

燃煤电厂产生和排放的 $PM_{2.5}$ 中水溶性离子特征

马子轸¹, 李振², 蒋靖坤², 叶芝祥¹, 邓建国², 段雷^{2*}

(1. 成都信息工程学院资源环境学院, 大气环境模拟与污染控制四川省高校重点实验室, 成都 610225; 2. 清华大学环境学院, 国家环境保护大气复合污染来源与控制重点实验室, 北京 100084)

摘要: 为了认识我国燃煤电厂一次 $PM_{2.5}$ 排放特征, 并定量评估大规模开展烟气脱硫与脱硝对其影响, 本研究选取了国内一个煤粉炉电厂和一个循环流化床电厂, 对其产生和排放的 $PM_{2.5}$ 进行现场测试, 并进行水溶性离子组分的分析。结果表明, 在所测的这两个电厂中, 循环流化床电厂产生的 $PM_{2.5}$ 的质量浓度高于煤粉炉电厂产生的 $PM_{2.5}$ 的质量浓度, 但是这两个电厂排放的 $PM_{2.5}$ 的质量浓度相当。产生此结果的主要原因是该循环流化床电厂配备的电袋复合除尘器比煤粉炉电厂的普通电除尘器对 $PM_{2.5}$ 去除效率更高。煤粉炉电厂产生 $PM_{2.5}$ 中水溶性离子浓度低于循环流化床电厂, 但是煤粉炉电厂排放 $PM_{2.5}$ 中水溶性离子浓度却远远高于循环流化床电厂, 表明煤粉炉电厂排放的 $PM_{2.5}$ 受脱硫和脱硝设施的影响较大。煤粉炉烟气脱硝过程中可能形成硫酸雾, 烟气中的部分硫酸雾和过剩的 NH_3 反应生成 NH_4HSO_4 进入颗粒相, 同时降低了 $PM_{2.5}$ 的 pH 值; 而脱硫过程中脱硫液的夹带也会导致 NH_4^+ 和 SO_4^{2-} 进入 $PM_{2.5}$ 。所以, 虽然两个电厂产生的 $PM_{2.5}$ 中水溶性离子均以 Ca^{2+} 和 SO_4^{2-} 为主, 但煤粉炉排放 $PM_{2.5}$ 中的水溶性离子则以 NH_4^+ 和 SO_4^{2-} 为主。

关键词: 燃煤电厂; $PM_{2.5}$; 水溶性离子; 煤粉炉; 循环流化床

中图分类号: X513 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2015)07-2361-06 DOI: 10.13227/j.hjxx.2015.07.005

Characteristics of Water-Soluble Inorganic Ions in $PM_{2.5}$ Emitted from Coal-Fired Power Plants

MA Zi-zhen¹, LI Zhen², JIANG Jing-kun², YE Zhi-xiang¹, DENG Jian-guo², DUAN Lei^{2*}

(1. Air Environmental Modeling and Pollution Controlling Key Laboratory of Sichuan Education Institutes, College of Resources and Environment, Chengdu University of Information Technology, Chengdu 610225, China; 2. State Environmental Protection Key Laboratory of Sources and Control of Air Pollution Complex, School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: To characterize the primary $PM_{2.5}$ emission from coal-fired power plants in China, and to quantitatively evaluate the effects of flue gas denitrification and desulfurization on $PM_{2.5}$ emission, a pulverized coal fired (PC) power plant and a circulating fluidized bed (CFB) plant were selected for measuring the mass concentration and water-soluble ion composition of $PM_{2.5}$ in flue gas. The results showed that the mass concentration of $PM_{2.5}$ generated from the CFB was much higher than that from the PC, while the mass concentrations of $PM_{2.5}$ emitted from these two plants were very similar, because the CFB was equipped with an electrostatic-bag precipitator (EBP) with higher $PM_{2.5}$ removal efficiency than the common electrostatic precipitator (ESP). Although the total concentration of water-soluble ions in $PM_{2.5}$ generated from the PC was lower than that from the CFB, the total concentration of water-soluble ions in $PM_{2.5}$ emitted from the PC was much higher than that from the CFB, which implied that $PM_{2.5}$ emission from the PC was greatly affected by the flue gas treatment installations. For example, the flue gas denitrification system produced H_2SO_4 mist, part of which reacted with the excessive NH_3 in the flue gas to form NH_4HSO_4 in $PM_{2.5}$ and to increase the acidity of $PM_{2.5}$. In addition, the escaping of desulfurization solution during the flue gas desulfurization process could also introduce NH_4^+ and SO_4^{2-} into $PM_{2.5}$. Therefore, although the main water-soluble ions in $PM_{2.5}$ generated from both of the plants were Ca^{2+} and SO_4^{2-} , the major cation was changed to NH_4^+ when emitted from PC.

Key words: coal-fired power plant; $PM_{2.5}$; water-soluble ions; pulverized coal boiler; circulating fluidized bed

$PM_{2.5}$ 是目前我国首要的大气污染物。除了损害人体健康之外, 高浓度 $PM_{2.5}$ 还具有吸收和散射可见光的作用, 造成灰霾天气和大气能见度的下降^[1~3]。 $PM_{2.5}$ 中的硫酸盐、硝酸盐和铵盐等水溶性物质是造成 $PM_{2.5}$ 散射可见光的主要成分^[4,5], 当环境湿度较高时, $PM_{2.5}$ 会吸湿增长, 使这些水溶性成分的消光能力急剧增加^[6]。

大气环境中 $PM_{2.5}$ 的主要来源是工业生产的一

次排放以及气态污染物的二次转化^[7]。我国的能源结构以煤为主, 50% 左右的煤炭用于电力行业^[8], 燃煤电厂是 $PM_{2.5}$ 的重要来源之一^[9]。目前我国燃煤电厂的锅炉以煤粉炉 (PC) 为主, 另有约

收稿日期: 2014-12-26; 修订日期: 2015-01-28

基金项目: 国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2013CB228505)

作者简介: 马子轸 (1989~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为大气污染控制, E-mail: sweetly12315@126.com

* 通讯联系人, E-mail: lduan@tsinghua.edu.cn

10% (装机容量) 的循环流化床锅炉(CFB)^[14]. 为了实现大气污染物总量控制目标,即“十一五”国家二氧化硫(SO_2)排放总量下降 10%,“十二五”二氧化硫和氮氧化物(NO_x)排放总量分别下降 8% 和 10%,燃煤电厂大规模安装烟气脱硫和脱硝设施. 煤粉炉电厂一般采用选择性催化还原脱硝(SCR)和湿法脱硫(WFGD);循环流化床电厂采用燃烧中脱硫,但由于锅炉燃烧温度较低,生成 NO_x 的浓度也低,一般情况下无需再在锅炉尾部安装烟气脱硝装置^[15]. 由于煤粉炉和循环流化床锅炉的燃烧方式和烟气处理工艺不同,两种锅炉产生和最终排放 $\text{PM}_{2.5}$ 及其中水溶性离子特征也会有所不同^[13]. 为了认识我国燃煤电厂一次 $\text{PM}_{2.5}$ 排放特征,并定量评估大规模开展烟气脱硫与脱硝对其影响^[13],本研究选择了国内一台典型的煤粉炉机组和一台先进的循环流化床机组进行了测试,以期为大气污染控制技术的开发与政策的制

订提供参考.

1 材料与方法

1.1 测试机组与工况

本研究中测试的煤粉炉机组的额定功率为 220 MW,测试期间发电负荷为 100%,配备选择性催化还原脱硝(SCR)、电除尘器(ESP)和湿法脱硫(WFGD)等烟气处理设施;循环流化床机组的额定功率为 600 MW,测试期间的负荷为 75%,配备电袋复合除尘器(EBP),采取燃烧中脱硫的方法,即在燃烧过程中向炉内喷入石灰石完成脱硫处理. 600 MW 循环流化床机组目前国内尚少见,选它是考虑到我国循环流化床技术的大型化发展趋势. 作为一种新型的高效除尘装置,电袋复合除尘器目前在国内的使用率约为 7%^[14]. 两台机组的燃烧用煤分别是神府烟煤和宜宾烟煤,煤质的工业分析结果如表 1 所示.

表 1 煤质工业分析结果

Table 1 Analysis results of coal industry

位置	燃料	水分 / %	灰分 / %	挥发分 / %	硫分 / %
循环流化床电厂	宜宾烟煤	2.30	38.91	10.59	1.92
煤粉炉电厂	神府烟煤	6.31	6.8	34.27	0.16

1.2 采样方法

采样点的选择见图 1: 煤粉炉的采样点设置在 SCR 前后和 WFGD 前后,共 4 个;循环流化床的采样点设置在 EBP 前后,共 2 个. SCR 前和 EBP 前采集的样品分析结果分别代表煤粉炉和循环流化床锅炉产生的 $\text{PM}_{2.5}$; WFGD 后和 EBP 后的样品分析结果代表煤粉炉电厂和循环流化床电厂排放的 $\text{PM}_{2.5}$.

烟气 $\text{PM}_{2.5}$ 的采集采用清华大学研发的稀释系统,该系统能模拟高温烟气进入大气后的冷却和稀释过程,适用于固定源采样,其主要包括烟气进气部分、稀释空气部分、稀释混合部分、旁路系统、采样系统和数据采集系统^[13]. 该稀释系统的停留时

间为 10 s,稀释比可调(范围为 20 ~ 50),本次研究选用的稀释比为 20. 其中采样系统由 $\text{PM}_{2.5}$ 切割头、膜托、泵和流量计等组成. 47 mm 的石英膜固定于膜托之中,泵和流量计控制采样流量为 $30 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$. 由于在不同位置用同一采样系统进行采样,为了使结果具有可比性,保持采样期间锅炉工况稳定. 为了采集到足够的($>0.5 \text{ mg}$) $\text{PM}_{2.5}$ 样品进行水溶性离子分析,各采样点采样时间 30 ~ 214 min 不等.

1.3 分析方法

利用重量法和离子色谱法分别测定 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度和离子组成. 通过称量采样前后石英膜(47 mm)的质量,结合采样流量和稀释比,计算得出烟气

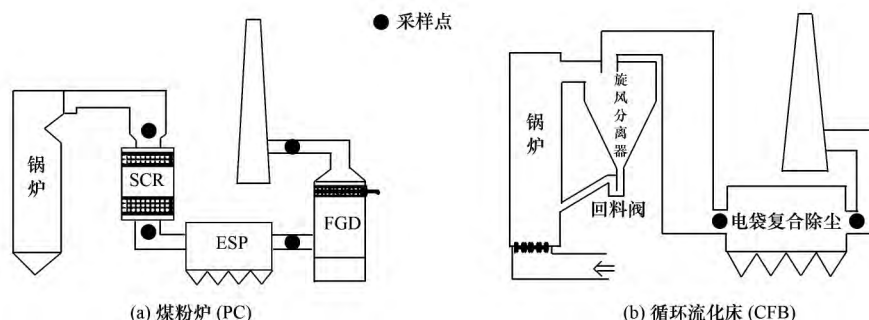


图 1 燃煤电厂烟气处理工艺与采样点选择示意

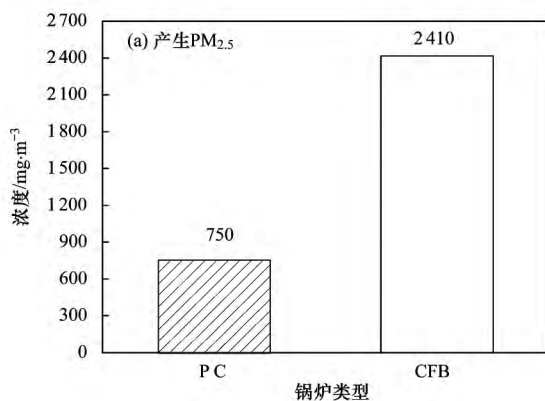
Fig. 1 Schematic diagram of flue gas treatment and sampling points

中 $\text{PM}_{2.5}$ 的质量浓度. 将石英膜剪碎放入 15 mL 离心管中, 向离心管中加入 10 mL 超纯水后冰浴超声提取 60 min, 将提取液一部分用来测定 pH 值, 另一部分过滤后用 Dionex-600 和 ICS-2100 离子色谱仪分别测定阴阳离子浓度.

2 结果与讨论

2.1 产生和排放 $\text{PM}_{2.5}$ 的质量浓度

煤粉炉电厂和循环流化床电厂产生和排放的 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度如图 2 所示. 煤粉炉产生 $\text{PM}_{2.5}$ 的质量浓度远低于循环流化床 [图 2(a)], 而煤粉炉电



厂排放 $\text{PM}_{2.5}$ 的浓度与循环流化床电厂相当. SCR、ESP 和 WFGD 对煤粉炉排放 $\text{PM}_{2.5}$ 的质量浓度都有影响, 这些烟气处理设施对 $\text{PM}_{2.5}$ 的总去除效率为 99.7%; 循环流化床尾部的烟气处理设施为 EBP, 其对 $\text{PM}_{2.5}$ 的总去除效率高达 99.9%, 高于一般 ESP 的效率 [16,17].

2.2 产生和排放 $\text{PM}_{2.5}$ 中的水溶性离子

煤粉炉产生的 $\text{PM}_{2.5}$ 中水溶性离子的质量浓度远低于循环流化床, 两者分别为 $29.7 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $86.0 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, 其水溶性离子组成如图 3 所示. 除了 F^- 和 NO_3^- 之外, 煤粉炉产生 $\text{PM}_{2.5}$ 中其他主要离子

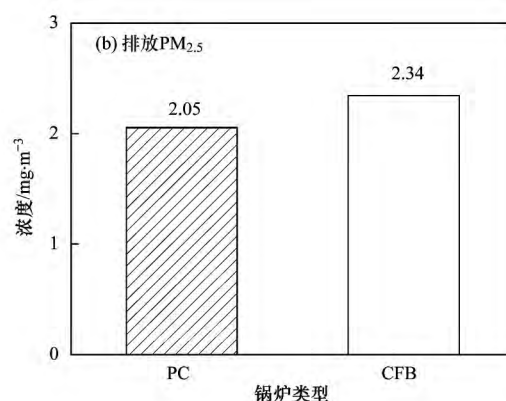


图 2 煤粉炉 (PC) 和循环流化床 (CFB) 电厂产生和排放 $\text{PM}_{2.5}$ 的质量浓度

Fig. 2 Mass concentrations of $\text{PM}_{2.5}$ generated and emitted from PC boiler and CFB boiler

的浓度均低于循环流化床 [图 3(a)]. 两种锅炉产生的水溶性离子分别占 $\text{PM}_{2.5}$ 质量的 3.96% 和 3.57%, 均以 Ca^{2+} 和 SO_4^{2-} 为主 [图 3(b)], 煤中的 Ca 和 S 元素相对丰富, 在燃烧时 (高温下) 气化, 然后在逐渐冷却的烟气中凝结而成 [18]. 由于循环流化床在燃烧时添加 CaO 以脱除烟气中的 SO_2 , 因此产生的 $\text{PM}_{2.5}$ 中包含部分脱硫产物 CaSO_4 , 这可能是循环流化床产生水溶性离子在 $\text{PM}_{2.5}$ 中所占比例较高的原因. 煤粉炉和循环流化床产生 $\text{PM}_{2.5}$ 中阳离子当量 (电荷摩尔数) 之和均略高于阴离子 [图 3(c)], 表明产生的 $\text{PM}_{2.5}$ 呈弱碱性.

煤粉炉排放 $\text{PM}_{2.5}$ 中水溶性离子的质量浓度则远高于循环流化床, 两者分别为 $0.537 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $0.089 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, 水溶性离子组成如图 4 所示. 煤粉炉电厂排放的水溶性离子占 $\text{PM}_{2.5}$ 的 26.2%, 阴阳离子分别以 SO_4^{2-} 和 NH_4^+ 为主. 这两种离子占有离子的当量百分比分别为 32.9% 和 47.1%. 而循环流化床电厂排放的水溶性离子占 $\text{PM}_{2.5}$ 的百分比仅 3.81%, 各种离子的比例相对均匀. 因此, 煤粉炉排放 $\text{PM}_{2.5}$ 中的水溶性离子浓度远远高于循环流化

床, 多出的部分主要是 NH_4^+ 和 SO_4^{2-} , 这主要与烟气处理设施有关 (详见 2.3 节). 煤粉炉排放 $\text{PM}_{2.5}$ 中阳离子当量之和略低于阴离子, 表明排放的 $\text{PM}_{2.5}$ 呈弱酸性, 而循环流化床正相反.

2.3 $\text{PM}_{2.5}$ 中水溶性离子在烟道中的变化

在对烟气进行净化处理时, 伴随着化学添加剂的添加、新物质的生成或颗粒物的去除等过程, 烟气中 $\text{PM}_{2.5}$ 的物理化学特征, 特别是 $\text{PM}_{2.5}$ 中水溶性离子组成也发生变化 (图 4).

2.3.1 煤粉炉

在 SCR、ESP 和 WFGD 前后, $\text{PM}_{2.5}$ 中水溶性离子浓度和 pH 值的变化如图 5 所示. 经过 SCR 后部分水溶性离子 (如 F^- 、 Cl^- 、 NO_3^- 和 K^+) 浓度下降, 但是 SO_4^{2-} 和 NH_4^+ 的浓度则明显增加, 分别为 SCR 前的 2 倍和 36 倍. 其中 SO_4^{2-} 增加了 $16.5 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, NH_4^+ 增加了 $0.547 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, 两者增加量的摩尔比为 5.66. 由此可知在 SCR 过程中有 NH_4^+ 和 SO_4^{2-} 的生成, 而且这两种离子可能以 NH_4HSO_4 和硫酸雾的形式存在 (因为 SO_4^{2-} 过量). 其中 NH_4^+ 来源于脱硝时喷入的还原剂 NH_3 ;

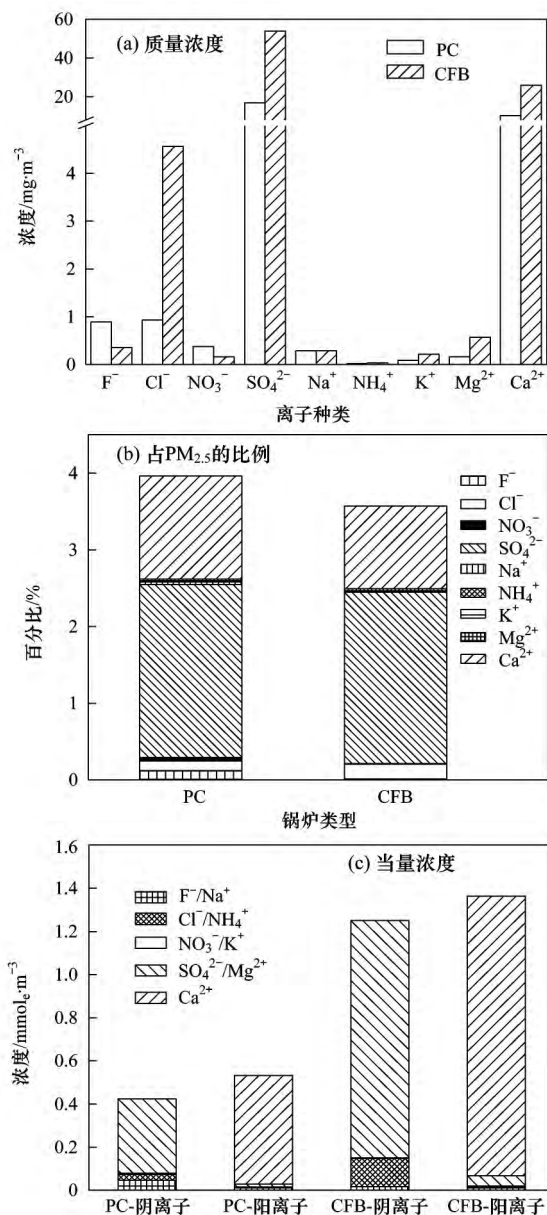


图3 煤粉炉(PC)和循环流化床(CFB)电厂产生 $PM_{2.5}$ 中的水溶性离子组成

Fig. 3 Composition of water soluble ions in $PM_{2.5}$ generated from PC boiler and CFB boiler

SO_4^{2-} 则可能来源于由 SO_2 氧化而成的 SO_3 , 由于目前大规模商用的 SCR 催化剂大都是钨钼钨催化剂, 其中的钨能催化 SO_2 生成 SO_3 [19,20]. SO_3 在烟气中会与水反应形成硫酸雾, 部分硫酸进而与 NH_3 发生反应生成 NH_4HSO_4 或 NH_4SO_4 [21]. 本研究发现煤粉炉经过 SCR 后形成的硫酸雾相对于过剩的氨气是过量的, 因此不仅反应产物以 NH_4HSO_4 为主, 而且多余的硫酸雾还可以进一步与 $PM_{2.5}$ 中的碱金属或碱土金属 (特别是 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} , 以氧化物或者碳酸盐形式存在) 发生反应,

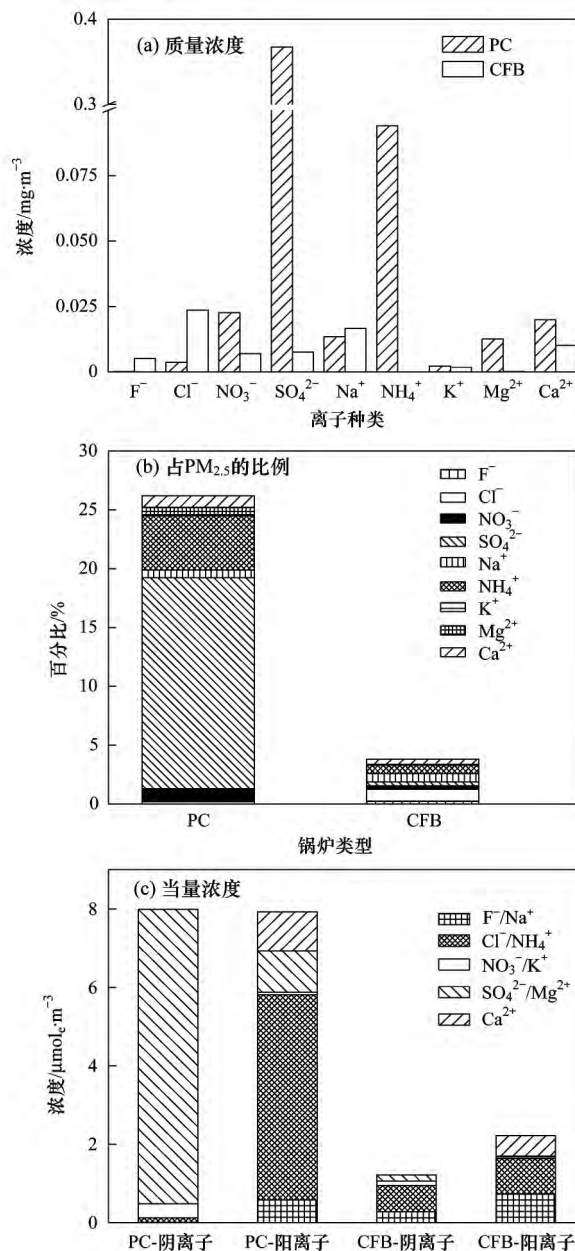


图4 煤粉炉(PC)和循环流化床(CFB)电厂排放 $PM_{2.5}$ 的水溶性离子组成

Fig. 4 Composition of water-soluble ions in $PM_{2.5}$ emitted from PC boiler and CFB boiler

使得 $PM_{2.5}$ 的碱性下降. $PM_{2.5}$ 提取液的 pH 值从 SCR 前的 9.20 下降到 SCR 之后的 7.38 [图 5 (b)], 由此可以验证在 SCR 过程中确实有 NH_4HSO_4 和硫酸雾等酸性物质的生成, 这些酸性物质中和了 SCR 前的碱性 $PM_{2.5}$.

除尘之后, 因为大部分颗粒物都被电除尘器所捕集, 所以 $PM_{2.5}$ 中水溶性离子浓度下降 87.4% ~ 99.8% (表 2). 从 SCR 出口到除尘器出口, 随着烟气温度的逐步下降, 烟气中的 SO_3 会继续形成硫酸

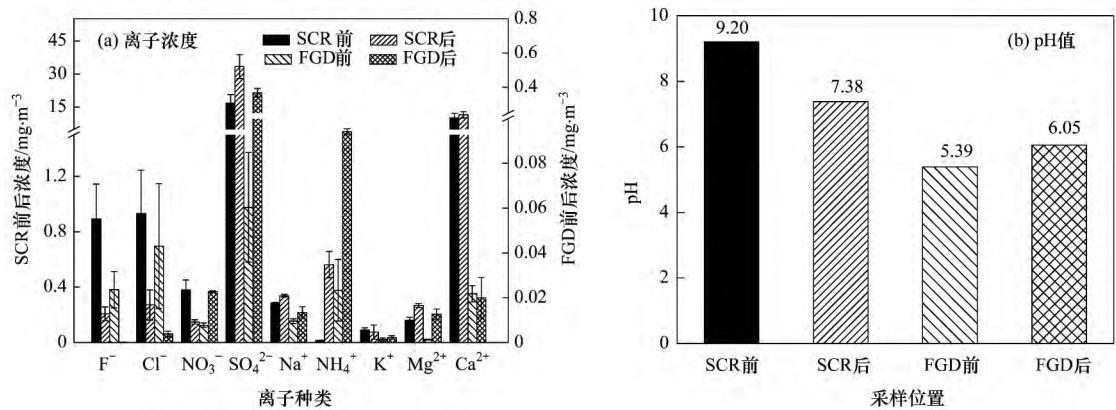


图5 煤粉炉产生 PM_{2.5} 中的水溶性离子浓度和 pH 值在烟道中的变化

Fig. 5 Changes of water-soluble ion concentration and pH value of PM_{2.5} in flue gas of PC boiler

雾；同时，电除尘器对粒径比较大（ $>1\ \mu\text{m}$ ）的颗粒物和粒径比较小（ $<0.1\ \mu\text{m}$ ）的颗粒物捕集效果更好^[22,23]，而且 Na 和 Mg 等元素容易富集于粒径较小的颗粒上，而 Ca 和 K 等元素则容易富集于粒径比

较大的颗粒上^[24,25]，所以电除尘器对碱金属和碱土金属离子的去除效率高于其它离子（特别是 NH_4^+ 和 SO_4^{2-} ）的去除效率（表 2）。所以，除尘后 PM_{2.5} 提取液的 pH 值进一步下降 [图 5(b)]。

表 2 除尘设施对 PM_{2.5} 中水溶性离子的去除效率/%

Table 2 Removal efficiencies of water-soluble ions in PM_{2.5} by dedust devices/%

锅炉	F ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺
PC	89.4	87.4	94.1	99.8	97.0	96.9	98.9	99.6	99.8
CFB	99.0	99.6	96.2	>99.9	96.0	>99.9	99.4	>99.9	>99.9

WFGD 后离子总浓度增加 [图 5(a)]，增加较多的离子是 SO_4^{2-} 和 NH_4^+ ，分别增加为原来的 6 倍和 4 倍，增加量分别为 $0.307\ \text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 $0.071\ \text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ，但也有离子（ F^- 和 Cl^- ）浓度减少，这与 WFGD 中同时存在大颗粒物的去除和小颗粒物的生成有关。即未经电除尘器捕集的颗粒物部分在 WFGD 中被淋洗去除^[26]；而少量脱硫浆液可能被烟气夹带，以小液滴的形式穿过除雾器，干化后形成颗粒物从而增加 PM_{2.5} 的排放^[27]。由于脱硫液本身 pH 值较高，脱硫之后 PM_{2.5} 的 pH 值有所上升 [图 5(b)]。

2.3.2 循环流化床

循环流化床锅炉中的煤燃烧时，除了与煤粉炉一样，由其中的挥发分通过挥发-成核-冷凝生长形成亚微米颗粒，而非挥发性成分经破碎-长大形成粗颗粒物之外，还以石灰石和 SO_2 反应产物—— CaSO_4 的形式生成其他的粗颗粒物^[3]。由于产生的颗粒物浓度很高，只用 ESP 不能保证颗粒物的达标排放，因此该电厂选用 EBP 进行处理。经 EBP 后排放的 PM_{2.5} 中水溶性离子浓度大幅度下降 [图 6(a)]。由于 EBP 对不同粒径的颗粒物去除效率不

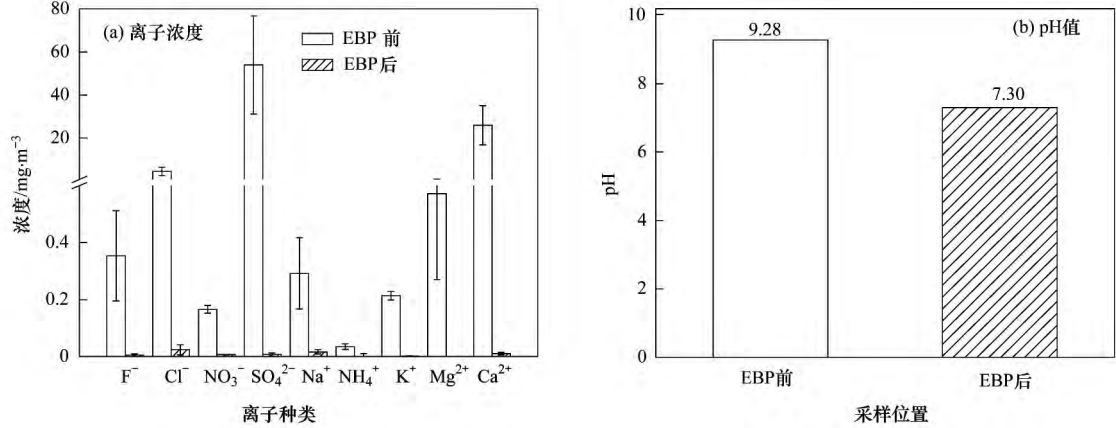


图6 循环流化床产生的 PM_{2.5} 中水溶性离子浓度和 pH 值在除尘前后的变化

Fig. 6 Changes of water-soluble ion concentration and pH of PM_{2.5} before and after EBP of CFB boiler

同,且不同离子在不同粒径的颗粒物上富集特性不同,所以除尘设施对不同离子的去除效率也不同(表2)。其中EBP对 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^{+} 、 NH_4^{+} 和 SO_4^{2-} 的去除效率相对其它离子较高,循环流化床排放 $\text{PM}_{2.5}$ 的酸度下降[图6(b)]。

3 结论

(1) 煤粉炉排放 $\text{PM}_{2.5}$ 中的水溶性离子组成受烟气净化设施影响较大,其产生时以 Ca^{2+} 和 SO_4^{2-} 为主,排放时则以 NH_4^{+} 和 SO_4^{2-} 为主。烟气脱硝过程中产生硫酸氢铵,而湿法脱硫过程会有脱硫液夹带进入颗粒相,均增加了 $\text{PM}_{2.5}$ 中的 NH_4^{+} 含量。

(2) 煤粉炉烟气脱硝过程中可能形成硫酸雾,烟气中的部分硫酸雾和过剩 NH_3 反应生成 NH_4HSO_4 进入颗粒相,导致脱硝后 $\text{PM}_{2.5}$ 中的 SO_4^{2-} 和 NH_4^{+} 明显增加,同时使颗粒物酸性增加(pH值降低)。

(3) 循环流化床产生 $\text{PM}_{2.5}$ 中水溶性离子也以 Ca^{2+} 和 SO_4^{2-} 为主,但是排放的水溶性离子浓度大大低于煤粉炉,其中各种水溶性离子的比例相对均匀。

(4) 本研究所测循环流化床电厂产生的 $\text{PM}_{2.5}$ 的质量浓度虽然高于煤粉炉,但两者的 $\text{PM}_{2.5}$ 排放浓度相当,这与该循环流化床采用比电除尘器更加高效的电袋复合除尘器有关。

参考文献:

- [1] Loomis D, Grosse Y, Secretan B L, *et al.* The carcinogenicity of outdoor air pollution [J]. The Lancet Oncology, 2013, 14(13): 1262-1263.
- [2] Cheng Z, Wang S X, Jiang J K, *et al.* Long-term trend of haze pollution and impact of particulate matter in the Yangtze River Delta, China [J]. Environmental Pollution, 2013, 182: 101-110.
- [3] 李莉, 陈长虹, 黄成, 等. 长江三角洲地区大气 O_3 和 PM_{10} 的区域污染特征模拟 [J]. 环境科学, 2008, 29(1): 238-247.
- [4] Sisler J F, Malm W C. The relative importance of soluble aerosols to spatial and seasonal trends of impaired visibility in the United States [J]. Atmospheric Environment, 1994, 28(5): 851-862.
- [5] Yang L X, Wang D C, Cheng S H, *et al.* Influence of meteorological conditions and particulate matter on visual range impairment in Jinan, China [J]. Science of the Total Environment, 2007, 383(1-3): 164-173.
- [6] Malm W C, Day D E. Estimates of aerosol species scattering characteristics as a function of relative humidity [J]. Atmospheric Environment, 2001, 35(16): 2845-2860.
- [7] England G C, Zielinska B, Loos K, Crane I, *et al.* Characterizing $\text{PM}_{2.5}$ emission profiles for stationary source: comparison of traditional and dilution sampling techniques [J]. Fuel Processing Technology, 2000, 65-66: 178-188.
- [8] 国家统计局. 中国能源统计年鉴2013 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2013.
- [9] Lei Y, Zhang Q, He K B, *et al.* Primary anthropogenic aerosol emission trends for China, 1990-2005 [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2011, 11: 931-954.
- [10] 李建峰, 郝继红. 我国循环硫化床锅炉机组数据统计与分析 [J]. 电力技术, 2009, (10): 70-74.
- [11] 骆仲决, 何宏舟, 王勤辉, 等. 循环流化床锅炉技术的现状及发展前景 [J]. 动力工程, 2004, 24(6): 761-767.
- [12] Lind T. Ash formation in circulating fluidised bed combustion of coal and solid biomass [J]. Espoo, Finland: Helsinki University of Technology, 1999.
- [13] 段雷, 马子轸, 李振, 等. 燃煤电厂排放细颗粒物的水溶性无机离子特征综述 [J]. 环境科学, 2015, 36(3): 1117-1122.
- [14] 陈冬林, 吴康, 曾稀. 燃煤锅炉烟气除尘技术的现状及进展 [J]. 环境工程, 2014, (9): 70-73, 162.
- [15] Li X H, Duan L, Wang S X, *et al.* Emission characteristics of particulate matter from rural household biofuel combustion in China [J]. Energy and Fuels, 2007, 21(2): 845-851.
- [16] Zhao Y, Wang S X, Nielsen C P, *et al.* Establishment of a database of emission factors for atmospheric pollutants from Chinese coal-fired power plants [J]. Atmospheric Environment, 2010, 44(12): 1515-1523.
- [17] 李杰, 王丽萍, 田立江, 等. 电袋复合除尘技术在燃煤电厂中的应用 [J]. 环境工程, 2011, 29(4): 71-73, 102.
- [18] Xu M H, Yu D X, Yao H, *et al.* Coal combustion-generated aerosols: Formation and properties [J]. Proceedings of the Combustion Institute, 2011, 33(1): 1681-1697.
- [19] Kamata H, Ohara H, Takahashi K, *et al.* SO_2 oxidation over the $\text{V}_2\text{O}_5/\text{TiO}_2$ SCR catalyst [J]. Catalysis Letters, 2001, 73(1): 79-83.
- [20] Tronconi E, Cavanna A, Orsenigo C, *et al.* Transient kinetics of SO_2 oxidation over SCR-De NO_x monolith catalysts [J]. Chemical Engineering Science, 1999, 38(7): 2593-2598.
- [21] EPA. Identification of (and Responses to) potential effects of SCR and wet scrubbers on submicron particulate emissions and plume characteristics [R]. 2004.
- [22] Nielsen M T, Livbjerg H, Fogh C L, *et al.* Formation and emission of fine particles from two coal-fired power plants [J]. Combustion Science and Technology, 2002, 174(2): 79-113.
- [23] 易红宏, 郝吉明, 段雷, 等. 电厂除尘设施对 PM_{10} 排放特征影响研究 [J]. 环境科学, 2006, 27(10): 1921-1927.
- [24] 王超, 刘小伟, 徐义书, 等. 660 MW 燃煤锅炉细颗粒物中次量与痕量元素的分布特性 [J]. 化工学报, 2013, 64(8): 2975-2981.
- [25] Meij R. Trace elements behavior in coal-fired power plants [J]. Fuel Processing Technology, 1994, 39(1-3): 199-217.
- [26] 颜金培, 杨林军, 鲍静静, 等. 湿法烟气脱硫烟气中细颗粒物的变化特性 [J]. 东南大学学报(自然科学版), 2011, 41(2): 387-392.
- [27] Saarnio K, Frey A, Niemi J V, *et al.* Chemical composition and size of particles in emissions of a coal-fired power plant with flue gas desulfurization [J]. Journal of Aerosol Science, 2014, 73: 14-26.