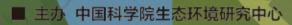


极地和多

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV HUANJING KEXUE

不同国家农用地土壤环境标准比较与启示 李勖之,姜瑢,王国庆,陈玉东,龙涛,林玉锁



■出版科学出版社





2022年2月

第43卷 第2期 Vol.43 No.2

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第43卷 第2期 2022年2月15日

目 次

```
综述
研究报告
兰州市采暖期和非采暖期大气降尘重金属的分布特征及来源 ………………………………………………… 黄文,王胜利(597)
基于神经网络和数值模型的重点区域 PM2.5 预报比较分析 高愈霄, 汪巍, 黄永海, 王晓彦, 朱媛媛, 朱莉莉, 许荣, 李健军(663) 2015~2020 年海南省臭氧时空变化及其成因分析 符传博,徐文帅, 丹利, 佟金鹤(675) 济南市城区夏季臭氧污染过程及来源分析
………………………    赵峰,陈天舒,董灿,李洪勇,刘子璐,毕于健,国兆新,王新锋,杨凌霄,王韬,王文兴,薛丽坤(723)
典型内燃叉车尾气挥发性有机物与正构烷烃的排放特征
土壤 phoC 和 phoD 微生物群落对化肥和有机肥配施生物炭的响应 …… 杨文娜,余泺,罗东海,熊子怡,王蓥燕,王子芳,高明(1040) 刺槐林恢复过程中土壤微生物碳降解酶的变化及与碳库组分的关系 …… …… 杨文娜,余泺,罗东海,熊子怡,王蓥燕,王子芳,高明(1040)
 长三角农田轮作系统氨排放特征、转化机制和减排潜力 ·········· 徐昶, 苗文亮, 倪远之, 沈根祥, 钱晓雍, 付侃, 高宗源, 王振旗(1108)《环境科学》征订启事(618) 《环境科学》征稿简则(761) 信息(685, 935, 956)
```



济南市城区夏季臭氧污染过程及来源分析

孙晓艳¹,赵敏²,申恒青²,刘杨¹,杜明月¹,张文娟¹,许宏宇¹,范国兰¹,公华林¹,李青松¹,李大秋¹,高晓梅^{3*},张丽娜⁴

(1. 山东省济南生态环境监测中心,济南 250101; 2. 山东大学环境研究院,青岛 266237; 3. 济南大学水利与环境学院,济南 250024; 4. 德州市生态环境局乐陵分局,乐陵 253600)

摘要: 2019 年夏季,在济南市城区开展了大气臭氧(O_3)及其前体物[挥发性有机物(VOC_8)和氮氧化物(NO_x)]的综合观测研究,观测发现,日最大 $8h\ \varphi(O_3)$ 均值为(103.0 ± 14.5)× 10^{-9} , $\varphi(NO_x)$ 平均值为(16.7 ± 11.3)× 10^{-9} , VOC_8 的体积分数和活性水平分别为(22.4 ± 9.4)× 10^{-9} 和(9.6 ± 3.8) s^{-1} .利用局地 O_3 化学收支分析,发现济南具有较高的局地 O_3 生成潜势,白天局地 O_3 平均生成速率为 35.6×10^{-9} h^{-1} .运用基于观测的盒子模型(OBM)和 PMF 受体模型对济南 O_3 生成的控制因素、关键 VOC_8 来源进行了分析,结果表明济南市城区 O_3 生成总体处于人为源 VOC_8 敏感区,且对烯烃的敏感性最强. O_3 生成机制由早晨的 VOC_8 敏感区向午后的 VOC_8 -NO_x 过渡区转变,相应地 O_3 生成效率由 18.3×10^{-9} h^{-1} 提高到 29.6×10^{-9} h^{-1} .机动车尾气排放和汽油挥发是城市 VOC_8 的主要来源,对 O_3 生成贡献明显.

关键词:济南; 臭氧(O₃); 敏感性分析; 相对增量反应活性(RIR); VOCs 来源解析中图分类号: X515 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2022)02-0686-10 **DOI**: 10.13227/j. hjkx. 202106068

Ozone Formation and Key VOCs of a Continuous Summertime O_3 Pollution Event in Ji'nan

SUN Xiao-yan¹, ZHAO Min², SHEN Heng-qing², LIU Yang¹, DU Ming-yue¹, ZHANG Wen-juan¹, XU Hong-yu¹, FAN Guo-lan¹, GONG Hua-lin¹ LI Qing-song¹, LI Da-qiu¹, GAO Xiao-mei³*, ZHANG Li-na⁴

(1. Ji'nan Ecological and Environmental Monitoring Center, Shandong Province, Ji'nan 250101, China; 2. Environment Research Institute, Shandong University, Qingdao 266237, China; 3. School of Water Conservancy and Environment, University of Ji'nan, Ji'nan 250024, China; 4. Laoling Branch of Dezhou Ecological Environment Bureau, Laoling 253600, China)

Abstract: In the summer of 2019, field measurements of ozone (O_3) and its precursors [volatile organic compounds (VOCs) and nitrogen oxides (NO_x)] were carried out at an urban site in Ji'nan. We found that the daily maximum 8-hour averages $\varphi(O_3)$ were $(103.0\pm14.5)\times10^{-9}$. The average $\varphi(NO_x)$ and $\varphi(VOCs)$, which are ozone precursors, were $(16.7\pm11.3)\times10^{-9}$ and $(22.4\pm9.4)\times10^{-9}$, respectively. The •OH reactivity of VOCs was determined (9.6 ± 3.8) s⁻¹. Ji'nan suffered from serious O_3 pollution. An observation-constrained chemical box model was deployed to evaluate in situ photochemical O_3 production, which indicated that chemical reactions made positive contributions to O_3 production rates between O_3 0 and O_3 0 and O_3 19;00 LT, with the average hourly O_3 19 production rate of O_3 10 in the relative incremental reactivity (RIR) method. The key indicators that affect the local ozone production rate were identified. Ji'nan was under VOC-limited conditions and the key VOC precursors were alkenes. The O_3 10 formation mechanism changed from the VOC-limited regime in the morning to the transitional regime in the afternoon. Correspondingly, the simulated local O_3 1 production rate was increased from O_3 18. O_3 10 has a value of O_3 20 has a value of the major sources in Ji'nan were vehicular exhaust and gasoline evaporation, accounting for more than O_3 20 of the observed VOCs. Therefore, constraints on vehicular emissions is the most effective strategy to control O_3 20 pollution in Ji'nan.

Key words: Ji'nan; ozone (O₃); sensitivity analysis; relative incremental reactivity (RIR); VOCs source apportionment

近地面臭氧(O_3)是由人类活动排放产生的挥发性有机物(volatile organic compounds, VOCs)、氮氧化物(NO_x)和一氧化碳(CO)等一次污染物在太阳光照射下,经复杂的光化学反应产生的二次污染物.它不仅是重要的氧化剂和温室气体,还是全球性主要大气污染物之一,其对区域空气质量、人体健康、生态系统和全球气候变化都具有重要的影响 $^{[1-4]}$.近年来 O_3 污染已经成为困扰我国主要经济快速发展地区的主要环境问题之一,并表现出明显的区域性特征 $^{[5,6]}$.因此,近地面 O_3 污染及防治备受环境科学领域研究人员的关注.

生态环境部监测数据表明,近年来我国主要区域 O_3 污染呈上升趋势,高浓度 O_3 污染多发生在京津冀和周边地区、长三角、珠三角、汾渭平原和成渝地区等典型城市群区域的城区或郊区,其中京津冀和周边地区 O_3 污染最为严重且上升幅度最大, 2020 年 $\varphi(O_3)$ 比 2015 年上升 10.4% [5.7.8]. 长期观

收稿日期: 2021-06-08; 修订日期: 2021-07-27

基金项目:济南市科技局社会民生专项(201807008);泉城产业领军人才支持计划项目;国家自然科学基金项目(21607054)

作者简介: 孙晓艳(1983~),女,博士,主要研究方向为大气污染成因, E-mail; xiaoyan_sun1983@126.com

^{*} 通信作者,E-mail:stu_gaoxm@ujn.edu.cn

测发现, 2013~2019 年华北地区 55 个监测站点暖季(4~9月)日最大 8 h 平均 φ (O_3)在全国增幅最大,年增长率为 3. 3×10⁻⁹ a⁻¹,甚至有个别站点年增长率超过 5. 0×10⁻⁹ a⁻¹以上^[5]. 背景点位泰山站的观测数据显示, 2003~2015 年夏季 φ (O_3)以(1. 7~2. 1)×10⁻⁹ a⁻¹的速率增长^[9]. 整个京津冀和周边地区 O_3 污染严重,并且正在持续加重.

为了有效地控制近地面 0, 污染, 我国多地开展 O, 生成机制的研究, 以探讨局地 O, 光化学产生过 程的控制因素. 现有研究发现,我国东部城市地区由 于 NO, 排放强, VOCs/NO, 比值低, 多属于 VOCs 敏 感区,其关键性物种为芳香烃和烯烃类[10~16]. 在乡 村地区由于生物源 VOCs 排放量高, O, 生成则属于 NO, 敏感区[11,14,17]. O, 生成敏感性存在明显的时 空差异,同一地点不同时间可能呈现不同的 0,污染 敏感区,如在京津冀、长三角和珠三角等地开展的 分析发现,当地O,生成的敏感区在早晨为 VOCs 敏 感区,在下午则转变为 NO, 敏感区[18,19]. 同一时段, 城市、郊区和远郊区可能分别属于不同 0, 的前体 物敏感区,一般城市属于 VOCs 敏感区,而远郊区属 于 NO_x 敏感区,郊区则处于过渡区 $^{[20]}$. 基于卫星观 测的综合分析显示,近10年来我国大多数农村地区 依旧为 NO_x 敏感区,但是京津冀、长三角和珠三角 和周边地区属于过渡区的范围在扩大,到2030年我 国大部分地区在 0, 污染季节将会转换 0, 生成的过 渡区[11]. 开展对 0。光化学产生过程的控制因素解 析已成为当前 O, 污染防治的重点.

济南市城区南临泰山,呈南高北低的"浅碟"型 地貌,风速小、逆温频繁,易造成污染物在山前"浅 碟"区域汇聚,城市和区域大气污染严重. 自 2013 年 以来济南市环境空气质量虽显著改善,但是近地面 的 O, 污染问题凸显, 2013~2019 年济南市 O, 日最 大8h平均值的第90百分位数(即年评价值)年增 幅为 2.5 × 10⁻⁹ a⁻¹. 2019 年 0, 超标天数达到 112 d,其污染主要集中在5~9月,O,最高小时体积分 数出现在午后 14:00~16:00,具有主城区较低而周 围地区较高的空间分布特征. 2013年6月在城市下 风向的农村站点观测到 198×10^{-9} 的小时 $\varphi(O_3)$ 高 值[21]. Lvu 等[22] 在对济南市 2017 年夏季 0, 污染 的研究中发现, O。前体物敏感性由非超标日的 VOCs 敏感区向超标日的过渡区转变,同时 O, 生成 效率加快,汽油车和柴油车尾气是导致 0, 污染贡献 最大的前体排放物. 作为京津冀大气污染传输通道 的重要城市,济南市基础性监测数据较为充足,但是 有关 O, 污染的研究与北京、上海、珠三角等重点 城市相比较少 $^{[22,23]}$,本研究选取了 2019 年济南市城区在夏季 O_3 污染频发时段开展综合观测,分析 O_3 及前体物的污染特征,并利用基于观测的模型 (observation based model, OBM)对局地 O_3 光化学收支和主控因子进行系统研究,应用正交矩阵因子分解模型 (positive matrix factorization, PMF)进行 VOCs 来源解析,以期为当地 O_3 污染治理提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 观测实验

本研究于 2019 年 6 月 16~25 日在市监测站 (济南市山大路 183 号) 5 楼楼顶开展联合观测实验,该点位位于城市主干道山大路西侧,高度约为 20 m,周围主要为中、高层建筑物,无明显遮挡物,受城市交通、居民生活来源污染影响明显,是典型的城市站点,能够较好地代表济南市城区环境空气污染状况. 观测期间所需 O₃、NO₂/NO 和 CO 等污染物数据来自济南市自动监测网络数据,所用仪器依次为 API T400、API T200 和 API T300,时间分辨率均为 1 h,监测设备会在每日凌晨开展自动标定.地面气象观测数据,如温度、相对湿度、风速和风向等来自济南市气象局.

用3.2 L 钝化的不锈钢苏玛罐采集 VOCs 样品, 1 d 中每 3 h 采集一个样品,每天共 8 个样品,采集 共计80个 VOCs 样品. 实验室分析方法依据美国环 保署(USEPA)推广的 TO-14 和 TO-15. VOCs 样品 在采样泵的动力下被抽入超低温预浓缩系统,被冷 冻富集(-190℃)在捕集柱上; 热解吸后目标化合 物在载气的吹扫下,通过中心切割技术,首先进入 TG-BOND Alumina(30 m×0.32 mm×5.0 μm)毛细 管色谱柱进行分离,利用氢火焰离子化检测器 (FID)对 C2~C3 的碳氢化合物进行检测,再次通过 TG-1MS(60 m×0.25 mm×1.0 μm)毛细管色谱柱, 利用质谱检测器(MS)进行分离,同时采用全扫描模 式(SCAN)和选择离子模式(SIM)相结合的方式检 测 C3~C10的碳氢化合物、卤代烃和含氧化合物等 物种. 采样流量为 60 mL·min⁻¹;程序升温:15℃保 持 4 min,以4℃·min⁻¹升温至 115℃,以10℃·min⁻¹ 升温至 200℃保持 35 min; FID 检测器温度:200℃; 氢气流量:35 mL·min⁻¹; 空气流量:350 mL min⁻¹; MS 传输线温度:280℃; MS 离子源温度:320℃. 共 定量分析 29 种烷烃、11 种烯烃、16 种芳香烃、35 种卤代烃和乙炔等化合物.

每个样品的分析均采用溴氯甲烷、1,4-二氟苯、氘代氯苯和4-溴氟苯4种内标化合物,定量标

准曲线通过测量(0.5~15.0)×10⁻⁹范围内5~7个体积分数点的线性回归获得.连续校准每24h分析1次曲线中间点,其测定结果与理论浓度值偏差应≤30%.同时设置不少于5%的实验室平行样测定,平行样中物种体积分数的偏差应≤30%.并经实验室空白测定,实验室空白中物种的体积分数低于方法检出限.

1.2 模型分析

1.2.1 基于观测的 OBM 模型

利用 OBM-AOCP (observation-based model for investigating atmospheric oxidative capacity and photochemistry) 模型研究了济南市城市点位 O_3 的生成机制及其与前体物的敏感性关系,该模型已广泛应用于以往的大气化学观测与模拟研究中,以解析 O_3 光化学生成机制 $[^{13,24}]$ 、PAN 形成 $[^{25}]$ 和 RO_x 自由基化学 $[^{26}]$. 本研究中的化学机制已更新为最新版本的 Master Chemical Mechanism (MCM) 3.3 版本.

OBM 模型是将实际观测数据作为约束条件来 模拟研究大气光化学的方法,相对增量反应活性 (relative incremental reactivity, RIR)是评估 03 光化 学污染控制因素的重要指标之一. 模型将时间分辨 率为1 h 的 NO、NO,、CO、O,、SO, 和气象条件的 实际观测数据输入到盒子模型中,假设污染物充分 混合,模拟大气光化学反应过程,对于未实时监测的 VOC,将3h内的数据插值为小时分辨率,然后通过 降低特定前体物的浓度(模拟污染源的削减)来计 算不同 O。前体物的相对增量反应活性(RIR),据此 可以判断影响 O3 生成的 NO2 以及不同种类 VOCs 敏感性. 模型计算从当地时间 00:00 开始,每天 24:00结束,整个模拟过程提前运行5d,以稳定未测 物种体积分数(如·OH). 本研究对一次排放污染物 (X)的源效应进行 10% 的削减进行研究. 并通过局 地 0、化学收支模拟,利用 0、的净光化学产生速率, 即为 0, 的光化学总生成速率与去除速率之差,估算 近地面 O, 光化学生成速率,确定当地 O, 光化学污 染生成机制,并将模拟的 $\varphi(O_3)$ 与实测值进行比 较,发现模拟结果吻合较好.具体方法介绍详见文献 [13,24].

1.2.2 正交矩阵因子分解模型

PMF 作为受体模型的一种,能够更好地识别源类,已成功应用于休斯敦、北京和珠三角等地环境空气中 VOCs 来源解析^[27-31]. 作为一种多元因子分析方法,其基本原理为先利用权重计算样本中各化学组分的误差,然后通过最小二乘法确定主要的污染源及其贡献率. 本研究使用 USEPA 推荐的 PMF 5.0 版进行 VOCs 的来源解析,模型需要输入 VOCs

体积分数矩阵和不确定度^[27,32]. 不确定度是根据 PMF 5.0 用户指南提供的计算公式进行计算^[32],当 所测量物种的浓度高于该物种的测量检测限 (MDL)时,使用公式(1),反之低于物种的测量检测限则用公式(2). 对于缺失值,将其体积分数和不确定性分别设定为该物种体积分数的平均值和平均值的 4 倍.

$$U_j = k \times c_j + \frac{d_j}{3} \quad (c_j \geqslant \text{MDL})$$
 (1)

$$U_j = \frac{5}{6} \times \text{MDL} \quad (c_j < \text{MDL}) \tag{2}$$

式中, U_j 为 VOCs 中物种 j 的不确定度, k 为测量的不确定度,取值为 10%, c_j 为物种 j 的浓度, d_j 为物种 j 的检测限.

为了减少数据测量误差对于 PMF 解析的影响,本研究选取参与计算的 VOC 组分均具有较高信噪比(s/n>2)和较少缺失值,并且具有较强源指示作用. 考虑到受体模型需满足源到受体之间污染物化学组成不发生变化这一前提假设,在利用 PMF 来源解析时选择物种需遵循的原则主要有:①选取相对体积分数较高的物种及源示踪物;②不选择化学反应活性过高的物种,以减少初始体积分数计算带来的不确定性. 最终选择 31 种组分参与 PMF 解析,包括 11 种 C2~C8 烷烃、6 种烯炔烃、5 种芳香烃和 9种卤代烃.

2 结果与讨论

2.1 O, 及其前体物的污染状况

图 1 给出了观测期间常规气体与气象要素的时间序列. 表 1 列出观测期间气象参数及 $\varphi(O_3)$ 的逐日变化情况. 观测期间以高温晴朗天气为主,日最高温度保持在 35% 以上,高空环流基本处于脊控制或者槽后的西北下沉气流,近地面由均压场转为高压后控制,南风风力较小,大气层结稳定,高温、强太阳辐射和风速小有利于 O_3 的生成和积累. 其中 6 月 20 日高空槽过境,云量增多,午后受雷阵雨天气影响,稳定形势被打破,导致 $\varphi(O_3)$ 下降. 到 6 月 25 日,高空转为槽前,水汽和云量增加, O_3 污染才有所缓解.

观测期间各项气体平均 $\varphi(O_3)$ 、 $\varphi(NO_2)$ 、 $\varphi(NO_x)$ 和 $\varphi(CO)$ 分别为 $(71.0 \pm 32.4) \times 10^{-9}$ 、 $(15.0 \pm 9.1) \times 10^{-9}$ 、 $(16.7 \pm 11.3) \times 10^{-9}$ 和 $(433.7 \pm 178.9) \times 10^{-9}$,日最大 8 h $\varphi(O_3)$ 平均值 为 $(103.0 \pm 14.5) \times 10^{-9}$,10 d 均超过国家二级标准 (GB 3095-2012). 6 月的 17、21 和 24 日小时 $\varphi(O_3)$ 最高值一度达到 144.7 × 10^{-9} 、133.0 × 10^{-9}

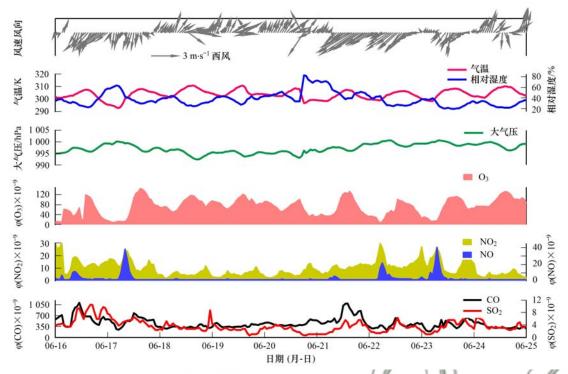


图 1 观测期间常规气体和气象要素的时间序列

Fig. 1 Time series of trace gases and meteorological parameters during field measurements

表 1 观测期间气象参数和 $\varphi(O_3)$ 的变化情况

0	Table 1 Variation in meteorological parameters and ozone concentration during field measurements							
日期 (月-日)	高空	地面气压场	风向	风速 /m·s ⁻¹	日最高气温 /℃	日照时长/h	日最大8 h φ(0 ₃)×10 ⁻⁹	日最大1 h φ(O ₃)×10 ⁻⁹
06-16	平直	均压	北风短时南风	1. 4	36	7.7	96. 6	119. 5
06-17/	平直	均压	南风	(اوز/_	34. 5	9. 0	125. 5	144. 7
06-18	脊前	均压	南风	1. 2	37. 2	9.8	105. 9	116. 2
06-19	脊前	均压	南风	1. 1	37. 1	6. 2	105. 9	121.8
06-20	槽过境	均压	南风	1. 2	34. 8	2. 5	82. 1	100.8
06-21	槽后	高压前	北风	1.4	35. 6	7. 9	111.1	133. 0
06-22	槽后	高压区均压	北风	1.3	34. 1	10. 4	87. 7	101.3
06-23	槽后脊前	高压后	南风	0. 9	36. 5	12. 3	106. 4	112. 5
06-24	脊前-脊后	高压后	南风	1. 2	36. 6	8.8	121. 3	131.6
06-25	槽前	高压后	南风	1. 2	35. 1	11. 2	86. 8	95. 2

和 131. 6×10^{-9} ,如此高的超标率和 O_3 小时体积分数水平表明济南市 O_3 污染严重. 距离城区东南方向 40 km 的背景站点(平均海拔 700 m 以上)日最大 8 h $\varphi(O_3)$ 均值为(80. 6 ± 9 . $6) \times 10^{-9}$,观测期间超标率 90%. 夜间 O_3 小时体积分数为(63. 6 ± 10 . $9) \times 10^{-9}$,最大值可达 91. 5×10^{-9} ,从侧面表明城市 O_3 污染具有显著区域性,且有高浓度的 O_3 积累在高空,开展 O_3 污染防控的空间尺度应至少为济南市.

 $\varphi(\text{VOCs})$ 范围在 $(8.2 \sim 44.2) \times 10^{-9}$ 之间,平均值为 $(22.4 \pm 9.4) \times 10^{-9}$. $\varphi($ 烷烃)、 $\varphi($ 烯烃)、 $\varphi($ 芳香烃)和 $\varphi($ 炔烃)在观测时段内的平均值分别为 $(12.1 \pm 5.3) \times 10^{-9}$ 、 $(3.2 \pm 1.9) \times 10^{-9}$ 、 $(4.2 \pm 3.0) \times 10^{-9}$ 和 $(3.1 \pm 1.4) \times 10^{-9}$, $\varphi($ 烷烃)较高. 烷烃中体积分数较高的物种分别为异戊烷

 $[(2.1\pm0.9)\times10^{-9}]$ 、正丁烷 $[(1.9\pm0.8)\times10^{-9}]$ 和乙烷 $[(1.6\pm0.6)\times10^{-9}]$,占总烷烃体积分数贡献的 46.1%. 烯烃中体积分数高的物种为乙烯 $[(1.8\pm0.8)\times10^{-9}]$ 、1-戊烯 $[(1.5\pm0.6)\times10^{-9}]$ 和异戊二烯 $[(1.2\pm0.9)\times10^{-9}]$,占总烯烃的 45.8%. 芳香烃各物种的体积分数均较低,其中甲苯 $[(1.9\pm0.9)\times10^{-9}]$ 、间-乙基甲苯 $[(1.8\pm0.8)\times10^{-9}]$ 和1,3,5-三甲苯 $[(1.7\pm1.0)\times10^{-9}]$ 较高. 平均 φ (乙炔)为(3.1±1.4)×10⁻⁹,与 CO类似,城市大气中乙炔亦源自于燃料的不完全燃烧过程,如机动车尾气和生物质燃烧废气中均可检测出乙炔[33]. 总体来看,C2 ~ C5 的烷烯烃、甲苯和三甲苯的体积分数所占比例较高,说明受汽油、液化石油气(LPG)等燃料挥发及机动车尾气排放影响较

大^[33~36]. 济南市环境空气中 VOCs 组成特征揭示其污染来源较为复杂,为确定各源类的贡献须进一步开展相关来源解析研究.

2.2 主要污染物的日变化

图 2 展示了观测期间 O_3 、 NO_2 、NO、人为源 VOCs(anthropogenic VOCs, AVOCs)和异戊二烯 (isoprene)的平均日变化. φ (NO_2)在 07:00 和 21:00左右会出现高值,早晚高峰的变化趋势明显, φ (NO)高值出现在 $07:00\sim08:00$ 左右,说明机动车等近地面人为排放源对 NO_x 污染起到主导作用. AVOCs 体积分数呈现出明显的早晚高峰的特征,受光化学损耗较少和污染物排放积累的影响,其峰值出现在 $06:00\sim09:00$ 和 $18:00\sim21:00$. 在早高峰

 $\varphi(Z, k)$ 、 $\varphi($ 异戊烷)和 $\varphi(1$ -戊烯)达到 1d 中的高值,分别是 5.5×10^{-9} 、 4.4×10^{-9} 和 2.4×10^{-9} ,表明机动车排放带来的不完全燃烧和汽油挥发在此时段有所增加 $[^{33-36]}$.而异戊二烯呈现单峰的日变化规律,其体积分数高值出现在中午 $[(1.3\pm0.8)\times 10^{-9}]$,说明该点位异戊二烯主要来源于天然源,反映出天然源排放受温度及光照强度影响较大的特点 $[^{37]}$. O_3 日变化呈现典型的单峰型,峰值范围在(95.2~144.7)× 10^{-9} ,峰值出现时间集中在 14:00~16:00,与温度和光照正相关. O_3 和前体物 VOCs、 NO_x 的体积分数呈现出显著的负相关性,说明 O_3 污染的形成伴随着 VOCs 和 NO_x 的减少,光化学反应是 O_3 污染产生的重要原因.

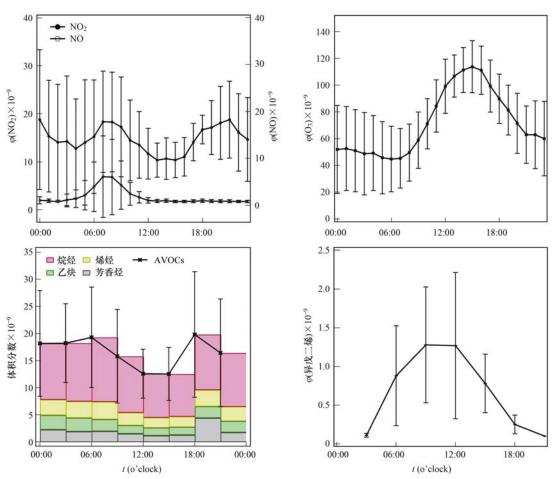


图 2 观测期间济南市城区 O_3 、 NO_2 、NO、AVOCs 和异戊二烯体积分数的平均日变化

Fig. 2 Average diurnal patterns of O₃, NO₂, NO, AVOCs, and isoprene at urban site in Ji'nan during field measurements

2.3 局地 O₃ 化学收支分析

近地面 $\varphi(O_3)$ 的改变是局地光化学、区域传输和沉降共同作用的结果,局地光化学和区域传输对一个站点 O_3 生成的影响可正(生成和输入)可负(去除和输出).本研究利用观测值与 OBM 模型来分析局地光化学生成与区域传输对 O_3 生成的贡献.首先确定实测 $\varphi(O_3)$ 变化率(R_{mean}),然后通过 OBM模型计算得到局地 O_3 光化学产生速率 $P_{O_3}(R_{chem})$

和沉降速率(R_{deps}),最后差值 $R_{trans} = R_{mean} - R_{chem} - R_{deps}$ 即为区域传输的贡献.结果显示济南市城区 O_3 局地光化学生成速率大于消耗速率,表现为 O_3 光化学净生成,日间 $O_7:O_0 \sim 19:O_0$ 光化学净生成占主导地位,局地 O_3 生成平均速率为 35.6×10^{-9} h⁻¹. O_3 生成速率于 $13:O_0 \sim 14:O_0$ 达到最快,为(31.5 ± 3.8)× 10^{-9} h⁻¹, $17:O_0$ 由于 NO 的滴定作用, O_3 生成速率开始下降,同时生成 NO_2 ,然后传输至下风

向,或是夜间氧化成 NO₃ 自由基、N₂O₅转化为硝酸 盐气溶胶^[22]. 与其他研究结果相比,墨西哥的局地 O₃ 生成速率为 48×10^{-9} h^{-1[38]},纽约的为 20×10^{-9} h^{-1[39]},东京的为 11×10^{-9} h^{-1[40]},珠三角城区的为 40×10^{-9} h^{-1[41]},北京的城区和乡村地区分别 70×10^{-9} h⁻¹和 30×10^{-9} h^{-1[42]},重庆的为($30 \sim 35$) × 10^{-9} h^{-1[42]},济南市城区具有较快的局地 O₃ 生成速率, $\varphi(O_3)$ 的上升主要来自局地光化学生成.而区域传输通常以水平输出为主,可对下风向造成较大的影响,促使下风向的 $\varphi(O_3)$ 上升^[13,21].

另外,观测期间 6 月 16 日和 6 月 18 ~ 20 日 22:00至次日 04:00 观测到 $\varphi(O_3)$ 峰值出现(如图 3),推测夜间高空残余层中的 O_3 可以在夜间随盛

行风远距离输送,残余层中的 O_3 可被带入混合层中,导致地面观测点位 $\varphi(O_3)$ 水平升高 $^{[13,22]}$. 有关夜间 O_3 的来源还有待于持续关注和深入研究.

2.4 局地 O, 化学的成因分析

基于 OBM 模型,本研究计算了济南市观测期间在数据较为完整的晴天下光化学 O_3 产生过程中主要的一次排放前体物——AVOCs、异戊二烯、CO和 NO_x 的 RIR,并进一步将 AVOCs 细化为烷烃 (alkanes)、烯烃(alkenes)和芳香烃(aromatics)这 3 类. 总体来看,济南市城区的 O_3 生成处于 VOCs 和 NO_x 共同控制区,削减 10% VOCs 排放 O_3 降低的幅度大于削减 10% NO_x 排放 O_3 的降低幅度.在 AVOCs 中,烯烃对 O_3 生成影响最为明显,其次是芳

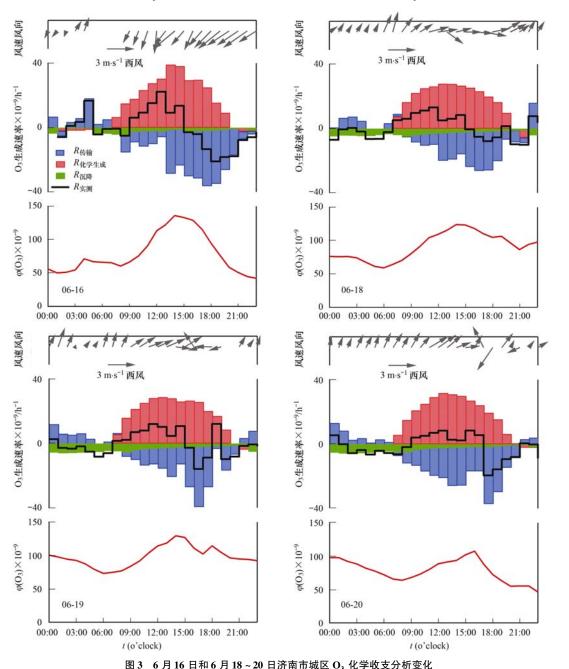


Fig. 3 O₃ chemical formation and depletion at an urban site in Ji'nan on June 16th and June 18-20th

香烃. 而就 CO 而言, RIR 值均为正值, 但是数值一般较小,表明了 CO 的削减对于济南市 O₃ 的控制是有利的, 但并不是十分关键的因素. 蒋美青等^[16]的研究发现, 京津冀的烯烃对 O₃ 生成影响最为明显, 其次是芳香烃.

图 4 展示观测期间 O_3 前体物敏感性的日变化规律. 由于城区早高峰 NO_x 的大量排放,随着边界层的抬升, O_3 生成通常处于 VOCs 敏感区,控制 AVOCs 特别是烯烃对 $\varphi(O_3)$ 的减少要有效得多,同时出现了 NO_x 的不利效应,即 NO_x 减少导致 $\varphi(O_3)$ 的升高,这种效应是由于 \cdot OH被快速清除所致. 由于 NO_x 的快速去除, NO_x 的不利效应出现的时间较短(08:00~10:00),且随着时间逐渐减弱. 随着 NO_x 排放减少, O_3 生成从 VOCs 敏感区向 VOCs 和 NO_x

过渡区转变(13:00~16:00),相应地 O_3 生成效率由 18.3×10^{-9} h⁻¹提高到 29.6×10^{-9} h⁻¹. 在同样 VOCs 排放情况下,与 VOCs(或 NO_x)敏感区相比,过渡区内 O_3 生成速率更高, $\varphi(O_3)$ 也通常在过渡区内达到最大值. 以往国外研究和我国京津冀、珠三角和长三角等重点区域也发现 O_3 生成机制由早晨 VOCs 敏感区向午后的过渡区(珠三角的 NO_x 敏感区)转变,可能与 NO_x 的光化学消耗与垂直扩散有关 $^{[19,43,44]}$.

城市 O_3 -NO_x-VOCs 敏感性的日变化转变,不仅可加快 O_3 生成速率,还会导致 $\varphi(O_3)$ 超标时间提前 $1 \sim 1.5 \ h^{[19]}$.整体上济南市采取基于 VOCs 的控制策略对降低 $\varphi(O_3)$ 有效,如果在下午同时削减 NO_x 的排放将更有益于降低 O_3 .

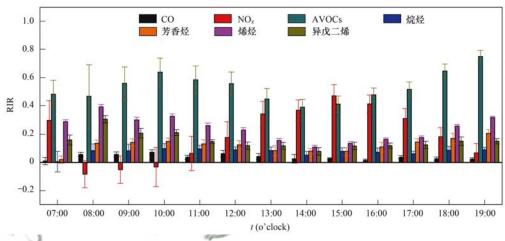


图 4 济南市城区 O₃-NO_r-VOCs 敏感性的日变化特征

Fig. 4 Diurnal patterns of O₃-NO_x-VOCs sensitive regime at urban site in Ji'nan

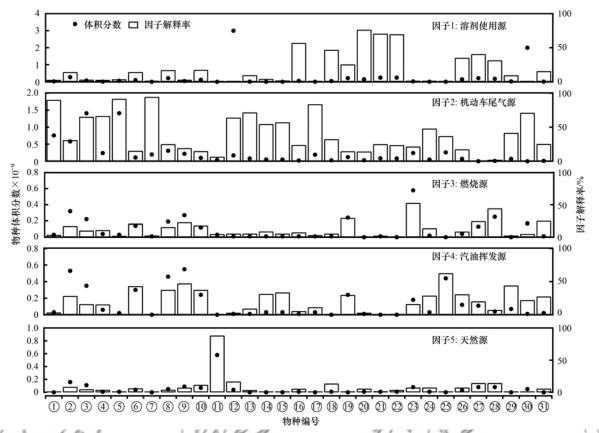
2.5 VOCs 活性及其来源解析

为了识别济南市城区大气中 VOCs 控制的活性物种,本研究讨论了包括烷烃、烯烃、芳香烃和异戊二烯在内的 57 种 VOCs 的化学活性,反应活性用各物种的体积分数与·OH反应速率常数计算,速率常数从 MCM 3.3 中获取,具体的计算方法参照文献 [25]. 济南市城区 VOCs 总反应活性为(9.6 ± 3.8) s^{-1} ,纽约 VOCs 反应活性为(19 ± 3) $s^{-1[43]}$,休斯顿的为(9~22) $s^{-1[45]}$,蒋美青等[16]的研究发现我国四大城市群反应活性在 1.6~10.5 s^{-1} 之间, Xue等[13]的研究发现上海、广州、兰州和北京下风向郊区反应活性分别为 5.9、5.2、9.3 和 2.8 s^{-1} .

人为源中,烯烃的反应活性最强,占(43.2 ± 21.6)%,其次是芳香烃[(30.8 ± 17.8)%]和烷烃 [(26.0 ± 12.3)%]. 值得注意的是,天然源的·OH 反应活性占总 VOCs 的(18.8 ± 16.3)%,比 Yang 等[46]研究的城区天然源活性贡献(小于 10%)高一些.从 VOCs 物种来看,反应活性较强的物种为异戊

二烯、1,3,5-三甲苯、1-己烯、1-戊烯、顺-2-丁烯、1,2,3-三甲苯和反-2-戊烯等, C4~C6的烯烃、乙烯和 C8~C9的芳香烃.

利用 PMF 对 VOCs 进行解析,本研究测试了从 3 个因子到 8 个因子的解析结果, $Q_{true}/Q_{theoretical}$ 的比值未随着因子数的增加出现明显突变, 因此主要基于 PMF 解析得到的因子意义的可解释度确定因子个数为 5. 每个因子中各 VOC 组分的体积分数和其占总 VOCs 的贡献率如图 5 所示, 因子 1 中甲苯、乙苯、二甲苯等苯系物和 C6 以上的烷烃载荷高^[33], 苯系物是涂料的主要成分, 故判断是溶剂使用源; 因子 2 中有高载荷的乙烯、丙烯、乙烷、丙烷、C4 烯烃、3-甲基戊烷、乙炔和苯等化合物. 在城市大气中机动车尾气是烯烃和乙炔、苯的重要来源, 另外, C3 ~ C6 的烷烃与机动车燃料的未充分燃烧相关, 因此本研究将该因子识别为机动车尾气源; 因子 3 中一氯甲烷载荷最高, 一氯甲烷通常被作为生物质燃烧排放的 VOCs 标志性物种^[33,36], 同时乙烷、乙炔、



①乙烯(ethylene),②乙炔(acetylene),③乙烷(ethane),④丙烯(propylene),⑤丙烷(propane),⑥异丁烷(isobutane),⑦ 1-丁烯(1-butene),⑧正丁烷(n-butane),⑨异戊烷(isopentane),⑪正戊烷(n-pentane),⑪异戊二烯(isoprene),⑫2,3-二甲基丁烷(2,3-dimethylbutane),⑬3-甲基戊烷(3-methylpentane),⑭1-己烯(1-hexene),⑮正己烷(n-hexane),⑯甲基环戊烷(methylcyclopentane),⑰苯(benzene),⑱正庚烷(n-heptane),⑪甲苯(toluene),②乙苯(ethylbenzene),㉑间/对-二甲苯(m/p-xylene),②邻-二甲苯(o-xylene),③氯甲烷(chloromethane),④二硫化碳(carbon disulfide),⑤二氯甲烷(methylene chloride),④异丙醇(2-propanol),②甲基叔丁基醚(2-methoxy-2-methylpropane),❷乙酸乙酯(ethyl acetate),❷三氯甲烷(trichloromethane),③1,2-二氯乙烷(1,2-dichloroethane),③四氯化碳(carbon tetrachloride)

图 5 PMF 模型解析 VOCs 因子谱图

Fig. 5 Factor profiles of VOCs sources with the PMF model

正丁烷和异丁烷等组分载荷高,因此认为因子3为燃烧源;因子4中异戊烷、正戊烷、正丁烷和异丁烷等C4~C5烷烃载荷较高^[37],该源判断为汽油挥发源;因子5中异戊二烯载荷最高,占比为88%,且无其他高占比VOC,异戊二烯被认为是天然VOCs排放的示踪物,实际上在城市地区机动车尾气也是重要的异戊二烯来源^[37],如前文所述,该物种的日变化规律与气温和光照强度的变化一致,故判断为天然源.

经 PMF 解析,济南市城区夏季 VOCs 主要来源为人为源,天然源所占比例为 9.0%,略高于石家庄(6%)^[47]和太原(6.7%)^[48],低于重庆(14%)^[42].人为源中,机动车尾气贡献了 VOCs 的最大来源,占比达 35.4%,其次为汽油挥发(22.4%),因为观测站点位于中心城区,周边以交通运输和居民生活为主,无其他明显污染源,尤其近年来随着机动车保有量的增长,与机动车有关的污染物排放如机动车尾

气及燃料汽油、柴油等的挥发排放等影响越来越突 出,有研究发现在华北平原、长三角和珠三角等城 市机动车排放对 VOCs 贡献占主导地位,且对局地 O, 化学生成影响较大, 天津市城区与城郊机动车排 放分别占 VOCs 的 60% 和 42%, 北京市占 57.7%, 南京市北郊占 58.9%,珠三角占 45.5%~51.5%, 上海市占 58% [49,50]. 溶剂使用源占济南市城区 VOCs 的 15.0%, 与北京(12.4%)和上海(16.0%) 接近,低于珠三角城市[50].燃烧源占18.3%,高于北 京(10.1%)、天津(13.6%)和上海(16%)等城 市[49,50],济南市能源结构以煤炭为主,另外以秸秆 等为燃料的生物质燃烧在农村仍然较为普遍,因此 燃烧源贡献较大. 总体上人为源中对济南市 0, 贡献 最大的为机动车尾气排放和汽油挥发. 如果同时监 测醛酮类、烷基酯类等含氧挥发性有机物 (oxygenated volatile organic compounds, OVOCs),机 动车排放的影响会更突出,同时对 O, 的贡献会更明

显[22]

3 结论

- (1)济南市城区具有较快的局地 O_3 生成速率,局地 O_3 生成平均速率为 35.6× 10^{-9} h⁻¹,对局地 O_3 体积分数的上升贡献显著,白天 O_3 化学生成潜势显著超标. 且城市及区域高空残余层积累较高 $\varphi(O_3)$,可被带入混合层中,导致夜间地面观测点位 $\varphi(O_3)$ 水平升高.
- (2)济南市城区局地 O_3 控制策略以 VOCs 控制为主, O_3 -VOCs-NO_x 敏感性的日变化特征显示午后 O_3 机制转变为 VOCs-NO_x 共同控制,使 O_3 生成效率加快,同时削减 VOCs 和 NO_x 的排放将更有益于降低 O_3 .
- (3) VOCs 活性物种以 C4 ~ C5 的烯烃、乙烯和 C8 ~ C9 的芳香烃为主. 机动车尾气排放和汽油挥发 是城市 VOCs 主要来源,占比超过 50%,对 O_3 生成贡献明显.

参考文献:

- [1] Aunan K, Berntsen T K, Seip H M. Surface ozone in China and its possible impact on agricultural crop yields [J]. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 2000, 29(6): 294-301.
- [2] 孔琴心, 刘广仁, 李桂忱. 近地面臭氧浓度变化及其对人体 健康的可能影响[J]. 气候与环境研究, 1999, 4(1); 61-66.
 - Kong Q X, Liu G R, Li G C. Surface ozone concentration variation and possible influences on human health [J]. Climatic and Environmental Research, 1999, 4(1): 61-66.
- [3] Feng Z Z, Hu E Z, Wang X K, et al. Ground-level O₃ pollution and its impacts on food crops in China; a review [J]. Environmental Pollution, 2015, 199; 42-48.
- [4] Haagen-Smit A J. Chemistry and physiology of Los Angeles smog
 [J]. Industrial & Engineering Chemistry, 1952, 44(6): 1342-1346.
- [5] Lu X, Zhang L, Wang X L, et al. Rapid increases in warm-season surface ozone and resulting health impact in China since 2013[J]. Environmental Science & Technology Letters, 2020, 7 (4): 240-247.
- [6] Xiang S L, Liu J F, Tao W, et al. Control of both $PM_{2.5}$ and O_3 in Beijing-Tianjin-Hebei and the surrounding areas [J]. Atmospheric Environment, 2020, **224**, doi: 10. 1016/j. atmosenv. 2020. 117259.
- [7] Sun L, Xue L K, Wang Y H, et al. Impacts of meteorology and emissions on summertime surface ozone increases over Central Eastern China between 2003 and 2015 [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019, 19(3): 1455-1469.
- [8] 中华人民共和国生态环境部. 2020 中国生态环境状况公报 [EB/OL]. http://www. mee. gov. cn/hjzl/sthjzk/zghjzkgb/, 2021-05-24.
- [9] Sun L, Xue L K, Wang T, et al. Significant increase of summertime ozone at Mount Tai in Central Eastern China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016, 16 (16): 10637-10650.
- [10] Liu X H, Zhang Y, Xing J, et al. Understanding of regional air pollution over China using CMAQ, part II. Process analysis and

sensitivity of ozone and particulate matter to precursor emissions [J]. Atmospheric Environment, 2010, 44(30); 3719-3727.

43 卷

- [11] Jin X M, Holloway T. Spatial and temporal variability of ozone sensitivity over China observed from the ozone monitoring instrument[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2015, 120(14): 7229-7246.
- [12] Cheng H R, Guo H, Wang X M, et al. On the relationship between ozone and its precursors in the Pearl River Delta: application of an observation-based model (OBM) [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2010, 17(3): 547-560.
- [13] Xue L K, Wang T, Gao J, et al. Ground-level ozone in four Chinese cities: precursors, regional transport and heterogeneous processes [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2014, 14 (23): 13175-13188.
- [14] Wang T, Xue L K, Brimblecombe P, et al. Ozone pollution in China: a review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects [J]. Science of the Total Environment, 2017, 575: 1582-1596.
- [15] 王红丽. 上海市光化学污染期间挥发性有机物的组成特征及 其对臭氧生成的影响研究[J]. 环境科学学报, 2015, 35 (6): 1603-1611. Wang H L. Characterization of volatile organic compounds (VOCs) and the impact on ozone formation during the photochemical smog episode in Shanghai, China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, 35(6): 1603-1611.
- [16] 蒋美青, 陆克定, 苏榕, 等. 我国典型城市群 O₃ 污染成因和关键 VOCs 活性解析[J]. 科学通报, 2018, **63**(12): 1130-1141.

 Jiang M Q, Lu K D, Su R, et al. Ozone formation and key VOCs in typical Chinese city clusters [J]. Chinese Science Bulletin, 2018, **63**(12): 1130-1141.
- [17] Ran L, Zhao C S, Xu W Y, et al. Ozone production in summer in the megacities of Tianjin and Shanghai, China; a comparative study [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2012, 12(16): 7531-7542.
- [18] Lu K D, Zhang Y H, Su H, et al. Oxidant (O₃ + NO₂) production processes and formation regimes in Beijing [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2010, 115 (D7), doi: 10.1029/2009JD012714.
- [19] Wang N, Lyu X P, Deng X J, et al. Aggravating O₃ pollution due to NO_x emission control in eastern China[J]. Science of the Total Environment, 2019, 677; 732-744.
- [20] 唐孝炎, 张远航, 邵敏. 大气环境化学[M]. (第二版). 北京: 高等教育出版社, 2006.
- [21] Zong R H, Yang X, Wen L, et al. Strong ozone production at a rural site in the North China Plain; mixed effects of urban plumes and biogenic emissions[J]. Journal of Environmental Sciences, 2018, 71; 261-270.
- [22] Lyu X P, Wang N, Guo H, et al. Causes of a continuous summertime O₃ pollution event in Jinan, a central city in the North China Plain [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019, 19(5): 3025-3042.
- [23] 殷永泉,李昌梅,马桂霞,等. 城市臭氧浓度分布特征[J]. 环境科学,2004,25(6):16-20. Yin Y Q, Li C M, Ma G X, et al. Ozone concentration distribution of urban[J]. Environmental Science, 2004, 25(6): 16-20.
- [24] Xue L K, Wang T, Guo H, et al. Sources and photochemistry of volatile organic compounds in the remote atmosphere of western China: results from the Mt. Waliguan Observatory [J].

- Atmospheric Chemistry and Physics, 2013, 13 (17): 8551-8567.
- [25] Xue L K, Wang T, Wang X F, et al. On the use of an explicit chemical mechanism to dissect peroxy acetyl nitrate formation [J]. Environmental Pollution, 2014, 195: 39-47.
- [26] Xue L K, Saunders S M, Wang T, et al. Development of a chlorine chemistry module for the Master Chemical Mechanism [J]. Geoscientific Model Development, 2015, 8 (10): 3151-3162.
- [27] Paatero P, Tapper U. Analysis of different modes of factor analysis as least squares fit problems [J]. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems, 1993, 18(2): 183-194.
- [28] Song Y, Shao M, Liu Y, et al. Source apportionment of ambient volatile organic compounds in Beijing[J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41(12): 4348-4353.
- [29] Yuan B, Shao M, De Gouw J, et al. Volatile Organic Compounds (VOCs) in urban air; how chemistry affects the interpretation of positive matrix factorization (PMF) analysis[J]. Journal of Geophysical Research; Atmospheres, 2012, 117 (D24), doi: 10.1029/2012JD018236.
- [30] Yuan Z B, Zhong L J, Lau A K H, et al. Volatile organic compounds in the Pearl River Delta: identification of source regions and recommendations for emission-oriented monitoring strategies [J]. Atmospheric Environment, 2013, 76: 162-172.
- [31] Buzcu B, Fraser M P. Source identification and apportionment of volatile organic compounds in Houston, TX [J]. Atmospheric Environment, 2006, 40(13); 2385-2400.
- [32] Norris G, Duvall R, Brown S, et al. EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 fundamentals and user guide [R]. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency, 2014
- [33] 莫梓伟, 邵敏, 陆思华. 中国挥发性有机物(VOCs)排放源成分谱研究进展[J]. 环境科学学报, 2014, 34(9): 2179-2189.
 - Mo Z W, Shao M, Lu S H. Review on volatile organic compounds (VOCs) source profiles measured in China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, 34(9): 2179-2189.
- [34] 陆思华,白郁华,张广山,等. 机动车排放及汽油中 VOCs 成分谱特征的研究[J]. 北京大学学报(自然科学版),2003,39(4):507-511.
 - Lu S H, Bai Y H, Zhang G S, et al. Study on the characteristics of VOCs source profiles of vehicle exhaust and gasoline emission [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2003, 39(4): 507-511.
- [35] 乔月珍, 王红丽, 黄成, 等. 机动车尾气排放 VOCs 源成分谱及其大气反应活性[J]. 环境科学, 2012, **33**(4): 1071-1079.
 - Qiao Y Z, Wang H L, Huang C, et al. Source profile and chemical reactivity of volatile organic compounds from vehicle exhaust [J]. Environmental Science, 2012, 33 (4): 1071-1079.
- [36] 王鸣, 项萍, 牛其恺, 等. 南阳市冬春交替期大气 VOCs 污染 特征及来源解析[J]. 环境科学学报, 2018, **38**(6): 2233-2241.
 - Wang M, Xiang P, Niu Q K, et al. Characteristics and source apportionment of ambient VOCs during alternating period between winter and spring in Nanyang City, Henan Province [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, 38(6): 2233-2241.
- [37] 邵敏,付琳琳,刘莹,等. 北京市大气挥发性有机物的关键 活性组分及其来源[J]. 中国科学 D 辑: 地球科学, 2005, 35 (S1): 123-130.

- Shao M, Fu L L, Liu Y, *et al.* Major reactive species of ambient volatile organic compounds (VOCs) and their sources in Beijing [J]. Science in China. Series: Earth Sciences, 2005, **48**(S2): 147-154.
- [38] Shirley T R, Brune W H, Ren X R, et al. Atmospheric oxidation in the Mexico City Metropolitan Area (MCMA) during April 2003 [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2006, 6 (9): 2753-2765.
- [39] Ren X R, Harder H, Martinez M, et al. OH and HO₂ Chemistry in the urban atmosphere of New York city [J]. Atmospheric Environment, 2003, 37(26): 3639-3651.
- [40] Kanaya Y, Fukuda M, Akimoto H, et al. Urban photochemistry in central Tokyo: 2. Rates and regimes of Oxidant (O₃ + NO₂) production[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2008, 113(D6), doi: 10.1029/2007JD008671.
- [41] Lu K D, Zhang Y H, Su H, et al. Regional ozone pollution and key controlling factors of photochemical ozone production in Pearl River Delta during summer time [J]. Science China Chemistry, 2010, 53(3): 651-663.
- [42] 苏榕, 陆克定, 余家燕, 等. 基于观测模型的重庆大气臭氧污染成因与来源解析[J]. 中国科学: 地球科学, 2018, 48 (1): 102-112.

 Su R, Lu K D, Yu J Y, et al. Exploration of the formation mechanism and source attribution of ambient ozone in Chongqing with an observation-based model [J]. Science China Earth Sciences, 2018, 61(1): 23-32.
- [43] Kleinman L I. The dependence of tropospheric ozone production rate on ozone precursors [J]. Atmospheric Environment, 2005, 39(3); 575-586.
- [44] Sillman S, West J J. Reactive nitrogen in Mexico City and its relation to ozone-precursor sensitivity; results from photochemical models[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2009, 9(11); 3477-3489.
- [45] Mao J Q, Ren X R, Chen S, et al. Atmospheric oxidation capacity in the summer of Houston 2006; comparison with summer measurements in other metropolitan studies [J]. Atmospheric Environment, 2010, 44(33); 4107-4115.
- [46] Yang Y D, Shao M, Wang X M, et al. Towards a quantitative understanding of total OH reactivity: a review [J]. Atmospheric Environment, 2016, 134: 147-161.
- [47] 赵乐,刘新军,范莉茹,等. 石家庄夏季典型时段臭氧污染特征及来源解析[J]. 中国环境监测, 2019, **35**(4): 78-84. Zhao L, Liu X J, Fan L R, *et al.* Pollution characteristic and source apportionment of VOCs during summer typical periods in Shijiazhuang[J]. Environmental Monitoring in China, 2019, **35** (4): 78-84.
- [48] 李颖慧,李如梅,胡冬梅,等. 太原市不同功能区环境空气中挥发性有机物特征与来源解析[J]. 环境化学,2020,39
 (4):920-930.
 Li Y H, Li R M, Hu D M, et al. Characteristics and source
 - Li Y H, Li R M, Hu D M, et al. Characteristics and source apportionment of ambient volatile organic compounds of different functional areas in Taiyuan City[J]. Environmental Chemistry, 2020, 39(4): 920-930.
- [49] 韩萌, 卢学强, 冉靓, 等. 天津市城区夏季 VOCs 来源解析 [J]. 环境科学与技术, 2011, 34(10): 76-80. Han M, Lu X Q, Ran L, et al, Source apportionment of volatile organic compounds in urban Tianjin in the summer [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 34(10): 76-80.
- [50] Guo H, Ling Z H, Cheng H R, et al. Tropospheric volatile organic compounds in China [J]. Science of the Total Environment, 2017, 574: 1021-1043.

HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 43 No. 2 Feb. 15, 2022

CONTENTS

A Comparative Study of Soil Environmental Standards for Agricultural Land Among Different Countries and Its Implication for China	36) 97) 98) 19) 29) 39) 49) 53) 75) 36)
Spatial Distribution Characteristics of VOCs and Its Impact on Ozone Formation Potential in Rizhao City in Summer	14)
Long-term Trends and Sources of Atmospheric Halocarbons at Mount Taishan, Northern China	
Emission Characteristics of VOCs and n-alkanes from Diesel Forklifts	
Driving Mechanism of the Spatiotemporal Evolution of Vegetation in the Yellow River Basin from 2000 to 2020	
Effects of Biochar Addition on Soil Nitrogen Mineralization and Leaching Characteristics in Riparian Zone of Taihu Lake	
Impacts of Riparian Buffer Zone Type on Reduction in Runoff Pollution in the North Canal River Under Different Rainfall Events ZHU Li-ying, ZHAO Kai, ZHANG Jun-ya, et al. (770	
Pollution Characterization and Comprehensive Water Quality Assessment of Rain-source River; A Case Study of the Longgang River in Shenzhen	
Temporal and Spatial Distribution Characteristics and Source Apportionment of Runoff Pollution in Langfang City PAN Xin-rong, ZUO Jian-e, ZHANG Yu, et al. (795) Analysis on Diversity of Plankton Microbial Community in the Beijing-Tianjin-Hebei Section of the North Canal River GUO Zhi-zhi, SU Zhen-hua, DI Yan-ming, et al. (803) Temporal and Spatial Distribution Characteristics and Driving Factors of Denitrification Bacterial Community Structure from Landscape Water in Hebei Province; Taking Shijiazhuang as Example CHEN Zhao-ying, ZHANG Zi-wei, ZHANG Tian-na, et al. (813)	95) 93)
Source and Optical Dynamics of Chromophoric Dissolved Organic Matter in the Watershed of Lake Qinghai	26)
Spectral Characteristics of Dissolved Organic Matter in Sediments from Poyang Lake	
Pollution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Sediments of Tangxun Lake	
Identifying Relationship Between Nutrient Contents in Road-Deposited Sediment and Urban Basic Elements Based on Kernel Density Estimation	
Pollution Characteristics and Risk Assessment of DBPs in Typical Drinking Water Sources in Wuhan Under the COVID-19 Pandemic	
Synergistic Control of Nitrogenous Disinfection By-products and Opportunistic Pathogens in Drinking Water by Iron-Modified Quartz Sand Filtration QI Peng, HU Chun, XING Xue-ci, et al. (887)	
Degradation Characteristics and Mechanism of Ibuprofen by Ozone Catalyzed by Nitrogen-Doped Biochar	
Adsorption Properties and Host-guest Effects of Porous Cyclodextrin Polymers for Dye Molecules in Water	17)
Characterization of Sludge Morphology and Bacterial Community Evolution in the Rapid Activation of Freeze-stored PN/A Granular Sludge	
HUANG Zi-heng, ZHANG Li, CUI Shu-hui, et al. (920 Effect of Different Cationic Polyacrylamide Organic Dehydrating Agents on Sludge Dewatering Performance FENG Qi-yun, GAO Bao-yu, YUE Qin-yan, et al. (928	.0)
Health Risk Assessment of Soil Heavy Metals in a Small Watershed of a Mining Area in Yunnan	
Spatial Characteristics and Potential Ecological Risk Factors of Heavy Metals in Cultivated Land in the Transition Zone of a Mountain Plain ZHANG Ding, HUANG Rong, GAO Xue-song (946	
Geo-accumulation Index Method to Optimize the Evaluation Method of Polymetallic Environment Quality; Taking Developed Agricultural Areas as an Example	
Safety Production Threshold and Land Quality Classification of Vegetable Pb in High Geological Background Area of Southwest China	5)
Pollution Properties and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Farmland Soils and Crops Around a Typical Manganese Mining Area	
HUANG Zhong-ting, YI Sheng-wei, CHEN Bei-bei, et al. (975) Characteristics of Plant Diversity and Heavy Metal Enrichment and Migration Under Different Ecological Restoration Modes in Abandoned Mining Areas	5)
ZHOU Peng-fei, ZHANG Shi-wen, LUO Ming, et al. (985	35)
Soil Properties, Heavy Metal Accumulation, and Ecological Risk in Vegetable Greenhouses of Different Planting Years	
Effects of Greenhouse and Open-field Cultivation on Heavy Metal Uptake During Carrot Growth	04)
Effects of Different Amendments on Cadmium Accumulation in Rice Safety in Cadmium-Contaminated Farmland Under Two Flooding Treatments	
WANG Gang, YU Hai-ying, LI Ting-xuan, et al. (1015)	
Effect of Composite Leaching on Cadmium Removal Efficiency in Plow Layer Soil of Agricultural Land and Its Functional Regulation CAO Kun-kun, ZHANG Sha-sha, HU Xue-yu, et al. (1023) Polyamine-producing Bacteria Regulated the Community Structure of Rhizosphere Bacteria and Reduced the Absorption of Cd in Wheat	23)
II Mao-me, Quivonan-mer, Grief Endo-jui, et al. (105)	31.)
Responses of Soil PhoC and PhoD Gene Microbial Communities to the Combined Application of Biochar with Chemical Fertilizers and Organic Fertilizers	
Responses of Soil PhoC and PhoD Gene Microbial Communities to the Combined Application of Biochar with Chemical Fertilizers and Organic Fertilizers	40) 50)
Responses of Soil PhoC and PhoD Gene Microbial Communities to the Combined Application of Biochar with Chemical Fertilizers and Organic Fertilizers	40) 50) 59)
Responses of Soil PhoC and PhoD Gene Microbial Communities to the Combined Application of Biochar with Chemical Fertilizers and Organic Fertilizers	40) 50) 59) 69)
Responses of Soil PhoC and PhoD Gene Microbial Communities to the Combined Application of Biochar with Chemical Fertilizers and Organic Fertilizers	50) 59) 69) 77)
Responses of Soil PhoC and PhoD Gene Microbial Communities to the Combined Application of Biochar with Chemical Fertilizers and Organic Fertilizers	50) 59) 69) 77)