



RRPA87042535 (110.P)

台中縣環境保護局

台中縣空氣中多環芳香羥化合物調查研究

期末報告書

(定稿)

計畫委託單位：台中縣環保局

計畫執行單位：中國醫藥學院

計畫主持人：郭錦堂

計畫研究助理：楊承翰、陳建良、黃宣蓉

中國醫藥學院環境醫學研究所

中華民國八十七年六月

中

目錄

期中報告審查委員意見與答覆

期末報告審查委員意見與答覆

摘要	1
一. 計畫緣起與工作內容	2
1.1 計畫緣起	2
1.2 計畫工作項目	2
1.3 計畫預期成果	3
1.4 工作期程與進度	3
二. 背景資料	4
2.1 人文環境	4
2.2 交通運輸	4
2.3 產業現況	6
2.4 營建工程	7
2.5 氣象資料現況	8
三. 文獻探討	12
3.1 多環芳香羥碳氫化合物	12
3.1.1 多環芳香羥化合物之形成及來源	12
3.1.2 多環芳香羥化合物之形成	12
3.1.3 多環芳香羥化合物之來源	13

3.2 硫氧化物	17
3.2.1 硫氧化物的來源	17
3.2.2 一次離子 SO_2 與二次離子 SO_4^{2-} 之關係	18
3.2.3 二氧化硫的採樣及濃度測定方法	18
3.2.4 二氧化硫對人體及環境的影響	19
3.3 氮氧化物	20
3.3.1 氮氧化物的來源	20
3.3.2 氮氧化物的危害	21
3.4 多環芳香羧化合物、 SO_x 與 NO_x 之關係	22
3.5 其他國內外 PAHs 之相關文獻研究	22
四. 材料與方法	28
4.1 材料	28
4.1.1 藥品	28
4.1.2 實驗器具	29
4.1.3 儀器設備與裝置	29
4.2 方法	29
4.2.1 研究對象	29
4.2.2 採集時間與點	30
4.2.3 PAHs 分析條件	31
4.2.4 SO_4^{2-} 與 NO_3^- 分析條件	31
4.3 樣品的採集、保存與萃取	31
4.3.1 樣本採集及保存	31

4.3.2	粉塵中 PAHs 之萃取	32
4.3.3	粉塵中 SO_4^{2-} 與 NO_3^- 萃取	32
4.4	建立檢量線及樣品萃取回收率試驗	32
4.4.1	PAHs 檢量線建立	32
4.4.2	SO_4^{2-} 檢量線建立	32
4.4.3	NO_3^- 檢量線建立	33
4.4.4	PAHs 回收率試驗	33
4.4.5	SO_4^{2-} 與 NO_3^- 回收率試驗	33
五.	監測作業品保品管	35
5.1	採樣點設置	35
5.2	採樣儀器校正	35
5.3	樣品採集、輸送及保存	36
5.3.1	樣品採集	36
5.3.2	樣品輸送及保存	37
5.4	數據品質標準	38
六.	結果與討論	40
6.1	分析方法之檢量線及 QA/QC	40
6.1.1	PAHs、 SO_4^{2-} 與 NO_3^- 的檢量線	40
6.1.2	方法之再現性	40
6.1.3	樣本分析流程之 QC 布驟	41
6.1.4	萃取回收率	41
6.2	空氣中 PM10 粒子濃度	41

6.3 硫酸跟離子 SO_4^{2-} 濃度之比較	42
6.4 硝酸跟離子 NO_3^- 濃度之比較	42
6.5 PM10 中致癌性相關物質濃度之比較	43
6.6 在台中縣各個採樣點的型態比較	44
6.7 五種 PAHs 和兩種陰離子間濃度的相關情形	45
6.8 本計畫採樣數據與環保署監測資料之比較	46
七. 結論與建議	48
八. 參考文獻	49

附錄

期中報告審查委員意見與答覆

◇ 吳照雄委員：

- 一、採樣點是否能反應縣內主要污染地區，宜在報告中稍加說明。是否有污染現況分析？各採樣地區之濃度加以比較？

Ans：謝謝指正，會將各採樣點做表歸納說明。

- 二、圖六之 $\text{cm}1214$ 各污染物濃度值為零，請加以檢討。

Ans：國內之 $\text{cm}12/14$ 應為 12/15 樣品，當日由於停電之故，造成採樣失敗。另外，圖的表示應以缺數據表示為佳，不應以 0 表示，會加以修正。

- 三、P3-5 PAHs 附著在懸浮微粒比例是否正確，出自何處？請說明。

Ans：松下秀鶴，市內空氣物質，日本胸部臨床第 48 卷第五號，P351-360

- 四、請列出參考文獻

Ans：謝謝指正

◇ 望熙榮委員：

- 一、期末報告建議增加參考文獻，並單面印刷。

Ans：謝謝指正

- 二、期末能否增補 PAHs 與粒狀物濃度間相關係數分析，並增加 PAH 之時空變異與氣象的狀況。

Ans：謝謝指正，遵照辦理。

◇ 方國權委員：

- 一、各污染物 B(a)P 與 B(k)F、B(a)P 與 B(ghi)P、B(k)F 與 B(ghi)P 之相關係數分別高達 0.796，0.879 與 0.716，就短期或長期而言是否均具統計上之顯著意義，是否曾做過 test？

Ans: B(a)P、B(k)F 和 B(ghi)P 在長期的監測及統計下有其互相關係存在。在本次的研究之初步成果(短期)，亦嘗試做比較，為等全程計畫會再加以統計。

二、 PAHs 與 SO_x、NO_x 之統計相關性，文中未說明僅文獻探討到 PAHs 因 SO_x 及 NO_x 之存在而更加促進其致癌性及致突變性，是否有統計上之根據加以說明？文中僅有 NO₃⁻、SO₄²⁻ 及 PAHs 之 QA/QC data，可否將他們彼此 link 在一起，而凸顯其工程統計上之顯著意義？

Ans: PAHs 與 SO_x、NO_x 之相關性統計探討，其 SO_x、NO_x 氣象資料之取得正積極連續。而 PAHs 與 SO_x、NO_x 之致癌及致突變之關係已由文獻中否獲得證實，故本研究除了從氣象資料取得外，也同時分析粒子中的 SO₄²⁻ 和 NO₃⁻。

三、 於研究報告中說明 PAHs 於不同採樣點之互動性，如圖九，石岡地區於最後一天的採樣中發現急遽增加的情形，將來是否可探討為什麼？

Ans: 謝謝指正重慎思加以探討。

◇ 鄭曼婷委員：

一、 12月9日至15日豐原及石岡PM10約在30ug/m³以下，宜說明測站位置，周圍環境及採樣期間的氣象狀態。

Ans: 謝謝指正，豐原及石岡的PM10值偏差，將針對氣象狀況、時空背景及品管等問題加以探討。

二、 表二硫酸鹽及硝酸鹽濃度與其他地區數據比較明顯偏低，採樣分析的QA/QC宜再查核。

Ans: 謝謝指正，關於單位錯誤，以加以修正。

三、 美國將16種PAHs物質列入管制名單，此計畫選擇五種PAHs量測之理由宜說明。此五種PAHs化學穩定性及可能來源請說明。

Ans: 本計畫主要針對浮游粉塵粒子中PAHs的探討，選擇此五種PAHs之環數以4-6環為主，物性較為穩定，在國外和國內皆有相關研究。此5種PAHs在環境中之濃度變化的相關係數皆在0.8

以上，對環境地區長期環境污染監測具有其意義。

◇ 郭崇義委員：

一、SO₂的採樣及濃度測定方法(P2-8)有關SO₂之採樣描述是否有誤？

Ans：遵照修正

二、採樣地區涵蓋工業區、住宅區及住宅商業混和區，所得之五種PAHs能否區別不同之污染源？

Ans：PAHs之間的比值與污染型態之探討，於目前已有多篇文獻可加以參考，故本調查亦同嘗試做探討比較。

三、表五有關各污染物間之相關性其所代表之意義能否再加以進一步解釋？

Ans：謝謝指正

四、採樣器請加以描述。

Ans：遵照修正

◇ 王竹方委員：

一、為何在超音波萃取使用 ethanol 溶液，但在 PAHs 標準液卻使用 DMSO？

Ans：樣品萃取液為 ethanol 和 benzene 溶劑中，ethanol 為樣品萃取液之一，而樣品的最終液為苯液中。標準品溶在 DMSO 或苯中的相對偏差皆在 5% 內，以 QA/QC 的考量，標準品溶在 DMSO 較為穩定，對長時間的分析之品管為較佳。

二、在回收率實驗中 PAHs 是以標準溶液為之。但懸浮微粒樣品之基質不同，可能會影響萃取的效率。因此建議購買諸如 NIST1649 都市粉塵標準樣品來進行回收率的實驗

Ans：SRM1649 為都市粉塵標準品，本單位曾以本調查方法和 DCM 進行過萃取回收率，其結果在本方法上的數據皆在範圍內。同時報告中的添加回收率為標準品添加在實際採集過的濾紙上，以

更能求得萃取回收率的可信度。

三、 報告中似乎漏列了參考文獻

Ans：遵照修正

四、 國內亦有相當多的學者專家從事相關之研究調查，建議收集資料，整理比對供環保局參考。

Ans：遵照修正

期末報告審查委員意見與答覆

◇ 方國權委員：

一、表六中所表示的顯著相關與非常顯著相關中的數字可否再加以說明？數字是為相關係數嗎？其中 0.1877** 所代表之意義為何？

Ans：謝謝指正，表六已修正，並於本文第 46 頁有所敘述。

二、P. 46 中提及 PAH 若與 SO_4^{2-} 具有良好相關性時，對身體健康會較有潛在性危害。就本研究報告的結果而言，是有有此現象可否加以說明？如表六，石岡地區 87 年 4 月間期 PAH 與 SO_4^{2-} 中出現數字 0.7885 其代表意義為何？

Ans：石岡地區於 87 年 4 月具有有相關，但在潭子的三次所作的統計皆有相關，並且相關性又較強，因此，本研究的探討以長期的觀點和保健的立場加以關心。

三、可否針對本計畫之研究成果對於 PAHs 與 PM_{10} 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 之相關關係之研究做一具體研究成果的說明？(針對所有的採樣點含豐原站、石岡站、潭子站、大里站)

Ans：謝謝指正，請參照本文 P. 46

◇ 王竹方委員：

一、PAH 致癌物的調查研究極為重要，對於台中縣環保局能重視縣民的健康進行相關研究的努力極為肯定。但或許因所提供之經費不多，研究中僅能針對五種 PAH 進行調查研究，且分析的樣品數亦不多，實在不易真實反應出大氣中 PAH 的分佈與濃度。建議爾後之相關研究能擴大調查的範圍與種類。

Ans：謝謝指導。

二、研究報告(初稿)相當凌亂，文中圖表之順序均無法從本文中核對，且格式亦不統一，宜改進。

Ans：謝謝指正，已改進。

三、參考文獻無法從本文中索引，不符合報告的規格，建議改進。

Ans：謝謝指正，已改進。

四、建議於修正二、三點後予以審查通過。

◇ 吳照雄委員：

一、分析方法嚴謹，內容豐富，其成果對往後相關研究或政策擬定均具有正面意義。

Ans：謝謝指導。

二、本研究以分析粉塵中之 PAHs 為主(非氣相中之 PAHs)，請將其重要性稍加說明。

Ans：氣相中 PAH 易揮發難以掌握，而以呼吸進入肺泡與粒徑有關，於本文 P.13 指出 5 μ m 大小的粒徑到肺部可達 70-90%，影響健康甚大。

三、圖三十一中，PM10 與 PAHs 濃度(大里站)，之相關性並無明顯偏高甚至負相關，請說明其原因(氣象、日照、濕度)。圖三十二(豐原站)，圖三十三(台中站，石岡站)。

Ans：謝謝指正，如同郭委員類同，此問題值得往後研究參考。

四、新年度計畫若能探討 PAHs 主要來源，對污染源之管制應有幫助。

Ans：謝謝指導。

五、圖四、圖十七、圖一座標說明及 NO_3^- ， SO_4^{2-} ，請校正。

Ans：謝謝指正，以校正。

◇ 郭照明委員：

一、本項調查由其成果顯示除符合原提之規劃書之計畫外工作項目，甚而超出計畫之作業。

Ans：謝謝指導。

二、工作態度嚴謹，對 QA/QC 相當重視，所得成果頗具可靠性。

Ans：謝謝指導。

三、 結論建議時可具體些，供執行單位做加強執行改善之依據。大原則政策性可供轉請環保署政策執行參採。

Ans：謝謝指正，再會環保局做行政參考

郭崇義：

一、 參考文獻寫法與本文之寫法應一致，請略加修改。

Ans：謝謝指正，遵照辦理

二、 PM_{10} 與 PAHs 之關係突出現負相關之現象，是否數據太少，可否將所有資料納入一起探討？

Ans：本次豐原採樣站剛好離環保署自動監測站較近，也較有代表性，嘗試做統計探討關係，其結果可能因數據太少在統計上產生變異，往後之研究可做參考改進。

◇ 望熙榮委員：

一、 採樣日期當日建議增加敘述性的描述，諸如日照、降雨等。

Ans：謝謝指正，遵照辦理。

二、 圖三十一～圖三十三建議改成 PAH 對 PM_{10} 。

Ans：謝謝指正，遵照辦理。

三、 表六中之 PAH 是總和的，建議增做個別的部份。

Ans：謝謝建議，遵照辦理。

四、 建議擴大採樣方法，點數，提供環保局未來參考。

Ans：謝謝指導。

◇ 鄭曼婷委員：

一、 此報告對台中縣空氣中多環芳香烴化合物調查已有具體量測結果，撰寫方面需要修改，文內有多處打字錯誤(如目錄，P. 18 的 3.2.3 節，P. 52 之 45 及 46 文獻等)宜改正。

Ans：謝謝指正。

二、 結論部份，圖表的頁數宜補正，檢量線圖說明用中文，與其他圖說明方式一致。

Ans: 謝謝指正, 遵照辦理。

三、 P. 18 有關 SO_2 轉換至 SO_4^{2-} 的比率 10-30% 之文獻來源請說明。

Ans: 笠康紀夫: 粒子狀物質對大氣污染問題, 大氣污染學會誌 P. 55-56, 第 27 卷 第四號, 1992.

四、 PAHs 的產生可能與石化業, 汽機車及露天燃燒有關, 文獻及解釋數據的污染宜補充上述污染源與 PAHs 相關資料(如特徵指紋資料)。

Ans: PAHs 的產生科別繁多, 也極易變化, 因此目前大致還在以化物比值做推估。本文 P. 14, P. 15 頁的文獻報告皆差異頗大, 在本研究所確立比值是由長期通則作為參考, 相信其可靠度會有所提高。

摘 要

多環芳香羥化合物是環境致突變及致癌主要組群之一，而該類物係含碳氫物質，經由不完全燃燒高溫裂解而產生，一般存在於石化業及鋼鐵工業及車輛之排放；台中縣目前工商發達，以及人口增長和交通流量頻繁及鋼鐵產業增產量等，對空氣品質造成頻繁衝擊，進而影響居民的健康。

本調查針對台中縣的住宅區、住商區、工業區和交通區進行個別監測致癌性相關連物質分析。空氣採樣為利用高速流量採樣器，採集小於 $10\ \mu\text{m}$ (PM_{10})以下之懸浮微粒子，空氣中懸浮粒子收集於玻璃纖維濾紙上，並分析粒子中致突變性和致癌性多環芳香羥化合物，以及陰離子(SO_4^{2-} 、 NO_3^-)濃度含量，期能為國民健康影響做通盤了解，以及促進健康之政策建議。

結果顯示，空氣中 PM_{10} 粒子的幾何平均濃度，豐原測站較低 $19.28\sim 42.73\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，但 PM_{10} 粒子中 5種PAHs之幾何平均濃度，並無明顯差異，唯以B(ghi)P屬於較穩定指標物質之比較，潭子測站都比其他地區顯得較高。另外，陰離子 SO_4^{2-} 之幾何平均濃度以石岡測站較低， NO_3^- 之幾何平均濃度在各測站並無差異，但台中縣的氣候的日照射穩定，PAHs又容易受日照射轉變成硝基PAHs二次污染物，為往後值得探討調查。同時對PAHs污染物進行比值分析均是以移動污染源為主。

一. 計畫緣起與工作內容

1.1 計畫緣起

空氣品質有逐年惡化現象是人們最能感受到的，更是各種環境污染中最迫切急需改變的。多年來黑煙排放的管制環保機關已有良好的績效，如透過目測判煙、飛鷹計畫、陸空聯合稽查取締、魯班計畫（營建、道路管線工程污染之取締）、除鮑計畫（柴油車的排放黑煙）等之取締，然而對於多環芳香羣（Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs）所造成的空氣污染，因其濃度低及成份複雜，且無適當的收集管道之逸散排放特性，加上缺乏有效且快速之測試方法，因而取締較為困難。

多環芳香羣化合物已被公認為空氣污染中重要污染物之一，1989年美國環保署將其中 16 種物質列入空氣品質管制之一，因為其具有高熔點、高沸點、低蒸氣壓的半揮發性的特性而廣存在環境中，且具有致突變性及致癌性。國際癌症研究組織 IARC (International Agency for Research on Cancer) 證實多環芳香羣化合物具有致突變性與致癌性(1)，其在環境中的流佈更是相當廣泛，包括空氣、水體、土壤、食品等均會存在，因此對於多環芳香羣化合物的監測是目前空氣污染重要課題之一。

1.2 計畫工作項目

台中縣環境保護局曾於民國八十年委託本研究所，曾對本縣豐原市、大里市、石岡鄉作過空氣中多環芳香羣化合物之測定，其多環芳香羣化合物的濃度以豐原市最高，又因近幾年來台中縣內的人口數、工廠數、汽機車數、以及基礎工程建設等，日益蓬勃發展，對環境也構成影響。因此，為了進一步了解其危害性，針對以下幾點作研究探討。

(一) 蒐集掌握台中縣有害空氣污染物之主要污染源。

- (二)採樣地點的選定與檢測方法的確認。
- (三)辦理檢測採樣人員訓練。
- (四)採樣時間共分3次並連續進行5天採樣。
- (五)分析樣本數60個(包含本局四個監測站所採樣的濾紙)，每個樣品除了分析五種多環芳香羥化合物外，同時也分析硝酸根離子、硫酸根離子。

1.3 計畫預期成果

- 一.建立台中縣 PAHs 成分背景濃度之空間分佈特徵。
- 二.完成採樣檢測人員訓練。
- 三.提供多環芳香羥化合物，和硝酸根離子、硫酸根離子之簡便、迅速、及精確度高的分析方法。

1.4 工作期程與進度

本計畫期程自簽約日起至87年6月30日止，共計執行10個月。期程分別進行3次4個地點採樣分析。

二. 背景資料

2.1 人文環境

根據民國 84 年底戶籍資料顯示，本縣現住人口 1,404,729 人，較 83 年底增加 24,780 人，增加率為 1.76 %。現住人口中男性 722,874 人(51.5 %)，女性 681,855 人(48.5 %)，平均人口密度為每平方公里 684.74 人，其中以大里市 5,537.37 人為最密，和平鄉 10.62 人為最稀，歷年人口成長情況如圖 2.1-1。

民國 84 年底，本縣 21 個鄉鎮市中，大里市已經超越豐原市，佔全縣人口之 11.38 %，為本縣人口數及人口密度最高之行政區；其次為豐原市；再次之為太平市；而以和平鄉人口為最少，詳見表 2.1-1。

而在民國 87 年 4 月的最新人口資料中顯示，總人口數已經達到 1,453,434 人，男總人口數已經達到 1,453,434 人，男 722,874 人，佔 51.46 %；女 681,855 人，佔 48.54 %，其性別比例為 106.02 %。在人口密度方面，全縣的人口密度也達到每平方公里 708 人，較 84 年底增加 35.34 人，增加率增加到 4.99 %，同樣是大里市的人口密度最高，豐原次之，潭子再次之，因此所產生之環境問題更是值得加以注重與維護。

綜合以上所述可知台中縣人口密度高者皆集中於台中市的衛星地區，而偏遠地區，則人口稀少，充分顯示其人口分佈相當懸殊。

2.2 交通運輸

本縣之交通運輸可分為鐵路、公路及海運三大系統，分別說明如后：

1. 鐵路

本縣區內對外之鐵路系統有縱貫海線及縱貫山線。

(1)海線

北自日南，南至彰化，途經大甲、台中港、清水、沙鹿、龍井、大肚、追分等地。

(2)山線

北自泰安站，南至彰化站，途經后里、豐原、潭子、台中、烏日、成功嶺等站。此外有台中港線為貨運專線。

2. 公路

公路可分類為主要聯外道路、輔助聯外道路及區內聯絡道路等，如圖 2.2-1。

(1)主要聯外道路

<1>中山高速公路

從苗栗進入本縣，經后里、神岡、大雅、台中市、烏日等地，再進入彰化縣，寬度均為4線道。經本縣之交流道計有豐原、王田交流道等。

<2>台1線省道

為中部地區除中山高速公路外最重要的交通幹線，路寬在11-20公尺之間，走本縣南北方向之重要幹道。

<3>台3線省道

台3線省道與台1線平行，由苗栗進入台中都會區，再經東勢、豐原、潭子、台中市、大里、霧峰進入南投縣，道路寬度為4線道。

<4>台8縣省道

台8縣省道，即為中部橫貫公路，除負責中部及東部地區之外，亦為本區山地及平地的主要聯絡要道，並有觀光及軍事價值。

(2)輔助聯外道路

<1>台10線省道

為清水、台中之主要連絡路線，長 13.2 公里。

<2>台 12 線省道

為台中市與台中港間之主要幹道，亦為台中交流道之連絡道路，道路寬度 50 公尺。

<3>台 13 線省道

由苗栗丘陵地區進入本縣北部經后里至豐原止，在本縣境內共長 13.8 公里，路寬 15-18 公尺。

<4>台 17 線省道

北起大甲以南之甲南，為濱海公路系統，本縣轄境內已著手拓寬為 40 公尺之快速道路。

(3)區內聯絡道路

本縣主要之區內聯絡道路為 125 號縣道，長約 15 公里；127 號縣道，長約 25 公里；129 號縣道，全長 34.3 公里；132 號縣道，全長 18.6 公里；136 號縣道，長 19.3 公里。

3. 海運

台中地區之海運僅有台中港一處，位於梧棲鎮，隸屬台中港務局，港口水深 15-22 公尺，航道水深 13-17 公尺，可容納 5 萬噸級船舶進出，營運碼頭總數為 28 座，碼頭全長 6,280 公尺。

2.3 產業現況

民國 81 年底，台中縣產業現況：商業登記總家數 37,766 家，與上年底之登記總家數 36,861 家比較則增加 905 家，其中商業 24,849 家佔總家數 65.80% 為最多；製造業 7,112 家佔 18.83 % 次之；其他依次為社會及個人服務業 2,676 家佔 7.09%，金融保險、不動產及工商服務業 1,387 家佔 3.67%，運輸倉儲業 1,015 家佔 2.69%，其它行業如營造業 462 家佔 1.22%，農林漁牧業 193 家佔 0.51%，水電燃氣業 32 家佔 0.08%，礦業及土石採取業 40 家佔 0.11%。

另外在民國 83 年底，台中縣產業現況：商業登記總家數 39,620 家，與 82 年底之 38,886 家比較增加了 734 家，其中又以商業之 26,462 家佔總家數的 66.79% 為最多；其次為製造業的 7,098 家，佔 17.92%；公共行政、社會及個人服務業 2814 家，佔 7.1%，居第三位；其他如金融保險、不動產及工商服務業 1,460 家，佔 3.69%；運輸、倉儲及通信業 1006 家，佔 2.54%；營造業 496 家，佔 1.25%；農、林、漁、牧、狩獵業 193 家，佔 0.49%；水電燃氣業 41 家，佔 0.1%；礦業及土石採取業 50 家，佔 0.13%。關於工廠之登記家數共計 14,318 家，分佈概況如表 3.2-1 所示，多集中於豐原市、大里市、神岡鄉及太平鄉。其中以機械設備製造修配業、金屬製品業、塑膠製品業及電力、電子機械器材製造修配業之工廠數為最多。

再根據民國 84 年底，本縣產業現況：商業登記總家數 40,203 家，與上年底之登記總家數 39,620 家比較則增加 583 家，其中商業 26,982 家；製造業 7,083 家次之；其他依次為公共行政、社會及個人服務業 2,825 家，金融保險、不動產及工商服務業 1,478 家，運輸倉儲業 1,003 家佔，其它行業如營造業 507 家，農林漁牧業 199 家，水電燃氣業 68 家佔，礦業及土石採取業 58 家佔。以上各年的產業現況如圖 2.3-1~2.3-3。

台中縣民國 84 年底營運中之工廠數共計 12,483 家，分佈概況如表 2.3-1 所示，多集中於豐原市、大里市、太平市及神岡鄉。以金屬製品業、機械設備業、及塑膠製品業之工廠數最多。各行業 82 年營業收入以機械設備業最多，其次為電力及電子機械器材業，食品製造業位居第三位。總營業收入僅次於桃園縣、台北縣及高雄縣，為本省之工業大縣之一。

2.4 營建工程

隨著經濟發展，本縣各項公共工程亦積極施工中，所產生之工地髒亂、塵土飛揚等，均導致空氣污染之危害。目前台中縣自民國 85 年 7 月~86 年 5 月止，台中縣各工程類型及其施工面積之列管統計概況，總計列管了 574 處工地，如圖 2.4-1 所示，包括建物興建 475

處，佔 83%，道路、管線工程 79 處，佔 14% 及其他工程(如淨水廠、發電廠等)20 處，佔 3%；而在施工面積方面，則以道路、工程之施工面積最大，佔全縣列管工廠之總施工(4,675,503m²)63%，其次為建物興建，佔 22%，其他工程(如淨水廠、發電廠等)，佔 15%，可見雖然台中縣列管之工程類型以建物興建造佔絕大多數，然其工程規模卻以道路管線工程及其他工程較大，平均一處道路面積為 37,307 m²，其他工程為 34,756m²，至於建物興建工程則僅有 2,175 m²，由此可見台中縣目前雖以建物興建之活動較為頻繁，但卻以道路及其他工程之開發區域較為龐大，而此兩類工程又為污染量較難控制者。

台中火力發電廠發電機組增加導致污染量增加

近年來由於用電量之持續增加，台中火力發電廠為因應供電量不足之問題，計畫增加發電機組數，相對其燃煤量增加，污染量亦將隨之增加。根據台中縣環保局之資料，台中火力發電廠監測情形及環境影響評估追蹤情形如下：

- (1)83、84 年度，一～四號機組排煙檢測粒狀污染物(TSP)、硫氧化物(SO_x)、氮氧化物(NO_x)三項均符合規定。
- (2)84 年 7 月 11 日～84 年 10 月 2 日期間對一～五號機組檢測 SO_x、NO_x 兩項計 30 次，其中 7 月 11 日一號機 SO₂ 超過現行電力業空氣污染物排放標準，依法處罰新台幣十萬元罰款，該支煙道 84 年 8 月檢測已符合規定。84 年 10 月 19 日、26 日、27 日及 11 月 30 日、12 月 7 日再實施不定期檢測，其中 84 年 10 月 19 日第二號機 SO_x 又超過現行排放標準，罰處罰金新台幣 20 萬元，該支煙道於 84 年 12 月 22 日再經檢測結果已符合規定。
- (3)檢測 SO_x 不合規定之原因係因煤炭含硫量較高所致，台中電廠已就該項目加強內部管制。

2.5 氣象資料現況

本計畫之氣象資料分析，將蒐集民國 79 年至民國 84 年之風向、

風速、溫度、相對溼度、降水量、降水日數、雲量及日照時數等資料，並由上述資料求出大氣穩定度及混合層高度。所引用的資料來源在地面氣象資料方面，為台中地區之台中站及梧棲站之觀測資料；至於高空氣象資料則採用馬公民國 82 年 9 月至 83 年 8 月及板橋 84 年探空站之氣象資料。

1. 風向風速

中部地區秋冬季因受東北季風之影響，盛行風向為偏北風，春季也因梅雨鋒以及微弱東北季風之影響而吹偏北風，夏季則由於受到太平洋高壓及南海偏南流之影響，其盛行風向為偏南風。

由統計資料及風花圖可知，中部地區這六年來之盛行風向及風速並無太大變化，台中測站之盛行風向為北風，機率約為 23%，其次為北北西風；梧棲測站之盛行風向則為北北東風，機率約 28%，其次為北風，再其次為東北風；故依統計結果可知，二測站常出現偏北風，且約在 5、6 月間盛行風向由北轉向偏南，而於 9 月左右再轉向偏北。

又由於梧棲測站靠海，因而其平均風速為 5.1m/s，明顯大於台中測站之 1.58m/s，且台中測站之風速隨季節並無太大之變化，而梧棲測站則以冬季之風速較大，春秋季次之。

2. 溫度

台中地區民國 79 年~84 年，六年中相同月份之溫度並無太大差異，年平均約在 23°C 左右，各測站依季節溫度之高低排列如下：

(1) 台中測站

夏季 28.15°C > 秋季 24.5°C > 6 年年平均 23.3°C > 春季 22.8°C > 冬季 17.5°C

(2) 梧棲測站

夏季 28.7°C > 秋季 24.2°C > 6 年年平均 23.1°C > 春季 22.2°C

°C>冬季 17.0°C

3. 相對溼度

本區年平均相對溼度介於 74%~80%之間，由統計數據來看，冬季及春季之相對溼度是各年中較高的季節，而梧棲測站較台中測站約高 3%~5%。

4. 降水量

影響本區降水量最主要因素有春季之梅雨鋒和夏季午後旺盛對流系統所帶來之雨量，而冬季的東北季風由於受中央山脈之阻擋，並沒有帶來太多的降雨。兩個測站之春夏季降水量皆明顯大於秋冬季，而除了夏季之外，二個測站之降水情形並無太大的差異，平均年總降水量均大於 1,000 mm。

5. 雲量

中部地區年平均雲量介於 5.3~6.4 之間(依天空遮蔽雲區分十等分)，全年中雲量最多的月份為 4、5、6 月，平均可達 6~8；而秋季之雲量最少。

6. 日照時數

若以 4,380hr[365 天 X 12 小時(白天)]為 100%，則本區年總日照時數約佔 47%左右，且夏、秋兩季的日照時數大於春、冬兩季。

7. 降水日數

台中地區的降水日數多集中於春、夏兩季，且台中大於梧棲，全年之總降水頻率約佔 27.1%。

8. 大氣穩定度

大氣穩定度係以 pasquill 穩定度分類法子以分類，依據 pasquill 穩定度分類法計算大氣各級穩定度之機率分佈所得結果詳如表 2.5-7 及表 2.5-8。

台中測站以 A 級(最穩定)，佔 49%，其次為 B 級(中級不穩定)，佔 17%；而梧棲站則以 D 級(中級穩定)，佔 61%，其次為 F 級，佔 11%。

9. 混合層高度

混合層之資料分析，乃採民國 82 年 9 月至民國 83 年 8 月之馬公探空資料及民國 84 年之板橋探空資料，再配合同時間的地面資料，以求取該時段的混合層高度。經計算繪圖後所得之混合層高度逐時變化圖，如圖 2.5-13~2.5-16 所示，各季均以中午時候之混合層高度最高，而深夜時間的混合層高度最低；又二測站民國 83 之最高混合層高度均出現於秋季之中午，而民國 84 年則出現於夏季之 9、10 時，其中台中測站四季的變化情形較小，而梧棲測站之變化較大，尤其是民國 84 年之冬季，跳動幅度更大，且梧棲測站的最高混合層高度小於台中測站。

三. 文獻探討

3.1 多環芳香羣碳氫化合物(polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)

3.1.1 多環芳香羣化合物之形成及來源

多環芳香羣化合物(PAHs)，為兩個或三個以上芳香族環之有機化合物聚合而成之物質。其聚合的方式能以直線方式或呈角度、叢集之排列而成，最簡單的融合結構為只含兩個苯環之結構；如：naphthalene，而在融合之過程，亦可由其他原子取代，如：氧、氮、硫基，而形成雜環化合物(heterocyclic aromatics)。

3.1.2 多環芳香羣化合物之形成

多環芳香羣化合物之形成，通常來自含碳、氫之有機物質經不完全燃燒(uncomplete combustion)或高溫裂解(pyrolysis)之行為，於高溫狀態下，產生自由基(free radical)結合而成(2)。其熱解產物之組成分，則視1. 燃料種類；2. 溫度及3. 持續時間之不同而有所差異(3)。1962年Badger經實驗指出，多環芳香羣化合物可經由低分子量之碳氫化合物熱分解而成，如：甲烷，但高分子量之物質更易促進多環芳香羣化合物之形成。多環芳香羣化合物產生之後，由於其低蒸氣壓之特性，會立即凝聚在煤灰粒子或形成懸浮粒(Particulate)，溢散於大氣中。

由於多環芳香羣化合物具芳香族之特性，能吸收紫外光，而釋放出特定之螢光波長，但亦容易直接受到陽光及紫外光之照射而有衰變的現象，並且在大氣環境中，容易與臭氧(O₃)、氮氧化物(NO_x)和硫氧化物(SO_x)等物質反應，產生光氧化反應(photo-oxidation)，而造成二次污染物的產生(4)。

3.1.3 多環芳香羣化合物之來源

多環芳香羣化合物之最原始來源為森林大火及石化燃料的高溫燃燒有機物之介入而產生。其他的來源亦可經由生物合成 (biosynthesis) (5)。在無污染之狀況下，可於藻類及浮游生物中發現。而多環芳香羣由人為所產生之機會最多，美國估計每年產生之B(a)P量約900-1300公噸，其中包括：37%-38%為熱能及電能產生；42%-46%為露天燃燒之行為；15%-19%以烹調食品為主，而有1~1.5%為交通工具所產生。由以上可知，主要之發生源為固定點發生源，故其污染之程度亦會因地而異(6)。

PAHs為「多環芳香碳氫化合物」(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons)之簡稱，是指由兩個或兩個以上之苯環結構鍵結結合之巨大族群總稱。

PAHs具有高熔點及高沸點之特性。熔點一般高於80°C，沸點多高於200°C，極性不高，故水中溶解性低。各成份之熔點、沸點隨分子量增加而上升，相同分子量者之熔點則以平面對稱者較高，例如perylene, benzo(a)pyrene和 benzo(k)fluoranthrene同為四環，而以perylene之熔點較高。在25°C條件下之蒸氣壓一般介於 10^{-2} 至 10^{-9} mmHg範圍內，屬於半揮發性有機物 (Semi-Volatile Organic Compounds)。蒸氣壓之大小影響不同成份 PAHs 吸附於空氣中懸浮微粒之數量。

PAHs 為碳氫化合物燃燒之產物 [Lee et al., 1981](7)。其產生之來源大多係由於有機物質之不完全燃燒所產生；其產生之來源計有機動車輛、發熱或發電之燃燒源、廢棄物燃燒及工業製程等(表一) [Grimmer, 1983](8)，PAHs之所以受到吾人相當關切，主要乃由於其經由代謝作用後可能產生致癌性及致突變性，Josephson 等 [1984](9) 即曾指述此一特性。Katz [1980] 研究發現，粒徑小於5 μ m的微粒約70~90%可進入人體的吸收系統。而 Tuominen [1988](10) 研究指出，四環以上之PAHs有致癌性及致突變性，而四環以上之PAHs又多吸附在懸浮微粒上，易進入肺部，故PAHs及其衍生物 Nitro-PAHs 對人們之危害性日益受重視。

PAHs之形成機制目前並不十分明瞭，一般認為是在燃燒過程中藉由任何由碳氫之有機物熱分解所形成。主要的形式機轉有熱解(Pyrolysis) 或不完全燃燒及碳化(Carbonization)過程，此外，在含有前趨物質之高溫、反應條件下亦可能形成 PAHs。大氣中PAHs之主要來源為高溫不完全燃燒所致，因此絕大部份的燃燒過程都會排放出 PAHs，故PAHs於環境中之分佈十分廣泛，由於燃燒源廣泛地存在，PAHs普遍分佈於大氣環境之中，以吸附於微粒上及氣相狀態存在。人為排放源大都經由燃燒過程產生，如家庭烹飪、工業製程之燃燒廢氣、燃料使用，垃圾焚化或汽、機車排放廢氣等。Tuominen[1988](10)指出，交通工具所排放廢氣為影響都市大氣中 PAHs 濃度及成份之主要因素。此外，Masclet[1986](11)亦指出，分子量小的 PAHs，如 Nap、AcPy主要來自高溫排放，分子量大的PAHs，如FL、Pyr、BPR、Cor等主要來自移動交通源。

PAHs 另一重要排放源為廢棄物焚化排氣。Akio[1987](12)指出都市垃圾焚化爐之不完全燃燒現象為PAHs之主要來源，其排放量相當於為 1700~3000 輛汽機車之排放量。Morselli[1988](13)研究亦指出焚化所排放廢氣以三環的 Phenanthrene 為主要的 PAHs成份，五環的 PAHs成份也經常出現。Masclet指出住宅之熱源(domestic heating)亦為大氣中 PAHs之另一來源，且主要產生四環之 PAHs。

Ramdahl[1985](14)指出，不論原本燃燒的物質條件為何，其PAHs之生產量幾乎相同，但是生成量與燃燒條件間則有相當好的關聯性，而且於低比例過剩空氣條件下燃燒會產生B(a)P，在高比例過剩空氣條件下燃燒亦可發現B(a)P之存在。唯燃燒溫度越高則所產生之B(a)P量亦隨著增加。PAHs不僅於高溫條件及燃燒過程中產生，許多碳化過程亦產生PAHs問題。有研究嘗試探討 PAHs 特徵比值以鑑定其來源，特徵比值(characteristic ratio)乃指兩種PAHs成份之比值。由於不同燃燒源可能產生不同成份與濃度之PAHs，藉由各項PAHs 成份與穩定成份之比值，尋求辨識各種燃燒源之排放比例。Baek[1991](15)指出，因為 B(a)P 光化學的穩定性，故通常 B(a)P 被當成 PAHs之指標。Masclet[1986](11)整理各種PAHs成份特徵比值

與排放源型態之關係指出， $\text{Pyr}/\text{B(a)P}$ 界於0.3~0.8者之PAHs主要為住宅熱放源排放所致， $\text{Pyr}/\text{B(a)P}$ 界於2~120為使用汽油交通工具排放所致， $\text{Pyr}/\text{B(a)P}$ 界於50~100為柴油廢氣排放所致； $\text{Cor}/\text{B(a)P}=1.7$ 為交通排放源所致； $\text{B(a)P}/\text{B(ghi)P}$ 界於0.14~0.6 者為焚化爐排氣所致， $\text{B(a)P}/\text{B(ghi)P}$ 界於0.65~1.7 者為石油煉製廠排放所致， $\text{B(a)P}/\text{B(ghi)P}$ 界於0.9~7.0為燃煤電廠排放所致，此外並可由 $\text{B(a)P}/\text{B(ghi)P}$ 比值來確認交通污染源與住宅熱源排放PAHs之比例。Yang[1991]研究亦指出， $\text{Pyr}/\text{B(a)P}$ 界於7~24者為汽油車排放廢氣所致， $\text{Pyr}/\text{B(a)P}$ 界於50~90為汽油貨車排放廢氣所致， $\text{Pyr}/\text{B(a)P}$ 界於1~50為柴油車排放廢氣所致， $\text{Pyr}/\text{B(a)P}$ 界於0.1~3 為一般大氣環境濃度水準， $\text{Pyr}/\text{B(a)P}$ 大於1為受污染大氣環境濃度水準，界於0.2~0.5為汽油車排放廢氣所致， $\text{B(a)P}/\text{B(ghi)P}$ 大於1 為燃煤排放廢氣所致。

此外，Baek[1991](16)研究亦指出， $\text{Pyr}/\text{B(e)P}$ 界於36.4~78為汽油車排放廢氣所致， $\text{Pyr}/\text{B(e)P}$ 界於11.8~8.7為柴油車排放廢氣所致， $\text{Pyr}/\text{B(e)P}$ 界於2.2~12.0為住宅燃煤排放廢氣所致， $\text{Pyr}/\text{B(e)P}$ 界於1.9~5.5為住宅燃燒木柴排放廢氣所致； $\text{B(a)P}/\text{B(e)P}=1.4$ 為汽油車排放廢氣所致， $\text{B(a)P}/\text{B(e)P}$ 界於1~5.5為柴油車排放廢氣所致， $\text{B(a)P}/\text{B(e)P}$ 界於0.6~1.4為住宅燃煤排放廢氣所致， $\text{B(a)P}/\text{B(e)P}$ 界於1.4~1.8 為住宅燃燒木柴排放廢氣所致； $\text{B(ghi)P}/\text{B(e)P}$ 界於3.1~5.6為汽油車排放廢氣所致， $\text{B(ghi)P}/\text{B(e)P}$ 界於0.6~1.8為柴油車排放廢氣所致， $\text{B(ghi)P}/\text{B(e)P}$ 界於0.3~0.8為住宅燃煤排放廢氣所致， $\text{B(ghi)P}/\text{B(e)P}$ 界於4.2~5.9為住宅燃燒木柴排放廢氣所致； $\text{Cor}/\text{B(e)P}$ 界於2.9~4.6為汽油車排放廢氣所致， $\text{Cor}/\text{B(e)P}$ 界於0.4~0.5為住宅燃煤排放廢氣所致， $\text{Cor}/\text{B(e)P}$ 界於2.2~2.7 為住宅燃燒木柴排放廢氣所致； $\text{Chr}/\text{B(e)P}$ 界於0.5~2.1 為汽油車排放廢氣所致， $\text{Chr}/\text{B(e)P}$ 界於0.9~5.4為柴油車排放廢氣所致， $\text{Chr}/\text{B(e)P}$ 界於1.6~5.0為住宅燃煤排放廢氣所致， $\text{Chr}/\text{B(e)P}$ 界於0.5~1.8為住宅燃燒木柴排放廢氣所致。

Greenberg等[1985](17)指出盛行氣候條件對PAHs成份在不同地

點之分佈特徵影響甚大，主要乃由於傳送作用及化學反應之影響。Kamens[1988](18)研究結論指出日照為影響PAHs 濃度衰減之重要參數，亦將影響日、夜濃度之差異現象。因此，Daisey等[1986](19)指出 B(e)P為適合作為特徵比之項目，主要原因乃其屬光反應穩定物質(Photochemical stable)，且主要存在粒狀物上；而在大多數情況下，今B(e)P 值相等於B(a)P值乃屬合理之假設(Reasonable assumption)，故亦可採用B(a)P 作為指標項目。且由文獻得知PAHs 亦因SO₂的存在會使肺癌率增加，同時，又會因NO_x的存在和日照射的強度，而加速產生Nitro-PAHs,使其毒性更增強。因此，本調查針對空氣懸浮微粒子中，分析PAHs濃度外，同時也分析硝酸根離子、硫酸根離子以了解汙染現況。

表一 benzo(a)pyrene 之產生來源

ESTIMATED BENZO(A)PYRENE EMISSION IN THE U.S

一、交通工具排放廢棄(Automatic exhaust)	
1. 汽油動力 (Gasoline-powered)	
汽車(Automobiles)	10
卡車(Tucks)	12
2. 柴油動力(Diesel fuel-powered)	
卡車及客車(Tmcks and buses)	0.4
總計(百分比)	22(1.7%)
二、熱源(Heating)	
1. 以煤為燃料(Coal)	
家庭用火爐(Hand-stoked residential furnaces)	420
中型火爐(連續自動火爐)(Intermediate units)	10
燃煤蒸氣發電廠(Coal-fired steam power plants)	1
2. 以油為燃料(Oil)	
低壓霧化式及其他型式 (Low pressure air-atomized and others)	2
3. 以氣體為燃料(Gas)	
	2
4. 以木材為燃料(Wood)	
	40
總計(百分比)	475(38%)

三、廢棄物燃燒(Refuse-burning)	
1. 商業、工業、機關團體及住宅廢棄物燃燒 (Commercial, industrial, institutional and apartment refuse-burning)	33
2. 露天燃燒(Open burning) 森林與農業(forest and agricultural)	140
3. 交通工具處理(Vehicle disposal)	50
4. 煤廢料燃燒(Coal refuse fires)	340
總計(百分比)	563(45%)
四、工廠(Industrial plants)	
1. 煉油廠(Petroleum)	6
2. 瀝青製造業(Asphalt/air-blowing)	1
3. 煉焦業(Coke production)	192
總計(百分比)	200(16%)
總量(噸/每年)	1260

3.2 硫氧化物(SO_x)

硫氧化物是空氣中常見的污染物，已知有四種氣相硫氧化物、一氧化硫、二氧化硫、三氧化硫、一氧化二硫，而大氣中，祇有二氧化硫存有相當的濃度，而此種無色、有刺激性、具有毒性及不可燃氣體，主要產於含硫石化燃料的燃燒而排放大氣中(20)。

3.2.1 硫氧化物的來源(SO_x)(21, 22)

1. 工廠燃燒重油：以中國石油公司提煉的石油含硫量高達3.5%以上，而一般以火力發電廠、水泥廠、煉鋼廠……等大型工廠，均以重油為燃料。

2. 工廠燃燒生煤：台灣地區的煤質不佳，其含硫量約1-3%，甚高達6%，燃燒時約有80%氧化成SO₂，而20%則留存煤渣中。

3. 硫酸製造廠：一般製造硫酸工廠需燃燒硫磺成SO₂，藉接觸

劑五氧化二釩(V_2O_5)轉化成 SO_2 ，再加水反應成硫酸，而往往設備不佳，而造成污染。

4. 金屬熔煉工廠：如煉銅廠，重要黃銅礦含多量硫，提煉時處理不當使 SO_2 釋出，另如二氧化鈦工廠，以硫熔解鈦鐵礦產生大量 SO_2 。

5. 移動污染源：以柴油引擎之車輛，因中油公司生產的柴油分別有含硫量 0.5% 及 1.25% 的高級及普通柴油，一般又以普通柴油為主，故經引擎燃燒排放也不在少數。

大氣中二氧化硫如火山爆發外，一般均係以人為產生為主。而據研究，多數的人為硫氧化物都是來自固定污染源，而其中又以 90% 以上是二氧化硫，其餘以硫酸鹽類存在。而固定污染源產生二氧化硫，除增加除硫設備，收集設備清除外，大氣中清除二氧化硫的方式則利用氣相氧化法、水液氧化法，形成硫酸鹽類溶於雨滴而降於地面。

3.2.2 一次粒子 SO_2 與二次粒子 SO_4^{-2} 之關係

一般一次粒子由自然發生源與人為發生源產生後會有轉換成二次粒子之現象。如 SO_2 轉換成 SO_4^{-2} 之現象，據研究表示，0.01ppm $SO_2=26.4\mu g/M^3$ 全轉換為 $SO_4^{-2}=39.6\mu g/M^3$ 而一般轉換率為 10-30% 之程度(23)。

3.2.3 二氧化硫的採樣及濃度測定方法(SO_2)

要適當採集空氣中懸浮粒走一件不容易的事，因微粒大小與形狀變化幅度很廣，其採樣選擇須相當注意，一般採樣器設計採空氣力學粒徑，或模擬人體呼吸系統內微粒沉積，故採樣器特殊特性設計，如高流量採樣器、二分式採樣器、階梯式衝擊採樣器、旋風式採樣器等，據研究顯示，高流量採樣器是目前所有諸法最穩定採樣器之一，其一般變異係數(Coefficient of variation)僅 3-5%，惟其中可能含影響的玻璃纖維濾材，即空氣中存有酸性氣體，會造成

人工產物(artifact)，例如由二氧化硫轉變成硫酸鹽微粒，在採集 24 小時試樣中，人工產物會增加微粒總量 $6-7\mu\text{g}/\text{M}^3$ 。另據最近評估顯示，高流量採樣器在每小時 24 公里的風速下，其微粒的截留分點(cut-point)約 $25\mu\text{m}$ ，而風速每小時 2 公里其截留分點為 $45\mu\text{m}$ ，惟正常狀況下，對於同一濃度的微粒，風速不會使每日測量變動範圍(day to day variability)超過 10%(20)。

美國環境保護署(EPA)對在氧化硫濃度測定方法：導電分析、庫倫分析、火焰度分析、螢光輻射分析及二次導出光譜分析，都分別測試過，證實這些分析儀性能可靠，並且在相同的偵測條件下，都能展現優越且相近的結果(20, 23)。

3.2.4 二氧化硫對於人體及環境的影響

1、二氧化硫在人體內之機轉

一般而言，硫化物因其極高水溶性，主要影響的地方仍以鼻部及上呼吸道為主，二氧化硫在吸入前或吸入時，與水分作用而成亞硫酸(sulfurous acid)或氧化成三氧化硫(SO_3^{-2})，而 SO_3^{-2} 再與水迅速生成硫酸 H_2SO_4 ，而亞硫酸很容易解離為亞硫酸根及亞硫酸氫根，硫酸氫根能夠被許多生物體分子行磺酸化反應(sulfonation)、自體氧化反應及與 cytosine 行加成反應，大多數的被吸入的二氧化硫最後在肝臟及其他器官，經由亞硫酸鹽、一氧化酯(sulfite-oxidase)的解毒反應途徑，形成硫酸鹽，由尿液排出體外(24, 25, 26)。

2、二氧化硫對人體影響

空氣污染急速惡化數日以後，常會引發心肺機能異常，另有研究指二氧化硫(SO_2)超過 0.35ppm，大氣中懸浮粉塵濃度超過 $1.2\text{mg}/\text{M}^3$ ，則死亡率會有顯著增加，若 SO_2 濃度超過 0.5ppm 以上，以及懸浮粉塵濃度又超過 $2\text{mg}/\text{m}^3$ 以上，則會使死亡率增加 20%以上。另有研究指出，指出 SO_2 懸浮粒子物質濃度與氣喘發作肺機能變化，支氣管炎患者的惡化，慢性支氣管炎有密切關係。至於二氧化硫是否致癌性，目前尚未有定論，但是為致癌促進物質，另有研究指出，

二氧化硫和鋅鐵錳銅等金屬之硫酸鹽會使肺內氣流阻力增加現象(20)。

3、對植物影響

有些研究指出，懸浮粒子與二氧化硫混合狀態會使植物減少氣體交換率，葉面溫度上升，減少光合作用，導致葉面產生萎黃變色，生長遲滯，葉子枯萎等現象，一般以短時間高濃度暴露量之影響大於長時間低量暴露。

4、對環境影響

大量硫化物、氮化物、碳化物、氯化氫，空氣懸浮粒子與空氣中的水生成硫酸、硝酸碳酸及鹽酸等物質，而使雨水的 pH 值降低小於 5.0 以下，形成酸雨，進而直接或間接使森林及一般植物受到創傷。另對於建築物、文化財產、金屬及漆料造成侵蝕，另使土壤亦受到傷害。

3.3 氮氧化物

氮氧化物已知有六種氣態混合物：一氧化氮(NO)、二氧化氮(NO₂)、氧化亞氮(N₂O)、三氧化二氮(N₂O₃)、四氧化氮(N₂O₄)與五氧化二氮(N₂O₅)等，而主要以一氧化氮(NO)及二氧化氮(NO₂)為主。而一氧化氮易氧化成二氧化氮(NO₂)，(其反應為可逆)，但二氧化氮(NO₂)係較空氣為重，會溶於水中形成硝酸、亞硝酸，此兩者在雨水中與氮結合而成硝酸氮。本次採樣分析則以硝酸根離子 NO₃⁻為分析對象。

3.3.1 氮氧化物的來源

氮氧化物(NO_x)主要來源有自然與人為因素。大自然來源中，有大陽輻射會在上層大氣產生低濃度的 NO_x，森林火災亦產生少量的 NO_x，細菌分解有機物時，亦會產生 NO_x，而人為因素主要是因固定燃料燃燒(工廠鍋爐的排氣)、生煤的燃燒及運輸工具燃料的排放。以往大自然所放出 NO_x 為人為因素的 10 倍。近年來運輸工具的急趨

增加，人為所產生 NO_x 亦急速的增加。NO 的一般濃度約在 3.7~566ug/M³(2-3ppb)，而 NO₂ 約在 7.5~9.4ug/M³(4-5ppb)我國空氣品質標準規定 NO_x(包括 NO 及 NO₂)不得超過 0.05ppm/24hr，如以美國落山磯為例，其最高 NO_x 曾達 7.0mg/m³(3.75ppm)，當時都市區的 NO_x 的濃度可大到郊區的 1000 倍。再觀察其 NO 與 NO₂ 的變化，主要是汽車排放之廢氣，而使 NO 濃度急速上升為主要因素。故現階段 NO_x 主要產生源與交通工具呈相當大的關係(23)。

3.3.2 氮氧化物的危害

1. 對人體的危害

一氧化氮(NO)是無色無臭的氣體，而二氧化氮(NO₂)在濃度高為橘色氣體，濃度低呈淡黃色或無色氣體，有刺激性氣體，其侵入人體以氣態方式吸入，且其不易溶於水，故受害者少有刺鼻或充淚症狀，若對顏色味道不共警覺性，很容易暴露於大量 NO₂，且其侵入時幾乎有 80%，吸入量會深達肺泡，運動時可高達 90%，雖 NO₂ 在人體代謝途徑不完全清楚，一般推測為 N₂O 與少量水份作用，形成硝酸或亞硝酸後再解離硝酸根離子與亞硝酸根離子，在肺部組織特別對不飽和脂肪酸產生自體氧化作用，破壞細胞膜完整性，引起胞內物質進出而形成肺氣腫，少量可直接與循環中血紅素結合而影響紅血球攜氧能力(25, 26)。

另據流行病學的研究，顯示慢性低劑量 NO₂ 暴露，容易導致肺功能衰退及呼吸道疾病增加。且另有在動物實驗中 NO₂ 進入體內所產生自由基(free radical)對細胞染色體造成傷害或致癌性。

2. 對植物的危害

氮氧化物對植物的傷害，會造成葉上生斑點及減低光合作用。另如果再與 SO₂ 同時暴露時對植物影響，較其單獨存在時危害更大。

3. 對大氣環境影響

(1)、大量氮氧化物會與大氣中的水生成硝酸性物便使得雨水 pH 值降低(pH<5)而形成酸雨現象。

(2)、為光化學氧化物之前趨物質

光化學氧化物之重要前趨物是大氣中的揮發性有機物(Volatile Organic Compound) V.O.C.)，如氮氧化物(NO_x)、氫氧基(OH)、氧、其他基團(radical)，再加上日光照射與複雜的大氣條件作用下，無可避免形成衍生性污染物(secondary pollutant)，其主要有兩項原因：

A、光解(photolysis)時產生氧原子和氮分子結合，氧原子再與氧分子成臭氧。

B、與過氧乙醯基作用，生成過氧乙醯硝酸。

而這些光化學氧化物的作用過程和產物，對環境與健康都可能有顯著影響。

3.4 多環芳香羧化合物、SO_x 與 NO_x 之關係

空氣中致癌性及促癌因子相當多，而 SO_x、NO_x 等 PAHs 除本身對於人體的個別危害外，另 PAHs 因 SO_x 及 NO_x 的存在而更加促進其致癌性及致突變性，據研究指出，SO₂ 與 B(a)P 的聯合作用高於 B(a)P 單獨作用，SO₄⁻² 達 10 mg/m³ 時可以加強 B(a)P 的致癌作用，在 Ame's test 中若分別加入 SO₃⁻² 的濃度為 10mM、1mM 和不添加等三種情形，其 revertans 分別為 900：500：50。另有研究指出，空氣中 V.O.C. 和 SO_x、NO_x 等已證實對於肺部沈著污染物排除之纖毛運動有很大的危害，另指出 SO₂ 的作用促進 B(a)P 致癌作用的加強亦獲得實證。

3.5 其他國內外PAHs之相關文獻研究

環境中從大氣、土壤、植物、底泥、河川、海洋直至烹飪的油煙皆 PAHs 的存在，國內外對 PAHs 濃度分佈的研究非常多(29)。森林土壤的含量約在 0.005~0.1mg/kg 之間，主要來源是來自植物合成、森林和草原火災及火山活動所形成的；農業土壤的 PAHs 含量為 0.01~0.1mg/kg(30)。Wild(31)等人對以廢水污泥改良英國之農業

土壤，而造成土壤及稻作受到 PAHs 的污染研究中，得知部分土壤和稻作中有高濃度的 PAHs；義大利 Benfenati 等人(32)的調查，路旁土壤中的 PAHs 和鉛 (Pb) 的分佈含量有相同的趨勢，隨著與道路的距離增加而逐漸下降。加拿大 Quebec 之 Saguenay Fjord 區域因長期受煉鋁工業廢棄污染，使河川底泥中 PAHs 濃度隨著煉鋁產量的增加而有逐年增加趨勢(33)；根據 Menzie 等人(30)的研究，美國底泥中的 PAHs 濃度從珊瑚暗礁區的 0.003mg/kg 至已受污染的 Boston Harbor 的 232mg/kg 間。大陸學者厲氏等人(34)以家庭常用三食用油（菜油、豆油及精緻菜油）分別分析未加溫、加溫使用後油及油煙霧中的 B(a)P 和 DbA 量，發現其量大小順序為油煙霧 > 加溫後油 > 未加溫油，尤以精緻菜油的油煙霧中 DbA 高於未加溫時 239 倍，B(a)P 亦 154 有倍，此結果應與促使東方女性罹患癌症比例較高有關。Adams 及 Gelboin 等人證實 B(a)P 具致癌性和致突變潛能並以 B(a)P 為 PAHs 毒性指標物質。

據 Bjoseth 等人(35)統計美國、瑞典及挪威等三國的 PAHs 總量排放量中，發現美國以交通工具排放最多的 PAHs，每年約排放 2,100 噸的 PAHs，佔總排放量 35%，其次是煉鋁工業，每年約排放 1,000 噸的 PAHs，佔總排放量 17%；而在挪威，煉鋁工業為主要的排放源，年排放 160 噸的 PAHs，佔 54%，其次是加熱（燃煤及木材）所排放，每年排放約 48 噸，佔 16%；另外瑞典則是加熱（燃煤及木材）為最大排放源，每年排放約 96 噸，佔 38%，其次為交通工具，每年排放約 47 噸佔 19%。

國內、外探討空氣顆粒中之 PAHs 濃度分佈的研究非常多，在國內部份，王氏、蔣氏、李氏和蔡氏等人(36, 37, 38, 39)皆曾分別對台北市或縣、郭氏和賴氏等人(40, 41)對台中地區、蔡氏等人(42)對台南灣裡地區、李氏等人(43)對南部石化區及陳氏等人(44)對屏東地區之空氣顆粒中的 PAHs 含量進行研究。王氏等人(36)用高量採樣器 (High Volume Sampler) 於台北市環保局所設的三個空氣品質監測站（新民國小、永樂國小和松北分局）採集空氣中的懸浮微粒，以三種溶劑混合的超音波萃取方法和 HPLC 進行 11 種 PAHs 的分析，其中 9 種 PAHs 的總濃度在 0.0295~0.0863ug/m³ 間；而蔣氏、李氏

和江氏(37, 38, 45)則發現台北市空氣懸浮微粒之 PAHs 的主要污染源為機動車輛所排放的廢氣；蔡氏等人(39)則於台北市大同區、士林區和台北縣新莊市、新店市進行空氣採樣，研究結果顯示台北地區大氣中 PAHs 濃度一般界於 $0.4761\sim 4.4781\mu\text{g}/\text{m}^3$ 之間；魏氏、李氏和江氏等人(38, 45, 46)則發現台北市空氣懸浮粒 PAHs 的主要污染源為機動車輛所排放的廢氣。

郭氏等人(40)對台中地區之空氣粉塵粒子以高量採樣集後，進行 HPLC 的分析，發現都市地區的 PAHs 濃度比郊外地區高，工業地區和商業區的 PAHs 濃度比住宅區高，冬季的 PAHs 濃度高於夏季；賴氏等人(41)則針對台中地區中港交流道及梧棲、沙鹿、大肚等地區以 PS-1 採樣器進行大氣採樣，發現交通污染嚴重地區（中港交流道）大氣之二十一個主要的 PAHs 總濃度明顯偏高，含量約 $4.250\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，其他三個地區之 PAHs 濃度則為 $0.241\sim 0.616\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

蔡氏等人(42)對台南縣灣裡地區研究其附近地區因從事廢五金回收及露天焚燒廢五金所導致大氣中 PAHs 的污染情形，發現位於經常發生露天焚燒廢五金及廢五金處理專業區測點的 PAHs 濃度明顯高於其他測點。李氏等人(43)則以台灣南部地區某石化工廠內及成功大學光復校區內分設兩採樣點，各代表石化區及都會區樣品，研究大氣中 21 種 PAHs 的濃度及氣固相濃度分佈，研究結果顯示，石化區大氣中氣相總 PAHs 濃度範圍為 $0.512\sim 2.280\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，算術平均值為 $1.120\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，粒狀物相中總 PAHs 濃度範圍為 $0.0584\sim 1.120\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，算術平均值為 $0.194\mu\text{g}/\text{m}^3$ ；都會區大氣氣相 PAHs 濃度範圍為 $0.517\sim 2.820\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，算術平均值為 $1.300\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，粒狀物相中總 PAHs 濃度範圍為 $0.080\sim 0.396\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，算術平均值為 $0.238\mu\text{g}/\text{m}^3$ ；無論石化區或都會區，大氣中總 PAHs 大多存在氣相中，各別 PAHs 固、氣相分佈比例，氣相中以低分子量所佔比例較高，而固相中以高分子量所佔比例較高，氣相中各別 PAHs 濃度，石化區大氣中 AcPy、Ant、Flu、CYC、DB(ah)A 及 Bbc 等六種 PAHs 之平均濃度較都會區為高，固相各別 PAHs 而言，石化區大氣中以 PhA、Pyr、BaA 及 DBahA 等四種 PAHs 所存在之濃度較都會區高。

陳氏等人(46)則針對屏東地區之大氣以 PS-1 採樣器進行採樣，探討交通污染區（屏東商專前）及郊區（屏東商專校園內）大氣中 PAHs 的特性，研究結果發現交通污染區大氣中氣相 PAHs 濃度為 946~2767 ng/m³，總 PAHs 濃度為 1170~3970 ng/m³，其含量明顯高於代表郊區之校園內大氣（氣相 PAHs 338ng/m³，總 PAHs 453ng/m³），推測交通工具等污染源為影響大氣中 PAHs 的重要因素；此外，於季節分佈方面則以冬季有 PAHs 含量較高之現象，推測造成此現象的原因除了夏季因日照時間長造成 PAHs 光解外，冬季期間因溫度較低造成汽機車啟動時不完全燃燒之 PAHs 大量排放亦為原因之一。

李氏等人(47)對雲嘉地區以 PS-1 採樣器進行採樣分析 PAHs 氣固相分佈與溫濕度關係，研究結果發現空氣中水含量對 PAHs 氣固相分佈有相當影響，台灣地區高濕高溫由為顯著。

$$\text{LogA*W* (TSP) /F=m/T+b}$$

A：氣狀物 PAHs 含量 (ng/m³)

F：粒狀物 PAHs 含量 (ng/m³)

TSP：總懸浮微粒量 (ug/m³)

W：空氣中水份 (g/m³)

T：大氣溫度 (K)

m、b：常數

李氏郭氏等人(48)研究機車排放物 PAHs 毒性，結果獲知機車排放物中含有較柴油和汽油汽車之排放誤為高量之強致癌性的 CPP，且在 50cc. 機車引擎排放物的間接致突變性中是主要的致突變物。

不同地區空氣顆粒中之 PAHs 濃度整理如下表所示，表中並列出一些國外對此方面的研究結果。此外，Preston 等人研究英國北海上方之海洋氣膠 (marine aerosols) 中之金屬與 PAHs 的關係，結果發現金屬與 PAHs 之相關性的可信賴度在 99%以上，尤其以鉛和鎘為甚，顯示兩者的產生來源有共通處，即 PAHs 來自於石化燃料的燃燒，而金屬來自於冶煉和燃燒的副產物(49)。

表 3.5-1 不同地區空氣顆粒中之 PAHs 濃度

地區	採樣地點	採樣設備	萃取方法	分析方法	PAHs 總濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
台北市	新民國小 永樂國小 松北分局	高量採樣器 (Kimoto, Japan)	超音波萃取	HPLC/UV &FL	0.0295~0.0863 (9種)
台北市	大同區 士林區	半揮發性有機物採 樣器	索式萃取	GC/FID/ MS	0.4761~4.4781 (16種)
台北縣	新莊市 新店市	(Model PS-1 PUF Sampler) (Anderson, USA)			
台南縣	灣裡地區	-	-	-	0.3981~1.4736 (16種)
台南市	成功大學 光復校區 石化工廠	高流量採樣器 (GSP1 PUF sampler) (General Metal Work Co)	-	GC/FID	0.597~3.216 (21種) 0.570~3.400 (21 種)
台中	梧棲、沙 鹿 大肚、中 港 交流道	PS-1 採樣器	索式萃取	GC/MS	中港交流道： 4.250(21種) 其它： 0.241~0.616 (21種)
屏東	屏東商專 前 及校園內	PS-1 採樣器 (General Metal Work Co)	-	GC/MS	交通污染區(學校 前)： 1.170~3.970 (21種) 郊區(校園內)： 0.453 (21種)

表 3.5-2 不同地區空氣顆粒中之 PAHs 濃度 (續)

地區	採樣地點	採樣設備	萃取方法	分析方法	PAHs 總濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
印度	Nagpur 之公路旁	高量採樣器	超音波萃取	GC/FID	1.270~10.669 (10 種)
美國	Los Angeles	高量採樣器	-	-	0.0049~0.02591 (14 種)
美國	San Francisco Bay area	高量採樣器	超音波萃取	HPLC/UV & FL	0.0004~0.0111 (3 種)
美國	Ohio Battelle 之允許吸煙的辦公室	攜帶式室內空氣採樣器	索式萃取	GC/MS	約 2.0~4.0 (6 種)
美國	Maryland Baltimore Harboor Tunnel College Park	高量採樣器	索式萃取	HPLC/FL	約 0.556 (5 種) 約 0.0265 (5 種)
英國		高量採樣器	索式萃取	GC/MS	0.0524~0.7342 (15 種)
英國	交通繁忙之道路旁的 5 層樓頂	高量採樣器	超臨界流體萃取	LC-GC	約 0.0098 (10 種)

四. 材料與方法

本研究須分析PAHs與陰離子 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 等，其實驗材料與方法，分別說明如下：

4.1 材料

4.1.1 藥品

1. Pyrene(東京化成工業)
2. Benzo(ghi)perylene, B(ghi)P (Kock-Light Laboratories 製品)
3. Benzo(a)pyrene, B(a)P (日本和光純藥工業)
4. Benzo(k)fluoranthene, B(k)F (日本和光純藥工業)
5. Dibenzo(ae)pyrene, DB(ae)P (GL Science)
6. Sodium sulfate (Riedel-de Haen)
7. Sodium nitrite (Riedel-de Haen)
8. Sodium hydrogen carbonate (Riedel-de Haen)
9. Sodium carbonate (Riedel-de Haen)
10. Benzene (Fisher Scientific, HPLC grade)
11. Acetonitrile (Fisher Scientific, HPLC grade)
12. Ethanol (Merck GR grade)
13. Dimethyl Sulfoxide (DMSO) (Merck HPLC grade)
14. NaOH (國產化學製)
15. Methanol (Merck GR grade)
16. 去離子純水 (電阻達18 megohms/cm 以上)

4.1.2 實驗器具

1. 共栓試管(10ml)
2. 濾紙--glass fiber filter, Gelman Science(20.3cm×25.4cm)
3. 微量電子天平--ER182A AND CO. LTD
4. 超音波振盪器--Branson 8200
5. 離心機--HITACHI 05P-21
6. 冷凍櫃--KELRINATOR (-40°C)
7. 45mm切割器

4.1.3 儀器設備與裝置

1. 高效液相層析儀--Shimadzu system

本研究裝置為島津製作所製造的高效率液相層析儀(LC-9A)，連接同公司的樣品自動注入裝置(SIL-6B)，系統控制(SCL-6B)及螢光分光光度計(RF-5000)檢測器。

2. Degasser Unit - Gasu Kuro Kogyo, model 546
3. 恆溫槽 - Shimadzu CTO-6A
4. 電腦數據處理系統 - 訊華公司研究版(ver. 1.0)
5. 分離分析管 - 日本東京化學工業製, 為Kaseisorb LC ODS-60-5 內徑 4.6 ϕ mm×250mm之不鏽鋼管製品。

4.2 方法

4.2.1 研究對象

本研究之研究對象，其主要偵測以台中縣周遭地區包括大里、豐原、石岡、潭子並同時在台中市共五點進行各地區內PAHs及陰離

子 SO_4^{2-} 及 NO_3^- 濃度測定，並比較其各地區濃度的變化，以探討其與環境污染型態是否有密切相關。

然而空氣中各項危害因子甚多，無法一一測定，但就環境管理的立場，必須選擇具有特定代表性之物質。故本研究選擇五種PAHs，即Benzo(k)fluoranthene、Benzo(a)pyrene、Dibenzo(ae)pyrene等三種致癌物質，與pyrene、Benzo(ghi)perylene等二種致癌促進物質，及二種無機離子化合物 SO_4^{2-} 、 NO_3^- (因其存在更會促使PAHs增加致突變力及致癌力)，作為採集樣品的分析對象。

4.2.2 採集時間與地點

第一階段：86年12月09日至86年12月15日，每日24小時，連續一個星期採樣。

第二階段：87年04月08日至87年04月14日，每日24小時，連續一個星期採樣。

第三階段：87年05月11日至87年05月17日，每日24小時，連續一個星期採樣。

採樣時段每日上午10時左右更換濾紙。

地點：1. 台中縣：A、大里(大里工業區管理中心)

B、豐原(豐原環保局及衛生局)

C、石岡(石岡鄉公所)

D、潭子(潭子加工區環保站)

3. 台中市：中國醫藥學院校區

4.2.3 PAHs分析條件(表10、表11)

PAHs分析條件以Acetonitrile:Water = 80:20(V/V)為移動相，流速為1ml/min，於恆溫槽45°C下進行分離分析。樣品注射量為10ul，分析時間為35分鐘。

4.2.4 SO_4^{2-} 與 NO_3^- 分析條件(表12)

本系統分析條件以1.8mM Na_2CO_3 /1.7mM NaHCO_3 作為流洗液，其流速為2.0ml/min樣品注射量為20ul，管柱分離管柱IONPAC-AS4A，以Dionex IC system ED40 進行分析

4.3 樣品的採集、保存與萃取

4.3.1 樣本採集及保存

一般而言，大面積污染發散時，會因氣膠(Aerosols)的凝縮過程(Condensation process)，吸附氣態的PAHs、 SO_4^{2-} 與 NO_3^- ，在許多研究中以多階式衝擊器(cascade impactors)、旋風器(cyclone)及分粒裝置(elutriators)採集發現，大部分附有PAHs的懸浮微粒的粒徑範圍有94%在0.85um-1.8um，而小於2.9um的微粒，佔5%，僅有1%的比例其粒徑大於7um，故本研究採用玻璃纖維濾紙於捕集0.3um之微粒有95%的高捕集率。另外以玻璃纖維濾紙和石英濾紙做比較，發現在陰離子的空白試驗分析時，石英濾紙的 NO_3^- 反應濃度遠比玻璃纖維濾紙高出五倍，因此以玻璃纖維濾紙為本次採樣濾紙。而另採用高流量採樣器(critical flow high volume air sample)進行連續採樣，其捕集率具有相當代表性，採樣前先進行採樣器的校正，其採樣流速各個採樣地區分別各為1100L/min，於每兩星期更換碳刷，並重新校正以求採樣的精確性。濾紙採樣前於24小時前先恆濕秤重，每日早上10點左右，四個採樣點同時更換率紙，採集後濾紙對折以錫箔紙包裝避免污染。置恆濕箱隔24小時後，再精秤求其粉塵重量，並儲存於-40°C冷凍櫃中，直到分析前。

4.3.2 粉塵中PAHs之萃取

捕集後樣品以不鏽鋼切割器(直徑45mm ϕ)切取2張，並截取需要尺寸(寬度約1公分)後，置入共栓試管(10mL)內，加入ethanol萃取溶液2ml，使濾紙完全濕潤再取苯6ml使其均勻混合，若濾紙上有氣泡時，得加以去除，然後將萃取液移至超音波振盪槽中，進行震盪萃取而獲得有機物質之PAHs成分。經離心(3000rpm, 5min)取上澄清液3ml以5% NaOH(4ml)溶液進行液-液分配，取上清液進行HPLC/Flu分析。

4.3.3 粉塵中SO₄²⁻、NO₃⁻萃取

取採樣過之玻璃纖維濾紙，以不鏽鋼切割器(直徑11mm ϕ)切取兩張，置於共栓試管中，加入移動相液體3ml，置入超音波槽進行震盪萃取，離心後(3000rpm, 5min)取上澄清液3ml進行離子層析儀(IC)分析。

4.4 建立檢量線及樣品萃取回收率試驗

4.4.1 PAHs檢量線建立

- 1、分別精秤5種PAHs標準樣品於10ml共栓試管中加入10ml DMSO為標準品儲備溶液(Stock Solution)。
- 2、以1ml定量吸管各取1ml標準品儲備溶液，並以DMSO稀釋至10ml。
- 3、再分別配製一系列準溶液，濃度範圍約為5--2410 ng/mL, (若樣品濃度太高，需再稀釋至線性範圍內，進行分析)。
- 4、將空白樣品及標準溶液注入HPLC分析。

4.4.2 SO₄²⁻檢量線建立

- 1、配置Sulfate Stock Solution
- 2、乾燥 Na₂SO₄在105°C的烘箱乾燥24小時。

3、精秤0.14790g Na_2SO_4 溶於10ml之流洗液中(1.8mM Na_2CO_3 /1.7mM NaHCO_3)，使濃度成為10000ppm，此為標準溶液，stock 1。

4、10倍稀釋stock 1 為1000ppm，為stock 2。

5、15倍稀釋stock 2 為150ppm，為stock 3。

4.4.3 NO_3^- 檢量線建立

1、配置Nitrate Stock Solution。

2、取 2g NaNO_3 在105°C的烘箱乾燥24小時。

3、精秤0.13707g Na_2NO_4 溶於10ml之流洗液(1.8mM Na_2CO_3 /1.7 mM NaHCO_3)中，使濃度成為10000ppm，此為標準溶液，stock 1。

4、10倍稀釋為1000ppm，成為stock 2。

5、10倍稀釋stock 2，成為100ppm，為stock 3。

6、2倍稀釋stock 3，成為50ppm，為stock 4。

4.4.4 PAHs回收率試驗

步驟如下：

1、配製已知濃度之5種PAHs標準溶液。

2、微量注射針筒吸取30ul PAHs標準溶液，均勻滴於空白濾紙上。

3、以上述萃取方法進行萃取步驟。

4、取上清液以HPLC分析。

4.4.5 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 回收率試驗

步驟如下：

1、配製已知三種濃度(5000ppm、2000ppm、1000ppm) SO_4^{2-} 、 NO_3^- 之混合液。

2、以微量之Auto-pipet(25ul)分別吸取三種濃度(每種濃度作成3個樣品)平均滴於空白濾紙上。其添加絕對重量為125ug、50ug、25ug。共9種樣品，2個空白樣品。

3、以3ml脫附劑進行萃取步驟以IC分析。

五. 品保品管

監測作業品保品管措施(QA/QC)的貫徹，是確保監測資料正確性最重要之環節。本章說明工作小組執行本計畫監測作業之QA/QC準則。

5.1 採樣點設置

為確保監測之正確性及代表性，採樣點所在位置之選擇，應避免受單一污染源或障礙物之影響。

5.2 採樣儀器校正

1. 高量採樣

高量採樣之校正工作進行乃以環檢所公告之小孔流量校正法來進行，每次採樣作業前後進行乙次單點校正，每季對高量採樣器上的浮子流量計進行一次多點校正。此外更換碳刷或清洗流量計後應進行校正工作。

2. 天平

每年一次，委請工研院量測中心至檢驗室對分析天平及上皿天平進行校正，標準砝碼則送至量測中心校正，三桿天平則使用經校正之砝碼校正；每週以適當重量的標準砝碼校正天平乙次，並且登記於"天平維修校正記錄"上，依格式順序記錄日期、時間、砝碼重量、實際秤重量、校正者姓名等。

天平依形式及秤量範圍，訂有可容許範圍：

分析天平--0~0.9999g為±0.5 mg

--1~9.9999g為±1.0 mg

--10~150g為±10 mg

上皿天平--0~9.99g為±0.01 mg

--10~99.99g為±0.05 mg

--100~300g為±0.1 mg

三桿天平--0~9.99g為±0.02 mg

--10~99.99g為±0.1 mg

--100~g為±0.2 mg

5.3 樣品採集、輸送及保存

5.3.1 樣品採集

本計畫採樣前工作之規劃與準備包括：

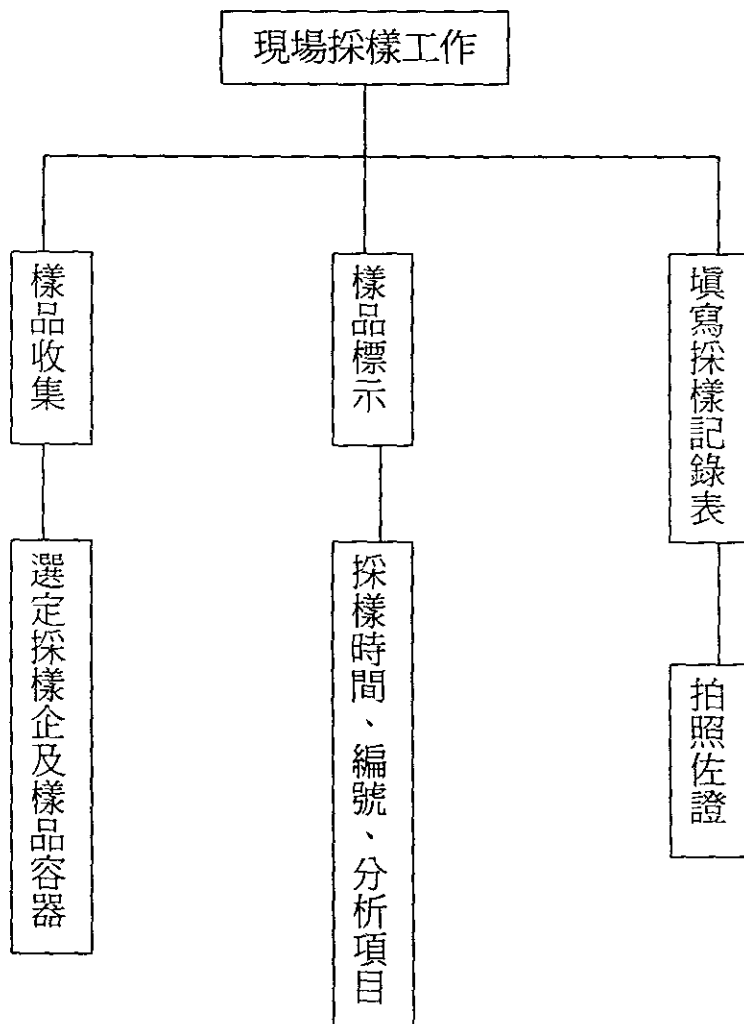
1. 了解計畫目的
2. 現場資料收集
3. 現場初勘
4. 擬定採樣計畫：
 - (1). 工作名稱
 - (2). 採樣日期與工作時程
 - (3). 採樣地區與採樣點分佈位置
 - (4). 樣品種類與分析項目
 - (5). 採樣器具及保存試劑
 - (6). 樣品保存容器與樣品保存時限
 - (7). 人員調派
 - (8). 交通工具
 - (9). 聯絡工作(人員、實驗室、交通)
 - (10). 記錄
 - (11). 其他

5.3.2 樣品運送及保存

樣品之運送及保存需針對樣品型態，待測物之物化特性以及分析方法，以適當方式執行之，以確保樣品之完整性及代表性。良好的樣品運送及保存需能確保以下：

1. 維持樣品(外觀及整體)之完整，並防止樣品間編號及相關資料之混淆
2. 防止樣品間之交叉汙染(Cross-Contamination)或外界汙染物汙染。
3. 減低待測(汙染)物因衰減、溢散、化學反應或其他因素導致濃度或物化性質之變化。

樣品採樣作業流程



5.4 數據品質標準

估計數據的品質主要衡量其準確性、精確性及完整性。

1. 準確性(Accuracy)

檢驗值與真值(true value)的差異，可定義為該檢驗值之準確性，以回收率百分比(Percent Recovery)表示。分析過程中，可透過添加樣品(Matrix spike)、擬似標準品(Surrogate spike)以及查核樣品(QC sample)之分析來檢視及管制分析品質。以添加樣品為例，其回收率百分比可表示為：

$$R\% = \frac{\text{添加樣品濃度} - \text{原樣品濃度}}{\text{添加濃度}} \times 100\%$$

2. 精確性(Precision)

精確性為一分析(或操作)之可重複性(Reproducibility)之指標，一般以相對百分偏差(Relative Recreant Difference, RPD)表示。透過重複分析或野外重複樣品(field duplicate sample)之分析，可評估採樣及分析過程之精確性。其表示方法如下：

$$RPD = \frac{\text{原樣品濃度} - \text{重複樣品濃度}}{[(\text{原樣品濃度} + \text{重複樣品濃度})/2]} \times 100\%$$

3. 完整性(completeness)

完整性為衡量一組分析數據品質的指標，可表示為：

$$\text{完整性}(\%) = \frac{\text{有效可用數據個數}}{\text{數據總個數}} \times 100\%$$

完整性高之一組數據，表示採樣分析過程嚴謹而且穩定是評估數據品質不可或缺之指標。

4. \bar{X} -R 管制圖

為確保分析數據的品質符合要求，本實驗室也建立品質管制圖，並執行之，作為實驗室例行分析之準確度及精密度之參考，並藉由

對分析數據的評估，確實了解儀器設備及分析品質是否維持在一定的水準。

在每一次的濾紙和藥品秤重前，均以一穩定重量標準物體先行秤重，分析檢測其讀值，再繪製 X-R 品質管制圖，以確實掌控天平的分析品質。

六. 結果與討論

現代社會在能源大量消費下，石化燃料不完全燃燒及廢棄物之燃燒均會產生PAHs與NO_x及SO_x等危害人體健康因子，而這些因子具有致癌性、致突變性物質存於其中，致使國民肺癌罹患情況更趨嚴重，本次研究以高流量採樣器採集空氣樣本後，以簡易萃取法利用高效能液相層析儀/螢光檢測器及IC分析方法，針對空氣粉塵粒子中PAHs及NO₃⁻與SO₄²⁻進行分析研究。研究顯示結果如下：

6.1 分析方法之檢量線及 QA/QC

6.1.1 PAHs、SO₄²⁻和 NO₃⁻的檢量線

在五種PAHs物質【pyrene、B(k)F、B(a)P、B(ghi)P和DB(ae)P】檢量線方面，利用高效液相層析儀/螢光偵測器作為PAHs檢測工具。五種PAHs物質的層析圖如圖42，其標準理論濃度與波峰面積之相關分佈如圖35至圖39，得到的檢量線r值分別為0.9999、0.9999、0.9999、0.9999、0.9999。在SO₄²⁻和NO₃⁻檢量線，利用離子層析儀作為檢測工具。其層析圖如圖43，其標準理論濃度與波峰面積之相關分佈如圖40、圖41，得到的檢量線r值分別為0.9994、0.9998之良好線性關係。

6.1.2 方法之再現性

在一良好的分析方法中，再現性可證明方法之信賴度；將pyrene、B(k)F、B(a)P、B(ghi)P、DB(ae)P、SO₄²⁻和NO₃⁻，分別以一固定濃度之標準品連續分析10次，針對滯留時間、波峰面積進行變異性分析，其滯留時間變異係數分別為4.30%、3.52%、4.01%、4.73%、3.53%、0.32%、0.71%，其波峰面積變異係數分別為2.85%、2.71%、3.22%、3.51%、3.48%、0.91%、0.71%，皆小於5%，證明再現性符合分析方法之要求。

6.1.3 樣本分析流程之QC步驟

為求方法及結果之可靠性，本研究在分析五種PAHs【pyrene、B(k)F、B(a)P、B(ghi)P、DB(ae)P】、 SO_4^{2-} 和 NO_3^- 時於固定時段中，以一固定濃度之標準品為QC樣本分析，於每分析7支樣品後分析一次QC樣本，共分析35個樣品，分析時間長達2天，其滯留時間變異係數良好，如表九，分別為0.13%、0.20%、0.14%、0.21%、0.20%、0.71%、0.66%，波峰面積變異係數分別為0.94%、0.63%、1.56%、0.90%、3.69%、2.85%、2.18%，皆小於10%，可知本研究結果之穩定性良好。

6.1.4 萃取回收率

萃取回收率需達75%以上及其再現性須有一致性，方認為本分析方法可行；本研究利用空白濾紙添加不同濃度之已知劑量，得知樣品之添加回收率(表13、表14)：在PAHs方面【pyrene、B(k)F、B(a)P、B(ghi)P、DB(ae)P】分別為95.90%、97.02%、102.73%、99.53%、101.65%，而 SO_4^{2-} 和 NO_3^- 方面分別為103.99%、104.12%，證明本分析方法在萃取回收率符合標準。

6.2 空氣中 PM_{10} 粒子濃度

本研究針對空氣中懸浮粒子濃度外，並且從粒子中分析致癌性相關物質做區域性濃度比較。在懸浮粒子中特別針對小於 $10\mu\text{m}$ (毫微粒， PM_{10})進行住宅區、住商區、工業區及交通要道型態做比較，其理由：(1)、小於 $10\mu\text{m}$ 之粒子容易藉著呼吸吸入到肺泡，而影響呼吸系統；(2)、小於 $10\mu\text{m}$ 之粒子的致突變性為最強。因此微小粒子對身體的危害值得重視。由表一顯示，潭子站和都市型代表的台中中國醫藥學院採樣點空氣中 PM_{10} 之幾何平均值較高。潭子的 PM_{10} 濃度在三次的結果大致一致，由為 $46.21\mu\text{g}/\text{M}^3$ 到 $40.5\mu\text{g}/\text{M}^3$ 。其原因為採樣地點在加工工業區內，以及外側又有主要道路，大型車輛交通來往頻繁，和氣象的穩定度和溫度有密切的關係。而石岡和大里地區 PM_{10} 濃

度各次之，分別為30.94~34.41 $\mu\text{g}/\text{M}^3$ 和31.96~63.01 $\mu\text{g}/\text{M}^3$ ，大致類似。而豐原較低其濃度為19.28~42.73 $\mu\text{g}/\text{M}^3$ 。因此，在同期各地區的濃度比較，以86年12月份潭子比豐原大約高1.1~2.1倍。表1為各地區在同時段之PM₁₀的算術平均值及幾何平均值，而幾何標準偏差不大之下，代表各地點於採樣期間的氣象大致都處於穩定狀態。

6.3 硫酸根離子 SO_4^{2-}

由表2及圖1至圖15結果顯示大里地區和台中地區的空氣中PM₁₀粒子中 SO_4^{2-} 離子比石岡、豐原兩地區之濃度均高，依研究指出B(a)P與SO_x在動物實驗及Ame's test強度有加乘作用，大里地區採樣點為進入工業要道，使該地區的污染物高於其他地區。 SO_4^{2-} 濃度除了為酸雨的代表物質外，它單獨對人類和動植物也會有直接影響，最近的研究更指出SO₂與其他物質會有加乘作用。其代表性的B(a)P本身為致癌性物質，如果與SO₂同時暴露時會使動物的肺癌率明顯增加；另一方面，B(a)P與SO₃⁻²的研究指出，SO₃⁻²隨著濃度的增加，其Ame's test的回復指數也隨之增強，意味有SO₂的存在之下，其動植物的致突變率會增加。因此SO₂的環境污染為將來防治手段所不可欠缺問題。

6.4 硝酸根離子(NO_3^-)濃度之比較

NO_x的來源主要由燃燒行為所形成，於都市型態之污染狀況，特別移動性污染源會比固定性污染源為重要。本研究結果由表2及圖1至圖15顯示，空氣中PM₁₀粒子中 NO_3^- 的含量在各採樣點中以87年4月都顯得較高，以台中測站為最高，大里地區的濃度比潭子及台中高出1.5-1.8倍，其可能與工業區交通流量大，道路車輛來往頻繁有關。另外各地區的溫度高低與日照時間和強度也有密切的關係，於環境中容易產生光化學反應，特別Hisamatsu(1986)氏研究指出NO₂與pyrene產生光化學反應後產生二次污染物的Nitro-PAHs立即發生，該衍生污染物具有較強致突變性，以1-nitropyrene在1小時後可達約23%，而具有Super mutation的Dinitropyrene於2小時後約可達

1.5-3.0%不等。因此，環境的衍生污染物濃度和種類也是我們未來要進一步比較探討的。

6.5 PM_{10} 中致癌性相關物質濃度比較

本研究的PAHs對象物質共有五種，其中致癌性化合物為B(k)F、B(a)P、及DB(a, e)P三種，和致癌促進物pyrene，B(ghi)P兩種，然而B(a)P與B(ghi)P兩化合物又具有加乘作用。在化學結構方面DB(ae)P具有6個苯環，其理化性質較為穩定。表3及圖16至圖30顯示86年12月間於潭子的PAHs都比其他地區有偏高的現象，其次為大里和台中。各站濃度變化除了氣象和污染程度外，採樣點的選擇也非常重要，以潭子站位置距道路中心點約25公尺，高度為3層樓高；台中站位置為距道路中心點約有20公尺，高度為3層樓高。大里地區的採樣點其位置為距道路中心點約為80公尺，高度為3層樓高；豐原地點採樣高度和石岡相似，但道路影響甚微。

由表3得知潭子地區確實比大里和台中地區污染嚴重。同時光化學反應後的Nitro-PAHs更值得加以深入研究，對居民的第一階段防癌策略具有意義。圖31至圖33為各測站空氣中PAHs濃度與 PM_{10} 之相關圖，於86年12月期間除了大里站外，其他站的兩者關係都達到 $r=0.80$ 以上，87年4月期間台中測站、石岡測站和潭子測站的關係皆為 $r=0.65$ 以上，87年5月期間只有豐原測站 $r=0.66$ 以上，其他測站的相關性就顯得比較差。Baek[1991]指出，因為 B(a)P 對光化學的穩定性，故通常 B(a)P 被當成 PAHs之指標，更由於又具有致癌物質特性，另外，B(ghi)P的環數多一個，其穩定性更好。因此，以B(ghi)P作為較好指標。

有研究嘗試探討 PAHs 特徵比值以鑑定其污染來源，由於不同燃燒源可能產生不同成份與濃度之PAHs，藉由各項 PAHs 成份與穩定成份之比值，尋求辨識各種燃燒源之排放比例。Masclat[1986]整理各種PAHs成份特徵比值與排放源型態之關係指出，Pyr/B(a)P界於0.3~0.8者之PAHs主要為住宅熱放源排放所致，Pyr/B(a)P界於2~120為使用汽油交通工具排放所致，Pyr/B(a)P界於50~100為柴油廢

氣排放所致； $Cor/B(a)P = 1.7$ 為交通排放源所致； $B(a)P/B(ghi)P$ 界於 $0.14 \sim 0.6$ 者為焚化爐排氣所致， $B(a)P/B(ghi)P$ 界於 $0.65 \sim 1.7$ 者為石油煉製廠排放所致， $B(a)P/B(ghi)P$ 界於 $0.9 \sim 7.0$ 為燃煤電廠排放所致，此外並可由 $B(a)P/B(ghi)P$ 比值來確認交通污染源與住宅熱源排放PAHs之比例。Yang[1991]研究亦指出， $Pyr/B(a)P$ 界於 $7 \sim 24$ 者為汽油車排放廢氣所致， $Pyr/B(a)P$ 界於 $50 \sim 90$ 為汽油貨車排放廢氣所致， $Pyr/B(a)P$ 界於 $1 \sim 50$ 為柴油車排放廢氣所致， $Pyr/B(a)P$ 界於 $0.1 \sim 3$ 為一般大氣環境濃度水準， $Pyr/B(a)P$ 大於 1 為受污染大氣環境濃度水準，界於 $0.2 \sim 0.5$ 為汽油車排放廢氣所致， $B(a)P/B(ghi)P$ 大於 1 為燃煤排放廢氣所致。

另外關於PAHs污染源探討，由Sawicki(1962年)等人的報告 $B(a)P/B(ghi)P$ 濃度比值小於 0.6 時，另外郭氏等(1991年) $Pyrene/B(ghi)P$ 濃度比值小於 0.25 時，其污染原係屬於移動性污染源。由表4顯示各地區之各期間的 $B(a)P/B(ghi)P$ 和 $Pyrene/B(ghi)P$ 的濃度皆約等於或小於上述之比值。因此各地區的PAHs污染源為移動性，這與實際現場狀況相當吻合。

6.6 在台中縣各個採樣點的型態比較

由於本次研究結果顯示，本次研究設計中的採樣點大里和潭子皆位於工業區的管理中心，為交通要道，車輛來往出入頻繁。而台中採樣點位於市中心，詳見下表。依表1至表3顯示：台中、潭子和大里之間 PM_{10} 中 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 及粉塵濃度差距不大。豐原採樣點位於住宅和商業混合區，石岡則屬於郊區，兩點之間的 PM_{10} 中 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 及粉塵濃度，石岡比豐原小一些，但是差距不大，可能是豐原市環保署在空污稅的實施下對於街道的保養維護較佳，產生的道路灰塵較少。相對的前者工業區和市中心與後者商業住宅區和郊區比較，前者的 PM_{10} 中 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 及粉塵濃度要比後者大很多，顯示還是有工業區及住宅區之區隔。本研究五個地區分別屬於工業和郊區和為主的城市， PM_{10} 中 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 及粉塵濃度比為 $1 \sim 2$ 倍，與國外文獻中， SO_x 、 NO_x 與粉塵

濃度，工業區與郊區為7-13倍之比值，可看出台灣地區城市差距縮短。故其間的差異有待計畫完成後再做進一步的分析探討。

各個採樣點的型態和地點現況比較表

採樣點	型態	地點現況
豐原站	住商區	設於台中縣環保局頂樓(4樓)，為市中心代表，鄰近同時有環保署監測站
石岡站	住宅區	設於石岡鄉公所頂樓(3樓)上，位於該鄉中心處
潭子站	交通區	設於潭子加工區環保站頂樓(4樓)，位於台中至豐原的交通要道旁，距道路中心約25公尺
大里站	工業區	設於工業區管理中心頂樓(3樓)，位於進出工業區的主要到路旁

6.7 5種PAHs與 PM_{10} 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 之相關關係

空氣中PAHs存有數十近百種類和濃度甚微之量，在分析方法上欲將全部無遺分析出來是相當困難的。因此代表性PAH的選擇是必要的。本次所選擇PAH共有5種，特別B(ghi)P和B(a)P具有加強作用。

表5為5種PAHs空氣浮游粒子濃度之間的相關情形。由表中看出這5種PAHs彼此之間的相關性良好，其相關係數(r)均有良好的水準，尤其是B(a)P與B(k)F，B(a)P與B(ghi)P，B(k)F與B(ghi)P之相關數分別高達0.8，0.9(5月除外)和0.7。所以短期或長期的針對環境污染現況評估下，該些代表化合物確實具有其實質意義。

本調查除了嘗試了解PAH對本縣的污染程度外，同時更關心污染物對縣民的健康影響探討。因此，將總PAH與 PM_{10} 、 NO_3^- 和 SO_4^{2-} 做相關性的探討。

表6顯示在PAH與 PM_{10} 方面，當PAH與 PM_{10} 具有相關時，亦為空氣中 PM_{10} 程度越高時，懸浮微粒隨著呼吸進入肺部會越多。另外，

PAH 與 NO_3^- 之存在會因為 NO_x 的含量而容易與 PAH 產生光化學反應，進而生成硝基 PAH 之強致癌衍生物，對環境造成更大衝擊。而 SO_4^{2-} 的來源主要由 SO_2 的轉變而來， SO_2 在文獻中已經明確指出該氣體為促進性致癌物，所以 PAH 與 SO_4^{2-} 如具有良好的相關性時，對身體健康會較有潛在性危害。

因此，由表 6 所示，PAH 與 PM_{10} 和 NO_3^- 之相關係數大致會具有相關性，尤其潭子站於 86 年 12 月和 87 年 4 月最為明顯，其他二次亦有相關類似，而 PAH 總量也是較高地區，這與加工區裡有工廠鍋爐和其位於交通要道具有相關。豐原測站以 86 年 12 月年也有相當關係，表中的星星號標示 t-test 為統計計算，當一個標示代表 p 值小於 0.01 為兩者具有相關，二個標示代表 p 值小於 0.001 為兩者極顯著相關，在此次所調查的 PAH 和 PM_{10} 兩者關係大部分都具有關係。

表 7、表 8 和表 9 顯示以豐原站 pyrene、B(k)F、B(a)P、B(ghi)P 個別與 PM_{10} 、 SO_4^{2-} 和 NO_3^- 做比較之結果。3 種 PAHs 與 PM_{10} 、 SO_4^{2-} 和 NO_3^- 於各次的相關各不一，其原因有待往後的樣品數再增加後，做更進一步的探討。

於本計畫的研究大致可將四個採樣站做一推估，住宅區的石岡站的 PAHs 和 SO_4^{2-} 濃度含量較低，但 NO_3^- 大致與其他地區相似，主要以移動性污染源為主。住商區和大里區屬於中度污染程度。而此次的交通區的潭子屬於較高污染，並且 SO_4^{2-} 也相對增加，對往後的研究值得更加注意。

6.8 本計畫採樣數據與環保署監測資料之比較

圖 34 顯示出於 87 年 12 月期間與環保署自動監測站(相距約 30~40 公尺)的數據做比較，其相關性達到 $r=0.9635$ 之良好相關，顯示本次所設置之採樣點具有可信度。採樣期間豐原測站之主要風向以北偏東風為主，至於平均風速則以沿海之沙鹿站最高，平均達 2.1 m/sec，平均氣溫為 14.9°C。為確保採樣數據之可信度，採樣流量校正及濾紙稱重管制外，豐原測站於 87 年 12 月採樣期間之 PM_{10} 採樣結果與環保署測站之平行監測資料進行比較之相關係數(r 值)其

結果如圖三十四所示為 0.9635，其他 NO_3^- 與平行監測站 NO_x 和 SO_4^{2-} 與平行監測站 SO_2 之相關係數(r 值)各為 0.5246 和 0.8835。顯示本計畫之採樣結果與環保署之監測數據應共有相當良好之區域代表性。

七. 結論與建議

1. 依本次調查結果豐原市的PM₁₀的幾何平均值為24.89 ug/m³的濃度與80年度相同時期比較，80年度所採集為總懸浮微粒子為132ug/m³，以PM₁₀與TSP之比值為50%計算時為66 ug/m³濃度之下，現今的空氣品質已有改善有較好趨勢，但期盼建請有關單位持續加強控制和管制以維護國民健康。
2. 依本調查結果顯示，大里和潭子測站空氣中硫酸根離子(SO₄²⁻)都比其他地區偏高，建請有關單位針對固定源的脫硫設備，以及油品中含硫量的降低應持續加強管制。
3. 依本調查結果顯示，硝酸根離子(NO₃⁻)濃度各測站之值大致一樣，這與都市型態無明確分離之因，為著維持現今空氣品質，建請有關單位儘早規劃大眾捷運系統以減少移動性污染源。
4. 依本調查結果顯示，PAHs濃度雖然各測站有微差異，以潭子測站的BghiP濃度較高，此物質穩定性較高，因此，該地區顯示PAHs受到污染程度較明顯，同時SO₄²⁻濃度也相對偏高，故此地區長期暴露情況，對該區的健康影響可能較有潛在性危害，往後更值得加以研究。
5. 本次調查結果顯示PAHs的濃度與其他區域沒有太大差異，但具有超級致突變性物質的Nitro-PAHs污染現況應儘早調查研究。
6. 往後研究如將即時氣象監控納入研究中，可以提高研究的準確性，但須注意氣象資料的適用範圍為監控點半徑500公尺內。
7. PAHs的產生都由燃燒行為和石化業所致，因此，空氣中的PAHs的抑制應從汽機車管制外，露天燃燒同樣也應管控。
8. 豐原測站於87年12月採樣期間之PM₁₀採樣結果與環保署測站之平行監測資料進行比較之相關係數(r值)其結果為0.9635，顯示本計畫之採樣結果與環保署之監測數據應共有相當良好之區域代表性。

八. 參考文獻

1. IARC. Polynuclear Aromatic Compound, Part I Chemical Environmental and Experimental Data, In Monographs on the Evaluated the Carcinogenic Risk of Chemicals to Human. Vol. 32, Lyon ; International Agency for Risk on Cancer, 1983.
2. S. H. Gharaibeh; m. a: Aburijieie and A. A. Hunaiti, 1988 Bull. Environ. Contaim. Toxicol. 41:449
3. Obana H. ;Hori S. ;Nishimune T., EISEI KAGAKU, 35(5) 322-327 (1989)
4. Richard M. Kamens, Fan Zhi-ifua, Yilin Tao, Danhua Chen, Shufer Chen and Matti; Vartiainer Chemosphere, Vol 28 No. 9 ppl623-1632 1994
5. 河合昭宏, 後藤純雄, 鹽崎卓哉, 松下秀鶴, 大氣汚染協會誌, 18, 496-507 (1981)
6. Anthony Pipple. Formation Metabolism and Mechanism Action Polycyclic Aromatic Hydrocabrons. Cancer Res(Suppe) 1983; 43: 24223-24253
7. Lee, M. L., Vassilaros, D. L., White C. M. and Novotony M. (1981), "Analytical Chemistry of Polycyclic Aromatic Compounds", Acadenuc Press, New York. Masclet, P., Mouvier, G., and Nikolaou, K. (1986) "Relative Decay Index and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons", Atmos. Environ., Vol. 20, pp. 439 ~ 445.
8. Grimmer, G. "Environmental Carcinogens: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons" CRC Press Inc. 1983.
9. Josephson, J. (1984), "Polynuclear Aromatic Hydrocarbons", Environ. Sci. Technol., Vol. 18, pp. 93A~95A.

10. Katz M. and Chan C. (1980), "Comparative Distribution of Eight Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Airborne Particulates Collected by Conventional High-Volume Sampling and by Size Fractionation", *Environ. Sci. Technol.* Vol.7, pp. 838 ~ 843.
11. Tuominen, J., Salomaa, S., Pyysalo, H., Skytta, E., Tikkanen, L., Nurmela, T., Sorsa, M., Pohjola, V., Sauri, M. and Himberg, K. (1988), "Polynuclear Aromatic Compounds and Genotoxicity in Particulate and Vapor Phases of Ambient Air : Effect of Traffic, Season, and Meteorological Conditions", *Environ. Sci. Technol.*, Vol.22, pp. 1228~1234.
12. Masclet, P., Mouvier, G., and Nikolaou, K. (1986)"Relative Decay Index and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons", *Atoms. Environ.*, Vol.20, 99.439-445.
13. Morselli, L., Zappoli, S. (1988), "PAH Determination in Samples of Environmental Interest", *The Science of the Total Environment*, Vol.73, No.3, pp.257~ 266.
14. Ramdahl, T. and Bjorseth, A. (1985) "Sources and Emissions of PAH", *Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*, Marcel Dekker, INC. New York.
15. Beak, S., Field, R., Gladstone, M., Kirk, P., Lester, J. and Ferry, R. (1991), "A Review of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Sources, Fates, and Behavior", *Water, Air and Soil Pollution*, Vol.60, pp.279~300.
16. Yang, S., D. Connell, D. Hawker, and S. Kayal(1991), "Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Air, Soil and Vegetation in the Vicinity of an Urban Roadway", *The Science of the Total Environment*, Vol. 102, pp.229-240.
17. Greenberg, A., Farack, F., Harkov, R., Lieu, P and Daisey,

- J. (1985), "Polycyclic aromatic hydrocarbons in New Jersey: a comparison of winter and summer concentrations over a two-year period", *Atmos. Environ.* Vol. 19, pp. 1325-1339.
18. Kamens, R., Zhishi, G., Fulcher, J. and Bell, D. (1988), "Influence of Humidity, Sunlight, and Temperature on the Daytime Decay of Polyaromatic Hydrocarbons on Atmospheric Soot Particles", *Environ. Sci. Technol.*, Vol.22, pp.103 ~ 109.
19. Daisey, J., Cheney, J. and Liroy, P. (1986), "Profiles of Organic Particulate Emissions from Air Pollution Sources: Status and Needs for Receptor Source Apportionment Modeling", *J. of the APCA*, Vol.36, pp.17 ~ 33.
20. 行政院環保署:國家環境空氣品質標準 V:硫氧化物及懸浮微粒
EPA-78-002-28-100.
21. Henry C.Perkins;Airpollution, 空氣污染學 科技圖書股份有限公司.
22. Environmental Chemistry Fifth Edition, Stanley E. Man\ uahen:p269-290 眾光文化事業有限公司.
23. 笠康三紀夫:粒子狀物質對大氣污染問題, 大氣污染學會誌, pp55-56, 第27卷, 第4號 1992.
24. C-T Kuo:Studies on development of highly sensitive and simple analytical methods for carcinogens in airborne particulates and on some application to environmental analysis,(1989).
25. 何啟功;工業性氣體健康危害-二硫化碳、氮氣, 環境職業醫學會訊第一卷第三期 1995. 3. pp8-9.
26. 姚志其·陳秉衡;環境衛生學, 人民衛生出版社. p63-64. 1992.
27. 姜善鑫;環境教育·全國環境變遷。第16.17期 ppl-13, p31-39.
28. Kitada-T, Lee-Pcs:Numerical modeling of long-Range trans-

port of acidic species in association with mesobeta-Convective-Clouds. Across the Japan Sea resulting in acid snows over coasta Japan. 2. Results and discussion atmospheric environmental Part A-General Topics Vol. 27:p 1077-1090. 1993.

29. 魏玉麟、周慧菁, 「均勻溫度下雙溶劑焚化之破壞去除率及 PAHs 排放」, 第十一屆空氣污染控制技術研討會論文集, pp. 57-64(1994)。
30. Menzie, C. A., B. B. Potoki and Joseph Santodonato, "Exposure to Carcinogenic PAHs in the Environment", Environ. Sci. Techol., 26(7), pp. 1278-1284(1992)。
31. Wild, S. R. et al., "Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Crops from Long-Tem Filed Experiments Amended with Sewage Sludge", Environmental Pollution, 76, pp. 25-32(1992)。
32. Benfenati, E. et al "PCDD, PCDF, PCB, PAH, Cadmium and Lead in Roadside Soil: Relationship Between Road Distance and Concentration", Chempere, 24(8), pp. 1077-1083(1992)。
33. Smith, J. N. and E. M. Levy, "Geochronoloy for Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Contamination in Sediments of Saguenay Fjord", Environ, Sci. Techol, 24(6), pp. 874-879(1990)。
34. 厲暑光、潘定華、汪國雄, 「食油及其加熱過程中的 BaP、DbA 含量分析」, 上海環境科學, 10(9), pp. 35-36(1991)。
35. Bjoeth, A. and T. Ramadh1, "Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons", 2 Marcel Dekker, Inc., New York(1985)。
36. Wang, P. et al, " Determination of Polpyclie Aromatic Hydrocarbons in Aiborne Particulate by High Performance Liquid Chromatograph", J Chin. Chem Soc, 35. pp13-21(1988)。

37. 蔣本基，李士弘，江右君，「北台灣地區空氣中多環芳香羣來源之鑑定與分析」，第十一屆空氣污染控制技術研討會論文集，pp. 654-663(1994)。
38. 李慧梅、湯鴻志、葉松源，「都市大氣環境中多環芳香族碳氫化合物反應性及其固氣相間分佈模式之研究」，第八屆空氣污染控制技術研討會論文集，pp. 487-496(1991)。
39. 蔡俊鴻、林守堂、彭炳樺，「都會區大氣環境中 PAHs 濃度分佈與影響分析」，第九屆空氣污染控制技術研討會論文集(1992)。
40. 郭錦堂，「台中地區空氣粉塵粒子中多環芳香羣化合物分析」，第六屆環境分析化學研討會論文集，pp. 168(1992)。
41. 賴清正、方國權、陳銘宏、王琳麒、蔡明良、洪明吉，「台灣中部地區大氣中多環芳香羣化合物之特徵」，第十三屆空氣污染控制技術研討會論文集，pp. 611-617(1996)。
42. 蔡俊鴻，「灣裡地區大氣環境中多環芳香族碳氫化合物污染之研究」，NSC81-0140-E-0062-28(1992)。
43. 古進全等，「石化區及都會區大氣中多環芳香族化合物特性之研究」，第十屆空氣污染控制技術研討會論文集，pp. 373-380(1993)。
44. 陳瑞仁、廖世瑚、簡維政，「大氣中多環芳香羣化合物與微粒上碳含量之探討」，第十三屆空氣污染控制技術研討會論文集，pp. 705-712(1996)。
45. 江長陵，「多環芳香族羣在大氣中固氣相分佈模式之研究」，國立台灣大學環境工程學研究所碩士論文(1989)。
46. Wei, Y. H., "Mutagenicity and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons of Airborne Particulate Extracts from Taipei Metropolitan Area", 第六屆分析化學研討會論文集，pp. 379(1992)。
47. 李揮，郭崇義，「台灣都會區特有之移動性污染源排放物毒性研究：機車排放物專案研究計畫」行政院環境保護署 EPA-86-

FA44-09-31

48. 李經民, 張寶源, 「大氣中 PAHs 氣固相分佈與溫濕度效應之研究」, 第十四屆空氣污染控制技術研討會論文集, pp. 409-415, (1997).
49. Preston, A. R. et al., "PAH/Lead Relationships—A possible Tool for the Assessment of Anthropogenic Influence on Marine Aerosols", *Marine Pollution Bulletin*, 24(3), pp. 164-166(1992).

表1 空氣中浮游粉塵濃度比較

地區	時間*	空氣中浮游粉塵濃度(ug/M ³)						
		算數			幾何			
		樣本數	最大值	最小值	平均值	標準偏差	平均值	標準偏差
台中	86年12月	7	120.03	39.09	62.22	29.06	57.62	1.50
	87年04月	7	53.35	29.15	43.77	12.42	42.15	1.35
	87年05月	7	60.01	37.41	47.11	9.04	46.37	1.21
大里	86年12月	7	126.14	36.17	22.69	30.84	63.01	1.53
	87年04月	6	45.75	20.00	32.93	8.49	31.96	1.33
	87年05月	7	51.22	27.01	37.69	9.84	36.57	1.31
豐原	86年12月	7	58.05	9.59	28.25	15.45	24.89	1.74
	87年04月	7	80.97	26.64	47.18	44.28	19.28	1.43
	87年05月	6	67.49	19.37	46.18	17.74	42.73	1.58
石岡	86年12月	7	73.17	19.20	34.70	19.93	30.94	1.63
	87年04月	7	64.88	18.82	37.73	17.23	34.41	1.55
	87年05月	7	74.36	20.07	35.58	18.27	32.55	1.54
潭子	86年12月	7	102.31	16.02	53.35	29.60	46.12	1.84
	87年04月	7	83.36	32.42	48.54	18.22	46.21	1.42
	87年05月	7	53.72	29.15	41.50	9.49	40.50	1.28

*: 第一階段採樣時間為86年12月09~15日。
 第二階段採樣時間為87年04月08~14日。
 第一階段採樣時間為87年05月11~17日。

表 2 空氣中及粉塵中硫酸根離子和硝酸根離子濃度比較

地區	時間*	粉塵濃度 ug/M ³	SO ₄ ²⁻		NO ₃ ⁻	
			air ug/M ³	dust mg/g	air ug/M ³	dust mg/g
台中	86年12月	57.62	9.73	173.89	4.57	79.35
	87年04月	42.15	2.77	65.83	26.21	137.38
	87年05月	46.37	22.10	476.56	5.27	113.74
大里	86年12月	63.01	10.14	161.00	5.17	82.00
	87年04月	31.96	2.57	77.39	15.54	164.14
	87年05月	36.57	23.37	638.88	7.61	207.99
豐原	86年12月	24.89	5.29	212.58	2.55	102.37
	87年04月	19.28	3.85	87.94	16.44	165.47
	87年05月	42.73	12.85	307.59	9.81	234.66
石岡	86年12月	30.94	5.67	180.05	3.25	103.23
	87年04月	34.41	2.68	76.69	11.81	140.98
	87年05月	32.55	5.12	157.36	5.44	167.10
潭子	86年12月	46.12	9.06	196.49	3.40	73.75
	87年04月	46.21	3.85	75.63	8.86	146.43
	87年05月	40.50	9.33	230.45	7.38	182.32

*: geometric mean.

*: 第一階段採樣時間為 86 年 12 月 09~15 日。

第二階段採樣時間為 87 年 04 月 08~14 日。

第一階段採樣時間為 87 年 05 月 11~17 日。

表3 空氣及粉塵中多環芳烴化合物濃度比較

地區	時間*	pyrene		B(k)F		B(a)P		B(ghi)P		Db(ae)P	
		air	dust	air	dust	air	dust	air	dust	air	dust
		ng/M ³	ug/g	ng/M ³	ug/g	ng/M ³	ug/g	ng/M ³	ug/g	ng/M ³	ug/g
台中	86年12月	1.05	20.52	1.50	29.35	1.93	39.74	4.40	86.23	0.58	11.34
	87年04月	0.33	7.85	2.25	53.48	1.27	30.19	2.62	62.19	0.24	5.67
	87年05月	0.46	9.93	1.72	37.15	1.33	28.59	3.08	66.35	0.30	6.55
大里	86年12月	1.11	17.58	1.78	28.21	2.44	38.78	4.49	71.19	0.91	14.38
	87年04月	0.29	8.65	1.90	57.00	0.81	24.31	1.55	47.25	0.22	6.60
	87年05月	0.38	10.36	2.70	73.82	1.17	32.10	3.23	80.14	0.26	7.15
豐原	86年12月	0.42	16.96	0.96	38.52	0.84	33.83	1.50	60.20	0.47	18.87
	87年04月	0.29	6.71	1.67	38.01	1.08	24.55	1.64	37.51	0.15	3.38
	87年05月	0.39	9.37	0.94	22.57	0.65	15.67	0.93	22.28	0.23	5.55
石岡	86年12月	0.39	12.47	0.74	23.57	0.72	22.98	1.49	47.16	0.39	12.27
	87年04月	0.42	11.97	0.53	15.01	0.53	15.06	1.18	33.74	0.11	3.04
	87年05月	0.38	11.66	0.50	15.33	0.36	11.11	1.72	52.89	0.25	7.66
潭子	86年12月	1.20	21.80	2.11	38.29	2.11	54.09	5.01	91.00	0.56	10.10
	87年04月	0.44	10.14	0.97	22.60	0.75	17.51	1.77	41.24	0.41	9.62
	87年05月	0.44	10.92	1.01	24.83	0.90	22.14	4.89	120.72	0.28	6.98

* : geometric mean

* : 第一階段採樣時間為86年12月09~15日。

第二階段採樣時間為87年04月08~14日。

第一階段採樣時間為87年05月11~17日。

表 4 空氣中 B(a)P、pyrene 合 B(ghi)P 之比值

	台中	大里	豐原	石岡	潭子
86 年 12 月					
B(a)P/B(ghi)P	0.46	0.54	0.56	0.49	0.59
pyrene/B(ghi)P	0.24	0.25	0.28	0.26	0.24
87 年 04 月					
B(a)P/B(ghi)P	0.49	0.65	0.65	0.45	0.42
pyrene/B(ghi)P	0.13	0.19	0.18	0.35	0.25
87 年 05 月					
B(a)P/B(ghi)P	0.43	0.40	0.70	0.21	0.18
pyrene/B(ghi)P	0.15	0.13	0.42	0.22	0.09

*: 第一階段採樣時間為 86 年 12 月 09~15 日。
 第二階段採樣時間為 87 年 04 月 08~14 日。
 第一階段採樣時間為 87 年 05 月 11~17 日。

表 5 PAHs & NO₃⁻、SO₄²⁻之相關性

86年12月	pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	Db(ae)P	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
pyrene	1						
B(k)F	0.600	1					
B(a)P	0.705	0.796	1				
B(ghi)P	0.679	0.716	0.879	1			
Db(ae)P	0.580	0.450	0.524	0.622	1		
NO ₃ ⁻	0.225	0.356	0.464	0.439	0.104	1	
SO ₄ ²⁻	0.471	0.378	0.475	0.552	0.360	0.334	1
87年04月	pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	Db(ae)P	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
Pyrene	1						
B(k)F	0.225	1					
B(a)P	0.412	0.804	1				
B(ghi)P	0.367	0.811	0.932	1			
Db(ae)P	0.281	0.318	0.319	0.386	1		
NO ₃ ⁻	0.219	0.406	0.338	0.350	0.351	1	
SO ₄ ²⁻	-0.042	0.154	0.272	0.207	0.036	0.547	1
87年05月	pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	Db(ae)P	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
Pyrene	1						
B(k)F	0.214	1					
B(a)P	0.318	0.789	1				
B(ghi)P	0.578	0.293	0.449	1			
Db(ae)P	0.856	0.262	0.336	0.537	1		
NO ₃ ⁻	0.118	0.067	-0.054	-0.017	0.075	1	
SO ₄ ²⁻	-0.448	0.040	-0.131	-0.372	-0.282	0.128	1

表 6 PM_{10} 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 與 PAH 之相關關係

台中	PAH	PM_{10}	NO_3^-	SO_4^{2-}
86 年 12 月	1	0.8049**	0.8758*	-0.5202
87 年 04 月	1	0.6879**	0.4911	0.9178*
87 年 05 月	1	-0.0058**	-0.0152	-0.7576*
大里	PAH	PM_{10}	NO_3^-	SO_4^{2-}
86 年 12 月	1	0.2320*	0.1207	0.1792
87 年 04 月	1	-0.6552**	0.2547	0.5933
87 年 05 月	1	-0.2644**	0.4613	-0.5937*
豐原	PAH	PM_{10}	NO_3^-	SO_4^{2-}
86 年 12 月	1	0.8802*	0.6815	0.5128
87 年 04 月	1	0.1877**	0.0941	-0.3186
87 年 05 月	1	0.6582*	-0.1605	-0.2922
石岡	PAH	PM_{10}	NO_3^-	SO_4^{2-}
86 年 12 月	1	0.9713*	0.8341	0.0794
87 年 04 月	1	0.6529*	0.7441	0.7885
87 年 05 月	1	-0.1506*	-0.3464	-0.6720
潭子	PAH	PM_{10}	NO_3^-	SO_4^{2-}
86 年 12 月	1	0.8809*	0.8981*	0.5528
87 年 04 月	1	0.7677**	0.4936	0.6560
87 年 05 月	1	-0.4549**	-0.7731	-0.5722

*：表示顯著相關 ($P < 0.01$)

**：表示非常顯著相關 ($P < 0.001$)

表 7 86 年 12 月 PM_{10} 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 與各個 PAH 之相關關係

台中	pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	0.4719	0.9020	0.8697	0.8644	1		
SO_4^{2-}	-0.0105	-0.5454	-0.5910	-0.6272	-0.1792	1	
PM_{10}	0.5542	0.7834	0.7829	0.7379	0.9450	0.0078	1
大里	pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	-0.6025	-0.0140	0.1891	0.2734	1		
SO_4^{2-}	0.2884	-0.5649	0.1810	0.3405	-0.6132	1	
PM_{10}	-0.6411	-0.1455	0.3543	0.3956	0.9728	-0.4549	1
豐原	pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	0.5824	0.7329	0.8710	0.2416	1		
SO_4^{2-}	0.5421	0.4173	0.6064	0.2903	0.6573	1	
PM_{10}	0.7248	0.8741	0.9790	0.4922	0.8796	0.7055	1
石岡	pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	-0.04801	0.8158	0.9156	0.8909	1		
SO_4^{2-}	0.8936	-0.1001	-0.0400	-0.4083	-0.2633	1	
PM_{10}	0.2849	0.9195	0.9867	0.9805	0.9080	0.03487	1
潭子	Pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	-0.2098	0.7242	0.5754	0.5121	1		
SO_4^{2-}	0.1549	0.6243	0.4474	0.4318	0.5664	1	
PM_{10}	0.3669	0.9308	0.9391	0.8776	0.7736	0.5288	1

*：採樣時間為 86 年 12 月 09-15 日

表 8 87 年 04 月 PM_{10} 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 與各個 PAH 之相關關係

台中	pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	-0.2216	0.6106	0.3874	0.5019	1		
SO_4^{2-}	0.2959	0.9010	0.8764	0.9179	0.6961	1	
PM_{10}	0.0732	0.8426	0.6096	0.6422	0.8638	0.8059	1
大里	Pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	0.3794	0.3614	0.2971	0.1120	1		
SO_4^{2-}	0.2391	0.5351	0.6711	0.5658	0.8256	1	
PM_{10}	-0.2531	-0.5701	-0.6287	-0.7086	-0.4933	-0.7621	1
豐原	pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	0.2559	-0.2013	0.3092	0.0878	1		
SO_4^{2-}	-0.0602	-0.7042	-0.0553	-0.3483	0.6092	1	
PM_{10}	0.1677	0.0235	0.2688	0.2920	-0.0193	-0.1652	1
石岡	pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	0.6778	0.7221	0.7890	0.6200	1		
SO_4^{2-}	0.9115	0.8983	0.8683	0.5685	0.9045	1	
PM_{10}	0.8576	0.7954	0.7192	0.4391	0.8362	0.9285	1
潭子	Pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	0.4804	0.4601	0.4241	0.4909	1		
SO_4^{2-}	0.6301	0.6729	0.5145	0.6985	0.4879	1	
PM_{10}	0.7368	0.8090	0.6570	0.7922	0.4459	0.9498	1

*：採樣時間為 87 年 04 月 08-14 日

表 9 87 年 05 月 PM_{10} 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 與各個 PAH 之相關關係

台中	pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	0.2211	-0.0631	0.0992	-0.1387	1		
SO_4^{2-}	-0.6619	-0.6413	-0.7904	-0.7571	0.3357	1	
PM_{10}	0.0094	0.2636	-0.1434	-0.0766	0.4775	0.4669	1
大里	pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	0.5323	0.1188	0.2588	0.6030	1		
SO_4^{2-}	0.1379	-0.5415	-0.3321	-0.5640	0.2036	1	
PM_{10}	0.5146	-0.0758	-0.07324	-0.4276	0.0934	0.7447	1
豐原	pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	0.3841	0.05333	0.0023	-0.4198	1		
SO_4^{2-}	0.2735	-0.1391	0.1254	-0.6848	0.8144	1	
PM_{10}	0.9470	0.7683	0.7915	0.2722	0.5760	0.5077	1
石岡	pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	0.4661	-0.1112	-0.3368	-0.2594	1		
SO_4^{2-}	0.3749	-0.6947	-0.9343	-0.4358	0.3361	1	
PM_{10}	0.9239	0.0985	-0.5158	-0.0855	0.1730	0.4704	1
潭子	Pyrene	B(k)F	B(a)P	B(ghi)P	NO_3^-	SO_4^{2-}	PM_{10}
NO_3^-	-0.4337	-0.6241	-0.6175	-0.7728	1		
SO_4^{2-}	-0.6604	-0.3491	-0.2509	-0.6077	0.6551	1	
PM_{10}	-0.4269	-0.3680	-0.4121	-0.4387	0.3124	0.4080	1

*：採樣時間為 87 年 05 月 11-17 日

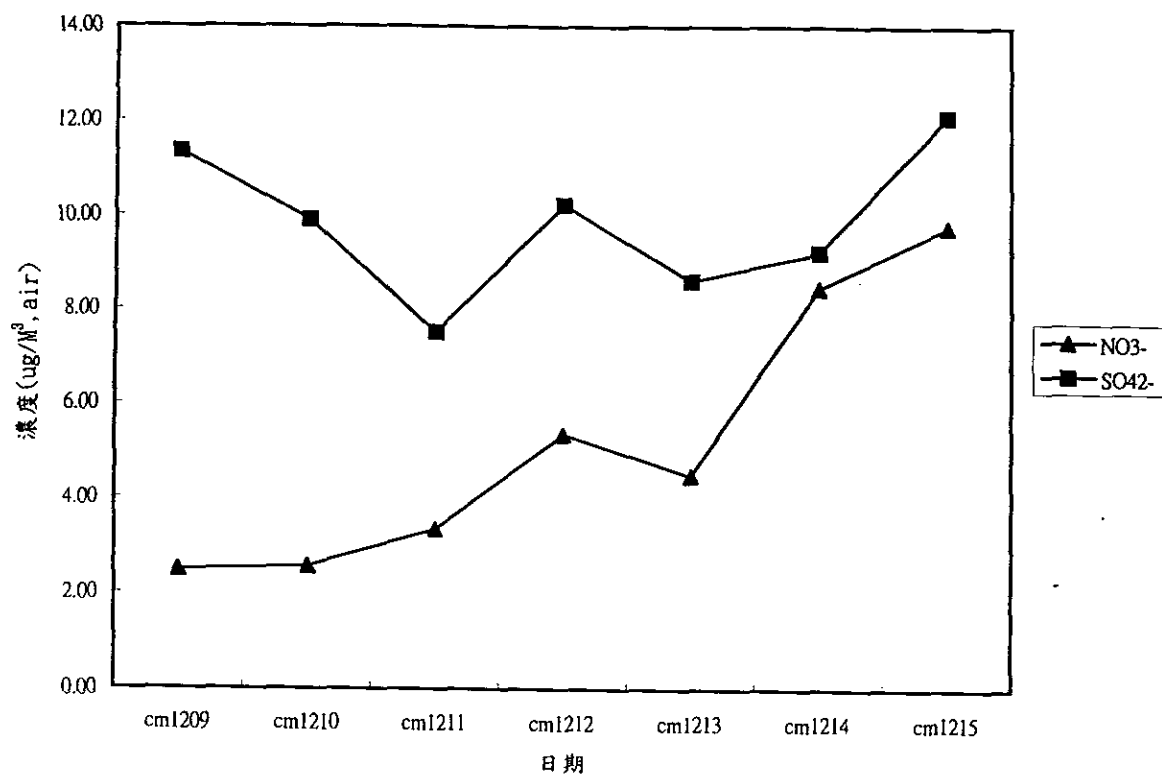


圖1 台中地區86年12月空氣中SO₄²⁻與NO₃⁻濃度之變化

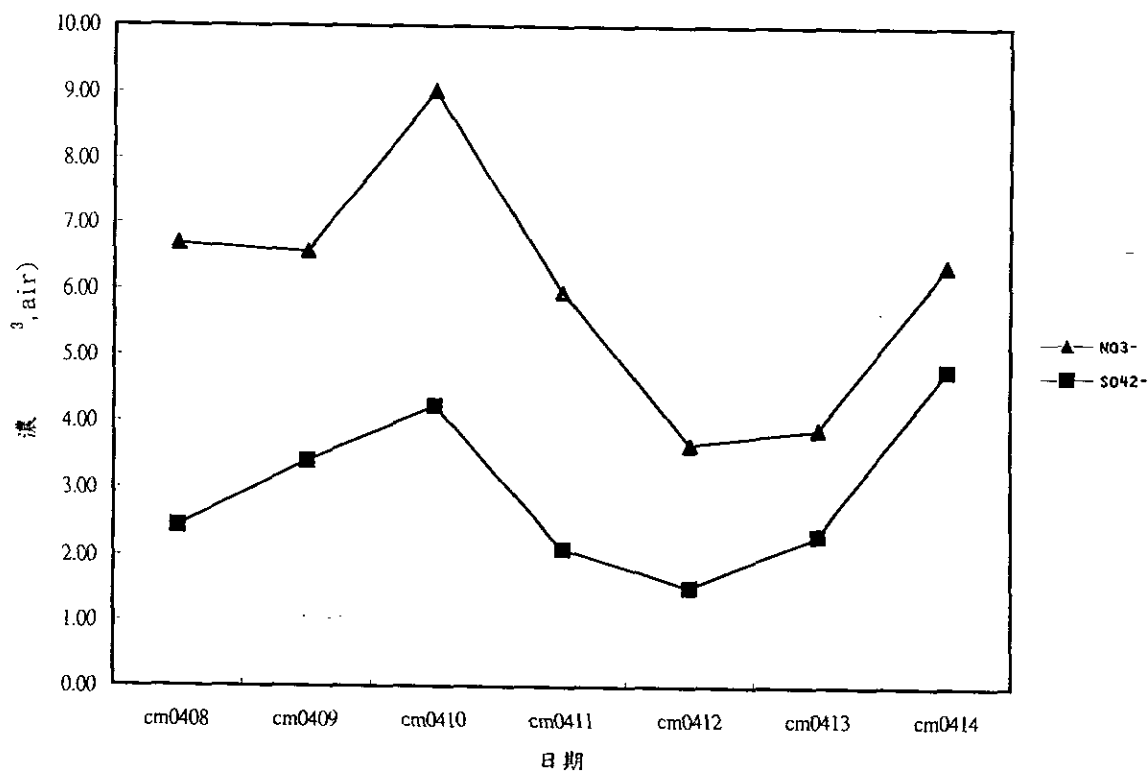


圖2 台中地區87年04月空氣中SO₄²⁻與NO₃⁻濃度之變化

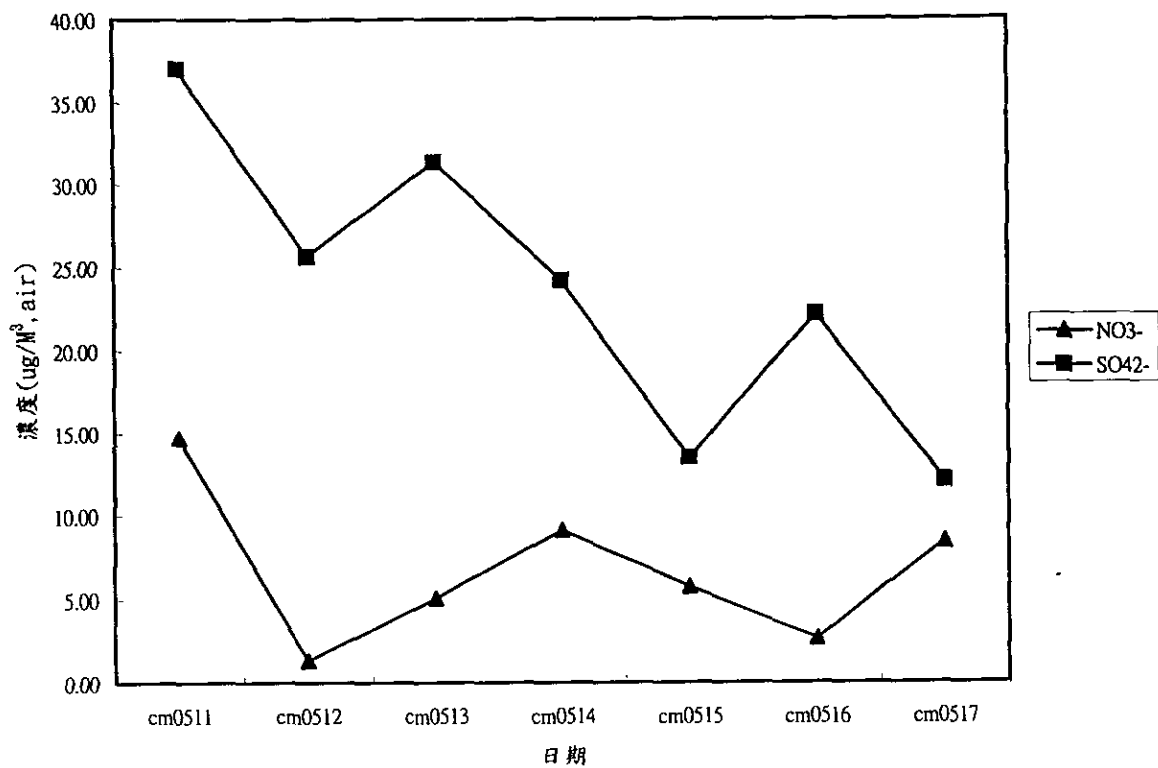


圖3 台中地區87年05月空氣中SO₄²⁻與NO₃⁻濃度之變化

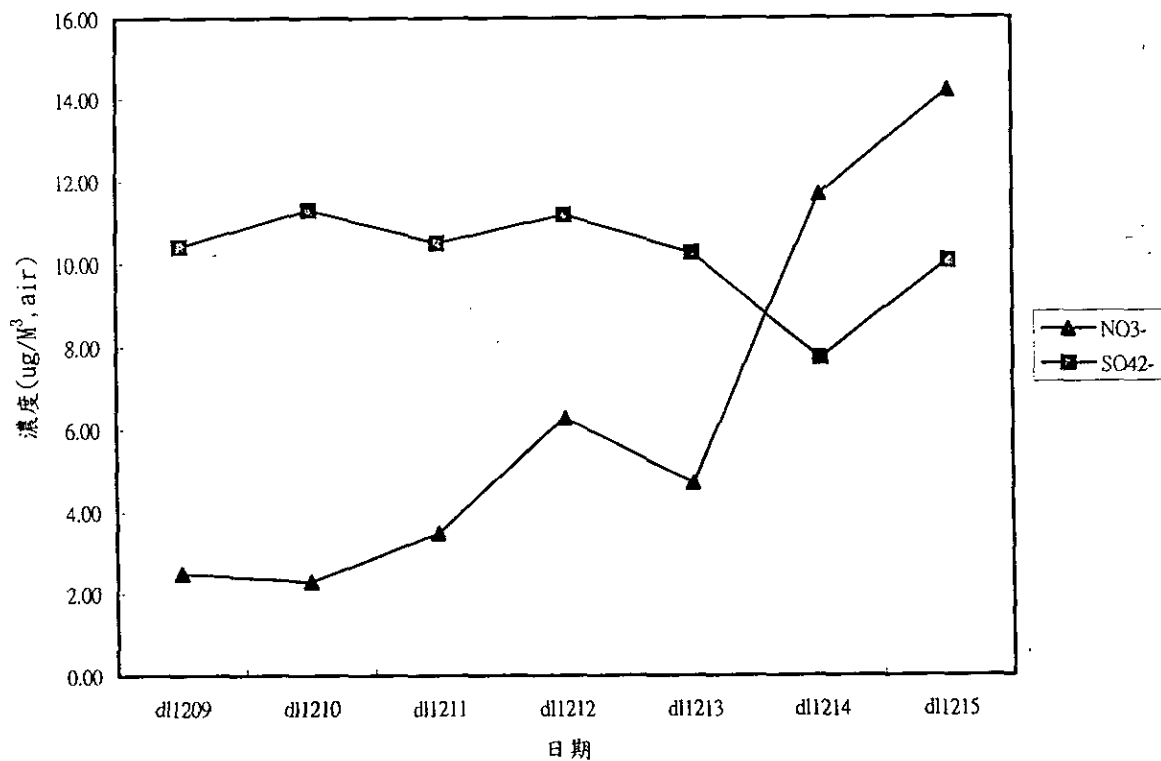


圖4 大里地區86年12月空氣中SO₄²⁻與NO₃⁻濃度之變化

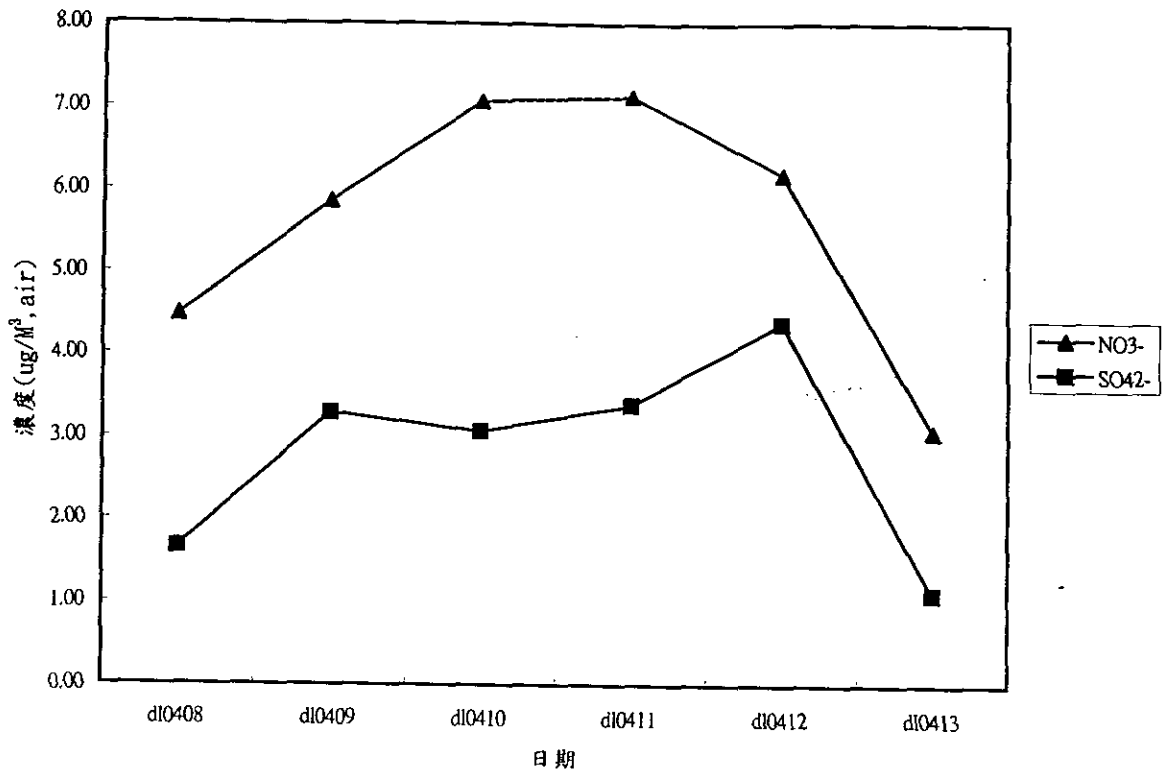


圖5 大里地區87年04月空氣中SO₄²⁻與NO₃⁻濃度之變化

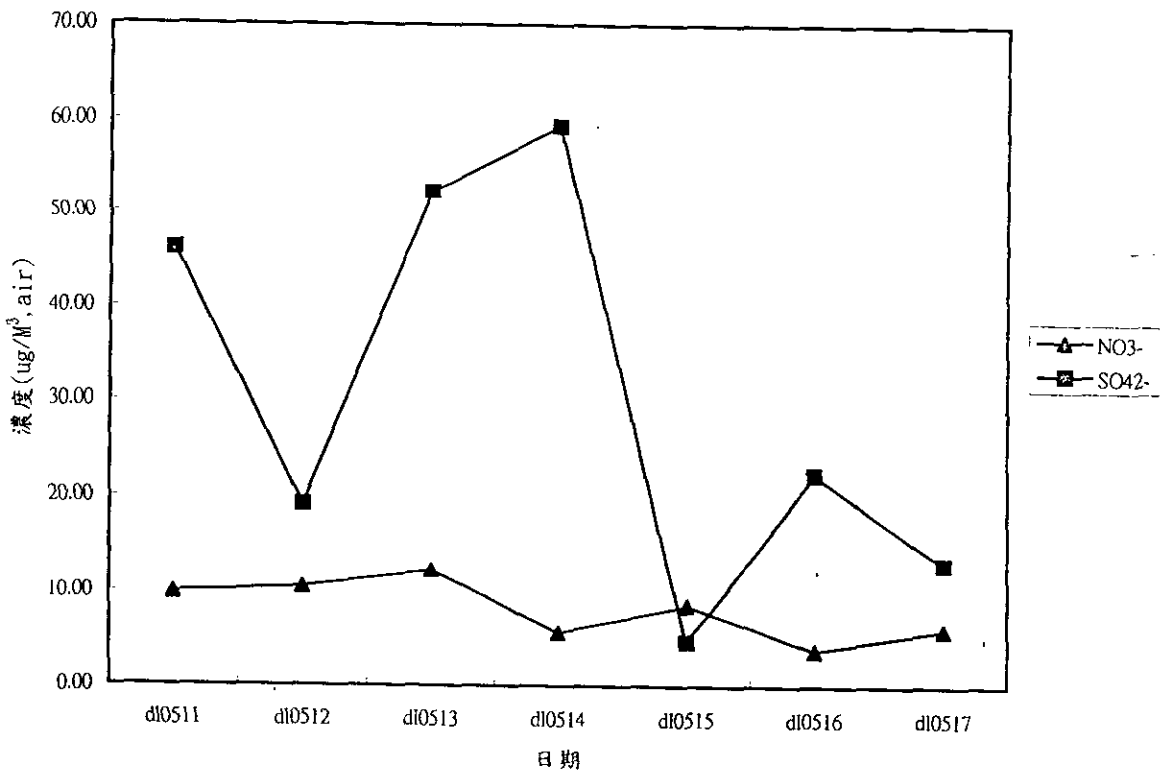


圖6 大里地區87年05月空氣中SO₄²⁻與NO₃⁻濃度之變化

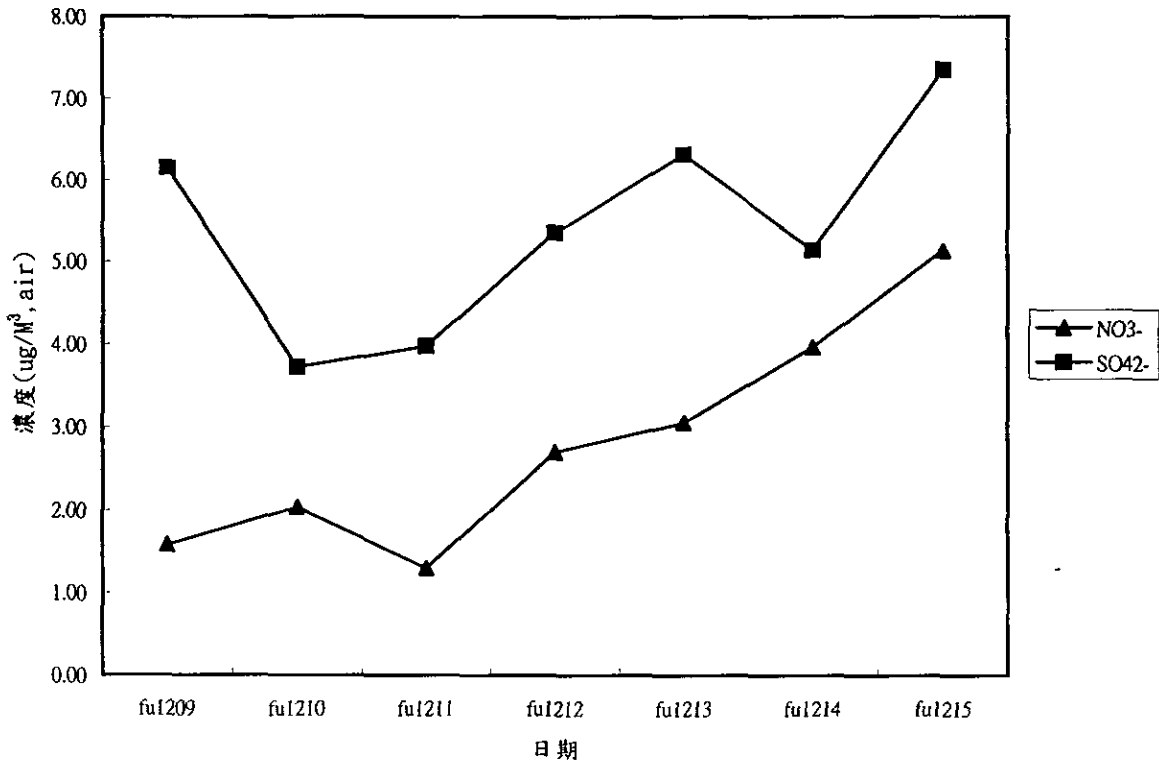


圖7 豐原地區86年12月空氣中SO₄²⁻與NO₃⁻濃度之變化

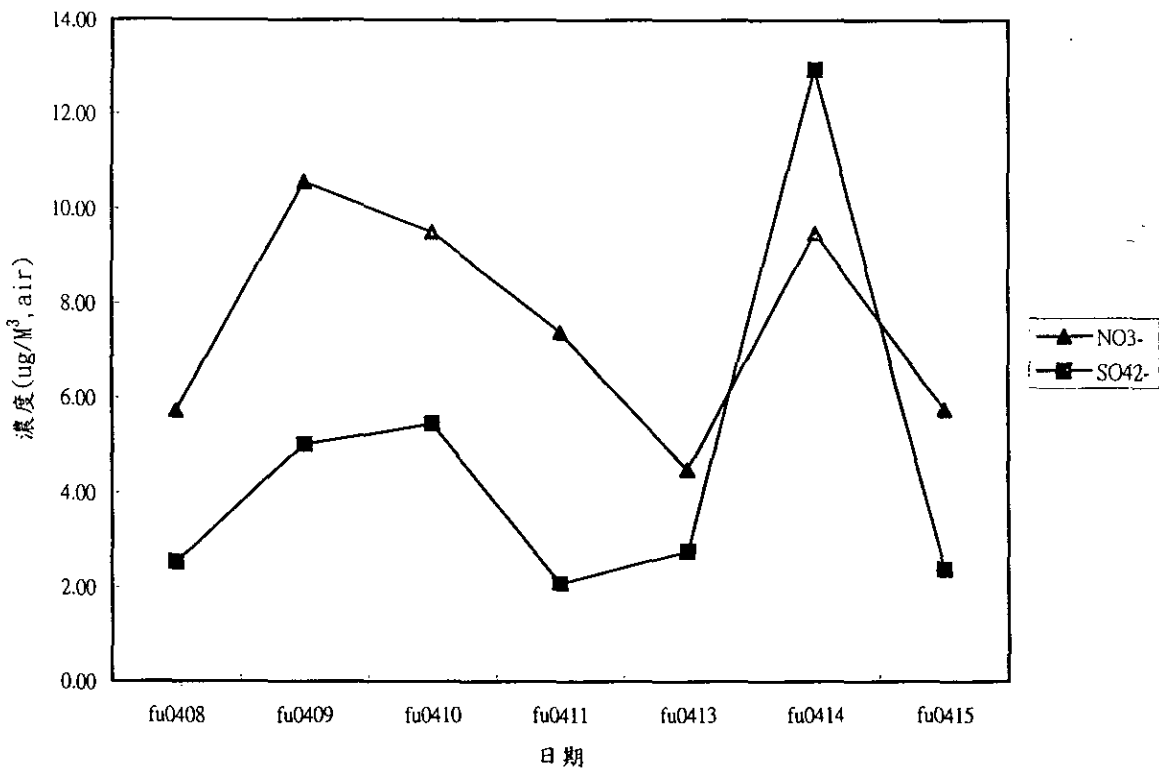


圖8 豐原地區87年04月空氣中SO₄²⁻與NO₃⁻濃度之變化

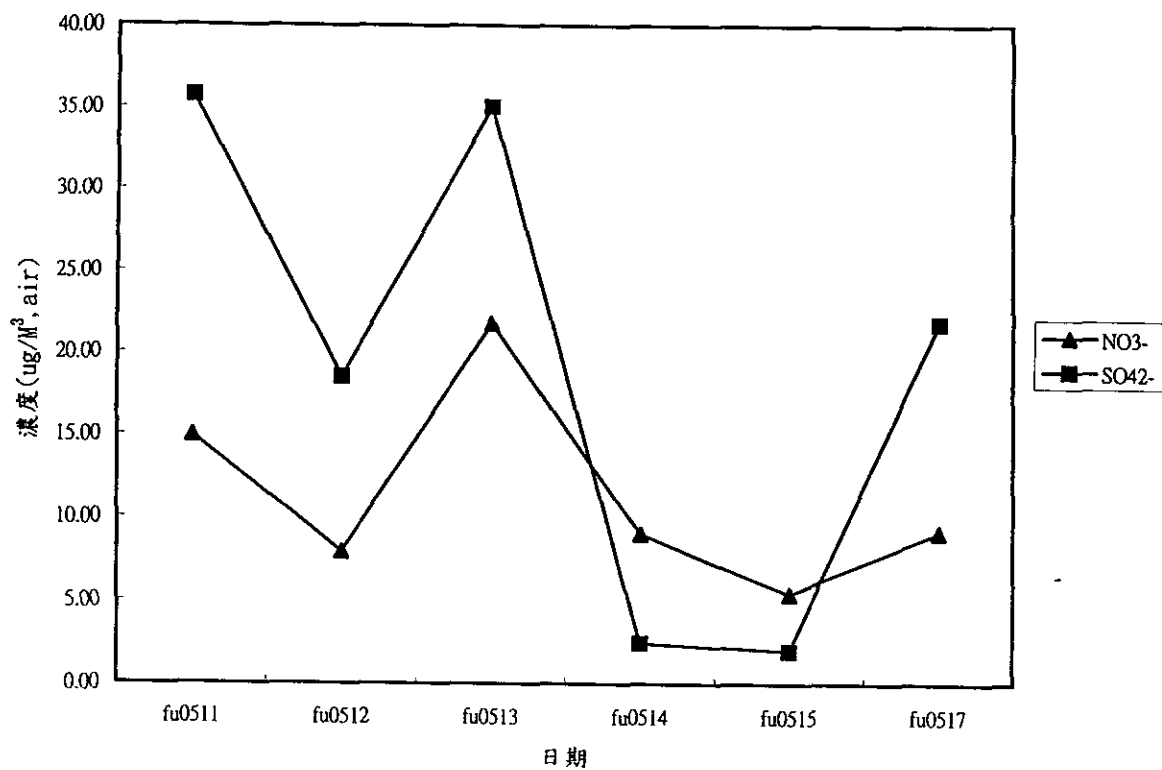


圖9 豐原地區87年05月空氣中SO₄²⁻與NO₃⁻濃度之變化

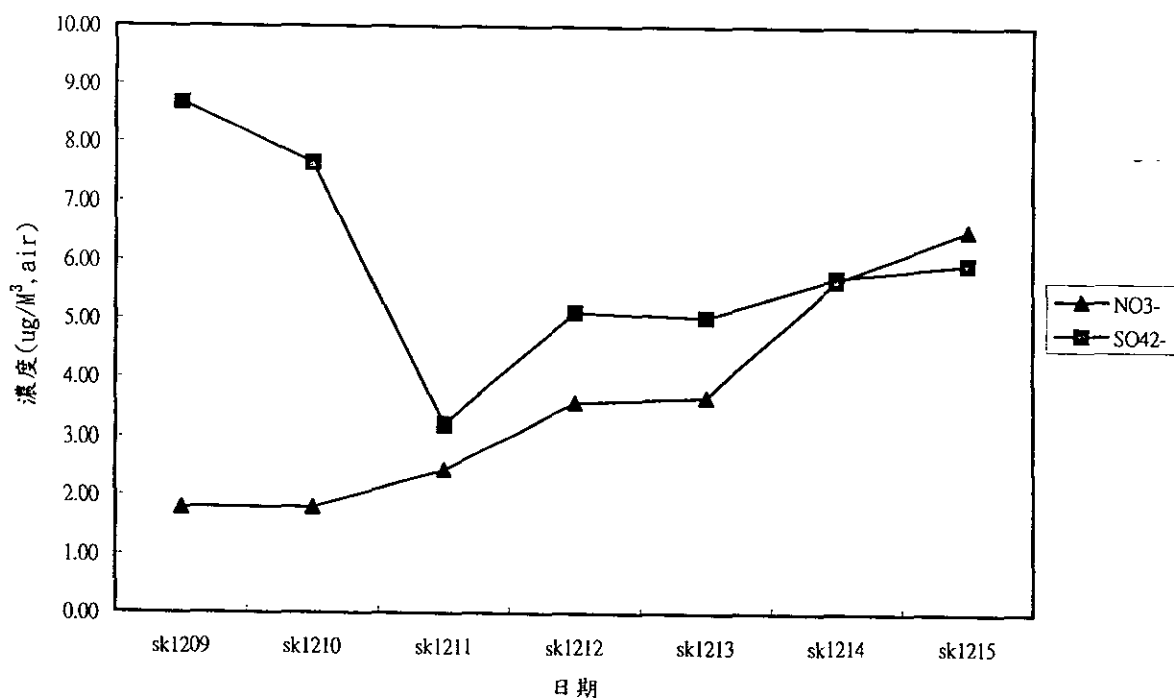


圖10 石岡地區86年12月空氣中SO₄²⁻與NO₃⁻濃度之變化

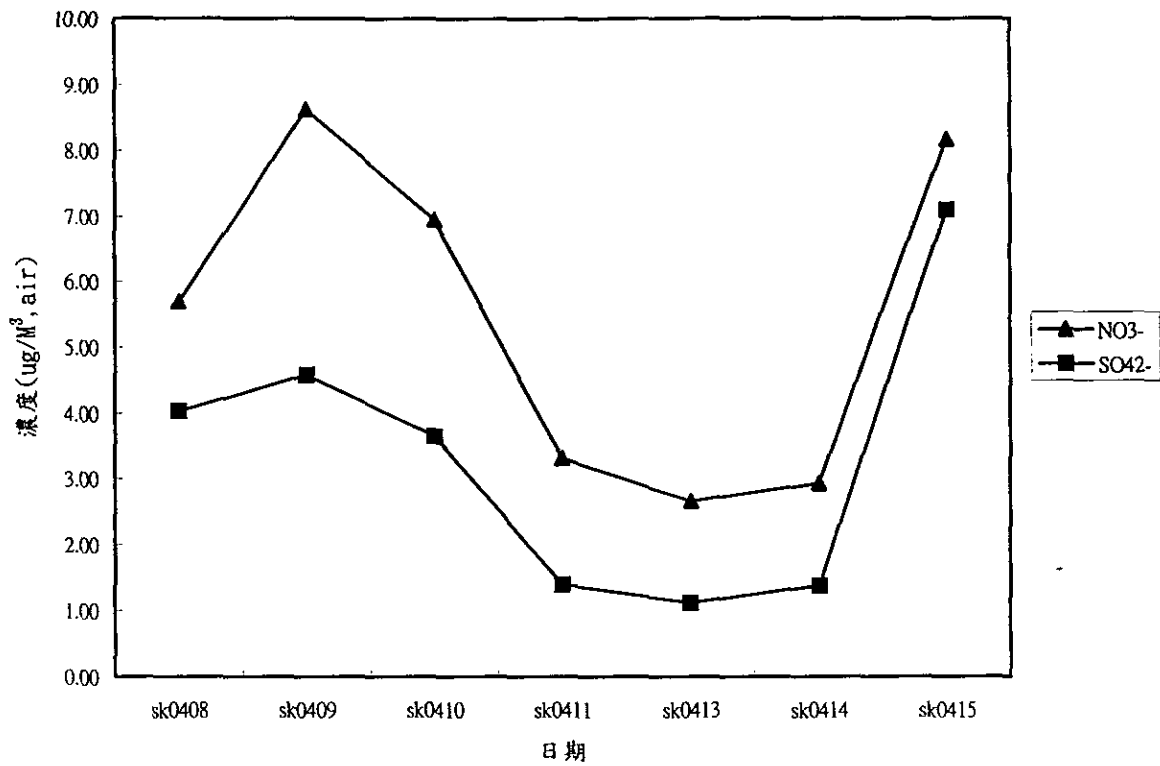


圖11 石岡地區87年04月空氣中SO₄²⁻與NO₃⁻濃度之變化

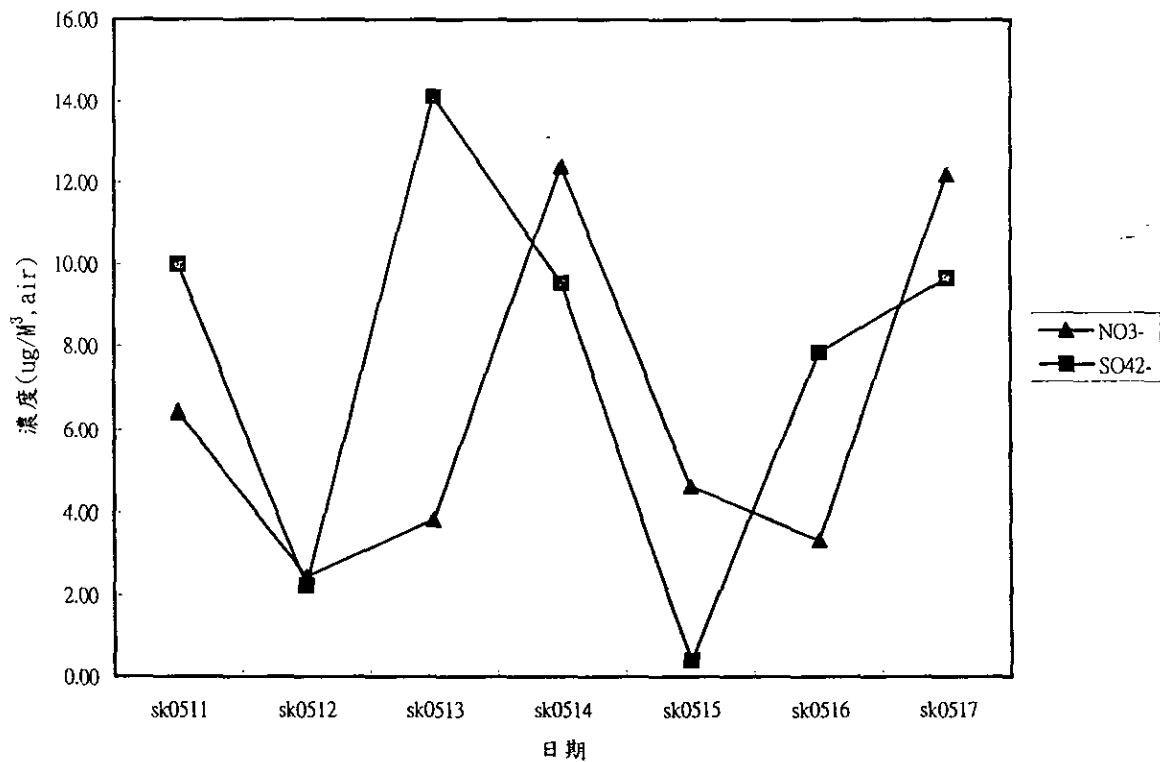


圖12 石岡地區87年05月空氣中SO₄²⁻與NO₃⁻濃度之變化

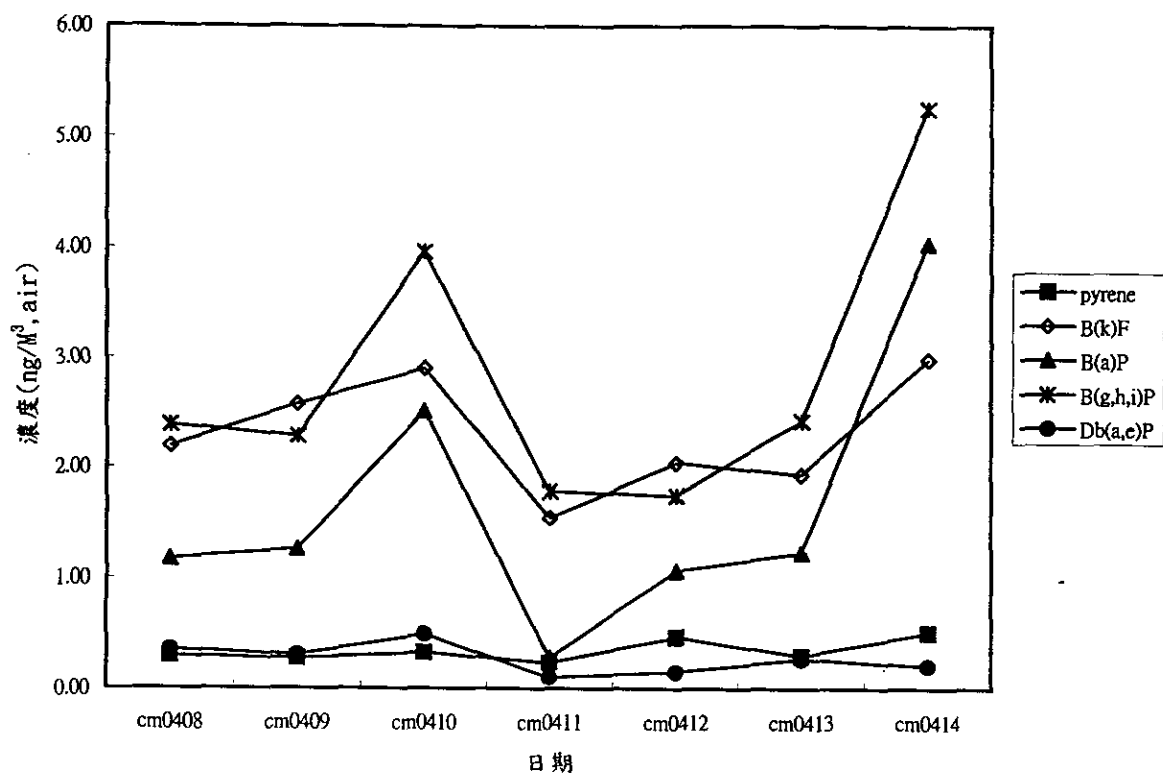


圖17 台中地區87年04月空氣中PAHs濃度之變化

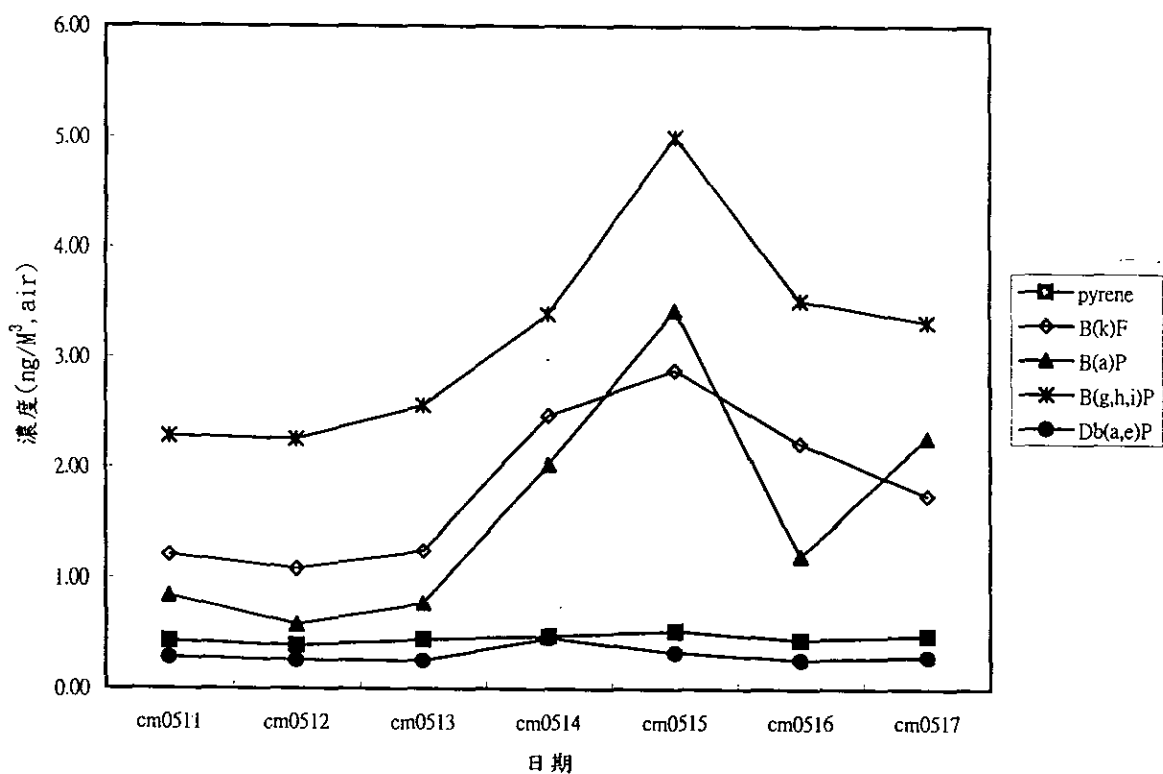


圖18 台中地區87年05月空氣中PAHs濃度之變化

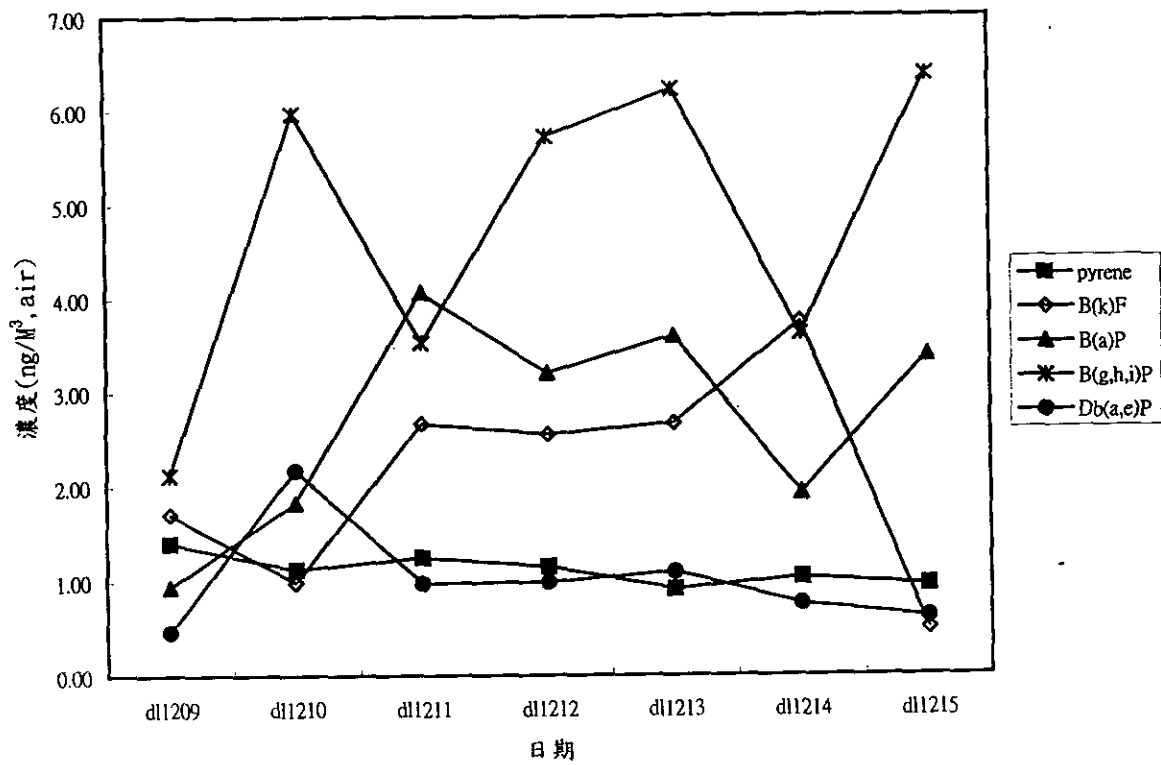


圖19 大里地區86年12月空氣中PAHs濃度之變化

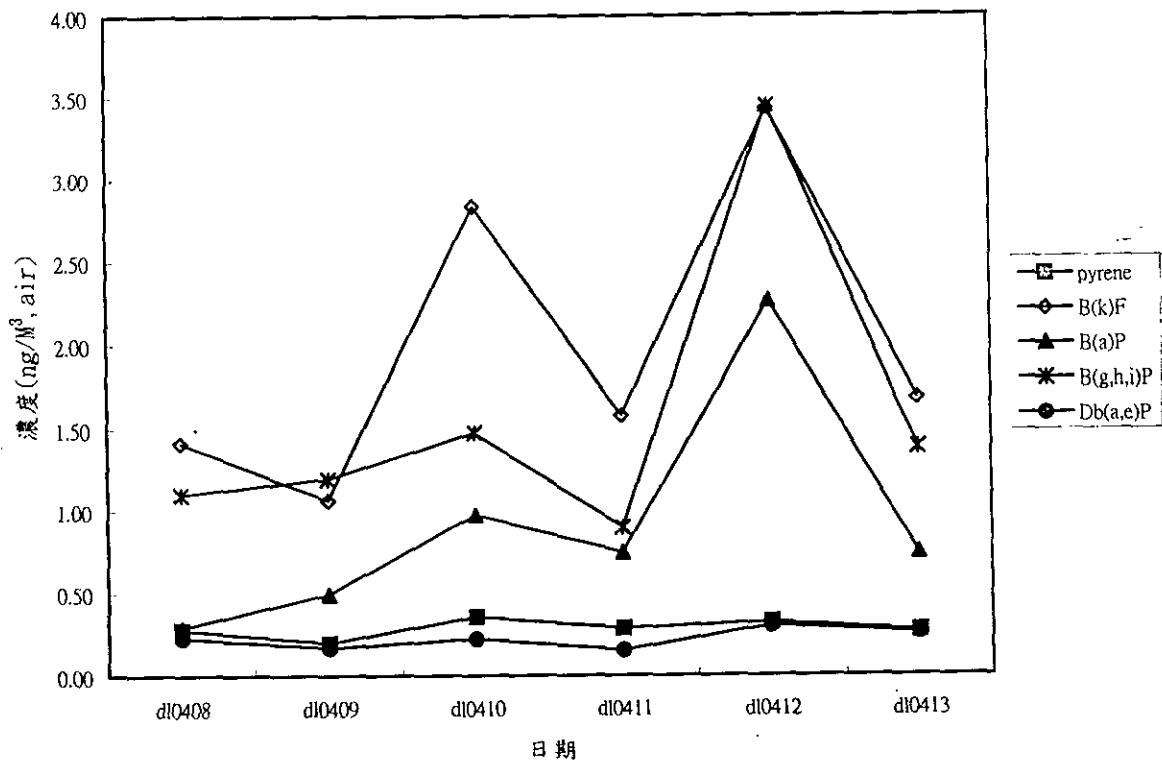


圖20 大里地區87年04月空氣中PAHs濃度之變化

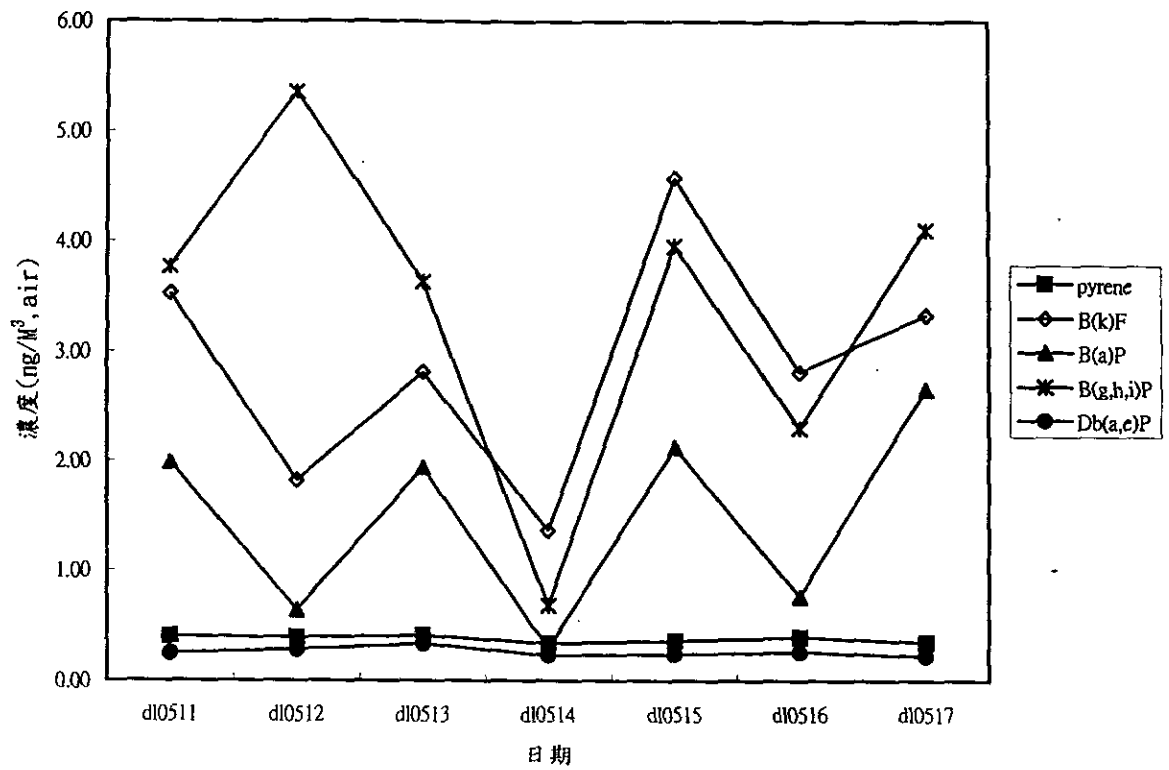


圖21 大里地區87年05月空氣中PAHs濃度之變化

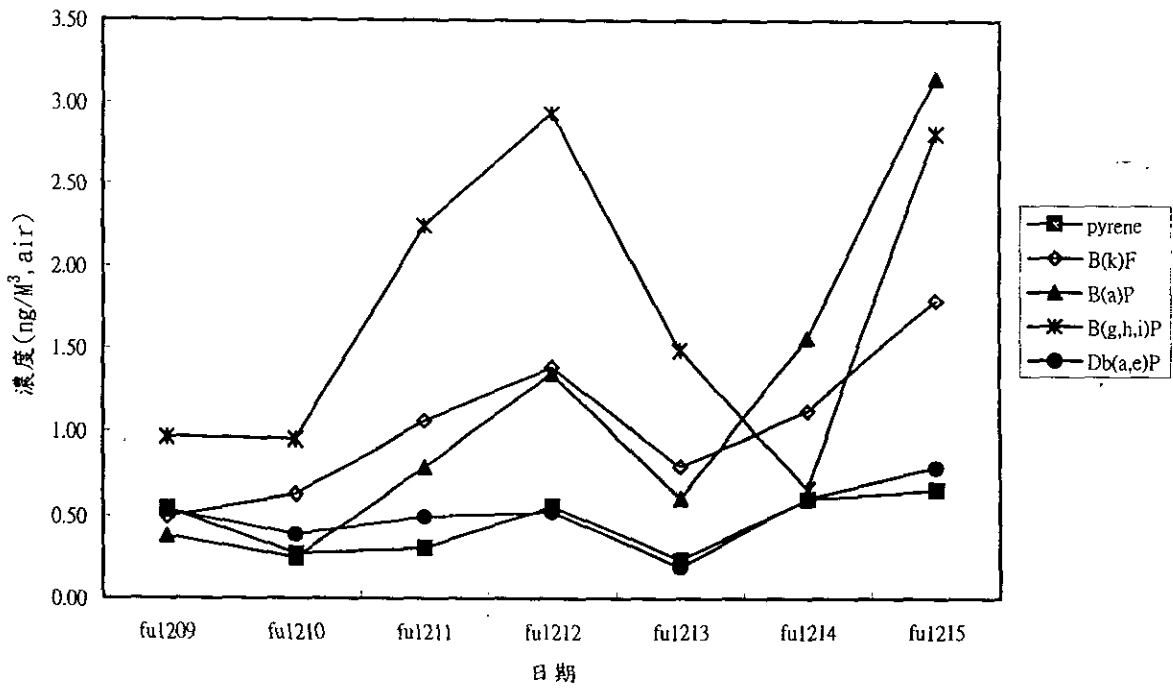


圖22 豐原地區86年12月空氣中PAHs濃度之變化

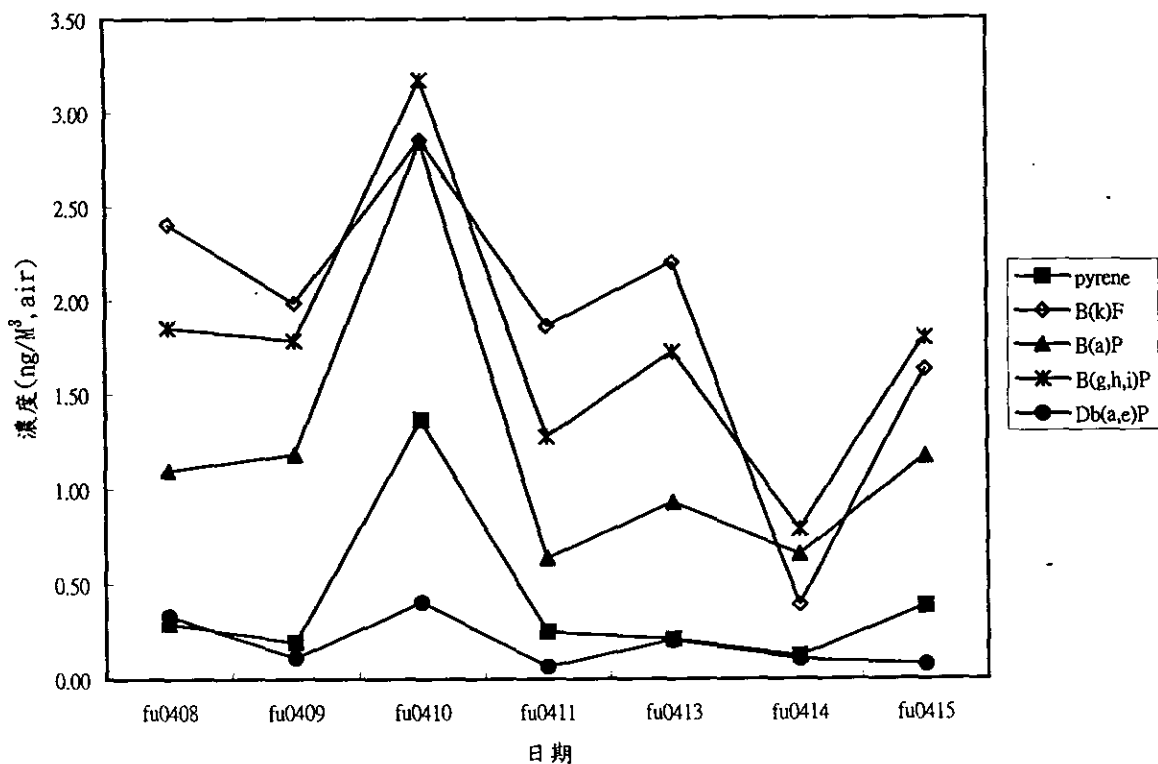


圖23 豐原地區87年04月空氣中PAHs濃度之變化

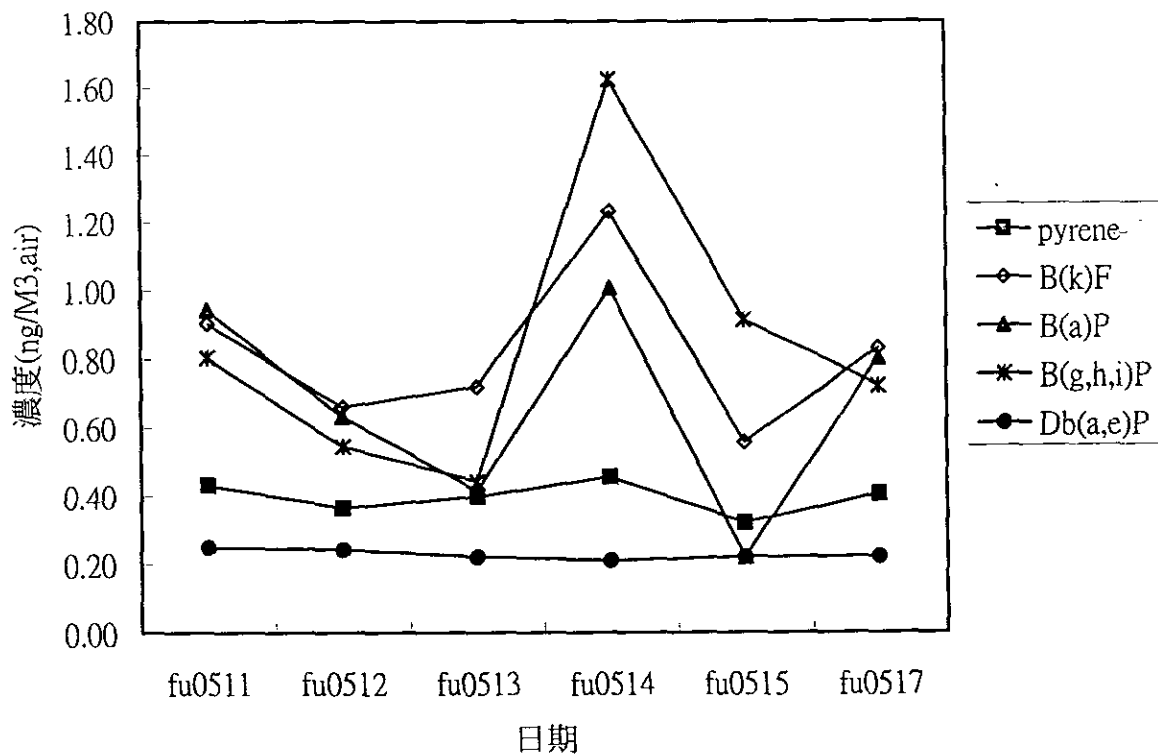


圖24 豐原地區87年05月空氣中PAHs濃度之變化

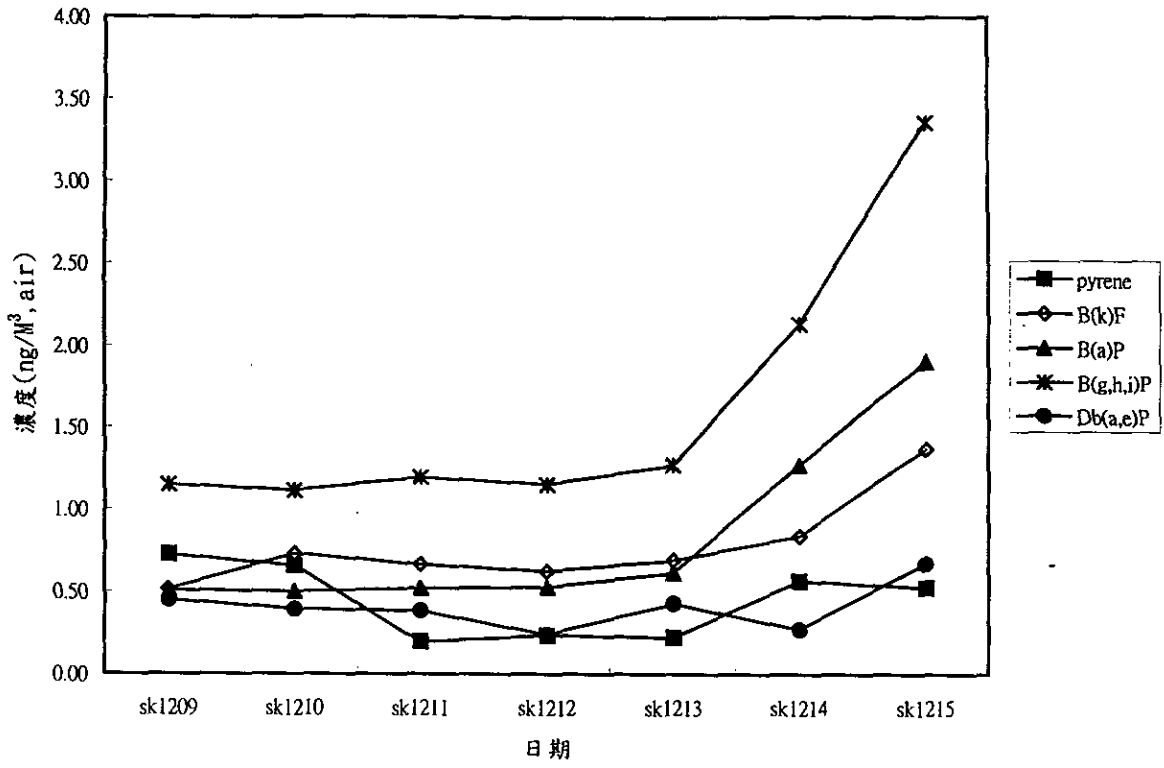


圖25 石岡地區86年12月空氣中PAHs濃度之變化

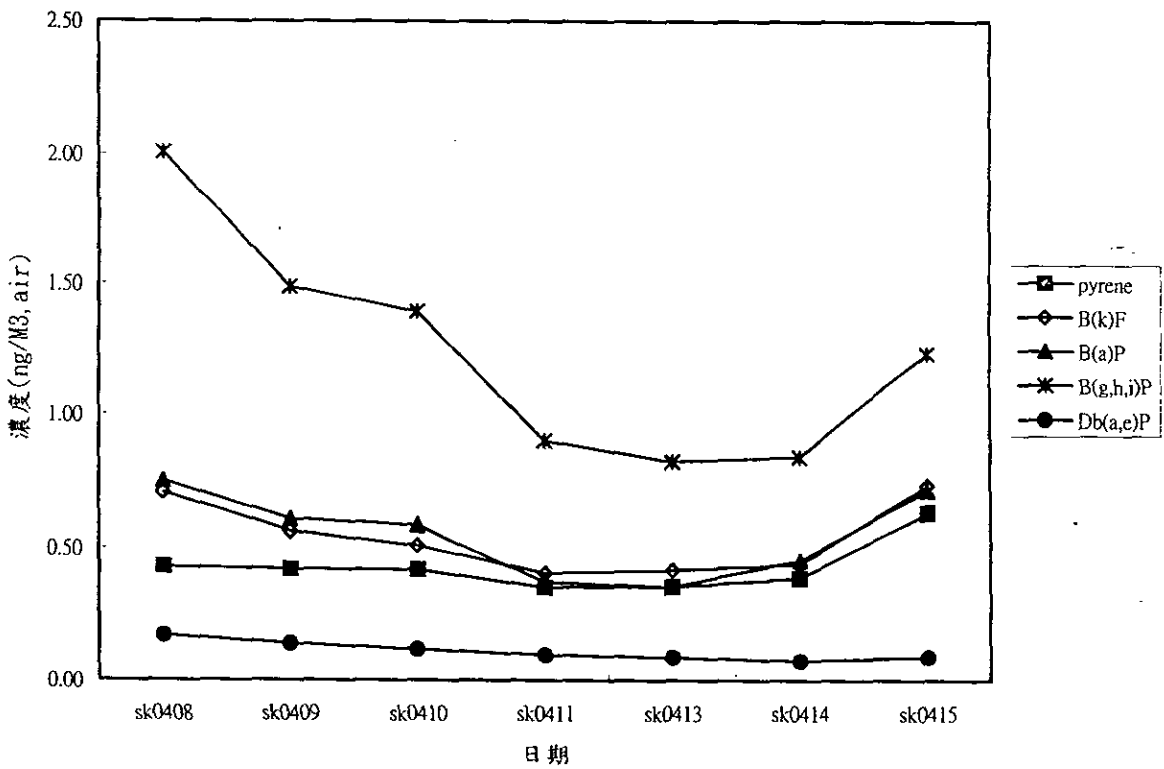


圖26 石岡地區87年04月空氣中PAHs濃度之變化

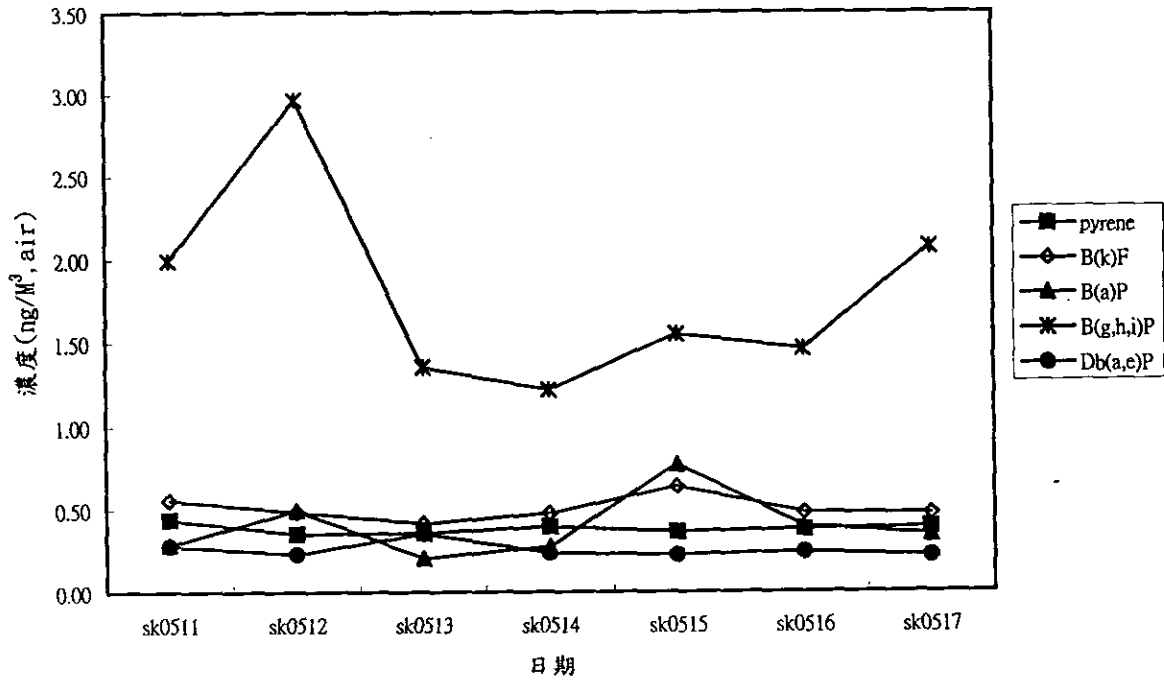


圖27 石岡地區87年05月空氣中PAHs濃度之變化

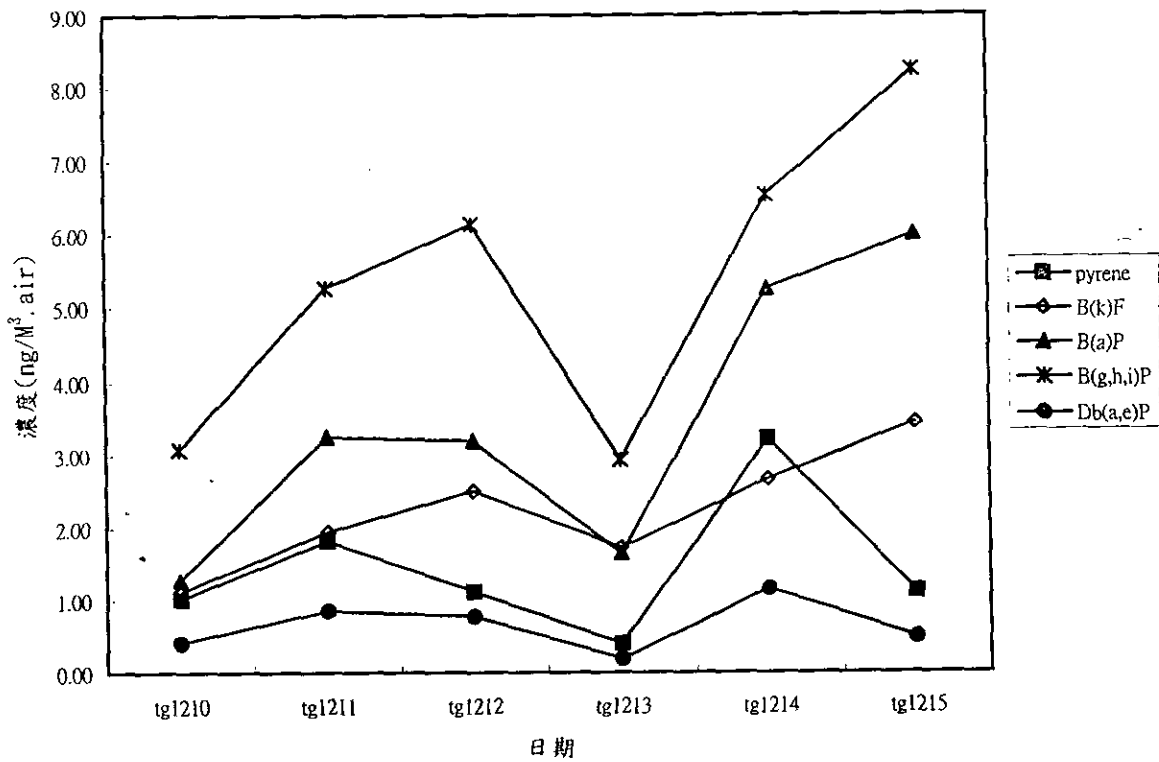


圖28 潭子地區86年12月空氣中PAHs濃度之變化

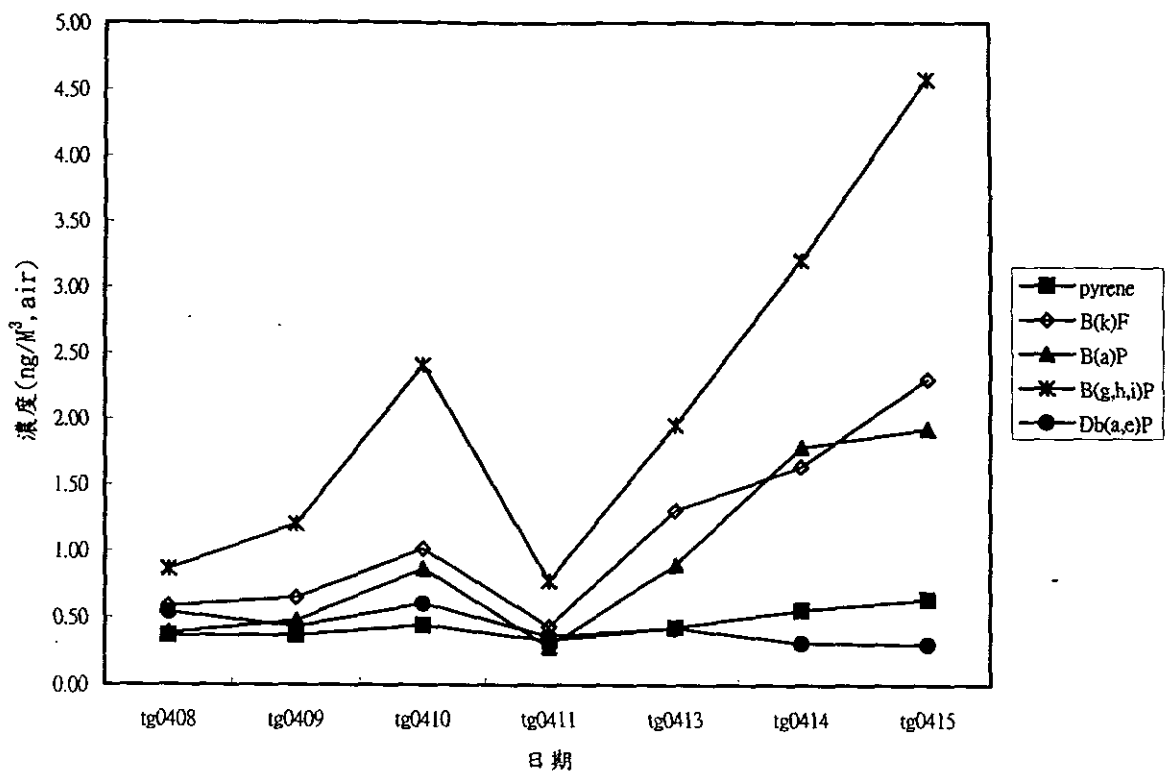


圖29 潭子地區87年04月空氣中PAHs濃度之變化

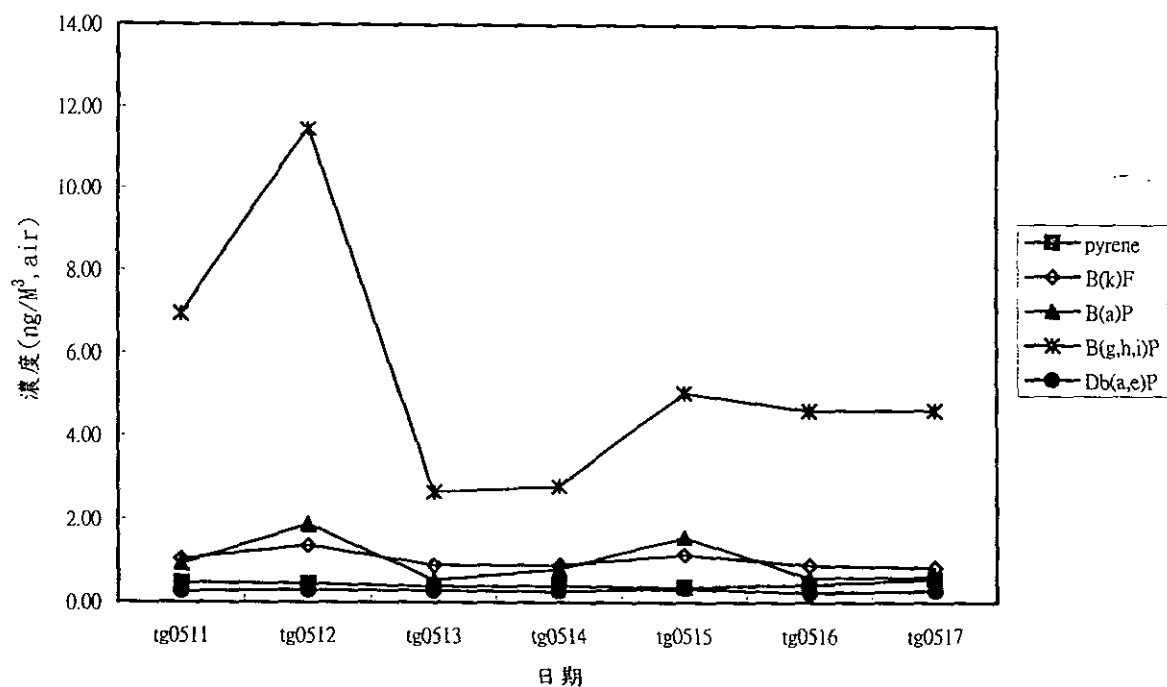
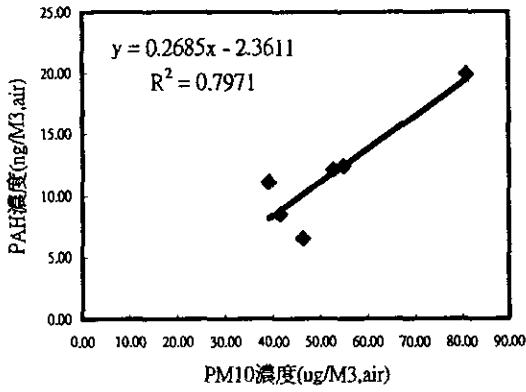
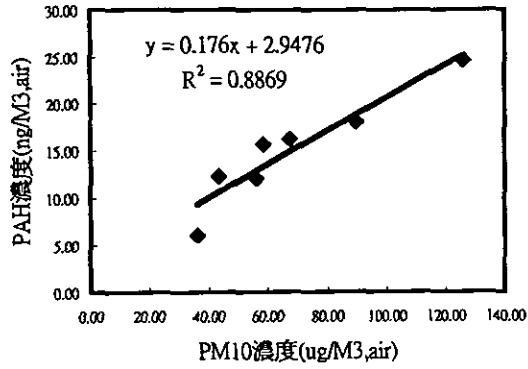


圖30 潭子地區87年05月空氣中PAHs濃度之變化

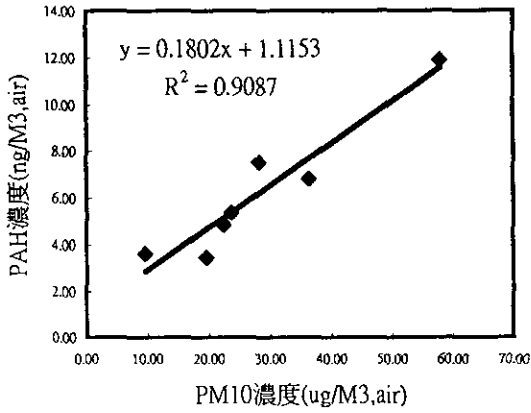
台中站86年12月



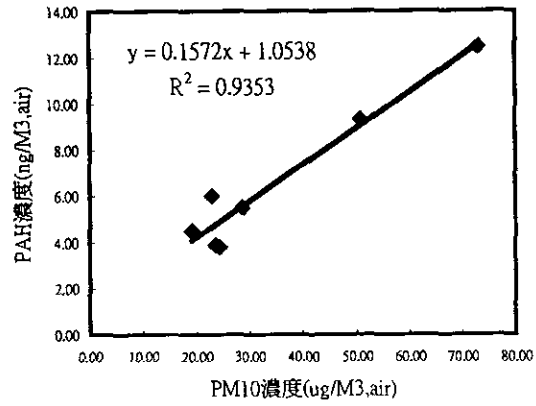
大里站86年12月



豐原站86年12月



石岡站86年12月



潭子站86年12月

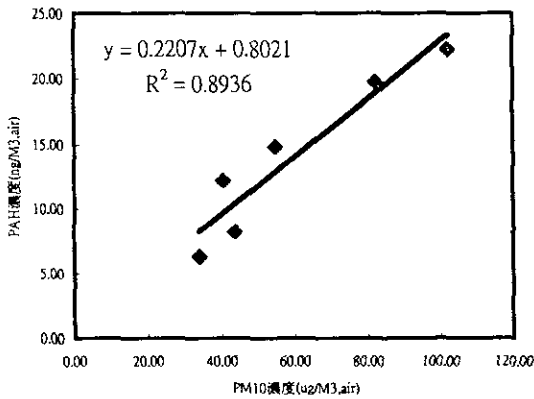
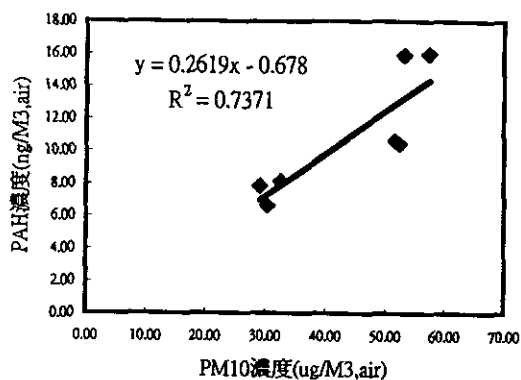
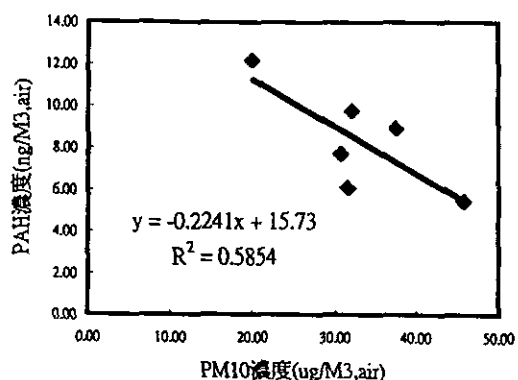


圖31 86年12月各測站空氣中PAHs濃度與PM₁₀之相關圖

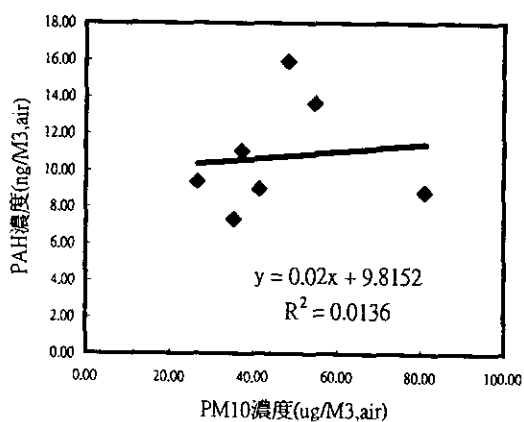
台中站87年04月



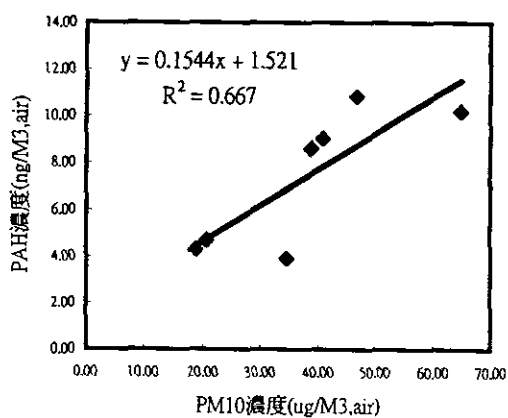
大里站87年04月



豐原站87年04月



石岡站87年04月



潭子站87年04月

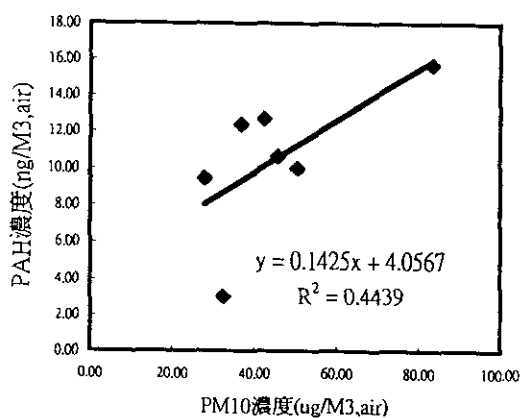
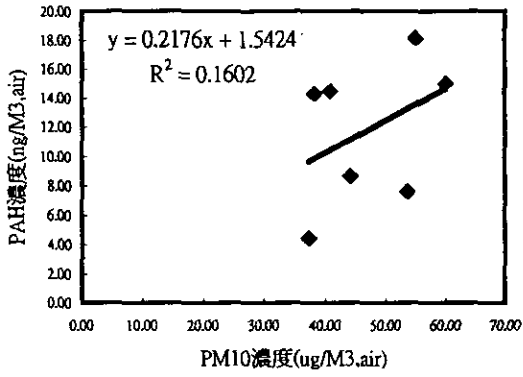
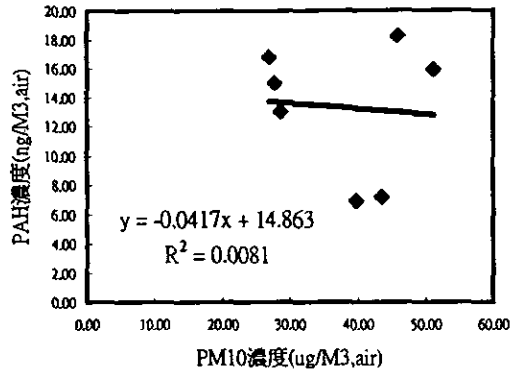


圖32 87年04月各測站空氣中PAHs濃度與PM₁₀之相關圖

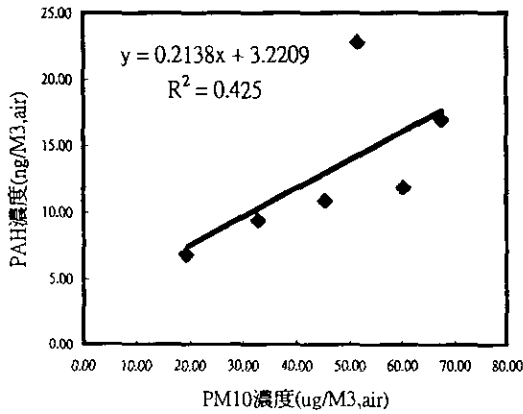
台中站87年05月



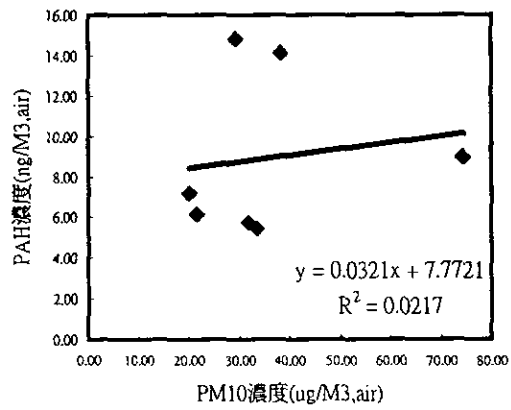
大里站87年05月



豐原站87年05月



石岡站87年05月



潭子站87年05月

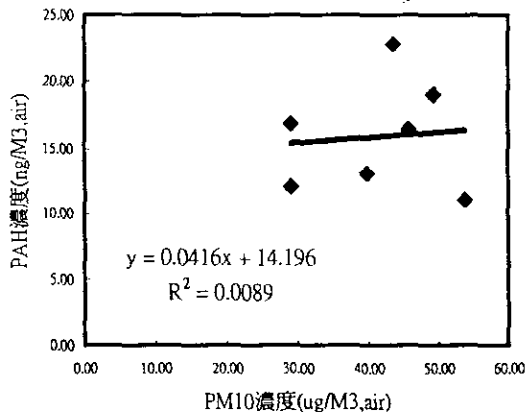
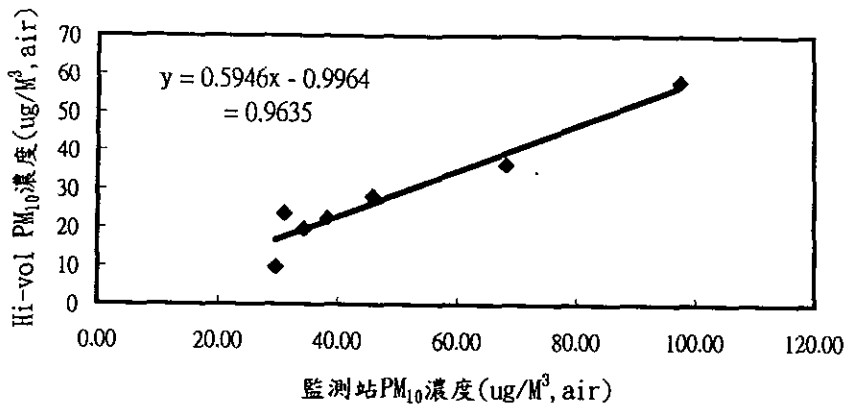
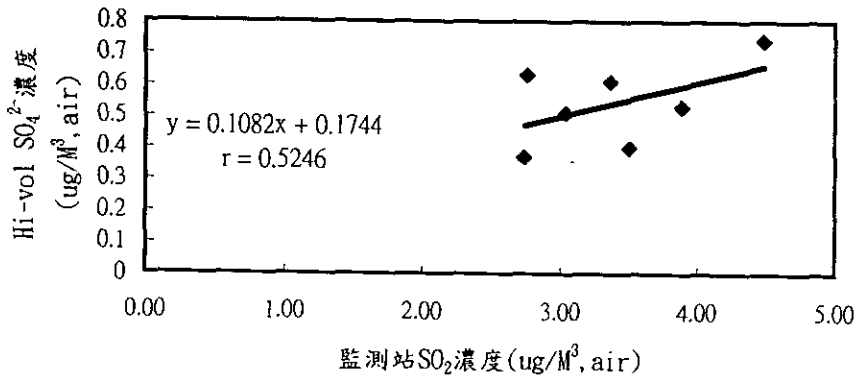


圖33 87年05月各測站空氣中PAHs濃度與PM₁₀之相關圖

豐原自動監測站和Hi-vol PM₁₀濃度相關性



豐原自動監測站和Hi-vol SO₄²⁻濃度相關性



豐原自動監測站和Hi-vol NO₃⁻濃度相關性

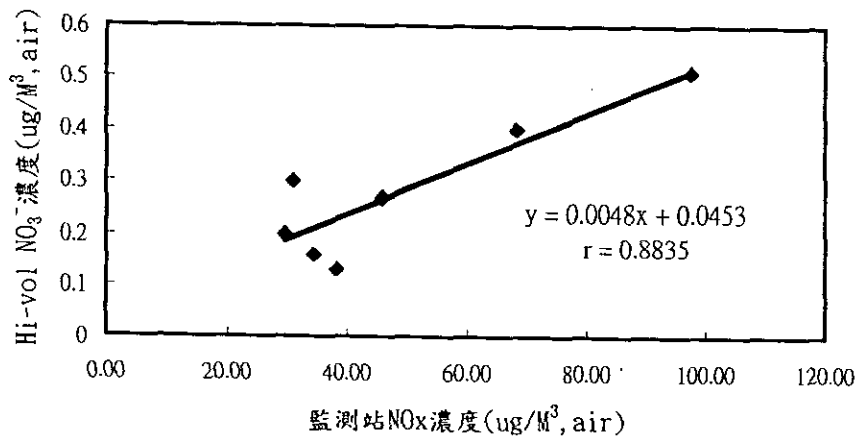


圖34 採樣數據與保署監測資料之相關比較

附錄

表10 PAHs分析條件與分析設備

HPLC	Shimadzu system SCL-6B, LC-9A and RF-5000 band-pass of spectrofluorometer each 10nm for excitation and emission wavelength
column	LC ODS-60-5 4.6mm i.d. x 250mm
injection volume	10 ul
mobile phase	acetonitrile : water = 80 : 20 (v/v)
flow rate	1.0 mL/min
column temperature	45°C

表11 PAHs螢光檢測器之波長

compound	Ex(nm)	Em(nm)
pyrene	331	390
benzo(k)fluoranthene	370	406
benzo(a)pyrene	370	406
benzo(ghi)perylene	367	410
dibenzo(ae)pyrene	306	398

表12 SO_4^{2-} 與 NO_3^- 分析設備及條件

Ion chromatography	DIONX IC system ED40 ion chromatography
Elvant	1.8mM Na_2CO_3 /1.7mM NaHCO_3
Detection	Suppressed Conductivity at 10uSFS
Flow Rate	2.0 ml/min
Column	IONPAC AS4A-SC
temperature	room temperature
Injection volumn	20ul

表13 五種PAHs物質的添加回收率

物質名稱	添加量(ng)	回收率(%)	平均值(%)	變異係數(%)
pyrene	937.50	94.20	95.90	2.04
		96.50		
	3750.00	98.40		
		94.50		
B(k)F	468.75	98.29	97.02	0.90
		97.60		
	1875.00	96.19		
		96.01		
B(a)P	556.25	101.90	102.73	1.17
		101.60		
	2224.98	104.20		
		103.20		
B(ghi)P	1224.98	102.10	99.53	2.30
		100.70		
	4899.70	98.20		
		97.10		
Db(ae)P	424.95	99.60	101.65	1.61
		102.20		
	1699.80	103.50		
		101.30		

表14 SO_4^{2-} 與 NO_3^- 添加回收率

物質名稱	添加量(ng)	回收率(%)	平均值(%)	變異係數(%)
SO_4^{2-}	125	102.59	103.99	1.43
		103.45		
		105.16		
	50.00	103.26		
		106.74		
		106.28		
	25.00	101.35		
		103.72		
		103.32		
NO_3^-	125.00	102.22	104.12	2.04
		104.23		
		105.74		
	50.00	103.88		
		104.56		
		105.62		
	25.00	106.96		
		101.24		
		102.64		

圖35 pyrene之檢量線

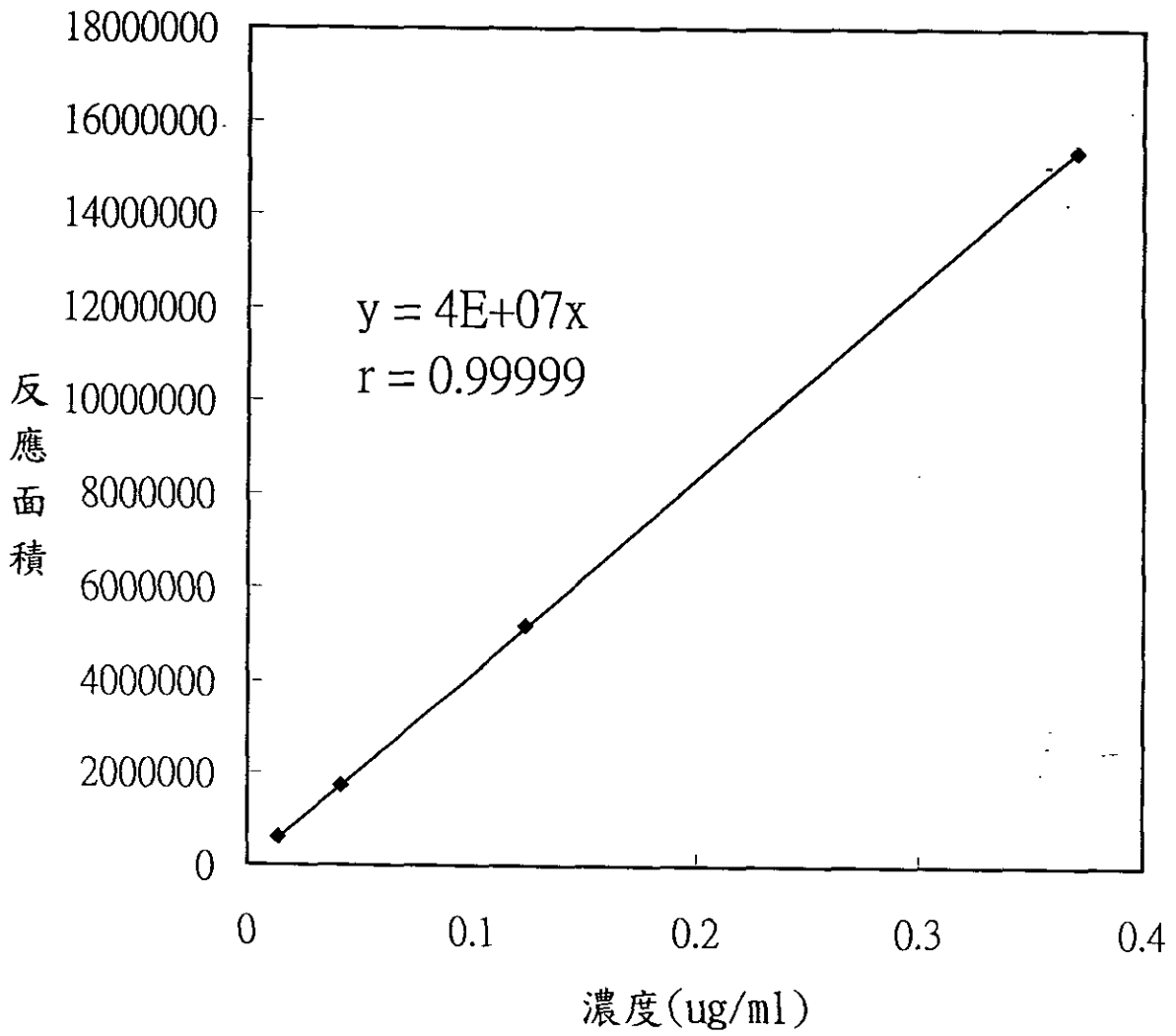


圖36 Benzo(k)fluoranthene之檢量線

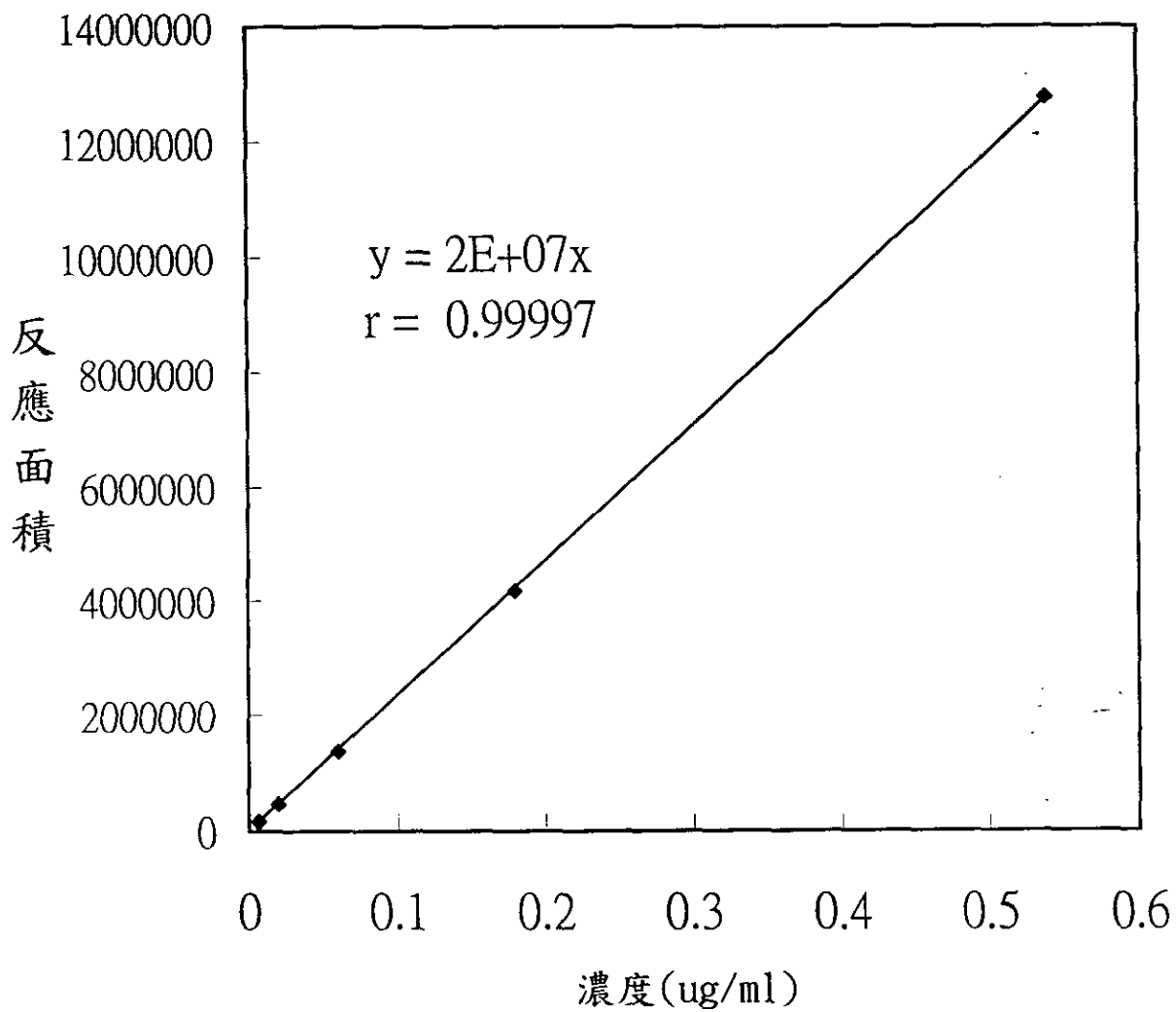


圖37 Benzo(a)preylene之檢量線

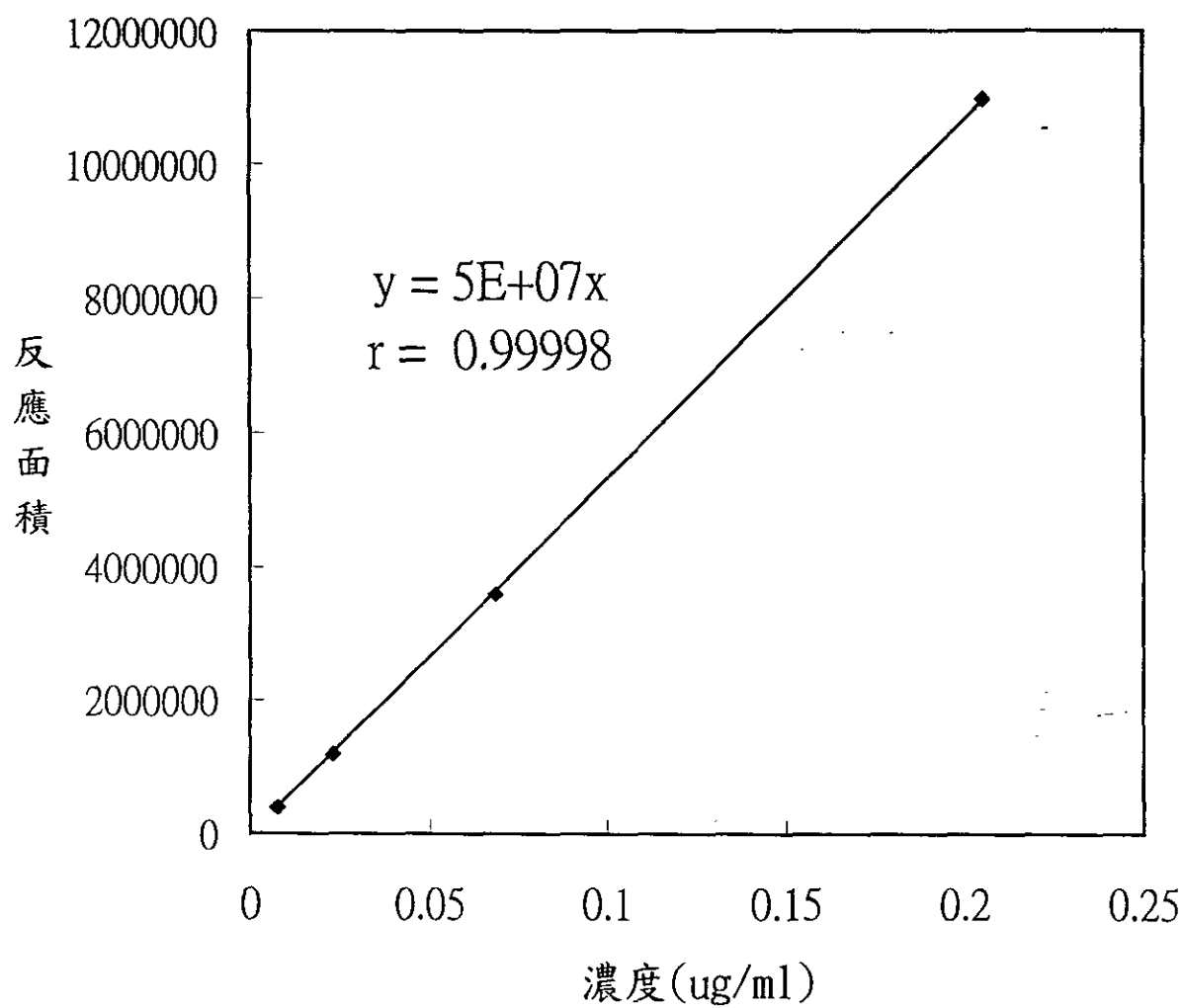


圖38 Benzo(g, h, i)perylene之檢量線

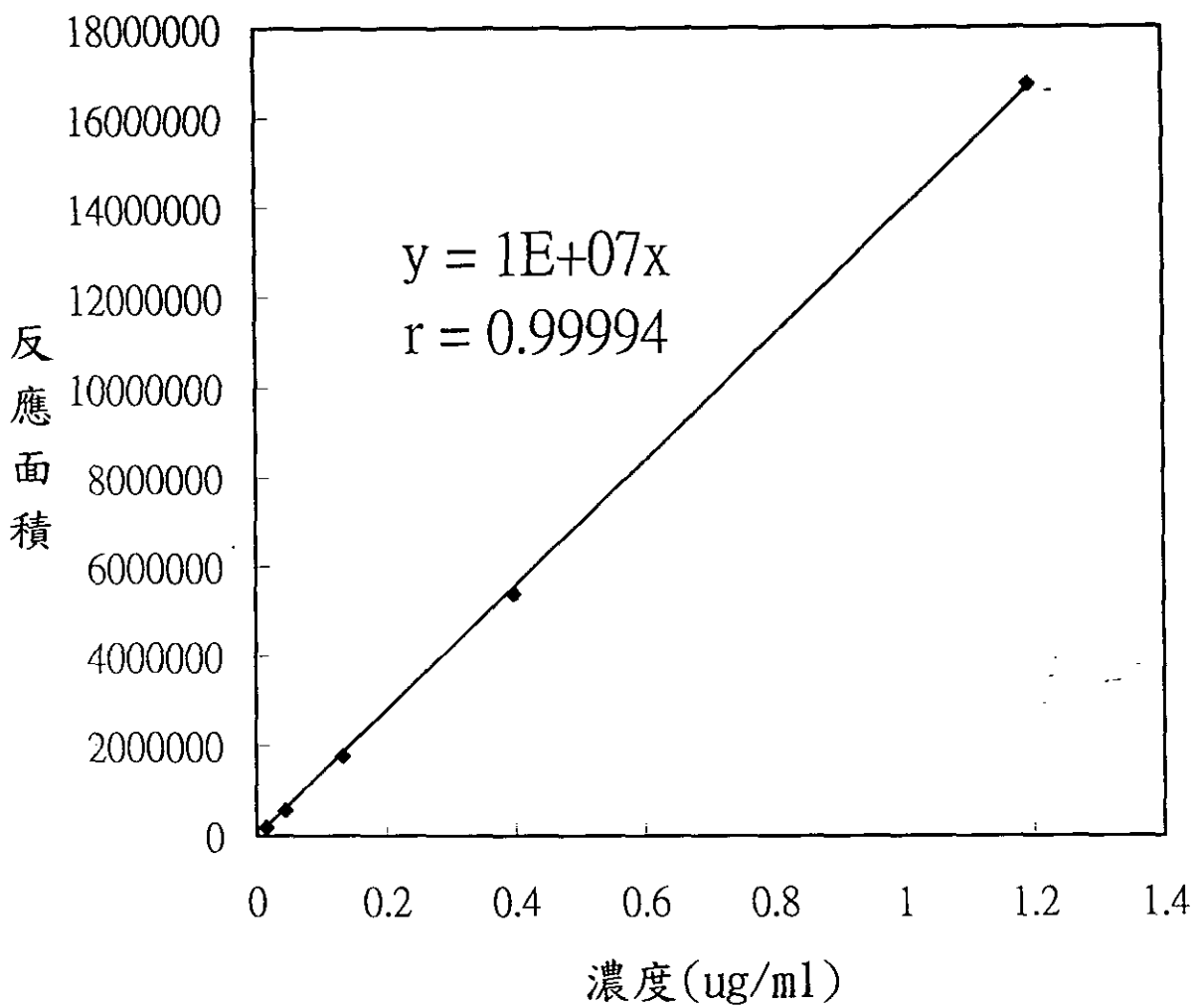


圖39 Dibenzo(a, e)pyrene之檢量線

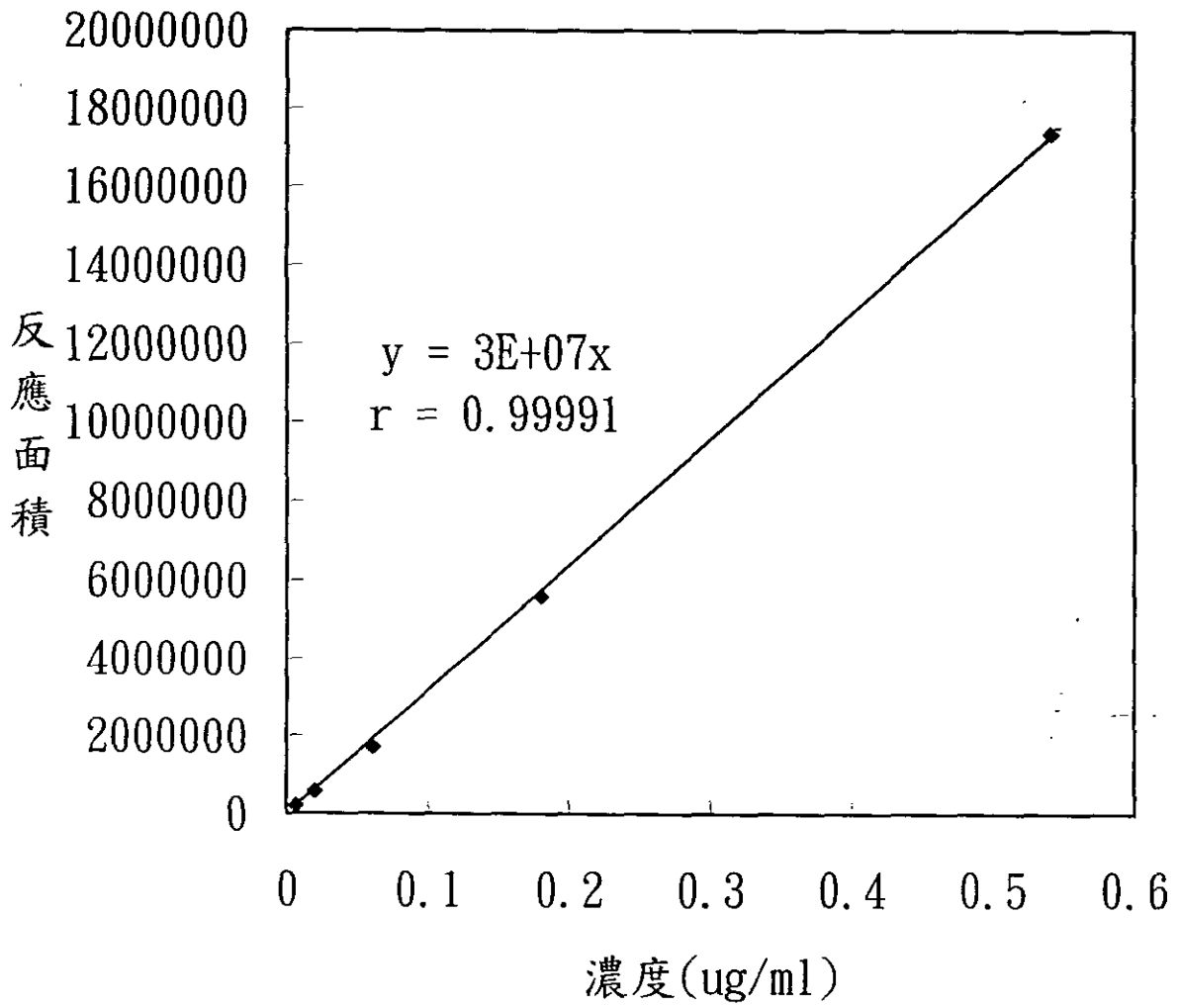


圖40 NO_3^- 之檢量線

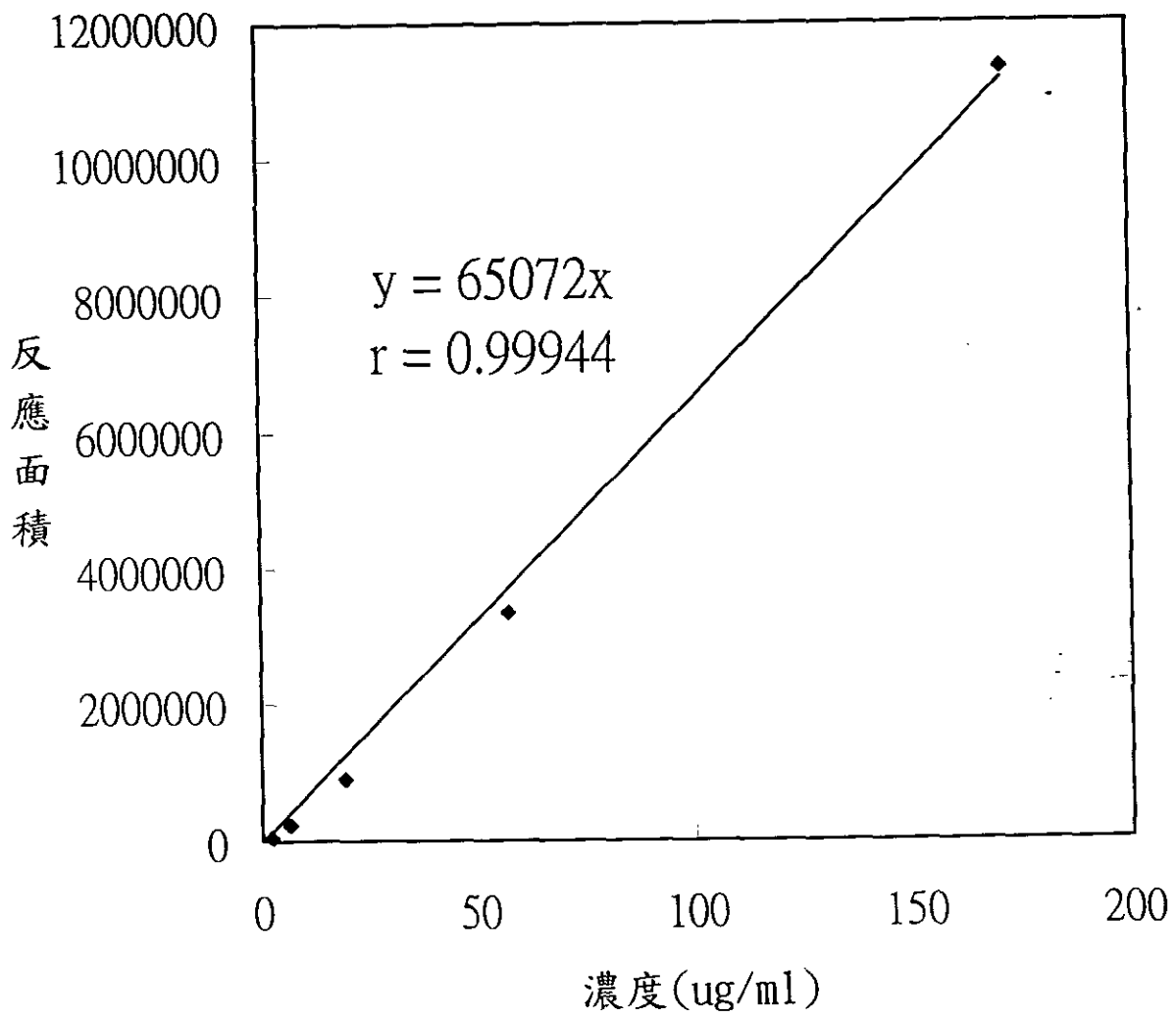
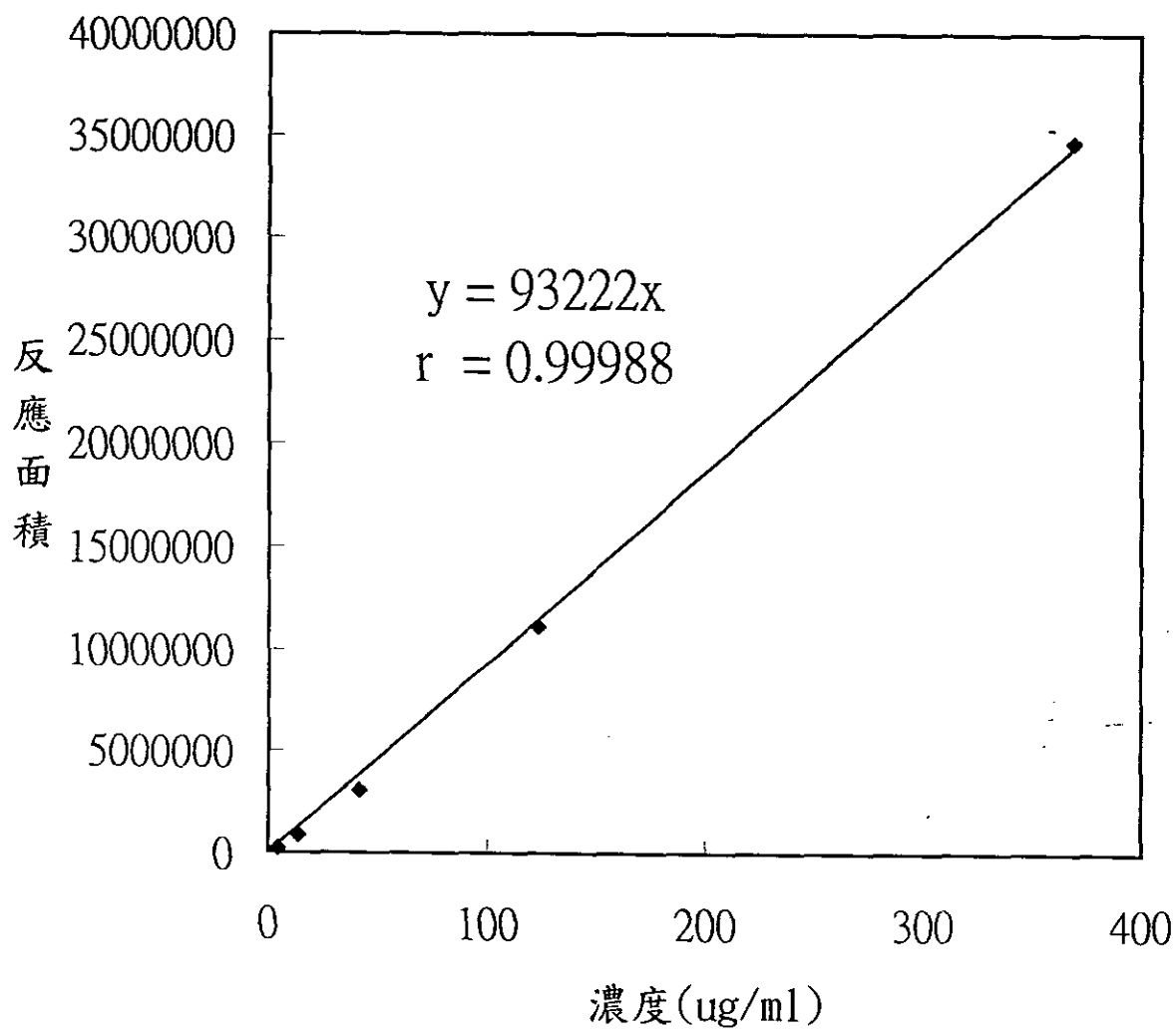


圖41 SO_4^{2-} 之檢量線



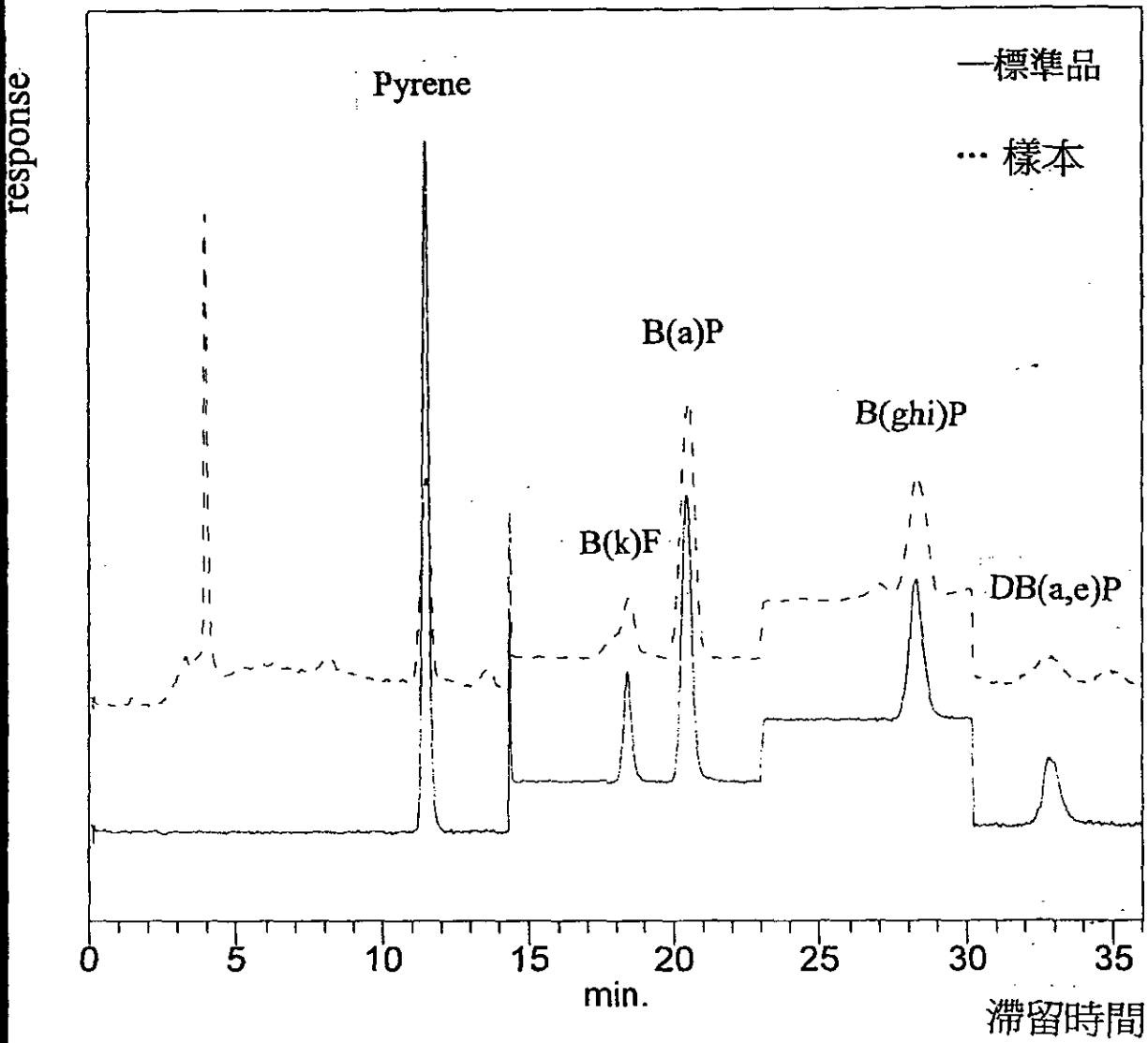


圖 42 PAHs 之高效能液相層析儀分析圖譜

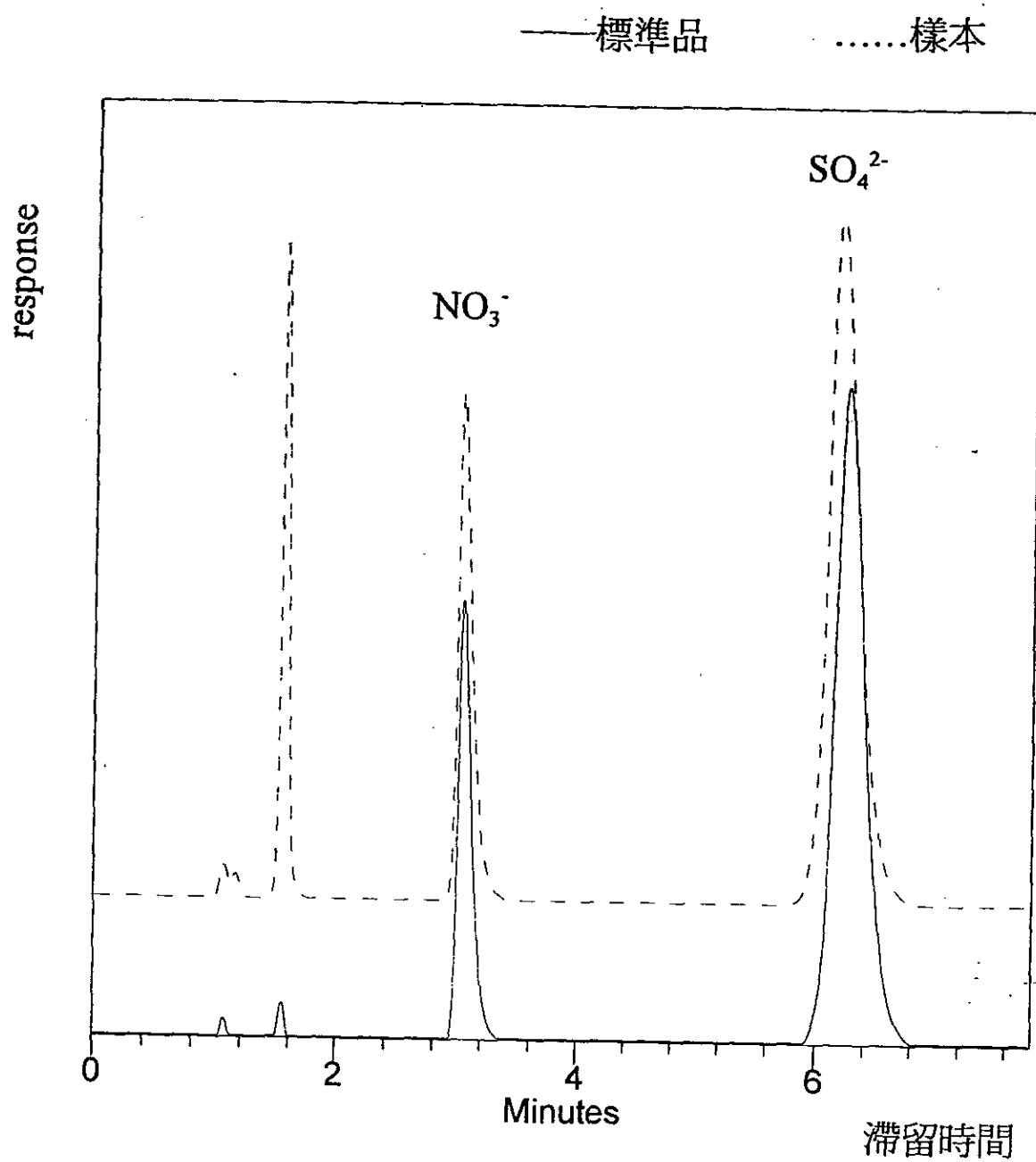


圖 43 NO₃⁻與 SO₄²⁻之離子層析儀分析圖譜