

# 青藏高原西部大气颗粒物污染特征及来源分析

周新强<sup>1</sup>, 张镭<sup>2</sup>, 陈兵<sup>1\*</sup>, 罗涛<sup>3</sup>, 吴雪<sup>4</sup>, 王伟懿<sup>4</sup>

1 云南大学地球科学学院大气科学系云南省高校低纬高原大气环境与边界层过程重点实验室, 昆明 650500

2 兰州大学大气科学学院, 兰州 730000

3 中国科学院安徽光学精密机械研究所大气光学重点实验室, 合肥 230031

4 中国科学院大气物理研究所, 北京 100029

**摘要** 研究青藏高原大气颗粒物污染特征及其来源, 对青藏高原生态环境保护、气候变化影响评估及应对等领域具有重要的科学意义。本研究利用 2019 年 7-8 月第二次青藏科考在阿里的观测试验资料、阿里狮泉河国家气候站观测数据和全球数据同化系统 (Global Data Assimilation System, GDAS1) 数据, 采用源解析正定矩阵因子分解模型、后向轨迹距聚类、浓度权重轨迹分析等手段, 分析了夏季青藏高原西部地区大气颗粒物污染特征、源区分布以及贡献。研究发现, 夏季青藏高原西部阿里地区的总悬浮颗粒物 (TSP) 由沙尘、有机物、非粉尘水溶性无机离子、单质碳构成, 贡献率分别为 48.7%、37.6%、12.7%、0.9%。沙尘中的金属单质与风速呈正相关。高钾浓度和高有机碳与单质碳比 (OC/EC) 表明高原西部生物质燃烧的影响远大于化石燃料燃烧的影响。通过正定矩阵因子分解模型解析结果表明, 阿里地区主要有沙尘、二次生成、生物质燃烧、化石燃料燃烧等四种污染来源, 它们对总悬浮颗粒物 (TSP) 的贡献为 38%、28%、27%、7%。自然排放的沙尘和生物质燃烧产生的人为有机气溶胶是青藏高原西部颗粒物的主要组成部分。采用后向轨迹距聚类和浓度权重轨迹分析发现, 青藏高原西部地区的外来污染物主要来自南亚地区的短距离输送, 尤其是印度西北部地区对青藏高原西部影响尤为明显。总体来看, 有机碳、单质碳、硫酸盐等人为排放气溶胶以及印度生物质燃烧对青藏高原西部颗粒物浓度有显著影响, 而青藏高原西部的沙尘主要源于局地强风起沙, 部分来自印度西北部的输送, 少量来自青藏高原北侧塔克拉玛干沙漠。

**关键词** 青藏高原; 颗粒物; 分布特征; 源解析

收稿日期 2024-10-9; 网络预出版日期

作者简介 周新强, 男, 1999 年出生, 云南大学硕士研究生, 从事大气物理与大气环境研究, E-mail: 12024118073@stu.ynu.edu.cn

通讯作者 陈兵, 云南大学副教授, 博士生导师, E-mail: chenbing@ynu.edu.cn

资助项目 国家自然科学基金项目 42175046、42065009, 科技部第二次青藏高原综合科学考察研究任务六专题 2 粉尘气溶胶及其气候环境效应项目 2019QZKK0602

**Funded by** National Natural Science Foundation of China (Grants 42175046、42065009), The Second Tibetan Plateau Scientific Expedition conducted by the Ministry of Science and Technology, Task Six, Topic 2: Dust Aerosols and Their Climatic and Environmental Effects (Grant 2019QZKK0602)

## Analysis of the Pollution Characteristics and Sources of Atmospheric Particulates in the Western Qinghai-Tibet Plateau

ZHOU Xinqiang<sup>1</sup>, ZHANG Lei<sup>2</sup>, CHEN Bing<sup>1\*</sup>, LUO Tao<sup>3</sup>, WU Xue<sup>4</sup>, WANG Weiyi<sup>4</sup>

1. Key Laboratory of Atmospheric Environment and Boundary Layer Processes in the Low-Latitude Plateau of Yunnan Universities, Department of Atmospheric Sciences, College of Earth Sciences, Yunnan University, Kunming, 650500

2. College of Atmospheric Sciences, Lanzhou University, Lanzhou 730000

3. Key Laboratory of Atmospheric Optics, Anhui Institute of Optics and Fine Mechanics, Chinese Academy of Sciences, Hefei 230031

4. Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100029

**Abstract** The study of atmospheric particulate matter pollution characteristics and its sources on the Tibetan Plateau is of great scientific significance in the fields of ecological environmental protection, climate change impact assessment and response on the Tibetan Plateau. In this study, using the observational test data of the second Qinghai-Tibetan Science Expedition in Ali in July-August 2019, the observational data from the Shiquanhe National Climate Station in Ali, and the data from the Global Data Assimilation System (GDAS1), we used the source-resolved positive definite matrix factor decomposition model, backward trajectory distance clustering, and concentration-weighted trajectory analysis, etc., to The atmospheric particulate pollution characteristics, source area distribution and contributions in the western Tibetan Plateau in summer were analyzed. It was found that the total suspended particulate matter (TSP) in the Ali region of the western Tibetan Plateau in summer consisted of sand dust, organic matter, non-dust water-soluble inorganic ions, and singlet carbon, with contributions of 48.7%, 37.6%, 12.7%, and 0.9%, respectively. Metal monomers in sand and dust were positively correlated with wind speed. High potassium concentration and high organic carbon to monomers carbon ratio (OC/EC) indicated that the impact of biomass burning in the western part of the plateau was much larger than that of fossil fuel burning. The results analyzed by the positive definite matrix factor decomposition model showed that there are four main pollution sources in Ali region, including sand and dust, secondary generation, biomass burning, and fossil fuel burning, and their contributions to the total suspended particulate matter (TSP) were 38%, 28%, 27%, and 7%. Naturally emitted sand and dust and anthropogenic organic aerosols from biomass burning were the main components of particulate matter in the western Tibetan Plateau. Using backward trajectory distance clustering and concentration weighted trajectory analysis, it was found that the exotic pollutants in the western Tibetan Plateau mainly come from the short-range transport from South Asia, and the influence of NW India on the western Tibetan Plateau was particularly obvious. Overall, anthropogenic emission aerosols such as organic carbon, monomass carbon, sulfate, and biomass burning in India have a significant impact on particulate matter concentrations in the western Tibetan Plateau, while dust in the western Tibetan Plateau mainly originates from localized strong winds that start sand, partly from transport from NW India, and to a lesser extent from the Taklamakan Desert in the northern side of the Tibetan Plateau.

**Keywords:** Tibetan Plateau; Particulate matter; Distribution characteristics; Source resolution

## 1 引言

大气气溶胶是指悬浮于大气中的固体和液体微粒共同组成的多相体系,按照空气动力学直径其粒子尺度范围为  $0.003\sim 100\ \mu\text{m}$ 。通常将其中气溶胶的颗粒称为大气颗粒物(王明星, 1999)。气溶胶来源可以分为人为源及自然源。根据物理和化学性质,将直接排放到大气中的气溶胶称为原生气溶胶,在大气中通过化学反应二次生成的称之为次生气溶胶。常见的人为气溶胶包括有机碳(OC)、元素碳(EC)、金属物质、硝酸盐、硝酸盐、铵盐等(Jacobson et al., 2000)。世界各地的城市一直承受着来自人为和自然来源的高负荷大气颗粒物污染的影响(Daellenbach et al., 2020; Jain et al., 2020)。不仅是一次排放影响,还包括二次形成导致城市气溶胶污染(Zhang et al., 2015; An et al., 2019)。

青藏高原(Tibetan Plateau)有“亚洲水塔”之称,在亚洲水文循环中起着重要作用(Hansen et al., 2000)。青藏高原的大气气溶胶在地气系统中发挥着重要作用(Zhao et al., 2018)。然而近几十年来,随着人类活动影响增强,温室气体及吸收性较强的大气颗粒物大量排放,全球温度升高了  $1.09^{\circ}\text{C}$ 。青藏高原包括以珠穆朗玛峰为代表的很多地方积雪正在加速融化、冻土面积逐渐减少,引发国内外诸多学者广泛关注。许多学者利用纳木错、珠穆朗玛峰、瓦利古山、贡嘎、拉萨和玉龙山等几个站点的采样,研究青藏高原气溶胶化学成分和质量负荷(Cong et al., 2015; Kang et al., 2016; Wan et al., 2016; Xu et al., 2020; Zhang et al., 2012; Zhao et al., 2013),并在线气溶胶测量仪(Cao et al., 2011)和离线取样(Chen et al., 2019)研究了碳质气溶胶的负荷。青藏高原东南部生物质燃烧主要潜在源分布为沿着印度-恒河平原、雅鲁藏布江流域和青藏高原内部的污染带,除了远距离迁移之外,青藏高原中的人为排放源可能是一个重要的贡献者(zhu et al., 2018)。有学者在青藏高原西部地区,通过卫星遥感资料反演,结合数值模拟,分析了沙尘释放源及潜在释放源,认为青藏高原西部地区是一个潜在的粉尘排放源(Huang et al., 2007, Chen et al., 2017)。Mehta et al. (2019)通过Aqua 和 Terra 卫星搭载的长期中分辨率成像光谱仪(MODIS)数据反演证实,在春夏两季,青藏高原北部和西部受沙尘气溶胶影响较大,而青藏高原南部和东南部受人为气溶胶影响较大,包括来自印度次大陆和中南半岛的影响。

由于观测站点较少、数据资料有限,青藏高原气溶胶的化学成分、物理性质以及影响机制的研究受到了限制,特别是青藏高原西部地区,观测更为稀少。为认识和了解青藏高原西部大气气溶胶的物理性质和化学成分,2019年7月8日至8月2日在狮泉河国家气候站开展了一次密集的外场观测试验,收集了宝贵的观测资料。利用这些观测资料,Zhang et al. (2021)分析发现青藏高原西部

地区大气气溶胶的异常高吸收性，指出气溶胶吸收所引起的辐射效应值得关注。然而，针对此次观测期间青藏高原西部大气颗粒物的具体来源、各个污染源的贡献比例以及不同颗粒物的潜在源区尚缺乏深入探讨。因此本文利用 2019 年 7-8 月第二次青藏科考在阿里地区狮泉河的观测试验资料，并结合阿里狮泉河国家气候站气象要素观测数据和多种再分析数据资料，采用源解析正定矩阵因子分解模型、后向轨迹距聚类、权重轨迹分析等方法，分析了夏季青藏高原西部地区大气颗粒物污染特征、源区分布以及贡献程度，在此基础上针对污染治理政策可以根据源区贡献程度的不同采取不同治理措施，从而在源头减少污染物排放。

## 2 资料与方法

### 2.1 观测站环境

2019 年 7 月 8 日至 8 月 2 日，第二次青藏高原综合科学考察研究大气粉尘气溶胶科考分队在阿里狮泉河国家基准气候站（北纬 32°30'，东经 80°05'，海拔 4278.6 m）（图 1）开展了现场观测。阿里地区行署设在西藏噶尔县狮泉河镇，阿里地区属高原亚寒带干旱气候，气候干冷。根据全国第七次人口普查结果，噶尔县狮泉河镇常住人口约为 25600 人。狮泉河镇以西 700 m 处有国道 219 线，是青藏高原西部重要公路。

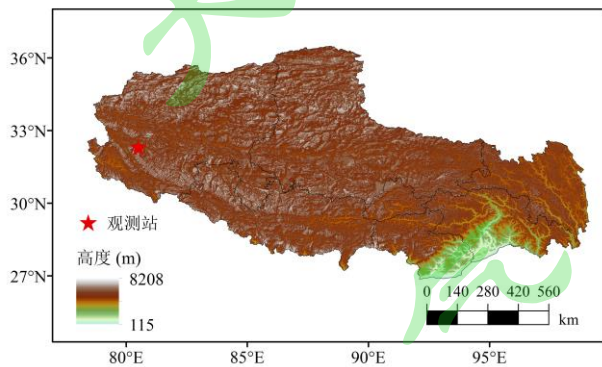


图 1 观测站地理位置，红色五角星为狮泉河站。

Figure 1. Geographic location of the observatory, the red pentagram is the Shiquanhe station.

### 2.2 资料

（1）在线气溶胶观测：在 2019 年 7 月 8 日 9:00 至 2019 年 8 月 1 日 8:00 期间，在阿里狮泉河站进行了颗粒物细、粗不同模态气溶胶的观测，此外，还获取了阿里地区的气象数据，包括温度（T）、相对湿度（RH）、风向（WD）、风速（WS）、气压（P）和降水量（p）。

（2）离线气溶胶观测：在 2019 年 7 月 8 日 9:00 至 2019 年 8 月 1 日 8:00 期间，采集了 24 个 T

SP 样品和 6 个空白样品，同时收集了 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 样本并称重。离线 TSP 气溶胶样品分析了四种类型的化学成分：水溶性无机离子（WSII；即 Na<sup>+</sup>、K<sup>+</sup>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、Cl<sup>-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>）、金属元素（即 Al、Ca、Mg、Fe 和 Ti）、有机碳（OC）和元素碳（EC）。

（3）全球数据同化系统（Global Data Assimilation System, GDAS1）数据来自于美国国家海洋和大气管理局—空气资源实验室。本文选取了 2019 年 7 月的数据用于分析阿里地区污染物扩散的后向轨迹，来解析污染物的来源。数据下载地址为 <https://www.ready.noaa.gov/data/archives/gdas1>

## 2.3 方法

### 2.3.1 正定矩阵因子分解（PMF）模型

采用美国环境保护局（EPA）研发的正矩阵分解 PMF 5.0 模型，分析阿里地区大气颗粒物的化学成分来源（Wang et al., 2021）。正矩阵分解将收集到的颗粒物浓度样本矩阵 X 分解为源剖面（F）和源贡献（G）两个矩阵。

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} + e_{ij} \quad (2.1)$$

$X_{ij}$  为第 i 个样本中第 j 种污染物的观测浓度； $e_{ij}$  为模型的残差矩阵； $g_{ik}$  为第 i 个样本对第 k 个源的贡献； $f_{kj}$  为第 k 个源中物种的浓度。为了使误差最小，分解的结果更优，定义了目标函数 Q，计算得到了 Q 值最小时  $g_{ik}$  和  $f_{kj}$  矩阵。

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left( \frac{e_{ij}}{\sigma_{ij}} \right)^2 \quad (2.2)$$

$\sigma_{ij}$  是  $X_{ij}$  的不确定度。

在运行 EPA PMF 5.0 之前，需要制作初始浓度文件（con）和不确定度文件（unc），不确定度必须大于 0，不确定度的计算分为两种情况。当颗粒物的浓度小于仪器检测限（MDL）时：

$$unc = \frac{5}{6} MDL \quad (2.3)$$

当颗粒物的浓度大于仪器检测限（MDL）时：

$$unc = \sqrt{(error\ fraction \times concentration)^2 + (0.5 \times MDL)^2} \quad (2.4)$$

对于缺失值：

$$X_{ij} = \bar{c}_{ij}, \quad \sigma_{ij} = 4\bar{c}_{ij} \quad (2.5)$$

$\bar{c}_{ij}$  是测量值的几何平均值。

### 2.3.2 浓度权重轨迹分析（CWT）

1 用浓度权重轨迹分析不同地区对阿里地区颗粒物浓度贡献，将轨迹所在区域化为  $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$  的网  
2 格，计算出不同轨迹所在的网格颗粒物的平均浓度，以此反映其污染程度。计算方法如下：

$$3 \quad c_{ij} = \frac{\sum_{k=1}^v c_k t_{ijk}}{\sum_{k=1}^v t_{ijk}} \cdot W_{ij} \quad (2.6)$$

4 式中： $c_{ij}$  为网格点  $(i, j)$  的加权平均颗粒物浓度； $c_k$  为第  $k$  条后向轨迹到达观测站点时的颗粒  
5 物浓度， $t_{ijk}$  为第  $k$  条后向轨迹在网格点  $(i, j)$  的停留时间， $W_{ij}$  为权重函数， $v$  为后向轨迹的数目。

$$6 \quad W_{ij} = \begin{cases} 1.00, 3n_{ave} < n_{ij} \\ 0.70, 1.5n_{ave} < n_{ij} \leq 3n_{ave} \\ 0.4, n_{ave} < n_{ij} \leq 1.5n_{ave} \\ 0.17, n_{ij} \leq n_{ave} \end{cases} \quad (2.7)$$

7 其中， $n_{ave}$  为经过网格的平均轨迹数， $n_{ij}$  表示经过第  $(i, j)$  网格单元的所有轨迹单元的总数。

## 8 3 大气颗粒物化学成分

### 9 3.1 有机碳 (OC) 与单质碳 (EC)

10 不同燃烧源排放的 OC/EC 值不同，相关研究提出生物质燃烧排放的 OC/EC 为 4.1 至 14.5，燃  
11 煤排放为 0.3 到 7.6，车辆排放为 0.7 到 2.4 (Watson et al., 2001)，青藏高原的 OC/EC 值通常低于  
12 10 (Chen et al., 2019)。K<sup>+</sup> 可作为生物质燃烧排放的示踪剂 (Zhang et al., 2018)。

13 本次试验中，7 月 8 日至 8 月 2 日 OC 浓度为  $1.56 \pm 0.43 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ，占总碳 (TC=OC+EC) 的 94.  
14 6%，EC 浓度为  $0.09 \pm 0.11 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ，占 TC 的 5.4% (图 2)。OC/EC 值为 17.4，OC 与 K<sup>+</sup> 的相关系数  
15 R=0.59，在 99% 置信水平下显著正相关 (表 1)；而 EC 与 K<sup>+</sup> 的相关性为 -0.16，说明了阿里地区周  
16 围的 OC 主要来自生物质燃烧。OC 与金属元素在 95% 置信水平下存在显著正相关，而 EC 相关性  
17 较差，主要原因是碳酸盐 (CaCO<sub>3</sub> 和 MgCO<sub>3</sub>) 在高温下的分解，使得测量 OC 的浓度偏高 (Chen  
18 et al., 2019)。

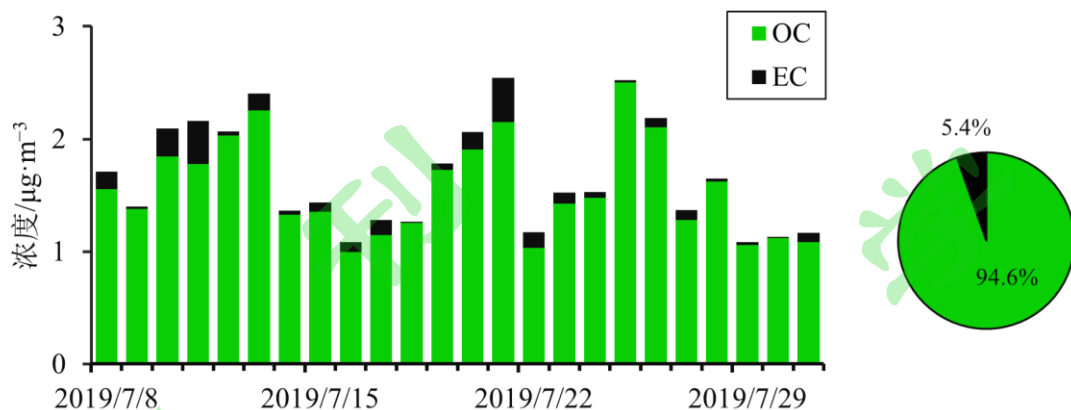


图 2 OC 和 EC 的质量浓度时间序列以及相对质量贡献。

Figure 2. The time series of mass concentrations and relative mass contributions of OC and EC.

表 1 气溶胶化学成分浓度之间以及它们与气象参数的相关矩阵

Table 1 Matrix of correlation between aerosol chemical component concentrations and their correlation with meteorological parameters

|                               | OC   | EC   | NH <sup>+</sup> | K <sup>+</sup> | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | Ca <sup>2+</sup> | Mg <sup>2+</sup> | Al     | Ca     | Mg     | Fe     | Ti     | WS     |
|-------------------------------|------|------|-----------------|----------------|-------------------------------|------------------------------|------------------|------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| OC                            | 1.00 | 0.34 | 0.32            | 0.59**         | 0.27                          | 0.27                         | 0.65**           | 0.21             | 0.55** | 0.48*  | 0.39   | 0.49*  | 0.48*  | 0.51*  |
| EC                            |      | 1.00 | 0.27            | -0.16          | 0.03                          | 0.20                         | 0.11             | -0.19            | 0.11   | 0.17   | 0.02   | 0.11   | 0.25   | 0.14   |
| NH <sup>+</sup>               |      |      | 1.00            | -0.02          | 0.77**                        | 0.71**                       | 0.23             | 0.15             | 0.34   | 0.20   | 0.45*  | 0.37   | 0.20   | 0.27   |
| K <sup>+</sup>                |      |      |                 | 1.00           | 0.13                          | 0.02                         | 0.32             | 0.20             | 0.27   | 0.20   | 0.18   | 0.19   | 0.14   | 0.23   |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> |      |      |                 |                | 1.00                          | 0.66**                       | 0.45*            | 0.24             | 0.46*  | 0.37   | 0.58** | 0.48*  | 0.25   | 0.43*  |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>  |      |      |                 |                |                               | 1.00                         | 0.28             | 0.18             | 0.31   | 0.22   | 0.42*  | 0.36   | 0.29   | 0.28   |
| Ca <sup>2+</sup>              |      |      |                 |                |                               |                              | 1.00             | 0.53**           | 0.90** | 0.85** | 0.78** | 0.87** | 0.75** | 0.89** |
| Mg <sup>2+</sup>              |      |      |                 |                |                               |                              |                  | 1.00             | 0.44*  | 0.27   | 0.50*  | 0.46*  | 0.21   | 0.36   |
| Al                            |      |      |                 |                |                               |                              |                  |                  | 1.00   | 0.91** | 0.91** | 0.97** | 0.86** | 0.97** |
| Ca                            |      |      |                 |                |                               |                              |                  |                  |        | 1.00   | 0.86** | 0.91** | 0.85** | 0.98** |
| Mg                            |      |      |                 |                |                               |                              |                  |                  |        |        | 1.00   | 0.95** | 0.78** | 0.91** |
| Fe                            |      |      |                 |                |                               |                              |                  |                  |        |        |        | 1.00   | 0.86** | 0.96** |
| Ti                            |      |      |                 |                |                               |                              |                  |                  |        |        |        |        | 1.00   | 0.87** |
| WS                            |      |      |                 |                |                               |                              |                  |                  |        |        |        |        |        | 1.00   |

注: \*\*在 0.01 级别 (双尾), 相关性显著; \*在 0.05 级别 (双尾), 相关性显著。

### 3.2 金属单质

分析结果显示, Al、Ca、Mg、Fe、Ti 的浓度分别为  $0.11 \pm 0.05$ 、 $0.96 \pm 0.43$ 、 $0.09 \pm 0.04$ 、 $0.19 \pm 0.09$  和  $0.005 \pm 0.003 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 。在相对质量贡献中, Ca 占金属单质的绝大部分 (70.6%), 其次是 Fe (14.2%)、Al (8.0%)、Mg (6.8%) 和 Ti (0.3%) (图 3)。Al、Ca、Mg、Fe、Ti 浓度在 99% 置信水平下两两数据存在显著正相关 (表 1), 呈现一致的时间变化趋势, 表明这五种金属极有可能来自于同一个污染源。相比于金属离子 ( $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$ ), 金属单质是更好的沙尘示踪剂。金属元素浓度与风速 (WS) 之间也有显著相关性, 这些结果表明这些金属元素可能来自于局地扬尘。

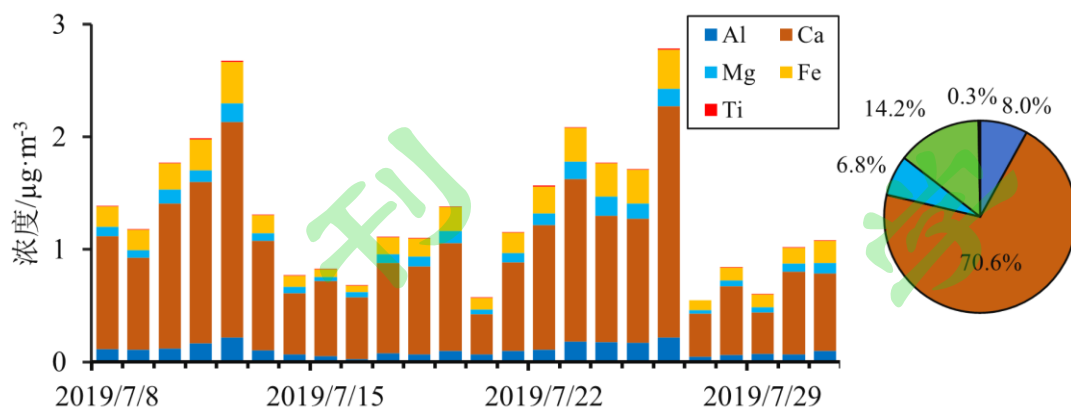


图3 金属元素的质量浓度时间序列以及相对质量贡献。

Figure 3. Time series of mass concentration and relative mass contributions of metallic elements.

### 3.3 水溶性无机离子 (WSII)

分析结果显示,  $K^+$ 、 $NH_4^+$ 、 $Ca^{2+}$ 、 $Mg^{2+}$ 、 $NO_3^-$ 、 $SO_4^{2-}$  的浓度分别为  $0.13 \pm 0.07$ 、 $0.19 \pm 0.13$ 、 $0.45 \pm 0.20$ 、 $0.43 \pm 0.11$ 、 $1.07 \pm 0.43$  和  $0.16 \pm 0.07 \mu g \cdot m^{-3}$ ,  $Ca^{2+}$  占了全部离子的 44.1%, 其次为  $NO_3^-$  (18.5%)、 $SO_4^{2-}$  (17.8%)、 $NH_4^+$  (7.9%)、 $Mg^{2+}$  (6.4%)、 $K^+$  (5.4%) (图 4)。由此得出, 阿里地区土壤源气溶胶贡献率较高。

相关研究提出青藏高原中部  $K^+$  浓度为  $0.01 \pm 0.01 \mu g \cdot m^{-3}$ 、东北部为  $0.01 \mu g \cdot m^{-3}$ 、东南部为  $0.04 \pm 0.03 \mu g \cdot m^{-3}$  (Xu et al., 2015; Zhao et al., 2013; Zhang et al., 2017)。本次试验观测到青藏高原西部地区  $K^+$  浓度为  $0.13 \pm 0.07 \mu g \cdot m^{-3}$ , 表明了青藏高原西部地区有更多生物质燃烧颗粒物。 $NO_3^-$ 、 $SO_4^{2-}$ 、 $NH_4^+$  这些二次污染物在 99% 置信水平下两两数据存在显著正相关 (表 1), 表明它们极有可能来自于同一个污染源。

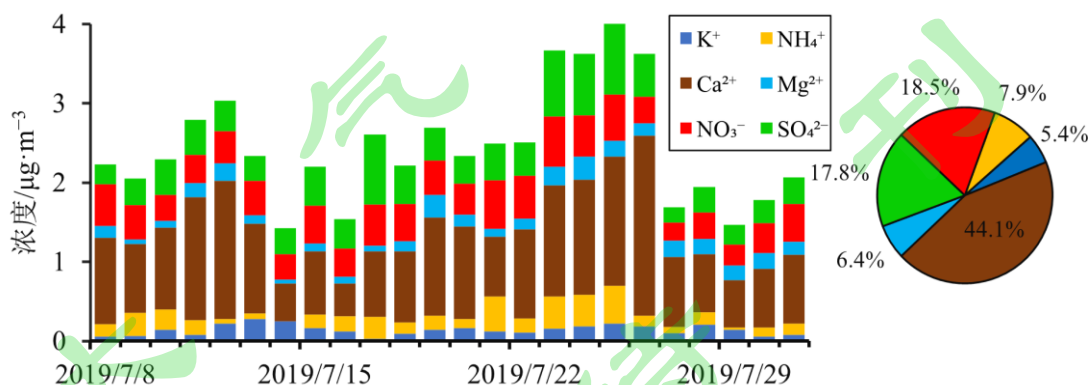


图4 水溶性无机离子的浓度时间序列以及相对质量贡献。

Figure 4. Time series of concentration and relative mass contributions of water-soluble inorganic ions.

### 3.4 物质平衡特征

TSP 的质量重构分为以下几种化学成分: 有机物 (OM)、单质碳 (EC)、沙尘 (dust)、非粉尘

1 水溶性无机离子 (nd WSII)。

2 选取以下公式：

3 
$$OM = k \times OC \quad (3.1)$$

4 公式 (2.1) 中 k 值为 OM 与 OC 质量的比率，相关研究提出城市气溶胶的 k 值为  $1.6 \pm 0.2$ ，非  
5 城市为  $2.1 \pm 0.2$ ，生物质燃烧区为  $2.4 \pm 0.2$  (Sciare et al., 2005; Xing et al., 2013; Zhao et al., 2013)。在  
6 青藏高原，观测的不同季节不同区域 k 值为 2.28-2.63。由于本研究观测时期为夏季，选取 k 值为  
7 2.28 进行分析 (Zhang et al., 2021)。

8 
$$\begin{aligned} dust = 1.15 & \left( \frac{M_{r, Al_2O_3}}{A_{r, Al}} \cdot [Al] + \frac{M_{r, SiO_2}}{A_{r, Si}} \cdot [Si] + \frac{M_{r, TiO_2}}{A_{r, Ti}} \cdot [Ti] + \frac{M_{r, Fe_2O_3}}{A_{r, Fe}} \cdot [Fe] \right. \\ & \left. + \frac{M_{r, K_2O}}{A_{r, K}} \cdot [K] + \frac{M_{r, CaO}}{A_{r, Ca}} \cdot [Ca] \right. \\ & \left. + \frac{M_{r, Ca_2CO_3} - M_{r, CaO}}{A_{r, Ca}} \cdot [Ca] + \frac{M_{r, MgCO_3} - M_{r, MgO}}{A_{r, Mg}} \cdot [Mg] \right) \end{aligned} \quad (3.2)$$

9 
$$\begin{aligned} & = 1.15 \cdot \left( 1.89 \cdot [Al] + 2.14 \cdot [Si] + 1.67 \cdot [Ti] + 1.36 \cdot [Fe] + 1.2 \cdot [K] \right. \\ & \quad \left. + 1.4 \cdot [Ca] + 1.1 \cdot [Ca] + 1.83 \cdot [Mg] \right) \\ nd \text{ WSII} & = SO_4^{2-} + NO_3^- + NH_4^+ \end{aligned} \quad (3.3)$$

10 由于  $Ca^{2+}$  和  $Mg^{2+}$  来源于 MD 的水溶性部分，因此在计算质量闭合时将其排除在外。

11 有机物 (OM)、沙尘 (dust)、单质碳 (EC)、非粉尘水溶性无机离子 (nd WSII) 重建浓度分  
12 别  $3.55 \pm 0.98$ 、 $4.61 \pm 1.58$ 、 $0.09 \pm 0.11$  和  $1.20 \pm 0.41 \mu g \cdot m^{-3}$ ，对重建后的 TSP 贡献率分别为 37.6%、48.7%、  
13 0.9%、12.7%。重建后的 TSP 质量为  $9.45 \mu g \cdot m^{-3}$ ，小于观测的 TSP，可能会存在以下误差来源：(1)  
14 Ca 和 Mg 元素也可能以硫酸盐和硝酸盐的形式存在；(2) dust 中精度补偿系数 1.15 可能偏小；(3)  
15 滤膜可能吸收环境中的水蒸气，导致测定的样品质量虚增；(4) 化学成分在提取过程中有损失。观  
16 测期间颗粒物浓度保持相对较小的范围，没有发生沙尘事件。观测测量出 TSP 浓度为  $15.72 \mu g \cdot m^{-3}$ ，  
17  $PM_{2.5}$  浓度为  $5.18 \mu g \cdot m^{-3}$ ， $PM_{10}$  浓度为  $8.64 \mu g \cdot m^{-3}$ ， $PM_{10}$  与  $PM_{2.5}$  的浓度比值为 1.7，TSP 与  $PM_{2.5}$   
18 的浓度比值为 3.0，由此看出 TSP 中粗颗粒物占比更大。 $PM_{10}$  与风速在 95% 置信水平下显著相关，  
19  $PM_{2.5}$  与风速相关性弱。这些结果表明阿里地区粗模态颗粒物主要由本地强风产生。

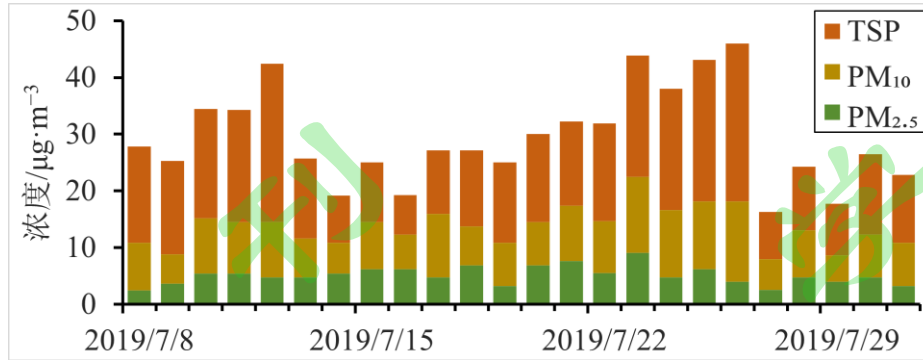


图 5 TSP、PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub> 的浓度时间序列。

Figure 5. Concentration time series of TSP, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>.

表 2 颗粒物与风速的相关矩阵

Table 2 Correlation matrix between particulate matter and wind speed

|                   | TSP  | PM <sub>10</sub> | PM <sub>2.5</sub> | WS     |
|-------------------|------|------------------|-------------------|--------|
| TSP               | 1.00 | 0.75**           | 0.15              | 0.58** |
| PM <sub>10</sub>  |      | 1.00             | 0.35              | 0.44*  |
| PM <sub>2.5</sub> |      |                  | 1.00              | 0.09   |
| WS                |      |                  |                   | 1.00   |

注\*\*在 0.01 级别（双尾），相关性显著

\*在 0.05 级别（双尾），相关性显著。

## 4 阿里地区颗粒物来源解析

### 4.1 正定矩阵因子分解（PMF）

采用 PMF 源解析模型分析阿里地区大气颗粒物的来源，选取了 12 种成分，分别为 TSP、OC、EC、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、K<sup>+</sup>、Al、Ca、Mg、Fe、Ti。共解析出了四个污染源，即生物质燃烧、化石燃料燃烧、沙尘、二次生成（图 6）。阿里地区人口稀少、工业排放水平低，观测时间为夏季，人为排放源较少，其污染主要来自于自然排放以及外来源的输送。解析出的源与各自示踪物之间存在显著的相关性，证明了观测数据的可靠性、分析结果的准确性。

图 6（a）生物质燃烧源中 TSP 为 4.19 μg·m<sup>-3</sup>，占总 TSP 的 27%。其中污染源组分以 OC 和 K<sup>+</sup> 为主，浓度为 0.78、0.09 μg·m<sup>-3</sup>，占各自总浓度（贡献率）的 51%、69%，K<sup>+</sup> 是生物质燃烧的示踪物，K<sup>+</sup> 与生物质燃烧的时间变化相一致，相关性显著（R=0.75）（图 6（e）），符合生物质燃烧的推断。生物质燃烧也是 EC 的一个来源，该组分 EC 浓度为 0.017，占总 EC 的 17.7%。

图 6（b）化石燃料燃烧源中 TSP 为 1.07 μg·m<sup>-3</sup>，占总 TSP 的 7%。其中污染源组分以 EC 主，

浓度为  $0.08 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ，占总 EC 的 82.3%。化石燃料燃烧和 EC 的浓度变化趋势一致，存在十分显著的相关性 ( $R=0.99$ ) (图 6 (f))，符合化石燃料燃烧的推断。青藏高原西部地区缺少工业，夏季主要采用天然气进行烹饪，而国道 219 虽为主要公路，但仅有少量机动车尾气排放，因而总体排放相比较低。

图 6 (c) 沙尘源中 TSP 浓度为  $5.84 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ，占总 TSP 的 38%，占比最大。其中污染源组分中以 Al、Ca、Mg、Fe、Ti 为主，浓度分别为  $0.0497$ 、 $0.389$ 、 $0.0365$ 、 $0.086$ 、 $0.0034 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ，占各自总浓度（贡献率）的 47.0%、42.9%、40.3%、45.5%、70.2%。金属单质浓度之间存在显著相关性（表 2），金属单质通常可作为沙尘气溶胶示踪剂，用公式 3.2 重构出沙尘（dust），与该污染源时间变化趋势一致，相关性显著 ( $R=0.91$ ) (图 6 (g))，符合沙尘源的推断。观测期间无沙尘事件，沙尘中夹杂少量的有机物，说明沙尘来自附近人口相对密集的区域。

图 6 (d) 二次污染源中 TSP 浓度为  $4.32 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ，占总 TSP 的 28%。其中污染源组分中以  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{NO}_3^-$  为主，浓度分别为  $0.16$ 、 $0.20$ 、 $0.26 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ，占各自总浓度（贡献率）的 90.2%、48.4%、60.4%。二次污染源与硫酸盐和硝酸盐总浓度的时间变化一致，相关性显著 ( $R=0.89$ ) (图 6 (h))，硫酸盐和硝酸盐主要是二次污染物，符合二次污染源的推断。青藏高原人为排放的硫化物很低，二次污染组分中含有少量的金属单质，说明二次污染物部分来源于颗粒物表面发生非均相反应产生。

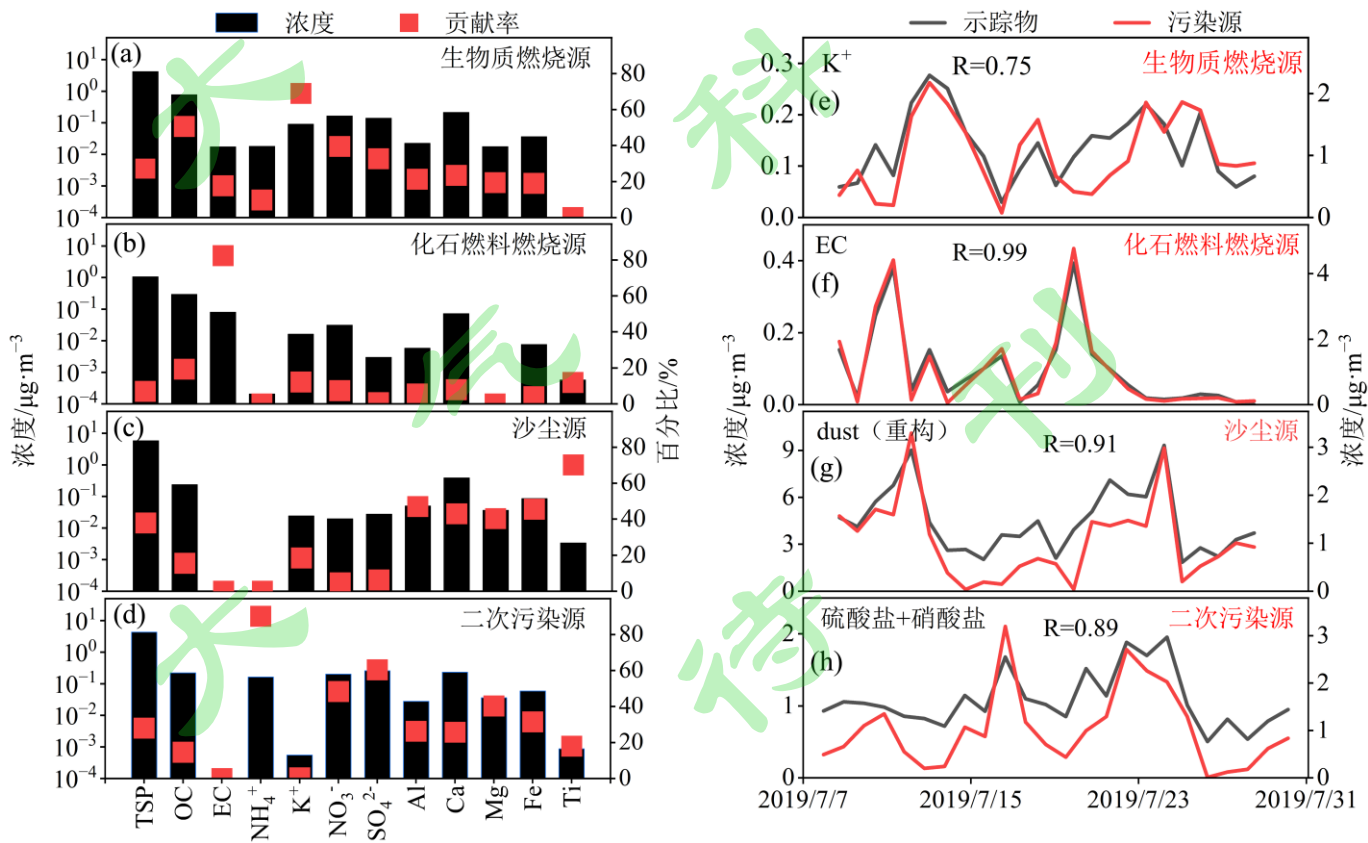


图 6 阿里地区 TSP 源解析结果。(a)、(b)、(c)、(d) 为阿里地区 TSP 的四个源因子（黑色条形图）及

其贡献百分比（红点）；（e）、（f）、（g）、（h）为示踪物（黑色线条）与源（红色线条）的时间序列。

**Figure 6.** The source apportionment results of TSP in the Ali region. (a), (b), (c), and (d) represent the four source factors of TSP in the Ali region (black bars) and their contribution percentages (red dots); (e), (f), (g), and (h) represent the time series of tracers (black lines) and sources (red lines).

## 4.2 后向轨迹聚类

后向轨迹聚类分析是一种常用于研究大气颗粒物来源和输送路径的方法。通过计算空气质量监测站点的后向轨迹，可以追溯污染物的来源地和传播途径，从而分析大气颗粒物的来源特征（Borge et al., 2007; Yu et al., 2024）。本文通过 MeteoInfo 软件，采用 HYSPLIT 模型进行阿里地区 72 h 的后向轨迹模拟，每 3 h 做一条轨迹，从 7 月 8 日开始到 31 日共计 192 条轨迹，采取欧拉聚类的方法，将所有轨迹聚类得到五个方向的轨迹。

分析表明初始高度 50 m 的轨迹（图 7（a））中，轨迹 1 来自塔里木盆地边缘的绿洲，占比为 22.92%。塔里木盆地内部为塔克拉玛干沙漠，人口主要集中在盆地周边的绿洲，该地区有丰富的油气资源，建有环塔里木盆地铁路以及众多公路运输油气。来自南亚地区占总轨迹的 77.08%，轨迹 2 和轨迹 3 来自印度西北部的印度河平原，占比为 34.90%、16.15%，轨迹 4 来自恒河平原中部，占比为 20.83%，轨迹 5 来自恒河平原东部，占比为 5.20%。印度西北部地势平坦、人口密集，人为排放占比很大。初始高度 500 m 的轨迹（图 7（b））中，轨迹 1 和轨迹 2 来自塔里木盆地边缘的绿洲，占比为 5.73%、23.44%。来自南亚地区占总轨迹的 70.84%，轨迹 3 来自印度西北部的印度河平原，占比为 42.71%，轨迹 4 来自恒河平原中部，占比为 23.44%，轨迹 5 来自恒河平原东部，占比为 4.69%。初始高度 1000 m 轨迹和 500 m 类似（图 7（c）），南亚地区占比为 76.92%。从图 7 得到，来自南亚地区占比最大，结果明确了青藏高原西部地区外来污染物主要来自南亚地区的输送，尤其是印度西北部地区。

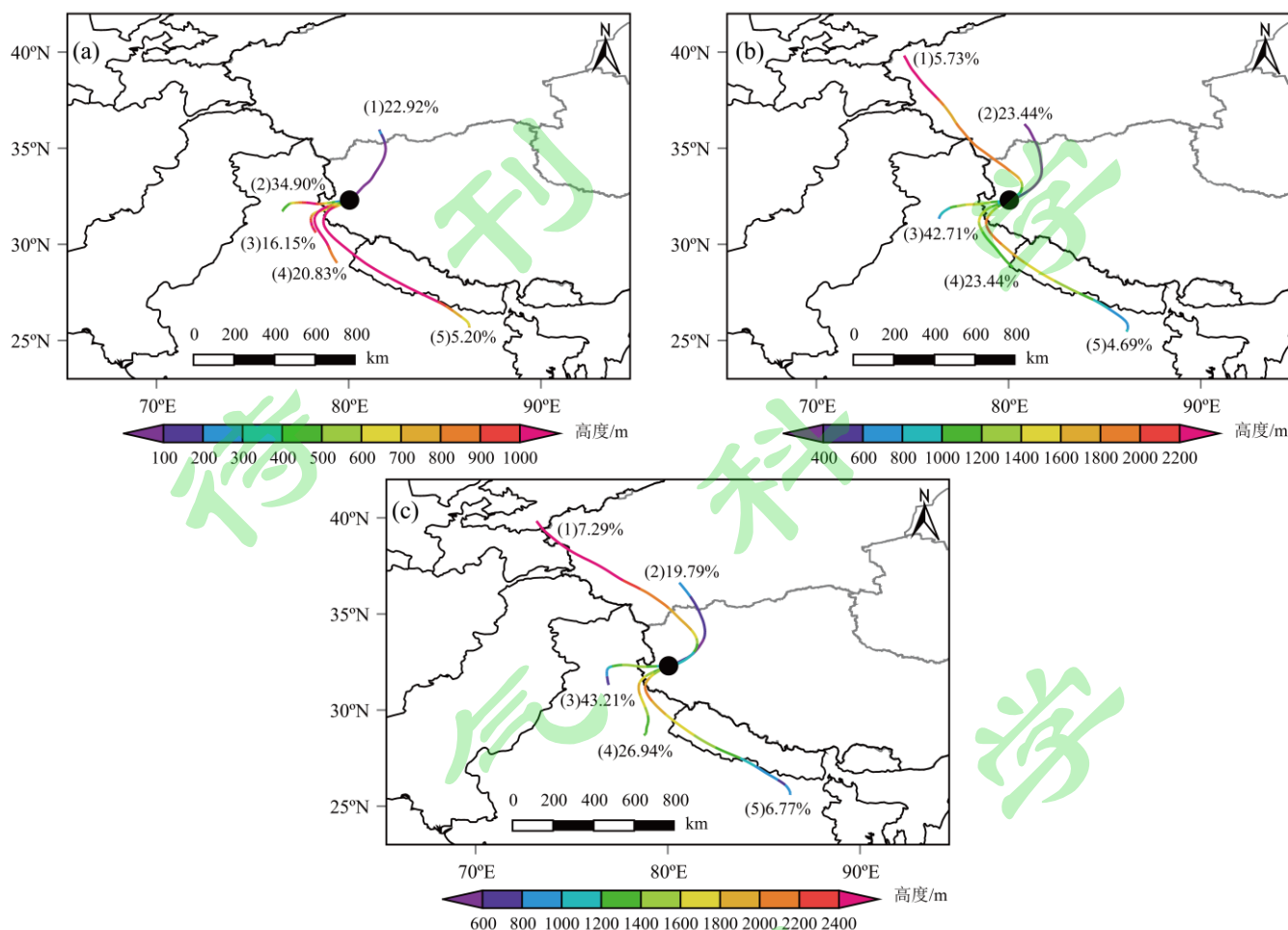


图 7 7 月 8 日至 31 日阿里地区的 72 h 后向轨迹: (a)的初始高度 50 m, (b)500 m, (c)1000 m。

**Figure 7.** The 72-hour backward trajectories for the Ali region from July 8th to 31st are depicted as follows:

(a) represents the trajectories with an initial height of 50 meters; (b) 500 meters; (c) 1000 meters.

### 4.3 浓度权重轨迹分析 (CWT)

HYSPLIT 聚类方法虽然能够大致确定气团的传输路径, 但无法明确揭示污染物的具体源区分布。因此, 我们采用了浓度权重轨迹分析 (CWT) 方法来研究污染物的源区分布, 这一方法在污染物源区分析中得到了广泛应用 (Brattich et al., 2017)。例如, He et al. (2021) 用 CWT 研究了 2018 年中国一次重度雾霾事件中  $\text{PM}_{2.5}$  和  $\text{PM}_{10}$  的源区分布, Zhao et al. (2021) 分析了中国活性气体的源区, Tang et al. (2024) 分析了帕米尔高原黑碳气溶胶的源区。

根据浓度权重轨迹分析结果, 青藏高原西部地区 ( $>4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 对阿里地区沙尘浓度贡献很大。印度西北地区 ( $3\text{-}4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 也有着较高贡献, 塔里木盆地周边地区 ( $0.5\text{-}1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 也有少量贡献, 由此得出青藏高原西部地区的沙尘主要由本地扬尘产生, 部分来自印度西北部的输送, 少量来自青藏高原北侧塔克拉玛干沙漠。

对于有机碳, 印度西北地区 ( $>1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )、印度北部恒河平原 ( $0.4\text{-}0.6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )、狮泉河附近

(0.7-1  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 为有机碳的主要源区, 塔里木盆地边缘绿洲 (0.1-0.2  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )、青藏高原中西部 (0.2-0.4  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )、哈萨克斯坦北部 (0.1-0.3  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 也有少量贡献。由此得出夏季青藏高原西部地区有机碳大部分来自印度西北部的生物质燃烧, 少量来自局部地区排放。

对于单质碳 (EC), 其浓度整体偏低。印度西北部 (0.16-0.18  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 为主要贡献区, 阿里地区周围也有较小的贡献, 主要是极少量的车辆排放以及当地化石燃料的燃烧。硫酸盐的源区分布和有机碳类似, 主要来自人为排放, 人口越密集, 排放量越大。印度西北部 (0.8-1  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 贡献最多, 阿里地区本地、塔里木盆地、哈萨克斯坦北部也有少量贡献。

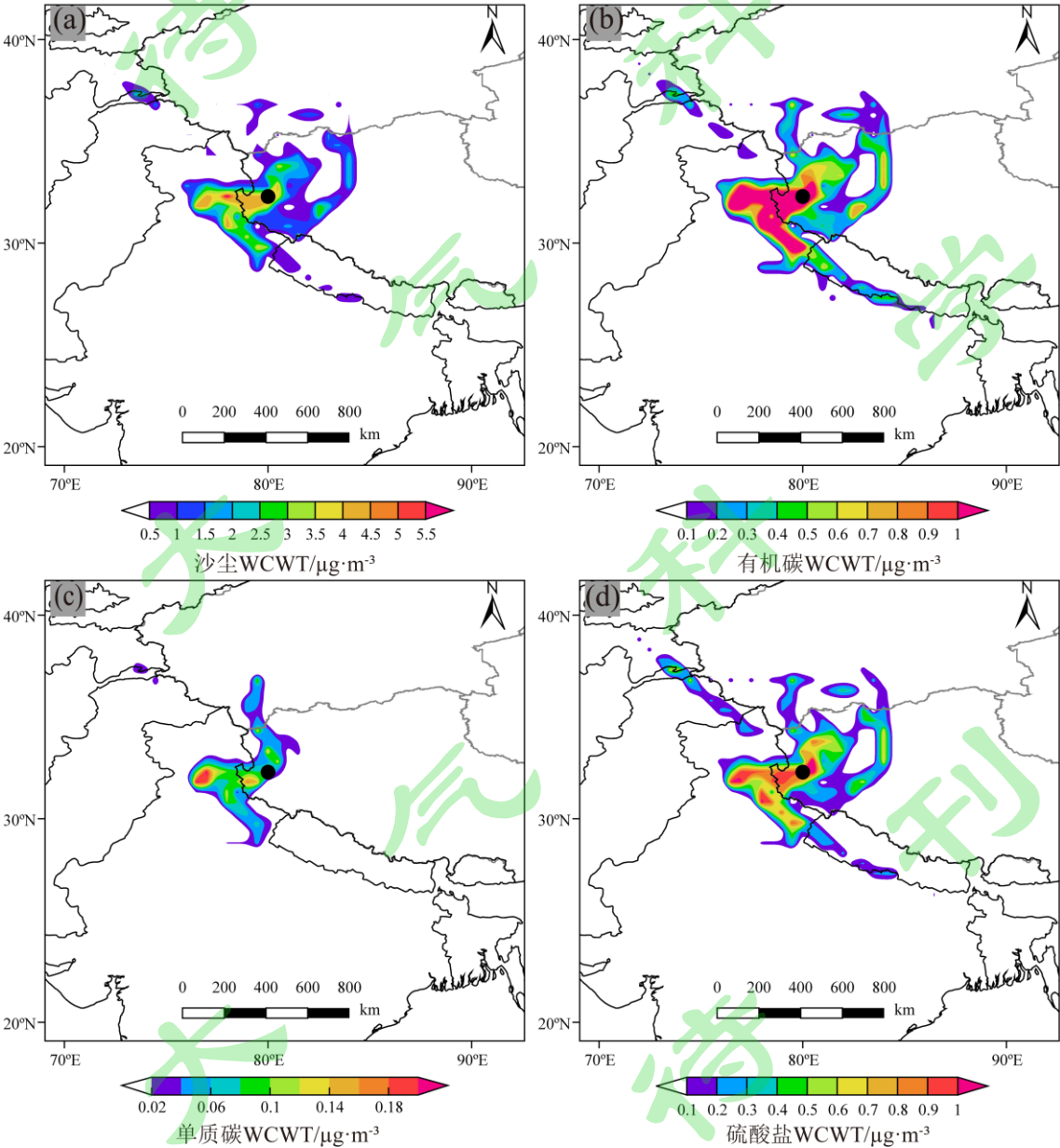


图 8 阿里地区不同颗粒物浓度权重 (WCWT) 轨迹: (a) 沙尘, (b) 有机碳, (c) 单质碳, (d) 硫酸盐。(单位:  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )

Figure 8. Trajectory analysis of concentration-weighted trajectory (WCWT) for different particulate matter in the Ali

14

region: (a)Dust, (b) Organic Carbon, (c) Elemental Carbon, (d) Sulfates (unit:  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ).

## 5 结论

已有研究表明,青藏高原大气气溶胶可以影响区域甚至全球尺度的气候变化,但由于高原观测站点较少、数据资料较缺乏,致使气溶胶理化特性及其影响机制认识不足。以往的工作对青藏高原地区颗粒物污染的外来影响分析较多,而对不同颗粒物的来源和贡献程度的研究还有待深入,本文利用 2019 年 7-8 月第二次青藏科考在阿里的观测试验资料、阿里狮泉河国家气候站观测数据和 GDAS1 数据,采用源解析正定矩阵因子分解模型、后向轨迹距聚类、浓度权重轨迹分析等方法,分析了夏季青藏高原西部地区大气颗粒物污染特征、源区分布以及贡献程度,主要结论如下:

(1) 本次试验中 OC/EC 值为 17.4, 表明阿里地区周围的有机碳主要来自生物质燃烧。金属单质与风速(WS)之间有显著相关性,表明阿里地区的沙尘可能由强风在周边地区产生。有机物(OM)、沙尘(dust)、单质碳(EC)、非粉尘水溶性无机离子(nd WSII)重建浓度分别  $3.55\pm0.98$ 、 $4.61\pm1.58$ 、 $0.09\pm0.11$  和  $1.20\pm0.41 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。贡献率分别为 37.6%、48.7%、0.9%、12.7%。

(2) 通过正定矩阵因子分解模型(PMF)解析结果表明,夏季青藏高原西部主要有沙尘、二次生成、生物质燃烧、化石燃料燃烧等四种污染来源,它们对 TSP 的贡献为 38%、28%、27%、7%。说明自然排放的沙尘和生物质燃烧产生的人为有机气溶胶是青藏高原西部颗粒物的主要组成部分。

(3) 采用后向轨迹距聚类得到青藏高原西部地区的外来污染物主要来自南亚地区的短距离输送(初始高度 50 m 为 77.08%, 初始高度 500 m 为 70.84%, 初始高度 1000 m 为 76.92%), 尤其是印度西北部地区对高原西部影响明显。

(4) 采用浓度权重轨迹分析(CWT)的结果表明,夏季青藏高原西部地区的沙尘主要由局地强风产生,少部分来自印度西北地区,塔克拉玛干沙漠影响较小。有机碳(OC)大部分来自印度西北部的生物质燃烧,少量来自局部地区排放。单质碳(EC)的浓度整体偏低,印度西北部为主要贡献区,青藏高原西部局地的车辆排放以及化石燃料的燃烧也有较小的贡献。硫酸盐的源区分布和有机碳类似,印度西北部贡献最多,青藏高原西部局地、塔里木盆地、哈萨克斯坦北部也有少量贡献。

印度北方可能是青藏高原西南部和中部的重要生物质燃烧源区,而除了远距离传输外,本地排放可能是青藏高原东北部和西南部的重要贡献者(Zhu et al., 2022),这与我们在阿里地区的研究结果一致。本文的研究结果对当地环境管理部门依据源区贡献程度,采取针对性环境治理措施进行源排放管控有指导意义。但由于外场观测所限,本文只分析了夏季青藏高原西部地区、单个站点颗

1 颗粒物化学成分及来源, 在之后的工作中, 应该采用更多观测数据, 在更大时间空间范围进行分析,  
2 以阐明青藏高原西部的污染特征及来源。

3 **致谢:** 本研究受国家自然科学基金(42175046 和 42065009)以及科技部“第二次青藏高原综合  
4 科学考察研究任务六专题 2 粉尘气溶胶及其气候环境效应(2019QZKK0602)”资助。

## 6 参考文献 (References)

- 7 An Z S, Huang R J, Zhang R Y, et al. 2019. Severe haze in northern China: A synergy of anthropogenic emissions and  
8 atmospheric processes [J]. *Proc. Natl. Acad. Sci. U S A.*, 116(18): 8657-8666. doi:[10.1073/pnas.1900125116](https://doi.org/10.1073/pnas.1900125116)
- 9 Borge R, Lumbreras J, Vardoulakis S, et al. 2007. Analysis of long-range transport influences on urban PM<sub>10</sub> using  
10 two-stage atmospheric trajectory clusters [J]. *Atmos. Environ.* 41(21): 4434-4450. doi:  
11 [10.1016/j.atmosenv.2007.01.053](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.01.053)
- 12 Brattich E, Orza J A G, Cristofanelli P et al. 2017. Influence of stratospheric air masses on radiotracers and ozone over the  
13 central Mediterranean [J]. *J. Geophys. Res.-Atmos.*, 122: 7164-7182, doi:[10.1002/2017JD027036](https://doi.org/10.1002/2017JD027036)
- 14 Cao J J, Tie X X, Xu B Q, et al. 2011. Measuring and modeling black carbon (BC) contamination in the SE  
15 Tibetan Plateau [J]. *J. Atmos. Chem.*, 67: 45-60. doi:[10.1007/s10874-011-9202-5](https://doi.org/10.1007/s10874-011-9202-5)
- 16 Chen P F, Kang S C, Li C L, et al. 2019. Carbonaceous aerosol characteristics on the Third Pole: A primary study based  
17 on the Atmospheric Pollution and Cryospheric Change (APCC) network [J]. *Environ. Pollut.*, 253: 49-60.  
18 doi:[10.1016/j.envpol.2019.06.112](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.112)
- 19 Chen S Y, Huang J P, Kang L T, et al. 2017. Emission, transport, and radiative effects of mineral dust from the  
20 Taklimakan and Gobi deserts: comparison of measurements and model results [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 17(3):  
21 2401-2421. doi:[10.5194/acp-17-2401-2017](https://doi.org/10.5194/acp-17-2401-2017)
- 22 Cong Z Y, Kawamura K, Kang S C, et al. 2015. Penetration of biomass-burning emissions from South Asia through the  
23 Himalayas: new insights from atmospheric organic acids [J]. *Sci. Rep.*, 5(1): 9580. doi:[10.1038/srep09580](https://doi.org/10.1038/srep09580)
- 24 Daellenbach K R, Uzu G, Jiang J, et al. 2020. Sources of particulate-matter air pollution and its oxidative potential in  
25 Europe [J]. *Nature*, 587(7834): 414-419. doi:[10.1038/s41586-020-2902-8](https://doi.org/10.1038/s41586-020-2902-8)
- 26 Hansen J P, Sato M, Ruedy R, et al. 2000. Global warming in the twenty-first century: An alternative scenario [J]. *Proc.*  
27 *Natl. Acad. Sci.*, 97(18): 9875-9880. doi:[10.1073/pnas.170278997](https://doi.org/10.1073/pnas.170278997)
- 28 He C, Hong S, Mu H, et al. 2021. Characteristics and Meteorological Factors of Severe Haze Pollution in China [J].  
29 *Advances in Meteorology*, 2021:1-15. doi:[10.1155/2021/6680564](https://doi.org/10.1155/2021/6680564)
- 30 Huang J P, Minnis P, Yi Y, et al. 2007. Summer dust aerosols detected from CALIPSO over the Tibetan Plateau [J].  
31 *Geophys. Res. Lett.*, 34(18): 529-538. doi:[10.1029/2007GL029938](https://doi.org/10.1029/2007GL029938)
- 32 Jacobson M C, Hansson H C, Noone K J, et al. 2000. Organic atmospheric aerosols: Review and state of the science [J].  
33 *Rev. Geophys.*, 38(2): 267-294. doi:[10.1029/1998RG000045](https://doi.org/10.1029/1998RG000045)
- 34 Jain S, Sharma S K, Vijayan N, et al. 2020. Seasonal characteristics of aerosols (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>) and their source  
35 apportionment using PMF: A four year study over Delhi, India [J]. *Environ. Pollut.*, 262: 114337.

doi:[10.1016/j.envpol.2020.114337](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114337)

- Kang S C, Chen P F, Li C L, et al. 2016. Atmospheric aerosol elements over the inland Tibetan Plateau: Concentration, seasonality, and transport [J]. *Aerosol Air Qual. Res.*, 16(3): 789-800. doi:[10.4209/aaqr.2015.05.0307](https://doi.org/10.4209/aaqr.2015.05.0307)
- Mehta M, Singh N, Solanki R. 2019. Changing aerosol loadings over Central Himalayan region (2007–2016)—A satellite perspective [J]. *Atmos. Environ.*, 207: 117-128. doi:[10.1016/j.atmosenv.2019.03.024](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.03.024)
- Sciare J, Oikonomou K, Cachier H, et al. 2005. Aerosol mass closure and reconstruction of the light scattering coefficient over the Eastern Mediterranean Sea during the MINOS campaign [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 5(8): 2253-2265. doi:[10.5194/acp-5-2253-2005](https://doi.org/10.5194/acp-5-2253-2005)
- Tang C X, Kang Y D, Chen H N et al. 2024. Characterization and traceability of black carbon aerosol mass concentration on the Pamir Plateau [J]. *Journal of Desert Research*, 44(2): 66-77. doi:[10.7522/j.issn.1000-694X.2023.00108](https://doi.org/10.7522/j.issn.1000-694X.2023.00108)
- Wan X, Kang S C, Xin J, et al. 2016. Chemical composition of size-segregated aerosols in Lhasa city, Tibetan Plateau [J]. *Atmos. Res.*, 174: 142-150. doi:[10.1016/j.atmosres.2016.02.005](https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2016.02.005)
- 王明星. 1999. 大气化学 [M]. 北京: 气象出版社, 1999:166.
- Wang M X. 1999. Atmospheric chemistry [M]. Beijing: Weather Press, (in Chinese), 1999:166.
- Wang M, Tian P F, Wang L G, et al. 2021. High contribution of vehicle emissions to fine particulate pollutions in Lanzhou, Northwest China based on high-resolution online data source appointment [J]. *Sci. Total. Environ.*, 798: 149310. doi:[10.1016/j.scitotenv.2021.149310](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149310)
- Watson J G, Chow J C, Houck J E. 2001. PM<sub>2.5</sub> chemical source profiles for vehicle exhaust, vegetative burning, geological material, and coal burning in Northwestern Colorado during 1995 [J]. *Chemosphere*, 43(8): 1141-1151. doi:[10.1016/S0045-6535\(00\)00171-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00171-5)
- Xing L, Fu T, Cao J, et al. 2013. Seasonal and spatial variability of the organic matter-to-organic carbon mass ratios in Chinese urban organic aerosols and a first report of high correlations between aerosol oxalic acid and zinc [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 13: 1247-1277. doi:[10.5194/ACPD-13-1247-2013](https://doi.org/10.5194/ACPD-13-1247-2013)
- Xu J Z, Hettiyadura A P S, Liu Y M, et al. 2020. Regional differences of chemical composition and optical properties of aerosols in the Tibetan Plateau [J]. *J. Geophys. Res.-Atmos.*, 125(1): e2019JD031226. doi:[10.1029/2019JD031226](https://doi.org/10.1029/2019JD031226)
- Xu J Z, Zhang Q, Wang Z B, et al. 2015. Chemical composition and size distribution of summertime PM<sub>2.5</sub> at a high altitude remote location in the northeast of the Qinghai–Xizang (Tibet) Plateau: insights into aerosol sources and processing in free troposphere [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 15(9): 5069-5081. doi:[10.5194/acp-15-5069-2015](https://doi.org/10.5194/acp-15-5069-2015)
- Yu Z R, Tian P F, Kang C L, et al. 2024. Physical properties, chemical components, and transport mechanisms of atmospheric aerosols over a remote area on the south slope of the Tibetan Plateau [J]. *J. Geophys. Res.-Atmos.*, 129, e2023JD040193. doi:[10.1029/2023JD040193](https://doi.org/10.1029/2023JD040193)
- Zhang L, Tang C G, Huang J P, et al. 2021. Unexpected high absorption of atmospheric aerosols over a western Tibetan Plateau site in summer [J]. *J. Geophys. Res.-Atmos.*, 126(7): e2020JD033286. doi:[10.1029/2020JD033286](https://doi.org/10.1029/2020JD033286)
- Zhang N N, Cao J J, Ho K F, et al. 2012. Chemical characterization of aerosol collected at Mt. Yulong in wintertime on the southeastern Tibetan Plateau [J]. *Atmos. Res.*, 107: 76-85. doi:[10.1016/j.atmosres.2011.12.012](https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.12.012)
- Zhang N N, Cao J J, Wang Q Y, et al. 2018. Biomass burning influences determination based on PM<sub>2.5</sub> chemical composition combined with fire counts at southeastern Tibetan Plateau during pre-monsoon period. [J]. *Atmos. Res.*, 206: 108-116. doi:[10.1016/j.atmosres.2018.02.018](https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.02.018)

- 1 Zhang R Y, Wang G H, Guo S, et al. 2015. Formation of urban fine particulate matter [J]. Chem. Rev., 115(10):  
2 3803-3855. doi:[10.1021/acs.chemrev.5b00067](https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.5b00067)
- 3 Zhang X, Ming J, Li Z Q, et al. 2017. The online measured black carbon aerosol and source orientations in the Nam Co  
4 region Tibet [J]. Environ. Sci. Pollut. Res., 24: 25021-25033. doi:[10.1007/s11356-017-0165-1](https://doi.org/10.1007/s11356-017-0165-1)
- 5 Zhao P, Xu X D, Chen F, et al. 2018. The third atmospheric scientific experiment for understanding the earth-atmosphere  
6 coupled system over the Tibetan Plateau and its effects [J]. Bulletin of the American Meteorological Society, 99(4):  
7 757-776. doi:[10.1175/BAMS-D-16-0050.1](https://doi.org/10.1175/BAMS-D-16-0050.1)
- 8 Zhao Q W, He Q, Jin L L et al. 2021. Potential Source Regions and Transportation Pathways of Reactive Gases at a  
9 Regional Background Site in Northwestern China [J]. Advances in Meteorology, 9933466,  
10 doi:[10.1029/2023JD040193](https://doi.org/10.1029/2023JD040193)
- 11 Zhao Z Z, Cao J J, Shen Z X, et al. 2013. Aerosol particles at a high-altitude site on the Southeast Tibetan Plateau, China:  
12 Implications for pollution transport from South Asia [J]. J. Geophys. Res.-Atmos., 118(19): 11,360-11,375.  
13 doi:[10.1002/jgrd.50599](https://doi.org/10.1002/jgrd.50599)
- 14 Zhu C S, Cao J J, Zhang Z S, et al. 2018. The impact of biomass burning on total suspended particulate matt  
15 er in the southeastern Tibetan Plateau [J]. Atmos. Environ. 193: 33-39. doi:[10.1016/j.atmosenv.2018.08.056](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.056)
- 16 Zhu C S, Qu Y, Zhang Z S, et al. 2022. High spatial variability of biomass burning emissions observed at three Tibetan  
17 Plateau sites [J]. Earth's Future, 10(11) e2021EF002214. doi:[10.1029/2021EF002214](https://doi.org/10.1029/2021EF002214)