广州城区秋冬季大气颗粒物中 WSOC 吸光性研究

黄欢^{1,2},毕新慧^{1*} 彭龙^{1,2},王新明¹,盛国英¹,傅家谟¹

 (1. 中国科学院广州地球化学研究所有机地球化学国家重点实验室,广东省环境资源利用与保护重点实验室, 广州 510640; 2. 中国科学院大学,北京 100049)

摘要: 主要对广州秋季(2014 年 9 月) 和冬季(2014 年 12 月~2015 年 1 月) 大气 $PM_{2.5}$ 和不同粒径段颗粒物样品中水溶性有机 碳(WSOC) 的吸光性进行了研究. 结果表明 $PM_{2.5}$ 上 WSOC 的光吸收波长指数(AAE_{abs}) 秋、冬季分别为 3.72 ± 0.41 和 3.91 ± 0.70 低于北京和北美地区测量结果. WSOC 在 365 nm 波长的质量吸收效率(MAE) 秋、冬季分别为 0.52 m²•g⁻¹和 0.92 m²•g⁻¹ ,两个季节具有明显的差异. 冬季 WSOC 的 MAE 值呈现随粒径增大而降低的趋势; 而秋季所有粒径段颗粒 MAE_{wsoc} 都比冬季低 特别是 < 0.95 μ m 粒径段颗粒降低得更多 这表明秋季颗粒物中 WSOC 二次源的贡献更大一些 ,而且主要是富集 在亚微米级颗粒物上. 此外 对比本研究以及文献中报道的元素碳(EC) 和 WSOC 的 MAE 值 ,可以发现在颗粒物受一次源排 放影响较大的情况下 ,WSOC 对于颗粒消光的贡献是不容忽视的.

关键词:水溶性有机碳; 棕碳; 质量吸收效率; 光吸收; 粒径分布

中图分类号: X513 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2016) 01-0016-06 DOI: 10.13227/j.hjkx.2016.01.003

Light Absorption Properties of Water-Soluble Organic Carbon (WSOC) Associated with Particles in Autumn and Winter in the Urban Area of Guangzhou

HUANG Huan^{1,2}, BI Xin-hui^{1*}, PENG Long^{1,2}, WANG Xin-ming¹, SHENG Guo-ying¹, FU Jia-mo¹

(1. State Key Laboratory of Organic Geochemistry, Guangdong Key Laboratory of Environmental Protection and Resources Utilization, Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640 China; 2. University of Chinese Academy of

Sciences , Beijing 100049 , China)

Abstract: Light absorption properties of water-soluble organic carbon (WSOC) were investigated in the urban area of Guangzhou. The fine particulate matter ($PM_{2.5}$) and size-segregated samples were collected in September and December of 2014 and January of 2015. The variation of absorption with wavelength of WSOC was characterized by the absorption Ångström exponent (AAE_{abs}). The AAE values of WSOC in $PM_{2.5}$ were 3. 72 ±0. 41 in autumn and 3. 91 ±0. 70 in winter , which were lower than those in Beijing and north America. The mass absorption efficiency (MAE) of WSOC at 365 nm wavelength was 0. 52 m² · g⁻¹ in autumn and 0. 92 m² · g⁻¹ in winter , exhibiting distinct variations between autumn and winter. In winter , the MAE_{wsoc} values exhibited a decreasing trend with increasing particle size , and all size-segregated MAE_{wsoc} values in autumn were lower than those in winter , particularly for the particles <0.95 µm , suggesting more contribution of the secondary formation to WSOC. Comparing the MAE values of elemental carbon (EC) and WSOC , it could be found that the contribution of WSOC to the light extinction of particles couldn't be ignored when the particles were mainly emitted from primary sources.

Key words: WSOC; brown carbon; mass absorption efficiency; light absorption; size distribution

近年来,有机气溶胶因其对能见度、区域及全 球气候变化和人体健康有重要影响而受到广泛关 注.水溶性有机碳(WSOC)占气溶胶有机碳(OC) 的20%~70%^[1].WSOC的来源比较广泛,机动车 尾气排放、化石燃料和生物质燃烧被认为是WSOC 的重要一次排放源^[1~3].同时,大气光化学氧化过 程和颗粒表面的多相化学反应也是WSOC的另一 主要来源^[4~6].不同地区由于环境及气候等因素往 往造成WSOC的物理和化学性质出现明显差异.

棕碳是指具有吸光性的一类 OC 其吸收光谱与 波长的关系比黑碳(BC) 更强. Chen 等^[7] 研究发

现 棕碳在 350 nm 对于气溶胶总的光吸收贡献达到 了 20% ~40%,说明在短波区内棕碳的光吸收贡献 不容忽视. 传统的光学仪器很难将气溶胶中的 BC 和棕碳区分开,有研究用溶剂先把 BC 和棕碳分离, 再对萃取液进行分析,这为棕碳吸光性的测定提供 了新方法.研究发现 WSOC 中有很多物质都具有吸 光性,所以可用其进行棕碳性质的研究.

基金项目:中国科学院战略性先导科技专项(B类)(XDB05020205); 广东省科技项目(2014B030301060)

* 通讯联系人 E-mail: bixh@ gig. ac. cn

收稿日期: 2015-05-14; 修订日期: 2015-08-20

作者简介: 黄欢(1991~) ,) ,), 顽士研究生,主要研究方向为大气气 溶胶, E-mail: 1195146483@qq. com

近期一些研究报道 WSOC 的质量吸收效率 (MAE)呈现明显的季节性差异. Hecobian 等^[8]在 美国东南部 15 个地区采集了 PM_{2.5}样品,研究发现 其 MAE_{wsoc}值均为冬季远高于夏季. 而 Cheng 等^[9] 在亚洲东部城市的研究亦得到类似的结果. 目前对 于 MAE_{wsoc}粒径分布的研究较少. 粒径分布特征是 影响有机物在大气中干、湿沉降、迁移和化学转化 等过程的重要因素之一. 不同粒径段的 WSOC 由于 来源或者形成机制不同,有可能造成其不同的光学 性质.

广州地区气溶胶中 WSOC 含量较高且来源广 泛^[10],但对其吸光性能的研究相对较少.本研究通 过分析广州城区秋、冬两季 PM_{2.5}和不同粒径段颗 粒样品中 WSOC 的 MAE 值,并结合在线痕量气体 数据 探讨引起 MAE_{wsoc}季节性变化的原因,通过更 加深入地认识广州市大气 PM_{2.5}的光学性质,以期为 深入研究灰霾的成因机制提供参考.

1 材料与方法

1.1 样品采集与处理

采样地点设置在广州市天河区中国科学院广 州地球化学研究所标本楼九楼楼顶(40 m).采样 点距离高速公路 100 m(广园快速路). 本研究于 2014 年 9、12 月和 2015 年 1 月采集 PM。、样品和 4个粒径段(<0.49、0.49~0.95、0.95~1.5和 1.5~3.0 µm) 的颗粒物样品,每天采集一套样品, 每次连续采集 24 h 共采集样品 125 个. 采样仪器 为 Anderson PM, 5和 Anderson SA235 大流量采样 器(流量均为 1.13 m³•min⁻¹).采样前将石英纤 维滤膜(QFFs,Whatman) 于 500℃ 下灼烧 4 h,以 除去残留碳和其它杂质.采样后 放入-40℃冰柜 中储存、尽快完成所有分析. 将部分样品膜用 > 18 MΩ•cm超纯水超声萃取,再用一次性注射器加上 0.45 μm 水系滤头进行过滤,最终得到 WSOC 分 析样品. 另有部分样品膜用于 OC 和元素碳(EC) 分析.

1.2 OC/EC 和 WSOC 吸收波长指数的测定

本研究中 OC/EC 采用 Sunset Laboratory 热光碳 分析仪(TOT)分析; WSOC 质量浓度用总有机碳分 析仪(TOC, Elementar 德国)分析; WSOC 的吸光系 数测定主要是应用 Hecobian 等^[8]的方法.将 WSOC 萃取 液通 过紫 外 分 光 光 度 计(Heλios UV-VIS, Thermo 美国)测定其紫外吸光系数,即 Abs_λ,单位 Mm^{-1[11]}. WSOC 的吸光系数与波长有关 ,二者的关系可 用以下公式表达:

Abs,
$$= K \times \lambda^{-AAE}$$
 (1)

式中 *K* 是常数, AAE 是吸收波长指数. 根据公式 (1),通过测定不同波长的 Abs_λ, 之后对其进行对数 函数的线性拟合即可得到 AAE 值. 本研究中 , λ 选 取 8 个波段: 300、330、365、390、420、450、480、 500 nm. 其中 365 nm 波段 WSOC 的吸光系数用于 下面 MAE 值的计算.

1.3 MAE 值测定

本研究中,WSOC 的 MAE 值(单位: m²•g⁻¹) 可 通过下面的公式计算:

$$MAE_{WSOC} = Abs_{365} / c_{WSOC}$$
(2)

式中 , MAE_{wsoc} 指的是 WSOC 在 365nm 波长的质量 吸收效率; c_{wsoc} 是 WSOC 的浓度(单位: $\mu g \cdot mL^{-1}$).

EC 的 MAE 值(MAE_{EC}) 主要根据 Cheng 等^[9]的 方法计算得到:

$$MAE = \frac{b_{abs}}{EC} = \frac{ATN}{EC \cdot C \cdot R(ATN)} \times \frac{A}{V}$$
$$= \frac{ATN}{EC_{c} \cdot C \cdot R(ATN)}$$
(3)

式中 b_{abs} 为光吸收系数 ,EC 为颗粒物中元素碳质量 浓度($\mu g \cdot m^{-3}$) ,*C*(散射效应系数)和 *R*(ATN)(遮 蔽效应系数)是常数 *A* 和 *V*分别为滤膜面积(cm²) 和空气采样体积(m³),光衰减 ATN = ln(I_0/I) ×100 (*I* 和 I_0 为分析前后的透射光强度),EC_s 为热-光碳 分析 仪 测 定 的 单 位 滤 膜 面 积 上 的 元素 碳 质 量 ($\mu g \cdot cm^{-2}$).

2 结果与讨论

2.1 PM2.5中 WSOC 光吸收 AAE 值

WSOC 的 AAE 值可通过公式(1) 拟合指数曲线 得到. 本研究测得的秋季和冬季 PM_{2.5} 样品中 WSOC 的 AAE 值分别为 3.72 ± 0.41 和 3.91 ± 0.70. 洛杉矶地区气溶胶水萃取液 AAE 值大约 7.60^[12],北京地区不同季节气溶胶水萃取液 AAE 值都在 5.80~11.70 范围内^[11],美国东南部地区不 同季节气溶胶水萃取液 AAE 值也均在 6.20~8.30 之间^[8],印度德里地区测得 AAE 值为 5.10 ± 2.00^[13]. 之前文献报道,不同地区 PM_{2.5}样品中有 机酸类等 WSOC 的种类和含量存在一定差 别^[14~16],这可能是造成 AAE 值出现地区差异的重 要原因. 一些源解析研究发现,生物质燃烧排放的

类腐殖质物质水萃取液 AAE 值为 7.10^[17]:大气氧 化形成的新、老二次有机气溶胶(SOA)水萃取液的 AAE 值分别在 7.00 和 4.70 左右^[18]; 受煤燃烧和 生物质燃烧排放影响的气溶胶中 WSOC 的 AAE 值 约为 3. 50^[19]; 生物质燃烧排放颗粒物的 AAE 值约 为 2.00^[20]. 由此可见,广州城区 PM, 中 WSOC 的 AAE 值与煤燃烧、生物质燃烧排放以及老化的 SOA 相对接近,表明这些可能是广州 PM2,中 WSOC 的 主要贡献者.

2.2 秋季和冬季 PM, , 的 MAE wsoc 差异

图 1 为各地市区不同季节 MAE_{wsoc}值. 根据报 道北美地区和北京地区均为冬季 MAEwsoc 值高于夏 季^[8 21]. 本研究中,广州地区秋季 MAE_{wsoc}为 0.52 m²•g⁻¹ ,冬季为 0.92 m²•g⁻¹ ,两个季节存在明显的 差异见图1.



图1 各地市区不同季节 MAEwsoc 值

Fig. 1 MAE_{wSOC} values in different seasons in different cities

有研究报道不同源排放 WSOC 的 MAE 值不 同 生物质燃烧源为 1.19 m²•g⁻¹ ,柴油机车排放源 为1.33 m²·g⁻¹ 混合性一次源为2.89 m²·g⁻¹; 二 次源影响比较大的地区 MAEwsoc 要低很多,例如北 京受光化学氧化影响较大的地区 ,PM2.5的 MAEwsoc

(a) 秋季: R²=0.21 (b) 冬季: R²=0.54 3 1.4 EC/µg·m⁻³ EC/µg·m⁻³ 1.2 2 1.0 1 2 0 WSOC/µg-m-3 WSOC/µg·m⁻³ 图 3 WSOC 与 EC 浓度的相关性



仅为 0.33 m² • g^{-1[11]}. 这样,本研究得到的秋季 MAEwsoc 低于冬季,可能说明秋季有更多二次形成 的 WSOC. 图 2 是广州城区站点在线痕量气体季节 平均浓度变化数据. 从中可知 秋季 0, 平均浓度较 高 这可能是因为广州秋季光照强度高 大气光化学 反应频繁 大气中的前体有机物也比较多 因此产生 大量的 $O_3^{[22-24]}$. 同样,这阶段 WSOC 很可能受二 次源影响较大;冬季数据 0,平均浓度不高,但是 NO_x、SO₂和 PM₂、浓度高. 秋冬季相比 ,WSOC 冬季 一次源的贡献可能更大一些. 图 3 为 PM, 中 EC 质 量浓度与 WSOC 质量浓度的线性关系图. 从中可 知 秋季 EC 质量浓度与 WSOC 质量浓度相关性较 低(R²=0.21),而冬季 EC 质量浓度与 WSOC 质量 浓度相关性较高($R^2 = 0.54$). 表明秋季 WSOC 受 一次排放源影响较小 而冬季 WSOC 主要受一次源 影响. 两个季节 WSOC 来源不同,从而造成它们的 MAE_{wsoc}不同.





2.3 MAE_{wsoc}的粒径分布特征

在颗粒物的不同粒径段上,WSOC的含量和种 类分布往往不同,其吸光性大小也会存在差异.为



了探究不同粒径段 WSOC 吸光性差异的大小,本研 究对两个季节4 个粒径段颗粒的 MAE_{wsoc}和 MAE_{EC} 进行了分析.4 个粒径段(<0.49、0.49~0.95、 0.95~1.5和1.5~3.0 μ m)的 MAE_{wsoc}平均值分别 为冬季 0.93、0.85、0.79和 0.66 m²•g⁻¹,秋季 0.61、0.54、0.57和0.51 m²•g⁻¹; MAE_{EC}平均值分 别为冬季 13.06、9.99、8.00和 5.47 m²•g⁻¹,秋季 14.46、10.36、8.66和 7.26 m²•g⁻¹.图4(a)为 MAE_{wsoc}值的粒径分布.从中可见,冬季各粒径段 MAE_{wsoc}值均高于秋季;两个季节,均以<0.49 μ m 段 MAE_{wsoc}值最高(冬季占 28.79%,秋季占



27.35%),且整体呈现 MAE_{wsoc}值随粒径增大而降低的趋势.

EC 主要来自于一次源排放.图 4(b)为 MAE_{EC} 值的粒径分布.从中可知,两个季节颗粒物的 MAE_{EC}值随粒径增大呈递减趋势.冬季 MAE_{wsoc}值 随粒径的变化趋势与 MAE_{EC}值相似,再次说明冬季 颗粒物中 WSOC 一次源贡献可能更大一些.但秋季 MAE_{wsoc}值的变化趋势与 MAE_{EC}值存在一定差异, 并没有呈明显的降低趋势; <0.95 μ m 粒径段颗粒 MAE 值相对冬季降低了很多.这表明小颗粒上 WSOC 二次源的贡献更大一些.



图 4 MAE_{wSOC}和 MAE_{EC}的粒径分布 Fig. 4 Size distribution of the MAE_{wSOC} and MAE_{EC}

2.4 颗粒物中 EC 和 WSOC 吸光性对比

本研究中, $PM_{2.5}$ 的 MAE_{EC} 值分别为秋季 13.53 m²·g⁻¹和冬季12.82 m²·g⁻¹, MAE_{wsoc} 值分 别为秋季0.52 m²·g⁻¹和冬季0.92 m²·g⁻¹, MAE_{EC}/MAE_{wsoc}比值为秋季26.02,冬季13.93. 吸光性最强的<0.49 µm 粒径段颗粒物($PM_{0.49}$) 的 MAE_{EC} 值分别为秋季14.46 m²·g⁻¹和冬季 13.06 m²·g⁻¹, MAE_{wsoc} 值分别为秋季0.61 m²·g⁻¹和冬季0.93 m²·g⁻¹, MAE_{EC}/MAE_{wsoc} 比值 为秋季23.70,冬季14.04.本研究和已有报道的 MAE_{EC}值和 MAE_{wsoc} 值如表1所示,在北京、广州 等地冬季的 MAE_{EC} 值普遍低于夏、秋季,而相应的 MAE_{wsoc}值却为冬季远高于夏秋季,MAE_{EC}/MAE_{wsoc}比值均为夏、秋季远高于冬季^[9].表2为已有报道的源排放结果,表明受生物质燃烧影响地区 PM_{2.5}中 MAE_{EC}/MAE_{wsoc}比值为2.10,柴油机车排放 MAE_{EC}/MAE_{wsoc}比值为8.95,混合型一次源 MAE_{EC}/MAE_{wsoc}比值为1.83,木柴和农作物秸秆燃烧 MAE_{EC}/MAE_{wsoc}比值分别为2.47~3.81和5.24~7.24,而受二次源影响地区 PM_{2.5}中MAE_{EC}/MAE_{wsoc}比值高达41.00^[9,11,25,26].因此,在冬季或者是一次源影响较大时,MAE_{EC}/MAE_{wsoc}比值相对较小,WSOC 的吸光性能不容忽略.

Table 1 MAE _{wSOC} and MAE _{EC} values in $PM_{2.5}$ and $PM_{0.49}$ in various seasons in previous reports and this work									
采样地区	样品说明	$MAE_{EC}/m^2 \cdot g^{-1}$	$MAE_{WSOC}/m^2 \cdot g^{-1}$	MAE_{EC}/MAE_{WSOC}	文献				
广州	市区 秋季(PM _{0.49})	14.46	0.61	23.70	本研究				
广州	市区 冬季(PM _{0.49})	13.06	0.93	14.04	本研究				
广州	市区 秋季	13. 53	0. 52	26.02	本研究				
广州	市区 冬季	12.82	0. 92	13.93	本研究				
北京	市区 夏季	13.70	0.71	19.30	[9]				
北京	市区 冬季	12.30	1.79	6. 87	[9]				

1 本研究与文献中不同季节的 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{0.49}$ 中 MAE_{EC} 值和 MAE_{WSOC} 值

表 2 文献中不同源排放 WSOC 和 EC 的 MAE 值

Table 2 MAE values of WSOC and EC emitted from different sources in previous reports and this work

				1 1		
样品源	$MAE_{WSOC} / m^2 \cdot g^{-1}$	文献	样品源	$MAE_{EC}/m^2 \cdot g^{-1}$	MAE_{EC}/MAE_{WSOC}	文献
生物质燃烧源	1.19	[11]	生物质燃烧源	2.50	2.10	[26]
受二次源影响的 PM _{2.5}	0.33	[11]	受二次源影响的 PM _{2.5}	13.53	41.00	本研究
混合型一次源	2.89	[11]	混合型一次源	5.30	1.83	[26]
柴油机排放	1.33	[11]	柴油机排放	11.90	8.95	[9]
木柴	0.97	[11]	木柴	2.40 ~ 3.70	2.47~3.81	[25]
秸秆	1.05	[11]	秸秆	5.50~7.60	5. 24 ~ 7. 24	[25]
柴草	0.90	[11]	生物质颗粒	6.70~12.00	—	[25]
	—	—	煤	4.80~11.00	—	[25]

3 结论

 (1) 广州城区 PM_{2.5}上 WSOC 的光吸收波长指数 AAE 值秋冬季分别为 3.72 ±0.41 和 3.91 ±0.7, 低于北京和北美地区测量结果.

(2) WSOC 的单位质量吸收效率 MAE_{wsoc}两个 季节分别为 0.52 m²•g⁻¹(秋)和 0.92 m²•g⁻¹(冬), 具有明显的差异,这是由于两个季节 WSOC 的主要 来源和形成机制不同造成的.

(3) WSOC 的 MAE 值在冬季呈现随粒径增大 而降低的趋势,而秋季所有粒径段颗粒 MAE_{wsoc}都 比冬季有所降低,特别是 <0.95 μm 粒径段颗粒降 低更多,表明二次形成的 WSOC 主要集中在小颗 粒上.

(4) PM_{2.5}上 MAE_{EC}值分别为秋季 13.53 m²•g⁻¹
和冬季 12.82 m²•g⁻¹, MAE_{wsoc}值分别为秋季 0.52 m²•g⁻¹和冬季 0.92 m²•g⁻¹, MAE_{EC}/MAE_{wsoc}比值为 秋季 26.02 ,冬季 13.93. 当颗粒物受到一次源影响 较大时, MAE_{EC}/MAE_{wsoc}比值相对较小, WSOC 对于 颗粒吸光性的贡献不容忽略.

参考文献:

- Park S S , Cho S Y. Tracking sources and behaviors of water-soluble organic carbon in fine particulate matter measured at an urban site in Korea [J]. Atmospheric Environment , 2011 , 45 (1): 60–72.
- [2] Park S S , Cho S Y , Kim K W , et al. Investigation of organic aerosol sources using fractionated water-soluble organic carbon measured at an urban site [J]. Atmospheric Environment ,2012 , 55: 64–72.
- [3] Wonaschütz A, Hersey S P, Sorooshian A, et al. Impact of a large wildfire on water-soluble organic aerosol in a major urban area: the 2009 Station Fire in Los Angeles County [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2011, 11 (16): 8257– 8270.
- [4] Kondo Y, Miyazaki Y, Takegawa N, et al. Oxygenated and water-soluble organic aerosols in Tokyo [J]. Journal of

Geophysical Research , 2007 , 112(D1) : D01203.

- [5] Weber R J, Sullivan A P, Peltier R E, et al. A study of secondary organic aerosol formation in the anthropogenicinfluenced southeastern United States [J]. Journal of Geophysical Research, 2007, 112(D13): D13302.
- [6] 崔虎雄,吴迓名,段玉森,等.上海市浦东城区二次气溶胶 生成的估算[J].环境科学,2013,34(5):2003-2009.
- [7] Chen Y, Bond T C. Light absorption by organic carbon from wood combustion [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2010, 10(4): 1773–1787.
- [8] Hecobian A, Zhang X, Zheng M, et al. Water-soluble organic aerosol material and the light-absorption characteristics of aqueous extracts measured over the Southeastern United States [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2010, 10 (13): 5965– 5977.
- [9] Cheng Y, He K B, Zheng M, et al. Mass absorption efficiency of elemental carbon and water-soluble organic carbon in Beijing, China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2011, 11(22): 11497–11510.
- [10] Huang H , Ho K F , Lee S C , et al. Characteristics of carbonaceous aerosol in PM_{2.5}: Pearl Delta River region , China [J]. Atmospheric Research , 2012 , 104–105: 227–236.
- [11] Du Z Y, He K B, Cheng Y, et al. A yearlong study of water-soluble organic carbon in Beijing II: Light absorption properties
 [J]. Atmospheric Environment, 2014, 89: 235–241.
- [12] Zhang X L , Lin Y H , Surratt J D , et al. Sources , composition and absorption Ångstroöm exponent of light-absorbing organic components in aerosol extracts from the Los Angeles Basin [J]. Environmental Science & Technology , 2013 , 47 (8): 3685-3693.
- [13] Kirillova E N, Andersson A, Tiwari S, et al. Water-soluble organic carbon aerosols during a full New Delhi winter: Isotopebased source apportionment and optical properties [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2014, 119 (6): 3476– 3485.
- [14] Ho K F, Cao J J, Lee S C, et al. Dicarboxylic acids, ketocarboxylic acids, and dicarbonyls in the urban atmosphere of China [J]. Journal of Geophysical Research, 2007, 112(D22), doi: 10.1029/2006JD008011.
- [15] Ho K F , Ho S S H , Lee S C , et al. Summer and winter variations of dicarboxylic acids , fatty acids and benzoic acid in

PM_{2.5} in Pearl Delta River region , China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics , 2011 , **11**(5): 2197–2208.

- [16] 谭吉华,赵金平,段菁春,等.广州秋季灰霾污染过程大气 颗粒物有机酸的污染特征[J].环境科学,2013,34(5): 1982-1987.
- [17] Hoffer A, Gelencsér A, Guyon P, et al. Optical properties of humic-like substances (HULIS) in biomass-burning aerosols
 [J]. Atmospheric Chemistry and Physics , 2006, 6(11): 3563– 3570.
- [18] Bones D L , Henricksen D K , Mang S A , et al. Appearance of strong absorbers and fluorophores in limonene-O₃ secondary organic aerosol due to NH₄⁺-mediated chemical aging over long time scales [J]. Journal of Geophysical Research , 2010 , 115 (D5) , doi: 10.1029/2009JD012864.
- [19] Yang M, Howell S G, Zhuang J, et al. Attribution of aerosol light absorption to black carbon, brown carbon, and dust in China-interpretations of atmospheric measurements during EAST-AIRE[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2009, 9(6): 2035–2050.
- [20] Marley N A, Gaffney J S, Tackett M, et al. The impact of biogenic carbon sources on aerosol absorption in Mexico City [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2009, 9 (5): 1537– 1549.
- $\cite{21}\$

on PM_{2.5} over the southeastern US during 2007: integrating chemically speciated FRM filter measurements , MODIS fire counts and PMF analysis [J]. Atmospheric Chemistry and Physics , 2010 , 10(14): 6839–6853.

21

- [22] Li Y , Lau A K H , Fung J C H , et al. Importance of NO_x control for peak ozone reduction in the Pearl River Delta region [J]. Journal of Geophysical Research–Atmospheres , 2013 , 118(16): 9428–9443.
- [23] Wang T , Wei X L , Ding A J , et al. Increasing surface ozone concentrations in the background atmosphere of Southern China , 1994-2007 [J]. Atmospheric Chemistry and Physics , 2009 , 9 (16): 6217-6227.
- [24] Guo H , Jiang F , Cheng H R , et al. Concurrent observations of air pollutants at two sites in the Pearl River Delta and the implication of regional transport [J]. Atmospheric Chemistry and Physics , 2009 , 9(19): 7343–7360.
- [25] Shen G F , Chen Y C , Wei S Y , et al. Mass absorption efficiency of elemental carbon for source samples from residential biomass and coal combustions [J]. Atmospheric Environment , 2013 , 79: 79–84.
- [26] Xing Z Y , Deng J J , Mu C , et al. Seasonal variation of mass absorption efficiency of elemental carbon in the four major emission areas in China [J]. Aerosol and Air Quality Research , 2014 , 14(7): 1897–1905.