

城市行道树对交通环境的响应

李寒娥¹, 李秉滔², 蓝盛芳²

(1. 佛山科学技术学院, 佛山 528000; 2. 华南农业大学, 广州 510642)

摘要:以远离交通环境的公园作为相对清洁区, 研究了位于广东佛山种植最普遍的 8 种城市行道树黄葛榕(*Ficus virens* Ait. var. *sublanceolata* (Miq.) Corner), 大叶紫薇(*Lagerstroemia speciosa* (L.) Pers.), 芒果(*Mangifera indica* L.), 细叶榕(*Ficus microcarpa* L.), 阴香(*Cinnamomum burmanii* (Nees) Bl.), 垂叶榕(*Ficus benjamina* L.), 白兰(*Michelia alba* DC.), 红花羊蹄甲(*Bauhinia blakeana* Dunn) 在交通密集区生长在不同方位的植物器官对交通环境的响应。结果表明, 交通密集区的城市行道树的叶片和树皮器官吸收重金属铅和镉、硫含量、电导率和 pH 值等指标在不同的方位呈现显著的差别, 即城市行道树位于快车道一侧生长的植物的器官(以下简称 P_1)、位于面向人行道一侧生长的植物的器官(以下简称 P_2)及相对清洁区采集的植物样品(以下简称 P_0)各指标测定值的分析结果为: 其叶片和树皮硫、重金属铅和镉、电导率等特征值基本呈现 $P_1 > P_2 > P_0$ 的大小规律, 在显著度为 0.05 时差异显著; 而 pH 值基本呈现 $P_1 < P_2 < P_0$ 的大小规律, 在显著度为 0.05 时差异显著。即离车道越近, 城市行道树的器官吸收积累的污染物含量 Pb、Cd、S 含量越多, 电导率越大, pH 值越小。以栽植量最普遍的 13 条路段的黄葛榕样品为例, 经测定分析发现, 在其各指标中, 重金属铅和镉与电导率有显著的正相关性, 其相关系数在 0.01 水平时的相关系数分别为 0.8567 和 0.7228, 黄葛榕树皮的电导率指标可作为交通环境复合污染程度的指标之一。不同城市行道树叶片下表皮的气孔对交通环境的响应程度不同, 如黄葛榕、细叶榕、垂叶榕、红花羊蹄甲、白兰等行道树种在位于机动车一侧的植物叶片下表皮气孔密度大于面向人行道一侧及对照区的叶片气孔密度; 大叶紫薇、芒果、阴香等行道树等位于机动车一侧的叶片下表皮气孔密度小于面向人行道一侧及对照区的叶片下表皮气孔密度。说明不同行道树对交通环境的响应不同, 并具有不同的适应交通环境变化的策略。

关键词:城市行道树; 重金属铅; 镉; 硫; 电导率; pH 值; 气孔密度

文章编号:1000-0933(2005)09-2180-08 **中图分类号:**Q142, Q947, Q948, X51, X835 **文献标识码:**A

Responses of the urban roadside trees to traffic environment

LI Han-E¹, LI Bing-Tao², LAN Sheng-Fang² (1. Foshan University, Foshan 528000; 2. South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(9): 2180~2187.

Abstract: *Ficus virens* Ait. var. *sublanceolata* (Miq.) Corner, *Lagerstroemia speciosa* (L.) Pers., *Mangifera indica* L., *Ficus microcarpa* L., *Cinnamomum burmanii* (Nees) Bl., *Ficus benjamina* L., *Michelia alba* DC., and *Bauhinia blakeana* (Dunn) are common urban roadside trees in Foshan, Guangdong. They are subjected to many pollutants from automobile emissions, such as SO₂ and the heavy metals Pb and Cd. The comparatively pollution-free parks far from the traffic environment were used as a control site to study the responses of urban roadside trees to the traffic environment. The results are as follows:

The eight roadside trees differed from park trees in their absorption of the heavy metals Pb and Cd, sulfur content, electric conductivity, pH value in the leaves and bark, and stomatal density. There were three sampling sites: next to the

基金项目:国家自然科学基金资助项目(30170147)

收稿日期:2005-04-26; **修订日期:**2005-07-26

作者简介:李寒娥(1965~), 女, 湖南安化人, 博士, 副教授, 主要从事环境生态学、污染生态学、城市生态学、污水生物防治研究。E-mail: lihe@foshan.net

致谢:中国科学院华南植物研究所陆宏芳博士对本研究给予帮助; 美国 Arison State University 的 Kaesha Neil 博士帮助修改润色英文摘要, 在此一并致谢

Foundation item: National Natural Science Foundation of China(No. 30170147)

Received date: 2005-04-26; **Accepted date:** 2005-07-26

Biography: LI Han-E. Ph. D., Assistant professor, mainly engaged in environmental ecology, pollution ecology, urban ecology, biological control of water pollution. E-mail: lihe@foshan.net

automobile lane (P_1), the pavement (P_2), and in the comparatively pollution-free parks away from traffic (P_0). Pb, Cd, and sulfur content and electric conductivity in the leaves and bark of the urban roadside trees demonstrated significant differences (5% level) following the trend of $P_1 > P_2 > P_0$. The pH value was also significant (5% level); however, it showed the reverse results: $P_1 < P_2 < P_0$. That is to say, the nearer the sampling location to the traffic environment, the higher the absorption of Pb, Cd, and sulfur, the higher the electric conductivity, and the lower the pH value in the leaves and bark of urban trees.

For example, *Ficus virens* Ait. var. *sublanceolata* (Miq.) Corner, the most widely planted tree on 13 streets, demonstrated correlations in leaf and bark content of Pb, Cd, and sulfur, electric conductivity, and pH value. The measured values were analyzed by SAS 8.2. The electric conductivity showed a significant positive correlation with heavy metal (Pb and Cd) content with a correlation coefficient of 0.8567 and 0.7228, respectively (1% level). The electric conductivity of *Ficus virens* Ait. var. *sublanceolata* (Miq.) Corner is suggested as one of the chemical variables that reflect the degree of traffic pollution.

The eight urban roadside trees differed in the number of stomata on leaf epidermal surfaces. For example, the stomata density on the lower epidermis of leaves of the *Ficus virens* Ait. var. *sublanceolata* (Miq.) Corner, *Ficus microcarpa* L., *Ficus benjamina* L., and *Bauhinia blakeana* Dunn increased. The results were significantly different (5% level) and showed the following trend: $P_1 > P_2 > P_0$. However, the stomata density of the lower epidermis in leaves of *Michelia alba* DC showed no significant difference at the 5% level. For the other tree varieties (*Lagerstroemia speciosa* (L.) Pers., *Mangifera indica* L., and *Cinnamomum burmanii* (Nees) Bl.), the stomata density of the lower epidermis of leaves decreased closer to the traffic lanes (i.e., they were significantly different (5% level) with the opposite trend: $P_1 < P_2 < P_0$). It is concluded that the various species demonstrated different responses to the traffic environment.

Key words: city roadside trees; heavy metal Pb, Cd; sulfur; electric conductivity; pH value; stomata density

随着汽车工业和机动车拥有量的快速发展,汽车尾气引起的交通污染给城市交通环境带来巨大威胁,城市行道树时刻受到交通环境中因机动车辆行驶引起的气候干旱、风速过大、汽车尾气中多种污染物的混合污染。在寻求解决生态健全与交通环境因机动车行驶导致其生态环境质量下降、城市行道树生长不良之间的矛盾的过程中,国内外学者围绕城市行道树的生长与交通环境的相互关系进行了大量的研究,如交通环境对城市行道树生长的影响^[1~3];城市行道树配置、管理等对城市园林绿化的生态效益的研究^[4~8];城市行道树生长特征监测交通环境的污染程度^[9~11]。但迄今为止,在我国,关于城市园林绿化植物尤其是中国南方亚热带常见的植物对交通环境的响应的研究不多。调查发现,某些经模拟熏气实验筛选出来的植物抗性品种作为实地绿化植物时生长很差。如阴香是抗 SO_2 、 Cl_2 和 HF 都很强的树种,芒果是抗 NH_3 、 SO_2 、 Cl_2 很强、抗 HF 中等的品种^[12]。但当其被栽种在城市交通繁忙地段时,会出现叶缘严重枯黄、甚至有些路段的芒果树根本不结果实的现象。由于模拟熏气实验得出的植物抗性强弱的结论是在人为控制的气体污染条件下得出的,而且往往是以植株幼株作为供试植物;而城市行道树所处的交通环境受到多种污染物如重金属 Pb、Cd、Cu 及污染气体如乙烯、 NO_x 、CO 等的复合污染。此外,模拟熏气实验条件如气温、相对湿度、风向和风力相对稳定,而交通环境中的气温、相对湿度、风向和风力则随时都会发生变化。所以选择抗污绿化植物品种时仅根据模拟实验得出的结论有其适用的局限性。因此,要真正了解植物对交通环境的响应必须以自然状态下的交通环境生态系统为研究对象。本研究从生态观测入手,在全面的生态调查基础上,选取部分栽种面积广、数量大的园林绿化植物作为供试植物,并通过宏观与微观、定性与定量相结合的方法探讨城市行道树对交通环境的响应,以期筛选抗交通环境复合污染能力强的绿化植物品种提供科学依据。

1 研究地概况

研究地位于广东省中部,珠江三角洲的腹地西侧的佛山市区内。地理坐标为东经 $113^\circ 01' \sim 113^\circ 10'$,北纬 $22^\circ 58' \sim 23^\circ 05'$,临近海洋。气候类型为亚热带海洋性季风气候,冬季盛行偏北风,夏季盛行偏南风。春季低温多阴雨,气温变化大,每年早春季,冷空气活动频繁,天气多变,大约 7d 左右便有一次冷空气影响,每年 1~2 次,大多集中于 2 月上、中旬,2 月下旬以后影响佛山市的冷空气强度逐渐减弱,气温波动性回升,接着出现阴雨天气,3 月份是全年日照数最少的月份,历年 3 月份平均日照数为 77.3h,无日照天数和雨日占整个月的 45%~50%。前汛期(4~6 月份)多雨,雨量较集中,据佛山市气象局近 30a 来的统计,4~6 月份雨量平均为 687.6mm,占全年雨量的 42.4%,其中 5 月份雨量最多,占全年雨量的 16.3%。夏秋常有台风(7~9 月份台风盛期),秋季有寒露风,每年 5~12 月份,佛山市会受到台风袭击,7~9 月份为台风盛期,8 月最多,台风带来大风和暴雨,对行道树的生长有较大的破坏力。秋末偶有低温,冬季霜冻较轻。土壤类型为脱潮土。全市环境空气质量基本稳定,影响空气质量的主要污染物为可吸入颗粒物(PM_{10})和二氧化硫(SO_2)。采样地点汽车数量为 154~3 122 辆/h,摩托车辆为 484~3 928 辆/h。

研究地的 96 条干道或交通繁忙街道的 22 276 棵行道树分属于 31 个树种, 16 科, 从调查统计结果看, 栽植株数由多到少的排列顺序是: 黄葛榕、大叶紫薇、芒果、细叶榕、阴香、垂叶榕、红花羊蹄甲、海南蒲桃、羊蹄甲、非洲桃花心木、白兰、秋枫、石栗、大叶山楝、黄樟、人面子、木棉、白千层、阿珍榄仁、大王椰、黄槐、假苹婆、垂柳、木麻黄、腊肠树、洋紫荆、高山榕、肖蒲桃, 其中, 黄葛榕、大叶紫薇和芒果的数量占了整个调查株数的 50% 以上^[13]。

2 研究材料与方法

2.1 研究材料

本研究以当地交通道路中出现频率较多的 8 种城市行道树黄葛榕 (*Ficus virens* Ait. var. *sublanceolata* (Miq.) Corner), 大叶紫薇 (*Lagerstroemia speciosa* (L.) Pers.), 芒果 (*Mangifera indica* L.), 细叶榕 (*Ficus microcarpa* L.), 阴香 (*Cinnamomum burmanii* (Nees) Bl.), 垂叶榕 (*Ficus benjamina* L.), 白兰 (*Michelia alba* DC.), 红花羊蹄甲 (*Bauhinia blakeana* Dunn) 等作为供试植物。

2.2 野外样品采集

为保证测定数据的可比性, 选择车流量、车辆类别基本一致的路段旁采集野外样品。且在树龄相同, 人工维护状况良好、树高、胸径及土壤质地、光照等外环境因素基本一致的植物生长盛期选择采集 8 种供试植物。每一树种随机采取 10 株树的叶片和树皮样品, 并同时相对清洁区即远离交通路段的公园采集相应的对照样品。近路旁的样品采自主干道行道树的两侧, 即: 一侧面向快车道 (以下简称 P_1 面)。另一侧面向人行道 (以下简称 P_2 面), 对照树种样品所在位置公园简称 P_0 。采第 3~5 片的成熟叶片, 每个供试植物样品各采自 3 个枝条, 每枝条 10 片叶, 同一树种的 10 棵树采样时须在同一高度。用硬质刷子去除其上的附生有机物后用一锋利小刀分别在城市行道树及对照树胸径 1.3m 处采集厚度 1~3mm 树皮。各样品分别用干净塑料袋盛装, 每一袋样品中放两张标签注明采集日期、采集人、采样地点、方向和采集部位等。同时, 在研究地内的 13 条交通繁忙地段, 采集不同路段的黄葛榕树皮和树叶样品, 方法同上。

2.3 样品室内处理与指标测定

叶片样品先用自来水反复冲洗, 洗净其上的灰尘和污垢, 再用蒸馏水冲洗 3 遍, 用纱布擦干, 然后将叶片及树皮样品置于干净的样品布袋内, 于 60℃ 的鼓风干燥器内烘干, 取出研磨后, 放于洁净的广口试剂瓶内, 将各试剂瓶置于干燥器内备用。在电子天平上称其中叶片样品 2g (树皮样品 1g) 于 100ml 硼硅酸耐热玻璃烧杯中, 用 HClO_4 和 HNO_3 混和试剂体积比为 5:1 浸润, 然后将其置于电热板上加热到 130℃ 直至有机物质完全氧化, 蒸发至接近干燥, 残渣用 10ml 的 1mol/L HCl 溶解, 用双蒸水定容至 25ml 容量瓶中。每个样品作两个平行样, 同时作两份试剂空白。试样用美国 P-E 公司生产的 E/3030 GFAAS 型原子吸收分光光度计测定。用火焰光度法测定铅, 用石墨炉法测定镉^[14], 用硫酸钡比浊法测定植物全硫含量^[15]。

称树叶或树皮干样品 2g 于 100 ml 干燥洁净的硬质烧杯中, 加入双蒸水 25ml, 盖上表面皿, 用 HY-2 调速多用振荡器中速振荡 48 h 后, 测定 pH 值和电导率。用 DDS-12 数字电导率仪测定电导率, 用 pHS-3C 数字酸度计测定 pH 值^[14]。每一样品作 3 个重复。每个树种共 30 个测定值。对用作叶片表皮结构分析的城市行道树和对照树种的叶片样品统一于同一时间采集, 于室内立即将叶片上的污染物洗净, 纱布轻轻擦干, 压平, 经脱水处理后, 取叶中部主脉与叶缘之间中间位置 3~4mm 方形小块^[16], 粘在铜支架上, 金粉喷镀, 在 JSM-25S 扫描电镜的 20 个视野下进行叶片气孔大小、形状、表皮毛、蜡质层、气孔数目等项目的观察并拍照^[16]。

原始数据用 SAS8.2 软件进行分析处理。

3 结果与分析

对研究地的 8 种城市行道树及其对照树的重金属铅、镉、硫、电导率、pH 值的测定结果列于表 1~表 3。

3.1 城市行道树重金属铅、镉对交通环境的响应

汽车是沿着公路到处都存在的流动污染源, 汽油的燃烧会释放出 Zn、Pb、Cd 等重金属元素^[17]。汽车排放的尾气中的铅尘已成为当前城市环境铅污染的主要污染源之一; 其中镉是植物不需要的一种毒性很强的重金属元素。而植物可以通过叶片和根系吸收镉, 并运输到植物体的各部分, 因此, 测定植物体中含镉量常常可以用来指示环境中的镉污染程度, 在研究植物叶片中重金属含量与大气污染关系时, 铅、镉是常被测定的一个污染有毒重金属元素。因此, 关于公路旁生态系统中的植物铅、镉含量与交通污染间的关系的研究, 国内外已有不少报道^[18,19]。但在我国关于城市行道树面向快车道及人行道两侧的叶片或树皮对交通环境中重金属的吸收响应的研究少公开报道。本次研究结果如表 1 所示:

城市行道树在面向机动车道一侧 (P_1) 和面向人行道一侧 (P_2) 与其对照树 (P_0) 的树皮重金属 Pb 和 Cd 含量大多数种类基本上表现为按 P_1 、 P_2 、 P_0 的顺序逐渐递减的趋势, 说明树皮和树叶均有累积快车道环境中机动车释放出来的重金属铅和镉。铅和镉在叶片中的含量基本上亦呈现上述规律, 但下列树种叶片镉含量如大叶紫薇 (B)、垂叶榕 (F)、红花羊蹄甲 (H) 等在显著水平 $\alpha = 0.01$ 时差异不显著。这可能与机动车排放镉含量少有关, 从而使之在各个不同的采用部位差异不显著。本研究与

Mankovska^[18]研究的机动车辆尾气对路旁森林树木叶片中的 Pb 和 Cd 含量的变化规律——树木叶片中 Pb 和 Cd 含量随着距公路的距离增加而递减的结果基本一致。

表 1 城市行道树不同部位与对照树的重金属铅 Pb(μg/g)、镉 Cd (μg/g)含量*

Table 1 Contents of heavy metals Pb(μg/g)、Cd(μg/g) in different parts of city roadside trees and the controls							
种名 Species	部位 Parts	Pb			Cd		
		P ₁	P ₂	P ₀	P ₁	P ₂	P ₀
		均值 S. D. Mean S. D.	均值 S. D. Mean S. D.	均值 S. D. Mean S. D.	均值 S. D. Mean S. D.	均值 S. D. Mean S. D.	均值 S. D. Mean S. D.
A	I	42.35±8.96a	25.51±1.21b	14.85±1.88c	0.84±0.04a	0.67±0.13b	0.44±0.03c
	II	671.98±91.72a	553.10±91.04b	412.98±51.54c	4.36±0.01a	3.54±1.02b	2.68±0.82c
B	I	26.66±1.62a	18.87±0.83b	18.42±3.81b	0.22±0.03a	0.18±0.04a	0.15±0.43a
	II	190.9±11.50a	93.42±30.79b	59.82±10.75c	8.40±1.20a	7.77±2.02b	3.40±1.02c
C	I	44.36±9.83a	35.8±11.07b	26.51±5.54c	0.15±0.03a	0.13±0.03a	0.10±0.02a
	II	155.21±11.03a	107.45±11.07b	88.79±11.40c	3.00±0.90a	2.70±0.80b	0.23±0.03c
D	I	34.08±0.88a	18.69±0.66b	10.65±3.63c	0.47±0.05a	0.29±0.03b	0.27±0.04b
	II	257.42±71.29a	158.39±30.84b	121.8±21.32c	3.29±1.01a	3.06±1.01b	3.00±1.10b
E	I	7.52±0.64a	5.87±0.78a	2.62±0.84b	0.96±0.06a	0.91±0.04a	0.87±0.04c
	II	322.35±90.83a	250.18±50.74b	207.26±40.87c	3.68±0.91a	3.22±0.99b	2.69±1.01c
F	I	31.77±1.06a	19.55±8.81b	11.01±1.01c	0.36±0.14a	0.31±0.02a	0.29±0.03a
	II	135.22±32.62a	107.16±31.89b	83.86±20.78c	7.33±1.01a	3.05±0.98b	2.78±1.04c
G	I	46.94±9.60a	27.78±11.55b	16.06±6.01c	0.72±0.04a	0.68±0.08a	0.27±0.06b
	II	513.43±97.75a	465.36±72.49b	341.54±80.79c	3.54±0.82a	3.52±0.91a	3.38±1.09a
H	I	31.50±2.28a	29.87±7.31a	19.46±6.03b	0.18±0.06a	0.12±0.03a	0.07±0.01a
	II	303.11±71.09a	243.24±51.75b	150.3±21.64c	11.54±2.02a	10.52±2.02a	6.01±2.01c

* n=10, 同一测定项目的同行数据具有相同字母者,表示在显著水平 α=0.01 时差异不显著 * n=10, Which with the same letter in the same row of the same measured chemical variable measured in barks or leaves of roadside trees indicates that they are not significantly different at the 1% level; A:黄葛榕 *Ficus virens* Ait. var. *sublanceolata* (Miq.) Corner; B:大叶紫薇 *Lagerstroemia speciosa* (L.) Pers.; C:芒果 *Mangifera indica* L.; D:细叶榕 *Ficus microcarpa* L.; E:阴香 *Cinnamomum burmanii* (Nees) Bl.; F:垂叶榕 *Ficus benjamina* L.; G:白兰 *Michelia alba* DC.; H:红花羊蹄甲 *Bauhinia blakeana* Dunn; I:叶 Leaf; II:皮 bark; P₁、P₂、P₀分别表示城市行道树面向机动车道和人行道、相对清洁区的对照树的样品 The sampling sites of next to the automobile lane(P₁), the pavement (P₂) and in the comparatively pollution-free parks away from traffic (P₀); 下同 the same below

3.2 城市行道树电导率、pH 值对交通环境的响应

关于用植物的生理指标指示大气环境受污染的程度,国内外学者用树皮 pH 值和电导率的变化来指示环境污染程度的研究较多^[20~22]。研究证实 pH 值被认为是 SO₂ 空气污染的敏感指示剂之一,某些植物的树皮表面纹理特别是树皮粗糙的心叶榕和欧洲白蜡树,酸度最小,尤其可以用于测定空气的污染程度^[20]。蒋高明研究了树皮 pH 值的变化及其对大气酸性气体污染的指示作用,分析了树皮变酸的原因,并指出了对 SO₂ 监测效果最好的几个树种^[22]。但用树皮电导率来指示环境污染的研究在我国还未见报导。事实上,树皮电导率是一种比树皮 pH 值更为敏感的生物指示剂,这是因为它会随大气中的 SO₂ 的增加而迅速增加,即使是污染源排放的 SO₂ 很低,其树皮的电导率也会产生变化,而树皮 pH 值却保持不变^[21]。

城市行道树不同部位与对照点树叶电导率和 pH 值列于表 2。

从表 2 中可知,城市行道树树皮和树叶的 pH 值在面向机动车道(P₁)和面向人行道(P₂)及对照树(P₀)的大小呈现为按 P₁、P₂、P₀ 顺序递增的趋势,即靠近快车道越近,城市行道树树皮和树叶的 pH 值越低,酸度越大。经方差分析,几种植物如大叶紫薇(B)的树叶和树皮、芒果(C)的树皮、细叶榕(D)的树叶、阴香(E)树皮等在 P₁、P₂、P₀ 各部位的 pH 值在显著水平 α=0.05 时差异不显著。城市行道树面向机动车道(P₁)一侧、面向人行道一侧(P₂)及其相对清洁区的对照树种(P₀)的树皮、树叶的电导率均表现为在 P₁、P₂、P₀ 各处的大小为按 P₁、P₂、P₀ 的顺序逐渐降低的趋势,其中只有芒果(C)的树叶、阴香(E)的树皮、垂叶榕(F)的树皮的电导率在各不同采样部分的值在 α=0.05 时差异不显著。

从以上树种的 pH 值和电导率测定分析的结果来看,靠近快车道越近,电导率越高,pH 值越小,但 pH 值所表现出来的大小规律性不如电导率表现明显。这与 Santamaria 等^[11]的研究结果一致。城市行道树的电导率可指示交通环境质量的变化。

3.3 城市行道树硫含量对交通环境的响应

关于植物中的含硫量与车流量或环境中 SO₂ 之间的关系,已有人作过报道^[23],但主干道旁的高等植物的硫含量的分布特征,目前少见报道。本研究结果见表 3。

表 2 城市行道树不同部位与对照点树叶电导率(μs/cm)和 pH 值*

Table 2 Electric conductivity (μs/cm) and pH value in different parts of city roadside trees and the controls							
树种 Species	部位 Parts	电导率 Electric conductivity 均值±S. D. Mean±S. D.			pH 值 pH valueCd 均值±S. D. Mean±S. D.		
		P ₁	P ₂	P ₀	P ₁	P ₂	P ₀
A	I	41200±1853. 1a	39000±1918. 1b	34000±1649c	6. 89±1. 36b	7. 23±1. 15b	0. 59±. 15a
	II	1280. 0±155. 8a	1129. 0±116. 4a	760±94. 8b	4. 68±0. 39b	5. 05±0. 96a	5. 08±0. 90a
B	I	39700±3537. 4a	36700±3442. 2b	33500±3216. 6c	4. 68±0. 99a	4. 87±0. 98a	4. 98±0. 98a
	II	765±83. 7a	625±98. 3b	553±81. 3b	4. 79±0. 65a	4. 88±0. 85a	4. 90±0. 65a
C	I	18901±3135. 7a	19801±1050a	19700±1013. 7a	4. 84±0. 97c	5. 89±0. 90b	6. 45±0. 87a
	II	978±102. 6a	876±67. 06b	798±71. 8b	4. 16±0. 18a	4. 25±0. 29a	4. 66±0. 85a
D	I	50600±1988. 3a	49801±1381. 4a	47008±1396b	7. 80±0. 10a	7. 89±0. 56a	7. 90±0. 91a
	II	976±105. 8a	854±98. 6ab	768±68. 8b	4. 55±0. 68b	4. 79±0. 63ab	4. 89±0. 60a
E	I	24300±1348a	223401±1458b	20021±998b	4. 99±0. 56b	5. 45±0. 54ab	5. 55±0. 65a
	II	798±96. 1a	658±31. 8a	589±83. 4a	4. 56±0. 65a	4. 68±0. 59a	4. 95±0. 79a
F	I	36789±4178. 9a	36501±993. 8ab	35471±928. 6b	8. 03±0. 64a	8. 45±0. 77a	8. 23±0. 78a
	II	886±99. 5a	844±80. 7a	834±65. 9a	4. 68±0. 76b	4. 89±0. 78a	4. 99±0. 67a
G	I	41201±1461. 7a	39802±1513. 7b	35204±1457. 2c	5. 48±0. 58b	5. 79±0. 45ab	5. 83±0. 89a
	II	1553±137. 8a	1508±105. 9b	1303±98. 9b	4. 78±0. 67a	4. 86±0. 75ab	4. 95±0. 77a
H	I	48704±3088. 5a	39907±598. 3b	39803±543. 0b	6. 65±0. 60a	6. 95±0. 43a	6. 98±0. 38c
	II	1024±138. 6a	849±118. 9b	768±100. 9c	5. 67±0. 45b	5. 76±0. 58a	5. 89±0. 56a

* n=10, 同一测定项目的同行数据具有相同字母者, 表示在显著水平 α=0. 05 时差异不显著 n=10, Which with the same letter in the same row of the same measured chemical variable measured in barks or leaves of roadside trees and the controls indicates that they are not significantly different at the 5% level

各行道树种在城市道路旁不同部位采集的样品的含硫量基本显示为: P₁>P₂>P₀. Levin 等报道过植物体内的硫累积量与交通流量之间的关系, 尽管不同种类的植物吸收累积的硫有一定的差别, 但仍能反映大气中 SO₂ 的浓度高低。SO₂ 最初由人类活动引起, 而环境中的 SO₂ 浓度主要来自于固定源煤和石油的燃烧, 在城市生态环境中, SO₂ 的主要来源之一是机动车燃料的燃烧特别是来自机动车使用的柴油燃料^[23]。本研究结果为越靠近快车道, 行道树的叶片和树皮中的硫含量越高, 根据植物含硫量与大气中 SO₂ 的相关性, 可知车道中机动车有一定数量的 SO₂ 释放到环境中。本研究表明在栽种行道树时应该适当考虑选择抗 SO₂ 的抗性树种。目前还缺少关于快车道中机动车排放 SO₂ 的规律的研究, 关于硫含量在行道树中的分布规律机理亦有待深入探讨。

3.4 城市行道树叶片气孔对交通环境的响应

叶片气孔是植物在长期的进化过程中形成的适应环境的调控器, 随外界环境条件的变化而发生相应的改变, 其中气孔数量特征在一定程度上可作为环境变化的指示器, 该方面的研究侧重于探讨自然环境和人工受控环境中植物叶片气孔对 CO₂ 浓度升高及水胁迫下的响应^[24, 25], 而对交通环境胁迫状态下植物叶片气孔的相关研究较少公开报道。本实验在电子显微镜下观测了城市行道树及其对照树叶片的表皮结构及其气孔密度。观测结果显示(见表 4): 不同城市行道树叶片气孔密度对交通环境的响应不一。一是城市行道树的叶片气孔密度高于其对照树的叶片气孔密度如细叶榕 D、垂叶榕 F、黄葛榕 A、红花羊蹄甲 H 等, 且其气孔密度大小按采样部位 P₁、P₂、P₀ 顺序逐渐减小; 二是城市行道树的叶片气孔密度低于对照树的叶片气孔密度如大叶紫薇 B、芒果 C、阴香 E 等, 且其气孔密度按采样部位 P₁、P₂、P₀ 顺序逐渐增加; 三是城市行道树的叶片气孔密度与其对照树的叶片气孔密度在显著水平 α=0. 05 时差异不显著, 如白兰 G。城市行道树叶片气孔密度低于对照树叶片气孔密度的结果与林金星等研究大豆叶片气孔密度随 CO₂ 浓度升高呈下降趋势^[24]或与土壤水分胁迫使生姜叶片气孔密度减少^[25~26]的研究结果一致。而城市行道树叶片气孔密度高于对照树叶片气孔密度的结果与张浩等^[27]城市环境胁迫程度的增强使叶片气孔密度逐渐增加的研究结果一致。由于行道树生长的交通环境因子相互关联, 不同路段的大气含水量、CO₂、CO、HC、NO_x 等胁迫环境因子等的综合作用使不同行道树具有其自身独特的适应机制, 这可能是不同行道树的叶片气孔对交通环境的响应表现不一的重要原因之一。其反应机理有待深入研究。

表 3 城市行道树不同部位与对照点树木含硫量比较(mg/g DW)*

Table 3 Sulfur contents (mg/g DW) in different parts of city roadside trees				
树种 Species	采样部位 Parts	P ₁	P ₂	P ₀
		均值±S. D. Mean±S. D.		
A	I	4. 26±0. 31a	4. 17±0. 22a	2. 75±0. 21b
	II	3. 69±0. 30b	4. 18±0. 26a	3. 40±0. 21b
B	I	5. 14±0. 39a	4. 57±0. 28b	3. 77±0. 23c
	II	4. 90±0. 23b	5. 25±0. 32a	4. 56±0. 41c
C	I	4. 08±0. 19a	3. 93±0. 31b	3. 44±0. 29c
	II	3. 31±0. 23a	2. 81±0. 23b	2. 32±0. 20c
D	I	3. 79±0. 32a	2. 70±0. 17b	2. 29±0. 12c
	II	2. 09±0. 17a	1. 70±0. 03b	0. 91±0. 04c
E	I	4. 87±1. 27a	3. 81±0. 23b	3. 07±0. 22c
	II	0. 58±0. 21a	0. 55±0. 05a	0. 44±0. 03b
F	I	3. 53±0. 78a	2. 17±0. 17b	1. 46±0. 16c
	II	1. 28±0. 20a	1. 25±0. 15a	0. 87±0. 10b
G	I	3. 79±0. 16a	3. 31±0. 23b	2. 99±0. 26c
	II	1. 13±0. 14a	0. 95±0. 15b	0. 41±0. 03c
H	I	3. 53±0. 22a	2. 99±0. 19b	1. 43±0. 08c
	II	3. 54±0. 82a	2. 74±0. 02b	1. 98±0. 01c

n=10; * DW: 干重的平均值 Dried weight; 同行数据具有相同字母者, 表示在显著水平 α=0. 05 时差异不显著 Which with the same letter in the same row indicates that they are not significantly different at the 5% level

表 4 不同树种叶片气孔数(个/ mm²)*

Table 4 Stomatal numbers in leaves of different trees (numbers/mm ²)						
树种 Species	下表皮 Down epidermis 均值±S. D. Mean±S. D.			上表皮 Upper epidermis 均值±S. D. Mean±S. D.		
	P ₁	P ₂	P ₀	P ₁	P ₂	P ₀
A	409.1±8.23a	318.2±9.76b	301.1±9.45b	0	0	0
B	222.7±13.37b	255.7±10.01b	295.5±5.95a	0	0	0
C	418.9±6.81b	443.2±10.98b	507.5±9.15a	0	0	0
D	409.1±10.32a	354.6±6.05b	190.9±8.64c	0	0	0
E	56.8±7.62b	68.2±7.01b	250.0±8.74a	0	0	0
F	272.7±8.74a	232.3±6.56b	204.6±10.16b	0	0	0
G	406.8±12.55a	393.2±8.90a	390.9±9.25a	0	0	0
H	181.8±6.15a	159.1±7.17a	68.2±7.17b	34.1±3.51a	22.7±3.76b	18.2±3.56b

* 同一观测项目的同行数据具有相同字母者,表示在显著水平 $\alpha=0.05$ 时差异不显著 Which with the same letter in the same row of the same measured chemical variable measured in barks or leaves of roadside trees indicates that they are not significantly different at the 5% level

3.5 行道树树皮各指标之间的相互关系

在研究地,各路段环境具有可比性且栽植数量较多的是黄葛榕,以黄葛榕树皮为例,探讨城市行道树化学指标之间的相互关系。表 5 显示,电导率与叶片中的 Pb、Cd 在显著度为 0.05 时,具有很好的正相关性,而 pH 值与 Pb、Cd 含量在显著度为 0.05 时相关性不显著。由于树皮的 Pb、Cd 来自其外环境,从这可说明树皮电导率更能敏感地反映环境中重金属的污染程度。其余各指标相互之间关系不显著。

表 5 黄葛榕树皮指标特征值相关系数表

Table 5 Correlation coefficient of chemical variables measured in barks of <i>Ficus virens</i> Ait. var. <i>sublanceolata</i> (Miq.) Corner					
	pH	电导率 Electric conductivity	Pb	S	Cd
pH	1				
Electric conductivity	-0.1176	1			
Pb	-0.27658	0.85677**	1		
S	-0.13610	-0.16233	0.03180	1	
Cd	0.41645*	0.72280**	-0.24700	-0.47849*	1

** 在显著度为 0.01 水平上显著 Significantly different at the 10% level; * 在显著度为 0.05 水平上显著 Significantly different at the 5% level

4 结论与讨论

交通环境中因机动车辆的行驶而排放出污染物导致城市行道树中的铅、镉和硫含量增加,电导率上升, pH 值下降,即酸度增强。叶片气孔数的变化因不同树种而出现不同的情况。车辆行驶过程中造成的交通环境的复合污染及生态因子变化引起城市行道树叶片为维护自身的正常生长,以不同方式调节单位面积上的气孔数,不同树种的调节方式不同。各化学指标之间,在显著度为 0.05 时,黄葛榕树皮的电导率与重金属铅和镉之间存在显著相关性。

将 8 种常见行道树吸收的重金属 Pb、Cd、S 的含量减相对清洁区的对照树的相应各含量得到重金属 Pb、Cd、S 吸收累积量,将行道树叶片下表皮气孔密度平均值减相对清洁区的对照树的叶片下表皮气孔密度之值除以对照树的叶片下表皮气孔密度得到行道树与对照树叶片下表皮气孔密度变化率(见表 5)。

表 6 城市行道树叶片重金属、硫积累量和气孔密度变化率比较

Table 6 Comparision of heavy metals,sulphur increment and variety rate of stomata densities in urban roadside trees				
植物名称 Name	气孔密度变化率 Variety rate of stomata densities (%)*	铅 Pb(μg/g)	镉 Cd(μg/g)	硫 Sulfur(mg/g)
黄葛榕 <i>Ficus virens</i> Ait. var. <i>sublanceolata</i> (Miq.) Corner	20.77	17.01	1.07	5.68
大叶紫薇 <i>Lagerstroemia speciosa</i> (L.) Pers.	-19.05	27.11	0.25	5.94
芒果 <i>Mangifera indica</i> L.	-15.06	53.65	0.18	4.57
细叶榕 <i>Ficus microcarpa</i> L.	100.03	42.12	0.49	4.20
阴香 <i>Cinnamomum burmanii</i> (Nees) Bl.	-75.00	10.77	1.00	5.61
垂叶榕 <i>Ficus benjamina</i> L.	23.41	40.31	0.38	4.24
白兰 <i>Michelia alba</i> DC.	2.33	58.66	1.13	4.11
红花羊蹄甲 <i>Bauhinia blakeana</i> Dunn	149.93	41.91	0.23	5.09

* 行道树与对照树叶片气孔密度变化率(%) Variety rate of stomata densities from roadside tree leaf to the control

从表 6 可知行道树积累重金属含量的大小顺序依次为白兰、芒果、细叶榕、红花羊蹄甲、垂叶榕、大叶紫薇、黄葛榕、阴香等。而其吸收累积大气 SO_2 的能力的大小则为：大叶紫薇、黄葛榕、阴香、红花羊蹄甲、芒果、垂叶榕、白兰、细叶榕；即不同行道树净化交通环境中重金属与硫化物的能力不一，如有些净化硫化物能力强但净化重金属的能力较差如阴香。此外，行道树抗 SO_2 、重金属与叶片硫和重金属累积量不一致。有些行道树抗性强但吸收硫含量小如垂叶榕、细叶榕；有些行道树吸收硫含量大，但抗性差，如黄葛榕和阴香；也有一些植物吸收累积硫的含量大，抗性强，如大叶紫薇、红花羊蹄甲；有些植物吸收累积的重金属含量小，生长差，如阴香等^[28]。因此在利用行道树改善交通环境的时候，应选用抗性强净化环境能力强的植物品种。

叶片气孔是植物与其生存环境进行气体交换的“门户”，其表面的气孔密度受植物遗传物质控制，正常环境下相对比较稳定，但当环境发生长期改变，气孔密度则会随之变化。研究指出，大气 CO_2 浓度变化是导致叶片气孔密度发生变化的主要因子之一^[24,29]，此外，温度、光照、降水等植物赖以生存的环境条件也会影响叶片气孔密度的变化，而且这些因子相互作用会影响气孔密度的大小^[30]。此外，交通环境中沥青或水泥等不透水路面增加地表的不透水性，使其环境中生长的植物易受干旱胁迫；扬尘中的微量金属元素^[31~32]有可能使植物受到盐分的胁迫。这些胁迫因子的存在可能是影响不同植物对交通环境响应不同的主要原因。本次试验研究中黄葛榕、细叶榕、垂叶榕、红花羊蹄甲、白兰等植物在交通环境中作为行道树，其叶片下表皮的气孔密度高于在相对清洁区中生长的对照树；而大叶紫薇、阴香、芒果在交通环境的逆境中生长的叶片下表皮气孔密度反而低于对照树。而且其与吸收污染物的大小之间并无一定的规律性。说明不同行道树对交通环境的响应不同，并具有不同的适应交通环境的策略。这给适应交通环境逆境的植物筛选研究工作带来较大的难度，也可能是模拟熏气实验结果与自然生态系统中的研究结果不完全吻合的原因之一。所以，要筛选出不同自然生态环境中真正抗交通污染的植物还需要将动态模拟熏气实验与自然生态系统的实地调查与研究相结合。

References:

- [1] Guttay A J. Impact of deicing salts upon the endomycorrhizae of roadside sugar maples. *Soil Science Society of America Journal*, 1976, 40 (6): 952~954.
- [2] Shaw L J, Hodson M J. The effect of salt dumping on roadside trees. *Arboricultural Journal*, 1981, 5 (4): 283~289.
- [3] Shweta M, Siddiqui N, Rai S. Foliar injuries in *Diospyros melanoxylon* Roxb. Corom exposed to auto-exhaust pollution. *Indian Journal of Applied and Pure Biology*, 1992, 7(1): 29~32.
- [4] Farrukh H S, Zahir S, Zaman S. Air borne particulates and their effect on some roadside wild trees of Peshawar City. *Sarhad Journal of Agriculture*, 1994, 10 (1): 91~98.
- [5] Li H E. The pH value and electric conductivity of urban roadside trees' bark and traffic environment. *Ecology Science*, 2000, 19(2): 80~83.
- [6] Li H E, Li B T. Relation between traffic environment and heavy metal, Lead and Cadmium contents of roadside trees in urban, *Environmental Protection in Transportation*, 2001, 22(5): 10~14.
- [7] Zheng Z Q. Study on the features of street trees in Guangzhou. *Urban Environmental & Urban Ecology*, 1996, 9(3): 38~41.
- [8] Guan D S, Qin C F, Zeng G Q, et al. Roadside trees in Liwan high-density old town of Guangzhou. *Ecology Science*, 1998, 17(1): 104~111.
- [9] Mankovska B. The content of Pb, Cd and Cl in forest trees caused by the traffic of motor vehicles. *Bratislava Biologia*, 1977, 32 (7): 477~489.
- [10] Albasel N, Cottenie A. Heavy metal contamination near major highways, industrial and urban areas in Belgian grassland. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1985, 24 (1): 103~109.
- [11] Santamaria J M, Martin A. Tree bark as a bioindicator of air pollution in Navarra, Spain. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1997, 98 (3/4): 381~387.
- [12] Kong G H, Wang J X, Chen Q C. *Atmospheric pollution and plants*. Beijing: Chinese Forest Press, 1988. 42~61.
- [13] Li H E. Roadside trees in Foshan. *Journal of Foshan University(Natural Science Edition)*, 1999, 17(1): 58~61, 79.
- [14] Turkan I, Henden E, Celik U, et al. Comparison of moss and bark samples as biomonitors of heavy metals in a highly industrialised area in Izmir, Turkey. *The Science of the Total Environment*, 1995, 166: 61~67.
- [15] Yu S W, Wang M X, Yan L Y. *Method of biomonitoring air pollution*. Guangzhou: Zhongshan University Press, 1993. 9~12.
- [16] Gupta G, Li Y. Soybean response to carbon dioxide and molybdenum. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1994, 25(13~14): 2571~2581.
- [18] Mankovska B. The content of Pb, Cd and Cl in forest trees caused by the traffic of motor vehicles. *Biologia*, 1977, 32 (7): 477~489.
- [19] Shong Y C, Gu Y J. Metal Co, tents in Urban Trees Monitoring Air Pollution. *Urban Environmental & Urban Ecology*, 1988, 1(1): 34~

- 38.
- [20] Grodzinska K. Acidity of tree bark as a bioindicator of forest pollution in southern poland. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1977, (8): 3~7.
- [21] Grodzinska K. Monitoring of air pollutants by mosses and tree bark. In: Steubing, L. and Jager, H. J., eds. *Monitoring of air pollutants by plants*. Hague: Dr W. Junk Publishers, 1982. 33~42.
- [22] Jiang G M. The changes of tree bark pH value and its role as a bio-indicator of acid air pollution. *Journal of Plant Resource and Environment*, 1996, 5(2): 28~33.
- [23] Carreras H A, Canas M S, Pignate M L. Differences in responses to urban air pollutants by *Ligustrum lucidum* Ait. And *Ligustrum lucidum* ait. f. tricolor(ReHD.) Rehd. *Environmental Pollution*, 1996, 93(2): 211~218.
- [24] Lin J X, Hu Y X. Structural response of soybean leaf to elevated CO₂ concentration. *Acta Botanica Sinica*, 1996, 38(1): 31~34.
- [25] Yu H Q, Wu Z H, Shen X Y, et al. Changes of stomatal density, length, width and micro structure of Maize leaves under water stress. *Journal of Jilin Agricultural University*, 2003, 25(3): 239~242.
- [26] Meng L, Li L X, Chen W F. Effect of water stress on stomatal density, length width and net photosynthetic rate in rice leaves. *Journal of Shenyang Agricultural University*, 1999, 10(5): 477~480.
- [27] Zhang H, Wang X R, Wang S B. A Study on Stomatal Traits of *Platanus acerifolia* under Urban Stress, *Journal of Fudan University (Natural Science)*, 2004, 43(4): 651~656.
- [28] Li H E, Zhou J P, Xu R. On Foshan Applied Plant of Air pollution resistant planning. *Chongqing Environmental Science*, 2003, 25(12): 150~153.
- [29] Li C S, Wang Y F, Sun Q G. The Quantitative reconstruction of palaeoenvironments and palaeoclimates based on plants, *Chinese Bulletin of Botany*, 2003, 20(4): 430~438.
- [30] Xu Z Z and Zhou G S. Progress in plant adaptability to global change. *Progress in Nature Science*, 2003, 3(2): 113~120.
- [31] Miguel E D, Llamas J F, Chacon F, et al. Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: Unleaded petrol and urban lead. *Atmospheric Environment*, 1997, 17: 2733~2740.
- [32] Wróbel A, Rokita E, Maenhaut W, et al. Transport of traffic related aerosols in urban areas. *The Science of Total Environment*, 2000, 257: 199~211.

参考文献:

- [5] 李寒娥. 城市行道树 pH 值和电导率与交通环境. *生态科学*, 2000, 19(2): 80~83.
- [6] 李寒娥. 交通环境与城市行道树重金属铅和镉的关系. *交通环保*, 2001, 22(5): 10~14.
- [7] 郑芷青. 广州城市行道树特征分析. *城市环境与城市生态*, 1996, 9(3): 38~41.
- [8] 管东生, 覃朝锋, 曾国强, 等. 广州荔湾高密度老城区行道树的特征、问题和对策. *生态科学*, 1998, 17(1): 104~111.
- [12] 孔国辉, 汪嘉熙, 陈庆诚. 大气污染与植物. 北京: 中国林业出版社, 1988. 42~61.
- [13] 李寒娥. 佛山城市行道树生长现状调查. *佛山科学技术学院学报(自然科学版)*, 1999, 17(1): 58~61, 79.
- [15] 余叔文. 大气污染生物监测方法. 广州: 中山大学出版社, 1993. 9~12.
- [19] 宋永昌, 顾詠洁. 用城市树木体内重金属含量监测空气污染. *城市生态与城市环境*, 1988, 1(1): 34~38.
- [22] 蒋高明. 树皮 pH 值的变化及其对大气酸性气体污染的指示作用. *植物资源与环境*. 1996, 5(2): 28~33.
- [24] 林金星, 胡玉熹. 大豆叶片结构对 CO₂ 浓度升高的反应. *植物学报*, 1996, 38(1): 31~34.
- [25] 于海秋, 武志海, 沈秀英, 等. 水分胁迫下玉米叶片孔密度、大小及显微结构的变化. *吉林农业大学学报*, 2003, 25(3): 239~242.
- [26] 孟雷, 李磊鑫, 陈温福, 等. 水分胁迫对水稻叶片气孔密度大小及净光合速率的影响. *沈阳农业大学学报*, 1999, 10(5): 477~480.
- [27] 张浩, 王祥荣, 王寿兵. 城市胁迫下的二球悬铃木叶片气孔数量特征分析. *复旦学报(自然科学版)*, 2004, 43(4): 651~656.
- [28] 李寒娥, 周贱平, 徐锐. 佛山市抗大气污染应用植物规划探讨. *重庆环境科学*, 2003, 25(12): 150~153.
- [29] 李承森, 王宇飞, 孙启高. 植物对环境的响应——定量重建古气候的研究进展. *植物学通报*, 2003, 20(4): 430~438.
- [30] 许振柱, 周广胜. 陆生植物对全球变化的适应性研究进展. *自然科学进展*, 2003, 13(2): 113~120.