

文章编号: 1671-4229(2024)06-0001-16

【遥感技术与应用专题】

专题主持人: 杨现坤

# 基于多时间尺度的华南地区气温与臭氧浓度时空特征及关联分析

杨锦鑫<sup>1,2</sup>, 刘恩圆<sup>1,2\*</sup>, 龙鑫<sup>3</sup>

(1. 广州大学 地理科学与遥感学院, 广东 广州 510006; 2. 广州大学 黄埔研究院, 广东 广州 510530;  
3. 中国科学院 重庆绿色智能技术研究院, 重庆 400714)

**摘要:** 自“大气十条”等政策实施以来, PM<sub>2.5</sub>等颗粒物得到了较好的治理, 而臭氧浓度却呈现上升趋势, 已成为中国继 PM<sub>2.5</sub>之后的重要污染物。由于高温会进一步催化和加剧臭氧的生成, 为探究华南地区气温与臭氧浓度的特征及两者的相互关系, 文章利用欧洲中期天气预报中心 (ECMWF) 提供的 ERA5 再分析资料 (ERA5-Land Hourly) 的温度数据和地面空气质量监测站点的臭氧浓度数据, 探究了 2015 年和 2020 年华南地区气温与臭氧浓度的时空分布特征、影响关系及臭氧随沿海距离的变化情况。研究结果表明: ①空间上, 气温与臭氧浓度存在空间自相关性的特征和局部冷热点集聚的模式; 时间上, 两者存在季节性变化特征, 夏秋高, 冬春低。②气温与臭氧浓度呈正相关关系, 其相关性在小时值尺度上最为显著, 2015 年和 2020 年的  $r$  分别为 0.97 和 0.96。③臭氧浓度随沿海距离变化而变化, 在距海岸线较近的区域 (< 50 km), 臭氧浓度较高且呈上升趋势; 在 10 ~ 50 km 区间出现波峰; 在 50 ~ 300 km 内呈现波动下降的趋势并出现波谷; 在远海区 (> 300 km) 则重现上升趋势。④华南地区存在臭氧抑制现象, 截断温度为 28 °C。文章通过探究华南地区气温与臭氧浓度的时空分布特征及两者的相关性, 并探讨了沿海距离对臭氧浓度的影响, 为华南地区臭氧防控和区域环境保护提供了参考。

**关键词:** 气温; 臭氧浓度; 华南地区; 相关性分析

中图分类号: K909

文献标志码: A

## Spatiotemporal characteristics and correlation analysis of air temperature and ozone concentration in South China under multiple time scales

YANG Jin-xin<sup>1,2</sup>, LIU En-yuan<sup>1,2\*</sup>, LONG Xin<sup>3</sup>

(1. School of Geography and Remote Sensing, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China;

2. Huangpu Research School of Guangzhou University, Guangzhou 510530, China;

3. Chongqing Institute of Green and Intelligent Technology, Chinese Academy of Sciences, Chongqing 400714, China)

**Abstract:** Since the implementation of policies such as the “Ten Rules of the Atmosphere,” particulate matter like PM<sub>2.5</sub> has been better controlled in China, while ozone concentration has shown a rising trend, and has become an important pollutant in China after PM<sub>2.5</sub>. Given that high temperatures can further catalyze ozone production, this study examines the characteristics of temperature and ozone concentration and their interrelationship in South China. Using temperature data from the ERA5 reanalysis data (ERA5-Land Hourly) provided by the European Centre for Medium-Range Weather Fore-

收稿日期: 2024-06-27; 修回日期: 2024-08-26

基金项目: 国家自然科学基金面上资助项目(42271345)

作者简介: 杨锦鑫(1987—), 女, 副教授. E-mail: yangjx11@gzhu.edu.cn

\*通信作者. E-mail: 2112201051@e.gzhu.edu.cn

引文格式: 杨锦鑫, 刘恩圆, 龙鑫. 基于多时间尺度的华南地区气温与臭氧浓度时空特征及关联分析[J]. 广州大学学报(自然科学版), 2024, 23(6): 1-16.

casts (ECMWF) and ozone concentration data from ground-level air quality monitoring stations, we investigated the spatial and temporal distribution patterns of temperature and ozone, their correlation, and the variation of ozone concentration with distance from the coast in 2015 and 2020. The findings reveal the following: ①Spatially, both temperature and ozone concentrations exhibit spatial autocorrelation, with distinct cold and hot spot patterns; temporally, both variables display seasonal variations, peaking in summer and fall and decreasing in winter and spring. ②A positive correlation exists between temperature and ozone concentration, with the relationship being most pronounced on an hourly scale ( $r=0.97$  in 2015 and  $r=0.96$  in 2020). ③Ozone concentration varies with coastal proximity, peaking within 10–50 km of the coast and displaying a fluctuating decline in the 50–300 km range. ④Ozone suppression occurs at a cutoff temperature of 28 °C in South China. This study provides valuable insights for ozone mitigation and regional environmental protection efforts by exploring the spatial-temporal characteristics of temperature and ozone concentration, their correlations, and the influence of coastal distance on ozone levels.

**Key words:** air temperature; ozone concentration; South China; correlation analysis

快速城市化导致地表类型及城市结构发生变化,扰动了地表能量平衡,在一定程度上加剧了城市热岛效应<sup>[1-2]</sup>,可能加剧污染物的累积和二次污染物(如臭氧)的生成<sup>[3-4]</sup>,对城市空气质量产生不利影响。自 2013 年中国国务院颁布《大气污染防治五年行动计划》以来<sup>[5-6]</sup>,国家实行了一系列严格的大气污染防治政策,空气质量得到明显改善<sup>[7]</sup>。其中,PM<sub>2.5</sub>治理效果显著,2013—2021 年 PM<sub>2.5</sub> 年均浓度整体降低了 56%<sup>[8-9]</sup>,然而,臭氧浓度却呈现出显著上升的趋势,成为继 PM<sub>2.5</sub> 之后的重要空气污染物<sup>[10-11]</sup>。臭氧污染是大气环境中重要的二次污染物,主要由氮氧化物(NO<sub>x</sub>)和挥发性有机物(VOCs)等前体物在高温光照的催化下,经过一系列复杂的光化学反应生成<sup>[12]</sup>。NO<sub>x</sub> 主要来自于工业排放和煤炭、石油等化石燃料的燃烧过程<sup>[13]</sup>。VOCs 的排放源包括人为源和自然源<sup>[14]</sup>,人为源主要包含交通运输和燃料挥发等,自然源中最重要的排放源是植物源,主要指植被在生长过程中会释放一系列的 VOCs。太阳辐射强度是影响地面温度和臭氧生成的重要因素,也会直接影响大气中化学反应的速率,并直接影响臭氧的光化学反应。另外,高温会促进植被排放更多的 VOCs<sup>[15]</sup>,间接影响臭氧的生成。

Gu 等<sup>[16]</sup>通过 2010—2017 年上海市的观测数据分析了地表臭氧与温度之间的关系,发现随着温度的升高,上海市的臭氧污染加剧,尤其是在夏季,温度每升高 1 °C,臭氧浓度的增加速率在城市和郊区分别为 6.65、13.68 ppb/°C。胡安琪等<sup>[17]</sup>

探讨了未来气候变化对中国不同地区臭氧浓度的影响,发现气候变化导致夏季边界层高度、温度均值和高温天数增加,在这些变化共同影响下,京津冀、四川和华南等地区臭氧浓度呈现增加趋势。杨雷锋等<sup>[18]</sup>分析了 2006—2020 年间臭氧生成机制的长期演化特征,发现随着时间的推移,珠三角区域的臭氧生成机制在不同温度条件下呈现出不同的变化趋势,这些变化与前体物排放趋势和臭氧生成机制状况的差异有关。众多研究均已揭示出臭氧浓度与温度之间的关联性,但现有研究在计算温度时,大多采用气象站点观测数据<sup>[19-22]</sup>,易出现与空气质量监测站点不完全匹配的现象。

华南地区的经济发展水平较高,城市化进程快速,是我国经济最活跃、最具竞争力的地区之一<sup>[23-24]</sup>。由于处于低纬度区,华南地区全年日照时间较长,太阳辐射资源丰富,年平均气温较高,大部分地区超过 20 °C,且热量资源丰富<sup>[25]</sup>,处于臭氧生成光化学反应的有利环境。赵伟等<sup>[26]</sup>发现 2006—2019 年间,珠三角地区的臭氧浓度从 48 μg/m<sup>3</sup> 上升至 60 μg/m<sup>3</sup>,区域臭氧污染问题逐渐凸显。周明卫等<sup>[27]</sup>研究了 2016—2018 年中国城市臭氧浓度时空聚集变化规律,发现 2016—2018 年珠江三角洲等地区臭氧浓度呈现显著增加的趋势。

本研究选取 2015 年和 2020 年的 ERA5 再分析资料,获取华南地区空气质量监测站点位置的每小时气温。采用空间自相关和热点分析的方法,分析气温和臭氧浓度的空间分布特征和时间变化规律,利用线性相关性分析和回归分析探索

气温和臭氧浓度的关联性。同时,基于多时间尺度探讨了沿海距离对臭氧浓度的影响。

## 1 研究区域和数据

### 1.1 研究区域

华南地区位于中国南部,是中国七大地理分

区之一。华南地区包括广东省、广西壮族自治区、香港特别行政区、澳门特别行政区、海南省及临近海岛,如中沙群岛、南沙群岛、西沙群岛、东沙群岛(粤)、钓鱼岛及其附属岛屿(台)、白龙尾岛(桂)等。由于港澳地区及临近海岛的空气质量监测数据缺失,因此,本研究所覆盖的华南地区仅包含广东省、广西壮族自治区和海南省3个省。

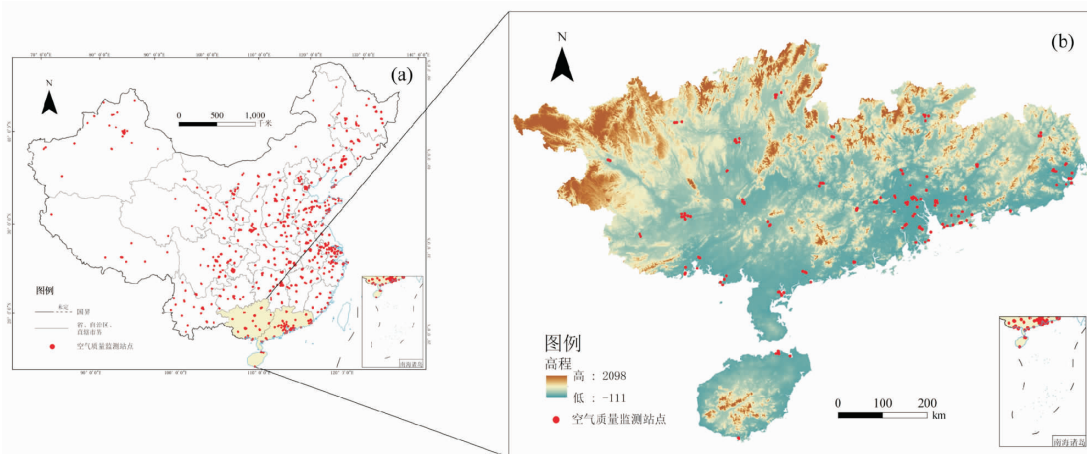


图1 研究区及站点分布

Fig. 1 Study area and site distribution

注:基于自然资源部标准地图服务网站GS(2020)4630号标准地图制作,底图边界无修改。

### 1.2 数据及预处理

本研究所使用的气温(air temperature, T)数据为ERA5-Land Hourly气候再分析资料(<https://www.ecmwf.int/>),空间分辨率为 $0.1^\circ$ ,时间分辨率为1 h。臭氧污染数据来自空气质量监测数据,该数据集可从中国环境监测中心下载(<https://www.cnemc.cn/>),单位为 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,研究期限为2015年1月1日至2015年12月31日和2020年1月1日至2020年12月31日。该数据集共包含全国1 614个站点,其中,华南地区有159个站点。

为了保证研究的准确性,根据《环境空气质量评价技术规范(试行)》(HJ 663—2013)和《环境空气质量标准》(GB 3095—2012)中的数据有效性要求,对华南地区站点的原始数据进行了清洗,并将数值范围在 $[0, 400]$ 之外的数据处理为无效缺省值。为与气温数据的空间分辨率相匹配,落在同一气温网格内的站点被合并,取各站点的平均值。经过质量控制和合并处理,最终保留用于研究的站点数量为97个,具体分布如图2所示。

臭氧数据的处理和分析基于不同的时间尺度。根据《环境空气质量评价技术规范(试行)》(HJ 663—2013)中的评价标准,臭氧的小时评价项目为1小时平均值( $\text{O}_3\text{-1h}$ ),日评价项目为日最大8小时平均值( $\text{O}_3\text{-8h}$ ),年、季节和月评价项目分别为日历年、季、月内臭氧日最大8小时平均值的第90百分位数( $\text{O}_3\text{-8h-90}$ )。季节划分如下:春季为3—5月,夏季为6—8月,秋季为9—11月,冬季为1—2月和12月。温度数据则与这些臭氧评价项目相匹配,具体为: $\text{O}_3\text{-1h}$ 对应1小时平均温度(T-1h), $\text{O}_3\text{-8h}$ 对应日最高温度(T-max), $\text{O}_3\text{-8h-90}$ 对应月、季、年内最高温度的第90百分位数(T-max-90)。

根据《环境空气质量标准》(GB 3095—2012), $\text{O}_3\text{-8h}$ 浓度的一级标准限值为 $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,二级标准限值为 $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , $\text{O}_3\text{-1h}$ 浓度的一级标准限值为 $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,二级标准限值为 $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。本文研究发现,华南地区2015年和2020年的 $\text{O}_3\text{-8h-90}$ 均值分别为 $133.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $131.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,均符合一级标准限值。

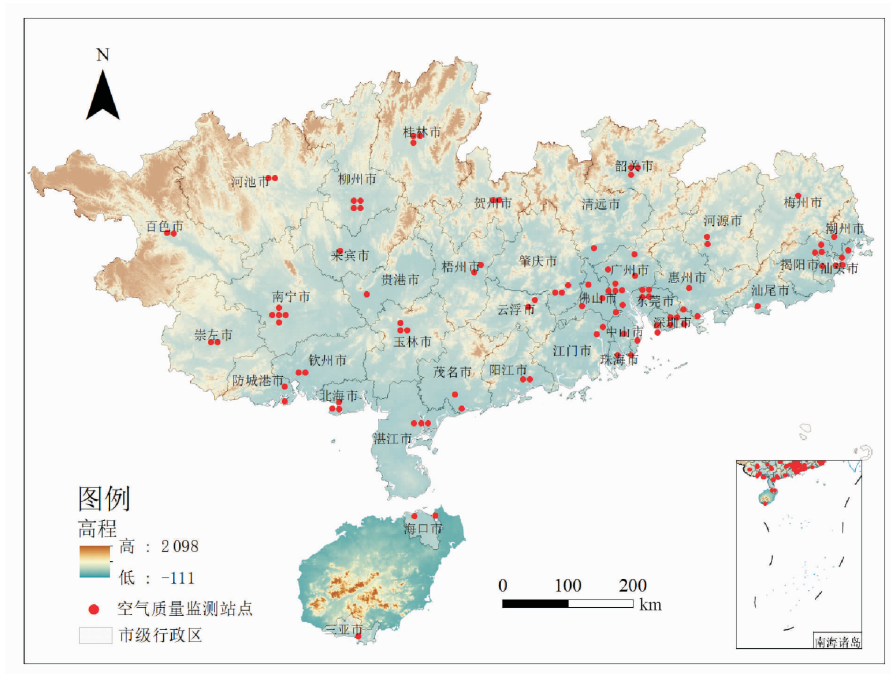


图 2 经清洗筛选后的站点分布

Fig. 2 Sites distribution after washing and screening

注:基于自然资源部标准地图服务网站 GS(2020)4630 号标准地图制作,底图边界无修改。

## 2 研究方法

### 2.1 线性相关性分析

线性相关性分析用于研究两个变量间的线性关系。相关系数(coefficient of correlation)是用于衡量两个变量( $x, y$ )之间线性关系强度和方向的统计指标,常用于描述变量之间的相关程度<sup>[28]</sup>,主要有两种常见的相关系数:皮尔逊相关系数和斯皮尔曼等级相关系数。本研究基于 SPSS Statistics 27 软件采用皮尔逊相关系数计算。

相关系数  $r$  的计算公式如下所示:

$$r = \frac{\sum (x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x - \bar{x})^2 \times \sum (y - \bar{y})^2}}, \quad (1)$$

式中,  $\bar{x}$  和  $\bar{y}$  分别表示变量  $x$  和变量  $y$  的均值,  $r$  的值在  $[-1, 1]$  之间。当相关系数接近于 1 时,表示两个变量之间存在强正相关性,即随着一个变量增加,另一个变量也增加;当相关系数接近于 -1 时,表示两个变量之间存在强负相关性,即随着一个变量增加,另一个变量减少;当相关系数接近于 0 时,表示变量之间不存在线性关系。此外,还引入了置信度水平用来衡量有无统计意义,当  $P < 0.05$  时,说明相关系数有统计意义;当  $P > 0.05$

时,说明相关系数无统计意义。

### 2.2 回归分析

回归分析被广泛用于测试两个变量之间的关系是否是线性的。在本研究中用于调查气温与臭氧浓度之间的关系<sup>[29]</sup>。

$$Y = aX + b, \quad (2)$$

式中,  $X$  和  $Y$  分别代表自变量和因变量,  $a$  代表斜率,当  $a > 0$  时,代表因变量和自变量为正相关关系,当  $a < 0$  时,表明两者为负相关关系,  $a$  越大表明影响因素的作用越大,  $b$  代表截距。在气温和臭氧浓度的关系研究中,  $X$  代表气温,  $Y$  代表臭氧浓度。

### 2.3 空间自相关分析

空间自相关分析是用于研究地理空间数据中空间分布模式和空间关联性的统计分析方法<sup>[30-33]</sup>。它可以帮助识别地理现象中的空间聚集性、空间异质性以及地理单元之间的空间相关性。考虑到气温和臭氧浓度的复杂空间相关特征,拟采用空间自相关分析方法,探讨气温和臭氧浓度的全局空间聚集特征。先构建空间权重矩阵,拟采用反距离参数制作空间权重矩阵。全局空间自相关(Global Moran's I)可以描述气温和臭氧浓度空间格局的总体特征,计算公式如下所示:

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - \bar{x})^2} = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j \neq i}^n W_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{S^2 \sum_{i=1}^n \sum_{j \neq i}^n W_{ij}}, \quad (3)$$

$$S^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2, \quad (4)$$

$$W_{ij} = \begin{bmatrix} w_{i1} & \cdots & w_{i1} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ w_{in} & \cdots & w_{jn} \end{bmatrix}, \quad (5)$$

其中,  $I$  为全局 Moran 指数,  $x_i$  表示区域  $i$  的观测值,  $n$  表示观测到的样本总数,  $W_{ij}$  表示空间权重,  $\bar{x}$  是  $x$  的平均值。

#### 2.4 热点分析

由于局部存在空间异质性和非平滑性特征, 本研究使用热点分析<sup>[34-35]</sup>揭示局部地区的气温和臭氧浓度的空间特征。

$$G_i^* = \frac{\sum_{j=1}^n w_{i,j} x_j - \bar{X} \sum_{j=1}^n w_{i,j}}{\sqrt{\frac{[n \sum_{j=1}^n w_{i,j}^2 - (\sum_{j=1}^n w_{i,j})^2]}{n-1}}}, \quad (6)$$

$$\bar{X} = \frac{\sum_{j=1}^n x_j}{n}, \quad (7)$$

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n x_j^2}{n} - (\bar{X})^2}, \quad (8)$$

式中,  $i$  代表中心要素,  $j$  是邻域内的所有要素,  $x_j$  代表邻域内第  $j$  个要素的属性值,  $w_{i,j}$  代表了要素  $i$

和  $j$  之间的空间距离,  $n$  是邻域内的要素总数(相当于样本容量),  $S$  是要素值的标准差。

#### 2.5 经验贝叶斯克里金插值法

模拟大气污染物浓度空间分布常用的插值方法有反距离加权法、克里金法和 Voronoi 领域平均法<sup>[36]</sup>。其中, 经验贝叶斯克里金法(EBK)可通过反复模拟, 对基础半变异函数估算中的错误进行说明。EBK 的优势在于考虑了空间各向异性对实验结果的影响, 空间搜索椭圆是建立在半变异函数的基础上, 而且在权重拟合方面也是通过半变异方差进行复杂计算<sup>[37]</sup>。

计算单城市年内  $O_3$ -8h-90 作为该城市年均  $O_3$  浓度值, 基于华南地区 37 个城市、97 个站点(随机选取 80% 的站点作为插值点, 剩余 20% 的站点作为验证点), 使用经验贝叶斯克里金法对 2015 年和 2020 年的  $O_3$  浓度进行插值, 从而观察其空间分布情况。

### 3 结果分析

#### 3.1 华南地区臭氧浓度与气温特征

##### 3.1.1 年际变化特征

根据图 3 的插值结果可见, 2015 年华南地区臭氧浓度最低值为  $100.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 最高值为  $166.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。臭氧浓度值较高的区域集中在华南地区东部及广东省沿海地区, 华南地区西部和南部地区的浓度较低, 由西至东臭氧浓度呈现“低-高-最低-最高-次高”的变化趋势, 尤其是呈现红色区域的高浓度区域, 主要包含了广州、东莞和佛山。

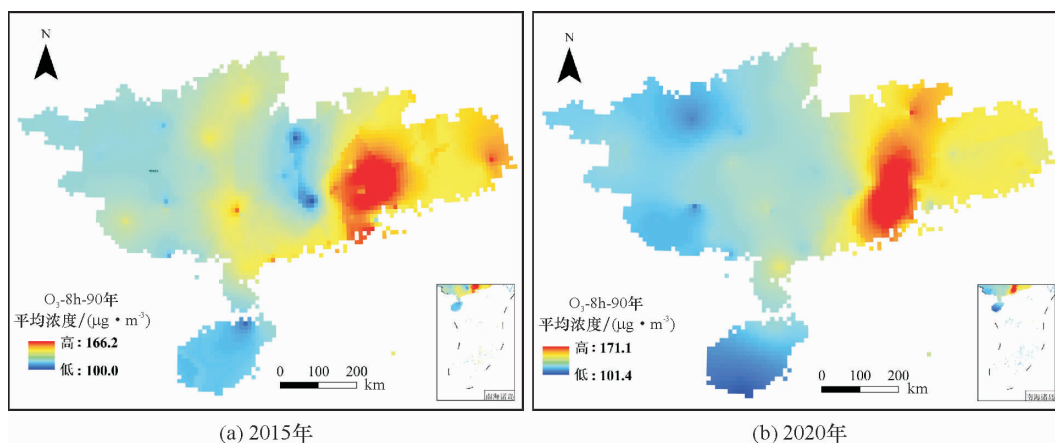


图3 2015年和2020年华南地区  $O_3$ -8h-90 年均浓度值

Fig. 3 The annual ozone concentration ( $O_3$ -8h-90) in 2015 and 2020 in South China

2020 年华南地区臭氧浓度最低值为  $101.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 最高值为  $171.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。整体上, 中西部浓度较低的区域有所扩大, 表明整体臭氧浓度有所降低, 由西至东臭氧浓度呈现“最低-低-最高-高”的变化趋势, 整体过渡性趋势更加明显。

与 2015 年相比, 2020 年的臭氧浓度高值略有升高, 而高浓度区域有所减少, 低浓度区域扩大明显, 大部分地区臭氧浓度呈下降趋势, 且整体分布趋向均匀化。然而, 东部的高浓度区域依然存在, 其中, 珠三角地区最为严重, 该地区的污染控制仍需加强。

2015 年和 2020 年华南地区 37 市臭氧年均浓度值及超标日数, 如图 4 所示。根据图 4 的两年数据可以看出, 相较于 2015 年, 2020 年华南地区大部分城市的臭氧年均值和超标日数均有所下降, 如阳江、潮州、东莞、茂名、肇庆、柳州、玉林、三亚等城市, 表明华南地区整体臭氧浓度呈现下降趋势。然而, 部分城市的臭氧浓度与超标日数均呈上升趋势, 如江门、佛山、中山等珠三角城市, 以及清远、云浮、韶关、来宾等城市, 表明这些城市的治理压力依然较大, 需进一步关注这些地区。

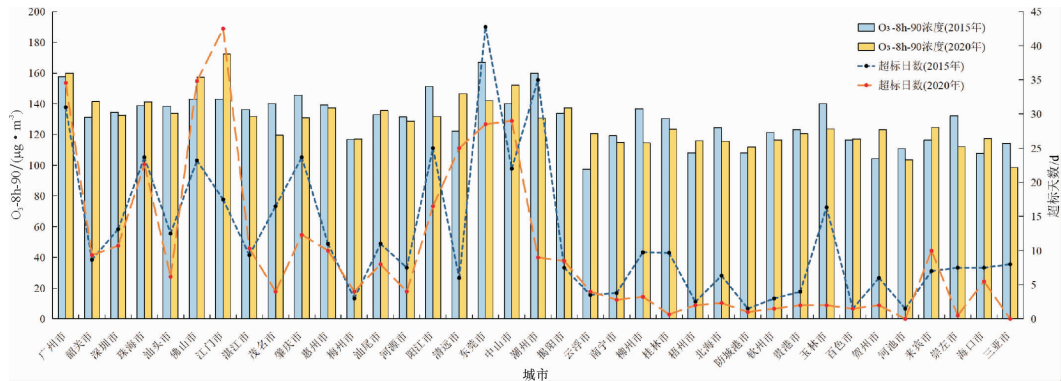


图 4 2015 年和 2020 年华南地区 37 市臭氧年均浓度值及超标日数

Fig. 4 The annual ozone concentration and exceeding days in 37 cities of South China

### 3.1.2 季节变化特征

图 5 为 2015 年和 2020 年气温季均与臭氧季均浓度图。由图 5 可见, 2015 年和 2020 年春季的臭氧浓度分别为  $120.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $130.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 两年的气温值较为接近, 均在  $30^\circ\text{C}$  左右; 2015 年夏季的臭氧浓度相比于春季有所上升, 为  $132.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 而 2020 年却出现显著下降, 为  $112.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 两年气温均在夏季达到最高点, 约为  $33^\circ\text{C}$ ; 秋季的臭氧浓度在两年均达到了峰值, 2015 年和 2020 年分别为  $147.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $144.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 气温有所下降, 回落到  $30^\circ\text{C}$ ; 臭氧浓度在冬季降至最低, 2015 年和 2020 年分别为约  $115.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $109.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 气温也达到最低值, 2015 年约为  $23^\circ\text{C}$ , 2020 年则稍高一些, 在  $24^\circ\text{C}$  左右。

从季节变化角度来看, 臭氧浓度在秋季达到最大值, 在冬季出现最小值。这与通常的气象条件下臭氧生成机制的复杂性有关。尽管秋季气温开始下降, 但由于持续的光照和相对稳定的大气条件有利于臭氧的累积, 臭氧浓度仍维持在较高水平。两年的气温均呈现出在夏季达到最高值, 冬季最低值的特征, 符合季节性气候变化的规律,

2020 年的气温整体高于 2015 年, 尤其是在春夏冬三季表现明显。

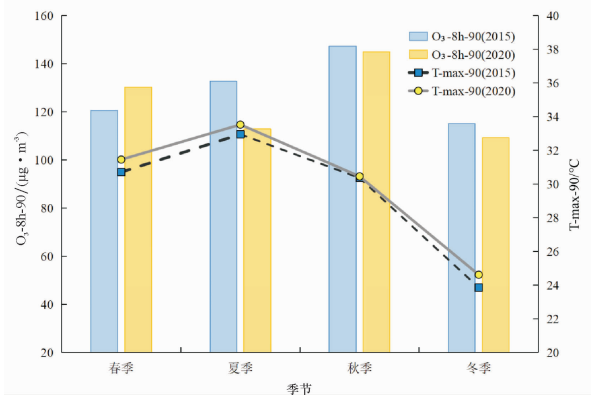


图 5 2015 年和 2020 年气温季均与臭氧季均浓度图

Fig. 5 Seasonal average air temperature and ozone concentration in 2015 and 2020

图 6 为 2015 年与 2020 年季均气温和季均臭氧浓度的热点分析结果, 热点区域代表高值聚类, 冷点代表低值聚类, 颜色深浅代表的是偏离程度和显著性, 灰色区域表示的是不具有统计显著性的区域, 即这些区域的气温和臭氧浓度与随机空间分布的预期相符。

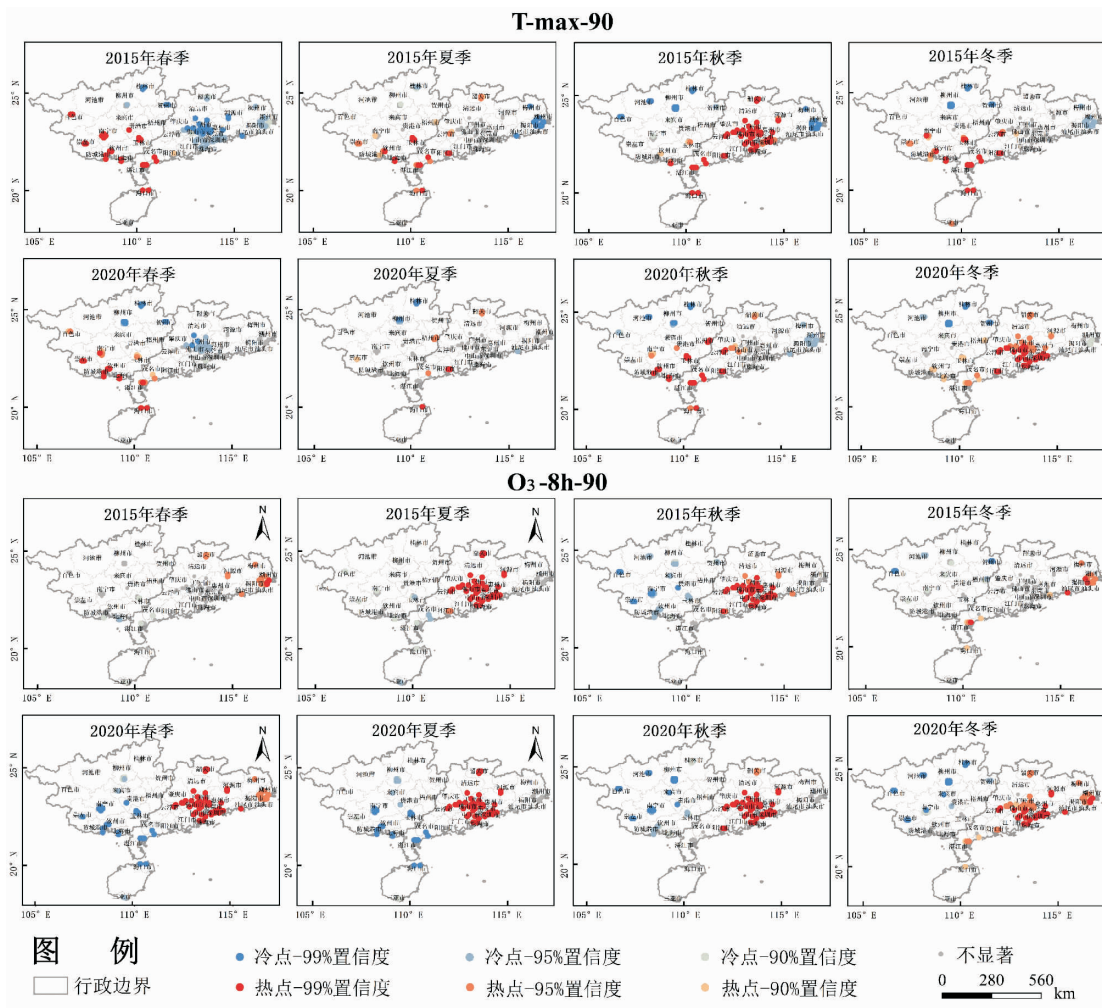


图6 2015年与2020年气温季均与臭氧季均浓度热点分析结果图

Fig. 6 Results of hotspot analysis of seasonal air temperature and ozone concentration in 2015 and 2020

根据图6中2015年春季气温冷热点分布显示,以“河池-阳江”一线为界,热点区域集中在该线的西南侧,主要涵盖广东省西南部、广西壮族自治区南部和海南省北部地区;冷点则主要分布在该线的东北侧,在广东省中部和广西壮族自治区的北部较为集中。冷热点分区分明,存在较强的局部空间集聚性特征。夏季的冷热点分布趋势与春季相似,仍旧存在以“河池-阳江”一线为界分布在该线两侧的整体特征,但相比于春季,夏季冷热点区域缩小且显著性降低,冷点区域表现更为突出,冷点区域东移。秋季的冷热点分布呈现出较大的变化,以“韶关-防城港”一线为界,东南侧为冷点集中区域,西北侧为热点集中区域,尤其在珠三角区域,出现高显著性热点集聚。冬季气温冷热点空间分布与春夏两季相似,但冷热点集聚范围存在一些差异,显著性程度介于春夏两季中间。

2020年春季的冷热点情况同2015年相似,但集聚显著性有所下降。夏季的冷热点区域离散分布在华南地区,热点区域主要出现在韶关市、阳江市和海口市,冷点区域较多分布在广西北部的柳州市和桂林市。秋季的冷热点分布与春季相似,但秋季的热点区域出现小幅度东移现象。2020年冬季冷热点集聚现象与2015年秋季相似,相比2015年秋季,2020年冬季的冷热点显著性较低。

总体来看,2015年4个季节的气温冷热点分布具有一定的一致性,热点主要集中在两广地区的南部及海南省北部,冷点则集中两广地区的北部。2020年4个季节的最高气温冷热点分布与2015年总体相似,但冷热点的显著性有所下降。

2015年春季臭氧浓度的冷热点集聚现象不明显,仅存在热点集聚情况,主要分布在广东省的东北部地区。夏季热点区域有所扩大,且出现西移,

集中于广东中部的珠三角地区。秋季的冷热点分布与 2015 年气温分布情况极为相似,但臭氧的区域性更为显著,热点集中在广东省,冷点集中在广西壮族自治区。冬季冷热点集聚现象再次变弱,冷热点区域离散分布在华南地区,热点区域主要出现在潮汕地区、湛江市和海口市,冷点区域较多分布在广西北部。2015 年秋季的臭氧浓度冷热点分布与气温分布趋势类似。

2020 年春季臭氧浓度的冷热点趋势显著增强,以“河池-阳江”一线为界,热点区域集中在该线的西南侧,冷点区域集中在该线的东北侧,热点区域进一步从广东省的东北部地区扩大至广东省中部区域。夏季的分布情况同春季较为相似,对比 2015 年,冷点分布区域及显著性均有所增大。秋季的分布情况同春夏两季和 2015 年的情况均相似,热点集中在广东南部及珠三角地区,冷点分布在广西壮族自治区。相比于秋季,冬季热点区域进一步扩大,蔓延至潮汕地区、广东南部和海南北部地区,冷点分布较为稳定。

总体来看,2020 年 4 个季节的臭氧浓度冷热点分布与 2015 年类似,但热点区域的分布有所扩大,且在广东中部及东南部地区更加稳定,冷点区域的显著性有所上升。

### 3.1.3 月度变化特征

根据图 7,2015 年与 2020 年的气温和臭氧浓度在月度变化上具有明显的季节性趋势。对于气温( $T_{\max-90}$ ),2015 年和 2020 年在 6 月至 8 月期间都表现出较高的温度,其中 2020 年 7 月的气温峰值约为  $34.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,略高于 2015 年的峰值  $33.1\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。两年中,最低气温分别出现在 1 月(2015 年约为  $21.6\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,2020 年约为  $22.3\text{ }^{\circ}\text{C}$ ),反映出冬季气温较低、夏季气温较高的典型季节变化。对于臭氧浓度( $\text{O}_3\text{-8h-90}$ ),两年的变化趋势也存在明显的季节性差异。2015 年和 2020 年臭氧浓度均在 4 月和 8 月至 10 月期间出现两个峰值,2015 年 10 月的臭氧浓度达到峰值约为  $154.9\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,2020 年 4 月的最高值约为  $147.5\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。这两个峰值表明春季和秋季的光化学反应较为活跃,可能与此期间较强的太阳辐射、较长的日照时间以及较高的挥发性有机化合物(VOCs)排放有关。2015 年和 2020 年臭氧浓度的最低值分别出现在冬季(12 月)和夏季(6 月),数据为  $86.2\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $88.5\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

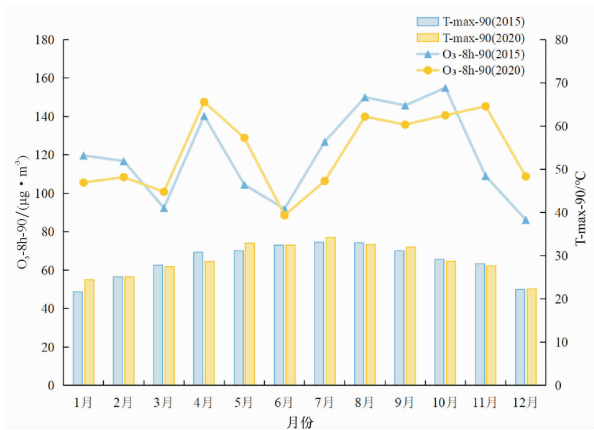


图 7 2015 年和 2020 年气温月均值与臭氧浓度月均值折线图  
Fig. 7 Line plots of monthly mean of air temperature and Ozone concentration in 2015 and 2020

在春季,随着温度升高和日照时间增加,植被生长活动增强,可能导致挥发性有机物(VOCs)排放增加。VOCs 作为臭氧生成的重要前体物之一,与氮氧化物( $\text{NO}_x$ )在阳光照射下发生光化学反应,生成臭氧。因此,春季植被生长活动的增强可能促进了臭氧的形成,尤其是在 4 月形成一个显著的波峰。进入夏季,随着雨季的到来,湿度上升和光照减少,不利于臭氧的生成,导致 6 月出现臭氧的低谷值。然而,随着 7 月和 8 月的气温升高,光照条件变得更有利于臭氧生成,因此,臭氧浓度再次上升,秋季(9 月和 10 月)形成第二个波峰,尤其是 2015 年 10 月的臭氧浓度达到全年最高。通过对比 2015 年和 2020 年的数据可以发现,每年气温在夏季月份达到峰值,冬季月份达到低谷,符合气温的典型季节变化特征。而臭氧浓度则在春季(4 月)和秋季(9 月至 10 月)达到峰值,在夏季(6 月)和冬季(12 月)出现低谷。这表明地表温度与臭氧浓度之间存在季节性的相关性,尤其是在春季和秋季,较高的温度和光照条件有利于臭氧的生成,而夏季的雨季和冬季的低温则不利于臭氧的积累。

图 8 展示了 2015 年和 2020 年气温( $T_{\max-90}$ )与臭氧浓度( $\text{O}_3\text{-8h-90}$ )的月度和季节空间自相关性。总体来看,2015 年气温的空间自相关性普遍高于 2020 年,特别是在季节尺度上,2015 年各季度的气温莫兰指数较 2020 年更高,反映出 2015 年气温的空间分布更加均匀和一致。而 2020 年气温的空间自相关性较弱,尤其在夏季和冬季,空间分布的波动性更大,表明 2020 年气温的空间不均匀性可能更为显著。

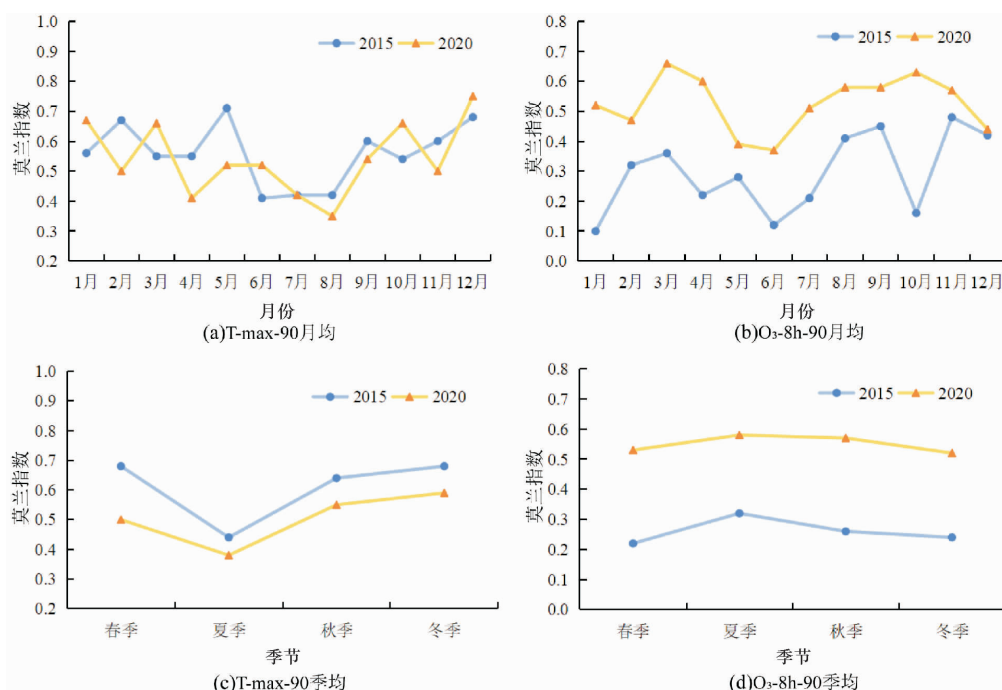


图 8 2015 年和 2020 年气温与臭氧浓度莫兰指数折线图

Fig. 8 Line plots of Moran index for air temperature and ozone concentration in 2015 and 2020

臭氧浓度的空间自相关性则表现出与气温相反的趋势。2020 年臭氧的空间自相关性显著高于 2015 年,尤其是在月度尺度上,2020 年的莫兰指数整体较平稳,特别是在春季和夏季,空间自相关性更强,说明 2020 年臭氧浓度的空间分布更均匀,可能与气象条件更有利于臭氧的扩散和形成有关。而 2015 年臭氧的空间自相关性则相对较弱,波动较大,表明其空间分布的变化较不稳定。

总体而言,图 8 反映出两年间气温和臭氧浓度的空间分布模式存在显著差异。2015 年气温的空间一致性更强,而 2020 年的臭氧分布则更均匀,这可能与两年间不同的气象条件、气候变化<sup>[38-39]</sup>和

污染控制措施<sup>[40-41]</sup>等因素有关,揭示了气温和臭氧浓度的空间特征在不同年份间的变化规律。

### 3.1.4 日变化特征

图 9 显示了 2015 年和 2020 年臭氧浓度(O<sub>3</sub>-8h)与气温日最大值(T-max)的季节性变化趋势。总体来看,臭氧浓度和气温在夏季和初秋(6月至10月)达到高峰,尤其是部分臭氧浓度超过了二级标准 160 μg/m<sup>3</sup>。气温波动较小,且两年气温最高值均出现在夏季,与臭氧浓度的高值时段一致。相比 2015 年,2020 年臭氧浓度在高值阶段波动更大,表明 2020 年臭氧污染更为严重,受气象条件的影响更明显。

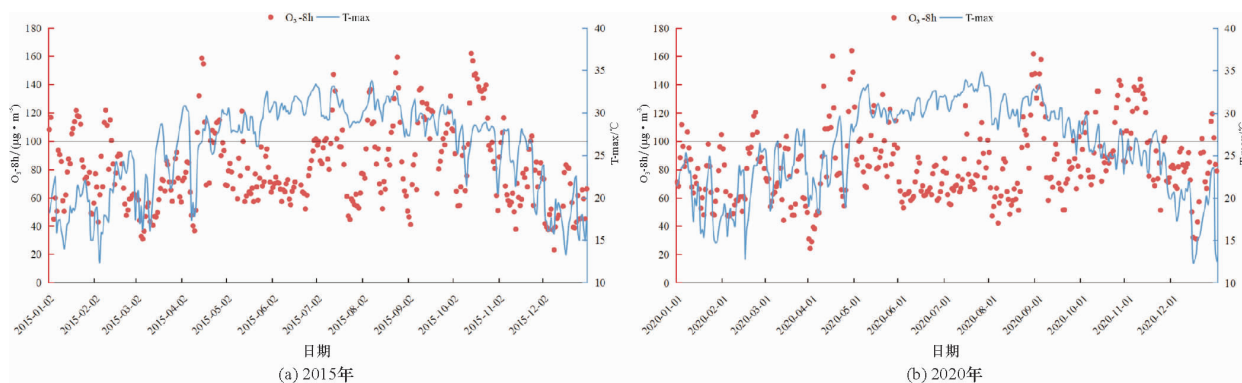


图 9 2015 年和 2020 年气温日均值与臭氧浓度日均值变化图

Fig. 9 Plot of daily mean air temperature and ozone concentration in 2015 and 2020

从图 10 可以看出,2015 年和 2020 年臭氧浓度( $O_3$ -8h)的频数分布整体形态相似,呈现出典型的中间高、两边低的曲线,表明中等浓度的臭氧事件发生频率较高,而低浓度和高浓度的臭氧事件较为少见。2015 年呈现单峰分布,峰值出现在约  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,频数约为 19%。相比之下,2020 年呈现出双峰分布,峰值分别在  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$  之间,频数在 16% 至 18% 之间,表明 2020 年中浓度臭氧事件更加频繁。

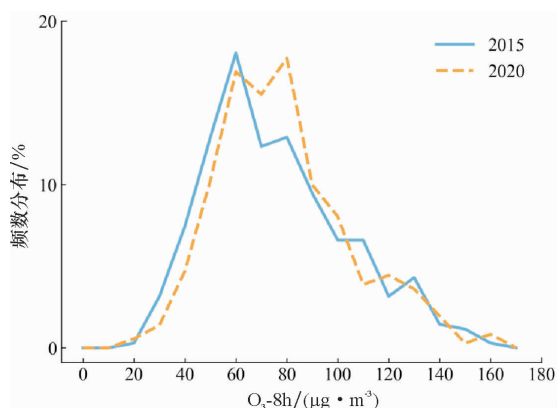


图 10 2015 年和 2020 年臭氧日均浓度频数分布图

Fig. 10 Plot of frequency distribution of daily mean ozone concentration in 2015 and 2020

在高浓度区间( $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  以上,一级标准浓度区间),两年的频数分布相近,但在  $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$

以上的二级标准区间,2020 年的高浓度事件频率明显高于 2015 年,反映出 2020 年臭氧污染事件的严重性。在  $60 \sim 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  的中浓度区间,2020 年的频数高于 2015 年,说明这一区间的臭氧事件在 2020 年更为常见。与此同时, $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  以下的低浓度区间,2020 年的频数分布相较 2015 年有所右移,表明该浓度下的臭氧事件在 2015 年更多。

### 3.1.5 小时值变化特征

图 11 展示了 2015 年和 2020 年臭氧浓度( $O_3$ -1h)与气温( $T$ -1h)的小时变化特征。气温的变化呈现出典型的日变化模式,最低值出现在凌晨(0:00-6:00),随后逐渐升高,并在下午(14:00-16:00)达到最高值,随后缓慢下降至夜间。2020 年的气温在大部分时间段内高于 2015 年,特别是在白天高温时段(10:00-18:00),2020 年的气温显著高于 2015 年,表明 2020 年更高的日间气温可能进一步促进了臭氧的生成。

臭氧浓度同样呈现明显的日变化趋势,低值出现在清晨(0:00-8:00),随后在白天逐渐升高,并在下午(14:00-16:00)达到峰值,之后逐渐下降至夜间。与 2015 年相比,2020 年臭氧浓度在大多数时段均表现出较高的水平,特别是在中午到傍晚的高峰时段(12:00-18:00),这与 2020 年更高的气温密切相关。

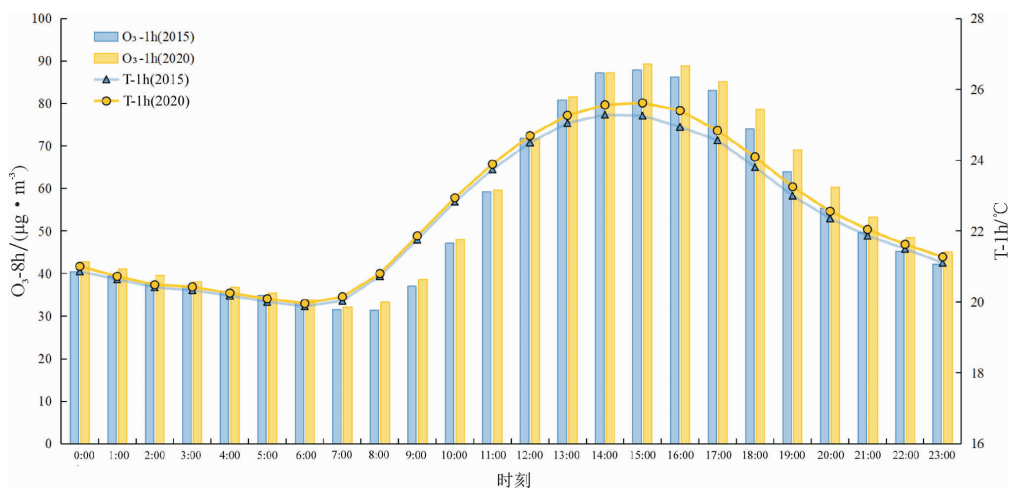


图 11 2015 年和 2020 年臭氧与气温小时值变化图

Fig. 11 Plot of hourly ozone concentration and air temperature in 2015 and 2020

气温与臭氧的变化趋势整体呈现同步性,即气温升高的时段,臭氧浓度也相应升高,这表明气温是影响臭氧生成的重要因素。然而,气温和臭氧的变化存在 1~2 h 的滞后现象。例如,6:00 之

前气温和臭氧均呈现下降趋势,但 6:00 之后气温开始上升,而臭氧在 6:00-8:00 之间仍在下降,直到 8:00 之后才开始上升。这种滞后现象可能与臭氧的生成机制有关,臭氧的生成依赖于氮氧

化物( $\text{NO}_x$ )和挥发性有机物(VOCs)在阳光下发生的光化学反应<sup>[42-43]</sup>。清晨时段由于大气边界层较低且稳定,污染物难以扩散,随着太阳升起,边界层抬升,气温升高促使大气混合层增厚,有利于臭氧的生成和扩散,从而导致臭氧浓度变化滞后于气温变化。

### 3.2 气温与臭氧浓度的关系分析

前面分析了自变量(温度)和因变量(臭氧浓度)之间的线性关系( $r$ )。从图12的结果来看,

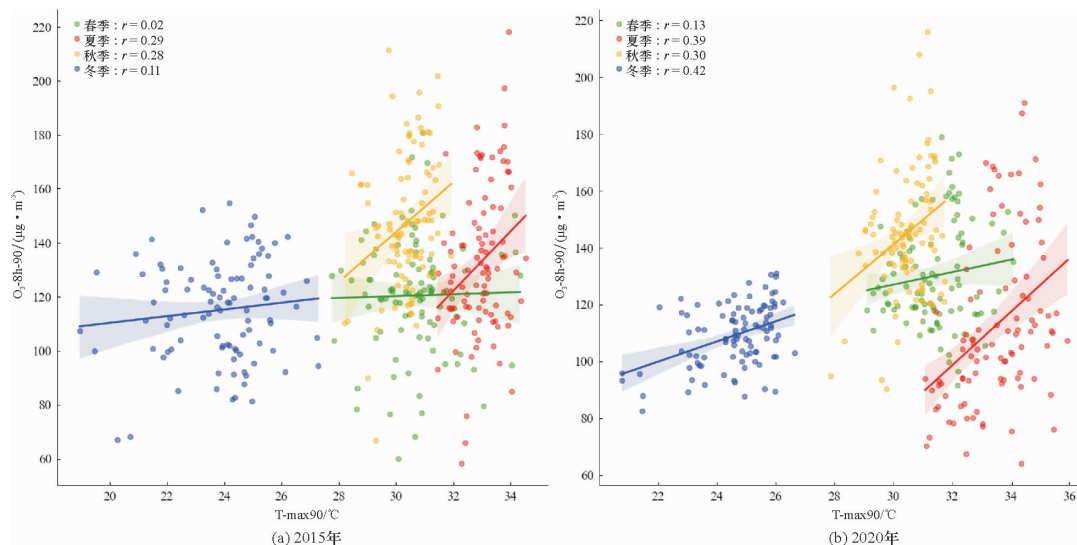


图12 2015年和2020年气温季均与臭氧季均浓度线性回归结果图

Fig. 12 The plot of linear regression between seasonal average air temperature and ozone concentration in 2015 and 2020

2020年春季的相关系数为0.13,相较于2015年有所增加,但线性相关性依然较弱。夏季的相关系数为0.39,显示出较强的正相关性,温度升高显著推动了臭氧浓度的增加,回归线斜率较大。秋季的相关系数为0.30,显示出温度与臭氧浓度之间存在明显的正相关性。冬季的相关系数为0.42,显示出冬季温度与臭氧浓度之间有中等至强的正相关性,回归线明显上升。

总体来看,气温与臭氧的关系存在较为明显的季节性差异,夏季和秋季在两年间均表现出较强的正相关性,尤其是在2020年,相关性进一步增强,表明在这些季节中,温度的升高更容易导致臭氧浓度的上升。相比之下,春季和冬季的相关性较弱,但2020年冬季的相关性有所增强。

图13是基于2015年和2020年的气温日最高值和对应的臭氧日最大8h平均值绘制而来,呈现了两年内华南地区的臭氧随温度的变化关系。随着气温升高,臭氧浓度在不同温度区间内表现出

2015年春季气温与臭氧浓度的相关系数为0.02,表明温度与臭氧浓度几乎没有线性相关性,回归线非常平缓。夏季的相关系数为0.29,显示出中等程度的正相关关系,温度升高伴随着臭氧浓度的上升。秋季的相关系数为0.28,温度与臭氧浓度之间存在中等正相关性,回归线表现为显著上升趋势。冬季的相关系数为0.11,表明温度与臭氧浓度之间的相关性较弱。

不同的变化趋势。当温度低于28℃时,臭氧浓度随温度的升高呈稳步上升的趋势,然而当温度超过28℃时,臭氧浓度增长趋势变缓甚至下降,臭氧-温度斜率显著降低,该现象被称为高温臭氧抑制现象,该温度阈值为截断。

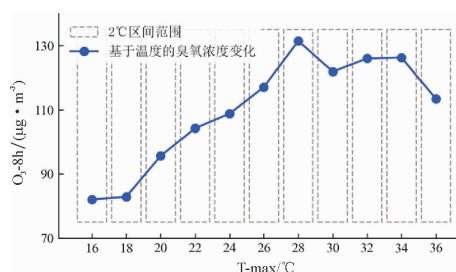


图13 2015年和2020年臭氧浓度日最大8h平均值与气温日最高值对比折线图

Fig. 13 The plot of the daily maximum 8-hour average of ozone concentration and the daily maximum of air temperature in 2015 and 2020

从图13的结果可以看出,华南地区臭氧浓度

与气温之间的关系随着气温的上升表现出明显的分阶段特征。当气温从 16 °C 升高至 28 °C 时,臭氧浓度显著增加,尤其是在 24 °C 至 28 °C 区间,臭氧浓度急剧上升,显示出臭氧与气温之间的强正相关关系。这主要是由于高温条件下,挥发性有机化合物(VOCs)和氮氧化物(NO<sub>x</sub>)的光化学反应加剧,促进了臭氧的生成。

然而,当气温超过 28 °C 后,臭氧浓度达到峰值(超过 130 μg/m<sup>3</sup>),随后随着气温进一步升高,臭氧浓度开始下降,进入“臭氧抑制”阶段。这一现象反映出臭氧生成的高温抑制效应,28 °C 为华南地区的关键温度阈值(T<sub>x</sub>)。此抑制效应可能是由于气温过高导致大气对流增强<sup>[44]</sup>,或者是高温条件下氮氧化物浓度不足,抑制了臭氧的进一步生成<sup>[45]</sup>。

此外,虽然 28 °C 以上温度出现了臭氧抑制现象,但在 30 °C 至 32 °C 之间却观察到臭氧浓度的异常上升趋势,随后在 34 °C 至 36 °C 的高温区间内呈现稳定下降趋势。这种异常变化需要进一步研究,以更好地理解南方不同区域 T<sub>x</sub> 的空间差异性。

由表 1 可以看出,在日均尺度下,2015 年和 2020 年的相关系数  $r$  分别为 0.37 和 0.24,回归系数  $R^2$  分别为 0.14 和 0.06,表明气温与臭氧浓度在日均尺度上呈现出一定的正相关性,但相关性较弱。这可能是由于日均尺度的数据无法完全反映气温与臭氧生成之间的即时关系,受到其他气象因素(如风速、湿度)和前体物浓度波动的影响,从而削弱了两者的直接相关性。

表 1 不同时间尺度下气温与臭氧浓度的相关性分析及回归分析结果

Table 1 Results of correlation analysis and regression analysis between air temperature and ozone concentration at different time scales

相关系数	2015 年 日均	2020 年 日均	2015 年 小时值	2020 年 小时值
$R^2$	0.14	0.06	0.93	0.93
$r$	0.37**	0.24**	0.97**	0.96**

注:\*\* 在 0.01 级别(双尾),相关性显著。

相比之下,在小时值尺度下,2015 年和 2020 年的相关系数  $r$  分别为 0.97 和 0.96,回归系数  $R^2$  均为 0.93,显示出气温与臭氧浓度之间存在极强的正相关关系,且变化趋势高度一致。这表明,气温的即时升高能够有效促进臭氧的生成,反映出

气温对臭氧生成的直接促进作用。

总体而言,气温与臭氧浓度的相关性在不同时间尺度上有显著差异。在小时值尺度上,气温的变化直接影响臭氧的生成,因此,两者呈现出高度一致的变化趋势和较高的相关性。而在日均尺度上,由于受到日内其他气象因素的干扰,气温对臭氧生成的影响被削弱,导致了相关性和回归系数的显著降低。这种时间尺度的差异反映了气象条件对臭氧生成机制的复杂影响。

### 3.3 沿海距离对臭氧浓度的响应分析

从图 14 的年均臭氧浓度变化趋势可以看出,2015 年和 2020 年在靠近海岸线的区域(0 ~ 10 km)臭氧浓度较高,尤其是在 10 ~ 50 km 范围内,两年均出现峰值,2015 年浓度约为 150 μg/m<sup>3</sup>,2020 年则略低,约为 140 μg/m<sup>3</sup>。随着距离的增加,臭氧浓度在 50 ~ 300 km 范围内逐渐下降,2015 年呈现出相对平稳的下降趋势,而 2020 年在 150 ~ 200 km 区间出现小幅回升后,在 200 ~ 300 km 区间再次下降,表现出明显的波动性。值得注意的是,在 300 km 以上的远海区域,两年的臭氧浓度均有所回升,2020 年的浓度回升至约 130 μg/m<sup>3</sup>,与 2015 年接近。总体来看,虽然两年的臭氧浓度变化趋势相似,但 2020 年在 100 ~ 300 km 范围内的波动性更大,可能受到更复杂的气候条件和污染物传输的影响<sup>[46-47]</sup>。

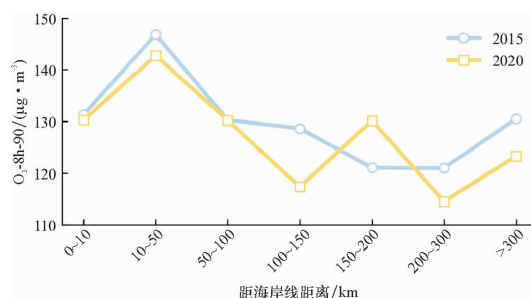


图 14 2015 年和 2020 年臭氧年均浓度值随沿海距离的变化曲线

Fig. 14 Change curve of average annual ozone concentration with distance to coastline in 2015 and 2020

图 15 结果显示,2015 年和 2020 年在秋季的臭氧浓度均表现出较为一致的高值特征,尤其是在距离海岸线 0 ~ 100 km 的范围内。秋季臭氧浓度无论是 2015 年还是 2020 年,均在 10 ~ 50 km 区间达到峰值,随后随着距离的增加逐渐下降,表现出与年均趋势高度一致的变化模式。春季臭氧

浓度在2015年显示出一定的上升趋势,特别是在50~100 km范围内表现出相对较高的浓度,而在2020年,春季臭氧浓度整体较低,特别是在50~200 km的区域内表现出明显的降低。

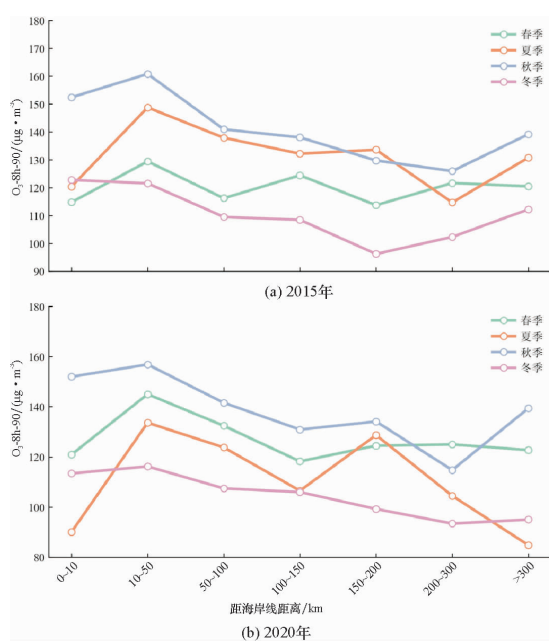


图15 2015年和2020年臭氧季均浓度值随沿海距离的变化曲线

Fig. 15 Change curve of seasonal average ozone concentration with distance to coastline in 2015 and 2020

夏季的变化特征则在两个年份中存在显著差异。2015年夏季的臭氧浓度较高,尤其在10~50 km范围内达到较高的浓度,而2020年夏季的臭氧浓度则较低,特别是在200~300 km范围内,出现了显著下降的趋势。冬季臭氧浓度在两个年份中均为最低值,尤其是在0~150 km范围内。2020年冬季臭氧浓度较2015年明显降低,尤其是在10~50 km和150~300 km范围内,臭氧浓度表现出较大的下降幅度。

从整体趋势来看,距海岸线较近的区域(0~50 km)臭氧浓度较高,且随着距海岸线距离的增加而逐渐下降。然而,在150~300 km区间内,臭氧浓度表现出波动性变化,尤其是2020年,波动幅度更大。在超过300 km的远海区域,两个年份的臭氧浓度均有所回升,2020年回升幅度尤为明显。不同季节的臭氧浓度变化进一步展示了海岸线距离对臭氧分布的影响,特别是秋季臭氧浓度在不同距离区间内的显著差异。而冬季臭氧浓度总体较低,变化趋势与年均趋势差异较大,尤其是

在300 km以外的区域,2020年表现出显著下降,而2015年则略有回升。

总体而言,尽管2015年和2020年在臭氧浓度的总体趋势上较为相似,但2020年的波动性更大,特别是在距海岸线100~300 km的区域。这种波动性可能与气象条件的变化、污染物的输送过程以及季节性因素有关,进一步展示了海岸线距离对臭氧浓度复杂而多变的影响<sup>[48-49]</sup>。

## 4 讨论

华南地区的臭氧污染主要发生于夏秋季<sup>[50]</sup>,但近些年来受气候变化与人为排放的影响,华南地区全年12个月份均有臭氧污染现象出现<sup>[51]</sup>,冬春季的臭氧污染有加强的态势<sup>[52]</sup>。在本研究中,结果显示1月至12月均有臭氧污染,且2015年和2020年的最高值均出现在夏末秋初的10月份,同时在春季迎来了一波上升期。这一趋势与已有研究结果<sup>[50-52]</sup>较为相近。臭氧浓度在夏秋季节偏高的现象可能受多种因素影响,主要包含自然环境因素和人为排放因素。自然环境因素,如晴朗少云、辐射强、日照时间长的气象条件有利于臭氧的生成<sup>[53]</sup>。人为排放的变化是珠三角地区秋季臭氧浓度上升的主要因素<sup>[54]</sup>。通过加强对人为排放污染源的监控,有助于更精确地制定出适应地理和季节变化的臭氧污染防治策略。

从本研究结果可以看出,不论是在年均尺度还是季均尺度上,华南地区沿海与内陆区域在臭氧浓度上的表现均存在显著差异,然而受限于影响因素选取的单一性,本文仅对现象进行描述分析,未能挖掘该现象背后的深层次原因。除温度因素外,其余气象因子及前体物浓度等因素对臭氧的影响同样重要,因此,后续应尝试纳入更多的影响因子,进一步量化分析沿海距离对臭氧浓度的影响机制。

本研究通过分析华南地区臭氧浓度与气温的小时值数据,发现了臭氧抑制现象。但值得注意的是,在30℃至32℃区间,臭氧浓度再次出现上升趋势,随后在34℃至36℃区间稳步下降,这种波动现象可能与沿海地区特有的气象条件(如海陆风)有关。已有研究表明,2015—2019年期间,广州地区的臭氧抑制温度( $T_x$ )为35.7℃<sup>[55]</sup>。相比之下,长三角地区城市的 $T_x$ 多集中在28℃至

30 °C,其中徐州和亳州的  $T_x$  最大,为 32 °C,而沿海城市舟山的  $T_x$  最小,仅为 22 °C<sup>[56]</sup>。舟山的低  $T_x$  值可以归因于其污染排放低以及夏季季风和雷雨频繁的影响,导致臭氧浓度在夏季较低。与舟山类似,华南地区沿海城市受海洋季风和较低的污染排放影响, $T_x$  较低,为 28 °C;但在经济发达的珠三角地区,受更多工业和人为排放的影响, $T_x$  则较高,约在 30 °C 至 32 °C 之间,随后在 34 °C 至 36 °C 的高温区间内出现稳定下降。这表明不同区域的  $T_x$  存在空间差异性,进一步研究该区域的  $T_x$  分布特征及其背后的机制将有助于更好地理解臭氧与气温的复杂关系。

本研究使用了 ERA5 再分析资料的温度数据来计算华南地区的温度,对于华南地区空气质量监测站点的空间分布而言,该气温产品 0.1° 的空间分辨率不够精细,可能影响了对温度与臭氧浓度关系的分析,后续考虑选取更精细的温度数据做进一步深入研究。

## 5 结 论

本研究选取中国华南地区 2015 年与 2020 年臭氧浓度监测数据和温度数据,分析两者的时空分布特征、相关性及臭氧随沿海距离的变化关系,得出以下结论:

(1)整体上,臭氧浓度在两年间整体呈现下降的趋势,但 2020 年的臭氧浓度高值略有上升,珠三角地区臭氧浓度仍然较高,需要着重关注。季节上,臭氧浓度秋季最高、冬季最低,且春季呈现上升趋势,呈现“M”形曲线;气温呈现夏高冬低的季节变化趋势,两年间气温整体上升,尤其是在春夏冬三季表现明显。两年间臭氧与气温的莫兰指数存在一些差别但总体较为相似,臭氧浓度与气温的空间分布模式在 2015 年和 2020 年的变化不大。

(2)华南地区高浓度与低浓度臭氧事件的发生频率较低,中浓度臭氧事件发生频率较高。在 160  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上的二级标准区间,2020 年的频数显著高于 2015 年,即 2020 年臭氧高浓度事件更为

多发。

(3)臭氧浓度与气温的日内变化趋势极为相似,即气温升高的时段,臭氧浓度也相应升高,表明气温是影响臭氧生成的重要因素之一。气温和臭氧在清晨时段(6:00 - 8:00)存在 1 ~ 2 h 的变化滞后现象,6:00 之后气温呈现上升趋势,而臭氧在 6:00 - 8:00 之间仍呈现下降趋势,直至 8:00 之后才出现上升变化,这表明气温和臭氧的变化趋势存在一定的滞后性。

(4)华南地区的温度和臭氧浓度存在相关性,且两者的相关性有着较为明显的季节性差异。相关系数在夏秋季较强,而冬春季较弱。两者的相关性在小时值尺度上表现最强,相关系数  $r$  在 2015 年和 2020 年分别为 0.97 和 0.96,反映了气温对臭氧生成的即时促进作用。

(5)通过对华南地区的臭氧与温度的变化关系研究发现,两者存在复杂的关系。随着气温升高,臭氧浓度在不同温度区间内表现出不同的变化趋势,具体表现为缓慢上升 - 显著上升 - 臭氧抑制 3 个阶段。当温度超过 28 °C 时出现了臭氧的显著抑制作用,因此,对应的  $T_x$  为 28 °C。

(6)臭氧浓度随沿海距离的变化而变化。在距海岸线较近的区域(< 50 km),臭氧浓度较高且呈现上升趋势;在 10 ~ 50 km 区间出现波峰;在 50 ~ 300 km 的范围内呈现波动下降的趋势,在该区间出现波谷;在距海岸线 300 km 以上的远海区则重现上升趋势。该变化趋势在不同季节和年份的整体表现较为一致,但也呈现出一定的复杂性。

本研究通过分析华南地区“年、季、月、日、小时”多种时间尺度下的温度与臭氧浓度数据,揭示了华南地区臭氧浓度的时空分布规律及其与气温的关联特性。同时,结合沿海距离的变化特征分析,探讨了海陆相互作用对臭氧污染的影响机制。研究结论对识别臭氧污染高风险区域、优化污染防治策略、应对气候变化背景下的臭氧污染具有重要意义,为实现华南地区空气质量改善和可持续发展目标提供了理论依据和实践参考。

## 参考文献:

- [1] Wang Z L, Lu C Y, Su Y L, et al. Spatio-temporal evolution characteristics and driving forces of winter urban heat island: A case study of rapid urbanization area of Fuzhou city, China[J]. Chinese Geographical Science, 2024, 34(1): 135-148.
- [2] Zong L, Liu S H, Yang Y J, et al. Synergistic influence of local climate zones and wind speeds on the urban heat island and heat waves in the megacity of Beijing, China[J]. Frontiers in Earth Science, 2021, 9:673786.

- [3] Molina-Gómez N L, Varon-Bravo L M, Sierra-Parada R, et al. Urban growth and heat islands: A case study in micro-territories for urban sustainability[J]. *Urban Ecosystems*, 2022, 25(5): 1379-1397.
- [4] Zhong S, Qian Y, Zhao C, et al. A case study of urbanization impact on summer precipitation in the Greater Beijing Metropolitan Area: Urban heat island versus aerosol effects[J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2015, 120(20): 903-910, 914.
- [5] Gui K, Che H Z, Wang Y Q, et al. Satellite-derived PM<sub>2.5</sub> concentration trends over Eastern China from 1998 to 2016: Relationships to emissions and meteorological parameters[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 247:1125-1133.
- [6] Ma X Y, Jia H L, Sha T, et al. Spatial and seasonal characteristics of particulate matter and gaseous pollution in China: Implications for control policy[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 248:421-428.
- [7] Zhang Q, Zheng Y X, Tong D, et al. Drivers of improved PM<sub>2.5</sub> air quality in China from 2013 to 2017[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2019, 116(49): 24463-24469.
- [8] Wang Y H, Gao W K, Wang S, et al. Contrasting trends of PM<sub>2.5</sub> and surface-ozone concentrations in China from 2013 to 2017[J]. *National Science Review*, 2020, 7(8): 1331-1339.
- [9] 谢晓栋, 胡建林, 张远航. 基于文献计量学的我国臭氧污染研究热点与趋势分析[J/OL]. *中国环境科学*, 1-11(2024-06-05)[2024-06-10]. <http://doi.org/10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20240605.001>.
- [10] 陆庆恒, 王晓红, 陈胤辰, 等. 中国大气污染时空演化与交互耦合分析[J]. *环境科学与技术*, 2024, 47(2): 172-182.
- [11] Liu Y X, Geng G N, Cheng J, et al. Drivers of increasing ozone during the two phases of clean air actions in China 2013—2020[J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(24): 8954-8964.
- [12] 钟博闻, 周俊, 王燕, 等. 我国臭氧生成敏感性研究进展[J/OL]. *中国环境科学*, 1-18(2024-06-19)[2024-12-09]. <https://doi.org/10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20240618.035>.
- [13] Qin K, Lu L X, Liu J, et al. Model-free daily inversion of NO<sub>x</sub> emissions using TROPOMI (MCMFE-NO<sub>x</sub>) and its uncertainty: Declining regulated emissions and growth of new sources[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2023, 295:113720.
- [14] 张桂芹, 姜德超, 李曼, 等. 城市大气挥发性有机物排放源及来源解析[J]. *环境科学与技术*, 2014, 37(S2): 195-200.
- [15] 李洪远, 王芳, 熊善高, 等. 植物挥发性有机物的作用与释放影响因素研究进展[J]. *安全与环境学报*, 2015, 15(2): 292-296.
- [16] Gu Y X, Li K, Xu J M, et al. Observed dependence of surface ozone on increasing temperature in Shanghai, China[J]. *Atmospheric Environment*, 2020, 221:117108.
- [17] 胡安琪, 谢晓栋, 龚康佳, 等. 气候变化对中国夏季臭氧影响[J]. *环境科学*, 2023, 44(4): 1801-1810.
- [18] 杨雷峰, 谢丹平, 杨俊, 等. 基于双维度校验的珠三角区域臭氧生成机制长期时空演化特征识别[J]. *环境科学*, 2022, 43(12): 5421-5428.
- [19] Luo H H, Yang L F, Yuan Z B, et al. Synoptic condition-driven summertime ozone formation regime in Shanghai and the implication for dynamic ozone control strategies[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 745:141130.
- [20] Chen Z Y, Zhuang Y, Xie X M, et al. Understanding long-term variations of meteorological influences on ground ozone concentrations in Beijing during 2006—2016[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 245:29-37.
- [21] 唐枷榕, 田润泽, 郭文勇, 等. 北京市夏季近地层臭氧对气温的量化响应关系[J]. *环境科学研究*, 2023, 36(5): 904-912.
- [22] 赵伟, 高博, 刘明, 等. 气象因素对香港地区臭氧污染的影响[J]. *环境科学*, 2019, 40(1): 55-66.
- [23] 吴婕, 徐影, 师宇. 华南地区城市化对区域气候变化的影响[J]. *气候与环境研究*, 2015, 20(6): 654-662.
- [24] 熊健, 曾礼祥. 粤港珠三角区域空气污染与经济动态关系[J]. *广州大学学报(自然科学版)*, 2015, 14(2): 6-12.
- [25] 李天翔, 蒋超, 龚建周. 粤港澳大湾区秋冬季节 PM<sub>2.5</sub> 浓度时空模拟分析[J]. *广州大学学报(自然科学版)*, 2022, 21(3): 67-73.
- [26] 赵伟, 高博, 卢清, 等. 2006—2019年珠三角地区臭氧污染趋势[J]. *环境科学*, 2021, 42(1): 97-105.
- [27] 周明卫, 康平, 汪可可, 等. 2016—2018年中国城市臭氧浓度时空聚集变化规律[J]. *中国环境科学*, 2020, 40(5): 1963-1974.
- [28] Asuero A G, Sayago A, González A G. The correlation coefficient: An overview[J]. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 2006, 36(1): 41-59.
- [29] 王媛媛, 任宏, 宫诗玮. 中国31个主要城市热岛与大气污染间关系研究[J]. *环境科学与技术*, 2022, 45(S1):

- 150-158.
- [30] Moran P A P. Notes on continuous stochastic phenomena[J]. *Biometrika*, 1950, 37(1/2): 17-23.
- [31] Cliff A D. Spatial autocorrelation: A review of existing and new measures with applications[J]. *Economic Geography*, 1970, 46:269-292.
- [32] Moran P A P. The interpretation of statistical maps[J]. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 1948, 10(2): 243-251.
- [33] 陈彦光. 基于 Moran 统计量的空间自相关理论发展和方法改进[J]. *地理研究*, 2009, 28(6): 1449-1463.
- [34] Ord J K, Getis A. Local spatial autocorrelation statistics: Distributional issues and an application[J]. *Geographical Analysis*, 1995, 27(4): 286-306.
- [35] Mtshawu B, Bezuidenhout J, Kilel K K. Spatial autocorrelation and hotspot analysis of natural radionuclides to study sediment transport[J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2023, 264:107207.
- [36] 曾贤刚, 阮芳芳, 姜艺婧. 中国臭氧污染的空间分布和健康效应[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(9): 4025-4032.
- [37] Krivoruchko K. Empirical bayesian kriging[J]. *ArcUser Fall*, 2012, 6(10): 1145.
- [38] Karoly D J. Ozone and climate change[J]. *Science*, 2003, 302(5643): 236-237.
- [39] 胡安琪, 谢晓栋, 龚康佳, 等. 气候变化对中国夏季臭氧影响[J]. *环境科学*, 2023, 44(4): 1801-1810.
- [40] Neale R E, Barnes P W, Robson T M, et al. Environmental effects of stratospheric ozone depletion, UV radiation, and interactions with climate change: UNEP environmental effects assessment panel, update 2020[J]. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 2021, 20(1): 1-67.
- [41] Chen J, Avise J, Lamb B, et al. The effects of global changes upon regional ozone pollution in the United States[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2009, 9(4): 1125-1141.
- [42] Lu X, Zhang L, Shen L. Meteorology and climate influences on tropospheric ozone: A review of natural sources, chemistry, and transport patterns[J]. *Current Pollution Reports*, 2019, 5(4): 238-260.
- [43] Crutzen P J. Tropospheric ozone: An overview[M]//Isaksen I S A. *Tropospheric Ozone: Regional and Global Scale Interactions*. Dordrecht: Springer, 1988.
- [44] Shen L, Mickley L, Gilleland E. Impact of increasing heatwaves on U. S. ozone episodes in the 2050s: Results from a multi-model analysis using extreme value theory[J]. *Geophysical Research Letters*, 2016, 43(8): 4017-4025.
- [45] Romer P S, Duffey K C, Wooldridge P J, et al. Effects of temperature-dependent NOx emissions on continental ozone production[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2018, 18(4): 2601-2614.
- [46] Wang T, Xue L K, Brimblecombe P, et al. Ozone pollution in China: A review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 575:1582-1596.
- [47] Yang L F, Xie D P, Yuan Z B, et al. Quantification of regional ozone pollution characteristics and its temporal evolution: Insights from identification of the impacts of meteorological conditions and emissions[J]. *Atmosphere*, 2021, 12(2): 279.
- [48] Lu X, Chow K C, Yao T, et al. Seasonal variation of the land-sea breeze circulation in the Pearl River Delta region[J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2009, 114:D17112.
- [49] 许雅姿, 杨亦成, 刘永吉, 等. 典型大气环流对天津市大气 PM<sub>2.5</sub> 与 O<sub>3</sub> 复合污染的影响特征[J]. *中国环境科学*, 2023, 43(10): 5078-5087.
- [50] Wang X M, Wang T, Zheng J Y, et al. Progress in understanding the formation of fine particulate matter and ground-level ozone in Pearl River Delta region, China[J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 122:808.
- [51] 廖彤, 沈劲, 陈瑶瑶, 等. 2020 年 12 月底广东大气污染过程与攻坚成效分析[J]. *环境科学与技术*, 2022, 45(S1): 199-204.
- [52] 李婷苑, 陈靖扬, 翁佳烽, 等. 广东省臭氧污染天气型及其变化特征[J]. *中国环境科学*, 2022, 42(5): 2015-2024.
- [53] 吉莉, 刘晓冉, 张新科, 等. 山地气候背景下重庆地区夏季气象条件对臭氧的影响[J]. *西南师范大学学报(自然科学版)*, 2022, 47(9): 99-110.
- [54] 李圳, 黄志炯, 王肖丽, 等. 前体物排放变化对珠江三角洲地区秋季臭氧污染演变的影响研究[J]. *环境科学学报*, 2022, 42(10): 36-48.
- [55] Ning G C, Wardle D A, Yim S H L. Suppression of ozone formation at high temperature in China: From historical observations to future projections[J]. *Geophysical Research Letters*, 2022, 49(4): e2021GL097090.
- [56] 刘弯弯. 长三角地区高温抑制对臭氧污染影响研究: 污染机理分析和统计预报应用[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2023.