陈 晶,刘雨晨,付 晓.陆海气团交互过程对深圳市臭氧污染的影响 [J]. 中国环境科学, 2026,46(3):1185-1193.
Chen J, Liu Y C, Fu X. The impact of land-sea air masses interaction processes on ozone pollution in Shenzhen [J]. China Environmental Science, 2026,46(3):1185-1193.

陆海气团交互过程对深圳市臭氧污染的影响

陈 晶,刘雨晨,付 晓* (清华大学深圳国际研究生院,广东 深圳 518055)

摘要：为深入认识陆海交互过程对深圳市臭氧(O_3)的作用机制,基于深圳市 10a 间 O_3 浓度与气象观测数据、气象再分析资料及 HYSPLIT 后向轨迹模式,分析长距离气团输送和海陆风循环两类典型过程的时空特征及其对 O_3 浓度的影响.结果表明,影响深圳市的长距离输送气团按路径特征可归纳为海洋型、内陆型和沿海型 3 类,对应的 O_3 浓度平均值分别为(45.5±26.1),(68.4±30.6),(71.3±33.7)μg/m^3.其中,沿海型气团的 O_3 污染水平最高,发生频率为 39%,尤其在秋季具备较强的输送潜势,是导致深圳市 O_3 污染的重要输送来源.此外,海陆风循环进一步影响了深圳市的 O_3 浓度.深圳市 10a 间海陆风年均发生频率为 18.8%,春、夏季最为常见.海陆风日的低风速、局地逆温和再输送条件均有利于污染物的积聚与回流,其 O_3 浓度显著高于非海陆风日,年均差值可达 9.6%.其中秋季差异最为突出,O_3 平均浓度高出 12.28μg/m^3,主要与秋季晴朗干燥、背景风速较低、以及海陆风环流更容易建立等条件有关.综合来看,深圳市 O_3 污染受陆海气团交互过程显著调控,秋季应作为重点防控时段.

关键词：陆海交互；长距离传输；海陆风；臭氧污染
中图分类号：X51 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)03-1185-09

The impact of land-sea air masses interaction processes on ozone pollution in Shenzhen. CHEN Jing, LIU Yu-chen, FU Xiao* (Tsinghua Shenzhen International Graduate School, Shenzhen 518055, China). *China Environmental Science*, 2026,46(3)：1185~1193

Abstract：To better understand the impact of land-sea air masses interaction processes on ozone (O_3) pollution in Shenzhen, two typical land-sea interaction processes (long-range air masses transport and sea-land breeze (SLB) circulation) were analyzed based on ten years of observational ozone concentrations, meteorological dataset, meteorological reanalysis data and the HYSPLIT backward trajectory model. Long-range air masses were identified and further categorized into oceanic, coastal, and inland types according to trajectory pathways. The corresponding mean O_3 concentrations were (45.5±26.1), (71.3±33.7) and (68.4±30.6)μg/m^3, respectively. Among them, coastal air masses exhibited the highest O_3 pollution levels, with a frequency of 39%, and showed particularly strong transport potential in autumn, making it a major source of O_3 pollution in Shenzhen. In addition, the SLB circulation further influenced O_3 concentration in Shenzhen. The annual frequency of SLB days in Shenzhen over the past 10 years was 18.8%, with the highest occurrence in spring and summer. O_3 concentrations on SLB days were significantly higher than that on non-SLB days, with an average annual difference of 9.6%, primarily due to low wind speeds, inversions, and recirculation conditions. The difference was most pronounced in autumn (12.28μg/m^3) which could be attributed to favorable conditions, including clear and dry weather, lower background wind speeds, and a higher likelihood of SLB development. Overall, O_3 pollution in Shenzhen was strongly influenced by land-sea air masses interactions, particularly in autumn, which should be prioritized for mitigation.

Key words：land-sea interaction；long range transport；sea-land breeze；ozone pollution

由于人口密集、工业高度发达以及能源消耗强度大,沿海地区排放了大量一次污染物,从而形成了多个全球性的沿海空气污染热点区域,例如美国加州、中国长江三角洲和中国粤港澳大湾区等[1-4].沿海城市的大气环境不仅受到本地排放的直接影响,还受陆地气团和海洋气团在动力与化学过程上的耦合作用(陆海交互过程)所调控,从而使得沿海空气质量问题呈现出显著的复杂性.研究表明,陆海交互过程通过大尺度输送和中尺度环流两种途径显著影响沿海城市臭氧(O_3)污染[5-7].一方面,季风环流、锋面系统等大尺度天气过程能够将内陆工业区、城市群或其他污染源排放的 O_3 前体物和二次污染物输送至数百至数千公里外的沿海地区[5,8-9].这种跨区域传输不仅增加了沿海城市的污染负荷,还可在传输过程中通过化学反应生成 O_3,导致区域污染加剧[10-11].另一方面,海陆风(SLB)等中尺度环流对污染物累积、回流和稀释起关键作用[12-14].夜间陆风可将内陆积累的 O_3 及其前物输送至近海区域并在该

收稿日期：2025-08-12
基金项目：深圳市基础研究面上项目(JCYJ20220530143007016);广东省自然科学基金面上项目(2025A1515012215)
* 责任作者, 副教授, fu.xiao@sz.tsinghua.edu.cn

体区域发生积聚.次日白天,在海风与低空急流的共同作用下,高浓度 O_3 回流至内陆从而能够导致地面 O_3 浓度上升,加重城市地区如洛杉矶[15]、中国东南沿海[11]及长江三角洲[16]等地的 O_3 污染.总体来看,来自陆地和海洋的气团能够发生复杂的物理和化学相互作用,显著影响污染物的传输、混合与转化,使得沿海地区的区域污染成因更加复杂[17].

深圳市毗邻南海和太平洋,是我国典型的沿海城市.近年来深圳市通过系列政策措施有效推动了 $PM_{2.5}$ 污染治理,但受复杂气象条件与区域传输叠加的影响,O_3 污染问题依旧严峻[18-20].研究显示[4,21-22],来自华北平原、珠江三角洲和东南亚等地区的大陆污染气团均可以途经海洋输送至深圳,加重 O_3 污染负担.陆海交互背景下,外来输送与本地生成过程的耦合增加了深圳市 O_3 污染治理的复杂性.然而,现有研究对不同尺度气象动力过程在深圳市 O_3 污染形成中的作用机制及量化贡献仍缺乏系统分析.

本研究利用深圳市 10a 间地面 O_3 和气象观测数据及气象再分析资料,结合后向轨迹模拟与聚类分析,识别影响深圳市的长距离气团输送类型,探讨其季节性特征及对 O_3 污染的影响;构建海陆风判别标准,识别海陆风发生时段,分析其发生频率、气象条件及与 O_3 浓度的关系,揭示典型陆海交互背景下多尺度动力机制对深圳市 O_3 污染的综合影响.

1 材料与方法

1.1 后向气流轨迹模型

本研究使用由美国国家海洋和大气管理局(NOAA)空气资源实验室(ARL)开发的拉格朗日混合单粒子轨道模型(HYSPLIT,https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT.php),对 2011~2020 年间深圳市上空 300m 高度(对应海洋边界层中部)的大气气团开展后向轨迹模拟.模拟频率为每 3h 一次,单次轨迹长度为 168h(7d),以获取高时间分辨率的气团输送信息.随后,采用聚类分析方法对轨迹样本进行分类处理,以识别主导的气团输送路径和来源区域.HYSPLIT 输入的气象数据来自美国国家环境预报中心(NCEP)的全球数据同化系统(GDAS,https://www.ncei.noaa.gov/products/weather-climate-models/global-data-assimilation)提供的气象再分析数据,它将来自地面、探空、卫星、雷达等多源观测数据通过数值天气预报模型进行融合(数据同化),生成对全球大气状态的最优估计,该数据空间分辨率为 1°×1°、时间分辨率为 3h.

1.2 海陆风事件识别方法

1.2.1 气象数据获取 基于风向变化、持续时间和陆海温度差异来识别海陆风事件,从而研究其对深圳市 O_3 浓度的影响.选取位于沿海区域的深圳市宝安监测站(22.6°N,113.8°E)作为代表站点,该站点能够较好反映陆海交互过程对区域大气环境的影响.2011~2020 年间的站点气象数据(风向、风速、陆地 2m 高度气温)和 O_3 监测数据来源于中国环境监测总站提供的逐小时观测记录(https://quotsoft.net/air/).对于整日数据缺失的情况,将其从分析中剔除;对于缺失部分数据但日有效数据大于 18 个时次,采用相邻时次的加权平均值进行插值处理,以确保数据的连续性和一致性.此外,海面温度(SST)来源于欧洲中期天气预报中心(ECMWF)的第五代再分析数据集(ERA5,https://cds.climate.copernicus.eu/),用于计算陆海温度差异,空间分辨率为 0.25°×0.25°、时间分辨率为 1h.

1.2.2 背景风场剔除与局地海陆风环流计算 深圳市位于中国南部沿海,地处广东省东南部,处于东南季风的影响范围内,具有典型的季风气候特征.夏季,由于海洋温度低于陆地,盛行自海洋吹向陆地的南风;而冬季,陆地降温迅速,盛行自陆地吹向海洋的北风.此类季风的交替作用不仅塑造了深圳显著的季节性气候差异,也在一定程度上影响着局地风场结构.基于此,为更准确识别海陆风事件,分析中进一步剔除了背景风场的影响.本研究参考相关文献[23-26],具体方法为:首先,将逐小时风观测数据分解为经向分量(u_i)和纬向分量(v_i),然后分别计算其日平均值($\overline{u}$ 和 $\overline{v}$),用以代表当天的背景风场:

$$u_i = -\mathrm{ws}_i \cdot \sin(\theta_i) \tag{1}$$

$$v_i = -\mathrm{ws}_i \cdot \cos(\theta_i) \tag{2}$$

$$\overline{u} = \frac{1}{24}\sum_{i=1}^{24} u_i \tag{3}$$

$$\overline{v} = \frac{1}{24}\sum_{i=1}^{24} v_i \tag{4}$$

随后,将每小时的风分量 u_i 与 v_i 分别减去对应的日平均背景风分量 $\overline{u}$ 和 $\overline{v}$,得到剔除背景风后的局地风分量:

$$u_{\mathrm{slb},i}=u_i-\overline{u} \tag{5}$$

$$v_{\mathrm{slb},i}=v_i-\overline{v} \tag{6}$$

最后,基于调整后的风速($u_{\mathrm{slb},i}$)和风向($v_{\mathrm{slb},i}$),进一步计算不受背景风干扰的局地海陆风环流风场.相关计算公式如下:

$$\mathrm{ws}_{\mathrm{slb},i}=\sqrt{u_{\mathrm{slb},i}^2+v_{\mathrm{slb},i}^2} \tag{7}$$

$$\theta_{\mathrm{slb},i}=\arctan(-\frac{u_{\mathrm{slb},i}}{v_{\mathrm{slb},i}}) \tag{8}$$

式中:ws_i为第 ih 的实测风速,m/s;θ_i为第 ih 的实测风向,°;u_i和 v_i为第 ih 的纬向和经向风分量;$\overline{u}$ 和 $\overline{v}$ 为纬向和经向风分量的日平均值,代表背景风场;$u_{\mathrm{slb},i}$ 和 $v_{\mathrm{slb},i}$ 为第 ih 的风分量相对于日平均值的偏差,即去除背景风后的局地风分量;$\mathrm{ws}_{\mathrm{slb},i}$ 和 $\theta_{\mathrm{slb},i}$ 为第 ih 经调整后海陆风环流风速和风向.

1.2.3　海陆风事件判定标准　参考相关文献[25,27],并结合深圳市宝安监测站点所在区域的海岸线走向,建立的海陆风事件判定标准如下:海风风向范围为165°~315°,陆风风向范围为315°~360°和0°~165°.海风时段设定为当地时间 14:00~21:00,陆风时段为当地时间 1:00~8:00.若某一天同时满足以下条件,则判定为海陆风日:(1)在陆风时段内,陆风持续时间不少于 4h,且 SST 高于陆地 2m 气温的时长不少于 6h;(2)在海风时段内,海风持续时间不少于 4h,且 SST 低于陆地 2m 气温的时长不少于 6h.海陆风日的筛选流程如图 1 所示.

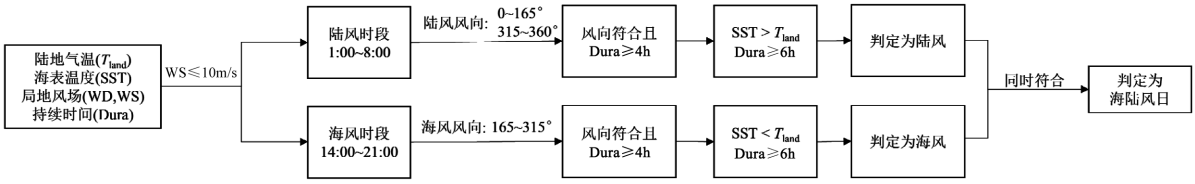


图 1　海陆风日判定流程示意

Fig.1　Flowchart of sea−land breeze days selection

2　结果与讨论

2.1　长距离气团输送对于 O_3 的影响

2.1.1　深圳市气团输送路径及其季节性特征　利用 HYSPLIT 模型模拟了深圳市 2011~2020 年间气团 168h 的后向轨迹,结合聚类方法识别出 8 类主要的气团输送路径(图 2(a)).依据气团的起源区域及其地理特征,可将 8 类气团进一步划分为 3 种类型:海洋气团(第 1 类、第 5 类和第 6 类)、沿海气团(第 4 类、第 7 类)和内陆气团(第 2 类、第 3 类和第 8 类).其中,海洋气团出现频率最高(占比约 46%),主要起源于南海及西太平洋,代表西南至偏东南风向下的清洁传输路径;沿海气团(占比约 39%)通常起源于华东及长江三角洲沿岸地区,沿中国东部沿海向南延伸,最终抵达珠三角,主要对应偏东北至偏东风向;内陆气团频率相对较低(仅占 15%),源区广泛,可以溯源至西伯利亚、中亚、印度乃至中东、非洲等区域,代表偏北至西北风向的陆源输送通道.综合来看,沿海气团与海洋气团具有较高的出现频率,因此在区域污染物传输及陆海相互作用中发挥关键作用,能够显著影响深圳市的空气质量.

图 2(b)表明,春季气团类型分布多样,海洋、沿海与内陆气团交替主导,这一特征与春季处于东亚季风转换期密切相关.此时北方冷空气活动逐渐减弱,而南海夏季风尚未完全建立,导致不同方向气团频繁在华南地区交汇,使深圳上空气团呈现多源并存的格局.夏季则由海洋气团主导,其中第 5 类气团出现频率最高.在西太平洋副热带高压控制下,稳定的偏南气流将南海及西太平洋气团输送至深圳并显著抑制内陆气团的输入,表现为内陆气团频率显著降低,部分内陆气团(如类别 2 和 3)几乎完全缺失.秋季主要受沿海气团影响(如类别 4),随着副热带高压位置南撤,东部沿海偏东和偏东北气流逐渐增强,使得来自华东和华北地区的气团能够沿东部沿海低空通道向南输送,并在途经城市群时积累污染物,因而沿海气团在秋季频繁出现并表现出较高的污染潜势.冬季则由内陆气团和沿海气团共同控制,受西伯利亚高压和冷空气频繁爆发的影响,北方干冷气团大量南下,使内陆气团出现频率显著增加,其中第 3 类和第 8 类等典型内陆气团的出现频率显著上升.与此同时,东部沿海偏东气流仍有一定活跃度,部分沿海气团依然存在,使冬季深圳

上空气团结构呈现出陆源与沿海输送并存的复合性特征.

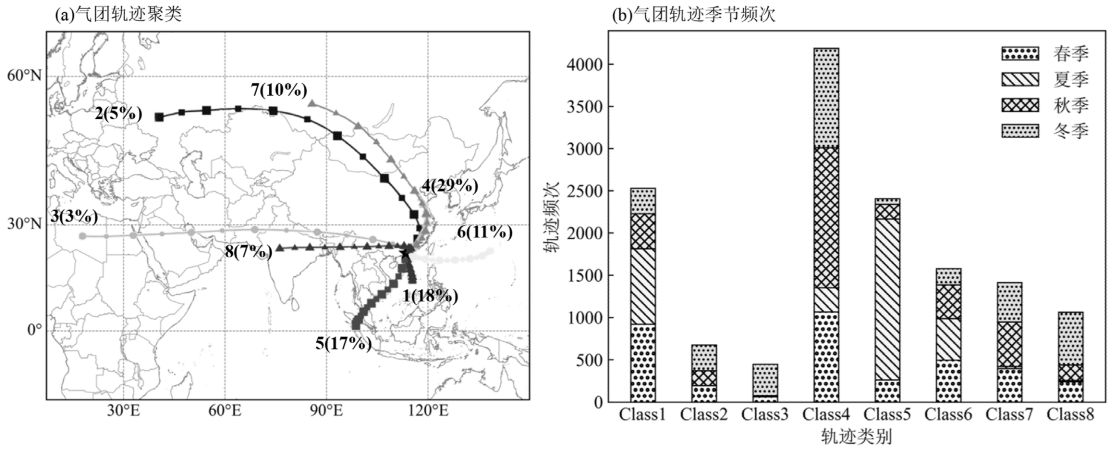


图 2 深圳地区气团后向轨迹聚类与季节频次分布(2011~2020)

Fig.2 Cluster analysis and seasonal frequency distribution of air mass backward trajectories in Shenzhen (2011~2020)

2.1.2 不同来源气团 O_3 浓度及污染特征 结合地面 O_3 监测数据统计分析了不同气团轨迹中 O_3 超标的频次及占比,其中超标判定依据《环境空气质量标准》(GB 3095—2012)中规定的日最大 8h 平均值一级浓度限值(100μg/m^3).结果显示(表 1),来自内陆和沿海地区的气团中 O_3 超标轨迹比例较高,平均约为 31.6%;而来源于海洋的气团整体较为清洁,其 O_3 超标轨迹的平均比例仅为 8.6%.表明不同来源气团在输送过程中的 O_3 污染特征存在显著差异.

表 1 各类气团 O_3 污染情况统计

Table 1 Overview of ozone pollution in different air masses

类别		轨迹数量	O_3 超标轨迹数量	超标轨迹占比(%)
海洋	1	1708	214	12.5
	5	1624	78	4.8
	6	1012	87	8.5
内陆	2	343	119	34.0
	3	269	80	29.7
	8	625	179	28.6
沿海	4	2741	874	31.8
	7	864	293	33.9

如图 3 所示,海洋气团、内陆气团和沿海气团的 O_3 浓度平均值分别为(45.5±26.1),(68.4±30.6),(71.3±33.7)μg/m^3.沿海气团的 O_3 浓度最高,且其超标轨迹数量远高于海洋气团和内陆气团.其中第 4 类气团对全部超标轨迹的贡献最大,约占超标轨迹总量的 45.4%,表明其不仅频次高、而且污染程度强,是导致深圳市 O_3 超标的重要输送路径.表明沿海气团的长距离传输在深圳 O_3 污染中具有关键作用.其主要机制可归结为 3 个方面:首先,沿海气团受双重污染源影响.在传输过程中,沿海气团既受到上游城市和工业区排放的 NO_x 和 VOCs 贡献,又易受近海船舶和港口活动排放的叠加影响,导致进入深圳的沿海气团携带更高浓度的 O_3 前体物,为 O_3 生成提供了丰富的化学条件.其次,沿海气团在秋冬季节占主导地位(图 2(b)).该时期副热带高压位置偏弱、低层输送通道畅通,沿海气团在大尺度环流作用下更易向深圳输送.同时,秋冬季边界层高度通常较低,垂直混合受限,使得 O_3 及其前体物在近地层更易积聚[28].最后,在长距离传输背景下,深圳市 O_3 浓度还受到海陆风环流的显著调节.当深圳受海洋气团影响时,气团主要来自南海及西太平洋方向,输送路径与海风一致,二者同向叠加使近地层输送效率增强,扩散条件改善,深圳 O_3 浓度总体维持在较低水平.相比之下,当深圳受沿海气团影响时,气团通常起源于华北平原,沿中国东部沿海向南延伸,其输送路径与海风方向相反,形成明显的动力对抗.这种对抗削弱了近地层风速,降低了水平扩散效率,同时在低边界层高度的约束下,导致 O_3 在近地层更易累积,从而进一步加剧 O_3 污染[29].

2.1.3 长距离传输过程中的陆海气团相互作用及其对 O_3 污染的影响 O_3 浓度的异常变化趋势与 O_3 的长距离输送过程密切相关[11].输送作用能够削弱 O_3 夜间清除机制,使得部分夜间时段 O_3 浓度并未因

光化学反应中断而明显下降,反而持续维持在高水平,从而能够增强 O_3 的累积效应.

为了揭示陆海气团相互作用对 O_3 污染的影响机制,选取两个具有代表性的 O_3 夜间污染异常过程进行个例分析,分别为冷季污染过程(2018 年 11 月 10~23 日,图 4(a))和暖季污染过程(2019 年 5 月 18~ 29 日,图 4(b)).在这两个典型过程中,斜线(点状)阴影标示的时段内多次出现夜间 O_3 浓度维持在较高水平的现象,明显偏离其典型的日变化规律(即白天升高、夜间降低).例如,在暖季案例中,自 5 月 21 日起多个夜间时段 O_3 浓度均维持在较高水平,表明可能存在较强的区域输送作用或边界层残留等过程的共同影响;而冷季过程中尽管光化学反应整体较弱,但在 11 月 13~15 日期间,夜间 O_3 浓度同样未出现明显下降.这些现象表明,在特定气象条件下,区域输送机制可能在夜间持续发挥作用,从而维持较高的 O_3 背景浓度,对空气质量构成影响.

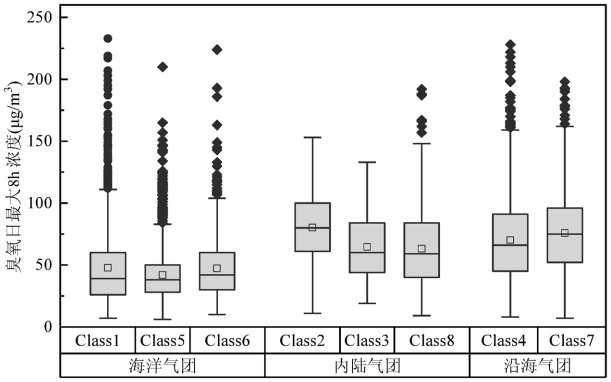


图 3　各类气团 O_3 日最大 8h 浓度分布

Fig.3　Distribution of daily maximum 8 hour ozone concentrations across different airmass categories

正方形表示均值,箱体中央横线表示中位数,上下须线表示四分位数范围,菱形散点表示离群值

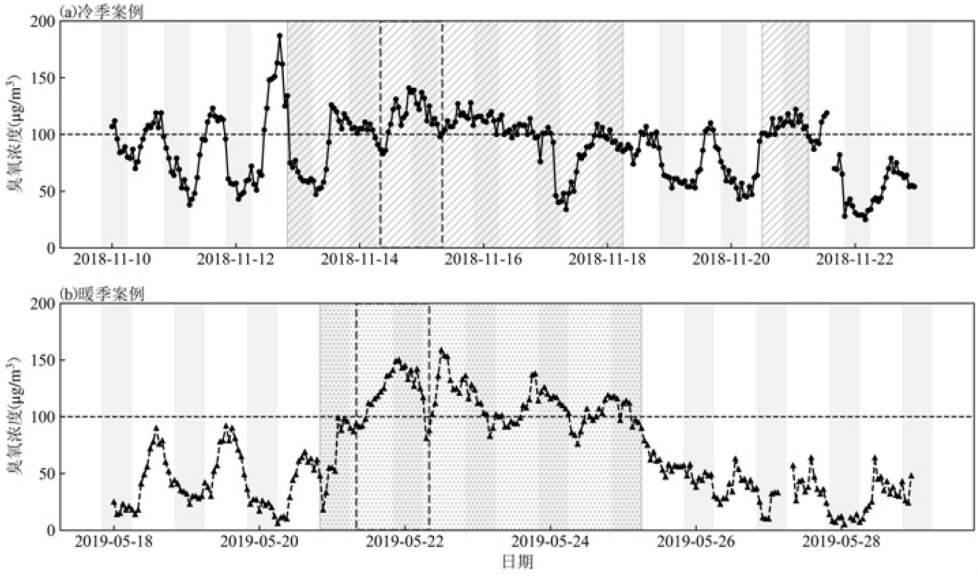


图 4　冷季和暖季案例 O_3 日变化曲线

Fig.4　Diurnal variation of ozone concentrations in the cold-season and warm-season cases

斜线阴影和点状阴影表示臭氧异常变化区间,灰色阴影表示夜间时段(北京时间 20:00 至次日 6:00),灰色虚线表示 O_3 日最大 8h 平均值国家一级标准限值(100μg/m^3)

为了验证典型案例时段内 O_3 日变化特征是否受到区域输送的影响,选取图 4 中的 2 个典型时段(2018-11-14 8:00~2018-11-15 8:00 和 2019-5-21 8:00~2019-5-22 8:00)结合地面风场分布以及气流后向轨迹进行了综合分析.如图 5 所示,10m 高度风场与海平面气压分布(图 5(a)、5(c))以及 96h 后向气团轨迹模拟结果(图 5(b)、5(d))均显示案例时段内深圳受到来自中国东部及东海方向的显著远距离气团输送影响.在暖季案例中,华北地区受低压系统控制,而南方地区则处于高压反气旋的主导影响下.该高压系统在东海上空形成顺时针环流,推动东北风沿中国东南沿海向南输送,将上风向相对污染的气团推进至珠三角区域.同时,南海上空受到偏南气流控制,在珠江口以南海域形成低层辐合

带,为污染物在垂直方向上的积聚创造了有利的动力和气象条件.后向轨迹分析表明,该阶段的气团主要归属于第 4 类沿海气团,反映出一次典型的陆海气团交汇过程.该类气团在传输过程中先后受到海洋天然排放与沿岸城市群工业及交通排放的共同影响,因而在输送至珠三角地区时可能已携带一定浓度的 O_3 及其前体物.而在冷季案例中,大陆高压系统显著增强,控制范围扩展至整个华北及东北地区,其所带来的顺时针偏北气流在黄海和东海上空形成持续的东北风,为来自华北平原、长江三角洲地区的污染物向南输送提供了有利的大尺度环流条件.后向轨迹显示,该时段的气团同样主要归属于第 4 类沿海气团,进一步验证了东北风在区域性污染物输送中的主导作用.值得注意的是,在冷季光化学反应活性较弱、O_3 本地生成受限的背景下,持续的远距离输送过程仍可维持珠三角地区较高的 O_3 浓度,凸显了跨区域输送在非典型生成条件下对 O_3 污染水平的关键性影响.综合来看,沿海气团的区域输送在不同季节背景下均可能成为推动 O_3 污染的重要因素.

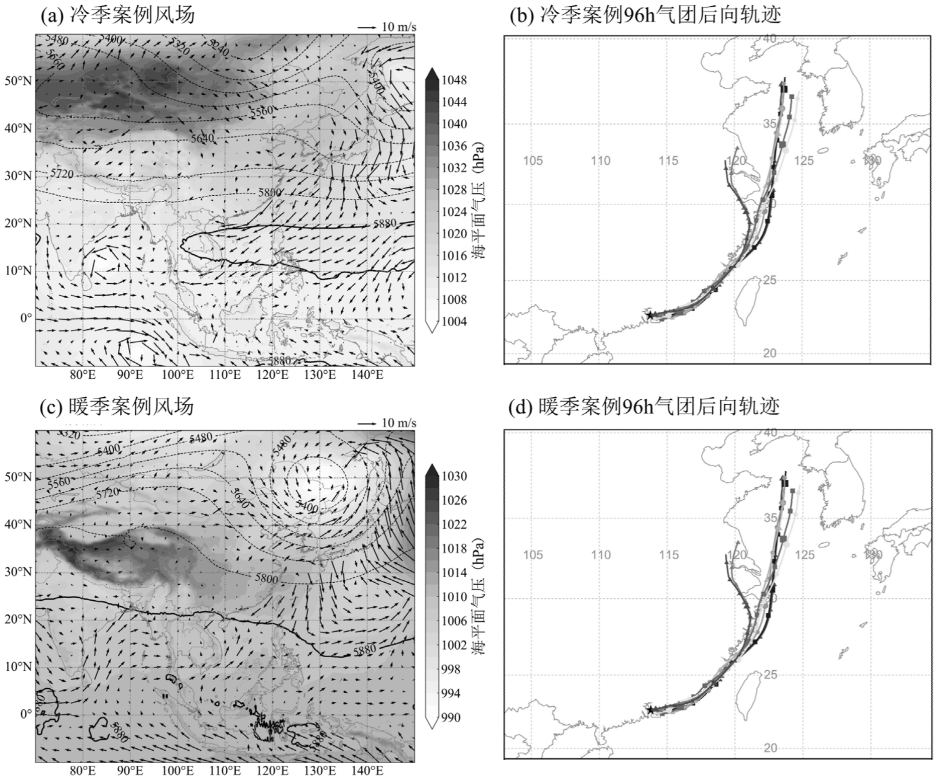


图 5 暖季和冷季典型案例的 10m 高度平均风场分布及逐 3h 计算的 96h 气团后向轨迹

Fig.5 10−meter wind field patterns and 96−hour backward trajectories of air masses initialized every 3 hours for representative cold and warm season cases

2.2 海陆风循环过程对于 O_3 的影响

2.2.1 海陆风日特征分析 筛选 2011~2020 年间深圳市的海陆风(SLB)日,如图 6 所示,根据筛选结果,10a 间海陆风事件的年平均发生频率为 18.8%.在季节分布方面,海陆风日主要集中在春季(3~5 月)和夏季(6~8 月),平均发生频率分别为 25.1%和 25.3%.相比之下,秋季(9~11 月)和冬季(12、1~2 月)的海陆风事件发生频率显著较低,分别为 8.9%和 15.8%.与其他相关研究结果较为一致[27],表明季节变化在海陆风事件的发生中具有关键影响.

海陆风事件主要由陆地与海洋之间的热力差异驱动,并受到气压梯度变化以及背景风场季节性演变的共同影响.图 7 表明,在风向特征上,海陆风日通常在 10:00~20:00 期间出现由偏东风向偏西风的系统性转变,尤以夏季显著;而非海陆风日的风向则呈轻微摆动,缺乏系统性转变.该差异主要由陆海热力不均引起的气压梯度变化所致:在晴朗、太阳辐射强烈的条件下,陆地升温迅速,形成局地低压区,增强

了海风环流的驱动力;反之,在非海陆风日,气压梯度较弱,背景风场占主导地位,抑制了局地环流的发展.从风速来看,海陆风日的平均风速为 2.97m/s,明显低于非海陆风日的 3.37m/s,反映出前者以局地热力驱动为主,风速相对较弱,而后者更易受到大尺度天气系统影响.在气温方面,海陆风日的地表气温普遍高于非海陆风日.其主要原因在于海陆风日多出现在晴朗少云的天气条件下,太阳辐射更强,地表吸收热量增加从而加热近地层大气.而在非海陆风日,由于云量较多、气压梯度较弱,地表辐射加热受限,导致近地层温度相对偏低.总体而言,海陆风日与非海陆风日在风场结构和热力条件上存在显著差异,这可能进一步影响 O_3 的生成、积累与输送过程.

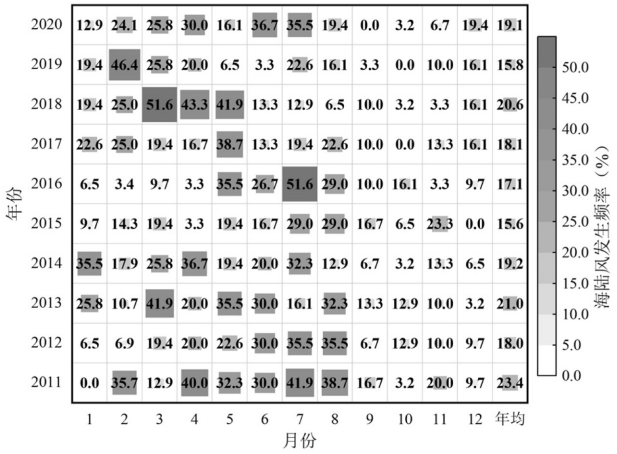


图 6　2011~2020 年间深圳市海陆风日的月均出现频率

Fig.6　Average monthly frequency of sea−land breeze days in Shenzhen from 2011 to 2020

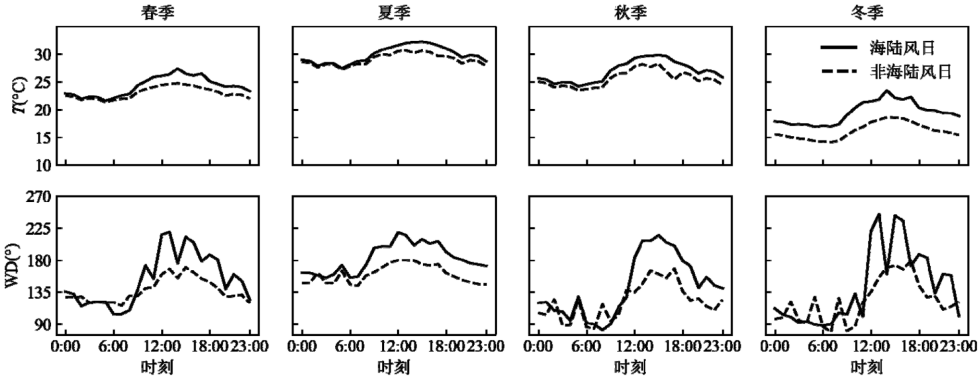


图 7　海陆风日与非海陆风日气温与风向对比

Fig.7　Comparison of temperature and wind directio between sea−land breeze and non−sea−land breeze days

2.2.2　海陆风日对于 O_3 浓度的影响　根据地面 O_3 的监测数据,由图 8 可见,2011~2020 年间海陆风日与非海陆风日的年均 O_3 浓度分别为 60.4,55.1μg/m^3,海陆风日的 O_3 浓度较非海陆风日高出约 9.6%.这一现象与海陆风日的典型气象条件密切相关:一方面,海陆风日通常伴随气温升高,因而在午后高温和充足辐射的共同作用下,光化学反应加剧,导致 O_3 生成速率增加.另一方面,海陆风日通常伴随低风速和风向频繁切换的特征(图 7),使得近地层污染物的水平扩散能力显著降低[30-31].此外,白天海风入侵时,较冷、湿润的海洋空气与陆地上较暖、干燥的空气相遇,在沿海地区近地层形成逆温结构.这种逆温现象增强了大气层结的稳定性,显著抑制了垂直湍流的发展,进而降低了污染物(包括 O_3 及其前体物)的垂直扩散能力,污染物容易在近地层堆积;夜间陆风回流则将残余的高 O_3 输送至近海上空,由于氮氧化物(尤其是 NO)浓度较低,对于 O_3 滴定反应减弱,形成滞留区,次日海风再次入侵时,这部分 O_3 又被回输到陆地,从而形成局地再循环效应.受低风速、输送效率低及再循环作用的共同影响,海陆风日的近地层扩散条件较差,更容易造成 O_3 累积和高浓度事件[2,5,15,32-33].从 O_3 的日变化特征来看,海陆风日与非海陆风日均呈现出典型的“单峰型”变化,即清晨浓度较低,随后在午后(14:00~16:00)达到峰值,海陆风日的 O_3 日间峰值均显著高于非海陆风日,且上升速率更快、下降更缓慢,进一步表明海陆风不仅在午后促进了 O_3 的持续累积,还通过局地再循环延缓了其消散.

海陆风日的 O_3 浓度在四季均高于非海陆风日,表明其对 O_3 污染的增强作用具有普遍性.其中,秋季的差异最为显著,平均浓度高出 12.28μg/m^3,增幅达 18.7%.这可能与秋季晴朗干燥、背景风速较低、

以及海陆风环流更容易建立等有利条件有关,有助于污染物的积聚与再循环.虽然春季和夏季海陆风的发生频率最高,但其对 O_3 浓度的调节作用相对有限.春季受高湿度、云量多及降水频繁的影响,光化学反应效率较低,同时大尺度背景风速适中,削弱了海陆风在近地层输送中的主导作用,因此 O_3 差异不明显.夏季虽然海陆风发生频率同样较高,但由于海风与大尺度南风同向叠加,低层输送效率增强,污染物更易被稀释;再加上夏季高湿度和频繁对流降水,O_3 累积受到显著抑制.相比之下,虽秋季海陆风发生频率较低,但副热带高压南撤导致大尺度背景风速减弱,海陆风更易主导近地层输送;同时深圳秋季辐射充足、湿度较低、降水稀少,光化学反应效率仍然更高,并伴随稳定的陆风回流形成局地再循环效应,使得秋季海陆风对 O_3 浓度的提升最为显著.

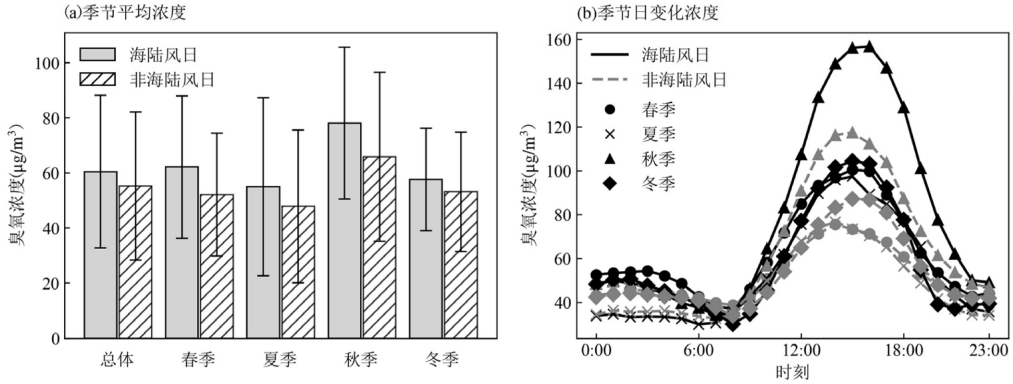


图 8 不同季节海陆风日与非海陆风日的臭氧浓度对比

Fig.8 Comparation of ozone concentrations between sea-land breeze and non-sea-land breeze days across different seasons

由于本研究在海陆风识别过程中采用了剥离大尺度背景风的数学方法,所获取的海陆风环流特征在物理上独立于长距离输送过程,因此在现有方法框架下无法直接量化大尺度长距离传输与海陆风环流对 O_3 污染的协同效应.未来研究可结合高分辨率数值模式,在明确长距离输送背景的条件下模拟海陆风的动力学特征,量化不同输送路径、气象因子及本地排放对 O_3 浓度的相对贡献,从而更全面地理解陆海交互过程对深圳市 O_3 污染的影响.

3 结论

3.1 基于 HYSPLIT 轨迹模拟与聚类分析,识别了 10a 间影响深圳市的 8 类长距离传输气团,可分为海洋气团、沿海气团及内陆气团 3 大类.其中春季气团来源多样;夏季以清洁海洋气团为主;而秋冬季则表现出以陆源与沿海气团主导的结构,具备一定的污染输送风险.

3.2 海洋气团、内陆气团和沿海气团的 O_3 浓度平均值分别为 (45.5±26.1),(68.4±30.6),(71.3±33.7)μg/m^3.沿海气团表现出最高的 O_3 超标轨迹数量及其对应的平均 O_3 浓度,与其传输路径中的污染累积效应、不利的气象扩散条件和海陆风的调节作用密切相关.沿海气团的长距离输送过程在冷暖季节均是导致深圳市 O_3 污染的重要传输机制,可打破 O_3 的典型日变化规律,使其夜间浓度维持在较高水平,进而加剧 O_3 污染.

3.3 海陆风循环过程对深圳市地面 O_3 浓度具有显著影响.深圳市海陆风日的年均 O_3 浓度较非海陆风日高出 9.6%.其中,秋季的差异最为显著,O_3 平均浓度高出 12.28μg/m^3,主要与秋季晴朗干燥、背景风速较低、以及海陆风环流更容易建立等条件有关.

3.4 陆海交互过程可在不同季节和气象背景下显著改变 O_3 浓度水平及其日变化规律.其中秋季受长距离传输与海陆风局地再循环的显著调控,需作为深圳市 O_3 污染防控的重点季节.

参考文献:

[1] Guo H, Wang T, Blake D R, et al. Regional and local contributions to ambient non-methane volatile organic compounds at a polluted rural/coastal site in Pearl River Delta, China [J]. Atmospheric Environment, 2006,40(13):2345-2359.

[2] Liu H P, Chan J C. An investigation of air-pollutant patterns under sea-land breezes during a severe air-pollution episode in Hong Kong [J]. Atmospheric Environment, 2002,36(4):591-601.

[3] 张倩倩,张兴赢.基于卫星和地面观测的 2013 年以来我国臭氧时空分布及变化特征 [J]. 环境科学, 2019,40(3):1132-1142.
Zhang Q Q, Zhang X Y. Ozone spatial-temporal distribution and trend over China since 2013: insight from satellite and surface observation [J]. Environmental Science, 2019,40(3):1132-1142.

[4] Wang H, Lyu X P, Guo H, et al. Ozone pollution around a coastal region of South China Sea: interaction between marine and continental air [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018,18(6):4277-4295.

[5] Sudo K, Akimoto H. Global source attribution of tropospheric ozone: Long-range transport from various source regions [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2007,112(D12):D12302.

[6] Akimoto H, Mukai H, Nishikawa M, et al. Long-range transport of ozone in the East Asian Pacific rim region [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 1996,101(D1):1999-2010.

[7] Bertschi I T, Jaffe D A. Long-range transport of ozone, carbon monoxide, and aerosols to the NE Pacific troposphere during the summer of 2003: Observations of smoke plumes from Asian boreal fires [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2005,110 (D5):D05303.

[8] Deng T, Wang T J, Wang S Q, et al. Impact of typhoon periphery on high ozone and high aerosol pollution in the Pearl River Delta region [J]. Science of the Total Environment, 2019,668:617-630.

[9] Emery C, Tai E. Enhanced meteorological modeling and performance evaluation for two texas ozone episodes, 2001 [C].

[10] Fu J S, Hsu N C, Gao Y, et al. Evaluating the influences of biomass burning during 2006BASE-ASIA: a regional chemical transport modeling [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2012,12(9):3837-3855.

[11] Zheng Y H, Jiang F, Feng S Z, et al. Long-range transport of ozone across the eastern China seas: a case study in coastal cities in southeastern China [J]. Science of the Total Environment, 2021,768:144520.

[12] Gangoiti G, Alonso L, Navazo M, et al. Regional transport of pollutants over the Bay of Biscay: analysis of an ozone episode under a blocking anticyclone in west-central Europe [J]. Atmospheric Environment, 2002,36(8):1349-1361.

[13] Liu K Y, Wang Z F, Hsiao L F. A modeling of the sea breeze and its impacts on ozone distribution in northern Taiwan [J]. Environmental Modelling & Software, 2002,17(1):21-27.

[14] Seaman N L, Michelson S A. Mesoscale meteorological structure of a high-ozone episode during the 1995NARSTO-Northeast study [J]. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 2000,39(3):384-398.

[15] Geddes J A, Wang B, Li D. Ozone and nitrogen dioxide pollution in a coastal urban environment: The role of sea breezes, and implications of their representation for remote sensing of local air quality [J]. Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 2021,126(18): e2021JD035314.

[16] Zhao D D, Xin J Y, Wang W F, et al. Effects of the sea-land breeze on coastal ozone pollution in the Yangtze River Delta, China [J]. Science of the Total Environment, 2022,807:150306.

[17] 许雅姿,杨亦成,刘永吉,等.典型大气环流对天津市大气 $PM_{2.5}$ 与 O_3 复合污染的影响特征 [J]. 中国环境科学, 2023,43(10):5078-5087.
Xu Y Z, Yang Y C, Liu Y J, et al. Impact characteristics of typical atmospheric circulation on the combined pollution of $PM_{2.5}$ and O_3 in Tianjin [J]. China Environmental Science, 2023,43(10):5078-5087.

[18] 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.

[19] Zeren Y Z, Guo H, Lyu X P, et al. An ozone "Pool" in South China: Investigations on atmospheric dynamics and photochemical processes over the Pearl River Estuary [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2019,124(22):12340-12355.

[20] 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.

[21] Li J, Zhang G, Guo L, et al. Organochlorine pesticides in the atmosphere of Guangzhou and Hong Kong: regional sources and long-range atmospheric transport [J]. Atmospheric Environment, 2007,41 (18):3889-3903.

[22] Xing J, Wang S X, Jang C, et al. Nonlinear response of ozone to precursor emission changes in China: a modeling study using response surface methodology [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2011, 11(10):5027-5044.

[23] Cao J H, Liu X M, Li G P, et al. Analysis of the phenomenon of lake-land breeze in Poyang Lake area [J]. Plateau Meteorology, 2015, 34(2):426-435.

[24] Shen L X, Zhao C F, Ma Z S, et al. Observed decrease of summer sea-land breeze in Shanghai from 1994 to 2014 and its association with urbanization [J]. Atmospheric Research, 2019,227:198-209.

[25] Qiu X H, Ying Q, Wang S X, et al. Significant impact of heterogeneous reactions of reactive chlorine species on summertime atmospheric ozone and free-radical formation in north China [J]. Science of the Total Environment, 2019,693:133580.

[26] 邱晓暖,范绍佳.自动气象站资料在海陆风等局地环流研究中的应用 [J]. 中山大学学报, 2013,52(2):133-136.
Qiu X Y, Fan S J. Study on the application of auto-meteorological station data in local circulations analysis such as the sea-land breeze [J]. Acta Scientiarum Naruralium Universitatis Sunyatseni, 2013,52(2): 133-136.

[27] Xie J L, Sun J R, Li Y Y, et al. Sea-land breezes in the Guangdong-Hong Kong-Macau Greater Bay Area coastal zone from 2013 to 2022 [J]. Atmospheric Research, 2023,296:107044.

[28] Miao Y, Che H, Zhang X, et al. Relationship between summertime concurring $PM_{2.5}$ and O_3 pollution and boundary layer height differs between Beijing and Shanghai, China [J]. Environmental Pollution, 2021,268(Pt A):115775.

[29] Liu C, Wang H, Li L, et al. Impacts of sea-land breeze on the coastal ozone in the Pearl River Delta, China (in press) [J]. Journal of Environmental Sciences, 2025.

[30] 何　礼.上海海陆风对臭氧污染的影响 [D]. 上海:华东师范大学, 2018.
He L. Sea-land breeze and its impact on ozone pollution in Shanghai [D]. Shanghai: East China Normal University, 2018.

[31] 吴　蒙,罗　云,吴　兑,等.珠三角干季海陆风特征及其对空气质量影响的观测 [J]. 中国环境科学, 2016,36(11):3263-3272.
Wu M, Luo Y, Wu D, et al. Observation on the characteristics of sea-land breezes and its influence to air quality over Pearl River Delta region during dry season [J]. China Environmental Science, 2016,36 (11):3263-3272.

[32] Stauffer R M, Thompson A M, Martins D K, et al. Bay breeze influence on surface ozone at Edgewood, MD during July 2011 [J]. Journal of Atmospheric Chemistry, 2015,72:335-353.

[33] 麦健华,于玲玲,邓　涛,等.海陆风对环珠江口地区臭氧污染的影响 [J]. 中国环境科学, 2025,45(3):1198-1209.
Mai, J H, Yu, L L, Deng, T, et al. Impact of sea-land breezes on the ozone pollution over the Pearl River Estuary [J]. China Environmental Science, 2025,45(3):1198-1209.

作者简介：陈　晶(1997-),女,内蒙古呼和浩特人,清华大学深圳研究生院博士研究生,研究方向为陆海交互作用下的大气化学及其对臭氧的影响.发表论文 1 篇.chen-j23@mails.tsinghua.edu.cn.