

燃煤电厂烟气非常规污染物检测 与协同控制技术研究综述

洪志刚^{1,2}, 张杨^{1*}, 刘永生², 朱跃¹

(1. 华电电力科学研究院有限公司, 浙江省 杭州市 310030;

2. 上海电力大学太阳能研究所, 上海市 杨浦区 200090)

Research Overview on Unconventional Pollutant Detection and Cooperative Control Technology of Flue Gas in Coal-fired Power Plant

HONG Zhigang^{1,2}, ZHANG Yang^{1*}, LIU Yongsheng², ZHU Yue¹

(1. Huadian Electric Power Research Institute Co., LTD., Hangzhou 310030, Zhejiang Province, China;

2. Solar Institute of Shanghai University of Electric Power, Yangpu District, Shanghai 200090, China)

摘要: 随着国家环保要求的不断提高,为响应国家可持续发展政策的号召,燃煤烟气非常规污染物控制已逐步提上日程。研究人员不再把精力集中于常规污染物的脱除,而是逐渐开展对非常规污染物(如SO₃、Hg、可凝结颗粒物等)脱除的研究。基于燃煤电厂烟气非常规污染物的特性,分析了当前各种非常规污染物的检测技术优缺点及适用条件,以及在新的环保形势下,各种环保设备协同控制非常规污染物的研究现状,为下一步开展燃煤电厂非常规污染物控制技术研究提供参考。

关键词: 燃煤电厂; 烟气; 非常规污染物; 检测; 控制

ABSTRACT: With the continuous improvement of national environmental protection requirements, in response to the call of national sustainable development policy, the treatment of unconventional pollutant (such as SO₃, Hg, condensable particulate matter (CPM) etc.) in coal-fired flue gas has gradually been put on the agenda. Researchers change the focus from the removal of conventional pollutants to unconventional pollutants. Based on the characteristics of unconventional pollutants in coal-fired flue gas, the advantages, disadvantages and applicable conditions of different detection technologies for unconventional pollutants were analyzed. And in the new environment protection situation, the research and application status of various environmental protection equipment to control unconventional pollutants was introduced. The work can provide reference for further

study of unconventional pollutant control in coal-fired power plants.

KEY WORDS: coal-fired power plant; flue gas; unconventional pollutant; detection; control

0 引言

我国处于少油贫气富煤的能源状况,形成了以煤炭为主的一次能源结构。因为独特的地理环境和能源储备,造成能源结构较为单一,对我国生态环境问题产生了巨大的威胁^[1]。我国的大气污染治理形势极其严峻,单项污染物分级治理的模式已经不适合我国当前的生产排放要求^[2]。合理地利用燃煤烟气的脱硫、脱硝和除尘设备之间的协同处理能力,降低各种污染物的排放已经受到国家和企业的高度关注^[3]。我国在煤电节能减排升级与改造行动计划(2014—2020年)中,要求现有的燃煤电厂满足一定的污染物排放标准限值,即在基准氧含量6%条件下,烟尘、SO₂、NO_x的排放浓度分别不高于5、35、50 mg/m³;支持同步开展大气污染物联合协同脱除,减少非常规污染物的排放^[1-5]。

1 燃煤电厂烟气非常规污染物检测技术

在燃煤烟气中,除了NO_x、SO₂、粉尘颗粒

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0203701-05)。

Project Supported by National Key Research and Development Program of China (2016YFC0203701-05).

物等一些常规污染物外,还有 SO_3 、Hg、可凝结颗粒物(condensable particulate matter, CPM)等非常规污染物,它们也会对环境 and 生产设备造成一定的危害^[4]。 SO_3 毒性强,且容易与烟气中的氨气反应生成硫酸氢氨,造成空气预热器的堵塞^[6];排放到大气环境中,还会生成酸雨和气溶胶。Hg 是一种致癌性很强的有毒物质,在大气中能够远距离传输,导致全球性的汞污染^[7]。可凝结颗粒物是指在固定污染源烟道内以气态或者蒸汽态的形式存在,但离开烟道后因外界环境的影响(如温度降低等),在数秒内凝结为液态或固态的一类颗粒物,也会对大气造成一定的污染^[4-10]。根据以上所述污染物的性质,国内外学者对其检测方法进行了相关研究,并进行了广泛应用。

1.1 烟气中 SO_3 的检测

由于 SO_3 独特的物化性质,极易被水吸收并吸附在各种材料表面,而且 SO_3 在烟气中浓度非常低,容易受到 SO_2 的影响,造成 SO_3 的检测存在一定的误差^[11]。目前国内外主要有 2 种检测方法:控制冷凝法(图 1(a))和异丙醇溶液吸收法(图 1(b))。

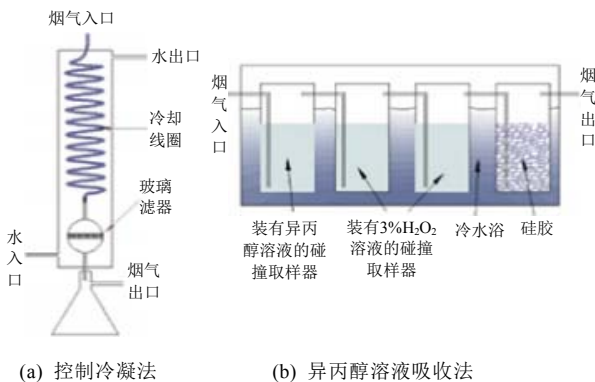


图 1 控制冷凝法和异丙醇溶液吸收法示意图

Fig. 1 Schematic diagram of controlled condensation and isopropanol solution absorption

1) 控制冷凝法。

控制冷凝法的取样主要在于烟气中 SO_3 的冷凝收集,冷凝温度为关键点。在取样燃煤烟气时需均匀取样,首先将燃煤烟气从烟道中等速抽取出来,在抽取过程中需对取样枪伴热,伴热温度要根据实际情况考虑,经验值一般取 $250\sim 270^\circ\text{C}$,伴热温度对 SO_3 取样影响极大,因为当伴热温度低于 SO_3 的酸露点时, SO_3 会冷凝成液态,黏附

在管道内壁,伴热温度过高会增加样气中 SO_2/SO_3 的转化率。采样后的样气经过滤后再进行收集。收集后的 SO_3 经后续处理转化为硫酸根离子,可通过测量硫酸根离子的含量进行理论计算,得到相应的烟气 SO_3 占比。溶液中硫酸根离子检测方法主要有:离子色谱法、容量滴定法和分光光度法^[12]。

2) 异丙醇溶液吸收法。

异丙醇溶液吸收法是将烟气通入装有体积分数 80% 异丙醇溶液的撞击式取样器中,容器中的异丙醇溶液吸收烟气中的 SO_3 ,然后接 2 个装有 3% 双氧水的洗气瓶吸收 SO_2 ,异丙醇溶液和双氧水均放在 0°C 的冰浴中,最后通过高氯酸钡-钍试剂对收集在异丙醇溶液中的 SO_3 进行滴定测定。由于高氯酸钡-钍试剂滴定效果不明显,有些研究人员采用紫外-可见光分光光度计测量酸根离子浓度^[13]。

2 种方法各有缺点,有研究^[14]表明异丙醇溶液吸收法在取样过程中由于 SO_2 发生氧化,生成 SO_3 ,从而造成误差,可在取样时往取样瓶中通入惰性气体来减少 SO_2 的氧化;控制冷凝法可有效降低烟气中 SO_2 的氧化带来的干扰,但控制冷凝捕集率是其操作过程中的关键。

1.2 烟气中 Hg 的检测

在燃煤烟气中, Hg 主要以固态颗粒汞(Hg^{P})、气态二价汞(Hg^{2+})和气态单质汞(Hg^0) 3 种形态存在,目前主要通过烟气取样进行分析^[15]。取样分析法是基于烟气中 Hg 多形态的特点,采用特定的技术实现烟气中不同形态 Hg 的分离。首先利用石英纤维等材料制作的滤膜过滤颗粒物来收集烟气中的 Hg^{P} ,然后再收集气相态的 Hg^{G} ^[16]。目前气态 Hg 采集方法主要有 2 类:湿化学方法和干转化技术取样法^[17]。

1) 湿化学方法。

湿化学法主要有安大略法(Ontario hydro method, OHM)^[18-20]。安大略法是由美国材料与试验协会制定的,测量范围为 $0.5\sim 100\text{ g/m}^3$ (标准状态),其取样流程如图 2 所示。首先用采样系统对烟气进行等速取样,为防止 Hg^{2+} 在取样管中冷凝,需控制取样管的温度在 120°C 以上,然后利用石

英纤维滤筒脱除 Hg^p ,接着烟气依次通过 8 个吸收瓶,烟气中的 Hg^{2+} 由前 3 个装有 1 mol/L KCl 溶液的吸收瓶收集,气态元素汞则由 1 个 5% HNO_3

+10% H_2O_2 和 3 个装有 4% $KMnO_4$ +10% H_2SO_4 溶液的吸收瓶收集,最后一个装有硅胶的吸收瓶用来吸收烟气中的水分,取样时间不能低于 2 h。

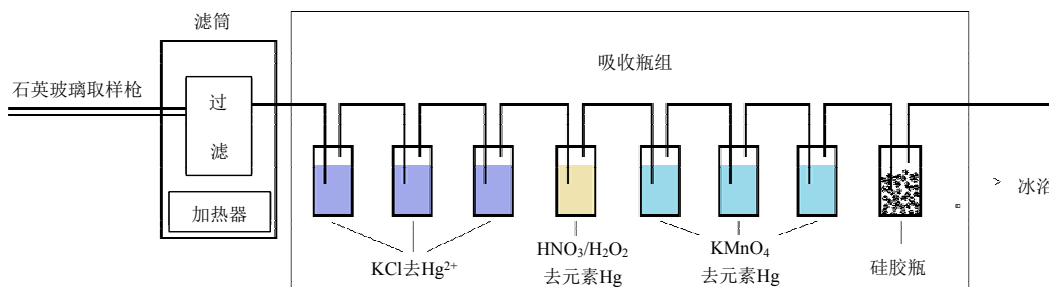


图 2 安大略法的取样示意图

Fig. 2 Sampling schematic diagram of OHM

2) 干转化技术取样法。

干转化技术取样法主要流程如图 3 所示,先将烟气通过石英过滤器,再依次通过取样系统内的单元式收集器,在收集器内部用固态吸附剂(改性活性炭一类)吸附气态 Hg,脱除水分后通入流量计后排出,而固态吸附剂吸收的 Hg 通过一定的处理提取出来,再利用紫外线原子荧光法或者 X 射线荧光分析法测量 Hg 的含量。现在美国的

干转化技术中广泛采用的主要是 Method30B^[20],由于干转化法对单种形态 Hg 测量不够精准,现主要用于总 Hg 的测量。

以上 2 种取样法收集的含 Hg 样品在测定 Hg 含量之前要进行预处理,以满足测试要求。由于取样法的不同使得预处理方式也不同,湿化学法的预处理方式是:固态 Hg 样品用王水溶解,液态样品先氧化,再用还原剂将其还原为零价 Hg,最后利用气液分离法使之进入分析仪器。而干转化法的预处理方式是:将样品加热使之蒸发,用催化管加热至一定温度,使之转化为零价 Hg,再用金管捕集零价 Hg,加热金管使零价 Hg 释放,并进入分析仪器。

将上述 2 种 Hg 的检测方法进行对比分析,汇总于表 1。

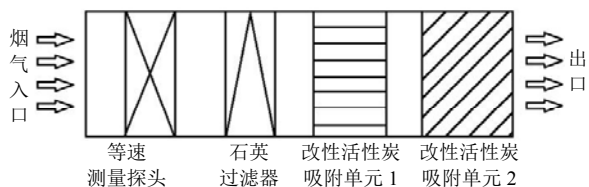


图 3 干转化技术取样法示意图

Fig. 3 Graph of sampling method for dry conversion technology

表 1 2 种检测方法分析对比

Tab. 1 Analysis and comparison of two detection methods

检测方法	技术方法	检测效果	优点	缺点
安大略法(OHM)	湿式吸收和分离技术	测量较为准确	能够测量各种形态的 Hg 含量	成本高、可操作性差、有毒
Method30B	吸附法	测量精度一般	稳定性高、成本低、可操作性强	只能测量总 Hg 含量,不能测量各种形态的 Hg 含量,测量精度不高

1.3 可凝结颗粒物的检测

固定源颗粒物可分为可过滤颗粒物(filterable particulate matter, FPM)和可凝结颗粒物(CPM)。通过颗粒物离开烟道前后的状态对其进行区分,离开之前形成的颗粒物属于 FPM,离开之后形成的颗粒物则属于 CPM^[21]。有关研究^[22-23]发现 FPM 与 CPM 所占含量处于相同水平,所以 CPM

对大气的影 响不容忽视。当前国内对颗粒物的检测主要集中于 FPM 的采样和质量浓度的测定,对 CPM 的测量尚未形成标准的检测方法,国外对 CPM 的检测方法主要有 EPA Method 202 测量法和 EPA CTM-039 法^[24]。

1) EPA Method 202 测量法。

EPA Method 202 采用“控制冷凝+惯性撞击”

的方式对可凝结颗粒物进行捕集,如图4所示^[25]。首先进行等速采样,将样气通入冷凝器中冷却,

随后通入干式冲击瓶中,降温后通过 CPM 滤膜收集, CPM 滤膜处气流温度不超过 30℃。

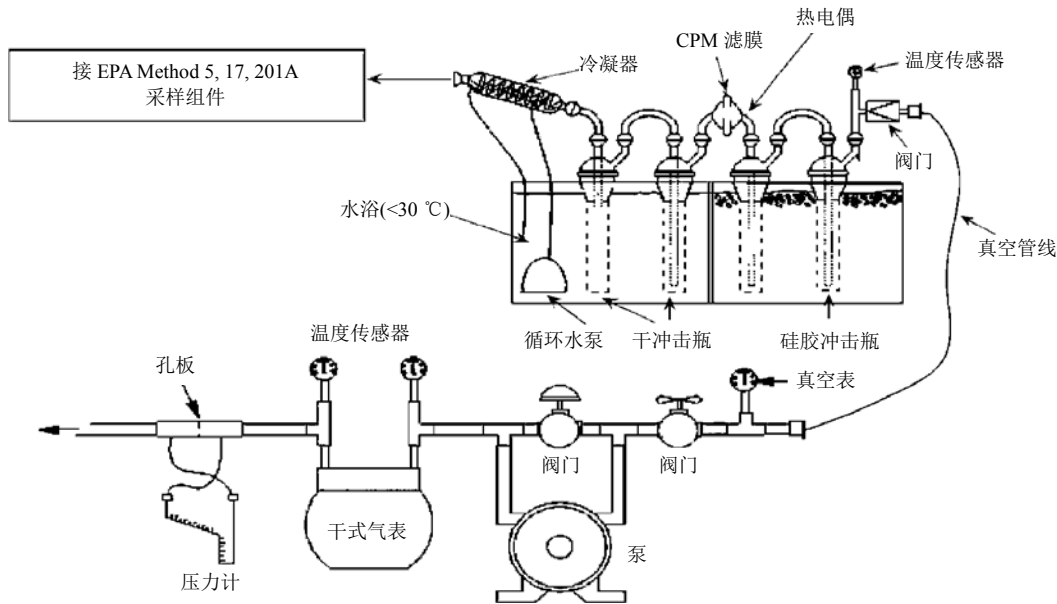


图4 EPA Method 202 取样示意图

Fig. 4 EPA Method 202 Sampling diagram

CPM 滤膜分别使用水和正己烷来萃取,冲击瓶内液体使用正己烷萃取。萃取之后,正己烷萃取液需要干燥至恒重;水溶液经烘干至液体少于 10 mL 后,将其置于室温下干燥至恒重,再将两者相加即为 CPM 含量。

2) EPA CTM-039 法。

EPA CTM-039 方法的采样原理是:将高温烟气和洁净空气在稀释通道内混合,并冷却至一定温度后进入停留室,停留一段时间后用采样器捕集 CPM^[26]。采样系统取样流程如图5所示。烟气通过等速采样法从烟道内抽取,进入布置在烟道内采样枪前端的 PM_{2.5} 旋风切割器,分离出粒径

大于 2.5 μm 的 FPM。随后烟气进入加热的采样枪和文丘里管,在混合锥中与干燥洁净的稀释空气按照一定比例混合,并在停留室中停留一段时间。在停留室中,混合气体中的气相 CPM 充分冷凝成颗粒态,然后被后置的滤膜所捕集。采样结束后,采样枪、文丘里管以及连接管使用丙酮冲洗,混合锥、停留室和滤膜先用去离子水冲洗,再用丙酮冲洗,所有的冲洗液经过蒸发干燥至恒重后即得到 CPM 含量。

EPA Method 202 测量法操作较为复杂,但能够对可凝结颗粒物进行分类测量。EPA CTM-039 方法能够对烟气排放到大气中的可凝结颗粒物进行实际模拟,测量结果更加符合实际情况,但是在实际应用中须控制烟气稀释混合充分,确保 CPM 完全被捕集。

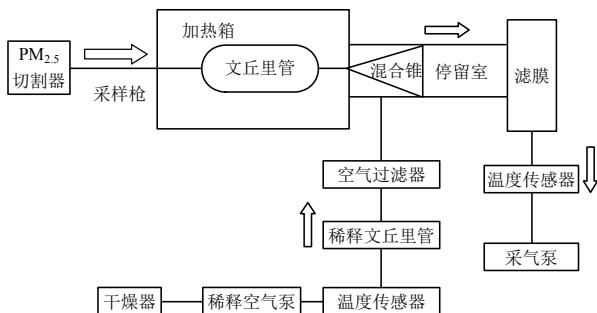


图5 EPA CTM-039 法测量流程图

Fig. 5 Flow chart of EPA CTM-039 measurement method

2 非常规污染物的协同控制

2.1 SO₃ 协同控制

燃煤电厂中 SO₃ 的去除主要分为生成前、生成中、生成后 3 个步骤。在生成前可通过选煤等技术控制硫分的输入,生成中主要是通过控制炉内工况降低 SO₃ 的生成,生成后是通过污染物脱

除设备对 SO_3 进行脱除。还可在锅炉炉膛和脱除设备中喷碱性物质脱除 SO_3 ^[27]。以下主要针对工程应用较广泛的反应后脱除技术进行分类分析。

1) SCR 对 SO_3 的影响。

当烟气途经选择性催化还原 (selective catalytic reduction, SCR) 脱硝系统时, 由于 SCR 中催化剂对 SO_2 催化氧化的副作用, 部分 SO_2 会转化为 SO_3 。所以在选择催化剂的过程时, 除了要提高脱硝效率, 还应尽量控制副反应的发生。研究表明, 向 SCR 催化剂中添加 SiO_2 在某种程度上能抑制 SO_2 的转化。此外, 可通过控制烟气温度和调节催化剂几何形状等方式降低 SO_2 的转化^[28]。

2) 除尘设备对 SO_3 的脱除。

在烟气流经下游设备时, 因为一部分 SO_3 会被烟气中的粉尘吸附, 从而被除尘设备脱除。静电除尘器 (electrostatic precipitators, ESP) 由于入口烟气温度较高, SO_3 不易发生冷凝, 无法被烟尘附着, 所以脱除效果不佳, 设备脱除率一般在 30% 以下^[29]。

低低温电除尘器 (LLT-ESP) 通过将烟温控制在酸露点以下, 可使 95% 以上的 SO_3 发生冷凝, 从而被烟尘吸附。李小龙等^[30] 实测低低温电除尘器对 SO_3 的脱除范围在 34.3%~68.3%。

3) WFGD 对 SO_3 的影响。

在湿法烟气脱硫 (wet flue gas desulfurization, WFGD) 装置内部, 吸收液会自上而下与烟气中的 SO_3 接触, 并与之发生中和反应, 但是由于烟气流速大, 接触时间短, 大颗粒的 SO_3 被吸收, 小颗粒的脱除效果却并不理想, 脱除率普遍在 30%~70%^[31] 的范围内。

将有关研究人员^[30-34] 对不同机组的实测数据汇总于表 2, 通过对表 2 分析可知, 对于燃煤电厂, 多设备协同脱除 SO_3 的脱除率能够达到 89% 以上。

2.2 Hg 协同控制

目前, 燃煤电厂中 Hg 处理方法主要分为燃烧前控制、燃烧中控制和燃烧后控制。燃烧前控制主要包括洗煤技术和化学脱汞^[35]; 燃烧中控制是通过改变在炉膛中的燃烧工况、改进燃烧技术和在炉

表 2 各设备对 SO_3 脱除率的汇总

Tab. 2 Summary of SO_3 removal rates by equipment

设备	SO_3 入口含量/(mg/m^3)	SO_3 出口含量/(mg/m^3)	脱除率/%
ESP	64.83	50.70	21.80
LLT-ESP	109.10	42.40	61.10
WFGD	183.70	76.50	58.40
WESP	7.73	2.40	68.95
SCR+LLT-ESP+WFGD	137.30	14.10	89.70
SCR+LLT-ESP+WFGD+WESP	30.50	3.15	89.67
SCR+ESP+WFGD+WESP	95.30	5.40	94.30

膛中喷入氧化剂等来实现对汞排放的控制, 尽可能地使 Hg 变成易脱除的 Hg^{2+} 形态, 再通过下游设备脱除^[36]; 燃烧后控制主要是利用飞灰等物质对 Hg^{2+} 吸附, 或者利用氧化法将 Hg^0 先氧化, 再结合下游的除尘器和 WFGD 设备来减少汞的排放^[37]。

2.2.1 Hg 在 SCR 设备的协同脱除

SCR 设备中的催化剂不仅可以促进 NH_3 和 NO_x 的反应, 同时还可以把烟气中的一部分气态 Hg^0 氧化成 Hg^{2+} , 从而提高汞在 WFGD 设备中的脱除率^[38]。在 SCR 脱硝装置中, 运行温度范围通常处于 300~400 °C 之间, 刚好与 Hg 发生异相催化氧化的温度区间吻合, 所以 SCR 系统对 Hg 的转换极为有利^[39]。

2.2.2 Hg 在除尘设备中的协同脱除

由于烟尘具有吸附烟气中汞的作用, 因此除尘设施具有附带除汞功能。除尘配置和各种形态 Hg 含量影响汞的脱除效果。常规的静电除尘器仅能对 Hg^p 脱除, 对气态 Hg 的脱除效果不明显。布袋除尘器在脱除易富集汞的超细粉尘方面较电除尘器有更好的效果。电袋复合除尘器结合了静电除尘和布袋除尘技术, 由于粉尘在静电区经过预荷电, 在布袋表面形成的粉饼相较于布袋除尘器表面的粉饼更蓬松, 比表面积更大, 所以对 Hg 的脱除效果更好^[40-42]。

文献[31]研究表明, 电袋复合除尘器对 Hg^p 的脱除效果能够达到 99.9%。总 Hg 中气态 Hg 与颗粒 Hg 的质量比对总 Hg 脱除率的影响曲线如图 6 所示, 可以看出, 总 Hg 脱除率随着气态 Hg 占比的增加而降低, 主要是由于除尘设备对 Hg^p 的脱除效果优于气态 Hg, 所以在脱除 Hg 的过程中, 应尽量提高设备对气态 Hg 的脱除效果。

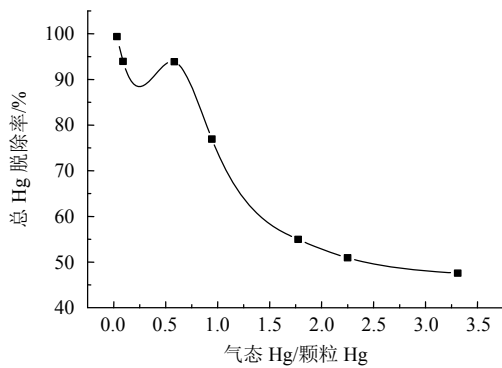


图 6 总 Hg 中气态 Hg 与颗粒 Hg 的质量比对总 Hg 脱除率的影响曲线

Fig. 6 Influence curve of mass ratio of gaseous Hg to particulate Hg in total Hg on removal rate of total Hg

2.2.3 Hg 在脱硫设备中的协同脱除

由于 Hg^{2+} 易溶于水，且湿法脱硫设备的工作温度较低，利于 Hg^{2+} 的吸收，但是脱硫系统对 Hg^0 脱除效果不明显。在煤燃烧时适当加入一些氧化剂可以促进 Hg^0 氧化成 Hg^{2+} ，还可以在 WFGD 吸收塔内添加一定浓度的脱 Hg 络合剂。当 Hg^{2+} 在浆液中达到吸收饱和时，吸收脱汞率逐渐趋于下降，会造成一部分 Hg^{2+} 未被脱除。络合剂能够与 Hg^{2+} 反应生成络合物，以提高脱硫浆液中 Hg^{2+} 的溶解度，再通过后续的污水处理去除 Hg，从而提高汞在浆液中的脱除效果^[43-44]。

2.3 可凝结颗粒物协同控制

可凝结颗粒物粒径很小，在 $1\ \mu\text{m}$ 以下，主要是通过异相冷凝和均相成核 2 种方式形成^[45]。可凝结颗粒物主要由有机和无机 2 大组分构成，有机组分中主要包含一些烷类和脂类，无机成分中主要包含一些 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 K^+ 、 Ca^{2+} 类，不同颗粒物控制技术对 CPM 有机和无机成分的脱除有一定差异^[46-47]。常规颗粒物控制技术对 CPM 均有一定的脱除效果，但表现不一。

2.3.1 CPM 在除尘设备中的协同脱除

由于电除尘设备温度变化不大，对 CPM 的脱除效果不明显。在脱除过程中，降低烟气温度对提升 CPM 脱除效果尤为关键，文献[48]研究表明，在电除尘设备前加装低温换热器能够增加 CPM 的脱除率。湿式静电除尘器(WESP)也可以协同脱除湿法脱硫后的可凝结颗粒物。因为硫酸根离子在可凝结颗粒物的无机物组分中含量较

高，WESP 设备对烟气中的细微颗粒物和由 SO_3 形成的硫酸雾均有很好的脱除效果，所以可以作为控制细颗粒物、可凝结颗粒物的高效污染控制设备^[49]。

2.3.2 CPM 在脱硫设备中的协同脱除

WFGD 对可凝结颗粒物也有一定的脱除效果，因为脱硫设备内部从喷嘴喷出一定粒径的喷淋液滴，与自下而上的含尘烟气相互接触，粉尘颗粒同附着在粉尘表面的部分 CPM 被液(雾)滴捕集而脱除的。除此之外，由于 WFGD 中喷入大量浆液滴，烟气温度显著降低，有利于烟气中的气相 CPM 的“均相成核”和“异相冷凝”。

目前固体颗粒物的控制研究主要集中于 FPM，CPM 脱除相关研究较少。表 3 列出了部分研究^[47,50-52]采用颗粒物控制设备对 CPM 的脱除情况。其中 LLT-ESP 对 CPM 的脱除效果显著，主要是因为烟气流速大幅降低，烟气停留时间变长，且加装了低温换热器，气相 CPM 能够充分冷凝成颗粒态，从而被 LLT-ESP 有效脱除。

表 3 颗粒物控制设备对 CPM 脱除情况

Tab. 3 Removal of CPM by particulate matter control equipment

研究来源	燃料含硫量	负荷/%	颗粒物控制设备	CPM 排放浓度/(mg/m^3)	CPM 脱除率/%
文献[47]	0.51	100	WFGD	7.9	36.7
文献[47]	0.51	100	WESP	—	22.2
文献[50]	0.51	100	LLT-ESP	32.6	77.2
文献[50]	0.44	50	LLT-ESP	34.8	89.6
文献[51]	—	100	WESP	9.65	3.5
文献[52]	0.63	100	LLT-ESP	36.3	77.1
文献[52]	0.63	50	LLT-ESP	31.8	89.6

3 结论

针对燃煤烟气中非常规污染物的检测技术与协同控制技术进行了分析与论述。非常规污染物的准确检测是后续开展排放控制的前提。在当前燃煤电厂全面超低排放的形势下，充分发挥现有环保设施协同脱除非常规污染物的作用，才能真正满足国家相关环保政策的要求，实现可持续发展。在控制烟气污染物排放的同时，也要考虑系统经济性等因素，单个污染物一般需要多设备协

同脱除,所有环保设备设置及参数选取要一体化考虑。总之,经济高效地实现燃煤电厂非常规污染物控制,必须从系统的角度考虑,充分发挥各污染物脱除设备之间的协同作用,在实际工程应用中必须实行一厂一策,根据实际情况出发,因地制宜,选择经济合理的技术方案。

参考文献

- [1] 史文峥,杨萌萌,张绪辉,等.燃煤电厂超低排放技术路线与协同脱除[J].中国电机工程学报,2016,36(16):4308-4318.
Shi W Z, Yang M M, Zhang H, et al. Ultra-low emission technical route of coal-fired power plants and the cooperative removal[J]. Proceedings of the CSEE, 2016, 36(16): 4308-4318.
- [2] 张萍,潘卫国,郭瑞堂,等.燃煤烟气污染物协同控制技术的研究进展[J].应用化学,2017,46(12):2447-2450.
Zhang P, Pan W G, Guo R T, et al. Advances in pollutants collaborative control technologies from coal-fired flue gas[J]. Applied Chemical Industry, 2017, 46(12): 2447-2450.
- [3] 武宝会,李帅英,牛国平,等.燃煤机组烟气污染物协同脱除技术及应用[J].热力发电,2017,46(11):103-107.
Wu B H, Li S Y, Niu G P, et al. Synergistic removal technologies for flue gas pollutants and their engineering applications in coal-fired units[J]. Thermal Power Generation, 2017, 46(11): 103-107.
- [4] 朱法华,李军状,马修元,等.清洁煤电烟气中非常规污染物的排放与控制[J].电力科技与环保,2018,34(1):23-26.
Zhu F H, Li J Z, Ma X Y, et al. Emission and control of unconventional pollutants in the clean coal power flue gas[J]. Electric Power Technology and Environmental Protection, 2018, 34(1): 23-26.
- [5] 朱法华,王圣.煤电大气污染物超低排放技术集成与建议[J].环境影响评价,2014(5):25-29.
Zhu F H, Wang S. Integration of ultra-low emission technologies for air pollutants from coal-fired power plants and suggestions[J]. Environmental Impact Assessment, 2014(5): 25-29.
- [6] 邵媛,徐劲松.燃煤烟气SO₃检测及控制技术探讨[J].东北电力技术,2016,37(4):49-52.
Shao Y, Xu J S. Discussion on SO₃ detection and control technology in flue gas[J]. Northeast Electric Power Technology, 2016, 37(4): 49-52.
- [7] And S E, Stenger H G, Fan Z. Gas-phase mercury adsorption rate studies[J]. Energy Fuels, 2007, 21(2): 852-857.
- [8] 张斌,杨柳,李军状,等.燃煤锅炉烟气可凝结颗粒物研究进展[J].环境科学与技术,2019,42(2):99-103.
Zhang B, Yang L, Li J Z, et al. Research progress on condensable particulate matter emitted from coal-fired boiler[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 42(2): 99-103.
- [9] Yang H H. Filterable and condensable fine particulate emissions from stationary sources[J]. Aerosol and Air Quality Research, 2014, 14(7): 2010-2016.
- [10] 徐芸菲,何宽,檀玉,等.燃煤电厂烟气污染物协同脱除方法综述[J].电力科技与环保,2018,34(3):36-38.
Xu Y F, He K, Tan Y, et al. Review on synergistic removal of flue gas pollutants in coal-fired power plant[J]. Electric Power Technology and Environmental Protection, 2018, 34(3): 36-38.
- [11] 胡冬,王海刚,郭婷婷,等.燃煤电厂烟气SO₃控制技术的研究及进展[J].科学技术与工程,2015,15(35):92-99.
Hu D, Wang H G, Guo T T, et al. Research and development of mitigating technology of SO₃ in flue gas from coal power plants[J]. Science Technology and Engineering, 2015, 15(35): 92-99.
- [12] 张德君,刘含笑,赵琳,等.燃煤电厂可凝结颗粒物(SO₃)采样方法研究[J].中国电力,2018,51(6):33-36.
Zhang D J, Liu H X, Zhao L, et al. Study on the method of sampling of coagulated particulate matter (SO₃) in coal-fired power plants[J]. Electric Power, 2018, 51(6): 33-36.
- [13] 肖雨亭,贾曼,徐莉,等.烟气中三氧化硫及硫酸雾滴的分析方法[J].环境科技,2012,25(5):43-48.
Xiao Y T, Jia M, Xu L, et al. The analytic method of sulfur trioxide and sulfuric acid mist in flue gas[J]. Environmental Science and Technology, 2012, 25(5): 43-48.
- [14] 陈鹏芳,朱庚富,张俊翔.基于实测的燃煤电厂烟气协同控制技术对SO₃去除效果的研究[J].环境污染与防治,2017,39(3):232-235.
Chen P F, Zhu G F, Zhang J X. Research on SO₃ removal efficiency by flue gas co-benefit control technique of coal-fired power plants based on field

- tests[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2017, 39(3): 232-235.
- [15] 赵毅, 韩立鹏. 660 MW 超低排放燃煤电站汞分布特征研究[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(3): 853-858. Zhao Y, Han L P. Distribution characteristics of mercury in 660 MW coal-fired power plant with ultra-low emission[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(3): 853-858.
- [16] Yan R, Liang D T, Tay J H. Control of mercury vapor emissions from combustion flue gas[J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2013, 10(6): 399-407.
- [17] 周劲松, 骆仲泱, 任建莉, 等. 燃煤汞排放的测量及其控制技术[J]. *动力工程*, 2002, 22(6): 2099-2105. Zhou J S, Luo Z Y, Ren J L, et al. Measurement and control of mercury emissions from coal-fired boilers[J]. *Power Engineering*, 2002, 22(6): 2099-2105.
- [18] Balasundaram K, Mukesh S. Technology for mercury removal from flue gas of coal based thermal power plants: a comprehensive review[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2019, 49(18): 1700-1736.
- [19] Wang Y, Yang L, Zhao C, et al. Experimental study on mercury transformation and removal in coal-fired boiler flue gases[J]. *Fuel Processing Technology*, 2009, 90: 643-651.
- [20] United States Environmental Protection Agency. Determination of total vapor phase mercury emissions from coal-fired combustion sources using carbon sorbent traps: method 30B[S]. Washington: EPA, 2008.
- [21] 毛节泰, 张军华, 王美华. 中国大气气溶胶研究综述[J]. *气象学报*, 2002, 60(5): 625-634. Mao J T, Zhang J H, Wang M H. Summary comment on research of atmospheric aerosol in China[J]. *Acta Meteorologica Sinica*, 2002, 60(5): 625-634.
- [22] Corio L A, Sherwell J. In-stack condensable particulate matter measurements and issues[J]. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 2000, 50(2): 207-218.
- [23] 国家环境保护局. 固定污染源排气中颗粒物测定与气态污染物采样方法: GB/T 16157—1996[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 1996. State Environmental Protection Agency. Determination of particulates and sampling methods of gaseous pollutants emitted from exhaust gas of stationary source: GB/T 16157—1996[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 1996.
- [24] United States Environmental Protection Agency. Dry impinger method for determining condensable particulate emissions from stationary sources: Method 202[S]. Washington: EPA, 2016.
- [25] 裴冰. 燃煤电厂可凝结颗粒物的测试与排放[J]. *环境科学*, 2015, 36(5): 1544-1549. Pei B. Determination and emission of condensable particulate matter from coal-fired power plants [J]. *Environmental Science*, 2015, 36(5): 1544-1549.
- [26] United States Environmental Protection Agency. Measurement of PM_{2.5} and PM₁₀ by dilution sampling (constant sampling rate procedures): CTM 039[S]. Washington: EPA, 2004.
- [27] 王宏亮, 薛建明, 许月阳, 等. 燃煤电站锅炉烟气中 SO₃ 的生成及控制[J]. *电力科技与环保*, 2014, 30(5): 17-20. Wang H L, Xue J M, Xu Y Y, et al. Formation and control of SO₃ from coal-fired power plants[J]. *Electric Power Technology and Environmental Protection*, 2014, 30(5): 17-20.
- [28] 朱崇兵, 金保升, 李锋, 等. 蜂窝状 V₂O₅-WO₃/TiO₂ 催化剂脱硝性能研究[J]. *中国电机工程学报*, 2007, 27(29): 45-50. Zhu C B, Jin B S, Li F, et al. Study on deNO_x performance of honeycomb V₂O₅-WO₃/TiO₂ catalysts[J]. *Proceedings of the CSEE*, 2007, 27(29): 45-50.
- [29] 王建峰, 李艳, 张杨, 等. 300 MW 燃煤机组低低温除尘与电袋复合除尘技术经济性分析[J]. *中国电力*, 2015, 48(8): 17-19. Wang J F, Li Y, Zhang Y, et al. A case study of economic comparison between low-low temperature dust removal technique and electric-baghouse combined dust removal technique in the 300 MW unit improvement[J]. *Electric Power*, 2015, 48(8): 17-19.
- [30] 李小龙, 李军状, 段玖祥, 等. 燃煤烟气中 SO₃ 协同控制情况及排放现状研究[J]. *中国电力*, 2019, 52(10): 155-161. Li X L, Li J Z, Duan J X, et al. SO₃ cooperative control and emission situation in the flue gas of coal-fired power plant[J]. *Electric Power*, 2019, 52(10): 155-161.
- [31] 张悠. 烟气中 SO₃ 测试技术及其应用研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2013. Zhou Y. Research and application of SO₃ measurement in flue gas[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2013.
- [32] 于敦喜, 温昶. 燃煤 PM_{2.5} 和 Hg 控制技术现状及发

- 展趋势[J]. 热力发电, 2016, 45(12): 1-8.
- Yu D X, Wen C. Current status and development of control technologies for PM_{2.5} and Hg during pulverized coal combustion[J]. Thermal Power Generation, 2016, 45(12): 1-8.
- [33] 张军, 郑成航, 张涌新, 等. 某 1000 MW 燃煤机组超低排放电厂烟气污染物排放测试及其特性分析[J]. 中国电机工程学报, 2016, 36(5): 1310-1314.
- Zhang J, Zheng C H, Zhang Y X, et al. Experimental investigation of ultra-low pollutants emission characteristics from a 1 000 MW coal-fired power plant[J]. Proceedings of the CSEE, 2016, 36(5): 1310-1314.
- [34] 陈奎续. 电袋复合除尘器协同脱除 Hg 及 SO₃[J]. 环境工程学报, 2017, 11(11): 5937-5942.
- Chen K X. Removal of mercury and sulfur trioxide by electrostatic-fabric integrated precipitator[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2017, 11(11): 5937-5942.
- [35] 周劲松, 张乐, 骆仲泐, 等. 300 MW 机组锅炉汞排放及控制研究[J]. 热力发电, 2008, 37(1): 22-27.
- Zhou J S, Zhang L, Luo Z Y, et al. Study on mercury emission and its control for boiler of 300 MW unit[J]. Thermal Power Generation, 2008, 37(1): 22-27.
- [36] 陈其颢, 朱林, 王可辉. 燃煤电厂汞排放及其控制技术[J]. 电力科技与环保, 2013, 29(3): 10-12.
- Chen Q H, Zhu L, Wang K H. Review of mercury emissions and removal technologies of coal-fired power plants[J]. Electric Power Technology and Environmental Protection, 2013, 29(3): 10-12.
- [37] 殷立宝, 嵇玉群, 徐齐胜, 等. 中国燃煤电厂汞排放规律[J]. 中国电机工程学报, 2013, 33(29): 1-9.
- Yin L B, Zhuo Y Q, Xu Q S, et al. Mercury emission from coal-fired power plants in China[J]. Proceedings of the CSEE, 2013, 33(29): 1-9.
- [38] 郑婷婷, 周月桂, 金圻焯. 燃煤电厂多种烟气污染物协同脱除超低排放分析[J]. 热力发电, 2017, 46(4): 10-15.
- Zheng T T, Zhou Y G, Jin Q Y. Integrated removal and ultra-low emission of multiple pollutants for coal-fired power plants[J]. Thermal Power Generation, 2017, 46(4): 10-15.
- [39] Eswaran S, Stenuer H G. Effect of halogens on mercury conversion in SCR catalysts[J]. Fuel Processing Technology, 2008, 89(11): 1153-1159.
- [40] 王运军, 段钰锋, 杨立国, 等. 燃煤电站布袋除尘器和静电除尘器脱汞性能比较[J]. 燃料化学学报, 2008, 36(1): 23-29.
- Wang Y J, Duan Y F, Yang L G, et al. Comparison of mercury removal characteristic between fabric filter and electrostatic precipitators of coal-fired power plants[J]. Journal of Fuel Chemistry and Technology, 2008, 36(1): 23-29.
- [41] 许月阳, 薛建明, 王宏亮, 等. 燃煤烟气常规污染物净化设施协同控制汞的研究[J]. 中国电机工程学报, 2014, 34(23): 3924-3932.
- Xu Y Y, Xue J M, Wang H L, et al. Research on mercury collaborative control by conventional pollutants purification facilities of coal-fired power plants[J]. Proceedings of the CSEE, 2014, 34(23): 3924-3932.
- [42] 许月阳, 薛建明, 王宏亮, 等. 火电厂汞污染控制对策探讨[J]. 中国电力, 2013, 46(23): 91-95.
- Xu Y Y, Xue J M, Wang H L, et al. Discussion on mercury pollution control strategy for thermal power plants[J]. Electric Power, 2013, 46(23): 91-95.
- [43] 王铮. 燃煤电站汞排放规律及其协同控制技术研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2013.
- Wang Z. Study on the rule of mercury emission from coal-fired power plant and its cooperative control technology[D]. Nanjing: Nanjing Normal University, 2013.
- [44] 刘珺, 薛建明, 许月阳, 等. 燃煤电厂多污染物控制联合脱汞方法[J]. 电力科技与环保, 2013, 29(3): 10-12.
- Liu J, Xue J M, Xu Y Y, et al. Method of multi-pollutant joint control technologies with mercury removal in coal-fired power plant[J]. Electric Power Technology and Environmental Protection, 2013, 29(3): 10-12.
- [45] 高境, 赵传峰, 刘宇, 等. 有色烟羽分析及可凝结颗粒物管控技术综述[J]. 环境影响评价, 2019, 41(3): 6-10.
- Gao J, Zhao C F, Liu Y, et al. Analysis of colored smoke plumes and introduction of a condensable particulate matter control technology[J]. Environmental Impact Assessment, 2019, 41(3): 6-10.
- [46] 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.
- Duan L, Ma Z Z, Li Z, et al. Characteristics of water soluble inorganic ions in fine particles emitted from coal-fired power plants[J]. Environmental Science,

2015, 36(3): 1117-1122.

[47] Li J, Qi Z, Li M, et al. Physical and chemical characteristics of condensable particulate matter from an ultra-low emission coal-fired power plant[J]. Energy and Fuels, 2017, 31(2): 1778-1785.

[48] 李清毅, 胡达清, 张军, 等. 超低排放脱硫塔和湿式静电对烟气污染物的协同脱除[J]. 热能动力工程, 2017, 32(8): 138-143.

Li Q Y, Hu D Q, Zhang J, et al. Synergistic removal of flue gas pollutants by ultra-low emission desulfurization tower and wet electrostatic precipitator[J]. Journal of Engineering for Thermal Energy and Power, 2017, 32(8): 138-143.

[49] 裴冰. 固定源排气中可凝结颗粒物排放与测试探讨[J]. 中国环境监测, 2010, 26(6): 9-12.

Pei B. Discussion on the emission issues and testing of condensable particulate matter from exhaust gas of stationary source[J]. Environmental Monitoring in China, 2010, 26(6): 9-12.

[50] Li J, Li X, Zhou C, et al. Correlation between polycyclic aromatic hydrocarbon concentration and particulate matter during the removal process of a low-low temperature electrostatic precipitator [J]. Energy & Fuels, 2017, 31(7): 7256-7262.

[51] 沈志刚, 刘启贞, 陶雷行, 等. 湿式电除尘器对烟气中颗粒物的去除特性[J]. 环境工程学报, 2016, 5(10): 2257-2262.

Shen Z G, Liu Q Z, Tao L X, et al. Removal characteristics of particulate matters in flue gas by wet electrostatic precipitator[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2016, 5(10): 2257-2262.

[52] Qi Z, Li J, Wu D, et al. Particulate matter emission characteristics and removal efficiencies of a low-low

temperature electrostatic precipitator[J]. Energy & Fuels, 2017, 31(2): 1741-1746.

收稿日期: 2019-10-08。

作者简介:



洪志刚

洪志刚(1997), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为火电厂污染物处理, 1753990151@qq.com;



张杨

张杨(1985), 男, 博士研究生, 高级工程师, 主要从事火电厂环境保护方面的技术研究和技术服务工作, 本文通信作者, yang-zhang@chder.com;



刘永生

刘永生(1974), 男, 博士, 教授, 主要从事能源利用和能源材料方面的研究, yslu@shiep.edu.cn;



朱跃

朱跃(1958), 男, 硕士, 教授级高级工程师, 主要从事锅炉清洁燃烧与燃煤烟气污染治理方面的技术研发和工程化应用设计工作, yue-zhu@chder.com.

(责任编辑 杨阳)