

# 煤炭使用对中国大气污染的贡献

中国煤炭消费总量控制方案和政策研究课题组



# 煤炭使用对中国大气污染的贡献

《中国煤炭消费总量控制方案和政策研究项目》课题组  
2014年10月20日

煤炭在中国能源结构中占有重要地位。从1980年至今的30余年内，煤炭占中国一次能源生产和消费量的比重一直在70%左右，远高于OECD国家20%左右的平均值。进入本世纪后，随着中国社会经济的快速发展，煤炭使用量急剧增加，从2000年的14亿吨增长到2012年的35亿吨<sup>1</sup>，12年间增长了2.5倍；到2013年，中国的煤炭消费量已占到全球煤炭消费总量50.3%，分别是美国和欧盟的4.2倍和6.7倍<sup>2</sup>。由于中国石油、天然气等其他化石能源资源相对比较贫乏，石油和天然气的人均资源量仅为世界平均水平的7.7%和7.1%；风能、太阳能等新能源虽然发展潜力巨大，但是大规模应用前，还有很多的配套技术障碍需要解决。因此在未来相当长的一段时间内，煤炭在中国能源结构中的主要地位不会改变。

作为高污染高碳的能源品种，煤炭在支撑中国经济高速发展的同时，中国以煤为主的能源结构也带来了日益严重的环境污染、公众健康和温室气体问题。根据《中国气候公报》统计数据，由大气污染导致的全国年均灰霾（不同于自然条件导致的雾现象，主要是人为排放到空气中的尘粒、烟粒或盐粒等气溶胶的集合体）日数随煤炭消费总量的变化增加明显。2003年以前，中国年均灰霾日数均低于常年值9天，但是2004年以来增长迅速，年均值达到12~20天；2013年中国年均灰霾日数高达36天，全国范围内有20多个省（区、市）出现了持续性灰霾。除了巨量的生产和消费，中国煤炭消费的分布、结构及技术水平等因素又进一步加剧了区域大气污染问题。

---

<sup>1</sup> 中华人民共和国国家统计局，《中国能源统计年鉴》。

<sup>2</sup> BP，《BP世界能源统计2014》。

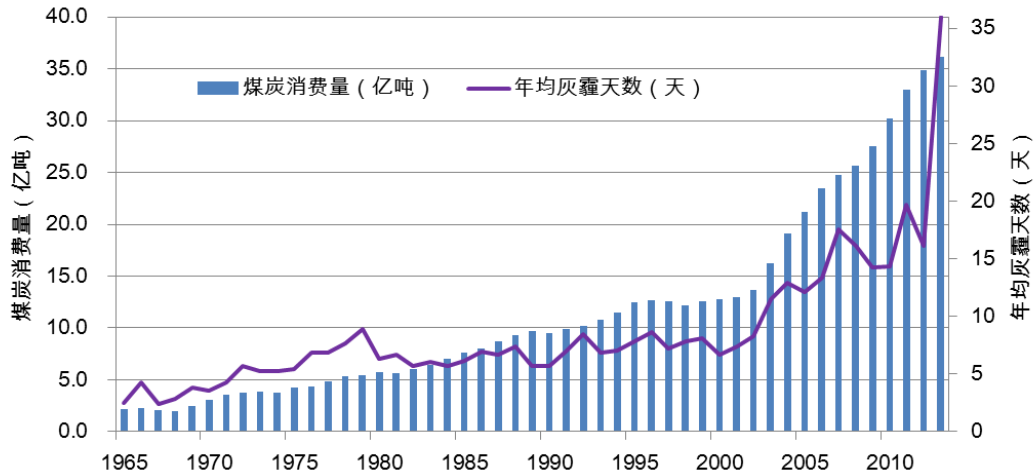


图 1 中国历史煤炭消费量与年均灰霾天数

煤炭作为固体能源,和石油、天然气等能源品种相比,每生产同样多的能量,产生排放的二氧化硫(SO<sub>2</sub>)、氮氧化物(NO<sub>x</sub>)、颗粒物(烟粉尘或一次PM<sub>2.5</sub>)、汞(Hg)等重金属和二氧化碳(CO<sub>2</sub>)等大气污染物都更多;同时,煤炭作为中国主要的一次能源,大量的工业生产伴随着煤炭使用。煤炭的大量使用过程中排放的大气污染物,以及以煤炭为支撑的工业过程中排放的大气污染物,是造成中国大气污染的重要原因。

追本溯源,在政府已经提出“坚决控制煤炭消费总量控制”的决心下,摸清燃煤利用过程对大气颗粒物的贡献是实施控制的基础和理论依据。从传统污染物和二氧化碳的排放量以及PM<sub>2.5</sub>浓度等方面,定量分析了煤炭直接燃烧和与煤炭使用密切相关的工业过程对大气污染的贡献;通过污染物环保口统计、排放清单的统计、空气质量模型等技术手段,对燃煤利用过程中的污染物排放的物种、空间和部门特征等进行分析,找出重点的控制技术低下的排放部门,并从区域联防联控的角度分析重点污染区域的本地来源和外地源传输特点,最后提出了相关建议。

## 1. 煤炭使用与大气污染物的排放和控制

煤炭是中国最主要的能源。根据全国煤炭统计数据,2012年中国煤炭消费量为35.3亿吨。从煤炭消费的行业分布来看,电力、钢铁、建材、燃煤锅炉、居民生活以及煤化工等行业和部门消费了中国90%以上的煤炭。中国2012年主要煤炭消费部门的煤炭消费比例如图2示,其中电力是第一用煤大户,占全国

煤炭消费总量的 46%。其次为燃煤锅炉、钢铁和建材行业，占全国煤炭消费总量的比例依次为 19%、17% 和 4%。

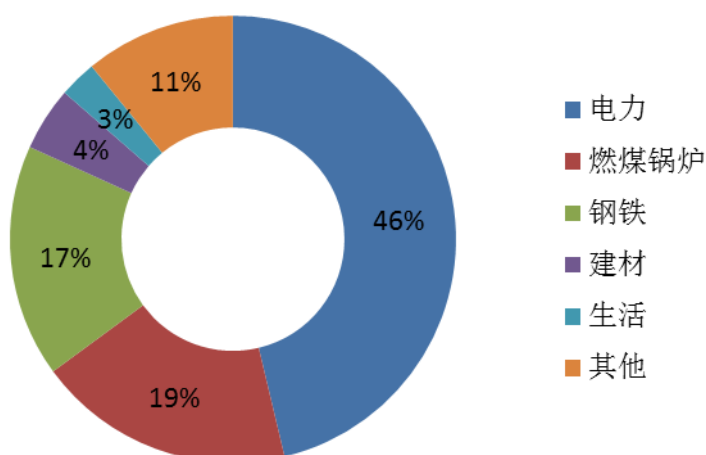


图 2 2012 年中国煤炭消费中的部门分布

### 1.1. 煤炭使用过程大气污染控制的法规和标准

从 20 世纪七十年代末到八十年代初，中国的环境保护工作开始起步。在上世纪八十年代中后期，中国陆续推出了《水污染防治法》（1984）、《大气污染防治法》（1987）、《环境保护法》（1989）等与煤炭消费过程相关的环境保护法规，这些法规均适用于煤炭利用行业的环境保护，在宏观层面上对这些行业可能造成的大气环境污染和水环境污染提出了控制要求。此后，中国进一步颁布了一系列法律，对环境影响评价、清洁生产等控制工业污染的技术手段提出了要求。目前，中国涉及煤炭消费过程大气环境保护的相关法律主要有：《环境保护法》、《大气污染防治法》、《环境影响评价法》、《节约能源法》、《循环经济促进法》、《清洁生产促进法》等，这些法律明确了环境因素应该作为中国使用煤炭的项目建设中必须考虑的因素。

在这些环境保护法律的基础上，中国制订了《国家酸雨和二氧化硫污染防治“十一五”规划》、《燃煤二氧化硫排放污染防治技术政策》、《中国洁净煤技术“九五”计划和 2010 年发展纲要》、《可持续发展科技纲要（2001—2010 年）》、《国家实施洁净煤技术发电优惠政策》等一系列行政法规和规划。这些法律和法规应用于中国煤炭消费过程中的污染控制方面，主要针对了大气污染防治及温室气体减排领域，涉及了多个产业环节及多个环境问题。中国这些法律法规的提出和实施，在环境影响评价、节能技术应用、污染控制技术等方面，为进一步

通过排放标准、技术规范等对中国煤炭利用行业的污染控制和净化技术提出具体要求奠定了基础。

在以上环境保护法律法规的基础上，中国针对电厂锅炉、工业锅炉、炼焦过程和水泥窑等主要的煤炭消费领域，制订了主要污染物的排放标准，并随着整体环境状况的变化，对排放标准进行了多次修编，不断提高污染物的控制要求，降低排放限值。到目前为止，中国针对电厂锅炉、工业锅炉、炼焦过程和水泥窑等主要的煤利用过程的排放标准大多集中在大气污染物上，而对于温室气体排放控制较少涉及。针对中国针对电厂锅炉、工业锅炉、工业过程的大气污染物排放控制标准制订和修编过程如表 1 所示。

表 1 中国主要大气污染物固定排放源的排放标准

控制对象	标准编号	实施、修编年份
电厂锅炉	GB13223	1991, 1996, 2003, 2011
工业锅炉	GB13271	1983, 1991, 1999, 2014
炼焦过程	GB16171	1996, 2012
钢铁生产过程	GB28662-GB28666	2012
水泥生产过程	GB4915	1985, 1996, 2004, 2013

## 1.2. 主要污染控制措施和减排效果

随着中国排放标准的逐步加严以及中国环保产业的发展，近年来中国对煤炭消费过程主要大气污染物的排放控制技术有了较快的发展，有部分技术已经达到了国际先进水平。

污染排放的最主要成果体现在  $\text{SO}_2$  和  $\text{NO}_x$  总量减排上。中国从“十一五”开始把  $\text{SO}_2$  总量减排目标作为政府约束性指标，通过脱硫技术的大规模使用，推动了电力等部门  $\text{SO}_2$  排放量的大幅削减<sup>3</sup>。从 2005 到 2012 年的 7 年间，全国带烟气脱硫设施的火电机组装机容量从 0.48 亿千瓦增长至 7.18 亿千瓦，全国燃煤机组脱硫比例由 2005 年的 14% 提高到 2012 年的 92%；在发电量增长 90%、发电用煤量增长 80% 的情况下， $\text{SO}_2$  排放量降低了 40%。“十二五”期间， $\text{NO}_x$  减排也被纳入国家大气污染物总量减排的重点任务。通过大规模脱硝设施的建设，从 2010 年到 2012 年的 3 年间，全国带烟气脱硝设施的火电机组装机容量从 0.89 亿千瓦增长至 2.26 亿千瓦，全国燃煤机组脱硝比例由 2010 年的 13% 提高到 2012 年的 28%；在发电用煤量增长 12% 的情况下， $\text{NO}_x$  排放量降低了 1.5%。

<sup>3</sup> 中华人民共和国环境保护部，《2012 年中国环境状况公报》。

除电力部门外，中国于“十二五”期间开始大力强化钢铁、水泥、平板玻璃等高耗能行业的主要污染物减排工作，严格主要污染物总量减排核查监管，以“六厂（场）一车”为重点强力推进减排措施落实。通过烧结机脱硫等工程措施，2012年全国钢铁行业SO<sub>2</sub>排放量比2010年减少了8%；水泥脱硝设施建设也取得了重大突破，截至2013年，全国有超过7亿吨水泥熟料产能建设了脱硝设施，帮助全国NO<sub>x</sub>排放量从2012年开始下降。

## 2. 煤炭使用造成大气污染物排放量的占比

煤炭在作为燃料燃烧的过程中，会直接产生并排放大气污染物，如产生自燃煤电厂和燃煤锅炉的大气污染物。很多工业生产过程中，伴随煤炭使用，也会产生并排放大气污染物，如水泥生产过程中，煤炭作为生产熟料的燃料，在熟料炼制过程中产生并排放大气污染物，石灰石的分解同样会产生污染物并排放到空气中，原料制备和水泥粉磨等过程也会产生大气颗粒物排放。这些大气污染物的产生和排放虽然不是直接来自于煤炭燃烧，但与煤炭使用过程密切相关，煤炭消费量的变化同样会造成这些环节大气污染物排放量的变化。因此，在本研究中，除了定量分析煤炭燃烧直接产生并排放的大气污染物，也将伴随煤炭使用的工业过程大气污染物排放量纳入了分析范围。

### 2.1. SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>和烟粉尘排放量的占比

根据中国环境统计数据<sup>4</sup>，2012年中国SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>和烟粉尘排放量分别为2117.6万吨、2337.8万吨和1234.3万吨。其中城镇生活源排放分别为200.4万吨、39.3万吨和142.7万吨，基本上全部来自于煤炭使用过程的排放；工业源排放分别为2017.2万吨、1658.1万吨和1029.3万吨，其中大部分来自于煤炭使用过程的排放，或是伴随煤炭使用的工业过程的排放。

工业源是对中国SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>和烟粉尘排放量贡献最大的一类源。中国按行业分重点调查工业废气排放及处理数据（见表2）表明，电力、热力的生产和供应业，黑色金属冶炼及压延加工业，非金属矿物制品业，化学原料及化学制品制造业，有色金属冶炼及压延加工业和石油加工、炼焦及核燃料加工业是中国工业SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>和烟粉尘排放量最大的行业，排放量合计分别达88%、95%和83%，而这6个行业燃料煤的消费量也占到全国工业行业燃料煤消费总量的93%。因此这6个行业中煤炭对SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>和烟粉尘排放的贡献情况，基本上能代表中国工业源煤炭对SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>和烟粉尘排放的贡献。

<sup>4</sup> 中华人民共和国环境保护部，《2012 中国环境统计年报》。

表 2 2012 年中国各工业行业燃煤量和主要大气污染物排放量（万吨）

	煤炭 消费量	燃料煤 消费量	SO <sub>2</sub> 排放量	NO <sub>x</sub> 排放量	烟粉尘 排放量
煤炭开采和洗选业	21079	1613	12.5	4.5	33.3
石油和天然气开采业	78	76	2.2	3.0	0.7
黑色金属矿采选业	151	144	2.4	0.7	10.3
有色金属矿采选业	153	150	2.4	0.5	2.2
非金属矿采选业	274	261	3.9	1.1	3.7
开采辅助活动	13	12	0.3	0.2	0.1
其他采矿业	22	22	0.0	0.0	0.2
农副食品加工业	2159	2146	23.8	9.2	18.2
食品制造业	1206	1203	14.7	4.7	5.8
饮料制造业	1127	1123	12.9	4.1	6.6
烟草制品业	68	67	1.1	0.4	0.7
纺织业	2343	2315	27	7.7	9.2
纺织服装、鞋、帽制造业	137	137	1.7	0.5	0.8
皮革、毛皮、羽毛(绒)及其制品业	184	183	2.7	0.6	1.0
木材加工及木、竹、藤、棕、草制品业	267	234	4.3	1.4	15.7
家具制造业	14	14	0.3	0.1	0.3
造纸及纸制品业	4944	4933	49.7	20.7	16.7
印刷业和记录媒介的复制	29	29	0.5	0.2	0.2
文教体育用品制造业	12	12	0.2	0.1	0.2
石油加工、炼焦及核燃料加工业	34585	7505	80.2	37.6	44.2
化学原料及化学制品制造业	19045	10783	126.2	50.2	58.3
医药制造业	899	894	10.8	3.1	4.4
化学纤维制造业	1060	1032	10.1	4.9	2.2
橡胶和塑料制品业	726	721	8.8	2.8	3.3
非金属矿物制品业	30652	21847	199.8	274.2	255.2
黑色金属冶炼及压延加工业	30603	9971	240.6	97.2	181.3
有色金属冶炼及压延加工业	5270	4588	114.4	23	31.9
金属制品业	556	440	7.6	2.4	8.2
通用设备制造业	187	179	2.3	0.9	3.2
专用设备制造业	188	164	1.9	1.0	2.2
汽车制造业	123	120	1.4	0.6	2.1
其他运输设备制造业	212	206	1.7	1.0	5.2
电气机械及器材制造业	80	69	1.1	0.5	0.7
通信设备、计算机及其他电子设备制造业	48	48	0.8	0.5	1.3

仪器仪表制造业	8	8	0.1	0.0	0.1
其他制造业	391	218	6.2	1.3	2.5
废弃资源和废旧材料回收加工业	28	27	0.4	0.1	0.4
金属制品、机械和设备修理业	7	7	0.1	0.0	0.9
电力、热力的生产和供应业	201571	201266	797	1018.7	222.8
燃气生产和供应业	902	163	1.7	1.2	0.7

电力、热力的生产和供应业是中国煤炭消费量最大的工业行业，其煤炭消费量占全国工业行业煤炭消费量的 56%，但是由于其大气污染物排放控制水平高于其他行业，SO<sub>2</sub> 和烟粉尘排放量占全国工业行业排放量的比重分别为 45% 和 23%。

石油加工、炼焦及核燃料加工业是中国煤炭消费量第二大的工业行业，2012 年煤炭消费量达 3.46 亿吨，但是其中绝大部分是作为原料煤进行炼焦，转化为焦炭，作为燃料煤直接燃烧的仅为 0.75 亿吨。石油加工、炼焦及核燃料加工业 2012 年消费了中国工业行业中 2.7% 的燃料煤，排放了 4.5% 的 SO<sub>2</sub>、2.4% 的 NO<sub>x</sub> 和 4.6% 的烟粉尘。

非金属矿物制品业是中国煤炭消费量第三大的工业行业，2012 年煤炭消费量达 3.07 亿吨，其中燃料煤消费 2.18 亿吨。非金属矿物制品业 2012 年消费了中国工业行业中 8.5% 的煤炭，排放了 11.3% 的 SO<sub>2</sub>、17.3% 的 NO<sub>x</sub> 和 26.7% 的烟粉尘。水泥生产是中国非金属矿物制品业中煤炭消费量最大的部分，2012 年消费煤炭 2.24 亿吨，占整个行业消费量的 73%，但是其 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 和烟粉尘的占比分别为 17%、72% 和 26%。

黑色金属冶炼及压延加工业是中国煤炭消费量第四大的工业行业，2012 年煤炭消费量达 3.06 亿吨，但其中燃料煤消费仅 1.00 亿吨。黑色金属冶炼及压延加工业中，煤炭使用最重要的形式是进行炼焦和高炉喷煤，2012 年用于炼焦和高炉喷煤的煤炭量分别为 1.58 亿吨和 1.02 亿吨。黑色金属冶炼及压延加工业 2012 年消费了中国工业行业中 8.5% 的煤炭，排放了 13.5% 的 SO<sub>2</sub>、6.1% 的 NO<sub>x</sub> 和 18.9% 的烟粉尘。

有色金属冶炼及压延加工业是中国煤炭消费量第七大的工业行业，2012 年煤炭消费量为 0.53 亿吨，但其中燃料煤消费为 0.46 亿吨。黑色金属冶炼及压延加工业 2012 年消费了中国工业行业中 1.5% 的煤炭，排放了 6.5% 的 SO<sub>2</sub>、1.5% 的 NO<sub>x</sub> 和 3.3% 的烟粉尘。

其他工业行业中，煤炭消费最主要的形式是作为燃料煤，在燃煤锅炉中进行燃烧，提供蒸汽或热水。燃煤工业锅炉作为中国煤炭消费最主要的设备之一，不仅在工业行业中发挥作用，也是最主要的污染源大气污染物排放设备。据估算，



2012 年中国通过燃煤工业锅炉消费的煤炭共约 7.9 亿吨，SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 和烟粉尘排放量分别为 873 万吨、316 万吨和 320 万吨。

根据煤炭使用形式的差异，我们把煤炭使用过程的大气污染物排放分为两类：煤炭直接燃烧的大气污染物排放和煤炭相关重点行业的大气污染物排放。其中煤炭直接燃烧的大气污染物排放指通过电站锅炉（主要是电力、热力的生产和供应业）、燃煤工业锅炉（工业行业中煤炭利用的主要形式）和民用燃煤设备产生的大气污染物排放量，煤炭相关重点行业的大气污染物排放主要指焦炭、钢铁、水泥、有色金属等生产中，通过焦炉、各种窑炉等设备产生的大气污染物排放量，以及相关工艺过程中虽然不直接消耗煤炭，但是与生产密切相关的粉尘排放量。

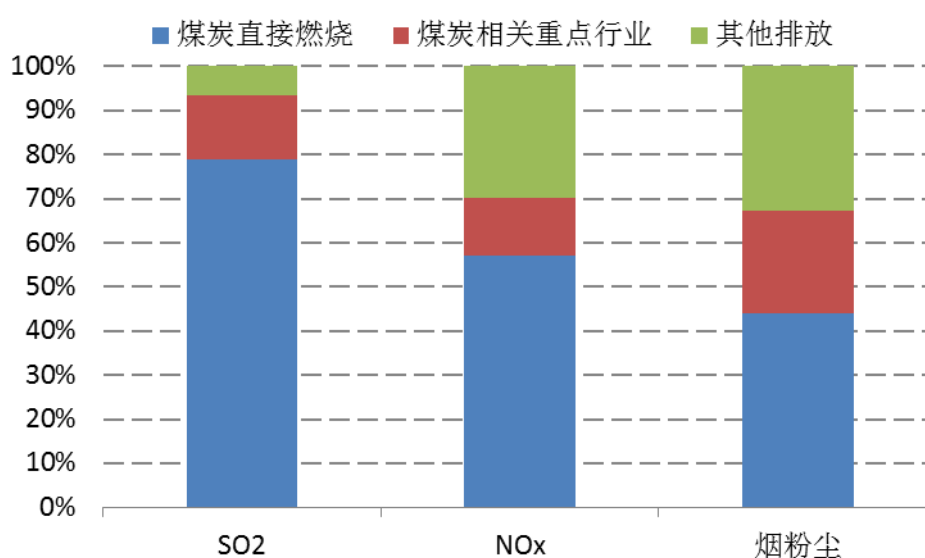


图 3 中国煤炭使用过程中的 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 和烟粉尘排放量占比

如图 3 所示，2012 年煤炭直接燃烧造成的 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 和烟粉尘排放量分别占中国污染物排放总量的 79%、57% 和 44%；煤炭相关重点行业的 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 和烟粉尘排放量分别占中国污染物排放总量的 15%、13% 和 23%。所有和煤炭使用过程相关的 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 和烟粉尘排放量分别占中国污染物排放总量的 93%、70% 和 67%。

## 2.2. 一次 PM<sub>2.5</sub> 排放量的占比

污染源直接排放的一次 PM<sub>2.5</sub> 是构成大气中 PM<sub>2.5</sub> 污染的重要组成部分。中国目前的环境统计体系中并不包含一次 PM<sub>2.5</sub>，因此无法通过自下而上的统计手段得到一次 PM<sub>2.5</sub> 的排放量，从而无法直接评估煤炭使用过程中一次 PM<sub>2.5</sub> 的排放量在所有人源排放量中的占比。

清华大学利用自上而下的排放清单方法学，以中国能源消费、工业产品产量、人民生活活动等数据为基础，建立了包含一次  $PM_{2.5}$  的中国主要大气污染物排放清单（MEIC）<sup>5</sup>。在此基础上，我们对煤炭使用过程中一次  $PM_{2.5}$  的排放量在所有人为源排放量中的占比进行了分析。

MEIC 模型中把排放一次  $PM_{2.5}$  的人为污染源分为电力、供热、工业锅炉、工业过程、民用、移动源等 6 个大类。2012 年，全国一次  $PM_{2.5}$  排放量为 1203 万吨，其中工业过程和民用源是贡献最大的污染源，排放量贡献占比接近 60%（见表 3）。

表 3 中国 2012 年一次  $PM_{2.5}$  排放量的部门分布

部门	一次 $PM_{2.5}$ 排放量（万吨）
电力	89
供热	41
工业锅炉	111
工业过程	479
民用	435
移动源	47
<b>合计</b>	<b>1203</b>

在以上 6 个部门中，煤炭作为燃料燃烧，直接排放一次  $PM_{2.5}$  的主要集中在电力、供热、工业锅炉这三个部门，以及民用部门的一部分。中国的电力、供热和工业锅炉中，煤炭是主要燃料，石油、天然气等燃料虽然也作为煤炭的补充，但是其一次  $PM_{2.5}$  的排放量很低，和煤炭相比可以忽略不计。在民用部门中，对一次  $PM_{2.5}$  排放有较大贡献的主要有煤炭和秸秆、薪柴等生物质燃料。MEIC 模型对民用部门煤炭燃烧和秸秆、薪柴等生物质燃料的燃烧所产生的一次  $PM_{2.5}$  排放分别进行了估算，得到 2012 年煤炭、秸秆、薪柴的一次  $PM_{2.5}$  排放量分别为 134 万吨、221 万吨和 80 万吨。民用煤炭排放占一次  $PM_{2.5}$  排放总量的 11% 左右。

在上述分类中，煤炭相关重点行业主要集中在工业过程这一部门。扣除此部门中工艺无组织排放的部分，2012 年工业过程中煤炭相关重点行业的一次  $PM_{2.5}$  排放量约为 378 万吨。

综合以上信息，2012 年煤炭直接燃烧造成的一次  $PM_{2.5}$  排放量占中国人为源排放总量的 31%；煤炭相关重点行业的一次  $PM_{2.5}$  排放量占中国人为源排放总量的 31%。所有和煤炭使用过程中相关的一次  $PM_{2.5}$  排放量占中国人为源排放总量的 63%。

<sup>5</sup> 清华大学，中国多尺度排放清单模型（MEIC Model），<http://www.meicmodel.org/>

## 2.3. Hg 排放量的占比

中国作为煤炭消费大国，水泥生产、有色金属冶炼等行业的活动水平较高，因此中国无意排放的大气 Hg 总量较大。而且，中国是汞的使用大国，汞的使用过程也增加了中国大气汞负荷。根据 2013 年联合国环境规划署的评估报告，2010 年中国人为源大气 Hg 排放量为 650 吨左右，占全球总排放量的三分之一，是全球人为源大气 Hg 排放量最大的国家<sup>6</sup>。

中国的环境统计中没有针对 Hg 排放量的统计数据，我们根据清华大学、联合国环境规划署等关于大气 Hg 排放因子的研究，利用平均排放因子方法对 2010 年中国人为源大气 Hg 排放构成进行了分析（图 4），估算了煤炭消费对大气 Hg 排放的贡献情况。需要说明的是，由于人为源大气 Hg 排放的复杂性，影响大气 Hg 排放因子的因素很多，又鉴于目前测试数据有限，使得大气 Hg 排放因子还存在一定的不确定性，这会使计算得到的中国人为源大气 Hg 排放量也存在不确定性。

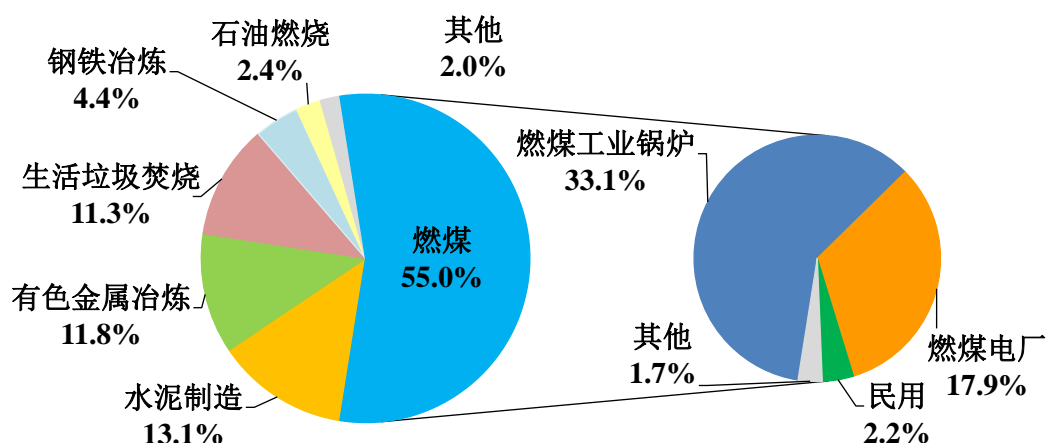


图 4 2010 年中国人为源大气 Hg 排放量行业构成

如图 32 所示，燃煤是中国人为源大气 Hg 排放的最大来源，其他依次为水泥制造、有色金属冶炼、生活垃圾焚烧，4 个行业排放量合计约占全国排放总量的 91.2%。其中，煤炭作为燃料燃烧，直接排放的 Hg 对全国的贡献率高达 55.0%，而燃煤工业锅炉和燃煤电厂是中国燃煤大气 Hg 排放的主要来源；水泥制造、有色金属冶炼和钢铁冶炼 3 个最主要的和煤炭使用密切相关的重点工业行业，排放量之和占全国 29.4%。煤炭利用的直接和间接汞排放的总占比为 84.4%。

值得注意的是，随着中国对大气常规污染物烟尘、二氧化硫和氮氧化物治理力度的不断加大，除尘、脱硫、脱硝措施对汞起到了一定的协同减排作用。与

<sup>6</sup>联合国环境规划署，《2013 年全球汞评估报告》。

2005 年相比较，2010 年中国人为源大气 Hg 排放量下降了 21%。特别是，目前中国正在积极推进燃煤电厂大气汞污染控制。2010 年，环境保护部启动了燃煤电厂大气汞污染控制试点工作；2012 年，国务院批复实施的《重点区域大气污染防治“十二五”规划》明确要求应积极推进燃煤电厂大气汞排放协同控制；立足于烟气脱硝+静电除尘/布袋除尘+湿法烟气脱硫的组合技术汞的协同减排效应，在《火电厂大气污染物排放标准》(GB 13223—2011)中规定了汞的排放限值。目前，中国燃煤电厂每年大气 Hg 排放量控制在 100 吨左右。

## 2.4. 小结

综上所述，中国煤炭的使用中排放了大量的大气污染物。对于 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、烟粉尘、一次 PM<sub>2.5</sub> 和 Hg 等主要的大气污染物，煤炭直接燃烧以及和煤炭使用直接相关的行业都贡献了超过一半的排放量（见图 5）。其中，煤炭直接燃烧对于 SO<sub>2</sub> 的贡献接近 80%，是几种污染物中直接燃烧贡献率最高的；伴随煤炭使用的重点行业的排放对于一次 PM<sub>2.5</sub> 的贡献达到 31%，是几种污染物中非直接燃烧贡献率最高的。

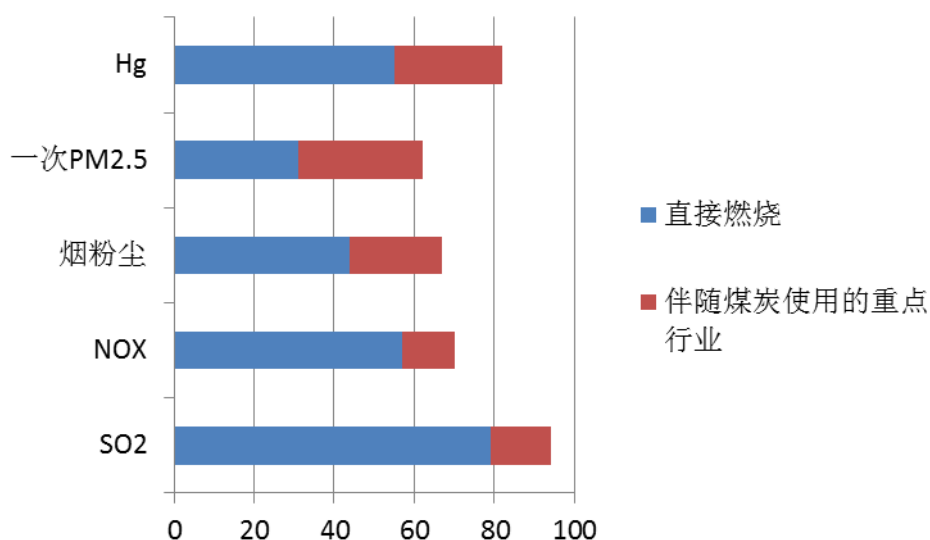


图 5 煤炭使用对中国大气污染物排放量的占比 (%)

从污染物的部门分布来看（图 6），SO<sub>2</sub> 排放集中在：电力 38%、燃煤锅炉 34%、黑色金属冶炼 11%、非金属矿物制品业 9%；NO<sub>x</sub> 排放集中在：电力 44%、机动车 27%、非金属矿物制品业 12%、燃煤锅炉 10%；烟粉尘排放集中在：燃煤锅炉 27%、非金属矿物制品业 21%、电力 18%。重点行业、燃煤锅炉是大气污染控制的重点。

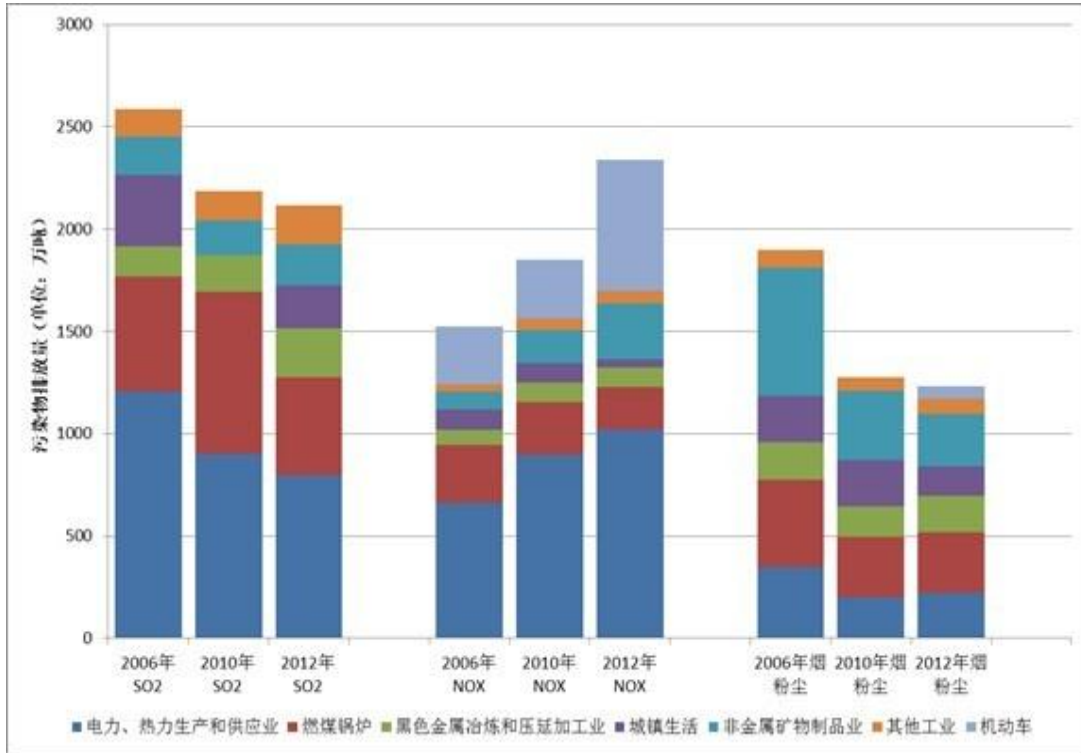


图 6 中国大气污染物排放的行业分布图 (2006、2010 和 2012 年)

### 3. 煤炭使用与二氧化碳排放

近年来中国的二氧化碳 (CO<sub>2</sub>) 排放量进一步上升，在全球范围呈一枝独秀之势。根据 2014 年发表在《自然-地球科学》的论文《持续增长的二氧化碳排放总量对达成气候造成影响》的相关数据，2013 年中国二氧化碳排放超过第二、三位的美欧排放量之和达到 100 亿吨，人均二氧化碳排放首次超过欧盟达到 7.2 吨。当前中国年二氧化碳排放增量几近全球年二氧化碳排放增量的一半，成为推动全球二氧化碳排放持续走高的关键因素。而根据 UNEP 预测，到 2020 年中国在实现“40-45”目标的情况下，排放规模也将接近 120 亿吨 CO<sub>2</sub> 当量，基本达到 OECD 所有国家当前的排放量总和（2011 年 OECD 能源相关二氧化碳排放为 123.4 亿吨）。

根据国家第二次信息通报，二氧化碳在温室气体排放总量中占比 80.02%。能源活动和工业生产是中国二氧化碳排放的主要来源。2005 年中国二氧化碳排放量为 59.76 亿吨，其中能源活动排放 54.04 亿吨，占 90.4%，工业生产过程排放 5.69 亿吨，占 9.5%，矿物成因固体废弃物焚烧排放 265.8 万吨，份额微小。土地利用变化与林业活动吸收二氧化碳 4.22 亿吨。2005 年中国二氧化碳净排放量为 55.54 亿吨。根据 IEA 对于全球和中国能源活动二氧化碳排放相关分析

<sup>7</sup>,煤炭消费二氧化碳排在能源活动二氧化碳排放中占比长期维护在 80%左右, 2011 年达到 83%, 是中国能源活动二氧化碳排放乃至温室气体排放的主体。石油消费二氧化碳排放保持在在 15%左右水平, 而天然气二氧化碳排放占比在天然气基础设施建设和相关鼓励措施的驱动下近年来呈现一定的上升趋势, 从 2000 年左右的 1%上升至 2011 年的 3%。与此相比的是, 全球煤炭消费二氧化碳排在能源活动二氧化碳排放中占比长期稳定在 40%左右, 远低于中国 80%左右的水平。2000 年以来全球煤炭消费二氧化碳排放呈现出加速上升趋势, 其主要原因是中国煤炭消费增量的大幅提升。

不同能源品种碳排放占比（中国）

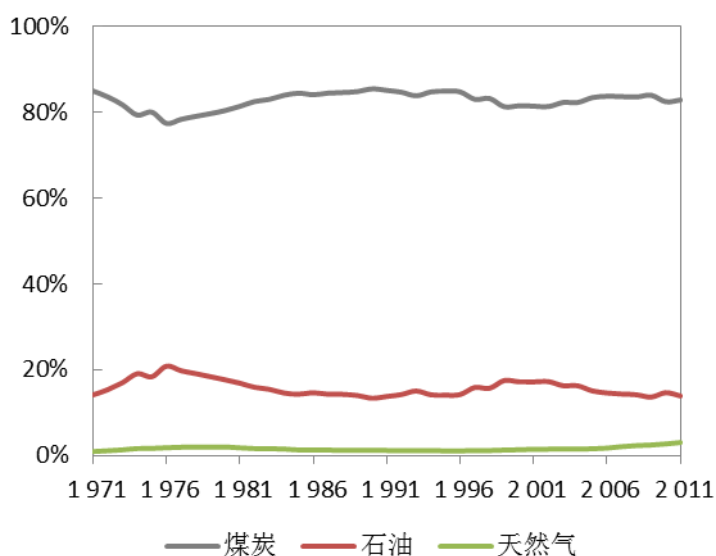


图 7. 1971—2011 年中国分能源品种二氧化碳排放占比

<sup>7</sup> IEA, 2013 CO2 emissions from fuel combustion

### 不同能源品种碳排放占比（全球）

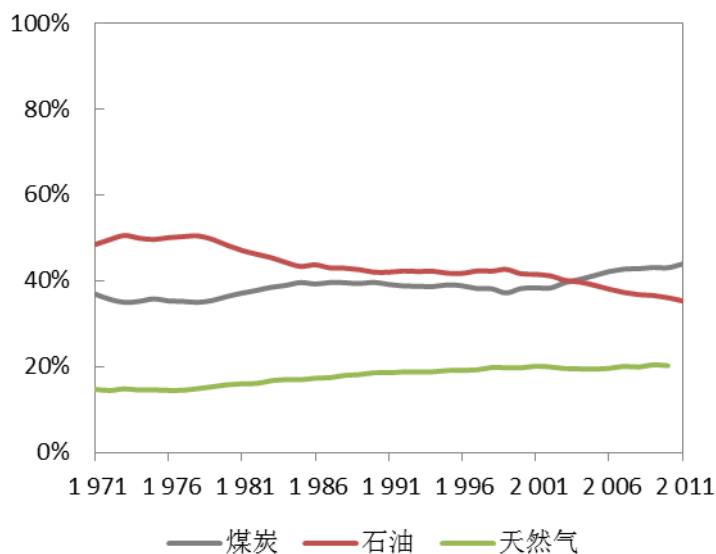


图 8. 1971—2011 年全球分能源品种二氧化碳排放占比

根据中国低碳发展报告的估算，2012 年中国分部门终端二氧化碳排放中，能源工业、农业、制造业、交通运输和建筑（不包含采暖）业分别占 10.9%、1.7%、60.1%、11.1%和 16.1%。其中能源加工转化过程的二氧化碳直接计算到终端使用部门中。

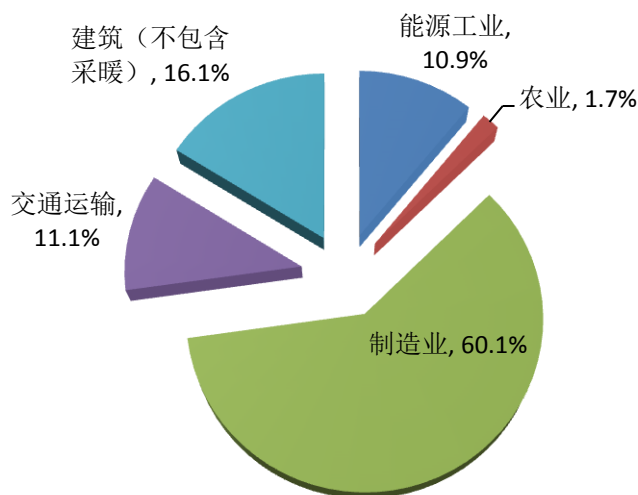


图 9 2012 年终端二氧化碳排放量

注：根据分行业各能源品种的终端能耗，结合不同能源品种的碳排放因子计算得出。由于部门之间具有一定的交叉，各部门二氧化碳排放量之和不等于全国二氧化碳排放总量。



## 4. 煤炭使用对中国环境 PM<sub>2.5</sub> 浓度的贡献

目前，中国的空气污染正在逐步由传统的以 SO<sub>2</sub> 和 PM<sub>10</sub> 为特征的煤烟型污染向以 PM<sub>2.5</sub> 和 O<sub>3</sub> 为特征的复合型污染转变。由于大气环境中的 PM<sub>2.5</sub> 来源非常广泛，不仅有各类污染源直接排放的一次 PM<sub>2.5</sub>，也有自 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、NH<sub>3</sub>、VOCs 等气态污染物在大气中经过化学转化所形成的二次 PM<sub>2.5</sub>，因此在探讨煤炭使用过程对中国环境 PM<sub>2.5</sub> 浓度的影响时，既需要分析煤炭使用过程中直接排放的一次 PM<sub>2.5</sub> 的贡献，也需要分析煤炭燃烧产生的 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、NH<sub>3</sub>、VOCs 等污染物所形成的硫酸盐、硝酸盐、铵盐和二次有机气溶胶等的贡献。在这一分析中，需要借助空气质量模型这一工具。

由于环境空气中大气污染物间的相互转化，尤其是二次 PM<sub>2.5</sub> 形成的过程涉及到非常复杂的化学过程，一般来说，气态前体物和对应的二次 PM<sub>2.5</sub> 组分之间不严格符合线性规律。因此我们采用基于组分的分析和基于情景的分析这两种手段，分别量化煤炭使用对中国环境 PM<sub>2.5</sub> 浓度的贡献率，并在此基础上进行讨论。

### 4.1. 模型工具和基本参数

考虑到以上需求，这里选取了基于“一个大气”理念进行设计，并考虑复杂大气物理及化学过程的 CAMx 模型进行模拟，以达到以下目的：1) 充分考虑各污染物间的物理传输及化学转化过程，模拟多污染物间的协同效应；2) 一次性模拟 SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub>、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、O<sub>3</sub>、酸雨等多种污染物的污染过程，特别是区域复合型大气污染过程。模型的基本设置如下：

**模拟时段：**模拟时段为基准年（2012 年）的 1、4、7、10 四个月份，时间间隔为 1h。

**模拟区域：**CAMx 模拟区域采用 Lambert 投影坐标系，中心经度为 103 °E，中心纬度为 37 °N，2 条平行标准纬度为 25 °N 和 40 °N。水平模拟范围为 X 方向（-2682 km~2682 km）、Y 方向（-2142 km~2142 km），网格间距 36km，共将模拟区域划分为 150×120 个网格，研究区域包括中国全部陆域范围。模拟区域垂直方向共设置 9 个气压层，层间距自下而上逐渐增大。

**气象模拟：**CAMx 模型所需要的气象场由中尺度气象模型 WRF 提供，WRF 模型与 CAMx 模型采用相同的空间投影坐标系，但模拟范围大于 CAMx 模拟范围，其水平模拟范围为 X 方向（-3582 km~3582 km）、Y 方向（-2502 km~2502 km），网格间距 36km，共将研究区域划分为 200×140 个网格。垂直方向共设置 28 个气压层，层间距自下而上逐渐增大。WRF 模型的初始输入数据采用美国国家环境



预报中心（NCEP）提供的 6h 1 次、1°分辨率的 FNL 全球分析资料。WRF 模型模拟结果通过 WRFCAMx 程序转换为 CAMx 模型输入格式。

**排放清单：**CAMx 模型所需排放清单的化学物种主要包括 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、颗粒物（PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub> 及其组份）、NH<sub>3</sub> 和 VOCs（含多种化学组份）等多种污染物。对于 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 排放清单的具体处理规则为：

1) 依据 2010 年全国污染源普查数据污染源分类规则，将污染源划分为电力、工业、生活、移动源 4 个部门；

2) 对污染源普查数据中所有工业企业（含电力），依据企业经纬度坐标，采用 GIS 空间分析技术，自下而上建立全国 36km 分辨率工业源 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 网格化排放清单；

3) 对于以区县或乡镇行政区为统计单元的生活源，以 1km 分辨率人口密度为权重，将生活源排放量分解到 1km 网格，采用 GIS 空间融合技术建立全国 36km 分辨率生活源 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 网格化排放清单；

4) 对于以地级城市为统计单元的移动源，以路网数据为基础，将移动源排放量分解到 36km 网格，建立全国 36km 分辨率移动源 NO<sub>x</sub> 网格化排放清单；

5) 对工业源、生活源及移动源排放清单进行空间叠加，得到中国 2010 年 36km 分辨率人为源 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 网格化排放清单。

除 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 外，人为源颗粒物（含 PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、BC、OC 等）、NH<sub>3</sub>、VOCs（含主要组份）等排放数据采用 2010 年清华大学 MEIC 排放清单，生物源 VOCs 排放数据源于全球排放清单 GEIA。

通过 CAMx 模型进行模拟，我们得到全国 333 个地级及以上城市的 PM<sub>2.5</sub> 浓度以及其中关键组分，包括硫酸盐、硝酸盐、一次 PM<sub>2.5</sub> 以及其他组分的比值。在此基础上将各省城市的比值进行算术平均，得到各省 PM<sub>2.5</sub> 中不同组分的比值，

## 4.2. 基于组分分析的结果

通过 CAMx 模型进行模拟，我们得到全国 333 个地级及以上城市的 PM<sub>2.5</sub> 浓度以及其中关键组分，包括硫酸盐、硝酸盐、一次 PM<sub>2.5</sub> 以及其他组分的比值。在此基础上将各省城市的比值进行算术平均，得到各省 PM<sub>2.5</sub> 中不同组分的比值，如图 10 所示。

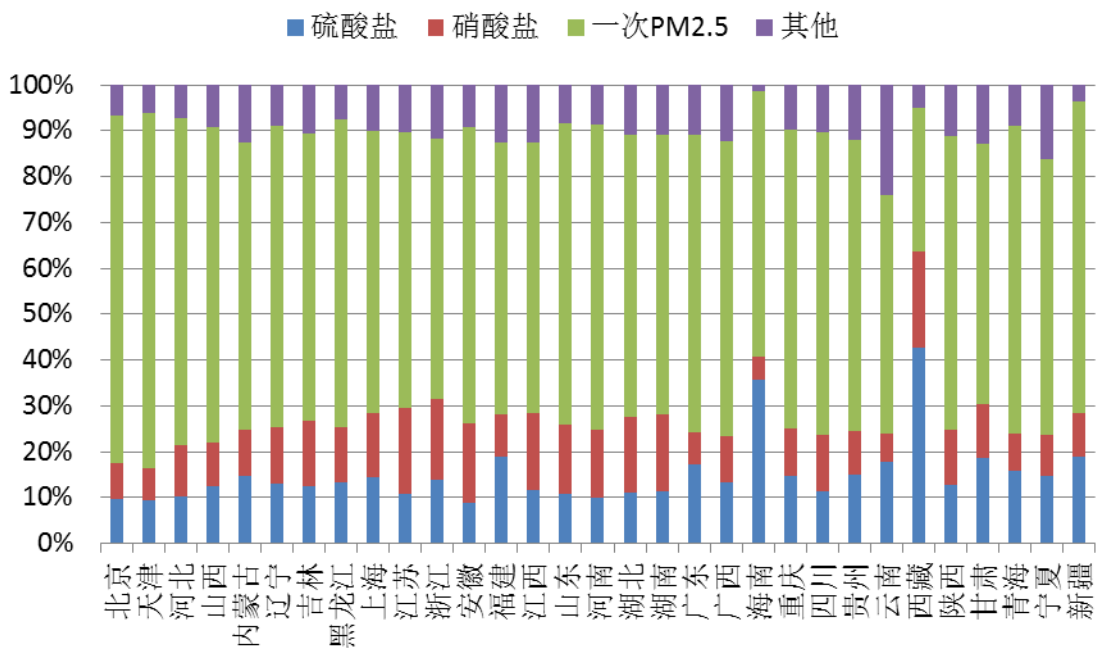


图 10 各省 PM<sub>2.5</sub> 中主要组分的含量百分比模拟结果

从图 10 中可以发现，除了海南、西藏等自身大气污染物排放量显著偏低的省份以外，硫酸盐和硝酸盐在其他省份中的比例之和大多在 20% 至 30% 之间浮动；一次 PM<sub>2.5</sub> 是各省环境空气 PM<sub>2.5</sub> 中的主要来源；其他组分，包括铵盐和二次有机气溶胶等的比例约在 10% 左右。

假设不同来源对于某种气态前体物的排放贡献率和其对于相应的 PM<sub>2.5</sub> 化学组分贡献率相当，即煤炭使用过程的 SO<sub>2</sub> 排放量占比等于煤炭使用对 PM<sub>2.5</sub> 中硫酸盐浓度的占比，结合图 5 和图 10 的结果，我们可以粗略估算煤炭燃烧所排放的污染物对中国环境空气 PM<sub>2.5</sub> 中各组分的贡献率。计算结果显示，煤炭直接燃烧对中国环境空气 PM<sub>2.5</sub> 的浓度贡献为 37%，其中 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 和一次 PM<sub>2.5</sub> 排放的贡献分别为 9.5%、7.7% 和 20.0%；伴随煤炭使用的重点行业的排放对中国环境空气 PM<sub>2.5</sub> 的浓度贡献为 24%，其中 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 和一次 PM<sub>2.5</sub> 排放的贡献分别为 1.8%、1.8% 和 20.0%。煤炭使用对中国环境 PM<sub>2.5</sub> 浓度的贡献总体在 61% 左右。

### 4.3. 基于情景分析的结果

在现有排放情景的基础上，假设将所有涉及煤炭使用的排放源全部关闭，构造无煤情景，并利用空气质量模型模拟此情景下的 PM<sub>2.5</sub> 浓度。将无煤情景和现有排放情景下的 PM<sub>2.5</sub> 浓度进行比较，即可估算煤炭消费产生的大气污染物排放对环境空气中 PM<sub>2.5</sub> 年均浓度的贡献率。

模型模拟的结果（见图 11）显示，煤炭消费对全国  $PM_{2.5}$  年均浓度的平均贡献为 51%。就各省来看，煤炭消费对各省  $PM_{2.5}$  年均浓度的贡献有较大差异，贡献范围为 37%~63%，煤炭消费对  $PM_{2.5}$  贡献较小的省份为西藏、青海、云南、北京等，煤炭消费对  $PM_{2.5}$  贡献较大的省份为黑龙江、重庆、辽宁、吉林、内蒙古等。

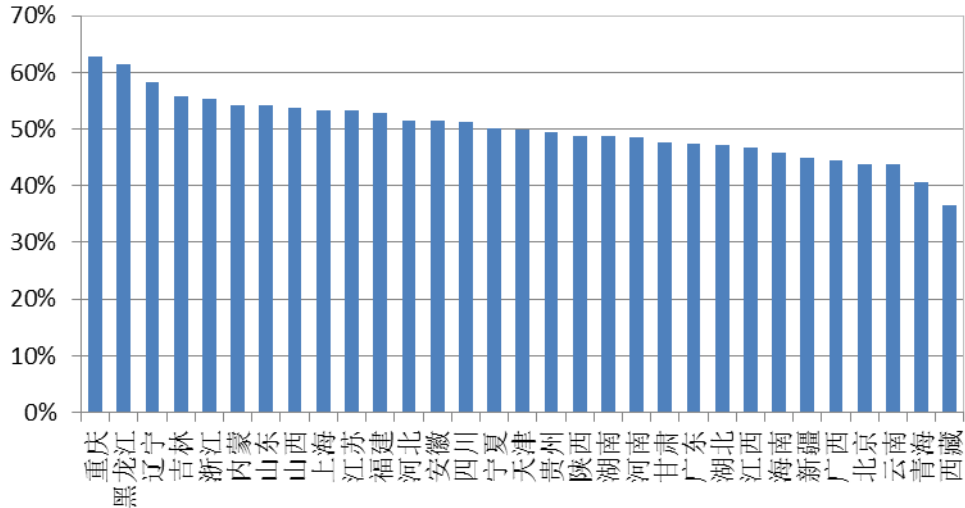


图 11 通过情景分析得到的煤炭使用对各省  $PM_{2.5}$  浓度的贡献百分比

从空间分布上来看，无煤情景下  $PM_{2.5}$  年均浓度分布与现有排放情景下的  $PM_{2.5}$  分布基本一致，即扣除煤炭使用的贡献后， $PM_{2.5}$  污染严重的区域仍集中在京津冀、长三角、成渝城市群及长江中下游城市群。煤炭使用造成的排放对  $PM_{2.5}$  浓度贡献较大的区域主要集中在东北、华北、华东及成渝区域，而对中部地区及华南地区贡献相对较小。

#### 4.4. 小结

针对煤炭使用对中国环境  $PM_{2.5}$  年均浓度的贡献率，分别使用基于组分分析的方法和基于情景分析的方法进行了定量分析。由于二次  $PM_{2.5}$  形成的过程不严格符合线性规律，且  $PM_{2.5}$  在空间中的传输对不同城市和省份的  $PM_{2.5}$  浓度可能造成很大影响，因此两种方法都有各自的优势和劣势。

总体而言，基于组分的分析方法假设  $SO_2$  和  $NO_x$  等前体物排放与硫酸盐和硝酸盐浓度之间符合线性规律，可能造成结果高估；基于情景的分析方法无法消除整个区域大背景的影响，可能造成结果低估，因此综合两种方法得到的结果，中国煤炭使用对环境  $PM_{2.5}$  年均浓度的贡献估算在 51% 至 61% 之间，均值为 56%。

在这其中，约 6 成的  $PM_{2.5}$  是由煤炭直接燃烧产生的，约 4 成的  $PM_{2.5}$  是伴随煤炭使用的重点行业排放的。不同省份  $PM_{2.5}$  浓度受煤炭使用的影响各不相同，煤炭的贡献的省际差异可能达到 20% 以上。煤炭使用对  $PM_{2.5}$  浓度贡献较大的区域主要集中在东北、华北、华东及成渝区域，贡献百分率较小的区域主要在中部地区及华南地区。

## 5. 区域煤炭总量控制与 $PM_{2.5}$ 污染防治的关系

由于中国不同地区间人口密度、经济发展水平等社会经济要素存在巨大差距，中国煤炭消费的空间分布非常不均衡。如图 12 所示，2012 年煤炭消费量超过 2 亿吨的省（自治区、直辖市）依次有山东（4.02 亿吨）、内蒙古（3.66 亿吨）、山西（3.46 亿吨）、河北（3.14 亿吨）、江苏（2.78 亿吨）和河南（2.52 亿吨）<sup>8</sup>。这 6 个省和自治区在地理上相互连接，消费的煤炭量占全国的 45%。除内蒙古外，其他的 5 个省的国土面积占全国的 8%，而煤炭消费量占全国的 36%。

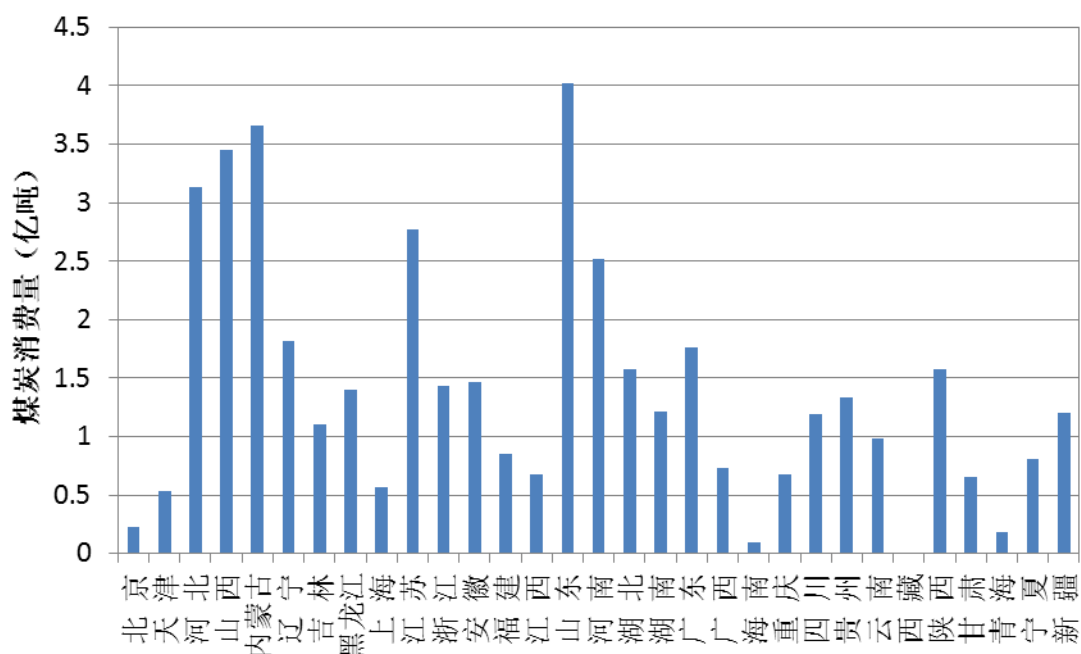


图 12 各省 2012 年煤炭消费量

根据卫星观测数据的反演结果以及中国 74 个城市  $PM_{2.5}$  浓度质量监测的结果，当前中国  $PM_{2.5}$  高浓度区主要集中在京津冀、长三角、山东半岛、成渝地区、武汉及周边城市群、长株潭城市群以及河南省和安徽省等地区，并呈现向周边区域辐射态势，而低值区主要为西北部经济活动水平相对较低的青海、西藏、新疆、

<sup>8</sup>中华人民共和国国家统计局，《中国能源统计年鉴》。

四川西部、内蒙古北部区域。虽然新疆整体  $PM_{2.5}$  浓度处于较低水平，但乌鲁木齐及周边城市  $PM_{2.5}$  浓度呈现显著相对较高的态势。总体而言，除内蒙外，煤炭消费的强度和  $PM_{2.5}$  的浓度呈现出明显的相关性，预示着煤炭消费对  $PM_{2.5}$  浓度高值区域的污染有较强贡献。

## 5.1. 煤炭使用对东部重点省份 $PM_{2.5}$ 的贡献

使用以上模拟的结果，着重分析了煤炭使用过程对中国东部地区  $PM_{2.5}$  污染严重且收到广泛关注的 8 个省区（包括北京、天津、河北、上海、江苏、浙江、山东、广东）的  $PM_{2.5}$  年均浓度的贡献。

根据基于情景分析的结果（见表 4），煤炭使用对这 8 个省（直辖市）年均  $PM_{2.5}$  浓度的贡献分别在 44% 到 55% 之间。由于形成二次  $PM_{2.5}$  的大气化学反应存在较强的非线性特征，因此情景分析法通过“灭灯法”扣除由于煤炭使用过程造成的排放，既无法消除整个区域大背景的影响，又不能反映浓度降低后更加敏感的  $PM_{2.5}$  浓度与前体物排放之间的关系，总体而言可能低估煤炭使用对  $PM_{2.5}$  年均浓度的贡献。因此，我们根据全国基于组分分析和基于情景分析的差异，对分析结果进行平移，得到煤炭使用对中国东部 8 个重要省份  $PM_{2.5}$  年均浓度的贡献区间。

表 4 煤炭使用对中国东部 8 个重要省份  $PM_{2.5}$  年均浓度的贡献

省份	基于情景分析的结果	贡献区间
北京	43.9%	44%~54%
天津	49.9%	50%~60%
河北	51.6%	52%~62%
上海	53.3%	53%~63%
江苏	53.2%	53%~63%
浙江	55.3%	55%~65%
广东	47.3%	47%~57%
山东	54.2%	54%~64%

在以上 8 个省中，总体而言，煤炭使用对北京和广东  $PM_{2.5}$  年均浓度的贡献相对最低，这与北京和广东煤炭占一次能源比重最低相互印证。煤炭使用对天津、河北、上海、江苏、浙江和山东等省市  $PM_{2.5}$  年均浓度的贡献没有显著差异，反映了煤炭在这些省市一次能源中占据相当大的比重。但是除煤炭外，其他源的贡献存在较大差异，如扬尘和天然源在北部省市的比重可能较大，而上海、浙江等地可能更多地收到移动源排放的影响。

## 5.2. 煤炭使用对京津冀和长三角 PM<sub>2.5</sub> 的贡献

将京津冀 13 个城市和长三角 25 个城市中，煤炭对 PM<sub>2.5</sub> 年均值的贡献进行加权平均，即得到煤炭使用对京津冀和长三角 PM<sub>2.5</sub> 年均值的贡献；使用同 5.1 中类似的方法，得到煤炭使用对京津冀和长三角 PM<sub>2.5</sub> 年均浓度的贡献区间，如表 5 所示。

表 5 煤炭使用对京津冀和长三角 PM<sub>2.5</sub> 年均浓度的贡献

省份	基于情景分析的结果	贡献区间
京津冀	50.9%	51%~62%
长三角	54.1%	54%~61%

可见总体而言，煤炭使用对京津冀和长三角 PM<sub>2.5</sub> 年均浓度的贡献差异不大，都超过了 50%。由此可以看出虽然中国一直坚持燃煤污染排放控制，并在煤烟型污染的控制方面取得了相当突出的成绩，但是煤炭使用仍然京津冀和长三角这两个 PM<sub>2.5</sub> 年均浓度严重超标区域的最主要的贡献因素，而且由于整个东部区域煤炭的大量使用，显著提高了区域的 PM<sub>2.5</sub> 浓度背景。考虑到 2013 年京津冀和长三角 PM<sub>2.5</sub> 年均浓度分别达到了标准限值的 3 倍和 2 倍，仅是由于煤炭的贡献就已经造成这两个区域 PM<sub>2.5</sub> 浓度超标。

## 6. 讨论与比较

### 6.1. 与其他源解析结果的比较

煤炭在中国能源结构中占有重要地位，占中国一次能源生产和消费量的比重接近 70%。中国煤炭的使用中排放了大量的大气污染物。对于 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、烟粉尘、一次 PM<sub>2.5</sub> 和 Hg 等主要的大气污染物，煤炭直接燃烧以及和煤炭使用直接相关的行业都贡献了超过 60% 的排放量，其中对 SO<sub>2</sub> 排放量的贡献超过了 90%。煤炭使用对主要大气污染物排放量的高贡献率导致煤炭成为了中国 PM<sub>2.5</sub> 污染最重要的来源，在全国层面，煤炭使用对 PM<sub>2.5</sub> 年均浓度的贡献约在 50% 至 60% 之间，其中的 6 成来源于煤炭的直接燃烧，4 成来源于伴随煤炭使用的重点行业排放。

为了了解不同来源的污染物排放对 PM<sub>2.5</sub> 污染的贡献，北京、天津等城市基于对环境 PM<sub>2.5</sub> 样品的化学组成分析，使用受体模型法对 PM<sub>2.5</sub> 开展了源解析。其结果表明，区域传输对北京和天津 PM<sub>2.5</sub> 的贡献都在 30% 左右；在本地贡献的 PM<sub>2.5</sub> 中，燃煤和工业的贡献分别是 22% 和 18%（北京），以及 27% 和 17%（天

津)。考虑到北京和天津的工业中，排放一次  $PM_{2.5}$  和二次  $PM_{2.5}$  前体物的工业基本上都是以煤为主要能源，因此其工业排放可以近似认为属于伴随煤炭使用过程的工艺排放。因而，北京和天津的  $PM_{2.5}$  中，和煤炭相关的本地排放贡献比例在 40% 到 44% 之间；而由于硫酸盐、硝酸盐等二次无机气溶胶是  $PM_{2.5}$  区域传输的重要部分，而煤炭使用是  $SO_2$  和  $NO_x$  排放最主要的贡献者，等因此在区域传输贡献的 30% 的  $PM_{2.5}$  中，煤炭使用所占的贡献率远高于本地排放的贡献率。综上所述，基于受体模型的源解析结果表明，直接的燃煤和伴随煤炭使用过程的排放，是北京市和天津市  $PM_{2.5}$  的最大的贡献者。

由于使用了不同的污染源分类方法，以及不同的分析方法，使用受体模型的针对城市的源解析结果和使用空气质量模型针对全国和区域的结果无法直接用于比较。但是这两种方法都指出，煤炭是中国  $PM_{2.5}$  最主要的贡献源，为了显著降低中国  $PM_{2.5}$  浓度，必须大幅减少煤炭使用过程中的各种大气污染物排放量。

## 6.2. 区域传输的影响

近期针对  $PM_{2.5}$  区域传输的模型分析结果表明<sup>9</sup>，省际  $PM_{2.5}$  污染传输对  $PM_{2.5}$  污染有显著影响。全国各省（自治区/直辖市）间的  $PM_{2.5}$  输送显著提升了  $PM_{2.5}$  质量浓度，但对绝大多数省份而言， $PM_{2.5}$  污染仍以本地源的贡献为主。受省外输送影响较大的省份包括海南省、上海市、江苏省、浙江省、吉林省和江西省，外来源对其  $PM_{2.5}$  年均浓度贡献分别达到 71%、54%、50%、48%、48%、48%。作为  $PM_{2.5}$  传输的来源，对受体省份  $PM_{2.5}$  年均浓度超标有显著贡献（大于或等于 35 微克/立方米）的省份包括北京、天津、河北、山西、辽宁、江苏、浙江、上海、安徽、山东、河南、湖北、重庆、四川、贵州等 15 个省（自治区/直辖市）。

以上省份中，除了重庆、四川、贵州外，其他 12 个省份的煤炭消费总量达到了 23 亿吨，占全国煤炭消费总量的 53%，且包含了除内蒙外中国煤炭消费量最大的 5 个省。其煤炭消费总量、 $PM_{2.5}$  污染严重程度、以及  $PM_{2.5}$  传输的程度都在国内存在重要影响。建议把京津冀、长三角和山东、山西、河南、湖北、安徽等 11 个省市整体作为  $PM_{2.5}$  污染联防联控区域，由国家对其大气污染物减排目标提出更高要求，并把煤炭消费总量控制作为该区域排放控制的重要政策手段和抓手。

<sup>9</sup> 薛文博 等，中国  $PM_{2.5}$  跨区域传输特征数值模拟研究。中国环境科学，2014，34(6)： 1361~1368。

### 6.3. 将煤炭总量控制作为区域空气质量改善的重要手段

如前所述，从 20 世纪 80 年代到现在，与燃煤过程相关的污染物排放削减一直是中国大气污染防治的重点工作之一。随着长期不懈的努力，中国在煤炭消费量持续高速增长的同时，逐步越过了 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 等大气污染物排放量增长的拐点，使其排放量开始得到控制。

但是与此同时，我们需要认识到，为了实现中国环境空气质量的有效改善、PM<sub>2.5</sub> 浓度的降低和达标，中国还需要进一步大幅度降低与煤炭使用过程相关的大气污染物排放量，而与此同时，先进减排技术所带来的污染物减排潜力逐渐变小。为了进一步减少污染物排放量，必须减低煤炭使用的增长速度，甚至在污染严重的区域，通过控制煤炭消费量来降低其污染物排放量。因此，煤炭消费总量控制应该成为 PM<sub>2.5</sub> 超标严重、达标困难地区改善当地环境空气质量、降低环境 PM<sub>2.5</sub> 浓度的重要手段之一。

## 7. 依法监管，减少煤炭引起的大气环境污染

中国经济的快速发展依赖于煤炭为主的能源消费结构。这种发展模式导致了环境污染、生态破坏和 CO<sub>2</sub> 排放等问题，尤其是近年来中国严重的、大面积的雾霾天气，严重威胁公众身体健康和经济可持续发展。为应对紧迫的气候变化问题和日益严重的大气污染，中国政府坚定采用协同控制措施，要求控制煤炭消费总量，减少煤炭对空气污染和二氧化碳排放的贡献。

纵观世界发达国家，在完成工业化和城市化的社会经济发展过程中都经历过从依赖煤炭到煤炭减量化的过程，实现煤炭消费减量化或清洁利用。各国普遍采用的最重要的措施是制定防治大气污染的法律法规，强力实施严格空气质量标准，采用经济手段，抑制煤炭需求。美国在制定和实施《清洁空气法》中目标明确，效果显著。

美国《清洁空气法》于 1963 年正式出台，1970 年、1977 年和 1990 年进行了三次修订。美国大气污染防治从零散的、地方式的空气污染治理，过渡到国家层面统一、强制性的治理。在这个过程中，联邦政府建立并赋予环保署强大的职权，委派其独立开展研究，制定空气质量标准。在环保署的推动下，美国现在已经实施了六种空气污染物（一氧化碳、氮氧化物、臭氧、硫氧化物、PM<sub>10</sub>、铅）的管制，导致它们的排放大大降低。2012 年，二氧化碳作为污染物也纳入污染物控制范围，预计未来对燃煤电厂会产生很大的影响。美国《清洁空气法》的制定和实施历程对目前修订中国的《大气污染防治法》，完善大气污染防治法律体系具有十分重要的借鉴意义。



## 7.1 美国《清洁空气法》的成功经验

美国《清洁空气法》制定和修改历程：

**20 世纪 50 年代之前州的环境立法：**美国空气污染治理立法的开始是自下而上的。首先由地方政府、非政府环保机构和州政府进行了一系列污染治理活动。在十九世纪末二十世纪初，美国的空气污染主要源自燃煤产生的烟尘。1900-1930 年间，美国的 45 个城市首先颁布了针对燃煤污染的空气污染控制法令，州也开始了空气污染防治工作。但是这一时期由于缺少可以替代煤作为燃料的能源，且州的污染治理各自为政，的空气污染治理收效甚微。

**20 世纪 60 年代空气污染防治立法：**随着 20 世纪末开始的技术改革，新技术、天然气与石油逐渐推广使用，减少了空气污染。因此，20 世纪 60 年代，美国的烟尘问题有了很大改善。但又产生了光化学烟雾和可吸入粉尘污染污染的新问题，出现了洛杉矶光化学烟雾事件等公害事件，公众强烈要求政府采取措施保护环境。在这种背景之下，联邦政府颁布了《空气污染控制法》（1955）、《清洁空气法》（1963）、《机动车空气污染控制法》（1965）和《空气质量法》（1967），这几部法律规定由国会支持联邦层级的空气质量研究项目，确定了空气污染的两个源头——固定污染源和移动污染源，联邦介入空气污染治理的力量逐步增强，为《清洁空气法》1970 年修正案奠定了基础，但仍然没有打破局部控制的思路。

**20 世纪 70 年代《清洁空气法》两次修订：**20 世纪 70 年代，美国进入了环境保护的新时代。1970 年 1 月签署的《国家环境政策法》堪称美国环保政策史上最重要的联邦立法，建立了美国环保法律的框架体系，并确立了公众参与环保决策的程序。1970 年，联邦环保局（EPA）设立，统一管理空气治理、公共健康等事项，结束了多部门管理的混乱局面。

1970 年的《清洁空气法》修正案建立了以空气质量改善为核心的大气环境管理框架，建立了比较完善的法律体系，包括近百个章节。修正案主要包括授权环保局以保护人体健康与安全为目标，为六种空气污染物（一氧化碳、氮氧化物、臭氧、硫氧化物、PM10、铅）设定两个级别的国家空气质量标准，同时赋予州制定独立的州实施计划的权力，确保国家空气治理标准得到落实；授权环保局负责制定新固定污染源排放标准；限制含铅汽油使用；建立全国空气监测网络等等。

针对 1970 年修正案在实践中遇到的问题，1977 年，国会又颁布了《清洁空气法》第二次修正案。该修正案扩大了环保局规制的污染物范围；给予了州更为可行的时间表来满足国家空气质量标准的要求；确立了新源控制原则，控制新出现的污染企业；将自然保护区环境美学上视觉可视性也纳入保护范围；确立了功

效全面一致原则，要求燃料生产商必须证明其生产的燃料不会对机动车减排装置功能造成更大影响才可以投放市场等等。

**1990年《清洁空气法》修正案：**美国20世纪70年代的两次修正案带来了空气污染治理的高支出与政府权力的扩张，且没有充分考虑环境治理的成本。伴随着新的环境问题出现，《清洁空气法》1990年修正案出台，这也是美国至今仍在使用的版本。国会在《清洁空气法》1990年修正案中，将立法内容延伸到了更为广阔的范围：酸雨；空气中的有毒气体；无人居住区的空气质量保护；对损害臭氧层物质的管理；以《清洁水法》为参考的空气污染点源的联邦政府部门审批制度；对五大湖地区的特别规定；对机动车燃料管理办法的全面规定等；以许可证管理污染源；二氧化硫排放权交易的市场机制等等。另外，进行了更加全面具体的实施规定。至此，美国《清洁空气法》的法律体系走向成熟和完善。根据美国环保局网站的数据，1970年至2012年，六种主要污染物的排放减少了72%，空气污染治理取得了明显成效。

#### **美国大气环境保护的成功经验包括以下几方面：**

第一，建立了基于空气质量的管理体系，由联邦制定以保护人体健康和生态环境为基准的空气质量标准，由各州按照达标区和未达标区的划分，制定和实施州实施计划以确保达标。对于未按要求提交计划的，联邦环保局将通过严厉的处罚措施促使其最终达标。

第二，制定和实施技术标准，最大限度消减污染。美国对大气污染物排放标准的制定区分常规污染物和有害大气污染物、新源和现有污染源，并设置了包括最佳可得控制技术（BACT）在内的五类主要技术标准，体现了源头控制的导向。

第三，通过许可证管理对固定源的排放设施进行全过程监管，例如对于煤炭而言，许可证监管贯穿煤炭开采、洗选、运输、发电、废弃物管理的整个生命周期。许可证分为新源审查许可证和运营许可证两种，明确了企业需靠满足的排放标准和检测、报告等义务，为企业守法、政府执法、公众监督提供依据，是卓有成效的执法工具。

第四，赋予联邦环保局强力的执法权，并对违法行为设置了严厉的行政、民事和刑事制裁，例如按日计罚每日最高可罚37500美元，并随通货膨胀调整罚款额度；刑事处罚最高可判处15年监禁等。

第五，建立了完善的信息公开平台，赋予公民广泛的参与决策的权利，并授权公民通过提起公民诉讼促进执法。

第六，有大量科研项目为基础，建立了完善的空气污染数据统计、监测、预

警、应急系统，有助于实施前瞻性的、精细化的环境管理。

## 7.2 中国依法加强大气污染防治的历程

中国《环境保护法（试行）》于1979年颁布实施。1982年，全国人大对《宪法》作出修改，增加了“国家保护和改善生态环境，防止污染和其他公害”的内容。此后，从1982到1989年间，全国人大常委会开始全面开展单项环境与自然资源管理和保护的立法，《大气污染防治法》（以下简称大气法）即于1987年由全国人大常委会通过。

**1995年大气法第一次修改：**1987年大气法实施以后，起到了一定的积极效果，例如促进了各级人民政府加强对大气污染防治的领导；强化了大气污染防治的监督管理；推动了大气污染防治技术的研究与开发应用；大气污染防治取得一定成效。但是，当时大气污染并未引起足够重视，各级政府以经济发展为主要任务，环境保护基本处于纸上谈兵的状态，环境问题“局部有所改善、整体仍在恶化、前景令人担忧”。

随着经济发展，该法的问题也暴露出来：第一，全国烟尘、粉尘总体依然十分严重，由机动车尾气造成的新污染和二氧化硫污染也急剧发展，而该法仅有41条，内容很不完善，缺少对对二氧化硫、氮氧化物等污染的控制规定。第二，一些带有计划经济特征的法律规定已明显地与发展市场经济的要求不相适应；第三，缺乏有效的强制实施机制和有效的筹集和分配资金的机制。第四，原则性的规定过多，难以操作实施。第五，缺少相应的规定保证中国履行该法实施后因签署国际条约产生的国际义务。<sup>10</sup>

因此，1995年全国人大常委会对大气法进行了修改。这次修改主要是新增了一些条文，增加了关于二氧化硫和酸雨控制区、氮氧化物污染、铅污染、企业生产工艺设备要求、燃煤污染控制、新建火电厂要求等内容，调整了部分章节的名称。这次修改是一次小幅度的修改，许多重要的污染防治制度，例如许可证制度、污染总量控制制度、排污收费制度等，虽然在修改草案中提出，但最终没有被采纳。在燃煤污染控制方面，新增了开采洗选加工和民用燃煤方面的要求，但并未涉及能源结构调整问题。

**2000年大气法第二次修改：**1995年大气法修正后在控制大气污染方面起到了一定作用：推动了煤炭的清洁利用；加快淘汰严重污染大气的落后工艺和设备；

---

<sup>10</sup> 全国人民代表大会环境与资源保护委员会：《关于〈中华人民共和国大气污染防治法（修改草案）〉的说明》，1994年10月21日。<http://www.law-lib.com/fzdt/newshtml/20/20050810230438.htm>，2014年9月13日访问。

一些重点地区开始了对酸雨和二氧化硫污染的控制。但是，由于当时对大气污染严重状况和发展趋势认识不足，所规定的防治措施不够有力，1995年修正的大气法已逐渐不能适应形势的需要。中国大气污染物排放总量居高不下，随着机动车数量的迅速增加，城市中机动车排放的碳氢化合物、一氧化碳、氮氧化物占大气中同类污染物的比重越来越大。加之法律责任部分内容偏少，致使一些违法行为得不到追究。日趋严重的大气污染，也使群众也强烈呼吁采取更加严格的防治措施。<sup>11</sup>因此，2000年，大气污染防治法进行了全面修改。

2000年的修订涉及内容更广，并新增了很多大气污染防治的重要制度，例如明确了排污收费制度，建立了总量控制制度和排污许可证制度，强化了法律责任和环保部门的执法权。另外，也新增了关于重点城市大气污染防治、控制机动车船污染物排放、控制扬尘污染，鼓励支持新能源、新技术的研究推广等内容。本次修订加大了对燃煤污染的控制力度，增加了发展集中供热、限制新建燃煤供热锅炉和火力发电厂、要求餐饮服务企业和民用炉灶使用清洁能源、鼓励新能源和煤炭清洁利用技术的使用和开发等内容。

**目前正在进行的大气法修订：**2006年，大气法修订重新启动。但由于种种原因，法律的修订一直没有完成。近几年严重的雾霾天气由使得大气法的修改变得十分紧迫。2014年4月，新修订的环保法获通过，为单行环保法律的修改提供了依据。2014年9月9日，国务院法制办公开就大气法修订草案征求意见。与现行大气法相比，本次征求意见稿体现了更全局性的污染防治思路，整体章节调整较大，在具体内容上取得了很多实质性的进展，例如：明确了政府的环保责任，要求地方各级政府对本行政区域的空气质量负责，并对地方各级人民政府、有关部门及其负责人完成大气环境保护目标的情况进行考核，将结果向社会公开；完善了重点大气污染物排放总量控制制度并扩大了总量控制的适用范围；完善了排污许可制度；针对燃煤、机动车、工业、扬尘等重点领域进一步强化防治措施，如燃煤大气污染防治方面，增加了煤炭消费总量控制、绿色电力调度等内容；强化了环境空气质量和污染源监测和发布；突出了重点区域大气污染防治和协同控制；建立了重污染天气监测预警体系；强化了对有关政府和部门及其工作人员的追责机制，加大对违法排污行为的处罚力度。<sup>12</sup>

在上述法律制度的基础上，我们还期待在大气污染防治法律体制建设中进一步体现以下原则：第一，应规定基于人体健康保护的空气质量标准制定和定期更

---

<sup>11</sup> 全国人民代表大会环境与资源保护委员会：《关于〈中华人民共和国大气污染防治法（修订草案）〉的说明》，1998年8月24日。<http://www.law-lib.com/fzdt/newshtml/20/20050818155307.htm>，2014年9月13日访问。

<sup>12</sup> 国务院法制办公室：《中华人民共和国大气污染防治法（修订草案征求意见稿）》说明，2014年9月9日，<http://www.chinalaw.gov.cn/article/cazjgg/201409/20140900396925.shtml>，2014年9月13日访问。

新制度，以及排放标准的更新机制；第二，应完善关于信息公开、公众参与或公益诉讼的相关规定，与新颁布的的环保法相适应；第三，应增加对市场主体的正向经济激励措施和基于技术论证的指导；第四，煤炭消费总量控制应该作为各级政府拥有的诸多权力之一，应设置分区分级落实的煤炭总量控制目标和监管措施，确保该目标在地方得到分解落实；第五，应设置具体可操作的大气污染物与温室气体协同控制机制；第六，应增加提高能效、开展需求侧管理的规定；第七，应扩大按日计罚的适用范围，将经责令不改正的违法行为都纳入按日计罚的适用范围，扩大按日计罚的威慑力。

全面推进法治中国建设是全面深化改革的重大内容和新目标，实现“科学立法、严格执法、公正司法、全民守法，促进国家治理体系和治理能力现代化”的目标要求我们必须通过法律手段加强大气污染防治，这也将为减少煤炭对大气污染的贡献提供完善的法治环境和法律保障。