



中国环境科学  
China Environmental Science  
ISSN 1000-6923, CN 11-2201/X

## 《中国环境科学》网络首发论文

题目： 京津冀夏季不同类型植被对典型城市O<sub>3</sub>和PM<sub>2.5</sub>贡献研究  
作者： 蔡斌，程昊淼，亓浩雲，李奥哲，康天放  
DOI： 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20230107.001  
网络首发日期： 2023-01-09  
引用格式： 蔡斌，程昊淼，亓浩雲，李奥哲，康天放. 京津冀夏季不同类型植被对典型城市O<sub>3</sub>和PM<sub>2.5</sub>贡献研究[J/OL]. 中国环境科学.  
<https://doi.org/10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20230107.001>



**网络首发：**在编辑部工作流程中，稿件从录用到出版要经历录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿等阶段。录用定稿指内容已经确定，且通过同行评议、主编终审同意刊用的稿件。排版定稿指录用定稿按照期刊特定版式（包括网络呈现版式）排版后的稿件，可暂不确定出版年、卷、期和页码。整期汇编定稿指出版年、卷、期、页码均已确定的印刷或数字出版的整期汇编稿件。录用定稿网络首发稿件内容必须符合《出版管理条例》和《期刊出版管理规定》的有关规定；学术研究成果具有创新性、科学性和先进性，符合编辑部对刊文的录用要求，不存在学术不端行为及其他侵权行为；稿件内容应基本符合国家有关书刊编辑、出版的技术标准，正确使用和统一规范语言文字、符号、数字、外文字母、法定计量单位及地图标注等。为确保录用定稿网络首发的严肃性，录用定稿一经发布，不得修改论文题目、作者、机构名称和学术内容，只可基于编辑规范进行少量文字的修改。

**出版确认：**纸质期刊编辑部通过与《中国学术期刊（光盘版）》电子杂志社有限公司签约，在《中国学术期刊（网络版）》出版传播平台上创办与纸质期刊内容一致的网络版，以单篇或整期出版形式，在印刷出版之前刊发论文的录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿。因为《中国学术期刊（网络版）》是国家新闻出版广电总局批准的网络连续型出版物（ISSN 2096-4188，CN 11-6037/Z），所以签约期刊的网络版上网络首发论文视为正式出版。

# 京津冀夏季不同类型植被对典型城市 O<sub>3</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 贡献研究

蔡斌<sup>1</sup>,程昊淼<sup>2\*</sup>,亓浩云<sup>1</sup>,李奥哲<sup>1</sup>,康天放<sup>1</sup> (1.北京工业大学环境与生命学部区域大气复合污染防治北京市重点实验室,北京 100124; 2.北京工业大学城市建设学部建筑与城市规划学院,北京 100124)

**摘要:** 京津冀地区 O<sub>3</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 复合污染特征突出, BVOCs 作为二者共同的重要前体物, 对其影响作用的综合定量化研究对于复合污染防治具有重要指导意义. 本研究以京津冀地区 BVOCs 排放清单为基础, 采用 WRF-CMAQ 模型模拟与情景分析相结合的方式研究了 2018 年 7 月京津冀地区 BVOCs 排放对 O<sub>3</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 浓度贡献, 解析了北京、邯郸、承德、保定等典型城市不同植被类型 BVOCs 排放对 O<sub>3</sub> 和 SOA 浓度的影响水平, 并应用 O<sub>3</sub> 和 SOA 生成潜势核算结果对模拟结果进行验证. 结果显示, BVOCs 排放对北京、邯郸、承德、保定 O<sub>3</sub> 生成贡献率分别为 30.19%、24.77%、35.56%、26.73%, 对 SOA 生成贡献率为 2.55%、3.32%、4.17%、3.59%; 北京、承德的乔木与果园 BVOCs 排放对 O<sub>3</sub> 和 SOA 浓度贡献最大, 邯郸、保定的草地与庄稼 BVOCs 排放对 O<sub>3</sub> 和 SOA 浓度贡献最大; 数值模拟结果与 O<sub>3</sub>、SOA 生成潜势表征的潜在影响基本符合. 本研究是对京津冀典型地区 BVOCs 对 O<sub>3</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 复合污染的系统、定量表征, 可为未来评估植被变化对空气质量影响以及制定有效的管理措施提供重要的数据支撑.

**关键词:** 植被功能类型; BVOCs; O<sub>3</sub> 和 SOA; WRF-CMAQ; 生成潜势

文献标识码: A

## Contribution of Different Types of Vegetation to O<sub>3</sub> and PM<sub>2.5</sub> in Typical Cities in Beijing-Tianjin-Hebei Region in Summer.

CAI Bin<sup>1</sup>, CHENG Hao-miao<sup>2\*</sup>, QI Hao-yun<sup>1</sup>, LI Ao-zhe<sup>1</sup>, KANG Tian-fang<sup>1</sup> (1. Beijing Key Laboratory of Regional Air Pollution Control, Faculty of Environment and Life, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. College of Architecture and Urban Planning, Faculty of Architecture, Civil and Transportation Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

**Abstract:** The characteristics of O<sub>3</sub> and PM<sub>2.5</sub> combined pollution in Beijing-Tianjin-Hebei region are outstanding. As the important precursors of O<sub>3</sub> and PM<sub>2.5</sub>, the comprehensive quantitative study on the influence of BVOCs has important guiding significance for the prevention and control of combined pollution. Based on the BVOCs emission inventory in the Beijing-Tianjin-Hebei region, WRF-CMAQ model simulation and scenario analysis were used to study the impact of BVOCs emissions on O<sub>3</sub> and PM<sub>2.5</sub> concentrations in the Beijing-Tianjin-Hebei region, and the influence levels of BVOCs emissions of different vegetation types on O<sub>3</sub> and SOA concentrations in typical cities such as Beijing, Handan, Chengde and Baoding were analyzed, the potential of O<sub>3</sub> and SOA generation was used to verify the simulation results. The results show that in July 2018, the contribution rates of BVOCs emissions in Beijing-Tianjin-Hebei region to the generation of O<sub>3</sub> in Beijing, Handan, Chengde, and Baoding were 30.19%, 24.77%, 35.56%, and 26.73%, respectively, and the contribution rates of SOA were 2.55%, 3.32%, 4.17%, 3.59%; BVOCs emissions from trees and orchards in Beijing and Chengde contributed the most to O<sub>3</sub> and SOA concentrations, while BVOCs emissions from grasslands and crops in Handan and Baoding contributed the most to O<sub>3</sub> and SOA concentrations. At the same time, the simulation results are basically consistent with the potential influence of O<sub>3</sub> and SOA generation potential representation. This study is a systematic and quantitative characterization of the combined pollution of O<sub>3</sub> and PM<sub>2.5</sub> by BVOCs in typical areas of Beijing-Tianjin-Hebei region, which can provide important data support for assessing the impact of vegetation change on air quality and developing effective management measures in the future.

**Key words:** vegetation functional types; BVOCs; O<sub>3</sub> and SOA; WRF-CMAQ; generation potential

## 1 引言

挥发性有机物(Volatile Organic Compounds, VOCs)是臭氧和二次有机气溶胶(Secondary Organic Aerosol, SOA)生成的重要前体物. 在大气环境中, VOCs 和氮氧化物(NO<sub>x</sub>)结合, 在太阳光的照射下导致 O<sub>3</sub> 和 SOA 的

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52170174)

\* 责任作者, 副教授, [chenghaomiao@bjut.edu.cn](mailto:chenghaomiao@bjut.edu.cn)

生成,进一步增加大气中  $O_3$  浓度和  $PM_{2.5}$  浓度,造成城市灰霾现象和光化学烟雾污染问题,对大气环境质量、气候变暖等全球环境问题都有重要影响<sup>[1,2,3,4]</sup>,且影响大小通常与排放总量呈正相关关系<sup>[5]</sup>.VOCs 来源包括人为源 VOCs(AVOCs)以及生物源 VOCs(BVOCs).研究表明,全球每年 BVOCs 的排放量约为 1150Tg,占 VOCs 年排放总量的 90%以上<sup>[6]</sup>,远大于 AVOCs 的排放量,且随着气候变暖,这一比例还将继续上升<sup>[7]</sup>.此外 BVOCs 所含的不饱和键具有高反应活性,极易在大气中发生光氧化反应,使其比同类 AVOCs 具有更高的反应活性<sup>[8]</sup>.

京津冀地区作为全国政治经济中心,其高速发展带来了突出的大气环境问题.虽然近年来大气污染取得了一定改善,但  $O_3$  和  $PM_{2.5}$  复合污染特征依然突出,这与地域范围内植被 BVOCs 排放密不可分.一方面,由于我国重视生态环境的保护与发展,每年不断地造林和再造林,使得森林面积和木材量不断增加,森林覆盖率逐年上升,统计调查显示北京市覆盖率从 2006 年的 35.9%增加到 2018 年的 43.5%,天津市从 2010 年的 8.24%增加到 2018 年的 12.07%,河北省从 2010 年的 26%增加到 2018 年的 33%,BVOCs 的排放量也随之不断增加;另一方面,由于近年来实施了严格的减排措施,如限制车辆使用、实施清洁生产等,京津冀地区 AVOCs 排放得到有效控制<sup>[9]</sup>,而 BVOCs 排放几乎不受污染防控措施影响.在这样的大背景下,开展京津冀范围内不同植被类型 BVOCs 排放对区域复合污染的影响研究,主要为  $O_3$  污染与  $PM_{2.5}$  污染,可为以后光化学污染和臭氧形成等大气研究提供依据,同时有助于推动华北地区大气环境质量的改善,进一步降低大气污染对生态环境和人体健康的影响<sup>[10]</sup>.

迄今为止,国内外学者针对 BVOCs 排放对区域大气复合污染的影响已经进行了一定研究.Lam Y F 等<sup>[11]</sup>研究了未来气候变化和生物源排放对美国臭氧和颗粒物的影响.Williams J E 等<sup>[12]</sup>利用 CMAQ 模型对非洲  $NO_x$ 、异戊二烯及单萜烯对非洲对流层臭氧的影响进行了模拟.Castell N 等<sup>[13]</sup>利用 CMAQ 模型对欧洲 2013 年 8 月 15 日臭氧污染事件进行了分析,量化计算植被 BVOCs 对这次高臭氧污染事件的影响,区分人为源和生物源对臭氧的形成贡献,将有助于制定臭氧控制策略.Ulas İm 等<sup>[14]</sup>利用 MM5/CMAQ 模型系统通过不同模拟情景探讨生物源排放对伊斯坦布尔地区臭氧的影响.Kondo A 等<sup>[15]</sup>、Lee K Y 等<sup>[16]</sup>通过设置情景模拟的方式,估算了植被 BVOCs 排放对臭氧的影响.谢旻等<sup>[17]</sup>结合 2000 年中国 BVOCs 和 AVOCs 排放情况,模拟了 VOCs 排放对臭氧生成贡献.朱轶梅等<sup>[18]</sup>对杭州地区植被 BVOCs 排放研究发现城市中大气 VOCs 能促进对流层臭氧的生成.李浩等<sup>[19]</sup>采用 CAMx 空气质量模型中臭氧来源追踪模块(OSAT)对长三角典型城市臭氧的污染来源开展了模拟研究,表明生物源排放对臭氧的生成贡献为 13.01%~17.07%.Wei XL 等利用 SMOKE/MM5/CMAQ 模式<sup>[20]</sup>,采用有/无生物源两种模拟情境,研究生物源排放对珠江三角洲地区臭氧的影响.对北京地区的模拟估算也有很多,如张蕾等<sup>[21]</sup>研究了北京市森林 BVOCs 排放特征并通过生成潜势法定量分析其对空气质量的影响,Xie X 等<sup>[22]</sup>研究表明北京地区生物源排放的异戊二烯对北京夏天臭氧生成的贡献超过 30%,Yang G A 等<sup>[23]</sup>研究表明北京市区城市绿地的 BVOCs 排放(不包括异戊二烯)对臭氧的贡献一般小于 20%,远小于非市区.尽管在 BVOCs 对大气复合污染影响的研究方面有大量报导,但只集中于部分地区或只关注 BVOCs 排放总量的影响,针对京津冀地区不同类型植被 BVOCs 排放对  $PM_{2.5}$  和  $O_3$  浓度影响的研究还未见相关报导.

综合评价不同类型植被 BVOCs 排放对京津冀地区  $PM_{2.5}$  和  $O_3$  浓度的影响,对于全面理解该地区复合污染来源和制定科学管控政策具有重要意义.本研究以京津冀地区高精度 BVOCs 排放清单为基础,基于 WRF-CMAQ 模型模拟与情景分析相结合的方式,定量解析 BVOCs 排放对京津冀地区  $O_3$  和  $PM_{2.5}$  浓度影响;同时立足于不同植被类型 BVOCs 排放通量水平,重点剖析研究区内典型城市不同植被类型、主要物种 BVOCs 排放对  $O_3$  和 SOA 浓度的影响,并采用  $O_3$  和 SOA 生成潜势分析结果对模拟结果进行验证.本研究可为未来评估植被变化对空气质量影响以及制定有效的管理措施提供数据支撑.

## 2 材料与方法

### 2.1 研究区域概况

京津冀地区位于中国东部沿海地区,处于东经 113°27'~119°50',北纬 36°05'~42°40'之间,包含了北京、天津两个直辖市和河北省辖的共 13 个城市.其北靠燕山山脉,南部与山东、河南相邻,西倚太行山,东临渤海,整体呈现出西北高东南低的地形特点,年平均降雨量 500mm,年平均气温 12°C.京津冀地区属温带湿润大陆性季风气候,夏季高温多雨,冬季寒冷干燥,地带性植被为暖温带落叶阔叶林和温带针叶林.截止到 2018 年,京津冀地区森林面积  $5.88 \times 10^4 \text{ km}^2$ ,森林蓄积量  $1.66 \times 10^8 \text{ m}^3$ .

### 2.2 数据清单

大气污染物排放清单的精确性是空气质量模型运行的可靠性的重要保障.

本研究 CMAQ 模式输入的大气排放源数据包括:京津冀区域内采用北京工业大学区域大气复合污染防治重点实验室多年采取拉网式调查获取县区级详细活动水平数据,结合本地化排放因子,自下而上建立起来的清单,包含的物种有  $\text{SO}_2$ 、 $\text{CO}$ 、 $\text{NO}_x$ 、 $\text{NH}_3$ 、 $\text{VOCs}$ 、 $\text{PM}_{2.5}$  和  $\text{PM}_{10}$  及各种主要组分,并逐年更新至 2018 年.其中点源按照经纬度、烟囱高度确定其三维空间分布,面源按照道路、农田、居民、工地、建筑和裸地等不同土地利用类型分摊到网格,按照各污染源类成分谱数据,将  $\text{VOCs}$ 、 $\text{PM}_{2.5}$  和  $\text{PM}_{10}$  排放量分配到模式输入清单需要的各物种.而且采用总量校验方法分析了清单的不确定性,结果表明清单误差在可接受范围内,说明本研究建立的大气污染源排放清单具有较高的准确性<sup>[24]</sup>.京津冀区域外采用清华大学制作的 2016 年 MEIC(Multi-resolution Emission Inventory)清单(<http://www.meicmodel.org/>)进行补充.

其中 2018 年 BVOCs 排放清单数据的建立是基于本研究团队近些年来在京津冀地区污染源清单建立基础,通过统计资料查找、文献调研等方式收集京津冀各区县乔木林不同树种、草地、不同庄稼种类和灌木的活动水平数据,使用标准排放因子进行计算得到,所得植被 BVOCs 清单的空间分布特征与夏春林等<sup>[25]</sup>、亓浩雲等<sup>[26]</sup>、樊冲<sup>[27]</sup>研究结果具有较好的一致性.同时利用其它研究方法和其他研究的结果,对清单中的 BVOCs 排放总量进行验证.利用亓浩雲等<sup>[27]</sup>遥感解译得到的植被功能类型数据和 MEGAN2.1 模拟的数据,宏观上对建立的污染物排放数据进行校核,发现本文 BVOCs 排放总量总体上略低于以上方法所得数值,但差别在 5% 以内,可以接受;针对区域分区县精细化污染物排放数据,与张蕾等<sup>[21]</sup>、樊冲<sup>[27]</sup>研究进行比较,数值结果整体吻合.以上结果说明本文建立的京津冀地区 BVOCs 排放清单较为准确,可用于模拟使用.

### 2.3 典型城市选取

本文选取北京、承德、保定和邯郸作为京津冀的典型城市开展 BVOCs 排放对  $\text{O}_3$  和  $\text{PM}_{2.5}$  浓度贡献研究.北京作为国际化大都市,城镇化程度较高,针对其进行不同类型植被 BVOCs 排放对地区  $\text{O}_3$  和  $\text{PM}_{2.5}$  浓度贡献研究,对未来很长时间内城市建设发展以及绿化种植策略都有很大的借鉴意义;承德位于研究区域北部,为京津冀地区叶生物量最大的城市;保定市位于京津冀中部,区域面积广阔,BVOCs 排放较高,且植被类型丰富,各类植被 BVOCs 排放占比较为均衡;邯郸市作为典型的工业城市,人员活动密集,位于整个研究区的最南部,作为南部工业城市代表城市.选取上述 4 个城市分别位于京津冀地区的北部、中部和南部,也分别代表经济发展好的大都市、林木覆盖密度大、植被资源均匀分布和南部典型工业城市,开展不同类型植被对  $\text{O}_3$  和 SOA 影响的研究,并比较分析其差异.

### 2.4 京津冀地区植被分布类型

图 1 是京津冀地区 2020 年植物功能类型(Plant Functional Type, PFTs)分布图,数据来源于中科院资源环境数据中心(<http://www.resdc.cn/data.aspx?DATAID=184>),使用的是卫星遥感解译获得的 2020 年中国土地利用 1km 栅格数据,采用 LUCC 分类体系,土地利用类型平均分类精度达到 85% 以上,准确度较高.从图中可明显看出研究区内植物叶生物量水平呈现北部高、南部低的分布特征,与本文调研数据结果一致.



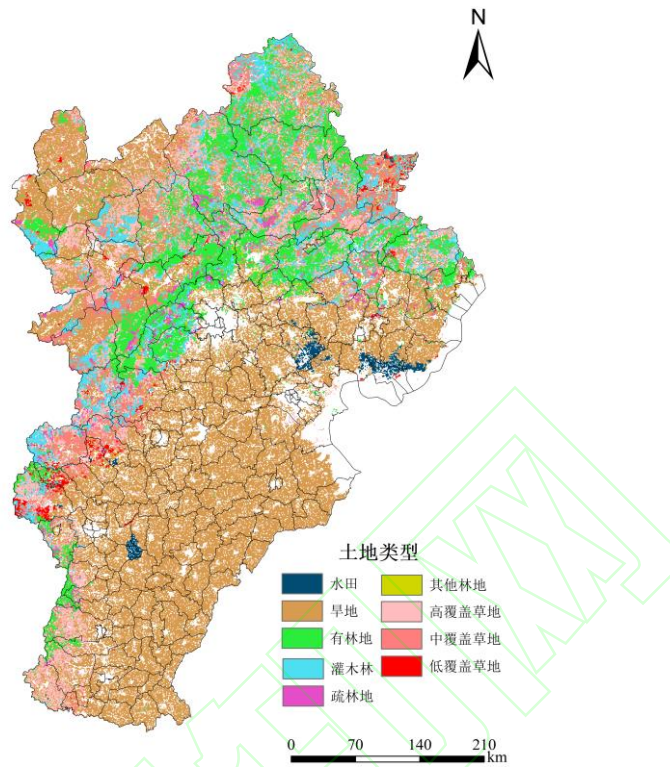


图 1 京津冀植物功能类型(PFTs)分布图

Fig.1 Distribution of PFTs in Beijing-Tianjin-Hebei region

## 2.5 区域大气环境数值模型建立

**2.5.1 WRF 配置** 本文采用天气研究和预报模型(Weather Research and Forecasting Model, WRF)模拟气象场,版本为 4.2.2,为高时空分辨率数据提供气象条件.采用两层网格嵌套模拟,分别为 D01 和 D02.垂直尺寸为 32 层,顶部为 100hPa.基于课题组前期积累的模式经验,气象场模拟的参数化方案选择如下:Purdue Lin 微物理过程方案,Kain-Fritsch 积云对流参数化方案,Noah 路面过程方案,Yonsei University(YSU)边界层方案,RRTM 长波辐射方案和 Goddard 短波辐射方案<sup>[28]</sup>.气象初始场和边界场资料选用 NCEP/NCAR 的  $1^{\circ} \times 1^{\circ}$  全球再分析场资料,边界条件每 6 小时更新一次(<http://dss.ucar.edu/datasets/ds083.2/>).美国地址勘探局(USGS)反演的全球地形和土地利用数据作为地形输入数据.

**2.5.2 CMAQ 配置** 空气质量模型(Community Multiscale Air Quality, CMAQ)使用与 WRF 模式系统相对应的双层嵌套的方案,分别为 D01 和 D02,采用双层网格嵌套,外层可以向内层提供初始场以及边界条件,从而提高内层模拟的准确度,模拟覆盖区域如图 2 所示.外层区域(D01)覆盖北京、天津、河北、山东、山西全境以及内蒙古、辽宁、河南、陕西部分地区,网格分辨率为  $27\text{km} \times 27\text{km}$ ;内层区域(D02)基本覆盖整个京津冀地区,包括北京、天津、河北及周边部分地区,网格分辨率为  $9\text{km} \times 9\text{km}$ .模拟采用 Lambert 投影坐标系,两条平行真实纬度分别为 25N 和 40N,投影点中心经为 39.29N,纬度为 116.53E.双层空气质量模式格点数分别为  $54 \times 48$  和  $84 \times 66$ .内层网格的初始场(ICON)和边界场(BCON)均来自于上层嵌套网格的模拟结果.采用的空气质量模型选用 AERO6 气溶胶模块和 Carbon Bond06 气相化学机制,RADM 水相化学机制,ISORROPIA 无机盐化学机制和 SOAP 二次有机气溶胶化学机制.

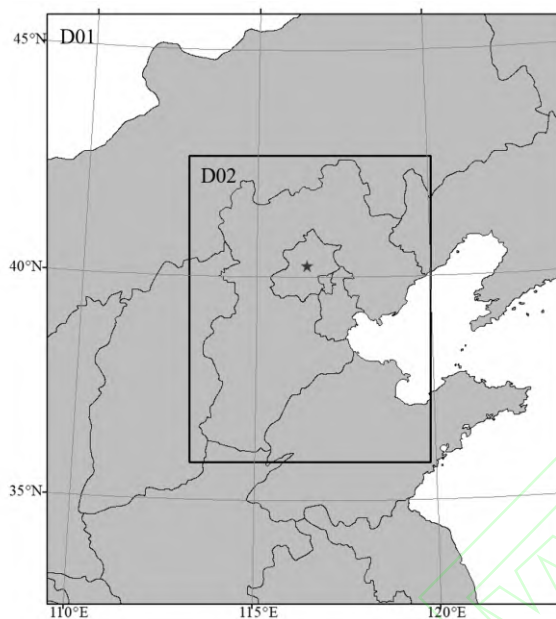


图2 两层嵌套区域示意

Fig.2 Schematic diagram of the two-level nested-grid modeling domain

**2.5.3 模拟情景设置** 京津冀地区植被多为落叶树种,秋冬春落叶期几乎无排放,夏季 BVOCs 排放量占全年比重最大,其中又以 7 月份排放水平最高,且夏季的高温条件对 VOCs 转化生成臭氧十分有利;而且 7 月份京津冀区域主导风向为海上吹来的东南风<sup>[29]</sup>,无明显污染物, $O_3$  和  $PM_{2.5}$  受外来前体物及输送影响较小,更能科学有效代表本地污染物排放生成  $O_3$  和  $PM_{2.5}$  的贡献,所以选择 2018 年 7 月作为研究时段.其中,二次有机气溶胶 SOA 是城市大气细粒子的重要组成部分<sup>[30]</sup>,平均占  $PM_{2.5}$  有机组分质量的 20%~50%,本研究通过 BVOCs 排放对 SOA 生成贡献量化其与  $PM_{2.5}$  的相互关系.

其他研究<sup>[18,31]</sup>中探究植被 BVOCs 排放对  $O_3$  生成贡献总体上都是设置基准情景(Sa+b)和控制情景(Sa)两种方案进行模拟.为了定量分析京津冀地区不同植被类型 BVOCs 排放对区域内  $O_3$  和  $PM_{2.5}$  生成的贡献,本文在以上研究基础上,结合各植被类型排放量(图 3)、生物源排放高度分层结果,将果园、庄稼、乔木林、灌木林与草地等 5 类整合为乔木林排放(涵盖果园)、灌木林排放、草地与庄稼排放,模拟情景设置如表 1:情景一,基准情景,包含清单中所有污染物类别,通过模拟结果与监测站点逐时浓度进行对比分析,验证 WRF-CMAQ 模式模拟结果的合理性与有效性;情景二,削减植被 BVOCs 排放;情景三,削减乔木林(涵盖果园)BVOCs 排放;情景四,削减灌木林 BVOCs 排放;情景五,削减草地和庄稼 BVOCs 排放.

表 1 情景设置方案

Table 1 Scenario settings

情景	方案
S1	基准情景
S2	削减植被 BVOCs 排放
S3	削减乔木林(涵盖果园)BVOCs 排放
S4	削减灌木林 BVOCs 排放
S5	削减草地和庄稼 BVOCs 排放

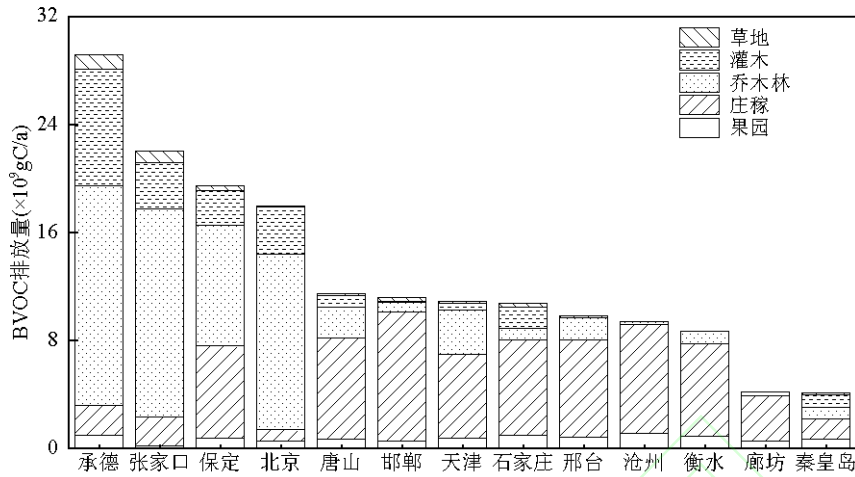


图 3 2018 年 7 月京津冀各市不同植被类型 BVOCs 排放量

Fig.3 BVOCs emissions of different vegetation types in Beijing-Tianjin-Hebei cities in July 2018

## 2.6 模型验证

基于观测真值开展的模拟效果评估统计指标包括:均方根误差(Root mean square error, RMSE)、平均误差(Mean Error, ME)、平均方差(Normalized Mean Bias, NMB)、标准平均误差(Normalized Mean Error, NME)、相关系数(Correlation coefficient, R).

基于以上指标,统计了京津冀地区 2018 年 7 月气象站点的气象模拟值与观测值的对比评估,评估结果表明 WRF 模型能够较好地模拟 7 月份京津冀地区的温度、相对湿度、风速等气象指标,可以作为 CMAQ 的输入参数.

本文选取基准情景中 2018 年 7 月京津冀地区 4 个城市共 21 个国控站点模拟值和监测值对比进行模拟效果分析,站点选取北京的天坛、海淀万柳、农展馆、官园、奥体中心、东四,邯郸的丛台公园、矿院、东污水处理厂、环保局,承德的文化中心、离宫、中国银行、开发区、铁路,保定的胶片厂、游泳馆、华电二区、接待中心、监测站、地表水厂等站点,站点均在主城区范围内,能够较好的表征所在城市主城区的大气质量状况.如图 4 所示,北京、邯郸、承德、保定等 4 市  $\text{O}_3$  浓度模拟值与监测值相关性分别为 0.78、0.78、0.78、0.71,均在 0.7 以上,拟合度较高; $\text{PM}_{2.5}$  浓度模拟值与监测值相关性分别为 0.77、0.69、0.68、0.57,除保定市由于部分时间段监测值缺省导致拟合度较低外,整体相关性在 0.6~0.8 之间.综合而言,认为 WRF-CMAQ 空气质量模型系统及建立清单数据能够较好地重现 2018 年 7 月京津冀地区大气污染过程.

## 2.7 $\text{O}_3$ 和 SOA 生成潜势估算

BVOCs 对  $\text{O}_3$  和 SOA 的影响还可以用生成潜势来表征.BVOCs 种类繁多,占比较大的有异戊二烯和单萜烯,其它组分间的反应活性差异极大. $\text{O}_3$  生成潜势( $\text{O}_3$  formation potential, OFP)代表 VOCs 在最佳反应条件下对  $\text{O}_3$  生成的最大贡献,采用“最大增量反应活性(Maximum increment reactivity, MIR)”方法进行计算,即每增加一单位的 VOCs 所形成的  $\text{O}_3$  量<sup>[32]</sup>.SOA 生成潜势(SOA formation potential, SOAFP)采用“气溶胶生成系数(Fractional aerosol coefficient, FAC)”法进行计算<sup>[33]</sup>.计算公式为:

$$\text{OFP}_i = E_i \times \text{MIR}_i \quad (1)$$

$$\text{SOA}_i = E_i \times \text{FAC}_i \quad (2)$$

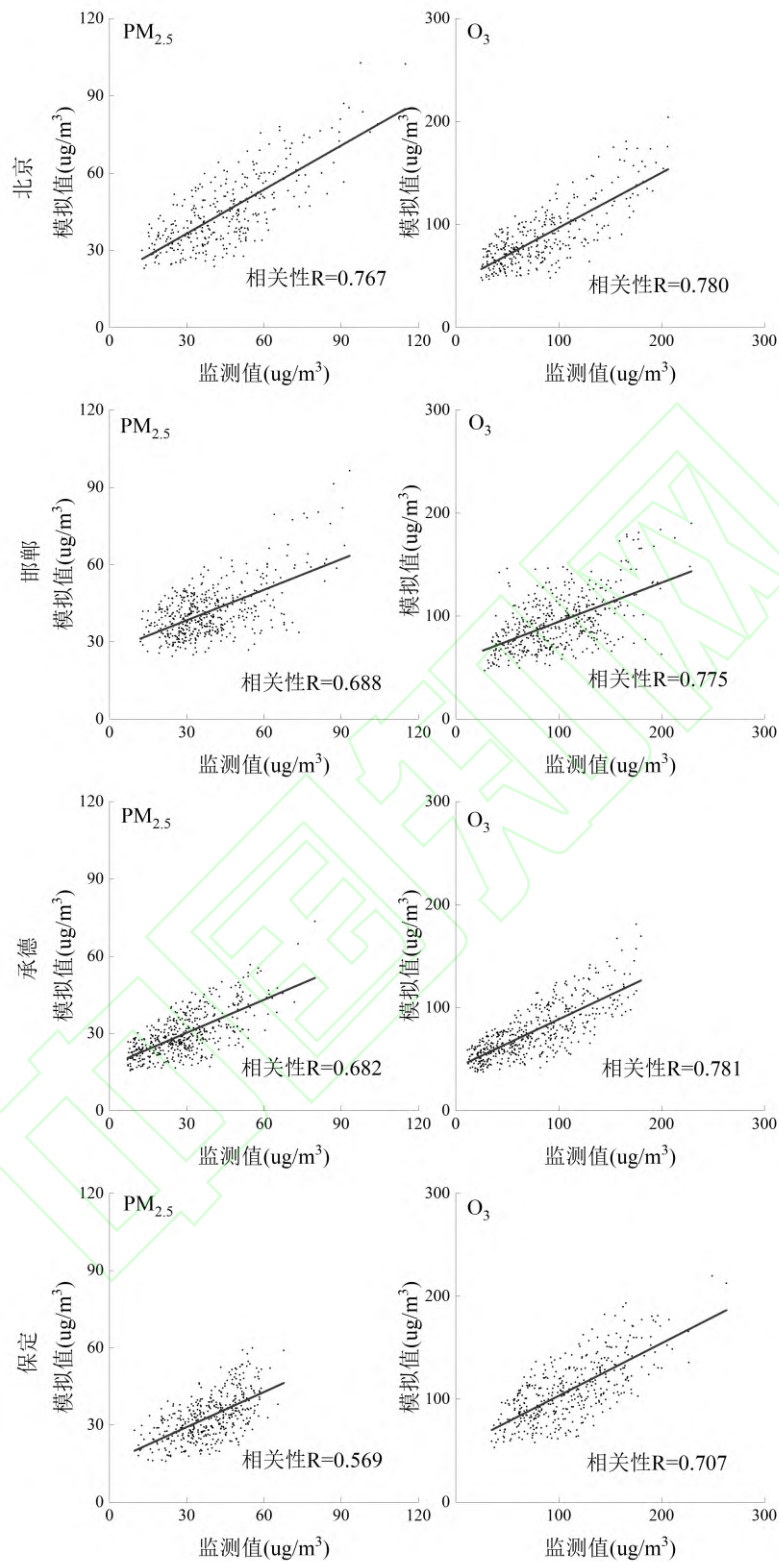


图4 基准情景下北京、邯郸、承德、保定4市模拟值和监测值对比

Fig.4 Comparison of simulation and observation values in Beijing, Handan, Chengde, and Baoding under the Baseline Scenario

式中: $OFF_i$ 为VOCs组分*i*生成 $O_3$ 的最大值, $SOA_i$ 为VOCs组分*i*的二次有机气溶胶生成量, $E_i$ 为VOCs组分*i*的排放量或浓度; $MIR_i$ 为组分*i*的最大增量反应活性, $MIR$ 的取值采用Carter<sup>[34]</sup>的研究成果,其中异戊



二烯 10.61g/g,单萜烯 4.04g/g,其他 VOCs 为 5.45 g/g;FAC<sub>i</sub> 为 VOCs 组分 i 的 SOA 生成系数,参考 Grosjean<sup>[35]</sup> 的烟雾箱试验,假设 BVOCs 仅与 OH-反应生成 SOA,异戊二烯 FAC 取 0.02,单萜烯 FAC 取 0.3.其他 VOCs 系数参考<sup>[36,37]</sup>研究,采用加权平均计算得到 MIR 取值 5.45 g/g, FAC 系数取 0.19.

### 3 结果与讨论

#### 3.1 BVOCs 排放对典型城市 O<sub>3</sub> 和 SOA 形成的影响

**3.1.1 BVOCs 排放对典型城市 O<sub>3</sub> 形成的影响** 以天坛、海淀万柳、农展馆、官园、奥体中心、东四站点月均小时浓度均值表示北京的模拟值,丛台公园、矿院、东污水处理厂、环保局站点均值表示邯郸的模拟值,文化中心、离宫、中国银行、开发区、铁路站点均值表示承德的模拟值,胶片厂、游泳馆、华电二区、接待中心、监测站、地表水厂站点均值表示保定的模拟值,比较 S1、S2 情景模拟结果可知,削减 BVOCs 排放后,北京、邯郸、承德、保定等 4 市 O<sub>3</sub> 月平均浓度分别下降 27.28μg/m<sup>3</sup>、25.84μg/m<sup>3</sup>、31.95μg/m<sup>3</sup>、30.57μg/m<sup>3</sup>,占本市环境中 O<sub>3</sub> 浓度的 30.19%、24.77%、35.56%、26.73%,下降幅度为承德>北京>保定>邯郸;通过 MIR 系数计算得到,北京、邯郸、承德、保定等 4 市植被 BVOCs 对 OFP 的总贡献量分别为 15.06×10<sup>10</sup>g、6.06×10<sup>10</sup>g、21.81×10<sup>10</sup>g、13.78×10<sup>10</sup>g,臭氧生成潜势总量承德>北京>保定>邯郸,与模拟结果一致.Liu S<sup>[38]</sup>研究得出 2015 年中国夏季 BVOCs 对 O<sub>3</sub> 贡献率约为 10.11%,且对于人为排放量污染水平较高的地区,BVOCs 影响更大.本研究得到夏季 BVOCs 排放对北京、邯郸、承德、保定 4 市 O<sub>3</sub> 贡献率均在 20%以上.一方面 7 月份是夏季污染严重的月份,且 BVOCs 排放量较高,近年来京津冀地区不断地造林和再造林,BVOCs 排放量继续快速上升,是导致本研究结果相对较高的原因之一;另一方面,本文模拟是针对主城区进行研究而不是整个城市范围,选取模拟的受体点均位于主城区范围,就京津冀地区而言,主城区 NO<sub>x</sub> 排放量较大,一般都属于 VOCs 控制区,这也使得 BVOC 排放对 O<sub>3</sub> 浓度的贡献更为显著.

**3.1.2 BVOCs 排放对典型城市 SOA 形成的影响** 比较 S1、S2 情景模拟结果可知,削减 BVOCs 排放后,北京、邯郸、承德、保定等 4 市 SOA 月平均浓度分别较基准情景下降 2.55%、3.32%、4.17%、3.59%,下降幅度为承德>保定>邯郸>北京;通过 FAC 系数计算得到,北京、邯郸、承德、保定等 4 市天然源 BVOCs 对 SOAFP 的总贡献量分别为 19.72×10<sup>8</sup>g、24.92×10<sup>8</sup>g、42.49×10<sup>8</sup>g、31.33×10<sup>8</sup>g,SOAFP 总量承德>保定>邯郸>北京,与模拟结果保持一致.其他研究<sup>[39,40,41]</sup>均表明在中国大多数地区 BVOCs 是 SOA 最重要的贡献者,一般在 70%左右,高于 AVOCs,南部地区的生物排放影响往往大于北部地区.Ren Y<sup>[42]</sup>、张蕾<sup>[21]</sup>等研究表明 BVOCs 排放所造成的 SOA 浓度增加值占月平均 PM<sub>2.5</sub> 浓度比例极低,一般在 2%以下,与本研究年北京地区占比为 0.6%的研究结果整体一致.

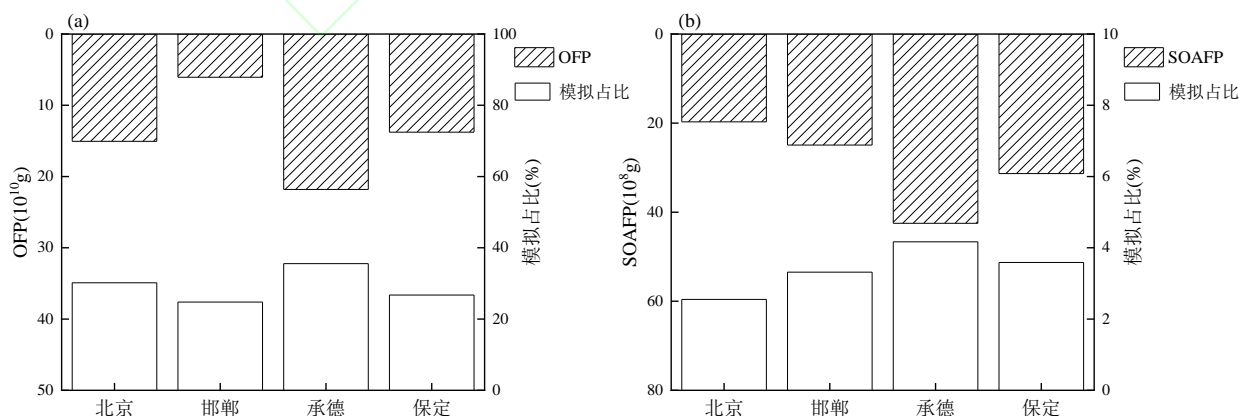


图 5 BVOCs 排放对典型城市 O<sub>3</sub> 和 SOA 形成的影响(a:O<sub>3</sub> 模拟结果与 OFP 对比;b: SOA 模拟结果与 SOAFP 对比)

Fig.5 BVOCs contributions to O<sub>3</sub> and SOA formation in typical cities (a: simulation and OFP results for O<sub>3</sub>; b: simulation and SOAFP results for SOA)

### 3.2 不同植被类型 BVOCs 排放对典型城市 O<sub>3</sub> 和 SOA 形成的影响

3.2.1 不同植被类型 BVOCs 排放对 O<sub>3</sub> 形成的影响 对比 S3、S4、S5 等情景模拟结果可得,削减不用植被类型 BVOCs 排放后大气中 O<sub>3</sub> 与 SOA 浓度均下降,这是可以预料的,伏志强、张鸿宇、Han 等人<sup>[43-45]</sup>研究表明总体上京津冀区域属于 O<sub>3</sub> 的 VOCs 控制敏感区,植被 BVOCs 排放的增加总是会导致更多的 O<sub>3</sub> 形成,反之亦然.

不同城市削减乔木+果园、草地+庄稼、灌木等 3 类源 BVOCs 排放造成的 O<sub>3</sub> 浓度下降占总 BVOCs 的比例各不相同.对于北京市,乔木+果园、草地+庄稼、灌木等 3 类源 O<sub>3</sub> 生成贡献率分别为 65.43%、15.49%、19.08%,乔木林与果园 BVOCs 排放对区域 O<sub>3</sub> 浓度值贡献最大;对于邯郸市,3 类源 O<sub>3</sub> 生成贡献率分别为 31.05%、65.07%、3.88%,草地与庄稼 BVOCs 排放对区域 O<sub>3</sub> 浓度值贡献最大;对于承德市,3 类源 O<sub>3</sub> 生成贡献率分别为 54.58%、18.34%、27.08%,乔木林与果园 BVOCs 排放对区域 O<sub>3</sub> 浓度值贡献最大;对于保定市,3 类源 O<sub>3</sub> 生成贡献率分别为 41.64%、49.23%、9.13%,乔木林与果园、草地与庄稼的 O<sub>3</sub> 浓度贡献率相近,草地与庄稼的贡献率略高.

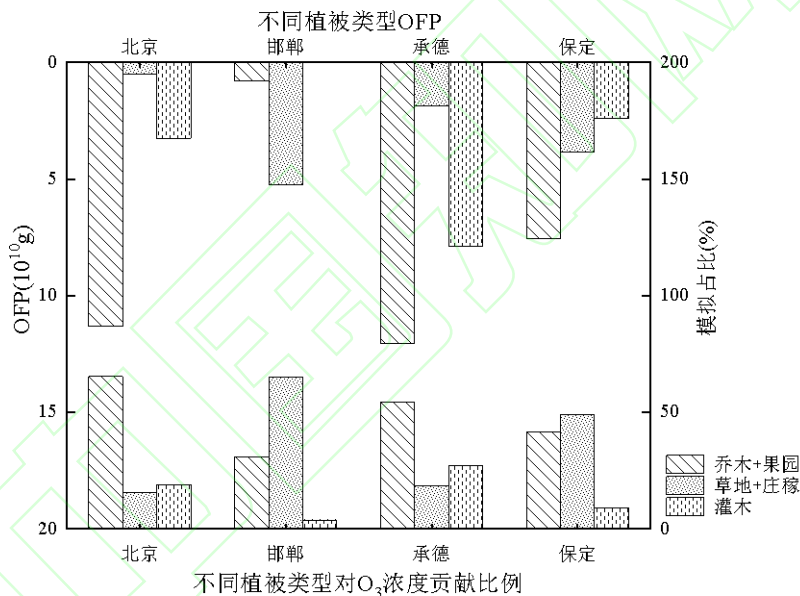


图 6 不同植被类型对 O<sub>3</sub> 的 OFP 值与 CMAQ 模拟贡献

Fig.6 CMAQ-based contributions and OFP of different vegetation types to O<sub>3</sub>

对 4 市不同植被类型的 OFP 贡献量计算可知,北京市乔木+果园、草地+庄稼、灌木 OFP 分别为  $11.29 \times 10^{10} \text{g}$ 、 $0.51 \times 10^{10} \text{g}$ 、 $3.25 \times 10^{10} \text{g}$ ,对 OFP 总量的贡献率为 75.02%、3.41%、21.57%;邯郸市乔木+果园、草地+庄稼、灌木 OFP 分别为  $0.8 \times 10^{10} \text{g}$ 、 $5.24 \times 10^{10} \text{g}$ 、 $0.02 \times 10^{10} \text{g}$ ,对 OFP 总量的贡献率为 13.19%、86.41%、0.4%;承德市乔木+果园、草地+庄稼、灌木 OFP 分别为  $12.06 \times 10^{10} \text{g}$ 、 $1.86 \times 10^{10} \text{g}$ 、 $7.88 \times 10^{10} \text{g}$ ,对 OFP 总量的贡献率为 55.33%、8.52%、36.15%;保定市乔木+果园、草地+庄稼、灌木 OFP 分别为  $7.55 \times 10^{10} \text{g}$ 、 $3.82 \times 10^{10} \text{g}$ 、 $2.41 \times 10^{10} \text{g}$ ,对 OFP 总量的贡献率为 54.82%、27.71%、17.47%.

从表 2 对比结果可知,北京、邯郸、承德不同植被类型对 OFP 的贡献量与模拟结果基本符合,相关系数均在 0.9 以上,生成潜势较大的植被类型对区域 O<sub>3</sub> 浓度值贡献越高.而保定市 OFP 的贡献量与模拟结果有所不同,相关性仅为 0.58,具体表现为 CMAQ 模拟结果表明保定市草地+庄稼对本地 O<sub>3</sub> 浓度高于乔木+果园,而生成潜势结果与之相反.结合保定市气象条件、地理位置、植被类型分布特征分析,造成保定市 CMAQ

模拟值与生成潜势差距的原因有以下 2 点:一、京津冀范围内,保定市位于京津冀地区的中西部,研究时段内主导风向为南风 and 东南风, $O_3$  作为一种受长距离输送影响较大的复合污染物,使保定市  $O_3$  浓度易受东南部城市臭氧输送及臭氧前体物 VOCs、 $NO_x$  污染物输送的影响;且 CMAQ 模拟结果中保定市选取受体点偏南,靠近廊坊、沧州等城市,导致这种输送影响加大,对最终模拟结果造成一定的不确定性.二、保定市范围内植被分布呈现两极分布的特征,庄稼、草地等一类低矮天然源排放集中在东南部分区域,林地乔木和灌木等集中分布在西北部分区域,模拟结果受体点位于东南方,这也会极大的加大草地与庄稼这一植被类型对最终模拟结果的影响,而弱化乔木这一主要 BVOCs 排放源对模拟结果的贡献.以上两种因素的综合影响,导致了保定市模拟结果中草地与庄稼的  $O_3$  浓度贡献率高于乔木与果园,而 OFP 总量的贡献率乔木与果园的  $O_3$  浓度贡献率高于草地与庄稼.

表 2 四市 CMAQ 模拟值与 OFP 对比分析

Table 2 Comparative analysis of CMAQ simulation value and OFP in four cities

城市	北京(%)		邯郸(%)		承德(%)		保定(%)	
	OFP 占比	贡献率占比	OFP 占比	贡献率占比	OFP 占比	贡献率占比	OFP 占比	贡献率占比
乔木+果园	75.02	65.43	13.19	31.05	55.33	54.58	54.82	41.64
草地+庄稼	3.41	15.49	86.41	65.07	8.52	18.34	27.71	49.23
灌木	21.57	19.08	0.4	3.88	36.15	27.08	17.47	9.13
相关性 r	0.98		0.95		0.92		0.58	

3.2.2 不同植被类型 BVOCs 排放对 SOA 形成的影响 比较 S3、S4、S5 情景的模拟结果有,不同城市削减乔木+果园、草地+庄稼、灌木等 3 类源 BVOCs 排放造成的 SOA 浓度下降比例各不相同.对于北京市,乔木+果园、草地+庄稼、灌木等 3 类源 SOA 生成贡献率分别为 66.94%、14.69%、18.37%,乔木林与果园 BVOCs 排放对区域 SOA 浓度值贡献最大;对于邯郸市,3 类源 SOA 生成贡献率分别为 19.73%、78.48%、1.79%,草地与庄稼 BVOCs 排放对区域 SOA 浓度值贡献最大;对于承德市,3 类源 SOA 生成贡献率分别为 74.48%、16.53%、8.99%,乔木林与果园 BVOCs 排放对区域 SOA 浓度值贡献最大;对于保定市,3 类源 SOA 生成贡献率分别为 34.8%、63.96%、1.24%,草地与庄稼 BVOCs 排放对区域 SOA 浓度值贡献最大.

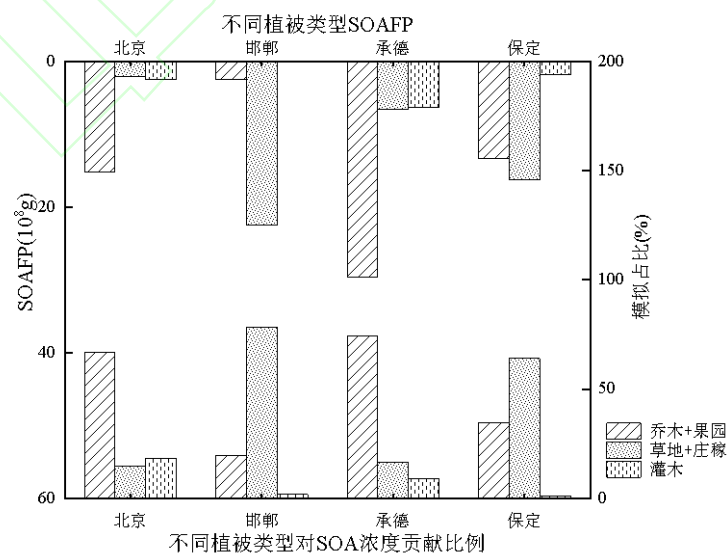


图 7 不同植被类型对 SOA 的 SOAFP 值与 CMAQ 模拟贡献

Fig.7 CMAQ-based contributions and SOAFP to SOA

对 4 市不同植被类型的 SOAFP 贡献量计算可知,北京市乔木+果园、草地+庄稼、灌木 SOAFP 分别为  $15.13 \times 10^8 \text{g}$ 、 $2.14 \times 10^8 \text{g}$ 、 $2.46 \times 10^8 \text{g}$ ,对 SOAFP 总量的贡献率为 76.69%、10.84%、12.47%;邯郸市乔木+果园、草地+庄稼、灌木 SOAFP 分别为  $2.43 \times 10^8 \text{g}$ 、 $22.48 \times 10^8 \text{g}$ 、 $0.02 \times 10^8 \text{g}$ ,对 SOAFP 总量的贡献率为 9.73%、90.2%、0.07%;承德市乔木+果园、草地+庄稼、灌木 SOAFP 分别为  $29.57 \times 10^8 \text{g}$ 、 $6.55 \times 10^8 \text{g}$ 、 $6.36 \times 10^8 \text{g}$ ,对 SOAFP 总量的贡献率为 69.6%、15.42%、14.98%;保定市乔木+果园、草地+庄稼、灌木 SOAFP 分别为  $13.28 \times 10^8 \text{g}$ 、 $16.23 \times 10^8 \text{g}$ 、 $1.81 \times 10^8 \text{g}$ ,对 SOAFP 总量的贡献率分别为 42.4%、51.81%、5.79%。结合表 3 中四市 CMAQ 模拟结果与 SOAFP 比较有,北京、邯郸、承德、保定不同植被类型对 SOAFP 的贡献量与模拟结果相关性较好,相关系数均在 0.95 以上,生成潜势较大的植被类型对区域 SOA 浓度贡献也越高。

表 3 四市 CMAQ 模拟值与 SOAFP 对比分析

Table 3 Comparative analysis of CMAQ simulation results and SOAFP results in 4 cities

城市	北京(%)		邯郸(%)		承德(%)		保定(%)	
	SOAFP 占比	贡献率占比	SOAFP 占比	贡献率占比	SOAFP 占比	贡献率占比	SOAFP 占比	贡献率占比
乔木+果园	66.94	76.69	19.73	9.73	74.48	69.6	34.8	42.4
草地+庄稼	14.69	10.84	78.48	90.2	16.53	15.42	63.96	51.81
灌木	18.37	12.47	1.79	0.07	8.99	14.98	1.24	5.79
相关性 r	0.99		0.99		0.99		0.95	

研究结果表明北京、承德这类城市本身叶生物量较大,同时森林乔木覆盖率较高的绿地城市,乔木林排放对  $\text{O}_3$  和由 SOA 占主要成分的  $\text{PM}_{2.5}$  污染贡献远大于其他植被类型;邯郸和保定这类城市森林乔木叶生物量较低,BVOCs 排放主要集中在草地覆盖与种植农作物上,其地域范围内臭氧污染以及  $\text{PM}_{2.5}$  污染受到草地和庄稼排放贡献较大。同时,这一研究结果与遥感解译得到的京津冀地区植物功能类型分布特征相符合,研究区北部以乔木林等高度较高的植被类型为主,南部则是草地、庄稼等低矮植被类型集中分布。

在本研究中,不同植被类型的  $\text{O}_3$ 、SOA 模拟结果与其生成潜势计算结果相对比,两者贡献比例大小基本相符合,但在数值上有所差距,存在着较大的不确定性,其主要原因有以下几点:一、BVOC 排放清单的不确定性,本地植被叶生物量资料的缺失是排放清单不确定性的主要来源之一,采用传统的自下而上植被林地调研和数据收集,会有部分数据的缺失,致使排放清单结果相对偏低,同时由于其他 VOCs 组分复杂,而采用统一排放因子也会对排放量核算结果造成一定的不确定性,是造成 CMAQ 模拟结果与生成潜势计算结果存在误差的重要因素;二、生成潜势是基于不同 VOCs 组分的动力学活性和机理活性得到的,表征其对大气环境的潜在影响,与考虑气象条件和不同化学反应机制等综合因素的 WRF-CMAQ 模拟结果会存在一定的差别;三、BVOCs 物种复杂,不仅含有相对较高比例的异戊二烯和单萜烯,也含有众多的其他组分,不同组分之间反应活性差距极大,本文结合已有研究结果加权计算其他 VOCs 组分的 MIR 值、FAC 值以及标准排放因子,也会对最终模拟结果、生成潜势结果等产生一定的不确定性影响。

#### 4 结论与展望

BVOC 排放呈现明显的季节特征,以 7 月为代表的夏季 BVOCs 排放量明显高于其他季节。京津冀地区植被多为落叶树种,秋冬春落叶期几乎无排放,故研究区域内 7 月份 BVOC 排放量最高。本研究所构建京津冀清单结果也验证了这一分布特征。



4.1 CMAQ 模拟结果表明,2018 年 7 月京津冀地区 BVOCs 排放对典型城市 O<sub>3</sub> 浓度贡献为承德(35.56%)>北京(30.19%)>保定(26.73%)>邯郸(24.77%),对 SOA 浓度贡献为承德(4.17%)>保定(3.59%)>邯郸(3.32%)>北京(2.55%)。

4.2 不同植被类型模拟结果表明,北京、承德的乔木与果园 BVOCs 排放对 O<sub>3</sub> 浓度和 SOA 浓度贡献最高,邯郸、保定的草地与庄稼 BVOCs 排放对 O<sub>3</sub> 浓度和 SOA 浓度贡献最高,这主要是由于研究区北部以乔木林等高度较高的植被类型为主,南部则是草地、庄稼等低矮植被类型集中分布。

4.3 总体上,基于 WRF-CMAQ 获得的的城市浓度贡献排序与 OFP 和 SOAFP 计算结果保持了较好的一致性。具体表现为:北京、邯郸、承德等城市模拟得出不同植被类型 BVOCs 排放对 O<sub>3</sub> 和 SOA 浓度生成贡献的大小关系,与生成潜势估算结果保持一致;仅保定市 OFP 的贡献量与模拟结果略有差距,模拟结果表明保定市草地+庄稼对本地 O<sub>3</sub> 浓度高于乔木+果园,而生成潜势结果与之相反。

4.4 植被的类型和分布对地区 O<sub>3</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 浓度的贡献水平具有差异,应重视北部地区乔木林和南部区域草地和庄稼等林木种植水平的管控,在承德等北部高植被覆盖地区可适度引进低排放观赏树种,优化新栽树种和现有林木的树种构成,以控制 BVOCs 排放并降低其对区域大气复合污染贡献。而对于不同城市树种选择方案未来仍需要从多维度、多层次开展进一步的深入研究和探讨,综合考虑树木植被防风固沙、景观美学、固碳效果、BVOCs 排放、氧气释放量等功能特性,为未来城市绿化制定全面可行的可持续性方案。

#### 参考文献:

- [1] Lee B, Wang J. Concentration variation of isoprene and its implications for peak ozone concentration [J]. *Atmospheric Environment*, 2006,40(28):5486-5495.
- [2] Sartelet K N, F Couvidat, Seigneur C, et al. Impact of biogenic emissions on air quality over Europe and North America [J]. *Atmospheric Environment*, 2012,53(JUN.):131-141.
- [3] Jia-Lin Wang, Clock Chew, Chih-Yuan Chang, et al. Biogenic isoprene in subtropical urban settings and implications for air quality [J]. *Atmospheric Environment*, 2013,79:369-379.
- [4] 王雪梅,符春,梁桂雄.城市区域臭氧浓度变化的研究 [J].*环境科学研究*, 2001,14(5):1-3+19.  
Wang X M, Fu C, Liang G X. Study on the Ozone Concentration in Urban Areas [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2001,14(5):1-3+19.
- [5] 谢军飞,李延明.植物源挥发性有机化合物排放清单的研究进展 [J].*环境科学*, 2013,34(12):4779-4786.  
Xie J F, Li Y M. Research Advances on Volatile Organic Compounds Emission Inventory of Plants [J]. *Environmental Science*, 2013,34(12):4779-4786.
- [6] Guenther A, Hewitt C N, Erickson D, et al. A global model of natural volatile organic compound emissions [J]. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 1995,100(D5):8873-8892.
- [7] Laothawornkitkul Jullada, Taylor Jane E, Paul Nigel D, et al. Biogenic volatile organic compounds in the Earth system [J]. *The New phytologist*, 2009,183(01):27-51.
- [8] Atkinson R. Atmospheric chemistry of VOCs and NOx [J]. *Atmospheric Environment*, 2000,34:2063-2101.
- [9] Li J, Wu R, Li Y, et al. Effects of rigorous emission controls on reducing ambient volatile organic compounds in Beijing, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2016,557(01):531-541.
- [10] 吕喆,韩力慧,程水源,等.北京城区冬夏季含碳气溶胶浓度特征及区域传输对灰霾形成影响 [J].*北京工业大学学报*, 2018,44(03):463-472.  
Lü Z, Han L H, Cheng S Y, et al. Characteristics of Carbonaceous Aerosols and Influence of Regional Transport on Haze Formation in Winter and Summer in Urban of Beijing [J]. *Journal of Beijing University of Technology*, 2018,44(03):463-472.
- [11] Lam Y F, Fu J S, Wu S, et al. Impacts of future climate change and effects of biogenic emissions on surface ozone and particulate matter concentrations in the United States [J]. *Atmospheric Chemistry & Physics*, 2011,11(10):4789-4806.
- [12] Williams J E, Scheele M P, Velthoven P F J V, et al. The influence of biogenic emissions from Africa on tropical tropospheric ozone during 2006: a global modeling study [J]. *Atmospheric Chemistry & Physics*, 2009,9(15):10367-10427.
- [13] Castell N, Stein A F, Salvador R, et al. The impact of biogenic VOC emissions on photochemical ozone formation during a high ozone pollution episode in the Iberian Peninsula in the 2003 summer season [J]. *Advances in Science and Research*, 2008,2(01):9-15.
- [14] İm U, Poupkou A, İncecik S, et al. The Impact of Anthropogenic and Biogenic Emissions on Surface Ozone Concentrations in Istanbul [J]. *Science of the Total Environment*, 2010,409(07):1255-1265.
- [15] Kondo A, Hai B, Shrestha K L, et al. Evaluation of Biogenic Volatile Organic Compound Emissions and Its Impact of Ozone Formation [J]. *Journal of the Institute of Engineering*, 2009,7(01):48-55.

- 
- [16] Lee K Y, Kwak K H, Ryu Y H, et al. Impacts of biogenic isoprene emission on ozone air quality in the Seoul metropolitan area [J]. *Atmospheric Environment*, 2014,96(07):209-219.
- [17] 谢 旻,王体健,江 飞,等.NO<sub>x</sub> 和 VOCs 自然源排放及其对中国地区对流层光化学特性影响的数值模拟研究 [J].*环境科学*, 2007,28(01):32-40.  
Xie M, Wang T J, Jiang F, et al. Modeling of Natural NO<sub>x</sub> and VOC Emissions and Their Effects on Tropospheric Photochemistry in China [J]. *Environmental Science*, 2007,28(01):32-40.
- [18] 朱轶梅.亚热带城乡区域 BVOC 排放的研究 [D]. 浙江大学, 2011.  
Zhu Y M. Biogenic VOC inventories of subtropical urban-rural areas [D]. Zhejiang University, 2011.
- [19] 李 浩,李 莉,黄 成,等.2013 年夏季典型光化学污染过程中长三角典型城市臭氧来源识别 [J].*环境科学*, 2015,36(01):1-10.  
Li H, Li L, Huang C, et al. Ozone Source Apportionment at Urban Area during a Typical Photochemical Pollution Episode in the Summer of 2013 in the Yangtze River Delta [J]. *Environmental Science*, 2015,36(01):1-10.
- [20] Wei XL, Li YS, Lam KS, et al. Impact of biogenic VOC emissions on a tropical cyclone-related ozone episode in the Pearl River Delta region, China [J]. *Atmospheric Environment*, 2007,41(36):7851-7864.
- [21] 张 蕾,李令军,赵文慧,等.北京森林 BVOCs 排放特征及对区域空气质量的影响 [J].*中国环境科学*, 2021,41(02):622-632.  
Zhang Q, Li L J, Zhao W H, et al. Emission characteristics of VOCs from forests and its impact on regional air quality in Beijing [J]. *China Environmental Science*, 2021,41(02):622-632.
- [22] Xie X, Shao M, Liu Y, et al. Estimate of initial isoprene contribution to ozone formation potential in Beijing, China [J]. *Atmospheric Environment*, 2008,42(24):6000-6010.
- [23] Yang G A, Mm A, Fy A, et al. Impacts of biogenic emissions from urban landscapes on summer ozone and secondary organic aerosol formation in megacities [J]. *The Science of the total environment*, 2021,814:152654.
- [24] 牛 元,程水源,欧盛菊,等.基于光化学指标法的邯郸市臭氧生成敏感性 [J].*环境科学*, 2021,42(06):2691-2698.  
Niu Y, Cheng S Y, Ou S J, et al. Applying Photochemical Indicators to Analyze Ozone Sensitivity in Handan [J]. *Environmental Science*, 2021,42(06):2691-2698.
- [25] 夏春林,肖 琳.京津冀天然源挥发性有机物排放研究 [J].*环境科学学报*, 2019,39(08):2680-2689.  
Xia C L, Xiao L. Estimation of biogenic volatile organic compounds emissions in Jing-Jin-Ji [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019,39(08):2680-2689.
- [26] 亓浩雲,王晓琦,程水源,等.2000~2020 年京津冀 BVOCs 排放量估算及时空分布特征研究 [J].*中国环境科学*, 2022,42(04):1501-1509.  
QI H Y, Wang X Q, Cheng S Y, et al. Estimation of BVOCs emissions from Beijing, Tianjin and Hebei from 2000 to 2020 and its temporal and spatial distribution characteristics [J]. *China Environmental Science*, 2022,42(04):1501-1509.
- [27] 樊 冲.河北省森林植物源挥发性有机物排放量研究 [D]. 北京林业大学, 2019.  
Fan C. Study on Biogenic Volatile Organic Compounds Emission from Forest Plants in Hebei Province [D]. Beijing Forestry University, 2019.
- [28] 温 维,韩力慧,代 进,等.唐山夏季 PM<sub>2.5</sub> 污染特征及来源解析 [J].*北京工业大学学报*, 2014,40(05):751-758.  
Wen W, Han L H, Dai J, et al. Characteristics of PM<sub>2.5</sub> Pollution and Source Apportionment in Tangshan During Summer [J]. *Journal of Beijing University of Technology*, 2014,40(05):751-758.
- [29] 陈艳梅,高吉喜,年 蔚,等.风域视角京津冀生态廊道空间格局识别 [J].*中国环境科学*, 2021,41(07):3418-3426.  
Chen Y M, Gao J X, Nian W, et al. Identification of ecological corridors' spatial pattern in Beijing-Tianjin-Hebei region from the perspective of wind domain [J]. *China Environmental Science*, 2021,41(07):3418-3426.
- [30] 谢绍东,田晓雪.挥发性和半挥发性有机物向二次有机气溶胶转化的机制 [J].*化学进展*, 2010,22(04):727-732.  
Xie S D, Tian X X. Formation Mechanism of Secondary Organic Aerosols from the Reaction of Volatile and Semi-Volatile Compounds [J]. *Progress in Chemistry*, 2010,22(04):727-732.
- [31] 彭春梅.热带海岛地区植物源 VOCs 排放特征及对区域臭氧贡献的研究 [D]. 海南大学, 2020.  
Peng C M. Characteristics of VOCs emission from plant sources in tropical islands and its contribution to regional ozone [D]. Hainan University, 2020.
- [32] Carter W P L. Development of ozone reactivity scales for volatile organic compounds [J]. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 1994,44(07):881-899.
- [33] Mentel T F, Kleist E, Andres S, et al. Secondary aerosol formation from stress-induced biogenic emissions and possible climate feedbacks [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2013,13(17):8755-8770.
- [34] Carter W P L. Reactivity estimates for selected consumer product compounds [R]. California: Center for Environmental Research and Technology, College of Engineering, University of California, February 19,2008.
- [35] Grosjean D. In situ organic aerosol formation during a smog episode: Estimated production and chemical functionality [J]. *Atmospheric Environment, Part A, General Topics*, 1992,26(6):953-963.
- [36] 陈俊刚.森林植物排放挥发性有机物及对二次污染物生成的影响 [D]. 北京林业大学, 2017.  
Chen J G. Volatile organic compounds emitted from forest plants and its effects on the formation of secondary pollutants [D]. Beijing Forestry University, 2017.
- [37] 井潇溪.北京市森林植物挥发性有机物排放研究 [D]. 北京林业大学, 2020.  
Jing X X. Study on Biogenic Volatile Organic Compounds Emission from Forest Plants in Beijing [D]. Beijing Forestry University, 2020.

- 
- [38] Liu S, Xing J, Zhang H, et al. Climate-driven trends of biogenic volatile organic compound emissions and their impacts on summertime ozone and secondary organic aerosol in China of the 2050s [J]. *Atmospheric Environment*, 2019,218:117020.
- [39] K Wu, Yang X, Chen D, et al. Estimation of biogenic VOC emissions and their corresponding impact on ozone and secondary organic aerosol formation in China [J]. *Atmospheric Research*, 2020,231:104656.
- [40] J Hu, P Wang, Q Ying, et al. Modeling biogenic and anthropogenic secondary organic aerosol in China [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2017,17(1):77–92.
- [41] Peng Wang, Qi Ying, Hongliang Zhang, et al. Source apportionment of secondary organic aerosol in China using a regional source-oriented chemical transport model and two emission inventories [J]. *Environmental Pollution*, 2018,237:756–766.
- [42] Ren Y, Qu Z, Du Y, et al. Air quality and health effects of biogenic volatile organic compounds emissions from urban green spaces and the mitigation strategies [J]. *Environmental Pollution*, 2017,230:849-861.
- [43] 伏志强,戴春皓,王章玮,等.长沙市夏季大气臭氧生成对前体物的敏感性分析 [J].*环境化学*, 2019,38(03):531-538.  
Fu Z Q, Dai C H, Wang Z W, et al. Sensitivity analysis of atmospheric ozone formation to its precursors in summer of Changsha [J]. *Environmental Chemistry*, 2019,38(03):531-538.
- [44] 张鸿宇,王 媛,卢亚灵,等.我国臭氧污染控制分区及其控制类型识别 [J].*中国环境科学*, 2021,41(09):4051-4059.  
Zhang H Y, Wang Y, Lu Y L, et al. Identification of ozone pollution control zones and types in China [J]. *China Environmental Science*, 2021,41(09):4051-4059.
- [45] Han Z W, Hiromasa UEDA, Kazuhide M. Model study of the impact of biogenic emission on regional ozone and the effectiveness of emission reduction scenarios over eastern China [J]. *Tellus B*, 2005,57(1):12-27.

**作者简介:** 蔡斌(1996-),男,湖北黄冈人,北京工业大学博士研究生,主要从事大气污染防治及环境规划管理方面研究,发表论文 4 篇。