

中国燃煤电厂和燃煤工业锅炉汞排放协同控制潜力研究

清华大学环境学院/自然资源保护协会(NRDC)

撰稿：张磊，王书肖，惠霖霖，赵斌，蔡思翌

2016年2月

CONTENTS

目录

执行摘要

1. 简介

2. 汞排放清单的改进方法

2.1. 模型描述

2.2. 清单研究中的关键参数

2.2.1. 煤炭的汞含量

2.2.2. 大气污染控制设备的除汞效率

2.2.3. 基准年（2010 年）活动水平和大气污染控制装置（APCD）的安装率

2.3. 不确定性分析方法

3. 汞排放控制情景设计

3.1. 有关燃煤的大气污染控制要求

3.1.1. 《大气污染防治行动计划》(简称《大气十条》)

3.1.2. 《火电厂大气污染排放标准》(GB 13223-2011)

3.1.3. 《锅炉大气污染排放标准》(GB 13271-2014)

3.2. 2017 年汞排放控制情景预测

3.3. 2020 年和 2030 年汞排放控制情景预测

3.3.1. 能源使用情景方案

3.3.2. 污染控制情景方案

4. 潜在协同效应对中国燃煤电厂的汞控制

4.1. 2010 年燃煤电厂汞排放清单

4.2. 2012–2017 年燃煤电厂脱汞措施的有效性分析

4.3. 2020 年及 2030 年潜在协同效应对燃煤电厂的汞控制

5. 潜在协同效应对中国燃煤锅炉的汞控制

5.1. 2010 年燃煤锅炉汞排放清单

5.2. 2012–2017 年燃煤锅炉脱汞措施的有效性分析

5.3. 2020 年及 2030 年潜在协同效应对燃煤锅炉的汞控制

6. 影响和政策建议

6.1. 不确定性及其影响

6.1.1. 煤炭含汞量的不确定性

6.1.2. 大气污染控制设备脱汞效率的不确定性

6.1.3. 能源情景的不确定性

6.1.4. 污染控制情景的不确定性

6.2. 对污染物控制政策和排放标准的建议

6.2.1. 最佳可行技术（BAT）的采用

6.2.2. 国家汞减排目标

6.2.3. 浓度至上和效率至上的排放标准组合

6.2.4. 加强汞排放监测标准体系建设

6.2.5. 环保登记制度的发展

6.2.6. 工业锅炉管理系统的改进

参考文献

执行摘要

我们使用了最新的基于控制技术的概率排放因子模型，估算了燃煤电厂（CFPPs）和燃煤工业锅炉（CFIBs）的汞排放，与以往研究相比不确定度显著降低。2010年，燃煤电厂的汞排放估计中值为100吨，燃煤工业锅炉为72.5吨。

然后，我们评估了已经实施的污染控制政策和行动对汞减排带来的协同效应。这些政策和行动包括《大气污染防治行动计划》（简称“大气十条”）、火电厂和工业锅炉的大气污染物排放标准、以及本领域的专家学者提出的各种煤炭消费情景。与不采取这些政策和行动的汞排放情景相比，到2017年，燃煤电厂的汞排放量将减少46.3吨，燃煤工业锅炉的汞排放将减少45.7吨。由于煤炭消费量的增长和可能的违规排放行为的存在，这一预计的汞削减量将高于这一时期实际的汞削减量。

我们预计，到2020年，燃煤电厂的实际汞排放将比2010年的排放量减少大约25%（各种污染控制和能源消耗情景的平均）。到2030年，更高的汞减排预计会实现，约减少35-77%，具体减排情况在很大程度上取决于能源消耗情景。对于燃煤工业锅炉，我们预计，到2020年，实际平均汞排放将比2010年的排放量减少大约44%，到2030年，汞减排将介于29-79%之间，同样在很大程度上取决于能源消耗情景。总之，在一个积极但可行的控制策略下，燃煤电厂和燃煤工业锅炉这两个来源的汞排放削减高达133吨，将是可能实现的。

2010年，燃煤电厂和燃煤工业锅炉汞排放的总体不确定性水平估计分别为（-35%，+45%）和（-45%，+47%）。对整体不确定性贡献最大的因素来自两个方面：主要产煤省份（如山西和内蒙古）煤炭含汞量的不确定性，以及汞去除效率（主要来自大气污染控制设备）的不确定性。2020年和2030年的预测面临着更大的不确定性，还包括能源消耗和控制情景等不确定性因素。

然而，这些估计的基础上，中国可以建立一个国家汞减排目标，即在2010年的基础上，到2020年，燃煤电厂汞减排25%，到2030年，汞减排50%-70%；到2020年，燃煤工业锅炉汞减排30-50%，到2030年，汞减排50%-70%。

此外，根据中国燃煤电厂和燃煤工业锅炉的烟气汞排放浓度值、中国煤炭汞含量，以及典型大气污染控制设备组合的脱汞效率及其变化范围，我们还评估了汞排放源可以达到的排放水平。我们发现大多数燃煤电厂目前可以达到15微克/立方米的排放标准，而已有的标准是30微克/立方米($\mu\text{g}/\text{m}^3$)；同时，大多数燃煤工业锅炉可以达到20微克/立方米($\mu\text{g}/\text{m}^3$)的排放标准，而目前的标准是50微克/立方米($\mu\text{g}/\text{m}^3$)。一个可能的例外是，在中国西南地区，由于使用了含汞量很高的煤炭，可能汞排放无法达标。

为了允许高汞煤在某些情况下的使用，我们建议，中国在修订汞排放标准时，考虑采用排放限值和脱汞效率相结合的方法，使得管理机构或排放源可以自行选择某一种适合其地域特点的污染控制标准和方案。到2020年，燃煤电厂的综合标准可以设定为8微克/立方米($\mu\text{g}/\text{m}^3$)的排放浓度限值或75%的脱汞率，燃煤工业锅炉的综合标准可以是10微克/立方米($\mu\text{g}/\text{m}^3$)的排放浓度限值或70%的脱汞率。本研究认为，2020年的排放浓度限值应该是2010年大多数工厂能够达到的排放水平的一半左右。

基于同样的方法，2030年，燃煤电厂的综合标准可以是5微克/立方米($\mu\text{g}/\text{m}^3$)的排放浓度限值或85%的脱汞率，燃煤工业锅炉的综合标准可以是7微克/立方米($\mu\text{g}/\text{m}^3$)的排放浓度限值或75%的脱汞率。

1. 简介

汞（Hg）是一种痕量重金属元素，由于它的毒性、环境持久性、长距离传输性和生物累积性，汞引起了全球的广泛关注。受区域和全球大气环流的影响，汞能够迁移很长的距离，在远离排放源的地方沉降，引起沉降地生物体内汞或甲基汞水平升高，导致人类和生态健康受损。汞所带来的疾病的负担，以及它对人类健康和全球环境的威胁已经

在各国政府之间达成共识。在过去的几十年里，人类为控制汞对人类健康和环境的威胁，做出了积极的努力。2013年，一个具有法律约束力的国际公约--《水俣汞公约》成功通过。该公约旨在控制人为汞排放，保护人类健康和自然环境。中国在2013年10月10日签署了该公约。截至2016年2月，128个国家签署了该公约，已有23个国家批准了该公约。

汞最主要的排放途径是大气排放。据联合国环境规划署估计，2010年，人为大气汞排放总量为1,960吨（UNEP, 2013）。汞在大气中主要以气态形式存在（Sprovieri等, 2010）。大气中的汞按照物理形态可以分为气态总汞（TGM）和颗粒汞（PBM）。按照化学形态，气态总汞被进一步分成气态元素汞（GEM）和活性气态汞（RGM）（Ci等, 2012）。这三种形态的汞表现出非常不同的大气行为。活性气态汞和某些情况下的颗粒汞具有高表面反应性和水溶性，并且容易通过干、湿大气沉降清除。但是，气态元素汞，也就是大气汞的主要存在形式（>90%的大气汞是气态元素汞），却是相当稳定的，能够在低层大气层停留几个月到一年以上的時間（Fu等, 2012）。在正常大气条件下，气态元素汞在被大气氧化剂（如Br、OH、O₃、BrO等）氧化成活性气态汞之前就可以扩散到全球各地。主要的沉降物无机汞在环境中大量积累，特别是在表层土壤和海洋中。

中国是人为大气汞的最大贡献者。为了履行汞控制和汞减排承诺，中国目前正在制定《水俣公约》国家实施计划（NIP）。中国最主要的汞排放源是燃煤、有色金属冶炼和水泥生产，分别占2010年中国大气汞排放的47%、22%和18%（Zhang等, 2015）。这些排放源被公约列为汞排放控制的首要任务。燃煤电厂和燃煤工业锅炉是燃煤行业最大的大气汞贡献者。由于燃煤电厂受到更好的监督，它们往往最早开展试点活动。2011年，环境保护部启动了由16家燃煤电厂参与的汞监测和控制试点项目。而另一方面，燃煤工业锅炉分布更广泛并且难以监督和管理。由于大多数燃煤工业锅炉使用小规模、低效率的大气污染控制设备，燃煤工业锅炉汞排放总量相当于大型点源的排放总量。根据水俣公约的要求，中国需要提供详尽的信息，包括燃煤电厂和燃煤工业锅炉的大气汞排放清单，及现有的大气污染控制措施对控制大气汞排放的有效性研究。在中国现有的常规污染物（颗粒物、二氧化硫、氮氧化物）以及汞污染物的控制措施中，《大气污染防治行动计划》（“大气十条”）对中国燃煤电厂和燃煤工业锅炉的大气汞排放具有最相关和最重要的协同控制效果。因此，根据现有或预计的中国大气污染控制措施，本研究的目的在于估算燃煤电厂和燃煤工业锅炉的大气汞排放清单，以及评估在2012-2017年之间，这两个行业可能实现的汞减排协同效果。考虑到《水俣公约》今后可能在最佳可行技术（BAT）和最佳环境实践（BEP）方面对燃煤电厂和燃煤工业锅炉提出附加要求，本研究对2020年和2030年的未来情景也进行了评估。本研究的结果将在一定程度上填补与《水俣公约》相关的燃煤行业的信息空白。

2. 汞排放清单的研究方法

2.1. 模型说明

大多数现有的中国汞排放清单是基于确定性排放因子的方法（Street等, 2005; UNEP, 2013），该方法可以通过公式1（E1）来说明。所有参数均选取平均值。

$$E = \sum_i \sum_j \left[M_i \cdot A_{ij} \cdot (1 - Q \cdot w) \cdot R_j \cdot \left(1 - \sum_k P_{ijk} \cdot \eta_{jk} \right) \right] \quad (E1)$$

其中E是燃煤电厂汞排放量，单位吨/年；M是燃煤的汞含量，单位毫克/千克；A是煤炭消费量，单位吨/年；Q是燃煤电厂洗煤率；w是洗煤的除汞效率；R是锅炉的汞释放因子；P是大气污染控制设备组合的应用比例；η是大气污染控制设备组合的汞去除率；i是省份；j是锅炉的类型；k是大气污染控制设备组合的类型。

本研究采用了基于控制技术的概率排放因子模型，来评估中国各省份燃煤电厂和燃煤工业锅炉的汞排放。根据本研究所收集的或经调查获得的详细数据，我们建立了该模型的内置统计分布函数，从而解决关键参数（如，煤的汞含量、大气污染控制设备组合的汞去除率等）的不确定性问题。该模型可以通过公式2（E2）来描述：

$$E(x_i, y_{jk}) = \sum_i \sum_j \left[M_i(x_i) \cdot A_{ij} \cdot (1 - Q \cdot w) \cdot R_j \cdot \left(1 - \sum_k P_{ijk} \cdot \eta_{jk}(y_{jk}) \right) \right] \quad (E2)$$

其中，E(x,y)是燃煤电厂汞排放的概率分布；M(x)是燃煤汞含量的概率分布；η(y)是大气污染控制设备组合脱汞效率的概率分布。

该模型结合蒙特卡洛模拟法，考虑关键输入参数的概率分布，通过统计分布的形式表现汞排放的结果。所有结果表示为分布曲线或置信区间，而不是单点的结果。煤的汞含量和大气污染控制设备的除汞率是方程中的两个最可变参数。因此，它们被选择为概率分布函数。Crystal Ball™ 软件被用来完成计算。为获得可靠的输出，蒙特卡罗模拟采样数设置为 10,000。

核心参数，如煤炭汞含量和大气污染控制设备的汞去除率，符合偏态分布（如对数正态分布和威布尔分布）。因此，在确定性模型中使用算术平均值将无法反映这些关键参数的最佳估计，可能会导致对特定行业汞排放的高估或者偶尔的低估。这个模型关于燃煤行业的计算都是基于控制技术的，而且模型中的大气污染控制设备的分类甚为详细并及时更新。由于采用了最新的研究方法并充分考虑燃煤行业各关键参数的不确定性，本研究获得的中国汞排放清单的质量得到了显著改善。更详细的信息和方法可以参考我们最近的论文（Zhang 等，2015；Zhang 等，2012）。

煤炭质量对大气污染控制设备的除汞效率有显著影响。在前人对燃煤电厂大量现场测试的基础上，我们的清单模型还开发了一个应用于燃煤电厂的子模型。该子模型主要描述了煤质（主要是氯含量）对汞的形态转化和电厂大气污染控制设备脱汞效率的影响。在一般情况下，高卤素含量将带来更高的脱汞效率，但缺乏数据来量化煤中溴含量的影响。加入了该子模型，公式 2 可以被修改为公式 3 和 4 (E3) (E4)：

$$E(x, z) = \sum_i \sum_j \left[M_i(x) A_j (1 - Q \cdot w) \left(R - \sum_k \eta_{jk} \right) \right] \quad (E3)$$

$$\eta_{jk}(x_i, z_i) = f_{\eta_{jk}}(M_i(x), C_i(z), H_i) \quad (E4)$$

其中，E(x,z)是燃煤电厂汞排放的概率分布；M(x)是燃煤汞含量的概率分布；C(z)是燃煤氯含量的概率分布；H 是燃煤的灰分含量；η(x,z)是包含 M(x)、C(z)和 H 的函数。

该子模型是建立在现场测量结果基础上的经验模型，它把煤质与电厂大气污染控制设备中每一个环节中的烟气汞行为联系起来。它从锅炉汞排放的形态入手，考虑燃煤的汞含量、氯含量和灰分含量，然后基于进入每个大气污染控制设备之前的三种不同形态烟气汞的比例，来估算不同设备的除汞效率。该子模型的细节可以在我们以前的论文中找到（Zhang 等，2012）。

2.2 编制清单的关键参数

2.2.1 煤炭的汞含量

本研究使用的煤炭汞含量数据库是基于 Zhang 等的研究（2012）和美国地质调查局的研究（2004），几乎涵盖了所有大型煤田（见表 1）。山西和内蒙古是中国最大的两个煤炭生产省份，分别有 88 和 46 个煤炭样本数据。对于其他大型煤炭生产省份，如陕西、河南、山东、安徽和黑龙江，各有超过 20 个样本。样本的数目主要是基于各省的煤炭产量。对样本数目的选择也考虑到煤炭汞含量的差异。贵州被认为是全省煤炭汞含量差异最大的省份，因此拥有 46 个样品。对于其他煤炭汞含量差异较大的省份，如云南、四川和河北，每个省选取了 15 个以上样本。

表 1. 各省区煤炭数据库样本数

省区	Zhang 等 (2012)	美国地质调查局 (2004)	总数	省区	Zhang 等 (2012)	美国地质调查局 (2004)	总数
安徽	9	11	20	江西	—	7	7
北京	—	1	1	吉林	—	5	5
重庆	5	7	12	辽宁	10	9	19
福建	—	3	3	宁夏	—	4	4
甘肃	2	5	7	青海	—	1	1

广东	-	2	2	陕西	17	11	28
广西	-	5	5	山东	14	19	33
贵州	30	16	46	上海	-	-	-
海南	-	-	-	山西	-	88	88
河北	9	15	24	四川	4	11	15
黑龙江	10	10	20	天津	-	-	-
河南	10	27	37	新疆	12	6	18
湖北	-	3	3	西藏	-	-	-
湖南	-	10	10	云南	10	7	17
内蒙古	30	16	46	浙江	-	-	-
江苏	5	6	11	全国	177	305	482

表 2 显示本研究与以往其他研究的比较，表 3 显示本研究与世界其他国家/地区的研究比较。

由于跨省煤炭传输，煤炭消耗大省通常不是煤炭生产大省。公式 2 中的汞含量是针对燃煤的，而最初的煤炭汞含量是针对原煤的。因此，某省所消费的燃煤汞含量是不同省份原煤汞含量的线性组合。本研究建立了一个煤炭传输矩阵，从而把两个数据集连接起来。煤炭传输矩阵可描述如下：

$$\mathbf{m}_c = \mathbf{A}\mathbf{m}_p \quad (\text{E5})$$

$$\mathbf{m}_c = [m_{c1}, m_{c2}, \dots, m_{cn}]^T$$

$$\mathbf{A} = \{a_{ij}\}_{n \times n}$$

$$\mathbf{m}_p = [m_{p1}, m_{p2}, \dots, m_{pn}]^T$$

其中，矢量 \mathbf{m}_c 是各个省份消耗的煤炭的汞含量； \mathbf{m}_p 是在各个省份生产的煤炭的汞含量； \mathbf{A} 是煤炭传输矩阵， a_{ij} 是煤炭从 j 省运到 i 省量的百分比； n 是省的数量。

表 2. 不同研究中各省原煤汞含量（毫克/千克）(mg/kg)

省区	Zheng et al. (2007)	Ren et al. (2006)	Streets et al. (2005)	美国地质调查局 (2004)	Huang et al. (2002)	Wang et al. (2000)
安徽	0.21	0.46(50)	0.26	0.19(11)	0.26	0.22
北京	0.34	0.10(1)	0.44	0.55(1)	-	0.34
重庆	-	0.64(12)	-	0.15(7)	-	-
福建	-	-	0.08	0.07(3)	-	-
甘肃	-	1.35(1)	0.05	0.05(5)	-	-
广东	-	0.10(1)	0.15	0.06(2)	-	-
广西	-	-	0.30	0.35(5)	-	-
贵州	1.14	0.70(133)	0.52	0.20(16)	0.52	-

海南	—	—	0.15	—	—	—
河北	0.46	0.16(33)	0.14	0.14(15)	0.80	0.13
黑龙江	0.13	0.12(14)	0.09	0.06(10)	0.14	0.12
河南	0.17	0.14(115)	0.25	0.21(27)	0.17	0.30
湖北	—	0.23(1)	0.16	0.16(3)	—	—
湖南	0.07	0.08(14)	0.10	0.14(10)	0.07	—
内蒙古	0.16	0.17(14)	0.22	0.16(16)	0.02	0.28
江苏	0.09	0.18(10)	0.16	0.35(6)	0.09	—
江西	0.16	0.13(4)	0.22	0.27(7)	—	0.16
吉林	0.34	0.34(2)	0.20	0.07(5)	—	0.33
辽宁	0.17	0.14(16)	0.17	0.19(9)	0.13	0.20
宁夏	—	0.28(19)	0.20	0.21(4)	—	—
青海	—	0.31(4)	0.04	0.04(1)	—	—
陕西	0.64	0.30(3)	0.11	0.14(11)	0.08	0.16
山东	0.28	0.18(11)	0.18	0.13(19)	0.21	0.17
上海	—	—	—	—	—	—
山西	0.08	0.17(79)	0.16	0.15(88)	0.20	0.22
四川	0.18	0.35(14)	0.14	0.09(11)	—	—
天津	—	—	—	—	—	0.18
新疆	0.03	0.09(6)	0.02	0.03(6)	—	0.03
西藏	—	—	—	—	—	—
云南	0.30	0.32(56)	0.29	0.14(7)	0.34	—
浙江	—	0.75(2)	0.35	—	—	—
全国	0.19	0.33(619)	0.19	0.16(305)	0.15	0.22

表 3. 不同国家和地区原煤汞含量（毫克/千克）(mg/kg)

国家/地区	煤炭分类	平均值	范围	参考文献
澳大利亚	烟煤	—	0.03–0.4	Pirrone et al. (2001)
阿根廷	烟煤	0.10(2)	0.03–0.18	Finkelman (2004)
博兹瓦纳	烟煤	0.09(11)	0.04–0.15	Finkelman (2004)
巴西	烟煤	0.19(4)	0.04–0.67	Finkelman (2004)
哥伦比亚	次烟煤	0.04(16)	0.02–0.17	Finkelman (2004)
捷克	烟煤	0.25(24)	0.02–0.73	Finkelman (2003)

埃及	烟煤	0.12(14)	0.04–0.36	Finkelman (2003)
德国	烟煤	–	0.7–1.4	Pirrone et al. (2001)
印度尼西亚	褐煤	0.11(8)	0.02–0.19	Finkelman (2003)
印度尼西亚	次烟煤	0.03(78)	0.01–0.05	US EPA (2002)
日本	烟煤	–	0.03–0.1	Pirrone et al. (2001)
新西兰	烟煤	–	0.02–0.6	Pirrone et al. (2001)
秘鲁	无烟煤/烟煤	0.27(15)	0.04–0.63	Finkelman (2004)
菲律宾	次烟煤	0.04	0.04–0.1	Finkelman (2004)
波兰	烟煤	–	0.01–1.0	Pirrone et al. (2001)
罗马尼亚	褐煤/次烟煤	0.21(11)	0.07–0.46	Finkelman (2004)
俄罗斯	烟煤	0.11(23)	0.02–0.84	Finkelman (2003)
斯洛伐克	烟煤	0.08(7)	0.03–0.13	Finkelman (2004)
南非	烟煤	–	0.01–1.0	Pirrone et al. (2001)
南美	烟煤	0.08(269)	0.01–0.95	US EPA (2002)
韩国	无烟煤	0.30(11)	0.02–0.88	Finkelman (2003)
坦桑尼亚	烟煤	0.12(15)	0.04–0.22	Finkelman (2004)
泰国	褐煤	0.12(11)	0.02–0.57	Finkelman (2003)
土耳其	褐煤	0.11(143)	0.03–0.66	Finkelman (2004)
乌克兰	烟煤	0.07(12)	0.02–0.19	Finkelman (2003)
英国	烟煤	–	0.2–0.7	Pirrone et al. (2001)
美国	次烟煤	0.10(640)	0.01–8.0	US EPA (1997)
美国	褐煤	0.15(183)	0.03–1.0	US EPA (1997)
美国	烟煤	0.21(3527)	0.01–3.3	US EPA (1997)
美国	无烟煤	0.23(52)	0.16–0.30	US EPA (1997)
越南	无烟煤	0.28(3)	0.02–0.74	Finkelman (2004)
南斯拉夫	褐煤	0.11(3)	0.07–0.14	Finkelman (2004)
赞比亚	烟煤	0.60(12)	0.03–3.6	Finkelman (2004)
津巴布韦	烟煤	0.08(3)	0.03–0.5	Finkelman (2004)

2.2.2 大气污染控制装置 (APCDs) 的脱汞效率

除了煤炭的汞含量，大气污染控制装置的汞去除率 (APCDs) 是模型中的另一个重要参数。通过对现有研究的 118 个现场测试结果进行总结分析，我们对大气污染控制装置的脱汞效率有了全面理解。这些测试结果大多数来自中国和美国，也有来自加拿大、日本、韩国、荷兰和澳大利亚等国。**表 4** 给出了燃煤电厂和燃煤工业锅炉使用的 18 种不同的大气污染控制设备组合 (包括炉型) 的平均汞去除率。因为旋风除尘器 (CYC) 几乎不具有任何汞去除效果 (Streets 等, 2005)，因此它不包括在表 4 中。

2010 年，中国燃煤电厂用得最多的大气污染控制设备组合是煤粉炉 (PC 锅炉)，静电除尘器 (ESP) 和湿法烟气脱硫 (WFGD)，该组合的平均脱汞效率为 62%。随着选择性催化还原系统 (SCR) 的推广使用，PC + SCR + ESP + WFGD 的组合在不久的将来将会是燃煤电厂最广泛使用的组合，其平均脱汞效率为 69%。我们得到了 63 个 PC + ESP 组合以及 19 个 PC + ESP + WFGD 组合的脱汞效率数据，基于充分的数据来源 (如 2.1 节所述)，我们针对这两种组合开

发了一个子模型。由于缺乏足够的数据库，PC 锅炉和布袋除尘器（FF）的组合无法建立子模型，因此我们使用 Crystal Ball™ 软件的“分布拟合”功能进行概率分布拟合。其结果是，PC + FF 组合的脱汞效率服从威布尔（Weibull）分布，相应的参数取值是基于现场测试数据。PC + FF 这一组合的脱汞效率概率分布直接在公式 2 所述的清单模型中使用。

层燃炉（SF 锅炉）和湿式除尘器（WS）的组合是 2010 年中国燃煤工业锅炉普遍采用的装置，其平均脱汞效率为 23%。与燃煤电厂的 PC + FF 组合一样，燃煤工业锅炉的 SF + WS 组合的脱汞效率也服从威布尔分布，并且相应的参数是基于现场实测数据。SF + WS 组合的脱汞效率的概率分布直接应用于公式 2 所述的排放清单模型。麻石水膜除尘脱硫一体化设备（IMS）是一种特殊类型的湿式除尘器，用于同时去除颗粒物和二氧化硫，由于其技术经济性，这一装置正被中国的燃煤工业锅炉越来越广泛地采用。其平均脱汞效率为 38%，比湿式除尘器的效率更高。IMS 使用氢氧化钙（Ca(OH)₂）或氢氧化钠（NaOH）作为吸收剂以捕集二氧化硫，这具有协同脱汞效果。然而，碱加入的比例不同会导致不同的脱汞效率。一些燃煤工业锅炉，尤其是大型锅炉，配有与燃煤电厂相同的大气污染控制装置，如 FF + WFGD。虽然燃煤工业锅炉的这些设备的规模通常比燃煤电厂小，但是没有发现脱汞效率有显著差异，无论是煤粉炉还是层燃炉的 FF + WFGD 组合的脱汞平均值（86%）都是一样。

除了 PC + ESP，PC + ESP + WFGD，PC + FF 和 SF + WS 组合以外，其他的大气污染控制装置的脱汞效率没有足够的数据库来进行概率分布拟合。因此，在汞排放清单的计算中使用平均值。

表 4. 大气污染控制装置的平均脱汞效率 (%)

	总体	烟煤	无烟煤	褐煤	次烟煤
PC+ESP	29 (63)	29 (42)	22 (4)	38 (6)	27 (11)
PC+ESP+WFGD	62 (19)	63 (14)	81 (1)	65 (1)	50 (3)
PC+FF	67 (10)	66 (8)	—	—	73 (2)
PC+SCR+ESP+WFGD	69 (4)	69 (4)	—	—	—
PC+FF+WFGD	86 (3)	90 (2)	79 (1)	—	—
PC+SCR+FF+WFGD	93 (2)	93 (2)	—	—	—
PC+SDA+FF	59 (3)	99 (1)	—	66 (1)	13 (1)
PC+SDA+ESP	70 (1)	—	—	—	70 (1)
PC+ESP+CFB-FGD+FF	68 (1)	68 (1)	—	—	—
PC+SCR+SDA+FF	98 (2)	98 (2)	—	—	—
PC+NID+ESP	90 (1)	—	90 (1)	—	—
PC+SNCR+ESP	83 (1)	83 (1)	—	—	—
SF+WS	23 (8)	23 (8)	—	—	—
SF+IMS	38 (2)	17 (1)	59 (1)	—	—
SF+FF+WFGD	86 (3)	90 (2)	79 (1)	—	—
CFB+ESP	74 (3)	99 (1)	—	66 (2)	—
CFB+FF	86 (3)	100 (2)	—	59 (1)	—
CFB+SNCR+FF	84 (2)	89 (1)	—	—	79 (1)

注：括号中的数字是现场测试的次数。PC --煤粉炉；SF --层燃炉；CFB --循环流化床锅炉；ESP --静电除尘器；FF --布袋除

尘器; WS --湿式除尘器; IMS --麻石水膜除尘脱硫一体化设备; WFGD --湿法烟气脱硫; CFB-FGD 循环流化床干法烟气脱硫; NID --新型整体干法烟气脱硫; SDA --喷雾干燥器吸收; SCR--选择性催化还原脱硝; SNCR --选择性非催化还原脱硝。

2.2.3 基准年（2010 年）活动水平及大气污染控制装置安装率

（1）燃煤电厂（CFPPs）

2010 年，中国火电厂的总装机容量为 7.1 亿千瓦，其中 92% 来自燃煤电厂。2010 年，中国的火电厂总发电量为 34,170 亿千瓦时，平均供电煤耗为 333 克标准煤/千瓦时。据中国能源统计年鉴，2010 年中国电力行业煤炭消费总量为 15.45 亿吨。2010 年，内蒙古、山东和江苏这三个火电大省的火电耗煤量每个都超过了 1 亿吨。煤粉炉（PC 锅炉）在中国电力行业应用最广泛，占总产能的 88%。其余的火电厂使用循环流化床（CFB）锅炉。2010 年，只有 2.1% 的电厂使用洗煤。

对于颗粒物（PM）的控制，93% 的燃煤电厂安装了静电除尘器（ESP），其余的安装了布袋除尘器（FF）或电袋复合除尘器。2010 年，燃煤电厂的总颗粒物排放约为 300 万吨，排放强度低于 1.0 克/千瓦时。装机容量达 5.6 亿千瓦的设备安装了二氧化硫控制装置，约占总产能的 86%。湿法烟气脱硫（WFGD）装置中最流行的技术是石灰石法（92%），其余的采用的是海水、氨法或者循环流化床烟气脱硫技术。2010 年，燃煤电厂二氧化硫排放总量为 926 万吨，排放强度为 2.7 克/千瓦时，低于美国 2009 年水平（3.4 克/千瓦时）。2010 年，中国燃煤电厂总产能中只有 14% 安装了脱硝设备。其中，超过 95% 的脱硝设备采用选择性催化还原系统（SCR），其余的采用选择性非催化还原系统（SNCR）。

（2）燃煤工业锅炉（CFIBs）

工业锅炉指那些为制造业和采矿业等行业（如化工、供热、钢铁生产、煤炭开采等）提供蒸汽或热水的锅炉，以满足其生产、电力及供热等需求。中国正在使用超过 60 万台工业锅炉，总产能达 230 万蒸吨每小时（吨/小时）。超过 80% 的工业锅炉以煤炭作为燃料，其余的使用天然气、石油、生物燃料或废热。在 2010 年，中国约有 7.3 亿吨煤被燃煤工业锅炉消耗。鉴于中国煤炭平均汞含量为 0.17 毫克/千克，因此，124 吨汞进入到了燃煤工业锅炉到烟气中，由于中国的工业锅炉使用落后的大气污染控制装置，烟气中的汞大部分最终被排放到大气中。中国污染源调查发现，中国大部分工业锅炉（70%，按台数计）规模较小，容量小于 10 吨/小时。大型锅炉（>35 吨/小时）台数仅占总台数的 7%，而容量却占了总容量的 52%。

根据炉型，工业锅炉可分为层燃炉（SF）、室燃炉（CC）和循环流化床锅炉（CFB）。层燃炉是最广泛使用的锅炉类型，占中小型锅炉总容量的 90% 以上，占大型锅炉总容量的 70%。中国的大多数燃煤工业锅炉仍使用较为落后的颗粒物控制设备，包括旋风除尘器（CYC）和湿式除尘器（WS），其协同脱汞效果也较差。湿式除尘器拥有 23% 的平均脱汞效率，而旋风除尘器对汞捕集几乎没有协同效果。高效率的除尘设备，如静电除尘器（ESP）与布袋除尘器（FF），尚未被燃煤工业锅炉广泛使用。

大多数中小型燃煤工业锅炉（占总容量的 95%）配备了湿式除尘器（WS），以减少颗粒物排放。超过 80% 的大型燃煤工业锅炉也安装了湿式除尘器。少数大型燃煤工业锅炉（<20%）安装了布袋除尘器（FF）和湿法烟气脱硫（WFGD），该组合能够达到 86% 的脱汞率。燃煤工业锅炉尚未引入脱硝装置，也没有安装专门的汞控制设备。

2.3 不确定性分析方法

Street 等（2005）用半定量的方法，通过对所有汞排放因子分级评定的方法，对中国人为源汞排放清单的不确定性进行了研究。该方法仅适用于确定性排放因子模型，而且其可靠性低于定量方法。Wu 等（2010）选取汞排放统计分布的 P10–P90 置信区间为其不确定性范围，其中，P10 / P90 值表示 10% / 90% 的概率值，该值的实际结果将等于或小于 P10 / P90。然而，由于这两种方法没有可比性，Wu 的不确定性范围比 Street 等的研究结果更大。因此，我们的最新研究开发了一种新的方法，对一般偏态分布模型的不确定性范围进行评估。该计算方法如公式 E6 所示：

$$u^{\pm} = \frac{Mo - \sqrt{\sigma_s^{\pm} \sigma_k^{\pm}}}{P50} - 1 \quad (E6)$$

其中 u 代表不确定性; Mo 代表众数; $P50$ 值表示实际的结果将有 50% 的概率等于或低于该值; σ_s^- 和 σ_s^+ 表示众数与概率为 $f(Mo)/2$ 时的取值之间的距离; σ_k^- 和 σ_k^+ 表示众数与 P20 及 P80 之间的距离。

正态分布的不确定性范围用相对标准偏差（RSD）表示。本研究使用的不确定度分析方法将 RSD 的应用从正态分布

拓展到一般偏态分布。这种定量的研究方法得到的不确定度范围，既反映了偏态分布的跨度又反映了偏态分布的峭度，比置信区间具有更高的合理性和专门性。这种研究方法要优于以前的研究方法（如 Street 等，2005）。Wu 等（2010）关于 P10 / P90 范围的研究方法可以更好地表述为置信度为 80% 的置信区间。更多的细节可以参考我们的最新研究（Zhang 等，2015）。

3. 汞排放控制情景展望

3.1 燃煤行业大气污染控制要求

3.1.1 《大气污染防治行动计划》(简称《大气十条》)

《大气污染防治行动计划》(简称《大气十条》)是中国国务院 2013 年 6 月发布的。“大气十条”的目标是提高全国空气质量，显著减少重污染事件，特别是北京-天津-河北（京津冀），长江三角洲（长三角）地区和珠江三角洲（珠三角）地区的重污染事件。“大气十条”的具体目标是，从 2012 年到 2017 年，实现 PM₁₀ 浓度在中国所有城市减少 10%，同时，PM_{2.5} 浓度在京津冀、长三角和珠三角分别减少 25%、20% 和 15%。到 2017 年，北京 PM_{2.5} 浓度限制为 60 微克/立方米($\mu\text{g}/\text{m}^3$)。这些空气污染控制措施将会对大气汞排放产生协同控制效果。“大气十条”规定燃煤行业需要采取四大行动：

(1) 关闭小型锅炉，推进集中供热

- 城区将淘汰容量小于 10 吨/小时的燃煤工业锅炉；
- 城区将严格禁止新建容量小于 20 吨/小时的燃煤工业锅炉；
- 其他地区将严格禁止新建容量小于 10 吨/小时的燃煤工业锅炉。

(2) 加快建设针对颗粒物、二氧化硫和氮氧化物的高效污染控制设备

- 2017 年之前，所有燃煤电厂都必须安装二氧化硫控制设备；
- 2017 年之前，除了装有循环流化床（CFB）的锅炉外，所有燃煤电厂都必须安装氮氧化物控制装置；
- 2017 年之前，所有容量超过 20 吨/小时的燃煤工业锅炉必须安装二氧化硫控制设备。

(3) 控制煤耗总量

- 煤炭消耗在总能源消耗所占的比例小于 65%；
- 2017 年，京津冀、长三角和珠三角的总煤耗低于 2012 年的水平。

(4) 促进煤炭洗选

- 新建煤矿必须建有煤炭洗选设备；
- 煤炭洗选比例到 2017 年应高于 70%。

3.1.2 《火电厂大气污染物排放标准》(GB 13223-2011)

火电厂大气污染物排放标准（GB 13223-2011）发布于 2011 年 7 月，以替换 GB 13223-2003。关于颗粒物、SO₂ 和 NO_x 的排放限值，新建电厂于 2012 年 1 月 1 日实施，已建电厂于 2014 年 7 月 1 日实施。收严常规大气污染物排放标准将加速高效的颗粒物、二氧化硫和氮氧化物控制装置的建设，这将有利于汞排放的协同控制。该标准首次引入了燃煤电厂烟气汞排放限值，并从 2015 年 1 月 1 日开始实施。颗粒物、二氧化硫、氮氧化物和汞的排放限值如表 5 所示。火电厂大气汞排放限值为 0.03 毫克/立方米(mg/m^3)。

3.1.3 《锅炉大气污染物排放标准》(GB 13271-2014)

《锅炉大气污染物排放标准》(GB 13271-2014) 于 2014 年 5 月颁布，以代替 GB 13271-2001。收严常规大气污染物排放标准将加速高效的颗粒物、二氧化硫和氮氧化物控制装置的建设，这将有利于汞排放的协同控制。颗粒物、二氧化硫、氮氧化物和汞的排放限值如表 6 所示。新建燃煤工业锅炉的颗粒物、SO₂、氮氧化物和汞的排放标准从 2014 年 7 月 1 日起实施，对于容量超过 10 吨/小时或 7 兆瓦的现有燃煤工业锅炉，从 2015 年 10 月 1 日起，执行该标准。对于容量小于 10 吨/小时或 7 兆瓦的现有燃煤工业锅炉，从 2016 年 7 月 1 日起执行该标准。将会对现有的燃煤工业锅炉具有比容量更小 10 吨/小时或 7 兆瓦。中国燃煤工业锅炉烟气排放标准中首次引入了汞限值（0.05 毫克/立方米）。

表 5. 中国新建燃煤电厂排放限值（毫克/立方米）(mg/m³)

	新建燃煤电厂排放限值	现有燃煤电厂排放限值	重点地区特别排放限值
颗粒物	30	30	20
SO ₂	100 200 ^{a)}	200 400 ^{a)}	50
NO _x	100 200 ^{b)}	100 200 ^{b)}	100
汞	0.03	0.03	0.03

注: a) 广西、重庆、四川和贵州的燃煤电厂; b) 使用 W 型火焰锅炉和循环流化床锅炉或建于 2003 年 12 月 31 日之前的燃煤电厂。

表 6. 中国新建燃煤工业锅炉排放限值（毫克/立方米）(mg/m³)

	新建燃煤工业锅炉排放限值	现有燃煤工业锅炉排放限值	重点地区特别排放限值
颗粒物	50	80	30
SO ₂	300	400 550 ^{a)}	200
NO _x	300	400	200
汞	0.05	0.05	0.05

注: a) 广西、重庆、四川和贵州的燃煤电厂

3.2 2017 年情景预测

“大气十条”是 3.1 节里列举的三项举措中最严格的排放控制策略，尽管它没有特别针对汞。然而，“大气十条”是针对改善空气质量来设定的（PM_{2.5} 浓度限值），而不是通过加严排放浓度限值或设定排放总量的形式。化学传输模型（CTM）是评价某种控制措施的大气污染物浓度响应的唯一可行手段。其中最广泛使用的化学传输模型是区域多尺度空气质量（CMAQ）模型，由美国环保署（Byun 和 Schere, 2006）开发。总体模型研究域几乎涵盖了中国所有地方，其水平分辨率为 36 公里×36 公里的网格，还有三个 12 公里×12 公里分辨率的子域，用来研究“大气十条”中提出专门要求的重污染区域，即京津冀、长三角和珠三角地区。区域多尺度空气质量（CMAQ）模型把不同大气污染物的排放与空气质量关联起来。这种模型对研究 PM_{2.5} 尤为必要，因为它不仅包含来自人为源和自然源的一次污染物排放，也包含由前体物如二氧化硫，氮氧化物和挥发性有机物（VOC）生成的二次污染物排放。然而，由于计算成本和排放输入处理的复杂性，使用 CMAQ 模型并且仍能满足政策分析的时间限制，是一个艰难的挑战。为应对这一挑战，人们利用先进的统计技术，开发出一个行之有效的手段---响应表面模型（RSM），用一种高效和经济的方式来表征输入参数（即排放的变化）和模型输出（即大气质量响应）之间的关系（美国环保署，2006）。响应表面模型（RSM）是大气质量建模的元模型，换句话说，它是一个简化的预测模型，利用统计相关性结构，通过复杂的多维实验设计，得到近似模型函数。

基于 CMAQ / RSM 模型，本研究建立了 2017 年的场景，以满足“大气十条”对 PM_{2.5} 浓度的要求。2017 年的情景分为两部分：能源情景与污染控制情景。能源情景是指燃煤电厂和燃煤工业锅炉的煤耗情况，污染控制情景指大气污染物控制装置的应用情景。表 7 给出了 2012 年和 2017 年中国各省燃煤电厂和燃煤工业锅炉的煤耗情况。为满足“大气十条”的要求，燃煤电厂的煤耗将从 2012 年的 18.6 亿吨减少到 2017 年的 17.47 亿吨，燃煤工业锅炉的煤耗将从 2012 年的 7.87 亿吨减少到 2017 年的 7.16 亿吨。重点地区的煤炭消费将得到高度抑制。就像“大气十条”一样，2017 年的能源方案也是雄心勃勃的。2017 年的情景是按照 NRDC 的中国煤炭消费总量控制项目中的政策控制（PC）情景来设计的。

表 7.各省燃煤电厂和燃煤工业锅炉 2012 年和 2017 年的煤炭消费量（单位：百万吨）

省份	燃煤电厂		燃煤工业锅炉	
	2012 基准年	2017 控制年	2012 基准年	2017 控制年
安徽	72.97	70.02	20.61	18.74
北京	12.38	3.85	7.29	6.63
重庆	17.35	16.03	18.70	17.00
福建	57.30	59.87	15.98	14.53
甘肃	37.50	37.94	9.11	8.28
广东	132.57	123.58	30.18	27.44
广西	27.12	25.29	16.73	15.21
贵州	49.71	45.92	23.23	21.12
海南	7.67	7.02	0.42	0.39
河北	90.27	81.77	50.19	45.63
黑龙江	47.60	42.04	31.17	28.34
河南	128.46	118.05	41.25	37.50
湖北	47.60	46.87	52.76	47.97
湖南	42.43	42.53	34.05	30.96
内蒙古	143.90	140.67	41.51	37.73
江苏	157.66	142.65	43.63	39.66
江西	32.15	31.87	10.84	9.86
吉林	34.20	32.48	33.77	30.70
辽宁	71.13	66.29	37.31	33.92
宁夏	37.96	39.00	6.84	6.22
青海	4.92	4.21	2.57	2.34
陕西	57.34	59.68	18.88	17.17
山东	159.23	146.98	99.96	90.88
上海	46.33	41.92	7.36	6.69
山西	107.96	104.78	29.69	26.99
四川	31.18	28.58	29.91	27.20
天津	28.46	25.75	11.66	10.60
新疆	27.83	24.69	21.24	19.31
西藏	0.26	0.30	0.00	0.00

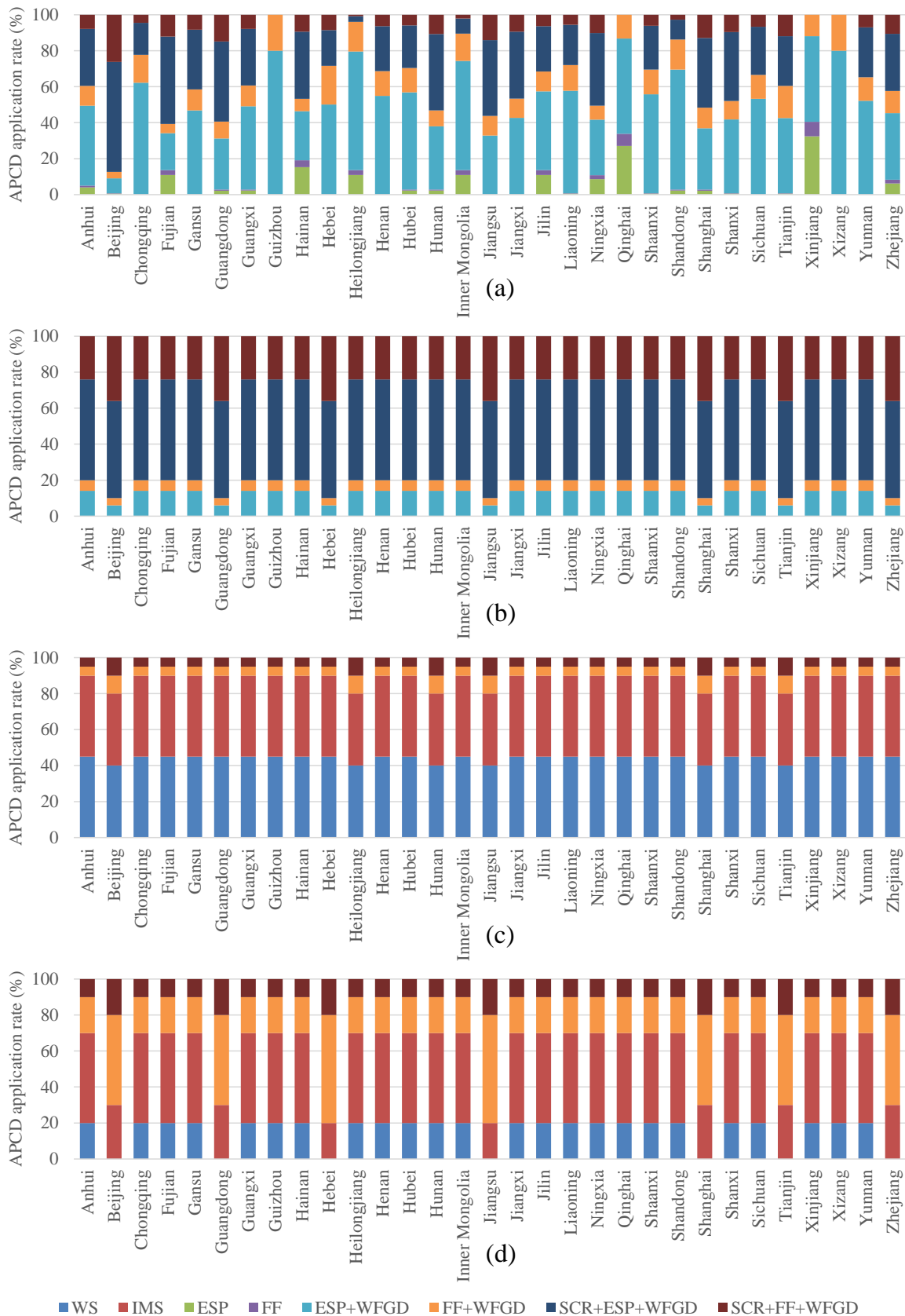
云南	28.53	27.80	12.32	11.20
浙江	120.24	108.79	28.02	25.47
全国	1860.21	1747.22	787.20	715.63

注：单位为百万吨。

图 1 显示了 2012 年和 2017 年，中国燃煤电厂和燃煤工业锅炉不同大气污染控制装置组合的应用比例（包括颗粒物、二氧化硫和氮氧化物的控制设备）。

图 1.中国各省大气污染控制装置组合的应用比例

(a: 燃煤电厂-2012; b: 燃煤电厂-2017; c: 燃煤工业锅炉-2012; d: 燃煤工业锅炉-2017)



从 2012 年到 2017 年，中国燃煤电厂将全部安装湿法烟气脱硫（WFGD），选择性催化还原系统（SCR）的应用比例从 34% 上升到 82%，此数据是基于二氧化硫和氮氧化物排放的国家总量控制要求，以及《火电厂大气污染排放标准》（GB 13223-2011）中规定的二氧化硫和氮氧化物的排放浓度限值。“大气十条”对 PM_{2.5} 的控制要求很严格，因此，有必要把静电除尘装置升级到布袋除尘。京津冀、长三角和珠三角地区将成为 PM_{2.5} 的优先控制区域，因此北京、天津、河北、上海、江苏、浙江和广东的布袋除尘设备的应用比例高于其他省份。SCR + ESP + WFGD 和 SCR +

FF + WFGD 将在 2017 年成为主要的燃煤电厂大气污染物控制装置。对于燃煤工业锅炉来说，FF + WFGD 的快速增长将得益于“大气十条”对燃煤工业锅炉 PM2.5 和二氧化硫的严格控制要求。到 2017 年，京津冀、长三角和珠三角地区燃煤工业锅炉采用 FF + WFGD 组合的比例预计为 50% 至 60%。

洗煤是“大气十条”的又一重要举措。到 2017 年，总的煤炭洗选率需要达到 70% 以上。目前，大多数清洗过的煤进入焦化行业。2012 年，电力部门使用的煤仅有 1.5% 得到清洗，燃煤工业锅炉使用的煤仅有 10% 得到清洗（NESA, 2013 年）。为了满足“大气十条”要求，燃煤电厂和燃煤工业锅炉的煤炭洗选比重将在 2017 年分别达到 50% 和 60%，焦化行业使用的煤炭 100% 将得到清洗。

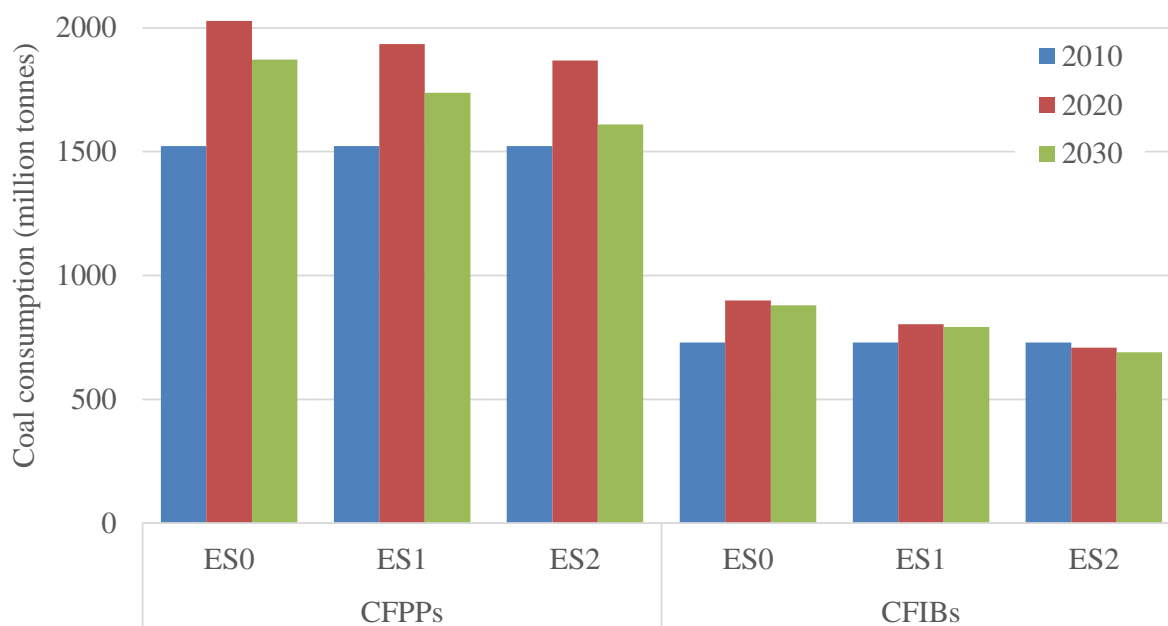
3.3 2020 年和 2030 年的情景建立

中国很可能在 2016 年或 2017 年批准水俣公约，2017 年至 2030 年期间专门的汞控制措施将可能付诸实施。根据水俣公约的要求，中国需要在燃煤行业采用最佳可行技术和最佳环境实践（BAT/BEP）。2020 年和 2030 年的情景预测将比 2017 年具有更大的不确定性。因此，我们通过多情景分析，试图反映不确定性水平以及评估汞排放控制措施的有效性。我们为 2020 年和 2030 年中国燃煤电厂和燃煤工业锅炉设计了三种不同的能源情景，分别为 0、1 和 2。能源情景 0 和 2 是分别根据 NRDC 的中国煤炭消费总量控制项目中的基准情景和煤控情景设定的，即能源情景 0 代表基线水平，能源情景 2 代表实施了煤炭消费总量控制后的水平。能源情景 1 是由清华大学团队为本研究建立的。能源情景 2 可以看成是对 2017 年“大气十条”要求下的能源情景的延伸。

3.3.1 能源情景

图 2 显示了对煤炭消费量的预测，即燃煤电厂和燃煤工业锅炉的能源情景。对电力的需求仍将持续增加，2010-2020 年期间的增加要高于 2020-2030 年期间的增加，不过，能源结构中煤炭的比重将逐步减少。对于燃煤电厂，在能源情景 0 (ES0) 的情况下，在 2010 - 2020 年期间，煤炭消费量将会显著增加，从 15.2 亿吨增加到 20.3 亿吨，而后在 2020 年至 2030 年期间，煤炭消费将下降 1.57 亿吨；在能源情景 1 (ES1) 的情况下，煤炭消费量在 2020 年至 2030 年期间，会下降 1.96 亿吨；在能源情景 2 (ES2) 的情况下，煤炭消费量将在 2020 年达到峰值—18.7 亿吨，这是煤炭消费增长最温和的情景，到 2030 年，煤炭消费量将达到 16.1 亿吨。燃煤工业锅炉的煤炭消费量在不同情景下也有类似的变化，除了能源情景 2 (ES2)，在能源情景 2 (ES2) 下，燃煤工业锅炉的煤炭消费量从 2010 到 2030 年，出现连续轻微下降。

图 2. 燃煤电厂和燃煤工业锅炉煤炭消费量情景预测（2010-2030）



3.3.2 污染控制情景

水俣公约将对污染物控制方案有更显著的影响,如图 3 所示。本研究我们考虑三个污染控制情景,即一切照常(BAU)情景,推广控制(EEC)情景,以及加速控制(ACT)情景。BAU 情景假设大气污染防治措施基本上和 2010 年的政策和法规一样。EEC 情景假设,在实施了 2010 年的政策法规以及之后的其他可能措施的基础上,更先进的大气污染控制技术将逐渐推广。ACT 情景加快推进了所有大气污染控制技术的实施,以满足水俣公约提出的更严格的要求。

(1) 燃煤电厂

对于颗粒物的控制,在 2020 年到 2030 年期间的三种情景模式只考虑静电除尘和布袋除尘两种方式。湿式除尘器在中国燃煤电厂不再适用。2010 年,93%的中国燃煤电厂都配备了静电除尘。然而,对颗粒物的控制要求变得越来越严格,这意味着对细颗粒物(即 PM_{2.5} 或 PM₁)的去除效率很可能在不久的将来得到改善。2011 年 7 月发布的火电厂排放标准设置了 30 毫克/立方米的总悬浮颗粒物(TSP)限值。对于燃烧灰分比较低的煤,该限值可以通过静电除尘与烟气脱硫相结合来实现。对于较高灰分的煤,必须安装布袋除尘才能达标。然而,布袋除尘更昂贵,尤其是对于那些要替换静电除尘装置的工厂来说。考虑到实施限制,到 2020 年,在不同情景下的布袋除尘的装机容量可能会达到 10-20%,到 2030 年,可能为 20-35%。

对于 SO₂ 控制,2010 年底,81%的燃煤发电机已经安装烟气脱硫设施。为满足最新的火电厂大气污染物排放标准,烟气脱硫设备安装率将达到 100%。中国法律要求电厂脱硫工作不低于发电小时的 95%。考虑到烟气脱硫的维护,到 2020 年,我们预计 90-100%的燃煤发电机将使用烟气脱硫设施。在 EEC 情景以及 ACT 情景下,到 2030 年,我们预计烟气脱硫装置的应用率达到 100%。湿法烟气脱硫是最具成本效益的 SO₂ 控制技术,是能够适应新的二氧化硫排放标准的唯一技术。因此,所有燃煤电厂安装的烟气脱硫设备被假定为湿法烟气脱硫。

对于氮氧化物(NO_x)的控制,中国政府希望在十二五期间(2011-2015 年),人为氮氧化物排放减少 10%,发电厂被认为是氮氧化物减排的关键部门。BAU 情景与十二五规划的 NO_x 总排放控制路线相一致。其结果是,到 2020 年和 2030 年,安装选择性催化还原系统(SCR)的燃煤发电机组分别达到 45%和 60%。最新的火电厂排放标准,甚至比氮氧化物排放总量控制计划更严格,这需要大多数电厂必须配备烟气脱硝技术。EEC 情景以及 ACT 情景是基于这个新的排放标准。到 2020 年,这两种情景下的选择性催化还原系统(SCR)安装率分别为 85%和 95%。到 2030 年,这两种情景产生同样的效果,95%的燃煤发电机组将安装选择性催化还原系统(SCR),剩余的 5%将安装选择性非催化还原系统(SNCR)。

水俣公约的批准使得大气汞减排工作需要设立更具挑战性的目标。因此,专门控汞(SMC)技术,如溴化物炉内喷射(BIF)技术或活性炭注入(ACI)技术,将会成为现有大气污染物控制装置的补充。展示和评估最佳脱汞技术将需要数年时间,所以在 2020 年之前,不会有专门控汞技术的应用,然而,从 2020 年到 2030 年,专门控汞技术将逐步被燃煤电厂采纳,达到 10-50%的应用率。美国环保署(US EPA)最近发布了发电厂汞控制的新标准。基于此新标准,美国发电厂的平均脱汞效率将为 91%。我们的控制方案的预测是基于这一新标准。在 2030 年 ACT 情景中,中国发电厂的平均脱汞效率将达到 90%。

洗煤是减少多污染物的有效途径。在中国,2010 年的整体洗煤率(NESA, 2011 年)为 18%。洗过的煤 70%以上进入焦化行业。在 2010 年,由于成本高以及锅炉的不适用,电力行业的洗煤率仅为 2.1%。在 ACT 情景下,洗煤将遵循 2017 年的情景假设。因此,在三个控制情景下,燃煤电厂的洗煤率在 2020 年将达到 30-50%,在 2030 年,达到 40-70%。

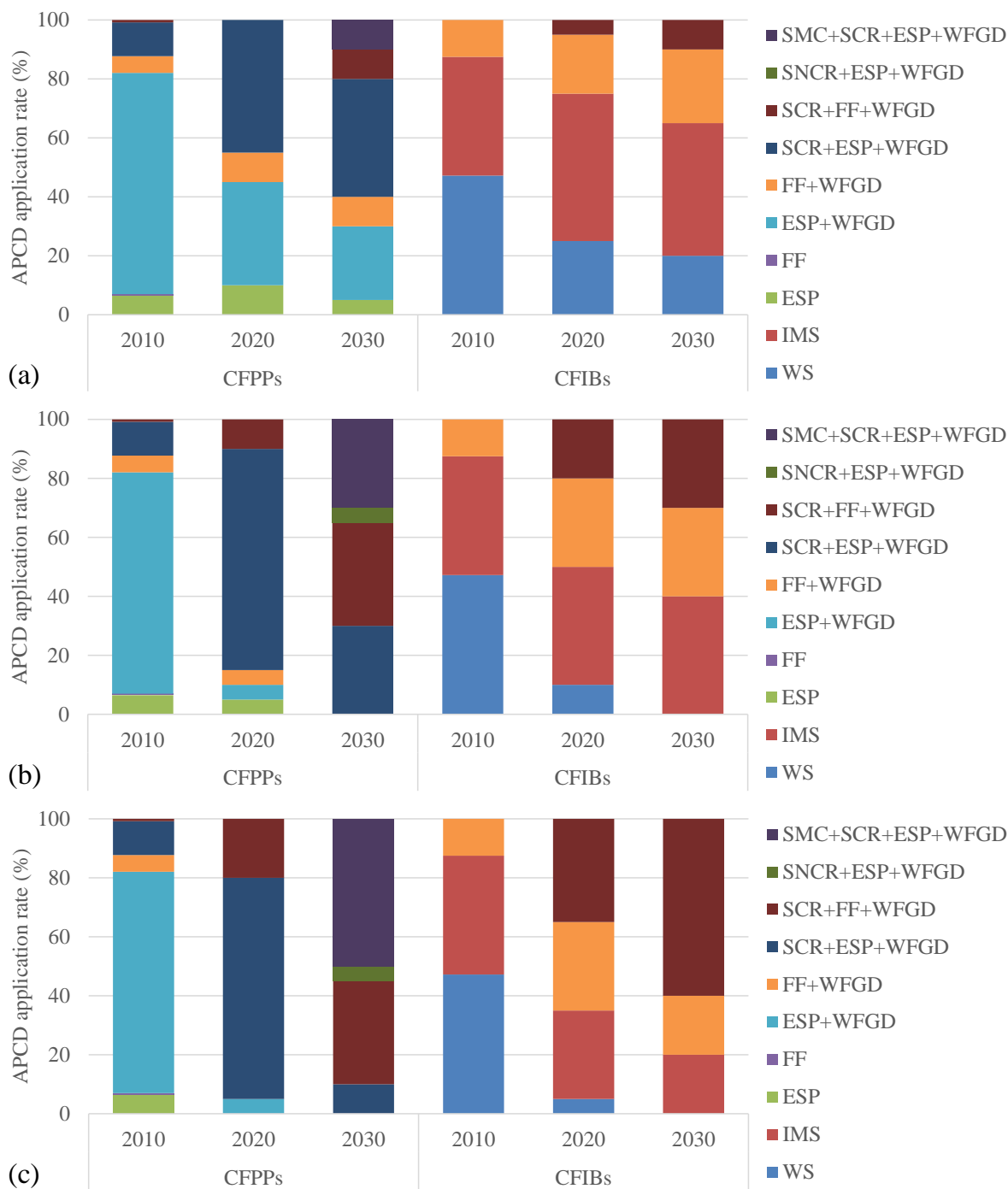
(2) 燃煤工业锅炉

对于颗粒物控制,2010 年,中国燃煤工业锅炉的 90%配备了湿式除尘器(WS)或麻石水膜除尘脱硫一体化设备(IMS),只有 10%安装了布袋除尘。为满足“大气十条”和燃煤工业锅炉新排放标准的要求,更多的布袋除尘器将用于细颗粒物控制。在 BAU 情景下,到 2020 年,燃煤工业锅炉的四分之一安装了布袋除尘,而在 EEC 情景以及 ACT 情景下的安装率分别为 50%和 65%。到 2030 年,布袋除尘的安装率在 BAU 情景、EEC 情景以及 ACT 情景下,分别达到 35%,60%和 80%。燃煤工业锅炉通常不考虑安装静电除尘,因为燃煤工业锅炉通常比燃煤电厂锅炉小得多,使用静电除尘不是很经济。

对于 SO₂ 控制,麻石水膜除尘脱硫一体化设备(IMS)是一种可以同时减低颗粒物和 SO₂ 排放量的大气污染物控制装置。然而,IMS 的脱硫效率不高,难以满足中国燃煤工业锅炉二氧化硫新的排放标准的要求。不久的将来,湿法烟气脱硫(WFGD)将会被越来越广泛地使用。在本研究中,我们假设,到 2020 年或 2030 年,所有配备布袋除尘的燃煤工业锅炉也会配备湿法烟气脱硫(WFGD)。除了石灰石浆(碳酸钙)湿法烟气脱硫外,氧化镁浆湿法烟气脱硫也是燃煤工业锅炉的一个选择。

对于氮氧化物的控制，2010年，没有一个燃煤工业锅炉安装了选择性催化还原系统（SCR）或者选择性非催化还原系统（SNCR）。为实现十二五规划NOx总体减排的目标以及燃煤工业锅炉新的氮氧化物排放标准的要求，氮氧化物控制装置将逐步推广。我们预计选择性催化还原系统（SCR）将被应用到大多数的大型锅炉上。其结果是，到2020年，选择性催化还原系统（SCR）的整体应用率在三个不同的情景下将达到5-35%；到2030年，其应用率在BAU、EEC以及ACT三种情景下，将分别达到10%、30%和60%。

图 3. 2010 至 2030 年燃煤电厂和燃煤工业锅炉大气污染物控制装置组合的应用
(注: a 为 BAU 情景; b 为 EEC 情景; c 为 ACT 情景)



由于成本高以及锅炉的不适用，2010年燃煤工业锅炉的洗煤率仅为10%。在ACT情景下，洗煤将延续2017年的情景发展假设。因此，在三个控制情景下，燃煤工业锅炉的洗煤率在2020年将达到40-60%，在2030年，达到50-80%。

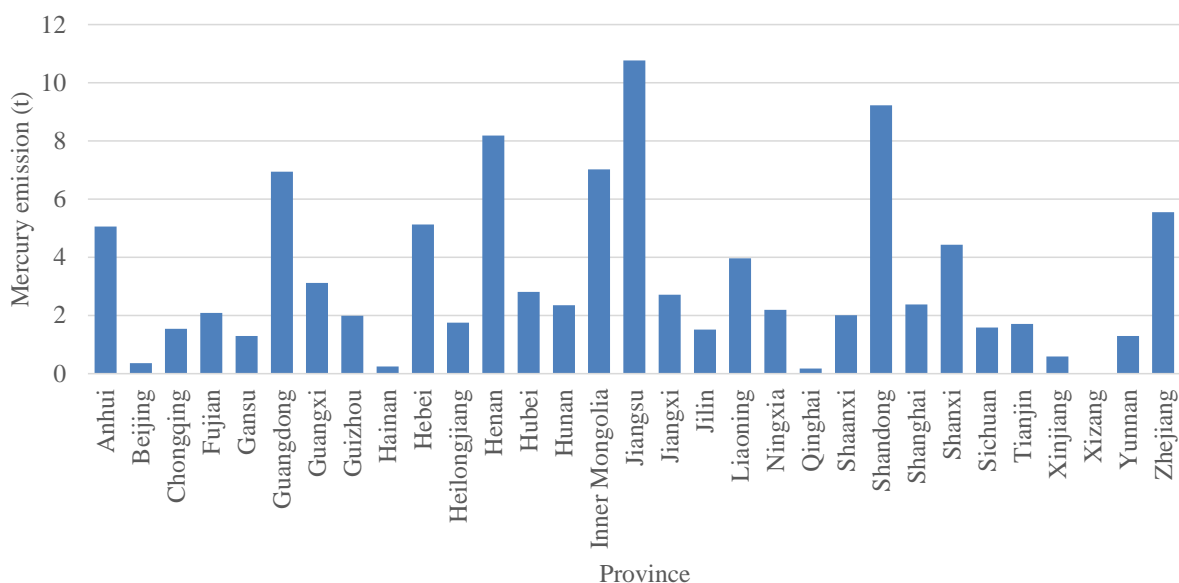
4. 中国燃煤电厂汞排放协同控制潜力

我们首先建立了 2010 年燃煤电厂大气汞排放清单并设定为基准线。同时，我们对 2012 - 2017 年期间，一些控制措施（包括“大气十条”和新的排放标准）的汞排放协同控制效果进行了评估。根据不同的预测情景，我们对 2020 年和 2030 年，燃煤电厂汞排放协同控制潜力也进行了评估。

4.1 2010 年燃煤电厂汞排放清单

我们基于煤炭含汞量以及各种大气污染物控制装置的脱汞效率数据与火电厂煤炭消耗数据，计算了 2010 年中国燃煤电厂汞排放清单。图 4 显示中国各省燃煤电厂大气汞排放情况。2010 年，中国燃煤电厂汞排放的中值为 100 吨（P50）。从图 4 我们可以看到，江苏、山东、河南为 2010 年汞排放最大的三个省。前 10 个汞排放大省的排放量占中国电力行业汞排放总量的 66%。

图 4 2010 年中国燃煤电厂汞排放的中值估计



4.2 2012 - 2017 年燃煤电厂控制措施的脱汞效果分析

基于“大气十条”设定的全国和三个重点区域的 PM10 和 PM2.5 浓度限值，区域多尺度空气质量模型/响应表面模型（CMAQ/RSM 模型）为 2017 年设计了相当雄心勃勃的控制情景。不仅是用于控制颗粒物、SO₂ 和 NO_x 的先进大气污染物控制装置需要一个快速的增长，煤炭消费量也需要积极的限制。其结果是，中国燃煤电厂总的大气汞排放量将从 2012 年的 93.8 吨减少至 2017 年的 58.1 吨。图 5 显示各省燃煤电厂 2012 - 2017 年期间的总汞排放。内蒙古、江苏、山东、河南和广东将保持在汞排放量前五名，但是从 2012 年到 2017 年，这些省份的总排放量将减少 36-43%。由于北京将实施最严格的调控措施，北京的燃煤电厂汞排放将减少 76%。

“大气十条”将为大华北平原地区（包括内蒙古、河北、北京、天津、河南、山东），长三角地区（江苏、浙江、上海）和珠三角地区（主要是广东）带来显著的燃煤电厂协同汞减排效果。2017 年的燃煤电厂情景是相当雄心勃勃的，与将在第 4.3 节要讨论的 2020 年 ACT 情景（最严格的一种）是一致的。此方案的主要目的是评估“大气十条”对汞减排的效果。2012 年到 2017 年期间，燃煤电厂汞减排总体比例为 38%。山西、陕西、安徽的减排比例将低于全国平均水平，这需要在未来引起格外注意。

图 5. 2012 - 2017 年期间，各省燃煤电厂大气汞排放

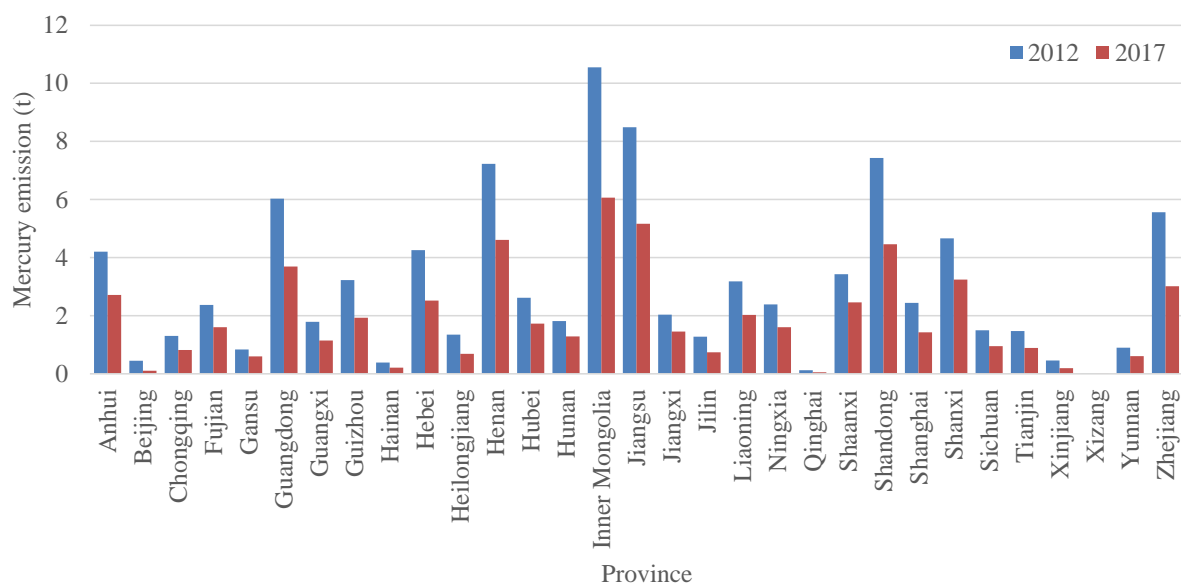
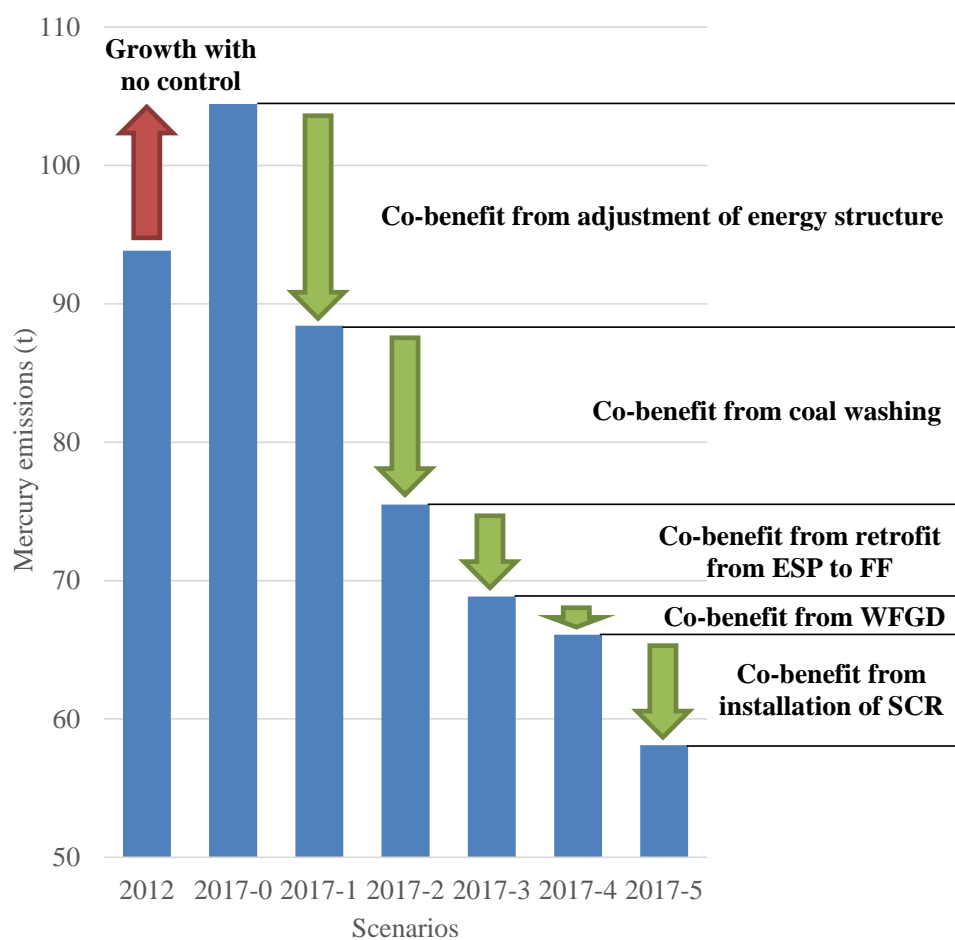


图 6. 2012 至 2017 年燃煤电厂污染物控制措施的协同汞减排效果



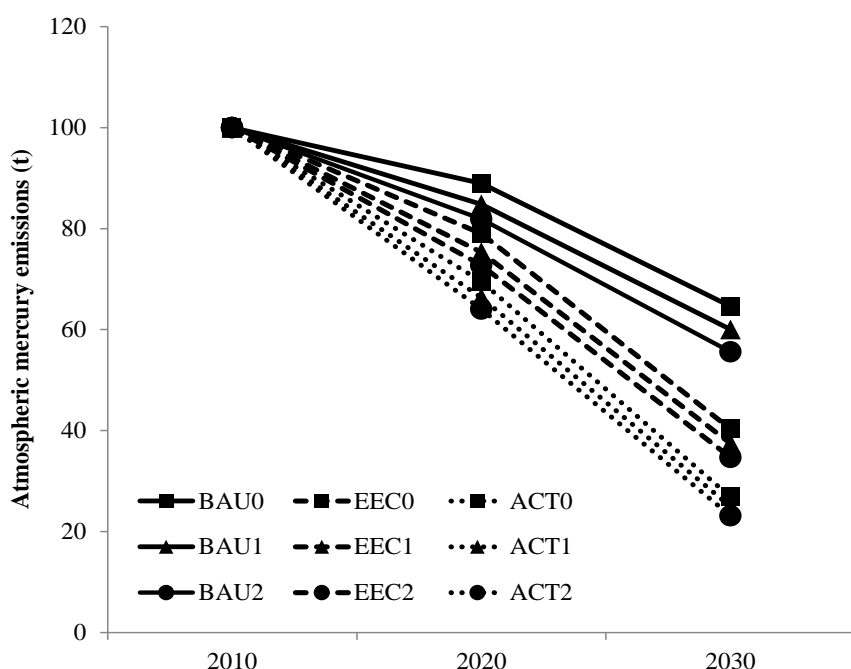
“大气十条”为燃煤电厂带来的总体协同汞减排效果，取决于能源结构调整、推广洗煤、以及广泛采用先进的大气污染物控制装置，包括控制颗粒物的布袋除尘（FF），控制二氧化硫的湿法烟气脱硫设备（WFGD）和控制氮氧化物的选择性催化还原脱硝设备（SCR）。图 6 显示了燃煤电厂在 2012 年至 2017 年期间，采用的污染物控制措施带来的协同汞减排效果。如果没有任何污染物控制措施，由于电力需求的增长，此间中国燃煤电厂的汞排放总量将从 93.8 吨增长到 104.4 吨。因此，整体协同脱汞效果为 46.3 吨。能源结构的调整，即煤电所占的能源份额的减少，将有助于削减汞排放 16.0 吨。洗煤的大量增加可以削减 12.9 吨汞。

静电除尘几乎可以捕捉到所有的颗粒态汞 (Hg_p)，但几乎无法捕捉到气态单质汞 (Hg^0) 和气态氧化汞 (Hg^{2+})。布袋除尘不仅可以捕捉到所有的颗粒态汞，还能够在滤饼层上捕集到相当比例的气态氧化汞，从而达到相当高的脱汞效率 (约 67%)，明显高于静电除尘在这方面的效率 (29%)。因此，燃煤电厂如果把颗粒物控制装置从静电除尘设备升级到布袋除尘，可以产生 6.6 吨的协同脱汞效果。中国燃煤电厂在十一五计划期间 (2005-2010 年) 已经完成烟气脱硫设备的推广应用。进一步推广湿法烟气脱硫设备 (WFGD) 可以带来 2.8 吨的协同脱汞效果。氮氧化物控制是十二五和十三五计划时期的重点。2012-2017 年期间，选择性催化还原系统 (SCR) 的采用率将迅速增长，为中国燃煤发电行业带来 8.0 吨的协同脱汞效果。因此，总体上，大气污染物控制装置的改善将产生约 17.4 吨的汞减排。

4.3 2020 年和 2030 年燃煤电厂汞排放协同控制潜力

在中国燃煤电厂煤耗和排放控制技术应用预测的基础上，我们用汞排放因子概率模型，计算了燃煤电厂汞排放的未来趋势，如图 7 所示。图中的所有值都是中值估计 (P50)。从 2010 年到 2020 年，在 BAU0, EEC0 和 ACT0 三种情景下，汞排放将分别减少 11%，21% 和 30%。在本研究设定的能源方案中，到 2020 年，在 BAU1, EEC1 和 ACT1 三种情景下，汞排放将比 2010 年分别减少 15%，25% 和 34%。在此期间，湿法烟气脱硫设备 (WFGD) 和选择性催化还原系统 (SCR) 的高增长率将发挥重要作用。根据 NRDC 的中国煤炭消费总量控制项目中的煤控情景，作为基于“大气十条”的 2017 年情景的延伸，到 2020 年，在 BAU2, EEC2 和 ACT2 情景下，汞排放将比 2010 年分别减少 18%，27% 和 36%。在电力需求增加以及更先进的大气污染物控制装置推广应用的共同影响下，2020 年燃煤电厂的平均汞排放量将比 2010 年降低 25% 左右。这表明，2010-2020 年期间，实施先进的颗粒物和 NO_x 控制措施带来的汞减排协同效应将超过电力需求增加带来的汞排放的提高。2030 年所有的情景预测将大大低于 2020 年的预测结果。2020-2030 年期间的下降趋势将比 2010-2020 年下降趋势更明显。在 BAU0, EEC0 和 ACT0 情景下，到 2030 年，汞排放将比 2010 年分别减少 35%，60% 和 73%。在能源情景 ES1 的系列情景下 (即 BAU1, EEC1 和 ACT1 情景)，从 2010 年到 2030 年，汞减排比例将分别为 40%，63% 和 75%。在 2030 年最严格的情景下 (即 ACT2)，汞排放总量将只有 23.1 吨，比 2010 年降低了 77%。这显示了未来中国燃煤电厂具有显著的汞减排潜力。在能源情景 ES1 的系列情景下，2020 年和 2030 年的汞排放分别比能源情景 ES0 的系列情景下的排放量低 5% 和 7%；而 ES1 系列和 ES2 系列在 2020 年和 2030 年的差别分别为 3% 和 7%。这揭示了在二十年间，能源结构调整结果不明确的情况下，汞减排的不确定性。2020 年，在 EEC1 情景下的汞排放比在 BAU1 情景下减少 11%，这主要来自于选择性催化还原系统 (SCR) 的广泛应用。在 2020 年，EEC1 情景和 ACT1 情景之间的差别是 12%。这主要来自于布袋除尘应用的增加。在 2030 年，ACT1 情景下的汞排放比 EEC1 情景下的低 33%，这主要得益于专门脱汞技术 (SMC) 应用比例的提高。

图 7. 2010 - 2030 年期间，燃煤电厂汞排放总量情景预测



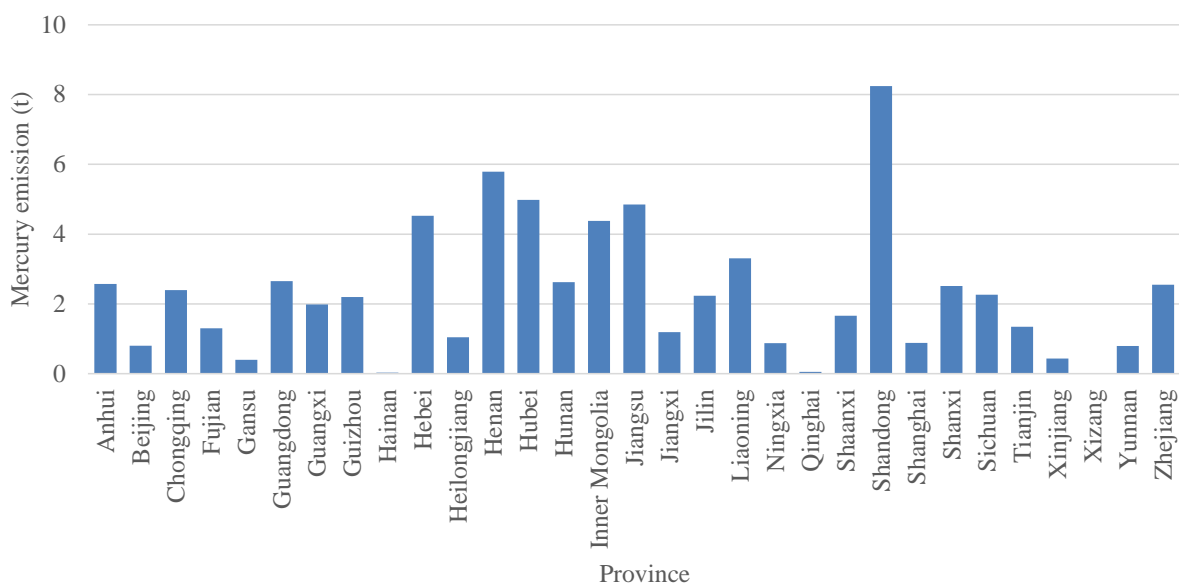
5. 中国燃煤工业锅炉汞排放协同控制潜力

我们首先建立了 2010 年中国燃煤工业锅炉大气汞排放清单并设定为基准线。我们对 2012 - 2017 年期间，一些控制措施（包括“大气十条”和排放标准）的汞排放协同控制效果进行了评估。根据不同的预测情景，我们对 2020 年和 2030 年，燃煤工业锅炉协同汞减排潜力进行了评估。

5.1 2010 年的燃煤工业锅炉汞排放清单

图 8 给出了 2010 年中国各省燃煤工业锅炉大气汞排放量。2010 年，中国燃煤工业锅炉汞排放的中值估计为 72.5 吨 (P50)。从图 8 我们可以看到，山东，河南，湖北，江苏，河北，内蒙古，辽宁，广东，安徽和浙江是 2010 年中国燃煤工业锅炉汞排放最大的十个省份，占全国燃煤工业锅炉汞排放总量的 62%。

图 8. 2010 年中国各省燃煤工业锅炉大气汞排放

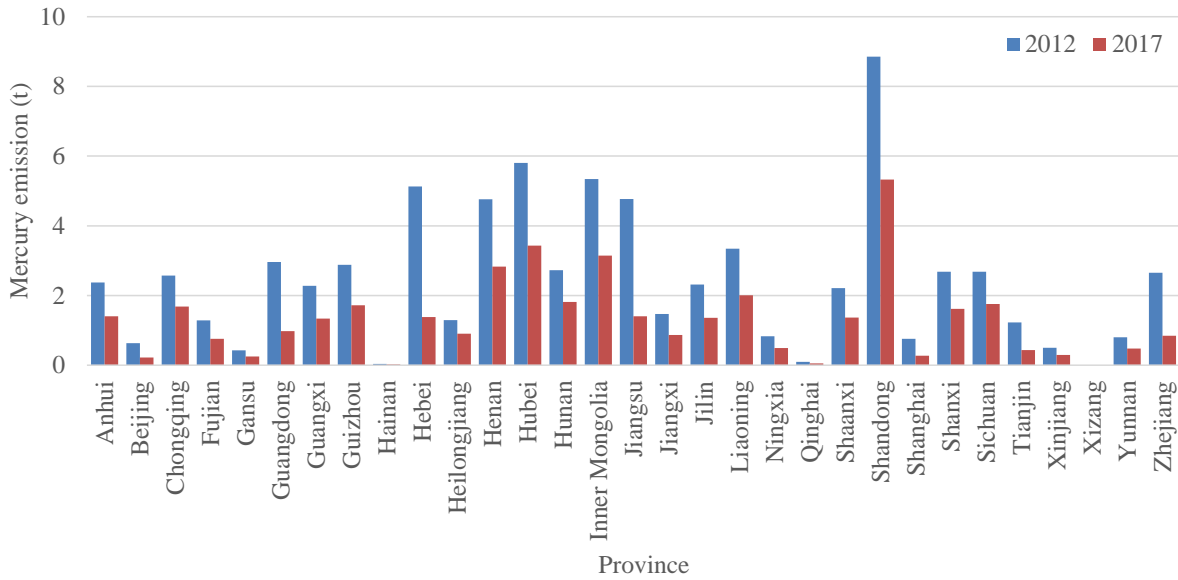


5.2 2012 - 2017 年期间，燃煤工业锅炉汞减排措施效果评估

基于“大气十条”设定的全国和三个重点区域的 PM10 和 PM2.5 浓度限值，使用区域多尺度空气质量模型/响应表面模型 (CMAQ / RSM) 为 2017 年设计了相当雄心勃勃的控制情景。不仅是用于控制颗粒物、SO2 和 NOx 的先进大气污染物控制装置需要一个快速的增长，煤炭消费量也需要积极的限制。其结果是，中国燃煤工业锅炉大气汞排放总量将从 2012 年的 75.7 吨减少至 2017 年的 40.5 吨。图 9 显示各省燃煤工业锅炉 2012 - 2017 年期间的汞排放总量。山东、湖北和内蒙古将继续保持在汞排放量前三名，但是从 2012 年到 2017 年，这些省份的总排放量将减少 40%。由于重点地区将实现更为严格的控制措施，北京、天津、河北、江苏、浙江、上海和广东的燃煤工业锅炉汞排放量将减少 64-73%。

“大气十条”将会为大华北平原地区（包括内蒙古、河北、北京、天津、河南、山东），长三角地区（江苏、浙江、上海）和珠三角地区（主要是广东）的燃煤工业锅炉带来显著的协同汞减排效果。2017 年的燃煤工业锅炉情景是相当雄心勃勃的，与将在第 5.3 节要讨论的 2020 年 ACT 情景（最严格的一种）是一致的。此方案的主要目的是评估“大气十条”对汞减排的效果。

图 9. 2012 - 2017 年期间中国各省燃煤工业锅炉大气汞排放

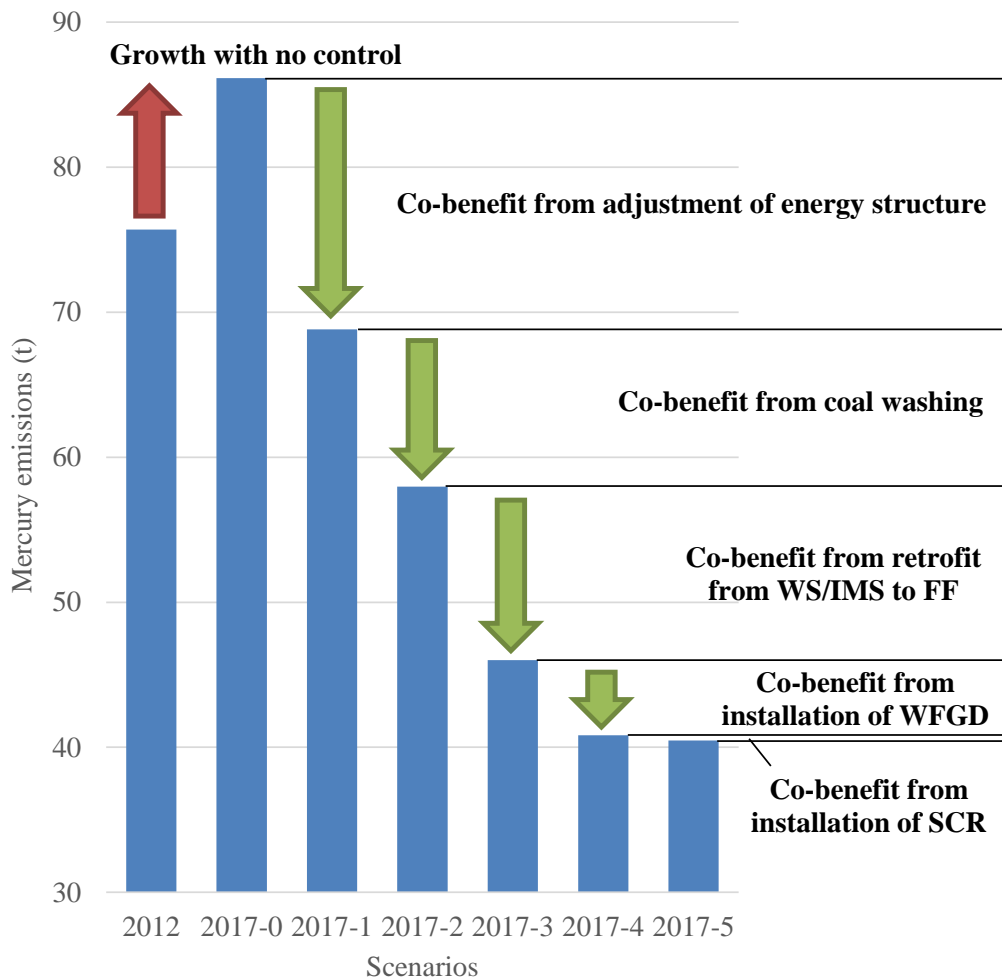


“大气十条”为燃煤工业锅炉带来的汞排放协同控制效果，取决于能源结构调整、推广洗煤、以及广泛采用先进的大气污染物控制装置，包括控制颗粒物的布袋除尘（FF），控制二氧化硫的湿法烟气脱硫设备（WFGD）和控制氮氧化物的选择性催化还原脱硝设备（SCR）。图 10 显示了燃煤工业锅炉在 2012 年至 2017 年期间，采用的污染控制措施带来的协同汞减排效果。如果没有任何污染控制措施，由于电力需求的增长，此间中国燃煤工业锅炉的汞排放总量将从 75.7 吨增长到 86.1 吨。因此，总体协同汞减排效果为 45.7 吨，几乎与燃煤电厂的汞减排效果持平。能源结构的调整，即工业锅炉用煤量的减少，将有助于减少汞排放 17.3 吨。洗煤的大量增加可以削减 10.8 吨汞排放。

湿式除尘器（WS）和麻石水膜除尘脱硫一体化系统（IMS）只能捕捉到颗粒汞（ Hg_p ）和少量的气态氧化汞（ Hg^{2+} ），但几乎无法捕捉到气态单质汞（ Hg^0 ）。灰浆中的亚硫酸根（ SO_3^{2-} ）甚至可以把汞离子 Hg^{2+} 还原成单质汞 Hg^0 ，并重新挥发。布袋除尘不仅可以捕捉到所有的颗粒汞，还能够在滤饼层中捕集到相当比例的气态氧化汞，从而达到相当高的脱汞效率（约 67%），高于湿式除尘器（23%）和麻石水膜除尘脱硫一体化系统（38%）。因此，燃煤工业锅炉如果把颗粒物控制装置从湿式除尘器（WS）或麻石水膜除尘脱硫一体化系统（IMS）升级到布袋除尘，可以脱汞 12.0 吨。进一步推广湿法烟气脱硫设备（WFGD）可以带来 5.2 吨的协同脱汞效果。加装选择性催化还原系统（SCR）仅会带来 0.3 吨的脱汞效应，因为布袋除尘（FF）和湿法烟气脱硫设备（WFGD）的脱汞效率已经相当高了。总的来说，大气污染物控制装置的改善将产生约 17.5 吨的汞减排。

关停小型锅炉（容量小于 10 吨/小时）的控制措施有助于能源结构的调整和大气污染控制装置的更新换代。小锅炉不如大型锅炉节能，如果要产生相同数量的蒸汽，小锅炉要消耗更多的煤炭。用大型锅炉替换小型锅炉会降低煤耗。此外，高效率的大气污染控制装置诸如 FF 和 WFGD 用于大型锅炉时会更经济，这将会推进设备的更新换代。因此，虽然本研究没有直接评价关停小型锅炉的脱汞效果，毋庸置疑，这是一种经济有效的措施。

图 10. 2012 至 2017 年燃煤工业锅炉污染控制措施的协同汞减排效果

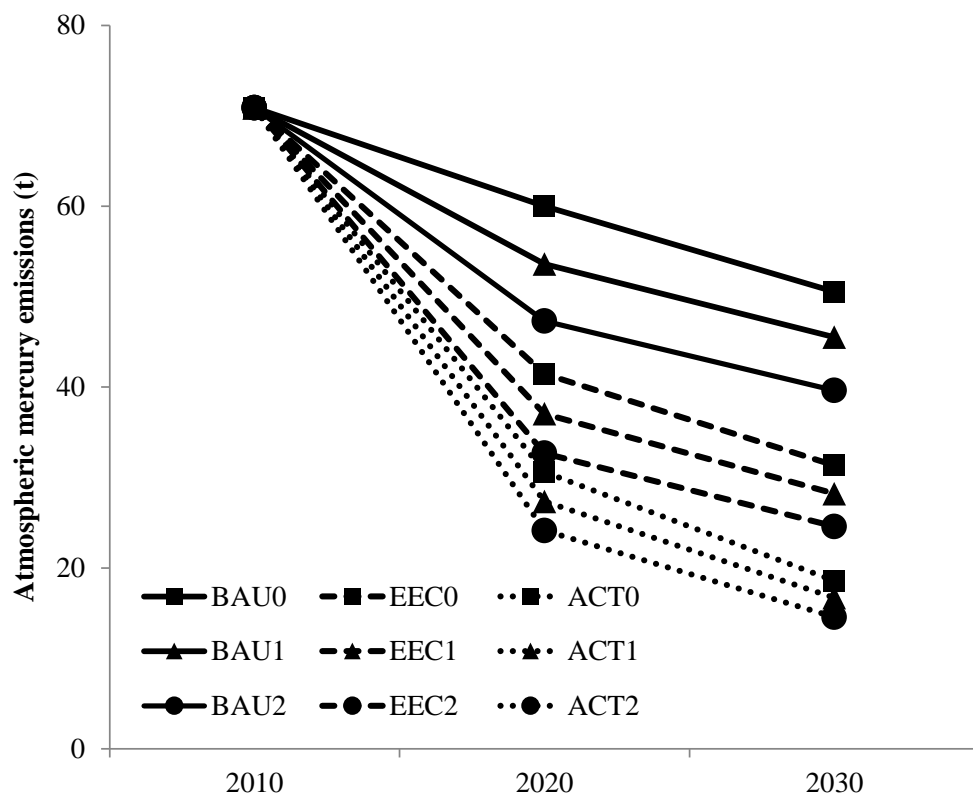


5.3 2020 年和 2030 年燃煤工业锅炉汞排放协同控制潜力

基于对中国燃煤工业锅炉煤耗和排放控制技术应用比例的预测，我们用汞排放因子概率模型计算了燃煤工业锅炉汞排放的未来趋势，如图 11 所示。图中的所有值都是中值估计（P50）。从 2010 年到 2020 年，在 BAU0，EEC0 和 ACT0 三种情景下，汞排放将分别减少 15%，41% 和 57%。在本研究设定的能源方案中，到 2020 年，在 BAU1，EEC1 和 ACT1 三种情景下，汞排放将比 2010 年分别减少 24%，48% 和 61%。在此期间，布袋除尘（FF）和湿法烟气脱硫设备（WFGD）安装比例的快速增长将发挥重要作用。基于 NRDC 的中国煤炭消费总量控制项目的煤控情景，作为基于“大气十条”的 2017 年情景的延续，到 2020 年，在 BAU2，EEC2 和 ACT2 情景下，汞排放将比 2010 年分别减少 33%，54% 和 66%。2020 年燃煤工业锅炉的平均汞排放量将比 2010 年降低 44% 左右。这表明，把湿式除尘器（WS）和麻石水膜除尘脱硫一体化系统（IMS）升级到布袋除尘（FF）的举措将带来巨大的协同汞减排效果。2030 年所有的情景预测结果将大大低于 2020 年的预测结果。2020 - 2030 年期间的下降趋势将比 2010 - 2020 年下降趋势缓和一些。这表明，燃煤工业锅炉协同汞减排的关键期在 2010 年以来的第一个十年。在 BAU0，EEC0 和 ACT0 情景下，到 2030 年，汞排放将比 2010 年分别减少 29%，56% 和 74%。在能源情景 ES1 的系列情景下（即 BAU1，EEC1 和 ACT1 情景），从 2010 年到 2030 年，汞减排比例将分别为 36%，60% 和 76%。在 2030 年最严格的情景下（即 ACT2），燃煤工业锅炉汞排放总量将比 2010 年降低 79%。

在能源情景 ES1 的系列情景下，2020 年和 2030 年的汞排放分别比能源情景 ES0 的系列情景下的排放量低 11% 和 10%；而 ES1 系列和 ES2 系列在 2020 年和 2030 年的差别分别为 12% 和 13%。这揭示了在二十年间，能源结构调整结果不明确的情况下，汞减排的不确定性。随着燃煤工业锅炉煤炭消费份额的减少，该行业的汞排放也随之减少。2020 年，在 EEC1 情景下的汞排放比在 BAU1 情景下减少 31%，这主要来自于布袋除尘（FF）、湿法烟气脱硫设备（WFGD）和选择性催化还原系统（SCR）的广泛应用。在 2020 年，EEC1 情景和 ACT1 情景之间的差别是 26%。这主要得益于先进的大气污染控制装置的推广应用。在 2030 年，ACT1 情景下的汞排放比 EEC1 情景下的低 41%，这主要得益于选择性催化还原系统（SCR）的推广应用。最严格的情景（即 ACT2）代表了中国燃煤行业汞减排的最大潜力。从 2010 年到 2030 年，中国燃煤电厂和燃煤工业锅炉总共可以带来 133 吨的汞减排。

图 11. 2010 - 2030 年期间中国燃煤工业锅炉汞排放情景预测



6. 影响和政策建议

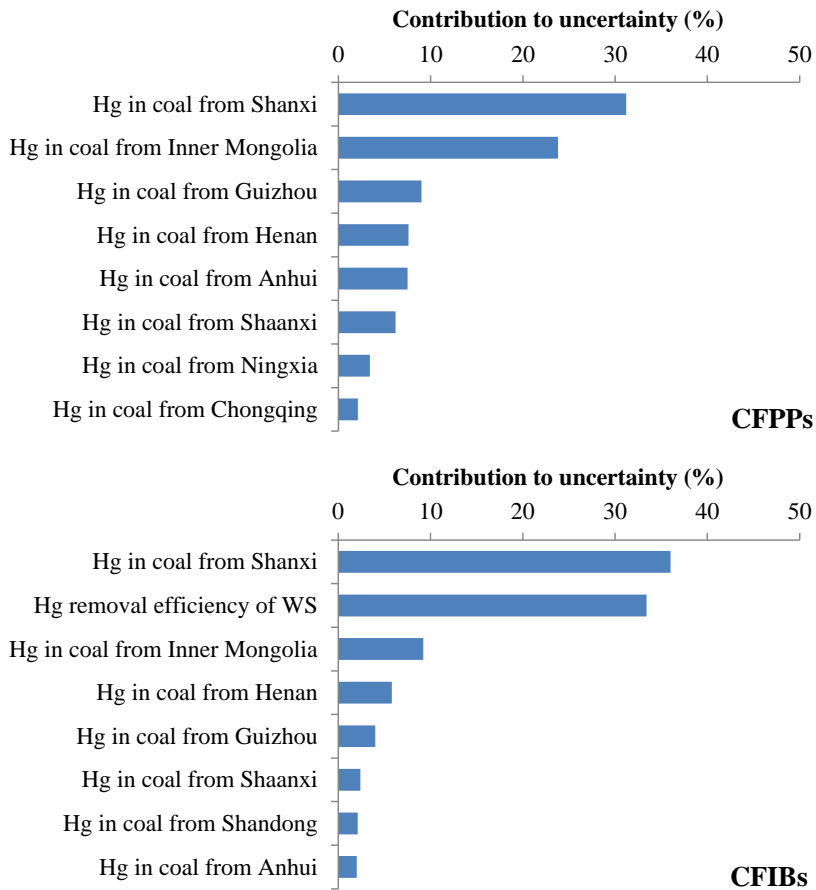
6.1 清单不确定性及其影响

基于 2.3 节描述的汞排放因子概率模型的不确定度分析方法，2010 年，中国燃煤电厂和燃煤工业锅炉汞排放不确定度的整体范围分别为 (-35%，+45%) 和 (-45%，+47%)。整体不确定度主要来自于模型的关键参数（如煤的汞含量、大气污染控制装置的汞去除率等）以及模型的输入数据（如煤炭消耗量、大气污染控制装置的使用率等）。模型参数的不确定性通常与数据的可得性和模型结构有关，而模型输入数据的不确定性则与统计误差有关。未来几年的不确定性也能够通过不同情景之间的差异体现。详细的不确定性分析描述如下。

6.1.1 煤炭汞含量的不确定性

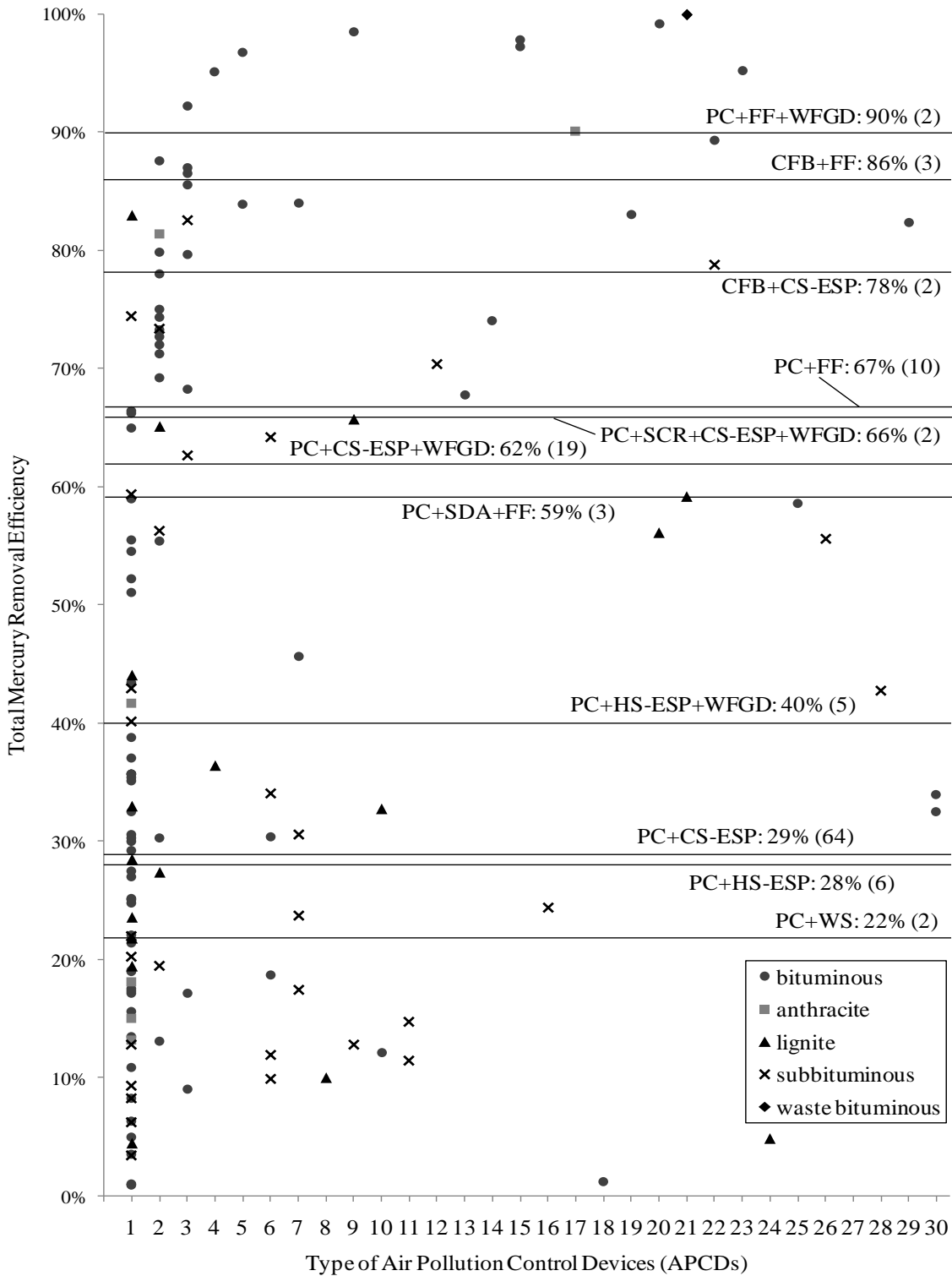
本概率模型采用的随机模拟方法可以为每个参数提供敏感性分析，可以量化每个参数对总体不确定度的影响。图 12 显示了 2010 年燃煤电厂和燃煤工业锅炉汞排放研究中，各模型参数对整体不确定度的影响。来自主要产煤省份（如山西和内蒙古）的煤炭的汞含量对排放清单的影响最为显著。中国西南一些省份，如贵州和重庆，由于煤炭形成时期的地质条件造成高汞煤，导致煤炭汞含量的高度不确定性。然而，与中国数量巨大的煤矿相比，中国煤炭汞含量的信息还十分有限。另一方面，该清单模型是省级的，这对进一步降低各省煤炭汞含量的不确定性带来了内部限制。

图 12. 模型参数对 2010 年排放清单整体不确定度的影响



目前，最近的煤炭开采逐渐向中国西部地区 and 深层煤田发展。这两个变化肯定会影响中国煤炭的汞含量。然而，煤层深度和煤矿布局对煤炭汞含量的影响仍存在争议，这为估算燃煤行业的汞排放增加了更多的不确定性。除了原煤汞含量的不确定性，各省实际消费的煤炭的汞含量的不确定性也受到跨省煤炭传输的影响。煤炭在各省之间的传输和进口直接影响到各省实际的燃煤汞含量。

图 13. 大气污染控制装置除汞效率现场测试结果



注： 1 - PC + CS-ESP; 2 - PC + CS-ESP + WFGD; 3 - PC + FF; 4 - PC + SCR + CS-ESP + WFGD; 5 - PC + FF + WFGD; 6 - PC + HS-ESP; 7 - PC + HS-ESP + WFGD; 8 - PC + CS-ESP + FF; 9 - PC + SDA + FF; 10 - PC + WS; 11 - PC + WS + WFGD; 12 - PC + SDA + CS-ESP; 13 - PC + CS-ESP + CFB-FGD + FF; 14 - PC + SCR + CS-ESP + SW-FGD; 15 - PC + SCR + SDA + FF; 16 - PC + MC + WS + WFGD; 17 - PC + NID + CS-ESP; 18 - PC + SI + CS-ESP; 19 - PC + SNCR + CS-ESP; 20 - CFB + CS-ESP; 21 - CFB + FF; 22 - CFB + SNCR + FF; 23 - SF + SDA + FF; 24 - CYC + CS-ESP; 25 - CYC + CS-ESP + WFGD; 26 - CYC + HS-ESP; 27 - CYC + SDA + FF; 28 - CYC + WS + WFGD; 29 - TUR + CS-ESP + WFGD; 30 - CG。

大气污染控制装置(APCD)列表

Pulverized-Coal Boiler (PC)	煤粉炉
Circulating Fluidized Bed Boiler (CFB)	循环流化床锅炉
Stoker-Fired Boiler (SF)	层燃炉
Cyclone-Fired Boiler (CYC)	旋风炉
Turbo-Fired Boiler (TUR)	涡轮增压锅炉
Coal Gasification (CG)	煤气化
Electrostatic Precipitator (ESP)	静电除尘器
Cold-Side Electrostatic Precipitator (CS-ESP)	冷面电除尘器
Hot-Side Electrostatic Precipitator (HS-ESP)	热面电除尘器
Fabric Filter (FF)	布袋除尘器
Mechanical Collector (MC)	机械除尘器
Wet Scrubber (WS)	湿式除尘器
Flue Gas Desulfurization (FGD)	烟气脱硫
Wet Flue Gas Desulfurization (WFGD)	湿法烟气脱硫
Sea Water Flue Gas Desulfurization (SW-FGD)	海水脱硫
Circulating Fluidized Bed Flue Gas Desulfurization (CFB-FGD)	循环流化床干法脱硫
Spray Drying Absorber (SDA)	喷雾干燥脱硫
Novel Integrated Desulfurization (NID)	新型整体干法脱硫
Sorbent Injection (SI)	吸收剂注入脱硫
Selective Catalytic Reduction (SCR)	选择性催化还原脱硝
Selective Non-Catalytic Reduction (SNCR)	选择性非催化还原脱硝

6.1.2 大气污染控制装置除汞效率的不确定性

如图 12 所示，湿式除尘器（WS）的脱汞效率也是影响中国燃煤工业锅炉汞排放不确定度的一个重要参数。燃煤电厂使用的大气污染控制装置的脱汞效率没有反映到不确定性分析结果中，因为它们与 2.1 节中描述的煤质影响子模型有关。图 13 显示了大气污染控制装置除汞效率现场测试结果。在不同的煤质和操作条件下，不同污染控制组合（如 PC + ESP 组合和 PC + ESP + WFGD 组合）的脱汞效率会产生显著差异。尽管这些脱汞效率没用直接应用到模型中，但是它们的不确定度水平可以在这里反映。对于其他污染物控制组合，由于它们的脱汞效率变化明显并且缺乏足够的的数据，这使得它们的不确定性更大。由于 2010 年洗煤率很低，洗煤的脱汞效率的不确定性，对汞排放清单不确定度的贡献较小。不过由于“大气十条”的实施，洗煤会逐渐被推广，这将导致这方面不确定度的上升。

6.1.3 能源情景的不确定性

如果煤电比例和标准煤耗保持不变，电力总需求与燃煤电厂煤炭消费量呈正相关关系。类似的情况也适用于燃煤工业锅炉。煤炭消费总量对汞排放有直接的影响。未来能源消费预测是建立在国家经济发展和人均能耗的基础上。中国作为一个快速增长的经济体和转型期的经济体，对未来中国经济的预测充满了显著的不确定性。这可以体现在不同的能量情景中。以 EEC 情景为例，2030 年，在 EEC0 情景下，燃煤电厂和燃煤工业锅炉汞排放总量估计为 71.6 吨，而在 EEC2 情景下，汞排放量为 59.3 吨，比 EEC0 情景低了 17%。能量需求的不确定性将显著影响汞排放的发展趋势。中国的能源结构正在调整中。在未来二十年里，可再生能源的发展将会加强。在同一时期，电力对煤炭的依赖将逐步减小。随着煤电比例的减小，燃煤电厂耗煤量和汞排放也会相应改变。然而，可再生能源发展规划仍在制定中。因此，对煤电的依赖程度仍然是非常不确定的。

6.1.4 控制情景的不确定性

控制情景依赖于当前和未来的调控政策、法规和标准。当前的政策措施在执行方面还有很大的不确定性。例如，在广泛应用湿法烟气脱硫技术来控制二氧化硫的早期阶段，湿法烟气脱硫设备的安装率很低，更别说石灰石浆液喷淋率了。随着监测和监督执法力度的加大，包括对省级重点排放源的二氧化硫浓度进行实时监控，最佳条件运作率有了很大的提高。污染控制目标的设定也将为控制结果带来不确定性。“大气十条”制定的颗粒物浓度限值就是典型的例子。我们只能用一些综合模型如 CMAQ / RSM 模型来模拟该情况，但这些模型往往具有很高的不确定性，这将增加控制情景的不确定性。

6.2 对控制政策和排放标准的建议

根据本研究对目前的调控政策、法规、标准以及燃煤电厂和燃煤工业锅炉汞排放清单的分析，我们提出以下建议，以满足水俣公约的要求。

6.2.1 采用最佳可行技术（BAT）

最佳可行技术（BAT）和最佳环境实践（BEP）是水俣公约确定的对关键排放源的可能控制选项，尽管其他机制在理论上也是可行的。实施最佳可行技术比监测排放限值和排放总量要容易得多，特别是在当前中国燃煤电厂和燃煤工业锅炉都没有配备汞排放连续监测系统（CEMS）的情况下。我们最近的研究（Ancora 等，2015）基于脱汞效率和不同大气污染控制装置组合的成本，为中国燃煤电厂最常用的协同控制技术进行了排序，并确定了最有应用前景的专门脱汞技术和操作方法。影响最佳可行技术是否被采用有六个主要的决定因素：1）煤中汞的形态；2）现有的颗粒物控制装置；3）现有的二氧化硫控制设备；4）现有的 NO_x 控制装置；5）煤种；和 6）对脱汞效率的要求。图 14 给出了最佳可行技术的决策模型，为减少汞排放以及满足中国对《水俣公约》的履约义务，提出了最佳可行技术选择的指导意见（Ancora 等，2016）。

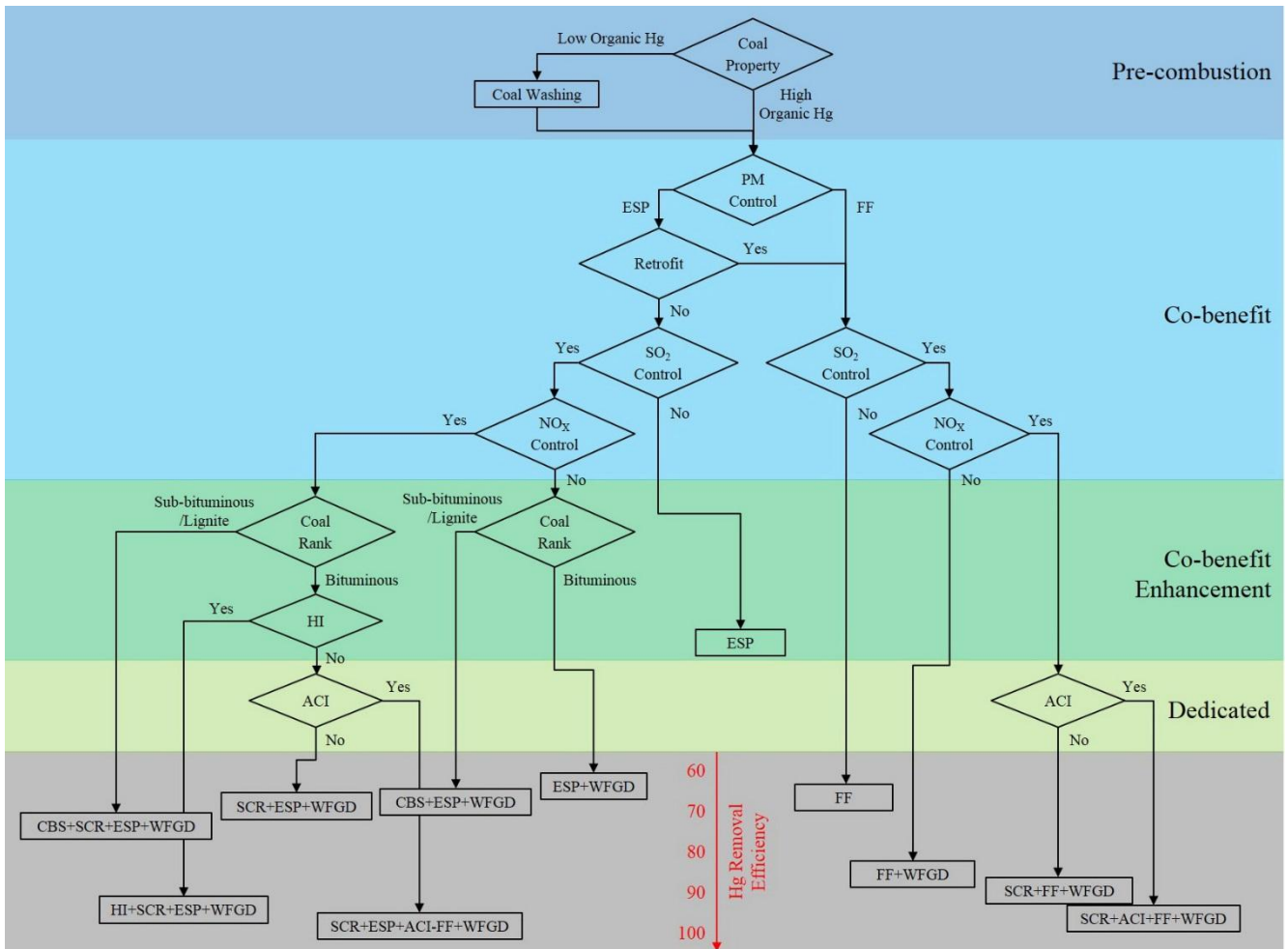
煤中汞的赋存形式决定了洗煤的除汞效率。相比有机汞，黄铁矿伴生汞更容易通过洗煤过程去除。一旦确定了燃烧前控制的技术选择，决策分析模型进一步确定大气污染控制装置，以降低常规大气污染物（即颗粒物，SO₂ 和 NO_x）排放。把静电除尘器升级到布袋除尘，是一种通过控制颗粒物达到协同汞减排的最经济有效的做法。煤种是影响汞减排协同效应的关键因素。混煤或换煤是煤种影响的直接体现。从褐煤或亚烟煤切换到烟煤，会造成脱汞效率平均增加 5%。卤素注入法（HI）在处理烟煤时具有更好的脱汞性能。是否要采用专门的脱汞技术（即 ACI--活性炭注入法）取决于对汞去除效率的要求。

6.2.2 国家汞减排目标

根据“十一五”和“十二五”期间二氧化硫和氮氧化物控制经验，设定燃煤电厂和燃煤工业锅炉的国家汞减排目标对实现《公约水俣》的履约要求将是有帮助的。实施这一“全国性总量控制”政策的前提是掌握准确的汞排放清单。基于本研究的情景预测，中国燃煤电厂的国家汞减排目标可以是到 2020 年，汞排放比 2010 年减少 25%，燃煤电厂的目标可以是到 2030 年，比 2010 年减少 50-70%。目前，不采用任何专门的汞控制技术（如 ACI），2020 年燃煤电厂减排 25% 的目标也可以轻松实现。但是，燃煤电厂为了实现 2030 年的目标，专门的汞控制设备的安装率必须超过 30%。

对于燃煤工业锅炉，2020 年的汞减排目标可以是 30-50%，由于目前燃煤工业锅炉的大气污染控制装置很落后，所以它比燃煤电厂具有更大的减排空间。燃煤工业锅炉 2030 年的减排目标更具雄心，可能会设定为比 2010 年减排 50-70%。不使用任何专门的汞控制技术也可以实现 2020 年和 2030 年的减排目标。从湿式除尘器（WS）和麻石水膜除尘脱硫一体化设备（IMS）升级到布袋除尘（FF），以及广泛应用湿法烟气脱硫技术（WFGD）将是相当有效的脱汞措施，更何况还有洗煤的贡献。

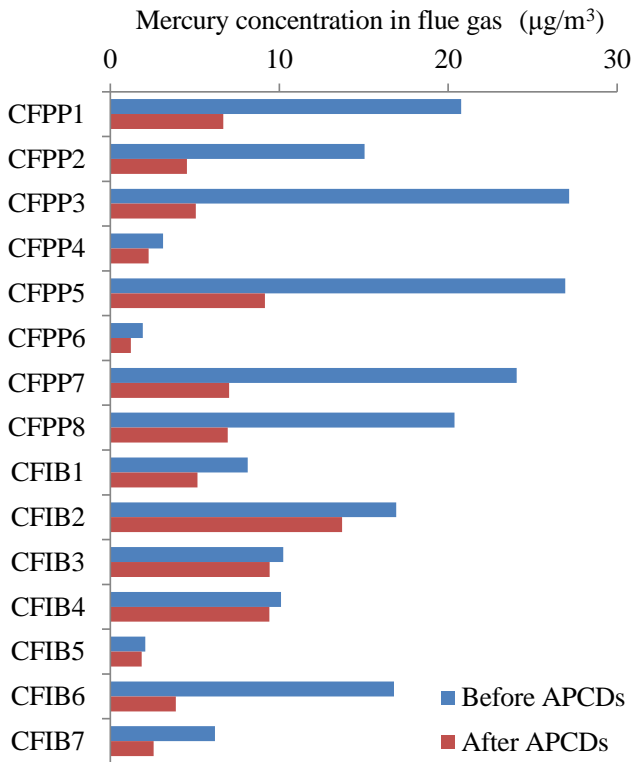
图 14. 汞控制最佳可行技术（BAT）实施路线图



6.2.3 基于浓度和效率控制的排放标准

中国通常使用基于浓度控制的排放标准（如，最新的排放标准中规定燃煤电厂汞排放限值为 30 微克/立方米，燃煤工业锅炉为 50 微克/立方米）。浓度限值这类排放标准的关键。但是，基于浓度控制的标准有其局限性，尤其对于当前控制中国汞排放来说。图 15 显示应用大气污染控制装置前后，烟气汞浓度的变化，此结果是基于我们以前的现场测量数据（张磊，2012）。尽管实测的燃煤电厂和燃煤工业锅炉的数量比之全国的数量来说相当有限，但是我们选择的测试电厂从装机容量、省份位置、大气污染控制装置组合以及煤种来说，都比较具有代表性，能反映中国目前的情况。我们实测到的通过大气污染控制装置之前的烟气平均汞浓度值均低于 30 微克/立方米。燃煤电厂的烟气汞浓度均低于 10 微克/立方米，燃煤工业锅炉的均低于 15 微克/立方米。根据我们基于中国煤炭汞含量和典型大气污染控制装置组合脱汞效率的研究，同时考虑到脱汞效率的变化，我们提出，把中国燃煤电厂的汞排放限值设定在 15 微克/立方米，把燃煤工业锅炉的限值设定在 20 微克/立方米，在当前形势下是更为合理的，煤汞含量高的一些西南地区除外。

图 15. 在中国现场测量的烟气汞浓度值



基于效率控制的排放标准越来越广泛地得到许多发达国家和地区的采用。在美国,《汞和有毒气体排放标准》(MATS)规定,从 2015 年起,燃煤电厂要达到约 90%的脱汞效率。加拿大标准(CWS)关于燃煤电厂汞排放的规定是,年平均汞控制效率在 2010 年达到 60%,在 2018 年达到 80%。2010 年,中国的燃煤电厂和燃煤工业锅炉的平均汞去除率分别为 63%和 43%。根据我们在 EEC 情景下的预测,燃煤电厂整体脱汞效率在 2020 年和 2030 年将分别达到 74%和 85%,对于燃煤工业锅炉,到 2020 年和 2030 年将分别达到 68%和 75%。

基于浓度控制的标准对于实时监控来说更加容易,并且这种标准鼓励使用低汞煤(通常也是低硫煤),而基于效率控制的标准为使用高汞煤的工厂提供了更大的灵活性。因此,我们提出综合这两类标准,这样监管机构/排放源可以选择执行适合自己特定情况的某类标准。煤汞的临界含量为 0.2 毫克/千克,假设 1 吨煤燃烧后产生约 10000 标准立方米烟气,那么,在 2020 年脱汞效率水平下,燃煤电厂和燃煤工业锅炉的烟气整体临界汞浓度分别约为 5.2 和 6.4 微克/立方米。考虑到煤炭汞含量和脱汞效率的变化,我们采用 1.5 作为系数。

其结果是,到 2020 年,燃煤电厂的综合排放标准可以是浓度排放限值为 8 微克/立方米,或者达到 75%的脱汞效率;2020 年,燃煤工业锅炉的综合排放标准可以是浓度排放限值为 10 微克/立方米,或者达到 70%的脱汞效率。本研究确定的 2020 年排放浓度限值的依据是,2010 年大多数工厂能够达到的排放限值的一半左右。

基于同样的方法,2030 年,燃煤电厂的综合排放标准可以是浓度排放限值为 5 微克/立方米,或者达到 85%的脱汞效率;2030 年,燃煤工业锅炉的综合排放标准可以是浓度排放限值为 7 微克/立方米,或者达到 75%的脱汞效率。

6.2.4 加强汞排放的监测标准体系

中国燃煤电厂和燃煤工业锅炉汞排放监测标准体系急需改进,包括在线和离线监测方法。目前监管体系基本上仍是一片空白。自 2010 年以来,中国环境保护部(MEP)在 16 家试点电厂 - 其中 15 个来自中国五大电力集团和 1 个来自神华集团,开展汞排放监测和控制试点项目。该项目采用了在线和离线两种汞监测方法用于对比。然而,由于进口的汞在线监测系统(CEMS)成本高、维护难,在线监测方法迄今为止没有在中国广泛应用。与此同时,标准的监测方法(HJ 543-2009)尚不成熟的,仍在修订中。

6.2.5 加强环保登记制度

中国的环保登记制度目前仍在建设中。该系统不仅有助于控汞监测和监督,也有利于汞排放清单的建立,这对中国履行对《水俣公约》的承诺至关重要。对于燃煤工业锅炉尤其如此。中国目前有超过 50 万台燃煤工业锅炉,其中大部分只在中国特种设备安全监察局注册。中国的统计系统没有这些锅炉的燃煤情况和配备的大气污染控制装置的详

细信息。为了改善中国汞排放控制框架，推进汞排放清单的更新，需要加速强化中国的环保登记制度。

6.2.6 工业锅炉管理系统的改进

在中国，燃煤工业锅炉行业与燃煤电厂行业的差距十分显著，无论是在排放清单的信息采集还是污染控制措施的实施方面。主要原因涉及到工业锅炉现有的管理体制。中国有成千上万的燃煤工业锅炉，作为辅助设施隶属于不同种类的工厂。由于数量的庞大和行业的复杂，工业锅炉的监督管理体系是低效的。目前中国已经广泛采用大型锅炉集中供热，这能显著减少民用燃煤量。这一做法也可以被应用到整个燃煤工业锅炉行业。大型锅炉可以取代小型锅炉为这个工业园区提供集中供应蒸汽或热水，这将产生更高效的管理体系。

参考文献：

- Ancora M P, Zhang L, Wang S X, et al. 2016. Meeting Minamata: cost-effective compliance options for atmospheric mercury control in Chinese coal-fired power plants. *Energy Policy*, 88: 485–494.
- Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) and United Nations Environment Programme (UNEP). 2013. Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2013 [R]. Geneva, Switzerland: UNEP Chemicals Branch.
- Chen J, Yuan D, Li Q, et al. 2008. Effect of flue-gas cleaning devices on mercury emission from coal-fired boiler [J]. *Proceedings of the CSEE*, 28(2): 72–76.
- Chen L, Duan Y, Zhuo Y, et al. 2007. Mercury transformation across particulate control devices in six power plants of China: The co-effect of chlorine and ash composition [J]. *Fuel*, 86(4): 603–610.
- Chen Y, Chai F, Xue Z, et al. 2006. Study on mercury emission factors for coal-fired power plants [J]. *Research of Environmental Sciences*, 19(2): 49–52.
- Cheng C M, Hack P, Chu P, et al. 2009. Partitioning of mercury, arsenic, selenium, boron, and chloride in a full-scale coal combustion process equipped with selective catalytic reduction, electrostatic precipitation, and flue gas desulfurization systems [J]. *Energy and Fuels*, 23: 4805–4816.
- Duan Y, Cao Y, Kellie S, et al. 2005. In-situ measurement and distribution of flue gas mercury for a utility PC boiler system [J]. *Journal of Southeast University*, 21(1): 53–57.
- Finkelman B. 2003. Personal communication [R].
- Finkelman B. 2004. Personal communication [R].
- Goodarzi F. 2004. Speciation and mass-balance of mercury from pulverized coal fired power plants burning western Canadian subbituminous coals [J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 6(10): 792–798.
- Guo X, Zheng C, Jia X, et al. 2004. Study on mercury speciation in pulverized coal-fired flue gas [J]. *Proceedings of the CSEE*, 24(6): 185–188.
- He B, Cao Y, Romero C E, et al. 2007. Comparison and validation of OHM and SCEM measurements for a full-scale coal-fired power plant [J]. *Chemical Engineering Communications*, 194(10–12): 1596–1607.

- Huang W, Yang Y. 2002. Mercury in coal in China [J]. *Coal Geology of China*, 14(5): 37–40.
- Information Collection Request (ICR). 2010. Results from onsite measurements in USA [R]. Washington, DC.
- Ito S, Yokoyama T, Asakura K. 2006. Emissions of mercury and other trace elements from coal-fired power plants in Japan [J]. *Science of the Total Environment*, 368(1): 397–402.
- Kellie S, Duan Y, Cao Y, et al. 2004. Mercury emissions from a 100-MW wall-fired boiler as measured by semicontinuous mercury monitor and Ontario Hydro Method [J]. *Fuel Processing Technology*, 85(6–7): 487–499.
- Kim J H, Pudasainee D, Yoon Y S, et al. 2010. Studies on speciation changes and mass distribution of mercury in a bituminous coal-fired power plant by combining field data and chemical equilibrium calculation [J]. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 49: 5197–5203.
- Laumb J D, Benson S A, Olson E A. 2004. X-ray photoelectron spectroscopy analysis of mercury sorbent surface chemistry [J]. *Fuel Processing Technology*, 85(6-7): 577-585.
- Lee S J, Seo Y C, Jang H N, et al. 2006. Speciation and mass distribution of mercury in a bituminous coal-fired power plant [J]. *Atmospheric Environment*, 40(12): 2215–2224.
- Lee S J, Seo Y C, Jurng J, et al. 2004. Mercury emissions from selected stationary combustion sources in Korea [J]. *Science of the Total Environment*, 325(1–3): 155–161.
- Meij R, Winkel H t. 2006. Mercury emissions from coal-fired power stations: The current state of the art in the Netherlands [J]. *Science of the Total Environment*, 368(1): 393–396.
- Ministry of Environmental Protection of China (MEP). 2011. Emission standard of air pollutants for thermal power plants (GB 13223-2011) [S]. Beijing: MEP.
- National Energy Statistical Agency of China (NESAC). 2011. China Energy Statistical Yearbook 2011 [R]. Beijing, China: NESAC.
- National Energy Statistical Agency of China (NESAC). 2013. China Energy Statistical Yearbook 2013 [R]. Beijing, China: NESAC.
- Otero-Rey J, Lopez-Vilarino J, Moreda-Pineiro J, et al. 2003. As, Hg, and Se flue gas sampling in a coal-fired power plant and their fate during coal combustion [J]. *Environmental Science and Technology*, 37(22): 5262–5267.
- Pirrone N, Munthe J, Barregård L, et al. 2001. EU ambient air pollution by mercury (Hg) - position paper [R]. Italy: Office for Official Publications of the European Communities.
- Ren D, Zhao F, Dai S, et al. 2006. *Geochemistry of Trace Elements in Coal* [M]. Beijing: Science Press.
- Shah P, Strezov V, Nelson P. 2010. Speciation of mercury in coal-fired power station flue gas [J]. *Energy and Fuels*, 24: 205–212.
- Shah P, Strezov V, Prince K, et al. 2008. Speciation of As, Cr, Se and Hg under coal fired power station conditions [J].

- Fuel, 87(10–11): 1859–1869.
- Streets D G, Hao J M, Wu Y, et al. 2005. Anthropogenic mercury emissions in China [J]. *Atmospheric Environment*, 39(40): 7789–7806.
- Tang S. 2004. The mercury species and emissions from coal combustion flue gas and landfill gas in Guiyang: Ph.D. thesis [D]. Guiyang: Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences.
- Tang S L, Feng X B, Qiu J R, et al. 2007. Mercury speciation and emissions from coal combustion in Guiyang, southwest China [J]. *Environmental Research*, 105(2): 175–182.
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2013. *Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport* [R]. Geneva, Switzerland: UNEP Chemicals Branch.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). 1997. *Mercury Study Report to Congress* [R]. Research Triangle Park, NC: US EPA.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). 2011. *Mercury and Air Toxics Standards (MATS) for Power Plants* [R]. Washington, DC, USA: US EPA.
- United States Geological Survey (USGS). 2004. *Mercury Content in Coal Mines in China* [R].
- Wang Q, Shen W, Ma Z. 2000. Estimation of mercury emission from coal combustion in China [J]. *Environmental Science and Technology*, 34: 2711–2713.
- Wang Y, Duan Y, Yang L, et al. 2008. An analysis of the factors exercising an influence on the morphological transformation of mercury in the flue gas of a 600 MW coal-fired power plant [J]. *Journal of Engineering for Thermal Energy and Power*, 23(4): 399–403.
- Wang Y, Duan Y, Yang L, et al. 2009. Experimental study on mercury transformation and removal in coal-fired boiler flue gases [J]. *Fuel Processing Technology*, 90(5): 643–651.
- Wu C, Duan Y, Wang Y, et al. 2008. Characteristics of mercury emission and demercurization property of NID system of a 410 t/h pulverized coal fired boiler [J]. *Journal of Fuel Chemistry and Technology*, 36(5): 540–544.
- Yang X, Duan Y, Jiang Y, et al. 2007. Research on mercury form distribution in flue gas and fly ash of coal-fired boiler [J]. *Coal Science and Technology*, 35(12): 55–58.
- Yokoyama T, Asakura K, Matsuda H, et al. 2000. Mercury emissions from a coal-fired power plant in Japan [J]. *Science of the Total Environment*, 259(1–3): 97–103.
- Zhang J, Ren D, Xu D, et al. 1999. Mercury in coal and its effect on environment [J]. *Advances in Environmental Science*, 7(3): 100–104.
- Zhang M Q, Zhu, Y. C., Deng, R. W. 2002. Evaluation of mercury emissions to the atmosphere from coal combustion, China [J]. *Ambio*, 31(6): 482–484.

- Zheng L, Liu G, Qi C, et al. 2007. Study on environmental geochemistry of mercury in Chinese coals [J]. *Journal of University of Science and Technology of China*, 37(8): 953–963.
- Zheng L, Liu G, Zhou C. 2007. The distribution, occurrence and environmental effect of mercury in Chinese coals [J]. *Science of the Total Environment*, 384: 374–383.
- Zhou J. 2005. Emissions and Control of Mercury from Coal-Fired Utility Boilers in China [C]. *China Workshop on Mercury Control from Coal Combustion*. Beijing, China.
- Zhou J, Wang G, Luo Z, et al. 2006. An experimental study of mercury emissions from a 600 MW pulverized coal-fired boiler [J]. *Journal of Engineering for Thermal Energy and Power*, 21(6): 569–572.
- Zhou J, Zhang L, Luo Z, et al. 2008. Study on mercury emission and its control for boiler of 300 MW unit [J]. *Thermal Power Generation*, 37(4): 22–27.