染源類型，卻仍無法細分同一類型中某一物種的污染量及「共線性問題」。主因為 CMB 僅能追蹤個別物種代表類型之污染源，對於此類污染源間物種組成之單獨貢獻量則無法分別。

以 CMB 研究大氣懸浮微粒之污染源貢獻量，需選用適當之排放資料庫及解析物種。CMB 於解析主要污染源貢獻有其判定準則(表 3)，包括污染源貢獻評估(SEC, source contribution estimate)、標準差(STDER, standard error)、T-統計量(T-STAT, T-statistic)、 $R^2$ 、 $\chi^2$ 、估計質量百分比(PCMASS, percent mass)及自由度(DF, degrees of freedom)等 7 項指標參數。



表 3 CMB8 模式統計指標判定準則

指標參數	符號	判定準則說明
污染源貢獻評估	SEC	單位： $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 或 ppmC
標準差	STDER	SEC 精確度與未定量指標。(目標：STDER << SEC)
T-統計量	T-STAT	解釋 STDER，其值為 SEC/STDER，T-STAT 越高表 SEC 不等於 0 之機率越高。(目標：T-STAT > 2)
$R^2$	R-SQUARE	用來測量計算得知物種濃度可解釋樣本中物種濃度變異量，其值介於 0 與 1 之間。(R2 目標：0.8-1.0)
$\chi^2$	CHI-SQUAR	與 R2 之目的相似，同時考慮估計之物種之未定量。 ( $\chi^2$ 目標：0-4)
估計質量百分比	PCMASS	解釋 SEC 之總和可解釋樣本質量之百分比數值。(目標：PCMASS：80-120)
自由度	DF	解析物種減去污染源數目。(目標：大於 5)

## 七、受體模式分析結果

本文應用大氣採樣分析數據，其中採樣點包括小港、屏東及潮州 3 站(皆位於環保署空品測站)，代表高屏空品區工業型都市、商業型都市及郊區，並解析其相關之懸浮微粒來源分佈類型。大氣採樣數據乃以分道採樣器(manual dichotomous sampler, Dichot)及泛用型空氣採樣器(universal air sampler, UAS)進行大氣粗( $\text{PM}_{2.5-10}$ )、懸浮微粒細( $\text{PM}_{2.5}$ )採樣。CMB 決定污染源類型之先決條件除滿足判定準則外，尚需進行指紋資料與受體點污染物種濃度之最佳配適分析，此即指紋資料之敏感性分析。由美國環保署 Speciate 3.2 及國內蒐集而得之指紋資料庫中，進行試誤配適汰除不符合 CMB 判定準則者，以此再進行敏感性分析(表 4)。

受體模式分析結果於  $\text{PM}_{2.5}$  之污染貢獻量部分(圖 10)，小港站可解析出 5 個大氣污染源，即 1.汽油車為 43%，2.柴油車為 17%，3.衍生性硝酸鹽為 26%，4.衍生性硫酸鹽為 10%，5.鋼鐵業排放為 4%。屏東站可解析出 5 個大氣污染源，即 1.汽油車為 45%，2.柴油車為 19%，3.衍生性硝酸鹽為 22%，4.衍生性硫酸鹽為 12%，5.焚化爐排放為 2%。潮州站可解析出 5 個大氣污染源，即 1.汽油車為 12%，2.柴油車為 29%，3.衍生性硝酸鹽為 17%，4.衍生性硫酸鹽為 18%，5.露天燃燒為 24%。

於  $\text{PM}_{2.5-10}$  之污染貢獻量部分(圖 11)，小港站可解析出 4 個大氣污染源，1.道

路鋪面為 40%，2.汽油車為 24%，3.衍生性硝酸鹽為 22%，4.衍生性硫酸鹽為 14%。  
 屏東站可解析出 4 個大氣污染源，1.道路鋪面為 48%，2.汽油車為 20%，3.衍生性  
 硝酸鹽為 12%，4.衍生性硫酸鹽為 20%。潮州站可解析出 4 個大氣污染源，1.道路  
 鋪面為 50%，2.汽油車為 36%，3.衍生性硝酸鹽為 8%，4.衍生性硫酸鹽為 6%。

表 4 CMB 指紋資料庫

Profile name/number	Abbreviation	Descriptions and references
Paved road dust (profile #41109)	Pave1	Paved road dust—Alabama; USEPA (2002)
Paved road dust (profile #41120)	Pave2	Paved road dust— Los Angeles; USEPA (2002)
Vehicle exhaust (profile #31101)	Auto1	Light duty vehicles; USEPA (2002)
Vehicle exhaust	Auto2	Gasoline vehicle—motorcycles; Chen et al. (2001)
Vehicle exhaust (profile #32208)	Auto3	Heavy duty diesel trucks; USEPA (2002)
Vehicle exhaust (profile #32103)	Auto4	Light duty vehicles —diesel; USEPA (2002)
Vehicle exhaust	Auto5	Heavy duty diesel trucks; Chen et al. (2006)
Municipal incinerator	Incer1	Municipal incinerator—Kaohsiung, Taiwan; Chen et al. (2001)
Municipal incinerator (profile #17105)	Incer2	Municipal incinerator—Philadelphia, USEPA (2002)
Field burning (profile #42304)	Burn1	Agricultural field burning; USEPA (2002)
Field burning (profile #42324)	Burn2	Field burning—Fescue; USEPA (2002)
Secondary reactant (profile #25409)	Amnit	Ammonium nitrate; USEPA (2002)
Secondary reactant (profile #25410)	Amsul	Ammonium sulfate; USEPA (2002)

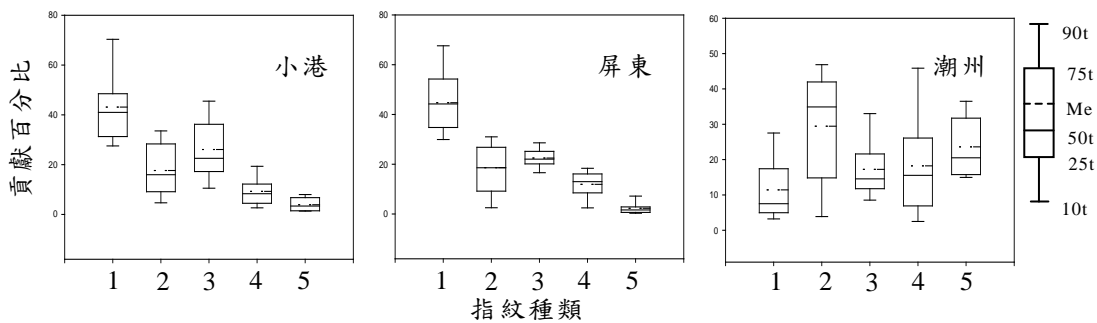


圖 10 PM<sub>2.5</sub> 各污染源貢獻百分比(1.汽油車，2.柴油車，3.衍生性硝酸鹽，4.衍生性硫酸鹽，5.小港：鋼鐵業排放；屏東：焚化爐；潮州：露天燃燒)

## 42 高屏地區指標性空氣污染物來源探討

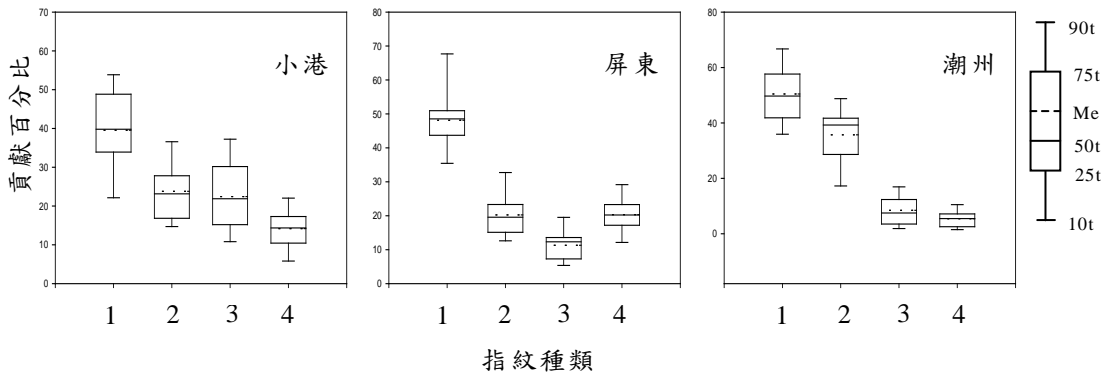


圖 11  $PM_{2.5-10}$  各污染源貢獻百分比(1.道路鋪面，2.汽油車，3.衍生性硝酸鹽，4.衍生性硫酸鹽)

## 八、結論

懸浮微粒  $PM_{10}$  濃度在氣象因素上主要受氣壓、風場及濕度之影響甚鉅，當三者配合高氣壓、低風速及低濕度時，污染濃度值可達最高值。由受體點之樣品重量分析結果，在高屏地區  $PM_{2.5}$  佔  $PM_{10}$  之質量比例，小港為 68.4%，屏東為 67.9%，潮州為 70.3%，可知高屏地區之大氣微粒以  $PM_{2.5}$  為主，約佔 7 成左右。

受體模式分析顯示， $PM_{2.5}$  之來源工業型都市(小港)及商業型都市(屏東)以汽油車及柴油車為主，其中以汽油車為大宗；但是郊區(潮州)則以柴油車為大宗。 $PM_{2.5-10}$  之來源，3 種不同類型之城市及鄉鎮皆以鋪面道路為主。由是此故，在污染防治策略上，如欲降低高屏空品區之  $PM_{2.5}$  濃度，應以移動源控制為優先。國內自建之污染源指紋資料不足，為現今使用受體模式解析運用上之一大盲點，建議政府相關單位應用所屬資源，建置可靠及詳細之指紋資料庫，以使污染源推估結果更加精確及完備。

## 參考資料

- 1.Hinds, W.C.. Aerosol Technology: Properties, behavior, and measurement of airborne particles, 2nd ed., John Wiley & Sons, Inc., 1997.
- 2.Miller, F.J., Gardner, D.E., Graham, J.A., Lee, R.E., Wilson, W.E., Bachmann, J.D.. Size considerations for establishing a standard for inhalable particles, JAPCA 29, 610-615, 1979.
- 3.柳中明、尤思喻，2006，高屏地區大氣懸浮微粒(PM<sub>10</sub> 及 PM<sub>2.5</sub>)特性及成因分析研究子計畫二：本土化「空氣品質指標 (AQI) 研析與建議」，95 年度「環保署/國科會空污防制科研合作計畫」成果完整報告，NSC 95-EPA-Z-002-005。
- 4.Wark, K., Warner, C.F., Davis, W.T.. Air pollution: its origin and control, 3rd ed., Addison Wesley Longman, Inc., 1998.
- 5.Watson, J.G., Robinson, N.F., Fujita, E.M., Chow, J.C., Pace, T.G., Lewis, C., Coulter, T.. CMB8 applications and validation protocol for PM<sub>2.5</sub> and VOCs, Desert Research Institute Document No. 1808.2D1, 1998.
- 6.何宜達，2004，高屏地區臭氧事件日光化學模式解析及氣象條件之探討，中山大學環工所博士論文。
- 7.Watson, J.G.. Chemical element balance receptor model methodology for assessing the sources of fine and total particulate matter in Portland, Oregon. Ph.D. Oregon Graduate Center, Beaverton, OR, 1979.
- 8.Winchester, J.W., Nifong, G.D.. Water Pollution in Lake Michigan by Trace Elements from Pollution Aerosol Fallout. Water, Air, & Soil Pollution 1, 50-64, 1971.
- 9.Hidy, G.M., Friedlander, S.K.. The nature of the Los Angeles aerosol. Proc. Second Int. Clean Air Congress. Academic Press, 1971.
- 10.Kneip, T.J., Kleinman, M.T., Eisenbud, M.. Relative contribution of emission sources to the total airborne particulates in New York City. In Third International Clean Air Congress, Dusseldorf, FRG. , 1973.

#### 44 高屏地區指標性空氣污染物來源探討

11. Friedlander, S.K.. Chemical element balances and identification of air pollution sources. *Environ. Sci. Technol.* 7, 235–240, 1973.
12. Chow, J.C., Liu, C.S., Cassmassi, J., Watson, J.G., Lu, Z., Pritchett, L.C.. A neighborhood-scale study of PM<sub>10</sub> source contributions in Rubidoux, California. *Atmos. Environ.* 26, 693–706, 1992.
13. Vega, E., Garcia, I., Apam, D., Ruiz, M.E., Baraiaus, M.. Application of a Chemical Mass Balance Receptor Model to Respirable Matter in Mexico City. *J. Air and Waste Manage. Assoc.* 47, 524–529, 1997.
14. Chen, K.S., Lin, C.F., Chou, Y.M.. Determination of source contributions to ambient PM<sub>2.5</sub> in Kaohsiung, Taiwan, using a receptor model. *J. Air and Waste Manage. Assoc.* 51, 489–498, 2001.
15. Engelbrecht, J.P., Swanepoel, L., Chow, J.C., Watson, J.G., Egami, R.T.. The comparison of source contributions from residential coal and low-smoke fuels, using CMB modeling, in South Africa. *Environ. Sci. and Policy* 5, 157–167, 2002.
16. Olson, D.A., Turlington, J., Duvall, R.M., McDow, S.R., Stevens, C.D., Williams, R.. Indoor and outdoor concentrations of organic and inorganic molecular markers: Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> using low-volume samples. *Atmos. Environ.* 42, 1742–1751, 2008.
17. Pearson, K.. On line and planes of closest fit to systems of points in space, *Philosophy Magazine* 2, 559 - 572, 1901.
18. Swietlicki, E., Krejci, R.. Source characterisation of the Central European atmospheric aerosol using multivariate statistical methods. *NIMB: Beam Interactions with Materials and Atoms* 109/110, 519-525, 1996.
19. Harrison, R.M., Smith, D.J.T., Luhana, L.. Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham, U.K. *Environ. Sci. Technol.* 30, 825-832, 1996.
20. Marcazzan, G.M., Ceriani, M., Valli, G., Vecchi, R.. Source apportionment of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in Milan (Italy) using receptor modeling. *Sci. of Total Environ.* 317,

- 137–147, 2003.
- 21.Espinosa, A.J.F., Rodriguez, M.T., Alvarez, F.F.. Source characterisation of fine urban particles by multivariate analysis of trace metals speciation. *Atmos. Environ.* 38, 873–886, 2004.
- 22.Guo, H., Ding, A.J., So, K.L., Ayoko, G., Li, Y.S., Hung, W.T.. Receptor modeling of source apportionment of Hong Kong aerosols and the implication of urban and regional contribution. *Atmos. Environ.* 43, 1159–1169, 2008.
- 23.Paatero, P., Tapper, U.. Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics* 5, 111–126, 1994.
- 24.Hien, P.D., Bac, V.T., Thinh, N.T.H.. PMF receptor modelling of fine and coarse PM10 in air masses governing monsoon conditions in Hanoi, northern Vietnam. *Atmos. Environ.* 38, 189–201, 2004.
- 25.Owega, S., Khan, B.U.Z., Dsouza, R., Evans, G.J., Fila, M., Jervis, R.E.. Receptor modeling of Toronto PM2.5 characterized by aerosol laser ablation mass spectrometry. *Environ. Sci. Technol.* 38, 5712–5720, 2004.
- 26.Vecchi, R., Chiari, M., D'Alessandro, A., Fermo, P., Lucarelli, F., Mazzei, F., Nava, S., Piazzalunga, A., Prati, P., Silvani, F., Valli, G.. A mass closure and PMF source apportionment study on the sub-micron sized aerosol fraction at urban sites in Italy. *Atmos. Environ.* 42, 2240–2253, 2008.
- 27.Watson, J.G., Robinson, N.F., Lewis, C., Coulter, T.. Chemical Mass Balance Receptor Model-Version 8 (CMB8) User's Manual. Desert Research Institute Document No. 1808. 1D1, 1997.