



北京大学



中国臭氧、颗粒物和温室气体协同控 制的中长期战略研究

Medium and long-term strategies
for synergistic control of ozone,
PM_{2.5} and greenhouse gases in
China

北京大学

2023.5.12

Peking University

May 12, 2023

致谢

本研究由北京大学统筹撰写，由能源基金会提供资金支持。

ACKNOWLEDGEMENT

This report is a product of Peking University and is funded by Energy Foundation China.

目录

目录.....	I
第一章 立项背景、总体思路和研究内容.....	1
第二章 气候变化对中国臭氧背景值的影响.....	3
2.1 中国背景值变化.....	3
2.1.1 数据来源.....	3
2.1.2 臭氧背景值计算方法.....	3
2.1.3 中国重点城市群臭氧背景浓度分析.....	4
2.2 气象因素对中国臭氧浓度变化的影响.....	7
2.3 气候变化对中国臭氧背景值浓度变化的影响.....	9
第三章 中国臭氧、颗粒物和温室气体达标方案制定与分析.....	13
3.1 基于臭氧污染达标的分省排放控制目标制定.....	13
3.1.1 空气质量模型的模拟改善与敏感性试验设置.....	14
3.1.2 臭氧生成对前体物敏感性的分区域分析及减排路径设计.....	18
3.1.3 臭氧前体物减排的 PM _{2.5} 污染减缓协同效益分析.....	23
3.1.4 结果总结及不确定性分析.....	24
3.2 中国协同减排路径方法与情景设置.....	25
3.2.1 能源经济模型：IMED CGE.....	25
3.2.2 情景设置.....	27
3.2.3 末端去除率设定.....	31
第四章 协同减排路径双向效果效益评估.....	33
4.1 减排政策对空气污染物的协同权衡与阶段性边际效应.....	33
4.1.1 二氧化碳与空气污染物的排放特征.....	33
4.1.2 碳减排对于空气污染物的减排成本与协同权衡作用分析.....	37
4.2 臭氧中长期目标对碳减排的协同权衡.....	44
4.2.1 臭氧中长期目标下二氧化碳和臭氧前体物排放趋势.....	44
4.2.2 臭氧中长期目标的碳减排潜力及关键减排部门.....	45
4.3 未来多种情景下全国一次污染物排放及 PM _{2.5} 和 O ₃ 浓度变化路径.....	45
4.3.1 不同情景下全国一次污染物排放变化.....	47
4.3.2 不同情景下全国 PM _{2.5} 和 O ₃ 浓度变化路径.....	49
第五章 温室气体、臭氧与气候变化协同治理.....	55
5.1 历史时期甲烷浓度变化.....	55
5.1.1 全球甲烷浓度变化.....	55
5.1.2 中国甲烷浓度变化.....	57
5.2 历史时期甲烷变化对对流层臭氧变化的影响.....	59

5.3	未来甲烷排放协同控制对对流层臭氧和气候变化的贡献	61
5.3.1	甲烷排放协同调控对全球对流层臭氧的影响.....	61
5.3.2	甲烷减排对中国对流层臭氧的影响.....	63
5.4	甲烷排放协同调控对未来气温变化的影响	65
5.4.1	甲烷排放协同调控对全球气温变化的影响.....	65
5.4.2	甲烷排放协同调控 O ₃ 对气温变化的影响.....	67
5.5	不同减排路径下的大气氧化性与温室气体变化	69
5.5.1	研究原理.....	69
5.4.2	未来大气氧化性和温室气体变化.....	70
第六章	结论与建议.....	72
6.1	结论	72
6.2	建议	74
参考文献	76

第一章 立项背景、总体思路和研究内容

2013年《大气污染防治行动计划》等空气污染治理实施以来，我国环境空气质量明显改善，二氧化硫、细颗粒物（PM_{2.5}）等一次污染物浓度较之2013年降幅达到30-50%。但是，近几年来，臭氧（O₃）已经成为影响空气质量达标的重要因素，2015至2019年全国O₃年均浓度、污染范围和持续时间呈逐年缓慢上升趋势，2020年年均浓度虽有所降低，但整体态势并没有完全扭转。仅依靠空气污染物末端治理难以实现空气质量目标，减少与化石燃料使用、传统制造业转型等源头改进也十分重要。为应对全球气候变化的挑战，中国承诺力争在2030年前实现碳达峰，努力争取在2060年前实现碳中和。常规大气污染物和二氧化碳（CO₂）大都源于化石燃料的燃烧，空气质量改善需求也将有利于低碳转型目标的推进。同时各地区气象条件、污染物排放特征、发展阶段、产业结构和能源结构等都存在差异。在这一背景下，中国省级及区域空气质量目标的实现路径及其对气候减缓的协同效益，无疑成为亟需探讨的重要课题。在我国提出的双碳目标下，基于O₃、PM_{2.5}与温室气体之间的相互影响机制，O₃和PM_{2.5}污染协同防控在气候变化的大背景下，如何科学地走下去，今后的协同控制指标体系应如何建立？如何更高地对接世界卫生组织（WHO）的标准？这一系列问题都亟待解决。

作为近年来我国发展最为迅猛的世界级城市群，中国对于粤港澳大湾区（Guangdong-Hongkong-Macao Greater Bay Area, GBA）的环境空气质量工作提出了要主动适应气候变化的要求。GBA需要更积极探索在实现双碳目标下，如何走出一条以能源调整、消费控制为主、末端治理为辅的减排路径。O₃综合防控技术和CO₂深度减排已成为当前包括GBA区在内等区域的重大需求。区域环境空气质量管理中不仅要树立多污染物非线性协同控制战略，更要考虑温室气体和大气污染物协同减排战略，建立大气二次污染物前体物非线性减排、温室气体协同减排的创新绿色低碳发展模式，实施区域甚至是跨区域的污染联防联控。

然而，已有相关研究多集中在评估碳减排的空气质量协同效益分析方面，而对于各地区实现O₃达标对CO₂减排影响则缺乏探讨。针对上述问题，基于基础资料收集和模型模拟，本项目立足于气候变化下温室气体与O₃和PM_{2.5}相互作

用机制的研究, 拟从国家和区域层面对与碳目标匹配的 O_3 和 $PM_{2.5}$ 协同控制指标进行初步探究, 为我国新阶段的环境大气污染物的控制与标准的建立提供科学的指导。

第二章气候变化对中国臭氧背景值的影响

在全球气候变暖愈发强烈的背景下，中国大部分城市的 O₃ 污染不降反升，并且 PM_{2.5} 浓度仍然居高不下。同时，中国在 2015 年提交了《巴黎协定》国家自主贡献，在 2020 年提出了国家碳中和目标，未来的治理措施将逐渐转变为减污降碳协同治理，以源头治理为主，末端治理为辅。实际上，空气污染与气候变化同根同源，相互联系。在此背景下，本章通过量化 2015-2022 年期间的中国所有观测站点的 O₃ 背景值浓度现有浓度水平及 O₃ 削减空间，评估气候变化与中国 O₃ 背景值时空变化的相关关系，为中国整体层面及重点区域未来逐步落实气候变化与空气污染协同应对提供理论依据和数据支撑。

2.1 中国背景值变化

2.1.1 数据来源

中国各站点的空气质量监测数据来自中国环境监测总站的全国城市空气质量实时发布平台 (<http://106.37.208.233:20035/>)，时间跨度为 2015-2021 年，时间分辨率为 1 小时，监测物种包括 PM_{2.5}、PM₁₀、O₃、一氧化碳 (CO)、二氧化氮 (NO₂)、二氧化硫 (SO₂)。

气象数据来源为美国国家气候数据中心 (NCDC) (<https://www.ncei.noaa.gov/>)，气象数据要素包括气温、气压、露点、风向风速、云量、降水量，时间跨度为 2015-2022 年，时间分辨率为 1 小时。2015-2022 年的逐月厄尔尼诺指数数据来自于中国气候中心 (http://cmdp.ncc-cma.net/pred/cn_enso.php?product=cn_enso_nino_indices)。2015-2022 年的东亚夏季风指数数据来自于中国海洋大学李建平教授公开发布的数据平台 (<http://lijianping.cn/dct/page/1>)。

2.1.2 臭氧背景值计算方法

O₃ 背景值的定义并不唯一，其定义随研究目的的变化而改变。本章采纳的定义如下：某一地区人为源排放为 0 时对应的 O₃ 浓度。由于 O₃ 浓度存在显著的日

变化，因此 O₃ 小时浓度均值不能反映其对生态系统和人体健康的影响，故在管理和研究中常采用 O₃ 日最大 8 小时浓度均值（O₃ MDA8）作为评估指标，本章讨论的 O₃ 背景浓度也是指 O₃ MDA8 的背景浓度（O₃ MDA8 Baseline）。

本章采用 NO₂ 截距法来计算 O₃ MDA8 背景值。根据大气化学经典理论，NO₂ 光解是对流层 O₃ 唯一的天然来源，而近地面 NO₂ 主要来自人为源排放，因此可以认为当某一气团的日间 NO₂ 浓度接近零时，该气团基本不受人为源的影响，气团中 O₃ 浓度为该区域的背景 O₃ 浓度，对应的 O₃ MDA8 亦即其背景值。以 2022 年 8 月广州市九龙镇站点为例(图 2-1)，以 NO₂ 浓度为横坐标，O₃ MDA8 为纵坐标作箱线图，O₃ MDA8 均值随 NO₂ 浓度先升高后下降，当 NO₂ 浓度接近 0 时，可以得到该站点的 O₃ MDA8 背景值（约 27.0±2.0 ppb）。

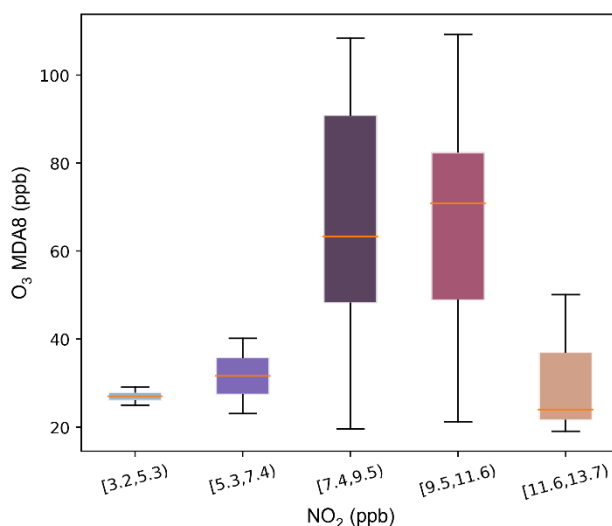


图 2-1 广州市监测中心 NO₂- O₃ MDA8 箱线图（2022）

2.1.3 中国重点城市群臭氧背景浓度分析

本章采用 2015-2022 年全国环境监测站点的 O₃ 浓度数据计算了各站点 O₃ MDA8 背景值的 8 年平均值。从全国尺度来看，O₃ MDA8 背景值大致分布在 30-60 ppb（即约 60-120 μg/m³）之间。由图 2-2 可见，全国 O₃ MDA8 背景的高值区出现在华北平原、华东地区和西北地区，且背景值呈现出由中部（30-40°N）向南北递减的规律。

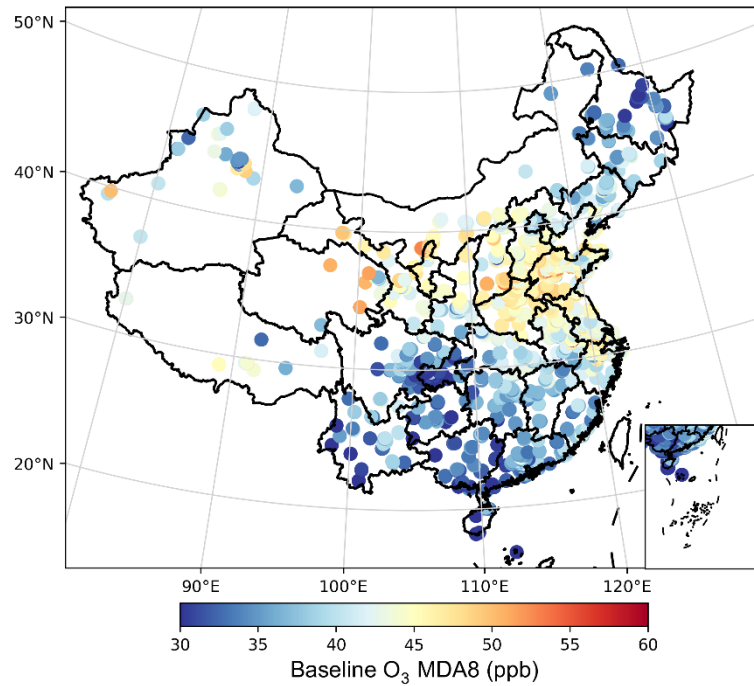


图 2-2 2015-2021 年中国臭氧背景浓度分析结果

北纬 30°-40°附近上空的副热带高压造成的下沉气流运动，会阻碍近地面污染物的扩散和传输，这可能是造成该地区的 O₃ MDA8 背景值偏高的主要原因。此外，太行山脉的阻隔更使得污染物难以向西扩散，进一步造成华北平原、以及长三角北部 O₃ MDA8 背景值的抬升。在新疆北部与西藏南部地区，O₃ MDA8 背景值也略高于全国平均。由于西伯利亚地区强大冷高压的存在，使新疆北部盛行北风，但由于天山山脉的阻隔作用，使 O₃ 积聚、O₃ MDA8 背景值升高。此外，由于西藏南部海拔较高，太阳紫外辐射较强，加之受印度等国跨境传输的影响，也可能使 O₃ MDA8 背景浓度略有抬升。

图 2-3 展示的是长三角（YRD）、京津冀（NCP）、珠三角（PRD）和四川盆地（SCB）四个重点城市群の八年平均 O₃ MDA8 背景值。长三角、京津冀地区的平均 O₃ MDA8 背景值（43.6±3.0 ppb 和 43.1±3.5 ppb）显著高于四川盆地和珠三角（34.4±2.4 ppb 和 36.0±1.7 ppb）（ $p < 0.05$ ），其主要原因可能包括如下几个方面：1）华东、华北平原天然源 VOCs 排放量高，因此即使在 NO₂ 浓度极低的条件下，仍然有部分 O₃ 的产生；2）太行山脉的阻隔作用使 O₃ 积聚；3）北纬 30°-40°附近气流的下沉运动阻碍 O₃ 扩散；4）北纬 30°以北相对高温、干燥的气相条件有利于 O₃ 的生成；而四川盆地与大湾区多雨潮湿的气候条

件则有利于 O₃ 的去除，使 O₃ 背景值下降。

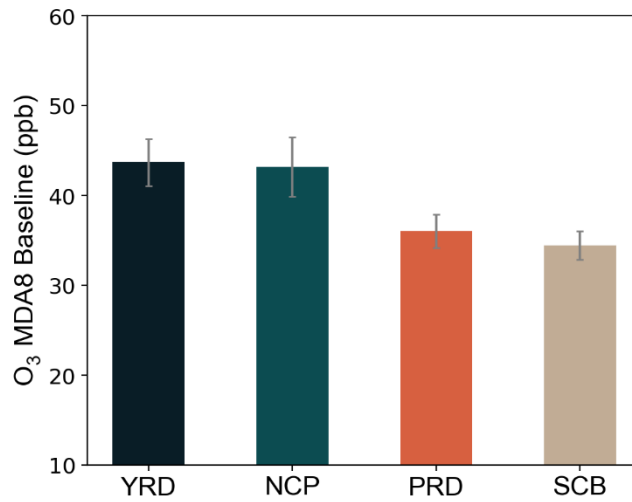


图 2-3 2015-2022 年全国各地区平均 O₃ MDA8 背景值

图 2-4 是我国 O₃ MDA8 背景值的年际变化。由图可见，2017 年以来长三角、京津冀、粤港澳大湾区和四川盆地地区的 O₃ MDA8 背景浓度在均值附近上下波动，没有显著的下降或上升趋势。该结果也侧面证明，NO₂ 截距法是一种较稳定的 O₃ 背景浓度定量方法，能够提供较可靠的 O₃ MDA8 背景值。然而，由于站点监测数据可用年限较短，2015-2022 年之间的 O₃ MDA8 背景值的短期变化可能难以反映其长期演变趋势，给本研究的结论带来一定不确定性。

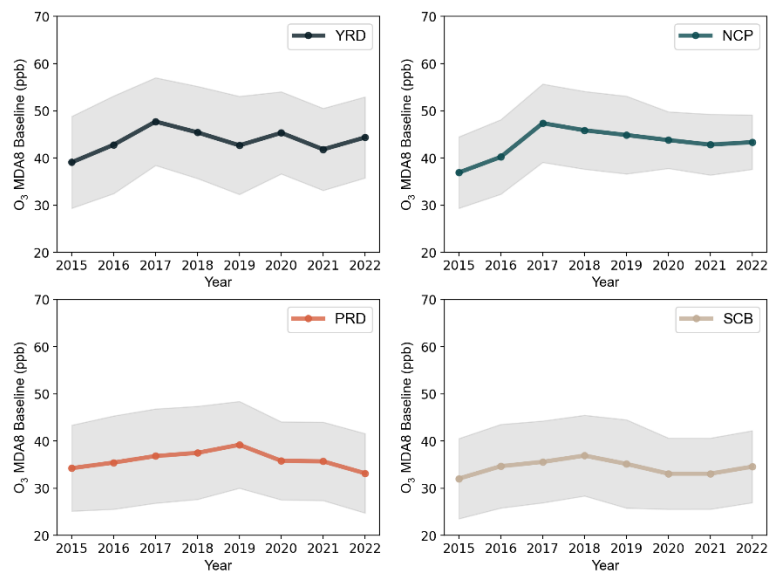


图 2-4 2015-2022 年全国各地区平均 O₃ MDA8 背景值的年际变化

O₃ MDA8 背景值的量化有助于判断区域 O₃ 未来的削减空间。夏季是一年中

O₃ 污染最高发的时段，量化夏季 O₃ MDA8 的削减空间对 O₃ 污染控制有重要意义。如表 2-1 所示，2022 年夏季，京津冀、长三角、四川盆地和珠三角的 O₃MDA8 背景值分别为 56 ppb、50 ppb、41ppb 和 34 ppb，O₃MDA8 削减空间分别约为 20 ppb、17ppb、23ppb 和 9 ppb。该结果表明，目前全国重点城市群污染季节 O₃MDA8 的削减空间仍然较大，未来必须重视 VOCs 与 NO_x 的协同减排，以期最大程度地削减 O₃ 浓度、降低其对人体健康和生态系统的危害。

表 2-1 2022 年全国重点城市群夏季 O₃ MDA8 背景值削减空间分析

浓度 (ppb)	京津冀	长三角	四川盆地	珠三角
O ₃ MDA8	76	67	64	43
O ₃ MDA8 Baseline	56	50	41	34
削减空间	20	17	23	9

2.2 气象因素对中国臭氧浓度变化的影响

地表O₃浓度与气象要素存在不同程度的相关性。大气污染的变化主要由两个因素驱动：人为排放和气象。尽管人为排放主导了空气污染的长期趋势，但包括温、压、湿、风、降水、辐射、边界层高度等在内的气象因素也显著影响了日、月、季节、年际和年代际尺度的大气污染物浓度的变化。

多元线性回归 (MLR) 模型是量化气象因素对不同区域大气污染长期变化影响的有效工具。Li et al.(2020)建立了 9 种主要气象因子(日最高 2 米气温(Tmax)、10 米纬向风 (U10) 和经向风 (V10)、行星边界层高度 (PBLH)、总云面积分数 (TCC)、降雨量 (Rain)、海平面压力 (SLP)、相对湿度 (RH) 和 850 hPa 经向风 (V850)) 与中国个站点的 2013-2019 年的去季节趋势的月度的夏季 O₃ MDA8 的回归方程以量化气象因素和人为因素对夏季 O₃ MDA8 的贡献 (公式 2-1):

$$y = \beta_0 + \sum_{k=1}^9 \beta_k x_k + interaction\ terms \quad (公式\ 2-1)$$

其中 y 是去季节趋势的月度的夏季 O₃ MDA8, (x₁, ..., x₉) 是九个气象变量, *interaction terms* 为常数项。基于 Akaike 信息标准统计, 通过逐步添加和删除项的方法确定回归系数 β_k , 以获得最佳模型拟合结果。为避免过度拟合, 仅

考虑包含至多三个气象参数的夏季 O₃ MDA8 的回归模型。MLR 回归的趋势被用来反映气象贡献，然后残差被用来反映假定的人为贡献，人为趋势的统计显著性由 t 检验确定。

2013-2019年期间,MLR 的模拟结果表明中国的平均气象驱动趋势为0.7 ppb/年($p < 0.01$),表明气象因素是中国大部分地区夏季 O₃ 增加的重要因素(图 2-5)。具体而言,气象因素的变化显著驱动了华北平原(NCP)、长三角和珠三角的 O₃ 的增加(0.7-1.4 ppb/年),则对四川盆地的 O₃ 有不明显的缓解降低作用(-0.2 ppb/年)。与其他地区人为排放主导了区域 O₃ 浓度增加(57%-100%)的结果不同的是,气象因素的变化对珠三角的 O₃ 增加贡献度最大(73%)的结果表明气象因素主导该区域 O₃ 浓度的变化。

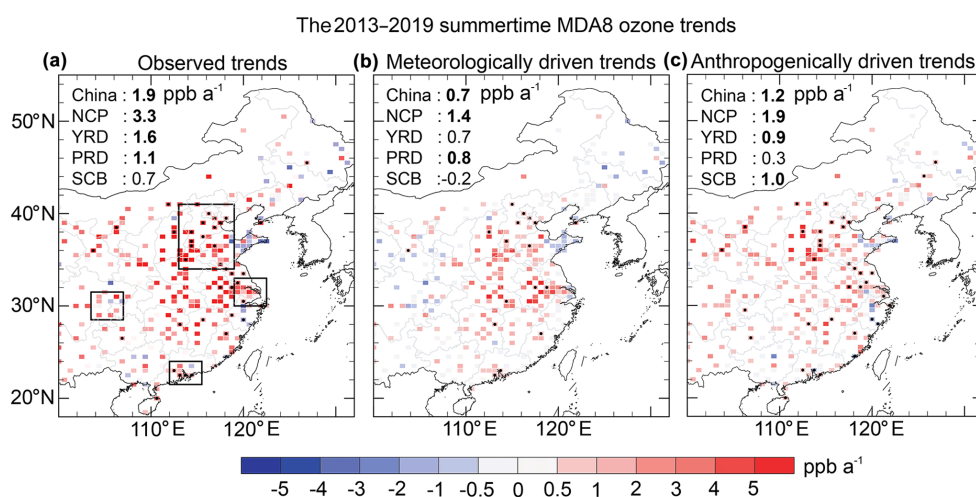


图 2-5 2013-2019 年中国夏季 O₃ MDA8 变化趋势。(a) 为各观测站点夏季平观测 O₃ MDA8 观测变化趋势。图 (b) 显示了通过将 O₃ MDA8 拟合到 MLR 模型中的气象协变量而确定的气象驱动趋势。图 (c) 显示了从 MLR 模型的残差推断出的人为趋势。高于 90% 置信水平的统计显著趋势用黑点标记。图片来自于 Li et al. (2020)

与之前对 2013-2017 年的研究类似(Li et al., 2019a), 华北平原(MLR: Tmax, V10, RH) 最重要的气象驱动因素是 Tmax, 珠三角(MLR: V850, RH, SLP) 的则是 850hPa 的经向风, RH 则是四川盆地(MLR: RH, Tmax, V10) 和长三角(MLR: RH, U10, V10) 区域最重要的气象驱动因素。焚风引发的高温天气是中国北方夏季 O₃ 污染恶化最重要的气象因素。但如此炎热的天气与长期变暖无关, 而是与主要由西北风引起的年际变化有关。珠三角的 O₃ 增加的主要气象

驱动因素是夏季季风的减弱，弱季风能减少海洋清洁空气对 PRD 的通风，利于城市地区的 O₃ 及其前体物的积累。尤其是在 2018-2019 年期间，高温及弱夏季风天气显著增加了 NCP 和 PRD 区域的 O₃ 浓度（表 2-3）。对于山东半岛而言，受增强的海洋气团的强烈影响，增加的对流导致 O₃ 的扩散速度加快，不利于 O₃ 的积累和增加（Han et al., 2020）。东北地区气温下降则是该区域 O₃ 浓度降低最重要的因素（Li et al., 2020）。

表 2-3 2013-2019 年和 2013-2017 年中国 MDA8 臭氧趋势（ppb/年），表格来自于 Li et al. (2020)

Regions	JJA 2013–2019 trends			JJA 2013–2017 trends		
	Observed ^d	Meteorological ^b	Anthropogenic ^c	Observed	Meteorological	Anthropogenic
China	1.9 (<0.01) ^d	0.7 (<0.01)	1.2 (<0.01)	1.7 (<0.01)	0.4 (0.22)	1.3 (<0.01)
NCP	3.3 (<0.01)	1.4 (0.02)	1.9 (<0.01)	2.7 (0.01)	0.7 (0.43)	2.0 (<0.01)
YRD	1.6 (<0.01)	0.7 (0.12)	0.9 (<0.01)	1.7 (0.03)	0.2 (0.82)	1.5 (<0.01)
PRD	1.1 (0.03)	0.8 (0.07)	0.3 (0.29)	0.6 (0.44)	0.4 (0.65)	0.3 (0.51)
SCB	0.7 (0.23)	-0.2 (0.59)	1.0 (<0.01)	0.9 (0.42)	0.1 (0.90)	0.8 (0.20)

2.3 气候变化对中国臭氧背景值浓度变化的影响

除了区域人为排放的直接显著影响外，气候系统的变化能通过影响大气污染的输送、O₃ 的生成、清除等化学反应速率等的同样能有效影响中国 O₃ 背景值的变化。为进一步评估气候变化对中国 O₃ 背景值的影响，本小节计算了 2015-2022 年的中国每个观测站点的尼尔尼诺 3.4 (Niño 3.4) 指数、东亚夏季风指数与 O₃ 逐月背景值的异常值的时间序列的相关性（图 2-6）。

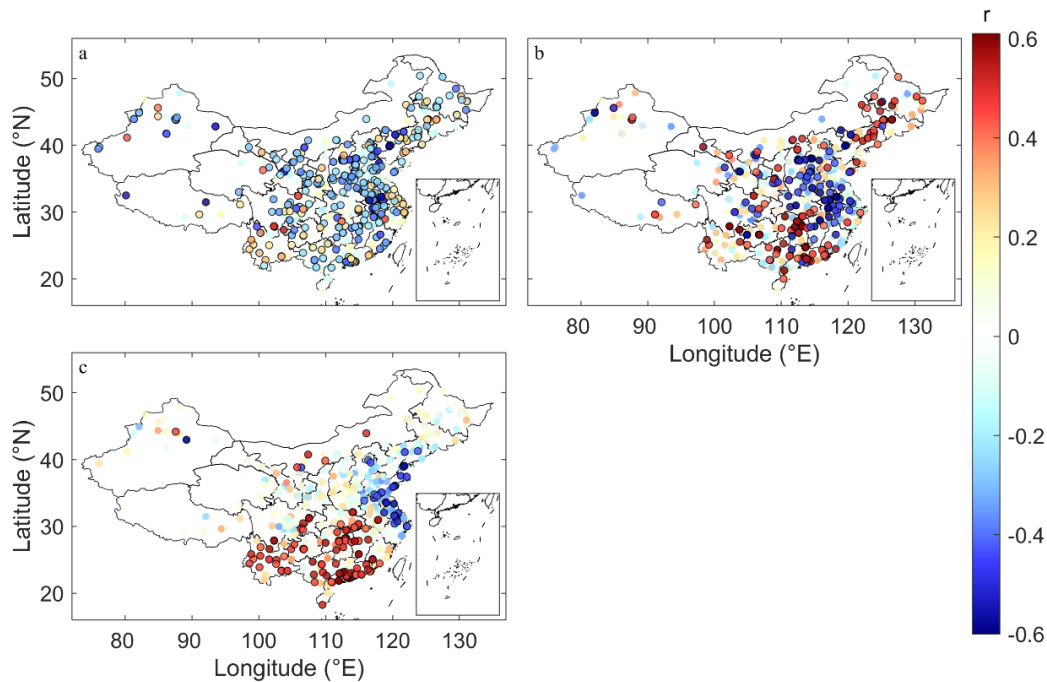


图 2-6 2015-2022 年中国臭氧背景值异常值与气候系统的相关关系。(a) 中国各站点 2015-2022 年逐月 O_3 MDA8 的异常值和 Niño 3.4 指数的相关性分布图；(b) 夏季（6-8 月） O_3 MDA8 的异常值和 Niño 3.4 指数的相关性分布图；(c) 夏季 O_3 MDA8 的异常值与东亚夏季季风指数相关相关性分布图。圆点的黑色圆框表明两者显著相关 ($p < 0.05$)。

图 2-6 (a) 表明，2015-2022 年期间，60%站点的 Niño 3.4 指数与 O_3 背景值的负相关性印证了 Niño 现象通过大气遥相关对全球大气环流和天气系统产生重大影响，进而能有效调节中国地表 O_3 浓度变化的研究观点 (Li et al., 2022; Oman et al., 2011; Xu et al., 2017)。其中京津冀区域 ($r = -0.21$, $p < 0.05$)、河南、安徽等中部地区 ($r = -0.28$, $p < 0.01$) 的异常值与 Niño 3.4 指数显著的负相关性表明，强厄尔尼诺能通过驱动气象因素变化，影响大气污染前体物的输送等抑制区域 O_3 背景值的积累，进而可能缓解中国中部及华北平原的地表 O_3 污染。然而在夏季，华南地区 ($r = 0.45$, $p < 0.03$)、云南 ($r = 0.59$, $p < 0.01$) 和吉林和黑龙江地区 ($r = 0.37$, $p < 0.1$) 的显著正相关性表明 Niño 现象也可能对南方及东北地区等地的 O_3 夏季背景值增加有积极贡献 (图 2-6 (b))。对华南地区和云南而言，Niño 现象通过西北太平洋的反气旋异常能导致东亚夏季风异常变化，减弱盛行南风势力，不利污染物的水平扩散传输，从而导致了 O_3 背景值的聚集和升高。对于东北地区而言，Niño 产生的异常干燥、高温的气象条件能有效增加天然 VOCs 排放，进而

刺激 O₃ 的化学生成 (Li et al., 2022)。上述结果表明, 作为最强的年际海气相互作用信号的热带太平洋周期性气候模式的重要表现, 厄尔尼诺和拉尼娜对调节中国地表 O₃ 变化有复杂且重要的作用。

中国夏季 O₃ 背景值与东亚夏季风的相关性表现出明显的南北差异 (图 2-6 (c)), 进一步表明了东亚夏季风的变化可能导致了我国南北地区 O₃ 变化存在“跷跷板”效应。具体而言华南、西南地区 ($r > 0.5$, $p < 0.02$) 等地的 O₃ 与东亚夏季风表现出显著的正相关性, 而华北地区和长三角区域的部分站点 (28-42°N) 则有显著的负相关性 ($r < 0$, $p < 0.05$)。上述结果则表明强的东亚季风可能减少我国北方夏季 O₃ 背景浓度的降低, 但可能会提升我国南方尤其是华南区域的夏季 O₃ 背景值浓度。

东亚夏季风通过对流层低层的风、云层和向下的短波辐射影响 O₃ 的空间分布, 从而影响我国区域 O₃ 的传输和化学形成。在强东亚季风期间 (2018 年), 华南及西南地区的晴天和太阳辐射增加, 以及西太平洋副热带高压减弱产生的异常东北风和削弱的盛行南风导致有利的跨界水平输送 (由北向南) (Li et al., 2018; Yang et al., 2022), 从而能增加地表 O₃ 背景值。图 2-7 表明, 在东亚夏季风最强的 2018 年, 华南和西南区域的 O₃ 背景值达到了峰值 (2.70-4.19 ppb)。对于我国东部 28-42°N 区域而言, 强季风带来的太阳辐射减少、气温降低等气象因素的变化和大气污染物的由北向南输出则能有效降低区域 O₃ (Yang et al., 2022)。受 2018 年强夏季风的影响, 京津冀和江苏的 O₃ 夏季背景值较 2017 年 (弱季风年) 有所下降 (-1.49 ppb, -5.74 ppb), 且比常年偏多的降水使 7 月的 O₃ 背景值比 2017 年同期分别降低 5.10 ppb 和 7.60 ppb (图 2-7 (c) - (d))。总之, 东亚夏季风的周期性变化通过影响区域 O₃ 的化学生成及大气污染物的水平和垂直传输, 能有效调节我国地表 O₃ 背景值的变化分布, 进而对我国夏季地表 O₃ 污染有着重要贡献。

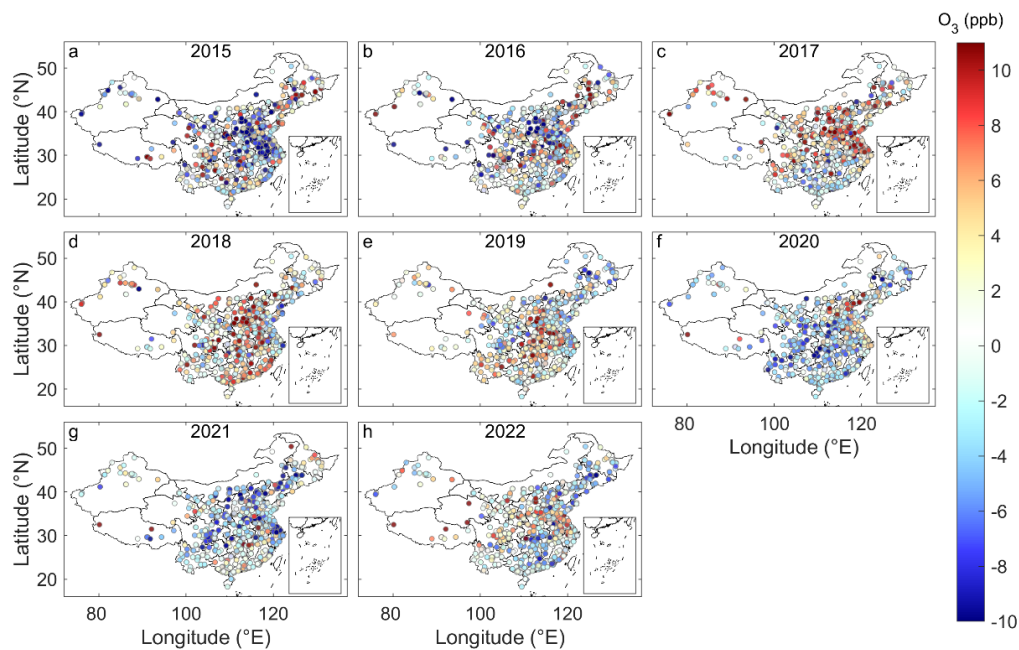


图 2-7 2015-2022 年中国 O₃ 背景值的夏季异常值空间分布图。(a) - (h) 分别代表中国各站点 2015-2022 年的夏季异常值。

厄尔尼诺和东亚夏季风气候系统变化对中国地表 O₃ 背景值浓度变化的显著相关性表明，全球气候变化正在有力地影响中国地表 O₃ 浓度的变化。在制定控制 O₃ 前体物排放 O₃ 污染的治理措施需要思考如何协同缓解气候变化以尽量降低愈发显著的全球气候变化对中国地表 O₃ 污染的显著贡献。

第三章 中国臭氧、颗粒物和温室气体达标方案制定与分析

3.1 基于臭氧污染达标的分省排放控制目标制定

近年来,随着《大气污染防治行动计划》的颁布实施,我国大气污染防治工作取得了重大成就。到2019年,全国74个重点城市年均PM_{2.5}浓度相比2013年下降了47.2%,而O₃污染却呈现上升和蔓延的态势。当前,O₃污染已成为我国部分城市空气质量不达标的首要因素,也是制约我国空气质量持续改善的关键问题(Li et al., 2019b; Song et al., 2017; Wang et al., 2019)。

近地面O₃由大气中的氮氧化物(NO_x)和挥发性有机化合物(VOCs)在光照条件下发生光化学反应生成,且O₃生成与前体物排放水平间存在高度非线性关系,表现为NO_x/VOCs比值较高时,O₃生成对VOCs排放变化更为敏感,反之则更易受NO_x排放变化控制。因此,O₃污染治理需要依据其生成机制对前体物排放结构进行调整,而准确识别O₃生成机制是制定科学有效的O₃防控措施的前提条件(Atkinson, 2000; Guo et al., 2022; Li et al., 2021)。由于大气O₃生命时间较长,O₃污染问题更是区域性問題,不同区域间通过污染及前体物传输存在相互影响,因此解决O₃污染问题要求区域间联防联控,通过科学研究确定各地区的最佳减排策略,达到整体防控的效果。我国各地区的大气污染现状和防控重心不同,如何考虑地区特征有针对性地提出前体物分阶段精准调控以实现O₃地精细化防控,是目前我国O₃污染治理亟需解决的问题。

O₃污染与气候变化间存在相互影响:一方面,气候变化导致的气象条件和传输特征的变化会影响到局地O₃的生成和输送;另一方面,O₃自身作为温室气体,也直接或间接地影响着边界层内的气象状况。此外,O₃前体物的多来自于电厂、工业和交通部门的人为排放,与温室气体排放源重合度较高,以O₃污染控制为目标的减排措施可能同时减少CO₂、甲烷(CH₄)等温室气体的排放,进而带来气候变化减缓的协同效益。目前不少研究探究了过去和未来的气候变化对我国O₃污染及其治理的影响(Lu et al., 2019; Yang et al., 2019; Zanis et al., 2022),而对于O₃污染治理带来的温室气体减排的协同效益关注较少。

基于以上科学基础和当前研究背景,本研究拟采用区域大气化学传输模型,

通过一系列固定比例的前体物减排试验，确定我国各省级地区的 O₃ 生成机制，并以此为基础提出因地制宜的分阶段 O₃ 前体物减排目标，为精细化防控 O₃ 污染的措施制定提供理论参考，同时为后续气候变化与大气污染协同治理路径的研究奠定基础。

3.1.1 空气质量模型的模拟改善与敏感性试验设置

本研究采用 WRF-Chem (Weather Research and Forecasting model coupled with Chemistry, (Grell et al., 2005)) 大气化学传输模型，通过运行一系列 NO_x 与 VOCs 的减排试验，来探究不同地区 O₃ 化学生成对前提物的敏感性，并依此针对不同的省份设置使得 O₃ 评价达标的减排目标，同时评估以 O₃ 污染治理为目标的前体物减排带来的 PM_{2.5} 污染改善的协同效应。考虑到一氧化碳 (CO) 能够通过参与 NO_x 与 VOCs 的光化学反应影响 O₃ 的生成，在高 NO_x 浓度的环境下是 O₃ 的主要前体物之一；与 VOCs 相似，CO 同样多来自于交通排放、燃烧及工业过程 (Tang et al., 2019; Zhang et al., 2019)，在设置 VOCs 减排的同时，本研究设置了等比例的 CO 减排 (即，下文所提到的 VOCs 减排表示 VOCs 与 CO 以相同比例共同减排)。

本研究以 2015 年夏季 (7 月) 为模拟基准，模式采用兰伯特投影下 27 km 分辨率的网格，覆盖了 189 (东西向) × 157 (南北向) 格点的区域，包含了整个中国及毗邻地区；垂直方向分 38 层，模式最低层距地面约 20m。在中国区域的人为排放使用清华大学开发的中国多尺度排放清单 (MEIC, <http://www.meicmodel.org/>)，中国以外的亚洲地区人为排放采用 MEIC 模型团队开发的 2010 年亚洲排放清单产品 MIX (Li et al., 2017)。其中，整个模拟区域的农业氨排放替换为 Zhang et al. (2018) 统一自下而上的统计方法和自上而下的反演方法得到的月排放量数据。

发生在边界层内的气溶胶干湿沉降过程是大气气溶胶的主要清除过程，因此对气溶胶沉降的模拟准确性影响着模式对近地面 PM_{2.5} 浓度的模拟效果 (Du et al., 2019; Fan et al., 2014)。受限于观测数据的稀少，沉降过程模拟在不同的模式中仍存在很大的不确定性。近些年来的观测研究发现，大多数模式中的参数化过程存在低估云下清除、高估干沉降速度的问题，因而造成了较大的 PM_{2.5} 沉降和近

地面浓度的模拟偏差。本研究采用 Ryu 和 Min 提出的更新的气溶胶干湿沉降参数化方案 (Ryu and Min, 2022) 对颗粒物干湿沉降的计算进行了如下改进:

首先, 在湿沉降中改进了云中清除和云下清除。(1) 云中清除: 在原始的 MOSAIC 方案中, 云量以云水及云冰混合比为 10^{-3}g/kg 为阈值, 高于阈值认为格点内云量为 1 (100%), 低于阈值则为 0, 导致过量的云中清除 (使用一级损失率参数化计算, 认为收集和转化造成的云载气溶胶的清除速率与云滴向雨滴的转化速率相同):

$$F_{\text{rainout}}^{\text{old}} = 1 - e^{-r_c \Delta t} \cong r_c \Delta t \quad (\text{公式 3-1})$$

其中 F 指被雨滴清除的云载气溶胶的比例, r_c 表示由微物理参数化得到的云滴向雨滴的转化速率, 通常为 $10^{-5}\text{-}10^{-3} \text{ s}^{-1}$ 。而在新的方案中考虑了云量 f_{cld} 这一变量, 使得云中雨滴清除的气溶胶的比例可表示为:

$$F_{\text{rainout}}^{\text{new}} = f_{\text{cld}} \left[1 - \exp\left(-\frac{r_c \Delta t}{f_{\text{cld}}}\right) \right] \quad (\text{公式 3-2})$$

上式中, $\frac{r_c}{f_{\text{cld}}}$ 为云内转化速率。因而云内湿清除可以看作 F_{rainout} 与云气溶胶浓度乘积的垂直积分:

$$Q_{\text{in-cloud}} = \sum_i \int_0^{z_{\text{top}}} F_{\text{rainout}} \rho C_i dz \quad (\text{公式 3-3})$$

其中, ρ 为空气密度, C_i 为第 i 个 bin 的云载气溶胶混合比, z_{top} 为模拟区域最高层。

(2) 云下清除: 基于 Wang et al. (2014) 中的半经验公式进行云下清除的参数化, 以期改善 WRF-Chem 中对气溶胶云下清除的低估。在给定雨滴 (或雪) 的速率下, 特定大小的粒子的云下清除系数为 Λ_{rain} (或 Λ_{snow}), 不考虑垂直湍流的情况下:

$$\Lambda = \kappa A P^B \quad (\text{公式 3-4})$$

其中, A、B 为经验参数, 是气溶胶直径的函数。P 为降水速率 (单位: mm/h)。经一系列敏感性试验测试, 设置 $\kappa = 200$ 。云下清除的气溶胶占比依然用一级损失率计算, 因此, 云下清除可表示为:

$$Q_{\text{below-cloud}} = \sum_i \int_0^{z_{\text{top}}} [1 - \exp(-(\Lambda_{\text{rain}} + \Lambda_{\text{snow}}) \Delta t)] \rho C_i dz \quad (\text{公式 3-5})$$

对气溶胶干沉降过程, 其速率使用 Emerson et al. (2020) 的方案参数化:

$$V_d = V_g + \frac{1}{R_a + R_s} \quad (\text{公式 3-6})$$

其中， V_g 为重力沉降速率， R_a 和 R_s 分别为空气动力学阻抗和地表阻抗。重力沉降速率的计算方法为：

$$V_g = \frac{g}{18\nu} \left(\frac{\rho_p}{\rho_{air}} \right) d_p^2 C_c \quad (\text{公式 3-7})$$

上式中 g 为重力加速度， ν 为空气运动粘度， ρ_p 和 ρ_{air} 分别为颗粒物和空气的密度， d_p 为颗粒物直径， C_c 为坎宁安（Cunningham）修正因子。地表阻抗则通过以下关系参数化：

$$R_s = \frac{1}{\varepsilon_0 u_* (E_g + E_{Im} + E_{In})} \quad (\text{公式 3-8})$$

其中， E_g ， E_{Im} 和 E_{In} 分别表示表示布朗运动收集效率，碰并收集效率和拦截收集效率，分别依据经验参数等计算。

除了对沉降参数化的修正外，本研究还在 WRF-Chem 模型中的添加了简单的 SOA 生成计算模块，来部分弥补模拟所用的 MOSAIC 气溶胶化学方案未考虑二次有机气溶胶导致的 $PM_{2.5}$ 浓度的低估。该模块用 CO、异戊二烯（ISPO）和单萜烯（TERP）的排放，结合模式计算的 OH 自由基浓度来计算 SOA 的生成（Miao et al., 2021; Nault et al., 2021; Pai et al., 2020），并将这部分 SOA 添加至有机气溶胶 OC 中，参与传输及物理化学过程的计算。考虑到 $PM_{2.5}$ 可以通过影响近地面辐射条件、大气氧化性和非均相化学过程影响 O_3 的浓度（Li et al., 2019a; Lou et al., 2014; Zhu et al., 2019），上述方案的使用对 $PM_{2.5}$ 模拟高估进行修正的同时，也部分改善了模式对近地面 O_3 的模拟，尤其在华北地区较为显著。

图 3-1 展示了本研究的基准模拟得到的 2015 年 7 月近地面 O_3 与 $PM_{2.5}$ 月平均浓度的空间分布，及其与来自中国环境监测中心（CNEMC）的观测的对比。结果显示，近地面 O_3 与 $PM_{2.5}$ 模拟时序与观测的相关系数分别为 0.9 和 0.6，表明模式能较好地捕捉到这两种污染物随时间的变化过程。与站点观测相比，模拟对河北、山西和四川盆地地区夏季平均 O_3 浓度略有高估，而低估了内蒙、西北地区 and 青藏高原的近地面 O_3 浓度，使得全国站点平均的近地面 O_3 浓度略低于观测值（模拟 $70.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vs. 观测 $71.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）。尽管上述参数化方案的改进降低了约 3% 的近地面 $PM_{2.5}$ 浓度模拟的高估，模式对 2015 年 7 月近地面 $PM_{2.5}$ 月均浓度的模拟在华北地区、四川盆地地区以及新疆仍呈现较大的高估，而在华南地区

则略有低估，导致全国站点平均月均近地面 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的模拟结果相比观测高估了约 38%。模式在新疆及华北地区的异常近地面 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度高值可能来自于偏高的沙尘排放（Jones et al., 2012），以及所使用的 MYJ_Eta（Janjic, 1990; 1994）边界层-近地层参数化方案对边界层内湍流混合的低估，需要后续进行进一步探讨和完善。当前的基准模拟设置在长三角地区的近地面 O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 的模拟效果较好。

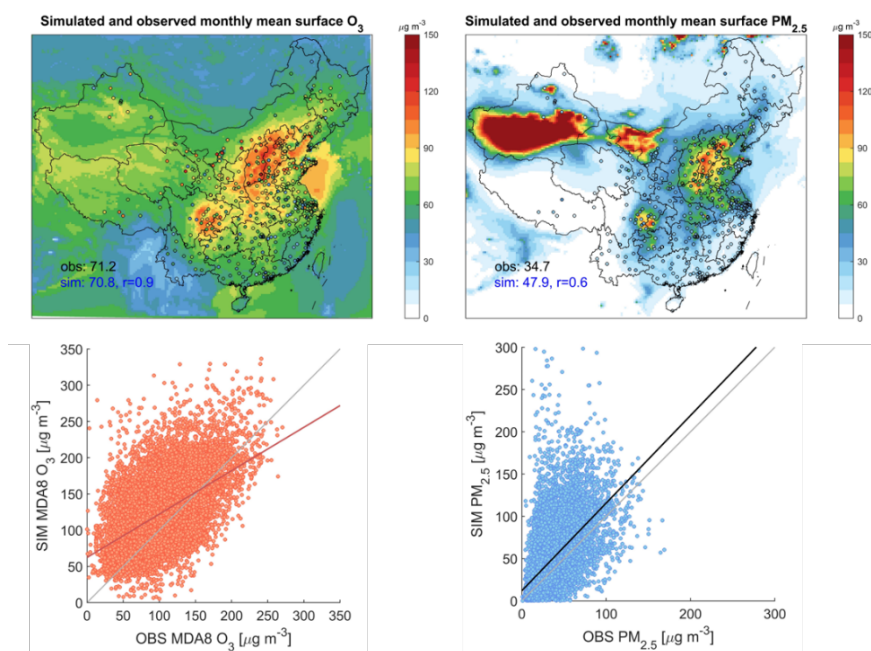


图 3-1 基准情景（2015 年 7 月）近地面 O_3 （左）及 $\text{PM}_{2.5}$ （右）月均浓度模式模拟结果与站点观测（上图圆点）的对比

除人为排放外，敏感性试验的参数设置与基准模拟保持一致。试验包括单独减排 NO_x （分别减排 20%，40%，60%和 80%）、单独减排 VOCs 与 CO（分别减排 20%，40%，60%和 80%）、同时等比例减排 NO_x 与 VOCs（包括 CO，下同。减排 20%，40%，60%，80%）以及不同比例减排 NO_x 与 VOCs（包括减排比例呈 1:2 与 2:1 减排）。试验的具体排放设置如表 3-1 所示，模拟时段为 6 月 28 日至 7 月 31 日并对其中前三天是模式初始化时间，7 月份的模拟结果进行用来着重分析。该组模拟的气象条件控制在 2015 年，使用 2015 年 7 月的 NCEP FNL 再分析资料作为气象初始和边界场，化学初始和边界条件则采用了来自 NCAR 的 CAM-Chem 模式的输出数据，敏感性试验中不考虑未来气象条件变化及化学初边界条件变化的影响。

表 3-1 臭氧前体物减排敏感性试验设置

试验设置 Base: MEIC2015		NO _x 减排比例				
		0%	20%	40%	60%	80%
VOCs (及 CO) 减排比例	0%	√	√	√	√	√
	20%	√	√	√		
	40%	√	√	√		√
	60%	√			√	
	80%	√		√		√

3.1.2 臭氧生成对前体物敏感性的分区域分析及减排路径设计

本研究计算了不同减排情景下各省区域平均(由模拟网格上该省级行政区覆盖的所有格点数据做平均算得)的 O₃ 评价值。此处 O₃ 评价值定义为模式最低层日最大 8 小时 O₃ 的 90 百分位数 (MDA8 O₃-90th)，即模拟时段 (7 月) 的第四高值。图 3-2 展示了各个省份 MDA8 O₃-90th 对不同比例 NO_x 减排 (红色)、VOCs 及 CO 减排 (浅蓝色) 以及二者同时等比例减排 (深蓝色) 的响应曲线，其中误差线表示该区域内 O₃ 评价值的标准差。

结果显示，我国大部分地区的 O₃ 生成对 NO_x 排放的变化更为敏感，即等比例减排 NO_x 与 VOCs，前者所取得的 O₃ 污染改善更大。其中，部分省份，如山西、辽宁、安徽、浙江、河南，在减排初期 (减排比例不超过 20%)，O₃ 对 NO_x 和 VOCs 的减排响应相当，此时两种前体物等比例减排能取得更好的 O₃ 控制成效；随着减排力度的增大，O₃ 对 NO_x 排放敏感性增加，此时等比例减排 NO_x 及 VOCs 相比于单独减排 NO_x 会带来最多约 10 μg/m³ 的 O₃ 浓度下降。在华南、西北及西南的一些省份，尤其在甘肃、青海、新疆、西藏和云南等地，O₃ 对 VOCs 及 CO 的排放变化不敏感，O₃ 评价值几乎随 NO_x 排放的减少线性降低，使得 NO_x 与 VOCs 共同减排的效果与只减排 NO_x 相差不大。

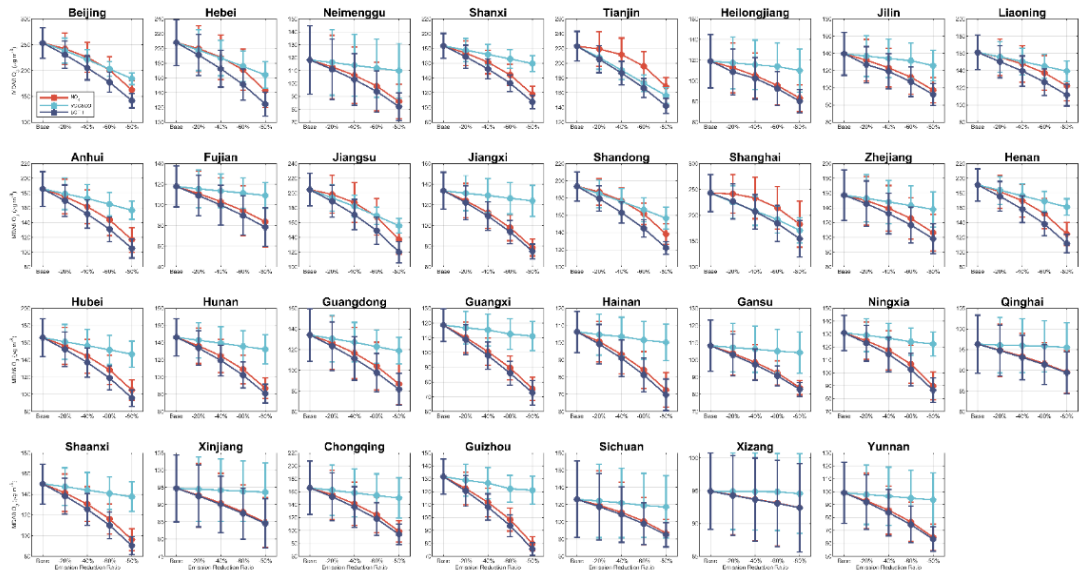


图 3-2 31 省区域平均近地面臭氧评价值 (MDA8 O₃ 90 百分位数) 对不同程度 NO_x (红色)、VOCs (浅蓝色) 及二者共同减排 (深蓝色) 的响应曲线, 误差线表示区域内模拟结果标准差。

此外, 华北、华东的部分地区, 如北京、河北、江苏、山东, 处于过渡区, 当减排幅度低于基准排放的 60%, 单独减排 NO_x 与等比例的 VOCs 减排带来同等力度的 O₃ 污染的改善, 而两类前体物的共同减排则能更快速地降低近地面 O₃ 浓度高值。当减排比例大于 60%, O₃ 生成变得对 NO_x 排放更加敏感, 体现了深度减排 NO_x 在这些城市 O₃ 污染控制中的重要作用。天津和上海当前则正处在 VOCs 控制区, 从图 3-2 可以看出, 当减排比例低于基准排放的 40%, O₃ 评价价值随 VOCs 及 CO 减排的下降幅度远高于等比例的 NO_x 减排。只有减排超过 40% 的基准 NO_x 减排, O₃ 化学生成进入过渡区, 单独减排 NO_x 才能显著降低这两座城市的 MDA8 O₃ 高值, 此时结合等比例 VOCs 的减排, 仍能获得可观的 O₃ 污染缓解收益。这表明, 对天津和上海两座城市, O₃ 污染的短期快速改善应主要针对 VOCs 进行减排, 但长期达标则需要推动 NO_x 深度减排以越过拐点。同时, 防控前期应合理制定措施, 控制 VOCs 与 NO_x 的减排比例, 以防止 O₃ 浓度不降反升。

以基准模拟和 16 组不同比例减排 O₃ 前体物的敏感性试验的模拟结果为样本, 本研究采用 Delaunay 三角剖分方法进行插值, 绘制了各省级地区 O₃ 浓度与前体物排放水平关系图 (EKMA 曲线图, 图 3-3)。图中的空心圆圈标记实际运

行模拟的减排情景，填色表示插值结果，并标注了 $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 三条 MDA8 O_3 -90th 浓度等值线，分别表示全国（广东省除外） O_3 污染第一阶段（到 2035 年）控制目标、广东省 O_3 污染第一阶段控制目标和全国 O_3 污染第二阶段（到 2060 年）控制目标。等值线处对应的 NO_x 和 VOCs（及 CO）减排比例则可看作 O_3 污染达标对应的减排方案。

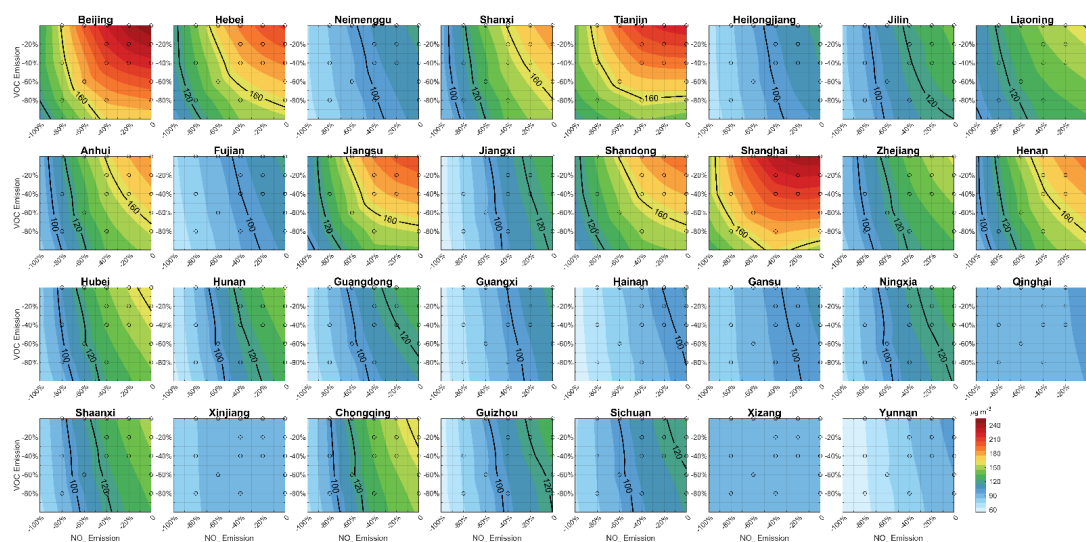


图 3-3 31 省区域平均臭氧评价价值与前体物减排比例关系（EKMA 图）。图中空心圆圈标注了实际进行敏感性模拟的减排情景，并标注了 $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 浓度等值线。

本研究进一步提出了控制 NO_x 为主、控制 VOCs 为主和 NO_x 及 VOCs 协同控制三种不同的前体物减排路径，即各省到 2035 和 2060 年 O_3 前体物的减排指标，如表 3-2 所示。各减排路径的设置基于以下原则：①对于已经达到 O_3 污染控制目标的省份，不考虑其人为 NO_x 及 VOCs 减排；②在 NO_x 与 VOCs 协同减排路径中，减排方案使 O_3 评价价值达标的基础上，尽量控制 NO_x 与 VOCs 减排比例相近；③在控制 NO_x 为主或控制 VOCs 为主的路径中，保证 O_3 污染达标的前提下，作为主要控制目标的物种减排比例应高于协同减排路径，且优先选择主要控制物种的减排比例大于次要控制物种减排比例两倍的减排策略；④考虑到未进行前体物减排 100% 的模拟试验以及三角剖分方法向外插值的误差，对于图 3-3 中前体物减排 100% 仍无法达到第二阶段控制目标的省份，如北京、河北、天津、上海等，单一前体物减排不超过基准排放的 95%，且尽量使 O_3 评价价值控制在 120

μg/m³ 及以下。

根据分省 EKMA 曲线图和所设计的 O₃ 前体物减排目标进行分析：京津冀和江苏、上海当前夏季 O₃ 污染较为严重（O₃ 评价值高于 200 μg/m³），且多处于过渡区或 VOCs 控制区，因此达成第一阶段目标需要对人为排放的前体物进行大幅度（超过 50%）减排。初期三种路径所对应的减排情景差异显著，而为达到 2060 年的控制目标，这些地区需要将 NO_x 及 VOCs 排放控制在 2015 年排放量的 10% 以下，使得三种路径到污染控制后期的减排结果趋于一致。青海、新疆、西藏和云南四省在基准情景排放条件下 O₃ 评价值低于第二阶段目标浓度，可看作已经达标，因此未设置额外的减排目标；内蒙古、东北三省、福建、江西、浙江、湖南以及华南、西北和西南地区的大部分省份在 2015 年基准排放情景下也已经实现了第一阶段的控制目标；其余省份，以河南、山东、广东为代表，在两种前体物协同减排路径下需在 2035 年之前减排 10-45% 以达成 O₃ 控制目标。这些地区整体处于 NO_x 控制区，O₃ 评价值对 NO_x 排放变化更为敏感，因而深度减排 NO_x 对实现 O₃ 污染的第二阶段控制目标而言是较为经济有效的措施。

表 3-2 基于臭氧达标目标的分省前体物减排路径

	NO _x 与 VOCs 协同减排				减排 NO _x 为主				减排 VOCs 为主			
	2035 年减排 (%)		2060 年减排 (%)		2035 年减排 (%)		2060 年减排 (%)		2035 年减排 (%)		2060 年减排 (%)	
华北地区												
省份	NO _x	VOCs	NO _x	VOCs	NO _x	VOCs	NO _x	VOCs	NO _x	VOCs	NO _x	VOCs
北京	70	70	90	90	75	45	95	80	60	80	90	95
天津	65	65	95	95	75	40	95	95	40	80	95	95
河北	50	55	90	90	65	10	95	80	35	70	90	95
内蒙古	已达标		45	50	已达标		50	20	已达标		40	70
山西	30	30	85	90	40	10	90	60	20	50	85	90
华东地区												
省份	NO _x	VOCs	NO _x	VOCs	NO _x	VOCs	NO _x	VOCs	NO _x	VOCs	NO _x	VOCs
安徽	30	35	85	80	40	10	90	40	20	50	80	90
福建	已达标		40	40	已达标		45	10	已达标		30	75
江苏	50	50	85	85	60	20	95	60	20	70	80	95

江西	已达标		50	45	已达标		55	10	已达标		45	80
山东	45	45	90	90	55	10	95	60	25	60	85	95
上海	75	75	95	95	85	60	95	95	65	85	95	95
浙江	已达标		80	70	已达标		85	10	已达标		75	85
东北地区												
省份	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs
黑龙江	已达标		45	45	已达标		50	10	已达标		40	70
吉林	已达标		70	65	已达标		75	15	已达标		65	85
辽宁	5	5	85	85	10	0	90	45	0	10	80	90
华中地区												
省份	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs
河南	40	40	90	90	50	10	95	50	25	60	90	90
湖北	10	10	75	75	15	0	80	50	5	20	75	85
湖南	已达标		60	70	已达标		65	30	已达标		55	80
华南地区												
省份	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs
广东	25	30	55	60	30	10	65	10	15	50	50	80
广西	已达标		35	40	已达标		40	10	已达标		30	70
海南	已达标		20	20	已达标		25	0	已达标		10	50
西南地区												
省份	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs
重庆	10	10	75	60	15	0	80	10	5	20	70	85
四川	已达标		55	50	已达标		60	10	已达标		50	80
贵州	已达标		50	40	已达标		55	10	已达标		45	80
云南	已达标		已达标		已达标		已达标		已达标		已达标	
西藏	已达标		已达标		已达标		已达标		已达标		已达标	
西北地区												
省份	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs	NO_x	VOCs
甘肃	已达标		30	35	已达标		35	10	已达标		20	70
宁夏	已达标		65	50	已达标		70	10	已达标		55	80
陕西	已达标		70	60	已达标		75	10	已达标		65	90
青海	已达标		已达标		已达标		已达标		已达标		已达标	

新疆	已达标	已达标	已达标	已达标	已达标	已达标
----	-----	-----	-----	-----	-----	-----

*说明：本研究设置了分阶段的臭氧达标目标，第一阶段指2035年前的达标目标（对应“2035年减排”这一栏），在广东省该目标为MDA8 O₃-90th 不超过120 μg/m³，广东之外的其它省份则为不超过160 μg/m³。第二阶段目标指2060年前需达到的长期目标（对应“2060年减排”），该阶段全国各省的臭氧达标指标为MDA8 O₃-90th 不超过100 μg/m³。由于各省前体物排放量差异较大，本表给出各省基于基准排放的减排比例，以统一各省减排指标。

3.1.3 臭氧前体物减排的 PM_{2.5} 污染减缓协同效益分析

NO_x 和 VOCs 是 O₃ 和二次有机气溶胶共同的前体物，二者的减排在缓解 O₃ 污染的同时，前体物浓度的降低和 O₃ 污染改善所带来的大气氧化性变化也能减少硝酸盐等二次颗粒物的生成，从而实现 O₃ 与 PM_{2.5} 的协同治理（Xing et al., 2018; Zhu et al., 2019）。基于此，本研究同时也考察了单独减排 NO_x 或 VOCs，以及共同减排两种污染物的情景下，各个省近地面 PM_{2.5} 浓度的变化。图 3-4 显示，除内蒙古、甘肃、青海和西藏四省响应较弱之外，其他省份的区域平均 PM_{2.5} 浓度随单一污染物或两种前体物减排幅度的增大呈现线性降低的规律。PM_{2.5} 的协同改善在华北、华中及长三角、珠三角和川渝地区较为显著，表明这些地区二次气溶胶在总颗粒物中占比较大；同时减排 80% 的 NO_x 与 VOCs 基准排放，在这些地区最多可带来约 45% 的近地面 PM_{2.5} 浓度降低。同等减排比例下，单独减排 NO_x 比单独减排 VOCs 在大多数地区能够收获更大 PM_{2.5} 协同改善效益，而在上海，VOCs 减排情景下的 PM_{2.5} 浓度更低，体现了这一地区 VOCs 减排的重要性。

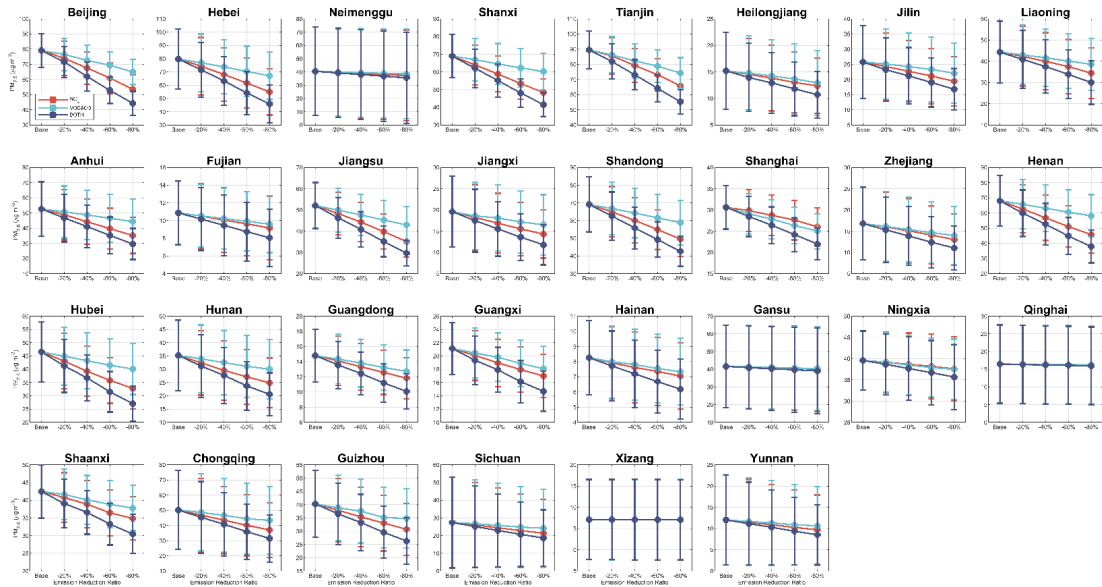


图 3-4-30 省区域平均近地面 $PM_{2.5}$ 月均浓度对不同程度 NO_x (红色)、VOCs (浅蓝色) 及二者共同减排 (深蓝色) 的响应曲线, 误差线表示区域内模拟结果标准差。由于沙尘排放, 新疆地区 $PM_{2.5}$ 模拟值异常偏高, 且几乎不受人为排放变化影响, 因此未在图中展示

3.1.4 结果总结及不确定性分析

该部分研究以 2015 年夏季 (7 月) 为基准, 通过设置一系列 O_3 前体物减排的敏感性试验, 识别了不同省级区域内 O_3 浓度对 NO_x 和 VOCs 排放变化的敏感性, 并依据所得到的 EKMA 曲线图制定了基于 O_3 浓度达标的两阶段分省减排目标。结果表明, 除京津冀和长三角地区外, 我国大部分省份处于 NO_x 敏感区。短期内, 在京津冀和长三角城市群地区侧重 VOCs 的减排, 有利于快速削减其夏季 O_3 污染高峰, 而长期来看, 全国范围内仍需坚持以 NO_x 深度减排为主的 O_3 污染防控和治理措施。对区域平均的近地面 $PM_{2.5}$ 浓度变化的分析显示, NO_x 与 VOCs 的减排在减缓近地面 O_3 污染的同时, 也能给大部分地区带来显著的 $PM_{2.5}$ 污染协同改善效果。在 2015 年基准排放的基础上同时减少 80% 的人为 NO_x 与 VOCs 排放, 可以使夏季北京地区平均 $PM_{2.5}$ 浓度降低 $35 \mu g/m^3$ 。本研究所提出的分省 O_3 前体物减排目标充分考虑了排放水平和 O_3 化学机制的地区差异, 对各地区 O_3 生成敏感性的判断与政策建议与相关的研究基本一致 (Li et al., 2022; Liu et al., 2021; Wang et al., 2019; Xue et al., 2014)。基于不同控制重点的多种路径可用于下一步的减排措施成本-效益分析和温室气体协同减排分析, 便于结合多种评价指

标给出精细化控制和减缓 O₃ 污染的政策参考。

本研究目前仍存在以下不确定性：首先，当前只对 7 月份进行了模拟，所计算的 O₃ 评价值（7 月 MDA8 O₃ 第 4 最大值）与 O₃ 年评价值（日历年内 MDA8 O₃ 第 36 最大值）不完全重合，可能会对 O₃ 达标的判断带来一定的误差。7 月份是华北和华东大部分城市地区的主要 O₃ 污染季，但并不是唯一污染季，《中国大气臭氧污染防治蓝皮书（2020 年）》记录了 2019 年 9 月下旬一次长时间大范围的 O₃ 污染事件；同时，O₃ 对前体物的响应关系存在季节变化，这表明 O₃ 污染治理需考虑整个暖季（4-10 月）内排放的动态控制（Jin and Holloway, 2015; Li et al., 2013）。其次，本研究利用大气化学传输模型 WRF-Chem 进行敏感性试验，在整个中国地区同时进行等比例减排，目前的分析无法区分本地排放和传输的影响，对各省份近地面 O₃ 减排潜力的预估也可能因此存在误差。此外，气象状况的改变一方面直接作用于 O₃ 前体物的自然排放，另一方面也会通过影响外界传输导致本地 O₃ 生成机制的变化（Lu et al., 2019; Wang et al., 2013; Westervelt et al., 2019; Yang et al., 2019），考虑未来的 O₃ 控制措施和前体物减排目标，应进一步考虑未来气候变化引起的大尺度环流的改变，以降低结果的不确定性。

3.2 中国协同减排路径方法与情景设置

基于上节计算的中国各省 O₃ 达标的前体物减排方案，我们从两个维度设置了 14 个情景来探究碳中和目标下不同省级碳配额分配方式与空气污染末端控制的影响，确定中国层面 O₃ 和温室气体协同减排最优路径。气候政策方面包括无碳限额的参考情景（BaU）和六种不同省级碳配额分配方式的碳中和情景，共七种；末端控制包括当前政策参考情景（CLE）和加强现有控制力度的情景（POLICY）。经两两组合后总计 14 个情景。

3.2.1 能源经济模型：IMED|CGE

IMED|CGE 模型以基准年（2017 年）各省市投入产出表数据为社会经济方面的数据基础，结合能源平衡表，产业统计年鉴数据形成了模型所需的基准年数据。模型由 GAMS/MPSGE 建模并用 PATH 算法器求解。模型的部门划分可根

据研究问题和目标的不同而灵活设置。模型包括生产模块、国内外贸易的市场模块以及政府和居民的收支模块。IMED|CGE 已广泛地应用于事前定量评价税收、贸易、能源、温室气体减排等政策的效果和经济影响，是能源经济评估的主流模型。本研究所用 IMED|CGE 模型（图 3-5）中涵盖了二十余个生产部门及 30 个省市(不含台湾)，以一年为步长动态模拟至 2060 年，全面刻画各省市经济发展、能源需求、温室气体及空气污染物排放之间的关系，得到未来年产业结构和能源变化趋势、行业级别碳排放量和减排成本。

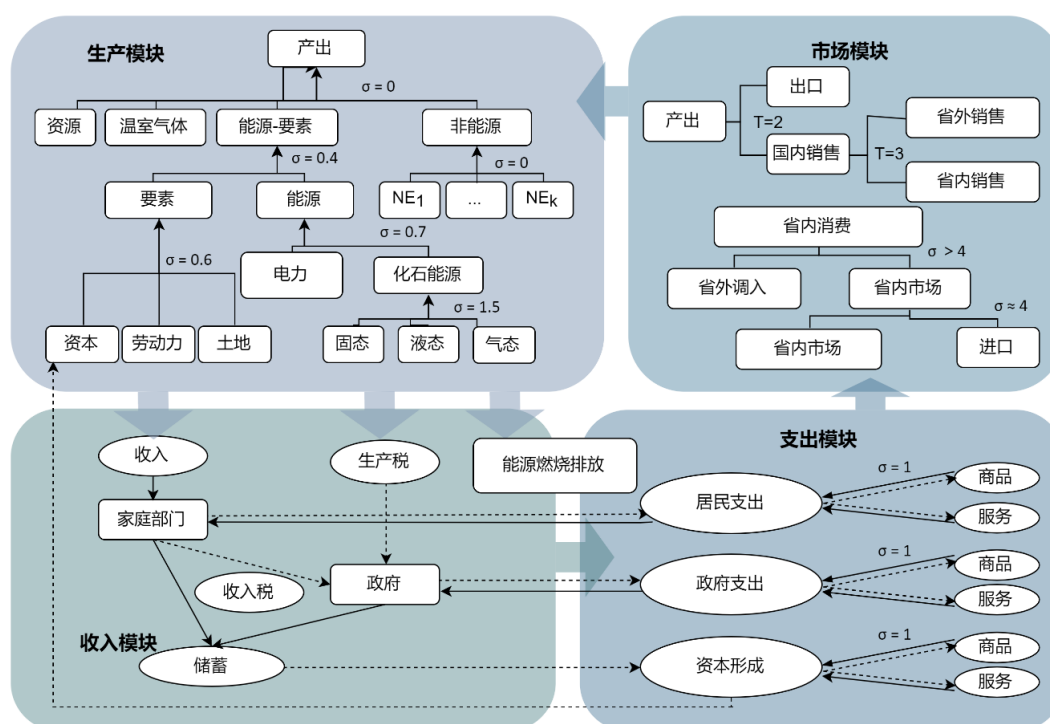


图 3-5 IMED|CGE 模型框架图

在 CGE 模型中，碳限额对于大气污染物协同减排的价格信号的传导效应如下所述（图 3-6）。在碳限额下产生 CO_2 影子价格，造成化石能源价格上升，供给侧化石能源消费和产业产出下降、温室气体排放下降；同时在需求侧，提高了高碳排放产品的成本，推动生产和消费者转向低碳排放的产品。也就是通过改变生产原料或消费品之间的相对价格来引导经济主体的生产和消费行为向更加低碳的模式转化，达到 CO_2 减排的目标。而常规大气污染物与 CO_2 同根同源，在降低化石能源消费和工业产出的同时，也降低了大气污染物的排放。因此，降碳协同减污本质上是通过能源替代和工业产量降低伴随生产过程排放降低实现的。

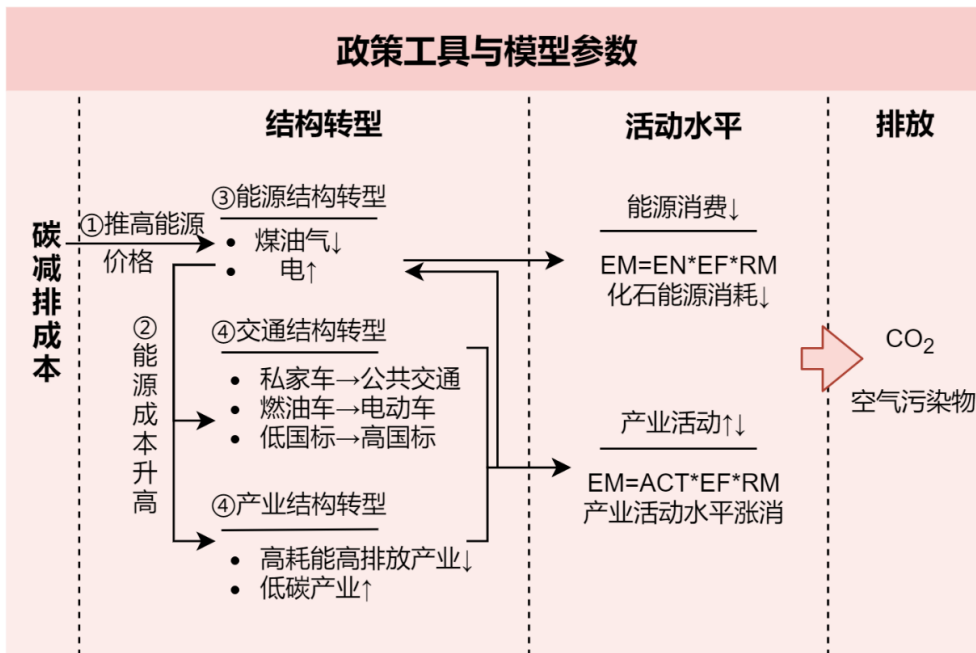


图 3-6 基于 IMED|CGE 模型的碳减排与空气污染物协同减排示意图

3.2.2 情景设置

1) 碳中和目标下各省配额分配方式设定

公平和效率是应对气候变化时争论的焦点。公平原则有来自平等主义、主权准则、祖父准则、支付能力和经济活动等不同方面的解读。平等主义强调所有人都有平等的排放和发展权利，本研究据此构建了人均碳排放趋同情景（CNS-CO₂PC）。主权准则，指所有区域具有平等的排放权和不受影响的权利，也就是所有区域按照同比例减排，维持现有的相对排放水平不变，据此构建了各省市以同等减排速率下降的情景（CNS-SameRate）。祖父准则鼓励各地区渐进式碳减排，省级配额占比与实际历史省级排放在国家总量中的占比相同，以确保各省市经济发展的连续性和稳定性，据此构建了祖父情景（CNS-Grandfathering）。支付能力准则强调经济能力更强的地区应承担更高的减排责任，其中人均 GDP 是衡量地区经济能力的有效指标，据此构建了减排能力（CNS-Capacity）和支付能力（CNS-Develop）情景。

在效率方面，碳强度，即单位 GDP 产出的 CO₂ 排放，是衡量效率的一个重要指标。如果一个地区碳排放强度较高，则表明该地区生产中无效率排放可能较大，因此从效率角度而言该地区应承担较高的减排目标。据此构建了碳排放强度

趋同情景（CNS-CO₂Intensity）。

综上所述，根据不同的分配准则，本研究设置了以下六种不同碳中和情景下碳配额分配情景（表 3-3），给定了各省市 2017-2060 年逐年的碳排放限额总量，作为 CGE 模型中碳中和情景的限制条件。根据不同的分配原则，本研究设置了以下六种不同碳配额分配情景（表 3-3）。

表 3-3 碳中和目标下不同碳排放配额方式

情景名	说明	排放配额前三省份
CNS-CO ₂ PC 人均趋同	人均碳排放趋同：到 2060 年各地区人均排放均为 2.3 吨/人	广东、河南和山东，在 2060 年碳排放量分别为 2.60、2.37 和 1.96 亿吨
CNS-SameRate 同等速率	碳排放年下降速率始终保持一致	广东、江苏和河北，在 2060 年碳排放量分别为 2.57、2.18 和 2.10 亿吨
CNS-CO ₂ Intensity 碳强度趋同	各省市单位 GDP 的碳排放到 2060 年趋于一致	广东、江苏和山东，在 2060 年碳排放量分别为 3.52、2.75 和 2.75 亿吨
CNS-Capacity 减排能力	与 60 年 GDPPC 成正比	河南，河北和广西，在 2060 年碳排放量分别为 3.17、2.20 和 2.04 亿吨
CNS-Develop 支付能力	与 17 年 GDPPC 成正比	河南，河北和四川，在 2060 年碳排放量分别为 2.46、2.11 和 1.97 亿吨
CNS-Grandfathering 祖父法	2060 年各地区碳配额占比与历史碳排放占比一致	山东、山西和河北，在 2060 年碳排放量分别为 2.95、2.89 和 1.83 亿吨

（1）碳强度趋同：CNS-CO₂Intensity

单位 GDP 产出的 CO₂ 排放，是衡量效率的一个重要指标。如果一个地区 CO₂ 排放强度较高，则表明该地区生产中无效率排放可能较大，因此从效率角度而言该地区应承担较高的减排目标。这里，我们利用 CGE 模型中 BaU 情景下的各个省份的 2060 年 GDP 数据，以及 2060 年中国平均碳强度数据，相乘计算得到 2060 年各省碳排放。具体来说，在 2060 年中国总碳排放量为 30 亿吨时，碳强度为 50 吨/百万美元。2017 年约为 746 吨/百万美元。

$$C_{i,2060} = CI_{China,2060} \times GDP_{i,2060} \quad (\text{公式 三-9})$$

其中， $CI_{China,2060}$ 为2060年全国平均碳排放强度； $C_{i,2060}$ 为该省在2060年分配的碳排放量； $GDP_{i,2060}$ 为该省在CGE模型中2060年BaU情景下的GDP。

(2) 人均碳排放趋同法：CNS-CO₂PC

根据到2060年各省市人均碳排放量相同的原则，对2060年碳排放情景各个省份的碳排放量进行分配。人口较多的省份具有更高的碳排放额度，以满足更多人口带来的发展的碳排放需求。具体来说，当2060年中国总碳排放量为30亿吨时，人均碳排放量为2.3吨。

$$C_{i,2060} = C_{2060} \times \frac{POP_{i,2060}}{\sum_{i=1}^{30} POP_{i,2060}} \quad (\text{公式 三-10})$$

其中， $C_{i,2060}$ 为该省在2060年分配的碳排放量； C_{2060} 为2060年中国总碳排放量； $POP_{i,2060}$ 为2060年预测的该省的人口数。

(3) 同等碳减排速率：CNS-SameRate

根据中国碳中和排放路线，计算得到逐年碳排放下降率，各省保持相等的碳排放下降速率。具体来说，在2060年中国总碳排放量为30亿吨时，碳排放在2025年之后保持每年下降1%-7%的速度，并且降速逐渐增加。

$$V_{i,t} = V_{China,t} \quad (\text{公式 三-11})$$

其中， $V_{i,t}$ 为该省在t年的碳排放下降率； $V_{China,t}$ 为中国在t年的碳排放下降率。

(4) 支付能力法：CNS-Develop

该方法以各省份当前的发展水平确定其应当承担的减排量，越发达的省份有更强的减排能力，也应当承担更多的减排义务。人均GDP能够反应一个省份的经济发展水平，因此选用2020年的各省人均GDP作为衡量各省份发展水平的指标。为发展较为落后的省份分配相对更多的碳排放，而更为发达的省份则要承担更高的碳减排。为了避免过于极端，引入系数 α ，取值在0-1之间。 α 越小，人均GDP变化引起的碳配额变化越小，带来的碳配额差距也会更小，本研究这里取 $\alpha=0.5$ 。

$$C_i = C_{2060} \times \frac{POP_{i,2060} \times (GDP_{i,2020} / POP_{i,2020})^{-\alpha}}{\sum_{i=1}^{30} POP_{i,2060} \times (GDP_{i,2020} / POP_{i,2020})^{-\alpha}} \quad (\text{公式 三-12})$$

(5) 减排能力法: CNS-Capacity

仍然选取人均 GDP 作为衡量发展水平的指标, 这里使用 CGE 模型中 BaU 情景下的 2060 年的 GDP 预测值。即以未来的发展潜力进行分配, 高发展潜力的省市在 2060 年的碳配额就更少。与支付能力法相比, 减排能力更关注未来一段时间里长期的发展。本研究这里取 $\alpha=0.5$ 。

$$C_i = C_{2060} \times \frac{POP_{i,2060} \times (GDP_{i,2060} / POP_{i,2060})^{-\alpha}}{\sum_{i=1}^{30} POP_{i,2017} \times (GDP_{i,2060} / POP_{i,2060})^{-\alpha}} \quad (\text{公式 3-13})$$

(6) 祖父法: CNS-Grandfathering

2060 年各个省份的碳排放比例按照 1997 年至 2019 年的累积碳排放量 (Zheng et al., 2019) 占总碳排放量的比例进行分配。该分配方法考虑各个省份的碳排放延续性, 累积碳排放量大的省份具有相对更高的碳排放额度, 在未来也可以得到更高的减排量。其中西藏只有 2014 年的数据 (Shan et al., 2017), 其余年份根据全国碳排放平均增速补齐。

$$C_i = C_{2060} \times \frac{\sum_{1997}^{2019} C_{i,t}}{\sum_{i=1}^{30} \sum_{year=1997}^{2019} C_{i,t}} \quad (\text{公式 3-14})$$

其中, $C_{i,t}$ 为 year 年该省的碳排放量; $C_{i,2060}$ 为该省在 2060 年分配的碳排放量; C_{2060} 为 2060 年中国总碳排放量。

根据上述方法计算所得 2060 年各省碳配额数据, 再参考 2017 年数据, 按照碳排放线性下降的方法计算中间年份各省碳排放总量, 其次再对各省碳排放进行适当修正, 获得各省 2017-2060 年每年的碳排放作为模型的输入数据。

图 3-7 展示了 2060 年碳中和目标下各分配方式的地区特征。可见, 不同情景下各地区排放量存在较大差距。以北京市为例, 当前北京碳强度已经处于较低水平, 若以碳强度趋同为准则分配碳配额, 则北京无需减排太多即可实现同样的碳减排强度水平, 2060 年碳排放量为 2017 年水平的 83.5%, 人均碳排放为 4.8 吨, 是全国平均水平的 2.1 倍; 而在支付能力情景下, 由于当前北京经济发展水平较高, 则需要承担较多的碳减排任务, 2060 年碳排放量为仅为 2017 年水平的 26.0%, 人均碳排放仅为 1.1 吨, 是全国平均水平的 0.5 倍。

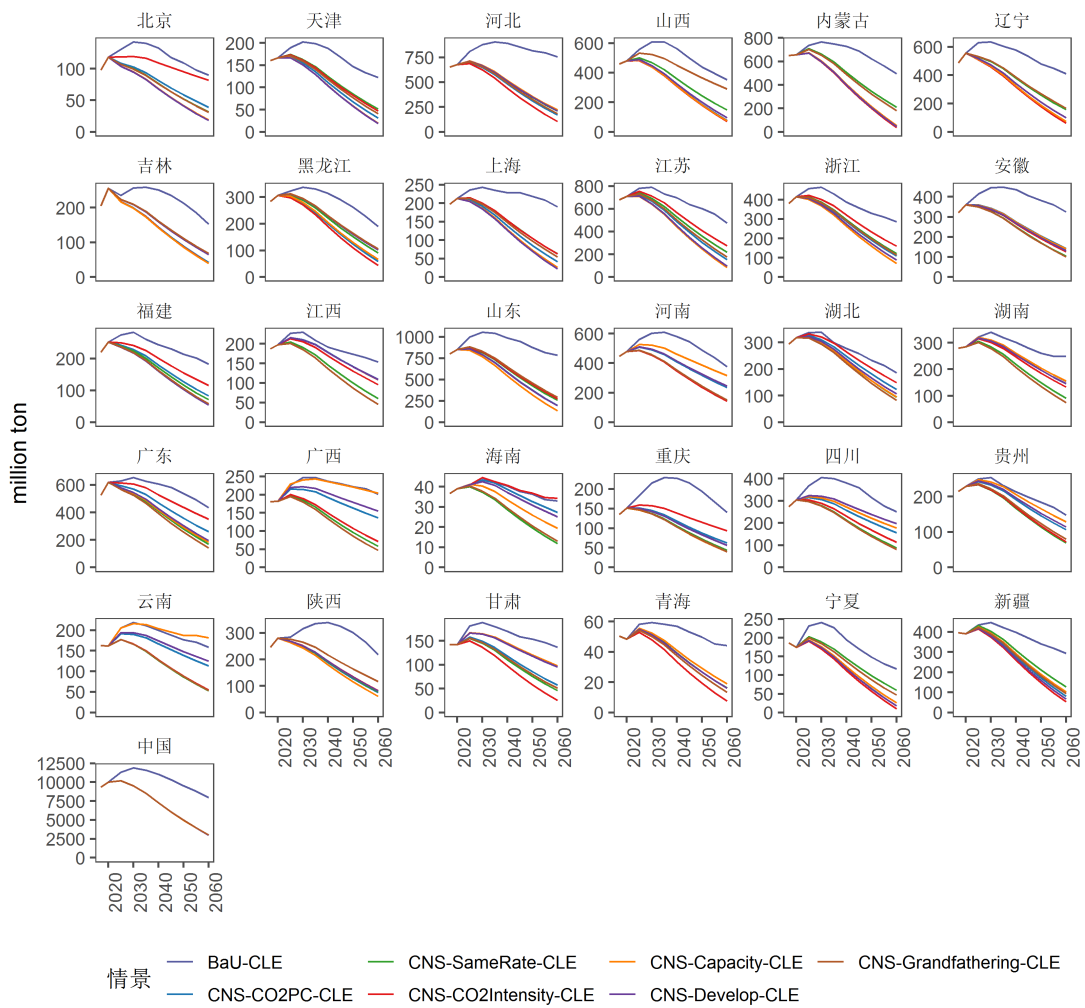


图 3-7 各情景下各地区碳排放轨迹

3.2.3 末端去除率设定

末端控制包括当前政策参考情景（CLE）和加强现有控制力度的情景（POLICY）。其中，CLE 参考了 MEIC 数据库 (<http://www.meicmodel.org/>) 以及 Cheng et al. (2021) 研究中基准情景下大气污染物排放趋势，POLICY 则参考了碳中和情景下大气污染物排放趋势。

数据包括基准年和未来情景数据两方面。其中基准年数据包括基准年 2017 年 31 省市的投入产出表、能源平衡表以及空气污染物排放清单。由于投入产出表中能源投入存在一些偏差，包括部分部门化石能源投入过小和电力部门自耗电比例过高的问题，使得碳排放与其他数据库相比过小，因此本研究利用分部门能源消费数据占比对投入产出表进行了校准。同时，为了更全面的刻画能源结构，

我们还根据各省市天然气和原油产量和消费量数据及价格，将投入产出表中石油和天然气开采产品这一部门拆分为石油和天然气。2017 年空气污染物排放清单来源于 MEIC 数据库，并经过部门拆分后匹配 IMED|CGE 部门分类。

第四章 协同减排路径双向效果效益评估

4.1 减排政策对空气污染物的协同权衡与阶段性边际效应

大气污染物和温室气体具有同根同源性，低碳转型的深入推进在减缓气候变化的同时也将有协同改善空气质量的巨大潜力。分析协同程度和边际效应可以帮助政策制定者优化政策设计，以提高政策效率和成本效益。本节描述 CO₂ 与大气污染物的时空变化趋势，分析了碳减排政策对空气污染物的协同程度和减排成本，识别了关键污染控制部门，探讨不同协同减排路径表象背后分阶段协同的关键因素和节点。

4.1.1 二氧化碳与空气污染物的排放特征

如果没有进一步的气候政策和加强末端控制（BaU-CLE），随着能源消费和社会经济活动水平的变化，2060 年我国 CO₂、NO_x、SO₂、VOCs、NH₃ 和一次 PM_{2.5} 排放将是 2017 年水平的 0.85、0.73、0.53、0.90 和 0.72 倍，分别达到了 79.5 亿吨、15.5 百万吨、6.0 百万吨、22.3 百万吨、8.1 百万吨和 4.0 百万吨（图 4-1）。CO₂ 排放贡献前五的部门分别为电力（34.7%）、金属冶炼（16.5%）、能源供应（8.7%）、交通（7.8%）和居民（6.8%）。NO_x 排放贡献最大的部门依次为交通（27.9%）、金属冶炼（22.0%）和电力部门（21.0%）。SO₂ 排放贡献最大的部门依次为金属冶炼（30.1%）、建筑（20.1%）和化工部门（19.4%）。一次 PM_{2.5} 排放贡献最大的部门依次为金属冶炼（43.3%）、非金属（22.8%）和建筑（15.8%）。VOCs 则绝大部分来源于化工部门（75.9%），其次为能源供应（5.2%）和建筑（4.8%）。与其他污染物排放不同的是，95%的 NH₃ 来源于农业部门。

气候政策对于 NO_x、SO₂ 和一次 PM_{2.5} 减排有显著的协同作用。在加强末端去除后（即在 BaU-POLICY 情景下），2060 年我国 NO_x 排放将下降到 13.8 百万吨，为 2017 年水平的 0.65 倍，而在碳中和情景下，即使延续现有的控制政策，即在 CLE 假设下，NO_x 排放就可下降至 7.8-8.5 百万吨，约为 2017 年水平的 0.37-0.40 倍，在进一步加强末端控制后（POLICY），NO_x 排放可进一步下降至 6.9-7.6 百万吨，约为 2017 年水平的 0.32-0.36 倍（图 4-1）。

类似地，对于 SO₂ 和一次 PM_{2.5}，在加强末端去除后（即在 BaU-POLICY 情景下），2060 年我国 SO₂ 和一次 PM_{2.5} 排放将分别从 6.0 和 5.5 百万吨下降到 3.3 和 2.2 百万吨，而在碳中和情景下，即使延续现有的控制政策，即在 CLE 假设下，SO₂ 和一次 PM_{2.5} 排放就可分别下降至 3.3-3.6 和 2.5-2.8 百万吨，在进一步加强末端控制后（POLICY），SO₂ 和一次 PM_{2.5} 排放就分别进一步下降至 1.6-1.9 和 1.3-1.5 百万吨。

而对于 VOCs 和 NH₃，只有在加强末端控制后，排放量才会显著下降，与气候政策没有显著的相关性。具体来讲，在当前控制力度下（即在 CLE 假设下），实施气候政策可以将 VOCs 排放从 2060 年的 22.3 百万吨下降到 18.8-19.2 百万吨，NH₃ 排放则几乎没有明显下降甚至有小幅增加，而加强控制力度（BaU-POLICY）则可以下降到 2.8 百万吨。

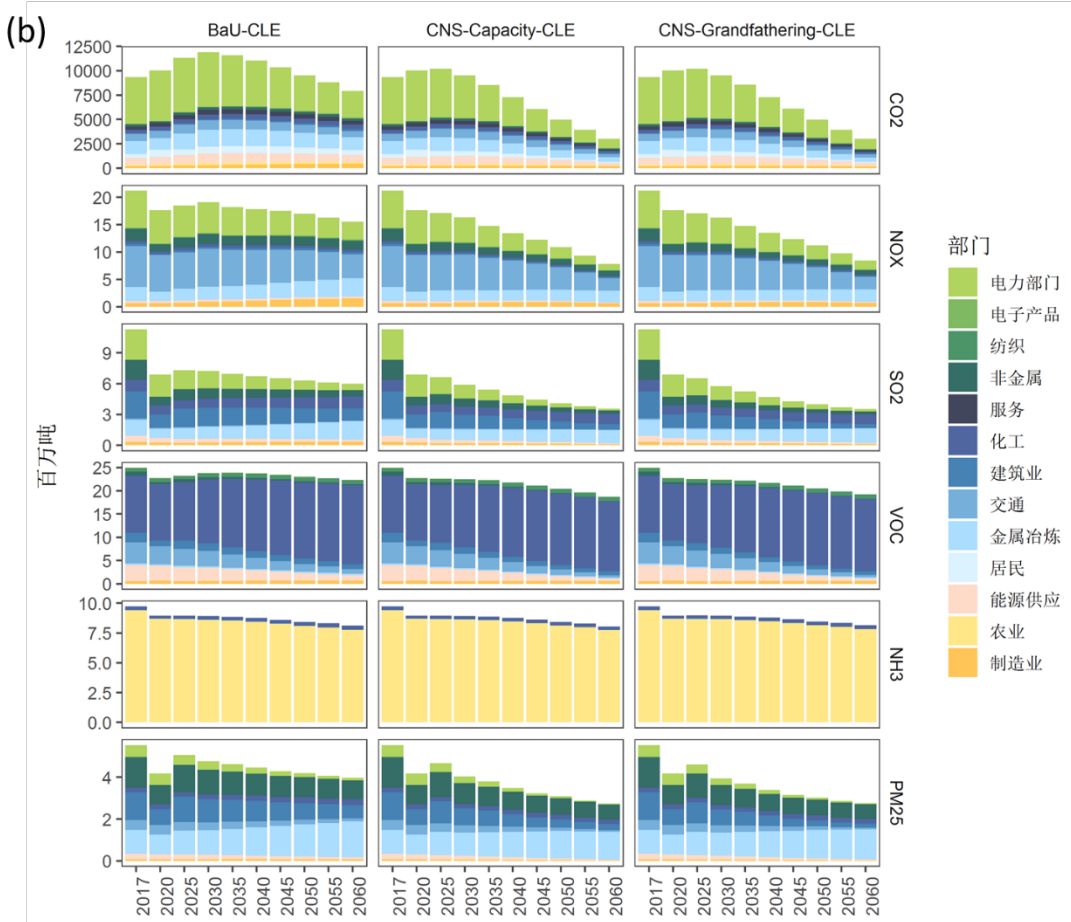
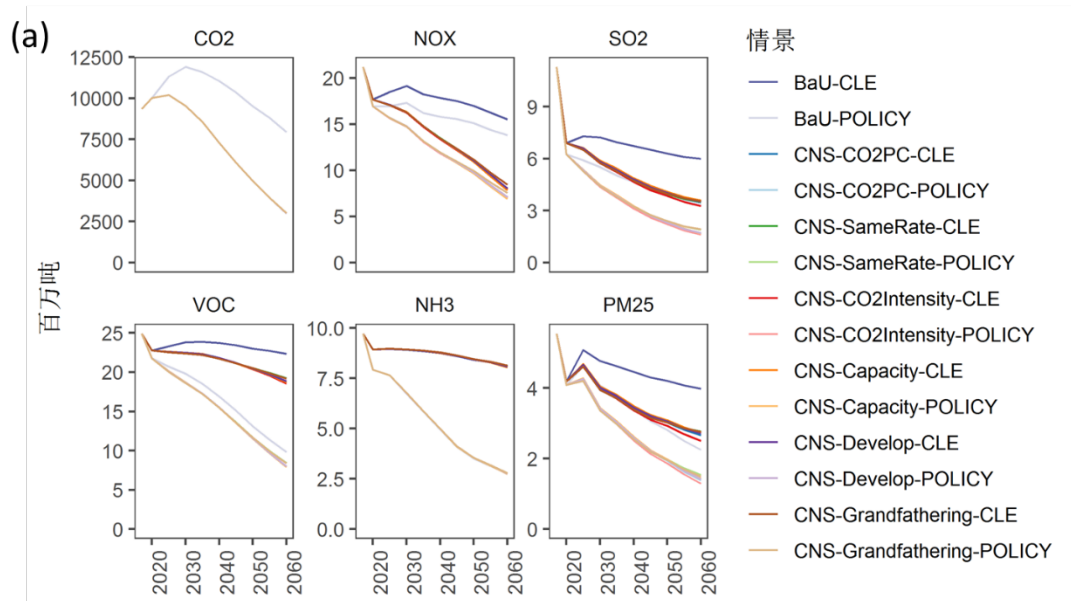


图 4-1 我国 CO₂ 与大气污染物排放总体趋势 (a) 与分部门排放量 (b)

在区域贡献方面，在无碳限额的当前末端控制水平 BaU-CLE 情景下，对于 CO₂，北部（占全国总排放的 20%）、长三角（16%）和东部（14%）产生的 CO₂

占全国总排放的 50%。类似地，北部（占全国总排放的 20%）、长三角（16%）和东部（13%）产生的 NO_x 排放占全国总排放的 50%。而对于 SO₂，北部（占全国总排放的 21%）、西南（17%）和中部（13%）占全国总排放的 50%。对于 VOCs，长三角（21%）、东部（16%）和北部（11.2%）占全国总排放的 48%。对于 NH₃，中部（19%）、西南（18%）和西北（12%）占全国总排放的 42%。对于一次 PM_{2.5} 主要为北部（占全国总排放的 21%）、中部（14%）和西北（13%）占全国总排放的 48%。

而在碳中和情景下，各地区贡献发生变化。对于图 4-2，在人均碳排放趋同情景 CNS-CO₂PC-CLE，中部（17%）、长三角（15%）和西南地区（15%）为 CO₂ 排放最多的地区，而在当前减排能力 CNS-Develop-CLE 情景下，中部（17%）、西南（16%）和南部（13%）碳排放量最高。对于 NO_x，在人均碳排放趋同 CNS-CO₂PC-CLE、碳强度趋同 CNS-CO₂Intensity-CLE、未来减排能力 CNS-Capacity-CLE 和当前减排能力 CNS-Develop-CLE 情景下，中部碳排放配额增加，将取代北部地区成为贡献前三的地区。对于 VOCs，基于 CLE 的碳中和情景下，南部地区将取代北部地区成为贡献前三的地区。对于 SO₂，在同等减排速率 CNS-SameRate-CLE 和祖父法 CNS-Grandfathering 情景下，东部地区将取代中部地区，而在其余基于 CLE 假设的碳中和情景下，东部地区取代北部地区。对于一次 PM_{2.5}，同等减排速率 CNS-SameRate-CLE 情景下西北地区将取代西南地区，在碳强度趋同 CNS-CO₂-Intensity 情景下，东部地区将取代北部地区。

CO₂与大气污染物排放

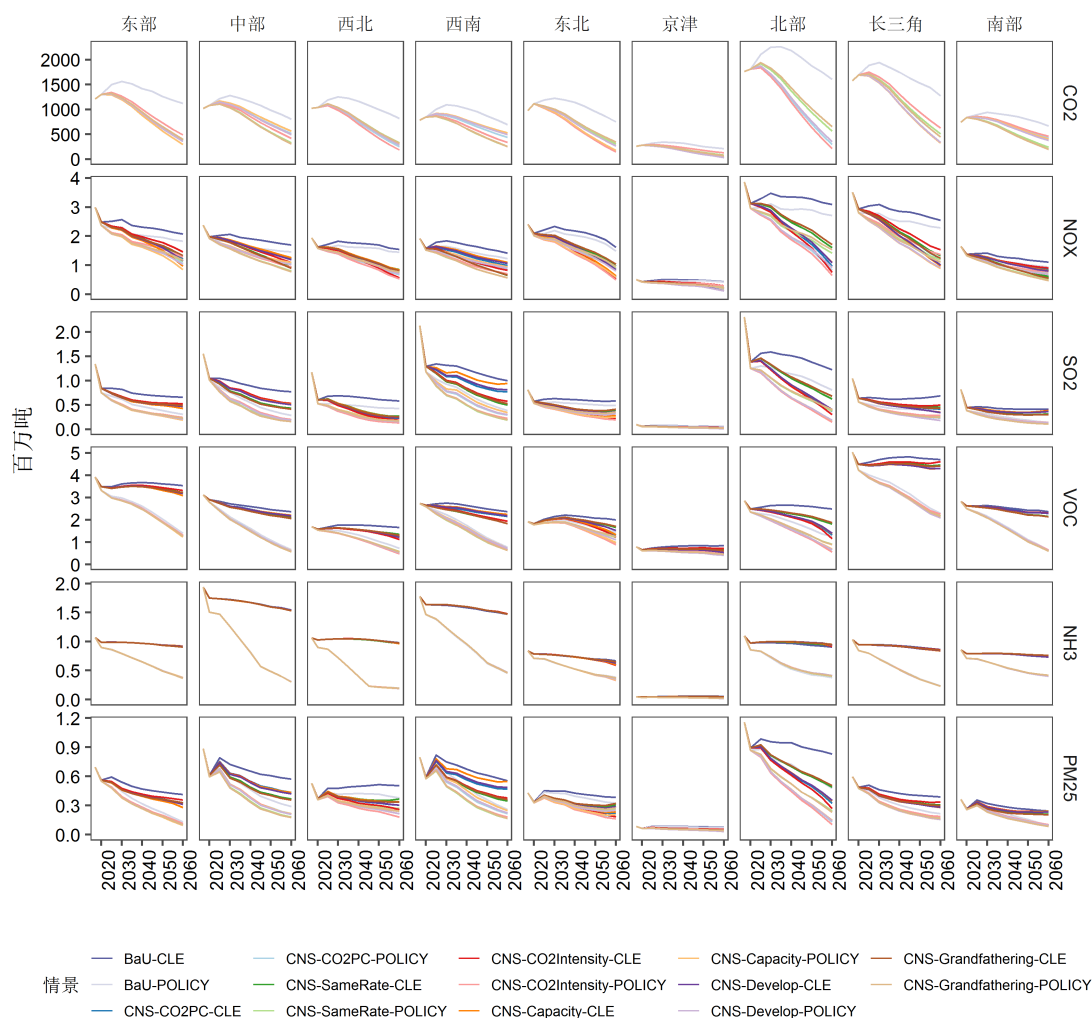


图 4-2 不同地区不同情景下二氧化碳与大气污染物排放趋势

4.1.2 碳减排对于空气污染物的减排成本与协同权衡作用分析

在 CGE 模型中，碳限额对于大气污染物协同减排的价格信号的传导效应如下所述。在碳限额下产生 CO₂ 影子价格，造成化石能源价格上升，供给侧化石能源消费和产业产出下降、温室气体排放下降；同时在需求侧，提高了高碳排放产品的成本，推动生产和消费者转向低碳排放的产品，也就是通过改变生产原料或消费品之间的相对价格来引导经济主体的生产和消费行为向更加低碳的模式转化，达到 CO₂ 减排的目标。而常规大气污染物与 CO₂ 同根同源，在降低化石能源消费和工业产出的同时，也降低了大气污染物的排放。因此，降碳协同减污本质上是通过能源替代和工业产量降低伴随生产过程排放降低实现的。

在本研究中，减排成本的计算是以降碳情景相对于基准情景的经济损失（GDP 损失、产出）来衡量，是一种为实现碳减排目标，通过情景间对比计算所要放弃的经济效益的机会成本，不同于治理的直接成本。治理的直接成本通常是指实施具体减排措施所需的经济投入，如购买减排设备或实施能源节约措施等。而该成本则是一种更为综合的成本概念，考虑了在实现碳减排目标的过程中可能放弃的经济效益，因此更能反映出降碳情景对经济的影响。

大气污染物的排放源不同决定了碳减排对于其减排的协同程度大小。图 4-3 表明，NO_x 排放贡献最大的部门依次为交通、金属冶炼和电力部门，在 2060 年 BaU-CLE 基准情景下 83.3% 来源于能源直接燃烧排放，碳中和情景下 2060 年相较于 BaU-CLE 碳减排幅度为 62.3% 时，NO_x 协同减排幅度为 45.5%-49.6%，其中同等碳减排速率 CNS-SameRate-CLE 最低，而减排能力 CNS-Capacity-CLE 最高，北部、长三角和东部地区减排量最大。SO₂ 排放贡献最大的部门依次为金属冶炼、建筑和化工部门，在 2060 年 BaU-CLE 基准情景下 53.4% 来源于能源直接燃烧排放，2060 年协同减排幅度为 40.2%-45.3%，其中减排能力 CNS-Capacity-CLE 最低，而碳排放强度趋同 CNS-CO₂Intensity-CLE 最高，北部、西南和西北地区减排量最大。一次 PM_{2.5} 排放贡献最大的部门依次为金属冶炼、非金属和建筑，2060 年 BaU-CLE 基准情景下 33.2% 来源于能源直接燃烧排放，2060 年协同减排幅度为 30.4%-37.0%，其中减排能力祖父法 CNS-Grandfathering-CLE 最低，而碳排放强度趋同 CNS-CO₂Intensity-CLE 最高，北部、西北和东北地区减排量最大。在 2060 年 BaU-CLE 基准情景下，95% 以上的 NH₃ 来源于农业源，与能源使用无直接关系，因此协同程度较低，在祖父法 CNS-Grandfathering-CLE 下的排放相较于 BaU-CLE 甚至增加。VOCs 则主要来源于化工部门，2060 年 BaU-CLE 基准情景下 91.5% 来源于工业生产过程中排放，2060 年协同减排幅度为 13.8%-16.9%，其中同等碳减排速率 CNS-SameRate-CLE 最低，而碳排放强度趋同 CNS-CO₂Intensity-CLE 最高，中部、西北和西南地区减排量最大。

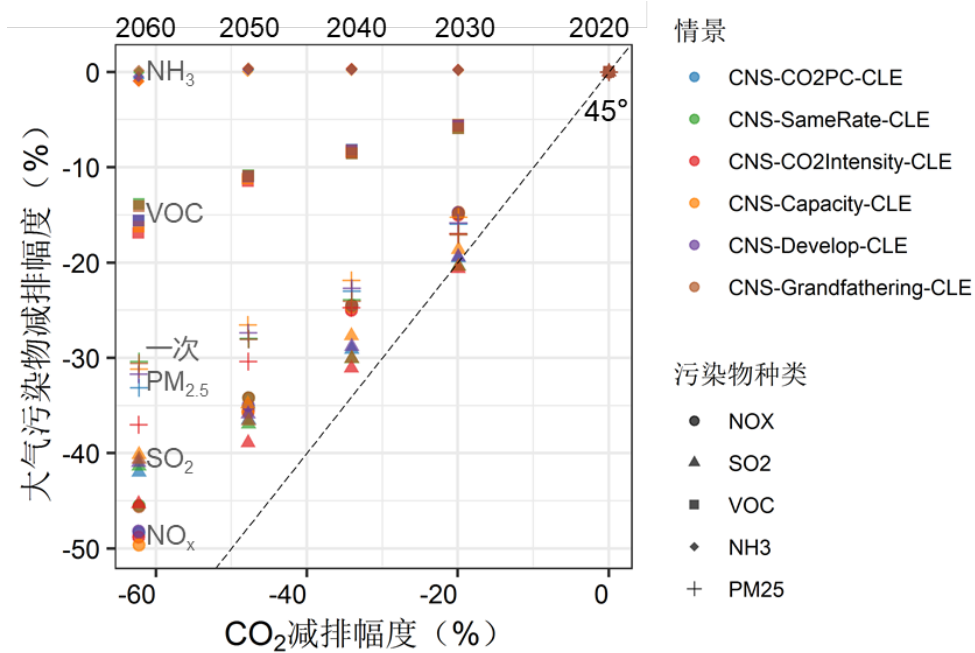


图 4-3 我国二氧化碳减排幅度与大气污染物减排幅度的相对关系

为识别重点控制部门，本研究进一步计算了各部门排放占比、与碳减排的协同程度和减排成本。这里我们筛掉了排放占比少于 1% 的部门。协同程度是部门空气污染物减排量与 CO₂ 减排量的比，比值越大，则表明该部门协同程度更高。减排成本则是单位减排量的部门产出损失。

在 CLE 假设下，气候政策对于 NO_x 减排的协同程度随着时间推移而增加，对于 SO₂ 则是随着时间推移而降低，对于 VOCs、NH₃ 和一次 PM_{2.5} 则没有明显的时间变化趋势。如图 4-4 所示，2035 年减排一千吨的 CO₂ 可以减排 1.13-1.15 吨的 NO_x，0.50-0.57 吨的 SO₂，0.52-0.55 吨的 VOCs，0-0.01 吨的 NH₃，0.27-0.30 吨的一次 PM_{2.5}。2060 年减排一千吨的 CO₂ 可以减排 1.43-1.56 吨的 NO_x，0.49-0.55 吨的 SO₂，0.63-0.76 吨的 VOCs，0.002-0.02 吨的 NH₃，0.24-0.30 吨的一次 PM_{2.5}。90% 以上的 NH₃ 都来源于农业部门，与气候政策的协同程度不高，甚至存在权衡，即碳排放降低时 NH₃ 排放增加，需要加强末端控制。一次 PM_{2.5} 主要来源于金属冶炼、非金属、电力和化工等部门，在工业生产过程产生，南部地区金属冶炼部门存在权衡效应。SO₂ 主要来源于化工、金属冶炼、电力、建筑等部门，但在不同地区略有不同，东部、中部和南部等地区以化工和金属冶炼为主，其他地区则以金属冶炼为主。NO_x 主要来源于金属冶炼、电力和交通等部门。

VOCs 主要来源于化工部门，北部地区纺织业、长三角化工业存在权衡效应。

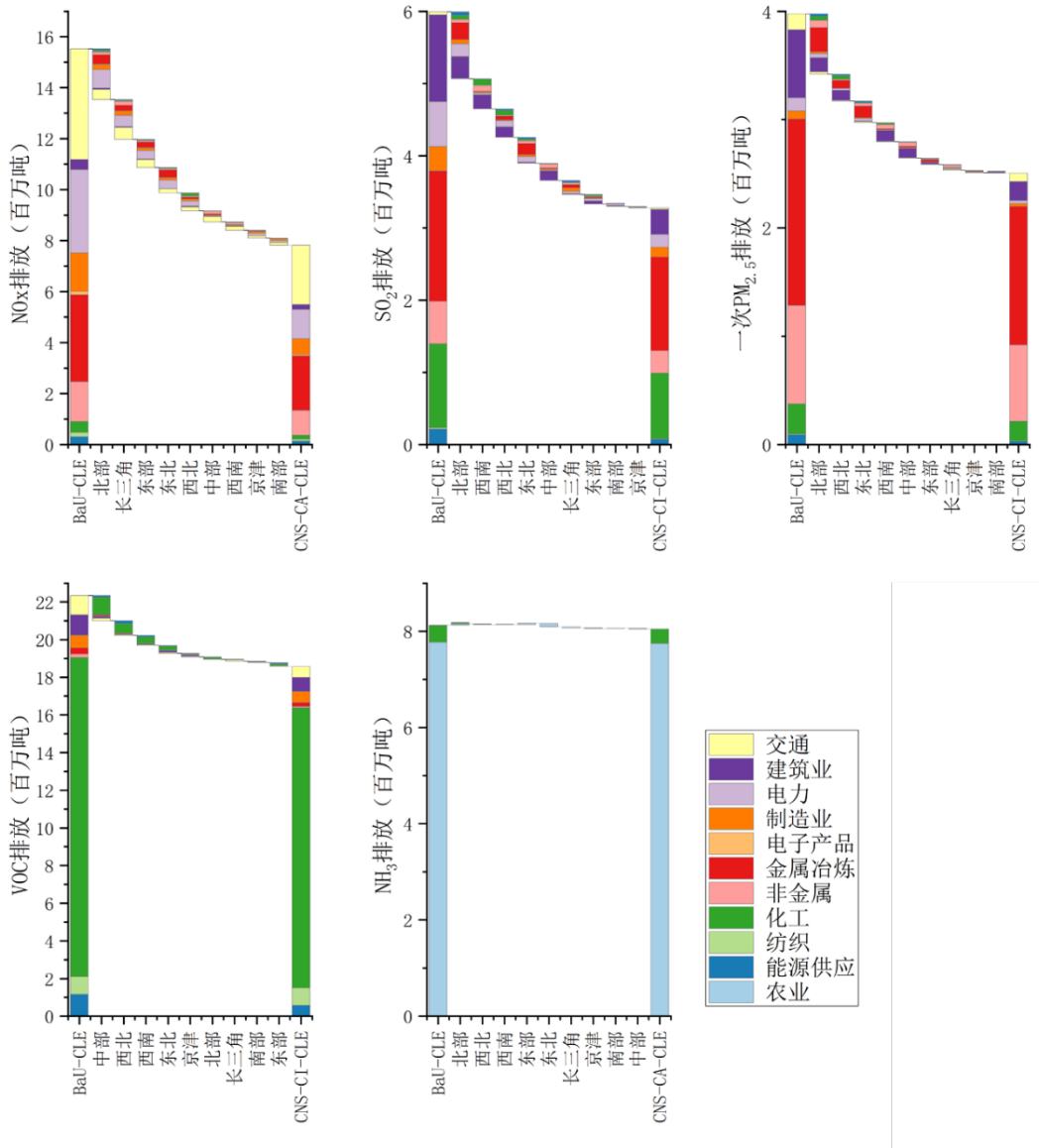
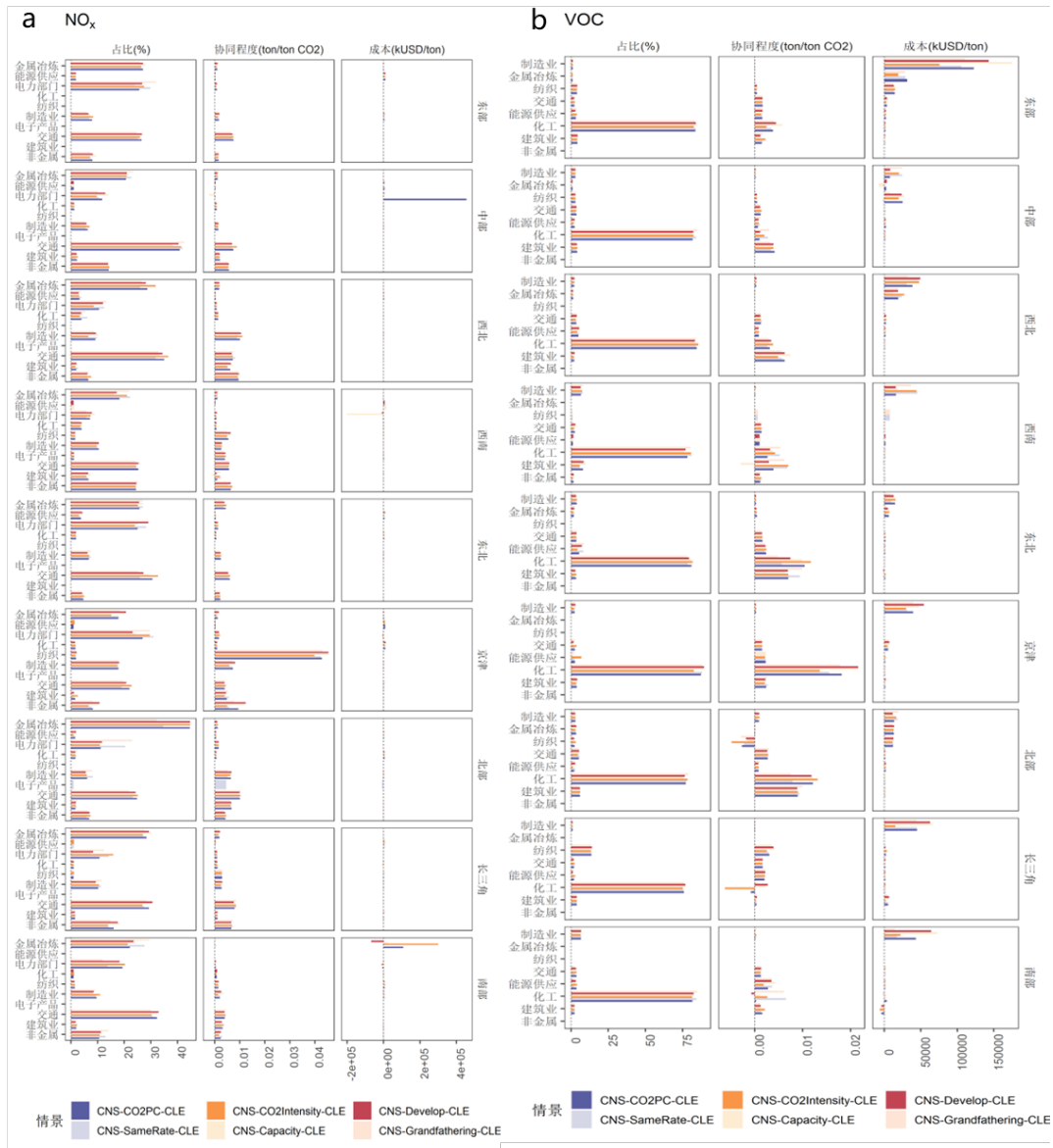


图 4-4 碳中和情景下不同大气污染物减排地区与部门贡献

在 CLE 假设下，除了 NH₃ 外、各污染物的减排成本随着时间推移而增加。在 2035 年减排一吨 NO_x、SO₂、VOCs、NH₃ 和一次 PM_{2.5} 所对应的部门产出损失平均为 394-449、799-1009、860-930、10.1 万-4.7 万、1493-1891 美元，在 2060 年减排一吨 NO_x、SO₂、VOCs、NH₃ 和一次 PM_{2.5} 所对应的部门产出损失平均为 964-1234、2690-3955、1937-2622、52.8 万-370.1 万、4966-7679 美元，其中 NH₃ 在祖父法 CNS-Grandfathering-CLE 情景下排放量增加，减排成本表现为负（图 4-5）。



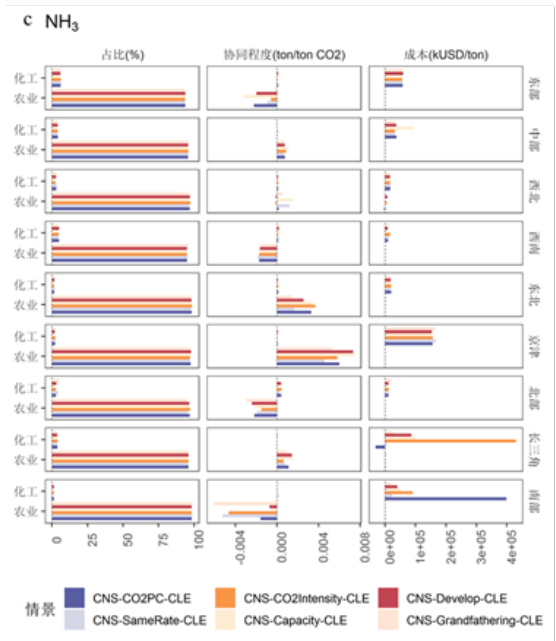
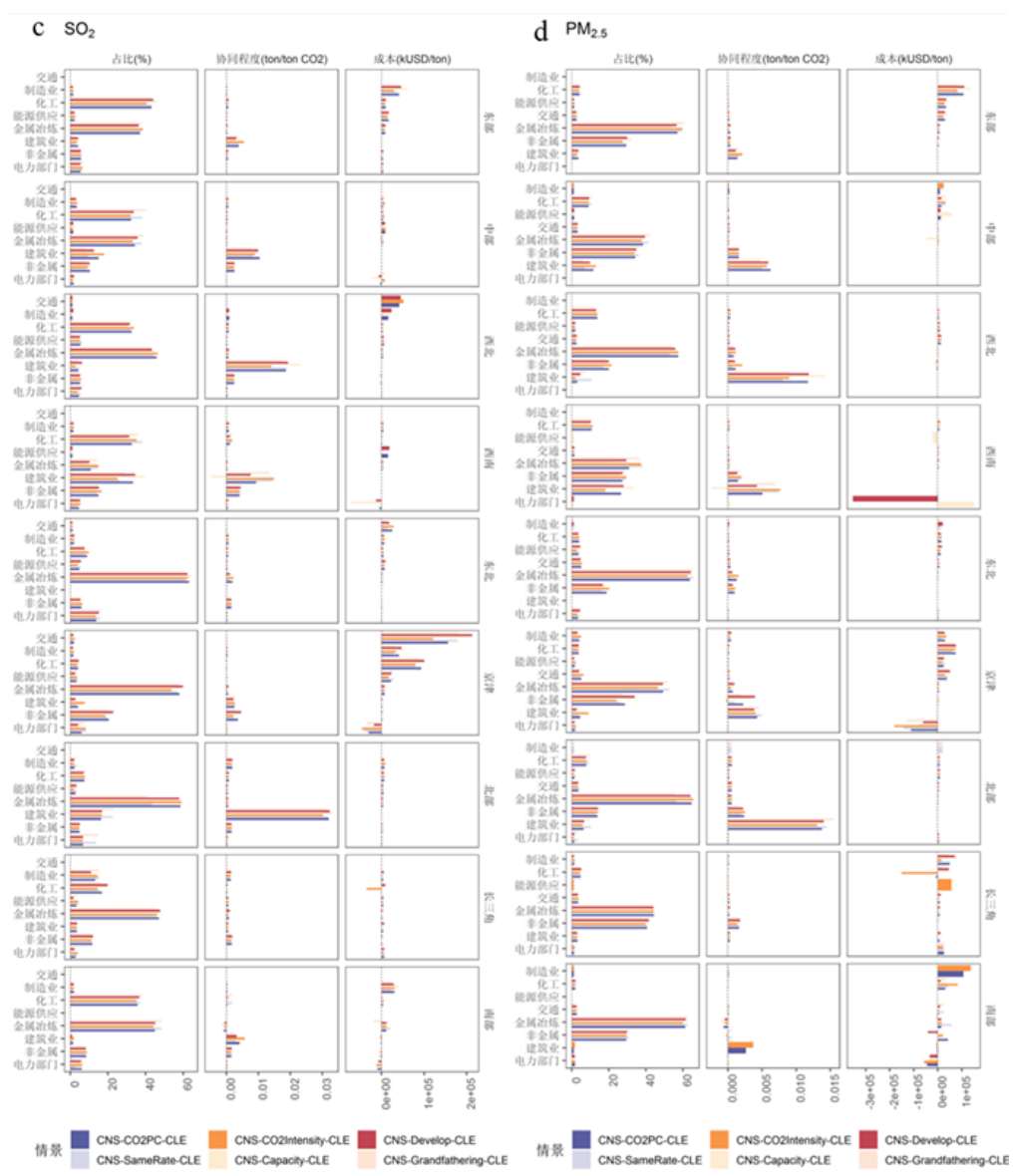


图 4-5 2060 年各地区 NO_x 和 VOCs 排放分部门占比、协同程度与减排成本

各地区大气物污染物减排成本不尽相同(图 4-5)。在区域层面,对于 NO_x,南部地区减排成本最高,在 2060 年约为 1975-2699 美元/吨,其次为东部和京津地区,分别为 1607-2581 和 1106-2032 美元/吨,而中部、东北、西南等地区减排成本较低。对于 SO₂,南部、京津和东部地区减排成本较高,其中在人均碳排放趋同 CNS-CO₂PC-CLE、碳排放强度趋同 CNS-CO₂Intensity-CLE、未来减排能力 CNS-Capacity-CLE 情景下,南部地区减排成本最高,达到了 13873-19556 美元/吨。在同等减排速率 CNS-SameRate-CLE、当前减排能力 CNS-Develop-CLE、祖父法 CNS-Grandfathering-CLE 情景下,京津地区碳配额较少,SO₂的减排成本最高,达到了 12880-17436 美元/吨。对于 VOCs,在同等减排速率 CNS-SameRate-CLE 情景,东部减排成本最高,达到了 4890 美元/吨,为全国平均水平的 2.1 倍,在其余碳中和情景下,南部地区减排成本最高,为 4657-8781 美元/吨。对于一次 PM_{2.5},南部地区减排成本最高,达 27783-169622 美元/吨,其次为东部地区,为 16722-21297 美元/吨。对于 NH₃,在碳排放强度趋同 CNS-CO₂Intensity-CLE 情景下,西北地区减排成本最高(89084 美元/吨),在其余碳中和情景下,长三角地区减排成本最高,达到了 77984-86857 美元/吨,部分地区减排成本为负、即农业部门产出增加。总的来说,各地区减排成本差异化的原因是多方面的。不同污染物的特性和治理难度不同,因此对应的减排成本也有所不同。对于 NO_x 和 VOCs,南部地区的排放较为严重,需要采取更加复杂和昂贵的减排措施,因此减排成本相对较高;能源结构的清洁程度和技术条件的先进程度对减排成本的影响也较大。例如,东部地区的技术条件较为先进,政策支持力度也较大,因此减排成本相对较低。此外,产业结构、不同地区的环境容量和敏感程度对减排成本也具有一定的影响,需要综合的判断和具体的分析。

通常协同程度高的部门减排成本较低,意味着如果优先控制这些部门,将有助于降低控制成本。基于以上对于排放占比、协同程度与减排成本的分析,本研究进一步识别出了重点控制关键部门,如图 4-5 所示。对于 SO₂,为化工、金属冶炼、建筑业和电力部门;对于 VOCs,为化工部门;对于 NO_x,为金属冶炼、电力部门、交通和非金属等部门;对于一次 PM_{2.5},为金属冶炼、非金属和建筑

业；对于 NH₃，应加强农业部门的末端控制。其中，金属冶炼为一次 PM_{2.5}、NO_x 和 SO₂ 的重要部门。

4.2 臭氧中长期目标对碳减排的协同权衡

4.2.1 臭氧中长期目标下二氧化碳和臭氧前体物排放趋势

我们补充设置了三种 O₃ 中长期减排目标的实现路径，分别为 NO_x 与 VOCs（及 CO）共同控制（NO_x 与 VOCs 减排比例尽量接近，报告中为 Joint_POLICY 情景）、控制 NO_x 为主（尽量控制在 NO_x 减排比例大于 VOCs 减排比例的两倍以上，NOX_POLICY 情景）和控制 VOCs 为主（尽量控制在减排 VOCs 比例大于 NO_x 减排比例的两倍以上，VOC_POLICY 情景）三种情况，同时我们在三种情景设置时均加强了污染物末端控制，并与基准情景（BaU_CLE）情景进行对比。

如图 4-6 所示，在没有进一步的污染物减排政策，但加强末端控制的情景下（BaU-POLICY），NO_x 的排放量会呈现较快的增长趋势，同时 CO₂ 排放也会保持较快的增长，直到 2050 年左右才会开始下降，VOCs 虽然有微弱的下降趋势，但 2060 年排放量依然较高。而在三种臭氧中长期减排路径下，两种臭氧前体物未来均有明显的下降，三种路径也将帮助中国在 2030 年前到达碳排放峰值，在 2060 年，相较于 BaU 情景分别带来 30%(NO_x_POLICY)、42%(VOC_POLICY)、38%（Joint_POLICY）的碳减排，其碳减排协同效应非常可观。

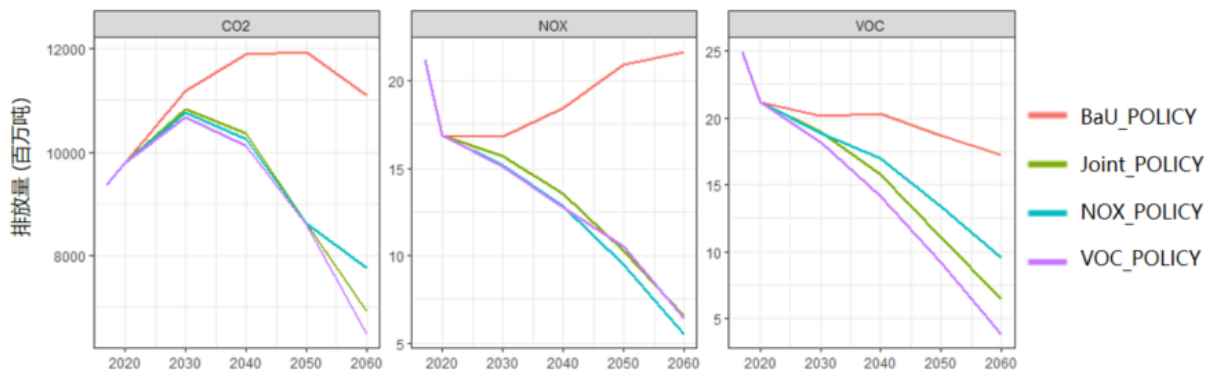


图 4-6 基准年-2060 年四种情景下 CO₂、NO_x 和 VOCs 排放量变化趋势

值得注意的是，三种 O₃ 前体物减排路径所带来的效果差异也是非常显著的，以 VOCs 减排为主的路径也需要 NO_x 的大幅减排，同时具备最佳的二氧化碳协

同减排效应；但以 NO_x 为主的减排路径并不需要大量减排 VOCs，即可实现 O₃ 中长期排放目标，但其 CO₂ 减排协同效应较低。

4.2.2 臭氧中长期目标的碳减排潜力及关键减排部门

我们对于全国层面三种污染物减排路径下，碳减排总量和部门分布进行了分析，在 VOCs 减排为主的情景下，许多部门都贡献了较高的碳减排量，其中石油部门（PET），电力部门（ELE）和交通部门（TSP）碳减排量最高，相较于 BaU_POLICY 情景分别减排 1277, 800,543 百万吨；在以 NO_x 减排为主的情景下，石油加工（PET）、电力（ELE）和金属冶炼（MET），总计为 NO_x_POLICY 情景下的碳减排做出了 84% 的贡献，与 VOC_POLICY 情景不同的是，金属冶炼部门贡献了较高的碳减排（530 百万吨），在 Joint_POLICY 情景下，上述部门均贡献了较高的碳减排（图 4-7）。

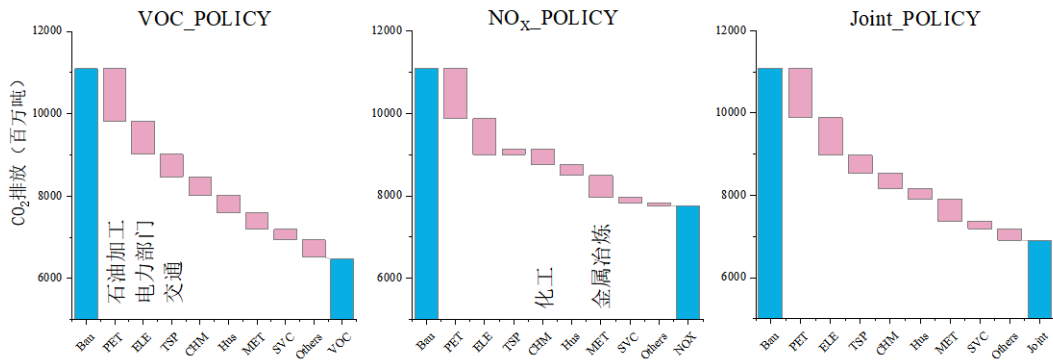


图 4-7 2060 年三种污染物减排情景下 CO₂ 减排关键协同部门

4.3 未来多种情景下全国一次污染物排放及 PM_{2.5} 和 O₃ 浓度变化路径

在对不同政策情景下粤港澳地区 PM_{2.5} 及 O₃ 污染对一次污染物排放变化响应的研究基础上，本研究进一步将气候政策与加强的末端治理政策的实施范围扩展至全国，探究我国总的一次污染物排放在未来不同情景中的变化，及其所带来的空气质量的改善效益。

与对 GBA 地区的研究类似，该部分研究首先对 IMED|CGE 的全省份模型估

算的各个预设情景下未来一次污染物的人为排放总量进行部门归类和分析，之后对其降尺度生成格点化排放数据，驱动大气化学传输模型 WRF-Chem 计算我国近地面 PM_{2.5} 和 O₃ 污染未来的变化路径。模拟的气象场固定在基准年份 2015 年，模拟区域内中国之外的人为排放保持使用 MIX 2010 亚洲排放不变。模拟采用水平分辨率为 27km 的单层网格，覆盖整个中国地区，模式设置同 GBA 地区模拟研究一致，并在此基础上更新了颗粒物干湿沉降的参数化方案。如表 4-1 所示，本研究考虑了维持当前温室气体排放与末端控制水平（命名为 BaU-CLE）、单独采取气候政策（依据碳中和目标设置碳限额，命名为 CN-CLECONS-CO₂PCCLE）、单独加强末端污染控制力度（命名为 BaU-POLICY）和实施气候政策同时加强末端治理（命名为 CN-POLICYCONS-CO₂PCPOLICY）四种情景，选取 2035 和 2060 年分别作为短期和长期防控策略的时间节点。对中国大部分污染地区而言，1 月和 7 月分别对应 PM_{2.5} 和 O₃ 的污染季，因此对基准年份及两个未来年份 1 月和 7 月分别进行了模拟，共运行了 18 组模拟试验，以对比探究全国范围内的气候政策和加强的末端控制政策对未来空气质量的影响。

表 4-1 WRF-Chem 模拟试验设计

试验名称	年份（月份）	中国地区排放对应政策方案
Base	2015（Jan.; Jul.）	MEIC2015
BaU-CLE-2035	2035（Jan.; Jul.）	无碳限额，同时末端去除
BaU-CLE-2060	2060（Jan.; Jul.）	率维持在当前水平
BaU-POLICY-2035	2035（Jan.; Jul.）	无碳限额，加强末端污染
BaU-POLICY-2060	2060（Jan.; Jul.）	排放控制力度
CNS-CO ₂ PC-CLE-2035	2035（Jan.; Jul.）	依据碳中和目标和人均排放趋同原则设置碳限额，保持

CNS-CO ₂ PC-CLE-2060	2060 (Jan.; Jul.)	当前末端去除率水平
CNS-CO ₂ PC-POLICY- 2035	2035 (Jan.; Jul.)	依据碳中和目标和人均排 放趋同原则设置碳限额，加强
CNS-CO ₂ PC-POLICY- 2060	2060 (Jan.; Jul.)	末端污染排放控制力度

4.3.1 不同情景下全国一次污染物排放变化

图 4-8 展示了四组情景下几种主要一次污染物 (NO_x, SO₂, PM_{2.5}, VOCs 和 NH₃) 未来中国地区的排放总量变化, 橙色、绿色、天蓝和深蓝色分别代表能源、工业及居民、交通和农业部门的排放。总体而言, 四组情景中能源部门的一次污染物排放都有所降低, 气候政策情景下降的速度更快。除氨气排放主要来自于农业部门外, 其余的一次污染物的未来排放主要来自工业和居民部门。未设置碳限额的政策情景中 (BaU-CLE 和 BaU-POLICY), 工业及居民部门的 NO_x 排放在 2015-2025 年间下降了约 30-40%, 而从 2025 到 2060 年, 工业部门 NO_x 排放量有所回弹。气候政策实施初期, 对 NO_x 排放的协同减排效果较为有限, 到 2025 年, 仅考虑碳限额的情景 (CNS-CO₂PC-CLE) 相比 BaU-CLE 情景, NO_x 总排放量降低了仅 1.4 百万吨, CNS-CO₂PC-POLICY 情景相比于 BaU-POLICY 情景, NO_x 总排放仅额外减少了约 1.2 百万吨, 但随着时间的推移, 气候政策在深入减排 NO_x 中的优势逐步显现: 从 2035 年开始, 气候政策带来的 NO_x 减排量高于加强的末端控制政策。至 2060 年, CNS-CO₂PC-POLICY 情景下我国一次 NO_x 的总排放量降低至 7.1 百万吨, 为基准年份排放量 (23 百万吨) 的 30.9%。

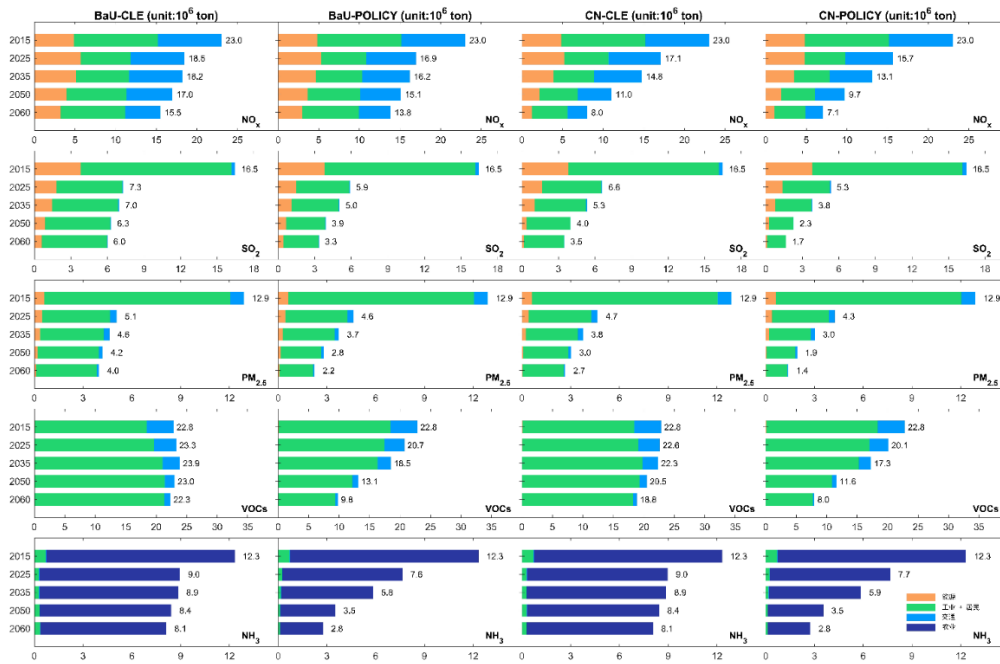


图 4-8 四组情景下基准及未来年份（2025、2035、2050 和 2060 年）全国一次污染物年排放总量变化路径。图中标注了所有部门排放总量的数值，单位为 10⁶ 吨。图中，橙色、绿色、天蓝色和深蓝色分辨表示能源、工业及居民、交通、农业部门的贡献。

一次 SO₂ 和 PM_{2.5} 排放在 2015 年至 2025 年间急速下降，减排比例分别为 55.8-67.9% 和 60.5-66.7%，且 BaU-POLICY 与 CNS-CO₂PC-CLE 情景描述的减排程度几乎相当，前者略大于后者。从长远来看，同时采用气候政策和加强末端治理政策有助于在 2035-2060 年得到更低的一次 SO₂ 和 PM_{2.5} 排放，在 CNS-CO₂PC-POLICY 政策中，这两种污染物在 2060 年的排放量分别为 1.7 和 1.4 百万吨，相比基准年的 16.5 和 12.9 百万吨分别减排了 89.7% 和 89.2%，相比 BaU-CLE 情景中的 6.0 和 4.0 百万吨进一步减排了 71.7% 和 65.0%。以一次 PM_{2.5} 排放为例，对比 BaU-POLICY 与 CNS-CO₂PC-POLICY 情景的排放量，可以计算气候政策在 2035、2050 和 2060 年带来的额外的减排比例分别为 18.9%、32.1% 和 48.5%，体现了气候政策带来的一次污染物减排协同效益随碳减排幅度增大而加强的特征。

在四组情景下，VOCs 几乎都是未来排放量最大的一次污染物，在 BaU-CLE 情景中，VOCs 的排放总量在 2035 年前缓慢上升，主要由工业和居民部门排放量增加引起，后随着交通部门排放的降低，到 2060 年我国 VOCs 总排放降至与 2015 年相当的水平。CNS-CO₂PC-CLE 情景中，VOCs 排放前期的增长得到了控

制，后期略有减排，到 2060 年，基于碳中和目标的气候政策带来了 3.5 百万吨 VOCs 的协同减排。加强的末端控制政策能有效减少各部门的 VOCs 排放，BaU-POLICY 情景中，2060 年全国 VOCs 排放总量为 9.8 百万吨，相比 2015 年排放量 22.8 百万吨减少了 57%，而 CNS-CO₂PC-POLICY 情景则可以额外带来 7.9% 的 VOCs 协同减排。此外，对比 BaU-CLE 与 CNS-CO₂PC-CLE 情景可以发现，气候政策对 NH₃ 减排几乎没有协同作用，自 2025 到 2060 年，NH₃ 总排放量仅降低了 0.9 百万吨，而采取加强的末端控制政策可以使得工业和居民部门的氨排放进一步降低，总氨排放在 2060 年从 CLE 情景下的 8.1 百万吨降低至 POLICY 情景下的 2.8 百万吨，额外（相对于 2015 年氨排放）减排了 43.1%。

综上所述，气候政策在全国范围内的污染减排协同效益主要体现在对一次 NO_x、SO₂ 和 PM_{2.5} 的协同减排上，这一协同效益带来的额外减排幅度随时间增大。基于碳中和目标设置的碳限额所驱动的气候政策对 VOCs 和 NH₃ 减排的协同作用相对有限，考虑到 VOCs 减排对城市地区近地面 O₃ 污染改善和 NH₃ 减排带来的 PM_{2.5} 污染改善及其健康效益（Gu et al., 2021; Liu et al., 2022），现阶段有必要采取更强的末端控制政策来减少这两种污染物的一次排放。与 GBA 地区相比，全国范围内气候政策和强化末端控制政策对 NO_x 和 VOCs 的减排幅度更小，因而带来的 O₃ 污染改善的协同效益可能相对较弱。

4.3.2 不同情景下全国 PM_{2.5} 和 O₃ 浓度变化路径

进一步考察不同政策情景下近地面 1 月 PM_{2.5} 浓度和 7 月 MDA8 O₃ 浓度对减排的响应。图 4-9 展示了 PM_{2.5} 的模拟结果。可以看到，在 2015 年的气象和排放情况下，除新疆和内蒙部分地区受沙尘影响外，1 月 PM_{2.5} 重污染区域主要集中在华北、华中、浙江以北的华东地区和川渝地区，这一区域同样也是各情景下未来 PM_{2.5} 污染改善幅度最大的区域。其中，四川东南和重庆西部地区 1 月平均近地面 PM_{2.5} 浓度将会降低超过 100 μg/m³（表 4-2）。2015 年 1 月的模拟结果显示，全国站点平均 PM_{2.5} 月均浓度为 99.5 μg/m³，京津冀、长三角、珠三角和成渝四个重点城市群地区的站点平均月均浓度分别为 131.1 μg/m³、110.2 μg/m³、61.9 μg/m³ 和 146.6 μg/m³。BaU-CLE 情景中，在现有强度的末端控制措施的干预下，1 月近地面 PM_{2.5} 污染将得到大幅改善，到 2035 年，全国站点平均 1 月 PM_{2.5}

浓度降低至 $58.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，减少了 41.6%，主要城市群地区的 $\text{PM}_{2.5}$ 污染也将得到大幅改善。然而从 2035 到 2060 年，BaU-CLE 情景的排放变化仅能带来平均 $2.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 的近地面 $\text{PM}_{2.5}$ 污染改善，四大城市群地区的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度仍远超 $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 的国家标准。

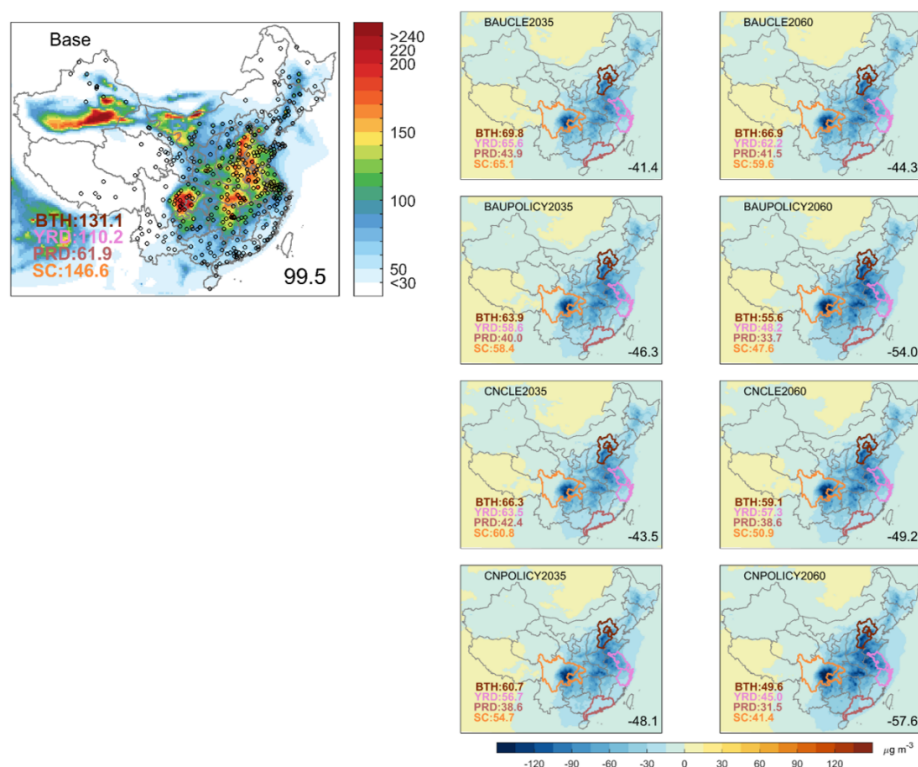


图 4-9 基准情景下近地面平均 2015 年 1 月 $\text{PM}_{2.5}$ 模拟浓度（左）及其它情景下的未来浓度差值（右，单位： $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）。左图中空心圆圈标注了全国各个城市观测站点的平均位置，选取这些位置对应的格点浓度作为观测站点对应的模拟浓度，其平均值（或与 Base 的差值）标注在每张子图右下角。右图中不同颜色加粗的轮廓分别表示京津冀（BTH）、长三角（YRD）、珠三角（PRD）和成渝（SC）主要城市群地区，这些区域的站点平均近地面 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度值标注在每张子图的左下角。图中 CN 为 CNS- CO_2 PC 情景的简写。

到 2035 年，CNS- CO_2 PC-POLICY 情景的冬季 $\text{PM}_{2.5}$ 污染改善协同效益最大，为 $-48.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，其次是仅采用强化末端控制政策的 BaU-POLICY 情景，为 $-46.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，表明短期内强化末端控制政策带来的 VOCs 与 NH_3 的较大幅度的减排对 $\text{PM}_{2.5}$ 污染改善的贡献较大。在 POLICY 代表的末端控制水平基础上，碳中和目标将会在短期内带来额外的 $1.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 的近地面 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度改善，这一协同效益到 2060 年则变为 $3.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。而在当前的控制力度下，进一步采取气候政策到

2060 年会额外带来 4.9% 的 PM_{2.5} 污染改善 (对比 BaU-CLE-2060 和 CNS-CO₂PC-CLE-2060), 即气候政策扩大了将来我国 PM_{2.5} 污染改善潜力, 这可能与气候政策主导的能源及产业结构变化带来了可观的 NO_x、SO₂ 与一次 PM_{2.5} 协同减排有关。在 CNS-CO₂PC-POLICY 情景中, 到 2060 年, 四大城市群地区站点平均 1 月近地面 PM_{2.5} 浓度分别降低到 49.6 μg/m³ (BTH)、45.0 μg/m³ (YRD)、31.5 μg/m³ (PRD) 和 41.4 μg/m³ (SC), 其中 PRD 地区冬季近地面 PM_{2.5} 浓度已达到 35 μg/m³ 的评价标准, 但仍远高于 15 μg/m³ 的指标。从污染变化的分布图来看, 这些城市群地区的近地面 PM_{2.5} 浓度都有了很大幅度的下降, 考虑区域内及周边地区一次污染物的更深度减排可能会有助于 PM_{2.5} 浓度进一步降低, 以达到国家标准。

表 4-2 基准与未来情景下中国及各重点城市群站点平均 1 月 PM_{2.5} 浓度模拟结果

浓度: μg/m ³		Base (2015)	BaU-CLE	BaU- POLICY	CNS-CO ₂ PC- CLE	CNS-CO ₂ PC- POLICY
中国站 点平均	2035	99.5	58.1	53.2	56.0	51.4
	2060		55.2	45.5	50.3	41.9
京津冀	2035	131.1	69.8	63.9	66.3	60.7
	2060		66.9	55.6	59.1	49.6
长三角	2035	110.2	65.6	58.6	63.5	56.7
	2060		62.2	48.2	57.3	45.0
珠三角	2035	61.9	43.9	40.0	42.4	38.6
	2060		41.5	33.7	38.6	31.5
川渝	2035	146.6	65.1	58.4	60.8	54.7
	2060		59.6	47.6	50.9	41.4

夏季 (7 月) 全国 MDA8 O₃ 90 百分位数 (MDA8 O₃-90th) 在基准年份的空间分布及各情景下未来年份的变化如图 4-10 所示。2015 年, 全国站点平均近地面 MDA8 O₃-90th 为 168.2 μg/m³ (表 4-3), 略高于我国二级标准规定的 160 μg/m³。从空间分布可以看出四大城市群地区为这一季节 O₃ 的主要污染区, 其站点平均 MDA8 O₃-90th 均严重超标, 分别为 241.2 μg/m³, 211.0 μg/m³, 170.0 μg/m³ 和 184.5 μg/m³。在 BaU-CLE 情景下全国及四大城市群地区的 O₃ 污染改善幅度较小, 在 2035 年 O₃ 评价值分别下降了 9.4 μg/m³ (全国)、14.7 μg/m³ (BTH)、8.1 μg/m³

(YRD)、 $10.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (PRD) 和 $16.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SC)。从 2035 年到 2060 年，虽然总的 NO_x 和 VOCs 排放在这一情景下持续降低，但全国站点平均 MDA8 O_3 -90th 下降幅度与 2035 年相当，京津冀和长三角地区的 O_3 污染反而略有加重，凸显了 O_3 化学生成的非线性特征，以及加强 VOCs 排放控制和 NO_x 深度减排的必要性。

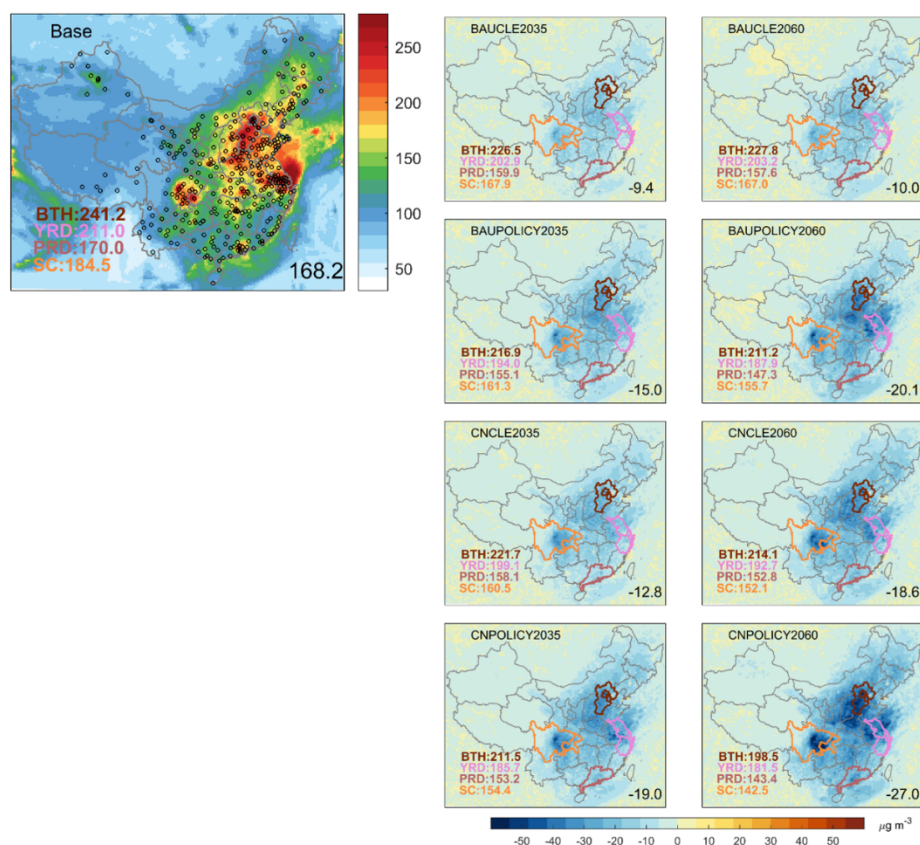


图 4-10 基准情景下近地面平均 2015 年 7 月 MDA8 O_3 -90th 模拟结果（左）及其它情景下的未来浓度差值（右，单位： $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）。其余信息同图 4-9 标注。

表 4-3 基准与未来情景下中国及各重点城市群站点平均 7 月 MDA8 O_3 90 百分位数模拟结果

浓度： $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Base (2015)	BaU-CLE	BaU-POLICY	CNS-CO ₂ PC-CLE	CNS-CO ₂ PC-POLICY
中国站点平均	168.2	158.8	153.2	155.4	149.2
2035					
2060		158.2	148.1	149.6	141.2
京津冀	241.2	226.5	216.9	221.7	211.5
2035					
2060		227.8	211.2	214.1	198.5
长三角	211.0	202.9	194.0	199.1	185.7
2035					
2060		203.2	187.9	192.7	181.5

珠三角	2035	170.0	159.9	155.1	158.1	153.2
	2060		157.6	147.3	152.8	143.4
川渝	2035	184.5	167.9	161.3	160.5	154.4
	2060		167.0	155.7	152.1	142.5

BaU-POLICY 情景相比 CNS-CO₂PC-CLE 情景在未来有更大的 O₃ 污染改善收益，尤其在 BTH 和 YRD 地区更为显著。在 2035 和 2060 年，单独采取强化末端控制政策比单独采取气候政策，全国站点平均 MDA8 O₃-90th 进一步降低了 2.2 μg/m³ 和 1.5 μg/m³。相比于 BaU-CLE 情景，BaU-POLICY 和 CNS-CO₂PC-CLE 情景主要大幅减排的 O₃ 前体物分别为 VOCs(减排 57.0%)和 NO_x(减排 65.2%) (图 4-8)，由此证明在减排前期（2035 年之前），着重减排 VOCs，尤其在城市地区，能够取得更大的近地面夏季 O₃ 污染改善效益。CNS-CO₂PC-POLICY 情景与 BaU-POLICY 情景描述的 2035 和 2060 年 VOCs 的排放量相当，但前者的 NO_x 排放相比后者减少了 19.1-48.6%，从而分别在 2035 和 2060 年额外降低了约 4 μg/m³ 和 7 μg/m³ 的全国站点平均 MDA8 O₃-90th 浓度，在京津冀和成渝地区更是使这一指标进一步降低了 12.7 μg/m³ 和 13.2 μg/m³。因此，长期看来，坚持实施气候政策，推进 NO_x 深度减排能够扩大未来城市地区 O₃ 减排潜力，从而更大力度地协同改善城市群地区夏季的 O₃ 污染。值得注意的是，即使在最为清洁的 CNS-CO₂PC-POLICY 情景中，2060 年全国范围内 69.1%的 NO_x 减排和 64.9%的 VOCs 减排仍不足以使主要城市群地区的夏季 O₃ 浓度达到国家一级标准（100 μg/m³），需要更大幅度的一次前体物减排，才能更多地避免严重 O₃ 污染造成的经济和健康损失。

图 4-11 直观地展示了不同政策情景下我国 1 月 PM_{2.5} 和 7 月 O₃ 污染的协同改善。总体而言，所有情景减排中前期（2035 年之前）污染物浓度降幅相比 2035 至 2060 年间的降幅更大。不同政策情景下的 PM_{2.5} 和 O₃ 污染均呈现协同改善的特征，改善效益大小依次为：CNS-CO₂PC-POLICY > BaU-POLICY > CNS-CO₂PC-CLE > BaU-CLE 情景。POLICY 政策相比 CLE 政策额外的 VOCs 和 NH₃ 减排对控制和减缓冬季 PM_{2.5} 污染至关重要，在此基础上，碳中和目标驱动的气候政策带来的深度 NO_x、SO₂ 和一次 PM_{2.5} 减排从长久来看能进一步增加 3-4 μg/m³ 的减排潜力。对夏季 O₃ 污染，GBA 地区试验中总结的“短期优先减排 VOCs，长期

坚持深度减排 NO_x ”的结论在全国范围内依然适用。如图 4-11 右图所示，浅黄色曲线（BaU-POLICY 情景）指示的 MDA8 O_3 -90th 浓度路径在 2035 年低于深蓝色曲线（CNS-CO₂PC-CLE 情景），表明 2035 年前大幅减排 VOCs 相比 NO_x 能取得更大的 O_3 污染改善协同效益，但 2035 到 2060 年，两条曲线间距逐渐缩短，而浅黄色曲线与浅蓝色曲线（CNS-CO₂PC-POLICY 情景）间距逐渐增大，说明减排 NO_x 的 O_3 污染改善效益随着 NO_x 减排幅度的增长而增大。值得注意的是，即使在相对最清洁的 CNS-CO₂PC-POLICY 情景中，我国站点平均的冬季近地面 $\text{PM}_{2.5}$ 和夏季 O_3 评价价值仍无法达标，各个城市群地区也都有不同程度的超标，意味着全国范围内（尤其是城市地区）在未来仍需要更为严格的一次污染排放控制措施，以进一步提高气候政策和末端治理政策实施的环境与健康协同效益。

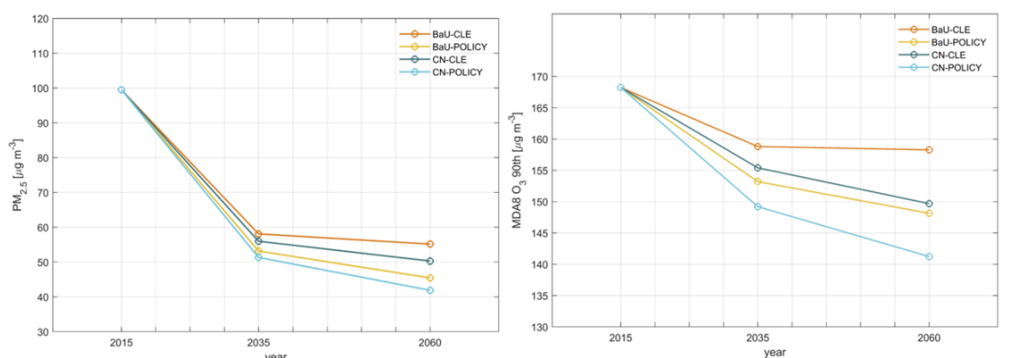


图 4-11 不同政策情景下全国站点平均 1 月 $\text{PM}_{2.5}$ 月均浓度和 7 月 MDA8 O_3 -90th（月第四高值）的变化路径。橙色、黄色、深蓝和浅蓝色分别表示 BaU-CLE、BaU-POLICY、CNS-CO₂PC-CLE 和 CNS-CO₂PC-POLICY 情景。

第五章 温室气体、臭氧与气候变化协同治理

作为最重要的人为温室气体之一，甲烷（CH₄）浓度的变化对流层大气氧化性、空气污染存在着复杂的显著影响。自前工业时代以来，CH₄ 排放贡献了由人为造成的全球暖化效应的 1/4 以上。作为对流层 O₃ 的重要前体物之一，CH₄ 除了对空气质量带来影响，还可以影响对流层的背景 O₃ 浓度和羟基（OH）自由基的浓度。鉴于 CH₄ 的生命时间长达 9.14（±10%）年（IPCC., 2021），能在减缓温室效应时可取得较快成效（Shindell et al., 2012）。联合国政府间气候变化委员会（Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC）在 2018 年 10 月发布的《IPCC 全球升温 1.5°C 特别报告》中指出，非 CO₂ 温室气体尤其是 CH₄ 的深度减排将是全球升温控制在 1.5°C 以下的必要条件。为应对气候危机，中国承诺力争在 2030 年前实现碳达峰，2060 年前实现碳中和。同时，与大气污染同根同源的人为源 CH₄ 排放，主要来自石化燃料的燃烧利用等过程。CH₄ 在高 NO_x 浓度情形下与 OH 反应的氧化产物进一步与 NO_x 发生光化学反应最终生成 HO_x 和 O₃ 的过程，因此 CH₄ 被称为 O₃ 的重要前体物。因此，致力于减少大气污染的措施也能在一定程度上减少温室气体的排放，从而带来空气质量改善的气候协同效应。基于文献调研和数据分析，本章量化了近年来全球和中国不同尺度上 CH₄ 变化对 O₃ 污染的贡献，并评估了未来不同减排路径下 CH₄ 减排对 O₃ 背景值浓度变化的影响。

5.1 历史时期甲烷浓度变化

5.1.1 全球甲烷浓度变化

自 1984 年以来，受农业活动和化石燃料使用等人类活动和湿地等天然源排放变化的影响，全球近地面 CH₄ 观测平均浓度从 1645 ppb 增加至 1857 ppb (+212 ppb)，同时全球人为源 CH₄ 排放量从 6811 Ton/年增加到 9383 Ton/年 (+2572 Ton/年)（图 5-1）。从全球平均近地面 CH₄ 浓度变化趋势来看，其纪八十年代中期的 1650 ppb 增长到九十年代末的 1770 ppb，并在本世纪初达到稳定，但在 2007 年后 CH₄ 浓度再次升高（Nisbet et al., 2019）。此外，根据美国大气海洋局 NOAA 全

球监测司 GMD 的观测结果, 从 2014 年至今, 大气近地面 CH₄ 的平均增长速率甚至达到了 9.0 ppb/年, 超过 2007–2013 年平均每年 5.7 ppb 的增速。2000 年后, 各个国家的农业活动和化石燃料产生全球人为 CH₄ 排放变化能解释 50%-60% 的通过大气反演 (自上而下的方法) 的 CH₄ 排放量变化 (Jackson et al., 2020), 说明人为源 (农业和化石燃料为主) 排放是促使全球 CH₄ 平均浓度持续升高的主导因素 (Jackson et al., 2020; Saunio et al., 2020)。

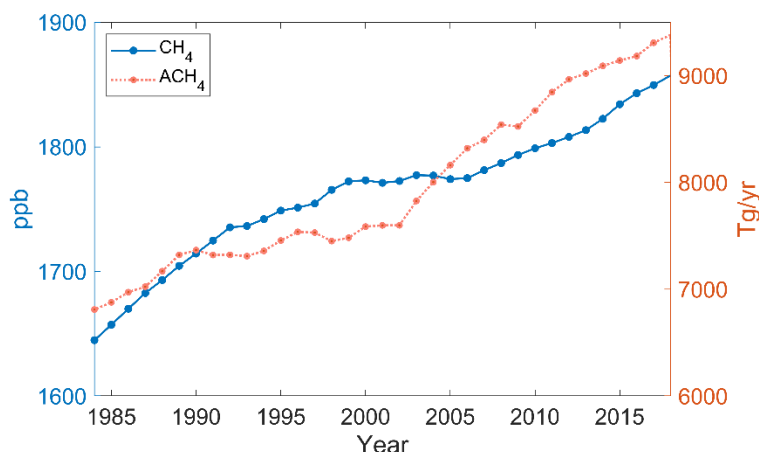


图 5-1 1984-2018 年全球平均 CH₄ 浓度和人为源 CH₄ 排放年际变化分布。全球平均 CH₄ 浓度观测的时间序列数据来自于 NOAA 全球监测实验室 (Lan et al., 2022)。全球人为源 CH₄ 排放 (ACH₄) 时间序列数据来自于 EDGARv7.0 全球温室气体排放数据集 (https://edgar.jrc.ec.europa.eu/dataset_ghg70)。

全球农业和化石燃料部门的使用导致的 CH₄ 排放是全球 CH₄ 排放增加的主导因素 (Kirschke et al., 2013)。对于最重要的全球 CH₄ 排放源而言, 由于农业活动的快速发展, 南亚/大洋洲 (9-10 Tg/年), 非洲 (7-9 Tg/年) 和南美洲的 CH₄ 的农业排放主导了全球农业排放的增加 (Jackson et al., 2020)。与此同时, 由于社会经济的转变和强有力的空气质量控制措施的实施, 欧洲地区的农业 CH₄ 排放则有明显降低 (1.4-2.8 Tg/年)。化石燃料行业的排放增加量在中国最大以及北美洲、非洲、南亚和大洋洲。根据估计, 美国与化石燃料相关的 CH₄ 排放量增加了 4.0 Tg/年, 约占 2000-2006 年至 2017 年北美区域 CH₄ 总增加量的 80% (Jackson et al., 2020)。2000 年后, 东亚 (包括中国在内)、南亚以及美国是全球 CH₄ 人为排放增加的热点区域, 而欧洲的 CH₄ 人为排放量则有所降低。

5.1.2 中国甲烷浓度变化

作为全球最大的 CH₄ 排放国之一，在本世纪初，中国的 CH₄ 人为来源约占全球人为 CH₄ 排放的 13% (Kirschke et al., 2013)。中国 CH₄ 的排放量从 1980 年的 24.4 Tg/年增长到了 2010 年的 45.0 Tg/年，同时随着时间的推移，1980 年最大的排放源水稻种植在总排放中的占比逐渐减少，2005 年之后逐渐被煤炭开采过程中的 CH₄ 排放所取代 (Peng et al., 2016)。由于全球和中国地区的 CH₄ 由于来源复杂和难以量化，因此现有研究对 CH₄ 排放的准确核算仍存在很大的挑战。

基于使用地面站点、卫星和飞机等观测数据，通过使用自下而上统计排放清单和自上而下源汇估算结果作为输入的 GEOS-Chem 模式，本项目量化了中国近年来的 CH₄ 浓度趋势，并结合现有的 CH₄ 源汇估计，阐明了 2010 - 2017 年中国 CH₄ 浓度变化的驱动因子。研究发现，近年来中国地区的大气 CH₄ 浓度呈现显著上升的趋势，增长率约为 7.0–8.4 ppb/年。其中，全球牲畜养殖、水稻种植和自然湿地的 CH₄ 排放分别贡献了 22.5%、17.0%和 22.6%的中国近地面 CH₄ 浓度的增长，来自中国的化石燃料开采、农业活动和垃圾填埋等人为 CH₄ 排放贡献了本土浓度增长率的 12.5% (表 5-1)。研究表明，2010 - 2017 年我国西南、东北和华北平原地区的 CH₄ 浓度上升趋势约有 1/3 来自本土的畜牧业排放，强调了未来中国畜牧业减排的重要意义。

表 5-1 2010 - 2017 年 GTD 示踪模拟的中国近地面 CH₄ 浓度趋势的来源贡献*

区域	LIV	RIC	OIL	GAS	COL	WST	LDF	BBN	WTL	OTH	TOI
中国	0.21	0.58	0.08	0.00	0.02	0.16	0.03	-0.02	-0.19	0.16	1.04
印度	0.28	0.12	0.00	0.03	0.00	0.14	0.07	0.00	-0.24	0.04	0.43
亚洲其他	0.02	0.62	0.02	-0.03	-0.06	0.06	0.02	0.80	-0.47	0.07	1.04
欧洲	-0.01	0.00	0.59	-0.18	-0.09	-0.07	-0.14	0.03	-0.31	-0.06	-0.24
非洲	0.90	0.12	0.11	0.09	0.03	0.38	0.23	-0.01	1.16	0.54	3.56
北美	0.07	0.03	0.18	0.26	-0.01	0.05	0.22	0.05	0.77	0.02	1.65
南美	0.49	0.01	0.00	-0.01	0.02	0.03	-0.02	-0.68	1.27	0.05	1.16
大洋洲	-0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.07	-0.04	0.00	0.03
世界其他	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01
总	1.95	1.47	0.99	0.17	-0.08	0.76	0.41	0.24	1.96	0.81	8.67

*GTD 示踪模拟表示使用自上而下的排放清单作为人为和自然排放，全球大气 OH 浓度的

年际变化也由观测约束反演得到，在此情景下 GEOS-Chem 示踪模式的模拟结果，此表单位为 ppb/年。排放源包括牲畜 (LIV)、水稻 (RIC)、石油 (OIL)、天然气 (GAS)、煤炭 (COL)、废水处理 (WST)、垃圾填埋 (LDF)、生物质燃烧 (BBN)、湿地 (WTL) 和其他 (OTH) 排放，包括其他人为源 (OTA)、白蚁 (TER) 和地质泄漏 (SEE)。排放表格来自谭海月 (2022)。

对中国 CH₄ 浓度来说，在 2010 - 2017 年本土排放对西部地区的贡献约为 9.4%，对中部地区的贡献则达到 12.5% (图 5-2)。对近地面 CH₄ 浓度的变化趋势来说，本土排放对青藏高原地区的贡献为 7.1%，而对东部沿海地区的贡献则达到 21.9%。华北平原地区和珠三角地区的负值可能是由于京津冀地区煤炭排放的下降和珠三角地区废物处理排在近年来的降低造成的。西南地区本土贡献的高值来自牲畜排放。东北地区本土贡献的高值来自牲畜排放、生物质燃烧和石油开采排放。华北平原本土贡献为正值地区主要是来自牲畜排放、废水处理和垃圾填埋的排放增加。研究发现，近年来南方许多地区由原先的水稻种植逐渐向规模化的水产养殖业转化，来自“水稻-水产养殖”的 CH₄ 排放总量的明显增长 (0.13±0.05 Tg/年) (Sheng et al., 2021)，该排放源和其他人为源的增加一起，带来了南方地区 2010-2017 年的大气 CH₄ 浓度的明显增加。

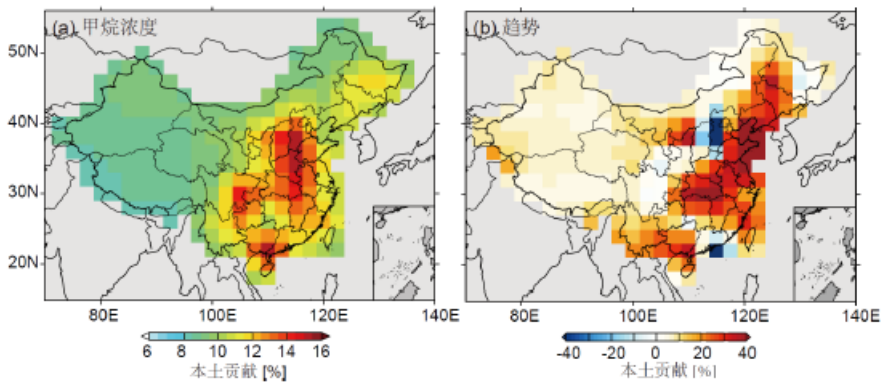


图 5-2 2010 - 2017 年中国近地面 CH₄ 浓度 (a) 和变化趋势 (b) 来自本土排放贡献的空间分布，数据来自 GTD 示踪模拟 (使用自上而下排放清单和约束后的全球大气 OH 浓度作为输入的模拟)。具体计算方法为各格点的中国地区各排放源的示踪浓度 (或趋势) 之和占该格点的总浓度 (或总趋势) 的百分比。表格来自谭海月 (2022)。

人为源排放导致的不断升高的 CH₄ 浓度能通过改变对流层大气氧化性、太

阳辐射等方式，直接或者间接地对对流层臭氧背景浓度施加影响，从而给全球空气污染治理带来了愈发显著的挑战（Miller et al., 2019; Morgenstern et al., 2013）。

5.2 历史时期甲烷变化对对流层臭氧变化的影响

鉴于 CH₄ 对大气污染物的重要贡献，Zhang et al. (2016) 使用全球化学输送模型 CAM-chem 量化了 1980-2010 年期间全球 CH₄ 浓度变化对对流层 O₃ 收支的贡献。1980-2010 年期间，全球对流层 O₃ 收支共计增加了 28.12 Tg (8.9%)，其中北半球对流层 O₃ 收支增加占全球总增加量的 54% (Zhang et al., 2021) (图 5-3)。图 5-3 (b) 的 CH₄ 敏感性试验结果表明，相对于 1980 年增加了 14.7% (+231 ppb) 的全球 CH₄ 浓度导致全球对流层 O₃ 收支增加了 7.48Tg (+26.7%)，CH₄ 排放是臭氧收支增加的最重要因素之一。其中，对于全球对流层 O₃ 收支增加贡献最为重要的东南亚 (5.6 Tg)、东亚 (5.6 Tg) 和南亚 (4.0 Tg) 区域而言，显著增加的 CH₄ 等前体物的排放有利促进了区域乃至全球 O₃ 收支的增加。对于其他区域而言，CH₄ 等前体物的变化对区域 O₃ 收支增加贡献不明显，甚至会降低欧洲区域的对流层 O₃ 收支 (Zhang et al., 2021)。

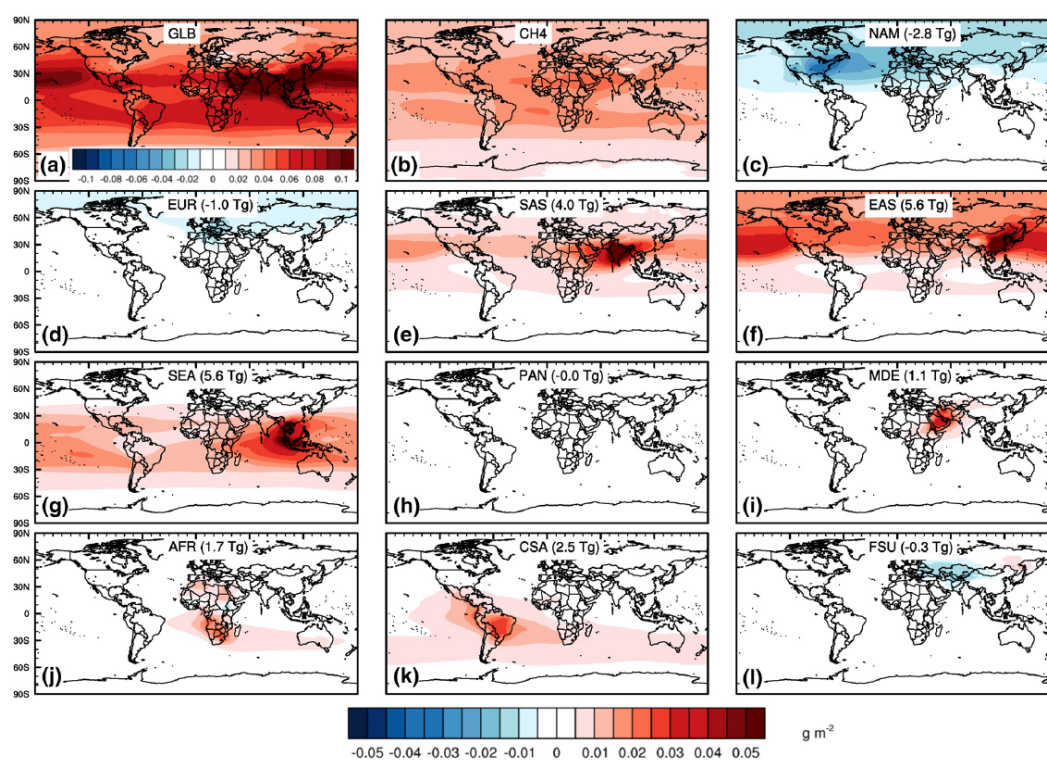


图 5-3 a, 1980-2010 年全球对流层 O₃ 收支 (g m^{-2}) 空间分布变化。(a) 1980 年到 2010 年

的总排放变化，(b) 全球 CH₄ 浓度变化对对流层 O₃ 收支的贡献，以及 (c) - (1) 10 个世界区域的其他人为前体物排放变化对对流层 O₃ 收支的贡献 (Zhang et al., 2021)。

此外，为对工业革命以来的平流层和对流层 O₃ 浓度变化进行归因，Zeng et al. (2022) 使用来自多个地球系统模型的单一强迫扰动模拟全球 O₃ 浓度对全球温室气体变化对变化的响应 (图 5-4)。结果表明，1850-2014 年期间，从 800 ppb 增加到 1800 ppb 的 CH₄ 的变化导致全球地面 O₃ 浓度普遍增加 (0-10 ppb)。对于对流层 O₃ 变化而言，CH₄ 对中高纬度的 O₃ 增加的贡献要高于中低纬度地区。

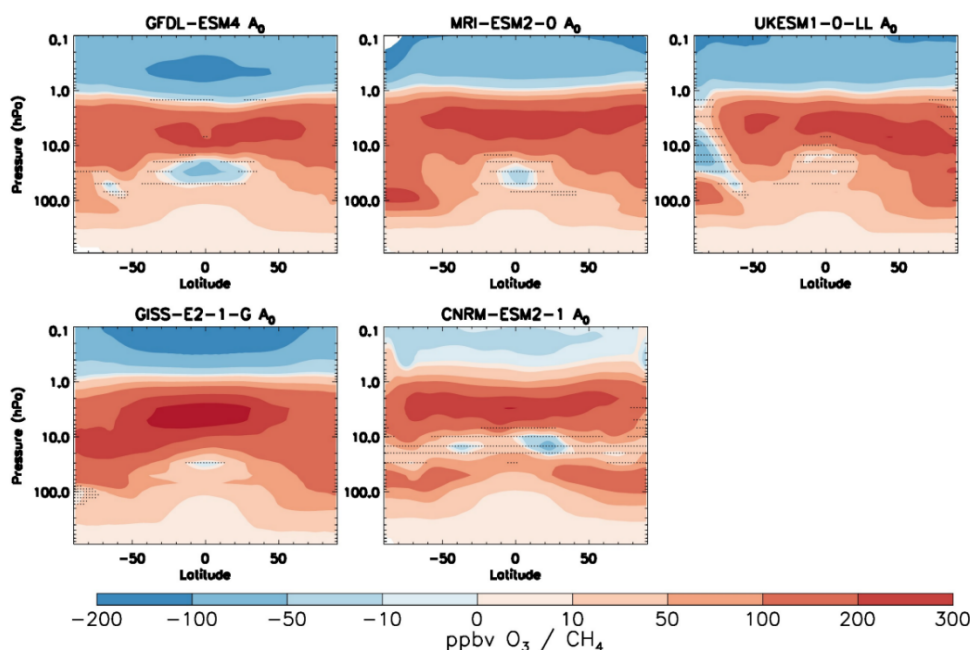


图 5-4 1850-2014 年全球臭氧变化 (ppbv) 对甲烷变化的响应，图片来自于 Zeng et al. (2022)

从 O₃ 前体物排放对 O₃ 变化的贡献的空间分布来看，1980 年开始，全球 O₃ 前体物的人为排放一直在向赤道转移，尤其是在北美和欧洲减少，而在东亚和南亚增加 (West et al., 2009; Zhang et al., 2016)。与 NO_x 和 VOCs 排放对 O₃ 收支的贡献分布相比，全球 CH₄ 浓度增加对全球各区域的对流层 O₃ 收支增加的贡献更为均匀 (Zhang et al., 2021)。此外，全球纬向对流层 O₃ 收支增加显示出全球 CH₄ 的强烈影响，与区域敏感性情景相比，全球 CH₄ 敏感性的情景下的 O₃ 收支变化在空间上更加均匀 (图 5-3 和图 5-4)。该模型结果表明，在历史时期中，CH₄ 能加剧 30° S–35° N 范围内的热点区域对流层 (如东南亚、欧洲) O₃ 收支，进而凸

显了日益增加的 CH₄ 的人为排放能进一步加剧包括中国在内的热点区域的对流层 O₃ 污染。由此可知，全球 CH₄ 浓度的增加能普遍提高全球尤其是北半球中高纬度地区的对流层 O₃ 背景值，进而对区域空气治理造成负面影响。

5.3 未来甲烷排放协同控制对对流层臭氧和气候变化的贡献

最为重要的温室气体之一，全球 CH₄ 排放的削减可以通过增加允许的碳排放量对实现巴黎气候目标的可行性产生重大影响 (Stohl et al., 2015)，对抑制全球变暖和大气污染的实现带来巨大的影响 (Collins et al., 2018)。全球 CH₄ 减排已经被证明是降低全球对流层 O₃ 收支，进而降低区域 O₃ 背景浓度的最有效的方法之一 (Fiore et al., 2008; West et al., 2007)。

5.3.1 甲烷排放协同调控对全球对流层臭氧的影响

IPCC AR6 报告中有关 CH₄ 减排的敏感性试验结果表明：尽早实行的 CH₄ 和 O₃ 前体物的协同减排能有效改善全球对流层 O₃ 污染，并且将显著提高将全球变暖稳定在 1.5°C 以下的可行性。

图 5-5 表明，在弱气候缓解叠加仅强力削减非甲烷短寿命的气候强迫因子 (SLCF) 的情景 (SSP370-lowSLCF-highCH₄，假定关键气候强迫的物种的排放因子削减至 SSP1 情景，2100 年的全球 CH₄ 浓度下降至 1839 ppb) 下，相对于 2005-2014 年，全球平均地表 O₃ 浓度到世纪中叶 (2050-2059) 将减少 4.70 ± 0.07 ppb (15.1%)，到本世纪末 (2090-2099) 则降低 4.99 ± 0.06 ppb (16%)，南亚除外 (Allen et al., 2021)。全球 NO_x 排放的大幅减少而导致的 O₃ 的 NO_x 滴定减少和 PM_{2.5} 浓度的降低导致的自由基的异质损失减少等，可能导致了南亚区域地表 O₃ 浓度的增加 (Turnock et al., 2020)。

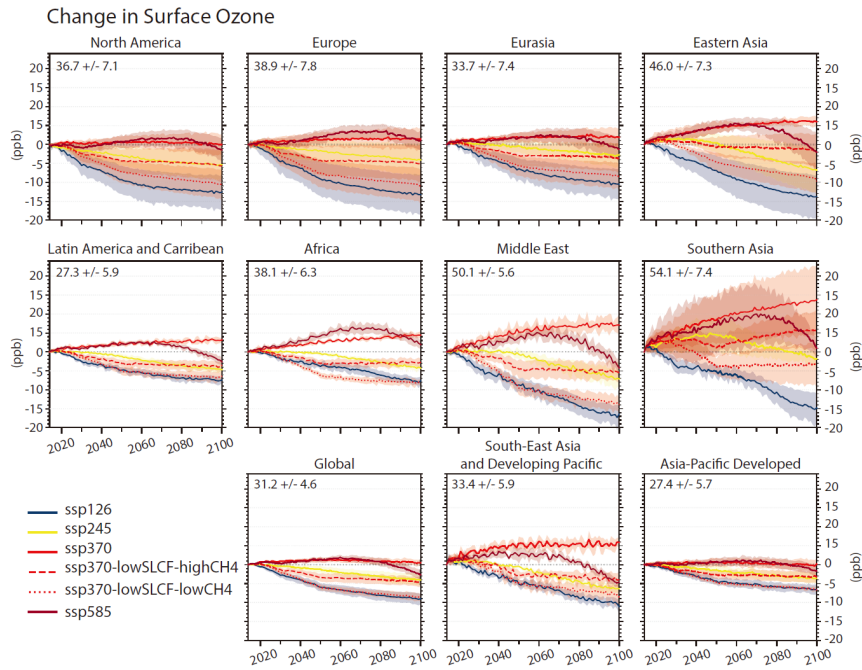


图 5-5 2015 年至 2100 年，不同共享社会经济路径（SSP）的区域年平均地表臭氧（O₃：ppb）的预计变化。不同颜色线条和阴影表示每个场景中可用 CMIP6 模型的多模型平均值和 ±1 标准偏差。图片来自 IPCC.（2021）。

在 CH₄ 和非甲烷 SLCF 协同减排（SSP370-lowSLCF-lowCH₄）的情景中，CH₄ 排放从 2020-2100 年期间削减 62 Tg/年，导致 2100 年全球 CH₄ 浓度将降低至 1008 ppb（Collins et al., 2018）。额外的 CH₄ 减排使全球地表 O₃ 浓度将在本世纪中叶降低 7.56±0.13 ppb（24.2%）和到本世纪末降低 9.04 ± 0.07 ppb（29.0%），并且东亚、南亚地区的地表 O₃ 浓度将显著下降（Allen et al., 2021）。与 CH₄ 协同减排措施带来的益处相比，仅非甲烷 SLCF 减排的缓解措施通过减少气溶胶和非甲烷的前体物能带来短期明显的改善空气质量的效益，但该措施无法有效改善南亚的持续加重的 O₃ 污染，并且对中长期空气质量改善程度有限。但，仅全球人为 CH₄ 排放量减少 20%（65 Mt/年），全球 O₃ 的 MAD8 的背景值只能将减少 1.16 ppb（West et al., 2006）。因此，在保证社会经济竞争发展（即 SSP370 情景）的前提下，全球 CH₄ 与非甲烷 SLCF 的协同减排是有效缓解全球地表 O₃ 污染的必要措施，两者缺一不可。

5.3.2 甲烷减排对中国对流层臭氧的影响

鉴于畜牧业是我国 CH_4 排放的第二大人为源，同时具有较大减排潜力的畜牧业部门，本项目评估中国畜牧业 CH_4 减排对空气质量变化的长期影响效应。本研究使 CH_4 模拟设置及数据来源内容详情请见谭海月（2022）。

图5-6（a）表示在未来的三种社会经济情景下中国地区平均近地面 CH_4 浓度的变化和采用DM30 即严格的综合减排（到2030年，畜牧业 CH_4 排放降低26.8%）后的 CH_4 浓度。相比于基准情景，2050年中国近地面 CH_4 平均浓度减少了21.6 ppb，在减排效率和减排潜力最大的西南地区 CH_4 浓度减少了超过30 ppb（图5-6（b））。本研究发现，通过推广和落实我国牲畜饲养和粪便处理的两种技术减排措施，能将我国平均的夏季 O_3 MDA8浓度降低约90 ppt。在高 NO_x 的地区，由于 O_3 对 CH_4 的敏感性会增加一倍（Fiore et al., 2008），因此对于臭氧高值区（图5-6（c）-（d））， O_3 浓度下降超过100 ppt。这意味着在落实双碳目标的同时，对既是温室气体又是臭氧前体物 CH_4 采取严格的人为排放控制措施可产生一定的协同收益。

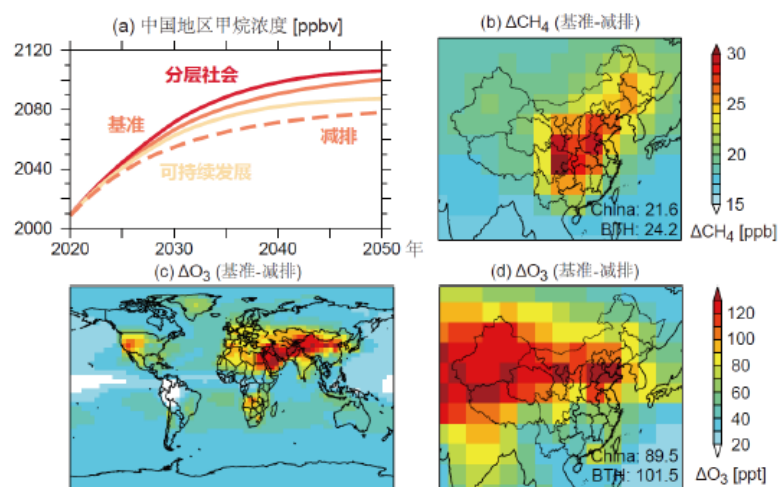


图 5-6 中国畜牧业减排对全球和中国地区近地面 CH_4 浓度和夏季近地面 O_3 浓度的影响。图（a）表示在不同减排路径下，2020-2050 年中国平均近地面 CH_4 浓度的变化。图（b）表示 2050 年基准情景和减排情景的中国 CH_4 浓度变化，右下角数值为中国地区和京津冀地区平均的 CH_4 浓度变化量（ppb）。图（c）和（d）分别表示 2050 年全球和中国夏季近地面 O_3 浓度的变化（ppt）。臭氧浓度为日最大 8 小时臭氧浓度（MDA8）。图片来自谭海月（2022）。

与之相比，全球尺度上人为源排放部门的 CH_4 和大气污染物的协同减排则能有效降低未来中国的地表 O_3 浓度 (IPCC., 2021; Stohl et al., 2015; Unger et al., 2020)。基于 2003-2007 年的全球主要 7 个部门排放源 (如农业 (AGR)、家庭 (DOM)、能源 (ENE)、工业 (IND)、道路运输 (TRA)、废物/垃圾填埋场 (WST) 和航运 (SHP)) 的大气污染物排放清单 (包括 CH_4)，Unger et al. (2020) 使用全球地球系统模型设计一系列的敏感性试验，结果表明：全球各部门的大气污染物及 CH_4 协同降低 50% 的减排措施能使中国区域地表 O_3 浓度相较于 2003-2007 年降低 10 ppb 左右 (图 5-7)。

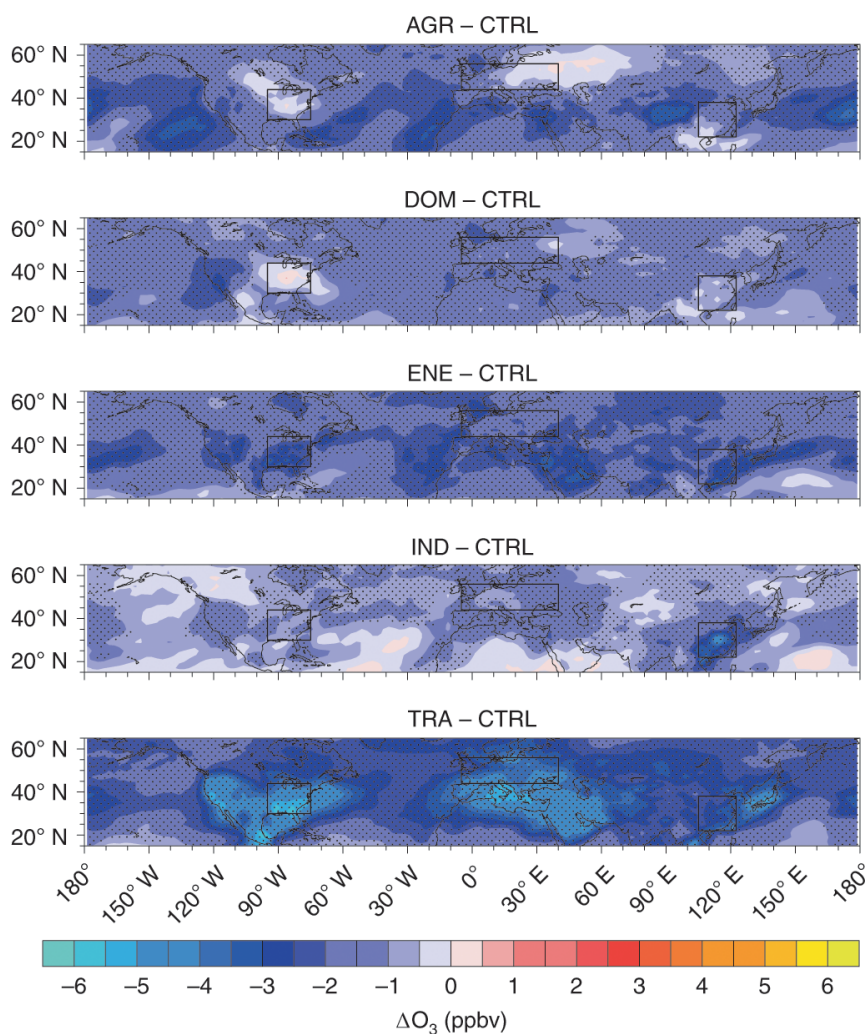


图 5-7 不同排放源部门排放量相对于 2003-2007 年的控制试验减少了 50% 的全球年平均表面 O_3 浓度变化 (ppb)，图片来自于 Unger et al. (2020)。

从各部门减排的贡献来看，TRA，IND 和 ENE 部门的协同减排对中国的区域地表 O_3 浓度降低贡献最大 (表 5-2)，尤其分别能使中国东部 O_3 浓度降低分别

降低 2.84 ± 0.91 ppb, 2.67 ± 0.91 和 2.31 ± 0.97 ppb; 农业和家庭的协同减排则对中国地表 O_3 改善贡献有限 (1.25 ± 1.10 ppb 和 0.79 ± 0.68 ppb)。同时, 与其他地区相比, 农业的协同减排对中国的地表 O_3 浓度降低贡献最大, 表明中国大量的水稻及畜牧业的 CH_4 排放控制对中国改善大气污染的重要意义。上述敏感性试验结果表明, 全球范围的道路运输和能源部门的大气污染和 CH_4 排放协同减排是有效降低中国热点区域 (如中国东部地区) 地表 O_3 污染的重要手段。

表 5-2 相对于全球范围和 3 个关键地区的控制实验, 50% 的部门减排的地表 O_3 浓度 (ppb) 的年平均下降量, 表格来自于 Unger et al. (2020)

	Global	Eastern US	Europe	Eastern China
AGR	0.95 ± 0.39	0.62 ± 0.92 (ns)	0.87 ± 0.74	1.25 ± 1.10
DOM	0.87 ± 0.34	0.29 ± 1.24 (ns)	1.31 ± 0.68	0.79 ± 0.68
ENE	1.38 ± 0.38	2.38 ± 0.68	1.94 ± 0.69	2.31 ± 0.97
IND	0.47 ± 0.37	0.96 ± 0.76	1.24 ± 0.57	2.67 ± 0.91
TRA	1.43 ± 0.16	4.64 ± 0.93	3.70 ± 0.67	2.84 ± 0.91

Sector results are shown where the 50% emission mitigation gives an O_3 response that is statistically significant ($p < 0.05$) in the 3 key regions (ns = not statistically significant, $p > 0.05$).

严格的中国畜牧业 CH_4 减排对降低中国地表 O_3 浓度的有限作用 (< 0.1 ppb) 和全球 CH_4 协同减排带来的空气质量改善的显著成效对比可知: 对改善区域空气质量效果而言, 仅对单个城市或区域的某个部门排放的 O_3 前体物严格减排是低效且浪费资源的。对于长寿命的 O_3 前体物如 CH_4 而言, 全球和半球范围的联合减排则是有效降低对流层 O_3 背景值的有效的低成本措施 (West et al., 2006)。此外, 对全球和半球尺度的考虑可能会改变 NO_x 和 VOCs 控制之间的平衡, 因此 O_3 前体物的协同减排将重点放在电力部门排放而不是运输上, 更加关注航空排放而不是地面交通排放上, 或者放在航运排放而不是陆地交通排放上。

5.4 甲烷排放协同调控对未来气温变化的影响

5.4.1 甲烷排放协同调控对全球气温变化的影响

合理的 CH_4 减缓水平可以通过增加允许的碳排放量对实现巴黎气候目标的

可行性产生重大影响（图 5-8）。在 SSP370 基准情景中，相对于 2009-2014 年的全球地表气温（GSAT），GSAT 到本世纪中叶将会增加 $1.57\pm 0.11^{\circ}\text{C}$ ，到本世纪末则会增加 $3.47\pm 0.11^{\circ}\text{C}$ 。与 SSP370 情景的 GSAT 变化相比，SSP370-lowSLCF-highCH₄ 情景下的 GSAT 在本世纪中期则增加 $0.23\pm 0.05^{\circ}\text{C}$ ，到本世纪末则增加 $0.21\pm 0.03^{\circ}\text{C}$ 。这是因为非甲烷 SLCF 减排通过减少气溶胶和非甲烷前体物来改善空气质量，会导致 $0.1\text{-}0.3^{\circ}\text{C}$ 范围内的额外短期升温(Allen et al., 2021)。在 SSP370-lowSLCF-lowCH₄ 的情景下，相对于 SSP370 情景 GSAT 变化，GSAT 则在本世纪中期将会在其基础上降低 $0.15\pm 0.05^{\circ}\text{C}$ ，在本世纪末冷却 $0.50\pm 0.02^{\circ}\text{C}$ 。上述结果表明，CH₄ 排放量的协同控制不仅抵消了气溶胶和非 CH₄ 前体物引起的地表变暖，最终能导致 GSAT 到本世纪中叶降低 $0.15\pm 0.05^{\circ}\text{C}$ ，到世纪末降低 $0.50\pm 0.02^{\circ}\text{C}$ ，从而能有效抑制全球气候变暖。

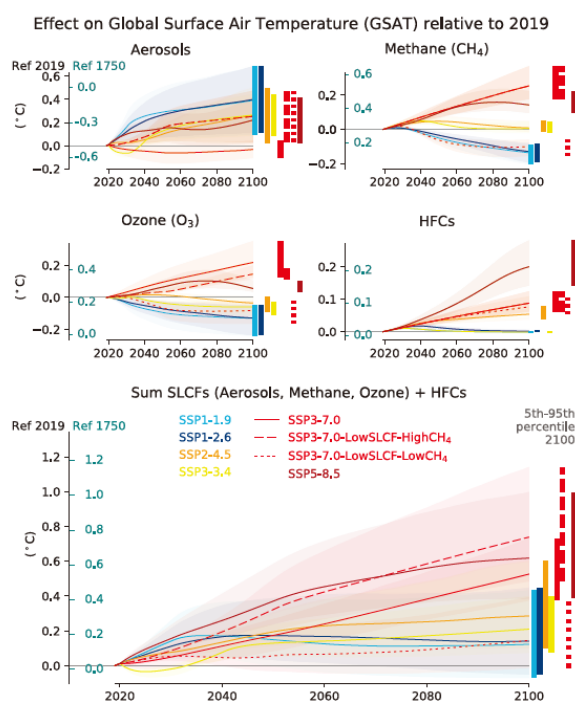


图 5-8 SLCF 和氢氟碳化合物（HFCs）变化对 WGI 共享社会经济路径（SSP）集合的 GSAT 影响的时间变化。与 2019 年和 1750 年相比，净气溶胶、CH₄、对流层臭氧和 HFCs 的影响及其总和。图片右侧显示了 2019 年至 2100 年间 GSAT 变化的不确定性。图片来自于 (IPCC., 2021)。

在低排放情景（SSP119 和 SSP126）中，SLCF 对变暖的贡献在 2040 年左右

达到峰值，很可能在 0.04°C 到 0.34°C 之间。在峰值之后，CH₄ 和 O₃ 的减少导致的变暖减少占主导地位，给出了 2100 年 SLCF 和 HFC 变化引起的变暖分别为 0.12°C 和 0.14°C。然而，从本世纪末的长期来看，两种情况之间存在非常显著的差异。在 SSP370 中，由于每十年 0.08°C 的 SLCF，出现了接近线性的变暖，而在 SSP585 中，出现了更快的早期变暖。在 SSP370 情景中，气溶胶的减少有限，但 CH₄、HFCs 和 O₃ 的稳步增加导致 GSAT 的贡献几乎呈线性，2100 年达到 0.5°C 的最佳估计值。在 SSP585 中，CH₄ 和 O₃ 对 2100 年的贡献减少，但 HFCs 的变暖仍在增加，SSP585 在 2100 年的 SLCF 和 HFCs 变暖最大，最佳估计值为 0.6°C。在 SSP245 情景中，气溶胶的减少导致 2100 年约 0.3°C 的变暖，而在这种情景中，CH₄ 和 O₃ 的贡献很小。对于中长期（2040 年后）的减排的气候变化的贡献而言，对流层 O₃ 和 CH₄ 的减排对全球 GSAT 降低的贡献愈发显著。

5.4.2 甲烷排放协同调控 O₃ 对气温变化的影响

作为重要的温室气体之一，不同减排情景下的全球对流层 O₃ 的变化对未来气温变化有重要的影响（图 5-9）。低排放情景中，到本世纪中叶 O₃ 的减少对全球 GSAT 大约降低 0.6-0.8°C，到本世纪末将约降低 1.5°C。在高排放情景中，O₃ 的变化则会导致 GSAT 增温在本世纪中期达到峰值 (>1°C)，到本世纪末期下降至约 0.8°C。

在 SSP370-lowSLCF-highCH₄ 情景下，仅仅 SLCF 减排不能有效降低本世纪中叶的中国东部地区的地表 O₃ 污染 (+0-3 ppb)，进而可能单独导致 GSAT 到本世纪中叶 0-0.05°C 的升温（相对比 2019 年）（图 5-8 和图 5-9）。此外，到本世纪末，全球地表 O₃ 浓度变化可能导致 0-0.15°C 的 GSAT 的升温。

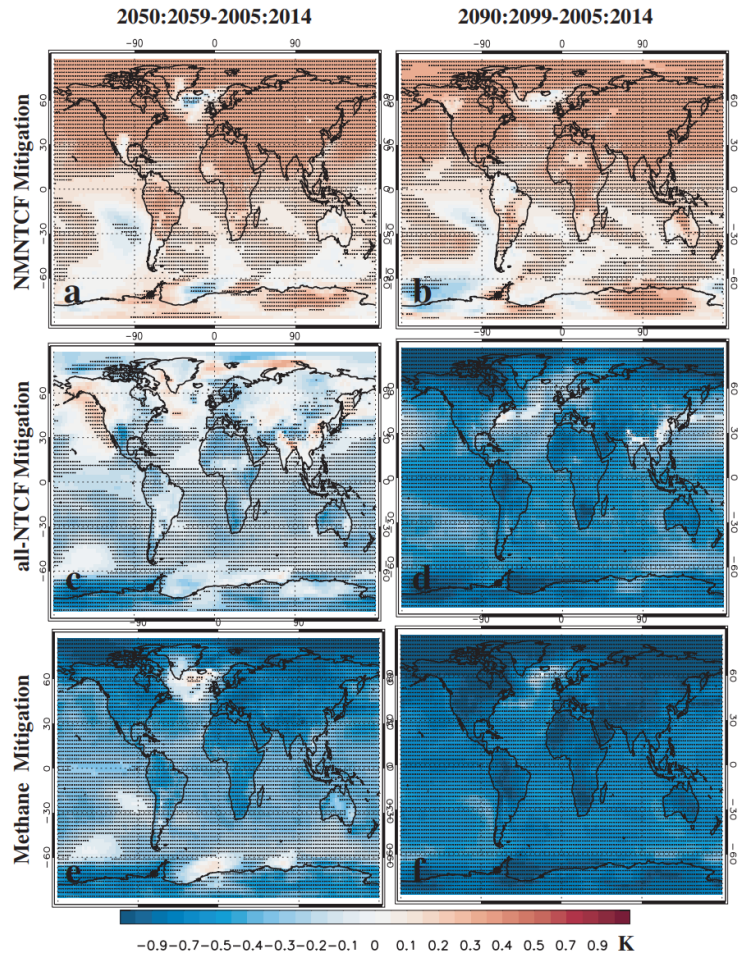


图 5-9 NMNTCF (SSP370-lowSLCF-highCH₄)、all-NTCF (SSP370-lowSLCF-lowCH₄) 和 CH₄ 缓解 (SSP370-lowSLCF-highCH₄- SSP370-lowSLCF-lowCH₄) 的多模型平均地表 GSAT 变化的空间图。(左图) 2050-2059 相对于 2005-2014 和 (右图) 2090-2099 相对于 2005-2014 的多模型 GSAT 变化。图片来自于 Allen et al. (2021)

在 SSP370-lowSLCF-lowCH₄ 情景下,全球 CH₄ 与 SLCF 的协同减排将能有效的降低中国区域的地表 O₃ 浓度和 GAST。到本世纪中叶,除中国东部部分区域地表 O₃ 还有所增加外,绝大多数区域地表 O₃ 降低 (0-10 ppb), 导致 GSAT 到本世纪中叶 0-0.1°C 的降温 (图 5-8)。此时,包括 O₃ 的 SLCF 和 HFCs 的减排会使中国 GSAT 整体降低 0.02-0.06°C (图 5-9 (c))。到本世纪末期,全球 CH₄ 与 SLCF 的协同减排将使中国地表 O₃ 普遍降低 2-14 ppb。此时 O₃ 浓度的变化可能使中国 GSAT 降低 0.1-0.13°C (IPCC., 2021), SLCF 和 HFCs 的减排会使中国 GSAT 整体降低 0.27-0.32°C (图 5-9 (d))。

5.5 不同减排路径下的大气氧化性与温室气体变化

5.5.1 研究原理

羟基(OH)自由基是对流层中主要的氧化剂,能够和大部分污染气体反应,控制污染气体的浓度和寿命,OH的水平是决定二次污染物的水平的重要因素。根据IPCC 2020年报告,在20年的时间范围内,全球CH₄排放量每年以较快速度增长,CH₄的全球变暖潜力(GWP)为86,100年的GWP为28。大气中CH₄的汇主要是对流层中与OH的氧化、干燥土壤中的生物氧化和平流层损失,大气中CH₄最主要的清除过程就是在对流层中与OH的氧化反应。与对流层OH自由基的反应消耗CH₄约为528 Tg/年,约占总汇的77%;向平流层输送CH₄ 51 Tg/年,约占总汇的7%;通气良好的表层干燥土壤所消耗的大气CH₄的量约为28 Tg/年,约占CH₄总汇的4%左右。作为大气中CH₄的主要的汇,OH自由基浓度的变化是CH₄浓度在近近年来变化趋势的驱动因子(McNorton et al., 2016)。对流层OH浓度在大气中会通过影响损耗的CH₄质量进而影响大气CH₄浓度变化,研究发现减少4%的全球平均OH浓度相当于CH₄排放增加约22 Tg/年(Rigby et al., 2017)。因此,量化不同排放路径下的中国OH变化是评估不同协同治理措施对气候变化和空气污染协同治理效果的重要指标。

基于第3章第2节计算的中国温室气体和O₃前体物的4种协同减排路径下的排放清单,本项目在该章节使用Murray et al. (2021)改进的基于OH稳态关系推导出的计算大气化学传输模型(CTM)OH浓度变化的统计公式(Wang and Jacob, 1998),量化评估协同减排导致的大气氧化性的变化对CH₄治理的效果。

$$[OH] = J_{O(^1D)} q \frac{S_N}{S_C^{3/2}} \quad (\text{公式 5-1})$$

其中 $J_{O(^1D)}$ 是O₃对O(¹D) (s⁻¹)的光解频率, q是比湿度(kg H₂O kg air⁻¹), S_N和S_C分别是NO_x (Tmol N y⁻¹)和活性碳(Tmol C y⁻²)物种的排放速率。前两项限制了总HO_x产生的速率,而排放比决定了OH自由基和过氧自由基之间HO_x的相对分配(NO_x有利于OH,活性碳有利于过氧自由基)。该公式描述了基本的OH光化学如何随着排放和气候参数的变化而变化,能被广泛用来解释单个CTM内的全局OH变异性,并在众多的气候和排放情景中具有高技能。

5.4.2 未来大气氧化性和温室气体变化

在本项目设置的四种情景中，参考情景的排放控制在长时间尺度上对全国大气 OH 浓度基本不产生影响。含有末端排放控制的情景因为能够有效削减活性碳（VOCs）物种的排放，从而增加全国 OH 浓度和大气氧化性，同时结合碳中和末端排放控制的减排情景可以在 2060 年增加约 60% 的全 国大气 OH 浓度（图 5-10）。不加入末端排放控制的碳中和情景尽管有强 NO_x 排放削减，但由于缺乏对 VOCs 的排放削减，在长时间尺度上会降低全国大气 OH 浓度，不利于大气氧化性的增加。

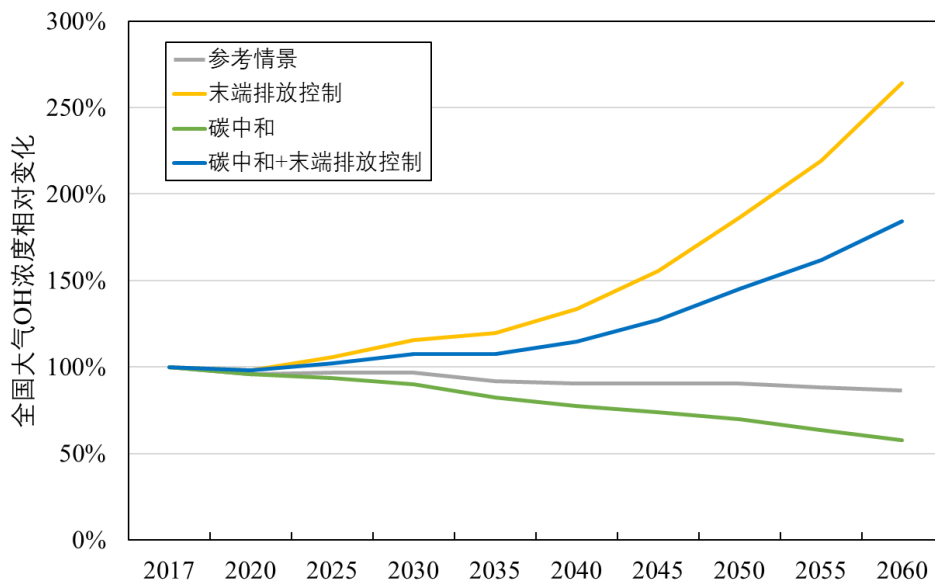


图 5-10 四类减排情景对全国大气 OH 浓度相对变化的影响

对流层中甲烷的化学寿命主要由 OH 自由基氧化反应控制，其反应为：



因此有 CH₄ 与 OH 反应寿命：

$$\tau(\text{CH}_4) = \frac{1}{k \cdot [\text{OH}]} \quad (\text{公式 5-3})$$

结合四种排放情景下全国大气 OH 自由基长期尺度浓度变化，可计算得到 CH₄ 在 3 种减排强度下的化学寿命水平如图 5-11。在末端控制情景下大气甲烷寿命可逐渐缩减到现有 40%-60% 水平，平均寿命降低显著。这表明有效的规划减排可减少 CH₄ 的 GWP 水平，有利于达成双碳目标。在长期尺度上，VOCs 的末端排放控制对大气氧化性的提高和降低温室气体寿命更为重要。

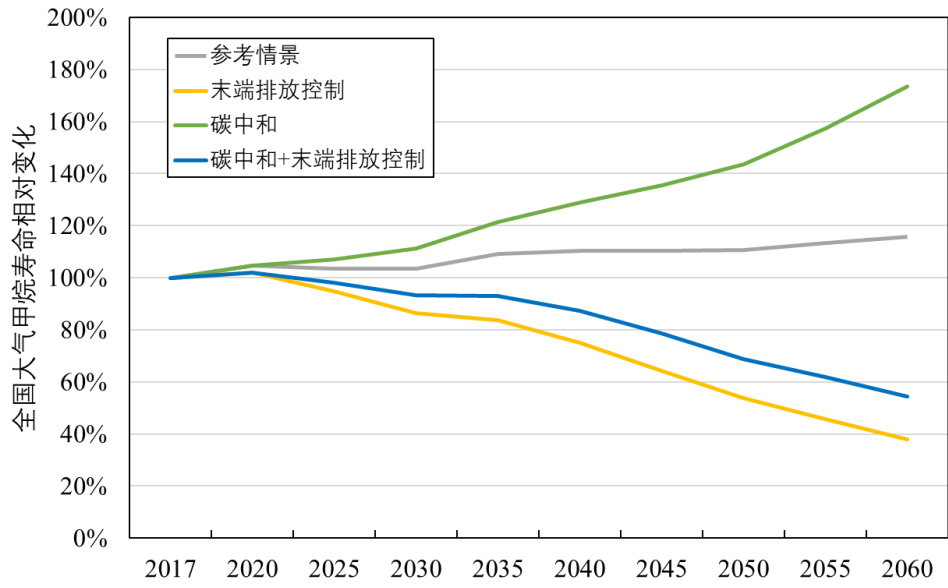


图 5-11 四类减排情景对全国大气 OH 浓度相对变化的影响

第六章 结论与建议

6.1 结论

在全球气候变暖的背景下，中国大多数城市的 O₃ 污染呈现波动增加的趋势，且 PM_{2.5} 浓度仍然存在且远高于 WHO 第二阶段目标。仅依靠空气污染物末端治理往往难以实现空气质量目标，减少化石燃料使用、传统制造业转型等源头改进也十分重要。常规大气污染物和 CO₂ 大都源于化石燃料的燃烧，空气质量改善需求也将有利于低碳转型目标的推进。同时各地区气象条件、污染物排放、产业结构和能源结构等都存在差异。由此，量化中国省级空气质量目标的实现路径及其对气候减缓的协同效益，是实现温室气体与空气污染协同治理急需解决的问题。

(1) O₃ MDA8 背景值是指本地扣除人为源排放后 O₃ MDA8 的本底浓度(或基准浓度)，理论上包括周边区域的传输、平流层的注入和本地天然源 VOCs 反应生成的 O₃。2015-2022 年中国地表 O₃ 背景值浓度 30-60 ppb 之间，呈现出由中部(30-40°N)向南北递减的规律，具有明显的空间、季节分布特征。京津冀、长三角和珠三角等重点区域的 2022 年夏季的 O₃ MDA8 削减空间约为 9-23 ppb。MLR 模型结果表明，2013-2019 年气象因素能显著增加大部分区域地表 O₃ 浓度，其中对华北平原、长三角和珠三角等的地表 O₃ 贡献为 0.7-1.4 ppb/年。此外，相较于厄尔尼诺的复杂且不显著的影响，东亚夏季风则能通过影响水平跨界传输更有效地调节中国夏季 O₃ 背景值的时空分布。

(2) 通过设置一系列 O₃ 前体物减排的敏感性试验，识别了不同省级区域内 O₃ 浓度对 NO_x 和 VOCs 排放变化的敏感性，并制定了基于 O₃ 浓度达标的两阶段分省减排目标。除京津冀和长三角地区外，我国大部分省份处于 NO_x 敏感区。短期内，在京津冀和长三角城市群地区侧重 VOCs 的减排，有利于快速削减其夏季 O₃ 污染高峰，而长期来看，全国范围内仍需坚持以 NO_x 深度减排为主的 O₃ 污染防控和治理措施。此外，减排 NO_x 与 VOCs 在减缓近地面 O₃ 污染的同时，在大部分地区也能带来显著的 PM_{2.5} 污染协同改善。在 2015 年基准排放的基础上同时减少 80% 的人为 NO_x 与 VOCs 排放，可以使夏季北京地区平均 PM_{2.5} 浓度降低 35 μg/m³。在此基础上，使用能源经济模型结合碳减排及末端控制措施量化了不

同类型的温室气体与 O₃ 前体物协同减排路径。

(3) 碳减排政策通过能源替代和工业产量降低实现大气污染物协同减排。大气污染物的排放源不同决定了碳减排对于其减排的协同程度大小。气候政策对于 NO_x、SO₂ 和一次 PM_{2.5} 减排有显著的协同作用，并且对于 NO_x 减排的协同程度随着时间推移而增加，对于 SO₂ 则是随着时间推移而降低。而对于 VOCs 和 NH₃，只有在加强末端控制后，排放量才会显著下降，与气候政策没有显著的相关性。我国臭氧中长期目标的实现也具有很强的碳减排协同效应，其中以 VOCs 减排为主的减排路径涉及到的减排行业广，碳减排协同效应强，石油加工和电力部门是关键协同减碳部门；而以 NO_x 减排为主的减排路径下，金属冶炼部门也贡献了较高的碳减排。如以 VOCs 减排为主，实现臭氧中长期目标时，NO_x 排放也会降低到一个较低的水平，且 CO₂ 减排协同效应最高，是综合各种污染物减排后的最具优势的一种臭氧中长期目标实现路径。

(4) 气候政策将会扩大我国 O₃ 和 PM_{2.5} 污染改善潜力，但末端控制政策比单独采取碳减排政策利于改善中国 O₃ 污染。坚持实施气候政策，推进 NO_x 深度减排能够扩大未来城市地区 O₃ 减排潜力，考虑一次污染物的更深度减排可能会有助于 PM_{2.5} 浓度进一步降低以达到国家标准。不同政策情景下得到的 PM_{2.5} 和 O₃ 污染均呈现协同改善的特征，其中 CNS-CO₂PC-POLICY 的改善效益最大，BaU-CLE 情景的改善效益最小。短期内，大幅减排 VOCs 相比 NO_x 能取得更大的 O₃ 污染改善协同效益，但从长期来看，减排 NO_x 的 O₃ 污染改善效益随着 NO_x 减排幅度的增长而增大。对夏季 O₃ 污染，GBA 地区试验中总结的“短期优先减排 VOCs，长期坚持深度减排 NO_x”的结论在全国范围内依然适用。然而，即使在 CNS-CO₂PC-POLICY 情景中，我国的冬季近地面 PM_{2.5} 和夏季 O₃ 评价值仍无法达标，意味着全国范围内在未来仍需要更为严格的一次污染排放控制措施，以进一步提高气候政策和末端治理政策实施的环境与健康协同效益。

(5) 1984 年以来，全球 CH₄ 平均浓度和人为源 CH₄ 排放量显著增加。此外，中国近年来的大气 CH₄ 浓度也呈现显著增加的趋势。其中，全球牲畜养殖、水稻种植和自然湿地的 CH₄ 排放分别贡献了 22.5%、17.0%和 22.6%的中国 CH₄ 浓度的增长，来自中国的化石燃料开采、农业活动和垃圾填埋等贡献了本土浓度增长率的 12.5%。1850 年以来，CH₄ 加是导致对流层 O₃ 收支增加的重要因素，

并使全球地表 O₃ 浓度大约增加 0-10 ppb。

(6) 严格的 CH₄ 和大气污染前体物的协同减排将显著改善地表 O₃ 污染和提高将全球变暖稳定在 1.5°C 以下的可行性。与中国畜牧业 CH₄ 减排对降低中国地表 O₃ 浓度的有限作用不同的是，全球人为源排放部门的 CH₄ 协同减排的显著成效。此外，温室气体和大气污染前体物的协同减排能使未来对流层 OH 水平逐年增长，大气氧化性提高，CH₄ 平均寿命降低显著，可有效减少甲烷 GWP。

综上，实现我国 O₃、PM_{2.5} 污染和温室气体协同控制需要以大气氧化性调控为核心，通过开展各省份的 VOCs、NO_x 关键前体物与 CO₂ 和 CH₄ 等温室气体的科学协同减排从而取得中国大气复合污染控制的最大收益。

6.2 建议

空气污染与气候变化同根同源，减污降碳可以协同增效。基于上述工作，为 O₃、PM_{2.5} 污染和温室气体协同控制实现美丽中国及碳中和的目标提出以下政策建议：

(1) 量化各区域的 O₃ 背景值，以及气象因素和气候变化对局地 O₃ 浓度变化的贡献程度，以评估各区域地表 O₃ 减排潜力。需因地制宜地对各区域制定削减气象因素对 O₃ 的贡献的污染物减排和区域环境管理政策。对于华北平原地区，建议控制夏季周边区域污染物排放，缓解夏季高温对区域 O₃ 污染的贡献。由于中国各区域的 O₃ 背景值存在明显的空间差异，区域 O₃ 的联防联控有利于降低本地 O₃ 的背景值，从而增大本地 O₃ 的削减空间，以期进一步降低 O₃ 对当地生态系统和人体健康的负面影响。

(2) 明确国家层面和各省级层面的大气污染物及温室气体排放协同治理路径。基于国家层面的总体控制目标，结合各省份实际经济水平、发展需求及技术条件等实际情况，充分考虑区域实际发展的优势及不足之处，明确区域发展目标，协调各省污染物减幅度，制定适合各省级及能细分至县市级的协同减排目标及路径。同时，应强化应对气候变化目标与生态文明建设目标的统筹融合，协同各省份的大气环境质量改善目标与温室气体减排目标。

(3) 综合考虑发展阶段、资源禀赋、成本效益和减排潜能实施区域政策，实现区域协同效益最大化。大气污染物及温室气体排放协同治理的协同治理需要

加强区域合作，对区域的大气环境协同监管和综合治理，实现节能减排技术、治理经验和监测信息等的共享，统筹管理重点区域、重点行业和领域，逐渐形成各地区优势互补、良性互动的区域绿色可持续发展的新格局。

(4) 识别各区域优先控制重点协同行业，减少经济损失，降低减排成本，优化各区域 O₃、PM_{2.5} 污染和温室气体协同减排方案。优先削减金属冶炼部门、石油和化工部门等能有效提高碳与污染减排协同治理的效率，降低减排成本，实现国家层面的协同减排。但针对各省份而言，需要在国家层面的方案的基础上差别的制定碳与污染减排协同优先控制部门方案。

(5) 应当强化源头治理，综合考虑产业结构优化升级、能源结构调整、交通结构调整和加强末端治理措施。产业结构优化重点强调严控“两高”项目、实施产能置换，加快落后产能淘汰等；能源结构调整重点强调降低煤炭消费比重、严控重点区域煤炭消费总量，推行清洁能源。交通结构调整重点新能源化和清洁化。末端治理强化 NO_x 与 VOCs 等多污染物的协同治理。

(6) 加强国家乃至国际层面的 CH₄ 等温室气体与大气污染物的协同减排合作。鉴于 CH₄ 协同减排对中国乃至全球 O₃ 污染和气候变化改善的显著效果，注重整体中国层面的能源、交通和工业等部门的 CH₄ 协同减排是有效改善区域 O₃ 污染的重要措施。同时，加强国际合作，为实现 1.5 温升目标和缓解 O₃ 污染需实现半球乃至全球尺度上的 CH₄、NO_x 和 VOCs 等污染排放控制。

参考文献

- Allen, R.J., Horowitz, L.W., Naik, V., Oshima, N., O'Connor, F.M., Turnock, S., Shim, S., Le Sager, P., van Noije, T., Tsigaridis, K., Bauer, S.E., Sentman, L.T., John, J.G., Broderick, C., Deushi, M., Folberth, G.A., Fujimori, S. and Collins, W.J. 2021. Significant climate benefits from near-term climate forcer mitigation in spite of aerosol reductions. *Environ Res Lett* 16(3).
- Atkinson, R. 2000. Atmospheric chemistry of VOCs and NO_x. *Atmos Environ* 34(12-14), 2063-2101.
- Cheng, J., Tong, D., Zhang, Q., Liu, Y., Lei, Y., Yan, G., Yan, L., Yu, S., Cui, R.Y., Clarke, L., Geng, G., Zheng, B., Zhang, X., Davis, S.J. and He, K. 2021. Pathways of China's PM_{2.5} air quality 2015–2060 in the context of carbon neutrality. *National Science Review* 8(12).
- Collins, W.J., Webber, C.P., Cox, P.M., Huntingford, C., Lowe, J., Sitch, S., Chadburn, S.E., Comyn-Platt, E., Harper, A.B., Hayman, G. and Powell, T. 2018. Increased importance of methane reduction for a 1.5 degree target. *Environ Res Lett* 13(5).
- Du, J., Zhang, X.D., Huang, T., Gao, H., Mo, J.Y., Mao, X.X. and Ma, J.M. 2019. Removal of PM_{2.5} and secondary inorganic aerosols in the North China Plain by dry deposition. *Sci Total Environ* 651, 2312-2322.
- Emerson, E.W., Hodshire, A.L., DeBolt, H.M., Bilsback, K.R., Pierce, J.R., McMeeking, G.R. and Farmer, D.K. 2020. Revisiting particle dry deposition and its role in radiative effect estimates. *P Natl Acad Sci USA* 117(42), 26076-26082.
- Fan, Q., Yu, W., Fan, S.J., Wang, X.M., Lan, J., Zou, D.L., Feng, Y.R. and Chan, P.W. 2014. Process analysis of a regional air pollution episode over Pearl River Delta Region, China, using the MM5-CMAQ model. *J Air Waste Manage* 64(4), 406-418.
- Fiore, A.M., West, J.J., Horowitz, L.W., Naik, V. and Schwarzkopf, M.D. 2008. Characterizing the tropospheric ozone response to methane emission controls and the benefits to climate and air quality. *J Geophys Res-Atmos* 113(D8).
- Grell, G.A., Peckham, S.E., Schmitz, R., McKeen, S.A., Frost, G., Skamarock, W.C. and Eder, B. 2005. Fully coupled "online" chemistry within the WRF model. *Atmos Environ* 39(37), 6957-6975.
- Gu, B.J., Zhang, L., Van Dingenen, R., Vieno, M., Van Grinsven, H.J.M., Zhang, X.M., Zhang, S.H., Chen, Y.F., Wang, S.T., Ren, C.C., Rao, S., Holland, M., Winiwarter, W., Chen, D.L., Xu, J.M. and Sutton, M.A. 2021. Abating ammonia is more cost-effective than nitrogen oxides for mitigating PM_{2.5} air

-
- pollution. *Science* 374(6568), 758-+.
- Guo, J., Zhang, X.S., Gao, Y., Wang, Z.W., Zhang, M.G., Xue, W.B., Herrmann, H., Brasseur, G.P., Wang, T. and Wang, Z. 2022. Evolution of Ozone Pollution in China: What Track Will It Follow? *Environ Sci Technol*.
- Han, H., Liu, J.E., Shu, L., Wang, T.J. and Yuan, H.L. 2020. Local and synoptic meteorological influences on daily variability in summertime surface ozone in eastern China. *Atmos Chem Phys* 20(1), 203-222.
- IPCC. 2021 *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*[Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, In press, doi:10.1017/9781009157896.
- Jackson, R.B., Saunio, M., Bousquet, P., Canadell, J.G., Poulter, B., Stavert, A.R., Bergamaschi, P., Niwa, Y., Segers, A. and Tsuruta, A. 2020. Increasing anthropogenic methane emissions arise equally from agricultural and fossil fuel sources. *Environ Res Lett* 15(7).
- Janjic, Z.I. 1990. The Step-Mountain Coordinate - Physical Package. *Mon Weather Rev* 118(7), 1429-1443.
- Janjic, Z.I. 1994. The Step-Mountain Eta Coordinate Model - Further Developments of the Convection, Viscous Sublayer, and Turbulence Closure Schemes. *Mon Weather Rev* 122(5), 927-945.
- Jin, X.M. and Holloway, T. 2015. Spatial and temporal variability of ozone sensitivity over China observed from the Ozone Monitoring Instrument. *J Geophys Res-Atmos* 120(14), 7229-7246.
- Jones, S.L., Adamsselin, R., Hunt, E.D., Creighton, G.A. and Cetola, J.D. 2012 Update on modifications to WRF-CHEM GOCART for fine-scale dust forecasting at AFWA.
- Kirschke, S., Bousquet, P., Ciais, P., Saunio, M., Canadell, J.G., Dlugokencky, E.J., Bergamaschi, P., Bergmann, D., Blake, D.R., Bruhwiler, L., Cameron-Smith, P., Castaldi, S., Chevallier, F., Feng, L., Fraser, A., Heimann, M., Hodson, E.L., Houweling, S., Josse, B., Fraser, P.J., Krummel, P.B., Lamarque, J.F., Langenfelds, R.L., Le Quere, C., Naik, V., O'Doherty, S., Palmer, P.I., Pison, I., Plummer, D., Poulter, B., Prinn, R.G., Rigby, M., Ringeval, B., Santini, M., Schmidt, M., Shindell, D.T., Simpson, I.J., Spahni, R., Steele, L.P., Strode, S.A., Sudo, K., Szopa, S., van der Werf, G.R., Voulgarakis, A., van Weele, M., Weiss, R.F., Williams, J.E. and Zeng, G. 2013. Three decades of global methane sources and sinks. *Nat Geosci* 6(10), 813-823.

-
- Lan, X., K.W., Dlugokencky, T.a. and Dlugokencky, E.J. 2022. Trends in globally-averaged CH₄, N₂O, and SF₆ determined from NOAA Global Monitoring Laboratory measurements. Version 2023-01, <https://doi.org/10.15138/P8XG-AA10>.
- Li, K., Jacob, D.J., Liao, H., Shen, L., Zhang, Q. and Bates, K.H. 2019a. Anthropogenic drivers of 2013-2017 trends in summer surface ozone in China. *P Natl Acad Sci USA* 116(2), 422-427.
- Li, K., Jacob, D.J., Liao, H., Zhu, J., Shah, V., Shen, L., Bates, K.H., Zhang, Q. and Zhai, S.X. 2019b. A two-pollutant strategy for improving ozone and particulate air quality in China. *Nat Geosci* 12(11), 906-+.
- Li, K., Jacob, D.J., Shen, L., Lu, X., De Smedt, I. and Liao, H. 2020. Increases in surface ozone pollution in China from 2013 to 2019: anthropogenic and meteorological influences. *Atmos Chem Phys* 20(19), 11423-11433.
- Li, M., Zhang, Q., Kurokawa, J., Woo, J.H., He, K.B., Lu, Z.F., Ohara, T., Song, Y., Streets, D.G., Carmichael, G.R., Cheng, Y.F., Hong, C.P., Huo, H., Jiang, X.J., Kang, S.C., Liu, F., Su, H. and Zheng, B. 2017. MIX: a mosaic Asian anthropogenic emission inventory under the international collaboration framework of the MICS-Asia and HTAP. *Atmos Chem Phys* 17(2), 935-963.
- Li, M.Y., Yang, Y., Wang, P.Y., Ji, D.S. and Liao, H. 2022. Impacts of strong El Nino on summertime near-surface ozone over China. *Atmos Ocean Sci Lett* 15(4).
- Li, R.Y., Xu, M.Q., Li, M.C., Chen, Z.Y., Zhao, N., Gao, B.B. and Yao, Q. 2021. Identifying the spatiotemporal variations in ozone formation regimes across China from 2005 to 2019 based on polynomial simulation and causality analysis. *Atmos Chem Phys* 21(20), 15631-15646.
- Li, S., Wang, T.J., Huang, X., Pu, X., Li, M.M., Chen, P.L., Yang, X.Q. and Wang, M.H. 2018. Impact of East Asian Summer Monsoon on Surface Ozone Pattern in China. *J Geophys Res-Atmos* 123(2), 1401-1411.
- Li, Y., Lau, A.K.H., Fung, J.C.H., Zheng, J.Y. and Liu, S.C. 2013. Importance of NO_x control for peak ozone reduction in the Pearl River Delta region. *J Geophys Res-Atmos* 118(16), 9428-9443.
- Liu, Z., Doherty, R.M., Wild, O., O'Connor, F.M. and Turnock, S.T. 2022. Tropospheric ozone changes and ozone sensitivity from the present day to the future under shared socio-economic pathways. *Atmos. Chem. Phys.* 22(2), 1209-1227.
- Liu, Z.Z., Doherty, R.M., Wild, O., Hollaway, M. and O'Connor, F.M. 2021. Contrasting chemical environments in summertime for atmospheric ozone across major Chinese industrial regions: the effectiveness of emission control strategies. *Atmos Chem Phys* 21(13), 10689-10706.

-
- Lou, S.J., Liao, H. and Zhu, B. 2014. Impacts of aerosols on surface-layer ozone concentrations in China through heterogeneous reactions and changes in photolysis rates. *Atmos Environ* 85, 123-138.
- Lu, X., Zhang, L., Chen, Y.F., Zhou, M., Zheng, B., Li, K., Liu, Y.M., Lin, J.T., Fu, T.M. and Zhang, Q. 2019. Exploring 2016-2017 surface ozone pollution over China: source contributions and meteorological influences. *Atmos Chem Phys* 19(12), 8339-8361.
- McNorton, J., Chipperfield, M.P., Gloor, M., Wilson, C., Feng, W.H., Hayman, G.D., Rigby, M., Krummel, P.B., O'Doherty, S., Prinn, R.G., Weiss, R.F., Young, D., Dlugokencky, E. and Montzka, S.A. 2016. Role of OH variability in the stalling of the global atmospheric CH₄ growth rate from 1999 to 2006. *Atmos Chem Phys* 16(12), 7943-7956.
- Miao, R.Q., Chen, Q., Shrivastava, M., Chen, Y.F., Zhang, L., Hu, J.L., Zheng, Y. and Liao, K.R. 2021. Process-based and observation-constrained SOA simulations in China: the role of semivolatile and intermediate-volatility organic compounds and OH levels. *Atmos Chem Phys* 21(21), 16183-16201.
- Miller, S.M., Michalak, A.M., Detmers, R.G., Hasekamp, O.P., Bruhwiler, L.M.P. and Schwietzke, S. 2019. China's coal mine methane regulations have not curbed growing emissions. *Nat Commun* 10.
- Morgenstern, O., Zeng, G., Abraham, N.L., Telford, P.J., Braesicke, P., Pyle, J.A., Hardiman, S.C., O'Connor, F.M. and Johnson, C.E. 2013. Impacts of climate change, ozone recovery, and increasing methane on surface ozone and the tropospheric oxidizing capacity. *J Geophys Res-Atmos* 118(2), 1028-1041.
- Murray, L.T., Fiore, A.M., Shindell, D.T., Naik, V. and Horowitz, L.W. 2021. Large uncertainties in global hydroxyl projections tied to fate of reactive nitrogen and carbon. *P Natl Acad Sci USA* 118(43).
- Nault, B.A., Jo, D.S., McDonald, B.C., Campuzano-Jost, P., Day, D.A., Hu, W.W., Schroder, J.C., Allan, J., Blake, D.R., Canagaratna, M.R., Coe, H., Coggon, M.M., DeCarlo, P.F., Diskin, G.S., Dunmore, R., Flocke, F., Fried, A., Gilman, J.B., Gkatzelis, G., Hamilton, J.F., Hanisco, T.F., Hayes, P.L., Henze, D.K., Hodzic, A., Hopkins, J., Hu, M., Huey, L.G., Jobson, B.T., Kuster, W.C., Lewis, A., Li, M., Liao, J., Nawaz, M.O., Pollack, I.B., Peischl, J., Rappengluck, B., Reeves, C.E., Richter, D., Roberts, J.M., Ryerson, T.B., Shao, M., Sommers, J.M., Walega, J., Warneke, C., Weibring, P., Wolfe, G.M., Young, D.E., Yuan, B., Zhang, Q., de Gouw, J.A. and Jimenez, J.L. 2021. Secondary organic aerosols from anthropogenic volatile organic compounds contribute substantially to air pollution mortality. *Atmos Chem Phys* 21(14), 11201-11224.
- Nisbet, E.G., Manning, M.R., Dlugokencky, E.J., Fisher, R.E., Lowry, D., Michel, S.E., Myhre, C.L., Platt, M., Allen, G., Bousquet, P., Brownlow, R., Cain, M., France,

-
- J.L., Hermansen, O., Hossaini, R., Jones, A.E., Levin, I., Manning, A.C., Myhre, G., Pyle, J.A., Vaughn, B.H., Warwick, N.J. and White, J.W.C. 2019. Very Strong. Atmospheric Methane Growth in the 4 Years 2014-2017: Implications for the Paris Agreement. *Global Biogeochem Cy* 33(3), 318-342.
- Oman, L.D., Ziemke, J.R., Douglass, A.R., Waugh, D.W., Lang, C., Rodriguez, J.M. and Nielsen, J.E. 2011. The response of tropical tropospheric ozone to ENSO. *Geophys Res Lett* 38.
- Pai, S.J., Heald, C.L., Pierce, J.R., Farina, S.C., Marais, E.A., Jimenez, J.L., Campuzano-Jost, P., Nault, B.A., Middlebrook, A.M., Coe, H., Shilling, J.E., Bahreini, R., Dingle, J.H. and Vu, K. 2020. An evaluation of global organic aerosol schemes using airborne observations. *Atmos Chem Phys* 20(5), 2637-2665.
- Peng, S.S., Piao, S.L., Bousquet, P., Ciais, P., Li, B.G., Lin, X., Tao, S., Wang, Z.P., Zhang, Y.A. and Zhou, F. 2016. Inventory of anthropogenic methane emissions in mainland China from 1980 to 2010. *Atmos Chem Phys* 16(22), 14545-14562.
- Rigby, M., Montzka, S.A., Prinn, R.G., White, J.W.C., Young, D., O'Doherty, S., Lunt, M.F., Ganesan, A.L., Manning, A.J., Simmonds, P.G., Salameh, P.K., Harth, C.M., Muhle, J., Weiss, R.F., Fraser, P.J., Steele, L.P., Krummel, P.B., McCulloch, A. and Park, S. 2017. Role of atmospheric oxidation in recent methane growth. *P Natl Acad Sci USA* 114(21), 5373-5377.
- Ryu, Y.H. and Min, S.K. 2022. Improving Wet and Dry Deposition of Aerosols in WRF-Chem: Updates to Below-Cloud Scavenging and Coarse-Particle Dry Deposition. *J Adv Model Earth Sy* 14(4).
- Saunio, M., Stavert, A.R., Poulter, B., Bousquet, P., Canadell, J.G., Jackson, R.B., Raymond, P.A., Dlugokencky, E.J., Houweling, S., Patra, P.K., Ciais, P., Arora, V.K., Bastviken, D., Bergamaschi, P., Blake, D.R., Brailsford, G., Bruhwiler, L., Carlson, K.M., Carrol, M., Castaldi, S., Chandra, N., Crevoisier, C., Crill, P.M., Covey, K., Curry, C.L., Etiope, G., Frankenberg, C., Gedney, N., Hegglin, M.I., Hoglund-Isaksson, L., Hugelius, G., Ishizawa, M., Ito, A., Janssens-Maenhout, G., Jensen, K.M., Joos, F., Kleinen, T., Krummel, P.B., Langenfelds, R.L., Laruelle, G.G., Liu, L.C., Machida, T., Maksyutov, S., McDonald, K.C., McNorton, J., Miller, P.A., Melton, J.R., Morino, I., Muller, J., Murguia-Flores, F., Naik, V., Niwa, Y., Noce, S., Doherty, S.O., Parker, R.J., Peng, C.H., Peng, S.S., Peters, G.P., Prigent, C., Prinn, R., Ramonet, M., Regnier, P., Riley, W.J., Rosentreter, J.A., Segers, A., Simpson, I.J., Shi, H., Smith, S.J., Steele, L.P., Thornton, B.F., Tian, H.Q., Tohjima, Y., Tubiello, F.N., Tsuruta, A., Viovy, N., Voulgarakis, A., Weber, T.S., van Weele, M., van der Werf, G.R., Weiss, R.F., Worthy, D., Wunch, D., Yin, Y., Yoshida, Y., Zhang, W.X., Zhang, Z., Zhao, Y.H., Zheng, B., Zhu, Q., Zhu, Q.A. and Zhuang, Q.L. 2020. The Global Methane

Budget 2000-2017. *Earth Syst Sci Data* 12(3), 1561-1623.

- Shan, Y., Zheng, H., Guan, D., Li, C., Mi, Z., Meng, J., Schroeder, H., Ma, J. and Ma, Z. 2017. Energy consumption and CO₂ emissions in Tibet and its cities in 2014. *Earth's Future* 5(8), 854-864.
- Sheng, J.X., Tunnicliffe, R., Ganesan, A.L., Maasackers, J.D., Shen, L., Prinn, R.G., Song, S.J., Zhang, Y.Z., Scarpelli, T., Bloom, A.A., Rigby, M., Manning, A.J., Parker, R.J., Boesch, H., Lan, X., Zhang, B., Zhuang, M.H. and Lu, X. 2021. Sustained methane emissions from China after 2012 despite declining coal production and rice-cultivated area. *Environ Res Lett* 16(10).
- Shindell, D., Kuylenstierna, J.C.I., Vignati, E., van Dingenen, R., Amann, M., Klimont, Z., Anenberg, S.C., Muller, N., Janssens-Maenhout, G., Raes, F., Schwartz, J., Faluvegi, G., Pozzoli, L., Kupiainen, K., Hoglund-Isaksson, L., Emberson, L., Streets, D., Ramanathan, V., Hicks, K., Oanh, N.T.K., Milly, G., Williams, M., Demkine, V. and Fowler, D. 2012. Simultaneously Mitigating Near-Term Climate Change and Improving Human Health and Food Security. *Science* 335(6065), 183-189.
- Song, C.B., Wu, L., Xie, Y.C., He, J.J., Chen, X., Wang, T., Lin, Y.C., Jin, T.S., Wang, A.X., Liu, Y., Dai, Q.L., Liu, B.S., Wang, Y.N. and Mao, H.J. 2017. Air pollution in China: Status and spatiotemporal variations. *Environ Pollut* 227, 334-347.
- Stohl, A., Aamaas, B., Amann, M., Baker, L.H., Bellouin, N., Berntsen, T.K., Boucher, O., Cherian, R., Collins, W., Daskalakis, N., Dusinska, M., Eckhardt, S., Fuglestvedt, J.S., Harju, M., Heyes, C., Hodnebrog, O., Hao, J., Im, U., Kanakidou, M., Klimont, Z., Kupiainen, K., Law, K.S., Lund, M.T., Maas, R., MacIntosh, C.R., Myhre, G., Myriokefalitakis, S., Olivie, D., Quaas, J., Quennehen, B., Raut, J.C., Rumbold, S.T., Samset, B.H., Schulz, M., Seland, O., Shine, K.P., Skeie, R.B., Wang, S., Yttri, K.E. and Zhu, T. 2015. Evaluating the climate and air quality impacts of short-lived pollutants. *Atmos Chem Phys* 15(18), 10529-10566.
- Tang, W.F., Emmons, L.K., Arellano, A.F., Gaubert, B., Knote, C., Tilmes, S., Buchholz, R.R., Pfister, G.G., Diskin, G.S., Blake, D.R., Blake, N.J., Meinardi, S., DiGangi, J.P., Choi, Y., Woo, J.H., He, C.L., Schroeder, J.R., Suh, I., Lee, H.J., Jo, H.Y., Kanaya, Y., Jung, J., Lee, Y. and Kim, D. 2019. Source Contributions to Carbon Monoxide Concentrations During KORUS-AQ Based on CAM-chem Model Applications. *J Geophys Res-Atmos* 124(5), 2796-2822.
- Turnock, S.T., Allen, R.J., Andrews, M., Bauer, S.E., Deushi, M., Emmons, L., Good, P., Horowitz, L., John, J.G., Michou, M., Nabat, P., Naik, V., Neubauer, D., O'Connor, F.M., Olivie, D., Oshima, N., Schulz, M., Sellar, A., Shim, S., Takemura, T., Tilmes, S., Tsigaridis, K., Wu, T.W. and Zhang, J. 2020. Historical and future changes in air pollutants from CMIP6 models. *Atmos*

-
- Chem Phys 20(23), 14547-14579.
- Unger, N., Zheng, Y.Q., Yue, X. and Harper, K.L. 2020. Mitigation of ozone damage to the world's land ecosystems by source sector. *Nat Clim Change* 10(2), 134-+.
- Wang, N., Lyu, X.P., Deng, X.J., Huang, X., Jiang, F. and Ding, A.J. 2019. Aggravating O₃ pollution due to NO_x emission control in eastern China. *Sci Total Environ* 677, 732-744.
- Wang, X., Zhang, L. and Moran, M.D. 2014. Development of a new semi-empirical parameterization for below-cloud scavenging of size-resolved aerosol particles by both rain and snow. *Geosci Model Dev* 7(3), 799-819.
- Wang, Y.H. and Jacob, D.J. 1998. Anthropogenic forcing on tropospheric ozone and OH since preindustrial times. *J Geophys Res-Atmos* 103(D23), 31123-31135.
- Wang, Y.X., Shen, L.L., Wu, S.L., Mickley, L., He, J.W. and Hao, J.M. 2013. Sensitivity of surface ozone over China to 2000-2050 global changes of climate and emissions. *Atmos Environ* 75, 374-382.
- West, J.J., Fiore, A.M., Horowitz, L.W. and Mauzerall, D.L. 2006. Global health benefits of mitigating ozone pollution with methane emission controls. *P Natl Acad Sci USA* 103(11), 3988-3993.
- West, J.J., Fiore, A.M., Naik, V., Horowitz, L.W., Schwarzkopf, M.D. and Mauzerall, D.L. 2007. Ozone air quality and radiative forcing consequences of changes in ozone precursor emissions. *Geophys Res Lett* 34(6).
- West, J.J., Naik, V., Horowitz, L.W. and Fiore, A.M. 2009. Effect of regional precursor emission controls on long-range ozone transport - Part 1: Short-term changes in ozone air quality. *Atmos Chem Phys* 9(16), 6077-6093.
- Westervelt, D.M., Ma, C.T., He, M.Z., Fiore, A.M., Kinney, P.L., Kioumourtzoglou, M.A., Wang, S., Xing, J., Ding, D. and Correa, G. 2019. Mid-21st century ozone air quality and health burden in China under emissions scenarios and climate change. *Environ Res Lett* 14(7).
- Xing, J., Ding, D., Wang, S.X., Zhao, B., Jang, C., Wu, W.J., Zhang, F.F., Zhu, Y. and Hao, J.M. 2018. Quantification of the enhanced effectiveness of NO_x control from simultaneous reductions of VOC and NH₃ for reducing air pollution in the Beijing-Tianjin-Hebei region, China. *Atmos Chem Phys* 18(11), 7799-7814.
- Xu, L., Yu, J.Y., Schnell, J.L. and Prather, M.J. 2017. The seasonality and geographic dependence of ENSO impacts on US surface ozone variability. *Geophys Res Lett* 44(7), 3420-3428.
- Xue, L.K., Wang, T., Gao, J., Ding, A.J., Zhou, X.H., Blake, D.R., Wang, X.F., Saunders,

-
- S.M., Fan, S.J., Zuo, H.C., Zhang, Q.Z. and Wang, W.X. 2014. Ground-level ozone in four Chinese cities: precursors, regional transport and heterogeneous processes. *Atmos Chem Phys* 14(23), 13175-13188.
- Yang, L.F., Luo, H.H., Yuan, Z.B., Zheng, J.Y., Huang, Z.J., Li, C., Lin, X.H., Louie, P.K.K., Chen, D.H. and Bian, Y.H. 2019. Quantitative impacts of meteorology and precursor emission changes on the long-term trend of ambient ozone over the Pearl River Delta, China, and implications for ozone control strategy. *Atmos Chem Phys* 19(20), 12901-12916.
- Yang, Y., Li, M.Y., Wang, H.L., Li, H.M., Wang, P.Y., Li, K., Gao, M. and Liao, H. 2022. ENSO modulation of summertime tropospheric ozone over China. *Environ Res Lett* 17(3).
- Zanis, P., Akritidis, D., Turnock, S., Naik, V., Szopa, S., Georgoulias, A.K., Bauer, S.E., Deushi, M., Horowitz, L.W., Keeble, J., Le Sager, P., O'Connor, F.M., Oshima, N., Tsigaridis, K. and van Noije, T. 2022. Climate change penalty and benefit on surface ozone: a global perspective based on CMIP6 earth system models. *Environ Res Lett* 17(2).
- Zeng, G., Morgenstern, O., Williams, J.H.T., O'Connor, F.M., Griffiths, P.T., Keeble, J., Deushi, M., Horowitz, L.W., Naik, V., Emmons, L.K., Abraham, N.L., Archibald, A.T., Bauer, S.E., Hassler, B., Michou, M., Mills, M.J., Murray, L.T., Oshima, N., Sentman, L.T., Tilmes, S., Tsigaridis, K. and Young, P.J. 2022. Attribution of Stratospheric and Tropospheric Ozone Changes Between 1850 and 2014 in CMIP6 Models. *J Geophys Res-Atmos* 127(16).
- Zhang, J.F., Wei, Y.J. and Fang, Z.F. 2019. Ozone Pollution: A Major Health Hazard Worldwide. *Front Immunol* 10.
- Zhang, L., Chen, Y.F., Zhao, Y.H., Henze, D.K., Zhu, L.Y., Song, Y., Paulot, F., Liu, X.J., Pan, Y.P., Lin, Y. and Huang, B.X. 2018. Agricultural ammonia emissions in China: reconciling bottom-up and top-down estimates. *Atmos Chem Phys* 18(1), 339-355.
- Zhang, Y.Q., Cooper, O.R., Gaudel, A., Thompson, A.M., Nedelec, P., Ogino, S.Y. and West, J.J. 2016. Tropospheric ozone change from 1980 to 2010 dominated by equatorward redistribution of emissions. *Nat Geosci* 9(12), 875-+.
- Zhang, Y.Q., West, J.J., Emmons, L.K., Flemming, J., Jonson, J.E., Lund, M.T., Sekiya, T., Sudo, K., Gaudel, A., Chang, K.L., Nedelec, P. and Thouret, V. 2021. Contributions of World Regions to the Global Tropospheric Ozone Burden Change From 1980 to 2010. *Geophys Res Lett* 48(1).
- Zheng, J., Mi, Z., Coffman, D.M., Shan, Y., Guan, D. and Wang, S. 2019. The Slowdown in China's Carbon Emissions Growth in the New Phase of Economic Development. *One Earth* 1(2), 240-253.

Zhu, J., Chen, L., Liao, H. and Dang, R.J. 2019. Correlations between PM2.5 and Ozone over China and Associated Underlying Reasons. Atmosphere-Basel 10(7).

谭海月 (2022) 中国大气甲烷浓度的变化趋势及畜牧业减排潜力, 北京大学.

免责声明

- 若无特别声明，报告中陈述的观点仅代表作者个人意见，不代表能源基金会的观点。能源基金会不保证本报告中信息及数据的准确性，不对任何人使用本报告引起的后果承担责任。
- 凡提及某些公司、产品及服务时，并不意味着它们已为能源基金会所认可或推荐，或优于未提及的其他类似公司、产品及服务。

Disclaimer

- Unless otherwise specified, the views expressed in this report are those of the authors and do not necessarily represent the views of Energy Foundation China. Energy Foundation China does not guarantee the accuracy of the information and data included in this report and will not be responsible for any liabilities resulting from or related to using this report by any third party.
- The mention of specific companies, products and services does not imply that they are endorsed or recommended by Energy Foundation China in preference to others of a similar nature that are not mentioned.