



**中国环境与发展国际合作委员会
2012 年年会专题政策研究**

区域空气质量综合控制体系研究

研究报告

中国环境与发展国际合作委员会 2012 年年会

2012.12.12-14



区域空气质量综合控制体系研究

国合会 2012 年年会专题政策研究

中国环境与发展国际合作委员会 2012 年年会

(2012.12.12-14)

目 录

第 1 章	我国区域空气污染特征
-------------	------------

1

1.1 区域大气污染现状与时空变化特征	1
1.2 区域大气污染的重点区域与多发季节	4
1.3 区域大气污染物的分布、组分及变化特征	8
1.4 重点区域 PM _{2.5} 的主要污染源	15
1.5 我国大气污染控制实践	16

第 2 章	欧美区域空气污染控制经验
-------------	--------------

18

2.1 背景介绍	18
2.2 臭氧转移评估小组 (Ozone Transport Assessment Group) 的出现	21
2.3 下一步:《州际清洁空气法规》	33
2.4 欧洲区域机制	36
2.5 中国的区域性措施	44
2.6 美国机动车污染控制	46
2.7 机动车燃料	52
2.8 实施	59

第 3 章	我国大气污染控制的措施及挑战
-------------	----------------

81

3.1 我国目前的主要大气污染控制措施	81
3.2 我国区域空气质量改善的目标及挑战	83

第 4 章	区域空气质量综合控制的战略及政策
-------------	------------------

91

4.1 加快大气法修订	91
-------------------	----

4.2	完善空气质量管理机制，提升空气质量管理能力	98
4.3	加快经济发展方式转变，推动污染物持续大幅削减	105
4.4	优化能源结构，实现煤炭的高效清洁可持续利用	110
4.5	全面强化移动源污染控制	114
第 5 章		长三角区域空气质量控制案例
		117
5.1	长三角地区大气污染特点	117
5.2	长三角地区 PM _{2.5} 主要污染来源	122
5.3	长三角区域合作机制探讨	125
第 6 章		深圳空气质量控制案例分析
		137
6.1	深圳市大气污染形势与特征	137
6.2	深圳市大气污染控制历程与效果	142
6.3	深圳市大气污染控制的配套机制与关键措施	155
致谢		162

第1章 我国区域空气污染特征

1.1 区域大气污染现状与时空变化特征

大气颗粒物随地理位置的分布和随时间的变化取决于其排放、传输、沉降和化学反应等复杂因素的共同作用。除了一些特殊的污染情况，如沙尘暴和森林大火等，高浓度的大气颗粒物通常出现在空气质量受局地 and 区域人为源排放影响大的城区中心和工业区。源排放和气象条件的不断变化导致颗粒物的质量浓度和化学组成也随之呈现日变化和季节变化。

从质量浓度看，我国的颗粒物污染呈现以下三个基本特征：**(1) 年均浓度绝对值高**（图 1-1）。我国城市大气中 $PM_{2.5}$ 浓度处于较高的水平（东部地区年均可达 $60-90\mu g/m^3$ ，主要工业区超过 $100\mu g/m^3$ ），普遍远高于国际上一些国家和国际组织已颁布的关于 $PM_{2.5}$ 的标准（全球大部分地区小于 10）。**(2) $PM_{2.5}/PM_{10}$ 比值持续上升**。根据北京地区的长时间连续观测，在过去的 10 年间， $PM_{2.5}/PM_{10}$ 比值呈现上升的趋势（图 1-2），说明 $PM_{2.5}$ 对 PM_{10} 的贡献在持续加强。**(3) 浓度分布呈较强区域性**。 $PM_{2.5}$ 的质量浓度随地理位置有较大的变化，北方地区通常要高于南方地区，西部城市通常要高于东部城市；而在各区域冬季浓度通常较高。城市地区的大气细颗粒物浓度普遍处于较高的水平，在一些城市甚至超过了 PM_{10} 的二级空气质量标准限值；即使是能源结构与内地城市有显著不同（如燃煤份额少但柴油机动车多）的香港，其 $PM_{2.5}$ 的年均浓度($34.1\mu g/m^3$)也超出美国的年均标准值($15\mu g/m^3$)一倍。在远离人为活动的森林或山区(如长白山)、沿海城市(如香港和青岛)观测点的 PM 浓度相对较低。卫星数据反演（图 1-3）和地面观测（图 1-4，根据发表的研究结果得到的中国一些城市和区域观测点 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的平均质量浓度）得到 $PM_{2.5}$ 分布图中都呈现了这一特点。应该指出，地面观测的研究结果多为短期采样并在不同时期开展，因而这些观测值可能并不具有普遍的代表性和可比性；但卫星数据反演结果不存在这一问题。

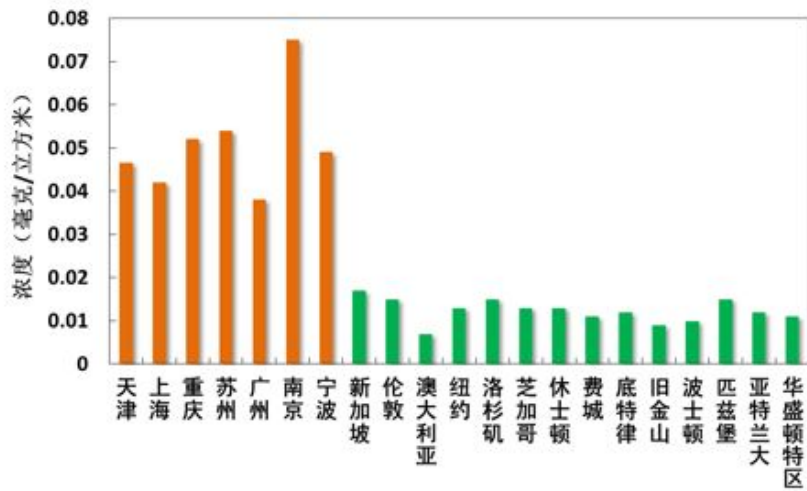


图 1-1. 中外大城市 PM_{2.5} 年均浓度值对比

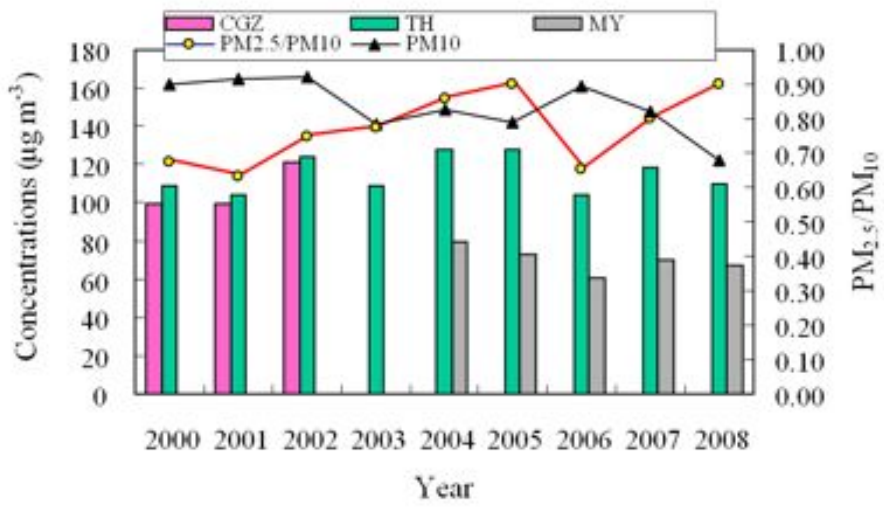
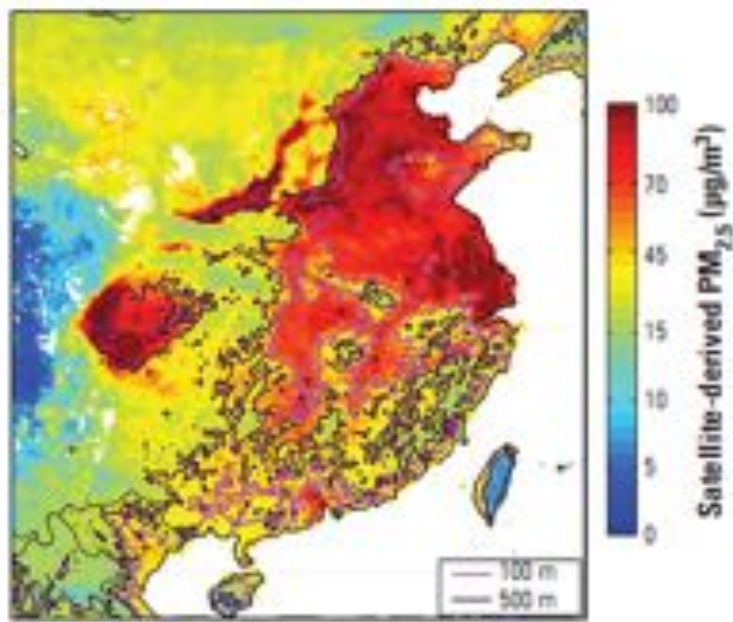


图 1-2. 北京地区 2000-2008 年 PM_{2.5}、PM₁₀ 以及 PM_{2.5}/PM₁₀ 比值的变化趋势



*引自 van Donkelaar et al., 2010

图 1-3. 中国部分地区 PM_{2.5} 浓度分布卫星反演图

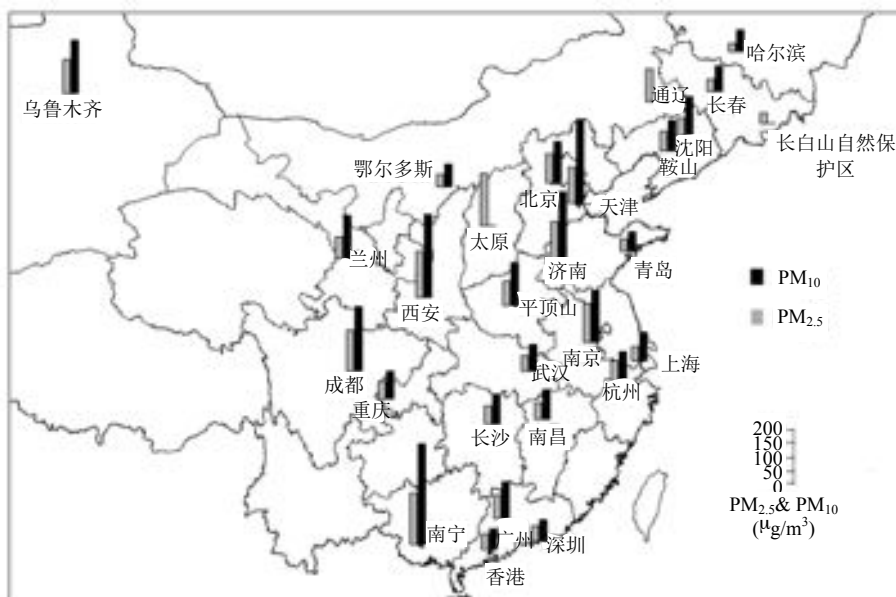


图 1-4 中国城市和区域观测点 PM_{2.5} 与 PM₁₀ 的质量浓度

1.2 区域大气污染的重点区域与多发季节

在京津冀地区、长三角、珠三角以及川渝盆地等四个典型区域内一些城市和地区基于较长时期的持续采样对 $PM_{2.5}$ 开展了研究，以下介绍这些典型区域和特大城市（包括北京、上海、广州和重庆等） $PM_{2.5}$ 浓度的时空分布。

1.2.1 北京及周边地区 $PM_{2.5}$ 污染的多发季节

图 1-5 是北京四个观测点(图 1-2 和表 1-1)1999 年 9 月至 2008 年 8 月 $PM_{2.5}$ 质量浓度的时间序列变化。北京四个观测点 $PM_{2.5}$ 的周均质量浓度均呈现较大幅度的波动。通常，冬季 $PM_{2.5}$ 周均浓度及变化幅度显著高于其它季节，数次超过 $300 \mu g/m^3$ 的高浓度 $PM_{2.5}$ 均出现在冬季；在采暖期结束后的春季 $PM_{2.5}$ 浓度尽管有所波动但呈持续降低的趋势，在春末至初秋期间达到最低且周际变化的幅度较小；随后 $PM_{2.5}$ 浓度开始逐渐上升直至进入采暖期后开始新一轮周期性的变化。车公庄和清华观测点 $PM_{2.5}$ 浓度的周变化和季节变化形式均相似，表明在北京城区相距 10 km 的范围 $PM_{2.5}$ 浓度未见显著的差异。

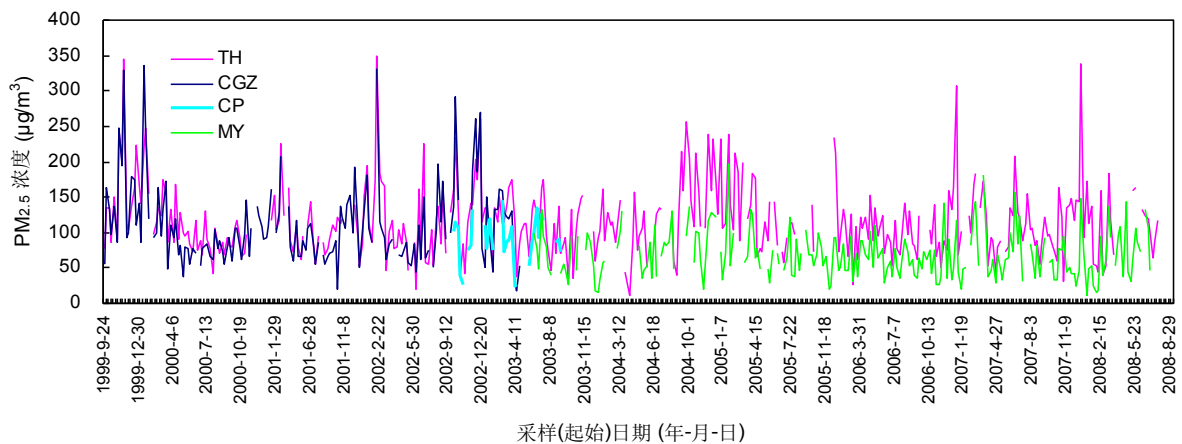


图 1-5 清华（TH）、车公庄（CGZ）、昌平（CP）和密云（MY）观测点 $PM_{2.5}$ 周均质量浓度的时间序列

图 1-6 是 1999 年秋季至 2008 年春季四个观测点 $PM_{2.5}$ 季节平均浓度的分布。该季节是按通常的季节划分的，即 3~5 月为春季，6~8 月为夏季，9~11 月为秋季，12 月至次年 2 月为冬季。在两个城区观测点清华和车公庄， $PM_{2.5}$ 浓度的季节变化具有较好的周期性重现，通常秋季与冬季 $PM_{2.5}$ 的平均浓度较高，而春季与夏季的平均浓度较低；冬季与夏季的平均浓度相差最高可达近一倍。相比之下，在两个非城区观测点昌平和密云， $PM_{2.5}$ 的浓度变化则未呈现显著的季节性。密

云与清华的 $PM_{2.5}$ 浓度比值也呈现出明显的季节变化，表现为 2005 春（83.3%）>2006 春（76.8%）>2005 秋（69.8%）>2005 夏（67.3%）>2005 冬（46.7%）。春季的高比值可能由于来自西北的沙尘传输导致区域背景升高，而冬季的低比值则表明在频繁的西北洁净空气输入的影响下，北京本地贡献对城区的影响占主导作用，对上风向背景点的影响则相对较弱。

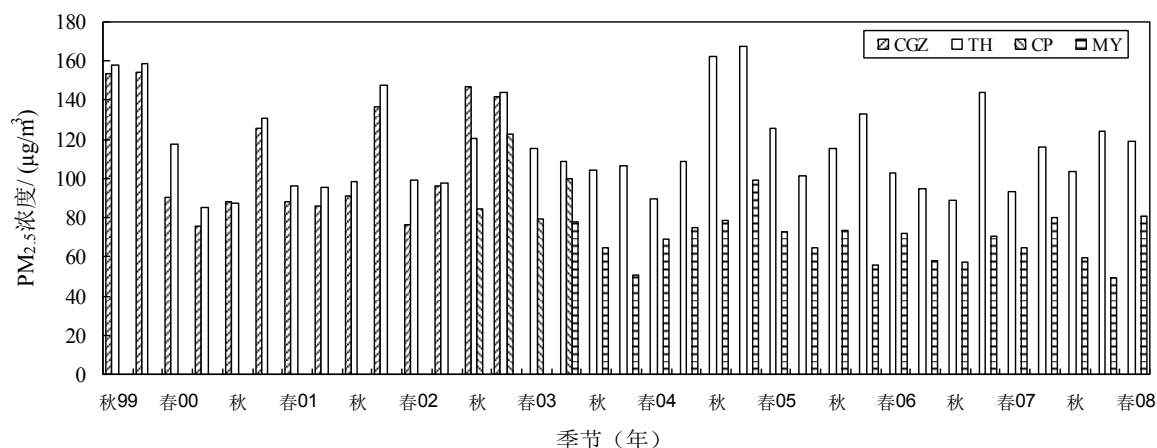


图 1-6 清华（TH）、车公庄（CGZ）、昌平（CP）和密云（MY）观测点 $PM_{2.5}$ 浓度的季节变化

对于 $PM_{2.5}$ 的年均浓度，从清华观测点连续 9 年的观测结果来看，其变化虽然起伏不定，但持续居于较高的浓度水平，超过我国环境空气质量标准中 PM_{10} 二级年均标准（ $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）。北京城区和郊区观测点的 $PM_{2.5}$ 浓度存在显著差异，但均处于较高的污染水平。从北京市 27 个空气质量自动监测站的数据可知 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 的浓度比在上升，表明北京可吸入颗粒物中细粒子的贡献在增加，表明北京城区大气颗粒物的区域性特征以及大气污染的复合型特征在增强。

1.2.2 北京奥运期间 $PM_{2.5}$ 浓度变化

为保障 2008 年奥运空气质量，北京在持续 10 年大气污染防治工作的基础上，与周边省市（区）（天津市、河北省、山东省、山西省和内蒙古自治区）在 2008 年 7 月 20 日~9 月 20 日共同实施了六大类的临时减排措施以减少大气污染物的排放，使得北京奥运期间的 PM_{10} 浓度降至十年来的最低水平。

选择北京市的两个观测点（清华和密云）与两个区域观测点在 2008 年 6 月 24 日~10 月 20 日同步进行短期加密观测，其中后者分别设在北京以南 160 km 的

重污染地区河北省安新县境内的白洋淀和北京西北约 300 km 的清洁地区内蒙古商都县, 研究奥运前后北京及周边地区减排措施对区域大气颗粒物污染特征的影响。如图 1-7 所示, 四个观测点 $PM_{2.5}$ 日均浓度的时间序列呈现相似的变化趋势。与减排前相比, 的 $PM_{2.5}$ 浓度在减排期间均有不同程度的降低, 在减排结束尤其是进入 10 月份之后, 各观测点的 $PM_{2.5}$ 浓度均出现大幅度的反弹升高。四个观测点 $PM_{2.5}$ 浓度的协同变化反映了在北京周边 300 km 范围内大气细颗粒物污染的区域性特征, 同时其浓度水平在奥运期间的大幅度降低也表明区域空气质量控制措施的实施取得了良好的效果。基于中国科学院观测网对 2008 奥运期间及其前后京津冀地区 $PM_{2.5}$ 浓度的监测, 辛金元等(2010) 也发现北京与周边地区 $PM_{2.5}$ 浓度变化具有较高的一致性, 认为京津冀地区 $PM_{2.5}$ 浓度变化受到较为一致的周期性积累与清除过程所控制, 并且细颗粒物呈现区域性污染特征。

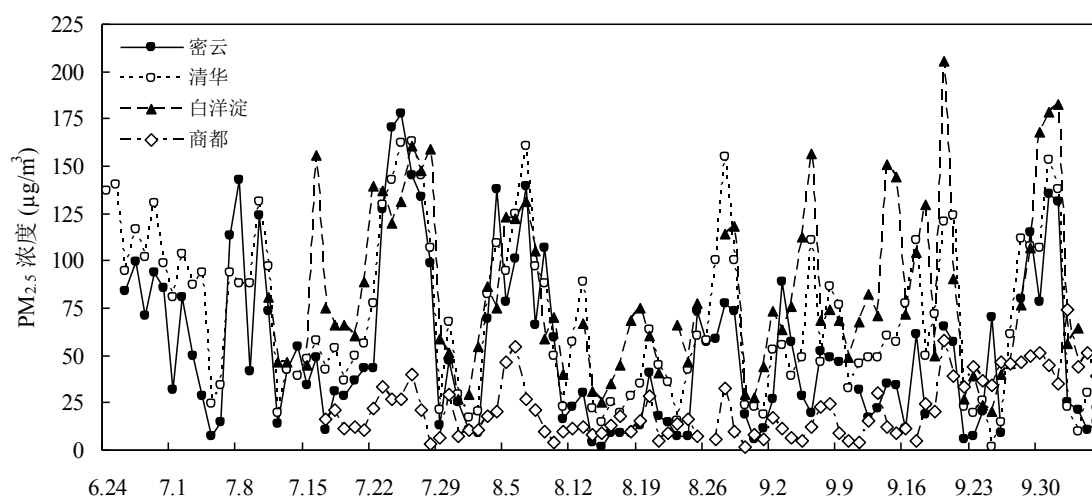


图 1-7 2008 年 6~10 月清华、密云、商都和白洋淀的 $PM_{2.5}$ 日均浓度变化

1.2.3 重庆、上海以及广佛地区大气污染的多发季节

重庆江北、大渡口和北碚三个观测点的呈较为均匀的空间分布, 且均高于清华和密云同期 $PM_{2.5}$ 年均浓度。该浓度超过了我国 PM_{10} 二级标准 30%, 约为 USEPA 空气质量标准限定值的 8~9 倍。相比于北京, 重庆的区域性 $PM_{2.5}$ 污染更为严重。

重庆 $PM_{2.5}$ 浓度的季节变化较为显著。以城区江北观测点为例, 2005~2006 年的季节分布表现为 2005 春 ($162.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) > 2005 冬 ($131.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) > 2006 春

($125.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) > 2005 秋 ($113.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) > 2005 夏 ($107.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 与北京秋冬高、春夏低的浓度分布特点有所不同。

1999 年 5 月~2000 年 3 月上海的海南路和同济两个观测点的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的周变化如图 1-8 所示 (Ye *et al.* 2003)。两个观测点相距约 5 km, 均属于城区。同济和海南路 $\text{PM}_{2.5}$ 的周均浓度在 $20\sim 150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 之间变化, 虽然其变化范围远低于重庆, 但周际变化的幅度也很大, 并且在各个季节均很突出, 相邻两周 $\text{PM}_{2.5}$ 的浓度最大相差高达 3.5 倍。海南路和同济两个观测点的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度具有显著相似的周际变化 (相关系数), 其总平均浓度分别为 $65.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $61.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。上海 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的季节变化与北京相似, 即夏季最低, 冬季最高。

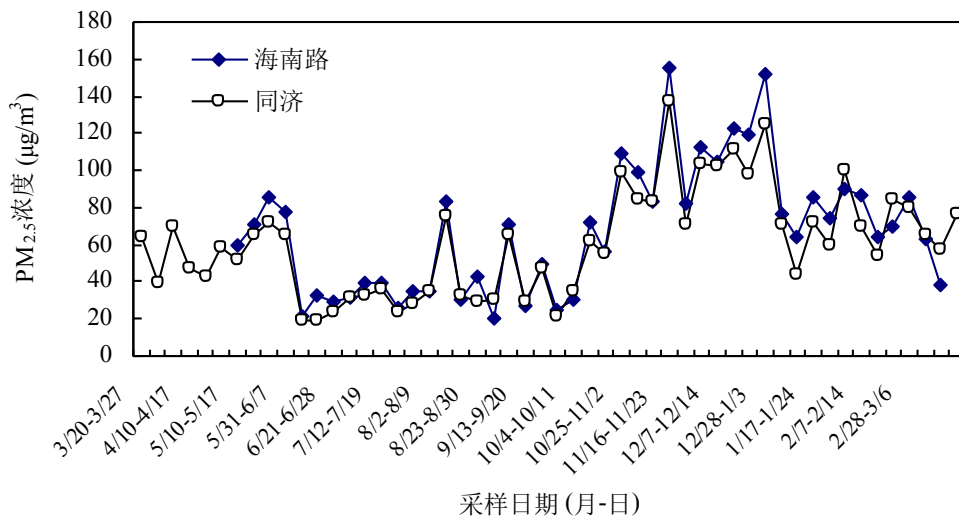


图 1-8 上海海南路和同济观测点 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度的周变化

图 1-9 是广州市区的天河及佛山市区的禅城区、南海区和顺德区等 4 个观测点 (图 1-2 和表 1-1) $\text{PM}_{2.5}$ 日均浓度的时间序列变化。 $\text{PM}_{2.5}$ 日均浓度的变化范围为 $35\sim 305 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 几乎均超过美国设定的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的日均限值 ($35 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 其中最大日均浓度 (2008 年 12 月 16 日出现在南海) 超出 7.7 倍。禅城、南海、顺德及天河各观测点 $\text{PM}_{2.5}$ 日均浓度分别为 $154 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $159 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $118 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $83 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 前三个观测点 $\text{PM}_{2.5}$ 的平均浓度分别是天河的 1.85、1.90 和 1.42 倍。尽管浓度水平有差异, 四个观测点 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的日变化趋势一致, 表明广佛地区大气细颗粒物的污染水平变化受较大尺度气象因素的影响, 大气污染的区域性显著。佛山市禅城区用煤量大的电力、陶瓷、纺织印染、铝材和玻璃等行业集中, 而南海区与广州接壤, 受广佛之间发达的交通排放的影响较大, 这可能是这两个

城区大气细颗粒物浓度水平高的主要原因。珠三角地区三面环山、一面向海的地理特征也是的污染物易于累积。

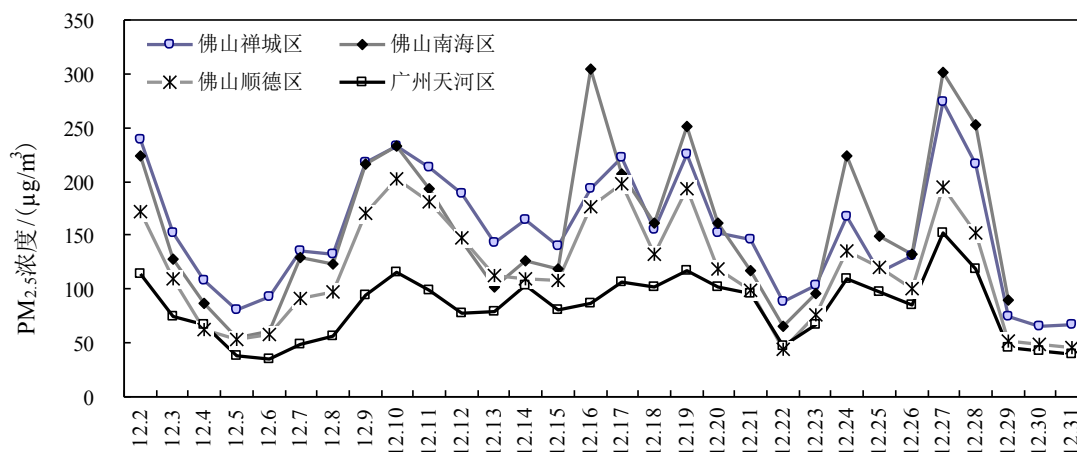


图 1-9 2008 年 12 月广州和佛山四个观测点 PM_{2.5} 浓度的时间序列变化

1.3 区域大气污染物的分布、组分及变化特征

PM_{2.5} 的质量浓度和化学物种构成随地理位置有较大的变化。PM_{2.5} 质量浓度在北方地区通常要高于南方地区，西部城市通常要高于东部城市。总体而言，POM (particulate organic matter, 颗粒物中的有机物) 与 SNA (sulfate, nitrate and ammonium salt, 水溶性无机离子硫酸盐、硝酸盐和铵盐的合称) 是 PM_{2.5} 的主要成分。在受沙尘天气影响较大的地区和时期，矿物尘在 PM_{2.5} 质量中可占到较高的比例，这也是中国细颗粒物的化学物种构成不同于发达国家的一个特点。

1.3.1 我国 PM_{2.5} 化学组成的总体状况

图 1-10 重构了中国一些城区和农村观测点 PM_{2.5} 的质量平衡。其中最为突出的一个特点是东部地区二次成分比例高，SNA 为东部地区的城市、农村和森林地区 PM_{2.5} 中最主要的化学物种。此外，有机物 (POM) 也是中国 PM_{2.5} 中的重要化学物种，占总质量的 15%~53%，以长白山最低，乌鲁木齐最高。在北京，POM 与 SNA 的浓度之和占 PM_{2.5} 浓度的 53%。POM 与 SNA 均易受到随地理位置和季节而变化的源排放及左右气粒转化的大气氧化活性等的影响，而东部地区由于快速的工业化和城市化进程，有利于 SNA 与二次有机气溶胶形成的前体物

排放和大气氧化活性显著增加和增强。实际上，东部地区面积仅占国土面积的 11.1%，但煤炭消费量占全国煤炭消费总量的 43%，单位面积的 SO₂ 和 NO_x 排放量分别为全国平均水平的 3.3 倍和 4.4 倍。长岛作为地处黄海和渤海分界线的亚洲大陆区域性的受体点，二次颗粒物（如 SNA）的百分含量很高，而在受海洋气流影响的夏季各组分的浓度最低，如 OC 的浓度为其它季节的 1/2~1/4 (Feng *et al.* 2007)。在地处内陆农村地区的空气质量背景站的浙江临安，1999 年 11 月 PM_{2.5} 浓度高达 90 μg/m³，其中 SNA 占 43% (Xu *et al.* 2002)，也体现了长三角地区的区域性大气污染。在分别位于中国东部的寒带（长白山）、温带（长三角崇明岛）、亚热带（珠三角鼎湖山）和热带（海南尖峰岭）的四个森林观测点，除海南的观测点 2007 年 11 月（旱季）的观测值之外，其它观测点于 2007 年夏季观测的 SNA 与 POM 之和在 PM_{2.5} 中的含量均接近或超过 70%，其中 SNA 的含量均超过 45% (Li *et al.* 2010)。在地处西部的乌鲁木齐和成都，POM 所占比例最高；在重庆，POM 和 SNA 均占很高的比例；在西安的 PM₁ 中，SNA 占主导份额。

在受沙尘天气影响较大的地区和时期，矿物尘在 PM_{2.5} 质量中可占到较高的比例。在内蒙古东部的通辽观测点，2005 年春季矿物尘的比例达 43%；在 5 次沙尘暴期间，PM_{2.5} 浓度均超过 200 μg/m³ (203~299 μg/m³)，其中矿物尘的比例高达 69% (Shen *et al.* 2007)。又如北京市区 2000 年春季矿物尘的平均浓度为 21.1 μg/m³，在 PM_{2.5} 中的百分含量高达 18.6% (Yang *et al.* 2005a)；而在受沙尘影响最严重的一周其浓度则高达 27.8 μg/m³，占 PM_{2.5} 质量的 41.6%，是其年均质量百分含量的 3 倍多 (杨复沫等 2004)。在中国城市地区，PM_{2.5} 中的矿物尘浓度往往达到~10 μg/m³ 或者占到~10% 的份额。即使是在空气质量较好的香港和前述的四个森林观测点，矿物尘也占到 PM_{2.5} 质量的 7%~10% (Hagler *et al.* 2006; Li *et al.* 2010)。在北美地区 16 个代表性城区和农村观测点，除 PM_{2.5} 浓度最高(55.4 μg/m³, 1997 年)的墨西哥城 Netzahualcoyotl 观测点矿物尘是占主导地位的化学物种之一外，其含量均很低 (Blancard 2003)。因此，矿物尘的含量高也是中国细颗粒物的化学物种构成不同于发达国家的一个特点。

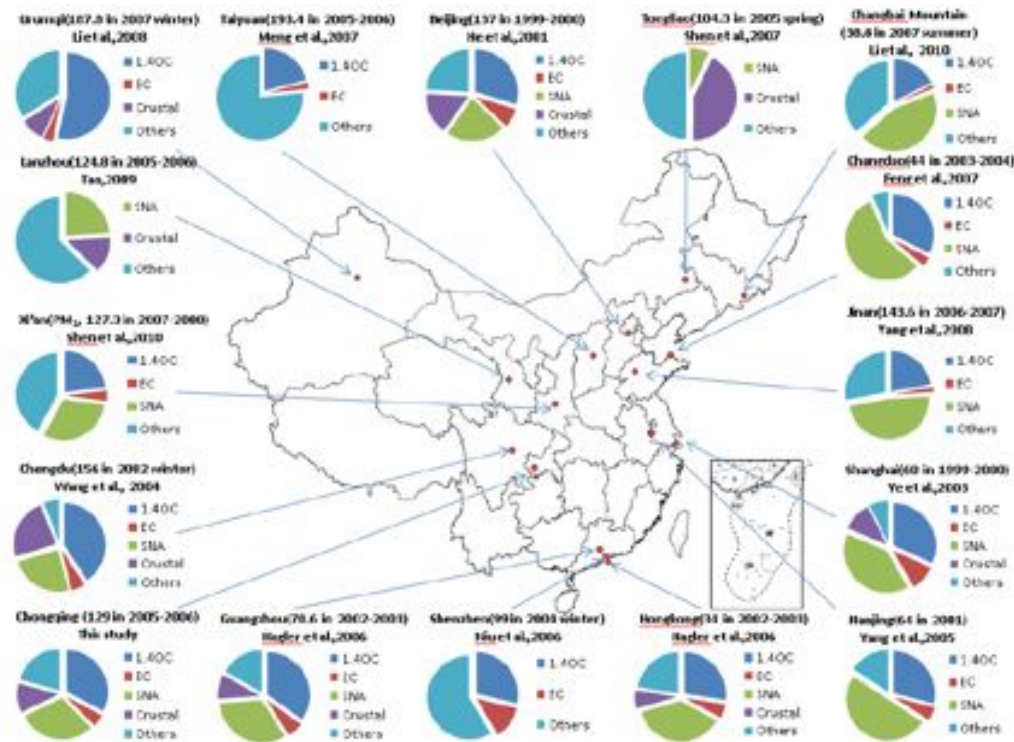


图 1-10 中国一些城市和区域观测点 $PM_{2.5}$ 的化学物种构成

图 1-11 比较了中外一些特大城市（北京、重庆、广州、上海以及洛杉矶、布里斯班等） $PM_{2.5}$ 的化学组分的五种主要化学组分（OC、EC、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 和 NH_4^+ ）的质量份额及 OC 与 EC 和的浓度比值。TC 与 SNA 之和在 $PM_{2.5}$ 中所占的比例在北京、重庆和广州较为接近（占 54%~59%），在上海则较高（71%，但仍低于洛杉矶的 90%），但各中国城市中 TC 与 SNA 的含量均相差不大（所占比例相差 < 2%）。中国城市 $PM_{2.5}$ 的这一共同特征与洛杉矶有显著的区别，后者的 SNA 在 $PM_{2.5}$ 中所占的比例较碳质组分高出 26%，显示二次颗粒物在洛杉矶这种发达国家特大城市的 $PM_{2.5}$ 中占主导地位，而在中国特大城市的 $PM_{2.5}$ 中一次颗粒物的含量也很高。虽然各中国城市 $PM_{2.5}$ 中碳质组分和二次无机气溶胶所占的比例较为接近，但单个成分或其所代表物种的含量则有所不同。OC 是这些中国特大城市 $PM_{2.5}$ 中含量最丰富的单个组分，且其份额（21%~25%）较为接近。上海 $PM_{2.5}$ 中 EC 所占的比例远高于其它中国城市，而两个外国城市 EC 的比例更高。上海与这两个外国城市均拥有大型海港，船运的柴油机排放可能对 EC 具有较高的贡献。相应地，上海的 OC/EC 要低于其它中国城市。

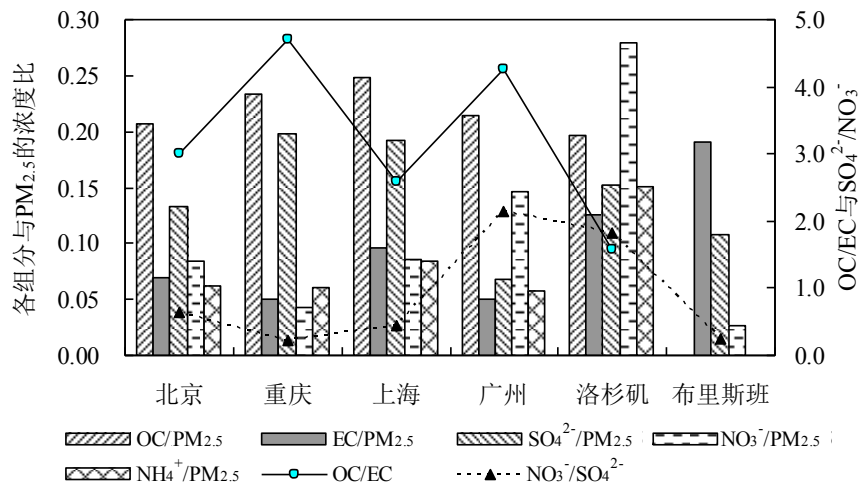


图 1-11 一些特大城市 PM_{2.5} 的五种主要化学组分的质量份额及 OC 与 EC 和的浓度比

NO₃⁻和 SO₄²⁻的质量浓度之比[NO₃⁻]/[SO₄²⁻]可用来判断 PM_{2.5} 中 N 和 S 的固定源和流动源的相对重要程度(Arimoto *et al.* 1996; Yao *et al.* 2002)。例如在美国, 燃煤电站主要集中在东部地区, 电力行业排放的 SO₂ 占总排放的 70% (USEPA 2001), 而位于西部的加州属于美国机动车污染最为严重的地区之一; 相应地, 1999 年 1~2 月在加州 Rubidoux 和东部地区的宾夕法尼亚州费城的观测显示其 PM_{2.5} 中[NO₃⁻]/[SO₄²⁻]分别为 6.9 和 0.9 (Tolacka and Solomon 2001), 相差近 7 倍, 反映了这两个地区流动源和固定源分别对 PM_{2.5} 具有较大的贡献。广州 PM_{2.5} 中的[NO₃⁻]/[SO₄²⁻]是北京、重庆和上海的 3.4~10 倍, 甚至高出洛杉矶 17%, 可能表明流动源对广州 PM_{2.5} 的贡献可能超过固定源的贡献。

1.3.2 重点区域 PM_{2.5} 物种构成的季节变化

天气系统能够影响颗粒物的区域性传输和转化, 因此, 其周期性的变化导致 PM_{2.5} 化学组成均呈现出一定的季节特征。2005 年春、夏、秋、冬清华和密云 PM_{2.5} 可鉴别物种的构成如图 1-12 所示。清华无机组分在 PM_{2.5} 可鉴别物质中比例的季节分布为: 夏 (63.5%) > 春 (56.0%) > 秋 (51.8%) > 冬 (47.7%); 密云除春季比例偏低外, 其它季节比例均高于清华, 并呈现相似的季节分布: 夏 (69.9%) > 秋 (56.7%) > 冬 (54.4%) > 春 (48.8%)。

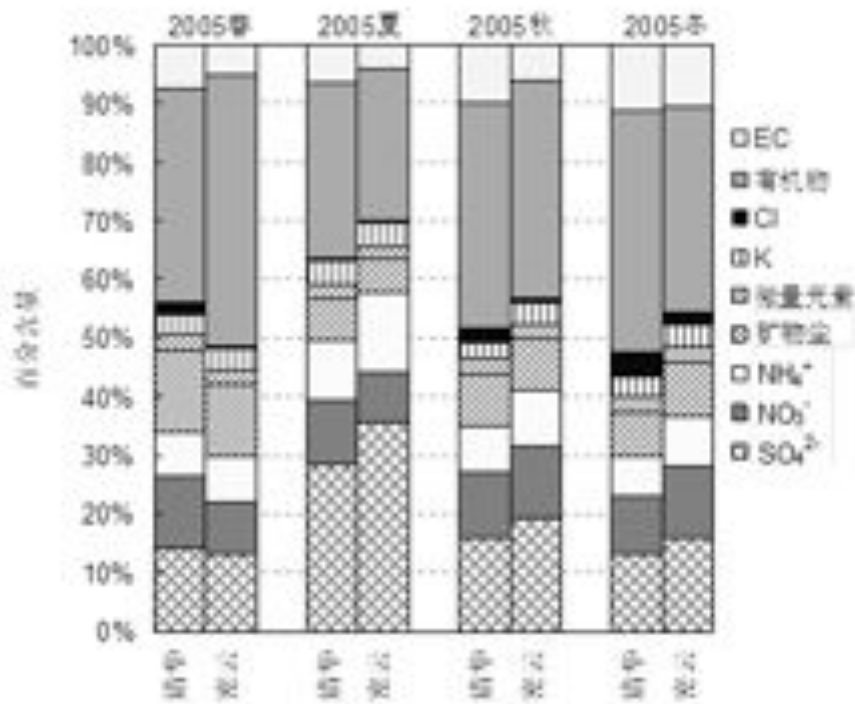


图 1-12 2005 年北京清华和密云观测点 $PM_{2.5}$ 中可鉴别物种构成的季节分布

无机细颗粒物的季节分布主要由 SNA 和矿物尘这两类含量最高的物质决定。2005 年夏季, SNA 在清华和密云 $PM_{2.5}$ 中的贡献率分别达 49.7% 和 57.8%; 其中, SO_4^{2-} 贡献了约 60% 的 SNA 质量浓度, 在 $PM_{2.5}$ 的比例中也分别高达 28.4% 和 35.7%, 而 NO_3^- 的比例仅为 SNA 的 15%~20%。其它季节 SNA 的贡献率春季和冬季相对较低, 秋季居中, 但总体变化并不显著 (30.0%~41.1%); 同时, SNA 的组成处于较为稳定的水平, SO_4^{2-} 在 SNA 中的比例下降至 40.44%~46.4%, NO_3^- 的比例则升高至 30%~40%, 显著高于夏季水平。两个观测点的 SNA 比例和组成相对接近, 但除 2005 年春季外, 密云的 SNA 比例均高于清华, 这种空间分布主要由其二次来源的本质决定, 因而在区域背景中的比例相对较高。SNA 总体的季节变化幅度有所不同, 密云大于清华。其中, SO_4^{2-} 的变化幅度最大 (清华 2.2 倍; 密云 2.7 倍), NH_4^+ 的变化幅度次之 (清华 1.6 倍; 密云 2.0 倍), 且所有季节的比例密云均高于清华; 两个物种空间分布的季节变化与 SNA 总量的特征十分相似 (夏季最高, 春季和冬季最低); 相比而言, NO_3^- 比例的季节变化幅度十分微弱 (清华: 1.2 倍; 密云: 1.4 倍), 空间分布也有所不同: 清华春季和夏季

的 NO_3^- 比例 (11.1%~12.2%) 均略高于密云 (8.6%~10.5%), 秋季和冬季则与之相反, 密云 (11.8%~12.5%) 略高于清华 (9.9%~11.4%)。

北京 SNA 在 $\text{PM}_{2.5}$ 中比例的季节变化可通过本地和区域贡献的季节演变来解释。夏季高温高湿的气象条件、较强的大气氧化性 (高 O_3 浓度) 均有利于本地 SNA 前体物的转化; 同时, 在西太平洋副热带高压的控制下, 北京以南高排放地区的颗粒物及其前体物可被频繁输送至北京 (徐祥德等 2005; Streets *et al.* 2007), 其中 SNA 是该区域来源颗粒物中的主要组分 (Jia *et al.* 2008), 可贡献约 90% 的 SO_4^{2-} 和 NH_4^+ (Guo *et al.* 2010), 这些原因共同导致 SNA 成为北京夏季 $\text{PM}_{2.5}$ 中最重要的化学组分。然而, 与 SO_4^{2-} 和 NH_4^+ 不同的是, 夏季的气象条件不利于 NO_3^- 以 NH_4NO_3 的形式稳定存在, 在传输中极易挥发进入气相, 因而主要由本地源贡献 (Guo *et al.* 2010), 这可能是清华夏季 NO_3^- 的比例 (11.1%) 维持在平均水平, 而密云的比例则处于全年最低水平 (8.6%) 的主要原因。其它季节北京的气候相对干燥, 温度也显著低于夏季, SO_4^{2-} 的生成逐渐受到抑制; 来自北京以南地区的传输也随着冬季风的到来而被削弱, 因而其在 $\text{PM}_{2.5}$ 中的比例也相对较低。虽然低温一定程度上抑制了 NO_3^- 转化速率, 却也有利于其以 NH_4NO_3 赋存于颗粒态, 且低湿度对其气相反应影响较小; 同时, 地面逆温、降水稀少等气象条件却有利于本地 NO_3^- 的累积和转化, 可能导致 NO_3^- 浓度峰值出现在秋冬季, 在 SNA 中的比例也显著提高。不仅如此, 密云秋冬季的比例还超过了清华, 表明 NO_3^- 也成为了这一时期区域颗粒物中的重要组成部分。

矿物尘在清华和密云 $\text{PM}_{2.5}$ 中的比例春季最高 (>10%), 其它季节则均较低 (<10%); 其中, 2006 年春季的比例 (分别为 18.7% 和 23.9%) 显著高于 2005 年 (分别是的 1.3 倍和 1.9 倍), 并可能主要与春季西北沙尘的入侵有关, 也是导致密云无机组分比例呈现显著差异的主要原因。根据国家环保部的记录, 我国 2006 年春季西北沙尘暴的发生频率为 18 次, 显著高于 2005 年春季的 4 次; 最近亦有研究证实 2006 年北京沙尘的入侵频率显著高于 2005 年 (Wu *et al.* 2009); 并且, 2006 年春季区域背景点密云和城区清华的矿物尘浓度几乎完全一致 (分别为 $15.82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $15.87 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 并显著高于 2005 年的水平 (分别为 $9.46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $7.07 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 上述证据共同表明, 沙尘区域传输强度的差异可能是导致北京两个春季 $\text{PM}_{2.5}$ 矿物尘浓度及比例变化的重要原因之一。

微量元素、K 和 Cl 质量之和在北京 $\text{PM}_{2.5}$ 中比例的季节变化为 6.3%~10.3%。微量元素和 K 比例的季节变化十分微弱, 城郊差异亦不明显, 范围分别为 2.0%~3.0% 和 3.0%~4.1%。Cl 的比例则呈现高达一个数量级的季节波动 (清华:

0.4%~4.2%；密云：0.2%~2.1%），清华为密云的 2~4 倍；其中，冬季的含量最高，在清华和密云 PM_{2.5} 中的比例分别为 4.2%和 2.1%，夏季的含量最低，分别为 0.4%和 0.2%。这种季节、空间分布表明，CI 主要来自本地源的影响（如燃煤等），且仅在低温条件下才能在颗粒态中稳定存在。

为进一步了解北京 PM_{2.5} 化学物种的长期变化，采用相同方法重构了 1999 年 7 月至 2008 年 7 月清华观测点 PM_{2.5} 可鉴别物种的季均浓度（图 1-13），其中最为突出的特征是 PM_{2.5} 中二次成分比例持续增长。从年均结果来看，SNA 所占比例 10 多年来持续增长（2002 年 SNA 在 PM_{2.5} 中所占的比例为 29%，而 2007 年 SNA 在 PM_{2.5} 中所占的比例已经增至 36%），反映了北京市区域复合污染程度趋于严重。考虑到 SNA 为消光效率最高的物种之一，其对能见度降低的贡献相应也在增加。整体而言，除 1999 年和 2003 年秋季外（这两个季节由于 NO₃⁻ 比例的猛增而超过了春季和夏季），无机组分的比例均呈现春夏高、秋冬低的相似特征。1999~2005 年该比例呈波动式增长趋势，2006 年略降低后又逐渐抬升，最终于 2008 年春夏季恢复至与 2005 年相近的水平（~65%）。SNA 在各个季节里均为含量最高的无机组分，与无机组分的变化趋势十分相似。在沙尘暴最为频繁的 2000、2002、2004 和 2006 年春季（中华人民共和国环境保护部 2001~2009），矿物尘的比例均出现了显著增长（占 PM_{2.5} 的~20%）。

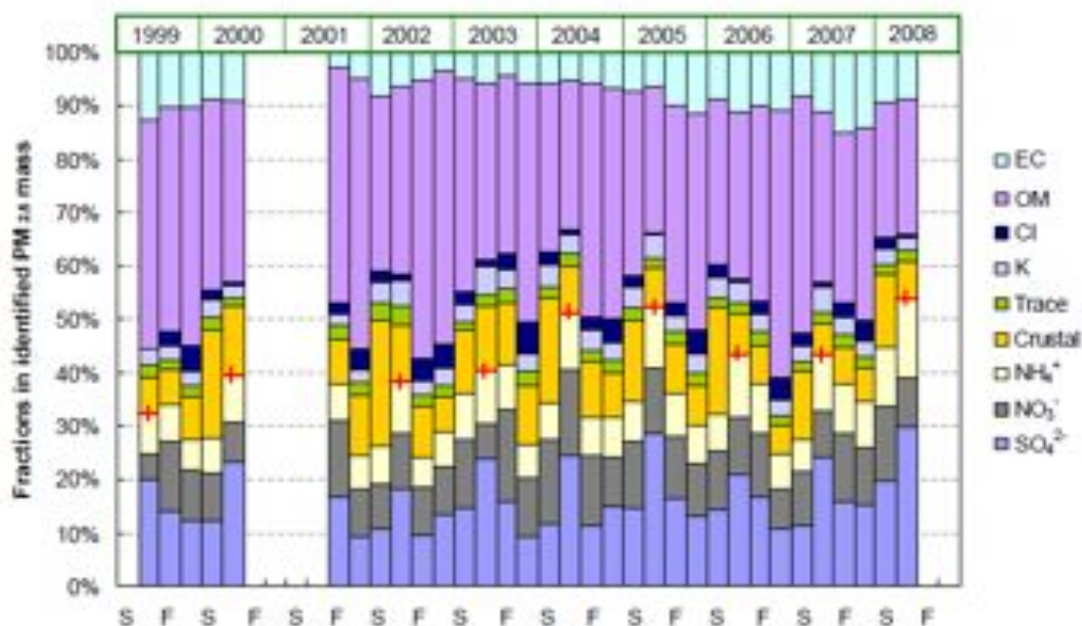


图 1-13 北京市 1999-2008 年间 PM_{2.5} 的化学质量平衡

与北京相似，西南地区所有观测点 2005 年春、夏、秋、冬无机组分在 $PM_{2.5}$ 可鉴别物质中的比例均 $\geq 50\%$ ；然而其季节变化幅度相对较小，且与北京春夏高、秋冬低的趋势有所不同：冬季（51.6%~61.0%）和秋季（53.6%~56.0%）较高，春季（49.5%~51.4%）和夏季（48.1%~53.9%）较低。

1.3.3 重污染时段的颗粒物组成特征

图 1-14 给出了 1999-2010 年间北京市不同浓度水平 $PM_{2.5}$ 的化学组成。当 $PM_{2.5}$ 的质量浓度在 $120\mu g/m^3$ 以下时，SNA、SOA 等二次组分在 $PM_{2.5}$ 中所占的比例随 $PM_{2.5}$ 质量浓度的升高而增加；当 $PM_{2.5}$ 的质量浓度在 $120\mu g/m^3$ 以上时，SNA、SOA 等二次组分在 $PM_{2.5}$ 中所占的比例一直维持在较高的水平。上述结果说明重污染时段颗粒物的化学组成特征是二次成分比例高。

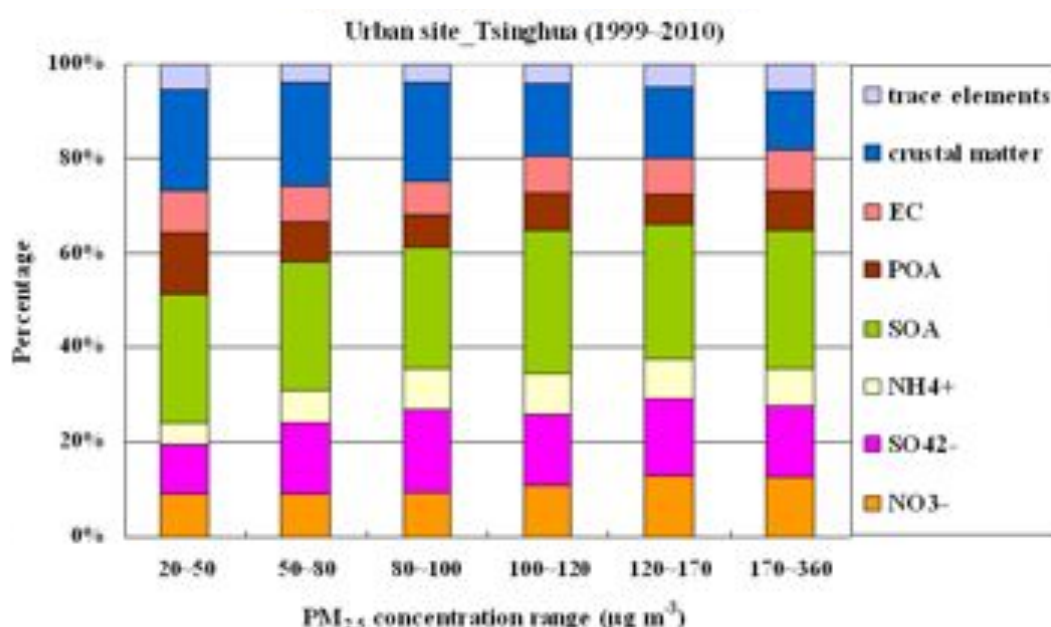


图 1-14 北京市不同浓度水平 $PM_{2.5}$ 的化学组成。

1.4 重点区域 $PM_{2.5}$ 的主要污染源

NO_3^- 和 SO_4^{2-} 的质量浓度之比 $[NO_3^-]/[SO_4^{2-}]$ 可用来判断 $PM_{2.5}$ 中 N 和 S 的固定源和流动源的相对重要程度。广州流动源的贡献超过固定源的贡献，北京 $[NO_3^-]/[SO_4^{2-}]$ 处于增长趋势意味着机动车来源在北京 $PM_{2.5}$ 中的相对贡献可能在逐步增加。重庆 $[NO_3^-]/[SO_4^{2-}]$ 比值最低，可能反映了固定源的贡献相对较大。

北京和重庆的城区和农村观测点在 2005 年 3 月~2006 年 2 月同步观测的 $PM_{2.5}$ 中含量 $>1 \mu g/m^3$ 的组分有 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 NH_4^+ 、OC、EC、Si、Cl（北碚除外）、K（或 K^+ ）和 Fe 等。含碳组分（OC (organic carbon, 有机碳) 和 EC (elemental carbon, 元素碳)）和水溶性离子组分（ SO_4^{2-} 、 NO_3^- 和 NH_4^+ ）的浓度之和均超过 $PM_{2.5}$ 质量浓度的 55%，在密云更达到了 65%，是 $PM_{2.5}$ 中最主要的组分。北京各组分的城郊差异均较为显著，Cl、EC 和 Zn 是空间差别最大的三种组分，在城区颗粒物中的富集程度较高，Cl 主要由燃煤或生物质燃烧贡献，由于其易形成挥发性组分 HCl 或 NH_4Cl 而损失，在大气中的停留时间较短，因而远离排放源的密云观测点浓度显著低于清华。EC 主要由燃煤、机动车和生物质燃烧贡献，而 Zn 是北京 $PM_{2.5}$ 中含量最高的重金属元素，具有多种可能的来源，如垃圾焚烧、机动车尾气、燃煤飞灰、钢铁冶炼等；EC 和 Zn 的排放源在城区分布均相对广泛而密集。

与北京相似，重庆城区观测点 $PM_{2.5}$ 化学组分浓度整体上均高于郊区。相对于北京，重庆各组分的浓度分布空间差异较小。K 和 As 在北碚的浓度较城区分别高出约 20% 和 70%，前者是生物质燃烧的示踪元素，包括四川盆地在内的西南地区每年所消耗的生物燃料占全国的 40%，且主要集中在较不发达的农村地区；As 一般认为主要来自燃煤或有色金属冶炼，但重庆地区的 As 主要来自于砖瓦厂的排放，因为四川盆地是中国砖瓦的主产区之一，而 As 则是页岩砖窑的示踪元素之一。

重庆城郊差异最大的 $PM_{2.5}$ 化学组分是 Fe 和 Ti ($>100\%$)。这两种元素和 Mn 均为钢铁冶炼的示踪元素，可能主要来自位于钢铁厂的点源排放所致。

对北京和重庆 $PM_{2.5}$ 化学组分年均浓度进行横向比较，一方面无论城区还是郊区，重庆 $PM_{2.5}$ 质量浓度及绝大多数化学物种均较北京处于更高的区域污染水平；另一方面， NO_3^- 、EC 和 Cu 均为机动车源的重要示踪物质，其在北京城郊 $PM_{2.5}$ 中的高浓度富集表明北京地区机动车的区域性影响显著大于重庆。

1.5 我国大气污染控制实践

在我国，大气颗粒物是影响城市空气质量的最主要污染物。我国自 20 世纪 70 年代中期以来对于烟尘治理取得了明显成效，TSP 的浓度持续降低，但颗粒物的总体污染水平仍很高， PM_{10} 成为首要空气污染物，同时细颗粒物污染问题日渐突出（ $PM_{2.5}$ 对 PM_{10} 浓度的贡献率增加），并且空气污染由典型的煤烟型转

变为煤烟型和非煤烟型的混合型污染。总体呈现出显著的区域性污染和二次污染增强的特征，污染源排放和污染造成危害的地域跨越了城市甚至省际的行政边界。

一次颗粒物的大幅度削减是有效控制大气颗粒物区域复合污染的基础。而以大气颗粒物为代表性污染物的城市大气复合污染作为一种新型的污染现象，要求城市空气质量改善目标制定过程中，必须寻找新的思路与研究方法。为了控制大气复合污染，探索一次、二次颗粒物协同控制的方法，北京奥运空气质量保障提供了一个重要的探索机遇。针对北京奥运空气质量保障目标，清华大学研究团队围绕大气复合污染所涉及的多维环境问题（包括以常规大气污染物代表的 API 超标、以细颗粒物为代表的能见度降低和以 O₃ 为代表的光化学烟雾污染等），提出并构建了多污染物、多目标协同控制决策体系。经过北京与周边省市（区）（天津市、河北省、山东省、山西省和内蒙古自治区）的共同努力，实现大气颗粒物及其前体物排放的大幅度削减，使奥运期间北京的空气质量不仅实现 API 三项指标全部达到国际奥委会的要求，PM_{2.5} 和 O₃ 也明显降低，成为我国控制区域复合污染的第一个成功案例。随后举办的上海世博会和广州亚运会借鉴并发扬了北京奥运区域联防联控、多污染物协同控制的有效经验。上海世博会实现了空气质量优良率为历年同期最高，广州亚运会实现空气质量全部优良，分别成为长三角和珠三角控制区域复合污染的成功案例。

第2章 欧美区域空气污染控制经验

2.1 背景介绍

原始《美国清洁空气法案》(United States Clean Air Act)(也简称《清洁空气法案》)于1963年通过。该法案建立了空气污染研究与防控基金,但是,在国会于1970年通过了修订后更有力的《清洁空气法案》,并使新成立的美国环境保护局(EPA)(也简称“环保局”)承担起在联合联邦制的框架下实施该法案的责任之前,并未出现国家层面的全面行动。¹²在1970年修订后的《法案》框架之下,环境保护局负责制定《国家环境空气质量标准》(National Ambient Air Quality Standards),州政府则需提交《州实施计划》(State Implementation Plans),就各自如何实现该标准进行阐述。《清洁空气法案》的制定者们对于“空气污染问题并不只局限于政治领域”这一现实的认知还有一定局限性,这一现实在《清洁空气法案》第107章c款中有所反映:

管理者应……在与适当的州和地方当局进行协商后……将任何其认为在达到与保持环境空气质量标准的过程中必要或适当的州际地区指定为空气质量监控地区。

尽管1970年《清洁空气法案》中授予环境保护局指定适当的州际地区为“空气质量监控地区”的权力,但出于种种原因,环境保护局最初并未动用这一权力。例如,环境保护局成立初期,这家新机构在空气质量管理领域经验并不丰富,当时并未充分认识到地区性工作的重要性。空气质量建模和技术在当时也是新兴学科。科学家们虽然进行过猜想,但尚不能完全证实污染转移和酸雨影响的存在。

1977年,对《清洁空气法案》进一步的修订工作增加了第126章。根据第126章,处于下风地区的州可以请求环境保护局对处于上风位置的州的固定污染源进行监管,阻止这些污染源妨碍下风地区的州达到《国家环境空气质量标准》。

¹ 在这些联合协议中,各州当局并不处于支配地位,而是从属于国家主管当局。

² 《清洁空气法案》于1965年进行修订,修订工作的重点是引入车辆排放标准。

³ 特里·基汀(Terry J. Keating)和亚历山大·法雷尔(Alex Farrell),《跨境环境评估:臭氧转移评估小组的经验教训》(Transboundary Environmental Assessment: Lessons from the Ozone Transport Assessment Group)。

² 《清洁空气法案》于1965年进行修订,修订工作的重点是引入车辆排放标准。

这些仅应用在二氧化硫监管中的条款，几乎从未取得过成功，可这些条款却是解决州与州之间的空气污染问题唯一的组织机制。³

上世纪八十年代期间，越来越多的证据表明：长期接触臭氧会对人体健康产生影响，且臭氧的远程转移及其前体物是存在的。不过，环境保护局几乎没有采取任何措施对处于上风位置的州的排放物进行监管。环保局批准了罗德岛 1982 年臭氧《州实施计划》，该计划表明：如果不是臭氧量过大，且其前体物出自其他州，罗德岛本可以达到《国家环境空气质量标准》中的臭氧标准，但是，环境保护局并未采取任何针对这些外部排放源的措施。大约在同一时间，空气质量监管部门开始考虑让未达标的区域通过把工作重点从挥发性有机化合物更多地转移到氮氧化物的监管上，以达到《国家环境空气质量标准》中的臭氧标准。

1988 年，在原始《清洁空气法案》通过 25 年之后，仍有 1.12 亿人，即约美国 45% 的人口生活在没有达到《国家环境空气质量标准》臭氧最低标准的地区，其中许多地区位于从华盛顿特区到波士顿市的东北地区。⁴可能是感受到了可能面临的制裁和联邦监管措施的威胁，有几个州开始对臭氧的地区特性进行调查研究，其中就包括三项颇具实用价值的实地研究和一项跨州建模研究。⁵

在就如何监管芝加哥市的排放进行了一番法律斗争之后，密歇根湖畔的四个州（威斯康辛州、伊利诺伊州、印第安纳州和密歇根州）在环保局的协助下，于 1988 年一致同意成立“密歇根湖空气管理者联盟”（Lake Michigan Air Directors Consortium），联盟随后开展了“密歇根湖臭氧研究”，对区域内臭氧的形成和转移进行了研究。

有了环保局的资助，南部州长协会（Southern Governors Association）和南部各州的大学开展了“南部氧化剂研究”（Southern Oxidant Study）。

环保局领导开展了“东北地区臭氧转移建模工程”（Regional Ozone Modeling for Northeast Transport），该计划涉及俄亥俄州、缅因州及弗吉尼亚州等东北部各

³ 特里 J. 基汀（Terry J. Keating）和亚历山大·法雷尔（Alex Farrell），《跨境环境评估：臭氧转移评估小组的经验教训》（*Transboundary Environmental Assessment: Lessons from the Ozone Transport Assessment Group*）。国家环境决策研究中心（National Center for Environmental Decision-making Research，1999 年）。

⁴ 亚历山大 E. 法雷尔（Alex Farrell）和特里 J. 基汀（Terry J. Keating），《地区和全球性环境风险评估》（*Assessments of Regional and Global Environmental Risks*）中的“多边评估中的分歧和信任：比较《远程跨国界大气污染公约》和‘臭氧转移评估小组’”（*Dissent and Trust in Multilateral Assessments: Comparing LRTAP and OTAG*）。亚历山大 E. 法雷尔（Alex Farrell）和吉尔·加戈（Jill Jaeger），《华盛顿特区：未来的资源，2006 年》（Washington D.C.: Resources for the Future, 2006）。

⁵ 基汀（Keating）和法雷尔（Farrell），（1999 年），第 10 页。

州，主要研究挥发性有机化合物排放与氮氧化物排放的监管工作的相对效益，以及转移“东北走廊”地区臭氧浓度所产生的影响。

这些研究带来了新的数据和建模技术，拓展了人们对于区域性臭氧问题性质的认识，并使各方利益相关者参与到合作当中，这些都是未来跨区域空气污染监控工作中的重要工具。⁶

为了解决这一问题，国会在大约同一时间通过了1990年《清洁空气法修订案》（Clean Air Act Amendments，也简称为《修订案》），该修订案赋予了环保局自《清洁空气法案》问世以来在实施并执行减排措施方面最大的权力。1990年《清洁空气法修订案》要求在臭氧问题上“严重”不达标或者比“严重”不达标更差的17个地区在1994年11月之前提交新的《州实施计划》。《修订案》第184章建立了“臭氧转移委员会”（Ozone Transport Commission），该委员会由位于东北部、中大西洋地区的12个州与哥伦比亚特区组成，并致力于解决臭氧问题的区域特性。臭氧转移委员会与密歇根湖空气管理者联盟都开展了关于地区性臭氧问题的监控和建模工作，并试验了臭氧控制策略，不过很快事实就表明，对于全面分析臭氧的区域特性来说，这些地区的地域还不够宽广，并且各州无法仅凭在本州的未达标地区实施控制措施来达到《国家环境空气质量标准》，也无法在没有政治上可行的州内排放法规或对处于上风位置的州采取额外控制的情况下达到《国家环境空气质量标准》。^{7 8}对于这些处于下风位置的州来说，无疑需要覆盖范围更加广泛的控制策略。然而，不在臭氧转移委员会或密歇根湖空气管理者联盟之列的下风各州，由于本州未达标地区很少且缺乏建模经验，认为它们不应为本州境外的空气质量状况负责。这给寻找解决方案的过程造成了信息上的空白。

“到上世纪90年代初期，长距离臭氧转移，在氮氧化物的控制和挥发性有机化合物的控制中对于前者的侧重以及电厂的氮氧化物排放的重要性，是环保局和处于下风地区（比如东北地区和密歇根湖地区）的州政府的决策制定者们所掌握的有关空气污染的可靠信息。相反，这些信息并不被上风地区（比如中西部、东南部和中部地区各州）的决策者们视为可靠的信息。”（法雷尔（Farrell）与基汀（Keating），2002年）

⁶ 如上，第11页。

⁷ 纳波利塔诺（Napolitano）等人（2007年）。臭氧转移委员会开发的“氮氧化物预算计划”（NOx Budget Program）于1999至2002年之间执行。该计划把各成员州的氮氧化物排放量从1990年基准水平上的47.3万吨降低了28万吨，即减少了总量的60%。

⁸ 法雷尔（Farrell）与基汀（Keating）（2002年）

由于面临着：要么执行严苛的规定，要么无法在《州实施计划》中完成达标任务的境况，摆在许多州眼前的一个清晰的事实是：他们将无法在 1994 年《州实施计划》的截止日期之前完成任务，这将导致整个《州实施计划》的失败。

2.2 臭氧转移评估小组(Ozone Transport Assessment Group)的出现

当时的情形要求各方开展合作以解决跨州空气质量问题。在《清洁空气法修订案》的条款中，环保局面临着一个不太令人愉快的选择——在没有提交符合要求的《州实施计划》的州强制实施《联邦执行计划》(Federal Implementation Plan)，或对这些州施行制裁措施。位于下风地区的州本可以依据《清洁空气法案》第 126 章的规定，请求环保局关闭特定污染源。环境组织同样可以对污染排放者和未能适当解决问题的相关各州提出法律诉讼，然而，所有这些组织并无意采取这种选择，而是普遍希望用协同合作的方式来代替对抗式程序。

1995 年 1 月，环保局与全国州长协会 (National Governors Association) 和新成立的美国环境协会 (Environmental Council of the States) 举行会议，共同就各州认为环保局的空气监管工作中存在的问题进行磋商。“州代表们的抱怨有：现有的任务无法完成、没有充足的资源、规则过于死板、更多的则是对上风各州进行的不正当排放使得下风州的空气质量达标任务无法完成。”⁹同年 2 月，环保局空气与辐射办公室 (Office of Air and Radiation) 的行政助理与来自自然资源保护委员会 (Natural Resources Defense Council)、美国环境协会、东北部的数家公用事业公司的代表，以及来自新泽西州与俄亥俄州的环境专员们进行了非正式会面。自然资源保护委员会与环保局达成了“君子协定”，协定中有约：自然资源保护委员会将法律诉讼延期两年，且环保局和各州将一致合作，寻求共同的解决方案。环保局同意不针对未提交《州实施计划》的各州强制执行《联邦执行计划》或采取任何制裁措施，以对现有的科学技术进行评估，并提出解决问题的方案。

环保局在 1995 年 3 月 2 日发布了备忘录，呼吁各州“参与到协商进程中，以解决区域性臭氧转移问题，采取必要的额外控制措施，以达到《国家环境空气质量标准》对于臭氧浓度的要求，满足发展速度的需要，根除对于未达标的下风地区的影响，确定所有使本地区达到《国家环境空气质量标准》需要的上风地区的减排量”。¹⁰伊利诺伊州的环境专员和美国环境协会副主席均表达了对于领导

⁹ 基汀 (Keating) 和法雷尔 (Farrell) (1999 年)

¹⁰ 玛丽·尼克尔斯 (Mary Nichols), 《备忘录：臭氧达标示范》(Memorandum: Ozone Attainment

各州开展合作的兴趣，并在一系列与环保局官员举行的“安静的会议”中，发展出了现在的“臭氧转移评估小组”的框架。^{11 12}

2.2.1 臭氧转移评估小组进程

从 1995 年春开始，直到 1997 年夏结束，东部 37 个州的环境监管机构的领导们与环保局的官员们、来自地区空气质量管理机构、各行业、非政府组织和其他利益相关方的代表们一同参与到一系列会谈、电话会议和分析工作中，以便更好地了解臭氧转移的特性并最终改善地区空气质量。近 1000 名臭氧科学、臭氧政策和臭氧工程领域的专家们参与了这些活动。臭氧转移评估小组通过开展科研工作，倡导合作评估方法，极大地影响了未来的区域性臭氧控制政策，这“标志着美国环境政策在联邦所扮演角色、州所扮演角色和州际关系方面的成熟。”¹³

2.2.1.1 参与者及其观点

环保局的官员们通过从各利益相关方寻求支持，设计组织结构，确定重要领导岗位的人选，在臭氧转移评估小组的形成中扮演着关键角色。而一旦臭氧转移评估小组的工作开始进行，环保局就退居一旁，扮演起旁观者的角色。作为各州政府的高级代表的环境专员们的参与，明确了臭氧转移评估小组的重要性，并使更多的人参加到这一工作进程当中。诸如密歇根湖空气管理者联盟等地区性环境和空气质量组织带来了他们的技术经验和数据资料，以帮助建立臭氧转移评估小组¹⁴。

行业为臭氧转移评估小组工作进程带来了大量的资源，使得他们可以积极地参与其中，并从评估工作的下层施加影响。主要的参与者是电力公司，它们在工作进程中接受了大量的职责，有的为建模工作提供资金支持，同时带来了之前使用的模型，这些模型是他们在自己的排放开始接受更多检查后，在东北部和东南部地区进行实地研究时使用过的。¹⁵

臭氧转移评估小组的工作分成两个阶段：基础形成阶段和控制策略的模拟阶段。两个阶段之后的几个月是“政策小组”确定最终建议的阶段。第一阶段持续大约一年时间，具体工作包括“回顾现有的建模工作和监控研究，选择光化学模

Demonstrations), 美国华盛顿特区, 环境保护局空气与辐射办公室 (2005 年)。了解相关信息可登陆：
http://www.epa.gov/ttnnaqs/ozone/rto/otag/txt/ozone_mn.txt

¹¹ 法雷尔 (Farrell) 与基汀 (Keating) (2002 年)

¹² 基汀 (Keating) 和法雷尔 (Farrell) (1999 年)

¹³ 如上。

¹⁴ 基汀 (Keating) 和法雷尔 (Farrell) (1999 年)

¹⁵ 如上。

型和气象事件，评估各种控制策略的技术可行性和经济可行性，并准备排放物清单和气象数据等等。”¹⁶第二阶段持续大约八个月时间，之后数月的工作是就最终政策建议进行讨论。在建模工作和分析工作的结果证明了臭氧转移的存在之后，政策讨论的重点逐渐转移至“哪些州应该控制自己的排放？应该减少多少排放？”

建模和评估分小组（The Modeling and Assessment Subgroup）承担了当时规模最大的光化学建模工程，该建模工程耗资 2000 万美元，涉及美国 37 个州和加拿大部分地区。基于之前东北部公用事业公司（臭氧建模合作组织（Modeling Ozone Cooperative））的工作成果，并应用了之前密歇根湖空气管理者联盟开展的“密歇根湖臭氧研究”中使用的建模技术，¹⁷四个单独的建模中心进行了 400 项模拟工作和敏感度分析工作，这些分析工作使用的数据来自东北部、中西部和东南部地区的高臭氧浓度事件。¹⁸由于计算资源的有限，建模地区被分为高清晰度的“精细网格”地区，其中包括了大多数未达标区域，以及低清晰度的“粗糙网格”地区。建模工作的成果是臭氧转移评估小组在呈递给环保局的最终报告中所提出建议的主要材料来源。

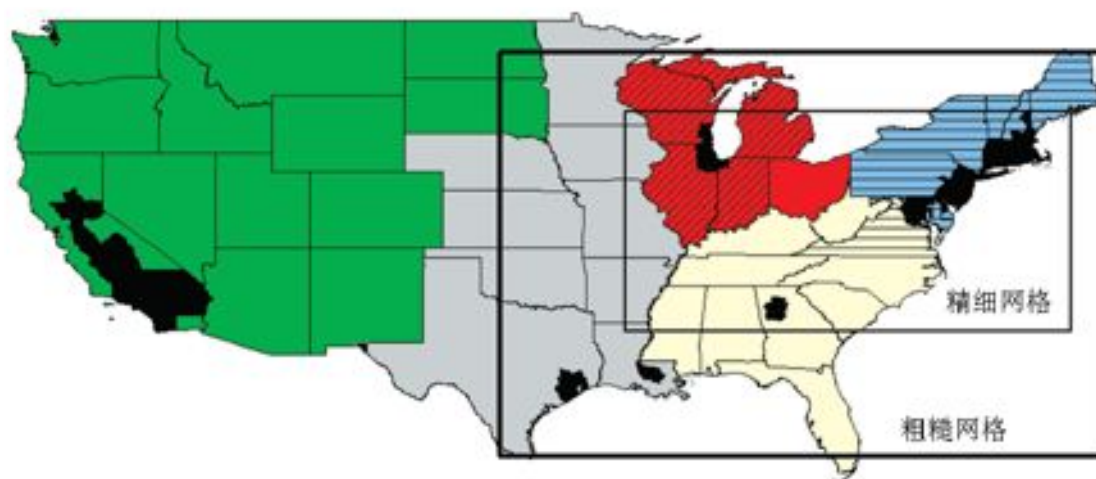


图 2-1 空气质量区域：（黑色）严重、十分严重、极其严重的臭氧未达标区域，加州，1994；（对角线）密歇根湖空气管理者联盟；（横线）加入臭氧转移委员会的州；（长方形）臭氧转移评估小组建模区域（大长方形：粗糙网格；小长方形：精细网格）；（彩色）区域规划组织（Regional Planning Organizations）（绿色）西部地区空气合作伙伴（Western Regional Air Partnership）（包括阿拉斯加和夏威夷）；（灰色）中部地区空气合作伙伴；（红色）中西部地区规划组织；（黄色）能见度

¹⁶ 法雷尔（Farrell）与基汀（Keating）（2002 年）

¹⁷ 基汀（Keating）和法雷尔（Farrell）（1998 年 9 月）

¹⁸ 法雷尔（Farrell）与基汀（Keating）（2002 年）

改善的州和东南部落协会（**Visibility Improvement State and Tribal Association of the Southeast**）；（蓝色）大西洋中部/东北部能见度联盟（**Mid-Atlantic/North East-Visibility Union**）。¹⁹

策略和控制分小组（**The Strategies and Controls subgroup**）负责策略的选择，以供建模和评估分小组进行分析。策略和控制分小组通过其三个工作组的工作来完成这项任务，这三个工作组是：控制技术和选择；实施策略和问题；交易和激励。实施策略和问题小组在臭氧转移评估小组工作的最后阶段中扮演着关键角色，在这一阶段中，政策小组的工作重点转向对电厂的控制措施提出建议。

在工作进程的大多时间中，政策小组的决定是以共识的形式达成的。早期的大多数重要决定是在工作组和分小组一级的工作中达成的，而在这一过程中，政策小组的成员们认为他们的立场已经被充分地代表，因此在问题到达政策小组之前，就已经形成了大致的共识。

在对最终调查结果和建议进行评估时，政策小组采用的是更加正式的提议、评估和投票程序。每个州的专员手中拥有一票，采取简单多数制做出决定。立场不同时，投票往往随地区而变化。1997年6月，在会议举行期间，31个州和哥伦比亚特区投票赞成臭氧转移评估小组最终的一揽子建议，阿拉巴马州、肯塔基州、密歇根州、弗吉尼亚州和西弗吉尼亚州则投了反对票，内布拉斯加州未出席会议。1997年7月8日，最终的调查结果、建议和意见被提交给环境保护局，也标志着臭氧转移评估小组工作进程的结束。²⁰

2.2.1.2 调查结果和建议

臭氧转移评估小组的工作进程达成了几项重要的结论，这些结论均取得了多数州的同意。在对技术数据和建模工作进行了彻底回顾后，地区和城市建模和空气质量分析工作小组（**Regional and Urban Scale Modeling and Air Quality Analysis Workgroups**）得到了一个重要发现：“空气质量数据表明——臭氧是普遍存在的，臭氧的转移也是确实存在的，而且空气中的臭氧每天都在不断地转移着。”各州一致认为，区域性氮氧化物排放的减少能有效减少空气中的臭氧，而臭氧的转移及其前体物是确实存在的，北部地区臭氧转移发生的范围较南部地区更广一些。各州还得出结论：“采取了减排的地区获得的臭氧效益越大；随着距离的增加，

¹⁹ 如上。

²⁰ 环境保护局，《1997 臭氧转移评估小组执行报告》（**Ozone Transport Assessment Group Executive Report 1997**），（1997年），第51页。

臭氧效益逐渐降低，”对挥发性有机化合物的控制措施能有效减少本地的臭氧，且对城市未达标地区最为有利。²¹

政策小组在最终的《执行报告》(Executive Report)中建议：在大多数臭氧转移评估小组覆盖区域，对公共设施和公共设施排放源实施控制，并且建立能降低合规成本的氮氧化物排放的市场机制。²²

臭氧转移评估小组工作的一个极具价值的成果是：整个臭氧转移评估小组覆盖地区一致的、高质量的臭氧前体物排放物详细目录，这个目录在当时是免费供未来的计划使用的。²³臭氧转移评估小组进程协助创建了跨州环境评估领域。1999年，国会拨出近500万美元帮助建立跨州规划机构，以评估和制定区域性阴霾和颗粒物污染问题的控制策略。²⁴

臭氧转移评估小组的技术分析工作产生了许多积极成果：取得了高质量的排放物清单，提高了空气质量的数据分析能力和区域性光化学建模技术水平，这在一定程度上增加了对臭氧形成和臭氧转移的认识；它还集合了各州的空气质量专家，协助他们建立起强有力的专业网络。这些积极成果反过来又提高了一些州的空气质量办公室的技术分析能力。²⁵

交易和激励工作小组(The Trading and Incentives Workgroup)在其技术支持文件中很好地描述了排放物交易的复杂性。不过，臭氧转移评估小组工作进程只提出了关于建立以市场为基础的机制的建议，并未切实提出规划方案。^{26 27 28}环保局后来按照《氮氧化物州实施计划要求》(NOx SIP-Call)为区域性氮氧化物交易系统设计蓝图时，采纳了这个建议，并借鉴了臭氧转移评估小组开展的广泛的建模工作的经验。

臭氧转移评估小组最具价值的工作成果之一是——协助建立了专业网络，并促进了各参与利益相关方之间的交流。臭氧转移评估小组和美国环境委员会都是

²¹ 环境保护局，《臭氧转移评估小组技术支持文件：第1章，附录K》(OTAG Technical Supporting Document: Chapter 1, Appendix K) (访问时间2009年8月)，了解详细信息可登陆：<http://www.epa.gov/ttn/naaqs/ozone/rto/otag/finalrpt/chp1/chap1.htm#k>

²² 如上。

²³ 基汀(Keating)和法雷尔(Farrell)(1999年)，第137页。

²⁴ 如上，第141页。

²⁵ 如上，第4页。

²⁶ 环境保护局，《臭氧转移评估小组技术支持文件：第1章，附录K》(OTAG Technical Supporting Document: Chapter 1, Appendix K)。

²⁷ 环境保护局，《臭氧转移评估小组技术支持文件：第7章》(OTAG Technical Supporting Document: Chapter 7) (访问时间2009年8月)，了解详细信息请登录：<http://www.epa.gov/ttn/naaqs/ozone/rto/otag/finalrpt/chp7/toc.htm>

²⁸ 基汀(Keating)和法雷尔(Farrell)(1999年)，第137页。

最早可供各州环境专员和其工作人员进行彼此会面并一起工作的机会之一。臭氧转移评估小组还拓展了参与者们对于臭氧问题和利益相关方利益的“思维模式”，在臭氧转移评估小组的工作结束后，这些工作成果也被引入了其他计划中。通过工作进程中的互动对话，专业和非专业人士之间学会了如何更好地与对方进行沟通：非专业人士学会了从技术的角度来看待哪些问题是重要的，以及如何对专家提出问题；而专家们则学会了如何以一种能让非专业的决策者们理解的方式来回答这些问题。²⁹在臭氧转移评估小组的工作结束后很长时间内，该专业网络一直维持下来。例如，当工作重点从空气质量管理转移向细微颗粒物（PM_{2.5}）时，新的工作小组成立了，其职责是使用臭氧转移评估小组进程中应用的类似技术来建立相似的数据库，很多参与其中的人员都参加过臭氧转移评估小组的工作。³⁰

臭氧转移评估小组提升了许多参与机构的技术能力和分析能力，受益最大的包括环保局空气质量建模中心、密歇根湖空气管理者联盟和纽约市。有的能力提升源自对于人员和计算机资源的额外投入，而有的能力提升则源自不同机构间对建模技术新知识的共享。臭氧转移评估小组得到的大量科研数据也是很有价值的资源。³¹

2.2.2 《第 126 章申请》

在臭氧转移评估小组的工作结束后，各州之间的法律诉讼程序也暂告一段落。1997 年 7 月，也就是臭氧转移评估小组提交其最终建议的一个月之后，环保局就发布了新的 8 小时臭氧标准，并有意要求各州在九月份提交《州实施计划》，计划中需包含地区策略，并基于臭氧转移评估小组的调查发现和建议。³²法律斗争也在继续进行——8 个州依据《美国清洁空气法案》第 126 章的条款申请环保局对上风地区的排放源进行监管，他们使用了臭氧转移评估小组工作中的数据和分析，并将该小组的“臭氧转移的确存在”这一发现作为证据来佐证自己的观点。被提名的上风各州的应对手段是：提起法律诉讼，质疑环保局依据第 126 章中有关申请的条款采取行动的权力。不过，环保局正在设法针对区域性臭氧问题制定解决方案。

²⁹ 如上，第 143 页。

³⁰ 如上，第 136 页。

³¹ 基汀（Keating）和法雷尔（Farrell）（1999 年），第 134 页。

³² 如上，第 129 页。

2.2.3 《氮氧化物州实施计划要求》(NO_x SIP-Call)

环境保护局最终在 1998 年 9 月确定了《为减少区域性臭氧转移，臭氧转移评估小组覆盖地区的一些州的重要影响和规则制定的调查结果》(“Finding of Significant Contribution and Rulemaking for Certain States in the Ozone Transport Assessment Group Region for Purposes of Reducing Regional Transport of Ozone”), 更通俗的名称是《氮氧化物实施计划要求》。根据臭氧转移评估小组的发现，环保局概述了能大幅降低跨州臭氧转移的区域性解决方法，但同时也指出，在许多未达标区域实施当地控制措施仍然是必要的。环保局发现，有 22 个州和哥伦比亚特区要对下风州的臭氧问题负部分责任，并确定了氮氧化物排放预算，又把预算分配给各州。各州可根据自身情况来调配预算，但环保局强烈建议各州在夏天的臭氧季节对电力设施和工业锅炉采取控制措施，并参与到《氮氧化物州实施计划要求》中介绍过的、环保局提出希望进行管理的区域性排放物交易计划中。氮氧化物预算交易计划(NO_x Budget Trading Program)的初衷是对其他联邦和州排放控制计划进行补充，其前身是 2003 年被取代的“臭氧转移委员会氮氧化物预算计划”(OTC NO_x Budget Program)，新的计划可以使各州以较低的成本完成《氮氧化物实施计划要求》中 90%的减排任务。³³在其基础上，《州际清洁空气法规》(CAIR)的“氮氧化物臭氧季节计划”在 2009 年有效取代了“氮氧化物预算交易计划”。

2.2.4 吸取的教训——氮氧化物预算交易计划

在环保局和各州有了数年氮氧化物预算交易计划的实施经验后，总结出了一些重要的经验教训。³⁴

- 计划有作用：各州和各地区已经实现了大幅减排，很快使空气质量得到提升。
- 环保局证明了其依据《清洁空气法修订案第一条》(Title I of the Clean Air Act Amendments)来实施区域性限额交易计划的权力，该计划可以缓解污染物的跨州转移，并实现大幅减排。
- 限额交易对于控制电力部门以外的污染源排放十分有效。
- 简单的计划胜过复杂的计划。

³³ 纳波利塔诺(Napolitano)等人(2007年)。

³⁴ 摘录自氮氧化物预算交易计划：一种通过合作和创新的方式来解决区域性空气污染问题的手段(PDF)(第13页, 1.4M)《电力日报》，第20册/第9期，第65-76页，2007年11月。

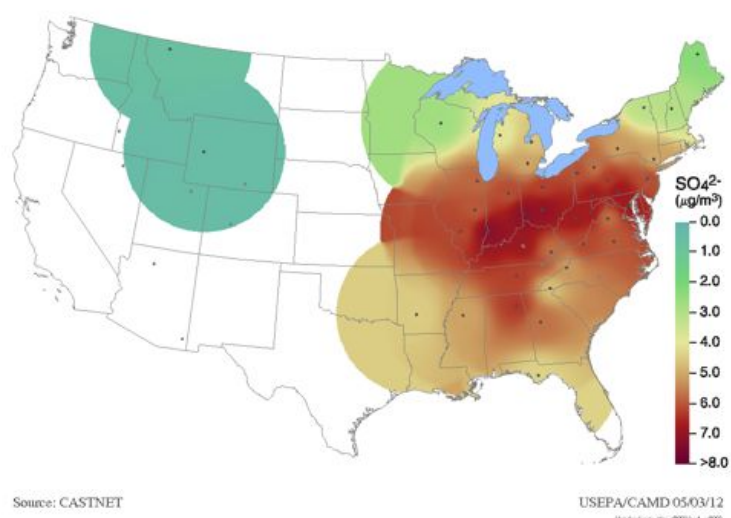
- 准确的基础排放物清单信息对于计划的有效规划十分关键。
- 完整而准确的排放数据对于确定合规度及确保计划的可靠性必不可少。
- 环保局擅长的是总体目标和关键要素的确定以及计划的管理，而各州则能够根据自身情况对计划进行调整，并解决计划分布方式的影响。
- 对限额交易计划的合规激励与合规监控条款应清晰有力，并基于实际表现。
- 并无迹象表明限额交易计划造成了地区性排放物浓度的提升。
- 限额交易计划可以补充地方性空气质量政策和计划，并对本地排放物和已转移排放物进行有效控制。
- 环保局发现，计划实施的速度和对于减排要求的分阶段实施是很重要的。
- 环保局使被监管社区对减排负起明确责任，但允许被监管社区设计高性价比的控制策略以在达成减排任务的方式上拥有很大的灵活性。这种灵活性也使决策制定的过程更加合理，并给行业和政府节约了成本。
- 包括排放数据和补贴额度在内的计划透明度，提高了计划的效率，建立起了信心和可信度。
- 尽管氮氧化物预算交易计划在合规度方面提供了很大的灵活性，但对于少数参与计划管理的政府工作人员的合规度要求是极高的。

氮氧化物预算交易计划显示出，区域性限额交易计划不仅适用于一种污染物、一个时间段和一种地理环境，并且可以取得与“酸雨计划”相似的合规度。³⁵ 臭氧转移委员会氮氧化物预算计划还是各州、区域性规划机构和环保局之间开展合作的一次范例。氮氧化物预算计划进一步证明了，环保局和各州可以携手努力，确定并实施关于危害公众健康和环境的跨境污染物的转移问题的解决方案。该计划还显示，电力部门以外的其他行业也可以有效参与其中，并且保持规则的简单明了可以发挥重要作用。这种基于市场的方式以极其低廉的成本使得美国东部地

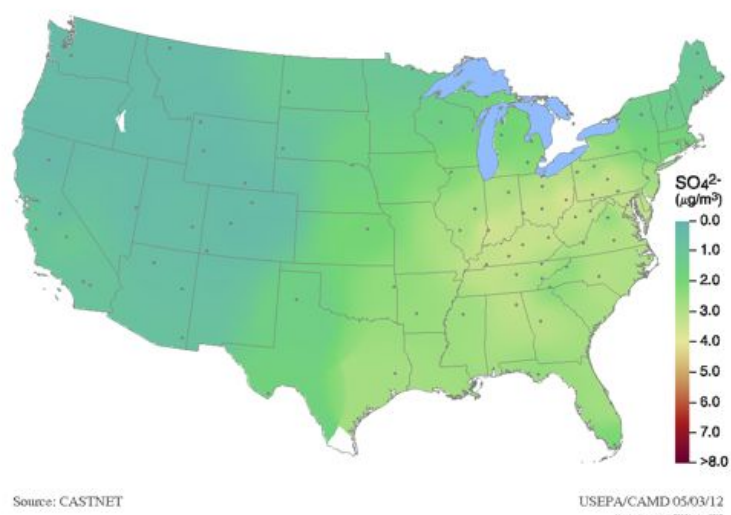
³⁵ 1990年，美国修订了《清洁空气法案》，其中增加的酸雨计划中由联邦法对全国燃烧化石燃料的发电设施产生的二氧化硫排放设定了限额。

区的空气质量得到提升，并大大提升了《国家环境空气质量标准》中的臭氧标准的达标率。

下面几幅图（2-2、2-3、2-4、2-5）突显了环境颗粒态硫酸盐、环境颗粒态硝酸盐、湿性硝酸盐沉积物和湿性硫酸盐沉积物各自状况的改善。

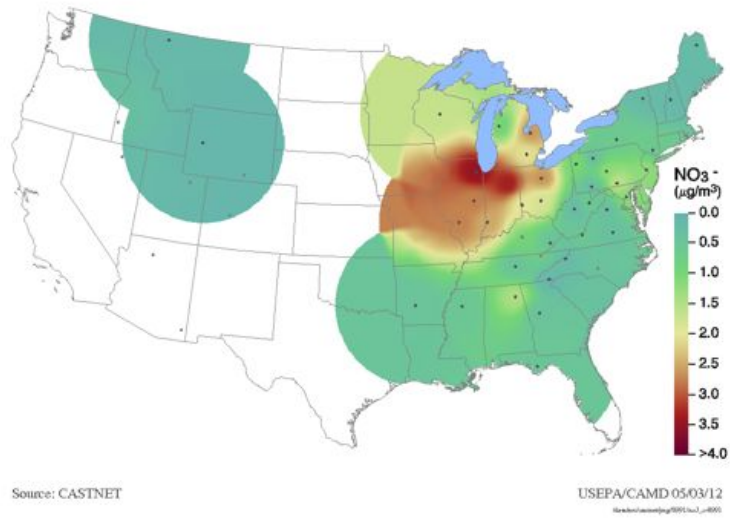


1989年-1991年

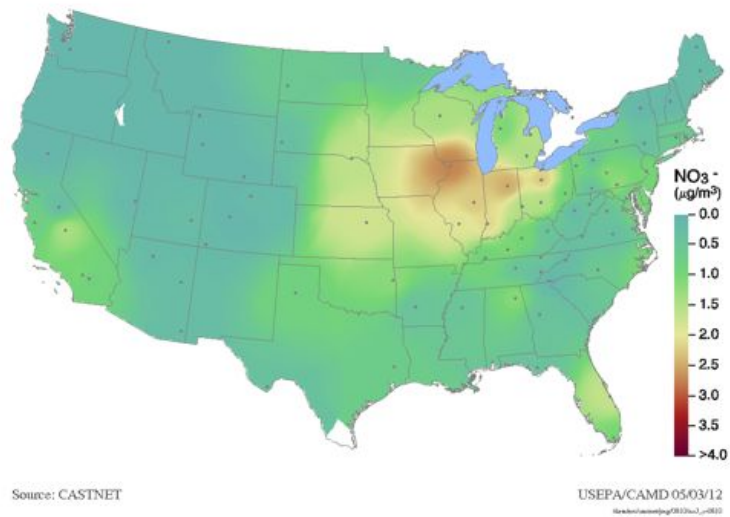


2008年-2010年

图 2-2 环境颗粒态硫酸盐

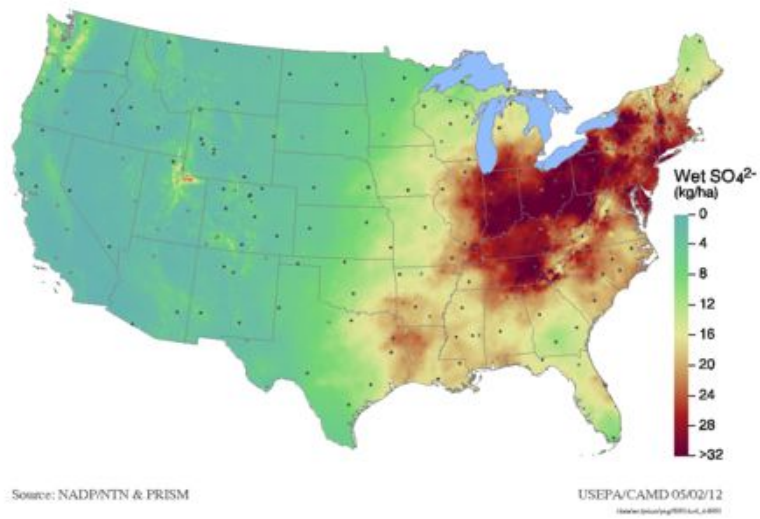


1989年-1991年

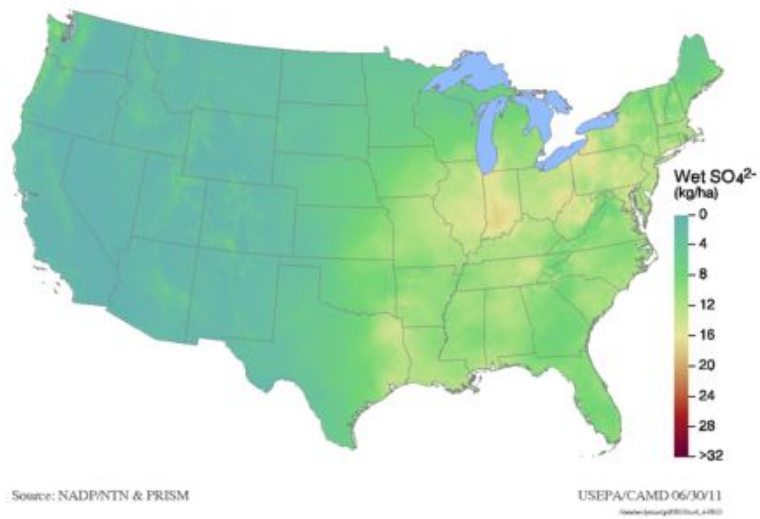


2008年-2010年

图 2-3 环境颗粒态硝酸盐

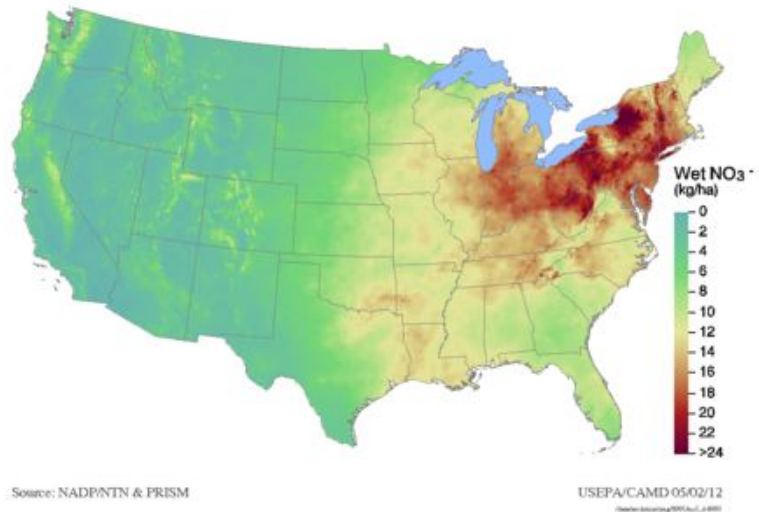


1989 年-1991 年

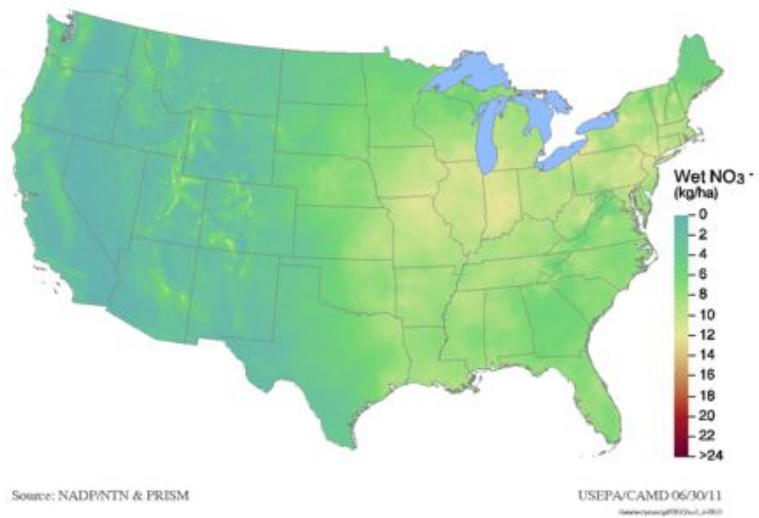


2008 年-2010 年

图 2-4 湿性硝酸盐沉积物



1989年-1991年



2008年-2010年

图 2-5 湿性硝酸盐沉积物

2.3 下一步：《州际清洁空气法规》

2.3.1 背景

在做完这些工作之后，有的州虽然已经有效控制了州内的排放源，但却仍然因为从其他州随风飘来的污染物而无法达到《国家环境空气质量标准》。由二氧化硫、氮氧化物和碳氢化合物排放造成的臭氧、细微颗粒物（PM_{2.5}）污染和酸雨仍然是困扰着美国广大区域的问题。不过，《清洁空气法案》仍然把通过《州实施计划》达到《国家环境空气质量标准》的职责分配到州和大都市一级。《清洁空气法案》提供了两种机制，可供《州实施计划》解决区域性或州际间的污染问题。不过就像后面的文章将阐明的，两种机制都未能完全有效地处理污染物的长距离转移问题。

首先，国会在《清洁空气法案》中加入了“好邻居”条款。该条款禁止上风各州排放可“严重影响”临近州达到空气质量标准，或是“妨碍”临近州保持其达标状态的污染物。其次，各州可以“向行政主管部门提出请求，寻找任何正在或可能排放违反《国家环境空气质量标准》的空气污染物的主要工业污染源或工业组织污染源”，除非上风各州采取措施以减少顺风排放物。不过，找出上风地区的排放源是一件极其困难的事情。来自不同州的排放物随风漂浮，影响许多其他州的空气质量。

《清洁空气法案》还保留了各州向联邦或州法院起诉其他州，要求其减少给原告州的公民健康和幸福造成损害的空气污染的排放。例如，北卡罗来纳州的一家联邦法院应本州的诉讼申请，以“妨害公共利益”罪，勒令田纳西州关闭该州的大型燃煤发电厂。法院要求田纳西州安装每年预估成本为 12 亿美元、后续运行费用近 5 亿美元的污染控制设备。然而，这样的侵权诉讼案件非常少见，原因是证明州外排放源对本州公民的健康和幸福造成了影响是一件耗资巨大且难度重重的工作。

2.3.2 环保局的《州际清洁空气法规》

为了解决州外污染源持续造成的臭氧和细微颗粒物排放不能达标的问题，环保局于 2005 年采纳了“区域性污染控制计划”，也称《州际清洁空气法规》（Clean Air Interstate Rule）。³⁶该法规通过在各州开展限额交易计划，对美国东部最大的氮氧化物和二氧化硫排放源（主要是燃烧化石燃料的发电设施（EGUs））排放的

³⁶ 美国哥伦比亚特区上诉法院推翻了《州际清洁空气法规》，原因在注解中不予说明。环保局已经修订了法规，以遵守法院的裁定。修订后的法规被命名为《跨州空气污染规定》。

污染物进行控制。由于《国家环境空气质量标准》的达标任务派发给了各州，环保局没有权力要求各州接受特定的排放限制。相反，环保局有权决定其认为可能对《国家环境空气质量标准》的达标产生影响的被监管排放源减少氮氧化物和二氧化硫排放，并要求各州修改其《州实施计划》以达到排放限额。各州为了实现减排任务可以采取任何措施，但是环保局明确表示，将促进《州实施计划》修订方案的通过，对燃烧化石燃料的发电设施实施新的排放限制，并选择进入一个环保局建立的排放交易系统。^{37 38}

《州际清洁空气法规》的作用是帮助各州达到《国家环境空气质量标准》，但是《州际清洁空气法规》要求的减排量是基于现有的技术能力，而非在跨州区域达到《国家环境空气质量标准》所必须的减排量。环保局希望尽量少地干涉各州的计划管理权，但又希望尽量多地控制排放量。环保局采用的折中方案是：限制最大排放源（即燃烧化石燃料的发电设施），并允许各州决定如何最好地达到限额。

为了确定国家限额，环保局首先考虑了这些控制措施的减排能力，并确定了已证明可用的排放控制措施。其次，环保局通过与其他监管行动的平均和边际成本效率进行比较，确定了采取的排放控制措施的成本效率（即每减少一吨污染物花费的美元数）。环保局基于这两项决定设置了氮氧化物和二氧化硫排放的区域性限额。环保局使用空气质量建模技术仅仅是为了确定：如果在整个美国东部地区的燃煤设施中修建成本低廉的排放控制措施，可以取得的氮氧化物和二氧化硫排放水平。

2.3.2.1 确定已证实可用的技术

环保局将两个湿式除尘系统和一个干式除尘系统确定为可以控制二氧化硫排放的已证实可用的技术。环保局发现，石灰石氧化系统（湿式除尘器）和一个镁强化的石灰系统（湿式除尘器）可以分别完成 95%和 96%的二氧化硫减排任务。根据环保局的调查，石灰喷雾干燥剂（干式除尘器）可以完成 90%的减排任务。为了控制氮氧化物排放，环保局将选择性催化还原系统确定为已证实可用的技术，并证明该系统可以控制 90%的排放物。区域性限额的制定就是部分建立在这些控制技术的减排能力之上。

³⁷ 《州际清洁空气法规》仿照《清洁空气法案第 4 章酸雨》中二氧化硫排放的限额交易计划，这是另一个由环保局管辖的地区性计划。

³⁸ 8 月 21 日，美国哥伦比亚特区上诉法院以二比一的票数比，通过了推翻《跨州空气污染规定》的决定，并裁定环境保护局大幅限制电厂污染物排放属于越权执法。

2.3.2.2 可用技术成本效率的测定

环保局还通过计算在现有规定下每减少一吨排放物所花费的金额，来衡量氮氧化物和二氧化硫排放控制措施的成本效率。环保局发现，上述控制措施的平均成本效率和边际成本效率与在下风未达标地区产生巨大效益的氮氧化物和二氧化硫减排量相一致。换句话说，环保局认识到了上述氮氧化物和二氧化硫排放物的控制措施是符合成本效益的。因此，环保局根据安装在燃烧化石燃料的发电设施中的除尘器和选择性催化还原系统的减排能力设定了区域性限额。

2.3.2.3 配额的分派

在得出了两种污染物的地区性限额后，环保局在区域中各州之间对配额进行了分配。对于二氧化硫，环保局的配额参照现有的酸雨计划。该计划要求每排放一吨二氧化硫就向政府支付一个配额。在《州际清洁空气法规》中，环保局增加了任务：从2010年开始，每排放一吨的二氧化硫就需要拿出两份《第4章》（酸雨计划）配额（一个是根据《州际清洁空气法规》，一个根据“酸雨计划”的规定）；从2015年开始，每吨二氧化硫排放需要2.86个配额（1.86个是根据《州际清洁空气法规》，另1个根据“酸雨计划”的规定）。和现有的“酸雨计划”一样，配额可以进行自由交易，未使用的配额可以储存起来以供将来使用。

“酸雨计划”并不包括氮氧化物的排放交易机制，而只是一个公司性的平均计划。因此需要为《州际清洁空气法规》创造一种不同的分配方式。法规使用了“燃料因素”作为分配的手段。这种分配方式不是根据与地区总热量投入相比的州设施的总热量投入来分配限额，而是由环保局根据各州使用的燃料的不同来对分配的限额进行调整。燃煤设施的热输入内完全计算在内，燃油设施的热输入只有60%被计算在内，而燃气设施的热输入只有40%被计算在内。这样做的结果就是，氮氧化物的配额会向严重依赖煤炭发电的州倾斜。

一旦环保局确定了每个州的预算，各州就可以决定如何在本州的排放源中分配这些资金。《州际清洁空气法规》给各州以自由度，让他们自己决定如何使用排放预算。各州可以选择参加环保局所管理的州际限额交易系统，或者选择开展自己的计划来完成本州的减排任务。如果一个州选择了加入环保局的交易系统，它就需要接受环保局的相关规定，但各州仍可以做适当改变。《州际清洁空气法规》将允许各州决定自己《州际清洁空气法规》计划的三个方面：

(1)是否设计自己的分配方案，把氮氧化物排放配额在各单位中进行分配；

(2) 是否允许《州际清洁空气法规》没有覆盖到的单位自主选择参加交易机制；

(3) 是否允许非发电企业参加交易机制。环保局希望这些选择能为各州在使用他们的《州际清洁空气法规》排放物预算的过程中提供一定的灵活性。

2.3.2.4 《法规》是否适合中国

《州际清洁空气法规》计划给中国区域性污染问题的解决提供了一个模型。和美国的情况一样，中国的许多污染源的监管职责也被下放给了省级和地方官员。在《州际清洁空气法规》计划中，联邦政府确定了一组对地区污染问题负有主要责任的排放者，并要求他们减少排放量。环保局随后会确定，对于这些大排放源来说，多大的减排量是可实现的，并有效指导各州要求排放者采取切实可行的措施。通过进行彻底而细致的监控和报告工作，联邦政府对计划保持着控制。各州有更大能力来执行减排工作，因为计划由联邦政府强制执行。由于燃烧化石燃料的发电设施相对较少，但其排放量却很大，开展《州际清洁空气法规》计划是减少区域性空气污染物和《国家环境空气质量标准》未达标地区数量的有效方法。

《州际清洁空气法规》使得中央政府可以要求某一地区的排放量与已证实可通过采取控制技术而实现的减排量达到相同水平。它允许各州/省可以提出额外要求，以实现减排水平。换言之，《州际清洁空气法规》这类的计划设定以技术为支撑的标准来控制州际污染问题，并要求实施市场机制下产生的标准，而限额则由成本有效性最高的控制技术所决定。

2.4 欧洲区域机制

历史上，欧洲控制空气污染的区域性方法可以追溯到 20 世纪 60 年代，那个时候科学家论证了欧洲大陆硫排放和斯堪的纳维亚湖水酸化之间的相互关系。1972 年到 1977 年之间，一些研究证实了一个假设：空气污染物沉积或造成污染之前可以传播几千公里。这就意味着要解决酸化问题，进行国际合作是十分必要的。

2.4.1 《远程跨国界空气污染公约》

1979 年，在参加了经济合作与发展组织（OECD）开展的一系列筹备活动之后，欧洲共同体和苏联等 33 方签署了一项建立共同的空气质量策略、监测系统与测量政策的国际协议。在联合国欧洲经济委员会（UN-ECE）《远程跨国界空

气污染公约》（CLRTAP）的指导下，各方同意尽可能减少和预防空气污染，包括远程跨国界空气污染。

该公约于 1983 年开始生效，成为第一个在广泛区域内处理空气污染问题具有法律约束力的文件。它奠定了空气污染治理的国际合作总方针，形成了一个将研究与政策相结合的国际框架。公约证实了不同参与方技术和控制措施的信息共享对于解决空气污染问题十分有益。

1983 年之后，各方同意承担 9 个协议中的义务。第一代协议建立了空气质量监测和大气扩散建模型，明确了降低单一污染物排放的特定义务，如二氧化硫、氮氧化物、挥发性有机化合物、重金属以及持久性有机污染物。“第二代协议”始于 1999 年的“哥德堡协议”，它明确了空气污染多污染来源以及多重效应的特点，为减少酸化、富营养化和地面臭氧层破坏带来的危害，各方有义务将二氧化硫、氮氧化物、NH₃ 和挥发性有机化合物的排放量控制在上限范围内。公约各方的定量义务划分谈判是在综合评估模型的成本效益分析下进行的，同时还基于一些公认的数据，这些数据涉及到排放清单和预测、排放控制技术和成本、大气色散特性以及应对污染时生态体系敏感性的空间差异（临界负荷和水平），见于（霍德吉克（Hordijk）和阿曼（Amann），2007 年）。此外，协议还包括具有约束力和不具约束力的技术附件，这些附件为大范围排放源规定一个具体的排放限额值。

2012 年，各方同意签订《哥德堡修订协议》，修订协议中除了上面提及的影响之外，还增加了细微颗粒物对健康造成的危害。为此，签署国不仅要承担 1999 年《哥德堡协议》规定的四种污染物的减排义务，还要降低细微颗粒物（PM_{2.5}）的排放量。通过将炭黑（BC）这种短暂生存的气候污染物包括进来，修订协议第一次反映区域空气污染和全球气候变化之间的紧密联系。同样，排放数量上限是由成本效益分析决定的（阿曼（Amann）等人，2011 年）。

环境当中臭氧浓度的不断增加是北半球大陆国家管理空气质量时所面临的一个突出问题，特别是当研究发现长期暴露在低臭氧浓度环境和间歇性臭氧浓度高峰环境中会对人类健康产生危害时。在过去几年当中，在解决北半球范围内空气污染问题时，这个公约开始生效。科学工作建立了跨越大洲的污染物运输，特别是臭氧及其前体物质排放。

《远程跨国界空气污染公约》（以下简称《公约》）的合规体制建立在执行委员会的基础之上，执行委员会有权通过公约各方的报告要求进行合规审查。在执

行机构的要求下，委员会需要准备与个体协议相一致或者是与具体义务执行相关的报告。

欧洲联盟

在过去 30 年里，欧洲联盟同样是《公约》中的一员，它为 27 个成员国制定了一项比《公约》总体要求更加全面、详细而又具有法律约束力的空气质量法规。欧盟第六次环境行动计划（EAP）确立了“控制空气质量，减轻空气污染对人类健康和环境造成的负面影响”的目标。为实现这一目标，2005 年的“空气污染主题策略”（欧洲协调委员会（CEC），2005 年）制定了一些具体行动，包括健康和环境目标以及主要污染物的减排目标。

欧盟法规包括了三大类基本法律手段，所有成员国必须实施：

- **《环境空气质量指令》**旨在为欧盟国家评估和管理空气质量建立一个协调的结构并为所有地区（特别是热点地区）设定一个通用的限定值。2008 年《环境空气质量指令》（2008/50/欧共体）为影响公众健康的主要室外空气污染物浓度，如悬浮微粒（PM10 和 PM2.5）和二氧化氮（NO₂）制定了一个具有法律约束力的限度。在这个结构当中，欧盟成员国在决定本国采取何种行动达到空气质量标准时享有充分的灵活性。指令第 25 条指出，通过制定空气质量计划，成员国之间可以进行有效合作。此外，处理有关跨国界污染物排放问题时，欧洲共同体（EC）有权考虑采取其他区域性行动。当一个国家发现污染阈值超过或接近该国国界并可能引起跨国界污染时，根据这一指令的要求，成员国之间要做到信息共享³⁹。这一规定的实施虽然还停留在早期阶段，但可以为中国各省份团结一致解决地区空气质量问题提供典范。
- **《国家排放上限指令》**针对各国二氧化硫、氮氧化物、挥发性有机化合物、NH₃ 以及细微颗粒物（PM_{2.5}）的排放规定了具体上限，旨在控制区域污染浓度向远程污染扩散。在这种方式下，成员国可以通过采取国家及地区性措施达到空气质量限制值。排放上限是由成本效益分析决定的。在国土范围内如何将污染物控制在国家排放上限（NEC）内以及在哪些地方实行国家排放上限是由每一个成员国决定的。尽管制定国家排放上限是建立在空气质量信息模型（决定欧洲敏感生态体系临界负荷）的基础之上，然而每一个国家排放上限都覆盖了成员国领土范围内的总

³⁹ 《环境空气质量及欧洲清洁空气指令》（Directive on Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe）（指令 2008/50/欧共体）。

排放量。当某个成员国为保护具体的生态体系而迫切需要减排时，不需要将减排与该地区联系起来。

- 《具体排放源限制指令》（针对车辆和固定污染源）的主要目标是避免成员国在“环境标准战”之下进行不正当经济竞争。

与美国相比，欧共同体缺乏一个发展完善的区域环境管理办公体系，然而空气质量法规已经成为共同法规，而且在成员国中转变成国家法规。欧盟委员会通过成员国监测欧盟法规实施的及时性与准确度，确保欧盟制定的政策达到预期的结果。如果存在违反法律的行为，委员会将在欧洲法院立案。

在空气质量管理计划和项目中，《空气质量框架指令》（AQFD）授予委员会一系列监督权，包括：

接收来自成员国指定区域以及有关不达标情况的通知

接收并审查计划和项目

通过监测空气污染的 trends 和限制值的达标情况，定期检查计划或项目的实施情况

向欧洲议会和理事会报告空气质量目标的达标进程

受到其他成员国污染的影响时，成员国之间应该进行跨国协商

《2001 年大型火力发电厂指令》（2001 Large Combustion Plant Directive）在现存电厂的国家减排计划上赋予委员会更加明确的权力，包括评估电厂是否达到指令要求，如果委员会认为该计划没有达到要求，有权通知该成员国。成员国有三个月的时间商讨弥补措施。

《2001 年国家排放上限指令》（2001 NEC Directive）要求成员国每年向委员会和欧洲环境署（EEA）报告本国的排放清单和排放预测，同时还要向委员会报告成员国按照《指令》要求制定的减排项目。在这些信息的基础上，委员会向欧洲议会和理事会报告进展情况，包括 2010 年之前暂定环境目标的完成情况。“如果合适的话”，呈上去的报告还包括一些提议：（a）调整国家排放上限；（b）为达到《指令》规定的长远目标，进一步减少排放；（c）制定措施，符合上限规定。

如果某个成员国没有达到空气质量水平或是减排要求，欧洲委员会并没有多少迫使它们遵守空气质量法规的手段。促使成员国遵守规定的施压方式十分有限，包括：

“表扬与批评”方式；

《欧共同体条约》（EC Treaty）第 226 条规定中的侵权诉讼；

如果成员国被控指侵权而且没有采取纠正措施，导致再次侵权诉讼，根据《空气质量框架指令》（AQFD）第 10 条第 4 项，这种情况下将接受《欧共同体条约》（EC Treaty）第 228 条规定中的制裁（处以罚金）。

按照《聚合政策》（Cohesion Policy），如果符合欧盟要求，理论上成员国可以接受欧盟提供的财政支持，如果某个区域超过了空气质量限制值，这在理论上将导致该地区排放量增加的发展项目无法获得欧盟资金，比如道路和新工业设施建设扩张方面。

2011 年，欧盟委员会全面开展一项针对空气政策审查和修订的工作，特别是《2005 年空气污染主题策略》（2005 Thematic Strategy on Air Pollution）及其相关法律文书。

2.4.2 德国区域空气污染治理方法

本章简要概括了德国在过去几十年当中控制区域空气质量所获得的经验。引言部分介绍了德国主要的政策手段，接下来就是总结以及对未来挑战的展望。

引言⁴⁰

在过去几十年里，德国的空气污染状况得到显著改善。在发电厂、工业设施以及现代汽车催化剂和燃料使用当中，通过引进过滤器和烟气脱硫脱氮系统，大大减少了排放到大气当中的污染物。德国再也没有超过欧盟范围内二氧化硫、一氧化碳以及苯和铅的排放限制值。

从排放源（如烟道和废气）到接受体（人类、植物和动物）这一过程，污染物排放依靠大气输送、混合过程以及化学反应进行传播。大气中的污染物浓度无法从排污量的多少直接推导出来。而原则上来说，污染物排放减少的同时也会导致大气污染浓度的降低。通过观察，在过去十年的最初时期，尽管污染德国空气的悬浮颗粒、臭氧以及氮氧化物的排放稳步降低，而且不再出现一个清楚的趋势，但是排放量依然随着年际波动而改变。

悬浮颗粒的限制值是在 1999 年设定的，2005 年之后强制实施，德国许多地方超过了这一限制值。这同样适用于德国 2010 年生效的二氧化氮限制值。在城市地区以及交

⁴⁰ 来源（已编辑）：2009 年德国联邦环境署（UBA）出版的“德国空气质量趋势”

通拥挤严重的地区，悬浮颗粒物和二氧化氮造成的空气污染情况十分严重。除了悬浮颗粒物和二氧化氮，农村地区的臭氧污染最严重。多年来，城市地区高浓度臭氧这一趋势变得十分明显。

2.4.2.1 德国政府制定的政策⁴¹

四大策略

德国政府控制空气质量基于以下四个策略：

- 制定环境质量标准
- 根据现有最佳技术，制定减排要求
- 产品法规
- 制定排放上限

欧洲空气污染控制指令经常规定限制值，这些限制值随即转变成德国法律当中的一部分。欧洲重要的指令包括《环境空气质量及欧洲清洁空气指令（2008/50/欧共体）》（Directive 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe）、《工业排放指令（2010/75/欧盟）》（the directive on industrial emissions 2010/75/EU），针对某些大气污染物的《国家排污上限指令（2001/50/欧共体）》（Directive 2001/81/EC on national emission ceilings）。

成就和进一步努力：降低臭氧浓度和符合排放上限的国家项目

在控制空气污染的过程中，德国顺利地达到欧盟设定的标准。例如溶剂当中的二氧化硫和挥发性有机化合物，使其排放量控制在限制值当中只需利用过去采取的措施就足够了。然而对于氮氧化物和氨，就需要采用其他的减排措施。在交通运输部门和固定装置当中可以实现氮氧化物的减排。德国政府通过严格执行农业氨气排放项目，可以减少氨气的排放。

重要的手段：《联邦排放控制法案及实施条例》（Federal Immission Control Act and implementing ordinances）

德国的空气质量控制工作主要是在《防止对环境造成有害影响的空气污染、噪音、振动以及类似现象的法案》（Act on the Prevention of Harmful Effects on the Environment Caused by Air Pollution, Noise, Vibration and Similar Phenomena）下进行的，其简称是《联邦排放控制法案》（Federal Immission Control Act

⁴¹ 来源（已编辑）：德国联邦环境、自然保护和核安全部门网址：www.bmu.de

(BImSchG))及其实施条例和行政法规。此外,还有国家(即德国16个联邦州)制定的空气质量控制规定。

《空气质量控制的技术说明》(TA Luft)(The Technical Instructions on Air Quality Control)

《空气质量控制的技术说明》是德国权力机构控制空气污染的一种现代手段。《说明》包括保护公民免受来自设备高污染排放的规定以及防止对环境造成不利影响的要求。此外,它还对一些相关装备设定了排放限制值。现存的装备必须根据最好的技术进行升级。

《小型燃烧装置的修订条例》(1. BImSchV)(Amendment to Ordinance on Small Firing Installations)

《小型燃烧装置的修订条例》(1. BImSchV)(Amendment to Ordinance on Small Firing Installations)于2010年3月开始生效,这是减少小型燃烧装备(如炉灶和平铺砖灶)颗粒物排放的重要一步。特别值得注意的是,修订案规定的新设备以及现存设备的现代化会使住宅区可吸入颗粒物排放量获得显著的降低(减少5%到10%)。

工业排放指令的实施

通过实施工业排放指令,可以完成大部分的减排工作以实现以上目标。指令其中的一个主要手段就是强制采用最佳可行技术(BAT),制定相关参考文档,这些都要求一个持续的更新过程。

跨国界空气污染控制政策

有相当一部分的污染物是通过空气远距离传播到邻国的。为此,形成一个跨国界空气污染控制政策在德国享有重要的战略地位。因此,德国政府与欧盟及其他国家积极开展控制空气污染的建设性对话。其中一个例子就是上面提及的《日内瓦远程跨国界空气污染公约》所进行远的合作。

消费者信息

尽管污染物具有流动性,每个人都能为改善空气质量做出贡献。骑自行车、走路、乘坐公共交通工具、安装粒子过滤器改装柴油驱动汽车、驾驶使用环保燃料的汽车、定期维修加热装置、形成一个环保的饮食习惯,通过这些方式可以减少悬浮颗粒物、二氧化硫、氮氧化物和氨的排放量。我们可以从自己做起,保证后代呼吸到干净的空气。

总结以及对未来措施的启示⁴²

在因果分析中，空气污染物 NO₂、PM₁₀ 以及 O₃ 的浓度趋势清楚地显示：要直接推断出减排可以改善空气质量还缺乏充分的理由。在未来的指标扣除中必须考虑这一因素。除此之外，某些具体污染物的措施对其他污染物也会产生影响。由于柴油车辆数占总体车辆的比重上升，而且比率严重失调，以及采用技术减少与汽车相关的颗粒物质的排放，因而改变 NO/NO₂ 的排放率，导致 NO₂ 排放的增加。这是加快引进 EURO5 特别是 EURO6 标准乘用车和商业用车的原因。另一个例子就是，虽然与汽车尾气相关的 NO 排放减少了，随之而来的却是滴定效应的减弱以及大城市中臭氧浓度的增加。在减少有机化合物的排放特别是使用溶剂及其他产品时，有必要付出更大的努力。

观察还表明随着工业和汽车尾气排放的减少，其他部门降低污染的重要性加强。农业部门的减排措施至今还没有全力实施，导致农村以及大都市中颗粒物浓度下降的速度落后于成本效益速度。

尽管在交通领域改进了废气处理的方法，然而颗粒物排放限值不适用于城市交通污染体系，因此其他非技术措施是必需的。应该把重点放在交通避免和限速上，这些方面同时还决定城市中心是否宜居。

控制第二产业的废气排放如固体燃料的燃烧，在气候政策环境下显得同样重要。小型燃烧车间及其燃料的严格规定可以有效衡量颗粒物质的排放是否得到有效限制。

与此同时，以后必须维持在技术性减排领域所做的努力。为了使氮氧化物、臭氧以及颗粒物质的排放降至最低，大型固定工厂必须继续适应最新科技发展。减排的概念还应该延伸到道路交通、空运和海运领域。在做成本优化决策时，为了权衡和比较可行措施，通过国际协议制定国家排放上限具有意义重大。2010 年的限制值规定迫切需要在颗粒物排放方面进行修改和补充。

尽管某些空气污染物超过了限制值和目标值，德国过去三十多年的减排工作仍然取得了许多成绩。1974 年《联邦排放控制法案》(Federal Immission Control Act) 出台——这是第一次系统性的法规，特别是在国家最先进的排放限制方面，这一法案的出台为污染地区引进了新的设备和工厂。由于所有电站和主要工业车间整治方案的出台，20 世纪 80 年代显得尤为重要。20 世纪 90 年代，新联邦州（前德意志民主共和国）的排放来源从根本上得以清除，而且被具备最先进减排设施

⁴² 来源（已编辑）：2009 年德国联邦环境署（UBA）出版的“德国空气质量趋势”

的现代工厂所取代。某些污染源，如烟灰、粗尘、二氧化硫和夏季夹杂铅化合物臭氧的烟雾如今再也不是问题了。类似的污染物还包括一氧化碳、苯和铅。

保护人类健康和环境不受危害，防止危害的发生仍然是德国以及国际空气污染控制的一项重要任务。

2.5 中国的区域性措施

中国在采用区域方式管理环境问题方面具备显著的经验。比如，在流域概念的指导下，中国已经解决了水污染和水源不足的问题。虽然空气污染并不具备水污染的分散性和流动性，但是空气流管理的方式在中国依然有可取之处。这是因为，中国最令人头疼的空气污染问题分布在相对分散的地形区，而这些地形区跨界污染比较常见，比如珠江三角洲地区、京津地区以及长江下游地区。在很大程度上，中国的水流域管理在国家、省份以及地区政府中属于一项和谐的事业，这为类似的空气质量管理树立了一个良好的榜样。

在中国，另一个区域方式的例子就是二氧化硫和酸雨控制的区域管理。在这些地区，《空气污染法》（Air Pollution Law）要求中央政府环保机构识别酸雨和二氧化硫污染严重的地区。这些区域的建设需要在国务院的批准才能进行。在决定哪些地区应该建立控制区时，环保部门将在《空气污染法》的指导下将相关的气象、地形、土壤以及区域自然条件因素考虑在内。

近年来，省级环境保护局之间合作密切，如 2006 年广东省环保局和香港环保局交流了珠江三角洲地区空气质量监测网络有关臭氧空气质量指数的重要信息。

以环保局的形式下，中国拥有一套本土的环境管理机构体系，这些机构存在于中国大城市以及省级政府当中。这些环保局具备大量的环境管理功能，比如检测、批准、检查和执行等。但是这些环保局的运行经常与中央环境管理机构孤立起来，而且资源也十分有限。

为了弥补这一缺点，中央政府设立了一些地区办事处，协助国家环境机构的管理和执法工作。有六个区域监督中心，它们的重点在于检查和执行省份和地区空气污染法当中有关排放的规定。这些中心接受环境保护部环境监督局的管辖，是利用区域机制改善国家监督体系进程当中的重要组成部分。它们还是建立其他区域机制的重要根基。

2002年，中国南京（东部）和广州（南部）建立了最初的两个区域监督中心。2005年，国务院颁布了第81号决定（2006），通过建立区域监督机构、协调跨省份环境保护工作、重视省份以及地区级的检查工作，进一步加强环境保护工作。在实施这一决定的过程当中，国家环保总局（SEPA）于2006年7月分别在中国北方、西北、西南以及东北地区正式成立四个区域中心，最后一个中心——中国东北监督中心，于2008年12月正式成立。

这些中心形成了一个国家环境监督体系，环境保护部将这八大功能概括如下：

- 监督地区法规和标准的实施；
- 调查主要污染物和生态破坏的案件；
- 作为各政府间的信息交流中介；
- 处理跨省份、跨流域的重大环境纠纷；
- 监督重大环境紧急响应；
- 负责或参与执法监督；
- 监督主要污染源以及环境保护部减排项目的批准程序；
- 监督自然保护区的执法情况。

在中国北方区域中心的开幕式上，环境保护部副部长张力军（Zhang Lijun）提到，扩展区域部门并授以相关权力有望解决地区保护主义的问题，而这一问题目前正阻碍着国家环境标准进程。副部长张力军（Zhang Lijun）还说道：“在过去，由于地区政府只能处理管辖范围之内的问题，因此解决长期跨界污染问题十分困难……如今，区域监督中心在处理这些争端时被赋予更广泛的权力。”

虽然这些功能十分重要而且值得提倡，然而区域办事处还需要开展一些重要的工作，作为全面空气质量管理计划的一部分。这些工作包括检测、建模、策划（包括地区污染控制策略的制定）、批准以及训练，这些都应该被划分到监督中心的职责范围内【比如通过《空气污染修订案》Air Pollution Law amendment】。

办事处的效率由许多因素决定。其中一个关键因素就是地区和省级环境保护局与区域监督中心之间的关系。由于环境保护局与地区企事业单位关系密切，因此政府的信息渠道十分畅通。然而根据目前的做法，环境保护局不需要向监督中心报告、共享信息或进行合作。

另一个重要的因素就是监督中心需具备充足的资金以及人员配备水平。基于对美国和欧盟类似机构的观察和比较，监督中心目前出现人员不足的情况。其中一个突出的例子就是华北监督中心覆盖了六个省份以及一大片地理区域。据华北监督中心主任熊耀辉（Xiong Yaohui）透漏，在 2008 年底，估计有 200 多家企业接受了检查，大多数企业都卷入了违反环境标准的活动中。熊主任进一步指出，一些地方环保部门执法不力导致某些污染企业违反环保标准。考虑到如此高的违反率，监督中心需要尽快增加额外检查资源，并且与省级环境保护局建立合作关系。

考虑到这些机构的重要作用和功能，国家政府需要加速人员配置进程，为监督中心提供服务，地方环境保护局需要与环境保护部或其他国家政府机构相协调并向其报告重要的信息。⁴³在这点上，《空气污染法》是弥补这些缺点的一个机会。

2.6 美国机动车污染控制

2.6.1 背景与简介

20 世纪 50 年代的美国，与机动车相关的空气污染开始成为一个严重的问题。在 50 年代以及接下来的十年当中，精力主要放在与重要问题相关的事实确认与初步研究上，例如定义问题、给机动车定位、开发测试程序和排放测量技术、评估环境破坏程度等等。此外还做了一些初步且适度控制的努力。但是到了 20 世纪 60 年代末期，机动车明显已经成为污染空气和损害健康的主要排放来源，如果不采取激进的措施，情况可能会变得更加糟糕。由于机动车污染可以在州内、州与州之间以及整个国家自由移动，很明显机动车成为控制空气污染的关键因素。由于国内一些项目效率极其低下、成本效益不高而且扰乱汽车分销体系，汽车制造商强烈支持制定一个全国性的计划。

⁴³ 1970 年，国会设立美国环保局之后，环保署随即在国内设立了十个区域机构，管理大片地理区域。这些区域的划分与美国的地形、社会经济区域以及州界相符。这些机构的建立便于管理联邦环境保护局的项目，并协助发挥功能。环境保护局发现区域机构在管理项目、政策和功能时效率很高，历年来区域机构的角色和功能不断扩大。如今，大多数区域环境保护局的办事处拥有几百号员工，财政支持雄厚并且拥有多重项目领域。它们与环境保护局总部之间也保持着密切的联系。

2.6.2 美国计划的发展

1960年，加州是美国第一个强调汽车立法重要意义的地区，三大可行的污染控制装备一经开发就呼吁在汽车上进行安装。1964年，国家证实了三大独立制造商已经成功的开发出这些设备，这就促使法律要求新汽车遵守加州1966年度车型的标准。此后，美国主要的国内制造商宣布他们也能而且也会运用科技为自己生产出来的汽车安装环保设备，独立开发装备的需求便出现了。

随着加州做出的开拓性努力，再加上意识到国家汽车污染问题的本质，1964年，美国国会开始对联邦机动车污染控制进行立法，1965年颁布了《清洁空气法修订案》，1966年的加州汽车排放标准于1968年在全国开始实施。

1970年12月，国会修订了《清洁空气法案》，法案提出“保护国家空气资源，提高空气质量。”国会特别注意到了汽车在减少环境污染过程中的重要地位，要求在1970年（针对一氧化碳，CO和碳氢化合物，HC）和1971年度（针对氮氧化物NO_x）车型规定的排放标准的基础上，每英里减少90%的排放量⁴⁴。国会明显希望通过强制限制汽车的排放水平来辅助清洁空气法案，以期将汽车尾气排放从污染源清单中彻底清除。

随着1970年的法案的通过，控制机动车污染的努力正式拉开帷幕。在法律文件中增加严格的“技术强制”要求，在实施这些要求的时候同时赋予环境保护局有限的灵活性，通过这些措施可以迫使制造商积极遵守规定，因为国会只有在需要的时候才能提供救济金。此外，在实施这些规定的时候，法律赋予环境保护局广泛的权力，包括强制召回“大量维修和使用状况良好”而在有效驾驶期内未能达到标准的汽车。为了符合标准，有必要调整燃料质量包括汽油当中铅的含量。自从符合排放标准的技术——催化剂转换器（一项被铅添加剂打败的技术）出现后，后一项权力尤其重要。最后，1970年出台的法律赋予加州机动车污染控制项目特权，使加州能够单独为本州汽车排放设立标准和规定。这个国家遭受了与汽车排放相关的最严重的空气污染，在接下来的三十年里应该继续推进科技发展。1977年，迫于汽车工业的压力，国会对《法案》进行了“微调”，推迟并放宽汽车排放标准的实施，其代价就是，只要没有生产“第三辆汽车”的要求，可以批准其他州遵守加州要求。通过环境保护局对重型卡车进行严格规定，法律的内容

⁴⁴ 加州在《清洁空气法案》授予的特权下有权调整汽车排放标准，国家控制机动车排放的重点放在使用检查和维修策略的汽车消费者，以及使汽车制造商遵守国家政府出台政策的交通控制措施上。

得以扩大。近期，国会通过了 1990 年《清洁空气法修订案》，进一步扩大了环境保护局的职权，例如控制公路之外的汽车和引擎排放。

在这些要求下，汽车排放在 20 世纪末以及 21 世纪最初十年将会得到迅速改善。

1970 年颁布的法律生效后，在环境保护局的规定下，开始在汽油中逐渐淘汰铅的使用，这就使汽车生产商为大多数 1975 年度车型的汽车引进不含铅的催化剂。20 世纪 80 年代早期，加州以至全国各地开始严格执行 NO_x 排放标准，加快引进先进的电子控制技术，使同时期内燃料经济状况得到改善。到 20 世纪 80 年代中期，在柴油汽车当中也引进了悬浮颗粒物排放标准。1990 年《清洁空气法修订案》颁布后，20 世纪 90 年代（第 1 阶段）和 21 世纪最初十年（第 2 阶段）开始分阶段进行减排工作。

随着汽车变得越来越环保，重型卡车和公交车成为重要的移动污染源。环境保护局发布了《法规制定提案预告》（Advanced Notice of Proposed Rulemaking）（ANPRM），对 20 世纪 80 年代晚期的车辆进行积极地调整。然而，它在接下来几年里并没有跟上进程，直到非政府组织——自然资源保护协会（NRDC）使用《清洁空气法案》中的“公民诉讼”规定，将环境保护局的不作为诉诸法院。20 世纪 80 年代中期，当法院命令环境保护局履行职责并严肃处理车辆分类问题时，自然资源保护协会（NRDC）在这个问题上最终赢得胜利。到 20 世纪 80 年代晚期，环境保护局开始引导这些车辆和引擎向轻型载货车辆的严格要求靠近。

国会在商讨 1990 年《清洁空气法修订案》的后期阶段，两个重大事件发生了：

1990 年 9 月，加州采纳了低排放汽车（LEV）计划，这项计划在一些重要的方面十分独特：

只要制造商的平均车辆销售排放符合非甲烷有机气体（NMOG）（20 世纪 90 年代的排放逐年减少）的总体排放标准，允许他们满足排放标准中的各种不同类别或条款（称为 bins）的汽车得到认证，这些计划会给予制造商很大的灵活性。

该计划为车辆创造了新的分类方法，零排放汽车（ZEVS）这一类别的设置是为了促使汽车工业将大量资源投入到不依赖内燃机驱动的汽车生产中，并将其

引进到市场。这先后推动了电动汽车、混合动力电动汽车以及商业性燃料电池动力汽车的引进。⁴⁵

该计划特别将汽车和燃料联系起来，强制引进“新配方”的汽油，这些汽油含硫少、波动性低、汽油当中的其他成分也发生了变化。

在加州采取低排放汽车（LEV）计划的同时，纽约成为第一个根据 1977 年《清洁空气法修订案》第 177 章采用加州汽车排放标准的州⁴⁶。随后，其他州也采纳了加州的规定。

在这个背景下，美国的空气污染问题尽管有了改善，但污染面积仍然很大，污染情况也十分严重。越来越多的健康研究机构要求环境保护局严格空气中臭氧（或光化学烟雾）和悬浮颗粒物的排放。随着 21 世纪的到来，环境保护局开始努力控制下一阶段的机动车污染，在近几年落实各项法律法规，处理各种道路内外的汽车和燃料污染。到这项工作完成时，每辆新车的排放将仅占 1970 年标准排放的小部分。

将 1990 年《清洁空气法修订案》授予环境保护局的权力，与加州利用科学技术处理空气污染问题的浪潮，以及加强环境保护局和加州之间良好的合作和竞争关系以强制使用环保型汽车和燃料相结合，这些努力为美国计划增加了一些重要的方面，它们是：

由于出现新的汽车类别划分，运动型多功能汽车（SUV）几乎占据了美国半个轻型汽车市场，SUV 被划分为轻型卡车也是合乎法律要求的，允许符合更宽松的排放标准，最新规定要求轻型卡车达到和汽车一样的标准。

传统上，轻型柴油汽车可以符合比汽油汽车更宽松的 NOx 排放标准。但是，加州和环境保护局现在要求燃烧柴油和汽油的汽车符合同样的标准。

人们已经意识到了汽车排放要求和燃料质量之间的紧密联系，因此，加州以及整个美国要求将汽油和柴油的硫含量降至最低。

环境保护局的工作并没有停止在环保汽车这上，尽管在控制重型汽车排放方面取得进展，新世纪初，环境保护局预计重型卡车和公共汽车的氮氧化物排放量

⁴⁵ 近期，加州空气资源管理协会通过采取低排放汽车（LEV）标准 3 对汽车排放进行严格要求，在这项新计划中，加州空气资源管理协会期望到 2025 年销售大约 15% 的新车，包括混合动力车、全电池电力驱动或氢燃料电池汽车。

⁴⁶ 在 1977 年的《清洁空气法修订案》中，国会在修订案中增加了第 177 章：只要该州相信加州排放标准总体上更能保护公众安全并且没有生产“第三辆汽车”，就有权选择加州排放标准而不是国家排放标准。

占总排放量的三分之一，悬浮颗粒物占总排放量的四分之一。在一些城市地区，这一比例更高。

为此，环境保护局采取了一项全面国家控制计划，将重型汽车及其燃料调整为一个单一的体系。作为这一计划的一部分，2010年引进了新排放标准，这一标准是基于高效微粒过滤器、具有同等效果的先进科技以及高效氮氧化物后期处理技术之上的。由于硫会损害这些装备，环境保护局下令到2006年，大多数公路柴油燃料减少95%以上的硫含量。该项计划为炼油厂特别是小型炼油厂以及引擎和汽车制造商提供了很大的灵活性。这项计划从一开始就保证了低硫柴油燃料在市场上的广泛供给，而且还为引擎制造商逐步采用废气排放控制技术提供了充足的时间，这些技术在新标准中可以获得减排效益。

比这些标准更重要的是，环境保护局实施了一项革命性的措施——“不超过规定”措施，这项措施确保汽车无论在何种行驶方式下（不仅仅是在实验室的标准情况下）都能达到环保的目的。这项计划对引擎标准、清洁燃料以及使用性方面进行了严格规定，在全面实施的情况下，重型发动机将分别减少低于2000年标准水平的90%和95%的悬浮颗粒和氮氧化物排放量。

2004年，环境保护局落实了《非道路柴油规定》（Nonroad Diesel Rule），在建设施工、农业以及工业柴油驱动设备方面减少90%以上的排放。到2010年，非道路柴油燃料减少99%的硫含量，这使柴油发动机的煤烟排放大大减少。

总体说来，轻型和重型车辆及其燃料以及非道路部门的规定正在逐步实施，每年可以减少成千上万的过早死亡人数。如下图2-5所示，清洁燃料和汽车所带来的利益远远超过了总体成本。

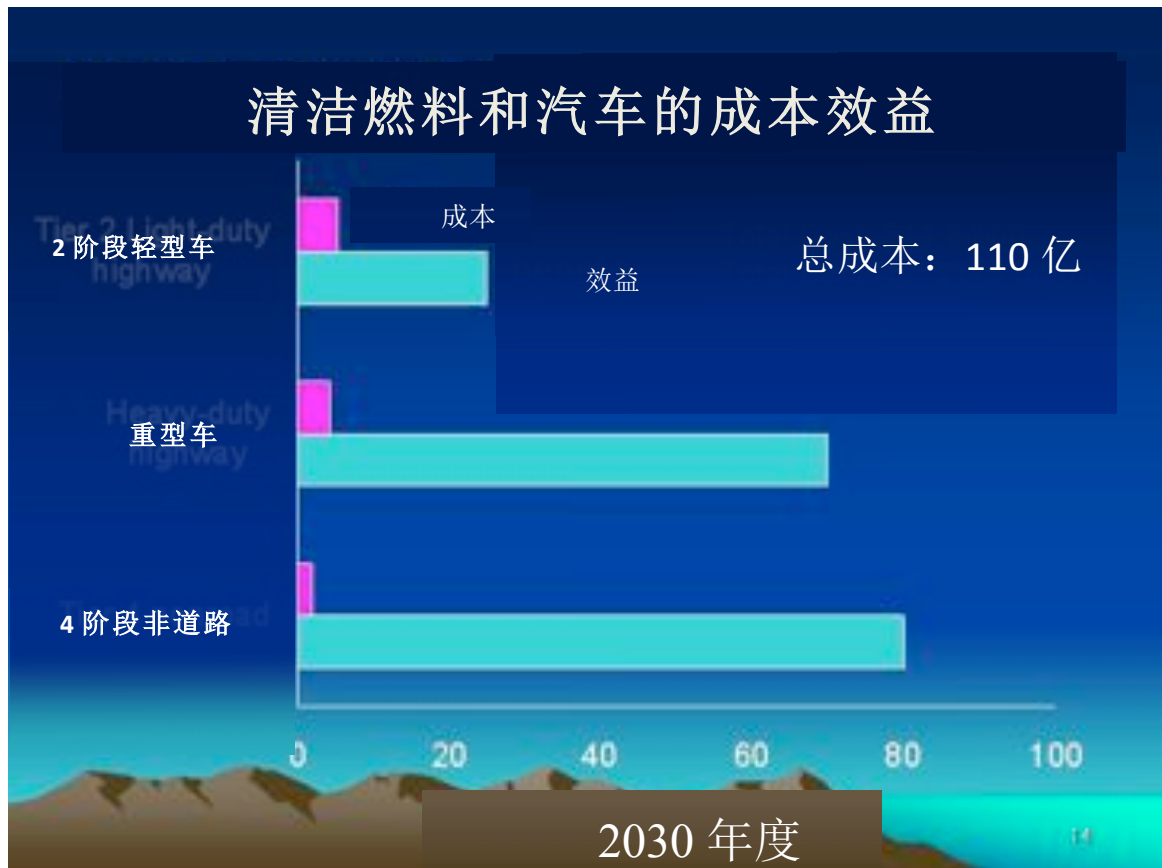


图 2-6 清洁燃料和汽车的成本与收益

近来，环境保护局在清理机车和海军船只的柴油发动机方面迈出了第一步。这些标准将适用于新海军船只以及柴油机车。如果没有新标准，环境保护局预计铁路和海洋柴油燃烧等移动污染源将分别排放 27% 的氮氧化物（NO_x）和 45% 的悬浮颗粒物（PM）。

该机构的清洁柴油计划强调有关汽车和设备自愿项目规则的好处，这些项目包括美国清洁校车计划（Clean School Bus USA Program）、自愿柴油改造项目（the Voluntary Diesel Retrofit Program）以及智能通道运输伙伴关系计划（SmartWay Transport Partnership）。

2.6.3 总结

在 1970 年《清洁空气法修订案》的影响下，美国有全世界最强大最全面的机动车污染控制计划。该法案全面性的特点对清除汽车及其燃料带来的排放至关重要，此项标志性法律的三个关键方面有：

定期更新以健康为基础的空气质量标准将对环境保护局控制汽车排放施加压力。

当“马斯基标准”于1975年被引进时，环境保护局就采用了这一先例，这使美国计划处于控制减排的前沿。此外，该项法案的“技术强制”特点也因此得到首次证实。

当环境保护局过分自满或政治集团松懈汽车减排工作时，公民的诉讼可能在某些情况下迫使环境保护局保持警惕，持续保证所有类型汽车的排放降到零水平或是最低水平。

展望未来，清洁汽车和清洁燃料之间的联系已经建立起来，这将成为下一个主要移动污染源法规的关键因素——控制机车和海军船只排放。与过去相比，全球变暖将进一步纳入监管范畴。

2.7 机动车燃料

美国环保局(EPA)对机动车燃料进行了全面的管制。《清洁空气法案》(CAA)要求各燃料生产商在美国环保局注册其所生产的燃料，并注明燃料的具体组成成分，包括燃料的蒸汽压、硫含量和铅含量。未经注册，任何机动车燃料不得在美国生产或出售。这些规定属于可强制执行的民事和刑事处罚。美国环保局每天可评估不超过37,500美元的单笔罚款（总额不超过295,000美元）或针对某项惩罚向法庭申请强制令以停止燃料的生产或销售。法庭也可以对某项惩罚进行评估，根据以下因素决定罚款额度：违反规定的严重程度、违反规定所带来的经济利益或节省的金额、违反方的业务规模、违反方是否有违反机动车燃料法规的历史、是否采取相应措施弥补违反法规行为、处罚对违反方继续经营能力的影响以及“任何伸张正义所需事项”。违反以下任何一项即可能导致执法行为：

- 燃料注册法规
- 关于燃料添加剂的法规
- 关于雷德蒸汽压（Reid Vapor Pressure）要求的法规
- 新燃料和燃料添加剂销售要求
- 柴油和汽油中硫含量限制
- 新配方汽油要求

- 汽油清洁剂含量要求（为防止发动机中积累残存）
- 某些一氧化碳不达标地区的汽油氧含量要求
- 含铅汽油的禁止要求
- 可再生燃料要求

下一章节将介绍最重要的燃料参数及其重要的原因，接着是一项全面燃料执法程序的核心要素。

2.7.1 汽油标准

今天的汽油中对车辆废弃影响最大的要素是硫浓度、波动性、芳香族化合物、烯烃、含氧化合物和苯含量。

目前的中国国家汽油标准（与汽油标准欧洲 3 类似的国 III）于 2010 年 1 月 1 日起生效。这一标准较之前一（国 II）标准有了明显的改进：硫含量限制从 500 ppm（百万分之一）下降到了 150 ppm，苯和烯烃含量的限制分别从 2.5%和 35%下降到了 1%和 30%，此外，国 III 燃料标准实施于兼容性的汽车标准生效后两年半以后。2010 年 7 月 1 日，国 IV 轻型汽油车（LDGV）标准开始生效，但是并没有公布国 IV 燃料标准的实施日期。虽然对国 IV 轻型汽油车和摩托车使用国 III 汽油不会给发动机和排放控制系统带来长期损害，基于中国有限测试数据的研究和来自世界各地的测试结果表明，如果国 IV 的轻型汽油车使用硫含量 150 ppm（国 III）的汽油，其氮氧化合物（NO_x）、一氧化碳（CO）和碳氢化合物（HC）的排放量将会比使用硫含量 50 ppm（国 IV）汽油的车辆分别增加 36%、25%和 13%，但仍然低于使用硫含量 150 ppm 的国 III 轻型汽油车的排放量。³⁹此处估算的收益损失还不包括现有的国 IV 前车辆使用低硫燃料可带来的减排量。

较高的汽油含硫量将会导致更高的氮氧化合物、一氧化碳和碳氢氧化物的排放，其原因是汽油中的硫会在以下几个方面对三元催化转换器（TWC）造成影响：

- 由于硫会与一氧化碳、碳氢化合物和氮氧化合物这些气态污染物争夺催化反应空间并干扰催化器表面氧的管理，燃料中的硫会降低一氧化碳、碳氢化合物和氮氧化合物（俗称硫抑制物）的转换效率。目前已进行了大量研究，表明如果燃料中的硫含量由高（200-600ppm）降到低

³⁹ 详见刘等人著，2008 年，《中国燃料硫含量对车辆排放影响的分析》（Analysis of the impacts of fuel sulfur on vehicle emissions in China），《燃料》（Fuel）第 87 期，第 3147-3154 页。

(18-50ppm)，一氧化碳和碳氢化合物的排放量会降低 9%-55%，氮氧化化合物的排放量会降低 8%-77%。⁴⁰硫含量由高降低所造成的排放的减少量取决于车辆技术和驾驶条件，但通常而言，如果换用含硫量较低的汽油，低排放车辆和高速的行驶会使排放量降低的更多。⁴¹

- 虽然硫对于三元催化器的影响是可逆的，但如果需要完全逆转对硫的抑制（这一过程可能会从温度上损坏催化器并降低其效率）则需要很高的催化器温度，正常行驶可以迅速扭转一部分硫抑制过程，但完全的逆转在正常行驶外还需要较高的行驶速度和加速度带来的高催化器温度。因此，低负荷和低速运行的车辆中的硫的影响可能永远无法完全逆转。⁴²

在一般情况下，在国 IV 车辆中使用国 III 汽油会比使用国 IV 标准专用汽油排放更多的碳氢化合物、氮氧化物、一氧化氮、苯、二氧化硫（SO₂）、三氧化硫（SO₃）和 1,3-丁二烯。造成这种现象的原因是较之欧洲 4 标准，欧洲 3 标准对于芳香族化合物、烯烃、硫和雷德蒸汽压（RVP）的限制并不严格。由于提高燃油质量的滞后性，符合国 IV 标准的车辆在认证过程中（使用国 IV 汽油）能够满足国 IV 排放限制，但在道路上行驶时却不能满足。因此，延迟使用国 IV 汽油将大大减少实施国 IV 标准可能带来的所有益处。

展望未来，如果中国为了与高速增长的车辆数目同步而采用更严格的车辆排放标准，这个问题将变得更为严重。如果燃料的质量没有跟上将会大大削弱实施中国 5 和中国 6 标准可能带来的利益。

2.7.2 柴油标准

柴油中对于发动机排放（氮氧化物和颗粒物（PM）排放）影响最大的因素之一是硫。在燃烧过程中，柴油中的硫会直接转化成为颗粒物排放（硫酸）和二氧化硫排放物，这些物质会在空气中形成二次颗粒物并导致酸雨的形成。对于没有排放控制的柴油车辆而言，含硫颗粒物的排放量直接取决于燃料中的硫含量。因此，无论是满足哪种排放标准的发动机，减少燃料中的硫含量都可以降低柴油发动机的颗粒物排放量。

⁴⁰ 《世界燃料宪章》（Worldwide Fuel Charter）。2006 年 9 月，第四版。

⁴¹ 美国环保局，1998 年，美国环保局关于汽油硫含量问题的局报（EPA Staff Paper on Gasoline Sulfur Issues），EPA 420-R-98-005。

⁴² 美国环保局，1999 年，第二层级/硫含量管理影响分析（Tier 2/Sulfur Regulatory Impact Analysis）。附录 B：硫造成的不可逆转的排放影响（Appendix B: Irreversibility of Sulfur's Emission Impact）。

更重要的是，柴油中的硫会破坏或阻碍先进的后处理设备对颗粒物和氮氧化物排放控制性能的表现。这些技术包括柴油颗粒过滤器（DPFs）、选择性催化还原（SCR）技术中所用的某些类型的催化器以及稀燃氮氧化物捕集器。硫对于这些技术的影响将在下面讨论。

2.7.2.1 燃料中的硫对后处理系统的影响

柴油颗粒过滤器可以使直接颗粒物排放量减少 85%-95%，但是过滤器效率可能会受到硫的影响，具体表现在以下几个方面：

- 使用高硫燃料，过滤装置会由于积累的碳烟造成过载，使背压升高而可能会导致发动机损伤，和/或可能造成不受控的过滤器再生，从而损坏过滤器
- 在被动再生的柴油颗粒过滤器中，尾气中的硫在通过过滤器时会被氧化为硫酸盐，大大增加了颗粒物的排放量。硫氧化物还会占据催化器的反应空间，影响一氧化氮向二氧化氮的转化效率。这样会提高再生温度并降低过滤器的效率。
- 在主动再生的柴油颗粒过滤器中，硫含量过高会导致形成硫酸盐，增加颗粒物的排放。硫酸盐的形成还会使背压升高，迫使再生更频繁地进行，这样会增加燃料消耗量，缩短保养间隔期。

燃料中的硫对两种先进的氮氧化物控制技术，选择性催化还原（SCR）和稀燃氮氧化物吸附装置也有影响。一些选择性催化还原系统中的选择性催化还原催化器之前有一个前置的氧化催化器，燃料中过高的硫含量会限制氧化催化器的效果，造成颗粒物的排放量增多。硫与尿素选择性催化还原系统的反应也会形成硫酸氢铵，这种物质会对呼吸系统造成强烈刺激。此外，选择性催化还原系统使用分子筛催化器在城市工况（低负载、低温）下会有较好的表现，但也对硫很敏感（不能在使用硫含量 350 ppm 柴油的情况下正常运行）。高硫燃料会限制选择性催化还原系统分子筛催化器的使用效果，从而影响选择性催化还原系统在城市中应用的性能表现。

稀燃氮氧化物吸附装置是一种还在发展中的氮氧化物后处理技术，因为吸附装置在吸附氮氧化物时会优先吸附硫化物，这种装置很容易因为燃料中的硫而失效。虽然这种影响是可逆的，但再生要求高温，而高温会加速催化器老化。同时再生时需要消耗燃料，也影响车辆的燃料经济性。

柴油中的其他因素，包括多环芳烃、十六烷值、密度、蒸馏、灰分、悬浮杂质和运动粘度也都对柴油车辆的排放有影响。

2002年，中国在全国范围内实施了强制性柴油标准，硫含量限值为2000ppm（轻型柴油标准），一年后，又出台了硫含量限值为500ppm的推荐性车用柴油标准。但是，据在中国北方和其他地区进行的燃料抽样结果显示，全国的柴油硫含量水平参差不齐，一些地区仍然在销售硫含量2000ppm的柴油。

中国将从2011年7月其在全国实施国III柴油标准（硫含量350ppm），但中国环境保护部（MEP）进行的测试表明这一标准并没有得到满足。因此，环保部近期推迟了国IV车辆排放标准的实施计划，因而前文所说的颗粒物和氮氧化物的控制迫在眉睫。现定于2013年7月在全国范围内推广国IV标准。如果国IV车辆排放要求能够按计划顺利生效，但其质量仅能符合中国3燃油标准，那么这些车辆的完整减排效益则无法实现。⁴³有研究表明，较之使用硫含量50ppm的柴油，国IV车辆如使用硫含量350ppm的柴油，其氮氧化物排放将增加19%，颗粒物排放增加75%。⁴⁴

部分机动车污染严重的城市已经开始使用含硫量50ppm的低硫柴油，北京和上海分别在2008年和2009年提前实施了国IV车辆排放标准时也强制推广了低硫柴油，广东省珠三角地区也已得到国务院批准提前实施国IV车辆排放和燃料标准。目前除北京和上海市外，其他地区供应的柴油硫含量较高，可能会损坏国IV重型柴油车（HDDVs）的排放控制装置或增加车辆保养需求，因此，国IV车辆标准只适用于这两个城市内运行的重型柴油车（城市公交车、环卫车和邮政车）。⁴⁵考虑到这两个城市的柴油公交车群体庞大，提前实施国IV车辆和燃料标准能够显著改善空气质量。如果其他地区销售的燃料也能够达到国IV燃料标准，那么北京和上海就可以对全部重型柴油车实施国IV车辆排放标准，这样一来这两个城市就能够获得更多空气质量收益。

低硫燃料的滞后除了削弱大城市的机动车排放控制效果外，已经成为加严新车标准和在全国范围内控制在用车排放的主要障碍。作为最有效的新车和在用车

⁴³ 在制定欧洲4/IV标准时，欧盟标准制定者希望相应车辆装备柴油颗粒过滤器（DPFs）来满足颗粒物要求。因为使用柴油颗粒过滤器（DPFs）要求使用低硫柴油（不超过50ppm），因此配套欧洲4/IV车辆标准的柴油硫含量限值就设为了50ppm。在标准实施之后，生产企业通过改良发动机和使用相对柴油颗粒过滤器（DPFs）对硫敏感度较低的后处理装置——如尾气再循环和柴油车氧化催化器（DOC）/分流过滤器或改良发动机加装选择性催化还原（SCR）——也可以满足欧洲IV排放要求。因此现在满足欧洲4/IV标准的技术可以使用硫含量大于50ppm的燃料。

⁴⁴ 详见刘等人著，2008年，《中国燃料硫含量对车辆排放影响的分析》（Analysis of the impacts of fuel sulfur on vehicle emissions in China），《燃料》（Fuel）第87期，第3147-3154页。

⁴⁵ 上海也要求建筑用卡车执行国IV标准。

直接颗粒物排放控制装置，柴油颗粒过滤器要求使用低硫柴油（不大于 50ppm，推荐 10ppm）。如果没有低硫柴油，车辆标准的进一步严格化和在用车排放控制的强化将面临重大挑战。

2.7.2.2 非道路柴油标准

和车用柴油一样，非道路柴油中对排放影响最大的因素也是硫含量。许多国家的非道路发动机和设备执行的标准相对宽松，因此通常对非道路柴油燃料的要求也没有车用燃料标准那么严格。

然而，在过去的十年里，美国、欧盟和日本均已逐渐加严非道路发动机和设备的排放标准。为了在非道路设备上应用排放控制装置，这些国家已经出台了配套的较低非道路柴油硫含量限值。目前，中国的非道路燃料硫含量标准为 2000ppm，与车用柴油强制标准相同。中国的非道路燃料硫含量限值比欧盟、美国和日本限值要高出许多。

2.7.3 中国清洁燃料进程的障碍

2.7.3.1 政策和政治障碍

环保部不具备制定燃料标准的权力：尽管环保部是制订和实施车辆排放标准的带头机构并已经制订了燃料有毒物质限值（例如：汽油的苯含量），最近公布了燃料质量相关的排放指导，但却没有明确的权力来规定直接影响车辆排放的燃料质量参数。由于环保部不能直接控制燃料质量标准的力度和实施时间，进一步落实车辆排放标准就可能面临挑战，因为满足轻型柴油车国 V 和柴油车国 VI 标准要求的最有效的排放控制技术选择（柴油颗粒过滤器和分子筛 SCR 系统）都没有燃料硫含量最低限制（硫含量 50ppm 或更低）。如果不使用低硫汽油，满足汽油燃料车辆最严格的排放标准将所费不菲。⁴⁶

制定燃料标准的技术委员会受控于石化企业界代表：燃料质量标准由全国石油产品和润滑剂标准化技术委员会（又称 TC280）制订和管理，该委员会归属国家标准化管理委员会（SAC）⁴⁷管理，在 TC280 下设有分支委员会专门制订燃料规格。TC280 的秘书处机构是石油化工科学研究院（RIPP），这是中国最大的石油公司之一中国石化下属的研究部门。石科院负责管理 TC280 及其分支委员会并提供工作人员，同时拟定燃料规格。石油工业的代表和与之往来密切的一些

⁴⁶ 详见：<http://www.sciencemag.org/content/327/5973/1584.full?sid=79741b67-23cb-4880-9a73-1c08fc8dc3ea>

⁴⁷ 详见委员会职能描述 <http://www.cptestd.org/viewOrg.aspx>（中文版，访问时间 2010 年 3 月 22 日）。

专家掌控者 TC280 及其分支委员会——在 TC280 的 43 名代表中仅有 3 名来自环境和汽车领域，分支委员会的 30 名代表中也仅有 3 名来自环保部或汽车企业。由于环保和汽车部门的代表过少，而石化行业的影响力很大，在进行制订新标准的讨论时很难平衡和顾及各方面的利益。虽然这种系统在制订与排放无关的燃料参数规格时可行，但很明显在与排放相关的参数方面显得不足。

小型炼厂的落后技术不具备升级价值：据估计，中国约有 5% 的燃料供应来自于技术落后的小型炼厂，这些炼厂从成本效益方面不具备技术升级价值⁴⁸。对关闭这些设备造成的失业和对炼厂所在地区的经济影响的考虑可能会进一步推迟燃料标准的严格化。

2.7.3.2 财政障碍

由于对燃料价格实施控制，炼厂可能无法收回投资：中国的汽油、柴油零售价格一直是由中央政府制定的。缺少市场价格机制，石油企业很难通过将增加的产品成本转嫁给消费者来收回炼厂升级的投资（例如炼厂加强脱硫能力）。在实施标准之前，根据美国环境保护局估算，满足超低硫燃料（汽柴油中硫含量为 15ppm）所需的年投资额在 2004 和 2005 年分别约为 21.5 亿美元（150 亿人民币）和 24.9 亿美元（175 亿人民币）。⁴⁹美国炼厂可以通过提高超低硫汽油、柴油的价格（几美分/加仑）来收回脱硫设备的投资。⁵⁰比起原油价格波动带来的价格变化，这方面的价格增长幅度很小。要想引导石化行业支持制订更为严格的燃料标准而不会把这些成本转嫁给消费者，环保部需要想办法解决炼厂升级的财政支持需求。幸运的是，国务院曾表示最清洁的燃料价格可以进行适当的调整。

2.7.4 对于中国清洁燃料的一些建议

环保部需要获得授权以设定和实施排放相关的燃料参数，把燃料和车辆纳入同一个系统内进行管理。

从法律上赋予环保部制订和实施与排放相关的燃料标准的权力是从实质上保障燃料标准和车辆标准一体化发展和推进最大幅度的控制车辆排放的关键。在

⁴⁸ 与车辆排放控制中心（VECC）的交流（2010 年 3 月 12 日）。

⁴⁹ 美国环保局，2000 年，《管理影响分析：重型发动机/车辆标准和高速柴油燃料硫含量要求》（Regulatory Impact Analysis: Heavy-Duty Engine and Vehicle Standards and Highway Diesel Fuel Sulfur Requirements），EPA420-R-00-026，第 4 章，第 63--64 页。

⁵⁰ 参照华盛顿州立大学能源拓展项目（Washington States University Energy Extension Program）中的一些非官方案例。超低硫柴油（Ultra-Low Sulfur Diesel）。<http://www.energy.wsu.edu/documents/reviewables/Fuels.pdf>（访问时间 2010 年 4 月 29 日），及美国环保局，车辆改造和清洁燃料（Retrofits and Cleaner Fuels），环保局网址：<http://www.epa.gov/ne/eco/diesel/retrofits.html>（访问时间 2010 年 4 月 29 日）。

美国，环保局（EPA）和加州空气资源管理协会（CARB）都有权规管车辆排放和影响车辆排放的燃料特性。⁵¹同时具有管理车辆和燃料的权力使美国环保局和加州空气资源管理协会（CARB）能不断推行新的排放标准限值，并配以不断严格化的燃料品质要求。

在美国，《清洁空气法案》从 1963 年期就授权通过燃料管理来减少机动车排放。1970 年的《清洁空气法修订案》明确声明，根据 221 章（c）款，如果危及公众健康或损害机动车排放控制系统，美国环保局有权控制或禁止相应燃料或燃料添加剂。⁵²《清洁空气法案》在 1977 年的修订中更进一步扩大了环保局管理燃料规格的权限。从法律上明确赋予环保局管理燃料规格和车辆排放的权力，这使环保局可以系统地制订燃料和车辆标准，并要求燃料管理标准先于车辆管理标准实施，从而实现减排幅度的最大化。

2.8 实施

只有车辆在日常使用中的排放真正降下来，新车排放标准才能起到保护空气质量的作用。要全面实现新车标准的环境和健康收益承诺，必须推行有效的车辆达标和实施方案，从而确保新车和在用车的排放得到有效控制。

本章归纳了中美两国车辆达标管理和实施方案的关键点。美国环保局的车辆达标管理和实施方案是当今世界上最全面的车辆达标和实施方案之一，本章将通过对比中美的现行措施，为改进中国当前的方案提出一些建议。

2.8.1 美国环保局车辆达标管理和实施方案

美国的车辆实施方案是目前全世界最全面且影响最深远的车辆达标管理和实施方案。多年来，该方案不断成熟完善，从最初侧重于确保样车和新车达标发展到现在重点强调在用车的测试方案，以确保车辆在整个使用周期内满足排放标准的要求。

由于美国早年实施了强力有效的认证方案和选择性达标审核（Selective Enforcement Audit SEA）方案，环保局现行的车辆达标管理工作可以把更多的资

⁵¹ 加州是美国唯一可以单独设定车辆和燃料标准的州，在必要的情况下，可以设置比联邦标准更严格的标准来“满足特定环境”。其它各州可以采用加州标准。

⁵² 最新版本的《清洁空气法案》第 211 章（c）款声明美国环保局“可以控制或禁止生产商将油品或油品添加剂产品引入市场，提供销售或直接销售用于机动车、机动车发动机、非道路发动机或非道路车辆，如果（a）该油品或油品添加剂产品会造成或增加可能危害公众健康及财产的排放物；或（b）该油品或油品添加剂产品带来的排放物会明显损伤排放控制装置或系统。”

源用于在用车测试管理。上述两项方案杜绝了认证结果报告中的舞弊现象，并迫使生产企业大量出资测试其生产的新车以确保生产的一致性。这就使环保局可以将更多的资源用于在用车测试，确保发动机和排放控制装置在车辆在使用周期内的耐久性并保证排放得以有效控制。近年来便携式排放测量系统（PEMS）的研发实现了在用车排放测量的突破，使在用车排放测量，特别是针对重型车和非道路发动机排放的测量变得可行。⁵³

下面我们将分几部分讨论轻型车、重型车、非道路发动机及摩托车的达标和实施方案。其中一节内容专门总结检验与维护（I/M）方案和先进经验。美国达标管理和实施方案的效果和成本也将予以介绍。

2.8.1.1 轻型车（LVDs）达标方案

轻型车新车达标管理和实施方案包括：1）生产前认证；2）核实测试；3）选择性达标审核；4）由环保局执行的在用车监督检查；5）生产企业执行的在用车验证检测；6）召回；以及7）保修和缺陷报告。各部分在车辆使用周期内如何实施，详见图 2-7。

生产前认证测试：

根据《空气清洁法案》206 章规定，所有在美国销售的发动机及车辆都要求在进入市场前进行达标认证以得到认证证书。通过认证证明该发动机或车辆符合所有相关排放和燃料经济性要求。测试结果结合劣化系数之后与排放标准进行比较，然后判定是否通过。⁵⁴

由生产企业进行生产前认证测试，用于支持其达标认证的申请，通常在核发认证证书前进行。⁵⁵生产企业可以组建自己的设备进行测试，也可以委托给独立的实验室。测试结果经过劣化系数调整之后，必须记录在认证申请材料中，以证明可以达标。生产企业对想要进行认证的全部“测试组别”都要进行认证测试。

⁵³ 为帮助支付机动车辆实施方案的成本，《清洁空气法案》允许环保局收取一定费用，以支付与实施相关的所有合理费用。国内和国外制造商可能需要根据环保局制定的一些公式支付一定比例的费用，例如所生产的车辆或发动机的数目。相关费用包括环保局测试、认证和监测新的和在用车辆和发动机的成本。

⁵⁴ 劣化系数是生产前认证、选择性达标审核和生产一致性测试中的基本组成部分。选择性达标审核和生产一致性将在本章后文中进行讨论。环保局通过耐久性验证管理来判定劣化系数。环保局要求每家生产企业设计一个耐久性实验方案，预测其生产的车辆在使用过程中的劣化情况。多数生产企业对排放控制成分采用台架加速老化程序来判定劣化系数。生产企业出资进行的在用车验证检测（IUV）为劣化系数的判定提供了有价值的信息。本章稍后会对此进行具体讨论。如果在用车测试反映出更大的劣化系数，生产企业就必须修改他们的劣化系数判定程序。

⁵⁵ 美国的认证测试包括以下试验程序：联邦测试程序（FTP）、高速公路燃料经济性试验、US06（高速/加速工况）、SC03（空调测试工况）、冷启动一氧化碳（在华氏温度 20 度条件下运行 FTP 工况）、蒸发排放、车载油气回收（ORVR）和汽车运作中的蒸发排放试验。

“测试组别”或“发动机系族”是进行排放达标认证时的基本分类单元，是指一组设计和排放特性相似的车辆或发动机。对轻型和重型车而言，这些特性包括发动机排量、汽缸数、气缸排列和燃烧室排列（直列或 V 型排列）以及适用于相同的排放标准。制造商应选择测试组别中排放和排放劣化最高的车型配置作为测试用车（即最差车型）。在美国，所选出来的车型配置被称为排放数据车。⁵⁶

⁵⁶ 测试组别的详细定义请参见《美国联邦管理法规》（US Code of Federal Regulations）40 CFR 86.1822-01 及 40 CFR 86.1827-01。

美国环保局轻型车达标管理和实施方案



来源：环保局2007年车辆和发动机达标情况报告，2008年10月。

图 2-7 美国环保局轻型车达标管理和实施方案

生产企业通过环护局的 VERIFY 计算机系统上传认证申请，申请在系统内会被自动核实。部分申请则需要人工审核。2007 年，环护局向车辆及发动机制造商颁发了 3500 多份达标认证证书。

核实测试：

核实测试指的是环护局进行的有针对性的或随机的测试来确认认证测试中报告的排放和燃料经济性试验结果。近年来，环护局在所有测试组别中挑选了大约 15% 进行核实测试，其中 2/3（占全部测试组别的 10%）是随机挑选的，另外 1/3（占全部测试组别的 5%）是有针对性地进行测试。所有轻型车的核实试验都由环护局位于安娜堡（Ann Arbor）的实验室执行。

有针对性的核实测试的主要对象是使用新技术或新设计的车型，其他的测试对象则是被认为可能存在排放问题的车型，包括在认证时排放水平非常接近标准上限（处于排放限值边缘）的车型。

制造商会被邀请观察测试的执行情况。每辆测试车有两次通过机会，如果第一次测试没有通过，将进行第二次测试。制造商可以选择在第一次测试失败后对车辆进行检查，确定车辆的问题（如是否存在错误零件或管路断开）。如果制造商能够证明测试无效，则车辆可以重新测试。如果车辆两次测试均未通过，将不能获得认证。此时，制造商可以选择放弃认证或进行调整之后（重新标定）重新申请认证。

选择性达标审核（SEA）：

选择性达标审核开始于上世纪 70 年代中期，当时环护局发现，尽管进行认证的样车是达标的，但是一些制造商偶尔会生产出不达标的车辆类型。选择性达标审核的目的是找出制造商提供的样车不能作代表性产品的情况。

通过选择性达标审核方案，环护局可以要求制造商测试从生产线终端抽取的车辆，并由制造商支付费用，预先不予通知。选择性达标审核能在早期给环护局提供机会，评估在核实认证下生产的车辆是否确实与认证样车规格一致，以及制造商是否留出充分的达标空间，确保其批量生产的发动机和排放控制设备能够在应用劣化系数后达到标准要求。

选择性达标审核的设计前提是没有必要对所有流水线上的车辆进行固定比例的测试，相比之下，把精力集中在疑问较大的车型上，也能取得同样的信息且对企业来说成本较低。在选择测试组别对象时，环护局会采纳多方面的信息，包

括制造商以往的达标率、达标水平、认证数据、检验与维护（I/M）数据、技术评估和缺陷报告等。

根据环护局的要求，选择性达标审核测试可以使用制造商的试验设备按照环护局的测试要求进行，或在任何一家环护局指定的实验室进行。如果某车型没能通过选择性达标审核测试，环护局有权吊销或暂停该车型的认证资格，这将限制该车型的销售，直至制造商证明该车型能够达标。

审核失败带来的处罚对制造商来说影响非常严重，例如关停不达标车型的生产线，所以许多制造商自选择性达标审核方案实施后开始定期测试他们的车辆。在本方案实施后不久，制造商测试的车辆数量已远远超过环护局审核测试的数量（超出 100 倍以上）。到上世纪 80 年代中期，不能通过审核的轻型车已经非常少了，甚至单个轻型车辆不能通过选择性达标审核的也很少见，因此环护局决定将轻型车选择性达标审核的员工调往执行重型车选择性达标审核工作和在用车测试（召回）项目。⁵⁷

环护局已有很多年没有进行轻型车选择性达标审核，但是一旦发现日常生产线测试有可疑之处，如报告作假或测试程序不当等，环护局依然保留有执行选择性达标审核的权力。

在用车监督检查和召回测试方案：

环护局实施的在用车监督检查和召回测试方案**主要针对**可能存在排放相关问题的车型（通常为测试组别）或出于其他原因抽取的车辆群体。选择车型的主要依据是：1）生产企业的缺陷报告；2）各州实施检验与维护（I/M）方案的数据；3）生产企业服务记录；4）认证测试结果（环护局更多的是测试认证时存在问题的车型）；5）配备新技术或新发动机车型；6）销售量；7）在用车验证检测未通过车型；8）随机；或 9）其他环护局认为适当的原因。

所有被选车辆都在安娜堡实验室进行测试（除非环护局另行指定其他场地），采用与认证相同的测试程序和燃料（标准燃料）。车辆被抽到进行在用车测试时会通知生产企业，并邀请他们参观测试过程和车辆维护保养过程，以使他们信任测试完成的质量。

在监督检查过程中，环护局会从密歇根东南部（安娜堡实验室附近）招募三至五辆车龄在两年或三年的车。项目承包人员会根据环护局选出的测试车辆组别，分别联系车主。车主可以获得小额的奖金（每天约 20 美元）和一辆代步车的使

⁵⁷ 与前美国环保局执行官员查克·弗里德（Chuck Freed）的交流。

用权（或每天 50 美元代替代步车）。环保局将确保车辆能够得到合理的保养和使用，如有必要会在测试前进行保养。所进行的维修养护将根据测试方案要求而定。如需更换任何部件则会向参与者提供清单。

如果在监督检查测试中发现一定数量的测试车辆不达标，环保局将会与生产企业进行商讨，寻求可接受的解决方案，如自愿召回、生产企业修理服务或延长保修。环保局很少会采用强制召回手段，但保留使用该手段作为最终解决方案的权力。

2007 年共有 142 辆车进行了测试，代表 47 个测试组别。其中 9 辆车（代表 5 个测试组别）未通过在用车测试，不过只有一个测试组别反映出大范围不达标，环保局对此进行了进一步调查。⁵⁸

如果监督检查结果表明某一车型可能存在在使用周期内排放大量超标的情况，且生产企业拒绝自愿补救该问题，则测试将进入核实检查阶段。如果这一阶段的测试证实了该车型存在大量不达标现象，环保局将下令召回。生产企业可以在任何时候实施自愿召回以避免上述情况发生。环保局也会同生产企业协商补救方法来避免实施下令召回。然而，根据《清洁空气法案》207 章（C）款规定，如果无法达成一致的自愿解决方案，环保局有权下令召回。

核实测试的车辆选择和测试过程比监督检查测试要严格的多，因为要证明这些车辆在正常保养和使用情况下无法达标。通常，环保局会从问题车型中随机选出 10 辆进行测试，车主必须正常保养和使用测试车辆。环保局将评估核实测试的结果并判断不通过率是否反映出大规模的不达标现象。这主要取决于不通过车辆的数量和排放超标量。没有规定具体多少车辆不通过就要实施下令召回。通常，如果抽样中有两辆以上的车不合格，环保局就可能采取进一步行动。在环保局发布官方结论之前，生产企业有机会自愿采取相应行动。⁵⁹

环保局从 2000 年开始实施新达标保障方案（CAP2000），其中将在用车核实阶段改为下面将要介绍的在用车核实检测方案（IUCP）。

在用车验证检测方案（IUVP）：

⁵⁸ 环保局，2008 年，车辆与发动机达标行动（Vehicle and Engine Compliance Activity），10 月，EPA-420-R-08-011. (<http://www.epa.gov/otaq/about/420r08011.pdf>, 访问时间 2009 年 11 月 10 日)。

⁵⁹ 与环保局的交流（2010 年 4 月 8 日）哈里森（Harrison, Dan），2006 年，《美国的在用车达标管理》（In-use Vehicle Compliance Management in the United States），发表于机动车污染控制国际研讨会（Presentation at Vehicle Pollution Control International Workshop）中国北京。

在用车验证检测方案（IUVP）⁶⁰由生产企业执行，涉及用于测试低里程（1万英里或1.6万公里）和高里程（5万英里或8万公里）的在用车排放情况。每个测试组别抽出1-5辆车参加测试，在2007年汽车企业进行了约2000次测试。无论低里程还是高里程，如果测试抽样中有50%的测试车未能通过测试且平均排放水平超过标准限值1.3倍，生产企业就必须自动执行**在用车核实检测方案（IUCP）**。按照在用车核实检测方案（IUCP），车辆的选择和测试方法更为严格（同上文核实阶段的在用车测试方案），若无法通过在用车核实检测方案（IUCP），车辆将被召回。

环护局要求生产企业上报在用车验证检测方案（IUVP）检测数据。大量的在用车数据能使环护局发现未来几年车辆技术设计中可能出现的问题，特别是排放控制装置在日常行驶工况下的劣化情况，并可以重点关注存在高排放隐患的车型。在用车验证检测方案（IUVP）数据还可以用于评估和更新生产企业设定的劣化系数和测定劣化系数的过程。

召回：

《清洁空气法案》授权环护局，如经认定车辆或发动机在正常保养和使用状态下仍有一部分无法达标，可以要求生产企业召回该组别的车辆或发动机并支付所有召回所需的费用。

当某一测试组别不能通过在用车监督检查核实测试的阶段时，环护局可以要求实施召回。环护局还可以根据在用车核实检测方案（IUCP）数据，提出召回要求。生产企业通常愿意在提供数据时实施自愿召回。如果生产企业拒绝召回，环护局可以依照管理程序下令召回。

环护局还会调查与排放相关的车辆（技术或设计）缺陷，并判定生产企业是否需要修复这些缺陷。通常，环护局会在采取措施前先与生产企业联系，而生产企业通常也会自愿召回。有时候，环护局还会实施监督检查或核实检测，收集在用车不达标证据，或者生产企业自己进行检测和调查并实施自愿召回。大多数情况下，生产企业会主动召回，不需要环护局进行干预。

有些召回行为只涉及某一车型中一小部分存在缺陷的车辆，并且车辆存在的故障车主能很容易发现并自主进行维修。这种情况通常称为“车主自主行为”。如果这种缺陷已经导致了排放问题，并且这个问题还可能在排放部件保修期以外发生，生产企业可以延长保修期，书面告知车主车辆可能存在的问题并告知他们

⁶⁰ 小型生产企业无需执行在用车验证检测方案（IUVP）。

延长保修的期限和里程数。环保局将这种召回视为厂商自愿服务行为，并鼓励生产企业通过这种方式维修部分存在问题的车辆。

保修和缺陷报告：

《清洁空气法案》规定生产企业须提供车辆特定排放控制部件的保修（包括轻型车、重型车和非道路发动机）。这一保修要求旨在保护车主，使其不必支付由于设计缺陷、材料质量和生产做工原因造成车辆或发动机排放超标所需相关维修的费用。

保修有两种形式：性能保修和设计及缺陷保修。性能保修是指对车辆进行维修或调整，保证车辆在按照生产厂商的要求正常保养和正常使用的情况下，可以在 2 年/2.4 万英里内通过经批准的各地方规定的排放测试（类似检验与维护

(I/M)）。主要排放控制部件，如催化转化器、电控单元和车载诊断装置，保修期为 8 年或 8 万英里。设计和缺陷保修是指对排放相关部件进行维修，该部件由于原材料缺陷或生产做工问题在保修期内发生故障。所有排放控制系统的保修期和排放相关部件的保修期为 2 年或 2.4 万英里，特定主要排放控制部件为车辆使用的最初 8 年或 8 万英里。⁶¹

在正常保养和使用发动机的情况下，如果同一车型年的车辆中有 25 辆以上都存在特定的排放部件相关的缺陷，环保局则要求生产企业追踪调查这些缺陷问题并向环保局提交缺陷报告。缺陷报告中必须估测装有缺陷零件的车辆比例并进行缺陷排放影响的评估。如果对排放有明显影响，哪怕仅有 1% 的发动机系族有同样的缺陷，环保局也可以要求进行召回。

2.8.1.2 重型车和非道路发动机达标项目

重型车和非道路发动机达标管理和实施方案的关键因素包括：1) 生产前认证；2) 核实测试；3) 选择性达标审核 (SEA)；4) 生产企业执行的生产线检测；5) 由环保局和生产企业执行的在用车检测；6) 保修和缺陷报告。各部分在车辆使用周期内如何实施，详见图 2-7。

生产前认证测试：

⁶¹ 更多信息详见《环保局环境简报——1995 年轿车和卡车的排放保修》(EPA Environmental Fact Sheet – Emissions Warranties for 1995 and newer cars and trucks)。(http://www.epa.gov/oms/consumer/warr95fs.txt, 访问时间 2010 年 3 月 26 日)。

与轻型车方案类似，环护局要求所有重型车生产企业测试新重型发动机或经过修改的重型发动机，证明发动机能够达标并将测试结果纳入向环护局提交的认证申请当中。

重型发动机认证主要基于发动机测试，而并非在底盘测功机上进行整车试验。和轻型车的原理相仿，选择发动机系族（类似于测试组别）中排放水平最高的发动机进行测试。将测试结果结合劣化系数，然后判定是否达标。车辆特性也会在认证时作为参考。

核实测试：

核实测试是由环护局在安娜堡实验室或在承包商和生产企业的实验室进行的有针对性的或随机的测试。环护局选择针对性测试用的发动机时会考虑多项因素，包括：1）制造商的以往的达标率；2）发动机达标水平；3）新技术应用；4）环护局掌握的其它关于某发动机系族的信息。

没有通过核实测试的重型或非道路发动机是不能获得环护局认证证书的。如果一台发动机的排放低于标准，但在核实认证中，该发动机的测试结果超过了最初申报的系族的平均、预存和交易（ABT）排放限值，那么发动机生产企业则需要根据环护局的测试结果修改原来的系族排放限值（FEL）。

环护局从 2006 年起开始对非道路发动机执行核实测试，并且已经将测试范围扩展到其它非道路设备，如近期纳入的园艺设备（如剪草机）。

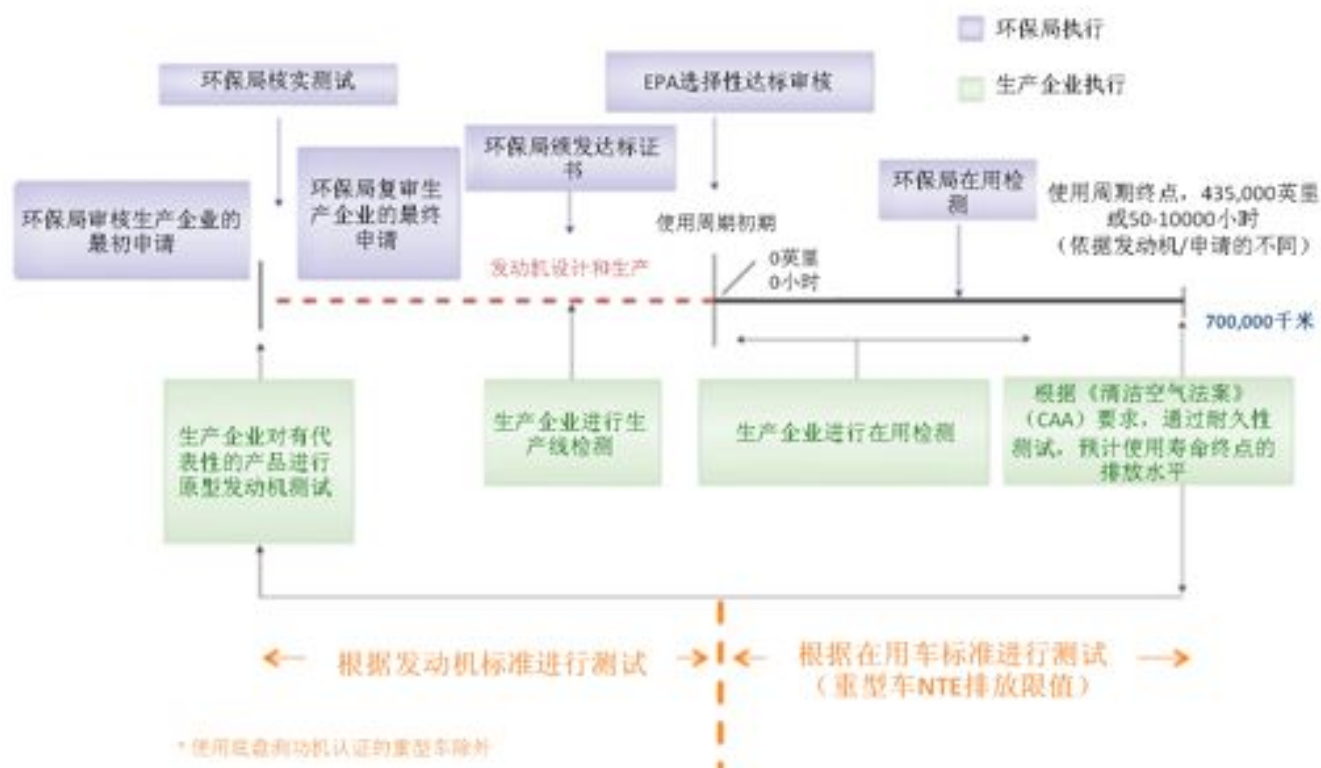
在 676 款经过 MY2007 认证的重型和陆上非道路发动机（通常称为农用或建筑机械发动机）中，环护局检测了其中的 11 款。2007 年，环护局的重心集中在非道路发动机的核实测试上，所以在那一年中没有核实检测任何一款道路重型发动机。

生产企业的生产线检测：

小型点燃式、大型点燃式、船舶和火车发动机生产企业被要求定期测试刚下线的发动机，以证明其销售的发动机和认证测试样机一样能有效控制排放。

目前，对非道路发动机的检测主要是由企业执行的生产线检测，因为一旦发动机被安装到相应设备上，再想取下来进行检测十分困难且成本较高。至于便携式排放测量系统（PEMS）进行非道路设备在用检测，目前尚不适用于重型车检测。

美国环保局重型车和非道路发动机达标方案



来源：环保局2007年车辆和发动机达标情况报告。2008年10月。

选择性达标审核（SEA）：

环护局计划对非道路发动机实施选择性达标审核（SEA）。选择性达标审核（SEA）对非道路发动机起到的作用比对轻型车起到的作用更大，因为非道路发动机是通过发动机测试来验证是否达标的，在发动机安装到设备上之前判定其是否达标更为方便。

如果某一测试组别中有非道路发动机不能通过选择性达标审核，则生产企业需要找出并解决问题，直至发动机通过测试。如果整个发动机系族都不能通过，环护局有权采取进一步行动，例如勒令生产企业停止生产。

由环护局和生产执行的在用车检测：

传统实验室进行重型发动机和非道路发动机检测时采用的是特定的测试工况，要求将发动机从车辆或设备上拆下。因此，实施重型车和非道路在用测试既昂贵又复杂。此外，重型车和非道路发动机的运行环境既多样也复杂（负载、速度），无法在有限的测试工况中充分表现出来。实验室在特定测试工况下执行的检测无法确保车辆和机械设备在实际使用中能够达到相应排放标准规定的范围。长期以来，一直需要出现更加有效的方法来测定重型车和非道路发动机的日常使用排放（在用车排放）。由于便携式排放测量系统（PEMS）的开发和使用这些系统（不超过排放上限，NTE）的检测规定的出台，环护局现在能够监督和验证重型车和非道路发动机在日常运行中的达标情况了。

环护局与加州空气资源管理协会（CARB）和柴油发动机生产企业共同合作，在 2005 年出台了重型卡车及巴士在用车检测方案。在本方案中，环护局、加州空气资源管理协会和生产企业使用便携式排放测量系统（PEMS）测量重型发动机使用过程中的排放并以是否能满足标准要求来判定达标与否。⁶²

环保局的在用检测都是在安娜堡实验室和位于马里兰州阿伯丁（Aberdeen）的国防部检测实验室进行的。2007 年，环护局使用便携式排放测量系统（PEMS）总共测试了 54 辆卡车和 72 台非道路设备。对重型车而言，绝大部分在用车测试主要由生产企业进行，这是重型车在用测试规定⁶³中的一部分。根据规定，生产企业要对其生产的发动机进行在用测试，证明其能够满足 NTE 限值要求，即联

⁶² NTE 要求在发动机扭矩曲线下设置一个区域，发动机在此区域内运作时相关污染物排放量不得超过规定值。

⁶³ 详见 40《美国联邦管理法规》（CFR）第 9 部分及第 86 部分，环保局，2008 年，《新车空气污染物排放控制：重型柴油发动机及车辆的在用测试》（Control of Emissions of Air Pollution from New Motor Vehicles: In-use Testing for Heavy-duty Diesel Engines and Vehicles）。最终条款及修订内容 EPA420-F-08-011。（<http://www.epa.gov/otaq/regs/hdhw/inuse/420f08011.htm>，访问时间 2010 年 3 月 26 日）。

邦测试程序（FTP）标准的 1.25 或 1.5 倍。环护局指定厂商每年测试数量不超过其生产发动机系族总数的 25%，但只有年产量超过 1500 台的发动机系族才需要测试。由于在用测试方法差异较大，环护局发起了一项综合性研发示范项目，以认定更准确的便携式排放测量系统（PEMS）测试差额。

环护局从 2005 年和 2006 年开始推行气态污染物在用测试强制试点方案，在 2007 和 2008 年又对颗粒物推行了相同方案。从 2007 年开始，全面实施气态污染物在用车测试方案。

即使在在用车测试中超过了 NTE 排放上限，也不一定就表明生产企业违反或达不到相关标准，因为环护局容许企业在达标要求上有一定的弹性。环护局会根据具体情况决定是否采取进一步措施，不过到目前为止还没有采取过相关行动。

2.8.1.3 摩托车

摩托车的达标和实施方案与轻型车方案非常接近。包括认证、核实测试、选择性达标审核、生产线检测、保修及缺陷报告。

2.8.2 美国实施方案的效果和成本

在环护局实施其达标管理方案初期，核实测试和选择性达标审核（SEA）成功地保障了实施工作的进行。不能通过实施测试和选择性达标审核（SEA）的严重后果有效遏制了认证结果造假并迫使生产企业自己出钱进行大量测试来保证生产一致性。随着新车不达标现象越来越少，新车不再是环护局关心的重点，环护局就可以将更多的精力和资源转移到在用车测试方案上，从而保障车辆（及排放控制装置）在使用周期内足够耐用并保持良好运行状态。

尽管车辆管理方案已经十分成熟完善，生产前认证依然会出现问题——2007 年，18% 的测试车辆未能通过联邦测试程序（FTP）工况的核实测试。这突出了核实测试作为保证样车原型的设计可以满足标准的重要性。

实施召回的高昂成本起到了明显的威慑作用，鼓励生产企业提高车辆和排放控制装置的耐久性，确保在实际使用过程中达标。

在上世纪 70 年代末 80 年代初，刚刚开始实施召回方案时，环护局一年要召回 30%-40% 的轿车和轻型卡车，现在环护局每年仅需召回 5%-10% 的车辆。⁶⁴

⁶⁴ 弗里德(Freed, C), 2006 年,《在用车排放耐久性测试——召回》(In-use emission durability testing—recall), 中国汽车工程协会报告。

2008年,有超过100万辆新车和在用车被召回进行直接维修(约占当年1320万辆新车销售量的7.5%),另有210万辆车在自愿维修行动中被召回(出现问题后车主可以去维修)。⁶⁵

从2007年起对重型车实施气态排放物在用车测试要求,颗粒物在用测试目前还处于试点阶段。环保局对要求实施后第一年内的气态排放物测试数据进行了分析,尚未发现不达标情况。⁶⁶

实施车辆管理方案的资源配置

轻型车达标管理工作组有7名全职员工(FTE)和4名合约制员工。这4名合约制员工是高级环境雇员方案下的部分成员,均为退休工程师。每年,轻型车达标管理项目还要花费约100万美元,用于签订承包商,承担在用车监管、缺陷报告、自愿召回跟踪和收取认证费的工作。

2.8.3 中国车辆达标和实施方案概况

中国《大气污染防治法》(Air Pollution Prevention and Control Law)中规定任何单位和个人不得制造、销售或者进口污染物排放超过规定排放标准的车辆,并禁止不符合污染物排放标准的在用车上路行驶。该法还声明,制造、销售或者进口超过污染物排放标准的车辆的,由依法行使监督管理权的部门责令停止违法行为、没收违法车辆,可以处等同于违规产品经济价值的罚款。但是在本法规中却没有明确指出由哪个部门负责实施上述管理。

根据轻型车、重型车、摩托车和非道路及农用车排放标准,车辆或发动机生产企业必须将样车送至委托检测实验室进行型式核准测试(相当于美国的认证测试)。

《大气污染防治法》规定,省、自治区和直辖市级环保局有权委托经公安部门认可的车辆检测中心执行检验与维护(I/M)检测。如果发现在未授权的检测机构进行检测,或发现检验与维护(I/M)检测机构有作弊行为,管理部门应该制止这种违法行为,要求其立即改正并处以不超过5万元人民币的罚款。对于严重违规行为,可以取消检测机构的检验与维护(I/M)检测资格。

⁶⁵ 2008年,导致召回的问题包括:发动机控制模块、车载诊断(OBD)、污染控制阀(PCV)集油器和通风管道、燃料管路、车底隔热板、催化转化器、传动控制模块等。更多信息,详见环保局,2009年。《轻型车和轻型卡车2008年排放相关召回及自愿检修情况汇总》(2008 Annual Summary of Emission-related Recall and Voluntary Service Campaigns Performed on Light-duty Vehicles and Light-duty Trucks), EPA420-B-09-016。

⁶⁶ 与环保局的交流(2010年4月8日)。

中国的车辆达标管理方案主要包括三部分：1) 新车型式核准；2) 生产一致性 (COP)；3) 检验与维护 (I/M) 方案。环保部的管理重点主要放在新车型式核准和生产一致性 (COP) 上，各省和自治区环保局 (EPBs) 负责管理各地的检验与维护 (I/M) 方案。

新车型式核准

环保部在全国委托了 24 家实验室进行排放试验，其中 19 家从事轻型车、重型车及发动机、农用车和非道路发动机试验，5 家从事摩托车排放测试。⁶⁷这些实验室主要进行型式核准测试，也有一些同时进行生产一致性检测。

这些实验室是经过环保部科技标准司核准的，该司每年会对实验室进行一次检查，进行实验室能力评估并决定是否更新认证证书。在前去检查前，会提前 1-2 天通知实验室，由环保部官员、车辆排放控制中心 (VECC) 的工作人员和其它委托实验室的专家共同实施检查。

型式核准报告要提交至车辆排放控制中心 (VECC) 进行审核，不过到目前为止，提交的所有报告都是通过的，也就是说，环保部/车辆排放控制中心 (VECC) 不要求实验室提供未通过认证要求的车辆或发动机的相关报告/数据。因此，环保部/车辆排放控制中心 (VECC) 并没有接收认证测试失败的信息和数据。目前，型式核准报告被驳回的都是由于一些很小很表面的问题，比如生产企业提供的申请材料不正确。

2008 年，总计有 10248 种车型和发动机型接受了测试并通过型式核准检测。其中半数以上 (8101 种或 57%) 是重型发动机车型、约 1/4 (3474 种或 24%) 是轻型车车型、2275 种 (16%) 是摩托车和轻便摩托车、16 种 (1%) 是重型发动机、另有 348 种 (2.4%) 是未指定用于轻型或重型车的发动机。每个月车辆排放控制中心 (VECC) 会在自己的网站上发布通过环保部型式核准测试的车辆名单。

生产一致性

每年，车辆排放控制中心 (VECC) 都会组织一些随机的生产一致性 (COP) 检查。生产一致性 (COP) 检查的结果会总结上报给环保部。进行生产一致性 (COP) 检测时，有时会从生产线终端选取测试车辆，有时会从市场上购买车辆进行测试。

⁶⁷ 委托实验室名单参见车辆排放控制中心 (VECC) 网站 (<http://www.vecemep.org.cn/news/newlist.jsp>)。

环保部会评估车辆排放控制中心 (VECC) 提交的生产一致性 (COP) 报告, 根据不达标车辆和企业的具体情况, 设定一个期限, 要求企业在规定时间内实现生产线的达标并以暂停接受型式核准申请作为违规处罚。根据环保部关于加强生产一致性监督管理的公告 (2005 年 1 号函), 如果某种/测试组别的发动机在整改后依然不能满足标准要求, 环保部可以撤销其型式核准证书。由于《大气污染防治法》(Air Pollution Prevention and Control Law) 中没有明确由哪个部门征收罚款, 故通常不进行罚款。

2008 年, 车辆排放控制中心 (VECC) 对 11 家车辆生产企业进行了随机生产一致性 (COP) 检测, 监测了 13 个车型生产线 (包括轻型车和重型车)。在这 13 款车型当中, 有 2 款因其实际大量生产的部件配件与核准申请报告中所述不符被直接判定为不达标。在接受检查的 11 家生产企业中, 有 3 家的生产线检测设备质量没有达到要求。

环保部除了进行生产一致性 (COP) 检查外, 还要求车辆和发动机生产企业每季度向车辆排放控制中心 (VECC) 提交生产一致性 (COP) 保证报告。为了展示生产一致性达标, 环保部要求轻型和重型车辆的生产企业在每种发动机系族测试组别中至少随机抽测 3 台样车, 非道路和农用车企业至少随机抽测 1 台样车。对于轻型或重型车, 如果所有测试样车的各项污染物排放全都低于标准限值, 或样车的污染物排放量平均数低于限值要求, 则该发动机系族/测试组别的生产一致性 (COP) 达标。对于非道路和农用车, 如果第一台样车合格就算通过生产一致性 (COP) 检查; 如第一台样车不合格, 企业可追加测试一定数量的样车, 如所测样车的所有排放物的统计平均值都低于标准, 则该发动机系族测试组别生产一致性 (COP) 合格。⁶⁸

在用达标检测和召回

目前国内还没有在用达标检测方案, 在北京已经有了针对乘用车的在用检测方案。2009 年 3 月北京市环保局开始执行随机抽检, 抽检累计行驶里程不超过 10 万公里的国 III 和国 IV 乘用车。目前已有 60 辆车接受了检测。另外, 北京市环保局在 2010 年 6 月 3 日发布了要求生产企业进行在用车测试的通知, 主要针对每年在北京销售量超过 500 辆的车型或发动机型。

北京市环保局进行的在用车检测方案暴露出了在用车存在的一些问题, 例如, 某些车辆只装有一个催化器来取代型式核准时指定的两个催化器。不过目前北京

⁶⁸ 生产一致性 (COP) 测试的具体要求详见车辆排放标准。

的在用车检测结果还在分析过程中，尚不清楚北京市环保局会采取怎样的措施来应对生产违规车型的生产企业。

清华大学和其它一些科研院所也都进行了遥感和便携式排放测量系统（PEMS）在用车排放测量研究。通过便携式排放测量系统（PEMS）的测试，显示出北京出租车在达到耐久性要求的里程之前氮氧化物排放已经超标，另外清华大学用便携式排放测量系统（PEMS）在北京、深圳和西安进行了轻型和重型卡车排放测试，结果显示国 III 重型卡车的氮氧化物排放量明显高于国 II 重型卡车。便携式排放测量系统（PEMS）的研究结果总结如下。

表 2-1 中国在用车测试结果汇总

研究机构	测试车辆	结论
中国环境科学研究院 ¹	22 辆国 I、II 或 III 北京出租车	在累积行驶里程达到 6.5 万公里以上时，部分车辆氮氧化物排放高 (>0.3 克/公里)
		在累积行驶里程达到 28 万公里以上时，部分车辆碳氢化合物排放高 (>0.4 克/公里) 三元催化器失效是导致排放升高的潜在原因
清华大学	在北京、深圳和西安选取 70 辆重型卡车（国 I、II、III）和 29 辆轻型卡车（国 0、1、2、3）	国 III 重型卡车的氮氧化物排放明显高于国 II 重型卡车，大约处于欧洲 I 的排放水平

来源：

与中国环境科学研究院胡京南博士的交流，2009 年。

与清华大学姚志良博士的交流，2009 年。

检验与维护（I/M）方案

依照《大气污染防治法》（Air Pollution Prevention and Control Law），检验与维护（I/M）方案由省级和市级环保局负责管理，而维修保养机构则由各省的交管部门负责管理。

环保部制定了有负载和无负载的检验与维护（I/M）测试程序并规定了无负载测试的排放限值。环保部要求采用无负载测试的地方政府采用环保部制定的检

验与维护 (I/M) 测试程序和限值；环保部推荐空气污染严重的地区采用有负载的检验与维护 (I/M) 测试，而地方环保部门需要根据各地的情况设定排放限值。环保部在 2010 年 12 月发布了一份通知，“通知”规定机动车环保检验机构每年须向市级环保局提交论述检测设备和所发现的排放问题的年度报告。然后由市级环保局向省级环保局提交一份检验与维护 (I/M) 监督管理年度报告，再由省环保局向环保部提交这些报告。⁶⁹

《大气污染防治法》规定禁止排放不达标的车辆(新车或在用车)上路行驶。因此，许多地方政府将检验与维护 (I/M) 方案与黄绿标方案相结合以便获得公众的配合——只有拥有黄绿标的车辆才能进行登记注册。环保部于 2009 年 7 月在全国范围内发布了一份国家标识计划，要求建立排放标识项目的省、市环保局自 2009 年 10 月开始对所有车辆（包括农用车和摩托车）核发环保部规定的统一的车辆排放标志。⁷⁰

目前，已经有 345 个地方环保局推行了检验与维护 (I/M) 管理方案，其中有 50 个地区采用有负载测试 (ASM 或 IM240)。车辆排放控制中心 (VECC) 推测全国范围内约有 10%-15% 的车辆无法通过首次检验与维护 (I/M) 检测，但目前没有具体每年有多少车参检的数据。

车辆排放控制中心 (VECC) 计划建立一个集中式的检验与维护 (I/M) 数据库，现已开始从广东收集数据。在其他省份，每一个检验与维护 (I/M) 检验中心都需要向当地环保部门提供检验与维护 (I/M) 测试数据总结，当地环保部门再将这些数据总结成一份报告供环保部和车辆排放控制中心 (VECC) 审阅。目前，车辆排放控制中心 (VECC) 仅有一位工作人员负责审查所有 345 个地方环保局提交的检验与维护 (I/M) 数据。

2.8.4 中国实施方案的效果和成本

从目前执行的小规模的在用车测试结果可以了解到，有一些在路上行驶的车辆并不是按照认证规格来生产制造的（缺少催化器），这些车耐久性差（还未超出耐久性里程范围就发生排放超标现象），或污染物排放量超过预期排放量（国 III 卡车比国 II 的排放还高）。还有一些非官方的证据显示部分车辆在设计时有两

⁶⁹ 参见环保部关于印发《机动车环保检验机构管理规定》的通知 (MEP's notice on the regulation for managing I/M testing facilities)，环发（2009 年）145 号。

(http://www.mep.gov.cn/gkml/hbb/bwj/201004/t20100407_187894.htm，访问时间 2010 年 8 月 10 日)。

⁷⁰ 参见环保部关于印发《机动车环保检验合格标志管理规定》的通知 (MEP's notice on the regulation for managing vehicle environmental labels)，环发（2009 年）87 号。

(http://www.njhb.gov.cn/art/2010/1/4/art_465_16723.html，访问时间 2010 年 8 月 10 日)。

个传感器，一个用于监测发动机排放，另一个用于监测后处理装置排放，而在实际生产中只装有一个传感器用于监测发动机排放。

导致上述问题的原因可能包括：低劣的车辆设计（没有在型式核准中明确指出）、企业未遵守生产一致性规定、现行的达标管理方案中没有指出和修正非工况覆盖点的排放，或排放控制装置耐久性问题。要找出并控制住这些问题的源头需要进一步逐一调查，并且有些情况可能源自于多个复杂交错的原因，以致无法查明问题的最终源头。无论怎样，这些结果清楚的指出环保部目前针对新车认证和生产一致性（COP）所采取的行动还不够充分和有效，不足以保证所有生产的车辆如标准中规定的那样切实达到预期的排放要求。

实施车辆管理方案的资源配置

在环保部/车辆排放控制中心（VECC）有 15 名全职或兼职工作人员负责认证（型式核准）和生产一致性（COP）工作，而在中国环境科学研究院中至少有一位环保部的签约研究人员负责在用车辆测试的工作。

2.8.5 中国发展过程中的障碍

2.8.5.1 政治/政策问题

《清洁空气法案》授权环保局管理所有向大气中排放污染物的发动机和车辆，并要求生产企业自费召回和维修即使在正常保养和使用条件下，在实际使用中依然不能达到标准要求的车辆和发动机。

而中国《大气污染防治法》（Air Pollution Prevention and Control Law）没有明确授予任何部委召回不达标车辆的权力。这就限制了环保部实施新车认证和生产一致性（COP）的力度。该法也没有明确指出由哪个部门来对不达标车辆和行为进行罚款。另外，《大气污染防治法》允许省级和市级环保局（EPBs）随机挑选车辆进行在用测试（如进行道边测试），但却没有明确赋予环保部（MEP）这项权力。由于在执行在用测试、对生产不达标车辆的生产企业进行罚款或要求生产企业召回不达标车辆方面缺乏明确的法律授权，环保部对车辆达标管理的执法力度很弱，阻止不达标车辆生产的手段也很有限。环保部已经提出了《大气污染防治法》的修订意见，要求《大气污染防治法》授予环保部实施车辆召回的权力。

2.8.5.2 技术能力和检测能力

美国环保局自身具有良好的技术人员条件和检测设备及能力来有效地实施车辆排放标准：

- 位于安娜堡的国家车辆与燃料排放实验室成立于 1971 年，先有月 400 名员工，负责执行车辆和发动机的核实检测和在用测试。该机构还利用位于马里兰州的国防部阿伯丁检测中心来进行重型车和非道路发动机的在用测试。
- 环保局的达标与创新战略处共有 7 名全职员工，4 名合约制员工以及 1 个外部委托团体来支持轻型车辆排放标准的实施工作。这还不包括负责重型车辆和非道路发动机以及车辆标准实施的工作人员。

环保部则恰恰相反，其自身的技术人员、检测设备和能力均非常有限。目前在环保部和车辆排放控制中心（VECC）共有 15 名全职和兼职工作人员负责型式核准和生产一致性（COP）工作，审核车厂委托进行型式核准测试的实验室所提交的检测报告和检查认证实验室，环保部/车辆排放控制中心（VECC）缺乏有丰富检测经验的技术人员，且没有独立的检测设施（甚至没有在执行认证测试时要求使用的标准燃料）。现在，在进行生产一致性（COP）和所委托实验室的年检工作时，环保部不得不依靠委托实验室的外部专家和检测设备。由于汽车制造商是这些实验室认证测试的客户，所有委托的实验室均与厂方关系密切。因此，很难确保生产一致性（COP）测试的客观和公正性。出于同样的原因，依靠实验室的专家来进行委托实验室的年检工作也极可能导致不公正的评估结果。技术人员和检测设备、能力的不足严重影响了环保部查处认证或导致大量生产过程中的作弊现象。环保部/车辆排放控制中心（VECC）正在与厦门市政府合作建立一间独立的检测实验室，将于 2010 年夏季开始使用。环保部可以利用这样的独立实验室来执行核实测试或其它必要的排放测试。拥有新的检测实验室将是加强环保部检测能力的第一步。

表 2-2 中美车辆检测和达标管理资源配置情况

国家和机构	中国环保部/车辆排放控制中心 (VECC)		美国环保局	
车辆检测和达标管理资源配置情况	员工 15 名 (认证和生产一致性 (COP))	合约服务 -	员工 7 名全职员工 4 名合约制员工	合约服务 (每年) 每年 680 万人民币以上

2.8.5.3 财政资源

相比以上列出的环保局的人员和实验室资源，环保部在车辆管理方面的财政资源投入也难以应对新车生产量。环保部在机动车管理方面的预算在未来几年内不会增加，这就意味着要集中力量开展回报最高的行动来加强车辆管理，并从管理对象那里设法获得新的财政支持。

2.8.5.4 关于达标的建议

有限的在用车测试结果和一些非官方证据显示中国存在生产和使用不达标车辆的情况，并且现有的管理方案不能有效阻止不达标车辆的生产和销售。与美国的车辆达标方案相比，很明显中国方案在一些重点领域有待提高。扩大授权范围和额外的资金是实现这一目标的关键，应尽快予以落实。同时，环保部应评估现有方案，找出成本效益最佳的改善途径，提高自身技术能力和检测能力，配备充足的人员建立实施在用车检测方案。在用达标和管理实施检测是成熟车辆管理实施方案的奠基石。实施有效的在用车检测方案（以生产企业自检为主，环保部给予支持）应当是环保部的长期目标。

环保部现在已经采取了一些有效措施来应对以上部分需求，包括与美国环保局合作开展在用车召回的培训项目，和与厦门市政府合作建立并尽可能有效地使用新的检测实验室。对环保部建立强效车辆管理方案的具体建议讨论如下：

- 争取通过修订《大气污染防治法》（Air Pollution Prevention and Control Law）给予环保部明确授权，能够对生产企业进行在用车测试和对不达标行为予以处罚（包括车辆召回）：有效的在用车管理实施方案能够从实质上确保车辆在使用寿命周期内满足所有相关排放标准的要求。根据美国环保局的经验，不达标的高额处罚，无论是召回的成本或暂停未通过选择性达标审核（SEA）的车型的生产和销售带来的经济损失，都是

成功地实施方案的关键因素。高额的经济处罚还是推动生产企业提高产品质量、改善新车设计和不断提高车辆及排放控制装置耐久性的重要助推因素。因此，环保部应争取尽早获得授权，能够要求生产企业执行在用车测试并征收罚款。一旦环保部获得了车辆召回权，接下来应该重新审阅与召回有关的法律法规并作出必要修订，确保不会与环保部的新权力产生冲突。例如，环保部已经对 2004 年颁布的《汽车缺陷产品召回管理规定》进行修订并发表征求意见，现正在审核已收到的意见。

- 环保部要争取获得授权，以要求车辆和发动机生产企业按照环保部的设定要求执行在用车测试，并将原始数据结果提供给环保部，以便数据可能用于达标管理方案当中：充足及优质的在用车数据对环保部十分重要，可以借此发现不达标问题的源头并适当修订管理方案以应对这些挑战。中国车辆年产量超过 1300 万辆，但环保部目前的技术能力还十分有限，因此环保部不可能自己执行在用车测试来获得大量相关数据。环保部应利用汽车企业的资源收集在用车测试数据，而环保部的工作人员资源应去执行更有针对性的在用车测试，以及监督汽车企业的在用车数据收集过程。环保部应通过修订《大气污染防治法》(Air Pollution Prevention and Control Law) 来获得授权，让其可以要求生产企业支付在用车测试费用。

第3章 我国大气污染控制的措施及挑战

3.1 我国目前的主要大气污染控制措施

多年以来，为了改善城市空气质量，控制大气污染，我国从总量、标准、城市空气质量综合整治等方面入手，实施了多项控制措施；尤其是“十一五”以来，通过实施富有创新性的政策措施，首次实现了全国 SO₂ 排放总量的下降，并使我国城市环境空气中的 SO₂ 和 PM₁₀ 浓度显著下降，城市空气质量得以改善。

3.1.1 进行主要大气污染物排放总量控制

我国自 1996 年 8 月在《国务院关于环境保护若干问题的决定》中首次提出“要实施污染物排放总量控制，建立总量指标体系和定期公布制度”开始，分别在“九五”、“十五”、“十一五”期间针对主要大气污染物制定总量控制计划。在《中华人民共和国大气污染防治法》的基础上，我国划定了“两控区”，并开始实施 SO₂ 排放总量控制。尤其是在“十一五”、“十二五”期间，更是将主要大气污染物总量减排上升到国家战略高度，纳入到国民经济和社会发展的约束性指标。

“九五”期间，总量控制是以工业污染防治为重点，主要大气污染物总量控制指标为烟尘、工业粉尘和 SO₂。同时，国家明确提出了“一控双达标”的考核目标，即 2000 年全国实现污染物排放总量控制目标，47 个重点城市实现环境功能区达标和全国工业企业排放达到污染物排放标准。总量指标分解按照“溯及既往”的原则，以各省、自治区、直辖市申报的排放数据为基数，“自上而下”进行分解。“九五”期间基本实现了总量控制目标，城市 TSP、SO₂ 浓度持续下降，酸雨发生频率下降。

“十五”期间，以改善部分城市和区域的环境质量为目的，确定了 SO₂ 和尘（烟尘及工业粉尘）的排放总量控制目标，指标的分解按照“自下而上”的原则，一定程度上考虑了环境容量空间。同时，“十五”期间转变了排污收费的方式，由单一的超标收费制度改为排污收费与超标收费并存的机制，规定排污费的征收和使用必须严格实行“收支两条线”，这一定程度上刺激了企业主动进行污染治理。然而，“十五”期间大部分总量控制计划指标没有完成，全国 46% 的设区城市空气质量达不到二级标准，一些大中城市灰霾天数有所增加，酸雨污染程度没有减轻。

“十一五”期间，我国把 SO₂ 排放总量控制作为约束性指标，采取了脱硫优惠电价、“上大压小”、掀起淘汰、“区域限批”等一系列政策措施，实施了工程减排、结构减排和管理减排，取得了显著成效。从 2005 年到 2010 年，全国火电机组脱硫比例由 14% 提高到 86%，累计关停小火电装机容量 7683 万千瓦，淘汰落后炼铁产能 1.2 亿吨、炼钢产能 0.72 亿吨、水泥产能 3.7 亿吨；SO₂ 排放总量下降了 14.29%，超额完成“十一五”减排目标。在此基础上，我国在“十二五”期间继续把 SO₂ 排放总量减少 8% 作为约束性指标，并把 NO_x 排放总量减少 10% 纳入总量减排指标要求。

3.1.2 制定并实施更严格的污染物排放标准

大气污染物排放标准是我国对大气污染物排放源进行管理的重要法律依据。针对我国大气污染物排放贡献最大的几类固定源，我国从上世纪 80 年代就开始制定和实施各类排放标准，随着对污染控制要求的提高，排放标准也逐渐加严（如表 3-1 所示）。其中对电厂锅炉等的排放标准已经与国际先进控制水平接轨。我国对于移动源的排放标准也快速推进。从 1999 年开始实施轻型车国一阶段标准开始，目前我国的排放标准已推进到国四阶段，覆盖范围包括了轻型车、重型车、摩托车和非道路移动机械等。

表 3-1 我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
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

3.1.3 进行城市大气环境综合整治

城市大气环境综合整治是我国主要城市从自身大气环境改善需求出发，自发开展的主要大气污染控制工作。在“十一五”期间，全国各城市通过实行“退二进三”政策，搬迁改造了一大批重污染企业，优化了城市产业布局；通过城市清洁能源改造，发展热电联产和集中供热，淘汰了一批燃煤小锅炉；京津冀、长三角、珠三角等区域启动了加油站油气回收治理工作，减少了油气挥发排放的

VOCs。城市大气环境综合整治工作取得了积极成效，2010年，全国地级及以上城市SO₂和PM₁₀的年均浓度分别为35μg/m³和81μg/m³，比2005年分别下降了24.0%和14.8%；按照当时的《环境空气质量标准》（GB3095-1996）评价，全国空气质量达到二级以上标准的城市比例从2005年的52%提高到了2010年的83%（如图3-1所示）。

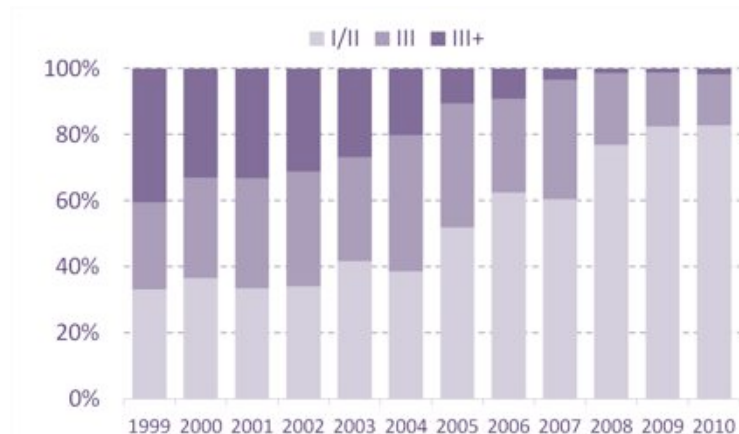


图 3-1 1999 至 2010 年我国城市空气质量达到一级和二级标准 (I/II)、达到三级标准 (III) 和劣于三级标准 (III+) 的城市比例

3.1.4 积极探索区域大气污染联防联控机制

为保障北京奥运会、上海世博会和广州亚运会的空气质量，华北六省（区、市）、长三角三省（市）和珠三角地区打破行政界限，成立领导小组，签署环境保护合作协议，编制实施空气质量保障方案，实施省际联合、部门联动，齐抓共管、密切配合，全面开展SO₂、NO_x、颗粒物和VOCs的综合控制，统一环境执法监管，统一发布环境信息，形成强大的治污合力，取得积极成效，保证了活动期间主办城市环境空气质量优良，并为我国进一步开展区域大气污染联防联控工作积累了有益经验。

3.2 我国区域空气质量改善的目标及挑战

3.2.1 区域空气质量改善的远景目标

如第1章所述，我国的大气污染非常严重，其中大气颗粒物是造成我国城市空气质量不达标的最主要原因。虽然我国大多数城市还没有开始开展PM_{2.5}的环境监测，但是针对SO₂、NO₂和PM₁₀的环境监测数据表明，我国的城市空气质量与全面小康的要求差距仍然非常巨大。根据我国333个地级及以上城市的大气

环境监测数据，2010年我国地级城市的SO₂、NO₂和PM₁₀年平均浓度分别为35μg/m³、28μg/m³和79μg/m³。根据现行的《环境空气质量标准》(GB3095-1996)，有18个城市的SO₂年平均浓度没有达到国家二级标准，有50个城市的PM₁₀年平均浓度没有达到国家二级标准，共有61个城市存在着空气质量不能达到年平均浓度国家标准的问题；如果根据今年新修订，并即将开始实施的《环境空气质量标准》(GB3095-2012)，这333个地级及以上城市中，不能达到SO₂、NO₂和PM₁₀年平均浓度二级标准的城市数量将升高至18个、51个和201个，即使不考虑PM_{2.5}和O₃污染的问题，也有216个城市的空气质量不能达到年平均浓度国家标准。

如果依据世界卫生组织2005年更新的空气质量指导值(世界卫生组织,2006)来衡量,我国城市大气环境中的NO₂年平均浓度与世界卫生组织的要求(40μg/m³)差距不大,大部分城市的NO₂年均浓度均能达到这一要求;而PM₁₀的年平均浓度则与世界卫生组织的要求(20μg/m³)差距甚远,我国PM₁₀年均浓度最低的城市海口也未达到这一要求,而全国城市的平均PM₁₀年均浓度比其高出3倍(如图3-2所示)。世界卫生组织在2005年更新的空气质量指导值中弱化了对SO₂的要求,根据欧美发达国家的控制经验,在目前的浓度水平下,SO₂对人体健康的影响已经远远低于大气颗粒物,尤其是PM_{2.5}的影响,因此,只要满足了对PM_{2.5}的控制要求,大气环境中SO₂对人体健康的影响就基本上可以忽略。我国现在针对PM_{2.5}监测的数据还相对缺乏,但是根据国内外开展研究的经验数据,大气中PM_{2.5}的质量浓度约为PM₁₀质量浓度的50%~60%,由此判断,我国大气环境中PM_{2.5}的质量浓度至少也比世界卫生组织的指导值高出3倍。以PM₁₀和PM_{2.5}为代表的大气颗粒物污染将是我国相当长一段时期内面临的最主要的大气环境问题。

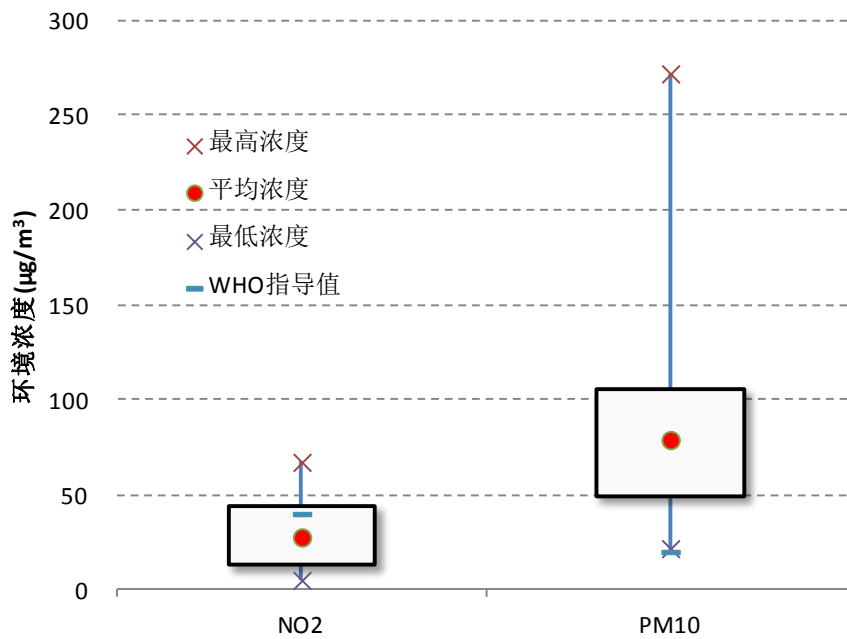


图 3-2 我国 2010 年 333 个城市 NO₂ 和 PM₁₀ 年均浓度及其与世界卫生组织指导值的差距（方框代表最高 10% 和最低 10% 之间的浓度范围）

大气颗粒物对健康的影响是多方面的，主要的影响是在呼吸系统和心血管系统。所有人群都可受到颗粒物的影响，其易感性视健康状况或年龄而异。世界卫生组织在 2005 年版《空气质量准则》中把 10µg/m³ 作为空气质量准则值（见表 3-2，并指出：如果 PM_{2.5} 年均浓度高于 10µg/m³，总死亡率、心肺疾病死亡率和肺癌的死亡率会增加；当 PM_{2.5} 年均浓度达到 35µg/m³ 时，人的死亡风险比 10µg/m³ 的情形约增加 15%。同时，世界卫生组织建议各国在制订大气颗粒物环境浓度标准的时候，考虑当地条件的限制、能力和公共卫生的优先重点问题，并且以实现最低的颗粒物浓度为目标；还鼓励各国采用一系列日益严格的颗粒物标准，通过监测排放的减少来追踪相关进展，实现颗粒物浓度的下降。

表 3-2 世界卫生组织对于颗粒物年平均浓度的空气质量准则值和过渡时期目标

	PM ₁₀	PM _{2.5}	选择浓度的依据
过渡时期目标-1	70	35	相对于空气质量准则值水平而言，会增加大约 15% 的死亡风险
过渡时期目标	50	25	与过渡时期目标-1 相比，在这个水平的暴露会降低大约

标-2			6% (2%~11%) 的死亡风险
过渡时期目 标-3	30	15	与过渡时期目标-2 相比, 在这个水平的暴露会降低大约 6% (2%~11%) 的死亡风险
空气质量准 则值	20	10	对于 PM _{2.5} 的长期暴露, 这是一个最低水平。如高于这个 水平, 总死亡率、心肺疾病死亡率和肺癌的死亡率会增加

由于以 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 为代表的大气颗粒物污染将是我国相当长一段时期内面临的最主要的大气环境问题, 而由于来源的复杂性, 对于我国大部分城市, 尤其是东部空气污染较为严重的城市而言, PM_{2.5} 污染的控制难度大于 PM₁₀, 因此, PM_{2.5} 污染何时得到解决, 可能直接决定了我国空气质量得到全面改善。我国计划在 2050 年后达到中等发达国家的水平, 届时除了社会经济发展需要达到较高水平, 环境空气质量也应该能够基本保障人民群众的健康需求。因此, 到 2050 年前后, 我国主要城市的环境空气质量应该基本达到世界卫生组织空气质量准则的要求, 对于大气颗粒物而言, 即 PM₁₀ 的年平均浓度应低于 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM_{2.5} 的年平均浓度应低于 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

3.2.2 大气颗粒物环境浓度削减的阶段性目标

2010 年我国 333 个城市的平均 PM₁₀ 年均浓度为 79 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 其中 50 个城市的 PM₁₀ 年均浓度超过了 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。在我国的《重点区域大气污染防治规划 (2011-2015 年)》中, 针对 3 个重点区域和 10 个重点城市群, 提出了在 2015 年前使 PM₁₀ 年均浓度降低 10% 的目标, 并对 3 个重点区域城市的 PM_{2.5} 浓度降低幅度也提出了要求。但即使达到这一目标, 我国大多数的 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 浓度仍然远远高于世界卫生组织的指导值。

由于我国 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 的环境质量浓度远远高于世界卫生组织的指导值, 空气质量的改善无法一蹴而就, 必须在未来相当长的一段时间内, 坚持不懈地针对大气颗粒物污染进行控制, 设定并实施分阶段目标, 才能持续改善环境空气质量, 最终实现 2050 年基本达到世界卫生组织空气质量准则这一最终的远景目标。

根据我国小康社会的建设和现代化进程的进程以及人民群众从健康出发对环境空气质量的要求, 我国今年修订的《环境空气质量标准》(GB3095-2012) 参考了世界卫生组织对空气质量标准的建议, 加严了 PM₁₀ 的限值要求, 并把 PM_{2.5} 纳入指标体系, 使针对 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 的标准与世界卫生组织推荐的第一阶

段空气质量改善目标值接轨。为了满足人民群众对环境空气质量日益提高的要求,我国绝大多数城市需要在 15~20 年内使环境空气质量稳定达到标准的要求;在 2025 年左右,全国空气质量达标的城市应达到 80%左右。由于我国城市目前 PM₁₀ 的达标率约为 40%,这意味这在“十二五”到“十四五”这 3 个五年中,需要将我国城市的 PM₁₀ 年均浓度达标率提高 40 个百分点。

根据我国经济发展的宏观形势进行判断,直至 2020 年,我国将仍然处于工业化中后期这一历史阶段,主要大气污染物排放强度高的钢铁、水泥、石化等重化工业产量还将进一步增长,这将造成我国的大气环境压力持续增大;2020 年后,如果经济结构能够实现成功转型,在技术进步,经济结构与消费方式改变等因素的综合作用下,大气环境压力可能相应有所减轻。因此,在 2020 年前,考虑到经济发展方式所带来的大气环境压力,可要求 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 环境质量年平均浓度在每个 5 年计划下降 10%;在第 14 个五年计划后,要求 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 环境质量年平均浓度以每个 5 年计划 15%或以上的速度递减。

在 2010 年我国 333 个城市的 PM₁₀ 年均浓度基础上,本研究分析了按照 3 种不同的空气质量改善情景,2025 年和 2035 年我国地级以上城市达到不同环境质量标准的比例,如表 3-3 至表 3-5 所示。可见如果能保证每 5 年 PM₁₀ 浓度降低 13%,到 2025 年我国达到《环境空气质量标准》(GB3095-2012)的城市将从 40%提高到 91%;但是即便如此,到 2025 年和 2035 年,我国 PM₁₀ 浓度达到 WHO 指导值的城市数量仍然仅有 1%和 4%(情景 1)。如果在 2020 年前每 5 年 PM₁₀ 浓度降低 10%,其后每 5 年 PM₁₀ 浓度降低 15%,到 2025 年我国达到《环境空气质量标准》(GB3095-2012)的城市将从 40%提高到 87%(情景 2)。在情景 3 与情景 2 中,到 2025 年,不能达到《环境空气质量标准》(GB3095-2012)的城市比例分别是 13%和 23%,相差 10 个百分点。这个巨大差别表明了 2020 至 2025 年间,如果全国整体的大气颗粒物浓度降低幅度提高 5 个百分点,将对整体空气质量达标有着很大促进。这也说明尽早跨越资源能源高峰,能极大地促进我国整体环境空气质量的全面改善。

表 3-3 若每 5 年 PM₁₀ 浓度降低 13%,不同时期我国 333 个城市的达标比例(情景 1)

标准	PM ₁₀ 浓度限值 (μg/m ³)	2010	2025	2035
GB3095-1996	100	85%		
GB3095-2012	70	40%	91%	

WHO 过渡时期目标-2	50	11%	48%	85%
WHO 过渡时期目标-3	30	1%	6%	23%
WHO 指导值	20	0%	1%	4%

表 3-4 若 2020 年前每 5 年 PM₁₀ 浓度降低 10%，其后每 5 年 PM₁₀ 浓度降低 15%，不同时期我国 333 个城市的达标比例（情景 2）

标准	PM ₁₀ 浓度限值 (μg/m ³)	2010	2025	2035
GB3095-1996	100	85%		
GB3095-2012	70	40%	87%	
WHO 过渡时期目标-2	50	11%	44%	85%
WHO 过渡时期目标-3	30	1%	5%	23%
WHO 指导值	20	0%	1%	4%

表 3-5 若 2025 年前每 5 年 PM₁₀ 浓度降低 10%，其后每 5 年 PM₁₀ 浓度降低 15%，不同时期我国 333 个城市的达标比例（情景 3）

标准	PM ₁₀ 浓度限值 (μg/m ³)	2010	2025	2035
GB3095-1996	100	85%		
GB3095-2012	70	40%	77%	
WHO 过渡时期目标-2	50	11%	37%	77%
WHO 过渡时期目标-3	30	1%	4%	17%
WHO 指导值	20	0%	1%	3%

综合以上分析，为了达到 2050 年我国空气质量改善的远景目标，需要在每个 5 年计划内使全国主要城市的 PM₁₀ 平均浓度降低 10% 以上。根据已有的 PM_{2.5} 监测数据，我国城市 PM₁₀ 中 PM_{2.5} 的比例大多超过 50%，这意味着我国城市 PM_{2.5} 超标的形势比 PM₁₀ 更为严峻，为了在 2025 年左右实现全国城市 PM_{2.5} 年均浓度达标率 80% 的目标，在未来的每个 5 年计划内，全国主要城市 PM_{2.5} 平均浓度的降低幅度至少需要达到 13%。

3.2.3 大气多污染物排放控制的挑战

如第 1 章所述, PM_{2.5} 的来源非常广泛, 除了各种污染源直接排放的一次颗粒物外, 还有 SO₂、NO_x、NH₃、VOCs 等气态污染物通过大气化学反应生成的二次颗粒物。我国主要大气污染物的排放强度(即单位面积的排放量)都大大高于美国和欧洲等发达国家(如表 3-6 所示), 这是造成我国严重大气污染的主要原因。考虑到中国和美国的国土面积相当, 要达到或接近美国 and 欧洲的环境质量, 至少需要将主要大气污染物的排放量削减 50% 以上。

表 3-6 中国和美国的主要大气污染物排放量及煤炭消费量对比

	中国	美国
面积(万平方公里)	960	980
SO ₂ 排放量(万吨)	2190	860
NO _x 排放量(万吨)	2270	1240
一次 PM ₁₀ 排放量(万吨)	1880	1020
煤炭消费量(亿吨标准油)	17.14	5.25

注: 除中国一次 PM₁₀ 排放量为 2005 年的估算值(Lei 等, 2011), 其他均为 2010 年数据。其中中国 SO₂ 和 NO_x 排放量引自中国环境状况公报(环境保护部, 2011), 美国的大气污染物排放量引自美国国家排放清单(USEPA, 2011), 燃煤量数据引自 BP(2001)世界能源统计。

从满足我国 PM_{2.5} 环境浓度削减的远景目标和阶段性目标的角度来看, 为了保证区域 PM_{2.5} 浓度在每个 5 年计划中降低 13% 以上, 在一次颗粒物和二次颗粒物比例变化不大的情况下, 一次颗粒物和二次颗粒物的浓度下降幅度都应该不低于 13%。由于天然源的影响以及二次颗粒物形成过程中的非线性特征, 要达到这一目标, 必须保证在每个 5 年计划内, 使一次颗粒物和二次颗粒物的前体物排放量总体减少 15% 以上。因此, 我国需要对 SO₂、NO_x、VOCs 等二次 PM_{2.5} 的前体物和一次颗粒物进行长期持续减排, 在近期要求每个 5 年计划使其排放量减少至少 10%, 在 2020 年后要求其排放量有更大比例的削减。对于大气 NH₃ 排放, 也应该尽快纳入到排放统计和管理体系内, 要求其与其他二次颗粒物的前体物进行同步削减。

在我国经济继续高速发展, 能源使用量、机动车保有量等进一步大幅增加的基础上, 实现大气污染物排放量持续大量的削减, 是一个非常具有挑战性的任务。我国目前的大气污染控制措施并不足以应对这一挑战, 进而实现空气质量改善的

目标。首先，我国的大气污染治理法规基础尚显薄弱，对我国大气污染治理政策措施的支持不够；其次，我国大气污染综合控制的能力建设全方面滞后，从国家到地方，从固定源污染控制到移动源污染控制，从政策制定到管理实践，人力投入和科学支撑都非常缺乏，无法形成一套完整的管理体系，更无法应对压缩型、复合型特征突出的区域大气污染；第三，在未来相当长一段时间，我国的工业化、城市化和机动车化进程仍将继续，燃煤年消费量将持续增长并超过 40 亿吨，每年的新增轻型汽油车将保持在 1500 万辆以上的水平，我国的大气污染物削减必须在消化发展带来新增排放量的基础上，进一步大幅削减存量，压力巨大；第四，我国对燃煤和机动车污染的控制水平还非常低，目前主要还是依赖末端治理，缺少系统性、综合性的高效控制措施。因此，为了确保我国空气质量改善目标的实现，我国需要在法规、管理机制、能力建设、控制措施等多方面进行完善。

第4章 区域空气质量综合控制的战略及政策

如前文所述，我国的区域大气环境质量的改善和 PM_{2.5} 污染问题的解决是一个复杂的系统过程，不仅需要环保部门的努力，还需要在宏观的经济、能源战略上提供必要支持。为此，需要从国家层面设计区域大气环境质量综合保障的战略，并建立相应的管理机制，为相应政策的制定和实施提供保障。

4.1 加快大气法修订

4.1.1 现行大气法概况和主要不足

现行《中华人民共和国大气污染防治法》(以下简称《大气法》)是 2000 年 4 月 29 日经第九届全国人民代表大会常务委员会第十五次会议审议通过,并于 2000 年 9 月 1 日起施行的。现行大气法共七章 66 条，其重要的管理制度有：第一，大气污染物排放总量控制和许可证制度；第二，污染物排放超标违法制度；第三，排污收费制度。除了上述三项主要内容外，现行大气法还涉及了以下管理制度：建设项目的环评和污染防治设施验收、特别区域保护、大气污染防治重点城市划定、酸雨控制区或者二氧化硫污染控制区划定、落后生产工艺和设备淘汰、现场检查、大气环境质量状况公报等。

实施十余年以来，现行大气法对于防治大气污染、保障人体健康、促进经济和社会可持续发展，发挥了重要作用。然而，面对区域复合型大气污染和灰霾日益加剧的态势，《大气法》已难以适应新形势下大气污染防治的需求，主要表现在以下几个方面。

(1) 尚未建立多污染物控制与多污染源协同控制体系。

目前，我国以 PM_{2.5} 为代表的复合型大气污染日益突出。PM_{2.5} 来源广泛，成因复杂，涉及国民经济生产生活的各个方面，既有人为活动的排放，又有自然源的贡献；既有火电、钢铁、水泥、燃煤锅炉等工业源的排放，又有机动车、船舶、飞机等移动源的排放；既有建筑施工、道路扬尘等产生的颗粒物，又有餐饮油烟、装修装潢、生物质燃烧等量大面广的面源影响。其中，空气中的 SO₂、NO_x、VOCs、NH₃ 经过复杂化学反应，形成大量二次细颗粒物，占到空气中 PM_{2.5} 的 50%以上。因此，PM_{2.5} 污染控制是一项系统工程，必须实施多污染物协同控制

与多污染源综合控制，在控制烟粉尘、扬尘等一次颗粒物排放的同时，必须大幅度削减 SO₂、NO_x、VOCs、NH₃ 等二次颗粒物前体物的排放量；在控制大型工业点源的基础上，还应突出抓好工业锅炉、扬尘、油烟等面源与移动源的污染防治工作。

而现行大气法却未建立起多污染物与多污染源协同控制体系。从污染控制因子来看，污染控制重点主要为二氧化硫和工业烟粉尘，对 PM_{2.5} 和 O₃ 影响较大的 NO_x、VOCs 以及氨控制薄弱；从污染控制对象来看，工作重点主要集中在工业大点源，对扬尘等面源污染和移动源污染控制重视不够。这固然与我国当前所处的发展阶段、能力及资源不足等历史原因有关，但是随着我国经济的快速发展与大气污染类型的转变，势必需要在短时期内建立多污染物与多污染源控制体系，来应对复合型污染加剧的态势。

(2) 城市群地区区域性大气污染防治缺乏有效机制。

大气污染往往是一个区域甚至是一个国家性现象。特别是伴随着近年来我国城镇化的快速发展，城市规模急剧扩张，城市之间缓冲距离逐渐减小，导致长三角、珠三角、京津冀区域内城市集中连片、城市之间污染物传输影响显著，主要表现为区域内城市大气污染变化过程呈现明显的同步性，重污染天气一般在一天内先后出现。可见，以区域为单位进行大气质量管理在当前我国显得尤为重要，而现行的大气法只涉及城市大气污染防治，未能解决区域大气污染问题，例如与城市群相关的污染或者污染物跨省传输造成的污染，地方仍沿袭着“各自为战”的属地管理模式，无法满足城市群地区区域性大气污染防治的要求。

(3) 有关机动车污染防治的规定难以涵盖当前的管理领域。

“十一五”期间，我国机动车保有量呈快速增长态势，由 1.18 亿辆增加到 1.9 亿辆，平均每年增长 10%。其中，汽车保有量由 3088 万辆增加到 7721.7 万辆，保有量增加了 150%。监测表明，我国城市空气开始呈现出煤烟和机动车尾气复合污染的特点。一些地区灰霾、酸雨和光化学烟雾等区域性大气污染问题频繁发生，这些问题的产生都与车辆尾气排放密切相关。同时，由于机动车大多行驶在人口密集区域，尾气排放会直接影响群众健康。据统计，2010 年，全国机动车排放污染物达到 5226.8 万吨，其中排放 NO_x599.4 万吨，排放 HC487.2 万吨，排放 CO4080.4 万吨，排放 PM59.8 万吨。鉴于机动车污染排放已成为我国大气污染的一个重要来源，今后将继续加大机动车污染防治力度，进一步强化机动车生产、使用全过程的环境监管；同时与有关部门密切协助，从行业发展规划、城

市公共交通、清洁燃油供应等方面采取综合措施，协调推进“车、油、路”同步升级，缓解机动车尾气排放对大气环境的影响。

然而，按照现行大气法的相关规定，环保部门难以对机动车进行及时、有效的大气环境管理和排放控制。例如对新生产机动车开展的型式核准、生产一致性检查、在用车符合性检查，以及对在用车开展的环保定期检测、在用车环保召回等管理制度，在现行大气法中都没有明确规定；另外，对车用燃料以及车用燃料添加剂的要求过于笼统，管理责任不明确，造成目前排放标准及车用燃料标准实施与车用燃料供应脱节的“车油不匹配”现象，影响了机动车排放控制的实际效果。这些都需要通过修订现行大气法予以解决。

（4）缺少强有力的大气污染控制管理手段。

按照现行大气法，对污染源的监督管理是现阶段我国大气污染防治的基础与主要手段。然而，与欧美发达国家相比，尚缺乏一些大气污染防治的关键、有效手段，如城市空气质量达标管理、总量控制与排污许可、环境信息公开等等。

环境空气质量达标管理是大气污染监管制度的根本元素之一，而现行大气法中，尚未对大气环境管理制度体系做出系统、完善的规定，包括中央对地方政府在空气质量监测、评估与达标管理计划制定、执行、考核等重要问题上提供明确的指导，以及大幅度提高执法能力、增加资金和人力资源投入等内容。

我国在总量控制与排污许可方面已经有多年的实践经验，但现行大气法尚未建立法制化、科学化的总量控制与大气污染物排放许可制度。首先，对于全国主要污染物总量控制的规定不论在范围和力度上均不能适应当前大气污染物总量控制的要求。主要表现为：现行大气法规定大气污染总量控制仅限于尚未达到规定的大气环境质量标准的区域和国务院批准划定的两控区，总量控制的污染物仅限于 SO₂，这与现实情况不符，必须修订予以突破。其次，在法律中也没有规定地方实施总量控制的权力。面对日益严峻的复合型大气污染态势，需实施多种污染物的协同控制，因此除全国总量控制外，还应赋予省、自治区、直辖市人民政府根据当地大气污染特点，确定地方实施其它污染因子总量控制的权力。最后，排污许可证从执行范围还是包含的内容上都有较大的局限性。按照现行大气法的规定，大气排污许可证的规定仅在大气污染物总量控制区内执行，排污许可证是为大气污染总量控制管理服务的，仅包括大气污染物排放总量，不能涵盖环保部门对排污者的环保要求。而在实际工作中，许多地方的排污许可证中包括了执行的排放标准、允许的排放总量控制指标等环保部门对排污者的各种要求。因此，

有必要修订大气法，使排污许可证成为企业准入的重要资格条件，成为政府管理企事业单位大气排污行为的重要手段，而不仅仅是实行大气污染物总量控制制度的手段之一。

准确、及时的环境信息披露是有效环境监管机制的根本前提。而且，信息手段能够降低公众对于环境危险的误解，同时增强公众的监督，减少环境执法官员的负担。目前我国已经认识到这一点，也正在尝试通过提高信息透明度改善环境保护体系。但是，一些信息公开的关键因素在我国的环境保护制度体系中仍处于缺失状态，集中表现为排放信息、环境影响评价报告、政策制定过程等方面信息不够透明。

(5) 法律责任缺乏威慑力度，难以有效遏制大气违法行为。

首先，现行《大气法》对规定的处罚数额过低，往往造成企业处罚数额低于环保设施运行成本的现象，对环境违法行为起不到应有的震慑作用，迫切需要修订，加大处罚力度，增强对违法行为的震慑力。其次，现行大气法对法律责任的规定过于原则，需要对其进行分门别类，即对行政单位、企业以及个人的法律责任予以区别，并提出明确的法律制裁措施。

(6) 大气环境监督管理的责任不明确。

现行大气法对我国大气环境监督管理的职能还没有真正理顺，进而导致在实际工作中，环保部门与其他部门的一些职责交叉严重，在许多问题的处理上难以协调一致，形成大气污染防治的合力。例如对机动车污染控制的有关条款，从新生产机动车到报废全生命周期过程中，未能明确环保部分、公安部门、交通部门、工信部分、质量监督部门、工商部门等行政部门的职责范围与职能分工；类似地，在扬尘、工业大气污染防治等领域，也存在着部门职责交叉、分工不明确的问题。

4.1.2 对大气法修订的建议

针对现行大气法在当前我国空气质量综合控制方面支撑不足的情况，根据我国空气质量的主要需求，对大气法的修订提出如下建议：

(1) 建立以 PM_{2.5} 和 O₃ 为核心的多污染物与多污染源协同控制体系。

把对人体健康有重要影响的 PM_{2.5} 和 O₃ 作为我国大气污染防治的核心内容，在继续深化 SO₂、烟粉尘治理的同时，强化对 NO_x、VOCs、NH₃ 等形成二次 PM_{2.5} 和 O₃ 的重要前体物的排放控制；在继续深化工业污染治理的同时，突出抓好中

小锅炉、扬尘、餐饮油烟、装修喷涂等面源污染，以及机动车等移动源污染防治工作。

一是扩展污染防治的对象与范围。为实现基于健康的、涵盖在中长期内希望监管所有污染物的环境空气质量标准，我国应实施综合的多污染物减排战略，建立严格的、渐进的、同步的减排目标。这种目标的制定应通过分析、模拟现有和预计污染源、大气污染传输因素、污染物水平对其他污染物的影响，以及可得减排技术和政策来确定。为此，在现行大气法基础上，应强化对 SO₂ 与尘污染控制要求外，同时增加对 NO_x、VOCs、大气汞和其他相关污染物的控制要求。另一方面，建议强化燃煤污染控制，要求在不能采用清洁能源的地区，发展集中供热；在集中供热管网覆盖的地区，禁止新建燃煤锅炉；对火电厂与其他大中型企业燃煤排放的各种大气污染物，包括 SO₂、NO_x、烟尘及汞，提出更加严格的控制要求。此外，将重点防治范围扩展到交通污染、城市扬尘等领域，将扬尘污染防治单列一章，从工地、道路、堆场等多个方面规定防治扬尘污染的措施，加大城市扬尘的控制力度。

二是鼓励针对多种污染物控制技术的发展。创造强有力的经济激励手段，鼓励企业进行污染控制技术与战略的规划、融资、安装与运行，综合治理多种污染物，使所有排放目标均有效降低，减少污染治理成本，提高大气污染防治的整体绩效。

(2) 把空气质量改善作为大气环境管理的核心内容。

进一步明确城市政府在其辖区空气质量达标管理中的责任和义务，并对各级政府在大气质量管理方面赋予更多职能。建立城市空气质量达标管理的技术路线，根据不同城市空气质量现状与达标的差距，规定不同的达标期限，并针对其整个达标过程提出分阶段目标和重点工作内容；明确环境空气质量不达标的后果，对于不能按期达标的城市政府依法进行惩罚。

一是提高环境空气质量达标的优先性。提高并阐明环境空气质量标准在法律体系中的重要性，确保环境大气质量标准获得与总量控制目标同等的重视。

二是建立环境空气质量达标规划体系。为达到环境空气质量标准，我国应建立与美国州实施计划类似的区域、省级和市级规划体系。特别是针对某一行政区如何能够达到大气质量目标的规划，对提高空气质量发挥至关重要的作用。

三是对环境空气质量不达标地区提出更加严格的控制要求。未达标地区应接受来自国家环保行政主管部门更加严格的监督并实现达标的特定要求。污染更严重的地区可以获得更长的达标期限，但是明确分阶段的环境质量改善目标。

四是明确环境空气质量不达标后果。修订后的大气法应明确规定环境空气质量不达标后果，可以与我国现行的官员绩效考评、区域限批以及其他经济激励等政策相结合，以发挥以质量改善为核心的大气环境管理作用更大的功效。建立健全区域空气质量管理机制

(3) 完善区域空气污染联防联控机制，解决大气污染物跨行政边界传输的问题。

针对 PM_{2.5} 和 O₃ 不达标的现象，要求新增项目（包括固定源和移动源）都必须采用可获得的最优技术。借鉴欧洲和美国经验，针对 SO₂、NO_x、VOCs 等能进行长距离传输，影响区域空气质量的污染物，通过完善区域总量控制制度，授权环保部基于污染物的区域影响确定排放总量控制目标并分配至各行政区，减少区域内上风向大气污染物排放对下风向空气质量的影响，并通过区域大气污染联防联控机制保障其目标的实现。

一是突破现行大气法中大气污染总量控制仅限于尚未达到规定的大气环境质量标准的区域和国务院批准划定两控区的界限，使目前环境管理中全国范围的总量控制具有明确的法律依据。

二是明确规定国务院确定实施全国总量控制的各种重点大气污染物，制定控制目标，并将重点大气污染物排放总量指标分解落实到省、自治区、直辖市及重点行业。

三是明确国务院，国务院环境保护行政主管部门，省、自治区、直辖市人民政府，市、县人民政府，排污者在大气污染总量控制中的职责、权限和义务，并对超过污染物总量控制指标的地区、企业和企业集团规定处罚办法。

四是完善区域总量控制制度。对于区域性复合型大气污染严重的重点城市群地区，应要求制定严于国家要求的总量控制目标。同时赋予省、自治区、直辖市人民政府依据当地污染特征，针对除全国总量控制外的其他污染因子实施地方总量控制的权力。

五是提出鼓励在有条件的行业和地区开展重点大气污染物的排污权交易活动，要求国务院环境保护行政主管部门制订排污权交易具体办法。

（4）进一步强化对违法行为的处罚，提高大气环境违法成本。

首先要加大违法行为处罚力度，现行《大气法》中对于大气污染物排放主体超标排放、环境空气质量不达标、数据弄虚作假等行为的处罚标准过低，导致违法成本远低于守法成本，不利于推动大气污染防治工作的进行；其次要细化限期治理条款，并将限期治理决定权授予各级政府环境保护行政主管部门；此外，需要降低执法成本，加大执法力度，细化环境监管人员的法律责任，保证违法主体得到相应的处罚。

一是加大违法行为处罚力度，增强对违法行为的震慑力，将对进一步强化大气环境监督管理起到积极的促进作用。二是细化限期治理条款，建议将限期治理决定权授予环境保护行政主管部门，规定限期治理期间要限批新建项目。三是建立按日计罚制度，规定违法排污拒不改正的，环境保护行政主管部门可以按照本法规定的罚款数额，按日累计罚款。四是促进大气法实施的公民诉讼制度，建议增加因大气污染受到损害的当事人的诉讼和赔偿等相关规定。五是细化环境监管人员的法律责任。

（5）强化对交通污染的监督管理，尤其是非道路移动源的控制

将现有的机动车船污染防治扩大到整个交通大气污染防治的范围，突出城市交通规划和公共交通系统对控制机动车大气污染的重要作用；突出全生命周期污染防控理念，对新生产机动车、在用机动车、车辆维修与报废都要提出明确的管理规定和部门分工与责任；突出车用燃料和清净剂在机动车污染控制中的重要作用；突出生产企业和个人在机动车污染防控中应该承担的不同义务与责任；突出经济政策在机动车污染防控中的重要调节作用。尤其是要将船舶、飞机、火车以及非道路用机械的废气排放纳入大气法管辖范围，明确环保部在非道路移动源领域内的管理职责。

一是在新生产机动车方面，建立新车型式核准、环保生产一致性以及在用车符合性监管制度，且明确对违反规定的企业、行政监管人员的处罚措施。二是在在用机动车方面，应增加对核发环保标志的法律支持，增加在用机动车环保标志管理条款，明确公安、环保、交通等部门各自的职责。三是在车用燃料方面，针对机动车排放标准实施中的车油不匹配问题，提出环保部负责制定车用燃料有害物质控制标准的规定，强化环保部在车用燃料标准方面的参与权。四是在非道路移动源方面，尤其是在上海、深圳、广州、南京、宁波等港口城市，授权环保部

门与交通部门建立船舶污染控制合作机制，明确地方环保与交通部门的管理职责，加强对船舶排放污染物的严格管制。

4.2 完善空气质量管理机制，提升空气质量管理能力

自上世纪 70 年代我国开始开展大气污染防治开始，管理主要以重点污染源排放强度和主要污染物排放总量为中心，而非环境质量；大气污染物减排目标确定的依据主要是减排的技术和经济潜力，而非人体健康对大气质量的要求；大气质量评价的主要对象是 SO₂、NO₂ 和 PM₁₀ 等三项大气污染物，而非 PM_{2.5} 和 O₃ 这两种对人体健康影响更大的污染物。为了保障广大人民生活的大气环境健康、舒适、安全，我国必须尽快转变大气污染控制思路，把大气质量达标作为管理工作的核心和最终目标，把 PM_{2.5} 及其相关前体物的“总量减排”作为“质量改善”的重要手段。这样的空气质量管理模式需要以完善的管理机制和强大的管理能力作为支撑。与欧洲和美国相比，我国面临的空气污染形势更为复杂，管理任务更为艰巨，但是在管理人员数量、机构设施、经费支持和科技支撑等诸多方面都更为薄弱。为了适应空气质量达标和污染物减排对环境管理提出的要求，我国需要在人员、机制、资金投入和科技支撑等方面，全面进行强化。

4.2.1 参考欧美国家大气管理体系，配置相应人力资源

我国大气环境管理由中央和地方两级部门构成。其中，中央的大气管理职能分散于环保部的多个业务部门，包括总量司、污防司、规划司、监测司、科技司等等，其职责见图 4-1。由于各业务部门间在管理职责方面存在交叉，对整个大气管理工作无法进行高效协调；同时，大气管理工作在各司中仅仅由一个处（或者更少）的人员负责，资源投入相当有限，即使是直接负责空气质量管理的污染防治司大气处，也仅有 4 人的编制。此外，环保部门与其他部门的一些职责存在交叉，在车用油品等许多影响大气环境管理的关键问题上权限不足，不利于在各个部委间凝聚大气污染防治的合力。

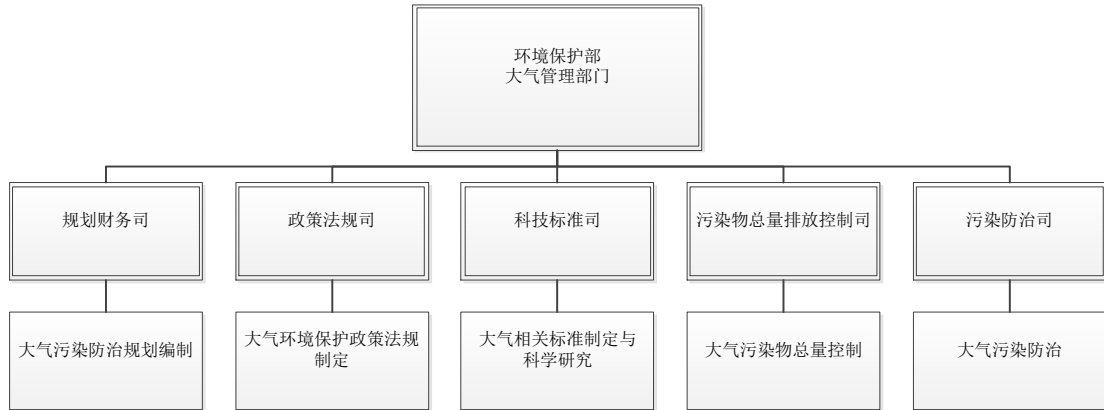


图 4-1 环境保护部与大气管理相关的部门与职责

与我国的大气环境管理体制不同，美国负责大气管理方面的“大气与辐射办公室”是美国环保署的 11 个中央机构之一，由环保署助理署长直接领导，下辖 4 个司级机构，分别管理规划和标准、国家大气计划、移动源污染防治和室内污染防治，管理人员的数量高达 1400 人，其组织结构见图 4-2。与美国类似，欧洲国家在大气管理方面，也大多是由一个机构进行统一协调，并针对具体的精细化管理工作配置人力。在这样的管理架构下，美国的大气管理工作既能够高效统一地进行协调，又能对每一项具体工作进行细化，明确分工，各司其职，为推动其大气管理的能力提高奠定了体制基础和人员基础。

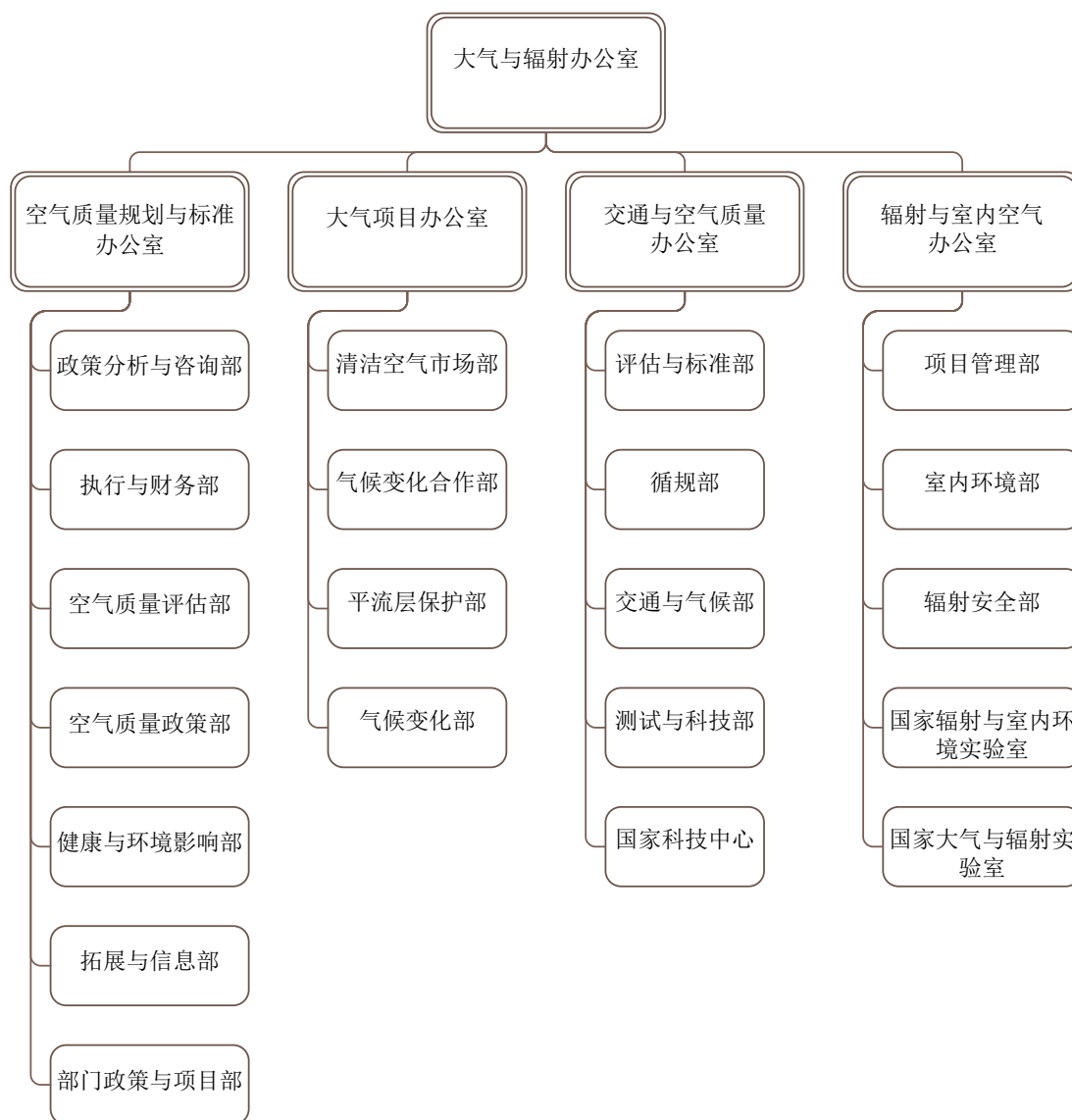


图 4-2 美国环保署大气与辐射办公室组织结构图

为了提高我国大气管理的能力，以达到定量化和精细化管理的要求，我国需要全面整合和大气管理相关的职能和资源，参考我国药品监督管理、水资源管理以及核安全管理的模式，在环保部下设立专门的大气管理机构，统筹大气质量管理工作；同时需要大幅增加直接进行管理和对管理提供技术支撑的人力资源，为实现大气质量定量化和精细化管理奠定基础。

与欧美国家相比，中国除了中央大气管理机构人员严重不足外，地方大气管理机构的人员数量也有极大差距。在我国的省、市级政府环境保护主管部门中，往往缺乏专门进行大气管理的岗位设置，进行大气管理的人员往往身兼数职，同时还要处理水、重金属、噪声等其他污染防治的事宜；而美国各州的大气环境管

理部门人员十分充足，例如在总人口 340 万的康涅狄格州，大气环境管理部门的人员总数达到 110 人；在人口 3800 万的加州，其 35 个地方大气质量管理地区，大气环境管理部门职员从农村地区（人口不超过 10 万）的 5 人到洛杉矶（人口将近 1300 万）的几百人不等。欧美国家大气管理人员数量充足，保证了从事大气污染防治的管理与技术人员有足够的专业业务水平，进行定量化和精细化的大气管理，加强了环保部门成功解决大气环境问题的能力。

我国目前无论是中央还是地方层面的大气环境管理人员与技术人员均较少，其中地方大气环境管理与技术人员尤为匮乏。根据欧美空气质量改善的经验，大气管理涉及到环境监测和评估、社会经济发展预测、污染物减排潜力和技术成本分析、大气化学和物理过程分析、污染源排放监控、环境监督和执法等多个组成部分，不同组成部分间的联系使大气质量管理有很强的综合性、系统性和复杂性；大气管理对我国能源、经济结构调整的要求也决定了我国需要在现阶段配置更多的资金和人员，突破管理能力不足这一瓶颈。相比与欧美等发达国家，我国大气环境管理与技术人员在人数和素质上都存在巨大的差距，在很大程度上制约了大气环境管理水平的持续提高。为了满足大气管理的需要，我国必须在国家和地方大幅增加大气管理人员的数量，同时全面提高管理人员的科学技术水平，明确和增强执法能力，提升定量化和精细化管理能力。

4.2.2 完善重点区域大气污染联防联控管理机制

当前，我国实行以属地管理为主的环境管理体制，导致环境行政主管部门只对本级政府负责，不利于解决区域空气污染问题；同时，与国家大气管理人员相比，地方从事大气污染防治的管理和技术人员更加缺乏。由于地方政府决定了其下属环境保护局的编制、预算和人事任命，以及与其他部门的合作关系，环境管理工作极易被人为因素干扰。

与此相对，美国环境保护署在地方层面建立了 10 个区域办公室（图 4-3）。通过区域办公室的衔接，联邦环保署和州（地方）两个层面的环境管理机构在业务指导之外，还存在相互制约关系，因此作为一个整体能更加独立的开展工作。同时，在这十个区域办公室中，都有专门负责大气污染项目的工作人员与所在管辖区的州政府部门合作，在统筹区域空气管理工作的同时，帮助地方培养了一批领导型人才和具有空气管理专业能力的专家型人才，加强了解决区域大气环境问题的能力。我国现在虽然已经建立了六个区域环境保护督查中心，但是这些中心的主要职能在于环保督查工作，在区域大气污染防治方面既缺乏相关的职能定位，

也缺乏统筹区域进行大气污染控制的技术力量和科技支撑,远不能起到美国区域办公室在空气质量管理中承接中央和地方管理职能的作用。欧美的空气质量管理经验表明,区域空气质量的改善,必须依赖于强大的区域大气污染协调控制能力,为此,我国需要在已经开始建立的区域联防联控机制基础上,逐步完善区域联防联控管理体制,主要在以下方面进行建设:

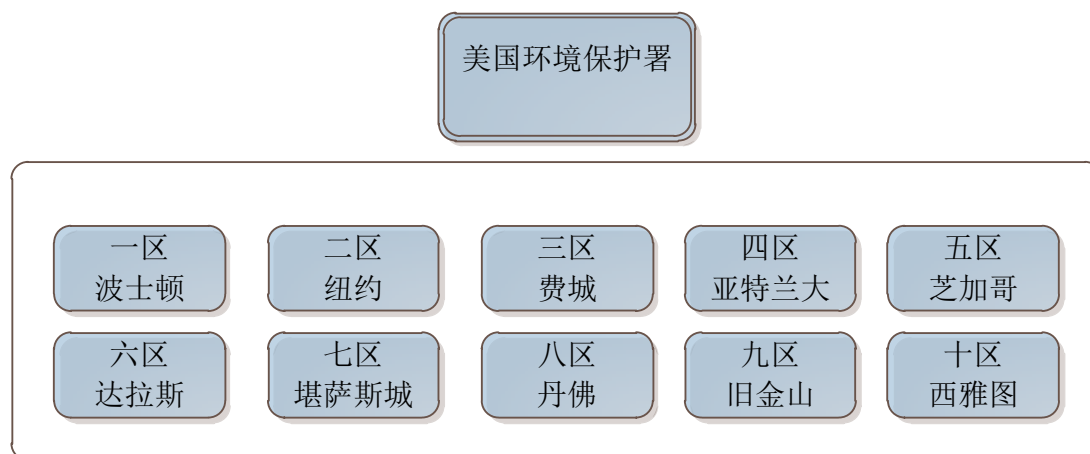


图 4-3 美国环境保护署的区域办公室及总部所在地

一是强化区域督察中心职能。六大区域督察中心的建立标志着我国利用区域机制增进国家监督体系迈出了重要一步,也为建立其他区域机制奠定了基础。目前,区域督察中心在执法监督、处理跨省跨区域重大环境纠纷等方面发挥了重要作用。但给予区域督察中心更大的管理职能和资源,可以加强国家环保行政主管部门对地方的管理力度,例如包括监测、发放排污许可证等,同时要强化区域督察中心与地方环保局的信息共享,同时还应规定区域督察中心获得充足的人力、培训、设备和资金。

二是划定大气质量管理区,设立区域大气质量管理办公室。建议在大气法中将京津冀、长三角、珠三角等重点区域以及其他合理的城市群地区,指定为大气质量管理区,以解决需要国家环保行政主管部门管理的特定大气环境问题。对于这些重点区域内的地方人民政府,应在环保部或共同的上级人民政府组织协调下,建立区域大气质量管理办公室,负责制定、实施重点区域大气污染防治规划,并组织人员培训,增强地方环保部门能力,建立重点区域大气污染联合防治制度。

三是建立区域大气环境联合执法监管机制。发挥国家各区域环境督查派出机构的职能,加强对区域和重点城市大气污染防治工作的监督检查和考核,定

期开展重点行业、企业大气污染专项检查，组织查处重大大气环境污染案件，协调处理跨省区域重大污染纠纷，打击行政区边界大气污染违法行为。强化区域内工业项目搬迁的环境监管，搬迁项目要严格执行国家和区域对新建项目的环境保护要求。

四是建立重大项目环境影响评价会商机制。对区域大气环境有重大影响的火电、石化、钢铁、水泥、有色、化工等项目，要以区域规划环境影响评价、区域重点产业环境影响评价为依据，综合评价其对区域大气环境质量的影响，评价结果向社会公开，并征求项目影响范围内公众和相关城市环保部门意见，作为环评审批的重要依据。

五是建立环境信息共享机制。围绕区域大气环境管理要求，依托环境保护专网，建立区域环境信息共享平台，集成区域内各地环境空气质量监测、重点源大气污染排放、重点建设项目、机动车环保标志等信息，建立区域环境信息共享机制。京津冀、长三角、成渝依托中国环境监测总站建设环境信息共享平台，其他城市群依托各省环境监测中心等建立环境信息共享平台，促进区域内各地市之间的环境信息交流。

六是建立区域大气污染预警应急机制。加强极端不利气象条件下大气污染预警体系建设，建立区域大气环境质量预报系统，实现风险信息研判和预警功能。建立区域重污染天气应急预案，构建区域、省、市联动一体的应急响应体系，将保障任务层层分解。当出现极端不利气象条件时，所在区域及时启动应急预案，实行重点大气污染物排放源限产、建筑工地停止土方作业、机动车限行等紧急控制措施。

4.2.3 增加资金投入并纳入国家预算,尽快推动国家清洁空气行动计划

“九五”前我国在环境保护上的投资仅占 GDP 的 0.8%左右，在加大环保投资的“十一五”期间，环保投资达到 1.35%；而发达国家在环保上的投资一般占 GDP 的 1.5%-2.0%，在环境问题突出时投资还会增加。长期以来，相对于水环境保护、重金属污染、生态保护等领域，国家在大气污染防治方面投入更为不足。由于资金有限，排污单位特别是中小企业无法保证大气污染治理设施正常运行并进行深度治理；仅仅依靠地方两级财政的投入，远不能填补大气污染防治的资金缺口、满足改善环境空气质量的需求。

此外，大气污染防治的科研起步较晚，基础较为薄弱，对非传统的大气污染物 VOCs、PM_{2.5}、扬尘等缺乏深入的研究。大气环境能力建设投入不足，大气质量监测的基础设施不全，大多数城市不具备臭氧、PM_{2.5}的监测设备，数据质量控制薄弱。

除了资金投入欠缺外，我国的空气质量管理中的科技支撑也非常滞后。在美国和欧洲的区域空气质量管理进程中，科学技术的支撑起到了非常关键的作用。在美国和欧洲区域空气质量管理的经验中，管理措施和政策的发展一直伴随着科学分析方法和工具的发展。以美国为例，美国环保署在移动源污染控制方面，一直和汽车制造企业保持紧密联系，引领着污染控制技术的潮流；在环境监测和排放源监测方面，通过标准的推进和方法的开发和比较，推动着监测技术方法的进步；在污染控制策略的科学支持方面，通过排放清单、模型工具等科学工具的研究，在推动大气科学进步的同时产生了明显的支持管理的实用效果。

中国目前的已经由单一的煤烟型大气污染过渡到了区域性复合污染。大气环境污染形势的严峻性主要体现在“污染阶段的集中化、污染地域的差异性、污染现象的多样化”三个方面，各种大气污染问题在时间及空间上“纵横交错”，使得我国大气环境污染呈现出明显的压缩型、区域性及复合型的特征。中国目前大气污染形势的复杂性和严峻性在发达国家都未有先例，尤其需要借助科学工具，进行科学分析，科学地制订合理可行的控制策略。

与美国和欧洲相比，我国在区域大气污染特征的识别、污染来源分析、污染排放控制和监管、空气质量评估等方面的技术存在着全方位差距，尚不足以对空气质量的定量化、精细化管理提供足够的科学支撑。需要通过建立大气专项资金等方式，推进和空气质量管理密切相关的几类关键技术的应用，主要包括建立空气质量监测和评估体系、大气污染物排放清单、区域尺度的空气质量模拟系统、污染控制策略的费用效益分析系统等，尤其是为应对重污染过程和控制二次 PM_{2.5} 污染提供技术支撑，以实现定量化和精细化管理。

为了全面提升我国空气质量管理能力，我国需要在资金方面加大投入。中央应设立大气污染防治专项资金，加强大气污染防治专业管理人员和技术人员的引进，增强科研能力和基础管理能力建设；同时建立投资主体多元化和投资方式多样化的投入机制，采取“以奖代补”、“以奖促治”等方式，引导和鼓励地方政府与企业主动投资治理大气污染。另一方面，需要强化科学技术在空气质量管理中的应用，尽快开展一批国家级的专项研究，在我国不同区域大气污染的产生机理、

来源解析、防治路径等重大科学问题上取得突破，在此基础上开展和实施“国家清洁空气行动计划”，实现空气质量的定量化和精细化管理。

4.3 加快经济发展方式转变，推动污染物持续大幅削减

4.3.1 粗放的经济增长方式给我国带来极大的大气环境压力

在建国初期，我国是个典型的农业国，改革开放以来，我国产业结构逐渐向优工业化的方向发展。1990年后，我国工业化进程逐步加快，第二产业的比重在过去20年间保持增长（如图4-44-4）；我国已经成为了“世界工厂”，钢铁、水泥等多种主要工业原材料的产量已经接近或超过世界总产量的50%。

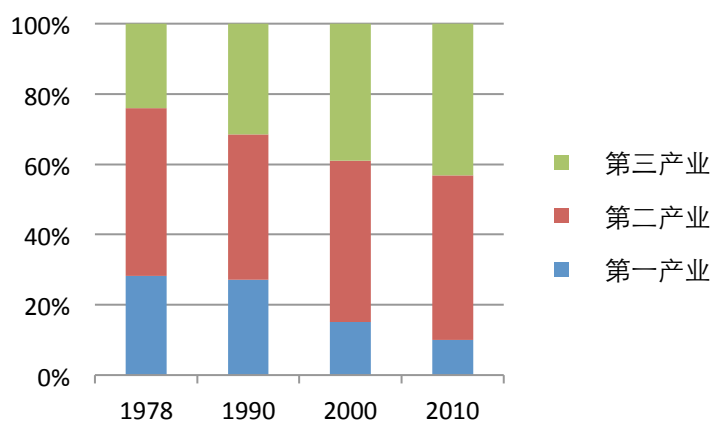


图 4-4 三次产业在 GDP 中所占比例的变化趋势

目前，我国正在进入工业化的中后期，重工业占工业增加值的比例处于高位。自2002年以来，我国已经进入重化工为主导的扩张期，工业化、城镇化的速度明显加快，经济结构发生剧烈变化。以若干龙头产业为先导，化工、建材水泥和钢铁等高能耗产业的发展使能源尤其是电力供求矛盾突出。2010年全国能源消费总量达到32.5亿吨标准煤，见图4-54-5。

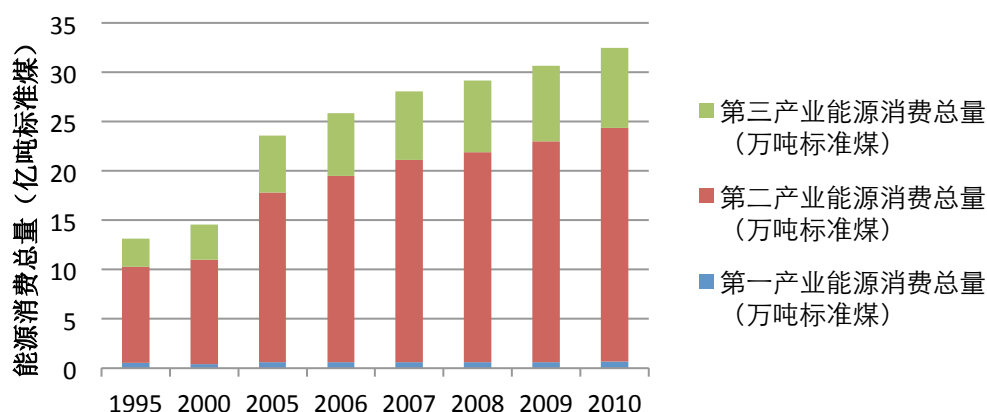


图 4-5 三次产业能源消费情况

从已完成工业化国家的经历来看，单位 GDP 能耗（即能源强度）在一个较长的时间过程中呈现出抛物线的特征（见图 4-6），即在工业化加速发展时期（一般为工业化中期阶段），能源消费快速增长，能源消费增长速度超过 GDP 增长速度，即能源消费弹性系数超过 1，能源密度明显上升。随着工业化进程的演进、服务业的发展和技术进步，能源密度在经历了高峰期之后明显持续下降，而后维持在一个相对稳定的水平。根据发达国家的经验，受经济发展阶段、产业结构和人们需求变化影响，在今后相当长一段时期内，我国能源消费量将持续快速增长。

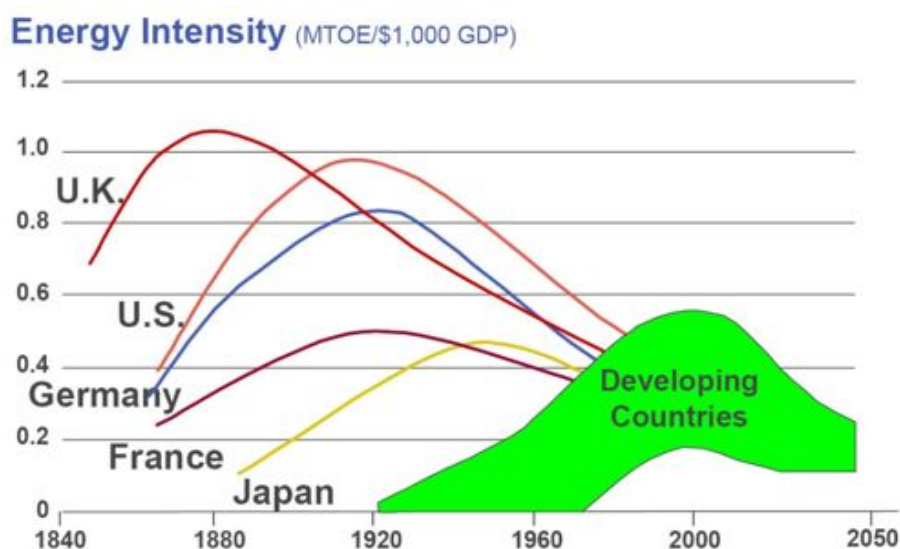


图 4-6 单位 GDP 能源强度变化趋势

各种主要大气污染物的初始排放与能源消费之间呈典型的正相关关系，特别是在我国这样一个以煤为主要能源的发展中国家。SO₂、NO_x、Hg 等大气污染物

主要来自于矿物燃料的燃烧，尤其是煤炭的燃烧，主要发生在电力用能设备和工业等部门的终端用能设备方面。2010年全国SO₂、NO_x排放量分别为2185和1852万吨。其中，工业SO₂、NO_x排放量分别为1864和1466万吨，各占全国SO₂、NO_x排放量的85.3%和79.1%。

目前，我国产业结构中存在许多高能耗、高污染的行业，高新技术产业比重过低，企业自主创新能力差，产品附加值低，单位GDP资源消耗率高。“十一五”以来，我国能源消费增长速度和能源消费弹性系数分别达到6.6%和0.58，说明我国经济高速增长是建立在更高能源消耗基础上的，冶金、建材、化工等高耗能产品产量大幅增长，拉动了能源需求，钢铁、水泥、电解铝等高耗能产业迅速发展，高耗能产业在国内生产总值增加值中所占比例越来越大；从各国单位GDP能耗的比较来看，我国单位GDP能耗是日本的近6倍，也高于印度等发展中国家。目前我国能源综合利用效率约30%，比发达国家低约10%。

国内外经验都表明，重化工业的发展是造成大气污染物排放量保持高位的重要因素。近30年来，欧洲和美国等后工业化地区的重化工业比重持续降低，使得工业过程的大气污染物排放量逐渐减少。而我国目前正处于工业化后期，经济发展严重依赖于高能耗、高污染的行业。虽然与1990年相比，我国多种大气污染物的单位GDP排放强度分别降低了40%~80%，但是由于在经济高速发展过程中，重化工业迅速增长，我国的SO₂和NO_x等大气污染物排放量仍然增加了1~3倍。尤其是2000年以来，我国粗钢产量增长了4倍，水泥产量增长了2倍（如表4-1所示）；到2010年，我国京津冀地区的粗钢产量和长三角地区的水泥产量分别为美国全国的1.9倍和4.3倍。为了在保持经济平稳高速增长的同时大幅削减大气污染物的排放量，必须使大气污染物的单位GDP排放强度以比过去20年更快的速度下降，以抵消GDP高速增长对污染减排的负效益。

表 4-1 我国 2000 和 2010 年的钢铁和水泥产量（亿吨）

	1990	2000	2010	2010 年占全球产量的百分比
粗钢	0.66	1.29	6.27	44%
水泥	2.10	5.97	18.68	60%

由于我国正处于加速工业化和经济重型化的进程中，能源需求快速增长不可避免，控制高耗能产业、发展高科技产品和第三产业是未来我国产业结构调整

重要任务。也只有把握我国产业结构调整契机，才能转变我国粗放的经济展方式，为我国的污染物减排提供良好的条件。

4.3.2 推动产业结构调整，实现可持续发展

我国目前面临着钢铁、水泥等产业产能过剩的问题，同时这些行业也是造成大气污染物大量排放的重要来源。因此，政府亟需利用社会经济发展转型这一契机，由发改委、工信部、环保部等部门联合制定积极的政策措施，推进产业结构调整，减少重化工业造成的大量排放。

一是推动战略性新兴产业发展。 战略性新兴产业是以重大技术突破和重大发展需求为基础，对经济社会全局和长远发展具有重大引领带动作用，知识技术密集、物质资源消耗少、成长潜力大、综合效益好的产业。通过大力推动战略性新兴产业的发展，实施有区别的经济政策引导投资和消费模式向可持续转变，有助于减少地方政府对于发展重化工业的冲动。根据《关于加快培育和发展战略性新兴产业的决定》，到 2015 年，战略性新兴产业占 GDP 比重力争达到 8%，到 2020 年力争达到 15%左右。要实现这个目标，应该充分利用行业性总量控制制度形成的倒逼机制。例如，在电力行业脱硫装备基本普及以及装机容量、发电量仍将持续大幅增加的情况下，进一步完善电力行业总量控制制度将倒逼电力行业更加注重太阳能、风电等新能源的发展，改善电源结构，同时也为节能环保产业、高端装备制造产业的发展提供广阔的市场空间。

二是抑制高耗能、高排放行业过快增长，推动工业内部结构调整。 重化工业通常是高耗能、高污染行业，发展的资源环境代价很高，通过实施一系列抑制高耗能、高排放行业过快增长的措施，可以有效遏制地方政府投资冲动，限制重化工业的盲目发展，改善工业内部轻重比例关系，推动工业内部的结构调整，同时有助于减少能源资源消耗，减少污染物排放。抑制高耗能、高排放行业过快增长的具体政策主要包括：进一步提高行业准入门槛，强化节能、环保、土地、安全等指标约束，依法严格节能评估审查、环境影响评价、建设用地审查，严格贷款审批。建立健全项目审批、核准、备案责任制，严肃查处越权审批、分拆审批、未批先建、边批边建等行为，依法追究有关人员责任。严格控制高耗能、高排放产品出口等。

三是加快淘汰重化工业落后产能，提高工业技术水平。 由于我国重化工业的阶段无法跨越，因此淘汰重化工业落后产能，尤其是淘汰火电、钢铁、建材等重污染行业落后产能，提高重化工业的整体技术水平，是促进我国产业优化，

控制大气污染的有力举措。通过淘汰火电、钢铁、建材等重污染行业的落后产能，提高这些行业的整体技术水平，从而促进其产业优化，减少大气污染的排放；同时通过产业准入门槛的约束，推动清洁生产技术和污染物排放控制的最佳可用技术在全行业中的普及和高效使用，如降低挥发性原辅料在涂装、清洗工艺中的使用等；同时延长产业链，通过增加精加工的高附加值产品比例，在重化工业企业自身发展的同时降低污染物排放量。

4.3.3 合理调整产业布局，逐步疏散重点区域重化工业产能。

京津冀、长三角、珠三角等区域的经济社会发展总体水平较高，其中部分城市和地区已经或者正在由工业化后期转入后工业化阶段。这些城市和地区有的已经或者正在形成条件，通过重化工业产能的疏散和能源结构的大幅调整，降低本地多种大气污染物排放量，为降低这些地区的大气污染物排放强度创造有利条件。在产能疏散时，需要对转移的产能提出严格的技术和环境要求，必须满足准入标准的限制条件，并不会影响产能承接地空气质量改善目标的实现。

随着我国不同地区空气质量管理的深入，不同地区的阶段目标也将逐渐发生变化。从现在到我国区域空气质量改善目标的最终实现，我国将经历深刻的经济、能源结构的变革，发展方式会有相当大程度的转变，而这个转变在不同的区域发生的时间可能有所不同。因此，对于这其中的不同时期，需要有不同的政策重点，以针对不同的空气污染控制问题；此外，我国幅员辽阔，不同区域的社会经济发展程度、经济能源结构、空气污染特征、主要污染的来源都不尽相同。因此，在满足全国空气质量控制目标的同时，需要按照区域空气质量改善的需求安排工作，结合自身特点，各有侧重。总体而言，对于我国区域空气质量改善，在产业结构的调整和布局方面，不同时期和区域的政策重点应满足以下原则：

在工业化后期，重化工业仍然是支撑经济发展的重要部分，大气环境压力将持续增大。在这期间，需要把区域空气质量改善作为倒逼区域转变发展方式的重要力量，将控制新建产能以及机动车的快速增长、淘汰落后产能、推进清洁生产和最佳可用技术在工业企业中的应用作为大气污染防治政策的重点。

在后工业化阶段，发展方式已经得到转变，高端制造业、高新科技产业和第三产业已经取代重化工业，成为社会经济的主要支撑部分。在这期间，需要把能源的高效利用、能源、交通系统的优化等作为政策的重点。

在京津冀、长三角、珠三角等区域中，存在社会经济发展较快、已经或者正在由工业化后期转入后工业化阶段的城市和地区。这些城市和地区有的已经或者

正在形成条件，通过重化工业产能的疏散、能源结构的大幅调整和交通系统的优化，降低本地多种大气污染物排放量。需要有这些城市和地区带动整个区域，通过区域合作，减少区域 SO₂、NO_x、VOCs 等二次 PM_{2.5} 的前体物的排放量，从而改善整个区域的空气质量。

4.4 优化能源结构，实现煤炭的高效清洁可持续利用

4.4.1 燃煤是我国大气污染的最主要来源

煤炭是我国重要的基础能源。到 2010 年，中国的煤炭消费量已占全球煤炭消费总量的 48.2%，分别是美国的 3.3 倍和欧盟的 6.4 倍（如表 4-2 所示）。

表 4-2 2010 年能源消费量国际比较（单位：百万吨标准油）

	石油	天然气	煤炭	核能	水电	可再生 能源	总计
中国	428.6	98.1	1713.5	16.7	163.1	12.1	2432.2
美国	850.0	621.0	524.6	192.2	58.8	39.1	2285.7
欧盟	662.5	443.3	269.7	207.5	83.0	66.9	1732.9
世界总计	4028.1	2858.1	3555.8	626.2	775.6	158.6	12002.4

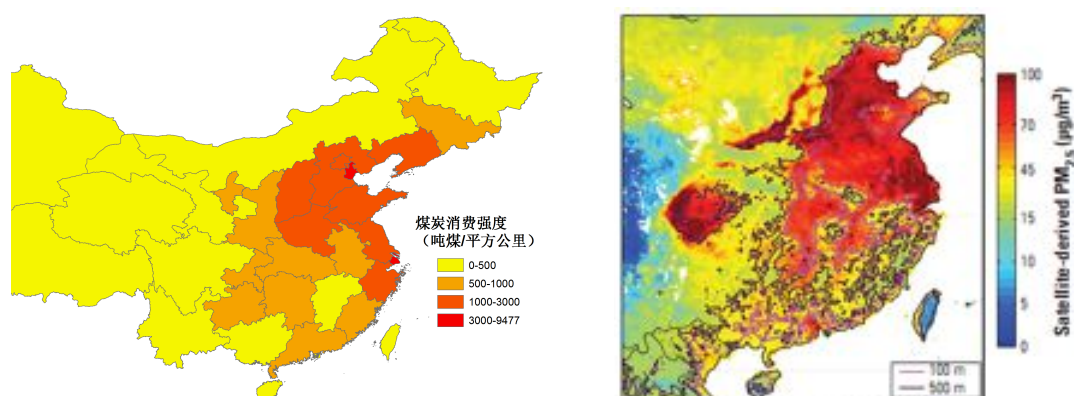
以煤为主的能源消费结构带来了严重的环境问题。随着经济高速增长，能源需求的不断增加，我国的煤炭消费量也随之增长，2000 年以后，我国煤炭消费量在 10 年间从 14 亿吨增加到 31 亿吨。与天然气等清洁能源相比，煤炭使用过程中的 SO₂、颗粒物、重金属、CO₂ 等各种大气污染物排放量都更高，而由于资源禀赋的限制，我国的能源结构以煤为主，从上世纪 80 年代以来，煤炭占我国一次能源消费量的比重一直在 70% 左右，远高于其他国家 20% 左右的比例。巨大的煤炭消费量导致我国 SO₂ 排放量分别为美国的 2.5 倍、欧盟的 4.4 倍，NO_x 排放量分别为美国的 1.5 倍、欧盟的 2 倍。为了有效改善环境质量、保护人民群众身体健康，应对温室气体减排压力，我国必须努力控制煤炭消费量，从源头减少大气污染物产生量。

煤质差和煤炭的洗选加工水平低导致了大气污染物排放高。中国煤炭灰分和硫分普遍较高。中国灰分小于 10% 的特低灰煤仅占探明储量的 17% 左右，

大部分煤炭的灰分为 10%~30%；硫分小于 1%的特低硫煤占探明储量的 43.5% 以上，大于 4%的高硫煤为 2.28%，广西合山、四川上寺等地的煤层，硫分高达 6%~10%以上。我国用于发电的煤炭平均灰份在 20%~25%之间，平均硫份约为 1%，和美国用于发电的煤炭（平均灰份 9%，平均硫份 1%）相比，煤质较差，稳定性也较差。

煤炭洗选是提高煤炭利用效率、减少烟尘、SO₂ 等大气污染排放最为经济和有效的技术，但目前我国煤炭洗选加工整体水平与发达国家相比，仍然存在不小差距。首先是原煤入洗率低。2010 年，全国原煤入洗率为 50.9%，低于国外 55% 至 95%的水平。并且除炼焦煤外，大部分动力煤未经洗选直接燃烧，不仅给煤炭运输带来巨大压力，也是造成燃煤锅炉烟尘、SO₂ 等大气污染物排放水平相对较高的主要原因之一。原煤煤质差、洗选加工水平低，直接导致了我国较高的污染物排放水平。同时煤质的不稳定还会引起燃煤工艺的不稳定，直接影响燃煤电厂、工业锅炉等除尘器和烟气脱硫系统的性能，加大了污染治理的难度。

煤炭消费不均衡导致区域性复合型大气环境问题。2010 年京津冀、长三角、珠三角地区，以及辽宁中部、山东、武汉及其周边、长株潭、成渝、海峡西岸、山西中北部、陕西关中、甘肃兰白、新疆乌鲁木齐城市群等 13 个经济发展较快地区所在的省份，以占全国 14%的国土面积，消费了 48%的煤炭，单位面积煤炭消费量为全国平均水平的 4 倍。由于单位国土面积承载了巨大的污染物排放，以三区十群为代表的部分重点区域城市大气污染十分严重。我国东部从京津冀到长三角的广大区域是煤炭消费强度最高的地区（如图 4-7 所示）。这个空间分布上的一致性表明大幅降低燃煤过程的大气污染物排放量，是改善我国，尤其是东部重污染区域环境空气质量的必要条件。



(a)

(b)⁷¹

图 4-7 我国东部地区的 PM_{2.5} 污染更为严重 (b)，与煤炭消费强度 (a) 的空间分布一致

工业与居民生活终端煤炭消费比例高加剧了城市煤烟型大气污染。根据《中国统计年鉴 2011 年》，2010 年我国煤炭消费总量 31.22 亿吨，其中 22.79 亿吨用于加工转换，包括发电、供热、炼焦等；6.81 亿吨用于工业终端消费；1.62 亿吨用于其他终端消费，如生活消费等。美国的煤炭消费也主要集中在电力行业，其发电煤炭消费量占全国煤炭消费量的 90% 以上；远高于我国 50% 左右的比例。我国每年有大量煤炭用于工业和居民生活终端消费。与电厂相比，工业煤炭燃烧装置配套的除尘、脱硫、脱硝等烟气治理设施相对落后，居民生活煤炭燃烧装置基本没有配备任何污染控制设备。工业与居民生活终端煤炭消费比例高，是造成中国煤烟型大气污染较为严重的重要原因之一。

4.4.2 推动能源结构优化是解决燃煤污染的优选措施

目前，发达国家已经基本完成了化石能源的优质化。伴随这煤炭在能源结构中比例大幅下降至 20% 左右，美国、英国、德国等欧美国家的燃煤污染问题都基本得到了解决。发达国家的经验表明能源结构的优化是解决燃煤污染的最优方案。我国由于资源禀赋的制约，煤炭在能源消费总量中的比重高达 70%，但是从长期来看，优化能源消费结构，逐步降低煤炭的比重也是改善空气质量，同时降低气候变化影响的重要措施。

因此，我国必须走能源多元化发展的道路，优化能源消费结构，加大清洁能源利用。在近期内增加天然气供应，积极推进核电建设，有序开发水电，推进生物质能的开发利用；在中远期积极扶持风能、太阳能、地热能与海洋能的开发利用，力争每 5 年使煤炭占我国一次能源的比重降低 3 至 5 个百分点。

⁷¹Van Donkelaar et al., 2010. Global Estimates of Ambient Fine Particulate Matter Concentrations from Satellite-Based Aerosol Optical Depth: Development and Application, *Environmental Health Perspectives*, 118 (6): 847-855

4.4.3 实施煤炭高效清洁可持续利用是近期降低燃煤污染的主要措施

能源资源禀赋的特点决定了再未来相当长一段时期内,我国以煤为主的能源结构特点不会改变,只有实现煤炭的清洁高效可持续利用,才能为控制燃煤过程的大气污染物排放量提供先决条件。建议由发改委、环保部等部门共同出台相关政策,对我国的能源系统进行优化,在推动我国能源结构由煤向气等清洁能源转变的同时,实施煤炭清洁高效可持续利用战略,推动相关技术进步。

一是要调整能源消费的空间布局,实施区域煤炭消费总量控制,逐步降低东部地区的煤炭消费量。在北京、上海等煤炭消费强度大、工业化基本完成的区域,要减少煤炭消费量;在东部其他地区控制煤炭消费的增长速度。逐步降低京津冀、长三角、珠三角等空气污染严重区域的煤炭消费量。可根据国家能源消费总量控制目标,研究制定煤炭消费总量中长期控制目标,严格控制区域煤炭消费总量,原则上控制在2010年水平。探索把煤炭消费总量指标作为项目环评审批的重要内容,以总量定项目,以总量定产能。各地应制定煤炭消费总量实施方案,把总量控制目标分解落实到各级政府,实行目标责任管理,加大考核和监督力度。建立煤炭消费总量预测预警机制,对煤炭消费总量增长较快的地区及时预警调控。在京津冀、长三角、珠三角区域与山东城市群积极开展煤炭消费总量控制试点,其他城市群逐步探索推行煤炭消费总量控制。

二是要改善我国煤炭消费结构,促进煤炭消费向使用最佳可行技术的电力等大型燃煤设备转移。相比小型工业锅炉和民用煤炉,电力燃煤锅炉在污染物排放控制技术的成熟程度和监管力度上都有非常明显的优势。减少煤炭在工业和民用部门的终端消费,并用电力锅炉替代,是降低工业和民用部门燃煤污染物排放量的最有效手段。要通过发展热电联产,淘汰分散燃煤小锅炉,将供热用煤转移至使用最佳可行技术的大型热电联产设备。力争在2020年和2030年,使电力部门的煤炭消费在全社会煤炭消费量的比重增长至60%和65%。与此同时,提高燃气等清洁能源在居民生活中的使用率,减少煤炭在居民生活终端消费中的比重。加快城镇燃气发展,提高城镇燃气普及率。鼓励不具有集中供热条件的地区,小型供热锅炉(小于6t/h)实施清洁能源天然气替代燃煤。

三是强调煤炭生命周期全过程的污染控制,加强煤炭的洗选和输配,推进煤炭洁净化利用。原煤经过洗选,灰分和硫分得以降低,煤炭焦比得到改善,不仅节约煤炭消费量,同时降低了煤烟污染,还降低了煤炭运输过程中的污染。为保证煤炭得到高效洁净利用,应严格控制限制高硫份高灰分劣质煤炭的开

采与使用，提高煤炭洗选比例，推进低硫、低灰分配煤中心建设。高硫煤优先用于煤化工和配备高效脱硫装置的燃烧设施。各城市应建立配煤中心，确保低硫、低灰优质煤炭供应。同时，应支持煤炭清洁利用关键技术的研发，大力发展整体煤气化联合循环（IGCC）、增压流化床燃烧（PFBC）等先进发电技术，大力发展煤直接液化、煤气化、煤间接液化、煤制天然气等煤炭高效低碳清洁转化技术，探索煤炭高效低碳清洁转化技术与碳封存技术的集成模式，积极开展煤转化、碳捕获利用与封存（CCUS）技术集成和工程示范。出台强制性政策或经济鼓励政策，促进煤炭的洁净化利用。对应用洁净煤技术的企业，给予补助、奖励、优惠电价、税收减免等优惠政策。

四是结合燃料结构的改善，推进城市燃料清洁化进程，减少工业和民用部门污染燃料使用。东部地区应充分结合西气东输工程，合理利用境外气源，逐步提高天然气在终端能源消费结构中的比重。能源结构的改善不仅可以有效减排常规大气污染物，还可以带来较大幅度的温室气体协同减排效益。对于天然气资源有限的城市和乡村，应该减少民用部门的原煤和生物质直接燃烧，推广压缩天然气和型煤等能源品种。

4.4.4 使用全球最佳的燃煤污染控制技术是燃煤污染控制的必由之路

我国作为世界上煤炭消费量最大的国家，煤炭消费的强度超过了世界上其他国家所有国家。在这样的情况下，要使燃煤过程的大气污染物排放量降低到与发达国家解决的水平，必然要求我国的燃煤污染控制水平高于世界上其他国家。而我国现在在燃煤发电机组、新型干法水泥窑等大型燃煤设备的设计和生产能力上已经处于世界领先，在此基础上，更先进燃煤污染控制技术的开发和使用也应该被提到和生产技术同样重要的地位上来。因此，我国需要通过严格的排放标准和准入措施，推进高效脱硫、脱硝、除尘等大气污染控制最佳可行技术的研发和使用，并保证这些技术在燃煤污染源上高效稳定运行，减少污染物排放量；同时开展新一代燃煤污染控制技术，如多污染物协同控制技术等的研发，逐步在燃煤污染控制技术和煤炭使用的清洁化水平上达到全球领先。

4.5 全面强化移动源污染控制

移动源排放已成为导致中国环境空气质量问题的一个突出因素。在北京和上海等大城市以及东部人口密集区域，移动源对 PM_{2.5} 污染的贡献可高达 20%-25%；

由于汽油车数量激增、二阶段油气回收推进缓慢且实施效果难以保证、汽油的夏季蒸气压规定相对宽松等因素，汽油车油气大量挥发成为导致大城市 O₃ 超标的重要原因。移动源污染控制已经成为对中国大气质量管理最大的挑战之一，其控制效果在很大程度上决定了我国的区域空气质量是否能得到有效改善，也是关系到公众对政府相关政策和实施满意度提高的重大影响因素。目前，不管是发达国家还是发展中国家，移动源污染防治都正面临着前所未有的挑战，受到非常高度的重视。各国都在积极总结经验教训，探索更加科学合理和高效的移动源污染控制方案。我国已成为世界上最大的汽车市场，机动车数量迅速增加，导致拥堵趋于严重，污染物排放难以得到有效控制，对高度密集居住的城市居民的健康构成了长期危害。为有效控制移动源污染，我国需要从移动源管理、车用能源和城市规划等角度，对“油一车一路”系统制定综合政策。

4.5.1 提前实现车用燃料的低硫化和无硫化

现代移动源排放高效净化处理技术的应用，对燃用的汽油和柴油类燃料的品质有严格要求，其中最基本的是燃料达到低硫（硫份低于 50ppm）要求，最好实现无硫（硫份低于 10ppm）。在车用汽柴油的低硫化和无硫化推进方面，我国在过去的 10 年中只有北京和上海等少数城市有所进展。低硫化和无硫化推进的迟缓直接导致了更加严格的机动车排放标准推迟实施，使得环境空气质量改善目标难于实现。研究表明，如果低硫化和无硫化正常推进，重型柴油车国四排放标准按时（而非推迟 30 个月）实施，排放的颗粒物会比国三标准降低约 80%，NO_x 会降低约 30%。而这种排放的差异将会导致 5 至 10 年以上的长期环境空气污染影响。事实上，我国的大型炼厂已经具备了相当的生产低硫和无硫汽柴油的能力，适当的价格和经济鼓励政策将会在短期内有效地实现低硫和无硫燃料的市场供应，这将对我国移动源污染治理和环境空气质量改善起到实质性的作用。因此，建议中国政府特别给予车用燃料低硫和无硫化以高度注意，授予环境保护部在油品质量方面的管理权，明确时间目标，迅速制定有效政策，快速实现车用燃料的低硫化和无硫化，同时推进非道路移动源油品的低硫化。

4.5.2 加速制定和实施全方位的排放标准

国际经验表明，完善的排放标准是实现移动源污染防治的基本法规条件。目前，中国的机动车排放标准体系已经初步完善，并在过去的 10 余年中起到了较长期影响的作用，但与发达国家相比，在限值的严格程度、覆盖的范围和实施监管的合理性方面仍有差距，需要进一步完善。诸如铁路、水运、农用和工程机械、

发电、小型通用机械等内燃机的排放标准，以及油气挥发的排放标准方面还存在许多需要完善的内容。因此，政府相关部门加速制定和实施全方位的内燃机排放标准，这些排放标准的制定和完善应当组织各类相关（而不仅仅是内燃机方面的）人员参与，充分吸收各界的意见建议，尽可能考虑世界上最先进和合理的技术要求，并尽早发布实施。通过先进、严格的标准，积极推进近零排放（P-ZEV）直至零排放（ZEV）发动机和车辆技术的创新和发展，并对目前标准尚未涵盖的排放过程（如汽油加油过程的 VOCs 排放）提出控制要求。建议中国政府坚持在燃料条件许可的情况下尽早实施尽可能严格全面的排放标准，重点区域城市可在 2015 年前对城市行驶的柴油新车实施国五排放标准，要求加装主动再生式柴油颗粒过滤器（DPF）；对轻型汽油新车强制实施国五阶段的全部排放控制技术要求，包括控制加油过程挥发排放的车载油气回收系统（ORVR）；对具备治理条件的在用柴油车实施鼓励性的自愿改造项目。

4.5.3 建立全新的城市可持续交通体系

发达国家的许多经验和教训表明，建立城市可持续的交通体系对交通污染控制而言至关重要。需要在交通系统中，强调城市公共交通发展设计、自行车和步行道路设计、静态交通管理理念等理念，设计低排放区和零排放区、绿色客货运输、交通调峰等管理手段，建立有特点的全新城市交通发展体系。建议大气污染控制重点区域城市在 2013 年内划定低排放区、零排放区并制定相应管理措施，重点削减划定区内公交车和出租车的排放，并实行对高排放私人汽车的错峰和限行管理。

4.5.4 强化非道路移动源污染治理

在上海、深圳、广州、南京、宁波等港口城市，船舶已成为影响空气质量的重要污染源，但在目前的管理体制下地方政府无法对其开展有效监管。环保部与交通部应建立船舶污染控制合作机制，明确地方环保与交通部门的管理职责，划定长三角及珠三角区域船舶硫排放控制区并实施严格管制，积极开展码头船舶岸电设施建设。对施工机械、农用机械、火车等其他非道路移动源，环保部门也要加速排放标准、油品标准、管理制度的制定和实施。

第5章 长三角区域空气质量控制案例

5.1 长三角地区大气污染特点

5.1.1 长三角地区主要城市环境空气质量现状

(1) 低能见度灰霾污染和夏季臭氧污染日益突出

长江三角洲地处太平洋西岸，亚洲大陆东沿，东濒东海，南临杭州湾，属北亚热带季风性气候，常年气候温和湿润，有利于气态污染物朝颗粒状污染物的转化和累积，其 PM_{2.5} 浓度处于世界高值区。作为中国沿海三大经济圈中最具有强劲发展势头的地区，城市化进程的加速和能源消耗总量的快速增长给环境保护带来了重大挑战。低能见度、灰霾污染和臭氧污染问题日益凸显，长三角区域正面临着多污染物共存、相互影响、互为源汇的区域性复合大气污染问题。

(2) 空气污染区域一体化特征明显

高速发展的城市化和区域经济一体化使得长三角地区空气污染一体化现象日趋明显，长三角区域各城市的大气污染正逐渐从局地污染向区域污染演变，区域性高污染日益频繁。冬春季节，受内陆污染、北方沙尘和本地不利气象条件等综合影响，区域性雾霾和浮尘影响突出。初夏深秋季节，秸秆焚烧对上海市及周边区域大气细颗粒污染贡献显著，常引发区域性的大范围霾污染，长三角重点城市空气质量出现同步变化趋势。

表 5-1 显示了 2011 年长三角主要城市的空气质量优良天数、优良率的变化情况。长三角区域各城市三级及以上天数（即污染天数）均在 30 天附近。表 5-2 显示，2011 年上海共出现了 28 个空气污染日，以上海、南京、苏州、南通、连云港、杭州、嘉兴、宁波等 8 个城市为参照，其中 22 天有半数以上城市同步出现污染，占 78.6%；8 个城市全部超标占 14.3%，上海作为唯一超标城市的情况仅出现 2 天。长三角地区大气污染的协同性和区域性日趋明显。

表 5-1 2011 年长三角地区 9 个主要城市空气质量各级别天数

城市	一级	二级	三级及以上	优良天数	优良率
舟山	183	176	6	359	98.4%
南通	126	213	26	339	92.9%

上海	134	203	28	337	92.3%
苏州	71	264	30	335	91.8%
杭州	64	269	32	333	91.2%
连云港	105	227	33	332	91.0%
嘉兴	79	252	34	331	90.7%
宁波	76	247	42	323	88.5%
南京	62	255	48	317	86.8%

表 5-2 2011 年上海市空气污染日的区域特性

指标	长三角地区 9 个城市全部超标	半数以上超标	仅上海超标	上海 API 高于区域中位数
污染天数	4	22	2	20
百分比	14.3%	78.6%	7.1%	71.4%

(3) 酸雨污染依然严重，由硫酸盐主导型向硫酸盐和硝酸盐混合型转变

长三角区域属于中国的酸雨重污染区（图 5-1）。2011 年，上海市降水 pH 平均值为 4.72，酸雨频率为 67.8%；浙江省省控测站降水 pH 年均值均在 5.6 以下，平均为 4.39，平均酸雨频率为 87.9%，32 个省控城市中有 21 个为重酸雨区；江苏省 13 个省辖城市降水 pH 均值在 4.86~7.38 之间，平均酸雨频率为 26.6%，苏州市酸雨发生率最高，为 47.7%。

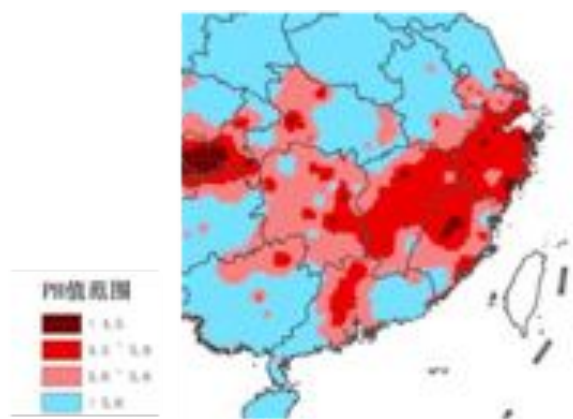


图 5-1 2011 年华东地区 PH 值分布情况

5.1.2 上海市 PM_{2.5} 污染现状

上海市试点监测数据表明（崇明监测站、静安七一中学、长宁仙霞街道和普陀监测站），2006-2011 年，上海市 PM_{2.5} 年均质量浓度呈逐步下降趋势，其中 2011 年上海市 PM_{2.5} 年均浓度为 0.042 mg/m³，为近 6 年最低，但高于国家《环境空气质量标准（GB3095-2012）》中 PM_{2.5} 的年均值二级标准 0.035 mg/m³（图 5-2）。

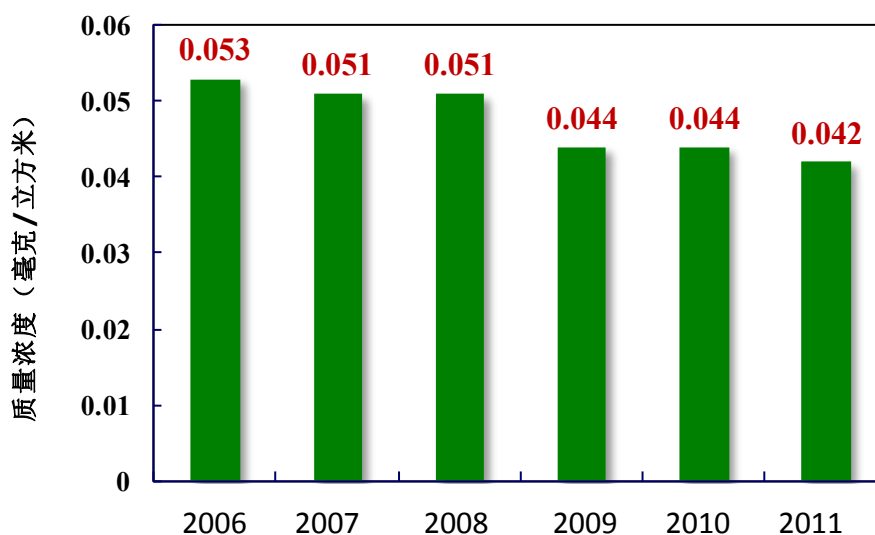


图 5-2 上海市 PM_{2.5} 浓度年变化（4 个点位平均值）

全年 PM_{2.5} 浓度呈现冬季高，春秋次之，夏季较低的季节变化特征（图 5-3），冬季污染排放增强、扩散条件不利，2011 年 2 月浓度最高达 0.060 mg/m³；受夏季东南主导风影响，8 月浓度最低，为 0.031 mg/m³（11 个站点）。

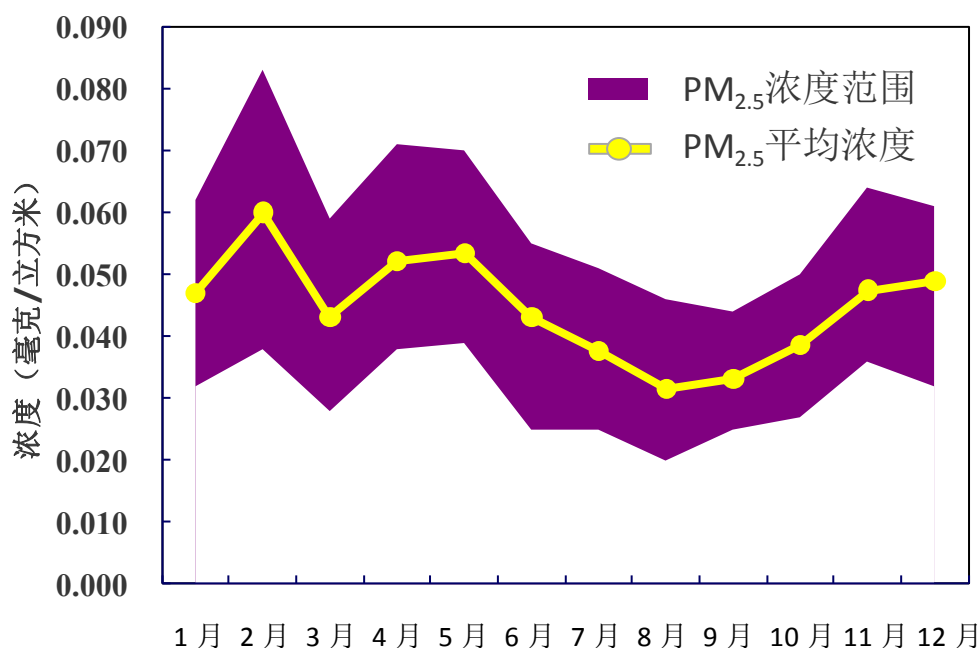


图 5-3 2011年上海市PM_{2.5}浓度月变化

2011年，上海市PM_{2.5}占PM₁₀的比例变化范围为38.5%~68.3%（图5-4），春季由于易受到沙尘影响，粗颗粒物浓度较高导致PM_{2.5}/PM₁₀比例低至38.5%，而其余月份PM_{2.5}/PM₁₀比例则相对稳定在60~70%。

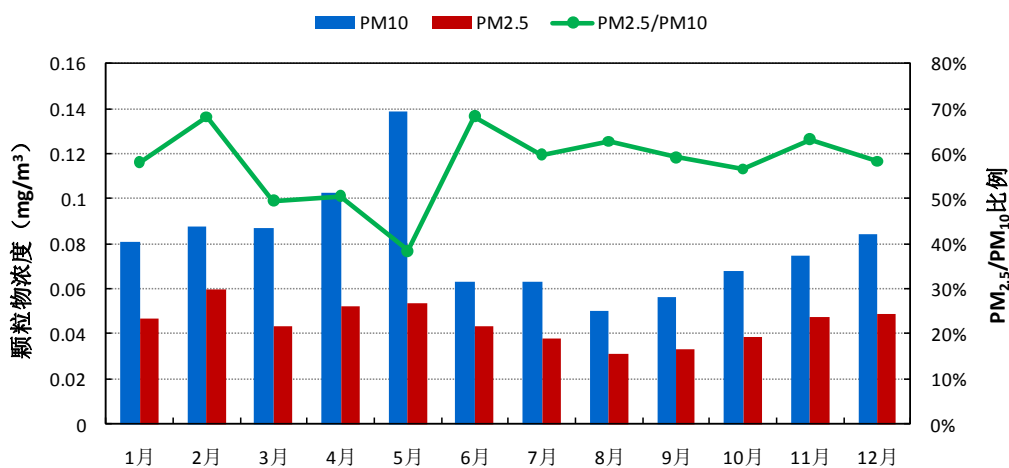


图 5-4 2011年上海市PM_{2.5}、PM₁₀以及PM_{2.5}/PM₁₀比例月变化

根据浦东监测站点位2010年PM_{2.5}采样及化学组分分析的结果（图5-5），上海市城区PM_{2.5}颗粒物中含量最高的化学组分为有机物，达28%，其次为硫酸根、硝酸根和铵根，所占比重分别为22%，16%和13%，说明上海城区PM_{2.5}中

以二次气溶胶为主，气态前体物的气粒二次转化对上海市 PM_{2.5} 有较大贡献。

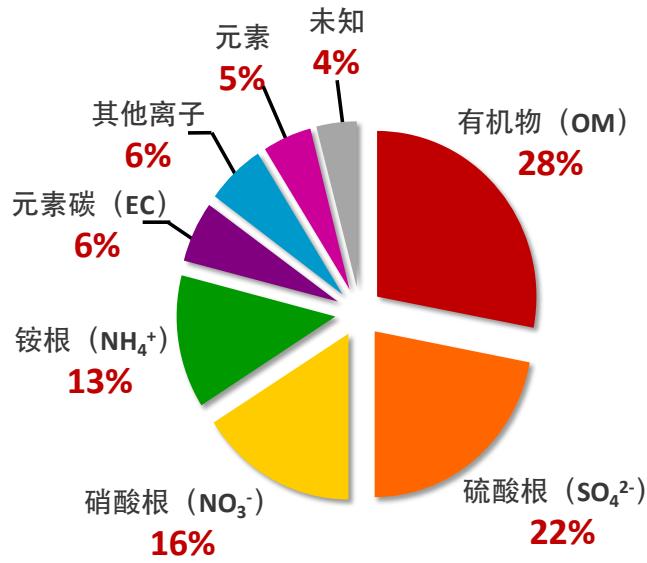


图 5-5 上海市城区 PM_{2.5} 化学组成

浦东监测站点位小时 PM_{2.5} 质量浓度数据与小时能见度的曲线拟合如图 5-6 所示，在不同相对湿度 (RH) 范围内，上海市 PM_{2.5} 浓度与能见度呈较好的乘幂关系。其中，当 70%<RH<80% 时，PM_{2.5} 浓度与能见度相关性最好，R² 达 0.6734，表明在长三角地区高湿度气象条件下，PM_{2.5} 是引发区域低能见度的主要污染因子。

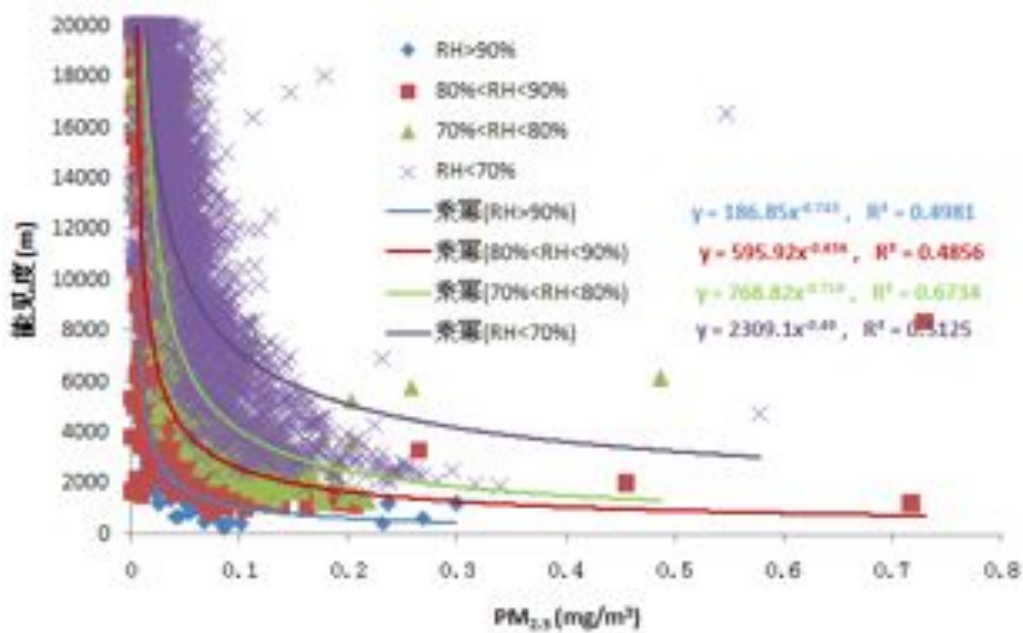


图 5-6 2010 年 5~12 月浦东超级站 PM_{2.5} 与能见度相关关系拟合

5.2 长三角地区 PM_{2.5} 主要污染源

长三角地区是我国经济发展的中心地带，是全国发展速度最快、投资环境最佳、经济内在素质最好、最具经济活力的地区之一，也是环太平洋地区、太平洋两岸经济带之中点，最具潜力的经济增长点。近年来，长三角地区能源经济效益不断提高，万元 GDP 能耗持续下降，但能源消费总量持续扩大，给环境质量状况持续改善带来一定压力。本章节将介绍长三角地区能源消耗状况及主要大气污染排放源。数据主要源自浙江省、江苏省、上海市环境质量报告书，2007 年全国污染源普查和国家重点污染源在线监测系统实时监测资料以及各项专题研究。

5.2.1 长三角能源消费状况

“十一五”期间，江苏省能源消费品种主要有煤炭、焦炭、重油以及液化石油气等，其中煤炭约占 80% 左右，重油等其他能源的比重较小。工业是江苏省能源消费的主体，其能源消费量占总量的 80% 以上，其次是生活消费，约占 6.4%。2010 年，江苏省规模以上工业企业煤炭消费总量达 23036.9 万吨。

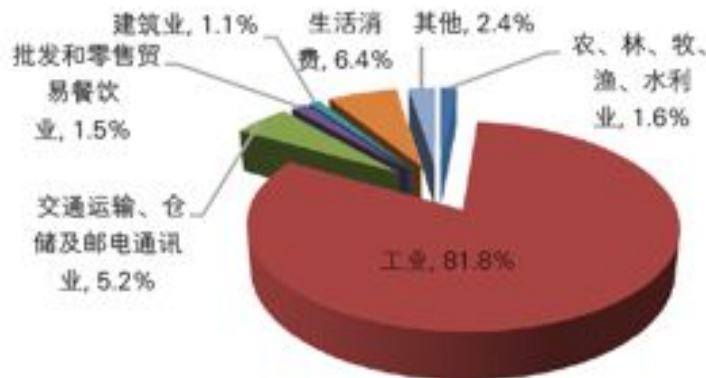


图 5-7 2010 年江苏省能源消费构成

“十一五”期间，浙江省能源生产量基本保持稳定，电力生产量增长较大，年均递增 8.6%。2009 年，浙江省能源生产量达 1238.39 万吨标准煤，电力生产量达 2250.71 亿千瓦时，能源消费量达 15566.89 万吨标准煤，电力消费量达 2471.44 亿千瓦时。2010 年，浙江省煤炭消耗总量为 1.37 亿吨。其中，工业煤炭消耗量为 1.35 亿吨，主要用作燃料量，占工业煤炭消耗量的 91.1%，生活煤炭消耗量 160.1 万吨。

“十一五”以来，上海市能源建设投资超过 1000 亿元，多源供应格局初步形成。煤炭在一次能源消费总量中的比重从 1995 年的 68.5%降低到了 2010 年的 43.8%。2010 年上海市一次能源消耗总量为 1.12 亿吨标准煤。

5.2.2 长三角地区主要大气污染源排放状况

2010 年，江苏省二氧化硫排放总量为 105.1 万吨，其中工业和生活源排放量分别占 95.4%和 4.6%；江苏省氮氧化物排放总量为 161.7 万吨，其中工业源、生活源、机动车和农业机械排放量分别占 58.2%、18.4%、18.4%和 5.0%；江苏省烟粉尘排放总量 49.3 万吨，其中工业烟尘、工业粉尘和生活烟尘分别占 60.6%、32.0%和 7.3%。江苏省机动车保有量为 1455.8 万辆，机动车和农业机械共排放一氧化碳 225.8 万吨、碳氢化合物 30.4 万吨、颗粒物 5.0 万吨，其中机动车排放量占比分别为 93.5%、82.9%和 52.0%。



图 5-8 2010 年江苏省二氧化硫排放量构成

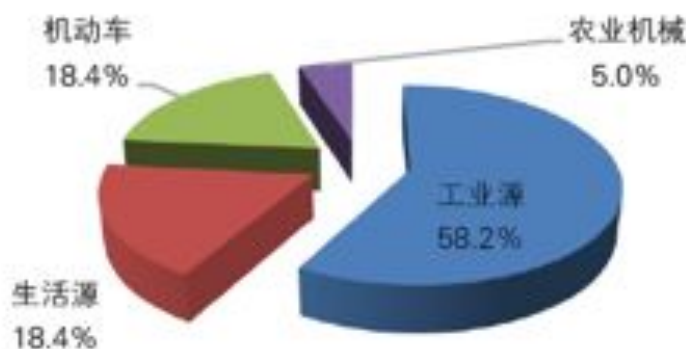


图 5-9 2010 年江苏省氮氧化物排放量构成

2010年,浙江省二氧化硫排放量为67.84万吨,其中工业二氧化硫排放量为65.39万吨,占二氧化硫排放总量的96.4%;生活二氧化硫排放量为2.45万吨,占3.6%。氮氧化物排放量为71.65万吨,其中工业氮氧化物排放量为70.19万吨,占排放总量的98.0%;生活氮氧化物排放量为1.46万吨,占2.0%。烟尘排放量为17.41万吨,其中工业烟尘排放量为16.51万吨,占烟尘排放总量的94.8%;生活烟尘排放量为0.90万吨,占烟尘排放总量的5.2%。

2010年上海市大气污染物PM、PM₁₀、PM_{2.5}、SO₂、NO_x、CO、VOCs、NH₃排放总量分别为43.32万吨、19.9万吨、7.66万吨、26.72万吨、43.89万吨、109.71万吨、55.34万吨、1.32万吨左右。其中,上海市燃煤电厂2010年烟尘、SO₂和NO_x排放量分别为2.27万吨、9.7万吨和17.65万吨,分别占上海市排放总量的5.25%、36.32%和40.21%。

表 5-3 2010年上海市大气污染物排放清单(单位:万吨/年)

	排放源	PM	PM ₁₀	PM _{2.5}	SO ₂	NO _x	CO	VOCs	NH ₃
点源	电站锅炉	2.27	1.02	0.98	9.70	17.65	0.85	0.10	0.00
	工业锅炉	1.45	0.96	0.40	3.77	1.96	1.03	0.34	0.01
	工业炉窑	1.88	0.91	0.62	8.05	6.75	54.61	5.42	0.05
	工艺过程	1.49	1.34	0.94	0.91	0.24	0.68	33.51	0.36
	小计	7.10	4.23	2.94	22.44	26.60	57.17	39.37	0.41
流动源	机动车	0.89	0.85	0.71	0.00	11.03	36.90	6.06	0.00
	飞机	0.00	0.00	0.00	0.04	0.40	0.84	0.41	0.00
	船舶	0.33	0.30	0.25	2.21	4.26	0.42	0.18	0.00
	小计	1.22	1.15	0.96	2.25	15.69	38.16	6.66	0.00
面源		35.00	14.53	3.76	2.03	1.60	14.37	9.31	0.90
	总计	43.32	19.90	7.66	26.72	43.89	109.71	55.34	1.32

5.2.3 上海的PM_{2.5}污染主要来源

研究表明,上海市环境空气中PM_{2.5}的主要来源初步判定为:电站锅炉贡献、工业锅炉和工业炉窑为21%;石化、化工和工业喷涂等工艺过程贡献占15%;机动车、船舶和飞机等流动源贡献占25%;建筑工地、道路和堆场扬尘贡献10%;

农业秸秆燃烧、化肥使用和畜禽养殖占 4%；加油站、干洗、餐饮和民用涂料等生活面源贡献 5%；外来输送贡献占 20%。

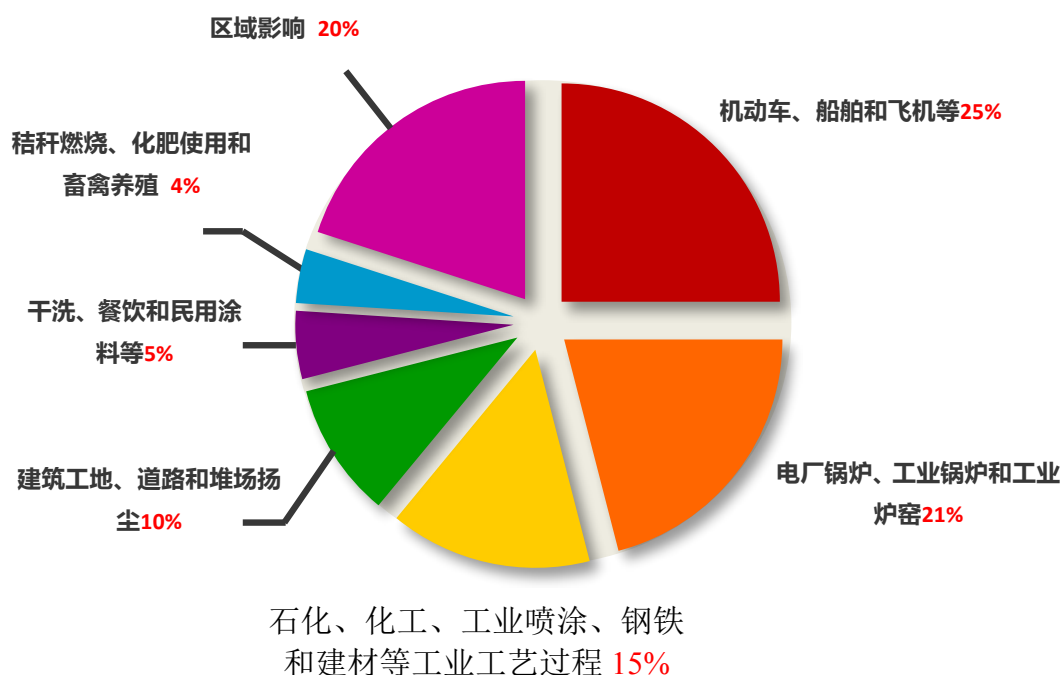


图 5-10 上海市环境空气中 PM_{2.5} 的主要来源

5.3 长三角区域合作机制探讨

5.3.1 上海现有大气污染控制措施

(1) 全面推进能源结构优化和燃煤电厂污染控制

长期以来，上海市一直致力于能源结构的优化与调整，“十一五”以来，上海能源建设投资超过 1000 亿元，多源供应格局初步形成。煤炭在一次能源消费总量中的比重从 1995 年的 68.5%降低到了 2010 年的 43.8%。截至 2010 年，上海市累计完成 1412.4 万千瓦燃煤机组脱硫设施建设，关停 178.4 万千瓦中小燃煤机组，上海市 SO₂ 排放量较 2005 年削减 30.2%，超额完成上海市“十一五”削减 26% 的减排目标。电厂大部分机组采用低氮燃烧技术，492 万千瓦机组实施 SCR 高效脱硝设施，占上海市总装机容量的 24%。图 5-11 和图 5-12 显示，通过发挥大机组能效高且排放低的优势，结合脱硝设施的逐步实施，虽然 2011 年火力发电量及耗煤量均高于 2010 年，但 SO₂ 和 NO_x 排放量均低于 2010 年。

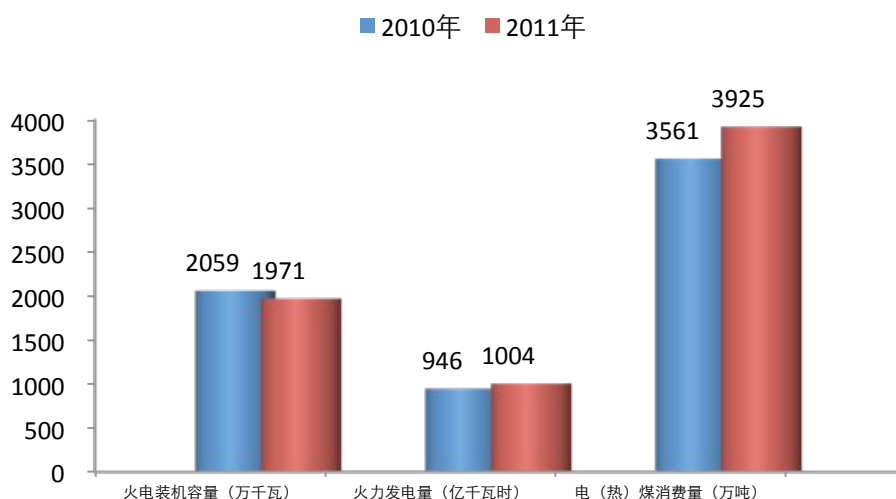


图 5-11 上海市火电机组装机容量和煤耗变化（2010年-2011年）

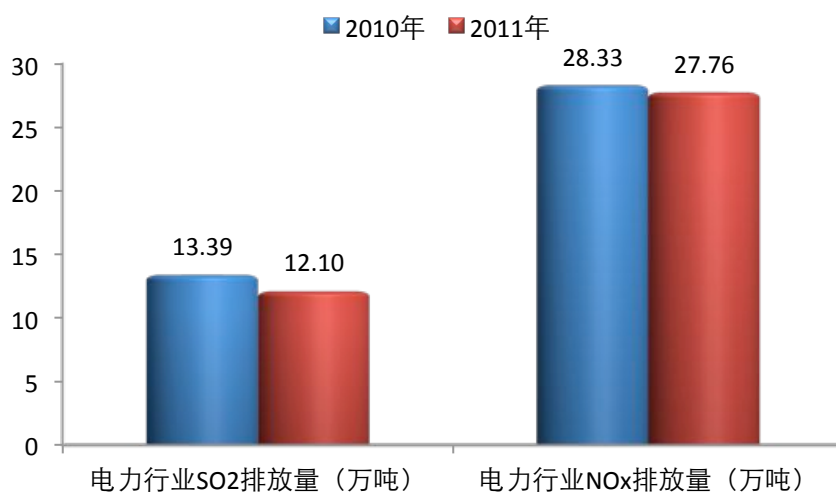


图 5-12 上海市电力行业污染物排放量变化（2010年-2011年）

（2）加快产业结构调整 and 清洁能源替代步伐

多年来，上海坚持不懈地大力推进节能减排工作，特别是“十一五”期间，通过产业结构调整、节能技术改造、淘汰落后产能、电力行业上大压小等一系列积极有效的措施，取得了显著成效。以结构调整和技术升级为重点，上海市先后实施了吴淞、桃浦、吴泾等传统工业区环境综合整治；按每年 600 家左右的速度加快淘汰高污染、高能耗、技术工艺落后的企业，“十一五”期间累计淘汰 3000 余家，节能 580 万吨标煤。同时，对重点污染源污染物排放实施 24 小时在线监控，

共安装了 277 套在线监测设施，保证污染源稳定达标排放。上海市累计对近 6000 台燃煤设施实施清洁能源替代和技术改造，减少用煤量超过 380 万吨。

（3）积极推进机动车污染防治

上海市通过加强尾气排放检测和道路空气质量监测，扩大高污染车辆限行范围，实施机动车总量控制额度拍卖制度，加快车用燃料的清洁化，加快执行新车排放标准，全面推进机动车的大气污染防治。同时通过建设不停车收费系统

（ETC），设置 P+R 停车场，开辟公交巴士专用道，有效提高了公共交通的运输能力。

实施机动车总量控制额度拍卖制度：上海从 1994 年起实行机动车总量控制额度拍卖制度，总计减少汽车约 300 万辆，起到了控制新增机动车总量，缓解交通拥堵的显著效果。

加快车用燃料的清洁化：2003 年，上海市率先推广使用低烯烃车用无铅汽油，淘汰 35 万辆燃油助动车；“十一五”期间，上海市累计淘汰各类高污染机动车辆 25 万辆。

淘汰老旧车辆,率先执行新车排放标准(国 III、国 IV、国 V)：2003 年 3 月 1 日，上海市提前实施了国 II 新车排放标准；2006 年 7 月，上海市在公交、出租车行业率先执行国 III 新车排放标准；2007 年 7 月 1 日起，上海市新车全面实施国 III 排放标准；2009 年 11 月 1 日又提前实施了机动车国 IV 排放标准，大幅降低了新车尾气污染排放，有效缓解中心城区道路交通空气污染；2012 年，为全面推进环境空气质量标准的实施与促进环境空气质量达标，上海将提前执行国 V 排放标准。

（4）建设扬尘污染控制区

针对城市建设发展和迎世博配套市政设施建设扬尘污染严重的情况，上海市出台了《扬尘污染防治管理办法》，进一步规范建筑施工、道路运输、散货堆场、道路保洁和绿化及裸土扬尘控制，到 2010 年底，上海市建成扬尘控制区共计 728 平方公里，占上海市总面积的 11.5%。

5.3.2 世博会期间长三角联动措施

（1）加强组织领导，联防联控措施得到有效落实

国家和两省一市的领导高度重视世博会空气质量保障工作，张力军副部长先后两次来沪视察、指导工作，沈骏副市长多次要求我们在稳步推进实施本市各项

措施的同时，与江浙两省加强区域污染联防联控，全力保障世博环境空气质量，并多次召开专题会，落实推进相关工作。两省一市于2008年12月15日签订了《长江三角洲地区环境保护合作协议（2009-2010年）》，启动长三角大气污染联防联控工作。2009年6月，又制定了《长三角区域大气污染联合防治工作方案》，确定了污染源防控、联合监测、应急保障和信息共享等四方面合作内容。在环保部、科技部支持下，上海市还牵头组织了“世博科技专项—2010年上海世博会空气质量保障长三角区域联动方案应用研究”，并在此基础上制定了《2010年上海世博会长三角区域环境空气质量保障联防联控措施》。江浙两省也积极响应，同步制定并发布了保障措施。

（2）加强信息共享，实现跨省市的空气质量预报

在环保部的牵头协调下，长三角区域联合制定并发布了“世博会期间长三角区域空气质量联动监测方案”，依托以长三角地区9城市（上海、南京、苏州、连云港、南通、杭州、宁波、嘉兴和舟山）53个空气质量自动监测站构建起的长三角区域环境空气自动监测网络，建立了区域环境空气质量共享会商平台，对未来48小时的空气质量变化趋势开展技术会商，在国内首次实现了跨省市的空气质量联合预报。长三角空气质量数据共享平台累计运行167天，上传共享数据约80万个，编制《世博会空气质量监测专报》15期，开展区域联合会商50余人次；而且准确预报了世博会开幕前夕的沙尘影响及运行期间的高污染日，为世博环境管理和应急响应提供了强有力的技术支撑。

（3）稳控“固定源”，高架源和重点污染源得到全面整治

两省一市将控制高架源污染排放作为重点，结合“十一五”减排工作，加速推进燃煤电厂脱硫工程建设，上海提前一年完成“十一五”燃煤机组的脱硫任务，部分机组开展低氮燃烧、脱硝和高效除尘改造试点。在完成工程减排的同时，各地加强脱硫设施运行监管，控制煤炭含硫率，稳定提高设施运行效率。与此同时，两省一市于2010年初开展了长三角环境综合整治联合行动，重点加强对钢铁、化工、建材、船舶等行业的全面整治，对燃煤锅炉和炉窑实施全面清查，并全面排查了餐饮业油烟气治理设施。

（4）长三角地区联合执法，有效遏制了机动车“冒黑烟”现象

长三角区域内各大城市已逐步推行机动车分类标志管理制度，并实现了标志互认和高污染车辆的统一联合管理。世博会期间，依靠长三角联动机制，上海对进沪机动车尾气进行了有效监控，在进沪的主要道口和世博园区周边的专用停车

场开展了机动车“冒黑烟”检测工作，重点抽查了 8001 辆柴油车，对存在冒黑烟现象的 658 辆各地车辆进行分类处理，定期通报。两省环保部门积极配合，协调公安交警等相关部门开展达标整治，并及时反馈信息。

（5）同心协力禁烧秸秆

两省一市的环保、农业部门遵循“疏堵结合、奖惩共济、政府引导、市场运作”原则，因地制宜地推进秸秆禁烧工作。上海市调整种植结构，安排 64 万亩农田种植绿肥，对于改种绿肥、秸秆还田的农户，安排了 1.14 亿元的奖补资金；升级改造农业机械，提高秸秆还田量，今年“三夏”共进行还田作业 67 万亩，占二麦种植面积的 77%，同时着力推广引导秸秆在商品有机肥等其它产业中的综合利用。上海市建立了市、区、镇、村四级责任体系，技防、人防结合，通过秸秆禁烧信息平台，发送秸秆禁烧工作短信 2000 余条，出动环境执法人员 3500 余人次开展巡查检查，镇村也开展了行之有效的日常巡检，秸秆焚烧火点有效减少达 90%以上。

（6）高污染日预警联动

除常态保障措施外，上海市还联合江浙两省，制定了高污染预警和应急方案，一旦预报出现高污染日，立即启动应急方案，实施应急减排措施。世博会期间，根据长三角空气质量联合监测预报会商结果，上海市共发布 4 次空气污染预警报告，在上海市范围内组织实施了 3 次应急减排行动，在长三角范围内组织实施了 1 次减排应急联动，取得了良好的减排效果。

5.3.3 长三角地区大气污染控制的主要差距和瓶颈

（1）产业结构和布局不尽合理

长三角地区的产业结构和布局还不尽合理，以上海为例，2010 年，上海市第一、二、三产业在上海市国内生产总值中的比重分别为 0.4%、39.5%和 60.1%，与发达国家和其他国际大都市相比，上海市第三产业比重仍显较低。钢铁、石化等高能耗、重污染行业在工业中占的比重较高，钢铁和石化工业总产值分别占上海市的 11.2%和 7.0%。同时，上海市工业结构门类繁杂且布局分散，近 80%工业企业散布于保留工业地块外。

（2）能源消费总量持续攀升

长三角地区以全国 2%的陆地面积和约 10%的人口数量，创造了全国 22%的 GDP，能源消费量占全国总量的 16%左右，2010 年长三角地区能源消费总量达

5.2 亿吨标准煤。2000 年至 2010 年间，长三角地区能源消费年平均增长率达 10.59%，远高于全国同期 8.63% 的增长水平。2010 年，上海市能源消费总量为 1.1 亿吨标准煤，“十一五”期间年均增速为 6.2%，其中煤炭消费总量为 5800 万吨，年均增长 1.7%。如图 5-11 所示，2011 年发电量和电（热）煤消耗量分别较 2010 年上升 6.2% 和 10.2%。根据“十二五”上海市能源发展规划，到 2015 年，上海市能源消费总量将达到 1.40 亿吨标准煤，较“十一五”末增长 30% 以上。庞大的能源需求和较高的能源消耗强度将给长三角地区环境保护和经济的可持续发展带来巨大的压力。

（3）能源结构难有根本性改变

当前，长三角地区一次能源消费构成仍以煤炭为主，且超过 50%，虽然煤炭在一次能源消费结构中的比重正在逐步降低，但其在能源结构中的基础地位短期内仍难以改变，大气污染物排放总量将仍然维持在一个较高的水平。以上海为例，2010 年上海市煤炭使用量在一次能源中的比例为 49.9%，原油为 30.6%，天然气为 6.3%，外来电为 12.9%。“十二五”期间，上海市天然气将得到快速发展，但是，原油将仍然占 30-35% 的比例。

（4）机动车和船舶等交通运输业持续发展

长三角地区是我国公路和水路运输业发达区域。目前，长三角地区有 1300 万辆汽车，数量还将大幅增加。江苏、浙江和上海每年消耗燃油 3000 万吨，是京津冀地区的 2 倍、珠三角地区的 1.5 倍。以上海为例，机动车排放已成为上海市大气污染的主要来源之一，2010 年，机动车排放已占上海市 NO_x 和 VOCs 排放总量的 21.8% 和 13.2%（图 5-13）。同时，快速发展的水上航运对上海市 PM_{2.5} 污染的改善带来了与日俱增的压力。2010 年，上海港超越新加坡，成为世界第一大港，进出上海港船舶数量为 270 万艘次，其中主要进出外港船舶数量为 170 万艘次，货物吞吐量 6.53 亿吨，同比增长 10.4%；集装箱吞吐量 2906.9 万个标准箱，同比增长 16.3%。船舶排放占上海市 SO₂ 和 NO_x 排放总量的 12.0% 和 9.0%。

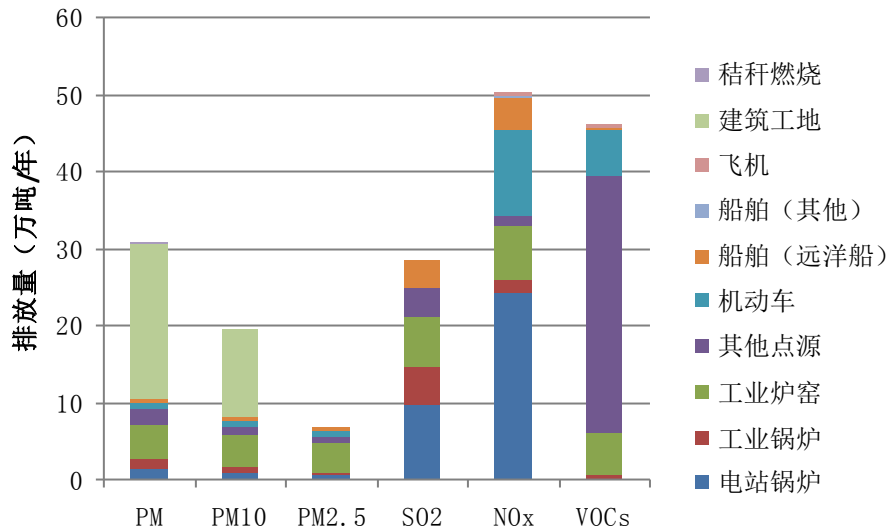


图 5-13 2010 年上海市大气污染物排放分担率

(5) 新标准实施后环境空气质量优良率显著下降

环境空气质量标准 GB3095-2012 实施后，长三角地区的城市的空气质量优良率将显著下降，PM_{2.5} 和 O₃ 将成为该地区空气污染的首要污染物。以上海为例，PM₁₀、NO₂、PM_{2.5} 等年均浓度将全面超标；空气质量 AQI 优良率较 API 体系下降近 30 个百分点（图 5-14）；AQI 超标日超标污染物由单因子向多因子转变，PM_{2.5} 与 O₃ 同步污染的频率范围为 6%-39%（图 5-15），最高出现在 4 月-7 月；2011 年上海 5 月份超标天数最高，为 20 天（图 5-16），其中 PM_{2.5} 与 O₃ 同步污染频率为 39%。

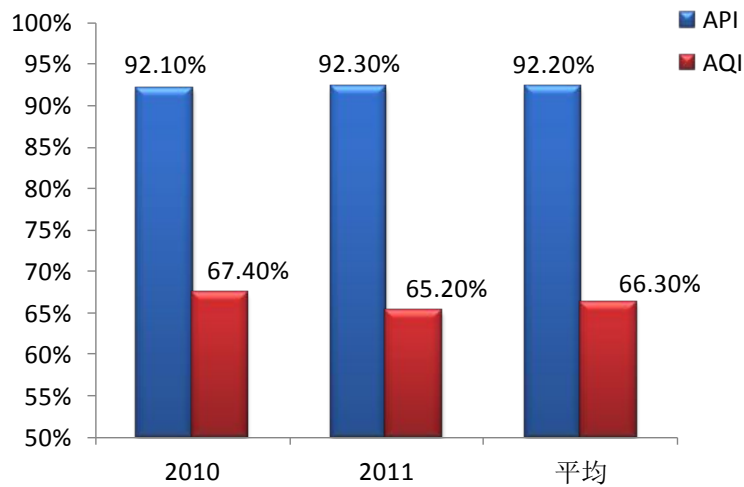


图 5-14 API 和 AQI 优良率比较

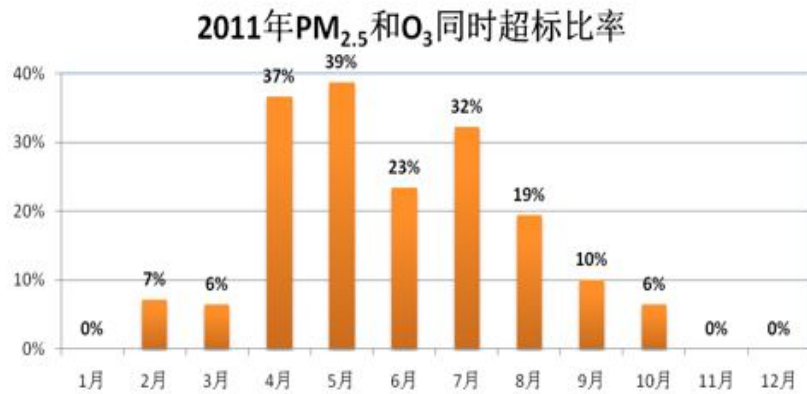


图 5-15 2011 年上海市 PM_{2.5} 和 O₃ 同步超标率的月度分布

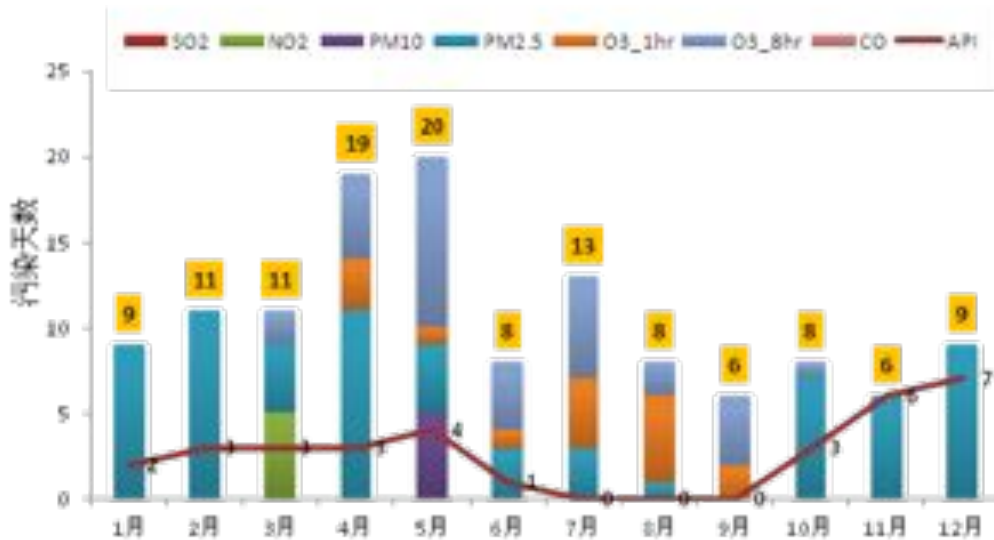


图 5-16 2011 年 AQI 超标日的月度分布

5.3.4 2010 年世博会长三角区域合作经验与启示

2010 年世博会是一次“成功、精彩、难忘”的盛会，其重要内涵延伸至整个环境管理工作中。长三角三地联手，以世博会为契机，通过强化监测和预报能力，构建了一张多层次区域空气质量监测网络，建成了一套以管理需求为导向、互利共享的数据信息平台，启动了污染预警减排联动预案，探索了区域空气质量联合会商机制，建立了基于技术交流、共同进步的合作关系，初步形成了一套行之有效的区域联动工作机制，成功应用于世博会空气质量保障的各项工作中，为区域空气污染联防联控做出了积极的示范作用。

(1) 区域合作经验

经验一：技术先行。

开展区域大气防控首先需要从技术层面摸清区域环境空气质量现状、大气污染源排放清单等现状因素。只有基于现状的深入了解，并有针对性地提出措施和管制要求，才可以推进区域层面的污染防控工作。世博前（2009年6月），在中国环境监测总站和中国环科院大力支持下，上海市环境监测中心联合江浙两省环境监测中心，组织南京、苏州、杭州和宁波四个城市监测部门试点开展了“江浙沪空气质量联合日报预报方案及重点大气污染源排放清单的建立研究”。同年6月在上海市召开了项目启动仪式及技术研讨会，将合作纳入由三地政府环保行政管理部门支持的研究工作范畴。同期，上海牵头首次开展了“长三角区域机动车污染控制联动方案研究”，长三角监测系统联合开展了区域内主要城市环境空气质量现状与机动车尾气排放状况调查，并进行了机动车排放测算，从另一个方面将区域合作进一步深化。在环保部、科技部支持下，由上海牵头，借助于“世博科技专项—2010年上海世博会空气质量保障长三角区域联动方案应用研究”，探讨实际层面世博环境安全保障，为区域联动防控奠定了良好的基础，研究成果为世博会环境空气质量预测预报和区域污染应急联动提供了技术支持。从世博期间长三角合作的实际效果来看，区域层面合作的关键突破口是技术领域的共同合作，即通过联合科学观测和业务监测（包括联合质保质控）、数据共享、联合会商、技术方法交流等具体的技术合作，将江浙沪等地的科研、监测和管理人员聚集一堂，共同为世博作贡献。

经验二：管理机制保障。

长三角地区的技术研讨和联合攻关，为全面开展长三角联动监控奠定了技术基础。但由于国家体制、管制模式、数据敏感度等原因，技术层面的成果尚无法顺利应用，面临管理瓶颈。2009年底和2010年初，环保部监测司和中国环境监测总站相继召开了2次区域联动监测协调会，初步商定了技术要点。围绕保障世博环境空气质量，2010年3月24日环保部发布了《世博会期间长三角区域空气质量联动监测方案》，从国家层面确定了开展联动监测及预测预报工作，为技术工作提供了依据，为区域联动铺平了道路。长三角两省一市环境监测部门，充分依托现有资源，强化协同监测，利用现有测点和仪器设备，初步构建了区域环境空气质量联动监测协作网，实现了区域空气质量联动监测及预警。因此，鉴于我国环境保护工作以行政管辖区为单位的块状管理特点，为了有效协调区域联防联控工作，汲取世博会成功的区域合作经验，有必要由环保部在国家层面上牵头制

定区域空气质量改进目标、划分环境空气管理大区，建立区域协作机制，积极推进我国空气污染的跨界跨区域的真正合作和行动。

经验三：共同目标、合作互利。

世博期间，长三角两省一市，共计 9 个城市参加了区域联动监测。9 个城市的大气污染防治分别有各自政府部门牵头，其管理要求、技术基础和利益目标差异较大。为此，除管理机制保障外，上海还牵头组织了 3 次大型技术讨论会，重点关注空气质量监测技术及质保、数据联网及上传、预测预报及会商、排放清单建立等。通过交流和建立标准，提高了各城市对于联动监测技术工作的深入认识，推动了各城市开发数据上传系统、提高质保质控水平和空气质量预报水平等。

长三角各地监测站以联动监测平台为契机，相互切磋，取长补短，共同进步。共计有 6 批次的兄弟监测站赴上海进行交流学习，包括宁波市、苏州市、南京市环境监测中心站和浙江省环境监测中心等。上海市环境监测系统协助兄弟监测站搭建了空气质量数值预报系统。针对各地监测站的具体情况，上海市环境监测中心设计了完整、系统的交流和培训安排，并指定专人与各监测站进行讨论，总计 100 余天。交流和培训的内容主要包括：上海市空气质量预报系统发展历程、空气质量数值预报系统软硬件配置、空气质量数值模式及安装操作等，并布置了服务器操作环境开展上机操作培训。

合作期间，长三角两省一市 9 个城市地位平等、信息共享、技术互助。通过多方平等技术交流、多方数据共享等实践，消除了合作方的顾虑；平等的合作模式，有助于使多方在工作中以主角身份出现，有利于工作要求的落实；通过技术共同进步，提高了合作主动性和工作积极性，也提高了合作的效率，促成了本次合作的成功实现。

（2）区域联防联控的未来建议

世博会闭幕后，由于缺乏上位管理支撑和共同驱动目标，联动监测和数据共享等工作随之暂停。但是，面对愈加突出的区域性大气污染问题和污染事件，区域合作已成为中国解决区域灰霾等复合型空气污染的重要手段。面对区域 PM_{2.5} 污染严峻的防控形势，面向“十二五”环境保护需求，有必要探索设置区域型大气污染防治机构和建立区域型协同管理的模式；根据环保部关于推进大气联防联控的工作部署，长三角区域各级环境保护部门可以指定共同空气质量改进目标，以新标准达标为契机，各省市可基于互利共赢原则，立足自身特点，建立长效合作机制，通过构建“统一规划、统一管理、统一规范、统一质控、统一评价”的

区域空气质量管理新模式，充分发挥环境监测研究的技术支撑作用，在长三角地区为中国区域大气复合污染监测、区域规划、联防联控和预警联动作出典范。

建议一：深化区域监测数据共享。

基于现有监测网络，增加区域输送监测点位（农村站），逐步扩展区域网覆盖范围，全面构建区域空气质量监控网络。在现有长三角区域空气质量数据共享会商平台基础上，按照公平、互利、共享的原则，在未来几年内进一步完善区域环境监测数据和污染源信息共享机制。建立跨区域省市界面环境质量简报制度，对省市交界的环境质量情况与变化趋势进行及时跟踪、评估。

建议二：加强预测预报会商。

在现有预报合作基础上，由国家或区域层面，推进长三角区域空气污染预报会商制度化，推动信息平台的发展与完善，筹建区域空气质量预测预报系统，以应对长三角空气污染的区域性特点，推动区域空气污染联防联控。

建议三：推进区域环境监测和科研全方位合作。

基于长三角环境监测系统间建立的良好合作关系，以及区域科研合作的技术优势，进一步推进区域大气复合污染联合观测和科学研究，建立统一的质保质控体系，提升区域环境空气质量监测技术水平，以科研为抓手，以监测协作网为平台，共同开展科研技术交流，培养人才队伍，提升长三角地区的总体监测和科研能力。

建议四：建立区域性目标和规划。

基于国家宏观政策要求，根据污染现状和区域经济、产业发展现状，兼顾区域民生需求，针对区域空气质量状况和污染特征，国家层面牵头，统筹设定区域性大气污染防治规划总目标，针对大气复合污染问题，明确区域性环境空气质量改善目标和大气污染总量减排目标。根据科学研究，在考虑泛长三角的区域概念的基础上，重新界定长三角大气污染联防联控的地域范围。

根据目标，统筹考虑区域环境承载力、排污总量、社会经济发展现状、城市间相互影响等因素，研究制定长三角大气污染联合防治规划，确定主要规划任务、规划项目和投资估算，以及实现规划的政策措施等，并制订年度实施计划。

建议五：建立区域性管理保障和运行机制。

在目标规划确定基础上，需要针对区域性、复合型大气污染问题，依靠区域内地方政府间对区域整体利益所达成的共识，运用组织和制度资源打破行政区域

的界限，建立或完善管理保障机制，实现区域大气污染联防联控。同时，基于高效的管理保障机制，在实行层面，需要以“统一规划、统一监测、统一监管、统一评估、统一协调”为原则，建立科学的运行机制。

第6章 深圳空气质量控制案例分析

6.1 深圳市大气污染形势与特征

6.1.1 深圳市环境空气质量状况

作为中国的重要国际门户，深圳市是世界上发展最快、中国经济最发达城市之一。2011年深圳市国内生产总值超过1.1万亿元，每平方公里GDP产出约5.52亿元，继续保持国内大中城市首位。在经济快速发展的同时，深圳市常规污染物反映的空气质量形势较为良好。2011年深圳市环境空气质量达到国家一级标准（优）和二级标准（良）的天数共362天，占全年总天数的99.2%，空气中首要污染物为二氧化氮。2011年深圳市二氧化硫年平均浓度为0.011毫克/立方米、二氧化氮年平均浓度为0.048毫克/立方米、可吸入颗粒物年平均浓度为0.057毫克/立方米，相对于2006年分别下降了63%、9%和11%，其中二氧化硫浓度达到国家一级标准。

然而，伴随着人口数量的激增、开发建设活动的加剧，深圳市本地的自然生态环境遭到了严重的威胁，在大气环境方面表现为环境空气质量显著下降，其中一个最明显的现象就是（灰）霾天气频发。根据深圳市气象局的观测资料，深圳市自建市以来年灰霾天数处于持续上升的态势，尤其是进入21世纪以来年灰霾日保持在100天以上。在21世纪的最初十年里，霾日数已高达1348天，虽然2011年深圳市霾日数下降到近9年来的最低值，但仍然高达112天，如图6-1。

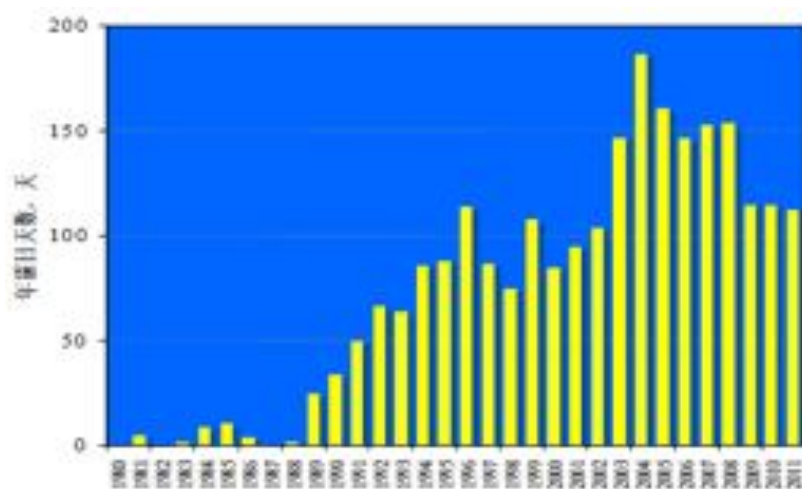


图 6-1 1980-2011 年深圳市灰霾日数的历史变化趋势

为了掌握深圳市大气灰霾的成因，揭示造成灰霾天气的主要污染因子，深圳市人居环境委员会委托相关科研单位开展相关工作。研究表明，从PM_{2.5}污染空间角度看，2009年深圳市自东向西PM_{2.5}污染逐渐加重，各采样点PM_{2.5}主要组分的总质量浓度分别为28.77、30.70、40.75和43.75 μg/m³，如图6-2。即使在本地污染源排放较少的东部滨海区域（大梅沙站点），其PM_{2.5}总质量浓度仍相当可观，说明深圳市细粒子污染的本底水平较高，受到污染物区域传输的影响大。与东部相比，深圳市西部区域PM_{2.5}污染明显加重，PM_{2.5}浓度水平是东部的1.4倍，表明深圳市的PM_{2.5}重污染区在西部，这种空间分布特征与深圳市工业多位于西部的宝安区的工业布局现状基本吻合；另外，深圳市西部地区更靠近污染较重的广州、东莞和珠江口地区，受到的区域传输影响也更为明显。

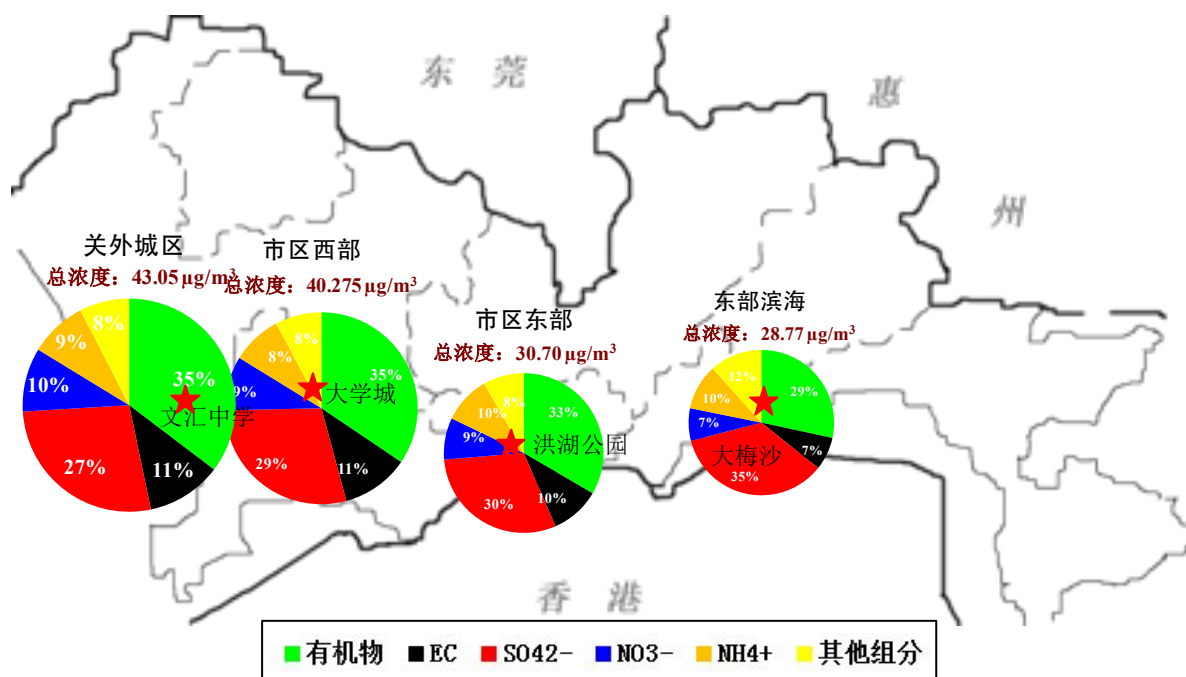


图 6-2 2009 年深圳市大气 PM_{2.5} 化学组成空间分布

从PM_{2.5}污染时间特征看，深圳市大气PM_{2.5}污染具有显著的季节变化特征，如图6-3所示。总体上看，主要表现为秋冬高、春夏低的特征，秋冬季的污染水平约是春夏季的2倍。从图上看，2009年深圳市大气PM_{2.5}一月、二月、十月至十二月污染比较突出，平均质量浓度在40 μg/m³以上，其中十月份表现为污染上升期；三月至九月污染较轻，且相对稳定，浓度最低的情况出现在七月份。各站点冬季PM_{2.5}浓度水平是夏季的2~3倍以上。全年多次出现重污染过程（对应图中的峰值），其中7月10日出现了夏季少见的重污染过程，而11月中旬因

有一次强冷空气活动导致一次明显的污染下降过程。年内各个站点的 PM_{2.5} 总质量浓度时间变化趋势基本一致，其中洪湖公园和大梅沙站点浓度水平整体低于西部两个站点。从化学组成来看，引起四季细粒子质量浓度变化的主要是硫酸盐和有机物，某些重污染时段硝酸盐的增加也十分显著。

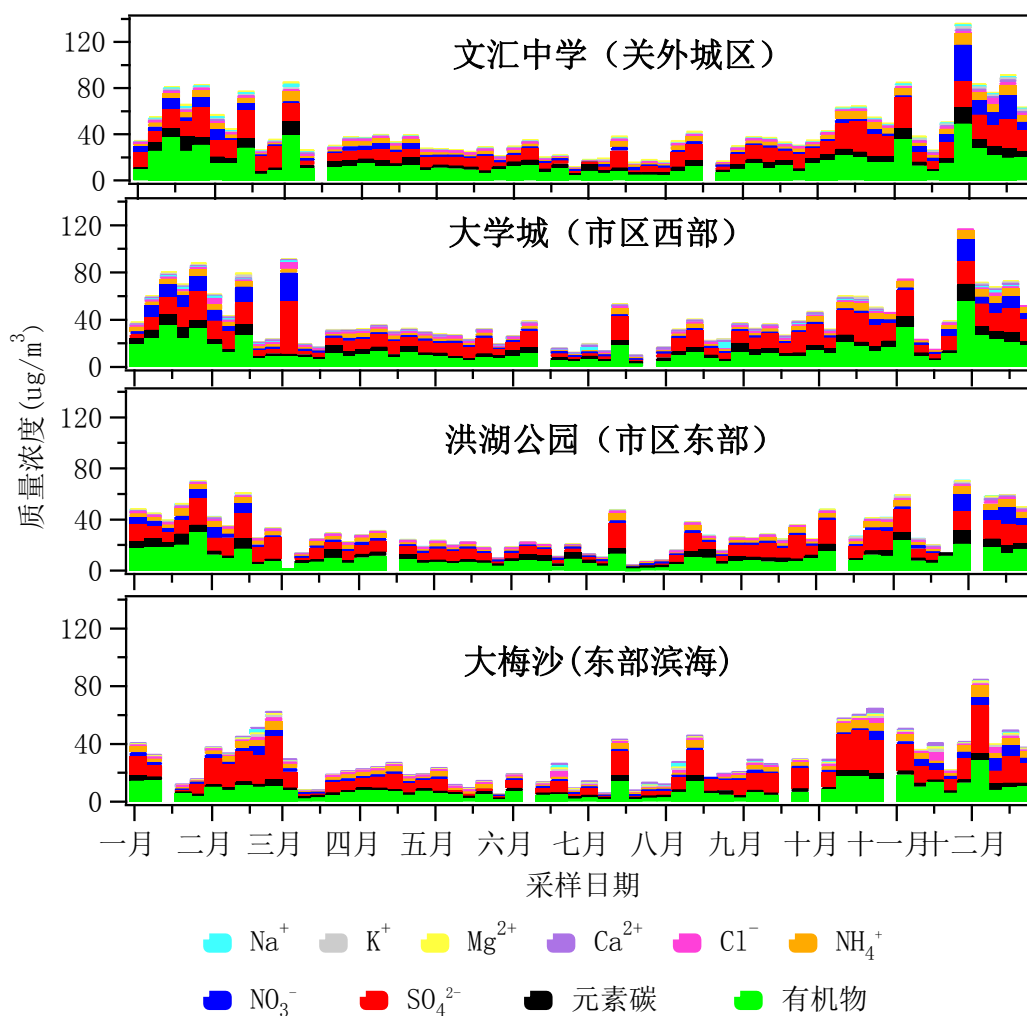


图 6-3 2009 年深圳市各站点大气 PM_{2.5} 化学组成的时间变化趋势

气象条件的季节规律是造成大气污染季节变化的重要原因，其中大气边界层高度 (PBL)、降水量以及风向风速等几个气象参数对近地面颗粒物累积、去除以及区域传输等方面有着十分重要的影响。深圳市大气边界层高度表现出一至三月较低、四至九月维持在较高高度、十至十二月又持续下降的特征。大气边界层越高，污染物越容易稀释和扩散；反之，边界层较低，容易引发近地面污染物积聚。从降水量看，三至九月是深圳市的雨季，降雨明显，有利于去除大气污染物；

而一月、二月以及十至十二月几乎没有降雨或降水量很小。一月、三月、九至十二月主导风向以偏北为主，风速中等（1~3 m/s），带来北方的污染气团；二月、四月、五月以偏东风居多，气团主要来自东部洋面，背景浓度很低；六至八月以偏南风为主导，气团主要来自南部洋面。

6.1.2 深圳市大气环境的主要影响因素

(1) 深圳市主要大气污染物的排放源

研究表明，火电厂、工业源和道路移动源是深圳市最大的污染排放源，各类污染源的 SO₂、NO_x、VOC 和 PM_{2.5} 排放分担率见图 6-4。

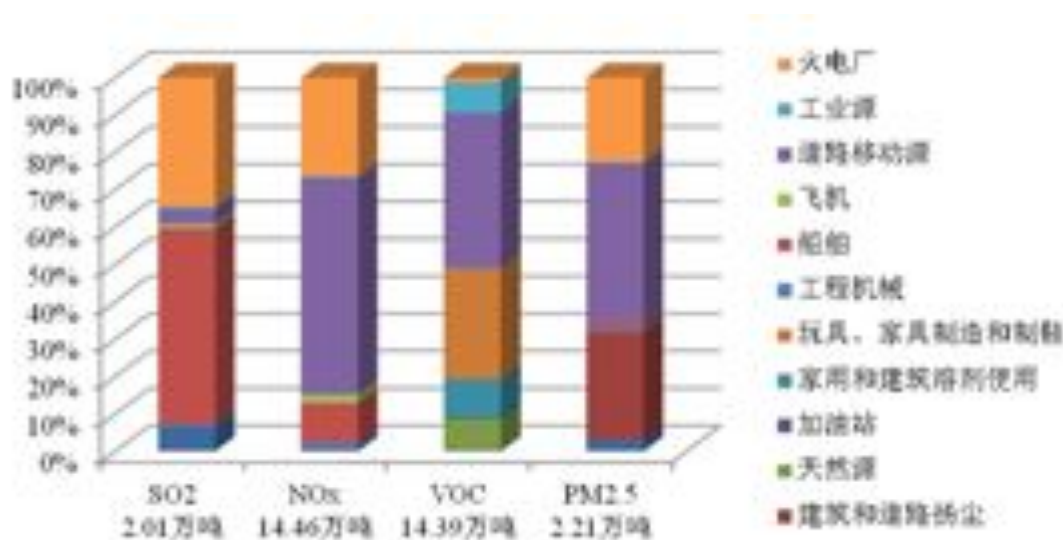


图 6-4 深圳市 SO₂、NO_x、VOC 和 PM_{2.5} 一次排放分担率

深圳市 2011 年二氧化硫排放总量约为 2.01 万吨，主要排放来源包括船舶、火电厂和道路移动源，排放分担率分别为 52.3%、34.4%、4.1%，而工业排放源的分担率已经降至不足 1%。相比于 2006 年全市约 6.57 万吨的 SO₂ 排放量，“十一五”期间深圳市电厂“油改气”等措施已经将全市 SO₂ 排放量削减了接近 70%，且电厂已不再是深圳市 SO₂ 排放的首要来源。

深圳市 2011 年氮氧化物排放总量约为 14.46 万吨，相比于 2006 年的 13.68 万吨有所上升，这也是机动车保有量过快增加带来的一个后果，抵消了电厂低氮燃烧器等改造项目带来的减排效果。目前全市氮氧化物的主要排放来源是机动车、火电厂和船舶，排放分担率分别为 57.9%、26.4%和 10.7%。其中，黄标车排放

氮氧化物占全市机动车排放总量的 52%；16 万辆货运物流黄标车排放氮氧化物占全市黄标车排放总量的 64%。

深圳市 2011 年挥发性有机物排放总量约为 14.39 万吨，其主要排放来源包括机动车、制鞋、家具制造和建筑涂料使用，排放分担率分别为 41.4%、16.9%、11.3%和 7.2%。深圳市挥发性有机物排放源以规模较小的企业或设备为主，分散程度较高，呈现出面源特征，是当前大气污染控制工作中的一大难题。

深圳市 2011 年 PM_{2.5} 一次排放总量约为 2.21 万吨，其主要直接排放来源包括机动车、道路扬尘、火电厂和建筑扬尘，分担率分别为 42.7%、24.3%、22.6%和 4.3%。其中，黄标车排放 PM_{2.5} 占全市机动车排放总量的 78%，16 万辆货运物流黄标车排放 PM_{2.5} 占全市黄标车排放总量的 87%。由于深圳市 PM_{2.5} 有超过一半来源于大气中的二次反应，因此必须同步开展 SO₂、NO_x、VOCs 等 PM_{2.5} 气态前体物的协同减排控制以降低 PM_{2.5} 污染水平。

(2) 深圳市 PM_{2.5} 污染的组分及来源

从化学组成分析，深圳市 PM_{2.5} 的化学组成以有机物、硫酸盐、元素碳为主，分别占 30.9%、25.9%、10.2%，排放源主要来自机动车尾气、工业源、火电厂和生物质燃烧，贡献率分别为 31%、24%、18%。从排放源区域分析来看，深圳市 PM_{2.5} 污染的区域传输来源比例约为 60%，超过了本地污染源排放的贡献。PM_{2.5} 污染受燃料燃烧活动影响较大，其中火电厂、生物质燃烧源的影响主要来自于区域传输，机动车尾气主要来自于本地排放。

表 6-1 深圳市 PM_{2.5} 主要化学组成及比例

化学组成	有机物	硫酸盐	元素碳	硝酸盐	铵根	矿物质	其他
所占质量 浓度比例	30.9%	25.9%	10.2%	8.2%	7.6%	5.5%	11.7%

表 6-2 各类排放源对深圳市大气中 PM_{2.5} 的贡献

排放源	机动车	工业源	火电厂	生物质 燃烧	扬尘	船舶	VOC 天然源	其他排 放源
贡献率	31%	24%	18%	13%	7%	5%	2%	<1%

综上所述，深圳市 PM_{2.5} 的组分构成、前体物及排放来源的关系可见图 6-5。

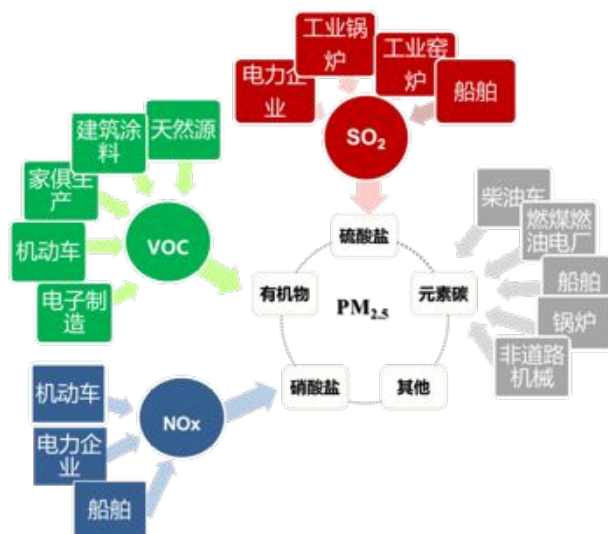


图 6-5 深圳市大气 PM_{2.5} 的来源

6.2 深圳市大气污染控制历程与效果

6.2.1 深圳市大气污染控制历程

经过多年的高速发展，受到土地、资源、人口、环境等因素的制约，深圳市传统发展模式的弊端暴露得比内地城市更早、更集中，严峻的资源和环境形势使得深圳市较早地认识到环境保护的重要性。长期以来，深圳市一直限制钢铁、水泥、陶瓷、重化工等高污染、高能耗产业的发展。自上个世纪 90 年代起，在内地城市不惜一切代价发展经济的同时，深圳已经逐步开始了产业结构的转型升级。近年来，深圳市依靠资源、劳动力的大量投入实现快速扩张的传统产业正在大量向外迁移，战略性新兴产业得到了大力发展，能源结构和能源利用效率不断得到优化。从 2005 年到 2011 年，深圳市三次产业结构比例由 0.5: 57.7: 47.8 调整为 0: 46.5: 53.5，万元 GDP 能耗由 0.59 吨标准煤下降到 0.47 吨标准煤，从源头降低了能源消耗和污染物排放。

自 2004 年筹备申办大运会起，深圳市进一步加快了大气污染治理的步伐。2005 年，深圳市建立起多部门联合的“治污保洁”工程平台，启动了以控制烟尘污染为重点的第一次“蓝天行动”。多年以来，深圳市依托“节能减排”和“治污保洁”两个平台，通过滚动更新的“蓝天行动”计划，在超额完成国家“十一五”减排任务的基础上，将大气污染治理的工作重心逐步转移到应对灰霾和光化学污染上来。近几年，深圳市大力开展氮氧化物治理工作，取得了明显成效。随

着大运会的临近，深圳市针对 PM_{2.5} 采取了更为严格的控制手段，重点在电厂、锅炉、机动车、扬尘和 VOC 重点行业等方面开展综合治理，并将控制范围逐步延伸到船舶、港口等过去没有得到重视的领域，同时进一步加强餐饮油烟和生物质燃烧的控制。大运会期间，深圳市更是采取了超常规的排污控制手段，对敏感污染源临时实施了关停、限行等一系列强制性措施，进一步削减了污染物的排放。

6.2.2 深圳市近年来主要大气污染控制措施

(1) 推进电力行业污染减排

电力行业排放是深圳市环境空气中二氧化硫、氮氧化物、可吸入颗粒物和温室气体的重要来源。不仅如此，电厂等大型排放源单位投入的减排效益约为机动车等小型源的 100 倍，一直是深圳市优先控制的重点污染源。

①开展火电厂脱硫工程。从 1999 年开始，妈湾电厂 4 号机组（30 万 kW）开始海水脱硫示范工程。至 2007 年，妈湾电厂全部 6 台机组海水脱硫工程建成并投入运行。妈湾电厂脱硫工程每年约可削减二氧化硫排放 3.5 万吨。

②开展“油改气”工程。目前，深圳市燃油电厂已全部完成“油改气”工作。相较于其他化石燃料，天然气的燃烧过程几乎不产生硫排放，几乎无颗粒物排放和产生较少的氮氧化物。深圳市电厂“油改气”工程每年约削减二氧化硫 7230 吨，氮氧化物 2850 吨，可吸入颗粒物 1350 吨以及细粒子 850 吨。

③开展低氮燃烧器改造。低氮燃烧改造是减少电厂氮氧化物排放、提升锅炉燃烧效率的重要手段。目前，深圳市 6 台燃煤机组中的 5 台已完成低氮燃烧改造工作，NO_x 排放浓度不超过 300 毫克/立方米。深圳市 17 台燃气机组中的 16 台已完成低氮燃烧器改造工作，NO_x 排放浓度不超过 55 毫克/立方米，每年约可削减氮氧化物 1.3 万吨。

④关停小火电机组。近年来，深圳市通过“以大代小”关停 49.3 万千瓦火电机组，直接关停 36.9 万千瓦小火电机组，合计关停装机容量 86.2 万千瓦。小火电淘汰后，其发电负荷转移到能效更高、环保性能更好的大型机组上，每年约可削减二氧化硫 370 吨，氮氧化物 570 吨。

(2) 强化工业废气污染控制

“十一五”期间，深圳市全面推动高污染高能耗工业锅炉的淘汰和治理，制定了严格的环保准入和产业退出机制，提高了污染物排放标准，加大了环境执法力度。2011 年大运会前，深圳市全面加强高污染锅炉窑炉治理，要求淘汰或改

造 4 蒸吨/小时以下（含）及使用 8 年以上 10 蒸吨/小时以下的燃煤锅炉，对 10 蒸吨/小时以上（含）的燃煤、燃木柴、燃重油锅炉进行全面治理，对不在淘汰范围但无法通过集中供热或余热利用工程替代的 20 蒸吨/小时以下的非燃气锅炉进行清洁能源改造，累计完成淘汰高污染锅炉 690 台，改用清洁燃料 208 台。高污染物锅炉改造和淘汰每年共削减二氧化硫 830 吨，氮氧化物 420 吨。

（3）启动重点行业 VOC 治理

相比珠三角的其他城市，深圳市的 VOC 排放量较高，数量庞大的家具制造厂、塑胶厂、电子产品制造企业等，是深圳 VOC 改造的重点行业。深圳在 VOC 改造方面一直走在前列，2009 年率先完成全市 242 家加油站、6 座储油库及 150 辆油罐车的油气回收改造；大运会的召开使深圳市 VOC 控制力度和范围大幅度提升，完成了 85 家重点 VOC 企业原辅材料水性化改造和有机溶剂回收与末端处理设施建设，其中印刷行业 59 家，电子产品制造 8 家，其余为轻工业制造、塑胶行业。此外，还完成了家具厂生产线改造 129 家。根据测算，这些措施每年约能够减少 1.7 万吨 VOC 排放，对控制深圳市夏季臭氧最高浓度有一定的改善作用。

（4）加大机动车尾气排放控制

机动车排放是深圳市环境氮氧化物的主要来源，同时也是大气细粒子 PM_{2.5} 的首要来源。深圳市机动车保有量从 2006 年的 96.28 万辆急剧增长至 2011 年的 200.8 万辆，加上外地牌号车辆和过境车辆，目前深圳市道路实际行驶车辆接近 250 万辆。这不仅给城市交通带来巨大压力，也进一步加剧了环境空气质量恶化。深圳市政府高度重视机动车污染防治，先后开展了大量针对性的工作。

①提前实施机动车排放和车用燃油新标准。深圳市通过制定经济特区技术规范，于 2011 年提前推行了国 IV 车用汽油；并通过广东省政府向国务院提出申请，于 2010 年提前对新车注册登记强制实施了国 IV 标准。经测算，油品改善每年约可削减氮氧化物 5720 吨、VOC 4510 吨；新车实施国 IV 标准每年约可削减氮氧化物 1.6 万吨、VOC 1.2 万吨、可吸入颗粒物 2140 吨以及细粒子 1550 吨。

②加强在用车排污监管，促进黄标车淘汰。深圳市已全面推行在用机动车简易工况法排气检测与强制维护（I/M），实行机动车环保分类标志制度和黄标车限行措施，同时出台了黄标车淘汰更新补贴政策。目前，深圳正在实施第十四阶段黄标车限行措施，累计淘汰黄标车约 10 万辆。淘汰黄标车每年约可削减氮氧化物 1.1 万吨，VOC 6100 吨，细粒子 1600 吨。

③大力发展公共交通，实施绿色交通战略：近年来，深圳市大力发展公共交通，加强地铁建设，不断提升公交线网密度和服务能力。此外，深圳还积极推广清洁能源汽车使用，2008年50辆混合动力大巴投入试运行，2009年首批30辆LNG公交大巴正式投入运营，至2010年底，全市已投放各类新能源汽车821辆，其中混合动力大巴401辆、电动出租车100辆、公务车20辆、LNG公交大巴300辆。目前，深圳市新能源汽车保有量已跃居全球第一位，并通过完善的新能源汽车产业链不断向全国和世界辐射自己的城市交通新能源汽车解决方案。经测算，推广新能源汽车约每年可削减氮氧化物770吨，细粒子240吨，VOC160吨。

（5）加强扬尘污染控制

扬尘排放是环境空气中可吸入颗粒物PM₁₀的首要来源，同时对大气细粒子PM_{2.5}也有显著影响。通过多年的积累，深圳市扬尘污染整治工作逐步制度化、规范化，在一定程度上降低了区域扬尘污染对空气质量的影响。2008年7月18日深圳市正式颁布了《深圳市扬尘污染防治管理办法》，并在此基础上编发了“绿色施工”简明手册，初步建立起了部门联合监督执法的扬尘污染防治管制机制。为加大对余泥渣土运输车辆的整治力度，市政府多次开展泥头车专项整治；督促被列为重点扬尘污染源的施工单位按照规定建设、安装施工扬尘自动监控设备及配套设施。此外，深圳市还通过扬尘污染投诉热线12369，鼓励市民协助政府部门对存在扬尘污染问题的重点源工地加强监管。扬尘污染控制措施每年约可削减可吸入颗粒物8800吨，细粒子2600吨。

（6）加强船舶和港口污染控制

深圳市港口排放是二氧化硫和氮氧化物的重要来源，从2009年起开始对港口内拖车和装卸设备进行污染整治。深圳大运会的召开进一步加快了港口内拖车“油改气”和港口装卸设备“油改电”进程。深圳盐田港是中国首家试用LNG拖车的港口，目前已拥有200部LNG拖车。LNG拖车相对于柴油机拖车节能减排效果十分明显，可减少26%的二氧化碳排放、99%一氧化碳排放、83%碳氢排放和80-90%颗粒物排放。盐田港也是首先开展龙门起重机（RTG）“油改电”的港口之一，目前盐田港在用的电力RTG有108台，是中国使用电力RTG数量最多的港口之一。经测算，港口内拖车和装卸设备清洁能源使用可削减氮氧化物230吨。

6.2.3 深圳市大气污染控制措施实施效果评价

（1）各类措施减排效果汇总

根据各项措施的实际执行效果，以 2010 年的生产水平为基准，深圳市各类大气污染控制措施每年可减少 SO₂ 排放约 4.4 万吨，减少 NO_x 排放约 5.1 万吨，减少 PM₁₀ 排放约 1.4 万吨，减少 PM_{2.5} 排放约 0.7 万吨，减少 VOC 排放约 4.0 万吨。各类措施的减排效果测算汇总于表 6-3。

表 6-3 各项措施的污染物和温室气体减排效果（吨/年）

污染源类别	具体措施	SO ₂	NO _x	PM ₁₀	PM _{2.5}	VOC
电厂源	燃煤电厂海水脱硫	35,295	—	—	—	—
	燃油电厂“油改气”	7,228	2,845	1,350	852	—
	低氮燃烧改造	—	12,566	—	—	—
	小火电机组结构关停	368	574	90	59	—
工业源	锅炉改燃清洁燃料	830	420	56	30	0
VOC 重点源	家具厂涂装生产线改造	—	—	—	—	8,883
	其他重点 VOC 企业改造	—	—	—	—	4,158
	加油站油气回收	—	—	—	—	4,083
道路移动源	提前执行国 VI 标准	122	16,146	2,142	1,554	12,014
	提前推广国 VI 燃油	633	5,718	4	4	4,507
	清洁能源汽车使用	4	770	238	237	163
	黄标车淘汰	194	11,810	1,657	1,574	6,131
扬尘源	建筑及道路扬尘控制	—	—	8,811	2,643	—
港口船舶源	港口拖车“油改气”	1	165	33	31	21
	装卸设备“油改电”	46	60	6	5	7
	合计	44,721	51,074	14,387	6,989	39,967

（2）电力行业治理效果评价

从测算结果来看，电力行业污染控制的二氧化硫和氮氧化物减排量约占主要措施总减排量的 96%和 31%，是深圳市过去减排工作的重点。作为深圳市燃煤的最主要消费用户，妈湾电厂建成了国内首套烟气海水脱硫系统，并率先启动了大型燃煤锅炉低氮燃烧器改造工作。选择海水脱硫技术可以避免使用深圳市本地并不生产的石灰石原料，减少了废渣、废水的排放，同时有效降低了建设和运营

成本。与烟气脱硝需要额外能耗不同，低氮燃烧改造不会带来额外能耗，不会在减排污染物的同时增加温室气体排放。妈湾电厂低氮燃烧改造效果形成了良好的示范效应，对环保部 2010 年发布的《火电厂氮氧化物防治技术政策》和 2011 年发布的《火电厂大气污染物排放标准》都有着积极影响。

燃油电厂开工建设周期较短、见效较快，在二十一世纪初帮助广东度过了电力危机。然而，燃油电厂不仅污染严重、碳排放量较大，而且在油价维持高位的形式下已经不占优势。在此背景下，深圳市积极拓展天然气供应渠道，加速实施燃油电厂改燃天然气工程，并对未使用低氮燃烧技术的机组同步进行改造。在 2012 年西气东输二线正式向深圳市供应天然气后，燃气电厂在燃料供应上得到了更好的保障。

总体而言，由于政策预期较为清晰、改造目标相对明确、企业技术力量较强、低硫煤和天然气供应网络完善，且不仅有改造工程费用补贴，还拥有脱硫电价和排污收费减免等长期经济政策支持，深圳市电力行业污染控制的推进力度和执行情况均较为理想。

(3) 工业锅炉治理效果评价

由于锅炉较难部署高效脱硫设施，锅炉淘汰和清洁能源替代对 SO₂ 减排效益较其他污染物更为突出。深圳市出台了锅炉改造财政补贴标准，对采用集中供热、余热或太阳能利用等模式淘汰原有锅炉的企业，按每蒸吨 5.5 万元予以财政补贴；对改造使用液化天然气或改用生物质成型燃料并配备高效布袋除尘器的锅炉使用企业，予以每蒸吨 3 万元的财政补贴。然而，对于位于天然气未接通地区且不具备集中供热条件的企业，以及使用生产废料作为锅炉燃料的企业来说，改造不仅意味着一次性投入，还会带来运行费用的大幅提升。虽然深圳市已经将全市范围划定高污染燃料禁燃区，然而由于工商业锅炉规模较小、数量较多，环保部门对燃料质量和治理设施运行情况的监管难度较大，企业超标排放的情况仍十分严重，大运会通过强制手段临时关停的锅炉进一步的治理工作较难推进。

(4) 重点 VOC 行业治理效果评价

在深圳市涉及 VOC 的重点行业中，家具制造业所占比例较大。大运会前，深圳市出台了相关政策对家具制造企业涂装生产线改造使用水性涂料或 UV 涂料（UV 喷涂线除外）给予 25% 的改造资金补贴。对于大型家具企业来说，由于工艺较为成熟，改造效果相对较为理想；然而对于部分中小型家具企业来说，由于尚未完全掌握水性漆喷涂工艺，部分企业由于产品质量无法保证而未进行改造，

或者在改造后又重新改回使用油性漆。对于采用末端处理的家具或其他生产企业，在实际中也存在收集难的问题，部分企业虽然末端回收效率超过 90%，然而由于存在逸散，综合处理效率仅为 50%左右，未能达到预期治理效果。

在大运会的空气质量保障方案中，原计划在大运会期间除家具厂外还需要临时关停一批重点 VOC 企业，并在全市范围内禁止所有油漆、涂料等溶剂的使用，且禁止在市区销售建筑涂料和有机溶剂。然而，由于缺乏相关的执法依据，工商部门难以配合执法，这些措施实际上并未得到严格执行。

2010 年广州亚运会前，在广东省环保厅的统一协调下，深圳市投入了 2.7 亿元完成了加油站、储油库、油罐车的油气回收工作。油气回收能够减少燃油逸散，具有良好的经济效益，但对于 VOC 减排来说效果并不突出。单纯从 VOC 减排角度来说，同样的资金投入家具厂等重点 VOC 企业生产线改造中，将会产生更好的减排效果。

（5）机动车尾气治理效果评价

深圳市道路移动源污染控制措施对 NO_x、颗粒物和 VOC 的减排效果十分显著，主要得益于多次提前于国家实施新的机动车登记注册标准和车用燃油标准，并积极推进黄标车淘汰。然而，与北京、广州等城市相比，深圳市黄标车淘汰进度仍较为缓慢。深圳市黄标车淘汰补贴力度相对较小，限行范围和时段相对较为宽松，黄标车违规行驶的处罚力度不够，同时缺乏一个明确的、逐步收严的政策预期，使得市民淘汰黄标车的积极性并不高。大运会的临时措施表明，黄标车限行和绿色出行对污染物的减排效果十分显著，若将来能加快黄标车淘汰步伐，并将绿色出行转变为长效性机制，将大大减少 NO_x、颗粒物和 VOC 的排放。

由于目前新能源汽车的应用相对于庞大的机动车保有量来说仍较小，因此其减排的效果并不十分突出。深圳作为拥有完整新能源汽车产业链的城市，拥有大力推广新能源汽车基础和动力。根据规划，到 2015 年深圳市新能源汽车应用数量将达到 10 万辆，然而按照目前机动车保有量增长速度，这部分新能源汽车仅占深圳市“十二五”机动车增长量的十分之一以下。因此，并不能因为推广新能源汽车而忽视了燃油汽车（尤其是柴油车）排放标准的逐步提升。

（6）扬尘治理治理效果评价

建筑和道路扬尘是影响颗粒物直接排放的重要来源。实际上，目前对建筑工地扬尘排放的监督力度仍然不足，从减排量的测算来看，十分有必要进一步加强管理并加大处罚力度。实际上，大运会期间的建筑工地停工不仅减少了颗粒物排

放，还连带减少了货运车辆和施工机械的排放，带来的环境改善效益有目共睹。若能对建筑行业整体加强监管，必将大大降低城市的一次颗粒物排放水平。

（7）船舶和港口治理效果评价

由于港口内拖车行驶范围较小，数量较少，装卸设备数量亦有限，因此“油改气”和“油改电”后污染物削减量相对较低。实际上，船舶才是港口污染的主要排放来源（约占90%以上），推动船舶使用低硫油，或建设岸电等对降低港口区域的污染排放有重要作用。但船舶减排需要费用较高，如岸电的使用需要较高的初期建设成本，同时还需要船只具备相应的接入条件；而改用低硫燃油则会增大船只费用负担，除非有强制性规范或提供适当补贴，否则船只主动改用低硫燃油的积极性较小。因此，在现有条件下从港口作业车辆、设备入手，逐步推进船舶和港口减排是合理的。

6.2.4 温室气体协同减排效益分析

深圳市大气污染物和温室气体排放具有明显的“同根、同源、同步”特征。因此，这些针对大气污染的治理措施往往也会对温室气体排放产生影响。在大气污染治理工作中，合理地选择协同减排效益较高的政策与技术，可以实现在减少大气污染物的同时有效控制温室气体排放。若能在总结过去措施协同减排效果的基础上，统筹考虑大气污染物与温室气体的协同控制，将可以最大化大气污染控制措施的外部效益，有利于实现环境与气候的双赢。

（1）各类措施温室气体减排量测算

我们把深圳市主要大气污染控制措施分为能源结构调整措施、落后产能淘汰措施、过程控制措施和末端治理措施四大类，并对每一个具体措施核算其温室气体减排量。

能源结构调整措施：能源结构调整主要表现为清洁燃料的使用，如天然气、生物燃料和电力等。清洁燃料相比柴油排放较少的二氧化碳，碳减排效益显著。经核算，电厂“油改气”工程每年约可削减二氧化碳354万吨；高污染锅炉淘汰改造每年约可削减二氧化碳3万吨；推广清洁能源汽车每年约可削减二氧化碳5.9万吨；港口拖车“油改气”和装卸设备“油改电”每年约可削减二氧化碳2.6万吨。

落后产能淘汰措施：产业结构调整主要包括火电厂“以大代小”和淘汰黄标车。火电厂“以大代小”可以提高发电效率，减少二氧化碳排放，淘汰黄标车主

要通过减少油耗来减少二氧化碳排放。经测算，火电厂“以大代小”和黄标车淘汰分别可削减二氧化碳 27.7 万吨和 4.3 万吨。

过程控制措施：过程控制措施主要包括火电厂低氮燃烧器改造、企业及加油站 VOC 治理。由于过程控制措施基本属于技术改造，不需要新增末端处理设施，虽然不能节能但也没有额外的能源消耗，因此二氧化碳减排量为 0。

末端治理措施：末端治理主要为火电厂脱硫工程。海水脱硫是通过海水中的碳酸盐与烟气中的二氧化硫进行反应，在吸收二氧化硫的同时会额外释放二氧化碳。此外，脱硫设备的运行需要消耗电能，间接也会增加电厂二氧化碳排放。因此，火电厂脱硫工程的温室气体协同减排为负效应。火电厂脱硫工程每年额外排放二氧化碳 8.3 万吨。

(2) 大气污染控制措施协同碳减排效应评价

“协同效应系数”可以用来评价各项污染物减排伴生的二氧化碳减排效果。协同效应系数表示减排单位污染物的同时减少的温室气体减排量，即：协同效应系数=温室气体减排量÷大气污染物减排总量。

较大的协同效应系数意味着减排单位污染物的同时产生了较大的温室气体减排量。表 6-4 汇总了各项大气污染控制措施协同效应系数。深圳市采取的大气污染控制措施既有正协同效应，也有负协同效应或协同效应为零。源头控制如能源结构调整、落后产能淘汰等措施协同效应为正；过程控制如火电厂低氮燃烧改造、家具企业改用水性漆、油气回收等措施协同效应为零；末端治理（主要为电厂海水脱硫设施）一般表现出负的协同效应。其中，以电厂“油改气”、小火电结构关停、港口装卸设备“油改电”等改变能源结构、提高能源利用效率的措施协同效应最为显著。总体来说，深圳市推行的主要大气污染治理措施在每减少 1 吨大气污染物的同时，也带来了约 37.8 吨的二氧化碳协同减排效果。可见，这些治理措施一方面有效缓解了城市大气污染，另一方面也对减少温室气体排放发挥着不容忽视的作用。

表 6-4 源头控制和末端治理的大气污染控制措施协同效应系数

措施类别	措施名称	大气污染物	二氧化碳	协同效应系数
		减排总量 (吨/年)	减排量 (吨/年)	
能源结构调整	燃油电厂“油改气”	12,275	3,540,000	288.4

	锅炉改燃清洁燃料	1,336	30,000	22.5
	清洁能源汽车使用	1,412	59,000	41.8
	港口拖车“油改气”	251	650	2.6
	装卸设备“油改电”	124	25,000	201.6
落后产能淘汰	小火电机组结构关停	1,091	277,000	253.9
	黄标车淘汰	21,366	43,000	2.0
过程控制	低氮燃烧改造	12,566	0	0.0
	企业及加油站 VOC 治理	17,124	0	0.0
末端治理	燃煤电厂海水脱硫	35,295	-83,000	-2.4
	合计	102,840	3,891,650	37.8

6.2.5 深圳市大气污染控制经验总结

深圳市为了保障大气环境质量，加大了大气污染治理力度，在 $PM_{2.5}$ 污染控制方面积累了宝贵经验。主要包括以下几个方面：

(1) 上级部门重视，初步构建了区域联动治理空气污染的框架

在省环保厅的协调推动下，珠三角各城市初步形成了区域联防联控治理空气污染的框架，各城市全面开始了工业、机动车、挥发性有机化合物、扬尘和生物质燃烧等领域的空气污染控制工作，并通过 2010 年广州亚运会和 2011 年深圳大运会空气质量保障对区域联防联控工作进行了实战演练。此外，深圳、东莞、惠州三市还建立了环保合作联席会议，构建了“深莞惠”机动车专项整治工作架构。

具体而言，在省环保厅的统一安排下，深圳市及珠三角其他城市的电厂脱硫工作取得了明显成效，显著减低了 $PM_{2.5}$ 中硫酸盐浓度水平和贡献份额；在 2011 年深圳大运会前，深圳市和珠三角各市基本完成了油库、油站油气排放治理工作；提前实施了第四阶段国家机动车大气污染物排放标准。这些措施对于整个珠三角区域的 $PM_{2.5}$ 污染水平的降低具有标志性的作用。

(2) 多污染物、多污染源的协同控制及重点源的有效识别与优先控制

$PM_{2.5}$ 污染是由一次排放源及挥发性有机物 (VOC)、二氧化硫、氮氧化物等前体污染物排放源共同造成的，深圳市在开展污染控制时针对各类污染源开展了全面治理，协同考虑了火电厂降氮脱硝工程、淘汰落后产能及工商业锅炉及窑炉

治理、机动车污染防治、扬尘污染控制、典型行业挥发性有机物排放控制、饮食服务业污染整治、船舶和港口污染控制和禁止生物质露天焚烧等方面，对全市共 15 类重点污染行业进行清理整治，全方位的进行 PM_{2.5} 的控制。

另外，深圳市十分重视发挥科技支撑的作用，早于 2007 年即设立系列专项课题研究本市大气灰霾与细粒子污染特征，定量识别出本市 PM_{2.5} 与 VOCs 的主要来源，并以此为依据进行了具有高度针对性的减排治污工作。集中整治机动车、电厂、VOC 等 PM_{2.5} 重点排放源，同时兼顾其他污染源的治理。坚持重点污染地区重点整治、重点污染类型重点控制、重点企业项目重点治理。

（3）积极推进产业结构升级，强化大气污染“源头控制”策略

深圳市通过严格落实新增污染源的环评制度，提高产业准入门槛，积极淘汰落后高污染产能，严格环境治理技术，推进发展清洁生产和循环经济，从而推动产业结构改善，从根本上削减和消灭了源头排放。在工业企业污染方面，通过搬迁水泥、造纸、印染等污染行业，实现产业结构不断优化升级；在机动车污染方面，通过全面推行国 IV 车用燃油和新车上牌执行国 IV 标准，使单车污染排放不断下降；在 VOC 污染治理方面，通过家具行业喷漆工艺油性漆改水性漆等方面，依靠技术进步改造传统产业，取得了非常明显的减排效果。

（4）采用“以企业为本”的减排策略，最大程度调动企业治污减排积极性

深圳市在治理空气污染的过程中，统筹考虑工业企业的生产技术以及污染治理技术，合理推进污染控制，有效降低了污染控制成本，提升企业污染控制的意愿，优化污染治理效益。以电力行业污染治理为例，深圳电力行业的污染治理工艺路线较为合理有效。燃煤电厂在标准未出台前先开展低氮燃烧器改造，可以节约投资和运行费用，标准出台以后再开展脱硝工程，企业有改造的意愿而且可以降低运行费用；从电厂的生产工艺角度入手，燃机电厂先“油改气”，再要求开展低氮燃烧器改造，可以较好获得企业支持，最大程度地调动企业的环保改造积极性。

（5）兼顾温室气体协同减排效益

受到土地、资源等因素的制约及城市发展定位的影响，在经济快速发展的同时，深圳市政府非常重视产业结构调整和提升，目前深圳市是全国农业比重最低、单位 GDP 能耗最低的城市。深圳市相对合理的产业结构和较优质、高效的能源利用方式对降低污染物和温室气体排放起到了促进作用。此外，部分“油改气”、

燃煤锅炉替代等项目已经通过清洁发展机制（CDM）获得国外技术和资金的援助，更好地激励了企业实施污染治理。

6.2.6 深圳市大气污染控制的差距与瓶颈

（1）PM_{2.5}和臭氧污染形势依然严峻

自2005年起深圳市PM_{2.5}浓度总体呈下降趋势，但最近3年下降趋势放缓，浓度基本持平，表明深圳市削减PM_{2.5}已经遇到瓶颈；近年来深圳市臭氧浓度呈逐年上升趋势，超标率增加，大气氧化性不断增加，这又将进一步激化大气中各类化学反应的发生，导致污染加剧。深圳市当前灰霾天数约占全年总天数的三分之一，相关研究表明，要使深圳大气能见度达到10公里以上（霾日判别标准之一），夏季PM_{2.5}浓度必须低于35 μg/m³，冬季必须低于50 μg/m³，而当前深圳市有23%的天数PM_{2.5}日均值在50 μg/m³以上，实现以上目标值仍有很大的差距，亟需更大的投入改变当前的治理现状。

（2）重点领域控制力度有待加强

能源和产业结构仍需进一步优化。深圳市各类大气污染控制措施的协同减排测算结果表明，源头控制，如产业结构调整、能源结构调整、临时停产、限行等措施的协同效益最大，而末端治理反而有可能导致能耗增加而产生更多的温室气体排放。目前深圳市仍有大量的工业锅炉使用柴油为燃料，燃煤电厂仍占有重要比例，继续推进能源结构优化可以产生良好的协同减排效益。此外，交通运输业既是污染控制的重点，又是碳排放的主要行业，但目前深圳市柴油车比例仍高达25%，黄标车淘汰因有限的限行范围和缺乏吸引力的经济补贴政策而进程缓慢。在提升汽车排放标准和燃料经济性方面，交通运输行业仍然较大的潜力。

柴油颗粒物污染控制亟待加强。柴油颗粒物污染不仅与灰霾污染有关，而且对人体健康会产生较大损害。作为中国最大的口岸城市、全球第四大集装箱港，深圳市物流业发达，货运柴油车污染问题突出。据估计，深圳市约有40~50万辆柴油车，贡献了机动车细颗粒物排放总量的80%以上，氮氧化物的50%以上，此外，以重油为燃料的远洋船舶也是颗粒物污染的重要来源。另一方面，深圳市原特区外是工业集中区，为保障生产电力供应而使用了大量的备用柴油发电机，也成为深圳柴油颗粒物的主要来源之一。

挥发性有机物控制仍处于初级阶段。VOC不仅是PM_{2.5}的重要前体物，同时也是影响深圳市O₃浓度的关键性物种，有效降低VOC排放将对深圳市空气质量

改善有重要作用。由于 VOC 排放来源广，污染源分散度高，末端治理难度较大。因此，VOC 控制需要国家出台行业标准和治理标准，从清洁生产入手减少高 VOC 产品的使用。

大气污染物与温室气体协同控制机制尚未建立。深圳市过去大气污染控制措施的协同减排效果多数是在非自发的情形下产生的，在决定措施是否应该实施时，并未对其温室气体减排效果给予足够重视。若未能理顺大气污染物与温室气体协同控制机制，低碳发展与污染治理就很难真正统一起来，在实施相关污染控制措施和推广应用相关控制技术时，可能会导致职责混乱、效率低下、效力不足，造成资源的浪费。

(3) 空气质量管理机制亟需健全

大气污染防治管理体制与机构仍不完善。从本质上讲，一定气象条件下大气中 $PM_{2.5}$ 污染程度决定于经济生产与生活的规模与性质， $PM_{2.5}$ 污染问题的解决单纯依靠环境保护行政主管部门是不可能的，还需要与经济、社会等多个行政管理部門的协同合作。然而，深圳市现行的管理体制很大程度上制约着环境问题的解决。一是环保部门内部的管理体制不顺，管理人员严重不足，深圳环保系统没有统一的空气污染防治协调部门，机动车尾气由机动车尾气管理中心负责，污染防治处负责工业等其它源管理，但仅有 3 人从事空气污染防治工作，协调与管理力量严重不足。此外，各级环保部门对污染源的管理还是以水为主，空气污染源仅管理到电厂，大量排放空气污染物的中小企业没有纳入管理范围。二是环保部门与其他部门的协调配合存在问题，各个行政部门利益的客观存在导致大气污染问题的相关管理部门之间的职能交叉、权限不清、管理错位等现象存在，导致 $PM_{2.5}$ 污染控制中的相关措施规定没有充分贯彻执行，直接影响 $PM_{2.5}$ 污染控制效果。唯有理顺相关行政管理机制，才有可能实现空气质量的改善目标。

各部门间的污染控制措施协同力度尚待加强。针对深圳市 $PM_{2.5}$ 污染形成的分析表明，二次硫酸盐生成、机动车排放、生物质燃烧和二次硝酸盐生成是深圳市 $PM_{2.5}$ 污染最主要的来源，高氯源、重油燃烧、海盐、扬尘和冶金工业也是重要来源。针对不同源贡献的时空变化规律表明，机动车排放显示出本地源的特征，二次硫酸盐和生物质燃烧显示出区域源的特征，而本地排放和区域传输对二次硝酸盐生成都显示出重要贡献。近期，深圳市大气污染控制行动中虽然对机动车尾气、工业源、火电厂、扬尘和生物质燃烧等方面都做出了污染控制的规定，但不同污染源对 $PM_{2.5}$ 的影响表现为复杂的非线性关系，因此需要根据科学研究进而

有机整合各种污染控制措施。另一方面，当前污染控制措施多为直接政府行政命令措施，缺乏配套相应的经济激励机制等多种手段。

与周边城市污染治理的工作对接机制不畅。鉴于深圳市 PM_{2.5} 污染表现为受周边城市影响较重的特征，要使得污染排放控制和空气质量改善措施发挥效果，仅仅考虑针对深圳市本地的污染排放进行控制是不够的，应同时关注周边地区的污染排放控制。虽然在深圳大运期间，在上级政府的协调下，对深圳影响较大的周边城市均加大了污染减排及监管力度，取得了良好的空气质量保障的区域合作效果；但是，当前深圳市尚未与周边城市间达成区域整体环境质量改善的制度性区域共识，各城市采取的各类污染控制措施都是针对本地的污染排放控制开展的，各地污染控制力度不一，执法尺度差别较大，许多深圳淘汰的企业，惠州等地还在继续引进。大气污染控制方案的规划和实施缺乏区域统筹安排。深圳空气质量改善目标的实现，需要与周边地区建立长效的大气污染联防联控机制。

大气污染控制投入相对于城市规模还很不足。由于大气污染控制难以创造经济效益，一定程度上对经济发展反而有阻碍作用，因此在当前经济发展阶段下，政府和企业在大气污染治理中的投入意愿较低，存在投入不足的问题。具体表现在，首先，一些经济规模较小、污染较重的产业无力投入大气污染控制；其次，一些有能力开展大气污染治理的行业，由于存在执法尺度不一等问题，不愿进行大气污染治理投入；再次，由于当前深圳市针对机动车、工业点源、道路扬尘、VOC 等重点污染源都做出了污染控制要求，这些污染源进行大气污染控制需要大量的政府投入，而政府一时难以提供如此大量的投入，政府投入略显不足。此外，减排资源分配不科学的问题也是导致政府污染控制投入显得相对不足的原因。例如，深圳补贴 2.7 亿治理油站油库的油气，减排量约 4000-5000 吨 VOC，但建筑涂料水性化、家具行业水性漆推广等可以少花钱取得更大减排量。因此，减排资源分配问题加剧了投入不足的问题。

6.3 深圳市大气污染控制的配套机制与关键措施

6.3.1 深圳市大气污染控制的主要机制建议

当前，深圳市经济发展水平较高、公众的环境意识较高、污染控制的技术条件较为成熟，在进行 PM_{2.5} 污染源排放的控制方面具有较好的基础。深圳市制定的 PM_{2.5} 污染防治专项行动方案中提出：2012 年至 2015 年，PM_{2.5} 年平均浓度保

持下降趋势，每年超标天数控制在 30 天以内，2015 年 PM_{2.5} 年平均浓度较 2011 年下降 10% 以上，实现灰霾天数控制在 100 天以内的目标。

考虑到深圳市与周边城市的在 PM_{2.5} 控制中的相互影响，结合深圳市 PM_{2.5} 区域合作控制的经验，为了实现深圳市 PM_{2.5} 控制的目标，提出未来深圳市 PM_{2.5} 污染控制的几个重点机制。

(1) 构建“深莞惠”大气污染联防联控机制

深圳市 PM_{2.5} 污染控制需要发挥“城市行动与区域统筹”污染控制行动思路的作用。深圳市细粒子近一半来自于本地污染源排放，因此深圳市 PM_{2.5} 污染控制首先依赖深圳市自身的行动。为有效降低本地 PM_{2.5} 污染，深圳市必须科学分析全市 PM_{2.5} 污染来源特征，制定有针对性的污染控制对策，全面开展多污染物协同控制行动。然而，区域统筹控制也是不可或缺的。一方面，研究表明距离深圳市 100 公里内的东莞和惠州地区排放的细粒子对深圳市能见度影响达到 50% 以上；另一方面，深圳市与周边城市经济活动联系紧密，工业、物流的集群式发展使得空气污染治理不仅仅是一个城市自身的问题。因此，只有深圳市与周边城市共同行动起来，才能有效地控制 PM_{2.5} 污染。

由于 PM_{2.5} 污染具有显著的区域性特征，各个城市在制定污染控制方案时，必须转变过去的工作思路，逐渐从由自身环境保护需求考虑转变为由区域整体角度统筹考虑。深圳市需要重视与东莞、惠州以及其他珠三角城市在污染防治措施上的协调配合，在落实好污染治理、监督执法、环境监测、预报预警、信息公开和新闻发布等相关事宜的基础上，建立健全地区间联防联控机制，从区域统筹角度控制整个地区的 PM_{2.5} 污染。同时，深圳市需要充分利用粤港和深港合作机制，加强与香港环保署的合作。

具体来说，可以采取以下一系列措施：首先，通过深港合作机制，将空气污染协同治理的重大措施上报中央政府，推动珠三角其他地区共同加强治理空气污染；其次，由广东省环保厅牵头，鼓励深莞惠先行先试更严格的行业及其他污染源排放标准，建立更紧密有效的“深莞惠”环保联席工作会议制度，建立由省财政补贴的深莞惠空气污染治理共同基金，提升各地参与联防联控积极性。此外，还可以通过区域统筹的方式，确定公平合理的区域环境容量资源分配方案、进行区域层面的产业发展政策与规划制定。

(2) 建立科学决策模式

PM_{2.5}污染控制需要构建基于“科学-决策支持一体化”的科学支撑空气质量改善的管理决策体系，建议建立本地的“空气质量管理决策委员会”和“大气环境科学实验室”予以支撑。“空气质量管理决策委员会”由深圳市空气环境质量管理官员、专家和市民代表组成，主要负责确定阶段性和年度空气污染治理重大措施，并对这些重大措施的落实情况予以动态评估。“大气环境科学实验室”由环保监测部门牵头联合当地高校和其他科研机构组成。

PM_{2.5}污染控制的复杂性需要在大气环境科学研究基础上开展控制政策研究。制定重大空气污染控制措施的科学决策模式是：大气环境科学实验室通过环境监测手段，实时获取区域内二氧化硫、氮氧化物及颗粒物等主要污染物的实时变化情况，动态分析PM_{2.5}的污染特征、来源，利用大气污染传输扩散模型研究研究PM_{2.5}的区域传输影响，在科学研究基础上识别出不同地区不同排放源对本地的PM_{2.5}污染的贡献，制定投入最小、减排效果较好、相对公平的细颗粒物削减分配方案建议，空气质量管理决策委员会对减排方案进行评估和修改，将其交市政府相关部门落实，并定期对措施效果和实施情况进行动态评估。

(3) 创建大气污染控制工作专门协调机制

为支撑大气污染的协同减排和“科学-决策”一体化，尤其需要解决当前大气环境保护工作面临的种种体制障碍，建立针对PM_{2.5}的高效管理体制。

首先，从环保部门与其他各部门的关系来看，需要理顺深圳人居环境委与发改委、经贸委、住建局、公安局等行政管理部门之间的关系。建议建立深圳大气污染控制联席会议制度，健全跨部门综合决策机制，保障各部门有效沟通、互相协商而达成一致的决策，强化综合进行污染整治的合力。其中，人居环境委负责针对大气环境质量进行统一协调监管，相关的经济部门和社会部门需要积极为实现大气环境质量目标采取实际行动，并配合和支持人居环境委的工作，各部门为了同一个目标而分工合作，从而发挥部门分工专业化的优势，并产生协同效应。具体来说，可以通过人居环境委、发改委、经贸委等各部门定期共同召开会议的形式，及时听取相关责任单位大气污染控制情况汇报，通报督导检查情况、协调解决存在问题。

其次，从环保内部体制来看，由于深圳市空气污染排放源多为面大量小的中小企业和以往环保执法没有涉及的行业，比如涂料、印刷、远洋船舶、施工等行业，监督管理方式和水污染控制差别很大，因此，宜单设统筹部门，提升大气污

染控制效率。同时，通过合理协调上级环保部门和基层环保执法部门的关系，加强分工协作，强化对大气污染源的控制。

（4）市场调节与财政投入措施的同步应用

源头控制与经济手段是改善深圳空气质量的有效手段。积极推进并落实绿色信贷制度，要充分利用信贷工具对企业发展的引导作用，加强 PM_{2.5} 相关的大气污染控制。根据企业的环境执法和环境风险情况，通过环保部门和金融部门的充分合作，对按时完成空气污染控制计划和空气质量保障措施严格落实或超额完成的单位，优先给予信贷支持，并给予信贷优惠和贷款额度的宽限；而对环境违规企业给予相应的贷款限制。引导银行投资于环境友好的产业和项目，限制那些严重污染大气环境项目的信贷。

同时，为了保障相关 PM_{2.5} 污染控制措施可以得到有效落实，需要加大 PM_{2.5} 污染治理财政投入力度，建议市、区设立大气污染防治专项资金。PM_{2.5} 专项基金，一方面加大大气污染治理的支持和补助，包括对积极采取降氮脱硝、脱硫改造、小锅炉清洁能源改造、加油站、企业挥发性有机物排放回收治理及黄标车整治等治理工作的企业和个人予以补贴；另一方面可以持续增加全市大气污染防治的能力建设投入，包括用于 PM_{2.5} 污染相关的能力建设，加大科学研究、环境监测、制定环保法规与政策研究等研究力度。专项资金的来源既可以考虑在现有公共财政中向 PM_{2.5} 的治理专项倾斜，也可以考虑通过经济手段筹集，例如征收大排量车和黄标车机动车排污费、污染产品征税、拥堵收费等相关污染活动的 PM_{2.5} 专项治理费用。

（5）探索气候友好型的污染控制战略

由于深圳市大气污染物和温室气体排放的同根同源性，大气污染控制与应对气候变化相辅相成，密不可分，应采取综合、协同、一体化的控制思路，积极探索气候友好型的大气污染控制战略。首先，应全面系统地评估常规大气污染减排措施对温室气体排放的控制效果，分析在 PM_{2.5} 污染减排和温室气体减排上协同效益较高的措施，作为协调大气污染防治和应对气候变化的科学依据。其次，充分利用已有的工作基础，努力将深圳市创建国家环保模范城市、国家低碳试点城市、国家生态园林城市等有利环境治理与温室气体减排的工作进行有机结合，充分利用各个渠道的资源形成合力，在一定投入下产生最大的协同效益。最后，应高度统筹规划大气污染控制和温室气体减排，综合协调保障市民环境权益和应对

气候变化的需要，制定控制温室气体排放措施与常规大气污染物减排措施的优化组合，以最小的成本实现既定的节能和减排目标，实现气候与环境的“双赢”。

6.3.2 深圳市大气污染控制的关键措施建议

(1) 重点治理柴油机颗粒污染排放

深圳是中国最大的口岸城市，物流业发达，货运柴油车污染问题突出。加州空气资源局（CARB）相关研究显示，包括甲醛等十大室外空气有毒物质为整个加州带来的已知癌症风险中有 79% 归因于柴油颗粒物，可见柴油颗粒物污染对人体健康影响非常严重，需要重点关注柴油颗粒物的污染控制。深圳市的柴油颗粒物主要来源于以下五个方面：口岸、港口货柜车等货运车辆；公交车；柴油发电机；柴（重）油锅炉；非道路移动源，因此需要针对柴油颗粒物的重点污染排放源进行重点控制。

深圳地区应加快淘汰老旧重型柴油车辆，尽快实施国家第四阶段柴油车燃料和排放标准，并早日实施更加严格的国家第五阶段标准，建立有效的外地高污染车辆限制入境方案，推广 LNG 等新能源的货车与巴士的替代柴油运输车辆。此外，深圳应尽快开展柴油发电机和非道路移动源的污染现状调研工作，出台科学合理的污染控制措施。

(2) 强化 VOC 污染的协同控制措施

深圳地区 VOCs 重点排放行业包括：机动车、家具和电子产品涂装生产、制鞋、建筑涂料使用等，需要以重点排放源为着力点，削减 VOC 排放总量。

首先，应立足产业的技术进步，通过水性涂料、高固份涂料的替代降低 VOC 排放。VOC 末端治理成本高，监管困难，从源头治理的清洁生产工艺应当成为治理 VOC 污染的主要手段。家具和电子产品涂装、建筑涂料领域都可以通过各种行政和经济手段推广水性或高固份涂料，从而取得很好的 VOC 减排效果。

其次，应建立健全 VOCs 重点企业环境监管体系，规范挥发性有机溶剂的使用及管理。实施有机溶剂使用申报制度及挥发性有机化合物排放登记报告与核查制度；建立并完善建筑涂料的使用管理及管理规范的制定工作，逐步实施产品标签制度和挥发性有机化合物含量限值管理。

另外，还应全面实施对油气回收治理工程的日常监管，并开展生活源 VOC 排放控制。

(3) 加强船舶港口污染控制

船舶港口污染是深圳市最大的 SO₂ 排放源和重要的 PM_{2.5} 排放源，全面启动船舶港口的污染控制迫在眉睫。

首先，建议市政府联合香港、广州地区共同建议交通部将珠三角地区海域划定为国家航运低硫燃料控制区，规定在控制区内所有船舶应当使用含硫量小于 0.5% 的低硫燃料。在国家航运低硫燃料控制区划定前，海事部门应通过减免港口设施费等方式鼓励远洋船舶使用低硫燃料。

其次，加快远洋运输港口码头岸电设施工程建设，推行电厂-港口直供电模式，大幅度减少船舶停靠港口码头期间使用岸电的成本；加快港口内拖车油改气进程和财政补贴，落实配套加气站建设；推进港口装卸设备（起重机、吊机）油改电进程。

（4）落实区域生物质燃烧源控制

深圳市的生物质燃烧相对其他城市而言是非常重要的 PM_{2.5} 源，加强生物质焚烧的污染控制可以有效控制 PM_{2.5} 污染，而且由于生物质燃烧源的区域特性，相关治理措施的落实需与东莞和惠州等周边城市进行有效的联动。

具体来说，可以采取以下措施：严格禁止区内农作物秸秆、城市清扫、园林废物、建筑废木材、锯末等生物质燃料的露天焚烧；建立并完善秸秆综合利用示范工程，促进秸秆资源化利用。环保部门建立和完善遥感监控手段，完善跨部门的执法巡查制度。

（5）实行分时分区的弹性污染控制

深圳的 PM_{2.5} 污染具有非常显著的时间和空间变化规律，呈现“冬重夏轻”的季节变化规律和“西重东轻”的空间分布格局。因此，在全市污染减排控制上，需要突出对西部宝安工业区的控制，强化在冬季对宝安工业区排放的监管，并通过交通限行、供电保障、污染物排放许可发放、碳排放权额度分配等多种手段实现对冬季宝安工业区污染物排放的最大削减。例如，在冬季宝安片区实施更大范围的货柜车限行措施和珠江口内河船舶运行限制措施。

（6）建立科学的重污染天气预警—响应机制

深圳市的重灰霾天气往往由夏秋季台风外围下沉气流和秋冬季的弱冷高压控制引起，伴随着 PM_{2.5} 的严重超标，对全年 PM_{2.5} 平均水平影响很大。同时，重污染天气也是对健康影响最大、市民感受最深而反映最强烈的环保问题。因此，控制重污染天气不仅对于降低全年 PM_{2.5} 污染平均水平有重要作用，也是保障市

民身体健康，改善市民对空气污染感受的关键所在。深圳市未来将建立科学的重污染天气预警系统，预警可能出现的重污染天气，借鉴大运会成功经验，在交通出行、工业限产、工地施工等方面实施经过科学规划的临时应急措施，最大程度地削减重污染天气的污染水平和发生频率。

致谢

在相关政府部门的关心支持和中国环境与发展国际合作委员会的资助下，项目工作组整合中外专家资源，经过一年的工作和努力，以长三角地区和深圳市作为案例，基于空气质量改善特别是 PM_{2.5} 达标的目标，对我国空气质量改善的发展战略进行了系统的研究，提出了区域空气质量综合控制的政策建议。

特别感谢中国环境保护部李干杰副部长、污染防治司赵华林司长、总量控制司刘炳江司长，以及污防司、总量司等的大力支持，感谢领导多次参加项目讨论，提出重要的指导意见。

研究组在上海调研期间，获得了上海环保局张全局长、上海市环境监测中心等领导的大力支持，在此表示感谢。

研究组在美国交流学习控制经验期间，美国环保局、加州空气资源局以及南海岸空气质量管理局为我们安排了多场细致全面的报告，悉心解答研究组提出的问题，并提供重要的参考资料。在此，对美国环保局、加州空气资源局以及南海岸空气质量管理局的许多朋友、同事的大力支持表示感谢。

研究过程中，我们力求做到科学、先进、实用，也希望相关的研究结果和结论能为国家和地方相关政府部门今后的决策提供有益的参考。在此，研究组全体成员向所有关心和支持本课题的领导、专家和 friend 表示感谢。

项目工作组

2012 年 11 月