张傲楠,董志文,李芳洲,等.基于 AERONET 的喜马拉雅地区污染物气溶胶组成及时空变化研究 [J]. 中国环境科学, 2026,46(2):618-626.
Zhang A N, Dong Z W, Li F Z, et al. Chemical composition and spatio-temporal variability of pollutant aerosols over the Himalayas using AERONET data [J]. China Environmental Science, 2026,46(2):618-626.

# 基于 AERONET 的喜马拉雅地区污染物气溶胶组成及时空变化研究

张傲楠[1],董志文[1*],李芳洲[2],焦晓瑜[1],江 聪[3] (1.中国地质大学(武汉)地理与信息工程学院,湖北 武汉 430078；2.北京大学环境科学与工程学院,北京 100871；3.莱布尼茨淡水生态学与内陆渔业研究所(IGB)生态水文学与生物地球化学系,德国 柏林 12587)

**摘要**：本文建立了气溶胶 5 成分模型(黑碳 BC、吸收性有机碳 BrC、硫酸铵 AS、粉尘 DU 和水分 AW),利用 AERONET 数据对喜马拉雅山及周边地区的气溶胶组分进行了反演计算.结果显示:多年平均来看,各个站点成分柱质量浓度占比相似,其中 AS、DU、AW、BrC 和 AW 依次占比 53.49%、29.33%、10.63%、5.27%、1.28%.同时,喜马拉雅山南坡地区的气溶胶柱质量浓度(年平均 390mg/m$^2$)显著高于北坡(年平均 49mg/m$^2$),主要原因是高海拔山脉大量阻挡了南亚污染物气溶胶跨越喜马拉雅的传输(仅通过约 13%).总体上,喜马拉雅地区春季(多年平均)气溶胶柱质量浓度最高,而夏,秋,冬季表现出大幅降低,这主要是由于春季季风前大气污染物排放的不断累积效应,以及南亚沙漠释放的粉尘气溶胶大量传输造成的,而在夏天季风期随着大量降水的淋洗而大量降低.年际变化来看,2015~2024 期间的气溶胶平均柱质量浓度(南坡平均 370.83mg/m$^2$)略低于较早的 2006~2015 年期间(南坡平均 453.26mg/m$^2$),这反映出南亚地区近期污染状况有所改善,然而总体大气污染状况仍然十分严重.由于黑碳和棕碳等吸收性气溶胶可以显著影响冰川积雪的加速消融,南亚地区持续的高污染气溶胶排放,预估未来会继续影响喜马拉雅山冰川变化.

**关键词**：AERONET；气溶胶组分；喜马拉雅山；污染排放；时空变化
**中图分类号**：X51 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)02-0618-09

**Chemical composition and spatio-temporal variability of pollutant aerosols over the Himalayas using AERONET data**.

ZHANG Ao-nan[1], DONG Zhi-wen[1*], LI Fang-zhou[2], JIAO Xiao-yu[1], JIANG Cong[3] (1.School of Geography and Information Engineering, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan 430078,China；2.College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871, China；3.Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Department of Ecohydrology and Biogeochemistry, Berlin 12587, Germany). *China Environmental Science*, 2026,46(2)：618~626

**Abstract**：This study established a five-component aerosol model (including Black Carbon (BC), Brown Carbon (BrC), Ammonium Sulfate (AS), Dust (DU), and Water (AW)) utilizing AERONET data, to perform inversion calculations on the aerosol components variability in the Himalayas and surrounding regions. The results indicated that, on a multi-year average, the proportion of the mass concentration of each component at various monitoring sites was similar, with AS, DU, AW, BrC, and AW accounting for 53.49%, 29.33%, 10.63%, 5.27%, and 1.28%, respectively. The aerosol mass concentration in the southern slope of the Himalayas (annual average of 390mg/m$^2$) was significantly higher than that in the northern slope (annual average of 49mg/m$^2$), primarily due to the substantial obstruction of South Asian pollutant aerosols by the high-altitude mountains during transboundary transport crossed the Himalayas (with only about 13% transported over the Himalayas). Generally, the aerosol mass concentration in the Himalayan region was highest in spring (multi-year average), while it saw significant reductions in summer, autumn, and winter. This variation was mainly attributed to the cumulative effect of atmospheric pollutant emissions prior to the South Asian Monsoon (SAM) and the substantial transport of dust aerosols from South Asian deserts, which were greatly diminished during the summer monsoon period due to heavy precipitation. Interannually, the average aerosol mass concentration from 2015 to 2024 (with southern slope average of 370.83mg/m$^2$) was slightly lower than that during the earlier period from 2006 to 2015 (with southern slope average of 453.26mg/m$^2$), reflecting an improvement in recent pollution levels in South Asia. However, the overall atmospheric pollution remained extremely serious. Given that the absorbing aerosols like black carbon and brown carbon can significantly accelerate the melting of glacial snow, the persistent high emissions of polluted aerosols in the South Asian region may continue affecting the accelerated glacial changes in the Himalayas in the future.

**Key words**：AERONET；aerosol component；Himalayas；pollutants emission；spatiotemporal variability

**收稿日期**：2025-07-02
**基金项目**：国家自然科学基金(42371139);中国地质大学(武汉)(CUG240629);甘肃省自然科学基金重点项目(23JRRA858)

* 责任作者，教授, dongzhiwen@cug.edu.cn

全球雪冰中沉降的气溶胶观测研究,可以获取偏远冰冻圈地区大气环境高空传输信息,揭示大尺度区域气候环境变化[1-3].黑碳,棕碳以及粉尘等吸光性气溶胶对太阳辐射具有较为强烈的增强吸热特性,可以导致地球表面雪冰加速消融和面积大范围萎缩,进而反馈影响全球辐射平衡并引起气候变化[4-5].近期吸光性污染物气溶胶及其气候效应的研究在国际上已经成为热点,吸光性污染物是破解未来气候环境加速变化研究的新方向[6].黑碳,棕碳和粉尘吸光性气溶胶在雪冰中的辐射强迫影响可能不亚于全球温度升高的影响,正在成为影响全球雪冰加速消融的重要因素[7-8].青藏高原和喜马拉雅山地区是生态环境比较敏感和脆弱的地区,也是我国重要的“生态安全屏障”.尽管该区域大气环境仍然清洁,但已经受到显著的影响.青藏高原平均海拔在4000m 以上[9],因此青藏高原温度较低,存在着大量的冰川和雪山,是众多河流的发源区[10-11].喜马拉雅山脉位于青藏高原南部,其高海拔导致吹向青藏高原的季风环流受到一定程度的阻碍.同时,喜马拉雅山地区,尤其是邻近南亚城市在最近 30 年快速发展工业,导致气溶胶的排放迅速增加,这对喜马拉雅及青藏高原的气候变化和冰冻圈环境产生了较大影响.

气溶胶组分的数据主要通过在线采样和离线分析相结合的方式进行获取.但是,这些方法具有区域局限性,且比较耗费劳动力[12].2000 年以来,许多研究开始使用地面遥感(主要基于 AERONET 产品)来反演气溶胶组分的数值.2005~2018 年,气溶胶组分模型从 3 组分细化至 7 组分,成分由最初的黑碳,棕碳和水分变为黑碳,棕碳,水分,硫酸铵,粉尘,有机颗粒物和海盐气溶胶[13-17].这些模型的计算都是基于不同气溶胶组分的光学特性不同,来检索各成分的柱质量浓度.但是这些算法都基于外部混合的假设,无法描述气溶胶在大气中真实的混合状态[18].气溶胶按光学特性可分为吸收性成分和散射性成分,当大气中吸收性成分增加时,气溶胶的辐射影响将由冷却转变为加热[19].吸收性成分主要包括碳质气溶胶(黑碳和棕碳)和粉尘[20].黑碳来源于碳质的不完全燃烧,为强吸收成分[21-22].棕碳主要为具有吸光性有机碳物质,主要来自化石燃料和生物质燃烧,车辆尾气排放[23-25].粉尘颗粒主要来自土壤,沙漠以及岩石风化,因为存在铁矿物而具有较强的吸收性[26].非吸收性成分主要包括硫酸铵和水分.硫酸铵主要由化工生产所排放的二氧化硫和氮氧化物通过大气化学反应所形成[27],具有较强的吸湿性[28].

本研究利用AERONET的气溶胶组分反演方法,调查喜马拉雅山地区南坡和北坡及周边地区不同站点气溶胶组分的柱质量浓度,以及在时空尺度上的变化趋势,确定研究区域整体的成分占比情况并分析其成因,进而分析喜马拉雅山地区气溶胶的来源和传输机制,以便结合气溶胶的时空变化为预估未来气溶胶对冰冻圈雪冰的影响提供科学依据.

## 1　材料与方法

### 1.1　AERONET 数据和站点

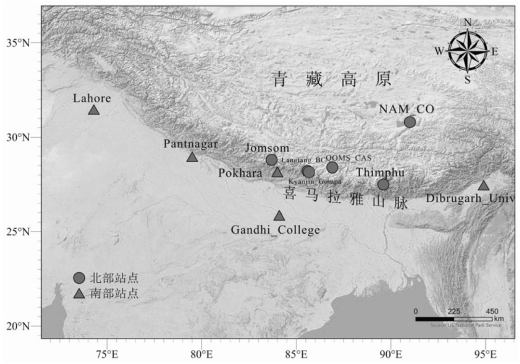



图 1　AERONET 观测点位置

Fig.1　Locations of AERONET observation stations

AERONET(Aerosol RObotic NETwork) 为NASA 和 PHOTONS 联合建立的地面遥感气溶胶监测网络,覆盖了全球大部分区域,由各地表站点的CIMEL 太阳天空辐射计、电源和发射器组成.太阳天空辐射计主要以 8 个光谱波段进行测量,分别为0.34,0.38,0.44,0.50,0.67,0.87,0.94 和 1.02μm,其中有4 个(0.44,0.67,0.87 和 1.02μm)用于测量太阳辐射,因此数据产品主要分为 440,675,870 和 1020nm 四类[29].有研究者提出了反演算法,利用太阳天空辐射计的测量结果(太阳和天空辐射度)分析计算气溶胶的光学特性(包括 AOD,inversion products, precipitable water in diverse aerosol regimes 等),从而建立了AERONET 数据产品库[30].该产品质量分为 3 个等级:1.0 级(未筛选)、1.5 级(云筛选和质量控制)和 2.0 级(保证质量)[31].由于青藏高原站点较少,本研究使

用 1.5 级数据,以最大程度保证时间序列的完整性和数据质量.本研究在喜马拉雅山南坡及山麓周边地区选择了 5 个站点,北坡地区及山麓选择了 6 个站点,并进行对比分析,用以定量描述喜马拉雅山脉对气溶胶传输的阻断作用.各站点的地理位置信息见表 1 和图 1.

**表 1 AERONET 观测点的具体信息**

Table 1 Detailed information of AERONET observation sites

| 站点 | 区域 | 类型 | 所属国家 | 纬度(N) | 经度(E) | 海拔(m_a.s.l.) | 时间跨度 | 有效数据个数 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| NAM_CO | 北部站点 | 高山背景 | 中国 | 30.8° | 91° | 4729 | 2006.08~2021.11 | 52 |
| QOMS_CAS | 北部站点 | 高山背景 | 中国 | 28.4° | 86.9° | 5870 | 2009.10~2023.02 | 73 |
| Jomsom | 北部站点 | 高山背景 | 尼泊尔 | 28.8° | 83.7° | 3352 | 2011.11~2015.04 | 13 |
| Kyanjin_Gompa | 北部站点 | 高山背景 | 尼泊尔 | 28.2° | 85.6° | 4222 | 2017.10~2020.03 | 28 |
| Langtang_BC | 北部站点 | 高山背景 | 尼泊尔 | 28.2° | 85.6° | 4222 | 2017.10~2019.10 | 13 |
| Thimphu | 北部站点 | 城市站 | 不丹 | 27.5° | 89.6° | 2747 | 2018.03~2019.03 | 7 |
| Lahore | 南部站点 | 城市站 | 巴基斯坦 | 31.5° | 74.3° | 299 | 2007.07~2023.08 | 125 |
| Pantnagar | 南部站点 | 城市站 | 印度 | 29° | 79.5° | 253 | 2008.05~2009.10 | 13 |
| Pokhara | 南部站点 | 城市站 | 尼泊尔 | 28.2° | 84° | 829 | 2010.01~2024.12 | 119 |
| Dibrugarh | 南部站点 | 城市站 | 印度 | 27.5° | 94.9° | 124 | 2018.01~2024.12 | 39 |
| Gandhi_College | 南部站点 | 城市站 | 印度 | 25.9° | 84.1° | 92 | 2006.04~2024.02 | 110 |

## 1.2 数据处理方法

本研究主要在于研究黑碳、棕碳等吸光性成分的含量变化及其对青藏高原雪冰加速融化的影响,采用气溶胶五成分模型,根据气溶胶散射和吸收太阳辐射的性质,将气溶胶化学成分分为:黑碳(BC),棕碳(BrC),矿物尘(DU),硫酸铵(AS)和水分(AW).其中,BC,BrC 和 DU 是气溶胶主要的吸收性成分,AS 则为气溶胶主要的散射性成分——硫酸铵盐.BC 的吸收率最强且对光谱波段具有较强的依赖性,随着光谱波段的增加而降低;相反,BrC 和 DU 的吸收率较低,对光谱波段的依赖性不大,因此模型利用 k 光谱来区分 BC 与 BrC 和 DU.对于 BrC 和 DU,二者在 440~675nm SSA 光谱波段的吸收率都呈上升趋势,但在 675~1020nm 却呈现出相反趋势,因此模型利用 SSA 光谱来区分 BrC 和 DU[32].

首先,假定各成分的体积分数,各值范围为 0~100%,各成分体积总和为 100%,利用体积平均混合原则计算特定假设下的负折射率的实部和虚部[33].

$$k(\lambda_j)=\sum_{i=1}^{3}k_i(\lambda_j)\cdot f_i \tag{1}$$

$$n=\sum_{i=1}^{5}n_i\cdot f_i \tag{2}$$

式中:$i$(=1,2,…,5)表示第 $i$ 个气溶胶组分;$f_i$ 表示假定条件下第 $i$ 个气溶胶成分的体积分数,$j$(=1,2,…,4)表示第 $j$ 个光谱波长.计算复折射指数的虚部时只考虑三个吸收性成分,因为其他两个成分的虚部折射率非常小.

由于 BrC 和 DU 的 SSA 在 675~1020nm 的变化趋势相反,因此利用 870nm、675nm 光谱波长下的 SSA 差值 dSSA 来区分这两个成分.

$$\mathrm{SSA(870nm)-SSA(675nm)}=\frac{\sum_{i=1}^{3}\mathrm{MAE}_i^{870}\cdot\rho_i\cdot f_i\cdot V_{\text{total}}}{\tau_{\text{ext}}^{870}}-\frac{\sum_{i=1}^{3}\mathrm{MAE}_i^{675}\cdot\rho_i\cdot f_i\cdot V_{\text{total}}}{\tau_{\text{ext}}^{675}} \tag{3}$$

式中:$\mathrm{MAE}_i^{870}$ 和 $\mathrm{MAE}_i^{675}$ 分别表示第 $i$ 个组分在 870nm 和 675nm 波长下的质量吸收效率,表示第 $i$ 个组分的密度,$f_i$ 表示假定条件下第 $i$ 个组分的体积分数,$V_{\text{total}}$ 表示气溶胶的总柱质量浓度,$\tau_{\text{ext}}^{870}$ 和 $\tau_{\text{ext}}^{675}$ 分别表示 870nm 和 675nm 波长下的消光光学厚度.

比较假定条件下计算的复折射指数的实部和虚部, dSSA 与 AERONET 所提供的数据结果,误差最小的一组数据即模型分析计算出的结果.误差公式如下:

$$\chi^2=\sum_{j=1}^{4}\frac{(n_j^{\text{means}}-n^{\text{cal}})^2}{n_j^{\text{means}}}+\sum_{j=1}^{4}\frac{(k_j^{\text{means}}-k_j^{\text{cal}})^2}{k_j^{\text{means}}}+\frac{(\mathrm{dSSA}^{\text{means}}-\mathrm{dSSA}^{\text{cal}})^2}{\left|\mathrm{dSSA}^{\text{means}}\right|} \tag{3}$$

式中:$j$(=1,2,3,4)表示 AERONET 数据的 4 个光谱波长,$n_j^{\text{means}}$,$k_j^{\text{means}}$ 分别表示 AERONET 提供的第 $j$ 个光谱波长的复折射指数的实部和虚部, $\mathrm{dSSA}^{\text{means}}$ 表示

AERONET 的 870 和 675nm 波长下 SSA 的差值, $n^{cal}$, $k_j^{cal}$, dSSA$^{cal}$ 表示假定体积分数下的计算结果.

最后根据体积分数对应组分的密度输出柱质量浓度[34],参考 Wang 等[5]的研究中气溶胶各组分的参数.

该模型的误差主要来自两方面,一是反演方法对粒子形态,混合状态和各组分的折射率的假设可能与实际情况存在差异,但这不是主要的误差来源.二是输入数据的误差,主要来自 AERONET 数据,太阳天空辐射计在一天内的测量达 8 次,大大减少了 AERONET 数据的不确定性[32].

### 1.3　GEOS-Chem 模拟数据

GEOS-Chem 模型是全球范围内的三维大气化学模型,由 NASA 的全球建模和同化办公室的 Goddard Earth Observing System (GEOS)提供气象输入驱动,被广泛应用于大气成分的研究,能够模拟 $PM_{2.5}$(诸如硫酸盐、碳质气溶胶、沙尘气溶胶等)和 $O_3$ 的浓度变化[35-36].GEOS-Chem 的水平分辨率和垂直层数根据研究需求有所不同,初始数据为 GEOS-5 气象数[37-38].GEOS-chem 模型的模拟结果在某些成分和地区与实测浓度存在偏差,但总体来说,结果偏差较少[39].

## 2　结果与讨论

### 2.1　气溶胶柱质量浓度的年际变化对比

通过对比在 2006~2015 与 2016~2024 年两个时段均有数据的站点, Lahore, QOMS_CAS, Pohara 三个站点呈现略有降低的趋势, Pohara 站点略有上升.NAM_CO 站点的数据趋势和其他站点相差较大,主要由数据量较少导致.鉴于上述对比分析,且南坡站点的月份数据比较完整, 2006~2015 期间南坡气溶胶柱质量浓度平均 453.26mg/m$^2$, 2016~2024 年期间南坡平均为 370.83mg/m$^2$.结合 2006~2015 与 2015~2024 期间各个站点的气溶胶柱质量浓度的饼状统计来看(图 2), 2006~2015 年间的平均气溶胶总柱质量浓度与 2016~2024 年间平均值的相差不大,后者时段略有降低.分析认为, 2006~2015 年间,中国和邻近的南亚国家大力发展工业,尤其是制造业、工业燃烧、交通运输和能源生产排放了大量的气溶胶.此后,随着环境污染快速恶化,国际上开始广泛关注环境保护,全球范围内的“清洁空气”的行动使得人为气溶胶的排放有所减少.Jiang 等[40]认为人为大气污染物排放减少,温室气体排放增加,对喜马拉雅山降水增加有促进作用.降水增加有助于气溶胶的湿沉降,导致气溶胶柱质量浓度有所减少.另一方面,在全球变暖的趋势下,喜马拉雅地区植被增加,高山树线向高海拔迁移[41].植物对气溶胶有吸收作用,因而植被的增加会对气溶胶的减少产生一定影响[42].

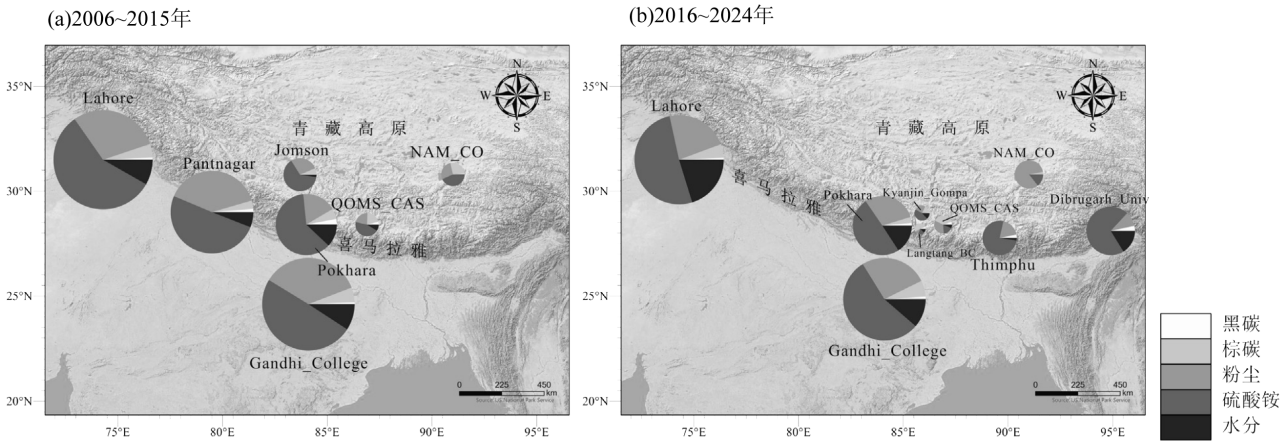



图 2　2006~2015 年和 2016~2024 年期间各站点气溶胶浓度反演结果

Fig.2　Aerosol concentration retrieval results at each station for the periods 2006~2015 and 2016~2024

对于气溶胶成分柱质量浓度,各站点结果占比大致一致,各成分柱质量浓度依次占比 53.49%, 29.33%, 10.63%, 5.27%, 1.28%. AS 通常占气溶胶质量的 16%~54%,通常与铵态化合物混合,在气溶胶质量中占主要地位[43].其次,喜马拉雅山邻近的南亚国家,燃烧煤炭和工业生产排放了大量的二氧化硫和

氮氧化物污染物,在空气中转化为硫酸铵气溶胶粒子[44];这些污染物通过大气环流传输,在喜马拉雅山南坡遇到高大山体阻挡后富集积累,同时部分通过高海拔的季风传输到喜马拉雅山北部,导致硫酸铵柱质量浓度较高[45].此外,喜马拉雅山地区是全球范围内平流层侵入的严重区域,这导致了硫酸盐在该地区的富集[46].喜马拉雅山周边存在沙漠和干旱地区,如塔克拉玛干沙漠和塔尔沙漠等,这些区域性的沙尘颗粒通过风蚀作用形成矿物尘气溶胶,通过随着大气环流和南亚季风传输到高海拔地区,导致喜马拉雅山地区出现较多粉尘气溶胶[47-48],和污染物混合在一起.青藏高原整体以高原山地气候为主,喜马拉雅山及其周边地区主要为高寒气候,降水少、湿度低,因此该区域气溶胶中水分含量较少(同时气溶胶观测日期多为晴朗天气). BrC 主要来自南亚国家的生物质燃烧产生,春夏秋季都主要以秸秆燃烧来源为主,主要来自印度和巴基斯坦;冬季以取暖为主,主要来自尼泊尔和印度巴基斯坦的山区.黑碳主要来自化石燃料的不完全燃烧,如煤炭燃烧和机动车尾气等.在高山地区,人类活动较少,喜马拉雅山南坡产生的棕碳和黑碳粒子难以越过喜马拉雅传输过来,因此棕碳和黑碳柱质量浓度偏低.这些污染物粒子主要处于积聚模态,沉降速度较快,因此喜马拉雅山地区大气中黑碳柱质量浓度整体较低[49].

**表 2 喜马拉雅山 2006~2015 和 2016~2024 年各站点平均柱质量浓度(mg/m$^2$)**

Table 2 Mean columnar mass concentrations (mg/m²) at each Himalayan station for 2006~2015 and 2016~2024

| 年份 | 站点 | 总量 | 黑碳 | 棕碳 | 粉尘 | 硫酸铵 | 水分 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2006~2015 | NAM_CO | 34.367 | 0.380 | 9.44 | 9.645 | 14.657 | 0.231 |
| 2016~2024 | NAM_CO | 74.0507 | 0.050 | 2.100 | 61.250 | 10.600 | 0.050 |
| 2006~2015 | Lahore | 615.814 | 4.552 | 27.129 | 182.171 | 351.317 | 50.644 |
| 2016~2024 | Lahore | 548.889 | 4.014 | 26.731 | 123.890 | 279.351 | 110.097 |
| 2006~2015 | Pantnagar | 427.574 | 5.400 | 13.894 | 167.460 | 215.402 | 25.418 |
| 2006~2015 | QOMS_CAS | 33.895 | 1.409 | 6.880 | 7.413 | 15.248 | 2.944 |
| 2016~2024 | QOMS_CAS | 33.019 | 1.694 | 12.230 | 11.109 | 5.778 | 2.031 |
| 2006~2015 | Jomsom | 68.646 | / | 4.456 | 18.836 | 43.782 | 1.572 |
| 2006~2015 | Gandhi_College | 535.557 | 3.326 | 27.848 | 189.917 | 265.245 | 49.221 |
| 2016~2024 | Gandhi_College | 478.771 | 4.741 | 30.219 | 127.004 | 262.426 | 54.379 |
| 2006~2015 | Pokhara | 234.102 | 7.006 | 12.906 | 42.369 | 143.629 | 28.192 |
| 2016~2024 | Pokhara | 266.679 | 3.840 | 8.748 | 79.528 | 132.351 | 42.212 |
| 2016~2024 | Kyanjin_Gompa | 24.0989 | 0.534 | 3.774 | 5.715 | 10.898 | 3.178 |
| 2016~2024 | Langtang_BC | 14.177 | 0.880 | 7.404 | 1.576 | 2.640 | 1.677 |
| 2016~2024 | Thimphu | 103.375 | 3.317 | / | 18.866 | 78.608 | 2.584 |
| 2016~2024 | Dibrugarh_Univ | 188.988 | 6.047 | 0.506 | 18.204 | 133.546 | 30.685 |

## 2.2 南北坡各个站点气溶胶柱质量浓度的季节变化对比

从季节变化的时间尺度上看,喜马拉雅北坡春,夏,秋,冬四季的气溶胶柱质量浓度分别为 55.3,29.7,23.9 和 22.2mg/m$^2$,春季到夏季下降了 46.29%;相比之下,南坡四季的气溶胶柱质量浓度分别为 502.9,364.3,290.9,279.9mg/m$^2$,春季到夏季下降了 27.56%,呈现出明显的春季高,夏秋冬低且浓度相似的趋势(图 3).春季初南亚季风前对气溶胶的累积作用,导致气溶胶柱质量浓度在春季远高于其他季节[48].夏季喜马拉雅山地区受季风影响,随着南亚季风带来大量的降水增加,增强了对气溶胶的淋洗作用,大量清除了大气中的气溶胶颗粒,因此夏季的气溶胶柱质量浓度显著降低.当夏季结束后,季风消退,对流活动减弱,随着总体水分的下降,秋季的气溶胶柱质量浓度和夏季相比差别不大[50].冬季期间,风速降低,降水量减少,大气对流活动较弱,气溶胶柱质量浓度与夏,秋两季几乎持平,保持在较低的水平[51-52],对于气溶胶成分,在春季和夏季,来自沙漠和干旱地区的沙尘通常会释放到大气中,因此春季粉尘柱质量浓度在喜马拉雅山地区南部是最高的,而喜马拉雅山对气溶胶输送的阻挡作用下,导致喜马拉雅山地区的北部粉尘柱质量浓度并没有显著高于其他季节.在冬天,喜马拉雅山周边的牧民和居民取暖排放增加,因此冬季黑碳 BC 的柱质量浓度相对比其他季节升高(图 3).

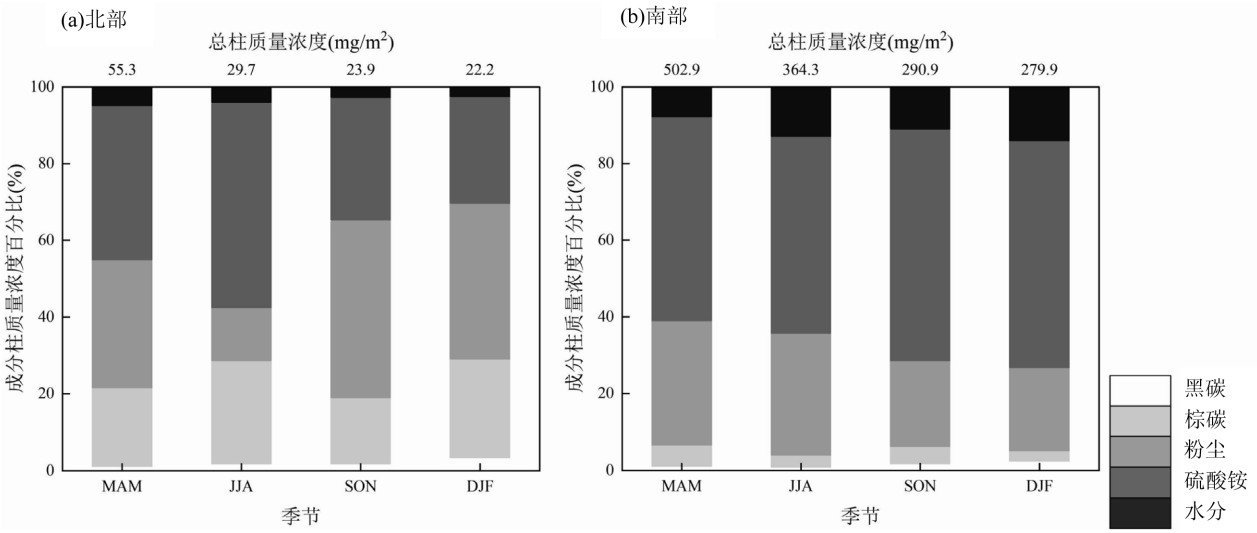



图 3　喜马拉雅山北部和南部以季节为时间单位的气溶胶各组分的柱质量浓度百分比的统计

Fig.3　Seasonal-columnar mass fraction of aerosol components over the northern and southern Himalaya

## 2.3　气溶胶柱质量浓度的南北坡变化及南亚气溶胶向高原传输的动力阻挡机制

从南北坡的多年年均数据对比来看,气溶胶的总柱质量浓度从南坡的 389.93mg/m$^2$ 下降到北坡地区的 49.02mg/m$^2$,平均减少了 87.43%.其中黑碳 BC 浓度从 5.12mg/m$^2$ 下降至 0.97mg/m$^2$,减少了 81.1%;棕碳 BrC 从 16.12mg/m$^2$ 下降至 5.66mg/m$^2$,减少了 64.89%; 而粉尘 DU 从 118.17mg/m$^2$ 下降至 14.87mg/m$^2$, 减少了 87.42%; 硫酸盐 AS 从 213.49mg/m$^2$ 下降至 25.6mg/m$^2$,减少了 88.01%;水分 AW 浓度从 37.3mg/m$^2$ 下降至 1.92mg/m$^2$,减少了 94.85%(图 3).

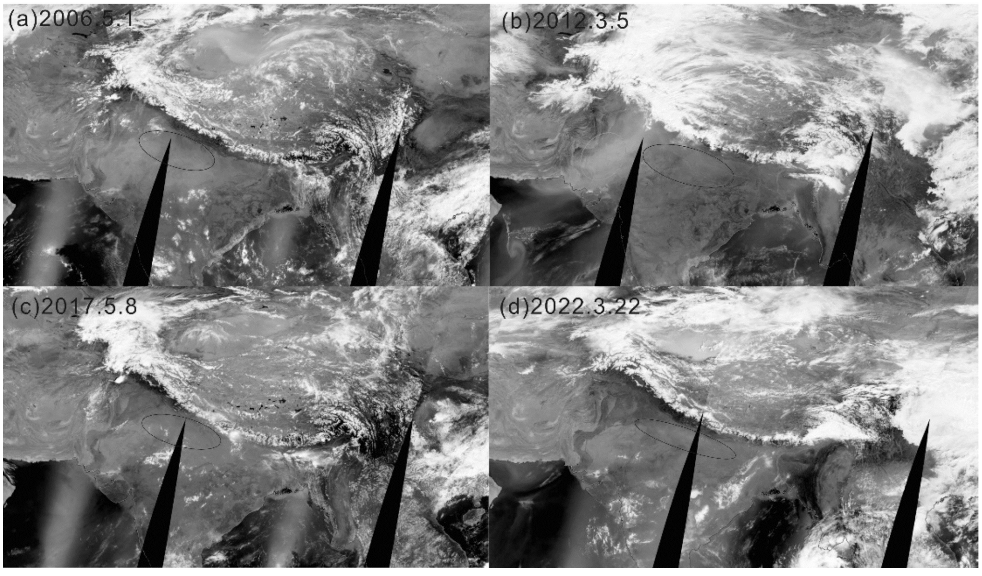



图 4　2006~2024 时间段气溶胶较多的时间段的 MODIS 卫星图像

Fig.4　MODIS satellite imagery for the high-aerosol episodes during 2006~2024

分别在 2006,2012,2017 和 2022 年春季选取了空气质量较差时间段,气溶胶气团比较明显的日期的 MODIS 卫星图像(图 4)(数据来自于 NASA Worldview 网站,https://worldview.earthdata.nasa.gov/).可以看出,气溶胶主要集中在喜马拉雅山地区以南的区域,北部的空气仍然比较干净,反映出喜马拉雅山明显的阻挡作用,高大的山体阻止了气溶胶向青藏高原传输.从图 5 可以看出,在春季西风带影

响明显,大气主要向东输送,夏季季风主要受到印度季风(南亚季风)影响,大气由西南向东北运动,AGL1000m 以上的季风则继续向东北行进.因此,喜马拉雅山对气溶胶从南亚输送到青藏高原具有一定的阻碍作用,但是大气对流会导致气溶胶穿过喜马拉雅山脉进入青藏高原.

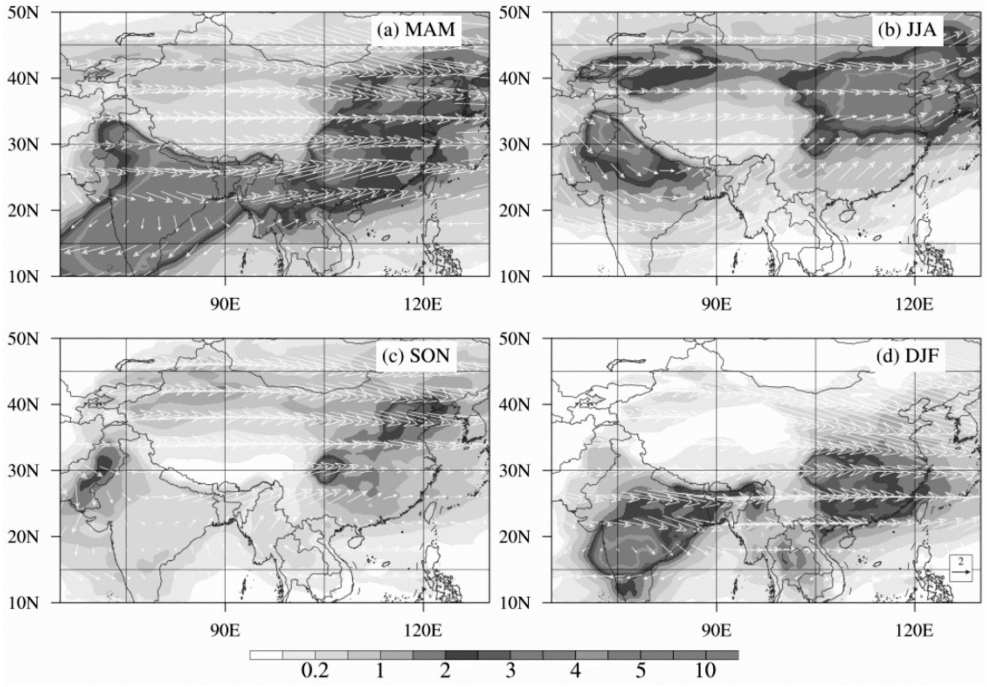



图 5 2021~2022 年 AGL1km 处硫酸盐($SO_4$)污染物的季节平均分布(μg/m³)以及风场分布

Fig.5 Seasonal-mean distribution of sulfate ($SO_4$) at 1km a.g.l. (μg/m³) and concurrent wind fields for 2021~2022

## 3 结论

3.1 从年际变化来看,2006~2015 年期间的气溶胶平均柱质量浓度略高于 2015~2024 年间,南亚大力发展工业,但是污染状况有所改善.多年均下,各个站点成分占比相似,AS, DU, AW, BrC 和 AW 的柱质量浓度依次占比 53.49%, 29.33%, 10.63%, 5.27%, 1.28%.

3.2 从季节上来看,喜马拉雅地区春季气溶胶柱质量浓度(多年平均)最高,夏秋冬大幅降低,和夏季季风有密切关系.

3.3 从南北坡的年均数据对比来看,在喜马拉雅山脉对季风环流的阻挡作用下,最多 12.57%的气溶胶从南亚跨越或穿行喜马拉雅山脉运输过来.

**参考文献:**

[1] Dong Z, Kang S, Qin X, et al. New insights into trace elements deposition in the snow packs at remote alpine glaciers in the northern Tibetan Plateau, China [J]. Science of the Total Environment, 2015, 529:101-113.

[2] Zhu X, Wang Z, Chen H. Advances in isotope geochronology and isotope geochemistry: a preface [J]. Journal of Earth Science, 2022, 33(1):1-4.

[3] Wang S, Nie X, Ran F, et al. Human activities control the source of eroded organic carbon in lake sediments over the last 100years: Evidence from stable isotope fingerprinting [J]. Fundamental Research, 2025,5(3):1097-1106.

[4] Dong Z, Jiang H, Baccolo G, et al. Biological and pollution aerosols on snow and ice — interplay between the atmosphere and the cryosphere [J]. Journal of Earth Science, 2023,34(6):1951-1956.

[5] Jiao X, Dong Z, Brahney J, et al. Uranium isotopes of aeolian dust deposited in northern Tibetan Plateau glaciers: Implications for tracing aeolian dust provenance [J]. Fundamental Research, 2022,2(5):716-726.

[6] Wang L, Li Z, Tian Q, et al. Estimate of aerosol absorbing components of black carbon, brown carbon, and dust from ground-based remote sensing data of sun-sky radiometers [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2013,118(12):6534-6543.

[7] Zhao C, Hu Z, Qian Y, et al. Simulating black carbon and dust and their radiative forcing in seasonal snow: a case study over North China with field campaign measurements [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2014,14(20):11475-11491.

[8] Li S, Zhang H, Wang Z, et al. Advances in the research on brown carbon aerosols: its concentrations, radiative forcing, and effects on

climate [J]. Aerosol and Air Quality Research, 2023,23(8):220336.

[9] Qiu J. China: The third pole [J]. Nature, 2008,454:393−396.

[10] Xu B, Cao J, Hansen J, et al. Black soot and the survival of Tibetan glaciers [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2009,106(52):22114−22118.

[11] Immerzeel W W, Van Beek L P H, Bierkens M F P. Climate change will affect the Asian water towers [J]. Science, 2010,328(5984):1382−1385.

[12] Bond T C, Charlson R J, Heintzenberg J. Quantifying the emission of light-absorbing particles: Measurements tailored to climate studies [J]. Geophysical Research Letters, 1998,25(3):337−340.

[13] Schuster G L, Dubovik O, Holben B N, et al. Inferring black carbon content and specific absorption from Aerosol Robotic Network (AERONET) aerosol retrievals [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2005,110(D10S17).

[14] Dey S, Tripathi S N, Singh R P, et al. Retrieval of black carbon and specific absorption over Kanpur city, northern India during 2001-2003 using AERONET data [J]. Atmospheric Environment, 2006,40(3): 445−456.

[15] Wang L, Li Z, Tian Q, et al. Estimate of aerosol absorbing components of black carbon, brown carbon, and dust from ground-based remote sensing data of sun-sky radiometers [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2013,118(12):6534−6543.

[16] Schuster G L, Dubovik O, Arola A. Remote sensing of soot carbon-Part 1: Distinguishing different absorbing aerosol species [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016,16(3):1565−1585.

[17] Xie Y S, Li Z Q, Zhang Y X, et al. Estimation of atmospheric aerosol composition from ground‐based remote sensing measurements of Sun-sky radiometer [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2017,122(1):498−518.

[18] Zhang Y, Yan C Y, Li Z, et al. Development of a multiple solution mixing mechanism based aerosol component retrieval method for polarimetric satellite measurements [J]. Atmospheric Environment, 2025,349:121120.

[19] Haywood J M, Shine K P. The effect of anthropogenic sulfate and soot aerosol on the clear sky planetary radiation budget [J]. Geophysical Research Letters, 1995,22(5):603−606.

[20] Sokolik I N, Toon O B. Incorporation of mineralogical composition into models of the radiative properties of mineral aerosol from UV to IR wavelengths [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 1999,104(D8):9423−9444.

[21] Andreae M O, Gelencsér A. Black carbon or brown carbon? The nature of light−absorbing carbonaceous aerosols [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2006,6(10):3131−3148.

[22] 程　丁,吴　晟,吴　兑,等.深圳市城区和郊区黑碳气溶胶对比研究 [J]. 中国环境科学, 2018,38(5):1653−1662.
Cheng D, Wu S, Wu D, et al. Comparative study of black carbon aerosols in urban and suburban areas of Shenzhen [J]. China Environmental Science, 2018,38(5):1653−1662.

[23] Cai J, Zhi G R, Chen Y J, et al. A Preliminary Study on Brown Carbon Emissions from Open Agricultural Biomass Burning and Residential Coal Combustion in China [J]. Research of Environmental Sciences, 2014,27(5):455−461.

[24] Sun J, Zhi G, Hitzenberger R, et al. Emission factors and light absorption properties of brown carbon from household coal combustion in China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions, 2017,2017:1−25.

[25] Xie M, Hays M D, Holder A L. Light−absorbing organic carbon from prescribed and laboratory biomass burning and gasoline vehicle emissions [J]. Scientific Reports, 2017,7(1):7318.

[26] Russell P B, Bergstrom R W, Shinozuka Y, et al. Absorption Angstrom Exponent in AERONET and related data as an indicator of aerosol composition [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2010,10(3): 1155−1169.

[27] 程宁熹,刘湾湾,刘　琼,等.北京地区对流层低层臭氧及硫酸盐气溶胶的时空分布 [J]. 中国环境科学, 2020,40(11):4669−4678.
Cheng N X, Liu W W, Liu Q, et al. Spatiotemporal distributions of tropospheric ozone and sulfate aerosols in the lower atmosphere over Beijing [J]. China Environmental Science, 2020,40(11):4669−4678.

[28] Cao J J, Shen Z X, Chow J C, et al. Winter and summer $PM_{2.5}$ chemical compositions in fourteen Chinese cities [J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2012,62(10):1214−1226.

[29] Holben B N, Eck T F, Slutsker I, et al. AERONET—A federated instrument network and data archive for aerosol characterization [J]. Remote Sensing of Environment, 1998,66(1):1−16.

[30] Dubovik O, King M D. A flexible inversion algorithm for retrieval of aerosol optical properties from Sun and sky radiance measurements [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2000,105(D16): 20673−20696.

[31] Dehkhoda N, Shin J, Joo S, et al. An AERONET−based methodology to retrieve black carbon light absorption and comparison with MERRA−2data [J]. Atmospheric Pollution Research, 2024,15(2): 101994.

[32] Li Z, Li L, Zhang F, et al. Comparison of aerosol properties over Beijing and Kanpur: Optical, physical properties and aerosol component composition retrieved from 12years ground-based Sun-sky radiometer remote sensing data [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2015,120(4):1520−1535.

[33] Heller W. Remarks on refractive index mixture rules [J]. The Journal of Physical Chemistry, 1965,69(4):1123−1129.

[34] 王　玲.大气气溶胶化学成分地基遥感反演研究 [D]. 南京:南京大学, 2013.
Wang L. Ground−based remote sensing of atmospheric aerosol chemical composition [D]. Nanjing: Nanjing University, 2013.

[35] Qiu M, Zigler C, Selin N E. Statistical and machine learning methods for evaluating trends in air quality under changing meteorological conditions [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2022,22(16): 10551−10566.

[36] Bey I, Jacob D J, Yantosca R M, et al. Global modeling of tropospheric chemistry with assimilated meteorology: Model description and evaluation [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2001,106(D19):23073−23095.

[37] Zhao T, Mao J, Ayazpour Z, et al. Interannual variability of summertime formaldehyde (HCHO) vertical column density and its main drivers at northern high latitudes [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2024,24(10):6105−6121.

[38] Christian K E, Brune W H, Mao J. Global sensitivity analysis of the GEOS-Chem chemical transport model: ozone and hydrogen oxides during ARCTAS (2008) [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2017, 17(5):3769-3784.

[39] Qiu M, Zigler C, Selin N E. Statistical and machine learning methods for evaluating trends in air quality under changing meteorological conditions [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2022,22(16): 10551-10566.

[40] Jiang J, Zhou T, Qian Y, et al. Precipitation regime changes in High Mountain Asia driven by cleaner air [J]. Nature, 2023,623(7987): 544-549.

[41] Sigdel S R, Zheng X, Babst F, et al. Accelerated succession in Himalayan alpine treelines under climatic warming [J]. Nature Plants, 2024,10:1909-1918.

[42] Minkina T M, Mandzhieva S S, Chaplygin V A, et al. Content and distribution of heavy metals in herbaceous plants under the effect of industrial aerosol emissions [J]. Journal of Geochemical Exploration, 2017,174:113-120.

[43] Wang L, Li Z, Tian Q, et al. Estimate of aerosol absorbing components of black carbon, brown carbon, and dust from ground-based remote sensing data of sun-sky radiometers [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2013,118(12):6534-6543.

[44] Xu J Z, Zhang Q, Wang Z B, et al. Chemical composition and size distribution of summertime $PM_{2.5}$ 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]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015,15(9):5069-5081.

[45] Xu J, Zhang X, Zhao W, et al. High-resolution physicochemical dataset of atmospheric aerosols over the Tibetan Plateau and its surroundings [J]. Earth System Science Data Discussions, 2024,16: 1875-1900.

[46] Wang K, Kang S C, Lin M, et al. Himalayas as a global hot spot of springtime stratospheric intrusions: Insight from isotopic signatures in sulfate aerosols [J]. Research in Cold and Arid Regions, 2024,16 (1):5-13.

[47] Li J, Hendricks J, Righi M, et al. An aerosol classification scheme for global simulations using the K-means machine learning method [J]. Geoscientific Model Development Discussions, 2022,15:509-533.

[48] Dong Z, Brahney J, Kang S, et al. Aeolian dust transport, cycle and influences in high-elevation cryosphere of the Tibetan Plateau region: New evidences from alpine snow and ice [J]. Earth-Science Reviews, 2020,211:103408.

[49] Li C, Yan F, Kang S, et al. Re-evaluating black carbon in the Himalayas and the Tibetan Plateau: concentrations and deposition [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2017,17(19):11899-11912.

[50] Zhang M, Zhao C, Cong Z, et al. Impact of topography on black carbon transport to the southern Tibetan Plateau during the pre-monsoon season and its climatic implication [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2020,20(10):5923-5943.

[51] Chen H, Wang H. Haze days in North China and the associated atmospheric circulations based on daily visibility data from 1960 to 2012 [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2015,120 (12):5895-5909.

[52] Zhang Y, Ding A, Mao H, et al. Impact of synoptic weather patterns and inter-decadal climate variability on air quality in the North China Plain during 1980~2013 [J]. Atmospheric Environment, 2016,124: 119-128.

**致谢：**感谢 NASA 共享的 AERONET 以及 MERRA-2 数据.

**作者简介：**张傲楠(2000-),女,湖北荆州人,中国地质大学(武汉)硕士研究生,主要从事大气遥感方面研究.发表论文 1 篇.zhangaonan@cug.edu.cn.