

行政院國家科學委員會專題研究計畫 期末報告

比較柴油車道與汽油車道其路旁及室內 PAHs 之分佈(第 3 年)

計畫類別：個別型
計畫編號：NSC 99-2111-M-040-001-MY3
執行期間：101 年 08 月 01 日至 102 年 07 月 31 日
執行單位：中山醫學大學公共衛生學系(所)

計畫主持人：郭崇義

計畫參與人員：碩士班研究生-兼任助理人員：魏千岱

公開資訊：本計畫可公開查詢

中華民國 102 年 10 月 31 日

中文摘要：本研究旨在探討柴油車為主(Diesel-dominated routes, DDR)與汽油車為主(Gasoline-dominated routes, GDR)之兩種車道其所排放 PAHs 在路旁及室內之分佈情形，選擇三條 DDR 及三條 GDR 作為研究對象。共分析氣相、固相懸浮微粒與塵土中之 PAHs。GDR 之總車輛數(37803 輛)明顯高於 DDR(11140 輛)；GDR 其 EC、OC、金屬及 PAHs 之濃度明顯高於 DDR 之濃度，而 Car-PAHs 及 BaP_{eq} 之濃度也以 GDR 為較高。車道旁室外環境中氣、固相 TPAHs 濃度皆高於室內環境之濃度。所有測站夏季氣態 PAHs 濃度皆高於春季，此因夏季氣溫高，低環數 PAHs 容易揮發至大氣中。然而固態 PAHs 則是春季濃度高於夏季 TPAHs 之濃度，此係春季混合層高度較低，不利於污染物擴散所造成。室外氣態 PAHs 與 CO 濃度在春季及夏季均有良好之正相關性，說明室外氣態 PAHs 大部份來自移動源之排放。室外相較於室內易受到移動源直接排放所影響，故室外之低分子量 PAHs 佔 TPAHs 比例相較於室內高。研究亦發現由於 GDR 總車量數較高，故該車道每平方面積所含 TPAHs 之量高於 DDR，且隨總車輛數增加而其 TPAHs 含量亦有上升之趨勢。DDR 塵土中低分子量 PAHs 之比例及 MePAHs 佔 TPAHs 之比例均較 GDR 為高。另外，利用 ANTHR/PHE+ANTHR 與 FLT/FLT+PYR 兩個特徵比值判定 PAHs 污染來源，發現本研究地區 PAHs 主要由燃燒液態石化燃料所貢獻。

中文關鍵詞：多環芳香烴化合物、移動污染源、含碳物質

英文摘要：The purpose of this study is to compare the PAH (polycyclic aromatic hydrocarbons) distributions between diesel-dominated routes (DDR) and gasoline-dominated routes (GDR) on roadside places and their respective indoor environments. Three streets along each type of vehicle transport route will be selected in this study. Gas PAHs, particulate bound PAHs and PAHs in street dust and household dust were collected and analyzed in this study. The vehicle numbers on GDR were significantly higher than those on DDR. The concentrations of total PAHs (TPAHs), EC, OC and metals on GDR were significantly higher than those on DDR, while carcinogenic PAHs (Car-PAHs) and BaP_{eq} on GDR were slightly higher than those on DDR. The concentrations of gas PAHs and particulate bound PAHs were higher outdoors than indoors. Gas PAHs from

sources can become volatile more easily during the high temperatures in summer; thus, the concentrations of gas PAHs in the summer were higher than those in the spring. However, due to the mixed layer of the atmosphere being lower in the spring than in the summer, the concentrations of particulate bound PAHs in the spring were higher than those in the summer. A significant positive correlation was found between the outdoor concentrations of gas PAHs and CO₂, highlighting the fact that most of the gas PAHs originated from vehicle emissions.

Due to the direct impact of vehicle emissions on street dust, lower molecular weights of PAHs were found in street dust than in household dust. The PAH contents (ng/m²) in street dust were higher on GDR than on DDR, due to the higher numbers of vehicle on GDR. The PAH contents (ng/m²) in street dust increased with increased vehicle numbers. The ratios of low molecular weights and the ratios of MePAHs in TPAHs were higher on DDR than on GDR. Furthermore, the characteristic ratios of ANTHR/PHE+ANTHR and FLT/FLT+PYR were applied to identify the main PAH sources. The results showed that the combustion of liquid fossil fuel was the main contributive source in the study areas.

英文關鍵詞： Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs); Vehicular emissions; Carbonaceous material

比較柴油車道與汽油車道其路旁及室內 PAHs 之分佈

計畫類別：個別型計畫 整合型計畫

計畫編號：NSC 99-2111-M-040-001-MY3

執行期間：2012 年 08 月 01 日至 2013 年 07 月 31 日

執行機構及系所：中山醫學大學公共衛生學系

計畫主持人：郭崇義 教授

共同主持人：

計畫參與人員：郭崇義、魏千岱、溫敬峰、黃婷翊、徐瑋廷

本計畫除繳交成果報告外，另含下列出國報告，共 0 份：

- 移地研究心得報告
- 出席國際學術會議心得報告
- 國際合作研究計畫國外研究報告

處理方式：除列管計畫及下列情形者外，得立即公開查詢

涉及專利或其他智慧財產權，一年二年後可公開查詢

中 華 民 國 102 年 10 月 31 日

比較柴油車道與汽油車道其路旁及室內 PAHs 之分佈

中文摘要

本研究旨在探討柴油車為主(Diesel-dominated routes, DDR)與汽油車為主(Gasoline-dominated routes, GDR)之兩種車道其所排放PAHs在路旁及室內之分佈情形，選擇三條DDR及三條GDR作為研究對象。共分析氣相、固相懸浮微粒與塵土中之PAHs。GDR之總車輛數(37803輛)明顯高於DDR(11140輛)；GDR其EC、OC、金屬及PAHs之濃度明顯高於DDR之濃度，而Car-PAHs及BaP_{eq}之濃度也以GDR為較高。車道旁室外環境中氣、固相TPAHs濃度皆高於室內環境之濃度。所有測站夏季氣態PAHs濃度皆高於春季，此因夏季氣溫高，低環數PAHs容易揮發至大氣中。然而固態PAHs則是春季濃度高於夏季TPAHs之濃度，此係春季混合層高度較低，不利於污染物擴散所造成。

室外氣態PAHs與CO濃度在春季及夏季均有良好之正相關性，說明室外氣態PAHs大部份來自移動源之排放。室外相較於室內易受到移動源直接排放所影響，故室外之低分子量PAHs 佔TPAHs 比例相較於室內高。研究亦發現由於GDR總車量數較高，故該車道每平方面積所含TPAHs之量高於DDR，且隨總車輛數增加而其TPAHs含量亦有上升之趨勢。DDR塵土中低分子量PAHs之比例及MePAHs 佔TPAHs 之比例均較GDR為高。另外，利用 ANTHR/PHE+ANTHR 與 FLT/FLT+PYR兩個特徵比值判定PAHs污染來源，發現本研究地區PAHs主要由燃燒液態石化燃料所貢獻。

關鍵詞: 多環芳香烴化合物、移動污染源、含碳物質

Abstract

The purpose of this study is to compare the PAH (polycyclic aromatic hydrocarbons) distributions between diesel-dominated routes (DDR) and gasoline-dominated routes (GDR) on roadside places and their respective indoor environments. Three streets along each type of vehicle transport route will be selected in this study. Gas PAHs, particulate bound PAHs and PAHs in street dust and household dust were collected and analyzed in this study. The vehicle numbers on GDR were significantly higher than those on DDR. The concentrations of total PAHs (TPAHs), EC, OC and metals on GDR were significantly higher than those on DDR, while carcinogenic PAHs (Car-PAHs) and BaP_{eq} on GDR were slightly higher than those on DDR. The concentrations of gas PAHs and particulate bound PAHs were higher outdoors than indoors. Gas PAHs from sources can become volatile more easily during the high temperatures in summer; thus, the concentrations of gas PAHs in the summer were higher than those in the spring. However, due to the mixed layer of the atmosphere being lower in the spring than in the summer, the concentrations of particulate bound PAHs in the spring were higher than those in the summer. A significant positive correlation was found between the outdoor concentrations of gas PAHs and CO₂, highlighting the fact that most of the gas PAHs originated from vehicle emissions.

Due to the direct impact of vehicle emissions on street dust, lower molecular weights of PAHs were found in street dust than in household dust. The PAH contents (ng/m²) in street dust were higher on GDR than on DDR, due to the higher numbers of vehicle on GDR. The PAH contents (ng/m²) in street dust increased with increased vehicle numbers. The ratios of low molecular weights and the ratios of MePAHs in TPAHs were higher on DDR than on GDR. Furthermore, the characteristic ratios of ANTHR/PHE+ANTHR and FLT/FLT+PYR were applied to identify the main PAH sources. The results showed that the combustion of liquid fossil fuel was the main contributive source in the study areas.

Keywords: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs); Vehicular emissions;
Carbonaceous material

總目錄

第一章 前言.....	1
第二章 文獻回顧.....	2
第三章 材料與方法.....	5
3.1 採樣地點.....	5
3.2 採樣規劃.....	5
3.2.1 空氣樣品採集.....	5
3.2.2 塵土樣品採集.....	5
3.3 採樣設備.....	5
3.4 PAHs 分析.....	6
3.5 PAHs 樣本回收率之準確度與精密度.....	8
3.6 元素碳 (Elemental carbone, EC) 及總碳 (Total carbone, TC) 分析：.....	8
3.7 金屬分析.....	8
3.8 致癌性 PAHs 濃度計算.....	9
第四章 結果與討論.....	10
4.1 樣本採集期間氣相資料.....	10
4.2 道路交通量調查.....	10
4.3 大氣中氣態 PAHs 之分布.....	11
4.3.1 各車道室內與室外氣態 PAHs 濃度及組成分佈.....	11
4.3.2 各車道甲基化 PAHs 與致癌性 PAHs 之分布.....	11
4.3.3 PAHs 與 CO、NO _x 之相關性.....	12
4.3.4 室內與室外 PAHs 之相關性.....	12
4.4 大氣中固態 PAHs 之分布.....	13
4.4.1 大氣懸浮微粒濃度.....	13
4.4.2 兩種車道室內外固態 PAHs 濃度.....	13
4.4.3 各車道固態 MePAHs 之分布.....	14
4.4.4 各車道固態致癌性 PAHs 之分布.....	14

4.4.5 各車道氣態與固態 PAHs 比較.....	15
4.5 塵土中 PAHs 之分布	15
4.5.1 各車道單位面積塵土負荷量	15
4.5.2 各車道室內、室外塵土中 PAHs 之分佈.....	16
4.5.3 各車道室內外塵土中 PAHs 高低分子量之比例.....	16
4.5.4 各車道其室內外塵土中 Me-PAHs/TPAHs 之比例.....	17
4.5.5 交通流量與塵土負荷量及塵土中 PAHs 濃度之關係.....	17
4.5.6 塵土中不同分子量 PAHs.....	18
4.6 大氣中含碳物質與金屬之濃度.....	18
4.6.1 各車道大氣中含碳物質之分佈	18
4.6.2 各車道大氣中金屬之分佈	18
4.7 PAHs 之特徵比值	19
4.7.1 氣態 PAHs 之特徵比值.....	20
4.7.2 固態 PAHs 之特徵比值.....	20
4.7.3 塵土中 PAHs 之特徵比值.....	21
第五章 結論.....	22
參考文獻.....	23
圖 3.1-1 採樣地點相對地理位置圖	28

圖目錄

圖 3.1-1 採樣地點相對地理位置圖	28
圖 4.3.1-1 春季與夏季各氣態 PAHs 之百分比	32
圖 4.3.3-1 氣態 TPAHs 與 CO 濃度之相關性	34
圖 4.3.3-2 室外氣態 TPAHs 與 NOX 濃度之相關性	35
圖 4.3.4-1 各車道其室內與室外氣態 TPAHs 濃度之相關性	35
圖 4.4.3-1 柴油車道與汽油車道各固態 MePAHs/TPAHs 之比例	38
圖 4.5.3-1 各車道塵土中不同分子量 PAHs 之比例	42
圖 4.5.5-1 比較各車道總車輛數、室外塵土含量及總 PAHs 濃度之差異	44
圖 4.7.1-1 春季氣態 PAHs 之特徵比值	48
圖 4.7.1-2 夏季氣態 PAHs 之特徵比值	49
圖 4.7.2-1 春季柴油車道與汽油車道其固態各粒徑 PAHs 特徵比值	50
圖 4.7.2-2 夏季柴油車道與汽油車道其固態各粒徑 PAHs 特徵比值	51
圖 4.7.3-1 各車道塵土中 PAHs 之特徵比值	52

表目錄

表 3.2-1 採樣日期與樣品數量	29
表 4.1-1 各採樣期間基本資料	30
表 4.2-1 每日採樣其間各道路之車輛數	31
表 4.3.1-1 不同季節各車道其室內外氣態 TPAHs 濃度	32
表 4.3.2-1 春季各車道其氣態 PAHs 之濃度	33
表 4.3.2-2 夏季各車道其氣態 PAHs 之濃度	33
表 4.4.1-1 各採樣地點其大氣中懸浮微粒之濃度	36
表 4.4.2-1 各採樣地點其固態 TPAHs 與 CO 之濃度	37
表 4.4.4-1 各車道其固態致癌性 PAHs 之濃度	39
表 4.4.5-1 各車道其 TPAHs 之濃度	40
表 4.5.1-1 各車道單位面積塵土負荷量	40
表 4.5.2-1 各車道室內及室外塵土中總 PAHs 之濃度與室內外塵土中 PAHs 之比值	41
表 4.5.6-1 各車道塵土中不同 PAHs 之比例與特徵比值	44
表 4.6.1-1 春季各車道大氣中 EC 與 OC 濃度	45
表 4.6.1-2 夏季各車道大氣中 EC 與 OC 濃度	45
表 4.6.2-1 春季各採樣地點大氣中金屬濃度	46
表 4.6.2-2 夏季各採樣地點大氣中金屬濃度	46
表 4.6.2-3 各車道其金屬濃度與比值	47

第一章 前言

多環芳香烴化合物(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)對人體具有致癌性與致突變性，近年來受到許多專家學者重視與研究。PAHs普遍存在於大氣環境中，汽機車排放之廢氣為都會區內PAHs主要之來源。尤其汽機車排放廢氣中之PAHs含有許多毒性物質，如Benzo[a]pyrene (BaP)為確定之致癌物質(IARC, 2012)。人類暴露到空氣中PAHs會導致生殖系統、心血管系統、抑制免疫系統、肝毒性與罹患癌症等不良影響(Denissenko et al., 1996; Collins et al., 1998; Choi et al., 2008)。

大台中地區近年來交通系統大幅興建，根據行政院交通部統計，截至民國一百零一年底，大台中地區機動車輛總數為268萬輛，其中機車約174萬輛，佔65%，小客車約79.7萬輛，佔29.7%，大客車及大貨車約2.68萬輛，佔1%，可見大台中地區交通工具使用密度極高，進而造成空氣品質沉重之負荷，亦可能直接影響道路兩旁居家環境及居民之健康。

不同室外環境進行大氣中PAHs之研究，發現PAHs濃度最高的地區為交通繁忙之道路旁，最低濃度地區為公園，兩地區之PAHs濃度差距五倍之多。戶外之PAHs濃度與道路之距離呈現遞減之關係，各測點濃度之排序：交通繁忙之道路旁>人行道>背景街道>公園(Delgado-Saborit et al., 2011)。

人們一天中約有66%時間於室內活動(王靖雅, 2008)，居家室內空氣中PAHs之濃度可區分為室內與室外兩種污染源，確立室內空氣污染物來源及特性為一值得研究之議題；研究指出居住於道路旁之民眾暴露到BaP致癌風險(10^{-3})較遠離道路之民眾(10^{-4})高(Bylina et al., 2005)。台中地區交通繁忙之主要道路旁進行居家環境PAHs之採樣，發現室內PAHs濃度與室外PAHs呈明顯正相關之趨勢，顯示室內空氣中PAHs濃度受到室外交通之影響。且汽油車道路之PAHs致癌風險高於柴油車道路，顯示市區內之居民易因高交通流量而暴露到較高濃度之PAHs，而增加其致癌之風險(簡伯珊, 2009)。

都會區人們生活於如此高密度移動源之環境下，其所排放PAHs對附近居家室內外環境及居民之健康之影響，是有必要加以研究分析的。本研究旨在探討移動性污染源排放PAHs對道路兩旁住家環境之影響，選擇台中地區交通流量較大之柴油車行駛為主車道(Diesel-dominated routes, DDR)及汽油車行駛為主車道(Gasoline-dominated routes, GDR)，於春季與夏季進行道路兩旁住家室內外空氣採樣及車流量調查。使用GC-MS/MS來分析氣態、固態及街塵PAHs之濃度及組成，比較柴油車道及汽油車道其路旁PAHs在濃度及組成分佈上之差異，另配合元素碳(EC)、有機碳(OC)、金屬元素及特徵比值之分析，比較不同車道其居家環境PAHs組成之差異，探討交通流量與室內PAHs濃度之相關性。

第二章 文獻回顧

許多研究均指出都會區大氣中PAHs 主要來源為交通工具所排放之廢氣 (Kavouras et al., 1999; Samara et al., 2003; Kalaitzoglou et al., 2004)，為獲得較具交通源代表性之PAHs 資料，許多學者偏向於在隧道內或交通路口等處進行採樣分析。Wingfors et al. (2001)於瑞典交通隧道內所進行之研究指出，隧道內之PAHs 濃度為都會區一般大氣之十倍，且主要分佈於粒徑小於 $1\mu\text{m}$ 之微粒。該研究另使用主成份分析來比較隧道內與都會區空氣PAHs 之差異，發現隧道內與都會區之PAHs 分佈特徵極為相似。本研究團隊曾於河川疏濬工程砂石車輛行駛道路兩旁進行採樣，結果發現該道路兩旁之PAHs 濃度為無砂石車輛行駛路旁之兩倍以上(Chang et al., 2009)。Phuleria et al.(2007)在Los Angeles研究指出，PAHs 濃度在高速公路旁與距離其150 公尺一般大氣呈高度相關，顯示該車道所排放之PAHs 對距離150 公尺處仍有極顯著之影響。台灣人口密度極高，除了都會區道路兩旁有居民居住外，即使在大貨車或大卡車快速行駛之車道兩旁亦常有居民居住，故交通源所排放PAHs 對室內空品之影響特別值得在此地區作深入之研究。

簡(2009)曾使用GC-MS/MS 針對台中地區移動源排放PAHs 其分佈進行研究，發現車道兩旁顆粒態PAHs 濃度與車流量呈顯著相關，且室內顆粒態PAHs 濃度亦與車流量呈顯著相關。此研究結果說明車道兩旁之住戶，其居家環境已明顯遭受移動源排放PAHs 之影響。車輛行駛於道路中，其所產生之PAHs會經由兩大途徑而貢獻於環境中。一為經引擎燃燒而由尾氣排放之PAHs，另一為車行揚塵(resuspension)所產生之PAHs。尾氣排放之PAHs 常以氣態及顆粒態的方式排出，根據簡(2009)之分析，指出路旁細粒徑($\text{PM}_{2.5}$)PAHs 其濃度遠較粗粒徑($\text{PM}_{10-2.5}$)PAHs 之濃度為高，且其與車流量之相關性亦是細粒徑PAHs明顯較粗粒徑PAHs 之相關性為顯著，此結果強調移動源所貢獻之PAHs 大都分佈細粒徑微粒中。相反的，車行揚塵所產生之PAHs 則主要分佈於粗粒徑微粒中，這些化合物除了由於車輛長期排氣而累積於路面上之PAHs，尚包括瀝青及輪胎磨損所產生之PAHs(Murakami et al., 2005; Aryal et al., 2006; Liu et al., 2007)。這些道路上的PAHs 經較長期之環境暴露，其化學組成會與尾氣排放之PAHs 之化學組成大為不同。Slezakova et al. (2012) 指出汽機車尾氣排放之污染對室外環境造成嚴重之影響，亦可能為室內主要之潛在污染源； Castro et al. (2010) 發現位於鄰近道路及高速公路之住宅區，其室外車輛的排放可能為室內污染主要之貢獻源，其中緊鄰市區住家孩童之致癌風險高於郊區。目前有關街塵PAHs 之研究相當多(Hassanien et al., 2008; Naspinski et al., 2008; Dong and Lee, 2009; Han et al., 2009)，而有關室內塵土PAHs 之研究也愈來愈多(Chuang et al., 1998; Fromme et al., 2004; Mannino and Orecchio, 2008)，但探討兩者關聯性之研究則仍不多見。室內塵土中之PAHs，有一部份係由尾氣排放之PAHs 進入室內後逐漸沉降於塵土中，

另有一部份係經車行揚塵而將路面上之PAHs 直接帶入室內塵土。由於此兩種來源之PAHs 其化學組成並不相同，可經由較詳細之組成特性分析，來區別經由此兩途徑之貢獻量。

不同燃燒來源包括固定污染源、移動污染源、露天燃燒及燒烤烹煮等均可能產生PAHs，但由於各種污染源燃燒之材料、加熱方式及溫度均不相同，故會產生不同成份與濃度之PAHs，相關研究常以PAHs之特徵比值(Characteristic ratios)來研判調查場所其PAHs之可能來源(Kavouras et al., 2001; Guo et al., 2003; Dallarosa et al., 2005; Ravindra et al., 2006)。部份研究更嘗試利用PAHs之特徵比值，來區別柴油車及汽油車所排放之PAHs。例如 Khalili et al. (1995)以 $\text{PHEN}/(\text{PHEN} + \text{ANTHR})0.65$ 為柴油車排氣之特徵指標，而 Grimmer et al.(1983)則指出該指標值0.77為汽油車所排放。另有文獻指出特徵比值BaA/CHR在柴油引擎排放之範圍為0.17~0.36，而汽油引擎排放之範圍為0.28~1.20(Simcik et al., 1999)。Li and Kamens(1993)則發現特徵比值(BbF+BkF)/BghiP在柴油車及汽油車所排放之值分別是1.60及0.33，此一特徵比值在此兩種車型中有較大之差距。Kavouras et al.(2001)以 $\text{INP}/(\text{BghiP} + \text{INP})$ 之比值0.35-0.70作為柴油車排氣之範圍，而0.18為汽油引擎排放之值；並以 $\text{BeP}/(\text{BeP} + \text{BaP})0.29\sim 0.40$ 為柴油車排氣之範圍，而0.6~0.8為汽油車排氣之範圍。本研究團隊曾利用Kavouras et al.(2001)之此兩種特徵比值，應用於運砂石車道之調查，並發現其值明顯介於柴油車排氣之範圍。雖然有關PAHs特徵比值之指標很多，但能成功應用於真實環境之案例仍然有限，此因環境污染源種類眾多，而造成PAH裂解之因素相當複雜，且各種PAHs之裂解程度亦不相同，故PAHs特徵比值在應用上仍有須要引用更具有特性之指標，並針對其在真實環境下所呈現之現象仔細加以研究評估。

石油中原本含有之PAHs被歸類為 Petrogenic PAHs，此類PAHs具有較多之烷基化合物(alkylated compounds)，但石油經燃燒後部份化合物會形成Pyrogenic PAHs，此類PAHs具有較少之烷基化合物。Nielsen(1996)指出在車輛之排氣中此兩類PAHs均可能存在，但由於柴油引擎之溫度較汽油引擎之溫度為低，且柴油中原本所含之烷基PAHs (alkylated PAHs)一般均較汽油者為高，故柴油車輛排氣中之烷基PAHs會較汽油車輛者為高。Takada et al.(1990)及Schauer et al.(1999)曾利用methylphenanthrene isomers 與phenanthrene之比值(Me-PHEN/PHEN)來比較柴油引擎排氣與汽油引擎排氣之差異，結果發現該比值在柴油引擎排氣中落於1.73至8.17間，明顯高於汽油引擎排氣之測值(0.7)，此一特徵比值在此兩種車型中有非常明顯之差距，頗適宜應用於真實環境之分析研究。

由於單純使用PAHs之濃度或其特徵比值來判定污染來源仍有其缺陷或不足之處，有些學者曾將PAHs、元素碳(EC)及其粒徑分佈等結合在一起進行研究，其主要目的是因為這種結合方式方便於解釋一些污染現象，對於初始排放源之追蹤也較為可靠。例如Miguel et al.(1998)便由此方式推斷在隧道大氣中之PAHs可能有兩種來源，一為直接來自汽車及柴油車燃燒所排放之超細微粒，另一則來自柴油車所排放的較大微粒與來自非燃燒過程的微粒所結合而成之微粒。Harrison

et al.(2003)分析路旁懸浮微粒中之PAHs、重金屬及NOx，研究結果發現可作為柴油車排放指標之methylphenanthrenes，其濃度與NOx及部份重金屬有良好之相關，藉此強調其研究地區遭受柴油車排放之影響。Kuo et al.(2009)之研究發現運砂石車道其路旁含有高濃度之Mo與Fe，該研究進一步指出Mo之分佈偏向於細微粒中，大部份係由柴油車會之尾氣所排出，而Fe之分佈偏向於粗微粒中，大部份係由車行揚塵所造成的。PAHs除了由車輛之尾氣直接排放外，亦會經由車行揚塵而將原本累積在街塵中之PAHs給揚至空氣中，然後分別再經由氣態、顆粒態及塵土三種介質而進入室內。以柴油車行駛為主之柴油車道及以汽油車行駛為主之汽油車道，不論其車速、車輛組成、排氣量、PAHs排放量、PAHs組成特性及其他相關污染物等均不相同，故其對道路周遭環境及室內其PAHs濃度及組成，一定會有不同程度之影響，相當值得深入分析及探討。

第三章 材料與方法

3.1 採樣地點

本研究選擇台灣台中地區交通負荷量較大之六條道路作為採樣地點，分別於中正路(GDR_{CZ})、台中路(GDR_{TC})、中清路(GDR_{CN})、臨港路(DDR_{LG})、中棲路(DDR_{CI})、豐勢路(DDR_{FS})等地區，於道路旁住宅進行室內外空氣PAHs 樣品及塵土樣品採樣，各採樣地點地理位置如圖3.1-1。

3.2 採樣規劃

詳細採樣時間如表3.2-1，一~三月為春季樣本；四~七月為夏季樣本。

3.2.1 空氣樣品採集

空氣樣本採樣規劃為道路測站各採樣點採集三~四天，採樣時間皆為早上九時至晚間七時三十分，共 10.5 小時。臨近道路邊設置室外採樣點，採集大氣中氣態與固態 PAHs、固態含碳物質及金屬之樣本，同時量測一氧化碳(CO)與氮氧化物(NO_x)。記錄採樣地點之風速、風向及溫度，並以攝錄影機拍攝採樣期間道路之行駛車輛，以便帶回實驗室計數車流輛。此外，於道路室外採樣點附近選擇願意配合之家戶，與室外同步進行家戶室內空氣 PAHs 採樣。由於採樣設備購置之問題，NO_x 採樣只於 2012 年採集。

氣態PAHs之採樣每天使用10個吸附套桶，於不同家戶內採集PAHs樣本，分析時為避免樣品濃度過低，將10個吸附套桶混合成一個樣品，

3.2.2 塵土樣品採集

塵土樣本採樣規劃為各道路採樣點採集一次，採樣時間於空氣樣品採集期間同步採樣，分別於各車道道路旁採集室外樣本，室內則於鄰近道路之一樓客廳採集室內樣本。

3.3 採樣設備

於道路旁室外採樣點使用氣象儀(Davis Weather Wizard III)每小時監測溫度、風速及風向，並同時使用直讀式儀器量測CO(Q Rae PGM2020)與NO_x(Yes Air)之濃度。

室內外PAHs採樣係利用低流量採樣器(Airpump SPP-25GA, Techno Takasuki)。氣態PAHs採集以低流量採樣器搭配一玻璃套桶、離子交換樹脂(Amberlite XAD-16, Sigma)及聚氨酯泡棉(Polyurethane foam, PUF)，以上三種吸附裝置於採

樣前預先洗淨，洗淨時將三種吸附裝置依序使用甲醇(Methyl Alcohol)、二氯甲烷(Dichloromethane)及正己烷(Hexane)等溶劑隔水超音波震盪，震盪後自然風乾。將XAD-16與PUF以夾層之方式組裝，圓筒狀之玻璃套桶內填充XAD-16約4公分，其上下端以PUF固定，組裝完成以鋁箔紙包裝準備採樣。

固態PAHs以低流量採樣器搭配分階衝擊採樣頭(Sioutas Cascade Impactor, SKC)採集，使用石英濾紙(Tissuquartz 2500QAT-UP, 25mm)流量為 9 L min^{-1} ，採集空氣中之懸浮微粒($\text{PM}_{10-2.5}$ 、 $\text{PM}_{2.5-1}$ 、 $\text{PM}_{1-0.25}$)。塵土採樣器係使用吸塵器進行採集，採樣時將石英濾紙(Tissuquartz 2500QAT-UP)置於吸塵器前端之採樣裝置(圖3)。室外含碳物質與金屬採樣係使用高流量採樣器(Andersen/Model IP10 mass Flow Controlled System and Model SA213)，搭配石英濾紙(Tissuquartz 2500QAT-UP, $8 \times 10 \text{ inch}$ 及 $5.62 \times 5.375 \text{ inch}$)分別收集粗粒徑($\text{PM}_{10-2.5}$)及細粒徑($\text{PM}_{2.5}$)之懸浮微粒。

石英濾紙須於採樣前進行淨化，將石英濾紙置於 800°C 高溫爐中處理4小時，以降低有機碳及其他雜質，經熱處理後之濾紙待其冷卻後，置於室溫及 $45 \pm 5\%$ 相對溼度下調理24小時以上，再使用精密天平(Mettler Model AT261)稱取前重，以備採樣之用。

樣完畢之石英濾紙與吸附套桶，以鋁箔紙妥善包覆，並迅速送回實驗室於 -20°C 冰箱保存。石英濾紙置於恆溫恆濕乾燥箱調理後，再精稱後重，由後重與前重之差，即可獲得懸浮微粒之含量。稱重後之濾紙與吸附套桶再盡速進行多環芳香烴物質之分析。

3.4 PAHs 分析

PAHs之氣態樣本分析程序主要包括萃取、濃縮、淨化、再濃縮及儀器測定等步驟，詳細之分析方法如下：

3.4.1 超音波震盪萃取：

將採樣後之樣品置於棕色燒杯內，並加入萃取液以完全淹沒樣品，氣態PAHs吸附套桶萃取液為二氯甲烷與正己烷混合液(DCM/Hexane 1:1) 970mL；濾紙樣品萃取液為二氯甲烷 200mL。使用超音波震盪30分鐘後，將萃取液移至濃縮瓶中，再加入萃取液重複震盪萃取，將第二次所得之萃取液亦倒入濃縮瓶混合之。在前處理過程中，為減少PAHs之衰減，儘量避免光線之照射。

3.4.2 濃縮：

萃取液以真空減壓濃縮裝置抽除，將萃取液濃縮至約2mL。

3.4.3 淨化：

樣品之淨化係利用正相矽膠法(Silica gel)來進行，以去除樣品中之干擾物質。將已處理過之矽膠6 g填充於淨化管中，以30 mL正己烷(Hexane)潤洗活化之，再於矽膠上方覆蓋2 g無水硫酸鈉，並以20 mL正己烷潤洗。淨化管中所填充之矽膠須先置於 105°C 之烘箱內乾燥4小時，而無水硫酸鈉則先置於 400°C 烘箱內烘乾4

小時後才能使用。淨化管潤洗活化後，將濃縮液(約2~3 mL)倒入淨化管，再使用50 mL之正己烷作為沖提液進行流洗，並以濃縮瓶收集淨化液，再進行下一個再濃縮步驟。

3.4.4 再濃縮：

收集前述淨化後之濾液，以真空減壓濃縮機抽除大量溶劑後，再使用氮氣(N₂)吹拂至近乾，並以聚偏二氯乙烯濾紙(孔徑0.45 μm)過濾，最後以二氯甲烷定量至250μL，裝於密閉之棕色玻璃瓶中，置於冷凍庫中低溫保存。

3.4.5 儀器測定：

樣品分析係使用 Varian CP 3900/Saturn 2100T 氣相層析質譜儀(Chromatograph/Mass Spectrometer, GC/MS)進行PAHs之分析，層析毛細管柱(Capillary column)為VF-5ht (30 m×0.25 mm i.d., DF=0.10 μm)。

樣本溶液每次注入體積為1 μL。其升溫程式為：初始溫度50°C，停留1分鐘，先以每分鐘10°C升到100°C，再以每分鐘3°C升到290°C，維持定溫15.67分鐘。注射器溫度為300°C，離子阱質量分析(Ion trap mass analyzers)器溫度為250°C，Transfer line溫度為290°C，載流氣體為高純度氦氣(Helium)，流量為1.0 mL/min。為避免基質干擾及增加訊雜比(S/N Ratio)，本實驗以MS/MS方法進行PAHs分析，當化合物由層析管柱被分離出，進入離子阱質量分析器後，首先會經第一次電子撞擊(Electron impact, EI)產生游離化，並由質量分析器篩選出欲分析之離子作為母離子(Parent ions)，再以適當碰撞誘導解離(Collision induced dissociation, CID)能量做第二次電子撞擊，使該母離子進一步碎裂成子離子(Product ions)，最後再由質量分析器進行子離子之質量分析及定量。此方法降低了背景雜訊干擾，增加特定離子之靈敏度，相對提高訊號與雜訊比(S/N)，並獲得清晰的MS/MS質譜圖。本研究主要分析二十三種PAHs化合物，包括Naphthalene (NAP)，Acenaphthylene (ACPy)，Acenaphthene (ACP)，Fluorene (FLU)，Phenanthrene (PHE)，Anthracene (ANTHR)，Fluoranthene (FLT)，Pyrene(PYR)，Benzo(c)phenanthrene (BcPH)，Benzo(b)naph(2,1-d)thiophene(BNT)，Cyclopenta(cd)pyrene (CPP)，Benz(a)anthracene (BaA)，Chrysene (CHR)，Benzo(b)fluoranthene (BbF)，Benzo(k)fluoranthene(BkF)，Benzo(e)pyrene (BeP)，Benzo(a)pyrene (BaP)，Indeno(1,2,3-cd)pyrene (IND)，Dibenz(ah)anthracene (DBA)，Benzo(ghi)perylene (BghiP)，Anthanthrene (ANTHN)，Dbenzo(a,l)pyrene (DBaP)及Coronene (COR)；六種甲基化PAHs化合物(Methyl-PAHs)，包括1-Methylnaphthalene(1-MeNAP)，2-Methylnaphthalene (2-MeNAP)，1-Methylfluorene(1-MeFLU)，2-Methylphenanthrene (2-MePHE)，3-Methylphenanthrene(3-MePHE)及3,6-Dimethylphenanthrene (3,6-MePHE)；三種PAHs-D同位素化合物標準品Naphthalene-d₈、Phenanthrene-d₁₀及Perylene-d₁₂。

3.5 PAHs 樣本回收率之準確度與精密度

每一批次實驗進行標準品回收率及二重複試驗。回收率試驗係利用已知濃度之標準品添加至空白樣品上，進行樣品分析步驟(萃取、濃縮、淨化、再濃縮及GC/MS 分析)，以瞭解整個實驗分析過程之準確性。除NAP、Me-NAP、ANTHR、3-MePHE、PYR、DBA其回收率較差，其餘化合物標準品之回收率落在75~125%之可接受範圍。

由於各污染源之樣品量較少，本研究二重複試驗，係配置兩瓶已知濃度之標準品添加至空白樣品上，並進行樣品全程分析步驟，以瞭解對樣品之重複分析能力及實驗方法本身之精密度，本研究相對誤差之可接受範圍內為20%。

3.6 元素碳 (Elemental carbone, EC) 及總碳 (Total carbone, TC) 分析：

取適當濾紙，將其分成兩份，一份樣品直接以總有機碳分析儀 (SHMADZU TOC-5000) 在900°C 並且提供氧氣的條件下，將TC完全燃燒成二氧化碳 (CO₂)，再以非散式紅外線分析法 (non-dispersive infrared gas analysis method, NDIR) 於波長43μm處，偵測二氧化碳濃度，並以檢量線推算樣品的總含碳量，所得之值即為TC，檢量線使用葡萄糖配置，r值要求為0.995以上；另一部份樣品濾紙將其置於氣密式高溫爐 (Carbolite model CWF 1200)，於440°C、2 L/min之氧氣的條件下分解有機碳 (OC)，2小時後取出樣品，再以總有機碳分析儀進行分析，所得之值即為EC，再由TC扣除EC，即得OC之含量。

3.7 金屬分析

採得之樣品須先經過前處理步驟，才能以儀器測定之金屬元素。將採樣後完成調理及秤重之石英濾紙與投影片以陶瓷剪刀將之裁至適當大小碎片並置入微波消化管中，分別加適量之混合酸(5 mL硝酸、2 mL氫氟酸)以微波消化樣品，待冷卻後樣品以0.45μm 之PTFE濾膜過濾並以超純水定量。消化後之樣品再以感應耦合電漿質譜儀、電熱式原子吸收光譜儀與火焰式原子吸收光譜儀，依各金屬元素之最佳品保數據或最適操作條件來分析。

3.8 致癌性 PAHs 濃度計算

PAHs中可能致癌物包括BaA、CHR、BbF、BkF、BaP、IND及DBA等七種，本研究採用Nisbet and LaGoy (1992)提出之毒性當量因子(Toxic equivalency factors, TEFs)數據，將七種可能致癌PAHs濃度轉換成BaP致癌當量(BaP equivalent, BaP_{eq})濃度，其轉換係數分別為BaA=0.1、CHR=0.01、BbF=0.1、BkF=0.1、BaP=1、InP=0.1及DBA=1(Nisbet and LaGoy, 1992; Peters et al., 1999)。

致癌性 PAHs(Carcinogenic PAHs, Car-PAHs)濃度計算如下:

$$\text{Car-PAHs} = \sum C_i$$

C_i : 各致癌性 PAHs 之濃度

毒性當量濃度計算如下:

$$\text{BaP}_{\text{eq}} = \sum (C_i \times \text{TEF}_i)$$

C_i : 各致癌性 PAHs 之濃度

TEF_i : 致癌性 PAHs 之毒性當

第四章 結果與討論

4.1 樣本採集期間氣相資料

表4.1-1為各採樣期間基本資料，一~三月為春季樣本；四~七月為夏季樣本。春季採集四條道路樣本，夏季採集五條道路樣本。臨港路(LG)、中棲路(CI)及台中路(TC)於春夏季各採樣一次，中正路(CZ)只於春季採樣，豐勢路(FS)與中清路(CN)只於夏季採樣，其中中清路於2011與2012重複採樣。

各採樣站之風速除臨港路外，其餘測站之風速皆為1m/s以下屬於靜風狀態，臨港路位於台中港區臨近海邊其風速較大(0~6.38 m/s)。背景地區(BK)位於中山醫學大學學人樓樓頂，因學人樓為五層樓之建築其測站春季風速較夏季大($P < 0.05$)。

春季各採樣站之平均溫度為25°C，夏季平均溫度為33°C，臨港路、中棲路與台中路其溫度於兩個季節達顯著差異($P < 0.05$)。

4.2 道路交通量調查

配合大氣PAHs每日採樣期間(10.5小時)同時進行道路車流量及車種之調查，現場錄影後帶回實驗室再以人工計數方式計量各車種之車輛數。車輛種類分為大型車(Heavy-duty vehicles, HDV)、小型車(Light-duty vehicles, LDV)及機車(Motorcycles)，大型車包括大客車、大小貨車、公車及特種車輛；小型車則包含小客車及箱型車，採樣期間道路車流量之調查結果如表4.2-1。

中清路(CN)、台中路(TC)與中正路(CZ)位於台中市區內，交通負荷量大，此三條道路調查結果其總車輛數日平均皆高於三萬輛，尤其中清路(CN)車輛數高達四萬七千輛，均以小型車及機車為主要交通工具。臨港路(LG)、中棲路(CI)、豐勢路(FS)採樣點位於台中郊區，臨港路、中棲路為通往港區之重要道路，道路重型車輛行駛頻繁，豐勢路為國道四號連接東勢之主要幹道。臨港路、中棲路、豐勢路行駛之車輛數較少，但大型車佔總車輛數百分比為18~50%相較於市區道路6~8%高，亦即市區以汽油車行駛為主，而郊區相對的有較多之柴油車。為方便比較此兩種車道PAHs濃度及組成之差異，故將郊區與市區之車道分別定義為柴油車行駛為主之道路(Diesel-dominated routes, DDR)及汽油車行駛為主之道路(Gasoline-dominated routes, GDR)。

4.3 大氣中氣態 PAHs 之分布

4.3.1 各車道室內與室外氣態 PAHs 濃度及組成分佈

春季與夏季各別 PAHs 物種佔總 PAHs(TPAHs) 之百分比如圖 4.3.1-1，二環之氣態 PAHs 佔 TPAHs 百分高達 97%，明顯高於三環以上 PAHs 所佔之百分比。其中 NAP 其夏季百分比顯著高於春季($P < 0.05$)，其餘化合物之百分比則是夏季低於春季，此結果與先前研究結果相似(Li et al., 2009)。因夏季氣溫高，油品中或其他污染源中低環數 PAHs 容易揮發至大氣中，故氣態低環數 PAHs 百分比在夏季有偏高之現象，此導致室外測站夏季之 TPAHs 濃度皆高於春季。

表 4.3.1-1 為各車道春夏兩季其室內與室外環境中氣態 PAHs 之濃度，春季與夏季其室外 TPAHs 之濃度皆遠高於背景地區之濃度，顯示室外之採樣地點均明顯受到移動源 PAHs 排放之影響。不論是 DDR 或 GDR，其室外氣態 PAHs 之濃度均高於室內之濃度，而夏季其室內與室外 PAHs 濃度之差異又較春季其室內與室外之差異為大，其中又以 GDR 其室內與室外 PAHs 濃度之差異為最大。另一值得注意之現象，為 GDR 因其車流量較高，故春季 GDR 室外氣態 TPAHs 濃度(2966 ng/m^3)較 DDR 濃度(1955 ng/m^3)為高，但夏季 DDR 除受移動源排放之影響外，該車道附近之台中港區其儲油槽之低環數 PAHs 亦易揮發至大氣中，造成夏季 DDR 其 TPAHs 濃度(7568 ng/m^3) 反而較 GDR 濃度(6715 ng/m^3) 為高。

4.3.2 各車道甲基化 PAHs 與致癌性 PAHs 之分佈

甲基化 PAHs (Methyl PAHs, MePAHs)為 2-MeNAP、1-MeNAP、1-MeFLU、3-MePHE、2-MePHE 與 3,6-MePHE 濃度之加總。石油燃料本身含有烷基化合物(Alkylated compound)，燃料經燃燒後也會產生 MePAHs，故相關文獻在探討移動污染源排放 PAHs 之特徵時，常加入 MePAHs 分析，藉以強化其 PAHs 貢獻來源之判別能力(Nielsen, 1996; Oliveira et al., 2011)。

致癌性 PAHs (Carcinogenic-PAHs, Car-PAHs)包含 BaA、CHR、BbF、BkF、BaP、InP 及 DBA，共七種化合物，其中 BaP 常被用為 PAHs 之毒性指標。本研究採用毒性當量係數(Toxic equivalent factors, TEFs)來計算 PAHs 之致癌當量濃度(BaPeq)，其轉換係數分別為 BaA=0.1、CHR=0.01、BbF=0.1、BkF=0.1、BaP=1、IND=0.1 及 DBA=1(Nisbet and LaGoy, 1992)，根據此係數將 PAHs 各物種濃度乘以毒性當量係數，換算成 BaP 當量濃度(BaPeq)。

表 4.3.2-1 為春季 DDR 與 GDR 兩種車道其氣態 TPAHs、MePAHs、Car-PAHs 與 BaPeq 濃度，GDR 其室外大氣中之氣態 TPAHs、MePAHs、Car-PAHs 與 BaPeq 濃度均高於 DDR 之濃度，GDR 室外 Car-PAHs 與 BaPeq 濃度比 DDR 濃度高約 2 倍，此資料顯示居住於市區車道兩旁之居民較居住於郊區車道兩旁之居民暴露於

更高濃度之致癌性 PAHs 中，其可能之致癌風險也因此較高。各車道室內與室外之 PAHs 之比較，DDR 其室外環境之 PAHs 濃度高於室內環境，Car-PAHs 及 BaP_{eq} 濃度室內室外之差異並不明顯。GDR 其室內 MePAHs 之濃度略高於室外之濃度，但 Car-PAHs 與 BaP_{eq} 濃度室外顯著高於室內之濃度 ($P < 0.05$)。

表 4.3.2-2 夏季兩種車道氣態 TPAHs、MePAHs、Car-PAHs 與 BaP_{eq} 濃度，除 MePAHs 外 DDR 之濃度皆高於 GDR 之濃度。兩種車道室內與室外之 PAHs 濃度比較，皆以室外之濃度為較高，其中 DDR 其 Car-PAHs 及 BaP_{eq} 濃度室外比室內濃度高約 2 倍。夏季溫度較高，除了車輛油氣之揮發外，台中港區之儲油槽及其附近工業區內工業活動均易受高溫之影響，而致使更多氣態 PAHs 揮發至大氣中，可能因此而導致 DDR 室外其 Car-PAHs 與 BaP_{eq} 濃度並未低於 GDR 之濃度。

4.3.3 PAHs 與 CO、NO_x 之相關性

CO 與 NO_x 為移動污染源尾氣排放之指標污染物，本研究利用車道實際量測之 CO 及 NO_x 為車輛排氣之示蹤劑，探討 CO 及 NO_x 與 TPAHs 之相關性。

圖 4.3.3-1 為室外氣態 TPAHs 濃度與 CO 濃度之相關性，A 圖為室外環境；B 圖為室內環境。春季(圖 A)室外大氣中氣態 TPAHs 濃度與 CO 濃度呈現正相關 ($P < 0.05$)，即道路 CO 濃度越高室外 TPAHs 濃度也隨之增加， $R^2=77\%$ 此值顯示氣態 TPAHs 約有 77% 可由代表移動源之 CO 來解釋，亦即春季中室外氣態 TPAHs 主要由移動源所貢獻。夏季氣態 TPAHs 與 CO 濃度相關性較春季為差， $R^2=0.48$ ($P < 0.05$)，亦即夏季期間氣態 TPAHs 僅有 48% 可由代表移動源之 CO 來解釋，CO 之濃度僅能解釋氣態 TPAHs 約 48%，亦即夏季中室外氣態 TPAHs 除移動源外尚有其他重要之貢獻源。室內(圖 B)之氣態 TPAHs 濃度與 CO 濃度之相關性於春季呈現正相關 ($R^2=0.55$ ， $P < 0.05$)，室內氣態 TPAHs 可由 CO 解釋之量僅 55%，明顯較室外之 77% 為低，顯示室內尚有其他 PAHs 之貢獻源。夏季室內(圖 B)之氣態 TPAHs 濃度與 CO 濃度無明顯之相關性，推測可能是高溫致使其他非交通污染源之 PAHs 揮發，故其相關性較差。

另分析街道兩旁 NO_x 之濃度，並探討其與氣態 TPAHs 濃度之相關性，因儀器購置問題 NO_x 只於 2012 年採樣，故夏季之樣本數較少。圖 4.3.3-2 為 NO_x 濃度與室外 TPAHs 濃度之相關性，由圖可知，不論春季與夏季其室外 TPAHs 濃度與 NO_x 濃度均無相關性，此可能是 NO_x 有部分係來自於非交通源所貢獻。

4.3.4 室內與室外 PAHs 之相關性

圖 4.3.4-1 為各車道室外 TPAHs 濃度與室內 TPAHs 濃度之相關性，春季其室內外氣態 TPAHs 呈現正相關 ($R^2=0.51$ ， $P < 0.05$) 且達統計上之顯著，雖然室內 PAHs 之污染來源眾多，但結果顯示春季室外環境中 TPAHs 增加時室內之 TPAHs 濃度也隨之增加，表示室外環境中高濃度之 TPAHs 確實影響了室內 TPAHs 之分

佈。夏季室內外氣態 TPAHs 並無明顯相關性($R^2 = 0.12$)，可能因夏季有較多非交通之 PAHs 污染來源，使室外與室內 PAHs 傳輸之關係並不明確。

4.4 大氣中固態 PAHs 之分布

4.4.1 大氣懸浮微粒濃度

本研究利用分階採樣器採集粒徑 $PM_{10-2.5}$ 、 $PM_{2.5-1}$ 與 $PM_{1-0.25}$ 之懸浮微粒，因設備購置過程延誤，不同粒徑懸浮微粒之採樣僅於2012年執行。將三天之濾紙樣品混合成一個樣品，以避免樣品濃度過低無法檢出，故所分析之樣品數較少，春季柴油及汽油兩種車道各採集兩條道路($n=2$)，夏季兩車道僅執行一條道路($n=1$)之採樣，兩季分別進行背景測站($n=1$)之採樣。

表4.4.1-1為各採樣地點其大氣中懸浮微粒之濃度，本研究採集之懸浮微粒其粒徑為 $PM_{10-0.25}$ ，車道旁大氣中濃度為 $45.2\sim 53.5\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 之間。另春季與夏季背景懸浮微粒 $PM_{10-0.25}$ 濃度($24.2\ \mu\text{g}/\text{m}$ 與 $28.3\ \mu\text{g}/\text{m}$)與環保署空氣品質測站 PM_{10} 濃度(春季 $29.6\ \mu\text{g}/\text{m}$ 與夏季 $33.0\ \mu\text{g}/\text{m}$)相當接近。相關文獻指出大氣中 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 比值範圍為50~80%(Chan et al., 2005; Ariola et al., 2006)，而本研究 $PM_{2.5-0.25}$ 懸浮微粒細粒徑佔 $PM_{10-0.25}$ 之百分比為47%~59%，落在相關文獻之調查範圍內。

道路旁之懸浮微粒濃度皆高於背景地區1.4~2倍，但未達統計差異。兩個季節室外 $PM_{10-0.25}$ 懸浮微粒濃度之排序為GDR>DDR>BK；室內環境懸浮微粒濃度排序為DDR>GDR。在三種粒徑分佈之比較上，各採樣點均以 $PM_{1-0.25}$ 粒徑之濃度為最高，約佔 $PM_{10-0.25}$ 比例為26.1%~41.6%，最細粒徑所佔之百分比偏高可能是移動源引擎燃燒所導致之結果。

4.4.2 兩種車道室內外固態 PAHs 濃度

表4.4.2-1為兩種車道其春季與夏季固態TPAHs之室內外濃度，春季與夏季背景地區之TPAH濃度相似，皆為 $0.75\ \text{ng}/\text{m}^3$ 。春季DDR與GDR其室外TPAHs濃度均高於夏季之濃度，推測受氣象條件影響，春季因混合層高度較低，不利於污染物擴散，而造成春季固態TPAHs之濃度較高(Li et al., 2009; Singh et al., 2011)。

本研究調查發現台中地區大氣中固態TPAHs以 $PM_{1-0.25}$ 粒徑之懸浮微粒其TPAHs含量為最高，此粒徑PAHs濃度佔 $PM_{10-0.25}$ 中TPAHs約42%。Oliveira et al. (2011)於隧道內量測懸浮微粒($PM_{2.5}$)中之PAHs濃度，指出PAHs之濃度隨粒徑降低而增加，而粒徑小於 $0.49\ \mu\text{m}$ 之微粒中含有84%之PAHs。本研究發現細粒徑($PM_{1-0.25}$)之PAHs/TPAHs比例較該研究為低，除粒徑範圍略有不同外，本研究之採樣地點為真實道路環境，污染物經大氣化學反應或凝聚作用後其不同粒徑之PAHs分佈比例將會與其在隧道環境中不同。

各車道室內與室外空氣中固態TPAHs濃度比較，春季DDR室內環境TPAHs濃度略高於室外環境，但GDR室外TPAHs濃度則明顯高於室內TPAHs之濃度。由於市區(GDR)其車流量較高，且風速較低，移動源在街道上所排放之固態PAHs無法完全進入室內，故易造成其室外TPAHs濃度高於室內之現象。反之，郊區(DDR)其車流量較少，且風速較高，移動源在街道上所排放之固態PAHs較易進入室內，故其室內與室外固態PAHs濃度差異不明顯。此種室內外濃度差異在兩種車道不一致之現象亦出現於夏季中，顯示此種解釋應屬合理。

不論春季或夏季，車道採樣站室外大氣之CO濃度皆高於背景地區，而汽油車道CO濃度亦明顯高於柴油車道，與PAHs之濃度呈現相同趨勢，藉此可強調本研究地區大氣中固態PAHs之分佈亦明顯受交通活動所影響。

4.4.3 各車道固態 MePAHs 之分佈

石油燃料本身含有烷基化合物(Alkylated compound)，燃料經燃燒後也會產生MePAHs，故相關文獻探討移動污染源排放PAHs之特徵，均加入MePAHs分析，以便判別PAHs之貢獻來源(Nielsen, 1996; Oliveira et al., 2011)。

圖4.4.3-1為DDR與GDR其固態MePAHs佔TPAHs之百分比，春季(A圖)PM_{10-2.5}、PM_{2.5-1}與PM_{1-0.25}三個粒徑中固態MePAHs之百分比，室外環境MePAHs百分比DDR為(21%、26%、19%)，GDR百分比為(16%、25%、15%)，皆以DDR之MePAHs/TPAHs百分比比較高，但未達統計差異。柴油車引擎溫度較汽油車低，且柴油本身MePAHs含量較汽油高，故柴油車所排放之MePAHs較汽油車排放為高(Nielsen, 1996)。另外春季室內環境固態MePAHs/TPAHs之百分比，粒徑PM_{2.5-1}中含MePAHs百分比為DDR室內環境>GDR室內環境，而其餘兩粒徑其GDR之MePAHs百分比比較DDR為高。GDR室內環境其MePAHs來源除了室外交通源傳輸近入室內，住宅內烹飪也會貢獻MePAHs(Zhu and Wang, 2003)，且都會區內高樓大廈林立、道路窄小，污染物擴散不易較容易進入路旁之住宅，室內烹飪與室外交通排放之廢氣傳入室內，使GDR其MePAHs之百分比高於DDR。

夏季三種懸浮微粒粒徑(PM_{10-2.5}、PM_{2.5-1}與PM_{1-0.25})中MePAHs佔TPAHs之百分比如圖4.4.3-1(B)所示，PM_{10-2.5}與PM_{1-0.25}兩種粒徑其室外環境MePAHs之百分比為DDR高於GDR，但PM_{2.5-1}此粒徑之結果與上述相反，其原因並不清楚，也可能是樣本數太少(n=1)所造成各粒徑間分佈之不一致結果。室內MePAHs百分比在DDR與GDR間之比較上，發現其在三種粒徑之分佈上並不一致，且春夏兩季均出現此種不一致之現象。由於MePAHs濃度於不同粒徑之懸浮微粒分佈情形，此相關之研究較為少見，故無法與其他研究比較，未來仍須進一步確認此變化之情形。

4.4.4 各車道固態致癌性 PAHs 之分佈

表4.4.4-1為DDR與GDR兩種車道其固態致癌性PAHs之濃度，GDR室外大氣

中國態Car-PAHs與BaPeq濃度均高於DDR，尤其是PM_{1-0.25}粒徑其GDR高於DDR之程度最為顯著。除此之外，致癌性PAHs於不同粒徑懸浮微粒之分佈情形，以細粒徑PM_{1-0.25}之Car-PAHs與BaPeq濃度為最高，可能因細懸浮微粒其表面積較大，且細微粒在大氣中懸浮時間長，相較粗微粒可吸附較多之致癌性PAHs。

春季Car-PAHs與BaPeq濃度與夏季相比，春季致癌性PAHs濃度高於夏季甚多。各車道室內與室外致癌性PAHs濃度比較，發現GDR其室外環境Car-PAHs與BaPeq濃度高於室內環境，但未達統計差異；DDR其Car-PAHs與BaPeq濃度於室內與室外之差異則不明顯。

4.4.5 各車道氣態與固態 PAHs 比較

綜合討論各車道氣態與固態PAHs之比較，如表4.4.5-1。本研究於春季與夏季分別進行環境中氣相與固相(PM_{10-2.5}、PM_{2.5-1}與PM_{1-0.25})PAHs之採樣，發現春季與夏季大氣中氣態PAHs以二、三環PAHs濃度佔TPAHs約97%，且此百分比之季節差異並不明顯(4.3.1節)。其中NAP其夏季百分比顯著高於春季(P < 0.05)，相對的其餘化合物夏季之PAHs百分比低於春季，因夏季氣溫高，低環數PAHs容易揮發至大氣中，且低環數之氣態PAHs百分比較高，故所有測站夏季之TPAHs濃度高於春季(圖4.3.1-1)。

然而固態PAHs則是春季濃度高於夏季TPAHs之濃度，因受氣象條件影響，春季氣溫低，混合層高度較低，不利於污染物擴散，而造成春季高濃度之TPAHs(表4.4.2-1)。固態TPAHs組成皆以最細粒徑(PM_{1-0.25})懸浮微粒之TPAHs含量為最高，其中最細粒徑PAHs濃度佔TPAHs約40%

MePAHs其於氣態PAHs之濃度較固態PAHs為高，因氣態PAHs主要組成低分子量PAHs，而MePAHs化合物為二~三環PAHs，屬低分子量PAHs，故氣態MePAHs濃度較固態濃度高(4.3.4與4.4.5小節)。然而致癌性PAHs(Car-PAHs、BaPeq)之氣固相分佈，則是以固態之濃度為高，致癌性化合物為四環以上之PAHs，其主要分佈於懸浮微粒上，故致癌性PAHs於懸浮微粒之濃度較氣態PAHs濃度高(4.3.2與4.4.4小節)。

4.5 塵土中 PAHs 之分布

4.5.1 各車道單位面積塵土負荷量

各車道單位面積塵土負荷量 (g/m²) 如表4.5.1-1所示，室外塵土隨地區特性之不同，各道路塵土量與粒徑大小分佈亦有所差異，導致各車道室外單位面積塵土負荷量有極大之變異，且室外塵土負荷量亦會影響其室內/室外之比值。室外傳輸至室內之塵土以細粒徑為主，加上居民生活習慣之不同，打掃頻率亦為影響室內塵土負荷量之因素。本篇研究發現台中路(TC)其室內外之塵土比值最小，其

原因係台中路室外單位面積塵土負荷量最高所致，而中清路(CN)及豐勢路(FS)其室外單位面積塵土負荷量較其它道路為低，故其室內/室外比值較其它道路為高。由於環境中的塵土為一長時間累積之污染物，季節變化對於塵土中污染物濃度之差異並不明顯，故塵土樣品之數據解析並無分季節探討。

4.5.2 各車道室內、室外塵土中 PAHs 之分佈

表 4.5.2-1 各車道室內及室外塵土中總 PAHs 之濃度與室內外塵土中 PAHs 之比值，六條道路中以台中路室(TC)內單位面積塵土中總 PAHs 濃度(638 ng/m²) 為最高，而以臨港路(LG)室內單位面積塵土中總 PAHs 濃度(93 ng/m²) 為最低，由於臨港路(LG)室內塵土負荷量最低，導致其室內單位面積塵土中總 PAHs 濃度相較於其它道路是較低的。中正路(CZ)室內每克塵土中總 PAHs 含量(26259 ng/g) 為最高，而以豐勢路(FS)室內每克塵土中總 PAHs 含量(2538 ng/g) 為最低。中正路(CZ)及台中路(TC)室內每克塵土中總 PAHs 含量分別高達 26259 ng/g 及 14281 ng/g，其原因為兩條道路之交通流量均達 3 萬 (輛/10.5hr) 以上，加上受高樓林立之影響，使得移動源所排放之細粒徑 PAHs 更易累積於道路塵土中。由於傳輸至室內之塵土多以細粒徑之塵土為主，故中正路(CZ)及台中路(TC)室內每克塵土中總 PAHs 含量較其它道路高。中棲路(CI)室內每克塵土中總 PAHs 含量為 6229 ng/g，其室內除了受室外移動污染源排放之影響，亦可能受室內人為活動之影響所致。

由於室外塵土負荷量高於室內，使室外單位面積總 PAHs 濃度亦高於室內，故導致在室內與室外單位面積塵土中 PAHs 之比值呈現小於 1 之現象。因傳輸至室內之塵土係以細粒徑為主，此傳輸作用會導致室內單位塵土重量所含 PAHs 之量會高於室外之現象，故室內與室外每克塵土中 PAHs 之比值大於 1。在重量單位之比值中，中正路(CZ)因室外塵土粗粒徑之塵土含量較其它道路高，且粗粒徑之塵土較不易吸附 PAHs，故導致室外每克塵土中 PAHs 含量較低，進而使中正路(CZ)室內與室外塵土中 PAHs 之比值相較於其它道路高。

4.5.3 各車道室內外塵土中 PAHs 高低分子量之比例

本研究將二十九種 PAHs 進一步區分為低分子量 PAHs (Low molecular weight PAHs , LMW-PAHs) 及高分子量 PAHs (High molecular weight PAHs , HMW-PAHs) ，其中 LMW-PAHs 包含 2 環及 3 環之 PAHs ; HMW-PAHs 則包含 4 至 7 環之 PAHs 。

各道路室內外塵土中 PAHs 高低分子量之比例如圖 4.5.3-1 所示，研究結果發現，室外塵土中 HMW-PAHs 佔總 PAHs 之比例 (55.2 % ~ 79.3 %) 較 LMW-PAHs 佔總 PAHs 之比例 (20.7 % ~ 44.9 %) 高。Han et al. (2009) 之研究指出上海地區塵土中以高分子量 (4~6 環) 之 PAHs 為主，約佔 83.2 % ~ 97.0 % ，該地區高分子量 PAHs 佔總 PAHs 之比例略較本研究為高。另本篇研究亦

發現，各道路其室內塵土中 LMW-PAHs 佔總 PAHs 之比例(15.0 % ~ 26.4 %) 較室外塵土中 LMW-PAHs 佔總 PAHs 之比例為低，其原因為室外環境易受到移動源直接排放所影響，且室外塵土會經由車輛行駛揚塵或其它方式傳輸至室內，而在傳輸過程中 LMW-PAHs 相對於 HMW-PAHs 又較易從塵土中揮發，故導致室內塵土中 LMW-PAHs 佔總 PAHs 之比例會較室內者為低。

4.5.4 各車道其室內外塵土中 Me-PAHs/TPAHs 之比例

柴油燃料中富含較高之烷基類化合物 (Alkylated compound)，在柴油引擎不完全燃燒之情況下易產生甲基化 PAHs (Methylated PAH, MePAHs)，故學者常利用 MePAHs 來判定受到柴油車排放影響之程度。各車道其室內與室外塵土中 MePAHs 佔總 PAHs 之比例如圖 4.5.4-1 所示。各車道其室外塵土中 MePAHs 佔總 PAHs 之比例皆高於室內 MePAHs 佔總 PAHs 之比例，係因室外受移動源直接排放影響所導致。中正路(CZ)及豐勢路(FS)其室外塵土中 MePAHs 佔總 PAHs 之比例較其它道路高，其主要原因為中正路位於台中市市區，且採樣地點鄰近公車站牌，且受到交通號誌之影響，使公車長時間停留於採樣地點，故導致中正路室外塵土中 MePAHs 佔總 PAHs 之比例高；而豐勢路其道路較中棲路(CI)及臨港路(LG)窄，且豐勢路其大型車比例達 17.6 %，相較於中棲路及臨港路易受到移動源直接排放所影響，導致豐勢路室外塵土中 MePAHs 佔總 PAHs 之比例亦呈現較高之現象。

4.5.5 交通流量與塵土負荷量及塵土中 PAHs 濃度之關係

圖 4.5.5-1 為比較 GDR 及 DDR 兩種車道總車輛數、室外塵土負荷量及總 PAHs 之差異。GDR 總車流量較 DDR 為高，且達統計上之顯著差異 ($P < 0.05$)。室外塵土之負荷量亦受車輛數影響，車輛數越高其尾氣排放之顆粒態污染物質亦隨之升高，且市區建築物較郊區密集，其風速亦較郊區車道為低，使塵土易於道路上累積，故使 GDR 之塵土負荷量較 DDR 之塵土負荷量為高，分別為 $18.9 (g/m^2)$ 及 $9.65 (g/m^2)$ ，但未達統計上之顯著差異 ($P = 0.336$)。根據 Godish (1991) 指出城市街道受兩旁建築物之影響，使其具有類似峽谷之地形特徵，稱之為「街谷效應」；城市之街谷效應降低城市的風速並限制污染物質之擴散。又移動污染源為城市 PAHs 之主要貢獻源，受街谷效應之影響使污染物質易於城市地區中累積。室外塵土中總 PAHs 之濃度 (mg/m^2) 除受車輛之排氣量影響，亦受單位面積塵土負荷量影響。車輛數越高，尾氣排放之污染物質亦高，且市區因道路較郊區較窄小，亦可能受街谷效應之影響，進而使 PAHs 不易擴散所致。故使 GDR 單位面積之總 PAHs 濃度 (mg/m^2) 較 DDR 為高，分別為 $21.2 (mg/m^2)$ 及 $17.8 (mg/m^2)$ ，但未達統計上之顯著差異 ($P = 0.0599$)。

4.5.6 塵土中不同分子量 PAHs

表 4.5.6-1 比較各車道其室外不同分子量 PAHs 之比例，GDR 室外塵土中 HMW-PAHs 佔總 PAHs 之比例較 DDR 為高，分別為 GDR 73.6 % 及 DDR 66.4 % ($P=0.198$)；而 DDR 室外塵土中 LMW-PAHs 佔總 PAHs 比例較 GDR 為高，分別為 GDR 26.4 % 及 DDR 33.6 % ($P=0.124$)，但均未達統計上之顯著差異。Rogge et al. (1993) 研究發現汽油車排放多以 HMW-PAHs 為主，而柴油車排放則以 LMW-PAHs 為主，Kuo et al. (2012) 研究亦指出 DDR 中其懸浮微粒中 LMW-PAHs 佔總 PAHs 17.9 % 較 GDR 之 9.6 % 為高。本研究中發現塵土中 LMW-PAHs 佔總 PAHs 亦是 DDR 高於 GDR，故兩研究在懸浮微粒及塵土中其低分子量所佔之比例均以 DDR 較高，兩研究有一致之結果。

Nielsen (1996) 研究結果發現柴油燃料中富含較高之烷基類化合物 (Alkylated compound)，然而在柴油引擎不完全燃燒之情況下易產生甲基化 PAHs (Methylated PAH, MePAHs)，而學者常利用 MePAHs 來判定其環境受到柴油車排放影響之程度。MePAHs 佔總 PAHs 之百分比，本研究發現街塵中 DDR 其 MePAHs 佔總 PAHs 之百分比比較 GDR 為高，而 Kuo et al. (2012) 研究亦指出懸浮微粒中 DDR 其 MePAHs 佔總 PAHs 之百分比 ($3.76\% \pm 3.15\%$) 較 GDR 之百分比 ($1.96\% \pm 0.97\%$) 為高，兩研究結果有一致之趨勢。

4.6 大氣中含碳物質與金屬之濃度

4.6.1 各車道大氣中含碳物質之分佈

表 4.6.1-1 為春季各車道 EC 與 OC 濃度，比較粗細粒徑之 EC 與 OC 濃度，細粒徑懸浮微粒 ($PM_{2.5}$) 之 EC 與 OC 濃度皆高於粗粒徑 ($PM_{10-2.5}$) 之濃度，係因交通源排放之廢氣主要以細懸浮微粒為主 (Raaschou-Nielsen et al., 2001)。交通測站大氣中含碳物質濃度皆高於背景地區，其中 GDR 行駛之車輛數較 DDR 為高，故 GDR 其 EC 與 OC 之濃度均高於 DDR，但因柴油車常排放較多之黑碳 (Miguel A.H., 1998; Penner J.E., 1993)，故 EC/OC 比值係以 DDR 為較高，尤其細粒徑懸浮微粒之 $EC_{2.5}/OC_{2.5}$ 比值，DDR 之該比值 (1.01 ± 0.44) 明顯高於 GDR 之比值 (0.72 ± 0.26)。

表 4.6.1-2 夏季各車道 EC 與 OC 濃度，夏季 EC 與 OC 濃度之結果與春季相似， $PM_{2.5}$ 之 EC 與 OC 濃度皆高於粗粒徑之濃度，而 GDR 之 EC 與 OC 濃度較 DDR 為高。夏季細粒徑懸浮微粒之 $EC_{2.5}/OC_{2.5}$ 比值，DDR (1.14 ± 0.47) 仍明顯高於 GDR (0.71 ± 0.38)。

4.6.2 各車道大氣中金屬之分佈

相關文獻指出煞車來令片中含有高量的 Cu (Weckwerth et al., 2001)；車輛使用之潤滑油含有 Ni (Weckwerth et al., 2001)；柴油品中含有 Cr (Wang et al., 2003)；汽油品中含有 Sb (Valiulis et al., 2002)。Adachi et al., (2004)指出輪胎磨擦地面所產生的粉塵為環境中 Zn 的重要來源，Fe 富含於地層中為地殼元素的代表。

表 4.6.2-1 為春季各採樣地點大氣中金屬之濃度，交通測站之金屬濃度皆高於背景地區，顯示 DDR 與 GDR 可能受到移動污染源影響。粗粒徑(PM_{10-2.5})部分 DDR 之 Cr、Ni、Fe 濃度為高於 GDR，其中 Cr 之濃度高於 GDR 2.6 倍之多。細粒徑(PM_{2.5})之金屬分布，交通測站之金屬濃度皆高於背景地區，除 Ni 外皆以 GDR 金屬濃度為最高。

表 4.6.2-2 為夏季各採樣地點大氣中金屬之濃度，與春季結果相似，不論粗細粒徑交通測站之金屬濃度皆高於背景地區，顯示本研究採樣之車道受到移動污染源影響。夏季 PM_{10-2.5} 中 Ni 於 DDR 與 GDR 之濃度相似，其餘金屬 Cr、Sb、Cu、Zn、Fe 皆以 GDR 之濃度為較高。細粒徑(PM_{2.5})部分，DDR 其 Cr 之濃度(4.40 ng/m³)較 GDR(3.59 ng/m³)為高。Ni 濃度於兩車道並無明顯差異，Sb、Cu、Zn、Fe 之濃度分布皆為 GDR>DDR。

綜合春季與夏季金屬濃度來看，地殼元素 Fe 皆以 PM_{10-2.5} 粗粒徑之濃度高於細粒徑，Fe 主要是由車行揚塵所貢獻，故偏向於粗粒徑之分布。文獻指出汽油車會排放 Sb 元素，而柴油車卻較少文獻記載，於本研究結果發現不論季節與粒徑，Sb 之濃度 GDR 之濃度皆高於 DDR，達統計上之差異。Cu、Zn 之濃度皆以 GDR>DDR，因 GDR 行駛之車輛數較高，故其金屬濃度較 DDR 為高。

表 4.6.2-3 為各車道其總金屬濃度(Total metals, T-metals)及總金屬濃度與懸浮微粒之比值，春季與夏季其大氣中總金屬濃度 GDR 皆高於 DDR，因 GDR 之交通量繁忙，故其車道所採集之總金屬濃度較高。受氣候條件影響，春季氣候較不易污染物擴散，故春季之總金屬濃度與比值皆高於夏季。其中春季 GDR 之 PM_{2.5} 總金屬濃度(比值)為 802 ng/m³(0.01)高於 DDR 587 ng/m³(0.02)，且達統計差異。

4.7 PAHs 之特徵比值

先前許多研究針對不同污染物燃燒產生 PAHs 濃度之特徵進行探討，近年來學者利用特徵比值(Characteristic Ratio)將各個 PAHs 成份比值來判定其可能之來源(Mannino and Orecchio, 2008; Saarnio et al., 2008; Oliveira et al., 2011; Tobiszewski and Namieśnik, 2012)。本研究參考文獻中特徵比值，針對各道路測站進行 PAHs 特徵比值解析。使用特徵比值判定 PAHs 污染來源，主要須考慮研究地區之污染源特性，本研究之 DDR 車道其主要之污染源包括移動源及固定源，固定源主要為煤碳燃燒之排放，而 GDR 其主要之污染源包括移動源及生質燃燒，因此本研究選擇 ANTHR/PHE+ANTHR 與 FLT/FLT+PYR 兩個比值交叉比對判定其來源。

參考文獻中 ANTHR/PHE+ANTHR 比值小於 0.1 為石油中原本已存在之

PAHs，比值大於 0.1 為燃燒所產生之 PAHs(Yunker et al., 2002; Orecchio, 2011)。FLT/FLT+PYR 比值小於 0.5 為液態石化燃料燃燒產生之 PAHs，包括汽油與柴油等，比值大於 0.5 為生質燃燒、木材與煤燃燒產生(Sicre et al., 1987; Yunker et al., 2002; Orecchio, 2011)。

4.7.1 氣態 PAHs 之特徵比值

圖 4.7.1-1 為春季氣態 PAHs 之特徵比值，A 圖為室外環境；B 圖為室內環境。X 軸為 ANTHR/PHE+ANTHR 之比值，Y 軸為 FLT/FLT+PYR 之比值；各車道採集三~四天氣態 PAHs 樣品，以天數為單位，各道路樣品以不同之標記圖案表示。(圖 A)春季室外各車道於圖中分佈情形較分散，臨港路(DDR_{LG}) FLT/FLT+PYR 比值平均為 0.55，略高於文獻比值 0.5；台中路(GDR_{TC}) ANTHR/PHE+ANTHR 比值平均為 0.05 略低於文獻比值。其餘道路落於 ANTHR/PHE+ANTHR 比值大於 0.1，而 FLT/FLT+PYR 比值小於 0.5 之範圍內。春季室內環境(圖 B)其氣態 TPAHs 之特徵比值散佈情形較室外環境集中，臨港路(DDR_{LG})採樣期間唯有一天之 FLT/FLT+PYR 比值大於 0.5，其餘道路落於 ANTHR/PHE+ANTHR 比值大於 0.1，而 FLT/FLT+PYR 比值小於 0.5 之範圍內。

圖 4.7.1-2 為夏季氣態 PAHs 之特徵比值，A 圖為室外環境；B 圖為室內環境。(A 圖)室外環境中各車道氣態 PAHs 之特徵比值落於 ANTHR/PHE+ANTHR 比值大於 0.1，而 FLT/FLT+PYR 比值小於 0.5 之範圍內。(B 圖)夏季室內環境中氣態 PAHs 之特徵比值，圖中各車道特徵比值之散佈圖較室外環境分散，但大多數道路樣本集中之範圍為 ANTHR/PHE+ANTHR 比值大於 0.1，而 FLT/FLT+PYR 比值小於 0.5。

本研究於春季與夏季採集道路旁空氣中氣態 PAHs 樣本，利用 ANTHR/PHE+ANTHR 與 FLT/FLT+PYR 特徵比值判定 PAHs 污染來源，發現氣態 PAHs 主要由燃燒液態石化燃料所貢獻。室內環境氣態 PAHs 利用特徵比值評估之結果與室外環境相似，表示採樣地區之道路旁住宅其室內外氣態 PAHs 受道路交通活動影響。

4.7.2 固態 PAHs 之特徵比值

圖 4.7.2-1 為春季固態 PAHs 之特徵比值，A 圖為室外環境；B 圖為室內環境。X 軸為 ANTHR/PHE+ANTHR 之比值，Y 軸為 FLT/FLT+PYR 之比值；各車道將三~四天固態 PAHs 樣品混合成一個樣品，圖中呈現三個粒徑(PM_{10-2.5}、PM_{2.5-1}與 PM_{1-0.25})之特徵比值，各道路樣品以不同之標記圖案表示。(圖 A)春季各車道室外環境於圖中分佈較為分散，臨港路(DDR_{LG})FLT/FLT+PYR 比值平均為 0.69，台中路(GDR_{TC})FLT/FLT+PYR 比值平均為 0.61，其餘樣本皆落在 ANTHR/PHE+ANTHR 比值大於 0.1，而 FLT/FLT+PYR 比值小於 0.5 之範圍內。(圖 B)春季各車道室內環境於圖中分佈情形較室外分散，臨港路(DDR_{LG})與台中路

(GDRTC)FLT/FLT+PYR比值平均為0.65，中正路(GDRCZ) FLT/FLT+PYR比值平均為0.55略高於文獻比值，中棲路(DDRCI)比值皆小於0.5，且所有車道 ANTHR/PHE+ANTHR之比值皆大於0.1。

圖4.7.2-2為夏季固態PAHs之特徵比值，A圖為室外環境；B圖為室內環境。夏季樣品為三天之濾紙樣品混合，故所分析之樣品數較少，車道樣本(n=1)。(圖A與B)所有固態PAHs樣本皆落在ANTHR/PHE+ANTHR比值大於0.1，而 FLT/FLT+PYR比值小於0.5之範圍內。

綜合本研究固態PAHs之特徵比值，發現春季室內與室外環境除了燃燒液態石化燃料產生之PAHs外，還有生質燃燒與煤燃燒會貢獻固態PAHs。因春季大氣混合層低，固定源煤燃燒產生之PAHs擴散不易，又春季生質燃燒活動頻繁，故採樣地區移動污染源不是唯一固態PAHs之貢獻源。夏季室內與外空氣中固態PAHs皆為燃燒液態石化燃料產生，顯示採樣地區之道路旁住宅居家環境中固態PAHs受道路交通活動影響。

4.7.3 塵土中 PAHs 之特徵比值

本篇研究結果塵土中PAHs之特徵比值如圖4.7.3-1 所示，A圖為室外環境；B圖為室內環境。發現室內與室外各道路其ANTHR/PHE+ANTHR之比值皆大於0.1，FLT/FLT+PYR比值均小於0.5，推測本研究採樣之道路塵土中PAHs可能之污染來源為液態石化燃料燃燒所貢獻。其中，室外塵土相較於室內塵土較易受到移動污染源之直接排放影響，故其ANTHR/PHE+ANTHR之比值較室內趨近於0.1，較偏向石油裂解之貢獻。

第五章 結論

本研究所調查之室外道路上，比較不同車道之含碳物質(EC與OC)、金屬及PAHs之濃度分佈。GDR總車輛數高於DDR。發現含碳物質與金屬濃度為GDR高於DDR，而EC/OC比值則是DDR高於GDR。所有測站大氣中氣態PAHs濃度夏季濃度高於春季。春季DDR與GDR其室外固態TPAHs濃度均高於夏季之濃度。

氣態 TPAHs 其濃度為 GDR 高於 DDR，而 Car-PAHs 與 BaP_{eq} 之濃度春季 GDR 濃度高於 DDR，夏季則係 DDR 濃度為高。分析道路室外氣態 PAHs 與 CO 濃度之相關性，春季與夏季均呈現正相關性。另比較室外與室內氣態 PAHs 之差異，受到移動污染源影響室外環境之 PAHs 濃度高於室內環境。

本研究調查發現台中地區大氣中固態TPAHs以PM_{1-0.25} 粒徑之懸浮微粒其TPAHs含量為最高。各車道室內與室外空氣中固態TPAHs濃度比較，春季DDR室內環境TPAHs濃度略高於室外環境，但GDR室外TPAHs濃度則明顯高於室內TPAHs之濃度。汽油車道CO濃度亦明顯高於DDR，與PAHs之濃度呈現相同趨勢。春夏兩季MePAHs/TPAHs百分比皆以DDR較GDR高。GDR室外大氣中固態Car-PAHs與BaP_{eq}濃度均高於DDR，尤其是PM_{1-0.25}粒徑其GDR高於DDR之程度最為顯著。

室外塵土負荷量高於室內，使室外單位面積 TPAHs 濃度亦高於室內。室外塵土中 HMW-PAHs/TPAHs 之比例較 LMW-PAHs/TPAHs 之比例高；且 MePAHs/TPAHs 之比例皆高於室內。室外塵土之負荷量亦受車輛數影響，故使 GDR 之塵土負荷量較 DDR 之塵土負荷量為高；GDR 單位面積之 TPAHs 濃度 (mg / m²) 較 DDR 為高。GDR 室外塵土中 HMW-PAHs/TPAHs 之比例較 DDR 為高。究發現街塵中 DDR 其 MePAHs/TPAHs 之百分比較 GDR 為高。

另外，利用特徵比值判定 PAHs 污染來源，發現氣態 PAHs 主要由燃燒液態石化燃料所貢獻，表示本研究調查之道路旁住宅其室內外氣態 PAHs 主要受道路交通活動影響。

參考文獻

- Ariola, V., A. D'Alessandro, F. Lucarelli, G. Marcazzan, F. Mazzei, S. Nava, I. Garcia-Orellana, P. Prati, G. Valli and R. Vecchi (2006) Elemental characterization of PM₁₀, PM_{2.5} and PM₁ in the town of Genoa (Italy). *Chemosphere*, 62: 226-232.
- Aryal, R.K., Furumai, H., Nakajima, F. and Boller, M. (2006) Characteristics of particle-associated PAHs in a first flush of a highway runoff. *Water science and technology*, 53: 245-251.
- Bylina, B. G., B. Rakwicz and J. Pastuszka (2005) Assessment of exposure to traffic-related aerosol and to particle-associated PAHs in Gliwice, Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14: 117-123.
- Castro, D., Slezakova, K., Delerue-matos, Alvim-ferraz M.C., Morais, S., Pereira, M.C. (2010). Contribution of traffic and tobacco smoke in the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons on outdoor and indoor. *Global NEST Journal*, Vol 12, No 1, pp 3-11.
- Chan, C., X. Xu, Y. Li, K. Wong, G. Ding, L. Chan and X. Cheng (2005) Characteristics of vertical profiles and sources of PM_{2.5}, PM₁₀ and carbonaceous species in Beijing. *Atmospheric Environment*, 39: 5113-5124.
- Chang, S.H., Hsieh, M.Y., Yang, H.J., Chen, M.C. and Kuo, C.Y. (2009) Effects of diesel vehicle emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons on the surrounding environment and residents. *Journal of Environmental Science and Health Part C*, 27:141-154.
- Choi, H., V. Rauh, R. Garfinkel, Y. Tu and F. P. Perera (2008) Prenatal exposure to airborne polycyclic aromatic hydrocarbons and risk of intrauterine growth restriction. *Environmental health perspectives*, 116: 658.
- Chuang, J.C., Pollard, M.A., Chou, Y.L., Menton, R.G. and Wilson, N.K. (1998) Evaluation of enzyme-linked immunosorbent assay for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in house dust and residential soil. *The Science of the Total Environment*, 224: 189-199.
- Collins, J., J. Brown, G. Alexeeff and A. Salmon (1998) Potency equivalency factors for some polycyclic aromatic hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbon derivatives. *Regulatory toxicology and pharmacology*, 28: 45-54.
- Dallarosa, J.B., Mõnego, J.G. and Teixeira, E.C. (2005) Polycyclic Aromatic hydrocarbons in atmospheric particles in the metropolitan area of Porto Alegre, Brazil. *Atmospheric Environment*, 39: 1609-1625.
- Delgado-Saborit, J. M., Stark, C. and Harrison, R.M. (2011) Carcinogenic potential,

- levels and sources of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures in indoor and outdoor environments and their implications for air quality standards. *Environment International*, 37: 383-392.
- Denissenko, M. F., Pao, A., Tang, M. and Pfeifer, G.P. (1996) Preferential formation of benzo [a] pyrene adducts at lung cancer mutational hotspots in P53. *Science*, 274: 430.
- Dong, T.T.T. and Lee, B.K. (2009) Characteristics, toxicity, and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Ulsan, Korea. *Chemosphere*, 74: 1245-1253.
- Fromme, H., Lahrz, T., Piloty, M., Gebhardt, H., Oddoy, A. and Rüden, H. (2004) Polycyclic aromatic hydrocarbons inside and outside of apartments in an urban area. *Science of the Total Environment*, 326: 143-149.
- Grimmer, G., Jacob, J. and Noujack, K.W. (1983) Profile of the polycyclic aromatic hydrocarbons from lubricating oils. Inventory by GC/MS-PAH in environmental materials, Part 1. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 314: 13-19.
- Guo, H., Lee, S.C., Ho, K. F., Wang, X.M. and Zou, S.C. (2003) Particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air of Hong Kong. *Atmospheric Environment*, 37: 5307-5317.
- Han, B., Bai, Z., Guo, G., Wang, F., Li, F., Liu, Q., Ji, Y., Li, X. and Hu, Y. (2009) Characterization of PM10 fraction of road dust for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from Anshan, China. *Journal of Hazardous Materials*, 170: 934-940.
- Harrison, R.M., Tilling, R., Callén Romero, M.S., Harrad, S. and Jarvis, K. (2003) A study of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the roadside environment. *Atmospheric Environment*, 37: 2391-2402.
- Hassanien, M.A. and Abdel-Latif, M.N. (2008) Polycyclic aromatic hydrocarbons in road dust over Greater Cairo, Egypt. *Journal of Hazardous Materials*, 151: 247-254.
- IARC (2012) Agents Classified by the IARC Monographs. 1-105.
- Kalaitzoglou, M., Terzi, E. and Samara, C. (2004) Patterns and sources of particle-phase aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban and rural sites of western Greece. *Atmospheric Environment*, 38: 2545-2560.
- Kavouras, I.G., Koutrakis, P., Tsapakis, M., Lagoudaki, E., Stephanou, E. G., Bear, D.V. and Oyola, P. (2001) Source apportionment of urban particulate aliphatic and polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs) using multivariate methods. *Environmental Science and Technology*, 35: 2288-2294.
- Kavouras, I.G., Mihalopoulos, N. and Stephanou, E.G. (1999) Secondary organic

- aerosol formation vs. primary organic aerosol emission. In situ evidence for the chemical coupling between monoterpene acidic photooxidation products and new particle formation over forests. *Environmental Science and Technology*, 33: 1028-1037.
- Khalili, N.R., Scheff, P.A. and Holsen, T.M. (1995) Polycyclic aromatic hydrocarbons source fingerprints for coke ovens, diesel and gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions. *Atmospheric Environment*, 29: 533-542.
- Klara Slezakova, Dionísia Castro, Cristina Delerue-Matos, Maria do Conceição Alvim-Ferraz, Simone Morais, Maria do Carmo Pereira, (2012). Impact of vehicular traffic emissions on particulate-bound PAHs : Levels and associated health risks. *Atmospheric Research*. 127: 141-147.
- Kuo, C.Y., Wang, J.Y., Chang, S.H. and Chen, M.C. (2009) Study of metal concentrations in the environment near diesel transport routes. *Atmospheric Environment*, 43: 3070-3076.
- Li, C.K. and Kamens, R.M. (1993) The use of polycyclic aromatic hydrocarbons as source signatures in receptors modeling. *Atmospheric Environment*, 27: 523-532.
- Li, Z., Sjodin, A., Porter, E.N., Patterson Jr, D.G., Needham, L.L., Lee, S., Russell, A.G. and Mulholland J.A. (2009) Characterization of PM_{2.5}-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Atlanta. *Atmospheric Environment*, 43: 1043-1050.
- Liu, M., Cheng, S.B., Ou, D.N., Hou, L.J., Gao, L., Wanf, L.L., Xie, Y.S., Yang, Y. and Xu, S.Y. (2007) Characterization, identification of road dust PAHs in central Shanghai areas, China. *Atmospheric Environment*, 41: 8785-8795.
- Mannino, M. R. and Orecchio, S. (2008) Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor dust matter of Palermo (Italy) area: Extraction, GC-MS analysis, distribution and sources. *Atmospheric Environment*, 42: 1801-1817.
- Miguel, A.H., Kirchstetter, T.W., Harley, R.A. and Hering, S.V. (1998) On-road emissions of particulate polycyclic aromatic hydrocarbon and black carbon from gasoline and diesel vehicles. *Environmental Science and Technology*, 32:450-455.
- Murakami, M., Nakajima, F. and Furumai, H. (2005) Size- and density-distributions and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road dust. *Chemosphere*, 61: 783-791.
- Naspinski, C., Lingenfelter, R., Cizmas, L., Naufal, Z., He, L.Y., Islamzadeh, A, Li, Z., Li, Z., McDonald, T. and Donnelly, K.C. (2008) A comparison of concentrations of polycyclic aromatic compounds detected in dust samples from various regions of the world. *Environment International*, 34: 988-993.

- Nielsen, T. (1996) Traffic contribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the cancer of a large city. *Atmospheric Environment*, 30: 3481-3490.
- Nisbet, I. C. T. and LaGoy, P.K. (1992) Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regulatory toxicology and pharmacology*, 16: 290-300.
- Oliveira, C., Martins, N., Tavares, J., Pio, C., Cerqueira, M., Matos, M., Silva, H., Oliveira, C., Camoes, F. (2011) Size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in a roadway tunnel in Lisbon, Portugal. *Chemosphere*. 83:1588-1596.
- Orecchio, S. (2011) Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor emission from decorative candles. *Atmospheric Environment*, 45: 1888-1895.
- Penner, J.E., Eddleman, H.E., and Novakov, T. (1993) Towards the development of a global inventory of black carbon emissions. *Atmospheric Environment*, 27A:1277-1295.
- Phuleria, H.C., Sheesley, R.J., Schauer, J.J., Fine, P.M. and Sioutas, C. (2007) Roadside measurements of size-segregated particulate organic compounds near gasoline and diesel-dominated freeways in Los Angeles, CA. *Atmospheric Environment*, 41: 4653-4671.
- Raaschou-Nielsen, O., Hertel, O., Thomsen, B.L. and Olsen, J.H. (2001) Air pollution from traffic at the residence of children with cancer. *American journal of epidemiology*, 153: 433-443.
- Ravindra, K., Bencs, L., Wauters, E., de Hoog, J., Deutsch, F., Roekens, E., Bleux, N., Bergmans, P. and Van Grieken, R. (2006) Seasonal and site specific variation in vapor and aerosol phase PAHs over Flanders (Belgium) and their relation with anthropogenic activities. *Atmospheric Environment*, 40: 771-785.
- Saarnio, K., Sillanpää, M., Hillamo, R., Sandell, E., Pennanen, A.S. and Salonen, R.O. (2008) Polycyclic aromatic hydrocarbons in size-segregated particulate matter from six urban sites in Europe. *Atmospheric Environment*, 42: 9087-9097.
- Samara, C., Kouimtzis, T.h., Tsitouridou, R., Kaniyas, G. and Simeonov, V. (2003) Chemical mass balance source apportionment of PM10 in an industrialized urban area of Northern Greece. *Atmospheric Environment*, 37: 41-54.
- Schauer, J.J., Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mazurek, M.A., Cass, G.R. and Simoneit, B.R. (1999) Measurement of emissions from air pollution sources. 2. CI-C30 organic compounds from medium duty diesel trucks. *Environmental Science and Technology*, 33: 1578-1587.
- Sicre, M., Marty, J., Saliot, A., Aparicio, X., Grimalt, J. and Albaiges, J. (1987) Aliphatic and aromatic hydrocarbons in different sized aerosols over the Mediterranean Sea: occurrence and origin. *Atmospheric Environment* (1967),

21: 2247-2259.

- Simcik, M.F., Eisenreich, S.J. and Lioy, P.J. (1999) Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan. *Atmospheric Environment*, 33: 5071-5079.
- Takada, H., Onda, T. and Ogura, N. (1990) Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dusts and their source materials by capillary gas chromatography. *Environmental Science and Technology*, 24: 1179-1186.
- Tobiszewski, M. and Namieśnik, J. (2012) PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution*, 162: 110-119.
- Valiulis, D., Čeburnis, D., Šakalys, J., Kvietus, K. (2002) Estimation of atmospheric trace metal emissions in Vilnius City, Lithuania, using vertical concentration gradient and road tunnel measurement data. *Atmospheric Environment*, 36:6001-6014.
- Wanga, Y.F., Huangb K.L., Lic C.T., Mia H.H., Luoc J.H., Tsaid P.J. (2003) Emissions of fuel metals content from a diesel vehicle engine. *Atmospheric Environment*, 37:4637-4643.
- Weckwerth, G. (2001) Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne(Germany). *Atmospheric Environment*, 35:5525-5536.
- Wingfors, H., Sjodin, A., Haglund, P. and Brorstrom-Lunden, E. (2001) Characterization and determination of profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons in a traffic tunnel in Gothenburg, Sweden. *Atmospheric Environment*, 35:6361-6369.
- Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, R.H., Goyette D. and Sylvestre, S. (2002) PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, 33:489-515.
- Zhu, L. and Wang, J. (2003) Sources and patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons pollution in kitchen air, China. *Chemosphere*, 50:611-618.
- 王靖雅 (2008) 柴油車行經道路其周遭環境與居民尿液中重金屬分佈之調查. 中山醫學大學公共衛生學系碩士班學位論文.
- 簡伯珊 (2009) 台中地區移動性污染源排放多環芳香烴化合物之分佈, 中山醫學大學公共衛生研究所碩士論文。

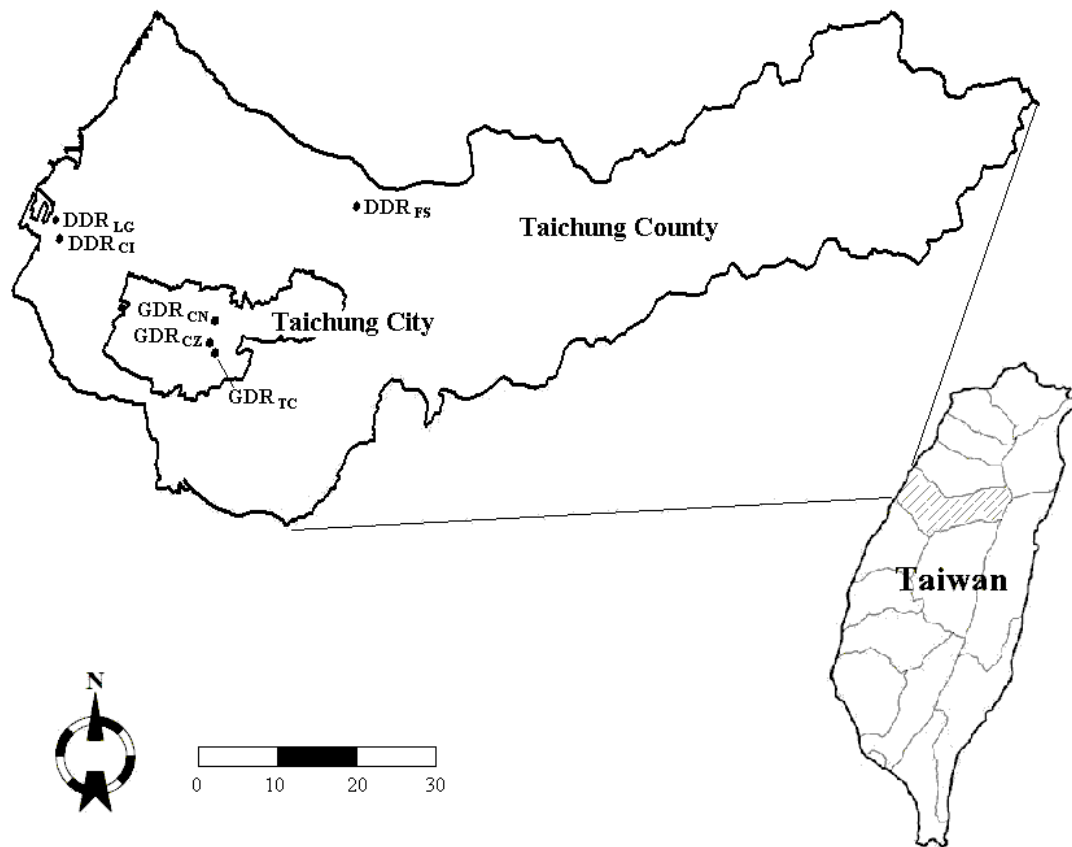


圖 3.1-1 採樣地點相對地理位置圖

表 3.2-1 採樣日期與樣品數量

道路	採樣日期	PAH 樣本		塵土樣本		含碳物質、金屬樣本
		Indoor	Outdoor	Indoor	Outdoor	Outdoor
Spring						
DDR _{LG}	2012/03/07, 03/08, 03/09	3	3	4	4	3
DDR _{CI}	2012/03/29, 03/30, 04/02	3	3	4	4	3
GDR _{TC}	2012/03/21, 03/22, 03/23 中	3	3	4	4	3
GDR _{CZ}	2012/02/13, 02/14, 2/15	3	3	4	4	3
BK	2012/01/07, 01/08, 01/09		3			3
Summer						
DDR _{LG}	2011/06/17, 06/18, 06/20	3	3			3
DDR _{CI}	2011/07/07, 07/08, 07/09, 07/10	4	4			4
DDR _{FS}	2012/05/08, 05/09, 05/14, 05/15	4	4	4	4	4
GDR _{CN1}	2011/04/23, 04/24, 04/25, 04/26	4	4			4
GDR _{TC}	2011/07/02, 04/04, 07/05	3	3			3
GDR _{CN2}	2012/04/23, 04/24, 04/25	3	3	3	4	3
BK	2012/05/01, 05/02, 05/03		3			3

表 4.1-1 各採樣期間基本資料

Road	Sampling day	WS(m/s)		Temp(°C)	
		Mean±SD	Range	Mean±SD	Range
Spring					
DDR _{LG} (n=3)	2012/03/07, 03/08, 03/09	3.07±1.14	0.99-6.38	18±1.45	16-21
DDR _{CI} (n=3)	2012/03/29, 03/30, 04/02	0.62±0.40	0-1.59	30±3.28	24-35
GDR _{TC} (n=3)	2012/03/21, 03/22, 03/23	0.61±0.64	0-2.18	28±4.41	21-38
GDR _{CZ} (n=3)	2012/02/13, 02/14, 2/15	0.61±0.51	0-2.12	25±2.79	30-31
BK(n=3)	2012/01/07, 01/08, 01/09	2.10±0.99	0.35-4.89	22±3.14	16-27
Summer					
DDR _{LG} (n=3)	2011/06/17, 06/18, 06/20	1.65±1.08	0-3.64	34±2.40*	28-38
DDR _{CI} (n=4)	2011/07/07, 07/08, 07/09, 07/10	0.88±0.54	0-2.36	34±2.04*	30-38
DDR _{FS} (n=4)	2012/05/08, 05/09, 05/14, 05/15	0.45±0.43	0-1.42	32±3.41	21-37
GDR _{CN1} (n=4)	2011/04/23, 04/24, 04/25, 04/26	0.92±0.52	0.15-2.55	28±2.08	24-36
GDR _{TC} (n=3)	2011/07/02, 04/04, 07/05	0.85±0.46	0.04-1.79	34±1.66*	31-38
GDR _{CN2} (n=3)	2012/04/23, 04/24, 04/25	0.79±0.621	0-2.01	32±3.41	21-37
BK(n=3)	2012/05/01, 05/02, 05/03	0.72±0.70*	0-1.99	34±2.65*	28-38

Mean±SD

*Statistically significant ($P<0.05$); T test

表 4.2-1 每日採樣其間各道路之車輛數(輛/10.5hr)

Road	HDV ^a	LDV ^b	Motorcycle	Total	HDV/Total(%)
DDR _{LG} (n=6)	3662±434	2848±122	726±56	7236±462	50%
DDR _{CI} (n=7)	1981±523	6436±526	2991±265	11406±438	17%
DDR _{FS} (n=4)	2630±593	9463±856	4165±131	14778±4164	18%
GDR _{CN} (n=7)	3510±683	23408±1846	20120±1288	47036±2506	7%
GDR _{TC} (n=6)	2529±188	12156±1825	18415±2285	33100±3721	8%
GDR _{CZ} (n=3)	2101±146	13868±344	17306±972	33274±1333	6%

a: HDV: Heavy-duty vehicles

b: LDV: Light-duty vehicles

Mean ± SD

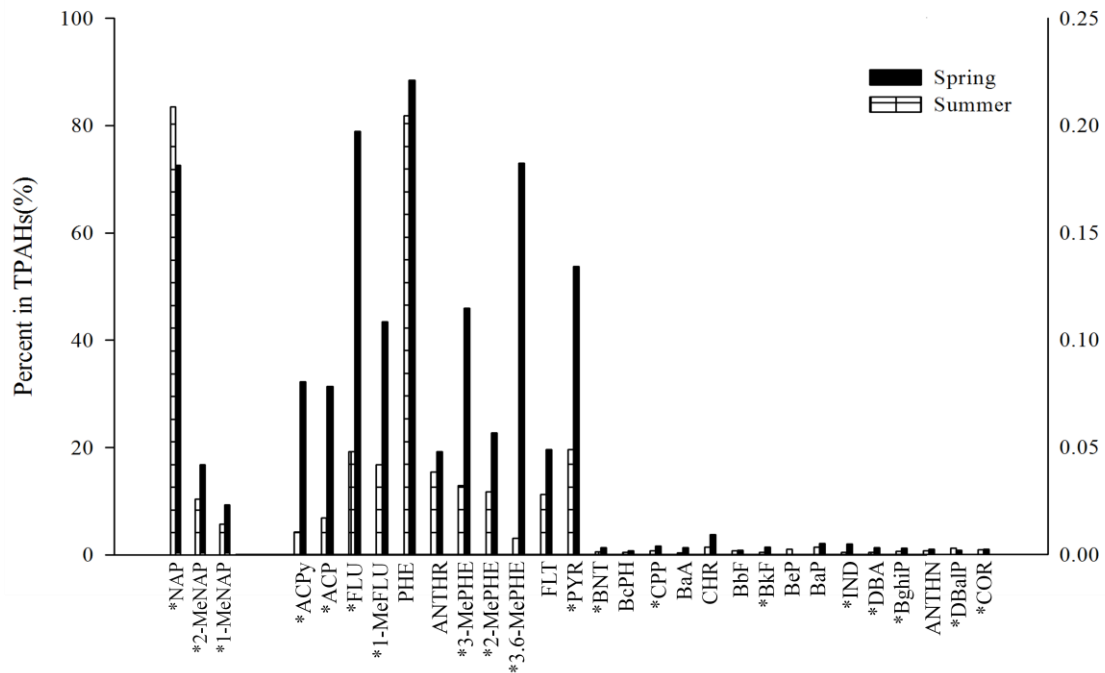


圖 4.3.1-1 春季與夏季各氣態 PAHs 之百分比
(NAP 與 MeNAP 為左邊主座標軸)

*Spring and summer are statistically significant ($P < 0.05$); Wilcoxon test

表 4.3.1-1 不同季節各車道其室內外氣態 TPAHs 濃度(ng/m^3)

	Spring		Summer	
	Indoor	Outdoor	Indoor	Outdoor
DDR	1257(681-2295)	1955(1275-3926)	4301(1123-18998)	7568(2037-26425)
GDR	2603(1793-3839)	2966(1703-6044)	3666(1169-12136)	6715(2154-12236)*
BK	-	175(153-224)	-	2604(1704-3309)

Geomean (minima-maxima)

DDR-indoor and DDR-outdoor in spring (n=6); GDR-indoor and GDR-outdoor in spring (n=6)

DDR-indoor in summer (n=12); DDR-outdoor in summer (n=11)

GDR-indoor and GDR-outdoor in summer (n=10)

BK in spring and summer (n=3)

*Statistically significant ($P < 0.05$); Wilcoxon test

表 4.3.2-1 春季各車道其氣態 PAHs(ng/m^3)之濃度

	DDR		GDR	
	Indoor	Outdoor	Indoor	Outdoor
TPAHs	1257(681-2295)	1955(1275-3926)	2603(1793-3839)	2966(1703-6044)
MePAHs ^a	167(81.9-286)	227(85.5-627)	1364(889-2616)	1254(656-2404)
Car-PAHs ^b	0.33(0.24-0.43)	0.30(0.12-0.63)	0.31(0.10-0.53)	0.53(0.34-0.87)*
BaPeq ^c	0.13(0.11-0.17)	0.12(0.01-0.26)	0.13(0.05-0.20)	0.24(0.17-0.38)*

a: MePAHs: Methyl-PAHs; b: Car-PAHs: Carcinogenic PAHs; c: BaPeq: BaP equivalent
Geomean (minima-maxima)

*Indoor and outdoor are statistically significant ($P < 0.05$); Wilcoxon test

表 4.3.2-2 夏季各車道其氣態 PAHs(ng/m^3)之濃度

	DDR		GDR	
	Indoor	Outdoor	Indoor	Outdoor
TPAHs	4301(1123-18998)	7568(2037-26425)	3666(1169-12136)	6715(2154-12236)*
MePAHs ^a	284(154-659)	624(131-2242)*	1104(436-5269)	2345(364-10361)
Car-PAHs ^b	0.28(0.08-0.53)	0.67(0.33-1.91)*	0.45(0.08-4.67)	0.63(0.12-4.01)
BaPeq ^c	0.10(0.01-0.23)	0.27(0.07-0.57)*	0.09(0.01-0.33)	0.10(0.01-0.35)

a: MePAHs: Methyl-PAHs; b: Car-PAHs: Carcinogenic PAHs; c: BaPeq: BaP equivalent
Geomean (minima-maxima)

*Indoor and outdoor are statistically significant ($P < 0.05$); Wilcoxon test

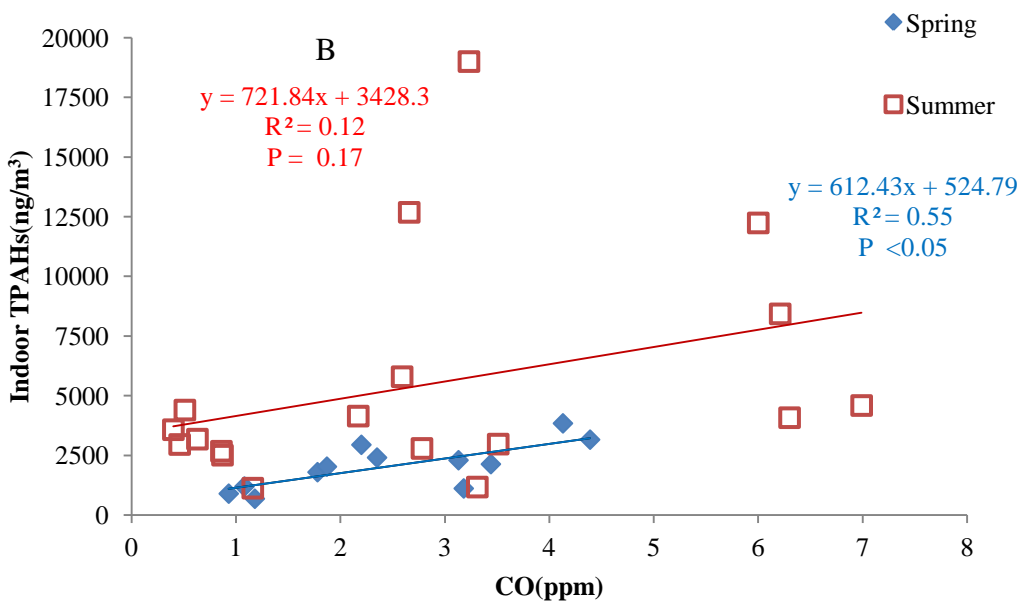
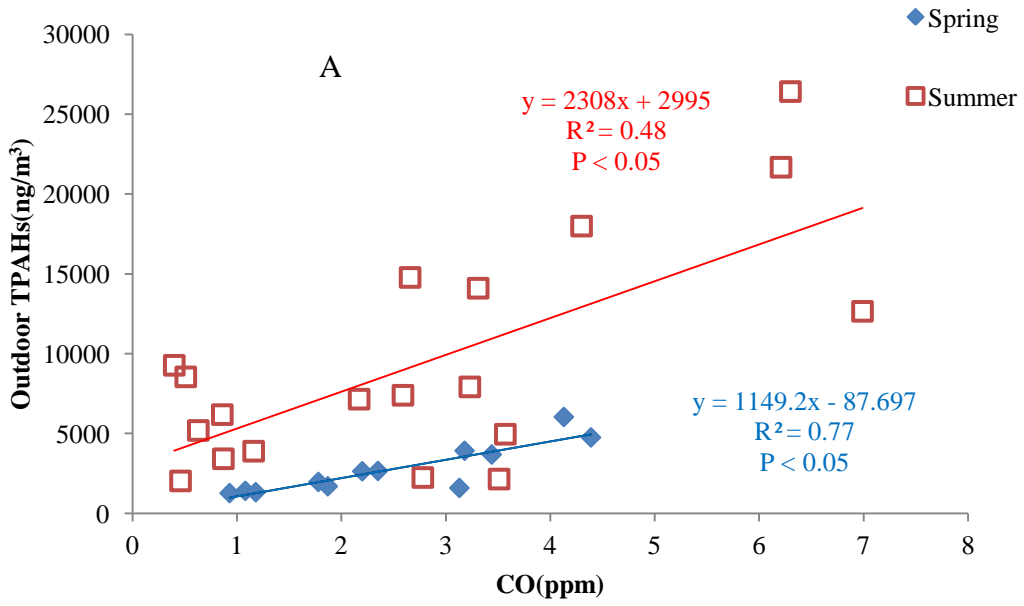


圖 4.3.3-1 氣態 TPAHs 與 CO 濃度之相關性 A:室外 B:室內

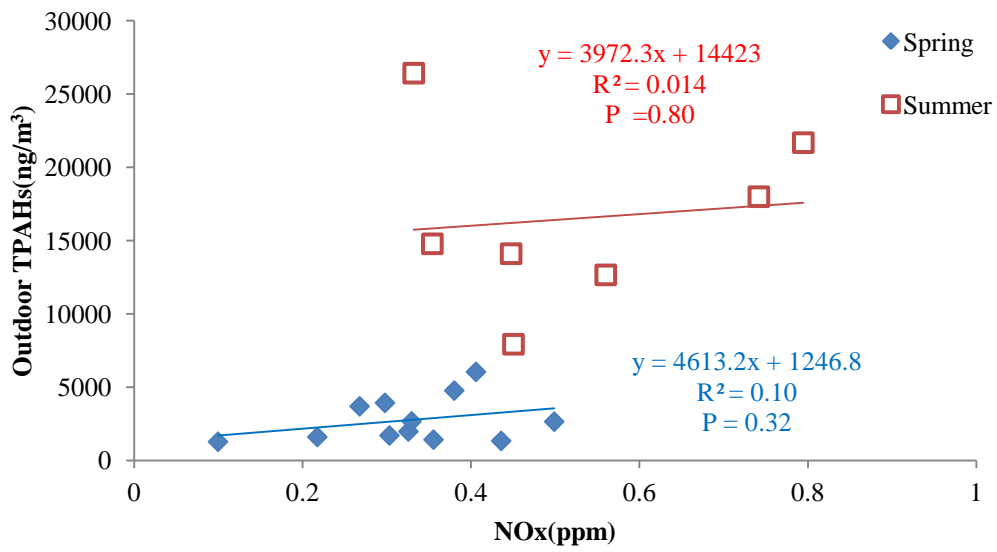


圖 4.3.3-2 室外氣態 TPAHs 與 NOX 濃度之相關性

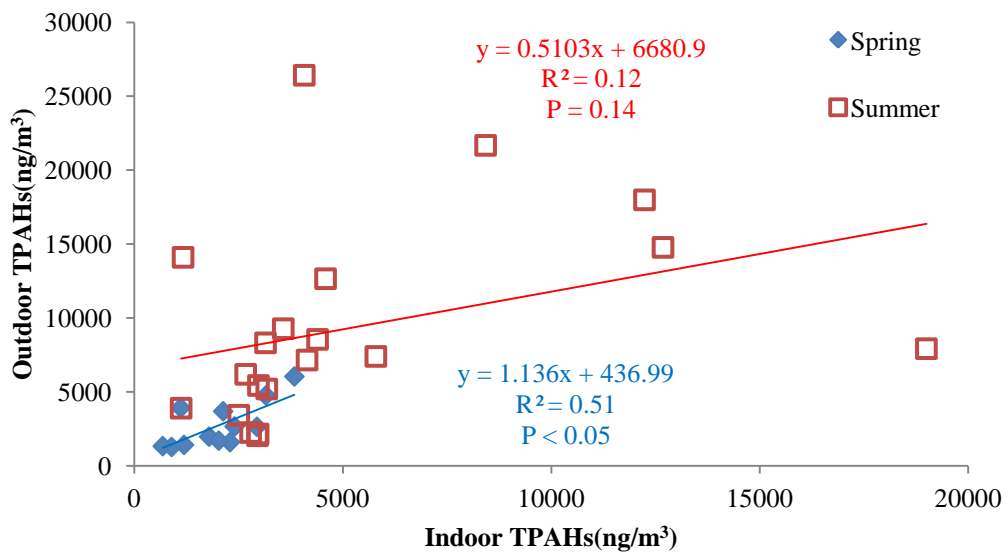


圖 4.3.4-1 各車道其室內與室外氣態 TPAHs 濃度之相關性

表 4.4.1-1 各採樣地點其大氣中懸浮微粒之濃度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	DDR		GDR		BK ^c
	Indoor	Outdoor	Indoor	Outdoor	Outdoor
Spring ^a					
PM _{10-2.5}	20.9(15.2-28.7)	23.7(11.9-47.2)	12.8(10.8-15.1)	22.2(18.7-26.5)	9.81
PM _{2.5-1}	9.19(6.40-13.3)	9.14(6.60-12.7)	6.39(5.90-6.90)	9.07(8.10-10.1)	5.06
PM _{1-0.25}	16.5(14.9-18.4)	12.9(11.1-15.0)	13.7(13.3-14.1)	18.1(15.6-21.0)	9.33
PM _{10-0.25}	47.6(39.9-56.8)	47.1(29.6-74.9)	32.9(30.0-36.0)	50.0(49.8-50.2)	24.2
Summer ^b					
PM _{10-2.5}	19.4	18.4	17.6	25.7	13.2
PM _{2.5-1}	11.4	10.1	12.4	12.3	6.78
PM _{1-0.25}	21.5	16.6	18.7	15.6	8.29
PM _{10-0.25}	52.3	45.2	48.7	53.5	28.3

a: Spring (n=2); b: Summer (n=1); c: BK (n=1)

Geomean (minima-maxima)

*Indoor and outdoor are statistically significant ($P < 0.05$); Wilcoxon test

表 4.4.2-1 各採樣地點其固態 TPAHs(ng/m^3)與 CO(ppm)之濃度

	DDR		GDR		BK
	Indoor	Outdoor	Indoor	Outdoor	Outdoor
Spring					
PM _{10-2.5}	1.07 (0.78-1.47)	0.67 (0.55-0.82)	0.76 (0.67-0.58)	1.42 (0.96-2.11)	0.18
PM _{2.5-1}	0.85 (0.69-1.04)	0.81 (0.79-0.82)	0.87 (0.82-0.92)	0.81 (0.77-0.84)	0.21
PM _{1-0.25}	1.09 (1.03-1.16)	1.00 (0.98-1.03)	1.01 (0.90-1.14)	1.72 (0.82-3.63)	0.36
PM _{10-0.25}	3.03 (2.50-3.66)	2.49 (2.32-2.67)	2.64 (2.39-2.92)	4.10 (2.55-6.58)	0.75
CO(ppm)	-	1.85 (0.93-3.44)	-	2.60 (1.78-4.39)	0.71*
Summer					
PM _{10-2.5}	0.42	0.34	0.97	1.06	0.15
PM _{2.5-1}	0.21	0.40	0.65	1.21	0.25
PM _{1-0.25}	0.42	0.43	1.09	1.31	0.35
PM _{10-0.25}	1.05	1.17	2.71	3.58	0.75
CO(ppm)	-	1.19 (0.40-6.21)	-	3.58 (2.17-6.99)	0.02*

Geomean (minima-maxima)

*DDR-outdoor, GDR-outdoor and BK-outdoor are statistically significant ($P < 0.05$);

Kurskal-Wallis test

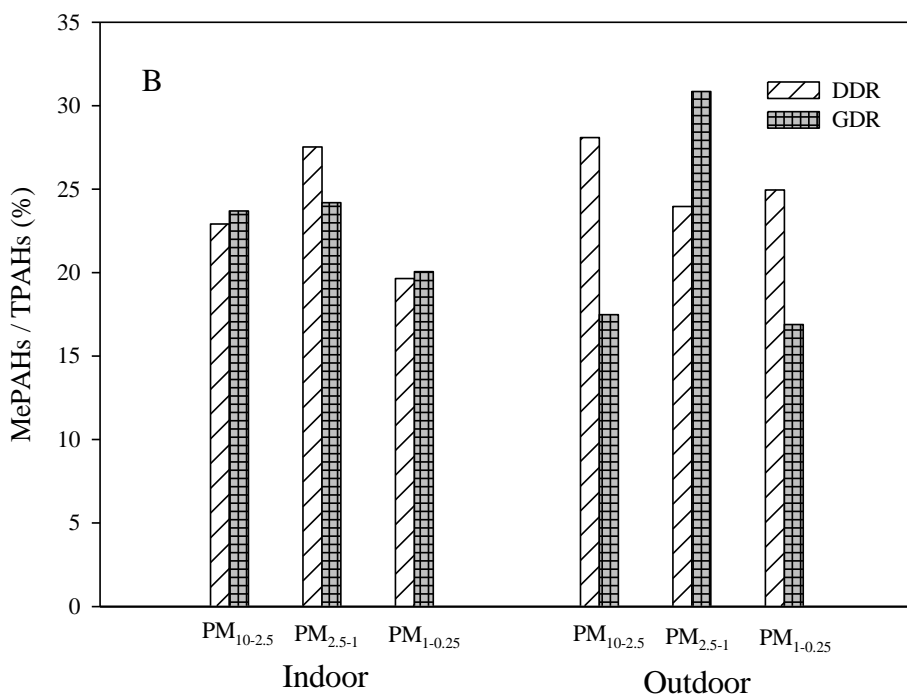
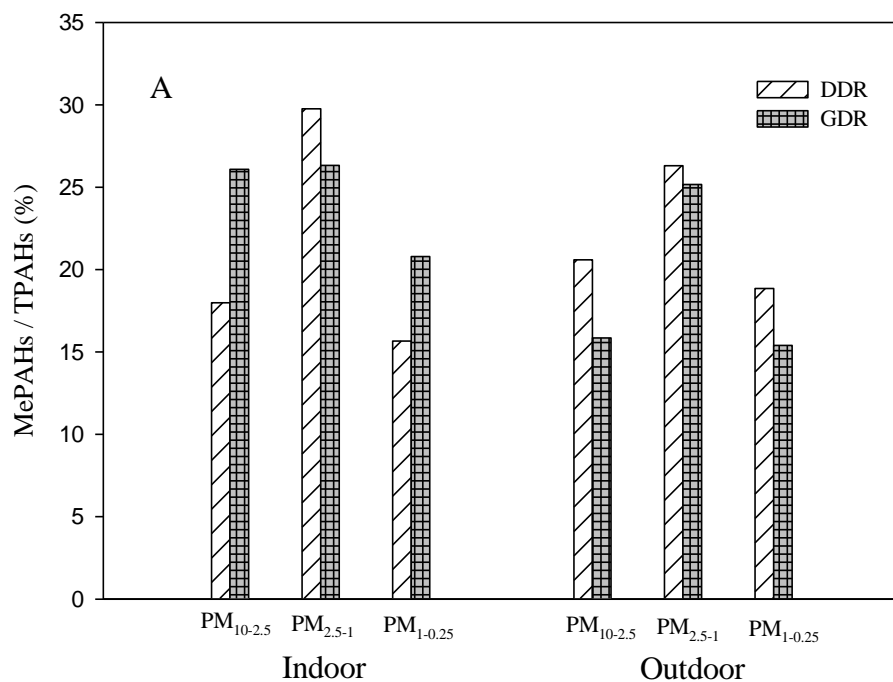


圖 4.4.3-1 柴油車道與汽油車道各固態 MePAHs/TPAHs 之比例(%)

A:春季 B:夏季

*DDR and GDR are statistically significant ($P < 0.05$); Wilcoxon test

表 4.4.4-1 各車道其固態致癌性 PAHs 之濃度(ng/m^3)

		DDR		GDR	
		Indoor	Outdoor	Indoor	Outdoor
Spring					
Car-PAHs ^a	PM _{10-2.5}	0.23 (0.18-0.29)	0.24 (0.22-0.26)	0.27 (0.26-0.28)	0.28 (0.27-0.30)
	PM _{2.5-1}	0.25 (0.22-0.28)	0.23 (0.22-0.25)	0.23 (0.21-0.26)	0.28 (0.27-0.29)
	PM _{1-0.25}	0.36 (0.30-0.44)	0.34 (0.32-0.36)	0.37 (0.37-0.38)	0.54 (0.33-0.91)
BaP _{eq} ^b	PM _{10-2.5}	0.01 (0.00-0.05)	0.02 (0.01-0.04)	0.04 (0.02-0.08)	0.08 (0.08-0.08)
	PM _{2.5-1}	0.02 (0.01-0.08)	0.04 (0.02-0.05)	0.03 (0.01-0.08)	0.08 (0.08-0.08)
	PM _{1-0.25}	0.05 (0.03-0.08)	0.05 (0.03-0.09)	0.10 (0.08-0.13)	0.12 (0.09-0.16)
Summer					
Car-PAHs ^a	PM _{10-2.5}	0.07	0.05	0.08	0.29
	PM _{2.5-1}	0.05	0.07	0.06	0.25
	PM _{1-0.25}	0.10	0.10	0.33	0.35
BaP _{eq} ^b	PM _{10-2.5}	0.02	0.00	0.03	0.03
	PM _{2.5-1}	0.02	0.02	0.02	0.03
	PM _{1-0.25}	0.02	0.01	0.03	0.05

Geomean (minima-maxima)

a: Car-PAHs: Carcinogenic PAHs; b: BaP_{eq}: BaP equivalent

*Indoor and outdoor are statistically significant ($P < 0.05$); Wilcoxon test

表 4.4.5-1 各車道其 TPAHs(ng/m^3)之濃度

TPAHs	DDR		GDR		BK
	Indoor	Outdoor	Indoor	Outdoor	Outdoor
Spring					
Gas	1257 (681-2295)	1955 (1275-3926)	2603 (1793-3839)	2966 (1703-6044)	175 (153-224)
Particle	3.03 (2.50-3.66)	2.49 (2.32-2.67)	2.64 (2.39-2.92)	4.10 (2.55-6.58)	0.75
Summer					
Gas	4301 (1123-18998)	7568 (2037-26425)	3666 (1169-12136)	6715 (2154-12236)*	2604 (1704-3309)
Particle	1.05	1.17	2.71	3.58	0.75

Particle: $\text{PM}_{10-0.25}$

Geomean (minima-maxima)

*Indoor and outdoor are statistically significant ($P < 0.05$); Wilcoxon test

表 4.5.1-1 各車道單位面積塵土負荷量 (g/m^2)

Road	Indoor	Outdoor	I/O Ratio (* 10^2)
GDR_{CZ}	0.0234	17.7	0.13
GDR_{TC}	0.0329	99.3	0.03
GDR_{CN}	0.0412	3.85	1.07
DDR_{LG}	0.0223	21.7	0.1
DDR_{CI}	0.0511	16	0.32
DDR_{FS}	0.0942	2.59	3.62

I/O Ratio : Indoor / Outdoor Ratio

表 4.5.2-1 各車道室內及室外塵土中總 PAHs 之濃度與室內外塵土中 PAHs 之比值

		GDR _{CZ} (n=4)	GDR _{TC} (n=4)	GDR _{CN} (n=4)	DDR _{LG} (n=4)	DDR _{CI} (n=4)	DDR _{FS} (n=4)
Outdoor	TPAHs	16320	165403	5994	20103	49680	3718
	ng / m ²	(5384-32931)	(138107-186508)	(3721-7935)	(13826-23727)	(10243-342729)	(1422-4790)
	TPAHs	954	1666	1698	913	2238	1198
	ng / g	(611-2019)	(1618-1830)	(512-2627)	(655-968)	(2032-2856)	(837-1480)
Indoor	TPAHs	638	467	427	93	329	246
	ng / m ²	(251-1258)	(265-168)	(78-771)	(29-102)	(198-450)	(103-795)
	TPAHs	26259	14281	4839	3559	6299	2538
	ng / g	(10743-33304)	(7358-33480)	(2482-8827)	(2126-4498)	(3426-10207)	(1410-7125)
I/O Ratio	TPAHs ^a	0.039	0.003	0.071	0.005	0.007	0.066
	TPAHs ^b	27.5	8.57	2.85	3.9	2.81	2.12

Geomean (minima-maxima)

I/O Ratio : Indoor / Outdoor Ratio

a: ng / m²; b: ng / g

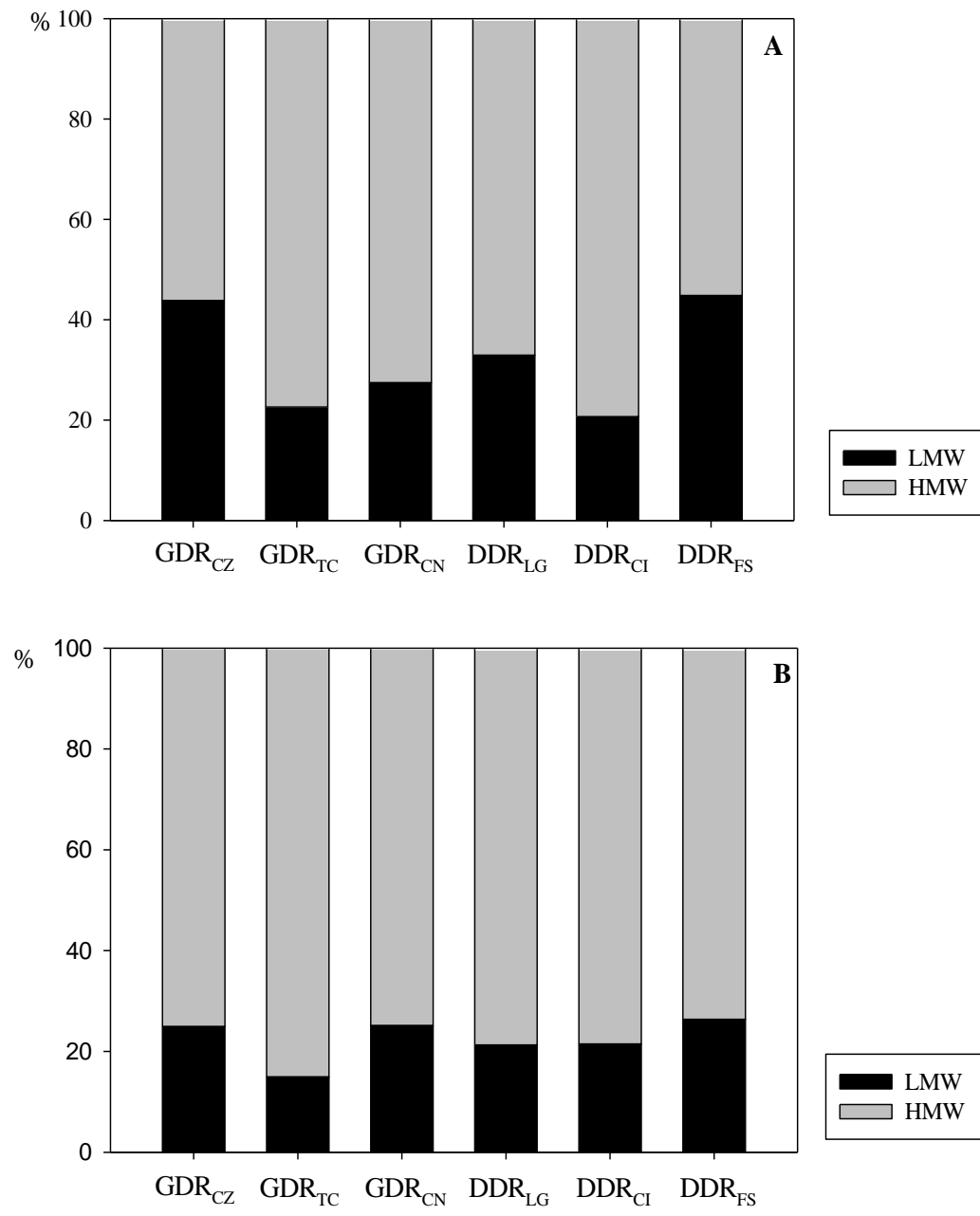


圖 4.5.3-1 各車道塵土中不同分子量 PAHs 之比例(%) (A)室外(B)室內

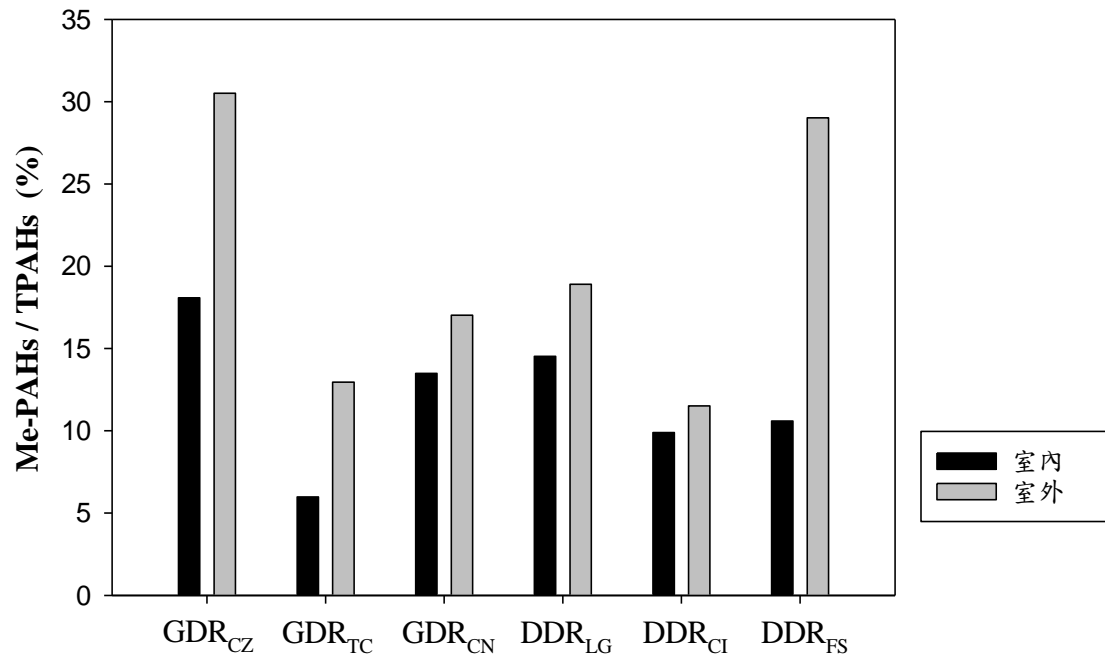


圖 4.5.4 各車道其室內外塵土中 MePAHs / TPAHs 之比例 (%)

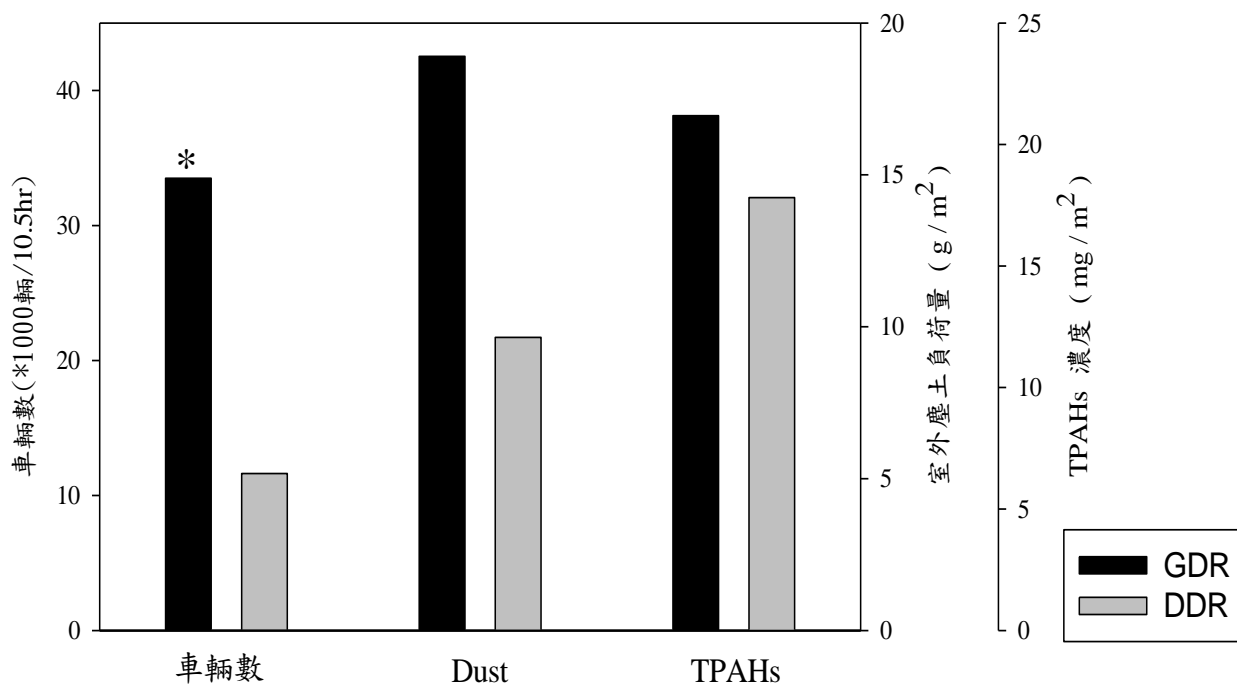


圖 4.5.5-1 比較各車道總車輛數、室外塵土含量及總 PAHs 濃度之差異

表 4.5.6-1 各車道塵土中不同 PAHs 之比例 (%) 與特徵比值

	GDR Outdoor (n=12)	DDR Indoor(n=12)	P Value
LMW-PAHs / TPAHs	26.4±10.8	33.6±14.2	0.124
HMW-PAHs / TPAHs	73.6±10.8	66.4±14.2	0.198
MePAHs / TPAHs	15.8±6.78	20.5±11.2	0.177

Mean±SD

*Statistically significant ($P < 0.05$); Wilcoxon test

表 4.6.1-1 春季各車道大氣中 EC 與 OC 濃度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	DDR	GDR	BK	P value
EC _{10-2.5}	1.66±0.76	1.87±0.47	0.52±0.04	0.030*
OC _{10-2.5}	2.65±0.96	3.27±1.38	2.05±0.70	0.236
EC _{10-2.5} /OC _{10-2.5}	0.63±0.18	0.61±0.14	0.27±0.09	0.049*
EC _{2.5}	6.75±1.74	6.45±2.65	2.81±0.96	0.069
OC _{2.5}	7.33±2.29	9.74±4.92	3.23±1.02	0.042*
EC _{2.5} /OC _{2.5}	1.01±0.44	0.72±0.26	0.62±0.04	0.509

Mean±SD

*Statistically significant (P<0.05); Kurskal Wallis test

表 4.6.1-2 夏季各車道大氣中 EC 與 OC 濃度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	DDR	GDR	BK	P value
EC _{10-2.5}	1.06±0.31	1.39±0.62	0.74±0.52	0.199
OC _{10-2.5}	1.17±0.58	2.89±0.80	1.13±0.07	<0.001*
EC _{10-2.5} /OC _{10-2.5}	1.16±0.66	0.51±0.22	0.39±0.02	0.01*
EC _{2.5}	4.21±1.48	6.01±2.39	2.48±0.53	0.096
OC _{2.5}	4.03±1.32	9.26±2.98	3.69±0.12	<0.001*
EC _{2.5} /OC _{2.5}	1.14±0.47	0.71±0.38	0.67±0.12	0.066

Mean±SD

*Statistically significant (P<0.05); Kurskal Wallis test

表 4.6.2-1 春季各採樣地點大氣中金屬濃度(ng/m^3)

	DDR	GDR	BK	P value
PM _{10-2.5}				
Cr	12.8±18.8	4.85±3.37	0.77±0.37	0.060
Ni	14.1±7.30	9.65±3.65	5.11±0.60	0.074
Sb	0.86±0.74	3.18±2.02	0.37±0.04	0.030*
Cu	5.94±4.80	20.8±8.35	1.46±0.43	0.010*
Zn	22.9±14.2	43.3±21.1	15.9±4.00	0.045*
Fe	796±658	738±298	217±45.7	0.059
PM _{2.5}				
Cr	6.31±2.85	8.69±8.17	1.15±0.18	0.095
Ni	8.91±4.89	8.67±3.95	3.04±0.89	0.076
Sb	1.69±0.39	2.57±1.12	0.74±0.15	0.009*
Cu	20.7±7.87	40.5±12.6	9.87±1.45	0.003*
Zn	99.3±23.1	154±60.9	59.3±11.9	0.002*
Fe	454±290	587±153	196±45.0	0.027*

Mean±SD

*Statistically significant ($P<0.05$); Kurskal Wallis test

表 4.6.2-2 夏季各採樣地點大氣中金屬濃度(ng/m^3)

	DDR	GDR	BK	P value
PM _{10-2.5}				
Cr	1.51±0.78	3.05±2.19	1.05±0.59	0.101
Ni	10.2±1.71	10.3±4.30	4.96±1.40	0.027*
Sb	0.57±0.31	2.19±1.22	0.58±0.24	<0.001*
Cu	5.50±4.17	18.2±10.2	1.37±0.51	<0.001*
Zn	17.7±10.2	41.1±26.8	11.4±6.85	0.004*
Fe	413±138	633±404	279±92.3	0.135
PM _{2.5}				
Cr	4.40±6.41	3.59±2.37	ND	0.620
Ni	7.95±5.54	7.38±3.53	4.40±2.05	0.372
Sb	0.94±0.49	2.32±1.23	0.71±0.42	<0.001*
Cu	16.7±5.18	37.7±17.6	11.1±1.25	0.004*
Zn	73.9±31.8	146±85.2	69.8±29.7	0.054
Fe	380±190	534±245	234±24.6	0.019*

Mean±SD

*Statistically significant ($P<0.05$); Kurskal Wallis test

表 4.6.2-3 各車道其金屬濃度與比值(ng/m^3)

	DDR	GDR	P value
Spring			
T-metals _{10-2.5}	748±678	820±335	0.345
T-metals _{10-2.5} /PM _{10-2.5}	0.03±0.01	0.04±0.02	0.138
T-metals _{2.5}	587±305	802±207	0.028*
T-metals _{2.5} /PM _{2.5}	0.01±0.01	0.02±0.01	0.018*
Summer			
T-metals _{10-2.5}	448±148	707±442	0.112
T-metals _{10-2.5} /PM _{10-2.5}	0.03±0.01	0.04±0.01	0.131
T-metals _{2.5}	483±219	731±321	0.131
T-metals _{2.5} /PM _{2.5}	0.02±0.01	0.02±0.01	0.859

Mean±SD

*DDR and GDR are statistically significant ($P < 0.05$); Wilcoxon test

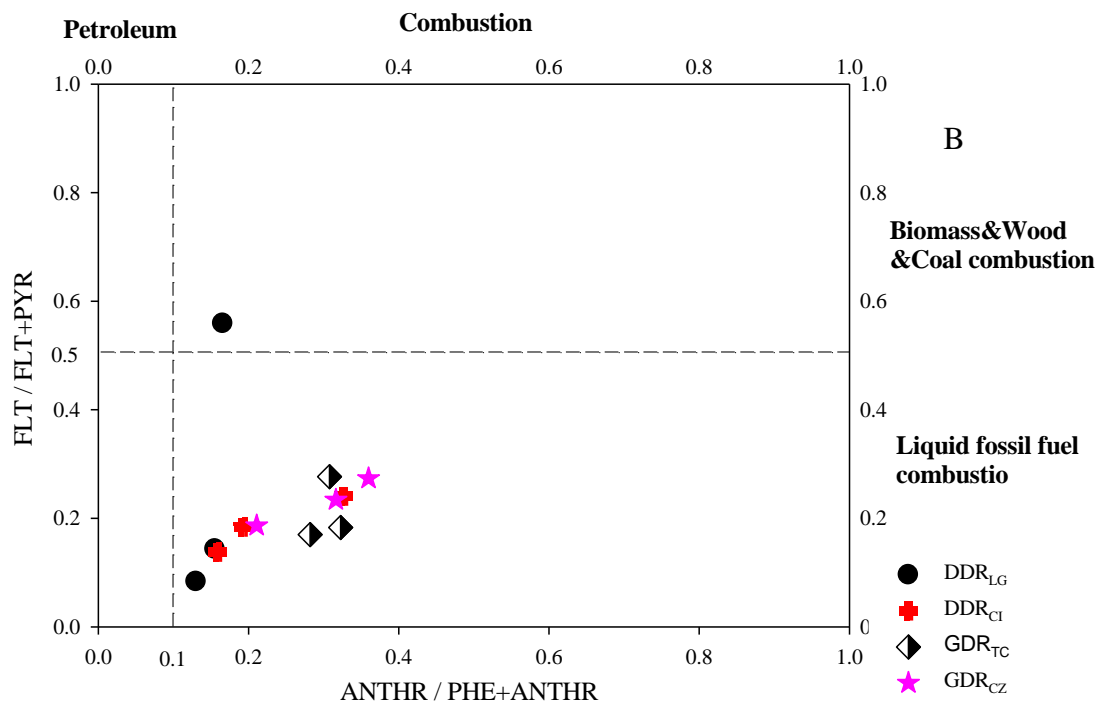
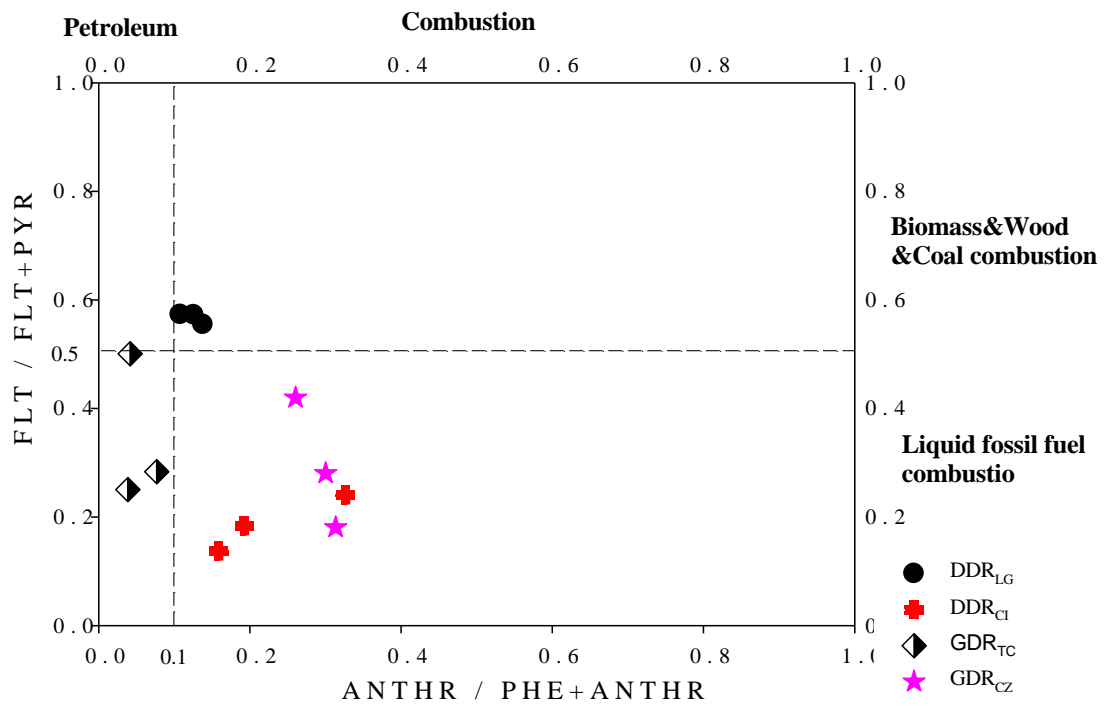


圖 4.7.1-1 春季氣態 PAHs 之特徵比值 A:室外 B:室內

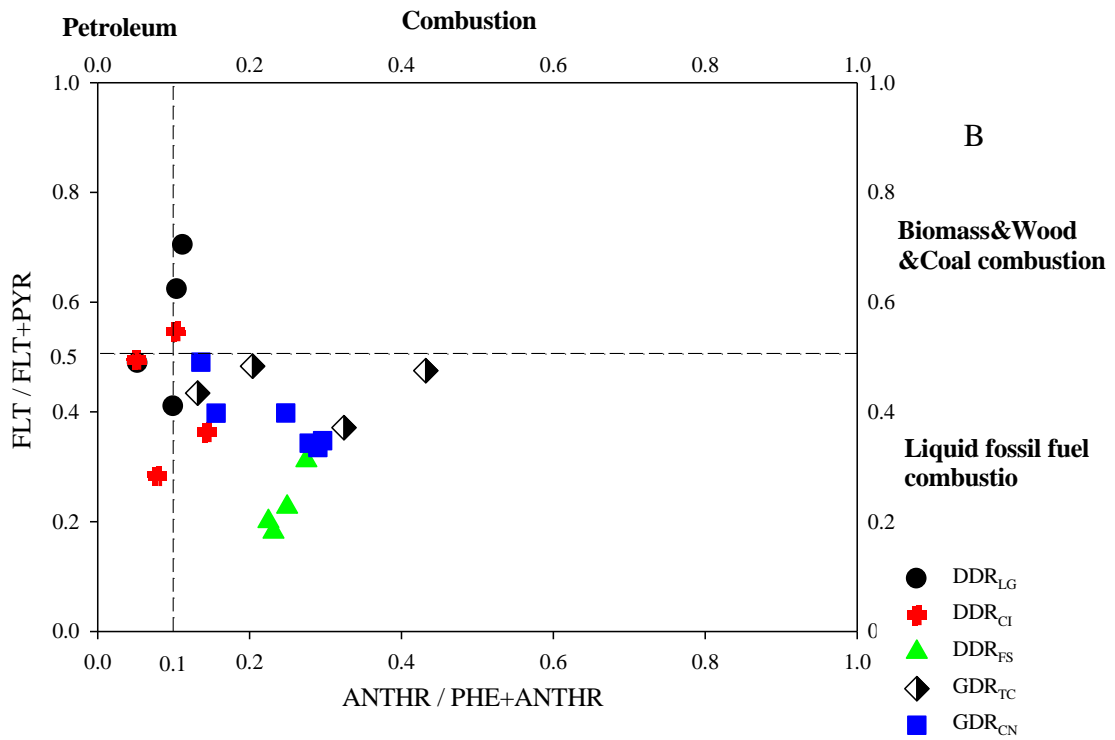
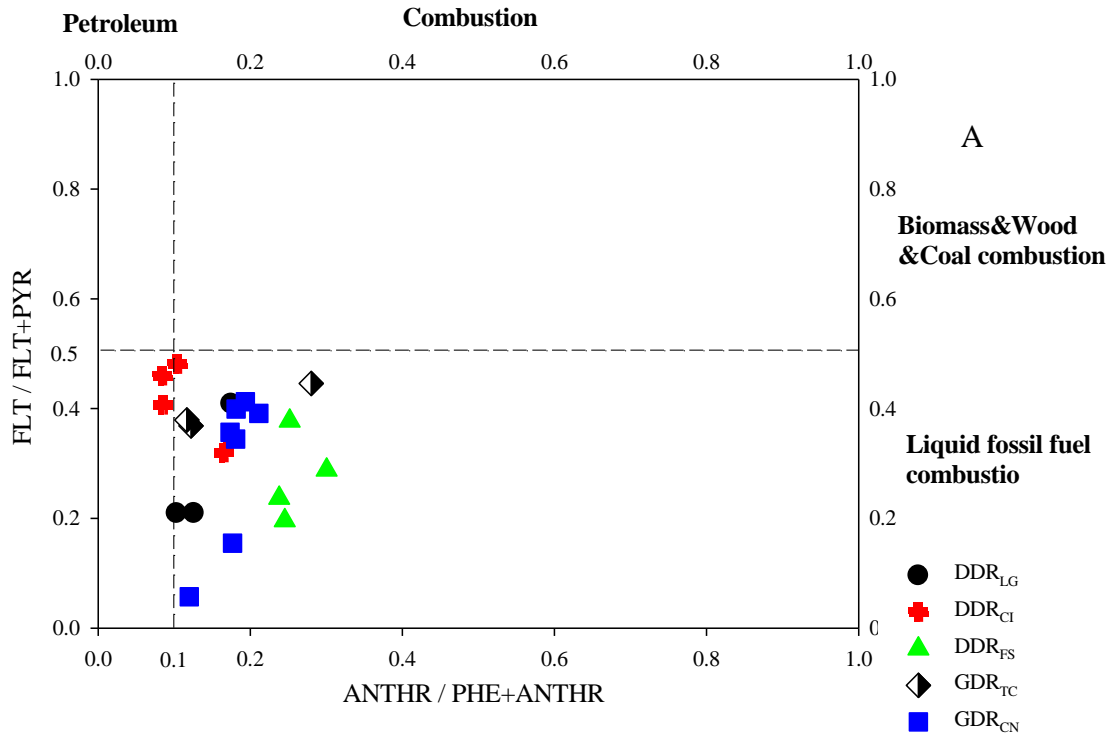


圖 4.7.1-2 夏季氣態 PAHs 之特徵比值 A:室外 B:室內

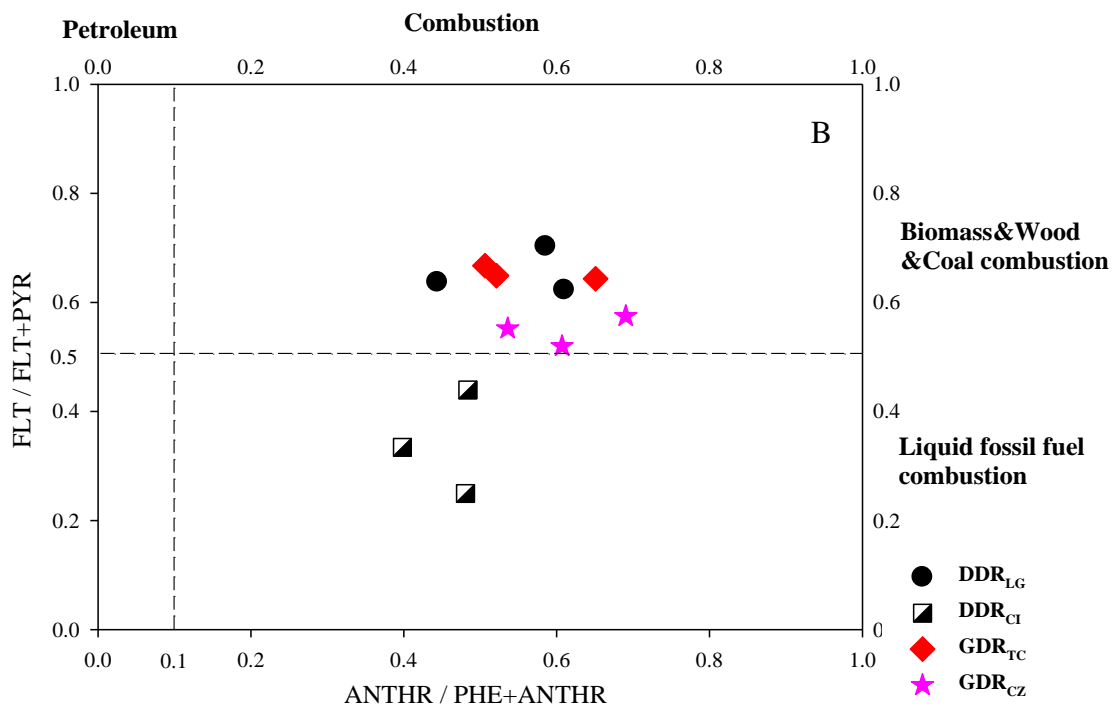
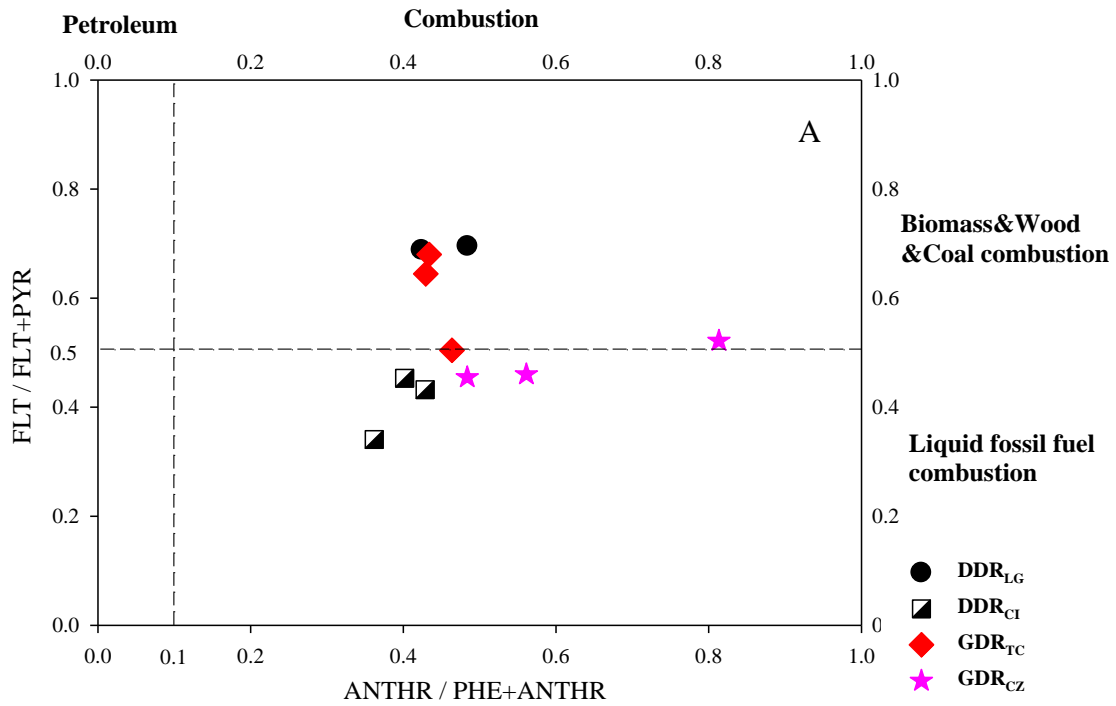


圖 4.7.2-1 春季柴油車道與汽油車道其固態各粒徑 PAHs 特徵比值 A:室外 B:室內

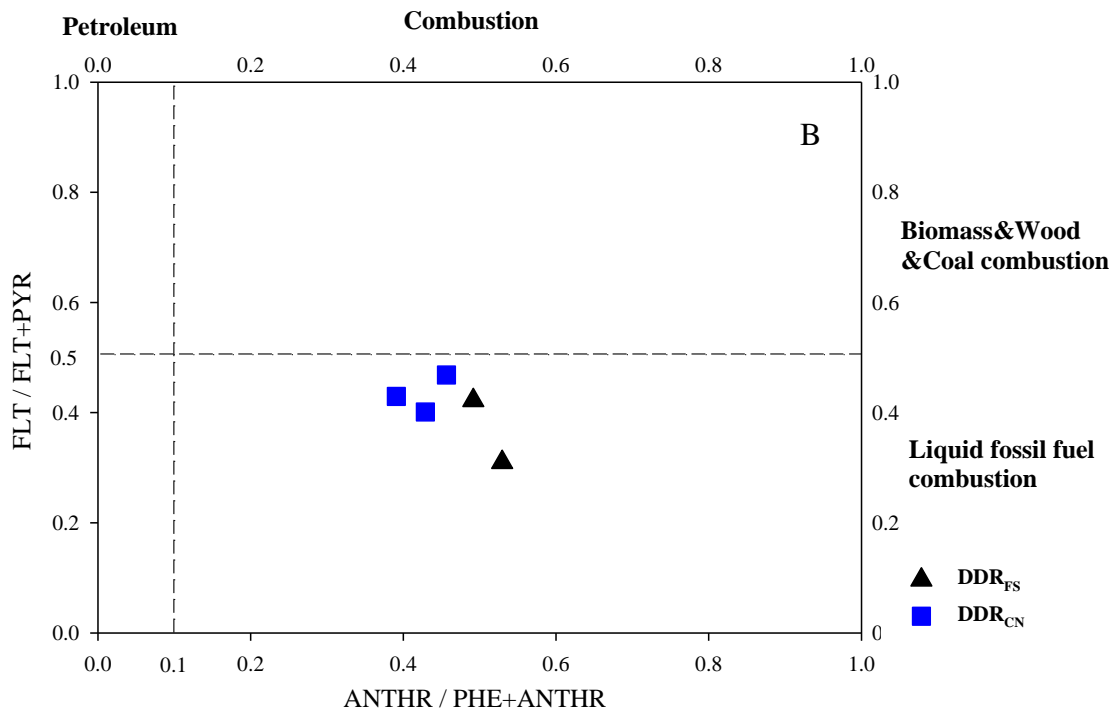
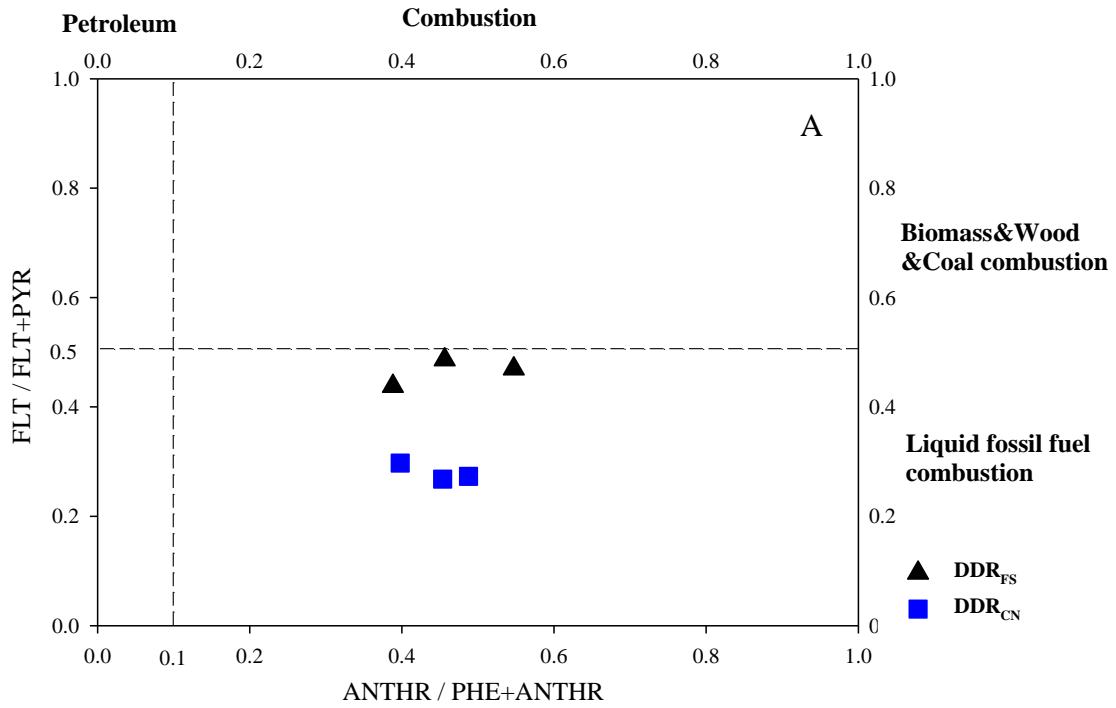


圖 4.7.2-2 夏季柴油車道與汽油車道其固態各粒徑 PAHs 特徵比值
A:室外 B:室內

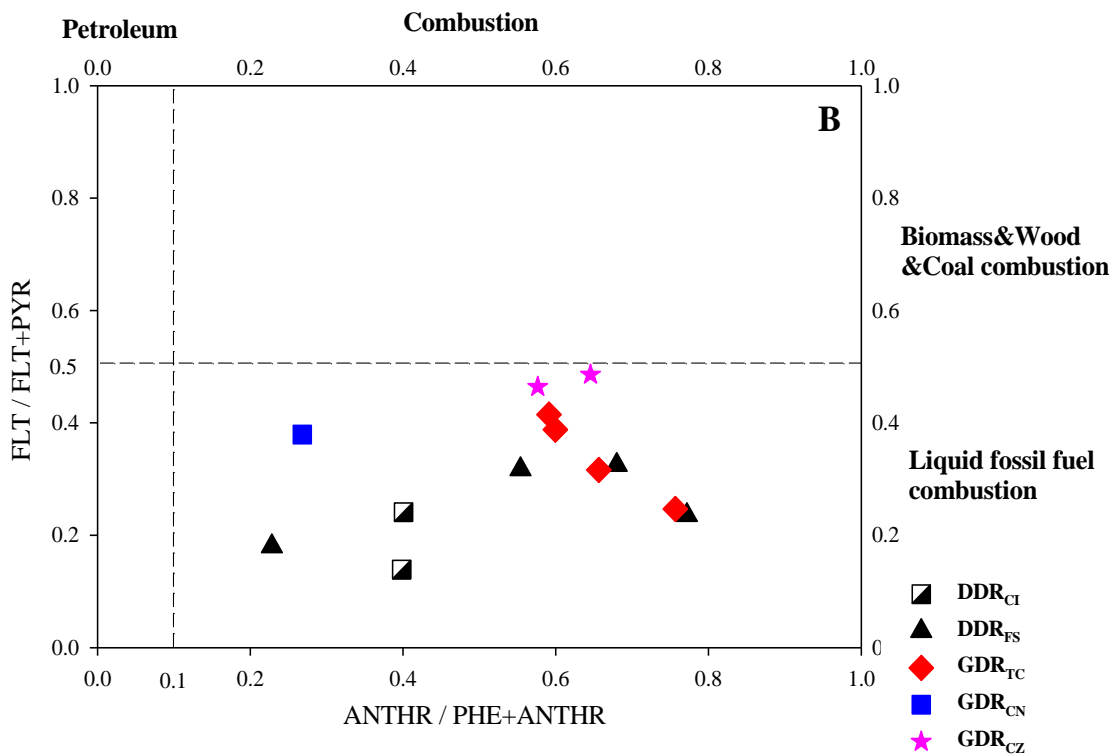
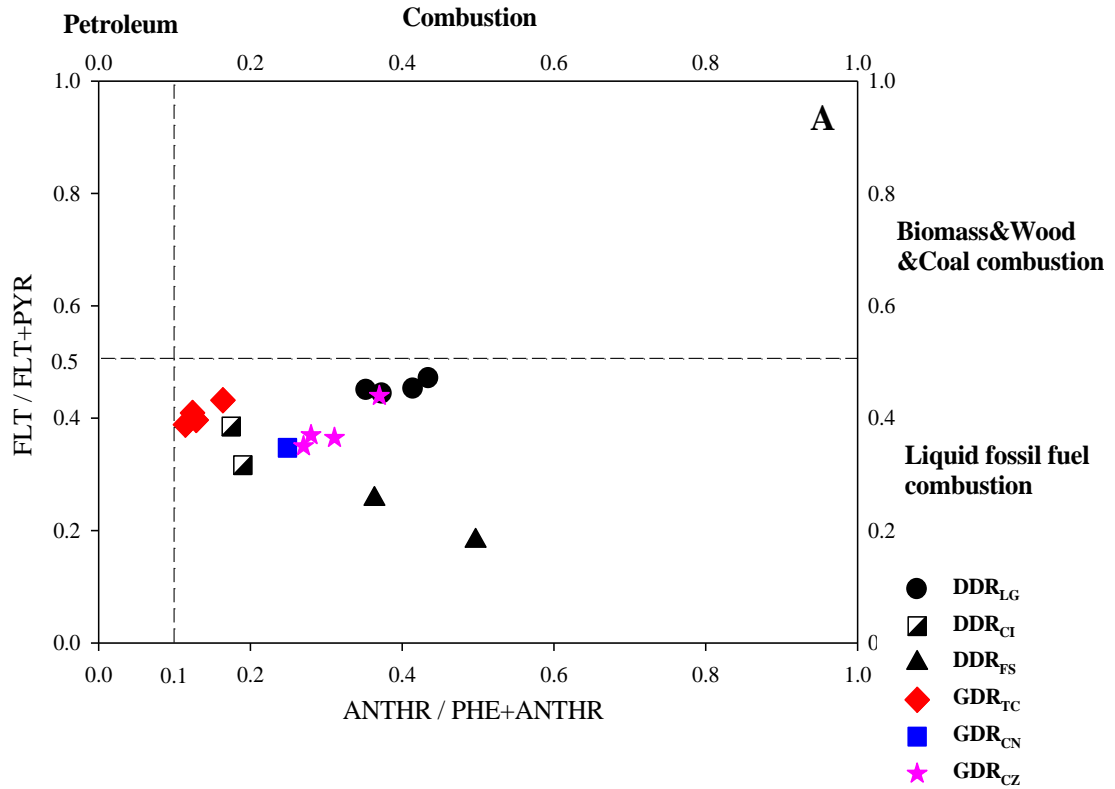


圖 4.7.3-1 各車道塵土中 PAHs 之特徵比值 (A)室外 (B)室內

國科會補助計畫衍生研發成果推廣資料表

日期:2013/10/30

國科會補助計畫	計畫名稱: 比較柴油車道與汽油車道其路旁及室內PAHs之分佈
	計畫主持人: 郭崇義
	計畫編號: 99-2111-M-040-001-MY3 學門領域: 大氣物理與大氣化學
無研發成果推廣資料	

99 年度專題研究計畫研究成果彙整表

計畫主持人：郭崇義		計畫編號：99-2111-M-040-001-MY3				計畫名稱：比較柴油車道與汽油車道其路旁及室內 PAHs 之分佈	
成果項目		量化			單位	備註（質化說明：如數個計畫共同成果、成果列為該期刊之封面故事...等）	
		實際已達成數（被接受或已發表）	預期總達成數（含實際已達成數）	本計畫實際貢獻百分比			
國內	論文著作	期刊論文	0	0	100%	篇	
		研究報告/技術報告	1	1	100%		
		研討會論文	1	1	100%		
		專書	0	0	100%		
	專利	申請中件數	0	0	100%	件	
		已獲得件數	0	0	100%		
	技術移轉	件數	0	0	100%	件	
		權利金	0	0	100%	千元	
	參與計畫人力（本國籍）	碩士生	2	2	100%	人次	
		博士生	0	0	100%		
博士後研究員		0	0	100%			
專任助理		0	0	100%			
國外	論文著作	期刊論文	1	1	100%	篇	
		研究報告/技術報告	0	0	100%		
		研討會論文	1	1	100%		
		專書	0	0	100%	章/本	
	專利	申請中件數	0	0	100%	件	
		已獲得件數	0	0	100%		
	技術移轉	件數	0	0	100%	件	
		權利金	0	0	100%	千元	
	參與計畫人力（外國籍）	碩士生	0	0	100%	人次	
		博士生	0	0	100%		
博士後研究員		0	0	100%			
專任助理		0	0	100%			

<p>其他成果 (無法以量化表達之成果如辦理學術活動、獲得獎項、重要國際合作、研究成果國際影響力及其他協助產業技術發展之具體效益事項等，請以文字敘述填列。)</p>	<p>無</p>
--	----------

	成果項目	量化	名稱或內容性質簡述
科 教 處 計 畫 加 填 項 目	測驗工具(含質性與量性)	0	
	課程/模組	0	
	電腦及網路系統或工具	0	
	教材	0	
	舉辦之活動/競賽	0	
	研討會/工作坊	0	
	電子報、網站	0	
	計畫成果推廣之參與(閱聽)人數	0	

國科會補助專題研究計畫成果報告自評表

請就研究內容與原計畫相符程度、達成預期目標情況、研究成果之學術或應用價值（簡要敘述成果所代表之意義、價值、影響或進一步發展之可能性）、是否適合在學術期刊發表或申請專利、主要發現或其他有關價值等，作一綜合評估。

1. 請就研究內容與原計畫相符程度、達成預期目標情況作一綜合評估

達成目標

未達成目標（請說明，以 100 字為限）

實驗失敗

因故實驗中斷

其他原因

說明：

2. 研究成果在學術期刊發表或申請專利等情形：

論文： 已發表 未發表之文稿 撰寫中 無

專利： 已獲得 申請中 無

技轉： 已技轉 洽談中 無

其他：（以 100 字為限）

3. 請依學術成就、技術創新、社會影響等方面，評估研究成果之學術或應用價值（簡要敘述成果所代表之意義、價值、影響或進一步發展之可能性）（以 500 字為限）

已發表論文：

Chung-Yih Kuo*, Po-Shan Chien, Wan-Ching Kuo, Chien-Tai Wei, Jui-Yeh Rau. (2012) Comparison of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Emissions on Gasoline and Diesel-Dominated Routes. Environmental Monitoring and Assessment.

已發表研討會論文：

(1) 魏千岱、簡伯珊、溫敬峰、郭崇義(2012)移動源排放多環芳香烴化合物對室內空氣品質之影響。2012 台灣公共衛生年會。台中。2012 年 10 月 6-7 日。

(2) 簡伯珊、魏千岱、郭婉菁、郭崇義 (2011) 比較柴油車道及汽油車道排放多環芳香烴化合物對路旁居家環境之影響。第八屆海峽兩岸氣溶膠技術研討會。

未來將撰寫成論文發表：

室內外多環芳香烴化合物之分布與移動源車流量之相關性探討