

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20250409002 CSTR: 32064.14.AJE.1673-5897.20250409002

崔艺, 王佳燕, 王婧涵, 等. 近地层 O₃ 胁迫对冬小麦产量的影响: 基于 2018—2020 年我国大气污染治理的成效分析[J]. 生态毒理学报, 2025, 20(4): 119-126.

CUI Y, WANG J Y, WANG J H, et al. Effects of ground-level O₃ stress on winter wheat yield: efficacy analysis of China's atmospheric pollution control from 2018 to 2020 [J]. Asian journal of ecotoxicology, 2025, 20(4): 119-126.

近地层 O₃ 胁迫对冬小麦产量的影响: 基于 2018—2020 年我国大气污染治理的成效分析

崔艺¹, 王佳燕¹, 王婧涵¹, 赵辉^{1,2,*}

1. 江苏理工学院资源与环境工程学院, 常州 213001

2. 复旦大学环境科学与工程系, 上海 200438

收稿日期: 2025-04-09 录用日期: 2025-04-27

摘要: 自《大气污染防治行动计划》(即“大气十条”)实施以来, 2013—2017 年, 我国 PM_{2.5} 浓度显著降低, 但臭氧(O₃)污染及其农业风险加剧。为持续推进 PM_{2.5} 污染治理, 我国政府于 2018 年颁布了《打赢蓝天保卫战三年行动计划》(即“蓝天保卫战”)。2018—2020 年, 在“蓝天保卫战”期间, 研究报道了 PM_{2.5} 持续下降, 但目前尚不清楚 O₃ 污染及其农业影响是否会像在 2013—2017 年期间那样随着 PM_{2.5} 的减少而增加。本研究利用覆盖全国范围内 O₃ 监测数据, 系统评估了“蓝天保卫战”期间地表 O₃ 污染及其农业风险。结果表明: 2018—2020 年, 我国最大日 8 h 滑动平均 O₃(MDA8 O₃)浓度下降了 3.8%。从空间分布上看, MDA8 O₃ 高值区主要集中在京津冀、长三角和汾渭平原, 而珠三角和成渝地区的 MDA8 O₃ 浓度相对较低。与 2018 年相比, 2020 年我国冬小麦种植区小时 O₃ 浓度超过 40 nL·L⁻¹ 阈值的累积暴露量(AOT40)值降低了 16.2%。2018—2020 年, 因 O₃ 污染导致的全国冬小麦的平均相对产量损失为 22.1% ~ 27.2%。此外, 2020 年 O₃ 污染导致全国冬小麦的总产量损失(CPL)达到了 6.3×10⁷ t, 与 2018 年相比下降了 21.3%。空间上, 河南、河北和山东等地的 CPL 值相对较高, 而福建、广东和广西等则表现出较低的 CPL 水平。综上所述, 本研究揭示了 2018—2020 年“蓝天保卫战”实施的成效, 强调了针对农作物主产区开展区域化 O₃ 控制的必要。

关键词: 臭氧污染; 冬小麦; 风险评估; AOT40 指标

文章编号: 1673-5897(2025)4-119-08 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Effects of Ground-level O₃ Stress on Winter Wheat Yield: Efficacy Analysis of China's Atmospheric Pollution Control from 2018 to 2020

CUI Yi¹, WANG Jiayan¹, WANG Jinghan¹, ZHAO Hui^{1,2,*}

1. School of Resources and Environmental Engineering, Jiangsu University of Technology, Changzhou 213001, China

2. Department of Environmental Science and Engineering, Fudan University, Shanghai 200438, China

Received 9 April 2025 accepted 27 April 2025

Abstract: Since the implementation of the Air Pollution Prevention and Control Action Plan (APPCAP) in 2013, China has achieved remarkable progress in reducing PM_{2.5}. However, surface ozone (O₃) pollution and its related

基金项目: 国家自然科学基金项目(42405183); 江苏省自然科学基金项目(BK20241080); 江苏省高等学校基础科学(自然科学)研究面上项目(24KJB610006); 江苏省大学生创新训练计划项目(202411463076Y)

第一作者: 崔艺(2002—), 女, 本科生, 研究方向为大气环境生态效应, E-mail: 2021332139@smail.jsut.edu.cn

* 通信作者 (Corresponding author), E-mail: zhaohui_nuist@163.com

agricultural risks have been intensifying. To further mitigate $\text{PM}_{2.5}$ pollution, the government promulgated the “Three-Year Action Plan for Winning the Blue Sky War (the Three-Year Action Plan)” in 2018. During the Three-Year Action Plan period, studies reported a continuous decline in $\text{PM}_{2.5}$ concentrations. Yet, it remains unclear whether O_3 pollution and its agricultural impacts would increase with the reduction of $\text{PM}_{2.5}$, as observed during the 2013–2017. This study utilized nationwide O_3 monitoring data to systematically evaluate surface O_3 pollution and its agricultural risks during the Three-Year Action Plan period. Results indicate that from 2018 to 2020, the maximum daily 8-hour running average O_3 concentration (MDA8 O_3) in China decreased by 3.8%. Spatially, high-value areas of MDA8 O_3 were primarily concentrated in the Beijing-Tianjin-Hebei region, the Yangtze River Delta, and the Fen-Wei Plain, while the Pearl River Delta and the Chengdu-Chongqing regions exhibited relatively lower MDA8 O_3 concentrations. Compared to 2018, the accumulated exposure over the threshold of $40 \text{ nL} \cdot \text{L}^{-1}$ for hourly O_3 concentrations (AOT40) in winter wheat cultivation areas decreased by 16.2% by 2020. During 2018–2020, the average relative yield losses of winter wheat due to O_3 pollution were 22.1%–27.2%. Additionally, in 2020, the total crop production losses (CPL) caused by O_3 pollution for winter wheat reached 6.3×10^7 tons, representing a 21.3% reduction compared to 2018. Spatially, provinces such as Henan, Hebei, and Shandong had relatively high CPL values, while regions like Fujian, Guangdong, and Guangxi showed relatively low CPL levels. In summary, this study revealed the effectiveness of the Three-Year Action Plan (2018–2020) in mitigating O_3 pollution and emphasized the necessity of regional O_3 control targeting major crop production areas to reduce agricultural risks.

Keywords: ozone pollution; winter wheat; risk evaluation; AOT40 index

0 引言

地表臭氧(O_3)是一种典型的二次污染物,主要来源于人类活动和自然源排放的氮氧化物(NO_x)、挥发性有机化合物(VOCs)以及一氧化碳(CO)等前体物质。在阳光照射下,这些前体物质会通过复杂的光化学反应生成 O_3 ^[1–2]。高浓度的 O_3 不仅对人体健康构成显著威胁^[3–8],还会对生态系统造成强烈的毒性影响^[9–10]。 O_3 主要通过干沉积的方式进入陆地生态系统,导致农作物叶片受损、生长减缓以及产量降低等问题^[11]。此外, O_3 的胁迫效应还会削弱植被对二氧化碳(CO_2)的吸收能力,改变温室气体的收支平衡,从而加剧全球变暖^[12]。研究表明,近年来 O_3 污染已导致我国小麦、水稻和玉米的产量损失分别为 32.8%、23.0% 和 8.6%,年损失总额约为 604 亿美元^[13]。

在地表 O_3 污染对农作物影响的定量研究中,通常采用开顶式熏气箱(OTC)和自由空气浓度富集(FACE)系统进行梯度浓度控制实验。通过设定不同的 O_3 暴露水平来构建剂量-效应模型,进而建立 O_3 风险评估指标与作物产量损失之间的定量关系^[14]。其中,白天 08:00–20:00 的平均 O_3 浓度(M12)和白天 09:00–16:00 的平均 O_3 浓度(M7)是最基础的 O_3 浓度指标,分别表示作物在某一生长期从 08:00 至 19:59 以及 09:00 至 15:59 期间 O_3 浓度的平均值。然而,这类单一浓度指标无法充分反

映 O_3 胁迫的累积效应,因此,1996 年美国环境保护局提出了作物在整个生长季中,每小时 O_3 浓度超过 $60 \text{ nL} \cdot \text{L}^{-1}$ 的累积值(SUM06)指标,用于衡量植物受 O_3 胁迫的程度^[2]。此外,欧洲的研究发现,当 O_3 浓度超过 $40 \text{ nL} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,便会对农作物造成显著损伤^[14],并据此提出了小时 O_3 超过 $40 \text{ nL} \cdot \text{L}^{-1}$ 阈值的累积暴露量(AOT40)指标。大量的田间试验表明, AOT40 与作物产量下降之间的相关性较高,且易于计算和理解^[2]。因此, AOT40 指标至今广泛应用于全球范围的 O_3 风险评估中。例如,REN 等^[15]利用我国长三角地区 O_3 观测数据计算了 AOT40 的时空分布,估算了 2014–2019 年 O_3 污染对该地区小麦和水稻的产量损失分别为 4.9%~11.4% 和 9.4%~19.3%。CAO 等^[16]则使用 AOT40 评估了 2015 年 O_3 对我国南方地区双季早稻、双季晚稻和单季水稻的产量损失约为 6.8%、10.2% 和 10.4%。

自 2013 年《大气污染防治行动计划》(即“大气十条”)实施以来,我国细颗粒物($\text{PM}_{2.5}$)浓度有所降低,但在许多地区仍高于国家标准;与此同时, O_3 浓度却显著上升。研究表明,在“大气十条”实施期间,我国 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度以每年 $3.4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 的速度下降,而日最大 8 h 平均浓度(MDA8 O_3)则以每年 $3.4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 的速度上升^[17]。这种 O_3 浓度的上升已严重威胁到我国小麦和水稻的产量^[9]。因此, O_3 污

染已成为我国空气质量持续改善的重要瓶颈。

值得注意的是,2018 年我国政府颁布了《打赢蓝天保卫战三年行动计划》。在 2018—2020 年,PM_{2.5} 浓度持续下降,但 O₃ 污染及其对农业的风险是否会像 2013—2017 年期间那样随 PM_{2.5} 的减少而加剧,仍然是一个亟待解决的问题。因此,本文旨在分析我国地表 O₃ 污染状况,并量化其对冬小麦产量的影响。这一研究将有助于提高对 O₃ 引起的农作物减产风险的评估,为保障粮食安全提供重要科学依据。

1 材料与方法

1.1 O₃ 数据与区域的划分

本文所使用的小时 O₃ 浓度数据的时间跨度为 2018 年 1 月 1 日至 2020 年 12 月 31 日,数据来源于全国城市空气质量实时发布平台(<http://106.37.208.233:20035/>)。这些历史数据被记录并存储于中国空气质量历史数据网站(<https://quotsoft.net/air/>)^[18]。截至 2020 年底,除中国台湾地区、香港特别行政区和澳门特别行政区外,中国大陆 31 个省级行政区内的 367 个城市已设有超过 1 700 个监测点,详细的站点信息可参考 ZHAO 等^[18]的研究。

鉴于网站发布的数据中存在较多异常值和缺失值,对小时级 O₃ 数据进行质量控制显得尤为重要^[15]。首先,需识别并剔除连续缺失的观测数据,以确保数据的完整性。其次,采用统计方法,将超出均值±3 个标准差的数据视为异常值并予以剔除,从而提高数据的准确性。对于少量缺失的数据,可应用线性插值法,通过前后已知值的线性关系填补空缺。若某一天的数据缺失过多,导致无法进行有效分析,则将该天的数据视为无效,并用相应月份的小时级 O₃ 浓度平均值进行替换,具体方法可参考 BARREIRO 等^[19]的研究。需要指出的是,每个城市的小时 O₃ 浓度是通过对该城市所有监测站的数据进行平均计算得出的。

MDA8 O₃ 是空气污染监测中的关键指标,因其能够有效反映长时间暴露风险、平滑数据波动,并契合健康与环境影响的研究结论,被广泛用于描述 O₃ 污染水平。其计算原理基于滑动平均法:首先,从午夜开始,每小时计算一次任意连续 8 h 的 O₃ 浓度平均值,直至次日午夜,共得到 17 组平均浓度值;随后,从中选取当日最高值,即为该日的 MDA8 O₃^[2]。

此外,本研究选取了京津冀、长三角、珠三角、成

渝以及汾渭平原等 5 个典型区域,以清晰揭示 O₃ 污染的时间和空间变化特征;具体的区域划分参考了 MA 等^[20]的研究。

1.2 基于 AOT40 指标的暴露响应关系

在过去的几十年间,我国学者利用开顶式气室和自由空气浓度升高系统,对小麦、玉米、水稻和大豆等主要农作物开展了大量关于 O₃ 浓度升高的熏气试验。基于这些试验结果,成功建立了 AOT40 指标与不同作物相对产量(RY)之间的关系,如表 1 所示,这为区域 O₃ 农业风险评估提供了可能。因此,本研究采用基于 AOT40 指标的暴露响应函数,评估 O₃ 对我国冬小麦产量的影响。

AOT40 是指小时级 O₃ 超过 40 nL·L⁻¹ 时的浓度累积值,它综合考虑了 O₃ 浓度和暴露时间,能够更准确地反映作物对 O₃ 胁迫的长期效应^[21]。具体计算如下:

$$AOT40 = \sum [\alpha(O_3) - 40], \text{ 其中 } \alpha(O_3) > 40 \text{ nL} \cdot \text{L}^{-1}$$
式中: $\alpha(O_3)$ 表示空气中 O₃ 的浓度,单位为 nL·L⁻¹。

在中国,冬小麦种植面积广泛,其主要种植区域集中在河南、山东、河北和安徽等中东部省份。在计算 AOT40 指标时,参考了 ZHAO 等^[18]提出的方法,将每日 08:00 至 19:59 的时间段定义为白天时段,并将 O₃ 累积期设定为作物收获前的 3 个月^[25]。由于不同地区气候条件存在差异,O₃ 累积期的具体时段也会有所不同。因此,冬小麦的 O₃ 累积期划分是依据 XU 等^[21]的研究结果确定的(表 1)。

1.3 作物产量损失的评估

为了量化 O₃ 对冬小麦产量的影响,本研究依据表 1 中列出的不同暴露响应函数,分别计算各城市的相对产量,并进一步推导出相对产量损失。鉴于作物产量数据是以省级为单位进行统计的,因此需要根据每个省所有城市的相对产量损失求取平均值以代表该省的相对产量损失。在此基础上,结合 XU 等^[21]提出的公式以及各省的实际作物产量,最终确定了因 O₃ 暴露导致的作物减产产量。具体的计算方法如下:

$$RYL = 1 - RY$$

$$CPL = CP \times RYL / (1 - RYL)$$

式中:RY 为相对产量;RYL 为相对产量损失;CP 为作物的实际产量;CPL 为 O₃ 诱导的作物减产产量。由于统计年鉴通常公布的是上一年的数据,因此本文引用的省级 CP 数据来源于《2019—2021 年中国农村统计年鉴》(<http://www.stats.gov.cn/>)。

表 1 我国冬小麦种植区域、累积期及暴露响应函数
Table 1 Winter wheat planting areas, accumulation periods, and exposure-response functions in China

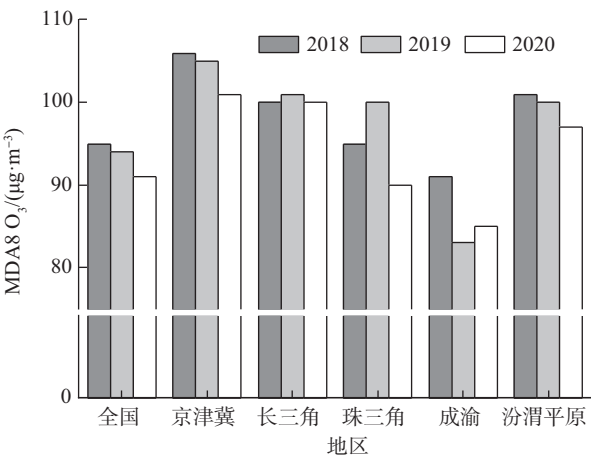
种植区域	累积时间	暴露响应函数 (<i>y</i> 为 RY; <i>x</i> 为 AOT40)
北京、天津、河北、 宁夏、山西、 陕西、甘肃	3 月 20 日—6 月 17 日	
新疆	3 月 2 日—5 月 30 日	
山东、江苏、 安徽、河南	3 月 1 日—5 月 29 日	$y=1-0.0228x^{[22]}$
湖北、湖南、江西、 上海、浙江	2 月 15 日—5 月 15 日	$y=0.961-0.0250x^{[23]}$
四川、贵州、 重庆	2 月 1 日—5 月 1 日	$y=1-0.0220x^{[24]}$
云南、广东、 广西、福建	1 月 1 日—3 月 31 日	

2 结果与讨论

2.1 MDA8 O₃ 的空间变化

图 1 展示了 2018—2020 年期间全国及 5 个典型区域 MDA8 O₃ 的时空特征。结果显示,2020 年全国 MDA8 O₃ 的平均浓度为 91.0 μg·m⁻³,较 2018 年下降了 3.8%。在空间分布上,我国 O₃ 污染呈现出“东高西低、北高南低”的特征。其中,京津冀地区(101.4 ~ 105.7 μg·m⁻³)的 MDA8 O₃ 浓度最高,长三角地区(99.6 ~ 100.5 μg·m⁻³)和汾渭平原(97.4 ~ 101.5 μg·m⁻³)次之。需要指出的是,括号中的范围表示 2018—2020 年的最高值与最低值。这一分布特征与 SHEN 等^[26]的研究结果一致。此外,先前的研究也表明,这些地区由于人口密集,导致 O₃ 前体物大量人为排放,是造成 O₃ 浓度偏高的关键因素之一^[27]。

地表 O₃ 的生成与其前体物 NO_x 和 VOCs 之间存在复杂的非线性关系,这种关系决定了不同地区 O₃ 生成的控制类型^[28]。在京津冀和长三角等典型区域,O₃ 生成主要受 VOCs 控制,即减少 VOCs 排放能够有效抑制 O₃ 的生成,而减少 NO_x 排放则可能促进 O₃ 的生成,但对 O₃ 峰值的降低起到了积极的作用^[29]。一些研究指出,我国东部地区地表 O₃ 浓度的上升主要归因于人为 VOCs 排放的增加^[30]。此外,近年来 PM_{2.5} 浓度的下降导致地表辐射增加,进一步加剧了大气光化学反应,这也是 O₃ 增加的重要原因之一^[31]。因此,在这些地区迫切需要采取严格的 VOCs 排放控制措施,以有效降低 O₃ 水平。



注:MDA8 O₃ 表示每天最大 8 h 滑动平均 O₃ 浓度。

图 1 2018—2020 年全国与 5 个典型区域 MDA8 O₃ 的变化
Fig. 1 Spatial distribution of MDA8 O₃ in cities across China and five typical regions during 2018–2020

相比之下,珠三角地区(89.8 ~ 99.5 μg·m⁻³)与成渝地区(83.0 ~ 90.5 μg·m⁻³)MDA8 O₃ 浓度相对较低。一方面,珠三角地区凭借其临海的地理位置和季风气候,具有高湿度、强降水以及良好的通风条件,这些因素共同抑制了 O₃ 的生成和积累^[26]。另一方面,成渝地区湿润的气候条件有效抑制了大气光化学反应的发生,进而降低了 O₃ 浓度。此外,相关研究表明,成渝地区 O₃ 生成的敏感性以 NO_x 控制型为主,近年来该地区 NO_x 排放的减少显著降低了 O₃ 浓度^[32]。总之,O₃ 的形成过程极为复杂,受到气象条件、前体物 NO_x 和 VOCs 的排放量以及区域污染物输送等多重因素的影响^[8]。

2.2 O₃ 对冬小麦产量的影响

图 2 显示了我国冬小麦种植区 AOT40 的空间特征。由图 2 可知,许多地区冬小麦生长季期间的平均 O₃ 浓度已大幅超过了 40 nL·L⁻¹ 的阈值,这表明 O₃ 污染对我国冬小麦构成了较高风险。此外,由于 AOT40 的计算仅依赖 O₃ 浓度,其空间分布与 MDA8 O₃ 高度一致。通过计算可以发现,2020 年我国冬小麦主要种植区的 AOT40 平均值为 9.3 μL·L⁻¹·h,与 2018 年相比下降了 16.2%。在华北地区的一些省份,AOT40 值较高,例如河北(18.5 ~ 24.3 μL·L⁻¹·h)、山西(17.6 ~ 19.2 μL·L⁻¹·h)和天津(16.0 ~ 19.3 μL·L⁻¹·h)。而在我国南部和东南部地区,由于 O₃ 浓度较低,AOT40 值相对较低,主要集中在广西(1.1 ~ 4.0 μL·L⁻¹·h)、福建(2.6 ~ 3.9 μL·L⁻¹·h)、贵州(3.5 ~ 4.4 μL·L⁻¹·h)和广东(3.0 ~ 7.0 μL·L⁻¹·h)。

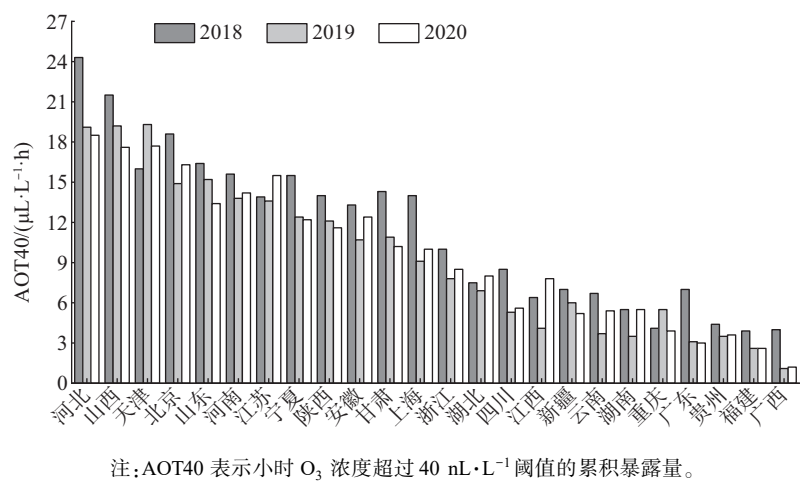


图 2 2018—2020 年我国冬小麦生长季期间 AOT40 的变化

Fig. 2 Spatial distribution of AOT40 during the growing seasons of winter wheat in China from 2018 to 2020

根据表 1 中基于 AOT40 指标的不同暴露响应函数,可以计算出 2018—2020 年全国冬小麦的平均 RYL,结果如图 3 所示。其中,利用 WANG 等^[22]和 TONG 等^[24]的暴露响应函数估算出的冬小麦 RYL 的范围分别为 20.4% ~ 25.4% 和 19.6% ~ 24.5%,明显低于 FENG 等^[23]估算的 26.2% ~ 31.7% 的范围。通过平均不同暴露响应函数所估算的 RYL,得出 2018—2020 年因 O₃ 污染导致的全国冬小麦的平均 RYL 为 22.1% ~ 27.2%。从空间上看(图 4),河北(44.4% ~ 57.7%)、山西(42.3% ~ 51.4%)和天津(38.6% ~ 46.1%)的冬小麦 RYL 较高,这主要是由于这些地区的 AOT40 指标水平较高。然而,在冬小麦的主要产区,如山东(32.4% ~ 39.4%)、河南(33.3% ~ 37.7%)、江苏(33.0% ~ 37.3%)和安徽(26.3% ~ 32.3%),RYL 仍然超过了 25%。

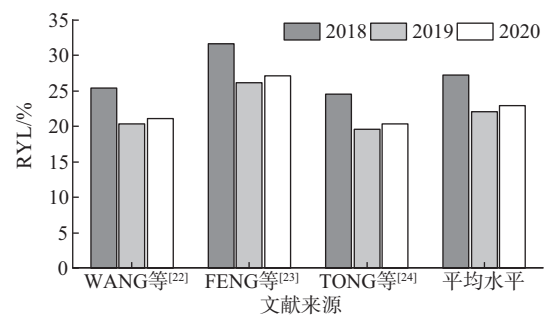


图 3 基于 AOT40 指标的不同暴露响应函数所估算的冬小麦 RYL

Fig. 3 RYL of winter wheat estimated by different exposure-response functions using the AOT40

以往的区域尺度 O₃ 农业风险评估研究大多依赖于大气化学模型。例如,AVNERY 等^[33]利用化学传输模型预测,到 2030 年 O₃ 污染可能导致我国小麦 RYL 达到 20% ~ 26%;TANG 等^[34]则通过模型模拟的数据估算了 2020 年我国 O₃ 暴露可能引起小麦 RYL 在 17% ~ 19% 之间。LIN 等^[7]的研究采用了区域多尺度空气质量模型,分析了 2014 年 O₃ 污染造成冬小麦的 RYL 为 8.5% ~ 14.0%。本研究对小麦的评估结果略高于 TANG 等^[34]和 LIN 等^[7]的估计值,但与 AVNERY 等^[33]预测的范围基本一致。需要指出的是,观测数据能够提供更真实可靠的 O₃ 农业风险评估,有助于深入理解 O₃ 污染对农作物的损害。REN 等^[15]利用 O₃ 观测数据估算出,长三角地区 O₃ 污染引起小麦产量的损失在 10% ~ 36% 之间,这一结果与本研究所覆盖的区域相符。此外,本研究的评估结果也与 XU 等^[21]基于相同方法对全国范围内因 O₃ 导致的小麦产量损失的估算相一致,从而进一步验证了本研究结果的可靠性。

表 2 展示了 O₃ 污染对全国及主要种植省份冬小麦 CPL 的影响。总体而言,2020 年 O₃ 污染导致全国冬小麦的 CPL 达到了 6.3×10^7 t,与 2018 年相比下降了 21.3%。相比之下,本研究对冬小麦 CPL 的估算结果远高于 LIN 等^[7]对 2014 年冬小麦 CPL 估算的 4.0×10^7 t 和 TANG 等^[34]对 2020 年冬小麦 CPL 估算的 1.8×10^7 t。造成这一差异的原因可能在于:一方面,他们的研究采用了模拟的 O₃ 数据;另一方面,他们在计算 CPL 时使用的是相对较旧的 CP 数据。此外,本研究的结果也略高于 ZHAO 等^[18]

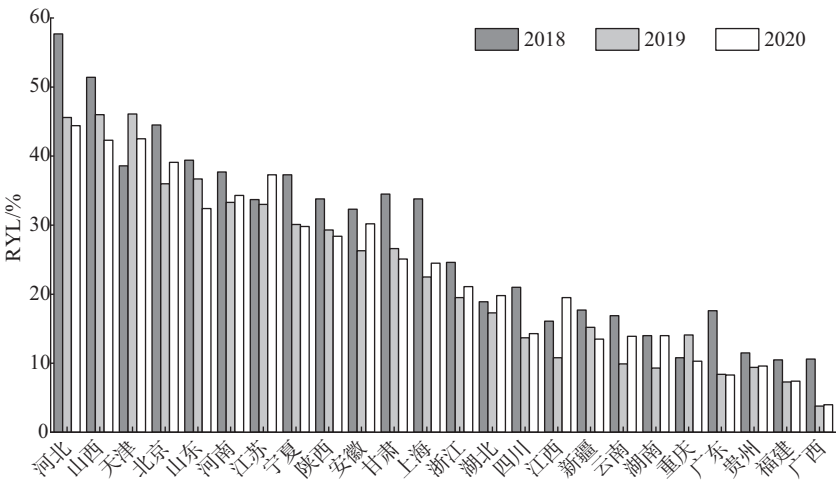


图 4 2018—2020 年冬小麦种植省级 RYL 的平均值

Fig. 4 Average provincial RYL of winter wheat during 2018–2020

表 2 全国与主要种植省份冬小麦的 CPL
Table 2 CPL of winter wheat at the national and major cultivation provincial levels

省级行政区	CPL/t		
	2018	2019	2020
河南	2.2×10^7	1.8×10^7	1.9×10^7
河北	2.0×10^7	1.2×10^7	1.2×10^7
山东	1.6×10^7	1.4×10^7	1.2×10^7
安徽	7.7×10^6	5.7×10^6	6.9×10^6
江苏	6.5×10^6	6.3×10^6	7.7×10^6
山西	2.4×10^6	2.0×10^6	1.7×10^6
陕西	2.1×10^6	1.7×10^6	1.6×10^6
湖北	9.5×10^5	8.6×10^5	1.0×10^6
甘肃	9.1×10^5	6.2×10^5	5.8×10^5
新疆	7.9×10^5	6.6×10^5	5.7×10^5
四川	6.5×10^5	3.9×10^5	4.1×10^5
天津	3.1×10^5	4.3×10^5	3.7×10^5
云南	1.5×10^5	8.1×10^4	1.2×10^5
浙江	1.2×10^5	8.7×10^4	9.6×10^4
宁夏	7.4×10^4	5.3×10^4	5.3×10^4
上海	6.6×10^4	3.8×10^4	4.2×10^4
贵州	4.3×10^4	3.4×10^4	3.5×10^4
北京	4.2×10^4	2.9×10^4	3.3×10^4
湖南	1.3×10^4	8.2×10^3	1.3×10^4
重庆	9.9×10^3	1.4×10^4	9.4×10^3
江西	6.1×10^3	3.9×10^3	7.8×10^3
广西	6.0×10^2	2.0×10^2	2.1×10^2
广东	4.3×10^2	1.8×10^2	1.8×10^2
福建	1.2×10^2	7.8×10^1	8.0×10^1
全国	8.0×10^7	6.3×10^7	6.3×10^7

且低于 XU 等^[21]基于观测数据的估算值,进一步表明了本研究 CPL 估算的合理性。

在省级层面,2018—2020 年冬小麦 CPL 排名前三的省份分别为河南($1.8\times10^7\sim2.2\times10^7$ t)、河北($1.2\times10^7\sim2.0\times10^7$ t)和山东($1.2\times10^7\sim1.6\times10^7$ t)。CPL 受到 RYL 和 CP 的共同影响。因此,尽管山西、天津、北京和宁夏等地的 RYL 超过 30%,但由于其种植面积较小,CPL 仍处于较低水平。因此,在未来的 O₃ 污染控制中,应重点关注冬小麦的主产区,特别是 CPL 较高的省份,以有效降低 O₃ 浓度对其产量的影响。

3 结束语

(1)“蓝天保卫战”的实施对 O₃ 污染的控制得到了一定的效果。然而,O₃ 污染在不同地区的浓度差异较为显著,京津冀、长三角和汾渭平原等地区的 O₃ 浓度较高,反映出这些区域可能由于高人口密度、工业活动及交通排放等因素,污染源较为集中,导致 O₃ 浓度较为严重。相比之下,珠三角和成渝地区的 O₃ 浓度相对较低,可能与这些地区相对较为严密的环境管理措施、较好的生态环境保护以及较低的工业污染排放水平有关。因此,O₃ 污染的治理不仅要考虑整体趋势,还应着重分析不同区域的具体情况,因地制宜地采取有效措施。

(2)在 2018—2020 年期间的“蓝天保卫战”过程中,我国冬小麦种植区的 AOT40 值保持在 $8.9\sim11.1\mu\text{L}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}$ 之间,而由此引发的冬小麦 RYL 为 22.1%~27.2%。2020 年,全国冬小麦的 CPL 为

6.3×10⁷ t,较 2018 年下降了 21.3%,表明在“蓝天保卫战”的背景下,O₃ 污染对农业的影响有所减缓。空间分布上,较高的 CPL 主要集中在河南、河北、山东等冬小麦主产区。

(3)本研究所采用的 AOT40 指标未充分考虑气候因子对冬小麦生理响应的影响。2018—2020 年温度、湿度、太阳辐射等气候因子存在差异,而本研究未予以考虑,存在一定局限性。现有研究表明,基于气孔 O₃ 通量的指标考虑了 O₃ 浓度与气候因子的协同效应,是决定作物产量损失的关键因素,也被认为是更科学的评估指标,但其对复杂气象数据的需求限制了其在区域尺度上的广泛应用。因此,未来研究亟须通过耦合 WRF-CMAQ 空气质量模型,突破通量指标空间化估算的瓶颈。

(4)“蓝天保卫战”的实施在一定程度上有效地降低了地表 O₃ 污染,并且缓解了 O₃ 对农业生产带来的潜在风险,取得了积极成效。然而,O₃ 污染对农作物的影响依然显著,尤其是在一些主要农作物生产区域,说明现有的污染控制措施尚未完全解决 O₃ 污染对农业的危害。进而表明,未来的治理工作需要更加注重区域化的精准控制,特别是在农作物主产区,采取更具针对性、科学性的治理措施,以减少 O₃ 污染对粮食安全的威胁。

通信作者简介:赵辉(1990—),男,博士,博士后,副教授,主要研究方向为大气环境与生态毒理学。

4 参考文献

- [1] 马敬超,胡京南,李俊玲,等.基于地理探测器的中国夏季臭氧空间分布影响因素检测[J].环境科学,2024,45(12): 6959-6969.
- MA J C, HU J N, LI J L, et al. Detection of factors affecting the spatial distribution of ozone in summer over China based on geodetector[J]. Environmental science, 2024, 45(12): 6959-6969.
- [2] LU X, ZHANG L, WANG X L, et al. Rapid increases in warm-season surface ozone and resulting health impact in China since 2013[J]. Environmental science & technology letters, 2020, 7(4): 240-247.
- [3] 高冉,李琴,车飞,等.京津冀地区 2015—2020 年臭氧浓度时空分布特征及其健康效益评估[J].环境科学,2024,45(5): 2525-2536.
- GAO R, LI Q, CHE F, et al. Spatial and temporal distribution characteristics of ozone concentration and health benefit assessment in the Beijing-Tianjin-Hebei Region from 2015 to 2020 [J]. Environmental science, 2024, 45 (5): 2525-2536.
- [4] YAN M L, LIU Z R, LIU X T, et al. Meta-analysis of the Chinese studies of the association between ambient ozone and mortality[J]. Chemosphere, 2013, 93(6): 899-905.
- [5] SHANG Y, SUN Z W, CAO J J, et al. Systematic review of Chinese studies of short-term exposure to air pollution and daily mortality [J]. Environment international, 2013, 54: 100-111.
- [6] 骆雨茜,陈静,郝宇杭,等.2015—2022 年重庆市近地面臭氧的暴露风险及环境影响[J].中国环境科学,2024,44(5): 2754-2765.
- LUO Y Q, CHEN J, HAO Y H, et al. Exposure risk assessments and environmental impacts of surface ozone in Chongqing during 2015-2022 [J]. China environmental science, 2024, 44(5): 2754-2765.
- [7] LIN Y Y, JIANG F, ZHAO J, et al. Impacts of O₃ on premature mortality and crop yield loss across China[J]. Atmospheric environment, 2018, 194: 41-47.
- [8] LIU H, LIU S, XUE B R, et al. Ground-level ozone pollution and its health impacts in China[J]. Atmospheric environment, 2018, 173: 223-230.
- [9] 佟磊,王效科,肖航,等.我国近地层臭氧污染对水稻和冬小麦产量的影响概述[J].生态毒理学报,2015,10(3): 161-169.
- TONG L, WANG X K, XIAO H, et al. The effects of surface ozone on the yields of rice and winter wheat in China[J]. Asian journal of ecotoxicology, 2015, 10(3): 161-169.
- [10] 徐静馨,郑有飞,赵辉,等.陆地生态系统臭氧干沉降的观测和模拟研究进展[J].生态毒理学报,2017,12(6): 57-68.
- XU J X, ZHENG Y F, ZHAO H, et al. Observation and simulation of ozone dry deposition over ecosystem: a review[J]. Asian journal of ecotoxicology, 2017, 12(6): 57-68.
- [11] RAMYA A, DHEVAGI P, POORNIMA R, et al. Effect of ozone stress on crop productivity: a threat to food security [J]. Environmental research, 2023, 236: 116816.
- [12] XIE X D, WANG T J, YUE X, et al. Numerical modeling of ozone damage to plants and its effects on atmospheric CO₂ in China [J]. Atmospheric environment, 2019, 217: 116970.
- [13] FENG Z Z, XU Y S, KOBAYASHI K, et al. Ozone pollution threatens the production of major staple crops in East Asia[J]. Nature food, 2022, 3(1): 47-56.
- [14] ZHAO H, ZHANG Y X, QI Q, et al. Evaluating the im-

- pacts of ground-level O₃ on crops in China[J]. Current pollution reports, 2021, 7(4): 565-578.
- [15] REN X Y, SHANG B, FENG Z Z, et al. Yield and economic losses of winter wheat and rice due to ozone in the Yangtze River Delta during 2014 – 2019[J]. Science of the total environment, 2020, 745: 140847.
- [16] CAO J C, WANG X M, ZHAO H, et al. Evaluating the effects of ground-level O₃ on rice yield and economic losses in Southern China[J]. Environmental pollution, 2020, 267: 115694.
- [17] ZHAO H, CHEN K Y, LIU Z, et al. Coordinated control of PM_{2.5} and O₃ is urgently needed in China after implementation of the “Air Pollution Prevention and Control Action Plan”[J]. Chemosphere, 2021, 270: 129441.
- [18] ZHAO H, ZHENG Y F, ZHANG Y X, et al. Evaluating the effects of surface O₃ on three main food crops across China during 2015—2018 [J]. Environmental pollution, 2020, 258: 113794.
- [19] BARRERO M A, ORZA J A G, CABELLO M, et al. Categorisation of air quality monitoring stations by evaluation of PM₁₀ variability[J]. Science of the total environment, 2015, 524/525: 225-236.
- [20] 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.
- [21] XU M Q, YAO Q, CHEN D L, et al. Estimating the impact of ground ozone concentrations on crop yields across China from 2014 to 2018: a multi-model comparison[J]. Environmental pollution, 2021, 283: 117099.
- [22] WANG X K, ZHANG Q Q, ZHENG F X, et al. Effects of elevated O₃ concentration on winter wheat and rice yields in the Yangtze River Delta, China[J]. Environmental pollution, 2012, 171: 118-125.
- [23] FENG Z Z, TANG H Y, UDDLING J, et al. A stomatal ozone flux-response relationship to assess ozone-induced yield loss of winter wheat in subtropical China[J]. Environmental pollution, 2012, 164: 16-23.
- [24] TONG L, XIAO H, QIAN F, et al. Daytime and phenological characteristics of O₃ and CO₂ fluxes of winter wheat canopy under short-term O₃ exposure[J]. Water air soil pollution, 2016, 227(4): 1-14.
- [25] FENG Z W, JIN M H, ZHANG F Z, et al. Effects of ground-level ozone (O₃) pollution on the yields of rice and winter wheat in the Yangtze River Delta[J]. Journal of environmental sciences, 2003, 15(3): 360-362.
- [26] SHEN F Z, ZHANG L, JIANG L, et al. Temporal variations of six ambient criteria air pollutants from 2015 to 2018, their spatial distributions, health risks and relationships with socioeconomic factors during 2018 in China[J]. Environment international, 2020, 137: 105556.
- [27] CAI S Y, WANG Y J, ZHAO B, et al. The impact of the “Air Pollution Prevention and Control Action Plan” on-PM_{2.5} concentrations in Jing-Jin-Ji Region during 2012—2020[J]. Science of the total environment, 2017, 580: 197-209.
- [28] MA Z Q, XU J, QUAN W J, et al. Significant increase of surface ozone at a rural site, north of Eastern China[J]. Atmospheric chemistry and physics, 2016, 16(6): 3969-3977.
- [29] SICARD P, SERRA R, ROSSELLO P. Spatiotemporal trends in ground-level ozone concentrations and metrics in France over the time period 1999—2012[J]. Environmental research, 2016, 149: 122-144.
- [30] KE LI D J J. Anthropogenic drivers of 2013—2017 trends in summer surface ozone in China[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2019, 116(2): 422-427.
- [31] MAJI K J, NAMDEO A. Continuous increases of surface ozone and associated premature mortality growth in China during 2015—2019 [J]. Environmental pollution, 2021, 269: 116183.
- [32] 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.
- [33] AVNERY S, MAUZERALL D L, LIU J F, et al. Global crop yield reductions due to surface ozone exposure: 2. Year 2030 potential crop production losses and economic damage under two scenarios of O₃ pollution[J]. Atmospheric environment, 2011, 45(13): 2297-2309.
- [34] TANG H Y, TAKIGAWA M, LIU G, et al. A projection of ozone-induced wheat production loss in China and India for the years 2000 and 2020 with exposure-based and flux-based approaches[J]. Global change biology, 2013, 19(9): 2739-2752. ◆