

杭州植物园典型城市森林内 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 水平梯度动态变化特征

孙华江^{1,2}, 黄玉洁², 江波², 李国庆³

(1. 浙江农林大学 林业与生物技术学院, 浙江 杭州 311300; 2. 浙江省林业科学研究院, 浙江 杭州 310023;
3. 安吉县自然资源和规划局, 浙江 安吉 313300)

摘要: 为研究城市森林对 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 的吸附消减作用以及探究城市林带消减颗粒物的有效半径范围, 选择紧邻交通干道玉古路的杭州植物园木犀专类园作为试验监测点, 于 2018 年的 4–5 月 (春季) 和 7–8 月 (夏季), 在林缘向林内垂直于道路方向 0 m, 100 m, 200 m 处布设 3 个监测点, 在春季和夏季对梯度点上 PM_{2.5} 与 PM₁₀ 浓度的分布与变化进行监测, 分析其浓度变化与绿地斑块宽度及相关气候因子之间的关系。结果表明: (1) 城市森林内春季 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度均显著高于夏季 ($P < 0.05$)。春季两种颗粒物浓度日变化总体呈下降趋势, 夏季早晚偏高; 春季 PM_{2.5} 浓度在林内 100 m 处最高, PM₁₀ 浓度在 0 m 处最高; 夏季两种颗粒物浓度均为 0 m 处最高, 200 m 处最低, 符合距离传播规律; (2) 夏季绿地对 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的消减效率显著高于春季 ($P < 0.05$), 且绿地对 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的最高消减效率均出现在夏季 200 m 梯度。

关键词: PM_{2.5}; PM₁₀; 城市森林; 日变化; 季节变化; 水平梯度

中图分类号: X173 **文献标识码:** A **文章编号:** 1001-3776 (2020) 01-0041-08

Dynamic Variation of PM_{2.5} and PM₁₀ Concentrations with Different Distance in Hangzhou Botanical Garden

SUN Hua-jiang^{1,2}, HUNAG Yu-jie², JIANG Bo², LI Guo-qing³

(1. College of Forestry and Biotechnology, Zhejiang A & F University, Hangzhou 311300, China; 2. Zhejiang Academy of Forestry, Hangzhou 310023, China; 3. Anji Natural Resources and Planning Bureau, Anji 313300, China)

Abstract: For studying effect of urban forest on removal of PM_{2.5} and PM₁₀ and its effective distance, *Osmanthus fragrans* Garden in Hangzhou Botanical Garden, Zhejiang province, next to Yugu Road was selected for monitoring distribution and variation of PM_{2.5} and PM₁₀ concentration with 0, 100 and 200 m from the edge to the center of the Garden in the spring and summer in 2018. The results showed that PM_{2.5} and PM₁₀ concentration in spring was significantly higher than that in summer. In spring, diurnal variation of PM_{2.5} and PM₁₀ concentration decreased from 9:00 to 17:00, while in the summer, their concentration was higher at 9:00 and 17:00. In spring, PM_{2.5} was the highest in 100 m from the edge of Garden, PM₁₀ in 0 m. In summer, PM_{2.5} and PM₁₀ concentration was the highest in 0 m, the lowest in 200 m. The removal efficiency of PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations of green space in summer was significantly higher than that in spring ($P < 0.05$). The maximum removal efficiency of green space on PM_{2.5} and PM₁₀ was in 200 m in summer.

Key words: PM_{2.5}; PM₁₀; urban forest; diurnal variation; seasonal variation; distant gradient

收稿日期: 2019-05-19; 修回日期: 2019-10-26

基金项目: 浙江省科技厅省属科研院所扶持专项 (2018F10003)

作者简介: 孙华江, 硕士研究生, 从事森林生态研究; E-mail: 295419979@qq.com; 通信作者: 江波, 研究员, 博士, 从事森林生态研究; E-mail: jiangbof@126.com。

近年来,由于城市的飞速地发展与扩张,空气环境持续恶化,大气中的悬浮颗粒物已经成为我国许多城市空气中的首要污染物,其浓度达到一定限值后会导致人体产生一系列疾病^[1],尤其是空气动力学当量直径 $d \leq 2.5 \mu\text{m}$ 和 $d \leq 10 \mu\text{m}$ 的可吸入颗粒物 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} ^[2]。 PM_{10} 易进入呼吸道,对人体健康产生影响;而 $\text{PM}_{2.5}$ 可以穿过肺部存留在肺的深处,是对人体健康危害最大的污染物之一^[3]。《环境空气质量标准》(GB3095-2012)将 PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ 列为的空气污染物的首要基本项目。因此,通过控制和消减 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 的污染来预防和减轻其对人体健康和城市空气质量的影响早就变成政府部门和专家学者重点关注的环境热点问题之一。

城市环境中,可吸入颗粒物 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 通常来自在未铺的沥青、水泥路面上行驶的机动车、材料的破碎碾磨处理过程以及被风扬起的尘土^[4]。近年来随着机动车保有量的不断增加,由车流产生的街尘污染也持续攀升,交通污染产生的细颗粒物 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 已经严重危害交通干道和两侧街道的空气质量^[5],对人体健康和大气能见度都有较大影响^[6-7]。

在目前无法完全从污染源治理以解决环境问题的形势下,借助自然界的清除机制是缓解城市大气污染压力最有效的途径之一。城市森林是市民游憩休闲的主要场所,也是城市中有生命形态的基础设施,在城市生态小环境的调控和空气质量的改善过程中发挥着重要作用。近年来,城市绿化作为消减交通污染源的主要途径,受到越来越广泛的重视^[8-9],城市森林斑块的营造被认为是有效缓解大气颗粒物污染的重要措施。

目前有关绿地消减颗粒物污染的研究主要集中在城市绿化树种的滞尘能力以及道路绿地的滞尘效率^[10-12]等方面。研究显示,芝加哥每年树木从空气中吸收的 PM_{10} 能达到212 t,相当于提高了4%的空气质量^[13]。Nowak等研究发现,城市中的树木与灌木每年能降低 PM_{10} 约 $21.5 \times 10^4 \text{ t}$ ^[14]。McDonald等对英国的两座城市West Midlands和Glasgow做了FRAME模型预测,计算了城市森林对空气中 PM_{10} 的清除量,并预测了不同覆盖率下森林对 PM_{10} 的清除作用,发现城市森林的覆盖率达到25%时,可使空气中的 PM_{10} 浓度降低2%~10%^[15]。然而,很少有研究涉及城市绿地斑块尺度对其降尘有效性的影响。在寸土寸金的城市,探究绿地斑块消减颗粒物的有效宽度对于高效利用城市绿地消减交通污染具有重大意义,但是相关研究非常缺乏。因此,本研究通过对杭州植物园与交通道路距离梯度上的 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 浓度进行监测,分析其变化规律及影响因素,揭示不同半径的城市绿地斑块消减 $\text{PM}_{2.5}$ 及 PM_{10} 的作用机理,探究城市减轻 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 浓度的最佳规划空间尺度,以期在城市绿地的规划和构建提供基础数据,为城市大气污染治理提供科学指导。

1 研究方法

1.1 研究地概况

试验地杭州植物园位于杭州市中心城区杭州市西湖景区西北侧,周边交通便利,植被覆盖率高,是杭州市区城市绿地斑块的典型代表。本研究选择杭州植物园北门附近森林结构较为统一的木屋专类园为研究地点,面积约1500 m²,其上层乔木以木屋 *Osmanthus fragrans*,女贞 *Ligustrum lucidum* 等常绿乔木为主,树高5.2~8.5 m,胸径29~36 cm,乔木层郁闭度约为85%;下木层主要以构树 *Broussonetia papyrifera*,杜鹃 *Rhododendron simsii* 等小乔木和灌木为主,株高1.5~2.5 m,下木层盖度约为55%。林缘处紧邻园外交通主干道玉古路,周边无产生污染的工厂。

1.2 监测方法

以杭州植物园北门木屋专类园林缘处为起点(紧邻玉古路),向林内垂直于道路方向每隔100 m布设监测点,共设置0 m,100 m,200 m三个水平梯度监测点。本研究着重探究绿地植物对颗粒物的消减作用,根据长江中下游植被的生长特性,在植物生长较为旺盛的春季和夏季进行研究。选择2018年的4月和5月作为春季的数据采集期,7月和8月作为夏季的数据采集期。在采集期当月选取连续10 d无雨、天气晴朗微风的日子作为监测日,于9:00-17:00同时在每个样点测试区对空气颗粒物 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 的浓度以及相关气候因子温度、相对湿度、风速等进行连续测量。测量使用的监测仪器为深圳万仪公司生产的ONETEST-100粉尘浓度监测仪,捕集效率的几何标准差为 $\sigma = (1.5 \pm 0.1) \mu\text{m}$ 。气候因子风速、空气温度以及相对湿度采用台湾Lutron公司生产

的 SP-9201 风速计同步监测记录。测量时,通过三脚架将仪器固定在距地面 1.5 m 高处,仪器进风口朝向林分中心,测量人员与仪器保持 3 m 距离。

1.3 绿地对颗粒物的消减作用计算

为了显著表征绿地对 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 的消减作用,计算各梯度点在春夏两个季节对 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 的消减效率^[16]。消减效率 (P) 的计算公式为:

$$P = \frac{C_s - C_m}{C_s} \times 100\%$$

式中, C_s 是道路边 0 m 测距处的颗粒物浓度, C_m 是绿地中 100 m, 200 m 测距处的颗粒物浓度。

1.4 数据分析

春季与夏季 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度为三个梯度点的平均值,将不同梯度点上监测值取平均值分析两个季节绿地内 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 的日变化特征,使用 SPSS 软件进行方差分析 (ANOVA)、多重比较、T 检验和相关分析,利用 Excel 软件进行数据处理作图。

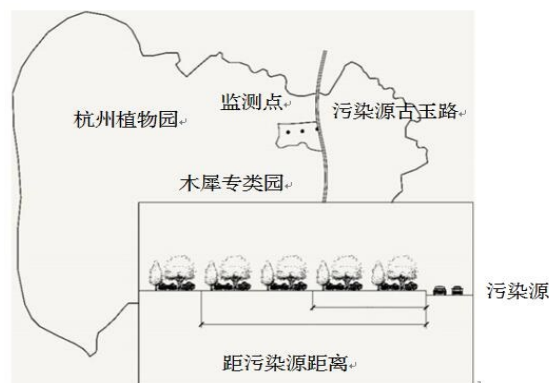


图 1 试验点及监测点设置图

Figure 1 Experimental site and monitoring points

2 结果与分析

2.1 不同季节 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 的浓度水平

对 2018 年春季和夏季杭州植物园实验点 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 的监测结果进行统计分析 (表 1)。

从表 1 中可看出,不同季节 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 的浓度差别较大,春季 PM_{2.5} 的日平均浓度为 $62.32 \pm 23.50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, PM₁₀ 日平均浓度为 $53.58 \pm 13.50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; 夏季 PM_{2.5} 的日平均浓度为 $10.48 \pm 4.35 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, PM₁₀ 的日平均浓度为 $11.77 \pm 5.12 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; 春季 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 的浓度分别是夏季的 5.95 倍和 4.55 倍。方差分析结果显示,春季 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度均极显著高于夏季 ($P < 0.01$)。另外,春季 PM_{2.5}/PM₁₀ 的比值显著高于夏季 ($P < 0.05$)。说明实验点春季主要以 PM_{2.5} 污染为主,夏季以 PM₁₀ 污染较多。

季节	PM _{2.5} / ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	PM ₁₀ / ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	PM _{2.5} /PM ₁₀
春季	$62.32 \pm 23.50\text{A}$	$53.58 \pm 13.50\text{A}$	$1.15 \pm 0.15\text{a}$
夏季	$10.48 \pm 4.35\text{B}$	$11.77 \pm 5.12\text{B}$	$0.90 \pm 0.12\text{b}$

注: 同列中不同大写字母表示差异达极显著水平 ($P < 0.01$), 不同小写字母表示差异达显著水平 ($P < 0.05$)。下同。

2.2 不同季节 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的日变化特征

由图 2 可知, PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的日变化表现出一致的趋势, 春季两种颗粒物浓度在 9:00 – 17:00 的监测时段内都有较大幅度的下降。最大值出现在监测起始时 9:00, 其中 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 的最大值分别为 $89.85 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 $74.38 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 最小值在 17:00, PM_{2.5} 和 PM₁₀ 分别为 $42.56 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 $43.10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。夏季两种颗粒物的日变化则较为平稳, 表现出早晚偏高的特点, 监测时段内的两种颗粒物浓度的最大值和最小值分别出现在 9:00 和 14:00, 其中 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 的最大值分别为 $15.3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 $17.85 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 最小值分别为 $6.75 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 $7.35 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 日间浓度变化量较春季小。从两种粒径的颗粒物浓度对比来看, 春季 PM_{2.5} 浓度显著高于 PM₁₀ 浓度 ($P < 0.05$), 夏季 PM_{2.5} 浓度显著低于 PM₁₀ 浓度 ($P < 0.05$), 其中春季上午时段两种颗粒物浓度间差异较大, 但随着时间推移逐渐降低, 至 17:00 左右两种颗粒物浓度达到基本一致, 二者之间差异不显著 ($P > 0.05$)。夏季 PM₁₀ 浓度在 10:00 之前和 16:00 之后显著高于 PM_{2.5} ($P < 0.05$), 15:00 之后随着时间推移差距增大。

2.3 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度在不同梯度上的日变化趋势

从不同距离梯度上 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的对比来看 (图 3), 春季 PM_{2.5} 浓度有较明显的差别, 浓度排序为: 100 m > 0 m > 200 m。13:00 前 100 m 处的 PM_{2.5} 浓度明显高于 0 m 和 200 m 点, 之后三个梯度点间 PM_{2.5} 浓度逐渐接近。春季 PM₁₀ 浓度为 0 m > 100 m > 200 m。夏季 PM_{2.5} 浓度在 0 m 和 100 m 相对接近, 但均高于 200 m;

而 PM_{10} 浓度则表现为 $0\text{ m} > 100\text{ m} > 200\text{ m}$, 符合距离传播规律。

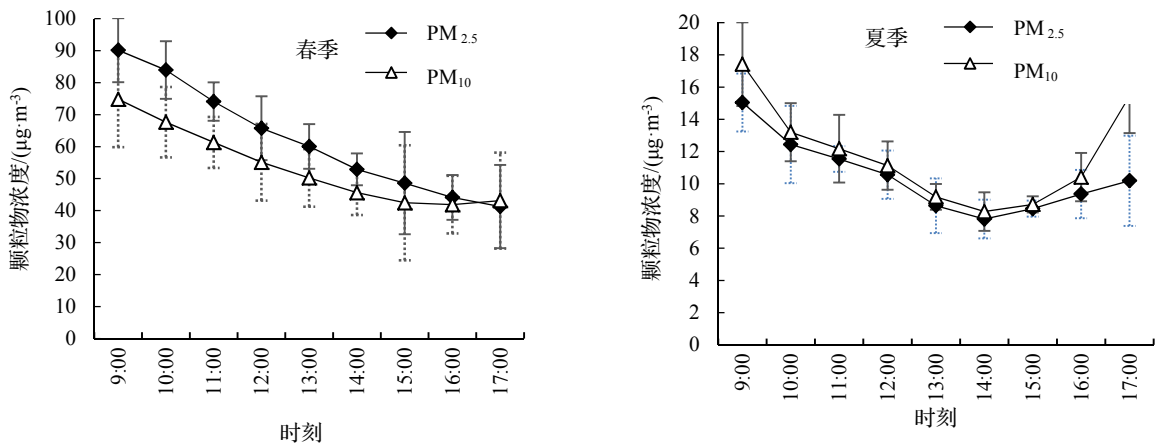


图 2 春季和夏季 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 浓度的日变化

Figure 2 Diurnal variation of $\text{PM}_{2.5}$ and PM_{10} mass concentration in spring and summer

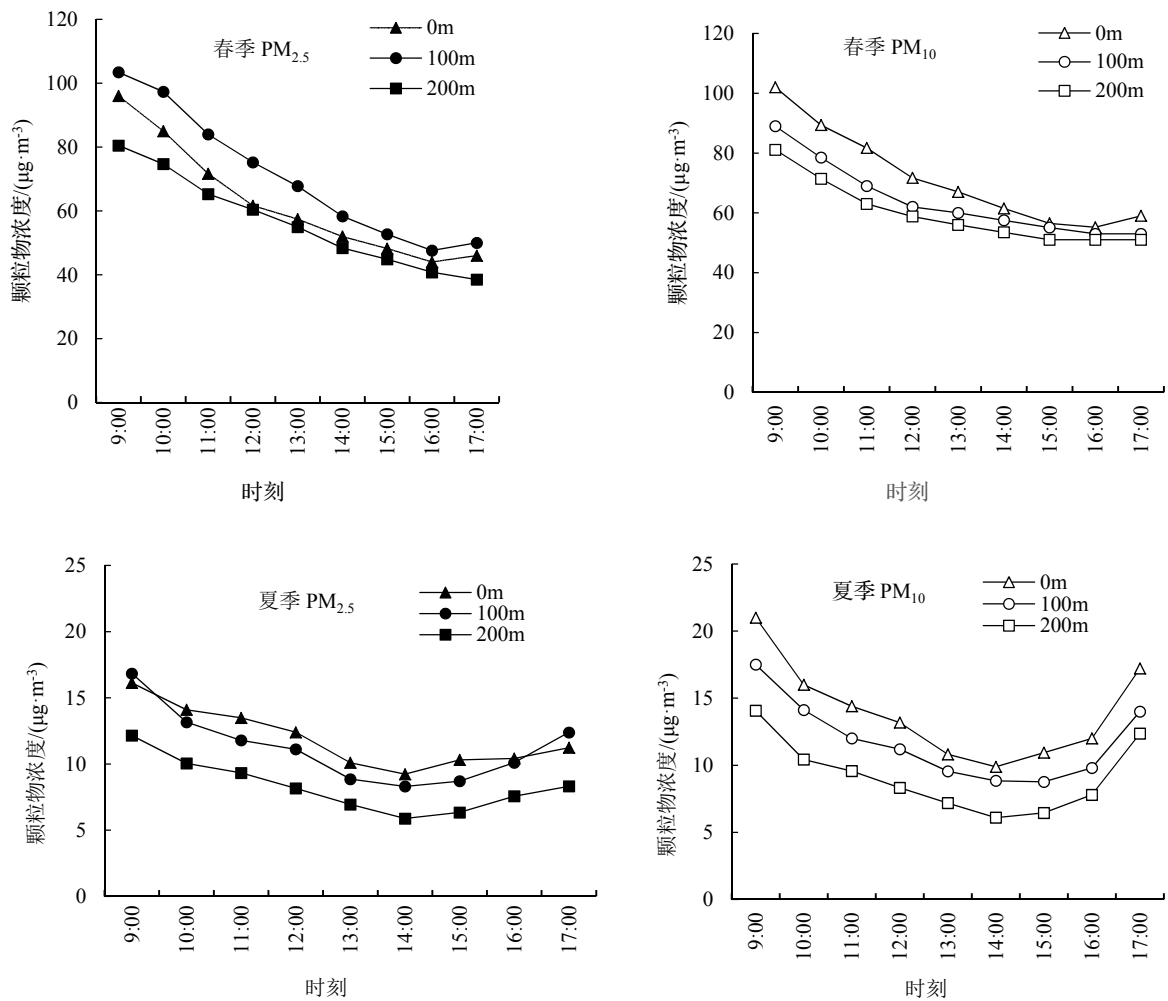


图 3 3 个梯度点上不同季节 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 浓度的日变化

Figure 3 $\text{PM}_{2.5}$ and PM_{10} mass concentration variation in 3 different monitoring points in different seasons

2.4 不同水平梯度上 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的消减作用

分季节对绿地不同梯度 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的消减效率进行计算发现 (图 4, 图 5), 不同季节绿地各梯度对 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的消减效率不同。夏季绿地对 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的消减效率均显著高于春季 ($P < 0.05$)。且绿地对 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 的最高消减效率均出现在夏季 200 m 梯度, 分别为 41% 和 39%。从不同梯度点来看, 春季两种颗粒物 200 m 梯度点的消减效率均显著高于 100 m 梯度点 ($P < 0.05$), 其中 PM_{2.5} 在 100 m 上消减效率最低, 监测时段内均为负值 (图 4), 说明春季 PM_{2.5} 可能会在绿地 100 m 梯度上产生一定蓄积。夏季 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 在 200 m 梯度点的消减效率均极显著高于 100 m 梯度点 ($P < 0.01$) (图 5)。从绿地消减效率的日变化趋势来看, 春季绿地 100 m 和 200 m 梯度点消减效率的日变化趋势基本一致, 在 10:00–11:00 消减效率较高, 15:00 消减效率最低。夏季绿地 200 m 和 100 m 梯度点消减效率日间变化都较为平缓, 15:00 左右消减效率较高。

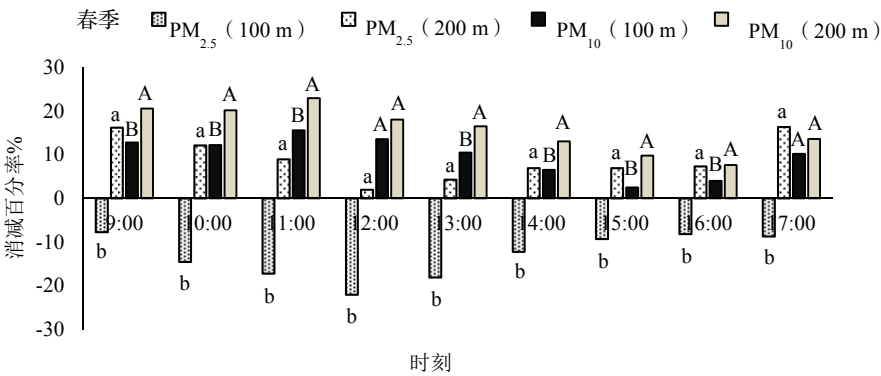


图 4 春季不同梯度点上 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的消减百分率

Figure 4 Removal percentage of PM_{2.5} and PM₁₀ at different points in spring

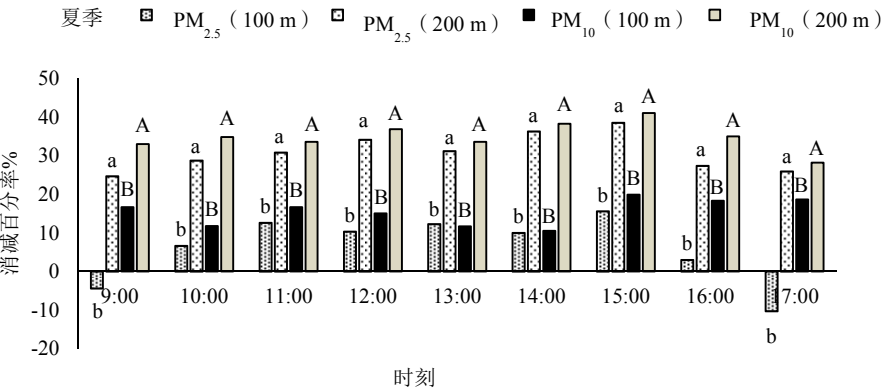


图 5 夏季不同梯度点上 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的消减百分率

Figure 5 Removal percentage of PM_{2.5} and PM₁₀ at different points in summer

2.5 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度和气候因子的相关分析

通过对春季和夏季监测日的气候因子进行独立样本 T 检验发现, 夏季的温度、湿度、风速均显著高于春季 ($P < 0.05$) (表 2)。再将 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度和同步监测的气候指标进行相关分析后发现, 在一定的风速范围内 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度一般与风速和空气温度呈显著负相关, 而与空气相对湿度呈显著正相关 (表 3, 表 4)。气候因子中, 温度与 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的相关系数最大, 说明空气温度对两种颗粒物的分布和传播影响最明显。

表 2 不同季节监测日环境气候因子对比
Table 2 Comparison on meteorological factors in different seasons

季节	温度/℃	相对湿度/%	风速/(m·s ⁻¹)
春季	24.72±3.5a	44.77±14.5a	0.25±0.2a
夏季	32.61±2.1b	55.8±10.8b	0.64±0.31b

表 3 PM_{2.5} 浓度与气候因子的相关分析
Table 3 Correlation coefficients of PM_{2.5} and meteorological factors

项目	平均温度	最高温度	最低温度	平均湿度	最大湿度	最小湿度	平均风速	最大风速
相关系数	- 0.763	- 0.764	- 0.763	0.250	0.240	0.275	- 0.403	- 0.383
显著水平	< 0.000 1	< 0.000 1	< 0.000 1	0.038	0.081	0.044	< 0.000 1	< 0.000 1

表 4 PM₁₀ 浓度与气候因子的相关分析
Table 4 Correlation coefficients of PM₁₀ and meteorological factors

项目	平均温度	最高温度	最低温度	平均湿度	最大湿度	最小湿度	平均风速	最大风速
相关系数	- 0.809	- 0.809	- 0.810	0.304	0.292	0.331	- 0.301	- 0.275
显著水平	< 0.000 1	< 0.000 1	< 0.000 1	0.025	0.032	0.015	< 0.000 1	< 0.000 1

3 讨论与结论

3.1 讨论

3.1.1 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的季节变化 本实验结果显示监测点春季的颗粒物浓度 (PM_{2.5} 和 PM₁₀) 显著高于夏季 ($P < 0.05$), 夏季绿地对 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的净化效率均显著高于春季 ($P < 0.05$)。这与吴国平在广州、武汉、兰州、重庆等四个城市设点观测发现 PM_{2.5} 在冬、春季最高, 夏、秋季最低的结果相符^[17], 也与徐敬等在北京舞蹈学院和中国气象局培训中心的监测结果 PM_{2.5} 在夏季最低, 其他三个季节相差不大的结果基本吻合^[18]。夏季树木处在生长旺盛、叶量大、功能最强的时期, 林分郁闭度也达到最大, 使得夏季植物吸附滞留 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的能力更强。本文还将春季和夏季气候因子的做了差异显著性分析, 结果发现, 夏季的空气温度、空气相对湿度、平均风速显著高于春季。夏季气温高、空气湿度小、风速大会使林中的空气湍流运动更加剧烈和频繁, 更加有利于颗粒物的稀释与扩散, 使颗粒物浓度降低^[19]。因此, 环境气候条件也是致使夏季游憩林内颗粒物浓度较低的重要因素。本研究结果还发现, 春季林中的 PM_{2.5} 浓度显著高于 PM₁₀ 浓度 ($P < 0.05$), 而夏季 PM₁₀ 浓度则较高于 PM_{2.5} 浓度。春季 PM_{2.5}/PM₁₀ 的比值显著高于夏季 ($P < 0.05$)。根据两种粒径颗粒物与风速的相关分析表明 (表 3, 表 4), PM_{2.5} 浓度与风速的相关系数较 PM₁₀ 更大, 说明夏季较大的风速对 PM_{2.5} 在空气中输送扩散运动的影响更加明显, 导致夏季林中 PM_{2.5} 浓度更小。

3.1.2 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的日变化 本研究观测春夏两个季节颗粒物浓度的日变化趋势发现, 春季两种颗粒物浓度在监测起始时 9:00 开始呈持续下降趋势, 至 15:00 开始保持稳定缓慢回升。夏季两种颗粒物的日间变化较为平稳, 也表现出早晚偏高的特点。城市环境中 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度大小与交通^[20-21]、工业和生活排放源^[22]有关。本研究区域位于杭州植物园, 紧邻西湖风景名胜區, 试验地周边居民区较少, 也没有产生污染的工业工厂。王华丽对杭州市公路交通流量监测发现, 交通量 24 h 日变化呈“M”型分布, 夜间交通量少, 白天交通量大, 且上午、下午高峰期分别为 8:00 - 10:00, 16:00 - 18:00^[29]。本实验研究结果中道路两侧的 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的日变化趋势与车流量日变化趋势一致, 颗粒物浓度随车流量的增大而增大。说明 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的日变化特征与早晚高峰道路车流量变化有一定相关性。这与鲁绍伟对北京的 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 的浓度水平与交通污染相关的结果一致^[23], 也与戴思迪的研究揭示的城市道路交通的大气颗粒物污染特征一致^[24]。表明道路交通污染是城市大气颗粒物的主要来源之一。另一方面, 王成在北京西山的研究中发现, 大气颗粒物污染还受大气层稳定程度等气象和天气因素的影响。白天气温高, 空气湿度小, 特别是午后左右气温达到最高, 空气湿度最低, 一般风速也比较大, 大气最不稳定, 相对频繁的空气湍流运动使颗粒物达到最低; 相反早晚气温低, 空气湿度大, 加上风速较小, 这种低温、高湿和相对静风的稳定气象状态不利于颗粒物的扩散和输送, 使其聚集增多^[25-26]。因此日间气象因素的变化可能是导致大气颗粒物浓度日变化的另一个主要原因。

3.1.3 不同梯度距离绿地对 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 浓度的消减作用 从本研究 3 个梯度点上 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 的分布结果来

看,不同于 PM_{2.5}在春季时 100 m 梯度点上浓度最大,绿地内 PM₁₀浓度在春季和夏季梯度的排序均为:0 m > 100 m > 200 m,更加符合距离传播规律。胡敏在我国重要城市群的研究发现,PM₁₀主要来自在未铺沥青、水泥的路面上行驶的机动车以及被风扬起的尘土^[27],因此可以说明 PM₁₀受预设污染源园外交通的影响更大。而 PM_{2.5}本身不是以重力沉降为主,可较长时间地在空气中悬浮和扩散,因此受距离的制约影响较 PM₁₀浓度小。另一方面,当大环境背景下 PM_{2.5}浓度较大时,外部持续的污染源输入到林内,树木来不及完全滞纳这些细颗粒物,其本身也难靠重力沉降,就会使得林内 PM_{2.5}蓄积,浓度反而高于林外。

春季 PM_{2.5}在林内 100 m 梯度产生蓄积,而 200 m 梯度 PM_{2.5}才显著低于林外,夏季城市森林内 200 m 处的颗粒物浓度也明显小于 100 m 处,结合统计的气象数据可以发现,夏季风速较大,显著高于春季,因此可能会导致颗粒物飘散传播的距离变长,本实验结果表明林内 200 m 的消减效率明显强于林内 100 m,说明半径不小于 200 m 的城市森林能对 PM_{2.5}产生明显的阻滞消减效果。张志丹等研究发现,城市森林的林缘至林内每 100 m 叶表面细颗粒物减少 5.2%,粗颗粒物减少 4.0%,在林内 200 ~ 400 m 基本降至稳定,这与本实验的研究结果基本吻合^[28]。

3.2 结论

(1) 城市森林内春季 PM_{2.5}和 PM₁₀浓度均显著高于夏季 ($P < 0.05$),春季林内以 PM_{2.5}污染为主,夏季以 PM₁₀污染较多。春季两种颗粒物浓度日变化总体呈下降趋势,从 9:00 开始持续下降至 17:00 达到最低点。夏季表现出早晚偏高的特点,从 9:00 持续下降至 14:00 达到最低点,之后逐渐回升。

(2) 夏季绿地对 PM_{2.5}和 PM₁₀浓度的消减效率显著高于春季 ($P < 0.05$)。PM₁₀分布完全符合距离传播规律,较 PM_{2.5}受马路污染源的影响更大。200 m 梯度对 PM_{2.5}和 PM₁₀浓度的消减效率最高。

参考文献:

- [1] XIA D, YU S, *et al.* Use of environmental magnetic techniques to monitor urban pollution origins in Lanzhou, Northwest China[J]. *Environ Earth Sci*, 2011, 64 (7): 1943–1949.
- [2] 王辉,刘春兰. 国内外 PM_{2.5}控制和治理措施评述[J]. *城市与减灾*, 2015 (2): 34–37.
- [3] 陶燕,刘亚梦,米生权,等. 大气细颗粒物的污染特征及对人体健康的影响[J]. *环境科学学报*, 2014, 34 (03): 592–597.
- [4] 肖致美,毕晓辉,冯银厂,等. 宁波市环境空气中 PM₁₀和 PM_{2.5}来源解析[J]. *环境科学研究*, 2012, 25 (5): 549–555.
- [5] QUEROL X, ALASTUEY A, RUIZ C R, *et al.* Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in selected European cities[J]. *Atmos Environ*, 2004, 38 (38): 6547–6555.
- [6] 殷杉,蔡静萍,陈丽萍,等. 交通绿化带植物配置对空气颗粒物的净化效益[J]. *生态学报*, 2006, 27 (11): 4590–4595.
- [7] 吕艳萍. 大气中 PM_{2.5}的现状分析及新的思考[J]. *环境科学与技术*, 2012, 35 (s1): 151–154.
- [8] 苟亚清,张清东. 道路景观植物滞尘量研究[J]. *中国城市林业*, 2008, 6 (1): 59–61.
- [9] 韩阳. 环境污染与植物功能[M]. 北京: 化学工业出版社, 2005: 127–129.
- [10] 王蕾. 北京市 11 种园林植物滞留大气颗粒物能力研究[J]. *应用生态学报*, 2006, 17 (4): 597–601.
- [11] 王赞红,李纪标. 城市街道常绿灌木植物叶片滞尘能力及滞尘颗粒物形态[J]. *生态环境学报*, 2006, 15 (2): 327–330.
- [12] 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.
- [13] Nowak D J. Air pollution removal by Chicago's urban forest[J]. *Gen Tech Rep*, 1994, 186: 62–83.
- [14] NOWAK D J, CRANE D E, STEVENS J C. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States[J]. *Urban For Urban Green*, 2006, 4 (3): 115–123.
- [15] MCDONALD A G, BEALEY W J, FOWLER D, *et al.* Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM₁₀ in two UK conurbations[J]. *Atmos Environ*, 2007, 41 (38): 8455–8467.
- [16] 郭伟,申屠雅瑾,郑述强,等. 城市绿地滞尘作用机理和规律的研究进展[J]. *生态环境学报*, 2010, 26 (6): 1465–1470.
- [17] 吴国平,胡伟. 我国四城市空气中 PM_{2.5}和 PM₁₀的污染水平[J]. *中国环境科学*, 1999 (2): 133–137.
- [18] 徐敬,丁国安,颜鹏,等. 北京地区 PM_{2.5}的成分特征及来源分析[J]. *应用气象学报*, 2007, 18 (5): 645–654.
- [19] 赵晨曦,王云琦,王玉杰,等. 北京地区冬春 PM_{2.5}和 PM₁₀污染水平时空分布及其与气象条件的关系[J]. *环境科学*, 2014, 35 (02): 418–427.

- [20] POWE N A, WILLIS K G. Mortality and morbidity benefits of air pollution (SO and PM) absorption attributable to woodland in Britain[J]. J Environ Manag, 2004, 70 (2) : 119 – 128.
- [21] LATHA K M, HIGHWOOD E J. Studies on particulate matter (PM₁₀) and its precursors over urban environment of Reading, UK[J]. J Quant Spectrosc Radiat Transf, 2006, 101 (2) : 367 – 379.
- [22] YUE W, LI X, LIU J, *et al.* Characterization of PM_{2.5} in the ambient air of Shanghai city by analyzing individual particles[J]. Sci Tot Environ, 2006, 368 (2–3) : 916 – 925.
- [23] 陈波, 李少宁, 杨新兵, 等. 北京春季 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 污染水平及影响因素研究[J]. 内蒙古农业大学学报: 自然科学版, 2018, 39 (05) : 36 – 44..
- [24] 戴斯迪, 马克明, 宝乐. 北京城区行道树国槐叶面尘分布及重金属污染特征[J]. 生态学报, 2012, 32 (16) : 5095 – 5102.
- [25] 胡敏, 唐倩, 彭剑飞, 等. 我国大气颗粒物来源及特征分析[J]. 环境与可持续发展, 2011, 36 (05) : 15 – 19.
- [26] 李梦, 唐贵谦, 黄俊, 等. 京津冀冬季大气混合层高度与大气污染的关系[J]. 环境科学, 2015 (6) : 1935 – 1943.
- [27] 王成, 郭二果, 鄯光发. 北京西山典型城市森林内 PM_{2.5} 动态变化规律[J]. 生态学报, 2014, 34 (19) : 5650 – 5658.
- [28] 张志丹. 北京市典型林分对 PM_{2.5} 等大气颗粒物调控作用研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2016.
- [29] 王华丽. 对杭州市公路交通流量特征的研究与分析[J]. 山西建筑, 2007, 33 (11) : 287 – 288.