

DOI: 10.5846/stxb201801010001

马克明,殷哲,张育新.绿地滞尘效应研究方法和机理进展.生态学报,2018,38(12): - .

Ma K M, Yin Z, Zhang Y X. Advancement in the method and mechanism of the green space dust retention effect. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(12): - .

绿地滞尘效应研究方法和机理进展

马克明^{1,*}, 殷哲^{1,2}, 张育新¹

1 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

2 中国科学院大学,北京 100049

摘要:绿地滞尘是指大气颗粒物在植物表面的干沉降过程,植物个体特征、绿地结构及环境因素均会对绿地滞尘效应产生影响,模型模拟、实地监测和风洞试验是评估绿地滞尘效应的 3 种主要方法。现有研究基本上是采用上述方法,从绿地滞尘量或绿地对大气质量的改善作用两方面对城市绿地滞尘效应进行评估,然而评估方法相对单一,影响因素纷繁复杂,评估结果难有定论。为了避免评估方法的滥用和误用,加深对机理的理解,使绿地滞尘研究更好的服务于城市绿地建设,对绿地滞尘效应评估的研究状况进行梳理至关重要。通过仔细分析相关研究的原理及方法发现,绿地滞尘研究多集中在较大尺度上对绿地滞尘量的评估,研究方法虽然一直在更新,且不同方法相互结合已成为趋势,但仍然缺乏大的革新,难以取得较大突破;未来,应加强中小尺度绿地滞尘的研究,深入探讨绿地滞尘机理,在研究方法上寻求创新与突破。

关键词:城市绿地;颗粒物;干沉降;滞尘;模型

Advancement in the method and mechanism of the green space dust retention effect

MA Keming^{1,*}, YIN Zhe^{1,2}, ZHANG Yuxin¹

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

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

Abstract: Green space dust retention refers to the dry deposition processes of airborne particulate matter on the surfaces of plants. Individual plant characteristics, green space structure, and the environment will all affect the dust retention. Model simulation, field monitoring, and wind tunnel testing are the primary methods of evaluating the dust retention capacity. Existing studies adopted the above approaches, which have evaluated dust retention based on the improvement of air quality or the total amount of dust accumulated in green space. However, the evaluation measures are relatively simple and the impact factors are complex, therefore, it is difficult to come to a general conclusion. It is essential to review dust retention evaluation studies to prevent misuse and deepen our understanding on the mechanism underlying it. This will provide a much better service for urban green space construction. After analyzing the theory and method of the green space dust retention in recent studies, this work found that dust retention research has mainly focused on assessing the capability of absorbing dust on a large scale. Although research methods have been constantly updated and combining different methods has become a trend, this area still lacks innovation, and it is difficult to make a significant breakthrough in research. In the future, studies should focus on small and medium-sized green spaces, the dust retention mechanism exploration, and method innovation.

基金项目:国家重点研发计划课题(2016YFC0503003);国家自然科学基金重点项目(40430638)

收稿日期:2018-01-01; **修订日期:**2018-04-28

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: mkm@cees.ac.cn

Key Words: urban green space; particles; dry deposition; dust retention; model

大气颗粒物污染已经成为全球城市面临的重要威胁。大气颗粒物污染对人的肺部、心脏、血管和神经系统均有不利影响^[1]。全世界每年有 330 万人由于与 $PM_{2.5}$ (空气动力学当量直径小于等于 $2.5\ \mu m$ 的颗粒物) 相关的大气污染而过早死亡,且主要集中在亚洲^[2]。大气颗粒物污染还会增加心肺系统疾病和肺癌死亡率,降低预期寿命^[3]。城市绿地具有滞尘功能,能够有效改善大气质量,从而越来越受到重视^[4]。因此,开展城市绿地滞尘效应研究对于指导城市绿地建设具有重要意义。

国外有关绿地滞尘方面的研究较多,开始时间较早,但早期针对细颗粒物的研究所占比例较低,且多数研究集中在物种水平。20 世纪 90 年代末, $PM_{2.5}$ 等细颗粒物开始逐渐受到重视,针对细颗粒物的绿地滞尘研究也相应增多并一直保持在较高的热度。随着 20 世纪 90 年代较为成熟的绿地滞尘模型的出现,绿地滞尘相关研究向较大尺度发展,不再局限于物种水平。国内与国外相比,绿地滞尘相关研究起步较晚,但是发展迅速。国内绿地滞尘相关研究始于 20 世纪 70 年代末,但直到 90 年代末的近 20 年间,独立自主的研究很少;2000 年以后,国内关于绿地滞尘的研究逐步开始增多,至今仍维持很高的热度,但研究内容同样多集中在物种水平上滞尘能力的差异研究和较大尺度上绿地滞尘效应的评估,对植物滞尘机理的深入研究相对缺乏。鉴于城市绿地滞尘效应研究缺乏梳理,本文对国内外现有绿地滞尘研究进行了归纳总结,系统阐述了植物滞尘机理、介绍了相关研究方法和绿地滞尘效应评价标准、总结了影响绿地滞尘的主要因素,进而指出了现有研究的不足并对未来发展提出了几点建议。

1 植物滞尘机理

大气中的颗粒物主要通过干沉降和湿沉降两种方式从大气中去除^[5]。干沉降指大气中的颗粒物依靠自身重力或与其他物体表面发生碰撞产生的沉积,湿沉降则是指在降水的冲刷作用下,悬浮在大气中的颗粒物被洗脱至地表的过程。湿沉降过程具有很高的偶然性和不确定性,尤其是在降水量低的干旱或半干旱区域,因此尽管干沉降过程较为缓慢,但由于其每时每刻都在发生,对大气颗粒物的去除至关重要^[5]。颗粒物从大气中沉积在植物表面的干沉降过程,称为植物滞尘过程。颗粒物大小对其干沉降形式影响巨大,根据不同的沉降形式,植物滞尘过程可分为:布朗扩散(Brownian diffusion)、截获(interception)、碰撞(impaction)和沉积(sedimentation)。这 4 个过程也是构建植物滞尘分析模型的理论基础。

1.1 布朗扩散

布朗运动是一种微小粒子表现出的持续的无规则运动,主要发生在超细颗粒物(空气动力学当量直径小于等于 $0.1\ \mu m$ 的颗粒物, $PM_{0.1}$) 中。大气中的超细颗粒物通过布朗扩散向植物表面迁移,最终被植物表面滞留。超细颗粒物的布朗扩散与颗粒物自身属性(颗粒物粒径)、植物表面特征(植被类型、表面粗糙度)^[6-7]、气流属性^[8-9]、环境条件(温度)有关。温度越高、颗粒物粒径越小,布朗运动越显著。布朗运动除了使一部分超细颗粒物直接滞留在植物表面上,还能使超细颗粒物凝聚成粒径更大的粒子,促使这些粒子在重力等其他外力的作用下沉降。

1.2 截获

截获发生在惯性较小,在流场中完全随着气流运动的颗粒物(粒径为 $1\ \mu m$ 左右)中。当这些颗粒物与叶片等植物表面的距离小于颗粒物的物理半径时,就会被植物截获。截获机制与植物表面特性有关,着生绒毛的、粗糙的、能分泌粘性物质的叶片能更有效的截获颗粒物^[10]。普遍认为截获速率与颗粒物粒径和植物表面特征(叶面粗糙度、叶片几何特征)相关,因而针对针叶树和阔叶树采用了不同的计算方法。此外,阔叶树对颗粒物的截获速率还与其叶片倾斜角有关^[11]。然而一些模型在研究颗粒物干沉降时并未考虑截获机制^[9,12]。

1.3 碰撞

碰撞机制主要作用于粒径大于 $2\ \mu m$ 的颗粒物,这些颗粒物惯性较大,不能完全随着气流运动。此类颗

颗粒物在靠近植物表面时,由于自身惯性不能随气流绕过障碍物,当忽略颗粒物的反弹时,可认为颗粒物与植物表面发生碰撞,并滞留在植物表面,这个过程也被称为惯性碰撞。由碰撞机制导致的颗粒物干沉降速率与颗粒物特征及障碍物特征有关。颗粒物粒径越大,气流速度越高,颗粒物越容易发生碰撞^[13]。同时,由于碰撞作用只发生在垂直于气流的投影平面上,叶面倾斜角也会影响碰撞速率^[8]。

1.4 重力沉积

重力沉积作用指在重力的作用下,颗粒物在植物表面发生的沉积,主要作用于粒径大于 10 μm 的颗粒物。由重力导致的颗粒物在植物表面的沉积速率与其在大气中的重力沉降速度有关。颗粒物自身性质(粒径、密度、压强)和温度等外界环境均会对颗粒物的重力沉降速度产生影响。由于颗粒物的重力沉积作用在与气流垂直的植物表面,因此叶片倾斜角对颗粒物的重力沉积速率也会有影响^[9]。

1.5 反弹及再悬浮

大气中的颗粒物通过上述 4 种机制沉降在植物表面后,并不意味着这些颗粒物已经完全从大气中消除。颗粒物与植物表面发生碰撞时,部分颗粒物由于反弹作用会重新回到大气中,反弹作用一般发生在粒径大于 5 μm 的颗粒物中,与颗粒物的沉降末速度、碰撞性质及植物表面特征有关。一些模型在计算植物滞尘时,并没有将颗粒物反弹过程考虑在内^[8-9,12]。Slinn 等(1982)使用固定参数来描述颗粒物的反弹作用,没有对不同颗粒物干沉降形式下的反弹作用进行区分。尽管针对不同干沉降形式使用同一反弹参数存在欠缺,但由于反弹机制相对于沉降机制更为复杂,现有研究尚不能很好的阐述其作用机理,这一方法仍然被后人采纳^[10,14]。颗粒物在植物表面的滞留并不是永久性的,除去颗粒物接触到植物表面发生的反弹作用之外,部分已经沉积在植物表面的颗粒物在风、高温、低湿等气象条件作用下,会脱离植物表面重新回到大气中,这个过程称之为再悬浮。再悬浮的颗粒物会经历新一轮的沉降过程。

2 研究方法

2.1 模型模拟

使用模型对绿地滞尘过程进行模拟,并对绿地滞尘效应进行评估,是目前最常用的研究方法。不同的模型针对的研究对象、研究内容和研究目标各不相同,模型之间的差异主要体现在数学结构上。20 世纪六七十年代,已有学者通过模型来研究颗粒物在物体表面的干沉降过程。早期的模型多为研究人员根据颗粒物干沉降原理,针对特定的研究对象构建,参数化不充分,无法准确反映颗粒物干沉降过程,适用面较窄。Davidson 等(1982)基于前文所述的植物滞尘机理,针对 5 种草本植物构建了颗粒物的干沉降模型,该模型将植物元素简化为圆柱体,忽略了植物的空间结构特征;且该模型只适用于特定的气象条件和冠层特征,不具有普适性^[8]。早期的模型无法适用于多种植被及颗粒物也在 Slinn 等(1981)的研究中被证实^[7]。

经过对颗粒物干沉降研究的不断深入和积累,一些较为成熟的模型应运而生,其中被广泛使用的有 UFORE 和 ENVI-met 模型。UFORE 模型(the Urban Forest Effects model)由美国农业部东北森林研究中心于 20 世纪 90 年代开发,是近年来较为权威的森林效益评估模型,适用于任何大小的城市或非城市区域,在世界范围内已被广泛使用。UFORE 模型可以对城市绿地的结构和功能进行定量研究,对绿地的多种效益进行评估。

随着技术的进步和不断扩张的研究需要,这些模型也在不断的更新迭代,与其他方法相结合已经成为大势所趋。2006 年美国农业部在 UFORE 模型的基础上,增加了行道树管理分析(STRATUM)模块,发布了 i-Tree 模型,该模块可对行道树的雨水截留效益、二氧化碳吸收效益、空气净化效益、节能效益和美学价值效益进行评估。2011 年以来,在原有的 i-Tree 模型基础上,将大气污染干沉降模块与 GIS(地理信息系统)相结合,对生态模块(i-Tree eco)功能进行强化,发展成了新一代 i-Tree 模型^[15]。i-Tree 模型更新后,可以估算温度、叶面积指数(LAI)和大气污染物浓度的空间分布,再结合其他输入参数,可对一氧化碳、二氧化氮、二氧化硫和 PM_{10} 的植物滞留量进行定量,通过城市绿地的空间分布评估其产生的局部影响,打破了之前模型对气

象、污染物浓度等参数均质化处理的局限^[16]。Nowak 等(2018)使用 i-Tree 模型结合美国环保署研发的大气污染与健康效益评估工具 BenMAP,对加拿大 86 个城市的绿地滞尘量进行了估算,同时估算了这些绿地产生的健康效益带来的经济价值^[17]。在 UFORE 及 i-Tree 模型中,绿地滞尘总量为污染物通量、绿地总冠层覆盖面积和时间三者的乘积,通过对 UFORE 模型进行敏感性分析,证实了影响绿地滞尘的最重要的两个参数为 LAI 和温度^[18]。很多学者使用 UFORE 模型对影响绿地滞尘效应的因素进行了研究:Escobedo 等(2009)的研究表明,高的 LAI 和植被覆盖率均会使区域滞尘量增加^[19],三北地区防护林滞尘效益的提高,也与 LAI 的上升密切相关^[20];物种配置也是绿地滞尘重要的制约因素,主要体现在针阔比上,以针叶树种为主的绿地通常比落叶阔叶林具有更高的滞尘效益,这是由于它们具有较长的有叶期^[4,21]。

ENVI-met 模型由 Bruse 等于 1998 年开发,是一个模拟下垫面、植被和大气三者之间的相互作用关系的三维计算流体动力学(CFD)模型,通常被用于城市微环境的模拟、对绿地产生的作用进行评估^[22-23]。ENVI-met 模型具有很高的时空分辨率,最高空间分辨率为 0.5 m×0.5 m,最高时间分辨率为 1 秒。ENVI-met 模型中,叶面积密度(LAD)是计算植物表面颗粒物干沉降的参数之一,然而具体影响机制尚不明确,LAD 越高,单位叶面积滞尘量会降低^[24],滞尘总量却不一定降低。表 1 对 UFORE 和 ENVI-met 两种模型的功能模块及数学结构进行了系统阐述。Vos 等(2013)使用 ENVI-met 对道旁绿化带结构对大气质量的影响进行研究,得出绿地对大气质量的改善作用与郁闭度呈正相关、同疏透度呈负相关关系,而过高的郁闭度和过低的疏透度又会阻碍绿地的通风作用,从而导致局部大气污染物浓度上升^[28],这与 Gromke 等(2011)使用基于大气动力学原理自主研发的绿地滞尘模型得出的结论类似^[29]。

2.2 实测

2.2.1 大气质量监测

大气质量监测主要可分为两种,一种是对大气中的污染物直接进行测定,另一种是采用遥感影像反演等方法间接的获取大气质量信息。准确的大气质量监测结果能直观的反应监测区域的大气质量及其时空变化,能有效评估绿地对大气质量的改善作用,对制定和评估各项大气污染防治措施起到重要作用。同时,大气质量监测方法也常被用来作为模型模拟的辅助方法,为模型模拟提供数据基础。美国环保局(USEPA)从 20 世纪 70 年代开始布设州和地方大气监测网络(State and Local Air Monitoring Stations, SLAMS)和国家大气监测网络(National Air Monitoring Stations, NAMS),对环境大气质量标准中的指标污染物进行监测,并对大气质量进行评估。随后,很多国家也都建立了国家大气监测网络。我国的环境监测工作始于 1973 年第一次全国环境保护会议的召开,随着 1980 年中国环境监测总站的成立,监测工作逐渐完善,监测网络也日趋成熟。随着大气质量管理需求的不断变化,大气质量监测体系的监测对象也在变化。USEPA 一开始只针对 TSP(总悬浮颗粒物)和 PM₁₀(大气动力学直径小于 10 μm 的颗粒物)展开监测,随着 1997 年新美国国家环境空气质量标准(NAAQS)颁布,PM_{2.5}也纳入监测范围^[30-31]。我国对 PM_{2.5}的监测始于 2012 年,并在 2016 年实现了全国范围内的监测。这些由政府部门实施的定点、定时的长期的、连续的成体系网络化监测,为大量科学研究工作提供了坚实的数据基础,对国家大气质量管理与决策工作起到了重要作用。近些年来,遥感影像反演技术在大尺度绿地滞尘研究中应用的越来越多,遥感影像反演是基于不同污染物对电磁波辐射不同程度的反射和吸收作用来获取污染物的浓度、空间分布等信息,通常与地面站点监测相结合,能更全面、立体的反映大气质量情况,是大气质量监测数据的重要来源之一。研究人员根据特定的研究目标、研究内容自主实施的大气质量监测也是绿地滞尘研究中常用的方法,多数用于中小尺度。这类监测主要通过根据研究目标及内容合理布设大气监测仪器来实现,该方法通常用于研究绿地对大气质量的影响,无法对绿地滞尘量进行定量。常用的监测仪器有大气采样器、粒子计数仪等。很多研究针对特定地点进行大气质量监测,如高速公路、城市主干道以及绿地内部等。部分研究对不同地点的大气质量进行了对比研究:为了研究污染物浓度的季节和地理变化,并找到阔叶树改善大气质量的经验证据,Garcia-Gomez 等(2016)使用被动式大气采样器对位于城郊以及距离城市更远的四处栎树林开展了为期两年的大气质量监测^[32];为了验证城市绿地对环境大气质量的影响,

Irga 等(2015)使用便携式大气监测设备对不同交通密度、人口以及绿地密度条件的区域进行了大气质量监测^[33];Morakinyo 等(2016)使用模型模拟与实地大气质量监测结合的方法,研究了绿化设施对大气质量的影响并尝试构建了理想化的绿化设施^[34]。王国玉等(2014)通过大气质量监测,得出复杂的绿地垂直结构更有利于滞尘,乔灌草型绿地具有最优的滞尘能力^[35],李新宇等(2014)通过对不同植物群落配置模式的绿化带进行大气质量监测也得出了类似的结论^[36]。

表 1 UFORE 和 ENVI-met 功能模块及数学结构简介

Table 1 Introduction to the functional module and mathematical structure of UFORE and ENVI-met

模型 Model	功能模块 Functional module	干沉降模块控制方程 Governing equation of dry deposition module	描述 Description
UFORE	UFORE-A:城市森林剖析模块,用于城市森林结构的定量(物种组成、树木密度、健康状况、叶面积、生物量等); UFORE-B:植物源挥发性有机物(BVOC)排放模块,用于量化城市绿地每小时 VOC 的排放量,VOC 是生成臭氧的重要前体物; UFORE-C:碳储存和固碳模块,计算城市绿地每年总碳储量和净碳储量; UFORE-D:大气污染干沉降模块,对城市绿地每小时滞尘量和大气污染改善百分比进行定量,可计算的大气污染物包括臭氧、二氧化硫、二氧化氮、一氧化碳和粒径小于 10 μm 的颗粒物; UFORE-E:建筑节能模块,对绿地对周围建筑产生的节能效应进行评估。	$Q = F \times L \times T \quad (1)$ $F = V_d \times C \quad (2)$ $V_d = \frac{1}{R_a + R_b + R_c} \quad (3)$	绿地滞尘效应通过式(1)计算。Q 为一定时间内绿地滞留的大气污染物总量, F 为污染物通量, L 为绿地的总冠层覆盖面积, T 为时间。 污染物通量 F 的计算如式(2)所示,其中为特定大气污染物的干沉降速率, C 为该污染物在大气中的浓度。 污染物的干沉降速率 V_d 则通过式(3)得出, R_a 为气动阻力、 R_b 为准层流边界层阻力、 R_c 为冠层阻力。 这些计算方法基于前人的大叶模型和复合冠层模型得出 ^[22,25] 。 通过绿地滞留的污染物质量(单位:g)除以滞留的污染物质量与大气中污染物质量的总和来计算绿地对城市大气污染改善百分比。大气中的污染物质量为污染物浓度、边界层高度和城市面积三者的乘积 ^[4] 。
ENVI-met	(1)大气气模型:包括风场、辐射通量、大气温湿度、湍流和污染物扩散与沉降 5 个模块; (2)土壤气模型:包括下垫面和土壤温度的 3D 模拟、与植被模型耦合、土壤水分通量模拟和水体模型 4 个模块; (3)建筑环境与建筑系统:包括 3D 建筑几何、高分辨率建筑物理、建筑材料、墙体和屋顶绿化系统、建筑能效 5 个模块; (4)植被子模型:包括 3D 植物几何、与环境的交换过程、叶面温度、植物健康与风险评估四个模块。	$X_{\downarrow}(z) = -v_{s/d} \frac{X(z)}{\Delta z} \quad (4)$ $\frac{m_{\text{plant}}}{\partial t} = X_{\text{plant}}(z) \cdot \frac{1}{\text{LAD}(x,y,z)} \cdot \rho \quad (5)$ $X_{\text{plant}} = \text{LAD}(x,y,z) \cdot f_{\text{cap}} \cdot v_d^p \cdot X(z) \quad (6)$ $v_d^{(p)} = \frac{1}{r_a^{(p)} + r_b + r_a r_b v_{s,0}} + v_{s,0} \quad (7)$	重力引起的颗粒物干沉降如式(4)所示, $X_{\downarrow}(z)$ 是单位时间内由重力作用引起的沉降通量(包括发生在植物表面的重力沉降); $v_{s/d}$ 表示重力沉降或沉积速率; $X(z)$ 表示 z 点的浓度, Δz 为 z 点至 $(z+1)$ 点的垂直距离;负号表示 z 点颗粒物浓度降低。 发生在植物表面的沉降用式(5)表示。 m_{plant} 为单位时间单位面积发生在植物叶片表面的颗粒物沉降总量; $X_{\text{plant}}(z)$ 为单位时间内叶片表面发生的颗粒物沉降通量; $\text{LAD}(x,y,z)$ 为指定位置 (x,y,z) 的叶面积密度; ρ 为大气密度($=1.29\text{kg/m}^3$)。 式(6)中, f_{cap} 为描述叶片对颗粒物容量的比例系数,在 0 到 1 之间取值,数值越大,对颗粒物的过滤能力越强,新鲜、干净的叶片 f_{cap} 值为 1,滞尘量已经饱和的叶片 f_{cap} 值为 0; v_d^p 表示在植物表面的颗粒物沉降速率; $X(z)$ 为单位时间内颗粒物沉降通量。 $v_d^{(p)}$ 采用式(7)进行计算, r_a 为气动阻力,且区分垂直地面 r_a 和植物叶片表面 $r_a^{(p)}$; r_b 为表面的准层流边界层阻力; $v_{s,0}$ 为接近表面的沉降速度。 r_b 和 $v_{s,0}$ 对地面表面和植物叶片表面不做区分 ^[26-27]

2.2.2 叶面尘定量

叶面尘定量法通常用于物种尺度,通过单位面积叶片滞尘量可进一步估算出绿地滞尘量,对研究绿地滞

尘中物种配置的影响有重要意义。常用的叶面尘定量法主要包括洗脱法和扫描电镜法。洗脱法即通过液体的洗脱作用,使叶面表面滞留的颗粒物洗涤至溶剂中,并通过使用不同孔径的滤膜对洗涤液进行过滤、电导率测试或离子色谱分析等,最终得到叶片表面滞留的颗粒物量。对于叶面表面不溶于水的颗粒物,通常使用水作为溶剂,若要对叶片蜡质层吸附的颗粒物进行进一步定量,则需要使用氯仿等有机溶剂对叶片进行洗脱。洗脱法通常用于研究不同叶片特征对滞尘效应的影响,现有研究表明:叶片表面粗糙度、粘性、气孔密度、叶片尺寸、叶片倾斜角和叶片滞尘容量等均会影响叶片的滞尘效应^[37];表面着生绒毛的、分泌粘性物质的、粗糙的叶片更有利于滞尘^[38-39]。

Beckett 等为找出滞尘能力最优的树种,使用水洗脱法对欧洲五个常见树种进行了叶面尘定量^[40]。Kajetan 等分别用水洗脱法和氯仿洗脱法对 4 种乔木和 3 种灌木进行了叶片表面及蜡质层滞尘量定量,证实了物种间滞尘能力的差异以及叶片表面和蜡质层滞尘能力的区别^[41]。Xu 等在研究雨水对叶面尘的洗脱作用时,使用洗脱法对叶片表面滞尘量进行了定量^[42];通过对叶面尘进行洗脱并定量,发现叶密度增加会导致单位叶面积滞尘量下降^[24]。

扫描电镜法指在高倍电子显微镜下观察叶片表面,并结合图像处理软件对影像进行处理,进一步得到叶片表面滞尘量及其分布规律。该方法可对叶片特征与滞尘量之间的关系进行细致的研究,根据研究目的的不同,采取的放大倍数和图像处理方法不尽相同。Lin 等在 2000 倍电子显微镜下对叶片进行扫描,并对叶片表面滞留的颗粒物进行了景观格局分析,对不同粒径颗粒物在叶片上的空间分布规律进行了研究^[43];一项在德国柏林的研究采用了 200 倍电子显微镜对道路两旁的草本植物滞尘进行了定量^[44];有研究采用了 800 倍放大系数对巴西的 3 种红树林植物叶片滞尘进行了观测^[45];通过使用扫描电镜对叶片表面滞留的颗粒物进行观察,发现阔叶树种气孔密度越高,滞尘量越大^[46-47]。

2.3 风洞控制试验

风洞试验是以人工的方式产生并且控制气流,用以模拟实体周围气体的流动情况,并可量度气流对实体的作用效果的一种管道状实验设备。在绿地滞尘研究中,风洞装置通常被用来对不同结构绿地的滞尘效应以及对大气扩散的影响进行对比研究。Lin 等使用风洞装置模拟了在不同风速(0.3—1.5 m/s)、不同枝条密度和不同枝条方向下,不同树种对 $PM_{0.1}$ — PM_1 的滞留效率^[48]。Freer-smith 等对欧洲常见的 5 个树种和半干旱地区种植较多的 2 个树种滞尘效应进行了风洞试验,设置了 3 个风速梯度,使用氯化钠模拟颗粒物^[49]。Karen 等使用风洞装置研究了森林边缘结构对颗粒物沉降、风速和湍流的影响,并使用氯离子气溶胶模拟颗粒物的沉积^[50]。Rasanen 等通过风洞试验发现,阔叶植物叶片气孔密度越低,滞尘量越大^[51],这与使用扫描电镜得出的结论相悖^[46-47]。风洞试验法虽然易于控制实验条件,能提供稳定的风向、风速及排放源,但也存在一定的局限性,在风洞装置中气流会贯穿所有的植物,与实际情况下气流通过绿地的方式不一致,并不能完全代表真实情况。

3 绿地滞尘效应评价标准

3.1 绿地滞尘量

对绿地整体滞尘量进行估算,是目前评价绿地滞尘效应的主要方式,主要采用模型模拟绿地滞尘过程的方法来实现。已有大量研究基于不同尺度对绿地滞尘量进行了评估,常用的较为成熟的模型有前文提到的 UFORE 和 i-Tree 模型等,此外也有一些研究采用的模型是基于植物滞尘机理自主开发所得。Nowak 等(2014)利用地方环境数据对美国的森林滞尘量以及对人类健康产生的经济价值进行了估算,使用植物滞尘模型中普遍采用的颗粒物干沉降公式(式(2))计算绿地滞尘量,美国环保局(USEPA)开发的环境效应映射和分析模型(Environmental Benefits Mapping and Analysis Program, BenMAP)估算绿地对人类健康的影响以及由此产生的经济效应,最终得出 2010 年美国本土 48 州的绿地滞留的大气污染物为 1740 万 t,对人类健康产生了相当于 68 亿美元的经济效应,其中城市绿地滞尘量为 65.1 万 t^[52];这与 Nowak 等(2006)使用 1994 年污

染数据对美国城市树木年滞尘量的估算结果(71.1 万 t)有较大出入,这是由于在 2006 年的研究中并未计算 $PM_{2.5}$ 滞留量而是针对 PM_{10} 进行了估算,计算绿地滞尘量时对叶面积指数等参数的取值偏大且没有考虑到绿地空间分布的不均匀性所致^[4]。

区域尺度上的绿地滞尘研究往往针对某一特定工程或地形条件相似的特定区域展开,Zhang 等使用大叶模型对中国三北防护林的滞尘效应进行了评估,1999—2000 年间三北防护林滞留了 2850 万 t 的 $PM_{2.5}$,研究还通过对位于不同地区的三北防护林滞尘量进行模拟,指出人工林的滞尘效率与自然林没有显著差别^[20]。有研究对北京平原区造林工程的滞尘效应进行了评估,结果指出 2012 年北京平原区营造的林分滞留的 $PM_{2.5}$ 约为 451t^[53]。

在城市甚至更小尺度上开展的绿地滞尘研究同样层出不穷。有研究使用干沉降模型对美国 55 个城市的绿地对大气污染物的滞留量进行了估算,并提出树木冠层管理对改善大气质量的重要性^[4]。Scott 等使用 1990 年的大气污染物浓度数据,指出萨克拉门托的绿地每年滞留的大气污染物约为 1457t^[54]。同时,有大量研究在更小尺度上针对城市内部某一特定区域或绿地类型的滞尘进行研究,例如对城市边缘地区绿地滞尘的研究^[55]、使用生物监测的方法将工业区和城区绿地滞尘效应进行对比^[56]、对北京核心城区绿地滞尘量的估算等^[21]。

3.2 对大气质量的影响

通过绿地对城市大气质量的改善作用对绿地滞尘效应进行评价是基于大气动力学角度,通常通过大气质量监测或使用大气动力学模型模拟来实现,常用的大气动力学模型有 2.1 所述 ENVI-met 模型。该类研究通常尺度较小,多集中于对道路绿地滞尘效应的研究。Vos 等使用 ENVI-met 模型对不同结构道路绿地对污染物环境浓度的影响进行模拟,最后得出由于树木和其他植被会影响通风,使得交通污染物无法稀释,因此道旁绿化带的存在会使大气污染物浓度增高的结论^[28]。很多其他研究也得出了类似的结论^[29, 57-58],认为城市绿地虽然能改善城市大气质量,但绿地对大气流通的阻碍作用会导致局部区域大气污染物浓度上升。此外,一些研究对绿地内外大气质量进行实地监测,并通过不同采样点之间的浓度差来评估绿地的滞尘效应^[35-36, 59-61],该方法在国内应用较为普遍,国外对绿地滞尘效应则多采用对绿地滞尘进行定量的方法。

4 影响因子

叶片特征、绿地结构及环境因子均会影响颗粒物在植物表面的干沉降过程。现有研究普遍认为粗糙的、粘性大的叶片更有利于滞尘;叶片尺寸、叶片倾斜角对颗粒物干沉降过程也有影响,叶面和气流方向夹角越小,越不利于滞尘^[7-9]。绿地结构对绿地滞尘效应有着显著影响,LAI、LAD、植被覆盖度是影响绿地滞尘的重要参数,绿地的垂直结构越复杂,滞尘效应越高;物种配置也会对滞尘效应产生影响,主要体现在针叶树和阔叶树的比例上。绝大多数绿地滞尘发生在自然环境中,温度、湿度、风速、降水等气象因素对植物个体和绿地滞尘效应都会产生较大影响,也是绿地滞尘模型中的必要输入参数。温度会影响颗粒物的布朗扩散及重力沉积过程,温度越高布朗运动越剧烈,重力沉降速率也越大^[13];高温还会加速光化学反应,加快污染物的生成^[62];大气中的水分会导致吸湿性颗粒物吸水膨胀,还会增加植物表面的粘性,从而加速颗粒物在植物表面的沉降并且减轻颗粒物的再悬浮作用^[63-65];风速会影响植被的孔隙度,从而影响滞尘速率^[66-67];绿地滞尘还与颗粒物环境浓度有关,颗粒物环境浓度或颗粒物密度越高,重力沉积速率越大,绿地滞尘量越大,颗粒物环境浓度对滞尘的影响在模型中均有体现。

5 总结与展望

现有绿地滞尘相关研究主要存在以下问题:(1)多集中在较大尺度,绿地滞尘机理、绿地结构对滞尘效应的影响研究较少,尚不能为提升绿地滞尘能力、改善大气质量提供详尽可靠的绿地结构配置优化方案;(2)很多研究从绿地实际滞尘量和潜在滞尘能力二者其中的一个方面对绿地滞尘效应做出评价,然而二者之间的关

系以及二者适用的条件均需要进一步明确;(3)对滞尘效应评价标准不一,目前研究多从绿地滞尘量和绿地对周围环境大气质量的影响两方面来评价绿地滞尘效应的高低,然而绿地滞尘量与绿地对环境大气质量的改善之间的关系尚无定论,仍需要进一步探讨;(4)研究方法单一,多数研究采用模型模拟、实测和控制实验中的一种来进行绿地滞尘效应研究,而每种方法均存在一定局限性。

未来,应加强中小尺度的绿地滞尘效应评估研究,深入探究绿地滞尘机理,更好的为改善城市大气质量服务;制定统一的滞尘效应评价标准,建立多尺度滞尘效应评价体系,提高评估结果的可靠性和普适性;在多尺度上综合不同研究方法对绿地滞尘效应进行研究,弥补单一尺度、单种方法所带来的缺陷与不足,使研究结果更全面可靠、更具有实际意义。

参考文献(References):

- [1] Pope III C A, Burnett R T, Thun M J, Calle E E, Krewski D, Ito K, Thurston G D. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA*, 2002, 287(9): 1132-1141.
- [2] Lelieveld J, Evans J S, Fnais M, Giannadaki D, Pozzer A. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, 2015, 525(7569): 367-371.
- [3] Oliveira A R, Branquinho C, Pereira M, Soares A. Stochastic simulation model for the spatial characterization of lung cancer mortality risk and study of environmental factors. *Mathematical Geosciences*, 2013, 45(4): 437-452.
- [4] Nowak D J, Crane D E, Stevens J C. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2006, 4(3/4): 115-123.
- [5] Zhang L M, Vet R. A review of current knowledge concerning size-dependent aerosol removal. *China Particuology*, 2006, 4(6): 272-282.
- [6] Slinn S A, Slinn W G N. Predictions for particle deposition on natural waters. *Atmospheric Environment*, 1980, 14(9): 1013-1016.
- [7] Slinn W G N. Predictions for particle deposition to vegetative canopies. *Atmospheric Environment*, 1982, 16(7): 1785-1794.
- [8] 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(1/3): 25-43.
- [9] Wiman B L B, Ågren G I. Aerosol depletion and deposition in forests-a model analysis. *Atmospheric Environment*, 1985, 19(2): 335-347.
- [10] Zhang L M, Gong S L, Padro J, Barrie L. A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. *Atmospheric Environment*, 2001, 35(3): 549-560.
- [11] Petroff A, Mailliat A, Amielh M, Anselmet F. Aerosol dry deposition on vegetative canopies. Part II: a new modelling approach and applications. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(16): 3654-3683.
- [12] Peters K, Eiden R. Modelling the dry deposition velocity of aerosol particles to a spruce forest. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 1992, 26(14): 2555-2564.
- [13] Petroff A, Mailliat A, Amielh M, Anselmet F. Aerosol dry deposition on vegetative canopies. Part I: review of present knowledge. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(16): 3625-3653.
- [14] Giorgi F. Dry deposition velocities of atmospheric aerosols as inferred by applying a particle dry deposition parameterization to a general circulation model. *Tellus B*, 1988, 40(1): 23-41.
- [15] Nowak D J, Crane D E, Stevens J C, Hoehn R E, Walton J T, Bond J. A ground-based method of assessing urban forest structure and ecosystem services. *Arboriculture & Urban Forestry*, 2008, 34(6): 347-358.
- [16] Hirabayashi S, Kroll C N, Nowak D J. Development of a distributed air pollutant dry deposition modeling framework. *Environmental Pollution*, 2012, 171: 9-17.
- [17] Nowak D J, Hirabayashi S, Doyle M, McGovern M, Pasher J. Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2018, 29: 40-48.
- [18] Hirabayashi S, Kroll C N, Nowak D J. Component-based development and sensitivity analyses of an air pollutant dry deposition model. *Environmental Modelling & Software*, 2011, 26(6): 804-816.
- [19] Escobedo F J, Nowak D J. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning*, 2009, 90(3/4): 102-110.
- [20] Zhang X D, Du J, Huang T, Zhang L M, Gao H, Zhao Y, Ma J M. Atmospheric removal of PM_{2.5} by man-made Three Northern Regions Shelter Forest in northern China estimated using satellite retrieved PM_{2.5} concentration. *Science of the Total Environment*, 2017, 593-594: 713-721.
- [21] Yang J, McBride J, Zhou J X, Sun Z Y. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry & Urban Greening*,

- 2005, 3(2): 65-78.
- [22] Bruse M, Fleer H. Simulating surface-plant-air interactions inside urban environments with a three dimensional numerical model. *Environmental Modelling & Software*, 1998, 13(3/4): 373-384.
- [23] 周姝雯, 唐荣莉, 张育新, 马克明. 城市街道空气污染物扩散模型综述. *应用生态学报*, 2017, 28(3): 1039-1048.
- [24] Hofman J, Bartholomeus H, Calders K, Van Wittenberghe S, Wuyts K, Samson R. On the relation between tree crown morphology and particulate matter deposition on urban tree leaves: a ground-based LiDAR approach. *Atmospheric Environment*, 2014, 99: 130-139.
- [25] Baldocchi D D, Hicks B B, Camara P. A canopy stomatal resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces. *Atmospheric Environment*, 1987, 21(1): 91-101.
- [26] Baldocchi D. A Multi-layer model for estimating sulfur dioxide deposition to a deciduous oak forest canopy. *Atmospheric Environment*, 1988, 22(5): 869-884.
- [27] Bruse M. Particle filtering capacity of urban vegetation: a microscale numerical approach. *Berliner Geographische Arbeiten*, 2007.
- [28] Vos P E J, Maiheu B, Vankerkom J, Janssen S. Improving local air quality in cities: to tree or not to tree? *Environmental Pollution*, 2013, 183: 113-122.
- [29] Gromke C. A vegetation modeling concept for building and environmental aerodynamics wind tunnel tests and its application in pollutant dispersion studies. *Environmental Pollution*, 2011, 159(8/9): 2094-2099.
- [30] U.S. Government Accountability Office. OGC-97-56 EPA: national ambient air quality standards for particulate matter-final rule and national ambient air quality standards for ozone. Washington, D.C.: GAO, 1997.
- [31] Demerjian K L. A review of national monitoring networks in North America. *Atmospheric Environment*, 2000, 34(12/14): 1861-1884.
- [32] García-Gómez H, Aguilera L, Izquierdo-Rojano S, Valiño F, Àvila A, Elustondo D, Santamaría J M, Alastuey A, Calvete-Sogo H, González-Fernández I, Alonso R. Atmospheric pollutants in peri-urban forests of *Quercus ilex*: evidence of pollution abatement and threats for vegetation. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(7): 6400-6413.
- [33] Irga P J, Burchett M D, Torpy F R. Does urban forestry have a quantitative effect on ambient air quality in an urban environment? *Atmospheric Environment*, 2015, 120: 173-181.
- [34] Morakinyo T E, Lam Y F, Hao S. Evaluating the role of green infrastructures on near-road pollutant dispersion and removal: modelling and measurement. *Journal of Environmental Management*, 2016, 182: 595-605.
- [35] 王国玉, 白伟岚, 李新宇, 赵松婷. 北京地区消减 $PM_{2.5}$ 等颗粒物污染的绿地设计技术探析. *中国园林*, 2014, 30(7): 70-76.
- [36] 李新宇, 赵松婷, 李延明, 郭佳, 李薇. 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. *生态环境学报*, 2014, 23(4): 615-621.
- [37] Freer-Smith P H, Holloway S, Goodman A. The uptake of particulates by an urban woodland: site description and particulate composition. *Environmental Pollution*, 1997, 95(1): 27-35.
- [38] Beckett K P, Freer-Smith P H, Taylor G. Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution*, 1998, 99(3): 347-360.
- [39] 王会霞, 石辉, 李秧秧. 城市绿化植物叶片表面特征对滞尘能力的影响. *应用生态学报*, 2010, 21(12): 3077-3082.
- [40] Beckett K P, Freer-Smith P, Taylor G. Effective tree species for local air quality management. *Journal of Arboriculture*, 2000, 26(1): 12-19.
- [41] Dzierzanowski K, Popek R, Gawrońska H, Sæbø A, Gawroński S W. Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species. *International Journal of Phytoremediation*, 2011, 13(10): 1037-1046.
- [42] Xu X W, Zhang Z M, Bao L, Mo L, Yu X X, Fan D X, Lun X X. Influence of rainfall duration and intensity on particulate matter removal from plant leaves. *Science of the Total Environment*, 2017, 609: 11-16.
- [43] Lin L, Yan J L, Ma K M, Zhou W Q, Chen G J, Tang R L, Zhang Y X. Characterization of particulate matter deposited on urban tree foliage: a landscape analysis approach. *Atmospheric Environment*, 2017, 171: 59-69.
- [44] Weber F, Kowarik I, Säumel I. Herbaceous plants as filters: immobilization of particulates along urban street corridors. *Environmental Pollution*, 2014, 186: 234-240.
- [45] Arrivabene H P, Da Costa Souza I, C6 W L O, Conti M M, Wunderlin D A, Milanez C R D. Effect of pollution by particulate iron on the morphoanatomy, histochemistry, and bioaccumulation of three mangrove plant species in Brazil. *Chemosphere*, 2015, 127: 27-34.
- [46] 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 $PM_{2.5}$ 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.
- [47] 刘璐, 管东生, 陈永勤. 广州市常见行道树种叶片表面形态与滞尘能力. *生态学报*, 2013, 33(8): 2604-2614.
- [48] Lin M, Katul G G, Khlystov A. A branch scale analytical model for predicting the vegetation collection efficiency of ultrafine particles. *Atmospheric Environment*, 2012, 51: 293-302.

- [49] 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. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2004, 155(1/4): 173-187.
- [50] Wuyts K, Verheyen K, De Schrijver A, Cornelis W M, Gabriels D. The impact of forest edge structure on longitudinal patterns of deposition, wind speed, and turbulence. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(37): 8651-8660.
- [51] Räsänen J V, Holopainen T, Joutsensaari J, Ndam C, Pasanen P, Rinnan A, Kivimäenpää M. Effects of species-specific leaf characteristics and reduced water availability on fine particle capture efficiency of trees. *Environmental Pollution*, 2013, 183: 64-70.
- [52] Nowak D J, Hirabayashi S, Bodine A, Greenfield E. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*, 2014, 193: 119-129.
- [53] Fatteh A, Hudson P, McBay A. Highway homicides and suicides. *North Carolina Medical Journal*, 1971, 32(5): 184-185.
- [54] Scott K I, Mcpherson E G, Simpson J R. Air pollutant uptake by Sacramento's urban forest. *Journal of Arboriculture*, 1998, 24(4): 224-234.
- [55] Baumgardner D, Varela S, Escobedo F J, Chacalo A, Ochoa C. The role of a peri-urban forest on air quality improvement in the Mexico city megalopolis. *Environmental Pollution*, 2012, 163: 174-183.
- [56] Santos A, Pinho P, Munzi S, Botelho M J, Palma-Oliveira J M, Branquinho C. The role of forest in mitigating the impact of atmospheric dust pollution in a mixed landscape. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(13): 12038-12048.
- [57] Wania A, Bruse M, Blond N, Weber C. Analysing the influence of different street vegetation on traffic-induced particle dispersion using microscale simulations. *Journal of Environmental Management*, 2012, 94(1): 91-101.
- [58] Gronke C, Ruck B. Pollutant concentrations in street canyons of different aspect ratio with avenues of trees for various wind directions. *Boundary-Layer Meteorology*, 2012, 144(1): 41-64.
- [59] 殷杉, 蔡静萍, 陈丽萍, 申哲民, 邹晓东, 吴旦, 王文华. 交通绿化带植物配置对空气颗粒物的净化效益. *生态学报*, 2007, 27(11): 4590-4595.
- [60] 孙淑萍, 古润泽, 张晶. 北京城区不同绿化覆盖率和绿地类型与空气中可吸入颗粒物(PM₁₀). *中国园林*, 2004, (3): 77-79.
- [61] 古琳, 王成, 王晓磊, 王艳英, 王茜. 无锡惠山三种城市游憩林内细颗粒物 PM_{2.5} 浓度变化特征. *应用生态学报*, 2013, 24(9): 2485-2493.
- [62] Almeida S M, Pio C A, Freitas M C, Reis M A, Trancoso M A. Approaching PM_{2.5} and PM_{2.5-10} source apportionment by mass balance analysis, principal component analysis and particle size distribution. *Science of the Total Environment*, 2006, 368(2/3): 663-674.
- [63] Litschke T, Kuttler W. On the reduction of urban particle concentration by vegetation-a review. *Meteorologische Zeitschrift*, 2008, 17(3): 229-240.
- [64] Nowak D J, Hirabayashi S, Bodine A, Hoehn R. Modeled PM_{2.5} removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects. *Environmental Pollution*, 2013, 178: 395-402.
- [65] Schaubroeck T, Deckmyn G, Neiryneck J, Staelens J, Adriaenssens S, Dewulf J, Muys B, Verheyen K. Multilayered modeling of particulate matter removal by a growing forest over time, from plant surface deposition to washoff via rainfall. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(18): 10785-10794.
- [66] Tiwary A, Morvan H P, Colls J J. Modelling the size-dependent collection efficiency of hedgerows for ambient aerosols. *Journal of Aerosol Science*, 2006, 37(8): 990-1015.
- [67] Beckett K P, Freer-Smith P H, Taylor G. Particulate pollution capture by urban trees; effect of species and windspeed. *Global Change Biology*, 2000, 6(8): 995-1003.