

台灣 PM_{2.5} 排放源之檢測分析

陳志傑、黃盛修、林暉舜

國立台灣大學職業醫學與工業衛生研究所

張章堂

國立宜蘭大學環境工程研究所

巫月春、程惠生

行政院環境保護署環境檢驗所

摘要

本研究對美國 EPA M201A 與日本 JIS K0302 兩種固定污染源分徑檢測法，分別於實驗室中在良好控制環境的測試條件下，對分徑採樣器之截取效率與負載效應進行評估；以及以陶瓷業、電力業、鋼鐵業、煉鋼業電爐四個行業別為對象，進行實地現場採樣，探討分徑檢測法的效能與適用性。

實驗室測試結果顯示美國 EPA M201A 所建議的 Cyclone kit 分徑採樣器有較佳的分徑效率且負載效應較不顯著，唯只能區分出三個粒徑分布區間；JIS K0302 所建議的 Cascade impactor 分徑採樣器有較多分階(8 階)及良好的分徑效率，但存在顯著的負載效應與微粒的彈跳(Bounce)現象及壁面損失。

實地現場採樣結果顯示美國 EPA M201A 建議的 Cyclone kit 在實用上，於管道內流速較高時會有吸氣嘴過長無法進入採樣口(直徑 4 英吋)的問題，只能使用單獨的 PM_{2.5} Cyclone；JIS K0302 所建議的 Cascade impactor 組裝較為繁複且微粒無法完全收集，部分沉積在衝擊器內部壁面的微粒會因受限於結構設計無法全部收集。

兩種分徑方法在現場採樣的操作上，為於恆定採樣流率下達到等速採樣，當管道內流速變化過大時，需暫停採樣更換合適的吸氣嘴來控制採樣嘴流速，使其等速誤差在建議方法允許的範圍內；或是當管道內溫度變化過大時需調整採樣流率，以符合截取粒徑設定需求。因此為避免管道內條件變化過大所造成的誤差，應搭配具流量監測與回饋控制系統的採樣設備，以求最佳的採樣結果。

關鍵字：固定污染源、細懸浮微粒、PM_{2.5}、EPA M201A、JIS K0302



一、前 言

自 1974 年開始，環境中粒狀污染物對人體所造成的危害逐漸受到重視，其中美國著名的” Six city study” 更是一典型的研究，此研究議題是一個廣泛且长期的研究，探討空氣中的污染物對人體之健康的效應。研究中在固定的六個美國城市隨機選擇受試者對其肺部病症變化與肺功能進行測試，同時並對該城市環境中的粒狀和氣態污染物進行調查，探討兩者間的相互關係，由於研究結果顯示空氣中的污染物對人體健康的影響有顯著的相關性，因此該議題開始受到重視而被持續研究至今，其中對於粒狀污染物的研究結果發現，”細微粒(Fine particle)”相較於”總微粒(Total particle)”與健康危害風險的相關性會更顯著(Dockery, 1993)。

為將可進入人體造成影響的微粒區分出來，近幾十年一些制定標準方法的組織，提出以微粒氣動直徑為函數的理想分徑準則，其中美國 EPA 將粒徑區分為 PM_{10} 與 $PM_{2.5}$ ，分別以兩者作為微粒分徑指標。國內對於固定污染源的粒狀污染測量，傳統的方式是以總質量濃度採樣為主，目前環保署已提出細懸浮微粒的採樣方法草案，對於固定污染源排放的 $PM_{2.5}$ 提供建議的採樣方法。

二、文獻回顧

(一)國內排放現況

2000 年 2 座市立廢棄物焚化爐所作的調查研究結果顯示，在經過空氣污染控制設備處理後其排放管道的粒狀污染物濃度約在 15 mg/m^3 左右，其中 $2.5 \mu\text{m}$ 約占 80%。同時於研究中也對粒狀污染物的組成進行分析，結果發現其重金屬成份主要由鋅、鉛、銅所組成(Chang, 2000)。在 2001 年對環境中 $PM_{2.5}$ 的化學成分調查研究中發現，環境中的微粒約有 50~62% 為 $PM_{2.5}$ ，其主要由硫酸鹽、硝酸鹽、氨鹽、元素碳、有機碳所構成，其中硫酸鹽約占 $PM_{2.5}$ 質量的 13~23%；元素碳、有機碳約占 $PM_{2.5}$ 質量的 17~28%，有機碳含量又為元素碳的 1.12 倍(Lee, 2001)。在 2005 年針對台灣 6 座市立廢棄物焚化爐進行調查的研究，結果顯示排放的粒狀污染物粒徑主要在 $0.6 \mu\text{m}$ 與 $10 \mu\text{m}$ 成雙峰分布，其中細微粒($dp < 2.5 \mu\text{m}$)的鉛、鎘、鋅、銅含量較高；粗微粒($dp > 2.5 \mu\text{m}$)的鉻、汞含量較高，而汞會出現在粗微粒主要是因為凝結作用，導致氣態的汞因溫度變化附著於微粒上導致微粒粒徑變大所產生(Yuan, 2005)。在 2010 年的研究中發現 $PM_{2.5}$ 的存在對於氣候變化的影響有 50% 的解釋度，其

中硫酸鹽、元素碳、有機碳對溫度的影響呈現正相關性，硫酸鹽、與硝酸鹽對濕度的影響呈現正相關性(Tai et al., 2010)。2006 至 2008 年間對台灣地區環境 PM_{2.5} 濃度資料的統計分析研究中，發現約有 36% 的空氣品質測站量測結果高於標準 10%；24% 的空氣品質測站量測結果高於標準 15%。顯示目前台灣 PM_{2.5} 濃度過高，需要更進一步的加以管制(Yu, 2010)。

(二)健康影響

在 2007 年對醫療廢棄物焚化爐周界環境調查研究中發現，儘管排放的廢氣經過空氣污染控制設備處理，但是在附近的採樣結果中 PM_{2.5} 與 PM₁₀ 為 30.34 ± 17.95 與 $36.81 \pm 20.45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，同時經統計分析後發現在下風位置時，濃度可能會高達地區平均濃度的 2.2 倍，且其周遭環境濃度與醫療廢棄物焚化爐的排放有顯著的相關性(Mao et al., 2007)。在對台灣的測站資料分析中發現，約有 50% 的天數 PM_{2.5} 的濃度處於不健康的標準等級，顯示在台灣每年約有一半的時間，人們會暴露在對身體健康不利的環境中(Liu, 2002)。

在 2002 年針對居住在石化工業區附近的懷孕婦女進行的調查研究中，流行病學分析的結果顯示空氣污染與胎兒早產及癌症有顯著的相關性(Yang et al., 2002)。在 2004 年針對居住在石化工業區附近的懷孕婦女進行的調查研究中，流行病學分析的結果顯示空氣污染與胎兒早產有顯著的相關性(Yang et al., 2004)。在 2010 年對排氣檢測站的工作人員的研究中，對於柴油燃燒所產生的 PM_{2.5} 微粒暴露與尿液中的 8-OHdG 濃度進行比較分析，結果顯示柴油燃燒所產生的 PM_{2.5} 微粒暴露明顯對人體造成影響(Lee et al., 2010)。

(三)微粒的分徑指標

傳統微粒採樣以總微粒採樣為主，但部分較小的微粒會隨著呼吸進入人體，並依其物理特性沈積在頭部之呼吸道、氣管與支氣管、肺泡區等三個特定區域(Chan et al., 1980)，因此需要就其可能產生健康風險的粒徑範圍進行區分。在 1989 年 Soderholm (Soderholm, 1989)提出可吸入性 (inspirable or inhalable fraction)、胸腔性 (thoracic fraction)、呼吸性 (respirable) 三種不同區域的分徑建議，已被 ACGIH、ISO、歐洲標準組織 (Commite Europeen de Normalisation, CEN) 及美國國家安全衛生研究所 (National Institute for Occupational Safety and Health, NIOSH) 認可為目前公認的國際標準。其中進入頭部空氣通道的粉塵稱為可吸入性粉塵 (inhalable particulate mass, IPM)，穿過頭部氣道到進入支氣管的粉塵稱為胸腔區粉塵 (thoracic particulate



mass, TPM)，而達到氣體交換區（肺泡區）的粉塵稱為可呼吸性粉塵（respirable particulate mass, RPM），其中 Inhalable 曲線含蓋的最大粒徑約在 $100\ \mu\text{m}$ ，而 Thoracic 的 50% 截取粒徑（cut-off size）在 $10\ \mu\text{m}$ 、Respirable 部分則在 $4\ \mu\text{m}$ ；而美國 EPA 則將粒徑區分為 $10\ \mu\text{m}$ 與 $2.5\ \mu\text{m}$ 兩個指標。

(四)各國排放管道 PM_{2.5} 採樣方法

目前排放管道中所使用的粒狀物分徑採樣依其原理主要可分為旋風分離法、慣性衝擊法 2 種，並可修改為多階式的分徑採樣。在各國方法中，美國 EPA 的建議方法以旋風分離法為原理，進行粒狀物 PM_{2.5}、PM₁₀ 的雙階分離，其建議方法為使用 Method 201A 所建議之旋風分離器量測可過濾性微粒 (USEPA 2010a)、Method 202 量測凝結性微粒 (USEPA 2010b)；ISO (IOS 2009) 的建議方法則是於粒狀物採樣設備的採樣管前端，裝設雙階式濾紙衝擊採樣器；而日本環境廳(日本環境廳 1991)的建議方法，則於粒狀物等速採樣設備的採樣管前端，裝設多階式濾紙衝擊採樣器。目前國內的分徑採樣設備則以美國 EPA M201A 建議的 Cyclone kit 與 JIS K0302 建議的 Cascade impactor 較為常見。

三、研究方法

研究中的實驗室驗證。主要針對微粒分徑採樣裝置，在實驗室中架設模擬系統進行測試，實驗設計為以模擬腔(高 250 公分、內徑 17 公分)提供穩定的微粒條件進行測試，測試時以過濾後的乾淨高壓空氣(23°C、RH20%)注入在模擬腔內，與以超音波霧化器 (Ultrasonic Atomizer, Model 8700-120 MS, Sono-Tek Inc., Highland, NY, USA) 產生的氣動粒徑分佈在 $1\ \mu\text{m} \sim 10\ \mu\text{m}$ 間的 PST (Potassium Sodium Tartrate Tetrahydrate) 微粒混合，形成穩定的粒徑分布條件，在腔體 8D/2D 的位置設置採樣口，以 APS 作為分徑器效能的評估儀器。實驗時首先依據建議方法中所提供之公式估算其理論採樣流率與 D₅₀ (50% 截取粒徑)，再使用分徑器依理論採樣流率對模擬腔中的樣本氣體進行採樣，藉由分徑器上下游之 APS (Aerodynamic Particle Sizer, Model 3321, TSI Inc.) 量測結果換算所得之穿透率 (Penetration, %) 評估其分徑效率與負載效應。

實驗中分別對旋風分徑器與衝擊式分徑器進行測試，所採用的旋風分徑器是符合 USEPA 201A 建議規格的 APEX-PM₁₀ and PM_{2.5} Cyclone Kit，此旋風分

徑器為 PM₁₀ and PM_{2.5} Cyclone 各一所組成可以分離或組合使用，其原理為利用離心力使隨氣流做高速旋轉的微粒，因氣動粒徑不同所受慣性作用大小差異，沿其切線方向撞擊壁面而被收集(大於 D₅₀)或隨氣流排出(小於或等於 D₅₀)。在採樣設計上，收集於壁面的微粒會經由丙酮洗劑的清洗收集成為液體樣本，隨氣流排出的微粒會被分徑器下游的濾紙所捕集，其分徑範圍分別為大於 10 μm、10~2.5 μm、小於或等於 2.5 μm 三個區間。衝擊式分徑器採用的是符合日本 JIS K0302 建議規格的八階衝擊式分徑器，其原理為利用不同的進口大小控制氣流流速，使得氣流中的微粒因其氣動粒徑不同所受慣性作用力差異而有不同的停止距離，使符合截取粒徑之微粒被衝擊板上的濾紙捕集。在採樣設計上共會取得 8 個濾紙樣本，其 8 階濾紙的最大分徑範圍為 30~0.4 μm，各階實際 D₅₀ 視採樣流率而定。

在實地現場採樣驗證上，以陶瓷業、電力業、鋼鐵業、煉鋼業電爐四個行業別之固定污染源排放管道為對象，進行 3 次(2 種方法各取得 3 個樣本)的細懸浮微粒(PM_{2.5})現場採樣，採樣過程中分別使用旋風分徑採樣器與多階衝擊式採樣器進行採樣，現場採樣主要為探討目前現行的採樣時間與氣體體積規定(40 分鐘或 1000 升)，是否足以達到有效的樣本稱重條件(0.1 毫克)，以及實際現場採樣時可能遇到的問題點，對檢測方式的適用性進行評估。

四、結果與討論

APEX—Cyclone 的測試結果如圖 1 所示，當理論採樣流率為 10.6 L/min 時，其 PM_{10/2.5} Cyclone 之 D₅₀ 分別為 10.46 與 2.51 μm，實驗結果顯示此組分徑裝置其截取效率符合美國 EPA Method 201A 建議標準，且 PM_{10/2.5} Cyclone 在串聯與分開使用時，其有相近的截取效率。圖 2 為 10.6 L/min 時 PM_{2.5} Cyclone 微粒負載效應的測試結果，測試時間為連續採樣 120 鐘，總採樣氣體體積為 1272 升，測試濃度為 35±3 mg/Nm³，結果顯示在此測試條件下，截取效率會有因受到微粒負載效應影響而降低的現象，其 D₅₀ 會略為往小粒徑方向偏移，但仍在建議方法的容許誤差範圍以內(D₅₀=2.25~2.75)。圖 3 為 JIS K0302 建議規格的八階衝擊式分徑器的截取效率與微粒負載效應測試結果，結果顯示在與 PM_{2.5} Cyclone 相同的測試條件下，其微粒負載效應會隨時間對其截取效率產生影響，其負載效應會導致大粒徑微粒隨時間提高穿透率，可能與微粒在濾紙表面的彈跳現象(Bounce)有關。



陶瓷業、電力業、鋼鐵業、煉鋼業電爐四行業別的現場採樣驗證結果，所量測得之 TSP 質量濃度與該業者近期的定檢報告相近，其中 PM_{2.5} 的量測結果如下，旋風器的採樣結果(PM_{2.5}/TSP)分別為 66.1%±7.9、54.0%±7.13、91.8%±1.8、74.7%±8.5；分階式衝擊器的採樣結果(PM_{2.5}/TSP)為 59.8%±25.3、54.3%±1.28、72.6%±2.9、72.6%±7.0。由平均數據可看出，在 TSP 濃度相近的條件下 USEPA 201A 的 PM_{2.5} 採樣結果會有高於 JIS K0302 的現象，造成這樣的原因推測可能為 Cascade impactor 內部壁面沉積損失(internal wall loss)所導致。

同時在實地採樣過程中發現，就目前國內固定污染源設置標準所規定的採樣口直徑約為 4 英寸，當使用串聯的 PM_{10/2.5} Cyclone 時，在高流速的條件下可能會有因吸氣嘴過長，導致組合後的採樣組件大於採樣口的情形，而分階式衝擊器則無此現象。同時，兩者皆需以恆定流率採樣，會受到採樣過程中濾紙上的微粒負載所造成的阻抗所影響，因此需要即時對流量做監控與調整，且對於等速採樣的需求，兩者皆需以更換吸氣嘴的方式，因此對於排放管道內的流速變化即時監測，適時地更換吸氣嘴。

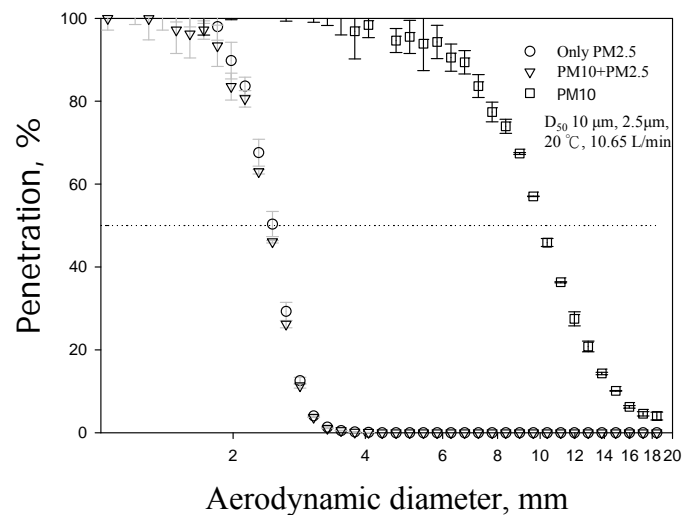


圖 1 PM₁₀·10/2.5·2.5 cyclone D₅₀ 截取粒徑測試結果

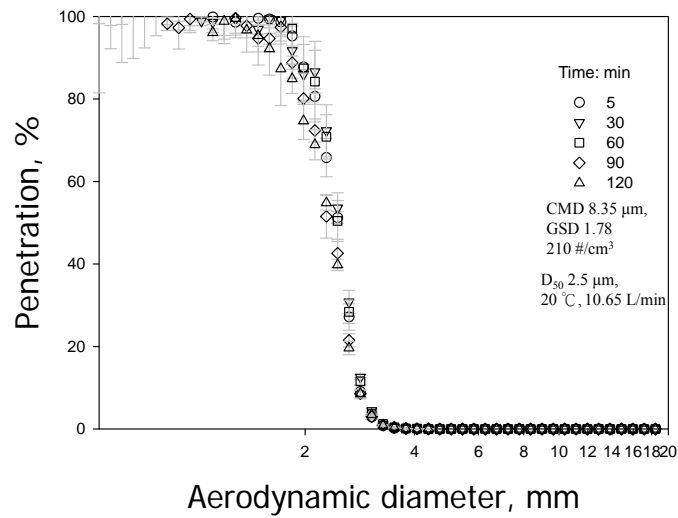


圖 2 PM_{2.5} cyclone 的微粒負載測試結果

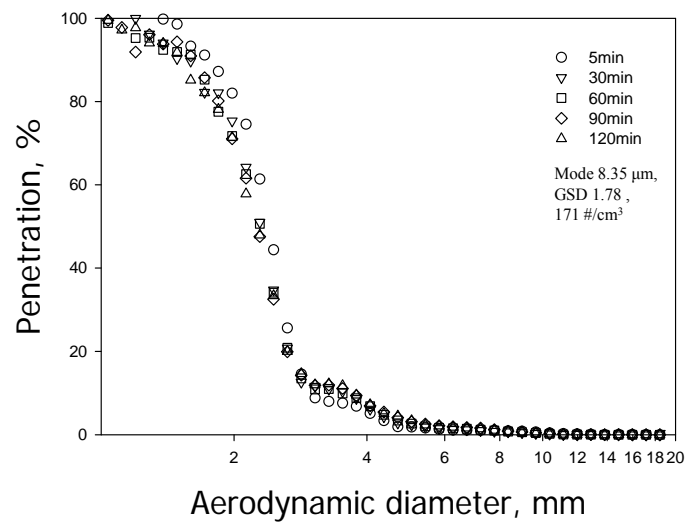


圖 3 Cascade impactor 的 D₅₀ 截取粒徑與微粒負載測試結果

五、結論與建議

實驗室中效能測試所得結果顯示，美國 EPA Method 201A 的 Cyclone kit 的截取效率曲線相對於 JIS K0302 的 Cascade impactor 要來的好，同時亦無彈跳與內部表面沉積損失的問題。



在實地現場採樣中，美國 EPA Method 201A 的 Cyclone kit 部分樣本因需以丙酮洗劑清洗收集，在樣本的回收上操作較為複雜，但卻無壁面損失的問題，會有較準確的採樣結果。JIS K0302 的 Cascade impactor 組裝上較為複雜，且因其分徑器的結構設計，不易將沉積在壁面的微粒回收，同時部分的沉積微粒亦會導致衝擊板上孔洞的阻塞。

目前國內大部分的固定污染源排放管道採樣口直徑約為 4 英吋(10 cm)，當管道內流速達 10 m/s 以上時美國 EPA Method 201A 的 PM_{10/2.5} cyclone kit 串聯使用時，其相對應的吸氣嘴與分徑器組裝後延伸長度已超過 10 cm，可能會導致無法進入管道採樣口或者易接觸到管壁造成吸器嘴的污染與損壞，因此以其對固定污染源排放管道 PM_{2.5} 的採樣，以單獨使用 PM_{2.5} cyclone 的方式進行採樣會有較佳的適用性。

然而不論何種分徑方法在現場採樣的操作上，為求達到等速採樣，於恆定採樣流率下需藉由改變吸氣嘴口徑來控制採樣流速，當管道內流速變化過大時需暫停採樣更換合適的吸氣嘴，使其等速誤差在建議方法允許的範圍內；或是當管道內溫度變化過大時需調整採樣流率，以符合截取粒徑設定需求。因此為避免管道內條件變化過大所造成的誤差，應搭配具流量監測與回饋控制系統的採樣設備，以求最佳的採樣結果。

參考文獻

1. Chang M-B. 2000. Characteristics of heavy metals on particles with different sizes from municipal solid waste incineration. *Hazardous Materials* A79:229-239.
2. Chan, T- L. and Lippmann, M. ,1980. Experimental measurements and empirical modeling of the regional deposition of inhaled particles in humans. *Am. ind. Hyg. Assoc. J.* 41,399-409.
3. Dockery, D. W., Pope, C. A., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris, B. G., and Speizer, F. E. 1993. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N. Engl. J. Med.* 329:1753–1759.
4. Liu C-M. 2002. Effect of PM_{2.5} on AQI in Taiwan. *Environmental Modeling & Software* 17:29-37.
5. Lee H-S, and Kang B-W. 2001. Chemical characteristics of principal PM_{2.5} species in Chongju, South Korea. *Atmospheric Environment* 35:739-746.
6. IOS. 2009. Stationary source emissions — Determination of PM₁₀/PM_{2.5} mass concentration in flue gas — Measurement at low concentrations by use of impactors. INTERNATIONAL STANDARD 23210.
7. Mao I-F, Chen C-N, Lin Y-C, and Chen M-L. 2007. Airborne particle PM_{2.5}/PM₁₀ mass distribution and particle-bound PAH concentrations near a medical waste incinerator. *Atmospheric Environment* 41:2467-2475.
8. USEPA. 2010a. METHOD 201A - Determination of PM₁₀ and PM_{2.5} emissions from stationary sources (Constant Sampling Rate Procedure). 40 CFR PART 51.
9. USEPA. 2010b. METHOD 202 - Dry impinger method for determining condensable particulate emissions from stationary sources. 40 CFR PART 51.
10. Yang C-Y, Chang C-C, Chuang H-Y, Ho C-K, Wu T-N, and Chang P-Y. 2004. Increased risk of preterm delivery among people living near the three oil refineries in Taiwan. *Environment International* 30:337-342.
11. Yang C-Y, Chiu H-F, Tsai S-S, Chang C-C, and Chuang H-Y. 2002. Increased Risk of Preterm Delivery in Areas with Cancer Mortality Problems from Petrochemical Complexes. *Environmental Research Section (A 89)*:195-200.
12. Yu T-Y. 2010. Characterization of ambient PM_{2.5} concentrations. *Atmospheric Environment* 44:2902-2912.
13. 日本環境廳. 1991. Measuring method for particle-size distribution of dust in flue gas. JIS K0302.