

新冠肺炎疫情对咸阳市空气质量的影响

代兴良,宋国君*,姜晓群,余景娟,方丹阳 (中国人民大学环境学院,北京 100872)

摘要: 利用机器学习模型控制气象因素影响,定量分析了疫情期间污染源减排对咸阳空气质量的影响.结果表明,与未发生疫情情景相比,疫情期间咸阳PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂和CO浓度分别下降19.3%、26.0%、13.4%、60.1%和9.1%,NO₂降幅最大,SO₂和CO降幅较小,O₃浓度不降反而上升50.9%.在一次排放和二次生成前体物都下降的情况下,PM_{2.5}降幅低于预期,O₃浓度不降反升,反映出PM_{2.5}和O₃治理的复杂性,暗示了剩余污染源对咸阳空气质量影响较大,而停产限产政策(与疫情影响类似)对咸阳空气质量改善有限,未来应重点关注散煤和生物质燃烧、热力生产和供应、原油加工及石油制品制造等剩余污染源的治理.

关键词: 污染源减排; 空气质量; 新冠肺炎疫情; 随机森林模型

中图分类号: X51 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2021)07-3106-09

Impacts of the COVID-19 pandemic on air quality in Xianyang. DAI Xing-liang, SONG Guo-jun*, JIANG Xiao-qun, YU Jing-juan, FANG Dan-yang (School of Environment & Natural Resources, Renming University of China, Beijing 100872, China). *China Environmental Science*, 2021,41(7): 3106~3114

Abstract: Using a Machine Learning Model (MLM) to decouple meteorological parameters, this paper quantified true impacts of emission reduction by pollution sources resulting from COVID-19 on air quality in Xianyang. Compared with the non-epidemic scenario, the results showed that concentrations of PM_{2.5}, PM₁₀, SO₂, NO₂, and CO in Xianyang had significantly decreased by 19.3%, 26.0%, 13.4%, 60.1% and 9.1%, respectively, with NO₂ decreasing the most, SO₂ and CO decreasing slightly, and O₃ increased by 50.9% conversely. Under the condition that both primary emission and precursors of secondary particulate matter decreased, the concentration of PM_{2.5} dropped lower than expected, and O₃ increased though, showing the complexity of PM_{2.5} and O₃ control, in the meanwhile implying that the impact of operating pollution sources during the epidemic on air quality was greater than malfunctioned sources, and official regulations to restrict and suspend production in factories (similar to the impact of the pandemic) had limited improvement on air quality. In the future, emphases should be put on the treatment of operating pollution sources during the pandemic such as scattered coal and biomass combustion, heat production and supply, and crude oil processing and petroleum product manufacturing.

Key words: emission reduction of pollution sources; air quality; COVID-19 pandemic; random forest model

2019年底新型冠状病毒肺炎(COVID-19,简称“新冠肺炎”)疫情突然爆发,引起社会广泛关注.为控制疫情的传播,咸阳市启动了公共卫生事件一级应急响应,应急响应期间,居民居家隔离,机动车行驶量大幅减少,移动源排放降到最低限度.同时,随着工厂停产、工地停工和餐馆歇业,工业源、扬尘源和生活源(餐饮服务)的排放也大幅下降.疫情期间污染排放下降预期会对咸阳空气质量有一定改善作用,但目前缺乏具体的量化研究.相关研究表明环境空气质量受污染物排放水平、气象条件变化以及大气化学过程的共同影响^[1-7],仅气象条件的变化就可能

导致空气质量出现较大波动,因此在评估排放变化对环境空气质量的影响时需要控制气象因素的干扰.但部分学者在探究疫情期间排放减少对空气质量的影响时并未重视气象因素的影响,仅将疫情期间的空气质量与前几年同一时期进行比较就得出结论^[8-9],结果存在不确定性.另外一些学者考虑到气象因素的重要性,尝试使用多元回归方法^[10]和空气质量数值模型^[11-12](CMAQ等)来控制气象因素的影响,但前者存在回归相关系数偏低(低至0.2)问题,后者面临难以准确估计疫情期间排放量变化的挑战.近年来,支持向量机(SVM)、随机森林(RF)和神经网络等机器学习模型在空气质量的预测研究中越来越受到研究者青睐^[13-18],因为其作为一种非参数统计方法,不需要遵守样本正态性、均方差和独立性等假设,可以较好解决变量间的交互效应,多重共线性

收稿日期: 2020-12-19

基金项目: 中国人民大学2021年度中央高校建设世界一流大学(学科)和特色发展引导专项资金

* 责任作者, 教授, songguojun@ruc.edu.cn

以及非线性问题,同时比传统的统计方法(多元回归)和数值模型具有更好的预测性能^[1,5-6,19].这为量化由于排放和气象因素造成的空气质量变化提供了一种可靠和替代的方法^[5].

理想的机器学习模型需要输入排放变量和气象变量(风速、风向、气温等),分别用于控制污染物排放变化和气象因素对空气质量的影响.然而现实中难以准确估计每日的污染物排放量,受文献^[5,20]启发,本文使用时间变量(年、月、星期和每年中第几日)作为排放量的替代变量,这些时间变量可以捕捉排放随年、月、日、星期的变化.鉴于随机森林模型(RF)在最近相关研究中的良好表现^[19-20],本文的机器学习模型最终选择 RF,模型输入变量包括气象变量和时间变量.首先在疫情发生前的历史数据上训练 RF 模型,模型习得的“经验”是疫情发生前空气质量与气象因素和排放量的关系,然后用训练好的模型去预测疫情发生后的空气质量,由于模型保留了疫情发生前的“记忆”,其输出的预测值相当于未发生疫情情景下的真实值,这样疫情期间空气污染物浓度预测值会显著高于真实值,两者的差值即为疫情对咸阳空气质量的影响水平.

本文使用机器学习模型评估疫情对咸阳空气质量的影响,以量化短期污染源极限减排对咸阳空气质量的改善效果,旨在为咸阳以及类似城市的空气污染政策制定提供参考.

1 数据与方法

1.1 数据描述

本文收集了咸阳市空气质量数据和气象数据,空气质量数据来自中国环境监测总站(<http://www.cnemc.cn>),包含咸阳市 3 个国控空气质量监测点(以下简称“国控点”)6 种污染物(PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂、O₃ 和 CO)的小时浓度数据.3 个国控点均位于咸阳市区内,分别为师范学院(108.7445°E, 34.3673°N)、两寺渡(108.6616°E, 34.2982°N)和实验中学(108.7015°E, 34.3321°N).气象数据来自中国气象局中国地面气候资料日值数据集(V3.0),本文收集了咸阳秦都地面站(编号 57048)的平均气温、最高气温、最低气温、平均相对湿度、最小相对湿度、平均风速、最大风速、最大风速风向、极大风速、极大风速风向、日照时数、降水量、小型蒸发量、大

型蒸发量、平均气压、最高气压、最低气压、平均地表气温、最高地表气温、最低地表气温,共 20 项指标数据,时间尺度为 1d.

咸阳是典型的中国北方供暖城市,每年有 5 个月的供暖期(当年 11 月 1 日~次年 3 月 31 日),已有研究表明机器学习模型对采暖期和非采暖期的污染物浓度预测效果差异较大^[18],而疫情对咸阳的空气质量影响主要发生于 2020 年采暖期,因此本文只使用采暖期的数据用于建模(2017 年 11 月 1 日~2018 年 3 月 31 日、2018 年 11 月 1 日~2019 年 3 月 31 日和 2019 年 11 月 1 日~2020 年 2 月 9 日共 3 个采暖期).咸阳市于 2020 年 1 月 26 日启动公共卫生事件一级应急响应,至 2020 年 2 月 27 日解除一级应急响应,一级应急响应期又可分为 2 个阶段,第一阶段为 2020 年 1 月 26 日~2 月 9 日,是国务院规定延长的春节假期;第二阶段为 2 月 10 日~2 月 27 日,虽然仍处于一级应急响应期间,但企业陆续开始复工复产.为排除复工复产对本研究的影响,本文只选取第一阶段(2020 年 1 月 26 日~2 月 9 日)为研究对象,并将此阶段定义为“疫情期间”,下文提到的疫情期间专指这段时期.最终收集的 6 种空气污染物(小时尺度)和气象数据(日尺度)缺失率如表 1 所示(缺失率为零的指标未列出),除大型蒸发量外,各指标缺失率均小于 5%.大型蒸发量由于数据缺失较多而被删除.

表 1 空气质量和气象数据缺失率(%)

Table 1 Missing rate of air quality and meteorological data(%)

| 指标 | 两寺渡 | 师范学院 | 咸阳市实验中学 |
|-------------------|------|------|---------|
| SO ₂ | 2.2 | 1.7 | 1.7 |
| NO ₂ | 2.2 | 1.5 | 2.0 |
| CO | 2.2 | 2.1 | 1.7 |
| O ₃ | 2.4 | 1.5 | 1.9 |
| PM _{2.5} | 2.7 | 2.0 | 2.5 |
| PM ₁₀ | 3.5 | 2.6 | 3.4 |
| 小型蒸发量 | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| 大型蒸发量 | 91.3 | 91.3 | 91.3 |

1.2 数据处理

空气质量数据中污染物小时浓度缺失值用上一小时浓度值填充,全部填充完毕后再计算污染物日均浓度.部分气象数据存在异常值,处理方式若某一指标存在异常值则删除该日数据.每年除夕和春节期间居民燃放烟花爆竹,会导致污染物排放量

突然增加,使空气污染物浓度快速上升,为避免干扰每年除夕和春节的数据被删除.模型输入变量包括时间变量和气象变量,这些变量的描述统计如表 2 所示.为避免不同量纲对机器学习模型的影响,建模前先对数据进行归一化处理,归一化公式如下:

$$Y = \frac{x - x_{\min}}{x_{\max} - x_{\min}} \quad (1)$$

式中: Y 表示归一化后数据; x 为原始数据; x_{\min} 表示数据最小值; x_{\max} 表示数据最大值.

表 2 三个监测站点数据的描述统计

Table 2 Description statistics of the data from three monitoring sites

| 指标 | 两寺渡 | | 师范学院 | | 实验中学 | |
|--|-------|------|-------|------|-------|------|
| | 均值 | 标准差 | 均值 | 标准差 | 均值 | 标准差 |
| SO ₂ (μg/m ³) | 16.8 | 8.3 | 17.4 | 10.5 | 20.2 | 11.3 |
| NO ₂ (μg/m ³) | 59.9 | 20.0 | 57.0 | 21.6 | 59.7 | 19.9 |
| CO(mg/m ³) | 1.4 | 0.5 | 1.4 | 0.5 | 1.5 | 0.5 |
| O ₃ (μg/m ³) | 31.1 | 19.5 | 33.8 | 20.2 | 32.6 | 18.5 |
| PM _{2.5} (μg/m ³) | 116.3 | 63.9 | 112.9 | 63.1 | 116.5 | 63.8 |
| PM ₁₀ (μg/m ³) | 166.5 | 78.4 | 161.0 | 76.8 | 178.0 | 80.7 |
| 平均气温(°C) | 3.9 | 5.3 | 3.9 | 5.3 | 3.9 | 5.3 |
| 最高气温(°C) | 9.8 | 6.3 | 9.8 | 6.3 | 9.8 | 6.4 |
| 最低气温(°C) | -0.7 | 5.3 | -0.7 | 5.3 | -0.7 | 5.3 |
| 平均相对湿度(%) | 62.4 | 16.1 | 62.4 | 16.1 | 62.1 | 16.3 |
| 最小相对湿度(%) | 37.0 | 16.7 | 37.0 | 16.7 | 36.7 | 16.8 |
| 平均风速(m/s) | 1.8 | 0.7 | 1.8 | 0.7 | 1.8 | 0.7 |
| 最大风速(m/s) | 3.9 | 1.4 | 3.9 | 1.4 | 3.9 | 1.4 |
| 最大风速风向(16 方向) | 7.1 | 4.4 | 7.1 | 4.4 | 7.1 | 4.4 |
| 极大风速(m/s) | 6.6 | 2.3 | 6.6 | 2.3 | 6.6 | 2.3 |
| 极大风速风向(16 方向) | 7.0 | 4.4 | 7.0 | 4.4 | 7.0 | 4.4 |
| 日照时数(h) | 4.9 | 3.8 | 4.9 | 3.8 | 4.9 | 3.8 |
| 降水量(mm) | 0.3 | 1.2 | 0.3 | 1.2 | 0.3 | 1.2 |
| 小型蒸发量(mm) | 2.0 | 1.6 | 2.0 | 1.6 | 2.0 | 1.6 |
| 平均气压(Pa) | 96868 | 594 | 96868 | 594 | 96847 | 588 |
| 最高气压(Pa) | 97168 | 597 | 97168 | 597 | 97147 | 590 |
| 最低气压(Pa) | 96545 | 609 | 96545 | 609 | 96525 | 604 |
| 平均地表气温(°C) | 4.8 | 5.5 | 4.8 | 5.5 | 4.8 | 5.6 |
| 最高地表气温(°C) | 16.2 | 10.4 | 16.2 | 10.4 | 16.3 | 10.5 |
| 最低地表气温(°C) | -0.7 | 4.3 | -0.7 | 4.3 | -0.7 | 4.4 |

1.3 机器学习方法

使用疫情发生前的历史数据训练 RF 模型,然后向训练好的 RF 模型输入排放替代变量(时间变量)和气象变量来预测疫情期间的污染物浓度,该预测浓度代表了历史上相似排放水平和气象条件下的污染物浓度,可视为未发生疫情情景下的污染物浓度观测值.疫情期间的空气污染物浓度(疫情发生情景)与模型预测浓度(疫情未发生情景)的差值即为疫情对咸阳空气质量的影响.但在本文中直接用两

者的差值来评估疫情对空气质量的影响会存在一定误差.咸阳地处汾渭平原,是国家三大空气污染重点治理区之一,随着治理力度的加大,近几年咸阳空气污染物浓度一直呈下降趋势,如果用具有明显下降趋势的历史数据训练机器学习模型,然后对未来进行预测,预测结果通常会略高于真实值.为克服空气质量改善趋势的影响,本文用验证集上预测值均值与真实值均值的差值来对测试集的预测值进行去趋势调整,最终得到疫情对咸阳空气质量的改善水平 P ,计算方式如下:

$$P = \frac{c_{\text{true}} - (c_{\text{pre}} - (y_{\text{pre}} - y_{\text{true}}))}{c_{\text{pre}} - (y_{\text{pre}} - y_{\text{true}})} \times 100\% \quad (2)$$

式中: P 为去趋势处理后疫情对咸阳空气质量的影响水平; c_{true} 为测试集的真实值均值; c_{pre} 为测试集的预测值均值; y_{true} 为验证集的真实值均值; y_{pre} 为验证集的预测值均值.

本文选取的训练集为 2017 年 11 月 1 日~2018 年 3 月 31 日、2018 年 11 月 1 日~2019 年 3 月 31 日和 2019 年 11 月 1 日~2019 年 12 月 31 日期间的数据,总计 355 日数据;验证集为 2020 年 1 月 1 日~1 月 23 日期间的数据(2020 年 1 月 24 日和 25 日为中国农历的除夕和春节,将其删除),共计 23 日数据;测试集为 2020 年 1 月 26 日~2020 年 2 月 9 日期间数据,共计 15 日数据.针对每个国控点的每种污染物分别建立机器学习模型,模型预测变量为 6 种空气污染物日均浓度,输入变量为气象变量(包括当日和前一日气象变量)和时间变量(包括年、月、一年中第几天和星期),总计 50 项自变量.使用 Python 的 Scikit-learn 库进行模型训练,利用 Grid Search(网格搜索)和十折交叉法在训练集上进行超参数寻优^[13,21-22],选出 RMSE 最小的超参数并保存,然后用训练好的模型对验证集和测试集进行预测,通过模型在验证集上的表现来评价模型的预测效果.模型评价指标选取 RMSE(Root Mean Squard Error)、MAPE(Mean Absolute Percentage Error)和 MAE (Mean Absolute Error).

2 结果与讨论

2.1 模型预测效果评价

本文训练的 RF 模型预测效果如表 3 所示,3 个空气质量监测点 PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂、CO 和

O₃ 在验证集上的 MAPE 均值分别为 37%、42%、31%、23%、29%和 101%。从 MAPE 指标看,NO₂ 预测效果最好,O₃ 预测效果最差.PM_{2.5} 在验证集上的 MAPE 和 RMSE 均值分别为 37%和 43.5ug/m³, MAPE 指标低于宋国君等^[18]利用差分自回归滑动平均(ARIMA)与 SVM 组合方法对沈阳采暖期 PM_{2.5} 日均浓度进行预测时的 52.9%,RMSE 低于孟宁等^[23]利用 WRF-Chem 模型对关中地区 PM_{2.5} 小时浓度进行预测时的 53.78ug/m³.NO₂ 预测的 RMSE 平均值为 23%,与 Lovrić 等^[20]利用 RF 模型对奥地利格拉茨 NO₂ 日均浓度进行预测时的 18%相近.总体来看,除两寺渡监测点的 O₃ 预测效果较差外,其他污染物日均浓度的预测效果都较好。

表 3 模型在验证集上的预测效果

Table 3 The performance of the RF model on the validation set

| 污染物 | 评估指标 | 师范学院 | 两寺渡 | 实验中学 | 全市均值 |
|--|------|-------|-------|-------|-------|
| PM _{2.5} (ug/m ³) | MAPE | 0.34 | 0.39 | 0.38 | 0.37 |
| | MAE | 36.69 | 38.69 | 37.50 | 37.63 |
| | RMSE | 42.02 | 45.64 | 42.84 | 43.50 |
| PM ₁₀ (ug/m ³) | MAPE | 0.47 | 0.34 | 0.47 | 0.42 |
| | MAE | 50.50 | 48.51 | 55.38 | 51.46 |
| | RMSE | 61.45 | 54.76 | 67.44 | 61.22 |
| SO ₂ (ug/m ³) | MAPE | 0.15 | 0.39 | 0.39 | 0.31 |
| | MAE | 1.41 | 3.22 | 3.64 | 2.76 |
| | RMSE | 1.85 | 3.80 | 4.11 | 3.25 |
| NO ₂ (ug/m ³) | MAPE | 0.28 | 0.20 | 0.20 | 0.23 |
| | MAE | 11.58 | 9.89 | 9.82 | 10.43 |
| | RMSE | 14.90 | 12.97 | 12.46 | 13.45 |
| CO(mg/m ³) | MAPE | 0.29 | 0.33 | 0.26 | 0.29 |
| | MAE | 0.33 | 0.36 | 0.32 | 0.33 |
| | RMSE | 0.39 | 0.43 | 0.40 | 0.41 |
| O ₃ (ug/m ³) | MAPE | 0.64 | 1.60 | 0.79 | 1.01 |
| | MAE | 10.50 | 10.46 | 9.62 | 10.19 |
| | RMSE | 12.45 | 12.27 | 11.43 | 12.05 |

2.2 疫情对空气质量的影响

疫情对咸阳 3 个监测点的空气质量改善水平如表 4 所示,疫情期间 3 个监测点的 PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂ 和 CO 污染物浓度都有不同程度下降,O₃ 浓度不降反升,这与大多数学者对中国各地区(如武汉、华北平原、中国北方、珠三角、长三角等)的研究结果一致^[24-28].疫情期间,全市污染物浓度下降幅度最大的为 NO₂,与未发生疫情情景相比下降了 60.1%,该结果高于 Lian 等^[24]对武汉的研究结果(与疫情发生

前一个月相比下降 53.3%),也高于 Li 等^[28]对长三角地区的研究结果(与 2019 年同期相比下降 45.1%);全市污染物浓度下降幅度第二大的为 PM₁₀,与未发生疫情情景相比下降了 26.6%,低于 Lian 等^[24]对武汉的研究结果(下降 40.2%),与 Wang 等^[26]对京津冀地区的研究结果相近(运用固定效应模型控制气象因素后发现 PM₁₀ 下降 33.6%);下降幅度第三大的为 PM_{2.5},与未发生疫情相比下降了 19.3%,低于 Lian 等^[24]和 Li 等^[28]对武汉和长三角地区的研究结果(分别下降 36.9%和 33.2%),远低于 Wang 等^[25]对珠三角的研究结果(通过空气质量模型(CMAQ)评估发现 PM_{2.5} 下降 52%),与 Wang 等^[26]对京津冀地区的研究结果相近(下降 21.5%);与未发生疫情相比,SO₂ 下降了 13.4%,略低于 Wang 等^[25]对珠三角的研究结果(下降 25%),高于 Lian 等^[24]对武汉的研究结果(下降 3.9%),与 Li 等^[28]对长三角地区的研究结果相近(通过空气质量模型(WRF-CAMx)评估发现 SO₂ 下降 7.6%);与未发生疫情相比,CO 下降 9.1%,低于 Lian 等^[24]对武汉(下降 22.7%)和 Wang 等^[26]对京津冀地区(下降 20.4%)的研究结果;全市 O₃ 浓度上升 50.9%,低于 Lian 等^[24]对武汉的研究结果(上升 116.6%),也低于 Li 等^[27]对华北平原的研究结果(运用卫星观测数据发现 O₃ 上升 84.1%).可以看出,由于研究方法和研究地区不同,各研究结果中污染物浓度变化幅度差异较大,但基本规律一致:PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂ 和 CO 污染物浓度都有不同程度下降,其中 NO₂ 的下降幅度最大,SO₂ 下降幅度较小,O₃ 浓度不仅没有降低反而有较大幅度上升。

表 4 疫情对咸阳空气质量的改善水平(%)

Table 4 Improvement of air quality during the pandemic in Xianyang(%)

| 物质 | 师范学院 | 两寺渡 | 实验中学 | 全市均值 |
|-------------------|-------|-------|-------|-------|
| PM _{2.5} | 19 | 16.6 | 22 | 19.3 |
| PM ₁₀ | 20.9 | 28.4 | 27.5 | 26.0 |
| SO ₂ | 8.9 | 18.8 | 13.2 | 13.4 |
| NO ₂ | 60.3 | 62.9 | 57.3 | 60.1 |
| CO | 11.1 | 5.7 | 10.3 | 9.1 |
| O ₃ | -46.1 | -62.2 | -46.3 | -50.9 |

分监测点来看(如表 4),实验中学监测点的 PM_{2.5} 下降幅度最大,两寺渡监测站点的下降幅度最小;PM₁₀ 方面,两寺渡监测点的下降幅度最大,师范

学院监测站点下降幅度最小,结合两寺渡监测点 $PM_{2.5}$ 下降幅度最小的结果,可以推测疫情对两寺渡监测点粗颗粒浓度($PM_{2.5-10}$)影响较大,可能由于平时该站点附近扬尘排放较大; SO_2 方面,两寺渡监测点下降幅度最大,师范学院下降幅度最小; NO_2 方面,两寺渡监测点下降幅度最大,实验中学下降幅度最小; CO 方面,师范学院监测点下降幅度最大,两寺渡下降幅度最小; O_3 方面,两寺渡监测点上升幅度最大,师范学院站点上升幅度最小.总结来看,两寺渡监测点的 PM_{10} 、 SO_2 和 NO_2 下降幅度最大, $PM_{2.5}$ 和 CO 下降幅度最小, O_3 上升幅度最大,这反映出 $PM_{2.5}$ 和 O_3 治理的复杂性,较大幅度降低 $PM_{2.5}$ 二次生成前体物(SO_2 和 NO_2)浓度对 $PM_{2.5}$ 的下降贡献有限,同时 NO_2 也是 O_3 生成的前体物,较大幅度降低 NO_2 , O_3 浓度反而出现较大幅度上升.

2.3 空气质量改善驱动分析

本文将全市的人为污染源分为工业源、移动源、扬尘源和生活源,工业源包括工业锅炉、窑炉、发电厂和工业过程等,与 $PM_{2.5}$ 、 SO_2 、 NO_2 和 CO 的排放都相关,已有研究发现工业排放是造成中国 $PM_{2.5}$ 污染的主要因素^[29].正常情况下,工业源中的火力发电占全国 SO_2 总排放量的 20.1%,占 NO_x 总排放量的 32.6%^[30],故 $PM_{2.5}$ 和 SO_2 通常被认为是工业源的代表性污染物;移动源包括道路机动车、非道路机械以及飞机、船舶等,主要与 NO_x 的排放相关, NO_x 也被看作机动车排放的特征污染物^[31];扬尘源包括道路扬尘和建筑扬尘,主要与 PM_{10} 中的粗颗粒($PM_{2.5-10}$)排放有关;生活源包括烹饪、散煤燃烧、生物质燃烧等,与 SO_2 、 CO 和 $PM_{2.5}$ 的排放都相关.

疫情期间,绝大部分中小企业停产,只保留了必要的民生工业(主要是大型企业,如电力、供暖、生活垃圾焚烧等),工业源排放被期望有较大幅度下降,但评估结果显示疫情期间 SO_2 下降幅度较小,远低于 NO_2 下降幅度,同时其他污染源的 SO_2 排放也无明显增加(生活源排放变化较小,其他污染源排放都下降),可以推测疫情期间未停产工业源对本地排放的 SO_2 贡献巨大,而已停产的工业企业(主要是小企业)对本地排放影响有限;移动源方面,疫情期间机动车使用量显著下降,移动源排放降到历史最低限度,在工业源减排有限的情况下,空气中 NO_2 大幅降低最可能由移动源减排导致;扬尘源包括建筑扬尘和

道路扬尘,建筑工地停工减少了建筑扬尘的排放,机动车行驶数量的减少降低了道路扬尘的排放,疫情期间扬尘源基本降到最低限度;生活源中餐饮服务业的排放基本降为零,剩下的居民住宅燃烧(如散煤取暖、生物质燃烧、烹饪等)排放有所上升,但上升幅度不大,根据 Li^[28]等的研究估计,疫情防控期间长三角地区的住宅燃烧排放量上升了 10%,咸阳生活源的排放即使有增加,也增幅较小.总体来看,疫情期间各类污染源排放呈下降趋势,移动源和扬尘源降到最低限度.

2.3.1 NO_2 下降驱动分析 疫情期间,扬尘源排放与 NO_2 无关,生活源排放变化不大, NO_2 的下降主要与工业源和移动源相关,而 SO_2 降幅远低于 NO_2 ,说明疫情期间 NO_2 的大幅下降主要由移动源减排贡献. SO_2/NO_2 比率常被用来评估固定源与移动源对空气污染的相对贡献,当固定源对空气污染物的影响更大时,该值会更高^[32].未发生疫情情景下, SO_2 与 NO_2 的比率为 0.20,疫情期间上升到 0.43,说明疫情发生后移动源对空气污染物的贡献显著下降,固定源排放贡献上升,这也证明了疫情期间移动源减排对 NO_2 浓度的降低影响较大.

2.3.2 O_3 上升驱动分析 O_3 是二次污染物,其变化受多种因素的影响.在被污染的空气中,挥发性有机物(VOCs)在氮氧自由基($NO_x \equiv NO + NO_2$)和氢氧自由基($HO_x \equiv OH + HO_2 +$ 有机过氧自由基(RO_2))的催化下发生光化学氧化,迅速生成 O_3 ^[19,33].VOCs 和 NO_x 主要来自移动源和工业源,生活源也会产生 VOCs.基于 O_3 的形成机理,对于疫情期间 O_3 浓度升高的解释主要有 3 种,一是,疫情期间 NO_2 和 NO 排放都出现下降, NO_2 的下降减少了空气中的氮氧自由基,抑制了 O_3 的生成,而 NO 的下降削弱了其对 O_3 的滴定作用($NO + O_3 \rightarrow NO_2 + O_2$),减少了 O_3 的消耗,最终 NO_2 对 O_3 的补偿效应超过的 NO 的消耗效应, O_3 浓度升高^[19,34];二是, O_3 的增加可能由 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的减少有关, PM 浓度下降导致太阳辐射增加,从而促进 O_3 的光化学反应生成^[9,35];三是, O_3 的上升可能受 VOC 与 NO_x 的 O_3 生成敏感区(即 O_3 的化学生成机制)控制, O_3 浓度受制于 VOCs 和 NO_x 的减排比例^[36],疫情期间 NO_x 减排比例超过 VOCs 从而导致 O_3 浓度升高.总气态氧化剂($O_x \equiv NO_2 + O_3$)是一个不受 NO 和 O_3 之间滴定反应影响,但代表 O_3 净光化学生成的参

数^[19].未发生疫情情景下, O_x 浓度为 $88.8\mu\text{g}/\text{m}^3$,疫情发生后 O_x 浓度降为 $75.9\mu\text{g}/\text{m}^3$,由于疫情期间 O_3 净光化学生成下降, O_3 浓度被期望有所下降,但观测结果显示 O_3 浓度上升,说明 NO 对 O_3 的滴定反应并不是疫情期间 O_3 浓度上升的主要原因.至于咸阳 O_3 浓度升高是由第2种还是第3种解释导致还需进一步研究确定,但本文发现咸阳3个国控点中 $PM_{2.5}$ 浓度与 O_3 浓度排名正好相反, $PM_{2.5}$ 浓度高的监测点其 O_3 浓度低,这一定程度支持了第2种解释.

2.3.3 $PM_{2.5}$ 下降驱动分析 $PM_{2.5}$ 下降的驱动因素更加复杂,因为一次排放物和二次形成都对空气中的 $PM_{2.5}$ 有贡献^[37-43].一次排放的 $PM_{2.5}$ 包括有机碳、碳黑、粉尘等,主要来源于人类直接排放;二次形成的 $PM_{2.5}$ 包括硫酸铵(亚硫酸铵)、硝酸铵等,主要来源于人类活动排放或自然产生的 SO_2 和 NO_2 等在大气中经过光化学反应二次形成.疫情期间,工业源、移动源和扬尘源排放大幅下降,一次排放的 $PM_{2.5}$ 被期望有较大幅度下降,同时随着疫情期间 $PM_{2.5}$ 二次形成前体物(NO_2 、 SO_2 等)浓度的下降(特别是 NO_2),二次形成的 $PM_{2.5}$ 也被期望有较大幅度下降.但评估结果显示,全市 $PM_{2.5}$ 降幅有限(仅下降19.3%),疫情期间全市 $PM_{2.5}$ 日均浓度仍高达 $98\mu\text{g}/\text{m}^3$,超过空气质量标准的二级浓度限值(日均 $75\mu\text{g}/\text{m}^3$)^[44],这不禁让人反思先前的空气污染治理思路,一味强调减排恐怕难以保证咸阳的 $PM_{2.5}$ 达标,同时反映出前面分析认为疫情期间 $PM_{2.5}$ 的二次生成有较大幅度的下降的结论可能有误.已有研究发现,在疫情封锁的初期,北京一次排放的气溶胶减少了30%~50%,而二次生成的无机气溶胶和有机气溶胶(SOA)分别增加了60%~110%和52%~175%^[45].因此,咸阳 $PM_{2.5}$ 的超标最可能由于 $PM_{2.5}$ 二次生成量的增加抵消了一次排放的降低,一些学者推测,在 $PM_{2.5}$ 二次生成前体物都降低的情形下,二次生成的气溶胶反而增加可能与大气氧化能力的增强有关(O_3 升高)^[46].Zhao等^[47]认为,二次有机气溶胶(SOA)的形成与 $VOCs/NO_x$ 的比例呈非线性关系.考虑到 NO_x 和 $VOCs$ 排放的不平衡,减少 NO_x 排放可能会导致SOA产量的增加.Le等^[48]指出,疫情期间,多相化学作用和大气氧化能力增强是中国雾霾事件发生的主要原因.Huang等^[49]认为,COVID封锁期间的雾霾是由二次污染的增强驱动的,特别是运输过程

中 NO_x 排放的大量减少,增加了 O_3 和夜间 NO_3 自由基的形成,而这些大气氧化能力的增加反过来又促进了二次颗粒物的形成.

2.3.4 PM_{10} 下降驱动分析 PM_{10} 可分为细颗粒($PM_{2.5}$)和粗颗粒($PM_{2.5-10}$)两部分,疫情期间全市 PM_{10} 浓度下降了 $36.1\mu\text{g}/\text{m}^3$,其中 $23.4\mu\text{g}/\text{m}^3$ 来自 $PM_{2.5}$ 的下降, $12.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ 来自 $PM_{2.5-10}$ 下降, $PM_{2.5}$ 对 PM_{10} 的下降贡献了64.8%,这主要得益于工业源的减排; $PM_{2.5-10}$ 对 PM_{10} 的下降贡献了35.1%,这主要由于扬尘源的减排. $PM_{2.5}/PM_{10}$ 比值从未发生疫情情景下的0.87上升到疫情发生后的0.95,说明疫情期间 PM_{10} 中绝大部分为 $PM_{2.5}$ (占95%), $PM_{2.5-10}$ 仅占5%,未来若想进一步降低 PM_{10} 的浓度,重点是降低 $PM_{2.5}$ 的浓度.

2.4 对未来大气污染治理的启示

疫情发生后,咸阳经济几乎停滞,全市工业源、移动源和扬尘源都有较大幅度减排(移动源和扬尘源降到最低程度),生活源排放估计变化不大,这些污染源的大幅减排被期望对咸阳空气质量有较大幅度改善,分析发现,疫情期间 $PM_{2.5}$ 日均浓度仍然超过空气质量标准的二级浓度限值^[44],这凸显了 $PM_{2.5}$ 治理工作的艰巨性和复杂性,即使 $PM_{2.5}$ 的一次排放以及二次生成前体物(NO_2 和 SO_2)都有较大幅度下降, $PM_{2.5}$ 浓度降低仍然不明显.疫情期间的污染源减排已经是咸阳短期内所能达到的最大程度减排,未来难以复制,更难以在此基础上进一步减排,这不禁让人反思之前过分强调减排的空气污染治理思路,可能忽视了污染物之间的相互影响关系.疫情期间 O_3 浓度的上升可能促进了 $PM_{2.5}$ 的二次生成,从而削弱了 $PM_{2.5}$ 的治理效果,因此有必要进一步研究咸阳 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的相互影响以及生成机制,从而制定边际改善效益最佳的污染控制政策.

咸阳重污染天气应急响应期间常采取停产限产政策,该政策对污染源的影响与疫情类似,重污染天气应急响应期间许多中小企业停产限产而大型民生相关企业则被豁免.疫情对咸阳所做的污染源极限减排实验反映出停产限产政策对咸阳的空气质量改善有限,而继续排放(未停产)的污染源(以下简称“剩余源”)影响较大.咸阳的剩余源主要为工业源和生活源,剩余工业源主要为民生相关的大型企业以及工序不能停止的特殊企业(如玻璃生产企业),

这些企业基本都安装了污染物连续在线监测设备,本文从咸阳市生态环境局获取了秦都区、渭城区、武功县、兴平市、礼泉县、泾阳县和三原县(这7个区县临近3个空气质量监测站点)的所有装有连续在线监测设备企业的排放数据,筛选出2020年1月26日~2月9日仍然保持排放的企业,发现这些企业主要分布于热力生产和供应、原油加工及石油制品制造、氮肥制造、玻璃生产、食用植物油加工行业 and 水泥制造行业(水泥企业由于协同处置污泥以及生活垃圾没有停产),未来应重视这些企业的污染治理.生活源中餐饮行业的排放基本降为零,剩余生活源主要是散煤和生物质燃烧,徐媛等^[50]对散煤燃烧源排放特征进行了研究,发现天津市2017年散煤燃烧源中 PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 、 SO_2 、 NO_2 、 CO 、 $VOCs$ 等大气污染物排放总量分别为20.88,16.53,4.84,3.17,270.65,7.05kt,可见散煤燃烧排放的一次颗粒物、 $PM_{2.5}$ 二次生成前体物和 O_3 形成前体物(NO_2 和 $VOCs$ 等)的量都较大,因此有序推进农村地区集中供暖和清洁取暖显得尤为重要.

2.5 不确定性分析

本文利用机器学习模型量化评估了疫情对咸阳空气质量的影响,总体而言模型的拟合效果较好,但仍可能存在一些误差,首先由于难以估计每日的排放量变化,本文使用时间变量作为排放量的替代变量难免会造成一定误差,同时气象因子仅采用地面要素,无三维立体气象资料,也带来一定误差.未来可加入三维立体气象数据,如混合层高度等数据,进一步提高模型的拟合效果.此外,受到数据可得性的限制,未能使用小时尺度数据对模型精度做进一步提升,导致难以在更细的时间尺度上观察疫情对空气质量的影响.

3 结论

3.1 与未发生疫情情景相比,疫情期间污染源减排导致咸阳 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 和 CO 浓度分别下降19.3%、26.0%、13.4%、60.1%和9.1%, NO_2 降幅最大, SO_2 和 CO 降幅较小, O_3 浓度不降反而上升50.9%.

3.2 疫情期间, NO_2 的大幅下降主要来自移动源的贡献;在一次排放和二次生成前体物(NO_2 、 SO_2 和 $VOCs$ 等)都下降的情况下, $PM_{2.5}$ 下降幅度有限,日均

浓度仍然超标,反映出 $PM_{2.5}$ 治理的复杂性,暗示了剩余源对咸阳空气质量影响较大,而停产限产政策(与疫情影响类似)对咸阳的空气质量改善有限;在 O_3 生成前体物(NO_2 和 $VOCs$ 等)下降的情况下, O_3 浓度不降反升,有必要进一步研究 O_3 形成的影响机制,从而制定边际改善效果更佳的污染控制政策.

3.3 疫情期间对咸阳空气质量影响较大的剩余污染源主要为剩余工业源和剩余生活源,剩余工业源主要分布于热力生产和供应、原油加工及石油制品制造、氮肥制造、玻璃生产、水泥制造和食用植物油加工等行业,剩余生活源主要包括散煤和生物质燃烧,未来应重视这些剩余污染源的治理.

参考文献:

- [1] Vu T V, Shi Z, Cheng J, et al. Assessing the impact of clean air action on air quality trends in Beijing using a machine learning technique [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 2019,19(17):11303-11314.
- [2] Rao S T, Zurbenko I G. Detecting and tracking changes in ozone air quality [J]. *Air & Waste*, 1994,44(9):1089-1092.
- [3] Libiseller C, Grimvall A. Model selection for local and regional meteorological normalisation of background concentrations of tropospheric ozone [J]. *Atmospheric Environment*, 2003,37(28):3923-3931.
- [4] Elminir H K. Dependence of urban air pollutants on meteorology [J]. *Science of the Total Environment*, 2005,350(1):225-237.
- [5] Grange S K, Carslaw D C, Lewis A C, et al. Random forest meteorological normalisation models for Swiss PM_{10} trend analysis [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 2018,18(9):6223-6239.
- [6] Grange S K, Carslaw D C. Using meteorological normalisation to detect interventions in air quality time series [J]. *Science of the Total Environment*, 2019,653:578-588.
- [7] Jacob D J, Winner D A. Effect of climate change on air quality [J]. *Atmospheric Environment*, 2009,43(1):51-63.
- [8] Sharma S, Zhang M, Anshika, et al. Effect of restricted emissions during COVID-19 on air quality in India [J]. *Science of the Total Environment*, 2020,728:138878.
- [9] Sicard P, De Marco A, Agathokleous E, et al. Amplified ozone pollution in cities during the COVID-19 lockdown [J]. *Science of the Total Environment*, 2020,735:139542.
- [10] Venter Z S, Aunan K, Chowdhury S, et al. COVID-19 lockdowns cause global air pollution declines [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2020,117(32):18984.
- [11] Wang P, Chen K, Zhu S, et al. Severe air pollution events not avoided by reduced anthropogenic activities during COVID-19 outbreak [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2020,158:104814.
- [12] Zhao Y, Zhang K, Xu X, et al. Substantial changes in nitrogen dioxide and ozone after excluding meteorological impacts during the COVID-19 outbreak in mainland China [J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2020,7(6):402-408.

- [13] 康俊锋,黄烈星,张春艳,等.多机器学习模型下逐小时 $PM_{2.5}$ 预测及对比分析 [J]. 中国环境科学, 2020,40(5):1895-1905.
Kang J F, Huang L X, Zhang C Y, et al. Hourly $PM_{2.5}$ prediction and its comparative analysis under multi-machine learning model [J]. China Environmental Science, 2020,40(5):1895-1905.
- [14] 李建新,刘小生,刘 静,等.基于MRMR-HK-SVM模型的 $PM_{2.5}$ 浓度预测 [J]. 中国环境科学, 2019,39(6):2304-2310.
Li J X, Liu X S, Liu J, et al. Prediction of $PM_{2.5}$ concentration based on MRMR-HK-SVM model [J]. China Environmental Science, 2019, 39(6):2304-2310.
- [15] 侯俊雄,李 琦,朱亚杰,等.基于随机森林的 $PM_{2.5}$ 实时预报系统 [J]. 测绘科学, 2017,42(1):1-6.
Hou J X, Li Q, Zhu Y J, et al. Real-time forecasting system of $PM_{2.5}$ concentration based on spark framework and random forest model [J]. Science of Surveying and Mapping, 2017,42(1):1-6.
- [16] Huang K X Q M X. Predicting monthly high-resolution $PM_{2.5}$ concentrations with random forest model in the North China Plain [J]. Environmental Pollution, 2018:675-683.
- [17] 王 敏,邹 滨,郭 宇,等.基于BP人工神经网络的 $PM_{2.5}$ 浓度空间预测 [J]. 环境污染与防治, 2013,35(9):63-66.
Wang M, Zou B, Guo Y, et al. BP artificial neural network-based analysis of spatial variability of urban $PM_{2.5}$ concentration [J]. Environmental Pollution and Control, 2013,35(9):63-66.
- [18] 宋国君,国满丹,杨 啸,等.沈阳市 $PM_{2.5}$ 浓度ARIMA-SVM组合预测研究 [J]. 中国环境科学, 2018,38(11):4031-4039.
Song G J, Guo X D, Yang X. ARIMA-SVM combination prediction of $PM_{2.5}$ concentration in Shenyang [J]. China Environmental Science, 2018,38(11):4031-4039.
- [19] Shi Z, Song C, Liu B, et al. Abrupt but smaller than expected changes in surface air quality attributable to COVID-19 lockdowns [J]. Science Advances, 2021,7(3):d6696.
- [20] Lovrić M, Pavlović K, Vuković M, et al. Understanding the true effects of the COVID-19 lockdown on air pollution by means of machine learning [J]. Environmental Pollution, 2020:115900.
- [21] 郭立力,赵春江.十折交叉检验的支持向量机参数优化算法 [J]. 计算机工程与应用, 2009,45(8):55-57.
Guo L L, Zhao C J. Optimizing parameters of support vector machine's model based on genetic algorithm [J]. Computer Engineering and Applications, 2009,45(8):55-57.
- [22] Lin G F J Y J. Spatial variation of the relationship between $PM_{2.5}$ concentrations and meteorological parameters in China [J]. Biomed Research International, 2015,2015(21):259-65.
- [23] 孟 宁,贝耐芳,李国辉,等.关中地区冬季人为源减排对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响 [J]. 中国环境科学, 2017,37(5):1646-1656.
Meng N, Bei N F, Li G H, et al. Response of the wintertime $PM_{2.5}$ level to anthropogenic emission mitigations in the Guanzhong basin [J]. China Environmental Science, 2017,37(5):1646-1656.
- [24] Lian X, Huang J, Huang R, et al. Impact of city lockdown on the air quality of COVID-19-hit of Wuhan city [J]. Science of the Total Environment, 2020,742:140556.
- [25] Wang S, Zhang Y, Ma J, et al. Responses of decline in air pollution and recovery associated with COVID-19 lockdown in the Pearl River Delta [J]. Science of the Total Environment, 2021,756:143868.
- [26] Wang J, Xu X, Wang S, et al. Heterogeneous effects of COVID-19 lockdown measures on air quality in Northern China [J]. Applied Energy, 2021,282:116179.
- [27] Li M, Wang T, Xie M, et al. Drivers for the poor air quality conditions in North China Plain during the COVID-19 outbreak [J]. Atmospheric Environment, 2021,246:118103.
- [28] Li L, Li Q, Huang L, et al. Air quality changes during the COVID-19 lockdown over the Yangtze River Delta Region: An insight into the impact of human activity pattern changes on air pollution variation [J]. Science of the Total Environment, 2020,732:139282.
- [29] Shi Z, Li J, Huang L, et al. Source apportionment of fine particulate matter in China in 2013 using a source-oriented chemical transport model [J]. Science of the Total Environment, 2017,601-602:1476-1487.
- [30] Huang L, Hu J, Chen M, et al. Impacts of power generation on air quality in China-part I: An overview [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2017,121:103-114.
- [31] Wang Y, Yuan Y, Wang Q, et al. Changes in air quality related to the control of coronavirus in China: Implications for traffic and industrial emissions [J]. Science of the Total Environment, 2020,731:139133.
- [32] Aneja V P, Agarwal A, Roelle P A, et al. Measurements and analysis of criteria pollutants in New Delhi, India [J]. Environment International, 2001,27(1):35-42.
- [33] Li K, Jacob D J, Liao H, et al. Anthropogenic drivers of 2013-2017 trends in summer surface ozone in China [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2019,116(2):422-427.
- [34] Salah E S, Nezha M, Abderrahim N, et al. Air quality change during the COVID-19 pandemic lockdown over the Auvergne-Rhône-Alpes region, France [J]. Air Quality, Atmosphere & Health, 2021.
- [35] Liu H, Wang X M, Pang J M, et al. Feasibility and difficulties of China's new air quality standard compliance: PRD case of $PM_{2.5}$ and ozone from 2010 to 2025 [J]. Atmos. Chem. Phys., 2013,13(23):12013-12027.
- [36] 王爱平,朱 彬,秦 玮,等.新冠疫情严控期间南京市空气质量分析 [J]. 中国环境科学, 2021:1-11.
Wang A P, Zhu B, Qin W, et al. Analysis on air quality in Nanjing during COVID-19 lockdown period [J]. China Environmental Science, 2021:1-11.
- [37] 杨新兴,冯丽华,尉 鹏.大气颗粒物 $PM_{2.5}$ 及其危害 [J]. 前沿科学, 2012,6(1):22-31.
Yang X X, Feng L H, Wei P. Air Matter $PM_{2.5}$ in Beijing and Its Harm [J]. Frontier Science, 2012,6(1):22-31.
- [38] 杨洪斌,邹旭东,汪宏宇,等.大气环境中 $PM_{2.5}$ 的研究进展与展望 [J]. 气象与环境学报, 2012,28(3):77-82.
Yang H B, Zou X D, Wang H Y, et al. Study progress on $PM_{2.5}$ in atmospheric environment [J]. Journal of Meteorology and Environment, 2012,28(3):77-82.
- [39] Sørensen M, Daneshvar B, Hansen M, et al. Personal $PM_{2.5}$ exposure and markers of oxidative stress in blood. [J]. Environmental Health Perspectives, 2003,111(2):161-166.
- [40] 郭新彪,魏红英.大气 $PM_{2.5}$ 对健康影响的研究进展 [J]. 科学通报, 2013,58(13):1171-1177.
Guo X B, Wei H Y. Progress on the health effects of ambient $PM_{2.5}$

- pollution [J]. Chinese Science Bulletin, 2013,58(13):1171-1177.
- [41] 张小曳,孙俊英,王亚强,等.我国雾霾成因及其治理的思考 [J]. 科学通报, 2013,58(13):1178-1187.
- Zhang X Y, Sun J Y, Wang Y Q, et al. Factors contributing to haze and fog in China [J]. Chinese Science Bulletin, 2013,58(13):1178-1187.
- [42] 潘本锋,汪巍,李亮,等.我国大中型城市秋冬季雾霾天气污染特征与成因分析 [J]. 环境与可持续发展, 2013,38(1):33-36.
- Pan B F, Wang W, Li L, et al. Analysis of the Reason of Formation and the Characteristic of Pollution about Fog or Haze at Key Cities in Autumn and Winter in China [J]. Environment and Sustainable Development, 2013,38(1):33-36.
- [43] 王跃思,姚利,刘子锐,等.京津冀大气霾污染及控制策略思考 [J]. 中国科学院院刊, 2013,28(3):353-363.
- Wang Y S, Yao L, Liu Z R, et al. Formation of haze pollution in Beijing-Tianjin-Hebei region and their control strategies [J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2013,28(3):353-363.
- [44] GB 3095-2012 环境空气质量标准 [S]. 2012.
- GB 3095-2012 Ambient air quality standards [S]. 2012.
- [45] Sun Y, Lei L, Zhou W, et al. A chemical cocktail during the COVID-19 outbreak in Beijing, China: Insights from six-year aerosol particle composition measurements during the Chinese New Year holiday [J]. Science of the Total Environment, 2020,742:140739.
- [46] 王申博,范相阁,和兵,等.河南省春节和疫情影响情景下 PM_{2.5} 组分特征 [J]. 中国环境科学, 2020,40(12):5115-5123.
- Wang S B, Fan X G, He B, et al. Chemical composition characteristics of PM_{2.5} in Henan Province during the Spring Festival and COVID-19 outbreak [J]. China Environmental Science, 2020,40(12):5115-5123.
- [47] Zhao Y, Saleh R, Saliba G, et al. Reducing secondary organic aerosol formation from gasoline vehicle exhaust [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2017,114(27):6984-6989.
- [48] Le T, Wang Y, Liu L, et al. Unexpected air pollution with marked emission reductions during the COVID-19 outbreak in China [J]. Science, 2020,369(6504):702-706.
- [49] Huang X, Ding A, Gao J, et al. Enhanced secondary pollution offset reduction of primary emissions during COVID-19 lockdown in China [J]. National Science Review, 2020,Doi:10.1093/nsr/nwaa137.
- [50] 徐媛,刘茂辉,孙猛,等.天津市生活散煤燃烧污染物排放特征分析研究 [J]. 环境科学与管理, 2020,45(2):124-128.
- Xu Y, Liu M H, Sun M, et al. Emission Characteristics of Pollutants from Domestic Bulk Coal Combustion in Tianjin [J]. Environmental Science and Management, 2020,45(2):124-128.

作者简介: 代兴良(1995-),男,云南曲靖人,中国人民大学硕士研究生,主要从事大气污染控制政策和生活垃圾治理研究.发表论文 1 篇.

《中国环境科学》获评“2014 中国最具国际影响力学术期刊”

2014 年 12 月,中国环境科学学会主办的《中国环境科学》被评为“2014 中国最具国际影响力学术期刊”。

“中国最具国际影响力学术期刊”是《中国学术期刊(光盘版)》电子杂志社有限公司、清华大学图书馆、中国学术国际评价研究中心对我国 5600 余种中外文学术期刊,根据总被引频次、影响因子、被引半衰期等计算出的国际影响力综合评价指标 CI 进行排序,遴选出的排名前 5%的期刊.获评“中国最具国际影响力学术期刊”的科技类期刊共 175 种。

自 2012 年开始此项评选以来,《中国环境科学》已连续 3 年获此殊荣。

《中国环境科学》编辑部