

# 常見台北地區植物乾濕葉片與枝條滯塵效率的比較研究

蔡志明<sup>1</sup> 孫岩章<sup>2\*</sup> 王亞男<sup>1</sup>

<sup>1</sup>國立臺灣大學森林暨環境資源學系

<sup>2</sup>國立臺灣大學植物病理與微生物學系

## 摘 要

本研究設計揚塵器與揚塵箱，利用人工揚塵箱測試 13 種常見植物葉片對塵土微粒之滯塵效率，並探討葉片噴濕後對塵土及水泥微粒滯塵率是否明顯增加。另測試 6 種樹木枝條對塵土及水泥微粒之滯塵率，比較各種處理結果之差異性。

結果顯示 13 種常見植物中以龍柏乾葉片對塵土滯塵率為最高，而福木為最低。試驗中可得知葉面積小的植物其塵土滯塵量較葉面積大者為高，另發現在固定風向條件下懸浮微粒會依慣性作用而積聚葉緣地方；而 5 種植物經噴濕後葉片滯塵量皆比乾燥葉片者為大，其倍率範圍為 1.2~2.5 倍，葉片經噴濕後不易乾燥者如白千層則具有較大的滯塵量。

對 6 種樹木枝條的滯塵測試結果皆以噴濕枝條對水泥微粒之滯塵率為最大，且發現塵土或水泥微粒皆傾向於累積在枝條迎風面。各種噴濕枝條的滯塵量皆比乾燥者增多，其中塵土之倍率範圍為 1.1~3.4 倍，而水泥微粒之倍率範圍為 1.9~5.2 倍。枝條經噴濕後不易乾燥者如正榕及楓香則會具有較大的滯塵量，此種現象與葉片者相同，而且微粒因慣性作用在植物的沈積分佈亦可作為環境中微粒監測之參考依據。

**關鍵詞：**微粒；塵土；水泥灰；沉降率；揚塵器

\*通訊作者

## Evaluation of Dust Deposition Rates on Dry and Wet Leaves and Stems of Common Trees in Taipei

Chih-Ming Tsai<sup>1</sup>, En-Jang Sun<sup>2\*</sup> and Ya-Nan Wang<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Forestry and Resource Conservation, National Taiwan University

<sup>2</sup>Department of Plant Pathology and Microbiology, National Taiwan University

### ABSTRACT

A dust generator and an exposure chamber were designed to evaluate the dust deposition rates on common tree species at Taipei. Leaves of 13 tree species were exposed in this chamber to soil dust and cement dust. Five of them were determined for their dust deposition rates after completely sprayed with water. Stems from six species with diameter of ca. 0.5~1.5 cm were also tested for their dust deposition rates with and without spraying with water.

Results showed that among 13 tree species the dragon juniper (*Juniperus chinensis*) had the highest dust deposition rates on their leaves. While the common garcinia (*Garcinia subelliptica*) had the least. Generally the trees with smaller leaf area had higher dust deposition rates per unit area. The dust particles tended to deposit onto leaf marginal portion for broad leaves. The wet leaves of all five species generally had higher dust deposition rates than the dry ones. The ratios of the deposition rate between wet and dry leaves ranged from 1.2 to 2.5. We found that those leaves not easy to be dry by wind had higher dust deposition rates after spraying with water.

The tests of tree stems from six species with soil and cement dust showed that cements dust had the highest dust deposition rates on wet stems for all species. All soil and cement dust particles tended to deposit on windward side of each stems. All wet stems had higher deposition rates than dry stems with ratios of soil particle ranging from 1.1 to 3.4 and cement particles from 1.9 to 5.2. Generally the stems not easy to be dry by wing had higher ratios, such as Indian laurel fig (*Ficus microcarpa*) and Formosan sweet

gum (*Liquidambar formosana*). The deposition pattern on leaves and stems had to be considered when people want to use surface particle counting as a biomonitoring tool in the field.

**Key words:** Particle; Soil dust; Cement dust; Deposition rate; Dust generator

\* Corresponding author

## 一、前 言

人類活動的頻繁，伴隨著各種自然資源的利用，如開採砂石、營建工程、燃燒過程等，皆會產生氣狀及粒狀污染物。而這些物質被排放至大氣中，便會造成空氣污染。空氣中此些粒狀污染物，一般會逐漸沉降，並對所有受體造成影響。但在沉降及影響受體之同時，空氣中的氣狀及粒狀污染物也因進入受體或因反應衰變而逐漸降低其濃度，此乃所謂「植物淨化空氣污染」之原理及現象<sup>(8)</sup>。

大氣中的粒狀污染物，對農林植物之影響主要為阻塞氣孔、降低蒸散作用、減低光合作用及影響氣體交換等，此些影響可分為物理性及化學性二者，如Krajickova & Mejstrik 在 1984 年<sup>(21)</sup>發現微粒可以造成物理性的堵塞氣孔，特別是和氣孔孔徑大小相近(8~12 μm)或更小的微粒。而不同來源的微粒具有不同的化學組成，故能影響土壤性質或直接對植物表面發生作用。另外當微粒降落於植物葉片上時，容易阻礙陽光穿透及堵塞氣孔，因而妨礙光合作用、呼吸作用和蒸散作用，又微粒亦可能含有一些有毒物質(如氟化物)可溶解滲透進入植物體內，影響植物生育<sup>(9)</sup>。若微粒沈降於花的雌蕊柱頭上則會影響受粉，減少產量；若長期落在地表上，會改變土壤性質，間接影響作物生長；若落於觀賞花卉，則使品質降低。

微粒中的水泥灰塵是很特殊的顆粒<sup>(22)</sup>，當與空氣中水分或雨露結合後，會在植物表面形成硬殼，完全覆蓋葉片，對植物造成嚴重傷害<sup>(10)</sup>，水泥灰塵降落在果樹的子房上會抑制果實的發育，其

溶液可抑制花粉發芽<sup>(5)</sup>，微粒附著於葉片上會增加葉溫 2-4°C，主要原因是因為增加光的吸收<sup>(8)</sup>；Famer 在 1993 年<sup>(9)</sup>指出許多微粒會造成葉片的傷害如水泥對 *Tilia cordata* 產生細胞破壞、樹皮脫落及葉片壞疽；石灰對 *Tsuga canadensis* 針葉產生黃化現象。而台灣曾有火力發電廠的黑煙會對甘藍及芥菜造成大量的吸附，對植物的品質產生嚴重的污染<sup>(6)</sup>。

不論是大氣中的懸浮微粒或是落塵，植物在吸附或過濾微粒的角色皆占有重要的角色，因為一般植物除了地下根部以外，地上部與大氣接觸的任何部位，都具有滯塵的功能。但微粒對植物葉表之沉降速率，常受到很多因素之影響而很難確實之測定<sup>(26)</sup>。已知樹木能吸附對人體有害的微粒，但有些被吸附者仍會經風吹而再被吹走，或因雨水的淋洗及葉片掉落，而回歸到土壤中<sup>(27)</sup>。

據學界估計：一株 6 米高含 10 萬片樹葉之榕樹，在以鐵氟龍濾紙模擬對微粒的吸附量換算，每一年約可沉積之微粒重約 4.0-6.6 公斤<sup>(13)</sup>。若一環保公園每一公頃種有 400 棵榕樹，則每年可吸附之粉塵約為 2 公噸。在芝加哥，據估計樹木一年(於 1991 年)可淨化約 6,145 噸的空氣污染物，相當於美金九佰餘萬元的直接經濟效益<sup>(21)</sup>。另依據蔣美珍和劉嘉蓉 1992 之報告<sup>(4)</sup>，在中國大陸 1 公頃的雲杉每年約可滯塵 32 公噸，松樹林為 36.4 噸，橡樹林為 56 噸，山毛櫸林為 68 噸；又一般森林要比裸露地吸附煙塵的能力大 75 倍。

一般樹木都有一定截塵能力，但不同的樹種截塵能力卻相差很大，據吳欽傳在 1992 年<sup>(8)</sup>指出，這和植物葉片的大小，葉面的粗糙程度以及葉子的著生角度等因素有關，一般葉片粗糙多茸毛的



植物，吸滯粉塵的能力較強。同一報告指出，有些植物如懸鈴木 (*Platanus acerifolia*)，雖然單位面積的截滯能力不算很強，但植株的總葉面積卻很大，所以全樹的截塵能力就很強，仍屬優良的防塵樹種。Bach 1972 年<sup>(6)</sup>在風洞試驗中發現，葉表具細短絨毛的向日葵 (*Helianthus annuus*) 吸塵量比葉表光滑質的鵝掌楸的截塵量高出 10 倍之多，且亦發現潮濕的葉可增加微粒之沈降。

都市中的微粒，很多是由行道樹、灌木及草坪來攔截，而學校及都市的森林公園都扮演著重要的截塵角色，像台北市的大安森林公園及台灣近年興起的空品淨化區或環保公園，皆具有淨化空氣污染的功效。但不論何種目的，種植的植物均必須健康，才能使不同的植物承受微粒的污染並淨化大氣的微粒，提昇空氣品質，扮起『都市之肺』的地位。

台灣地區的大氣污染在粒狀污染物中，一般以塵土及燃油、燃煤飛灰、黑煙等為最常見的微粒<sup>(6, 9, 11, 12)</sup>，而植物表面最常見之微粒也以塵土、黑色粉塵、黑色屑塊及球狀黑煙等為主<sup>(5, 10, 12)</sup>。其中燃煤飛灰主要有灰白色球形粒子及不整形多洞之薄片微粒，其中灰白色球形粒子在掃描式電子顯微鏡下具有完全球形之形態<sup>(7)</sup>；燃油飛灰則會產生蜂窩狀球形黑煙外，另會排放 1 至 3  $\mu\text{m}$  之細點球形煙塵，及小於 1  $\mu\text{m}$  之不定形煙塵<sup>(8)</sup>。而燃煤及燃油所產生的飛灰之不同為燃煤為實球狀，而燃油為蜂窩狀<sup>(7)</sup>。

台灣地區植物受飛灰微粒污染的研究報告資料很少，以基隆及台北地區甘藍受黑煙污染之案例來看。可知黑煙在葉表之分布以雨水較易匯集之部位為最多，如葉柄基部等，此些黑煙經証實後來自燃油火力發電廠所產生的飛灰微

粒，明顯指標物種為小於 1  $\mu\text{m}$  之不定形煙塵及約 2  $\mu\text{m}$  的反光球形黑煙<sup>(8)</sup>。不論何種黑煙只要落於觀賞花卉，將使品質降低。此些黑煙對植物產生之危害，可作為污染源鑑定之依據，即可由受體模式追查粒狀污染物的來源<sup>(6, 11)</sup>。

有關微粒降落於植物表面的機制主要可分為三種：(1) 受重力作用而沈降 (sedimentation) (2) 因撞擊而沈降 (impaction) (3) 因降雨淋洗而沈降。此些作用之結果乃是造成微粒之停著、附著和黏著，其中停著的塵粒易被風吹走，附著塵粒當有較大的風或雨時可被帶走，黏著的塵粒在大雨情況下則有部份可被帶走<sup>(4)</sup>。一般降雨可洗除葉表上的微粒，但降雨對粒徑介於 20~30  $\mu\text{m}$  的微粒最具淋洗效果，而對於 5  $\mu\text{m}$  以下的微粒則不太有作用<sup>(20)</sup>。

故本研究之目的在模擬四種人工污染微粒沈降於葉表之情況，並模擬降雨對植物葉表微粒的影響，期望研究結果可提供未來環保公園及綠化單位進行綠化篩選樹種的參考依據。

## 二、材料與方法

### 2.1 人工揚塵箱之設計

人工揚塵箱主要由送風機 (Blower)、流量計、微粒貯存瓶、四個 8 公分正方形之風扇、壓克力箱及流動的管線共同組合而成。所用之揚塵箱體為 60×35×45 公分 (長×寬×高) 之壓克力箱，壁厚為 0.5 公分。箱內靠近微粒入口之底部並排四個 8 公分正方形的風扇，風扇口朝上，距箱子底部為 20 公分高。風扇目的在造成箱內空氣和微粒的流動及循環。揚塵箱之構造如圖 1 所示，空氣由送風機推



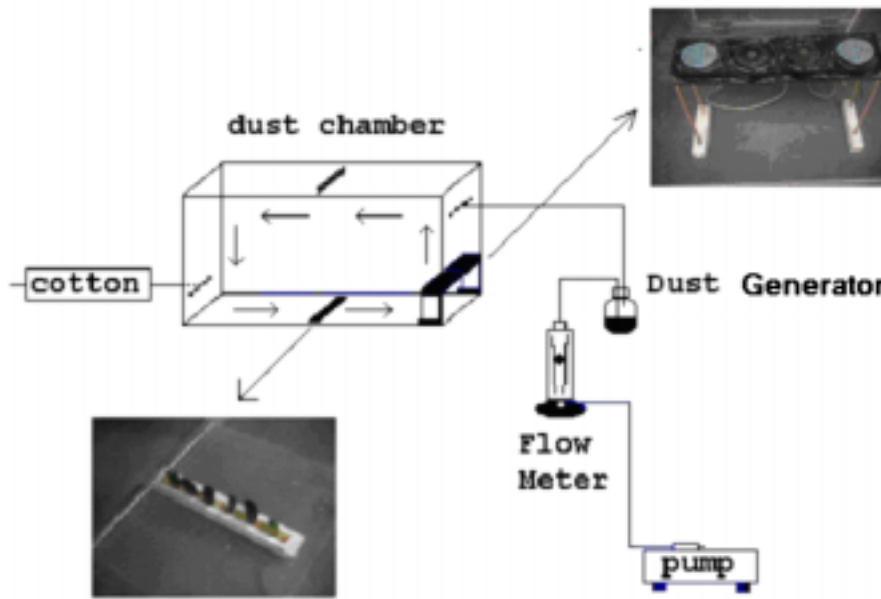


圖 1 人工揚塵箱及揚塵器構造圖

Fig. 1. The Dust generator and dust exposure chamber.

動進入流量計，再流入微粒貯存瓶，此瓶瓶蓋鑽有二個小口並連接二膠管，一為空氣流入，另一為空氣流出，流入之膠管伸入瓶內塵土之內部，使空氣進入時產生氣流帶起微粒。流出膠管之出口則接近瓶蓋，且必須高於塵土之上方，使吹起之微粒可進入此管而流向揚塵箱進口處，造成連續性之揚塵。

當微粒由揚塵器送出，送到揚塵箱時，即在右壁之內壁處連接到一長約 20 cm 口徑 1 cm 之分流管，此分流管之位置離頂壁為 10 cm，管上鑽有四個正方形小孔(0.3 cm × 0.3 cm)，其目的是使微粒由此四小孔均勻進入箱內，並可均勻循環，在微粒進口相對一壁及左壁，設有一長約 20 cm 口徑 1 cm 之空氣出口管，此空氣出口管離底壁為 20 cm，也同樣鑽有四個正方形小孔(0.3 cm × 0.3 cm)，四個小孔內皆填入棉花，使箱內的

空氣過濾後排出至箱外。另在揚塵箱前壁設有一個可打開的活動門，做為實驗材料進出之入口。揚塵箱上壁之中央則黏貼一系列的尼龍細線作為風場指標。

## 2.2 揚塵箱箱內風速及風向之測定

揚塵箱箱內之風速係以風速計測定之，風向則以揚塵箱上壁中央黏貼之尼龍細線走向判斷之。在揚塵箱設妥後測得風扇上方 10 cm 處風速之範圍約為 1~2 m/sec，箱內靠上壁中央之風速範圍約為 0.8~1.8 m/sec，箱內風扇對面之左壁(箱內氣體排出處)中央處風速範圍約為 0.5~1 m/sec，箱底靠中央之位置(植物受測位置)其風速範圍約為 0.5~0.7 m/sec。

## 2.3 試驗植物種類及來源

試驗中的 13 種常見植物葉片及 6 種植物枝條主要來自於臺灣大學校園，受

測葉片包括有白千層、正榕、樟樹、台灣欒樹、黑板樹、福木、木麻黃、羅漢松、龍柏、鵝掌藤、月橘、金露花、杜鵑等 13 種植物；而受測枝條為正榕、福木、艷紫荊、月橘、鵝掌藤、杜鵑等 6 種植物。

摘取植株新鮮潔淨葉片後，即將帶有葉柄之葉片一端插入已設計好的保麗龍凹槽，此凹槽並以海綿塊填滿，每一海綿塊以刀片切割一縫線以夾住葉柄使葉片或小葉直立，受測葉片係豎立於揚塵箱底部中央區如圖 1 所示。

試驗之枝條選擇直徑的範圍為 0.5~1.5 公分直徑，若有分枝則以修枝剪去除，各剪取長 12.5 公分的枝條(每種植物取 5 重覆)並以自來水沖洗處理，待乾燥後將枝條插於海綿塊切割線之間使之直立，插入的長度為 2.5 公分，頂端以透明膠帶貼住圓形切口，即供滯塵測試。

#### 2.4 供試微粒種類及來源

塵土微粒係取台大農場之田土及建築施工地區附近的黃土共兩種，並以 42 mm 的篩網過篩做為試驗之用；水泥微粒則購買於建築材料行。

#### 2.5 葉片滯塵率之測定及操作

每次測定時植物葉片皆一律置於揚塵箱內的中間底部，使每個葉面的方向與氣流的方向成 90 度。此時揚塵箱之微粒貯存瓶已裝有受測微粒，即開始揚塵 5 分鐘，並以手隨時搖動揚塵器，其送風流量調為 5 NL/min (N 表示 Normal)，揚塵結束後，風扇仍然持續轉動 2 分鐘，即取出受測葉片進行秤重或經水洗再秤重，由揚塵前後之重量差可求得滯塵量或滯塵率。

另一方法為等上述滯塵試驗完成

後，即取葉片每 1~3 葉為一組(視樹種而定)，每種植物 5 重覆，置入已事先秤重的試管中(試管重量為  $W_0$ )，加以適量的水，並以超音波震盪 20 秒，取出葉片前並以洗滌瓶清洗後再取出，將試管放入烘箱中以 110°C 蒸乾試管的全部水份，然後稱取重量( $W_1$ )，則  $W_1 - W_0$  為葉片攔截微粒的重量。又葉片於洗滌取出後，即以小剪刀剪去原插入海綿中的部份，然後以剩下者進行葉面積測定(此值為  $A$ ，單位  $cm^2$ )，所用之葉面積測定法為電腦掃描器測定法，依此葉片之滯塵量公式如下：

$$\text{葉片滯塵量}(mg/cm^2) = (W_1 - W_0) / A$$

$W_0$ ：乾淨試管重(mg)

$W_1$ ：乾淨試管重+微粒量(mg)

$A$ ：單面的葉面積( $cm^2$ )。

噴濕葉片試驗步驟主要亦如前述方法，唯一不同是保麗龍凹槽已插好的葉片，皆以噴霧器噴到全濕為主，再置入揚塵箱內進行滯塵試驗。本試驗受測植物為：白千層、正榕、樟樹、月橘、杜鵑等 5 種植物。

#### 2.6 乾燥與噴濕枝條滯塵率之測定及操作

將採回修剪處理後之受測枝條，置於人工揚塵箱(圖 1)，受測微粒為塵土及水泥，測定方法如前述葉片者。

其枝條滯塵量的計算公式如下：

枝條滯塵量

$$(mg/cm^2) = (W_b - W_a) / (D \times \pi \times 10)$$

$W_b$ ：試管+微粒總重(mg)

$W_a$ ：試管原重(mg)

$D$ ：枝條直徑(cm)(為枝條受測部位



上下之平均值)

$\pi$ ：即圓周率以 3.14 計

$\times 10$ ：表示枝條長 10 cm

而受測之噴濕枝條置入揚塵箱之前皆先以噴霧器噴水至全濕，然後置入揚塵箱內測定，其操作及測定方法如同前述。

### 2.7 統計分析

有關 13 種植物乾燥葉片及 6 種植物乾濕枝條四種處理下所得到的滯塵量以 one-way ANOVA 進行差異性的顯著分析後，再以 Duncan's 多變域分析各組平均值間的差異， $\alpha = 0.05$ 。

## 三、結 果

### 3.1 以塵土對 13 種乾燥葉片測試滯塵量的結果

本研究對 13 種樹種離體葉片測定塵

土滯塵的結果，如圖 2，得知滯塵量範圍為 0.199~4.32 mg/cm<sup>2</sup>，且以龍柏及木麻黃滯塵量最多，福木滯塵量最少。但杜鵑、白千層、正榕、金露花、樟樹、台灣欒樹、月橘、黑板樹、鵝掌藤等 10 種樹種的滯塵量之間沒有顯著差異。

上述 13 種植物乾葉片塵土滯塵的結果以龍柏及木麻黃的滯塵量為最大，其次為羅漢松，此些樹種之葉面積皆屬較小者，而福木葉片葉面積最大，但反而只有較小的滯塵量，由此試驗中應可得知葉面積小的植物普遍有較高的滯塵量。

又本研究發現 13 種植物乾葉片滯塵仍受微粒慣性作用之控制，即多傾向沈積於迎風面之葉緣，其結果如圖 3。

### 3.2 以塵土對 5 種噴濕葉片滯塵量的測定結果

以塵土對 5 種噴濕葉片滯塵量的測定結果如表 1。由表 1 可得知 5 種植物

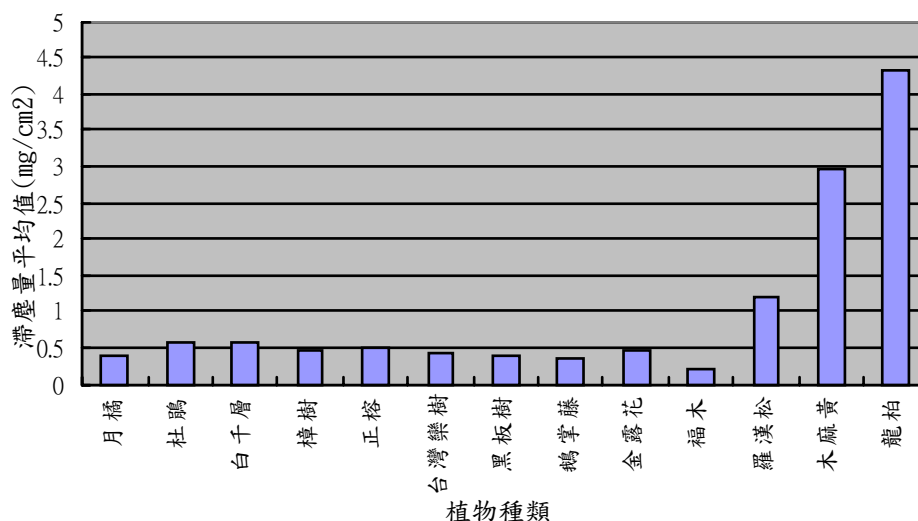


圖 2 塵土微粒對 13 種樹種乾葉片滯塵量之比較

Fig. 2. Soil dust deposition rates on leaves of 13 tree species



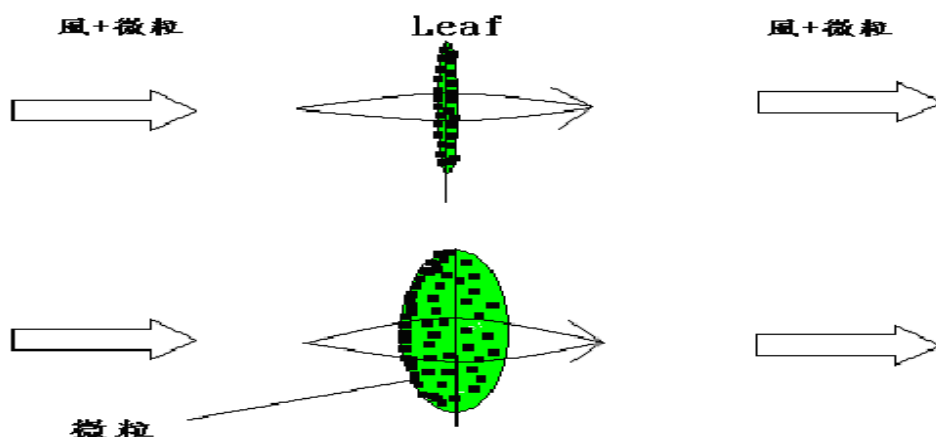


圖 3 揚塵箱內風及微粒流經葉片時葉片滯塵情形

Fig. 3. Distribution pattern of soil particles carried by wind and deposited on leaves in the chamber

表 1 五種樹種離體葉片在乾燥及噴濕時在揚塵箱內滯塵量之比較\*

Table 1. Comparison of soil dust deposition rates on wet and dry leaves in the exposure chamber

樹種	乾燥葉片滯塵量 (mg/cm <sup>2</sup> )	噴濕葉片滯塵量 (mg/cm <sup>2</sup> )	噴濕葉片/乾燥葉片 滯塵量比值
月橘	0.4068 ± 0.05	0.7881 ± 0.23	1.94
杜鵑	0.5708 ± 0.11	1.1612 ± 0.09	2.03
白千層	0.5698 ± 0.10	1.3913 ± 0.18	2.45
樟樹	0.4487 ± 0.05	1.1498 ± 0.17	2.56
正榕	0.4910 ± 0.06	0.5747 ± 0.12	1.17

\*各為 5 重覆之平均值

離體噴濕之葉片滯塵能力中以白千層的滯塵量為 1.3913 mg/cm<sup>2</sup> 最大，杜鵑、樟樹和月橘次之，而正榕的滯塵量 0.5747 mg/cm<sup>2</sup> 為最小。

上述結果得知 5 種樹種的噴濕葉片滯塵量皆遠高於乾葉片的滯塵量，而噴濕葉片比乾燥葉片滯塵量之比值以樟樹 2.56 倍為最高，白千層 2.45 倍，杜鵑 2.03 倍，月橘 1.94 倍，最小為正榕 1.17 倍。

本研究中亦觀察各種植物葉片在噴

濕後風乾的速度，結果發現其中以正榕葉片，在噴濕後極易在風速 0.5~0.7 m/sec 情況下變乾。相對地，樟樹的葉片在噴濕後，會有水膜形成，可以維持較久的潮濕狀態。

### 3.3 乾濕枝條對水泥及塵土滯塵量之測定

取月橘、艷紫荊、正榕、楓香、福木及鵝掌藤等 6 種樹種之枝條進行水泥及塵土滯塵量之測定，即各有四種處

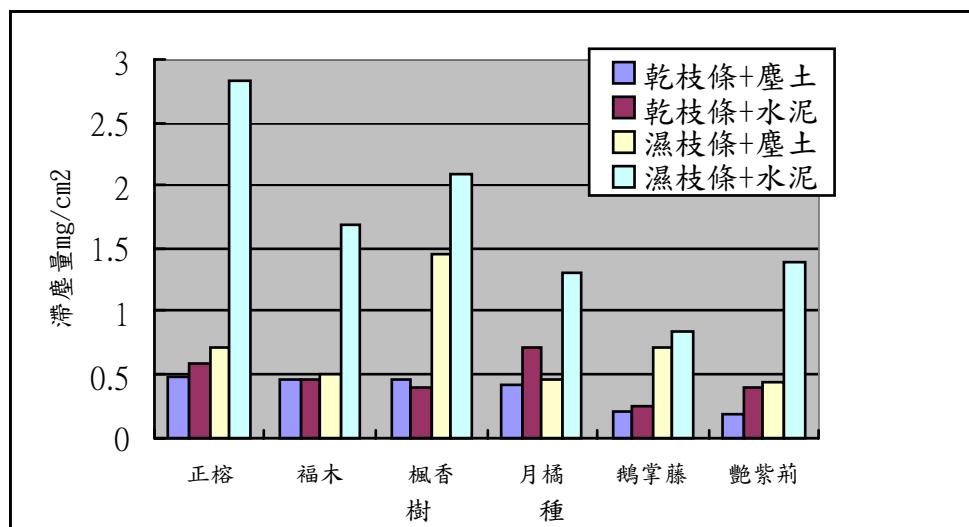


圖 4 塵土及水泥對 6 種樹木乾濕枝條滯塵量之比較

Fig. 4. Comparison of deposition rates between soil dust and cement dust on wet and dry leaves

理：乾枝條/塵土；乾枝條/水泥；濕枝條/塵土；濕枝條/水泥，結果如圖 4 所示。

由圖 4 可知四種處理中皆以噴濕枝條對水泥之滯塵量為最高，次為噴濕枝條對塵土之滯塵，但月橘屬例外者。

在 6 種植物之間，正榕、福木、楓香及月橘等乾枝條之塵土滯塵量比鵝掌藤、艷紫荊為大。在水泥方面則以月橘乾枝條的滯塵量為最高，其次為正榕，而以鵝掌藤為最低。在枝條噴濕情況下，對塵土之滯塵量以楓香枝條最高，其次為正榕、鵝掌藤。噴濕枝條對水泥之滯塵量則以正榕為最高，其次為楓香、福木，而以鵝掌藤為最低。

由上述枝條滯塵量四種處理的結果，經計算比較其滯塵量之增幅，結果如表 2。發現濕枝條的滯塵量都比乾枝條的滯塵量大，而四種處理中以鵝掌藤濕枝條的塵土滯塵量比乾枝條滯塵量有最大 3.37 的倍率，其次為楓香的 3.11 倍。

在水泥滯塵方面，以楓香濕枝條的滯塵量有最大 5.23 倍的增幅，其次為正榕的 4.89 倍增幅。

本研究中亦觀察各種樹木枝條在噴濕後風乾的速度，結果發現其中以楓香、正榕及楓香的枝條，在噴濕後較不易在風速 0.5~0.7 m/sec 情況下變乾。其他之月橘則風乾較快。

#### 四、討 論

本研究對 13 種樹種離體葉片測定塵土滯塵的結果，得知滯塵量範圍為 0.199~4.32 mg/cm<sup>2</sup>，且以龍柏及木麻黃滯塵量最多，福木滯塵量最少。此品種間之差異倍率最大為 22 倍，乃表示是有某些品種有較高之滯塵率，相信這在都會區是很重要的特性，因為都會地區有甚高的微粒污染，而都會公園最大的功能及除了吸收二氧化碳、放出氧氣之外，

表 2 塵土及水泥對 6 種樹木乾濕枝條滯塵率之比較\*

Table 2. Comparison of deposition rates between soil dust and cement dust on wet and dry leaves

樹種	微粒種類	乾枝條滯塵量平均值 (mg/cm <sup>2</sup> )	濕枝條滯塵量平均值 (mg/cm <sup>2</sup> )	濕枝條比乾枝條之 滯塵量比值
月橘	塵土	0.4177 ± 0.06	0.4676 ± 0.06	1.12
	水泥	0.7051 ± 0.14	1.3168 ± 0.06	1.87
艷紫荊	塵土	0.1931 ± 0.01	0.4370 ± 0.05	2.19
	水泥	0.3975 ± 0.09	1.4010 ± 0.15	3.52
正榕	塵土	0.4726 ± 0.03	0.7159 ± 0.05	1.51
	水泥	0.5803 ± 0.13	2.8392 ± 0.21	4.89
楓香	塵土	0.4644 ± 0.08	1.4443 ± 0.16	3.11
	水泥	0.3983 ± 0.03	2.0836 ± 0.22	5.23
福木	塵土	0.4677 ± 0.13	0.5076 ± 0.11	1.09
	水泥	0.4531 ± 0.05	1.6886 ± 0.23	3.73
鵝掌藤	塵土	0.2101 ± 0.02	0.7116 ± 0.10	3.37
	水泥	0.2538 ± 0.03	0.8362 ± 0.13	3.29

\*各為 5 重覆之平均值。

過濾灰塵的角色也應該是十分重要的。

本研究中分析上述 13 種植物乾葉片的滯塵率，發現以龍柏、木麻黃、羅漢松等的滯塵率較高，而此 3 種之葉片為針葉或小葉，相反地福木葉片面積最大，卻有最小的滯塵率，由此可歸納出：葉片小之植物其單位面積之滯塵率較高之結論。此一結果事實上與 Little 在 1977 年<sup>(23)</sup>所報導微粒的沈降速率和葉面積成反比相吻合。

唯另一影響滯塵率之因素應為葉表之粗糙度，例如本研究中的杜鵑、白千層。此二者的葉片覆有絨毛，可增加葉片截塵效率，此與多篇文獻之記載相符<sup>(6, 23, 28)</sup>。相對地，福木、鵝掌藤、黑板樹因表面光滑、無絨毛，使其滯塵量相對較少(圖 2)。

又本研究發現 13 種植物乾葉片滯塵仍受微粒慣性作用之控制，即多傾向

沈積於迎風面之葉緣，如圖 3。此乃因微粒隨著氣流的方向流動時，慣性作用會使其較易衝撞到葉片的迎風面，造成沉降，此與王寶貫在 1995 年<sup>(2)</sup>所報告者相同。又針葉樹的葉片面積極小，沉降的阻力較小，故單位面積之滯塵量也較高，但闊葉樹的葉片很寬大，易有大的臨界面阻力，影響微粒之沈降，單位面積的滯塵量乃較低。此些現象皆與 Rosinki & Nagamoto 在 1965 年<sup>(20)</sup>所報導者相符，彼等認為大部份的微粒會累積在向風面的葉緣，且新的一層微粒會再累積於其上，其厚度會逐漸增加直到達成平衡為止。

本研究試驗發現當葉片噴濕時，5 種樹種的滯塵量皆遠高於乾葉片的滯塵量，而噴濕葉片比乾燥葉片滯塵量之比值以樟樹、白千層的 2.5 倍為最高，杜鵑的 2.0 倍次之，最小為正榕的 1.2 倍，



此與王嘉宏在 1998 年<sup>(1)</sup>的研究濕潤葉片比乾燥葉片有較大的滯塵能力相吻合。唯相信任何之葉表在噴濕之後皆會增加滯塵率，且其倍率應與樹種無關。本研究中之正榕葉片，發現在噴濕之後，極易在風速 0.5~0.7 m/sec 情況下變乾，也因此其滯塵率增加有限，此應與正榕葉表的構造有關，即榕樹的表面具有蠟質<sup>(1)</sup>，故噴濕後易風乾，影響滯塵率。相對地，樟樹的葉片在噴濕後，會有水膜形成，可以維持較久的潮濕狀態，所以增加之滯塵率也較大。

依據何綠萍等人在 1992 年之報導<sup>(4)</sup>，樹葉滯塵的方式應有停著、附著和黏著三種，一般的落塵應以停著為主，而具多毛的葉表則有附著，但黏著則為葉片最穩定之滯留方式。依此可知葉片的表面起伏度及葉表的臘質都會影響滯塵率，而濕潤狀況亦會有絕對的影響。

在枝條滯塵方面，本研究以塵土及水泥對 6 種樹木乾濕枝條進行滯塵量之比較，結果發現四種處理中皆以噴濕枝條對水泥之滯塵量為最高，除月橘外次為噴濕枝條對塵土之滯塵，此應與水泥微粒帶鹼性，故其附著或停著力較高有關。

在 6 種植物中，以正榕、福木、楓香及月橘等乾枝條之塵土滯塵量較高，則應與其枝條粗細及表面粗糙度有關。在枝條粗細會影響滯塵率方面，本研究所用之 6 種受測植物中以正榕、福木、楓香和月橘等四種植物的枝條直徑較小，而艷紫荊及鵝掌藤的枝條直徑則較大，已知直徑愈大的枝條滯塵量會較小<sup>(7)</sup>，其原因與慣性作用有關，即當空氣流經某一阻礙物時，氣流會分道而行，但空氣中所含的微粒會因慣性作用而直

線前進，直到撞擊到障礙物為止。而鵝掌藤的枝條本身有凹處，塵土乃有沈積之現象，由此可推斷枝條表面之凹凸起伏的形態會影響滯塵量。

上述枝條在噴濕後，普遍亦會增加滯塵率，經計算比較其滯塵量之增幅，發現四種處理中以鵝掌藤濕枝條的塵土滯塵增加最多，其倍率達 3.37 倍，次為楓香的 3.11 倍。在水泥滯塵增加方面則以楓香有最大 5.23 倍的增幅，其次為正榕的 4.89 倍增幅。這些增幅的大小應與微粒種類及枝條表面是否易風乾有關。在枝條風乾速度方面，試驗得知楓香、正榕及楓香的枝條被噴濕後在受測區的風速(範圍約 0.5~0.7 m/sec)下，不易被吹乾，故易增加滯塵量，而比乾枝條的滯塵量增加甚多。

Little 在 1977 年曾報告證實：塵埃在枝條的沈積速度(deposition velocity)通常比葉片上的快很多<sup>(23)</sup>，因此認為樹木即使在沒有葉片的冬天仍有相當的滯塵能力。

本試驗有關滯塵率之比較應可作為都市地區植栽設計的參考，例如在校園綠化、裸露地綠化、行道樹種植等皆應考慮植物品種之滯塵效能。又植物之葉片及枝條在潮濕狀態皆可提高滯塵率，則都會公園之定期噴灑應該值得推行。

## 五、誌 謝

本研究中所使用的葉面積計算之軟體其程式由臺灣大學資訊工程研究所博士班學生吳善全所提供，使得於研究過程之中計算葉面積之值能更加方便，僅此誌謝。



## 引用文獻

1. 王嘉宏(1998)綠化植物滯塵能力及耐塵性之研究。國立台灣大學園藝學研究所碩士論文。92 pp.
2. 王寶貫(1995)雲物理學。渤海堂文化公司。382 pp.
3. 吳欽傳(1992)綠化植物減輕大氣污染的效應。(馮采芹編)綠化環境效應研究。中國環境科學出版社。pp. 71-76.
4. 何綠萍、劉耘、馮采芹(1992)城市綠地的防塵效應。pp.71-76。(馮采芹編)綠化環境效應研究。中國環境科學出版社。
5. 孫岩章(1985)環境污染及破壞對植物之影響。科學農業 33: 97-122。
6. 孫岩章(1992)植物表面燃油火力電廠黑煙微粒之顯微鏡鑑定與 X 光微量分析。植物病理學會刊 1: 196-202。
7. 孫岩章(1993)大氣中重油燃燒黑煙之顯微鑑定。中華民國環境保護學會會誌 16 卷：35-43。
8. 孫岩章(1993)綠色植物淨化空氣的機能。科學農業 42(7、8): 163-176。
9. 孫岩章(1993)台灣北部及中部地區沈降性微粒來源之鑑定分析。中華民國環境保護學會會誌 16 卷：44-59。
10. 孫岩章(2001)環境污染與公害鑑定(第二版)。科技圖書公司。
11. 陳武揚(1996)植物葉表沈降性微粒之鑑定及植物對微粒之淨化化用。國立台灣大學植物病蟲害學研究所碩士論文。
12. 陳武揚、孫岩章(1998)植物葉表沈降性微粒之鑑定。中華民國環境保護學會會誌 21: 166-174。
13. 蔡春進(1996)環保公園對空氣品質的改善效益評估。行政院環境保護署。
14. 蔣美珍、劉嘉蓉(1992)西湖環境綠化對淨化二氧化硫和滯塵的效應 pp.60-67。(馮采芹編)綠化環境效應研究。中國環境科學出版社。
15. Anderson, P. J. (1914) The effect of dust from cement mills on the setting of fruit. *Plant World* 17: 57-68.
16. Bach, W. (1972) *Atmospheric Pollution*. McGraw-Hill, New York.
17. Chamberlain A. C. (1967) Deposition of particles to natural surfaces. pp.138-164. In: Gregory, P. H. and Monteith, J. L. (eds.) *Airborne Microbes*. 17th Symp. Soc. Gen. Microbiol., Cambridge University Press, London.
18. Eller, B. M. (1977) Road dust induces increase of leaf temperature. *Environ. Pollut.* 13: 99-107.
19. Farmer, A. M. (1993) The effects of dust on vegetation - A review. *Environ. Pollut.* 79: 63-75.
20. Ingold, C. T. (1971) *Fungal Spores*. Clarendon Press, Oxford. 302 pp.
21. Krajickova, A. and Mejstrik. V. (1984) The effect of fly ash particles on the plugging of stomata. *Environ. Pollut.* 36: 83-93.
22. Lerman, S. L. and Darley, E. F. (1975) *Particulates*. Academic Press. New York.
23. Little, P. (1977) Depositoin of 2.75,



- 5.0 and 8.5  $\mu\text{m}$  particles to plant and soil surface. *Environ. Pollut.* 12: 293-305.
24. McPherson, E. G, David J. N. and Rowan A. R. (1994) Chicago Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. USDA Forest Service. 202 pp.
25. Rosinki, J. and Nagamoto, C. T. (1965) Particle deposition on and reentrainment from coniferous trees. Part I: Experiments with trees. *Kolloid Z. Z. Polym.*, 204: 111-119.
26. Slinn, W. G. N. (1982) Predictions for particle deposition to vegetative canopies. *Atmosph. Environ.* 16: 1785-1794.
27. Smith, W. H. (1990) Air Pollution and Forests. Springer-Verlag. New York. 618pp.
28. Wedding, J. B., Carlson, R. W., Stukel, J. J., and Bazzaz, F. A. (1975) Aerosol deposition on plant leaves. *Environ. Sci. Technol.* 9: 151-153. pp.

