

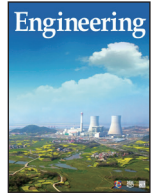


ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

Engineering

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/eng](http://www.elsevier.com/locate/eng)



Research  
Air Pollution Control—Review

## 我国大气污染治理的进展与生态文明时代的机遇和挑战

鲁玺<sup>a,b,#</sup>, 张少君<sup>a,b,#</sup>, 邢佳<sup>a,b,#</sup>, 王韵杰<sup>a</sup>, 陈文会<sup>a</sup>, 丁点<sup>a</sup>, 吴焯<sup>a,b</sup>, 王书肖<sup>a,b,\*</sup>, 段雷<sup>a,b</sup>, 郝吉明<sup>a,b,\*</sup>

<sup>a</sup> State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China

<sup>b</sup> State Environmental Protection Key Laboratory of Sources and Control of Air Pollution Complex, Beijing 100084, China

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 27 December 2019

Revised 18 March 2020

Accepted 26 March 2020

Available online 19 June 2020

#### 关键词

大气污染治理

生态文明

细颗粒物

低碳发展

臭氧

### 摘要

中国过去的经济增长在很大程度上依赖于化石燃料消费,因此造成了严重的空气污染问题。解决经济增长与污染改善之间的矛盾已成为我国发展生态文明的关键。本文分析了我国近30年来大气污染治理的历程,指明了从排放控制到质量管理这一战略转变的重要意义。“十一五”期间,二氧化硫(SO<sub>2</sub>)排放总量控制遏制了中国酸雨问题日益恶化的态势。2013年以来,我国制定了以降低细颗粒物(PM<sub>2.5</sub>)浓度为大气污染治理的主要目标,开展了针对多个行业、多种大气污染物的综合治理行动,标志着中国向以空气质量为导向的战略转变。针对目前日益加剧的臭氧(O<sub>3</sub>)污染,急需科学厘清PM<sub>2.5</sub>和O<sub>3</sub>污染控制之间复杂的相互作用关系,实施有效的污染协同控制策略。作为成功建设生态文明的关键性指标,中国空气质量的根本改善要求今后中国能源系统深度降碳,并且能够寻求更多的协同途径,从而同时改善空气质量和应对气候变化。

© 2020 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

## 1. 引言

在过去的30年中,中国经济高速增长。从1990年到2017年,中国国内生产总值(GDP)增长了43倍,年均增长率超过10% [1]。中国经济高速增长与化石燃料消费(尤其是煤炭)密切相关。煤炭也是各种大气污染物和二氧化碳(CO<sub>2</sub>)排放的主要来源。中国的CO<sub>2</sub>排放量和能源消耗量分别在2007年和2009年超过了美国,中国也成为了世界上最大的能源消耗和碳排放国家。2017年,中国贡献了全球23.2%的能源消耗量和27.6%的CO<sub>2</sub>排放量[2]。中国二氧化硫(SO<sub>2</sub>)、氮氧化物(NO<sub>x</sub>)和一次细颗粒物(PM<sub>2.5</sub>)的排放量分别于2007年、2012年和2006年达到了历史最

高[3,4],其峰值年排放水平分别为1990年的2.5倍、4.6倍和1.5倍(图1 [5,6])。2017年,我国338个城市中约有70%仍未达到国家环境空气质量标准(NAAQS) [7],PM<sub>2.5</sub>浓度未达标是其中最突出的问题。中国同时面临着改善空气质量和应对气候变化的双重压力。

在过去的30年里,中国一直致力于将大气污染、碳强度与经济增长脱钩,最终建立具有可持续发展和生态文明特征的社会发展模式。在早期阶段(20世纪70年代和80年代),中国主要在地方层面实施大气污染治理,主要工作是控制烟(粉)尘排放。后来,酸雨成为中国一个严重的、大面积(曾影响超过30%的国土面积)的环境问题,对南部和西南部地区的影响尤其严重。自20世纪90年代以来,

\* Corresponding author.

E-mail address: [shxwang@tsinghua.edu.cn](mailto:shxwang@tsinghua.edu.cn) (S. Wang), [hjm-den@tsinghua.edu.cn](mailto:hjm-den@tsinghua.edu.cn) (J. Hao).

# These authors contributed equally to this work.

针对燃煤行业SO<sub>2</sub>减排的监管已变得更加严格[8]。这些努力使得中国的SO<sub>2</sub>和PM<sub>2.5</sub>的总排放量在2010年前达到了峰值[5]。

PM<sub>2.5</sub>污染的前体物种类复杂、形成机制复杂，其污染治理也最具挑战性。在这样的背景下，中国的空气质量管理已转变为一种新的模式：从最初侧重于单一污染物或单一部门的控制行动，转变为通过区域联防联控或甚至全国层面协同努力，减少来自多个部门的多种前体物排放。近年来，中国实施了一系列政策，包括2018—2020年的“蓝天保卫战三年行动计划”，以及面向2035年的“美丽中国”中长期目标。后者要求中国的空气质量得到根本改善：到2035年所有城市的PM<sub>2.5</sub>的年浓度要低于35 μg·m<sup>-3</sup>[世界卫生组织（WHO）建议的第一过渡阶段目标值]。为了实现这一目标，除了更严格的末端治理措施外，深入调整产业结构和能源系统的去碳化也是至关重要的。

另一方面，自1980年以来，中国的碳强度（即单位GDP的CO<sub>2</sub>排放量）已经快速下降，这反映了为提高能源效率而采取初步行动的有效性，以及最近的中国应对气候变化的战略。2015年在巴黎召开的联合国气候变化大会（COP21）上，中国承诺将碳强度相较于2005年降低60%~65%，并在2030年或更早实现碳达峰（作者注：中国最新气候目标包括，2030年单位国内生产总值CO<sub>2</sub>排放将比2005年下降65%以上；CO<sub>2</sub>排放力争于2030年前达到峰值，努力争取2060年前实现碳中和）。到2030年，日益增加的清洁和低碳能源的使用将在中国从相对碳-经济脱钩向绝对碳-经济脱钩的过渡中起到重要作用。减少大气污染物和减少温室气体（GHG）、特别是CO<sub>2</sub>的排放密不可分。2015年，联合国大会（UNGA）提出了2030年可

持续发展目标（SDG）[9]，强调了一条具有多重效益的协同途径，并将其作为应对可持续性发展复杂挑战的重要手段。自2012年以来，中国政府一直在推进国家生态文明建设战略的实施，以实现经济增长与生态环境负面影响的脱钩，建设“美丽中国”。显然，大气污染治理和应对气候变化在这一进展中都发挥着关键作用。本文全面回顾了过去30年来中国为解决不断变化的大气污染治理问题所做的努力。在建设生态文明的征程上，为了应对臭氧（O<sub>3</sub>）污染控制、PM<sub>2.5</sub>浓度持续降低等新挑战，我们需要继续努力探索大气污染与气候变化协同应对的综合路径。

## 2. 从酸雨到霾污染——生态文明建设的急迫问题

20世纪80年代，煤炭和其他化石燃料的过度使用导致了SO<sub>2</sub>和NO<sub>x</sub>的大量排放，这些气态污染物在大气环境中被氧化成硫酸和硝酸，并且可以传输数百公里，在区域范围内造成酸沉降[8]。酸雨成为中国遇到的第一个严重的区域性空气污染问题。在中国的南部和西南的部分地区，煤炭中的含硫量高达4%；在这些区域，碱性颗粒物起到的酸中和作用又比中国北方地区弱得多，导致其酸雨问题在中国最为突出[8]。酸雨对环境、农业生产、人类和复杂的生态系统（如地面植被和生物多样性）都构成了严重的威胁。据估计，酸雨在中国的社会成本高达320亿美元[8]。

在过去20年中，中国平均降水酸度（即平均pH值）与总SO<sub>2</sub>排放量之间存在显著的负相关关系（皮尔逊相关系数 $r = -0.90$ ）（图2）[10]。平均降水pH值的最低值和总SO<sub>2</sub>排放量的峰值都出现在2006年，当时中国约三分之一土地都受到酸雨威胁。据估计，以区域硫沉降和氮沉降通量为指标，2006年中国酸雨的严重程度与20世纪80年代中欧的污染程度相当或比其更高[8]。

与对酸雨问题的反应相比，中国决策者对PM<sub>2.5</sub>污染问题的认识历程更加漫长。20世纪90年代哈佛大学发表的美东六城市研究对认识PM<sub>2.5</sub>污染的健康影响具有里程碑意义。研究表明细颗粒物（PM<sub>2.5</sub>）暴露（而非粗颗粒物暴露）与每日死亡率相关性极高[11]，这促使美国环保署（EPA）在1997年制定了全球第一个PM<sub>2.5</sub>环境空气质量标准[12]。随后，中国研究人员开始测量大气PM<sub>2.5</sub>浓度并分析其化学组成。1999年，清华大学研究小组率先在北京对大气PM<sub>2.5</sub>浓度进行了连续测量，发现当时的PM<sub>2.5</sub>年平均值在115~127 μg·m<sup>-3</sup>之间[13]。与粗颗粒物主要来自一次气溶胶不同，PM<sub>2.5</sub>的主要化学成分是二次气

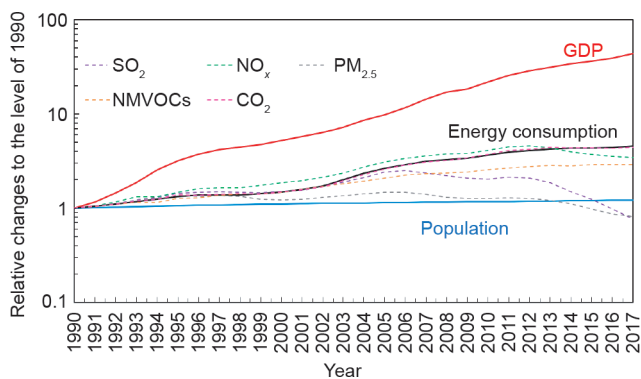


图1. 1990—2017年期间中国国内生产总值（GDP）、能源消耗和人口趋势，以及SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、一次PM<sub>2.5</sub>、非甲烷挥发性有机化合物(NMVOC)和CO<sub>2</sub>的排放量趋势，1990年的数值为1。国内GDP、能源消耗和人口数据来自中国国家统计局。2010—2017年空气污染物（SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、PM<sub>2.5</sub>和NMVOC）的排放数据来自清华大学的“中国多尺度排放清单（MEIC）”[5]。CO<sub>2</sub>排放数据来自国际能源署(IEA)[6]。

溶胶（如硝酸铵、硫酸铵和有机气溶胶）。这表明仅靠自20世纪70年代以来就实施的粉尘排放控制措施无法有效降低PM<sub>2.5</sub>浓度。

高浓度PM<sub>2.5</sub>污染俗称雾霾，在冬天经常席卷中国众多城市，显著降低了能见度并损害了人们的健康。直到2012年，中国才修订环境空气质量标准（NAAQS），采用WHO第一过渡阶段目标值（35 μg·m<sup>-3</sup>）作为PM<sub>2.5</sub>的年均浓度限值。政府也开始逐步建立PM<sub>2.5</sub>监测网络，以监测更多地区的PM<sub>2.5</sub>浓度，并向公众提供实时结果。在2013年，中国74个重点城市中有96%未能达到NAAQS年均PM<sub>2.5</sub>浓度限值。京津冀（BTH）地区的城市污染最为严重，该区域的PM<sub>2.5</sub>年均浓度是标准限值的2~3倍。在2013年1月的一次严重雾霾污染事件中，小时PM<sub>2.5</sub>浓度的最高记录高达800 μg·m<sup>-3</sup>[14]。卫星上的图像对气溶胶光学深度（AOD）的反演结果，可用于表征地面PM<sub>2.5</sub>的连续趋势。卫星数据证实，BTH区域面临着中国最严重的PM<sub>2.5</sub>污染，并在2004—2007年期间严重恶化[15]。

根据2015年全球疾病负担（GBD）研究，PM<sub>2.5</sub>污染暴露每年导致中国110万人死亡，大气PM<sub>2.5</sub>暴露也被确定为中国疾病负担的一个重要风险因素。基于GBD的研究成果，世界银行估计，2013年由空气污染（包括室内暴露）导致的过早死亡成本接近当年国内生产总值的10%，这一比例明显高于欧洲和北美发达国家[17]。鉴于空气污染对公众健康的严重影响，毫无疑问，改善空气质量已成为中国发展生态文明的核心领域。

### 3. 从排放控制到空气质量——生态文明的关键任务

随着近30年来社会的快速发展，中国的空气质量管

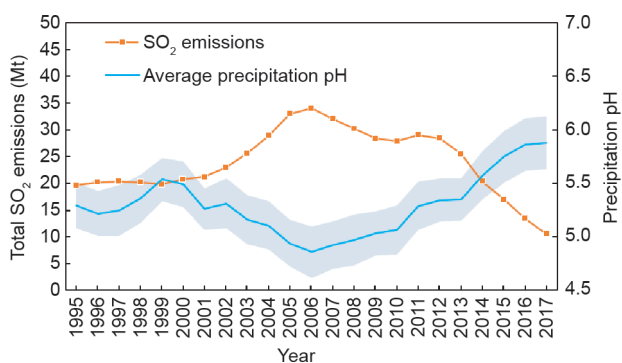


图2. 1995—2017年期间全国平均降水pH值和总SO<sub>2</sub>排放量的趋势。从酸雨监测网络连续观测的74个站点获得降水pH数据[10]；蓝色带表示平均在一个标准差内的间隔。SO<sub>2</sub>的排放数据来源于MEIC模型。

的目标也在不断演进：一开始是酸雨和NO<sub>x</sub>排放，现在则重点关注PM<sub>2.5</sub>污染（图3）。酸雨相关管控措施在20世纪90年代主要集中在对燃煤SO<sub>2</sub>排放的控制上。然而，直到“十一五”期间采用了多样化技术和政策手段后，SO<sub>2</sub>排放量增长趋势才得到扭转（2007年达峰）。如果没有政治问责制的创新改进、SO<sub>2</sub>排放核查以及火电厂安装和运行烟气脱硫（FGD）的经济激励，就不可能实现SO<sub>2</sub>排放的有效控制。NO<sub>x</sub>的来源比SO<sub>2</sub>更为广泛，包括燃煤、移动源和其他化石燃料燃烧。因此，控制NO<sub>x</sub>排放的行动更加广泛和复杂，并且需要多个部门之间的协作。控制PM<sub>2.5</sub>污染不仅需要多部门、多污染物的持续减排，还需要考虑气象和大气化学机制的复杂影响。目前，中国已经实施了区域联防联控的综合行动，以尽量减少PM<sub>2.5</sub>污染对生态和社会的不利影响。自2013年以来，PM<sub>2.5</sub>污染防治标志着我国的空气质量管理战略从排放总量控制向质量改善和风险管控转变。PM<sub>2.5</sub>污染的根本改善已成为我国生态文明建设成功与否的关键指标。

#### 3.1. SO<sub>2</sub> 排放的脱钩

《中华人民共和国大气污染防治法》（以下简称《大气污染防治法》）于1987年制定[18]。在最初的版本中，工业有害气体、烟尘和恶臭污染是主要的关注点，只对炼油厂、合成氨的工厂、炼焦厂以及有色金属冶炼等工业行业进行SO<sub>2</sub>控制。1995年对《大气污染防治法》进行了第一次修订，增加了一章关于控制燃煤污染的内容，以解决SO<sub>2</sub>排放和酸雨问题。这一修订要求划定酸雨和SO<sub>2</sub>污染控制区（“两控区”）[19]。酸雨控制区是指降水pH≤4.5、硫沉降超过临界负荷以及SO<sub>2</sub>排放量大的地区。SO<sub>2</sub>污染控制区的划分则基于环境中SO<sub>2</sub>浓度的超标情况。由国家环境保护总局（SEPA）[现生态环境部（MEE）]提出的两控区划分方案被中华人民共和国国务院（以下简称国务院）批准，作为国家的SO<sub>2</sub>污染防治政策。两控区涵盖全国11.4%的领土（总面积为1.09×10<sup>6</sup> km<sup>2</sup>），对两控区设定了到2010年限制SO<sub>2</sub>排放总量的目标，限制了高硫煤的生产和使用，并要求新建和改建的燃煤电厂采用两控区政策要求的脱硫装置。

尽管2000年修订的《大气污染防治法》要求安装烟气脱硫系统，但其却并未得到严格实施[20]。因此，在煤炭消耗激增的影响下，2002—2006年间SO<sub>2</sub>的总排放量增加了近50%（图2），加剧了全国范围内的酸雨污染[10]。这种情况在“十一五”规划（2006—2010年）中得到了扭转，该规划设定了将SO<sub>2</sub>总排放量减少10%的目标。总量



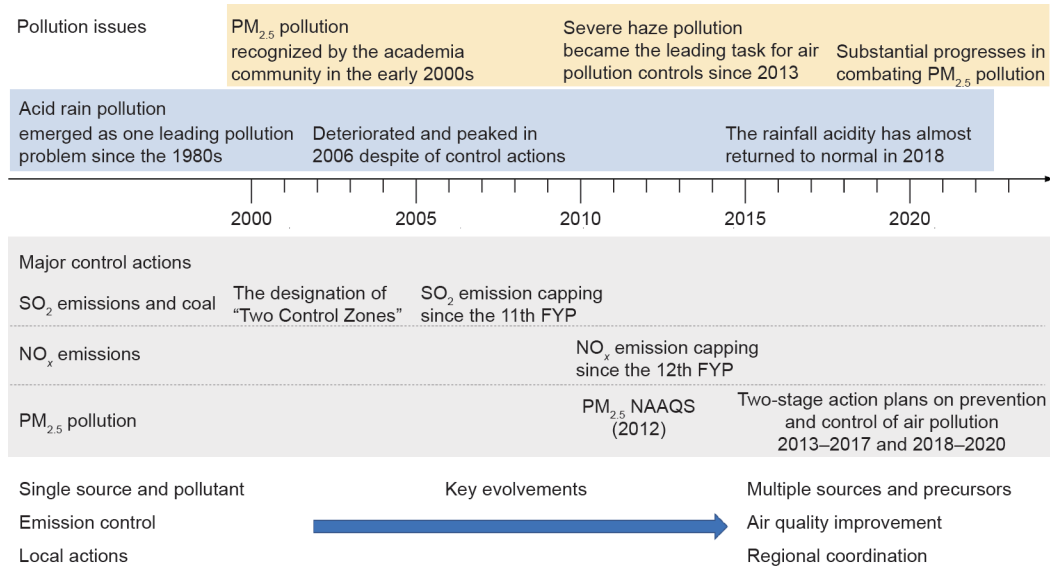


图3. 中国大气污染治理的重要里程碑和政策演变，包括对SO<sub>2</sub>和NO<sub>x</sub>排放以及PM<sub>2.5</sub>环境浓度的控制行动。FYP: 五年计划。

排放控制目标首次成为对省级和市级政府的强制性要求，没有实现该目标的地方领导人会在干部评估时受到影响，“十一五”规划也因此被认为是一个里程碑[21]。

除了政治问责制外，国家还采取了针对SO<sub>2</sub>排放量的核查和财政激励措施[20]；例如，自2007年以来，燃煤电厂需要安装在线监测设备（CEMS），以报告烟气脱硫装置的运行状况并监控烟气中SO<sub>2</sub>的实时浓度。烟气脱硫装置运行正常（即至少90%的电力投入使用）的发电厂可享受每千瓦时0.015元人民币的补贴。否则，将处以不低于脱硫补贴的罚款。因此，热电厂中烟气脱硫的使用率从2005年的14%增加到2010年的86%。从2005年到2010年，尽管中国的发电量增长了约80%，但电力这一中国最大人为源所产生的SO<sub>2</sub>排放量却减少了23%。根据官方统计，从2005年到2010年，中国的SO<sub>2</sub>总排放量减少了14% [22]，这说明“十一五”规划在控制SO<sub>2</sub>排放方面取得了巨大成功，卫星观测结果也证明了这一趋势[23]。酸雨问题由此得到了极大的改善[10]。

### 3.2. NO<sub>x</sub> 排放的脱钩

另一方面，与SO<sub>2</sub>的控制行动相比，中国的NO<sub>x</sub>排放法规相对滞后。NO<sub>x</sub>来源涉及高温燃烧的多个行业，这就使得减少NO<sub>x</sub>排放的难度更大、成本更高。除了燃煤电厂和工业锅炉，机动车尾气排放和其他化石燃料的燃烧也是NO<sub>x</sub>排放的重要来源。自下而上的排放清单和卫星观测结果都表明，1990—2010年间中国NO<sub>x</sub>总排放量增加了三倍（图1）。2000年以来，许多大城市都经历了快速机动化

的过程，城市二氧化氮（NO<sub>2</sub>）浓度超过了NAAQS限值。在中国许多地区都观察到环境PM<sub>2.5</sub> [25]和降水[10]中硝酸盐（NO<sub>3</sub><sup>-</sup>）与硫酸盐（SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>）的比率呈上升趋势。但是，直到“十二五”（2011—2015年）才启动了NO<sub>x</sub>排放总量控制政策。

借鉴“十一五”期间控制SO<sub>2</sub>排放的成功经验，中国政府制定了相似的强制性目标，即在“十二五”期间将NO<sub>x</sub>排放量减少10%。火力发电厂是政策制定者的主要目标部门，因为这些火力发电厂的排放量至少占全国NO<sub>x</sub>总排放量的30% [26]。控制SO<sub>2</sub>排放的许多政策手段和管理措施（如CEMS）也适用于NO<sub>x</sub>排放控制。2010年，燃煤电厂主要依靠低氮燃烧器（LNB）控制NO<sub>x</sub>，而NO<sub>x</sub>去除效率更高的选择性催化还原（SCR）技术的应用比例仅占12%。“十二五”期间，中国加严了燃煤电厂的排放标准，将NO<sub>x</sub>排放限值设定为100 mg·m<sup>-3</sup>，这是当时世界上最严格的标准。2015年，NO<sub>x</sub>限值进一步修订为50 mg·m<sup>-3</sup>，即超低排放限值[27]。因此，到2015年，超过80%的火力发电厂安装了SCR来控制NO<sub>x</sub>的排放。在“十二五”期间，NO<sub>x</sub>总排放量减少了10.9%，这扭转了过去十年NO<sub>x</sub>排放量快速增长的趋势[28,29]。

### 3.3. PM<sub>2.5</sub> 浓度脱钩

2012年，NAAQS修订版第一次纳入了PM<sub>2.5</sub>作为法规污染物，标志着中国空气污染控制的一个战略性里程碑。随着公众开始逐渐了解PM<sub>2.5</sub>污染、大气能见度与健康之间的关系，PM<sub>2.5</sub>浓度已成为比其他大气污染更为易懂的

指标。国务院发布的《2013—2017年大气污染防治行动计划》(以下简称《行动计划》)的主要目标是改善全国空气质量,减少重污染天数。与以前由国家环境保护总局提出、国务院批准的两控区政策不同,《行动计划》是第一次由国务院直接领导和推动的大气污染防治政策。这也说明,消除PM<sub>2.5</sub>污染需要国家和地方比以往任何时候都多的协作和努力。东部三个主要地区[京津冀、长江三角洲(YRD)和珠江三角洲(PRD)]的PM<sub>2.5</sub>污染控制目标要求更加严格:在2013—2017年期间,将PM<sub>2.5</sub>的平均浓度分别降低25%、20%和15%。虽然2013—2017年的气象条件变化稍有利于降低京津冀地区的PM<sub>2.5</sub>浓度,但排放量的减少仍是环境PM<sub>2.5</sub>浓度下降、健康效益提高的主要因素[30]。北京的目标是2017年平均浓度低于60 μg·m<sup>-3</sup>,即在五年内把2013年浓度(89 μg·m<sup>-3</sup>)降低30%以上。

图4总结了2013年以来中国政府实施控制PM<sub>2.5</sub>污染的主要行动计划。该政策体系的变化趋势十分明显,即逐步涉及更多类别的PM<sub>2.5</sub>前体物和排放区域,因为针对单一污染物或单一区域的传统控制措施不足以实现《行动计划》所要求的大幅降低PM<sub>2.5</sub>浓度的目标。值得注意的是,由于工业活动的快速增长和对钢铁行业的宽松控制,卫星观测结果估算的SO<sub>2</sub>排放量和硫酸盐浓度在2010—2011年期间均略有反弹(图2),超过了发电厂SO<sub>2</sub>控制的减少量[31]。因此,工业污染部门采取了一系列严格的控制措施,包括加严工业排放标准、淘汰小散污企业、淘汰落后工艺以及工业锅炉升级改造[32]。与其他前体物(如SO<sub>2</sub>和NO<sub>x</sub>)的控制措施相比,2013年之前中国对挥发性有机

化合物(VOC)和氨(NH<sub>3</sub>)排放的控制相对宽松[33]。应用响应曲面模型(RSM)研究污染最严重的京津冀地区PM<sub>2.5</sub>浓度对前体物排放的非线性响应关系,可知PM<sub>2.5</sub>的浓度主要同NH<sub>3</sub>和有机化合物[例如,非甲烷挥发性有机化合物(NMVOC)、中等挥发性有机化合物(IVOC)和主要有机气溶胶(POA)]的排放有关[34]。为了达到NAAQS的PM<sub>2.5</sub>标准[35],到2030年,全国NMVOC的排放量必须比2012年至少减少36%。因此,2015年启动了针对石化行业、有机化工行业、表面涂装行业以及包装印刷行业的全面VOC控制计划。RSM计算表明,1990—2005年期间NH<sub>3</sub>排放量快速增加导致硫酸盐和硝酸盐浓度增加了50%~60% [36,37]。硝酸盐已成为京津冀地区PM<sub>2.5</sub>的主要成分,并导致了严重的雾霾[38,39]。其中一个重要的原因是,SO<sub>2</sub>浓度已经显著下降,在富氨和高湿条件下更加有利于硝酸盐向颗粒相的转变[39,40]。因此,中央政府已认识到控制NH<sub>3</sub>排放的重要性,并将农业部门(如农作物种植和水产养殖)也纳入了2018—2020年的蓝天保卫战三年行动计划中。

如图4所示,除了实施在全国层面上的控制行动,几个重点地区采取了更大力度的控制措施。由于中央政府和公众的日益关注,重点城市(如北京和上海)的空气质量已经得到了改善,PM<sub>2.5</sub>污染有所减轻。经过二十年的努力,北京在PM<sub>2.5</sub>污染的治理上取得了巨大成就。事实上,北京早在20世纪90年代就开始实施全面的大气污染控制政策。在2008年奥运会期间,北京和周边省份采取了有效的控制措施,确保了良好的空气质量[41]。从1998年到

Implementation period								Targeted precursor					Sector					
2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	PM	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	VOC	NH <sub>3</sub>	PP	IN	TR	DO	AR	
→12th FYP								√	√	√			√	√	√			
→Air Pollution Prevention and Control Action Plan								√	√	√	√		√	√	√			
→Enhancing air pollution control in the energy industry								√	√	√	√		√	√	√	√		
→Action Plan for Retrofitting and Upgrading of Coal-Fired Power Plants								√	√	√	√		√					
→Industrial Green Development Plan								√	√	√	√			√		√		
→The Plans for the Protection of the Ecological Environment in Beijing-Tianjin-Hebei Coordinated Development								√	√	√	√		√	√	√	√		
→Action Plan on VOC Reduction in Key Industries											√			√				
→Comprehensive Work Plan for Energy Conservation and Emission Reduction									√	√	√		√	√	√	√		
→Three-Year Action Plan								√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	

■ Nationwide

■ Key regions (e.g., BTH, YRD)

■ Nationwide with more efforts in key regions

图4. 2013年以来主要的大气污染控制政策。

2013年, 尽管城市GDP、常住人口、汽车保有量和能源消耗显著增加, 但北京一氧化碳、SO<sub>2</sub>、PM<sub>10</sub>和NO<sub>2</sub>浓度仍在持续下降。在2008年奥运会期间我国成功控制了空气污染, 这使当地领导人认识到, 大气中PM<sub>2.5</sub>污染是由排放、气象条件和大气化学共同造成的; 此外, 如果没有周围省份的共同努力, 就无法成功控制PM<sub>2.5</sub>污染。因此, 政府在治理PM<sub>2.5</sub>污染源解析方面取得宝贵经验。为期一年的监测数据分析结果表明, 2013年北京大气PM<sub>2.5</sub>污染约有三分之二来自于本地排放。据估计, 在这些本地排放源中, 移动源(主要是机动车)贡献最大(31%), 其次是燃煤(22%)、工业(18%)和扬尘(15%)[42]。

2013年之前, 北京市大气污染控制的重点是大型电厂和城市燃煤。自2013年以来, 北京市为城乡居民提供了更多补贴, 以鼓励人们用电或天然气替代煤炭。选择煤改电清洁采暖改造的家庭可获得的补贴相当于设备购置成本的三分之二, 且有资格获得高达78%的采暖电费折扣[43]。截至2017年, 除偏远农村地区的一些家庭外, 北京大多数家庭已实现无煤化。减少煤炭使用的最直接效益是, 北京目前年均SO<sub>2</sub>浓度已低于10 μg·m<sup>-3</sup>, 比20年前的水平减少了90%以上。北京市正在向无煤城市迈进。

北京率先在中国实施机动车污染控制, 制订和实施的机动车排放标准和燃油质量标准均领先于国家标准[44]。北京已经采用了先进道路排放监测技术, 主要是遥感和便携式排放测试系统, 严格强化在用车排放符合性。此外, 北京还通过激励措施和交通管理政策促进了可持续交通运输系统的发展[43]。自行车、地铁和公交现在占北京总出行的60%以上, 城市居民正在采用比以往任何时候都更可持续发展的出行方式。到2017年, 新能源汽车(主要是电动汽车)占汽车总量的3%左右。

据估计, 2013—2017年期间北京及周边地区主要前体物的排放量比以往任何时候都下降得更快。2017年北京市SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、VOCs和一次PM<sub>2.5</sub>排放量分别比2013年减少了83%、43%、42%和59%。空气质量模拟结果表明, PM<sub>2.5</sub>浓度从2013年的89 μg·m<sup>-3</sup>减少到2017年的58 μg·m<sup>-3</sup> [45] (2019年为42 μg·m<sup>-3</sup>)。这一重大进展主要是因为上述前体物排放量的大幅削减。在各项控制措施中, 燃煤锅炉的改造以及更清洁的居民燃料的使用使得PM<sub>2.5</sub>浓度降低了10 μg·m<sup>-3</sup>以上。机动车排放控制也有效地减少了NO<sub>x</sub>的排放, 促使PM<sub>2.5</sub>浓度降低了2 μg·m<sup>-3</sup> [43]。

在《大气污染防治行动计划》的指导下, 中国许多城市都学习北京经验以降低城市PM<sub>2.5</sub>浓度(图5)。生态

文明发展战略也有助于以更高的公众参与意愿、更明确的目标、更具支持性的立法和激励措施以及从中央到地方政府更加严格的控制措施来采取行动。这些因素与公众参与一起使得国家在控制PM<sub>2.5</sub>污染和改善公共卫生与安全健康方面取得了进展。在2013—2017年《大气污染防治行动计划》实施期间, 中国所有城市的PM<sub>2.5</sub>浓度平均下降了23% [46] (图5), 三个重点区域的减排幅度更大: 京津冀地区降低40%, 长三角地区降低34%, 珠三角地区降低28%。2017年珠三角地区的年均PM<sub>2.5</sub>浓度为34 μg·m<sup>-3</sup>, 已达到NAAQS的年均限值。这一进展促使一些地方政府积极地为PM<sub>2.5</sub>设定了更严格的限值(例如, WHO第二过渡阶段目标值为25 μg·m<sup>-3</sup>), 并努力解决O<sub>3</sub>污染等其他紧迫问题。

#### 4. 生态文明建设中的新挑战——臭氧污染

尽管在解决酸雨和PM<sub>2.5</sub>问题方面已经取得了实质性进展[图6(a)], 但中国许多地区的地面O<sub>3</sub>污染仍然在加剧。不断恶化的O<sub>3</sub>问题也给PM<sub>2.5</sub>污染的持续改善带来了更为严峻的挑战。由于中国东部大部分地区O<sub>3</sub>污染的逐步加剧[47—50], 近期O<sub>3</sub>污染在中国公众和学术界引发了更多的关注。如图6(b)所示, 2013—2017年, 74个重点城市和京津冀地区的O<sub>3</sub>日最大8 h平均浓度值第90百分数分别增加了20.1%和24.5%。此外, 中国东部人口稠密地区暴露于高浓度O<sub>3</sub>污染下, 其健康影响也更加突出。根据GBD项目评估[51], 中国成年人长期暴露于O<sub>3</sub>污染导致的呼吸道疾病死亡人数在27.4万~31.6万之间, 约等于PM<sub>2.5</sub>

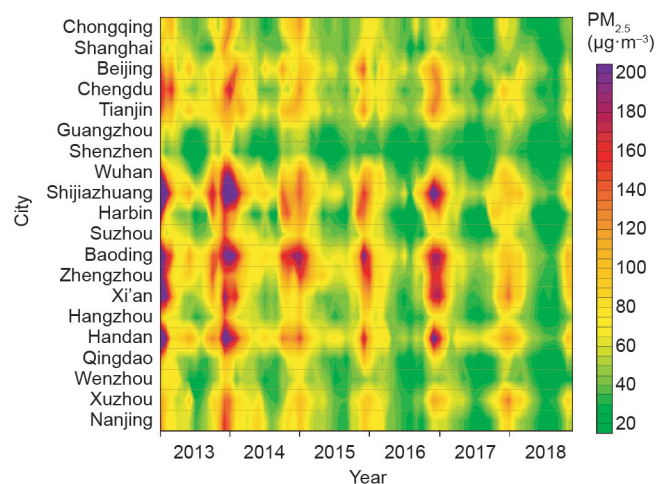


图5. 2013—2018年间中国人口最多的20个城市的PM<sub>2.5</sub>月均浓度变化趋势。PM<sub>2.5</sub>观测浓度来自于中国环境监测总站发布的数据。



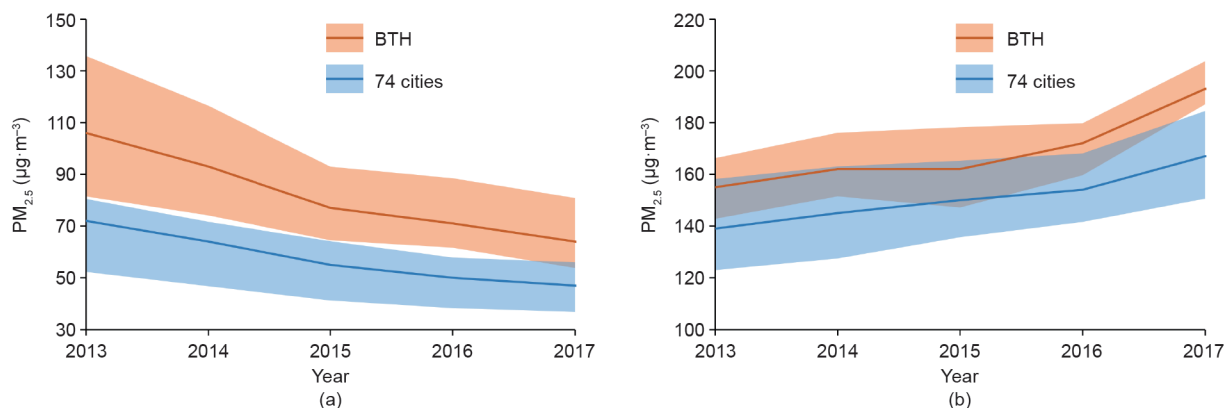


图6. 2013—2017年间京津冀及74城市年均 $PM_{2.5}$ 观测浓度 (a) 和 $O_3$ 日最大8小时平均值第90百分位数的变化趋势 (b)。阴影部分为25%~75%分位数。数据列在了附录A的表S1中。表S2列出了74城市的 $PM_{2.5}$ 月均浓度。京津冀及74城市的 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度来自于中国环境监测总站发布的数据。

暴露致死人数的25%~29% [16]。在中国生态文明建设过程中, 必须把 $O_3$ 和 $PM_{2.5}$ 的控制有机结合起来, 以确保无污染、健康的生活环境。

$O_3$ 污染控制的最大挑战在于大气光化学反应的复杂性, 这取决于 $O_3$ - $NO_x$ -VOC的敏感性诊断和气象条件 [52,53]。旨在减少 $PM_{2.5}$ 的 $NO_x$ 或VOC减排策略可能会不利于 $O_3$ 的减少。中国大多数城市地区属于较强的VOC控制区 [54,55], 如果没有同步控制VOC与 $NO_x$ , 或者VOC很少控制, 城市中的 $O_3$ 浓度可能会增加 [56]。例如, 在2013—2017年实施《行动计划》期间, 全国人为源 $NO_x$ 排放减少了21%, 而VOC却增加了2% [57], 而同时期呈现 $PM_{2.5}$ 浓度降低和 $O_3$ 浓度升高的趋势 (图6)。这说明 $NO_x$ -VOC排放量的变化可能有利于降低 $PM_{2.5}$ , 但对于降低 $O_3$ 却无济于事。值得注意的是, 实施《行动计划》期间 $O_3$ 浓度的增加还与气象条件的变化有关, 特别是温度变化和短波辐射。因此, 在设计有效的 $O_3$ 控制策略时, 充分考虑气象和前体物减排的优化策略至关重要。

此外,  $PM_{2.5}$ 浓度下降使其对 $O_3$ 生成化学反应的抑制作用降低, 可能也导致 $O_3$ 污染的加剧。颗粒物表面会发生与大气氧化剂有关的非均相反应, 可能导致某些消耗 $O_3$ 的自由基 (如 $N_2O_3$ 和 $HO_2$ ) 的终止反应 [58,59]。 $PM_{2.5}$ 浓度的降低抑制了这些自由基的终止反应, 从而增强了光化学反应和 $O_3$ 浓度。Li等 [60]发现, 由于 $PM_{2.5}$ 在2013—2017年期间的减少, 过氧化氢自由基 ( $HO_2$ ) 的气溶胶沉降受到抑制, 这成为华北平原 $O_3$ 增加的重要因素。

另一个复杂性来自气溶胶辐射效应 (ADE) 对 $O_3$ 形成的影响。众所周知, ADE会引起太阳辐射的减少, 从而导致光解速率降低和 $O_3$ 生成量降低 [61]。因此, 预计 $PM_{2.5}$ 的大幅降低可能会导致 $O_3$ 浓度升高 [54,62,63]。此外,

ADE可以改变垂直温度曲线以及相应的大气稳定性、大气通风、云层和降雨, 这也可能会影响 $O_3$ 浓度。气象对 $O_3$ 的影响机制表现出强烈的季节性, 这比ADE对辐射的直接影响更为复杂 [64—68]。之前的一项研究表明, 华东地区 $O_3$ 的增加量可达2%~3%, 这是由于行星边界层高度降低和通风使大气保持稳定, 因此ADE的减少会导致前体物浓度的升高 [68]。

## 5. 缓解气候变化与控制空气污染之间的协同增效作用——生态文明时代的双赢机遇

在中国, 大气污染控制和温室气体减排具有重要的协同效益, 因为大气污染物和温室气体通常都来自同一贡献源, 如化石燃料特别是煤炭的燃烧 [70]。2013年, 煤炭燃烧贡献了共80亿吨的碳排放, 占中国 $CO_2$ 排放总量的81%, 此外还贡献了全国 $PM_{2.5}$ 浓度的35%~46% (即18~28  $\mu g \cdot m^{-3}$ ) [71]。在过去的几十年中, 中国通过一系列“五年计划”提高了能源使用效率, 显著降低了煤炭消耗, 减少了大气污染物和碳排放。2013年以来, 作为解决冬季 $PM_{2.5}$ 严重污染的必要手段, 中国北方家庭取暖从燃煤向清洁能源转变 [43]。这些措施以减少大气污染物为重点控制了煤炭消耗, 同时也减少了 $CO_2$ 排放。正如《大气污染防治行动计划》中所提倡的, 限制高排放的化石燃料使用、推广新能源车辆和可再生能源等措施都大大减少了大气污染物和温室气体 (GHG) 的排放 [72—74]。

从近期和中期来看, 大气污染控制有望成为实现大气污染防治和气候变化应对协同的主要推动力。《打赢蓝天保卫战三年行动计划 (2018—2020年)》中明确强调了大气污染控制与应对气候变化之间的协同效益。此外, 它引

入了更严格的措施来限制煤炭的使用并鼓励交通运输清洁化,这显然将有助于减少相关区域的CO<sub>2</sub>排放。此外,与中国国家自主贡献(NDC)中承诺的气候目标相比,2035年“美丽中国”的空气质量目标(例如,将年度PM<sub>2.5</sub>降至35 μg·m<sup>-3</sup>以下)预计将对我国能源系统的脱碳提出更严格的要求[75]。从长远来看,在截至2050年这一整个生态文明建设过程中,世界卫生组织的空气质量指导值(AQG)被认为是改善中国空气质量的最终目标。

同时,要实现全球1.5 °C / 2 °C的气候目标,大量情景研究表明中国需要在2050年及以后大幅减少温室气体的排放[76–78]。因此,从长期来看,应对气候变化和控制大气污染将越来越具有挑战性。显然,了解中国在不同阶段的大气污染控制与减缓气候变化之间的动态、协同效应,对于中国走高效益的可持续发展和生态文明道路至关重要。

空气质量和气候系统可以通过许多正反馈机制相互促进。全球气候变化可能会削弱亚洲季风的强度,导致频繁的热浪和短期的静稳天气,并导致O<sub>3</sub>和PM<sub>2.5</sub>浓度增加以及相应重污染现象[79,80]。另外,对流层O<sub>3</sub>的增加和平流层O<sub>3</sub>的减少很可能会增加地表和低空大气温度,进而加剧O<sub>3</sub>污染,形成恶性循环[81–84]。从这个意义上讲,缓解气候变化有益于改善空气质量,反之亦然。用于控制大气污染物的设备在运行中将消耗额外的能量,如果该能量来自于化石燃料燃烧,则将导致温室气体排放量略有增加[85–87]。此外,为减少酸雨和PM<sub>2.5</sub>污染采取的一些控制措施可能会因减少硫酸盐等致冷气溶胶而加剧气候变暖[88–93],因为它们的气候系统中起到制冷的作用。鉴于目前中国已经大大减少了SO<sub>2</sub>的排放,预计未来由于硫酸盐气溶胶进一步减少而导致的变暖效应将相对有限。显然,就中国而言,大气污染控制与温室气体减排之间的协同效益远远大于互斥作用。

## 6. 结论与启示

本文回顾了三十年来中国在大气污染治理方面取得的进展,阐述了从排放控制到空气质量管理的战略转型过程。在早期(始于20世纪80年代),酸雨是中国第一个突出的跨区域空气污染问题。大力控制来自燃煤部门SO<sub>2</sub>排放量的举措——特别是“十一五”期间实施的SO<sub>2</sub>排放总量控制政策解决了酸雨恶化的问题。2012年NAAQS修订中增加了PM<sub>2.5</sub>,标志着我国向空气质量导向战略的过渡。单一污染物或单一区域的排放控制不足以达到PM<sub>2.5</sub>浓度

的控制目标。中国已经实施了一系列控制行动计划,这些新的计划都旨在通过国家层面或区域联防联控的努力,大力减少多部门多污染物的排放。在2013—2017年实施《大气污染防治行动计划》期间,许多城市有效地将PM<sub>2.5</sub>浓度与社会经济发展脱钩,中国城市的PM<sub>2.5</sub>浓度平均下降了23%。北京已经成为能源转型和交通排放控制方面的先驱,树立了成功的榜样,并在PM<sub>2.5</sub>污染控制方面取得了重大进展,年均浓度从2013年的89 μg·m<sup>-3</sup>减少到2017年的58 μg·m<sup>-3</sup>。

尽管中国在空气质量管理方面取得了上述成就,但在实现“美丽中国”目标以及将CO<sub>2</sub>和大气污染物的排放与生态文明时代的经济增长绝对脱钩的过程中仍面临挑战和机遇。一方面,O<sub>3</sub>污染的严重性正在凸显,未来可能加剧。另一方面,缓解气候变化与控制大气污染具有显著的协同效益,带来双赢的契机。应建立一个融合能源、环境、健康和气候多系统的综合管理框架,以协同应对PM<sub>2.5</sub>、O<sub>3</sub>污染和控制温室气体排放。该框架预计将由三个核心组成部分:一个能够精确、动态表征区域和全球大气环境状况的系统;一个协同高效大气污染物和温室气体排放定量表征和清单处理系统;以及一个综合的决策支持平台,以形成多污染物协同的减排路径和最佳技术组合。最终,提出一个多目标多效益的路线图,使中国实现空气质量达标,并履行有关温室气体等的国际协议。

## 致谢

本工作得到了国家重点研究发展计划(2016YFC0208901和2017YFC0212100)以及国家自然科学基金(71722003和71690244)的支持。王书肖博士感谢三星先进技术研究院和腾讯科学探索奖的支持。

## Compliance with ethics guidelines

Xi Lu, Shaojun Zhang, Jia Xing, Yunjie Wang, Wenhui Chen, Dian Ding, Ye Wu, Shuxiao Wang, Lei Duan, and Jiming Hao declare that they have no conflict of interest or financial conflicts to disclose.

## Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.eng.2020.03.014>.



## References

- [1] World Bank Group. China overview 2017 [Internet]. Beijing: The World Bank in China; 2019 [cited 2020 Apr 23]. Available from: <https://www.worldbank.org/en/country/china/overview#1>.
- [2] British Petroleum. BP statistical review of world energy. London: British Petroleum Co.; 2018.
- [3] Zheng C, Zhao C, Li Y, Wu X, Zhang K, Gao J, et al. Spatial and temporal distribution of NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub> in Inner Mongolia urban agglomeration obtained from satellite remote sensing and ground observations. *Atmos Environ* 2018;188:50–9.
- [4] Zhang K, Zhao C, Fan H, Yang Y, Sun Y. Toward understanding the differences of PM<sub>2.5</sub> characteristics among five China urban cities. *Asia-Pac J Atmos Sci* 2019;5:1–10.
- [5] Zheng B, Tong D, Li M, Liu F, Hong C, Geng G, et al. Trends in China's anthropogenic emissions since 2010 as the consequence of clean air actions. *Atmos Chem Phys* 2018;18:14095–111.
- [6] International Energy Agency. CO<sub>2</sub> emissions from fuel combustion. Paris: International Energy Agency; 2019.
- [7] Report on the state of the ecology and environment in China [Internet]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China; 2018 Aug 1 [cited 2020 Jun 8]. Available from: <http://english.mee.gov.cn/Resources/Reports/soe/SOEE2017/201808/PO20180801597738742758.pdf>.
- [8] Larssen T, Lydersen E, Tang D, He Y, Gao J, Liu H, et al. Acid rain in China. *Environ Sci Technol* 2006;40(2):418–25.
- [9] Griggs D, Stafford-Smith M, Gaffney O, Rockström J, Öhman MC, Shyamsundar P, et al. Sustainable development goals for people and planet. *Nature* 2013;495(7441):305–7.
- [10] China Meteorological Administration. Annual report of acid rain monitoring in China. Beijing: China Meteorological Administration; 2014.
- [11] Schwartz J, Dockery DW, Neas LM. Is daily mortality associated specifically with fine particles? *J Air Waste Manage* 1996;46(10):927–39.
- [12] Identification of nonattainment classification and deadlines for submission of state implementation plan (SIP) provisions for the 1997 & 2006 fine particle National Ambient Air Quality Standards (NAAQS)—fact sheet [Internet]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency; [updated 2020 May 22; cited 2020 Jun 8]. Available from: [https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-04/documents/20140428\\_factsheet\\_nonattainment.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-04/documents/20140428_factsheet_nonattainment.pdf).
- [13] He K, Yang F, Ma Y, Zhang Q, Yao X, Chan CK, et al. The characteristics of PM<sub>2.5</sub> in Beijing, China. *Atmos Environ* 2001;35(29):4959–70.
- [14] Andersson A, Deng J, Du K, Zhang M, Yan C, Sköld M, et al. Regionally-varying combustion sources of the January 2013 severe haze events over eastern China. *Environ Sci Technol* 2015;49(4):2038–43.
- [15] Ma Z, Hu X, Sayer AM, Levy R, Zhang Q, Xue Y, et al. Satellite-based spatiotemporal trends in PM<sub>2.5</sub> concentrations: China, 2004–2013. *Environ Health Persp* 2015;124(2):184–92.
- [16] Cohen AJ, Brauer M, Burnett R, Anderson HR, Frostad J, Estep K, et al. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *Lancet* 2017;389(10082):1907–18.
- [17] World Bank Group. The cost of air pollution. Washington, DC: World Bank Group; 2016.
- [18] Standing Committee of the National People's Congress. Law of the People's Republic of China on the Prevention and Control of Atmospheric Pollution. (Sep 5, 1987). Chinese.
- [19] Hao J, Wang S, Liu B, He K. Designation of acid rain and SO<sub>2</sub> control zones and control policies in China. *J Environ Sci Health A* 2000;35(10):1901–14.
- [20] Schreifels JJ, Fu Y, Wilson EJ. Sulfur dioxide control in China: policy evolution during the 10th and 11th Five-Year Plans and lessons for the future. *Energy Policy* 2012;48:779–89.
- [21] Jin Y, Andersson H, Zhang S. Air pollution control policies in China: a retrospective and prospects. *Int J Environ Res Pub Health* 2016;13(12):1219.
- [22] Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. China environmental statistical bulletin 2010. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China; 2012. Chinese.
- [23] Wang S, Zhang Q, Martin RV, Philip S, Liu F, Li M, et al. Satellite measurements oversee China's sulfur dioxide emission reductions from coal-fired power plants. *Environ Res Lett* 2015;10(11):114015.
- [24] De Foy B, Lu Z, Streets DG. Satellite NO<sub>2</sub> retrievals suggest China has exceeded its NO<sub>2</sub> reduction goals from the twelfth Five-Year Plan. *Sci Rep* 2016;6:35912.
- [25] Yang F, Tan J, Zhao Q, Du Z, He K, Ma Y, et al. Characteristics of PM<sub>2.5</sub> speciation in representative megacities and across China. *Atmos Chem Phys* 2011;11(11):5207–19.
- [26] Zhao B, Wang SX, Liu H, Xu JY, Fu K, Klimont Z, et al. NO<sub>x</sub> emissions in China: historical trends and future perspectives. *Atmos Chem Phys* 2013;13(19):9869–97.
- [27] Liu X, Gao X, Wu X, Yu W, Chen L, Ni R, et al. Updated hourly emissions factors for Chinese power plants showing the impact of widespread ultralow emissions technology deployment. *Environ Sci Technol* 2019;53(5):2570–8.
- [28] Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. China environmental statistical bulletin 2015. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China; 2016. Chinese.
- [29] Liu F, Zhang Q, Zheng B, Tong D, Yan L, Zheng Y, et al. Recent reduction in NO<sub>x</sub> emissions over China: synthesis of satellite observations and emission inventories. *Environ Res Lett* 2016;11(11):114002.
- [30] Ding D, Xing J, Wang S, Liu K, Hao J. Estimated contributions of emissions controls, meteorological factors, population growth, and changes in baseline mortality to reductions in ambient PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>2.5</sub>-related mortality in China, 2013–2017. *Environ Health Perspect* 2019;127(6):067009.
- [31] Geng G, Zhang Q, Tong D, Li M, Zheng Y, Wang S, et al. Chemical composition of ambient PM<sub>2.5</sub> over China and relationship to precursor emissions during 2005–2012. *Atmos Chem Phys* 2017;17(14):9187–203.
- [32] Zhang Q, Zheng Y, Tong D, Shao M, Wang S, Zhang Y, et al. Drivers of improved PM<sub>2.5</sub> air quality in China from 2013 to 2017. *PNAS* 2019;116(49):24463–9.
- [33] Wang J, Zhao B, Wang S, Yang F, Xing J, Morawska L, et al. Particulate matter pollution over China and the effects of control policies. *Sci Total Environ* 2017;584–585:426–47.
- [34] Zhao B, Wu W, Wang S, Xing J, Chang X, Liou KN, et al. A modeling study of the nonlinear response of fine particles to air pollutant emissions in the Beijing–Tianjin–Hebei region. *Atmos Chem Phys* 2017;17(19):12031–50.
- [35] Wang S, Zhao B, Wu Y, Hao J. Target and measures to prevent and control ambient fine particle pollution in China. *China Environ Manage* 2015;2:37–43. Chinese.
- [36] Wang S, Xing J, Jang C, Zhu Y, Fu JS, Hao J. Impact assessment of ammonia emissions on inorganic aerosols in East China using response surface modeling technique. *Environ Sci Technol* 2011;45(21):9293–300.
- [37] Wang L, Wei Z, Yang J, Zhang Y, Zhang FF, Su J, et al. The 2013 severe haze over the southern Hebei, China: model evaluation, source apportionment, and policy implications. *Atmos Chem Phys* 2013;13(11):28395–451.
- [38] Xu Q, Wang S, Jiang J, Bhattarai N, Li X, Chang X, et al. Nitrate dominates the chemical composition of PM<sub>2.5</sub> during haze event in Beijing, China. *Sci Total Environ* 2019;689:1293–303.
- [39] Wang Y, Chen Y, Wu Z, Shang D, Bian Y, Du Z, et al. Mutual promotion between aerosol particle liquid water and particulate nitrate enhancement leads to severe nitrate-dominated particulate matter pollution and low visibility. *Atmos Chem Phys* 2020;20(4):2161–75.
- [40] Li H, Zhang Q, Zheng B, Chen C, Wu N, Guo H, et al. Nitrate-driven urban haze pollution during summertime over the North China Plain. *Atmos Chem Phys* 2018;18:5293–306.
- [41] Wang S, Zhao M, Xing J, Wu Y, Zhou Y, Lei Y, et al. Quantifying the air pollutants emission reduction during the 2008 Olympic Games in Beijing. *Environ Sci Technol* 2010;44(7):2490–6.
- [42] Beijing Municipal Ecology and Environment Bureau. Source apportionment results of PM<sub>2.5</sub> in Beijing. Beijing: Beijing Municipal Ecology and Environment Bureau; 2014. Chinese.
- [43] United Nations Environment Programme. A review of 20 years' air pollution control in Beijing. Nairobi: United Nations Environment Programme; 2019.
- [44] Wu Y, Zhang S, Hao J, Liu H, Wu X, Hu J, et al. On-road vehicle emissions and their control in China: a review and outlook. *Environ Sci Technol* 2017;574:332–49.
- [45] Cheng J, Su J, Cui T, Li X, Dong X, Sun F, et al. Dominant role of emission reduction in PM<sub>2.5</sub> air quality improvement in Beijing during 2013–2017: a model-based decomposition analysis. *Atmos Chem Phys* 2019;19(9):6125–46.
- [46] Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. China environmental statistical bulletin 2017. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China; 2018. Chinese.
- [47] Tang G, Li X, Wang Y, Xin J. Surface ozone trend details and interpretations in Beijing, 2001–2006. *Atmos Chem Phys* 2009;9(22):8813–23.
- [48] Gao W, Tie X, Xu J, Huang R, Mao X, Zhou G, et al. Long-term trend of O<sub>3</sub> in a mega city (Shanghai), China: characteristics, causes, and interactions with precursors. *Sci Total Environ* 2017;603:4:425–33.
- [49] Li J, Lu K, Lv W, Li J, Zhong L, Ou Y, et al. Fast increasing of surface ozone concentrations in Pearl River Delta characterized by a regional air quality monitoring network during 2006–2011. *J Environ Sci* 2014;26(1):23–36.
- [50] Verstraeten WW, Neu JL, Williams JE, Bowman KW, Worden JR, Boersma KF. Rapid increases in tropospheric ozone production and export from China. *Nature Geosci* 2015;8:690–5.
- [51] Malley CS, Henze DK, Kuylentierna JCI, Vallack HW, Davila Y, Anenberg SC, et al. Updated global estimates of respiratory mortality in adults 30 years of age attributable to long-term ozone exposure. *Environ Health Persp* 2017;125(8):087021.
- [52] Tang G, Wang Y, Li X. Spatial–temporal variations in surface ozone in northern China as observed during 2009–2010 and possible implications for future air quality control strategies. *Atmos Chem Phys* 2012;12(5):2757–76.
- [53] Xing J, Wang SX, Jang C, Zhu Y, Hao JM. Nonlinear response of ozone to precursor emission changes in China: a modeling study using response surface methodology. *Atmos Chem Phys* 2011;11(10):5027–44.
- [54] Anger A, Dessens O, Xi F, Barker T, Wu R. China's air pollution reduction efforts may result in an increase in surface ozone levels in highly polluted areas. *Ambio* 2016;45(2):254–65.
- [55] Wang N, Lyu X, Deng X, Huang X, Jiang F, Ding A. Aggravating O<sub>3</sub> pollution due to NO<sub>x</sub> emission control in eastern China. *Environ Sci Technol* 2019;677:732–44.
- [56] Xing J, Ding D, Wang S, Zhao B, Jiang C, Wu W, et al. Quantification of the enhanced effectiveness of NO<sub>x</sub> control from simultaneous reductions of VOC and NH<sub>3</sub> for reducing air pollution in the Beijing–Tianjin–Hebei region, China. *Atmos Chem Phys* 2018;18(11):7799–814.

- [57] Zheng B, Tong D, Li M, Liu F, Hong C, Geng G, et al. Trends in China's anthropogenic emissions since 2010 as the consequence of clean air actions. *Atmos Chem Phys* 2018;18(19):14095–111.
- [58] Lou S, Liao H, Zhu B. Impacts of aerosols on surface-layer ozone concentrations in China through heterogeneous reactions and changes in photolysis rates. *Atmos Environ* 2014;85(2):123–38.
- [59] Tie X, Madronich S, Walters S, Edwards DP, Ginoux P, Mahowald N, et al. Assessment of the global impact of aerosols on tropospheric oxidants. *J Geophys Res* 2005;110(D3):204.
- [60] Li K, Jacob DJ, Liao H, Shen L, Zhang Q, Bates KH. Anthropogenic drivers of 2013–2017 trends in summer surface ozone in China. *PNAS* 2019;116(2):422–7.
- [61] Benas N, Mourtzanou E, Kouvarakis G, Baisc A, Mihalopoulos N, Vardavasa I. Surface ozone photolysis rate trends in the Eastern Mediterranean: modeling the effects of aerosols and total column ozone based on Terra MODIS data. *Atmos Environ* 2013;74:1–9.
- [62] Wang J, Allen DJ, Pickering KE, Li Z, He H. Impact of aerosol direct effect on East Asian air quality during the EAST-AIRE campaign. *J Geophys Res* 2016;121(11):6534–54.
- [63] Bian H, Han S, Tie X, Sun M, Liu A. Evidence of impact of aerosols on surface ozone concentration in Tianjin, China. *Atmos Environ* 2007;41(22):4672–81.
- [64] Xing J, Mathur R, Pleim J, Hogrefe C, Gan CM, Wong DC, et al. Air pollution and climate response to aerosol direct radiative effects: a modeling study of decadal trends across the northern hemisphere. *J Geophys Res* 2016;120(23):12221–36.
- [65] Wang JD, Wang SX, Jiang JK, Ding A, Zheng M, Zhao B, et al. Impact of aerosol-meteorology interactions on fine particle pollution during China's severe haze episode in January 2013. *Environ Res Lett* 2014;9(9):094002.
- [66] Jacobson MZ. Control of fossil-fuel particulate black carbon and organic matter, possibly the most effective method of slowing global warming. *J Geophys Res* 2002;107(D19):1–22.
- [67] Jacobson MZ. Short-term effects of controlling fossil-fuel soot, biofuel soot and gases, and methane on climate, Arctic ice, and air pollution health. *J Geophys Res* 2010;115(D14):209.
- [68] Xing J, Mathur R, Pleim J, Hogrefe C, Gan CM, Wong DC, et al. Air pollution and climate response to aerosol direct radiative effects: a modeling study of decadal trends across the northern hemisphere. *J Geophys Res* 2015;120(23):12221–36.
- [69] Xing J, Wang S, Zhao B, Wu W, Ding D, Jiang C, et al. Quantifying nonlinear multiregional contributions to ozone and fine particles using an updated response surfacemodeling technique. *Environ Sci Technol* 2017;51(20):11788–98.
- [70] Oh I, Yoo WJ, Yoo Y. Impact and interactions of policies for mitigation of air pollutants and greenhouse gas emissions in Korea. *Int J Environ Res Public Health* 2019;16(7):1161.
- [71] Ma Q, Cai S, Wang S, Zhao B, Martin RV, Brauer M, et al. Impact of coal burning on ambient PM<sub>2.5</sub> pollution in China. *Atmos Chem Phys* 2017;17:4477–91.
- [72] Ke W, Zhang S, Wu Y, Zhao B, Wang S, Hao J. Assessing the future vehicle fleet electrification: the impacts on regional and urban air quality. *Environ Sci Technol* 2016;51(2):1007–16.
- [73] He X, Zhang S, Wu Y, Wallington TJ, Lu X, Tamor MA, et al. Economic and climate benefits of electric vehicles in China, the United States, and Germany. *Environ Sci Technol* 2019;53(18):11013–22.
- [74] Liang X, Zhang S, Wu Y, Xing J, He X, Zhang KM, et al. Air quality and health benefits from fleet electrification in China. *Nat Sustain* 2019;2(10):962–71.
- [75] Li H, Tan X, Guo J, Zhu K, Huang C. Study on an implementation scheme of synergistic emission reduction of CO<sub>2</sub> and air pollutants in China's steel industry. *Sustainability* 2019;11(2):352.
- [76] Pan X, Chen W, Clarke LE, Wang L, Liu G. China's energy system transformation towards the 2 °C goal: implications of different effort-sharing principles. *Energy Policy* 2017;103:116–26.
- [77] Millar RJ, Fuglestedt JS, Friedlingstein P, Rogelj J, Grubb MJ, Matthews HD, et al. Emission budgets and pathways consistent with limiting warming to 1.5 °C. *Nat Geosci* 2017;10:741–50.
- [78] Meinshausen M, Meinshausen N, Hare W, Raper SCB, Frieler K, Knutti R, et al. Greenhouse-gas emission targets for limiting global warming to 2 °C. *Nature* 2009;458:1158–62.
- [79] Fiore AM, Naik V, Leibensperger EM. Air quality and climate connections. *J Air Waste Manage* 2015;65(6):645–85.
- [80] Silva RA, West JJ, Zhang Y, Anenberg SC, Lamarque JF, Shindell DT, et al. Global premature mortality due to anthropogenic outdoor air pollution and the contribution of past climate change. *Environ Res Lett* 2013;8(3):034005.
- [81] Bloomer BJ, Stehr JW, Piety CA, Salawitch RJ, Dickerson RR. Observed relationships of ozone air pollution with temperature and emissions. *Geophys Res Lett* 2009;36(9):L09803.
- [82] Rasmussen D, Fiore A, Naik V, Horowitz LW, McGinnis SJ, Schultz MG. Surface ozone-temperature relationships in the eastern US: a monthly climatology for evaluating chemistry-climate models. *Atmos Environ* 2012;47:142–53.
- [83] Miller AJ, Nagatani RM, Tiao GC, Niu XF, Reinsel GC, Wuebbles DJ, et al. Comparisons of observed ozone and temperature trends in the lower stratosphere. *Geophys Res Lett* 1992;19(9):929–32.
- [84] Rood RB, Douglass AR. Interpretation of ozone temperature correlations: 1. theory. *J Geophys Res-Atmos* 1985;90(D3):5733–43.
- [85] Feng X, Lugovoy O, Qin H. Co-controlling CO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> emission in China's cement industry: an optimal development pathway study. *Adv Clim Change Res* 2018;9(1):34–42.
- [86] Mao X, Zeng A, Hu T, Zhou J, Xing Y, Liu S. Co-control of local air pollutants and CO<sub>2</sub> in the Chinese iron and steel industry. *Environ Sci Technol* 2013;47(21):12002–10.
- [87] Zhou J, Mao XQ, Hu T, Zeng A, Xing YK, Corsetti G. Implications of the 11th and 12th Five-Year Plans for energy conservation and CO<sub>2</sub> and air pollutants reduction: a case study from the city of Urumqi, China. *J Clean Prod* 2015;112:1767–77.
- [88] Liu S, Xing J, Zhao B, Wang J, Wang S, Zhang X, et al. Understanding of aerosol-climate interactions in China: aerosol impacts on solar radiation, temperature, cloud, and precipitation and its changes under future climate and emission scenarios. *Curr Pollut Rep* 2019;5:36–51.
- [89] Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, et al. Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge: Cambridge University Press; 2013.
- [90] Liao H, Chang W, Yang Y. Climatic effects of air pollutants over China: a review. *Adv Atmos Sci* 2015;32(1):115–39.
- [91] Shindell D, Faluvegi G. Climate response to regional radiative forcing during the twentieth century. *Nat Geosci* 2009;2(4):294.
- [92] Kaiser DP, Qian Y. Decreasing trends in sunshine duration over China for 1954–1998: indication of increased haze pollution? *Geophys Res Lett* 2002;29(21):2042.
- [93] Chen LX, Zhang B, Zhu WQ, Zhou XJ, Luo YF, Zhou ZJ, et al. Variation of atmospheric aerosol optical depth and its relationship with climate change in China east of 100 E over the last 50 years. *Theor Appl Climatol* 2009;96(1–2):191–9.