

多環芳香烴於太魯閣國家公園及高海拔之環境流布研究

蘇銘千^{1,4}，高年信²，蔡佳穎³，陳羿孜¹

¹國立東華大學自然資源與環境學系；²崑山科技大學環境工程系；³上海中隆紙業有限公司；⁴
通訊作者 E-mail: mcsu@mail.ndhu.edu.tw

[摘要] 本研究於臺灣高海拔山區涵蓋太魯閣國家公園及嘉明湖，監測土壤和底泥中多環芳香烴(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)，同時收集臺灣六個測站 2000-2010 年間風向、風速資料，分析樣區內盛行風場及氣象因子。目的為探討大氣長程傳輸機制對臺灣高海拔山區之影響，應用氣象資料及化學指紋方法，探討 PAHs 之來源及其環境流布現況。樣區為中央山脈北段之太魯閣國家公園(奇萊山區、磐石山區、合歡山區)、南湖山區，及南段之嘉明湖，共採集 54 個土壤及底泥樣本，監測結果土壤中之總 PAHs 濃度介於 12.64-137.47 ppb，底泥中總 PAHs 濃度介於 170.88-200.65 ppb。結果顯示太魯閣國家公園受污染程度高於嘉明湖，其中低分子量 PAHs 經化學指紋環數及特徵比值的比較，顯示為自然及人為來源，推論可能來源為森林火災或移動污染源，惟該二區主要為生態研究或旅遊，交通移動污染源幾乎無法到達，根據紀錄確實有森林火災的發生，故研判森林火災呈現之趨勢較移動污染源明顯；另比較高分子量 PAHs 推估可能來源有二：(1)在地污染源如臺灣高耗能燃燒製程；(2)東亞、中國等產業之燃燒排放及中國沙塵暴等跨國境長程傳輸也是 PAHs 主要貢獻來源。整體而言，太魯閣國家公園可能受區域及長程傳輸污染物所影響較大，因此環境中 PAHs 較嘉明湖平均濃度高。

關鍵字：長程傳輸、多環芳香烴、風花圖、高海拔山區

Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil and Sediment in Taroko National Park and High Altitude Mountain

Ming-Chien Su^{1,4}, Nien-Hsin Kao², Chia-Ying Tsai³ and Yi-Zih Chen¹

¹Department of Natural Resources and Environmental Studies, National Dong Hwa University;
²Department of Environmental Engineering, Kun Shan University; ³Shanghai Chung Loong Paper Co. Ltd; ⁴Corresponding author E-mail: mcsu@mail.ndhu.edu.tw

ABSTRACT Fate studies of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) have been conducted to analyze the impact of human activities on the environment. Most of the PAHs researches were conducted in the metropolitan area or industrialized area, with a few focusing on the influence of PAHs in suburb near cities and not many in high altitude areas. Therefore, it may be difficult to identify whether possible sources of PAHs are predominated by long range transportation or local sources. Fifty-four soil and sediments samples were taken from mountain regions at altitudes between 2,500 to 3,500 meters. The samples were taken from the north rim (located at Taroko National Park) to south rim of Central Mountain in Taiwan. The objectives of the study were to (1)

survey the PAHs spatial distribution in the high mountain region; (2) find out the distribution of PAHs sources by a fingerprinting method and a diagnostic ratio. To evaluate atmosphere influence, wind speed and wind direction were collected from 6 meteorological stations from 2000 to 2010, and the result was used to estimate the major prevailing winds within the regions. The final results showed that PAHs concentration were around 12.64-137.47 ppb in soil samples, and around 170.88~200.65 ppb in sediments samples within the study areas. The average PAHs concentration was higher in the north rim than in the south rim. The diagnostic ratios indicated that anthropogenic PAHs in the north rim were the major pollution sources that possibly came from the industries located in Northern Taiwan. In addition, analysis of prevailing wind showed that the sandstorm from mainland China in the winter was one of the long range transportation sources. This study of PAHs source distribution in the high altitude mountain of Taiwan proves to be successful and the method used can be applied in order to improve studies on long range pollutant transportation.

Keywords: long-term transportation, polycyclic aromatic hydrocarbons, wind rose, high altitude mountain

前言

在現今能源燃料使用上，石油燃料及石化產品依然是主流的情況下，相關研究指出 (Prevedouros *et al.* 2006) 石化產品製造和燃燒過程中所排放之多環芳香烴 (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)，會經由各類傳輸機制影響非工業區、都會區或人為活動較少之地區甚至跨境污染。過去 10 年來國際間對於長距離大氣傳輸對環境及生態之影響日趨重視，特別是全球環境中空氣、水、土壤受持久性有機污染之影響極為顯著。1983 年 3 月生效的長距離越境大氣污染公約 (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, LRTAP)，已證實 PAHs 等 16 種污染物在環境中流布受長程傳輸機制影響。大氣長程傳輸機制，主要為大氣與海洋之水氣交互作用下將懸浮粒子挾帶之後往他處移動，最後經由大氣沈降作用降至地表上，進而沈積於地表之下。懸浮微粒吸附半揮發性有機物經由乾沈降與濕沈降兩種機制，將半揮發性有機物降落至地表後被土壤吸附進而沈積或者二度蒸散。過去研究指出 PAHs 因其物化特性，會累積於土壤與底泥當中，更有文獻顯示北極地區明顯已受 PAHs 污染 (Iwata *et al.* 1993, Macdonald *et al.* 2000)。Foken (2008) 利用水平距離、垂直距離及持續時間，定義長程傳輸之規模可分為小尺

度、中尺度及大尺度三類(表 1)。本研究即採中尺度觀點分析太魯閣國家公園及嘉明湖等高海拔地區之盛行風場，排除近地面微氣象之干擾。

表 1. 長程傳輸尺度分類

	小尺度	中尺度	大尺度
水平距離	少於 4 Km	4-400 Km	400 Km 以上
垂直距離	4 Km 以下	4-8 Km 左右	10 Km 以上
持續時間	數小時 或以下	數日	半個月 或以上

資料來源：Foken (2008)

研究設計以太魯閣國家公園及嘉明湖等高海拔地區為樣區，分析 16 種 PAHs 濃度流布情形，除個別化合物外，亦探討低分子量 (2、3 環) 與高分子量 (4、5、6 環) 之貢獻度及環數所代表之可能污染源。PAHs 之生成途徑包含熱解 (Pyrolysis)、燃燒不完全 (Products of Incomplete Combustion, PICS)、碳化 (Carbonization) 三種，因此排放來源亦可區分為自然來源 (如火山爆發、森林火災) 及人為來源 (工業活動、火力發電、焚化爐、交通工具... 等燃燒行為)。Khalili *et al.* (1995) 由高速公路

隧道、柴油發動機、石油發動機、煉焦爐、木材燃燒等排放來源，量測各環數(2-6 環)中總 PAHs 排放量，結果發現 2 環 PAHs 主要來源為交通工具廢氣排放、煉焦爐及汽油發動機，3 環 PAHs 則以柴油發動機、木材燃燒為主；Yunker *et al.* (2002)則指出 3 及 4 環 PAHs 通常由燃燒石化燃料或是木材所產生；Usenko *et al.* (2010)的研究亦認為所測得之 3 環 PAHs 主要來自交通工具所排放。然而，以本研究樣區為高海拔山區之特性，人為活動影響以登山活動為主與極小區域之交通運輸，因此假設樣區內 PAHs 來源除自然來源之森林火災與交通運輸排放之外，應為大氣傳輸所致。

為探討大氣傳輸所造成污染物沈降，本研究收集臺灣 6 座氣象測站共計 10 年之風向、風速資料繪製風花圖，由臺灣夏、冬兩季之氣象資料分析污染可能傳輸方式及途徑。雖然臺灣空氣品質相關法令對污染物之排放有控管法規，另外對工業開發與營運，亦有環評法規範，但在實際營運後之後續追蹤監測，大都未考量當地大氣邊界層之特性，及有機污染物排放長程傳輸對於環境之影響。因此，本研究藉國內外長程傳輸案例，與本研究分析調查結果進行比較，瞭解大氣長程傳輸機制於臺灣高海拔山區之影響，研究內容由 10 年氣象資料分析並應用化學指紋方法，探討多環芳香烴之來源及其環境流布現況。

材料與方法

一、研究樣區

本研究為探討臺灣中央山脈高海拔山區北段及南段之差異性，設計樣區如圖 1 所示，分為中央山脈北段之太魯閣國家公園高海拔山區以及南段之嘉明湖。太魯閣國家公園，座落於花蓮、臺中及南投三縣，其範圍以立霧溪峽谷、東西橫貫公路沿線及其外圍山區為主，從西側合歡群峰開始延伸，東至奇萊連峰及北側南湖中央尖山連峰；嘉明湖山區，則位於三叉山東南側草原上，海拔高約 3,310 m。

二、實驗方法

研究樣本收集根據 PAHs 污染物擴散特性，選取採樣區域，主要於稜線進行採樣作業。除本研究團隊自行採樣外，樣本來源亦包含太魯閣國家公園工作人員、志工及其他相關研究團隊協助取得。

土壤及底泥中 PAHs 之前處理與分析作業，包含(1)冷凍乾燥；(2)樣本過篩；(3)索式萃取(NIEA M165.00C)；及(4)矽膠淨化(NIEA M183.00C)。萃取完成之樣本依據美國環保署制定之方法(EPA 8270)以氣相層析質譜分析儀(THERMO GC-MS DSQ II)進行 16 種 PAHs 定量分析，層析管柱(GC Column)選用 SUPELCO Equity TM-5 (30 m × 0.25 mm × 0.25 μm)，並參考 Su *et al.* (2000) 設定 Oven program 之條件參數。實驗分析結果之品保品管均符合要求，且重複樣本差異控制在 2.72-13.74%。

三、氣象資料分析

本研究使用中央氣象局 2000-2010 年之風向風速資料，選用區域性氣象站，新竹站、台中站、日月潭站、高雄站、宜蘭站及花蓮站等 6 站，共 10 年之近地面 700-850 hPa 風向風速資料，其中風向依中央氣象局所採用的 16 方位風向進行分類，並應用 Wind Rose Chart excel VBA 風花圖程式工具進行繪製，風速以每 2 M/S 為一級距，分析 6 座測站最大風向及次要風向，將各月平均資料分為 3 月到 8 月及 9 月到次年 2 月共兩季繪製風花圖，由臺灣當地盛行風-夏季西南季風和冬季東北季風，分析樣區之盛行風場。

為了解高海拔環境中 PAHs 之分布現況，確認 PAHs 長程傳輸機制及其影響，共完成 54 筆土壤及底泥樣本分析，作為長程傳輸於臺灣高海拔山區 PAHs 流布異同之比較，樣本分析結果依調查樣區(海拔高度範圍在 2500-3000 m) 比較與說明，包含奇萊山區(含小奇萊、奇萊北峰、黑水塘)、磐石山區(含磐石、月形池)、合歡山區(含石門山、合歡農場、特生中心、

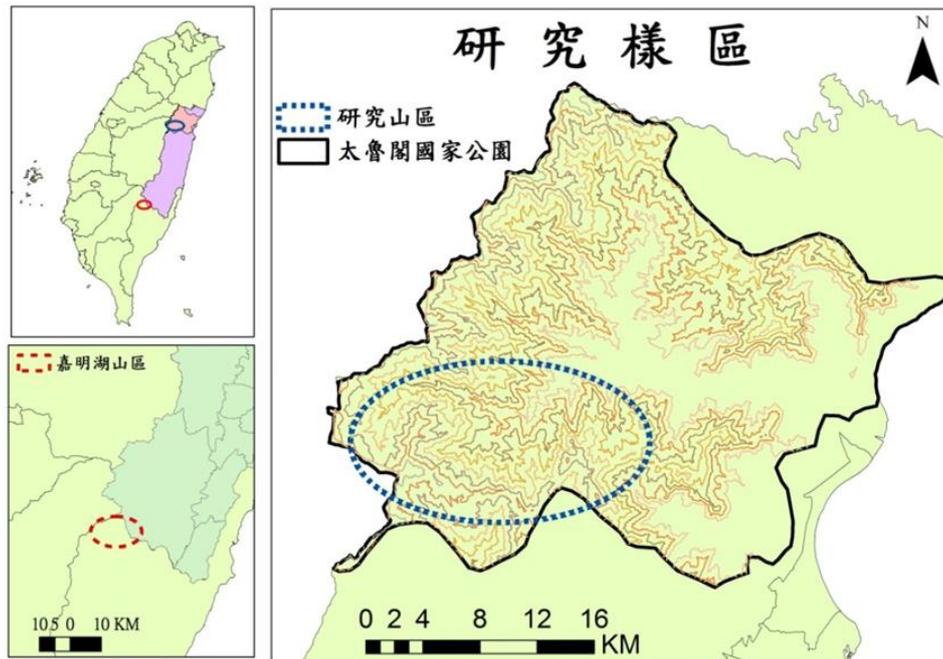


圖 1. 研究樣區示意圖

天巒池)、南湖山區及嘉明湖山區。

結果與討論

一、污染物傳輸之風花圖分析結果

本研究以中尺度觀點分析對流層平均 15 Km 以下之盛行風場，由 2000-2010 年之數據探討平均風場、最大盛行風及次要盛行風之關係。以夏季西南季風時期(3 月到 8 月)及冬季東北季風時期(9 月至次年 2 月)作為分類，探討盛行風場之影響。結果顯示 10 年之平均風場，於 3 月到 8 月(圖 2)為西南季風期，新竹站盛行風為北北東風，台中站為南南西風，日月潭站為西北西風，高雄站為西北風，宜蘭站為西北西風，花蓮站為西南西風。而 9 月至次年 2 月(圖 3)之東北季風期，新竹站盛行風為北北東風，台中站為北北西風，日月潭站為西北西風，高雄站為北北西風，宜蘭站為西南西風，花蓮站為西南西風。

進一步討論 700 hPa 對應之高度為 3,000 m 以上之高空風場，根據蒲金標(2006)研究顯示，臺灣高層西風場從 10 月到翌年 5、6 月最

鉅，而臺灣北部及東部在每年 12 月到次年 2 月，因高層西風增強且往下伸展之影響使得冬季東北季風之強度被迫抵消而減弱，所以常見之高層西風之垂直風切效應越明顯。因此中央山脈高海拔地區受到往下伸展之高層西風的影響，越境污染物在此沈降機率大增。整體而言，雖然盛行風場可能將臺灣在地排放之 PAHs 分別帶往至中央山脈沿線，然而同時因高層西風作用高於盛行風傳輸機制，中尺度大氣傳輸將越境污染物帶往研究樣區沈降之作用，故本研究所測得之高海拔土壤及底泥樣本的 PAHs 來自長程傳輸機制為明顯不可忽視；而臺灣東部宜蘭和花蓮地區，PAHs 則受高層西風之影響將污染物直接帶往太平洋，因此東部工業所排放之 PAHs 對東部地區影響較小。

二、高海拔環境中 PAHs 流布

樣區土壤及底泥分析結果顯示土壤中之總 PAHs 濃度介於 12.64-137.47 ppb，底泥中總 PAHs 濃度介於 170.88~200.65 ppb。總 PAHs 濃度比較結果如圖 4，土壤總 PAHs (圖 4(a)) 顯示奇萊、合歡與磐石濃度極為接近，而嘉明

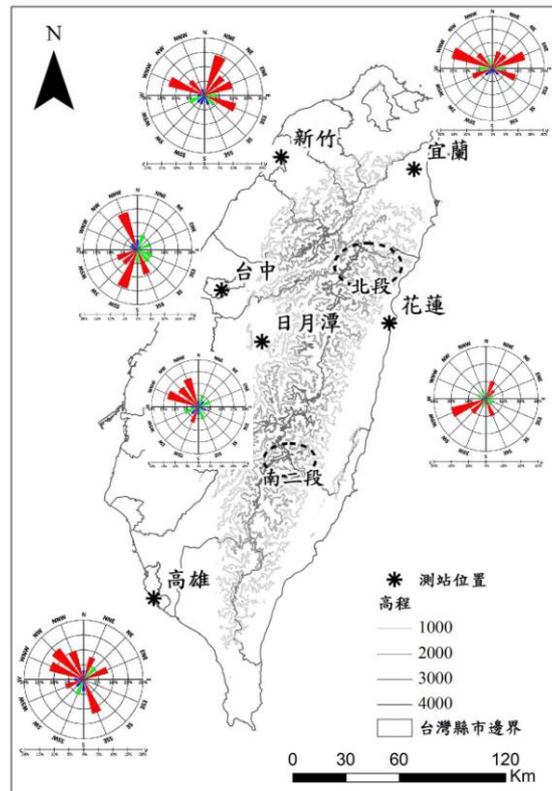


圖 2. 各測站 2000-2010 年(3 月到 8 月)之 10 年平均風場

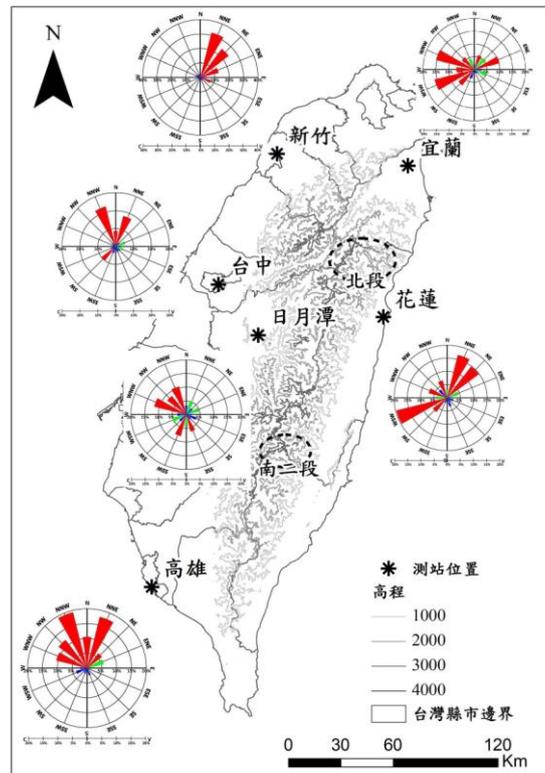


圖 3. 各測站 2000-2010 年(9 月至次年 2 月)之 10 年平均風場

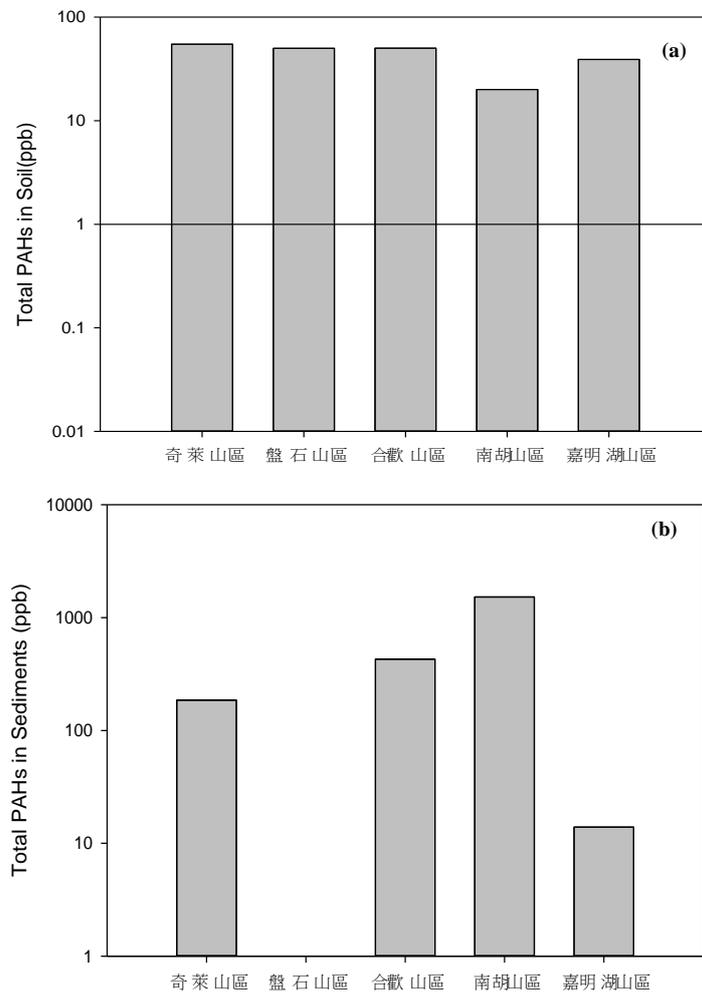


圖 4. 太魯閣及嘉明湖高海拔(a)土壤、(b)底泥總 PAH 濃度現況之比較

湖則略低於該三區，且南湖山區呈現最低濃度。底泥總 PAHs (圖 4 (b))南湖山區、合歡山區與奇萊山區皆超過 100 ppb，磐石山區底泥總 PAHs 濃度低於偵測極限，南湖山區為最高，更呈現高於嘉明湖 100 倍之濃度，未來需進一步收集樣本及鄰近資料分析，以確認其污染源。

PAHs 環數分析常用以作為污染物類別之初步分析，環數分析結果說明如圖 5~7，其中奇萊山區土壤及底泥圖 5 (a)、(b)皆以 3 環為主，其次依序為 4 環、2 環、5 環、6 環，無論土壤或底泥中環數所佔比例均呈現相同的趨勢，說明奇萊山區有大氣穩定輸入 PAHs

之情形。圖 6 為磐石山區土壤主要為 3 環，其次依序為 2 環、4 環、5 環、6 環，因當地並無顯著人類活動，可排除 3 環 PAHs 可能來自交通運輸排放之影響，且依林務局紀錄，太魯閣國家公園內發生之森林火災大都集中於西南(磐石山區至合歡山區)與北界(南湖山區)地帶，顯示森林火災產生之 PAHs 可能為主要之影響因素，但工業及人為活動排放之 PAHs 亦可能有沈降至該區的情形發生。合歡山區(圖 7(a))土壤主要為 3 環，其次依序為 4 環、2 環、5 環、6 環，底泥(圖 7(b))則呈現主要環數為 2 環，其次依序為 3 環、4 環、5 環、6 環，由於合歡山區人為活動較為頻繁，且為山

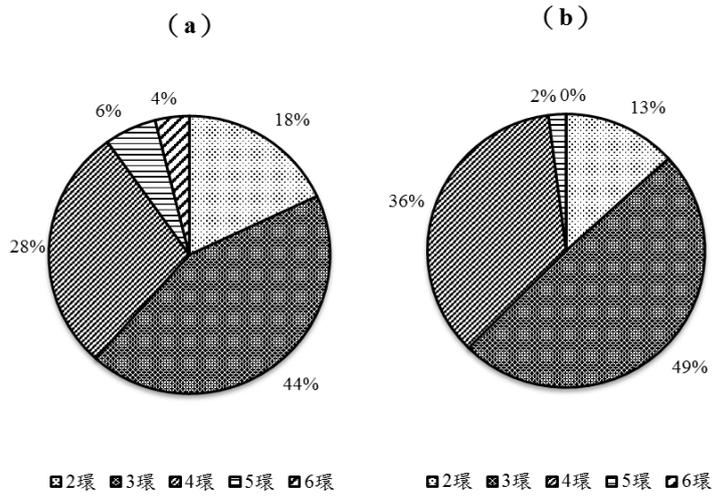


圖 5. 奇萊山區(a)土壤及(b)底泥中各環濃度百分比

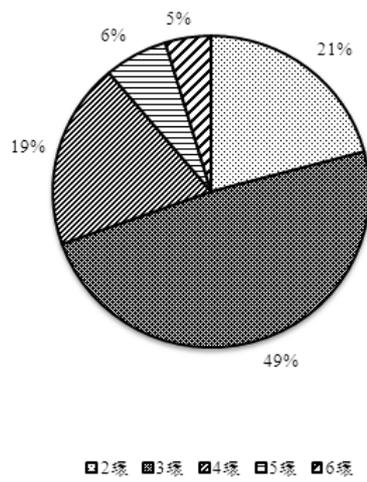


圖 6. 磐石山區土壤中各環百分比

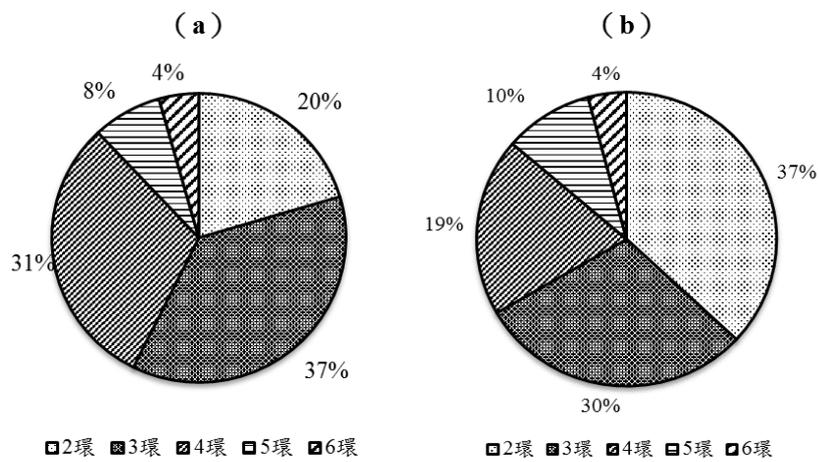


圖 7. 合歡山區(a)土壤及(b)底泥中各環濃度百分比

區主要之交通路線，因此交通工具排放之 PAHs 應為 2 環 PAHs 的重要來源之一，其他工業燃燒排放及人為活動排放之 PAHs 經大氣傳輸都有沈降至樣區的情形。

綜合以上所述，各山區 PAHs 環數以 3 及 4 環為主，根據 Yunker *et al.* (2002) 指出 3 及 4 環通常為燃燒石化燃料或是木材所產生，因此，可推論高海拔地區 PAHs 可能來源為煤油、柴油等石化燃料燃燒所致。此外，除南湖山區外，奇萊、磐石、合歡與嘉明湖山區土壤均呈現環數比例類似的趨勢。在中尺度長程傳輸的觀點下，奇萊、磐石、合歡山區，受近地面風場干擾並不明顯，且由 Ribes *et al.* (2003) 及 Barra *et al.* (2006) 的研究已證實高海拔山區之 PAHs 除自然來源之外，應為經大氣傳輸沈降所致。Ribes *et al.* (2003) 分析隨高度變化 PAHs 在土壤中不同環數(或分子量)的變化，在 1800 公尺以上自由對流層中 5-6 環的化合物，常見其主要來源可能為大氣傳輸之人為燃燒產物。

Sheu *et al.* (2010) 發表第一篇大氣汞監測計畫於東亞下風處的自由對流層長程傳輸研究，因為亞洲為已知的主要汞排放區域。該研究測站設於鹿林山 Lulin Atmospheric Background Station (LABS; 23.51° N, 120.92° E, 2862 m a.s.l.) 於 2006 年 4 月至 2007 年 12 月的監測觀察到大氣汞(GEM)呈現一個明顯模式，也就是下午時段為高濃度，晚上則為低濃度的晝夜模式。而季節變化也呈現當夏季海洋盛行風帶來的乾淨空氣也使得氣態汞濃度相對於其他季節較低。為證實本項觀察結果，研究分析氣態汞(GEM)與一氧化碳(CO)的相對濃度之關係，因為 CO 濃度已經證實共同認定為良好的人為排放追蹤標記化學物，而 Jaffe *et al.* (2005) 於日本沖繩觀測站(Cape Hedo)與 Obrist *et al.* (2008) 在科羅拉多州的落磯山 Storm Peak Laboratory (SPL) 測站(海拔高度 3220 m)，計算 GEM/CO 的相關性分析研究結果常被用於判別該區域為亞洲空氣污染物氣流，在鹿林山監測分析呈現良好的 GEM/CO

的相關性分析於秋季、冬季至次年春季相關係數達 0.6627~0.8828，而相對於夏季相關係數僅為 0.2619(Sheu *et al.* 2010)。因此可推論隨亞洲地區人為石化燃料及生質燃料燃燒增加，產生之汞排在秋、冬、春季受季節風及季節性風場影響而經長程傳輸到臺灣的情形極為明顯。由於所有已發表之高海拔長程傳輸研究結合氣象分析結果多以有害污染物(Hg, VOCs, SO_x, NO_x, O₃ 及 CO)為主，尚無 PAHs 研究可直接比較，然而氣態汞之傳輸模式與氣象關係足以作為本研究之比較趨勢，因此應用汞研究分析該區域之風場及傳輸途徑也可合理應用於本研究。

綜合上述討論，並與本研究大氣風向分析(圖 8)臺灣夏季西南季風含高層風切與全年盛行風之比較，結果顯示太魯閣地區的 PAHs 於山區土壤、底泥分布趨勢，以 3 及 4 環 PAHs 為主要污染物，然而太魯閣高海拔山區與嘉明湖 PAHs 流布呈現不同趨勢，顯示其受區域或長程傳輸之影響不同，而同為高海拔合歡地區因為部分的運輸道路因此呈現了 2 環 PAHs，其他高海拔則以 3 及 4 環通常為燃燒石化燃料或是木材燃燒所產生，故推論森林火災及長程傳輸的石化燃料所產生的 PAHs 為高海拔山區土壤中 PAHs 的重要來源(蔡佳穎 2012, 蘇銘千 2012, 蘇銘千等 2013, Su *et al.* 2013)。本研究結果確實與 Sheu *et al.* (2010) 的研究結果具有類似的趨勢，顯見氣象條件變化、氣流來源與傳輸軌跡造成之監測結果變化，為重要之長程傳輸研究因子，因此長期的時間與空間之監測實為研究之重點，且一般長程傳輸之研究應具有至少 5 年以上之長期監測，同時需分析區域性之長期氣象統計資料，方能證實長程傳輸之來源、影響因子及範圍。

本研究分析國際長程傳輸的研究結果，Usenko *et al.* (2010) 利用環數推測 PAHs 之來源，說明美國西部國家公園沈積物的 PAHs 來源以 3 環的 PhA 和 FIA 為主(3 環 PAHs 主要來自於交通工具排放之廢氣)，而美國西部國家公園集水區內之積雪進行分析，則測得 5 或



圖 8. 夏季西南季風含高層風切與全年盛行風

6 環之高分子量 PAHs，說明除都會區之交通工具排放之廢氣所產生之 PAHs 外，尚有其他污染源排放之 PAHs 進入樣區內，由該研究提出之結論，認為鄰近的燃煤發電廠和跨區太平洋傳輸的 PAHs 皆為重要不可忽視之污染貢獻來源。該區木材與植物燃燒為區域內顯著之自然來源，此外煉鋁廠、石油和天然氣鑽井作業則為區域內顯著之固定污染源，藉由季節性積雪作用，各污染源排放的 PAHs 經由大氣傳輸機制沈降至地表上。

Barra *et al.* (2006)以智利湖泊為樣區，其研究報告指出 PAHs 經由大氣傳輸至偏遠高山湖泊裡，經由化學指紋比對分析後顯示污染來自城市或者工業區居多，而這類現象多呈現於北半球，在南半球地區目前尚無研究結果可印證。而這些國外研究與本研究的 PAHs 濃度、環數類別與特徵比值均有相似之結果，顯示工業排放與人為活動排放經長程傳輸對高海拔偏遠地區之影響具有相同之趨勢。

彙整比較上述文獻，根據 PAHs 之物理與化學性質可將其分為低分子量(2、3 環)及高分子量(4、5、6 環)進行討論，在高海拔地區發現之低分子量 PAHs，其自然來源主要為森林火災而人為來源則以交通工具排放、煤炭燃燒作為能源供應或長程傳輸等來源，人為活動之影響則以交通運輸排放為大宗；而高分子量 PAHs 則來自於工業活動及人為活動，如使用煤炭、汽油、柴油之燃燒和製造過程排放的產物，且大氣傳輸機制為污染物流布之主要影響。國際上有機污染物之傳輸研究顯示，持久性有機污染物因其對人體及生態之影響受時間尺度連續性，及可傳輸之特性也就是在環境介質之流動與擴散之空間特性。所以長程傳輸對生態與環境之衝擊不可輕易忽略，特別是國家公園或沒有直接人為活動之區域，是最佳研究污染物長程傳輸之區域，也能具體呈現其衝擊。

三、PAHs 化合物特徵比值

化學指紋比對方法常應用於鑑別污染物之可能來源，該項方法已有許多成果發表，Yunker *et al.* (2002)整理分子量 178 的 AN (Anthracene)、PhA (Phenanthrene)及分子量 202 的 FLA (Fluoranthene)、Py (Pyrene)，該四項化合物經常用於區別屬石化類油品污染、石化燃料燃燒、木材草本植物燃燒的特徵比值，與本研究結果作特徵比值分析如圖 9 所示。分別比較石油來源、燃燒排放來源及環境背景值，顯示奇萊及磐石的分子量 178 (AN/AN+PhA) 的比值大多分布於可能是石化燃料的未完全燃燒受上升風場而帶入造成，另外分子量 202(FLA/FLA+Py)比值則呈現木材生質物質燃燒的比值佔較大比率。而合歡及嘉明湖的分子量 178 (AN/AN+PhA)或 202 (FLA/FLA+Py) 比值均落於石化燃料的未完全燃燒或裂解居多，也可以區別雖為高海拔但是地理位置及周邊區域發展狀況，可明顯區別其可能 PAHs 來源。

整體比較圖 5~7、圖 9 的高、低分子量、環數與特徵比值，可推論太魯閣國家公園之奇萊山區、磐石山區、合歡山區內低分子量 PAHs 主要由自然來源中森林火災及人為來源中移動污染源燃燒過後所產生，而從合歡山區之低分子量 PAHs 較奇萊山區、磐石山區明顯的結果，可能為合歡山區為臺灣西部與東部之重要交通路線，人為活動較頻繁。嘉明湖山區呈現之趨勢與太魯閣國家公園相似，低分子量 PAHs 可能來源之一為森林火災所排放造成，由於嘉明湖除登山方可到達，因此可排除車輛直接排放，且長程傳輸對於低分子量之 PAHs 貢獻度較小。

太魯閣國家公園之奇萊山區、磐石山區、合歡山區等三個區域之高分子量 PAHs 流布均類似，經特徵比值分析，可能來源為都市揚塵及工業活動和柴油製造或燃燒，由氣象分析推估此三區域受同一盛行風場所影響，說明太魯閣國家公園確實受大氣傳輸沈降機制之影響。嘉明湖山區，高分子量 PAHs 經特徵比值

分析後，也呈現可能受都市揚塵以及工業活動與人為活動製造或燃燒之 PAHs，經由大氣傳輸沈降至樣區所造成。經由特徵比值分析，配合氣象、風向之分析，顯示近 10 年來，中國大陸工業發達加以氣候變遷後之沙塵暴等，受高層西風及冬季東北季風之傳輸，可能於太魯閣國家公園沈降之結果，明顯可於環境介質中監測到。

結論

有關高海拔山區之 PAHs 監測，主要以土壤及底泥為監測介質，運用氣象模式及化學指紋比對分析污染物長程傳輸於高海拔之貢獻，為污染物環境流布之重要方法。綜和國內外案例分析探討及十年臺灣風向分析圖，結果顯示太魯閣地區的 PAHs 於環境流布趨勢，與相關區域學術研究的揮發性氣態汞在臺灣高海拔山區有類似的分布趨勢。

太魯閣國家公園及嘉明湖等高海拔地區皆屬臺灣高海拔山區，經中尺度大氣長程傳輸機制造成 PAHs 沈降於太魯閣國家公園及嘉明湖等高海拔地區，未來建議收集臺灣北部及中部工業區及都會區排放之 PAHs 資料，確認 PAHs 的發生源及排放量，作為後續結合高海拔監測結果，鑑定污染源之依據。大氣長程傳輸的研究，運用近地面風場與高空風場分析配合長期監測，探討臺灣高海拔山區 PAHs 濃度流布，可建立大氣傳輸模式，模擬季節性大氣長程傳輸可能受到污染的區域。本研究顯示高海拔山區以 2、3、4 環 PAHs 為主，未來可參考本研究結果藉由臺灣高海拔山區大氣長程傳輸風場特性分析，探討臺灣各區因盛行風場造成高海拔山區有 PAHs 濃度累積的情況。

誌謝

感謝內政部營建署太魯閣國家公園管理處(計畫編號：太行合字第 1009023 號)提供研究經費以及管理處人員與志工之協助完成相

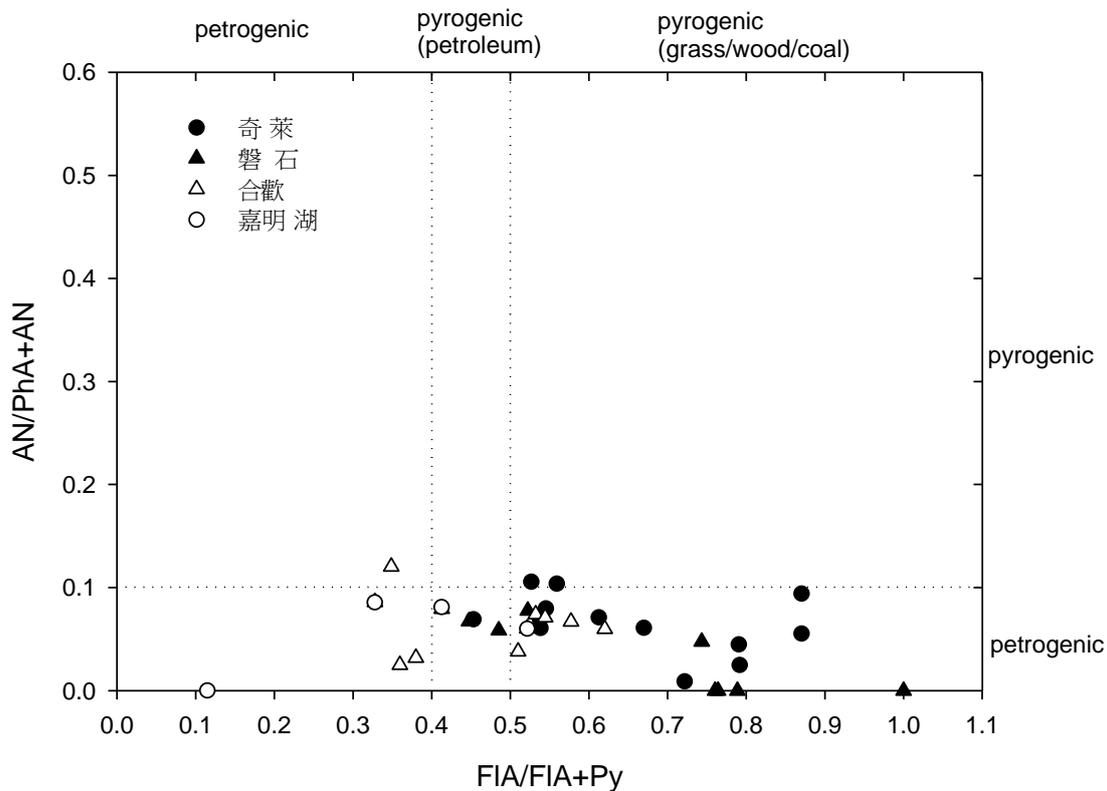


圖 9. 奇萊、磐石、合歡與嘉明湖的 PAHs 分子量 178 及 202 的特徵比值

關研究。

引用文獻

蒲金標。2006。臺灣北部與東部高空風季節演變之分析研究。飛航天氣第六期：1-14。

蔡佳穎。2012。多環芳香烴於臺灣高海拔山區之流布研究。國立東華大學自然資源與環境學系碩士論文。

蘇銘千。2010。代表性生態系經營管理之持久性無機毒物生態風險評估分析監測計畫。內政部營建署太魯閣國家公園管理處委託研究報告。

蘇銘千。2011。太魯閣高海拔環境敏感區域持久性無機毒物生態風險評估分析監測計畫。內政部營建署太魯閣國家公園管理處委託研究報告。

蘇銘千、李世應、余奕賢、蔡佳穎、高年信。2011。太魯閣國家公園重金屬環境流布之

研究。國家公園學報 21(4):32-41。

蘇銘千。2012。生物災害風險暨生態健康評估-太魯閣高海拔環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(一)。內政部營建署太魯閣國家公園管理處委託研究報告。

蘇銘千、蔡佳穎、林高生、陳羿孜、高年信。2013。國家公園高海拔環境中多環芳香烴流布調查及其對生態系之影響。2013 年動物行為暨生態學研討會，2013 年 1 月 25-26 日，國立東華大學，花蓮。

Barra R, P Popp, R Quiroz, HC Treutler, A Araneda, C Bauer and R Urrutia. 2006. Polycyclic aromatic hydrocarbons fluxes during the past 50 years observed in dated sediment cores from Andean mountain lakes in central south Chile. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63(1):52-60.

Foken T. 2008. *Micrometeorology*. Springer.

Iwata H, S Tanabe, N Sakai and R Tatsukawa. 1993. Distribution of persistent organochlorines in the oceanic air and surface seawater and the role of the ocean on their global transport and fate.

- Environmental Science and Technology* 27(6):1080-1098.
- Jaffe DA, EM Prestbo, PC Swartzendruber, P Weiss-Penzias, S Kato, A Takami, S Hatakeyama, Y Kajii. 2005. Export of atmospheric mercury from Asia. *Atmospheric Environment* 39:3029-3038.
- Khalili NR, PA Scheff and TM Holsen. 1995. PAH source fingerprints for coke ovens, diesel and gaspoin engines, highway tunnels, and wood combustion emissions. *Atmospheric Environment* 29(4):533-542.
- Macdonald RW, LA Barrie, TF Bidleman, ML Diamond, DJ Gregor, RG Semkin, WMJ Strachan, YF Li, F Wania and M Alae. 2000. Contaminants in the Canadian Arctic: 5 years of progress in understanding sources, occurrence and pathways. *The Science of the total environment* 254(2-3):93-234.
- Obrist D, AG Hallar, I McCubbin, BB Stephens, T Rahn. 2008. Atmospheric mercury concentrations at Storm Peak Laboratory in the Rocky Mountains: evidence for long-range transport from Asia, boundary layer contributions, and plant mercury uptake. *Atmospheric Environment* 42:7579-7589.
- Prevedouros K, IT Cousins, RC Buck and SH Korzeniowski. 2006. Sources, fate and transport of perfluorocarboxylates. *Environmental Science and Technology* 40(1):32-44.
- Ribes A, JO Grimalt, CJ Torres Garcia, E Cuevas. 2003. Polycyclic aromatic hydrocarbons in mountain soils of the subtropical Atlantic. *J Environ Qual* 32(3):977-987.
- Sheu GR, NH Lin, JL Wang, CT Lee, CF Yang, SH Wang. 2010. Temporal distribution and potential sources of atmospheric mercury measured at a high-elevation background station in Taiwan. *Atmospheric Environment* 44:2393-2400.
- Su MC, ER Christensen, JF Karls, S Kosuru and I Imamoglu. 2000. Apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbon sources in lower Fox River, USA, sediments by a chemical mass balance model. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(6):1481-1490.
- Su MC, NH Kao and CY Tsai, Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the High Altitude Mountains of Taiwan, 2013. 106th Annual Conference and Exhibition Air and Waste Management Association's (A&WMA) Conference & Exposition, June 25-28, 2013, Hyatt Regency Chicago in Chicago, USA.
- Usenko S, SLM Simonich, KJ Hageman, JE Schrlau, L Geiser, DH Campbell, PG Appleby and DH Landers. 2010. Sources and deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons to western US national parks. *Environmental Science and Technology* 44(12):4512-4518
- Yunker MB, RW Macdonald, R Vingarzan, RH Mitchell, D Goyette and S Sylvestre. 2002. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* 33(4):489-515.