王新辉,沈秀娥,姜 磊,等.TROPOMI 和地面监测的京津冀臭氧前体物及生成敏感性分析 [J]. 中国环境科学, 2025,45(12):6571-6583.
Wang X H, Shen X E, Jiang L, et al. Analysis of changes in ozone precursors and formation sensitivity in the Beijing-Tianjin-Hebei region based on TROPOMI and Ground observations [J]. China Environmental Science, 2025,45(12):6571-6583.

TROPOMI 和地面监测的京津冀臭氧前体物及生成敏感性分析

王新辉[1,2],沈秀娥[1,2],姜 磊[1,2*],张 健[1,2],孙 爽[1],李 磊[1],宋小可[1] (1.北京市生态环境监测中心,北京 100048；2.大气颗粒物监测技术北京市重点实验室,北京 100048)

摘要：基于 TROPOMI 卫星遥感数据与地面监测数据,分析了京津冀 2019 至 2023 年 O_3 及其前体物 HCHO、NO_2 的时空变化特征及相关关系,进一步探讨了 O_3 生成敏感性、O_3-NO_x-VOCs 控制区的演变趋势及影响因素.结果表明:京津冀 O_3 浓度整体呈南高北低、先降后升的时空分布特征,污染天数下降约 30%;O_3 浓度与气温呈显著正相关(Pearson 系数 r=0.85,P<0.001).HCHO 与 NO_2 柱浓度高值区集中在京津廊/京津唐及石家庄-邯郸-邢台城市群,研究期间 HCHO 柱浓度下降约 3%.NO_2 柱浓度下降约 12%.HCHO 受气温影响明显,NO_2 则主要受人类活动驱动.基于 5~9 月臭氧污染高发季(OPHF)的逐日数据,O_3 浓度与 HCHO、NO_2 柱浓度的非线性关系符合 O_3-NO_x-VOCs 化学反应机制模型,京津冀整体 O_3 浓度在 HCHO/NO_2 柱浓度比(FNR)为 4.0 时达到峰值,过渡状态对应的 FNR 范围为 3.2~4.9;年度 O_3 浓度峰值时对应 FNR 呈下降趋势.不同城市, O_3 浓度与 FNR 拟合曲线存在差异,但相关系数均高于 0.65.2019~2023 年 OPHF 季 O_3-NO_x-VOCs 控制区总体由协同控制区向 VOCs 控制区转变,VOCs 控制区面积增长约 23%,表明未来降低 O_3 浓度应重点关注 VOCs 减排.臭氧生成敏感性受人类活动影响明显,FNR 与 NO_2、CO、HCHO 柱浓度的相关系数分别为-0.86、-0.67、0.14(P<0.001).气象因素中气温和湿度对 FNR 影响显著,其相关系数分别为 0.88 和 0.41(p<0.001).

关键词：臭氧生成敏感性；HCHO；NO_2；京津冀；TROPOMI
中图分类号：X51 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)12-6571-13

Analysis of changes in ozone precursors and formation sensitivity in the Beijing-Tianjin-Hebei region based on TROPOMI and Ground observations.

WANG Xin-hui[1,2], SHEN xiu-e[1,2], JIANG Lei[1,2*], ZHANG Jian[1,2], SUN Shuang[1], LI Lei[1], SONG Xiao-ke[1] (1.Beijing Municipal Ecological and Environmental Monitoring Center, Beijing 100048, China；2.Beijing Key Laboratory of Airborne Particulate Matter Monitoring Technology, Beijing 100048, China). *China Environmental Science*, 2025,45(12)：6571~6583

Abstract：This study investigated the spatiotemporal variations and relationships of O_3, HCHO, and NO_2, as well as O_3 formation sensitivity (OFS) and the distribution changes of O_3-NO_x-VOCs control regime in the Beijing-Tianjin-Hebei (BTH) region from 2019 to 2023, using data acquired from the TROPOMI satellite sensor and ground-based monitoring networks. The results showed that: (1) O_3 concentrations in the BTH region were characterized by higher levels in the south and lower levels in the north, with an overall trend of initial decrease followed by an increase. The number of O_3 pollution days was reduced by approximately 30%. A significant positive correlation was observed between O_3 concentration and air temperature (r=0.85, P<0.001). (2) High-value areas of HCHO and NO_2 vertical column densities (VCDs) were concentrated in the Beijing-Tianjin-Langfang/Tangshan regions and the Shijiazhuang-Handan-Xingtai urban agglomeration. During the study period, a decrease of approximately 3% in HCHO VCDs and about 12% in NO_2VCDs was recorded. HCHO variations were significantly influenced by temperature, while NO_2 was primarily driven by anthropogenic activities. Based on daily data during the OPHF period in the BTH region, nonlinear relationships between O_3 concentration and the ratio of HCHO to NO_2 VCDs (FNR) were found to be consistent with photochemical models of O_3-NO_x-VOCs reactions. The peak O_3 concentration occurred at an FNR value of 4.0, with the transitional regime ranging from 3.2 to 4.9. Although differences were observed in the fitting curves between O_3 concentration and FNR across different cities, the correlation coefficients were all above 0.65. (3) From 2019 to 2023, the O_3 formation regime during the OPHF period was shown to transition from mixed NO_x-VOCs limited to VOCs limited conditions, with the area of VOCs limited regime expanding by approximately 23%. Therefore, it is suggested that greater emphasis should be placed on reducing VOCs emissions to mitigate O_3 pollution in the future. Ozone formation sensitivity was significantly influenced by anthropogenic factors. The Pearson correlation coefficients between FNR and NO_2 VCDs, CO VCDs, and HCHO VCDs were –0.86, –0.62, and 0.14 (P<0.001), respectively. Among meteorological factors, temperature and humidity were found to have significant effects on FNR, with correlation coefficients of 0.88 and 0.41 (P<0.001), respectively.

Key words：ozone formation sensitivity；HCHO；NO_2；Beijing-Tianjin-Hebei region；TROPOMI

收稿日期：2025-04-28

基金项目：北京市科技计划(Z231100003823018)

* 责任作者, 高级工程师, Jiangleibj@163.com

近十年来,随着颗粒物污染改善,臭氧问题日益突出,细颗粒物与臭氧协同治理成为大气污染治理工作的主要任务[1-2].臭氧是主要的空气污染物之一,对人类健康产生负面影响,导致呼吸系统疾病以及肺功能损害等[3-4],而且通过吸收热辐射对气候产生重要影响[5].对流层 O_3 主要由 VOCs 和 NO_x 光化学氧化反应形成,其关系为非线性[6-7].NO_x 排放主要来源于化石燃料燃烧,如交通运输、工业生产以及生物质燃烧、微生物活动等[8].VOCs 排放来自人为源如工业过程、溶剂使用、机动车尾气、餐饮油烟等以及植物源排放[9].NO_x 和 VOCs 生成 O_3 的机制较为复杂,从全球尺度上看,对流层大部分地区的 O_3 形成,在很大程度上由 NO_x 控制,但在 NO_x 排放量高的地区如城市,O_3 的形成可能受到 VOCs 的控制或在不同的状态之间转换[10-11].在 VOCs 控制的前提下,NO_x 排放的减少甚至导致臭氧增加.因此正确判断 O_3 光化学生成对其前体物 NO_x 和 VOCs 的敏感性对制定有效的臭氧污染防治方案至关重要.

当前分析 O_3 生成敏感性的方法主要包括基于地基观测的方法[12-13]、模型方法[14-16]、卫星遥感[17-18]等.通常,地基观测可以提供 O_3 生成敏感性的准确诊断,但在时间和空间范围上受到限制,成本较高[19].基于污染物排放清单的模型方法有强大的模拟能力,但来自排放清单以及气象因素和光化学反应的不确定性,降低了模拟结果的准确性[20].卫星遥感方法尽管也存在监测数据种类单一以及自上而下观测方式的固有问题[21],但能获得几十年全球的数据,具有数据客观、容易获取等优点,为在大空间尺度上研究长时间段的 O_3 生成敏感性提供了途径.

早期,Martin 和 Duncan 研究表明 HCHO 和 NO_2 可以分别作为 VOCs 和 NO_x 的示踪物[18,22],并通过模拟实验验证了 FNR($HCHO/NO_2$)指标判断臭氧生成敏感性结果的可靠性,FNR 能反映对流层臭氧生成敏感性的长期演变,可用于臭氧生成敏感区的划分.最广泛应用的 FNR 阈值由 Duncan 等定义,当 FNR<1 时,臭氧生成处于 VOCs 控制区;当 FNR>2 时,臭氧生成处于 NO_x 控制区;当 1<FNR<2 时臭氧生成处于协同控制区.该方案被广泛应用于区域臭氧生成敏感性分析中,如武卫玲等[23]对华北六省市的分析.然而,随着卫星遥感对臭氧生成敏感性研究的大量开展,学者们发现这一通用阈值并不适用于所有地区和传感器.因此,近年来出现了基于全球臭氧监测光谱仪(GOME)、大气制图扫描成像吸收光谱仪(SCIAMACHY)、臭氧监测仪(OMI)等多种卫星数据,结合模型模拟与地面测量开展的 FNR 阈值本地化方法研究[24-29].针对中国地区,Wang 等[30]基于 OMI 数据和主要城市地面 O_3 监测数据,将过渡区间确定为 2.3~4.2,该结果被多项后续研究采用[31-33];Du 等[34]则提出阈值为 1.64~2.52;而 Ren 等[34]通过融合 OMI 和 TROPOMI 数据将过渡区间确定为 2.2~3.2.已有的研究表明了 FNR 阈值存在显著的时空差异性和数据源依赖性,因此在进行具体地区的臭氧生成敏感性分析时,需结合本地化阈值开展评估.

京津冀是我国三大城市群之一,也是臭氧污染最为严重的地区之一.深入理解该地区大气臭氧与前体物的变化规律以及臭氧的生成敏感性, 对臭氧污染的预测和科学防控具有重要意义. 新一代卫星传感器 TROPOMI 为在更精细的空间尺度上研究臭氧及其前体物分布和变化提供了新的数据资源.基于此,本研究以京津冀地区作为研究对象,综合利用 2019~2023 年 TROPOMI 遥感数据和地面观测数据,全面分析 O_3 及其前体物变化趋势,重点拟合 5~9 月 O_3 污染高发期间 O_3 与其前体物的相应关系,进而揭示 O_3 生成敏感性与 O_3-NO_x-VOCs 控制区的时空演变特征,并探讨其影响因素.

1 研究区与数据

1.1 研究区概况

京津冀处于我国华北地区,经纬度范围 36.0°~42.7°N, 113.4°E~120.0°E,土地面积约 21.6 万 km^2.京津冀地势总体特征是西北高、东南低;西部北部位于太行山脉和燕山山脉,植被以森林草地为主;中东部靠海;中南部属华北平原的北部,是农业发展和城市建设的适宜区域,如图 1 所示.京津冀包括北京市、天津市以及河北省的 11 个地级市,是我国的经济中心区域之一,也是政治与文化的中心.2023 年,京津冀 GDP 约为 10.4 万亿元,约占全国 GDP 的 8.3%.由于区域经济发展迅速,人口密度高,能源消耗量大,环境污染也在全国处于较高水平.

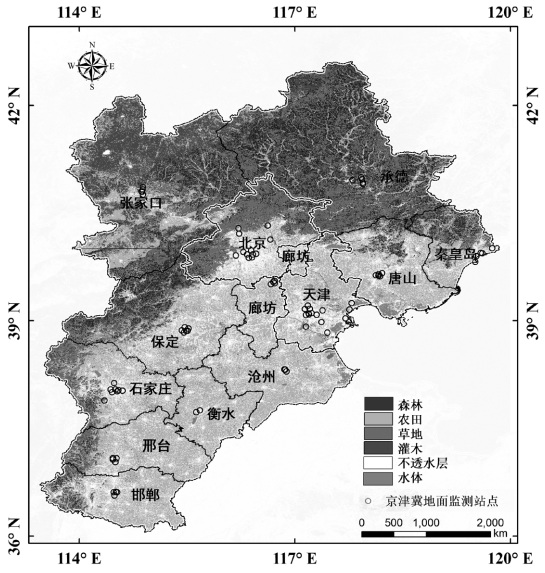


图 1　研究区概况与地面监测站点分布

Fig.1　Overview of the study area and spatial distribution of ground monitoring stations

审图号:GS(2023)2767 号

1.2　数据及处理

HCHO 及 NO_2 柱浓度来自 Sentinel5p−TROPOMI (对流层臭氧探测仪)传感器. Sentinel−5p 为极轨卫星,每天过境时间在当地 13:30 前后. TROPOMI 星下点空间分辨率为 3.5km×5.5km,其数据产品由德国航空航天中心(DLR)和皇家航空公司比利时空间航空研究所(BIRA)共同研发,自 2018 年 10 月开始发布.气体柱浓度数据由差分光学吸收光谱算法(DOAS)反演获得.DOAS 是利用空气中气体分子的吸收特性来鉴别气体成分,并根据吸收带的吸收强度反演气体斜柱浓度,最后结合大气质量因子将斜柱浓度转换成垂直柱浓度.TROPOMI 在全球范围内的 HCHO、NO_2 柱浓度反演的总不确定性分别为 30%~60%和 15%~50%.

对 HCHO 及 NO_2 柱浓度数据进行质量控制.结合卫星数据的质量标识,选取 QA≥75 的有效数据.基于云量、太阳天顶角、地表反照率、水体等信息对柱浓度数据进一步采取质量控制,去除受到云及云边缘影响、影像边缘畸变影响、亮地表影响、水体影响产生的不合格数据.具体为,滤除太阳天顶角大于 70°、地表反照率大于 0.3、云量大于 30%以及位于扫描边缘位置各 5 个扫描点的观测值等.

O_3 地面监测数据通过中国环境监测总站的全国城市空气质量实时发布平台获取.考虑到数据完整性,将日内缺测值比例超过 10%的站点数据剔除,选取站点如图 1 所示.在 2.1.1 小结中选取日最大 8h 平均 O_3 浓度[$MDA8O_3$,$\rho(O_3-8h)$]数据进行变化分析;并将京津冀作为一个整体计算 $\rho(O_3-8h)$均值,将京津冀 $\rho(O_3-8h)$ 超过 160μg/m^3 的日子定义为京津冀 O_3 污染日[36].

在 2.2 小结拟合 O_3 数据与卫星 HCHO 和 NO_2 数据进行 O_3 敏感度分析时,为保证数据的匹配度,选取当日卫星过境时刻前后 1h 的 O_3 数据平均值进行时间匹配,选取以站点经纬度为中心经纬度的卫星像元数据均值进行空间匹配,共构成约 16 万对 $O_3-HCHO-NO_2$ 观测组.此外,考虑到数据量和降低噪声的需要,在建立数据关系时对数据按照 0.1 的步距进行重采样.

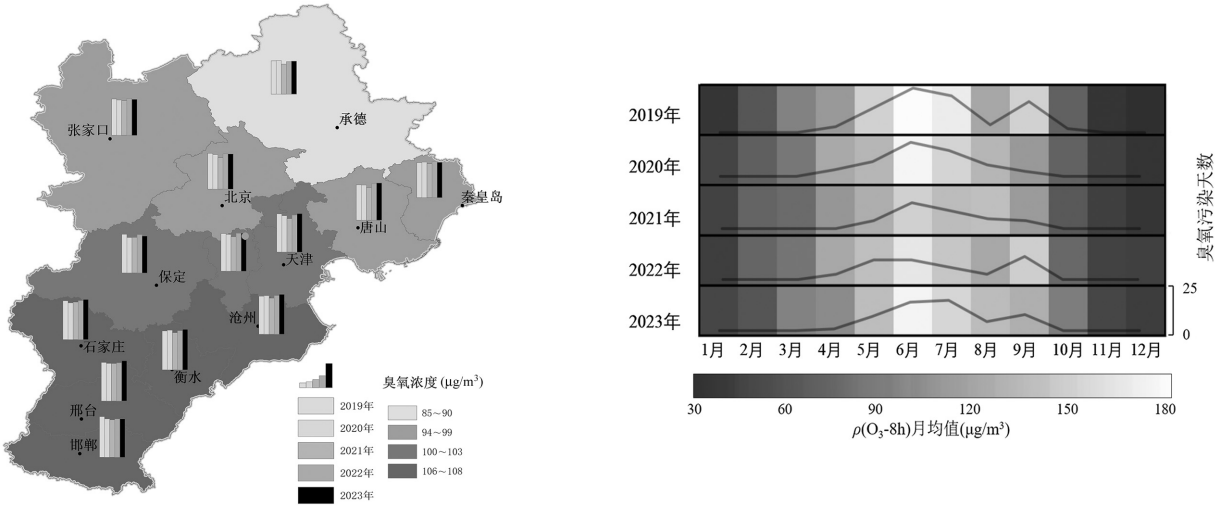
2　结果与讨论

2.1　O_3 及前体物时空变化规律

2.1.1　地面监测 O_3 变化趋势　图 2 显示了基于 1.2 中数据和方法获得的 2019~2023 年京津冀的 O_3 浓度时空变化情况以及 O_3 污染天数逐月变化.从 5 年均值空间分布来看,京津冀南部地区臭氧水平高于北部;具体地,南部的石家庄、衡水、邢台、邯郸、沧州等 O_3 污染水平较高,$\rho(O_3-8h)$均值范围为 106~108μg/m^3;其次为中部地区的保定、天津、廊坊,$\rho(O_3-8h)$均值范围为 100~103μg/m^3;北京、唐山、秦皇岛、张家口浓度相对低,$\rho(O_3-8h)$均值范围为 94~98μg/m^3;承德浓度最低.从时间变化来看,2019~2023 年京津冀 O_3 浓度先下降(2019~2021 年)后升高(2021~2023 年),与气温变化趋势一致.各城市 O_3 浓度年际变化与京津冀整体变化趋势较为一致,均在 2021 年达到最低值,不同城市 2019~2023 年总变化趋势略有不同,其中唐山、沧州、衡水、邢台、石家庄升高约 3%~5%,邯郸、保定、北京下降约 2%~5%,其他城市浓度差距较小.分析整个研究阶段内京津冀 O_3 浓度和气温、湿度、风速、气压等气象参数的关系,其中湿度、风速、气压对 O_3 浓度的变化影响较小,Pearson 系数 r 绝对值均小于 0.2,气温和 O_3 浓度显著相关 r=0.85,P<0.001.

2019~2023 年间京津冀整体的 O_3 污染天数总体为下降趋势,从 80d 下降到 56d,降幅约 30%,且超过全年污染总天数的 90%发生在 5~9 月.与浓度变化规律相同的是,2019~2021 年,京津冀 O_3 污染天数下

降,2022 年与 2023 年有所反弹.从月度变化来看,京津冀整体 O_3 污染天主要发生在 5~9 月;其他月份 O_3 浓度相对低,污染少.因此本文以下分析,将把 5~9 月臭氧污染高发季(OPHF 季)作为主要的研究阶段.



(a)O_3 浓度空间分布和年际变化 (b) O_3 浓度和污染天数月际变化

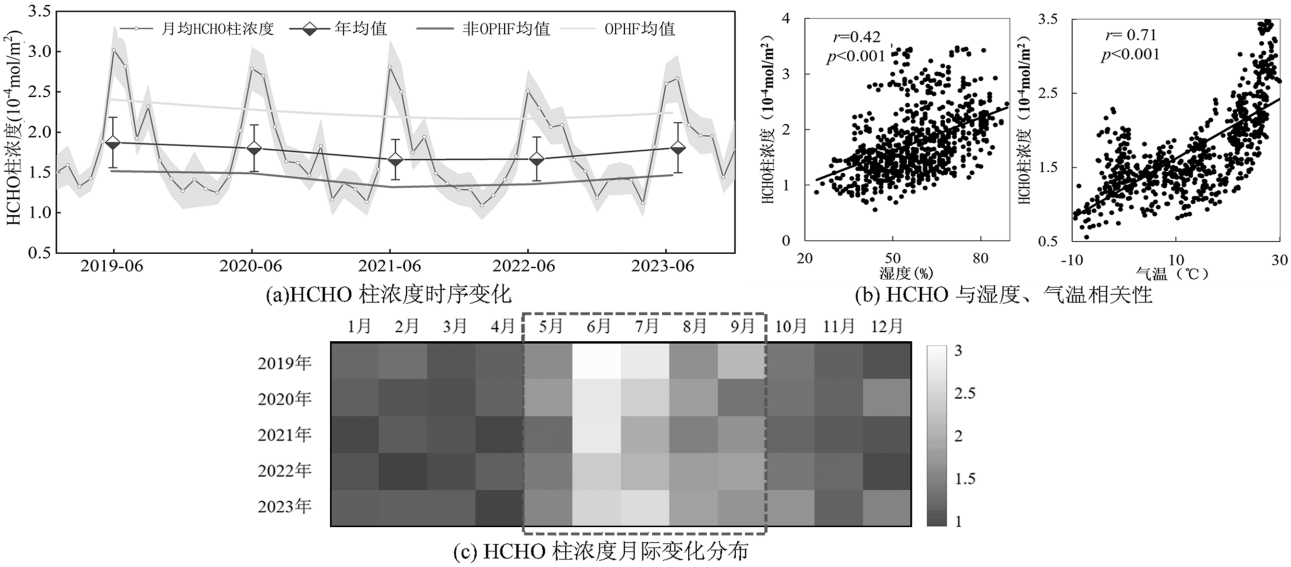
图 2 2019~2023 年京津冀地面 O_3 浓度时空分布

Fig.2 Spatiotemporal variations of surface ozone concentration in the BTH region (2019~2023)

2.1.2 HCHO 柱浓度变化 2019~2023 年京津冀 HCHO 柱浓度均值的年际、月度变化如图 3 所示.从月度变化来看,HCHO 柱浓度高值主要集中在 5~9 月,尤其是 6 月、7 月,区域浓度均值约为 1.6×10^{-4}~3×10^{-4}mol/m^2,而低值则出现在 1~4 月、11~12 月,区域浓度均值约为 1×10^{-4}~1.6×10^{-4}mol/m^2.这是因为 5~9 月太阳辐射强,气温升高有利于 VOCs 的光化学反应以及植物生长产生生物挥发性有机化合物(BVOCs),促进 HCHO 的形成[37-38],而在相反的天气条件下 HCHO 浓度相对较低.从年际变化来看,OPHF 季、非 OPHF 季和全年浓度变化总体趋势一致;HCHO 柱浓度年均值从 2019 年的最高值 1.87×10^{-4}mol/m^2 下降至 2021 年的最低值 1.66×10^{-4}mol/m^2,随后从 2021 年反弹至 2023 年 1.81×10^{-4}mol/m^2,总降幅约 3%;OPHF 季均值从 2019 年 2.39×10^{-4}mol/m^2 下降至 2021 年 2.13×10^{-4}mol/m^2,随后反弹至 2023 年的 2.23×10^{-4}mol/m^2.总降幅约 6%.这种先下降后上升的趋势与 2.1.1 节分析的 O_3 浓度变化一致,与气温变化一致,同时叠加了 2020~2021 年疫情影响.基于各城市逐月数据分析,图 3b 显示 HCHO 柱浓度与气温、湿度显著相关,Pearson 系数分别为 0.71、0.43, P 均小于 0.001.

图 4a~b 显示了 5 年间 HCHO 柱浓度在全年和 OPHF 季的空间分布.总体而言,OPHF 季和全年高低值分布趋势一致,京津冀北部山区的 HCHO 柱浓度相对较低,OPHF 季均值约为 1.45×10^{-4}mol/m^2;平原区尤其是北京−廊坊−天津和石家庄−邢台−邯郸两个城市带相对较高,OPHF 季均值约为 2.37×10^{-4}mol/m^2.具体到各城市,廊坊、邯郸、邢台、石家庄、天津浓度较高,范围在 2.5×10^{-4}~2.6×10^{-4}mol/m^2;衡水、沧州、保定、北京、唐山次之,浓度范围在 2.2×10^{-4}~2.4×10^{-4}mol/m^2;张家口、承德浓度较低为 1.3×10^{-4}~1.6×10^{-4}mol/m^2.与人为源非甲烷挥发性有机化合物 NMVOCs 相比,HCHO 柱浓度的分布显示出相似的空间模式[39-40],说明 HCHO 高浓度区主要与当地人为排放有关.

图 4c 显示在过去的 5 年间,京津冀中北部山区(背景地区)以及唐山南部沿海地区呈现升高趋势,其他区域总体呈下降趋势.具体到各个城市(图 4d),承德升高 4%,其他城市均下降,幅度在 1%~11%之间.南部城市包括邯郸、邢台、衡水、石家庄呈逐年下降趋势;中东部城市包括廊坊、天津、沧州、北京、唐山、秦皇岛与总趋势一致先下降后升高,2021 年达到最低值;西北部城市包括张家口、保定也呈先下降后升高趋势,2022 年达到最低值.HCHO 柱浓度年际变化呈现明显的南北分区现象.

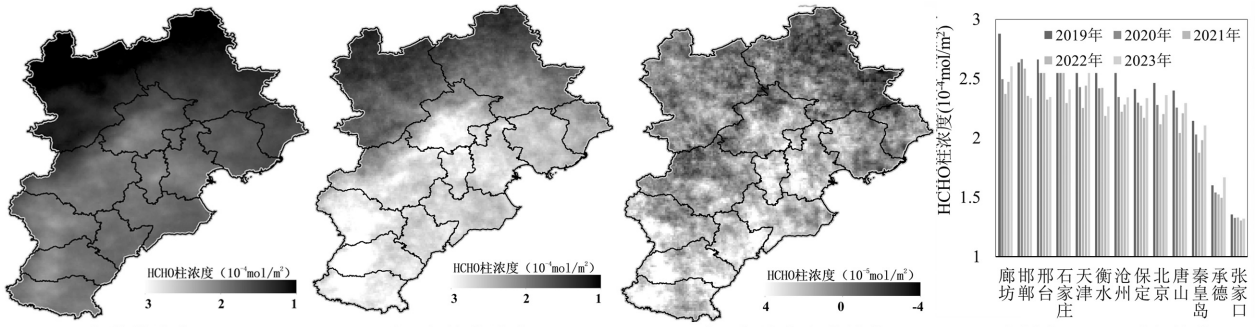


(a)HCHO 柱浓度时序变化　(b) HCHO 与湿度、气温相关性

(c) HCHO 柱浓度月际变化分布

图 3　2019~2023 年京津冀整体 HCHO 柱浓度时序变化及其与气象因子相关性

Fig.3　Temporal variations of HCHO columns and their correlations with temperature and humidity in theBTH region (2019~2023)



(a)5 年均值浓度　(b) OPHF 季 5 年均值浓度　(c) OPHF 季 5 年浓度变化差值　(d)各城市 OPHF 季年均值

图 4　2019~2023 年京津冀各城市 HCHO 柱浓度分布与变化

Fig.4　Spatial distribution and variation of HCHO VCDs in the BTH region(2019~2023)

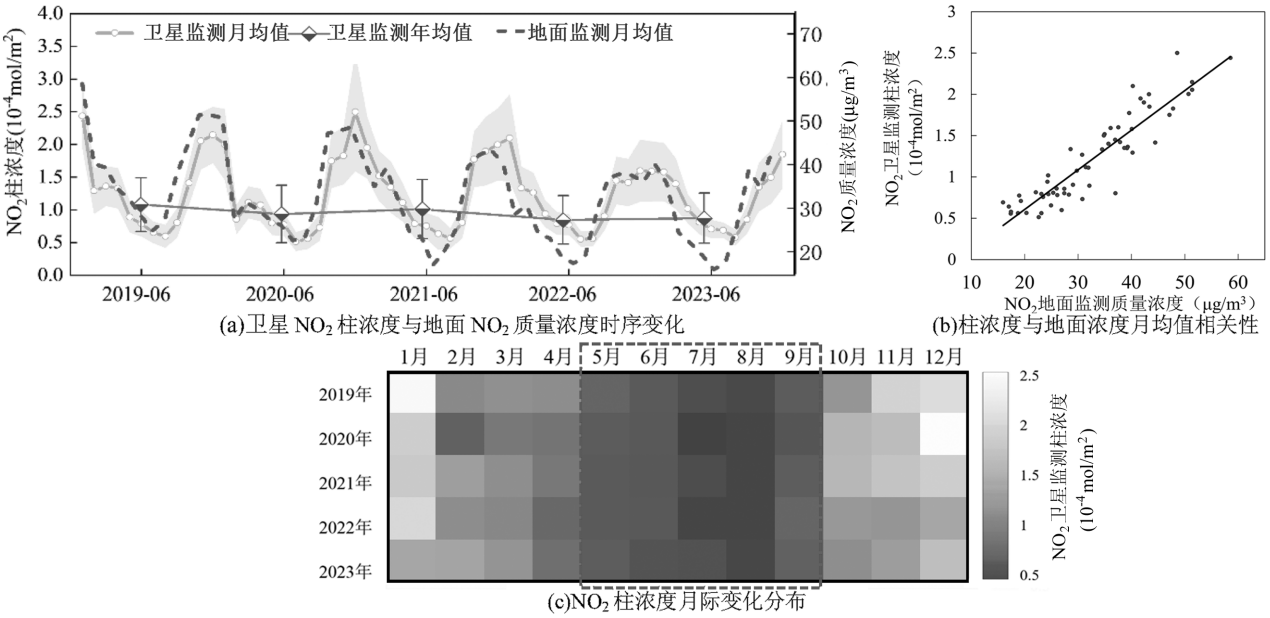
2.1.3　NO_2 浓度变化　图 5a~c 显示了 2019~2023 年逐月卫星监测 NO_2 柱浓度和地面监测 NO_2 质量浓度变化.两种月度数据的相关性高,相关系数达到 0.9.从月度变化来看,NO_2 浓度高值主要集中在冬半年 1 月至 3 月和 10 月至 12 月,卫星与地面监测浓度均值分别为 1.6×10^{-4}~3×10^{-4}mol/m^2 和 42.4μg/m^3;低值出现在夏半年 4 月至 9 月,卫星与地面监测浓度均值分别为 1×10^{-4}~1.6×10^{-4}mol/m^2 和 26.2μg/m^3.一方面冬季太阳辐射减少会影响 NO_2 的光化学反应速率,且冬半年气象条件相对较差,边界层低,多逆温,污染容易积聚,另一方面冬半年供暖的化石燃料燃烧增加了大量 NO_2 排放[41].人类活动和自然因素共同影响了 NO_2 的年内差异.

从年际变化看,卫星 NO_2 柱浓度呈波动式下降,总下降幅度约 12%.其中 2019 年最高,年均浓度为 1.31×10^{-4}mol/m^2;2020 年下降幅度最大,年均浓度为 1.21×10^{-4}mol/m^2,尤其是疫情爆发的 2 月,为 5 年同期最低值;2021 年有所反弹,2022 年继续下降,年均浓度为 5 年内最低值 1.14×10^{-4}mol/m^2;2023 年基本与 2022 年持平.在此期间,地面 NO_2 浓度呈逐年下降,总下降幅度高于卫星结果,约 25%.OPHF 季 NO_2 平均柱浓度值较小,变化幅度也相对较小,其变化趋势与全年趋势大致相同,不同的是最低值出现在 2020 年.这是因为卫星监测 NO_2 柱浓度为对流层总浓度,除了来自近地面的排放,还包括高架源排放、空中运输工具等排放以及大气环流的影响.

从空间分布来看,NO_2 柱浓度在 OPHF 季和全年高低值空间分布趋势一致(图 5a~b).京津冀西部和北部山区相对较低,年均浓度约为 0.39×10^{-4}mol/m^2,OPHF 季均值浓度约为 0.24×10^{-4}mol/m^2;平原区尤

其是北京-天津-唐山和石家庄-邢台-邯郸两个城市群相对较高,平原区全年均值约为 1.60×10^{-4}mol/m^2,OPHF 季均值约为 0.84×10^{-4}mol/m^2.从各城市 OPHF 季统计结果来看,唐山、天津浓度最高,约为 1.0×10^{-4}mol/m^2;廊坊、石家庄、邯郸、邢台、沧州次之,浓度范围在 0.7×10^{-4}~0.8×10^{-4}mol/m^2;其次为衡水、秦皇岛、北京、保定,浓度范围在 0.6×10^{-4}~0.7×10^{-4}mol/m^2,张家口、承德浓度较低为 0.2~0.3×$10^{-4}\times10^{-4}$mol/m^2.NO_2 空间分布与 NO_x 排放量显示出相同的空间模式[29],表明京津冀高 NO_x 浓度区与当地人为排放贡献显著有关.

图 5c 显示了 2019 年与 2023 年 OPHF 季 NO_2 柱浓度的差异.结果显示在过去的 5 年间,京津冀各城市除保定和衡水,其他城市的城区范围均呈现下降趋势,尤其是唐山、邯郸下降幅度显著.图 6 显示了各城市的城区范围内 NO_2 柱浓度变化.其中唐山降幅最大,约 31%,其次是邢台、秦皇岛、邯郸,降幅大于 20%;北京、石家庄、天津、张家口、承德等,降幅大于 10%.除此之外,图 5c 显示大范围郊区(背景区)以轻度升高为主,和城区的下降形成鲜明对比,这进一步体现减排政策在人类活动区取得了较好的效果.

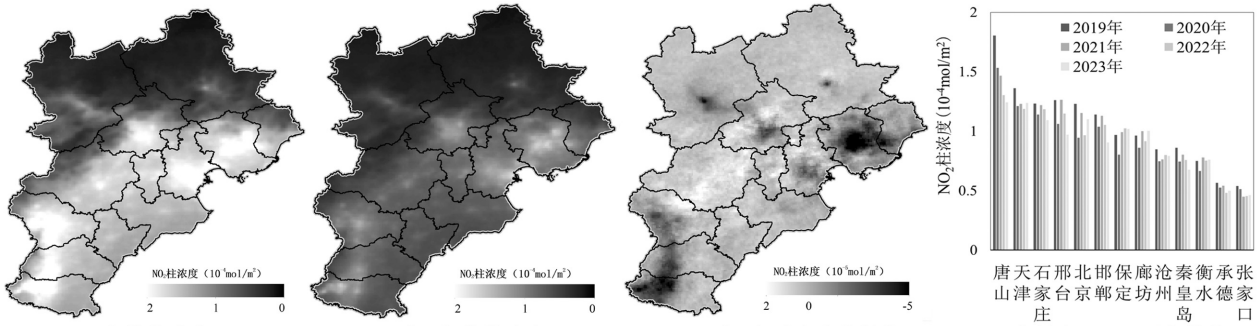


(a)卫星 NO_2 柱浓度与地面 NO_2 质量浓度时序变化 (b)柱浓度与地面浓度月均值相关性

(c)NO_2 柱浓度月际变化分布

图 5 2019~2023 年京津冀卫星监测 NO_2 柱浓度及地面监测 NO_2 质量浓度时序变化与相关性

Fig.5 Temporal variations and correlation between NO_2 VCDs and ground-based concentrations in the BTH region (2019~2023)



(a)5 年均值浓度 (b) OPHF 季 5 年均值浓度 (c) OPHF 季 5 年浓度变化差值 (d)各城市 OPHF 季年均值

图 6 2019~2023 年京津冀各城市 NO_2 柱浓度分布与变化

Fig.6 Spatial distribution and variation of NO_2 VCDs in the BTH region(2019~2023)

2.2 O_3 生成敏感性分析

首先评估京津冀地区卫星监测 HCHO、NO_2 柱浓度捕捉 O_3 与 VOCs、NO_x 之间化学反应非线性特征的能力.考虑到气温是臭氧生成的一个主要因素,

且气温越高 HCHO 对 VOCs 浓度水平的反映能力更强[42].夏季 HCHO 以 VOCs 前体物二次转化贡献为主(60%~70%),冬季以燃烧源一次排放贡献为主(55%~75%)[43-45].因此本文将重点对 5~9 月 OPHF 季的 HCHO、NO_2 柱浓度和 O_3 浓度进行关系拟合与分析.

图 7 是基于 1.2 节 16 万余组星−地匹配数据拟合的关系图.O_3 浓度与卫星 HCHO、NO_2 柱浓度之间呈现的非线性关系,与通用分析模型生成的经典臭氧等值线图较一致[14,46],表现出与 O_3−NO_x−VOCs 相似的关系.当 HCHO 浓度较低且 NO_2 相对较高时,O_3 浓度随 NO_2 下降而呈升高趋势,表现为受 VOCs 控制的化学状态;当 NO_2 较低且 HCHO 相对较高时,O_3 浓度随 NO_2 的增加而增加,表现为受 NO_x 控制的化学状态;当 NO_2 和 HCHO 均较高时,臭氧浓度达到峰值,并随 NO_2 和 HCHO 的增加而增加.分析结果,定性地呈现出 TROPOMI 的 NO_2 和 HCHO 柱浓度监测结果在京津冀 O_3 生成敏感性分析中的适用性.

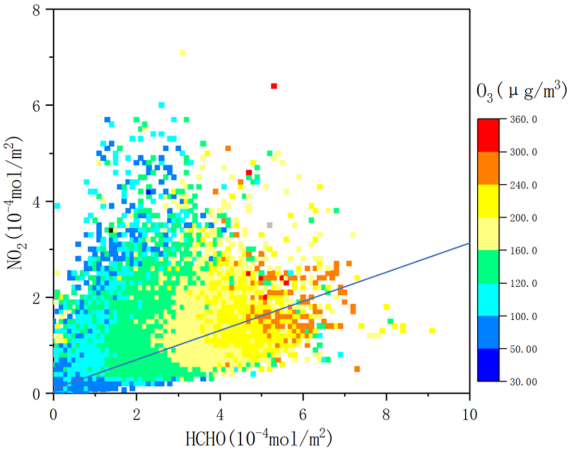


图 7　2019~2023 年 5~9 月京津冀地面监测 O_3 浓度与 TROPOMI 监测 NO_2 和 HCHO 柱浓度的关系

Fig.7　The relationship between ground−based O_3 concentrations and TROPOMI NO_2 VCDs, HCHO VCDs in the BTH region from May to September during 2019~2023

虽然图 7 整体上与 O_3−NO_x−VOCs 化学相似,但臭氧高浓度跨越了一个广泛范围,NO_x 控制和 VOCs 控制之间的过渡不确定且模糊.关于过渡状态的 FNR 阈值判定,当前主要有三种方法.Ren 等[34]将过渡状态(共同控制状态)定义为 FNR 与 O_3 多项式拟合曲线斜率在−3 和 3 之间的范围;Jin 等[26]将过渡状态定义为涵盖高臭氧事件概率分布前 10%的 FNR 范围;Wang 等[19]将过渡区域的 FNR 阈值定义为高浓度 O_3(月均 O_3 浓度超过 160μg/m^3)中值的±30%范围.通过对以上三种方法进行比较,发现三种方法计算的 VOCs 控制区与 NO_x 控制区极限转换时对应的 FNR 值较为接近;但过渡状态的 FNR 阈值范围不同.Ren 等与 Jin 等的方法计算的过渡范围较窄,且数值接近,Wang 等的方法计算的过渡范围较宽.

本研究以 Ren 等的方法为基础,将逐日的数据参与计算,并将过渡状态调整为曲线斜率在−5 和 5 之间的范围.曲线的峰值则标志着从 VOCs 控制区到 NO_x 控制区的极限转变.图 8 是整个研究阶段和逐年的京津冀 O_3 浓度和 FNR 拟合曲线.基于整个研究阶段的数据,京津冀 O_3 浓度在 FNR 为 4.0 时达到峰值,过渡状态的 FNR 范围为 3.2~4.9,以下简写为 4.0[3.2,4.9].基于逐年的数据来看,2019 年与 2020 年拟合曲线较为接近,2022 年与 2023 年拟合曲线较为接近;2019~2023 年 FNR 峰值整体呈下降趋势,分别为 4.5、4.8、3.9、3.3、3.5.反映了同一地区在不同时间段,其 O_3 生成对 NO_x 和 VOCs 排放变化的响应是变化的.

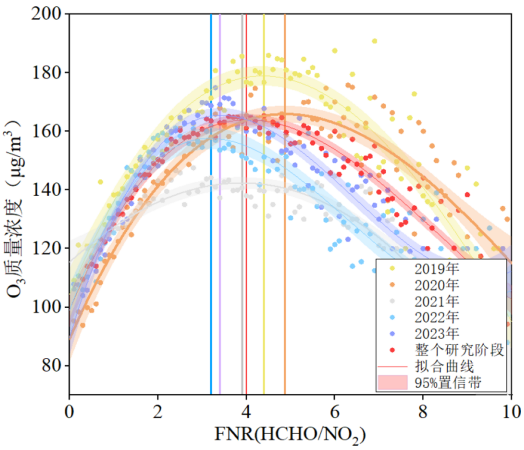


图 8　2019~2023 年 5~9 月京津冀 O_3 浓度与 FNR 的非线性拟合关系曲线

Fig.8　Nonlinear fitted relationship between surface O_3 concentration and the FNR in the BTH region from May to September during 2019~2023

采用同样的方式,分别评估 13 个城市在整个研究阶段的 O_3 与 FNR 的关系,具体见图 9a~b.北部的城市如张家口、北京、承德、秦皇岛适用于三阶多项式,其他城市适用于二阶多项式.O_3 与 FNR 数据相关系数范围为 0.65~0.96,其中低污染水平城市如承德(r=0.65)和秦皇岛(r=0.7)相关系数相对低,高污染

水平城市如天津(r=0.96)和石家庄(r=0.93)相关系数较高.过渡状态对应的 FNR 范围以及峰值对应的 FNR 值在这些城市也有所不同.大部分城市过渡峰值在 3.6~5.5 之间,其中廊坊最高,天津次之,邢台最低.这反映了不同城市的 O_3 生成对 NO_x 和 VOCs 排放变化的响应有所不同.辐射强度、地表温度、传输作用等环境条件均会导致差异的形成[20,47-48].

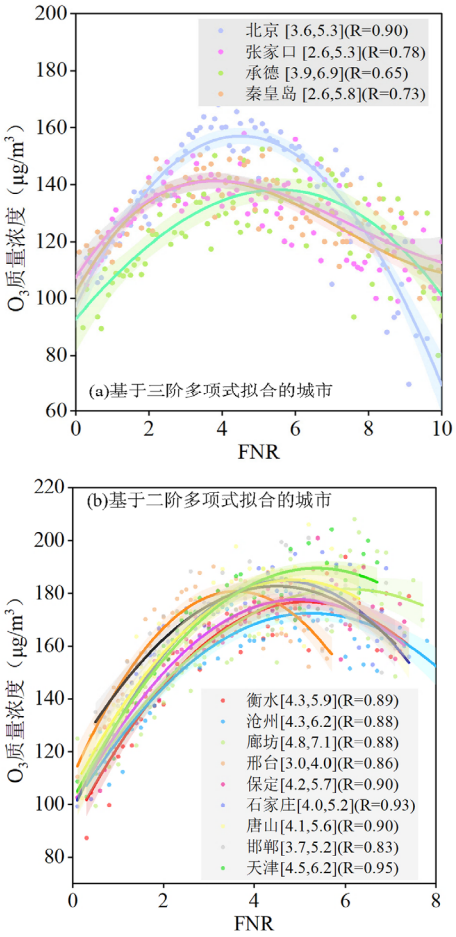


图 9 京津冀 13 个城市的 O_3 浓度与 FNR 拟合曲线

Fig.9 the Fitting curve of O_3 concentration and FNR in 13 cities of Beijing-Tianjin-Hebei Region

以往有关京津冀范围的研究结论中,Ren 等[34]结合 TROPOMI 传感器基于 2019~2021 年 4~9 月的半月均值数据获得京津冀鲁地区过渡状态对应的 FNR 为 3.4[3.0~3.8];Wang 等[30]结合 OMI 传感器基于 2016~2019 年 5~10 月数据获得北京的过渡峰值 FNR 从约 1.3 转变为 2;Li 等[33]结合 TROPOMI 传感器基于 2018~2022 年 5~12 月的月均值数据获得京津冀鲁豫地区的 FNR 阈值为 3.5~5.1.本研究则是结合 TROPOMI 传感器基于 2019~2023 年 5~9 月逐日数据,获得京津冀过渡状态对应的 FNR 范围 3.2~4.9.本研究结果与 Li 等[33]的结果较为接近.以上对比说明在不同研究时间段,O_3 生成敏感性过渡状态不完全一致;不同卫星传感器对结果也会产生较大影响,通常,,TROPOMI 获得 FNR 过渡状态峰值高于 OMI 数据.FNR 过渡状态范围对制定 VOCs 和 NO_x 减排比具有重要参考价值.因此为了提高 O_3 污染防治的水平,因时因地对 FNR 展开精细化的时空研究,针对性开展 O_3 生成敏感性分析是必要的.

2.3 O_3-NO_x-VOCs 控制区年变化趋势

基于 2.2 的结论,对 2019~2023 年 OPHF 季京津冀 O_3 控制区的变化进行分析.考虑到结果的连续性,以及数据的相关性,选择整个研究阶段的京津冀数据拟合结果进行趋势分析.即当 FNR<3.2 时,为 VOCs 控制区;当 FNR>4.9 时,为 NO_x 控制区;当 3.2≤FNR≤4.9 时,为协同控制区.

图 10 显示了 2019~2023 年臭氧季京津冀 O_3-NO_x-VOCs 控制区分布情况.从空间分来看,在城市地区,O_3 生成倾向于受 VOCs 控制,偏远地区倾向于受 NO_x 控制,这与以往基于地面实测数据和大气化学模式数据等非卫星遥感数据的研究结论一致.如周红等[49]基于 2020 年 4~9 月地面监测数据确定北京城区处于 VOCs 控制区;Shan 等[50]基于 OBM 和 EKMA 方法确定 2020 年夏季保定、邢台、廊坊、唐山等城区主要受 VOCs 控制;Zhang 等[51]结合 2017 年 7~8 月 NAQPMS 模式数据确定北京、天津、河北省南部城市主要受 VOCs 控制,北京郊区、承德、张家口主要受 NO_x 控制;张新宇等[52]结合 2015~2019 年 7 月的 WRF-Chem 模式数据确定保定市主城区、南部及东部区县属于 VOCs 控制区,西部和北部区县属于协同控制区.从控制区的年际变化来看,2019 年 VOCs 控制区面积占比最小约 24%,主要分布在各个地级市的城区部分,其中北京、唐山、天津以及石家庄、邢台、邯郸中西部的 VOCs 控制区分布面积较大;与之相反,2019 年协同控制区以及 NO_x 控制区的面积在 5 年间面积占比最高,分别为 46%和 30%;其中 NO_x 控制区主要分布在京津冀北部,包括张家口北部山区、承德大部分地区、北京北部山区;其它大片面积为协同控制区.2020~2021 年 VOCs 控制区面积逐年扩大,2021 年达到最高值,占比约 57%,几乎覆盖整个京津冀平原区;而协同控制区面积占比逐年下降至

26%,NO_x 控制区面积在 2020 年达到最低值,占比约 17%.2022~2023 年,VOCs 控制区面积呈下降趋势,至 2023 年占比约 47%,协同控制区依然与之相反,面积占比升高约 36%.

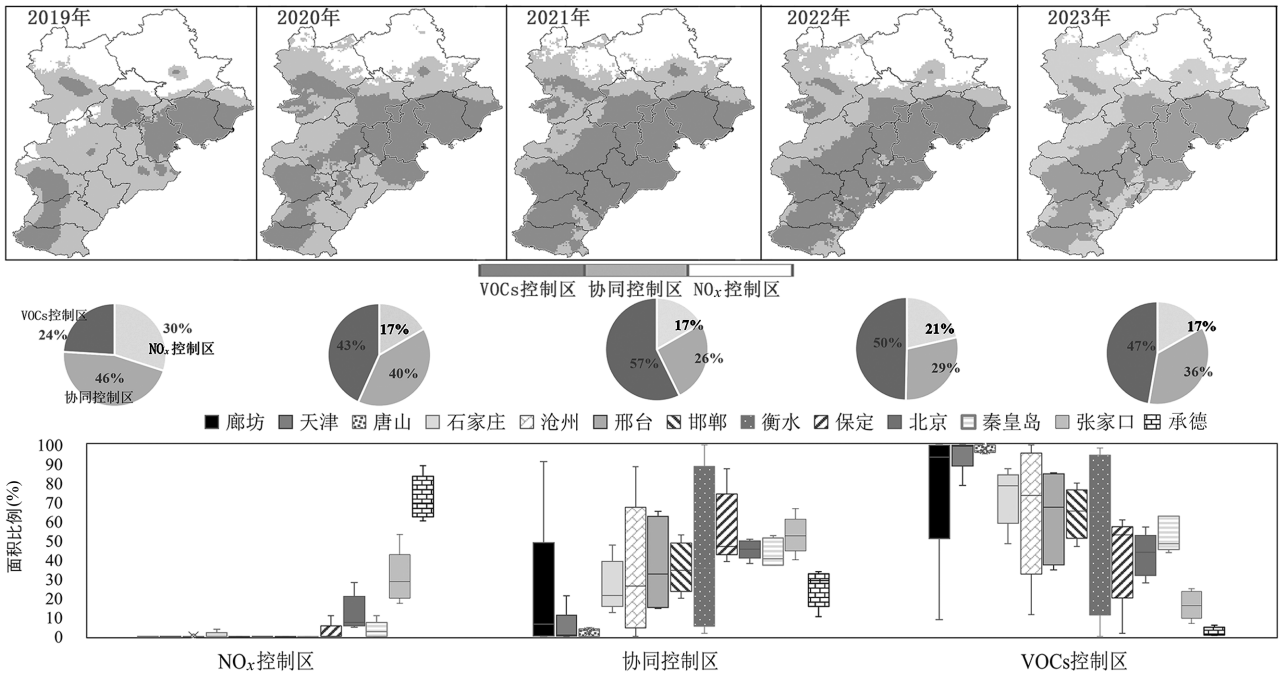


图 10　2019~2023 年京津冀 OPHF 季 O_3-NO_x-VOCs 控制区时空变化

Fig.10　Spatiotemporal evolution of O_3-NO_x-VOCs control regimes in the BTH during the OPHF season from 2019 to 2023

整体而言,VOCs 控制区面积呈倒 V 字变化,总体呈增长趋势,增长比例约 23%,协同控制区面积呈 V 字变化,总体呈下降趋势,下降比例约 10%,NO_x 控制区呈现波动变化,总体呈下降趋势,下降比例约 13%.以往研究中,Ren 等[34]基于 2019~2021 年 4~9 月的卫星数据表明京津冀地区 VOCs 控制区的比例上升,本文对应时间段结论与之具有一致性.从各地市分布及变化来看,VOCs 控制区面积比最高的是唐山,每年的面积比均在 95%以上,其次是天津;NO_x 控制区面积比最高的是承德,始终在 60%以上,其次是张家口.2019 至 2023 年控制区类型整体呈现从协同控制区向 VOCs 控制区转变,其中变化较为显著的城市包括廊坊、衡水、沧州、保定等,由协同控制区或 NO_x 控制区到 VOCs 控制区的转变面积分别为 90%、65%、62%、51%.近年来 NO_x 减排效果显著,但随着京津冀向 VOCs 控制区发展,城市 NO_x 排放量的减少会导致臭氧浓度增加,因此对于京津冀各城市而言,大部分地区仍应将重点集中在 VOCs 减排上.

2.4　影响因素讨论

结合 FNR 和控制区变化情况讨论 O_3 生成敏感性的影响因素.已有研究中,O_3 生成敏感性影响因子的分析讨论主要集中在人为源排放和气象因素两个方面.人为源排放是首要影响因素,白杨等[32]对河南的 O_3 生成敏感性影响因子分析表明人为源排放可解释 40.5%的 FNR 变化.胥雯等[31]分析了成渝地区 NO_x、VOCs、CO、$PM_{2.5}$ 和 FNR 的相关性分别为 0.21、0.22、0.33、0.30.在气象因素方面,气压、大气柱总水量、相对湿度、风速等气象因素与 FNR 呈负相关.地表净太阳辐射、气温与 FNR 的关系随地区有所不同.除此以外,因子间的交互作用对 O_3 生成敏感性和控制区分布的驱动大于单一因子的独立作用.

在本研究中,京津冀 FNR(图 11)显示,工业活动活跃以及人口密集的城市地区 FNR 值低,且始终为 VOCs 控制区,与已有研究结果一致[30,34],人类活动较少的农村主要为协同控制区,其他偏远地区(以山区为主)为 NO_x 控制区,体现了人为源排放的影响.选取 13 个城市逐年的 OPHF 季均值数据,综合分析京津冀地区人类活动对 FNR 变化的影响.本研究选取

了 NO_2、CO、HCHO,分析它们和 FNR 的时空关联度.图 12a~c 显示,5 年间京津冀整体 FNR 与 NO_2 柱浓度呈显著负相关,r=−0.86, P<0.001;FNR 与 CO 柱浓度呈负相关, r =−0.67, P<0.001;FNR 与 HCHO 柱浓度的相关性较弱, r=0.14, P<0.001.聚焦到单个城市,大部分城市与整体一致.NO_2 和 CO 主要来自机动车排放和工业等燃煤排放等,浓度大小代表人类活动水平高低;HCHO 浓度受人为源和自然源共同影响.FNR 与三者的关系进一步表明京津冀地区人为源对 O_3 生成敏感性影响程度高.

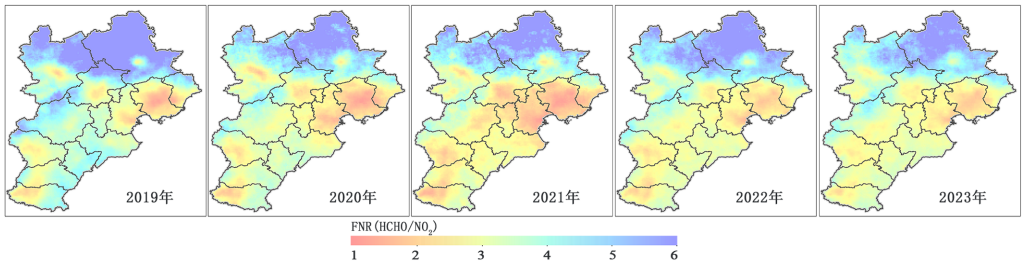


图 11 2019~2023 年京津冀 OPHF 季 FNR 时空变化

Fig.11 Spatiotemporal variation of the FNR in the BTH region during the OPHD season from 2019 to 2023

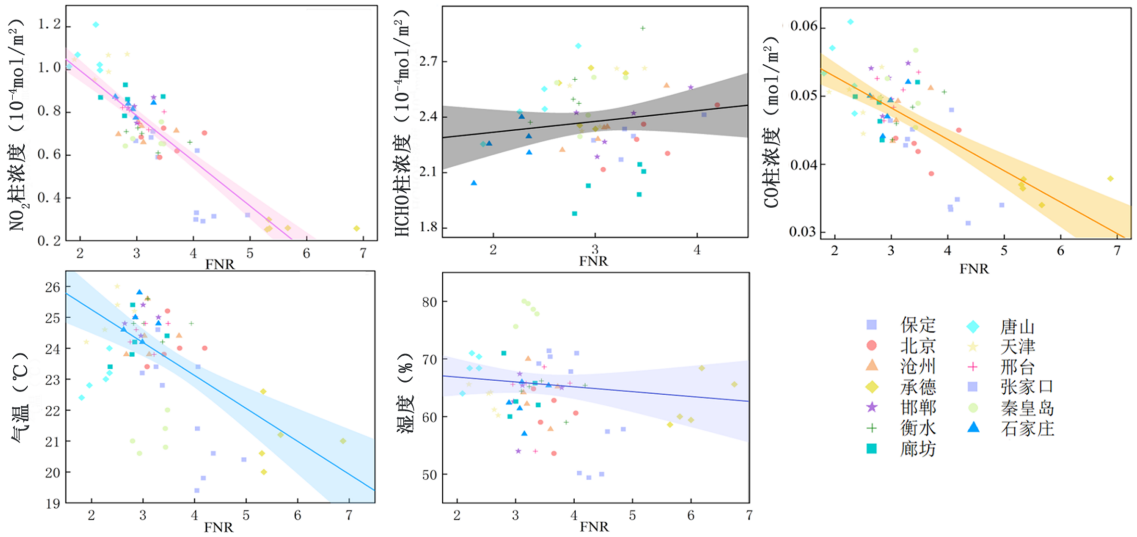


图 12 基于城市年尺度数据的 FNR 与污染物柱浓度及气象参数的相关关系

Fig.12 Correlations of the annual urban−scale FNR with air pollutant VCDs and meteorological parameters

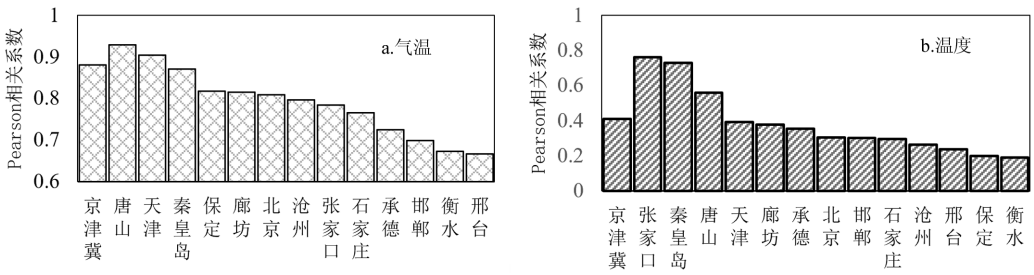


图 13 基于城市月尺度的 FNR 与气温、湿度的相关关系

Fig.13 Correlation of the monthly FNR with temperature, humidity

在气象因素方面,本研究主要选取气温、湿度两个重要因素[53]计算两者和 FNR 的时空关联度.图 12d~e 显示整体上 FNR 与气温、湿度呈负相关,r 分别为−0.54 和−0.11,但聚焦单个城市,大部分城市 FNR 与气温、湿度呈正相关.这可能是因为空间上,京津冀的高气温和高湿度地区多位于人类活动水

平较高的中南部城市,低气温和低湿度地区多位于人类活动水平较低的北部城市,空间上的关联度覆盖了时间上的关联度,也再次说明了人类活动对 O_3 生成敏感性的影响显著.去除空间因素,将京津冀作为一个整体,基于逐月的数据进行相关分析.FNR 数据和气温呈显著正相关 r=0.88,P<0.001;FNR 数据和湿度呈正相关 r=0.41, P<0.001.基于逐月数据,进一步计算各个城市的 FNR 和相关变量的关系均为正相关关系,不同城市差异较大,具体如图 13 所示.

2.5　不确定性讨论

本研究结果也存在一定的局限性.从数据层面上:(1)卫星数据的质量决定了 FNR 阈值确定的精度[54],为减少该影响,文章 1.2 节对 HCHO 和 NO_2 柱浓度进行相对严格的质量控制,同时选用逐日的数据以增大统计样本量,提升拟合稳定性.(2)本文使用的臭氧浓度来源于地面监测站点,在空间覆盖上存在一定的局限性.京津冀地面监测站的布设城区远多于郊区,而山区通常缺少数据,因此低 O_3 浓度高 FNR 值的样本数据相对欠缺,如图 9b 中的城市.这可能对臭氧敏感性分析结果产生一定影响,使得分析结论对人类活动区的代表性更突出.在未来的研究中考虑结合卫星遥感与地面监测数据,获得空间全覆盖的 O_3 数据,从而更全面地研究 O_3 和前体物的关系.

从研究方法上,文中结合卫星和地面监测两种数据分析区域臭氧敏感性.从结果来看地面 O_3 浓度和卫星 HCHO 与 NO_2 柱浓度之间具有较好的拟合关系,如图 7~9 所示.通过和其他研究比较,文中相关结论可靠.但从过程来看,地面监测臭氧主要由近地面的前体物形成,卫星数据提供的是柱浓度;尽管 HCHO 和 NO_2 柱浓度主要来自近地表排放,能够较好反映近地面的情况,但不免会在星地数据拟合分析过程中产生不确定性[33,55].文章采用了较严格的时空匹配对星-地数据进行了分组以减少误差.在未来的研究中,考虑结合廓线数据,将卫星监测的 HCHO 和 NO_2 柱浓度订正到近地面浓度再与近地面 O_3 浓度分析,从而更好地解决这一问题.

3　结论

3.1　研究期间京津冀 O_3 浓度整体呈南高北低分布、先降(2019~2021 年)后升(2021~2023 年)的时空变化趋势,污染天数下降约 30%.气温是影响 O_3 浓度变化的主导气象因子,其 Pearson 相关系数为 0.85 (P<0.001).

3.2　O_3 前体物 HCHO 和 NO_2 高浓度区主要集中京津冀东部的京津廊/京津唐和西南部的石家庄-邢台-邯郸城市群,空间分布受人为源排放影响显著.研究期间京津冀整体 HCHO 柱浓度先降(2019~2021 年)后升(2021~2023 年),总降幅约 3%,平原区以下降为主;NO_2 柱浓度呈波动式下降,总降幅约 12%,唐山、邯郸等工业城市降幅尤其显著(背景地区以轻度升高为主),体现了人类活动区减排政策的实施效果.

3.3　基于 OPHF 季逐日数据分析显示,O_3 浓度与 HCHO、NO_2 柱浓度之间的非线性关系与 O_3-NO_x-VOCs 化学反应的经典模型一致.在整个研究阶段,京津冀 O_3 浓度在 FNR 为 4.0 时达到峰值,过渡状态的 FNR 范围为 3.2~4.9.逐年数据结果显示,京津冀 O_3 峰值对应的 FNR 值呈下降趋势,反映出前体物控制机制的动态演化.13 个城市中,O_3 浓度与 FNR 之间普遍存在稳定非线性关系,相关性较强(r>0.65),但 O_3-FNR 响应曲线存在差异.

3.4　研究期间,京津冀整体从协同控制区向 VOCs 控制区转变.工业城市如唐山和天津始终以 VOCs 控制区为主,多山城市如承德和张家口以 NO_x 控制区为主.廊坊、衡水、沧州、保定等城市向 VOCs 控制区转变明显.FNR 与 NO_2、CO、HCHO 柱浓度、气温、湿度的相关系数分别为-0.86、-0.67、0.14、0.88、0.41.

参考文献:

[1] 严　刚,薛文博,雷　宇,等.我国臭氧污染形势分析及防控对策建议[J]. 环境保护, 2020,48(15):15-24.
Yan G, Xue W B, Lei Y, et al. Situation and control measures of ozone pollution in China [J]. Environmental Protection, 2020,48(15):15-19.

[2] Huang Z, Sha Q E, Zhu M, et al. Status and quality evaluation of precursor emission inventories for $PM_{2.5}$ and ozone in China [J]. Chinese Science Bulletin, 2021,67(18):1978-1994.

[3] Brauer M, Freedman G, Frostad J, et al. Ambient air pollution exposure estimation for the global burden of disease 2013 [J]. Environmental Science & Technology, 2016,50(1):79-88.

[4] Lin Y, Jiang F, Zhao J, et al. Impacts of O_3 on premature mortality and crop yield loss across China [J]. Atmospheric Environment, 2018,194: 41-48.

[5] Shindell D T, Schmidt G A. Southern Hemisphere climate response to ozone changes and greenhouse gas increases [J]. Geophysical Research Letters, 2004,31(18):1-4.

[6] Haagen-Smit A J. Chemistry and physiology of Los Angeles smog [J].

Industrial & Engineering Chemistry, 1952,44(6):1342−1346.

[7] Sillman S. The use of NOy, H_2O_2, and HNO_3 as indicators for ozone-NO_x-hydrocarbon sensitivity in urban locations [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 1995,100(D7):14175−14188.

[8] Miyazaki K, Eskes H, Sudo K. Global NO_x emission estimates derived from an assimilation of OMI tropospheric NO_2 columns [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2012,12(5):2263−2288.

[9] Li M, Zhang Q, Zheng B, et al. Persistent growth of anthropogenic non−methane volatile organic compound (NMVOC) emissions in China during 1990~2017: drivers, speciation and ozone formation potential [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019,19(13):8897−8913.

[10] Sillman S, He D. Some theoretical results concerning O_3−NO_x−VOC chemistry and NO_x−VOC indicators [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2002,107(D22):ACH 26−1−ACH 26−15.

[11] Vermeuel M P, Novak G A, Alwe H D, et al. Sensitivity of ozone production to NO_x and VOC along the Lake Michigan coastline [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2019,124(20):10989−11006.

[12] Ling Z, Guo H, Zheng J, et al. Establishing a conceptual model for photochemical ozone pollution in subtropical Hong Kong [J]. Atmospheric Environment, 2013,76:208−220.

[13] Nelson B S, Stewart G J, Drysdale W S, et al. In situ ozone production is highly sensitive to volatile organic compounds in Delhi, India [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2021,21(17):13609−13630.

[14] Dodge M. Combined use of modeling techniques and smog chamber data to derive ozone−precursor relationships; proceedings of the International conference on photochemical oxidant pollution and its control: Proceedings, F, 1977 [C]. US Environmental Protection Agency, Environmental Sciences Research.

[15] Sun L, Xue L, Wang Y, 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.

[16] 周德荣,刘 祎,高 健,等.中国东部地区典型臭氧污染过程防控敏感性及减排情景研究 [J]. 大气科学学报, 2023,46(5):667−678.
Zhou D R, Liu Y, Gao J, et al. Assessment of ozone sensitivity and emission reduction scenarios in typical pollution processes in eastern China [J]. Transactions of Atmospheric Sciences, 2023,46(5):667−678.

[17] 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.

[18] Martin R, Parrish D, Ryerson T, et al. Evaluation of GOME satellite measurements of tropospheric NO_2 and HCHO using regional data from aircraft campaigns in the southeastern United States [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2004,109(D24):1−11.

[19] Wang T, Xue L, 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.

[20] Liu C, Shi K. A review on methodology in O_3−NO_x−VOC sensitivity study [J]. Environmental Pollution, 2021,291:118249−1−118249−15.

[21] De Smedt I, Stavrakou T, Hendrick F, et al. Diurnal, seasonal and long−term variations of global formaldehyde columns inferred from combined OMI and GOME−2observations [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015,15(21):12519−12545.

[22] Duncan B N, Yoshida Y, Olson J R, et al. Application of OMI observations to a space−based indicator of NO_x and VOC controls on surface ozone formation [J]. Atmospheric Environment, 2010,44(18):2213−2223.

[23] 武卫玲,薛文博,雷 宇,等.基于 OMI 数据的京津冀及周边地区 O_3 生成敏感性 [J]. 中国环境科学, 2018,38(4):1201−1208.
Wu W L, Xue W B, Lei Y, et al. Sensitivity analysis of ozone in Beijing−Tianjin−Hebei(BTH)and its surrounding area using OMI satellite remote sensing data [J]. China Environmental Science, 2018,38(4):1201−1208.

[24] Acdan J J M, Pierce R B, Dickens A F, et al. Ozone−NO_x−VOC sensitivity of the Lake Michigan Region inferred from TROPOMI observations and ground−based measurements [J]. EGUsphere, 2022,1154:1−38.

[25] Jin X, Fiore A, Boersma K F, et al. Inferring changes in summertime surface Ozone−NO_x−VOC chemistry over US urban areas from two decades of satellite and ground−based observations [J]. Environmental Science & Technology, 2020,54(11):6518−6529.

[26] 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, 2017,122(19):10439−10461.

[27] Li D, Wang S, Xue R, et al. OMI−observed HCHO in Shanghai, China, during 2010~2019 and ozone sensitivity inferred by an improved HCHO/NO_2 ratio [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2021,21(20):15447−15460.

[28] Souri A H, Nowlan C R, Wolfe G M, et al. Revisiting the effectiveness of HCHO/NO_2 ratios for inferring ozone sensitivity to its precursors using high resolution airborne remote sensing observations in a high ozone episode during the KORUS−AQ campaign [J]. Atmospheric Environment, 2020,224:117341−1−117341−12.

[29] Wang N, Lyu X, Deng X, et al. Aggravating O_3 pollution due to NO_x emission control in eastern China [J]. Science of the Total Environment, 2019,677:732−744.

[30] 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.

[31] 胥 雯,杨 皓,何 敏,等.成渝地区臭氧生成敏感性时空分布及影响因素 [J]. 环境科学, 2025,46(2):736−745.
Xu W, Yang H, He M, et al. Spatial and temporal characteristics of ozone formation sensitivity and its influencing factors in Chengdu−Chongqing area [J]. Environmental Science, 2025,46(2):736−745.

[32] 白 杨,王 盼,赵鹏飞,等.河南省夏季臭氧生成敏感性及其驱动因素分析 [J]. 遥感学报, 2022,26(5):988−1001.
Bai Y, Wang P, Zhao P F, et al. Summertime ozone formation sensitivity and driving factors in Henan Provinee [J]. Remote Sensing, 2022,26(5):988−1001.

[33] Li Y, Yu C, Tao J, et al. Analysis of ozone formation sensitivity in

Chinese representative regions using satellite and ground-based data [J]. Remote Sensing, 2024,16:316.

[34] Ren J, Guo F, Xie S. Diagnosing ozone–NO_x–VOC sensitivity and revealing causes of ozone increases in China based on 2013~2021 satellite retrievals [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2022,22: 15035-15047.

[35] Du X, Tang W, Cheng M, et al. Modeling of spatial and temporal variations of ozone-NO_x-VOC sensitivity based on photochemical indicators in China [J]. Journal of Environmental Sciences, 2022,114: 454-464.

[36] 张　莹,许建敏,汪　瑶,等.京津冀地区 2015~2020 年臭氧持续污染事件特征、气象影响及潜在源区分析 [J]. 中国环境科学, 2023, 43(6):2714-2721.
Zhang Y, Xu J M, Wang Y, et al. Characteristics, meteorological impacts and potential sources of persistent ozone pollution events in Beijing-Tianjin-Hebei Region during 2015~2020 [J]. China Environmental Science, 2023,43(6):2714-2721.

[37] Narumi D, Kondo A, Shimoda Y. The effect of the increase in urban temperature on the concentration of photochemical oxidants [J]. Atmospheric Environment, 2009,43(14):2348-2359.

[38] Sharkey T D, Loreto F. Water stress, temperature, and light effects on the capacity for isoprene emission and photosynthesis of kudzu leaves [J]. Oecologia, 1993,95:328-333.

[39] 王新辉,李金香,姜　磊,等.基于卫星的城市 VOCs 高值区识别及长时序变化 [J]. 中国环境科学, 2025,45(1):69-80.
Wang X H, Li J X, Jiang L, et al. Identification of VOCs high-emission areas and analysis of long-term changes in urban area based on satellite observation [J]. China Environmental Science, 2025,45(1): 66-77.

[40] Fan J, Ju T, Wang Q, et al. Spatiotemporal variations and potential sources of tropospheric formaldehyde over eastern China based on OMI satellite data [J]. Atmospheric Pollution Research, 2021,12(1): 272-285.

[41] Voiculescu M, Constantin D-E, Condurache-Bota S, et al. Role of meteorological parameters in the diurnal and seasonal variation of NO_2 in a Romanian urban environment [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2020,17:6228.

[42] Hong Q, Liu C, Hu Q, et al. Evaluating the feasibility of formaldehyde derived from hyperspectral remote sensing as a proxy for volatile organic compounds [J]. Atmospheric Research, 2021,264:105777.

[43] Yang Z, Cheng H, Wang Z, et al. Chemical characteristics of atmospheric carbonyl compounds and source identification of formaldehyde in Wuhan, Central China [J]. Atmospheric Research, 2019,228:95-106.

[44] De Gouw J, Gilman J, Kim S W, et al. Chemistry of volatile organic compounds in the Los Angeles Basin: Formation of oxygenated compounds and determination of emission ratios [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2018,123(4):2298-2319.

[45] 王　玥,魏　巍,任云婷,等.基于卫星遥感和地面观测的人为源 VOCs 区域清单多维校验 [J]. 环境科学, 2021,42(6):2713-2720.
Wang Y, Wei W, Ren Y T, et al., Multidimensional verification of anthropogenic VOCs emissions inventory through satellite retrievals and ground observations [J]. Environmental Science, 2021,42(6): 2713-2720.

[46] Pusede S E, Steiner A L, Cohen R C. Temperature and recent trends in the chemistry of continental surface ozone [J]. Chemical Reviews, 2015,115(10):3898-3918.

[47] Chang C Y, Faust E, Hou X, et al. Investigating ambient ozone formation regimes in neighboring cities of shale plays in the Northeast United States using photochemical modeling and satellite retrievals [J]. Atmospheric Environment, 2016,142:152-170.

[48] Schroeder J R, Crawford J H, Fried A, et al. New insights into the column CH_2O/NO_2 ratio as an indicator of near‐surface ozone sensitivity [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2017, 122(16):8885-8907.

[49] 周　红,王　鸣,柴文轩,等.基于随机森林的北京城区臭氧敏感性分析 [J]. 环境科学, 2024,45(5):2947-2506.
Zhou H, Wang M, Chai W X, et al. Ozone Sensitivity analysis in urban Beijing based on random forest [J]. Environmental Science, 2024, 45(5):2947-2506.

[50] Shan D Y, Du Z Y, Zhang T, et al. Variations, sources, and effects on ozone formation of VOCs during ozone episodes in 13 cities in China [J]. Frontiers in Environmental Science, 2023,10:1084592-1-1084592-14.

[51] Zhang Y J, Zhao Y C, Li J, et al. Modeling ozone source apportionment and performing sensitivity analysis in summer on the North China Plain [J]. Atmosphere, 2020,11:992-1-992-20.

[52] 张新宇,王晓琦,王传达,等.保定市夏季臭氧生成敏感性及前体物减排方案 [J]. 中国环境科学, 2023,43(6):2703-2713.
Zhang X Y, Wang X Q, Wang C D, et al. Ozone sensitivity and precursor emission reduction scheme in Baoding city in summer [J]. China Environmental Science, 2023,43(6):2703-2713.

[53] 梁艳妮,王兴会,亓淑旻,等.基于 OMI 卫星与地面观测数据的广东省臭氧生成敏感性分析 [J]. 环境科学, 2024,45(11):44-50.
Liang Y N, Wang X H, Qi S M, et al. Sensitivity Analysis of Ozone Generation in Guangdong Province Based on OMI Satellite and Ground Observation Data [J]. Environmental Science, 2024,45(11): 44-50.

[54] Chan K L, Wiegner M, Alberti C, et al. MAX-DOAS measurements of tropospheric NO_2 and HCHO in Munich and the comparison to OMI and TROPOMI satellite observations [J]. Atmospheric Measurement Techniques Discussions, 2020,13:4499-4520.

[55] Han S, Bian H, Feng Y, et al. Analysis of the relationship between O_3, NO and NO_2 in Tianjin, China [J]. Aerosol and Air Quality Research, 2011,11(2):128-139.

作者简介：王新辉(1990-),女,山东泰安人,高级工程师,硕士,主要从事大气环境定量遥感及环境遥感应用研究.发表论文 3 篇. wangxinhui1@126.com.