郑 坤,耿春梅,邓婉月,等.2018~2023 年新疆天山北坡主要城市近地面臭氧的长期变化及其影响因素 [J]. 中国环境科学, 2025,45(9):4749-4761.
Zheng K, Geng C M, Deng W Y, et al. The long-term variation and influencing factors of near-surface ozone in major cities in the northern slope area of Tianshan Mountains, Xinjiang during 2018~2023 [J]. China Environmental Science, 2025,45(9):4749-4761.

2018~2023 年新疆天山北坡主要城市近地面臭氧的长期变化及其影响因素

郑 坤[1,2],耿春梅[1],邓婉月[3],赵雪艳[1],吴丽萍[2],谷 超[3],杨 文[1*] (1.中国环境科学研究院,北京 100012；2.天津城建大学环境与市政工程学院,天津 300384；3.新疆维吾尔自治区生态环境监测总站,新疆 乌鲁木齐 830000)

摘要：通过逐步多元线性回归(MLR)模型研究了 2018~2023 年新疆天山北坡主要城市(乌鲁木齐市、昌吉市、石河子市、五家渠市)人为排放与气象因素对臭氧(O_3)变化的相对贡献,并基于 OMI 卫星数据(HCHO 和 NO_2 对流层柱浓度)与地面观测数据(O_3 和 NO_2)确定了天山北坡地区的 FNR(ratio of the tropospheric columns of formaldehyde to nitrogen dioxide)阈值,揭示了区域性差异、季节性特征和前体物敏感性变化规律.结果表明,天山北坡地区 O_3 整体呈波动上升趋势,年均值为 86.97μg/m^3,其中暖季(107.63μg/m^3)高于冷季(66.31μg/m^3),2020 年因疫情导致排放减少,O_3 浓度降至最低(86.72μg/m^3).各城市年增长速率差异明显,昌吉市为 3.87μg/(m^3·a),石河子市为 1.51μg/(m^3·a).气象因素对 O_3 浓度变化具有显著影响,其中温度和湿度为关键因素.乌鲁木齐市和五家渠市的气象因素贡献较高(分别为 50%和 60%),而昌吉市和石河子市的贡献较低(分别为 29%和 44%).NO_2 柱浓度呈现下降趋势(年下降速率为 0.22×10^{15}molec/(cm^2·a)),而 HCHO 柱浓度保持相对稳定,表明 VOCs 排放可能有所增加.FNR 值分析结果表明,O_3 生成敏感性(OFS)阈值为:FNR < 1.75 时,臭氧生成受 VOCs 控制;FNR > 3.67 时,O_3 生成受 NO_x 控制;1.75 < FNR < 3.67 为过渡状态.暖季(4~9 月),O_3 光化学产生的敏感性主要受 NO_x 控制.本研究揭示了天山北坡地区 O_3 生成的时空变化特征和前体物敏感性规律,为制定更加精准的 O_3 污染控制策略提供了科学依据.

关键词：臭氧(O_3)；气象因素；多元线性回归；FNR；O_3 生成敏感性
中图分类号：X511 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)09-4749-13

The long-term variation and influencing factors of near-surface ozone in major cities in the northern slope area of Tianshan Mountains, Xinjiang during 2018~2023. ZHENG Kun[1,2], GENG Chun-mei[1], DENG Wan-yue[3], ZHAO Xue-yan[1], WU Li-ping[2], GU Chao[3], YANG Wen[1*] (1.China Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China；2.School of Environmental and Municipal Engineering, Tianjin Chengjian University, Tianjin 300384, China；3.Xinjiang Uygur Autonomous Region Ecological and Environmental Monitoring General Station, Urumqi 830000, China). *China Environmental Science*, 2025,45(9)：4749~4761

Abstract：This study investigates the relative contributions of anthropogenic and meteorological factors to ozone (O_3) variations in major cities on the northern slope of the Tianshan Mountains (Urumqi, Changji, Shihezi, Wujiaqu) from 2018 to 2023 using a stepwise multiple linear regression (MLR) model. Based on OMI satellite data (HCHO and NO_2 tropospheric column concentrations) and ground-based observation data (O_3 and NO_2), the fractional nucleation rate (FNR) threshold for the northern slope of the Tianshan Mountains was determined. The study highlights regional differences, seasonal patterns, and variations in the sensitivity of precursor substances. The results indicate that O_3 on the northern slope of the Tianshan Mountains generally exhibited a fluctuating upward trend, with an annual average concentration of 86.97μg/m^3, and the O_3 concentration in the warm season (107.63μg/m^3) was higher than that in the cold season (66.31μg/m^3). The O_3 concentration decreased to its lowest level (86.71μg/m^3) in 2020 attributed to the decreased emissions resulting from the pandemic. The annual growth rates varied significantly among the cities, with Changji at 3.87μg/(m^3·a) and Shihezi at 1.51μg/(m^3·a). Meteorological factors have a significant impact on O_3 concentration variations, with temperature and humidity as key factors. The contribution rates of meteorological factors in Urumqi and Wujiaqu were higher (50% and 60%, respectively), while those in Changji and Shihezi were lower (29% and 44%, respectively). The NO_2 column concentration showed a downward trend (annual decrease rate of 0.22×10^{15} molec/(cm^2·a)), while the HCHO column concentration remained relatively stable, indicating that VOCs emissions may have increased. FNR analysis indicates that the ozone formation sensitivity (OFS) threshold was as follows: when FNR < 1.75, ozone formation was controlled by VOCs; when FNR > 3.67, ozone formation was controlled by NO_x; and when 1.75 < FNR < 3.67, it is in a transitional state. During the warm season (April to September), the sensitivity of O_3 photochemical production was mainly controlled by NO_x. This study reveals the spatiotemporal variation

收稿日期：2025-02-21
基金项目：大气重污染成因与治理攻关项目(DQGG202137);新疆重污染天气应急管控能力建设项目(GK2022-137)
* 责任作者, 研究员, yangwenqd@163.com

characteristics of O_3 formation and precursor sensitivities in the northern slope area of the Tianshan Mountains, providing scientific guidance for the development of more precise O_3 pollution control strategies.

Key words：ozone (O_3)；meteorological factor；multiple linear regression；FNR；O_3 formation sensitivity

地表臭氧(O_3)是重要的大气氧化剂和二次气态污染物,对生态环境、人类健康和农业生产构成重大威胁[1-3].当 O_3 浓度较高时,不仅会对人体健康产生不利影响,还会减少植被的碳捕获能力,并通过光化学反应破坏农业生产[4].O_3 的生成主要源于挥发性有机物(VOCs)、一氧化碳(CO)、甲烷和氮氧化物等(NO_x= NO + NO_2)在阳光照射下发生的复杂光化学反应[4-5].O_3 的生成与其前体物质的浓度密切相关,并呈现非线性关系.VOCs/NO_x 比值是表征 O_3 生成机制的重要指标,通常可分为 VOC_s 限制型(VOCs/NO_x<4)、NO_x 限制型(VOCs/NO_x>15)和过渡型(4<VOCs/NO_x<15),这些区间值受季节和地域变化的影响[6].此外,O_3 浓度还受到气象条件的显著影响,气象条件通过改变化学反应速率[7]、垂直和水平运输[8-9]、干沉积以及前体物排放的调控[10],影响 O_3 的生成与消耗.近期研究表明[11-13],中国的 O_3 浓度呈显著上升趋势,且由于源与汇的动态变化,O_3 浓度在空间和时间上存在显著差异.因此,深入了解地表 O_3 的长期变化,不仅对于评估当前 O_3 污染及其影响至关重要,也对预测未来 O_3 趋势具有重要意义.

近年来,在我国严格的大气污染控制措施下,颗粒物污染已得到有效防控,然而 O_3 浓度却在持续升高.根据《2023 年中国生态环境状况公报》,2023 年全国 339 个地级及以上城市中,79 个城市 O_3 浓度超标,全国以 O_3 为首要污染物的超标天数占总超标天数的 40.1%,成为众多城市仅次于 $PM_{2.5}$ 的首要污染物.在“一带一路”政策支持下,天山北坡经济带成为连接我国与中亚、西亚的核心枢纽地区[14],位于天山北麓与准噶尔盆地的过渡地带,属典型的温带大陆性半干旱气候区[15].该区域内的石河子市、五家渠市、昌吉市及乌鲁木齐市为大气污染重点关注区域,尤以“乌昌石”城市群为代表[16].尽管经过政府的相关措施,2023 年天山北坡地区乌昌石城市群区域 PM_{10}、$PM_{2.5}$ 平均浓度(扣除沙尘影响)同比分别下降 3.8%和 10.4%,颗粒物的治理取得较大成效[17],然而该地区夏季 O_3 浓度却在逐年升高[18].

O_3 浓度变化受人为与自然因素的共同影响,且相对贡献在不同地区、时间尺度和环境条件下具有显著的时空变异性.由于天山北坡地区地处中国西北部[19],因其地理因素和气象因素的不同,该地区的污染成因可能与京津冀、长三角、珠三角等区域存在较大差异,主要表现为排放和气象条件各异[20-21].新疆天山北坡的 O_3 变化不仅受人为排放的影响,也受到大气环流和自然气象条件的调控.天山北坡地区的快速发展和工业化进程在过去 20a 中推动了 O_3 前体物排放的增加,特别是在城市化程度较高的乌昌石地区,这种排放激增被视为 O_3 浓度快速上升的主要驱动力[22].然而,自然条件在 O_3 光化学生成过程中同样发挥着重要作用,如温度、湿度和大气传输等因素,尤其在新疆天山北坡这一干旱与半干旱地区更为突出[23].与东部地区相比,该地区受气候因素影响较大,极端高温和风沙天气可能导致 O_3 前体物的自然排放增强,从而加剧 O_3 的生成.多项研究表明[24-25],在城市地区,O_3 的生成通常处于 VOCs 控制区或过渡区,而在农村或背景区域,则主要受 NO_x 控制.此外,自 2013 年以来,$PM_{2.5}$ 污染的缓解与 VOCs 的增加,也可能在一定程度上影响 O_3 生成机制,特别是在一些空气质量较差的地区[26].因此,认识新疆天山北坡地区不同城市 O_3 变化的驱动机制,必须综合考虑人为排放、气象因素与自然条件的相互作用.

本文分析了 2018~2023 年新疆天山北坡地区的 O_3 变化趋势,通过逐步多元线性回归(MLR)模型,研究了人为因素与气象因素对 O_3 变化的相对贡献,并分析了不同气象因素的影响.基于 OMI 卫星数据(HCHO 和 NO_2 对流层柱浓度)与地面观测数据(O_3 和 NO_2),确定了新疆 4 个城市的 FNR(Fractional Nucleation Rate)阈值,突破了以往研究中在天山北坡地区直接沿用全国统一或其他区域 FNR 阈值的局限性,显著降低了 FNR 阈值在 OFS(臭氧生成敏感性)中的偏差.

1 数据与方法

1.1 站点与数据来源

本文选取天山北坡城市群的代表性城市乌鲁木齐市、昌吉市、石河子市及五家渠市为研究对象,监测站点分别选取乌鲁木齐市南北方向上的 3 个典

型监测站点(图 1):培训基地、监测站和米东区环保局,并在石河子市、五家渠市和昌吉市分别选取了靠近主城区的代表性监测点(艾青诗歌馆、农水大厦和新区政务中心)进行系统研究.

选取 2018 年 1 月 1 日~2023 年 12 月 31 日期间的大气污染物数据和气象数据.污染物数据包括 O_3 日最大 8h 滑动平均值(O_3-8h)和 NO_2 浓度日均值数据.气象数据主要包括日最高气温(T)、气压(P)、风速(WS)和相对湿度(RH)4 个要素,时间分辨率为日(d).文中所用的数据均来自中国环境监测总站的全国城市空气质量实时发布平台(http://beijingair.sinaapp.com),且污染物监测数据与气象数据均来自上述 6 个国控监测站点,以确保二者数据的一致性.为了确定 4 个城市的 FNR 阈值,因 OMI 卫星数据的每日过境时间约为当地标准时间 13:45,如图 1,研究使用了这 4 个城市 20 个国控监测站点的 13:00~14:00 时地面监测数据进行月平均计算,以确保地面监测数据与 OMI 卫星数据的一致性.

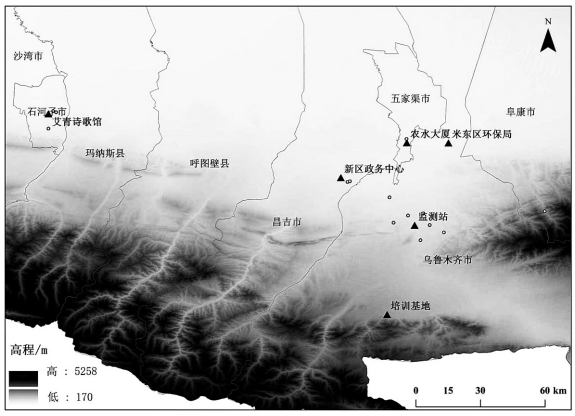


图 1　城市站点分布示意

Fig.1　Schematic distribution of urban sites

▲:典型监测站点,○:其他监测站点

对流层 NO_2 垂直柱和 HCHO 总柱的数据均来自美国国家航空航天局(NASA)地球观测卫星——Aura 的臭氧监测仪(OMI/Aura)Level-3 产品.NO_2 柱密度数据采用云分数值<30%的对流层 NO_2 柱密度(OMNO2d 003, 空间分辨率:0.25°×0.25°)(https://disc.gsfc.nasa.gov/datasets/OMNO2d_003/summary?keywords=NO2%20OMI),对于 HCHO 总柱,选择了具有良好数据质量标志的 OMHCHOd 003 数据(空间分辨率:0.1°×0.1°)(https://disc.gsfc.nasa.gov/datasets/OMHCHOd_003/summary?keywords=OMI%20HCHO).鉴于 HCHO 主要分布在对流层,其总柱可视为对流层柱[27],该数据集提供了从 2004 年 10 月~2022 年 6 月 23 日的每日 HCHO 浓度数据, 数据集自 2022 年 6 月 24 日起没有更新. 因此, 本文的分析基于截至 2022 年 6 月 23 日的数据.由于 HCHO 和 NO_2 高度集中在对流层下部,特别是边界层,因此采用 HCHO 和 NO_2 柱数据与计算的 FNR 阈值来分析天山北坡地区 O_3 的长期变化较为合理[28-29].为了匹配不同数据的空间分辨率,本文选取站点周围±0.5°范围内的网格数据,并计算该区域内 HCHO 和 NO_2 的平均值,以代表该站点的污染物浓度水平.

1.2　研究方法

1.2.1　逐步 MLR 模型　逐步 MLR 模型被广泛应用于评估大气组分浓度的变化,并且已经证明它在 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的趋势分析中是有效的[30].本文利用 MLR 方法建立了气象要素与地面 O_3 混合比之间的关系.纳入模型的气象变量包括:日最高气温(T)、气压(P)、风速(WS)和相对湿度(RH).逐步 MLR 模型的公式如下:

$$y = \beta_0 + \sum_{k=1}^{n} \beta_k x_k \tag{1}$$

式中:其中 y 是观测到 O_3 日最大 8h 滑动平均值 O_3-8h,式中均用 O_3 代表 O_3-8h;x_k 为归一化的气象变量;β_0 是回归常数;β_k 为通过逐步回归方法基于 Akaike 信息准则(AIC)统计计算得到的回归系数[31],n 表示选择进入模型的变量个数(为了避免过拟合,仅选择了 3 个最重要的变量).通过方差膨胀因子(VIF)评估多重共线性[11],若 VIF 值小于 10,则可忽略变量间的多重共线性问题.

利用 MLR 模型模拟得到的 O_3 值(O_{3met})可视为背景 O_3 浓度,反映了气象条件的影响.背景 O_3($\overline{O_{3met}}$)通过 MLR 推导的 O_3 的长期平均值计算.在 2018~2023 年期间,假设在观察期间相对稳定.气象条件对 O_3 的贡献(ΔO_{3met})通过以下公式表示:

$$\Delta O_{3met.} = O_{3met.} - \overline{O_{3met.}} \tag{2}$$

式中:观测到的 O_3 值减去模拟的 O_3 值,即为人为活动对 O_3 的扰动贡献(ΔO_{3anth}):

$$\Delta O_{3anth.} = O_3 - \overline{O_{3met.}} - \Delta O_{3met.} \tag{3}$$

气象条件对 O_3 长期变化的相对贡献:

$$气象贡献_{met.} = \frac{|\Delta O_{3met.}|}{|\Delta O_{3met.}| + |\Delta O_{3anth.}|} \times 100\% \tag{4}$$

人为排放对 O_3 长期变化的相对贡献:

$$人为贡献_{met.}=\frac{|\Delta O_{3anth.}|}{|\Delta O_{3met.}|+|\Delta O_{3anth.}|}\times 100\% \quad (5)$$

1.2.2 天山北坡地区 FNR 阈值的确定 FNR 通过 HCHO 柱浓度与 NO_2 柱浓度的比值计算得出,用于表征 O_3 生成的敏感性状态,当 FNR 值较低(如<1)时,表明 O_3 生成对 NO_x 敏感;而当 FNR 值较高(如>2)时,表明 O_3 生成对 VOCs 敏感[32].鉴于 NO_x 由 NO 和 NO_2 组成,而 NO 在大气中的寿命较短、反应活性强,常受局地排放和快速光化学反应的干扰,难以准确代表 NO_x 总体变化;相比之下,NO_2 在污染区的柱浓度主要集中于行星边界层(PBL)内,且与 NO_x 排放密切相关,更具代表性.因此,本研究参考 Duncan 等[33]与 Martin 等[32]提出采用卫星观测和地面观测相结合的方法,设计并利用连续两个月地面观测的 O_3 和 NO_2 的变化($\Delta O_3/\Delta NO_2$)来表示 $\Delta O_3/\Delta NO_x$,并对 FNR 和 $\Delta O_3/\Delta NO_2$ 进行统计分析,从而确定天山北坡地区的局部 FNR 阈值.

相关研究表明[32],当 $\Delta O_3/\Delta NO_x>0$ 时,O_3 浓度与 NO_x 变化趋势一致,表明 O_3 生成对 NO_x 敏感;而当 $\Delta O_3/\Delta NO_x<0$ 时,O_3 浓度与 NO_x 变化趋势相反,表明 O_3 生成对 VOCs 敏感.本研究通过统计分析 FNR 与 $\Delta O_3/\Delta NO_2$ 的关系,进一步明确了该区域的局部 FNR 阈值.参考 Jin 等[34]的研究成果,O_3 浓度的峰值通常出现在 O_3 生成敏感性(OFS)过渡状态的月份,而在随后的 1 个月,O_3 生成可能转变为 NO_x 限制或 VOCs 限制状态.基于这一现象,本文采用 FNR 与 $\Delta O_3/O_3$(连续 2 个月 O_3 变化率)的统计分析方法,以进一步验证局部 FNR 阈值的合理性和有效性.

2 结果与讨论

2.1 2018~2023 年的 O_3 变化趋势

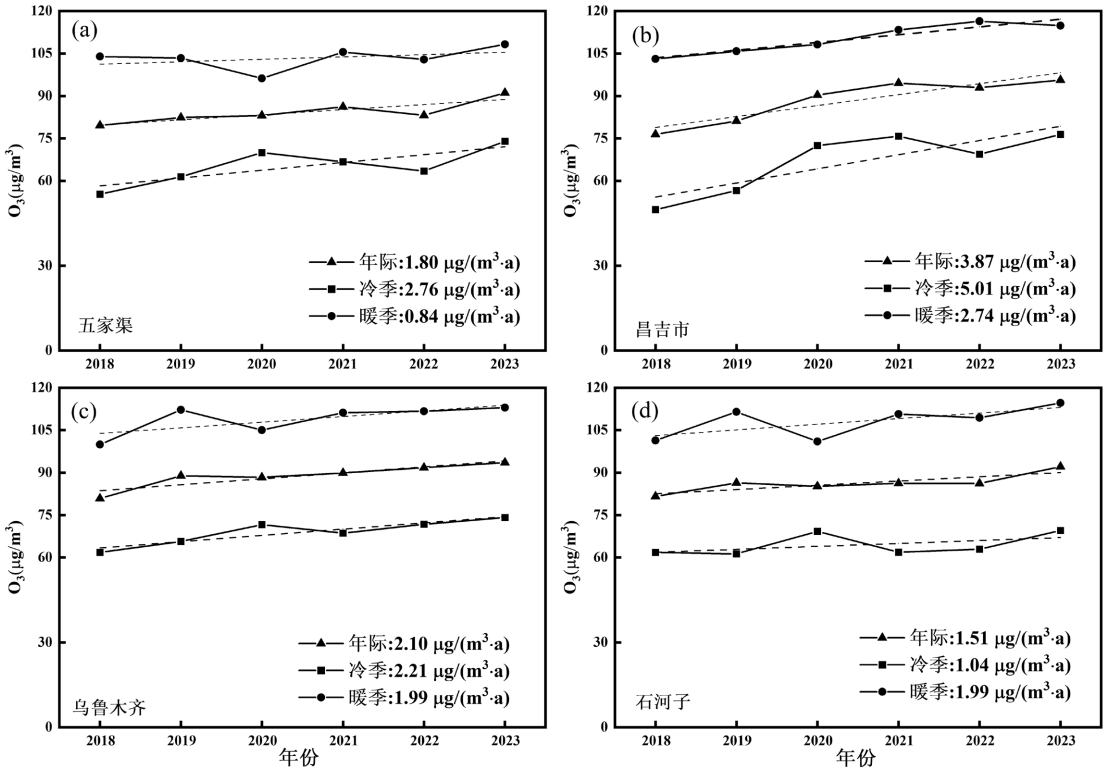


图 2 2018~2023 年年际、冷季和暖季 O_3 的变化趋势

Fig.2 Interannual, cold-season, and warm-season trends of O_3 variations from 2018 to 2023

图 2 为 2018~2023 年天山北坡地区年均、暖季(4~9 月)和冷季(10~12 月和 1~3 月)O_3 浓度的长期变化趋势.在此期间,4 个城市的 MDA8 第 90 百分位数(MDA8-90)范围为 127~135μg/m^3,与《环境空气质量标准》中二级标准(160μg/m^3)相比,超标率为 0.46%~1.71%,根据生态环境部印发的相关通知[35],该地区已被列为大气污染防治的重点区域.乌昌石城市群重污染天数接近京津冀地区,2020 年超过京

津冀地区,2022 年该区域重污染天数比例高达30.4%,采暖期重污染天气频发[36],已成为我国大气重污染最严重地区之一[20-21].天山北坡地区 O_3 总体年均值为(86.97±2.12)μg/m^3,其中暖季水平(107.63±3.23)μg/m^3 显著高于冷季水平(66.31±2.64)μg/m^3.从时间趋势上看,天山北坡地区的 O_3 总体呈现波动上升趋势.4 个城市的年度 O_3 最低值出现在 2020 年(86.71μg/m^3),这一变化可能与当年因新冠疫情实施的全国性封控措施相关[20,37].这些管控措施显著减少了大气污染物的排放,中国北方城市某些污染物的减排幅度高达 90%[38].为了量化 O_3 的长期变化趋势,本文采用最小二乘回归法计算了 2018~2023 年期间年度、暖季和冷季 O_3 的增长率.结果表明,在研究区域内,昌吉市的增长速率最高(3.87μg/(m^3·a)),而石河子市增长最为缓慢(1.51μg/(m^3·a)).此外,4 个城市的 O_3 水平在 2021 年之前表现出显著的波动性,而在 2022~2023 年期间增长趋势趋于稳定.

2.2　气象条件和人类活动的相对贡献

本研究旨在识别影响天山北坡地区 O_3 年际变化及长期趋势的主要因素,并定量评估气象因素与人为排放的相对贡献.基于逐步多元线性回归(MLR)模型分析,乌鲁木齐市、石河子市、昌吉市和五家渠市的气象因子与 O_3 之间的决定系数(R^2)分别为0.73、0.65、0.60、0.61,表明气象因素能够解释这些城市 60%以上的日变化.图 3 显示气象因素对 O_3 浓度变化的贡献在不同城市之间存在显著差异[39].乌鲁木齐市 O_3 浓度变化范围最小(89.17~92.41μg/m^3),气象因素对其年际变化的贡献范围为−1.74~1.50μg/m^3,平均贡献率为 50%.这一结果与 Luo 等[39]在新疆地区的研究相吻合,指出气象因素在该区域 O_3 浓度变化中的贡献度较高.昌吉市变化范围略大(87.77~90.99μg/m^3),气象贡献范围为 −1.97 至 1.25μg/m^3,平均贡献率为 29%.相比之下,五家渠市(82.36~91.98μg/m^3)和石河子市(84.02~94.01μg/m^3)的气象拟合值波动显著,其贡献范围分别为−3.24~6.38μg/m³和−4.93~5.06μg/m^3,气象因素的贡献率分别达 60%和 44%.这种差异可能与城市周边的气候条件、地形特征及人类活动模式的复杂性密切相关.

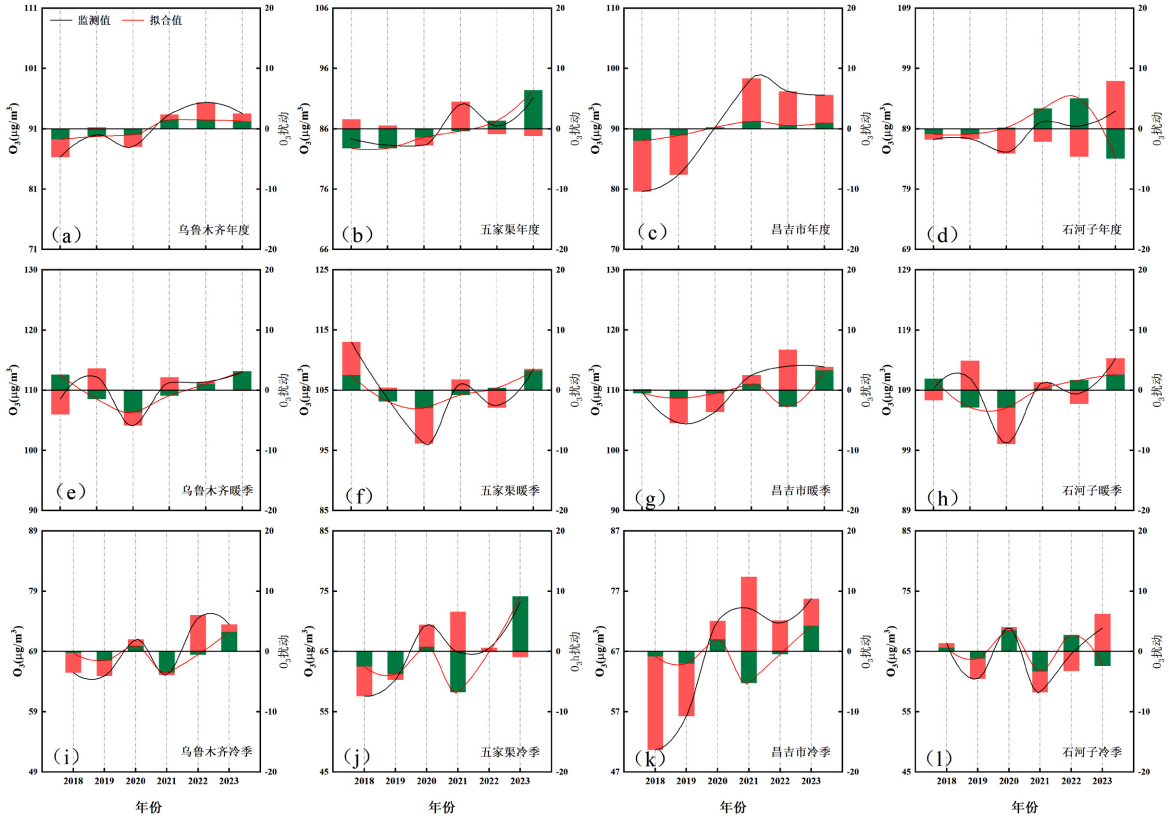


图 3　2018~2023 年年际、冷季和暖季气象因素和人为因素对观测到的 O_3 扰动的相对贡献

Fig.3　Relative contributions of meteorological factors and anthropogenic factors to the observed O_3 disturbances during interannual, cold-season, and warm-season periods from 2018 to 2023

在季节性特征方面,冷季中气象因素对 O_3 浓度的抑制作用较为显著(年均贡献值为−6.72~−3.30μg/m^3),但总体贡献占比较低(11.35%~15.28%),人为排放成为驱动 O_3 变化的主导因素.昌吉市的年均人为排放贡献值波动范围最大(−15.51~12.39μg/m^3),贡献占比为(50.86%~95.01%);而乌鲁木齐市和五家渠市的年均人为排放贡献占比分别达到 92.99%和 95.01%;石河子市的年均人为排放贡献占比为(11.67%~74.34%),以上表明该区域冷季的人为排放可能对 O_3 浓度的增加起到了推动作用.类似的结果也出现在 Zhou 等[40]和 Liu 等[41]的研究中,在冷季,人为排放是 O_3 浓度变化的主导因素,而气象因素对 O_3 的影响则相对较小.暖季中,气象因素对 O_3 生成的推动作用显著增强(年均贡献值为 3.29~ 9.16μg/m^3),气象因素对 O_3 浓度变化的贡献占比显著提高(在 2023 年乌鲁木齐市达 97.15%,五家渠市为 92.99%).尽管暖季中气象因素是主导因素,但人为排放对昌吉市和五家渠市的 O_3 浓度变化仍具有显著影响.

总体而言,气象因素对天山北坡地区 O_3 年际变化的贡献在不同城市之间差异显著.乌鲁木齐市和五家渠市的气象贡献较高,而昌吉市和石河子市的气象贡献相对较低.气象因素对 O_3 污染的影响在 2018~2021 年间加剧,而在 2021~2023 年逐渐减弱.人为排放对 O_3 污染在 2020 年出现下降趋势,相比 2019 年,4 个城市除昌吉市外 O_3 下降 2.47μg/m^3.冷季中,人为排放主导 O_3 变化,而气象因素的贡献较小;暖季则以气象因素为主导,但人为排放的影响仍不可忽视.因此,冷季应重点管控人为排放,暖季则需综合考虑气象因素,优化排放结构和时空分布,以减轻气象因素对 O_3 污染的放大作用.

2.3 各气象参数影响

为了更深入地了解气象因素的影响,本文研究了气象因素对年均及季节 O_3 水平的单独和综合影响,重点分析了新疆 4 个城市(乌鲁木齐市、昌吉市、石河子市、五家渠市)在 2018~2023 年间 O_3 浓度的变化特征及其气象驱动机制.表 1 所示 4 个城市 O_3 浓度的年度变化显著,其主要驱动因素为 *T*、*P*、RH 和 WS.在 2018~2023 年期间,年度变化的关键气象因子为 *T*,其次为 RH.在暖季,*T*、*P* 和 RH 是主要驱动因素,而 WS 的影响较为减弱;在冷季,尽管气象因素对 O_3 的调控作用减弱,但 *T* 和 RH 仍是影响 O_3 变化的重要因素,这与 Zhao 等[42]在华东地区的研究结果相类似.

表 1 2018~2023 年年际、冷季和暖季 O_3 与气象要素的 Pearson 相关系数

Table 1 Pearson correlation coefficients between O_3 and meteorological variables during interannual, cold-season, and warm-season periods from 2018 to 2023

项目	城市	*T*	*P*	RH	WS
年度	乌鲁木齐市	0.67	−0.05	−0.49	0.45
	昌吉市	0.77	−0.40	−0.63	0.35
	石河子市	0.81	−0.75	−0.71	0.32
	五家渠市	0.79	−0.73	−0.69	0.11
暖季	乌鲁木齐市	0.87	−0.16	−0.62	0.13
	昌吉市	0.81	−0.30	−0.51	0.16
	石河子市	0.76	−0.67	−0.50	0.05
	五家渠市	0.83	−0.70	−0.54	0.05
冷季	乌鲁木齐市	0.67	−0.05	−0.49	0.45
	昌吉市	0.50	−0.11	−0.39	0.11
	石河子市	0.70	−0.55	−0.57	0.42
	五家渠市	0.61	−0.48	−0.57	0.37

从 Pearson 相关系数可知,*T* 和 O_3 浓度呈显著正相关,高温通过提高化学反应速率来增加 O_3 的形成[43],尤其在 2022 年和 2023 年,对光化学反应的促进作用更加明显,成为 O_3 生成的关键驱动力.图 4 为 4 个城市气象因素的年度变化,2022 年和 2023 年 *T* 显著高于年平均值,其中石河子市和五家渠市增幅尤为突出,与 O_3 浓度的显著升高相关.WS 对 O_3 浓度的调控作用存在显著区域差异,在乌鲁木齐市,2018~2023 年 O_3 显著低于多年平均值,2023 年降至最低,导致污染物扩散能力减弱,加剧了 O_3 积累,这一点与钱朋等[44]和 Li 等[45]在其对中国西北地区的研究中发现的风速对 O_3 浓度变化的抑制作用一致.而昌吉市、石河子市和五家渠市 WS 较为稳定,其对 O_3 浓度的影响相对较弱.

图 5 为 2018~2023 年年际、冷季和暖季 *T*、*P*、RH 和 WS 对 O_3 扰动的贡献.其中乌鲁木齐市与昌吉市 O_3 浓度变化规律相似,均以 *T* 正贡献为主,但 *P* 和 RH 的贡献存在差异,昌吉市 2022 年和 2023 年的气压在冷季显著升高,增强了大气稳定性,从而促进 O_3 累积[46],而 RH 的影响较弱.石河子市的 O_3 浓度变化主要受气压正贡献驱动,2023 年冷季石河子市 *P* 升幅显著,加之暖季温度升高,进一步推动了 O_3 生成.五家渠市的 O_3 浓度变化则主要由 *T* 驱动,其 *T* 在 2022 年和 2023 年暖季显著高于多年平均值.*P* 和 RH 对五家渠市 O_3 生成的贡献较小,WS 的影响亦不显著.

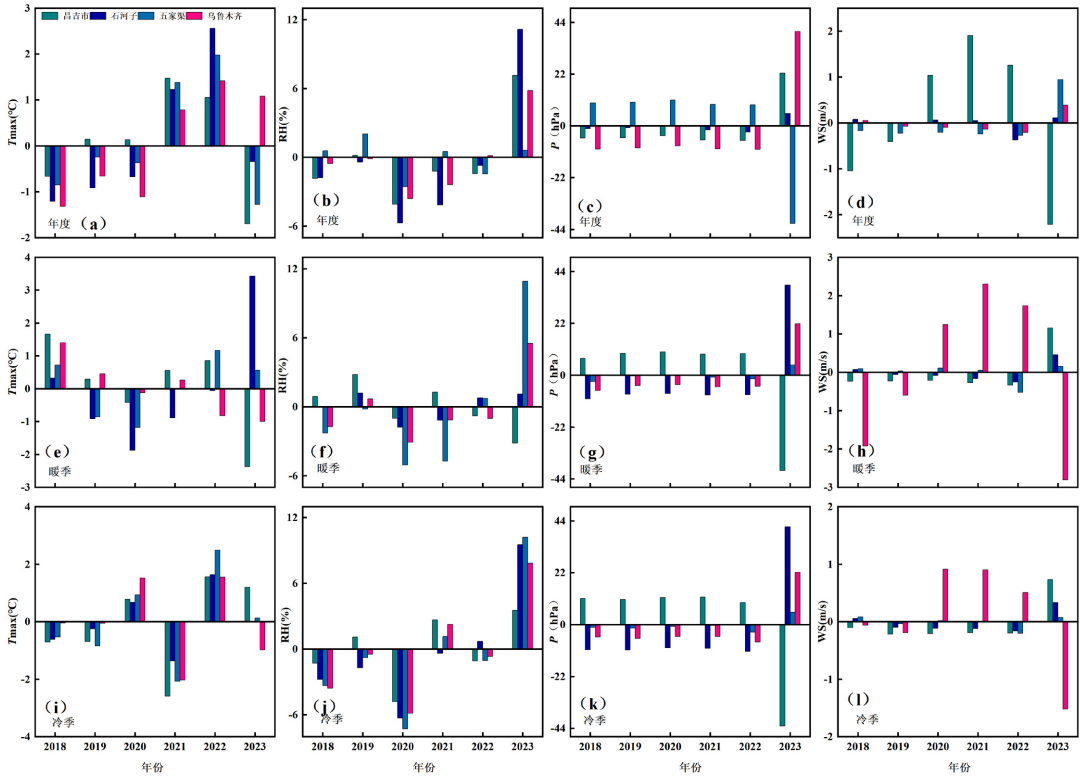


图 4　2018~2023 年年、冷季和暖季日最高气温、气压、相对湿度和风速距平均值的时间变化

Fig.4　Temporal variations of daily maximum temperature, atmospheric pressure , relative humidity , and wind speed nomalies from the mean during interannual, cold−season, and warm−season periods from 2018 to 2023

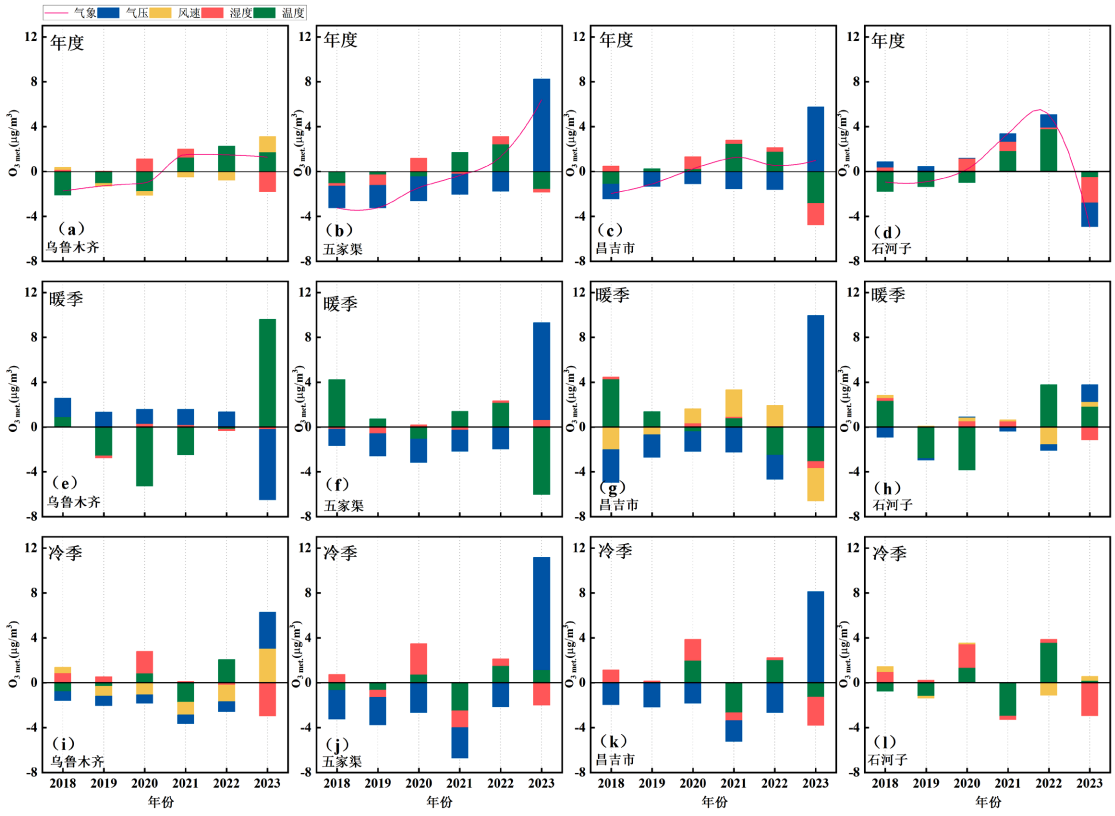


图 5　2018~2023 年年、冷季和暖季日最高气温、气压、相对湿度和风速对 O_{3met} 扰动的贡献

Fig.5　Contributions of daily maximum temperature , atmospheric pressure , relative humidity , and wind speed to disturbances during interannual, cold−season, and warm−season periods from 2018 to 2023

冷暖季 O_3 浓度的变化及其气象驱动特征在四城市间表现出显著差异.暖季 O_3 浓度主要由 T 升高驱动,2022 年和 2023 年增幅尤为显著,石河子市和五家渠市尤为突出.而冷季的 O_3 浓度受 P 和 WS 的显著影响.乌鲁木齐市冷季 WS 显著降低,增加了静稳天气的频发;昌吉市和石河子市冷季 P 升高推动了 O_3 累积,石河子市尤为突出.此外,昌吉市和石河子市冷季 RH 表现出一定负贡献,而乌鲁木齐市和五家渠市的 RH 影响较弱.类似的季节性气象驱动效应在 Sun 等人对华东地区的研究中也有所体现[47],研究指出暖季 T 升高对 O_3 浓度的推动作用显著,而冷季 P 和 RH 的变化对 O_3 的影响较大.

总体来看,4 个城市的 O_3 生成机制既有相似性又存在显著差异.暖季 O_3 浓度变化以 T 为主导,冷季则受 P 和 WS 影响显著.乌鲁木齐市 WS 的负贡献贯穿冷暖季,而石河子市和五家渠市冷季则以 P 正贡献为主.昌吉市 P 和 RH 的影响相对较小.上述结果揭示了局地气象因素对 O_3 生成的复杂调控机制,为制定区域大气污染控制措施提供了科学依据.

2.4 人为排放的影响

根据 2018~2022 年期间的 HCHO 和 NO_2 柱浓度数据,各监测站的浓度呈现不同波动趋势.HCHO 浓度在所有站点之间较为稳定,均值在 6.60×10^{15}~8.91×10^{15}molec/cm^2 之间,波动幅度较小.新区政务中心的浓度较高(均值为 8.91×10^{15}molec/cm^2),而五家渠市较低(均值为 6.60×10^{15}molec/cm^2).站点之间的浓度差异反映了区域性的空气质量差异.二氧化氮(NO_2)浓度在各站点之间差异较大,均值范围为 2.73×10^{15}molec/cm^2 到 4.79×10^{15}molec/cm^2,年下降速率为 0.22×10^{15}molec/(cm^2·a).米东区的浓度较高(均值为 4.79×10^{15}molec/cm^2),而培训基地的浓度较低(均值为 2.73×10^{15}molec/cm^2).总体来看,NO_2 浓度有较大波动,尤其在交通和工业排放较为密集的地区.

2020 年是一个关键年份.受新冠疫情和污染控制政策的双重影响,城市交通流量大幅下降,部分工业企业阶段性停产,导致 NO_2 柱浓度在大多数监测点出现显著下降[48].相比之下,HCHO 柱浓度变化相对较小,例如艾青诗歌馆站点在 2020 年略有上升,波动幅度不大.这种差异说明,HCHO 的主要排放源(如建筑装修、生活活动以及部分未被严格限制的小规模工业源)在疫情期间未受到与 NO_2 类似程度的抑制,从而使其浓度维持相对稳定[49].

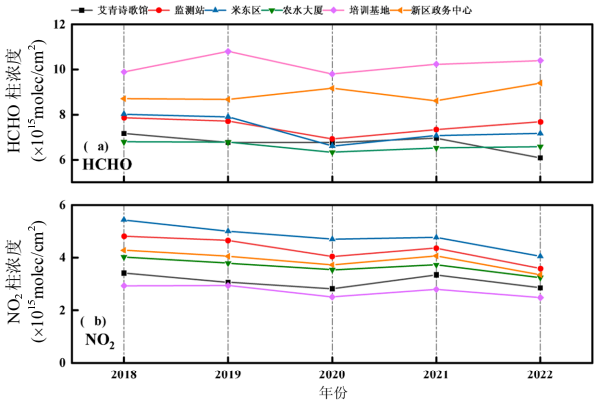


图 6 2018~2023 年 6 个监测站 NO_2 柱浓度和 HCHO 柱浓度年际变化

Fig.6 Interannual variations of NO_2 and HCHO column concentrations at six monitoring stations from 2018 to 2023

2.4.1 四个城市整体 FNR 阈值研究

O_3 的生成敏感性已被广泛用于阐述 VOCs 和 NO_x 对 O_3 生成的不同影响[50-51].研究表明,O_3 生成敏感性从 VOCs 控制向 NO_x 控制的转变通常伴随着 FNR 阈值的变化,这一现象在中国多个城市的分析中也得到了验证[52-53].FNR 值的阈值在多个研究中也被用作判断 O_3 生成敏感性的重要指标[54-55].本文基于监测数据重新划分了 FNR 阈值并验证其在 O_3 生成敏感性中的有效性.

通过对 4 个城市 20 个监测站点 2018~2023 年间的月均 O_3 浓度数据进行统计分析,研究将每个月的月均值视为一个独立样本点.结果表明,当 O_3 浓度高于 86.87μg/m³时,此类样本点约占总样本数的 50%.且在这些高浓度样本中,O_3 浓度呈上升趋势($\Delta O_3/O_3>0$)的比例,显著高于低浓度样本(<86.87μg/m^3)中的相应比例.进一步分析显示,当 O_3 浓度上升点($\Delta O_3/O_3>0$)和高浓度点(>100μg/m^3)的比例均超过 50%时,O_3 浓度的峰值通常出现在 O_3 生成敏感性(OFS)过渡状态的月份,从而可以认定 FNR 阈值具有统计显著性,证明该阈值合理且有效.

图 7 表明,当样本点划分比例为 45%时,1.75< FNR<3.67 表示过渡状态最为准确,当样本点划分比例<45%时,过渡范围($\Delta O_3/O_3>0$ 的比例)内的 O_3 上升点<50%,不满足要求.当敏感点划分比例>45%时,过

渡范围过宽,明显不合理.因此,考虑到准确性、确定性和合理性之间的平衡,选择 45%作为阈值分割比.图 8 进一步验证了该阈值设定的合理性.图中展示了四个城市中,$\Delta O_3/\Delta NO_2$、$\Delta O_3/O_3$ 及 O_3 浓度随 FNR 变化的分布特征.根据 1.2.2 节所述方法,在 FNR 处于 1.75~3.67 之间的过渡区间内,高 O_3 浓度点以及连续两个月 O_3 变化率显著的样本点均集中分布于此区间.综上所述,FNR<1.75 表示 VOCs 限制状态,FNR>3.67 表示 NO_x 限制状态,1.75< FNR <3.67 表示过渡状态,过渡范围为 1.92.

对于 FNR>3.67 的情况,更接近 NO_x 控制区边界,建议以优先控制 NO_x 为主,辅以高排 VOCs 源监管;对于 FNR<1.75 的月份,更接近 VOCs 控制区,建议提高 VOCs 治理比重,同时加强对日间 VOCs 排放高峰(如交通、工业溶剂)进行控制;在 FNR 波动频繁的区域(如乌鲁木齐市培训基地、昌吉市工业区),建议采用模型预测辅助调控,通过 CMAQ 或机理模型模拟不同减排路径的效果,从而决策最优减排组合.

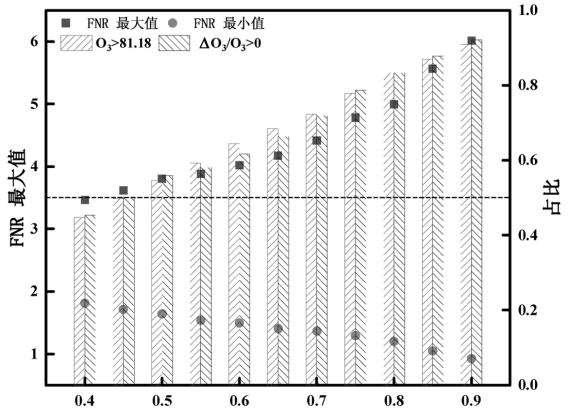


图 7　四个城市整体 FNR 阈值

Fig.7　Overall FNR threshold for the four citie

2.4.2　2018~2023 年 4 个城市 O_3 生成敏感性的相关变化　由于 O_3 产生机制的复杂性以及 O_3 光化学产生与 NO_x 和 VOCs 等前体物之间的高度非线性关系[52-53,56],为了更全面地了解人为排放对 O_3 变化的影响,必须研究 O_3 对前体物的敏感性变化.计算了新疆天山北坡 6 个监测站点的区域平均对流层 HCHO 和 NO_2 柱的比值(FNR),以检验低层大气 O_3 生成的敏感性变化.图 9 显示了 FNR 和 O_3 形成机制的年际和季节变化.

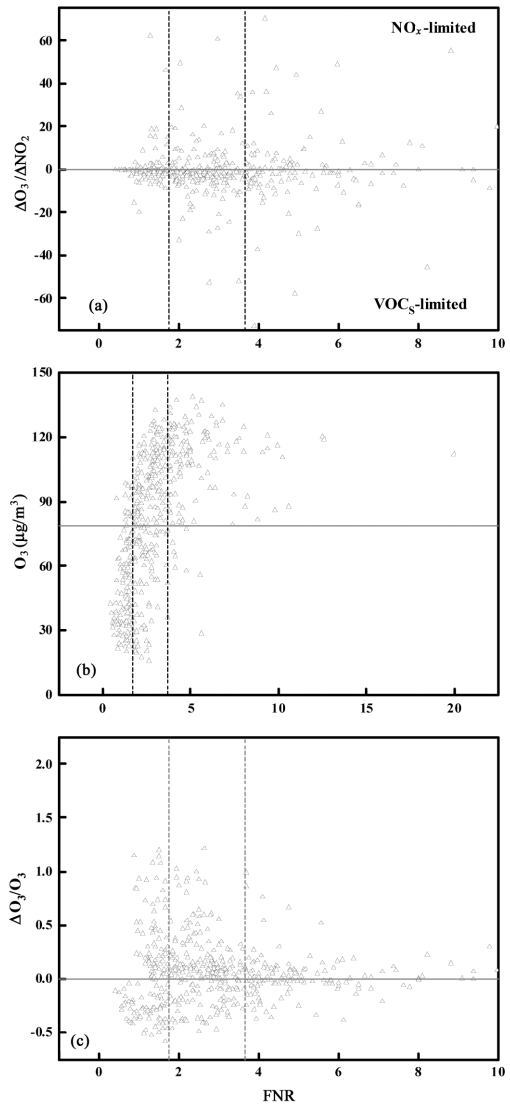


图 8　四个城市整体 $\Delta O_3/\Delta NO_2$、$\Delta O_3/O_3$ 和 O_3 浓度的分布特征随 FNR 的变化情况

Fig.8　Variations of the overall $\Delta O_3/\Delta NO_2$、$\Delta O_3/O_3$, and O_3 concentration distribution characteristics with changes in the FNR for the four cities

一般而言,较高的 HCHO 和较低的 NO_2 水平导致 FNR 比值高于 NO_x 控制范围的阈值,表明 O_3 的形成对 NO_x 更为敏感.这种模式主要适用于大多数相对清洁的区域或农村地区[57].图 9 所示,在 2018~2022 年期间,天山北坡地区大气 O_3 的光化学产生主要受到 NO_x 的控制,尤其是在暖季月份(5~8 月).在此期间,高温增强了光化学反应,导致较高的 HCHO 水平和 FNR 比值.季节性特征显示在 10~11 月期间,由于供暖季节露天生物质焚烧活动的增加,NO_x 排放量显著上升.研究表明,东北地区的生物质焚烧活动在 10 月至 11 月期间显著增加,导致

NO_x 等污染物排放量上升.例如,Huang 等[58]利用遥感数据分析了 2004~2023 年间东北地区生物质焚烧的时空分布,发现 10~11 月是焚烧活动的高峰期,主要集中在松嫩平原和三江平原等主要粮食产区.这与供暖季节的开始和秸秆处理需求增加密切相关.此外,冬季(12~次年 2 月)寒冷的气温限制了 HCHO 的形成,进一步降低了 FNR 值.在这些时期,VOCs 控制或过渡状态占据主导地位.总体来看,天山北坡地区 FNR 在温暖月份(5~9 月)主要处于 NO_x 控制范围,表明 O_3 形成对 NO_x 排放更为敏感.而在冷季(10~次年 2 月),HCHO 水平较低,更多的区域处于 VOCs 控制或过渡状态.这与多数中国城市的 CMAQ 模型模拟结果一致[59].在 2018~2022 年期间,天山北坡地区对流层 NO_2 柱呈现出一定的波动,但总体上呈缓慢下降趋势,相比之下,HCHO 柱呈现较为平稳的趋势.这种趋势表明尽管 NO_x 排放得到了控制,但 VOCs 排放可能有所增加,导致 FNR 比值在部分地区升高.

如图 6 所示,2020 年是一个关键年份.受污染控制政策和疫情影响,对流层 NO_2 柱显著下降,而 HCHO 柱的增长较为稳定[60].这导致 2020 年 FNR 值在多数监测站点显著增加,并进一步强化了 O_3 对 NO_x 的敏感性.从季节趋势来看,在冬季(11~次年 2 月),NO_2 排放量显著上升,而 HCHO 水平降低,FNR 值偏低;在春夏季(3~8 月),HCHO 水平逐步升高,而 NO_2 柱下降,导致 FNR 值升高并进入 NO_x 控制状态.这种变化趋势也与季节性污染源(如供暖和农业活动)的时空分布密切相关[61].

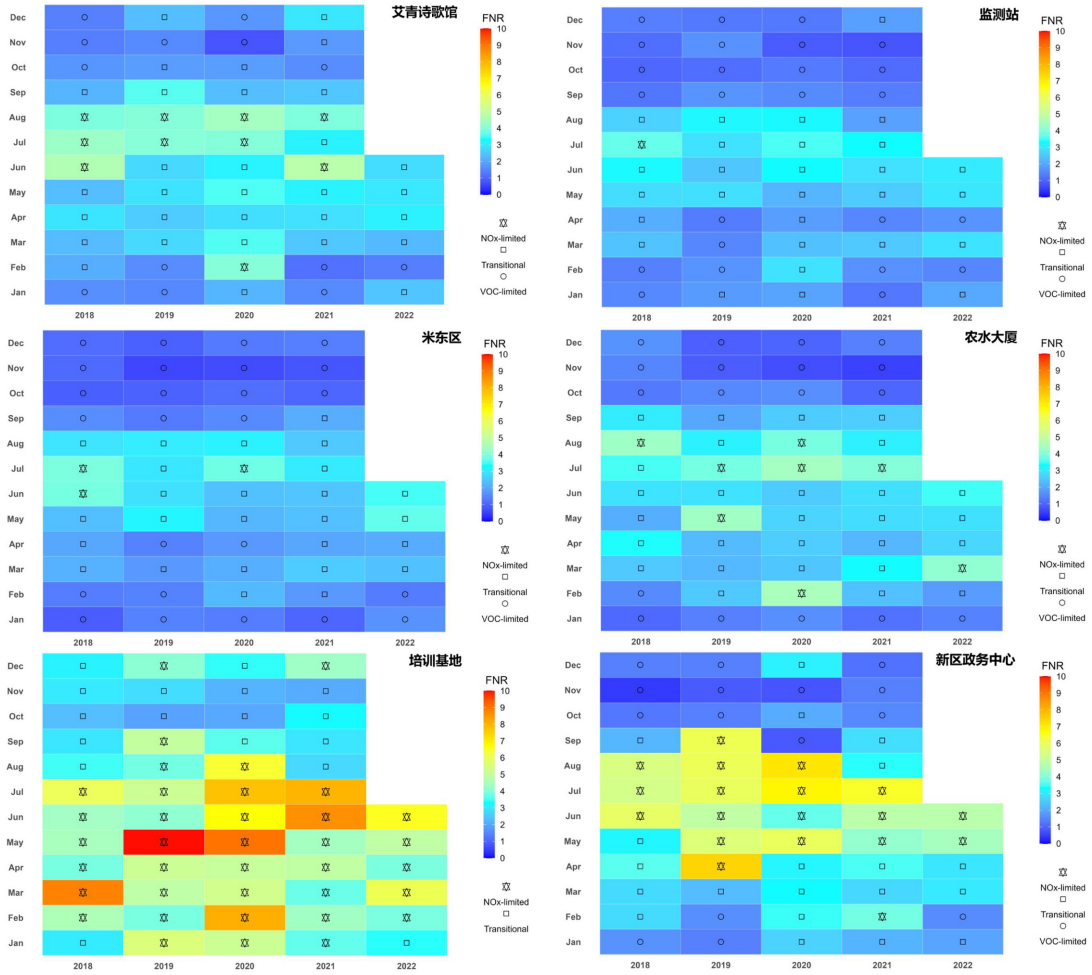


图 9 2018~2023 年 6 个站点 FNR 和 O_3 形成机制的年际和季节变化

Fig.9 Interannual and seasonal variations of FNR and O_3 formation mechanisms at six monitoring sites from 2018 to 2023

在研究期间,天山北坡地区对流层 NO_2 柱浓度的变化趋势与其主要污染源的排放模式密切相关,例如冬季供暖和夏季生物质燃烧.近年来,NO_2 柱浓度的下降反映了“蓝天保卫战”等政策在 NO_x 减排

方面取得了一定成效.然而,甲醛柱的增加可能提示挥发性有机化合物(VOCs)排放尚未得到有效控制.未来的污染防治工作需加强对 VOCs 的管控,尤其是在夏季和秋季的关键时期,以进一步降低 O_3 浓度.研究结果揭示了天山北坡地区 O_3 光化学形成的时空变化特征和前体物敏感性规律,昌吉市和乌鲁木齐市的培训基地站点常年 FNR 偏高,特别是在温暖月份(5~9 月)显著处于 NO_x 控制区,表明 O_3 生成对 NO_2 高度敏感,因此应优先加强 NO_x 减排控制,尤其是在交通排放高发时段.而在石河子市、五家渠市和乌鲁木齐市的监测站和米东区站点 FNR 偏低,大部分月份处于过渡区,说明应结合季节动态采取分阶段治理策略,暖季重点减控 NO_x,冷季兼顾 VOCs 来源管理.为制定针对性的 O_3 污染控制策略提供了科学依据.

3　结论

3.1　2018~2023 年,天山北坡地区 O_3 浓度整体呈波动上升趋势(年均 86.97μg/m^3),暖月显著高于冷月;2020 年受疫情影响降至最低.各城市年增长速率差异显著,昌吉市上升最快.不同城市 O_3 变化的气象因素贡献率差异明显,乌鲁木齐和五家渠高于 50%,昌吉和石河子不足 30%.

3.2　气象因子的时空作用呈现显著差异:暖季以温度为主导,冷季则受气压和风速影响.2018~2021 年气象条件加剧了 O_3 污染,而 2021 年后其影响趋于减弱.

3.3　通过统计 FNR 值,确定了 O_3 生成的灵敏度阈值:FNR < 1.75 时,O_3 生成受 VOCs 控制;FNR > 3.67 时,受 NO_x 控制;1.75 < FNR < 3.67 为过渡状态,过渡范围为 1.92,且 45%的敏感点划分比例下,过渡区宽度合理.

3.4　在 2018~2022 年期间,天山北坡地区 O_3 光化学产生的敏感性主要受 NO_x 控制,尤其在温暖月份(5~8 月).而在冷季(10~2 月),HCHO 水平较低,VOCs 控制或过渡状态占主导.NO_2 柱呈现年下降速率为 0.22×10^{15}molec/(cm^2·a)(P=0.08),而 HCHO 柱浓度保持相对稳定,表明 VOCs 排放可能有所增加,影响了 O_3 的生成机制.

参考文献：

[1] Ainsworth E A, Rogers A, Schlesinger B T. Understanding and improving global crop response to ozone pollution [J]. The Plant Journal, 2017,90(5):883−888.

[2] Cohen A J, Brauer M, Burnett R T, et al. Estimates and 25−year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the global burden of diseases study 2015 [J]. The Lancet, 2017,389(10082):1907−1918.

[3] Xu W, Wang T, Zhai P, et al. Recent advances in studies of ozone pollution and impacts in China: A short review [J]. Current Opinion in Environmental Science & Health, 2021,19:100225.

[4] Lelieveld J, Dentener F J. What controls tropospheric ozone? [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2000,105(D3):3531.

[5] Seinfeld J H, Pandis S N. Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change [M]. 3rd Edition. Wiley, 2016.

[6] Swackhamer D L. Rethinking the ozone problem in urban and regional air pollution national research council. National Academy Press (1991) [J]. Journal of Aerosol Science, 1993,24(7):977−978.

[7] Dong Y, Li J, Guo J,et al. The impact of synoptic patterns on summertime ozone pollution in the North China Plain [J]. Science of the Total Environment, 2020,735:139559.

[8] Liu S, Xing J, Zhang H, et al. Climate−driven trends of biogenic volatile organic compound emissions and their impacts on summertime ozone and secondary organic aerosol in China of the 2050s [J]. Atmospheric Environment, 2019,218:117020.

[9] Han Z, Liu J, Yuan H,et al. Foreign influences on tropospheric ozone over East Asia through global atmospheric transport [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019,19:12495–12514.

[10] Clifton O E, Fiore A M, Massman W J, et al. Dry deposition of ozone over land: Processes, measurement, and modeling [J]. Reviews of Geophysics, 2020,58(1).

[11] Li K, Jacob D J, Shen L, et al. Increases in surface ozone pollution in China from 2013 to 2019: anthropogenic and meteorological influences [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2020,20(19): 11423−11433.

[12] Xu X. Recent advances in studies of ozone pollution and impacts in China: A short review [J]. Current Opinion in Environmental Science & Health, 2020,19.

[13] Wang T, Dai J, Lam K S, et al. Twenty-five years of lower tropospheric ozone observations in tropical East Asia: The influence of emissions and weather patterns [J]. Geophysical Research Letters, 2019,46:11463–11470.

[14] 霍迎春.天山北坡经济带生态足迹动态研究 [D]. 乌鲁木齐:新疆师范大学, 2012.
Huo Y C. Study on the ecological footprint dynamics of the economic zone on the north slope of Tianshan Mountain [D]. Urumqi: Xinjiang Normal University, 2012.

[15] 易　唯,杨　东,李茜荣.基于 GWR 模型的天山北坡经济带 $PM_{2.5}$ 浓度反演及时空特征分析 [J]. 地球与环境, 2021,49(1):51−58.
Yi W, Yang D, & Li X R. Inversion of $PM_{2.5}$ concentration and spatiotemporal characteristic analysis based on the GWR model in the economic zone on the north slope of Tianshan Mountain [J]. Earth and Environment, 2021,49(1):51−58.

[16] 牛笑笑,钟艳梅,杨　璐,等.2015~2020 年中国城市 $PM_{2.5}$−O_3 复合污染时空演变特征 [J]. 环境科学, 2023,44(4):1830−1840.

Niu X X, Zhong Y M, Yang L, et al. Spatiotemporal evolution characteristics of $PM_{2.5}$–O_3 compound pollution in Chinese cities from 2015 to 2020 [J]. Environmental Science, 2023,44(4):1830−1840.

[17] 郑 怡,马咏超,高可心,等."乌昌石"城市群大气重污染演变趋势及新冠疫情对其变化的影响 [J]. 环境科学学报, 2024,44(5):324−338.
Zheng Y, Ma Y C, Gao K X, et al. Evolution trend of severe air pollution in the Wuchang−Shi urban agglomeration and the impact of COVID−19 on its variation [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2024, 44(5):324−338.

[18] 郑 坤,李梦辉,邓婉月,等.2018~2022 年天山北坡地区主要城市气象因素对近地面臭氧的影响 [J]. 环境科学, 2025,44 (6):2345−2355.
Zheng K, Li M H, Deng W Y, et al. Influence of meteorological factors on near−surface ozone in major cities of the northern slope of Tianshan Mountain from 2018 to 2022 [J]. Environmental Science, 2025,44(6): 2345−2355.

[19] 叶盼青阿不都艾尼·阿不里孙小丽哈力旦·艾赛都力.天山北坡经济带土壤重金属来源及污染评价 [J]. 中国环境科学, 2022,42(10): 4704−4712.
Ye A A. Evaluation of heavy metal sources and pollution in soils of the economic zone on the north slope of Tianshan Mountain [J]. China Environmental Science, 2022,42(10):4704−4712.

[20] Li J, Liao H, Hu J, et al. Severe particulate pollution days in China during 2013~2018 and the associated typical weather patterns in Beijing−Tianjin−Hebei and the Yangtze River Delta regions [J]. Environmental Pollution, 2019,248(MAY):74−81.

[21] Fu H, Yuan G, Zkan K, et al. Seasonal and long−term trends in the spatial heterogeneity of lake phytoplankton communities over two decades of restoration and climate change [J]. Science of the Total Environment, 2020,748:141106.

[22] 刘 琳,张正勇,刘 芬,等.天山北坡经济带城市 $PM_{2.5}$ 质量浓度时空分布及模拟分析 [J]. 环境科学研究, 2018,31(11):1849−1857.
Liu L, Zhang Z Y, Liu F, et al. Temporal and spatial distribution of $PM_{2.5}$ mass concentration and simulation analysis in the economic zone on the north slope of Tianshan Mountain [J]. Environmental Science Research, 2018,31(11):1849−1857.

[23] 苗元露,耿春梅,纪 元,等.天山北坡城市群颗粒物及臭氧时空分布及气象因素的影响 [J]. 北京大学学报(自然科学版), 2025,61(2): 240−252.
Miao Y L, Geng C M, Ji Y, et al. Temporal and spatial distribution of particulate matter and ozone in the urban agglomeration on the northern slope of Tianshan Mountain and the influence of meteorological factors [J]. Journal of Peking University (Natural Science Edition), 2025,61(2):240−252.

[24] Ren H H, Cheng Y, Wu F, et al. Spatiotemporal characteristics of ozone and the formation sensitivity over the Fenwei Plain [J]. Science of the Total Environment, 2023:163369.

[25] Wang W, van der A R, Ding J, et al. Spatial and temporal changes of the ozone sensitivity in China based on satellite and ground−based observations [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2021,21(9): 7253−7269.

[26] Zhang X, Liu J, Wang L,et al. Long−term variations in surface ozone at the Longfengshan regional atmosphere background station in Northeast China and related influencing factors [J]. Environmental Pollution, 2024,292:123748.

[27] Liu S, Cheng S, Ma J, et al. MAX−DOAS measurements of tropospheric NO_2 and HCHO vertical profiles at the Longfengshan regional background station in Northeastern China [J]. Sensors, 2023,23(6):10.3390/s23063269.

[28] Jin X, Fiore A M, Murray L T, et al. Evaluating a space-based indicator of surface Ozone-NO_x-VOC sensitivity over midlatitude source regions and application to decadal trends [J]. Journal of Geophysical Research Atmospheres Jgr, 2017,122(19):10439−10461.

[29] Chen Y, Wang M, Yao Y, et al. Research on the ozone formation sensitivity indicator of four urban agglomerations of China using Ozone Monitoring Instrument (OMI) satellite data and ground−based measurements [J]. Science of the Total Environment, 2023,869(15): 161679.

[30] Cheng N, Li R, Xu C, et al. Ground ozone variations at an urban and a rural station in Beijing from 2006 to 2017: Trend, meteorological influences and formation regimes [J]. Journal of Cleaner Production, 2019,235(OCT.20):11−20.

[31] Venables W N, Ripley B D. Modern applied statistics with S−PLUS [M]. Springer, 1998.

[32] Martin, Randall V. Space−based diagnosis of surface ozone sensitivity to anthropogenic emissions [J]. Geophysical Research Letters, 2004, 31(6):337−357.

[33] Duncan B N, Yoshida Y, Olson J R, et al. Application of OMI observations to a space−based indicator of NOx and VOC controls on surface ozone formation [J]. Atmospheric Environment, 2010,44: 2213−2223.

[34] Jin X, 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.

[35] 刘戴娟."国四"倒计时 15 部门联合印发污染治理行动方案 [J]. 今日工程机械, 2022,(6):46.
Liu Daijuan. Countdown to the “National IV” 15 departments jointly issued pollution control action program [J]. Construction Machinery Today, 2022,(6):46.

[36] 张乐乐."乌昌石"地区大气污染状况及污染过程研究 [D]. 乌鲁木齐:新疆师范大学, 2022.
Zhang L. Study on air pollution status and pollution processes in the "Wuchangshi" srea [D]. Urumqi: Xinjiang Normal University, 2022.

[37] Qiang Wang, Min Su. A preliminary assessment of the impact of COVID−19 on environment-A case study of China [J]. Science of the Total Environment, 2020,728(1):138915.

[38] 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.

[39] Luo Y, Xu L, Li Z, et al. Air pollution in heavy industrial cities along the northern slope of the Tianshan Mountains, Xinjiang: Characteristics, meteorological influence, and sources [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2023,30:55092−55111.

[40] Zhou Q, Zhang L, Liu H. Wintertime O_3 changes and the role of human emissions in Northern China [J]. Environmental Science &

Technology, 2021,55:11489−11496.

[41] Liu Z, Zhang J, Li B, et al. Seasonal analysis of O_3 variations in Northern China and their links to human emissions and meteorology [J]. Journal of Environmental Management, 2020,254:109715.

[42] Zhao Z, Li Y, Chen J, et al. Influence of meteorological conditions on O_3 variability in the Chinese region: A case study of the warm season [J]. Environmental Pollution, 2022,287:117687.

[43] Fu T M, Zheng Y, Paulot F, et al. Positive but variable sensitivity of August surface ozone to large−scale warming in the southeast United States [J]. Nature Climate Change, 2015,5(5):454−458.

[44] 钱　朋,朱　彬,刘慧敏,等.汾渭平原至黄土高原不同海拔高度地区近地面臭氧浓度差异 [J]. 中国环境科学, 2023,43(1):77−87.
Qian P, Zhu B, Liu H M, et al. Differences in near−surface ozone concentration at different altitudes from the Fenwei Plain to the Loess Plateau [J]. China Environmental Science, 2023,43(1):77−87.

[45] Li X, Zhang Y, Li F, et al. Impact of meteorological factors on ozone concentrations in Northwest China [J]. Atmospheric Environment, 2021,244:117877.

[46] 王贵勤,肖文俊.北京地区大气臭氧总量与地面气压和温度的变化 [J]. 北京大学学报(自然科学版), 1986,22(1):91−97.
Wang G Q, Xiao W J. Variation of total atmospheric ozone and surface pressure and temperature in Beijing area [J]. Journal of Peking University (Natural Science Edition), 1986,22(1):91−97.

[47] Zhao Z, Li Y, Chen J, et al. Influence of meteorological conditions on O_3 variability in the Chinese region: A case study of the warm season [J]. Environmental Pollution, 2019,287:117687.

[48] Liu F, Page A, Strode S A, et al. Abrupt declines in tropospheric nitrogen dioxide over China after the outbreak of COVID−19 [J]. Science Advances, 2020,6 (28).abc2992.

[49] Chen K, Wang M, Huang C, et al. Air pollution reduction and mortality benefit during the COVID−19 outbreak in China [J]. The Lancet Planetary Health, 2020,4(6):e210−e212.

[50] Zhang Y, Wang M, Liu J. The role of meteorological conditions in influencing air quality and ozone formation in the warm season over China [J]. Science of the Total Environment, 2020,710:136374.

[51] Li X, Zhang Y, Li F. Impact of meteorological factors on ozone concentrations in Northwest China [J]. Atmospheric Environment, 2021,244:117877.

[52] Wang Y, Li W, Chen Z. Temporal variations of O_3 and meteorological conditions in China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2020,21 (6):3557−3570.

[53] Zhao Z, Li Y, Chen J. Influence of meteorological conditions on O_3 variability in the Chinese region: A case study of the warm season [J]. Environmental Pollution, 2019,287:117687.

[54] Wei J, Liu F, Zhang Y. Evaluating the relationship between ozone production sensitivity and the sensitivity to VOCs and NO_x over China using satellite observations [J]. Atmospheric Environment, 2018,181: 17−26.

[55] Sun W, Zhang Q, Wang S. Regional variations in the contributions of meteorological factors to O_3 variability in China [J]. Atmospheric Research, 2019, 206: 99−111.

[56] 王　鸣,陈文泰,陆思华,等.我国典型城市环境大气挥发性有机物特征比值 [J]. 环境科学, 2018,39(10):4393−4399.
Wang M, Chen W T, Lu S H, et al. Characteristic ratios of atmospheric volatile organic compounds in typical urban environments in China [J]. Environmental Science, 2018,39(10):4393−4399.

[57] Tao C, Peng Y, Zhang Q, et al. Diagnosing ozone–NOx–VOC–aerosol sensitivity and uncovering causes of urban–nonurban discrepancies in Shandong, China, using transformer−based estimations [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2024,24(7):4177−4192.

[58] Huang H, Jin Y, Sun W, et al. Biomass Burning in Northeast China over two decades: Temporal trends and geographic patterns [J]. Remote Sensing, 2024,16(11):1911.

[59] Ding D, Xing J, Wang S, et al. Impacts of emissions and meteorological changes on China's ozone pollution in the warm seasons of 2013 and 2017 [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2019,13 (5):76.

[60] Zhu Y, Li X, Wang X, et al. Impact of COVID−19lockdown on air quality in China [J]. Science of The Total Environment, 2020,738: 138515.

[61] Li J, Zhang Q, Li L, et al. Seasonal variations of ozone formation sensitivity to NO_x and VOCs in the Yangtze River Delta region, China [J]. Environmental Science & Technology, 2018,52(16):9263−9271.

作者简介：郑　坤(1999−),男,安徽安庆人,硕士研究生,主要研究方向为臭氧污染成因.发表论文 1 篇.13253128493@163.com.