上海交通大學

SHANGHAI JIAO TONG UNIVERSITY

学士学位论文

THESIS OF BACHELOR

论文题目：上海市交通绿化带主要树种对大气颗粒物的防控功能研究

学生姓名：陈淑敏

学生学号：5101509066

专　　业：园 林

指导教师：殷 杉

学院（系）：农业与生物学院

上海市交通绿化带主要树种对大气颗粒物的防控功能研究

摘要

细颗粒物（$PM_{2.5}$）已成为我国城市大气中的首要污染物，严重影响居民健康。由于植物叶片具有特殊的表面结构和特性，对颗粒物有阻挡和粘附作用，因此对城市大气 $PM_{2.5}$ 污染有重要的防控功能。本文以上海市 4 种常见道路交通绿化树种水杉、香樟、龙柏及二球悬铃木为对象，采用气溶胶再悬浮发生器测定植物叶片的滞尘速率，同时测定了植物叶片的蜡质含量、湿润性、表面粗糙度、表面自由能及分量等性状指标，以及周边大气颗粒物的浓度、成分及粒径分布等排放特征，最终建立混合效应模型，分析植物的叶片特性和大气颗粒物的排放特征对植物滞尘能力的影响。结果表明：4 种供试植物叶片表面的颗粒物沉降速率有显著差异，其中沉降速率最大的为龙柏，最低的为香樟；四种树种叶片的表面粗糙度和表面自由能均有显著差异，但叶片的蜡质含量并未表现出显著性差异；不同污染源的排放特征如有机碳元素碳比值（*OC/EC* 值）、重金属离子含量等指标存在差异，通过颗粒物的源解析也能够区分出颗粒物排放特征的不同。最后根据 14 个因素构建的混合效应模型运行结果，分析出影响 $PM_{2.5}$ 在叶片表面沉降速率的关键因素是叶片的湿润性和表面粗糙度，而重金属含量、有机碳及元素碳含量和温度、湿度等 5 个因素被排除。本研究的结果为上海城市绿化树种的筛选、提高城市植被对大气颗粒物的防控功能提供科学依据，具有重要的研究价值和社会效益。

关键词：细颗粒物（$PM_{2.5}$），绿化树种，干沉降速率，叶片特性，混合效应模型

FUNCTION OF TYPICAL TREE SPECIES IN TRAFFIC GREENBELT ON ATMOSPHERIC PARTICULATE MATTER CONTRAL

ABSTRACT

Lately fine particles ($PM_{2.5}$) become the primary pollutant in urban atmospheric environment of China, which led significant health risks to human being. Leaves of plants with special surface structures and features could block, absorb and remove particles from atmosphere; therefore the prevention of $PM_{2.5}$ by vegetation was now seen as one of the most important ways to alleviate urban air pollution. In this study, four typical tree species used in traffic green belt in Shanghai were selected --- *Cinnamomum camphora*, *Platanus acerifolia*, *Sabina chinensis*, and *Metasequoia glyptostroboides*. Aerosol resuspension generator was used to measure the $PM_{2.5}$ deposition velocity (V_d) of each species. In addition, the wax content, wettability, surface roughness, surface free energy and its components of the leaves and the emission characters of particulate matter, such as the concentration, composition and particle size distribution, were tested in winter and spring. In the end, mixed effects model was set up, to analyze the effects of leaf characters of and particle characteristics emissions on V_d. The results showed that there was a significant difference of V_d among the four tree species, *Sabina chinensis* got the greatest V_d, and the minimum is *Metasequoia glyptostroboides*. Roughness and surface free energy were significantly different on the surface of leaves, but the wax content in leaves showed no significant among four tree species. Emission characters from different spaces were obviously different, which referred to the *OC/EC* ratio, and the content of heavy metal. According to the results of the mixed effects model (run 14 factors), the key factors were the wettability and surface roughness, while the indicator of heavy metal content, *EC* content, *OC* content, temperature and humidity were excluded. The results of this study can provide scientific basis for improving atmospheric particulates control of urban forest and tree selecting in Shanghai, which has important research value and social benefits.

Key words: fine particles ($PM_{2.5}$)， urban tree species， dry deposition velocity， leaf characters， mixed model

目 录

摘要 1
ABSTRACT 2
第一章 绪论 1
1.1 城市大气颗粒物污染现状 1
1.2 森林植被的滞尘过程 1
1.3 植被滞尘功能的主要影响因素 3
1.3.1 植物叶片微观特征（内部基础）的差异 3
1.3.2 大气 $PM_{2.5}$ 浓度及组成（外部条件）的差异 4
1.4 本研究的目的、意义及技术路线 5
第二章 交通绿化带主要树种叶片性质的差异 6
2.1 材料与方法 6
2.1.1 植被和样地的选择 6
2.1.3 叶片蜡质含量及湿润性的测定 6
2.1.4 叶片的表面粗糙度的测定 7
2.1.5 叶片的表面自由能的测定 7
2.2 结果与讨论 8
2.2.1 叶片蜡质含量及湿润性的差异 8
2.2.2 叶片表面粗糙度的差异 12
2.2.3 叶片表面自由能及其分量的差异 18
2.3 本章小结 20
第三章 道路绿化带周边大气颗粒物的排放特征及源解析 21
3.1 材料与方法 21
3.1.1 采样的时间、地点、方法 21
3.1.2 大气颗粒物的排放特征指标分析方法 21
3.1.3 数据统计和分析 22
3.2 结果与讨论 22
3.2.1 大气颗粒物化学组成特性的差异 22
3.2.2 大气颗粒物粒径分布的差异 24
3.2.3 大气颗粒物源解析 25
3.3 本章小结 27
第四章 大气 $PM_{2.5}$ 在叶面上沉降速率的影响因素及混合效应模型的建立 28
4.1 大气 $PM_{2.5}$ 在不同树种叶片表面上的沉降速率 28
4.1.1 $PM_{2.5}$ 沉降速率的测定方法 28
4.1.2 $PM_{2.5}$ 在 4 种树种叶片表面的沉降速率 28
4.2 大气 $PM_{2.5}$ 中叶面沉降速率的影响因素 30
4.2.1 植物叶片特性对 PM2.5 沉降速率的影响 30
4.2.2 颗粒物特性对 $PM_{2.5}$ 沉降速率的影响 32
4.3 混合效应模型的建立 34

4.3.1 模型建立的方法 34
4.3.2 结果与讨论 36
4.4 本章小结 37
第五章 结论与展望 38
5.1 结论 38
5.2 展望 39
参考文献 40
谢辞 43

第一章 绪论

1.1 城市大气颗粒物污染现状

随着城市化水平提高和城市规模不断扩大，城市尤其是特大型城市的大气污染呈上升趋势，空气质量状况进一步恶化[1]。特别是大气中直径小于或等于 2.5μm 的细颗粒污染物（$PM_{2.5}$）会导致许多疾病的产生，包括过早死亡、肺炎、动脉硬化加速以及心脏功能的改变[2]。据报道每平方米 10μg 的 $PM_{2.5}$ 会增加 6%的心肺疾病发生率和 8%的肺癌发生率[3]。由于具有极高的健康风险，$PM_{2.5}$ 已成为城市大气污染防控的首要污染物。

近 30 年是我国城市化快速发展阶段，也是大气污染严重时期。据报道，我国一些大城市大气 $PM_{2.5}$ 含量已占 PM_{10} 含量的 50%至 60%，且有增加的趋势，其浓度则成倍高于一些国际安全标准[4]。2014 年 2 月下旬，中东部的一场雾霾笼罩了我国一百四十万平方公里的国土，持续时间是北京自监测 $PM_{2.5}$ 以来最长的一次。机动车、北方冬季燃煤采暖等污染的高强度排放加之不利的气象条件是此次雾霾的元凶[5]。据报道，在北京地区，雾霾污染的最大来源为机动车排放，约占 $PM_{2.5}$ 排放的 1/4；其次为燃煤和外来输送，各占 20%[6]。目前，雾霾污染问题还不能仅仅依靠源治理的方法来解决，因此利用城市森林和绿地植被，来缓解日益严重的城市大气污染压力就是重要的途径之一。

1.2 森林植被的滞尘过程

城市的森林植被是城市中唯一有生命的基础设施，可以起到削减颗粒物等大气污染的作用。植物叶片和枝条可以直接截取和固持大气尘埃，使其脱离大气环境；同时，植物群落（林带、片林等）可以降低风速和改变风向，导致大气污染物的沉降。因此，用城市森林和植被来削减大气颗粒物污染，已经成为城市环境保护和生态建设的必要内容。如上海在“2012-2017 清洁空气行动计划”中明确计划新增 4600 公顷城市森林，而北京市园林局已规划并启动在城市周边造林 1.5 万公顷治理雾霾污染，但这些城市绿化造林工程带来的对大气污染的防控效益还有待研究。

研究表明，干沉降（dry deposition）是植被净化大气颗粒物的主要机制[10]。大气中的粗颗粒物通过重力沉降和惯性作用撞击到叶片和树枝，被截留和固持从而脱离大气环境[11]；细颗粒主要通过布朗运动到达叶片表面，当细颗粒随气流环绕而接近叶片时，会分散于叶片和大气之间的边界层（boundary layer）并滞留在叶片表面[12]。植物的滞尘量可以用单位面积植物叶片上 $PM_{2.5}$ 的干沉降通量（F）来表示：

$$F \quad (\mu g/m^2/hr) \quad = \quad V_d \quad \times \quad C \qquad \text{式（1-1）}$$

式中 V_d 为干沉降条件下植物叶片吸滞 $PM_{2.5}$ 的速率（m/hr 或 cm/s），随植物种类及环境因素的不同而不同；$\boldsymbol{C}$ 为当地大气中 $PM_{2.5}$ 本底浓度（$\mu g/m^3$）。

被吸滞的 $PM_{2.5}$ 部分会被叶片所吸收，而大多数则会被暂时保留在叶片表面；当风速增大或枝叶摇曳时会再次脱离叶片返回到大气中，称为再悬浮过程（resuspension）。在不同风速下，$PM_{2.5}$ 有一定的再悬浮百分比（*Re*）[13]。叶片上累积的 $PM_{2.5}$ 最终会受雨水冲刷，当降雨量（*Pe* in *mm*）大于树冠层的储水能力（*Ps* in *mm*）时，颗粒物会从叶片上落下，则 *Re* 变为 0[14]。由于吸滞和再悬浮过程的共同作用，植物在一个降雨冲刷周期内净化 $PM_{2.5}$ 的通量（单位时间内单位叶面积上的净化量）实际为：

$$F'(\mu g/m^2/hr) = V_d \times C \times (1 - Re) = V_d' \times C \qquad \text{式（1-2）}$$

$$\text{其中} \quad V_d' = V_d \times (1 - Re) \qquad \text{式（1-3）}$$

V_d' 代表了最终在叶片上被净化的 $PM_{2.5}$ 实际沉降速率，可称其为“表观干沉降速率（observed dry deposition velocity）”[13]，相对应的净化通量 F' 则称为“表观干沉降通量”。由此可见，表观干沉降速率 V_d'的大小直接决定了植物对 $PM_{2.5}$ 的净化能力的高低，是植被滞尘微观过程的基础和研究重点。

近年来，已有国外学者对污染物在一些树种叶片表面的干沉降速率开展了相关研究。然而，野外实际条件下直接测定植物叶片上 $PM_{2.5}$ 的表观干沉降速率是非常困难的，其难度在于在实际条件下叶片表面吸滞的灰尘是不同粒径的各种粗、细颗粒物的混合体，其中 $PM_{2.5}$ 的含量很难被单独测定出来。因此，通常用两种不同的方法对污染物的干沉降速率进行测算：经验公式法和风洞试验（wind tunnel）法。经验公式法通常用于计算大气中常规污染物的干沉降速率。如 Nowak 等人的 UFORE 模型中 $\boldsymbol{V_d}$ 被估算为污染物在叶片表面到内部迁移阻力之和的倒数[15]：

$$V_d = 1/(R_a + R_b + R_c) \qquad \text{式（1-4）}$$

其中 R_a 为空气动力学阻力， R_b 为准流边界层阻力，它们都主要与风速有关；R_c 为树冠层阻力，与气孔阻力、叶肉阻力、表皮阻力和土壤阻力有关。计算公式中各阻力参数诸多来自于文献报道或经验值[16,17]，而再悬浮百分比则被设为 50%[18]。

但是，经验公式法仅适用于大气中二氧化硫（SO_2）、二氧化氮（NO_2）、一氧化碳（CO）及 PM_{10} 等沉降速率估算，对于 $PM_{2.5}$ 并没有相关经验公式的报道。仅有 Beckett[19]和 Freer-Smith[20]利用风洞试验，以 NaCl 为示踪物模拟 $PM_{2.5}$，分别对欧洲 11 种阔叶树和 2 种针叶树种叶片上的干沉降速率进行了直接测定；而 Pullman 则是以 KNO_3 为示踪物，测定了在不同风速条件下，美国 3 种针叶树种（北美乔松、东北红豆杉、加拿大铁杉）叶片表面的 $PM_{2.5}$ 沉降速率及再悬浮百分比[13]。Nowak 以三人对 V_d 及 R_e 的研究结果为基础，估算了美国十个城市的植被对 $PM_{2.5}$ 的净化作用并评估了对人类健康的影响[14]。

然而，利用风洞测定 $PM_{2.5}$ 在叶片上的干沉降速率的方法和研究结论尚存在一定的不足。首先，使用无机盐颗粒（NaCl、KNO_3）作为 $PM_{2.5}$ 的示踪物进行试验，并不能真实地反映大气中 $PM_{2.5}$ 的化学性质。大气中 $PM_{2.5}$ 的来源和形成机制复杂，燃料燃烧、工业及交通排放、以及光化学作用产生的二次污染等都是其形成的来源，因此也决定了其化学组成的复杂性：大气中 $PM_{2.5}$ 主要成分是元素碳、有机碳化合物、硫酸盐、硝酸盐等，也包含了铅、锌、砷、镉等重金属元素[21]。由于化学组成的多样性，使得颗粒物沉降在叶片表面的过程并不仅仅是机械运动或布朗运动的物理过程，而是叠加了电荷作用、表面极性作用、化学反应等

多个过程的综合结果[22]。因此，无机盐颗粒并不能代表 $PM_{2.5}$ 的真实化学性质，仅使用无机盐颗粒作为示踪物会为研究结果带来较大的不确定性。

第二，研究表明，细颗粒物的成核机制决定了粒径在 0.25-0.5μm 范围内的颗粒物约占 $PM_{2.5}$ 数量浓度的 70%以上，粒径在 0.5μm 以下的颗粒物浓度与健康危害的关系也最为显著[23]。而 NaCl 等无机盐粒子的粒径为 0.8±0.18μm[19]，这与大气中 $PM_{2.5}$ 的真实粒径分布和构成也不相符。而不同粒径的颗粒物其被吸滞的机理是不同的，如前文所述，大气中的粗颗粒物主要通过重力沉降和惯性作用撞击到叶片和树枝而被截留，细颗粒主要通过布朗运动到达叶片表面。因此，用无机盐颗粒替代真实大气中的 $PM_{2.5}$ 同样会影响研究结果的可靠性。

第三，目前的研究仅仅是测定了不同植物叶片上 $PM_{2.5}$ 的干沉降速率 V_d，对比了不同树种叶片在风洞中的滞尘能力的大小，分析了在风洞中可控条件（风速）的变异对 V_d 和 R_e 的影响，对引起 V_d 在不同树种间变异的植物学机制，特别是不同树种叶片微观性状的差异尚欠缺探讨。另外，由于风洞测试条件所限，难以提供不同浓度和性质颗粒物的受试条件，因而 $PM_{2.5}$ 的粒径组成及化学特征对 V_d 的影响也无法测得。

综上所述，V_d 的大小直接决定了植被净化 $PM_{2.5}$ 的能力和容量，但通过风洞模拟测定 V_d 的方法存在一定的不足，难以反映现实条件下 $PM_{2.5}$ 的实际组成，对干沉降影响因素的探讨受到了局限。因此，为深入理解 $PM_{2.5}$ 在叶片表面的干沉降机制，须要准确测定野外实际条件下植物叶片上 $PM_{2.5}$ 的干沉降速率（或表观干沉降速率），并探索 V_d 差异的主要影响因素或关键控制因子，才能为正确估算城市植被的滞尘效果提供科学依据，从而提升研究的应用价值。

1.3 植被滞尘功能的主要影响因素

$PM_{2.5}$ 在叶片表面干沉降是颗粒物脱离大气环境而被叶片捕获过程的结果，这个过程受大气流动、颗粒物性质及植物本身等多方面因素的影响。Räsänen 等人将影响植被对颗粒物净化的主要因素总结为 4 点：树种差异、环境状况、气象条件以及群落组成[24]。综观这 4 个因素，V_d 在不同树种间差异的根本原因是植物叶片表面微观特征的差异。叶片的微观结构特征是滞尘功能的基础，决定了滞尘的容量（capacity），因此可称为植物滞尘的内部基础。而外界的环境状况和气象条件（污染物的性质浓度、风向风速等），同样影响着颗粒物在相边界迁移沉降的方向和速率，是植物滞尘的外部条件。植被将大气中的颗粒物滞留在叶片表面的微观过程，是植物自身叶片性质和外部环境条件共同作用的结果。将这个微观过程放大至样地或景观尺度上，配以合理的植物群落搭配和结构，才是城市植被滞尘功能的最终体现。因此，探讨植物对 $PM_{2.5}$ 滞尘功能的影响因素，应当将植物的内部基础和外部条件两个方面综合考虑。

1.3.1 植物叶片微观特征（内部基础）的差异

植物叶片是植物滞尘功能发挥的生物学基础。不同树种的叶片，因具有不同的微观特征，滞尘能力可相差2-6倍[23,24]。研究表明，叶片的植物学性状、表面的物理特性和热力学特性对大气颗粒捕捉的效率有重要影响。植物学性状主要包括叶片的表皮毛、蜡质层和分泌物的

性质。多皱、多绒毛、多分泌物的叶片结构具有更大的滞尘能力[25,26]；而蜡质层在与颗粒物接触时被破坏，叶片湿润性增强，在加速水份散失和营养物质的流失的同时，滞尘能力可进一步增加[27]。叶片的物理特性主要指叶片的表面粗糙度的差异，常用的参数有轮廓算术平均偏差(*Ra*)、微观不平度十点高度(*Rz*)、峰谷值(*P-V*)等；通常认为叶表皮具沟状组织、密集纤毛的树种滞尘能力强，叶表皮具瘤状或疣状突起的树种滞尘能力较差[28]。叶片的热力学性质主要包括表面自由能及其极性和色散分量，它们与叶片表面的吸附性、润湿性、各向异性和粘结性等效应密切相关[29]，也是影响叶片滞尘能力的一个重要因素。

1.3.2 大气 $PM_{2.5}$ 浓度及组成（外部条件）的差异

大气 $PM_{2.5}$ 的浓度、性质及当地气象条件，是影响植被叶片表面干沉降速率的外部因素。一些研究对颗粒物浓度和气象条件的影响进行了探索，表明在污染源附近的植被和在重度污染区的植物表现出更大的阻挡大气污染物的作用[19,34,35]；温度和风向的变化同样会造成片状绿地内外大气中 PM_{10} 浓度的差异[8]。Pullman[13]等人的风洞试验表明，风速的增加会增大颗粒物与枝叶的碰撞和接触机会，V_d 值增大；但同时再悬浮百分比 *Re* 也随风速增加而升高，如北美乔松（*Pinus strobus*）的 $PM_{2.5}$ *Re* 值由风速 6.5m/s 时的 20%上升至 10m/s 时的 50%。

颗粒物的浓度及气象条件较容易测定，但是，由不同污染源排放引起颗粒物性质的差异而导致在叶片表面沉降速率上的变化，由于测定方法困难，相关研究还不多见。例如，工业排放、交通排放及自然源排放的颗粒物，其化学组成、粒径分布及微观形态差异显著[36]。中科院的研究结果显示，在雾霾天气发生时，$PM_{2.5}$ 中的有机物、硫酸盐、硝酸盐和铵盐的浓度大幅度提高，分析表明 4 类有机物浓度升高尤为显著：氧化型有机颗粒物，主要来自于北京周边输送；油烟型有机物，主要来自局地烹饪源排放；氮富集物，一种光化学产物；烃类有机颗粒物，主要来自于汽车尾气和燃煤[6]。因此，应选择合适的指标和方法，鉴别并量化不同源排放的 $PM_{2.5}$ 在性质上的差异，分析其对叶片表面沉降速率的影响。

$PM_{2.5}$ 的化学性质及组成的差异，诸如颗粒物中有机碳（*OC*）和元素碳（*EC*）的含量、重金属种类和含量，可通过源解析的方法进行表征和区分[37]。近年来对气溶胶污染源判断的研究已突破了单一方法，而采用了先进的仪器在线监测联合多种判源方法混合使用的做法，如在线 X 荧光光谱仪可直接在线分析 $PM_{2.5}$ 的重金属组成，新型的气溶胶飞行时间质谱仪不但可在线监测 $PM_{2.5}$ 的浓度，还能实时分析粒径分布及矿物成分，使得细颗粒物机械和化学性质有明确的判断表征，判源结果更加接近实际情况[39]。

总之，采用植物学及大气环境科学的研究方法和技术，通过对不同植物叶片表面特性及不同来源的 $PM_{2.5}$ 浓度和性质的相关参数进行量化表征，以探索干沉降条件下细颗粒物在大气和植物叶片界面迁移规律及其影响因素是十分必要的。

上海是长三角都市圈的中心城市，近 10 年来，课题组已经在上海相关林业和绿化部门的支持下，依托国家林业局上海城市森林生态站对上海的城市森林和绿地以及其生态环境功能进行了探索研究。采用 GIS、微观实验和现场调查的方法，建立了多块固定实验样地，同步获取了大量上海新区绿地、环境和气象的数据[40-42]，为本研究提供了必要的基础数据和试验基地。

1.4 本研究的目的、意义及技术路线

本研究选取上海市常见的四种绿化植物水杉、香樟、龙柏和二球悬铃木，通过对植物叶片表面植物学特性、物理特性和热力学特性的量化表征，以及测定城市交通绿化带周边颗粒物污染的排放特征，研究大气细颗粒物在气相和叶片表面迁移和积累的影响因素，探索植被滞尘能力与植物自身特性及外部环境条件的关系，筛选在不同污染条件下达到最佳滞尘效果的绿化树种，提高城市森林和绿地植被对大气颗粒物污染的防控功能。本文的技术路线详见图1-1。

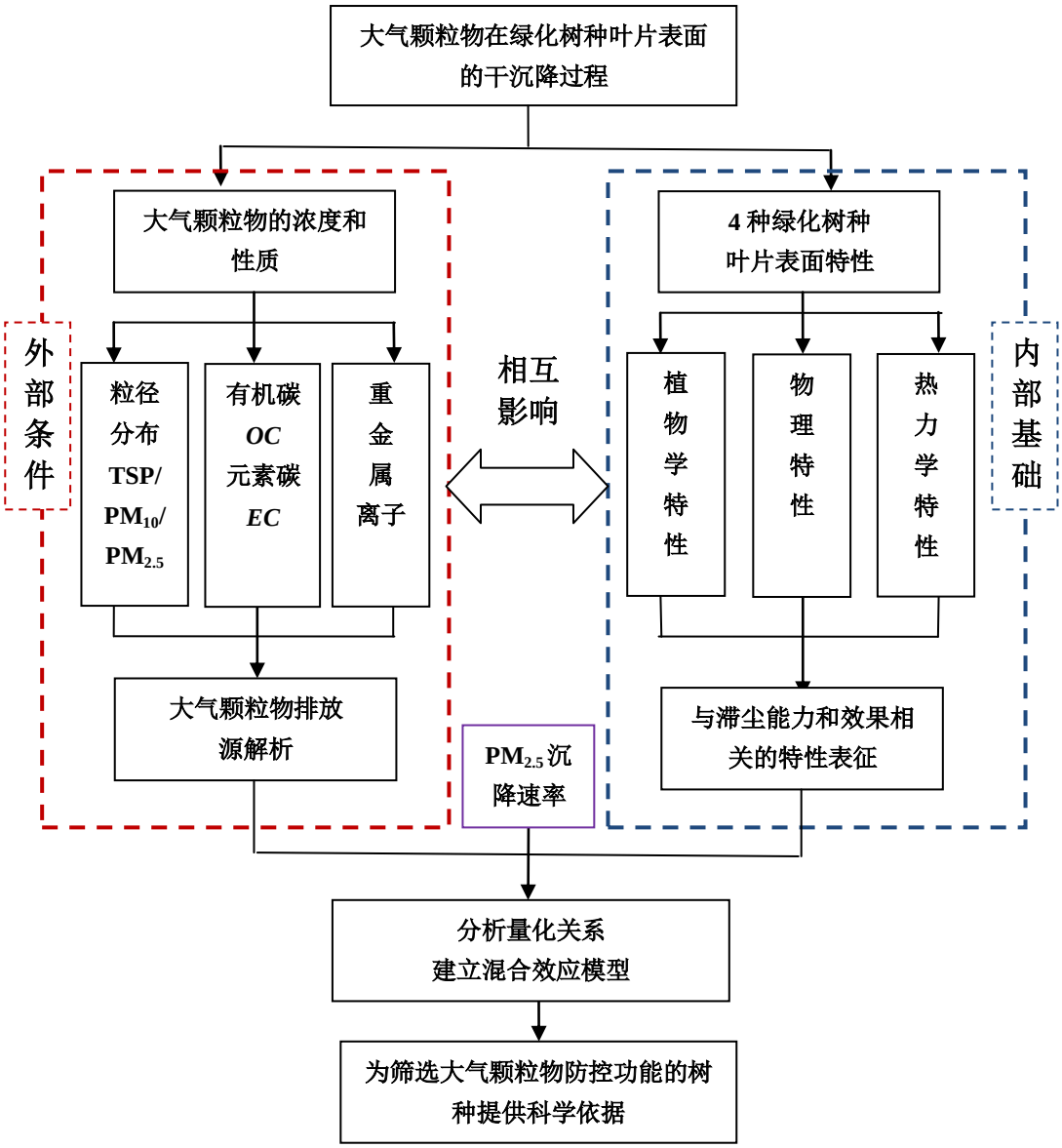


图1-1 本论文技术路线

Fig. 1-1 Framework of this study

第二章 交通绿化带主要树种叶片性质的差异

2.1 材料与方法

2.1.1 植被和样地的选择

（1）实验样地位于上海市松江区嘉松南路文翔路附近的道路绿化带，其中种植的主要树种包括：香樟、广玉兰、桂花、雪松、紫叶李、夹竹桃、杨树、垂柳、水杉、龙柏、二球悬铃木等。

（2）实验地点位于上海市松江区松江大学城附近，距松江区政府仅 1.2 公里，周围以办公区和校区为主。其中嘉松南路为双向六车道的交通主干道，文翔路为双向四车道的交通干道。

（3）根据上海市的气候特点，对上海市交通绿化植物的种类和生长情况进行全面调查后，选择最为常见的 4 种交通绿化乔木：其中常绿阔叶树 1 种，为香樟（*Cinnamomum camphora*）；落叶阔叶树 1 种，为二球悬铃木（*Platanus acerifolia*）；常绿针叶树 1 种，为龙柏（*Sabina chinensis*）落叶针叶树 1 种，为水杉（*Metasequoia glyptostroboides*）。

2.1.2 采样的时间与方法

在 4 种绿化植物的落叶季与生长季，分季度采样。落叶季采样时间为 2013 年 11 月至 12 月，生长季采样时间为 2014 年 4 月至 5 月。针对每种树种都在样地范围内均匀选择 5 棵树龄 5-10 年、生长状况良好且相近的植株作为采样植物。实验所用叶片均采集自植物向阳面、高度大约在植株高度 2/3 处的健康叶片（在落叶季常绿树种的采样时，分为新生的幼叶和健康的成熟叶片 2 种）。根据叶片大小采集 150-300 片不等。为了防止失水对叶片表面结构测试时的影响，用枝剪剪下带叶片的枝条放入自封袋中，排尽空气，带回实验室，在 4℃条件下保鲜。

2.1.3 叶片蜡质含量及湿润性的测定

(1) 叶片的蜡质含量

叶片表面蜡质含量(wax content)的测定参照黄玲等[2]方法。用电子天平称取每个树种的新鲜叶片约 0.2g，记录称量的准确质量。然后将叶片剪成大小为 1cm^2 左右的小段，放置于已知重量的培养皿中，加入 30mL 三氯甲烷浸泡 1 分钟（准确计时）。夹出叶片，在通风厨内使三氯甲烷完全挥发，再次称量培养皿的重量，2 次的差值即为蜡质重量(mg)。以单位叶片干物质质量来计算蜡质含量(mg/g)。每个品种重复 5 次，计算平均值，分析误差。

(2) 叶片的湿润性

液滴在固体表面处稳定状态时,在液体所接触的固体分界处做形成的液滴的切线与固体表面的夹角称为接触角(θ)。根据界面化学的基本原理，接触角可以用于定量描述液体在固

体表面上的润湿程度， 90°可作为润湿与不润湿的界限，即接触角 θ 小于 90°时可视为润湿，接触角 θ 大于 90°时不润湿。

在室温条件下,用光学接触角测量仪即表面接触角测量仪分别在 5-10 片叶片上测定叶片正面的接触角。选取叶片表面较为平坦的区域，并且尽量避开叶脉，剪成约 $1cm^2$ 的样品,铺平后置于光学接触角测量仪的载物台上。上升载物台至屏幕中出现图像，调节叶片样品的位置，使其位于屏幕中央。然后调节毛细管出水，在阔叶树种叶面上形成约 4μL 大小的液滴，针叶树种叶面上形成约 1μL 大小的液滴，利用光学成像（图像放大率 $266Pixel•mm^{-1}$）后采用量角法测定接触角大小。保存图像记录数据分析结果。

2.1.4 叶片的表面粗糙度的测定

表面粗糙度最先起源于机械加工领域，是表面上所具有的较小间距和峰谷组成的微观几何形状特性，主要的参数是轮廓算术平均偏差(*Ra*)、微粗糙度（*RMS*）、微观不平度十点高度(*Rz*)等，其中 *Ra* 是指在取样长度 l 内，轮廓偏距绝对值的算术平均值：

$$R_a = \frac{1}{l}\int_0^l |y(x)|dx \qquad 式（2-1）$$

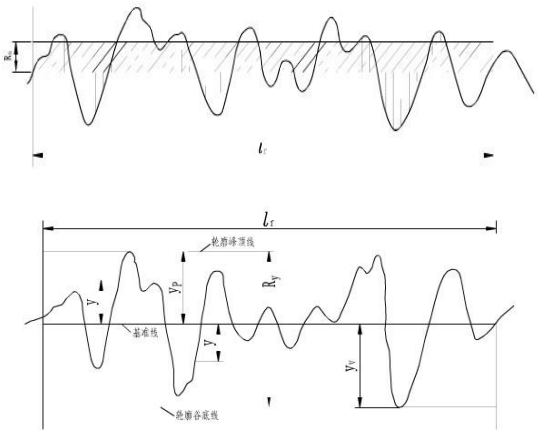


图 2-1 *Ra* 和 *Rz* 的图形表征示意图[28]

Fig. 2-1 The Schematic representation of *Ra* and *Rz*

Ra 和 *Rz* 的计算观测方法分别如图 2-1 所示。

叶面粗糙度的观察是通过大气下的原子力显微镜对样品进行扫描得到的，将样地采集的植物叶片带回实验室后，用蒸馏水反复冲洗叶片的正背面，再让叶片表面水分自然风干。测试前，选取叶片较平坦的表面并尽量避开叶脉，制成约 $1cm^2$ 的样本，针叶植物取一片小叶即可。在室温条件下，用原子力显微镜(MULTIMODE NANOSCOPE)在大气分析模式下对样品进行扫描和拍摄，扫描速率 0.5Hz，横向分辨率为 0.2nm，垂直分辨率为 0.01nm，最大扫描范围为 20μm×20μm。对所有的 AFM 扫描图像中出现的斑块进行软件分析消减处理。

2.1.5 叶片的表面自由能的测定

在前文 2.1.3 中测定叶片湿润性方法的基础上，使分别使用极性的水和非极性的二碘甲烷作为探测液，测定两种液滴在树种叶片表面的接触角，保存图像记录数据。根据平衡状态时接触角与三个相界面表面自由能的定量关系，即 Young 方程：

$$\gamma_{sg} = \gamma_{sl} + \gamma_{lg} \cos\theta \qquad \text{(式 2-2)}$$

式中：γ_{lg}、γ_{sg}、γ_{sl} 分别为与液体饱和蒸汽呈平衡时的液体表面自由能、固体表面自由能及固液间的界面自由能。根据上述方程来计算叶片表面自由能及其色散分量、极性分量。

2.2 结果与讨论

2.2.1 叶片蜡质含量及湿润性的差异

(1) 叶片表面蜡质含量的差异

叶片表面的蜡质是覆盖在植物最外层的保护层，可以阻止植物体内水分的非气孔性散失，抗高温抗辐射，维持植株表面的清洁，避免被病菌侵害以及防止某些昆虫的蚕食，还能够诱导器官组织发育。植物表皮蜡质是由脂肪族化合物、环状化合物以及甾醇类化合物等组成的各种各样的结晶体，其组分和含量随着种类、植物年龄、生长发育、着生部位以及环境的改变有较大的变化[36]。下表为四种植物蜡质含量的差异：

表 2-1 4 种树种叶片蜡质含量
Table 2-1 leaf wax content of 4 species

	香樟	龙柏	悬铃木	水杉
蜡质含量（mg/g）	11.66±1.79	17.31±2.40	18.69 ±2.38	18.36 ±0.26

根据所测得四种树木叶片表面蜡质含量，由高到低的顺序为悬铃木（18.69mg/g）、水杉（18.36mg/g）、龙柏（17.31mg/g）、香樟（11.66mg/g）。然而由显著性检验，通过方差分析的方式可得，四种叶片表层蜡质含量并没有显著的差异（p>0.05）(表 2-2)。

表 2-2 各树种叶片表面蜡质含量方差分析（α=0.05）
Table 2-2 Variance analysis of leaf wax content on surface（α=0.05）

差异源	SS	df	MS	F	P-value	F crit
组间	0.0001	3	4.33E-05	2.2680	0.1330	3.4900
组内	0.0002	12	1.91E-05	---	---	---
总计	0.0004	15	---	---	---	---

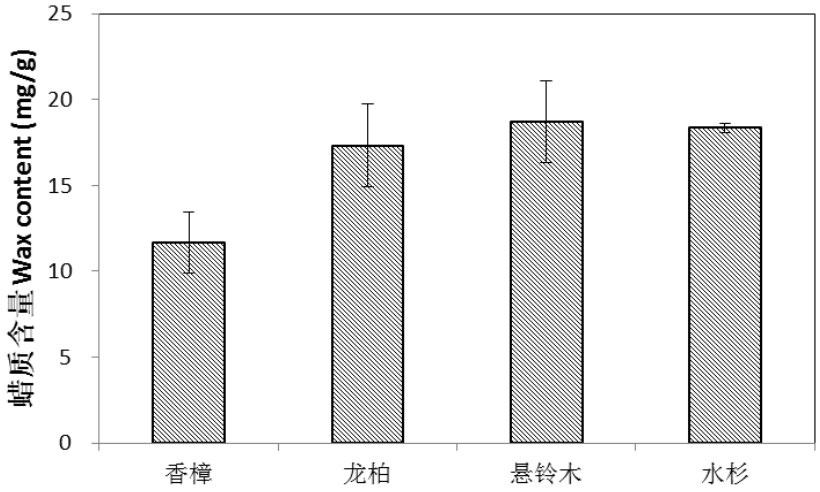


图 2-2 植物叶片的蜡质含量对比
Fig.2-2 Wax content of leaves

根据已有研究资料，例如对高羊茅（*Festuca elata*）叶片表面蜡质含量的研究[36]以及对大麦（*Hordeum vulgare*）叶片表面蜡质层含量的研究[37]，表明表皮蜡质含量越高的品种，其蒸腾速率和胞间的 CO_2 浓度越低，水分利用效率越高，从而其抗旱性也就越强。对于本次实验而言，在这个方面，水杉、悬铃木和龙柏具有相对更为优越的抗旱性，更能适应在干旱及半干旱地区的种植和绿化。而香樟由于表面蜡质层含量（11.66mg/g）较低，难以适应干旱地区的种植条件。这其中的内部机理可能是干旱胁迫下表皮蜡质含量高的品种气孔导度更小，阻力增强，水分散失慢，相对含水量高，降低蒸腾速率，从而使水分利用效率维持在相对高的水平，对逆境胁迫有更强的适应能力[37]。

(2) 叶片表面湿润性的差异

接触角是固、液、气三相交界处，自固—液界面经液体内部到气—液界面之间的夹角，通常以 θ 表示，是润湿性最为直接的一个表征指标。

表 2-3 分别为香樟、龙柏、悬铃木、水杉四个品种的叶片光学接触角参数统计的均值以及在光学接触角测量仪下成像的图像。

表 2-3 香樟叶片光学接触角测量的参数及图像
Table 2-3 Contact angle parameters of *Cinnamomum camphora*

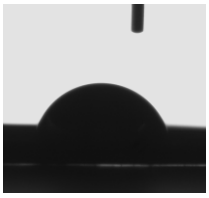
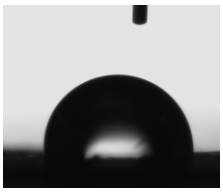
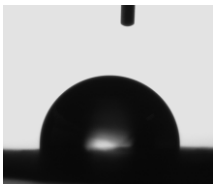
	香樟 1	香樟 2	香樟 3
接触角/°	75.0	101.4	94.4
图像			
湿润性判断	润湿	不润湿	不润湿

表 2-4 龙柏叶片光学接触角测量的参数及图像

Table 2-4 Contact angle parameters of *Sabina chinensis*

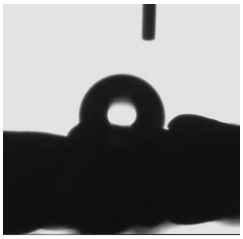
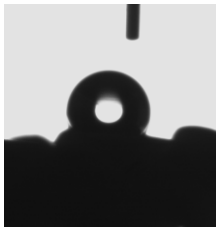
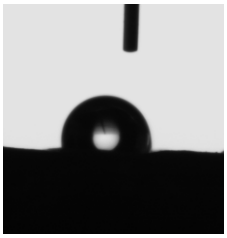
	龙柏 1	龙柏 2	龙柏 3
接触角/°	96.3	110.7	89.4
图像			
湿润性判断	不润湿	不润湿	润湿

表 2-5 水杉叶片光学接触角测量的参数及图像

Table 2-5 Contact angle parameters of *Metasequoia glyptostroboides*

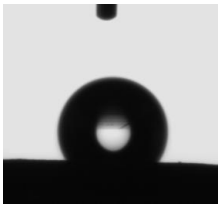
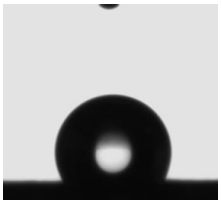
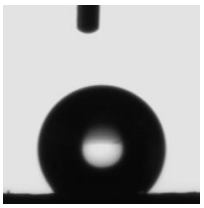
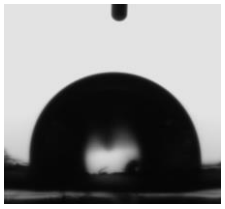
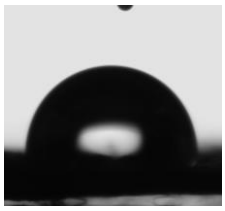
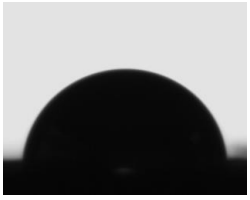
	水杉 1	水杉 2	水杉 3
接触角平均值/°	123.7	133.1	125.9
图像			
湿润性判断	不润湿	不润湿	不润湿

表 2-6 悬铃木叶片光学接触角测量的参数及图像

Table 2-6 Contact angle parameters of *Platanus Linn*

	悬铃木 1	悬铃木 2	悬铃木 3
接触角/°	91.4	92.7	95.6
图像			
湿润性	不润湿	不润湿	不润湿

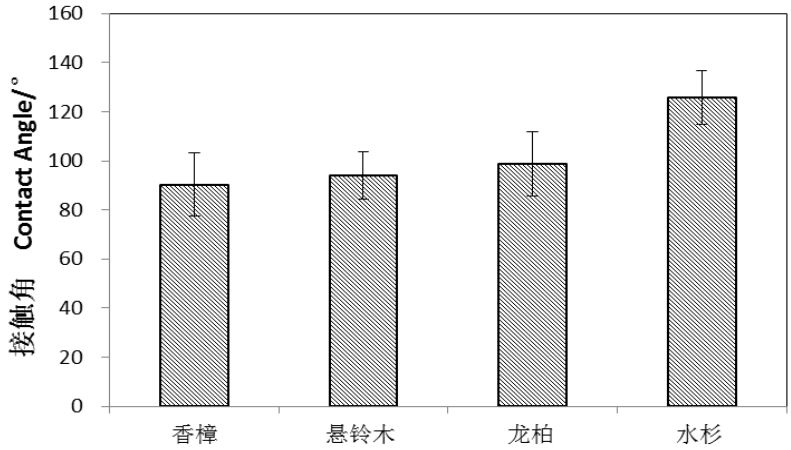


图 2-3 植物叶片的接触角对比
Fig.2-3 Contact angle of leaves

尽管按照界面化学的一般原则，θ 小于 90°为润湿，θ 大于 90°为不润湿，但在叶表面润湿性研究过程中，根据研究目的的不同，不同的研究者对于标准进行了进一步的细分：

Rosado 等将接触角 θ 小于 40°认为是超级润湿，θ 在 40°到 90°之间是高度润湿； Crisp 将接触角 θ 小于 110°认为是经常所说的润湿，θ 大于 130°的认为不润湿，表现出斥水性；而 Yoshimitsu 则进一步划分为 θ 在 130°~150°为斥水，θ 大于 150°为高度斥水。也就是说植物叶片与水的接触角越大，该种植物叶片的湿润性越小，由上图可知，这 4 种植物的湿润性由高到低的顺序是香樟、悬铃木、龙柏、水杉。而根据接触角也可将香樟、悬铃木定义为较湿润，而龙柏则为不湿润，水杉则表现出斥水性。

对不同叶片实验数据进行了方差分析得到下表：

表 2-7 不同叶片接触角的方差分析
Table 2-7 Variance analysis of contact angle

组	观测数	求和	平均	方差
悬铃木	5	470.30	94.06	9.64
香樟	7	585.95	83.71	117.37
龙柏	6	527.10	87.85	215.95
水杉	5	629.01	125.80	24.62

差异源	SS	df	MS	F	P-value	F crit
组间	5915.201	3	1971.734	19.502	5.05E-06	3.127
组内	1921.002	19	101.105	---	---	---
总计	7836.203	22	---	---	---	---

P 值远小于 0.01，表现为极显著差异，表明不同树种的叶片接触角（即湿润性）之间存在显著不同，并由此做多重比较，采用 SSR，将不同叶片的数据在 5%和 1%水平下进行检测得到下表：

表 2-8 不同叶片接触角的差异显著性

Table 2-8 significance of difference in contact angles

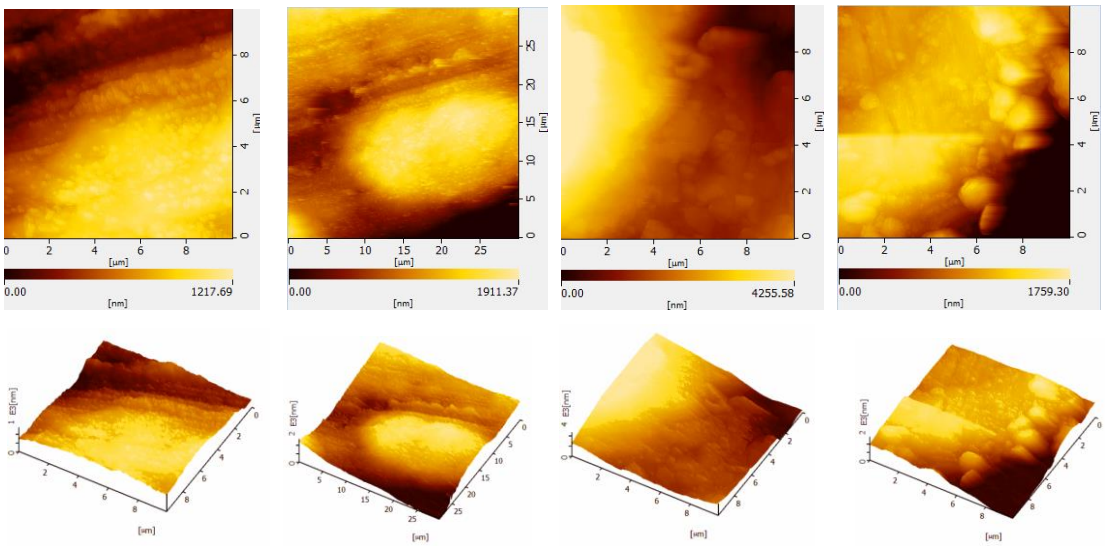
组	平均	差异显著水平	0.05	0.01
水杉	125.80	---	a	A
悬铃木	94.06	---	b	B
龙柏	87.85	---	b	B
香樟	83.71	---	b	B

注：相同字母表示相互之间无显著差异，不同字母表示相互之间具有显著差异

从表中可以看出，4 种植物中水杉与其他树种之间的接触角存在显著性差异，而龙柏与悬铃木，龙柏与香樟，悬铃木与香樟之间则不存在显著性差异。由此看来水杉与其他植物之间对水的保持程度是有显著不同的，湿润性也是 4 种乔木之中最低的。

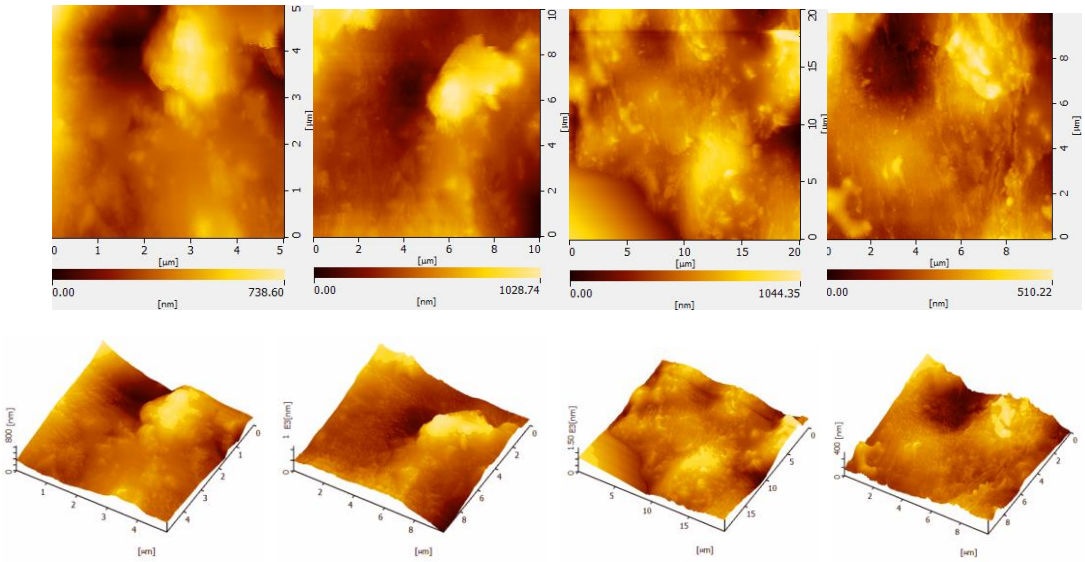
2.2.2 叶片表面粗糙度的差异

本文应用原子力显微镜技术对落叶季 2 种常绿植物的不同生长阶段（出生不久的幼叶和成熟叶）的叶片表面微结构进行了观察，并分析了叶片表面粗糙度 *Ra*、*RMS*、*Rz*、*P-V* 的不同。下图为原子力显微镜下落叶季 2 种植物叶片表面扫描的图像和软件处理后得到图 2-4 所示扫描范围为 10μm×10μm 的二维和三维形态图。二维图像以颜色亮度的高低表示叶片表面微结构高度的变化，区域颜色亮度越高表示该区域高度越高，区域颜色亮度越低表示高度越低；三维图像则可以更为直观的观察到叶片表面的微结构，得到更形象的结果。



A **B** **C** **D**

(a) 香樟叶片的 AFM 观察图像



E　　F

(b)龙柏叶片的 AFM 观察图像

图 2-4 香樟和龙柏叶片的 AFM 观察图像

Fig.2-4 The two and three dimensional AFM images of *Cinnamomum camphora* and *Sabina chinensis* on adaxial and abaxial surfaces

A-F 分别为香樟幼叶背面、正面；香樟成熟叶背面、正面；龙柏的成熟叶、幼叶的二维图像及对应的三维图像

在表征物体表面的粗糙度时常用的参数包括轮廓算术平均偏差(*Ra*) 、微观不平度十点高度(*Rz*) 、峰谷值(*P-V*) 和微粗糙度(*RMS*) ，其中 *Ra* 是最常用的粗糙度表征参数。在表 2-9 中还包括了参数 *S*，它是用于测定粗糙度参数的面积，*S ratio* 是测定粗糙度参数的面 e 积占整个视窗面积的比例。

表 2-9 落叶季香樟和龙柏叶片 AFM 观测的参数

Table 2-9 AFM parameters of *Cinnamomum camphora* and *Sabina chinensis* in deciduous season

植物		AFM 参数					
		轮廓算术平均偏差 *Ra* /nm	峰谷值 *P—V* /nm	微粗糙度 *RMS*/nm	微观不平度十点高度 *Rz* /nm	表面积 *S* /nm^2	面积比 *S ratio*
龙柏幼叶		776.4	3898.5	909.6	3898.5	1.2×10^8	1.1
龙柏成熟叶		1118.0	4952.0	1329	4952	7.2×10^7	1.2
香樟幼叶	正面	440.3	2817.7	543.2	1108.5	1.2×10^9	1.0
	背面	426.8	3462.5	516.7	2616.5	8.5×10^8	1.7
香樟成熟叶	正面	407.2	2337.3	496.4	725.6	6.7×10^8	1.1
	背面	713.0	3783.5	882.1	1239.8	1.3×10^8	1.3

从表 2-9 可以看出，龙柏幼叶的粗糙度 *Ra* 为 776.35 nm，成熟叶的粗糙度为 1069 nm 和 1118nm。香樟幼叶的粗糙度 *Ra* 正面为 440.3 nm、背面为 426.75 nm，成熟叶正面和背面的粗糙度分别为 407.2 nm 和 713nm。说明龙柏叶片随着叶龄的增长，老叶皱缩，表面粗糙度增加。香樟叶片正面粗糙度无明显改变，背面粗糙度增加。

根据不同生长阶段香樟叶片的表面粗糙度可知，香樟幼叶背面粗糙度与正面粗糙度之比为 0.97，而成熟叶片为 1.75，说明随着叶片的生长，处于相同环境下的叶片正背面受到各种因素的制约，背面的粗糙度逐渐增大，并且相对于叶片正面有显著增大。

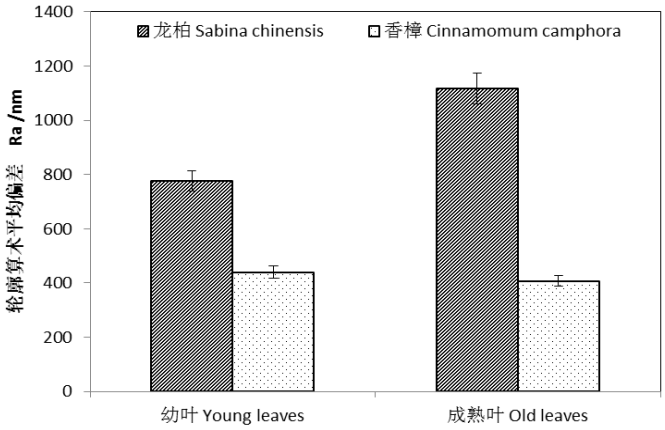


图 2-5 香樟和龙柏幼叶与成熟叶的 *Ra* 对比

Fig.2-5 *Ra* contrast images of *Cinnamomum camphora* and *Sabina chinensis* on young leaves and old leaves

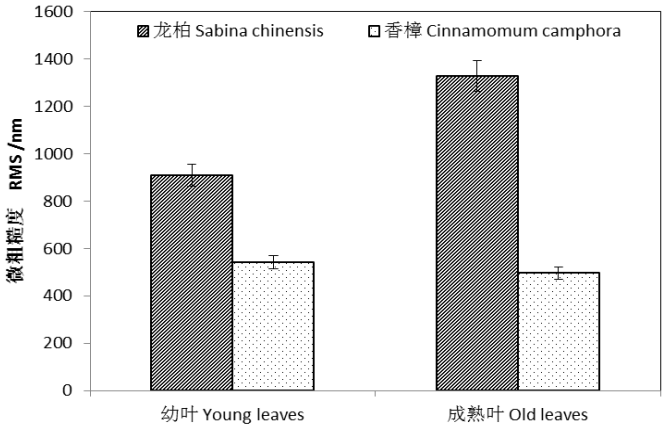


图 2-6 香樟和龙柏幼叶与成熟叶的 *RMS* 对比

Fig.2-6 *RMS* contrast images of *Cinnamomum camphora* and *Sabina chinensis* on young leaves and old leaves

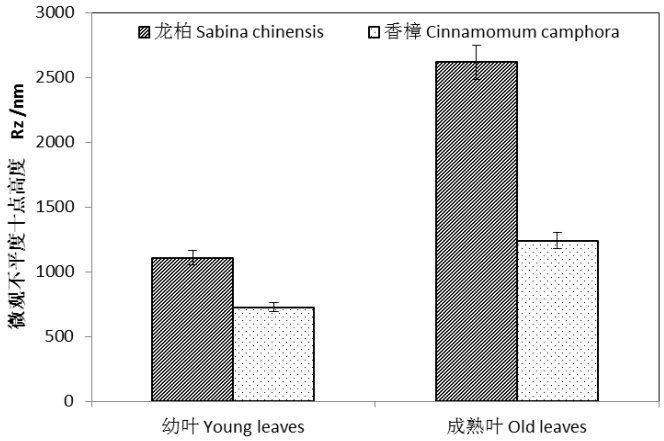


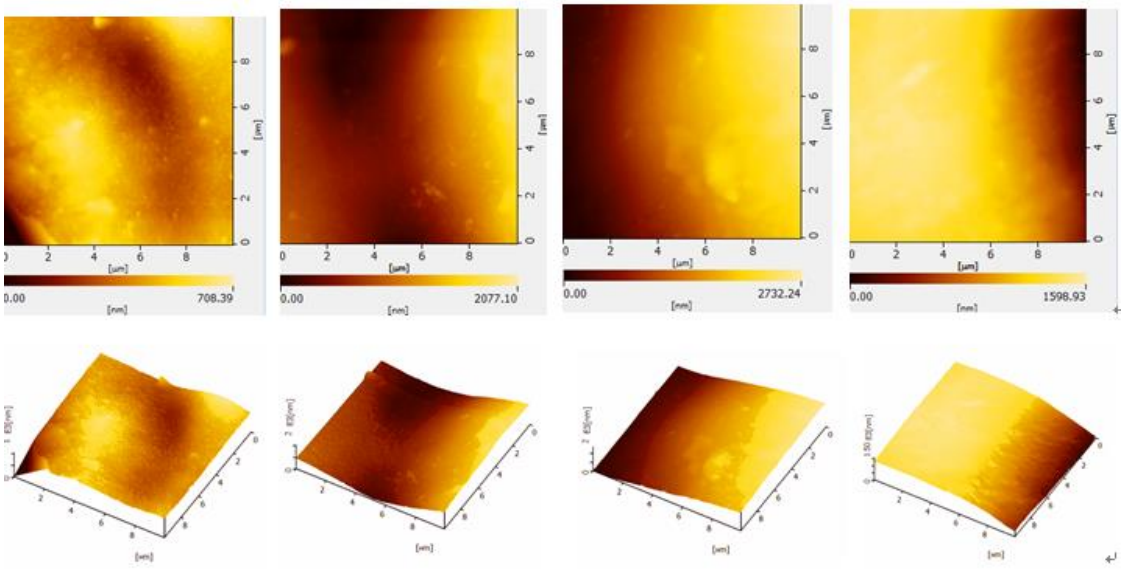
图 2-7 香樟和龙柏幼叶与成熟叶的 *Rz* 对比

Fig.2-7 *Rz* contrast images of *Cinnamomum camphora* and *Sabina chinensis* on young leaves and old leaves

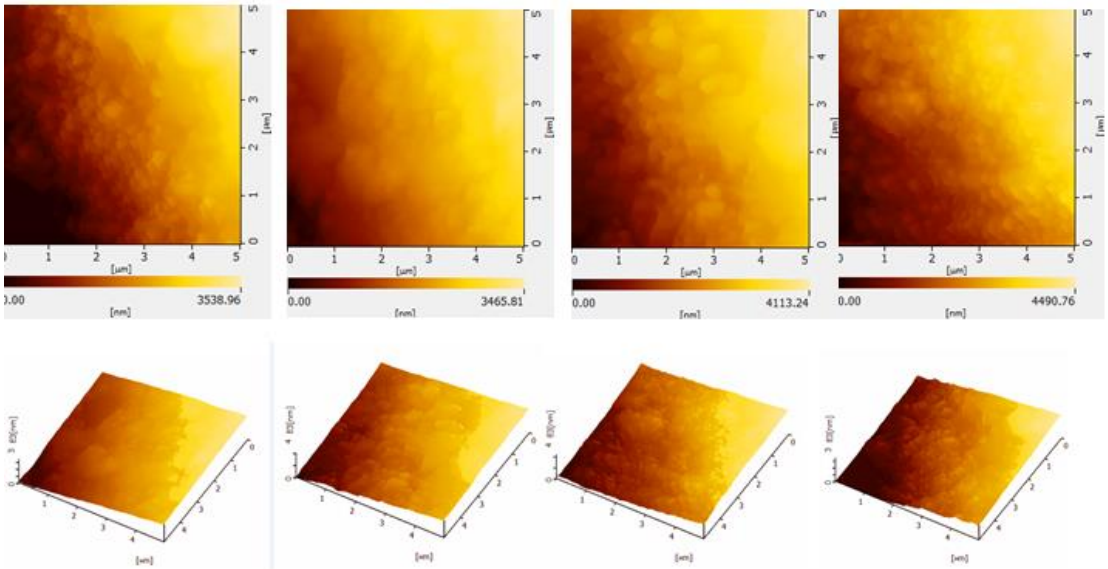
从图中进一步分析，香樟成熟叶片的正面粗糙度较小，高低峰谷的极差值为 2337.3 nm;

而背面有气孔、油腺体和突起，较为粗糙，高低峰谷的极差值为 3783.5 nm。对于香樟幼年叶片，表皮细胞表面光滑且较规则，高低峰谷极差值为 2817.7nm，背面由于气孔的存在和突起导致峰谷值高差较大，为 3462.5 nm。

下图为原子力显微镜下生长季 2 种落叶植物叶片表面扫描的图像和软件处理后得到图 2-8 所示扫描范围为 10μm×10μm 的二维和三维形态图。



(a) 悬铃木叶片的 AFM 观察图像



(b) 水杉叶片的 AFM 观察图像

图 2-8 悬铃木和水杉叶片的 AFM 观察图像

Fig.2-8 The two and three dimensional AFM images of *Platanus Linn.*and *Metasequoia glyptostroboides*

表 2-10 植物生长季 AFM 观测的参数

Table 2-10 AFM parameters of plants in growing season

植物	AFM 参数					
	轮廓算术平均偏差 *Ra* /nm	峰谷值 *P—V* /nm	微粗糙度 *RMS*/nm	微观不平度十点高度 *Rz* /nm	表面积 *S* /nm^2	面积比 *S ratio*
水杉	792.33	3902.25	933.40	2338.63	4.25E+07	1.71
悬铃木正面	377.83	1866.50	444.75	1317.93	1.04E+08	1.05
悬铃木背面	812.70	3796.33	953.83	3796.33	1.10E+08	1.10
香樟幼叶	338.27	1703.00	395.60	317.50	1.12E+08	1.14
香樟成熟叶	222.30	1626.00	287.00	571.70	1.11E+08	1.12
龙柏幼叶	291.67	1179.77	336.60	1179.77	5.08E+07	1.02
龙柏成熟叶	612.58	3218.50	740.93	2111.10	3.15E+07	1.23

从表 2-10 可以看出，生长季龙柏幼叶的粗糙度 *Ra* 为 291.67 nm，成熟叶的粗糙度为 612.58 nm。香樟幼叶的粗糙度 *Ra* 为 338.27 nm， 成熟叶的粗糙度分别为 222.3nm。说明龙柏叶片随着叶龄的增长，老叶皱缩，表面粗糙度增加。香樟叶片粗糙度反而随着生长而减小，并且变化量相对于龙柏较小。同样，分析峰谷值可以看出，香樟和龙柏从幼叶到成熟叶的发育过程里叶面粗糙程度有所不同：对于龙柏，成熟期龙柏的峰谷值明显增加，从 1179.77nm 增长到 3218.5nm，沟壑高度差增加，利于吸滞粉尘，但是香樟的峰谷值程度减小，并没有增加滞留粉尘的能力。

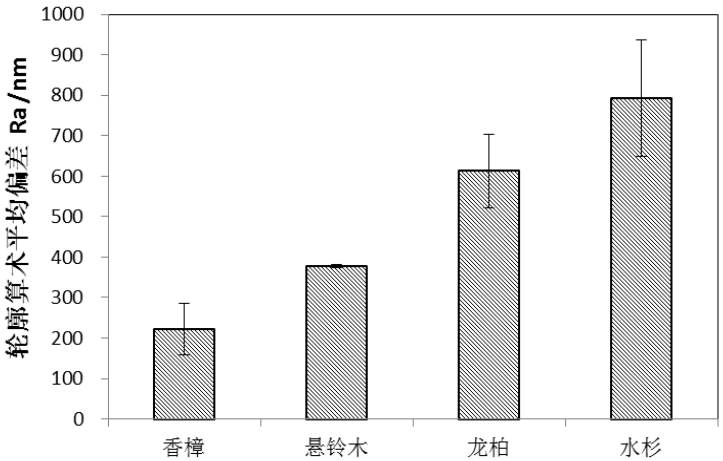


图 2-9 植物生长季叶片的 *Ra* 对比

Fig.2-9 *Ra* contrast images of plants in growing season

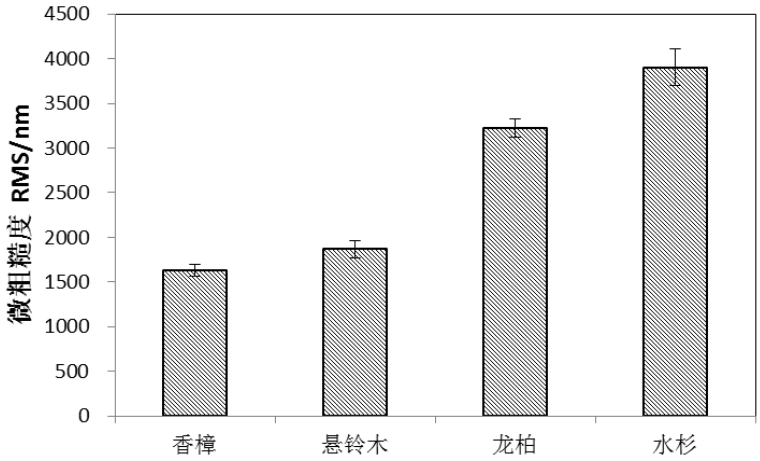


图 2-10 植物生长季叶片的 *RMS* 对比

Fig.2-10 *RMS* contrast images of plants in growing season

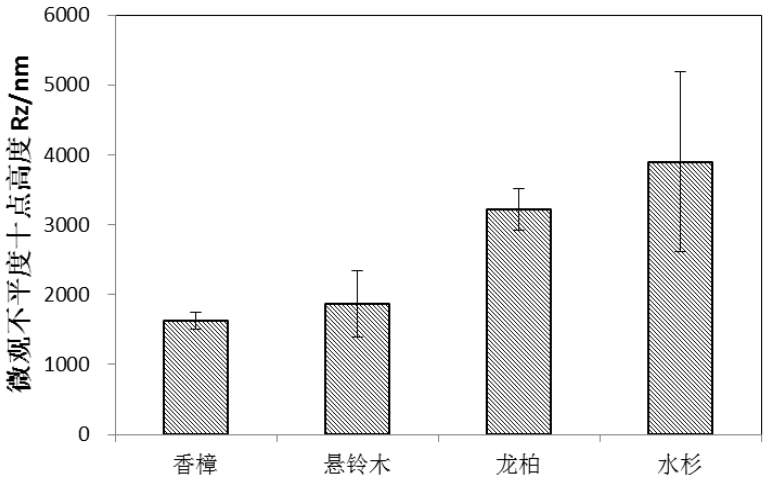


图 2-11 植物生长季叶片的 *Rz* 对比

Fig.2-11 *Rz* contrast images of plants in growing season

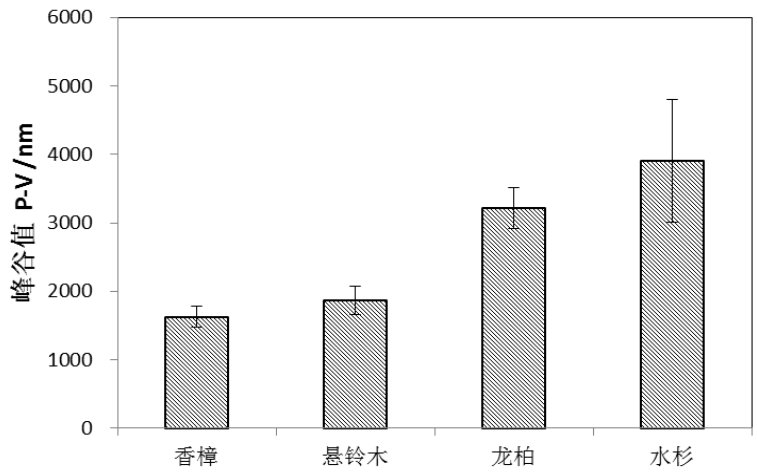


图 2-12 植物生长季叶片的 *P-V* 对比

Fig.2-12 *P-V* contrast images of growing season

根据测得的结果，4 种植物的粗糙度 Ra 由高到低的顺序为水杉（792.33 nm）、龙柏（612.58

nm）、悬铃木（377.83 nm）、香樟（222.30 nm）。同样，从上图可以看出，峰谷值、微粗糙度、微观不平度十点高度的高低顺序也是一样的。由此可以确定水杉的粗糙度为本研究中的4 种植物中最大的，而作为道路绿化最常见的香樟则是粗糙度最低的。由于粗糙度的参数中以轮廓算术平均偏差*Ra*最为重要，因此对四个品种的*Ra*进行了方差分析以及多重比较（SSR法），结果如下：

表 2-11 各树种叶片表面粗糙度方差分析（α=0.05）

Table 2-11 Variance analysis of *Ra*（α=0.05）

差异源	SS	df	MS	F	P-value	F crit
组间	660624.2	3	220208.1	25.1	1.8E-05	3.5
组内	105118.2	12	8759.9	---	---	---
总计	765742.4	15	---	---	---	---

表 2-12 不同叶片 *Ra* 的差异显著性

Table 2-12 significance of difference in *Ra*

组	平均	差异显著水平	0.05	0.01
水杉	2989.2	---	a	A
龙柏	2779.5	---	b	B
悬铃木	1889.7	---	c	C
香樟	935.8	---	d	D

注：相同字母表示相互之间无显著差异，不同字母表示相互之间具有显著差异

从图 2-9 以及表 2-11，表 2-12 中的结果可以看出四种植物的叶片表面粗糙度互相之间均存在极显著性差异。

从叶片的 AFM 扫描图像和三维图像中可以看出，粗糙度大的叶片（如龙柏）表面存在大量的峰谷区域和凹陷，这样的结构非常有利于叶片表面对大气颗粒物的截留。当空气中运动的颗粒物与叶片表面接触时，叶面上的峰谷区域使得大气颗粒物与叶片表面具有较大的接触面积，并且二者之间能够产生较强的物理作用力，如摩擦力等。这些作用力将大气颗粒物附着在叶片表面。说明叶片表面粗糙程度越大越有利于植物滞尘。

2.2.3 叶片表面自由能及其分量的差异

根据已知两种探测液(γ_l、γ_{ld}、γ_{lp} 值已知)在固体表面所形成的接触角，即可根据 young 方程计算得到固体表面自由能的色散分量(γ_{sd}) 和极性分量(γ_{sp}) ，进而求出固体的表面自由能: $\gamma_s = \gamma_{sd} + \gamma_{sp}$ 。

本文选用非极性的二碘甲烷和强极性的蒸馏水作为探测液，测定并计算香樟、龙柏、悬铃木以及水杉的叶片的表面自由能及其分量。

表 2-13 探测液的表面自由能及其分量

Table 2-13 Surface free energy and its components of probe liquid

探测液	自由能/*SE*（mJ/m^2）	色散分量/*Disp*（mJ/m^2）	极性分量/*Polar*（mJ/m^2）
蒸馏水	72.8	51.0	21.8
二碘甲烷	50.8	2.3	48.5

根据表 2-13 所示的水与二碘甲烷的自由能，色散分量，以及极性分量结合计算公式可以计算出不同叶片表面对应的表面自由能及其分量。

表 2-14 叶片的表面自由能及其分量

Table 2-14 Surface free energy and its components

	自由能/*SE*（mJ/m^2）	色散分量/*Disp*（mJ/m^2）	极性分量/*Polar*（mJ/m^2）
龙柏	24.3±1.8	21.2±4.0	3.1±0.4
香樟	35.4±2.4	29.7±3.3	5.7±1.13
悬铃木	26.8±7.8	24.0±7.0	2.8±1.3
水杉	12.3±2.6	12.2±2.5	0.1±0.02

从统计结果表 2-14 中可以看出常绿阔叶植物香樟的自由能为 35.4mJ/m^2，明显高于常绿针叶植物龙柏的自由能 23.4mJ/m^2，同时香樟的色散分量以及极性分量都较龙柏更高。另外将龙柏和香樟与其他两种落叶植物悬铃木和水杉叶片的自由能以及分量做对比得图 2-13：

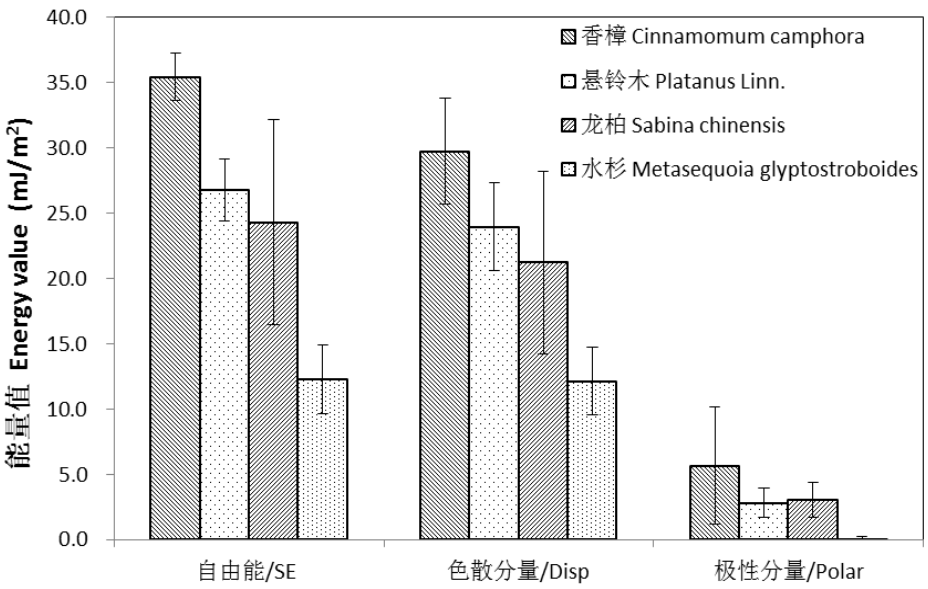


图 2-13 植物表面自由能及其分量对比图

Fig.2-13 Plant surface free energy and its components comparison

从图中可以明显的看出，4 种植物的自由能由高到低的顺序为香樟、悬铃木、龙柏、水杉。并且其色散分量以及极性分量的高低顺序也与此相同。由于自由能的分量中以色散力的分量最为重要，因此对四种植物的色散力分量进行了方差分析以及多重比较（SSR 法），结果如表 2-15 和 2-16 所示：

表 2-15 不同叶片 disp 的差异显著性

Table 2-15 significance of difference in disp

组	平均	差异显著水平	0.05	0.01
香樟	29.75	---	a	A
悬铃木	23.98	---	ab	A
龙柏	20.99	---	b	AB
水杉	12.15	---	c	B

注：相同字母表示相互之间无显著差异，不同字母表示相互之间具有显著差异

表 2-16 叶片自由能色散力分量的方差分析

Table 2-16 Variance difference analysis of surface free energy disp component

组	观测数	求和	平均	方差
悬铃木	5	119.88	23.98	17.02
香樟	6	178.52	29.75	19.62
龙柏	4	83.94	20.99	65.84
水杉	5	60.75	12.15	6.71

续表 2－13

差异源	SS	df	MS	F	P-value	F crit
组间	5915.201	3	1971.734	19.502	5.05E-06	3.127
组内	1921.002	19	101.105	---	---	---
总计	7836.203	22	---	---	---	---

从图 2-11 以及表 2-14，表 2-15 中的结果可以看出香樟的自由能以及分量为最高，水杉为最低，而叶片表面自由能的色散分量与植物的最高持水量之间密切相关。比较叶片表面自由能的色散分量可以看出香樟与悬铃木之间虽无显著性差异，但其他各树种互相之间存在显著性差异，其中香樟与水杉之间存在极显著性差异。结合各叶片接触角的数据可以看出色散分量与植物叶片的持水量之间呈现正相关的关系，亦即植物叶片的表面自由能的色散分量越大叶片在经过浸润后表面越湿润，接触角越小。

2.3 本章小结

本章研究主要是通过在落叶季和生长季分别选取 4 种常见的绿化植物，分别测定了其叶片表面的植物学特性、物理特性和热力学特性等指标。得到的结果如下：

（1）植物学特性包括叶片的湿润性和蜡质含量。其中湿润性香樟最高；龙柏较低，表现为不湿润；而水杉最低，甚至表现为轻度斥水。蜡质含量上悬铃木、水杉、龙柏蜡质含量相近，香樟最低，但 4 者并不表现出显著的差异。

（2）物理学特性的研究主要包括叶片表面粗糙度、谷峰值、微粗糙度以及微观不平度十点高度。在生长季植物叶片物理特性的分析结果中可以看出，4 种植物粗糙度由大到小的顺序依次为：水杉、龙柏、悬铃木和香樟。谷峰值，微粗糙度，微观不平度十点高度的大小顺序也与平均粗糙度相同，水杉最大，香樟最小。而在植物落叶季针对常绿树种香樟、龙柏的粗糙度分析中可以看出，龙柏不仅粗糙度远大于香樟，龙柏成熟叶与幼叶的粗糙度之比也远大于香樟。

（3）热力学特性的研究主要包括叶片表面自由能及其色散分量、极性分量。根据实验结果，香樟的自由能、色散分量、极性分量都是 4 者中最高的，而水杉则是 4 者中最低的。由此可以初步验证叶片自由能越高在叶片持水性上表现出较明显的优势，从而湿润性也越高。

第三章 道路绿化带周边大气颗粒物的排放特征及源解析

3.1 材料与方法

3.1.1 采样的时间、地点、方法

大气颗粒物的采样选择在上海松江植物采样的样地及 1 个对比区（吴泾公园），采样的时间与前一章采集植物叶片的时间相同，均为晴朗天气。

气体采样的容器为大型抽滤瓶，容积为 15L。抽滤瓶上下各有一个开口，上下开口均用细乳胶管连接三通阀，采样前在实验室用氮气清洗 3 次，并抽成负压。带至样地，将抽滤瓶上下开口连接的三通阀打开，下开口的三通阀连接上 5L 的脚踏充气泵，以抽气模式将大气样品采集至抽滤瓶中。遮光保护，带回实验室尽快进行单颗粒气溶胶质谱分析。抽滤瓶的配有 2 套配套橡皮塞，其中一套用打孔器钻孔，连接空气过滤头用于 SPAMS 检测时保持瓶内压强。

3.1.2 大气颗粒物的排放特征指标分析方法

大气中 $PM_{2.5}$、PM_{10}、总悬浮颗粒物等浓度，通过手持式大气颗粒物检测仪（美国 Metone521 式）进行现场监测。在 20 分钟内每间隔 4 分钟测量一次，共记录 5 组数据，取平均值作为 $PM_{2.5}$ 浓度值。使用此数据计算 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10}、以及 $PM_{2.5}$ 与 TSP 的比值。

在现场通过大气温湿度计测定温度、湿度并做记录。

在华东区域化学天气数值预报网（http://222.66.83.20:801/）上查到采样当日风向、风速的平均值，作为当日风向、风速的数值记录。

本研究使用单颗粒气溶胶质谱仪（SPAMS，广州禾信分析仪器有限公司），对从样地采集来的大气样品进行大气颗粒物检测。大气气溶胶通过长度约 2m，内径为 8mm 的铜管直接输送到 SPAMS，抽气速率约为 75mL/min。

单颗粒气溶胶质谱仪利用空气动力学透镜作为颗粒物接口；利用双光束测径原理进行单颗粒气溶胶计数；再通过激光电离，利用双极有网飞行时间质谱测定气溶胶颗粒的分子量，从而确定其化学成分（见图 3-1 所示）。在确定了颗粒物的成分之后利用 Art-2a 方法进行颗粒物分类；并且通过对于打击到的颗粒物的粒径信息的统计和化学组成的分析实现了单颗粒气溶胶化学成分和粒径的同步检测。再根据仪器前期数据的积累，对于颗粒物进行源解析。

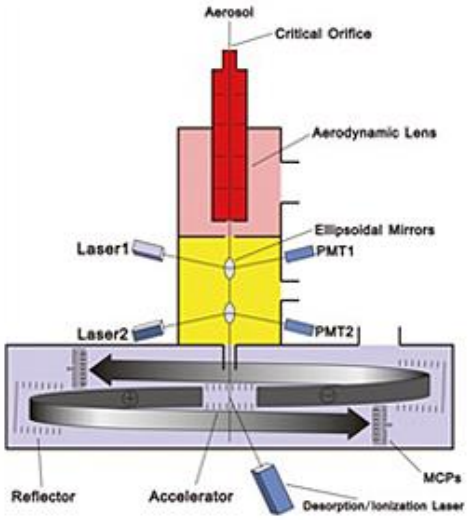


图 3-1 单颗粒气溶胶质谱仪结构原理示意图[39]

Fig.3-1 Schematic diagrams of SPAMS

仪器采样口直接连接采样管道，采样管道可以伸到外界大气环境中，使空气以 75 mL/min 的流速进入 SPAMS，或者将大气样品带回实验室，连接采样管道后分析。SPAMS 每秒最多可检测 10 个颗粒物，并同时获得其正、负离子谱图信息和粒径信息；每五分钟获得一个有效的统计数据，同时包含该时间点检测到的总颗粒物数目、分类、粒径分布情况等。

3.1.3 数据统计和分析

数据分析运用软件 SPAMS DataAnalysis，海量数据处理软件 SPAMS DataAnalysis 是基于 Matlab 平台、用于 SPAMS 05 系列仪器数据处理及分析的唯一软件。其以简捷的数据结构，融入各种成熟的数据模型，嵌入 ART-2a 自适应共振神经网络分类法进行海量数据处理，并且能够根据科研需求，兼容其他多种数据分类方法，与 SPAMS 05 系列仪器采集所得数据无缝接合。

3.2 结果与讨论

3.2.1 大气颗粒物化学组成特性的差异

根据 SPMAS 对闵行吴泾公园和松江嘉松南路文翔路两地的大气样品的检测结果得到结果如下表：

表 3-1 样地大气颗粒物化学组成成分

Table 3-1 Chemical composition of atmospheric particles of two plots

化学组成	有机碳元素碳混合体 *OCEC*	元素碳 *EC*	有机碳 *OC*	重金属 *HM*	钾 K	矿物质 *Mineral*	二次无机物 *SEC*	钠钾化合物 NA_K	多环芳烃 PAHs
吴泾公园	3%	13%	32%	4%	24%	22%	2%	---	---
嘉松南路	0.2%	57%	10%	8%	8%	6%	1%	10%	1%

（1）大气颗粒物中重金属成分的差异

大气颗粒物比表面积大、成分复杂，其中吸附有大量的重金属。本文采用单颗气溶胶飞行时间质谱仪将单颗气溶胶通过激光打碎，分析其化学组成，对大气颗粒物中重金属的化学形态分布特征进行分析，根据已有的针对 $PM_{2.5}$ 中重金属的生物有效性的评价，能够有助于了解道路交通污染源为主的大气污染物 $PM_{2.5}$ 中重金属对生态环境和有机体的潜在危害。

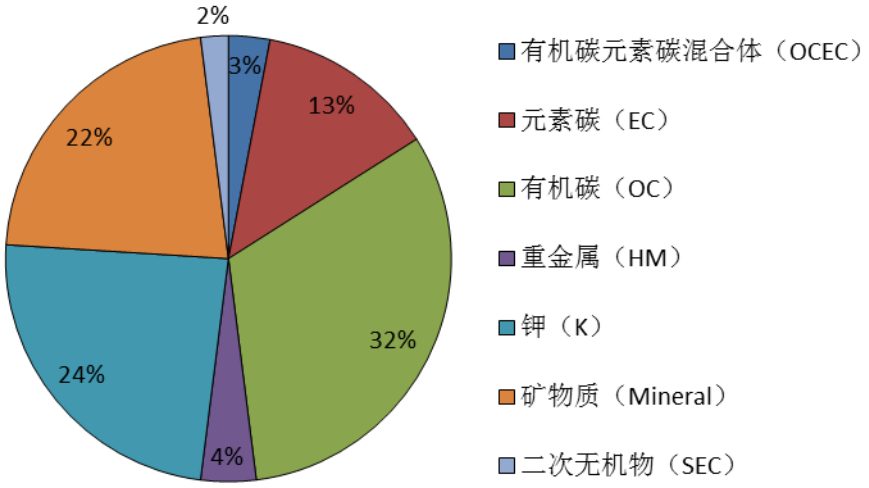


图 3-2 吴泾公园大气颗粒物化学成分比例

Fig.3-2 Percentage of the chemical composition of atmospheric particles in Wu Jing Park

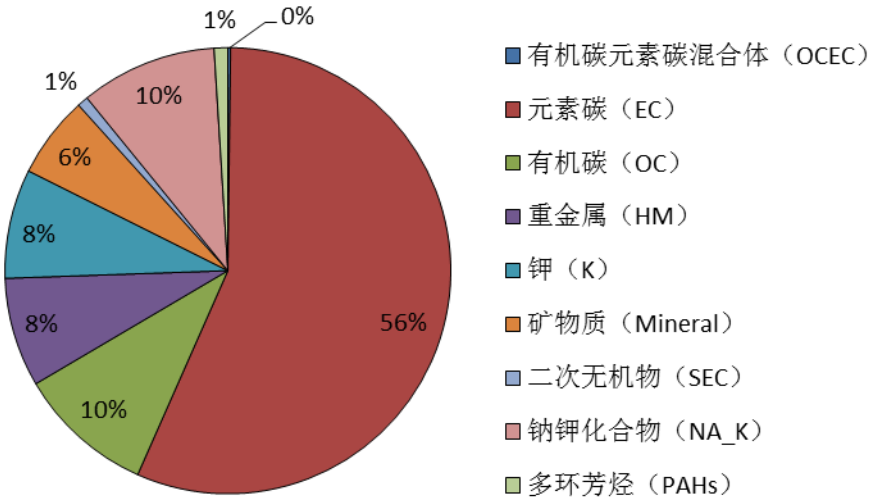


图 3-3 松江嘉松南路大气颗粒物化学成分比例

Fig.3-3 Percentage of the chemical composition of atmospheric particles in South Jiasong Road.

上图中吴泾公园大气颗粒物中重金属（*HM*）占 4%，矿物质（*Mineral*）占 22%；而松江嘉松南路文翔路大气颗粒物中重金属（*HM*）占 8%，矿物质（*Mineral*）占 8%。松江嘉松南路文翔路大气颗粒物中重金属含量高于吴泾公园大气颗粒物中重金属含量；由于吴泾公园

东临黄浦江，江水带来的矿物质直接提高了吴泾公园大气颗粒物中矿物质的含量，使其远高于江嘉松南路文翔路大气颗粒物中矿物质含量。

（2) 颗粒物 *EC/OC* 的差异

大气细颗粒物中最主要的元素之一就是碳（C），大气颗粒物中的碳通常以有机碳（*OC*)和元素碳（*EC*）的形式存在。其中有机碳常作为大气中化学反应的氧化剂，对光也有一定的散射作用。元素碳则由于其表面较好的吸附活性， 对可见光和红外光表现出强烈的吸收作用。根据近几年的研究发现元素碳还是导致地球变暖的主要物质之一。大气颗粒物中的 *OC* 除了来自于污染源直接排放的一次有机气溶胶外，还可以来自于挥发性有机物经过大气中的光化学反应而产生的二次有机气溶胶，而 *EC* 是由化石燃料或生物质的不完全燃烧产生的，只存在于一次气溶胶中。

利用现有的关于 *OC* 和 *EC* 的源解析研究可以在一定程度上区分出含碳气溶胶粒子的来源。由图 3-2，3-3 可知吴泾公园大气样品的 *OC /EC* 比值（2.46）远高于松江嘉松南路大气样品的 *OC /EC* 比值（0.17），这主要是因为松江嘉松南路更多地受到机动车尾气等交通污染源的影响，而吴泾公园除机动车尾气外受燃煤(工业及发电)的影响更大，燃煤和工业污染源的 *OC /EC* 比值通常都高于机动车尾气[27,28]。

由于 *EC* 为一次排放的污染物，而 *OC* 在适宜的温度和光照条件下，在空气中就极易发生各种光化学反应，形成次生有机碳（*SOC*），使 *OC/ EC* 升高。CHOW 等[12] 认为，当 *OC/ EC* 超过 2 时，存在二次反应生成的 *SOC*。由上图可知，吴泾公园（工业区) 的 *SOC* 贡献率比松江嘉松南路的交通污染贡献大，表明吴泾公园附近的二次污染更加严重，而以交通污染为主的嘉松南路二次污染相对较少。

3.2.2 大气颗粒物粒径分布的差异

图 3-4、3-5 为吴泾公园和松江嘉松南路文翔路两地采集的大气样品分析得到的大气颗粒物粒径分布图。

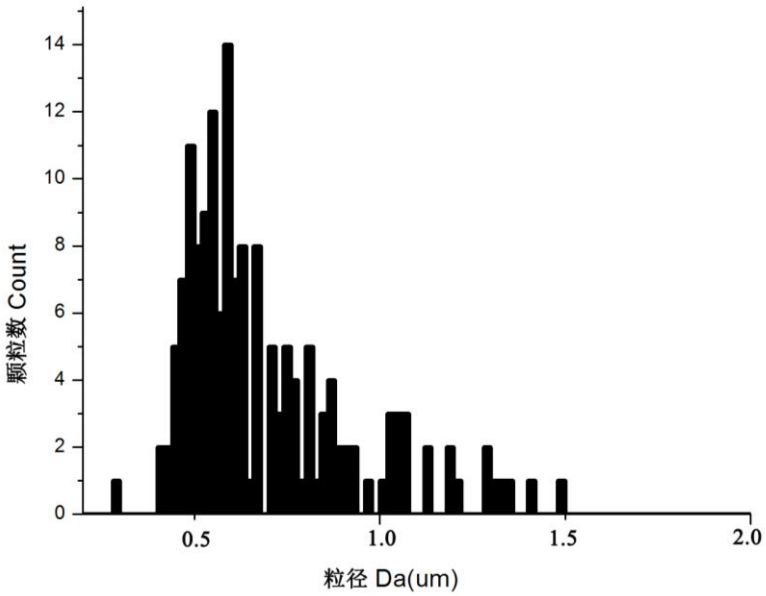


图 3-4 吴泾公园大气颗粒物粒径分布

Fig.3-4 Distribution image of the atmospheric particle size in Wu Jing Park

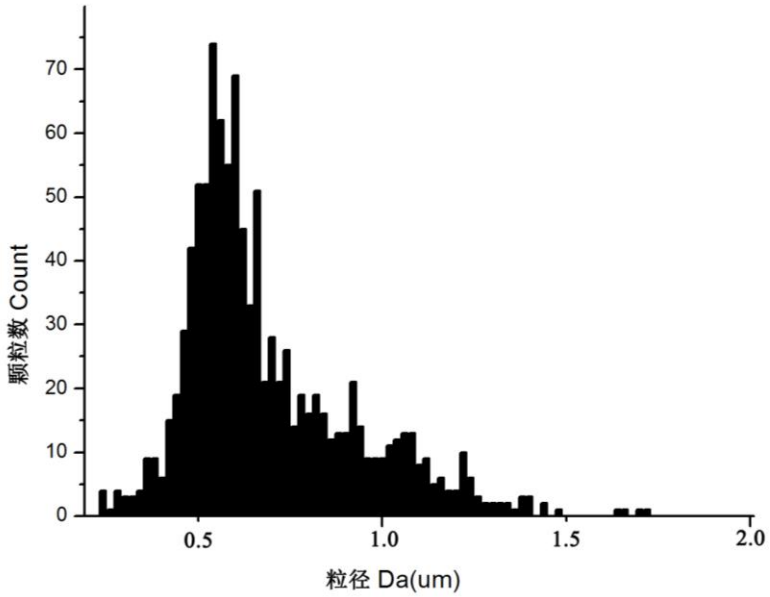


图 3-5 松江嘉松南路大气颗粒物粒径分布

Fig.3-5 Distribution image of the atmospheric particle size in South Jiasong Road

粒径分布图表明，基本上各粒径范围都有颗粒物存在，但是主要集中在粒径 0.4-1.0μm，在粒径 0.5-0.6μm 附近颗粒物的数量比较，松江地区相对较多。根据所测颗粒物的粒径数据统计显示，松江嘉松南路采集的大气样品大气颗粒物粒径几乎全部小于 1.5μm。这也表明几乎 100%的颗粒均为极细颗粒 $PM_{2.5}$。

根据上图可知，两个样地的粒径分布总体趋势和分布范围一致，但吴泾公园的大气样品粒径分布的峰值出现在 0.6-0.7μm，而松江嘉松南路的大气样品粒径分布的峰值则出现在 0.5-0.6μm。且从图中可以看出，松江嘉松南路大气颗粒物的粒径分布比较连续，吴泾公园的大气颗粒物粒径分布则出现了在 0.2-0.4μm、1.3-1.4μm 区域的空白。说明颗粒物的成分有所不同，导致粒径分布也出现了不同。

在大城市地区排放源种类多，排放量大的现状下，细颗粒物尤其是极细颗粒物，在影响人体健康、降低区域性能见度,以及城市灰霾的形成等方面都有极大的作用。而本次所测得颗粒物的超细颗粒物比例甚至接近 100%。

3.2.3 大气颗粒物的源解析

使用飞行时间质谱仪分析颗粒物性质的表征，并根据颗粒物化学成分进行 art2-6 分类方法进行分类，解析得到的可能的大气颗粒物来源如下图所示。

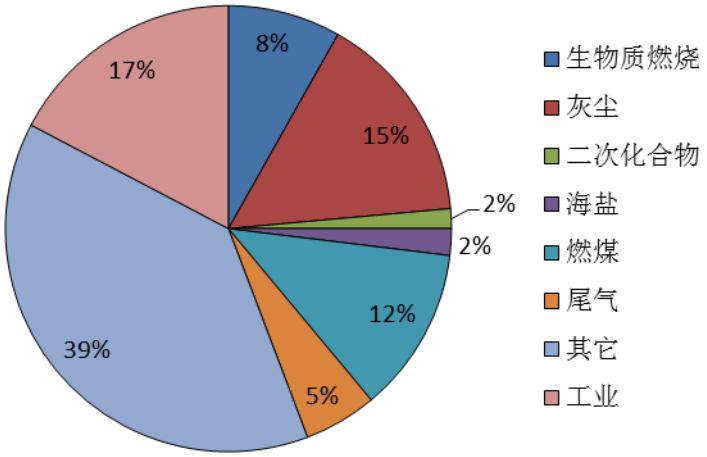


图 3-6 吴泾公园大气颗粒物来源解析
Fig.3-6 Percentage of the source of the atmospheric particle in Wu Jing Park

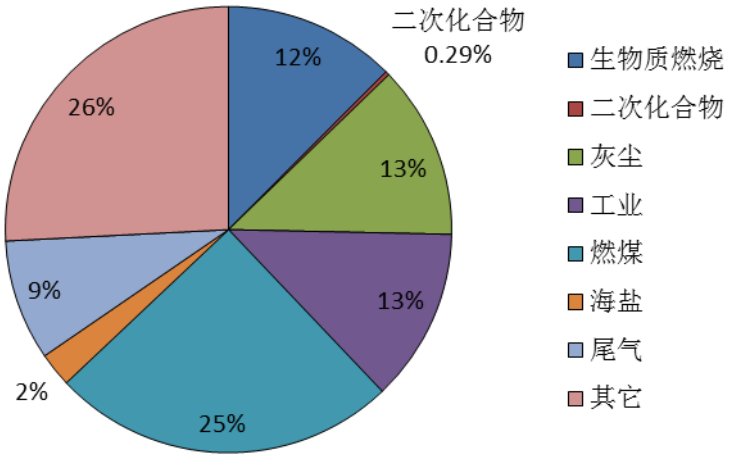


图 3-7 松江嘉松南路大气颗粒物来源解析
Fig.3-7 Percentage of the source of the atmospheric particle in South Jiasong Road

由上图可见，在吴泾公园的大气样品成分检测结果中燃煤和工业废气所占比例最大，分别为 12%和 17%，二者之和已经接近 30%。而这两种成分所包含的大气 SO_2 极易与-OH 自由基均相成核，然后通过主要成分为 H_2SO_4 的超细颗粒物的均相自身凝结和异相凝结而生成，这也成为了两地大气颗粒物粒径分布中显示含量较多的超细颗粒物的主要来源之一。而根据对所得颗粒物来源的分析（图 3-7），松江嘉松南路大气颗粒物来源中汽车尾气占了 9%，是明确来源中较多的成分，明显多于吴泾公园大气样品检测出的尾气成分，可以明确区分出两者污染源的不同。

同国内其他的大气颗粒物研究结果类似，本次所测得大气污染物排放源较为复杂，但是仍然能区分出主要污染源的不同。

3.3 本章小结

根据吴泾公园和松江嘉松南路文翔路两地大气颗粒物浓度及化学组成的分析，得到结果如下：

（1）在 *OC* 和 *EC* 的质量浓度对比分析上，发现吴泾公园（工业污染源附近）的 *OC/EC* 的值远高于松江嘉松南路文翔路（交通污染源）的 *OC/EC* 值，并且超过了 2，被认为是极易发生大气中的化学反应产生 *SOC*。说明以交通污染源为主的松江嘉松南路文翔路大气样品中存在少量的二次污染，但以工业污染源为主的吴泾公园的二次污染更为严重。

通过对两地重金属成分的分析，发现松江嘉松南路文翔路大气颗粒物中重金属含量高于吴泾公园大气颗粒物中重金属含量。

（2）两地大气颗粒物的粒径分布特征方面，两者存在共同特征：颗粒物主要集中在细颗粒物中，且在 0.45-0.95μm 粒径段富集最为强烈，峰值主要出现在 0.6μm 附近，但略有不同。不同的特征是松江嘉松南路文翔路大气颗粒物粒径分布更为连续，吴泾公园大气颗粒物粒径分布则在 0.2-0.4μm，1.3-1.4μm 区域出现了空白。细颗粒物尤其是极细和超细颗粒物在影响人体健康、区域性能见度降低，以及城市灰霾的形成等都可能有极大贡献。而本次所测得颗粒物的超细颗粒物比例甚至接近 100%。

（3）两地大气颗粒物污染源解析结果同国内其他的大气颗粒物研究结果类似，本次所测得大气污染物排放源较为复杂，但仍然可以看出不同条件下的大气颗粒污染源有所不同。在吴泾公园的大气样品成分检测结果中燃煤和工业废气所占比例最大，而松江嘉松南路大气颗粒物来源中汽车尾气占了 9%，是明确来源中较多的成分，明显多于吴泾公园大气样品检测出的尾气成分，可以明确区分出两者污染源的不同。

第四章　大气 $PM_{2.5}$ 在叶面上沉降速率的影响因素及混合效应模型的建立

4.1 大气 $PM_{2.5}$ 在不同树种叶片表面上的沉降速率

4.1.1 $PM_{2.5}$ 沉降速率的测定方法

沉降速率（deposition velocity, V_d）是用来表示不同表面对颗粒物的捕获能力，被定义为颗粒物沉降在叶片表面的通量($\mu g \cdot cm^{-2}\ s^{-1}$)与颗粒物在大气中平均浓度($\mu g \cdot cm^{-3}$)的比值，单位为 $cm\ s^{-1}$。测定方法通常为在一段时间内某株植物单位叶面积滞尘量的差值，除以这段时间内大气中颗粒物浓度的平均值。

本文通过在植物的落叶季（12 月）与生长季（5 月）的非降雨期内，在各样地内选取生长良好的树种各 5 株，在每株选定的植物的树冠上部 1/3 处的向阳部位选择 1 个有 5-10 片健康成熟叶片的细枝并做标记，用蒸馏水清洗细枝上每个叶片上的灰尘 3 遍，每个样地每个树种的清洗叶片数约为 30 片。在连续未降雨（降雨量小于 0.1mm）的 14 天之后，将做好标记的细枝剪下，收集之前洗净的叶片，按树种放入自封袋中，排尽空气，尽快送回实验室在 4℃条件下保鲜。按照同样的选叶方法，每个树种另外再采集 20-30 片左右的鲜叶，带回实验室用蒸馏水清洗 3 遍，自然风干后后作为实验空白待测。

对采集回来的叶片使用中国林科院森林生态环境与保护研究所和北京市农林科学院林业果树研究所共同研发的空气颗粒物气溶胶再发生器，将叶片样品上吸附的大气颗粒物重新释放出来，形成稳定、均匀的气溶胶，继而测定气溶胶中 $PM_{2.5}$、PM_{10}、TSP 的浓度值，再基于气溶胶体积和叶面积，测算出单位叶面积上吸附的 $PM_{2.5}$ 的质量。结合实验时间段内的大气颗粒物平均浓度，计算得出不同植物叶片的沉降速率。

设经 14 天吸尘作用的叶片总叶面积为 $S_1(m^2)$，其经吹脱释放后容器内 $PM_{2.5}$ 的浓度为 $M_1(\mu g/m^3)$；而作为空白采回洗净的叶片总叶面积为 $S_2(m^2)$，其经吹脱释放后容器内 $PM_{2.5}$ 的浓度为 $M_2(\mu g/m^3)$；容器容积为 $V(m^3)$，14 天内当地大气中 $PM_{2.5}$ 本底浓度为 $\boldsymbol{C}$（$\mu g/m^3$），则该树种叶片对 $PM_{2.5}$ 的表观干沉降速率 V_d'的计算公式可表示为：

$$V_d'(m/hr) = \frac{M_1 \cdot V - M_2 \cdot V \cdot \frac{S_1}{S_2}}{S_1 \cdot C \cdot 14 \cdot 24} \qquad \text{式（4-1）}$$

4.1.2 $PM_{2.5}$ 在 4 种树种叶片表面的沉降速率

图 4-1 和 4-2 表示了龙柏和香樟在落叶季和生长季的幼叶和成熟叶上，大气 $PM_{2.5}$ 的沉降通量 F。

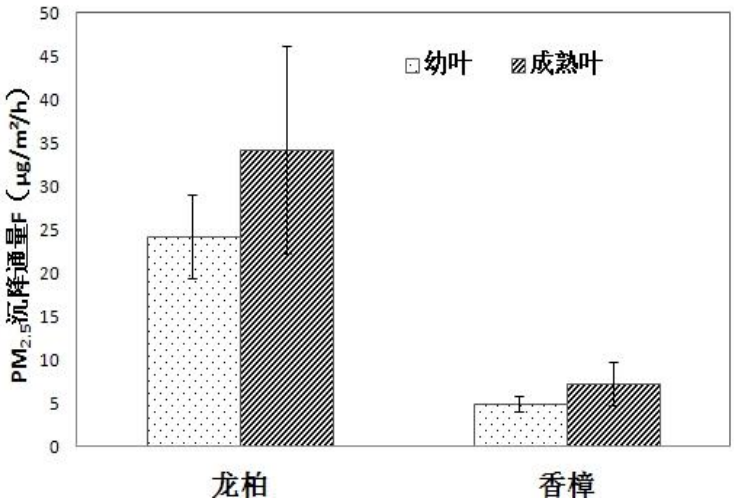


图 4-1 落叶季香樟和龙柏叶片 $PM_{2.5}$ 沉降通量

Fig.4-1 The $PM_{2.5}$ deposition flux of *Cinnamomum camphora* and *Sabina chinensis* in deciduous season

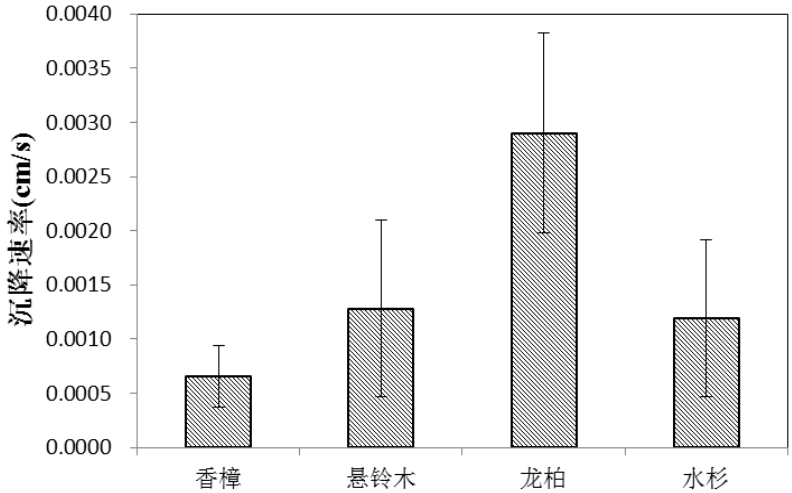


图 4-2 生长季植物叶片 $PM_{2.5}$ 沉降速率

Fig.4-2 The $PM_{2.5}$ deposition velocity of plants in growing season

根据图 4-2 可知，4 种植物叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降速率由大到小的顺序为：龙柏、悬铃木、水杉和香樟。其中龙柏的叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降速率明显高于其他三个树种。对四个品种的沉降速率进行了方差分析以及多重比较（SSR 法），结果如下：

表 4-1 不同树种叶片 $PM_{2.5}$ 沉降速率的方差分析

Table 4-1 Variance difference analysis of surface free energy disp component

差异源	SS	df	MS	F	P-value	F crit
组间	1.13E-05	3	3.76E-06	5.31	0.01	3.49
组内	8.51E-06	12	7.09E-07	---	---	---
总计	1.98E-05	15	---	---	---	---

表 4-2 不同树种叶片 $PM_{2.5}$ 沉降速率的差异显著性

Table 4-2 significance of difference in V_d

组	平均	差异显著水平	0.05	0.01
龙柏	0.0029	---	a	A
悬铃木	0.0013	---	b	AB
水杉	0.0012	---	b	B
香樟	0.0007	---	b	B

注：相同字母表示相互之间无显著差异，不同字母表示相互之间具有显著差异

从表 4-1，表 4-2 中的结果可以看出龙柏其他各品种互相之间存在显著性差异，其中龙柏与香樟，水杉之间存在极显著性差异。

4.2 大气 $PM_{2.5}$ 中叶面沉降速率的影响因素

4.2.1 植物叶片特性对 PM2.5 沉降速率的影响

我们将第二章测定的植物叶片表面的植物学特性指标、物理特性指标、热力学特性指标以及颗粒物排放特性指标的结果，与 $PM_{2.5}$ 在叶片上的沉降速率做拟合图，分析叶片表面的植物学特性、物理特性和热力学特性对 $PM_{2.5}$ 沉降速率的影响，结果如图所示：

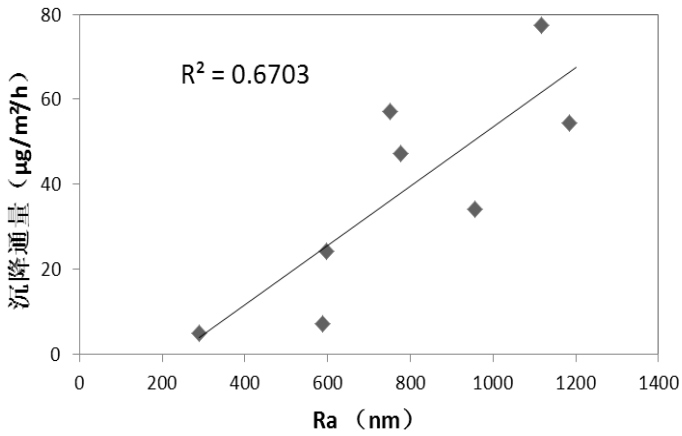
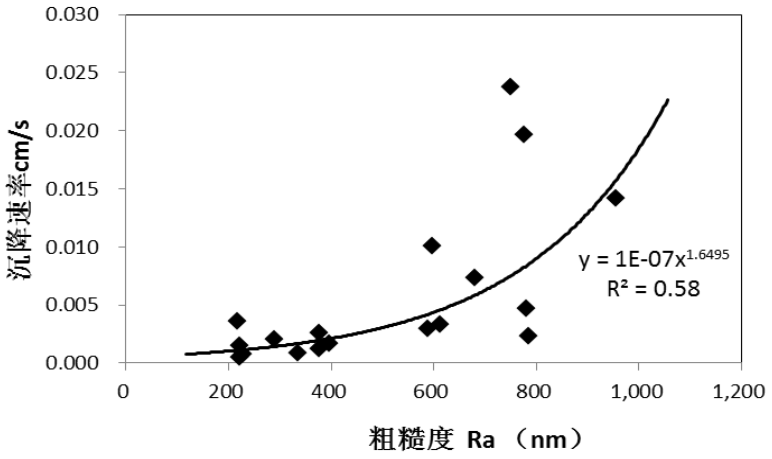


图 4-3 落叶季香樟和龙柏叶片 $PM_{2.5}$ 沉降通量与粗糙度 *Ra* 的关系

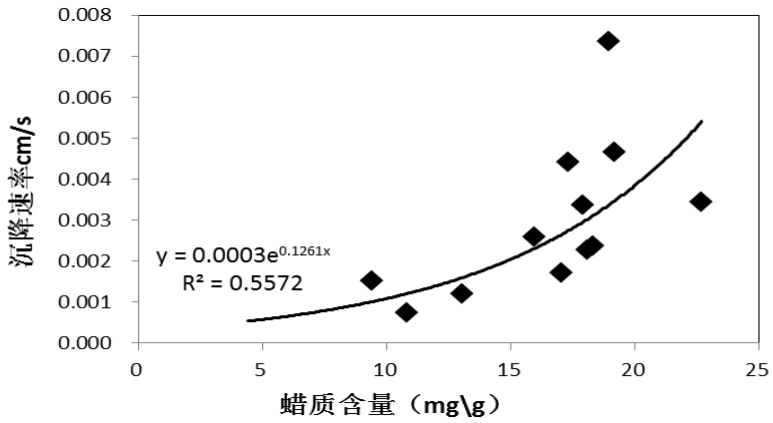
Fig.4-3 The relationship among *Ra* and the $PM_{2.5}$ deposition flux of Cinnamomum camphora and Sabina chinensis in deciduous season

对落叶季的实验结果而言，叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降通量与粗糙度 *Ra* 呈显著正相关。随着叶片表面粗糙度 *Ra* 的增大，叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降通量迅速增大。根据已有的研究结果发现，粒径小于 0.1μm 的颗粒主要靠布朗运动，互相碰撞而凝聚成较大的颗粒，通过大气气流扩散到叶片表面或因为碰撞而滞留在叶片表面。重力沉降和惯性碰撞则是直径 1.0μm 以上颗粒物沉积的主要因素[26]。Burkhardt 等人关于土壤干旱对于挪威冷杉颗粒物捕集效率的风洞实验表明，直径约为 0.5μm 的细颗粒物多积聚在针叶树种的气孔附近。从叶片的 AFM 扫描图像中可以看出，粗糙度大的叶片（如龙柏）表面存在更多的的峰谷区域和凹陷，这样的结构

有利于大气颗粒物的滞留。一些粒径较小的颗粒物易于陷入叶片表面的凹陷中，而且一旦滞留在凹陷区域便很难再被风吹起和降水冲洗掉，从而提升了植物叶片的滞尘能力。



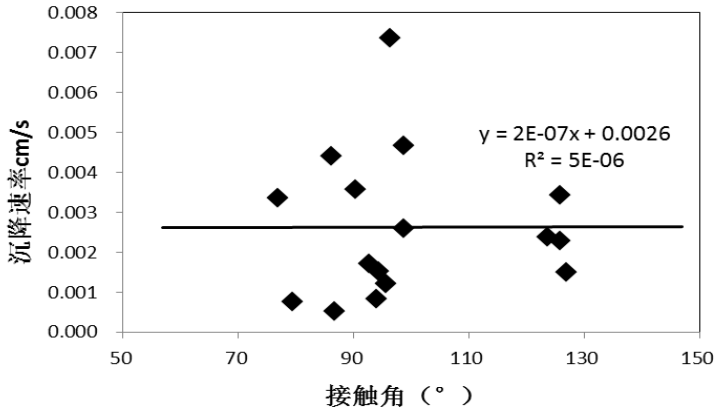
a 生长季植物叶片 $PM_{2.5}$ 沉降速率与粗糙度 *Ra* 的关系



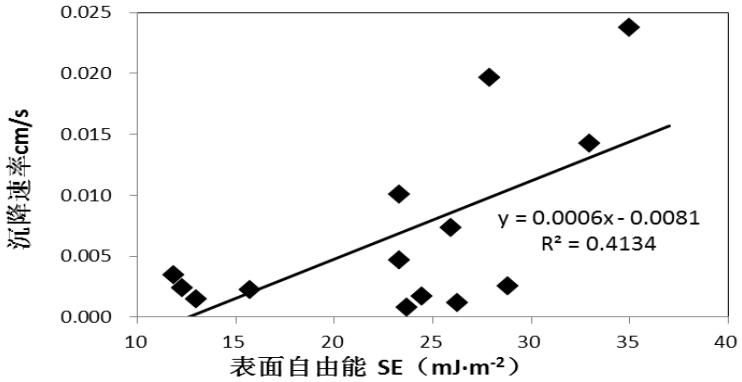
b 生长季植物叶片 $PM_{2.5}$ 沉降速率与蜡质含量的关系

图 4-4 生长季植物叶片 $PM_{2.5}$ 沉降速率与粗糙度 *Ra*、蜡质含量的关系

Fig.4-4 The relationship among the $PM_{2.5}$ deposition velocity of plants and *Ra*, wax content in growing season



a 生长季植物叶片 $PM_{2.5}$ 沉降通量与接触角的关系



b 生长季植物叶片 $PM_{2.5}$ 沉降通量与表面自由能 *SE* 的关系

图 4-5 生长季植物叶片 $PM_{2.5}$ 沉降通量与接触角、自由能 *SE* 的关系

Fig.4-5 The relationship among the $PM_{2.5}$ deposition velocity of plants and Contact angle, *SE* in growing season

对生长季的实验结果而言，叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降速率与粗糙度 *Ra* 仍然呈显著正相关（图 4-4a），叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降速率与表面蜡质含量也在一定程度上呈正相关（图 4-4b）。叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降速率与接触角没有明显的线性或是指数关系（图 4-5a 中 R^2 远小于 0.5），但叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降通量与表面自由能 SE 呈一定程度的正向关系（图 4-5b）。随着叶片表面粗糙度 Ra、蜡质含量以及自由能的增大，叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降速率增大。

当环境中的大气颗粒物运动到足够靠近叶片表面时，在色散力的作用下，颗粒物更容易被吸附在叶片表面上。表面自由能的色散分量越大，对固体颗粒物的吸附作用越强，反之则越弱。而表明自由能最主要的分量就是色散分量，因此植物叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降速率与表面自由能的色散分量呈正相关，与表面自由能也呈正向的关系。

结合上述拟合结果分析，可知由于龙柏的粗糙度大，蜡质含量也相对较高，具有有利于截留大气颗粒物的叶片表面性质。而且龙柏为常绿针叶树种，小叶数量多，与大气中颗粒物接触的面积也较大，使得龙柏叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降速率较高。悬铃木和水杉在蜡质含量上相差不多，虽然水杉叶片表面的粗糙度略高于悬铃木，但悬铃木在生长季叶片（尤其是新叶）表面有许多表皮毛，使得实际叶片表面粗糙度大于采集样品的测试结果，从而导致两者沉降速率上差异并不明显。而香樟作为城市绿化最常见的树种，在本文测试的几项有利于植物滞尘的叶片特性上都不占优势，相应的叶片表面 $PM_{2.5}$ 沉降速率也就较低。

4.2.2 颗粒物特性对 $PM_{2.5}$ 沉降速率的影响

针对本文研究的不同污染条件下的大气颗粒物对于植物的 $PM_{2.5}$ 防控功能的影响，对不同 $PM_{2.5}$ 浓度下叶片表面的沉降通量做了线性拟合图：

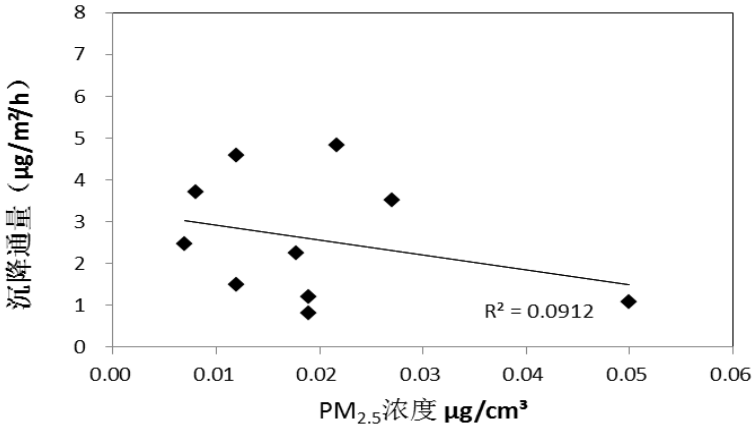


图 4-6 生长季植物叶片 $PM_{2.5}$ 沉降通量与 $PM_{2.5}$ 浓度的关系

Fig.4-6 The relationship between the $PM_{2.5}$ deposition flux of plants and the concentration of $PM_{2.5}$ in growing season

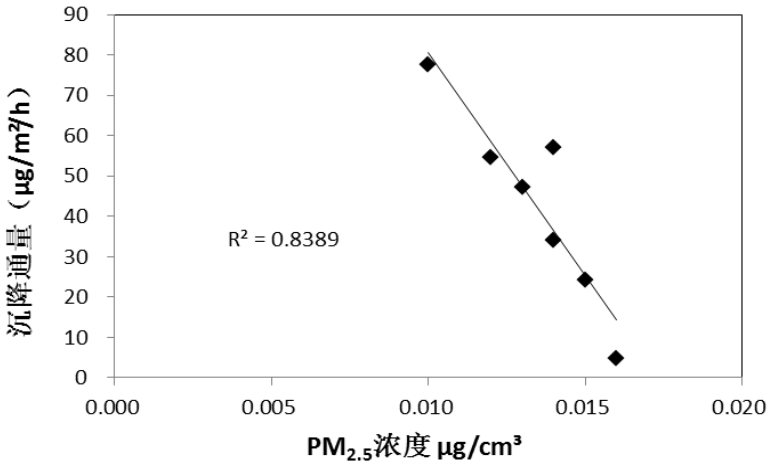


图 4-7 落叶季植物叶片 $PM_{2.5}$ 沉降通量与 $PM_{2.5}$ 浓度的关系

Fig.4-7 The relationship between the $PM_{2.5}$ deposition flux of plants and the concentration of $PM_{2.5}$ in deciduous season

根据图 4-6、4-7 可以发现植物生长季（主要是春季）$PM_{2.5}$ 沉降通量与 $PM_{2.5}$ 浓度没有明显的线性关系，而在植物落叶季（主要是冬季）$PM_{2.5}$ 沉降通量与 $PM_{2.5}$ 浓度有明显的负向的线性关系。在 0.01-0.016μg/m^3 浓度范围内，$PM_{2.5}$ 浓度越大沉降通量反而越小。于是将两个季度的数据共同拟合，发现 $PM_{2.5}$ 沉降速率在浓度为 0.012μg/m^3 时达到一个峰值（图 4-8）。

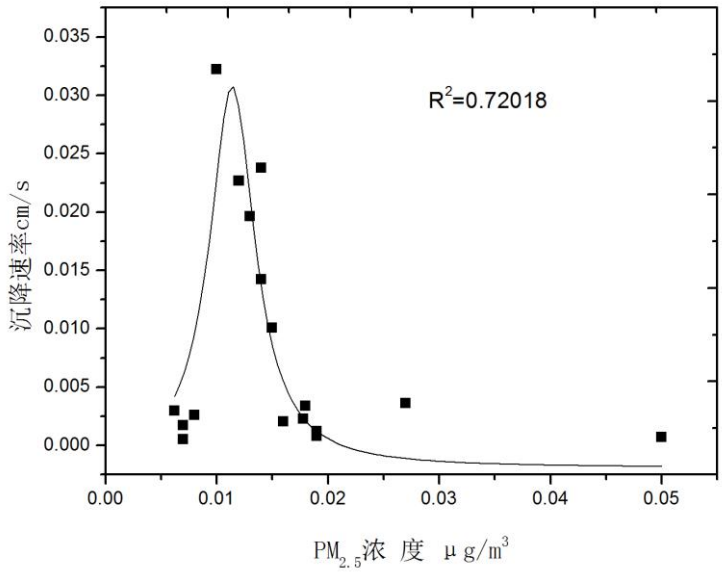


图 4-8 植物叶片 $PM_{2.5}$ 沉降速率与 $PM_{2.5}$ 浓度的关系

Fig.4-8 The relationship between the $PM_{2.5}$ deposition velocity of plants and the concentration of $PM_{2.5}$

4.3 混合效应模型的建立

4.3.1 模型建立的方法

混合效应模型(Mixed Model)是包含固定效应和随机效应的线性模型。在重复测量的数据中，固定效应很好的体现了总体特征，随机效应很好的体现了个体的特征。它可以考虑重复测量值之间的相关性，也可以考虑个体效应及其与其他因素的交互效应还可以处理含有缺失值(不平衡)的资料。假设数据中有 n 个个体，在时间 t_{ij} 搜集到 P_i 个重复观察值。混合效应模型的常用矩阵形式表示为：

$$Y_i = X_i\beta + Z_i u_i + e_i, \qquad \text{式（4-1）}$$

这里，Y_i 为因变量也称观察向量；β 被称为固定效应，是 $k\times1$ 的非随机未知参数向量；ui 被称为随机效应，是 $q\times1$ 的随机向量，且假设 $u_i\sim N$（0，G）；e_i 被称为残差向量，为 $P_i\times1$ 的随机向量，且假设 $e_i\sim N(0, R_i)$；X_i 为 $p_i\times k$ 已知的固定效应设计矩阵，Z_i 为 $pi\times q$ 已知的随机效应设计矩阵，其列一般是 X_i 的子集。混合效应模型的运行由 SPSS v19.0 来实现。

在本研究中，Y_i 为植物滞尘量或颗粒物沉降速率，通过测定得到的颗粒物排放特征及植物叶片表面特性等指标作为固定效应变量，而现场测得的风向风速、温度湿度等作为随机效应变量。以此建立混合效应模型，区分固定效应和随机效应带来的观测误差，并筛选重要的影响因子。在此基础上，得到不同污染条件下达到最佳滞尘效果的植被条件。

所有实验至少设置三次重复，取平均值用于统计分析。利用 Microsoft Excel 2010 软件、SPSS 19.0 软件进行实验数据的统计分析，用 One-Way ANOVA 方法进行差异显著性分析。

表 4-3 混合效应模型输入数据表

Table 4-3 Mixed-effects model input data

Ra nm	*P-V* nm	接触角 °	蜡质 mg/g	自由能 mJ/m^2	重金属含量	EC 含量	OC 含量	$PM_{2.5}$浓度 mg/m^3	$PM_{2.5}$/TSP	$PM_{2.5}$/PM_{10}	温度 ℃	湿度 %RH	风速 m/s	沉降速率 cm/s
222.30	1912.00	86.68	14.26	34.50	0.04	0.13	0.32	0.01	0.01	0.17	16.86	49.41	4.15	5.27E-04
227.80	1340.00	79.38	10.80	34.99	0.04	0.13	0.32	0.01	0.13	0.18	16.86	49.41	4.15	7.50E-04
396.30	1058.00	92.66	17.05	24.46	0.04	0.13	0.32	0.01	0.10	0.14	16.86	49.41	4.15	1.72E-03
377.83	2077.00	98.78	15.95	28.83	0.04	0.13	0.32	0.01	0.09	0.38	16.86	49.41	4.15	2.58E-03
612.58	1858.00	76.94	17.90	35.00	0.04	0.13	0.32	0.01	0.01	0.17	16.86	49.41	4.15	3.36E-03
725.20	3052.00	86.11	17.31	35.00	0.04	0.13	0.32	0.01	0.13	0.18	16.86	49.41	4.15	4.40E-03
927.40	4491.00	126.83	18.70	13.00	0.04	0.13	0.32	0.01	0.10	0.14	16.86	49.41	4.15	1.50E-03
786.00	4113.00	123.70	18.30	12.27	0.04	0.13	0.32	0.01	0.09	0.38	16.86	49.41	4.15	2.37E-03
216.80	1912.00	90.25	12.17	35.01	0.08	0.57	0.10	0.03	0.22	0.24	17.47	47.73	6.70	3.58E-03
222.30	1340.00	94.39	9.41	32.65	0.08	0.57	0.10	0.01	0.14	0.21	17.47	47.73	6.70	1.51E-03
336.50	2732.00	94.06	26.00	23.70	0.08	0.57	0.10	0.02	0.10	0.10	17.47	47.73	6.70	8.23E-04
377.83	1599.00	95.61	13.02	26.25	0.08	0.57	0.10	0.02	0.24	0.29	17.47	47.73	6.70	1.21E-03
781.40	4293.00	98.77	19.18	23.32	0.08	0.57	0.10	0.01	0.10	0.18	17.47	47.73	6.70	4.66E-03
679.90	3671.00	96.27	18.93	25.91	0.08	0.57	0.10	0.02	0.15	0.18	17.47	47.73	6.70	7.36E-03
798.20	3539.00	125.80	18.10	15.75	0.08	0.57	0.10	0.02	0.15	0.18	17.47	47.73	6.70	2.28E-03
792.33	3466.00	125.86	22.70	11.86	0.08	0.57	0.10	0.02	0.15	0.18	17.47	47.73	6.70	3.43E-03

4.3.2 结果与讨论

在 SPSS 19.0 软件中对于表 4-1 中的输入数据运行多元混合效应模型，运行结果如下表所示：

表 4-4 混合效应模型运行结果

Table 4-4 The result of mixed-effects model

模型	非标准化系数		标准系数	t	Sig.
	B	标准误差			
常量	-2.785E-16	0.219	---	0.000	1.000
Zscore(*Ra*)	1.037	0.566	1.037	1.834	0.116
Zscore(*P-V*)	0.236	0.539	0.236	0.437	0.677
Zscore(接触角)	-0.935	0.360	-0.935	-2.595	0.041
Zscore(蜡质)	-0.107	0.442	-0.107	-.2430	0.816
Zscore(自由能)	0.028	0.495	0.028	0.056	0.957
Zscore($PM_{2.5}$)	0.426	0.647	0.426	0.659	0.535
Zscore($PM_{2.5}$/TSP)	-0.087	0.595	-0.087	-0.146	0.888
Zscore($PM_{2.5}$/PM_{10})	0.293	0.273	0.293	1.073	0.324
Zscore(风速)	0.182	0.474	0.182	0.383	0.715

已排除的变量	Beta In	t	Sig.	偏相关	共线性统计量 容差
Zscore(重金属)	a	---	---	---	0.000
Zscore(*EC*)	a	---	---	---	0.000
Zscore(*OC*)	a	---	---	---	0.000
Zscore(温度)	a	---	---	---	0.000
Zscore(湿度)	a	---	---	---	0.000

a. 模型中的预测变量：常量，Zscore(风速)，Zscore(*Ra*)，Zscore(PM_{10})，Zscore(蜡质)，Zscore(TSP)，Zscore(接触角)，Zscore(自由能)，Zscore(*P-V*)，Zscore($PM_{2.5}$)

b. 因变量: Zscore(沉降速率)

SPSS 软件对输入的 14 个变量进行筛选后，重金属含量、*EC* 含量、*OC* 含量、温度以及湿度等 5 个因素被排除，说明上述 5 种因素对于植物叶片表面 $PM_{2.5}$ 沉降速率基本没有影响。其他 9 个因素中，根据运行结果中的标准系数，植物叶片表面粗糙度（*Ra*，*P-V*）对 $PM_{2.5}$ 沉降速率正向影响系数最高，叶片与水的接触角对 $PM_{2.5}$ 沉降速率负向影响系数最高。其次大气颗粒物 $PM_{2.5}$ 浓度对 $PM_{2.5}$ 沉降速率也有较高的正向影响系数。综合考虑影响系数以及显著性，本文研究的 14 个因素中对植物叶片表面 $PM_{2.5}$ 沉降速率影响最大的因素是叶片与水的接触角大小（即湿润性）和叶片表面粗糙度这两个指标。

4.4 本章小结

综合两个季度的研究发现叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降速率与本文研究的 14 个因素之间的关系，分析结果如下：

（1）叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降速率与粗糙度 *Ra* 呈显著正相关，叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降速率与表面蜡质含量、表面自由能呈一定程度上的正向关系。叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降速率与接触角大小无明显的线性关系或者指数关系。说明随着叶片表面粗糙度 *Ra*、蜡质含量和表面自由能的增大，叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降速率可能增大。粗糙度越高、蜡质含量越高的植物具有更高的滞尘能力。

（2）通过分析大气颗粒物排放特性与 $PM_{2.5}$ 沉降速率的关系发现，$PM_{2.5}$ 沉降速率在 $PM_{2.5}$ 浓度小于 0.01μg/m^3 时，随着 $PM_{2.5}$ 浓度的增大而增大，但当 $PM_{2.5}$ 浓度超过 0.012μg/m^3 时，$PM_{2.5}$ 沉降速率随着 $PM_{2.5}$ 浓度的增大而减小。整体的变化趋势中可以看出在 $PM_{2.5}$ 浓度在 0.012μg/m^3 左右达到一个峰值。

（3）根据混合效应模型的运行的结果，重金属含量、*EC* 含量、*OC* 含量、温度以及湿度等 5 个因素被排除，在本文研究的几个有效影响因素中，植物叶片表面粗糙度（*Ra*，*P-V*）对 $PM_{2.5}$ 沉降速率正向影响系数最高，叶片与水的接触角对 $PM_{2.5}$ 沉降速率负向影响系数最高。其次大气颗粒物 $PM_{2.5}$ 浓度对 $PM_{2.5}$ 沉降速率也有较高的正向影响系数。综合考虑影响系数以及显著性，本文研究的 14 个因素中对植物叶片表面 $PM_{2.5}$ 沉降速率影响最大的因素是叶片表面的粗糙度以及接触角（即湿润性）。混合效应模型的建立，可为比较不同树种的滞尘能力以及筛选特定污染条件下的树种提供科学依据。

第五章 结论与展望

5.1 结论

本文主要研究的内容有三点：一是分析表征上海常见 4 种绿化树种的叶片表面微观特性上的不同，包括植物学特性、物理特性、热力学特性；二是根据不同污染地区 $PM_{2.5}$ 组成和性质的监测数据，解析 $PM_{2.5}$ 排放特征；三是构建混合效应模型，分析影响 $PM_{2.5}$ 在叶片表面沉降速率的关键因素，筛选不同污染条件下植物对 $PM_{2.5}$ 防控的关键因子。

（1）在上海常见 4 种绿化树种的叶片表面微观特性上的研究中发现，根据所测得 4 种植物学特性，水杉、悬铃木、龙柏的蜡质含量较高，并且蜡质含量相近，香樟的蜡质含量最低。湿润性由高到低的顺序是香樟、悬铃木、龙柏、水杉。

4 种植物的物理学特性粗糙度 *Ra* 由高到低的顺序为水杉、龙柏、悬铃木、香樟。谷峰值 *P-V*、微粗糙度 *RMS* 也满足上述顺序。粗糙度越大说明叶片表面微结构中突起、凹陷较多，有利于滞留大气中的颗粒物。

4 种植物的热力学特性，自由能的由高到低的顺序为香樟、悬铃木、龙柏、水杉。并且其色散分量以及极性分量的高低顺序也与此相同，色散分量为主要分量。结合各叶片接触角的数据可以看出色散分量与植物叶片的持水量之间呈现正相关的关系，亦即植物叶片的表面自由能的色散分量越大叶片在经过浸润后表面越湿润，接触角越小。

（2）在解析 $PM_{2.5}$ 排放特征的研究中发现，根据对两地大气颗粒物组成成分的分析，松江嘉松南路文翔路大气颗粒物中重金属含量（8%）是吴泾公园大气颗粒物中重金属含量（4%）的两倍，可以看出松江嘉松南路大气重金属污染情况比吴泾公园严重。

根据大气颗粒物中碳存在形式以及对应含量的分析，吴泾公园（工业污染源附近）的 *OC/EC* 的值远高于松江嘉松南路文翔路（交通污染源）的 *OC/EC* 值；说明以交通污染源为主的松江嘉松南路文翔路大气样品中存在少量的二次污染，但以工业污染源为主的吴泾公园的二次污染更为严重。

两地大气颗粒物在粒径分布存上在共同特征：颗粒物主要集中在细颗粒物中，且在 0.45-0.95μm 粒径段富集最为强烈，峰值主要出现在 0.6μm 附近，具体峰值略有不同。但仍二者的分布特征存在不同，不同的特征是松江嘉松南路文翔路大气颗粒物的粒径分布更为连续，吴泾公园大气颗粒物粒径分布则在 0.2-0.4μm，1.3-1.4μm 区域出现了空白。

（3）在影响效应的研究与混合效应模型的构建中，综合两个季度的研究发现叶 $PM_{2.5}$ 沉降速率与粗糙度 *Ra* 呈显著正相关，与表面蜡质含量、表面自由能呈一定程度上的正向关系。但叶片的 $PM_{2.5}$ 沉降速率与接触角大小无明显的线性关系或者指数关系。说明粗糙度越高、蜡质含量越高的植物具有更高的滞尘能力。

综合两个季度的大气颗粒物排放特性与 $PM_{2.5}$ 沉降速率的关系分析可知，$PM_{2.5}$ 沉降速

率在 $PM_{2.5}$ 浓度小于 0.01μg/m^3 时，随着 $PM_{2.5}$ 浓度的增大而增大，但当 $PM_{2.5}$ 浓度超过 0.012μg/m^3 时，$PM_{2.5}$ 沉降速率随着 $PM_{2.5}$ 浓度的增大而减小。整体的变化趋势中可以看出在 $PM_{2.5}$ 浓度在 0.012μg/m^3 左右达到一个峰值。

根据混合效应模型的运行的结果，重金属含量、*EC* 含量、*OC* 含量、温度以及湿度等 5 个因素被排除，在本文研究的 9 个有效影响因素中，植物叶片表面粗糙度（*Ra*，*P-V*）对 $PM_{2.5}$ 沉降速率正向影响系数最高，叶片与水的接触角（即湿润性）对 $PM_{2.5}$ 沉降速率负向影响系数最高。其次大气颗粒物 $PM_{2.5}$ 浓度对 $PM_{2.5}$ 沉降速率也有较高的正向影响系数。综合考虑影响系数以及显著性，本文研究的 14 个因素中对植物叶片表面 $PM_{2.5}$ 沉降速率影响最大的因素是叶片表面的粗糙度。混合效应模型的建立，可为比较不同树种的滞尘能力、筛选特定污染条件下的树种提供科学依据。

5.2 展望

本文就上海市交通绿化植物中常见的 4 种乔木植物对于 $PM_{2.5}$ 的吸滞功能进行了研究。由于时间仓促，还有如下几个内容在今后的研究中可以继续深入：

（1）在内部基础因素中还有类似于气孔密度、植物表皮毛的性状对于植物对于 $PM_{2.5}$ 防控能力的影响仍有待于研究，并且不同树种叶片表面的蜡质含量、湿润性、粗糙度、表面自由能等因子对沉降速率的影响机制还有待于进一步深入的分析。

（2）本文研究的时间主要集中于两个季度，4 个树种，14 个影响因素，最后所建立的混合效应模型能从一定程度上反映出影响植物滞尘能力的关键因素。但从统计学意义上，数据量略显欠缺，应继续开展相关试验，积累四个季度的数据，丰富数据样本，使模型构建更为科学合理。

参考文献

[1] Pope III C.A., Ezzati M., Dockery D.W. Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States[J]. New England Journal of Medicine, 2009, 360: 376-386.

[2] Fann, N., Risley, D. The public health context for $PM_{2.5}$ and ozone air quality trends[J]. Air Quality, Atmosphere and Health. 2011, http://dx.doi.org/10.1007/s11869-010-0125-0.

[3] Pope III C.A., Burnett R.T.,Thun M.J., et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution[J]. Journal of the American Medical Association, 2002, 287: 1132-1141.

[4] Chen J.M., Tan M.G., Li Y.L., et al. A lead isotope record of Shanghai atmospheric lead emissions in total suspended particles during the period of phasing out of leaded gasoline[J]. Atmospheric Environment, 2005, 39: 1245-1253.

[5] 顾瑞珍. 环保部：三大原因造成近期大范围空气重污染[EB/OL]. 2014, http://news.sciencenet.cn/ htmlnews/2014/2/288896.shtm.2014-02-23/2014-02-25.

[6] 邱晨辉. 中科院研究还原京津冀雾霾天气产生过程[EB/OL]. 2013, http://news.sciencenet.cn /htmlnews/2013/2/274779.shtm, 2013-02-16/2013-02-20.

[7] Fowler D. Pollutant deposition and uptake by vegetation[M]. In: Bell, J.N.B., Treshow, M. (Eds.), Air Pollution and Plant Life, second. Wiley, Chichester , 2002, 43-67.

[8] Nowak D.J. Air pollution removal by Chicago's Urban Forest[M]. 1994. In: McPherson, E.G., Nowak, D.J., Rowntree, R.A. (Eds.), Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. General Technical Report NE-186. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Radnor, PA.

[9] Hinds W.C. Aerosol technology：properties, behavior, and measurement of airborne particles[M]. Wiley, 1999. New York.

[10] Pullman M. Conifer $PM_{2.5}$ Deposition and Re-suspension in Wind and Rain Events[D]. Master's thesis. 2009, Cornell University.

[11] Nowak D.J., Hirabayashi S., Bodine A., et al. Modeled $PM_{2.5}$ removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects[J]. Environmental Pollution. 2013, 178: 395-402.

[12] Baldocchi D.D., Hicks B.B., Camara, P. A canopy stomatal resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces[J]. Atmospheric Environment, 1987, 21(1): 91-101.

[13] Nowak D.J., Crane D.E. The urban forest effects (UFORE) model: Quantifying urban forest structure and functions[M]. In: Hansen M. and Burk T. Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21th Century, 2000, 714-720.

[14] Nowak D.J., Walton J.T, Stevens J.C. Effect of plot and sample size on timing and precision of urban forest assessments[J]. Arboriculture & Urban Forestry, 2008, 34(6): 386-390.

[15] Nowak D.J., Crane D.E. A ground-based method of assessing urban forest structure and ecosystem services[J]. Arboriculture & Urban Forestry, 2008, 34(6): 347-358.

[16] Beckett K.P., Freer P.H., Taylor G. Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed[J]. Global Change Biology. 2000, 6: 995-1003.

[17] Freer-Smith P.H., El-Khatib A.A., Taylor G. Capture of particulate pollution by trees: a comparison of species typical of semi-arid areas (*Ficus nitida* and *Eucalyptus globulus*) with European and North American species[J]. Water, Air, and Soil Pollution. 2004, 155: 173-187.

[18] 吕森林，陈小慧，傅家谟，等. 上海市 $PM_{2.5}$ 的物理化学特征及其生物活性研究[J]. 环境科学, 2007, 27(3): 472-477.

[19] 赵晨曦，王玉杰，王云琦，等. 细颗粒物($PM_{2.5}$)与植被关系的研究综述[J]. 生态学杂志, 2013, 32(8): 2203-2210.

[20] Cao J.J., Xu H.M., Xu Q., et al. Fine particulate matter constituents and cardiopulmonary mortality in a heavily polluted Chinese city[J]. Environmental Healthy and Perspective, 2012 120(3): 373-378.

[21] Räsänen J.V, Yli-Pirilä P., Holopainen T., et al. Soil drought increases atmospheric fine particle capture efficiency of Norway spruce[J]. Boreal Environment Research, 2012, 17(1): 21-30.

[22] 柴一新，祝宁，韩焕金. 城市绿化树种的滞尘效应——以哈尔滨市为例[J]. 应用生态学报, 2002, 13(9): 1121-1126.

[23] 张新献，古润泽，陈自新，等. 北京城市居住区绿地的滞尘效益北京林业大学学报[J]. 1997, (4): 12-17.

[24] Wagner P., Fürstner R., Barthlott W., et al. Quantitative assessment to the structural basis of water repellency in natural and technical surfaces[J].Journal of Experimental Botany, 2003, 54(385) : 1295-1303.

[25] 石辉,王会霞,李秧秧，等.女贞和珊瑚树叶片表面特征的 AFM 观察[J]. 生态学报， 2011, 31(5): 1471-1477.

[26] Shen Q., Ding H.G., Zhong L. Characterization of the surface properties of persimmon leaves by FT-Raman spectroscopy and wicking technique[J]. Colloids and Surfaces B: Biointerfaces, 2004, 37: 133-136.

[27] 程政红，吴际友，刘云国，等. 岳阳市主要绿化树种滞尘效应研究[J]. 中国城市林业, 2004, 2(2): 37-40.

[28] Zou X.D.,Shen Z.M., Wang W.H., et al. On an empirical relationship between SO_2 concentration and distance from a highway using passive samplers: a case study in Shanghai, China[J]. Science of the Total Environment, 2007, 377(2-3): 434-438.

[29] 周敏，陈长虹，王红丽，等. 上海秋季典型大气高污染过程中有机碳和元素碳的变化特征[J]. 环境科学学报, 2013, 33(1): 181-188.

[30] 张小玲，赵秀娟，蒲维维，等. 北京城区和远郊区大气细颗 $PM_{2.5}$ 元素特征对比分析[J]. 中国粉体技术, 2010, 16(1): 28-34.

[31] 孙伶俐. 应用CMB模型和FA法对区域大气颗粒物的综合源解析研究[J]. 安全与环境学

报, 2008, 8(6): 94-100.

[32] 牟莹莹，楼晟荣，陈长虹，等. 利用SPAMS研究上海秋季气溶胶污染过程中颗粒物的老化与混合状态[J]. 环境科学, 2013, 6: 2071-2080.

[33] Zou X.D., Shen Z.M., Wang W.H., et al. Shifted power-law relationship between NO_2 concentration and the distance from a highway: a new dispersion model based on the wind profile model[J]. Atmospheric Environment, 2006, 40(40): 8068-8073.

[34] Yin S., Cai J.P., Chen L.P., et al. Effects of vegetation status in urban green spaces on particle removal in a street canyon atmosphere[J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27: 4590-4595.

[35] Wang Z., Cui X., Yin S., et al. Characteristics of carbon storage in Shanghai's urban forest[J]. Chinese Science Bulletin. 2013, 58(9): 1130-1138.

[36] 张海禄，齐军仓. 大麦叶片表皮蜡质含量与抗旱性的关系研究[J]. 新疆农业科学，2012, 49(1): 22-27.

[37] 石辉，王会霞，李秧秧. 植物叶表面的润湿性及其生态学意义[J]. 生态学报，2011, 31(15): 4287-4298.

[38] 王会霞，石辉，玉亚，等. 植物叶面自由能特征和水滴形态对截留降水的影响[J]. 水土保持学报, 2012, 26(3): 249-252.

[39] 朱燕华. 东亚地区栓皮栎 (Quercus variabilis) 叶片性状的变异格局及其对环境变化的响应[D].上海交通大学博士学位论文, 2012.

谢辞

经过两个季度的实验和忙碌，终于结束了毕业论文的相关工作，在这里首先要感谢我的指导老师——殷杉博士。大三暑假时，老师就向我介绍了这个研究课题，并且给予了我进入课题组学习的机会，向奋斗在科研一线的硕士生、博士生们学习。殷老师对学生要求严格，治学严谨，在平时的采样研究中也一直与我们一起奋战在实验第一线。这个课题的整个研究过程让我受益匪浅，这对我以后人生而言都是一笔宝贵的财富。能够将国家自然科学基金项目的一部分作为毕设内容让我又喜又惊，正是殷老师对我的信任和栽培才有了今天的小小成就。学术上，老师要求严格，不放过一个细节的错误，一丝不苟的态度深深地影响了我；生活上，老师对我像对待自己的朋友一样，还会定时带我一起参加课题组的各种活动，甚至会根据工作成果发放一些补贴，让我十分感动。这半年来你不仅教会我大量实验技术，还引导我思考如何进行实验设计，改善方法，你对学术孜孜不倦地探索以及废寝忘食的态度让我对科研工作有了新的认识，为我树立了学习的榜样。

在前期实验方法的探索中，受到了不少挫折，能够完成实验离不开老师们的帮助和师兄师姐的照顾。其中尤其要感谢同组陆琦同学在我面对多个预实验手忙脚乱时给予的帮助，在实验前期探索无果时给予的鼓励和行动上的支持。还要感谢上海交通大学分析测试中心的李慧琴老师，对从未涉及过物理学特性实验的我悉心指导，不仅教会我如何使用原子力显微镜测试叶片表面粗糙度，还教会我自己使用专业软件处理和分析图像。还有化学化工学院的徐学长，在我第一次接触到光学接触角测量仪的时候不厌其烦地教导我实验的方法和注意事项，并在计算自由能时主动提出帮助，让我少走了不少弯路。在室外采样时，也离不开大家的帮助。张鲜鲜学姐一步步引导我，做好每次室外采样的准备工作，同时，也要感激殷老师、朱鹏华师兄及陆琦同学在室外采样工作上的帮助和辛苦劳动。当然，大量的实验也产生了大量的数据，在我处理数据的时候，要感谢顾洋齐、赵越、付晓旭学弟教我进行方差分析、差异显著性分析等方法对数据进行进一步的分析，也向我介绍了如何通过 SPSS 实现混合效应模型的建立。

在这里还要感谢每一位任课老师的教导，以及老师们对我学习生活的关心。感谢室友许天一、潘雪琦、李凯历，对于我在毕业设计阶段生活作息偶尔不规律的谅解和关心；感谢好友苏雨婷、唐海韵、李洋、华昊、宋轩仪，在这段时间对于我的关心和压力无处释放时的开导，给予我关心和支持，你们是我大学时光最难忘的人。最后，我要感谢父母对我一直以来的教育和支持，是你们提供了良好的环境，让我能够一步一步学习至今；对我的生活悉心照顾，对我的心理状态的理解和开导，让我能够顺利完成学业。

FUNCTION OF TYPICAL TREE SPECIES IN TRAFFIC GREENBELT ON ATMOSPHERIC PARTICULATE MATTER CONTRAL

According to climatic characteristics and the growth of green plants of Shanghai, this study selected four common green plants in Shanghai transport green belt: which included evergreen broadleaf , *Cinnamomum camphora*; deciduous broad-leaved, *Platanus*; evergreen conifer, *Sabina chinensis*; deciduous conifer, *Metasequoia glyptostroboides*. By quantifying the surface characterization of botanical characteristics, physical and thermodynamic properties of plant leaves, and the determination of emission characteristics of particulate matter pollution in peri-urban traffic green belt of atmospheric fine particles in the gas phase and leaf surface migration and accumulation of factors, to explore the relationship between vegetation dust removal capacity and the plant's own characteristics and external environmental conditions, searching for the best vegetation conditions to achieve the best dust removal results in different pollution conditions. Improve the atmospheric particulate matter pollution prevention and control functions forest and green vegetation in urban.

In the study of factors found in the internal infrastructure, based on the measured botanical characteristics of four species, *Metasequoia glyptostroboides* has the highest content of wax, *Cinnamomum camphora*, *Platanus* followed, *Sabina chinensis* wax content minimum. Descending order of wettability is *Cinnamomum camphora*, *Platanus*, *Sabina chinensis*, *Metasequoia glyptostroboides*. Thermodynamic properties of four kinds of plants, in descending order of free energy as *Cinnamomum camphora*, *Platanus*, *Sabina chinensis*, *Metasequoia glyptostroboides*. And the dispersion component and polar component in descending order are the same. Combining the data of contact angle of each blade can be seen a positive correlation between the water-holding capacity of the dispersion component and plant leaves, in other words, leaf surface component of the free energy of the larger dispersion blade after infiltrating the surface the more humid, the contact angle smaller.

In the study of factors external conditions found that, according to the analysis of the two components of atmospheric particulate matter, the heavy metal content of Songjiang Jiasong Road, Wenxiang Road atmospheric particulate matter is higher than the heavy metal content of atmospheric particles in Wu Jing Park's sample. The OC / EC value of Wu Jing Park (near industrial pollution sources) is much higher than the OC / EC value of Songjiang Jiasong Road ,Wenxiang Road (traffic pollution sources) . The rate of SOC in atmospheric particulate matter sample collected in Wu Jing Park (2%), is higher than the rate of SOC in atmospheric particulate matter sample collected in Songjiang Jiasong Road ,Wenxiang Road (only 0.8%), according to the analysis of the two components of atmospheric particulate matter. Which means although there are a small number of secondary pollution Songjiang Jiasong Road ,Wenxiang Road atmospheric samples(traffic pollution sources mainly), but secondary pollution of Wu Jing

park(industrial pollution mainly) is more serious.

Both particle size distribution of atmospheric in different sample plots existence of common characteristics: the particle size distribution of atmospheric particulate matter focused on fine particulate matter, and in paragraph 0.45 - 0.95μm particle enrichment strongest. The peak was seen in the vicinity of 0.6μm, but slightly different between sample of Songjiang Jiasong Road, Wenxiang Road and sample of Wu Jing Park. Different characteristic is the particles size distribution of Songjiang atmospheric particulate matter is more continuous, the particles size distribution of Wu Jing Park atmospheric particulate matter, appears blank in the 0.2 - 0.4μm, 1.3 - 1.4μm region.

Although the results are similar to other domestic research results about atmospheric particulate matter, the results measured in this atmospheric pollutant emission sources is more complex, but under different conditions we can still the atmospheric particulate pollution sources vary. According to the detection results of Wu Jing Park atmosphere sample components, the proportion of coal and gas industry is largest, and the detection results of Songjiang atmosphere sample components shown that vehicle exhaust accounts for 9%, which is a more explicit source component. We can clearly distinguish the difference between the two sources.

In descending order of four kinds of $PM_{2.5}$ sedimentation rate of plant leaves: *Sabina chinensis*, *Platanus*, *Metasequoia glyptostroboides* and *Cinnamomum camphora*. The $PM_{2.5}$ sedimentation velocity of *Sabina chinensis* leaves was significantly higher than the other three species. Combined with the results of the fitting analysis, shows that due to *Sabina chinensis*'s high roughness and wax content which are conducive to trapping particulate matter leaf surface properties.

$PM_{2.5}$ sedimentation rate and roughness Ra of blade has a significant positive correlation, $PM_{2.5}$ sedimentation rate and surface wax content in the leaves is also positively correlated to some extent. $PM_{2.5}$ sedimentation rate and the contact angle of the blade had no significant linear or exponential relationship (Fig. 4-4 (a) in which R^2 is much less than 0.5), but the deposition velocity of $PM_{2.5}$ and the free energy (SE) of the blade surface had a positive relationship to some extent.

According to the results of running mixed-effects model, five factors of heavy metal content, EC content, OC content, temperature and humidity are excluded. In nine effective factors of this study, the plant leaf surface roughness (Ra, PV) has the highest positive impact for $PM_{2.5}$ sedimentation rate coefficient, the contact angle of water on the leaves and has the highest negative impact for $PM_{2.5}$ sedimentation rate coefficient. Secondly atmospheric particulate matter $PM_{2.5}$ concentrations is also a positively influence factor. Considering the influence coefficient and significant, the biggest factor of 14 factors in this study affect the sedimentation rate of leaf surface $PM_{2.5}$ is blade surface roughness. Successful mixed-effects model to build, instructions can be used to compare the ability of different species according to lag dust mixed effects model.

In this paper, the function of traffic greenbelt main species prevention and control of atmospheric particulate matter was studied. Because of the limited time to study the contents of this paper as well as to continue in-depth aspects:

In the internal study focused on the fundamentals of the wax content, wettability, roughness, surface free energy of these four species were studied and compared, found that there are significant differences exist between different species indeed. And the difference between the internal conditions of the plants is also a direct result of differences in the prevention and control

capabilities for $PM_{2.5}$. But the mechanism of its impact needs further analysis. And internal factors, as well as the basis of similar stomatal density and plant trichomes traits remains to be studied for the prevention and control of plant capacity for $PM_{2.5}$ impact.

This study focused on two quarters, four species, 14 influencing factors, the mixed effects models were created from the last to some extent, a key factor in the ability of the plant to reflect the impact of dust stagnation. But statistically, the amount is small, the data should be increased to four quarter data, rich data sample, to make the model more reasonable.