闫珊珊，洪波 . 公园绿地不同景观空间 $PM_{2.5}$ 分布特征及其影响因素研究 [J]. 风景园林，2019，26（7）：101-106.

公园绿地不同景观空间 $PM_{2.5}$ 分布特征及其影响因素研究

$PM_{2.5}$ Concentration Distribution Characteristics in Different Landscape Spaces and Influencing Factors in Urban Park

闫珊珊 洪波 *

YAN Shanshan, HONG Bo*

中图分类号：TU986
文献标识码：A
文章编号：1673-1530(2019)07-0101-06
DOI: 10.14085/j.fjyl.2019.07.0101.06
收稿日期：2018-08-07
修回日期：2019-05-11

闫珊珊 / 女 / 西北农林科技大学风景园林艺术学院在读硕士研究生 / 研究方向为风景园林规划设计

YAN Shanshan is a master student in the College of Landscape Architecture and Arts, Northwest A&F University. Her research focuses on landscape planning and design.

洪波 / 男 / 博士 / 西北农林科技大学风景园林艺术学院副教授 / 研究方向为风景园林小气候适宜性设计

通信作者邮箱（Corresponding author Email）：hongbo@nwsuaf.edu.cn.

HONG Bo, Ph.D., is an associate professor in the College of Landscape Architecture and Arts, Northwest A&F University. His research focuses on sustainable design of microclimate in landscape architecture.

摘要：研究选取城市公园中 6 个由不同景观要素构成的空间，通过监测不同空间内 $PM_{2.5}$ 浓度、空气温度、相对湿度及风速风向，分析不同空间景观要素组成与 $PM_{2.5}$ 浓度之间的关系，探讨不同空间气象因子变化与 $PM_{2.5}$ 浓度的相关性。研究结论如下，1）不同景观要素构成的空间中 $PM_{2.5}$ 浓度存在显著差异（$P< 0.05$）。2）$PM_{2.5}$ 浓度与绿量（D）呈显著负相关（$R=-0.966$），当 113.57 $m^2<D<$ 204.81 m^2 时，$PM_{2.5}$ 浓度随绿量增加降低趋势较弱；当 216.78 $m^2< D<$ 370.38 m^2 时，$PM_{2.5}$ 浓度随绿量增加下降趋势明显。3）不同景观空间中 $PM_{2.5}$ 浓度与相对湿度的变化范围有关，湿度变化范围越大，$PM_{2.5}$ 浓度越高。4）$PM_{2.5}$ 浓度较低的景观空间中温湿度和风速的变化范围较小。本研究结果为基于室外环境评价的城市公园设计提供了理论依据和方法。

关键词：风景园林；公园绿地；景观要素；气象因子；$PM_{2.5}$；实测

基金项目：国家自然科学基金（编号 51708451）

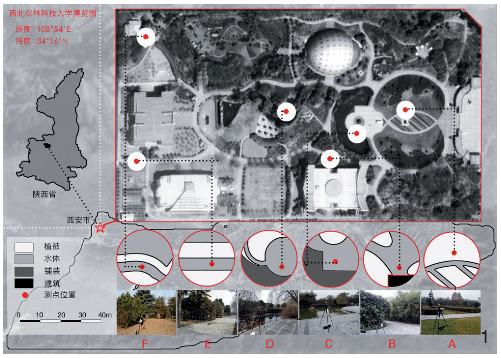
Abstract: This paper focuses on the six spaces composed of different landscape elements in an urban park to conduct on-site measurement. By measuring the $PM_{2.5}$ concentration, air temperature, relative humidity, wind velocity and direction, and analyzing the relationship between the composition of landscape elements and $PM_{2.5}$ concentration in different spaces, we explore the correlations between spatial meteorological factors and $PM_{2.5}$ concentration. The results show that: 1) There are significant differences ($P<0.05$) in $PM_{2.5}$ concentrations among landscape spaces. 2) There is a significant negative correlation ($R=-0.966$) between $PM_{2.5}$ concentration and green volume (D). When 113.57 $m^2<D<$204.81 m^2, $PM_{2.5}$ concentration decreases slowly with the increase of green volume, while the $PM_{2.5}$ concentration plunges significantly when 216.78 $m^2<D<$370.38 m^2. 3) The $PM_{2.5}$ concentrations in different landscape spaces are related to the range of relative humidity: the greater range of humidity, the higher concentration. 4) Spaces with lowest concentration show the characteristics of minimum temperature, relative humidity and wind speed range. The results of this study provide theoretical basis and methods for urban park design based on outdoor environmental assessment.

Keywords: landscape architecture; urban park; landscape element; meteorological factor; $PM_{2.5}$; on-site measurement

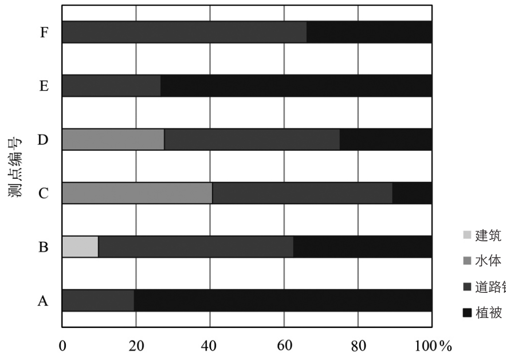
Fund Item: National Natural Science Foundation of China (No. 51708451)

快速城市化导致城市空气污染不断加剧，其中 $PM_{2.5}$ 对人类健康产生极大威胁 [1-6]。城市公园作为城市绿色基础设施的重要组成部分，其一方面为居民进行户外活动提供了场所，同时城市公园在提升空气质量、缓解城市热岛等方面发挥了积极作用 [7-9]。

通过控制污染物在行人空间的传播是提高空气质量的有效途径之一 [10]。风速和温湿条件是影响空气中 $PM_{2.5}$ 扩散和沉降的主要因素 [11-12]。良好的自然通风能稀释污染物浓度，加快其局部扩散，但风速过大会造成地面扬尘，形成二次污染 [13]。环境中风场的垂直和水平方向气流



1



2

1 公园位置及测点环境

Location of the study sites and the environment of monitored points in the park

2 各测点景观要素平面占比

Plane proportion of landscape elements of each measuring point

能够影响较大范围内的颗粒物分布，空间中不同障碍物的阻挡作用会造成局部气流变化[14-15]。空气温度和相对湿度也是造成地面附近颗粒物浓度变化的主要原因，气温上升、降水量增加都易于 $PM_{2.5}$ 沉降[16-17]。

不同景观要素会对空间颗粒物浓度分布产生影响，其中植物能够发挥明显的滞尘作用[18-20]。粗糙的树皮和茂密的枝干使得植物在冬季落叶之后还能降低 18%~20% 的空气含尘量[21]；乔木滞尘能力优于灌木和草本，乔灌草复合型植物群落结构的降尘效果更为显著[22]；道路和行人之间的灌木绿篱能够有效阻挡空气污染物与行人接触，更有利于在行人高度尺度下形成较为清洁的空间[23]。在不同风向条件下，植物会影响街谷通风，造成颗粒物空间分布发生变化[24]；而且植物叶片表面湿润粗糙的生理特征和气孔的吸附作用，也会造成颗粒物浓度下降[25]。建筑布局和朝向对局部风环境有着至关重要的影响，不同建筑外形[26-28]和建筑遮阴[29-30]会造成建筑外立面和局地风场发生明显变化，进而影响颗粒物浓度的空间分布。水域环境与林地环境的颗粒物浓度存在差别，由于水体蒸发降温造成的通风环境和温湿环境的改善，其是影响 $PM_{2.5}$ 扩散和沉降的重要因素[31-32]。

在不同尺度悬浮颗粒污染物扩散的相关研究中，城市作为重要的颗粒物“源”，其污染物浓度高于郊区、农村、林地和农田等其他景观类型[33-34]，蔓延发展型城市相较于紧凑型城市会产生更多的颗粒物污染[35-36]。在城市内部，由于工业生产和居民生活活动，使得居住区、工业区以及交通空间颗粒物浓度更高[37]。

综上可见，不同景观空间的要素组成、局部通风状况以及温湿条件的差异是造成颗粒污染物空间分布不均的主要原因。当前研究多从区域或城市尺度考虑 $PM_{2.5}$ 的污染特征，缺乏从不同园林空间视角考虑小尺度的景观要素组成、局地空气温度、相对湿度和风速对行人空间颗粒物空间分布影响[38]64。笔者研究通过实地测试，分析不同景观空间园林要素组合比例与 $PM_{2.5}$ 浓度之间的关系，比较不同景观空间 $PM_{2.5}$ 浓度、温湿度、风速的差异并探讨气象因子与 $PM_{2.5}$ 浓度的相关性。旨在探明城市公园不同景观空间中 $PM_{2.5}$ 分布特征，为城市公园不同空间小气候适宜性设计提供理论依据和方法。

1 实验方法

1.1 场地概况

研究场地位于陕西省杨凌高新农业示范区（34°16′N，108°54′E），该地区以农业高新技术产业示范为主，无大型工厂等污染源，大气输送是造成该地区冬季雾霾污染的主要原因[39]。实测公园占地 13.3 hm^2，总建筑面积 1.6 hm^2，周围紧邻高校和绿化区，东、北两面虽靠近城市道路，但车流量较小。场地内有 4 栋主要建筑，室外空间植被类型多样，由植物、建筑、水体、道路铺装等要素构成丰富的景观空间，能够很好地体现 $PM_{2.5}$ 的空间分布特征。根据场地建成环境选取 6 个不同景观空间进行研究（图 1）。

1.2 景观要素调查

据前人研究，景观对微气候影响范围的最小距离为 10 m[40-41]，因此划定测点周围半径 10 m 的圆形场地为研究区域，并对各景观要素平面占比进行统计。各景观要素位置和面积可由 CAD 平面图计算获得，其中乔灌木、草本及地被统一归于植被覆盖（图 2）。

为了详细描述植物空间，引入绿量作为指标[42]，其计算公式为：

$$D=S\times \mathrm{LAI}$$

D 为植物绿量（m^2）；S 为种植面积（m^2）；LAI 为叶面积指数，单位为 1。

现场辨识植物种类，利用卷尺、测距仪确定植物相对位置、乔木冠径和灌木冠幅，利用 LAI 2200C 冠层分析仪（LI-COR. USA）获得植物叶面积指数。根据上式计算绿量（表 1）。

1.3 空间围合度分析

使用天空开阔度（sky view factor，简称 SVF）作为反映空间围合度的指标。使用鱼眼相机在各空间点距地面垂直距离为 1.5 m 处拍摄，照片显示测点的遮蔽物轮廓线在一个圆形的平面上，将处理后的黑白照片导入 Raman 2.1 计算得出天空开阔度的状况（图 3）。

1.4 数据收集及处理

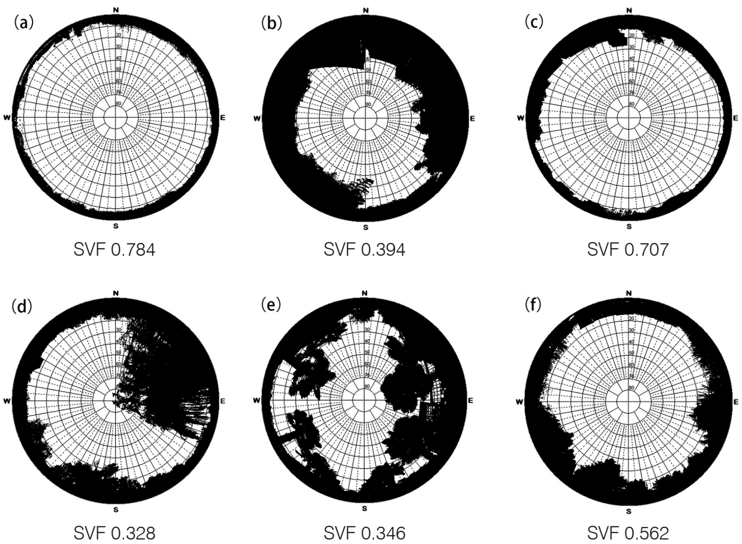
该地区秋冬季污染严重，研究选定 2017 年 11 月天气晴好，污染程度相近的 3 d，在居民户外活动的频繁的时间段 10：00—17：00 对各个空间进行连续监测。采用气溶胶颗粒物测试仪 Aerocet 531S（Metone Ins. USA）每间隔 20 min 在行人高度（1.5 m）收集颗粒物数据。为减少单次测量产生的误差，每 20 min 采集 2 组数据以算术平均值代表该时段内颗粒物浓度的平均水平。采用便携气象站 Kestrel 5500（Nielsen-Kellerman. USA）对温湿度、风速和风向进行实时监测，每分钟自动记录一次。

采用 EXCEL 2010 和 SPSS 22.0 软件进行数据整理分析。将 20 min 收集记录的颗粒物

表 1 各测点植物种类及绿量

Tab. 1 Vegetation species and corresponding green volume in each monitored points

测点	植物种类	绿量 /m^2
A	早熟禾（*Poa annua*）、小檗（*Berberidaceae berberis*）、女贞（*Oleaceae ligustrum*）	113.57
B	矢竹（*Gramineae pseudosasa* ）、毛竹（*Gramineae phyllostachys*）、黄山栾树（*Sapindaceae koelreuteria*）、苦楝（*Melia azedarace*）	229.68
C	桂花（*Oleaceae osmanthus*）、迎春（*Oleaceae jasminum*）、鸡爪槭（*Acer palmatum*）	216.78
D	棕榈（*Palmae trachycarpus*）、垂柳（*Salix babylonica*）、结香（*Thymelaeaceae edgeworthia*）、构骨（*Aquifoliaceae llex*）	370.38
E	棕榈（*Palmae trachycarpus*）、红豆杉（*Taxaceae taxus*）、珊瑚树（*Caprifoliaceae viburnum*）	245.58
F	火棘（*Rosaceae pyracantha*）、侧柏（*Cupressaceae platycladus*）、雪松（*Pinaceae cedrus*）	204.81



3

3 各测点天空开阔度

Sky view factors in six landscape spaces

表 2 不同空间 $PM_{2.5}$ 浓度方差分析

Tab. 2 One-way ANOVA analysis of $PM_{2.5}$ concentration in six landscape spaces

测点	平均值（± 标准差）	*F*	*P-value*	*F crit*
A	136.18 ± 15.48	21.15	0.00	2.29
B	131.12 ± 13.76			
C	131.50 ± 14.14			
D	96.33 ± 15.75			
E	129.58 ± 13.20			
F	131.40 ± 14.17			

注：*F*（*F* 值）；*F crit*（*F* 边界值）；*P -value*（*P* 值）。

表 3 $PM_{2.5}$ 浓度与各景观要素平面占比及植物绿量相关分析

Tab. 3 Correlation coefficients between $PM_{2.5}$ and six variables

	变量	相关系数（*R*）	显著性
$PM_{2.5}$ 浓度	绿地平面占比	0.370*	0.046
	水体平面占比	−0.440	0.372
	建筑平面占比	0.170	0.748
	道路及铺装平面占比	−0.180	0.740
	植物绿量	−0.903*	0.014

注：*R* 表示相关系数；* 表示在 0.05 水平上显著相关（双尾检验）。

浓度数值和温湿度、风速数值进行算数平均，再将 3 个测试日相同时段内的颗粒物以及温湿度、风速数据进行算术平均。

2 结果与讨论

2.1 景观要素对 $PM_{2.5}$ 浓度分布的影响

2.1.1 不同景观空间 $PM_{2.5}$ 浓度差异分析

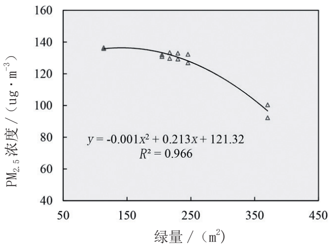
对 6 组数据进行单因素方差分析（表 2）。结果表明：*F* 值为 21.15，大于临界值；*P* 值远小于显著性水平 0.05。各景观空间的日平均 $PM_{2.5}$ 浓度从 A 到 F 依次为：136.18、131.12、131.50、96.33、129.58、131.40。表明 6 个景观空间颗粒物浓度存在显著差异。

2.1.2 各要素与 $PM_{2.5}$ 浓度相关性分析

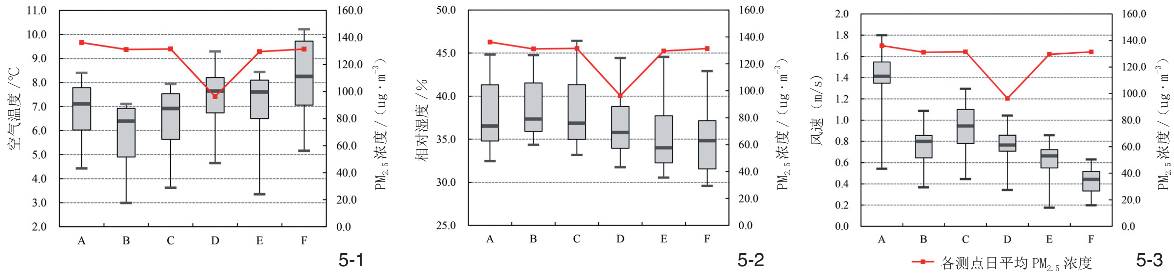
为判断造成上述差异的原因，对各景观要素的平面占比、绿量和 $PM_{2.5}$ 浓度进行显著相关分析（表 3），绿量和 $PM_{2.5}$ 浓度的 *R* 值为 −0.903，显著性 0.014（<0.05），绿地占比与 $PM_{2.5}$ 的 *R* 值为 0.370，显著性 0.046（<0.05）。水体、建筑、园路及铺装平面占比与 $PM_{2.5}$ 浓度的相关系数依次为：−0.440、0.170、−0.180。说明 $PM_{2.5}$ 浓度与绿量呈显著负相关而与绿地平面占比呈弱正相关，即绿地占比小，绿量大的景观空间 $PM_{2.5}$ 浓度低，反之则越高。

根据绿量与浓度的相关性分析结果，建立二者间回归模型。将测点在 10：00—13：00 和 13：00—17：00 两个时间段内的 $PM_{2.5}$ 浓度数值分别进行算术平均，再将 3 d 同一时间段内的数值再平均，进而得出绿量和 $PM_{2.5}$ 浓度之间关系（图 4），即 $y= -0.001x^2+0.213x+121.32$（$R^2=0.966$）。可以看出，在局地范围内，当绿量在 113.57~204.81 m^2 区间时，$PM_{2.5}$ 浓度随绿量增加降低较弱；当绿量在 216.78~370.38 m^2 区间变化时，污染物浓度随绿量增加呈明显下降趋势。说明区域内植物绿量对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响是不均衡变化的，随着绿量的增加，$PM_{2.5}$ 浓度降低越明显。

绿量是表示空间植物总叶面积的二维指标，SVF 能够体现空间围合度，SVF 越大，空间围合度越低。结合二者对 $PM_{2.5}$ 浓度空间差异进行分析得出 D 点 $PM_{2.5}$ 浓度最低，空间绿量 D_d=370.38 m^2 最大，植被群落结构为复杂的乔灌草结构（以常绿植物棕榈、构骨为主），并在行人高度尺度下形成较为闭合的空间，SVF=0.328 最小；而浓度最高的 A 点位于草坪处，D_a=113.57 m^2 最小，周围几无遮挡物，SVF=0.784 最大；由于绿量 $D_c>D_b>D_f$（$\Delta D_{c\text{-}b}=15.9\ m^2$，$\Delta D_{b\text{-}f}=24.87\ m^2$），并且空间围合度 F<B<E（$\Delta SVF_{f\text{-}b}=0.168$；$\Delta SVF_{b\text{-}e}=0.048$），所以 B 点的 $PM_{2.5}$ 浓度高于 E 点而低于 F 点；C 点主要栽植鸡爪槭和迎春，



4



5-1 5-2 5-3
5

表 4 各测点空间空气温度、相对湿度、风速的上下四分位数值以及四分位内距数值

Tab. 4 The quartile value (Q_1&Q_3) and IQR of temperature, relative humidity and wind velocity in sampling sites

测点	Q_3			Q_1			IQR= Q_3−Q_1		
	温度 /℃	湿度 /%	风速 /（$m \cdot s^{-1}$）	温度℃	湿度 /%	风速 /（$m \cdot s^{-1}$）	温度 /℃	湿度 /%	风速 /（$m \cdot s^{-1}$）
A	7.79	41.32	1.55	6.03	34.80	1.35	1.76	6.52	0.20
B	6.92	41.53	0.86	4.90	35.92	0.65	2.02	5.62	0.21
C	7.53	41.34	1.10	5.64	34.99	0.78	1.90	6.35	0.32
D	8.21	38.80	0.86	6.74	33.95	0.71	1.47	4.85	0.15
E	8.10	37.73	0.72	6.51	32.26	0.55	1.59	5.47	0.17
F	9.72	37.15	0.52	7.06	31.56	0.33	2.66	5.58	0.19

注：Q_1 表示上四分位数；Q_3 表示下四分位数；IQR 表示四分位内距。

4 局地范围（314 m²）内绿量与 $PM_{2.5}$ 浓度之间的关系

The relations between the green volume and concentration of $PM_{2.5}$ in the local area (314 m²)

5 各景观空间空气温度（5-1）、相对湿度（5-2）和风速（5-3）

Observations of temperature (5-1); relative humidity(5-2); and wind velocity (5-3) in six landscape spaces

绿量虽稍高于由常绿灌木和针叶乔木围合的 F 点（$\Delta D_{c\text{-}f}$=11.97 m²），但在行人空间的围合度小于 F（$\Delta SVF_{c\text{-}f}$=0.145），而围合度较低的空间更容易暴露于污染物浓度较高的环境中，并且在落叶季，常绿灌木和针叶乔木的滞尘能力要强于落叶灌木 [43]，所以造成 C 点 $PM_{2.5}$ 浓度高于 F 点。

由于杨凌地区污染源主要来自大气输送的颗粒物，所以在微观尺度上由植被群落形成的多孔屏障在隔离、过滤和污染物沉降方面发挥了重要作用 [44]。在行人空间中由植物围合形成的固体屏障能够有效降低行人暴露在 $PM_{2.5}$ 的水平，即使在落叶的冬季，植物密集的枝干仍能增加空气湍流，加速颗粒物沉降 [45-47]。C 和 D 点均存在水体要素，水域面积小且相差不大，而植物绿量差异较大，因此水体对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响并不明显。上述结果表明，绿量是影响不同景观空间 $PM_{2.5}$ 浓度的关键因素，当绿量差异不大（$\Delta D \leq$ 11.97 m²）时，空间围合度越低，污染物浓度越高。

2.2 景观空间 $PM_{2.5}$ 浓度与气象因子的关系

2.2.1 各景观空间气象因子比较分析

分别对污染程度不同的景观空间中的空气温度、相对湿度及风速进行比较，分析颗粒物浓度分布和各气象因子之间的关系。

四分位距 IQR 表示变量总体的分散情况，可以体现空间温湿度及风速的日变化范围，从图 5-1 可以看出 D 点的温度数值 50% 集中在 6.73~8.20 ℃，IQR 为 1.47（表 4），说明相较于其他测点温度分布范围最为集中且偏高，可能原因是 D 点周围无高大建筑及乔木遮阴，且水体比热容较大，在吸收太阳辐射之后能稳定环境温度，减小日间温度变化范围，相对稳定较高的温度与周围较低的环境温度形成持续的空气对流，有利于 $PM_{2.5}$ 的扩散 [38][66]。从图 5-2 可以看出，D 点的相对湿度 50% 集中在 33.95%~38.80%，IQR 为 4.85（表 4），湿度分布范围最为集中且偏低；而 A 点的相对湿度 50% 集中在 34.80%~41.32%，IQR 为 6.52，分布范围最为分散且偏高，其余测点的湿度变化范围及分布与 $PM_{2.5}$ 浓度变化一致。说明景观空间的湿度变化范围越小，$PM_{2.5}$ 浓度越低，反之则越高。从图 5-3 可以看出，各空间风速分布规律不明显，但 D 点风速数值 IQR 为 0.15（表 4），相较于其他测点风速变化范围最小，据分析：由于 D 点行人空间由灌丛围合，植物作为多孔屏障其茂密的枝叶对气流起到很好的疏透作用，能够在气流通过时滞留部分颗粒物。综上可见：各点 $PM_{2.5}$ 浓度与其温湿度和风速大小无直接关系，但与空间温湿度和风速的变化范围有关，浓度最低的 D 点温湿度和风速的日变化范围最小。

2.2.2 各空间气象因子与 $PM_{2.5}$ 浓度相关性分析

计算各测点每小时内 $PM_{2.5}$ 浓度数值和温度、湿度以及风速的平均值，再将 3 d 同一时段内的数值进行算术平均，得到各测点颗粒物浓度和气象因子的数值，对测量时段每个空间 $PM_{2.5}$ 浓度与各气象因子分别进行拟合分析（表 5）。可以看出：各点 $PM_{2.5}$ 浓度与空气温度在 0.01 层上均呈显著负相关，与相对湿度呈显著正相关，大气逆温和 $PM_{2.5}$ 的吸湿沉降可以很好地解释该变化过程 [48-49]，这与区域尺度上的研究结果一致 [50-52]，表明温湿度与 $PM_{2.5}$ 浓度的关系不受研究尺度的影响。其中温度模型的拟合优度 R^2 最大值为 0.93，最小值为 0.72，平均拟合优度为 0.86；湿度模型的拟合优度最大值为 R^2=0.94，最小值为 0.85，平均拟合优度为 0.90。表明在冬季气温较低的情况下，局部空间的 $PM_{2.5}$ 浓度变化与湿度变化更为相关。浓度与风速之间规律不明显，在 A、B、D 点的风速与 $PM_{2.5}$ 浓度虽呈显著相关，但其余各点均无相关性。对上述 3 个测点风速和 $PM_{2.5}$ 浓度进行拟合，但结果不够理想。

根据各点建立的温湿度与 $PM_{2.5}$ 浓度的回归模型得出，气温每升高 10%，浓度分别降低

表 5 6 个测点温湿度及风速与 $PM_{2.5}$ 浓度相关分析及模型建立

Tab. 5 The correlation analysis and regression models of $PM_{2.5}$ concentration between temperature, relative humidity and wind speed in six sampling sites

测点	项目	空气温度 /℃	相对湿度 /%	风速 / (m · s^{-1})
A	相关系数 R	-0.964^{**}	0.967^{**}	-0.671^{**}
	回归模型	$y = -11.6x + 215.02$	$y = 3.782\,5x - 6.82$	$y=-37.872x + 188.74$
	拟合优度 R^2	0.929	0.934	0.421
B	相关系数 R	-0.925^{**}	0.928^{**}	-0.667^{**}
	回归模型	$y = -9.283\,4x + 185.12$	$y = 3.595\,9x - 8.21$	$y=-49.331x + 168.80$
	拟合优度 R^2	0.856	0.900	0.415
C	相关系数 R	-0.953^{**}	0.948^{**}	0.256
	回归模型	$y = -10.034x + 196.78$	$y = 3.411\,8x + 1.53$	——
	拟合优度 R^2	0.908	0.899	——
D	相关系数 R	-0.953^{**}	0.967^{**}	-0.547^{*}
	回归模型	$y = -12.044x + 185.20$	$y = 4.224x - 57.57$	$y=-59.375x + 140.67$
	拟合优度 R^2	0.909	0.936	0.263
E	相关系数 R	-0.908^{**}	0.919^{**}	-0.222
	回归模型	$y = -7.727\,9x + 183.79$	$y = 2.943\,6x + 26.20$	——
	拟合优度 R^2	0.825	0.845	——
F	相关系数 R	-0.846^{**}	0.937^{**}	-0.331
	回归模型	$y = -8.991\,4x + 204.83$	$y = 3.920\,1x - 5.99$	——
	拟合优度 R^2	0.716	0.878	——

注：* 表示相关性在 0.05 层上显著 (双尾)；** 表示相关性在 0.01 层上显著 (双尾)。

1.16、0.93、1.00、1.20、0.77、0.90；湿度每降低 10%，浓度分别降低 0.38、0.36、0.34、0.42、0.29、0.39，其中 D 点浓度随温湿度变化降低得最快，E 点最慢。造成该现象的原因可能是由灌木围合的空间 D，其环境结构比较复杂，当温湿条件发生变化时茂密的植物枝叶能增加与微粒的接触机会并为 $PM_{2.5}$ 沉降提供充分的空间。而 E 点空间由建筑和高大的乔木围合，行人空间并没有复杂的结构物，所以 $PM_{2.5}$ 更难沉降。

3 结论与展望

研究通过对城市公园不同景观空间中的 $PM_{2.5}$ 浓度以及气象因子的监测，分析不同景观空间要素组合与 $PM_{2.5}$ 浓度之间的关系，比较不同景观空间 $PM_{2.5}$ 浓度、温湿度、风速的差异并探讨环境温湿度、风速与 $PM_{2.5}$ 浓度的相关性。得出以下结论。

1) 不同景观空间的 $PM_{2.5}$ 浓度分布存在明显差异 ($P<0.05$)，空间浓度从低到高依次为：D<E<B<F<C<A；其中以草坪地被与道路铺装构成的开敞空间 A 浓度最高，由乔灌草结构、水体以及硬质铺装构成的半开敞空间 D 浓度最低。

2) $PM_{2.5}$ 浓度与水体、建筑、道路及铺装等平面占比无明显相关关系，与植物平面占比呈弱正相关，与植物绿量 (D) 呈显著负相关。其中绿量与 $PM_{2.5}$ 浓度存在关系：$y= - 0.001x^2+0.213x+121.32$ ($R^2=0.966$)；当 113.57 $m^2<D<$ 204.81 m^2 时，$PM_{2.5}$ 浓度随绿量增加降低较弱；当 216.78 $m^2<D<$ 370.38 m^2 时，污染物浓度随绿量增加呈明显下降趋势。

3) $PM_{2.5}$ 浓度与温湿度及风速的变化范围有关，湿度变化范围越大，$PM_{2.5}$ 浓度越高，反之则越低；$PM_{2.5}$ 浓度较低的景观空间具有温湿度和风速的变化范围较小的特征。

研究阐明了局地尺度下不同景观要素的组成在秋季对 $PM_{2.5}$ 浓度分布的影响，以及不同景观空间颗粒污染物与温湿度、风速的关系。随着季节更替，$PM_{2.5}$ 污染特征和植物景观均会呈现季相变化 [53-54]。因此，针对不同景观空间在其他季节对颗粒物影响的实测研究有待进一步开展。研究揭示了公园中不同景观空间的 $PM_{2.5}$ 分布规律，探明了不同景观要素组成对局地微气候的调控机理，为城市公园景观空间设计提供相应的理论依据和科学指导。

致谢 (Acknowledgements)：

感谢硕士研究生秦红巧、米家熠、姜润声、贺晓云、安乐、牛佳琦、周蕴涵、许佳等对数据采集提供的帮助。

参考文献 (References)：

[1] IMHOF D, WEINGARTNER E, ORDONEZ C, et al. Real-World Emission Factors of Fine and Ultrafine Aerosol Particles for Different Traffic Situations in Switzerland[J]. Environmental Science & Technology, 2005, 39(21): 8341-8350.

[2] WANG P, CAO J J, SHEN Z X, et al. Spatial and Seasonal Variations of $PM_{2.5}$ Mass and Species During 2010 In Xi'an, China[J]. Science of the Total Environment, 2015, 508:477-487.

[3] WESTERDAHL D, WANG X, PAN X, et al. Characterization of On-Road Vehicle Emission Factors and Microenvironmental Air Quality in Beijing, China[J]. Atmospheric Environment, 2009, 43(3): 697-705.

[4] ZHANG K M, WEXLER A S, NIEMEIER D A, et al. Evolution of Particle Number Distribution Near Roadways. Part III: Traffic Analysis And On-Road Size Resolved Particulate Emission Factors[J]. Atmospheric Environment, 2005, 39(22): 4155-4166.

[5] BECKETT K P, FREER-SMITH P, TAYLOR G. Effective Tree Species for Local Air-Quality Management[J]. Journal of Arboriculture, 2000, 26(1): 12-19.

[6] GAO N P, NIU J L, PERINO M, et al. The Airborne Transmission of Infection Between Flats in High-Rise Residential Buildings: Particle Simulation[J]. Building and Environment, 2009, 44(2): 402-410.

[7] CAO X, ONISHI A, CHEN J, et al. Quantifying The Cool Island Intensity of Urban Parks Using ASTER and IKONOS Data [J]. Landscape and Urban Planning, 2010, 96(4): 224-231.

[8] IMAI H, NAKASHIZUKA T. Environmental Factors Affecting The Composition and Diversity of Avian Community in Mid- To Late Breeding Season in Urban Parks And Green Spaces[J]. Landscape and Urban Planning, 2010, 96(3): 183-194.

[9] YIN S, SHEN Z, ZHOU P, et al. Quantifying Air Pollution Attenuation Within Urban Parks: An Experimental Approach in Shanghai, China[J]. Environmental Pollution, 2011, 159(8-9): 2155-2163.

[10] MCNABOLA A, O'LUANAIGH N, GALLAGHER J, et al. The Development and Assessment of An Aspiration Efficiency Reducing System of Air Pollution Control for Particulate Matter in Building Ventilation Systems[J]. Energy and Buildings, 2013, 61:177-184.

[11] LU C, DENG Q H, LIU W W, et al. Characteristics of Ventilation Coefficient and Its Impact on Urban Air Pollution [J]. Journal of Central South University of Technology, 2012, 19(3): 615-622.

[12] 廉丽姝，高军靖，束炯．城市大气污染特征及其与气象因子的关系：以济南、青岛市为例 [J]. 环境污染与防治，2011，33（5）：22-26．
[13] GEBHART K A, KREIDENWEIS S M, MALM W C. Back-Trajectory Analyses of Fine Particulate Matter Measured at Big Bend National Park in the Historical Database and the 1996 Scoping Study[J]. Science of the Total Environment, 2001, 276(1-3): 185-204.
[14] JANH LL S. Review on Urban Vegetation and Particle Air Pollution: Deposition and Dispersion[J]. Atmospheric Environment, 2015, 105:130-137.
[15] YUAN C, NG E, NORFORD L K. Improving Air Quality in High-Density Cities by Understanding the Relationship Between Air Pollutant Dispersion and Urban Morphologies[J]. Building and Environment, 2014, 71: 245-258.
[16] JACOB D J, WINNER D A. Effect of Climate Change on Air Quality[J]. Atmospheric Environment, 2009, 43(1): 51-63.
[17] KLEEMAN M J. A Preliminary Assessment of the Sensitivity of Air Quality in California to Global Change[J]. Climatic Change, 2008, 87: S273-S92.
[18] WANIA A, BRUSE M, BLOND N, et al. Analysing the Influence of Different Street Vegetation on Traffic-Induced Particle Dispersion Using Microscale Simulations[J]. Journal of Environmental Management, 2012, 94(1): 91-101.
[19] ESCOBEDO F J, NOWAK D J. Spatial Heterogeneity and Air Pollution Removal by an Urban Forest[J]. Landscape and Urban Planning, 2009, 90(3-4): 102-110.
[20] FANTOZZI F, MONACI F, BLANUSA T, et al. Spatio-Temporal Variations of Ozone and Nitrogen Dioxide Concentrations under Urban Trees and in a Nearby Open Area [J]. Urban Climate, 2015, 12:119-127.
[21] GAO J H, WANG D M, ZHAO L, et al. Airborne Dust Detainment by Different Plant Leaves: Taking Beijing as an Example[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2007, 29(2): 94-99.
[22] BAKER W L. A Review of Models of Landscape Change[J]. Landscape Ecology, 1989, 2(2): 111-133.
[23] VOS P E J, MAIHEU B, VANKERKOM J, et al. Improving Local Air Quality in Cities: To Tree or Not to Tree?[J]. Environmental Pollution, 2013, 183:113-122.
[24] HOFMAN J, SAMSON R. Biomagnetic Monitoring as a Validation Tool for Local Air Quality Models: A Case Study for an Urban Street Canyon[J]. Environment International, 2014, 70: 50-61.
[25] 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．
[26] CHEN H, OOKA R, KATO S. Study on Optimum Design Method for Pleasant Outdoor Thermal Environment Using Genetic Algorithms (GA) and Coupled Simulation of Convection, Radiation and Conduction[J]. Building and Environment, 2008, 43(1): 18-30.
[27] HSIEH C M, CHEN H, OOKA R, et al. Simulation Analysis of Site Design and Layout Planning to Mitigate Thermal Environment of Riverside Residential Development[J]. Building Simulation, 2010, 3(1): 51-61.
[28] ZAHID IQBAL Q M, CHAN A L S. Pedestrian Level Wind Environment Assessment around Group of High-Rise Cross-Shaped Buildings: Effect 0f Building Shape, Separation and Orientation[J]. Building and Environment, 2016, 101: 45-63.
[29] YANG L, LI Y. City Ventilation of Hong Kong at No-Wind Conditions[J]. Atmospheric Environment, 2009, 43(19): 3111-3121.
[30] MIRZAEI P A, HAGHIGHAT F. A Procedure to Quantify The Impact of Mitigation Techniques on the Urban Ventilation[J]. Building and Environment, 2012, 47: 410-420.
[31] LIU J, MO L, ZHU L, et al. Removal Efficiency of Particulate Matters at Different Underlying Surfaces in Beijing[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(1): 408-417.
[32] LIU J, ZHU L, WANG H, et al. Dry Deposition of Particulate Matter at an Urban Forest, Wetland and Lake Surface in Beijing[J]. Atmospheric Environment, 2016, 125: 178-187.
[33] 娄彩荣，刘红玉，李玉玲，等．大气颗粒物（$PM_{2.5}$、PM_{10}）对地表景观结构的响应研究进展 [J]．生态学报，2016，36（21）：6719-6729．
[34] QUEROL X, ALASTUEY A, PANDOLFI M. 2001-2012 Trends on Air Quality in Spain[J]. Science of the Total Environment, 2014, 490: 957-969.
[35] MARTINS H. Urban Compaction or Dispersion? An Air Quality Modeling Study[J]. Atmospheric Environment, 2012, 54: 60-72.
[36] BANDEIRA J M, COELHO M C, SA M E, et al. Impact of Land Use on Urban Mobility Patterns, Emissions and Air Quality in A Portuguese Medium: Sized City[J]. Science of the Total Environment, 2011, 409(6) : 1154-1163.
[37] 于静，尚二萍．城市快速发展下主要用地类型的 $PM_{2.5}$ 浓度空间对应: 以沈阳为例 [J]. 城市发展研究，2013，20 (9)：128-130．
[38] 葛秀秀，熊黑钢，张南，等．北京市无风天人体高度的 $PM_{2.5}$、PM_{10} 变化特征及扩散机制研究 [J]．环境污染与防治，2017，39（1）：63-69．
[39] HONG B, LIN B, QIN H. Numerical Investigation on the Coupled Effects of Building-Tree Arrangements on Fine Particulate Matter ($PM_{2.5}$) Dispersion in Housing Blocks[J]. Sustainable Cities and Society, 2017, 34: 358-370.
[40] SUN C Y. A Street Thermal Environment Study in Summer by The Mobile Transect Technique[J]. Theoretical and Applied Climatology, 2011, 106(3-4): 433-442.
[41] YOKOBORI T, OHTA S. Effect of Land Cover on Air Temperatures Involved in the Development of an Intra-Urban Heat Island[J]. Climate Research, 2009, 39:61-73.
[42] 洪茜 .18 种观赏竹净化环境功能研究 [D]. 福建：福建农林大学，2014.
[43] NGUYEN T, YU X X, ZHANG Z M, et al. Relationship Between Types of Urban Forest And $PM_{2.5}$ Capture at Three Growth Stages of Leaves[J]. Journal of Environmental Sciences, 2015, 27(1): 33-41.
[44] 张凯，孟凡，李新宇，等．园林植被对交通排放 $PM_{2.5}$ 浓度影响研究［J］. 生态环境学报，2017，26（6）：1009-1016．
[45] FREERSMITH P H, HOLLOWAY S, GOODMAN A. The Uptake of Particulates by an Urban Woodland: Site Description and Particulate Composition[J]. Environmental Pollution, 1997, 95(1): 27-35.
[46] MATSUDA K, FUJIMURA Y, HAYASHI K, et al. Deposition Velocity of $PM_{2.5}$ Sulfate in The Summer above a Deciduous Forest in Central Japan[J]. Atmospheric Environment, 2010, 44(36): 4582-4587.
[47] 贺勇，李磊，李俊毅，等．北方 30 种景观树种净化空气效益分析 [J]．东北林业大学学报，2010，38（5）：37-39．
[48] BECKETT K P, FREER-SMITH P H, TAYLOR G. Urban Woodlands: Their Role in Reducing the Effects of Particulate Pollution[J]. Environmental Pollution, 1998, 99(3): 347-360.
[49] 刘旭辉，余新晓，张振明，等．林带内 PM_{10}、$PM_{2.5}$ 污染特征及其与气象条件的关系 [J]．生态学杂志，2014，33（7）：1715-1721．
[50] 曾静，王美娥，张红星．北京市夏秋季大气 $PM_{2.5}$ 浓度与气象要素的相关性 [J]．应用生态学报，2014，25（9）：2695-2699．
[51] 翟广宇，王式功，董继元，等．兰州市不同径粒大气颗粒物污染特征及气象因子的影响分析 [J]. 生态环境学报，2015，24（1）：70-75．
[52] 赵松婷，李新宇．不同环境内 $PM_{2.5}$ 浓度的特征分析及其与气象因子的相关分析 [C]// 中国环境科学学会．2015 年中国环境科学学术年会论文集（第二卷），2015：3217-3221．
[53] TOMASEVIC M, VUKMIROVIC Z, RAJSIC S, et al. Characterization of Trace Metal Particles Deposited on Some Deciduous Tree Leaves in an Urban Area[J]. Chemosphere, 2005, 61(6): 753-760.
[54] 李新宇，赵松婷，李延明，等．北京市不同主干道绿地群落对大气 $PM_{2.5}$ 浓度消减作用的影响 [J]．生态环境学报，2014，23（4）：615-621．

图表来源 (Sources of Figures and Tables)：
文中所有图表均作者拍摄、绘制。

（编辑 / 陈燕茹）