

温度对臭氧浓度影响的研究综述

彭婷婷

福建师范大学环境与资源学院, 福建 福州 350117

DOI: 10.61369/TACS.2025140047

摘 要 : 近地面臭氧 (O_3) 是重要的二次大气污染物, 其对人体健康、生态系统和气候变化具有显著影响。温度作为影响臭氧生成的关键气象因子, 通过调控光化学反应速率、前体物排放强度及气象条件影响臭氧浓度的时空分布。本文基于近年来的国内外研究文献, 系统梳理温度对臭氧浓度的影响机制、极端天气事件的作用及未来气候情景下的变化趋势。研究发现, 温度通过加速光化学反应、增强生物源和人为源挥发性有机物 (VOCs) 排放、改变大气边界层结构和区域输送条件等途径影响臭氧浓度; 热浪等极端高温事件可导致臭氧浓度急剧上升, 形成“气候惩罚”效应; 未来气候变暖将加剧臭氧污染, 部分抵消减排措施的成效。本文旨在为臭氧污染防控和气候适应政策提供科学依据。

关 键 词 : 臭氧; 温度; 挥发性有机物; 光化学反应; 热浪

A Review of the Impact of Temperature on Ozone Concentration

Peng Tingting

College of Environment and Resources, Fujian Normal University, Fuzhou, Fujian 350117

Abstract : Ground-level ozone (O_3) is a significant secondary atmospheric pollutant with pronounced impacts on human health, ecosystems, and climate change. As a key meteorological factor influencing ozone formation, temperature modulates ozone concentrations through its effects on photochemical reaction rates, precursor emission intensities, and spatiotemporal distribution under varying meteorological conditions. This paper systematically reviews the mechanisms by which temperature influences ozone concentrations, its role in extreme weather events, and projected trends under future climate scenarios, drawing upon recent domestic and international research literature. Findings indicate that temperature influences ozone concentrations by accelerating photochemical reactions, enhancing emissions of biogenic and anthropogenic volatile organic compounds (VOCs), and altering atmospheric boundary layer structure and regional transport conditions. Extreme high-temperature events such as heatwaves can cause sharp increases in ozone concentrations, creating a "climate penalty" effect. Future climate warming will exacerbate ozone pollution, partially offsetting the effectiveness of emission reduction measures. This paper aims to provide scientific evidence for ozone pollution control and climate adaptation policies.

Keywords : ozone; temperature; volatile organic compounds; photochemical reactions; heatwave

引言

近地面臭氧是对流层大气中重要的氧化剂和二次污染物, 由氮氧化物 (NO_x) 和挥发性有机物 (VOCs) 在太阳辐射作用下经复杂的光化学反应生成^[1]。高浓度臭氧对人体呼吸系统、农作物生长和生态系统功能造成严重危害, 已成为全球许多地区夏季空气质量管理的核心问题之一^[2, 3]。

温度作为最基本的气象参数之一, 对臭氧生成的影响贯穿排放、化学反应到输送与沉降的整个过程。一方面, 温度直接影响光化学反应的速率常数, 温度升高通常加速大气中 OH 自由基与 VOCs、CO 和 CH_4 等物种的反应, 从而促进臭氧的生成^[4]。另一方面, 温度调控 VOCs 的排放强度, 特别是生物源 VOCs (BVOCs) 如异戊二烯和单萜烯的排放对温度极为敏感^[5, 6], 人为源 VOCs 中的蒸发排放部分也随温度升高而增加^[7]。此外, 温度通过影响大气边界层结构、垂直混合强度、区域环流和云量等气象条件, 间接调控臭氧的累积、输送和消散过程^[8, 9]。

随着全球气候变暖趋势日益明显, 温度对臭氧污染的“气候惩罚”效应受到广泛关注^[1, 10]。所谓气候惩罚, 是指气候变化 (尤其是升温) 部分抵消了人为减排措施带来的空气质量改善效果。研究表明, 即使前体物排放保持不变或有所下降, 未来温度升高仍可能导致臭氧浓度上升^[11, 12]。近年来, 全球多地频发的热浪事件往往伴随着臭氧浓度的急剧升高, 进一步凸显了温度对臭氧影响的重要性^[13-15]。

本文基于近年来国内外关于温度与臭氧关系的研究成果, 系统梳理温度影响臭氧浓度的物理化学机制、区域差异特征、极端天气事件的作用以及未来气候情景下的变化趋势, 旨在为臭氧污染的科学防控和气候适应政策的制定提供理论支持。

一、温度影响臭氧生成的物理化学机制

（一）光化学反应的温度依赖性

臭氧是对流层光化学循环的核心产物，其生成主要依赖于 NO_x 和 VOCs 在光照下的链式反应。这一过程涉及一系列基元反应，其中许多反应的速率常数具有显著的温度依赖性。Berg 等^[4]系统测定了 OH 自由基与多种烷烃、芳香烃和单萜烯的反应速率常数随温度的变化，发现这些反应均符合阿伦尼乌斯公式，温度升高显著提高反应速率。Carey 等^[16]通过实验和理论计算确定了 OH 与多种 VOCs 反应的温度依赖系数，为光化学模型提供了关键参数。Kalalian 等^[17]和 Ren 等^[18]分别研究了臭氧与不饱和醛类和酯类化合物的反应，同样证实了温度的正向促进作用。

从宏观角度来看，温度升高通常导致臭氧生成速率加快。Rasmussen 等^[11]的研究表明，在美国东部地区，温度每升高 1℃，日最大 8 小时臭氧浓度平均增加 2–5 ppb。这一现象可以用光化学机制的温度敏感性解释：高温加速了 RO₂ 自由基与 NO 的反应，促进了 NO 向 NO₂ 的转化，从而增加了臭氧的净生成效率^[19]。然而，温度对光化学的影响并非简单的线性关系。Spillman 等^[20]通过近红外光谱技术研究了烷基过氧自由基的反应动力学，发现在特定温度范围内，某些自由基终止反应的速率也可能随温度升高而加快，从而部分抵消臭氧生成的增强。这表明温度对臭氧生成的影响需要在完整的化学机制框架下理解。

（二）前体物排放的温度依赖性

1. 生物源 VOCs 排放

生物源 VOCs 是大气中反应活性最强的碳氢化合物的重要来源，其中异戊二烯和单萜烯的排放量最大，对臭氧生成贡献显著。温度是调控植物 BVOCs 排放的首要环境因子之一。Calfapietra 等^[5]系统研究了意大利植被 VOCs 排放及其与臭氧的相互作用，发现温度升高显著促进异戊二烯和单萜烯的排放速率。Rinnan 等^[6]进一步区分了温度对北极地区 BVOCs 排放的直接和间接效应：直接效应表现为温度对酶活性和挥发过程的即时影响，间接效应则通过植被群落结构和物候变化实现。Kaser 等^[21]对阿尔卑斯山区城市的研究表明，BVOCs 排放的年际变化主要由温度波动主导，高温年份排放量显著增加。

在区域尺度上，Oderbolz 等^[22]建立了欧洲高分辨率 BVOCs 排放清单，发现引入改进的季节性和土地覆盖数据后，模型对温度的响应更为准确。Simon 等^[23, 24]针对法国地中海沿岸的阿勒颇松等典型植被的排放研究，确认了温度作为关键驱动因子的作用。Solmon 等^[25]在法国区域的模拟研究显示，温度驱动的 BVOCs 排放变化对臭氧污染事件的形成具有重要影响。热带和亚热带地区的研究同样证实了温度的重要性。Chang 等（2014）^[26]在台湾地区发现，城市环境中异戊二烯浓度呈现明显的季节变化，夏季高温期浓度最高，且同时受生物源和人为源影响。

此外，高温与干旱的复合效应可能改变 BVOCs 的排放模式。Matsumoto^[27]在日本郊区森林的测量中发现，极端高温和干旱条件下，植物可能通过排放更多的 VOCs 来应对氧化胁迫，这一机制在热浪期间的臭氧污染中扮演重要角色。Yi 等^[28]在华北平

原泰山站点的观测表明，夏季高温期间二次有机气溶胶的生成与 BVOCs 排放密切相关。

2. 人为源 VOCs 排放

尽管人为源 VOCs 排放通常与工业活动、机动车尾气和溶剂使用等人活动强度相关，但温度对其中蒸发排放部分的影响不容忽视。

并且最新研究发现，温度依赖的蒸发排放显著加剧了区域臭氧污染，在高温条件下，燃油蒸发、溶剂挥发和涂料使用等过程的排放速率可增加数倍^[7]。Qu 等^[29]的研究进一步表明，温度升高导致的人为源 VOCs 排放增强，会改变臭氧与前体物的响应关系，进而影响最优控制策略的选择。Pfannerstill 等^[30]在洛杉矶的观测显示，温度驱动的排放（包括生物源和人为源）主导了该地区的气溶胶和臭氧形成。

Niu 等^[31]系统研究了温度对典型 VOCs 排放源成分谱的影响，发现不同排放源对温度的响应存在差异：溶剂使用和燃料蒸发的温度敏感性最高，而燃烧过程的排放受温度影响相对较小。Xu 等^[32]在长三角区域背景点的研究发现，高温月份溶剂挥发的贡献显著增加，揭示了人为源 VOCs 排放的季节性温度依赖特征。

城区人为源与生物源 VOCs 的交互作用在高温下更为复杂。Berezin 等^[33]在莫斯科的研究表明，高温期间城市臭氧生成同时受到人为源 NO₂ 和生物源 VOCs 的调控。Churkinad 等^[34]发现柏林热浪期间，植被 VOCs 排放与城市热岛效应协同作用，显著影响空气质量。Qin 等^[35]的研究均证实，高温诱导的人为源 VOCs 排放是城市热浪期间臭氧升高的关键因素。

二、极端高温与热浪事件的影响

近年来，全球多地频发的热浪事件往往伴随着臭氧浓度的急剧升高，成为研究热点。热浪事件为理解温度对臭氧的极端影响提供了天然实验平台。

（一）国内热浪案例

中国近年来多次遭遇大范围热浪袭击，为研究提供了丰富案例。Ma 等^[36]系统分析了 2017 年夏季华北平原热浪期间 BVOCs 排放增强对臭氧的贡献。研究发现，热浪期间华北平原 BVOCs 排放量比非热浪期增加 40–60%，导致臭氧浓度上升 10–25 ppb，其中异戊二烯的贡献最为显著。Wang 等^[14]在珠三角的研究发现，热浪期间 BVOCs 排放增强是持续性臭氧污染事件形成的关键因素，贡献率可达 30–50%。

Wang 等^[37]进一步研究了极端天气（包括热浪和干旱）加剧珠三角臭氧污染的自然过程机制。结果表明，热浪通过增强光化学反应、BVOCs 排放和大气稳定性三重路径加剧臭氧污染，其中温度的直接贡献约为 15–25%，通过 BVOCs 的间接贡献约为 20–35%。Liao 等^[38]在沿海工业城市的研究区分了热浪的气象影响和光化学机制，发现热浪期间温度对臭氧的贡献可达 20–40%，且以间接效应为主。

Churkina^[34]研究了柏林热浪期间植被 VOCs 排放对空气质量的影响，发现城市植被在热浪期间的 BVOCs 排放显著增加，与人

为源排放相互作用，导致臭氧浓度上升。Qin 等^[35]的研究均证实，热浪期间温度诱导的人为源 VOCs 排放（如溶剂挥发、燃料蒸发）同样是城市臭氧升高的关键因素，贡献率可达 20–30%。

（二）国外热浪案例

2003 年夏季欧洲遭遇了历史罕见的极端热浪，为研究温度 – 臭氧关系提供了典型案例。Guerova 和 Jone^[39] 利用全球模型研究了 2003 年 8 月欧洲热浪期间的臭氧增强，发现温度异常导致西欧地区臭氧浓度普遍上升 10–20 ppb，部分地区超标天数增加 5–10 天。模型归因分析表明，温度对光化学速率的直接贡献约占 40–60%，对 BVOCs 排放的间接贡献约占 30–40%，其余来自气象条件的协同变化。

针对英国 2003 年臭氧污染事件，Strong 等^[40] 进行了深入分析，区分了人为和生物源 VOCs 以及温度升高的影响。研究发现，热浪期间英国东南部臭氧浓度比常年同期高出 15–25 ppb，其中约 1/3 可归因于温度驱动的 BVOCs 排放增强，1/3 归因于光化学反应加速，其余归因于区域输送和累积条件的变化。Simond 等^[23] 在法国 Berre–Marseille 地区的研究也发现，2003 年热浪期间 BVOCs 排放量比常年高出 50% 以上，对臭氧生成贡献显著。Castell 等^[41] 分析了 2003 年夏季伊比利亚半岛高臭氧污染事件中 BVOCs 排放的影响，发现热浪期间 BVOCs 排放增加导致臭氧生成潜势上升 20–35%。

北美地区的研究同样揭示了热浪的重要影响。Pfanterstill 等^[30] 在洛杉矶的研究发现，热浪期间温度驱动的排放（包括生物

源和人为源）可增加 2–3 倍，导致臭氧生成潜势上升 30% 以上。Ryan 等^[15] 利用 MAX–DOAS 技术测量了 2022 年热浪期间伦敦市中心的臭氧污染事件，发现热浪期间臭氧柱浓度比常年高出 20–30%，且垂直分布发生显著变化。

南亚地区的研究相对较少，但已有工作确认了热浪的影响。Islam 等^[42] 在尼泊尔加德满都谷地季风前期的观测中发现，高温热浪期间臭氧和 PM2.5 浓度同步上升，且与 BVOCs 排放增强有关。Noreen 等^[43] 在巴基斯坦的对流层臭氧时空评估中，也发现热浪年份臭氧浓度显著偏高。

三、结论与展望

基于对上述文献的系统梳理，可以得出以下主要结论：第一，温度通过多重路径影响臭氧浓度。温度通过加速光化学反、增强生物源 VOCs 排放、增加人为源蒸发排放、改变大气边界层结构和区域输送条件等多重途径影响臭氧生成与累积。第二，热浪等极端高温事件导致臭氧急剧上升。热浪期间，温度驱动的光化学加速、BVOCs 激增、人为源蒸发增强、气象条件协同等多重机制叠加，导致臭氧浓度显著上升，形成持续性污染事件。第三，未来气候变暖将加剧臭氧污染。气候模型普遍预测，未来升温将导致臭氧浓度上升，部分抵消减排措施的成效，形成“气候惩罚”效应。中国东部和南部地区预计将受到显著影响。

参考文献

- [1] Fiore A. M., V. Naik, D. V. Spracklen, et al. Global air quality and climate [J]. Chemical Society Reviews, 2012, 41(19): 6663–83.
- [2] Lu X., L. Zhang, Y. Chen, et al. Exploring 2016–2017 surface ozone pollution over China: source contributions and meteorological influences [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019, 19(12): 8339–61.
- [3] Wang X., S. Yin, R. Zhang, et al. Assessment of summertime O₃ formation and the O₃–NO_x–VOC sensitivity in Zhengzhou, China using an observation-based model [J]. Science of The Total Environment, 2022, 813: 152449.
- [4] Berg F., A. Novelli, R. Dubus, et al. Temperature-dependent rate coefficients for the reactions of OH radicals with selected alkanes, aromatic compounds, and monoterpenes [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2024, 24(23): 13715–31.
- [5] Calfapietra C., S. Fares, F. Lofeto. Volatile organic compounds from Italian vegetation and their interaction with ozone [J]. Environmental Pollution, 2009, 157(5): 1478–86.
- [6] Rinnan R., L. L. Iversen, J. Tang, et al. Separating direct and indirect effects of rising temperatures on biogenic volatile emissions in the Arctic [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2020, 117(51): 32476–83.
- [7] Wu W., T.-M. Fu, S. R. Arnold, et al. Temperature-Dependent Evaporative Anthropogenic VOC Emissions Significantly Exacerbate Regional Ozone Pollution [J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(12): 5430–41.
- [8] Ryu Y.-H., J.-J. Baik, S.-H. Lee. Effects of anthropogenic heat on ozone air quality in a megacity [J]. Atmospheric Environment, 2013, 80: 20–30.
- [9] Steiner A. L. The influence of atmospheric chemistry and climate on atmosphere –biosphere interactions [M]. 2003.
- [10] Fu T.-M., H. Tian. Climate Change Penalty to Ozone Air Quality: Review of Current Understandings and Knowledge Gaps [J]. Current Pollution Reports, 2019, 5(3): 159–71.
- [11] Rasmussen D. M. The ozone–climate penalty: past, present and future [M]. 2013.
- [12] Bhattarai H., A. P. K. Tai, M. V. Martin, et al. Impacts of changes in climate, land use, and emissions on global ozone air quality by mid-21st century following selected Shared Socioeconomic Pathways [J]. Science of the Total Environment, 2024, 906.
- [13] Garzon Ruiz A. Atmospheric Reactivity of Alcohols, Thiols and Fluoroalcohols With Chlorine Atoms [M]. 2007.
- [14] Wang H., K. Wu, Y. Liu, et al. Role of Heat Wave-Induced Biogenic VOC Enhancements in Persistent Ozone Episodes Formation in Pearl River Delta [J]. Journal of Geophysical Research–Atmospheres, 2021, 126(12).
- [15] Ryan R. G., E. A. Marais, E. Gershenson-Smith, et al. Measurement report: MAX–DOAS measurements characterise Central London ozone pollution episodes during 2022 heatwaves [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2023, 23(12): 7121–39.
- [16] Carey P. E. Experimental and theoretical determination of the temperature dependent rate constant for the reaction of hydroxyl radicals with some volatile organic compounds [M]. 2015.

- [17]Kalalian C., E. Roth, A. Chakir. Rate Coefficients for the Gas-Phase Reaction of Ozone with C5 and C6 Unsaturated Aldehydes [J]. International Journal of Chemical Kinetics, 2018, 50(1): 47–56.
- [18]Ren Y., M. Cai, V. Daele, et al. Rate coefficients for the reactions of OH radical and ozone with a series of unsaturated esters [J]. Atmospheric Environment, 2019, 200: 243–53.
- [19]Dai J., G. P. Brasseur, M. Vrekoussis, et al. The atmospheric oxidizing capacity in China – Part 1: Roles of different photochemical processes [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2023, 23(22): 14127–58.
- [20]Spillman J. L. Alkyl peroxy radical reaction kinetics as measured using near-infrared continuous wave cavity ring-down spectroscopy [M]. 2003.
- [21]Kaser L., A. Peron, M. Graus, et al. Interannual variability of terpenoid emissions in an alpine city [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2022, 22(8): 5603–18.
- [22]Oderbolz D. C., S. Aksoyoglu, J. Keller, et al. A comprehensive emission inventory of biogenic volatile organic compounds in Europe: improved seasonality and land-cover [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013, 13(4): 1689–712.
- [23]Simon V., L. Dumergues, J.-L. Ponche, et al. The biogenic volatile organic compounds emission inventory in France – Application to plant ecosystems in the Berre-Marseilles area (France) [J]. Science of the Total Environment, 2006, 372(1): 164–82.
- [24]Simon V., L. Dumergues, G. Solignac, et al. Biogenic emissions from Pinus halepensis: a typical species of the Mediterranean area [J]. Atmospheric Research, 2005, 74(1–4): 37–48.
- [25]Solmon F., C. Sarraz, D. Serca, et al. Isoprene and monoterpenes biogenic emissions in France: modeling and impact during a regional pollution episode [J]. Atmospheric Environment, 2004, 38(23): 3853–65.
- [26]Chang C.-C., J.-L. Wang, S.-C. C. Lung, et al. Seasonal characteristics of biogenic and anthropogenic isoprene in tropical-subtropical urban environments [J]. Atmospheric Environment, 2014, 99: 298–308.
- [27]Matsumoto J. Measurements of total ozone reactivity in a suburban forest in Japan [J]. Atmospheric Environment, 2021, 246.
- [28]Yi Y., J. Meng, Z. Hou, et al. Molecular Characteristics and Formation Mechanisms of Biogenic Secondary Organic Aerosols in the Summer Atmosphere at Mt. Tai on the North China Plain [J]. Aerosol and Air Quality Research, 2019, 19(12): 2671–82.
- [29]Qu F., Y. Huang, Y. Shen, et al. Enhanced VOC emission with increased temperature contributes to the shift of O₃-precursors relationship and optimal control strategy [J]. Journal of Environmental Sciences, 2025, 150: 218–29.
- [30]Pfannerstill E. Y., C. Arata, Q. Zhu, et al. Temperature-dependent emissions dominate aerosol and ozone formation in Los Angeles [J]. Science, 2024, 384(6702): 1324–9.
- [31]Niu Z., S. Kong, H. Zheng, et al. Temperature dependence of source profiles for volatile organic compounds from typical volatile emission sources [J]. Science of the Total Environment, 2021, 751.
- [32]Xu Z., Q. Zou, L. Jin, et al. Characteristics and sources of ambient Volatile Organic Compounds (VOCs) at a regional background site, YRD region, China: Significant influence of solvent evaporation during hot months [J]. Science of the Total Environment, 2023, 857.
- [33]Berezina E., K. Moiseenko, A. Skorokhod, et al. Impact of VOCs and NO_x on Ozone Formation in Moscow [J]. Atmosphere, 2020, 11(11).
- [34]Churkina G., F. Kuik, B. Bonn, et al. Effect of VOC Emissions from Vegetation on Air Quality in Berlin during a Heatwave [J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(11): 6120–30.
- [35]Qin M., Y. She, M. Wang, et al. Increased urban ozone in heatwaves due to temperature-induced emissions of anthropogenic volatile organic compounds [J]. Nature Geoscience, 2025, 18(1).
- [36]Ma M., Y. Gao, Y. Wang, et al. Substantial ozone enhancement over the North China Plain from increased biogenic emissions due to heat waves and land cover in summer 2017 [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019, 19(19): 12195–207.
- [37]Wang N., H. Wang, X. Huang, et al. Extreme weather exacerbates ozone pollution in the Pearl River Delta, China: role of natural processes [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2024, 24(2): 1559–70.
- [38]Liao D., L. Wang, Y. Wang, et al. Effects of heat waves on ozone pollution in a coastal industrial city: Meteorological impacts and photochemical mechanisms [J]. Atmospheric Pollution Research, 2024, 15(11).
- [39]Guerova G., N. Jones. A global model study of ozone enhancement during the August 2003 heat wave in Europe [J]. Environmental Chemistry, 2007, 4(5): 285–92.
- [40]Strong J., J. D. Whyatt, S. E. Metcalfe, et al. Investigating the impacts of anthropogenic and biogenic VOC emissions and elevated temperatures during the 2003 ozone episode in the UK [J]. Atmospheric Environment, 2013, 74: 393–401.
- [41]Castell N., A. F. Stein, R. Salvador, et al. The impact of biogenic VOC emissions on photochemical ozone formation during a high ozone pollution episode in the Iberian Peninsula in the 2003 summer season[C]// The impact of biogenic VOC emissions on photochemical ozone formation during a high ozone pollution episode in the Iberian Peninsula in the 2003 summer season. 7th Annual Meeting of the European-Meteorology-Society (EMS) / 8th European Conference on Applications of Meteorology, 2008.Oct 01–05, EUROPEAN METEOROL S, San Lorenzo de El Escorial, SPAIN. 2008.2: 9–15.
- [42]Islam M. R., T. Jayarathne, I. J. Simpson, et al. Ambient air quality in the Kathmandu Valley, Nepal, during the pre-monsoon: concentrations and sources of particulate matter and trace gases [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2020, 20(5): 2927–51.
- [43]Noreen A., M. F. Khokhar, N. Zeb, et al. Spatio-temporal assessment and seasonal variation of tropospheric ozone in Pakistan during the last decade [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25(9): 8441–54.