

典型生活垃圾流化床焚烧炉 PCDD/Fs 的生成与排放控制

吴海龙¹, 肖惠平², 王武忠³, 张云卿¹, 蒋旭光¹, 李晓东¹

(1. 浙江大学热能工程研究所, 能源清洁利用国家重点实验室, 杭州 310027;

2. 南通万达锅炉有限公司, 南通 226005; 3. 杭州锦江集团有限公司, 杭州 310005)

摘要: 为了评估生活垃圾流化床焚烧炉的运行条件对 PCDD/Fs 生成与排放的影响, 在不同燃烧温度和活性炭喷射条件下, 分别对 4 个不同处置能力的典型流化床焚烧炉系统不同点位的 PCDD/Fs 进行了采样分析和研究. 结果表明: 尽管燃烧温度对 PCDD/Fs 的生成影响很大, 但并不是影响二噁英最终排放的主要原因, 烟气流经净化设备时 PCDD/Fs 的低温异相生成反应是二噁英超标排放的主要原因. 布袋除尘器的使用年限对 PCDD/Fs 的排放控制有重要影响, 新安装的布袋除尘器能够很好地控制 PCDD/Fs 的排放, 较旧的布袋除尘器由于“记忆效应”, 其 PCDD/Fs 的脱除能力较弱, 甚至会产生负的脱除效率.

关键词: 生活垃圾; 流化床; 焚烧炉; PCDD/Fs; 活性炭

Formation and Emission Control of PCDD/Fs from Typical Fluidized Bed MSW Incinerators

WU Hai-long¹, XIAO Hui-ping², WANG Wu-zhong³,
ZHANG Yun-qing¹, JIANG Xu-guang¹, LI Xiao-dong¹

(1. State Key Laboratory of Clean Energy Utilization, Institute for Thermal Power Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310027, China; 2. Nantong Wanda Boiler Co., Ltd., Nantong 226005, China; 3. Hangzhou Jinjiang Group Co., Ltd., Hangzhou 310005, China)

Abstract: To evaluate the effects of operation conditions on formation and emission of PCDD/Fs from fluidized bed municipal solid waste (MSW) incinerators, the PCDD/Fs samples taken from different areas of four typical fluidized bed incinerators with different treatment capacities were analyzed and studied. Results show that the combustion temperature plays a role in influencing the PCDD/Fs formation, but it is not the main influencing factor for final emission of PCDD/Fs. The PCDD/Fs, formed in heterogeneous reaction at low temperature during flue gas passing through the purification devices, contributes to the overall emission of PCDD/Fs. The service age of bag filters is a key factor highly affecting the PCDD/Fs emission. New bag filters are quite effective on control of PCDD/Fs emission, but aged bag filters have poor and even negative effect in PCDD/Fs removal, due to its "memory effect".

Key words: municipal solid waste; fluidized bed; incinerator; PCDD/Fs; activated carbon

收稿日期: 2011-12-26 修订日期: 2012-02-14

作者简介: 吴海龙(1983-), 男, 浙江舟山人, 博士研究生, 主要从事焚烧污染控制技术及应用方面的研究.

李晓东(联系人), 男, 教授, 博士生导师, 电话(Tel.): 0571-87951294; E-mail: lixd@zju.edu.cn.

目前,国内城市生活垃圾焚烧技术主要有两种:炉排炉和循环流化床.流化床焚烧炉(FBIs)是国内自主开发的技术,能够较好地处理低热值的城市生活垃圾,并且炉内燃烧稳定^[1],其中浙江大学自1998年研制开发并投运了第一台流化床垃圾焚烧炉^[2],截至2010年底采用浙江大学开发的流化床垃圾焚烧技术的焚烧炉总垃圾处理量为23 250 t/d,占全国垃圾焚烧总处理量的1/4以上.

多氯联苯并二噁英(PCDDs)与多氯联苯并呋喃(PCDFs)(统称PCDD/Fs)是燃烧副产物.虽然城市生活垃圾焚烧不是最主要的PCDD/Fs排放源,但是它对周围居民潜在的健康影响倍受社会关注.2003年,Tian和Ouyang^[3]调查发现被测试的15台垃圾焚烧炉只有一半达到1.0 ng/m³的国家二噁英排放标准.近期的一个研究报告显示被调查的19座城市生活垃圾焚烧炉有16座的PCDD/Fs符合国家排放标准,但只有6座满足欧盟0.1 ng/m³的排放标准^[4].钱原吉和吴占松^[5]研究发现炉膛内合理的燃烧、尾部烟气温降速率的增加、飞灰中残碳含量以及烟气中氧含量的控制是降低二噁英生成的主要措施.由于中国即将推出城市生活垃圾焚烧的二噁英排放新标准,即低于0.1 ng/m³,这就要求垃圾焚烧厂的运行人员必须采取严格的措施来降低PCDD/Fs的排放量.

笔者选择4个典型的处于不同地区且建设时间不同的生活垃圾流化床焚烧炉,在设定运行工况下对焚烧炉系统不同点位的二噁英进行采样分析,研究焚烧炉的二噁英生成和排放水平,以及焚烧温度和活性炭喷射条件对二噁英排放的影响,目的是希望通过研究来认识生活垃圾流化床焚烧炉的二噁

英排放现状,并且给流化床焚烧炉的运行人员提供控制措施以降低二噁英的排放.

1 试验和材料

1.1 垃圾焚烧炉特点及地理位置

图1为垃圾焚烧流化床的基本系统流程图.生活垃圾首先经磁力分选,然后经过破碎、筛选后输送到料仓等待燃烧.流化床燃烧室包括流化段和悬浮段,这样生活垃圾可以得到充分燃烧.燃烧后的烟气通过低温过热器、高温过热器、高温飞灰旋风分离器、省煤器和空气预热器,之后再经过烟气污染控制设备如半干洗涤器、活性炭喷射系统和布袋除尘器得以净化,最后排放到大气中.

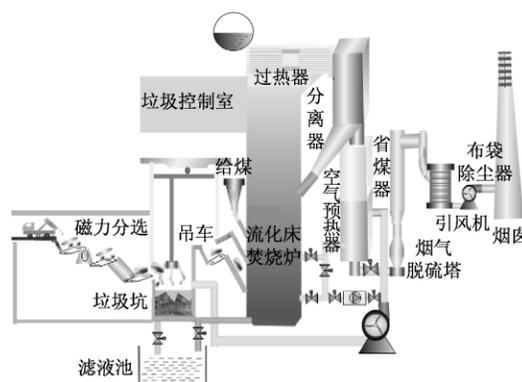


图1 流化床焚烧系统流程图

Fig. 1 Flow diagram of a typical fluidized bed incineration system

表1给出不同焚烧炉的地理位置、投运时间、布袋除尘器的使用年限和日处理量等信息.由于所选焚烧炉的地理位置不同,生活垃圾的含水质量分数和热值也不同.上述焚烧锅炉生产商均为南通万达锅炉有限公司,建设和营运商均为杭州锦江集团有限公司.

表1 4个流化床焚烧炉的基本特性

Tab. 1 Basic information of four fluidized-bed incinerators

编号	地理位置	投运时间	布袋使用 时间/a	日处理量/ (t·d ⁻¹)	城市生活垃圾基本特点	
					含水质量分数/%	热值/(kJ·kg ⁻¹)
FBI-1	中原	2002	<1	350~450	52.5	4 850
FBI-2	西南	2008	3	400~500	52.5	4 560
FBI-3	东南沿海	2010	<1	500~600	55.9	4 550
FBI-4	东南沿海	2008	3	600~700	51.1	5 372

1.2 试验条件和采样点

4台流化床焚烧炉的运行条件见表2.燃烧室流化段部分的温度控制在700~800℃或800~850℃,悬浮段部分的温度控制在800~900℃或900~1 000℃.为了实现所需的温度,向炉内添加占垃圾质量一定比例的煤加以辅助燃烧,所添加的辅助煤量符合国家规定.现场操作记录数据表明,在处理原

始低热值垃圾时,为了使燃烧温度控制在800~850℃,需向现有垃圾焚烧炉内添加15%~20%的辅助煤,为维持燃烧温度在700~800℃,需向现有垃圾焚烧炉内添加5%~15%的辅助煤.试验时将活性炭喷入烟道中,与不喷活性炭测试得到的PCDD/Fs排放量进行对比.

表 2 焚烧炉的试验工况

Tab. 2 Experimental conditions of the four incinerators

焚烧炉	试验工况	流化段温度/ °C	悬浮段温度/ °C	活性炭喷射量/ (mg · m ⁻³)	处理量/ (t · d ⁻¹)	辅助煤量/ (t · d ⁻¹)
FBI-1	1	700~800	800~900	0	449	85
	2	800~850	900~1 000	0	432	115
	3	800~850	900~1 000	100	367	94
	4	700~800	800~900	100	456	74
FBI-2	1	700~800	800~900	0	480	65
	2	800~850	900~1 000	0	440	70
	3	800~850	900~1 000	100	400	76
	4	700~800	800~900	100	420	45
FBI-3	1	800~850	900~1 000	100	600	126
	2	800~850	900~1 000	200	540	129
	3 ¹⁾	800~850	900~1 000	200	414	135
	4 ²⁾	800~850	900~1 000	200	546	129
FBI-4	1	700~800	800~900	0	827	79
	2	800~850	900~1 000	0	636	138
	3	800~850	900~1 000	100	609	108
	4	700~800	800~900	100	639	65

注:1)飞灰循环停止;2)飞灰循环和水喷淋停止。

此外,试验中还停止粉煤灰在袋式除尘器和吹灰系统管道之间的循环,或者停止高温分离粉煤灰回收同时停止水喷淋系统,使影响因素单一,在以上条件下研究活性炭吸附能力对 PCDD/Fs 排放质量浓度的影响。试验中至少保持 24 h 的稳定运行再进行样本采集。PCDD/Fs 的采样点包括低温过热器后(OLTSH)、高温过热器后(OHTSH)、半干法脱硫系统的入口(ISS)和袋式除尘器出口(OBF),4 个采样点的温度范围分别为:680~720 °C、500~540 °C、180~200 °C和 135~145 °C。

1.3 PCDD/Fs 的采样与分析

烟气中 PCDD/Fs 的采样按美国 EPA 23 A 方法进行:固相 PCDD/Fs 使用玻璃纤维滤纸收集,气相 PCDD/Fs 使用 XAD-2 树脂进行收集。采集样体积约 2.0 m³,PCDD/Fs 的质量浓度由大气压力和 11% 的氧气体积分数进行纠正。

根据美国 EPA 23A 的方法和 1613B 方法对 17 种 2、3、7、8-取代的 PCDD/Fs 进行分析,主要步骤分为预处理、提取、酸洗和分析等^[6],为了保证测得的 PCDD/Fs 数据的精确,需要在索提、净化和分析前加入索提标、净化标和进机标。内标的回收率:TCDD/Fs 为 58%~144%,PeCDD/Fs 为 70%~173%,HxCDD/Fs 为 56%~144%,HpCDD/Fs 为

59%~164%,OCDD 为 59%~153%。

2 结果与分析

2.1 流化床垃圾焚烧炉 PCDD/Fs 的排放质量浓度

图 2 给出了典型流化床垃圾焚烧炉中 PCDD/Fs 的排放质量浓度。由图 2 可知,在没有活性炭喷射条件下,PCDD/Fs 的排放质量浓度为 0.073~14.8 ng/m³,在有活性炭喷射条件下 PCDD/Fs 的排放质量浓度为 0.064~4.70 ng/m³,这与以往的研究结果类似^[4]。

新安装布袋除尘器(FBI-1 和 FBI-3)条件下 PCDD/Fs 的排放质量浓度明显低于旧布袋(FBI-2 和 FBI-4)条件下 PCDD/Fs 的排放质量浓度。可能的原因是长时间使用的布袋除尘器具有“记忆效应”,因此能潜在地生成 PCDD/Fs^[7]。通过工况 FBI-2-3 与 FBI-2-2 的对比、FBI-2-4 与 FBI-2-1 的对比、FBI-4-3 与 FBI-4-2 的对比以及 FBI-4-4 与 FBI-4-1 的对比,显示活性炭喷射对 PCDD/Fs 的排放控制起着重要作用。通过图中工况 FBI-3-2、FBI-3-3 和 FBI-3-4 的比较分析,表明其他烟气净化措施如增加活性炭喷射量、飞灰循环和水喷淋对 PCDD/Fs 排放量的控制也有一定的正面作用。

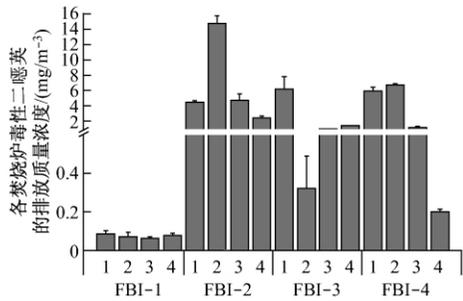


图 2 典型流化床垃圾焚烧炉中 PCDD/Fs 的排放质量浓度
Fig. 2 Mass concentration of PCDD/Fs from typical fluidized-bed incinerators

2.2 燃烧温度对 PCDD/Fs 排放质量浓度的影响

图 3 给出了燃烧温度对 PCDD/Fs 排放质量浓度的影响。由图 3 可知,当炉膛内燃烧温度从 700~800 °C 升高至 800~850 °C 时,不同焚烧炉内 PCDD/Fs 的生成规律不同。对于 PCDD/Fs 排放质量浓度相对较高的焚烧炉 FBI-1 和 FBI-4 而言,燃烧温度升高能明显降低燃烧室内二噁英的生成量,如 FBI-1 的高温过热器后 PCDD/Fs 的排放质量浓度从原先的 21.2 ng/m³ 降低至 8.41 ng/m³; FBI-4 的低温过热器后 PCDD/Fs 的排放质量浓度从原先的 0.23 ng/m³ 降低至 0.05 ng/m³,高温过热器后 PCDD/Fs 的排放质量浓度从原先的 0.47 ng/m³ 降低至 0.13 ng/m³。但对于 PCDD/Fs 排放质量浓度较低的焚烧炉(如 FBI-2),这一现象并不是很明显。

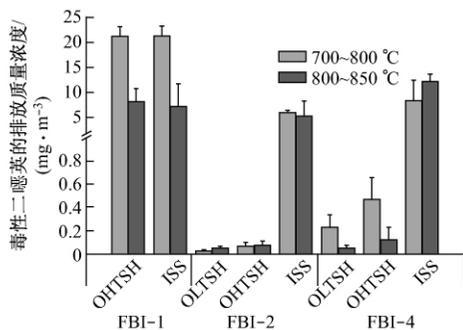


图 3 燃烧温度对 PCDD/Fs 排放质量浓度的影响
Fig. 3 Influence of combustion temperature on PCDD/Fs mass concentration

炉膛内燃烧温度及 PCDD/Fs 排放质量浓度的主要影响因素有:炉内温度分布、气固混合程度和燃烧停留时间等。首先,焚烧炉内温度分布对 PCDD/Fs 的生成有重要影响,由于生活垃圾的燃烧产物存在成分复杂的特点,长期运行容易导致燃烧室腐蚀,因此在旧有焚烧炉的燃烧室同一区域中可能存在燃烧温度不均匀的状况,这可能也是新旧不同焚烧炉(FBI-1 与 FBI-2 和 FBI-4)在同一燃烧温度下 OHTSH 中 PCDD/Fs 排放质量浓度差距明显的原因。其

次,气固混合程度也对焚烧炉多相流的传热有重要作用,研究表明,在一定的颗粒浓度以上,气固多相流传热量为纯气流的 3 倍^[8]。焚烧炉的进料负荷、破碎方式及配风影响气固混合程度,也对垃圾焚烧的 PCDD/Fs 排放质量浓度有影响。最后,垃圾焚烧炉中物料的停留时间对抑制 PCDD/Fs 的生成有明显作用。钱原吉等^[5]通过计算发现当炉内温度保持在 850 °C 以上、停留时间保持 2 s 时,二噁英的分解率可以达到 99.99% 以上。汤根士等^[9]通过研究发现焦炭在循环流化床炉膛内的停留时间增加后,其反应活性逐渐降低。不同焚烧炉内垃圾的停留时间也不同,也会影响 PCDD/Fs 的生成能力。然而本文的分析表明,新旧不同焚烧炉的炉内温度分布是影响 PCDD/Fs 生成的主要因素。对于旧有的流化床垃圾焚烧炉(如 FBI-1),可以通过提高燃烧温度的方法有效降低 PCDD/Fs 的生成量,而对于新建的流化床垃圾焚烧炉(如 FBI-2 和 FBI-4),在不提高燃烧温度的情况下即可保证 PCDD/Fs 的低生成。另外,在提高燃烧温度的同时,可以添加适当的煤与垃圾混合燃烧,煤中硫可以抑制催化物 CuCl₂ 的生成,从而抑制 PCDD/Fs 的生成^[1, 10]。

研究发现,提高燃烧温度会降低 FBI-1 的 ISS 处的 PCDD/Fs 排放质量浓度,但是对 FBI-2 和 FBI-4 的影响不大。FBI-1 中的 ISS 与 OHTSH 相比,PCDD/Fs 排放质量浓度的变化不大,PCDD/Fs 排放质量浓度降低主要归因于 OHTSH 同时降低的缘故。然而,对于新建的焚烧炉 FBI-2 和 FBI-4 而言,影响 ISS 中 PCDD/Fs 的排放质量浓度的主要因素为异相催化生成而不是燃烧温度^[11],因此燃烧温度的变化并没有使 ISS 中 PCDD/Fs 的排放质量浓度显著变化。异常操作条件下管道中积累的飞灰或者黑碳在焚烧炉正常运行后能持续地生成 PCDD/Fs,这种反应可以持续 1~2 年,这就是“记忆效应”^[12]。“记忆效应”可分为由 PCDD/Fs 吸附引起的效应以及由 de novo 反应引起的效应^[13]。前者吸附引起的效应主要在湿式洗涤器和布袋除尘器的低温环境以及换热器区域发生,当运行条件稳定后,积累的 PCDD/Fs 能长时间不断地释放,引起 PCDD/Fs 排放量增加;后者 de novo 的记忆效应顾名思义就是在低温条件下由 de novo 反应生成 PCDD/Fs,在管道中积累的 de novo 反应生成要素如大分子碳、氯源等能在适宜的环境下(当环境中 PCDD/Fs 排放质量浓度不高时)进行反应持续生成 PCDD/Fs。Blumenstock 等^[14]则认为“记忆效应”主要不是由于吸附效应引起的,而是由于 de novo 反应引起

的.但本文的研究结果表明,在由燃烧引起的 PCDD/Fs 生成中,相对于旧有的焚烧炉,新建焚烧炉由吸附效应引起的“记忆效应”会大一些,由高温区域 OHTSH 中不同焚烧炉的 PCDD/Fs 生成量可以得到证实.由于焚烧炉 FBI-2 和 FBI-4 的半干洗涤器前 PCDD/Fs 的生成量本身较低,焚烧温度的改变并没有显著降低 ISS 中 PCDD/Fs 的质量浓度.

2.3 活性炭喷射对二噁英排放质量浓度的影响

粉状活性炭通常在布袋除尘器前喷入,以降低烟气中 PCDD/Fs 的排放质量浓度.曾有文章报道如没有活性炭的喷射,则焚烧炉达不到 PCDD/Fs 排放限值标准^[15].图 4 给出了有无活性炭喷射条件下 PCDD/Fs 的平均脱除效率.由图 4 可知,有活性炭喷射条件下 PCDD/Fs 的脱除效率显著高于无活性炭喷射条件下.同时,与新安装布袋除尘器的焚烧炉(FBI-1 和 FBI-3)相比,带旧布袋除尘器的焚烧炉(FBI-4)的 PCDD/Fs 脱除效率低.即使在无活性炭喷射条件下,FBI-1 中新安装的布袋除尘器对 PCDD/Fs 的脱除效率也很高.在 800~850 °C 的燃烧条件下,FBI-1 中活性炭的喷射使 PCDD/Fs 的脱除效率从原先的 98.9% 提高到 99.0%.

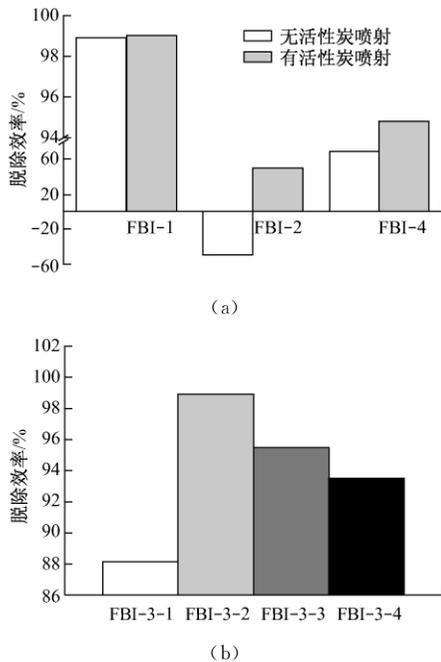


图 4 有无活性炭喷射下 PCDD/Fs 的平均脱除效率(800~850 °C)
Fig. 4 Average PCDD/Fs removal efficiency with or without activated carbon powder spray (800-850 °C)

相似的研究已证实了活性炭对 PCDD/Fs^[16-17]和其他有机污染物^[18]的高效脱除作用.增加活性炭喷射的质量浓度能提高 PCDD/Fs 的脱除效率,当活性炭的质量浓度从 100 mg/m³ 增加到 200 mg/m³ 时,FBI-3 中 PCDD/Fs 的脱除效率从 88.1% 提

高到98.9%.此外,图 4 中焚烧炉 FBI-3 的各工况表明:其他排放控制技术如飞灰的循环和水的喷射对 PCDD/Fs 的脱除也有正面作用.

当无活性炭喷射时,焚烧炉 FBI-2 和 FBI-4 中的旧布袋除尘器对 PCDD/Fs 的脱除效率较低,当有活性炭喷射时,PCDD/Fs 的脱除效率则明显升高.当燃烧温度在 800~850 °C 时,FBI-2 和 FBI-4 的布袋在有无活性炭喷射条件下对二噁英的脱除效率分别为-49.2%和 50.2%.FBI-2 和 FBI-4 布袋的低 PCDD/Fs 脱除效率可能归因于“记忆效应”.Chang 等^[19]发现生活垃圾焚烧炉第一年运行时 PCDD/Fs 的脱除效率较低,也被研究证实为“记忆效应”的影响.“记忆效应”被认为是管道中富含 PCDD/Fs 或者前驱物的飞灰沉积的影响,或者是含碳物质沉积引起的 de novo 生成反应的影响,而且当烟气中的 PCDD/Fs 质量浓度变低时能持续释放至烟气中^[20].但是最近 Li 等^[7]的研究指出旧布袋本身就被 PCDD/Fs 污染了,而且旧布袋引起的“记忆效应”能引起低的甚至是负的脱除效率.Chang 等^[21]通过研究也发现布袋中的 PCDD/Fs 质量浓度最高.因此,FBI-2 和 FBI-4 中旧布袋长期运行引起的“记忆效应”可能是 PCDD/Fs 脱除效率降低的主要原因.

2.4 活性炭喷射对布袋后二噁英同系物分布的影响

图 5 给出了有无活性炭喷射时 FBI-1、FBI-2 和 FBI-4 中布袋出口 PCDD/Fs 同系物的分布,也给出了 FBI-3 下不同 PCDD/Fs 控制措施如活性炭喷射量的增加、飞灰循环和喷水的影响.由图 5 的同系物分布表明 PCDFs 的分布遵循氯代 PCDFs 增加,同系物分布降低的规律;PCDDs 的分布并没有显著的不同,且维持在较低的水平.结果可能归因于 PCDD/Fs 同系物的不同理化特性,高氯代的 PCDD/Fs 尤其是 PCDDs 的蒸汽压力较低,而且更容易在颗粒表面如布袋上凝结^[21],因此布袋后的同系物大部分为低氯代的 PCDFs.

活性炭喷射对高氯代 PCDD/Fs 的脱除能力较强,由 FBI-1 和 FBI-4 的同系物分布可以看到,在有活性炭喷射条件下高氯代 PCDD/Fs 的含量减少,也就是说布袋出口低氯代的 PCDD/Fs 含量增加.然而 FBI-2 布袋后的同系物分布与 FBI-1 和 FBI-4 不同,可能归因于布袋中产生的严重的“记忆效应”.由 FBI-2 布袋后同系物的分布表明,有活性炭喷射条件下高氯代 PCDD/Fs 的含量增加了.研究结果表明:由于存在“记忆效应”,因此能不断生成高氯代

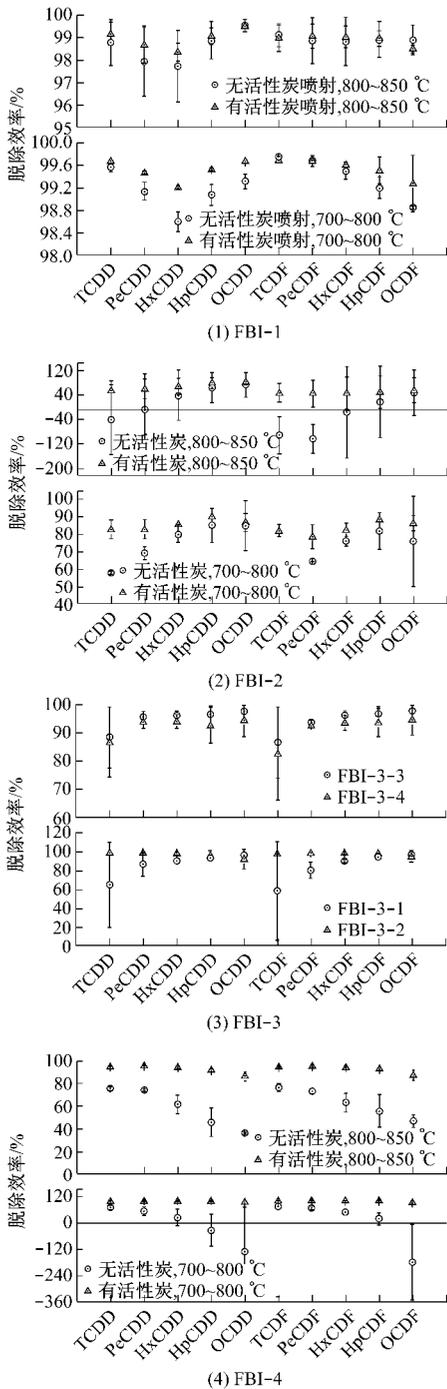


图 5 布袋后有无活性炭喷射时 PCDD/Fs 同系物的分布

Fig. 5 Distribution of PCDD/Fs homologues after bag filter with or without activated carbon powder spray

的 PCDD/Fs,因此,即使在活性炭喷射条件下布袋的脱除能力也会降低,而且布袋出口的同系物分布也会改变.当反应温度适宜时,活性炭作为重要的碳来源能参与 de novo 生成反应^[22-23].

3 结 论

(1) 当有活性炭喷射时,各焚烧炉的二噁英排放质量浓度在 0.064~4.70 ng/m³,新安装的布袋除

尘器对 PCDD/Fs 的脱除能力比旧布袋对 PCDD/Fs 的脱除能力明显高,主要原因可能是旧布袋除尘器中存在二噁英的“记忆效应”.

(2) 炉膛内燃烧温度对二噁英的生成有重要作用,但不是影响二噁英排放的主要原因.烟气经净化设备的冷却过程是二噁英超标排放的主要原因.

(3) 活性炭喷射能显著提高布袋除尘器的二噁英脱除效率,而且新布袋条件下脱除效率明显高于旧布袋条件下,运行较久的布袋由于“记忆效应”的影响,即使在有活性炭喷射条件下也不能保证二噁英排放量达标.

(4) 活性炭及布袋对二噁英的脱除会引起同系物分布的变化,通常活性炭对高氯代二噁英的吸附能力较强,因此布袋出口低氯代同系物含量呈增加的趋势.对比新旧布袋后二噁英同系物分布的变化,可以证实“记忆效应”对旧布袋的作用比较明显.

参考文献:

[1] YAN J H, CHEN T, LI X D, *et al.* Evaluation of PCDD/Fs emission from fluidized bed incinerators co-firing MSW with coal in China[J]. **Journal of Hazardous Materials**, 2006, 135(1/2/3): 47-51.

[2] LI X D, YAN J H, NI M J, *et al.* Study on mixing performance of municipal solid waste (MSW) in differential density fluidized beds (FBs)[J]. **Chemical Engineering Journal**, 2001, 84(2): 161-166.

[3] TIAN H H, OUYANG N. Preliminary investigation on dioxins emission from MSW incinerators[J]. **Environmental Chemistry**, 2003, 22(3): 255-258.

[4] NI Y, ZHANG H, FAN S, *et al.* Emissions of PCDD/Fs from municipal solid waste incinerators in China[J]. **Chemosphere**, 2009, 75(9): 1153-1158.

[5] 钱原吉, 吴占松. 生活垃圾焚烧炉中二噁英的生成和计算方法[J]. **动力工程**, 2007, 27(4): 616-619.

QIAN Yuanji, WU Zhansong. Genesis of dioxin in garbage incinerators and a way of calculating its formation[J]. **Journal of Power Engineering**, 2007, 27(4): 616-619.

[6] CHEN T, GU Y L, YAN J H, *et al.* Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in flue gas emission from municipal solid waste incinerators in China[J]. **Journal of Zhejiang University: Science A**, 2008, 9(9): 1296-1303.

[7] LI H, WANG L, CHEN C, *et al.* Influence of memory effect caused by aged bag filters on the stack PCDD/F emissions[J]. **Journal of Hazardous Materials**, 2011, 185(2/3): 1148-1155.

[8] 周劲松, 骆仲泱, 高翔, 等. 气固多相流中颗粒对受

- 热面传热强化影响的研究[J]. *动力工程*, 1998, 18(1): 58-64.
- ZHOU Jinsong, LUO Zhongyang, GAO Xiang, *et al.* Effect of particle on heat transfer augmentation of heat transfer surface in gas-solid suspensions [J]. *Journal of Power Engineering*, 1998, 18(1): 58-64.
- [9] 汤根士, 吕俊复, 张建胜, 等. 循环流化床锅炉飞灰中碳的形成机理[J]. *动力工程*, 2009, 29(1): 22-26.
- TANG Gentu, LÜ Junfu, ZHANG Jiansheng, *et al.* Carbon formation mechanism in fly ash of circulating fluidized bed boilers[J]. *Journal of Power Engineering*, 2009, 29(1): 22-26.
- [10] SHAO K, YAN J, LI X, *et al.* Inhibition of de novo synthesis of PCDD/Fs by SO₂ in a model system[J]. *Chemosphere*, 2010, 78(10): 1230-1235.
- [11] STANMORE B R. The formation of dioxins in combustion systems [J]. *Combustion and Flame*, 2004, 136(3): 398-427.
- [12] ZIMMERMANN R, BLUMENSTOCK M, HEGER H, *et al.* Emission of nonchlorinated and chlorinated aromatics in the flue gas of incineration plants during and after transient disturbances of combustion conditions; delayed emission effects [J]. *Environmental Science and Technology*, 2001, 35(6): 1019-1030.
- [13] WEBER R, SAKURAI T, UENO S, *et al.* Correlation of PCDD/PCDF and CO values in a MSW incinerator—indication of memory effects in the high temperature/cooling section[J]. *Chemosphere*, 2002, 49(2): 127-134.
- [14] BLUMENSTOCK M, ZIMMERMANN R, SCHRAMM K, *et al.* Elucidation of relationship between chloroaromatics in full scale incinerators; high temperature formation and long-term concentration increase [J]. *Organohalogen Compounds*, 2001, 50: 301-306.
- [15] LIN K S, CHANG N B. Control strategy of PCDD/Fs in an industrial fluidized bed incinerator via activated carbon injection[J]. *Petroleum Science and Technology*, 2008, 26(7): 764-789.
- [16] TEJIMA H, NAKAGAWA I, SHINODA T, *et al.* PCDDs/PCDFs reduction by good combustion technology and fabric filter with/without activated carbon injection[J]. *Chemosphere*, 1996, 32(1): 169-175.
- [17] SAM-CWAN K, HWAN J S, IL-ROK J, *et al.* Removal efficiencies of PCDDs/PCDFs by air pollution control devices in municipal solid waste incinerators [J]. *Chemosphere*, 2001, 43(4/5/6/7): 773-776.
- [18] ZHOU H, ZHONG Z, JIN B, *et al.* Experimental study on the removal of PAHs using in-duct activated carbon injection [J]. *Chemosphere*, 2005, 59(6): 861-869.
- [19] CHANG M B, LIN J J. Memory effect on the dioxin emissions from municipal waste incinerator in Taiwan [J]. *Chemosphere*, 2001, 45(8): 1151-1157.
- [20] WIKSTROM E, MARKLUND S. Formation of chlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, biphenyls, benzenes, and phenols during MSW combustion[J]. *Environmental Science and Technology*, 2000, 34(4): 604-609.
- [21] CHANG M B, CHENG Y C, CHI K H, *et al.* Reducing PCDD/F formation by adding sulfur as inhibitor in waste incineration processes[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 366(2/3): 456-465.
- [22] ADDINK R, OLIE K. Role of oxygen in formation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/ dibenzofurans from carbon on fly ash[J]. *Environmental Science & Technology*, 1995, 29(6): 1586-1590.
- [23] OLIE K, VERMEULEN P, HUTZINGER P. Chlorodibenzo-p-dioxins and chlorodibenzofurans are trace compounds of fly ash and flue gas of some municipal incinerators in the Netherlands [J]. *Chemosphere*, 1977, 6(8): 445-459.