

# 中国控制短寿命气候 污染物的气候和环境效益

联合国环境规划署/环境保护部环境与经济政策研究中心



UNEP



PRCEE

## 免责声明

本报告中提及企业或者产品时，不代表联合国环境规划署对其认可或宣传。商标名称和标志的使用是本着编辑出版之目的，并非对商标法或版权法的有意侵犯。

本报告所引用的数据均来自公开数据库和参考文献，只反映文献被引用作者的个人观点，不代表中国政府的立场。

本出版物所采用的名称以及材料的表达方式不代表联合国环境规划署对任何一个国家、领土、城市及其权力机构的法律地位以及对其边界和界限的划定持有任何意见。

如不慎造成任何错误或遗漏，深表歉意。



UNEP



PRCEE

# 中国控制短寿命气候污染物的 气候和环境效益

联合国环境规划署

环境保护部环境与经济政策研究中心

2015年9月



## 致谢

联合国环境规划署（UNEP）和中华人民共和国环境保护部环境与经济政策研究中心（PRCEE）衷心感谢为此报告付出努力的各位作者、评审专家和项目秘书处的各位同事。特别鸣谢UNEP前任首席科学家Joseph Alcamo教授，他最初启动了这份报告的工作；以及UNEP现任首席科学家Jacqueline McGlade教授，她为本报告的完成提供了大力指导。

此外，还要感谢为本报告完成付出努力的个人，所提及的对本报告做出贡献的各位作者和评审专家都是基于各自能力付出了他们的私人宝贵时间，提及单位仅仅以示区别（排名按姓氏字母顺序）。

**作者：**董红敏（中国农业科学院）、高庆先（中国环境科学研究院）、韩甲业（煤炭信息研究院）、Kevin Hicks（斯德哥尔摩环境研究所）、Sunday A. Leonard（联合国环境规划署）、李玉娥（中国农业科学院）、林薇薇（中山大学）、刘哲（环境保护部环境与经济政策研究中心）、Richard Mills（国际空气污染防治协会联盟）、田春秀（环境保护部环境与经济政策研究中心）、王燕军（中国环境科学研究院）、张强（清华大学）、张玉璇（清华大学）、支国瑞（中国环境科学研究院）、朱彤（北京大学）、Eric Zusman（全球环境战略研究所）。

**评审：**Hajime Akimoto（空气污染研究亚洲中心）、Joseph Alcamo（德国卡塞尔大学）、Markus Amann（国际应用系统分析研究所）、Nathan Borgford-Parnell（治理与可持续发展研究所）、陈迎（中国社会科学院）、Frank Dentener（欧盟委员会联合研究中心）、Jeroen Dijkman（联合国粮农组织）、Bert Fabian（联合国环境规划署）、冯相昭（环境保护部环境与经济政策研究中心）、蒋南青（联合国环境规划署）、Johan C.I. Kuylenstierna（斯德哥尔摩环境研究所/纽约大学）、李风亭（联合国环境规划署）、Mushtaq Ahmed Memon（联合国环境规划署）、Iyngararasan Mylvakanam（联合国环境规划署）、Martina Otto（联合国环境规划署）、Veerabhadran Ramanathan（加利福尼亚大学/圣地亚哥-泰瑞大学）、张世钢（联合国环境规划署）、Drew Shindell（杜克大学）、Leena Srivastava（泰瑞大学）、孙晓璞（治理与可持续发展研究所）、Katsunori Suzuki（日本金泽大学）、Sara Terry（美国环境保护署）、Merlyn VanVoore（联合国环境规划署）、Michael P. Walsh（国际顾问公司）、万薇（亚洲清洁空气）、Martin Williams（伦敦国王学院）、Kaveh Zahedi（联合国环境规划署）、张建平（国家发展和改革委员会宏观经济研究院国际经济研究所）、张金华（联合国环境规划署）、张世秋（北京大学）、周亚敏（中国社会科学院）、Cristina Zucca（联合国环境规划署）。

**编辑：**Deborah Kirby（联合国环境规划署顾问团队编辑）、Sunday A. Leonard（联合国环境规划署）、Richard Mills（国际空气污染防治协会联盟）。

**中文翻译：**刘哲（环境保护部环境与经济政策研究中心）、朱子悦（环境保护部环境与经济政策研究中心）、朱秋睿（环境保护部环境与经济政策研究中心）。

**项目管理：**Sunday A. Leonard（联合国环境规划署）、刘哲（环境保护部环境与经济政策研究中心）、田春秀（环境保护部环境与经济政策研究中心）。

**秘书处和媒体支持：**Harsha Dave（联合国环境规划署）、冯相昭（环境保护部环境与经济政策研究中心）、蒋南青（联合国环境规划署）、张世钢（联合国环境规划署）、王敏（环境保护部环境与经济政策研究中心）、鄢文静（联合国环境规划署）、赵奇峰（环境保护部环境与经济政策研究中心）、Shereen Zorba（联合国环境规划署）。

**设计和出版：**Pouran Ghaffarpour（联合国内罗毕办公室）、Eugene Papa（联合国内罗毕办公室）、Audrey Ringler（联合国环境规划署）。

# 目 录

术语表.....	i
序 .....	v
前 言.....	vi
执行摘要.....	vii
<b>第一章 引言.....</b>	<b>1</b>
1.1 背景.....	1
1.2 短寿命气候污染物.....	1
1.3 减排短寿命气候污染物的收益.....	3
1.4 全球评估和国家行动.....	7
1.5 报告的目标和结构.....	8
<b>第二章 中国空气污染和短寿命气候污染物现状.....</b>	<b>9</b>
2.1 中国所面临的空气污染挑战.....	9
2.2 中国空气污染的原因和来源.....	9
2.3 中国空气污染的影响.....	10
2.4 中国政府对空气污染挑战的响应.....	10
2.5 黑碳与甲烷在空气污染治理中的地位.....	12
<b>第三章 黑碳及其影响.....</b>	<b>15</b>
3.1 中国黑碳排放的来源.....	15
3.2 中国黑碳排放趋势.....	17
3.3 中国黑碳排放预测.....	19
3.4 黑碳对中国的影响.....	19
3.4.1 黑碳对人体健康的影响.....	19
3.4.2 黑碳对气候的影响.....	20
3.4.3 对作物生产的影响.....	22
<b>第四章 甲烷及其影响.....</b>	<b>24</b>
4.1 中国甲烷排放的来源.....	24
4.2 中国甲烷排放趋势.....	28
4.3 中国甲烷排放预测.....	30
4.4 甲烷对中国的影响.....	30
4.4.1 甲烷对中国人体健康和作物生产的影响.....	30
4.4.2 甲烷对气候变化的影响.....	31
4.4.3 甲烷对中国煤矿安全的影响.....	32
4.5 甲烷减排的潜在领域.....	32
<b>第五章 减排措施.....</b>	<b>33</b>
5.1 黑碳的减排措施.....	33
5.1.1 减少民用部门的黑碳排放.....	33
5.1.2 减少工业部门的黑碳排放.....	38

5.1.3 减少交通部门的黑碳排放.....	41
5.1.4 减少生物质露天燃烧的黑碳排放.....	44
5.2 甲烷的减排措施.....	45
5.2.1 减少煤矿瓦斯（CMM）排放.....	45
5.2.2 减少农业部门的甲烷排放.....	47
5.2.3 减少废弃物管理领域的甲烷排放.....	49
<b>第六章 政策建议.....</b>	<b>50</b>
6.1 未来行动的选择.....	50
6.1.1 居民取暖和烹饪.....	50
6.1.2 工业部门.....	50
6.1.3 交通部门.....	51
6.1.4 露天燃烧.....	52
6.1.5 农业部门.....	52
6.1.6 煤矿瓦斯排放.....	52
6.1.7 废弃物管理.....	52
6.2 推动转型.....	53
6.2.1 强化政策制定过程中的数据基础.....	53
6.2.3 建立一套 SLCPs 的管理和计划体系.....	54
6.2.4 加强国际交流与合作.....	55
6.3 下一步行动.....	55
<b>参考文献.....</b>	<b>57</b>



## 术语表

此术语表是根据其它 UNEP 报告中的定义编译而来，其中包括 UNEP/WMO 评估报告 (UNEP/WMO, 2011)、UNEP 近期气候保护与清洁空气收益报告 (UNEP, 2011a)、UNEP 氢氟碳化合物报告 (UNEP, 2011b) 和 UNEP 氧化亚氮报告 (UNEP, 2013)。

**气溶胶：**是空气中固体或气体颗粒（纯净水除外）的集合，通常大小在 0.01 到 10 $\mu\text{m}$  之间，在大气中的停留时间至少为数小时。气溶胶既可能来自自然源也可能来自人为源。它可通过散射或者吸收大气辐射直接地影响气候，以及充当云凝结核或者改变云团的光学特性和寿命间接地影响气候。

**反照率：**反映地球表面反射率的一种物理量。它是地表反射到太空的部分与入射到地表的太阳能量（短波辐射）之比。冰雪覆盖的地表反照率高。地球的反照率主要随着云层、降雪、冰、树叶和地表覆盖的改变而改变。

**厌氧消化：**微生物在氧气存在的条件下分解可生物降解材料的一系列过程，用于国内或者工业需求去处理废弃物和释放能量。

**人为的：**人类活动导致的。

**大气棕色云 (ABCs)：**是指区域尺度的空气污染物，包括大量的细粒子和污染气体，如煤烟、硫酸盐、硝酸盐、飞灰以及其他大量的污染成分。其呈现出来的棕色是由人为产生的黑碳、飞灰、土壤尘粒子和二氧化氮气体对太阳辐射的吸收和散射而引起的。

**大气寿命：**在没有其余相同分子新的排放情况下，把一种分子的 67% 从大气中去除所需要的时间。

**基线或参考情景：**是和发生变化的情景相对而言的状态。它可能是一个“现有的基线”，这种情况下它代表了可观察的、当前的情形。这也可以是一个“未来的基线情景”，是不包括感兴趣的驱动因素的一系列预期的将来情景。对参考情景的不同阐释会导致多种基线情景。为和实施了黑碳和甲烷减排措施的情景相比较，UNEP/WMO (2011) 中采用了国际能源署 (IEA) 2009 年发布的《世界能源展望》的情景，其中融合了目前所有认同的影响排放量的政策。

**沼气：**一般是指在无氧条件下有机物生物分解产生的气体。沼气源于生物材料，是一种生物燃料，是由如生物质、粪便、污水、城市垃圾、绿色垃圾、植物材料和能源作物等厌氧消化或者可生物降解材料的发酵产生的。

**生物质：**在能源领域，生物质经常用来指如木材、动物粪便和其他农业废物等能够燃烧产能或转化成气体用作燃料的有机物质。

**黑碳 (BC)：**是通过化石燃料、生物燃料和生物质的不完全燃烧形成的，来自部分人类活动或者自然活动产生的烟灰排放。黑碳是由几种纯碳相关联的形式组成。黑碳通过吸收太阳光并将热量重新放射到大气中，及当沉降到冰和雪表面时降低反照率（反射太阳光的能力）的方式使地表变暖。

**二氧化碳当量 (CO<sub>2</sub>e)：**把不同温室气体排放的效果置于同一个标准下来考虑它们对气候的影响的一种简单方式。定量的描述是，在特定时间范围之内，对于给定的混合比和数量的温室气体，所产生的具有相同全球增温能力的二氧化碳总量。

**心血管病：**和心脏或者血管有关联的一类疾病。

**气候变化：**在温度、降水、风和地球气候其他所有方面的长期波动。《联合国气候变化框架公约》将其定义为“除了自然气候变化之外，在相当的一段时间内观察到的直接或间接由人类活动导致的全球大气成分变化的气候之改变”。

**煤层气：**是指储存在煤层中以甲烷为主要成分、以吸附在煤基质颗粒表面为主、部分游离于煤孔隙中或溶解于煤层水中的烃类气体。

**煤矿瓦斯：**煤矿气体，是由甲烷和其他碳氢化合物以及水蒸气组成的混合物。其通常被空气和相关氧化产物所稀释。

**作物残余：**作物残余分田间残余和处理后残余两种。田间残余是指作物收获之后遗留在农田或者果园的部分。这些部分包括茎和茬、树叶以及种子荚；处理后残余指的是那些在作物处理成可利用资源之后剩下的部分。这些部分包括外皮（荚或壳）、种子、甘蔗渣和根部。

**柴油颗粒过滤器：**一种设计的用以去除柴油颗粒物或者柴油引擎废气烟尘的装置。

**地表暗化：**观测到的地球表面广泛的光照减少，暗化表明是区域变化显著。

**抽采率：**通常以百分数的形式标明，它是甲烷抽采系统抽采的甲烷（按体积）和释放的气体总量之比。

**末端技术：**用来从气流、水流、废弃物流、产品流或类似之中去除已形成的污染物的方法。这些技术之所以称作“末端（技术）”，是因为它们通常被设置在处理阶段的最后一个步骤。

**肠道发酵：**由微生物将碳水化合物分解成简单分子进而被动物（包括人）血液吸收的一种消化过程。甲烷是这个过程的副产物之一。

**全球增温潜势（GWP）：**一种气体或者微粒的全球增温潜势是指以一个单位的二氧化碳作为参照气体（一个单位的二氧化碳的排放被定值为 1），在特定时间内一个单位的此种气体或者微粒的排放对全球增温的总体贡献的估计值。

**全球变暖：**地球表面和对流层的大气温度的平均上升，会造成全球气候模式的变化。全球变暖的发生由不同原因导致，既有自然也有人类的原因。通常情况下“全球变暖”是指由于人类活动导致的温室气体排放增加引起的变暖。

**温室气体：**大气气态的组成部分，既有自然产生的也有人类活动产生的，其吸收和释放来自地球表面、大气和云层的红外辐射光谱范围内特定波长的辐射。这种特性引起了温室效应。水蒸气（ $H_2O$ ）、二氧化碳（ $CO_2$ ）、氧化亚氮（ $N_2O$ ）、甲烷（ $CH_4$ ）和臭氧（ $O_3$ ）都是地球大气中的主要温室气体。此外大气中还有一系列人造的温室气体，如卤代烃和其他含氯、溴物质，这些是由《蒙特利尔条约》下管理。

**地表臭氧：**大气层底部的臭氧，人类、作物和生态系统都暴露在它的影响之下。

**近期增温：**依据本报告和《黑碳及对流层臭氧的综合评估》（UNEP/WMO，2011），它是指从现在起至今后约 20 到 40 年的全球增温（例如，在 2010-2050 年期间的全球增温）。

**臭氧（ $O_3$ ）：**氧的三原子形式，一种气相的大气组成成分。在对流层，既有自然生成的也有人类活动排放的气体的光化学反应生成的。它是光化学烟雾的主要成分。高浓度的对流层臭氧对很大范围的有机生命体都有害。对流层臭氧是一种温室气体。在平流层，臭氧是由太阳紫外线辐射和分子氧（ $O_2$ ）的作用形成。平流层臭氧在平流层辐射平衡中起到决定性作用，其消减会导致紫外(UV) B 辐射的地表通量增多。

**臭氧前体物：**属于化学化合物，如一氧化碳（ $CO$ ）、甲烷（ $CH_4$ ）、非甲烷挥发性有机化合物（NMVOCs）、以及氮氧化物（ $NO_x$ ）。它们在太阳辐射下会和其他化学物质反应形成臭氧，这个过程主要发生在对流层中。

**颗粒物（PM）：**非常小的固体或者液体物质如烟尘粒子、灰尘、烟雾、薄雾和气溶胶。

这些粒子的物理特性以及它们是如何与其他粒子结合的，属于大气反馈机制的一部分。空气动力直径小于  $2.5\mu\text{m}$  的颗粒物称为  $\text{PM}_{2.5}$ ，小于  $10\mu\text{m}$ （包括  $\text{PM}_{2.5}$ ）的称为  $\text{PM}_{10}$ 。

**过早死亡（数）：**由于风险因素导致的过早（和没有风险因素相比）发生的死亡数目。

**短寿命气候污染物（SLCPs）：**是指与二氧化碳和其它长寿命温室气体相比，在大气中存留的时间较短（几天到几十年不等），且对气候有增温效应的物质，主要包括黑碳、甲烷、对流层臭氧等，对人体健康、粮食产量和生态环境均有负面影响。此外，部分氢氟碳化物（HFCs）也具有较短大气寿命以及对气候变暖有重要贡献的特性，但其不属于空气污染物，对人体健康、粮食产量和生态环境没有直接的负面影响。

**对流层臭氧：**存在于从地球表面到大气层最低的 10-20km 部分间的臭氧。

**通风瓦斯（VAM）：**由煤层排放进入通风气中的甲烷，在通风竖井中以低浓度排出，一般按体积是在 0.1%-0.75% 的范围内。

**挥发性有机化合物（VOCs）：**在正常情况下是气态或者可汽化进入大气的有机化合物。挥发性有机化合物包括甲烷、苯、二甲苯、丙烷和丁烷。甲烷主要由农业排放（反刍动物和耕作），而非甲烷挥发性有机物（NMVOCs）主要由交通部门、工业部门和有机溶剂的使用而排放。

**黄标车：**指那些未达到国 I 排放标准的汽油车或未达到国 III 排放标准的柴油车。

# 序

世界卫生组织最近的工作显示，空气污染——特别是近期中国和亚洲其它地区的雾霾事件——正在导致比以往估计的更严重的影响。室内和室外空气污染每年在全球导致超过 700 万人的过早死亡。同时，避免危险的“触发点”的时间正在不断地缩短，而这可能会不可逆转地改变中国和世界上其它气候脆弱国家和地区的发展过程。

随着空气污染的严重性和气候变化的挑战正变得愈发明显，而应对这些问题的机遇也愈发明显。尤其由于空气污染和全球变暖具有很多相同的源和方式，以统筹的方式完善地考虑解决这两个问题的政策可以更快、更经济地确保实现政策目标。简单地说，综合性管控空气污染和气候变化的方式能够节约更多的资金和挽救更多的生命。

解决这些问题的一个关键就在于短寿命气候污染物（SLCPs）。它威胁人体健康和粮食安全，并且对近期区域和全球气候变化具有显著贡献。

在联合国环境规划署（UNEP）和中华人民共和国环境保护部环境与经济政策研究中心（PRCEE）的密切合作下，本报告得以完成，介绍了如果采取减排 SLCPs 的措施中国获得的收益，并概括了抓住这些收益的具体实际的步骤。

本报告指出，如果减少 SLCPs 中的黑碳和甲烷这两种物质的排放，将会对全球包括中国的人体健康产生显著的改善。而且，这些减缓还可以显著减少中国和全球的农业产量损失。此外，还能够避免至 2050 年全球温升约 0.5°C。

尽管列出了这些选项，本报告指出，仅仅把 SLCPs 作为目标无法解决世界空气污染和气候变化的问题。只有将 SLCPs 和传统污染物，如二氧化硫和氮氧化物协同治理，才是解决上述问题的核心要素。只有在大力减少二氧化碳排放的同时减排 SLCPs，才能显著地改善公共健康、粮食安全以及当代人类和后代的生活福利。

我们只有一个大气层。她的保护需要国际社会的精诚合作。同时，这也需要在国家层面的急迫和积极行动。中国在清洁炉灶改造、高效砖窑改造和很多其它 SLCPs 治理措施的成功实施表明，这可以被复制并扩展推广很多可行的解决办法。协同控制战略的广泛宣传，以及近期空气污染治理和能效政策的加严，预示着会为中国和全球带来范围更广、更长期有效的变化。

本报告是在国家层面上较早地提及减缓 SLCPs 方式的报告之一，恰逢其实。我们希望其它国家也能够借鉴相关经验，也希望中国和世界其它国家和地区的人民能够因此而更容易地呼吸到由此变化带来的空气。

阿奇姆·施泰纳

联合国副秘书长、联合国环境规划署执行主任

# 前 言

短寿命气候污染物（SLCPs）并未如其它空气污染物一样，在政策领域或研究项目中得到足够的认识，直到最近才有进展。如今，其对人体健康、粮食安全、气候变化和可持续发展的相关影响得到了越来越充分的认知。

2011 年联合国环境规划署（UNEP）和世界气象组织（WMO）联合发布的报告是促成了社会各界对 SLCPs 的深入认知的主要步骤之一。这份报告科学地阐述了全球范围内黑碳、甲烷和对流层臭氧的科学认知，尤其是对人体健康、粮食安全和近期气候变化等方面的影响，为相关领域的科学认知提供了坚实的基础，同时报告中还识别了相关减排措施的技术潜力，这些措施如果得以落实，将能带来巨大的人体健康、粮食安全和近期气候变化等多重收益。

该评估不仅提供了全球视角，还指出国家层面行动的重要性。这些国家行动包括统筹考虑文化传统、经济属性、体制特点、社会经济特性等方面因素，统筹建立相关领域的减排路径。

对于中国而言，SLCPs 的影响非常巨大，要尽早构建减排 SLCPs 的国家体系。SLCPs 已对中国近些年空气污染的不同阶段造成影响，并对人们生活和社会经济发展都造成了显著影响。

这份报告主要由中国相关领域的科学家和专家学者共同完成，通过综合现有的与中国相关的空气污染和 SLCPs 知识以及回顾了现有的努力和展示了未来行动的选择，表明中国通过减排 SLCPs 如何获得潜在的收益。本报告还进一步分析了相关减排行动一旦在国家层面和国际层面得以加强能够在中国产生的各项收益。

这份报告的完成得益于各位贡献者的精诚合作。联合国环境规划署（UNEP）和中华人民共和国环境保护部环境与经济政策研究中心（PRCEE）衷心地感谢所有付出努力的中国科学家和专家学者，以及各位为本报告的高质量完成做出贡献的国际合作伙伴。我们同样衷心地感谢所有评审专家，他们为本报告提供了中肯的评价和意见。

我们相信，各位合作完成的这份报告具有里程碑式意义，理由如下：第一，这份报告很好地将科学认知和政策措施相联系；第二，这份报告完成了科学、政策跨越国界的合作；第三，也是最重要的，这份报告揭示了减排 SLCPs 能为中国人民和世界人民带来的在健康改善、粮食安全保障以及近期气候变化上的巨大收益。

**Jacqueline McGlade**  
首席科学家  
早期预警与评估司长  
联合国环境规划署（UNEP）

**夏光 主任**  
环境保护部环境与经济政策研究中心

## 执行摘要

近年来，中国在向环境友好的社会经济发展方面做出了显著承诺。《国民经济和社会发展规划第十一个五年规划》（2006-2010）和《国民经济和社会发展规划第十二个五年规划》（2011-2015）中都包括了一些环境相关的目标并鼓励为实现这些目标的重点投资。这些目标中有些是有助于改善当地空气质量的指标，包括“十一五”规划中单位国内生产总值能耗降低 20%、SO<sub>2</sub> 排放减少 10%，和“十二五”规划中非化石能源占一次能源消费比重 11.4%、单位国内生产总值能源消耗降低 16%、单位国内生产总值 CO<sub>2</sub> 排放降低 17%、NO<sub>x</sub> 排放减少 10%、SO<sub>2</sub> 排放减少 8%。国家统计数据表明“十一五”空气污染相关指标实现并超额完成。“十二五”相关指标也即将顺利完成，这其中包括大规模安装了脱硫脱硝设施并降低单位国内生产总值的二氧化碳排放量。

然而，中国实现可持续发展的道路仍然任重道远。例如，近年来中国多地出现了严重的大气污染现象，了，已给中国和民众的社会经济发展和生态环境带来了巨大影响。国内外相关研究表明，控制 SLCPs 能够改善当地空气质量且对气候变化产生贡献。因此，本报告对中国的 SLCPs 排放来源（尤其是黑碳和甲烷）的信息和影响做了回顾，还对 SLCPs 减排潜力和收益、控制排放的技术手段和实现减排的政策措施等方面重点予以阐述。

### 1、挑战是什么？SLCPs 有什么作用？

尽管中国早在几十年前就意识到了空气污染是一个严重问题，但是近期频发的雾霾事件再次使社会各界高度重视空气质量改善的重要性和紧迫性。

2012 年到 2014 年，中国的不同区域经历了不同强度的空气污染事件。2012 年北京有 138 天都是雾霾天，而同年广州和深圳的天数分别为 15 和 0。自从 2013 年 1 月以来，雾霾事件在中国 25 个省、100 多个大中城市时有发生，全国平均雾霾天数约为 30 天，为过去 52 年之最。2014 年 1 月，北京大部分地区经历了连续 3 次重度污染天气，观测数据显示空气质量指数（AQI）超过 500，达到最严重的污染水平。

**SLCPs 在应对空气污染和气候变化中扮演着重要角色。**

SLCPs 包括如黑碳、甲烷、对流层臭氧和部分氢氟碳化物（HFCs）<sup>1</sup>等物质，这些物质具有显著的近期气候影响，与二氧化碳和其它长寿命温室气体相比在大气中存留的时间较短（几天到几十年不等）。这意味着减少这些物质的排放能够在几个月到几年的时间内就实现预期效果。

除了短期气候影响，SLCPs 特别是黑碳、甲烷<sup>2</sup>和对流层臭氧<sup>3</sup>也污染空气。因此，它

<sup>1</sup> 尽管这些氢氟碳化物是 SLCPs，且具有较强的增温潜势，本报告并未对其展开讨论。

<sup>2</sup> 甲烷是对流层臭氧的重要前体物之一，间接来看，既是空气污染物也是 SLCPs。

<sup>3</sup> 与其它空气污染物不同，对流层臭氧不是直接排放到大气中，而是由其前体物经过光化学反应生成，这些前体物包括一氧化碳（CO）、甲烷、非甲烷挥发性有机物（NMVOCs）以及氮氧化物（NO<sub>x</sub>）。

们对人体健康和环境都具有显著影响，对中国近期经历的空气污染事件也有贡献。

黑碳能够分散阳光的照射，增加了空气污染的复杂性。黑碳是细颗粒物的重要组分，在中国的城市中显示出浓度很高，对污染的区域热点有贡献（图 ES1）。对流层臭氧是烟雾的重要组分，也在空气污染中扮演着重要角色，其在中国的平均浓度也超过了全球平均水平（图 ES2）。

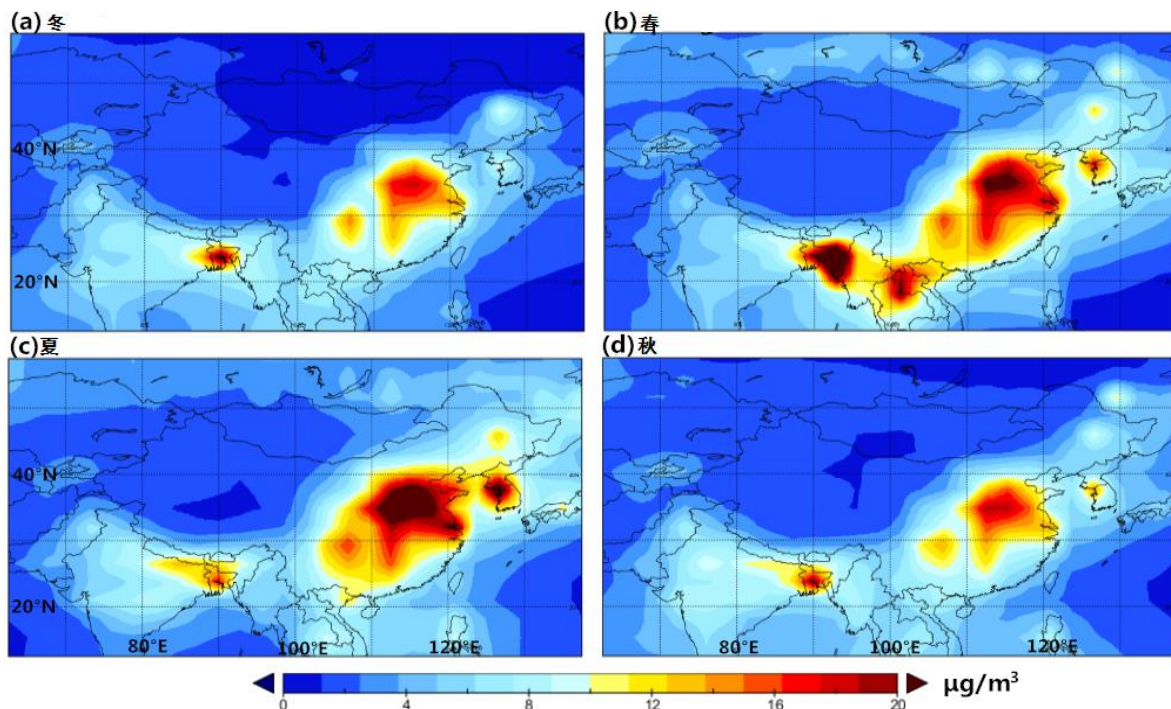


图 ES1 模拟人为源 PM<sub>2.5</sub> 分布

图片来源：张等人, 2014

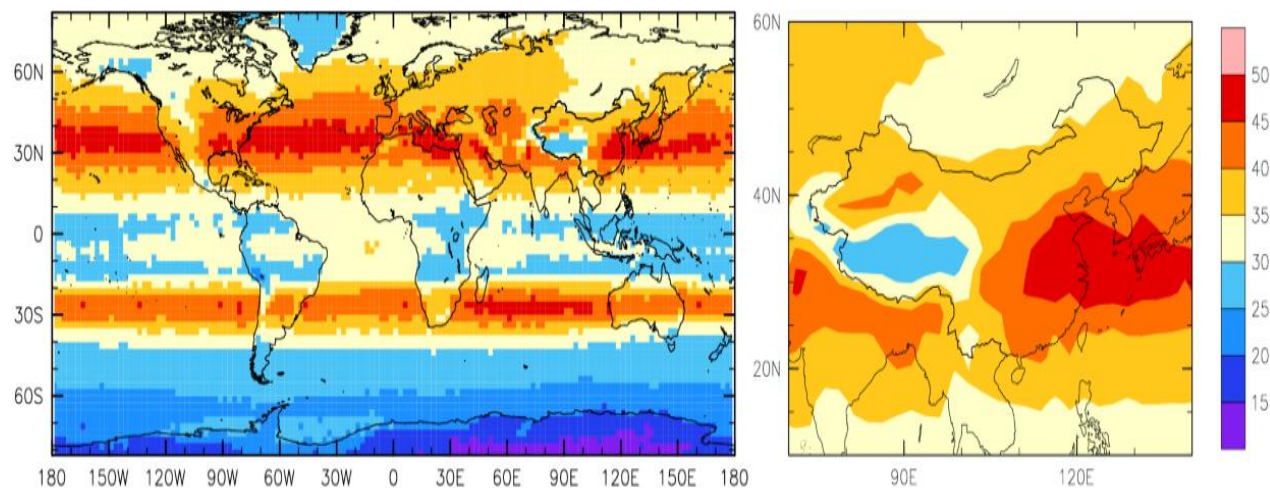


图 ES2 卫星观测对流层臭氧浓度分布，2010-2013 年

图片来源：张等人, 2014



## 2、中国黑碳和甲烷的排放量是多少？来源是什么？

目前，虽然中国黑碳和甲烷的人均排放量与其它高排放的国家相比并不高，但其总排放量大。

2010年中国的黑碳排放约为1.83Tg，甲烷的排放约为920MtCO<sub>2</sub>e<sup>4</sup>。1990年到2007年间中国对全球黑碳排放的贡献分别为20%和24%，2010年中国对全球甲烷排放的贡献约占13%。这意味着，中国黑碳和甲烷的减排能够在应对中国空气污染挑战的同时，贡献于区域和全球升温的减缓目标。

### 中国人为排放的黑碳和甲烷来源广泛。

黑碳的人为源主要来自五个部门：民用部门（作为做饭和取暖使用的煤、油和木质生物质）、工业部门（使用的生物质、煤和油等燃料）、交通部门（道路外机动车和路上机动车使用柴油）、电力生产部门（使用煤和油等作为燃料）、生物质露天燃烧（农业废弃物和秸秆燃烧、放火平整土地等）。甲烷的人为源主要包括能源行业（煤炭开采、油气生产、固定源和移动源化石燃料燃烧等）、农业（肠道发酵、水稻种植、动物粪便/废弃物管理）和废弃物管理（废水处理和城市固体废物填埋）等行业或部门。

民用部门是中国黑碳排放量最大的部门。UNEP和WMO 2011年的分析报告显示，2010年民用部门黑碳排放占到中国黑碳总排放的47%，其次是工业和交通，分别占到32%和15%。2010年甲烷排放的来源为煤炭开采占32%、肠道发酵占23%、水稻种植占14%、废水处理占14%。

## 3、中国空气污染和SLCPs排放有哪些影响？

中国空气污染的挑战带来了切实的环境、社会和经济影响，作用于人体健康、粮食安全、气候变化和相关的经济成本。

- 全球疾病负担（GBD）研究指出，室内外空气污染，黑碳作为其主要贡献者，已成为影响中国伤残调整生命年指数的一大风险因素，对人体健康恶化和死亡产生影响。
- 对流层臭氧，特别是近地臭氧浓度的升高，导致了作物减产<sup>5</sup>。研究显示，1990年在中国、日本和韩国，对臭氧的暴露致使小麦、水稻和玉米产量减产1-9%，大豆的减产率高达23-27%，2000年水稻、玉米、大豆和小麦产量分别相对减少了大约4%、5%、11%和19%。

---

4本报告中引用的2010年的甲烷排放数据源自美国环保署，该数据是根据中国政府提交给UNFCCC的2005年相关数据估计的。中国政府并没有对美国环保署的这一估计值进行官方承认，此处引用仅作为数据对比。

5本报告没有评估中国的臭氧浓度，因为对流层臭氧浓度与甲烷浓度相关，与其它前体物，如氮氧化物、挥发性有机物和一氧化碳等的浓度也相关。臭氧对作物产量的影响也往往基于作物产量与其前体物浓度相关性研究。

- 黑碳也对区域气候变化有贡献。模型结果显示，人为源气溶胶，包括黑碳，导致中国部分工业化地区冬季夜间温度和每日温度发生变化。
- 黑碳排放还导致区域气候条件紊乱，会改变中国部分地区的降水模式和强度。
- 在全球范围内，黑碳、甲烷和对流层臭氧是气候强迫物质，并因此成为气候变化的主要贡献者。
- 中国空气污染和 SLCPs 排放导致的经济成本是相当可观的。世界银行和中国国务院发展研究中心的报告显示，中国空气污染的健康成本约为 1000 亿到 3000 亿美元每年。研究还指出，1990 年作物暴露于对流层臭氧导致减产所形成的经济损失高达 35 亿美元，2000 年这一数字在 30-55 亿美元之间。

#### 4、在中国和全球范围内减缓 SLCPs 的排放能产生哪些收益？

上述提及的各种影响为在中国和全球范围内减排 SLCPs 而取得收益提供了可预期的方向。

2011 年 UNEP 和 WMO 发布的 16 项减排黑碳和甲烷的有效措施评估，以及 2012 年 Shindell 和同事另篇文章提供了通过 14 项类似措施可以为中国带来的累积收益。

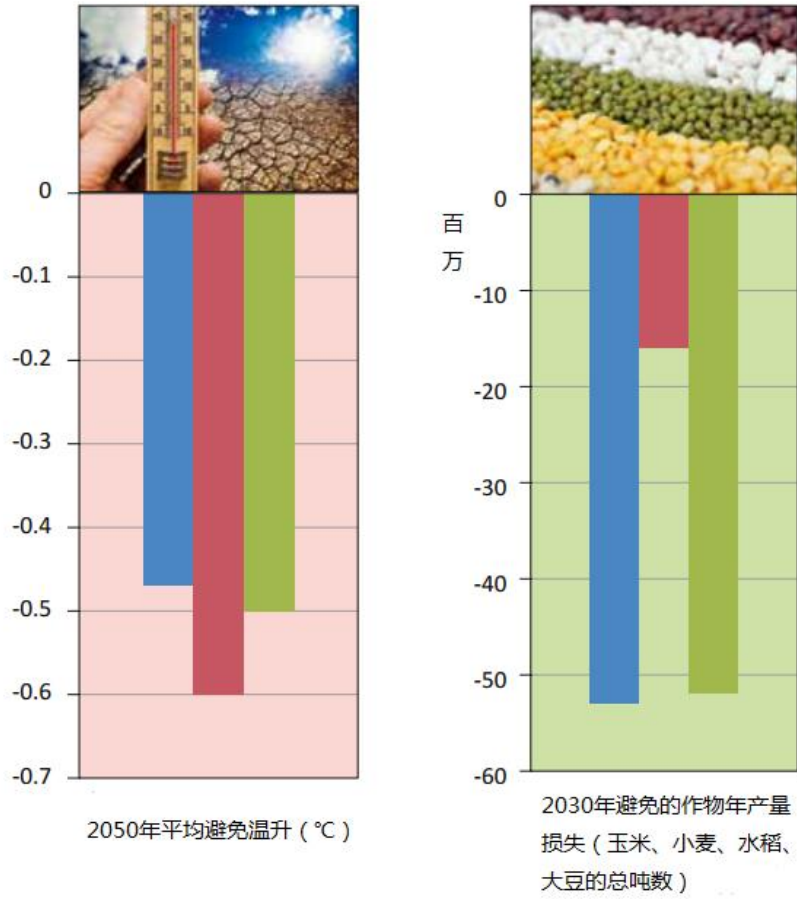
Shindell 团队认为落实这 14 项措施能够实现以下收益：

- 显著改善人体健康，并减少中国人口死亡。
- 到 2030 年及之后<sup>6</sup>，避免 1600 万吨四种主要作物的产量损失，包括玉米、小麦、水稻和大豆。全球数字约为 5200 万吨（Shindell 团队预测结果）或 5300 万吨（UNEP/WMO 预测结果），这其中有 30% 的避免减产损失收益归于中国（图 ES3）。
- 有助于避免局域性升温。Shindell 团队和 UNEP/WMO 报告都指出，到 2050 年，东亚地区，包括中国在内，能够避免平均 0.6°C 的升温（图 ES3）。
- 有助于避免平均 0.5°C 的全球升温。如果黑碳和甲烷减排措施落实的过程中，同时进行深入和持久的二氧化碳减排，全球温升能够有效控制在 2 度目标之内（图 ES3 和图 ES4）。

---

<sup>6</sup> 扩大作物范围，所避免的作物产量损失会更大。

- 全球平均值 (Shindell 等, 2012)
- 中国平均值 (Shindell 等, 2012)
- 全球平均值 (UNEP/WMO 报告)



**图 ES3 2030 年全球和中国落实相关减排措施的具体收益**

注：气候收益预计实现的时间是 2050 年，人体健康和作物收益预计实现的时间是 2030 年及以后

资料来源：UNEP/WMO (2011) 和 Shindell 等人 (2012)

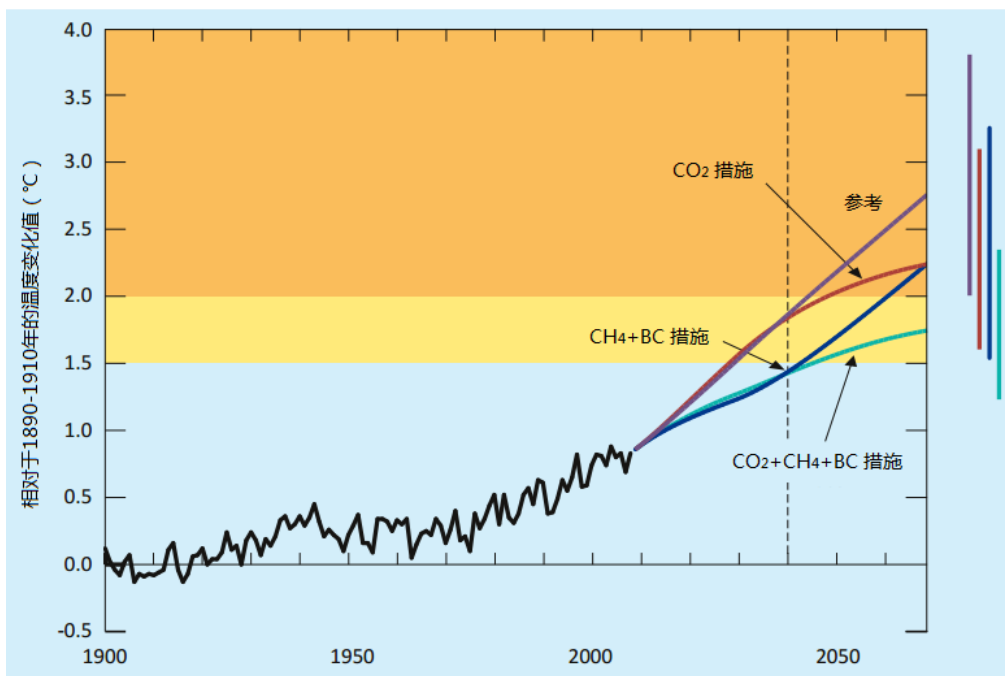


图 ES4 截止 2009 年可观测到的气温偏离和不同情景下的预测

注：2010 年到 2030 年之间，如果落实这些黑碳和甲烷减排措施，并同时减排二氧化碳，便能够在很大程度上使地球温度上升保持在工业化之前水平的 2 度以下。其中，温度预测的不确定性在右侧，不确定性指标的颜色与不同情境的颜色一致

资料来源：UNEP/WMO, 2011

其它多项研究也表明，落实黑碳和甲烷减排措施能够为我国提供如下收益：

- 减少多种协同排放的物质，包括一氧化碳、氮氧化物、二氧化硫、细颗粒物和有机碳，从而促进其它空气污染控制政策效果的实现。
- 减少全球气候变化对中国气候的影响。最近的模型研究结果显示，SLCPs 的减排能够减少海平面上升的速度约 24-50%。这对中国沿海城市而言尤为重要，海平面上升和极端气候事件在最近几年给这些地区带来了严重影响。
- 减少气候变化对中国部分地区，特别是华北地区的降雨模式和强度的干扰，从而促进水资源的综合利用。
- 此外，还能保障能源安全、创造当地就业、提高经济发展水平、提高矿业安全水平等。

重要的是，UNEP/WMO 评估报告表明许多能够得到这些收益的措施可以如下实施：

- 无需重大的技术创新。一些需要的减排措施已在技术上可得，且通常已在使用；
- 所需净成本很少甚至无需成本。虽然初始资本投资对有效落实相关措施是必要的，但很多都会在实际运行过程中逐渐收回成本。

评估报告也指出，那些采取行动厉行减排的地区会立即或在最短的时间获得最实际的收益。

因此，中国如果推行 SLCPs 的减排将能够获得收益。获得这些收益的同时，还将为进一步进行空气污染控制和气候项目打开前景，不仅对近期气候、健康和粮食安全等方面产生转型效果，也有助于更广阔的社会经济发展。

## 5、中国政府如何应对空气污染和 SLCPs 的相关挑战？

中国政府始终积极行动改善国内空气质量，近年来在空气污染治理领域取得了一些成效。

空气污染防治措施和政策已经从传统的控制二氧化硫和氮氧化物为主，发展为将颗粒物和臭氧等多种污染物纳入到统一的监控体系和政策治理框架下。中国政府还在重点区域将细颗粒物和臭氧的监测纳入常规工作范畴。此外，为了应对空气污染带来的挑战，中国政府还出台了《大气污染防治行动计划》等一系列新的管理及政策措施。此外，还为应对空气污染配置了更多的资源。

**中国政府在减少黑碳和甲烷排放领域做出了积极贡献。**

例如，中国燃煤电厂的黑碳排放已经很低，这得益于烟尘排放标准的逐渐加严。在淘汰升级老旧高污染型焦炉领域，中国政府的行动也很有成效，得益于新型焦炉效率高、污染少。在农村地区，中国政府还大力推行做饭和取暖炉灶改造计划，覆盖范围全球最广。此外，在回收和利用煤矿瓦斯、稻田甲烷减排等方面的技术，中国也居世界领先地位。交通领域，中国重型柴油发动机排放标准从国III升级到国IV，颗粒物排放下降率达到80%，估计减少了4-5万吨黑碳排放；《大气污染防治行动计划》要求到2017年淘汰所有黄标车，这项行动计划若能够实现则可以达到78%的黑碳减排量。

如上各项措施显示了中国在相关领域的显著成效。但近期的空气污染事件仍表明，还有很多要做以改善空气质量和减少黑碳和甲烷排放。

## 6、中国加强减排黑碳和甲烷的措施和机遇有哪些？

**减排黑碳和甲烷所能带来的气候和健康收益需要大力扩展现有行动尺度，实现未来减排实效。**

在一些部门和领域，已经有研究识别出了一系列措施和政策（表 ES1），如果能够落实，减排效果将非常可观，这些包括：

- 在民用部门，政府可在做饭和取暖炉灶的改进领域加以引导和支持（如给予适当补贴）；确保炉灶在减少黑碳排放方面得到改进；可以考虑禁止使用中等挥发度烟

煤等。此外，扩大集中供暖的范围，能够极大程度地在城市郊区和农村减少黑碳排放。

- **在工业部门**，在相关减排部门进行更有力的环境管制，提高监管水平、加大执行力度，保障工业锅炉、燃煤锅炉和小型锅炉等的末端污染处理设备正常安装和有效运行。适当采取干熄焦技术，加速使用更清洁的隧道技术替代传统砖窑，进而实现焦化和制砖行业的黑碳减排。
- **在交通部门**，要通过淘汰和升级老旧高排放汽车，大力推行非道路移动设备的排放控制；逐步加严新置重型柴油车和轻型柴油车的排放标准；在现有柴油车上加装尾气过滤装置；保障低硫柴油和汽油等清洁燃料的供给；鼓励电混车和电动车代替传统柴油机动车等，从而实现交通部门的黑碳减排。
- **在农业部门**，为了减少农业生物质燃烧带来的黑碳排放，可以考虑采取生物质深埋、生物质制煤、生物质制气和生物质制柴油等措施。稻田甲烷的减排可以通过采取季中引流管理、增加杂交水稻种类、加强施肥管理等措施实现。动物粪便管理过程的甲烷减排，则可通过扩大沼气池适用范围等措施实现。2010 年中国已有 4000 万农户安装了沼气池。来自国家层面和国际合作的研究支持将有利于早日研发并推广减少反刍动物肠道发酵甲烷排放的相关技术。
- **在煤矿瓦斯排放领域**，在利用煤矿瓦斯进行工业和民用燃料替代的基础上，进一步提高煤矿瓦斯的利用率。在利用低浓度煤矿瓦斯（甲烷浓度小于 30%）领域中国已经世界领先，未来还需再接再厉。此外，还要进一步提高乏风瓦斯（甲烷浓度小于 0.75%煤矿瓦斯）的利用率。
- **在废弃物管理领域**，在填埋场和废水管理领域，识别有效的后处理技术，如填埋气发电等。在处理措施的选择上，优先考虑能够协同减排多种温室气体的技术。

**黑碳和甲烷的相关减排措施的切实落实能够带来显著的减排效果。**

分析显示，在煤矿开采、废弃物管理和水稻种植等领域，到 2030 年中国甲烷减排潜力能够达到每年 31 Mt，相当于每年 650 MtCO<sub>2e</sub>。黑碳的减排潜力尚无相关预测，但有一项研究结果认为，在民用部门煤炭使用方面，黑碳的减排量能够在 2000 年基础上减少 80%。在对中国 SLCPs 减排潜力的研究方面，仍需要很多工作。

表 ES1 中国进一步减排黑碳和甲烷的措施举例

部门	减排措施举例
<b>黑碳</b>	
 民用	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 在做饭和取暖炉灶的改进领域加以引导和支持</li> <li>• 在城市郊区和农村扩大集中供暖的范围</li> <li>• 考虑禁止使用中等挥发度烟煤</li> </ul>
 工业	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 在相关减排部门进行更有力的环境管制</li> <li>• 提高监管水平、加大执行力度</li> <li>• 适当采取干熄焦技术</li> <li>• 加速使用更清洁的隧道技术替代传统砖窑</li> </ul>
 交通	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 淘汰和升级老旧高排放汽车</li> <li>• 逐步加严新置重型柴油车和轻型柴油车的排放标准</li> <li>• 在现有柴油车上加装尾气过滤装置</li> <li>• 鼓励电混车和电动车代替传统柴油机动车</li> </ul>
 农业	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 考虑采取生物质深埋、生物质制煤、生物质制气和生物质制柴油等措施减少农业生物质燃烧带来的黑碳排放</li> </ul>
<b>甲烷</b>	
 农业	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 采取季中引流管理减排稻田甲烷</li> <li>• 增加杂交水稻种类</li> <li>• 加强施肥管理</li> <li>• 扩大沼气池适用范围实现动物粪便管理过程的甲烷减排</li> <li>• 加大研发并推广减少反刍动物肠道发酵甲烷排放的相关技术</li> </ul>
 煤矿开采	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 进一步提高煤矿瓦斯的利用率</li> <li>• 加强利用低浓度煤矿瓦斯</li> <li>• 进一步提高乏风瓦斯（甲烷浓度小于 0.75%）的利用率</li> </ul>
 废弃物管理	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 升级现有的废弃物填埋和废水处理项目</li> <li>• 识别有效的后处理技术，如填埋气发电等</li> <li>• 优先考虑能够协同减排多种温室气体的技术</li> </ul>

## 7、SLCPs 减排计划如何融入中国现有大气污染治理和社会经济发展政策之中？

相关减排技术的可获性以及中国当前大力推行的空气污染防治政策，为建立SLCPs

**战略提供了很好的切入点。**

借此契机，中国如能提高当前减排力度，出台有针对性的新的减排政策，将国家战略进行一体化统筹，便能够实现健康、粮食安全和气候等方面的最大化收益，从而为更广泛的社会经济发展收益提供保障。近期出台的《大气污染防治行动计划》，即将出台的“十三五”规划等，都为相关政策的落实提供了良好的政治愿景。

然而，抓住这些机遇的前提是，要保障SLCPs的减排措施和政策与中国现有的大气污染防治政策协调一致，相关减排措施具有成本有效性，宏观政策规划和执行体系能够有效运行。

**因此，积极推动空气污染治理和SLCPs减排方面需要协调一致的顶层谋划。**

SLCPs减排政策需要平衡和兼顾空气质量改善、气候变化应对和经济发展的各方利益。气候变化和空气污染往往被区别对待，但是证据显示兼顾两者的政策能够优化经济、社会和环境利益。一种综合式的方式可以确保避免政策或战略间的冲突和矛盾，如以气候变化或其他可持续发展的目标为代价以使空气质量目标受益，或者反之。

例如，用于减排甲烷（对流层臭氧的前体物之一）的资金投入是有良好预期的，但需要注意的是，要确保相关政策不会抵消和影响其它臭氧前体物（挥发性有机物、氮氧化物和一氧化碳等）的减排努力。在现有政策和优化政策之间寻求协同增效的路径是未来工作的重点。如能合理谋划并有效落实，挥发性有机物和氮氧化物等的控制能够在减排臭氧的同时，通过增加生态系统碳汇减少二氧化碳排放。反之亦然，通过减少能源领域的二氧化碳能够协同减少挥发性有机物、氮氧化物等污染物的排放。这便能够实现近期空气质量收益和长期气候收益的平衡和兼顾。

中国成功减少了大规模的二氧化硫排放，鉴于二氧化硫有降温效应，减排二氧化硫相当于暴露了之前隐藏的增温空间。因此，制定同时考虑减排硫化物和 SLCPs 健康与气候收益的综合战略显得格外重要。

## **8、将 SLCPs 减排措施纳入国家整体政策中需要关注哪些要点？**

SLCPs减排相关政策的制定、整合和落实将不可避免地遇到各种障碍。但只要认识到了其潜在收益，就有必要加强研究和规划，努力促进相关措施的落实，在一个协调、有效的环境下争取SLCPs的各项减排目标得以逐步实现。

- **决策者需要综合考虑各部门的减排优势，以及政策的优先领域、目标和时间表，并在此基础上使现有政策相互融合兼顾，进一步细化和明确政策目标。**个别SLCPs的减排措施已经涵盖在现有空气质量管理与气候变化应对方案之中，但是相对零碎和分散。应该建立一整套SLCPs的减排规划并落实执行细则，整合现有政策资源，并对相关行动进行过程管理，使政策措施的可获性和成本有效性得以保障。
- **一体化的SLCPs减排计划需要有效地融入当前主要部门的政策规划之中**（如环保、



交通、工业和废弃物管理等)。只有通过这些主要部门的推动，SLCPs的减排措施才能得以切实落实，并与其它空气质量管理、气候变化应对和社会经济发展政策实现无缝对接。

- **SLCPs领域的相关研究进展可以有效服务于政策制定。**建立一整套详实的SLCPs排放清单，能够为政策的制定和落实提供有力的科学数据基础，也能够保障政策的执行过程能够实现可测量、可报告、可核查。相关监测网络的建设，能够保障相关减排行动，在改善中国大气环境质量方面的效果得以真实呈现。因此，需要将SLCPs纳入统一的环境监测网络。
- **加强国际交流合作。**中国在建立自己的SLCPs减排战略时，可以积极寻求国际经验和教训，以及区域和半球尺度的政策和科学倡议。
- **为有效建立SLCPs一体化管控战略框架，前期应该系统回顾相关领域的现有政策，识别并加强其对减排SLCPs的作用和贡献。**这包括在强调PM<sub>2.5</sub>的政策中对黑碳排放源更关注；或在交通部门，逐步提高柴油汽车的清洁排放水平，减少黑碳的健康损害等。

建立协调一致的SLCPs减排政策体系能够为实现多污染物协同管控、取得气候和环境领域的协同收益以及保障各项发展权益提供切实有效的抓手。



# 第一章 引言

## 1.1 背景

近些年来，极端气候事件频发，温升干扰了热带降水、区域环流模式，如亚洲季风，对数百万人的生活造成了影响，中国所遭受的影响尤为严重（IPCC, 2014）<sup>7</sup>。政府间气候变化专门委员会（IPCC）明确指出，这些变化反映了人类行为导致的气候变化所带来的长期影响，未来这些变化还会愈演愈烈（IPCC, 2012）。

同时，国际社会也越发关注空气污染问题，特别是处于快速发展中的国家所发生的空气污染问题。世界卫生组织（WHO）2014年发布的报告显示，2012年空气污染导致了世界范围内约700万人的过早死亡<sup>8</sup>。在过去的两年，中国沿海和中部地区饱受了不可预期的空气污染影响。因此，前述报告对中国的借鉴意义更大（参见第2章关于空气污染及其对中国的影响部分）。

中国近期频发的空气污染事件标志着空气质量问题在更广范围、更长时间段内凸显，已成为政府和公众的关注焦点。历史上，洛杉矶和伦敦分别在1940s年和1950s年经历了类似的烟雾事件，当下这种正在影响中国和其它发展中国家主要城市的空气污染与之是否存在可比性还有待深入论证，但无论如何，政策对这种空气污染事件的响应都是具有同等国际影响力的。这并非一个简单的环境问题，如何更好地处理环境和经济发展之间的关系在近些年得到了日渐清晰的认识：如果不能有效地解决污染问题，中国在社会经济领域成就的各项辉煌目标都会黯然失色。

空气污染和气候变化往往被分别应对，这不仅损失了协同增效的机会成本，还导致了政策间的相互影响。近些年的研究表明，中国和国际社会越来越清晰地认识到协同应对空气污染和气候变化的必然性和必要性，两者同根同源，且治理路径相似。在SLCPs等空气污染物的治理领域，这种潜在的气候和环境的协同效应就更为显著，这也是本研究的核心观点。

## 1.2 短寿命气候污染物

SLCPs的简介如专栏1.1。这类物质突出的特征是不但对人体健康、粮食安全和其它社会经济领域产生恶劣的影响，还对全球气候变化产生显著影响，其中，黑碳、甲烷和对流层臭氧的贡献最大。因此，减排SLCPs能够产生多重收益。

从气候领域看，SLCPs大部分是非二氧化碳类温室气体，能够对总的气候强迫做出显

---

<sup>7</sup> 参见: [http://news.xinhuanet.com/english/china/2013-08/06/c\\_132607372.htm](http://news.xinhuanet.com/english/china/2013-08/06/c_132607372.htm);  
<http://earthobservatory.nasa.gov/NaturalHazards/view.php?id=80235>; <http://www.bloomberg.com/news/2014-01-17/extreme-weather-wreaking-havoc-on-food-as-farmers-suffer.html>;

<sup>8</sup> 参见: <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/en/>

著贡献。重点是，它们在大气中留存的时间短，一旦减少其排放，其大气浓度会在几周到几年不等的时间内降低，从而显著减缓全球温升。因此，控制 SLCPs 的措施能够显著降低气候变化速度。当然，大规模的持续减排二氧化碳和其它长寿命温室气体仍是稳定 2100 年甚至之后全球温度的最主要措施。减少 SLCPs 能够快速并重点贡献于近期温升速度的降低。

SLCPs 中气候效应最为显著的两种分别是黑碳和甲烷，它们也是导致空气污染的重要物质，对人体健康、粮食安全和生态系统都会产生影响。黑碳本身就是空气污染物，而甲烷作为对流层臭氧（另一种 SLCPs 和空气污染物）的一种重要前体物，也间接贡献于空气污染。黑碳和对流层臭氧能够损害人体健康、导致作物减产，中国和世界范围内情况都如此（参见第 3 章和第 4 章）。这些 SLCPs 是本报告关注的重点。值得注意的是，氢氟碳化物（HFCs）也是一种重要的气候强迫物质（参见专栏 1.1），但未在本报告中详加讨论。

.....

### 专栏 1.1 短寿命气候污染物<sup>9</sup>

短寿命气候污染物（SLCPs）是在大气中停留时间相对较短的物质，在大气中存留的天数从几天到几十年不等，对全球气候有致暖作用。主要的 SLCPs 包括黑碳、甲烷和对流层臭氧，这三种物质是对全球温室效应贡献最大的 SLCPs，同时也是危险的空气污染物（影响人类健康、农业和生态系统等）。此外，部分 HFCs 也有较短的大气寿命和较高的增温潜势，但是非直接对人类健康和农业生产力等产生影响。本报告只关注黑碳和甲烷两种 SLCPs。

#### 黑碳

黑碳是烟尘的主要成分，通常由化石燃料和生物质的不完全燃烧产生。黑碳的排放源主要包括柴油汽车和卡车、民用炉灶、森林大火、农业露天燃烧和一些工业设备。黑碳对气候有致暖作用，在 100 年时间尺度上其全球增温潜势约是二氧化碳的 700 倍（UNEP/WMO, 2011）。其大气寿命从几天到几周不等。如果覆盖到冰雪表面，黑碳不仅会导致大气温升，还会加速冰川融化。黑碳还能干扰云的形成，从而影响区域水气循环和降雨模式。此外，黑碳还影响人体健康，它是污染空气的颗粒物的主要成分，是导致全球人口过早死亡的一个主要环境因素。

#### 甲烷（CH<sub>4</sub>）

甲烷也是温室气体，其 100 年时间尺度的全球增温潜势比二氧化碳高 20 多倍。它在大气中留存的时间约为 12 年。自然过程，如植物和动物参与分解等都能产生甲烷排放。人为导致的甲烷排放包括煤矿开采、天然气和石油开发、填埋场废弃物处理等。甲烷直接影响气候系统，并作为对流层臭氧前体物间接影响人体健康和生态系统。

#### 对流层臭氧（O<sub>3</sub>）

对流层臭氧是近地大气层中（距地面 1-1.5 万 m）的臭氧，它对人为导致全球温室效应贡献很大，在大气中留存天数从几天到几周不等。它不是直接排放，而是由臭氧前体物经过光化学反应生成，这些前体物包括一氧化碳（CO）、非甲烷挥发性有机物（NMVOCs）和氮氧化物（NO<sub>x</sub>）。对流层臭氧，特别是近地臭氧，是一种有害污染物，对人体和植物健康都产生致命影响，也是作物减

---

<sup>9</sup> 相关表述参见：<http://www.unep.org/ccac/Short-LivedClimatePollutants/Definitions/tabid/130285/Default.aspx>

产的主要因素之一。

### 氢氟碳化物 (HFCs)

氢氟碳化物是人为生产的温室气体，应用于空调、制冷、溶剂、发泡和喷雾等领域。这类物质的大气寿命差别很大，其中很多小于 15 年。氢氟碳化物只占当前温室气体总量的很小一部分（小于百分之一），其增温效果却特别强烈。如果不加管控，能够在 2050 年贡献于全球 20% 的气候污染（UNEP, 2011a; Velders 等人, 2012）。最近研究显示，减少 HFCs 的排放有助于避免 2100 年 0.5°C 的温升（Xu 等人, 2012）。中国已经采取行动来消减 HFCs，如中美两国已经于 2013 年发表联合声明，决定在《蒙特利尔议定书》机制下，合作消减 HFCs 的生产和消费<sup>10</sup>。

.....

## 1.3 减排短寿命气候污染物的收益

相关国际研究支撑了联合国环境规划署（UNEP）和世界气象组织（WMO）的研究结果（UNEP/WMO, 2011），认为减排黑碳和甲烷具有多种潜在收益，包括规模收益、成本收益和减排效果的响应速度等。越早的国际合作和国家行动所带来的收益越大。特别是在包括中国在内的亚洲，其减排行动收效将最为显著。

本报告认为，有效落实经过成本有效性<sup>11</sup>和技术适用性分析的 16 项减排措施能够实现如下收益：

### 健康收益

本报告指出，黑碳的减排措施能够减少 PM<sub>2.5</sub> 及 PM<sub>10</sub> 的排放水平，提高空气质量，降低全球年死亡人口，到 2030 年减少 240 万全球人口的过早死亡（图 1.1），其中 80% 分布在亚洲。包括中国环境规划院等单位（Chen 等人, 2013）的多项研究表明，中国如果及时采取措施减少 PM<sub>10</sub>（黑碳是其主要组成成分之一）的排放，将能够显著改善其居民的健康状况，并能减少其人口死亡概率。

---

<sup>10</sup> 参见：<http://www.whitehouse.gov/the-press-office/2013/06/08/united-states-and-china-agree-work-together-phase-down-hfcs>

<sup>11</sup> 该评估指出这些推荐的措施只要假以时日都会实现成本节约，然而，启动资金的投入需要国家政策的支持。

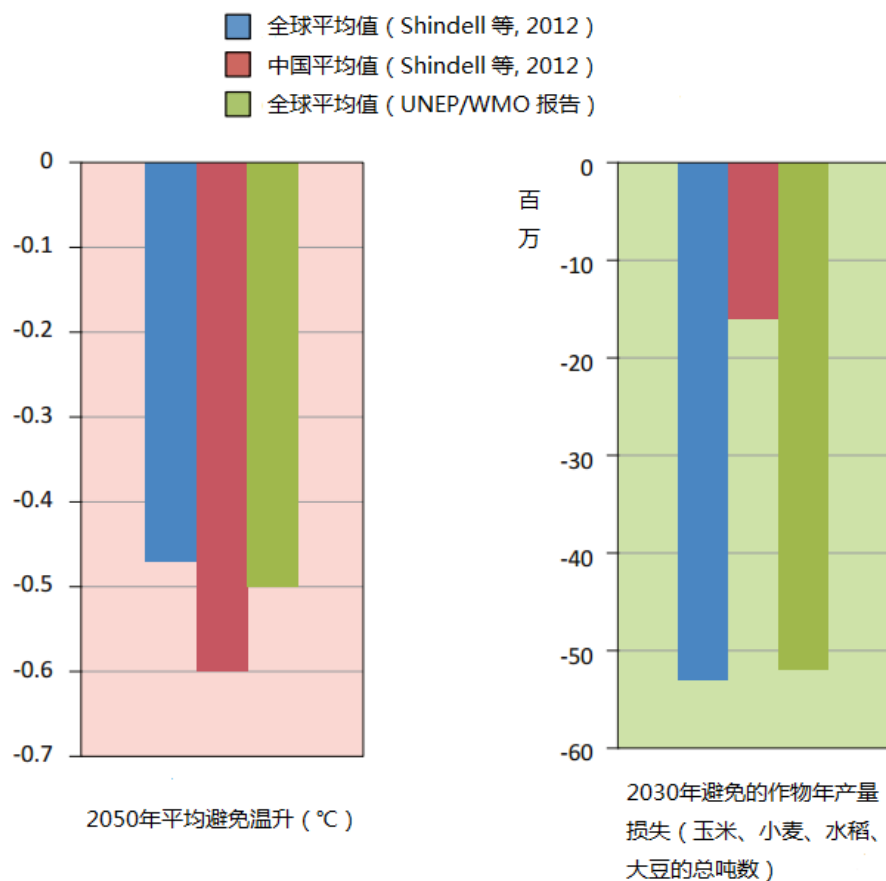


图 1.1 2030 年全球和中国落实相关减排措施的具体收益

注：气候收益预计实现的时间是 2050 年，人体健康和作物收益预计实现的时间是 2030 年及以后  
资料来源：UNEP/WMO (2011) 和 Shindell 等人 (2012)

## 作物生产收益

全球来看，落实上述减排措施有利于避免作物减产。UNEP/WMO 报告预计，大幅度减少黑碳和甲烷（由此导致的对流层臭氧）的浓度能够挽回 4 种主要作物平均 5200 万吨减产损失，这 4 种作物是玉米、小麦、水稻和大豆（图 1.1）。如果相关计算中能够将更多的作物种类包含在内，潜在收益会更大。全球模型进一步显示，中国在减排行动中的收益将会是最大的，预计到 2030 年及之后，中国能够挽回上述 4 种主要作物的 1600 万吨减产损失，相当于全球总量的 30%（Shindell 等人, 2012）。

## 区域气候收益

减少黑碳和甲烷的排放能够减缓区域温升。Shindell 等人（2012）的研究指出，减少黑碳和甲烷的排放，能够避免温升在全球范围内蔓延。UNEP/WMO 报告和 Shindell 等人（2012）的研究同时指出，在东亚地区，包含中国，能够通过黑碳和甲烷减排，在 2030

年避免温升 0.6°C (图 1.1)。减排黑碳和甲烷能够显著降低区域大气增温, 进而减少区域气候体系崩溃, 避免区域降雨模式和降雨强度的改变。在这方面, 中国已经通过黑碳减排获得了切实收益 (Menon 等人, 2002; Meehl 等人, 2008; Wang 等人, 2009)。UNEP2008 年的报告显示, 大气棕色云 (ABCs)<sup>12</sup>, 黑碳是其主要成分, 是在亚洲严重威胁水和粮食安全的重要因素之一, 它能够改变包括中国东部地区在内的亚洲地区的降雨模式 (Ramanathan 等人, 2008)。

### **减缓海平面上升**

一个最近的模型结果 (Hu 等人, 2013) 显示, 减排 SLCPs 能够实现 2100 年海平面升高速度降低 24-50%。这对小岛国而言尤为重要, 对中国也很关键。中国的很多城市, 包括广州、湛江、深圳等, 都将越来越多地受到由海平面上升和陆地沉降引发的洪水影响, 并产生巨大损失 (Hallegatte 等人, 2013)。根据中国国家海洋局发布的信息, 2013 年, 中国海平面上升和海洋风暴导致的遇难人数达 121 人, 经济损失约 163 亿元人民币 (折合 26 亿美元)<sup>13</sup>。减排 SLCPs 有利于减缓海平面上升, 进而减少相关经济损失。

### **全球气候收益**

根据 UNEP/WMO 报告, 在未来几十年中, 全球若都采取 SLCPs 相关减排措施, 则平均温升速度有望大幅降低。黑碳和甲烷减排措施有助于避免东亚地区 (包括中国) 0.6°C 的温升 (图 1.1)。如果这些措施与二氧化碳的减排措施同时推进, 全球温升有望被控制在 2°C 以内 (图 1.2)。

### **其他协同收益**

除了上文中提到的各种收益, 减排黑碳、甲烷和其它 SLCPs 还能在可持续发展进程中产生更深远的影响, 包括能源安全、创造当地就业、增加收入、促进经济发展、提升煤矿生产安全等 (详见第 5 章)。进一步而言, 减排黑碳还能协同减少共生污染物, 如氮氧化物 (NO<sub>x</sub>) 和挥发性有机物 (VOCs) 等, 进而减少空气污染的整体影响 (见图 1.3)。

---

<sup>12</sup> 大气棕色云至空气污染层, 其污染物包括烟尘 (黑碳) 和灰尘等气溶胶。这个污染层能够吸收太阳辐射, 并有扩散特性, 能够造成区域和全球气候影响, 给人体健康和粮食安全带来风险。

<sup>13</sup> 参见: [http://www.soa.gov.cn/xw/hyyw\\_90/201403/t20140319\\_31029.html](http://www.soa.gov.cn/xw/hyyw_90/201403/t20140319_31029.html)

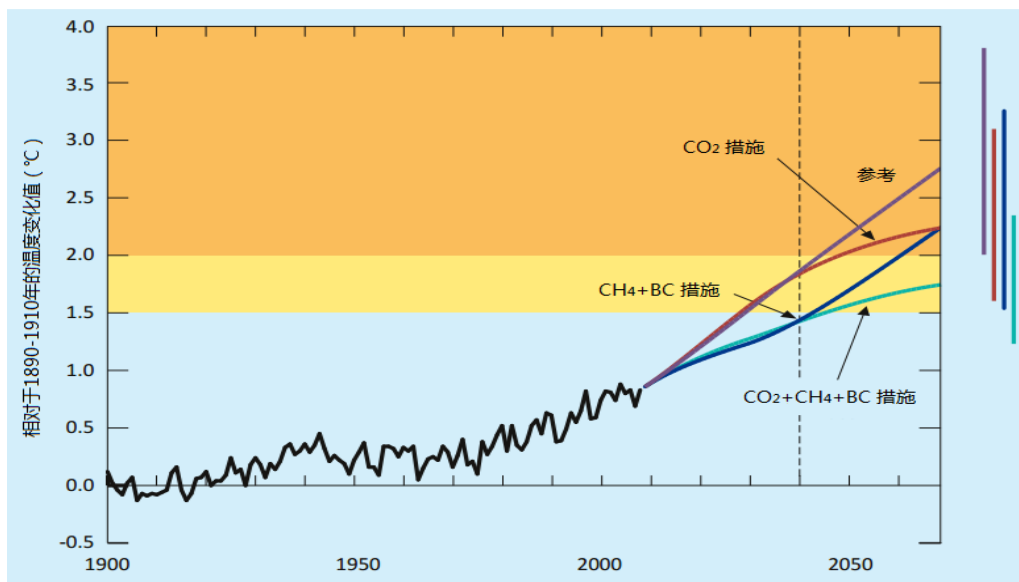


图 1.2 截止 2009 年可观测到的气温偏离和不同情景的预测

资料来源：UNEP/WMO, 2011

注：2010年到2030年，指定的黑碳和甲烷减排措施与二氧化碳减排措施协同推进，能够显著地实现2℃目标。2℃目标指全球温度在工业化之前水平上升高幅度小于 2℃。这种效果将于 2040 年显现（如蓝色曲线所示）

释义：2009年观测到的实际平均温度和在不同情境下的预测数据，与 1890-1910年间的平均温度相关。2070年的预测范围如右侧横线所示。不确定性存在于所有情景，交叉部分不意味着没有区别，例如，如果气候敏感度足够大，情景将失去意义，所有情境下的温度都会达到高点。



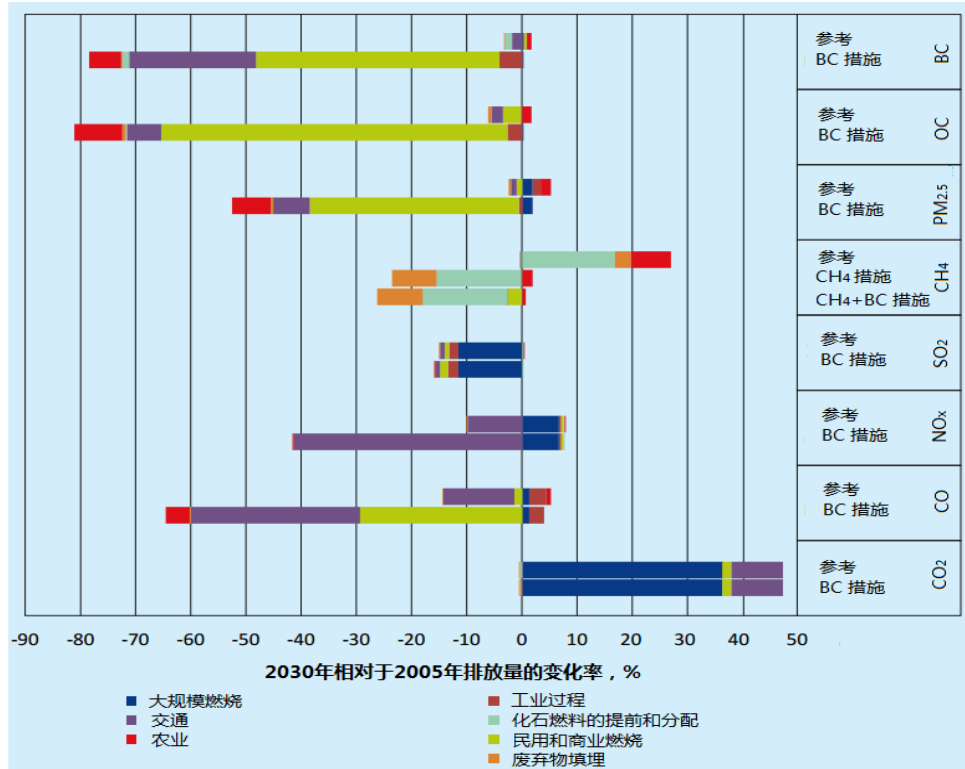


图 1.3 在不同部门执行 16 项措施减排黑碳、甲烷及与其协同排放物质的效果

注：这些物质包括二氧化碳、一氧化碳、氮氧化物、二氧化硫、细颗粒物和有机碳等

资料来源：UNEP/WMO, 2011

## 1.4 全球评估和国家行动

减排 SLCPs 的收益在很多地方得到了印证，包括健康收益、粮食产量提高等，但要对其全球收益进行评估，需要在全局角度实施全面的黑碳和甲烷减排措施。这需要国际合作，诚如 UNEP 报告（2011b）中所说，国家行动是一切的关键。这是因为 SLCPs 的排放模式、适用技术和有效减排的机遇、障碍等因素在不同国家和地区之间存在巨大差异。减排 SLCPs 的措施被包含在现行的各项部门行动和国家政策之内，国家层面需要将 SLCPs 的减排措施很好地融入更广泛的社会、经济和环境治理框架之中。

同时，国家行动还能获得额外收益。污染物一旦被排放，就可能跨区域传输，甚至在整个半球传递。这样，减排黑碳就能够使采取行动的国家获得额外收益，并树立更好的国际形象。此外，SLCPs 治理相关政策还具有一系列潜在的“切入点”，从部门行动和行业政策着手，既能保持相关政策的灵活性和机动性，又能很好地与当前的管理模式和优先目标协调一致。如果在某一领域出现了难以突破的障碍和难以解决的实际困难，能够有很多可供选择的替代性政策。在不同地区，可以确定因地制宜的减排措施，以期达到减排实效。

已经有一些国家，如孟加拉国、柬埔寨、加纳、墨西哥和挪威等已经开始制定 SLCPs 的国家减排战略，其所涉及的 SLCPs 排放范围、面临的环境挑战、积累的现实经验等，

都值得中国和世界学习和借鉴。

## 1.5 报告的目标和结构

如上讨论强调了通过减排 SLCPs 能够实现的各种收益，包括改善空气质量、提高公共健康水平、保障粮食安全、实现气候和其它可持续发展目标等。这些收益对中国的发展很重要。目前，中国的相关政策尚未加以整合，未来需要进一步推进一体化管控，在相关领域实现更大的可持续发展收益，在国家、区域和全球层面实现多方共赢。

因此，本报告旨在为中国政策制定者和利益相关者提供如下几方面信息，包括：

- SLCPs 通过空气污染对公共健康形成威胁，对粮食安全、区域和全球气候变化也形成负面影响；
- 中国通过有效的减排措施能够显著减少 SLCPs 的排放，并将得到切实的健康收益、粮食安全和气候安全保障；
- 以及完成协调一致、行动驱动的 SLCPs 减排措施的一系列选项。

第二章将继续讨论并强调 SLCPs 和空气污染的关系，并将特别关注中国情况。第三章和第四章将深入分析中国黑碳和甲烷的排放源、排放趋势和排放预测，并讨论其相关影响。第五章讨论黑碳和甲烷减排的各项措施，回顾当前中国的各项减排努力，以及未来政策和行动的推进方向。第六章总结 SLCPs 减排在中国环境和发展政策领域的潜在涵义，并从中国的经验出发，进一步考虑如何在中国和其它地区建立有效的相关国家战略，以保障 SLCPs 减排的各项收益得到保障，进而助力于国家和国际气候和空气污染治理相关政策目标以更为迅速且经济的方式得以实现。

## 第二章 中国空气污染和短寿命气候污染物现状

本报告第一章简述了中国面临的空气污染挑战，空气污染、SLCPs 和气候变化之间的关系，以及黑碳和甲烷减排的潜在收益等方面的内容。本章将详细介绍中国的空气污染挑战，并分析其来源和成因。本章还将分析黑碳和甲烷对中国空气质量恶化的贡献，并简单综述近期中国环境污染治理相关政策的演变。

### 2.1 中国所面临的空气污染挑战

空气污染是中国近几十年来严峻的环境问题，最近的雾<sup>14</sup>霾<sup>15</sup>天气事件促使政府和公众重新审视过度恶化的空气质量。

回顾近年来的空气质量变化趋势能够得到一个清晰的中国空气污染问题演变脉络，其范围和规模都有所变化。Song 等人（2014）对 1961 到 2012 冬季半年雾霾天气的分析表明中国中部和东部地区雾霾天数呈现增多趋势。根据环保部设定的最新标准<sup>16</sup>，广州在 2013 年经历了 14 到 15 天的污染天气，而北京同年则经历了 138 天<sup>17</sup>。值得一提的是，新标准显示 2013 年深圳无雾霾天气出现。根据 Zhang 等人（2014b）研究，2014 年早期有些天的雾霾污染水平比世界卫生组织规定的安全标准高 35 倍。实际上，2013 年 1 月起中国 25 个省份、100 多个大中型城市都遭到了雾霾天气的侵袭，全国 2013 年平均雾霾天数约 30 天，是近 52 年来最高值<sup>18</sup>。此外，中国气象局（CMA）和中国社科院城市发展与环境研究所（CASS-IUE）联合发布的气候变化绿皮书中指出，2013 年中国有 14 个省份雾霾天数达到 50 年来最高值。2014 年 1 月，北京大部分地区经历了连续 3 次重度污染天气，观测数据显示空气质量指数（AQI）<sup>19</sup>超过 500，达到最严重的污染水平<sup>20</sup>。

### 2.2 中国空气污染的原因和来源

中国的主要空气污染物是硫化物（SO<sub>x</sub>）、氮氧化物（NO<sub>x</sub>）、一氧化碳（CO）、氨氮（NH<sub>3</sub>-N）、挥发性有机物（VOCs）以及臭氧（O<sub>3</sub>）等。此外，颗粒物（PM）也是一类主要空气污染物，按照粒径的大小可分为细颗粒物（PM<sub>2.5</sub>）和可吸入颗粒物（PM<sub>10</sub>）。

<sup>14</sup> 当霾中有烟、细颗粒物和形式污染物排放时就会形成烟雾。VOCs, CO, NO<sub>x</sub> 和 SO<sub>2</sub> 等臭氧前体物会导致臭氧浓度的增加，也是烟雾的主要成分。

<sup>15</sup> 霾指灰尘、烟和其它干燥的颗粒物等降低近地大气能见度的现象。

<sup>16</sup> 新标准对雾霾天的定义为：由于空气中细颗粒物浓度增加导致连续六小时或以上 PM<sub>2.5</sub> 平均浓度超过 75μg/m<sup>3</sup>、能见度低于 5Km。

<sup>17</sup> 参见：[http://www.chinadaily.com.cn/china/2014-05/14/content\\_17505810.htm](http://www.chinadaily.com.cn/china/2014-05/14/content_17505810.htm)

<sup>18</sup> 参见：<http://www.globaltimes.cn/content/838575.shtml> 及 [http://usa.chinadaily.com.cn/epaper/2013-12/31/content\\_17207629.htm](http://usa.chinadaily.com.cn/epaper/2013-12/31/content_17207629.htm)

<sup>19</sup> 空气质量指数(AQI) 是为公众提供清晰的空气质量水平和潜在健康影响的指标。中国的 AQI 分为 I 到 VI 级，I 级为优，VI 为严重污染。

<sup>20</sup> 参见：[http://www.chinadaily.com.cn/china/2013-01/14/content\\_16110693.htm](http://www.chinadaily.com.cn/china/2013-01/14/content_16110693.htm)

PM<sub>2.5</sub> 的粒径小于 2.5μm，由于能够轻松穿过人体细胞，进入血液循环，对人体健康产生负面影响。PM<sub>10</sub> 的粒径小于 10μm，PM<sub>10</sub> 包括 PM<sub>2.5</sub>。PM<sub>2.5</sub> 可通过一次颗粒物和二次颗粒物<sup>21</sup>形成（Perrino, 2010; Hu 和 Jiang, 2013）。黑碳，与硫化物和氮氧化物前体物形成的硫酸盐和硝酸盐二次粒子一起，构成了 PM<sub>2.5</sub> 的主要成分（WHO, 2003; Aneja 等人, 2006; Li 等人, 2009; Perrino, 2010; Xia 和 Gao, 2011; Son 等人, 2012; Ebisu 和 Bell, 2012; Hu 和 Jiang, 2013）。碳源气溶胶（包括黑碳）和主要离子（硫酸根、硝酸根和氨离子等）占到北京 PM<sub>2.5</sub> 主要成分的 69%（Zheng 等人, 2005）。灰尘、二次硫酸盐、硝酸盐和氨氮、煤炭燃烧、柴油和汽油的使用、工业活动等是其来源（Dan 等人, 2004; Song 等人, 2005; 2007; Zheng 等人, 2005）。Hu 和 Jiang（2013）的研究表明，汽车业、煤炭业、工业燃烧过程、建筑和水泥制造业是造成中国空气污染和雾霾天气的主要贡献者。

值得注意的是，气候条件的改变也会影响空气污染，特别是中国的霾天气尤为如此。例如，频繁出现的冷空气会改变风的环流，没有冷空气的循环，会形成以高湿度、低风速为表象的静稳天气，不利于霾的扩散，霾会在城市聚集区长存不散（Ma 等人, 2013; Zhao 等人, 2013; Feng 等人, 2014）。

## 2.3 中国空气污染的影响

中国空气污染所带来的挑战已经成为切实影响环境、社会和经济发展的的重要因素。首先，也是最重要的，空气污染会影响人体健康，并产生相关经济损失。2010 年的全球疾病负担（GBD）研究显示，室外和室内空气污染已经相应成为影响伤残调整生命年（DALY）指数的重要因素（Yang 等人, 2013）。相关研究显示室内外空气污染在 2010 年造成了中国人体健康损失和人口过早死亡。其次，空气污染还会造成作物产量减少（详见第三章和第四章）。第三，空气污染造成的环境问题还包括能见度降低，给人们的日常社会经济活动带来负面影响等。

在中国，空气污染带来的经济损失也是相当巨大的。Matus 等人（2012）的研究显示，2005 年，中国由于 PM<sub>10</sub> 带来的空气污染造成的经济损失达到 1120 亿美元，相较于 1975 年价格水平，空气污染的损失增加了 4 倍。Chen 等人（2010）的研究认为，2006 年中国 113 个城市由空气污染造成的损失约为 3410 亿元人民币（估算的范围从 1880 到 4690 亿元）。世界银行和中国国务院发展研究中心的一份较近期的报告指出空气污染导致的健康成本约为每年 1000-3000 亿美元<sup>22</sup>。

## 2.4 中国对空气污染挑战的响应

---

<sup>21</sup> 一次颗粒物由燃烧过程、工业过程和自然过程（灰尘和风蚀）形成，二次颗粒物由一次颗粒物经过结晶、液化、加工等过程形成。

<sup>22</sup> 参见: See: <http://phys.org/news/2014-03-health-china-polluted-air-bn.html> , 以及 <http://uschinahpa.org/wp-content/uploads/2014/01/China-Updates-Issue-85-2014-4-11.pdf>

中国政府致力于解决应对空气污染带来的各种挑战。仅仅在过去两年间，中国政府更新了空气质量标准（《环境空气质量标准 GB3095-2012》<sup>23</sup>），将 PM<sub>2.5</sub> 纳入了日常监测污染物范围<sup>24</sup>，在常规空气质量监测体系中增加了臭氧的八小时监测<sup>25</sup>。此外，2013 年，中国政府出台了《大气污染防治行动计划》<sup>26</sup>，具体目标为到 2017 年，全国地级及以上城市可吸入颗粒物浓度比 2012 年下降 10% 以上，优良天数逐年提高；京津冀、长三角、珠三角等区域细颗粒物浓度分别下降 25%、20%、15% 左右（见图 2.1）。在此基础上，各有关部门和地区纷纷出台了落实这项行动计划的配套政策。如北京<sup>27</sup>、上海和天津<sup>28</sup> 都出台了空气污染治理的地方法令。在一系列新政策中，颗粒物，特别是细颗粒物成为政策关注的重中之重。

中国在治理大型固定源 SO<sub>2</sub> 排放领域取得了显著成效。从“九五”（1996-2000）、“十五”（2001-2005）期间开始，中国政府就已经开始着手 SO<sub>2</sub> 的治理。相关行动措施包括划定了包括 SO<sub>2</sub> 污染控制的“两控区”。在“十五”、“十一五”、“十二五”期间，中国政府逐渐建立起了包括 NO<sub>x</sub> 在内的污染物控制目标。2010 年，火电厂脱硫设施的安装率达到了 83%<sup>29</sup>，2012 年增加到了 90%<sup>30</sup>。2012 年火电厂的脱硝设备装置率也达到了 27.6%（Zhang, 2014）。这些措施的效果是逐步体现的，“十一五”期间 SO<sub>2</sub> 排放实现了显著下降，并在空气污染治理领域发挥了效果（表 2.1）。这同样归因于“十一五”能效目标和“十二五”碳强度目标的设立，这些目标的完成同样有利于减排 SO<sub>2</sub>。

值得注意的是，综合上述各种政策仍未能避免 2.1 节中所描述的空气污染事件的发生，这预示着进一步行动亟待加强。中国空气质量改善还有很大空间，如提高工业部门脱硫脱硝设施的装置率、治理室内空气污染，以及建立空气污染治理的整体战略规划，这些尚未很好地涵盖在当前政策体系之中。

---

<sup>23</sup> 参见:

[http://www.chinacsmmap.org/Uploads/file/%E3%80%8A%E7%8E%AF%E5%A2%83%E7%A9%BA%E6%B0%94%E8%B4%A8%E9%87%8F%E6%A0%87%E5%87%86%E3%80%8B%EF%BC%88GB3095-2012%EF%BC%89\(1\).pdf](http://www.chinacsmmap.org/Uploads/file/%E3%80%8A%E7%8E%AF%E5%A2%83%E7%A9%BA%E6%B0%94%E8%B4%A8%E9%87%8F%E6%A0%87%E5%87%86%E3%80%8B%EF%BC%88GB3095-2012%EF%BC%89(1).pdf)

<sup>24</sup> 参见: <http://www.theguardian.com/environment/2011/oct/03/china-air-pollution-quality-standards>

<sup>25</sup> 参见: [http://www.acap.asia/event/ozone/ozone2\\_presen/2.pdf](http://www.acap.asia/event/ozone/ozone2_presen/2.pdf)

<sup>26</sup> 参见: See: [http://english.mep.gov.cn/News\\_service/infocus/201309/t20130924\\_260707.htm](http://english.mep.gov.cn/News_service/infocus/201309/t20130924_260707.htm) and <http://cleanairinitiative.org/portal/node/12066>

<sup>27</sup> 参见: [http://www.huffingtonpost.com/2014/02/10/beijing-air-pollution-law\\_n\\_4762548.html](http://www.huffingtonpost.com/2014/02/10/beijing-air-pollution-law_n_4762548.html)

<sup>28</sup> 参见: [http://policyintegrity.org/documents/PARKERPanel1\\_2014.pdf](http://policyintegrity.org/documents/PARKERPanel1_2014.pdf)

<sup>29</sup> 参见: [http://www.gov.cn/zwgk/2011-12/20/content\\_2024895.htm](http://www.gov.cn/zwgk/2011-12/20/content_2024895.htm)

<sup>30</sup> 参见:

[http://www.theicct.org/sites/default/files/2.%20Situation%20and%20Mission%20of%20Air%20Pollution%20Prevention%20and%20Control%20in%20China\\_Shize.pdf](http://www.theicct.org/sites/default/files/2.%20Situation%20and%20Mission%20of%20Air%20Pollution%20Prevention%20and%20Control%20in%20China_Shize.pdf)

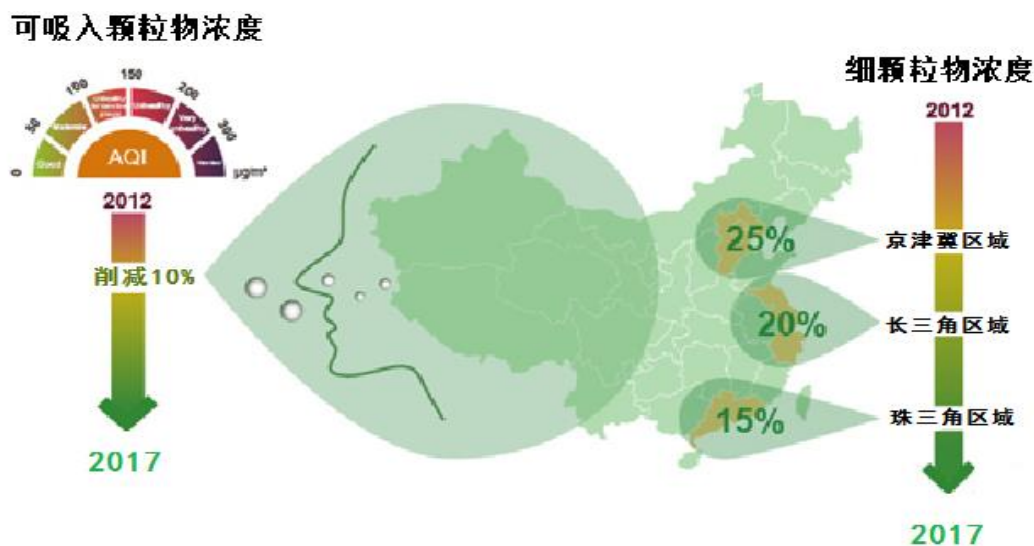


图 2.1 2013 中国大气污染防治行动计划概要

来源：中国日报：[http://www.chinadaily.com.cn/china/fightairpollution/2013-09/11/content\\_16962092.htm](http://www.chinadaily.com.cn/china/fightairpollution/2013-09/11/content_16962092.htm)

表 2.1 “十一五”、“十二五”期间中国空气质量主要环保指标

指标	2005	2010	2015 (期望值)
SO <sub>2</sub> 总排放 (万吨)	2549	2295	2086
NH <sub>3</sub> -N 总排放 (万吨)	-	264	238
NO <sub>x</sub> 总排放 (万吨)	-	2274	2046
AQI 达到 II 级标准超过 292 天的城市比例	69	75	>80

数据来源：2005 年和 2010 年数据来自于国家统计局，2015 年数据来自中国投资年鉴 2013 的预测数据

## 2.5 黑碳与甲烷在空气污染治理中的地位

SLCPs，特别是黑碳和甲烷（臭氧前体物）在中国空气质量问题上扮演着重要角色。Zhang 等人（2014）的研究表明，黑碳和甲烷对中国气候变化和空气污染的影响总体上都在增加，并且包括黑碳在内的 PM<sub>2.5</sub> 中人为源气溶胶在中国城市中的浓度很高（图 2.2）。因其吸光性和易扩散性，黑碳对于霾事件的形成贡献巨大（UNEP/WMO, 2010）。因此，高浓度的黑碳气溶胶会加大霾的严重程度<sup>31</sup>，增加空气污染的复杂性（Han 等人, 2012）。同一个团队（Zhang, 2014）的研究还发现，2010-2013 年中国对流层臭氧平均浓度超过了全球平均水平（图 2.3）。甲烷是对流层臭氧的前体物，还是有害的空气污染物和光化学烟雾的主要成分（Royal Society, 2008）。甲烷经过复杂的反应，最终形成臭氧（Golomb 和

<sup>31</sup> 参见：<http://climate-science.org/Guest/pdf/AirborneParticles.offset.GreenhouseEffect.pdf>;  
<http://earthobservatory.nasa.gov/NaturalHazards/view.php?id=49398>; and <http://www.earthmagazine.org/article/still-haze-what-we-dont-know-about-black-carbon>;  
<http://earthobservatory.nasa.gov/NaturalHazards/view.php?id=49398>; and  
<http://www.earthmagazine.org/article/still-haze-what-we-dont-know-about-black-carbon>

Fay, 1989)。

甲烷排放的变化是导致洲际年均对流层臭氧背景浓度变化的最重要因素，其次是  $\text{NO}_x$ 、NMVOCs 和  $\text{CO}$ ，其中甲烷贡献率约 50% (UNEP/WMO, 2011)。此外，全球（包括亚洲）甲烷浓度的增加主要由人为排放导致，相反，其它臭氧前体物 ( $\text{NO}_x$  和  $\text{CO}$ ) 的浓度将会降低，而 NMVOCs 的浓度已经在降低 (Royal Society, 2008)。因此，SLCPs 相关研究才会对甲烷更为关注，而且关注的重点是作为臭氧前体物的甲烷。

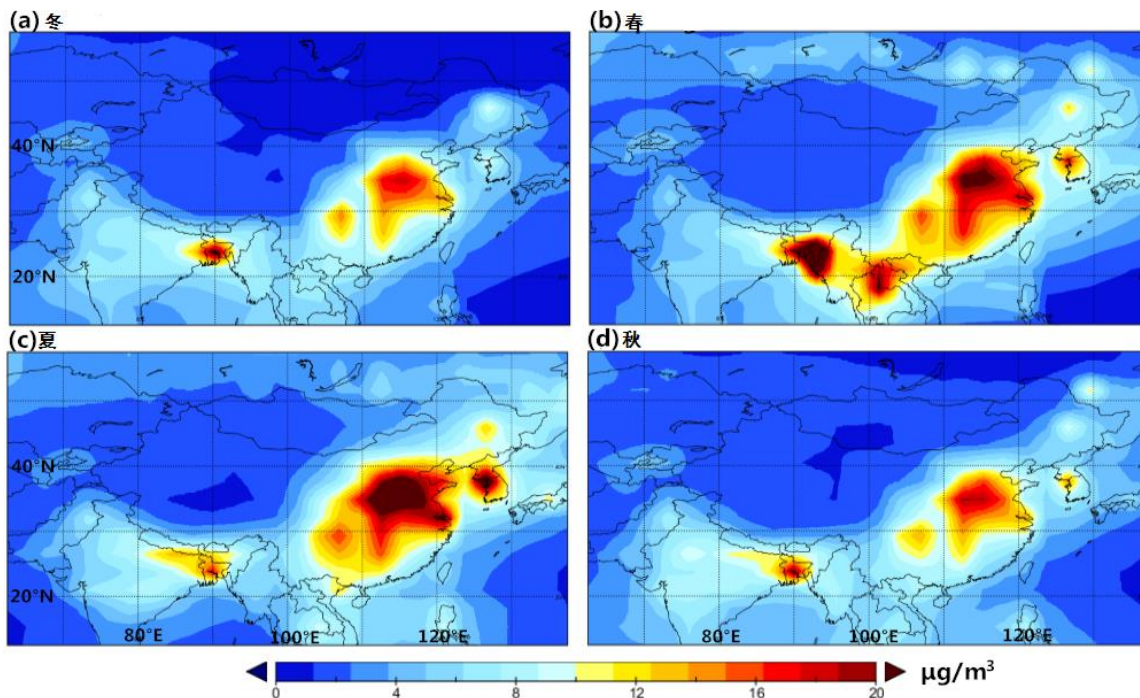


图 2.2 模拟人为源  $\text{PM}_{2.5}$  分布

图片来源：张等人, 2014

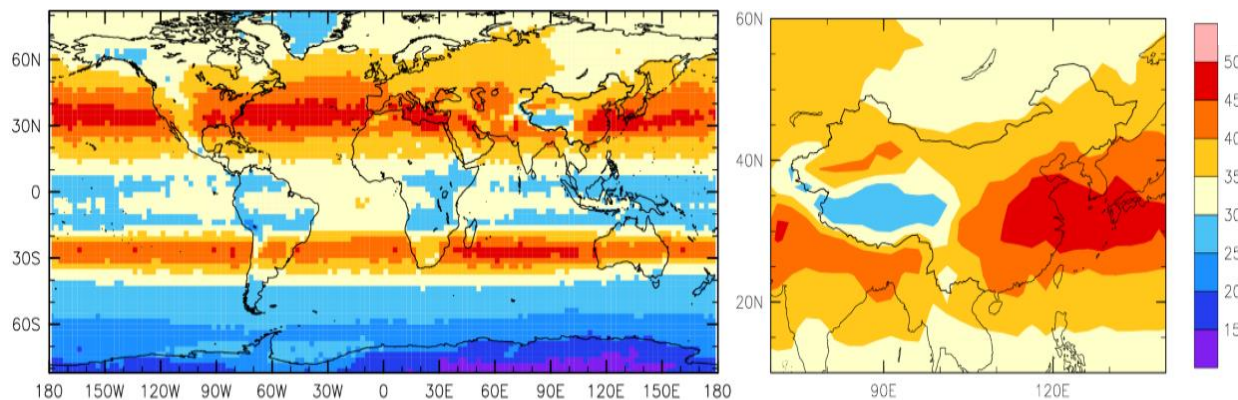


图 2.3 卫星观测对流层臭氧浓度分布，2010-2013 年

图片来源：张等人, 2014

值得注意的是，臭氧浓度无疑与甲烷排放相关，本报告并未估计中国的臭氧浓度，但

与其它臭氧前体物相比（NO<sub>x</sub>、NMVOCs 和 CO），甲烷排放与其显然更为相关。除非特别说明，本报告中关于臭氧的讨论主要基于其总浓度，而非其前体物的成分。因此，本报告着重关注甲烷减排措施，并将其作为对流层臭氧浓度降低的主要手段（特别是在甲烷的减排潜力很大的情景下），但这并不削弱中国和其它地区其它臭氧前体物减排的重要性。我们更关注政策间的协同增效和收益最大化。事实上，在良好有效的制度框架下，VOCs 和 NO<sub>x</sub> 的管控可以实现颗粒物、臭氧和一氧化碳的协同减排<sup>32</sup>（Nguyen 和 Daddub, 2002; Prinn 等人, 2005），实现气候和环境的协同效益。此外，部分节能措施在减排二氧化碳的同时，能够协同减排 SO<sub>2</sub>、VOC 和 NO<sub>x</sub>。这些协同效益的实现，需要环保政策和气候政策之间相互融合（详见第六章）。

上述讨论强调了黑碳和甲烷在中国空气污染中的重要性，全球尺度也是如此。对于黑碳和甲烷排放带来的负面影响已经达成了科学认知上的共识，减排黑碳和甲烷能够实现多重收益的协同推进，亚洲和中国的情况尤其如此（见第一、三、四章）。中国最近治理 PM<sub>2.5</sub> 的相关政策和行动恰好能够实现这种协同效应（见 2.4 节）。这些政策已经为 SLCPs 的治理奠定了坚实有力的基础，相关政策的完善工作还要进一步结合中国现有空气污染治理政策和独特的大气环境条件开展。

---

<sup>32</sup> 生态系统吸收更多的碳将有助于减少全球升温速度 (Prinn 等人, 2005).



## 第三章 黑碳及其影响

第二章讨论了中国空气污染的挑战以及 SLCPs 如何贡献于这种挑战。本章将集中阐述黑碳作为主要的环境和气候污染物，如何施加其影响。本章从黑碳的排放源谈起，进一步综述黑碳的现实排放和未来排放趋势。最终本章将讨论黑碳在中国产生的多种影响，包括对人体健康、气候和农业作物生产等多方面的影响。

### 3.1 中国黑碳排放的来源

总体而言，黑碳的排放源既有自然源，也有人为源。其中自然源包括草原和森林野火、火山喷发和其他地质活动排放。人为源主要是人类活动引起的黑碳排放，包括交通部门和工业部门柴油发动机的排放、民用秸秆燃烧和用以取暖及烹饪的燃煤、人类行为导致的草原和森林大火（包括农业废弃物焚烧）、工业设备排放（如小型锅炉和砖窑排放）等。发达国家和发展中国家黑碳排放的人为源有所区别。发达国家黑碳排放主要来自交通<sup>33</sup>和工业部门，以及民用木柴燃烧(UNEP/WMO, 2011)；而发展中国家黑碳排放主要来自民用部门和生物质的露天燃烧(USEPA, 2012)。

在中国，黑碳的排放涵盖所有的人为源，分布于不同排放源的排放格局具有其特殊性。在所有黑碳排放源中，五个主要排放源分别为居民排放（包括农村和城市居民烹饪和取暖燃烧秸秆、煤、油等的黑碳排放）、工业部门（工业过程或工业燃烧炉中燃烧生物质、煤、油）、交通部门（包括非道路机动车和道路机动车燃烧柴油的黑碳排放）、电力生产部门（包括燃煤电厂和燃油电厂）、生物质露天燃烧（包括农业废弃物和秸秆燃烧、以及通过燃烧平整土地）。表 3.1 中列示了 2010 年中国分部门的黑碳排放（不包括生物质露天燃烧），数据来自 MEIC 中国模型（排放清单的多元解析模型-中国模型，Multi-resolution Emission Inventory for China Model）<sup>34</sup>。该表还列示了 2010 年各部门与黑碳伴生的其他污染物排放。根据此表，2010 年中国黑碳总排放量约为 1.72Tg（不包括生物质露天燃烧）。各部门排放对总排放的贡献如下。

#### 民用

根据 MEIC 中国模型的测算，民用排放是中国黑碳最大的排放源。2010 年民用排放总量约为 0.85Tg，约占当年总排放量的 50%。这与许多学者的研究结论相吻合（包括 Street 等人, 2001; Ohara 等人, 2007; Lei 等人, 2011; Lu 等人, 2011; Qin 等人, 2011; Wang 等人, 2014; CAAC, 2013）。民用排放占比如此之大的一个重要原因在于民用的小型炉具、灶具、加热装置的燃烧条件相对简陋，燃烧不够充分导致了黑碳排放的相对量较大（Street 等人，

<sup>33</sup> 尽管交通部门的排放随着汽车排放标准的陆续出台被认为是在降低的 (UNEP/WMO, 2011)。

<sup>34</sup> MEIC 模型为使用者提供中国不同空间和时间尺度的排放数据。参见：<http://www.meicmodel.org/>。

2001; Qin 等人, 2011)。

表 3.1 2010 年中国人为源黑碳及其伴生的主要污染物排放 (单位: Tg/年)

人为源	BC	SO <sub>2</sub>	CO	NO <sub>x</sub>	OC	VOCs	PM <sub>2.5</sub>
非道路机动车	0.15	0.06	1.36	2.20	0.05	0.20	0.24
道路机动车	0.13	0.16	19.0	4.78	0.05	2.15	0.25
工业过程	0.48	4.03	61.8	2.67	0.51	6.22	4.61
工业锅炉	0.11	11.0	12.3	5.23	0.07	1.62	0.96
农村居民	0.72	1.85	61.2	0.70	2.32	4.59	3.88
城市居民	0.13	1.63	9.73	0.35	0.16	0.36	0.45
电力和供热系统	0.003	9.77	4.57	11.4	0.00	0.11	1.21
<b>总量</b>	<b>1.72</b>	<b>28.5</b>	<b>170.0</b>	<b>27.3</b>	<b>3.16</b>	<b>15.3</b>	<b>11.6</b>

数据来源: MEIC 中国模型 (排放清单的多元解析模型-中国模型)

## 工业

MEIC 中国模型的结果显示, 工业排放是中国黑碳的第二大排放源。2010 年中国工业源黑碳排放总量约为 0.59Tg, 约占当年总排放的 34%。Cao 等人 (2006; 2011)、Lei 等人 (2011)、Lu 等人 (2011) 和 Qin 等人 (2011) 的研究也显示工业源的黑碳排放是中国黑碳排放的第二大排放源。Cao 等人 (2006) 的研究指出, 工业源的黑碳排放主要来自在农村地区未受到有效控制的燃煤小型锅炉、砖窑和高炉。

## 交通

交通部门 (包括非道路机动车和道路机动车) 排放是中国黑碳的第三大排放源。MEIC 中国模型估算的结果显示, 2010 年交通部门黑碳排放总量约为 0.28Tg, 占当年排放总量的 16%。Lu 等人 (2011)、Wang 等人 (2012) 和 Zhang 等人 (2013) 的研究结论也印证了这一估算结果, 认为交通排放是中国黑碳的第三大排放源。根据 Wang 等人 (2012) 的研究结论, 交通部门的黑碳排放主要来自柴油发动机排放, 占到交通部门 2007 年黑碳排放总量的 85%。

## 电力生产

MEIC 中国模型指出, 中国电力生产部门的黑碳排放对黑碳排放总量的贡献最小。2010 年, 中国电力生产部门的黑碳排放约为 0.002Tg, 相当于当年中国黑碳排放总量的 0.1%。该计算结果与 Lu 等人 (2011) 和 Wang 等人 (2012) 的研究存在一定差别, 后两者的估算结果分别是 0.02Tg 和 0.07Tg, 分别占各自估计的 2010 年中国黑碳排放总量的 1% 和 4%。根据 Street 等人 (2011) 和 Cao 等人 (2006) 的研究结论, 中国电力生产部门的

黑碳排放之所以相对很低，主要是因为中国的电厂多采用高温燃烧的方式，由于燃烧相对充分，很少有黑碳排放。更有研究显示，中国大多数电厂都配备了静电除尘装置，颗粒物排放得到了有效控制。

### 生物质的露天燃烧

尽管 MEIC 中国模型中没有选取作物秸秆燃烧、燃烧平整土地等因素作为变量，在讨论中国的黑碳排放源时，这些因素是不可忽略的（Street 等人，2001）。在可获资料中，学者往往将生物质的露天燃烧作为中国黑碳的第四大排放源。Lu 等人（2011）、Zhang 等人（2013）分别估算了 2008 年中国生物质露天燃烧的排放，结果分别为 0.07Tg 和 0.11Tg，分别占当年中国黑碳排放总量的 4.2% 和 6.1%。Lu 等人（2011）估算了 2010 年生物质露天燃烧的黑碳排放，其结果为 0.11Tg，约占当年中国黑碳排放总量的 5.8%。仍值得关注的是生物质的露天燃烧产生的“棕碳”问题，本报告将不做展开讨论<sup>35</sup>。

## 3.2 中国黑碳排放趋势

与发达国家相比，尽管中国人均黑碳排放不高，其排放总量还是很大的（Wang 等人，2012；Zhang 等人，2013）。一些学者的估算结果显示，全球黑碳排放的 20% 来自中国（Bond 等人，2004；清华大学，2010）。根据 Wang 等人（2014）的研究可以推测，中国对全球黑碳排放的贡献在 1990 年和 2007 年分别占到 20% 和 24%。Wang 等人（2014）的研究指出，中国（和印度）的黑碳排放被低估了 2-3 倍。

随着中国经济的高速增长，煤炭、其它化石燃料、生物质燃料的燃烧也随之显著增长，这直接导致了黑碳排放的增加。根据 Tamanathan 和 Carmichael（2008）的研究，中国的黑碳排放从 2000 年到 2006 年翻了一番。图 3.1a 显示了基于 MEIC 中国模型得出的 1990 年到 2010 年中国黑碳排放趋势；图 3.1b 给出了 2000 年到 2010 年中国黑碳的分部门排放数据。在图 3.1a 中，2000 年到 2004 年，中国黑碳排放从 1.37Tg 增长到 1.62Tg，增势显著；2005 年到 2010 年该数据从 1.71Tg 增长到 1.75Tg，排放趋势平缓。这与 Qin 和 Xie（2011）、Wang 等人（2012）的研究结论相似，区别在于 Qin 等人（2011）的研究认为中国黑碳排放从 2005 年到 2009 年的增势是显著的。

中国黑碳排放的平稳走势由几个因素决定，包括日趋严格的部门排放标准、交通和工业领域的技术进步、快速城镇化导致的农村人口减少、能源结构的改变（如燃煤炉灶由液

---

<sup>35</sup> 棕碳是一种气溶胶，主要通过生物质燃烧排放（Chen 和 Bond, 2010; Lack 等人, 2012），煤的燃烧也能产生棕碳排放（Cai 等人, 2014）。根据最新研究（Feng 等人, 2013; Saleh 等人, 2014），由于其独特的吸光性，棕碳在大气升温过程中起到了关键作用。棕碳对于短波辐射的吸收能力特别强，是一种净增温物质（Bahadur 等人, 2012; Feng 等人, 2013; Saleh 等人, 2014）。Yang 等人（2009）的研究结论显示，尽管黑碳的吸光率要高于棕碳，棕碳仍被认为是中国的主要吸光增温物质。由于对棕碳的研究刚刚起步，可获信息仍十分有限，中国和全球的棕碳排放清单均不可获。Cai 等人（2014）的最新研究显示，中国 2000 年的棕碳排放约为 270Gg，其中 65% 来自农业生物质燃烧，35% 来自居民用煤燃烧。

化气和天然气替代等)、以及中央供暖系统的逐渐普及 (Wang 等人, 2012; Wang 等人, 2014)。

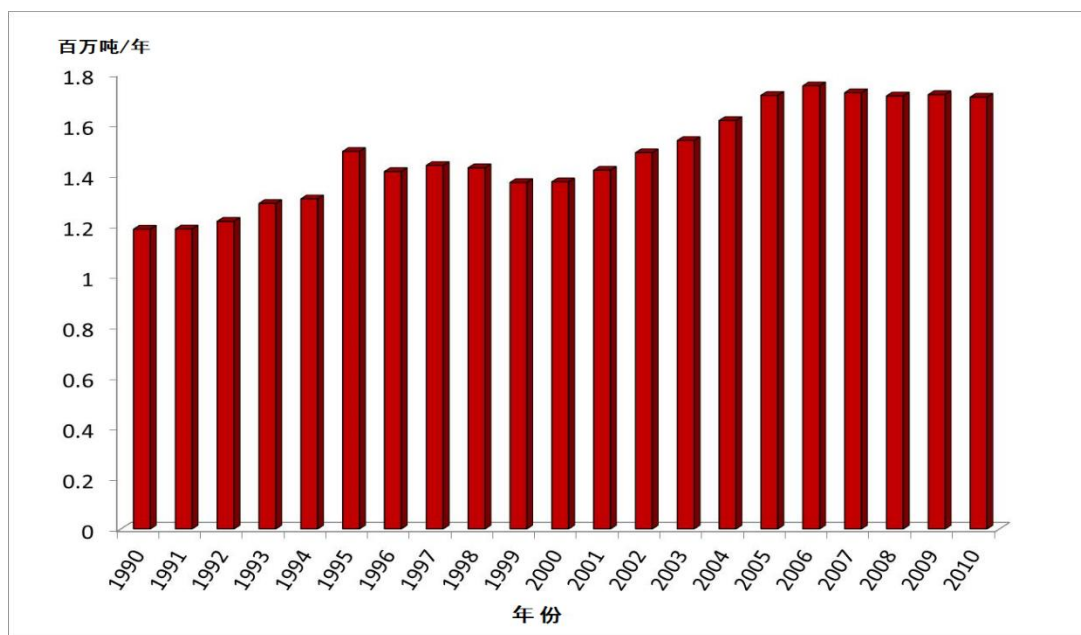


图 3.1a 人为源导致的黑碳排放总量，1990-2010 年

数据来源: MEIC 中国模型 (排放清单的多元解析模型-中国模型)。 <http://www.meicmodel.org/>

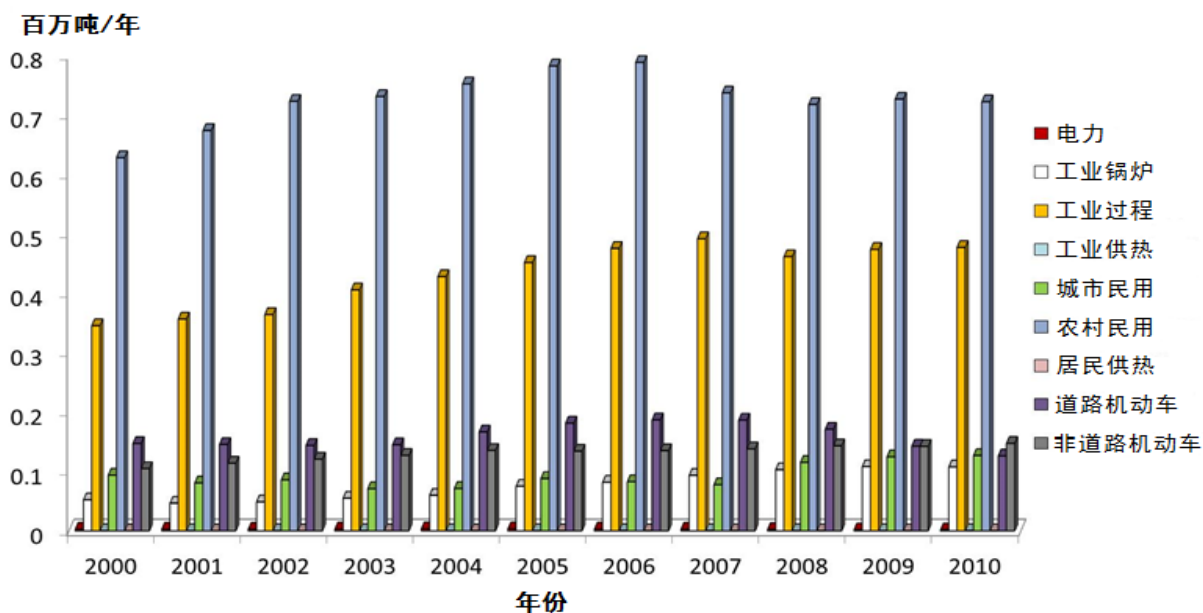


图 3.1b 人为源导致的部分黑碳排放，2000-2010 年

数据来源: MEIC 中国模型 (排放清单的多元解析模型-中国模型)。 <http://www.meicmodel.org/>

### 3.3 中国黑碳排放预测

中国黑碳排放预测鲜有文献提及，这意味着有关中国黑碳排放清单的研究亟待加强，只有将排放清单、排放趋势、排放预测做好基础性研究，才能给政策制定提供基准情景的参考依据。通过综述鲜有的排放预测研究，目前存在中国黑碳的排放增长或减少两个情景，这取决于不同的减排战略。排放降低的情景主要基于减少民用煤和生物质使用的假设，而排放增加的情景主要基于技术进步的僵局和政策措施的失灵等假设。

Ohara 等人（2007）的研究显示，2020 年，中国黑碳排放将降低到 0.66-0.91Tg 水平，此项预测的基准情景是 2000 年中国黑碳排放总量为 1.09Tg。该项研究还指出，政策失灵将导致中国黑碳排放到 2020 年增加到 1.42Tg；Klimont 等人（2009）的预测数据是到 2020 年和 2030 年，中国黑碳排放总量将分别达到 1.3Tg 和 1.11Tg，他们的基准情景是 2000 年中国黑碳排放总量为 1.35Tg；Wang 等人（2012）的预测中值显示，到 2020 年中国黑碳排放总量将达到 1.98Tg，2030 年和 2050 年这一数据将分别降到 1.85Tg 和 1.47Tg，他们的基准情景是 2000 年中国黑碳排放总量为 1.62Tg。这项研究显示，如果考虑到技术进步等不确定性因素，2050 年的排放数据可能增加到 2.18Tg。以上几项研究虽然参考的 2000 年排放基准各有不同，但整体上看，如果政策有效，中国未来黑碳排放有下降趋势。

随着机动车占有率的提高，交通部门的黑碳排放还将持续增加（Street 等人, 2001; Qin 和 Xie, 2012; Wang 等人, 2012）。Wang 等人（2014）的研究显示，中国机动车的数量从 2000 年的 1300 万，增加到 2010 年的 7800 万；Qin 和 Xie 等人（2012）的研究表明货车是机动车黑碳排放的主要来源，1980 年-2009 年中国货车的保有量增长了约 10 倍，同期中国的乘客车辆比却增长了 100 多倍。随着经济和社会的发展，机动车排放还将进一步持续增长；Qin 和 Xie 等人（2011）的研究还表明如果不对机动车保有量进行总量控制，机动车的黑碳排放总量将很难下降；Chen 等人（2012）的研究表明，在长三角地区，柴油车的黑碳排放量已经超过了居民和生物质露天燃烧的黑碳排放量，成为中国黑碳排放的主要来源。这意味着减少柴油车的使用将有助于黑碳减排。

### 3.4 黑碳对中国的影响

大气中的黑碳会显著作用于人体健康和农业，也会对全球气候变化产生贡献，改变区域气候条件。本部分将就这些方面深入讨论黑碳对中国的影响。

#### 3.4.1 黑碳对人体健康的影响

黑碳是烟尘的主要成分，以颗粒物的形式引起室内和室外污染。研究表明暴露于黑碳中会对人体健康造成危害，有充分的证据证明了心肺疾病致死与暴露于黑碳致死之间的关联性（WHO, 2012）。作为 PM<sub>2.5</sub> 的主要组分之一，黑碳特别是柴油车排放的黑碳，能够穿透人体细胞并沉降在人体内，危害人体健康（Rissler 等人, 2012）。科学证据显示短期

暴露在黑碳中会增加呼吸系统炎症的发病率（Lin 等人, 2011），还会使儿童患上支气管炎、肺功能变异等疾病（Boezen et al, 1999）。Wang 等人（2013）最近的一项研究显示，以中国上海市 9 个城区为样本，人们去医院就医次数的增加与暴露于黑碳排放中存在相关性。另一项由 Geng 等人（2012）完成的研究显示，中国心血管疾病死亡率与人群黑碳暴露度之间显著相关。

如第二章所述，黑碳是 PM<sub>2.5</sub> 的重要组分，是中国伤残调整生命年\*指数中的重要风险因子（Yang 等人, 2013），也是过早死亡的重要诱因。

黑碳暴露度对中国社会弱势群体的健康影响尤为显著，这些人包括妇女、儿童和老年人。Brauer 等人（2008）的研究显示，由于中国交通源空气污染浓度的增加，孕妇暴露其中会导致新生儿体重过低的风险增加。更有研究显示，上海地区黑碳暴露度与儿童哮喘发病率呈正相关（Hua 等人, 2014）。上海地区的案例研究还显示，在 34 个老年人样本中，黑碳暴露度与肺炎发病率显著相关（Zhu 等人, 2012）。Baumgartner 等人（2014）的研究显示，暴露于黑碳中会显著升高女性血压，进而增加了女性人群心血管疾病的发病风险，黑碳的影响强度要在颗粒物的基础上翻倍。

### 3.4.2 黑碳对气候的影响

黑碳气溶胶以多种形式对气候产生影响。黑碳同时具有吸光性和降低物体表面反照率的特性。因此，黑碳对气候的影响包括温度升高、冰雪融化、降雨模式改变等方面。下文就这些方面分别进行阐述。

#### *对全球增温的贡献*

黑碳气溶胶通过两种方式贡献于全球增温，第一，黑碳气溶胶能够直接吸收能量，进入和离开大气层的太阳辐射都能够被黑碳吸收，从而增加大气温度；第二，黑碳散落于冰雪表面，降低了冰雪表面的亮度，使得冰雪的反照率下降以及吸光能力增强。黑碳气溶胶还能够改变水滴的微观属性，提高水滴的反射能力，增加云层寿命（IPCC, 2013）。黑碳的属性还包括其居高的全球增温潜势（约为 700<sup>36</sup>，参见 UNEP/WMO, 2011），因此，黑碳排放成为当前全球增温的主要因子（Ramanathan 和 Carmichael, 2008; IPCC, 2013）。Bond 等人（2013）的研究估计黑碳的总气候强迫值为 1.1W/m<sup>2</sup>，而最新的 IPCC 评估报告（IPCC, 2013）中认为黑碳的辐射强迫值（直接和冰雪反照效应）为 0.64W/m<sup>2</sup>。

由于黑碳是全球增温的主要贡献者，因此减少黑碳排放有助于短期内减缓气候变化速

---

\* 译注: 伤残调整生命年（Disability-Adjusted Life-Years, DALY）是指从发病到死亡所损失的全部健康寿命年，包括因早死所致的寿命损失年和伤残所致的健康寿命损失年两部分。通过计算 DALY 可以估计疾病的相对重要性、疾病对社会的整体负担，以及评估干预措施的成本-效益和考虑合理分配健康资源。

<sup>36</sup> 这意味着在 100 年的时间尺度上，1 千克黑碳气溶胶的排放所导致的大气升温效果是 1 千克二氧化碳排放的效果的 700 倍。

度。同时也要注意，黑碳与其它污染物往往具有同源性，如硫化物、氮氧化物和有机碳等会随黑碳同时排放。然而，这些污染物具有降温效应，与黑碳的增温效应形成反差。因此，综合评估黑碳的增温效应时需要考虑与黑碳伴生排放的这些物质的抵消效应。不同的排放源和燃料种类所排放的污染物种类结构不同。与生物质燃料燃烧相比，化石燃料燃烧的黑碳颗粒排放比例很高。因此，化石燃料燃烧排放的黑碳增温效果要高于野外大火和生物质燃烧 (USAID, 2012; UNEP, 2014)，在黑碳占比较高的排放源领域进行黑碳减排对减缓气候变化的贡献更为显著。

### 对区域气候的影响

除了贡献于全球增温，黑碳还能对一定空间和时间范围内的区域气候产生影响 (Sasser 等人, 2012)。中国是全球黑碳排放的热点地区，也是东亚地区黑碳辐射强迫最高的地区<sup>37</sup>。中国南部、西南部和东部地区的黑碳辐射强迫最大，最大值接近 $+1.0 \text{ W m}^{-2}$  (见图 3.2) (Zhang 等人, 2012)。Huang 等人 (2006) 的模型计算结果显示，包括黑碳在内的人为源气溶胶会导致中国工业化地区冬季夜间气温增加 $0.7^\circ\text{C}$ ，日间温度减少 $0.7^\circ\text{C}$ 。

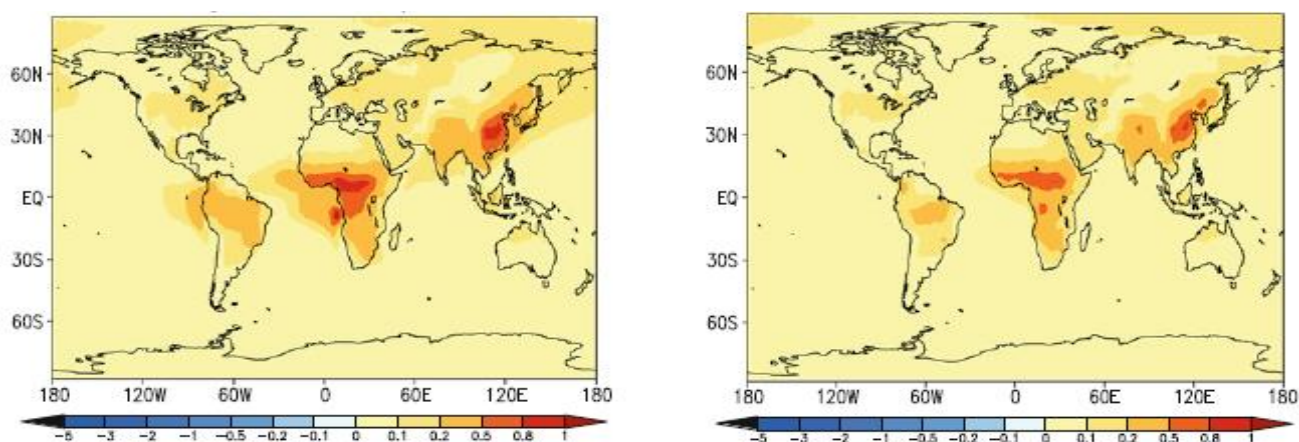


图 3.2 模拟黑碳直接辐射强迫的年平均分布

左图为全年情景；右图为晴天情景

资料来源：Zhang 等人, 2012.

黑碳的直接增温效应由于冰雪反照率<sup>38</sup>的降低被进一步加强了，而黑碳的辐射强迫影响也会随之增大。这种影响在中国西藏地区尤为明显。研究显示，在喜马拉雅山西藏一侧，黑碳是该地区温升的主要贡献因子 (Ramanathan 等人, 2007)；Bond 等人 (2011) 的模型结果证实，黑碳导致的冰雪反照辐射强迫增加，确实作用于中国喜马拉雅山地区，特别是喜马拉雅山西藏的一侧 (如图 3.3)；Xu 等人 (2009) 的研究显示，黑色的烟尘气溶

<sup>37</sup> 辐射强迫会随着硫化物的降温效应降低。

<sup>38</sup> 在气候过程中，反照率产生正向反馈，强化冰雪覆盖地区的原始变化。变暖会减少冰雪覆盖，反照率进而加速阳光和能量的吸收，强化变暖效应。制冷过程也是如此。

胶沉降在西藏冰川上，导致了冰川消融的速度明显增加<sup>39</sup>；Ming等人（2009）的研究结论印证了这些观点；Kopacz等人（2011）的研究指出，印度和中国是喜马拉雅山地区黑碳排放的主要贡献者。

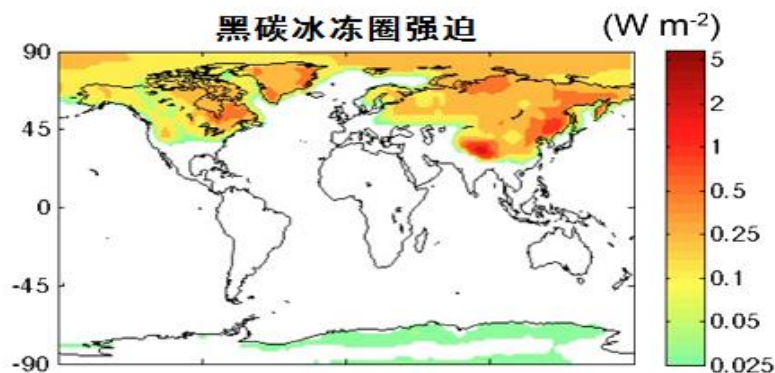


图 3.3 黑碳改变冰雪反照率强迫的区域差异

资料来源：Bond 等人, 2011

### 对降雨模式和强度的影响

黑碳（与其它颗粒物一起）通过吸收和分散入射太阳辐射导致了地表暗化<sup>40</sup>。通过吸收大气层中的阳光，黑碳粒子还能增长成为云凝结核影响云的形成（UNEP/WMO, 2011），并经过复杂的过程来影响降雨和季风活动。Menon等人（2002）的模型研究显示，黑碳很可能是导致中国部分地区洪涝干旱灾害发生率增加的因素之一，也有可能是中国和印度地区缓慢降温的因素之一（尽管全球多数地区是升温的），此外还分析了黑碳在洪涝干旱灾害形成过程中的作用；Wang等人（2009）通过模型模拟认为，黑碳的排放导致了北方夏季降雨增加，而南方长江流域夏季降水减少；Meehl等人（2008）的研究还发现，除了西藏高原地区外，黑碳的排放会导致中国整体性夏季降雨减少，并且该研究中认为西藏夏季降雨呈小幅增加趋势。虽然其具体的形成机理和影响程度有待进一步研究，但是黑碳影响中国降雨模式是得到了现有研究印证的。

### 3.4.3 对作物生产的影响

3.4.2 中讨论了黑碳与其它颗粒物一起对地表暗化、降水模式和降水强度的影响。进一步的研究还显示，黑碳气溶胶在减少降水的同时，还能改变降水的分布格局（Jacobson, 2006），以及增加干旱和洪涝灾害发生的频率（Menon 等人, 2002），这些影响都会给作物生产造成负面影响。此外，作物产量还在很大程度上取决于其接受的太阳辐射量，黑碳的

<sup>39</sup> 这项发现还存在很大的不确定性。

<sup>40</sup> 地表暗化指由于大气中气溶胶颗粒物的存在，地球表面直接辐照度逐渐减少。



暗化效应会减少太阳辐射到达地表的量，进而减少作物产量<sup>41</sup>（Li 等人，2011）。Chameides 等人（1999）的研究显示，由于气溶胶的暗化效应和区域性霾天气，中国作物（主要是小麦和水稻）生产率在 1990 年代水平上降低了 5 到 30 个百分点。值得注意的是，关于黑碳和气溶胶对中国作物产量的影响目前仍缺乏更新的或者更细化的数据，有关黑碳对中国乃至全球作物影响的研究亟待进一步加强。

### 3.5 黑碳减排的潜在领域

黑碳的排放清单、排放趋势、未来预测，以及黑碳与其它颗粒物在室内外排放对人体健康的负面影响在上文中已经得到了讨论。中国黑碳减排战略应该聚焦在主要的黑碳排放部门，包括民用排放、工业源和交通源排放。Chen 等人（2013）的研究显示，居民烹饪和交通部门的化石燃料燃烧对中国黑碳排放的贡献率达到 80%，应该加强这两个部门的黑碳减排政策和行动的力度。为了使黑碳减排的气候收益最大化，减排行动需关注黑碳排放占比高的排放源，如使用化石燃料的发动机，特别是柴油机动车，是未来黑碳减排的潜在领域。本报告的第五章将会详细展开讨论在这些潜在领域进行黑碳减排的具体措施。

---

<sup>41</sup> 其他研究发现（Steiner 和 Chanmeides, 2005; Mercado 等人, 2009; 以及两篇文章中的参考文献）指出，黑碳加强光线散射，能够导致光合作用加强，进而促进作物生长。

## 第四章 甲烷及其影响

第三章集中讨论了黑碳的相关问题，本章将继续就甲烷及其影响展开讨论。甲烷在SLCPs中排名第二。本章详细讨论同时作为温室气体和一种重要的对流层臭氧前体物的甲烷对中国的环境和气候产生了何种影响。本章以分析中国甲烷排放的主要来源开始，相继讨论当前的甲烷排放量和未来的甲烷排放趋势预测。最后，分析讨论甲烷对人体健康、气候和作物生产等领域的切实影响。

### 4.1 中国甲烷排放的来源

排放至大气层的甲烷分为自然源和人为源。甲烷的自然源包括湿地（甲烷排放最大的自然源）、白蚁、海洋、自然沉降、火山和野火。甲烷的人为源总体来说来源于农业、能源和废弃物管理。本研究主要从自然源和人为源两个方面阐述中国的甲烷排放，《中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报》<sup>42</sup>提供了2005年的甲烷排放清单，美国环境署的相关报告（USEPA, 2012）也给出了到2030年全球人为源非二氧化碳类温室气体排放数据。需要说明的是，本报告中所引用的美国环境署相关数据并不代表中国官方数据，也很可能不被中国官方认可，其作用仅仅作为参照。

《中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报》显示，2005年中国甲烷排放总量约为930MtCO<sub>2</sub>e。对2010年中国甲烷排放预测的数据约为920MtCO<sub>2</sub>e（USEPA, 2012<sup>43</sup>; Brink 等人, 2013），相当于当年全球排放的13%左右（如图4.1a）。中国甲烷的人均排放要少于世界前两大排放国——美国和印度（Zhang 和 Chen, 2014）。中国甲烷排放主要来自于能源、农业和废弃物管理部门。此外，土地利用改变（林业用地改变）也导致了少部分甲烷的排放。图4.1b和图4.1c显示了2005年和2010年中国甲烷分部门的排放数据。各部门的排放贡献讨论如下。

---

<sup>42</sup> 参见: <http://www.ccchina.gov.cn/archiver/ccchinaen/UpFile/Files/Default/20130218145208096785.pdf>

<sup>43</sup> USEPA 发布的2010年到2030年预测值是根据中国基于活动数据和默认系数值计算并公布的2005年数据估算得到的。预测计算方法采用了IPCC默认方法学、国际数据以及IPCC Tier 1默认排放系数，对经济活动、技术发展和减排措施的实施都做了一系列假设。更具体的细节可以参考:

<http://www.epa.gov/climatechange/EPAactivities/economics/nonco2projections.html>

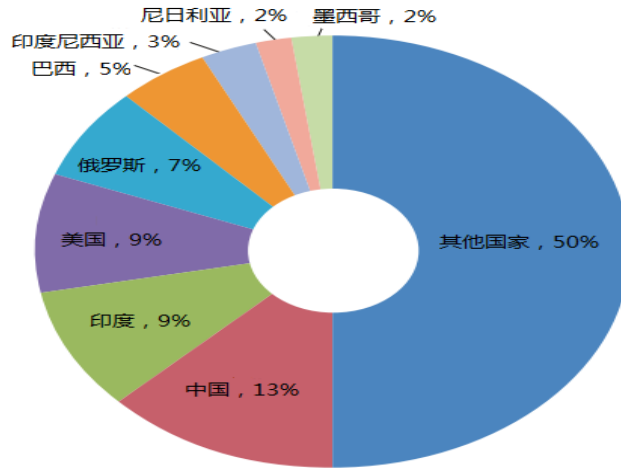


图 4.1a 2010 年全球甲烷排放  
数据来源: Brink 等人, 2013

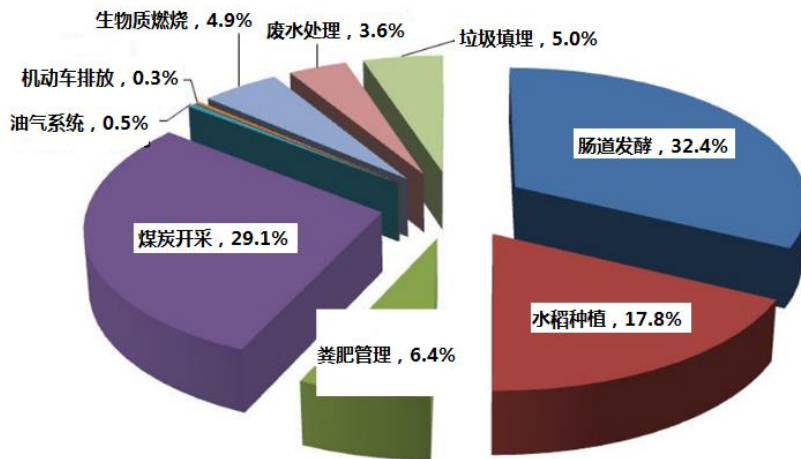


图 4.1b 2005 年中国甲烷分部门排放  
数据来源: 《中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报》

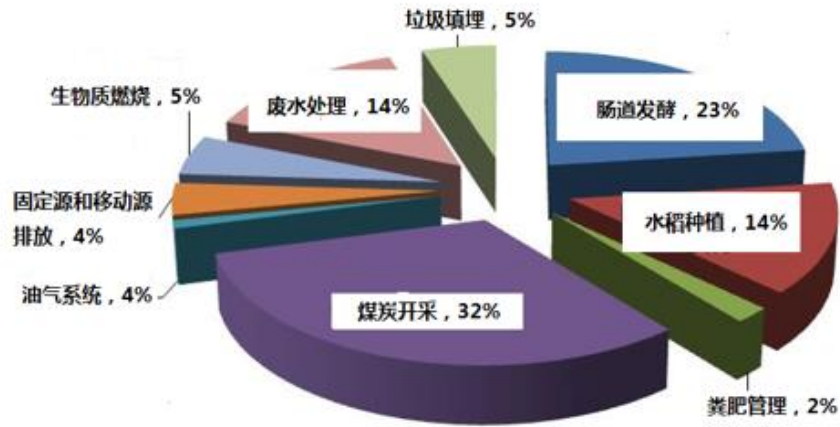


图 4.1c 2010 年中国甲烷分部门排放

数据来源：Brink 等人, 2013

## 能源

根据《中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报》，2005 年中国能源部门的甲烷排放约为 320 MtCO<sub>2e</sub>。根据美国环保署（2012）基于 2005 年甲烷排放数据的预测，2010 年该数据约为 383.3MtCO<sub>2e</sub>。2010 年的这个数据占当年中国甲烷排放总量的 41.6%，能源部门成为当年中国甲烷最大的排放源。能源部门的甲烷排放主要来自煤矿生产（煤矿瓦斯，CMM）<sup>44</sup>、石油和天然气生产<sup>45</sup>，以及化石燃料燃烧（包括固定源和移动源）等领域<sup>46</sup>，还包括以生物质作为能源的燃烧。2010 年，中国能源部门的甲烷排放主要来自煤矿生产（295.5 MtCO<sub>2e</sub>; 32%），其次来自生物质燃烧（48.5 MtCO<sub>2e</sub>; 5.3%），再次来自固定源和移动源的排放（35.1 MtCO<sub>2e</sub>; 3.8%），最后是来自石油和天然气生产（4.2 MtCO<sub>2e</sub>; 0.5%）。另外，Zhang 和 Chen（2014）估算的 2007 年甲烷排放数据显示，能源相关活动对中国甲烷排放总量的贡献率约达 45.3%，其中煤矿生产占到约 38.3%，生物质燃烧和石油/天然气生产分别占到 5.3%和 1.6%。

## 农业

《中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报》中报告的2005年中国农业甲烷排放

<sup>44</sup> 煤矿甲烷，是非传统天然气之一，存在于煤层中，甲烷是其主要成分。煤矿开采活动能导致煤矿瓦斯的泄漏。中国煤矿活动的甲烷排放主要包括通风口未被利用的气体和无组织排放。

<sup>45</sup> 油气生产过程中，甲烷排放来自通风口排放、无组织排放和传输管道的泄漏。

<sup>46</sup> 固定源和移动源的化石燃料不完全燃烧会导致甲烷排放。

约为530 MtCO<sub>2e</sub>，其中来自动物肠道发酵<sup>47</sup>、水稻种植<sup>48</sup>、家畜粪便/废弃物管理<sup>49</sup>的甲烷排放分别约为14.4 Tg、7.9 Tg 和2.9 Tg。农业部门也是其它温室气体，如氧化亚氮的主要来源（如表4.1）。2010年，农业部门的甲烷排放约358.2 MtCO<sub>2e</sub>，占中国甲烷排放总量的38.9%，成为中国甲烷排放的第二大排放源（USEPA, 2012）。与2005年一样，肠道发酵是2010年中国甲烷排放最大的来源。2010年中国来自肠道发酵、水稻种植、粪便管理和生物质燃烧（作物秸秆燃烧）<sup>50</sup>的甲烷排放分别为212.5 MtCO<sub>2e</sub>、124.6 MtCO<sub>2e</sub>、20.1 MtCO<sub>2e</sub> 和1 MtCO<sub>2e</sub>，分别相当于当年甲烷排放总量的23.1%、13.5%、2.2% 和0.1%。此外，Zhang和Chen（2010）的研究表明，2007年中国农业活动的甲烷排放约为461 MtCO<sub>2e</sub>，相当于当年甲烷排放总量的46.6%。

表 4.1 2005 年中国农业活动温室气体排放清单

部门	二氧化碳当量 (百万吨二氧化碳)	甲烷 (万吨)	氧化亚氮 (万吨)
水稻种植	166	792.6	
农用地	208		67.2
动物肠道发酵	302	1437.9	
动物粪便管理	143	286.4	26.6
<b>总量</b>	<b>819</b>	<b>2516.6</b>	<b>93.8</b>

## 废弃物

根据《中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报》，2005年中国废弃物甲烷排放约为80.2 MtCO<sub>2e</sub>，其中固体废物处理<sup>51</sup> 排放约为46.3 MtCO<sub>2e</sub>，其余的排放来自废水处理<sup>52</sup>。2010年废弃物甲烷排放约为179.1 MtCO<sub>2e</sub>（USEPA, 2012），占到当年甲烷排放总量的19.5%；废水处理（包括城市污水和工业废水处理）甲烷排放约为132.0 MtCO<sub>2e</sub>，约占当年甲烷排放总量的14.3%；城市固体废物（MSW）甲烷排放约为47.1MtCO<sub>2e</sub>，约占当年甲烷排放总量的5.1%。正如前面提到的，需注意的是USEPA 2010年的预测是根据中国政府提交给UNFCCC的2005年数据。由于对于人类活动数据如人口增长、经济增长、人均垃圾产生量、垃圾废料填埋的百分比、垃圾中可降解有机碳、氧化系数以及最终排放系数等都做了假设，因此该预测结果不是十分精确，存在不确定性。除经济和人口增长之外，

<sup>47</sup> 肠道发酵是反刍动物消化系统的自然反应，食物在这个过程中被微生物分解，变成足够小的颗粒，被动物吸收。甲烷是这个过程的伴生物。

<sup>48</sup> 甲烷是灌溉水稻过程的自然产物，水稻种植所提供的温暖和饱含水分的土壤环境给微生物分解有机物提供了良好环境，甲烷是其伴生物。

<sup>49</sup> 动物垃圾和粪便的厌氧发酵会产生甲烷。

<sup>50</sup> 林地、草地和农业秸秆的不完全燃烧会产生甲烷。

<sup>51</sup> 城市固体废物填埋过程中的有机物厌氧分解会产生甲烷，如果不加以收集和利用便会排放到大气中。

<sup>52</sup> 居民污水和工业废水的处理过程中有机物的厌氧发酵会产生甲烷。

其他多种因素对废物处理和管理过程的潜在影响，也会降低预测结果的精确程度。根据 Zhang 和 Chen (2014) 的研究，2007年中国城市固体废物甲烷排放约占当年甲烷排放总量的14%，主要来源包括城市固体废物填埋、工业废水和城市污水，这几种排放源的甲烷排放分别占到当年中国甲烷排放总量的8.2%、4.1%和1.5%<sup>53</sup>。

值得注意的是，基于2010年的估算，经过排放源细分，煤炭开采、肠道发酵、水稻种植和污水处理成为中国甲烷排放的主要来源，共占到中国甲烷排放总量的83%，其中煤炭开采的甲烷排放占比最大。

## 4.2 中国甲烷排放趋势

图4.2和图4.3分别显示了中国甲烷的排放趋势和分部门的排放趋势（数据来源于美国环保署，2012）。可以看出，中国的甲烷排放在过去的20年间基本上持续增长，但是自2005年左右增速开始放缓。甲烷排放的增长可以归因于中国的人口基数大且增速快，并且包括能源、食品和废弃物管理等领域的经济活动也会随着人口的增长而增长，这些都对甲烷排放量的增长产生贡献。

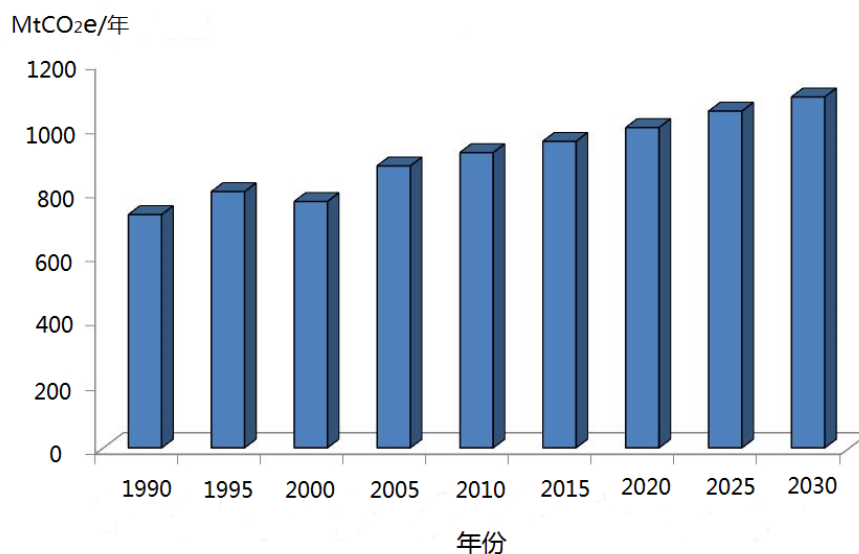


图 4.2 中国甲烷排放总量的趋势和预测，1990-2030 年

数据来源：美国环保署（2012）

<sup>53</sup> Zhang 和 Chen (2014) 是采用 IPCC Tier 1 方法学和从中国城市建设统计年鉴获得的废物处置数据来估算 2007 年废物垃圾处理过程中的甲烷排放。计算公式为  $E = MSWT \times MCF \times DOC \times DOCF \times F \times 16/12$ ，其中 E 是填埋甲烷排放，MSWT 是填埋处理的垃圾总量，MCF 是基于填埋方法和深度的甲烷修正系数，DOC 是垃圾中可降解有机碳的比例，DOCF 是总的 DOC 中实际降解的比例，F 是填埋气体中甲烷的比例（默认值是 0.5），16/12 是转化系数（甲烷/碳）。更具体的计算细节可参考文章。

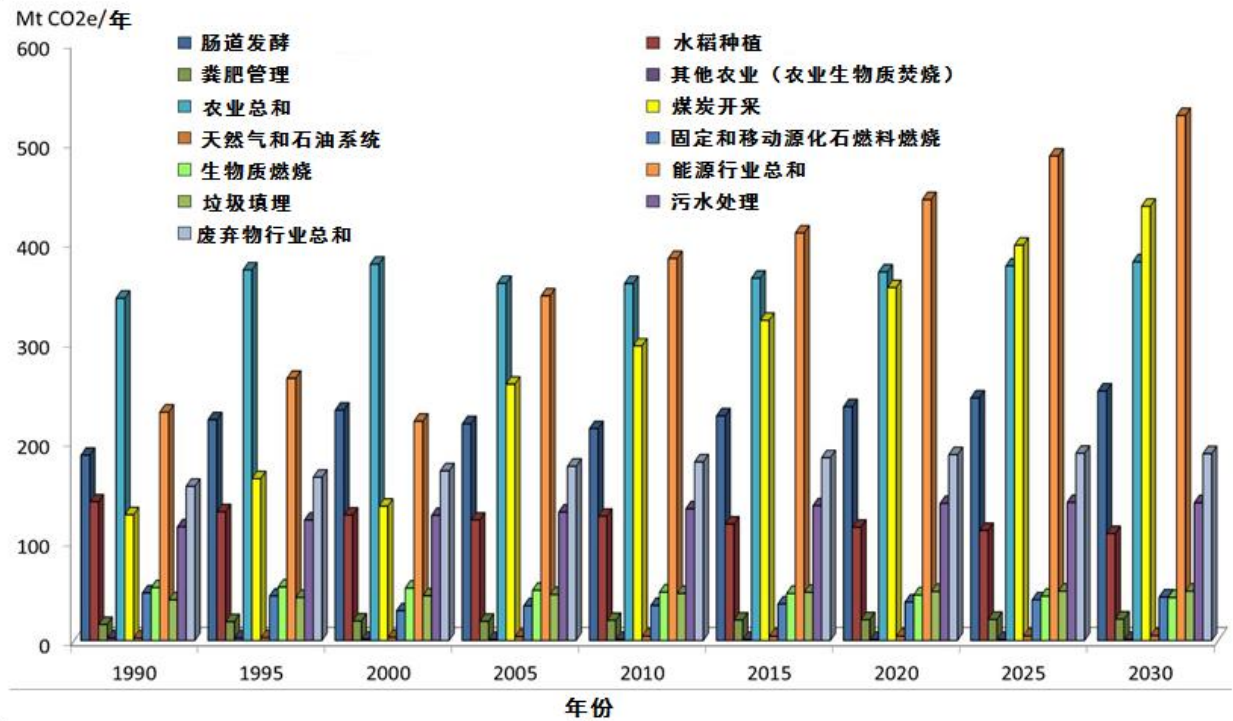


图 4.3 中国甲烷分部门排放趋势和预测，1990-2030 年  
数据来源：美国环保署（2012）

细分到不同部门的排放源就能很好解释中国甲烷排放的趋势。如图4.3，农业部门的甲烷排放自2005年以来基本趋于平稳，但是废弃物管理领域的甲烷排放自1990年以来就持续增长，这主要归因于人口的增长和生活水平的提高。自2000年以来，能源部门的甲烷排放也逐年增加。Zhang等人（2014）的研究发现能源领域的甲烷排放总量在1980年至2007年间增长了3倍，年均增长率达到4.7%。研究者将这种能源领域甲烷排放的增长归因于2000年以来中国煤炭产量的增加，2007年中国煤炭产出增至27亿吨，较1990年增加了17亿吨的产量。

必须注意的是，一直以来中国都是煤矿瓦斯抽采利用技术的引领者和示范者（Brink等人, 2013）。自2005年始，中国的煤矿瓦斯抽采和利用技术都得到了有关政策的激励，煤矿瓦斯产量快速增加。2005年，中国国家煤矿瓦斯产量约为22亿m<sup>3</sup>，这一数据到2013年增至126亿m<sup>3</sup>，是2005年水平的近6倍。根据Brink等人（2013）的研究，中国的煤矿瓦斯气体抽采和利用率显著提高。2009年，中国主持了全球96项煤矿瓦斯抽采项目中的40项之多(Higashi, 2009)，其中，位于寺河煤矿的山西晋城电力项目装机容量达到120MW（OECD/IEA, 2009）。尽管如此，中国的甲烷排放还在增加，但是需要认识到，如果没有如此大规模的煤矿瓦斯减排行动，中国的甲烷排放增长率还将更大。

### 4.3 中国甲烷排放预测

正如黑碳一样，中国甲烷的排放清单、趋势和预测相关的研究也非常少，相关数据不足以提供充分的决策信息。如下综述了为数不多的对中国甲烷未来排放预测的研究成果，主要来自于美国环保署（2012）的研究报告。

图4.3显示，到2030年，中国甲烷排放总量会在2010年基础上增长18%，从930 MtCO<sub>2e</sub> 增加到1100 MtCO<sub>2e</sub> 左右。Hoglund-Isaksson等人（2012）的预测显示到2030年中国甲烷排放总量与此数据接近。还有研究显示，到2030年全球甲烷排放预计增加25%（UNEP/WMO 2011）。据此项预测，中国能源部门是未来中国甲烷排放增长的主要来源，到2030年将会在2010年基础上增长37%，其中能源部门，特别是煤矿开采活动中排放的甲烷增长率最大，为47%；其次是固定源和移动源燃烧和石油/天然气燃烧，增长率分别约为24%和11%；相反，作为能源使用的生物质燃烧所排放的甲烷将在2010年基础上减少11%。

此项预测还显示，到2030年，中国农业部门的甲烷排放总量预计相较于2010年水平仅会增长6%。其中，肠道发酵作为主要排放源，其2030年排放将在2010年基础上增加18%；其次是动物粪便/废弃物管理，约增长7%；有趣的是，水稻种植所排放的甲烷到2030年将会在2010年基础上降低约14%。

废弃物部门的排放增长率预测约为5%，其中城市固体废物填埋和废水处理的增长率等重。

### 4.4 甲烷对中国的影响

甲烷是一种增温潜势很高的温室气体，也是人为导致气候变化的主要贡献者之一。此外，尽管甲烷不是直接的空气污染物，但作为对流层臭氧（另一种重要的温室气体和空气污染物）的前体物，甲烷也能够对人体健康、农业等造成不利影响。这部分的内容讨论了甲烷如何在这些领域对中国产生影响。

#### 4.4.1 甲烷对中国人体健康和作物生产的影响

如上所述，甲烷是一种重要的对流层臭氧前体物，对人体健康、作物生长和生态系统都会形成负面影响。通过风的传播，对流层臭氧污染能够传播到距离其前体物排放地几千公里以外的地方<sup>54</sup>。然而，如 2.4 节中所述，本报告不细究中国由甲烷、氮氧化物、非甲烷挥发性有机物和一氧化碳等前体物排放所直接导致的臭氧浓度增加的确切数值，本报告更多关注对流层臭氧（近地臭氧）浓度的增加所带来的人体健康和作物生产影响。

---

<sup>54</sup> 参见: <http://www3.cec.org/islandora/en/item/986-north-american-mosaic-overview-key-environmental-issues-en.pdf>



有研究显示，对流层臭氧能够直接导致肺功能降低、支气管炎恶化、肺气肿和哮喘的发病、诱发慢性肺炎，以及提高呼吸系统疾病的致死率（Devlin 等人, 1991; Touloumi 等人, 1997; Bell 等人, 2005; Royal Society, 2008; Jerrett 等人, 2009; USEPA, 2009; Dennekamp, 2010）。

在中国，专门关于对流层臭氧对人体健康影响的研究非常稀少。为数不多的研究显示，在中国，臭氧对人体健康形成负面影响。如 Zhang 等人（2006）的研究显示随着臭氧浓度的增加，2004 年上海地区的每日死亡人口增加 119 例，在 2001 年基础上上升了 0.45%。这项研究还显示每日死亡人口几乎平均分布于男性（53%）和女性（47%）之间；从年龄分布上来看，老年人受影响更大，约占 84%，4 岁以上的儿童几乎不受影响（0.3%）。另一项 Yang 等人（2012）完成的研究显示，对流层臭氧浓度的增加，使苏州地区夏季和冬季心血管疾病致死率分别增加了 1.62%和 6.15%。从这些有限的研究中可以看出，关于对流层臭氧如何影响中国人体健康，仍需要加大研究力度。

对流层臭氧对陆生植物的影响是为人熟知的。臭氧能够导致作物减产，对树木的生长和碳汇形成负面影响（Royal Society, 2008）。有几篇文章强调了臭氧对中国作物产量的影响。如 Wang 和 Mauzerall（2004）的研究显示，1990 年，在中国、日本和韩国，随着臭氧浓度的升高，小麦、水稻和玉米的减产率约为 1-9%，而大豆的减产率能够高达 23-27%，这种影响仅在中国就造成了高达 35 亿美元的经济损失。此项研究还进一步预测了在不受政策干预的常规情境下，未来此项损失将在 1990 年基础上增加 82%；Liu 等人（2009）的一项研究估测，1990 年到 1995 年，重庆地区臭氧排放导致的水稻减产率（RYL）约为 1.1-5.8%，这一数据到 2020 年将增至 10.8%；同期，该地区冬小麦的减产率约为 0.2-9.8%，到 2020 年将增至 12.0%；到 2020 年，中国长三角地区的水稻和冬小麦的减产率据预测分别为 9.2%和 8.4%；另一项由 Van Dingenen 等人（2009）完成的研究显示，由于臭氧浓度的增加，2000 年中国小麦、水稻、玉米和大豆的减产率分别为 19.0%、3.9%、4.7% 和 11.4%，相当于经济损失 30-55 亿美元，显著消减了中国当年国内生产总值的增长率。

#### 4.4.2 甲烷对气候变化的影响

甲烷对气候有直接影响，是受《联合国气候变化框架公约》及其《京都议定书》管控的温室气体之一。由于人类活动，1750 年至 2011 年，大气层中的甲烷浓度上升到 1803ppb，超过了工业化之前浓度水平约 1.5 倍（IPCC, 2013）。大气层中甲烷浓度的增加使其成为继二氧化碳之后第二大温室气体，其辐射强迫值约为  $0.48 \pm 0.05 \text{ Wm}^{-2}$ （IPCC, 2013）<sup>55</sup>。如前所述，甲烷还是对流层臭氧形成的重要前体物之一，而对流层臭氧本身也是一种重要的温室气体，由臭氧浓度改变导致的辐射强迫据测约为  $0.35 \text{ Wm}^{-2}$ （UNEP/WMO, 2011）。更有有力证据显示对流层臭氧（特别是近地臭氧）干扰植物机理，进而影响植物碳汇，这种影响会间接增加大气层中的二氧化碳浓度（Royal Society, 2008）。

---

<sup>55</sup> 甲烷排放导致的辐射强迫总量，包括甲烷导致的相关臭氧、水和二氧化碳的辐射强迫，约为  $0.97 \text{ Wm}^{-2}$ 。

由于甲烷在大气中的寿命约为 12-17 年，远短于二氧化碳（约为 100 年甚至更多）等长寿命温室气体，甲烷浓度的减少对减缓全球增温的反馈更快（详见 UNEP/WMO, 2011）。

#### 4.4.3 甲烷对中国煤矿安全的影响

甲烷尽管并非有毒物质，却极易燃烧，与空气混合浓度达到 5%左右时将形成易爆混合物（Dikshith, 2013）。煤矿开采活动过程中的甲烷排放是中国该领域的一大安全隐患，也成为很多煤矿安全事故的第一大诱因。例如 2009 年山西省某煤矿甲烷爆炸致死 78 人，2013 年贵州某煤矿煤与瓦斯突出致死 7 人。相关研究报告显示，易燃气体导致的煤矿爆炸是中国 2006 年到 2010 年间矿难致死的重要原因，贡献率约为 27.1%，致死人数约达 4559 人。由此可见，中国煤矿瓦斯的回收和利用是关乎煤矿安全的战略性措施（OECD/IEA, 2009）。

#### 4.5 甲烷减排的潜在领域

通过分析中国甲烷排放的清单、趋势和预测数据，减排甲烷在很多领域都有较大潜力。考虑到甲烷作为臭氧形成的前体物对人体健康和作物产量的影响，以及煤矿瓦斯造成的严重安全隐患，有必要对其各排放领域加大减排行动力度。然而，为了甲烷减排的成本收益最大化，还是要根据其排放现状和趋势预测，识别出最具潜力的甲烷减排领域。如 4.1 节所述，这些领域包括煤矿开采、肠道发酵、水稻种植和污水处理。具体的黑碳和甲烷减排措施将在下面的章节中讨论。

## 第五章 减排措施

第三章和第四章分别讨论了黑碳和甲烷的排放清单、趋势和预测。本章根据前文的分析，着重讨论当前各部门的减缓措施中能够协同减排黑碳和甲烷的部分。本报告首先关注了已经在中国实施的各项措施，进而识别下一步的行动方向。本章还根据可获文献估计了未来的减排潜力。

### 5.1 黑碳的减排措施

联合国环境署和世界气象组织（2011）提出了全球黑碳减排的 9 项措施（表 5.1）。总体来看，表中所述黑碳排放措施可归类为两种，一种致力于减少化石能源使用和提高化石能源使用效率，另一种属于末端黑碳减排技术的应用措施。所有这些措施都能够通过减排黑碳提高空气质量。下文还将就中国特有的措施详加讨论。

表 5.1 UNEP/WMO（2011）黑碳减排措施

黑碳减排措施	部门
道路和非道路的柴油颗粒过滤器	交通
禁止道路和非道路高排放汽车的使用	
在做饭和取暖炉灶的使用过程中用块煤替代烟煤	民用
在发达国家用回收再造木柴替代原木在民用部门的使用	
在发展中国家用清洁的生物质燃料炉灶替换民用部门现有炉灶	
在发展中国家用清洁的生物质燃料替换民用部门当前燃料	
用霍夫曼窑和立体式旋转窑炉替代传统砖窑	工业
在发展中国家，用现代还原炉替代传统焦炉，在末端加装尾气处理装置	
禁止农业废弃物的露天燃烧	农业

#### 5.1.1 减少民用部门的黑碳排放

如第三章所述，民用部门<sup>56</sup>的黑碳排放是中国黑碳最大的排放源，占到中国黑碳排放总量的 40-48%（如图 5.1）。民用部门黑碳的高排放主要归因于较低的燃烧效率，而燃料种类和炉灶的品质较低导致了这种现状。

<sup>56</sup> 民用部门排放包括做饭和取暖过程中的燃料（煤和生物质）燃烧，但不包括城市和区域集中供暖。集中供暖被划归为工业排放。

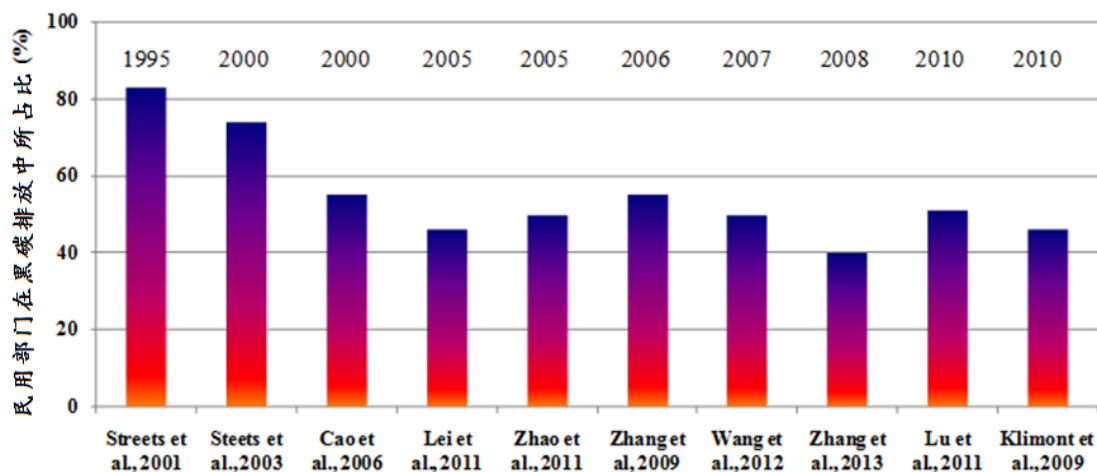


图 5.1 中国民用部门的黑碳排放占比

在中国农村和城市郊区，人们普遍用煤作为燃料来取暖和烹饪，只有很少一部分人使用生物质燃料。他们所使用的炉具完全没有除尘设备。即使在北京，市政府致力于消减煤炭的使用，在郊区和农村的很多平房地区，煤炭的消费量还是居高不下。2013 年这部分煤炭消费总量仍接近 400 万吨，相当于北京煤炭消费总量的 17%<sup>57</sup>。在农村和郊区，只有很少一部分人用电和天然气作为燃料，不过这部分人的比例正在增加。很多煤炭使用者都在用砖煤，但是用简易的炉具（如图 5.2）和低质煤块（块煤）的现象还是很普遍（Wang 等人, 2012a）。



图 5.2 简易块煤炉

照片来源：支国瑞

在居民家庭生活中减排黑碳面临的挑战可分为三个方面：第一，满足更清洁能源的需求（煤炭和生物质）；第二，提高燃料燃烧效率；第三，满足燃料的可获性。相应的减排措施也聚焦于如何化解这些挑战。下文对此进行了进一步讨论。

<sup>57</sup> 参见: [http://govfile.beijing.gov.cn/Govfile/front/content/22013045\\_0.html](http://govfile.beijing.gov.cn/Govfile/front/content/22013045_0.html)

## 改装燃烧更充分的炉具

为了提高煤炭和生物质等燃料在居民烹饪和取暖过程中的燃烧效率，减少其使用量，可以对炉灶加以改造。经改造的炉灶需要的燃料量更少，黑碳的排放量也更少。中国始终积极地在炉灶改造方面推动相关措施的落实，为了扩大相关措施的影响，还需要进一步的努力（见专栏 5.1）。

## 提高煤炭与生物质燃料的清洁度

较之中等挥发性烟煤（MVB），无烟煤和某些烟煤，如低挥发性烟煤（LVB）、高挥发性烟煤（HVB）都有较低的排放因子（黑碳排放相对较低）（如图 5.3；Chen 等人, 2006；Zhi 等人, 2008）。因此，在民用部门禁止中等挥发性烟煤的使用，鼓励无烟煤、低挥发性烟煤和高挥发性烟煤的使用就能够有效降低黑碳排放。还有一项措施，即用半焦炭（兰炭）<sup>58</sup>替代烟煤，也会有效减少煤烟排放（中国国家标准, GB16171-2012）。半焦炭的使用会大大减少 PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub> 和 NO<sub>x</sub> 的排放，因此在中国北方地区的冬季取暖过程中如果能够大范围使用半焦炭，则可大大减少包括黑碳在内的污染物排放，相关研究也亟待跟进。除此之外，还可以通过将原煤转化成烟煤，并使用经过改进的炉灶来提高燃料的燃烧效率，从而促进黑碳减排。

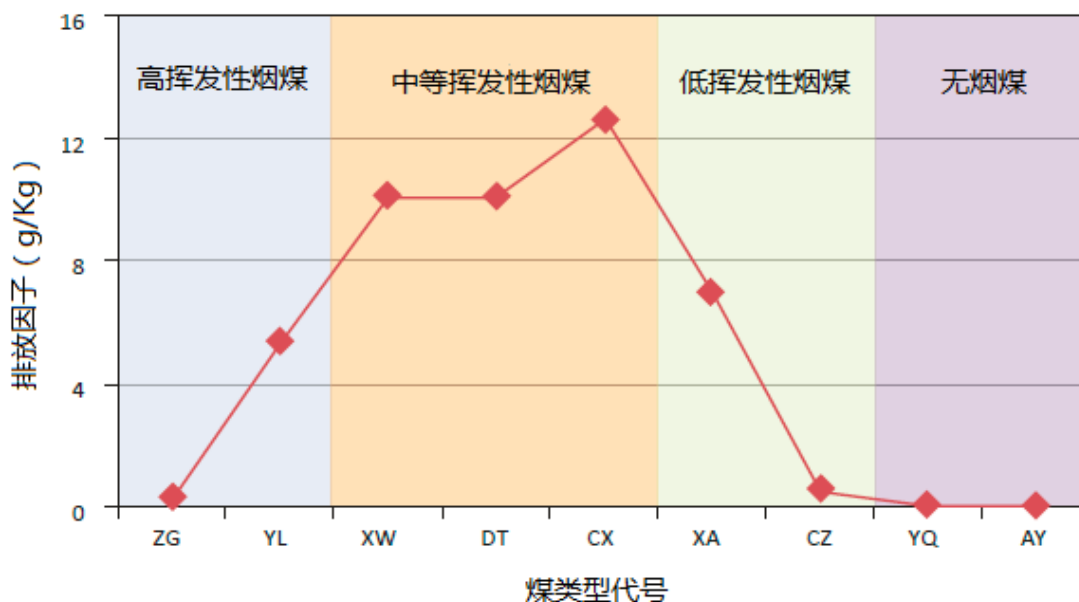


图 5.3 不同品相块煤燃烧的排放因子

资料来源：引用 Chen 等人（2006）和 Zhi 等人（2008）的相关研究数据

通过改进炉灶和提高燃料的清洁度能够显著减少黑碳的排放。Zhi 等人（2009）的研

<sup>58</sup> 半焦是不粘结煤、弱粘结煤和长焰煤在中低温（≤750 oC）条件下干燥碳化的产品（中国国家标准, GB16171-2012）。

究显示，通过在改进过的炉灶内燃烧蜂窝煤能够显著降低颗粒物、有机碳和黑碳的排放。对比措施包括使用传统简易炉灶、使用改进过的炉灶并燃烧块煤（如图 5.4 和图 5.5）。研究结论表明，中国如果能够在民用部门改进炉灶并使用蜂窝煤，能够分别减少颗粒物、有机碳和黑碳排放量的 63%、61%和 98%。此项研究还发现，通过改进措施，降低了黑碳/有机碳的排放比率，有助于减缓气候变暖；Shen 等人（2012）关于生物质（包括秸秆和木柴）的相关研究表明，通过改进炉灶并将生物质压缩成块（生物质块）能够显著减少黑碳排放。

### 在郊区和农村推广社区供暖系统

中国的冬季供暖系统是减少城市地区颗粒物污染非常有效的措施。通过使用大规模的燃烧设备，如工业燃煤锅炉等，可以保证社区供暖在通风良好、颗粒物处理完善、日常维修有保障等条件下实现黑碳的减排（Streets 等人, 2001）。在城市郊区和农村推广集中供暖有助于居民部门的黑碳减排。随着快速的城镇化，这种趋势是可以预期的，有关方面应加大力度推进相关进程。



图 5.4 关于燃煤种类和炉灶改进的研究（Zhi 等人, 2009）

照片来源：支国瑞

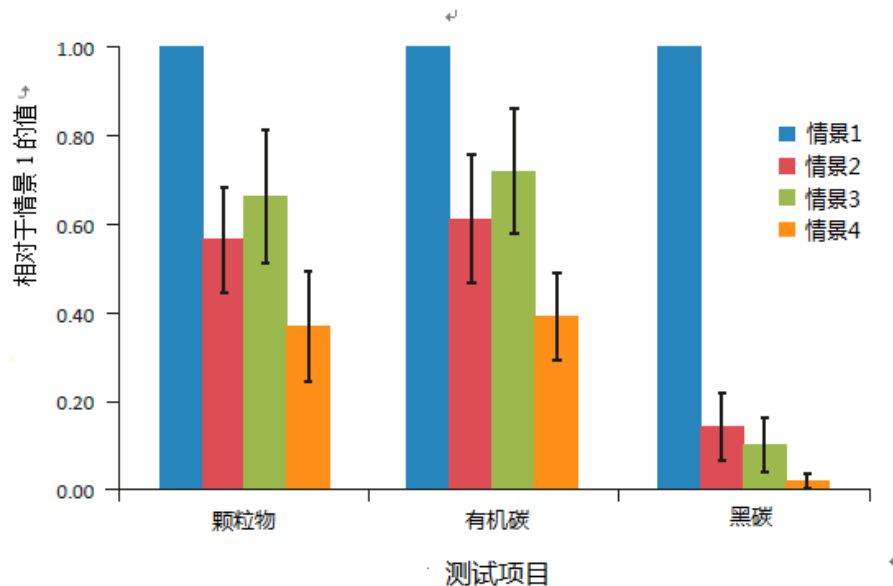


图 5.5 不同炉灶和燃煤类型的减排效果

情景 1: 块煤/简易炉灶; 情景 2: 块煤/改进炉灶; 情景 3: 蜂窝煤/简易炉灶; 情景 4: 蜂窝煤/改进炉灶  
数据来源: Zhi 等人, 2009

### 推广清洁炉灶的资金支持

中国在民用部门和工业部门都在大力推进清洁煤的使用。例如, 在新一届政府的指引下, 到 2020 年, 北京将禁止煤炭的使用<sup>59</sup>。2015 年 1 月起, 在严格限制城市用煤的珠三角、长三角、京津冀地区, 灰分超过 30%、硫分超过 1.5%的低品质煤炭进口将受到禁止<sup>60</sup>。这些政策的指向性非常明确, 对相关措施的落实也给予了足够力度的补贴。

考虑到民用部门黑碳减排的巨大空间, Chen 等人 (2009) 的报告显示, 在民用部门禁止使用中等挥发性烟煤能够减少黑碳排放约 50%。如果同时增加蜂窝煤的使用, 使其使用率从 40%增加到 80%, 黑碳的排放将会在 2000 年的基础上减少 80%。

改进炉灶的相关行动目前还存在一些阻碍 (如专栏 5.1)。世界银行 (2011) 年的报告显示, 全球范围内已经有数百万的炉灶经过了升级改造, 但是由于文化差异和资金障碍, 这些改造行动并没有推动当地居民的行为发生可持续性转变, 甚至还存在一些失败的案例 (往往是因为炉灶的使用无法持续, 实验室和初试达标的设备在实际安装使用时撑不到一年), 鉴于此, 相关炉灶改进设计和项目实施的标准还要加严。

UNEP/WMO 报告提出了四项能够实现双赢的民用部门黑碳减排措施 (如表 5.1)。本文所建议的减排措施与其区别有两条, 一是建议禁止民用部门使用中等挥发性烟煤; 二是建议在城市郊区和农村推广社区集中供暖系统。UNEP/WMO 报告指出, 即使在技术可获

<sup>59</sup> 参见: [http://www.huffingtonpost.ca/2014/08/05/beijing-coal-ban\\_n\\_5650607.html](http://www.huffingtonpost.ca/2014/08/05/beijing-coal-ban_n_5650607.html)

<sup>60</sup> 参见: <http://online.wsj.com/articles/china-coal-ban-highly-polluting-types-banned-starting-in-2015-1410852013> and <http://www.cnbc.com/id/102002818#>

的前提下，仍有必要加强实施过程的把控，这需要政府和私营部门投入持续的精力参与其中。如要获得更好的室内外空气环境质量、加大对炉灶创新和清洁炉灶推广的资金投入力度，严格执法是关键。

.....  
**专栏 5.1 成功案例和进一步行动的需求<sup>61</sup>**

中国农业部大力推动的“国家炉灶改进计划（NISP）”（Smith and Keyun, 2010）给全球改进炉灶行动树立了一个绝佳案例。根据 Smith 等人（1993）的研究，通过该项计划，中国农村地区实现了 1.29 亿炉灶的升级改造，其中 60%是对传统家庭式炉灶的替换。全球 90%的炉灶升级改造是在中国发生的。所有改造后的炉灶都有烟囱，有些还装配有人力或电力的吹风机，用以提高燃烧效率。根据 Li（2005）的研究，中国陕西的炉灶改造实现每台炉灶年节约用煤 900kg。Sinton 等人（2004）的研究发现通过该项目，中国室内空气质量得到了明显改善，但仍未达到中国国家空气质量标准。值得注意的是此项计划的主要目标并不是改进室内空气质量<sup>62</sup>（Zhang 和 Smith, 2005）。

根据气候研究所（2009）的研究，由中央政府协调（包括提供某种形式的补贴）、地方政府出资，两级政府联合推进，最终使该项目取得了成功。政府还为相关的科研、培训、产品本地化和公众宣传提供了部分资助，对缓解公众对新产品的疑虑起到了重要作用。

该项目遭遇了能否持续的问题。根据气候组织（2009）的判断，一些农户在新炉灶坏掉之后又重新用起传统炉灶，主要因为新炉灶所使用的燃料价格要明显高于煤炭和木柴的价格。

炉灶改进计划在省市两级推行得很广泛，私人部门也在相关领域起到了引领作用（气候研究所，2009）。

与此相关的新行动能否获得成功，需要吸取相关经验和教训，如新技术的适用性、新炉灶的质量标准、相关技术与资金支持等都需详尽考虑。如果中国要实现到 2020 年完成 4000 万家庭清洁高效炉灶的改造，到 2030 年淘汰所有低效炉灶的政策目标，这些因素就尤为重要<sup>63</sup>。

.....  
**5.1.2 减少工业部门的黑碳排放**

图 5.6 显示了 2007 年中国黑碳排放数据（Wang 等人, 2012b）。此图显示焦炭生产所排放的黑碳超过排放总量的一半以上，紧随其后的是制砖业、工业柴油使用和其他工业用煤。这些排放源占到中国工业源黑碳排放总量的 98%。这意味着黑碳的减排可以锁定这些排放源，详细的讨论如下。

<sup>61</sup> 部分引自 Climate Alert，系 Climate Institute 出版物: <http://climate.org/PDF/climatealertautumn2009.pdf>

<sup>62</sup> NISP 的主要目标是提高燃料使用效率，提高农民福利。参见: [http://www.cleancookstoves.org/resources\\_files/a-chinese-national-improved.pdf](http://www.cleancookstoves.org/resources_files/a-chinese-national-improved.pdf)

<sup>63</sup> 农业部 (MOA)、国家发展改革委 (NDRC) 和全球清洁炉灶联盟 (GACC) 联合主持的中国炉灶和燃料国际会议，2014 年 5 月 19-20 日。参见: [http://english.agri.gov.cn/service/ce/201405/t20140528\\_22035.htm](http://english.agri.gov.cn/service/ce/201405/t20140528_22035.htm)



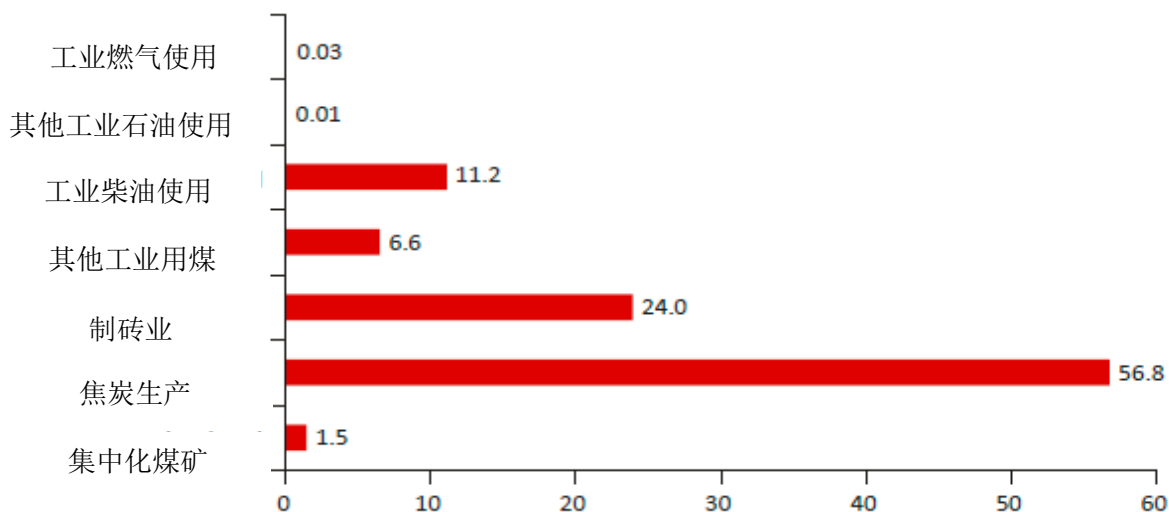


图 5.6 2007 年工业部门黑碳排放占比分布

数据来源：Wang 等人文献中析出（2012b）

## 焦炭生产

中国是世界上最大的焦炭生产国，2010 年其产量占到全球焦炭总产量的 60% 以上。中国焦炭工业的煤炭消费，紧随电力生产和制造业之后，排名第三。焦炭工业也是中国最重要的煤基化工行业，占到中国非燃料用煤的 70% 以上（Huo 等人, 2012）。

UNEP/WMO 的分析报告认为焦炭行业是能够切实减排黑碳，协同实现空气质量改善和全球气候收益的最具实效的领域。该分析报告建议“在发展中国家用现代的复原型焦炉替代传统焦炉，包括在末端加装尾气处理设施”（参见表 5.1）。Huo 等人（2012）的研究指出，中国通过大力推行淘汰落后、提高准入等工业政策，已经成功地将老旧、低效、高污染的焦炉替换成了机械化焦炉。虽如此，经过测算，2010 年炼焦行业的 PM<sub>2.5</sub> 和黑碳排放仍分别占各自总排放的 5.5% 和 14%，1990 年两项数据分别是 2.5 % 和 6%。两者贡献率的增加，一方面可能是由于 PM<sub>2.5</sub> 和黑碳的去除率不够高，另一方面也可能是虽然两者去除率够高但用于焦炭生产的煤的总用量是增加的。此项研究建议要进一步升级改造焦炉，提高减排效率。但由于中国黑碳排放数据很少，相关的测算存在很多不确定性，结果的可信度受到影响。为了提高黑碳的减排率，中国需要进一步大力推动干熄焦<sup>64</sup>和减少细颗粒物排放等黑碳减排技术的使用。

由中国工业和信息化部签发的最新的中国炼焦行业准入标准于 2014 年 4 月正式实施<sup>65</sup>。该标准要求焦炉使用煤气清洁措施，主要包括脱硫脱硝措施，这将极大提高 PM<sub>2.5</sub> 和

<sup>64</sup> 在焦炭干燥萃取系统，红热焦炭在封闭系统中通过气环流冷却，防止了烟尘排放。热能以气体形态被收集、回收、利用。这与传统的焦化系统产生大气排放、存在能量损失不同。参见：[http://www.jcoal.or.jp/eng/cctinjapan/2\\_3A5.pdf](http://www.jcoal.or.jp/eng/cctinjapan/2_3A5.pdf)

<sup>65</sup> 参见：<http://www.miit.gov.cn/n11293472/n11293832/n11293907/n11368223/15919529.html>

黑碳的减排效率。还要考虑硫酸盐的降温效应，大规模脱硫可能减低气候效益（参见 3.4.2）。此外，脱硫还将带来人体健康和生态健康的收益，脱硫技术的渗透效应会与黑碳和其他 SLCPs 减排带来的气候效应协同发挥作用。

## 砖窑

中国是最大的产砖国，拥有制砖企业超过 70000 家。中国每年砖产量 7000- 10000 亿块，每年煤炭消费量达到 1 亿吨（Baum, 2010; Murray 等人, 2010）。尽管中国约 90%的砖都产于高效砖窑（Baum, 2010; Schmidt, 2013），还是有一部分小规模的企业在使用黑碳排放很高的环形制砖窑，相关的生产工艺、设备和技术都相对落后。据估计，2010 年中国砖窑的烟尘和二氧化硫排放分别为 916 Kt 和 1770 Kt，分别相当于各自总排放的 11.0% 和 8.1%<sup>66</sup>。

UNEP/WMO 报告建议“用立窑和小型霍夫曼窑替代传统砖窑”（如表 5.1）。为了满足中国污染治理的目标，相关的措施还需要加强，用现代隧道窑代替小型环形窑。除了减排黑碳，这项措施还能够提高能源和资源的使用效率实现更大的附加值。目前，隧道窑在中国的普及率并不高（Luo, 2009），如要推进需要克服资金和技术障碍，降低成本、增加资金投入和技术信息共享。

在工艺尾端安装静电除尘器和纤维过滤设备能够有效减少 PM<sub>2.5</sub> 的排放，也就能有效地实现黑碳减排。电力部门为相关措施的推进提供了很好的案例（见专栏 5.2）。

作为最大的发展中国家，中国正在大力推行全行业的“节能减排”行动<sup>67</sup>。中国制砖行业的相关行动不能止步于窑炉替代和末端除尘，还要加严相关排放标准。根据 2013 年 5 月中国砖瓦工业协会（CBTIA）发布的报告显示，在新兴战略性行业相关政策的指引下，中国会在大规模的砖瓦工业企业和集团中大力引进新设备、新技术和新的工艺标准<sup>68</sup>。

### 专栏 5.2 中国电厂的空气污染管控：经验与教训

如 3.1 中所述，电厂对中国黑碳排放的贡献最小。低排放反映了中国政府在节能减排领域的大力举措。这些政策目标的初衷往往锁定如烟尘、硫化物等其它空气污染物，可喜的是，这些措施显著地协同实现了电力部门的黑碳减排。如果没有这些措施，燃煤电厂将成为中国黑碳排放的最大来源。

这些措施中有一条是末端除尘技术。这些技术的除尘效率日趋稳定，特别是最先进的纤维除尘效果更好（如表 5.2）。这种逐渐提高的除尘效率为实现颗粒物和黑碳的减排提供了有效保障。

同时，中国还将继续推出更严格的火电厂空气污染物排放标准，也为未来黑碳减排提供了很好的契机。最新的火电厂空气污染物排放标准（GB13223-2011）在大部分地区设置的颗粒物排放限值为 30mg/m<sup>3</sup>，在重点地区还设置了特别排放限值 20mg/m<sup>3</sup>。

<sup>66</sup> 参见: [http://www.cenews.com.cn/xwhy/201309/t20130917\\_747706.html](http://www.cenews.com.cn/xwhy/201309/t20130917_747706.html)

<sup>67</sup> 参见: <http://www.china-un.org/eng/zt/sdreng/P020120608816288649663.pdf>

<sup>68</sup> 参见: <http://www.brick-tile.com/news/show-1774.html>

表 5.2 颗粒物控制技术的效率对比

除尘技术	>PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5-10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
风力除尘	90	70	10
湿法除尘	99	90	50
静电除尘	99.5	98	93
纤维除尘	99.9	99.5	99

资料来源：Lei 等人, 2011

除了除尘措施，在过去的十年间，中国还大力推行了工业尾气脱硫脱硝措施。除尘措施能够有效减排黑碳，有利于减缓全球变暖；而脱硫脱硝措施却有抵消减缓气候变暖的效应（IPCC, 2013）。一些科学家认为未来全球温度还能实现 10 年左右的平稳期（1998-2008），前提是中国火电厂的煤炭消费翻倍、二氧化硫排放显著增加（Kaufmann 等人, 2011）。如果这个假设成立，中国火电行业现行的脱硫脱硝政策将不利于减缓全球气候变化。减少二氧化硫的排放能够提高空气质量，减少环境对人体健康的负面影响。如此看来，在筛选黑碳减排措施的过程中要充分考虑到脱硫措施的气候效应。如果要将各项措施的气候效应最大化，需要在减排二氧化硫、黑碳和其它 SLCPs 中进行平衡。

### 工业柴油和其他工业用煤

工业柴油的黑碳排放主要来自重型柴油发动机（用于非道路设备），相关减排措施将在下文 5.1.3 中详加讨论。其他工业领域的黑碳排放源包括工业锅炉、燃煤锅炉、小型熔炉，以及水泥、钢铁生产工艺过程等。这些领域的黑碳减排措施包括燃料转换、清洁化能源利用、优化燃烧工艺、加装末端设施（如风力除尘、静电除尘、湿法除尘、纤维除尘等）（CLRTAP, 2012）。新一届政府于 2015 年 1 月开始限制灰分高于 30%、硫分高于 1.5% 的煤炭使用<sup>69</sup>，这给未来燃料转换和燃料清洁度提高提供了很好的政策支持。但是，正如在焦炉案例中遇到的情况一样，能源的清洁化利用会消减减排黑碳带来的气候收益，如果要将各项措施的气候效应最大化，需要在减排二氧化硫、黑碳和其它 SLCPs 中进行平衡。

#### 5.1.3 减少交通部门的黑碳排放

机动车排放成为了中国空气污染的重要来源之一。根据中国环保部的报告，2012 年

<sup>69</sup> 参见: <http://online.wsj.com/articles/china-coal-ban-highly-polluting-types-banned-starting-in-2015-1410852013> 和 <http://www.cnbc.com/id/102002818#>.

中国机动车保有量达到了2.44亿辆<sup>70</sup>。柴油发动机是中国移动源黑碳排放主要来源（Wang 等人, 2012a 和 2012b）<sup>71</sup>（如图 5.7）。

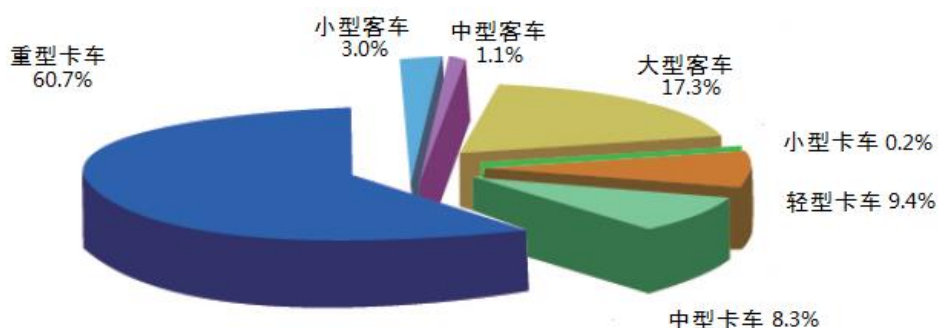


图 5.7 不同机动车类型的颗粒物排放比较  
资料来源：中国机动车污染防治年度报告（2013）

中国非道路移动设备的增长情况也非常显著，而相关的管制标准相对较低。同时，由于柴油质量差、工作环境不稳定等原因，这个部门的排放管理很难实现源头追溯。有研究显示，非道路移动设备的柴油使用量占到中国柴油消费总量的 49%左右（Dongling 等人, 2013），相关的颗粒物排放超过了机动车颗粒物排放的总量（Qiang 等人, 2006）。

减排移动源黑碳可以聚焦重型卡车、大型客车和非道路移动设备。本文所建议的措施与 UNEP/WMO 报告中的建议相吻合，下文还将详加讨论。

### 新机动车和非道路移动设备的排放管理

目前中国正在执行重型柴油发动机国 IV 排放标准<sup>72</sup>。从国 III 升级到国 IV，中国的柴油发动机颗粒物排放标准从 0.1g/kWh 提高到 0.02g/kWh<sup>73</sup>，下降率达到 80%，相当于减排 4-5 万吨黑碳。<sup>74</sup>中国的重型柴油车排放标准还是落后于欧美等国水平的。中国国 V 标准（相当于欧 V 水平）的实施时间被推迟到 2018 年（Shao 等人, 2014）。而国 VI（相当于欧 VI 水平）的实施尚无明确的时间表。Shao 等人（2014）的成本收益分析表明国 V 标准不足以支撑广东实现黑碳减排的长期目标，需要尽快实施国 VI 标准。此项研究还指出，尽快实施国 VI 标准将会提高社会健康收益，抵消掉政策的执行成本后，仅在 2015 年当年就能够实现净收益 14 亿元人民币。由此可见，有必要从快从严出台新的排放标准。

对于非道路移动设备，中国仍在执行第 II 阶段排放标准<sup>75</sup>，欧盟和美国都已经在执行

<sup>70</sup> 环境保护部. 中国机动车污染防治年报, 2013.

<sup>71</sup> 同上.

<sup>72</sup> 来源: GB 17691-2005 Limits and measurement methods for exhaust pollutants from compression ignition and gas fuelled positive ignition engines of vehicles (III, IV, V).

<sup>73</sup> 来源: GB17691-2005: Compression Ignition Engines, Gas Ignition Engines and the Exhaust Gas Emission Limits and Measurement Methods (China III, IV, V).

<sup>74</sup> 数据根据中国国家统计局相关数据测算.

<sup>75</sup> SEPA, GB 20891-2007, Limits and measurement methods for exhaust pollutants from diesel engines of non-road mobile

第 IV 阶段排放标准。中国与欧美在排放标准水平上还存在较大差距。因此，中国如要大力减排黑碳，还要尽快使其非道路移动设备的排放标准达到国际领先水平。

### **控制正在使用的重型柴油车的黑碳排放**

加速老旧、高排放机动车的淘汰和升级是一项减少移动源黑碳排放的重要举措。中国国务院颁布的《大气污染防治行动计划》要求到 2017 年淘汰所有黄标车（2005 年之前注册的未达到国 I 排放标准的汽油车和未达到国 III 排放标准的柴油车——总量约为 1450 万辆）<sup>76</sup>。2012 年黄标车的颗粒物排放约为 48.5 万吨<sup>77</sup>，到 2017 年这项行动计划能够实现 78% 的黑碳减排<sup>78</sup>。

一项有效减排柴油车黑碳排放的措施是在柴油车尾气管上加装壁流式柴油微粒过滤器（DPF）。DPF 能够非常有效地减少柴油发动机的颗粒物和黑碳排放，减排率分别能够达到 85% 和 90%。目前中国大部分机动车，包括新置重型机动车（由于颗粒物排放标准要低于欧盟水平）都没有安装尾气过滤装置。在中国 DPF 是一种新型技术，其推广存在一定的资金障碍。在中国当前气候条件下，关于 DPF 的运行效果、效率、可靠性和成本效率等方面的分析和研究还需进一步加强。因此，国家和地方都需要加强行动提高公众接受度，促成 DPF 技术的进一步推广。

改进重型卡车的操作方式也有助于减少黑碳排放。广东省实施了“绿色货运”计划，致力于提高货运服务的效率，同时减少燃料消费。相关措施包括选择使用节能发动机、抗震轮胎以及风阻较小的配件等。此外，为了提高货运效率，当地还建立了一个公共货运信息共享平台<sup>79</sup>。虽然没有可获的量化数据，这项措施被认为有效地减少了黑碳排放。

中国正在执行一项名为“汽车检测与维修（I/M）”的计划，旨在将汽车的运行效果维持在最佳排放水平。全国受检测车辆约占 50%，在北京、天津、重庆和青岛等城市地区，受检测车辆占比超过 80%<sup>80</sup>，但减排量的量化数据仍不可获。支撑 I/M 计划的其它技术，如遥感技术等已经在北京、山东和辽宁等地开始试点示范。

### **通过燃料和能源转换减少重型机动车的黑碳排放**

通过提高油品质量能够有效降低柴油机动车的颗粒物排放水平，特别是降低燃料的含硫率效果最为显著。清洁的燃料中烯烃和芳香烃的含量较低，颗粒物和黑碳的排放较少。如果使用低硫柴油，还能为更多先进的减排技术提供前提条件，如被动再生 DPF 技术等。

---

machinery (I, II).

<sup>76</sup> 参见: <http://www.reuters.com/article/2014/05/26/us-china-pollution-idUSKBN0E60AN20140526>

<sup>77</sup> 环保部.《2013 年中国机动车污染防治年报》.

<sup>78</sup> 约 78% 的颗粒物排放来自机动车，其中 65% 左右是黑碳。因此能减排 315000 吨黑碳，代表了来自机动车 78% 以上的黑碳排放。

<sup>79</sup> 参见: <http://cleanairinitiative.org/portal/taxonomy/term/1866>

<sup>80</sup> 《2013 年中国机动车污染防治年报》.

目前中国的柴油含硫量限值为 350ppm。《大气污染防治行动计划》中规定，截止 2014 年底，要在全国推行国 IV 标准（含硫率 $\leq 50$ ppm）。到 2015 年底，中国主要城市将推行汽油和柴油的国 V 标准（含硫率 $\leq 10$ ppm），到 2017 年这两项标准会在全国推行，届时便能达到欧美水平。据估计，这项措施能够在中国有效减排黑碳 20%。使用低硫柴油并要求新置柴油机动车安装尾气过滤装置能够有效降低中国重型机动车的黑碳排放，到 2030 年，减排量将超过 10%（清华大学, 2010）。<sup>81</sup>

还有一项柴油机动车的黑碳排放控制技术，即使用相对清洁的能源，如天然气<sup>82</sup>。美国大规模的页岩气开发导致了天然气价格大幅度下降。中国也在开发页岩气，这使得压缩天然气（CNG）动力发动机在中国得到迅速普及。此外，通过鼓励电混汽车和电动车（EV），替代传统的黑碳排放量很高的柴油动力汽车，也能够有效减少黑碳排放。根据 2012 年底国务院印发的《节能与新能源汽车产业发展规划（2012-2020）》，到 2020 年，电动车保有量预计达到 50 万辆。

#### 5.1.4 减少生物质露天燃烧的黑碳排放

正如第三章所述，生物质燃烧对中国黑碳总排放量的贡献率达到了 4-6%，远小于 40% 的全球平均水平（Bond 等人, 2004; Bond, 2009）。其中，有约 70% 的生物质黑碳排放来自于农业生物质燃烧，而野外大火和森林大火的贡献率微乎其微（Cao 等人, 2006; Streets 等人, 2001; Wang 等人, 2012）。

中国为遏制生物质露天燃烧做出了巨大努力。环保部通过卫星监测全国范围内的每日秸秆燃烧火点分布变化（<http://hjj.mep.gov.cn/stjc/>），为禁止生物质露天燃烧相关规定的实施提供了有力的技术保障。图 5.8 是从该网站上截取的 2014 年 6 月 11 日火点分布数据。如果相关禁令能够得到严格持久的执行，大城市周围的农业秸秆燃烧将能够得到有效遏止。

---

<sup>81</sup> 数据引自清华大学研究成果。

<sup>82</sup> 然而，必须保证天然气生产系统中没有甲烷的泄漏；否则，泄漏的甲烷会导致更强的增温效应，抵消了用清洁燃料替代柴油的气候收益。

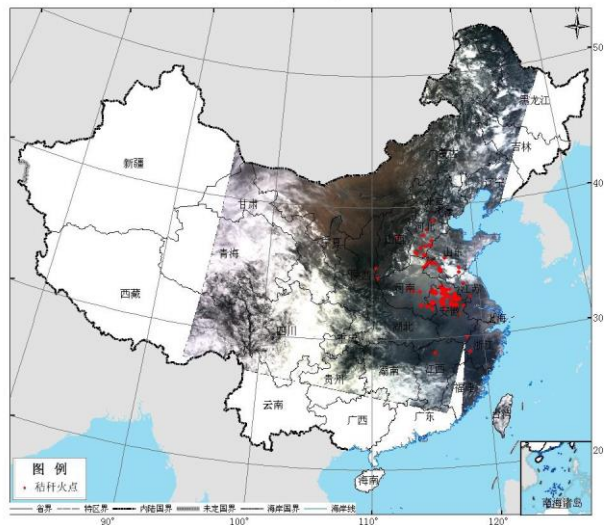


图 5.8 卫星监测秸秆燃烧火点，2014 年 6 月 11 日

来源: <http://hjj.mep.gov.cn/stjc/>

总体来说，目前有一些技术可以取代生物质的露天燃烧，从而减少黑碳的排放，具体而言包括秸秆还田、生物制煤、生物制气、生物柴油、土地深耕（将生物质深埋地下）等。需要注意的是，这些措施的有效性和可获性都需要进一步的分析。

## 5.2 甲烷的减排措施

正如第四章所述，煤矿开采活动（产生煤矿瓦斯）、农业生产（动物肠道发酵、水稻种植、牲畜粪便/废弃物管理）和废弃物管理（填埋场和废水处理）等是中国甲烷排放的主要来源。UNEP/WMO 的报告指出了全球范围内 7 种主要减排甲烷的措施（如表 5.3），下文将就中国的具体情况分析讨论甲烷的减排措施。

### 5.2.1 减少煤矿瓦斯（CMM）排放

#### *增加煤矿瓦斯的抽采量*

增加煤矿瓦斯的抽采量可以有效减少其无组织排放。2005 年至 2013 年，中国煤矿瓦斯的抽采量（煤层中抽采出的煤矿瓦斯的量）增加了约 104 亿  $m^3$ <sup>83</sup>。据报道 2010 年中国煤矿瓦斯的抽采率约为 50%<sup>84</sup>。关于如何更高效地利用中国的煤矿瓦斯还有很多可供探索的空间。

<sup>83</sup> 参见: <https://www.globalmethane.org/documents/news-item-440/3-China-060314.pdf>

<sup>84</sup> 参见: [http://www.nios.com.cn/common/files/File/13.Shengdong\\_EN.pdf](http://www.nios.com.cn/common/files/File/13.Shengdong_EN.pdf)

表 5.3 UNEP/WMO (2011) 甲烷减排措施

甲烷减排措施	部门
对煤矿通风瓦斯中的甲烷进行采矿前脱气、还原和氧化	化石燃料的开采和运输过程
油气生产过程中提高通风瓦斯的回收和利用率，减少无组织排放	
减少长距离管道运输中的气体泄漏	
对可生物降解的城市废物进行分类并加以处理和循环利用；收集填埋气并进行燃烧和利用	废弃物管理
通过气体回收和外溢控制将一次污水处理升级为二次/三次污水处理	
通过在农场对猪牛等动物粪便进行厌氧发酵控制甲烷排放	农业
对灌溉水稻进行季中排水处理	

### 提高煤矿瓦斯的利用率

如第四章所述，中国已经相当成功地抽采和利用了煤矿瓦斯，利用量也呈逐年上升趋势。2013 年煤矿瓦斯的利用量达到了 43 亿 m<sup>3</sup>。目前，煤矿瓦斯用来进行民用和工业发电。如图 5.9 所示，2013 年约有 83 亿 m<sup>3</sup>的甲烷气体未得到有效利用，相当于当年煤矿瓦斯总抽采量的 66%。因此，在所有相关部门增加煤矿瓦斯的利用量是在中国减少甲烷排放的有效措施。

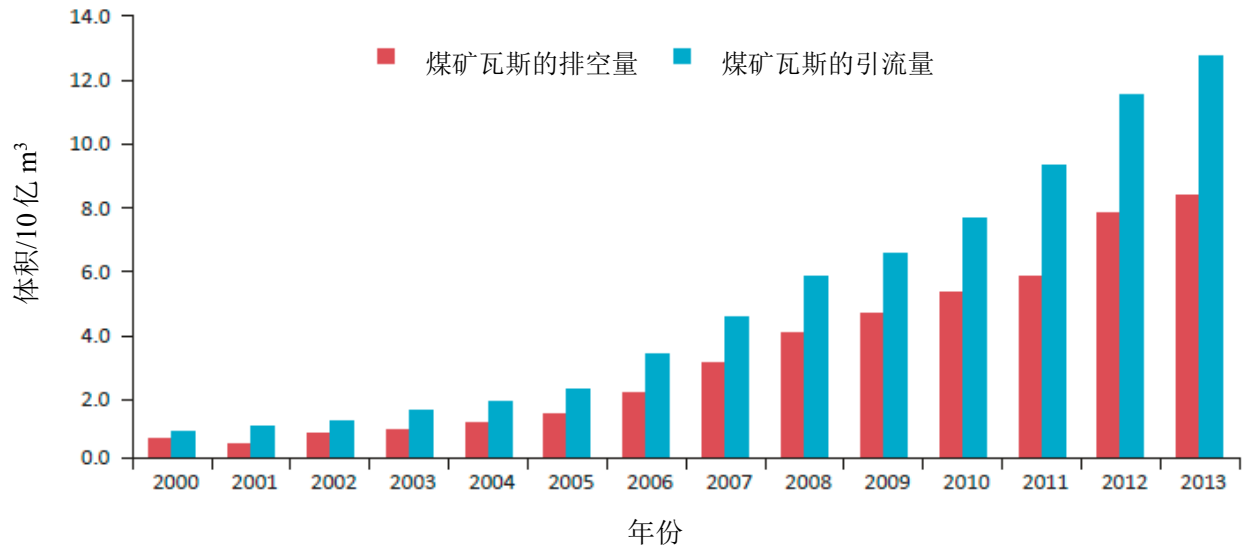


图 5.9 中国煤矿瓦斯的排空量和抽采量，2000-2013 年

资料来源：中国煤炭信息研究院



## **提高低浓度 (<30%) 煤矿瓦斯的利用率**

出于安全和经济等方面的考虑，中国天然气发电所用的甲烷都是高浓度的（甲烷含量超过 30%），浓度在 6%-25%的低浓度甲烷几乎没有得到有效利用。事实上，中国在低浓度瓦斯发电领域不乏成功案例。胜利动力机械公司成功制造了可以利用浓度为 6%的煤矿瓦斯进行发电的设备（OECD/IEA, 2009）；卡特皮勒（Caterpillar）公司也在低浓度瓦斯发电领域有所建树，他们研制推出了一套发电机组，可以利用浓度高于 10%的低浓度甲烷进行发电<sup>85</sup>。目前，还有很多低浓度甲烷利用技术尚处在工业示范阶段，包括低浓度瓦斯的净化和催化氧化发电等。低浓度甲烷的利用能够有效降低煤矿瓦斯的排放，将在“十二五”期间得到重点推广。

## **推广通风瓦斯 (VAM) 利用和煤矿瓦斯液化技术**

由于煤矿瓦斯的抽采率很低，甲烷往往从煤矿的通风管道排入到大气。这部分甲烷通常叫做通风瓦斯（VAM），其甲烷浓度小于 0.75%。风排瓦斯可以通过热氧化和催化氧化反应来供热，通风瓦斯的氧化效率可达到 97%（Yusuf 等人, 2012）。热氧化技术在中国的工业领域得到了有效利用，如郜成煤矿项目和打通煤矿项目中都有相关案例。中国可考虑在其它煤矿应用这些技术来减排甲烷。

还有一种煤矿瓦斯液化技术，在低温环境下进行低温蒸馏，分离和液化煤矿瓦斯的氧基，产生经过提纯和液化的煤层甲烷。这种方法可将煤矿瓦斯的浓度从 35-50%提高到 99.8%，得到高纯度的液化天然气。这项措施除了减少甲烷排放还有显著的安全效益，因为中国绝大部分的煤矿安全重特大事故都是煤矿瓦斯爆炸导致的<sup>86</sup>。

## **石油和天然气生产过程中的甲烷泄漏**

目前，中国油气系统泄漏的甲烷排放量很低（Brink 等人, 2013），因此本研究不深入讨论这一领域的减排措施。

### **5.2.2 减少农业部门的甲烷排放**

#### **改善动物肠道发酵减少甲烷排放**

减少动物肠道发酵的甲烷排放主要集中在牲畜管理措施调整上，包括在饲料中添加膳食补充剂、选择高质量饲料、提高饲料等级、提高饲料转化率等（Ominski 和 Wittenberg, 2004; Yusuf 等人, 2012）。然而，减少肠道发酵甲烷排放仍存在巨大的挑战，在研究和实验

<sup>85</sup> 参见: [https://www.globalmethane.org/expo-docs/canada13/coal\\_18\\_Lui\\_Presentation.pdf](https://www.globalmethane.org/expo-docs/canada13/coal_18_Lui_Presentation.pdf)

<sup>86</sup> 参见: [http://www.ivt.ntnu.no/ept/fag/tep4215/innhold/LNG%20Conferences/2007/fscommand/PO\\_37\\_Lin\\_s.pdf](http://www.ivt.ntnu.no/ept/fag/tep4215/innhold/LNG%20Conferences/2007/fscommand/PO_37_Lin_s.pdf)

等领域需要进行有效的国际合作。

### **改良水稻种植减少稻田甲烷排放**

灌溉管理是水稻田甲烷排放最重要的控制措施。经过元分析（meta-analysis）发现，与持续漫灌相比，在生长季中期进行稻田排水等能够降低 30-40%的甲烷排放（Shi 等人, 2008）。Li 等人（2002）研究表明通过此项举措每年可减排甲烷 5Tg。中国很多地区的农民已经开始采用这项措施，不仅仅是为了减排甲烷，更主要的还因为其带来的协同效益，包括提高作物产量和节约灌溉用水等<sup>87</sup>。

施肥管理也能够在很大程度上减少水稻田甲烷排放。较之使用厩肥、绿肥和秸秆，使用堆肥和沼渣能够有效减少 45-62%的甲烷排放（Shi 等人, 2008）。这项管理措施是劳动密集型的，可能不利于进一步推广。

水稻品种的选择也是一种减少水稻田甲烷排放的措施。实验表明，一些杂交水稻的品种具有甲烷排放较低的性质（Wang 等人, 2013; Jiang 等人, 2013）。杂交水稻在中国水稻产区的普及率已经达到 50%，需要注意的是，中国农户主要依据预期产量而非甲烷排放量来选择所种植的杂交水稻品种。

### **优化动物粪便管理减少甲烷排放**

通过动物粪便管理，在沼气池中对动物粪便产生的沼气进行回收和利用，能够有效降低甲烷排放。沼气可用来发电和供暖，由于替代了化石能源使用，可达到减少二氧化碳排放的效果。据估计，一个 8 m<sup>3</sup> 的家用沼气池，每年能够处理 4-6 头猪的粪便，产生 385 m<sup>3</sup> 的沼气，减少 1.5-4.1 吨二氧化碳当量的温室气体排放（Dong, 2008）。此外，覆盖式厌氧池更有利于收集和传输沼气，可更好地服务于居民和工业用气<sup>88</sup>。

一系列的法律和法规都明确规定了沼气的发展，包括《农业法》、《中华人民共和国节约能源法》、《可再生能源法》等。2007 年农业部出台了《农业生物质能产业发展规划（2007-2015）》和《全国农村沼气工程建设规划（2006-2010）》，为沼气的发展设立了原则和目标。在《国民经济和社会发展第十二个五年规划》中也强调了加速沼气发展的必要性。至 2010 年底，中国沼气池数量已经达到 4000 万个，年产沼气 155 亿 m<sup>3</sup>。可预计沼气池的数量很快能达到 6000 万个<sup>89</sup>。

Brink 等人的分析表明，到 2030 年，中国动物粪便管理领域能够在 2010 年基础上减少 17-36 MtCO<sub>2</sub>e 的甲烷，相当于减排 17-36%。

---

<sup>87</sup> 参见: <http://www.nature.com/news/2009/090818/full/news.2009.833.html>

<sup>88</sup> 参见: [https://www.globalmethane.org/documents/analysis\\_fs\\_en.pdf](https://www.globalmethane.org/documents/analysis_fs_en.pdf)

<sup>89</sup> 第二次气候变化国家评估报告 2011.

### 5.2.3 减少废弃物管理领域的甲烷排放

如第四章中所讨论，废弃物甲烷排放主要来自污水处理和城市固体废物填埋，其中污水处理厂的甲烷排放占多。全球甲烷行动倡议（GMI）中提到的相关减排措施包括，污泥厌氧发酵、露天厌氧池的沼气捕获技术、集中式厌氧处理设施、在条件较差的厌氧池安装沼气捕集和燃烧利用设备等<sup>90</sup>。UNEP/WMO 也提出了相应的减排措施，包括将初级污水处理厂升级到二级/三级处理厂，将气体回收和外溢控制纳入其中等。

城市固体废物填埋领域的减排措施主要包括引流和利用填埋场甲烷、垃圾分类、生物降解等。然而，减少、重复和循环利用废物，是减少最终到填埋场的垃圾量，进而减少甲烷排放的源头措施。因此，中国政府倡导的循环经济模式<sup>91</sup>鼓励资源的回收、再用和再生，为填埋场甲烷减排指明了方向。

总体而言，根据当前的社会经济发展水平，在能力范围内引进相关技术和措施，整体上减排温室气体，而非仅仅减排甲烷，是中国未来减缓行动的战略发展方向。

考虑到减排潜力，Brink 等人（2013）的研究表明，以 2010 年为基础，到 2030 年，中国废水处理和城市固体废物填埋的甲烷减排区间分别为 20-58 MtCO<sub>2</sub>e 和 47-90 MtCO<sub>2</sub>e，分别相当于减排 23-66% 和 24-45%。

Hoglund-Isaksson 等人（2012）预测，到 2030 年，中国甲烷减排总量约为 31Mt，相当于 650MtCO<sub>2</sub>e。煤矿开采、废弃物管理和水稻种植是最有潜力的甲烷减排领域。

---

<sup>90</sup> 参见: [https://www.globalmethane.org/documents/analysis\\_fs\\_en.pdf](https://www.globalmethane.org/documents/analysis_fs_en.pdf)

<sup>91</sup> 参见: <http://www.theguardian.com/sustainable-business/china-recycling-waste-circular-economy>

## 第六章 政策建议

第五章的分析表明，中国已经在黑碳和甲烷减排领域做出了卓有成效的努力。中国目前燃煤电厂的黑碳排放水平很低；成功地用高效-污染少的焦炉替代了低效-高污染的焦炉；建立了控制农业秸秆焚烧的监测和执行体系；还在煤矿瓦斯回收和利用、减少稻田甲烷排放、农村取暖和烹饪炉灶改造等领域保持了世界领先水平。

中国所采取的如上措施将产生巨大的效果，但要实现健康和气候的多重收益（参见第一章，还需要进一步加大行动力度。在 SLCPs 治理领域采取快速行动，能够带来这种协同收益。但要注意，相关行动的窗口期是很短的。面对中国各大城市严重的雾霾天气，治理空气污染的公众意愿和政治意愿都在升温。总结中国以往的经验，本章将分析探讨能够帮助中国更好地实现相关目标的政策选择，同时也为其它受到空气污染威胁的国家提供值得借鉴的政策方案。

### 6.1 未来行动的选择

前面章节中讨论了能够改进当前政策措施的各种选择。这些政策选择代表了国际社会在空气质量改善和减缓气候变化领域的主要成果。有一些针对部门的主要措施在本研究中经过了详细讨论，现总结如下：

#### 6.1.1 居民取暖和烹饪

通过扩大天然气等清洁能源的输送范围，在中国城市和农村进行集中供暖，是减少空气污染的一大有效手段。在农村，政府应进一步推行清洁炉灶改进计划，并对设备的稳定性测试给予充分的政策指引、支持和补贴。对于世界各国政府而言，通过控制民用炉灶来减少黑碳排放都是一项艰巨的任务，因为该排放源分布广泛零散、用能品种多样、排放特征深受生活习惯影响，很难治理。中国的相关治理行动无疑是世界上规模最大、效果最显著的范例，但仍有进一步改善的空间（参见专栏 5.1）。中国的相关政策行动对其它污染治理、减少室内污染、提高健康水平等方面还贡献了外溢效益。至此，本报告建议未来的政策要考虑限制民用部门使用中等挥发性烟煤（MVB）、扩大郊区和农村集中供暖范围等。

#### 6.1.2 工业部门

与民用部门不同，工业部门采取集中管理模式，对其进行污染排放管控相对容易。通过执行良好的管理措施，能够保障设备运行效率，进而能够妥善实现工业源污染物控制的目标。

在中国，控制工业源黑碳排放已经取得了显著成绩。特别是燃煤电厂的黑碳排放水平非常低，是因为电厂的燃烧效率逐渐提高、烟尘排放标准逐渐加严等措施促成了这样的结果。但是，在制砖和制焦行业还存在严峻挑战。制砖行业的黑碳减排能够通过技术改造实现，主要指用现代隧道窑替换传统环型窑等措施。中国绝大多数小型制砖企业都使用传统的环型窑，相关的工艺、设备和技术都很落后。超过 70000 家制砖企业和许多运营商都被锁定在这条产业链上，这是中国制砖行业现代化转型的主要障碍。因此，相关的资金、技术和能力建设亟待跟进。

对于制焦行业而言，中国已经成功将传统焦炉替换成现代还原炉，且在末端加装了控排装置。未来应鼓励使用更先进的节能减排技术，如干熄焦和细颗粒物减排等技术。

对于普通工业锅炉、燃煤锅炉和小型熔炉而言，问题有所不同。相关企业在行政命令下被迫加装控污设备，但之后，设备并没有正常运行，更有的甚至从未运行。完全不进行相关改造的企业也偶有存在。因此，政府需要加强监管、加严管制、加重惩罚，此项建议也被写进中国环境与发展国际合作委员会的政策研究报告（CCICED, 2012）。

### 6.1.3 交通部门

柴油发动机是移动源黑碳排放的主要来源。UNEP/WMO 报告建议，针对路上和非道路移动设备，引入相关污染物减排标准和措施（包括柴油颗粒物过滤器），使其达到欧 VI 标准水平；同时禁止高排放路上和非道路移动设备的使用。

在这个领域，关于“做什么”和“怎么做”已经在国家层面和各国之间达成了广泛共识，问题是相关政策措施的推行速度。目前，中国已经在执行轻型柴油车的国 III 标准。如果能够尽早实施国 IV 标准，颗粒物的减排量还会增加。尽快出台国 V 标准能够进一步加速黑碳的减排。对于重型柴油发动机，如果能够尽快执行国 V 标准，相关的柴油颗粒物排放将会显著降低。考虑到中国机动车保有量的规模和增速，越早、越严执行颗粒物排放管控，其所实现的空气污染治理收益就越大。

对于新置非道路移动设备，中国仍在执行国 II 排放标准。欧盟、美国和其他发达国家已经在执行欧 VI 标准。提高中国非道路移动设备的颗粒物排放标准值，使其向发达国家标准看齐，能够增加空气污染治理和气候变化应对的双重收益。

UNEP/WMO 报告建议的高排放机动车减排措施已经在中国得到了落实。据估计，到 2017 年，通过淘汰黄标车，中国可在 2012 年基础上减排 78% 的黑碳。此外，在柴油车尾气管加装有效的颗粒物过滤设备，如 DPF，能够进一步实现黑碳减排。

最后，使用低硫柴油有助于减少颗粒物和黑碳的排放，也为更多种类的后处理技术的应用提供了可操作的空间。据估计，通过使用低硫柴油，并要求所有新置柴油车都装配颗粒物过滤器，到 2030 年中国能够减少超过 10% 的黑碳排放（清华大学, 2010）。此外，中国也在考虑通过鼓励电混汽车和电动汽车（EV）行业的发展，减少高黑碳排放的柴油车的使用，从而对传统的柴油发动机行业完成系统替代和升级。

#### 6.1.4 露天燃烧

尽管露天燃烧只贡献了中国黑碳排放总量的 4-6% (Cao 等人, 2006; Streets 等人, 2001; Wang 等人, 2012), 远小于全球平均水平, 仍存在一些减排空间, 相关措施包括抑制自然灾害、禁止露天燃烧、森林和植被保护等。

目前, 关于禁止露天焚烧相关政策的实施得到相关网站和卫星图片的支持, 对于收割季节每日火点在全国的分布有详细的定位, 通过这些信息可以有针对性地执行相关规定。通过严格执法, 该项政策已经有效减少了大城市及其周边农业秸秆焚烧的现象, 未来还应进一步扩大监控范围以及加强执法。

#### 6.1.5 农业部门

季中灌溉引流能够有效减少水稻田排放的甲烷, 选择特定的杂交水稻品种也能够达到减排甲烷的目的。肥料管理也具有一定的减排潜力, 用复合肥和沼气渣来替代传统的厩肥、绿肥和堆肥能够实现 45-62% 的甲烷减排量 (Shi 等人, 2008)。通过粪便管理减少甲烷排放的相关举措不多, 2010 年, 相关政策已经引导 4000 万个农户安装上了沼气池, 为未来政策的跟进提供了很好的基础。动物肠道发酵所排放的甲烷很难治理, 在研究和实验领域, 需要进一步加强国际合作。

#### 6.1.6 煤矿瓦斯排放

中国将煤矿瓦斯用于工业和民用部门, 并在相关领域保持着世界领先水平。作为一种高质、清洁、廉价的工业燃料, 甲烷被广泛地应用于工业锅炉、陶瓷制造和其它工业领域。作为一种民用燃料, 甲烷还能用在煤矿地区的低压管道系统中, 随着价格的下降, 其经济价值更为可观。2013 年中国煤矿瓦斯的利用量约为 43 亿  $m^3$ , 但仍有 83 亿  $m^3$  的煤矿瓦斯被排放到空气中, 为未来的煤矿瓦斯利用计划提供了广阔的空间。

提高低浓度甲烷 (<30%) 的利用率在中国以外的地区很难实现, 但中国已经在相关技术领域取得了实质进展, 相关行动已经被纳入中国“十二五”规划。

#### 6.1.7 废弃物管理

随着中国现代化进程的推进和基础设施的升级, 固体废物和废水的处理领域都给甲烷减排提供了巨大的空间。识别相关领域的回收利用措施, 如垃圾填埋气发电等, 很有减排前景。此外, 温室气体减排领域的过程措施、技术措施能够进一步发挥作用, 结合以后的末端处理措施、再利用和循环利用措施等, 能够实现废弃物甲烷排放治理的优化升级。

## 6.2 推动转型

中国在 SLCPs 的治理领域已经采取了广泛而有效的行动。但不容忽视的是，未来深化减排行动和政策的挑战与机遇并存。为实现健康、气候和生态等多重收益，还需要在政策的制定和执行等领域加大行动力度。

仅仅通过现有技术和政策是不够的，相关战略和行动需要进一步跟进，以确保黑碳和甲烷减排措施能够有效落实。此外，还须与中国大气污染防治的相关政策和当前中国当前的社会经济发展阶段协调一致。

当前实现了减排黑碳和甲烷效果的许多政策，其最初目标并非如此。这些黑碳和甲烷的减排收益，很多属于政策的次级目标，有时候甚至是很随机的，大都很难被识别。因此，未来相关领域的政策和项目要充分考虑 SLCPs 治理的潜力，应量化其减排效果，并纳入其政策决策制定过程之中。

为实现减排 SLCPs 的多重收益，以及在空气污染治理、气候变化应对等方面发挥更大的作用，下一步需要建立一套更为积极主动的、有目标的、融入国家战略整体考虑的政策体系，将相关部门的各项减排措施、优先序、目标、时间表等问题统筹考虑。这些都需要政策制定者和整个决策体系发生一些转变。中国如此，各国皆如此。本研究接下来将就如何推动相关转型提出具体的建议，具体如下：

### 6.2.1 强化政策制定过程中的数据基础

#### *扩展 SLCPs 的排放清单*

甲烷是受《京都议定书》管控的温室气体之一。中国政府在《中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报》中报告了甲烷 2000 年和 2005 年的排放数据，但是相关研究和政策制定所需的基于时间序列的排放清单仍很难得到官方数据。而黑碳的排放数据，全部来源于各相关机构发布的研究报告和论文，缺乏系统性和可比性，并且在数据收集和整理的方法上也存在巨大差异。因此，中国需要一个关于 SLCPs 的详实的排放清单，以便相关政策的制定和执行能够得到科学数据的支撑，也使相关减排行动和措施的成果可量化、可报告、可核查。必须注意的是，SLCPs 的清单编制需要与其它主要污染物的统计核算体系保持一致，以便为进一步实现多污染物协同控制提供可操作性。

#### *建立和完善 SLCPs 的监测网络*

中国的环境监测网络始终在持续改进中。目前，大气环境质量监测体系已经覆盖了 113 个主要环境保护重点城市，污染物种类包括 SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub> 和 PM<sub>10</sub>。2013 年开始，CO、PM<sub>2.5</sub> 和 O<sub>3</sub> 也在京津冀、长三角和珠三角地区、直辖市和省会城市等 74 个城市被纳入该体系。环保部每月都会发布《空气质量报告》。在中国大气环境质量发生了变化的情况下，

有必要重新审视其环境监测网络，使其客观反映现实情况。具体措施包括扩大 PM<sub>2.5</sub> 监测范围，并将黑碳、甲烷和其他 SLCPs 纳入统一的环境监测体系。

### **加强研究**

如 UNEP/WMO 报告中分析，现有 SLCPs 的减排措施和技术能够提高相关部门的成本有效性。但是，关于 SLCPs 的监测方法、排放趋势分析、减排技术应用、SLCPs 的健康-气候-生态影响分析、减排潜力分析等自然科学和社会科学领域的研究仍需大量跟进。一方面要针对中国特定国情和相关领域开展研究；另一方面，也需要基于相关国际合作项目继续跟进国际上的以及交叉领域内的相关研究（参见 6.2.4）。

### **对相关措施进行成本-收益分析**

UNEP/WMO 报告给出了减排 SLCPs 的主要措施，并对其成本有效性和净产出给出了详细论证，为相关减排战略的制定提供了扎实的经济基础。然而，这并不能代替项目层面的相关措施成本有效性分析。特别是在项目实施之前，相关分析尤为必要，这对政策决策过程和公众接受度的提升都很有必要。

## **6.2.3 建立一套 SLCPs 的管理和计划体系**

中国已经建立了包括标准、法律、法规等的一整套空气质量管理体系，但是 SLCPs 尚未被涵盖在内。目前急需加快将 SLCPs 治理相关的标准、法律和法规纳入该体系，并加强执法。环境监测和数据公开也应受到严格的质量控制。这些标准和法规是开发应对空气质量挑战的新型技术的助推剂。

目前，SLCPs 治理相关政策措施分散在空气质量改善和应对气候变化两大类政策体系，急需整合并建立协调一致的 SLCPs 规划和实施计划。只有这样，才能保证减排的总体目标得以建立和相关实践的逐步推进；也只有这样，才能对不同 SLCPs 的减排措施进行可行性和成本有效性的分析。这就需要统筹建立国家行动计划或战略，以帮助将 SLCPs 减排策略融入到更广泛的国家政策或行动中<sup>92</sup>。

为了避免治理模式碎片化，一定要将 SLCPs 的治理规划纳入国家空气质量改善和应对气候变化等大气治理规划的统一框架。这一过程中，需要避免空气质量改善、应对气候变化和其它可持续发展目标之间的矛盾以及相关负面影响。这意味着，SLCPs 治理的相关政策应被纳入更广泛的大气污染治理体系之中，并且要与其它领域的核心政策行动相协调（如交通、工业和废弃物管理等），因为所有减排措施都需要相关部门的配合才能落实。

---

<sup>92</sup> 气候与清洁空气联盟正在支持此类国家行动方案的设计和执行业。参见：

<http://www.unep.org/ccac/Initiatives/SupportingNationalPlanningforactiononSLCPs/tabid/130325/language/en-US/Default.aspx>



尽管 SLCPs 能够产生潜在的协同收益，也一定要对其可能产生的负面影响加以规避。因此，相关政策一定要与现行的空气质量管理与气候变化应对政策实现无缝对接。为此，一套独立严密的 SLCPs 治理体系的建立过程，同样是建立多污染物协同治理体系的一个步骤。在气候变化应对领域，SLCPs 能够带来明显的近期收益，但这必须以长期的二氧化碳实质减排为大前提才有意义。

#### 6.2.4 加强国际交流与合作

加强 SLCPs 治理领域的国际交流与合作有利于相关工作的推进，特别是在环境监测、减排技术和体系设计等方面更是如此。中国在这方面已经走在世界前列，未来更要在经验借鉴和能力建设等领域，从国际合作中收到实效。也就是说，中国在建立自己的减排战略过程中，可以参考和利用现有的针对 SLCPs 治理的多边国际合作机制。这些多边国际合作机制发展很快，在国际资金和技术支持领域有很大的共享空间。同时，也能够为其它国家学习中国的先进治理经验提供机会和平台。中国已经是全球甲烷行动计划（GMI）<sup>93</sup>合作伙伴之一，积极参与其他类似行动计划，有利于促进严谨的、行动导向的 SLCPs 减排战略和相关政策的制定。<sup>94</sup>

旨在解决跨境空气污染和相关气候问题的区域性和国际合作行动倡议，能够为国家 SLCPs 治理的相关政策提供参考依据。如“中日韩三国环境部长会议”（TEMM）和“东盟 10+3”会议等都属此类。2014 年 4 月第 16 次 TEMM 会议之后，三国部长签署了《中日韩三国环境部长会议联合公报》，指出“有必要在 SLCPs 治理领域进行信息共享和合作研究，推动大气污染物和温室气体的协同管控<sup>95</sup>，以期取得协同收益”；《长距离跨境空气污染物公约》（LRTAP）下建立的“半球空气污染”工作组中，中国科学家在这个机制下进行了黑碳和甲烷领域的研究。中国加强相关行动的参与力度不仅能够获得直接收益，还能通过这种合作过程的推进加强其在国际事务处理中的话语权和影响力。

### 6.3 下一步行动

上文所述行动措施中，有些需要很长时间才能贯彻落实，有些可以快速实施。对于可以快速落实的措施，行动越快越好；对于需要很长时间落实的措施，需要逐步推进，两者需要协同进行。例如，相关环境政策或其它政策在制定和论证的过程中，要充分考虑将 SLCPs 治理的要素纳入其中。具体而言，在 PM<sub>2.5</sub> 控制政策中，需要充分考虑黑碳减排能够带来的健康和环境收益。交通部门排放的治理也与此类似，需要建立一整套机动车排放治理措施，并将柴油车排放治理及其负面影响加以充分考虑。

<sup>93</sup> 参见: <https://globalmethane.org/partners/china.aspx>

<sup>94</sup> 类似的行动计划为中国积累了一定的国际经验，中国还可以考虑加入气候与清洁空气联盟或者与之合作，参见: <http://www.ccacoalition.org/>

<sup>95</sup> 用多污染物协同减排替代单一污染物减排实现收益最大化的战略。

近些年经过越来越多的研究证实，SLCPs 减排与空气质量改善密切相关，中国如此，全球亦如此。在中国的政策体系中，“协同管控”成为各项政策制定和实施过程中需要考虑的一个重要因素。在 SLCPs 治理战略的制定过程中，协同管控的理念有助于将应对气候变化和空气污染治理协同推进，实现跨部门、跨领域的最优化产出。

中国政府为相关政策的出台提供了强有力的保障。为了控制 PM<sub>2.5</sub> 排放，环境保护部正在修订相关法律法规，并在更广泛的环境管理战略框架下，建立环境损害补偿机制。国务院于 2013 年 9 月出台了《大气污染防治行动计划》。此外，为了治理京、津、冀、晋、鲁、蒙等地的空气污染，中国政府还在 2013 年和 2014 年分别出资 50 亿和 100 亿元人民币进行专项治理<sup>96</sup>。

诚如第二章所述，有证据表明，中国正在集中力量进行空气污染治理，并已经取得了初步成效，将传统污染物受控种类的范围逐渐扩大，并着手开展颗粒物和臭氧等污染物的监测和政策制定。制定协调一致的 SLCPs 治理政策，是建立多污染物一体化管控战略的桥梁，能够促进应对气候变化和污染治理等多重政策目标的有效实现。

---

<sup>96</sup> 参见: [http://www.china.org.cn/environment/2013-10/28/content\\_30425833.htm](http://www.china.org.cn/environment/2013-10/28/content_30425833.htm)

# 参考文献

## 术语

- UNEP. (2011a). Near-term climate protection and clean air benefits: actions for controlling short-lived climate forcers. A UNEP synthesis report. United Nations Environment Programme. [http://www.unep.org/pdf/Near\\_Term\\_Climate\\_Protection\\_&\\_Air\\_Benefits.pdf](http://www.unep.org/pdf/Near_Term_Climate_Protection_&_Air_Benefits.pdf)
- UNEP. (2011b). HFCs: a critical link in protection climate and the ozone layer. A UNEP synthesis report. United Nations Environment Programme. [http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/HFC\\_report.pdf](http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/HFC_report.pdf)
- UNEP. (2013). Drawing down N<sub>2</sub>O to protect climate and the ozone layer. A UNEP synthesis report. United Nations Environment Programme. <http://www.unep.org/pdf/UNEPN2Oreport.pdf>
- UNEP/WMO. (2011). Integrated assessment of black carbon and tropospheric ozone. United Nations Environment Programme and World Meteorological Organization. [http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/BlackCarbon\\_report.pdf](http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/BlackCarbon_report.pdf)

## 第一章

- Hallegatte, S., Green, C., Nicholls, R.J., Corfee-Morlot, J. (2013). Future flood losses in major coastal cities. *Nature Climate Change*, 3, 802-806.
- Hu, A., Xu, Y., Tebaldi, C., Washington, W.M., Ramanathan, V. (2013). Mitigation of short-lived climate pollutants slows sea-level rise. *Nature Climate Change*, 3, 730-734.
- IPCC. (2012). Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, 582 pp. [http://www.ipcc-wg2.gov/SREX/images/uploads/SREX-All\\_FINAL.pdf](http://www.ipcc-wg2.gov/SREX/images/uploads/SREX-All_FINAL.pdf)
- IPCC. (2014). Asia. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1327-1370. [https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg2/WGIIAR5-Chap24\\_FINAL.pdf](https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg2/WGIIAR5-Chap24_FINAL.pdf)
- Meehl, G.A., Arblaster, J.M., Collins, W.D. (2008). Effects of black carbon aerosols on the Indian monsoon. *Journal of Climate*, 21, 2869-2882.
- Ramanathan, V., Agrawal, M., Akimoto, H., Auffhammer, M., Devotta, S., Emberson, L., Hasnain, S.I., Iyengararasan, M., Jayaraman, A., Lawrence, M., Nakajima, T., Oki, T., Rodhe, H., Ruchirawat, M., Tan, S.K., Vincent, J., Wang, J.Y., Yang, D., Zhang, Y.H., Autrup, H., Barregard, L., Bonasoni, P., Brauer, M., Brunekreef, B., Carmichael, G., Chung, C.E., Dahe, J., Feng, Y., Fuzzi, S., Gordon, T., Gosain, A.K., Htun, N., Kim, J., Mourato, S., Naeher, L., Navasumrit, P., Ostro, B., Panwar, T., Rahman, M.R., Ramana, M.V., Rupakheti, M., Settachan, D., Singh, A.K., St. Helen, G., Tan, P.V., Viet, P.H., Yinlong, J., Yoon, S.C., Chang, W.C., Wang, X., Zelikoff, J., Zhu, A. (2008). *Atmospheric Brown Clouds: Regional Assessment Report with Focus on Asia*. United Nations Environment Programme, pp1-360. <http://www.rrcap.ait.asia/abc/impact/index.cfm>
- Shindell, D., Kuylenstierna, J.C.I., Vignati, E., van Dingenen, R., Amann, M., Klimont, Z., Anenberg, S.C., Müller, N., Janssens-Maenhout, G., Raes, F., Schwartz, J., Faluvegi, G., Pozzoli, L., Kupiainen, K., Höglund-Isaksson, L., Emberson, L., Streets, D., Ramanathan, V., Hicks, K., Oanh, N.T.K., Milly, G., Williams, M., Demkine, V., Fowler, D. (2012). Simultaneously Mitigating Near-Term Climate Change and Improving Human Health and Food Security. *Science*, 335, 183-189.
- Menon, S., Hansen, J., Nazarenko, L. (2002). Climate effects of black carbon aerosols in China and India. *Science*, 297, 2250-2253.
- UNEP. (2011a). HFCs: a critical link in protection climate and the ozone layer. A UNEP synthesis report. United Nations Environment Programme. [http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/HFC\\_report.pdf](http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/HFC_report.pdf)
- UNEP. (2011b). Near-term climate protection and clean air benefits: actions for controlling short-lived climate forcers. A UNEP synthesis report. United Nations Environment Programme. [http://www.unep.org/pdf/Near\\_Term\\_Climate\\_Protection\\_&\\_Air\\_Benefits.pdf](http://www.unep.org/pdf/Near_Term_Climate_Protection_&_Air_Benefits.pdf)
- UNEP/WMO. (2011). Integrated assessment of black carbon and tropospheric ozone. United Nations Environment Programme and World Meteorological Organization. [http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/BlackCarbon\\_report.pdf](http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/BlackCarbon_report.pdf)
- Velders, G.J. M., Ravishankara, A.R., Miller, M.K., Molina, M.J., Alcamo, J., Daniel, J.S., Fahey, D.W., Montzka, S.A., Reimann, S. (2012). Preserving Montreal Protocol climate benefits by limiting HFCs. *Science*, 335, 922-923.
- Wang, J.N., Ma, G.X., Yu, F., (2012). An evaluation of potential health benefits by PM10 of the new ambient air quality standard for China. *Chinese Environ Policy*, 8, 1-26.
- 王志立, 郭品文, 张华. (2009). 黑碳气溶胶直接辐射强迫及其对中国夏季降水影响的模拟研究. *气候与环境研究*. 14(2): 161-172.
- Xu, Y., Zaelke, D., Velders, G.J.M., Ramanathan, V. (2013). The role of HFCs in mitigating 21st century climate change. *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 6083-6089.

## 第二章

- Aneja, V.P., Wang, B., Tong, D.Q., Kimball, H., Steger, J. (2006). Characterization of major chemical components of fine particulate matter in North Carolina. *Journal of Air and Waste Management Association*, 56, 1099-1107.
- 陈仁杰, 陈秉衡, 阚海东. (2010). 我国113个城市大气颗粒物污染的健康经济学评价. *中国环境科学*, 3, 410-415.
- Chen, Z., Wang, J., Ma, G., Zhang, Y. (2013). China tackles the health effects of air pollution. *Lancet*, 382, 1959-1960.

- Dan, M., Zhuang, G., Li, X., Tao, H., Zhuang, Y. (2004). The characteristics of carbonaceous species and their sources in PM<sub>2.5</sub> in Beijing. *Atmospheric Environment*, 38, 3443-3452.
- Ebisu, K., Bell, M.L. (2012). Airborne PM<sub>2.5</sub> chemical components and low birth weight in the northeastern and mid-Atlantic regions of the United States. *Environ health perspect*, 120, 1746-1752.
- Feng, X., Li, Q., Zhu, Y., Wang, J., Liang, H., Xu, R. (2014). Formation and dominant factors of haze pollution over Beijing and its peripheral areas in winter. *Atmospheric Pollution Research*, 5, 528-538.
- Golomb, D.S., Fay, J.A. (1989). The role of methane in tropospheric chemistry. Massachusetts Institute of Technology. [http://dspace.mit.edu/bitstream/handle/1721.1/60612/EL\\_TR\\_1989\\_001.pdf?sequence=1](http://dspace.mit.edu/bitstream/handle/1721.1/60612/EL_TR_1989_001.pdf?sequence=1)
- Han, C., Liu, Y., Ma, J., He, H. (2012). Key role of organic carbon in the sunlight-enhanced atmospheric aging of soot by O<sub>2</sub>. *PNAS*, 109, 21250-21255.
- Hu, D., Jiang, J. (2013). A Study of Smog Issues and PM<sub>2.5</sub> Pollutant Control Strategies in China. *Journal of Environmental Protection*, 4, 746-752.
- Li, W., Bai, Z., Liu, A., Chen, J., Chen, L. (2009). Characteristics of major PM<sub>2.5</sub> components during winter in Tianjin, China. *Aerosol and Air Quality Research*, 9, 105-119.
- 马小会, 甘璐, 张爱英, 等. (2013). 北京2013年1月持续雾霾天气成因分析. *环境保护前言*, 3, 29-33.
- Matus, K., Nam, K-M., Selin, N.E., Lamsal, L.N., Reilly, J.M., Paltsev, S. (2012). Health damages from air pollution in China. *Global Environmental Change*, 22, 55-66.
- Nguyen, K., Dabdub, D. (2002). NO<sub>x</sub> and VOC Control and Its Effects on the Formation of Aerosols. *Aerosol Science and Technology*, 36, 560-572.
- Northeastern and Mid-Atlantic regions of the United States. *Environmental Health Perspectives*, 120, 1746-1752.
- Perrino, C. (2010). Atmospheric particulate matter. Proceedings of a C.I.S.B. Minisymposium. March 2010. <http://ois.uniroma1.it/index.php/CISB-BBL/article/download/8876/8846>
- Prinn, R.G., Reilly, J., Sarofim, M., Wang, C., Felzer, B. (2005). Effects of Air Pollution Control on Climate. MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change Report No. 118. [http://globalchange.mit.edu/files/document/MITJPSPGC\\_Rpt118.pdf](http://globalchange.mit.edu/files/document/MITJPSPGC_Rpt118.pdf)
- Royal Society. (2008). Ground-level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications. Royal Society Science Policy Report 15/08. [https://royalsociety.org/~media/Royal\\_Society\\_Content/policy/publications/2008/7925.pdf](https://royalsociety.org/~media/Royal_Society_Content/policy/publications/2008/7925.pdf)
- Son, J., Lee, J., Kim, K., Jung, K., Bell, M.L. (2012). Characterization of Fine Particulate Matter and Associations between Particulate Chemical Constituents and Mortality in Seoul, Korea. *Environmental Health Perspectives*, 120, 872-878.
- Song, Y., Tang, X., Xie, S., Zhang, Y., Wei, Y., Zhang, M., Zeng, L., Lu, S. (2007). Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> in Beijing in 2004. *Journal of Hazardous Materials*. 146, 124-130.
- Song, Y., Zhang, Y., Xie, S., Zeng, L., Zheng, M., Salmon, L.G., Shao, M., Slanina, S. (2005). Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> in Beijing by positive matrix factorization. *Atmospheric Environment*, 40, 1526-1537.
- WHO. (2003). Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. World Health Organization. [http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0005/112199/E79097.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/112199/E79097.pdf)
- Xia, L., Gao, Y. (2011). Characterization of trace elements in PM<sub>2.5</sub> aerosols in the vicinity of highways in northeast New Jersey in the U.S. east coast. *Atmospheric Pollution Research*, 2, 34-44.
- Yang, G., Wang, Y., Zeng, Y., Gao, G.F., Liang, X., Zhou, M., Wan, X., Yu, S., Jiang, Y., Naghavi, M., Vos, T., Wang, H., Lopez, A.D., Murray, C.J. (2013). Rapid health transition in China, 1990-2010: findings from the Global Burden of Disease Study 2010. *Lancet*, 381, 1987-2015.
- Zhang, D., Liu, J., Li, B. (2014b). Tackling Air Pollution in China—What do We Learn from the Great Smog of 1950s in LONDON. *Sustainability*, 6, 5322-5338.
- 张华, 陈琪, 谢冰, 等. (2014). 中国的PM<sub>2.5</sub>和对流层臭氧及污染物排放控制对策的综合分析. *气候变化研究进展*, 10(4): 289-296.
- Zhang, X., Rao, R., Xie, J., Liang, Y. (2014a). The Current Dilemma and Future Path of China's Electric Vehicles. *Sustainability*, 6, 1567-1593.
- Zhang, Z. (2014). Energy Prices, Subsidies and Resource Tax Reform in China. *Asia & the Pacific Policy Studies*, 1, 439-454.
- Zhao, X.J., Zhao, J.X., Meng, W., Pu, W.W., Dong, F., He, D., Shi, Q.F. (2013). Analysis of a winter regional haze event and its formation mechanism in the North China Plain. *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 5685-5696.
- Zheng, M., Salmon, L.G., Schauer, J.J., Zeng, L., Kiang, C.S., Zhang, Y., Cass, G.R. (2005). Seasonal trends in PM<sub>2.5</sub> source contribution in Beijing, China. *Atmospheric Environment*, 39, 3967-3976.

### 第三章

- Bahadur, R., Praveen, P.S., Xu, Y., Ramanathan, V. (2012). Solar absorption by elemental and brown carbon determined from spectral observations, *PNAS*, 109, 17366-17371.
- Baumgartner, J., Zhang, Y., Schauer, J.J., Huang, W., Wang, Y., Ezzati, M. (2014). Highway proximity and black carbon from cookstoves as a risk factor for higher blood pressure in rural China. *PNAS*, 111, 13229-13234.
- Boezen, H.M., van der Zee, S.C., Postma, D.S., Vonk, J.M., Gerritsen, J., Hoek, G., Brunekreef, B., Rijcken, B., Schouten, J.P. (1999). Effects of ambient air pollution on upper and lower respiratory symptoms and peak expiratory flow in children. *Lancet*, 353, 874-878.
- Bond, T.C., Zarzycki, C., Flanner, M.G., Koch, D.M. (2011). Quantifying immediate radiative forcing by black carbon and organic matter with the Specific Forcing Pulse. *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 1505-1525.
- Bond, T.C., Doherty, S.J., Fahey, D.W., Forster, P.M., Bertsens, T., DeAngelo, B.J., Flanner, M.G., Ghan, S., Karcher, B., Koch, D., Kinne, S., Kondo, Y., Quinn, P.K., Sarofim, M.C., Schultz, M.G., Schulz, M., Venkataraman, C., Zhang, K., Zhang, S., Bellouin, N., Guttikunda, S.K., Hopke, P.K., Jacobson, M.Z., Schwarz, J.P., Shindell, D., Storelvmo, T., Warren, S.G. and Zender, C.S. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: a scientific

- assessment. *Journal of Geophysical Research*, 118, 5380-5552.
- Bond, T.C., Streets, D.G., Yarber, K.F., Nelson, S.M., Woo, J. and Klimont, Z. (2004). A technology-based global inventory of black and organic carbon emissions from combustion. *Journal of Geophysical Research*, 109, D14203. doi: 10.1029/2003JD003697
- Brauer, M., Lencar, C., Tamburic, L., Koehoorn, M., Demers, P., Karr, C. (2008). A cohort study of traffic-related air pollution impacts on birth outcomes. *Environ Health Perspectives*, 116, 680-686.
- CAAC. (2013). Summary report: China black carbon studies and control policies (2012). Secretariat for Clean Air Alliance of China. <http://en.cleanairchina.org/product/6176.html>
- 蔡竟, 支国瑞, 陈颖军, 等. (2014). 中国秸秆焚烧及民用燃煤棕色碳排放的初步研究. *环境科学研究*, 2014, 27(5): 455-461.
- Cao, G., Zhang, X., Gong, S., An, X., Wang, Y. (2011). Emission inventory of primary particles and pollutant gases for China. *Atmospheric Science*, 56, 781-788.
- Cao, G.L., Zhang, X.Y., Wang, D., Zheng, F.C. (2006). Inventory of black carbon and organic carbon emissions from China. *Atmospheric Environment*, 40, 6516-6527.
- Chameides, W.L., Yu, H., Liu, S.C., Bergin, M., Zhou, X., Mearns, L., Wang, G., Kiang, C.S., Saylor, R.D., Luo, C., Huang, Y., Steiner, A., Giorgi, F. (1999). Case study of the effects of atmospheric aerosols and regional haze on agriculture: An opportunity to enhance crop yields in China through emission controls? *PNAS*, 96, 13626-13633.
- Chen, B., Andersson, A., Lee, M., Kirillova, E.N., Xiao, Q., Krusa, M., Shi, M., Hu, K., Lu, Z., Streets, D.G., Du, K., Gustafsson, O. (2013). Source Forensics of Black Carbon Aerosols from China. *Environ. Sci. Technol.*, 47, 9102-9108.
- Chen, C.H., Wang, H.L., Huang, C., Lou, S.R., Qiao, L.P., Zhou, M. (2012). Haze Formation and Its Precursor Emission in Yangtze River Delta Region.
- Chen, Y., Bond, T.C. (2010). Light absorption by organic carbon from wood combustion. *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 1773-1787.
- Economy, E.C. (2007). The great leap backward? The costs of China's environmental crisis. *Foreign Affairs*, 86, 38-59.
- Feng, Y., Ramanathan, V., Kotamarthi, V.R. (2013). Brown carbon: a significant atmospheric absorber of solar radiation? *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 8607-8621.
- Geng, F., Hua, J., Mu, Z., Peng, L., Xu, X., Chen, R., Kan, H. (2012). Differentiating the associations of black carbon and fine particle with daily mortality in a Chinese city. *Environmental Research*, 120, 27-32.
- Hua, J., Yin, Y., Peng, L., Du, L., Geng, F., Zhu, L. (2014). Acute effects of black carbon and PM<sub>2.5</sub> on children asthma admissions: A time-series study in a Chinese city. *Science of the Total Environment*, 481, 433-438.
- Huang, Y., Dickinson, R.E., Chameides, A.L. (2006). Impact of aerosol indirect effect on surface temperature over East Asia. *PNAS*, 103, 4371-4376.
- IPCC. (2013). *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the IPCC Fifth Assessment Report (AR5)*, [Stocker, T.F., et al. eds]. Cambridge Univ Press, New York.
- Jacobson, M.Z. (2006). Effects of externally-through-internally-mixed soot inclusions within clouds and precipitation on global climate. *Journal of Physical Chemistry A*, 110, 6860-6873.
- Jiang, Y., Liu, X., Yang, X., Wang, M. (2013). A numerical study of the effect of different aerosol types on East Asian summer clouds and precipitation. *Atmospheric Environment*, 70, 51-63.
- Klimont, Z., Cofala, J., Xing, J., Wei, W., Zhang, C., Wang, S., Kejun, J., Bhandari, P., Mathur, R., Purohit, P., Rafaj, P., Chambers, A., Amann, M., Hao, J. (2009). Projection of SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> and Carbonaceous aerosols emissions in Asia. *Tellus 61B*, 4, 602-617.
- Kopacz, M., Mauzerall, D.L., Wang, J., Leibensperger, E.M., Henze, D.K., Singh, K. (2011). Origin and radiative forcing of black carbon transported to the Himalayas and Tibetan Plateau. *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 2837-2852.
- Lack, D.A., Langridge, J.M., Bahreini, R., Cappa, C.D., Middlebrook, A.M., Schwarz, J.P. (2012). Brown carbon and internal mixing in biomass burning particles. *PNAS*, 109, 14802-14807.
- Lei, Y., Zhang, Q., He, K.B., Streets, D.G. (2011). Primary anthropogenic aerosol emission trends for China, 1990-2005. *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 931-954.
- Lin, W.W., Huang, W., Zhu, T., Hu, M., Brunekreef, B., Zhang, Y., Liu, X, Cheng, H., Gehring, U., Li, C., Tang, X. (2011). Acute respiratory inflammation in children and black carbon in ambient air before and during the 2008 Beijing Olympics. *Environmental Health Perspectives*, 119, 1507-12.
- Lu, Z., Zhang, Q., Streets, D.G. (2011). Sulfur dioxide and primary carbonaceous aerosol emissions in China and India, 1996-2010. *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 9839-9864.
- Meehl, G.A., Arblaster, J.M., Collins, W.D. (2008). Effects of black carbon aerosols on the Indian monsoon. *Journal of Climate*, 21, 2869-2882.
- Menon, S., Hansen, J., Nazarenko, L. (2002). Climate effects of black carbon aerosols in China and India. *Science*, 297, 2250-2253.
- Mercado, L.M., Bellouin, N., Sitch, S., Boucher, O., Huntingford, C., Wild, M., Cox, P.M. (2009). Impact of changes in diffuse radiation on the global land carbon sink. *Nature*, 458, 1014-1018.
- Ming, J., Xiao, C., Cachier, H., Qin, D., Qin, X., Li, Z., Pu, J. (2009). Black Carbon (BC) in the snow of glaciers in west China and its potential effects on albedos. *Atmospheric Research*, 92, 114-123.
- Ohara, T., Akimoto, H., Kurokawa, J., Horii, N., Yamaji, K., Yan, X., Hayasaka, T. (2007). An Asian emission inventory of anthropogenic emission. *Atmos. Chem. Phys.*, 7, 4419-4444.
- Qin, Y., Xie, S.D. (2011). Spatial and temporal variation of anthropogenic black carbon emissions in China for the period 1980–2009. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 4825-4841.
- Ramanathan, V., Carmichael, G. (2008). Global and regional climate changes due to black carbon. *Nature Geoscience*, 1, 221-227.
- Ramanathan, V., Ramana, M.V., Roberts, G., Kim, D., Corrigan, C., Chung, C., Winker, D. (2007). Warming trends in Asia amplified by brown cloud solar absorption. *Nature*. 448, doi:10.1038/nature06019
- Rissler, J., Swietlicki, E., Bengtsson, A., Boman, C., Pagels, J., Sandstrom, T., Blomberg, A., Londahl, J. (2012). Experimental determination of deposition of diesel exhaust particles in the human respiratory tract. *J. Aerosol. Sci.*, 48, 18-33.

- Saikawa, E., Naik, V., Horowitz, L.W., Liu, J., Mauzerall, D.L. (2009). Present and potential future contributions of sulfate, black and organic carbon aerosols from China to global air quality, premature mortality and radiative forcing. *Atmospheric Environment*, 43, 2814-2822.
- Saleh, R., Robinson, E.S., Tkacik, D.S., Ahern, A.T., Liu, S., Aiken, A.C., Sullivan, R.C., Presto, A.A., Dubey, M.K., Yokelson, R.J., Donahue, N.M., Robinson, A.L. (2014). Brownness of organics in aerosols from biomass burning linked to their black carbon content. *Nature Geoscience*, 7, 647-650.
- Sasser, E., Hemby, J., Adler, K., Anenberg, S., Bailey, C., Brockman, L., Chappell, L., DeAngelo, B., Damberg, R., Dawson, J., Frank, N., Geller, M., Hagler, G., Hemming, B., Jantarasami, L., Luben, T., Mitchell, J., Moss, J., Rao, V., Rice, J., Sarofim, M., Somers, J., Spells, C., Terry, S. and Witosky, M. (2012). Report to Congress on black carbon. United States Environmental Protection Agency. <http://epa.gov/blackcarbon/2012report/fullreport.pdf>
- Steiner, A.L., Chameides, W.L. (2005). Aerosol-induced thermal effects increase modelled terrestrial photosynthesis and transpiration. *Tellus*, 57B, 404-411.
- Streets, D.G., Gupta, S., Waldhoff, S.T., Wang, M.Q., Bond, T.C., Bo, Y. (2001). Black carbon emissions in China. *Atmospheric Environment*, 35, 4281-4296.
- UNEP. (2014). Time to act to reduce short-lived climate pollutants. United Nations Environment Programme. [http://www.unep.org/ccac/Portals/50162/docs/publications/Time\\_To\\_Act/SLCP\\_TimeToAct\\_lores.pdf](http://www.unep.org/ccac/Portals/50162/docs/publications/Time_To_Act/SLCP_TimeToAct_lores.pdf)
- UNEP/WMO. (2011). Integrated assessment of black carbon and tropospheric ozone. United Nations Environment Programme and World Meteorological Organization. [http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/BlackCarbon\\_report.pdf](http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/BlackCarbon_report.pdf)
- USAID. (2012). Black carbon emissions in Asia: sources, impacts and abatement opportunities. United States Agency for International Development. <http://www.pciaonline.org/files/Black%20Carbon%20Emissions%20in%20Asia.pdf>
- USEPA. (2012). Report to Congress on black carbon. United States Environmental Protection Agency. <http://epa.gov/blackcarbon/2012report/fullreport.pdf>
- Wang, R., Tao, S., Balkanski, Y., Ciais, P., Boucher, O., Liu, J., Piao, S., Shen, H., Vuolo, M.R., Valari, M., Chen, H., Chen, Y., Cozic, A., Huang, Y., Li, B., Li, W., Shen, G., Wang, B., Zhang, Y. (2014). Exposure to ambient black carbon derived from a unique inventory and high-resolution model. *PNAS*, 111, 2459-2463.
- Wang, R., Tao, S., Wang, W., Liu, J., Shen, H., Shen, G., Wang, B., Liu, X., Li, W., Huang, Y., Zhang, Y., Lu, Y., Chen, H., Chen, Y., Wang, C., Zhu, D., Wang, X., Li, B., Liu, W., Ma, J. (2012). Black carbon emissions in China from 1949 to 2050. *Environmental Science and Technology*, 46, 7595-7603.
- Wang, X., Chen, R., Meng, X., Geng, F., Wang, C., Kan, H. (2013). Associations between fine particle, coarse particle, black carbon and hospital visits in a Chinese city. *Science of the Total Environment*, 4, 458-460: 1-6.
- 王志立, 郭品文, 张华. (2009). 黑碳气溶胶直接辐射强迫及其对中国夏季降水影响的模拟研究. *气候与环境研究*. 14(2): 161-172.
- WHO. (2012). Health effect of black carbon. World Health Organization-European Region: Copenhagen, Denmark. [http://www.euro.who.int/data/assets/pdf\\_file/0004/162535/e96541.pdf](http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0004/162535/e96541.pdf)
- World Health Organization. Burden of disease from Household Air Pollution for 2012 and Burden of disease from Ambient Air Pollution for 2012. Public Health, Social and Environmental Determinants of Health Department. 2014. [http://www.who.int/phe/health\\_topics/outdoorair/databases/FINAL\\_HAP\\_AAP\\_BoD\\_24March2014.pdf?ua=1](http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/FINAL_HAP_AAP_BoD_24March2014.pdf?ua=1)
- Xu, B., Cao, J., Hansen, J., Yao, T., Joswia, D.R., Wang, N., Wua, G., Wang, M., Zhao, H., Yang, W., Liu, X., He, J. Black soot and the survival of Tibetan glaciers. *PNAS*, 106, 22114-22118.
- Yang, G., Wang, Y., Zeng, Y., Gao, G.F., Liang, X., Zhou, M., Wan, X., Yu, S., Jiang, Y., Naghavi, M., Vos, T., Wang, H., Lopez, A.D., Murray, C.J. (2013). Rapid health transition in China, 1990-2010: findings from the Global Burden of Disease Study 2010. *Lancet*, 381, 1987-2015.
- Yang, M., Howell, S.G., Zhuang, J., Huebert, B.J. Attribution of aerosol light absorption to black carbon, brown carbon, and dust in China – interpretations of atmospheric measurements during EAST-AIRE. *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 2035-2050.
- Zhang, H., Wang, Z., Wang, Z., Liu, Q., Gong, S., Zhang, X., Shen, Z., Lu, P., Wei, X., Che, H., Li, L. (2012). Simulation of direct radiative forcing of aerosols and their effects on East Asian climate using an interactive AGCM-aerosol coupled system. *Climate Dynamics*, 38, 1675-1693.
- Zhang, N., Qin, Y., Xie, S. (2013). Spatial distribution of black carbon emissions in China. *Atmospheric Science, Chinese Science Bulletin*, 58, 3830-3839.
- Zhu, T., Han, Y., Huang, W., Lu, H., Ji, Y., Guan, T., Zhu, Y., Liu, J. (2012). The effect of urban air pollutants on pulmonary inflammation and systemic oxidative stress in diabetic and prediabetic patients in Shanghai. *Epidemiology*, 23, doi:10.1097/01.ede.0000416615.21487.e4

## 第四章

- Bell, M. L., Dominici, F. and Samet, J. M. (2005). A meta-analysis of time-series studies of ozone and mortality with comparison to the national morbidity, mortality, and air pollution study. *Epidemiology*, 16, 436-445.
- Brink, S., Godfrey, H., Kang, M., Lyser, S., Majkut, J., Mignotte, S., Peng, W., Reid, M., Sengupta, M., Singer, L. (2013). Methane Mitigation Opportunities in China. [https://www.princeton.edu/~mauzeral/teaching/WW591e\\_Methane\\_Workshop\\_FinalReport%202013.pdf](https://www.princeton.edu/~mauzeral/teaching/WW591e_Methane_Workshop_FinalReport%202013.pdf)
- Dennekamp, M., Carey, M. (2010). Air quality and chronic disease: why action on climate change is also good for health. *NSW Public Health Bulletin*, 21, 115-121.
- Devlin, R.B., McDonnell, W.F., Mann, R., Becker, S., House, D.E., Schreinemachers, D., Koren, H.S. (1991). Exposure of humans to ambient levels of ozone for 6.6 hours causes cellular and biochemical changes in the lung. *Am. J. Respir. Cell Mol. Biol.*, 4, 72-81.
- Dikshith, T.S.S. (2013). Hazardous Chemicals: Safety Management and Global Regulations. CRC Press. 680p
- Dingeneen, R., Dentener, F.J., Raes, F., Krol, M.C., Emberson, L., Cofala, J. (2009). The global impact of ozone on agricultural crop yields under current and future air quality legislation. *Atmospheric Environment*, 43, 604-618.
- Harris, J., Kirsch, P., Shi, M., Li, J., Gagrani, A., Krishna, A.E.S., Tabish, A., Arora, D., Kothandaraman, K., Cliff, D. (2014). Comparative Analysis of Coal Fatalities in Australia, South Africa, India, China and USA, 2006-2010, 14th Coal Operators' Conference, University of Wollongong, The

- Australasian Institute of Mining and Metallurgy & Mine Managers Association of Australia, 399-407.
- Higashi, N. (2009). Natural gas in China: market evolution and strategy. International Energy Agency. [http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/nat\\_gas\\_china.pdf](http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/nat_gas_china.pdf)
- IPCC. (2013). Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the IPCC Fifth Assessment Report (AR5), [Stocker, T.F., et al. eds]. Cambridge Univ Press, New York.
- Jerrett, M., Burnett, R. T., Pope, C. A. III, Ito, K., Thurston, G., Krewski, D., Shi, Y., Calle, E. and Thun, M. (2009). Long-term ozone exposure and mortality. *N. Engl. J. Med.*, 360, 1085-1095.
- Liu, F., Wang, X., Zhu, Y. (2009). Assessing current and future ozone-induced yield reductions for rice and winter wheat in Chongqing and the Yangtze River Delta of China. *Environmental Pollution*, 157, 707-709.
- OECD/IEA. (2009). Coal mine methane in China: a budding asset with the potential to bloom. Organization for Economic Co-operation and Development and International Energy Agency [http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/china\\_cmm\\_report.pdf](http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/china_cmm_report.pdf)
- Royal Society. (2008). Ground-level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications. Royal Society Science Policy Report 15/08. [https://royalsociety.org/~media/Royal\\_Society\\_Content/policy/publications/2008/7925.pdf](https://royalsociety.org/~media/Royal_Society_Content/policy/publications/2008/7925.pdf)
- Touloumi, G., Katsouyanni, K., Zmirou, D., Schwartz, J., Spix, C., de Leon, A. P., Tobias, A., Quennel, P., Rabczenko, D., Bacharova, L., Bisanti, L., Vonk, J. M. and Ponka, A. (1997). Short-term effects of ambient oxidant exposure on mortality, a combined analysis within the APHEA project. *Am. J. Epidemiol.*, 146, 177-185.
- UNEP/WMO. (2011). Integrated assessment of black carbon and tropospheric ozone. United Nations Environment Programme and World Meteorological Organization. [http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/BlackCarbon\\_report.pdf](http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/BlackCarbon_report.pdf)
- USEPA. (2012). Global Anthropogenic Non-CO2 Greenhouse Gas Emissions: 1990-2030. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/climatechange/EPAactivities/economics/nonCO2projections.html>
- Wang, X., Mauzerall, D.L. (2004). Characterizing distributions of surface ozone and its impact on grain production in China. Japan and South Korea: 1990 and 2020. *Atmos. Environ.*, 38, 4383-4402.
- Yang, C., Yang, H., Guo, S., Wang, Z., Xu, X., Duan, X., Kan, H. (2012). Alternative ozone metrics and daily mortality in Suzhou: the China Air Pollution and Health Effects Study (CAPEs), *Science of the Total Environment*, 83-89.
- Zhang, B., Chen, G.Q. (2014). Methane emissions in China 2007. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 30, 886-902.
- Zhang, B., Chen, G.Q., Li, J.S., Tao, L. (2014). Methane emissions of energy activities in China 1980-2007. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 29, 11-21.
- Zhang, Y., Huang, W., London, S.J., Song, G., Chen, G., Jiang, L., Zhao, N., Chen, B., Kan, H. (2006). Ozone and Daily Mortality in Shanghai, China, *Environmental Health Perspectives*, 114, 1227-1232.

## 第五章

- Baum, E. (2010). Black carbon from brick kilns. Paper presented to the Clean Air Taskforce.
- Bond, T.C. (2009). Black carbon: emission sources & prioritization (PPT). ICCT Black Carbon Workshop, London, UK.
- Bond, T.C., Streets, D.G., Yarber, K.F., Nelson, S.M., Woo, J. and Klimont, Z. (2004). A technology-based global inventory of black and organic carbon emissions from combustion. *Journal of Geophysical Research*, 109, D14203. doi: 10.1029/2003JD003697
- Brink, S., Godfrey, H., Kang, M., Lyser, S., Majkut, J., Mignotte, S., Peng, W., Reid, M., Sengupta, M., Singer, L. (2013). Methane Mitigation Opportunities in China. [https://www.princeton.edu/~mauzeral/teaching/WWS591e\\_Methane\\_Workshop\\_FinalReport%202013.pdf](https://www.princeton.edu/~mauzeral/teaching/WWS591e_Methane_Workshop_FinalReport%202013.pdf)
- Cao, G.L., Zhang, X.Y., Wang, D., Zheng, F.C. (2006). Inventory of black carbon and organic carbon emissions from China. *Atmospheric Environment*, 40, 6516-6527.
- Chen, Y., Zhi, G., Feng, Y., Fu, J., Feng, J., Sheng, G. and Simoneit, B.R.T. (2006). Measurements of emission factors for primary carbonaceous particles from residential raw-coal combustion in China. *Geophysical Research Letters*, 33, L20815, doi: 10.1029/2006GL026966.
- Chen, Y., Zhi, G., Feng, Y., Liu, D., Zhang, G., Li, J., Sheng, G. and Fu, J. (2009). Measurements of black and organic carbon emission factors for household coal combustion in China: implication for emission reduction. *Environmental Science & Technology*, 43(24), 9495-9500.
- Climate Institute. (2009). How does black carbon change the climate debate? Climate Alert. <http://climate.org/PDF/climatealertautumn2009.pdf>
- CLRTAP. (2012). Guidance document on control techniques for emissions of sulphur, NOx, VOCs, dust (including PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> and black carbon) from stationary sources. Prepared by the Expert Group on Techno-Economic Issues. Working Group on Strategies and Review.
- 董红敏, 李玉娥, 陶秀萍, 等. (2008). 中国农业源温室气体排放与减排技术对策. *农业工程学报*, 10(24): 269-273.
- Hoglund-Isaksson, L. (2012). Global anthropogenic methane emissions 2005-2030: technical mitigation potentials and costs. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 9079-9096.
- Huo, H., Lei, Y., Zhang, Q., Zhao, L. and He, K. (2012). China's coke industry: recent policies, technology shift, and implication for energy and the environment. *Energy Policy*, 51, 397-404.
- Jiang, Y., Wang, L., Yan, X., Tian, Y., Deng, A., Zhang, W. (2013). Super rice cropping will enhance rice yield and reduce CH<sub>4</sub> emission: a case study in Nanjing, China. *Rice Science*, 20, 427-433.
- Kaufmann, R.K., Kauppi, H., Mann, M.L. and Stock, J.H. (2011) Reconciling anthropogenic climate change with observed temperature 1998-2008. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.*, 108, 11790-11793.
- Klimont, Z., Cofala, J., Xing, J., Wei, W., Zhang, C., Wang, S., Kejun, J., Bhandari, P., Mathur, R., Purohit, P., Rafaj, P., Chambers, A., Amann, M., Hao, J. (2009). Projection of SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, and Carbonaceous aerosols emissions in Asia. *Tellus* 61B, 4, 602-617.

- Lei, Y., Zhang, Q., He, K.B., Streets, D.G. (2011). Primary anthropogenic aerosol emission trends for China, 1990-2005. *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 931-954.
- Li, C., Qiu, J., Frolking, S., Xiao, X., Salas, W., Moore III, B., Boles, S., Huang, Y., Sass, R. (2002). Reduced methane emissions from largescale changes in water management of China's rice paddies during 1980-2000, *Geophys. Res. Lett.*, 29, doi:10.1029/2002GL015370, 2002.
- Lu, Z., Zhang, Q. and Streets, D.G. (2011). Sulfur dioxide and primary carbonaceous aerosol emissions in China and India, 1996-2010. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11, 9839-9864.
- 罗楠. (2009). 中国烧砖制造过程环境负荷研究. 北京科技大学, 北京.
- Murray, Robin, et al., 2010. "Clean Development Mechanism Evaluation Study – Adoption of Heat Recovery Power Generation within the Chinese Coal-Gangue Brick Sector." Camco, Climate Change Solutions. Final Report: March 30.
- OECD/IEA. (2009). Coal mine methane in China: a budding asset with the potential to bloom. Organization for Economic Co-operation and Development and International Energy Agency [http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/china\\_cmm\\_report.pdf](http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/china_cmm_report.pdf)
- Ominski, K.H., Wittenberg, K.M. (2004). Strategies for reducing enteric methane emissions in forage-based beef production systems. *The Science of Changing Climates- Impact on Agriculture, Forestry and Wetlands* July 20-23 2004 University of Alberta, Edmonton, Alberta Canadian Society of Agronomy, Animal Science, and Soil Science. [http://www1.foragebeef.ca/\\$foragebeef/frgebeef.nsf/all/ccf758/\\$FILE/CcStrategiesforreducingemissionsOminski.pdf](http://www1.foragebeef.ca/$foragebeef/frgebeef.nsf/all/ccf758/$FILE/CcStrategiesforreducingemissionsOminski.pdf)
- Li, Q. (2005). Present situation and trends of firewood saving, stove improvement and rural marsh gas in Fuping, Shann'xi Province. *Proc. of NISP Dissemination Workshop*, Beijing.
- Schmidt, C.W. (2013). Modernizing artisanal brick kilns: a global need. *Environ Health Perspective*, 121, DOI:10.1289/ehp.121-A242
- 邵臻颖, 卫梵斯, 杨子菲. (2014). 广东省实施国5/V和国6/VI汽车排放标准的成本收益分析. 国际清洁交通委员会 (ICCT).
- Shen, G., Tao, S., Wei, S., Zhang, Y., Wang, R., Wang, B., Li, W., Shen, H., Huang, Y., Chen, Y., Chen, H., Yang, Y., Wang, W., Wen Wei, Wang, X., Liu, W., Wang, X. and Simonich, S.L.M. (2012). Reductions in Emissions of Carbonaceous Particulate Matter and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Combustion of Biomass Pellets in Comparison with Raw Fuel Burning. *Environmental Science & Technology*, 46, 6409-6416.
- 石生伟, 李玉娥, 刘运通, 等. (2010). 中国稻田CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放及减排整合分析. *中国农业科学*, 43(14): 2923-2936.
- Sinton, J.E., Smith, K.R., Peabody, J.W., Liu Y., Zhang X., Edwards, R., Gan, Q. (2004). An assessment of programs to promote improved household stoves in China. *Energy for Sustainable Development*, VIII(3), 33-52.
- Smith, K.R., Gu S.H., Huang K., and Qiu D.X. (1993). One hundred million improved cookstoves in China: how was it done? *World Development*, 21, 941-961.
- Smith, K.R., Keyun, D. (2010). A Chinese National Improved Stove Program for the 21st Century to Promote Rural Social and Economic Development. *Energy Policy Research*, 1, 24-25.
- Streets, D.G., Bond, T.C., Carmichael, G.R., Fernandes, S.D., Fu, Q., He, D., Klimont, Z., Nelson, S.M., Tsai, N.Y., Wang, M.Q., Woo, J.-H. and Yarber, K.F. (2003). An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000. *Journal of Geophysical Research*, 108, 30-1-30-23.
- Streets, D.G., Gupta, S., Waldhoff, S.T., Wang, M.Q., Bond, T.C., Bo, Y. (2001). Black carbon emissions in China. *Atmospheric Environment*, 35, 4281-4296.
- UNEP/WMO. (2011). Integrated assessment of black carbon and tropospheric ozone. United Nations Environment Programme and World Meteorological Organization. [http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/BlackCarbon\\_report.pdf](http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/BlackCarbon_report.pdf)
- Wang, L.L., Yan, X.J., Jiang, Y., Tian, Y., Deng, A., Zhang, W. (2013). Difference in Characteristics of CH<sub>4</sub> emission between super-rice variety Ningjing 1 and traditional Japonia variety. *Chin J Rice Sci.*, 27, 413-418.
- Wang, R., Tao, S., Shen, H.Z., Wang, X.L., Li, B.G., Shen, G.F., Wang, B., Li, W., Liu, X.P., Huang, Y., Zhang, Y.Y., Lu, Y., Ouyang, H.L. (2012b). Global emission of black carbon from motor vehicles from 1960 to 2030. *Environ. Sci. Technol.*, 46, 1278-1284.
- Wang, R., Tao, S., Wang, W., Liu, J., Shen, H., Shen, G., Wang, B., Liu, X., Li, W., Huang, Y., Zhang, Y., Lu, Y., Chen, H., Chen, Y., Wang, C., Zhu, D., Wang, X., Li, B., Liu, W., Ma, J. (2012). Black carbon emissions in China from 1949 to 2050. *Environmental Science and Technology*, 46, 7595-7603.
- World Bank. (2011). Household cookstoves, environment, health, and climate change: a new look at an old problem. The World Bank Group. [http://www.cleancookstoves.org/resources\\_files/household-cookstoves.pdf](http://www.cleancookstoves.org/resources_files/household-cookstoves.pdf)
- Zhang, X., Smith, K. (2005). Programmes promoting improved household stoves. *Boiling Point*, 50. <http://practicalaction.org/docs/energy/docs50/bp50-china.pdf>
- Yusuf, R.O., Noor, Z.Z., Abba, A., Hassan, M.A.A., Din, M.F.M., (2012). Methane emission by sectors: a comprehensive review of emission sources and mitigation methods. *Renew Sustain Energy Rev*, 16, 5059-5070.
- Zhang, N., Qin, Y. and Xie, S. (2013). Spatial distribution of black carbon emissions in China. *Chinese Science Bulletin*, 58(31), 3830-3839.
- Zhang, Q., Streets, D.G., Carmichael, G.R., He, K., Huo, H., Kannari, A., Klimont, Z., Park, I., Reddy, S. and Fu, J. (2009). Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(14), 5131-5153.
- Zhang, Q., Zbigniew, K., Streets, D.G., Huo, H., He, K. (2006). China's anthropogenic sourced particles emission model and the 2001 inventory. *Natural Science Advance*, 2, 223-231.
- Zhao, Y., Nielsen, C.P., Lei, Y., McElroy, M.B. and Hao, J. (2011). Quantifying the uncertainties of a bottom-up emission inventory of anthropogenic atmospheric pollutants in China. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11, 2295-2308.
- Zhi, G., Chen, Y., Feng, Y., Xiong, S., Li, J., Zhang, G., Sheng, G. and Fu, J. (2008). Emission characteristics of carbonaceous particles from various residential coal-stoves in China. *Environmental Science & Technology*, 42(9), 3310-3315.
- Zhi, G., Peng, C., Chen, Y., Liu, D., Sheng, G. and Fu, J. (2009). Deployment of coal-briquettes and improved stoves: possibly an option for both environment and climate. *Environmental Science & Technology*, 43(15), 5586-5591.



## 第六章

- Cao, G.L., Zhang, X.Y., Wang, D., Zheng, F.C. (2006). Inventory of black carbon and organic carbon emissions from China. *Atmospheric Environment*, 40, 6516-6527.
- CCICED. (2013). Policy Research Report on Environment and Development. Regional balance and green development 2012. The China Council for International Cooperation on Environment and Development. [http://www.iisd.org/pdf/2013/CCICED\\_annual\\_report.pdf](http://www.iisd.org/pdf/2013/CCICED_annual_report.pdf)
- Ramanathan, V., Carmichael, G. (2008). Global and regional climate changes due to black carbon. *Nature Geoscience*, 1, 221-227.
- 石生伟, 李玉娥, 刘运通, 等. (2010). 中国稻田CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放及减排整合分析. *中国农业科学*, 43(14): 2923-2936.
- Streets, D.G., Gupta, S., Waldhoff, S.T., Wang, M.Q., Bond, T.C., Bo, Y. (2001). Black carbon emissions in China. *Atmospheric Environment*, 35, 4281-4296.
- Wang, R., Tao, S., Wang, W., Liu, J., She, H., Shen, G., Wang, B., Liu, X., Li, W., Huang, Y., Zhang, Y., Lu, Y., Chen, H., Chen, Y., Wang, C., Zhu, D., Wang, X., Li, B., Liu, W., Ma, J. (2012). Black carbon emissions in China from 1949 to 2050. *Environmental Science & Technology*, 46, 7595-7603.







[www.prcee.org](http://www.prcee.org)

北京市朝阳区育慧南路1号  
Tel.: +86-10-84665771  
Fax.: +86-10-84634063  
E-mail: [postmaster@prcee.org](mailto:postmaster@prcee.org)  
[www.prcee.org](http://www.prcee.org)



**PRCEE**

[www.unep.org](http://www.unep.org)

United Nations Environment Programme  
P.O. Box 30552 - 00100 Nairobi, Kenya  
Tel.: +254 20 762 1234  
Fax: +254 20 762 3927  
e-mail: [unep@unep.org](mailto:unep@unep.org)  
[www.unep.org](http://www.unep.org)

