

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

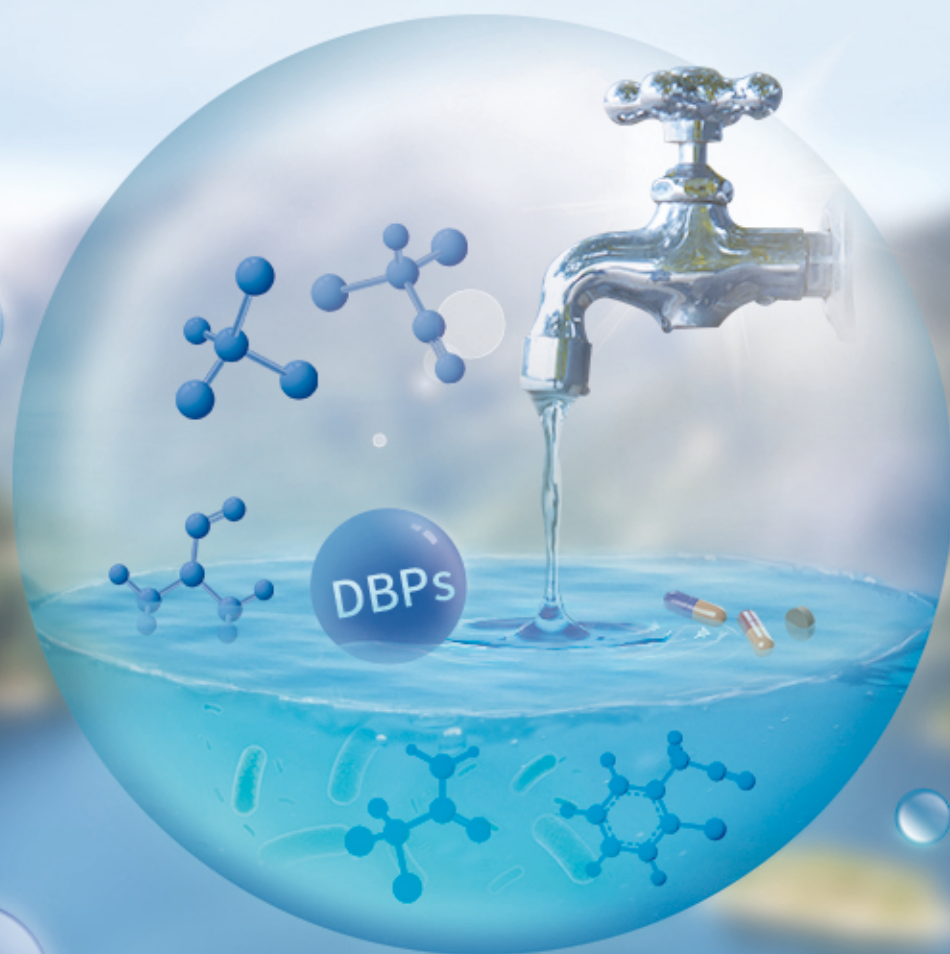
环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

饮用水中的消毒副产物及其控制策略

楚文海, 肖融, 丁顺克, 张瑞华



■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2021年11月

第42卷 第11期
Vol.42 No.11

目次

综述与专论

- 饮用水中的消毒副产物及其控制策略 楚文海, 肖融, 丁顺克, 张瑞华 (5059)
生物炭吸附硫化氢机制与影响因素研究进展 徐期勇, 梁铭坤, 许文君, 黄丹丹 (5086)

研究报告

- 1998~2016 中国八大经济区植被覆盖对 $PM_{2.5}$ 浓度时空分布的影响 杨玉莲, 杨昆, 罗毅, 喻臻钰, 孟超, 李岑 (5100)
COVID-19 疫情期间北京市两次重霾污染过程大气污染物演变特征及潜在源区分析 赵德龙, 田平, 周崑, 肖伟, 盛久江, 王飞, 杜远谋, 黄梦宇, 何晖, 丁德平 (5109)
汾渭平原临汾市 2019 年春节期间大气污染特征与来源解析 刘威杰, 胡天鹏, 毛瑶, 许安, 苏业旺, 李星谕, 程铖, 石明明, 梁莉莉, 邢新丽, 张家泉, 祁士华 (5122)
石家庄市大气污染物的季节性时空特征及潜在源区 聂赛赛, 王帅, 崔建升, 刘大喜, 陈静, 田亮, 贺博文, 沈梦宇 (5131)
天津市冬季空气湿度对 $PM_{2.5}$ 和能见度的影响 丁净, 唐颖潇, 郝天依, 姚青, 蔡子颖, 张裕芬, 韩素芹 (5143)
承德市 $PM_{2.5}$ 中碳质组分的季节分布特征及来源解析 贺博文, 聂赛赛, 王帅, 冯亚平, 姚波, 崔建升 (5152)
中国生活源挥发性有机物排放清单 梁小明, 陈来国, 沈国锋, 卢清, 刘明, 陆海涛, 任璐, 孙西勃, 林奎, 梁明易, 叶代启, 陶澍 (5162)
2011~2019 年中国工业源挥发性有机物排放特征 刘锐源, 钟美芳, 赵晓雅, 卢诗文, 田俊泰, 李银松, 侯墨, 梁小明, 黄皓旻, 范丽雅, 叶代启 (5169)
基于 LHS-MC 青岛市工业源 VOCs 排放清单及不确定性 徐琬莹, 付飞, 吕建华, 李瑞凡, 邵蕊, 和慧, 李淑芬, 左华 (5180)
典型橡胶制品业 VOCs 排放特征及对周边环境的影响 王海林, 辛国兴, 朱立敏, 薛松, 聂磊, 郝润 (5193)
沈阳市不同功能区挥发性有机物分布特征及臭氧生成潜势 库盈盈, 任万辉, 苏枫帆, 于兴娜 (5201)
天津城区夏冬季典型污染过程中 BTEX 变化特征及其健康风险评估 韩婷婷, 李颖若, 蒲维维, 姚青, 刘敬乐, 吴进, 张楠楠, 李梓铭, 马志强 (5210)
郑州市大气氨排放清单及驱动力分析 计尧, 王琛, 卢轩, 张欢, 尹沙沙 (5220)
基于 GAMs 模型分析成都市气象因子交互作用对 O_3 浓度变化的影响 张莹, 倪长健, 冯鑫媛, 王式功, 张小玲, 张家熙, 李运超 (5228)
长江干流表层水体悬浮物的空间变化特征及遥感反演 李建鸿, 黄昌春, 查勇, 王川, 尚娜娜, 郝维月 (5239)
河北省夏季降雨溶解性有机物光谱特征的空间分布、来源解析及氮素响应 张紫薇, 周石磊, 陈召莹, 张甜娜, 董宛佳, 甄瑞吟, 张馨童, 姚波, 崔建升 (5250)
城镇与城郊污染河道中 DOM 成分分布与影响因素 朱奔, 陈浩, 丁国平, 孙晓楠, 刘辉, 叶建锋 (5264)
北京城市河流河水和沉积物中微塑料的组成与分布 胡嘉敏, 左剑恶, 李颀, 谢珍雯, 陈磊 (5275)
太湖西岸地表水中极性有机污染物非靶向筛查与生态风险评估 卢昕妍, 王菲, 张丽敏, 任晓鸣, 于南洋, 韦斯 (5284)
河水-地下水交互带沉积物中抗生素和代谢产物提取方法优化及其分布特征 李玉琼, 童蕾, 严涵, 尤悦, 卢钰茜, 刘慧 (5294)
白洋淀清淤示范区沉积物中抗生素和多环芳烃的分布特征与风险评估 王同飞, 张伟军, 李立青, 张美一, 廖桂英, 王东升 (5303)
雄安新区唐河污水库残留污染物对地下水水化学动态的作用机制 张志雄, 王仕琴, 张依章, 冯文钊 (5312)
基于时间序列模型的饮用水源地重金属健康风险分析与预测 姬超, 侯大伟, 谢丽, 孙华, 李发志, 周宇, 邓爱萍, 沈红军, 包广静, 王逸南 (5322)
千河下游水体-沉积物重金属空间分布、风险及影响因素 高煜, 王国兰, 金梓函, 张军, 耿雅妮 (5333)
巢湖流域丰水期可溶态重金属空间分布及污染评价 何苗, 刘桂建, 吴蕾, 齐翠翠 (5346)
洪泽湖围栏养殖对表层沉积物重金属含量影响与生态风险评估 瞿鑫源, 张鸣, 谷孝鸿, 阚可聪, 毛志刚, 陈辉辉, 曾庆飞 (5355)
成都市地表水天然水化学变化特征及影响因素 许秋瑾, 赖承钺, 丁瑶, 王照丽, 程中华, 于涛 (5364)
雷州半岛地下水化学特征及控制因素分析 彭红霞, 侯清芹, 曾敏, 黄长生, 师环环, 皮鹏程, 潘羽杰 (5375)
粤港澳大湾区陆源氮污染来源结构与空间分布 董斯齐, 黄翀 (5384)
红壤丘陵区小流域典型土地利用的面源氮磷输出特征 房志达, 苏静君, 赵洪涛, 胡炼, 李叙勇 (5394)
减氮条件下不同施肥模式对稻田氮素淋溶流失的影响 姜海斌, 张克强, 邹洪涛, 马瑞骏, 渠清博, 谷艳茹, 沈仕洲 (5405)
互花米草入侵对胶州湾湿地土壤磷赋存形态的影响 沙梦乔, 柴娜, 赵洪涛, 刘春井, 丁文超, 谢文霞 (5414)
基于 16S rRNA 高通量测序的北运河水体及沉积物微生物群落组成对比分析 彭柯, 董志, 邱琰茗, 郭道宇 (5424)
硅改性花生壳生物炭对水中磷的吸附特性 赵敏, 张小平, 王梁嵘 (5433)
高锰酸钾改性松木生物炭对 Pb(II) 的吸附特性 莫贞林, 曾鸿鹄, 林华, Asfandiyar Shahab, 石清亮, 张华 (5440)
混合金属氧化物/碳复合材料的制备及其对 Pb(II) 的吸附性能 卢予沈, 宗莉, 于惠, 牟斌, 王爱勤 (5450)
负载型钛凝胶的制备及其吸附去除三价砷的性能 孙晔洋, 周畅, 甘永海, 吴兵党, 张淑娟 (5460)
一体式短程硝化-厌氧氨氧化工艺启动过程的亚硝酸盐调控 左富民, 郑蕊, 隋倩雯, 钟慧, 陈彦霖, 魏源送 (5472)
生物炭和秸秆还田对紫色土旱坡地土壤团聚体与有机碳的影响 邓华, 高明, 龙翼, 赖佳鑫, 王莹燕, 王子芳 (5481)
紫色土旱坡地不同坡位土壤有机碳组分含量对施肥管理的响应 徐曼, 余添, 王富华, 王丹, 王莹燕, 杨文娜, 高明, 王子芳 (5491)
南阳盆地东部山区土壤重金属分布特征及生态风险评估 赖书雅, 董秋瑶, 宋超, 杨振京 (5500)
城郊农田土壤多环芳烃污染特征及风险评估 张秀秀, 卢晓丽, 魏宇宸, 朱昌达, 潘剑君 (5510)
我国东部沿海地区蔬菜中重金属累积分布特征及居民膳食暴露评估 孙帅, 耿柠波, 郭崔崔, 张保琴, 卢宪波, 张海军, 陈吉平 (5519)
典型矿区周边农业用地农产品安全风险及影响因素 霍彦慧, 王美娥, 谢天, 姜蓉, 陈卫平 (5526)
稻田土壤 Cd 污染与安全种植分区: 以重庆市某区为例 曹淑珍, 母悦, 崔敬鑫, 刘安迪, 程先, 符远航, 魏世强, 张进忠 (5535)
镉污染大田条件下不同品种水稻镉积累的特征及影响因素 王宇豪, 杨力, 康愉晨, 陈小红, 彭杰, 李佳欣, 陈文清 (5545)
纳米膜覆盖对畜禽粪便好氧堆肥进程及恶臭气体排放的影响 李永双, 孙波, 陈菊红, 彭霞薇, 白志辉, 庄绪亮 (5554)
《环境科学》征订启事 (5108) 《环境科学》征稿简则 (5151) 信息 (5249, 5263, 5283)

COVID-19 疫情期间北京市两次重霾污染过程大气污染物演变特征及潜在源区分析

赵德龙^{1,2,3}, 田平^{1,2,3}, 周崑^{1,2,3}, 肖伟^{1,2,3}, 盛久江^{1,2,3}, 王飞^{1,2,3}, 杜远谋^{1,2,3}, 黄梦宇^{1,2,3}, 何晖^{1,2,3}, 丁德平^{1,2,3}

(1. 北京市人工影响天气办公室, 北京 100089; 2. 云降水物理研究和云水资源开发北京市重点实验室, 北京 101200; 3. 中国气象局华北云降水野外科学实验基地, 北京 101200)

摘要: 新冠肺炎疫情(COVID-19)期间, 执行了严格居家隔离措施, 人为排放源急剧降低, 但北京仍出现了两次持续重霾污染过程。本研究使用北京市大气污染物、气溶胶数浓度和气象要素数据, 结合气团轨迹模式(HYSPLIT), 计算了潜在源贡献因子(PSCF)和浓度权重轨迹(CWT), 分析了两次重霾污染过程中大气污染物的演变特征及其潜在源区贡献。结果表明, COVID-19 期间居家隔离措施对 PM_{2.5} 和黑碳(BC)的日变化特征影响较大, 对 CO、NO₂、SO₂ 和 O₃ 的日变化影响较小。两次重霾污染过程首要污染物均是 PM_{2.5}, 污染过程 1 主要是以局地污染为主, 污染过程 2 以局地污染和外来输送为主。不同过程下气溶胶数浓度谱分布均为单峰型分布, 峰值位于 0.3 μm, 在污染过程中主要是 0.2~0.5 μm 粒径气溶胶数浓度增加, 是干净日的 3.3~13.6 倍。不同过程中 BC_{liquid} 对 BC 的贡献为 64.8%~85.1%。BC_{liquid} 的浓度为: 污染过程 2 (5.04 μg·m⁻³) > 污染过程 1 (3.20 μg·m⁻³) > 干净日(疫情前, 2.31 μg·m⁻³) > 干净日(疫情, 0.76 μg·m⁻³)。不同过程中 PM_{2.5} 和 BC 的 PSCF 和 CWT 分布特征不同。PM_{2.5} 的 PSCF 高值区在干净日(疫情前)和干净日(疫情)主要分布在北京市的西南方和西部, 权重浓度超过 30 μg·m⁻³; 在污染过程 1 和污染过程 2 主要分布在北京市及其周边地区和西南部, 权重浓度均超过 90 μg·m⁻³。BC 的 PSCF 高值区在干净日(疫情前)、干净日(疫情)和污染过程 1 主要分布在北京市及其周边地区, 权重浓度分别超过 2.4、0.9 和 4.5 μg·m⁻³; 在污染过程 2 中分布在北京市西南部, 权重浓度超过 5 μg·m⁻³。

关键词: 新冠肺炎疫情(COVID-19); 黑碳(BC); 霾; 潜在源区; 北京

中图分类号: X513 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)11-5109-13 DOI: 10.13227/j.hj.kx.202104289

Evolution and Potential Source Apportionment of Atmospheric Pollutants of Two Heavy Haze Episodes During the COVID-19 Lockdown in Beijing, China

ZHAO De-long^{1,2,3}, TIAN Ping^{1,2,3}, ZHOU Wei^{1,2,3}, XIAO Wei^{1,2,3}, SHENG Jiu-jiang^{1,2,3}, WANG Fei^{1,2,3}, DU Yuan-mou^{1,2,3}, HUANG Meng-yu^{1,2,3}, HE Hui^{1,2,3}, DING De-ping^{1,2,3}

(1. Beijing Weather Modification Office, Beijing 100089, China; 2. Beijing Key Laboratory of Cloud, Precipitation and Atmospheric Water Resources, Beijing 101200, China; 3. Field Experiment Base of Cloud and Precipitation Research in North China, China Meteorological Administration, Beijing 101200, China)

Abstract: To control the spread of the 2019 novel coronavirus (COVID-19), China imposed rigorous restrictions, which resulted in great reductions in pollutant emissions. However, two heavy haze pollution episodes still occurred in Beijing. In this study, we use the air pollutants, aerosol number concentration, and meteorological elements data in Beijing, combined with the HYSPLIT model, to calculate the potential source contribution factor (PSCF) and concentration weight trajectory (CWT), and analyze the characteristics of evolution and potential source apportionment of atmospheric pollutants during the two episodes. The COVID-19 lockdown restrictions had great impacts on the diurnal variations of PM_{2.5} and black carbon (BC), while small impacts on the diurnal variations of CO, NO₂, SO₂, and O₃. The primary pollutant was PM_{2.5} during the two haze pollution episodes, and the haze1 episode was mainly local pollution, while haze 2 was mainly local and external transportation pollution. The spectrum of aerosol number concentration was unimodal under different processes, with the peak located at 0.3 μm. During the haze episodes, the number concentration in the size range of 0.2~0.5 μm increased 3.3~13.6 times that of the clean days. The mass concentration contributions of BC_{liquid} to BC in different processes were 64.8%~85.1%. This mass concentration of BC_{liquid} ranked in the order of haze 1 (5.04 μg·m⁻³) > haze 1 (3.20 μg·m⁻³) > clean day (before COVID-19) (2.31 μg·m⁻³) > clean day (COVID-19) (0.76 μg·m⁻³). The characteristics of PSCF and CWT distribution of PM_{2.5} and BC were different in different processes. The PSCF high value areas of PM_{2.5} on the clean day (before COVID-19) and the clean day (COVID-19) were mainly distributed in the southwest and western of Beijing, and the weight concentration exceeded 30 μg·m⁻³. The PSCF high value areas of PM_{2.5} during haze 1 and haze 2 were mainly distributed in Beijing and its surrounding areas and southwestern, when the weight concentration exceeded 90 μg·m⁻³. The PSCF high value areas of BC were mainly distributed in Beijing and its surrounding areas on clean days (before COVID-19), clean days (COVID-19) and haze 1, with weighted concentrations exceeding 2.4, 0.9 and, 4.5 μg·m⁻³, respectively. The PSCF high value areas of BC on haze 2 was distributed in the southwest of Beijing, and the weight concentration exceeded 5 μg·m⁻³.

Key words: COVID-19; black carbon (BC); haze; potential source apportionment; Beijing

收稿日期: 2021-04-26; 修订日期: 2021-05-11

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFA0602001)

作者简介: 赵德龙(1984~), 男, 硕士, 高级工程师, 主要研究方向为云气溶胶, E-mail: zhaodelong@bj.cma.gov.cn

随着大城市的资源、人口和教育汇聚效应的加强,近年来城市地区的大气环境复合污染问题日益突出^[1~6]. 大气复合污染来自于工业、发电、交通和取暖等多种污染源排放的气态和颗粒态一次污染物,以及经过一系列复杂的物理、化学和生物过程形成的二次细颗粒物和臭氧等二次污染物^[7~10]. 这些污染物在具有“静稳”特征的不利气象和天气过程的影响下,会在短时间累积形成高浓度的污染,并在大范围的区域间相互输送,对人体健康和生态环境产生严重的、机制复杂的危害^[11~14]. 此外,大气污染与大尺度的天气、气候间还存在复杂的相互作用和影响^[15~17].

2013 年 1 月中国中东部地区出现了持续的大范围霾污染过程,2013 年 9 月 10 日,国务院印发“大气污染防治行动计划”(大气“国十条”),制定了详细的大气污染物减排目标,自此中国开始了艰巨的大气污染防治任务^[18~21]. 此后,针对我国几个大气污染重点区域,如京津冀地区、长三角地区、四川盆地和珠三角地区等,开展了大量的关于大气污染物的时空分布、来源和传输机制等方面的研究工作^[22~26]. 通常认为影响某一地区大气污染物浓度的因素主要分为气象条件和排放源排放两个方面,其中气象条件是外因,污染物的排放是内因. 然而,气象与排放对污染物的影响机制十分复杂,在不同季节和不同地区存在显著差异. 即使是在同一地区同一季节中不同污染过程中气象条件和排放源的影响机制也不同^[27~29].

我国此前举行的多次重大活动空气质量保障过程,为人们梳理气象与排放源对大气复合污染的影响机制提供了非常便利的条件^[30~33]. 通过对这些空气质量保障过程的研究,加深了对于大气复合污染形成机制的了解. 然而,这些重大活动的空气质量保障往往主要集中在某一区域,并且也仅仅是对某些排放源实行了减排限排措施^[34~36]. 因此无法规避区域输送的影响,也无法真正地区分气象与排放源的贡献. 2020 年为了抑制新冠肺炎疫情(COVID-19)的传播,中国在全国范围内实行了严格的居家隔离措施,这为人们探讨大气复合污染过程中气象与排放源的影响机制提供了非常有利的条件^[37,38].

目前,有研究表明在 COVID-19 期间,空气质量会有明显改善^[39~42]. 如 Berman 等^[43]的研究发现美国 COVID-19 期间 NO₂ 与往年相比下降了 25.5%,在一些较早关闭商业活动的城市 PM_{2.5} 也有所降低. Venter 等^[44]的研究发现,在考虑到气象条件的变化之后,居家隔离措施已使全球 34 个国家的人口加权 NO₂ 浓度和颗粒物浓度分别降低了 60% 和 31%.

Briz-Redón 等^[45]的研究则发现在居家隔离期间西班牙某些城市的 O₃ 浓度反而增加. Wang 等^[46]的研究也发现在居家隔离期间苏州市的 PM_{2.5} 和黑碳(black carbon, BC)分别降低了 37.2% 和 53.3%,而 SO₂ 和 O₃ 反而增加了 1.5% 和 104.7%. 北京地区在居家隔离期间却出现了两次重霾污染事件,在这两次污染过程中 PM_{2.5}、BC 和 NO₂ 等大气污染物浓度急剧增加. 本文使用北京市大气污染物、0.25 ~ 32 μm 气溶胶数浓度和气象要素数据,结合 HYSPLIT 模式,计算了潜在源贡献因子 PSCF 和浓度权重轨迹 CWT,对比分析了两次重霾污染过程中大气污染物的演变特征以及潜在来源,以期为大气的复合污染治理提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 观测站点介绍

观测点位于北京市农林科学院(39.95°N, 116.29°E, 海拔高度 56 m),位于北京四环附近,周边以居民区和商业区为主. 观测站为北京市人工影响办公室设置的大气成分综合观测站,包括 0.25 ~ 32 μm 气溶胶数浓度、黑碳质量浓度和气象数据. 其中气象数据包括:温度、风速、风向、RH、降水量、大气压强和能见度,时间分辨率为 1 h. BC 质量浓度使用 AE-31 进行观测,时间分辨率为 5 min. 0.25 ~ 32 μm 气溶胶数浓度使用 GRIMM EDM180 型在线气溶胶粒径谱仪进行观测,时间分辨率为 1 min. PM_{2.5}、NO₂、SO₂、CO 和 O₃ 和 NO₂ 数据来自中国环境监测总站全国城市空气质量实时发布平台(<http://106.37.208.233:20035/>)公布的数据,时间分辨率为 1 h. 观测时间为 2013 年 1 月 1 日 ~ 2018 年 12 月 31 日.

1.2 观测仪器介绍

BC 质量浓度使用 Aethalometer (美国 Magee Scientific 的 AE-31 型)观测,该仪器有 370、470、525、590、660、880 和 940 nm 共 7 个测量通道,本研究使用波长 880 nm 处测得的 BC 质量浓度数据. AE-31 的工作原理是基于光的 Lambert-Beer 定律,运用光学衰减测量方法,通过测定石英滤膜上 BC 对光的衰减量来计算 BC 的质量浓度. 该仪器的采样流量为 5.0 L·min⁻¹,配备 PM_{2.5} 的进样切割头,观测精度为 1 ng·m⁻³. 针对仪器的具体介绍参见文献[47].

气溶胶数浓度使用德国 GRIMM 气溶胶技术公司生产的 EDM180 型在线气溶胶粒径谱仪观测,该仪器采用激光散射原理,将 0.25 ~ 32 μm 分为 31 个通道进行观测. 该仪器配备除湿系统,如果湿度低于

55%, 仪器不启动除湿系统, 进行正常采样. 如果高于 55%, 仪器自动启动除湿功能. 样气通过采样管内的 NAFION 管进入气室, 除湿系统在 NAFION 管壁外产生比采样流量大的气流, 这样在 NAFION 管的内外壁产生压差, 水分子将从高压的内管通过壁膜进入低压的外管. 仪器具体介绍参见文献[48].

1.3 黑碳仪模型

黑碳仪模型是基于 Sandradewi 等^[49]的研究工作, 主要用于分析化石燃料和生物质燃烧两种主要排放源对 BC 的贡献大小以及相应 BC 的变化特征. 气溶胶对光的吸收特性与波长之间联系的幂律关系式可以表示为:

$$b_{\text{abs}}(\lambda) = K\lambda^{-\text{AAE}} \quad (1)$$

式中, b_{abs} 是吸收系数; K 为常数; AAE 为吸收系数的 Ångström 指数, 它反映了气溶胶颗粒物的形状大小, 化学成分以及混合状态.

可由以下公式来计算液体燃料源和固体燃料源来源的 BC:

$$b_{\text{abs}}(\text{BC}) = b_{\text{abs}}(\text{BC}_{\text{liquid}}) + b_{\text{abs}}(\text{BC}_{\text{solid}}) \quad (2)$$

$$\frac{b_{\text{abs}}(370 \text{ nm})_{\text{liquid}}}{b_{\text{abs}}(880 \text{ nm})_{\text{liquid}}} = \left(\frac{370}{880}\right)^{-\text{AAE}(\text{liquid})} \quad (3)$$

$$\frac{b_{\text{abs}}(370 \text{ nm})_{\text{solid}}}{b_{\text{abs}}(880 \text{ nm})_{\text{solid}}} = \left(\frac{370}{880}\right)^{-\text{AAE}(\text{solid})} \quad (4)$$

$$\text{BC}_{\text{source}} = \frac{b_{\text{abs}}(880 \text{ nm})_{\text{source}}}{\text{MAC}(880 \text{ nm})} \quad (5)$$

$$P = \frac{b_{\text{abs}}(880 \text{ nm})_{\text{liquid}}}{b_{\text{abs}}(880 \text{ nm})} = \frac{\text{BC}_{\text{liquid}}}{\text{BC}} \quad (6)$$

式中, AAE(liquid) 和 AAE(solid) 分别为液体燃料和固体燃料产生的 BC 的光学吸收 Ångström 指数; $\text{BC}_{\text{source}}$ 为不同源的 BC, 包括液体燃料源和固体燃料源; P 为液体燃料源对 BC 贡献占比.

1.4 HYSPLIT 后向轨迹模式

本文所采用的后向轨迹模式是由美国国家海洋及大气管理局 (NOAA) 开发的轨迹计算模式 HYSPLIT (<http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>). 该模式目前已在大气污染物输送研究中得到了广泛地应用^[50]. 利用 HYSPLIT 模式计算了观测期间每小时距地 500 m 高度的 24 h 后向轨迹. 模式采用的气象场为美国国家环境预报中心 (NECP) 的再分析资料, 水平分辨率为 $1.0^\circ \times 1.0^\circ$.

1.5 潜在源区 (PSCF) 分析法

潜在源区贡献函数 (PSCF) 和浓度权重轨迹 (CWT) 使用 TrajStat 软件计算^[51]. 目前 PSCF 已经在多个领域得到广泛应用^[52, 53]. PSCF 函数是基于空间网格进行计算, 定义为通过研究区内某一网格 ij 的污染气流轨迹 (当要素值超过设定的污染阈值

时的轨迹) 端点数 m_{ij} 与经过该网格的所有气流轨迹端点数 n_{ij} 的比值, 即

$$\text{PSCF}_{ij} = m_{ij}/n_{ij} \quad (7)$$

因为 PSCF 是一种条件概率函数, 当各网格内气流滞留时间较短时 (m_{ij} 值较小), PSCF 值的不确定性就会较大. 因此, 需要引入经验权重函数 $W(n_{ij})$ 对其进行区间化赋权和降误差处理^[51], 权重函数 $W(n_{ij})$ 定义为:

$$W(n_{ij}) = \begin{cases} 1.0, & 120 < n_{ij} \\ 0.8, & 40 < n_{ij} \leq 120 \\ 0.4, & 20 < n_{ij} \leq 40 \\ 0.2, & n_{ij} \leq 20 \end{cases} \quad (8)$$

进而, 可以对 PSCF 进行加权计算:

$$\text{WPSCF}_{ij} = (m_{ij}/n_{ij}) \times W(n_{ij}) \quad (9)$$

1.6 浓度权重轨迹 (CWT) 分析法

CWT 是一种网格化识别源区的方法^[54], 通过计算源区格网 ij 的平均权重浓度 c_{ij} 来分析其对目标网格的污染贡献:

$$c_{ij} = \frac{1}{\sum_{k=1}^M \tau_{ijk}} \sum_{k=1}^M c_k \tau_{ijk} \quad (10)$$

式中, c_{ij} 为网格 ij 上的平均权重浓度, k 为气团轨迹, M 为气团轨迹总数, c_k 为轨迹 k 经过网格 ij 时对应的要素值, τ_{ijk} 为轨迹 k 在网格 ij 停留的时间.

因为 CWT 是一种条件概率函数, 当各网格内气流滞留时间较短时 (n_{ij} 值较小), CWT 值的不确定性就会较大. 因此, 需要引入经验权重函数 $W(n_{ij})$ 对其进行区间化赋权和降误差处理^[55], 权重函数 $W(n_{ij})$ 定义为:

$$W(n_{ij}) = \begin{cases} 1.0, & 120 < n_{ij} \\ 0.8, & 40 < n_{ij} \leq 120 \\ 0.4, & 20 < n_{ij} \leq 40 \\ 0.2, & n_{ij} \leq 20 \end{cases} \quad (11)$$

进而, 可以对 CWT 进行加权计算:

$$\text{WCWT}_{ij} = C_{ij} \times W(n_{ij}) \quad (12)$$

2 结果与讨论

2.1 霾污染过程概述

新冠肺炎疫情 (COVID-19) 在我国发生以后, 2020 年 1 月 20 日, 国家卫生健康委发布公告, 决定将新型冠状病毒感染的肺炎纳入法定传染病乙类管理, 采取甲类传染病的预防和控制措施. 1 月 24 日, 北京宣布启动突发公共卫生事件 I 级响应机制. 但是由图 1 可知在 COVID-19 居家隔离期间, 北京市依然出现了两次重霾污染过程: 1 月 24 日 21:00 ~

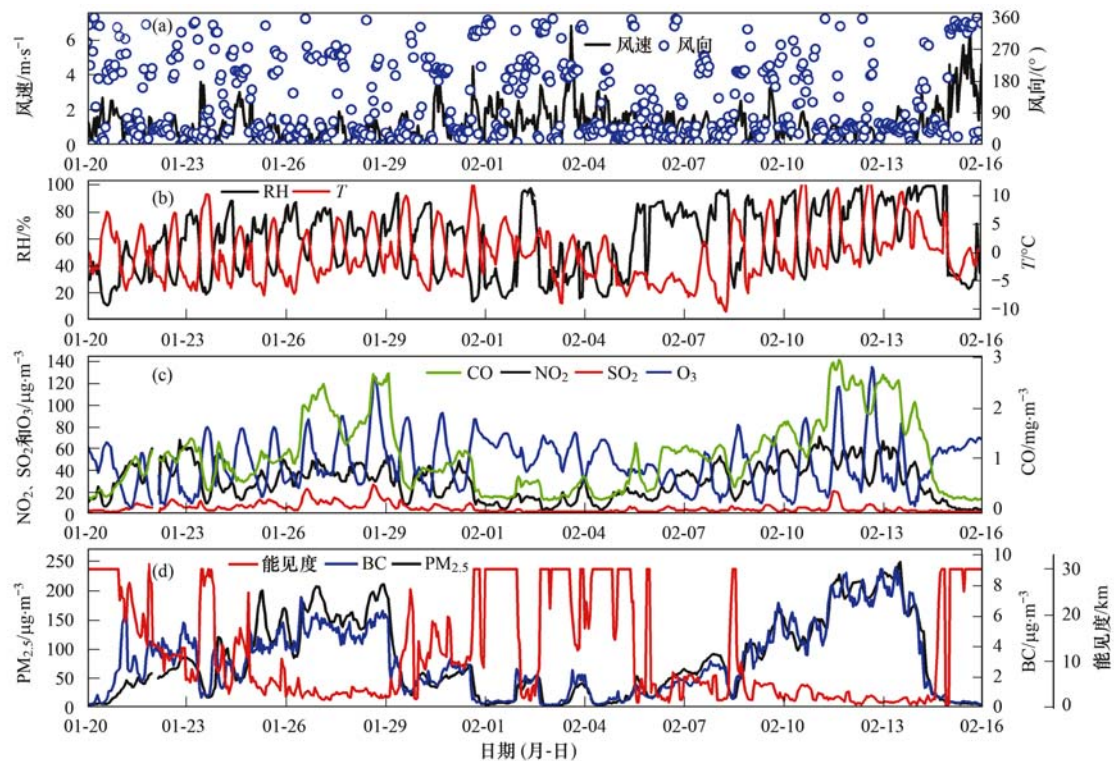


图1 2020年观测期间大气污染物和气象要素时间序列

Fig. 1 Time series of the atmospheric pollutants and meteorological elements during the observational period in 2020

1月29日08:00为第一次污染过程,2月8日20:00至2月14日06:00为第二次污染过程。

第一次污染过程发生在居家隔离初期,恰逢春节假期,由图1(d)可知在持续重霾发生之前,在1月22日19:00至1月23日05:00和1月23日23:00至1月24日08:00分别出现了短时污染过程,并且两次短时污染过程重 $PM_{2.5}$ 的质量浓度逐渐增加。在第一次短时污染过程中, $PM_{2.5}$ 质量浓度最大值为 $88 \mu g \cdot m^{-3}$;而在第二次短时污染过程中 $PM_{2.5}$ 质量浓度最大值达到 $120 \mu g \cdot m^{-3}$ 。由图1可知两次短时污染过程中BC、CO和 NO_2 质量浓度均同步增加。在污染过程中RH较高,风速较低,因此主要是以局地污染物积累为主。

在观测期间均以偏北风为主,污染物的消散均是由于风速变大,扩散条件好转造成。如1月23日09:00风速和能见度分别为 $0.3 m \cdot s^{-1}$ 和9.8 km,而到了10:00风速和能见度分别为 $3.6 m \cdot s^{-1}$ 和22.5 km。

1月24日12:00 $PM_{2.5}$ 达到最低值 $46 \mu g \cdot m^{-3}$,此时能见度为15.2 km。此后, $PM_{2.5}$ 开始逐渐增加,但是直到1月24日20:00 $PM_{2.5}$ 的质量浓度仍没有超过 $75 \mu g \cdot m^{-3}$,污染过程没有出现。在此阶段由图1(a)可知风速较大,多超过 $2.0 m \cdot s^{-1}$;RH较低,多低于40%,扩散条件较好。

1月24日21:00开始,风速较低,多低于1

$m \cdot s^{-1}$;RH较高,多在50%以上。扩散条件较弱,有利于大气污染物的堆积,而又恰逢除夕夜, $PM_{2.5}$ 质量浓度迅速增加。21:00 $PM_{2.5}$ 和BC质量浓度分别为79和 $5.36 \mu g \cdot m^{-3}$,能见度为24.9 km,此时 $PM_{2.5}$ 浓度刚刚开始积累,而来自直接排放过程的BC质量浓度急剧增加,这说明局地燃烧源的贡献较大,如交通源、烹饪等居民源。23:00 $PM_{2.5}$ 和BC质量浓度分别为 $110 \mu g \cdot m^{-3}$ 和 $4.80 \mu g \cdot m^{-3}$,能见度为5.5 km,此时直接排放过程的BC浓度变化不大,而 $PM_{2.5}$ 质量浓度急剧增加。一方面是由于扩散条件较差,大气污染物积累增强;另一方面由于RH较高,因此大气中非均相化学过程加强,使得 $PM_{2.5}$ 快速增加。

此后 $PM_{2.5}$ 持续积累,1月25日07:00达到 $200 \mu g \cdot m^{-3}$,其后浓度略有降低后又快速增加,在1月26日22:00达到 $207 \mu g \cdot m^{-3}$,在1月28日22:00达到 $210 \mu g \cdot m^{-3}$ 。此后受到冷空气活动的影响 $PM_{2.5}$ 质量浓度快速下降,在1月29日09:00 $PM_{2.5}$ 质量浓度为 $74 \mu g \cdot m^{-3}$,污染过程结束。

第二次污染过程中大气污染物变化与第一次污染过程类似,但是第二次污染过程出现在COVID-19居家隔离中期。此时自1月24日全国实行居家隔离政策已经半月有余,但是此次污染程度比第一次更加剧烈。2月13日12:00 $PM_{2.5}$ 质量浓度达到最大值 $249 \mu g \cdot m^{-3}$ 。

在这两次污染过程中, BC 、 CO 和 NO_2 的质量浓度变化与 $\text{PM}_{2.5}$ 类似, SO_2 质量浓度一直维持在较低的浓度. 此外, 值得注意的是在两次重霾污染过程中 O_3 的质量浓度也较高, 并没有出现以往冬季霾污染过程高 $\text{PM}_{2.5}$ 低 O_3 的现象^[11, 14, 15].

2.2 大气污染物日变化特征

在本文中为了更好地分析 COVID-19 期间霾污染过程中大气污染物变化特征以及居家隔离政策对大气污染物的影响机制, 本文将观测期间分为 4 个阶段: 干净日(疫情前): 2020 年 1 月 20 日 00:00 至 1 月 24 日 20:00, 污染过程 1: 1 月 24 日 21:00 至 1 月 29 日 08:00, 干净日(疫情): 1 月 29 日 09:00 至 2 月 8 日 19:00 和 2 月 14 日 07:00 至 2 月

16 日 00:00, 污染过程 2: 2 月 8 日 20:00 至 2 月 14 日 06:00.

由图 2(a) 可知居家隔离措施对 $\text{PM}_{2.5}$ 的日变化的影响较大, $\text{PM}_{2.5}$ 在干净日(疫情前)的日变化呈现白天低夜间高的分布特征, 在 05:00 和 20:00 分别出现峰值, 主要受到边界层日变化特征和上下班高峰期影响. 此外在疫情前, 夜间 23:00 也观测到 $\text{PM}_{2.5}$ 的峰值, 主要是由于两次短时污染过程的影响. 但是在疫情期间, 干净日 $\text{PM}_{2.5}$ 日变化发生显著变化, $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度日变化呈现出白天高、夜间低的分布特征, 最大值出现在 14:00, 为 $35.8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. 由图 3 可知干净日(疫情)期间温度最低, RH 较高, 风速最大, 但是在 14:00 风速相对较小.

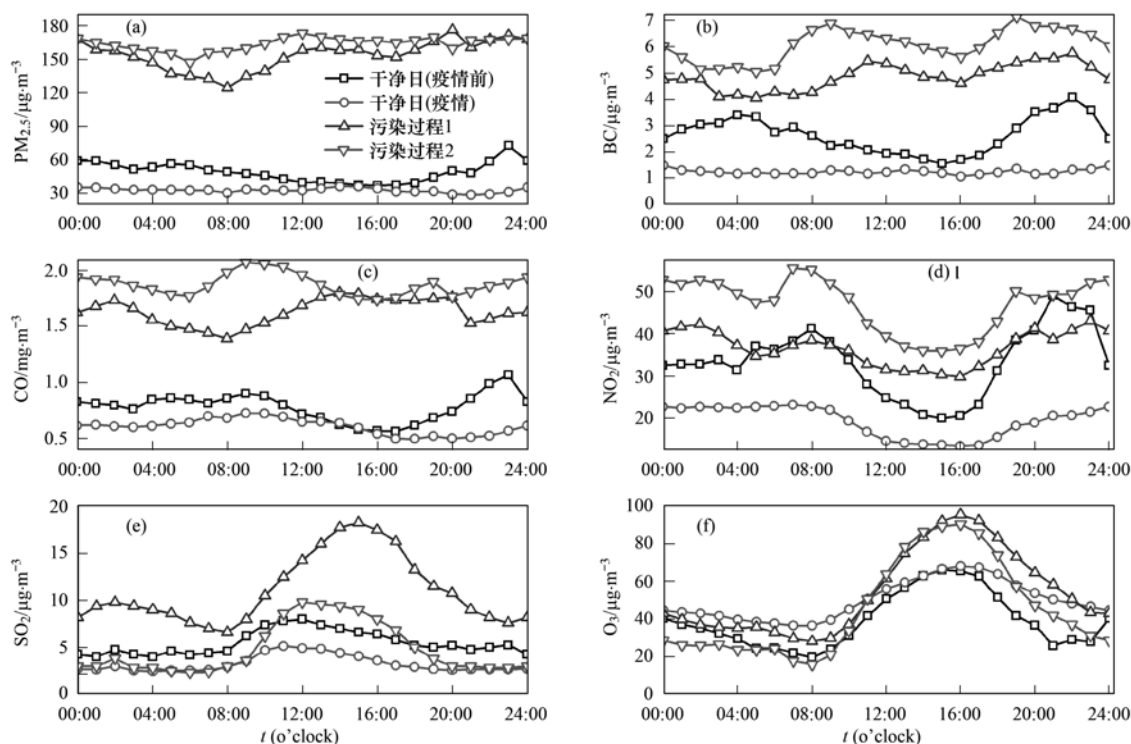


图 2 不同过程下大气污染物日变化

Fig. 2 Diurnal variations of the atmospheric pollutants under different processes

整体来看, 在观测期间, 白天温度较高, RH 较低, 风速较大, 因此白天扩散条件较好, 白天边界层高度较高, 大气环境容量较大, 因此有利于污染物的扩散. 但是, 在干净日(疫情)期间 $\text{PM}_{2.5}$ 的日变化却表现为白天浓度较高的特征, 这说明在人为排放较少的情况下, 或者说当浓度低于某一阈值后, 气象条件对于 $\text{PM}_{2.5}$ 日变化的影响可以忽略. 由图 2(a) 也可以发现在干净日(疫情) $\text{PM}_{2.5}$ 最大值, 仍然低于干净日(疫情前)的浓度.

在两次污染物过程中 $\text{PM}_{2.5}$ 也表现出不同的日变化特征. 污染过程 1 中夜间浓度相对较高, 最高值出现在 20:00, 为 $176.3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; 最低值出现在 08:00, 为 $124.4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. 污染过程 2 中 $\text{PM}_{2.5}$ 日变

化特征较弱, 最大值出现在 12:00 为 $173.4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 最小值出现在 06:00 为 $146.2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. 由图 3 可知在污染物过程中温度较高, RH 较高, 风速较低. 扩散条件较弱, 有利于污染物的堆积. 由图 3 可知能见度的变化与 $\text{PM}_{2.5}$ 呈现负相关关系, 这说明不论是在干净日还是在污染日, $\text{PM}_{2.5}$ 是影响能见度的主要因素, 在干净日 $\text{PM}_{2.5}$ 的波动对能见度的影响更大.

由图 2(b) 可发现在不同过程中 BC 的日变化特征存在显著差异. 在干净日(疫情前) BC 为双峰型分布, 峰值位于 04:00 ~ 05:00 和 20:00 ~ 22:00, 主要是受人为活动的影响. 在干净日(疫情) BC 的日变化特征消失, 全天浓度变化较小, 已经观测不到

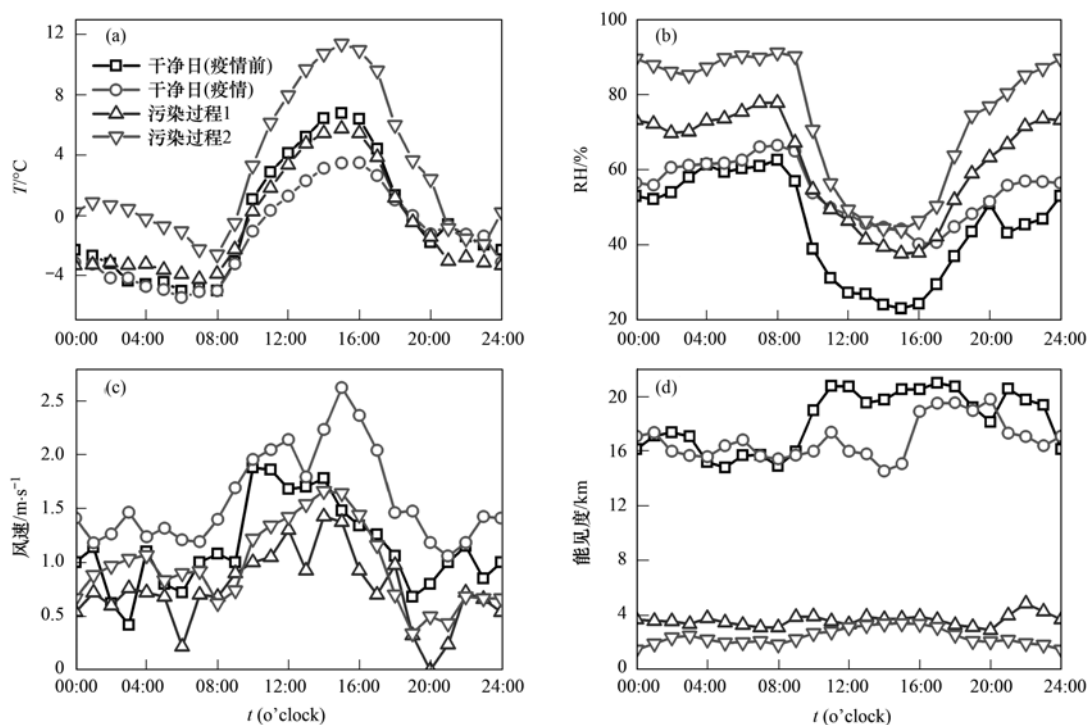


图3 不同过程下气象要素日变化

Fig. 3 Diurnal variations of the meteorological elements under different processes

早晚的浓度峰值. COVID-19 期间主要管控的交通源和工业源,而北京工业源较少,因此主要是交通源,这说明交通源对 BC 日变化的影响较大. 在污染期间, BC 日变化也为双峰型分布,在污染过程 1 峰值分别位于 11:00 和 22:00,在污染过程 2 峰值分别位于 09:00 和 19:00. 由图 3 可知污染过程中白天 RH 较低,风速较大,扩散条件较好,有利于污染物的扩散,因此 BC 浓度白天浓度较低. 而在夜间由于 RH 非常高,多高于 70%,风速较低,因此有利于气溶胶老化过程的发生,因此 BC 气溶胶的浓度反而较低.

由图 4(a) 可知 AAE 的日变化波动较大,在干净日(疫情前)、干净日(疫情)和污染过程 1 中 AAE 的值较大,在污染过程 2 中 AAE 的值较小. 干净日(疫情前) AAE 在 05:00 时最大,为 1.53,在 18:00 最小为 1.28. 干净日(疫情) AAE 在夜间较高,01:00 最高为 1.55,08:00 最低为 1.25. 污染过程 1 中 AAE 在 09:00 最高为 1.57,16:00 最低为 1.37. 污染过程 2 中 AAE 在 02:00 最高为 1.24,17:00 最低为 1.07.

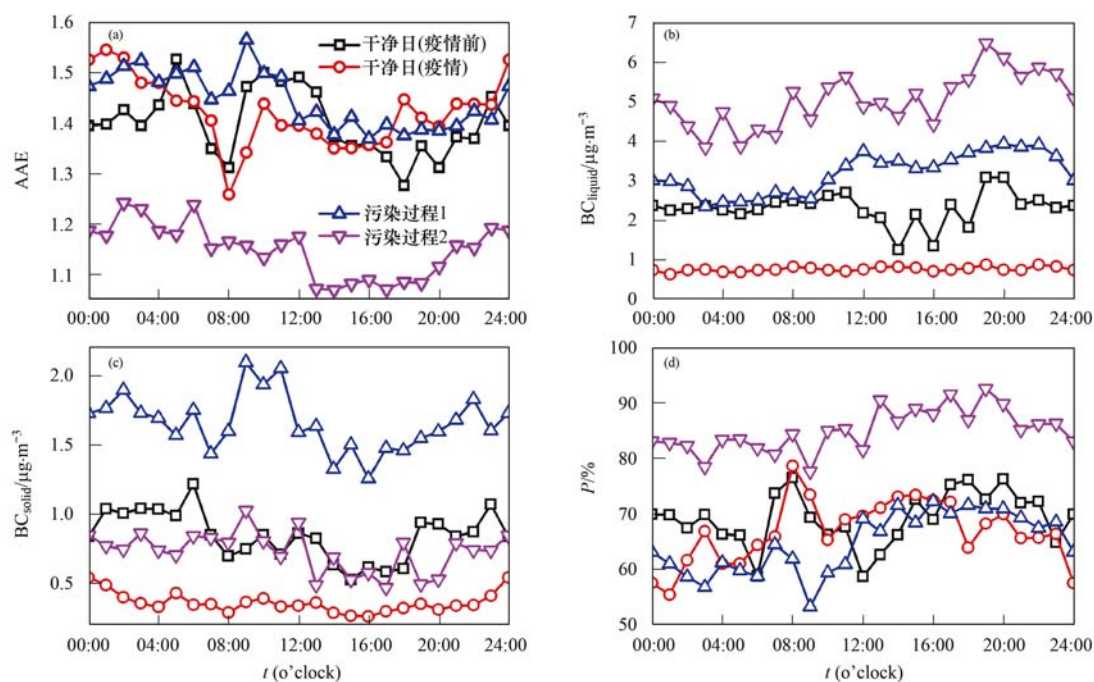
有研究表明, AAE 值约等于 1,表明 BC 是由交通源(液体燃料)为主导; AAE 约等于 2 表明 BC 主要来源于生物质燃烧^[49,56,57]. Russell 等^[58]的研究基于 AERONET 观测数据也发现城市工业气溶胶的 AAE 值约为 1,生物质燃烧气溶胶对应的 AAE 值更大些(1.4~1.6),而撒哈拉沙漠地区气溶胶的 AAE

值最大(>1.5); 同时,沙尘气溶胶的 EAE(消光 Ångström 指数)小于 1.2,而城市工业气溶胶和生物质燃烧气溶胶的 EAE 在 1.5~2 之间. 这说明在干净日(疫情前)、干净日(疫情)和污染过程 1 中 BC 的来源比较复杂,受到交通源、工业源和生物质燃烧源的影响,而在污染过程 2 中则主要受到交通源的影响.

由图 4(b)和图 4(c)也可发现,污染过程 2 中 BC_{liquid} 的浓度最高,而污染过程 1 中 BC_{solid} 的浓度最高. BC_{liquid} 的浓度为: 污染过程 2 ($5.04 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) > 污染过程 1 ($3.20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) > 干净日(疫情前) ($2.31 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) > 干净日(疫情) ($0.76 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). BC_{solid} 的浓度为污染过程 1 ($1.66 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) > 干净日(疫情前) ($0.85 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) > 污染过程 1 ($0.73 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) > 干净日(疫情) ($0.35 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).

由图 4(b)可发现 BC_{liquid} 的日变化与 BC 日变化特征类似. BC_{liquid} 日变化在干净日(疫情前)为白天低夜间高,而在干净日(疫情)变化基本消失,在污染过程中为双峰型分布. 由图 4(d)可发现在不同过程中 P 值(BC_{liquid} 占比)均较高,超过 50%. 在污染过程 2 中最高,为 85.1%,在污染过程 1 中最低为 64.8%. 这说明即使是在 COVID-19 期间 BC 仍然主要来自于 BC_{liquid} .

由图 4(c)可知在污染过程 1 中 09:00~11:00 BC_{solid} 的浓度出现峰值,而在污染过程 2 中 BC_{solid} 的日变化浓度差异较小,全天出现多个小的峰值. 干净

图4 不同过程下 AAE、 BC_{liquid} 、 BC_{solid} 和 P 日变化Fig. 4 Diurnal variations of AAE, BC_{liquid} , BC_{solid} , and P under different process

日(疫情) BC_{solid} 的日变化较小.这说明在 COVID-19 期间的污染过程中可能存在较多的周边输送的影响.

由图 2(c)可知 CO 在干净日(疫情前)和干净日(疫情)的日变化特征和质量浓度类似,均为白天低夜间高的分布.CO 主要来自燃煤过程的不完全燃烧^[35],比如电厂和集中供暖等,这些行业受 COVID-19 居家隔离措施的影响较小,因此日变化特征和浓度基本类似.而在两次污染过程中 CO 的日变化存在显著差异,在污染过程 1 中为双峰型分布,在 02:00 和 13:00 ~ 20:00 出现峰值,在夜间的峰值可能与春节期间的烟花爆竹的燃放有关.污染过程 2 中也为双峰型分布,但是峰值出现在 09:00 和 19:00,可能主要与气象条件有关.

城市地区的 NO_2 主要来自交通源^[44~46].由图 2(d)可发现在不同过程中 NO_2 日变化均为双峰型分布,峰值位于 06:00 ~ 08:00 和 18:00 ~ 21:00.在污染过程 2 中浓度最高,在干净日(疫情)中浓度最低;而在干净日(疫情前)的浓度与污染过程 1 的浓度类似,在峰值时甚至高于污染过程 1.虽然 COVID-19 期间实行了严格的居家隔离措施,但是保障民生的交通运输以及一些必要部门的交通出行仍正常进行,因此在不利的天气条件下, NO_2 仍然可以大量堆积.

SO_2 主要来自工业燃煤过程^[40].在北京冬季主要来自电厂燃煤和集中供暖,由图 2(e)可发现不同过程下 SO_2 的日变化均为单峰型分布,但是峰值时

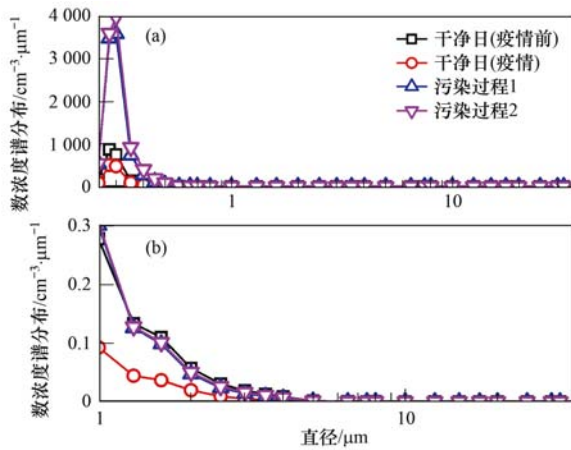
间不同.在干净日峰值位于 11:00 ~ 12:00,在污染过程 1 峰值位于 14:00,在污染过程 2 峰值位于 12:00 ~ 14:00.

由图 2(f)可发现在不同过程中 O_3 日变化均为单峰型分布,峰值出现在 14:00 ~ 16:00.在污染过程中 O_3 的峰值浓度较高,这说明在污染过程中大气氧化性较强,有利于非均相化学过程的发生,进而加剧了污染.此外发现干净日(疫情)期间 O_3 浓度要高于干净日(疫情前),在夜间干净日(疫情) O_3 浓度最高.这主要是由于在 COVID-19 期间 NO_x 急剧降低, NO 对 O_3 的滴定作用减弱,进而造成 O_3 质量浓度增加^[40].

2.3 气溶胶数浓度分布特征

由图 5 可知不同过程下气溶胶谱分布均为单峰型分布,峰值位于 $0.3 \mu\text{m}$.干净日(疫情)数浓度最低,污染过程中数浓度最高.在污染过程中 $0.2 \sim 0.5 \mu\text{m}$ 粒径气溶胶数浓度增加最多.污染过程 1 此粒径段分别是干净日(疫情前)的 3.3 ~ 5.4 倍,是干净日(疫情)的 6.1 ~ 8.5 倍;污染过程 2 此粒径段分别是干净日(疫情前)的 3.3 ~ 7.9 倍,是干净日(疫情)的 6.0 ~ 13.6 倍.当粒径 $> 0.5 \mu\text{m}$ 时,污染过程和干净日(疫情前)数浓度相差不大,甚至污染过程中气溶胶数浓度低于干净日(疫情前).

污染过程 1 在 $0.5 \sim 1 \mu\text{m}$ 时,数浓度是干净日(疫情前)的 1.1 ~ 4.1 倍,且随着粒径的增加数浓度增加的倍数逐渐降低;在 $1 \sim 10 \mu\text{m}$ 时,数浓度均低于干净日(疫情前)的浓度,是其 64.6% ~



(b)为(a)的局部放大

图5 不同过程下气溶胶数浓度谱分布

Fig. 5 Spectral distributions of aerosol number concentration under different processes

94.5%；而当粒径超过 $10\ \mu\text{m}$ 时数浓度又有所增加,是干净日(疫情前)的 1.1 ~ 2.5 倍. 污染过程 1 在 $0.5 \sim 6.5\ \mu\text{m}$ 时数浓度是干净日(疫情)的 1.1 ~ 6.5 倍,随着粒径的增大数浓度增加的倍数逐渐降低;而当粒径 $> 6.5\ \mu\text{m}$ 时,数浓度均低于干净日(疫情)的浓度,是其 2.1% ~ 88.2%,随着粒径的增大数浓度增加的倍数迅速降低.

污染过程 2 的 $> 0.5\ \mu\text{m}$ 数浓度变化趋势与污染过程 1 类似,在 $0.5 \sim 1\ \mu\text{m}$ 时,数浓度是干净日(疫情前)的 1.1 ~ 4.1 倍,随着粒径的增加数浓度增加的倍数逐渐降低;在 $1 \sim 10\ \mu\text{m}$ 时,数浓度均低于干净日(疫情前)的浓度,是其 83.3% ~ 95.5% ;

而当粒径超过 $10\ \mu\text{m}$ 时数浓度又有所增加,是干净日(疫情前)的 1.1 ~ 2.7 倍. 污染过程 2 在 $0.5 \sim 7.5\ \mu\text{m}$ 时数浓度是干净日(疫情)的 1.1 ~ 9.9 倍,随着粒径的增大数浓度增加的倍数逐渐降低;而当粒径 $> 7.5\ \mu\text{m}$ 时,数浓度均低于干净日(疫情)的浓度,是其 2.2% ~ 87.9%,随着粒径的增大数浓度增加的倍数迅速降低.

图 6 给出了不同粒径段下气溶胶数浓度日变化特征. 由图 6(a)可知 $0.25 \sim 1.0\ \mu\text{m}$ 粒径段气溶胶数浓度在污染过程中远大于干净过程. 不同过程下数浓度的日变化特征不同. 在干净日(疫情前)其日变化为夜间高白天低,峰值位于 04:00 ~ 05:00 和 22:00; 在干净日(疫情)日变化为白天高夜间低,峰值出现在 13:00 和 19:00. 在污染过程中为双峰型分布,在污染过程 1 中峰值出现在 12:00 和 19:00,而在污染过程 2 峰值出现在 10:00 和 18:00. $0.25 \sim 1.0\ \mu\text{m}$ 气溶胶数浓度的日变化与 $\text{PM}_{2.5}$ 的日变化类似,说明北京市 $\text{PM}_{2.5}$ 中以 $< 1.0\ \mu\text{m}$ 的气溶胶为主.

$1.0 \sim 2.5\ \mu\text{m}$ 和 $2.5 \sim 10\ \mu\text{m}$ 的气溶胶数浓度日变化类似. 干净日(疫情前)为双峰型分布,峰值位于 07:00 和 21:00; 在干净日(疫情)为单峰型分布,峰值出现在 10:00 ~ 14:00; 污染过程 1 中为单峰型分布,峰值位于 20:00; 在污染过程 2 为双峰型分布,峰值位于 12:00 和 18:00.

$10 \sim 32\ \mu\text{m}$ 气溶胶数浓度基本可以忽略,除干净日(疫情),基本看不到明显的日变化特征. 而在干净日(疫情)中为显著的双峰型分布,峰值出现在

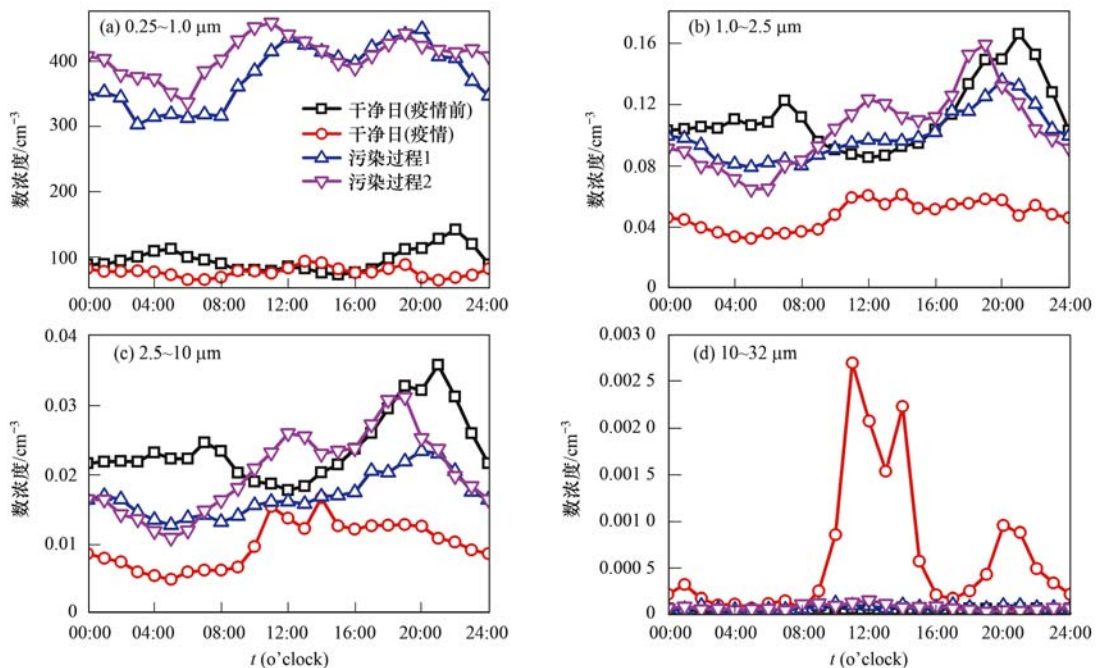


图6 不同过程下不同粒径段气溶胶数浓度日变化

Fig. 6 Diurnal variations of different size range of aerosol number concentration under different processes

10:00 ~ 13:00 和 20:00. 由图 3 可发现干净日(疫情)期间 10 ~ 32 μm 气溶胶数浓度日变化与风速日变化类似. 粗粒子主要来自扬尘, 因此风速较大, RH 较低时, 数浓度较高.

2.4 PSCF 和 CWT 分析

由图 7 可知不同过程中 $\text{PM}_{2.5}$ 的 PSCF 分布特征

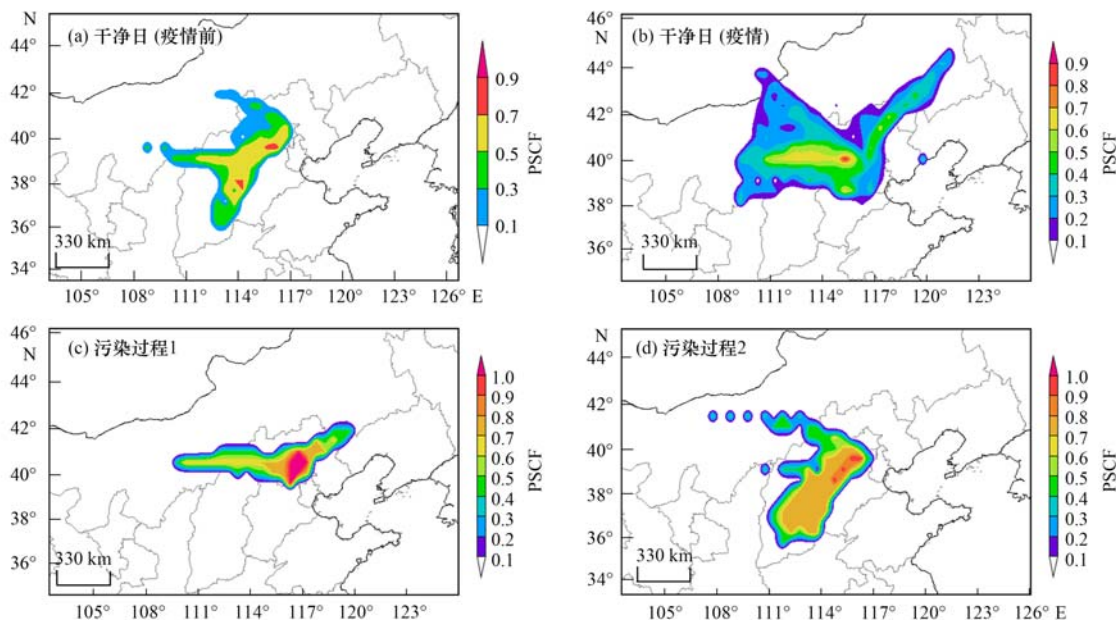


图 7 不同过程下 $\text{PM}_{2.5}$ 的 PSCF 分布

Fig. 7 Source region of $\text{PM}_{2.5}$ identified by PSCF under different processes

在污染过程 1 中 $\text{PM}_{2.5}$ 的 PSCF 高值区主要分布在北京及其周边地区, 为典型的局地源. 此外西部的大同、乌兰察布和呼和浩特, 东北部的承德-赤峰一带也有贡献, 但是 PSCF 值显著低于北京上空. 而污染过程 2 可发现 $\text{PM}_{2.5}$ 的 PSCF 高值区主要分布在北京西南部, 主要分布在河北西部的保定、石家

不同. 在干净日(疫情前) PSCF 高值区主要分布在北京的西南方, 主要分布于保定, 石家庄和太原一带, 此外还有一部分来自朔州一带的偏西气流的输送. 而在干净日(疫情)高值区主要分布在北京西部, 主要分布在大同、张家口、乌兰察布和呼和浩特一带, 此外还有一部分来自东北方的承德-赤峰一带.

庄和邢台, 山西省的黄河以东的忻州、太原、阳泉、临汾和长治一带. 但是在污染过程 2 中北京局地 $\text{PM}_{2.5}$ 的 PSCF 值最高. 这说明这两次污染过程的形成原因存在显著区别, 污染过程 1 为局地污染为主, 污染过程 2 为外来输送和局地污染叠加.

由图 8 可知 BC 的 PSCF 分布与 $\text{PM}_{2.5}$ 的分布范

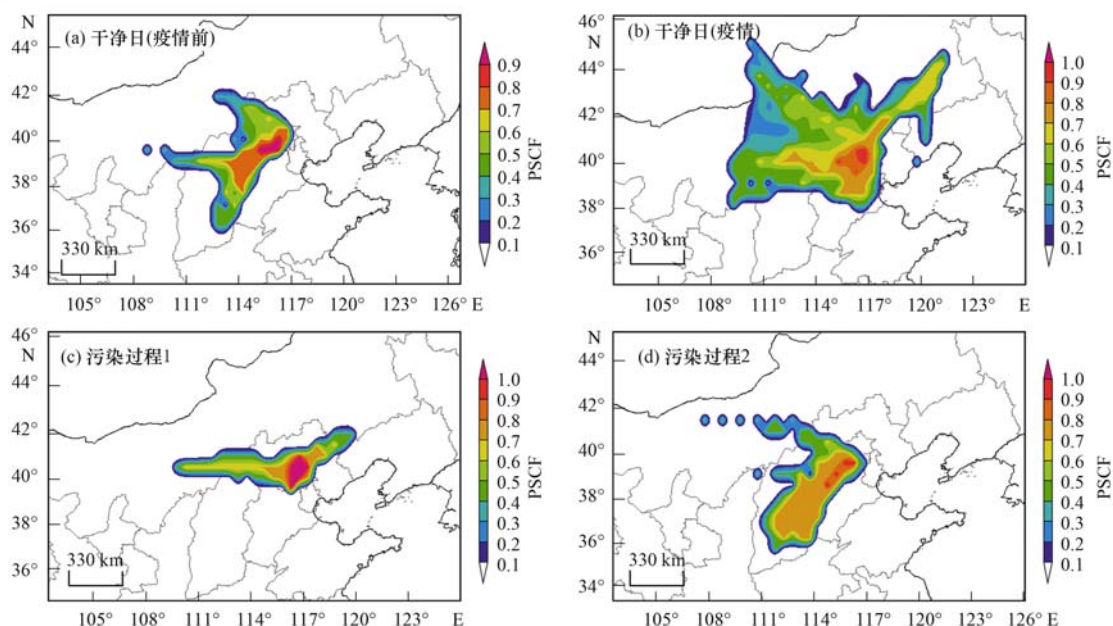


图 8 不同过程下 BC 的 PSCF 分布

Fig. 8 Source region of BC identified by PSCF under different processes

围类似. 从中可知 BC 在干净日 PSCF 的高值区分布与 $\text{PM}_{2.5}$ 显著不同, 在干净日 (疫情前) 和干净日 (疫情) 中 BC 的 PSCF 高值区主要分布在北京及其周边地区, PSCF 的值均超过 0.9. 越远离北京, PSCF 的值越低, 且随着距离的增加, PSCF 的值快速降低. 在污染过程中 BC 的 PSCF 高值区分布与 $\text{PM}_{2.5}$ 的高值区分布类似, 这说明在污染过程中 BC 与 $\text{PM}_{2.5}$ 具有相似的来源. 总体来说, BC 作为一次污染物, 不论是在干净日还是在污染日均主要来自局地源的贡献.

由于潜在源区贡献因子分析法只能反映潜在源区贡献率的大小, 无法模拟数值的大小. 为此, 本研

究引入浓度权重轨迹分析法 (CWT) 计算潜在源区的权重浓度 (浓度数值), 以反映潜在污染源区的污染程度.

由图 9(a) 可知干净日 (疫情前) $\text{PM}_{2.5}$ 的 CWT 高值区主要分布在北京及其周边地区, 权重浓度超过 $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; 其次是西南部的保定、忻州和朔州一带, 权重浓度在 $30 \sim 50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. 在干净日 (疫情) CWT 的分布与 PSCF 的分布类似. 高值区主要分布在北京西部的大同、张家口、乌兰察布和呼和浩特一带, 权重浓度超过 $30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; 此外还有一部分来自东北方的承德-赤峰一带, 权重浓度为 $25 \sim 35 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

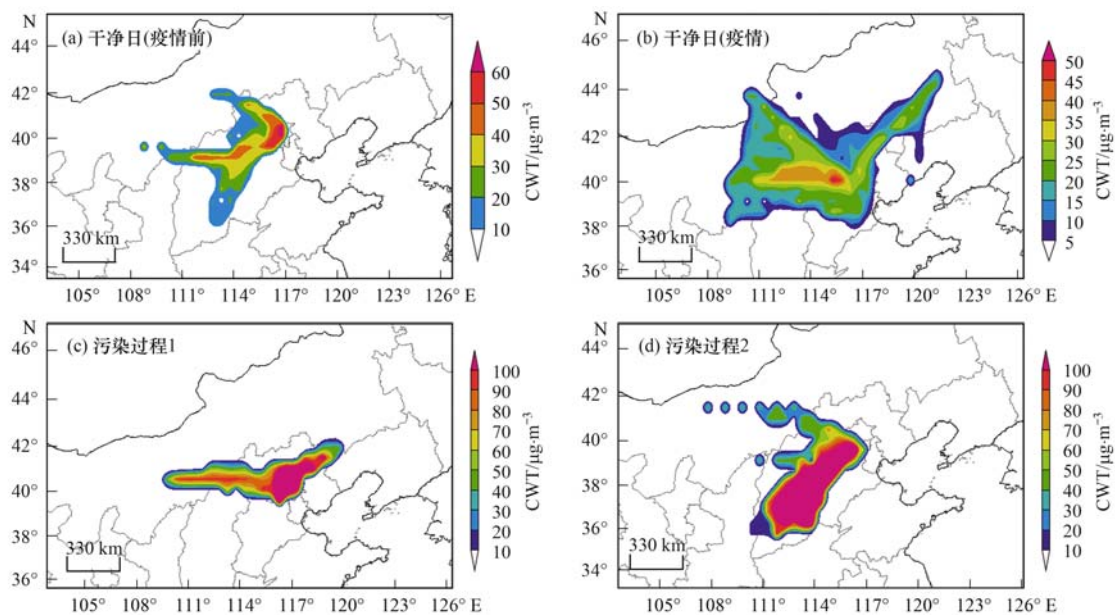


图 9 不同过程下 $\text{PM}_{2.5}$ 的 CWT 分布

Fig. 9 Source region of $\text{PM}_{2.5}$ identified by CWT under different processes

在两次污染过程 $\text{PM}_{2.5}$ 的 CWT 分布存在显著差异. 在污染过程 1 中 $\text{PM}_{2.5}$ 的 CWT 高值区主要分布在北京及其周边地区, 权重浓度超过 $90 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; 在西部的大同、乌兰察布和呼和浩特一带权重浓度也较高, 为 $80 \sim 100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; 东北部的承德-赤峰一带的权重浓度也较高, 超过 $90 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. 污染过程 2 中 $\text{PM}_{2.5}$ 的 CWT 高值区主要分布在北京西南部, 主要分布在河北西部的保定、石家庄和邢台, 山西省的黄河以东的忻州、太原、阳泉、临汾和长治一带, 整个西南部的权重浓度均超过 $90 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 说明外来输送的贡献非常大.

由图 10 可发现不同过程下 BC 的 CWT 分布差异较大. 在干净日 (疫情前) 主要分布在北京西南部, 保定、朔州、太原和石家庄一带的权重浓度较高, 超过 $2.4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 其余地区的权重浓度较低. 在干净日 (疫情) BC 的 CWT 高值区明显要高于

$\text{PM}_{2.5}$, 在北京西部的张家口、乌兰察布、大同和呼和浩特一带权重浓度均较高, 超过 $0.9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. CWT 高值区甚至一直延伸到西北部的蒙古国边界线位置. 而东北部的高值区范围也明显增加, 在承德、赤峰、通辽一带权重浓度均较高, 超过 $0.9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

在污染过程 1 中 BC 的权重浓度主要集中在北京及其周边地区, 权重浓度超过 $4.5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 随着距北京的距离增加, 权重浓度迅速降低, 相比 $\text{PM}_{2.5}$ 来说 BC 的 CWT 高值区更加集中. 在污染过程 2 中虽然 BC 的 CWT 高值区与 $\text{PM}_{2.5}$ 类似, 主要来自西南方, 但是在这一分布带中出现了明显的分层现象, 在保定、石家庄、长治和临汾一带权重浓度最高, 超过 $5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; 而在忻州、阳泉和太原一带的权重浓度较低, 多在 $4 \sim 5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

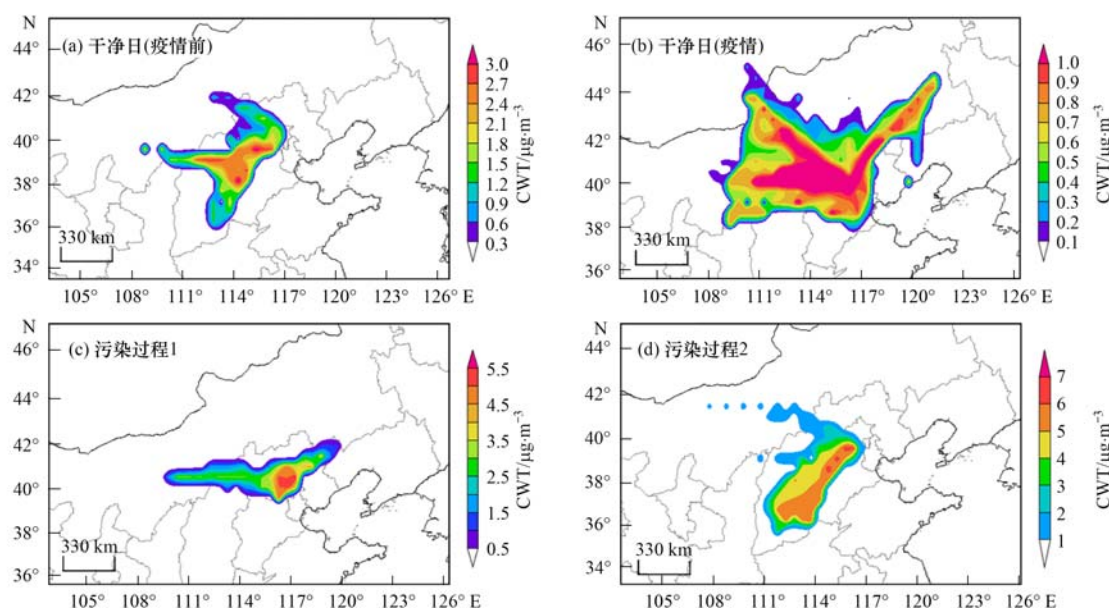


图 10 不同过程下 BC 的 CWT 分布

Fig. 10 Source region of BC identified by CWT under different processes

3 结论

(1) COVID-19 期间居家隔离措施对 $\text{PM}_{2.5}$ 和 BC 的日变化特征影响较大,对 CO 、 NO_2 、 SO_2 和 O_3 的日变化影响较小. $\text{PM}_{2.5}$ 的日变化在干净日(疫情前)为白天低夜间高,在干净日(疫情)为白天高夜间低. BC 在干净日(疫情前)为双峰型分布,峰值位于 04:00 ~ 05:00 和 20:00 ~ 22:00,在干净日(疫情)日变化特征消失. CO 在干净日的日变化特征为白天低夜间高,在污染过程中为双峰型分布,峰值时间存在差异. 不同过程中 NO_2 日变化均为双峰型分布,峰值位于 06:00 ~ 08:00 和 18:00 ~ 21:00. 不同过程中 SO_2 和 O_3 的日变化均为单峰型分布,但是峰值时间不同.

(2) 两次重霾污染过程首要污染物均是 $\text{PM}_{2.5}$, 污染过程 1 主要是以局地污染为主,污染过程 2 以局地污染和外来输送为主. 两次污染过程中 $\text{PM}_{2.5}$ 、BC 和 CO 的日变化差异较大, NO_2 、 SO_2 和 O_3 的日变化特征差异较小. 不同过程下气溶胶谱分布均为单峰型分布,峰值位于 $0.3\mu\text{m}$,在污染过程中主要是 $0.2 \sim 0.5\mu\text{m}$ 粒径气溶胶数浓度增加,是干净日的 3.3 ~ 13.6 倍.

(3) 干净日(疫情前)、干净日(疫情)和污染过程 1 中 BC 的来源比较复杂,受到交通源、工业源和生物质燃烧源的影响,而在污染过程 2 中则主要受到交通源的影响. 不同过程中 $\text{BC}_{\text{liquid}}$ 对 BC 的贡献为 64.8% ~ 85.1%. $\text{BC}_{\text{liquid}}$ 的浓度为: 污染过程 2 ($5.04\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) > 污染过程 1 ($3.20\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) > 干净日(疫情前) ($2.31\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) > 干净日(疫情)

($0.76\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).

(4) 不同过程中 $\text{PM}_{2.5}$ 和 BC 的 PSCF 和 CWT 分布特征不同. $\text{PM}_{2.5}$ 的 PSCF 高值区在干净日(疫情前)主要分布在北京的西南方,在干净日(疫情)主要分布在北京西部, CWT 权重浓度超过 $30\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; 在污染过程 1 中主要分布在北京及其周边地区,在污染过程 2 主要分布在北京西南部, CWT 权重浓度均超过 $90\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. BC 的 PSCF 高值区在干净日(疫情前)、干净日(疫情)和污染过程 1 主要分布在北京及其周边地区,在干净日(疫情前)权重浓度分别超过 2.4、0.9 和 $4.5\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; 在污染过程 2 中在北京西南部,在保定、石家庄、长治和临汾一带权重浓度超过 $5\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,忻州、阳泉和太原一带的权重浓度为 $4 \sim 5\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

参考文献:

- [1] An Z S, Huang R J, Zhang R Y, *et al.* Severe haze in northern China: a synergy of anthropogenic emissions and atmospheric processes[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, **116**(18): 8657-8666.
- [2] Shen L J, Wang H L, Cheng M T, *et al.* Chemical composition, water content and size distribution of aerosols during different development stages of regional haze episodes over the North China Plain [J]. *Atmospheric Environment*, 2021, **245**, doi: 10.1016/j.atmosenv.2020.118020.
- [3] Chan C K, Yao X H. Air pollution in mega cities in China[J]. *Atmospheric Environment*, 2008, **42**(1): 1-42.
- [4] 符传博, 唐家翔, 丹利, 等. 1960 ~ 2013 年我国霾污染的时空变化[J]. *环境科学*, 2016, **37**(9): 3237-3248.
- [5] Fu C B, Tang J X, Dan L, *et al.* Temporal and spatial variation of haze pollution over China from 1960 to 2013 [J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(9): 3237-3248.
- [5] Wang H L, Zhu B, Zhang Z F, *et al.* Mixing state of individual carbonaceous particles during a severe haze episode in January

- 2013, Nanjing, China[J]. *Particuology*, 2015, **20**: 16-23.
- [6] Song C B, Wu L, Xie Y C, *et al.* Air pollution in China: status and spatiotemporal variations [J]. *Environmental Pollution*, 2017, **227**: 334-347.
- [7] Zhang R Y, Wang G H, Guo S, *et al.* Formation of urban fine particulate matter [J]. *Chemical Reviews*, 2015, **115** (10): 3803-3855.
- [8] 郝建奇, 葛宝珠, 王自发, 等. 2014 年 6 月南京大气复合污染观测[J]. *环境科学*, 2017, **38**(9): 3585-3593.
Hao J Q, Ge B Z, Wang Z F, *et al.* Observational study of air pollution complex in Nanjing in June 2014[J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(9): 3585-3593.
- [9] Guo S, Hu M, Peng J F, *et al.* Remarkable nucleation and growth of ultrafine particles from vehicular exhaust [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2020, **117**(7): 3427-3432.
- [10] Huang X, Ding A J, Wang Z L, *et al.* Amplified transboundary transport of haze by aerosol-boundary layer interaction in China [J]. *Nature Geoscience*, 2020, **13**(6): 428-434.
- [11] Wang Y S, Yao L, Wang L L, *et al.* Mechanism for the formation of the January 2013 heavy haze pollution episode over central and eastern China[J]. *Science China Earth Sciences*, 2014, **57**(1): 14-25.
- [12] Xu P, Chen Y F, Ye X J. Haze, air pollution, and health in China[J]. *The Lancet*, 2013, **382** (9910), doi: 10.1016/S0140-6736(13)62693-8.
- [13] 王振彬, 刘安康, 卢文, 等. 霾不同发展阶段下污染气体和水溶性离子变化特征分析[J]. *环境科学*, 2019, **40** (12): 5213-5223.
Wang Z B, Liu A K, Lu W, *et al.* Change in characteristics of pollution gas and water-soluble ions at different development stages of haze [J]. *Environmental Science*, 2019, **40** (12): 5213-5223.
- [14] Zhang L, Wang T, Lv M Y, *et al.* On the severe haze in Beijing during January 2013: unraveling the effects of meteorological anomalies with WRF-Chem [J]. *Atmospheric Environment*, 2015, **104**: 11-21.
- [15] Wang H L, An J L, Shen L J, *et al.* Mechanism for the formation and microphysical characteristics of submicron aerosol during heavy haze pollution episode in the Yangtze River Delta, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, **490**: 501-508.
- [16] Huang X, Wang Z L, Ding A J. Impact of aerosol-PBL interaction on haze pollution; multiyear observational evidences in North China[J]. *Geophysical Research Letters*, 2018, **45**(16): 8596-8603.
- [17] Li Z Q, Guo J P, Ding A J, *et al.* Aerosol and boundary-layer interactions and impact on air quality [J]. *National Science Review*, 2017, **4**(6): 810-833.
- [18] Tao M H, Chen L F, Xiong X Z, *et al.* Formation process of the widespread extreme haze pollution over northern China in January 2013: implications for regional air quality and climate [J]. *Atmospheric Environment*, 2014, **98**: 417-425.
- [19] Zheng Y X, Xue T, Zhang Q, *et al.* Air quality improvements and health benefits from China's clean air action since 2013[J]. *Environmental Research Letters*, 2017, **12**(11), doi: 10.1088/1748-9326/aa8a32.
- [20] Feng Y Y, Ning M, Lei Y, *et al.* Defending blue sky in China: effectiveness of the "Air Pollution Prevention and Control Action Plan" on air quality improvements from 2013 to 2017 [J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, **252**, doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109603.
- [21] Cai S Y, Wang Y J, Zhao B, *et al.* The impact of the "air pollution prevention and control action plan" on PM_{2.5} concentrations in Jing-Jin-Ji region during 2012- 2020 [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, **580**: 197-209.
- [22] Wang Y H, Gao W K, Wang S, *et al.* Contrasting trends of PM_{2.5} and surface-ozone concentrations in China from 2013 to 2017[J]. *National Science Review*, 2020, **7**(8): 1331-1339.
- [23] 冯小琼, 陈军辉, 尹寒梅, 等. 成都市冬季 3 次灰霾污染过程特征及成因分析[J]. *环境科学*, 2020, **41** (10): 4382-4391.
Feng X Q, Chen J H, Yin H M, *et al.* Characteristics and formation mechanism of three haze pollution Processes in Chengdu in Winter[J]. *Environmental Science*, 2020, **41** (10): 4382-4391.
- [24] 廉涵阳, 杨欣, 张普, 等. 北京 2019 年冬季一次典型霾污染特征与成因分析[J]. *环境科学*, 2021, **42**(5): 2121-2132.
Lian H Y, Yang X, Zhang P, *et al.* Analysis of characteristics and causes of a typical haze pollution in Beijing in the Winter of 2019[J]. *Environmental Science*, 2021, **42**(5): 2121-2132.
- [25] 沈利娟, 王红磊, 李莉, 等. 嘉兴市春季一次持续雾霾过程中气象条件与污染物变化特征分析[J]. *环境科学*, 2016, **37**(8): 2871-2880.
Shen L J, Wang H L, Li L, *et al.* Observation analysis on the characteristics of meteorological elements and pollutants during a continuous fog and haze episode in Spring in Jiaxing City[J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(8): 2871-2880.
- [26] Li W G, Liu X G, Zhang Y H, *et al.* Characteristics and formation mechanism of regional haze episodes in the Pearl River Delta of China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, **63**: 236-249.
- [27] Kang H Q, Zhu B, Gao J H, *et al.* Potential impacts of cold frontal passage on air quality over the Yangtze River Delta, China [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2019, **19**(6): 3673-3685.
- [28] Zhang Q Q, Ma Q, Zhao B, *et al.* Winter haze over North China Plain from 2009 to 2016: influence of emission and meteorology [J]. *Environmental Pollution*, 2018, **242**: 1308-1318.
- [29] Dang R J, Liao H. Severe winter haze days in the Beijing-Tianjin-Hebei region from 1985 to 2017 and the roles of anthropogenic emissions and meteorology [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2019, **19**(16): 10801-10816.
- [30] Feng R, Wang Q, Huang C C, *et al.* Investigation on air pollution control strategy in Hangzhou for post-G20/pre-Asian-games period (2018- 2020) [J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2019, **10**(1): 197-208.
- [31] Huang K, Zhang X Y, Lin Y F. The "APEC Blue" phenomenon; regional emission control effects observed from space[J]. *Atmospheric Research*, 2015, **164-165**: 65-75.
- [32] Shen L J, Wang H L, Lü S, *et al.* Influence of pollution control on air pollutants and the mixing state of aerosol particles during the 2nd World Internet Conference in Jiaxing, China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, **149**: 436-447.
- [33] Streets D G, Fu J S, Jang C J, *et al.* Air quality during the 2008 Beijing Olympic games[J]. *Atmospheric Environment*, 2007, **41** (3): 480-492.
- [34] Ji Y, Qin X F, Wang B, *et al.* Counteractive effects of regional transport and emission control on the formation of fine particles: a case study during the Hangzhou G20 summit[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2018, **18**(18): 13581-13600.
- [35] Wang H B, Zhao L J, Xie Y J, *et al.* "APEC blue"-the effects

- and implications of joint pollution prevention and control program [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, **553**: 429-438.
- [36] 李文涛, 高庆先, 刘俊蓉, 等. APEC 期间北京空气质量改善对比分析[J]. *环境科学*, 2015, **36**(12): 4340-4347.
- Li W T, Gao Q X, Liu J R, *et al.* Comparative analysis on the improvement of air quality in Beijing during APEC [J]. *Environmental Science*, 2015, **36**(12): 4340-4347.
- [37] Chang Y H, Huang R J, Ge X L, *et al.* Puzzling haze events in China during the coronavirus (COVID-19) shutdown [J]. *Geophysical Research Letters*, 2020, **47**(12), doi: 10.1029/2020GL088533.
- [38] Le T H, 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.
- [39] Shen L J, Zhao T L, Wang H L, *et al.* Importance of meteorology in air pollution events during the city lockdown for COVID-19 in Hubei Province, Central China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, **754**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142227.
- [40] Wang H L, Miao Q, Shen L J, *et al.* Air pollutant variations in Suzhou during the 2019 novel coronavirus (COVID-19) lockdown of 2020: high time-resolution measurements of aerosol chemical compositions and source apportionment [J]. *Environmental Pollution*, 2021, **271**, doi: 10.1016/j.envpol.2020.116298.
- [41] Fan C, Li Y, Guang J, *et al.* The impact of the control measures during the COVID-19 outbreak on air pollution in China[J]. *Remote Sensing*, 2020, **12**(10), doi: 10.3390/rs12101613.
- [42] Chen Y, Zhang S M, Peng C, *et al.* Impact of the COVID-19 pandemic and control measures on air quality and aerosol light absorption in Southwestern China [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **749**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141419.
- [43] Berman J D, Ebisu K. Changes in U.S. air pollution during the COVID-19 pandemic [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **739**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139864.
- [44] 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 of the United States of America*, 2020, **117**(32): 18984-18990.
- [45] Briz-Redón A, Belenguer-Sapiña C, Serrano-Aroca A. Changes in air pollution during COVID-19 lockdown in Spain: a multi-city study[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2021, **101**: 16-26.
- [46] Wang H L, Miao Q, Shen L J, *et al.* Characterization of the aerosol chemical composition during the COVID-19 lockdown period in Suzhou in the Yangtze River Delta, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2021, **102**: 110-122.
- [47] Kiran V R, Talukdar S, Ratnam M V, *et al.* Long-term observations of black carbon aerosol over a rural location in southern peninsular India: Role of dynamics and meteorology [J]. *Atmospheric Environment*, 2018, **189**: 264-274.
- [48] Škoparija B. Desert dust has a notable impact on aerobiological measurements in Europe[J]. *Aeolian Research*, 2020, **47**, doi: 10.1016/j.aeolia.2020.100636.
- [49] Sandradewi J, Prévôt A S H, Szidat S, *et al.* Using aerosol light absorption measurements for the quantitative determination of wood burning and traffic emission contributions to particulate matter [J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, **42**(9): 3316-3323.
- [50] Stein A F, Draxler R R, Rolph G D, *et al.* NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system [J]. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 2015, **96**(12): 2059-2077.
- [51] Wang Y Q, Zhang X Y, Draxler R R. TrajStat: GIS-based software that uses various trajectory statistical analysis methods to identify potential sources from long-term air pollution measurement data [J]. *Environmental Modelling & Software*, 2009, **24**(8): 938-939.
- [52] Shen L J, Wang H L, Kong X C, *et al.* Characterization of black carbon aerosol at the summit of Mount Tai (1534 m) in central east China: temporal variation, source apportionment and transport [J]. *Atmospheric Environment*, 2021, **246**, doi: 10.1016/j.atmosenv.2020.118152.
- [53] Lucey D, Hadjiiski L, Hopke P K, *et al.* Identification of sources of pollutants in precipitation measured at the mid-Atlantic US coast using potential source contribution function (PSCF) [J]. *Atmospheric Environment*, 2001, **35**(23): 3979-3986.
- [54] Hsu Y K, Holsen T M, Hopke P K. Comparison of hybrid receptor models to locate PCB sources in Chicago [J]. *Atmospheric Environment*, 2003, **37**(4): 545-562.
- [55] Polissar A V, Hopke P K, Poirer R L. Atmospheric aerosol over Vermont: chemical composition and sources [J]. *Environmental Science & Technology*, 2001, **35**(23): 4604-4621.
- [56] Drinovec L, Močnik G, Zotter P, *et al.* The "dual-spot" Aethalometer: an improved measurement of aerosol black carbon with real-time loading compensation [J]. *Atmospheric Measurement Techniques*, 2015, **8**(5): 1965-1979.
- [57] Sandradewi J, Prévôt A S H, Weingartner E, *et al.* A study of wood burning and traffic aerosols in an Alpine valley using a multi-wavelength Aethalometer [J]. *Atmospheric Environment*, 2008, **42**(1): 101-112.
- [58] Russell P B, Bergstrom R W, Shinozuka Y, *et al.* Absorption angstrom exponent in AERONET and related data as an indicator of aerosol composition [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2010, **10**(3): 1155-1169.

CONTENTS

Disinfection By-products in Drinking Water and Their Control Strategies: A Review	CHU Wen-hai, XIAO Rong, DING Shun-ke, <i>et al.</i> (5059)
Advances in Mechanism and Influencing Factors Affecting Hydrogen Sulfide Adsorption by Biochar	XU Qi-yong, LIANG Ming-shen, XU Wen-jun, <i>et al.</i> (5086)
Effect of Vegetation Coverage on the Temporal and Spatial Distribution of PM _{2.5} Concentration in China's Eight Major Economic Regions from 1998 to 2016	YANG Yu-lian, YANG Kun, LUO Yi, <i>et al.</i> (5100)
Evolution and Potential Source Apportionment of Atmospheric Pollutants of Two Heavy Haze Episodes During the COVID-19 Lockdown in Beijing, China	ZHAO De-long, TIAN Ping, ZHOW Wei, <i>et al.</i> (5109)
Characteristics and Origin Analysis of Air Pollution During the Spring Festival in Linfen, Fenwei Plain	LIU Wei-jie, HU Tian-peng, MAO Yao, <i>et al.</i> (5122)
Spatio-Temporal Characteristics and Potential Source Areas of Seasonal Atmospheric Pollution in Shijiazhuang	NIE Sai-sai, WANG Shuai, CUI Jian-sheng, <i>et al.</i> (5131)
Impact of Air Humidity on PM _{2.5} Mass Concentration and Visibility During Winter in Tianjin	DING Jing, TANG Ying-xiao, HAO Tian-yi, <i>et al.</i> (5143)
Seasonal Variation and Source Apportionment of Carbonaceous Species in PM _{2.5} in Chengde	HE Bo-wen, NIE Sai-sai, WANG Shuai, <i>et al.</i> (5152)
Volatile Organic Compounds (VOCs) Emission Inventory from Domestic Sources in China	LIANG Xiao-ming, CHEN Lai-guo, SHEN Guo-feng, <i>et al.</i> (5162)
Characteristics of Industrial Volatile Organic Compounds (VOCs) Emission in China from 2011 to 2019	LIU Rui-yuan, ZHONG Mei-fang, ZHAO Xiao-ya, <i>et al.</i> (5169)
VOCs Emission Inventory and Uncertainty Analysis of Industry in Qingdao Based on Latin Hypercube Sampling and Monte Carlo Method	XU Wan-ying, FU Fei, LÜ Jian-hua, <i>et al.</i> (5180)
Emission Characteristics and Environment Impacts of VOCs from Typical Rubber Manufacture	WANG Hai-lin, XIN Guo-xing, ZHU Li-min, <i>et al.</i> (5193)
Pollution Characteristics and Ozone Formation Potential of Ambient VOCs in Different Functional Zones of Shenyang, China	KU Ying-ying, REN Wan-hui, SU Cong-cong, <i>et al.</i> (5201)
Characteristics of BTEX and Health Risk Assessment During Typical Pollution Episodes in Summer and Winter in Tianjin Urban Area	HAN Ting-ting, LI Ying-ruo, PU Wei-wei, <i>et al.</i> (5210)
Atmospheric NH ₃ Emission Inventory and Analysis of the Driving Force in Zhengzhou City	JI Yao, WANG Chen, LU Xuan, <i>et al.</i> (5220)
Interactive Effects of the Influencing Factors on the Changes of O ₃ Concentrations Based on GAMs Model in Chengdu	ZHANG Ying, NI Chang-jian, FENG Xin-yuan, <i>et al.</i> (5228)
Spatial Variation Characteristics and Remote Sensing Retrieval of Total Suspended Matter in Surface Water of the Yangtze River	LI Jian-hong, HUANG Chang-chun, ZHA Yong, <i>et al.</i> (5239)
Spatial Distribution Characteristics of the Spectrum, Source Analysis, and Nitrogen Response of Dissolved Organic Matter in Summer Rainfall in the Hebei Province	ZHANG Zi-wei, ZHOU Shi-lei, CHEN Zhao-ying, <i>et al.</i> (5250)
Distribution and Influencing Factors of DOM Components in Urban and Suburban Polluted Rivers	ZHU Yi, CHEN Hao, DING Guo-ping, <i>et al.</i> (5264)
Composition and Distribution of Microplastics in the Water and Sediments of Urban Rivers in Beijing	HU Jia-min, ZUO Jian-e, LI Di, <i>et al.</i> (5275)
Nontarget Screening and Ecological Risk Assessment of Polar Organic Pollutants in Surface Water on the West Bank of Taihu Lake	LU Xin-yan, WANG Fei, ZHANG Li-min, <i>et al.</i> (5284)
Optimization of Extraction Methods and Distribution Characteristics of Antibiotics and Metabolites in Sediments of a River Water-Groundwater Interaction Zone	LI Yu-qiong, TONG Lei, YAN Han, <i>et al.</i> (5294)
Distribution Characteristics and Risk Assessment of Antibiotics and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Sediments of Desilting Demonstration Area in Baiyangdian Lake	WANG Tong-fei, ZHANG Wei-jun, LI Li-qing, <i>et al.</i> (5303)
Dynamic Mechanisms of Groundwater Quality by Residual Contaminants of the Tanghe Wastewater Reservoir in Xiong'an New Area	ZHANG Zhi-xiong, WANG Shi-qin, ZHANG Yi-zhang, <i>et al.</i> (5312)
Analysis and Prediction of Health Risk from Heavy Metals in Drinking Water Sources Based on Time Series Model	JI Chao, HOU Da-wei, XIE Li, <i>et al.</i> (5322)
Spatial Distribution, Risk, and Influencing Factors of River Water-Sediment Heavy Metals in the Lower Reaches of the Qianhe River	GAO Yu, WANG Guo-lan, JIN Zi-han, <i>et al.</i> (5333)
Spatial Distribution and Pollution Assessment of Dissolved Heavy Metals in Chaohu Lake Basin During the Wet Season	HE Miao, LIU Gui-jian, WU Lei, <i>et al.</i> (5346)
Impact of Enclosure Culture on Heavy Metal Content in Surface Sediments of Hongze Lake and Ecological Risk Assessment	ZI Xin-yuan, ZHANG Ming, GU Xiao-hong, <i>et al.</i> (5355)
Natural Water Chemistry Change in the Surface Water of Chengdu and Impact Factors	XU Qiu-jin, LAI Cheng-yue, DING Yao, <i>et al.</i> (5364)
Hydrochemical Characteristics and Controlling Factors of Groundwater in the Leizhou Peninsula	PENG Hong-xia, HOU Qing-qin, ZENG Min, <i>et al.</i> (5375)
Land-based Nitrogen Pollution Source Structure and Spatial Distribution in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area	DONG Si-qi, HUANG Chong, <i>et al.</i> (5384)
Output Characteristics of Nitrogen and Phosphorus from Non-Point Source Pollution of Typical Land Use in A Micro-Watershed in Hilly Red Soil Region	FANG Zhi-da, SU Jing-jun, ZHAO Hong-tao, <i>et al.</i> (5394)
Effects of Different Fertilization Patterns on Nitrogen Leaching Loss from Paddy Fields Under Reduced Nitrogen	JIANG Hai-bin, ZHANG Ke-qiang, ZOU Hong-tao, <i>et al.</i> (5405)
Effects of <i>Spartina alterniflora</i> Invasion on Soil Phosphorus Forms in the Jiaozhou Bay Wetland	SHA Meng-qiao, CHAI Na, ZHAO Hong-tao, <i>et al.</i> (5414)
Contrasting Analysis of Microbial Community Composition in the Water and Sediments of the North Canal Based on 16S rRNA High-Throughput Sequencing	PENG Ke, DONG Zhi, DI Yan-ming, <i>et al.</i> (5424)
Characteristics of Phosphorus Adsorption in Aqueous Solution by Si-modified Peanut Shell Biochar	ZHAO Min, ZHANG Xiao-ping, WANG Liang-rong, <i>et al.</i> (5433)
Adsorption Characteristics of Pb(II) on Eucalyptus Biochar Modified by Potassium Permanganate	MO Zhen-lin, ZENG Hong-hu, LIN Hua, <i>et al.</i> (5440)
Preparation of Mixed Metal Oxide/Carbon Composites and Its Adsorption Performance for Pb(II)	LU Yu-shen, ZONG Li, YU Hui, <i>et al.</i> (5450)
Fabrication of Supported Titanium Xerogel Adsorbent and Performance Evaluation for Arsenite Removal	SUN Ye-yang, ZHOU Chang, GAN Yong-hai, <i>et al.</i> (5460)
Nitrite Regulation During Start-up of Combined Partial Nitrification and ANAMMOX Process	ZUO Fu-min, ZHENG Rui, SUI Qian-wen, <i>et al.</i> (5472)
Effects of Biochar and Straw Return on Soil Aggregate and Organic Carbon on Purple Soil Dry Slope Land	DENG Hua, GAO Ming, LONG Yi, <i>et al.</i> (5481)
Response of Soil Organic Carbon Content in Different Slope Positions to Fertilization Management in Purple Soil Sloping Fields	XU Man, YU Luo, WANG Fu-hua, <i>et al.</i> (5491)
Distribution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals in the Eastern Mountainous Area of the Nanyang Basin	LAI Shu-ya, DONG Qiu-yao, SONG Chao, <i>et al.</i> (5500)
Pollution Characteristics and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in a Suburban Farmland Soil	ZHANG Xiu-xiu, LU Xiao-li, WEI Yu-chen, <i>et al.</i> (5510)
Accumulation Characteristics and Dietary Exposure Estimation of Heavy Metals in Vegetables from the Eastern Coastal Region of China	SUN Shuai, GENG Ning-bo, GUO Cui-cui, <i>et al.</i> (5519)
Security Risk and Influencing Factors of Agro-Products in Farmland Soil Around a Typical Mining Smelter	HUO Yan-hui, WANG Mei-e, XIE Tian, <i>et al.</i> (5526)
Cd Pollution and Safe Planting Zoning in Paddy Soils: A Case Study in a District of Chongqing	CAO Shu-zhen, MU Yue, CUI Jing-xin, <i>et al.</i> (5535)
Characteristics and Influencing Factors of Cadmium Accumulation in Different Rice Varieties Under Cadmium Contaminated Field Conditions	WANG Yu-hao, YANG Li, KANG Yu-chen, <i>et al.</i> (5545)
Effects of Nano-membrane on Aerobic Composting Process and Odor Emission of Livestock Manure	LI Yong-shuang, SUN Bo, CHEN Ju-hong, <i>et al.</i> (5554)