

DOI: 10.5846/stxb202201030008

李家馨, 韩立建, 张志明, 周伟奇, 李伟峰, 钱雨果. 中国主要城市森林对大气 PM<sub>2.5</sub> 的削减量及其占大气 PM<sub>2.5</sub> 总量比例. 生态学报, 2023, 43(7): 2640–2649.

Li J X, Han L J, Zhang Z M, Zhou W Q, Li W F, Qian Y G. Assessment on the reduction of atmospheric PM<sub>2.5</sub> by urban forest and its ratio to the total PM<sub>2.5</sub> pollutant in the Chinese major cities. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(7): 2640–2649.

# 中国主要城市森林对大气 PM<sub>2.5</sub> 的削减量及其占大气 PM<sub>2.5</sub> 总量比例

李家馨<sup>1,2</sup>, 韩立建<sup>2,3,\*</sup>, 张志明<sup>1</sup>, 周伟奇<sup>2,3</sup>, 李伟峰<sup>2,3</sup>, 钱雨果<sup>2,3</sup>

1 云南大学 生态与环境学院, 昆明 650031

2 中国科学院生态环境研究中心 城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

3 中国科学院大学, 北京 100049

**摘要:** 空气中的细颗粒物 (PM<sub>2.5</sub>) 是我国城市空气污染的主要污染物之一, 严重威胁着城市居民的健康, 限制城市发展的可持续性。PM<sub>2.5</sub> 去除的自然途径有两种, 分别是干沉降和湿沉降, 其中干沉降占据主导作用, 且干沉降的过程和效率与城市森林紧密关联。目前针对城市森林对干沉降作用的研究主要是在小尺度中从不同树种、不同群落结构、不同景观类型等角度来估算并比较其滞尘量, 较少关注其占空气污染总量的比率, 从而可能影响对城市森林滞尘服务能力的判断。因此, 利用城市森林效益 (Urban Forest Effect, UFORE) 模型中的大气污染干沉降模块的核心算法, 以 2015 年为例, 估算了我国主要城市辖区的城市森林一年内对大气中的 PM<sub>2.5</sub> 削减量以及其占空气中 PM<sub>2.5</sub> 污染总量的比重。结果显示: (1) 2015 年全国主要城市单位绿地面积日均滞尘量较高地区主要集中在华北地区、华东地区、以及东北地区。其中北京 30.47mg/m<sup>2</sup>, 苏州 24.63mg/m<sup>2</sup>, 沈阳 28.55mg/m<sup>2</sup>。(2) 城市森林的滞尘效果具有明显的季节效应, 冬季滞尘量明显高于夏季, 而夏季滞尘率高于冬季。(3) 虽然滞尘总量较大, 但城市森林对城市空气污染物的滞尘量占空气 PM<sub>2.5</sub> 污染总量的最大值不到 4%, 凸显出客观认识城市森林滞尘作用的必要性。本文的研究结果可为城市大气污染的生态解决方案和生态宜居城市建设提供一定的科学支撑。

**关键词:** 城市森林; 细颗粒物 (PM<sub>2.5</sub>); 城市森林效益模型; 绿地滞尘

## Assessment on the reduction of atmospheric PM<sub>2.5</sub> by urban forest and its ratio to the total PM<sub>2.5</sub> pollutant in the Chinese major cities

LI Jiabin<sup>1,2</sup>, HAN Lijian<sup>2,3,\*</sup>, ZHANG Zhiming<sup>1</sup>, ZHOU Weiqi<sup>2,3</sup>, LI Weifeng<sup>2,3</sup>, QIAN Yuguo<sup>2,3</sup>

1 School of Ecology and Environmental Science, Yunnan University, Kunming 650031, China

2 State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

3 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

**Abstract:** Fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) is one of the major contaminants of the urban air pollution in China, which seriously threatens the health of urban residents and affects the sustainability of urban development. There are two natural ways to remove it, namely dry deposition and wet deposition, in which dry deposition plays a leading role, and the process of dry deposition is inseparable from urban forest. At present, the research on the reduction effect of urban forest on air pollutants is mainly to estimate and compare its dust retention from the perspective of different tree species, different

基金项目: 国家自然科学基金项目 (32071579)

收稿日期: 2022-01-03; 网络出版日期: 2022-11-24

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ljhan@reees.ac.cn

<http://www.ecologica.cn>

community structures and different landscape types on a small scale, and pays less attention to its ratio to the total air pollution, which may affect the judgment of urban forest dust retention service capacity. Therefore, using the core algorithm of air pollution dry deposition module in UFORE (urban forest effect) model and taking 2015 as an example, this paper estimated the reduction of PM<sub>2.5</sub> in the atmosphere and its ratio to the total amount of pollutants in the air, i.e. dust retention rate in China. The results show that: (1) in 2015, the areas with high daily dust retention per unit green area in major cities in China were mainly concentrated in North China, East China and Northeast China, such as 30.47mg/m<sup>2</sup> in Beijing, 24.63mg/m<sup>2</sup> in Suzhou, and 28.55mg/m<sup>2</sup> in Shenyang. (2) The dust retention effect of urban forest has obviously seasonal effect. The dust retention amount in winter is significantly higher than that in summer, and the dust retention rate in summer is higher than that in winter. (3) Although the total amount of dust retention is large, the dust retention of urban forest to urban air pollutants accounts for less than 4% of the total amount of air pollution, highlighting the necessity of objectively understanding the dust retention function of urban green space. The research results of this paper can provide some scientific supports for urban air pollution prevention and ecological livable city construction.

**Key Words:** urban forests; fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>); urban forest benefit model; green space dust retention

2000 年以来,我国短期快速的城市化在改变城镇居民物质生活水平的同时,也给生态环境带来了巨大的负面影响,尤其是城市空气质量下降显著<sup>[1]</sup>。城市剧烈的人为活动带来的汽车尾气和工业生产过程中化石燃料的大规模、低技术含量的使用造成的污染排放都是城市空气污染物的主要来源<sup>[2]</sup>。空气污染物按其存在状态,可分为气态和固态污染物。其中,气态污染物是以分子状态存在的污染物,包括硫氧化物、氮氧化物、碳氧化物等,这种污染物通常大气存续时间较短,短时间内就会发生二次化学反应,形成固态污染物。固态污染物是悬浮在大气中的颗粒物,包括粉尘、烟、飞灰、雾等,这类污染物不仅可以通过气态前体物转化生成,地表扬尘、植物花粉及燃烧过程等也是其重要来源<sup>[3]</sup>。相比气态污染物,其在大气中的存续时间较长,有些甚至可以达到一周以上。同时,越小的颗粒物对人体的健康影响越大,其中小于或等于 2.5μm 的颗粒物 (PM<sub>2.5</sub>) 可以进入肺泡,引发多种肺部疾病,给人们的身体健康带来巨大损害<sup>[4]</sup>。现如今,越来越多的研究证实 PM<sub>2.5</sub> 是造成空气污染的重要污染物之一<sup>[5]</sup>,且增加了健康风险,给城市居民带来疾病负担,影响其生活幸福感,进而影响城市发展的可持续性。因此控制和削减空气中 PM<sub>2.5</sub> 的增量仍然是许多国家生态环境部门亟待解决的问题之一<sup>[6-7]</sup>。

城市空气污染物浓度的削减一方面是通过人为的政策实施从源头控制。我国在过去几年内开展了一系列颇具成效的空气污染治理措施,比如车辆限行,制定工厂排放标准等,许多城市都经历了由十分严重的空气污染到空气质量得到改善的一系列过程<sup>[8]</sup>。另一方面是通过自然途径,包括干沉降和湿沉降<sup>[9]</sup>。干沉降指的是悬浮在空气中的颗粒物在重力或者与其他物体碰撞的作用下沉降到地表或植物表面的过程。湿沉降则是颗粒物在降水的冲刷作用下固定到地表的过程。虽然湿沉降的过程具有很高的效率,但是具有不确定性和偶然性,而干沉降虽然效率不高但是在非降水时间持续发生<sup>[10]</sup>,所以干沉降在颗粒物的去除过程中发挥着至关重要的作用。尤其是发生在植物表面的干沉降过程,不仅可以实现一般干沉降的效果,而且可以通过叶片滞留、附着和粘附三种方式同时进行,提升干沉降的效率和效果。多项研究表明,植物的叶片表面特征、冠层特征、环境因子及不同结构类型的绿地斑块等均会影响其滞尘效率<sup>[11]</sup>。城市森林的配置大多都是乔灌木结构,具有较大的叶面积及复杂的空间结构,不仅有利于大气颗粒物的沉降,还能有效地避免地面二次扬尘的产生<sup>[12-13]</sup>,所以干沉降的有效实现离不开城市森林的大规模建设。城市森林是城市生态系统的重要组成部分,具有不可替代的生态服务功能,是整个城市可持续发展的基础和保障<sup>[14]</sup>。城市公园、自然保护区等绿色基础设施的大规模建设,也逐渐证实了城市森林在削减大气颗粒物方面可能是低成本且长期有效的方法。因此,城市森林的空气污染物消减效果也受到广泛的关注。

为了将植物对大气颗粒污染物的削减作用量化,国内外学者进行了多个维度的探讨。20 世纪 80 年代开

始逐步建立模型量化植物滞尘,但是大多参数不尽完善,普适性不高<sup>[15-16]</sup>。20世纪末,由美国农业部 Nowak 团队提出的城市森林效益模型(Urban Forest Effect Model)是经由实验验证较为权威且适用范围广泛的模型。它共分为ABCDE五个功能模块,分别是A城市森林剖析模块,B植物源挥发性有机化合物(BVOC)排放模块,C碳储存和固碳模块,D大气污染干沉降模块以及E建筑节能模块<sup>[11]</sup>。其中D模块可以对绿地单位时间内的滞尘进行定量,目标污染物不仅包括粒径小于 $10\mu\text{m}$ 的颗粒物,还可以对 $\text{SO}_2$ 、 $\text{O}_3$ 、CO等化合物进行计算,因此,该模块被广泛和优化。Currie等人制定了6种植被情景,利用URORE的大气污染干沉降模块进行计算,研究表明,绿色屋顶可以增强树木和灌木在缓解空气污染方面的能力<sup>[17]</sup>。Matthew Tallis等人采用了基于UFORE和改进版本的建模方法,估算了伦敦市的城市树冠上当前及未来的颗粒物( $\text{PM}_{10}$ )沉积情况。结果表明伦敦的城市冠层每年去除的 $\text{PM}_{10}$ 量最低为852t,最高达2121t<sup>[18]</sup>。国内目前对植物大气颗粒物的定性研究很多,但大尺度定量研究较少,小尺度定量方法主要有气溶胶再发生器法(AR)<sup>[19]</sup>、滤膜法(MF)<sup>[20]</sup>、电镜扫描法(SEM)<sup>[21]</sup>、质量差减法(MS)<sup>[22]</sup>和基于超声清洗的洗脱称量粒度分析法(ultrasonic-EWPA)<sup>[23-24]</sup>。这些方法具有精度高的优点,可以对城市森林建设过程中的树种选择及景观配置提供参考。但研究对象局限于特定植物种,对于整个城市森林生态系统的服务无法进行定量。近年来,也有少数学者基于UFORE模型对北京上海等大城市的城市森林滞尘量进行了计算,结果显示2017年北京市五环内 $\text{PM}_{2.5}$ 年滞尘量为813.12t<sup>[25]</sup>,上海市2013年滞尘量为442.4t<sup>[26]</sup>。

虽然城市森林在城市生态系统中具有最为重要的作用,但是其滞尘空气中悬浮颗粒物的能力对缓解空气污染的贡献程度有待商榷。污染程度与城市森林丰度不同期的问题较为凸显<sup>[27]</sup>,造成城市森林的滞尘服务始终处于不足或者过剩的状态。同时城市森林滞尘量总是单一地被强调,虽然总量很大,但其占空气污染物总量的比重尚不明确。因此,本研究以我国城市空气污染最为严重的2015年为例,基于UFORE模型的核心算法:(1)定量计算全国主要城市的城市森林滞尘量。(2)评估城市森林滞尘量占空气污染物总量的比重。并基于此为城市空气质量改善提供科学支撑和建议。

## 1 研究区概况

随着我国快速的城市化发展,空气污染问题也接踵而至,尤其是以人口密度高的大城市特大城市为代表<sup>[3]</sup>。本研究选取全国35个主要城市作为研究区域,包括直辖市、省会城市以及非省会的副省级城市青岛、厦门、唐山、深圳。

## 2 研究方法

### 2.1 数据来源

#### 2.1.1 城市 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度数据

$\text{PM}_{2.5}$ 浓度数据来自全国城市空气质量实时发布平台(<https://air.cnemc.cn:18007/>),在剔除数据的缺失值后,计算 $\text{PM}_{2.5}$ 的日平均值。

#### 2.1.2 气象数据

气象数据来源于全球地面逐日气象资料数据发布平台 Global Surface Summary of the Day-GSOD(<https://www.ncei.noaa.gov/access/search/data-search/global-summary-of-the-day>)。数据集中包含了风速、风向、温度、降水等信息。选用2015年研究区域的每日降水以及风速数据。

#### 2.1.3 归一化植被指数(NDVI)数据

NDVI数据来源于美国国家航空航天局(NASA)提供的中分辨率成像光谱仪(MODIS)产品(<https://modis.gsfc.nasa.gov/>)。本研究采用2015年的16d归一化植被差异指数(NDVI)时间序列,空间分辨率近 $0.05^\circ$ 约5km)。

#### 2.1.4 各城市建成区绿地面积数据

由于本文研究尺度较大,故计算时不区分地表类型,使用城市建成区绿地面积数据计算包括草地、灌木、

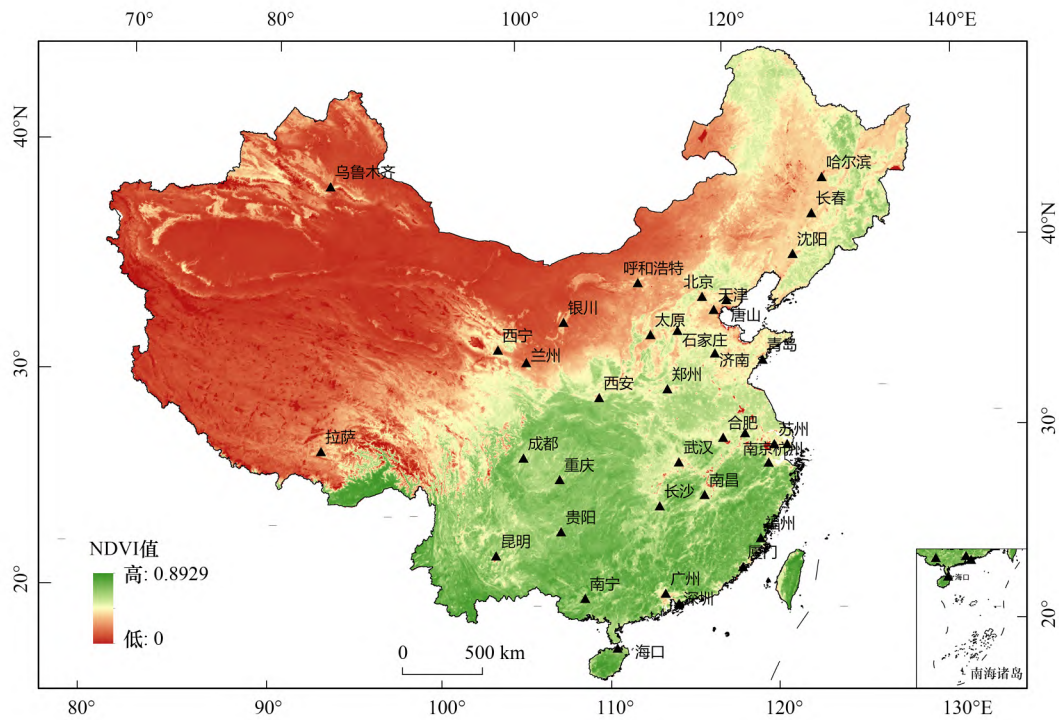


图 1 研究区域

Fig.1 Research area

NDVI: 归一化植被指数 Normalized difference vegetation index

乔木在内的所有地表类型的滞尘量以及滞尘率。数据来自 2015 年国家城市建设统计年鉴。( <http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsjs/>)

### 2.2 滞尘量计算

由于污染物的沉积到植物叶片表面后还会在风等外力的作用下重新返回到大气中,该比率称为再悬浮率或者返还率,故本研究基于 UFORE 大气污染干沉降模块,纳入了再悬浮率参数,城市森林日滞尘量计算方法为:

$$Q = F \times L \times T \times (1 - R) \times 10^{-12} \tag{1}$$

式中  $Q$  为城市森林日削减 PM<sub>2.5</sub> 量 (t);  $F$  为颗粒物沉降通量,即单位面积单位时间内的颗粒物滞尘量 ( $\mu\text{g m}^{-2}\text{h}^{-1}$ ) 计算方法见式 (2);  $L$  为城市叶片总面积 ( $\text{m}^2$ );  $T$  为非降水时间 (h);  $R$  为再悬浮率 (%)。

$$F = V_d \times C \tag{2}$$

式中,  $V_d$  为颗粒物沉降速率 (m/h),  $C$  为 PM<sub>2.5</sub> 浓度 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )。  $V_d$  和  $R$  的取值利用风速数据结合 Nowak 等人<sup>[28]</sup> 研究得出的不同风速下颗粒物沉降速率和再悬浮率对应表格来确定(表 1)。城市森林叶片总面积  $L$  计算方法为:

$$L = S \times LAI \tag{3}$$

式中,  $S$  为绿地面积 ( $\text{m}^2$ ),  $LAI$  为叶面积指数,数据来源于相关文献<sup>[29]</sup> 基于高分辨率遥感卫星 GF-1 得到的 NDVI—LAI 回归模型,利用 NDVI 数据计算得到。由于城市中树木与草地大多同时出现,故本研究的 LAI 取值均采用树木的 NDVI—LAI 回归模型:

$$LAI = 1.898 \times e^{1.444NDVI} \tag{4}$$

### 2.3 滞尘率计算

城市森林在一年内的 PM<sub>2.5</sub> 削减量占城市中 PM<sub>2.5</sub> 总量的比值即滞尘率  $P$  的计算方法如下:

<http://www.ecologica.cn>

$$P = \frac{Q}{T} = \frac{Q}{Q + E} \quad (5)$$

表 1 不同风速单位叶面积颗粒物沉降速率与再悬浮率

Table 1 Deposition velocities and percent resuspension by wind speed per unit leaf area

风速 Wind speed/( m/s)	颗粒物沉降速率 Deposition velocities/( cm/s)			再悬浮率/% Resuspension
	平均值 Average	最小值 Minimum	最大值 Maximum	
0	0	0	0	0
1	0.03	0.01	0.04	1.5
2	0.09	0.01	0.16	3
3	0.15	0.02	0.29	4.5
4	0.17	0.02	0.35	6
5	0.19	0.03	0.41	7.5
6	0.20	0.03	0.48	9
7	0.56	0.06	1.51	10
8	0.92	0.08	2.53	11
9	0.92	0.57	2.53	12
10	2.11	0.57	7.37	13
11	2.11	0.57	7.37	16
12	2.11	0.57	7.37	20
13	2.11	0.57	7.37	23

式中  $T$  为空气中真正的  $PM_{2.5}$  量, 即没有生态系统滞尘情况下的  $PM_{2.5}$  量,  $E$  是城市大气中的  $PM_{2.5}$  总量。 $E$  的计算方法为:

$$E = C \times T \times MLH \times S \quad (6)$$

式中  $C$  为  $PM_{2.5}$  浓度 ( $\mu g/m^3$ );  $T$  为非降水时间 (h);  $MLH$  为大气混合层高度 (m), 数据来自往年文献, 见表 2;  $S$  为绿地面积。

表 2 中国各地区年均大气混合层高度汇总

Table 2 Summary of annual average atmospheric mixed layer height in various regions of China

地区 Area	城市 City	高度 Height/m	参考文献 References
华北 North China	北京 天津 石家庄 郑州 太原	576.5	[30]
四川盆地 Sichuan basin	成都 重庆	587.2	[31]
新疆 Xinjiang	乌鲁木齐	600	[32]
内蒙古 Nei Monggol	呼和浩特	1600	[33]
中南 South Central	海口	600	[34]
	长沙 武汉 南昌	600	[35]
	广州 深圳	550	[36]
华东 Eastern China	福州 厦门	600	[37]
	杭州 苏州	1073	[38]
	南京 合肥	827	[39]
	上海	1059	[40]
	青岛 济南	1006	[41]
青藏高原 Qinghai-Tibetan plateau	拉萨 西宁	2000	[42]
西北 Northwest China	西安 兰州 银川	900	[43]
云贵桂 Yunnan, Guizhou and Guangxi	昆明 贵阳 南宁	800	[44]
东北 Northeast China	哈尔滨 长春 沈阳	718	[45]

### 3 结果与讨论

#### 3.1 滞尘量与滞尘率的空间特征

2015 年全国主要城市单位绿地面积日均滞尘量较高城市主要集中在华东、华北、以及东北地区(图 2)。其中济南达到 35.70mg/m<sup>2</sup>, 郑州达到 33.46mg/m<sup>2</sup>。其次是石家庄 31.23mg/m<sup>2</sup>, 北京 30.47mg/m<sup>2</sup>, 天津 28.61mg/m<sup>2</sup>, 沈阳 28.55mg/m<sup>2</sup>, 苏州 24.63mg/m<sup>2</sup>。虽然风速、降水、返还率、绿地面积等对滞尘量都不同程度的影响, 但滞尘量较高并不能说明该地区绿地面积大滞尘能力强, 相反, 很有可能是由于该地区污染物浓度基数较大(图 3), 这与以往的研究结果相同<sup>[26]</sup>。这些地区正处于人口和经济双重集聚的趋势, 城镇化率较其他地区更高, 是中国货币流通、政策实施、人为活动最为频繁活跃的区域之一, 与生产生活息息相关的各类因素都有可能对空气质量产生负面影响, 比如化石燃料的燃烧, 生活垃圾的排放等, 在这样的背景下, 便很难达到空气质量优良的水平。滞尘量较低城市主要集中在青藏高原、海南岛以及云贵高原地区。其中拉萨滞尘量最低, 仅 7.12mg/m<sup>2</sup>, 其次是海口 8.02mg/m<sup>2</sup>, 厦门 9.57mg/m<sup>2</sup>, 昆明 9.67mg/m<sup>2</sup>。这些城市大多地处高原地区, 人烟稀少, 人为污染源较少, 或者依山靠海, 自然条件优越, 降雨量充沛, 有天然的自净功能, 故空气质量也较高。

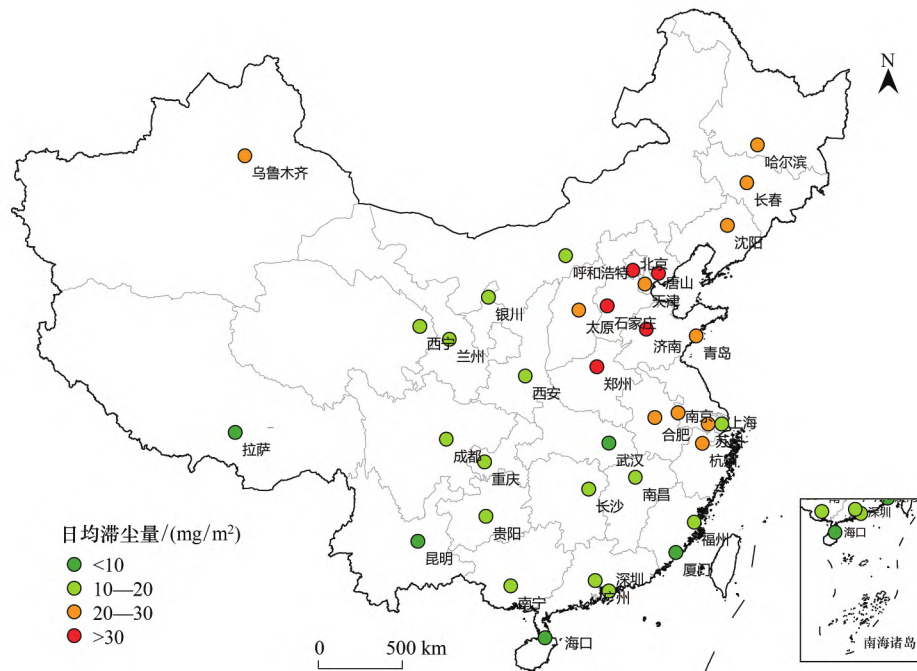


图 2 全国主要城市 2015 年城市森林日均滞尘量

Fig.2 Average daily PM<sub>2.5</sub> reduction of urban forests in major cities in China in 2015

日均滞尘率较高城市主要集中在华北、东北、中南、以及四川盆地区(图 4), 其中滞尘率最高的城市是石家庄 3.98%, 其次是太原 3.97%, 深圳 3.26%, 海口 3.1%。滞尘率最低的城市主要位于青藏高原区、西北区、新疆以及内蒙古地区。其中拉萨 0.7%, 其次是西宁 0.74%, 西安 0.83%, 兰州 1.46%。整体上看, 不同城市的滞尘率相差不大, 最高不超过 4%, 这说明城市森林对于缓解大气污染的作用有限。以北京市为例(图 5), 绿地区域每月滞尘量最高可达 1241t, 但若与空气中的污染物相比就显得微乎其微, 绿地区域滞尘率最高为 3.45%, 若按全市范围计算滞尘率最高只有 0.19%。以往滞尘量计算相关研究可能仅仅通过城市森林对污染物的滞尘量来判断其对缓解空气污染的贡献程度, 从而夸大了城市森林在空气污染较严重地区的滞尘能力。且不同城市的城市森林滞尘能力是相近的。因此, 在精细尺度上改善城市森林的生长状况、物种组成或者群落结构等以期提高滞尘量的方法可能效果甚微。另一方面, 滞尘率也能从侧面反映出城市的生态建设情况。

如图 6 所示,将各城市按照中国四大经济区域进行划分,其中圆圈大小代表城市的年均  $PM_{2.5}$  浓度。从图中可以看出,东北地区城市的人均 GDP 均低于 10 万元,滞尘率也均高于 2.5% 且相差不大,可能是由于其较高的污染物浓度;西部地区除呼和浩特以外其人均 GDP 均低于 8 万元,其中南宁和重庆具有相对较高的滞尘率,分别是 2.74%、2.82%,其余城市滞尘率均低于 2.5%。其原因可能是南宁与重庆所在地区具有较高的植被覆盖度同时具有较高的污染物浓度,而其余西部城市大多地处高原,植被稀疏,降雨量少,造成较低的滞尘率;中部地区城市的人均 GDP 及滞尘率大多较西部地区更高,可能是由于中部城市较高的污染物浓度以及较高的植被覆盖度;东部地区的滞尘率与人均 GDP 的关系基本呈现“v”形,当人均 GDP 低于 10 万元时随着人均 GDP 增加,滞尘率反而下降,其中石家庄与海口具有较低的人均 GDP 的同时具有较高的滞尘率,可能是由于石家庄具有较高的污染物浓度而海口具有充沛的降雨量以及较高的植被覆盖度。当人均 GDP 高于 10 万元时,随着人均 GDP 增加,滞尘率也有所提升,其中深圳具有最高人均 GDP 的同时也具有最高的滞尘率,这可能是人们对空气质量和生态改善的需求提高,城市空气污染治理加强的表现。

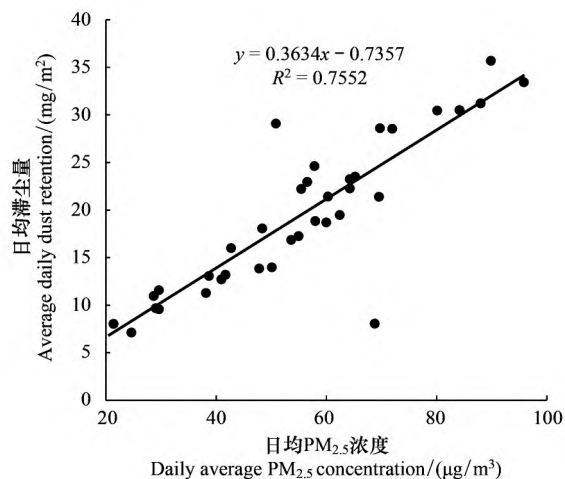


图 3  $PM_{2.5}$  浓度-滞尘量散点图

Fig.3 Scatter diagram of dust-retention quantity and  $PM_{2.5}$  concentration

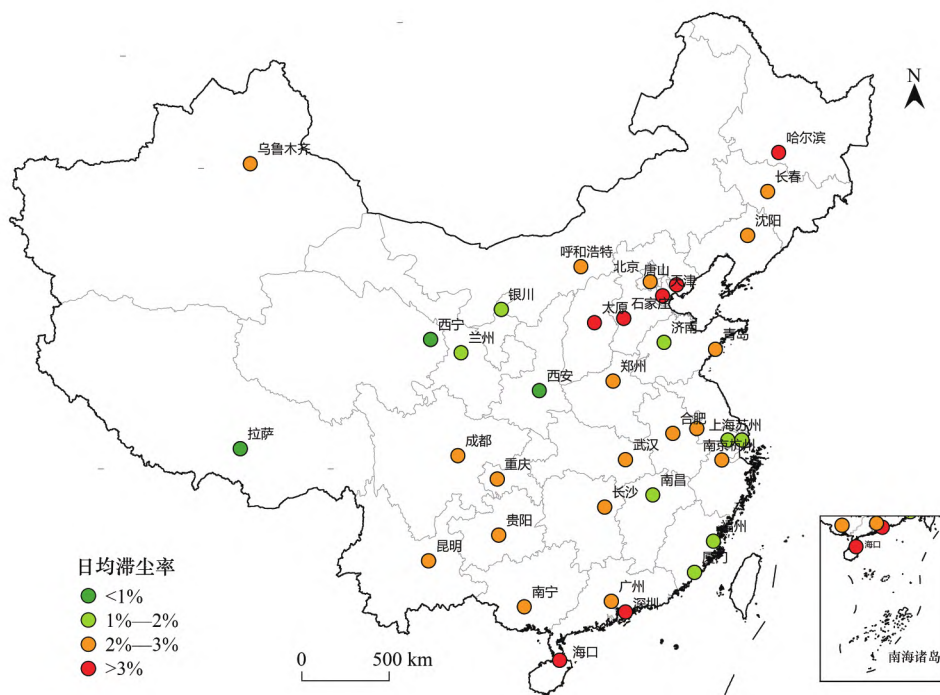


图 4 全国主要城市 2015 年城市森林日均滞尘率

Fig.4 Average daily  $PM_{2.5}$  reduction rate of urban forests in major cities in China in 2015

综上所述,我国主要城市的城市森林滞尘明显表现出空间差异,侧面反映出城市经济与生态环境质量不相匹配的现象。要使人口、经济、环境和谐平衡发展,就要求我们对三者的相互作用、相互关系进行更深入的

探索,从而解析三者之间的影响机制。对这些问题的研究不仅可以为治理空气污染提供科学依据,还可以为新时代经济增长和新型城镇化发展助力。

### 3.2 滞尘量与滞尘率的时间特征

城市森林的滞尘效果具有明显的季节效应,其中冬季的计算结果相差较大。虽然冬季城市森林大多叶片凋落,但冬季滞尘量明显高于夏季(图7),这与冬季燃煤取暖,静稳气象时间较长,大气中污染物的浓度较高有关。各个城市的计算结果大体趋势基本一致,其中华北地区各城市平均冬季滞尘量为 1017.91t,夏季滞尘量为 524.64t,东北地区各城市平均冬季滞尘量为 578.76t,夏季滞尘量为 291.65t,以及华东地区、中南地区、云贵地区、内蒙古地区的冬季滞尘量都接近于夏季滞尘量的两倍。新疆地区夏季滞尘量为 310.69t,冬季滞尘量为 904.94t,相当于夏季滞尘量的三倍。但是从反应滞尘能力的滞尘率结果来看夏季要明显高于冬季,这是由于颗粒物滞尘总量是由植被的茂盛程度和大气中颗粒物的浓度这两个因素共同决定,而颗粒物的滞尘率是滞尘总量与大气中颗粒物总量的比值,是植被对颗粒物削减能力的直接体现。因此在春夏季,大气颗粒物浓度低,所以城市森林对颗粒物的削减总量较小,但夏季植被生长最茂盛,植被对颗粒物的削减能力更强,故城市森林对颗粒物的滞尘率较高。这也进一步证实了城市森林的滞尘服务在时间尺度上与污染物浓度不相匹配的理论<sup>[27]</sup>。

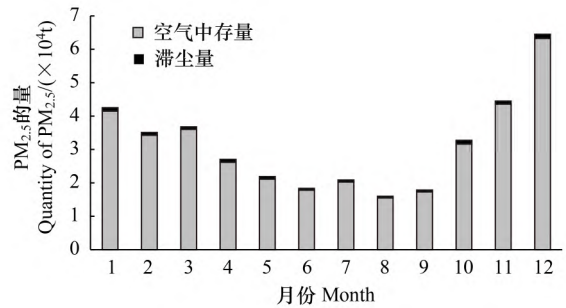


图 5 北京市 2015 年每月滞尘量与空气中 PM<sub>2.5</sub>量堆积图  
Fig.5 Monthly pollutant reduction and PM<sub>2.5</sub> in the air in Beijing in 2015

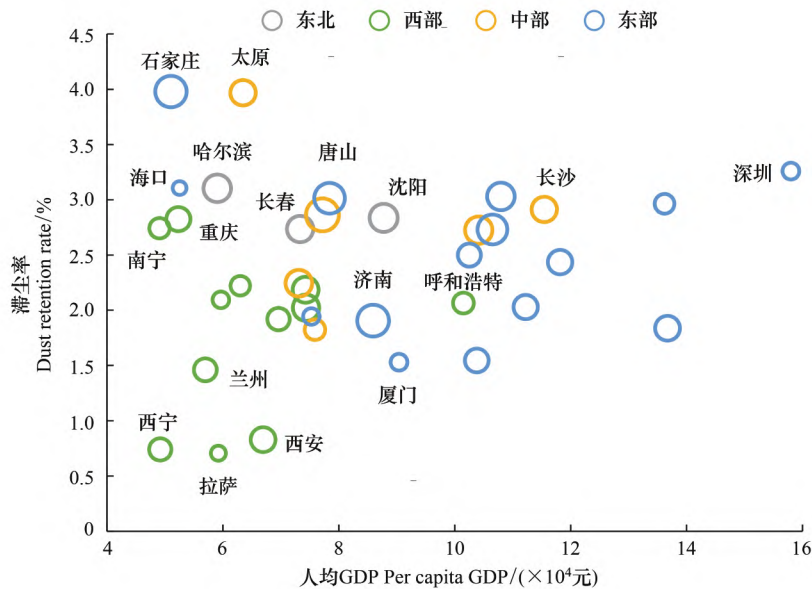


图 6 滞尘率-人均 GDP 散点图  
Fig.6 Scatter diagram of dust retention rate and per capita GDP

由于本文研究尺度较大,与精细尺度相比还有一些不足之处:(1) 本研究所用沉降速率与再悬浮率均来源于文献,受限于当地不同的自然地理条件等差异,不同地区的计算结果可能存在一定误差。(2) 不同森林类型对颗粒物的沉降速率、再悬浮率以及叶面积指数具有较大差别,本文在计算过程中没有考虑不同森林类型的滞尘效果对结果的影响。(3) 本研究所用混合层高度数据也均来自文献,且用单一城市代表整个自然区,可能也会对结果产生一定的影响。



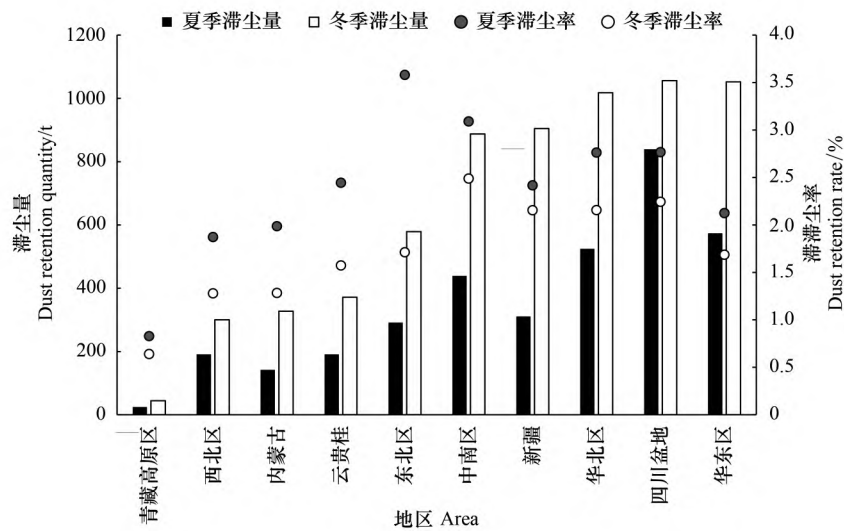


图7 中国各地区 2015 年冬夏季城市森林滞尘量与滞尘率

Fig.7 PM<sub>2.5</sub> Reduction and dust retention rate of urban forests in various regions of China in winter and summer of 2015

#### 4 结论

本研究利用 UFORE( Urban Forest Effect) 模型中的大气污染干沉降模块的核心算法,估算了 2015 年我国主要城市市辖区内城市森林用地的滞尘率及其时空分异特征。主要得出以下结论:

(1) 我国城市森林滞尘量区域差异显著,滞尘量大但占空气污染总量的比重较低。2015 年全国主要城市单位森林面积日均滞尘量较高地区主要集中在华北地区、华东地区、以及东北地区。其中,北京、苏州和沈阳单位森林面积日均滞尘量分别为  $30.47\text{mg}/\text{m}^2$ ,  $24.63\text{mg}/\text{m}^2$  和  $28.55\text{mg}/\text{m}^2$ ,但是,城市森林的滞尘量占空气污染总量的最大值不到 4%,体现了城市森林滞尘作用的局限性。

(2) 城市森林的滞尘效果具有明显的季节效应。冬季滞尘量显著高于夏季,夏季滞尘率显著高于冬季。该特征进一步验证了在时间尺度上城市森林的滞尘服务能力与污染水平不匹配的问题。

本文的研究结果可为城市大气污染防治和生态宜居城市建设提供一定的科学支撑和建议:(1) 在未来的空气污染治理中,应客观认识城市森林的滞尘作用的贡献和局限,在中重度污染阶段尤其应重点关注人为污染源的管控,进入低污染阶段应加强城市森林优化调控以保障空气质量持续改善。(2) 城市森林建设与优化调控过程中需要考虑空气污染的季节特征,加大常绿植物种的种植比例。同时,需要指出的是,虽然城市森林的滞尘量占污染物总量的比重并不高,但城市森林除了滞尘的作用,还可以通过城市空间的占据作用,减少污染排放源的数量,例如某区域如果不建设城市森林,则可能建设道路和建筑等人工设施,则由污染物的吸收汇变为排放源。因此,应从城市森林的直接滞尘效率和间接占据减少污染排放源这两个角度客观地理解城市森林在城市空气污染改善中的作用。

#### 参考文献(References):

- [1] Rushdi A I, Al-Mutlaq K F, Al-Otaibi M, El-Mubarak A H, Simoneit B R T. Air quality and elemental enrichment factors of aerosol particulate matter in Riyadh City, Saudi Arabia. *Arabian Journal of Geosciences*, 2013, 6(2): 585-599.
- [2] 杨新兴,冯丽华,尉鹏. 大气颗粒物 PM<sub>2.5</sub> 及其危害. *前沿科学*, 2012, 6(1): 22-31.
- [3] 王雪奇,赵阳. 大气污染来源及其危害分析. *轻工科技*, 2013, 29(6): 119-120, 122-122.
- [4] Schwartz J, Neas L M. Fine particles are more strongly associated than coarse particles with acute respiratory health effects in schoolchildren. *Epidemiology*, 2000, 11(1): 6-10.
- [5] Franklin M, Zeka A, Schwartz J. Association between PM<sub>2.5</sub> and all-cause and specific-cause mortality in 27 US communities. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 2007, 17(3): 279-287.

- [6] Cifuentes L A, Vega J, Köpfer K, Lave L B. Effect of the fine fraction of particulate matter versus the coarse mass and other pollutants on daily mortality in Santiago, Chile. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 2000, 50(8): 1287-1298.
- [7] Wong T W, Tam W S, Yu T S, Wong A H S. Associations between daily mortalities from respiratory and cardiovascular diseases and air pollution in Hong Kong, China. *Occupational & Environmental Medicine*, 2002, 59(1): 30-35.
- [8] 赵艳艳, 张晓平, 陈明星, 高珊珊, 李润奎. 中国城市空气质量的区域差异及归因分析. *地理学报*, 2021, 76(11): 2814-2829.
- [9] Cho S H, Richmond-Bryant J, Thornburg J, Portzer J, Vanderpool R, Cavender K, Rice J. A literature review of concentrations and size distributions of ambient airborne Pb-containing particulate matter. *Atmospheric Environment*, 2011, 45(28): 5005-5015.
- [10] 李锋, 刘旭升, 王如松. 城市森林研究进展与发展战略. *生态学杂志*, 2003, 22(4): 55-59.
- [11] Wiman B L B, Ågren G I. Aerosol depletion and deposition in forests—A model analysis. *Atmospheric Environment (1967)*, 1985, 19(2): 335-347.
- [12] McDonald A G, Bealey W J, Fowler D, Dragosits U, Skiba U, Smith R I, Donovan R G, Brett H E, Hewitt C N, Nemitz E. Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM<sub>10</sub> in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, 2007, 41(38): 8455-8467.
- [13] 马克明, 殷哲, 张育新. 绿地滞尘效应和机理评估进展. *生态学报*, 2018, 38(12): 4482-4491.
- [14] 郭伟, 申屠雅瑾, 郑述强, 王惟, 刘常富. 城市绿地滞尘作用机理和规律的研究进展. *生态环境学报*, 2010, 19(6): 1465-1470.
- [15] Slinn W G N. Predictions for particle deposition to vegetative canopies. *Atmospheric Environment (1967)*, 1982, 16(7): 1785-1794.
- [16] Davidson C I, Miller J M, Pleskow M A. The influence of surface structure on predicted particle dry deposition to natural grass canopies. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1982, 18(1): 25-43.
- [17] Currie B A, Bass B. Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosystems*, 2008, 11(4): 409-422.
- [18] Tallis M, Taylor G, Sinnott D, Freer-Smith P. Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments. *Landscape and Urban Planning*, 2011, 103(2): 129-138.
- [19] 张志丹. 北京市典型林分对 PM<sub>2.5</sub> 等大气颗粒物调控作用研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2016.
- [20] 杨佳, 王会霞, 谢滨泽, 石辉, 王彦辉. 北京 9 个树种叶片滞尘量及叶面微形态解释. *环境科学研究*, 2015, 28(3): 384-392.
- [21] 石婕, 刘庆倩, 安海龙, 曹学慧, 刘超, 尹伟伦, 郭惠红, 夏新莉. 不同污染程度下毛白杨叶表面 PM<sub>2.5</sub> 颗粒的数量及性质和叶片气孔形态的比较研究. *生态学报*, 2015, 35(22): 7522-7530.
- [22] 陈玮, 何兴元, 张粤, 孙雨, 王文菲, 宁祝华. 东北地区城市针叶树冬季滞尘效应研究. *应用生态学报*, 2003, 14(12): 2113-2116.
- [23] 张志丹, 席本野, 曹治国, 贾黎明. 植物叶片吸滞 PM<sub>2.5</sub> 等大气颗粒物定量研究方法初探——以毛白杨为例. *应用生态学报*, 2014, 25(8): 2238-2242.
- [24] 刘同彦, 纪媛, 蒋春晓, 邵鹏, 李海英, 贾黎明. 基于洗脱称量粒度分析的北京常见树种树叶滞纳大气颗粒物特性. *林业科学*, 2016, 52(12): 74-83.
- [25] 王科朴, 张语克, 刘雪华. 北京城市绿地对大气颗粒物的削减量计算. *环境科学与技术*, 2020, 43(4): 121-129.
- [26] 曹宏亮, 殷杉, 章毅毅, 熊峰, 朱鹏华, 刘春江. 基于 UFORE 模型的上海城市森林对大气 PM<sub>2.5</sub> 的削减量估算. *上海交通大学学报: 农业科学版*, 2016, 34(5): 76-83.
- [27] Han L J, Tan X R, Zhou W Q, Li W F, Qian Y G. Better urban vegetation planning for maximum utility in air pollutant reduction: a theoretical perspective and preliminary analysis in Chinese cities. *Sustainable Cities and Society*, 2020, 62: 102377.
- [28] Nowak D J, Hirabayashi S, Bodine A, Hoehn R. Modeled PM<sub>2.5</sub> removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects. *Environmental Pollution*, 2013, 178: 395-402.
- [29] Jiang H, Chen X L, Liu Y. Estimation of leaf area index (LAI) of Poyang lake basin in summer using GF-1 data. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2016, 25(12): 5261-5270.
- [30] 李梦. 京津冀大气混合层高度变化特征及其与细颗粒物污染物的关系研究[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2015.
- [31] 周颖, 向卫国. 四川盆地大气混合层高度特征及其与 AQI 的相关性分析. *成都信息工程大学学报*, 2018, 33(5): 562-571.
- [32] 杨静, 李霞, 李秦, 王中伟. 乌鲁木齐齐 30a 大气稳定性和混合层高度变化特征及与空气污染的关系. *干旱区地理*, 2011, 34(5): 747-752.
- [33] 牛生杰, 吕晶晶, 岳平. 半干旱荒漠化草原春季边界层特征的一次综合探测. *中国沙漠*, 2013, 33(6): 1858-1865.
- [34] 张振州, 蔡旭晖, 宋宇, 康凌, 黄昕, 李沁怡. 海南岛地区大气边界层高度的时空变化特征. *北京大学学报: 自然科学版*, 2013, 49(5): 783-790.
- [35] 陈龙. 武汉市空气污染日的环流特征及大气边界层特征研究[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2015.
- [36] 梁汉明, 董保群, 彭贤安, 田广生. 珠江三角洲地区大气混合层特征分析. *气象*, 1992, 18(7): 7-11.
- [37] 陈锦鹏, 郑锦斌, 吴建成. 2014 年漳州市大气混合层高度与大气污染的关系分析//第 33 届中国气象学会年会 S11 大气成分与天气、气候变化及环境影响. 西安: 中国气象学会, 2016.
- [38] 俞科爱, 陈磊, 张晶晶, 朱纯阳, 林陈爽, 胡晓, 陈迪辉. 浙江省大气混合层高度变化特征分析. *气象科技*, 2017, 45(4): 735-744.
- [39] 李聪, 张澄铨, 姜迪. 南京地区大气混合层厚度特征与分析//第 33 届中国气象学会年会 S10 城市、降水与雾霾——第五届城市气象论坛. 西安: 中国气象学会, 2016.
- [40] 杨富燕. 大气边界层高度的地基遥感探测和数值模拟[D]. 南京: 南京大学, 2015.
- [41] 时晓曦, 魏晓敏, 毕玮, 马艳, 孙即霖, 衣立. 青岛混合层高度变化特征及与空气污染的关系. *山东气象*, 2016, 36(4): 1-6.
- [42] 周文, 杨胜朋, 蒋熹, 郭启云. 利用 COSMIC 掩星资料研究青藏高原地区大气边界层高度. *气象学报*, 2018, 76(1): 117-133.
- [43] 赵采玲, 李耀辉, 柳媛普, 周甘霖, 张铁军, 孙旭映. 中国西北地区大气边界层高度变化特征——基于探空资料与 ERA-Interim 再分析资料. *高原气象*, 2019, 38(6): 1181-1193.
- [44] 邢雯雯, 孙绩华, 刘辉志, 许鲁君. 高黎贡山复杂地形下局地环流的数值模拟研究. *大气科学*, 2021, 45(4): 746-758.
- [45] 高婵娟, 赵啟超, 丁若男, 张津铭, 李英华, 董春欣. 2018 年吉林市大气污染物浓度变化及其与气象因素的相关性分析. *环境工程*, 2021, 39(5): 71-79.