

# 中美大陆区域气溶胶成分消光贡献研究综述

吴肖燕<sup>1,3,4</sup>, 辛金元<sup>\*1,2</sup>, 张文煜<sup>4,5</sup>, 孔令彬<sup>5</sup>, 马翼宁<sup>1</sup>, 马永敬<sup>1</sup>

<sup>1</sup>中国科学院大气物理研究所大气边界层物理与大气化学国家重点实验室, 北京 100029

<sup>2</sup>中国科学院大学, 北京 100049

<sup>3</sup>国家气象信息中心, 北京 100081

<sup>4</sup>兰州大学大气科学学院, 兰州 730000

<sup>5</sup>郑州大学地球科学与技术学院, 郑州 450001

**摘要** 气溶胶消光作用是影响大气能见度的主控因素, 气溶胶浓度和成分与散射和吸收特性的非线性关系导致其对能见度的影响存在较大不确定性。1988–2008 年美国 IMPROVE (the Interagency Monitoring of Protected Visual Environments) 能见度监测网络各区域的重构细颗粒物 (RCFM) 浓度范围为  $1.4\text{--}19.4 \mu\text{g m}^{-3}$ , 重构气溶胶消光系数为  $10.0\text{--}172.5 \text{Mm}^{-1}$ 。2006–2018 年中国各地区已有观测的平均细颗粒物 PM<sub>2.5</sub> 浓度为  $14.3\text{--}188.3 \mu\text{g m}^{-3}$ , 对应的重构消光系数为  $52.6\text{--}1044.0 \text{Mm}^{-1}$ 。美国地区 PM<sub>2.5</sub> 浓度水平与我国三亚地区相当, 硫酸盐是气溶胶消光的最大贡献成分, 占比可高达 77%, 其次是有机物, 最大可达 50%, 而硝酸盐只有在南加州对气溶胶消光的贡献较大, 超过了 30%。在我国, 由于东部的相对湿度高于西部, 因此东部和西部的消光差异比气溶胶浓度的差异更显著; 硫酸盐和有机物同样是消光的主要成分, 贡献分别为 21%–57% 和 21%–39%, 硝酸盐只在华中地区是主要的消光成分, 超过了 30%。我国气溶胶浓度和消光水平显著高于美国地区, 当前广泛使用的气溶胶消光 IMPROVE 方程存在较高误差, 消光系数低值高估和高值低估范围可达 -60%–35%; 并且污染越严重, 消光低估越显著。气溶胶消光算法的较大误差将直接影响我国大气污染防治与蓝天计划的准确实施, 急需开展针对我国各类环境气候区域气溶胶成分消光的精准核算与大气能见度提升的溯源研究工作。

**关键词** 气溶胶, PM<sub>2.5</sub>, 化学成分, 消光系数, IMPROVE 方程, 大气能见度

**文章编号:** 2023316A

**doi:** 10.3878/j.issn.1006-9895.2312.23316

收稿日期 2023-12-23; 网络预出版日期

作者简介 辛金元, 男, 1975 年 10 月出生, 博士, 研究员, 主要从事大气气溶胶、大气污染和边界层气象相关研究工作。E-mail: xjy@mail.iap.ac.cn;

资助项目 国家重点研发计划课题 2022YFF0802501

Funded by National Key Research and Development Program (Grant No. 2022YFF0802501)

# **A review on the extinction contribution of aerosol components in United States and China**

Xiaoyan Wu<sup>1,3,4</sup>, Jinyuan Xin<sup>\*1,2</sup>, Wenyu Zhang<sup>4,5</sup>, Lingbing Kong<sup>5</sup>, Yining Ma<sup>1</sup>,  
Yongjing Ma<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China*

<sup>2</sup>*University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*

<sup>3</sup>National Meteorological Information Center, Beijing, 10081, China

<sup>4</sup>College of Atmospheric Sciences, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China

ool of Geoscience and Technology, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China

**Abstract** Aerosol extinction is the main factor affecting atmospheric visibility. The nonlinear relationship between aerosol concentration and scattering and absorption characteristics leads to great uncertainty in the influence of aerosol on the visibility. The concentrations of reconstructed fine mass (RCFM) ranged from 1.4 to 19.4  $\mu\text{g m}^{-3}$  and reconstructed aerosol extinction coefficients from 10.0 to 172.5  $\text{Mm}^{-1}$  in the United States from 1988 to 2008 from IMPROVE (the Interagency Monitoring of Protected Visual Environments) network. The average fine particulate matter ( $\text{PM}_{2.5}$ ) concentrations in various regions of China ranged from 14.3 to 188.3  $\mu\text{g m}^{-3}$  from 2006 to 2018, corresponding to reconstructed extinction coefficients of 52.6–1044.0  $\text{Mm}^{-1}$ . The  $\text{PM}_{2.5}$  concentration in the U.S. region was comparable to that of Sanya, China. In most cases, sulfate was the largest contributing component to aerosol extinction, accounting for up to 77%, followed by organic matter with a maximum of 50%, while nitrate contributed more to aerosol extinction only in Southern California, exceeding 30%. The difference in extinction between the east and west was more significant than the difference in aerosol concentration because of the higher relative humidity in the east than in the west. In China, sulfate and organic matter were the main components of extinction, accounting for 21%–57% and 21%–39%, respectively, and nitrate was the main extinction component only in central China, exceeding 30%. The reconstructed extinction coefficient had both low values of overestimation and high values of underestimation (-60%–35%). The more severe the pollution, the more obvious the

underestimation. Aerosol concentration and extinction level are significantly higher in China than in the United States. IMPROVE equation has obvious uncertainties to underestimate high extinction coefficient and to overestimate low extinction coefficient in China. The uncertainty will have a negative impact on the accurate implementation of air pollution prevention and blue-sky program. It is urgent and significant to carry out the accurate accounting extinction of aerosol components and tracing the aerosol sources, which will provide scientific program to control the aerosol sources for improving atmospheric visibility in the various environmental climate regions.

**Key words** Aerosol, PM<sub>2.5</sub>, chemical components, excintion coefficient, IMPROVE equation, atmospheric visibility

## 1. 引言

大气能见度是衡量城市空气质量的重要指标，也是公众感知大气污染最直接的方式 (Dzubay, et al., 1982, Shang, et al., 2017, Tao, et al., 2009, 张宏等, 2011)。能见度的降低主要是由于颗粒物有气体污染物的消光（散射和吸收）作用，特别是在城市地区 (Appel, et al., 1985, Chan, et al., 1999, Charlson, 1969, Elias, et al., 2009, Lee and Sequeira, 2002, Singh and Dey, 2012, Su, et al., 1990, Tsai and Cheng, 1999)。能见度理论上与消光系数 ( $b_{ext}$ ) 成反比，可用 Koschmieder 公式表示：

$$VIS = K/b_{ext} \quad (1)$$

其中  $K$  为常数 3.912 (Koschmieder, 1924)。

大气消光系数可以表示为颗粒物 ( $b_{sp}$  和  $b_{ap}$ ) 和气体 ( $b_{sg}$  和  $b_{ag}$ ) 的散射和吸收之和：

$$b_{ext} = b_{sp} + b_{sg} + b_{ap} + b_{ag} \quad (2)$$

气体的吸收作用主要由二氧化氮 ( $NO_2$ ) 引起，可以通过  $NO_2$  浓度来计算。气体的散射作用是通过瑞利散射理论计算的，称之为瑞利散射。瑞利散射的范围从高海拔地区的  $8 \text{ Mm}^{-1}$  ( $\sim 3.5 \text{ km}$ ) 到海平面的  $12 \text{ Mm}^{-1}$  (IMPROVE, 2011, Malm, et al., 1994)。气溶胶粒子散射由天然气溶胶（例如，风吹的灰尘）或人为气溶胶（例如，硫酸盐、硝酸盐、碳质气溶胶和其他细颗粒和粗颗粒）引起，而大气中主要的光吸收是由于元素碳（或黑碳）。因此，通过不同种类的颗粒物组分消光贡献的研究可以对能见度的衰减作用有进一步的了解，并为提升能见度提供科学

87 参考。

88 目前,计算气溶胶组分与消光之间关系的方法主要有三种,即 IMPROVE(the  
89 Interagency Monitoring of Protected Visual Environments) 方程、Mie 理论和多元线  
90 性回归方法。Mie 理论方法是目前最可靠的方法,通过数浓度、各种化学成分的  
91 粒径分布以及其折射率来计算消光 (Li, et al., 2017)。IMPROVE 方程是基于美国  
92 IMPROVE 能见度监测网络得到的 (IMPROVE, 1993, 1996, 2000, 2006, 2011)。多  
93 元线性回归方法通过测量的消光系数(因变量)与特定的气溶胶数据(自变量)  
94 进行配置,类似于 IMPROVE 的“局地”方程参数化方案。Mie 理论输入的参数  
95 较难测量,多元线性回归方程也需要实时监测光消光系数和气溶胶组分质量浓度,  
96 因此 IMPROVE 方程在全世界很多地方都得到了广泛应用,并在实测和重建消光  
97 系数之间表现出良好的相关性 (Cao, et al., 2012, Deng, et al., 2016, IMPROVE,  
98 1993, 1996, 2000, 2006, 2011, Izhar, et al., 2021, Li, et al., 2017, Liao, et al., 2020, Tao,  
99 et al., 2014, Tian, et al., 2020, Tian, et al., 2015, Wang, et al., 2017, Xia, et al., 2017,  
100 Xiao, et al., 2014, Xu, et al., 2016, Zhang, et al., 2021)。

101 IMPROVE 算法最初于 1994 年被开发 (Malm, et al., 1994), 通常被称为原始  
102 IMPROVE 方程。它假设气体吸收 ( $b_{ag}$ ) 为零, 瑞利散射 ( $b_{sg}$ ) 为常数 ( $10 \text{ Mm}^{-1}$ ),  
103 粒子散射和吸收 ( $b_{sp}$  和  $b_{ap}$ ) 可以通过将六种主要成分中的各浓度乘以其质  
104 量消光效率来估算。其中, 六大组分分别为硫酸盐(假定为硫酸铵,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ,  
105 AS), 硝酸盐(假定为硝酸铵,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , AN), 有机物(基于实测有机碳, OC),  
106 元素碳或黑碳(EC, 直接测量), 细模态土壤(地壳元素和氧化物, Fine Soil,  
107 FS) 和粗模态物质( $\text{PM}_{10}$  和  $\text{PM}_{2.5}$  的差, Coarse Mass, CM)。硫酸盐和硝酸盐  
108 质量消光效率项包括水增长因子, 是相对湿度(RH)乘以恒定干消光效率的函  
109 数( $f(\text{RH})$ )。原始 IMPROVE 方程可描述为:

$$110 b_{ext} = 3 \cdot f(\text{RH}) \cdot [AS] + 3 \cdot f(\text{RH}) \cdot [AN] + 4 \cdot [OM] + 10 \cdot [EC] + 1 \cdot [FS] + 0.6 \cdot \\ 111 [CM] + 10 \quad (3)$$

112 其中, 消光系数的单位为  $\text{Mm}^{-1}$ , 化学组分的质量浓度单位为  $\mu\text{g m}^{-3}$ , 干质  
113 量消光效率单位为  $\text{m}^2\text{g}^{-1}$ ,  $f(\text{RH})$  为硫酸铵和硝酸铵的吸湿增长系数。重构细颗粒  
114 物质量浓度(Reconstructed Fine Mass, RCFM) 可表示为:

$$115 RCFM = [AS] + [AN] + [EC] + [OM] + [FS] \quad (4)$$

由于原始 IMPROVE 方程在极值情况下计算的结果偏差较大, 倾向于低估最高消光值并高估最低消光值 (Cheng, et al., 2014, IMPROVE, 2006, Pitchford, et al., 2007)。Pitchford 等人在 2007 年开发了一种修正算法 (Pitchford, et al., 2007)。对原始 IMPROVE 方程进行了五个重大修订, 包括: 增加了海盐气溶胶和基于 NO<sub>2</sub> 浓度的 NO<sub>2</sub> 光吸收项; 将假定的有机化合物质量与 OC 质量比从 1.4 更改为 1.8; 根据监测站点的海拔和年均温度使用特定的瑞利散射; 使用与大粒径和小粒径模态分别对应的硫酸盐、硝酸盐和有机物的组分消光效率, 并更新了硫酸盐和硝酸盐的水增长因子。各成分浓度计算如下:

$$AS=1.375\cdot[SO_4^{2-}] \quad (5)$$

$$AN=1.29\cdot[NO_3^-] \quad (6)$$

$$OM=1.4\cdot[OC] \quad (7)$$

$$\text{海盐 } SS=[Cl^-] + 1.47\cdot[Na^+] \quad (8)$$

$$FS=2.2\cdot[Al] + 2.49\cdot[Si] + 1.63\cdot[Ca] + 2.42\cdot[Fe] + 1.94\cdot[Ti] \quad (9)$$

$$CM=[PM_{10}]-[PM_{2.5}] \quad (10)$$

此时, RCFM 要加上海盐气溶胶的浓度, 即

$$RCFM = [AS] + [AN] + [EC] + [OM] + [FS] + [SS] \quad (11)$$

其中, 在计算消光系数的时候, AS, AN 和 OM 的质量浓度被分为大、小粒径两种模态, 当某一成分浓度超过 20 μg m<sup>-3</sup> 时, 认为此时该成分全部为大粒径模态; 若其浓度低于 20 μg m<sup>-3</sup>, 大粒径模态浓度为该成分浓度的平方与 20 μg m<sup>-3</sup> 的比值, 小粒径模态浓度为成分总浓度减去大粒径模态浓度。修订后的 IMPROVE 方程中总消光系数可以表示为:

$$b_{ext} = 2.2 \cdot f_s(RH) \cdot [Small\ AS] + 4.8 \cdot f_L(RH) \cdot [Large\ AS] + 2.4 \cdot f_s(RH) \cdot [Small\ AN] + 5.1 \cdot f_L(RH) \cdot [Large\ AN] + 2.8 \cdot [Small\ OM] + 6.1 \cdot [Large\ OM] + 10 \cdot [EC] + 1 \cdot [FS] + 1.7 \cdot f_{ss}(RH) \cdot [SS] + 0.6 \cdot [CM] + Rayleigh\ Scattering(Site\ Specific) + 0.33 \cdot [NO_2] \quad (12)$$

其中, 消光系数的单位为 Mm<sup>-1</sup>, 化学组分的质量浓度单位为 μg m<sup>-3</sup>, 干质量消光效率单位为 m<sup>2</sup>g<sup>-1</sup>,  $f_s(RH)$  和  $f_L(RH)$  分别为小粒径和大粒径模态的硫酸铵和硝酸铵的吸湿增长系数,  $f_{ss}(RH)$  为海盐的吸湿增长系数。

与原方程相比, 在小粒径模态下, 干物质消光效率小于原始方程值, 而在大

145 粒径模态下，干物质消光效率大于原始方程值，这使得修正的方程比原始方程在  
146 浓度极值时表现得更好，修正后的方程减少了高霾期的低预测和低霾期的高预测，  
147 这在美国东部的雾霾监测站点表现得最为明显 (Pitchford, et al., 2007)。然而修正  
148 方程的消光估计不确定性较原始方程升高。

149 同时，也有很多学者在 IMPROVE 方程的基础上对方程进行改进从而降低  
150 方程计算的不确定性。修正的 IMPROVE 方程，随着物种浓度的降低，分离成  
151 分算法将越来越多的气溶胶质量转移到小粒径模态。由于小粒径模态的干质量  
152 散射效率小于大粒径模态的一半，因此这种假定的尺寸偏移可能会对计算的散  
153 射产生很大影响。为了更好地捕捉光散射对气溶胶质量的依赖性，相关学者探  
154 索了一种替代分裂成分算法的方法，变化在于硫酸铵、硝酸铵和有机物如何分  
155 为小粒径和大粒径模态。在分离组件算法的分母中，不使用常数  $20 \mu\text{g m}^{-3}$  而是  
156 替换为每个站点每个物种的年平均质量的五倍。这会消除因野火等事件在测量  
157 分布中可能出现的极值。仅改变方程的这一部分，重新计算  $b_{sp}$ ，发现尽管相关  
158 系数相似，但是仍减少了偏差，偏差明显低于之前的结果 (Prenni, et al.,  
159 2019)。

160 还有相关研究将测量的气溶胶粒径分布作为输入数据，通过离散偶极子近似  
161 法，计算了特定地点的干物质消光效率；并考虑到各成分吸湿的差异，推导出了  
162 成分特定的水增长函数  $f(\text{RH})_i$  (Valentini, et al., 2018)。除此之外，还有研究根据  
163 ISORROPIA II 热力学平衡模型和 Mie 理论模型，基于粒度分离的化学成分来进  
164 行估算。

## 165 2. IMPROVE 方程在不同地区的应用

### 166 a) 美国及其他地区颗粒物浓度及组分消光研究

167 基于 IMPROVE 网络的观测数据，我们对 1988–2008 年美国各地区气溶胶  
168 的浓度水平以及消光水平进行了研究（所有数据均来源于 IMPROVE 报告）  
169 (IMPROVE, 1993, 1996, 2000, 2006, 2011)。在 1988.3–1991.2，IMPROVE 网络选  
170 取了 36 个站点来代表美国上空能见度和气溶胶的分布情况。并且根据区域相似  
171 性，将其分为 19 个区域。在 1992.3–1995.2，气溶胶监测站点更新演变为 43  
172 个，并被分为 21 个区域。在 1996.3–1999.2，则使用 49 个站点来进行空间趋势  
173 分析，并且划分为 21 个区域。在 2000–2004 年，监测站点发展到 110 个。在

174 2005–2008 年, IMPROVE 网络包含了 168 个站点。在整个观测阶段, 消光系数  
 175 的重构都是基于组分浓度并通过 IMPROVE 方程来完成的。在整个研究时段  
 176 内, 由  $\text{NO}_2$  引起的气体吸收系数忽略不计。在 1988–2004 观测时段内, 瑞利散  
 177 射系数被假设为常数  $10 \text{ Mm}^{-1}$ , 在 2005–2008 则为各站点特定的瑞利散射值。  
 178 在 1988–1999 年时间段内, 土壤和粗物质被视为同一来源, 也就是扬尘, 因此  
 179 在计算消光系数时, 两者被合并计算为粗物质。除此之外, 除了 2005–2008 年  
 180 的研究考虑到海盐气溶胶, 其他时段都忽略了其影响。表 1 展示了各时间段观  
 181 测所用的 IMPROVE 方程以及质量重构方程的参数 (IMPROVE, 1993, 1996,  
 182 2000, 2006, 2011)。

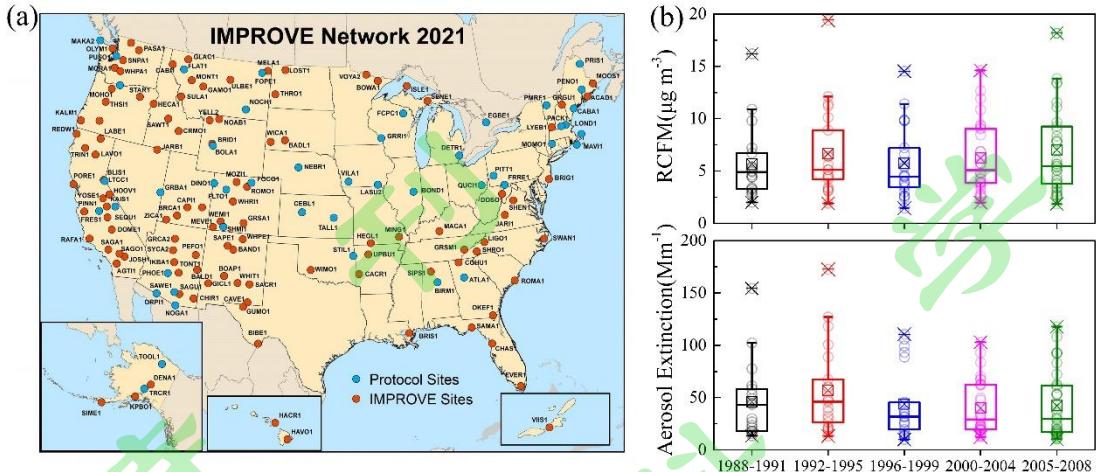
表1 不同时期 IMPROVE 方程参数对比 (来源于 IMPROVE 报告)

Table 1 Comparisons of parameters of IMPROVE equation over different periods (from IMPROVE reports)

时间	1988.3–1991.2	1992.3–1995.2	1996.3–1999.2	2000–2004	2005–2008
重构细颗粒物 (RCFM)	AS 4.125[S]	AN 1.29[ $\text{NO}_3^-$ ]	OM $(1/f_{OC})[\text{OC}]^a$	LAC [EC]	SS /
					FS 2.20[Al]+2.49[Si]+1.63[Ca]+2.42[Fe]+1.94[Ti] CM [PM <sub>10</sub> ]-[PM <sub>2.5</sub> ]
					[AS]+[AN]+[
	RCFM		[AS]+[AN]+[OM]+[LAC]+[FS]		OM]+[LAC]+[
					FS]+[SS]
质量消光效率 (MSE)	AS $3f_T(\text{RH})$	AN $3f_T(\text{RH})$	OM $3[1+f_H(\text{RH})]/2$	$3f_T(\text{RH})$	$3f_T(\text{RH})$
			4	4	4
	LAC 10		$b_{abs}^b$	10	10
	SS /		/	/	$1.7f_{ss}(\text{RH})$
	FS /		/	/	1
瑞利散射	CM 0.6		0.6	0.6	0.6
					site-specific

<sup>a</sup>:  $f_{OC}$  的值为 0.71

<sup>b</sup>:  $b_{abs}$  是直接测量 (the Laser Integrating Plate Method, LIPM) 分析得到的



183

184

图 1 (a) IMPROVE 网络站点分布以及 (b) 气溶胶重构细气溶胶质量浓度

185

(RCFM) 和气溶胶消光系数的时间变化, 其中散点为各区域的平均值 (图 1a)

186

来源于 <http://vista.cira.colostate.edu/Improve/improve-program> [2023-07-07])

187

Fig. 1 (a) Distribution of IMPROVE network sites and (b) temporal variation of

188

aerosol reconstructed fine mass (RCFM) and aerosol extinction coefficients, where

189

the scatter is the mean value for each region (Fig.1(a) is derived from

190

<http://vista.cira.colostate.edu/Improve/improve-program> [2023-07-07])

191

如图 1 和图 2 所示, 1988–1991 年, 1992–1995 年, 1996–1999 年, 2000–

192

2005–2008 年美国各区域的重构细颗粒物(RCFM)浓度范围分别为 2.0–

193

$16.2 \mu\text{g m}^{-3}$ , 1.9–19.4  $\mu\text{g m}^{-3}$ , 1.4–14.5  $\mu\text{g m}^{-3}$ , 2.0–14.6  $\mu\text{g m}^{-3}$  和 1.8–18.2  $\mu\text{g m}^{-3}$ ;

194

对应的重构粗颗粒物 (PM<sub>10</sub>) 浓度分别为 6.2–32.6  $\mu\text{g m}^{-3}$ , 4.2–26.8  $\mu\text{g m}^{-3}$ ,

195

4.4–23.0  $\mu\text{g m}^{-3}$ , 4.3–34.8  $\mu\text{g m}^{-3}$  和 4.0–38.0  $\mu\text{g m}^{-3}$ 。其中, 细气溶胶在

196

美国东部和南加州的浓度最高。最低浓度出现在非城市西部 (大盆地、科罗拉多高原)

197

和阿拉斯加。一般来说, 细颗粒物中质量分数最大的是硫酸盐和有机物, 硝酸

198

盐只有在南加州贡献会超过 25%, 甚至接近于 50%。在东部, 细气溶胶中最大

199

的成分是硫酸盐, 约占 28–66%, 而在太平洋西北部是有机物, 约占 34%–

200

69%。这与地理位置以及人为活动有很大影响。在硫酸盐浓度很高的东部和西

201

南部, 存在着大量燃烧高硫煤的发电厂和铜冶炼厂, SO<sub>2</sub> 排放密度相对较高,

202

硫酸盐的浓度也往往较高。由于森林以及林业发展, 在太平洋西北部有机碳浓

203

度会比较高。而在南加州等地区, 由于当地机动车和工业排放的氮氧化物浓度

204

很高, 硝酸盐的浓度会普遍较高。除了南加州, 硫酸盐和有机碳是整个美国地

205 区气溶胶浓度最主要的两个组成成分。

206 相对应的，1988–1991年，1992–1995年，1996–1999年，2000–2004年和  
207 2005–2008年的气溶胶重构消光系数分别为 $13.5\text{--}154.2 \text{ Mm}^{-1}$ ， $13.3\text{--}172.5 \text{ Mm}^{-1}$ ，  
208  $10.0\text{--}110.4 \text{ Mm}^{-1}$ ， $12.2\text{--}102.9 \text{ Mm}^{-1}$  和  $12.5\text{--}127.4 \text{ Mm}^{-1}$ 。重构的消光系数变  
209 化类似于细气溶胶浓度，在美国东部和南加州的消光系数最大，而非城市西部  
210 和阿拉斯加的消光最小。同时由于东部的相对湿度（以及硫酸盐、硝酸盐和有  
211 机物的光散射效率）高于西部，因此东部和西部的消光差异甚至比气溶胶浓度  
212 的差异更显著。细气溶胶是消光的主要贡献，贡献了约64%–98%。大多数情况  
213 下，硫酸盐是消光的最大贡献成分由于其吸湿性，约占27%–77%，其次是有机  
214 物，约占26%–48%，黑碳通常是最小的贡献成分，占比不超过15%左右。硝酸  
215 盐只在南加州地区是最大消光贡献成分，约占32%–45%，在其他大多数地区，  
216 其比例不到10%。硫酸盐的消光最大值出现在东部，有机碳的消光在美国东部  
217 和太平洋西北部最大。与重构的消光一致，测量的最大消光也发生在美国东  
218 部，其次是南加州。将测量的消光系数和重构消光系数进行比较发现，在美国  
219 东部等区域具有良好一致性（重构系数低估小于10%），其他区域重构消光系  
220 数约低估20%，但也有站点低估了50% (IMPROVE, 1993)。低估原因可能是由  
221 于不完全中和的硫酸盐浓度具有更高的光散射效率，或者是测量的消光是整个  
222 路径上的平均值，而重构的消光是在一个点上。同时发现，直接测量的 $b_{abs}$ 相  
223 较于通过EC质量浓度计算出的吸收估计值更能准确标识环境消光 (IMPROVE,  
224 1996)。

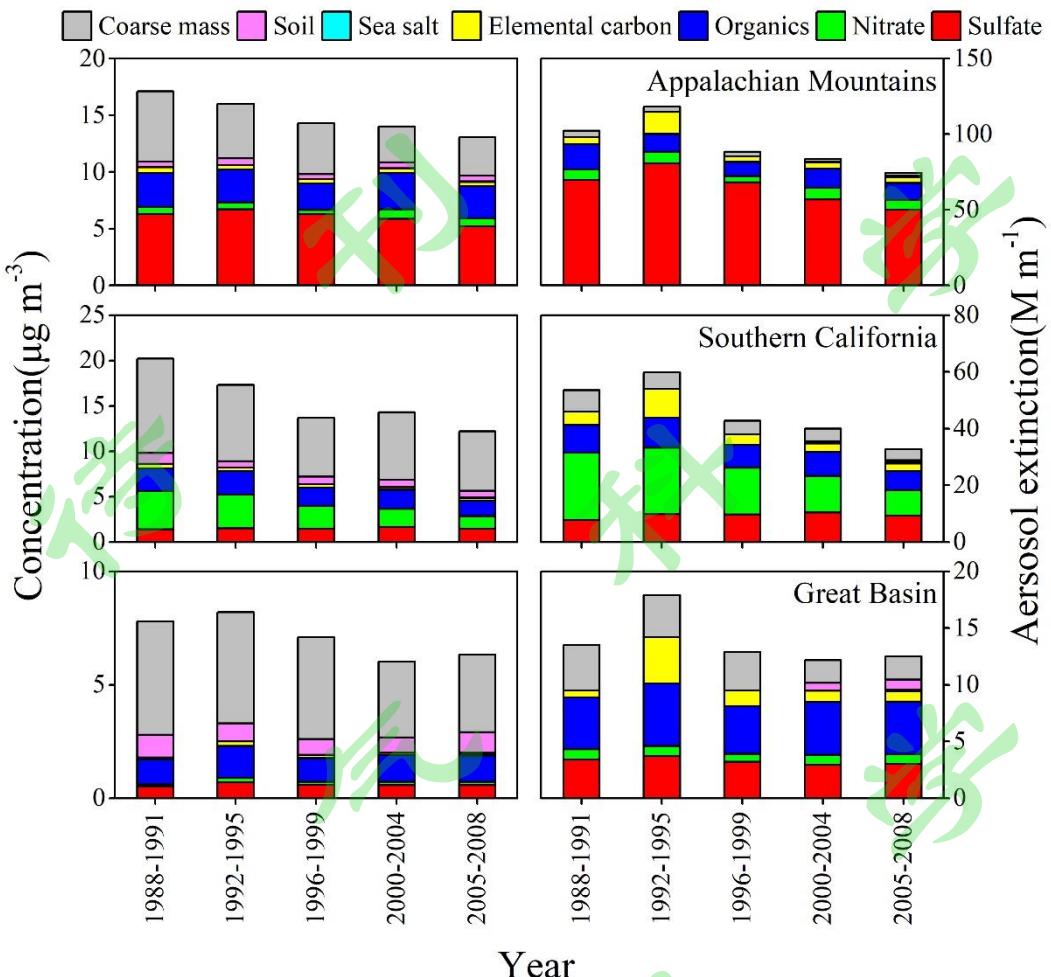


图 2 典型区域颗粒物浓度、气溶胶消光系数以及其组分的变化

Fig. 2 Variation of particulate matter concentration, aerosol extinction coefficient, and its components in a typical region

为了更清楚的体现不同区域的组分差异，我们对美国东部的阿巴拉契山脉、太平洋西海岸的南加州以及美国西部的大盆地的颗粒物浓度、消光水平以及组分占比等进行了单独研究，如图 2 和图 3 所示。从时间变化上来看，三个区域浓度和消光系数整体上都呈现下降趋势，但三个站点的消光系数都在 1992–1995 年呈现一个高值。阿巴拉契山脉的重构颗粒物浓度变化范围为  $13.1\text{--}17.1 \mu\text{g m}^{-3}$ ，对应的气溶胶消光系数范围为  $74.4\text{--}118.0 \text{Mm}^{-1}$ 。南加州和大盆地对应的颗粒物浓度和消光系数分别为  $12.2\text{--}20.2 \mu\text{g m}^{-3}$  和  $6.0\text{--}8.2 \mu\text{g m}^{-3}$ ， $32.8\text{--}59.8 \text{Mm}^{-1}$  和  $12.2\text{--}17.9 \text{Mm}^{-1}$ 。其中，阿巴拉契山脉和南加州颗粒物浓度水平相当（平均值分别为  $14.9 \mu\text{g m}^{-3}$  和  $15.5 \mu\text{g m}^{-3}$ ），明显高于大盆地 ( $7.1 \mu\text{g m}^{-3}$ )。而对于消光系数来说，阿巴拉契山脉最高（平均值为  $93.3 \text{Mm}^{-1}$ ），其次

239 是南加州 ( $45.8 \text{ Mm}^{-1}$ )，大盆地最低 ( $13.8 \text{ Mm}^{-1}$ )，南加州的消光系数约为阿  
240 帕拉契山脉的 50%。东西部不同地区之间的消光差异相较颗粒物浓度更大，由  
241 此可见，相对湿度以及成分差异对于消光作用的影响还是很明显的。

242 对细颗粒物的组成成分进行分析发现，不管是浓度水平还是消光系数，阿  
243 帕拉契山脉的最大组成成分都是硫酸盐，浓度在  $5.2\text{--}6.7 \mu\text{g m}^{-3}$  之间，消光系数  
244 范围是  $50.1\text{--}80.7 \text{ Mm}^{-1}$ ，占比分别为 54–64% 和 69–80%，其次是有机物，浓度  
245 范围是  $2.3\text{--}3.2 \mu\text{g m}^{-3}$ ，对应的消光系数为  $9.4\text{--}16.7 \text{ Mm}^{-1}$ 。南加州则以硝酸盐为  
246 主，浓度和消光系数范围分别为  $1.4\text{--}4.2 \mu\text{g m}^{-3}$  和  $8.9\text{--}23.8 \text{ Mm}^{-1}$ ，对应的占比分  
247 别为 25–43% 和 31–52%，第二大组成成分也是有机物。大盆地的最大组成成分  
248 则是有机物，浓度水平在  $1.1\text{--}1.4 \mu\text{g m}^{-3}$ ，消光系数水平在  $4.2\text{--}5.5 \text{ Mm}^{-1}$ ，占比  
249 分别为 39–44% 和 39–49%。从平均情况来看，阿帕拉契山脉的细颗粒物浓度为  
250  $10.5 \mu\text{g m}^{-3}$ ，对应的消光系数为  $90.4 \text{ Mm}^{-1}$ ，其中硫酸盐的浓度占比为 58%，对  
251 应的消光系数占比为 72%，有机物的浓度占比为 27%，消光系数占比为 14%。  
252 南加州的平均浓度水平为  $7.7 \mu\text{g m}^{-3}$ ，消光系数为  $40.5 \text{ Mm}^{-1}$ ，硝酸盐的浓度占  
253 比为 35%，消光系数占比为 41%，其次为有机物和硫酸盐，浓度占比分别为  
254 29% 和 20%，消光占比分别为 22% 和 25%。大盆地的平均浓度和消光系数分别  
255 为  $2.9 \mu\text{g m}^{-3}$  和  $10.8 \text{ Mm}^{-1}$ ，有机物的浓度占比和消光系数占比分别为 41% 和  
256 44%，硫酸盐的则分别为 21% 和 31%。硫酸盐和硝酸盐由于其散射效应，其消  
257 光占比明显高于浓度占比，同时，相对湿度的影响也会使占比增加的更为明  
258 显。其次，虽然元素碳浓度处于很低水平，但其强烈的消光作用使得其消光贡  
259 献明显增加。

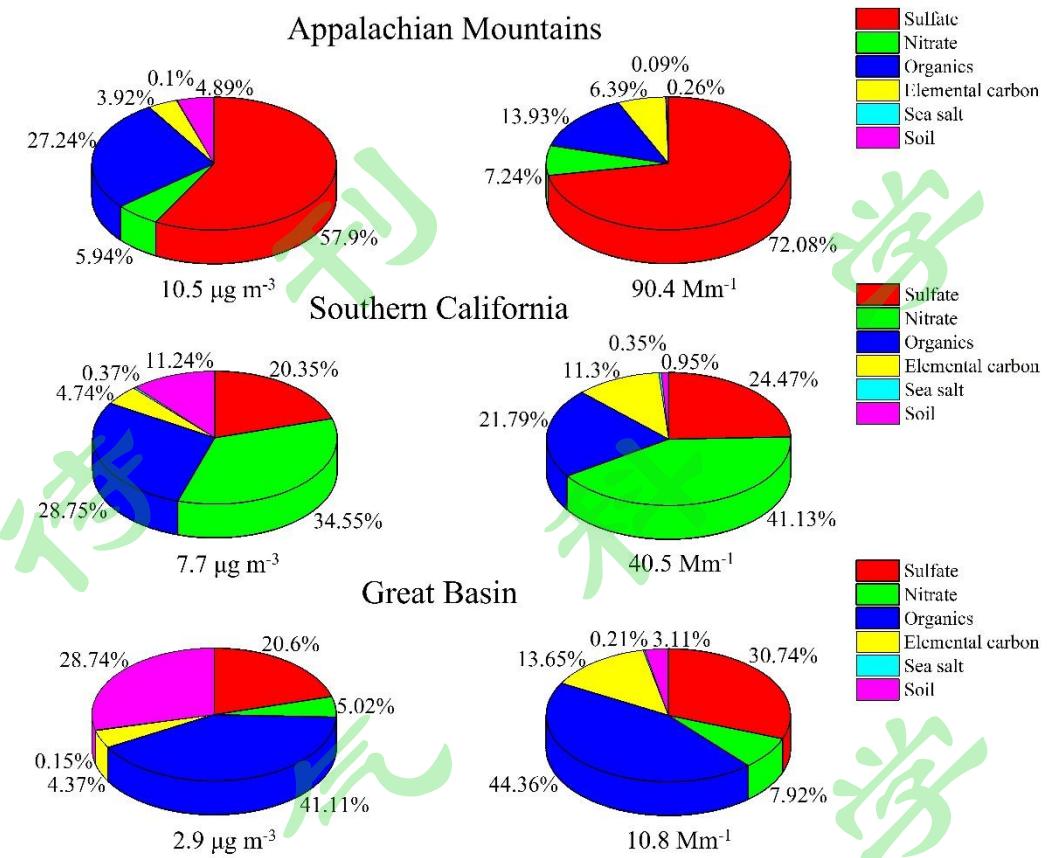
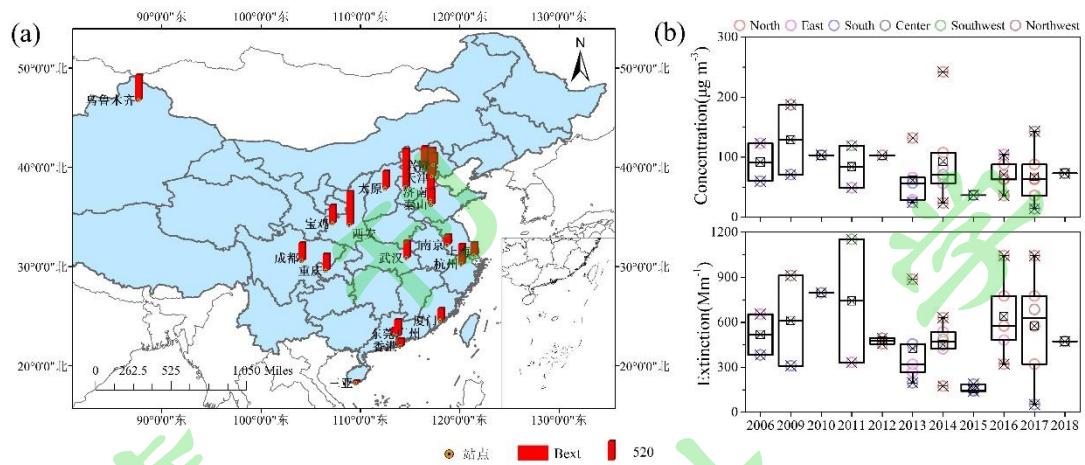


图 3 美国三个典型区域细颗粒平均成分浓度占比和消光占比对比

Fig.3 Comparison of proportions of average fine particle concentration and extinction  
in three typical regions in the United States

### b) 我国各地区颗粒物浓度及组分消光研究

由于经济和工业的快速发展，我国成为世界上大气污染最严重的地区之一，大气能见度、气溶胶消光系数和光学厚度的演变直观的反应了我国不同地区的大气污染特征的演变（陈婧等，2019，秦世广等，2010，王天舒等，2017，王晓元等，2012，张宏等，2011）。然而，在我国，由于其不同的排放源，不同地区的大气气溶胶的物理和化学特征存在巨大差异，气溶胶消光作用也存在显著差异（Tian, et al., 2016, Wang, et al., 2001, Jinyuan Xin, et al., 2016, J. Y. Xin, et al., 2016, Xin, et al., 2007, Xin, et al., 2015, Zhang, et al., 2019, Zhang, et al., 2012, H. Zhao, et al., 2013, P. S. Zhao, et al., 2013, 黄晓娟, 2016）。我们对不同地区的气溶胶浓度、消光水平、组分贡献以及 IMPROVE 方程的适应性分开进行了讨论（数据均来源于各文献）。



274

275 图 4 (a) 中国地区成分消光研究站点分布及对应的消光系数及 (b) 各区域气  
276 溶胶质量浓度和消光系数的时间变化, 其中散点为各站点平均值

277 Fig. 4 (a) Distribution of regional extinction sites in China with the corresponding  
278 extinction coefficients representing extinction values in different years and (b)  
279 temporal variations of aerosol mass concentrations and extinction coefficients in each  
280 region, where the scattering point is the mean value of each site

281 华南地区  $\text{PM}_{2.5}$  的质量浓度范围为  $14.3\text{--}103.3 \mu\text{g m}^{-3}$ , 化学消光系数范围为  
282  $52.5\text{--}797 \text{Mm}^{-1}$ 。广州颗粒物浓度和消光系数明显较高, 三亚站点最低。广州地区  
283 重构  $b_{sp}$  与实测 PM 之间存在很强的相关性, 斜率接近 1.0 (Li, et al., 2017, Xia, et  
284 al., 2017)。在较低的消光系数或者较低的相对湿度 ( $<70\%$ ) 下, 重构值和实测值  
285 具有较好的一致性, 原始 IMPROVE 方程重构的消光系数更接近于实测值, 约为  
286 其 90%; 同时也有研究表明 IMPROVE 算法结果存在 35% 左右高估的情况, 可  
287 能是由于水溶性颗粒的 MSE 或  $f(\text{RH})$  高估 (Jung, et al., 2009, Tao, et al., 2012, Tao,  
288 et al., 2020)。三亚地区测量的  $b_{scat,dry}$ 、 $b_{abs}$ 、 $b_{ext,dry}$  与 IMPROVE 算法重构的相关  
289 性较强 ( $R^2=0.70\text{--}0.81$ ), 线性回归的斜率接近统一 ( $0.89\text{--}1.27$ ) (Tian, et al., 2020)。  
290 三亚, 广州和东莞地区消光的主要贡献成分均为  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  和 OM, 分别占比为  
291 21%–48% 和 21%–39% (Lan, et al., 2018)。

292 华东地区  $\text{PM}_{2.5}$  的平均浓度范围为  $47.6\text{--}148.7 \mu\text{g m}^{-3}$ , 平均化学消光系数为  
293  $267.7\text{--}778.2 \text{Mm}^{-1}$ , 测得的消光系数与重建的消光系数之间整体有较好的相关性。  
294 其中, 厦门地区重构值与测量值的斜率很接近 1.0 (Deng, et al., 2016)。化学  $b_{ext}$  在  
295 南京和上海地区既存在低估也存在高估现象, 原始 IMPROVE 方程的重构值在南

京偏低 16%–30%，在上海偏低 36%；修正的 IMPROVE 方程在南京的偏差为 20%–18%，在上海则高估 3%；并且在严重污染时期，偏差会增大 (Chen, et al., 2020, Cheng, et al., 2014, Yu, et al., 2016, Zhou, et al., 2016)。泰山的 IMPROVE 方程重构值被低估，回归斜率为 0.86 (Zhao, et al., 2017)，而在杭州则被高估 25% (Wang, et al., 2016)。OM 和  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  对于消光的贡献最大，其中，在泰山， $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  是最大的贡献者，超过了 50%，在上海， $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  和  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  占比相当，约为 30%，在济南， $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  和 OM 占比相当，分别约为 32%–44%，在厦门，杭州和南京， $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  和 OM 都是主要的消光贡献者，但  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  的占比也超过了 20% (Yang, et al., 2012)。

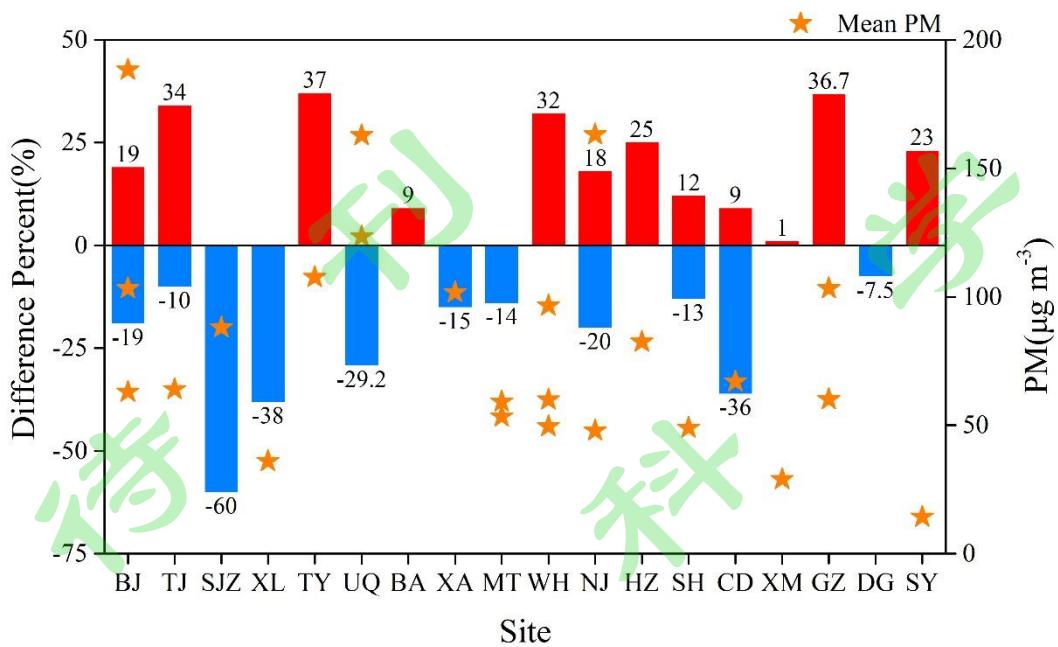
华中地区目前只有武汉有相关研究，其  $\text{PM}_{2.5}$  和  $\text{PM}_{10}$  的平均质量浓度分别为  $59.9 \pm 24.3 \mu\text{g m}^{-3}$  和  $90.0 \pm 35.8 \mu\text{g m}^{-3}$ ，清洁天和污染天的  $\text{PM}_{2.5}$  的浓度差了约一倍左右。重构  $\text{PM}_{2.5}$  与实测值的相关性显著 ( $R^2=0.91$ ，斜率为 0.86)，表明重构的  $\text{PM}_{2.5}$  占观测的  $\text{PM}_{2.5}$  的 86%。测量的  $b_{ext}$  和重构的  $b_{ext}$  也具有很好的相关性。在清洁天和污染天，修正的 IMPROVE 算法重构的  $b_{ext}$  分别为  $319 \text{ Mm}^{-1}$  和  $626 \text{ Mm}^{-1}$ 。在清洁天，测量的  $b_{ext}$  比重构的  $b_{ext}$  略高 (7%)，在污染天，重构的  $b_{ext}$  高估了 32%。在清洁天， $\text{NH}_4\text{NO}_3$  是  $b_{ext}$  的最大贡献者，为 30.6%，其次是 OM 和  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ，约为 20%。随着  $\text{PM}_{2.5}$  的增加， $\text{NH}_4\text{NO}_3$  和  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  的贡献率增加，分别增加了 15% 和 5%，而 OM 降低到了 14% (Liao, et al., 2020)。

西南地区的年均  $\text{PM}_{2.5}$  浓度范围为  $67.0$ – $119.2 \mu\text{g m}^{-3}$ ，消光系数年均范围为  $447.3$ – $487.5 \text{ Mm}^{-1}$ 。成都地区的测量  $b_{sp}$  和重构  $b_{sp}$  之间存在很强的正相关 ( $>0.95$ )。与测量散射系数相比，使用修订的 IMPROVE 方程估计的  $b_{scat}$  略微高估，回归斜率为 1.09，而使用原始 IMPROVE 方程估计的  $b_{scat}$  明显低估，斜率为 0.64 (Wang, et al., 2017)。当对干燥 ( $\text{RH}<40\%$ ) 和湿润 ( $40\%<\text{RH}<90\%$ ) 条件分开进行分析并采用相关多元线性回归计算发现，估算的  $b_{sp}$  和测量值相关性非常好， $R^2$  全年大于 0.92，回归线的斜率在 0.96 到 1.00 之间；而估算的干燥  $b_{ext}$  高估了  $2 \pm 9\%$ ，环境湿度  $b_{ext}$  低估了  $1 \pm 10\%$  (Tao, et al., 2014)。在成都和重庆地区， $b_{ext}$  的最大贡献均为  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ，为 32%–46%，其次是  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (成都，28%) 和 OM (重庆，27%)。

西北地区  $\text{PM}_{2.5}$  季节平均浓度范围为  $123.4$ – $203.4 \mu\text{g m}^{-3}$ ，通过 IMPROVE 方

程重构的消光系数季节平均范围为  $128.6\text{--}1441.1 \text{ Mm}^{-1}$ 。重构的  $b_{ext}$  值在西安比实测  $b_{ext}$  低 15% (Cao, et al., 2012), 在乌鲁木齐比 Koschmieder 公式值低约 29% (Zhang, et al., 2021), 在宝鸡则比 Koschmieder 公式值高 9% (Xiao, et al., 2014), 但重构值和观测值之间都具有良好的相关性。其中, 在西安,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  是消光的第一贡献成分 (40%), OM 次之 (24%), 在宝鸡, OM 和  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  则贡献相当 (~30%), 在乌鲁木齐  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  和  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  的贡献超过了一半, 并且与颗粒物的主要占比成分一致。

华北地区  $\text{PM}_{2.5}$  平均浓度为  $9.5\text{--}188.3 \mu\text{g m}^{-3}$ , 年均  $b_{ext}$  为  $321\text{--}1044 \text{ Mm}^{-1}$ 。在北京城区, 根据修正 IMPROVE 方程得出的  $b_{sca}$  与观测值相关性很好 ( $R^2 > 0.96$ ), 重构的散射系数被低估 2% (Tian, et al., 2015)。在北京郊区怀柔, 修正 IMPROVE 方程的重构质量浓度和消光值均与测量的  $\text{PM}_1$  对应值之间有很好的相关性, 重构质量浓度接近于测量值。当测得的消光系数低于  $300 \text{ Mm}^{-1}$  时, 重构值略微被低估, 测量值为其 1.04 倍。当观测到的消光系数大于  $300 \text{ Mm}^{-1}$  时, IMPROVE 方程的重构值比观测值低 16% (Xu, et al., 2016)。秋冬季节, 在北京和天津城区, 散射系数在低值 ( $< 1500 \text{ Mm}^{-1}$ ) 分别高估 3% 和 34%, 在高值 ( $\geq 1500 \text{ Mm}^{-1}$ ) 低估 19% 和 10%。在石家庄和兴隆地区, 散射系数低估了实际消光的 60% 和 38%, 而且污染越严重, 低估越明显 (Liu, et al., 2019)。太原地区的重构消光值则比测量值高约 37% (Guo, et al., 2021)。在污染比较严重的华北地区, 重构的消光系数存在低值高估和高值低估的情况, 并且低估情况比较明显。在京津冀地区, OM 在轻度污染下是消光的主要贡献者 (34%–52%), 其次是  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  和  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (~20%), 而在重度污染和相对湿度较高的情况下,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  和  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  的占比增加, 超过了 50%, OM 降低 (25%–30%) (Ma, et al., 2020, Wang, et al., 2015)。在城郊, OM 明显占比增加 (~60%),  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  和  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  的占比低于 30%。



348

349 图 5 各站点重构消光系数与实测系数的偏差 (站点: 北京(BJ), 天津(TJ), 石  
350 家庄(SJZ), 兴隆(XL), 太原(TY), 济南(JN), 泰山(MT), 西安(XA), 宝鸡  
351 Baoji(BA), 南京(NJ), 杭州(HZ), 上海(SH), 武汉(WH), 成都(CD), 重庆  
352 (CQ), 厦门(XM), 广州(GZ), 东莞(DG), 香港(HK), 三亚(SY)和乌鲁木齐  
353 (UQ))

354 Fig. 5 Deviation between reconstructed extinction coefficients and measured  
355 coefficients at each site(Site: Beijing(BJ), Tianjin(TJ), Shijiazhuang(SJZ),  
356 Xinglong(XL), Taiyuan(TY), Jinan(JN), Mount Tai(MT), Xian(XA), Baoji(BA),  
357 Nanjing(NJ), Hangzhou(HZ), Shanghai(SH), Wuhan(WH), Chengdu(CD),  
358 Chongqing(CQ), Xiamen(XM), Guangzhou(GZ), Dongguan(DG), Hongkang(HK),  
359 Sanya(SY) and Urumqi(UQ))

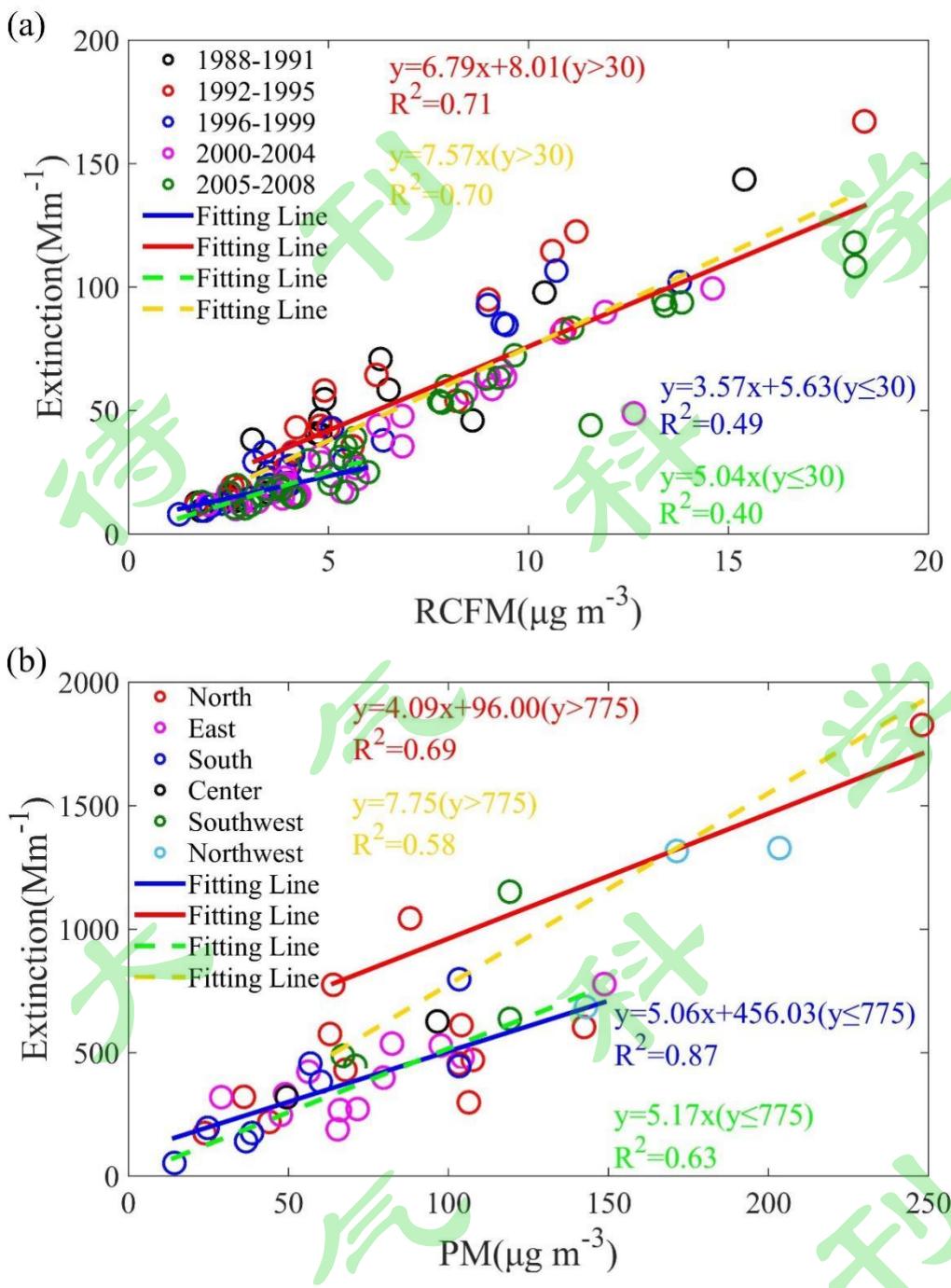
360 综上, 气溶胶浓度和消光的高值集中在人为排放严重的华北和受沙尘影响  
361 的西北地区, 三亚地区最低 (图 5)。 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  和 OM 是重构消光系数的主要  
362 贡献者, 占比范围分别为 20%–60% 以及 20%–40%,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  只在华中地区为第  
363 一贡献成分 (31%–45%), 且在华北, 西南和华中地区超过了 20%。各地区  
364 IMPROVE 方程重构的消光值与测量值之间都有很好的相关性, 但明显存在低  
365 值高估和高值低估的情况 (-60%–35%), 并且污染越严重, 低估情况越明显。  
366 并且高湿情况下, 方程重构的偏差也较大。这也说明了 IMPROVE 方程在我国

367 地区的极值不适应性。因此，在后续的工作中，我们应该针对极值情况下如何  
368 提高组分消光的准确性进行。

369 **c) 其他组分消光算法的研究**

370 在东莞使用逐步多元回归计算的粒子总消光系数与测量值之间的相关性较  
371 好  $R^2=0.953$ ，斜率为 0.925，重构的颗粒物消光系数略微被低估 (Lan, et al., 2018)。  
372 根据 ISORROPIA II 热力学平衡模型和 Mie 理论模型估算的  $b_{sp}$  与测量的  $b_{sp}$  之间  
373 有良好的相关性 ( $R^2>0.92$ )，可以代表测量的  $b_{sp}$  的 85%–89%。对比 Mie 模型  
374 与原始 IMPROVE 方程和修正的 IMPROVE 方程在重构  $b_{sp}$  中的性能，发现无论  
375 采用何种方法，估算的  $b_{sp}$  与测量的  $b_{sp}$  之间均存在良好的相关性 ( $R^2>0.88$ )。  
376 Mie 模型比原始或修订的 IMPROVE 方程表现更好，与测量数据的相关性更好  
377 ( $R^2=0.96$ )，重建效率更高(斜率=0.94)。这主要是因为 Mie 模型在估算  $b_{sp}$  时，  
378 除了主要的化学物种外，还包括了未知的质量分数和其他硫酸盐物种，这解释了  
379 550nm 处测量的  $b_{sp}$  的 14%。从单个常见化学物质对总测量  $b_{sp}$  的贡献来看，这些  
380 模型的性能没有显著差异 (Tao, et al., 2012, Tao, et al., 2014, Tao, et al., 2015, Tao,  
381 et al., 2020, Tao, et al., 2019, Tao, et al., 2021)。

382 **d) 消光系数与气溶胶浓度的关系研究**



383

384

图 6 (a) 美国地区气溶胶消光系数与重构颗粒物 (RCFM) 浓度的关系和  
(b) 中国地区气溶胶消光系数与颗粒物浓度的关系

385

386

387

388

389

390

Fig.6 (a) Relationship between aerosol extinction coefficients and reconstructed particulate matter (RCFM) concentrations in the U.S. region and (b) relationship between aerosol extinction coefficients and particulate matter concentrations in China

对美国和中国地区已有研究站点的颗粒物浓度和重构消光系数的关系进行对比研究, 结果如图 6 所示。美国地区重构细颗粒物浓度范围为  $1.4\text{--}19.4 \mu g m^{-3}$

391 <sup>3</sup>, 中国地区的测量细颗粒物浓度则为  $14.3\text{--}188.3 \mu\text{g m}^{-3}$ 。与之对应的消光系数  
392 分别为  $10.0\text{--}172.5 \text{Mm}^{-1}$  和  $52.6\text{--}1044.0 \text{Mm}^{-1}$ 。美国地区整体的浓度水平与我国  
393 的三亚地区接近 ( $14.3 \mu\text{g m}^{-3}$ )，低于我国的城市背景站点兴隆 ( $36.0 \mu\text{g m}^{-3}$ )。  
394 但两者颗粒物浓度与消光系数的关系相似，在高低浓度下表现不同。就美  
395 国地区而言，当消光系数处于低值 ( $\leq 30 \text{ Mm}^{-1}$ ) 时，两者之间的斜率远低于处  
396 于高值时。并且可以发现，在消光高值区域，1988–1999 年的斜率明显大于  
397 2000–2008 年，这可能是由于散射性气溶胶（硫酸盐、硝酸盐）的降低导致气  
398 溶胶的质量消光效率减小。中国地区的消光系数与细颗粒物关系表现为拟合方  
399 程存在明显截距，说明在中国地区，IMPROVE 重构的结果存在着较大的误  
400 差。并且若截距不为 0，高值 ( $>775 \text{ Mm}^{-1}$ ) 区域斜率将低于低值区域，这与美  
401 国地区明显不同。说明在中国地区高浓度下的重构消光系数明显存在低估，从  
402 而导致计算的 MSE 低于低浓度。

### 403 3. 结论

404 综上所述，对比我国和美国地区的颗粒物浓度和消光水平，美国地区显著低  
405 于我国的城市地区，我国大气污染仍较为严重。但在中美大陆地区， $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$   
406 和 OM 都是气溶胶消光系数的主要贡献者， $\text{NH}_4\text{NO}_3$  只在某些地区为第一贡献成  
407 分。由于国内外颗粒物污染水平和化学成分组成的差异，在我国采用传统的  
408 IMPROVE 方程存在显著的低值高估和高值低估问题。随着我国大气环境质量不  
409 断改善，大气污染进入精准化防治阶段，针对我国不同地区天气气候与大气颗粒  
410 物分布特征，建立系统的大气成分消光贡献监测技术体系与分析评估方法势在必  
411 行，这将为我国不同气候区域和不同经济发展区域大气能见度提升提供更精准的  
412 科技支撑。

413

- 414 APPEL B R, TOKIWA Y, HSU J, et al. 1985. Visibility as related to atmospheric aerosol constituents  
415 Atmos Environ, 19(9), 1525-34. doi:Doi 10.1016/0004-6981(85)90290-2
- 416 CAO J, WANG Q, CHOW J C, et al. 2012. Impacts of aerosol compositions on visibility impairment in  
417 Xi'an, China. Atmos Environ, 59, 559-66. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.05.036
- 418 CHAN Y C, SIMPSON R W, MCTAINSH G H, et al. 1999. Source apportionment of visibility degradation  
419 problems in Brisbane (Australia) using the multiple linear regression techniques. Atmos  
420 Environ, 33(19), 3237-50. doi:Doi 10.1016/S1352-2310(99)00091-6
- 421 CHARLSON R J. 1969. Atmospheric Visibility Related to Aerosol Mass Concentration - a Review. Environ  
422 Sci Technol, 3(10), 913-&. doi:DOI 10.1021/es60033a002
- 423 CHEN D, ZHAO Y, ZHANG J, et al. 2020. Characterization and source apportionment of aerosol light  
424 scattering in a typical polluted city in the Yangtze River Delta, China. Atmospheric Chemistry  
425 and Physics, 20(17), 10193-210. doi:10.5194/acp-20-10193-2020
- 426 陈婧, 马志强, 胡天洁, 等. 2019. 华北背景地区大气能见度变化特征及影响因素分析 [J]. 气候  
427 与环境研究, 24 (2): 277-288. CHEN J, MA Z, HU T, et al. 2019. Variation characteristics of  
428 atmospheric visibility and its influence factors in the background area of North China [J].  
429 Climatic and Environmental Research (in Chinese), 24 (2): 277-288.
- 430 CHENG Z, JIANG J, CHEN C, et al. 2014. Estimation of aerosol mass scattering efficiencies under high  
431 mass loading: case study for the megacity of Shanghai, China. Environ Sci Technol, 49(2), 831-  
432 8. doi:10.1021/es504567q
- 433 DENG J, ZHANG Y, HONG Y, et al. 2016. Optical properties of PM2.5 and the impacts of chemical  
434 compositions in the coastal city Xiamen in China. Sci Total Environ, 557-558, 665-75.  
435 doi:10.1016/j.scitotenv.2016.03.143
- 436 DZUBAY T G, STEVENS R K, LEWIS C W, et al. 1982. Visibility and Aerosol Composition in Houston,  
437 Texas. Environ Sci Technol, 16(8), 514-25. doi:DOI 10.1021/es00102a017
- 438 ELIAS T, HAEFFELIN M, DROBINSKI P, et al. 2009. Particulate contribution to extinction of visible  
439 radiation: Pollution, haze, and fog. Atmospheric Research, 92(4), 443-54.  
440 doi:10.1016/j.atmosres.2009.01.006
- 441 GUO L, CUI Y, HE Q, et al. 2021. Contributions of aerosol chemical composition and sources to light  
442 extinction during haze and non-haze days in Taiyuan, China. Atmospheric Pollution Research,  
443 12(8). doi:10.1016/j.apr.2021.101140
- 444 黄晓娟. 2016. 京津冀典型城市大气细颗粒物物理化学特性和来源解析 [D]. 中国科学院大气物  
445 理研究所博士学位论文, 137pp. HUANG X. 2016. Chemical and physical characteristics and  
446 source apportionment of atmospheric fine particles in typical cities of Beijing-Tianjin- Hebei  
447 region [D]. Ph. D. dissertation (in Chinese), Institute of Atmospheric Physics, Chinese  
448 Academy of Sciences, 137pp.
- 449 IMPROVE. 1993. Spatial and Temporal Patterns and the Chemical Composition of the Haze in the  
450 United States: An Analysis of Data from the IMPROVE Network, 1988-1991 [R]. Retrieved  
451 from <http://vista.cira.colostate.edu/Improve/improve-reports/>
- 452 IMPROVE. 1996. Spatial and Seasonal Patterns and Long Term Variability of the Composition of the  
453 Haze in the United States: An Analysis of Data from the IMPROVE Network [R]. Retrieved  
454 from <http://vista.cira.colostate.edu/Improve/improve-reports/>
- 455 IMPROVE. 2000. Spatial and Seasonal Patterns and Temporal Variability of Haze and its Constituents in  
456 the United States: Report III [R]. Retrieved from  
457 <http://vista.cira.colostate.edu/Improve/improve-reports/>

- 458 IMPROVE. 2006. Spatial and Seasonal Patterns and Temporal Variability of Haze and its Constituents in  
459 the United States: Report IV [R]. Retrieved from  
460 <http://vista.cira.colostate.edu/Improve/improve-reports/>
- 461 IMPROVE. 2011. Spatial and Seasonal Patterns and Temporal Variability of Haze and its Constituents in  
462 the United States: Report V [R]. Retrieved from  
463 <http://vista.cira.colostate.edu/Improve/improve-reports/>
- 464 IZHAR S, GUPTA T, QADRI A M, et al. 2021. Wintertime chemical characteristics of aerosol and their  
465 role in light extinction during clear and polluted days in rural Indo Gangetic plain. Environ  
466 Pollut, 282, 117034. doi:10.1016/j.envpol.2021.117034
- 467 JUNG J, LEE H, KIM Y J, et al. 2009. Aerosol chemistry and the effect of aerosol water content on  
468 visibility impairment and radiative forcing in Guangzhou during the 2006 Pearl River Delta  
469 campaign. J Environ Manage, 90(11), 3231-44. doi:10.1016/j.jenvman.2009.04.021
- 470 KOSCHMIEDER H. 1924. Theorie der horizontalen Sichtweite. Beitrage zur Physik der freien  
471 Atmosphare, 33-53.
- 472 LAN Z, ZHANG B, HUANG X, et al. 2018. Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> light extinction in an urban  
473 atmosphere in China. J Environ Sci (China), 63, 277-84. doi:10.1016/j.jes.2017.07.016
- 474 LEE Y L, SEQUEIRA R. 2002. Water-soluble aerosol and visibility degradation in Hong Kong during  
475 autumn and early winter, 1998. Environmental Pollution, 116(2), 225-33. doi:10.1016/s0269-  
476 7491(01)00135-x
- 477 LI Y, HUANG H X H, GRIFFITH S M, et al. 2017. Quantifying the relationship between visibility  
478 degradation and PM<sub>2.5</sub> constituents at a suburban site in Hong Kong: Differentiating  
479 contributions from hydrophilic and hydrophobic organic compounds. Sci Total Environ, 575,  
480 1571-81. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.082
- 481 LIAO W, ZHOU J, ZHU S, et al. 2020. Characterization of aerosol chemical composition and the  
482 reconstruction of light extinction coefficients during winter in Wuhan, China. Chemosphere,  
483 241, 125033. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.125033
- 484 LIU G, XIN J, WANG X, et al. 2019. Impact of the coal banning zone on visibility in the Beijing-Tianjin-  
485 Hebei region. Sci Total Environ, 692, 402-10. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.07.006
- 486 MA Q, WU Y, FU S, et al. 2020. Pollution severity-dependent aerosol light scattering enhanced by  
487 inorganic species formation in Beijing haze. Sci Total Environ, 719, 137545.  
488 doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137545
- 489 MALM W C, SISLER J F, HUFFMAN D, et al. 1994. Spatial and seasonal trends in particle concentration  
490 and optical extinction in the United States. Journal of Geophysical Research: Atmospheres,  
491 99(D1), 1347-70.
- 492 PITCHFORD M, MAIM W, SCHICHTEL B, et al. 2007. Revised algorithm for estimating light extinction  
493 from IMPROVE particle speciation data. J Air Waste Manag Assoc, 57(11), 1326-36.  
494 doi:10.3155/1047-3289.57.11.1326
- 495 PRENNI A J, HAND J L, MALM W C, et al. 2019. An examination of the algorithm for estimating light  
496 extinction from IMPROVE particle speciation data. Atmos Environ, 214.  
497 doi:10.1016/j.atmosenv.2019.116880
- 498 秦世广, 石广玉, 陈林, 等. 2010. 利用地面水平能见度估算并分析中国地区气溶胶光学厚度长期  
499 变化特征[J]. 大气科学, 34(2): 449-456. QIN S, SHI G, CHEN L, et al. 2010. Long-term  
500 variation of aerosol optical depth in China based on meteorological horizontal visibility  
501 observations [J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences (in Chinese), 32(2): 449-456.

- 502 SHANG Z, NING G, WANG J, et al. 2017. Relationship Between Air Pollution Index and Visibility,  
503 Relative Humidity in Ten Representative Cities of China. *Journal of Arid Meteorology*, 35(4),  
504 590-7.
- 505 SINGH A, DEY S. 2012. Influence of aerosol composition on visibility in megacity Delhi. *Atmos Environ*,  
506 62, 367-73. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.08.048
- 507 SU W, ZHANG Q, SONG W, et al. 1990. Effect of the air pollution on atmospheric visibility in Beijing-  
508 Tianjin area. *Journal of Environmental Sciences*, 2(1), 75-82.
- 509 TAO J, CAO J-J, ZHANG R-J, et al. 2012. Reconstructed light extinction coefficients using chemical  
510 compositions of PM2.5 in winter in Urban Guangzhou, China. *Advances in Atmospheric  
511 Sciences*, 29(2), 359-68. doi:10.1007/s00376-011-1045-0
- 512 TAO J, HO K-F, CHEN L, et al. 2009. Effect of chemical composition of PM2.5 on visibility in Guangzhou,  
513 China, 2007 spring. *Particuology*, 7(1), 68-75. doi:10.1016/j.partic.2008.11.002
- 514 TAO J, ZHANG L, CAO J, et al. 2014. Characterization and source apportionment of aerosol light  
515 extinction in Chengdu, southwest China. *Atmos Environ*, 95, 552-62.  
516 doi:10.1016/j.atmosenv.2014.07.017
- 517 TAO J, ZHANG L, GAO J, et al. 2015. Aerosol chemical composition and light scattering during a winter  
518 season in Beijing. *Atmos Environ*, 110, 36-44. doi:10.1016/j.atmosenv.2015.03.037
- 519 TAO J, ZHANG L, WU Y, et al. 2020. Evaluation of the IMPROVE formulas based on Mie model in the  
520 calculation of particle scattering coefficient in an urban atmosphere. *Atmos Environ*, 222.  
521 doi:10.1016/j.atmosenv.2019.117116
- 522 TAO J, ZHANG Z, WU Y, et al. 2019. Impact of particle number and mass size distributions of major  
523 chemical components on particle mass scattering efficiency in urban Guangzhou in southern  
524 China. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19(13), 8471-90. doi:10.5194/acp-19-8471-2019
- 525 TAO J, ZHANG Z, ZHANG L, et al. 2021. Impact of aerosol liquid water content and its size distribution  
526 on hygroscopic growth factor in urban Guangzhou of South China. *Sci Total Environ*, 789,  
527 148055. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.148055
- 528 TIAN J, WANG Q, HAN Y, et al. 2020. Contributions of aerosol composition and sources to particulate  
529 optical properties in a southern coastal city of China. *Atmospheric Research*, 235.  
530 doi:10.1016/j.atmosres.2019.104744
- 531 TIAN P, WANG G, ZHANG R, et al. 2015. Impacts of aerosol chemical compositions on optical  
532 properties in urban Beijing, China. *Particuology*, 18, 155-64. doi:10.1016/j.partic.2014.03.014
- 533 TIAN S L, PAN Y P, WANG Y S. 2016. Size-resolved source apportionment of particulate matter in urban  
534 Beijing during haze and non-haze episodes. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(6), 9405-  
535 43. doi:10.5194/acp-16-1-2016
- 536 TSAI Y I, CHENG M T. 1999. Visibility and aerosol chemical compositions near the coastal area in  
537 Central Taiwan. *Sci Total Environ*, 231(1), 37-51. doi:Doi 10.1016/S0048-9697(99)00093-5
- 538 VALENTINI S, BERNARDONI V, MASSABÒ D, et al. 2018. Tailored coefficients in the algorithm to assess  
539 reconstructed light extinction at urban sites: A comparison with the IMPROVE revised  
540 approach. *Atmos Environ*, 172, 168-76. doi:10.1016/j.atmosenv.2017.10.038
- 541 WANG H, SHI G, TIAN M, et al. 2017. Aerosol optical properties and chemical composition  
542 apportionment in Sichuan Basin, China. *Sci Total Environ*, 577, 245-57.  
543 doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.173
- 544 WANG J, ZHANG Y-F, FENG Y-C, et al. 2016. Characterization and source apportionment of aerosol light  
545 extinction with a coupled model of CMB-IMPROVE in Hangzhou, Yangtze River Delta of China.

- 546 Atmospheric Research, 178-179, 570-9. doi:10.1016/j.atmosres.2016.05.009
- 547 WANG M, ZHANG R, PU Y. 2001. Recent Researches on Aerosol in China. Advances in Atmospheric
- 548 Sciences, 18(4), 576-86.
- 549 王天舒, 牛生杰. 2017. 内蒙古东部春季三类沙尘天气气溶胶散射系数及其与 PM10、能见度相
- 550 关性分析 [J]. 大气科学, 41 (1): 121-131. WANG T, NIU S. 2017. Dust aerosol scattering
- 551 coefficient under three types of sand storm in eastern Inner Mongolia in the spring and its
- 552 correlations with PM10 and visibility [J]. Chinese Journal of Atmospheric Scineces (in
- 553 Chinese), 41(1): 121-131.
- 554 王晓元, 辛金元, 王莉莉, 等. 2012. 中国 3 个典型城市气溶胶光学厚度地基观测及其 MODIS 气
- 555 溶胶产品精度分析[J]. 气候与环境研究, 17(1):37-45. WANG X, XIN J, WANG L, et al. 2012.
- 556 Aerosol optical depth observed by Chinese sun hazemeter network and comparison with
- 557 MODIS products in three typical cities in China [J]. Climatic and Environmental Research (in
- 558 Chinese), 17(1): 37-45.
- 559 WANG Y H, LIU Z R, ZHANG J K, et al. 2015. Aerosol physicochemical properties and implications for
- 560 visibility during an intense haze episode during winter in Beijing. Atmospheric Chemistry and
- 561 Physics, 15(6), 3205-15. doi:10.5194/acp-15-3205-2015
- 562 XIA Y, TAO J, ZHANG L, et al. 2017. Impact of size distributions of major chemical components in fine
- 563 particles on light extinction in urban Guangzhou. Sci Total Environ, 587-588, 240-7.
- 564 doi:10.1016/j.scitotenv.2017.02.127
- 565 XIAO S, WANG Q Y, CAO J J, et al. 2014. Long-term trends in visibility and impacts of aerosol
- 566 composition on visibility impairment in Baoji, China. Atmospheric Research, 149, 88-95.
- 567 doi:10.1016/j.atmosres.2014.06.006
- 568 XIN J, GAO W, SONG T, et al. 2016. The observation-based relationships between PM\_(2.5) and AOD
- 569 over China. Journal of Geophysical Research, D Atmospheres: JGR, 121(18), 10701-16.
- 570 XIN J Y, GONG C S, WANG S G, et al. 2016. Aerosol direct radiative forcing in desert and semi-desert
- 571 regions of northwestern China. Atmospheric Research, 171, 56-65.
- 572 doi:10.1016/j.atmosres.2015.12.004
- 573 XIN J Y, WANG Y S, LI Z Q, et al. 2007. Aerosol optical depth (AOD) and Angstrom exponent of aerosols
- 574 observed by the Chinese Sun Hazemeter Network from August 2004 to September 2005. J
- 575 Geophys Res-Atmos, 112(D5). doi:Artn D05203 10.1029/2006jd007075
- 576 XIN J Y, WANG Y S, PAN Y P, et al. 2015. The Campaign on Atmospheric Aerosol Research Network of
- 577 China Care-China. B Am Meteorol Soc, 96(7), 1137-55. doi:10.1175/Bams-D-14-00039.1
- 578 XU X, ZHAO W, ZHANG Q, et al. 2016. Optical properties of atmospheric fine particles near Beijing
- 579 during the HOPE-J<sup>3</sup> campaign. Atmospheric Chemistry and Physics,
- 580 16(10), 6421-39. doi:10.5194/acp-16-6421-2016
- 581 YANG L, ZHOU X, WANG Z, et al. 2012. Airborne fine particulate pollution in Jinan, China:
- 582 Concentrations, chemical compositions and influence on visibility impairment. Atmos
- 583 Environ, 55, 506-14. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.02.029
- 584 YU X, MA J, AN J, et al. 2016. Impacts of meteorological condition and aerosol chemical compositions
- 585 on visibility impairment in Nanjing, China. Journal of Cleaner Production, 131, 112-20.
- 586 doi:10.1016/j.jclepro.2016.05.067
- 587 ZHANG C X, LIU C, HU Q H, et al. 2019. Satellite UV-Vis spectroscopy: implications for air quality trends
- 588 and their driving forces in China during 2005-2017. Light-Sci Appl, 8(1), 246-57.
- 589 张宏, 刘子锐, 胡波, 等. 2011. 北京能见度变化趋势及冬季一次典型污染过程分析[J]. 气候与环

- 590 境研究, 16(3):620-628. ZHANG H, LIU Z, HU B, et al. 2011. Analysis of trends of visibility and  
591 its characters during air seriously polluted days in Beijing [J]. Climatic and Environmental  
592 Research (in Chinese), 16(5): 620-628.
- 593 ZHANG X, DING X, TALIFU D, et al. 2021. Humidity and PM<sub>2.5</sub> composition determine atmospheric  
594 light extinction in the arid region of northwest China. J Environ Sci (China), 100, 279-86.  
595 doi:10.1016/j.jes.2020.07.007
- 596 ZHANG X Y, WANG Y Q, NIU T, et al. 2012. Atmospheric aerosol compositions in China:  
597 spatial/temporal variability, chemical signature, regional haze distribution and comparisons  
598 with global aerosols. Atmos Chem Phys, 12, 779-99.
- 599 ZHAO H, CHE H, ZHANG X, et al. 2013. Aerosol optical properties over urban and industrial region of  
600 Northeast China by using ground-based sun-photometer measurement. Atmos Environ,  
601 75(aug.), 270-8.
- 602 ZHAO P S, DONG F, HE D, et al. 2013. Characteristics of concentrations and chemical compositions for  
603 PM<sub>2.5</sub> in the region of Beijing, Tianjin, and Hebei, China. Atmospheric Chemistry and Physics,  
604 13(9), 4631-44.
- 605 ZHAO T, YANG L, YAN W, et al. 2017. Chemical characteristics of PM<sub>1</sub>/PM<sub>2.5</sub> and influence on visual  
606 range at the summit of Mount Tai, North China. Sci Total Environ, 575, 458-66.  
607 doi:10.1016/j.scitotenv.2016.09.173
- 608 ZHOU M, QIAO L, ZHU S, et al. 2016. Chemical characteristics of fine particles and their impact on  
609 visibility impairment in Shanghai based on a 1-year period observation. J Environ Sci (China),  
610 48, 151-60. doi:10.1016/j.jes.2016.01.022
- 611