

DOI: 10.5846/stxb201501240190

娄彩荣, 刘红玉, 李玉玲, 李玉凤. 大气颗粒物 ($PM_{2.5}/PM_{10}$) 对地表景观结构的响应研究进展. 生态学报, 2016, 36(21): - .

Lou C R, Liu H Y, Li Y L, Li Y F. Research on the response of air particles ($PM_{2.5}/PM_{10}$) to landscape structure: A review. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(21): - .

大气颗粒物 ($PM_{2.5}/PM_{10}$) 对地表景观结构的响应研究进展

娄彩荣^{1,2}, 刘红玉^{1,*}, 李玉玲¹, 李玉凤¹

1 江苏省地理环境演化国家重点实验室培育建设点, 江苏省地理信息资源开发与利用协同创新中心, 南京师范大学地理科学学院, 南京 210023

2 南通大学地理科学学院, 南通 226007

摘要: 颗粒物 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 是近年来我国大气首要污染物, 威胁环境和人类健康。地表景观结构直接或间接影响 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 浓度, 了解其影响过程和机理对于改善生态环境具有重要意义。系统总结了国内外关于 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 对地表景观结构响应的研究成果, 指出研究中出现不确定性的可能影响因素, 并对今后的发展方向进行展望。得出基本结论: ①地表景观类型的构成及其格局显著影响大气颗粒物浓度, 成为 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 的“源”和“汇”。②地表景观结构引起局地气候变化并影响颗粒物的迁移转化, 但其影响过程和机理复杂, 研究结论并不明确。③颗粒物浓度和地表景观数据主要通过实际监测或遥感处理方法获得, 但因为获取方法、监测点微观环境及遥感影像等因素影响, 导致数据具有不确定性, 加上时空尺度相对应的复杂性, 大大限制了地表景观结构与 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 响应关系的研究进展, 是未来要突破的难点。④ $PM_{2.5}/PM_{10}$ 对地表景观结构响应的区域时空差异及过程, 局地小气候变化对颗粒物浓度的影响过程和强度, 主要景观类型尤其是水体、湿地景观对大气颗粒物浓度的影响过程、机理与贡献程度等是未来需要关注的方向。

关键词: 大气颗粒物 ($PM_{2.5}/PM_{10}$); 地表景观类型; 景观格局; 响应

Research on the response of air particles ($PM_{2.5}/PM_{10}$) to landscape structure: A review

LOU Cairong^{1,2}, LIU Hongyu^{1,*}, LI Yuling¹, LI Yufeng¹

1 State Key Laboratory Cultivation Base of Geographical Environment Evolution (Jiangsu Province), Jiangsu Center for Collaborative Innovation in Geographical Information Resource Development and Application, College of Geographical Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China

2 College of Geographical Science, Nantong University, Nantong 226007, China

Abstract: In recent years, high concentrations of inhalable particulate matter (PM_{10}) or fine particulate matter ($PM_{2.5}$), primary pollutants in most cities, have been monitored frequently in China. Numerous studies have manifested an inextricably link between atmospheric particulate matter and human health. The ambient $PM_{2.5}$ or PM_{10} concentrations are affected by the landscape structure (LS, including the landscape composition and configuration) directly or indirectly. Consequently, quantifying the connectivity of $PM_{2.5}/PM_{10}$ concentrations in LS has become an important subject in the scientific and decision-making communities. Based on the systematic summary of both domestic and foreign studies, a series of possible influential factors attributed to the uncertainty in this field of study were identified, and potential study directions for the future have been proposed. Firstly, results indicate that the type of landscape has different effects on the

基金项目: 国家自然科学基金项目 (31570459, 41401205); 江苏省自然科学基金项目 (BK20140921); 江苏省地理信息资源开发与利用协同创新中心; 江苏高校优势学科建设工程资助项目 (164320H116)

收稿日期: 2015-01-24; **网络出版日期:** 2015-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: liuhongyu@njnu.edu.cn

concentrations of air particles. Urban sprawl aggravates air pollution, and densely built-up city areas have turned into the critical situations suffering from high concentrations of air pollutant (particularly $PM_{2.5}/PM_{10}$). Intra-urban landscapes, construction areas, areas of heavy traffic and industrial zones, leading to higher $PM_{2.5}$ or PM_{10} concentrations through direct discharge of particles, were considered to be the “source” landscapes. Because of effective role of plants in interception and absorption of particles, the concentrations of $PM_{2.5}$ and PM_{10} in woodland, grassland and green-land were lower than other types of landscape, and these were usually deemed as the “sink” landscapes. Due to the variation of seasonal impacts of air particles, farmland was often regarded as the “source” in the harvest season and the “sink” in the growing season. It is still indeterminate whether the wetland is the “source” or the “sink”, as well as a water body. Secondly, the characteristic modification of the surface land during urbanization has exerted strong impacts on the meteorological conditions, which may influence the process of air contamination. The microclimate changes caused by LS, such as urban heat islands or cold-humid ecological effects, affect the evolution of airborne contaminants indirectly. However, these influences, processes, and mechanisms were too intricate to determine accordant conclusions from previous literature. Our third finding examines data in existing research of $PM_{2.5}$ or PM_{10} concentrations and landscape pattern were mostly obtained through monitoring or remote sensing retrieval. But these data were still uncertain due to the effects of method, micro-environment and image. The spatial-temporal scale between air particles and LS was also complicated. All mentioned above have greatly lagged the research progress of relationship between LS and the responses of air particulate matter, and would be new challenges for prospective studies. Fourth, some key study directions should be highlighted in future, such as analyses on the regional spatial-temporal differential and the response course of $PM_{2.5}$ or PM_{10} to LS. Besides, the influence processes, mechanism and contribution degree of air particles concentration caused by LS and its climate change, especially by water body, wetland and their cold-humid ecological effects were also in need of concerns in the future.

Key Words: air particulate matter ($PM_{2.5}/PM_{10}$); surface landscape type; landscape pattern; response

高浓度颗粒物 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 所导致的霾污染天气在很多城市经常发生,是当前我国城市和区域所面临的最突出的大气污染问题^[1],对 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的研究与治理成为政府管理部门、科研工作者以及普通民众共同关注的热点问题。当前,我国正处于社会经济发展快速进程中,大气环境问题日益突出,其中,城市化影响下的地表景观结构改变最为明显^[2-3],而这种改变明显影响 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 浓度。一方面,各种景观类型的组成和格局直接作用于 $PM_{2.5}/PM_{10}$,使其增加或减少;另一方面,地表景观结构变化引起局地气候发生变化,从而影响颗粒物的迁移转化。 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 污染是各种污染物长期积淀和叠加的结果,多数研究关注的气象条件只是外因,人类活动不断排放的污染物才是其内因。但是作为社会发展的必然趋势,城市化进程无法阻挡。因此,从长远的角度看,经济发展和环境保护并行前进的状态下,除了控制污染物排放外,找到更合适的土地利用方式,更科学的景观格局配置,也许才是解决问题的根本。国内外对 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 的研究主要关注其组分和源解析^[4-5]、变化特征和机理^[6-8]以及模型预测^[9-10]等方面,近年来才开始注意到地表景观结构对大气颗粒物的影响,但研究成果较少。本文从 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 对地表景观结构响应的研究角度进行综述,分析不同地表景观类型和空间格局对大气颗粒物的影响,进一步探讨研究中可能出现的不确定,并提出今后研究的重点和方向。

1 大气颗粒物 ($PM_{2.5}$ 、 PM_{10})、地表景观结构及其数据获取

1.1 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 的产生和消亡

$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 分别指空气动力学当量直径小于 $2.5\mu m$ 、 $10\mu m$ 的颗粒物,均是大气颗粒污染物的重要组成部分。尤其是 $PM_{2.5}$ 具有粒径小、在空气中远距离传播、停留时间长,比面积大且易吸附携带大量有害物质和可入人体肺泡等特点,威胁环境和人类健康,已经被国内外大量研究所证实^[11-12]。一般认为, $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 是由自然和人为活动共同作用产生。其中, $PM_{2.5}$ 来源于工业废气、汽车尾气、燃料和生物质燃烧等污染物及其

经过一系列反应形成的二次颗粒物,而 PM₁₀更多来源于交通、城市建设活动等引起的扬尘和沙尘等^[4-5,13]。颗粒物产生和增加过程包括气态污染物积累叠加、气态—颗粒物转化、颗粒物之间碰并、吸湿增长等过程,当气候条件因素形成(稳定或弱天气系统),颗粒物积累到一定程度便暴发为霾污染^[14-15]。王跃思等^[1]认为造成 2013 年 1 月我国东部地区强霾污染的外部条件是天气系统弱、强冷空气活动少和极其不利于污染物扩散的局地气象条件及地理位置,内因则是大气中积累的一次气态污染物向颗粒态的快速转化。颗粒物减少过程包含干沉降、湿沉降、垂直和水平扩散等过程^[14,16]。干沉降主要是粒径较大的颗粒物由于重力作用在空中滞留时间短,与地表景观碰撞摩擦被吸附或沉降至地面,PM_{2.5}等小粒径颗粒物在静止大气中从对流层上部落回到地表需要几天到几十天,除了被植物叶片吸附,很难靠重力沉降到地面,主要通过颗粒物的吸湿增长、聚合及与云滴、雨滴的并合,然后被雨、雾和雪等携带、溶解和冲刷回到地表,即湿沉降。颗粒物在风作用下垂直和水平扩散也是其浓度改变的主要方式^[14,17]。

1.2 地表景观结构及景观类型划分

景观是由多个景观要素单元构成的异质性地域或不同土地利用镶嵌体,在地表经常表现为不同的土地利用/土地覆被(LULC)类型^[18],景观生态学中也称之为景观类型。本文所说的地表景观结构包含景观类型的构成(景观类型及面积比例)及其空间格局(各种景观类型的形状、配置与空间排列方式)两方面含义。不同景观结构内部的水文、气候、动植物包括人类活动均有所差异,而地表景观是大气环境的下垫面,时刻影响大气颗粒物的存在状态和扩散方式。

对地表进行明确的景观类型划分是景观和大气颗粒物污染关系分析的前提和基础。研究尺度不同,景观分类差异较大,如表 1 所示。宏观尺度(全国或区域层面)研究通常按照地表 LULC 来划分景观类型,常见的分类结果为城市用地(或城镇、城市建设用地)、耕地/农田、林地、草地、水体、未利用地(或裸地、荒地)等 6 大类。其中,城市被笼统归为一种景观。当研究尺度降到城市层面时,多数研究会从城市土地利用功能角度进行景观分类,比如居住用地、工业用地、交通用地等,这种分类方法主要结合污染物的排放源,能更清晰反映城市不同功能区对颗粒物浓度的贡献程度。而研究尺度较小或为微观尺度时,景观分类更多考虑景观格局差异。除了选用传统的景观格局指数外(表 2),一些研究还引入绿地覆盖率、植被指数和建筑指数等连续地表参数来反映地表景观结构特征和差异。

表 1 与颗粒物研究有关的景观分类

Table 1 Landscape classification related with the researches of air particulate matter

研究尺度 Research scale	研究目的 Research purpose	景观分类依据及分类结果 Basis and results of landscape classification
区域或城市 Region or city	颗粒物浓度对 LULC 的响应	LULC ^[19-20] :城市用地(或城镇、城市建设用地)、耕地/农田、林地(绿地)、草地、水体、未利用地(或裸地、荒地)等
区域或城市 Region or city	颗粒物浓度对城市化进程及城市扩展的响应	城市化程度 ^[21-22] :(1)城市景观和非城市景观;(2)城市景观、郊区景观和农村景观;(3)高城市化区和低城市化区
区域或城市 Region or city	土地利用回归模型构建和预测颗粒物浓度	LULC ^[23] :城市建设用地、旱田、水田、草地等 20 种用地类型;城市功能区 ^[9,24-25] :居住用地、绿地、城市设施、工业用地、办公/商业用地、交通用地、军事用地、农业用地、未利用地
城市 City	颗粒物浓度对城市内部景观类型及格局的响应	城市功能区 ^[26] :居住用地、工业用地、交通用地、城市绿地、城市林地、耕地、村镇建设用地等
城市 City	颗粒物浓度对城市空间形态和格局的响应	城市空间形态 ^[27] :蔓延型、集聚型城市形态
单一景观类型 Single landscape type	颗粒物浓度对单一景观类型内部格局变化的响应	生活型 ^[28] :针叶林、阔叶林、混交林、灌丛、草地;绿地群落 ^[29] :林地、草地、疏林草地、道路绿地、密林地

1.3 相关数据获取

PM_{2.5}/PM₁₀对地表景观结构响应研究涉及两方面数据。PM_{2.5}/PM₁₀数据一般利用常规监测手段或遥感影像反演获得。监测方法是使用地面仪器选择监测点进行监测,这种方法精度高、时间连续,但仅适应于中小尺

度或微观环境下使用,而当需要城市或区域面状的大气颗粒物信息时,很难用常规观测方法进行,遥感影像反演成为当前比较常用的方法。主要原理是利用遥感影像上的光谱特征,建立遥感反演模型,获取气溶胶厚度(AOD)信息,然后通过分析AOD和近地面颗粒物浓度的关系,构建拟合方程估算 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 浓度。目前已有较多研究成果。陶金花等^[30]通过遥感反演的近地面 $PM_{2.5}$ 与地面实际监测数据在趋势上基本一致,相关关系 R^2 达到0.61。Chudnovsky等^[31]利用高分辨率AOD反演数据得到 $PM_{2.5}$ 预测值和实测值的 R^2 高达0.89。另一种获取面状颗粒物数据的方法是从点到面,即通过地面站点实测数据进行插值获得空间上 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 信息^[20,32],但这类研究要求地面监测站点数量必须要足够多而且分布较均匀。

大尺度层面的地表景观结构信息多数是采用遥感影像解译获取,与同时段、同分辨率或经过处理达到相同分辨率的图像数据反演获取的 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 数据叠加,然后按照不同景观类型来统计对应的颗粒物浓度。微观研究多是在特定景观类型中设置监测点,以监测点获取数据代表该类景观的 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 浓度,进而分析同一景观类型不同规模,或不同景观类型组合即空间格局不同时大气颗粒物浓度的差异。中等尺度城市层面的研究以上两种方法都有采用。

2 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 对地表景观结构的响应

2.1 地表景观结构对 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 的直接作用

地表景观结构对 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 的直接影响研究一般被转化为LULC及空间格局与大气颗粒物相关关系分析。从主要的景观类型看:

(1) 城市景观

地表景观类型中影响大气颗粒物浓度的首要类型是城市景观,通常被看作是颗粒物最重要的排放源。城市化和经济快速发展导致建成区面积不断扩张,一方面大量工业活动和能源消耗集中在城市及周边区域,大气污染物集中排放,同时人口迅速集聚,更多交通、城市建设等人类活动带来的汽车尾气和扬尘直接增加大气颗粒物浓度,致使区域内城市 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度高于郊区和农村^[21,33],也高于林地、农田等其他景观类型,且城市建设用地面积越大颗粒物浓度越高,如表2所示。对于城市内部而言,高浓度 $PM_{2.5}$ 主要分布在居住用地、工业用地、交通用地及道路拥堵结节点^[26],可能与这些区域的能源燃烧和汽车尾气排放有关。 PM_{10} 对城市建设活动响应更明显,Font等^[34]对道路拓宽建设活动期间及前后的 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度进行了连续观测,发现活动期间和工程完成后 PM_{10} 明显升高, $PM_{2.5}$ 变化不大。许珊等^[20]也证实了LULC对 PM_{10} 浓度影响相对不稳定,易受不同季节局地尺度的工业生产、建筑开发活动影响。

从景观空间格局上看,建筑用地面积比、建筑用地最大斑块面积和破碎度^[35]等指标与 PM_{10} 浓度均呈正相关,反映出城市建筑用地格局对颗粒物浓度影响较大。作为城市景观格局特征之一,城市形态和城市空间结构也影响 $PM_{2.5}$ 分布。城市在发展过程中呈现出集聚发展和蔓延发展两种格局类型,集聚型城市土地利用方式能显著改变居民出行行为,增加公共交通的分担率,从而有效降低汽车使用率和尾气排放量;而受到低密度、机动车导向的蔓延型城市格局,污染物排放更高,空气质量也较差^[27,36]。两种方案对比研究表明,集聚型城市比蔓延型城市在汽车尾气排放方面能预期减少包含7.8%的碳氢化合物、6.3%的一氧化碳、5.5%的氮氧化物^[37],而这些是影响 $PM_{2.5}$ 浓度的主要污染物。

尽管城市地表景观结构错综复杂,能降低风速,改变颗粒物的流速和方向,使较大颗粒物重力干沉降加快^[23],甚至建筑物墙面和道路表面能滞留和承载部分粉尘,但没有降水的情况下加上道路、墙面粗糙程度低,表面浮尘很容易被风吹起成为二次扬尘。综合来看,区域内城市是颗粒物的“源”景观,城市颗粒物浓度高于其他景观类型。城市内部, $PM_{2.5}$ 对工业用地、居住用地和交通用地响应明显,而 PM_{10} 对城市建设活动区的响应更明显,城市形态和格局影响大气颗粒物浓度。

(2) 林地、城市绿地和草地

林地、城市绿地和草地可通过植物叶面、枝条表面、茎秆或者气孔、皮孔吸收直接捕获 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 起到滞

尘作用,通过植被覆盖地表减少地面扬尘,其复杂的冠层结构还可降低风速促进颗粒物沉降或改变风速阻拦颗粒物进入局部区域^[38-39],降低 PM_{2.5}/PM₁₀浓度。许多研究均表明(表 2),林地 PM_{2.5}和 PM₁₀浓度低于林外和城市背景值^[40-41]。许珊等^[20]还发现,无论冬季和夏季,林地 PM_{2.5}浓度均低于其他景观类型,且林地、绿地面积比与 PM_{2.5}浓度呈负相关。孙娜^[42]用遥感反演的方法证明草地、林地 PM₁₀浓度低于农田、建筑区和荒漠荒地。King 等^[43]指出纽约城市森林对 PM₁₀的削减能力达 4%—20%。但也有学者认为,林带对颗粒物阻滞作用对 PM₁₀影响较显著,对 PM_{2.5}没有明显影响^[44]。林地和城市绿地影响 PM_{2.5}/PM₁₀主要因素有:①植被覆盖率或绿地率。植被覆盖率越大,林地密度越大,颗粒物浓度越小^[20,45]。城市绿地斑块面积越大,滞尘能力越强,对颗粒物浓度降低作用的范围也越大^[26]。②植被群落结构和生长季节。城市道路绿地对 PM_{2.5}消减作用与绿化带宽度及植物群落格局相关,群落内郁闭度高、多复层格局的绿地景观对 PM_{2.5}消减作用优于郁闭度低、单层配置绿地景观模式^[46]。叶片充分发育季节,灌木和阔叶林的滞尘能力最好,而在落叶季节,针叶林和混合林滞尘能力最好^[38]。③大气污染程度。不同的污染背景下,道路绿地景观对 PM_{2.5}消减作用不同。随 PM_{2.5}浓度增大,道路绿地对 PM_{2.5}消减作用减弱^[46]。草地因植被较矮,无法影响悬浮在空中的颗粒物,但因草丛覆盖减少了地面尘源,草地颗粒物浓度低于城市建设用地、工业用地等景观类型^[42,47]。但草地滞尘能力比林地和城市绿地弱^[28]。

林地、城市绿地和草地能有效滞尘,成为颗粒物的“汇”景观,但总体表现出对 PM₁₀有更显著的影响作用。同时,植被吸附、阻滞大气颗粒物的能力有季节差异^[43],大多数研究成果中 PM_{2.5}/PM₁₀浓度呈现出“冬季高、夏秋季节低”变化趋势^[21,25,48],植被滞尘能力的季节变化是其原因之一。

表 2 LULC 与颗粒物响应关系的部分研究成果
Table 2 Studies on the relationship between LULC and responses of air particles

作者 Authors	景观结构指数 Landscape structure index	主要研究结果 Main research achievements
许珊等 ^[20] Xu S, <i>et al</i>	PLAND、CONTAG、PAFRAC、AI、SHDI、IJI	PM _{2.5} 浓度,冬季:建设用地>道路>水域>林地;秋季:水域>建设用地>>道路>林地;建设用地和道路 PLAND 与 PM _{2.5} 呈显著正相关;林地、绿地、耕地 PLAND 与 PM _{2.5} 呈负相关;IJI、SHDI 与 PM _{2.5} 呈正相关
岳辉 ^[49] Yue H, <i>et al</i>	植被指数	建设用地面积比、水体面积比与 PM ₁₀ 浓度呈正相关;植被指数与 PM ₁₀ 呈负相关
孙娜 ^[42] Sun N, <i>et al</i>	植被覆盖度	植被覆盖度与 PM ₁₀ 呈负相关;草地、林地 PM ₁₀ 浓度低于农田、建筑区和荒漠荒地
莫莉等 ^[50] Mo L, <i>et al</i>	林木覆盖率	林木覆盖率与年均 PM ₁₀ 、PM _{2.5} 浓度相关系数分别为-0.775、-0.838
李松等 ^[51] Li S, <i>et al</i>	建筑用地密度	PM _{2.5} 浓度与建筑用地密度相关系数为-0.690
贾军强 ^[52] Jia J Q, <i>et al</i>	植被覆盖度	AOD 值顺序:城镇覆被>棉花覆被>农村居民点、一年一熟和一年两熟覆被>果园覆被
丁宇等 ^[53] Ding Y, <i>et al</i>	景观异质性:FN、LSN、AI	珠三角地区森林覆盖率 30%,对 PM ₁₀ 的削减达 4.1%;景观类型的 PM ₁₀ 干沉降通量:林地>水体>农田>草地;空间异质性区域 PM ₁₀ 干沉降通量:中>低>高
李新宇等 ^[46] Li X Y, <i>et al</i>		低污染(PM _{2.5} <100μg/m ³),26m 和 36m 米绿带削减 PM _{2.5} 最强,达 12.22%;中等污染(101μg/m ³ <PM _{2.5} <200μg/m ³),以乔木林为主的郁闭度高的群落配置具有削减作用;高污染(PM _{2.5} >201μg/m ³),无削减作用

PLAND:景观类型面积比 Percent of landscape; CONTAG:蔓延度指数 Contagion index; PAFRAC:周长面积分维数 Perimeter-Area Fractal Dimension; AI:聚集度指数 Aggregation index; SHDI:香浓多样性指数 Shannon's diversity index; IJI:散布与并列指数 Interspersion and Juxtaposition index; FN:景观破碎度 Landscape fragmentation; LSN:景观分维数 Landscape fractal dimension

(3) 农田景观

与林地、城市绿地的滞尘作用不同,农田景观对大气颗粒物影响是双向的。第一,作为地表植被的一种,农田景观颗粒物浓度低于建设用地、交通用地等景观类型^[42,54]能反映出其一定程度的滞尘作用,但是农作物整齐的种植方式降低了植被表面粗糙度,对大气颗粒物阻滞作用减弱。第二,季节不同,农作物覆被差异较

大,对颗粒物浓度的影响作用也不同。在农作物生长茂盛季节,地表植被覆盖能抑制地面扬尘,同时还通过叶片吸附作用降低颗粒物浓度;而在农作物收割和播种季节,地表缺少植被覆盖,土壤结构被破坏以后表面硬度降低,大量粉尘和粘性物质暴露在外,遇到风蚀便扬起沙尘,加上农作物秸秆燃烧,致使农田地区颗粒物浓度上升^[55-57]。Chen 等^[58]发现,2009 年天津市因风蚀作用使市区和农村的 PM_{10} 排放量分别为 17300t、40700t,其中,粉尘排放总量中农田贡献高达 99.5%,而林地和草地贡献仅占 0.5%。第三,农田景观本身因为消耗化石燃料和农业操作,排放颗粒物。同时因施用化肥、农药等,以及农作物生长期间和腐烂之后排放出不同污染物,这些可能是 $PM_{2.5}$ 的组成部分或前体物^[55,59],导致颗粒物污染加重。总的看来,农田对颗粒物的影响表现为源、汇作用相互交错,颗粒物浓度随季节波动变化。

(4) 湿地和水体

从查阅的文献看,在 LULC 与颗粒物关系的研究中,单独分析水体和湿地的成果非常少。但从表 2 中仍能看出水体的颗粒物浓度较高,而且季节差异较大。从污染排放的角度分析,清洁水体不会排放颗粒物,但是污染水体可能会释放影响颗粒物的污染气体。水体的增湿效应可能是影响颗粒物浓度的主要原因。湿地因其丰富的植物群落,能有效调节大气组分,起到净化空气作用。理论上,湿地面积越大越利于降低颗粒物浓度,但目前并未见明确的研究结论。

(5) 荒漠地、裸地等未利用地。这类景观缺少植被覆盖,地表粗糙度低,易受风蚀作用引起地面扬尘,研究表明荒漠地、裸地等未利用地的 PM_{10} 浓度较高^[42]。

2.2 地表景观结构对 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 的间接作用

地表景观类型的构成及其空间格局的改变可引起局地大气温、湿度以及风向风速等气象条件发生变化(地—气系统),与季节尺度和强对流天气条件相比,这种改变是微弱并相对稳定的,在弱天气系统时该变化对 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 存在状态和扩散方式影响较大。其中,以城市地—气系统变化和林地、湿地和水域等地表景观引起的“冷湿效应”影响最为明显。

2.2.1 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 对城市地—气系统变化的响应

(1) 城市热岛效应与颗粒物浓度。城市地表景观特殊性引起的热岛效应是城市局地气候最突出的特征之一^[60-61]。Hamdi 等^[62]通过长时间的数值模拟发现城市化导致布鲁塞尔地区的最高、最低气温上升速率分别增加 $0.05^{\circ}\text{C}/10\text{a}$ 和 $0.14^{\circ}\text{C}/10\text{a}$, Trusilova 等^[63]同样利用数值模拟发现城市区域夏季气温日较差下降($1.26 \pm 0.71^{\circ}\text{C}$),冬季下降($0.73 \pm 0.54^{\circ}\text{C}$)。Zhang 等^[64]认为城市化效应引起城市地区冬季平均地表气温上升($0.45 \pm 0.43^{\circ}\text{C}$),夏季上升($1.9 \pm 0.55^{\circ}\text{C}$)。由此看来,城市景观结构改变引起地表增温是大多数研究所认同的结论。同时,城市景观的空间格局也影响地表温度,Wu 等^[65]使用遥感解译方法发现城市从热场中心到边缘,建筑斑块密度下降,而水体、森林和农田斑块密度增加。

温度影响大气颗粒物的迁移转化。季节尺度上,温度越高,尤其是温差越大越利于颗粒物扩散, $PM_{2.5}$ 浓度的季节差异正是温度对其显著影响的反映。郭元喜等^[66]指出我国中东部湿润区域 PM_{10} 浓度与气温日较差呈负相关。但蒋永成等^[17]对福州冬季一次 $PM_{2.5}$ 过程分析发现,地面气温与 $PM_{2.5}$ 浓度呈正相关,原因是高温有助于气粒转化。说明在较短时间尺度上,温度升高可能加重大气污染。另外,当城市热岛形成时,热场中心暖轻的微气流上升,抬升到一定高度后降温膨胀向四周辐散下沉,地表大量的污染物会随之抬升再向四周扩散,而郊外的冷空气又从近地面层不断涌入到市区,致使污染物在局地环流的作用下聚集在城市上空且相对稳定。城市热岛效应也可能在一定程度上强化大气逆温,致使 $PM_{2.5}$ 不易扩散^[67]。可见,城市热岛效应可能会延长污染持续时间或加重污染水平。

(2) 城市降水与颗粒物浓度。城市扩展对降水量是增多或是减少还存在争议。有研究证明城市化驱动下的土地利用改变明显影响降水。城市热岛引起近地面的大气辐合上升并诱发暴雨^[68],城市面积扩大显著增加当地极端降雨^[69]。Chen 等^[70]指出城市化使台北地区下午雷暴频次增加 67%,引起降水增加 77%。但也有研究反映城市化对降水的影响有季节差异,甚至可能使城市降水减少。Cheng 等^[71]发现城市化对降水

和气候的影响在冬、夏季不同,城市扩展导致珠三角夏季降水增强,但冬季降水减少。Kaufmann 等^[72]认为长三角地区城市化对当地降水减少起着至关重要的作用。

降水可以直接降低大气颗粒物的浓度,但降低程度与降雨强度和持续时间相关。Buchholz 等^[73]研究得出, PM_{10} 与日总降水量呈负相关。Wei 等^[74]发现北京市 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度与累积降雨量呈负相关(R^2 为 0.668—0.974),其中,每 5mm 降水可降低 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度 10—30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。胡敏等^[75]分析发现夏季降雨过程对粗粒子和细粒子都有去除作用,对细粒子去除作用更明显,降雨后 PM_{10} 、 $\text{PM}_{1.8}$ 浓度分别约降低 3 倍、6 倍。董继元等^[76]认为连续降水对 PM_{10} 湿清除能力存在最低极限。超过一定的极限后,降水对 PM_{10} 的清除作用减弱,浓度值有可能增加^[76]。综合看,城市景观结构特殊性引起的城市降水对颗粒物浓度的影响具有不确定性,降水对哪类颗粒物作用更显著也无统一结论。

2.2.2 $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 对地表景观冷湿效应的响应

林地、城市绿地、湿地和水域对地表生态环境有冷湿效应^[77-78],其降温、增湿程度与绿地类型、面积、形状及植被遮荫面积等密切相关,其中,增湿程度与植被的郁闭度和植物三维绿量呈正相关关系^[79-80]。大面积分布的水体或湿地容易形成“城市冷岛”,冷湿效应的强度与湿地斑块的形状、位置相关,湿地面积越大,其冷湿效应越强,相同面积城市湿地蒸发量是水体的 2—3 倍,湿地冷湿效应更加明显^[81-83]。

温度微变化对颗粒物影响作用不再赘述。湿度对颗粒物的影响机理比较复杂。根据 Ma 等^[15]对霾和雾的区分,霾是未被活化的气溶胶,霾污染时能见度降低是气溶胶吸湿增长或浓度升高造成的,而雾滴是已经活化的气溶胶形成的液滴,大气中有雾滴存在才可称为雾。雾和霾的本质区别在于颗粒物尺度和含水量的差异。张振华^[84]对杭州市分析发现,当 RH 较小时,随湿度增大, $\text{PM}_{2.5}$ 明显升高,RH 达到 80% 时, $\text{PM}_{2.5}$ 达到最大值,随后,RH 值增加, $\text{PM}_{2.5}$ 浓度下降。由此可见,低湿度条件下,颗粒物表面吸附能力小,不易凝聚沉降,随湿度增加,颗粒物吸湿增长和累积导致浓度增加,地表增湿效应可能加剧这一过程;而湿度达到一定高度时,颗粒物活化形成雾滴,这时湿度再增加可能会加速雨滴、雾滴形成,促进颗粒物湿沉降过程,起清除作用。可见,湿度对颗粒物影响作用并不是简单的线性关系,加上季节造成地表景观气候调节效应差异,如蒸腾作用的强弱随季节不同发生变化,地表景观冷湿效应对大气颗粒物的影响机制更加复杂,目前相关研究还比较薄弱。

3 结论与讨论

3.1 结论

综述分析表明,我国对大气颗粒物污染研究进入了一个重要阶段。影响颗粒物浓度的因素较多,从边界层天气条件到下垫面地表景观结构差异,复杂多样,目前地表景观结构对 $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 的影响研究开始受到关注。通过综述相关文献,得出基本结论:城市扩张增强了城市大气环境污染。从景观类型上看,城市建设用地、工业用地和交通用地对 $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 浓度增加的贡献较大,是大气颗粒物主要的“源”景观;林地、草地和城市绿地能在一定程度上削减和降低颗粒物浓度,成为“汇”景观;农田景观的“源”、“汇”作用随季节更替而变化;湿地与水体景观对大气颗粒物的影响作用并不明确,不能简单归类到“源”或“汇”景观中。从景观空间格局看,“源”景观的面积比例越大,聚集度越高,密度越大,对颗粒物浓度增加作用越大,“汇”景观的面积比例越大,聚集度越高,对颗粒物浓度降低作用则越大。因 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 的消机理差异,各种地表景观结构对不同粒径颗粒物的影响方式和作用大小存在差异。另外,地表景观结构引起的局地气候变化在一定程度上强化了大环境气候对 $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 浓度影响的方向和程度。

3.2 地表景观结构与 $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 响应关系的不确定性

从已有的研究成果看, $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 与地表景观结构的数据获取、两类数据尺度对接中存在的不确定性以及两者关系的复杂性导致研究中出现很多不确定结果,这些难点大大限制了该领域的研究进展。

(1) 数据获取带来的不确定性。准确获取颗粒物浓度信息是分析其与地表景观结构关系的前提。但目前大气颗粒物浓度分布与景观格局关系的研究中,景观类型和格局数据一般来源于遥感数据,但遥感数据本

身因地表参数和精度不同具有不确定性,另外,多源、多时像遥感影像数据因分辨率和季相造成的地表景观的不同给分类也带来不确定性。大气颗粒物浓度一般通过监测点监测、遥感影像反演获得。由于监测点周边的环境和监测点高度造成监测的数据可能仅代表小范围、瞬时或微气候环境下的空气质量,遥感反演的颗粒物信息同样因为遥感数据本身的因素会给研究结果带来不确定。

(2)研究尺度导致的不确定性。如果考虑到 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 监测获取数据的微观复杂环境(微环境的景观粗糙度、高度),可能景观格局的尺度和维度与 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 数据对应起来更有困难。而且颗粒物污染是大气问题,采用何种时空尺度的 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 数据和景观格局数据对接,才能较好反应颗粒物对地表景观结构的响应过程,而又不能掩盖掉季节性差异,这些因素也很难确定。另外,城市内部的景观结构,尤其是城市三维特征的景观格局参数与 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 的关系也未见报道。

(3)地表景观结构与 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 响应关系的复杂性。制约城市大气污染物扩散、迁移和转化的因子是多尺度、多渠道的。如果把人类活动排放污染物的影响看作是稳定的,一次颗粒物重污染事件往往是由不利的大尺度天气形势引起,与较强的大尺度环流对 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 显著作用相比,地表景观结构变化是否能够影响颗粒物的迁移、转化和分布以及影响程度是多少,地表景观结构对颗粒物浓度的直接作用和间接作用哪方面更强或贡献更大,以及不同地表景观结构对颗粒物浓度变化的贡献程度有多大,这方面的文献非常缺乏。所有作用力的耦合导致地表景观结构与 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 响应关系非常复杂,成为研究难点。

3.3 未来研究重点展望

“地”、“气”系统是一个非常复杂的系统,颗粒物污染是气象条件、人类活动和地表景观结构相互作用、协同变化和耦合作用的结果。大气颗粒物既来源于地表,更受地表土地利用与景观结构影响,因此,开展大气颗粒物对地表景观结构响应关系研究,对大气污染治理,促进社会经济与生态环境协调发展具有重要现实意义。但目前该方面研究刚刚起步,未来研究需要更长时间、更高密度、更准确的颗粒物数据,与更合适的景观结构尺度对应,定量分析出不同区域、不同类型、不同规模的地表景观对大气颗粒物的作用。具体需要进一步关注的研究领域如下:

(1) $PM_{2.5}/PM_{10}$ 对地表景观结构响应的区域尺度研究和区域差异研究。大气污染往往是区域共有现象,需要联防联控,目前,我国大气污染治理逐渐由“点源”向“面源”方向发展。受 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 数据或方法的限制,城市尺度和微观尺度研究成果较多,而区域尺度较少。因此,研究尺度需要由城市向区域尺度发展,尤其是危害性更大的细颗粒物 $PM_{2.5}$ 对区域尺度地表景观结构响应的研究应该被重点关注。另外,不同区域地表景观格局存在较大差异,从区域差异视角研究 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 对地表景观格局响应的研究也可能成为未来研究的方向之一。

(2) $PM_{2.5}/PM_{10}$ 对地表景观格局响应研究。景观格局强调土地利用景观要素的空间聚集性、连通性以及散布性等空间组合特征,对大气污染物质聚集与扩散具有重要影响。目前研究主要围绕景观类型与颗粒物浓度关系,而从景观格局角度揭示 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 空间扩散特征的研究成果非常有限。

(3) $PM_{2.5}/PM_{10}$ 对地表景观结构响应的时空尺度与过程研究。颗粒污染物形成及其在大气中累积与扩散受到多尺度时空过程影响。尤其是地表景观结构随时间变化显著,引起的局地小气候变化强度在不同季节也有差异,未来研究应该跟踪 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 污染过程的时空尺度特征,揭示不同时空尺度的响应机制。

(4)主要景观类型及其气候效应与 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 响应的关系研究。气象条件对 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 累积与扩散产生重要影响,尤其是湿度对 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 影响机理较为复杂,导致某些景观类型(如湿地、水体等)及其气候效应对颗粒物影响的研究结论到目前尚未达成共识。因此未来需要从机理上认识颗粒物污染对景观格局响应的过程,特别是湿地和水体景观与 $PM_{2.5}$ 响应过程的关系应该被重点关注。

参考文献(References):

- [1] 王跃思,姚利,王莉莉,刘子锐,吉东生,唐贵谦,张军科,孙扬,胡波,辛金元. 2013年元月我国中东部地区强霾污染成因分析. 中国科学:地球科学, 2014, 44(1): 15-26.

- [2] Dugord P A, Lauf S, Schuster C, Kleinschmit B. Land use patterns, temperature distribution, and potential heat stress risk—The case study Berlin, Germany. *Computers, Environment and Urban Systems*, 2014, 48: 86-98.
- [3] Romero H, Ihl M, Rivera A, Zalazar P, Azocar P. Rapid urban growth, land-use changes and air pollution in Santiago, Chile. *Atmospheric Environment*, 1999, 33(24-25): 4039-4047.
- [4] Masiol M, Squizzato S, Rampazzo G, Pavoni B. Source apportionment of $PM_{2.5}$ at multiple sites in Venice (Italy): Spatial variability and the role of weather. *Atmospheric Environment*, 2014, 98: 78-88.
- [5] Mooibroek D, Schaap M, Weijers E P, Hoogerbrugge R. Source apportionment and spatial variability of $PM_{2.5}$ using measurements at five sites in the Netherlands. *Atmospheric Environment*, 2011, 45(25): 4180-4191.
- [6] Ahmed E, Kim K H, Shon Z H, Song S K. Long-term trend of airborne particulate matter in Seoul, Korea from 2004 to 2013. *Atmospheric Environment*, 2015, 101: 125-133.
- [7] Rooney M S, Arku R E, Dionisio K L, Paciorek C, Friedman A B, Carmichael H, Zhou Z, Hughes A F, Vallarino J, Agyei-Mensah S, Spengler J D, Ezzati M. Spatial and temporal patterns of particulate matter sources and pollution in four communities in Accra, Ghana. *Science of the Total Environment*, 2012, 435-436: 107-114.
- [8] 李名升, 张建辉, 张殷俊, 周磊, 李茜, 陈远航. 近 10 年中国大气 PM_{10} 污染时空格局演变. *地理学报*, 2013, 68(11): 1504-1512.
- [9] Ho C C, Chan C C, Cho C W, Lin H I, Lee J H, Wu C F. Land use regression modeling with vertical distribution measurements for fine particulate matter and elements in an urban area. *Atmospheric Environment*, 2015, 104: 256-263..
- [10] Ross Z, Jerrett M, Ito K, Tempalski B, Thurston G D. A land use regression for predicting fine particulate matter concentrations in the New York City region. *Atmospheric Environment*, 2007, 41(11): 2255-2269.
- [11] Pascal M, Falq G, Wagner V, Chatignoux E, Corso M, Blanchard M, Host S, Pascal L, Larrieu S. Short-term impacts of particulate matter (PM_{10} , $PM_{10-2.5}$, $PM_{2.5}$) on mortality in nine French cities. *Atmospheric Environment*, 2014, 95: 175-184.
- [12] Pui D Y H, Chen S C, Zuo Z L. $PM_{2.5}$ in China: Measurements, sources, visibility and health effects, and mitigation. *Particuology*, 2014, 13: 1-26.
- [13] Aldabe J, Elustondo D, Santamaría C, Lasheras E, Pandolfi M, Alastuey A, Querol X, Santamaría J M. Chemical characterisation and source apportionment of $PM_{2.5}$ and PM_{10} at rural, urban and traffic sites in Navarra (North of Spain). *Atmospheric Research*, 2011, 102(1/2): 191-205.
- [14] 王茜. 上海市秋季典型 $PM_{2.5}$ 污染过程数值预报分析. *中国环境监测*, 2014, 30(2): 7-13.
- [15] Ma N, Zhao C S, Chen J, Xu W Y, Yan P, Zhou X J. A novel method for distinguishing fog and haze based on $PM_{2.5}$, visibility, and relative humidity. *Science China Earth Sciences*, 2014, 57(9): 2156-2164.
- [16] 周凯, 叶有华, 彭少麟, 栗娟. 城市大气总悬浮颗粒物与城市热岛. *生态环境*, 2006, 15(2): 381-385.
- [17] 蒋永成, 赵天良, 王宏, 王琼, 常炉予, 谭成好. 福州市 $PM_{2.5}$ 污染过程中大气边界层和区域传输研究. *中国环境科学*, 2015, 35(2): 347-355.
- [18] 陈利顶, 刘洋, 吕一河, 冯晓明, 傅伯杰. 景观生态学中的格局分析: 现状、困境与未来. *生态学报*, 2008, 28(11): 5521-5531.
- [19] 韦晶, 孙林, 刘双双, 段德宏, 郭亚敏, 米雪婷, 田信鹏, 于会泳. 大气颗粒物污染对土地覆盖变化的响应分析. *生态学报*, 2015, (16). (未出版, DOI:10.5486/stxb201404240816)
- [20] 许珊, 邹滨, 蒲强, 郭宇. 土地利用/覆盖的空气污染效应分析. *地球信息科学学报*, 2015, 17(3): 290-299.
- [21] Zhao X J, Zhang X L, Xu X F, Xu J, Meng W, Pu W W. Seasonal and diurnal variations of ambient $PM_{2.5}$ concentration in urban and rural environments in Beijing. *Atmospheric Environment*, 2009, 43(18): 2893-2900.
- [22] Han L J, Zhou W Q, Li W F, Li L. Impact of urbanization level on urban air quality: A case of fine particles ($PM_{2.5}$) in Chinese cities. *Environmental Pollution*, 2014, 194: 163-170.
- [23] De Meij A, Bossioli E, Penard C, Vinuesa J F, Price I. The effect of SRTM and Corine Land Cover data on calculated gas and PM_{10} concentrations in WRF-Chem. *Atmospheric Environment*, 2015, 101: 177-193.
- [24] Amini H, Taghavi-Shahri S M, Henderson S B, Naddafi K, Nabizadeh R, Yunesian M. Land use regression models to estimate the annual and seasonal spatial variability of sulfur dioxide and particulate matter in Tehran, Iran. *Science of the Total Environment*, 2014, 488-489: 343-353.
- [25] Chen L, Bai Z P, Kong S F, Han B, You Y, Ding X, Du S Y, Liu A X. A land use regression for predicting NO_2 and PM_{10} concentrations in different seasons in Tianjin region, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(9): 1364-1373.
- [26] 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. *城市发展研究*, 2013, 20(9): 128-130.
- [27] Martins H. Urban compaction or dispersion? An air quality modelling study. *Atmospheric Environment*, 2012, 54: 60-72.
- [28] 阮氏清草. 城市森林植被类型与 $PM_{2.5}$ 等颗粒物浓度的关系分析[D]. 北京: 北京林业大学, 2014.
- [29] 张静, 赵文标, 鲁小珍, 林荫, 龙海艳, 赵育鹏, 陈永江. 夏季南京雨花台景区不同绿地类型与大气污染的关系. *东北林业大学学报*, 2013, 41(1): 21-23, 36.

- [30] 陶金花, 张美根, 陈良富, 王子峰, 苏林, 葛萃, 韩霄, 邹铭敏. 一种基于卫星遥感 AOT 估算近地面颗粒物的方法. 中国科学: 地球科学, 2013, 43(1): 143-154.
- [31] Chudnovsky A A, Koutrakis P, Kloog I, Melly S, Nordio F, Lyapustin A, Wang Y J, Schwartz J. Fine particulate matter predictions using high resolution Aerosol Optical Depth (AOD) retrievals. *Atmospheric Environment*, 2014, 89: 189-198.
- [32] 赵晨曦, 王云琦, 王玉杰, 张会兰, 赵冰清. 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. 环境科学, 2014, 35(2): 418-427.
- [33] Querol X, Alastuey A, Pandolfi M, Reche C, Pérez N, Minguillón M C, Moreno T, Viana M, Escudero M, Orío A, Pallarés M, Reina F. 2001-2012 trends on air quality in Spain. *Science of the Total Environment*, 2014, 490: 957-969.
- [34] Font A, Baker T, Mudway I S, Purdie E, Dunster C, Fuller G W. Degradation in urban air quality from construction activity and increased traffic arising from a road widening scheme. *Science of the Total Environment*, 2014, 497-498: 123-132.
- [35] 崔岩岩. 城市土地利用变化对空气环境质量影响研究[D]. 济南: 山东建筑大学, 2013.
- [36] Bandeira J M, Coelho M C, Sá M E, Tavares R, Borrego C. Impact of land use on urban mobility patterns, emissions and air quality in a Portuguese medium-sized city. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(6): 1154-1163.
- [37] 宋彦, 钟绍鹏, 章征涛, 陈燕萍, 丹尼尔·罗德里格斯, 布莱恩·莫顿. 城市空间结构对 PM_{2.5} 的影响——美国夏洛特汽车排放评估项目的借鉴和启示. 城市规划, 2014, 38(5): 9-14.
- [38] Nguyen T, Yu X X, Zhang Z M, Liu M M, Liu X H. Relationship between types of urban forest and PM_{2.5} capture at three growth stages of leaves. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 27: 33-41.
- [39] Tallis M, Taylor G, Sinnett 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.
- [40] 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. 生态学报, 2014, 34(19): 5650-5658.
- [41] 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.
- [42] 孙娜. 珠三角地区可吸入颗粒物的遥感监测及其与下垫面的相关性分析[D]. 北京: 中国地质大学, 2013.
- [43] King K L, Johnson S, Kheirbek I, Lu J W T, Matte T. Differences in magnitude and spatial distribution of urban forest pollution deposition rates, air pollution emissions, and ambient neighborhood air quality in New York City. *Landscape and Urban Planning*, 2014, 128: 14-22.
- [44] 刘旭辉, 余新晓, 张振明, 刘萌萌, 阮氏青草. 林带内 PM₁₀、PM_{2.5} 污染特征及其与气象条件的关系. 生态学杂志, 2014, 33(7): 1715-1721.
- [45] 郭含文, 丁国栋, 赵媛媛, 高广磊, 陈明秀, 王海勇, 赖文豪. 城市不同绿地 PM_{2.5} 质量浓度日变化规律. 中国水土保持科学, 2013, 11(4): 99-103.
- [46] 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.
- [47] 彭威, 江洪, 肖钟湧, 徐建辉, 张林静. 长三角地区土地覆盖对气溶胶光学厚度的影响. 环境科学与技术, 2014, 37(6): 177-182.
- [48] 王占山, 李云婷, 陈添, 张大伟, 孙峰, 潘丽波. 2013 年北京市 PM_{2.5} 的时空分布. 地理学报, 2015, 70(1): 110-120.
- [49] 岳辉. 武汉市大气 PM₁₀ 浓度空间分布特征及其影响因素研究. 华中农业大学, 2012. 77.
- [50] 莫莉, 余新晓, 赵阳, 孙丰宾, 莫楠, 夏洪磊. 北京市区域城市化程度与颗粒物污染的相关性分析. 生态环境学报, 2014(05): 806-811.
- [51] 李松, 邓宝昆, 邵技新, 徐红勤, 李恋. 基于 GIS 的贵阳 PM_{2.5} 质量浓度城乡过渡特征及影响因素研究. 生态环境学报, 2014(08): 1298-1304.
- [52] 贾军强. 冀中南平原区土地覆被与气溶胶光学厚度关系研究. 河北师范大学, 2011. 66.
- [53] 丁宇, 李贵才, 路旭, 高梅. 空间异质性及绿色空间对大气污染的削减效应——以大珠江三角洲为例. 地理科学进展, 2011(11): 1415-1421.
- [54] 唐明. 北京城区可吸入颗粒物分布与土地覆盖类型的关系研究[D]. 北京: 首都师范大学, 2011.
- [55] Aneja V P, Schlesinger W H, Erisman J W. Effects of agriculture upon the air quality and climate: research, policy, and regulations. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(12): 4234-4240.
- [56] Li J F, Song Y, Mao Y, Mao Z C, Wu Y S, Li M M, Huang X, He Q C, Hu M. Chemical characteristics and source apportionment of PM_{2.5} during the harvest season in eastern China's agricultural regions. *Atmospheric Environment*, 2014, 92: 442-448.
- [57] Kasumba J, Holmén B A, Hiscox A, Wang J M, Miller D. Agricultural PM₁₀ emissions from cotton field disking in Las Cruces, NM. *Atmospheric Environment*, 2011, 45(9): 1668-1674.
- [58] Chen L, Gao J C, Ji Y Q, Bai Z P, Shi M S, Liu H. Effects of particulate matter of various sizes derived from suburban farmland, woodland and grassland on air quality of the central district in Tianjin, China. *Aerosol and Air Quality Research*, 2014, 14: 829-839.

- [59] Erisman J W, Bleeker A, Hensen A, Vermeulen A. Agricultural air quality in Europe and the future perspectives. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(14): 3209-3217.
- [60] Jiang Y T, Fu P, Weng Q H. Assessing the impacts of urbanization-associated land use/cover change on land surface temperature and surface moisture: a case study in the midwestern united states. *Remote Sensing*, 2015, 7(4): 4880-4898.
- [61] Chen X L, Zhao H M, Li P X, Yin Z Y. Remote sensing image-based analysis of the relationship between urban heat island and land use/cover changes. *Remote Sensing of Environment*, 2006, 104(2): 133-146.
- [62] Hamdi R, Deckmyn A, Termonia P, Demarée G R, Baguis P, Vanhuyse S, Wolff E. Effects of historical urbanization in the brussels capital region on surface air temperature time series: a model study. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 2009, 48(10): 2181-2196.
- [63] Trusilova K, Jung M, Churkina G, Karstens U, Heimann M, Claussen M. Urbanization impacts on the climate in Europe; numerical experiments by the PSU-NCAR Mesoscale Model (MM5). *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 2008, 47(5): 1442-1455.
- [64] Zhang N, Gao Z Q, Wang X M, Chen Y. Modeling the impact of urbanization on the local and regional climate in Yangtze River Delta, China. *Theoretical and Applied Climatology*, 2010, 102(3/4): 331-342.
- [65] Wu H, Ye L P, Shi W Z, Clarke K C. Assessing the effects of land use spatial structure on urban heat islands using HJ-1B remote sensing imagery in Wuhan, China. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2014, 32: 67-78.
- [66] 郭元喜, 龚道溢, 汪文珊, 张自银, 毛睿. 中国中东部秋季 PM_{10} 时空变化及其与日气温的关系. *地理学报*, 2012, 67(9): 1155-1164.
- [67] 李兴荣, 胡非, 舒文军, 梁碧玲. 北京秋季城市热岛效应及其气象影响因子. *气候与环境研究*, 2008, 13(3): 291-299.
- [68] Bornstein R, Lin Q L. Urban heat islands and summertime convective thunderstorms in Atlanta; three case studies. *Atmospheric Environment*, 2000, 34(3): 507-516.
- [69] Pathirana A, Deneke H B, Veerbeek W, Zevenbergen C, Banda A T. Impact of urban growth-driven landuse change on microclimate and extreme precipitation — A sensitivity study. *Atmospheric Research*, 2014, 138: 59-72.
- [70] Chen T C, Wang S Y, Yen M C. Enhancement of afternoon thunderstorm activity by urbanization in a valley; Taipei. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 2007, 46(9): 1324-1340.
- [71] Cheng C K M, Chan J C L. Impacts of land use changes and synoptic forcing on the seasonal climate over the Pearl River Delta of China. *Atmospheric Environment*, 2012, 60: 25-36.
- [72] Kaufmann R K, Seto K C, Schneider A, Liu Z T, Zhou L M, Wang W L. Climate response to rapid urban growth; evidence of a human-induced precipitation deficit. *Journal of Climate*, 2007, 20(10): 2299-2306.
- [73] Buchholz S, Junk J, Krein A, Heinemann G, Hoffmann L. Air pollution characteristics associated with mesoscale atmospheric patterns in northwest continental Europe. *Atmospheric Environment*, 2010, 44(39): 5183-5190.
- [74] Ouyang W, Guo B B, Cai G Q, Li Q, Han S, Liu B, Liu X G. The washing effect of precipitation on particulate matter and the pollution dynamics of rainwater in downtown Beijing. *Science of the Total Environment*, 2015, 505: 306-314.
- [75] 胡敏, 刘尚, 吴志军, 张静, 赵云良, W Birgit, W Alfred. 北京夏季高温高湿和降水过程对大气颗粒物谱分布的影响. *环境科学*, 2006(11): 2293—2298.
- [76] 董继元, 王式功, 尚可政. 降水对中国部分城市空气质量的影响分析. *干旱区资源与环境*, 2009, 23(12): 43-48.
- [77] Amiri R, Weng Q H, Alimohammadi A, Alavipanah S K. Spatial-temporal dynamics of land surface temperature in relation to fractional vegetation cover and land use/cover in the Tabriz urban area, Iran. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113(12): 2606-2617.
- [78] Chang C R, Li M H, Chang S D. A preliminary study on the local cool-island intensity of Taipei city parks. *Landscape and Urban Planning*, 2007, 80(4): 386-395.
- [79] Cao X, Onishi A, Chen J, Imura H. Quantifying the cool island intensity of urban parks using ASTER and IKONOS data. *Landscape and Urban Planning*, 2010, 96(4): 224-231.
- [80] 刘青, 刘苑秋, 李超. 城市森林斑块对温湿度的影响研究. *中国农学通报*, 2013, 29(7): 35-39.
- [81] 张芸, 吕宪国, 倪健. 三江平原典型湿地冷湿效应的初步研究. *生态环境*, 2004, 13(1): 37-39.
- [82] 王红娟, 黄华芳, 王健, 张聪聪, 左晓明. 石家庄市滨河湿地公园秋季增湿效应. *生态学报*, 2014, 34(17): 5077-5086.
- [83] 段汀龙. 城市湿地生态服务功能探析. *地域研究与开发*, 2014, 33(1): 117-121.
- [84] 张振华. $\text{PM}_{2.5}$ 浓度时空变化特性、影响因素及来源解析研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2014.