蒋 凯,侯晓松,程水源.典型工业城市 O_3 污染成因及控制策略 [J]. 中国环境科学, 2025,45(7):3553-3563.
Jiang K, Hou X S, Cheng S Y. The causes and control strategies of O_3 pollution in a typical industrial city [J]. China Environmental Science, 2025,45(7):3553-3563.

典型工业城市 O_3 污染成因及控制策略

蒋 凯,侯晓松,程水源* (北京工业大学环境科学与工程学院,区域大气复合污染防治北京市重点实验室,北京 100124)

摘要：以典型工业城市邢台市为对象,基于 2018~2022 年的空气质量监测数据和气象数据,分析了 O_3 的污染特征.通过地理探测器方法,研究了气象因素与前体物对 O_3 污染的单独及联合影响.利用空气质量模型评估了 O_3 生成的敏感性,并采用 EKMA 曲线确定不同控制区的最佳减排比例.研究表明,邢台市月均浓度呈倒 V 型,在 6 月出现 O_3 浓度高峰期,1 月和 12 月出现 O_3 浓度低值,变化幅度为 37.16~199.28μg/m^3,不同季节 O_3 小时浓度及变化幅度大小均为夏季>春季>秋季>冬季.各驱动因素对地面 O_3 浓度影响存在显著的季节差异.在年度时间尺度上,气象因素对 O_3 污染的影响高于前体物.温度和太阳辐射是 O_3 浓度上升的主要正向驱动因素,而湿度和降水是主要的负向驱动因素.春夏季节,CO 和 NO_2 为正向驱动,秋冬季则相反.邢台市中心城区及周边部分区县,以及清河县和临西县被确定为 VOCs 控制区,西北部和中东部区县则为 VOCs 和 NO_x 协同控制区,VOCs 与 NO_x 的最佳减排分别为 1.5:1 和 1:1.
关键词：邢台市；O_3 污染；地理探测器；WRF-CAMx；敏感性分析
中图分类号：X511 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)07-3553-11

The causes and control strategies of O_3 pollution in a typical industrial city. JIANG Kai, HOU Xiao-song, CHENG Shui-yuan* (Beijing Key Laboratory of Regional Air Pollution Control, College of Environmental Science and Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China). *China Environmental Science*, 2025,45(7)：3553~3563

Abstract：Taking Xingtai, a typical industrial city, as the study object, the pollution characteristics of O_3 were analyzed based on air quality monitoring and meteorological data from 2018 to 2022. The geographical detector method was employed to investigate the individual and combined impacts of meteorological factors and precursors on O_3 pollution. An air quality model was used to assess the sensitivity of O_3 generation, and EKMA curves were adopted to determine optimal emission reduction ratios in different control areas. The research revealed that the monthly average O_3 concentrations in Xingtai exhibited an inverted V-shaped pattern, with peak values observed in June (199.28μg/m^3) and trough values recorded in January and December (37.16μg/m^3). The hourly O_3 concentrations and their variation ranges across seasons followed the order: summer > spring > autumn > winter. Significant seasonal differences were identified in the driving factors affecting surface O_3 concentrations. On an annual scale, meteorological factors were found to exert greater influence on O_3 pollution than precursor pollutants. Temperature and solar radiation were identified as the main positive driving factors for O_3 concentration increases, while humidity and precipitation served as primary negative drivers. CO and NO_2 were positive drivers in spring and summer but showed opposite effects in autumn and winter. The central urban area with surrounding counties, along with Qinghe and Linxi counties, were classified as VOCs control areas. The northwestern and central-eastern counties were designated as synergistic control areas for both VOCs and NO_x. The optimal emission reduction ratios for between VOCs and NO_x were determined to be 1.5:1and 1:1, respectively, in the different control areas.
Key words：Xingtai city；O_3 pollution；geographical detector；WRF-CAMx；sensitivity analysis

由于中国城市经济发展水平差异大,且气象和地形条件复杂,各地 O_3 的主要驱动因素在区域间存在显著差异[1].尤其是在工业型城市,O_3 浓度的升高表现出更为明显的敏感性和变化特征[2].以往的研究大多数分析了 O_3 浓度与气象因素之间的相关性,缺少考虑人为影响和季节影响[3].此外,传统的相关性分析可能会导致有偏差的结果,因为不同的气象因素和人为前体因素彼此密切相互作用.因此,研究者采用多元线性回归、分位数回归、收敛交叉映射、KZ 滤波等先进方法来量化 O_3 浓度的气象因素和人为影响[4].如邬双双等[5]、辛泊达等[6]、Chen 等[3]分别利用 KZ 滤波、收敛交叉映射、随机森林研究气象因素和人为影响对珠三角、滁州市和中国区域地面 O_3 污染的影响.然而这些方法主要描述的是多因素综合效应或单因素效应,在不同因素交互作用影响方面存在局限.因此,评估单独的人为影响和气象因素及其相互作用对地面 O_3 浓度的影响十分重要.

收稿日期：2024-11-13
基金项目：国家自然科学基金资助项目(52330002)
* 责任作者, 教授, bjutpaper@outlook.com

地理探测器(Geodetector)是一种新颖的统计方法,用于分析空间分异性及揭示其背后的驱动因素[7].该方法的核心理念是:若某一自变量对因变量有显著影响,则两者的空间分布应表现出相似性[8].地理探测器已被广泛应用于城市规划[9]、生态环境[10]等领域.该方法不仅能够分析数值数据,还能处理定性数据,评估不同元素之间的相互作用,包括其强度、方向及线性关系[11].如 Wang 等[7]、Chen 等[12]通过地理探测器方法研究了西藏和京津冀地区 O_3 污染的驱动因素及其交互作用.通过将该方法创新性地应用于城市环境治理,可以为政策制定提供科学依据,从而有效提升环境管理的效率与效果.

O_3 的形成是一个复杂的过程,涉及挥发性有机物(VOCs)、氮氧化物(NO_x)等前体物的光化学反应[13].由于 NO_x 和 VOCs 之间存在非线性关系,当两者的排放不平衡时,往往会导致 O_3 浓度的升高[14].因此,为了降低 O_3 浓度,需要协同控制这些前体物,实现 NO_x 和 VOCs 最佳减排比例.目前,分析 O_3 与其前体之间的相互作用的方法主要有 3 种[15].第一种方法涉及与 O_3 形成相关物种的指示性比率,例如 VOCs/NO_x、O_3/NO_x 和 H_2O_2/HNO_3.如 Song 等[16]、武卫玲等[17]基于卫星遥感数据研究了京津冀地区的 O_3 敏感性及控制区划分.第二种方法称为基于观测的建模(OBM),利用独立于污染源影响的观测数据.OBM 已广泛应用于中国重点城市 O_3 的敏感性分析.如 Yang 等[18]、Li 等[19]基于观测的数据研究了临沂市和泰安市 O_3 在不同前体物浓度下的形成过程,并得到了 VOCs 和 NO_x 的减排比例.第三种方法为基于排放的建模(EBM),依托排放清单.如欧盛菊等[20]、朱家贤等[21]、张新宇等[22]基于排放清单的模型方法,研究了邯郸市、石家庄市和保定市在不同减排情景下的 O_3 敏感性及主控区最佳减排比例.与指示性方法相比,OBM 和 EBM 因涉及到 O_3 与其前体物之间的化学反应而应用更为广泛.

尽管目前对京津冀 O_3 污染及敏感性方面的研究较多,但多集中在大范围的污染分析且对 O_3 污染控制策略的研究相对较少.本研究以邢台市为研究城市,分析了 2018~2022 年间邢台市 O_3 浓度的变化特征.基于地理探测器的方法,分析不同驱动因素对 O_3 的影响程度,结合相关性得到了各季节驱动因素的正负向影响作用;以 2022 年 7 月为模拟时间段,通过 WRF-CAMx 设置不同 VOCs 和 NO_x 的减排情景分析了邢台市区县 O_3 生成的敏感性并进行控制区划分,结合 EKMA 曲线结果和现实意义得出不同控制区 O_3 的最佳减排比例,以期为邢台市 O_3 污染治理和改善提供参考.

1 材料与方法

1.1 数据来源

选取邢台市作为研究对象,研究时间范围为 2018 年 1 月 1 日~2022 年 12 月 31 日.环境空气质量国控自动监测站数据来自真气网环境大数据中心(https://www.aqistudy.cn/historydata/),省控点污染物数据来河北省生态环境厅(http://218.11.10.130:8080/#/application/home),站点分布于邢台市 18 个区县.污染物数据包括 O_3、NO_2、CO、$PM_{2.5}$、PM_{10} 和 SO_2 6 种常规污染物浓度,数据分辨率 1h.用于验证 WRF 模式的小时气象数据来源于国家气象信息中心-中国气象数据网(http://www.nmic.cn/),主要包含气温、相对湿度和风速等,数据分辨率为 1h.为了确保数据的可靠性并保持时间序列的连续性,采用了 k 最近邻(kNN)插值方法来解决数据集中的缺失值[23].O_3 浓度的评价标准参考《环境空气质量标准》(GB3095-2012),日浓度标准为每日(滑动)最大 8h 平均值(MDA8O_3),年浓度标准为 O_3 日最大 8h(滑动)平均浓度第 90 百分位数.根据《环境空气质量指数(AQI)技术规定(试行)》(HJ633-2012),MDA8O_3 浓度范围在 0~100μg/m^3 为优、101~160μg/m^3 为良、161~215μg/m^3 为轻度污染、216~265μg/m^3 为中度污染、266~800μg/m^3 为重度污染,其中轻度污染及以上为超标.气象参数通过欧洲中期天气预报中心(ECMWF)第五代大气再分析数据集获取,数据分辨率为 1h,包括日平均温度 T(℃)、日平均相对湿度 RH(%)、10m 风速 WD(m/s)、日累计降水量 PRE(mm)、日平均地表向下辐射 SR(J/m^2)、日平均地表气压 SP(Pa).

1.2 地理探测器

采用地理探测器方法,探讨邢台市 O_3 污染背后的驱动因素及其交互影响.选择 SO_2、NO_2、$PM_{2.5}$、CO、WD、RH、SP、SR、PRE、T 作为驱动因素,自变量编号顺序依次为 X_1~X_{10},因变量 MDA8O_3 编号为 Y_1.研究通过相互作用检测器来确定不同元素

之间的相互作用强度,并用因子检测器来探究影响因子 X 对因变量 Y 的解释程度.所有结果都基于 q 显示,q 的主方程为:

$$q=1-\frac{\sum_{h=1}^{L}N_h\sigma_h^2}{N\sigma^2} \tag{1}$$

式中:h 表示变量 Y 或元素 X 的层次结构;N 为单位数;σ^2 表示值 Y 的方差.q 介于 0 和+1 之间,包括两个端点.元素或变量的效应可表示为 100×q(以百分比形式),q 值越大,表明变量对元素的解释能力越强,反之亦然[7].

交互检测器用于揭示风险因素 X_1 和 X_2 对响应变量 Y 的交互影响或独立响应,评估方法包括计算因子 X_1 和 X_2 在 Y 上的 q 值,即 $q(X_1)$和 $q(X_2)$,然后计算它们的交互作用 $q(X_1\cap X_2)$并进行比较,比较方法如下[8]:当 $q(X_1\cap X_2)<\min(q(X_1)、q(X_2))$,交互作用结果是非线性弱化;当 $\min(q(X_1)、q(X_2))<q(X_1\cap X_2)<\max(q(X_1)、q(X_2))$,则结果是单向增强;当 $q(X_1\cap X_2)>\max(q(X_1))、q(X_2))$,则结果是双向增强;当 $q(X_1\cap X_2)=q(X_1)+q(X_2)$,则结果彼此独立;当 $q(X_1\cap X_2)>q(X_1)+q(X_2)$,结果是非线性增强.

1.3　O_3 敏感性分析方法

使用 WRF−CAMx 数值模拟模型研究邢台市夏季 O_3 生成的敏感性,通过天气研究和预报模型(WRF4.4)和空气质量模型(CAMx7.1)的数值模拟进行评估.对于 WRF 模拟,初始场气象场采用美国国家环境预报中心(NECP)发布的 1°×1°分辨率的全球对流层 FNL 数据集,地形资料和土地利用数据由美国地质勘探局(USGS)提供.WRF−CAMx 参数设置参考 Zhang 等[24].如图 1,采用的 CAMx 模式为双层嵌套,第一层网格(D01)和第二层网格(D02)分辨率为 9km×9km 和 3km×3km,D01 覆盖京津冀及周边地区,而 D02 覆盖邢台市,中心经纬度为 116°25′E、39°30′N.CAMx 输入的污染源排放清单选用课题组建立的高分辨率京津冀排放清单[24-25],京津冀以外的排放信息采用清华大学发布的 MEIC 清单进行补充[26-27].

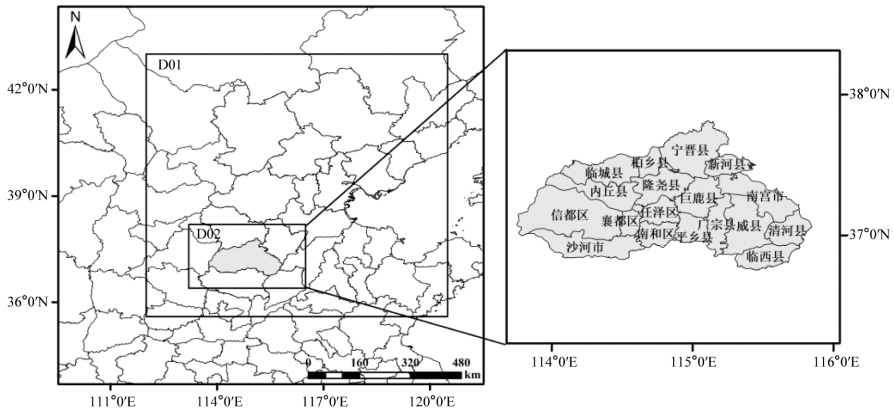


图 1　WRF−CAMx 模拟区域

Fig.1　Schematic diagram of WRF−CAMx simulation area

采用情景分析法研究邢台市各区域 O_3 生成敏感性的情况,设定了 3 种排放情景:基准排放情景(S0)、VOCs 减排情景(S10)和 NO_x 减排情景(S2).Sillman 等[28]研究表明 O_3 浓度对前体物的敏感性会随排放扰动的程度而有所不同,适度的前体物削减(25%~50%)才能有效地划分 NO_x 和 VOCs 敏感. 本研究采用 30%的排放源扰动的做法满足其条件.对于每个情景,通过模拟计算得到每个 3km 网格日最大 8h O_3 浓度,并计算净浓度 ΔO_{VOC} 和ΔO_{NOx}(净浓度为正值时表示 O_3 浓度降低).根据净浓度的差异,将受体区域划分为不同类型的 O_3 控制区:NO_x 控制区、VOCs 控制区和 NO_x 和 VOCs 协同控制区,具体判定标准如下:NO_x 控制区:$\Delta O_{NOx}\geqslant 3\mu g/m^3$ 并且 $\Delta O_{NOx}>2\times\Delta O_{VOC}$;VOCs 控制区:$\Delta O_{VOC}\geqslant 3\mu g/m^3$ 并且 $\Delta O_{VOC}>2\times\Delta O_{NOx}$;$NO_x$ 和 VOCs 协同控制区:$\Delta O_{NOx}\geqslant 3\mu g/m^3$ 并且 $\Delta O_{VOC}\geqslant 3\mu g/m^3$,且两者差距在 2 倍以内;非控制区:$\Delta O_{VOC}<3\mu g/m^3$ 且$\Delta O_{NOx}<3\mu g/m^3$ 时,则该地区属于非控制区,即减排 VOCs 和 NO_x 均对控制当地 O_3 浓度的作用不大.

为了得到最佳 VOCs 和 NO_x 减排比例,设置了

不同 VOCs 和 NO_x 削减情景,根据不同情景模拟结果,计算日最大 8h 的 O_3 浓度并绘制 EKMA 曲线,情景模拟依据参考文献[21−22].

表 1 减排模拟情景

Table 1 Emission reduction simulation scenarios

情景	VOCs 削减比例(%)	NO_x 削减比例(%)	情景	VOCs 削减比例(%)	NO_x 削减比例(%)
S0	0	0	S13	30	45
S1	0	15	S14	30	60
S2	0	30	S15	45	0
S3	0	45	S16	45	15
S4	0	60	S17	45	30
S5	15	0	S18	45	45
S6	15	15	S19	45	60
S7	15	30	S20	60	0
S8	15	45	S21	60	15
S9	15	60	S22	60	30
S10	30	0	S23	60	45
S11	30	15	S24	60	60
S12	30	30			

1.4 模型验证

本研究将 WRF 和 CAMx 模型起始日期设定为 2022 年 7 月 1 日,结束日期设置为 2022 年 7 月 31 日.基于观测值开展的模拟效果评估统计指标包括:标准化平均偏差(NMB)、标准平均误差(NME)和相关系数(R).提取邢台市邢台气象站点(114.30°E, 37.04°N)WRF 模型模拟小时数据,与监测值进行对比验证.由表 2 可知,WRF 模型对温度、相对湿度和风速模拟较为准确,相关系数 R 分别达到 0.86、0.74 和 0.64.温度、风速和相对湿度的 NMB 分别为 10.22%、−15.81%和 13.44%,说明模型对温度、风速存在高估,对相对湿度存在低估.NME 的范围为 11.45%~22.65%.模拟效果与王伊凡等[29]、Qi 等[30]研究较为一致,模型表现良好.

表 2 WRF 气象要素模拟结果验证

Table 2 Validation of WRF model simulations for meteorological parameters

气象要素	监测值	模拟值	评价指标		
			R	NMB(%)	NME(%)
温度(℃)	26.49	28.94	0.86**	10.22	11.45
相对湿度(%)	66.15	56.81	0.74**	−15.81	16.12
风速(m/s)	1.65	1.88	0.64**	13.44	22.65

注:**表示通过了置信度为95%的显著性检验.

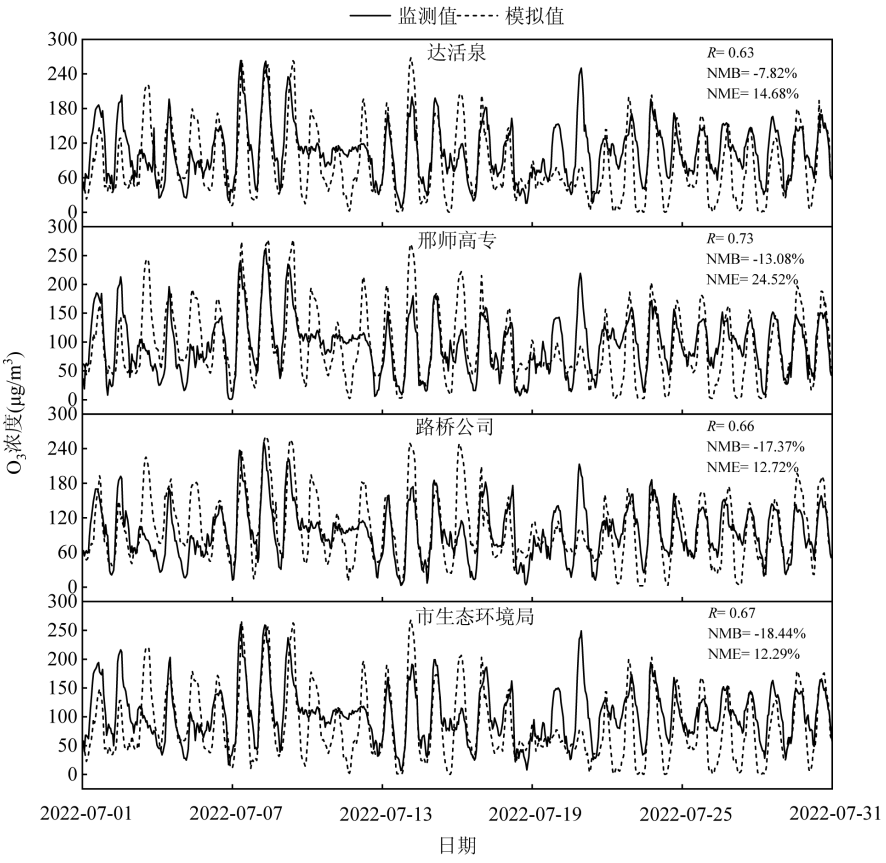


图 2 污染物模拟值与监测值验证结果对比

Fig.2 Comparison of simulated and observed pollutant concentrations for model validation

提取邢台市生态环境局、路桥公司、邢师高专和达活泉 4 个国控监测站点所在格点的 CAMx 模型小时 O_3 模拟结果,与监测数据进行对比验证.图 2 为国控站点空气质量模型模拟值与监测值的对比,4 个站点呈现出显著的日变化趋势.R 的范围为 0.63~0.73,说明监测值与模拟值存在高度拟合且线性相关.由图中可以看出模拟值在夜间存在低估、白天存在高估现象,NMB 范围为−18.44%~−7.82%,说明各站点总体上的 O_3 模拟值均小于监测值.NME 的范围为 12.29%~24.52%,说明模拟值与监测值较为接近.Xiong 等[31]指出 O_3−1h 的 NMB、NME 和 R 模型性能基准为:O_3−1h 的 NMB 在±15%以内,NME≤25%,R>0.5.本研究中除路桥公司和生态环境局站点 NMB 偏低(分别为−17.37%和−18.44%)以外,模型表现总体上较为良好,可进行下一步分析.

2　结果与讨论

2.1　邢台市 O_3 污染特征

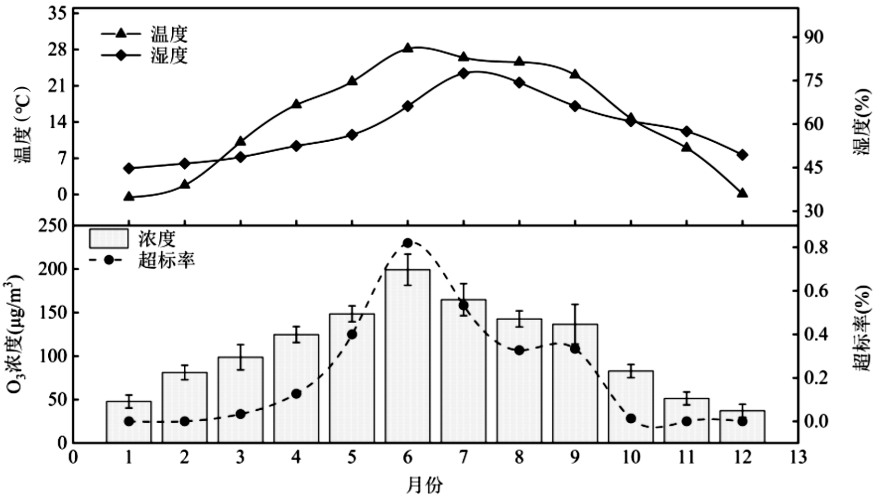


图 3　2018~2022 年邢台市 O_3 月均浓度及超标比例

Fig.3　Monthly average concentrations and exceedance rates of O_3 in Xingtai from 2018 to 2022

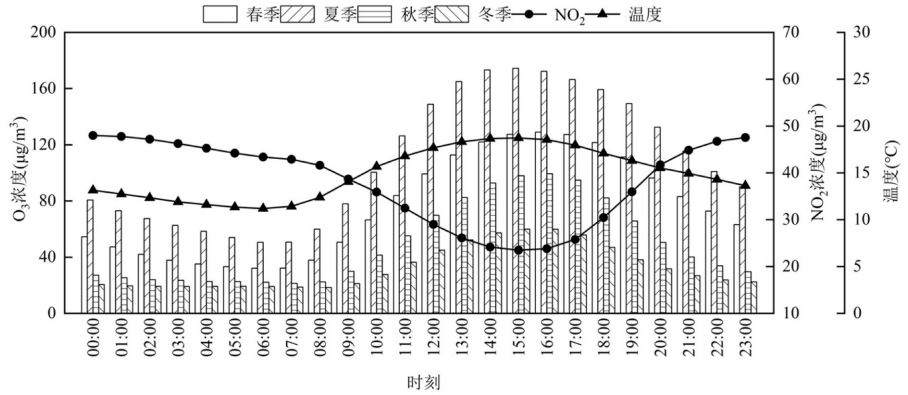


图 4　2018~2022 年邢台市 O_3 不同季节小时浓度

Fig.4　Hourly O_3 concentrations in different seasons in Xingtai from 2018 to 2022

由图 3 可见,邢台市 2018~2022 年 O_3 月均浓度呈倒 V 型,在 6 月出现 O_3 浓度高峰期,1 月和 12 月出现 O_3 浓度低值,变化幅度为 37.16~199.28μg/m^3.O_3 浓度和超标率月际变化趋势与温度相同,3~6 月快速上升,9~12 月快速下降.这是由于高温度伴随着高光照强度加强了光化学反应速率,导致二次生成的 O_3 浓度增加,而且随着温度上升,生物排放量增加,O_3 生成前体物浓度增加,促进了 O_3 浓度快速增加.3~5 月的湿度范围为 45%~55%,而 6~8 月湿度范围为 65%~80%,可以看出当湿度大于 70%时,O_3 浓度受到

一定程度的抑制.9 月 O_3 浓度下降幅度稍有反弹,这可能是因为 9 月降水量减少从而有利于 O_3 的生成.9 月后,随着温度、光照强度的下降,O_3 浓度迅速下降.此外,秋冬季 $PM_{2.5}$ 浓度上升也会抑制 O_3 浓度.

由图 4 可见,2018~2022 年邢台市(12~2 月为冬季,3~5 月为春季,6~8 月为夏季,9~11 月为秋季)冬季 O_3 小时浓度最低(18.41~59.90μg/m^3),夏季最高(50.56~174.38μg/m^3),其次是春季(32.15~129.01μg/m^3),再次为秋季(21.35~99.45μg/m^3),不同季节 O_3 小时浓度及变化幅度大小均为夏季>春季>秋季>冬季.不同季节 O_3 小时浓度变化趋势与小时温度变化一致,与 NO_2 变化趋势相反.在 6:00~12:00 阶段,随着温度和光照强度的不断上升以及夜间积累大量前体物,O_3 浓度快速上升,NO_2 不断被消耗.在 12:00~15:00 阶段,由于前体物浓度下降,O_3 浓度上升缓慢.在 16:00~23:00 阶段,随着温度和光照强度的不断下降,光化学反应速率降低,O_3 浓度下降,NO_2 不断积累并在 23:00 达到峰值,之后缓慢下降.在 0:00~05:00 阶段,O_3 浓度缓慢下降,这是由于 O_3 与大气中还原性物质反应而被消耗.

2.2 邢台市 O_3 污染影响因素

2.2.1 不同因素对 O_3 污染的影响 将 2018~2022 年 MDA8O_3 浓度数据、气象数据和其他大气污染物数据输入到地理探测器中,分别从年和季节尺度分析驱动因素对 O_3 污染的影响,驱动因素表现出显著的年和季节变化.从年尺度上看,气象因素对 O_3 的影响远远大于其他大气污染物,气象因素在影响近地面 O_3 浓度方面发挥着重要作用.

研究结果显示,T(q=0.71)、SR(q=0.55)是影响邢台市年际 O_3 污染的主要驱动因素,O_3 浓度与 T 和 SR 呈正相关.一般来说,强烈的太阳辐射驱动活跃的光化学反应,这会增加 O_3 污染,解释了春季和夏季的 O_3 浓度高于秋季和冬季的原因.高温可以增强太阳辐射并减少云量,从而增加光化学反应的强度,导致 O_3 浓度上升[32].高气压伴随着强烈的太阳辐射与高温天气,这为 O_3 生成提供了有力的条件;相反,低气压条件下,风速较大,污染物能够更好地扩散,有利于 O_3 污染改善[33].邢台市气压的季节变化特征与温度、太阳辐射相反,秋冬季气象条件为低气温、低太阳辐射、高气压.当邢台市秋冬季气压升高时,大气污染物不易扩散消耗 O_3 且阻碍光化学反应速率,O_3 浓度处于较低水平.RH、PRE 与 O_3 浓度年影响为负相关,低 RH、PRE 有利于 O_3 生成,而秋季 RH 与 O_3 是正相关关系.李博文等[34]分析京津冀及周边区域相对湿度高时,大气中水汽充足,有利于湿沉降和非均相化学反应消耗 O_3 并且削弱了紫外辐射,不利于光化学反应生成 O_3,但是由于相对湿度与 SO_4^{2-}和 NO_3^-正相关,有利于颗粒物吸湿增长,促进 $PM_{2.5}$ 浓度增加;当相对湿度较低时,辐射较强,气温高,有利于光化学反应产生 O_3.李博文等[34]和安俊琳等[35]分析 NO_x 和 CO 在相对湿度 60%左右存在光化学反应强度临界值,在 60%之前随相对湿度的增加而增大,而 60%之后随相对湿度的增加而减小.结合上述研究,邢台市秋季前体物排放增多、湿度在 50%~65%之间,此时前体物光化学反应强度最强而湿度对 O_3 的抑制作用相对于夏季较弱,因此该条件湿度与 O_3 是正相关.

其他大气污染物中,$PM_{2.5}$ 浓度与 O_3 污染的浓度呈现相反的趋势.其中夏季呈现弱正相关关系,O_3 浓度的增加引起大气氧化性增强,促使二次 $PM_{2.5}$ 转化,同时夏季二次 $PM_{2.5}$ 前体物(SO_2、NO_x 等)排放较少、日照时间延长,$PM_{2.5}$ 不易积累[7].冬季颗粒物浓度最高,而 O_3 浓度相对较低;夏季颗粒物污染下降,而 O_3 污染增加[36].在一定条件下,高浓度的颗粒物导致气溶胶光学厚度增加,削弱了 O_3 的光化学生成速率并降低了 O_3 浓度[37].此外,O_3 浓度还受到颗粒物表面发生的非均相化学过程的影响,增加 $PM_{2.5}$ 浓度可以削弱大气辐射,从而抑制 O_3 浓度水平[34].作为 O_3 生成的重要前驱物,NO_2 和 CO 的浓度在冬季较高,而在夏季较低,其时间变化趋势与 O_3 相反[38].在秋冬季,由于污染物排放增加和频繁的逆温现象,大气层结相对稳定,这不利于污染物的局部输送或稀释和扩散;另一方面,秋冬季的低温和弱太阳辐射也不利于光化学反应,NO_2 和 CO 大量累积而消耗 O_3,所以与 O_3 浓度是负相关关系[32].Luo 等[39]分析京津冀 O_3 的产生伴随着前体 NO_2 和 CO 的消耗,NO_2 和 O_3 通过大气中的化学反应相互产生和消耗;高 NO_2 可能会抑制 O_3 的产生.邢台市春夏季 NO_2 和 CO 浓度较低、气温和太阳辐射较强,易发生光化学反应生成 O_3;秋冬季 NO_2 和 CO 浓度较高、太阳辐射较低,NO_2 和 CO 大量积累,对 O_3 生成产生抑制作用.SO_2 与 O_3 是年负相关关系,这是由于 O_3 促进了 SO_2 转化为二次 $PM_{2.5}$ 的过程[40].

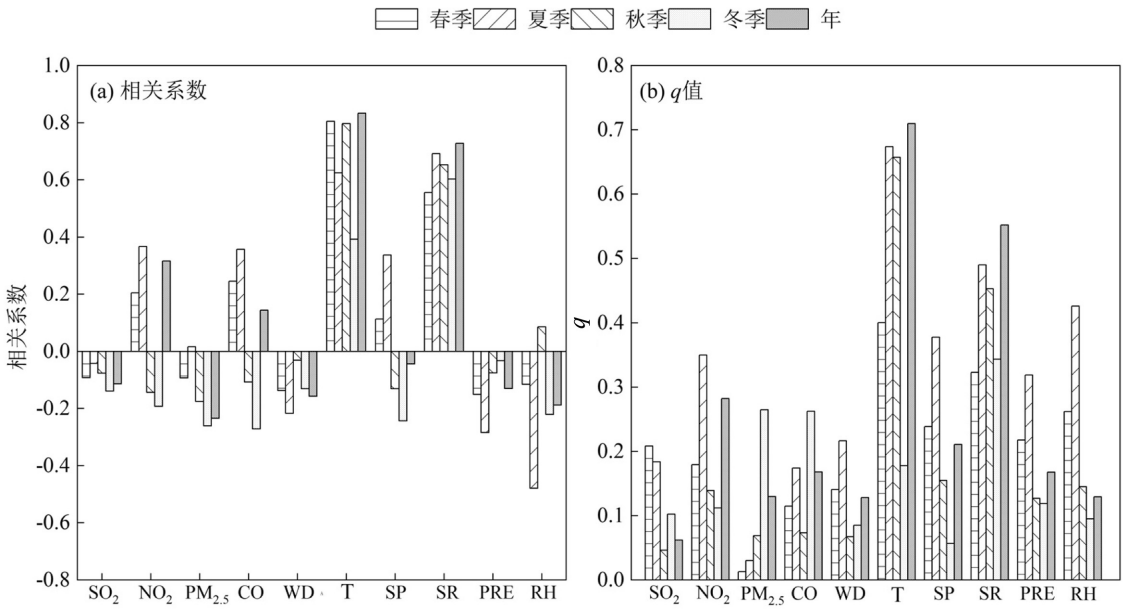


图 5　O_3 浓度与驱动因素之间的相关系数及年和季节 q

Fig.5　Correlation coefficients between O_3 concentrations and driving factors, and annual and seasonal q values

2.2.2　不同因素对 O_3 污染交互作用　共检测到 10 个因素之间的 45 对交互作用.由图 6 可见,这些因素的相互作用加强了对O_3污染的影响.在所有交互作用中,交互作用组合为非线性增强有 NO_2 与 WD、RH,$PM_{2.5}$ 与 WD、RH,CO 与 WD、RH,SO_2 与 SP、RH,WD 与 PRE、RH、SP,SP 与 PRE、RH,PRE 与 RH.其他交互作用都导致了双向增强,SR 和 T 与其他因素交互作用较强.综上所述,O_3 污染的影响因素是相互关联的,并不完全独立;当应用交互组合时,变量的解释能力增加.在所有交互关系中,NO_2 与 T、SR 和 CO 与 T、SR 交互作用较强,q 均超过 0.6.表明气象与污染物交互作用是 O_3 污染的重要因素.在高 T、SR 条件下,CO、NO_2 光化学反应速率增加;在低 SP 条件下,污染物稀释扩散会降低 O_3 及前体物 CO、NO_2 浓度[41].SO_2、$PM_{2.5}$ 和 T、SR 交互作用较强,低浓度 SO_2 和 $PM_{2.5}$ 与高 T、SR 叠加有利于促进光化学反应速率,从而导致O_3浓度的上升[42],T、RH、PRE、SR 和 WD 这些气象因素的交互影响中,T 与 RH、PRE 和 SR 的 q 值最大(均超过了 0.75).T 和 SR 叠加能加快光化学反应速率,促进生成前体物快速生成 O_3,此外,温度上升还会造成植物源挥发性有机物(BVOCs)排放增加.低 PRE 和高 T 促进 O_3 生成,而高 PRE 可能会抵消温度对O_3生成的增强作用,降水通常伴随着云层的增厚和光照强度的减弱且使空气中 VOCs、NO_x 等污染物浓度降低[43].高湿度条件下,大气中的水汽可以减弱太阳辐射,抑制 O_3 的生成;另一方面,水汽可以通过以下化学反应消耗 O_3.

$$O_3+H_2O+hv\rightarrow 2\cdot OH+O_2 \quad (1)$$

$$O_3+\cdot OH\rightarrow HO_2\cdot+O_2 \quad (2)$$

$$O_3+HO_2\cdot\rightarrow\cdot OH+2O_2 \quad (3)$$

春夏两季邢台市 O_3 与 RH 呈负相关关系,表明湿度过高可能会稀释温度对 O_3 生成的增强作用.

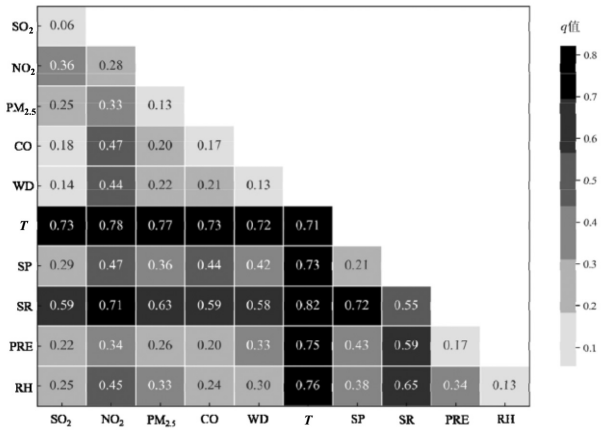


图 6　O_3 浓度驱动因素年际交互作用

Fig.6　Interannual interactions between O_3 concentrations and driving factors

2.3　邢台市 O_3 敏感性及控制策略研究

2.3.1　O_3 生成敏感性分析　图 7 中 $MDA8O_3$ 浓度变化为正值代表前体物削减后 O_3 浓度下降,负值则

表示 O_3 浓度上升.由图 7(a)可以看出,在削减 30%NO_x 排放后邢台市区如襄都区及信都区、任泽区和南和区部分区域 MDA8O_3 浓度显著上升;沙河市、柏乡县、隆尧县、宁晋县、清河县和临西县部分区域也有所上升.东部区县除清河县和临西县部分区域 MDA8O_3 浓度下降,如新河县、广宗县、威县和南宫市;西部区县如临城县和内丘县大部分区域及信都区和沙河市部分区域 MDA8O_3 浓度下降.由图 7(b)可以看出,邢台市各区县在削减 30%VOCs 排放后 MDA8O_3 浓度均有所下降且下降幅度大于 3μg/m^3.其中,市区如襄都区、任泽区、南和区及信都区部分区域下降较为显著;其他区县如临城县、内丘县、隆尧县、柏乡县和沙河市等下降较为显著,下降范围为 6~9μg/m^3.东部及西部区县部分区域 MDA8O_3 浓度下降幅度较小.这与 Zhang 等[44]利用 WRF-NAQPMS 模型得出河北省南部城区 O_3 生成受 VOCs 控制和武卫玲等[17]京津冀及周边区域 VOCs 控制区集中在市中心及工业发达区域较为一致.根据敏感性判定标准可知,邢台市城区四区及沙河市、隆尧县、柏乡县、内丘县、清河县和临西县为 VOCs 控制区,其他区域为 VOCs 和 NO_x 协同控制区.

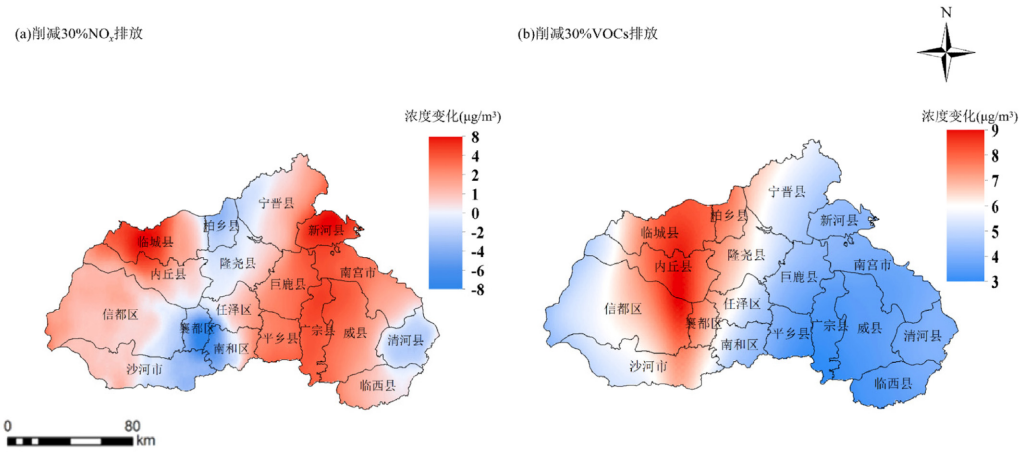


图 7 邢台市各区县削减不同污染物 MDA8O_3 浓度变化情况

Fig.7 Changes in MDA8O_3 concentrations with different pollutant reductions in various districts of Xingtai

2.3.2 O_3 前体物减排策略 根据 VOCs 控制区及 VOCs 和 NO_x 协同控制区部分格点不同模拟情景数据,绘制各控制区的 EKMA 曲线;同时,根据 EKMA 曲线绘制不同 VOCs 和 NO_x 减排比例的 MDA8O_3 浓度变化曲线.如图 8(a),设置了多种 VOCs 和 NO_x 不同减排比例,包括仅削减 VOCs、仅削减 NO_x、3:1、2:1、1.5:1、1:1、1:3、1:2 和 1:1.5,由图 8(b)可以看出,不同减排比例均会使 VOCs 和 NO_x 协同控制区 MDA8O_3 浓度下降.在削减比例小于 20%时 O_3 浓度下降缓慢.其中,当 VOCs:NO_x 为 1:3 时,浓度下降速度最快,其次为 1:2、1:1.5 和 1:1.具体来说,当削减 VOCs 比例为 20%时,NO_x 削减比例分别为 60%、40%、30%和 20%.前体物的减排比例越高,实施的成本和难度也越大,综合考虑实际成本与应用价值[21-22],本研究选择 VOCs 与 NO_x 的最佳协同控制比例为 1:1.

由图 9(b)可以看出,当仅削减 NO_x 时,MDA8O_3 浓度先上升,随后随着 NO_x 削减力度上升而下降,当 NO_x 减排比例达超过 50%时,其浓度才和基准情景持平.VOCs 与 NO_x 减排比例为 1:3、1:2 和 1:1.5 时,MDA8O_3 浓度变化和仅削减 NO_x 的情况一致,均表现为先上升而后下降,当减排比例为 1:1 时,MDA8O_3 浓度变化缓慢,直到削减比例为 30%时开始下降.相对而言,仅削减 VOCs 时,MDA8O_3 浓度下降最快,其次是减排比例为 3:1、2:1 和 1.5:1 的情况.因此,对于 VOCs 控制区,优先控制 VOCs 更利于 O_3 污染的治理.然而,在实际的工艺生产与污染治理中,VOCs 控制成本较高且难度较大.综合实际控制成本与 O_3 浓度的改善效果,本研究选择 VOCs 与 NO_x 的最佳减排比例为 1.5:1,作为 VOCs 控制区的减排策略.本研究结果为后续减排策略提供了科学依据,在后续减排方案的制定中,还需协同考虑 $PM_{2.5}$ 浓度、政策约束、经济成本、区域传输及减排潜力等因素,并将有助于实现更有效的污染控制.

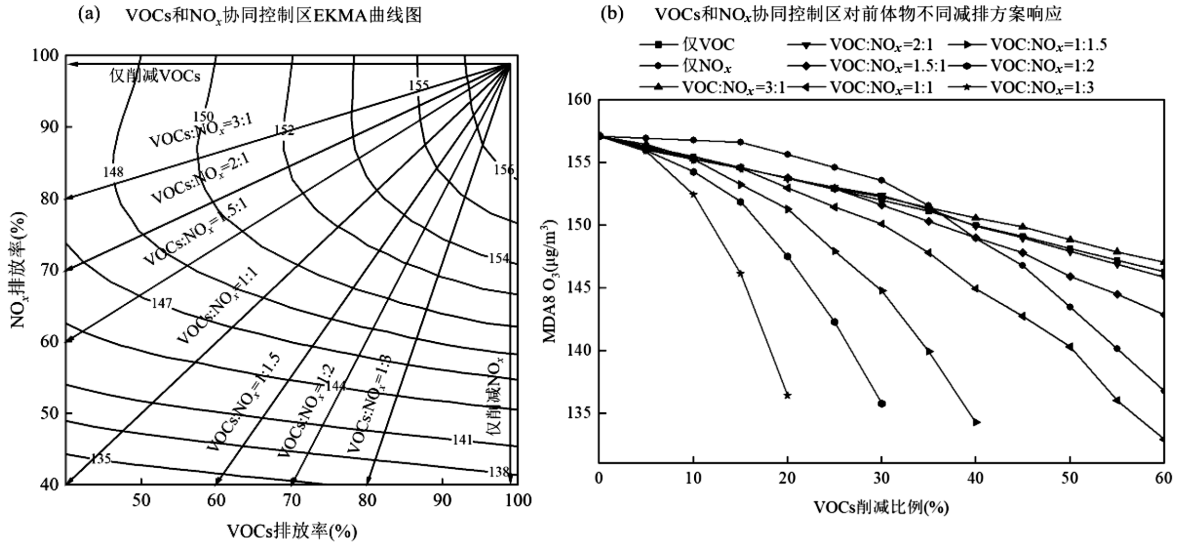


图 8　不同减排比例下 VOCs 和 NO_x 协同控制区的 EKMA 曲线与 O_3 浓度变化曲线

Fig.8　EKMA curves and O_3 concentration change curves in VOCs and NO_x co-control areas under different emission reduction scenarios

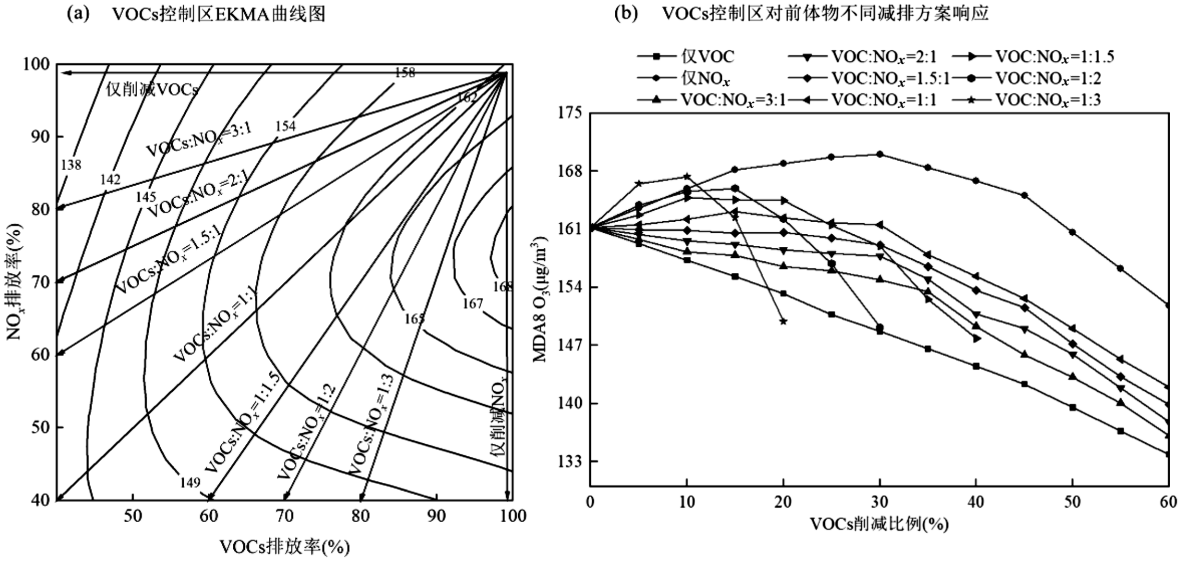


图 9　不同减排比例下 VOCs 控制区的 EKMA 曲线与 O_3 浓度变化曲线

Fig.9　EKMA curves and O_3 concentration change curves in VOCs control areas under different emission reduction scenarios

3　结论

3.1　邢台市 O_3 月均浓度变化趋势及超标比例显示,2018~2022 年间,O_3 浓度和超标率月际变化趋势与温度相同,3~6 月快速上升,9~12 月快速下降.O_3 月均浓度呈倒 V 型,在 6 月出现 O_3 浓度高峰期,1 月和 12 月出现 O_3 浓度低值,变化幅度为 37.16~199.28μg/m^3.当湿度大于 70%时,O_3 浓度受到一定程度的抑制.9 月 O_3 浓度下降幅度稍有反弹,9 月后,随着温度、光照强度的下降,O_3 浓度迅速下降.不同季节 O_3 小时浓度及变化幅度大小均为夏季>春季>秋季>冬季.不同季节 O_3 小时浓度变化趋势与小时温度变化一致,与 NO_2 变化趋势相反.

3.2　在年度时间尺度上,邢台市的 O_3 污染受气象因素的影响显著高于前体物,在季节尺度上,前体物与气象因素对 O_3 污染的影响则呈现出显著季节性特征.具体而言,T 和 SR 是邢台市 O_3 浓度上升主要的正向驱动因素,RH 和 PRE 是主要的负向驱动因素,春夏季 CO 和 NO_2 为正向驱动,秋冬季为负向驱动.交互作用分析表明,前体物排放量增加与不利的气

象条件叠加影响时,O_3浓度会迅速上升.

3.3 综合邢台市O_3敏感性的分析结果,制定了针对性减排策略.在邢台市城区以及沙河市、隆尧县、柏乡县、内丘县、清河县和临西县区域,被划定为 VOCs 控制区.其他区域为 VOCs 和 NO_x 协同控制区.基于 EKMA 曲线分析,得出以下减排策略:在 VOCs 控制区,VOCs 与 NO_x 的最佳减排比例为 1.5:1;在 VOCs 和 NO_x 协同控制区,最佳减排比例为 1:1.

参考文献:

[1] 程麟钧,王 帅,宫正宇,等.中国臭氧浓度的时空变化特征及分区 [J]. 中国环境科学, 2017,37(11):4003-4012.
Cheng L J, Wang S, Gong Z Y, et al. Spatial and seasonal variation and regionalization of ozone concentrations in China [J]. China Environmental Science 2017,37(11):4003-4012.

[2] 郑镇森.华北平原典型工业城市臭氧生成敏感性时空尺度精细研判研究 [D]. 北京:中国环境科学研究院, 2023.
Zheng Z S. Investigation on the O_3-precursor relationship over spatio-temporal scales in an industrial city of the North China Plain [D]. Beijing: Chinese Research Academy of Environmental Sciences, 2023.

[3] Chen Z, Li R, Chen D, et al. Understanding the causal influence of major meteorological factors on ground ozone concentrations across China [J]. Journal of Cleaner Production, 2020,242:118498.

[4] Liu P, Song H, Wang T, et al. Effects of meteorological conditions and anthropogenic precursors on ground-level ozone concentrations in Chinese cities [J]. Environmental Pollution, 2020,262:114366.

[5] 邬双双,陈梓超,薛 鑫,等.基于 KZ 滤波分析气象对珠三角臭氧趋势的影响 [J]. 中国环境科学, 2024,44(4):1905-1911.
Wu S S, Chen Z C, Xue X, et al. Analysis of meteorological effects on the trend of ozone in the Pearl River Delta using the KZ filtering method [J]. China Environmental Science, 2024,44(4):1905-1911.

[6] 辛泊达,吕连宏,王 培,等.基于随机森林模型的臭氧浓度时空变化特征及关键影响因子识别:以滁州市为例 [J]. 环境科学, 2024,45(9):5117-5126.
Xin B D, Lv L H, Wang P, et al. Spatiotemporal variation characteristics of ozone and identification of key influencing factors based on random forest model:a case study of Chuzhou city [J]. Environmental Science, 2024,45(9):5117-5126.

[7] Wang Z, Li J, Liang L. Spatio-temporal evolution of ozone pollution and its influencing factors in the Beijing-Tianjin-Hebei Urban Agglomeration [J]. Environmental Pollution, 2020,256:113419.

[8] 周敏丹,匡耀求,云国梁.基于地理探测器的广州市大气 $PM_{2.5}$ 浓度驱动因素分析 [J]. 环境科学研究, 2020,33(2):271-279.
Zhou M D, Kuang Y Q, Yun G L, et al. Analysis of driving factors of atmospheric $PM_{2.5}$ concentration in Guangzhou city based on Geo-Detector [J]. Research of Environmental Sciences, 2020,33(2):271-279.

[9] Yang R, Xu Q, Long H. Spatial distribution characteristics and optimized reconstruction analysis of China's rural settlements during the process of rapid urbanization [J]. Journal of Rural Studies, 2016,47:413-424.

[10] Todorova Y, Lincheva S, Yotinov I, et al. Contamination and ecological risk assessment of long-term polluted sediments with heavy metals in small hydropower cascade [J]. Water Resources Management, 2016,30:4171-4184.

[11] 徐 勇,韦梦新,邹 滨,等.基于空间尺度效应的山东省 $PM_{2.5}$ 浓度时空变化及空间分异地理探测 [J]. 环境科学, 2024,45(5):2596-2612.
Xu Y, Wei M X, Zou B, et al. Spatial-temporal variation and spatial differentiation geographic detection of $PM_{2.5}$ concentration in the Shandong Province based on spatial scale effect [J]. Environmental Science, 2024,45(5):2596-2612.

[12] Chen Y, Zhou Y, Zhang H, et al. Spatiotemporal variations of surface ozone and its influencing factors across Tibet: A Geodetector-based study [J]. Science of the Total Environment, 2022,813:152651.

[13] Yin X, Kang S, De Foy B, et al. Surface ozone at Nam Co in the inland Tibetan Plateau: variation, synthesis comparison and regional representativeness [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2017,17(18):11293-11311.

[14] 张 涵,姜 华,高 健,等.$PM_{2.5}$ 与臭氧污染形成机制及协同防控思路 [J]. 环境科学研究, 2022,35(3):611-620.
Zhang H, Jiang H, Gao J, et al. Formation mechanism and management strategy of cooperative control of $PM_{2.5}$ and O_3 [J]. Research of Environmental Sciences, 2022,35(3):611-620.

[15] Hua X, Wang M, Yao Z, et al. Characteristics and sensitivity analysis of ozone pollution in a typical inland city in China [J]. Atmosphere, 2024,15(2):160.

[16] Song H, Zhao W, Yang X, et al. Ozone sensitivity analysis and ozone formation regimes division in the Beijing–Tianjin–Hebei region based on satellite remote sensing data [J]. Atmosphere, 2023,14(11):1637.

[17] 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.

[18] Yang X, Gao L, Zhao S, et al. Volatile organic compounds in the North China Plain: Characteristics, sources, and effects on ozone formation [J]. Atmosphere, 2023,14(2):318.

[19] Li Y, Ye C, Ma X, et al. Radical chemistry and VOCs-NO_x-O_3-nitrate sensitivity in the polluted atmosphere of a suburban site in the North China Plain [J]. Science of the Total Environment, 2024,947:174405.

[20] 欧盛菊,魏 巍,王晓琦,等.华北地区典型重工业城市夏季近地面 O_3 污染特征及敏感性 [J]. 环境科学, 2020,41(7):3085-3094.
Ou S J, Wei W, Wang X Q, et al. Pollution characteristics and sensitivity of surface ozone in a typical heavy-industry city of the North China Plain in summer [J]. Environmental Science, 2020,41(7):3085-3094.

[21] 朱家贤,王晓琦,欧盛菊,等.2019 年 7 月石家庄市 O_3 生成敏感性及控制策略解析 [J]. 环境科学, 2022,43(7):3473-3482.
Zhu J X, Wang X Q, Ou S J, et al. Ozone sensitivity and precursor emission reduction scheme in Baoding city in summer [J].

Environmental Science, 2022,43(7):3473−3482.

[22] 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 analysis and control strategy in Shijiazhuang city in July 2019 [J]. China Environmental Science, 2023,43(6):2703−2713.

[23] Hou X, Wang X, Cheng S, et al. Elucidating transport dynamics and regional division of $PM_{2.5}$ and O_3 in China using an advanced network model [J]. Environment International, 2024,188:108731.

[24] Zhang J, Duan W, Cheng S, et al. A comprehensive evaluation of the atmospheric impacts and health risks of cooking fumes from different cuisines [J]. Atmospheric Environment, 2024,338:120837.

[25] Wang W Q, Duan W J, Zhu J X, et al. Nonlinear influence of winter meteorology and precursor on $PM_{2.5}$ based on mathematical and numerical models: A COVID−19 and Winter Olympics case study [J]. Atmospheric Environment, 2022,278:119072.

[26] Zheng B, Tong D, Li M, et al. Trends in China's anthropogenic emissions since 2010 as the consequence of clean air actions [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018,18(19):14095−14111.

[27] Li M, Liu H, Geng G, et al. Anthropogenic emission inventories in China: a review [J]. National Science Review, 2017,4(6):834−866.

[28] Sillman S. The relation between ozone, NO_x and hydrocarbons in urban and polluted rural environments [J]. Atmospheric Environment, 1999,33(12):1821−1845.

[29] 王伊凡,仝纪龙,陈羽翔,等.基于 WRF−CMAQ/ISAM 模型的榆林市夏季 O_3 来源解析 [J]. 环境科学, 2023,44(7):3676−3684.
Wang Y F, Tong J L, Chen Y X, et al. Analysis of O_3 sources in Yulin city in summer based on WRF−CMAQ / ISAM model [J]. Environmental Science, 2023,44(7):3676−3684.

[30] Qi H, Duan W, Cheng S, et al. Research on regional ozone prevention and control strategies in eastern China based on pollutant transport network and FNR [J]. Science of the Total Environment, 2024,918: 170486.

[31] Xiong K, Xie X, Mao J, et al. Improving the accuracy of O_3prediction from a chemical transport model with a random forest model in the Yangtze River Delta region, China [J]. Environmental Pollution, 2023, 319:120926.

[32] Cao W, Jiang P, Jiang K. Demand−based manufacturing service capability estimation of a manufacturing system in a social manufacturing environment [J]. Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part B: Journal of Engineering Manufacture, 2015,231(7):1275−1297.

[33] Dueñas C, Fernández M C, Cañete S, et al. Assessment of ozone variations and meteorological effects in an urban area in the Mediterranean Coast [J]. Science of the Total Environment, 2002, 299(1−3):97−113.

[34] 李博文,张　凯,高　健,等.京津冀及周边地区夏季和初秋气象条件对 $PM_{2.5}$ 和 O_3 双高影响 [J]. 环境科学, 2024,45(8):4375−4384.
Li B W, Zhang K, Gao J, et al. Effects of meteorological conditions in summer and early autumn on $PM_{2.5}$ and O_3 pollution in Beijing−Tianjin−Hebei and surrounding areas [J]. Environmental Science, 2024,45(8):4375−4384.

[35] 安俊琳,王跃思,孙　扬.气象因素对北京臭氧的影响 [J]. 生态环境学报, 2009,18(3):944−951.
An J L, Wang Y S, Sun Y. Assessment of ozone variations and meteorological effects in Beijing [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2009,18(3):944−951.

[36] 黄子健,段文娇,亓浩雲,等.京津冀区域 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染特征及协同控制分区 [J]. 中国环境科学, 2024,44(11):5971−5979.
Huang Z J, Duan W J, Qi H Y, et al. The spatiotemporal characteristics of $PM_{2.5}$ and O_3 in the Beijing−Tianjin−Hebei region and the health−based regional cooperative control strategy. [J]. China Environmental Science, 2024,44(11):5971−5979.

[37] Jia M, Yin Z, Guo Q, et al. Downlink design for spectrum efficient iot network [J]. IEEE Internet of Things Journal, 2017,5(5):3397−3404.

[38] 辛雨珊,孟　凯,赵天良,等.基于变分订正 TROPOMI 卫星数据的京津冀地区 NO_2 时空变化与气象影响分析 [J]. 环境科学学报, 2023,43(4):111−120.
Liu J Y, Xu Y F, Huang C X, et al. Spatiotemporal variations of NO_2 in Beijing−Tianjin−Hebei region and meteorological impacts based on TROPOMI satellite variational correction [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023,43(4):111−120.

[39] Luo Y, Zhao T, Yang Y, et al. Seasonal changes in the recent decline of combined high $PM_{2.5}$ and O_3 pollution and associated chemical and meteorological drivers in the Beijing–Tianjin–Hebei region, China [J]. Science of the Total Environment, 2022,838:156312.

[40] 刘红年,蒋维楣,汤剑平,等.中国对流层二氧化硫光化学氧化过程的数值研究 [J]. 环境科学学报, 2001,21(3):358−363.
Liu H N, Jiang W M, Tang J P, et al. A numerical study on the troposphere photochemical oxidation process of sulfur dioxide over China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2001,21(3):358−363.

[41] 高美美,朱　彬,施双双,等.黄土高原典型城市臭氧特征及其影响因子分析 [J]. 环境科学学报, 2023,43(4):1−13.
Gao M M, Zhu B, Shi S S, et al. The analysis on ozone characteristics in various typical cities over Loess Plateau and their influencing factors [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023,43(4):1−13.

[42] 李裕文,王体健,燕　鸥,等.濮阳市暖季大气 O_3 污染特征及影响因素分析 [J]. 环境科学学报, 2023,43(10):226−235.
Li Y W, Wang T J, Yan O, et al. Characteristics and influencing factors of ozone pollution in warm season in Puyang city [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023,43(10):226−235.

[43] 柯碧钦,何　超,杨　璐,等.华北地区地表臭氧时空分布特征及驱动因子 [J]. 中国环境科学, 2022,42(4):1562−1574.
Ke B Q, He C, Yang L, et al. The spatiotemporal variation of surface ozone and the main driving factors in North China [J]. China Environmental Science, 2022,42(4):1562−1574.

[44] Zhang Y, Zhao Y, Li J, et al. Modeling ozone source apportionment and performing sensitivity analysis in summer on the North China Plain [J]. Atmosphere, 2020,11(9):992.

作者简介：蒋　凯(2000−),男,河南信阳人,北京工业大学硕士研究生,主要从事大气污染防治及环境规划管理方面研究.jiangkai@emails.bjut.edu.cn.