



联合国环境规划署



燃煤电厂汞减排最佳工艺指南



技术、工业与经济部
化学品处
日内瓦, 瑞士
2011年5月



联合国环境规划署



燃煤电厂汞减排最佳工艺指南

来自燃煤伙伴关系领域的报告



2010年11月



联合国环境规划署



声明

本报告使用的名称和材料，不代表联合国、环境署对任何国家的法律地位、领地、城市或区域管理或者其边界的划分的看法。本文的观点不代表联合国环境署（UNEP）的观点。

本报告中提到任一公司的名称或者制造商的产品不表示 UNEP 支持、推荐或者认为其比其它未提及的同类产品好。不允许将本报告中信息用于进行产品的宣传或者广告。

本报告的内容可以免费引用或者印刷。但是，请务必以本报告作为参考文献并在致谢中指出。

本项工作受到欧洲联盟的部分资助。

本报告的电子版可以从 UNEP 化学品处的网站下载：http://www.chem.unep.ch/mercury/Sector-Specific-Information/Coal_combustion.htm

或者与 UNEP 联系：

United Nations Environment Programme
UNEP Chemicals
International Environment House
11-13 Chemin des Anémones
CH-1219 Châtelaine
Geneva, Switzerland
Phone: +41 22 917 1234
E-mail: mercury@unep.org

UNEP 化学品处是 UNEP 技术、工业与经济部的一部分。

作者

UNEP 感谢所有为本报告做出贡献的专家，特别感谢本报告的主要作者（如下）的努力工作：
Wojciech Jozewicz, ARCADIS U.S., Inc.

摘要

最佳工艺指南（POG，以下简称指南）总结了燃煤电厂汞减排实用方法。2005年，燃煤电厂和工业锅炉排放的汞占全球人为源汞排放的26%。因此，减少该行业的汞排放至关重要。

本指南可以作为确定汞排放控制方法（包括其它污染物减排的协同效应）的一个工具。它可以作为单个燃煤电厂的工具，可帮助单一电厂初步筛选汞污染控制措施。总体而言，本指南也适用于大型燃煤工业锅炉。

燃煤汞排放控制技术和实践包括提高能效措施、燃烧前控制措施（例如混煤、洗煤）、利用现有的大气污染控制设备来最大限度地控制电厂的汞排放、针对汞的控制技术（专门控汞技术）以及可降低汞排放的多污染物控制工艺。这些技术和实践描述如下：

- 活性炭喷射脱汞技术（ACI）已经在一些全烟气系统上使用，目前实现了商业化。ACI必须和颗粒物控制设备联用，如电除尘器（ESP）和布袋除尘器（FF）。经过化学处理的活性炭可以去除90%以上的汞，相比未经处理的活性炭其喷射量也显著降低。
- 对老旧锅炉的运行方式进行改造可以减少7%的汞排放。许多现役机组可以通过检修提高效率和产出以减少汞排放。传统的洗煤技术平均可减少30%的汞；但对于不同煤矿的煤炭，洗煤的除汞率在很大的范围里变化。化学洗煤方法可以去除70%左右的汞。通过混煤最多可能减少80%的汞。通过添加卤素添加剂，特别是含溴添加剂，可能减少80%的汞。
- 提高ESP和FF的除尘效率可以将其除汞效率分别提高的30%和80%以上。湿法脱硫可能去除90%以上的汞。选择性催化还原脱硝可以将烟气中氧化汞的比例提高到85%从而提高湿法脱硫的脱汞效率。
- 多污染物控制技术可同时控制几种污染物，包括汞，因而具备成本优势。但是，这些技术仍需要经过更多的商业示范积累经验。

最佳工艺指南介绍了汞排放控制措施选择的“决策树”。决策树通过分析其它污染物（如二氧化硫、氮氧化物、颗粒物）的控制设备和运行情况，帮助用户初步筛选优化的汞排放控制措施。基于分析结果，用户可以初步确定可采用的汞排放控制技术。最终的选择

需要通过复杂的预测模式确定。但是，决策树仅仅考虑上述提到的各种技术。此外，用户需要考虑电厂的运行情况和燃烧前除汞措施。

汞污染控制系统产生的废物必须小心处置以减少环境风险。烟气脱硫设施中捕获的汞吸附在飞灰和脱硫石膏上。一些脱硫废水和固体废物的浸出实验发现在一定条件下可以有较多的汞沥出。

该指南还介绍了燃煤电厂汞排放控制成本的一般情况。对活性炭喷射技术的成本比较容易计算，但协同控汞的成本很难估算，主要是由于它受到多种因素的影响，包括煤的来源、煤质、除尘设施改造、以及湿法烟气脱硫的具体情况。因此，该指南给出了各种技术的相对成本费用。此外，选择控汞措施时还应考虑当地具体经济条件。

目录

摘要.....	i
1 引言.....	11
1.1 背景.....	11
1.2 目标和范围.....	12
2 燃煤汞排放.....	14
3 汞排放控制对策.....	16
3.1 提高电厂能效.....	17
3.2 煤处理.....	17
3.3 协同效应除汞.....	17
3.4 专门除汞技术.....	22
4 提高工厂能效.....	23
5 煤处理.....	26
5.1 洗煤.....	26
5.2 煤的改质.....	28
5.3 煤混合/替代.....	30
5.4 煤添加剂.....	35
6 加强颗粒物控制.....	37
6.1 除汞.....	38
7 协同效应除汞.....	42
7.1 湿法烟气脱硫协同效应除汞.....	44
7.2 氮氧化物控制技术的协同脱汞效应.....	44
8 专门除汞技术.....	46
8.1 在颗粒物控制装置前喷入吸附剂.....	47
8.2 有毒排放控制工艺 (TOXECON™).....	50
9 多污染物控制.....	52
9.1 电子束技术.....	53
9.2 Enviroscrub/Pahlman.....	54
9.3 电-催化性氧化.....	55
9.4 低温氧化 (LoTOx).....	57
9.5 离子强化静电除尘.....	58
10 决策树.....	60
11 二次污染问题.....	66
12 控制成本实例.....	68
13 参考文献.....	72
13.1 燃煤电厂汞排放控制的相关信息.....	72
13.2 参考文献.....	73

图表目录

图 1.	2005 年全球人为源大气汞排放的部门分布	14
图 2.	燃煤电厂锅炉烟气中汞的形态分布 (美国环境保护署, 2000)	18
图 3.	烟气中汞的形态转化过程 (Niksa and Fujiwara, 2009)	19
图 4.	活性炭喷射示意图(美国能源部, 2005)	22
图 5.	K-燃料技术示意图	29
图 6.	K-燃料热加工设施	29
图 7.	混煤对烟气脱硫的脱汞效率的影响(Bustard et al., 2005).....	30
图 8.	各种烟煤/次烟煤混合生成的氧化汞百分比(Serre et al., 2008).....	33
图 9.	在选择性催化还原中煤氯的含量决定氧化汞水平 (Serre et al., 2008).....	33
图 10.	基于溴和氯的添加剂功效对比 (from Vosteen and Lindau, 2006).....	36
图 11.	在静电除尘中未燃烧碳的含量与汞捕获的关系(from Senior and Johnson, 2005).....	39
图 12.	静电除尘设施的改善提高汞减排能力	40
图 13.	第一期进行的对未处理活性炭的测试结果 (选自美国能源部 2005).....	47
图 14.	未处理活性炭与处理活性炭对汞减排的效果对比 (Feeley et al., 2008).....	48
图 15.	有毒排放控制工艺设备 (美国能源部, 2005)	50
图 16.	有毒排放控制工艺设备 II (美国能源部, 2005)	51
图 17.	电子束工艺流程 (Frank and Markovic, 1994).....	54
图 18.	电-催化性氧化工艺流程图.....	56
图 19.	低温氧化系统示意图.....	58
图 20.	控汞方案选择的决策树	61
图 21.	使用选择性催化还原的工厂选择程序	63
图 22.	没有使用选择性催化还原的工厂选择程序	64

表格目录

表 1.	燃煤电厂现有烟气控制装置的汞脱除效率 (美国环境保护署, 2002).....	21
表 2.	电厂常用的提高能效措施	24
表 3.	次烟煤与烟煤特性比较	32
表 4.	颗粒物控制设施除汞	37
表 5.	协同效应除汞趋势	43
表 6.	正在研发的多污染物控制技术.....	52
表 7.	使用各种煤低温氧化除汞数据.....	58
表 8.	最佳控制设备选择程序	65
表 9.	360 兆瓦机组使用活性炭投资成本实例	69
表 10.	汞控制相对成本	71

缩写

ACI	活性炭喷射
BAT/BEP	最佳可用技术/最佳环境方法
CCR	燃煤副产物
COPC	可能关注的成分
ECO	电催化氧化
EPRI	美国电力研究所
ESP	静电除尘器
ESPe	低温静电除尘器
ESPh	高温静电除尘器
FF	布袋除尘器
FGC	烟气调质
FGD	烟气脱硫
GC	UNEP 理事会
GHG	温室气体
HAP	有毒有害大气污染物
ICR	信息收集请求
ISS	智能吹烟系统
LoTOx	低温氧化
LSFO	强制氧化湿法烟气脱硫
MCL	最大浓度限值
O&M	运行及维护

PAC	粉末活性炭
PEESP	等离子体强化静电除尘器
PJFF	脉冲布袋除尘器
PM	颗粒物
POG	最佳工艺指南
PRB	美国 PRB 河域
SCR	选择性催化还原
SDA	喷雾干燥吸收
SNCR	选择性非催化还原
TCR	总容量需求
TOXECON	有毒排放控制工艺
UBC	未燃烧碳
UNEP	联合国环境规划署
US DOE	美国能源部
US EPA	美国环境保护署
WESP	湿式静电除尘器

化学符号

Al_2O_3	氧化铝
Br_2	分子溴
Ca	钙
CaO	氧化钙（石灰）
$(\text{CaSO}_3 \cdot \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O})$	半水合亚硫酸钙
$(\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O})$	二水合硫酸钙
Cl	氯
Cl_2	分子氯
CO	一氧化碳
Fe_2O_3	氧化铁
H_2S	硫化氢
H_2SO_4	硫酸
HCl	氯化氢
HF	氟化氢
Hg^{2+}	气态氧化汞
Hg^0	气态元素汞
Hg^{P}	颗粒态汞
HgCl_2	氯化汞
HgO	氧化汞
HgS	硫化汞
HgSO_4	硫酸汞

HNO ₃	硝酸
MgO	氧化镁
MnO ₂	氧化锰
NH ₃	氨
NH ₄ Cl	氯化氨
NO _x	氮氧化物
O	氧原子
O ₂	分子氧
O ₃	臭氧
OH	氢氧根
S	硫
SiO ₂	二氧化硅
SO ₂	二氧化硫
SO ₃	三氧化硫
TiO ₂	氧化钛

单位

Ωm	欧姆米
μm	微米
eV	电子伏特
GW	一百万千瓦
kcal/kg	千卡路里/每公斤
kPa	千帕
kWh	千瓦小时
lb/MMacf	磅/百万实际立方英尺
mg/kg	毫克/公斤
MJ/kg	兆焦耳/公斤
MW	兆瓦
ppm	百万分之一

标点

按照英语标点符号，点(.)表示十进制，逗号(,)表示数字集群。

1 引言

最佳工艺指南手册总结了燃煤电厂汞减排实用方法。这些方法包括提高能效措施、燃烧前控制/预防措施（例如混煤、洗煤）、利用现有的大气污染控制技术来最大限度地控制电厂的汞排放，以及可降低汞排放的多污染物控制工艺。该指南还介绍了针对汞的控制技术（专门除汞技术）。

在 2009 年 2 月，于内罗毕召开的联合国环境署管理理事会第 25 届会议决定，在 2013 年第 27 届会议之前，出台一项全球性，具有法律约束力的汞减排法律机制。

本工艺优化指南总结了燃煤电厂汞减排的实践和技术。总体而言，本指南也适用于大型燃煤工业锅炉。

该指南考虑各地区开采和使用的煤炭汞含量的不同以及电厂工艺和运行条件的差异，尽可能地对汞排放控制措施进行了全面的研究。指南还介绍了决策树的概念，该概念首次第五次汞专家组会上提出，旨在帮助一个国家乃至一个燃煤电厂，确定解决问题的最适用方案。计划最终在网上将该选择程序以互动方式供大家使用。

该指南列举了一些汞排放控制技术的成本。需要指出的是这些成本并不能代表各种控制措施的实际费用，因为每个电厂及煤的工艺都不尽相同，面临的挑战也不同，但这些数据可以帮助读者对可用措施的相应成本有个大致的了解。

该手册将在以下方面对政府和企业有所帮助：

- 评估燃煤电厂同时减少多种污染物排放的机会（二氧化硫、氮氧化物、颗粒物、以及汞）；
- 评估提高电厂能效从而在减少汞排放同时降低温室气体的机会；
- 为优化多污染物控制系统的协同效益，以减少汞排放工作提供指导。

1.1 背景

联合国环境署管理理事会在 2001 年举办的第 21 届会议启动了全球汞评估活动，其主要结论如下：(1)汞是持久性、长距离传输而且是在全球范围内循环的一项污染物；(2) 由于各个国家有其具体的能源需求，废物处理方法和企业运作模式，因此，汞在世界范围内产

生诸多问题。这些发现提供了充足的依据表明了汞对全球的负面影响，要求采取国际行动，因此管理理事会于 2003 年决定在全球范围内采取行动应对。随后，组成了联合国环境署汞项目组。在其第 25 届会议上，针对影响未来联合国环境署汞项目组发展方向的许多问题做出了决定。特别是，该理事会决定在 2013 年第 27 届理事会召开之前，出台一项全球性具有法律约束力的汞减排机制。有关汞减排全球机制的谈判，将于 2010 年启动。为配合这些举措，组成了汞减排伙伴关系顾问组，并同意于 2010 年 4 月之前，向联合国环境署提交背景研究报告。该报告将向政府间谈判委员会通报各类排放源，目前及未来汞排放趋势，并介绍和评价可选择的汞减排技术和措施。该背景报告将有一个篇幅专门介绍燃煤电厂可采纳的各种控汞措施。

在 2009 年 3 月 31 日至 4 月 2 日的日内瓦全球汞伙伴关系会议上讨论决定，采用最佳工艺指南取代最佳可用技术/最佳环境方法(BAT/BEP)作为该手册的名称，以介绍在燃煤电厂可采纳的各种控汞措施。该手册将不采用法律条文对最佳可用控制技术潜在的政策选择进行分析和评价，而是着重归纳各种控汞方法（从洗煤到先进的除汞吸附剂）。该指南将为联合国环境署全球汞伙伴关系下的燃煤领域提供信息。该指南是燃煤汞伙伴关系的三项活动之一（其他两项分别是汞排放信息完善和开展具体减排项目）。

1.2 目标和范围

制定本工艺优化指南的目的是为燃煤电厂汞排放控制选择合适的方法提供一个工具。报告中给出了中国、印度、欧盟、俄罗斯、南非和美国的例子。但是，该指南对所有燃煤国家的一般汞减排工作都是适用的。

该指南介绍了一些燃煤电厂汞排放控制措施。措施之一是利用各种可行的手段提高电厂的效率。这些手段包括工厂改建和煤处理，可在使用同等量煤的前提下，产生更多的能源并减少汞排放。这里介绍的在燃烧前可采用的煤处理技术包括：传统洗煤、煤的改质以降低汞含量、混煤和使用煤添加剂。

汞排放控制的措施之二是充分利用电厂现有的大气污染物控制设备将汞排放降至最低。这些方法包括：静电除尘器改造、湿法脱硫工艺改造、选择性催化还原技术改造以及综合上述方法。

汞排放控制的下一项措施是专门除汞技术。这是在提高能效和协同除汞基础上更进一步的控汞方法。该手册还介绍了多污染物控制技术信息。这些技术可以控制包括汞在内的多种污染物的排放。

该手册介绍了被称为“抉择树”的措施选择方法。利用决策树，可以在综合分析煤质、燃烧方式、现有污控设备及运行状况的基础上，选择最佳控汞策略。这里的最佳汞排放控制策略就是最大限度地提高协同除汞效果，在必要时通过活性炭喷射。

一些介质是燃煤电厂的残留物，产生于各个工艺。飞灰是煤燃烧的产物，通过静电除尘或布袋除尘器收集。石膏则是强制氧化石灰石湿法烟气脱硫的副产品(LSFO)。该工艺的几乎所有的副产品都是 $(\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O})$ ，也称为合成石膏。这些石膏可以填埋处理，或用以生产墙板，或用在农业领域。自然或抑制氧化湿法烟气脱硫则产生脱硫污泥。在抑制氧化系统，几乎所有的副产品都是 $(\text{CaSO}_3 \cdot \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O})$ 。在自然氧化系统，副产品是 $\text{CaSO}_3 \cdot \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$ 和 $\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 的混合物。脱硫污泥主要是污泥、飞灰和石灰的混合物。这些物质通常合称为燃煤残留物(CCRs)。由于汞捕获使得 CCRs 中汞的含量增加，因此，人们很关注土地处理或 CCRs 的使用过程中，汞排放（渗漏）和汞及其他物质的跨介质转移问题。

有关燃煤残留物中的汞向地下水渗漏潜势的研究在“二次污染问题”的章节里有所介绍。根据现有的大气污染控制设备和汞减排最佳方法的不同，汞可能会从气态（烟气）变成固态（如飞灰、石膏）或变成液态乃至固态/液态形式。该手册介绍了这些介质中汞含量的测试结果。

该手册还阐述了中国、印度、俄罗斯和南非四个相关国家的煤质、使用情况及其电厂的概况。但是，本指南所介绍的汞排放控制方法和措施对所有燃煤国家都适用。

最后还介绍了控汞成本实例，包括协同除汞和专门控汞成本。

2 燃煤汞排放

2005 年全球人为源大气汞排放量约为 1930 吨。其中，最大的排放源是化石燃料燃烧(占总量的 45%)，主要是电力、工业和民用锅炉、采暖锅炉和民用炉灶的煤炭燃烧 (UNEP, 2008)。2005 年，燃煤电厂和工业锅炉排放的汞占全球人为源汞排放的 26% (每年的汞排放为 500 吨)。图 1 为 2005 年全球人为源大气汞排放比例。

2005 年，燃煤电厂和工业锅炉排放的汞占全球人为源汞排放的 26%。燃煤每年的汞排放达到了 500 吨。

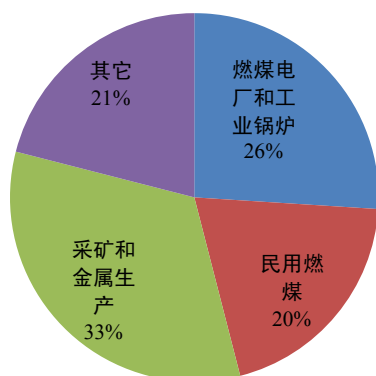


图 1. 2005 年全球人为源大气汞排放的部门分布

欧洲（共 25 个欧盟成员国）燃煤电厂大气汞排放量由 1995 年的 52 吨下降至 2005 年的 29 吨。这样显著的减排效果是通过燃料替代（煤改气）、提高工厂能效以及利用二氧化硫和氮氧化物控制的协同效应综合实现的。而且随着欧洲燃煤电厂相关法规的完善，其排放量将可能得到进一步消减。预计到 2020 年，欧洲燃煤电厂大气汞排放量将减少至 15 吨。目前，欧洲对燃煤电厂的汞排放尚无具体控制要求，亦未使用专门除汞技术(Sloss, 2008)。在美国，燃煤电厂的汞排放约占其 2005 年人为源汞排放的一半(约 48 吨/年) (US EPA, 2010)。2010 年，美国环境保护署正在拟订有关燃煤电厂汞及其他有毒大气污染物控制的法律条文。在美国并不是所有电厂都采用了二氧化硫和氮氧化物控制技术，因此协同效应除汞尚未得到充分发挥。美国大约 60%的燃煤机组，共 190GW 安装了烟气脱硫设施

(US EPA, 2010a)。欧盟至少 60%的发电机组都安装了脱硫装置，根据大型燃烧装置指令，到 2016 年脱硫装置比例将超过 80%。

据文献报道，2004 年南非燃煤电厂的汞排放量约为 9.8 吨/年(Dabrowski et al., 2008)。2001 年燃煤电厂的汞排放量约为 52.3 吨，占燃煤汞排放量(78 吨)的 67%(SENES, 2004)。2001 年俄罗斯燃煤发电产生的汞排放量约为 8 吨(ACAP, 2005)。2005 年中国燃煤电厂的汞排放约 141 吨(Wang et al., 2010)。过去 5 年中国政府大力推进烟气脱硫和脱硝设施的安
装，其对汞的协同脱除效果正逐年增加(Wang et al., 2010)。

一些燃煤汞排放量较大的国家和地区（如美国、欧盟）已经拥有汞排放控制技术，有能力削减燃煤的汞排放。其它一些燃煤汞排放较大的国家尚不具备控制技术。建议那些启动汞控制战略的国家能够最大限度地采用协同效应控制技术，以便以更低的成本控汞。尽管总汞控制最终需要相对昂贵的专门除汞控制技术，但是通过优化工厂运行方法以及采用多污染物（如颗粒物，二氧化硫、氮氧化物和汞）综合控制也可达到有效控汞的目的。

3 汞排放控制对策

对任何燃煤电厂及其大气污染设备运行情况而言，其汞排放量取决于单位发电耗煤量。因此，减少单位发电耗煤量，就可全面减少电厂汞排放量。这可以通过提高电厂能效的措施来实现。因此，控汞策略首先应考虑采取一切可行措施提高电厂能效。提高电厂能效不仅可以减少

- 燃煤电厂的汞排放量取决于单位发电耗煤量和现有的大气污染控制设备。汞排放控制策略首先应该采取一切可行措施，提高电厂能效。
- 控汞策略之二是采取一系列措施通过有效利用电厂现有的非汞大气污染物控制设备，尽可能去除汞污染（也称作协同效应除汞）。
- 当通过提高能效和协同效应不能满足电厂期望的除汞要求时，则可采用专门除汞技术。

汞排放，同时还可减少包括温室气体在内的其他污染物的排放。调查表明：在印度，仅通过完善日常运行维护方法和电厂改建，就可使其发电效率由原来的 20-40%提高到 65-80%。印度燃煤电厂的平均发电效率为 27.6%，而经济合作发展组织国家的平均值为 36.7%（基于低位热值）。因此，电厂升级改造后，用同等量的煤可产生更多的能源，同时可降低排放，实现双赢(Sloss, 2009)。

燃烧前使用煤处理技术可大大提高能效。提高电厂能效，去除汞的煤处理技术包括：传统洗煤、选煤、配煤和使用煤添加剂。

除了提高能效和利用煤处理技术以外，控制汞排放还可采取一系列措施使对汞去除的协同效应最大化。这可通过有效利用电厂现有的非汞大气污染物(颗粒物，二氧化硫，或氮氧化物)控制设备来实现。可利用的大气污染控制设备包括：静电除尘器、湿法脱硫洗涤器、选择性催化还原剂，或是这些方法的组合(Sloss, 2006)。

当协同除汞效果不能满足汞排放控制要求时，电厂应当使用专门除汞技术。由于专门除汞技术运转（资金、运行和维护）过程中需要增加硬件和原料，因此，它要比协同效应措施成本昂贵。

这一节介绍了提高电厂能效的最普遍措施，包括煤处理技术。接下来，介绍协同效应除汞的概念和优势以及最先进的专门除汞技术。

3.1 提高电厂能效

节约燃料（煤），提高电厂能效，从而减少汞及其他污染物的排放。改进锅炉运行方式是最普遍适用的方法。另外，运行和维护可提高电厂性能，包括效率，可靠性以及运行和维护成本。电厂设备老化是难免的，但其老化的速度很大程度上取决于运行和维护情况。例如，蒸汽管道维护或水处理就是良好的运行和维护方法。下一章将介绍更详细的能效措施。

3.2 煤处理

煤处理技术有传统洗煤、选煤、配煤和使用煤添加剂。传统洗煤虽然主要目的是使煤中灰份和硫含量最低化，但它同时也能减少煤中汞含量。选煤包括洗煤以及为减少煤汞含量而进行的额外处理。其他煤处理技术（配煤和使用煤添加剂）主要是通过促进燃烧过程中汞的化学转化和燃烧后脱汞以最大限度减少汞排放。这些方法可以在洗煤的基础上使用（例如，两种不同牌号煤的配合）或是单独使用。

洗煤是提高能效的重要因素，因为它能减少灰份，从而提高热值。洗煤可以使煤的灰份由 40%降至 30%或更低。使用洗煤的锅炉会比使用未洗煤的锅炉更结实，因为它可以更快排放烟气。由于燃烧洗煤后灰份很少，因此也会降低其腐蚀程度。此外，改善煤质关系着电厂多种设施的设计，包括炉灶、省煤器、粉磨机、热风机、风扇。在后面章节还有更详细的相关介绍。

3.3 协同效应除汞

要掌握如何从燃煤烟气中协同除汞，就必须了解烟气中汞的形态及其控制性能。燃煤烟气中汞的存在形式通常有三种：气态氧化汞(Hg^{2+})、气态单质汞(Hg^0)和颗粒汞(Hg^{P})（如飞灰或未燃残碳(UBC)）。用形态这一术语来说明三种形式汞在燃煤烟气中的比例。汞的形态分布对利用现有的设备协同效应除汞有着重大影响。

下面概述了汞的形态分布规律。煤中以硫化物结合态形式赋存的汞（也有少量单质汞）在煤燃烧过程中被排放出来。煤中汞的含量因煤的产地不同而差异较大，但通常在 0.01 到 0.3 mg/kg 之间。煤中汞在炉膛内燃烧温度（约 1, 500 °C）下将蒸发并以单质汞

的形态存在于气相之中。随着烟气温度降低，单质汞会与烟气中其他成份（飞灰）发生反应，部分单质汞转化为其他形态的汞。图 2 为燃煤烟气中汞的形态转化示意图。

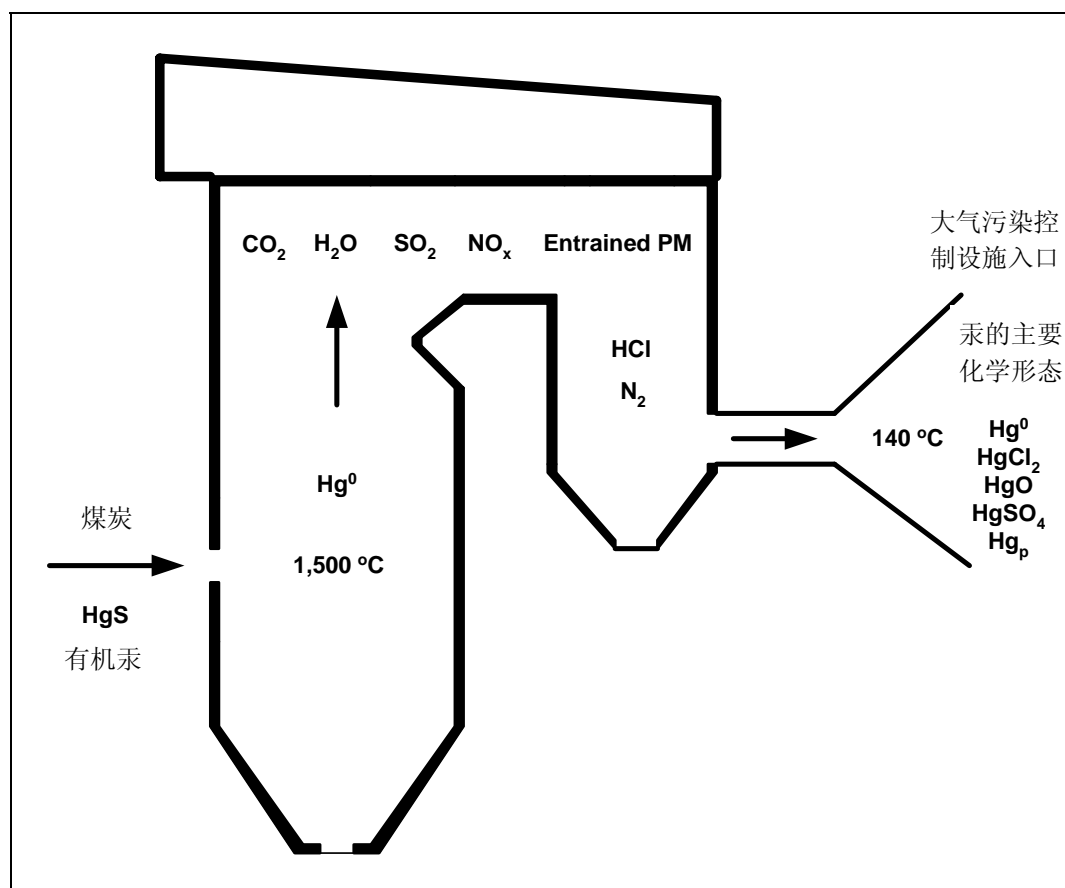


图 2. 燃煤电厂锅炉烟气中汞的形态分布 (美国环境保护署, 2000).

氧化汞主要有 HgCl_2 、 HgO 和 HgSO_4 等。颗粒吸附的汞以单质或氧化态形式存在。烟气中单质汞的氧化机理分为同相氧化和异相（飞灰/未燃残碳）氧化 (Senior, 2004)。烟气中元素汞的氧化机制主要有均相氧化（比例很小）和非均相（如飞灰和未燃尽碳）氧化 (Senior, 2004 and Vosteen et al., 2006b)。燃烧后氮氧化物控制措施也会引起汞的氧化。烟气中汞的形态转化过程如图 3 所示。汞的氧化程度及其生成的汞形态都影响着协同效应除汞的数量。

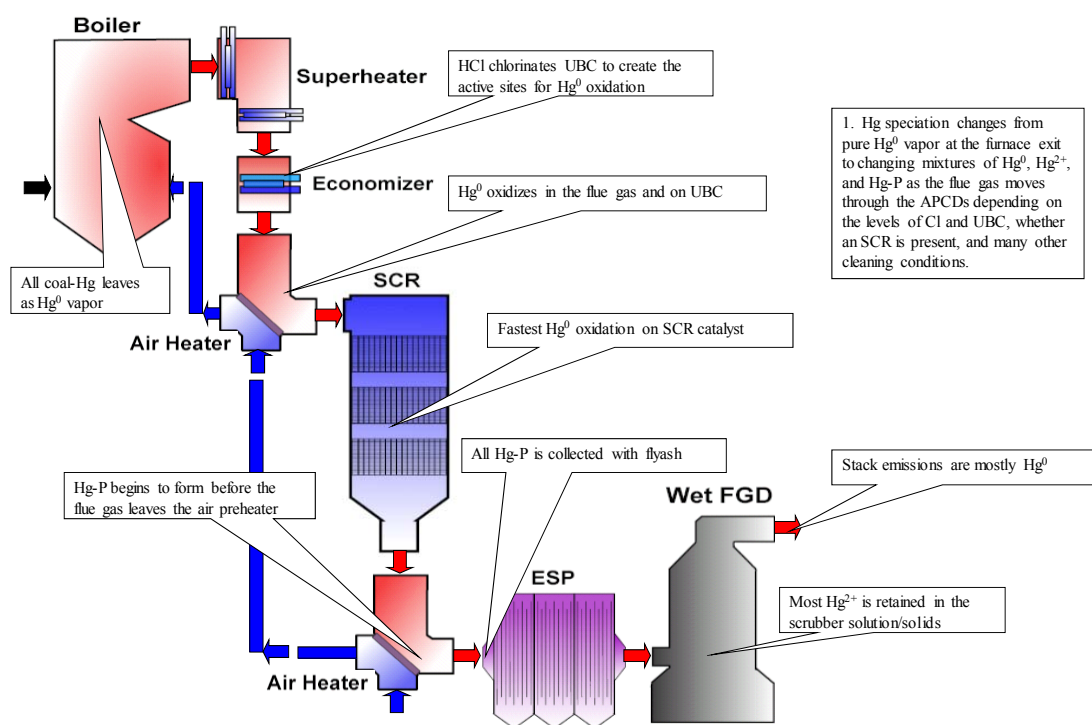


图 3. 烟气中汞的形态转化过程 (Niksa and Fujiwara, 2009)

美国环境保护署 1998 年底开展的信息收集报告 (ICR) 是迄今为止对协同效应除汞潜力做出的最详尽的评估。美国环境保护署在一些燃煤发电厂进行了实地测试, 获得了基于已安装的大气污染物控制装置的汞排放数据。美国环境保护署向近 1,100 家电厂的负责人和操作人员发放了信息收集报告, 并根据锅炉类型、燃用煤种和已安装的大气污染物控制装置, 在全国范围内选择了一些电厂作为测试点。在每个测试电厂, 对其末端控制装置进口处和出口处的汞浓度进行了测量。测试以后, 美国环境保护署通过样品条文在每个采样点选三个样品并收集了测试电厂的燃煤样品。

根据信息收集报告数据, 表 1 总结了燃用不同煤种和使用不同燃烧后控制设备电厂的总汞平均减排量。需要指出的是表 1 的数据是基于美国燃煤的烟气控制结果。对于其它地区的煤, 即使属于同一煤种但因成份不同而汞的脱除效果也不同。

从表 1 可知, 受煤种、飞灰 (包括未燃残碳) 特性、控制装置及其他因素影响, 现有控制装置的汞脱除效率差异显著。不同控制技术对汞的脱除效率可以从微量到高达 90%

以上。最关键的因素是燃料煤类型，它会影响进入控制设备入口处汞的化学形态。通常情况下，燃用亚烟煤和褐煤的电厂汞的捕获率远比燃用烟煤的电厂低。燃用烟煤的电厂通常控制装置进口处的 Hg^{2+} 浓度较高，但燃用亚烟煤和褐煤的电厂则是 Hg^{2+} 浓度较低而 Hg^0 浓度较高。烟煤中较高含量的氯导致 Hg^0 氧化为 Hg^{2+} ，主要生成氯化汞(HgCl_2)。相比之下，亚烟煤和褐煤中氯的含量较低，碱性物质（钙与钠）含量较高。亚烟煤和褐煤燃烧释放的氯气常与烟气中的碱性物质发生反应，从而消弱了汞的氯化反应。因此，亚烟煤和褐煤燃烧烟气中 Hg^{2+} 的含量相对较少。

气态 Hg^{2+} 化合物易溶于水，能被湿法烟气脱硫系统的循环液吸收。因此，电厂使用湿式洗涤器去除 SO_2 的同时也可有效去除 Hg^{2+} 。但是，气态单质汞难溶于水，不能被循环液吸收。美国能源部资助开展的一项早期研究(DeVito and Rosenhoover, 1999) 表明：燃用烟煤的电厂通过湿法烟气脱硫系统可以脱除约 55% 的汞，而 Hg^{2+} 去除率介于 80% 至 95% 之间。另外，电厂在湿法烟气脱硫系统的上游使用选择性催化还原装置还可提高汞脱除率，它能够促使 Hg^0 氧化形成 Hg^{2+} 化合物。颗粒汞可以用静电除尘器和布袋除尘器来捕获。

表 1. 燃煤电厂现有烟气控制装置的汞脱除效率 (美国环境保护署, 2002)

控制策略	控制技术	平均脱除率, %		
		燃料煤类型		
		烟煤	次烟煤	褐煤
颗粒物控制	低温静电除尘器	36	9	1
	高温静电除尘器	14	7	未测试
	布袋除尘器	90	72	未测试
	湿式除尘器	未测试	9	未测试
颗粒物控制和喷雾干燥器	喷雾干燥吸收 + 静电除尘器	未测试	43	未测试
	喷雾干燥吸收 + 布袋除尘器	98	25	2
	喷雾干燥吸收 + 布袋除尘器 + 选择性催化还原	98	未测试	未测试
颗粒物控制和湿法烟气脱硫系统 ^a	湿式除尘器 + 烟气脱硫	12	10	未测试
	低温静电除尘器 + 烟气脱硫	81	29	48
	高温静电除尘器 + 烟气脱硫	46	20	未测试
	布袋除尘器 + 烟气脱硫	98	未测试	未测试

a. 两种控制设施捕获汞量预估

ESPc = 低温静电除尘器

ESPh = 高温静电除尘器

FF = 布袋除尘器

PS = 湿式除尘器

SDA = 喷雾干燥吸收

3.4 专门除汞技术

在协同除汞的基础上不能满足脱汞要求的情况下需要采用专门除汞技术。到目前为止，吸附剂喷射是最有效的处理汞的方法。粉末活性炭(PAC)是使用最多且研究较成熟的一种吸附剂。在使用吸附剂活性炭喷射技术的基础上要进一步控汞时，需在空气加热器和颗粒物控制装置之间喷入粉状活性炭，见图4。活性炭喷射是主要的控汞措施。在空气加热器入口处注入活性炭，可加速烟气中吸附剂的混合并增加吸附剂的停留时间(Martin, 2009)。

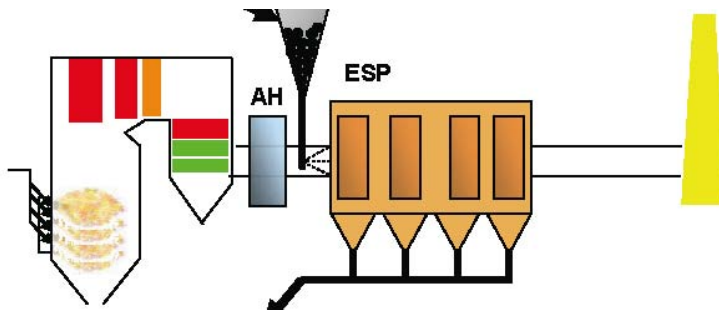


图 4. 活性炭喷射示意图(美国能源部, 2005).

活性炭颗粒吸附汞的过程结束后与飞灰一起被颗粒物控制装置除去。在过去几年里，发展了多种吸附剂喷射技术，包括吸附剂种类和喷入位置的研究。这些都促进了硬件的改造，以适应现有的锅炉工艺。

多污染物综合控制技术能够脱除烟气中Hg以及 SO₂、PM和NO_x等多种污染物。这些技术正处在不同的发展水平和商业使用范围。多污染物综合控制技术可定义为：控制装置自身可以去除二氧化硫，颗粒物，氮氧化物及汞，而不用依赖于大气污染控制设备的优化运行以使协同效应除汞最大化。

后面的章节将会对吸附剂喷射和多污染物综合控制技术作更详细的介绍。

4 提高工厂能效

提高工厂能效包括旨在保护燃料（煤）的一些措施，从而减少汞排放。最适用的一些措施详见表 2，这些包括：新燃烧炉，改进的空气预热器，改进的省煤器，以及改进的燃烧措施，短期循环最小化，气热传送设施表面沉积物最小化，以及空气泄漏最小化。

对那些比较老的锅炉运行进行多方改造，可降低 7% 的汞排放。可以对现有工厂进行停工检修，这不仅可以提高工厂能效和产量，而且还可以用更低的成本减少汞排放。

此外，运行与维护方法对工厂的效率至关重要，这包括其效率，可靠性和运行费用。良好的运行与维护方法可以大大延缓电厂设施老化的速度。一些好的方法包括，例如，蒸汽管道维护和进行水处理。一个运行与维护良好的工厂，其热损耗的速度是缓慢的；因此运行与维护方法本身就影响着煤的使用和汞排放。利用资本开支进行必要的正常维护很重要。通常这种开支每几年才投入一次，包括一次性对主要设备的维修与更新。良好的运行与维护方法应当是工厂日常运行给予关注的问题。

提高能效的措施方法在下面的表 2 有详细的介绍。

陈旧的，退化的燃烧炉通常是低效的。它导致了非充分燃烧以及对更多气体的需求。更换或翻修这些燃烧炉，代之以更有效的燃烧炉，可以通过完善一个甚至更多的参数（非充分燃烧，过多的气体，循环的工作）来提高其效率。另外，更精心复杂的燃烧监测和控制是翻修工作必不可缺的（调整和优化）。燃烧炉维护至关重要，因为不可操作的风挡，破旧的涡动机以及堵塞的出孔，都会使一个良好的燃烧炉运行异常。

表 2. 电厂常用的提高能效措施

措施	提高能效 (百分点)	永减排潜力, (%)	注释
替换/升级燃烧炉	4-5%	近 6%	取决于具体位置 (翻修能力)
改进省煤炉	烟气温度每提高 40°F 就有 1% 的能效流失	与锅炉效率有关	
改进空气预热器	气体温度每降低 300°F 就意味着 6% 的能效提高	每降低 40°F 可减少 1% 的排放	
燃烧调整	一氧化碳从 1000-2000 至 < 200 ppm 未燃烧碳从 20-30% 至 10-15%	近 3%	通过参数测定进行手动调试
燃烧优化	0.5 - 3.0	近 4%	基于背侧管道
检测仪表与控制	0.5 - 3.0 (优化基础上)	达 4%	
尽量减少短循环	4% - 6%	5% - 7%	因具体位置而异
减少热传送表面炉渣和污物	1% 至 3%	近 4%	因具体位置而异; 燃料质量、运行条件有很大影响
减少空气泄漏	1.5 - 3%	达 4%	要求日常维护工艺

大多数燃煤锅炉可通过利用废热气体回收系统来捕获, 并利用烟气中的一些能源来提高其能效。热回收系统包括各种热交换器(省煤器和空气加热器), 这些通常安装在锅炉的气体通过的超加热器和蒸汽发电装备的后端。省煤器从烟气中吸收超加热器末端释放的热量。空气加热器将从烟气中吸收的热量向进入的燃烧气输送。燃用粉煤的炉灶要配用空气加热器用以蒸发煤中的湿气。而这预热的气体还将粉状燃料输送到燃烧炉中。

为提高工厂的燃烧工艺和整个运行功效, 可以使用很多方法措施, 包括以下几方面: 调整燃烧系统, 优化燃烧和工厂运行, 检测及控制。燃烧系统的调整要求进行观查, 以确保每一项都处在良好的工作状态, 且符合厂家的要求, 或为特定的工厂拟定最佳方案。还需要进行简单的参数测试, 如: 一氧化碳排放, 蒸汽出口条件, 烟气出口温度和氮氧化物排放情况。可以通过许多不同的方法实现优化。经常改造运行条件的锅炉, 可以安装基于软件的优化系统来调整。优化系统可与工厂测试和控制相结合。而自动控制系统是达到良好功效的前提。要想使工厂效率最大化, 排放最小化, 则需要测试调整, 以使其发挥更好的功效。

锅炉循环是指一个完整的“停-运行-停”程序，包括燃烧的间隔，排空和闲置时间。锅炉的综合效率必须依赖完整的“循环操作”，而不单单是在它稳定（满）负荷状态的燃烧效率。因此，锅炉的综合效率是指锅炉所提供的可用热量除以循环过程的能源投入（煤燃烧产生的化学变量）。这种综合锅炉效率在“短时间循环”出现时随之下降。有几种方法可以使这种“短时间循环”降至最低，并提高其综合能效。例如，使用自动控制器来确定每一个锅炉所增加的费用（蒸汽费用的变化、负荷的变化），并相应地转换负荷，这将使其效率最大化，并减少能源费用。

锅炉热传送表面暴露于高温气体和煤的燃烧，而这些成分因煤的种类和运行条件不同而不同。煤烟的形成和碳的不充分燃烧都是锅炉表面杂质堆积的潜在因素。在锅炉表面还会形成氧化物。为使堆积问题最小化（炉渣和污物），非常有必要按照设计的参数来运行锅炉，另外，使用生成灰份的燃料（如：煤）还需配备吹烟机，它通常可以用压缩空气或蒸汽定期去除锅炉壁和锅炉管上的杂质。更先进的吹烟系统，或智能吹烟系统(ISS)使用反馈信号，如：出口废气温度或热传送感应器来启动它们的使用。智能吹烟系统是指令什么时间使用哪个吹烟机，这要取决于热表面局部的运行情况。

空气渗透是锅炉系统和锅炉管儿难免遇到的问题。这是由燃烧热气与大气中空气温度的巨大差异而导致的，它造成炉内负压（称作“烟囱效应”或“热头儿”）。过多的空气渗透的指标包括：锅炉出口处可测出的氧气，以及燃料消耗和气体温度。

正如表 2 所示，对老锅炉进行多方面的改造可减少近 7%的汞排放。虽然大多工厂只对一个或两个方面进行改造，但是对于综合减少汞排放还有很大潜力可以挖掘。许多现有工厂都可以停工检修以提高其效能和产量，同时又可以用较少的成本来控制汞排放。

5 煤处理

这一章介绍了煤处理技术，可用来减少燃煤电厂的汞排放。这里提到的煤处理技术包括：清洗煤，优化煤，混合煤，及使用煤添加剂。

5.1 洗煤

煤矿中的原煤含岩石，粘土及其他矿物杂质。应当对原煤进行加工（或清洗），以减少灰份，增加热值，减少硫及汞的含量，最终在电厂锅炉燃烧时减少二氧化硫排放。此外，去除矿物杂质还可减少运行和维护费用，延长锅炉寿命。

- 传统洗煤可平均去除 30% 的汞。数据表明，根据煤的产地，汞减排幅度很大。
- 用化学法处理煤，K-燃料工艺，可减少 70% 以上的汞排放。
- 不同的煤质特性决定汞的化学形态。选煤和混合煤可减少 80% 的汞排放。
- 在某些条件下，添加卤素，尤其是溴，可以减少 80% 以上的汞排放。

洗煤可将煤灰含量由 40% 降至 25-30%，可增加其热值，提高锅炉效率(Satyamurty, 2007) (Satyamurty, 2007)。使用洗煤的锅炉会比使用未洗煤的锅炉更结实，因为它可以更快排烟。由于燃烧洗煤后灰份很少，因此，也会降低其腐蚀程度。此外，改善煤质关系着电厂多种设施的设计，包括炉灶，省煤器，粉磨机，热风机，风扇。下面有具体介绍。

燃料中的灰份因其沉积而影响着火焰的辐射性及炉壁的热传送质量。冷水管沉积的灰份因其较低的表层热传导性而会严重影响热输送。高温火焰的辐射很大程度上被冷水壁气体层阻隔，导致辐射抑制和热吸收的降低，最终导致炉出口气体温度升高。另外一个设计问题则是可燃物质（固定碳与挥发性物质）和不可燃物质（灰与湿气）的比例。这一比例越低，燃烧条件就越差，因为用同等量的燃料-产生的热量较低，更多的能源都被用在加热不可燃物质上面。这就导致了对颗粒物加热的降低，峰值温度的降低以及为燃烧所需的更多的时间。高含量的灰份影响着煤的燃烧稳定性。水壁管高煤灰的腐蚀也是一个问题。腐蚀的范围与灰的总量成正比，是影响烟气排放速度的关键因素。高含量的灰份的运行使烟气排放速度降至低水平，从而也影响了腐蚀的减少。作为额外措施，在正对着蒸汽的第一道加热层套上衬垫以防腐蚀。

使用低热值的煤（高含量的灰份）需要更多的煤量以保证维持锅炉入口处的热量。这就需要配备许多大型的粉碎机。煤块、外来物质含量越高，入口的原煤越大，粉磨机碾磨部件的寿命就越短。为延长耗损部件寿命，粉磨机设计采用了特殊的耐磨材料。考虑到中等挥发性成分及煤中所含物质的高惰性（灰份和湿气），粉状燃料混合温度介于 85 至 90 °C 之间属正常范围。如果使用的煤是低质的，那么应该尽可能降低空气与煤的比例，提高粉磨机入口处的空气温度，以加强主要燃烧区域的加热速度。总湿度也影响着粉磨机的工作能力；通常在原煤湿度超过 12-13% 以上时，粉磨机的工作能力减弱。

高灰煤对空气预热器也有负面影响。灰份的腐蚀特性常常会减少密封材料的寿命，增加泄漏现象。一些设施采用双层密封，以减少空气加热器的泄漏。高灰煤的另一个负面影响就是对引风机运行的破坏。低质煤对空气的需求增加，因此，需要用较大的风扇。引风机配有可替换的耐磨衬垫，以防烟气中灰份的腐蚀。因此，最大限度发挥颗粒物收集系统的功效，以降低对风扇的腐蚀至关重要。但是，煤的热值和灰份决定灰的数量，而这些则需要用颗粒物收集设施来处理。灰份含量越高，所需的静电除尘设施就越大，以实现等水平的颗粒物排放控制。煤灰中高含量的硅和氧化铝会导致更高的灰抵抗性，从而使静电除尘运行复杂化。

传统洗煤方法是将开采的煤，根据不同材料的密度或表面特性的差别，分成有机的和矿物材料的两类。物理法洗煤通常有一系列工艺步骤，包括：减小体积，筛选，将含硫矿物杂质的煤按重力分离，以及脱水和烘干。传统洗煤方法还包括：将不可燃烧的矿物质夹带的汞份去除。但是，这不能去除煤中与有机碳结构结合的汞（美国环境保护署，2001）。该报告引用了使用 26 个烟煤样品的测试数据，说明了煤清洗可广泛地除汞。五个煤样分析表明：传统洗煤对汞去除无效，而其他 21 个煤样除汞率范围介于 3% 至 64%。所有数据的平均除汞率约为 21%。另一项对 24 个烟煤样品的研究表明其平均除汞率要高出这个水平。这些数据还表明汞去除范围很广。平均除汞率为 30%。

上述的汞去除率的差异可能与洗煤的工艺种类和媒体汞的特性有关。此外，煤炭除了一些金属汞之外，可能含有汞与黄铁矿或有机成分的结合体(ACAP, 2004)。较重的黄铁矿可以通过基于密度的工艺去除，但基于硫的工艺却无法将它驱除，因为黄铁矿与有机物的表面特性相似，很难将二者分开（美国环境保护署，2001）。为进一步提高除汞效率，在过去曾对先进的洗煤技术进行了探讨，如，使用天然微生物和温和的化学反应等 (Brown et al., 1999)。

5.2 煤的改质

煤的改质可在洗煤的基础上改善煤的性质。洗煤作为主要手段，然后用额外的处理方法来减少煤的含汞量。煤改质的一个例子就是 K-燃料工艺(Black and Veatch, 2003)。该工艺也可称作燃烧前多污染物控制工艺，因其不仅可以降低颗粒物，二氧化硫和氮氧化物排放，还可减少汞的排放。K-燃料是从次烟煤或褐煤中改质出来的煤(Black and Veatch, 2003)。该燃料低灰，高热值，要比未处理的煤排放更少的污染物。它使用可以改善煤质的燃烧前工艺-包括去除汞，湿份，灰份，硫和一些燃料氮氧化物的前身—在电厂燃煤之前。因为这些成分在电厂燃煤之前就得以去除，因此就减少了安装后燃烧控制需求。K-燃料技术也可以用于烟煤。但是，供应商对象主要是次烟煤和褐煤的用户，因为该燃料的使用可以减少湿度和灰份，而这些煤恰恰含有高水份和灰份。

K-燃料燃烧前多污染物减排技术分两步走，详见图 5:

- 物理法分离：重力分离工艺，或用湿法，或用干法，与其他污染物（硫和汞）一道去除灰份。这一工艺用压碎和筛选的方法去除大块颗粒。另外，还可使用高能磁法分离技术，尤其是对那些含大量细微颗粒的煤。经上述方法处理后的煤在下一步工艺处理之前，先被送至中间的储存间。物理清洗的废物被返回煤矿。
- 物理法分离后进行热处理，用热加工容器在高温高压（240°C 和 340千帕）环境中进行。在这种热压力下，煤中的矿物质从容器中释放湿气，硫及汞物质。图5是热处理工艺主要结构。

水和汞蒸汽是浓缩的，汞在活性炭吸附床里被捕获。该工艺中水是循环的。含汞的活性炭在有毒物质填埋场进行处理。

对一些低质煤使用 K-燃料，物理法分离方法的研究表明，它可以降低 10-30%的灰份，10-36%的硫和 25-66%的汞。热分离可以进一步降低汞排放。由澳大利亚 Perth 的 Rio Tinto 技术服务局进行的测试表明仅热分离工艺就可减少 40%的燃料汞。在试点工厂的测试表明总汞减少 66-67%(Gunderson, 1993 and Vesperman, 1993)。使用 K-燃料可减少 40-46%的氮氧化物。(Alderman, 2003)。另一个于 2006 年完成的用次烟煤加工的 K-燃料示范项目表明：二氧化硫排放减少 38-40%，氮氧化物排放减少 10-22%。K-燃料工艺使汞排放量减少至 70%(KFx, 2006)。

目前，对加工煤的成本估算信息尚不充足。未来，K-燃料的价格可能要取决于基于热值和环境效益的竞争性的煤价（二氧化硫，氮氧化物和汞排放的减少）。

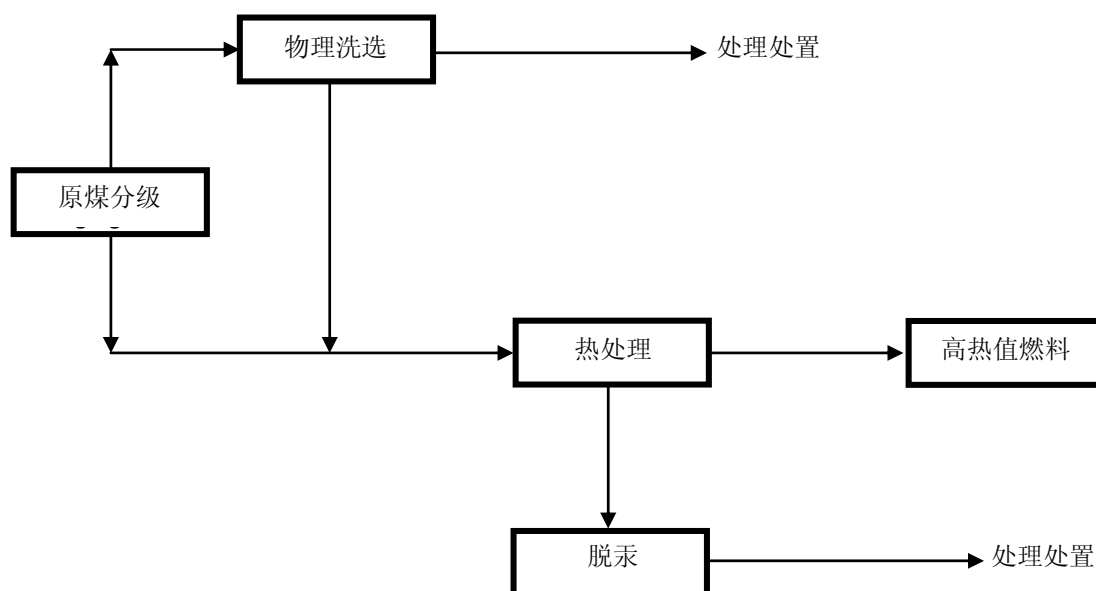


图 5. K-燃料技术示意图.

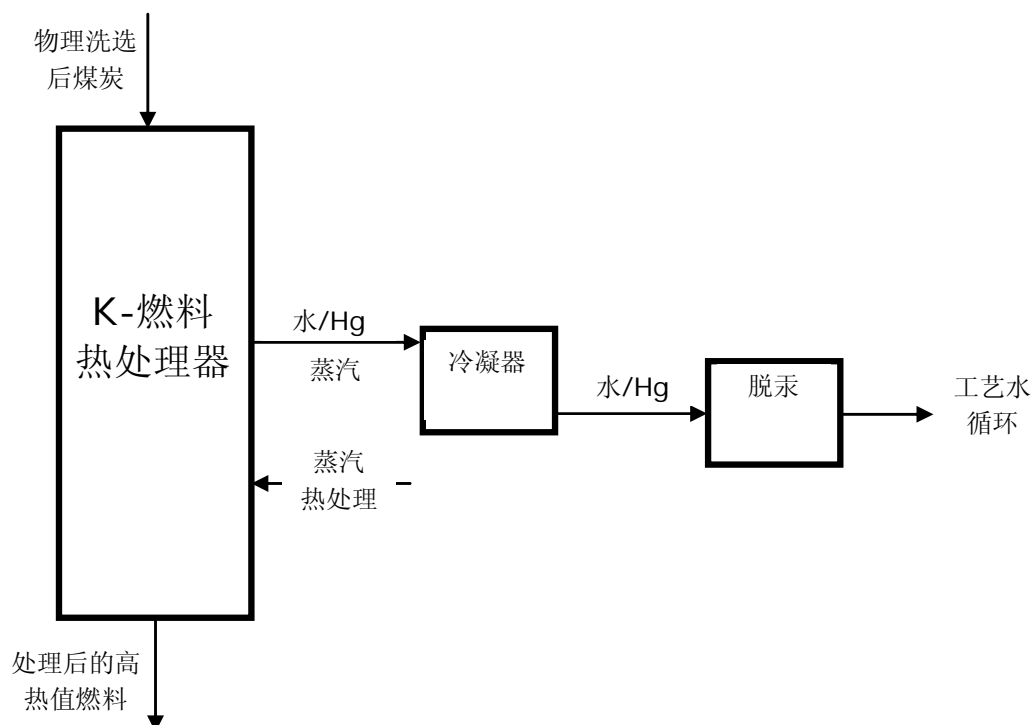


图 6. K-燃料热加工设施.

5.3 煤混合/替代

为有效地达到二氧化硫减排目标，电厂通常使用混合煤的方法。例如，在美国，一些电厂将低硫的 PRB 次烟煤与烟煤混合（通常含硫量较高），以便在不使用烟气脱硫设施的情况下可以降低二氧化硫排放。但这个二氧化硫控制策略有它的副作用，它会改变汞的化学形态，因此，在下游使用烟气脱硫设施捕获汞时需要采取相应的措施（如果装有烟气脱硫设施）。烟煤在烟气中生成的氧化汞远比次烟煤生成的要多出很多。因为氧化汞是水溶性的，它更容易在烟气脱硫设施中捕获。因此，烟气脱硫设施的汞捕获效率很大程度上取决于烟气脱硫设施入口处氧化汞的含量（Miller et al., 2006）。图 7 说明：在烟煤与次烟煤混合中，烟煤的比例越高，烟气脱硫系统的汞捕获量就越多。可见，混合煤可以使汞捕获量增加近 80%。

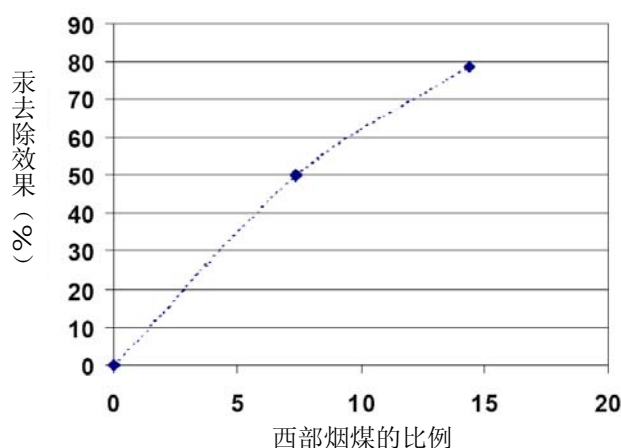


图 7. 混煤对烟气脱硫的脱汞效率的影响(Bustard et al., 2005).

这种在煤混合中，越多的烟煤导致越多的汞捕获量趋势，如果在烟气脱硫系统的上游安装选择性催化还原系统（选择性催化还原），就会更加明显。在一家大型电厂进行了一项调研，在两个相同的锅炉（一个配有选择性催化还原，而另一个没有选择性催化还原），次烟煤与烟煤的混合比例均为 60：40。结果表明没有选择性催化还原的混合和有选择性催化还原的混合后所生成的氧化汞比例分别是 63%和 97%。未混合的次烟煤生成的氧化汞率为 0-40%(ICAC, 2009)。这一组数据表明氧化汞随着添加到次烟煤中的烟煤数量的增加而增加，而且选择性催化还原会进一步提高氧化汞的含量。氧化的程度很令人好奇，因为通常在有选择性催化还原的 PRB 烟气中很少有汞氧化现象。次烟煤的特点是比

烟煤含有更低的氯和硫，更高的钙。先前在三家燃用烟煤的工厂进行的全面调研表明：选择性催化还原催化剂可增加 90%以上的氧化汞。配有选择性催化还原的和没有选择性催化还原的，在下游湿法洗涤器中的汞去处率分别为 84-92%和 43-51%。但是，使用次烟煤的工厂在选择性催化还原反应器中汞的化学形态变化不大(Laudal, 2002)。(Laudal, 2002). 因此，将类似 PRB 的煤与上述的烟煤混合可能是那些燃用低硫（低氯，高钙）煤的工厂增加汞氧化的廉价有效的方法。工厂再装上选择性催化还原系统，这种效果就会更加突出。典型的次烟煤（PRB 煤）和烟煤特性详见表 3。

一项有关在使用选择性催化还原的条件下，混合煤对汞物种的影响的综合研究结果表明：将次烟煤与烟煤混合后，汞氧化率可达到 10-40%(Serre et al., 2008)。选择性催化还原入口和出口氧化汞的百分比如图 8 所示。正如预期的那样，完全使用烟煤的，其选择性催化还原入口/出口的氧化汞含量（27%/84%）要比完全使用次烟煤的（6%/3%）高得多。如图 8 所示，增加烟煤的含量，就相应地增加了选择性催化还原的汞氧化量。例如，当烟煤与次烟煤的混合比是 65/35 时，其增加的百分比是 49%（由 13%增到 62%）。然而，按 79/21 比例混合时，只增加 14%（从 6%到 20%）。

上述氧化数据与煤的氯含量有关，见图 9。显然，大量的氧化汞是由高含量的氯生成的。当约 40%的烟煤加入混合煤（337 ppm 氯）时，所测出的氧化汞都是由燃用烟煤生成的。加入额外 900ppm 的氯，只会多增加一点氧化汞。参考图 9，可以估算在选择性催化还原出口处，由于煤的氯含量而决定的氧化汞水平。

表 3. 次烟煤与烟煤特性比较

成分	次烟煤, 重量 % (Wyoming PRB)	烟煤, 重量 % (Illinois No. 6)
湿度 ^a	30.24	12.00
碳 ^a	48.18	55.35
氢 ^a	3.31	4.00
氮 ^a	0.70	1.08
氯 ^a	0.003	0.100
硫 ^a	0.37	4.00
灰 ^a	5.32	16.00
氧 ^a	11.87	7.47
汞, ppm	0.1	0.1
二氧化硅 ^b	35.51	50.82
三氧化二铝	17.11	19.06
二氧化钛	1.26	0.83
氧化铁	6.07	20.00
氧化钙	26.67	3.43
氧化镁	5.30	3.07
氧化钠	1.68	0.60
氧化钾 ^b	2.87	0.37
氧化钽	0.97	0.17
三氧化硫	1.56	1.22
高位热值, Btu/lb	8,227	10,100

a. 最终分析, 重量 %

b. ASTM 煤灰份析, 重量 %

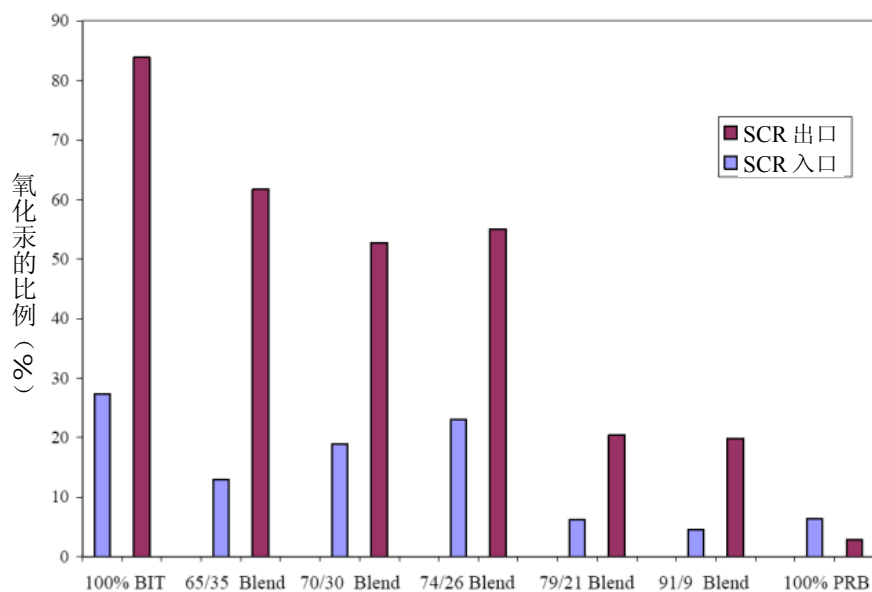


图 8. 各种烟煤/次烟煤混合生成的氧化汞百分比(Serre et al., 2008).

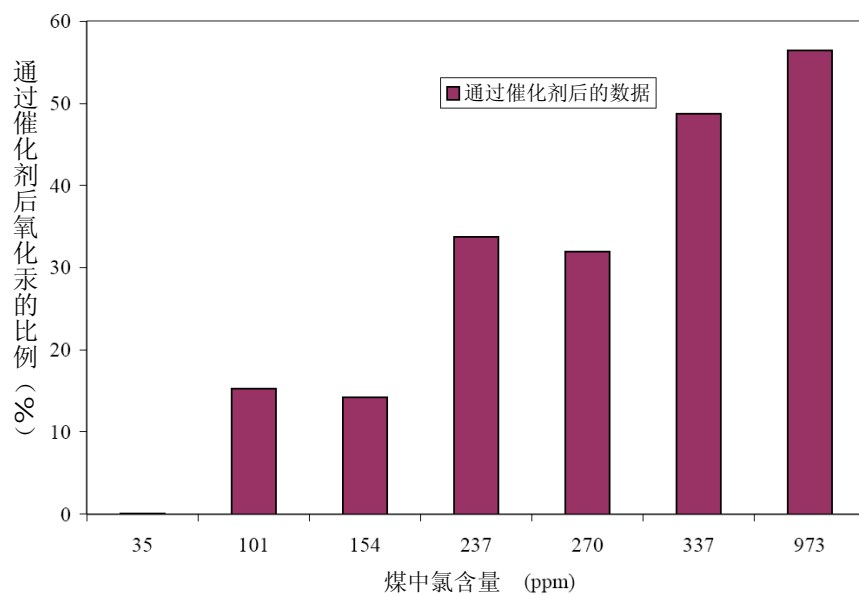


图 9. 在选择性催化还原中煤氯的含量决定氧化汞水平 (Serre et al., 2008).

各类煤种的不同特性决定汞的化学形态。因此，它可大大影响使用现有污控设备（烟气脱硫和选择性催化还原系统）捕获汞的水平。选煤和混合煤可减少 80%以上的汞排放。

另一种配煤形式是将生物质和/或废物与煤混烧。考虑到生物质是碳零排放的特点，作为共同燃料的生物质的用量可能会增加。这意味着发同样数量的电将燃烧更少的化石燃料。用生物质取代全球 5%的煤炭，相当于每年减少 40 万千瓦的电力和 3 亿吨的二氧化碳（Koppejan and Baxter, 2005）。然而，不同国家对于是否认定生物质为零碳排放态度不一。作为绿色能源行动的一部分，一些欧盟国家鼓励煤粉-生物质混合燃烧发电。然而，欧盟没有专门针对煤粉-生物质混烧的法规，个别会员国正在作出自己的立法和行动计划，其中大部分是基于关税和财政激励机制。2004 年，全球有 135 个电厂使用煤粉-生物质混烧技术，多数位于美国、德国和芬兰（Leckner, 2007）。

生物质中痕量元素的挥发与煤炭不同。不过，两种燃料中的汞都将在燃烧过程中挥发，一旦挥发出来，其在燃烧区的行为将是相同的。然而，当生物质作为附加燃料时，烟气中其他物种如碱土金属及挥发性物质的存在将会影响汞的行为，必须综合考虑这些影响。

生物质中痕量元素浓度变化很大。由于生物质往往反映当地土壤和水域中微量元素的差异，因此不同来源不同批次的生物质中痕量元素可能差异很大。煤-生物质混燃可能需要大量的生物质，因此有可能切换到混烧生物质的许多工厂应持有许可证，以证明其燃料不会引起微量元素排放量的增加。

大多数关于煤和生物质混合燃烧最关注汞的排放。在德国，欧盟 TOMORED 项目的示范表明，当锅炉混燃百分之十的污水污泥时，其汞排放增加，尽管只是从 0.12 毫克/公斤增加至 0.13 毫克/公斤。在底灰、飞灰、石膏中汞含量没有增加，但是废水中的汞从 0.001 增加至 0.002 毫克/升，烟气中的汞从 $2.2\mu\text{g}/\text{m}^3$ 增加到 $3.1\mu\text{g}/\text{m}^3$ （Thorwarth, 2006）。与之相反，在同一电厂混合秸秆燃烧实验表明，汞氧化和 ESP 的除汞效果增加了，说明煤-秸秆混烧可以减少排放到大气中的汞（Thorwarth 和 Scheffnecht, 2006）。

英国的 Drax 电站已经在燃用不同的生物质材料，并可以适用新的排放标准。虽然大多数生物质材料没有造成汞排放量的增加，在工厂仅仅燃烧棕榈果将达到甚至超过 0.1 毫克/公斤的汞排放限值（DPL, 2009; Ghent, 2009）。

生物质氯含量可以影响其微量元素的行为，特别是汞在燃烧过程中的行为。生物质材料的汞含量变化很大，如污水和污泥中的汞浓度可能很高。然而，煤与这些材料混烧似乎并不会导致更多的大气排放，但飞灰的汞含量会增加。

曹等人（2008）研究了亚烟煤（PRB 煤）与鸡粪、木材、咖啡废渣和烟草秸秆等生物质在实验室规模的流化床系统中混烧时的汞排放。煤炭的汞含量为 0.12ppm，生物质原料的汞含量越 0.01 ppm 或更低。当仅仅燃煤时，38%的汞被现有的污染控制系统（石英滤膜）捕获。与高氯生物质如鸡粪（22,340ppm）混烧，可减少 80%的汞；而与低氯燃料如木材（132 ppm）混烧的只减少了 50%的汞排放。然而，尽管烟草秸秆氯含量高（4,237 ppm），与之混燃并没有显著减少汞排放。所以，虽然汞的排放量与烟气氯的浓度显著相关，并不一定与燃料中氯的浓度相关(Sloss, 2010)。总体而言，在煤中添加生物质多数情况下可以显著减少汞的排放量。因此，与煤混烧生物质可视为以减少现有电厂的汞排放的一种方法。但是，还需要根据具体情况评估。

5.4 煤添加剂

如上所述，氧化汞随着煤氯含量的增加而增加。然而，煤氯含量常常不足以生成高水平的氧化汞。为解决这个问题，研发了一些方法，加入卤素化合物，如溴或氯盐。也可选择使用氯化氢(HCl)或氯化氨(NH₄Cl)。卤素添加剂可氧化金属汞，为下游设施捕获汞做准备。它们可能对使用含低氯的次烟煤的发电机组的除汞很有帮助。这些添加剂可喷在煤上，注入锅炉，或在粉煤机上游以固态形式添加。燃烧前将氯化氢向锅炉注入或直接加入煤体，会加快锅炉的腐蚀。为减少腐蚀的可能性，可以在选择性催化还原工艺中加入氯化氢。在两个都装有选择性催化还原的试点单位进行了氯化氢注入试验。其一是一个燃用烟煤的 5 兆瓦的机组。在此，注入氯化氢以后，氧化汞由约 80%增加到 95%以上。另一个 5 兆瓦的机组使用的是次烟煤。当注入氯化氢以后，氧化汞由约 15%增加到 80%以上。没有对氯化氢注入的数量信息进行收集(Honjo et al., 2008)。

人们认为溴比氯更有优势，因为它可以进行的 Deacon 类化学反应很可观，它被二氧化硫耗掉，低于氯含量。结果溴分子远远多于氯分子，可生成氧化汞。尽管煤中的氯含量

要比溴高出很多(Rini and Vosteen, 2008), 但是在燃煤烟气的条件下, 异质反应途径是溴与汞氧化的重要手段(Senior et al., 2008)。对燃烧前使用 KNX 添加剂 (溴化钙水溶液, 52%重量比) 进行了全面的测试, 相当于 25 ppm 煤水平。发现在装有选择性催化还原设施使用次烟煤的 600 兆瓦机组, 汞的排放持续减少 92-97% (Rini and Vosteen, 2009)。电力研究所在一项广泛的测试项目中对此进行了确认(EPRI)。对 14 家燃用低氯煤的机组进行的全面测试表明: 煤中加入 25 to 300 ppm 的溴化物, 可生成 90%以上的烟气汞氧化(Chang et al., 2008)。

图 10 对基于溴和基于氯的添加剂的功效进行了对比, 介绍了卤素元素添加比例与金属汞氧化百分比的关系(Vosteen and Lindau, 2006)。可见, 无论加入多少卤素元素, 溴比氯更能有效地氧化汞元素。加入少于 200 ppm 的基于溴的添加剂, 就可生成 80%的氧化汞。而要达到这个水平, 基于氯的添加剂则需要耗费很多。

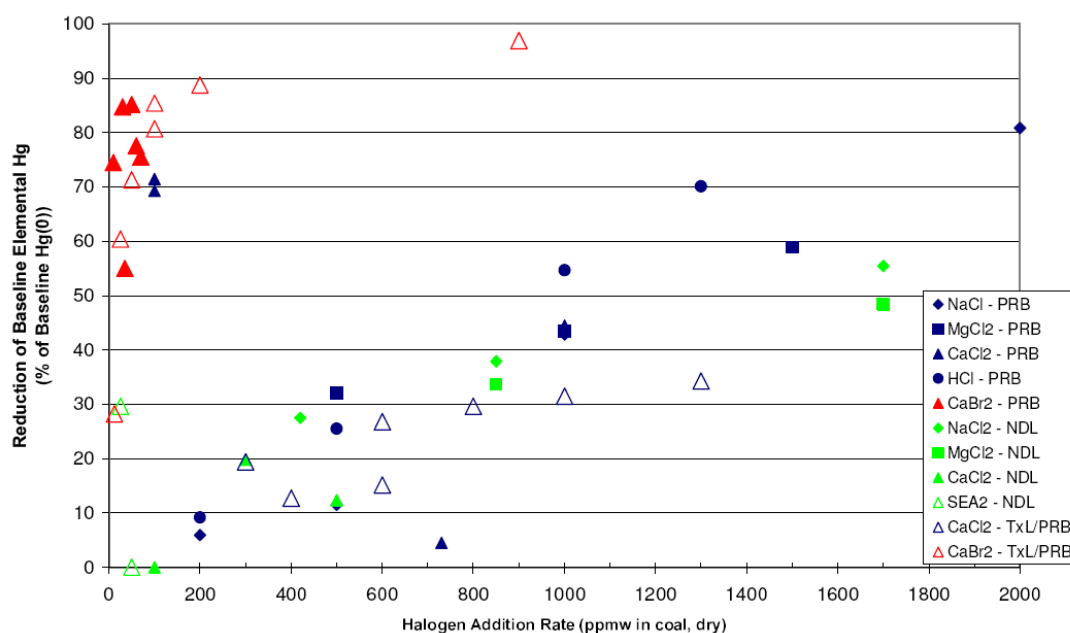


图 10. 基于溴和氯的添加剂功效对比 (from Vosteen and Lindau, 2006).

正在调研的一些工厂的关切, 及有关卤素化合物使用的问题包括: 锅炉和湿法烟气脱硫的腐蚀性, 飞灰制作混凝土, 飞灰的泄露性, 在湿法烟气脱硫和再-释放过程中对汞捕获的影响。卤素元素的使用, 尤其是溴, 在某些条件下, 可以减少 80%以上的汞排放。但这方法是申请了专利的, 要求有专门知识使用, 以确保它不会给工厂带来负面影响。

6 加强颗粒物控制

前几章讲到，在信息数据收集过程中，对静电除尘和布袋除尘器的除汞率进行了测量。表 5 是有关颗粒物控制设施的数据。除煤的类型之外，在颗粒物控制设施中，其他变量也对汞的去除有着重大影响。例如，使用烟煤的静电除尘平均除汞率是 36%，但所测的汞去除范围介于 0-63%。

- 静电除尘系统的汞捕获率可达至 36%。布袋过滤系统的汞捕获量要大得多，高达 90%。
- 通过采取一些措施，包括煤转换/混合，温度调整和运行系统的改善，可使静电除尘和布袋过滤系统的汞去除量最大化。

表 4. 颗粒物控制设施除汞

煤种/ 颗粒物控制	烟煤	次烟煤	褐煤
低温静电除尘	36% (0 – 63%)	9% (0 – 18%)	1% (0 – 2%)
高温静电除尘	14% (0 – 48%)	7% (0 – 27%)	未测试
布袋除尘器	90% (84 – 93%)	72% (53 – 87%)	未测试

所测的平均除汞率 (美国环境保护署, 2002) 的范围 (Srivastava et al., 2006)

测出的汞去除率范围，尤其是静电除尘效果说明：通过提高颗粒物收集器的效率提高或改造烟气性质，可使其更加完善。了解颗粒物设施的功效很重要，因为它会影响汞减排的能力。

常见的静电除尘设计目标是达到 99% 的颗粒物收集效率。静电除尘运行原理是：将电荷传递到进入的颗粒物当中，然后将它吸附到相反方向的充电的金属板来收集。

定期对金属板吸附的颗粒物敲打，使其落入收集漏斗。静电除尘的效率很大程度上取决于其所收集的颗粒物的电阻率。或高或低于最佳值都会使灰尘，颗粒物不能有效地充电并被收集。静电除尘收集颗粒物的效率也取决于煤质的含硫量。含硫量适中或较高，通常

是烟煤，其产生的灰尘较容易收集。含硫量较低的煤，如：次烟煤，其产生的灰尘有较高的电阻率，难以收集。灰尘的电阻率可以通过降低静电除尘的温度或在静电除尘的上游使用三氧化硫，硫酸，水，钠或氨等物质与颗粒物反应而改变。除灰尘外，静电除尘的颗粒物收集效果还依赖于颗粒物的尺寸。大于 1-8 微米的颗粒物的收集效率在 95-99.9%之间，但是，小于 0.3 微米的颗粒物充电条件欠佳，降低了其收集效率，在 80-95%之间。

静电除尘可以在一个锅炉系统一处或两处安装使用：常称作“冷侧”静电除尘和“热侧”静电除尘。安装在空气加热器（烟气温度在 130-180 °C）下游的静电除尘称做“冷侧”静电除尘，而安装在空气加热器（烟气温度在 315-400 °C）上游的静电除尘称做“热侧”静电除尘。“热侧”静电除尘的优势是：飞灰在高温状态下电阻率较低，这对燃用低硫煤，并产生高电阻率的飞灰的机组尤其重要。

布袋除尘器是高效收集颗粒物的最佳商用颗粒物控制技术。它通过将气体渗入带孔的纤维材料，来捕获表面的飞灰。如果布袋除尘器的滤质太厚，就会严重限制气体穿入。因此，要定期除掉滤质。去除的方法，主要有两种：反-气流式和脉冲-喷式。选择滤质去除方法，要看飞灰颗粒物是积聚在布袋的里面还是外面。被收集在布袋的里面的灰尘，通常用吹风机，从相反方向吹（反-气流式）。被收集在布袋的外面的灰尘，常用压缩空气喷射将滤质脱离布袋（脉冲-喷式布袋除尘器）。两种方法都是将灰尘颗粒物投入下面的漏斗。

6.1 除汞

静电除尘基本的除汞模式表明：物质传送限制，即使在最理想的条件下，大大限制了在静电除尘中，电极所收集的颗粒汞去除效率。静电除尘在收集颗粒物过程中，通常只去除颗粒汞。颗粒汞通常与未燃烧碳相结合。与飞灰中未燃烧碳相比，汞吸收无机成份的能力（飞灰）通常很低。研究发现：未燃烧碳的数量与静电除尘汞去除率密切相关。图 11 说明了这个趋势，表明了静电除尘对进入的汞捕获的数量是由未燃烧碳的数量决定的。可见，静电除尘所捕获的飞灰中，当有 5%的未燃烧碳时，汞捕获率在 20-40%之间。未燃烧碳的含量更高时，其汞捕获量可以高达 80%。

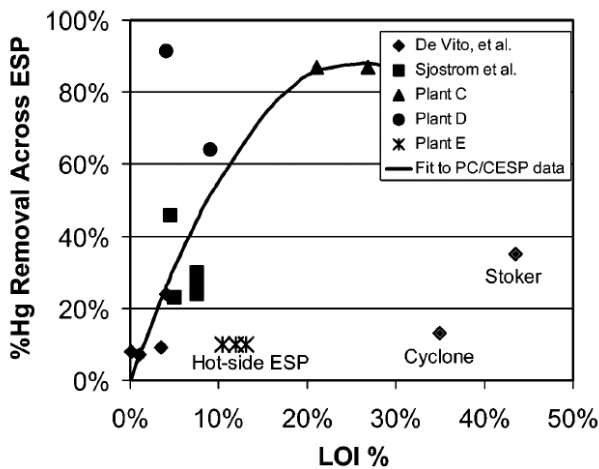


图 11. 在静电除尘中未燃烧碳的含量与汞捕获的关系(from Senior and Johnson, 2005).

未燃烧碳除其含量之外，其特点如表面特性、颗粒物的尺寸、它的多孔特性及其成份，都可能会影响静电除尘的汞捕获量(Lu et al., 2007)。研究发现：当飞灰中未燃烧碳的数量随着颗粒物的减少而下降时，未燃烧碳的汞含量通常随着颗粒物的减少而增加。此外，未燃烧碳的数量还是影响汞吸收的主要因素。因此，静电除尘效率的提高，和细微灰尘及未燃烧碳捕获数量的增加都可能会减少汞排放。

其它影响从飞灰中汞捕获量的主要因素（然后从烟气中排除）是：静电除尘的温度和煤的类型。通常在使用高氯煤的锅炉，烟气中会产生更多的未燃烧碳，安装静电除尘可以捕获更多的汞。这两个参数都会促成氧化汞和颗粒汞的形成，因而使其在静电除尘中比零价汞更容易捕获。因此，如果能够改善静电除尘设施，就能够提高从烟气中除汞的数量。静电除尘去除更多的颗粒物就可以进一步提高除汞率。还可以使用“低成本“的方法，来提高静电除尘的颗粒物收集效率。最近在一家 1300 兆瓦装机容量的工厂，启动了一个成功的改建项目。

为了解通过静电除尘改善而增加汞捕获的潜力，进行了一项简单的分析测试。下面介绍了通过静电除尘设施的改善而从烟气中除汞的数量估算。为此，给出了一些假设条件。

- 在一家年耗煤4000万公吨的发电厂开展静电除尘提效项目；
- 煤汞含量介于0.01-1.1 ppm范围；
- 煤灰占42%；

- 灰的成分- 80%飞灰，20%是底灰；
- 在煤碳中80%的汞被释放的条件下，现有的静电除尘设施对颗粒物的平均捕获率为98%；
- 静电除尘的效率提高范围在0.5%和1.5%之间。

利用上述的假设条件，针对不同汞含量的煤，及不同的静电除尘改进水平，对增加的汞减排量进行了计算。结果见图 12。

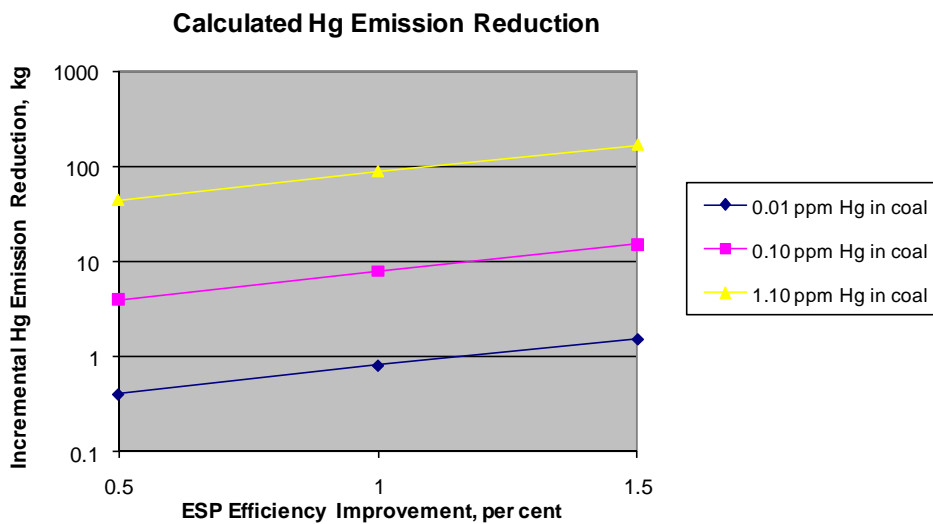


图 12. 静电除尘设施的改善提高汞减排能力。

由此可见，假设燃烧煤汞含量是 0.1PPM，那么，每提高 1%的静电除尘效率，就可多减少 10 公斤的汞排放物。这个有关增加汞去除率的计算比较保守，因为,这里没有考虑到烟气中,随着静电除尘效率的提高而增加去除的细微颗粒物的数量。例如，计算假设的增加的汞去除量是相同的，无论是在静电除尘效率由原来的 98%提高到 98.5%时，还是当它的效率由 98.5%提高到 99%。但是随着细微颗粒物捕获量的增加，汞的去除率也将随之增加。因为当静电除尘效率由 98.5%提高到 99%时，它要比由 98%提高到 98.5%时更能有效地去除细微颗粒物。因此，前者烟气中汞的去除率也会随之增加。上述结果表明了这个趋势，改善静电除尘的效率可以增加汞的捕获量。静电除尘实际去除的汞量因具体位置而异，它与静电除尘设施的设计，电厂燃煤的类型及其生产的参数（飞灰中未燃烧碳的数量）都息息相关。

布袋除尘器要比静电除尘除汞率更高，而且能更有效地去除细小颗粒物。它即可以去除颗粒汞，也可去除气态汞。布袋除尘器（几分钟）过程中气体与飞灰接触的时间要比在静电除尘（几秒）里更长，因此它促进了汞在飞灰中的吸收。此外，布袋除尘器还提供了更好的接触环境（气态汞通过滤质渗透），而静电除尘是气体通过表面。例如，正如前面介绍的信息数据调研，研究发现在中国的燃煤电厂，静电除尘设施和布袋除尘器设施的汞捕获范围分别是 4-20%和 20-80%(Wang et al., 2008)。

虽然实际值将随煤种和工厂的运行条件变化，ESP 的脱汞效率平均可达到 36%（测量范围 0 至 63%，见表 4）。布袋过滤系统的汞捕获量要大得多，高达 90%。通过采取一些措施，包括煤转换/混合，温度调整和运行系统的改善，可使静电除尘和布袋过滤系统的汞去除量最大化。

湿式洗涤器的除汞效率也很显著，因为从汞控制的角度，湿式洗涤器系统与湿法烟气脱硫系统相似。因此，氧化汞将被湿式洗涤器捕获。湿式洗涤器的除汞效果可通过煤炭混合或添加卤素氧化剂来加强。机械除尘器（如旋风除尘器）由于其去除亚微米颗粒的能力有限，除汞效率较低。

7 协同效应除汞

利用非汞大气污染物控制设备，实现协同效应除汞，有两个基本模式：一是去除湿法烟气脱硫洗涤器中的氧化汞，二是去除颗粒物控制设施（静电除尘或布袋除尘）中的颗粒汞。因此，协同效应除汞量会随着烟气总汞中氧化汞含量的增加而增加。可以通过添加化学化合物（氧化剂）或催化剂，对汞进行氧化。催化剂可以专门为生成氧化汞而放置在烟气中，或用于其它用途（例如，控制氮氧化物排放），从而达到协同效应。根据污控设施的不同，汞去除量也各不相同。表 5 介绍了现有的不同污控设施，除汞效率的一般趋势。

- 优化协同除汞最重要的一步就是使氧化汞数量最大化。
- 湿法烟气脱硫系统除汞率可达 90%。
- 选择性催化还原反应可使氧化汞的数量提高到 85%，从而提高湿法烟气脱硫的汞捕获率。
- 在湿法烟气脱硫中，可能会还原氧化汞（再-释放）。这可以通过调整洗涤器化学环境而改变。

如表 5 所示，除优化静电除尘功效以外，最重要的是，最大限度地利用协同效应除汞。使氧化汞的数量最大化。本章将介绍为提高协同效应除汞效率可采用的方法。

表 5. 协同效应除汞趋势

现有控制设备	汞捕获质量
低温静电除尘	捕获颗粒物或吸附剂产物，主要是二价汞，效果良好。使用烟煤比低质煤的协同除汞效果更好。
高温静电除尘	协同除汞效果差；高温除汞可能需要特制吸附剂。
布袋除尘器	捕获各种形态汞的协同效果良好；布袋除尘器可氧化零价汞。
低温静电除尘+低温静电除尘+湿法烟气脱硫	通常情况下，由于烟气中有溶解二价汞，因此，使用烟煤的协同除汞效果好，而低质煤效果差。零价汞的释放会降低协同效应水平。
高温静电除尘+高温静电除尘+湿法烟气脱硫	使用烟煤的协同效果一般；低质煤效果差。
喷雾干燥吸收+布袋除尘器	使用烟煤的协同效果极佳；低质煤效果较差。
布袋除尘器+布袋除尘器	与低质煤相比，使用烟煤的协同效果良好。零价汞可在布袋除尘器中氧化，并在湿法洗涤中被捕获。
选择性催化还原+低温静电除尘	捕获颗粒汞或吸附汞效果良好；使用烟煤比低质煤的协同除汞效果更好。
选择性催化还原+高温静电除尘	协同除汞效果差。
选择性催化还原+低温静电除尘+湿法烟气脱硫	捕获颗粒汞或吸附汞效果良好；使用烟煤比低质煤的协同除汞效果更好。选择性催化还原通过将零价汞转化成氧化汞，而提高烟煤的捕获效率。
选择性催化还原+喷雾干燥吸收+FF布袋除尘器	使用烟煤要比低质煤的协同除汞效果更好。烟气中如有氯气，那么,选择性催化还原可通过将零价汞转化成氧化汞，而提高其捕获效率。
选择性催化还原+高温静电除尘+湿法烟气脱硫	通常情况下，低质煤对颗粒汞和总汞的捕获效果差。选择性催化还原促进烟煤的捕获。
选择性催化还原+布袋除尘器+布袋除尘器+湿法烟气脱硫	通常情况下，各种煤的使用效果都很好。烟气中如有氯气，那么,选择性催化还原可通过将零价汞转化成氧化汞，而提高烟煤的捕获效率。

注: 该表格数据选自 Srivastava et al., 2006

7.1 湿法烟气脱硫协同效应除汞

对那些已经具备烟气脱硫设施的工厂来说，最有效的除汞策略是，增加（某些情况下储存）协同效应除汞的数量。一个湿法烟气脱硫设施的运行，要求在其上游安装颗粒物控制设施。如上所述，气态氧化汞通常是水溶性的，因此可以有效地捕获这些成分。但是气态零价汞是非水溶性的，因此不能在生料中吸收。一些工厂的数据表明：在基于钙的湿法烟气脱硫系统，虽然在有些情况下，由于洗涤器平衡化学条件不利，可能捕获的要少一些，可以捕获 90% 以上的二价汞。这表明在一些条件下，二价汞可能会在湿法烟气脱硫中，还原成零价汞，然后再被释放出去。因此，在湿法烟气脱硫中，优化协同效应的策略就是储存该系统的二价汞，以防止汞的再释放。当氧化汞在湿法烟气脱硫的生料中被吸收时，汞会被释放出来，转化为零价汞，再变成气态汞而排出洗涤器。再释放的净影响是它限制了湿法烟气脱硫中的汞去除，其释放的发生和程度取决于它的化学成分。

有关除汞的湿法烟气脱硫的化学反应如下所述。当二价汞的气体化合物在湿法烟气脱硫系统中，被液体生料吸收时，其溶解物质与烟气中的溶解硫化物（如硫化氢）发生化学反应，生成硫化汞；硫化汞在液体溶剂中以污泥形式出现。在液体溶剂中缺少充足的硫化物，因此它与亚硫酸盐发生反应，并将二价汞还原成零价汞(McDermott, 1999)。当这个还原发生时，零价汞被传送到烟气中，从而增加了烟气中零价汞的含量。二价汞还原及零价汞的再释放现象，尤其在镁强化的石灰洗涤器中更为突出。这些洗涤器与石灰石系统相比，亚硫酸盐含量更高(Renninger et al., 2004)。在一些情况下，硫化物试剂可以减少二价汞还原成零价汞的数量（美国环境保护署，2002）。此外，生料中的过渡金属（由烟气中的飞灰生成）在转化反应中非常活跃，可以作为催化剂或反应物，来还原氧化物种。在湿法烟气脱硫中随着液态汞含量的增多，汞的再释放潜力似乎很大(Chang et al., 2008)。

7.2 氮氧化物控制技术的协同脱汞效应

选择性催化还原技术，旨在通过催化的氮氧化物与氨反应，将其转化为水和氮，从而减少氮氧化物。这一反应是在被放入反应容器的催化剂表面发生的。该反应器确保了烟气在催化剂上的均匀分布。它还决定排烟速度。典型的催化剂物质有：含有涂层的氧化钛，钒铈氧化物，这些都可能会形成特定的形状，如：盘子或蜂窝状。在一定条件下，选择性催

化还原催化剂，可以通过促进零价汞而生成二价汞，并改变汞的化学形态。使用烟煤更是如此。早期在欧洲进行的测量表明：为减少氮氧化物而安装的选择性氧化还原反应器可以加速氧化汞物种的形成。后来在美国展开的调研进一步确认了选择性催化还原反应可增加二价汞的事实（land 200）。需要指出的是，选择性催化还原本身并不能除汞，而是增加了湿法烟气脱硫上游二价汞的数量。选择性催化还原还可以增加湿法烟气脱硫中的汞捕获量，从而达到协同除汞的效果。

此后开展的台架试验表明：氯化氢是一个重要的废气，它可以为在选择性催化还原催化剂中，将零价汞转化为氯化汞提供气体（Lee et al., 2003）。选择性催化还原催化剂究竟能氧化多少零价汞，以及在湿法烟气脱硫中能去除多少氧化汞，都取决于以下几方面的要素(Winberg et al., 2004):

- 煤的氯含量
- 处理气体所需的催化剂
- 选择性催化还原反应
- 氨的浓度及其在烟气中的分布
- 催化剂的已使用年限

因为氮氧化物控制策略涉及选择性催化还原的运行参数，包括温度、烟气中氨的浓度、催化剂床的尺寸及催化剂已使用的年限，因此，优化除汞的关键是煤炭中氯的含量。

正如在有关混合煤的介绍章节里所述，使用烟煤（80-90%的汞是氧化状态），要比次烟煤生成更多的二价汞。关于汞物种浓度的热化学平衡计算结果表明：在燃用次烟煤,使用选择性催化还原，将零价汞生成二价汞，是受到物质总量平衡因素的影响，而不是动力学因素(Senior, 2004 and Senior and Liniewile, 2004)。

因此，要想在燃用低质煤的锅炉，通过使用选择性催化还原，将零价汞转化为二价汞，除了需改变氮氧化物的控制参数之外，还必须改变烟气中的化学成分（例如，烟气中活跃的氯含量），或降低催化剂温度。因此，通过适当的混合煤，可以优化选择性催化还原的协同效应。

8 专门除汞技术

为控制汞污染物，在美国的一些设施已开始向燃煤锅炉的烟气注入吸附剂(GAO, 2009)。通常在现有的颗粒物控制设施上游注入粉状吸附剂，或者在现有的静电除尘设施下游注入吸附剂，再配备改建的布袋过滤设施(TOXECON)。第三个可注入吸附剂的设施是 TOXECON II，是在现有的静电除尘的下游注入吸附剂。

一些影响汞捕获的颗粒吸附剂的重要因素如下：(Srivastava et al., 2006):

- 吸附剂的物理化学特性
- 吸附剂的喷入速率
- 烟气参数（例如：温度，各形态卤素（如氯化氢、溴化氢）的浓度以及三氧化硫的浓度）
- 现有的大气污染控制装置

- 活性炭喷射技术已经在一些全烟气系统上示范，到 2010 年有 60GW 机组签署了该技术的合同，12GW 机组已经在使用这一方法。
- 去除同等量的汞，经化学处理的活性炭可以用比未处理活性炭更低的碳注入比例。
- 额外安装 PJFF，可以在使用活性炭注入时，保证飞灰的质量。

美国能源部与美国环境保护署和电力研究所（EPRI）开展了一项长达 20 多年的汞减排项目活动。首先（第一期），对未处理活性炭及改善湿法烟气脱硫的去除效率进行了现场考察。第二期，对经过化学处理的活性炭的使用进行了全面的测试，包括注入吸附剂后，保护飞灰质量的设施(TOXECON and TOXECON II)，对湿法烟气脱硫设施应用中，化学添加剂及零价汞氧化催化剂进行了评估。第三期，对工厂控汞运行状况进行了评估。这三期项目的结果可作为完整的数据库用于设计燃煤电厂控制汞排放的最佳方案。

8.1 在颗粒物控制装置前喷入吸附剂

本章介绍了有关在现有的颗粒物控制设施上游注入吸附剂的具体细节。图 13 是关于美国能源部在四家电厂，对未处理活性炭进行的第一期测试活动。这一组数据反映了活性炭的功效及缺陷。由此可见，汞脱除率随着吸附剂注入速率的增加而提高。但是，在 Pleasant Prairie 电厂燃用次烟煤（其它三家电厂燃用低硫烟煤）通过加入适量的吸附剂，汞去除率达到 60%左右。额外添加吸附剂只能多去除少量的汞物质。这是因为在亚烟煤飞灰中高含量的钠和钙中和了卤素元素，使得次烟煤中氯含量较低，从而消弱了汞的氯化反应。汞氧化（第一步是将其表面氯处理）是未处理活性炭捕获单质汞的必要条件。通常情况下，未处理活性炭的脱汞效率随着烟气中二价汞浓度的增加而提高。烟气中二价汞的浓度取决于烟气中的氯含量，因此，电厂燃用低质煤限制了未处理活性炭的脱汞效率。

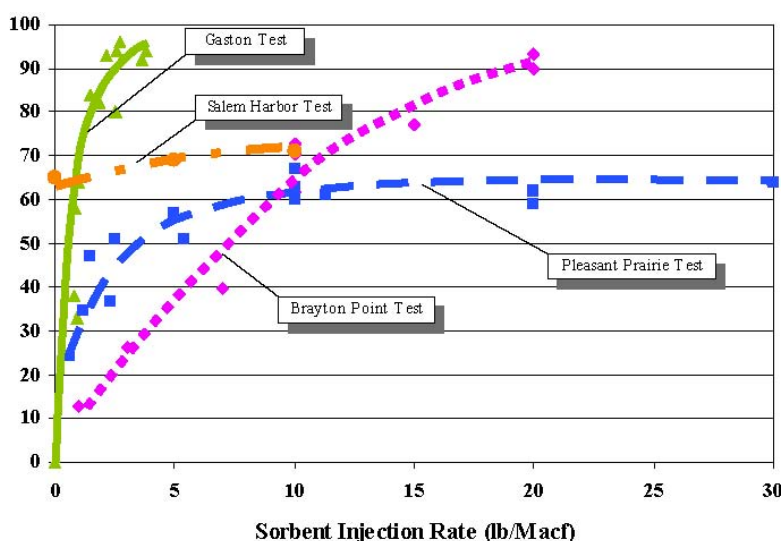


图 13. 第一期进行的对未处理活性炭的测试结果 (选自美国能源部 2005).

第一期的另一测试结果确定了温度的效应。根据早期的台架测试，可以得知：温度影响着未处理活性炭的吸收能力。当现有颗粒物控制装置前入口处的烟气温度达到 150°C 时，未处理活性炭的吸附效率突出。但是，当温度超过 170°C 时，未处理活性炭的吸附能力明显下降(Durham, 2003)。这是因为未处理活性炭表面的物理吸附比较弱，在高温条件下有力脱附，导致吸收量降低。

综上所述，第一期调研发现，未处理活性炭对燃用低硫烟煤的汞捕获很有效，但是对次烟煤的使用以及高温烟气环境中的使用效果欠佳。

在第二期测试项目中，对现有的颗粒物控制设施上游注入经化学处理的活性炭的汞去除效率进行了考察。(Feeley et al., 2008)。图 14 展示了这个趋势，对燃煤褐煤或次烟煤电厂使用未处理活性炭和经化学处理的活性炭除汞效率的对比。图 14 是对处理的活性炭开发研究状况。由此可见，在燃煤低质煤的电厂，使用处理的活性炭技术，可以提高汞捕获效率，而且较低的喷入速率，便可实现较高的汞捕获效率。经处理的活性炭，以 3 磅/百万立方英尺(lb/MMacf)的喷入速率，可以达到 90%以上的汞捕获率(Feeley et al., 2008)。第一期使用未处理活性炭时，要提高喷入速率，才可达到 90%的汞捕获率。

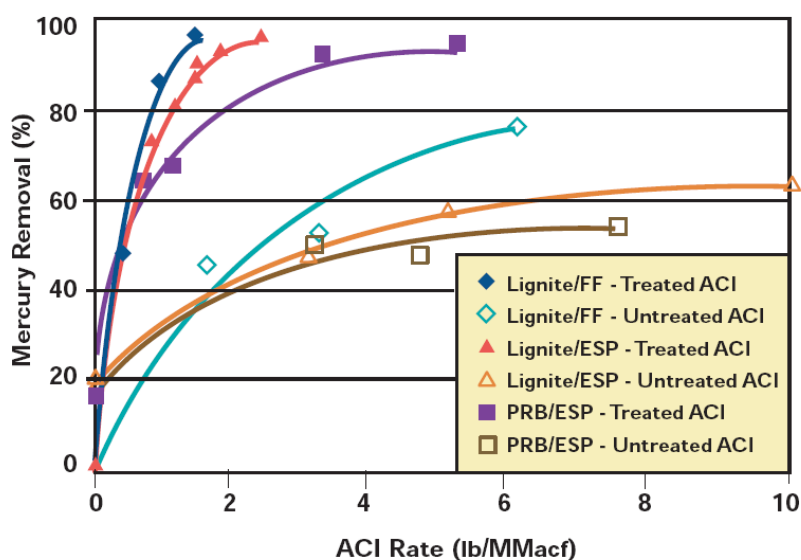


图 14 未处理活性炭与处理活性炭对汞减排的效果对比 (Feeley et al., 2008)

如上所述，在汞氧化和吸附过程中，首先要进行碳表面的氯化。通常，由于烟气中缺乏自由氯，从而它限制了未处理活性炭的效率。为解决电厂这个应用问题，开发了处理活性炭吸附剂技术(Nelson, 2004 and Nelson et al., 2004)。最常用的，经过完全测试的，提高活性炭效能的处理技术是溴化。但是，首次成功地对碘化的碳吸附剂进行了台架测试(Ghorishi et al., 2002)。

溴化的活性炭吸附剂有很多除汞优势。与未处理活性炭相比，溴化的活性炭可以：(1)在未处理活性炭使用无效的地方可以使用，扩大了吸附剂喷射的使用范围；(2)不必安装下端得布袋除尘器，从而提高脱汞的成本效益；(3)通常，可以用较低的喷入速率操作，

从而减少对工厂的负面影响并降低所捕获的飞灰中碳的含量；(4) 使次烟煤和褐煤发挥更好的功效；(5) 因为它不需要很高的投入安装布袋过滤设施，因此，对那些实施汞控制策略的国家来说，它是一个成本较低的“魅力”控制技术。活性炭技术在很多电厂得以应用，目前在北美 60GW 以上装机容量的电厂已安装了 135 套活性炭系统。虽然这个技术已在广泛使用，但是它也有很多潜在问题：

- 对下游颗粒物控制设施的影响及工厂物质总量平衡的问题
- 用于混凝土生产的飞灰的市场销售影响
- 三氧化硫的影响

正常的活性炭注入比例会增加颗粒物设施 4%的工作负荷。活性炭的注入增加了静电除尘电弧比例 (Dombrowski et al., 2004)。电弧会影响静电除尘的功效，增加出口处颗粒物的含量，从而影响工厂达标排放。就活性炭对布袋过滤的影响而言，它会增加布袋清洗的频率，因为烟气中的颗粒物增加了。这在现场测试中得以确认，同时发现布袋过滤定期清洗后，很快出现透明度下降的问题(ADA-ES, 2003)。

如上所述，人们的关切是粉状活性炭 (PAC) 的注入会影响飞灰作为水泥添加剂的销售。通常活性炭系统安装在颗粒物控制设施的上游，加速了吸附剂与飞灰的搅拌混合。这一搅拌对飞灰用于混凝土生产带来负面影响(作为 Portland 水泥的替代物)。混凝土的质量受碳含量及飞灰中碳表面物质的影响很大。在现有的静电除尘设施下游，增加布袋过滤是唯一的可以去除飞灰污染的技术方法。为使燃煤电厂能够继续向混凝土行业提供飞灰，开发了碳吸附剂技术(Nelson et al., 2006)。在三期项目，对其它吸附剂进行了测试(Kang et al., 2007)。这些吸附剂通常可以保证飞灰质量，同时又可以用正常的吸附剂注入比例使用，以达到 85%左右的汞去除率。其它的因使用卤化吸附剂而产生的问题包括：在锅炉和湿法烟气脱硫设施中，它具有潜在的腐蚀作用，飞灰与卤化吸附剂混合用于混凝土生产，飞灰的泄露，湿法烟气脱硫中的汞再释放对汞捕获的影响。

现场测试发现：烟气中的三氧化硫，即使在含量低的情况下，也会影响活性炭的效能。似乎三氧化硫与汞在吸附剂表面发生竞相吸附，从而限制了它的功效。这种现象在燃用高硫煤的工厂使用活性炭时经常出现。解决三氧化硫干扰问题的方法之一是：将汞吸附剂与碱性物质结合。在三期项目，考虑和测试的碱性物质包括：氧化镁和天然碱。根据三

期测试结果，天然碱的注入比氧化镁更能够强化活性炭的作用(Feeley et al., 2008)。但是，天然碱中的钠成分可能会给飞灰用于混凝土的生产带来负面影响。

8.2 有毒排放控制工艺 (TOXECON™)

综上所述，飞灰与吸附剂混合会降低飞灰用于混凝土生产的销售。为解决这个问题，电力研究所开发了有毒排放控制工艺(TOXECON)。这个工艺在现有颗粒物控制设施的下游附加的脉冲-喷式纤维布袋过滤(PJFF)设施中使用活性炭。如图 15 所示，有毒排放控制工艺可以将现有的颗粒物控制设施收集的灰尘与吸附剂分离。该所对使用褐煤/次烟煤的混合煤和褐煤的电厂使用有毒排放控制工艺减少汞排放的长期可行性进行了研究。以 1.2 lb/Mmacf 的比例使用处理的活性炭（溴化碳），该工艺脱汞效率达到 90%以上(Feeley et al., 2008)。

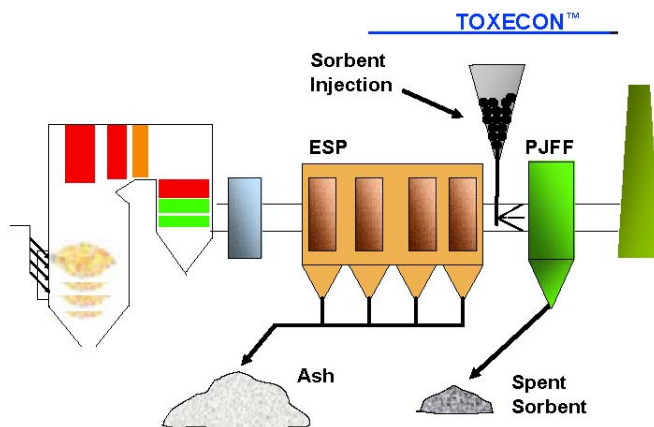


图 15 有毒排放控制工艺设备 (美国能源部, 2005)

有毒排放控制工艺配备 PJFF 设施，可以分离飞灰与吸附剂。在有毒排放控制工艺中活性炭直接注入低温静电除尘的下游，如图 16 所示。由于上游的静电除尘器收集了大量的飞灰，因此只有少量的灰尘可与活性炭吸附剂混合反应。有毒排放控制工艺 II (TOXECON II) 可以与低温静电除尘、高温静电除尘及选择的吸附剂配合使用。测试表明：在燃用次烟煤的电厂，以 5.5 lb/Mmacf 的比率使用活性炭，可去除 90%的总汞 (Campbell, 2007)。

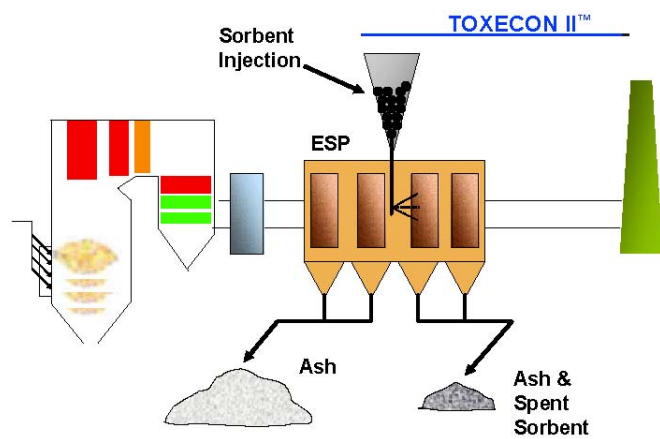


图 16 有毒排放控制工艺设备 II (美国能源部, 2005)

9 多污染物控制

多污染物控制技术可以同时控制多种污染物，而不需单独安装设备解决某一种污染物，因此，具有成本优势。目前正在研发的，在燃煤电厂可以控制多种污染物的控制技术，详见表 6。本章将具体介绍这些技术。

多污染物控制技术提供了同时可以去除包括汞在内的多种污染物的费用有效方法。但是这些技术仍然处在研发阶段，需要更多的示范才可用于商业领域。

表 6 正在研发的多污染物控制技术

技术	现状 ^a	汞排放减少, %	其他污染物控制能力	应用性
Enviroscrub / Pahlman	B/P	达 67	SO ₂ : 99% NO _x : 93-97%	新的, 改建的
电催化氧化反应	D	90	SO ₂ : 98% NO _x : 90%	新的, 改建的
低温氧化	D/C	达 90	SO ₂ : 95% NO _x : 70-95%	新的, 改建的
等离子强化静电除尘	B/P	达 98	SO ₂ : 90+% (与湿法烟气)	新的, 改建的
K-燃料	D/C	达 70	SO ₂ : 达 30% NO _x : 达 45%	大多是 PRB 或褐煤的

a. 现状: B = 台架测试; P = 试点阶段; C = 商用; D = 示范

Enviroscrub's Pahlman 工艺是封闭的干燥吸附剂使用系统，分两个步骤进行。第一步是利用 Pahlmanite 干燥矿物吸附剂化合物，来捕获氮氧化物、硫氧化物、汞及颗粒物 (Interpol, 2001)。第二步是再利用吸附剂化合物，分离有用的副产品，如硝酸盐和硫酸盐，用作化肥和工业化学领域。

Pahlmanite 吸附剂是低浓度氧化锰，以细微的黑色粉状形式出现 (Power, 2002)。吸附剂注入反应器，在 160 °C 的环境中反应。根据供应商介绍，不同的反应器类别包括；硫化

床，布袋间，运输容器和旋风分离器。除了与二氧化硫和氮氧化物反应之外，汞还与吸附剂发生化学反应，通过吸收二氧化锰促进零价汞的氧化。吸附剂在液态化学反应中再生，经烘干送到接触反应器再使用。该技术正处于示范使用阶段，有很多试点工厂，测试的烟气排放速度为 $0.45 \text{ Nm}^3/\text{s}$ 。Boswell 这个能源中心可提供有关汞去除结果的数据。除汞率达 67%(Modern Power Systems, 2002)。该技术仍处于早期开发阶段，需进一步试点研究和技术经济评估，以制定出更全面的成本效益策略。

9.1 电子束技术

电子束工艺被放置在 ESP 下游，可同时去除二氧化硫和 NO_x 。此外，98%的汞元素被氧化 (Kim et al., 2008)。这一过程涉及烟气冷却、注入氨、高能电子照射 (Chmielewski et al., 1999)。烟气在蒸发喷雾干燥的冷却器中冷却至 $60\text{-}70^\circ\text{C}$ 。此外，在喷雾冷却器的上游或者下游注入氨。这一过程的示意图如图 17 所示。

电子束工艺中的主要组成部分是高能电子束辐照室，通过加水而抵消温度上升。照射还会生成羟自由基和氧原子，氧化二氧化硫、氮氧化物和汞。烟气中的二氧化硫和氮氧化物氧化后与水混合形成硫酸和硝酸，与氨中和。电子束工艺的副产品是硫酸铵和硝酸铵的粉末，由下游的 ESP 或 FF 收集，经造粒加工后可作为肥料。副产品的颗粒小，粘性大，应采用 ESP 或 FF 捕集。

该技术处在商业化的早期阶段，至少有五个示范厂。1986 年，在印第安纳波利斯电力和照明的斯托特电站进行了 8 兆瓦的烟气示范。1992 年，在日本名古屋电厂的 200 兆瓦锅炉上进行了 $12,000 \text{ Nm}^3$ /小时烟气的示范。二氧化硫和氮氧化物的去除效率分别达到 92%和 60%。此外，在波兰的 Kawęczyn 电厂进行了 $20,000 \text{ Nm}^3$ /小时的测试，采用新的方法来设计了加速器，测定了脱汞效率。2002 年以来，在波兰的 Szczecin 电厂 90 兆瓦机组上进行了商业化应用。2009 年初以来，对保加利亚 Sviloza 电厂的 200 兆瓦机组的商业应用进行了设计。这项技术未来的市场接受程度将取决于它的成本是否小于单独控制 SO_2 和 NO_x 的成本。另一个主要因素是出售副产品化肥的可能性及其价格。

电子束技术可以去除 95%以上的二氧化硫和 90%的 NO_x 。高二氧化硫去除效率要求较小的照射剂量，一般远低于脱硝需要额照射剂量。一旦达到最低照射剂量，影响脱硫的主要因素是烟气温度和氨化学计量。二氧化硫去除率为百分之 90 所需的照射剂量是 2 kGy。 NO_x 的去除主要取决于剂量，其次是温度和 SO_2 浓度。氮氧化物的高效清除要求较高的辐射剂量。去除 50%的 NO_x 需要约 2-7 kGy 的剂量 (Frank and Hirano, 1988)。

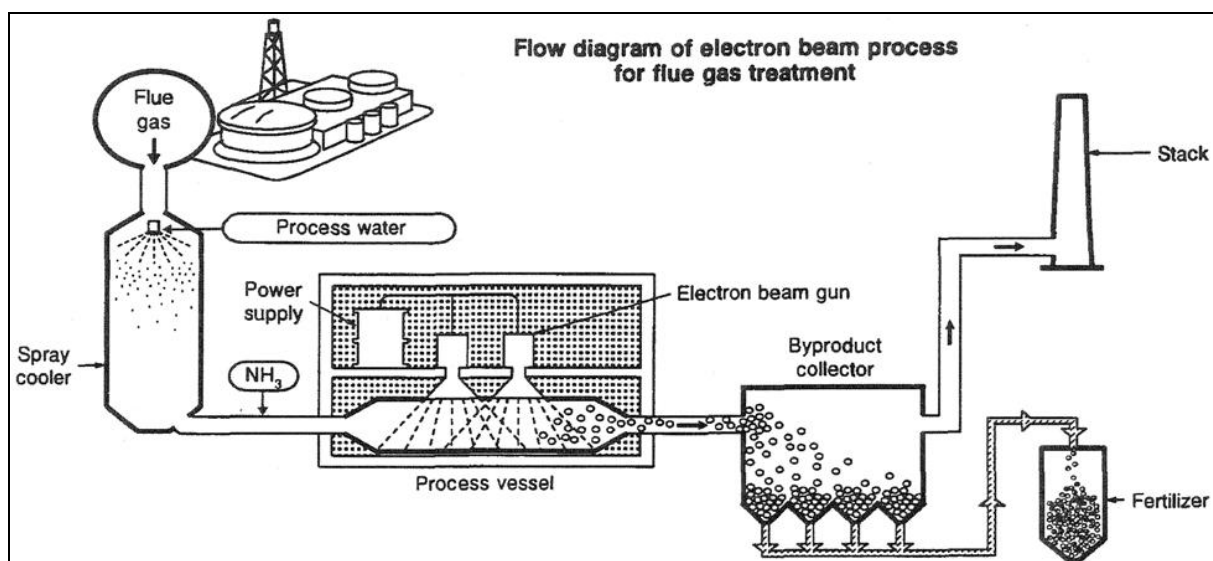


图 17. 电子束工艺流程 (Frank and Markovic, 1994).

对电子束的能量需求在很大程度上取决于要求的氮氧化物去除效率。当 NO_x 去除效率要求不高时，电子束工艺的辅助电源可能为电厂发电量的 2~3%。例如，在一个示范厂大约是 2% 的发电量用于去除 80% 的二氧化硫和 10% 的氮氧化物。当氮氧化物减少 60% 以上时，辅助电源能耗可能会达到 5% (Izutsu and Okabe, 1997)。

9.2 ENVIROSCRUB/PAHLMAN

EnviroScrub 公司开发的 Pahlman 工艺是一个吸附剂循环使用的过程，主要包括两个步骤。步骤一是采用专用吸附剂吸附 NO_x 、 SO_x 、汞污染物和颗粒物 (Interpol, 2001)；步骤二是包括吸附剂的再生，有用副产物（硝酸盐、硫酸盐等）的分离和储存。

Pahlmanite 吸附剂是一种黑色粉末状的低密度氧化锰 (MnO_2) (Power, 2002)。吸附剂被喷入温度在室温~160°C 之间的反应器，可适用的反应器包括流化床、布袋除尘器和旋风除尘器。喷入 MnO_2 ，一方面促进烟气中的 SO_2 、 NO_x 、汞与吸附剂反应，另一方面促进汞的氧化。吸附剂用湿化学法再生，经干燥返回反应器使用。该技术仍处于小试阶段，已经在 0.45 Nm^3/s 烟气流量下试验。Boswell 能源中心测试的数据表明，该技术可脱除烟气中 67% 的汞 (Modern Power Systems, 2002)。排放尾气完全符合环境标准。这项技术尚处于早期发展阶段，需要进一步的技术经济评估，以对其发展情况和成本效益有更全面的了解。

9.3 电-催化性氧化

图 18 使用电-催化性氧化工艺(ECO)，对烟气中的多种污染物分三步进行去除(McLarnon and Jones, 2000)。首先，用传统的干法静电除尘，去除烟气中的灰份。然后，用气体转化器（放电反应器），将气体污染物氧化成更高价的氧化物。例如：一氧化氮反应后生成硝酸，二氧化硫转化成硫酸，汞氧化成氧化汞。氧化的物质在收集细微颗粒物的湿法静电除尘中被捕获。湿法静电除尘排放的液体，经处理后的残灰再送到相应的系统，来生产浓硫酸和硝酸用以销售。电-催化性氧化工艺这个系统，是针对提高现有的静电除尘设施效率而设计的。如果静电除尘设施没有足够空间配备电-催化性氧化工艺，静电除尘下游就会生成很多物质。在这种情况下，工厂需要额外的空间。

放电反应器里的气体污染物氧化是电-催化性氧化工艺的关键。氧化是非热放电或等离子体生成的。在介质阻挡放电过程中，高能电子在反应器中产生，无须将气体加热至高温状态，比等离子体放电耗能少。介质阻挡放电可在广范围的温度和压力条件下进行，并被广泛用来生产商业臭氧。。

为阻挡放电，介质阻挡放电材料被放置在两个放电电极之间。这材料通常具备高绝缘强度和高电容率（例如，玻璃或陶瓷）特性，并覆盖两个电极其中的一个。施加于电极的高电压可以使缝隙中的气体分解。介质阻挡防止它生成电弧耗电。而这种分解是以薄细电流脉冲排列的，或称作“微放电”。通常这是在瞬间完成的，几纳秒，电子能介于 1-10 电子伏特（eV）。

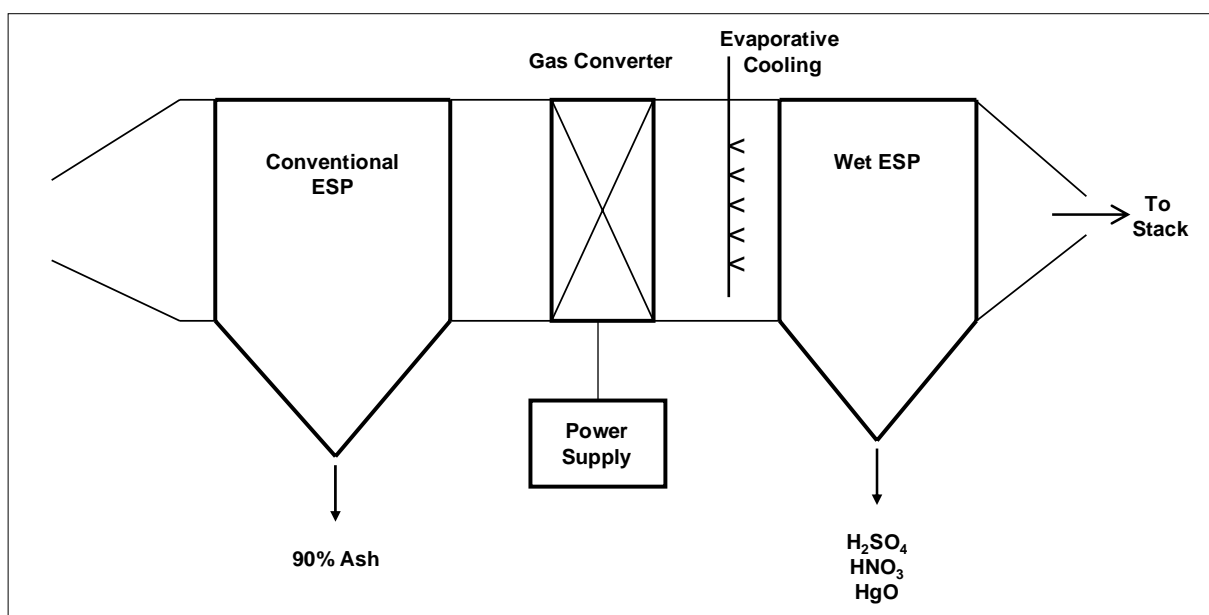


图 18. 电-催化性氧化工艺流程图

微放电过程中形成的电子能是产生气态原子团最理想的条件，这些原子团如：氢氧根，原子氧。这是通过电子与烟气中的水和氧分子碰撞而形成的。在烟气中，这些原子团同时与氮氧化物，二氧化硫和汞一起反应，分别生成硝酸，二氧化氮，硫酸和氧化汞。上述反应促使原子团形成，从而在 65 - 150 °C 的低温条件下，发生氧化反应。氧化生成气溶胶，包括氧化汞，硝酸，硫酸，从烟气中的介质阻挡反应器中释放出来。此时，气体进入湿法静电除尘设施，该设施收集气溶胶，细微颗粒物，以及其他化合物。

电-催化性氧化工艺的副产品是原硫，硝酸和硫酸，可用来做化肥和石膏产品。这些副产品的使用范围取决于当地（电厂附近）的经济条件（对竞争产品的供需）关系。

该技术在实验室测试后，在 156 兆瓦的机组进行了试点测试，用电量约为 1 兆瓦。减少了 98% 的二氧化硫，90% 的氮氧化物和 90% 的汞 (McLarnon and Jones, 2000a)。试点后，在用电约 50 兆瓦的机组安装试用。该厂使用了各类煤种，包括含 2%-4% 硫的烟煤。在 50 兆瓦的设施，检测发现：可去除 98% 的二氧化硫，90% 的氮氧化物和 80%-90% 的汞 (Boyle, 2004)。需指出的是，在电-催化性氧化工艺的入口处的氮氧化物是 337 ppm，比低氮燃烧炉高出 40%。

电-催化性氧化工艺耗电量高，大约电厂 3%的产能需用于介质阻挡放电反应器。其需求量有赖于氮氧化物氧化的所需量和气流。为提高该工艺的氮氧化物去除率，需提高反应器的功率。因此，要使出口处氮氧化物水平降低，同时要减少耗电，最好首先在锅炉就能保持较低的氮氧化物水平。因此，电厂通常在使用电-催化性氧化工艺时，还配备低氮氧化物燃烧炉和其他设施，以使进入电-催化性氧化工艺的氮氧化物最小化。其他耗电的设施包括风扇，吸附剂和化肥厂配套设备。

该工艺的魅力很大程度上取决于当地对该工艺副产品铵态氮肥需求的市场条件。硫酸铵，硝酸铵化肥是广泛交易的大宗化学品，其价值取决于当时的市场条件和运输费用 (Staudt and Jozewicz, 2003)。

9.4 低温氧化 (LOTOX)

低温氧化是在湿法烟气脱硫上游将臭氧注入烟气，将氮氧化物生成更高价的氮氧化物，例如五氧化二氮。将汞生成氧化汞(Ferrell, 2000)。然后，这些化合物在湿法烟气脱硫中被去除，因为它们是水溶性的。如图 19 所示，低温氧化系统包含综合的臭氧生产/注入单位。

在氧气流经传统的臭氧制造系统时，与燃烧产生的烟气中的氮氧化物反应，就地生成臭氧。当臭氧被注入烟气时（通常低于 150 °C），立即发生氧化(Ferrell et al., 2002)。

选择湿法烟气脱硫（石灰，石灰石或氨）不影响低温氧化工艺的能效，因为五氧化二氮比二氧化硫更溶于水。理论上讲，二氧化硫可以生成三氧化硫。但是测试表明：与氮氧化物化学反应相比，这一反应几率很低。

该技术表明：在装机容量 25 兆瓦的锅炉可以使用高硫烟煤(Goss, 2002)。当氮氧化物入口处低于 130 克/吉焦耳时，为控制氮氧化物的排放，通常建议安装低温氧化系统。超过 130 克/吉焦耳以上的情况，低温氧化系统可以作为综合的控制策略的一部分。通过结合这两种技术，用户可以免装成本更高的选择催化还原系统。

低温氧化系统可以提高烟气脱硫的汞去除率，适合各种煤质使用(Ellison, 2003)，尤其是次烟煤和褐煤，详见表 8。

根据供应商的介绍，低温氧化系统可以在烟气脱硫设施提高 5%左右（根据烟气脱硫设施的设计不同）的二氧化硫去除率，对三氧化硫的排放并无影响。500 兆瓦的工厂所需的辅助电预计在 5.0 至 12.5 兆瓦之间，或占其总发电量的 1%-2.5%。该技术尚未在工厂广泛试用。

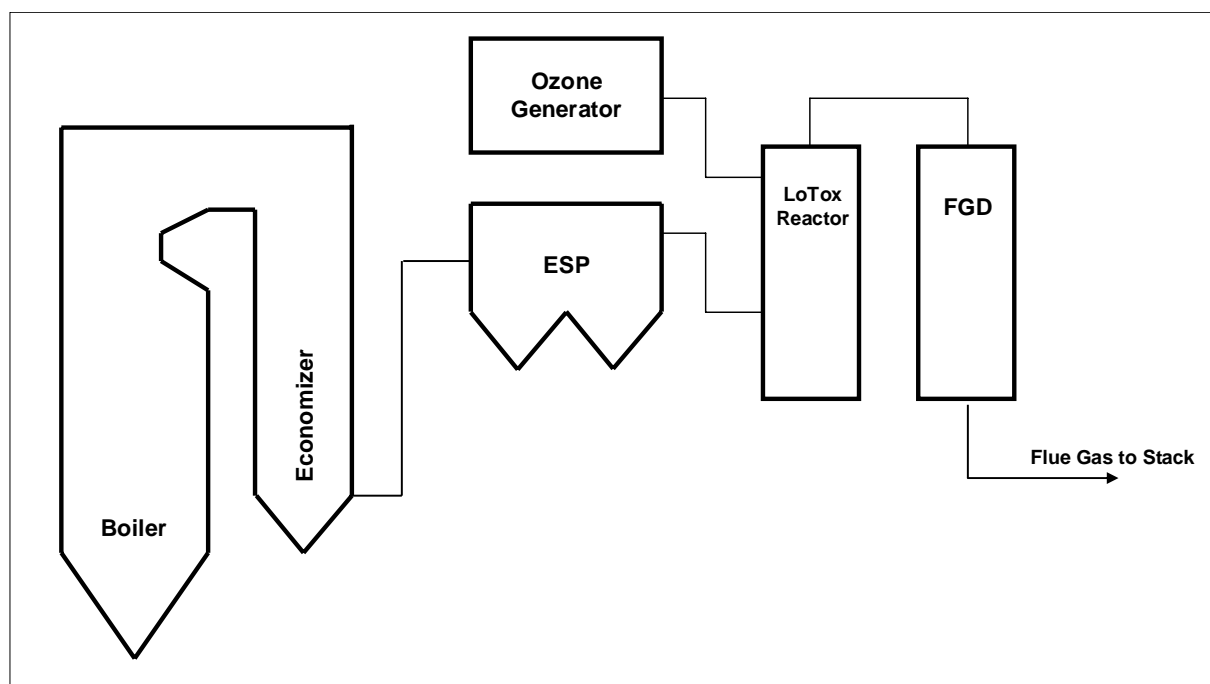


图 19. 低温氧化系统示意图

表 7. 使用各种煤低温氧化除汞数据

煤的种类	二价汞占总汞百分比	烟气脱硫除汞, %	低温氧化与烟气脱硫除汞, %
烟煤	70-85	76	94
次烟煤	15-45	33	92
褐煤	10-30	19	91

9.5 离子强化静电除尘

等离子强化静电除尘技术将气态零价汞氧化，并在湿法静电除尘工艺中去除。如上所述，湿法静电除尘工艺能够去除多种污染物。例如，混合静电除尘试点项目（在没有等离子强化静电除尘的干法静电除尘工艺，配合使用湿法静电除尘工艺）表明可以达到以下的

去除效果：95%颗粒物，20%的二氧化硫，35%氯化氢，45%氟化氢，50%的氧化汞 (Altman et al., 2003)。在另外一个湿法静电除尘设施，可去除40%的零价汞，70%的颗粒物和氧化汞。此外，使用烟气脱硫后，再使用静电除尘，可去除90%以上的PM_{2.5} and 三氧化硫(Montgomery et al., 2002)。

等离子强化静电除尘是通过与中心电极连接的放电针头，在静电场，注入试剂气体混合物。在放电处周围的注入可以生成自由基，臭氧及其他反应化合物。这些与零价汞蒸气反应形成氧化汞颗粒物。吸附在负电的颗粒物与正电电极相吸。汞氧化颗粒物与其它吸附的污染物在湿法静电除尘清洗周期被去除。等离子强化静电除尘可以通过改造其中央电极与现有的湿法静电除尘结合使用。该技术经过台前刻度测试，去除汞效率高达83%(Montgomery et al., 2003)。在试点项目中，总汞去除率高达90%。

该技术的运行与维护情况尚不可知，但是成本很低。因为这个技术是利用湿法静电除尘设施改造运用的。该技术旨在促进零价汞的氧化，提高汞去除率。该技术仍处于早期研发阶段，需要进行进一步的示范与技术经济评估。此外，还需对有关湿法静电除尘的化学方面进行调研。以防止氧化汞还原成零价汞（再释放）。

10 决策树

当燃煤电厂考虑控制汞污染物时，其管理人员和技术人员应当分析各种因素，以确定采用最适合本厂的技术方案。如上所述，产生的汞的化学形态，决定工厂的汞排放及专门控

决策树是通过分析其他污染物(SO₂, NO_x, PM)的污染控制设备及其运行情况，帮助用户选择最佳控汞策略。

汞技术的功效。汞的化学形态取决于煤质（氯含量）、煤处理/煤混合方法、现有的烟气净化设备，及炉灶的运行情况（未燃烧碳的数量）。氯元素是汞氧化的先决条件，未燃烧碳（在一定程度上，包括飞灰）能促进汞氧化，形成颗粒汞，颗粒汞通常可以在布袋除尘器设施全部收集，并在静电除尘设施也能有效地得以去除。二价汞是水溶性的，在适当的洗涤器化学环境中，可以在湿法烟气脱硫洗涤器中有效去除。零价汞是非水溶性的，会经过电厂安装的所有空气污染控制设备。因此，汞污染控制策略，应当首先将烟气中的零价汞数量最小化，将它转化成二价汞或颗粒汞。剩余的零价汞可以用专门除汞设备去除，大多使用活性炭。因此，在设计中，了解空气污染控制设施释放的零价汞的数量至关重要，以便选择适当的活性炭系统。

一些专用模型可以预测汞的化学形态及其停留时间(Niksa and Fujiwara, 2009)。这些基本模型能够区分电厂运行特征、空气污染设备、及运行条件。应当利用这些模型增加对电厂汞污染排放的情况了解。但是选择一个最佳的控汞策略之前，要分析该厂的煤质，燃烧方法，现有污控设备，以及运行状况。最佳控汞策略能够在必要时使用活性炭，增加除汞率，使协同除汞效应最大化。该方案选择程序称为决策树，见图 20。

从图 20 可见，方案选择程序要考虑各种不同的控制氮氧化物、颗粒物及二氧化硫的设备，以制定控汞策略。这一程序首先是对有关是否有碳捕集/贮存的问题选择“是/否”。因为目前世界大多数电厂都没有碳捕集/贮存设备，因此，选择是否装有选择性催化还原设备成为第一个选择项目。图 21 是关于装有选择性催化还原的，图 22 是没有选择性催化还原的工厂选择程序。例如，在图 21，电厂装有选择性催化还原，静电除尘，和湿法烟气脱硫设施（绿线标注的）。在这家工厂，最佳策略是使用选择性催化还原和湿法烟气脱硫协同效应最大化。对于装有选择性催化还原和静电除尘的，但没有湿法烟气脱硫的，其控制策略取决于静电除尘，混合煤和活性炭的改进情况。

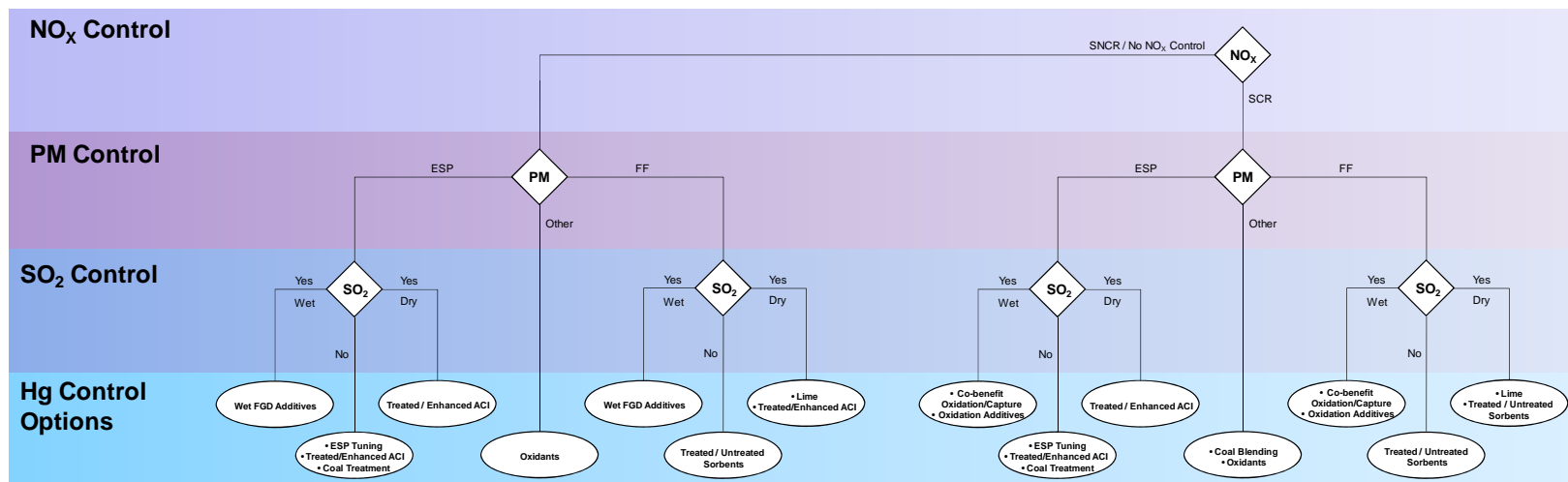


图 20. 控汞方案选择的决策树。

注：决策树代表电厂的 PM、NO_x 和 SO₂ 控制设施的不同组合。每一路径描述了一种特定的技术组合下的汞污染控制优化方法。基于汞排放控制水平的要求，再考虑专门的控汞技术。

但是，目前许多国家可能没有控制氮氧化物排放的规定，如有此规定，就会考虑安装选择性催化还原设备（粉线标注的）。那些没有选择性催化还原设备的，可使用图 22 的选择程序。从图 22 中可见，该厂只有颗粒物控制设施来控制其污染排放。如果颗粒物控制设备是静电除尘（图 22 左侧的粉线），其控制策略将取决于静电除尘的改善情况，如，使用混合煤以增加二价汞的数量。可根据烟气中零价汞和二价汞的比例，考虑是否需要活性炭。在装有颗粒物控制设施，静电除尘或布袋除尘器的设施，如湿法湿式除尘器，其最佳策略是改变湿法湿式除尘器中的化学环境（例如，添加氧化剂以增加二价汞的数量）。图 22 右侧的粉线说明了这种情况。

表 8 是现有控制设备选择程序。这些最佳实例源自图 20、21、22。

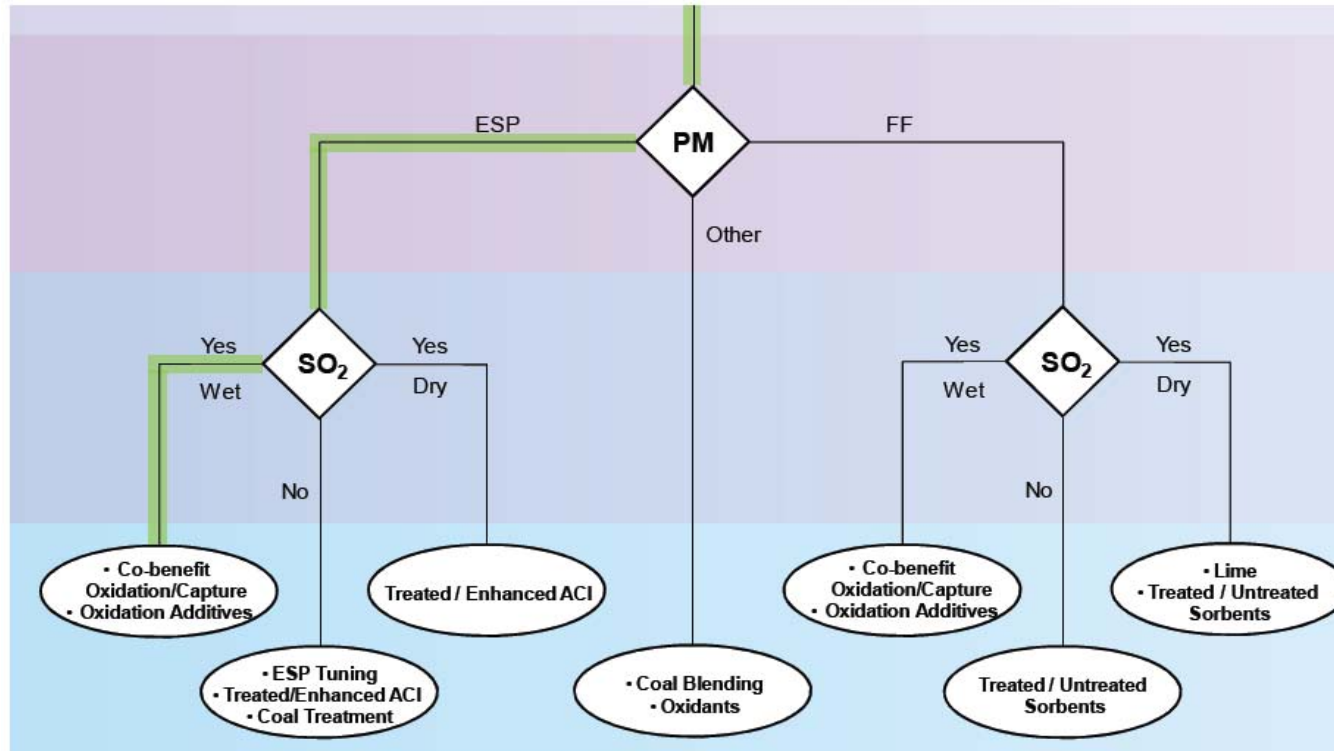


图 21. 使用选择性催化还原的工厂选择程序

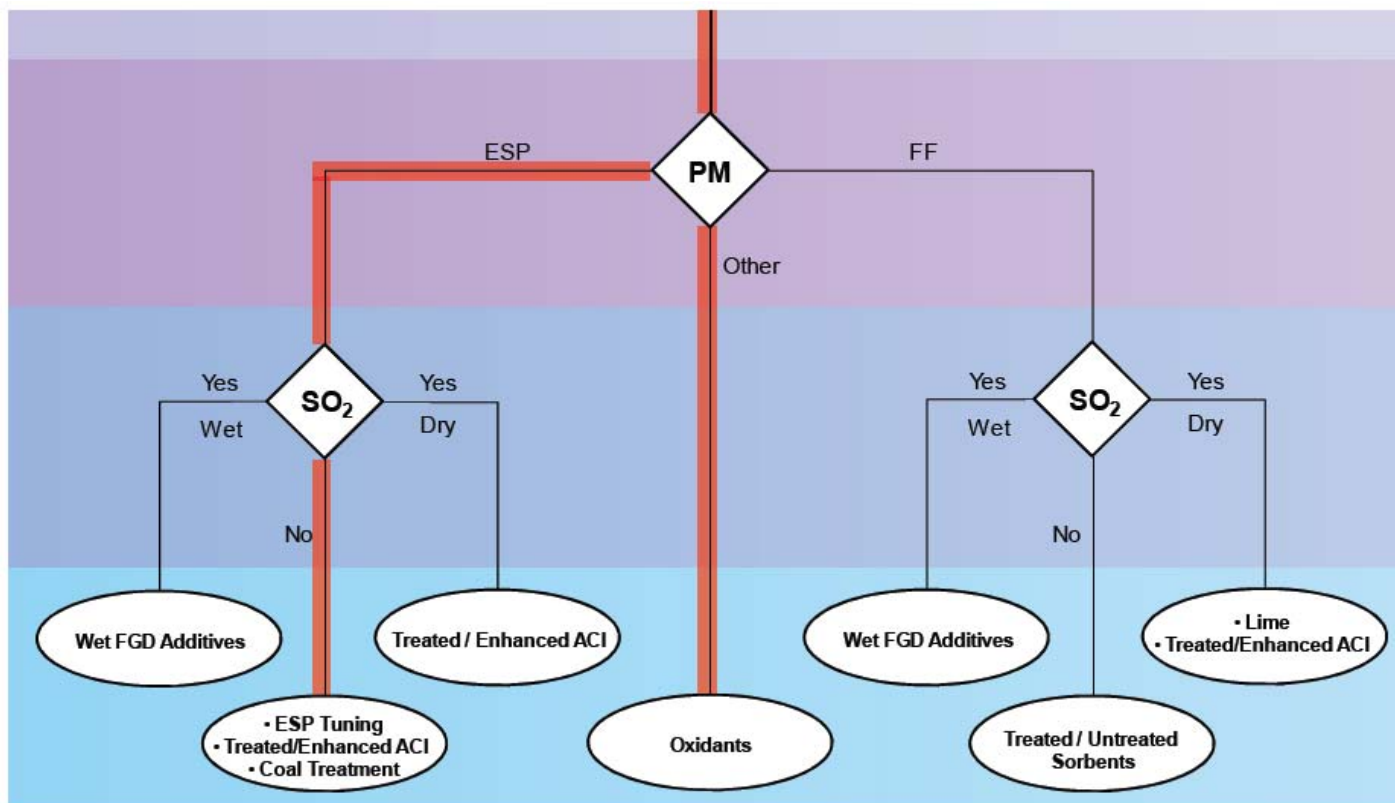


图 22. 没有使用选择性催化还原的工厂选择程序

表 8. 最佳控制设备选择程序

现有控制设备	汞捕获	优化选择程序
静电除尘	汞捕获效果良好	<ul style="list-style-type: none"> - 调整静电除尘运行效率 - 增加烟气中二价汞的数量 (例如, 通过混合煤或添加氧化剂)
布袋除尘器	捕获各种形态的汞效果良好	<ul style="list-style-type: none"> - 优化布袋清洗周期 - 根据飞灰/未燃烧碳氧化零价汞的能力, 可能需要活性炭
静电除尘+湿法烟气脱硫	因煤的种类不同, 其捕获效果由差到最佳	<ul style="list-style-type: none"> - 优化烟气中二价汞 (例如, 通过混合煤或添加氧化剂) - 防止/控制零价汞再释放
喷雾干燥吸收+布袋除尘器	捕获各种形态的汞效果好, 极佳	<ul style="list-style-type: none"> - 优化布袋清洗周期 - 低质煤可能需要活性炭
布袋除尘器+湿法烟气脱硫	捕获效果良好, 极佳	<ul style="list-style-type: none"> - 用布袋优化零价汞的氧化 - 防止/控制零价汞再-释放 -
选择性催化还原+静电除尘	捕获效果良好	<ul style="list-style-type: none"> - 优化烟气中氧化汞的数量 (例如, 通过混合煤或添加氧化剂) - 调整静电除尘运行效率
选择性催化还原+静电除尘+湿法烟气脱硫	汞捕获效果良好, 综合捕获效果因煤的种类不同, 由差到最佳	<ul style="list-style-type: none"> - 优化烟气中氧化汞的数量 (例如, 通过混合煤或添加氧化剂) - 防止/控制零价汞再-释放 - 调整静电除尘运行效率
选择性催化还原+喷雾干燥吸收+布袋除尘器	综合捕获效果	<ul style="list-style-type: none"> - 优化烟气中氧化汞的数量 (例如, 通过混合煤或添加氧化剂) - 优化布袋清洗周期 - 低质煤使用可能需要活性炭

11 二次污染问题

根据现有空气污染控制装备的配置和汞捕获抉择树优化,汞可能从气态(烟道气)转化为固态(例如飞灰,合成石膏),或进入液态或固/液态(例如,湿法烟气脱硫淤泥,固化烟气脱硫淤泥)。这些不同的介质是燃煤电厂运行的残渣,在各个不同的工艺过程产生。飞灰是煤燃烧的产物,由静电除尘或布袋除尘器收集。石膏是强力氧化石灰石湿法烟气脱硫(LSFO)的副产品。在LSFO中,几乎所有的副产品都是硫酸钙二水合物($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$),也称为合成石膏。合成石膏可以填埋处理,可以用来生产墙板,或用于农业。湿式烟气脱硫淤泥是从天然的或抑制氧化湿式烟气脱硫中收集的。在抑制氧化系统,几乎所有的副产品都是亚硫酸钙半水化合物($\text{CaSO}_3 \cdot 0.5\text{H}_2\text{O}$)。在天然的氧化系统,副产品是 $\text{CaSO}_3 \cdot 0.5\text{H}_2\text{O}$ 和 $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 的混合物。固化烟气脱硫淤泥是湿式烟气脱硫淤泥,飞灰和/或添加的石灰的混合物。这些材料通常统称为煤燃烧残渣(CCR)。因为汞捕获的结果增加了煤燃烧残渣中的汞含量,应该考虑填埋处理或使用煤燃烧残渣所造成的潜在的汞释放(汞淋溶),汞和其它物质介质间转化问题。

- 烟气脱硫捕获的汞与飞灰结合,生成的石膏被废弃处理时,可加工用作石膏板
- 一些湿法烟气脱硫淤泥和固定固定湿法烟气脱硫测试表明汞泄露严重。因此,这些燃烧废渣在处置或利用时,存在环境风险。

煤燃烧产物潜在的汞释放路线,最引人关注的是其淋溶到地下水中的问题,因为它可以恶化饮用水质量。还应关注汞排除到地表水中,造成潜在的生物性聚集。由于这些问题的性质,淋溶研究结果一般情况下,要和水质标准相比较。在美国,这些标准是:饮用水的最高浓度限额(微升),毒性特征(TC)或有害废物判定临界值,以及判定非致癌物的毒性终点的饮用水等效电平(DWEL)。应该注意,淋溶结果表明了试验条件下估计的极限释放趋势。然而,他们没有描述可能到达蓄水层的汞数值。

这个被众所周知的课题研究是由美国环境保护局进行的,最初的结果报告已经完成(环境保护局,2006;环境保护局,2008)。这项研究成为美国环境保护局的“汞线路图”。已经调查了23个煤燃烧产物样品(5个飞灰样品,6个石膏样品,5个洗涤剂污泥样品,7个固化洗涤剂污泥样品)。研究的重点是汞,但是,也测量砷,硒,和其它成分。

研究中使用的 CCR 样品代表了电厂通常使用的煤碳的类似结构的湿法烟气脱硫的特征。对每个 CCR 样品，都在实验室评估了与汞淋溶有关的 pH 值和液体到固体 (LS) 比率。实验室试验使用的数值范围包括代表绝大多数处理条件的相同的范围。PH 值的变化范围是 5.4 到 12.4。12.4 液固值 (LS) 的变化范围是 10 到 0.5，表示为烘干样品每克提取剂的毫升数。PH 值范围代表填埋 CCR 和表面积水现场样品观测的 pH 的 5th 和 95 th percentiles (环境保护局, 2008)。

研究的结论是,当废弃旧泥浆或处理生产石膏板的时候,捕获的汞仍然和飞灰粒子,烟气脱硫石膏相结合(环境保护局, 2006)。但是,在实验室的条件下,湿法烟气脱硫淤泥和固化湿法烟气脱硫淤泥试验的 pH 和固液 (LS) 比率的汞淋溶试验失败。因此,这些类型的煤燃烧残渣的某些处理方法,或使用条件可能隐含环境风险。当然,研究的结论也表明,在 pH 和固液 (LS) 试验全程,没有任何样品的汞淋溶试验是失败的。然后,可以选择管理条件,减轻湿式烟气脱硫淤泥和固化的湿法烟气脱硫淤泥的汞淋溶趋势。对除汞之外的重金属的淋溶也进行了观察。一般来说,个别成分的淋溶超过几个数量级,这取决于用 pH 和 LS 表示的管理方案条件。研究的淋溶浓度和金属总量无关,总含量不是淋溶的指标(环境保护局, 2008)。

12 控制成本实例

本章介绍了汞排放控制成本的实例。这些实例的单位是美元(US \$)，是从在美国进行的活动总结出来的。解释这些成本时，应注意不同国家的成本。在比较不同国家的成本时，可以使用购买力平价(PPP)法，它利用两国的货币长期平衡汇率来补偿他们的购买力。

如前所述，汞排放控制可以用已经安装的其它非汞环保设备来协同实现。否则，汞控制也可以用专用技术活性炭完成。后者在分摊成本

时更简单明了，因为全部成本都是专门用于去除汞的。协同除汞成本计算比较复杂，因为成本分配需要考虑汞控制成本和其它的污染物质，例如：二氧化硫或氮氧化物的控制成本。

如上所述，可以通过利用现有的污染控制设施协同去除汞污染物，或者可以通过专门除汞技术控制汞污染物，如活性炭利用，活性炭使用直接涉及成本费用，因为它是专门除汞技术。确定协同效应成本非常复杂，因为要考虑汞控制成本，及其它污染物，如二氧化硫，氮氧化物的控制成本。下面介绍使用活性炭除汞的成本情况：

活性炭系统的基本成本将以下面的实例介绍：一家燃用 PRB 煤（低硫，低氯，高碱），装机容量 360 兆瓦的机组，使用现有的喷雾干燥吸收布袋除尘器设施去除 35% 的汞污染物，这种情况,它的资本投资是每千瓦 3.6 美元。

方法	成本	增加运行与维护费用
提高能效	中等	低
煤处理-预燃烧	高	中等
混合煤	低	低
煤添加剂	低	低
静电除尘升级	低	低
烟气脱硫协同效应最大化	低	低
选择性催化还原效应最大化	中等	中等
活性炭	低	高~高
有毒排放控制工艺	高	中等

利用活性炭控制汞污染物排放涉及三方面成本，资本成本，可变的运行成本，以及固定运行成本。活性炭使用的可变成本将是主要费用，该可变成本包括：吸附剂的成本和处置成本。活性炭价格通常在每磅 0.39 至 0.95 美元之间，处理成本大致在每吨 19 美元左右（美国能源部 2006）。此外，由于活性炭污染造成的飞灰销售损失的成本，大约在每公吨 20 美元。这一成本估算比较保守，因为现在已经开发了有益于混凝土的活性炭。活性炭系统的固定运行成本相对较低，因为与其它空气污染物控制，如，湿法烟气脱硫或选择性催化还原相比，活性炭的运行相对来说没有那么复杂。美国能源部对在美国的活性炭系统使用的经济情况进行了分析。

活性炭系统的基本成本将以下面的实例介绍：一家燃用 PRB 煤（低硫，低氯，高碱），装机容量 360 兆瓦的机组，使用现有的喷雾干燥吸收/布袋除尘器设施，可以去除 37% 的汞污染物，这种情况下，它的资本投资是每千瓦 3.6 美元，具体费用如表 9 所示。

表 9. 360 兆瓦机组使用活性炭投资成本实例

成本内容	价格, US\$
设备费用	711,116
现场综合费用 (材料与劳力),	51,884
税 (6%)	45,780
安装	124,000
一般设施 (10%)	93,278
工程费 (10%)	93,278
项目应急费 (15%)	139,917
项目应急费(5%)	46,639
总投资成本 (TCR)	1,305,892
TCR, \$/kW	3.6

来源: 美国能源部, 2006

表 9 对运行和维修费用进行了估算，每年为去除 90% 的汞污染物，需投资 90 万美元。运用活性炭系统的额外成本是副产品的影响或处置费用，及灰尘销售的损失成本（飞灰受到活性炭的污染）。该副产品的影响预计对 360 兆瓦的机组来说，每年约为 143 万美元。

相比之下，早期美国环境保护署的预估是：活性炭系统的基本投资范围在 5 美元/千瓦（美国环境保护署，2003）然而，这些成本会随着 PJFF 或其它主要颗粒物控制设施的额外增加而提高。例如，美国能源部预估要减少 70%汞排放成本，一家 500 兆瓦装机容量的工厂需投入 98.4 万美元，年运行与维护费用 3400 万美元。如果该厂增加额外的 PJFF，资本投入将增加至 2830 万美元，年运行与维护费用降至 260 万美元左右(GAO, 2005)。PJFF 这个资本费用是每台锅炉为 1580 万美元（介于 1270 万美元和 2450 万美元之间）(GAO, 2009)。如上所述，汞去除成本取决于为减少其它污染物排放而安装的设备情况。一个活性炭系统（包括监测）的成本平均是每台锅炉为 360 万美元，在 120 万美元和 620 万美元之间(GAO, 2009)。

通过协同效应除汞的费用依赖于烟气脱硫和选择性催化还原的成本。下面介绍了这些技术的成本。但是，没有对烟气脱硫和选择性催化还原的协同除汞费用分别预估。湿法烟气脱硫平均成本（2008，以美元计算）为每台锅炉 8640 万美元（3260 万美元与 1.37 亿美元之间）。选择性催化还原的平均成本为每台锅炉 6610 万美元（1270 万美元和 1.271 亿美元之间）(GAO, 2009)。

烟气脱硫和选择性催化还原的成本将随着工厂经济规模的扩大而降低。例如，烟气脱硫成本是（2006 年以美元计算）：300 兆瓦的工厂为 US\$301/kW，500 兆瓦的工厂为 US\$230/kW，700 兆瓦的工厂为 US\$190/kW。选择性催化还原的成本是：300 兆瓦的工厂为 US\$124/kW，500 兆瓦的工厂为 US\$108/kW，700 兆瓦的工厂为 US\$98/kW。这些成本数据的前提是：烟气脱硫设施的二氧化硫去除率为 95%，选择性催化还原的氮氧化物去除率为 90% (IER, 2009)。

总的来说，协同效应除汞成本很难估算，因为它取决于多种变量，如：煤的来源和质量，现有的颗粒物控制设施所需改造的规模（如，静电除尘）。湿法烟气脱硫具体运行状态。由于这些复杂因素，该指南没有对控汞的不同方法所需的实际费用进行预测。而是对方法的相对费用进行了估算。这些费用情况见表 21，它只是一个发展趋势的指标，不应当作为一个统一的应用指南，来指导世界各个国家的燃煤电厂来选择除汞的成本效益方法。在选择汞控制设施时，应当考虑当地的经济条件。

表 10. 汞控制相对成本

方法	投资成本	增加的运行和维护费用	注释
提高能效	中等	低	汞捕获率较低，但改造的锅炉效率较高。不包括投资选择范围
煤处理-燃烧前	高	中等	清洗成本低于化学方法。卤素添加剂可增强汞氧化。
混合煤	很低	很低	可能需要调整/或改造粉煤机
煤添加剂	很低	无	没有附加的,固定的运行与维护成本，通常是有专利的。
静电除尘升级	低	无	经改造后，没有附加的,固定的运行与维护成本
烟气脱硫协同效应最大化	很低	低	减少汞再释放
选择性催化还原协同效应最大化	中等	中等	可能需要不同的催化剂，要求煤混合
活性炭	低	高	保存灰质问题
有毒排放控制工艺	很高	中等	飞灰价值成本部分抵消

13 参考文献

13.1 燃煤电厂汞排放控制的相关信息

Feeley, T., III, Brickett, L.A., O'Palko, B.A., Jones, A.P. DOE/NETL's Mercury Control Technology R&D Program – Taking Technology from Concept to Commercial Reality, presented at the MEGA Symposium, Baltimore, MD, 2008.

GAO. Preliminary Observations on the Effectiveness and Costs of Mercury Control Technologies at Coal-fired Power Plants, United States Government Accountability Office, GAO-09-860T, Washington, DC, 2009.

Nelson, S.; Landreth, R.; Liu, X.; Tang, Z.; Miller, J.; Brickett, L. Brominated Sorbents for Small Cold-Side ESPs, Hot-Side ESPs, and Fly Ash Use in Concrete, DOE/NETL Mercury Control Technology Conference, Pittsburgh, PA, December 11-13, 2006.

Pacyna, J., Sundseth, K., Pacyna, E.G., Jozewicz, W., Munthe, J., Belhaj, M., Astrom, S. An Assessment of Costs and Benefits Associated with Mercury Emission Reductions from Major Anthropogenic Sources, *Journal of the Air & Waste Management*, vol. 60, pp. 302-315, 2010.

Senior, C., Fry, A., Cauch, B. Modeling Mercury Behavior in Coal-Fired Boilers with Halogen Addition, The MEGA Symposium, Baltimore, MD., August 2008.

Sloss, L. Economics of Mercury Control, Clean Coal Centre, ISBN: 978-92-9029-453-5, January 2008.

Srivastava, R., Martin, B., Princiotta, F, Staudt, J. Control of Mercury Emissions from Coal-Fired Electric Utility Boilers, *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40, pp. 1385-1392, 2006.

UNEP. The Global Atmospheric Mercury Assessment: Sources, Emissions and Transport. United Nations Environmental Programme, Chemicals Branch, DTIE, Geneva, Switzerland, December, 2008.

US DOE. DOE/NETL's Phase II Mercury Control Technology Field Testing Program. Preliminary Economic Analysis of Activated Carbon Injection. April 2006. Available at : <http://www.netl.doe.gov/technologies/coalpower/ewr/index.html>.

US EPA. Characterization of Coal Combustion Residues from Electric Utilities – Leaching and Characterization Data, EPA-600/R-09/151, December 2009.

Vosteen, B. W., Straube, S., Koeser, H. Mercury Sorption and Mercury Oxidation by Chlorine and Bromine at SCR DeNOx Catalyst, Part A: Oxidation, and Part B: Sorption, The 9th Annual EUEC Conference, Tucson, Arizona, 2006.

Wang, S., Zhang, L., Wu, Y., Ancora, M., Zhao, Y., Hao, J. Synergistic Mercury Removal by Conventional Pollutant Control Strategies for Coal-fired Power Plants in China, *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol.60, no.6, pp. 722-730, 2010.

13.2 参考文献

ACAP (2004). Assessment of mercury releases from the Russian Federation. Russian Federal Service for Environmental, Technological and Atomic Supervision, Danish Environment Protection Agency for Arctic Council, COWI, December 2004.

ACAP (2005). Arctic Mercury Releases Inventory, Arctic Council Action Plan (ACAP) to Eliminate Pollution of the Arctic, Reduction of Atmospheric Mercury Releases from Arctic States.

ADA-ES (2003). Field Test Program to Develop Comprehensive Design, Operating, and Cost Data for Mercury Control Systems, Final Site Report for E.C. Gaston Unit 3, Prepared by ADA-ES, May 2003.

Alderman, J. K. (2003). Western Coal Preparation – Meeting the Demands for Clean Energy, *Coal Age*, vol. 107, no. 3, pp. 24-30, March 2003.

Altman, R., Buckley, W., Ray, I. (2003). Multi-Pollutant Control with Dry-Wet Hybrid ESP Technology, In the Proceedings of the Combined Utility Air Pollutant Control Symposium: The MEGA Symposium, Washington, DC, 2003.

Black & Veatch (2003). Effective Mercury Reduction Strategy for Western Coal/K-Fuel Technology, Report to US EPA, March 2003.

Boyle, P.D. (2004). Operation of 50-MW ECO Commercial Demonstration Unit at FirstEnergy's R.E. Burger Plant, Electric Power 2004, Baltimore, MD, March 2004.

Brown, T. D., D.N. Smith, R.A. Hargis, Jr., O'Dowd, W.J. (1999). 1999 Critical Review: Mercury Measurement and Its Control: What We Know, Have Learned, and Need to Further Investigate, *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol., 49, pp. 1-97.

Buschman, J., Lindau, L., Vosteen, B.W. (2006). The KNX™ Coal Additive Technology –a Simple Solution for Mercury Emissions Control, *Power Gen USA*, December 2005.

Bustard, J., Sjoström, S., Starns, T., Durham, M. (2005). Full Scale Evaluation of Mercury Control Technologies with PRB Coals, ICAC's Clean Air Technologies and Strategies Conference, Baltimore, MD, March 2005.

Campbell, T. (2007). Low Cost Options for Moderate Levels of Mercury Control – 2007 Update on TOXECON II™. DOE/NETL Mercury Control Technology Conference, Pittsburgh, PA, December 11-13, 2007.

Cao, Y., Zhou, H., Fan, J., Zhao, H., Zhuo, T., Hack, P., Chan, C.C., Liou, J.C., Pan, W.P. (2008) Mercury emissions during co-firing of a sub-bituminous coal and biomass (chicken waste, wood, coffee residue, and tobacco stalk) in a laboratory-scale fluidised bed combustor. *Environ. Sci. and Technol.* 42 (24); 9378-9384, Dec 2008.

Chang, R., Dombrowski, K., Senior, C. (2008). Near and Long Term Options for Controlling Mercury Emissions from Power Plants, The MEGA Symposium, Baltimore, MD, 2008.

Chmielewski, A. G., Dobrowolski, A., Iller, E., Tyminski, B., Zakrzewska-Trznadel, G., Zimek, Z., Licki, J. (1999). Development and Application Experience with Technology of SO₂ and NO_x Removal from Flue Gas by Electron Beam Irradiation, The MEGA Symposium, Atlanta, GA, 1999.

Chu, P. (2004). Effects of SCRs on Mercury, Mercury Experts Conference, Glasgow, Scotland, May 2004.

Clack, H.L. (2006). Mass Transfer within ESPs: Trace Gas Adsorption by Sorbent-covered Plate Electrodes, *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol. 56, pp. 759-766.

Clack, H.L. (2009). Mercury Capture within Coal-Fired Power Plant Electrostatic Precipitators: Model Evaluation, *Environ. Sci. Technol.*, vol. 43, pp. 1460–1466.

Dabrowski, J.M., Ashton, P.J., Murray, K., Leaner, J.L., Mason, R.P. (2008). Anthropogenic mercury emissions in South Africa: Coal combustion in power plants, *Atmospheric Environment*, vol. 42, pp. 6620–6626.

DeVito, M.S., Rosenhoover, W.A. (1999). Hg Flue Gas Measurements from Coal-fired Utilities Equipped with Wet Scrubbers, 92nd Annual Meeting of the Air & Waste Management Association, St. Louis, MO, June 1999.

Deye, C.S., Layman C.M. (2008). A Review of Electrostatic Precipitator Upgrades and SO₂ Reduction at the Tennessee Valley Authority Johnsonville Fossil Plant, The MEGA Symposium, Baltimore, MD, 2008.

DME (2005). Department of Minerals and Energy. Digest of South African Energy Statistics. Department of Minerals and Energy, Pretoria. Available at: <http://www.dme.gov.za/pdfs/energy/planning/2006%20Digest.pdf>

DME (2006). Department of Minerals and Energy, Digest of South African Energy Statistics. Available at: <http://www.dme.gov.za/pdfs/energy/planning/2006%20Digest.pdf>

DPL (2009), Drax Power Ltd. Environmental Performance Review 2008. 22 pp (2009). Available from: http://www.draxpower.com/corporate_responsibility/environment/envperformance/

Dombrowski, K., Fisher, K., Chang, R., Eckberg, C., Hudspeth, J., O’Palko, A. (2009). Evaluation of Low-Ash Impact Sorbent Injection Technologies at a Texas Lignite/PRB-fired Power Plant, Air Quality VII Conference, Arlington, VA, October, 2009.

- Dombrowski, K., Richardson, C., Machalek, T., Chapman, D., Chang, R., Monroe, L., Berry, M., Irvin, N., McBee, K., Sjostrom, S. (2004). Sorbent Injection for Mercury Control Upstream of Small-SCA ESPs, The MEGA Symposium, Washington, DC, 2004.
- Durham, M. (2003). Field Test Program to Develop Comprehensive Design, Operating and Cost Data for Mercury Control, DOE/NETL Mercury Control Technology R&D Program Review, Pittsburgh, PA, August 12, 2003.
- Ellison, W. (2003). Chemical Process Design Alternatives to Gain Simultaneous NO_x Removal in Scrubbers, ICAC Forum'03, Nashville, TN, October 2003.
- Eskom (2008). Eskom Power Stations. Issued by Generation Communication Department, May 2008. Available at: <http://www.eskom.co.za/content/2008EskomPoster.jpg>.
- Feeley, T., III, Brickett, L.A., O'Palko, B.A., Jones, A.P. (2008). DOE/NETL's Mercury Control Technology R&D Program – Taking Technology from Concept to Commercial Reality, presented at the MEGA Symposium, Baltimore, MD, 2008.
- Ferrell R. (2000). Controlling NO_x Emissions: A Cooler Alternative, Pollution Engineering, April 2000.
- Ferrell, R., Suchak, N., Hwang, S.C., Tseng, J., Kelton, R., Goss, W., Lutwen, R. (2002). A Report on the Application of Low Temperature Oxidation for Control of NO_x Emissions, ICAC Forum '02, Houston, TX, February 2002.
- Frank, N. W., Hirano, S. (1988). Combined SO₂/NO_x Removal by Electron-beam Processing, The 4th Symposium on Integrated Environmental Control, Washington, DC, 1988.
- Frank, N.W., Markovic, V. (1994). Electron Beam Processing of Flue Gases: Clearing the Air. IAEA Bulletin, no. 1, pp. 7-10.
- GAO (2005). Emerging Mercury Control Technologies Have Shown Promising Results, but Data on Long-Term Performance Are Limited, United States Government Accountability Office, GAO-05-612, Washington, DC, 2005.
- GAO (2009). Preliminary Observations on the Effectiveness and Costs of Mercury Control Technologies at Coal-fired Power Plants, United States Government Accountability Office, GAO-09-860T, Washington, DC, 2009.
- Ghent. R. (2009). North Yorkshire, UK, Drax Power Ltd (Dec 2009) Personal communication
- Ghorishi, S. B., Keeney, R. M., Serre, S. D., Gullett, B. K., Jozewicz, W. S. (2002). Development of a Cl-Impregnated Activated Carbon for Entrained-Flow Capture of Elemental Mercury, Environ. Sci. Technol., vol. 36, pp. 4454.
- Goss, W.L. (2002). Multi-pollutant Control System Installation at Medical College of Ohio Technical Transfer Paper, June 28, 2002.

- Grammelis, P., Koukouzas, N., Skodras, G., Kakaras, E., Tumanovsky, A., Kotler, V. (2005). Refurbishment Priorities at the Russian Coal-fired Power Sector for Cleaner Energy Production—Case Studies, Energy Policy, Elsevier, 2005.
- Gunderson, J.R. (1993). Combustion testing of K-Fuel for Heartland Fuels, Energy & Environmental Research Center, p.59, November, 1993.
- Gutberlet, H., Spiesberger, A., Kastner, F., Tembrink, J. (1992). Behaviour of the Trace Element Mercury in Bituminous Coal Furnaces with Flue Gas Cleaning Plants, VGB Power Tech., vol. 72, pp.586-591.
- Hao, J., Jiang, J., Tian, H., Wang, S., Streets, D.G., Wy, Y. (2005). Anthropogenic Mercury Emission Inventory in China: 1999, International Workshop on Mercury Control from Coal Combustion, Beijing, China, October 31-November 2, 2005.
- Honjo, S., Welliver, B., Shinoda, T., Nakayama, Y., Irvin, N., Sibley, A., Berry, M., Hastings, T.W. (2008). SCR/Wet-FGD Mercury Removal Co-Benefits Improvement – 5 MW Demonstration Test, The MEGA Symposium, Baltimore, MD, 2008.
- ICAC (2010). Enhancing Mercury Control on Coal-fired Boilers with SCR, Oxidation Catalyst, and FGD, Institute of Clean Air Companies. Available at: www.icac.com.
- ICAC (2010a). Commercial Bookings List, June 2010. Available at: www.icac.com/files/members/Commercial_Hg_Bookings_060410.pdf.
- IER (2009). Institute for Energy Research, The Facts about Air Quality and Coal-Fired Power Plants, June 2009. Available at: <http://www.instituteforenergyresearch.org/2009/06/01/the-facts-about-air-quality-and-coal-fired-power-plants/>
- Interpol Laboratories, Inc. (2001). Results of the Nov 8, 2001 Air Emission Monitoring on EnviroScrub Technologies' Mobile Demonstration Pilot Scrubber Ducts at Minnesota Power's Boswell Energy Center in Cohasset, MN, Submitted to Minnesota Power, December 18, 2001.
- Izutsu, M., Okabe, R., (1997). Final Development to Commercialize EBARA Process, The Second Symposium on Non-thermal Plasma Technology for Pollution Control, Sao Paulo, Brazil, 1997.
- Jones, A., Hoffmann, J., Smith, D., Feeley III, T., Murphy, J. (2007). DOE/NETL's Phase II Mercury Control Technology Field Testing Program, Updated Economic Analysis of Activated Carbon Injection, May 2007.
- Kang, S.; Edberg, C.; Rebula, E.; Noceti, P. (2007). Demonstration of Mer-Cure™ Technology for Enhanced Mercury Control, DOE/NETL Mercury Control Technology Conference, Pittsburgh, PA, December 11-13, 2007.
- KFx (2006). Final Report of K-Fuel™ Test Burn Validates Initial Emissions Data. Available at: http://www.redorbit.com/news/entertainment/520389/final_report_of_kfueltm_test_burn_validates_initial_emissions_data/index.html.

Kim, J.C., Kim, K.H., Armendariz, A., Al-Sheikhly, M. (2008). Mercury Oxidation with Electron Beam Irradiation, The MEGA Symposium, Baltimore, MD, 2008.

Koppejan, J., Baxter, L. (2005). Global operational status on cofiring biomass and waste with coal - experience with different cofiring concepts and fuels. In: IEA Bioenergy co-utilisation of biomass with fossil fuels -ExCo 55, Copenhagen, Denmark, 25 May 2005, 14 pp (2005).

Kosson, D. S., H. A. v. d. Sloot, F. Sanchez, A. C. Garrabrants (2002). An Integrated Framework for Evaluating Leaching in Waste management and Utilization of Secondary Materials. Environ. Eng. Sci. vol. 19, no. 3, pp. 159-204.

Laudal, D.L. (2002). Effect of Selective Catalytic Reduction on Mercury, 2002 Field Studies Update, EPRI/DOE/EPA, Report 1005558.

Laudal, D.L., Thompson, J.S., Pavlish, J.H., Brickett, L., Chu, P., Srivastava, R.K., Lee, C.W., Kilgroe, J. (2003). Mercury Speciation at Power Plants Using SCR and SNCR Control Technologies, Environmental Management, February, pp. 16–22.

Lawless, P. (1996). Particle Charging Bounds, Symmetry Relations, and Analytic Charging Rate Model for the Continuum Regime, J. Aerosol Sci., vol. 27, no. 2, pp. 191-215, 1996.

Leaner, J.J., Dabrowski, J.M., Mason, R.P., Resane, T., Richardson, M., Ginster, M., Gericke, G., Petersen, C.R., Masekoameng, E., Ashton, P.J., Murray, K., (2009). Mercury Emissions from Point Sources in South Africa, In: Pirrone, N., and Mason, R. (eds.) Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere, Springer.

Lee, C.W., Srivastava, R.K., Ghorishi, S.B., Karwowski, J., Hastings, T.W., Hirschi, J.C. (2003). Pilot-scale Study of the Effect of Selective Catalytic Reduction Catalyst on Mercury Speciation in Illinois and Powder River Basin Coal Combustion Flue Gases, The MEGA Symposium, Washington, DC, 2003.

Lu, Y., Rostam-Abadi, M., Chang, R., Richardson, C., Paradis J. (2007). Characteristics of Fly Ashes from Full-Scale Coal-Fired Power Plants and Their Relationship to Mercury Adsorption, Energy & Fuels, vol. 21, pp. 2112-2120.

Martin, C. (2009). Activated Carbon Injection for Mercury Control from Coal-Fired Boilers, An Overview, Presented at the Energy Efficiency and Air Pollutant Control Conference, Wroclaw, Poland, September 2009.

McDermott (1999). Phase III Study Section, McDermott Technologies, Inc. Advanced Emissions Control Development Program Phase III - Approved Final Report, prepared for the U.S. Department of Energy (US DOE-FETC contract DE-FC22-94PC94251-22) and Ohio Coal Development Office (grant agreement CDO/D-922-13), July 1999.

McLarnon, C. R., Jones, M. D. (2000). Pilot Testing and Scale-up of a Multipollutant Control Technology at FirstEnergy, PowerGen International Conference, Orlando, FL, November 2000.

- McLarnon, C. R., Jones, M. D. (2000a). Electro-catalytic Oxidation Process for Multipollutant Control at FirstEnergy's R.E. Burger Generating Station, Electric Power 2000 Conference, Cincinnati, OH, April 2000.
- Miller, C., Feeley, III, T., Aljoe W., Lani, B., Schroeder, K., Kairies, C., McNemar, A., Jones A., Murphy, J. (2006). Mercury Capture and Fate Using Wet FGD at Coal-Fired Power Plants, DOE/NETL Mercury and Wet FGD R&D, Pittsburgh, PA, August 2006.
- Modern Power Systems (2002). "Can Enviroscrub Clean up in the Multi-pollutant Control Business?" November 2002.
- Montgomery, J.L., Battelson, D.M., Whitworth, C.G., Ray, I., Buckley, W., Reynolds, J., Altman, R. (2002). Plasma-Enhanced Electrostatic Precipitation Technology for Control of Elemental Mercury, PowerGen International Conference, 2002.
- Montgomery, J.L., Battelson, D.M., Whitworth, C.G., Ray, I., Buckley, W., Reynolds, J., Altman, R. (2003). Latest Developments of the Plasma-Enhanced Electrostatic Precipitator for Mercury Removal in Offgas, In Proceedings of the Combined Power Plant Air Pollutant Control Symposium: The MEGA Symposium, Washington, DC, 2003.
- Munthe, J., Wangberg, I., Chugaeva, A.N., Kiseleva, N.V., Smigol I.N., Bragina O.N., Anichkov, S.N., Tumanovsky, A.G. (2004). Emissions of Mercury from Coal Fired Power Plants in Russia - Final Report to ACAP.
- Nelson, S. (2004). "Advanced Utility Sorbent Field Testing Program", DOE/NETL Mercury Control Technology R&D Program Review, Pittsburgh, PA, July 14-15, 2004.
- Nelson, S., Landreth, R., Zhou, Q., Miller, J. (2004). Accumulated Power-Plant Mercury-Removal Experience with Brominated PAC Injection, Joint EPRI DOE EPA Combined Utility Air Pollution Control Symposium, The MEGA Symposium, Washington, D.C., 2004.
- Nelson, S.; Landreth, R.; Liu, X.; Tang, Z.; Miller, J.; Brickett, L. (2006). Brominated Sorbents for Small Cold-Side ESPs, Hot-Side ESPs, and Fly Ash Use in Concrete, DOE/NETL Mercury Control Technology Conference, Pittsburgh, PA, December 11-13, 2006.
- Niksa, S., Fujiwara, N. (2004). The Impact of Wet FGD Scrubbing On Hg Emissions From Coal-Fired Power Stations, The MEGA Symposium, Washington, DC, 2004.
- Niksa, S., Fujiwara, N. (2009). Estimating Hg Emissions from Coal-fired Power Stations in China, *Fuel*, vol. 88, pp. 214–217, 2009.
- Nolan, P., Downs, W., Bailey, R., Vecchi, S. (2003). Use of Sulfide Containing Liquors for Removing Mercury from Flue Gases, US Patent 6,503,470, January 7, 2003.
- Olson, E.S., Zhuang, Y., Holmes, M.J., Pavlish, J.H. (2008). Experimental Study on Mercury Capture in Coal-Derived Flue Gases Using Treated Activated Carbons, *Prepr. Pap.—Am. Chem. Soc., Div. Fuel Chem.*, vol. 53, no. 1., 2008.

- Pacyna, J. (2008). Socio-economic Costs of Continuing the Status-quo of Mercury Pollution, Gloeba Report, Norwegian Institute for Air Research, Klejjer, Norway, 2008.
- Pacyna, J., Sundseth, K., Pacyna, E.G., Jozewicz, W., Munthe, J., Belhaj, M., Astrom, S. (2010). An Assessment of Costs and Benefits Associated with Mercury Emission Reductions from Major Anthropogenic Sources, *Journal of the Air & Waste Management*, vol. 60, pp. 302-315, 2010.
- Pavlish, J., Olson, E., Holmes, M. (2008). Sorbent for the Oxidation and Removal of Mercury, U.S. Patent 7,435,286 B2; October 2008.
- Pavlish, J., Thompson, J., Hamre, L., Burgess, J., Brickett, L. (2009). Full-Scale Evaluation of Long-Term Balance-of-Plant Effects Resulting from Activated Carbon Injection, Air Quality VII Conference, Washington, DC, 2009.
- Pavlish, J.H., Sondreal, E.A., Mann, M.D., Olson, E.S., Galbreath, K.C., Laudal, D.L., Benson, S.A. (2003). Status Review of Mercury Control Options for Coal-Fired Power Plants. *Fuel Process. Technol.*, vol. 82, no. 2-3, pp.89-165, 2003.
- Power Engineering Magazine (2002). Coal Plant Achieves 99% NO_x and SO_x Removal with Multi-pollutant Technology, May 2002.
- Redinger, K.E., Evans, A., Bailey, R., Nolan, P. (1997). Mercury Emissions Control in FGD Systems, EPRI/DOE/EPA Combined Air Pollutant Control System, Washington, DC, 1997.
- Renninger, S., Farthing, G., Ghorishi, S.B., Teets, C., Neureuter, J. (2004). Effects of SCR Catalyst, Ammonia Injection and Sodium Hydrosulfide on the Speciation and Removal of Mercury within a Forced-Oxidized Limestone Scrubber, The MEGA Symposium, Washington, DC, 2004.
- Rini, M.J., Vosteen, B.W. (2008). Full-scale Test Results From a 600 MW PRB-fired Unit Using Alstom's KNX™ Technology for Mercury Emissions Control, The MEGA Symposium 2008, Baltimore, MD, 2008.
- Rini, M.J., Vosteen, B.W. (2009). Full-Scale Test Results from a 600 MW PRB-fired Unit Using Alstom's KNX™ Technology for Mercury Control, MEC-6 Conference, Ljubljana, Slovenia, April 2009.
- Ritchie, A., Wilson, K., Grebot, B., Smale, R., Orzeszek, W., Dann, S., Twingger, L., Spencer, I., Stravrakaki, A. (2006). Preparation of the review relating to the Large Combustion Plant Directive: a report for European Commission, Environment Directorate Genera. Chshire, UK, Entec Ltd., 221 pp, July 2006.
- Ross, K. (2010). Eskom's Comments on the UNEP Mercury POG, Johannesburg, South Africa, May 27, 2010.
- Sanchez, F., Keeney, R., Kosson, D., Delapp, R. (2006). Characterization of Mercury-Enriched Coal Combustion Residues from Electric Utilities Using Enhanced Sorbents for Mercury Control, EPA-600/R-06/008, February 2006.

- Satyamurty, M. (2007). Coal Beneficiation Technology – 2007 Initiatives, Policies and Practices, presented at Workshop on Coal Beneficiation and Utilization of Rejects: Initiatives, Policies and Practice, Ranchi, India, August 22-24, 2007.
- SENES (2004). Preliminary Inventory of Probable Mercury Emissions in India, SENES Consultants Limited, April 2004.
- Senior, C. (2004). Modelling Mercury Behaviour in Combustion Systems: Status and Future Prospects, In Proceedings of the Mercury Experts Conference MEC-1, Glasgow, Scotland, May 2004.
- Senior, C., Johnson, S. (2005). Impact of Carbon-in-Ash on Mercury Removal across Particulate Control Devices in Coal-Fired Power Plants, *Energy & Fuels*, vol. 19, pp. 859-863, 2005.
- Senior, C., Fry, A., Cauch, B. (2008). Modeling Mercury Behavior in Coal-Fired Boilers with Halogen Addition, The MEGA Symposium, Baltimore, MD., August 2008.
- Senior, C.L., Linjewile, T. (2004). Oxidation of Mercury Across SCR Catalysts in Coal-Fired Power Plants, DOE/NETL Mercury Control Technology R&D Program Review, Pittsburgh, PA, July 2004.
- Serre, S., Lee CW, Chu, P., Hastings T. (2008). Evaluation of the Impact of Chlorine on Mercury Oxidation in a Pilot-Scale Coal Combustor – The Effect of Coal Blending, The MEGA Symposium, Baltimore, MD, August 2008.
- Sloss, L. (2006). The Status, Trends and Developments in Mercury Emission Legislation and Control in Europe, Mercury 2006 – Conference on Mercury as a Global Pollutant, Madison, WI, August 2006.
- Sloss, L. (2007). Mercury-related Policy Developments in the European Union, presented at the 2007 Mercury Control Technology Conference, Pittsburgh, PA, December 2007.
- Sloss, L. (2008). Economics of Mercury Control, Clean Coal Centre, ISBN: 978-92-9029-453-5, January 2008.
- Sloss, L. (2009). Implications of emission legislation for existing coal-fired plants, Clean Coal Centre, ISBN: 978-92-90290464-1, February 2009.
- Sloss, L. (2010). Emissions from cofiring coal, biomass and sewage sludge, Clean Coal Centre, May 2010 (peer reviewed, in publication).
- Srivastava, R., Martin, B., Princiotta, F, Staudt, J. (2006). Control of Mercury Emissions from Coal-Fired Electric Utility Boilers, *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40, pp. 1385-1392, 2006.
- Srivastava, R.K., Jozewicz, W. (2001). Flue Gas Desulfurization: The State of the Art, *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol.51, no.12, pp.1676-1688, 2001.

- Staudt, J.E., Jozewicz, W. (2003). Performance and Cost of Mercury and Multipollutant Emission Control Technology Applications on Electric Utility Boilers, EPA-600/R-03-110, Research Triangle Park, NC, October 2003.
- Streets, D.G., Hao, J., Wu, Y., Jiang, J., Chan, M., Tian, H., Feng, X. (2005). Anthropogenic Mercury Emissions in China, *Atmospheric Environment*, vol. 39, pp. 7789–7806, 2005.
- Thorwarth, H. (2006). The EU-Project TOMORED - results of trace metal investigations. In: Proceedings of the TOTeM 28 mercury, trace metals and fine particulates - issues and solutions, Mar 13-14, 2006, Salt Lake City, UT, March 2006.
- Thorwarth, H., Scheffknecht, G. (2006). The effect of conventional air pollution control devices and biomass co-combustion on mercury behaviour. Paper presented at: The Clearwater Coal Conference, 31st International Technical Conference on Coal Utilisation and Fuel Systems, May 21-25, 2006, Clearwater, FL, 2006.
- Timpe, R.C.; Mann, M.D.; Pavlish, J.H. (2001). Organic Sulfur and HAP Removal from Coal Using Hydrothermal Treatment, *Fuel Process. Technol.*, vol. 73, no.2, pp.127–141, 2001.
- Toole-O’Neil, B., Tewalt, S.J., Finkleman, R.B., Akers, R. (1999). Mercury Concentration in Coal--Unraveling the Puzzle, *Fuel*, vol. 78, pp. 47-54, 1999.
- UNEP (2008). The Global Atmospheric Mercury Assessment: Sources, Emissions and Transport. United Nations Environmental Programme, Chemicals Branch, DTIE, Geneva, Switzerland, December, 2008.
- US DOE (2005). Feeley, J. III, Brickett, L.A, O’Palko A., Murphy J.T., Field Testing of Mercury Control Technologies for Coal-Fired Power Plants, Mercury R&D Review Meeting, December 2005.
- US DOE (2006). DOE/NETL’s Phase II Mercury Control Technology Field Testing Program. Preliminary Economic Analysis of Activated Carbon Injection. April 2006. Available at : <http://www.netl.doe.gov/technologies/coalpower/ewr/index.html>.
- US EPA (1997). Mercury Study Report to Congress, Volume I, Office of Air Quality Planning and Standards and Office of Research and Development, Research Triangle Park, NC, EPA-452/R-97-004b, December 1997.
- US EPA (2000). Control of Mercury Emissions from Coal-Fired Electric Utility Boilers, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-01-109, December 2001.
- US EPA (2001). Database of information collected in the Electric Utility Steam Generating Unit Mercury Emissions Information Collection Effort, OMB Control No. 2060-0396, Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, NC, April 2001. Available at: <http://www.epa.gov/ttn/atw/combust/utitox/utoxpg.html>.

US EPA (2002). Control of Mercury Emissions from Coal-Fired Electric Utility Boilers: Interim Report Including Errata Dated 3-31-02, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-01-109, April 2002.

US EPA (2003). Performance and Cost of Mercury and Multipollutant Emission Control Technology Applications on Electric Utility Boilers, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA/600/R-03/110, October 2003.

US EPA (2005). Multipollutant Emission Control Technology Options for Coal-fired Power Plants, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-05/034, March 2005.

US EPA (2006). Characterization of Mercury-Enriched Coal Combustion Residues from Electric Utilities Using Enhanced Sorbents for Mercury Control, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-06/008, February 2006.

US EPA (2008). Characterization of Coal Combustion Residues from Electric Utilities Using Wet Scrubbers for Multi-Pollutant Control, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA/600/R-08/077, July 2008.

US EPA (2009). Characterization of Coal Combustion Residues from Electric Utilities – Leaching and Characterization Data, EPA-600/R-09/151, December 2009.

US EPA (2010). Mercury Emissions. Available at:
<http://cfpub.epa.gov/eroe/index.cfm?fuseaction=detail.viewInd&lv=list.listByAlpha&r=188199&subtop=341>

US EPA (2010a). EPA's IPM Base Case 2006 (v3.0). Available at: www.epa.gov/airmarkets/progsregs/epa-ipm/BaseCase2006.html

Vesperman, K. (1993). Utility SO₂ Compliance with a Long-range Forecast, Low-rank Fuels Symposium, St. Louis, MO, May 1993.

Vosteen, B. W., Straube, S., Koeser, H. (2006b). Mercury Sorption and Mercury Oxidation by Chlorine and Bromine at SCR DeNO_x Catalyst, Part A: Oxidation, and Part B: Sorption, The 9th Annual EUEC Conference, Tucson, Arizona, 2006.

Vosteen, B.W., Lindau, L. (2006a). Bromine Based Mercury Abatement-Promising Results from Further Full Scale Testing, MEC-3 Conference, Katowice, Poland, June 2006.

Vosteen, B.W., Kanefke, R., Nolte, M., Tippelt, P. (2003). Chlorine- and Bromine-enhanced Hg Sorption on Electrostatic Precipitator Fly Ash from a Coal-fired Slag-tap Boiler and on Cement, VDI Seminar on Mercury: Emissions, Measurement and Abatement Technologies, Dusseldorf (Text in German), September 29-30, 2003.

VTI (2005). ESP Background Document, All-Russia Thermal Engineering Institute, Moscow, Russia, 2005.

Wang, S., Zhang, L., Wu, Y., Ancora, M., Zhao, Y., Hao, J. (2010). Synergistic Mercury Removal by Conventional Pollutant Control Strategies for Coal-fired Power Plants in China, Journal of the Air & Waste Management Association, vol.60, no.6, pp. 722-730, 2010.

Wang Y., Duan Y., Yang L., Jiang Y., Wu C., Wang Q., Yang X. (2008). Comparison of Mercury Removal Characteristic between Fabric Filter and Electrostatic Precipitators of Coal-fired Power Plants, J Fuel Chem Technol, vol. 36, no. 1, pp. 23-29, 2008.

Winberg, S., Withum, J., Tseng, S., Locke, J. (2004). Evaluation of Mercury Emissions from Coal-Fired Facilities with SCR-FGD Systems, DOE/NETL Mercury Control Technology R&D Program Review, Pittsburgh, PA, July 2004.

Wirling, J., Schiffer, H.-P., Merzbach, F. (2000). Adsorptive Waste Gas Cleaning During the Co-Combustion of Sewage Sludge in a Lignite-Fired Industrial Power Plant; VGB-Power Tech., December 2000.

Zhuo, Y. (2007). Hg Emission from Six Coal-fired Power Plants in China and Its Implications, Mercury Emission from Coal, The 4th International Experts' Workshop MEC-4, Tokyo, Japan, 13 –15 June 2007.

Zykov, A.M., Kolchin, K.I., Tumanovsky, A.G., Jozewicz, W. (2004). Joint Russian-American Project to Enhance Performance of Electrostatic Precipitators Used at Power Plants in the Newly Independent States, The MEGA Symposium, Washington, DC, 2004.