



北京大學



**粵港澳大湾区气候协同的空气质量
改善战略研究报告**

**Air Quality Improvement
Strategies for Climate Synergy in
the Guangdong-Hong Kong-
Macao Greater Bay Area**

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 粤港澳大湾区污染物浓度水平与减排空间分析	1
1.1 研究背景	1
1.2 方法与数据	2
1.2.1 数据来源	2
1.2.2 背景浓度计算方法	2
1.3 污染物历史减排效果分析	3
1.3.1 CO 减排效果分析	3
1.3.2 NO ₂ 减排效果分析	4
1.3.3 PM _{2.5} 浓度削减效果分析	5
1.3.4 O ₃ 浓度削减效果分析	5
1.4 粤港澳大湾区未来一次污染物减排空间预测	6
1.5 粤港澳大湾区臭氧背景浓度分析	7
第二章 粤港澳大湾区 CO ₂ 及污染物排放分析	12
2.1 大湾区一次污染物排放总量变化趋势	12
2.2 大湾区大气污染物和温室气体减排源贡献结构分析	17
2.3 大湾区大气污染物和温室气体减排协同效应分析	21
2.3.1 SO ₂ 和 CO ₂ 减排协同效应分析	21
2.3.2 NO _x 和 CO ₂ 减排协同效应分析	22
2.3.3 PM ₁₀ 和 CO ₂ 减排协同效应分析	23
2.3.4 PM _{2.5} 和 CO ₂ 减排协同效应分析	24
2.3.5 VOCs 和 CO ₂ 减排协同效应分析	25
2.3.6 CO 和 CO ₂ 减排协同效应分析	25
第三章 粤港澳大湾区未来温度目标减排情景构建	27
3.1 引言	27
3.2 方法与数据	28
3.2.1 能源经济模型：IMED CGE	28
3.2.2 碳减排驱动因素分解：LDMI 与 SPA 分解	29
3.2.3 空气污染物减排边际效应分析：回归模型	31
3.2.4 情景设置与数据	32
3.3 未来温度目标减排情景模拟	34
3.3.1 能源消费和碳排放趋势	34
3.3.2 产业结构变化与经济影响	35
3.3.3 碳减排关键驱动因素分解	37

3.3.4 气候政策对于大气污染物的影响	39
3.3.5 讨论与政策建议	44
第四章 粤港澳大湾区未来多情景下排放及 O ₃ 浓度路径分析	46
4.1 未来多种情景下大湾区排放及 O ₃ 浓度变化路径	46
4.2 空气质量模型对大湾区 O ₃ 浓度模拟的改善与实验设置	47
4.3 未来情景下大湾区分部门排放变化	52
4.4 未来情景下大湾区臭氧及颗粒物浓度变化路径	55
4.4.1 O ₃ 浓度变化路径	55
4.4.2 PM _{2.5} 浓度变化路径	57
4.4.3 空气质量模拟路径不确定性分析	59
4.5 未来情景下大湾区臭氧对前体物的敏感性变化	60
第五章 粤港澳大湾区未来大气氧化性与温室气体变化分析	64
5.1 研究方法	64
5.2 排放控制与大气氧化性	64
5.3 减排路径与 EKMA 分析	66
5.4 减排路径与温室气体寿命分析	67
第六章 结论	69
参考文献	71

第一章 粤港澳大湾区污染物浓度水平与减排空间分析

1.1 研究背景

粤港澳大湾区（Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area, GBA）是指中国广东省中南部城市群（广州市、深圳市、珠海市、佛山市、惠州市、东莞市、中山市、江门市、肇庆市）、香港特别行政区和澳门特别行政区构成的一个经济地理区域，总面积 5.6 万平方公里，2020 年末总人口约 7000 万人，经济总量约 11 万亿元，是我国开放程度最高、经济活力最强的区域之一。建设粤港澳大湾区是中国政府的一项国家战略，也是推动“一国两制”事业发展的新实践，旨在通过加强合作和整合，提高该地区的全球竞争力。

过去，该地区的空气质量普遍不佳，主要原因是工业化和城市化的迅速发展，以及缺乏有效的环保措施。近年来，随着一系列污染防控措施的推行，大湾区空气质量有明显改善。2013 年以来，该地区细颗粒物（PM_{2.5}）浓度得到快速削减，氮氧化物（NO_x）浓度缓慢下降，一次污染物总量控制成效显著。2021 年香港、澳门、广东九市的 PM_{2.5} 平均浓度已分别降至 20 μg/m³、23 μg/m³、32 μg/m³，但距离世界卫生组织规定的年均 PM_{2.5} 空气质量指导值（5 μg/m³）仍有较大差距，这表明粤港澳地区 PM_{2.5} 污染问题依然不容乐观。同时，长期的观测结果发现该地区城市臭氧污染呈波动上升态势，意味着二次污染问题日益突出。粤港澳地区的大气污染治理从一次污染物总量控制逐渐趋向于以空气质量为导向的多污染物协同治理，二次污染物防控才开始逐渐得到重视。

与此同时，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。一方面，气候变化驱动未来气象要素变化，改变大气光化学反应速率、天然源排放速率、空气污染长距离输送特征；另一方面，大气污染物也可以对气候气象产生一定程度的影响，例如气溶胶的辐射效应可以改变大气辐射收支，甲烷、臭氧等温室气体能吸收长波辐射，导致对流层增温效应。因此，未来落实气候变化与空气污染的协同治理，必须谨慎设

计多污染物跨介质、多尺度跨区域、多学科跨行业、多目标协调统筹的精细化调控策略。

尽管现在粤港澳大湾区的空气质量有了一定的改善，但仍存在诸多挑战。展望未来，为了持续改善粤港澳大湾区的空气质量，各级政府和社会各界需要继续加紧努力，通过各种环保政策和措施的实施来减少污染排放，从而更好地推动大湾区经济-能源-环境高质量协同发展。因此，在“十四五”规划初期，编写一份高质量的《粤港澳大湾区气候协同的空气质量改善战略研究报告》显得尤为重要和迫切。本报告旨在通过对大湾区气候和空气质量的研究，提出一套有效的气候协同的空气质量改善战略。

本章重点关注粤港澳大湾区臭氧（O₃）、PM_{2.5}和一氧化碳（CO）的现有浓度水平、历史管控效果和未来削减空间，为粤港澳大湾区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。

1.2 方法与数据

1.2.1 数据来源

广州、深圳、珠海、佛山、东莞、中山、江门、惠州、肇庆等广东省 20 市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、CO、NO₂、SO₂。香港特别行政区的监测数据来自香港环保署（https://www.epd.gov.hk/epd/tc_chi/top.html），监测物种包括 O₃、CO、NO₂、NO_x、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 2015~2021 年，时间分辨率为 1 小时。

1.2.2 背景浓度计算方法

本章着重分析 CO 和 O₃ 的城市及区域背景浓度，使用的方法为 NO₂ 箱线图法，即以 NO₂ 浓度为横坐标，CO、O₃ 或 NO₂+O₃ 浓度为纵坐标作箱线图，当 NO₂ 浓度接近于 0 时，对应的 O₃ 浓度或 NO₂+O₃ 浓度即可认为是当地 O₃ 背景值；同样地，对应的 CO 浓度即可认为是当地的 CO 背景值。

臭氧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 时对应的臭氧浓度。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 1-1)，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)。由于 NO₂、O₃ 在日间和夜间的化学行为存在较大差异，本章仅采用每日 6: 00~18: 00 的监测值进行分析。

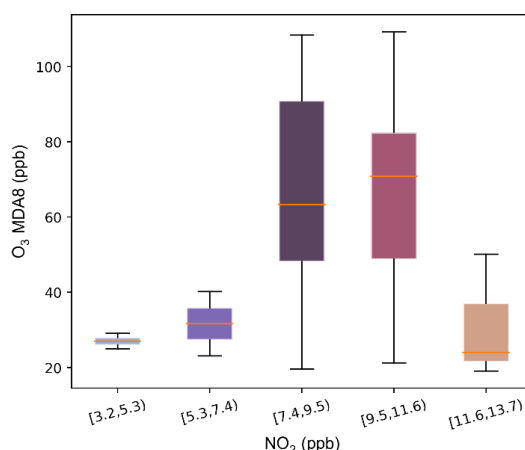


图 1-1 广州市监测中心 NO₂- O₃ MDA8 箱线图 (2022)

1.3 污染物历史减排效果分析

1.3.1 CO 减排效果分析

CO 主要来源于化石燃料燃烧，其排放过程包括工业源、电力、热力的生产和供应、道路源及其他非道路源。根据我国《环境空气质量标准》(GB 3095—2012)，CO 小时均值的一级、二级标准均为 10 mg/m³，根据该标准，2021 年粤港澳大湾区共有 2 个站点超标。

如图 1-2（左）所示，2021 年，粤港澳大湾区所有站点测得的平均近地面 CO 浓度为 547 ± 77 ppb，最高年均浓度可达 715 ppb，高值出现在广州市白云区。如图 1-2（右）所示，2015~2021 年间大湾区 CO 减排效果显著，7 年间，粤港澳地区近地面大气 CO 浓度平均下降了 256 ± 110 ppb ($31 \pm 11\%$)，佛山市 CO 浓度平均降幅最大，最高可达 66%。一般而言，近地面 CO 浓度与挥发性有机物(Volatile organic compounds, VOCs)浓度具有良好的线性关系，因此一定程度上近地面 CO 浓度的空间分布能够体现 VOCs 浓度的相对情况。

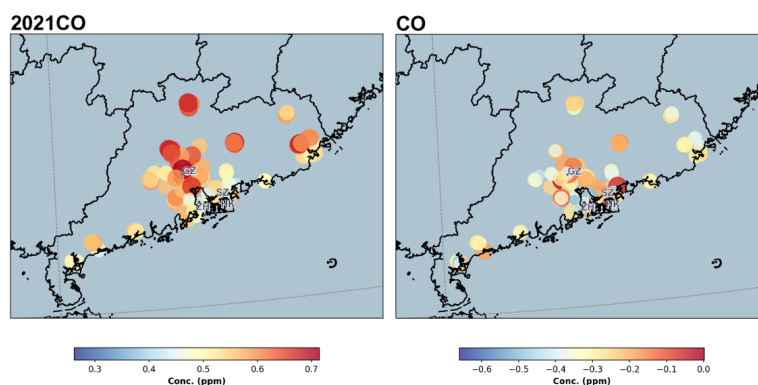


图 1-2 2021 年粤港澳大湾区 CO 年均浓度(左)与 2015~2021 年 CO 浓度削减情况(右)

1.3.2 NO₂ 减排效果分析

近地面大气中 NO_x 主要来源于道路源排放和电力、热力的生产和供应，其中二氧化氮 (NO₂) 则主要源于 NO 的氧化过程。根据我国《环境空气质量标准》(GB 3095—2012)，NO 年均浓度的一级、二级标准均为 40 μg/m³，根据该标准，2021 年粤港澳大湾区所有站点均达到一级标准。

如图 1-3（左）所示，2021 年，粤港澳大湾区近地面大气年均 NO₂ 浓度为 12.6 ± 4.4 ppb，年均最小值为 5.1 ppb，出现于香港塔门，最高值为 23.9 ppb，出现于广州市黄埔区。如图 1-3（右）所示，2015~2021 年间，粤港澳大湾区近地面 NO₂ 浓度削减较缓慢，七年间 NO₂ 浓度平均下降了 2.5 ± 2.8 ppb ($14.1\% \pm 14.0\%$)，佛山市 NO₂ 削减力度最大，最大浓度削减量为 12.6 ppb (47.3%)。

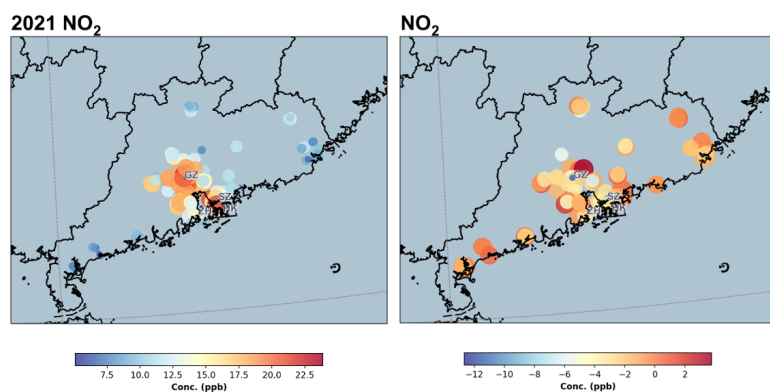


图 1-3 2021 年粤港澳大湾区 NO₂ 年均浓度(左)与 2015~2021 年 NO₂ 浓度削减情况(右)

1.3.3 PM_{2.5} 浓度削减效果分析

我国《环境空气质量标准》(GB 3095—2012)规定, PM_{2.5} 年均一级标准为 15 μg/m³, 二级标准为 35 μg/m³。根据这一标准, 2021 年粤港澳大湾区共有 134 个站点的年均 PM_{2.5} 浓度高于一级标准, 超标率为 6.6%; 所有站点年均 PM_{2.5} 浓度均低于二级标准。

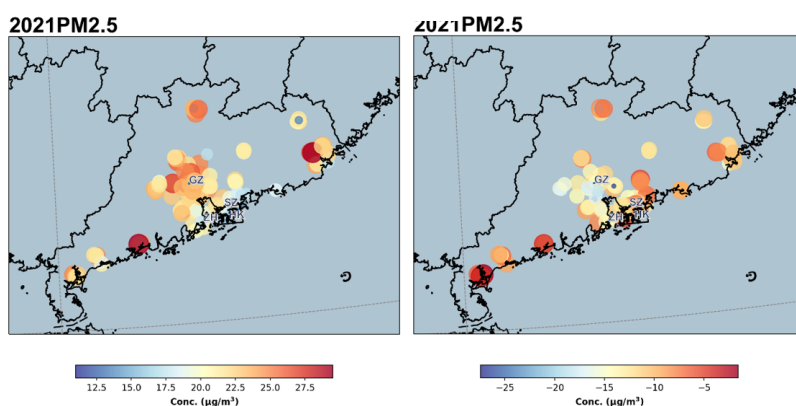


图 1-4 2021 年粤港澳大湾区 PM_{2.5} 年均浓度(左)与 2015~2021 年 PM_{2.5} 浓度削减情况(右)

如图 1-4 所示, 2021 年粤港澳大湾区 PM_{2.5} 年均浓度为 $21.4 \pm 3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, PM_{2.5} 浓度高值主要集中在广州、佛山、揭阳、江门四市, 最高值 ($29.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 出现在揭阳市新兴站点, 最低值则出现在东莞市南城元岭站点 ($11 \mu\text{g}/\text{m}^3$)。2015~2021 年, 粤港澳大湾区 PM_{2.5} 浓度得到迅速削减。相比 2015 年, 2021 年大湾区 PM_{2.5} 浓度平均降低了 $12.0 \pm 4.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 其中广州、东莞、佛山地区 PM_{2.5} 控制力度最大, 其中 PM_{2.5} 年均浓度下降幅度最大的站点是东莞市东城主山, PM_{2.5} 年均浓度下降了 $27.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

1.3.4 O₃ 浓度削减效果分析

O₃ 是 VOCs 和 NO_x 在光照条件下发生一系列光化学反应得到的氧化产物，因此近地面 O₃ 浓度一般表现出显著的日夜变化特征，其浓度通常在下午 14:00~15:00 时出现高值，而夜间浓度则常常低于 20 ppb。因此，小时浓度均值并不能体现臭氧污染的特征，通常采用日最大 8 小时平均浓度(Maximum daily average 8 h concentration, MDA8) 作为评估指标。根据我国《环境空气质量标准》(GB 3095—2012)，O₃ MDA8 浓度一级、二级标准分别为 100 μg/m³ 和 160 μg/m³，2021 年粤港澳大湾区共有 113 个站点 O₃ MDA8 高于一级标准，共有 3 个站点 O₃ MDA8 超过二级标准，分别是广州帽峰山森林公园、广州番禺中学站和香港沙田站。

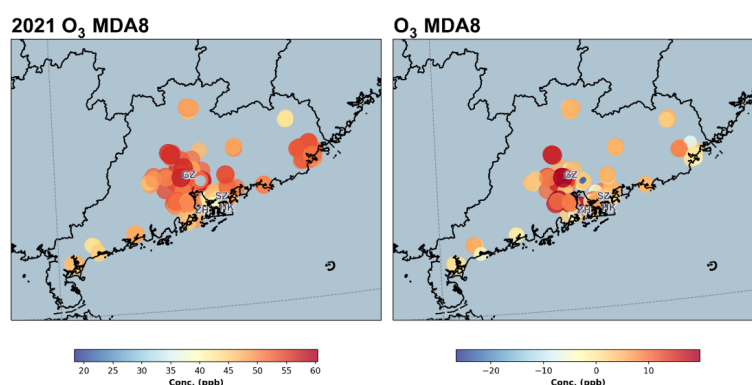


图 1-5 2021 年粤港澳大湾区 O₃ 年均浓度(左)与 2015~2021 年 O₃ 浓度削减情况(右)

如图 1-5 所示，2021 年，粤港澳大湾区 O₃ MDA8 年均值为 48.9 ± 6.3 ppbv，年均最大值出现在广州市番禺区（60.43 ppb），年均最小值出现在深圳市宝安区(18.3 ppb)。如上文所述，2015~2021 年，粤港澳大湾区近地面 CO 浓度得到显著削减，NO₂ 浓度缓慢下降，而 O₃ MDA8 值却波动上升，这可能是由于粤港澳大湾区的 O₃ 生成整体处于 VOCs 控制区（即 NO 滴定区），当 NO_x 和 VOCs 削减速率之比较高时，本应被 NO 滴定的 O₃ 又可能被重新释放出来，使 O₃ 浓度整体上升。与 2015 年相比，2021 年粤港澳大湾区 O₃ MDA8 年均浓度整体上升了 4.0 ± 8.3 ppb。其中，江门市 O₃ MDA8 的上升幅度最大，最高可达 19.7 ppb (北街站)；而深圳市 O₃ 浓度水平则有所下降，最大下降了 26.6 ppb (西乡站)。

1.4 粤港澳大湾区未来一次污染物减排空间预测

根据未来减排情景模拟，在未来 30 年中，若保持现有减排措施，大湾区 NO_x 排放量将由 2019 年的 800 kton 增加到 2050 年的 1600 kton，排放量翻倍；VOCs 排放量则将

由 2019 年的 1000 kton 增加到 2050 年的 1500 kton；CO 排放量将由 2019 年的 3000 kton 增加到 2050 年的 5000 kton（图 1-6）。即若保持现有减排措施，则无法在未来 30 年尺度上达成 NO_x、PM_{2.5} 浓度持续降低的目标。而 PM_{2.5} 则将由 2019 年的 200 kton 翻番到 2050 年的 >500 kton。采用规划减排措施，未来 NO_x、CO、VOCs 排放量将比 2019 年降低约 2/3，PM_{2.5} 排放量则将降低近 1/2。

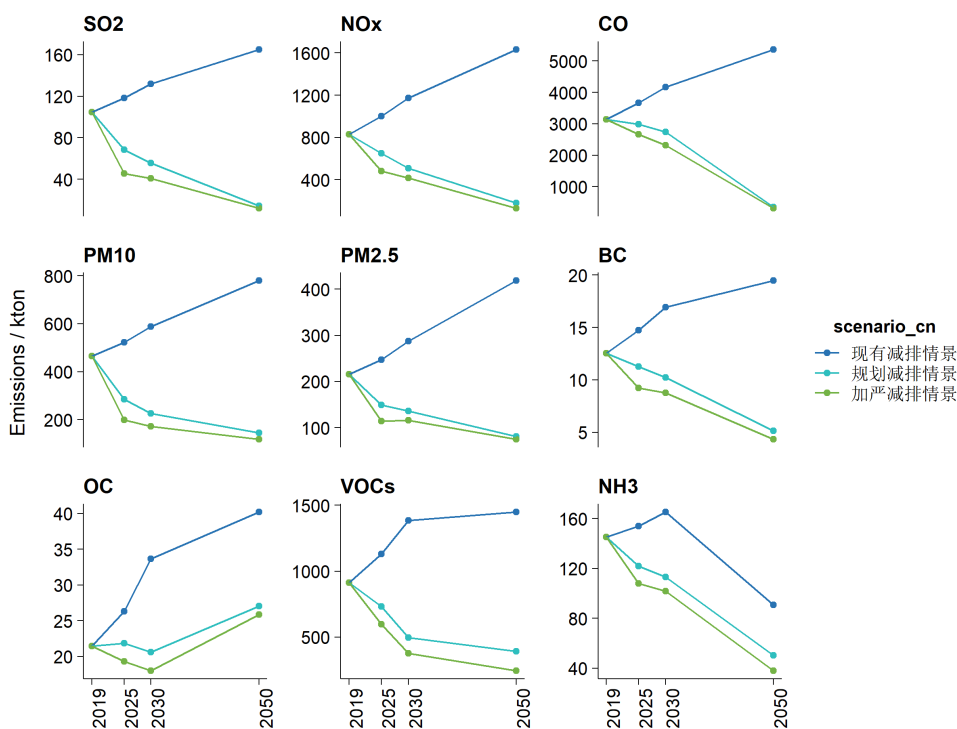


图 1-6 粤港澳大湾区未来一次污染物减排空间预测

1.5 粤港澳大湾区臭氧背景浓度分析

本节利用 NO₂ 截距法计算了粤港澳大湾区 2015~2022 年的 O₃ MDA8 背景值，其浓度分布如图 1-7 所示。可见，粤港澳大湾区 O₃ MDA8 背景值呈现偏态分布，背景值众数分布在 35~40 ppb 之间。

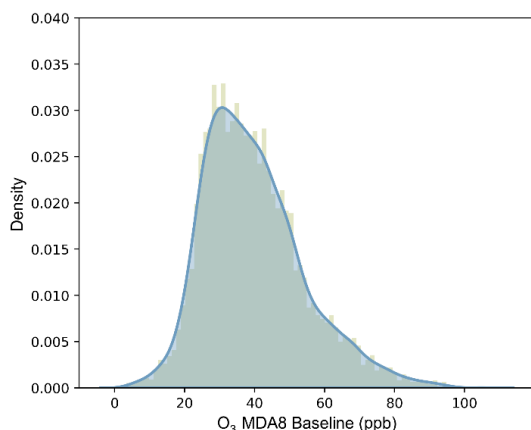


图 1-7 2015~2022 年粤港澳大湾区月平均 O₃ MDA8 背景值的年际变化

如图 1-8 所示，2015~2022 年粤港澳大湾区 O₃ MDA8 背景值的平均月变化表明，一年中 O₃ MDA8 背景浓度的高值出现在 5 月和 9-10 月，其中五月的高值约为 41.9 ± 12.6 ppb，9-10 月的高值约为 47.8 ± 17.3 ppb。粤港澳大湾区的雨季一般在 6~8 月来临，由于雨季光照条件较差，加之雨水的冲淋，使夏季大湾区 O₃ MDA8 背景浓度偏低。晚春与初秋是该地区光照条件最佳、气温相对较高且空气湿度相对较低的时间段，高温干燥的气相条件有利于 O₃ 的生成，因此该 O₃ MDA8 背景浓度的全年高值分别出现在 5 月和 9、10 月。

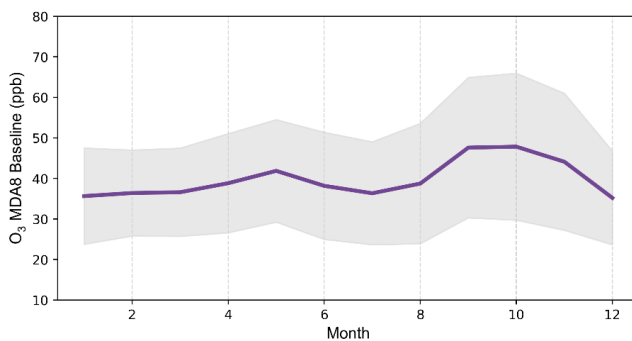


图 1-8 2015~2022 年粤港澳大湾区 O₃ MDA8 背景值的平均月变化

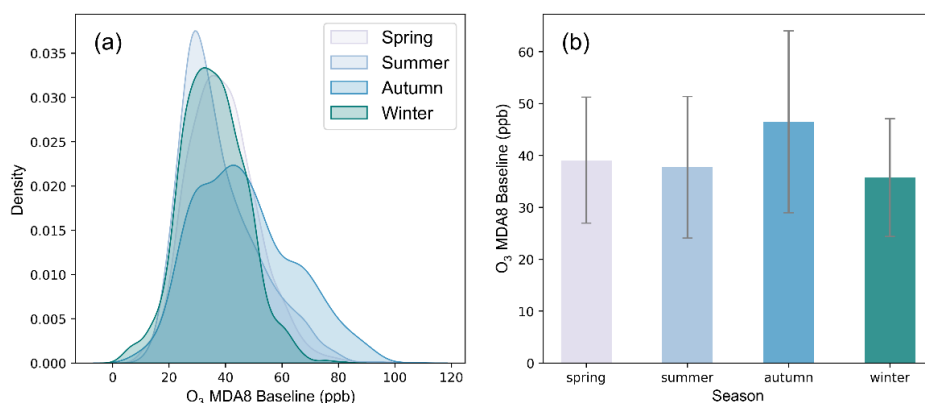


图 1-9 2015~2022 年粤港澳大湾区 O₃ MDA8 背景值的季节变化

如上文所述，粤港澳大湾区的 O₃ MDA8 背景浓度存在显著的季节变化。由图 1-9a 可见，粤港澳大湾区四季 O₃ MDA8 背景浓度均呈现偏态分布，其中春季 O₃ MDA8 背景值众数约为 30 ppb，为全年最低。夏季、秋季、冬季 O₃ MDA8 背景值众数大致相当，但秋季浓度分布较宽，即背景值在高值区的分布较多。如图 1-9b 所示，大湾区 O₃ MDA8 背景浓度高值分别出现在春季和秋季，夏季和冬季的 O₃ MDA8 背景浓度较低。冬季较低的 O₃ 背景主要与低温和较低的光化通量有关；而夏季则主要与雨季较差的光照条件和雨水的冲刷有关。此外，海陆风也可能对该地区的 O₃ MDA8 背景浓度有显著影响(附图 1)。秋冬季节粤港澳大湾区的主导风向为北风，O₃ MDA8 背景浓度的偏高可能与北方的传输有关。而夏季则以南风为主，有利于 O₃ 向其他地区的传输，这也可能是造成夏季背景浓度偏低的原因之一。

图 1-10 是粤港澳大湾区 10 市 O₃ MDA8 背景浓度的年际变化情况。由图可见，2015~2019 年间，各城市 O₃ MDA8 浓度均呈现波动上升态势，2019 年以后则有所回落，但由于监测数据可用年份较少，只能分析短期背景值的波动，无法获知 O₃ MDA8 背景浓度的长期演变规律。其中，广州、佛山、东莞和肇庆的背景值较高，在 35~45 ppb 之间波动，香港、珠海、深圳、惠州和中山的背景值较低，均值在 25~40 ppb 之间。导致这种城市间差异的原因可能是：香港、珠海等沿海城市的 O₃ MDA8 背景值受海陆风影响较大，有利于 O₃ 的扩散；而广州-佛山-东莞-肇庆城市群则属于工业发达、道路密集、人为源排放量较高的区域，易受到周边城市 O₃ 传输的影响，使该地区的 O₃ MDA8 背景浓度整体抬升。

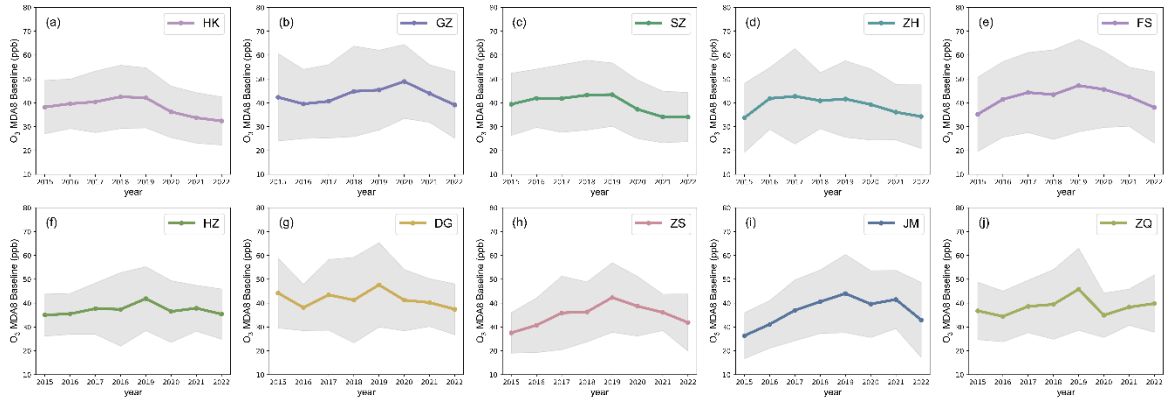


图 1-10 2015~2022 年粤港澳大湾区 O₃ MDA8 背景值的季节变化

此外，利用 NO₂ 截距法分析可得 GBA 地区 2022 年污染季节（秋季）的 O₃ 背景值约为 45 ppb，O₃ 平均 MDA8 为 67 ppb，表明大湾区 O₃ 污染季节整体尚有 22 ppb 的 O₃ 削减空间（表 1-1）。采用相同方法分析，可知深圳、香港、广州、珠海、江门等城市污染季节的 O₃ MDA8 尚有 19~26 ppb 的削减空间。可见，针对不同城市设定不同的臭氧削减目标可能是提高 GBA 地区整体实现 O₃ 污染控制的有效手段。

表 1-1 粤港澳大湾区秋季臭氧背景值与削减空间分析(2022 年)

	大湾区	广州	香港	深圳	珠海	江门
O ₃ MDA8 背景值 (ppb)	45	44	41	41	45	48
2021 O ₃ MDA8 (ppb)	67	65	62	60	67	74
O ₃ 削减空间 (ppb)	22	21	21	19	22	26

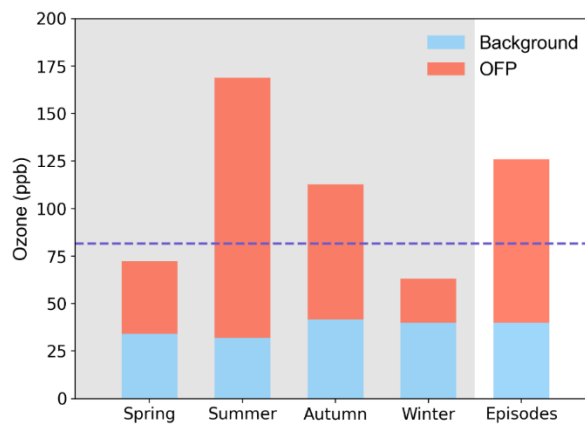
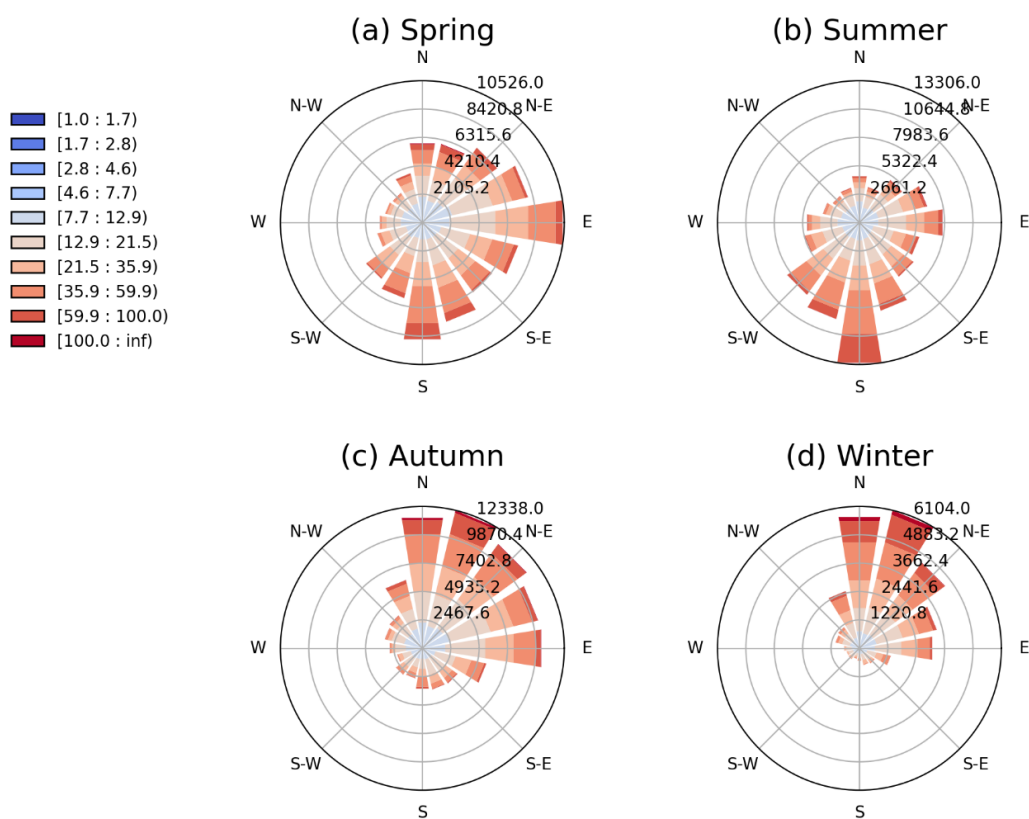


图 1-11 2015~2022 年粤港澳大湾区 O₃ MDA8 背景值的季节变化

除量化大湾区 O₃ MDA8 的削减空间外，本节还对大湾区的 O₃ 生成潜势（Ozone formation potential, OFP）进行了估算。2021 年大湾区四季的 O₃ 小时平均浓度背景值与

OFP 如图 1-11 所示。可见，大湾区 O₃ MDA8 背景值的高值出现在秋季，而 OFP 的高值则出现在夏季和秋季，OFP 与 O₃ 背景值叠加后可见，大湾区夏季和秋季的 O₃ 小时平均浓度均超过了一级标准。从 OFP 估算结果来看，夏季 O₃ 生成潜势最高，这主要是由于天然源与人为源 VOCs 的排放在夏季达到峰值，使 OFP 升高，但由于夏季正处于大湾区的雨季，光照条件较差、雨水冲淋频繁，因此夏季的实际 O₃ 浓度并不高。OFP 并不能代表 O₃ 的实际浓度，但也能为 O₃ 污染控制策略的制定提供重要信息。在光照条件较好、空气湿度较低、气温较高的秋季，使用 OFP 能够比较好地估算 O₃ 小时浓度平均。由该图可见，大湾区 O₃ 污染控制的关键在于秋季 VOCs 和 NO_x 的协同减排。

综上所述，O₃ MDA8 背景值的科学定量是制定区域 O₃ 污染控制策略的基础。本章对全国重点城市群和粤港澳大湾区的 O₃ MDA8 背景值进行了系统分析。由结果可知，O₃ MDA8 背景值具有明显的空间、季节分布特征，并且存在显著的年际波动。本章所定义的 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。由此可见，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。



附图 1 2015~2021 粤港澳大湾区四季风玫瑰图

第二章 粤港澳大湾区 CO₂ 及污染物排放分析

2.1 大湾区一次污染物排放总量变化趋势

随着粤港澳大湾区经济发展、产业结构转变、技术水平提高，以及“大气十条”和“蓝天保卫战”等一系列政策的提出，各类污染物质的排放也随之变化，2006-2020 年粤港澳大湾区 SO₂、NO_x、CO、PM₁₀、PM_{2.5}、BC、OC、VOCs、NH₃ 和 CO₂ 的排放趋势和源结构如下各图所示。

SO₂ 的排放总量呈现阶段下降的趋势，从 2006 年 75.65 万吨下降到 2010 年 60.29 万吨小幅度的上升后逐年下降，其主要排放贡献源为火力发电和道路移动源；2020 年相比 2006 年 SO₂ 的排放总量下降了 89%；并且 2006 年至 2020 年源结构变化明显，2006 年以火力发电为主，随着电厂 SO₂ 的排放量的大幅度下降，自 2016 年后，非道路移动源和工艺过程源排放凸显。

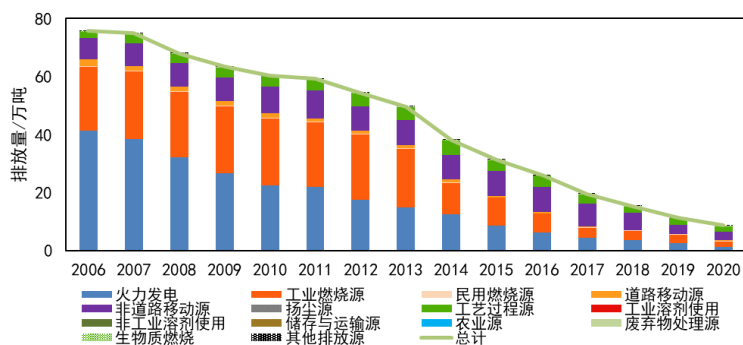


图 2-1 2006-2020 年大湾区 SO₂ 排放总量及贡献源变化趋势

NO_x 的排放总量呈现先上升后下降的趋势，其主要排放贡献源为火力发电和道路移动源；NO_x 的排放量在 2011 年达到最高，而后开始下降；在 2020 年相比 2011 年 NO_x 的排放总量下降了 43%，其中火力发电的 NO_x 的排放量下降了 77%，相对于道路移动源和非道路移动源，下降速率快，这与大湾区重视燃煤电厂加装后处理设施以及对电厂实现超低排放等一系列措施的实施有关。

CO 的排放总量呈现先上升后下降的趋势，其主要排放贡献源为工业燃烧源和道路移动源；在 2006 年，道路移动源为 CO 的排放量的主要贡献源，占比为 76%，随着大湾区采取了一系列发展绿色交通的举措，提高新车环保准入门槛、加强在用车辆污染防治。大湾区机动车整体的 CO 排放随着排放标准的提高而逐年下降，因此道路移动源

所排放的 CO 逐年下降，到 2020 年道路移动源 CO 排放量占 CO 总排放量的 36%，排放源结构发生相应变化。工业燃烧源 CO 的排放受燃料活动水平的迅速增长，呈现逐年上升趋势。

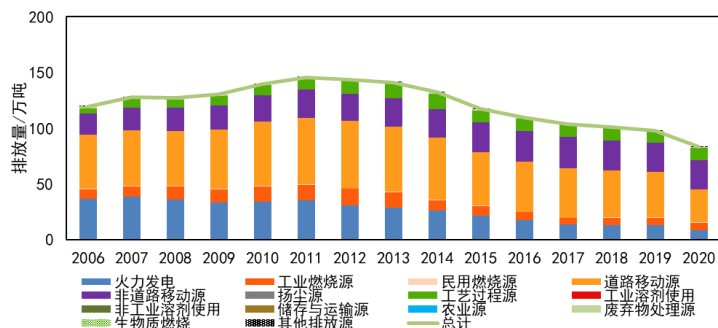


图 2-2 2006-2020 年大湾区 NO_x 排放总量及贡献源变化趋势

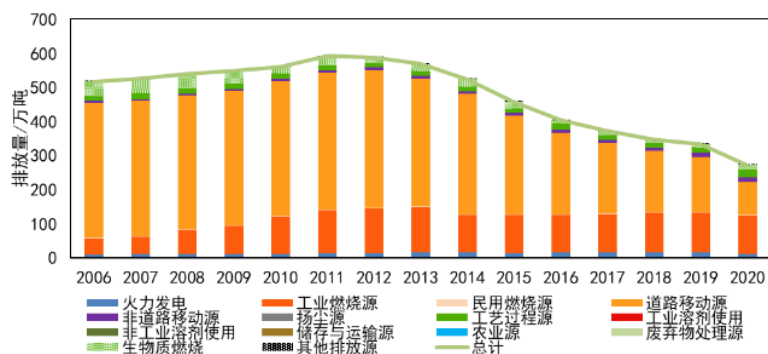


图 2-3 2006-2020 年大湾区 CO 排放总量及贡献源变化趋势

PM₁₀ 的排放总量呈现先上升后下降的趋势，从 2006 年到 2011 年呈缓慢波动上升，自 2011 年后进入快速下降阶段，其主要排放贡献源为火力发电、扬尘源和工艺过程源；工艺过程源中的水泥行业是 PM₁₀ 排放的一个重要来源，2011 年后水泥行业所排放的 PM₁₀ 开始逐步下降，燃煤电厂加装后处理设施以及电厂实现超低排放等一系列措施的实施也导致火力发电 PM₁₀ 排放的逐年下降，2020 年 PM₁₀ 的排放总量相比于 2011 年下降了 66%。

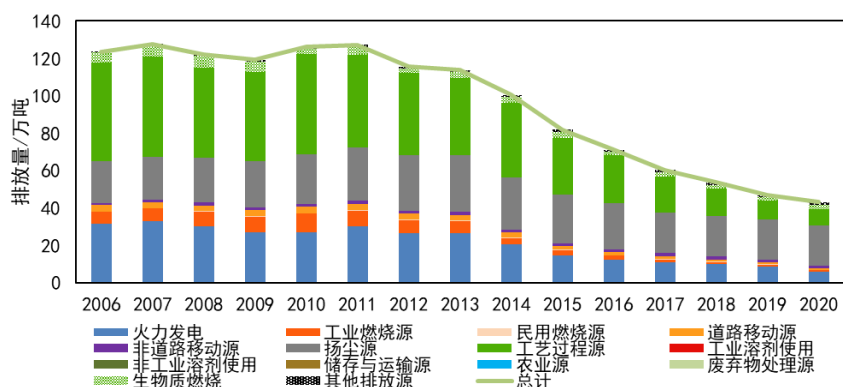


图 2-4 2006-2020 年大湾区 BC 排放总量及贡献源变化趋势

PM_{2.5} 的排放趋势和 PM₁₀ 的排放趋势总体上是一致的，排放总量从 2006 年到 2011 年呈现缓慢波动下降趋势，从 2011 年开始逐年下降；其主要排放贡献源为火力发电和工艺过程源，扬尘源对其排放贡献较小；PM_{2.5} 排放的下降也是由于工艺过程源和燃煤电厂管控导致，2020 年 PM_{2.5} 的排放总量相比于 2011 年同样下降了 67%。

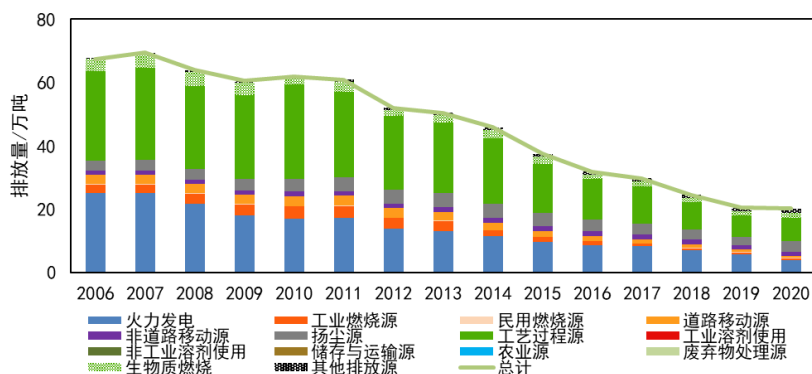


图 2-5 2006-2020 年大湾区 PM_{2.5} 排放总量及贡献源变化趋势

BC 的排放总量呈现先上升后下降的趋势，其主要由工业燃烧源、道路移动源、非道路移动源、工艺过程源和生物质燃烧源共同排放贡献；2020 年 BC 的排放总量相比于 2011 年下降了 66%。

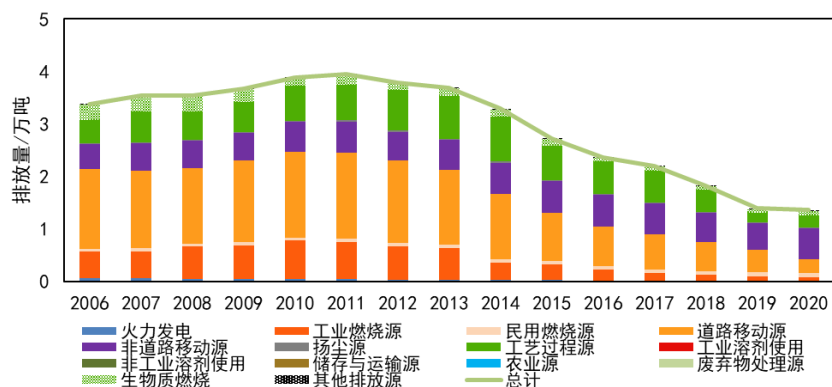


图 2-6 2006-2020 年大湾区 BC 排放总量及贡献源变化趋势

OC 的排放总量呈现波动下降的趋势，其主要排放贡献源为道路移动源、工艺过程源和生物质燃烧源；道路移动源和工艺过程源受绿色交通和排放管控影响，排放量逐年下降，生物质燃烧源受其活动水平波动影响排放呈波动趋势。

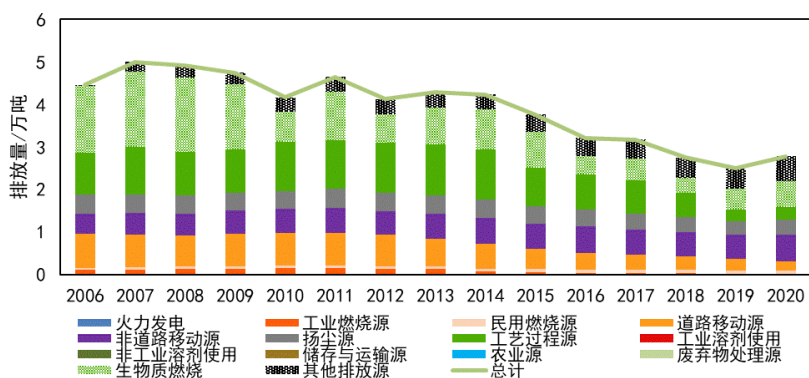


图 2-7 2006-2020 年大湾区 OC 排放总量及贡献源变化趋势

VOCs 的排放总量总体上波动较小，呈现先小幅上升后缓慢下降的趋势，其主要排放贡献源为道路移动源和工业溶剂使用源；绿色交通举措，新车环保准入门槛提高、在用车辆污染防治加强等措施的陆续实施使大湾区机动车整体的 VOCs 排放自 2013 年后逐年下降；工业溶剂使用源呈现先上升后下降的趋势，前期的上升主要是由于工业发展所致，随之大湾区采取了一系列的政策措施加以管控 VOCs 的排放，如使用水性涂料溶剂代替高挥发性的油性溶剂、加强废气收集、提高末端去除效率和销号整治等一系列的措施，但目前尚未进入排放下降阶段。

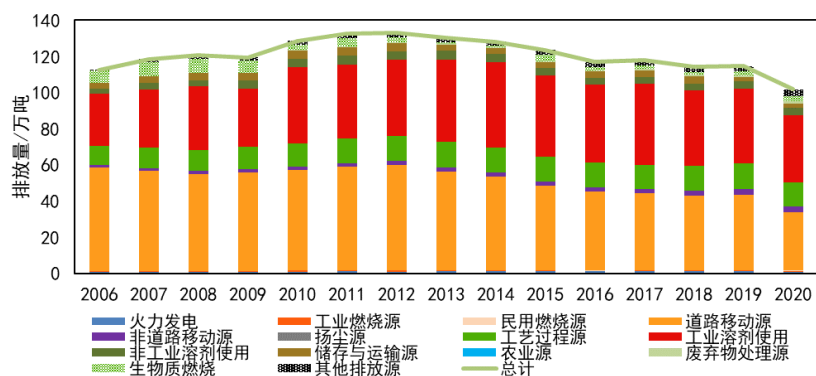


图 2-8 2006-2020 年大湾区 VOCs 排放总量及贡献源变化趋势

NH₃ 的排放主要由农业源贡献，排放总量自 2006 年到 2016 年一直维持在较为稳定的趋势，2007 年受“非洲猪瘟”影响 NH₃ 的排放下降，而 NH₃ 的排在 2016 年后开始下降主要得益于广东省“化肥零增长”政策的颁布和实施。

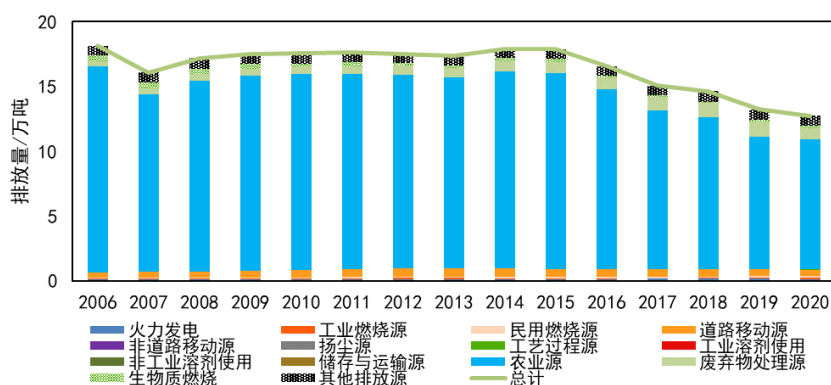


图 2-9 2006-2020 年大湾区 NH₃ 排放总量及贡献源变化趋势

CO₂ 的排放总量自 2006 年到 2019 年一直呈现上升趋势，2020 年受疫情影响排放显著降低；其主要排放贡献源为火力发电、工业燃烧源、道路移动源和工艺过程源，排放源结构稳定，相比于 2006 年，2020 年 CO₂ 的排放总量增长 54%。

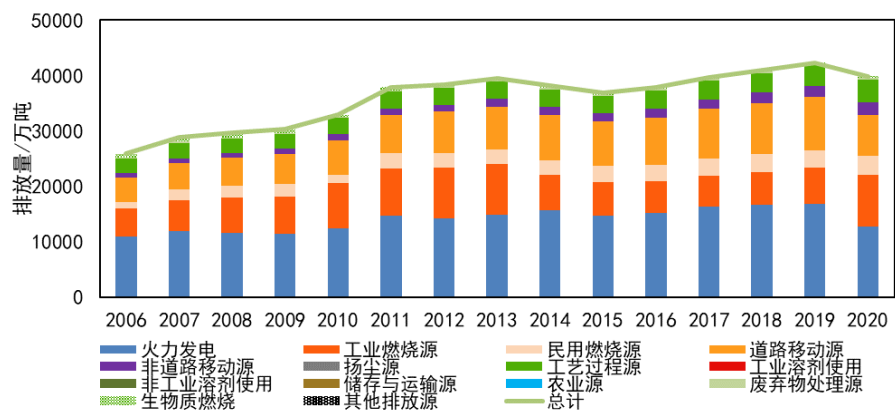


图 2-10 2006-2020 年大湾区 CO₂ 排放总量及贡献源变化趋势

2.2 大湾区大气污染物和温室气体减排源贡献结构分析

SO₂ 的减排贡献源在 2007-2017 年主要以火力发电和工业燃烧源为主，这主要是由燃料煤含硫量的严格控制、除尘脱硫设施的大力推广及电厂超低改造共同贡献，但是随着减排空间逐渐缩减，由火力发电和工业燃烧带来的减排量逐渐下降；在非道路移动源中近年来实施了一系列减排措施如提升船舶燃油品质、加大岸电使用等，对 SO₂ 的进一步减排起到很好的推动作用。

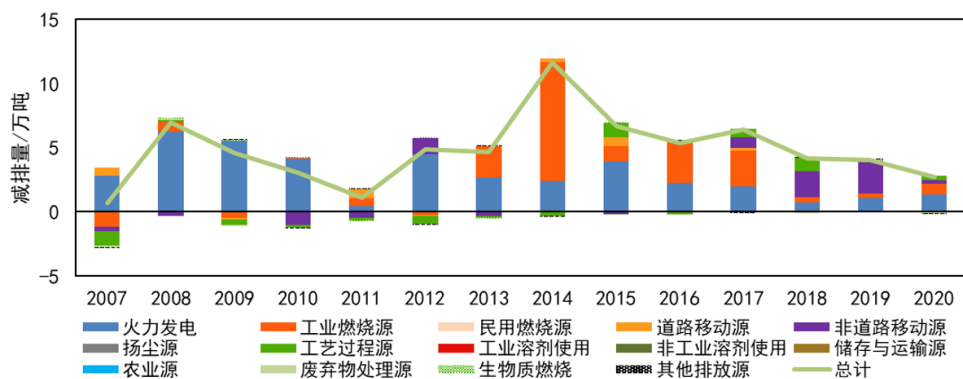


图 2-11 2007-2020 年大湾区 SO₂ 减排量及贡献源变化趋势

NO_x 自 2012 年开始减排强度逐渐增大，火力发电、道路移动源、工业燃烧源等对 NO_x 减排起贡献作用，其中火力发电和工业燃烧源的减排贡献随着提标改造、电厂超低排放措施的实施完成，在 2017 年后减排贡献降低；道路移动源，随着机动车提标的持续推进减排贡献逐年增加，从 2012 年减排贡献-32.5%增长到 2020 年的 60.8%，且连续三年保持 40%以上正贡献，2017 年后成为 NO_x 减排的主要贡献源；此外，非道路移动源减排对 NO_x 的减排贡献也在逐渐显现，从 2018 年到 2019 年分别对减排贡献 42%

和 40%。2020 年受疫情影响。机动车出行频次和电厂发电活动水平明显降低导致 2020 年 NO_x 的减排显著，分别贡献 28%和 61%的减排。

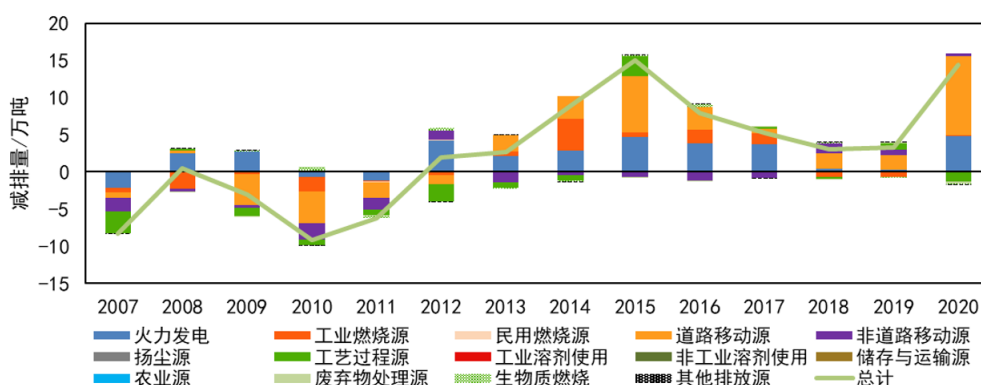


图 2-12 2007-2020 年大湾区 NO_x 减排量及贡献源变化趋势

对于 CO 排放，自 2012 年开始减排量逐年增大，2015 年减排量最大达到 65.88 万吨；CO 的排放贡献源主要为工业燃烧源和道路移动源，因此其主要减排贡献源也在上述部门；由于近年来在工业燃烧源中实施的一系列污染防治管控措施缺乏对 CO 排放的管控，导致工业燃烧源对 CO 减排贡献较少，2014 年工业燃源的减排贡献与当年燃煤活动水平下降有关；道路移动源是 CO 的主要贡献源，近年来大湾区持续推行机动车提标、淘汰黄标车及发展绿色交通的举措，使得大湾区道路移动源的 CO 排放显著降低，但由于管控措施基本完成，CO 的减排幅度逐年减小。2020 年减排显著与疫情期间机动车出行减少有关。

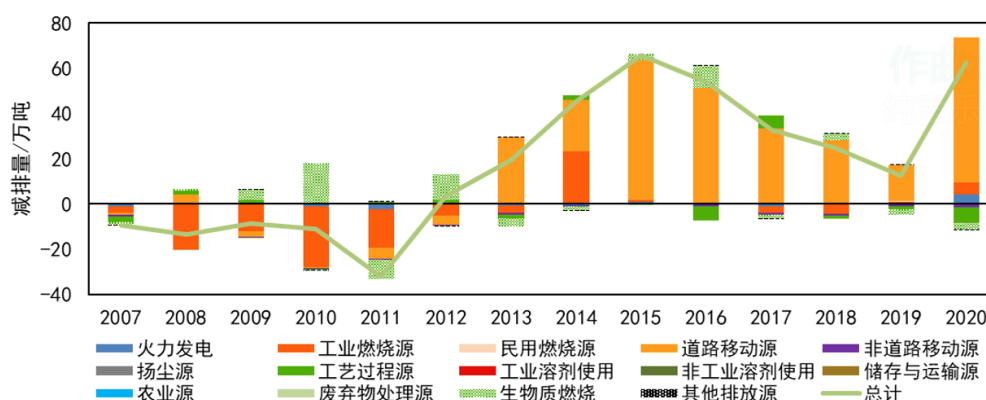


图 2-13 2007-2020 年大湾区 CO 减排量及贡献源变化趋势

PM₁₀ 的排在 2007-2011 年受活动水平波动影响，各污染贡献源对 PM₁₀ 的减排贡献也呈波动变化趋势，主要受工艺过程源和生物质燃烧源的波动影响较大。2011 年后，随着提标改造、电厂超低排放措施的推广实施和完成，火力发电和工业过程源从

2012 共贡献减排 37% 增长到 2014 年贡献减排 65%，达到最大后逐年下降，2013 年 PM₁₀ 的减排出现波动与当年能源消耗增加有关。PM₁₀ 的排在工艺过程源的排放主要受水泥行业影响，近年来对水泥等行业的重点管控使得工艺过程源成为 PM₁₀ 减排的重点贡献源，2014 年-2020 年工业过程源对 PM₁₀ 减排的累计贡献量达到 32.8 万吨，占 PM₁₀ 减排总量的 54%。此外，扬尘综合控制对 PM₁₀ 的减排也有一定贡献。

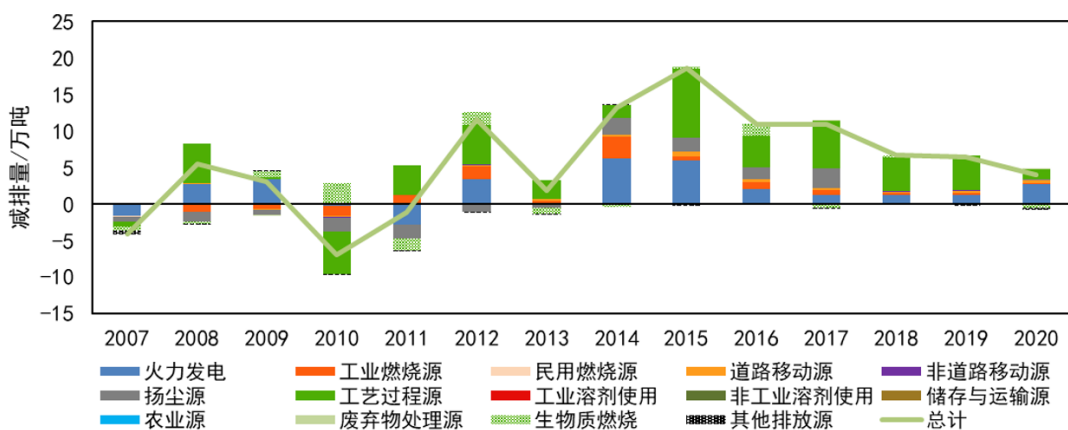


图 2-14 2007-2020 年大湾区 PM₁₀ 减排量及贡献源变化趋势

PM_{2.5} 的减排主要由工艺过程源和火力发电共同贡献，生物质燃烧源受活动水平波动和秸秆综合利用政策管控影响，对 PM_{2.5} 的减排也有一定贡献；燃料品质提升、工业提标、销号整治、电厂超低排放改造等措施的实施，对火力发电和工艺过程源 PM_{2.5} 的减排均有显著贡献。

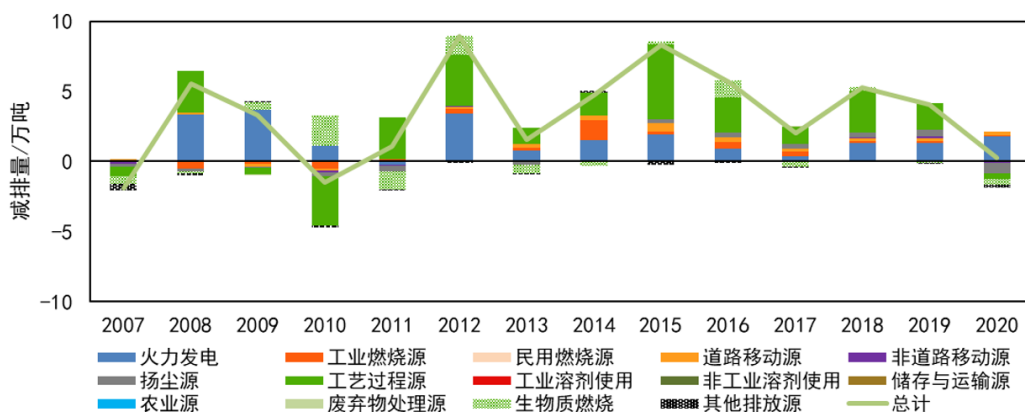


图 2-15 2007-2020 年大湾区 PM_{2.5} 减排量及贡献源变化趋势

BC 排放量自 2012 年开始呈下降趋势，主要由于火力发电和工业燃烧源对颗粒物排放控制造成，此外受秸秆综合利用和森林火灾无规律变动影响，生物质燃烧源对 BC 的减排有一定贡献。

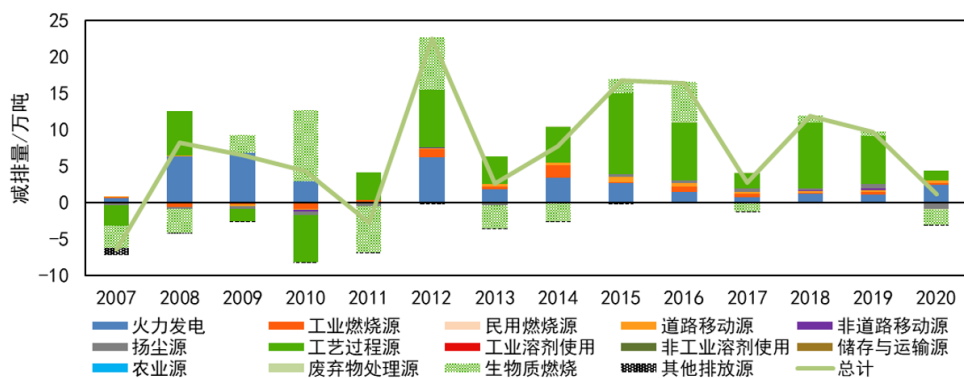


图 2-16 2007-2020 年大湾区 BC 减排量及贡献源变化趋势

OC 减排主要由生物质燃烧源贡献，波动较为剧烈，主要是由于森林火灾受天气影响无规律变动造成。

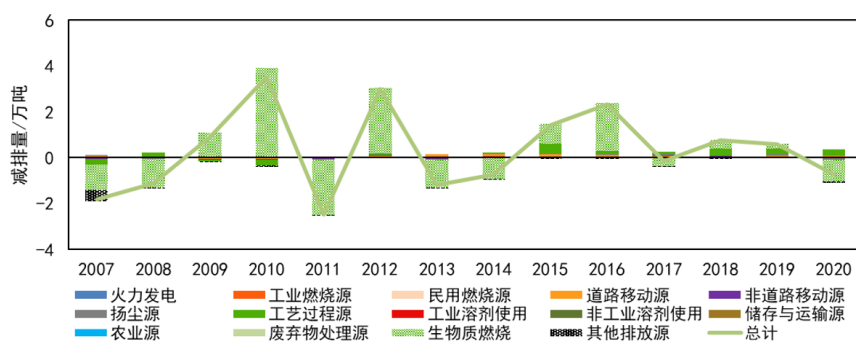


图 2-17 2007-2020 年大湾区 OC 减排量及贡献源变化趋势

对 VOCs，自 2012 年将其纳入控制指标后，2013 年在道路移动源和工业溶剂使用源中陆续实施的一系列污染防治政策同样对 VOCs 的减排有效，除机动车提标、绿色清洁能源推广外，2015 年后水性涂料替代对工业溶剂使用源中 VOCs 的减排有显著贡献；同时 VOCs 的排放也受到生物质燃烧源活动水平波动的影响；2020 年疫情期间停工停产、机动车出行减少对 VOCs 的减排也具有积极作用。

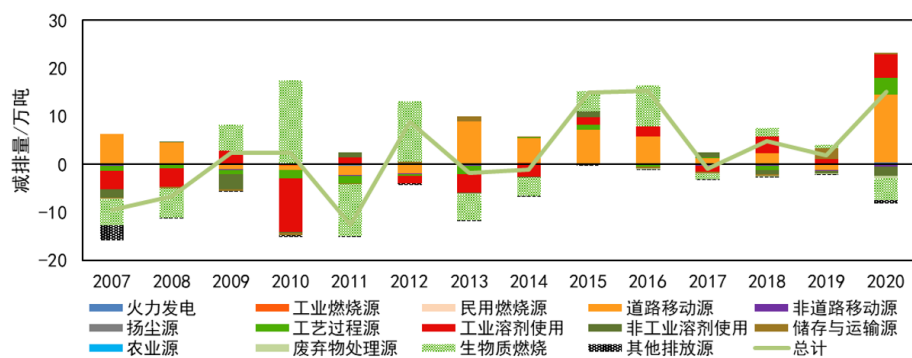


图 2-18 2007-2020 年大湾区 VOCs 减排量及贡献源变化趋势

NH₃ 的排放在 2006-2016 年排放较为稳定，排放波动主要由农业源和废弃物处理源排放减少贡献；化肥 0 增长从 2017 年开始实施，主要针对农业源种植业的化肥使用，此外集约化养殖以及科学施肥等措施也在大湾区陆续实施，对 NH₃ 的减排效果显著。

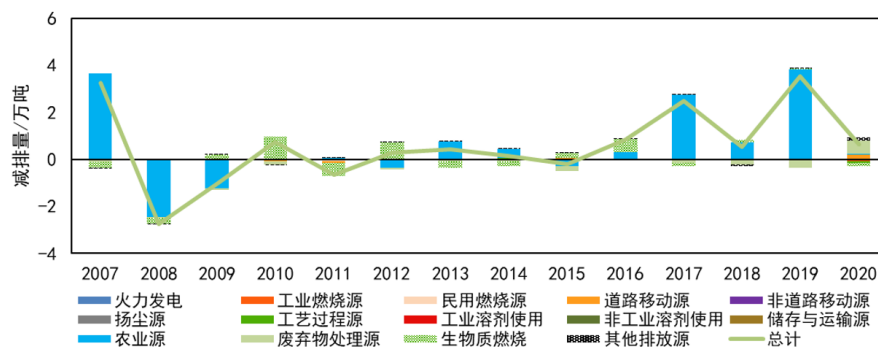


图 2-19 2007-2020 年大湾区 NH₃ 减排量及贡献源变化趋势

CO₂ 的排放与能源消费息息相关，目前波动主要受能源消费活动水平波动影响，2014 年工业燃烧源减排贡献显著与当年燃煤消耗量降低有关；近年来由于工业燃烧源天然气使用的增加，CO₂ 有较大增排，尤其在 2020 年工业燃烧源 CO₂ 的排放显著增加；而 2020 年受疫到情影响，社会、工业用电量及机动车出行均有所降低，对 CO₂ 的减排有较大贡献。

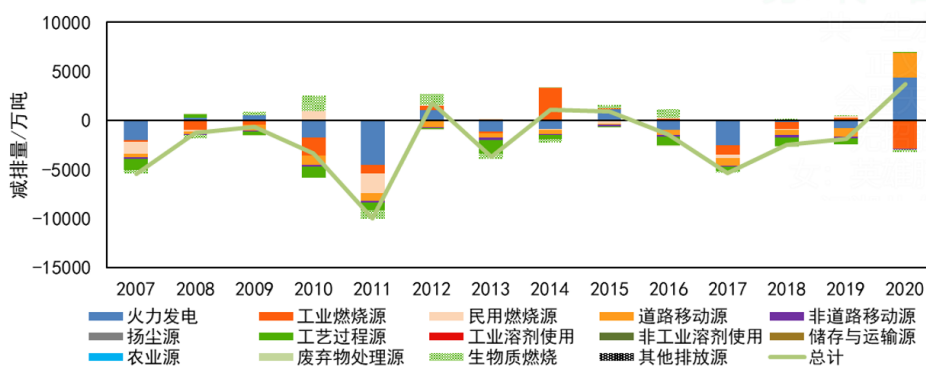


图 2-20 2007-2020 年大湾区 CO₂ 减排量及贡献源变化趋势

2.3 大湾区大气污染物和温室气体减排协同效应分析

2.3.1 SO₂ 和 CO₂ 减排协同效应分析

珠三角地区在“十一五”期间，火力发电有明显的 SO₂ 减排贡献，但对 CO₂ 无协同减排效应，其他主要贡献源均出现了 SO₂ 和 CO₂ 排放协同增加的情况；随着珠三角地区对 SO₂ 排放防治管控的愈加严格，“十二五”期间火力发电、非道路移动源、工业燃烧源

和工艺过程源均对 SO₂ 减排有明显贡献，但只有工业燃烧源对 CO₂ 有协同减排效应，这主要与当时工业部门加强燃煤锅炉淘汰有关；“十三五”期间各贡献源 SO₂ 减排幅度较“十二五”期间持续加大，但仅有火力发电出现 CO₂ 协同减排效应，这与此期间电厂全力推动煤电超低排放改造、能效提升有关。在香港地区，火力发电一直具有 SO₂ 和 CO₂ 协同减排效应，且协同效果逐渐增大，工业燃烧源也在“十三五”期间实现 SO₂ 和 CO₂ 协同减排，但在非道路移动源中则一直处于 SO₂ 减排 CO₂ 增排的阶段。

表 2-1 2006-2020 年大湾区 SO₂ 与 CO₂ 平均减排率

“十一五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	SO ₂	CO ₂	SO ₂	CO ₂
火力发电	40%	-16%	73%	10%
非道路移动源	-27%	-36%	-1%	6%
工业燃烧源	-4%	-92%	89%	1%
工艺过程源	-74%	-14%	/	/
“十二五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	SO ₂	CO ₂	SO ₂	CO ₂
火力发电	62%	-1%	48%	20%
非道路移动源	3%	-23%	33%	-81%
工业燃烧源	57%	37%	-15%	-4%
工艺过程源	3%	0%	/	/
“十三五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	SO ₂	CO ₂	SO ₂	CO ₂
火力发电	83%	14%	68%	39%
非道路移动源	64%	-39%	75%	-9%
工业燃烧源	69%	-98%	17%	20%
工艺过程源	53%	-22%	/	/

2.3.2 NO_x 和 CO₂ 减排协同效应分析

珠三角地区 NO_x 和 CO₂ 的协同减排情况与 SO₂ 和 CO₂ 协同减排情况相似，在“十一五”期间，火力发电 NO_x 减排 CO₂ 出现增排，其余贡献源 NO_x 和 CO₂ 同时增排；“十二五”期间火力发电、道路移动源实现 NO_x 减排但 CO₂ 增排，工业燃烧源首次实现 NO_x 和 CO₂ 协同减排；“十三五”期间，随着淘汰黄标车和机动车提标、新能源车推广和电厂超低改造，火力发电和道路移动源均实现 NO_x 和 CO₂ 协同减排。香港地区，火力发电和道路移动源均实现 NO_x 和 CO₂ 协同减排且协同效益逐渐增大，非道路移动源则出现 NO_x 减排 CO₂ 增排的情况。

表 2-2 2006-2020 年大湾区 NO_x 与 CO₂ 平均减排率

“十一五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	NO _x	CO ₂	NO _x	CO ₂
火力发电	3%	-16%	35%	10%
道路移动源	-20%	-52%	6%	4%
非道路移动源	-29%	-36%	-6%	6%
工业燃烧源	-70%	-92%	16%	1%
工艺过程源	-97%	-14%	/	/!
“十二五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	NO _x	CO ₂	NO _x	CO ₂
火力发电	42%	-1%	13%	20%
道路移动源	18%	-21%	39%	16%
非道路移动源	-8%	-23%	10%	-81%
工业燃烧源	39%	37%	-8%	-4%
工艺过程源	-9%	0%	/	/
“十三五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	NO _x	CO ₂	NO _x	CO ₂
火力发电	55%	14%	46%	39%
道路移动源	33%	11%	42%	22%
非道路移动源	2%	-39%	37%	-9%
工业燃烧源	3%	-98%	11%	20%
工艺过程源	-2%	-22%	/	/

2.3.3 PM₁₀ 和 CO₂ 减排协同效应分析

在珠三角地区，“十二五”期间各贡献源 PM₁₀ 的排放均得到了较好的控制，同时 CO₂ 的排放也得到了协同控制，“十三五”期间各贡献源 PM₁₀ 的排放进一步减少，但由于经济快速发展、活动水平的显著增加，当前部分贡献源的 CO₂ 排放控制措施尚未能完全覆盖活动水平增速，因此未能实现 PM₁₀ 和 CO₂ 的协同减排。在香港地区，除非道路移动源尚未实现 PM₁₀ 和 CO₂ 的协同减排，除生物质燃烧源外，其他主要贡献源均在“十一五”期间就已经实现 PM₁₀ 和 CO₂ 的协同减排。由于生物质燃烧源的 PM₁₀ 和 CO₂ 的排放管控措施较少，其排放受活动水平波动影响，因此 2006-2020 年在珠三角地区和香港地区均出现 PM₁₀ 和 CO₂ 协同增排和协同减排的情况。

表 2-3 2006-2020 年大湾区 PM₁₀ 与 CO₂ 平均减排率

“十一五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	PM ₁₀	CO ₂	PM ₁₀	CO ₂
火力发电	13%	-16%	46%	10%

道路移动源	-7%	-52%	30%	4%
非道路移动源	-28%	-36%	-1%	6%
工业燃烧源	-49%	-92%	16%	1%
工艺过程源	-1%	-14%	/	/
生物质燃烧源	52%	52%	57%	56%
“十二五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	PM₁₀	CO₂	PM₁₀	CO₂
火力发电	52%	-1%	42%	20%
道路移动源	43%	-21%	44%	16%
非道路移动源	-5%	-23%	24%	-81%
工业燃烧源	66%	37%	1%	-4%
工艺过程源	39%	0%	/	/
生物质燃烧源	23%	27%	57%	6%
“十三五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	PM₁₀	CO₂	PM₁₀	CO₂
火力发电	51%	14%	36%	39%
道路移动源	65%	11%	38%	22%
非道路移动源	10%	-39%	44%	-9%
工业燃烧源	69%	-98%	17%	20%
工艺过程源	66%	-22%	/	/
生物质燃烧源	-36%	-30%	-273%	-17%

2.3.4 PM_{2.5}和 CO₂ 减排协同效应分析

PM_{2.5}与 PM₁₀的减排协同效应基本一致，此处不在赘述。下表为 2006-2020 年大湾区 PM_{2.5}与 CO₂平均减排率。

表 2-4 2006-2020 年大湾区 PM_{2.5}与 CO₂平均减排率

“十一五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	PM_{2.5}	CO₂	PM_{2.5}	CO₂
火力发电	33%	-16%	42%	10%
道路移动源	-7%	-52%	28%	4%
非道路移动源	-28%	-36%	0%	6%
工业燃烧源	-52%	-92%	16%	1%
工艺过程源	-6%	-14%	/	/
生物质燃烧源	53%	52%	57%	56%
“十二五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	PM_{2.5}	CO₂	PM_{2.5}	CO₂
火力发电	44%	-1%	36%	20%
道路移动源	43%	-21%	45%	16%
非道路移动源	-5%	-23%	24%	-81%
工业燃烧源	60%	37%	3%	-4%
工艺过程源	43%	0%	/	/

生物质燃烧源	21%	27%	58%	6%
“十三五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	PM_{2.5}	CO₂	PM_{2.5}	CO₂
火力发电	55%	14%	19%	39%
道路移动源	64%	11%	39%	22%
非道路移动源	9%	-39%	39%	-9%
工业燃烧源	61%	-98%	17%	20%
工艺过程源	44%	-22%	/	/
生物质燃烧源	-39%	-30%	-277%	-17%

2.3.5 VOCs 和 CO₂ 减排协同效应分析

工业溶剂使用源是 VOCs 的主要排放贡献源，由于此源没有 CO₂ 排放本节不作分析。道路移动源，随着机动车提标、燃油效率提升、新能源车推广等政策的持续推行，珠三角和香港地区的 VOCs 排放近年来持续减少，珠三角地区 CO₂ 排放的增幅也逐渐降低，在“十三五”期间实现 VOCs 和 CO₂ 的协同减排，香港地区在“十一五”期间已实现 CO₂ 减排，降幅逐年增大。非道路移动源 VOCs 排放总量占比较少，目前珠三角地区处于增长阶段，香港地区已实现小幅减排，但均未实现 VOCs 和 CO₂ 的协同减排。

表 2-5 2006-2020 年大湾区 VOCs 与 CO₂ 平均减排率

“十一五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	VOCs	CO₂	VOCs	CO₂
道路移动源	3%	-52%	8%	4%
非道路移动源	-34%	-36%	9%	6%
“十二五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	VOCs	CO₂	VOCs	CO₂
道路移动源	18%	-21%	21%	16%
非道路移动源	-22%	-23%	10%	-81%
“十三五”期间				
	珠三角		香港	
贡献源	VOCs	CO₂	VOCs	CO₂
道路移动源	26%	11%	0%	22%
非道路移动源	-47%	-39%	3%	-9%

2.3.6 CO 和 CO₂ 减排协同效应分析

CO 目前排放管控措施较少，在此不做详细讨论。

表 2-6 2006-2020 年大湾区 CO 与 CO₂ 平均减排率

“十一五”时期				
	珠三角		香港	
贡献源	CO	CO ₂	CO	CO ₂
道路移动源	0%	-52%	-3%	4%
非道路移动源	-36%	-36%	-1%	6%
工业燃烧源	-131%	-92%	-8%	1%
生物质燃烧源	53%	52%	56%	56%
“十二五”时期				
	珠三角		香港	
贡献源	CO	CO ₂	CO	CO ₂
道路移动源	27%	-21%	50%	16%
非道路移动源	-25%	-23%	-8%	-81%
工业燃烧源	12%	37%	-26%	-4%
生物质燃烧源	30%	27%	58%	6%
“十三五”时期				
	珠三角		香港	
贡献源	CO	CO ₂	CO	CO ₂
道路移动源	60%	11%	13%	22%
非道路移动源	-48%	-39%	-21%	-9%
工业燃烧源	-1%	-98%	8%	20%
生物质燃烧源	-34%	-30%	-273%	-17%

第三章 粤港澳大湾区未来温度目标减排情景构建

3.1 引言

根据 IPCC 第六次评估报告(IPCC 2022), 若要将全球变暖控制在不超过工业化前 1.5°C 和 2°C 以内, 需要实施全行业的温室气体深度减排, 以遏制温室气体 (GHG) 排放量的持续上升。作为世界上最大的碳排放国, 中国提出要在 2030 年前达到二氧化碳排放峰值, 并在 2060 年前实现碳中和。GBA 作为我国现代化建设的先行示范区, 始终高度重视绿色发展, 更需要率先探索低碳转型。

粤港澳大湾区是包括珠江三角洲内深圳、广州、佛山、东莞、珠海、中山、惠州、肇庆和江门九市, 加上香港和澳门两个特别行政区组成的城市群, 是中国经济体量最大和经济活力最强的城市群之一, 该地区以中国 0.6% 的国土面积、创造了全国 13% 的 GDP (2016 年数据) (Zhou, Shan et al. 2018), 高于全国第一经济大省广东的规模。近年来, 粤港澳大湾区已升级至中国国家战略的层面, 有望成为继美国纽约湾区、美国旧金山湾区、日本东京湾区之后的世界级第四大湾区。

和国际一流湾区相比, 粤港澳大湾区是生产总值第二大的湾区, 其经济总量已经达到 1.6 万亿美元。粤港澳大湾区人均生产总值为 1.8 万美元, 居全国第一, 但是与世界其他湾区相比, 人均生产总值不足其他湾区的一半 (Shen and Yang 2020)。粤港澳大湾区拥有世界独一无二的制度优势与政策支撑, 发展潜力大。

经济快速发展也给粤港澳地区带来了较大的环境压力, 区域资源、能源消耗量大, 碳排放占全国总排放的 4% (2016 年数据) (Zhou, Shan et al. 2018)。《粤港澳大湾区规划纲要》(China's State Council 2019) 中明确提出要创新绿色低碳发展模式, 挖掘温室气体减排潜力, 力争碳排放早日达峰。与此同时, 粤港澳大湾区虽然已经取得大气污染防治的阶段性胜利, 空气质量在我国处于领先地位, 但仍与世界三大湾区及 WHO 推荐值存在差距。2020 年 PM_{2.5} 浓度为 20 μg/m³, O₃ 年平均浓度呈上升趋势, 大气污染治理工作仍然艰巨。

纵观国际其他湾区的大气污染防治过程, 达到空气质量标准是一个漫长而艰巨的过程 (Lin, K. and Wu 2021)。鉴于常规温室气体与大气污染物同根同源, 旨在降低碳排放的气候政策可以同时减少空气污染物排放 (Li, Zhang et al. 2018, Li, Chen et al. 2019,

Cheng, Tong et al. 2021, Tang, Zhao et al. 2022)。空气质量的进一步改善不仅必须取决于严格的末端控制措施，而且还必须通过能源气候政策和经济结构的变化来加强。能源和气候政策无疑将有助于加速改善空气污染。近年来能源气候政策和经济结构转型对于降低 PM_{2.5} 暴露的贡献越来越凸显(Geng, Zheng et al. 2021)。中国生态环境部明确指出，“十四五”期间将以减污降碳协同增效为总抓手，加快推动空气污染治理从末端治理转向源头管控，降低碳排放，从根本上解决环境污染问题（《中华人民共和国国民经济和社会发展第十四个五年规划和 2035 年远景目标纲要》）。粤港澳地区的低碳清洁转型将为实现经济与环境协调发展提供有益的探索。

尽管已有研究探讨了大湾区高效低碳能源系统的转型(Wang, Xu et al. 2021, Xu, Wang et al. 2021, Zhou, Wei et al. 2021, Luo, Wang et al. 2022, Xu, Wang et al. 2022, Zhou and Zhang 2022)，评估了至 2035 年气候政策的大气污染协同效益(Jiang, Ye et al. 2021, Lin, Wang et al. 2022)。然而，这些研究缺乏对粤港澳地区长期低碳转型与大气环境协同路径的评估，气候目标与清洁空气措施在未来如何影响能源经济与大气环境尚不清晰。

基于以上背景，本章通过构建粤港澳地区可计算一般均衡模型，结合分解法和回归分析方法，分析如何以低碳转型驱动粤港澳地区实现碳减排和大气污染物减排，并回答以下三个科学问题：（1）不同气候目标下能源与产业结构将会发生怎样的变革，对经济产生多大的影响；（2）不同因素对于实现气候目标的贡献有多大，随时间和气候目标的严格程度如何变化；（3）气候目标的实现可以带来多大的空气污染物减排效果，减排机制是什么。

3.2 方法与数据

3.2.1 能源经济模型：IMED|CGE

在本报告所使用的 IMED|CGE 模型将依据基准年粤港澳投入产出表及社会核算矩阵、能源平衡表、基准年各空气污染物源排放清单等数据和不同低碳情景的碳排放限制，根据社会经济最优化系统、技术进步率、能源效率提高速度、能源相对价格变化等复杂机制驱动粤港澳未来年社会经济能源发展和二氧化碳及空气污染物排放。

IMED|CGE 模型是自主开发的多部门、多区域动态模型。模型以目标地区基准年投入产出表数据为社会经济方面的数据基础，结合基准年能源平衡表，产业统计年鉴

数据形成了模型所需的基础数据。模型由 GAMS/MPSGE 建模并用 PATH 算法器求解，以 1 年为步长动态模拟基准年至未来某一目标年 (如 2050 年) 期间区域经济走势、产业结构变化、能源消费及其碳排放趋势。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。

本研究新建的两区粤港澳 CGE 模型包括粤港澳地区和中国其他地区，可以更好地模拟不同区域之间经济变化的关联效应。模型以 2015 年粤港澳的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，产业统计年鉴和部门空气污染物排放清单数据形成了 CGE 模型所需的基准年数据，涵盖了 29 个部门 (见表 A-1)，部门划分对制造业和交通行业等高能耗高排放部门的刻画相对详细，以便更好地模拟低碳转型路径。模型以 1 年为步长动态模拟 2015 粤港澳至 2050 年期间经济走势、产业结构变化、能源消费及其温室气体与空气污染物排放趋势。

3.2.2 碳减排驱动因素分解：LDMI 与 SPA 分解

借助 KAYA 恒等式，可以将二氧化碳总排放量分解为碳密度、能源强度，经济结构和经济规模四要素的乘积形式 (在具体应用时乘积形式会有所变化)：

$$CE^t = \sum_i CE_i^t = \sum_i \frac{CE_i^t}{E_i^t} \times \frac{E_i^t}{GDP_i^t} \times \frac{GDP_i^t}{GDP^t} \times GDP^t = \sum_i CI_i^t \times EI_i^t \times ES_i^t \times G^t \quad (1)$$

i : 第 i 个经济部门;

CE^t : t 时期的碳排放总量;

CE_i^t : 部门 i 在第 t 年度内的碳排放总量;

E_i : 部门 i 在第 t 年度内消耗的能源总量;

GDP^t : 第 t 年度内的国内生产总值;

GDP_i^t : 第 t 年度内部门 i 的产出;

CI_i^t : 第 t 年度部门 i 的碳排放密度 $\left(CI_i^t = \frac{CE_i^t}{E_i^t} \right)$;

EI_i^t : 第 t 年度部门 i 的能源强度 $\left(EI_i^t = \frac{E_i^t}{GDP_i^t} \right)$;

ES_i^t : 第 t 年度部门 i 的经济份额 $\left(ES_i^t = \frac{GDP_i^t}{GDP^t} \right)$;

G^t : 即 GDP^t 。

在碳排放变化影响因素分解领域，对数均值迪氏指数分解法（logarithmic mean divisia index approach, LMDI）因具备诸多优良的特征被广泛应用，该方法可以消除不能解释的残差项，也能够合理处理数据中的0值问题，并且计算过程简单，分解结果直观。在进行全国数据计算时，我们选取了人口、GDP、能源强度、能源结构碳强度四个影响碳排放的最主要直观的方面为分解因素；在对各部门进行分解时，主要选用了部门产出，部门能源强度，碳排放强度三个因素，分别进行 LMDI 分解。其中：“能源强度”即单位产出一次能源消费量，反映经济结构、经济体制、技术水平、能源结构等对能源的依赖程度；“能源结构碳强度”则衡量不同一次能源消费结构的清洁程度。

LMDI 模型中运用了上述 kaya 恒等式，进行分解时我们运用了加法形式，分解式如下：

$$\Delta C_{tot} = \sum_i \sum_j L(\omega_{ij}^t - \omega_{ij}^{t-1}) \ln\left(\frac{P^t}{P^{t-1}}\right) + \sum_i \sum_j L(\omega_{ij}^t - \omega_{ij}^{t-1}) \ln\left(\frac{Y^t}{Y^{t-1}}\right) + \sum_i \sum_j L(\omega_{ij}^t - \omega_{ij}^{t-1}) \ln\left(\frac{M^t}{M^{t-1}}\right) + \sum_i \sum_j L(\omega_{ij}^t - \omega_{ij}^{t-1}) \ln\left(\frac{S^t}{S^{t-1}}\right) + \sum_i \sum_j L(\omega_{ij}^t - \omega_{ij}^{t-1}) \ln\left(\frac{I^t}{I^{t-1}}\right) = \Delta C_P + \Delta C_Y + \Delta C_M + \Delta C_S + \Delta C_I \quad (2)$$

式中 P,Y,M,S,I 分别代表人口，总产出，能源强度，能源结构，碳排放强度。 $L(x,y) = \begin{cases} (x-y)/(\ln x - \ln y), & x \neq y > 0 \\ x, & x = y > 0 \end{cases}$

本文使用结构分解分析（SDA）进行驱动因素的测算，这种方法被广泛地用于将一个变量的变化分解为集中独立因素的变化。SDA 也分为加法分解和乘法分解，当分析一个变量的绝对变化量时，应当使用加法分解，本文在进行结构路径分析时即使用加法分解，将碳排放量的变化分解为碳排放强度F的变化，中间投入结构L的变化和最终需求y的变化三种因素。 $d(E)$ 表示碳排放变化量：

$$d(E) = d(F)Ly + Fd(L)y + FL(dy) \quad (\text{式 3.3})$$

在实际计算中，需要采用离散分解，由于两种情景下碳排放量变化的同时，各种因素同时发生变化，在使用离散分解时就需要进行加权，SDA 中对于影响因素有多种加权方法，但加权平均分解的结果最为精确。所以本文使用加权平均分解方法，得出的三种因素可以表达如下：

$$\Delta E_F = \frac{1}{3} * \Delta FL_0 y_1 + \frac{1}{6} * \Delta FL_1 y_0 + \frac{1}{6} * \Delta FL_0 y_1 + \frac{1}{3} * \Delta FL_1 y_1 \quad (4)$$

$$\Delta E_L = \frac{1}{3} * F_0 \Delta Ly_0 + \frac{1}{6} * F_0 \Delta Ly_1 + \frac{1}{6} * F_1 \Delta Ly_0 + \frac{1}{3} * F_1 \Delta Ly_1 \quad (5)$$

$$\Delta E_y = \frac{1}{3} * F_0 L_0 \Delta y + \frac{1}{6} * F_0 L_1 \Delta y + \frac{1}{6} * F_1 L_0 \Delta y + \frac{1}{3} * F_1 L_1 \Delta y \quad (6)$$

仅采用 SDA 方法虽然能够计算出不同因素对碳排放变化的影响，但不能清楚地地在产业链层面上表达这一影响。而将结构路径分析法（Structural path analysis, SPA）应用到环境投入产出模型中，能够将影响分解到生产链上，但仍然无法看到何种因素导致生产链碳排放发生变化。

Lenzon 等开发的结构路径分解法是由 SDA 和 SPA 结合而生成的方法(Wood and Lenzen 2009)，能够探究每条路径上的碳排放变化以及相应的影响因素。离散结构分解式再结合列昂惕夫矩阵的展开式，就能得到结构路径分解的分解式。比如 $F_0 L_0 \Delta y = F_0(I + A + AA) \Delta y = F \Delta y + F_0 A \Delta y + F_0 AA \Delta y$ 。

$$L = (I - A)^{-1} = I + A + A^2 + \dots$$

$$\begin{aligned} \Delta E = & \frac{1}{2} * \Delta F(y_0 + y_1) + \frac{1}{2} * (F_0 + F_1) \Delta y \} \text{一阶路径} \\ & \frac{1}{6} * \Delta F[A_0(2y_0 + y_1) + A_1(y_0 + 2y_1)] \\ & + \frac{1}{6} * [F_0 \Delta A(2y_0 + y_1) + F_1 \Delta A(y_0 + 2y_1)] \} \text{二阶路径} \\ & \frac{1}{6} * [(2F_0 + F_1)A_0 \Delta y + (F_0 + 2F_1)A_1 \Delta y] \\ & \frac{1}{6} * \Delta F[A_0 A_0(2y_0 + y_1) + A_1 A_1(y_0 + 2y_1)] \\ & + \frac{1}{6} * [F_0 \Delta AA_0(2y_0 + y_1) + F_1 \Delta AA_1(y_0 + 2y_1)] \} \text{三阶路径} \quad (7) \\ & \frac{1}{6} * [F_0 A_0 \Delta A(2y_0 + y_1) + F_1 A_1 \Delta A(y_0 + 2y_1)] \\ & \frac{1}{6} * [(2F_0 + F_1)A_0 A_0 \Delta y + (F_0 + 2F_1)A_1 A_1 \Delta y] \end{aligned}$$

本研究仅测算至三阶分解，多项研究表明，三阶分解已经能够囊括大多数关键排放路径。

3.2.3 空气污染物减排边际效应分析：回归模型

为了进一步解释碳政策对大气污染物排放的影响，本研究建立了一个多阶段的回归模型来估计碳政策的边际效应和基本机制。以排放限额和碳影子价格为代表的碳政策、末端去除率和产业结构变化，是影响大气污染物排放的主要解释变量。然而，在这个模型中，把碳政策作为唯一的关键解释因素，可能会忽略其他重要的变量，如能源价格和能源使用，这些变量可能与碳政策相互作用，影响大气污染物的排放。为了

避免这些遗漏变量造成的内生性，我们先对碳价格、能源价格和能源使用进行回归，然后将这个一级回归模型的拟合值作为第二步的主要解释变量(Zhu 2015)。此外，排放差距是通过从基准（BaU）情景中减去气候政策情景中的碳排放限制得到的。换句话说，以碳排放量为导向的政策被看作是基于数量的减排政策，直接旨在控制数量，并将产生影子价格，依次影响供给和需求。用“quantity”来缩写代表排放限额，用“shadow price”来代表碳影子价格，两者都可以用来代表碳政策。回归模型的第一阶段已被构建为公式 7，第二阶段则在公式 8 中表示。鉴于这两个公式的拟合值，最后一个阶段同时建立了公式 9 和 10。

$$\log(\text{CarbonPrice}_t) = \alpha_0 + \beta_{m,0} \cdot \log(\text{Energy Price}_{m,t}) + \gamma_0 \cdot \log(\text{EnergyUse}_t) + \varepsilon_t \quad (8)$$

$$\log(\text{EmissionGap}_t) = \alpha_1 + \beta_1 \cdot \log(\widehat{\text{CarbonPrice}}_t) + \vartheta_t \quad (9)$$

$$\text{AirPollutants}_{n,t} = \alpha_2 + \beta_2 \cdot \widehat{\text{CarbonPrice}}_t + \gamma_2 \cdot \text{EndPoint}_{n,t} + \delta_2 \cdot$$

$$\text{EnergyStructure}_t + \theta_2 \cdot \text{IndStructure}_t + \mu_{1,t} \quad (10)$$

$$\text{AirPollutants}_{n,t} = \alpha_3 + \beta_3 \cdot \widehat{\text{EmissionGap}}_t + \delta_3 \cdot \text{EnergyStructure}_t + \theta_3 \cdot$$

$$\text{IndStructure}_t + \mu_{2,t} \quad (11)$$

其中 m 和 n 区分了不同的能源类型和末端去除技术。α 是截距，β、γ 和 δ 是其解释因素的边际效应。ε 和 μ 是残差。T 定义了不同的时间阶段，本研究根据 NDC 承诺，将 2030 年作为碳峰值的分水岭。这将有助于证明在区分的时间范围内的不同影响。从多阶段回归模型中，我们定量地说明了单位碳价或碳减排量能够带来多少空气污染物的减排。此外，本研究还估算了其他重要变量的边际效应，包括能源结构变化、产业结构变化和终端技术效率。

3.2.4 情景设置与数据

如表 3-1 所示，本研究从两个维度设置了 6 个情景来探究碳减排与空气污染末端控制的影响。气候政策方面包括当前政策参考情景（BaU）、温升 2°C 和 1.5°C 三个情景，末端控制包括末端去除率控制在 2020 年的冻结情景（frozen）和延续现有控制力度的情景（CLE）。

表 3-1 粤港澳研究情景设置

场景	定义	气候目标	管道末端污染控制
----	----	------	----------

BaU_frozen	冻结的 BaU_提供了其他情景的参考点。它假定中国将实现其国家发展计划的承诺，空气污染物的末端控制将保持在 2020 年的水平。	二氧化碳 ₂ ，在 2030 年达到排放高峰，符合国家发展委员会的承诺。	管道末端清除率控制冻结在 2020 年的水平上
BaU_CLE	BaU_CLE 与 BaU_frozen 有着相同的能源和社会经济发展，但将部署更强大的管道末端控制技术。	二氧化碳 ₂ ，在 2030 年达到排放高峰，符合国家发展委员会的承诺。	目前已发布和即将发布的政策
2-degree_frozen	冻结 2 度_是为了追求 2 度的气候目标，并假定电力替代的速度和技术进步的水平高于 BaU。空气污染物的末端控制将保持在 2020 年的水平。	2-Degree	管道末端清除率控制冻结在 2020 年的水平上
2-degree_CLE	2 度_CLE 与 2 度_冷冻有相同的能源和社会经济发展，但将部署更强大的管道末端控制技术。	2-Degree	目前已发布和即将发布的政策
1.5-degree_frozen	1.5 度_冻结的目的是为了追求 1.5 度的气候目标，并假定电力替代的速度和技术进步的水平高于 2 度。空气污染物的末端控制将保持在 2020 年的水平。	1.5-Degree	管道末端清除率控制冻结在 2020 年的水平上
1.5-degree_CLE	1.5 度_CLE 与 1.5 度_冷冻的能源和社会经济发展相同，但将部署更强的管道末端控制技术。	1.5-Degree	目前已发布和即将发布的政策

该模型需要的数据包括基准年数据和未来情景数据两部分。

基准年方面，需要 2015 年粤港澳大湾区的投入产出表、能源平衡表、不同化石燃料的碳排放因子以及粤港澳大湾区空气污染物排放清单。通过与中国科学院广州能源研究所合作完成了投入产出表与能源平衡表的编制，不同化石燃料的碳排放因子来自 IPCC 相关报告，空气污染物排放清单来自暨南大学郑君瑜教授团队。

未来情景方面，需要未来 GDP、人口、产业规划等社会经济数据，以及低碳转型情景下的碳排放路径等数据。其中能源发展趋势设置部分参考了《粤港澳大湾区能源

转型中长期情景研究》（《粤港澳大湾区能源转型中长期情景研究》项目组 2020.9），碳排放路径综合参考了 IPCC 1.5℃ 特别报告。

各情景的总人口、技术进步率、GDP 相同。其中，总人口从 2015 年的 6600 万增长至 2050 年的 9300 万左右，年化增长率为 0.9% 左右。技术进步率用全要素增长率来表征，基本保持稳定在 3% 左右。GDP 增速参照国务院发展研究中心给出的未来年中国 GDP 增速预测，结合中科院能源研究所（广东）团队的研究，2015~2030 年粤港澳地区可以保持 6%~7% 的增长率，2030~2040 年保持 5%~6% 的增速，2040~2050 年保持 4.5%~5% 的增速，在全国属于增长较快，经济发展程度较高的区域。同时，人均 GDP 按美元计算，可以在 2050 年达到 8 万美元左右，达到发达水平。

3.3 未来温度目标减排情景模拟

3.3.1 能源消费和碳排放趋势

在没有任何碳排放限制的基准情景下（BaU），经济发展和人口增长的规模效应将刺激能源需求的增加，从而导致 2030 年前碳排放持续增加。随着发电结构的低碳化和人口增长的放缓，2030 年大湾区和中国其他地区的碳排放量将分别达到 5.41 亿吨和 116.7 亿吨的峰值。此后，到 2050 年，GBA 和 ROC 碳排放将分别下降到 4.02 亿吨和 90.2 亿吨（图 3-2b）。交通是粤港澳地区碳排放最大的贡献部门，占 2050 年总排放量的 31.2%，其次是发电（16.1%）和制造业（16.0%）（图 3-1b）。而电力部门是 ROC 最大的贡献部门，占 2050 年总排放量的 25.2%，其次是金属冶炼（17.6%）和交通（16.0%）

实现 1.5℃ 目标要求在 2037 年左右将碳排放减少到 2020 年的一半，这意味着能源系统的深刻变革。化石燃料消费逐渐被电力取代（图 3-1a）。2050 年，电力消费在最终能源消费总量中的比例将从 BaU 情景下的 36.6% 增加到 1.5℃ 情景下的 79.3%。同样，ROC 的电力消费将从 BaU 情景下的 24.5% 增加到 1.5℃ 情景的 78.4%。在 GBA 地区，服务业的电力需求占比最高，交通是电力需求增长的主要动力，反映了电动汽车的大规模普及。在 ROC，金属冶炼的电力需求占比最高，服务业是增量排放的主要驱动力。

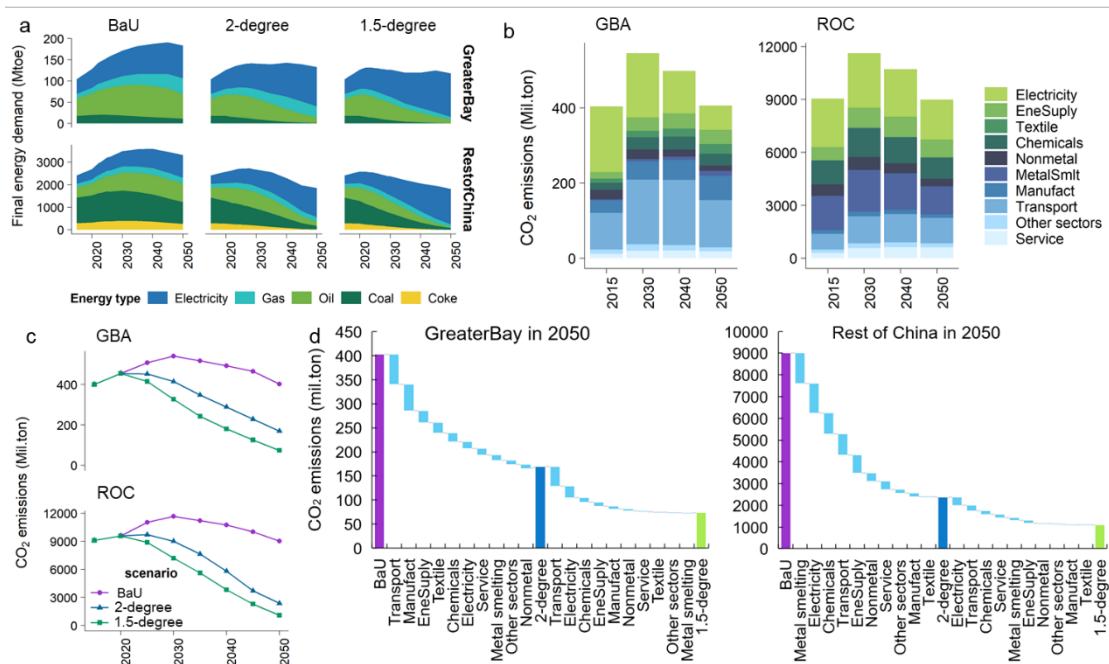


图 3-1 最终能源消费模式和二氧化碳排放

(a) 最终能源需求，(b) BaU 情景下各部门的二氧化碳排放，(c) 二氧化碳排放量，(d) 2050 年各部门的减排贡献

碳减排贡献部门存在明显的地区差异。如图 3-1d 所示，在 2050 年,与 BaU 相比，在 2°C 目标下，交通将是 GBA 中最关键的部门，贡献了 26.6%的减排量（62.0 百万吨），其次是制造业（23.4%，54.5 百万吨）。在 1.5°C 目标下，与 2°C 情景相比，交通仍是最大的减排部门（41.8%，39.9 百万吨），而发电部门的深度脱碳将进一步做出重大贡献。相比之下，在 ROC，在 2°C 情景下，金属冶炼是减排的最大贡献者（1419.0 百万吨，21.3%），其次是发电部门（1355.4 百万吨，20.4%）。进一步在 1.5°C 情景下，发电部门碳排放比 2°C 情景降低了 364.7 百万吨（28.6%），是重要的减排贡献部门。

3.3.2 产业结构变化与经济影响

基准情景下，到 2050 年 GBA 和 ROC 总产值将扩大为 2015 年的 6.0 和 5.3 倍，人均 GDP 增加到 92.2 和 46.3kUSD（图 3-2a）。随着生活水平和收入水平的提高，ROC 服务业占比加快增大，加快向服务业主导结构转型，第三产业占比由 2015 年的 51.9% 增加到 2050 年的 58.7%；而 GBA 地区则服务业呈现先快速扩充到相对饱和的趋势，第三产业占比由 2015 年的 61.6 %增加到 2050 年的 68.7%。与其他国际湾区不同的是，先

进制造业仍然是大湾区的重要组成部分，到 2050 年占比将超过 30%，这意味着粤港澳大湾区比其他湾区面临更大的环境压力。

在气候政策情景下，碳减排提高了能源使用成本，使得能源密集型产业成本上升，产量下降，使得经济系统总产出和 GDP 出现了不同程度的下降（图 3-2b, c）。2050 年 GBA 和 ROC 总产出分别降低 2.3%-3.7%和 3.6-4.9%，GDP 分别降低 3.3-4.3%和 1.8%-3.2%。从 GDP 组成来看（图 3-2d），GBA 和 ROC 政府支出普遍增加，按照凯恩斯主义的观点，政府支出是经济面临冲击时的重要支柱。省际调入调出、进出口和居民消费均出现了不同程度的降低。居民消费损失通常也可以被认为是气候减排成本的另一重要指标。2050 年粤港澳在 2°C 与 1.5°C 情景下，GBA 居民消费损失分别为 6.2%和 3.0%，ROC 分别为 1.5%和 0.3%，这是因为我们假设在 1.5°C 情景下，产业结构调整更快，能源转型更快，能源效率更高。

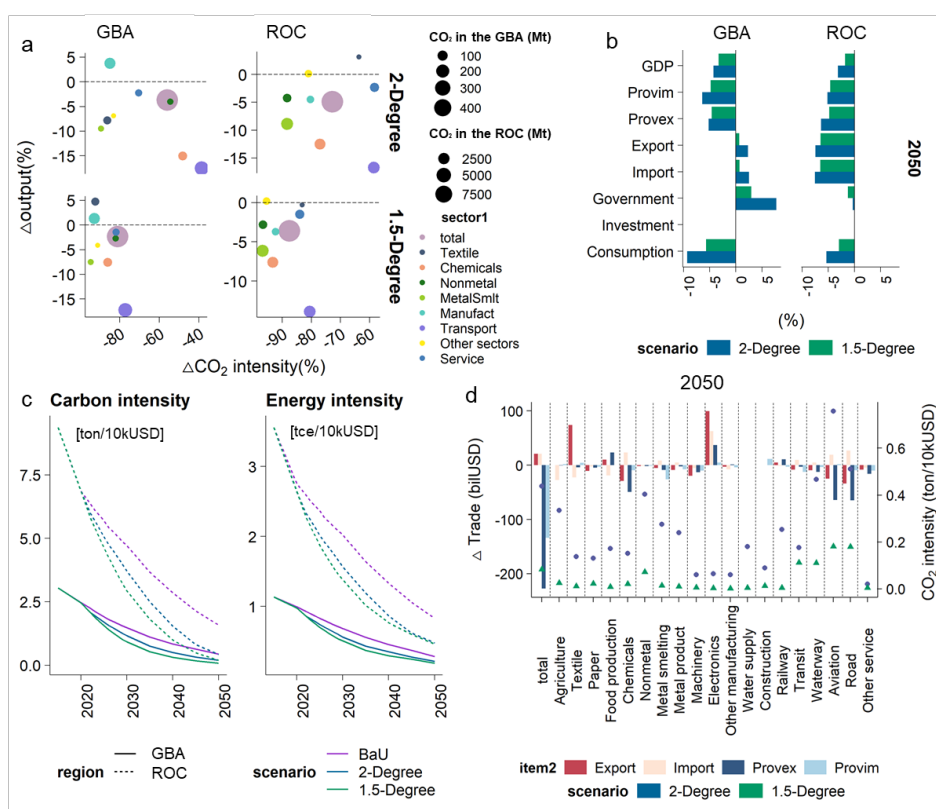


图 3-2 粤港澳产业结构与经济影响

(a) 2050 年 2°C 和 1.5°C 情景下的产出和碳强度变化；(b) 2050 年与 BaU 相比，1.5°C 情景下的 GDP 变化；(c) 碳和能源强度；(d) 与 BaU 相比，GBA 贸易（柱状图）和 CO₂ 强度（散点）变化

碳强度和能源强度这两个指标随着技术进步逐渐下降。GBA 的能源效率要高于 ROC，且在气候政策下会持续增加。在 1.5°C 气候情景下，相比于 2015 年，GBA 和 ROC 地区的碳排放强度在 2050 年会分别下降 11.6% 和 14.8%。从贸易上来看，GBA 地区碳强度较低而增加值较高的纺织业和电子产品出口增加，有利于降低 GDP 损失。而碳排放强度较高的水运和航空进口增加、省际调出显著降低，有利于缓解碳减排压力。

3.3.3 碳减排关键驱动因素分解

在时间尺度上来看，1.5°C 情景下能源强度的降低是两个地区最主要的减排驱动力，同时能源结构优化的贡献将逐渐增加，而总产出的增加是拉动碳排放增长最大的因素（图 3-3a）。具体来说，粤港澳地区能源强度的降低在 2015-2030、2030-2040 和 2040-2050 三个时间段分别贡献了 2.84、1.48 和 0.79 亿吨的二氧化碳减排量。

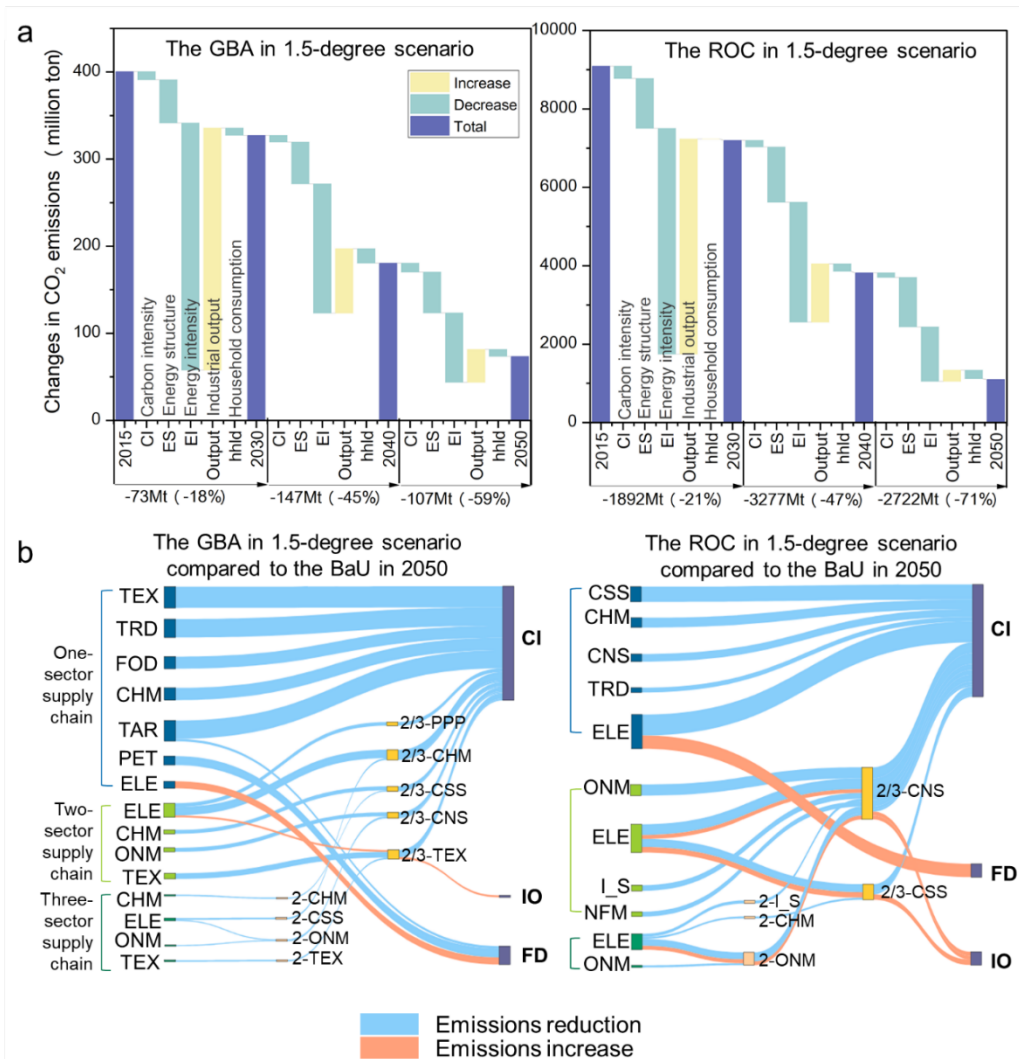


图 3-3 基于 (a) LMDI 方法和 (b) SPA 方法 1.5°C 情景下碳减排的关键贡献因素。在 b 中，左边的节点是提供原材料的供应部门（不同颜色区分不同部门数量的供应链），数字符号代表行业在供应链中的位置（例如数字“2”或“3”代表该部门在供应链中处于第二或第三位置），供应链末端的部门是最终需求部门。“CI”代表碳强度效应，“IO”代表投入-产出系数变化效应，“FD”代表最终需求效应。

在部门角度，两个地区最重要的减排因素都是各部门碳排放强度（CI）的降低，但产业链层面减排路径差异显著。本研究进一步使用 SPD 方法对于 2050 年 1.5°C 情景和 BaU 情景间的碳排放变化进行了结构路径分解，得到了引发碳排放变化的核心供应链。在 GBA，纺织品（TEX）、公路运输（TRD）和航空（TAR）是核心减排部门，由二氧化碳排放强度变化引发的直接二氧化碳减排量分别为 13.5，11.7，11.6 百万吨。相反，在 ROC，电力（ELE，3.8 亿吨）、服务（CSS，247）、化工（CHM，175）和建筑（CNS，137）部门对直接碳减排贡献最大。由于电力行业碳排放强度的降低，从

电力行业（ELE）到服务行业（CSS）的供应链可以在 GBA 中减少 5.3 百万吨碳排放（图 3-3b）。而在 ROC，从电力部门（ELE）到建筑部门（CNS）的供应链减少了 1.95 亿吨的碳排放。此外，一个关键的三阶供应链，从电力部门到非金属到建筑（ELE-ONM-CNS），减少了 1.25 亿吨的碳排放。

与碳强度效应（CI）的关键贡献相比，投入产出系数（IO）和最终能源需求（FD）这两种因素对于碳排放变化的影响在两个地区都相对不大。投入产出系数变动效应对于 GBA 和 ROC 地区碳排放的影响分别为 CI 效应的 2.7%和 16.4%，最终需求效应对于 GBA 和 ROC 地区碳排放的影响仅为 CI 效应的 9.4%和 4.1%。具体来说，例如在 ROC 地区，CSS 对于电力部门需求增加导致了相应供应链上碳排放增加了 99 百万吨。在 GBA，从电力到其他部门的中间投入的增加也导致了碳排放的轻微增加。

3.3.4 气候政策对于大气污染物的影响

（1）气候政策对于大气污染物的协同减排效应

如果没有进一步的气候政策和末端控制（BaU_forzen），随着能源消费结构与社会经济活动水平的变化，粤港澳地区 NO_x 、 SO_2 、VOCs、 NH_3 和一次 $\text{PM}_{2.5}$ 排放将是 2015 年水平的 0.73、0.81、3.91、2.66、和 1.10 倍。而在施加了碳减排的约束条件后，空气污染物排放出现了不同程度的下降（图 3-4a）。如图 3-4b 所示， NO_x 、 SO_2 与碳减排的协同程度较高，这两种污染物主要来源于交通与发电部门化石能源的燃烧，气候情景下协同减排效益较大。而 VOCs、 NH_3 、一次 $\text{PM}_{2.5}$ 与碳减排协同效果较差，主要来自于过程排放，依赖于末端减排控制。这一结果表明末端控制措施仍然重要，尤其是在没有气候政策的情况下。随着气候目标和末端控制变得更加严格，不同空气污染物的部门排放占比也将发生变化。例如，如果仅依靠气候政策，即在 1.5-degree_frozen 下，随着交通的电气化，工业过程排在总排放中的比例将持续增加，从 2015 年的 67.9%增加到 2050 年的 98.4%。

在 CGE 模型中，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。

考虑到协同减排效果和单位减排成本，本章进一步确定了在减排时具有较高优先级的部门（图 3-4b）。结果发现，减排成本较低的部门通常协同减排效果也较高，这意味着针对性的协同治理有助于降低减排成本。例如，对于 NO_x ，在 1.5-degree_frozen 情景下，交通部门，包括水运（对应 TWT）和公路运输（TRD），具有最高的协同效应和较低的成本，而航空（TAR）和金属冶炼（MET）部门的成本最高。相反，纺织品（TEX）、铁路（TRL）、食品生产（FOD）和发电（ELE）部门由于产量增加而产生负的减排成本。就 SO_2 而言，水运部门的协同效应最高，减排成本最低，而非金属（ONM）和纺织部门（TEX）也是贡献较大、减排成本较低的关键部门。对于 VOCs，道路运输的协同作用最大，成本最低，同时我们注意到二氧化碳和 VOCs 之间存在一些权衡，电子产品（ELP）生产的增加可能会导致 VOCs 的增加。对于 NH_3 ，农业部门（AGR）的贡献更大，协同程度更高，成本更低。对于一次 $\text{PM}_{2.5}$ 排放，非金属、运输和建筑（CNS）存在协同效益。

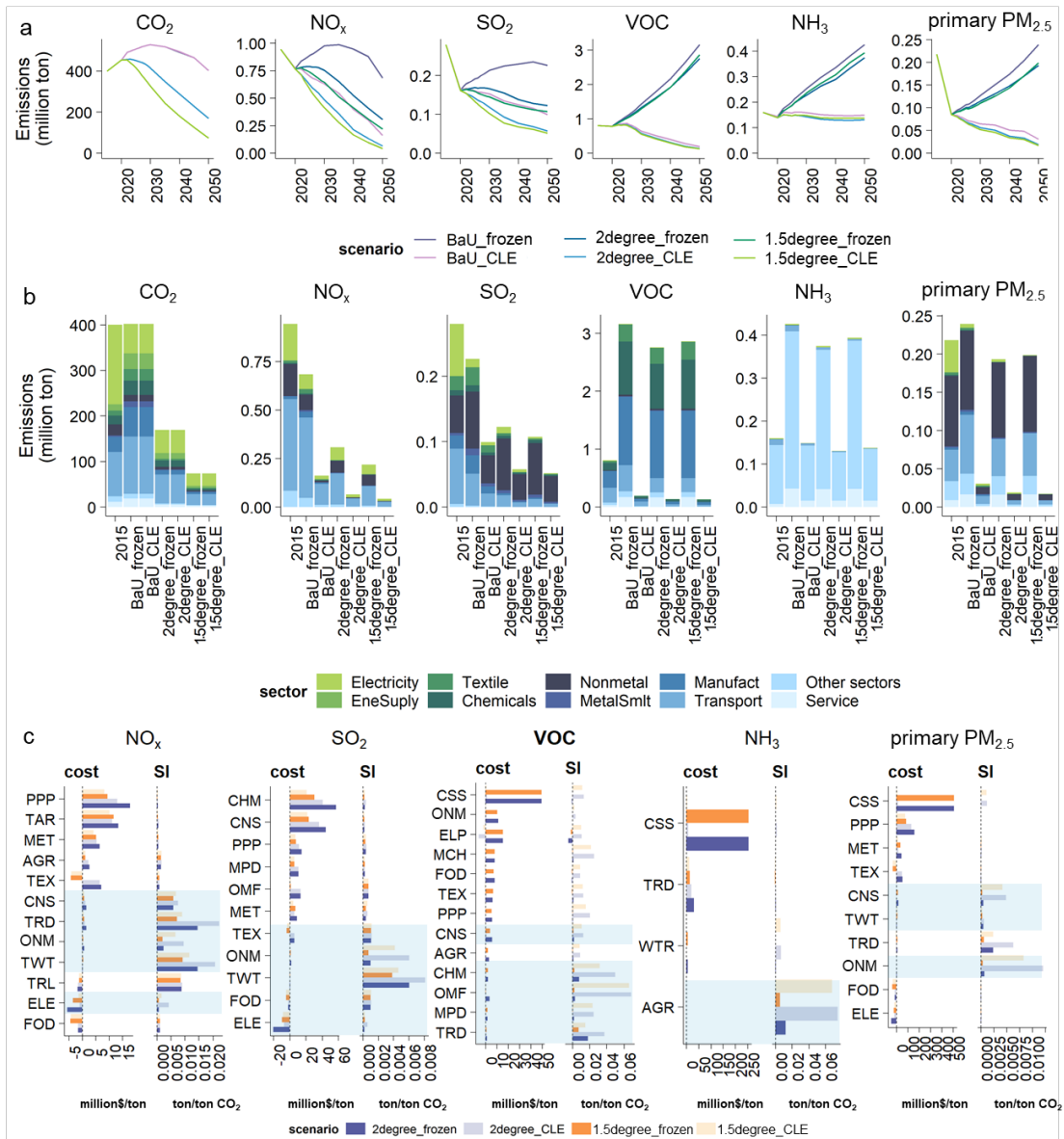


图 3-4 GBA 地区大气污染物排放和减排成本

(a) 总排放趋势，(b) 2015 年和 2050 年所有情景下的分部门排放，(c) 2050 年减排成本和协同效应指数。其中单位减排成本被定义为每单位减排量的部门产出损失。协同指数 (SI) 定义为部门空气污染物减排量与二氧化碳减排量的比率。这里为了避免极端值的出现，我们删除了在 BaU_frozen 情景下排放贡献小于 1% 的部门。这里蓝色阴影所覆盖的部门占总排放量的 5% 以上，具有高度的协同效益和较低的减排成本。

(2) 气候政策对于空气污染物的边际效应

本节计算了基于 CLE 假设的 1.5°C 和 2°C 下，碳政策和其他解释因素对五种空气污染物排放的边际影响。碳影子价格对能源价格和能源使用的影响的回归结果 (表 3-2) 表明，碳影子价格上升 1% 将刺激煤炭价格上升 0.1%，其他能源价格略有下降，这将导

致最终能源使用下降 0.09%，并影响能源密集型工业活动。由此，空气污染物的排放将受到影响。

更严格的气候政策将对空气污染物减排产生更显著的影响。从 2030 年到 2050 年，在 2°C 情景下，碳影子价格增加 1%，NO_x 降低 0.51%，而在 1.5°C 情景下，NO_x 降低 0.63%（表 3-3）。此外，我们发现碳影子价格不同阶段的影响大小不一。例如，在 1.5°C 情景下，2015-2030 年期间碳影子价格每 1% 的边际增长可能导致一次 PM_{2.5} 排放降低 0.25%，而在 2030-2050 年期间将增加至 0.51%。在 VOCs 和 NO_x 方面也有同样的发现。然而，碳价对二氧化硫的影响与其他空气污染物相反。在 2015 年至 2030 年期间，其协同效益更强，部分原因可能是由于近期采取大量治理措施导致边际效应下降。影子价格对 VOCs 排放的边际效应在 2015 年到 2030 年之间较小，而在 2030 年后为 -0.5%，表明与碳减排之间存在权衡影响。此外，气候政策对 NO_x 和 NH₃ 排放的边际效应只在 2030 年后存在统计学意义，意外的是，碳影子价格增加 1% 也能使 NH₃ 增加 0.01%，这可能是减缓成本较高造成的（图 3-4c）。

在 2030 年后，末端去除对于一次 PM_{2.5}、SO₂、NO_x 和 NH₃ 减排起着更重要的作用，特别是在相对不严格的 2°C 温升情景下。例如，从 2030 年到 2050 年，在 1.5°C 情景下，末端去除率增加 1% 将减少 1.8% 的 SO₂ 排放，1.8% 的 NO_x 排放，以及 0.35% 的 NH₃ 排放。然而，在 2°C 情景下时，其边际效果将增加至 2.5%、2.1% 和 0.48%。此外，末端去除对 VOCs 的影响是模糊的，可能是因为 GBA 仍然有较多的化工产业，2030 年的排放与 2015 年相比几乎没有变化（图 3-4）。

表 3-2 2015~2030 年粤港澳地区气候政策对于空气污染物的边际影响

Climate target	Variable	Primary PM _{2.5}	SO ₂	VOCs	NO _x	NH ₃
1.5C°	Carbon shadow price	-0.25*	-0.29**	-0.12	0.03	0.07
		(0.13)	(0.12)	(0.36)	(0.37)	(0.08)
	EndofPipe _n	0.05	0.51	0.08	-0.83	-0.04
		(1.60)	(0.79)	(0.82)	(1.10)	(0.16)
	EnergyStructure	-11	-14	-18	4.3	3
		(29.00)	(30.00)	(54.00)	(44.00)	(11.00)
	IndStructure	0.67	0.03	-0.11	0.77	-1.50**
		(1.50)	(1.50)	(2.60)	(2.20)	(0.57)
	Constant	5.10	4.10	6.80***	9.40***	4.80***
		(6.10)	(2.70)	(1.50)	(2.60)	(0.20)
	Observations	13	13	13	13	13
	Adjusted R ²	0.90	0.87	0.04	0.80	0.73

Climate target	Variable	Primary PM _{2.5}	SO ₂	VOCs	NO _x	NH ₃
	F Statistic	30.0***	21.0***	1.1	13.0***	9.3***
2C°	Carbon shadow price	-0.1 (0.12)	-0.1 (0.10)	0.01 (0.31)	0.16 (0.16)	0.07 (0.05)
	EndofPipe _n	-1.7 (1.30)	-0.39 (0.53)	-0.18 (0.59)	-0.96** (0.41)	-0.04 (0.08)
	EnergyStructure	0.25 (32.00)	-0.56 (25.00)	-13.00 (62.00)	0.23 (35.00)	0.19 (14.00)
	IndStructure	1.1 (1.10)	0.53 (0.88)	0.32 (2.20)	0.62 (1.30)	-1.40** (0.50)
	Constant	12.00** (4.90)	7.00*** (1.70)	7.20*** (0.87)	9.30*** (0.86)	4.80*** (0.09)
	Observations	13	13	13	13	13
	Adjusted R ²	0.90	0.88	-0.07	0.84	0.65
	F Statistic	29.0***	22.0***	0.8	17.0***	6.5**

Notes: values in the first line are estimators of β , γ , δ , and θ . Values in parentheses are stand errors. Stars are the level of significance in the t-test. The p-value classification are: *p<0.1; **p<0.05; ***p<0.01

表 3-3 2030~2050 年粤港澳地区气候政策对于空气污染物的边际影响

Climate target	Variable	Primary PM _{2.5}	SO ₂	VOCs	NO _x	NH ₃
1.5C°	Carbon shadow price	-0.51*** (0.10)	-0.07*** (0.01)	-0.50*** (0.10)	-0.63*** (0.11)	0.02*** (0.01)
	EndofPipe _n	1.60 (2.20)	-1.80*** (0.08)	-1.10 (0.88)	-1.80** (0.66)	-0.35*** (0.04)
	EnergyStructure	0.82 (0.91)	0.05 (0.23)	0.13 (3.20)	1.4 (2.50)	0.04 (0.19)
	IndStructure	3.90** (1.70)	0.67 (0.46)	3.3 (6.50)	0.67 (5.20)	-1.00** (0.38)
	Constant	-0.14 (9.00)	12.00*** (0.29)	14.00*** (3.10)	17.00*** (2.10)	6.20*** (0.12)
	Observations	20	20	20	20	20
	Adjusted R ²	0.99	1.00	0.94	0.98	0.92
	F Statistic	478.0***	2016.0***	71.0***	247.0***	56.0***
	2C°	Carbon shadow price	-0.16*** (0.05)	-0.06*** (0.02)	-0.55*** (0.06)	-0.51*** (0.06)
EndofPipe _n		-6.20*** (1.20)	-2.50*** (0.18)	-0.67 (0.59)	-2.10*** (0.36)	-0.48*** (0.04)
EnergyStructure		4.3 (2.70)	1.1 (1.20)	5.50 (5.00)	7.10* (3.60)	0.00 (0.41)
IndStructure		2.5 (3.10)	0.06 (1.30)	-0.18 (5.70)	-1.60 (4.20)	-0.86* (0.48)

Climate target	Variable	Primary PM _{2.5}	SO ₂	VOCs	NO _x	NH ₃
	Constant	31.00*** (4.90)	15.00*** (0.68)	12.00*** (2.10)	17.00*** (1.20)	6.70*** (0.12)
	Observations	20	20	20	20	20
	Adjusted R ²	0.98	0.99	0.97	0.99	0.96
	F Statistic	255.0***	586.0***	151.0***	533.0***	122.0***

Notes: values in the first line are estimators of β , γ , δ , and θ . Values in parentheses are stand errors. Stars are the level of significance in the t-test. The p-value classification are: * $p < 0.1$; ** $p < 0.05$; *** $p < 0.01$

3.3.5 讨论与政策建议

实现气候减缓目标将对经济、能源和环境产生深远影响。基于 CGE 模型，结合分解和回归方法，本研究动态模拟了大湾区和中国其他地区未来社会经济发展趋势和产业层面的碳和大气污染物排放路径，并分析了减排背后的关键因素、部门和影响机制。本研究结果表明：

(1) 气候政策将对经济产生巨大影响，2050 年大湾区和中国其他地区的总产出分别减少 1.3% 和 3.8-3.9%，GDP 分别减少 1.9-2.0% 和 2.4%-2.7%。

(2) 大湾区和中国其他地区的碳排放结构存在明显的差异。交通和电力是分别对其碳排放贡献最大的部门。能源强度和能源结构转型是大湾区和中国其他地区减少碳排放的最重要因素，而且后者随着时间的推移变得越来越重要。

(3) 对于大气污染物，我们确定了优先协同治理的行业，对于氮氧化物为非金属、建筑、道路交通、水运和电力；二氧化硫为非金属、水运、食品生产和电力；挥发性有机物为化学工业、金属制品和道路交通；氨气为农业，一次 PM_{2.5} 为建筑、道路交通和非金属。

(4) 在不同的时间节点，重点减排行业有着显著转移。在短中期，电力、工业燃烧源、工业过程源和道路交通是大气污染物排放的关键来源；然而，在中长期尺度下，随着低碳转型推进，电力和工业燃烧源经历了重大的清洁转型，工业过程源、居民服务业和道路交通成为重点减排部门。

(5) 能源和气候政策有助于减少一次 PM_{2.5}、SO₂、VOCs 和 NO_x 的排放，特别是在 2030 年之后。此外，更严格的气候政策，如 1.5°C，可以带来比 2°C 更显著的共同利益。末端去除措施在空气污染物减排中仍然发挥着相对重要的作用，但其程度取决于污染物和时间范围。

本研究也有一些局限性。首先，本研究使用的 IMED|CGE 模型考虑了非化石能源发电，但只是作为一个大类，而没有区分非化石能源的具体类型，因此对能源间的替代作用模拟不足。其次，本研究中工业过程相关空气污染物排放简化为由产出驱动。第三，本模型没有考虑控制大气污染物的成本，但与深度脱碳的过渡成本相比，末端控制措施的技术成本通常很小。

总之，本研究的结果揭示了气候政策和空气污染之间的影响机制，为协同治理提供了宝贵的见解：

(1) 经济损失和减少碳排放的压力可以通过出口高附加值、低碳排放强度的产品来部分解决，但需要注意它们造成的空气污染物排放，如电子产品制造中的 VOCs 排放。

(2) 发达的交通网络是大湾区经济发展的纽带和支撑，但它也是碳排放最高的部门，同时也排放了大量的氮氧化物、二氧化硫、挥发性有机物和一次 PM_{2.5}。为了实现交通部门的减排，需要采取各种措施，如提高排放标准，增加电气化和促进公共交通。

(3) 降低能源强度，即提高能源使用效率和优化产业结构，是减少碳排放的重要动力。因此，政府应加大对科技创新的支持，加快制造业结构调整，发展先进制造业。气候政策对大气污染物的协同减排效果将更加显著，要注意协同控制，优先考虑重点行业，降低减排成本。

(4) 大力推进能源结构转型，是实现气候目标与空气质量改善的重要举措。政府应加大对能源技术创新的支持，推动新能源、节能等领域的技术研发和推广，促进能源互联网建设，可以加大对能源的节约和管理力度，通过制定能源效率标准、建立能源管理体系等措施，推动能源结构转型又快又好地落实。

第四章 粤港澳大湾区未来多情景下排放及 O₃ 浓度路径分析

4.1 未来多种情景下大湾区排放及 O₃ 浓度变化路径

自 2013 年颁布并实施“大气十条”以来，我国重点城市的年均 PM_{2.5} 浓度大幅下降。至 2019 年，GBA 各个城市年均 PM_{2.5} 均值已达到我国一级标准（35 μg/m³）。GBA 地区经济持续快速发展的同时，也在努力探索大气污染防治之道的过程中取得优异成绩，作为改革开放的先行地，给国家重点城市群的 PM_{2.5} 污染防治树立了标杆。然而在线监测数据表明，我国近地面大气臭氧浓度呈现逐年上升的趋势，且在臭氧污染严重的 4-10 月，我国重点城市群（京津冀、长三角、珠三角和汾渭平原）的 O₃ 浓度升幅明显高于我国平均水平。2019 年我国大陆 337 个城市臭氧浓度年评价价值平均为 161 μg/m³，臭氧超标天数平均值为 28 天。其中，珠三角地区臭氧年评价价值区域平均值为 186 μg/m³，超标天数超过 50 天；香港特别行政区的臭氧浓度年评价价值虽然略低于国家二级标准限值（GB3905-2012，160 μg/m³），但相比前一年，该指标仍处于上升趋势。

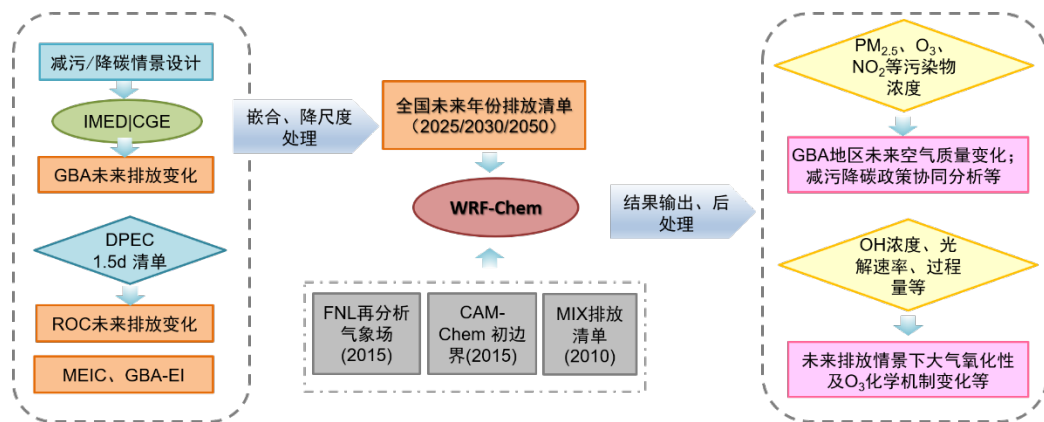


图 4-1 多种情景下未来 GBA 地区排放及污染变化路径研究技术路线

作为我国经济发展及大气污染防治的“排头兵”，GBA 地区面临的 PM_{2.5} 与 O₃ 协同治理的困境具有代表性和前瞻性。伴随我国“双碳政策”的逐步实施，在能源转型和产业结构调整的驱动下，考虑到我国大气污染物与温室气体“同根同源”，未来 GBA 地区的一次污染排放也将会大幅缩减，由此驱动的这一地区未来空气污染的变化，尤其是前期 O₃ 污染的变化以及长期评估 O₃ 与 PM_{2.5} 的达标情况也需要纳入政策决策的考虑。

图 4-3 显示了本研究中 WRF-Chem 模式的模拟区域。模式使用兰伯特投影下 27km×9km 两层嵌套网格，外层母网格模拟区域大小为 179（东西向）×149（南北向）格点，几乎覆盖整个中国；嵌套的子网格覆盖了整个广东省及部分周边区域，大小为 105（东西向）×87（南北向）网格。模式垂直方向分 38 层，模拟第一层污染物浓度高约 10 m。

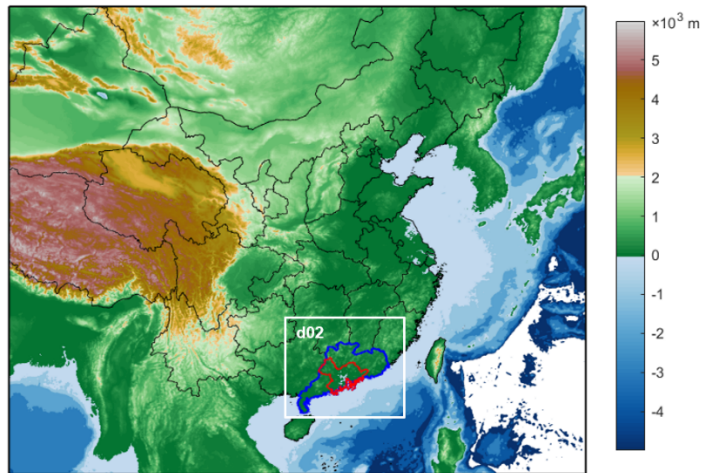


图 4-3 WRF-Chem 模式模拟的区域和排放设置。图中显示的范围为模拟设置的 d01 区域，白色框线框定的区域为 d02 区域。蓝线框定的区域（广东省）的人为排放采用 GBA-EI 清单数据，红线框定的区域输入的人为排放在 GBA-EI 清单的基础上，根据 CGE 对基准年份排放的模拟结果进行了修正。中国其余地区的排放则采用 MEIC 清单。

表 4-1 WRF-Chem 模式设置

模式分辨率	水平分辨率（双层嵌套）：27km, 9km 垂直分层：38 层
气象初始/边界条件	FNL 再分析资料
化学初始/边界条件	CAM-Chem 数据
土地利用数据	MODIS 2015
生物质燃烧排放	NCAR 火点排放清单（FINN）
长波辐射方案	RRTM
短波辐射方案	Noah
边界层参数化方案	MYJ 方案

近地层参数化方案	Eta 方案
积云对流参数化方案	New Grell 方案 (G3)
城市下垫面	3-category UCM
气态化学方案	GBMZ 方案
气溶胶化学方案	MOSAIC (4bins)
光化学方案	Fast-J 方案
SOA 生成方案	Simple SOA 方案

表 4-1 所示的设置是本研究所采用的最优模拟设置。其中，土地利用数据的更新和边界层参数化方案从非局地闭合的 YSU (Yonsei University Scheme, Hong et al., 2006) 方案更换为 MYJ (Mellor-Yamada-Janjić, Janjić, 1990, 1994) 方案，对近地面 O₃ 模拟的高估，尤其是夜间的高估有很大的改善，使得 d02 区域内 2015 年 10 月 O₃ 平均模拟浓度从 89.6 μg/m³ (高估站点观测 38%) 降至 77.3 μg/m³ (高估 19%)，PM_{2.5} 的月平均模拟浓度从 23.0 μg/m³ (低估站点观测 45%) 提升至 27 μg/m³ (低估 35%)。模式中化学机制选用 CBMZ (Carbon-Bond Mechanism Z; Zaveri and Peters 1999) 气相化学机制耦合四个干直径范围的气溶胶化学方案 MOSAIC 4bins (Model for Simulating Aerosol Interactions and Chemistry; Zaveri et al., 2008. 4 个 bin 的直径范围分别为 0.039~0.156, 0.156~0.625, 0.625~2.5 和 2.5~10.0 μm)，并且在 MOSAIC 气溶胶化学模块中加入了细颗粒物表面的硫酸盐非均相生成过程，以改进二次无机气溶胶及其前体物的模拟 (Chen et al., 2016)。模式中气象场的初始和水平边界条件采用来自全球资料同化系统 (GDAS) 的最终分析场 FNL 数据 (1°×1°，每 6 小时编译一次)；化学初始和边界条件使用 NCAR 地球系统模型 (CESM) 中的 CAM-Chem 模式的输出数据。

基准模拟中，在中国区域的人为源排放使用 2015 年清华大学的中國多尺度排放清单 (MEIC, <http://www.meicmodel.org/>) 的排放数据，其中农业氨排放采用 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分辨率数据，GBA 地区的人为排放则更新为 CGE 模型基于大湾区排放清单 (GBA-EI, Huang et al., 2021; Sha et al., 2021) 得到的 2015 年排放数据，广东其余地区则采用 GBA-EI 清单。不同区域范围的清单使用如图 3 所示。排放清单的使用细化进一步改善了模型对 GBA 地区近地面 O₃ 的模拟效果，将模式对其的高估降低为 8% (O₃ 月平均浓度模拟结果为 70.1 μg/m³)。

在对未来情景的模拟中，GBA地区的排放使用IMED|CGE模型的预测结果，基于GBA-EI清单在这一区域的空间分布进行格点化降尺度，而GBA之外的中国区域的排放则使用1.5°C目标情景下的DPEC清单产品（Tong et al., 2020）。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），对未来情景的模拟不考虑这部分排放的变化。模式中生物源排放采用自然排放气体和气溶胶模式（MEGAN; Guenther et al., 2006）在线计算；生物质燃烧排放清单则使用NCAR的FINN程序计算生成（Wiedinmyer et al., 2011）。

将PM_{2.5}组分的模拟结果与这一区域的观测结果进行比较，发现模式低估了有机气溶胶组分的浓度及其占比，这可能是由于目前所使用的气溶胶化学方案未考虑二次有机气溶胶（SOA）的生成（Cui et al., 2015）。本研究参考GEOS-Chem模型中所使用的简单SOA方案（Simple SOA scheme; Pai et al., 2020; Miao et al., 2021），在WRF-Chem模式中添加了相应的计算模块，用人为及生物质燃烧的CO排放、植被的异戊二烯（ISOP）和单萜烯（TERP）排放来计算SOA的生成，并将其添加至有机气溶胶OC的排放中，参与后续的传输及物理化学过程计算。如图4-4所示，1.5%的ISOP与5%的TERP在排放之后直接生成SOA，而植被在近地面的1.5% ISOP排放、5% TERP排放，以及近地层内6.9%的人为CO排放与1.3%生物质燃烧CO排放将转化为二次有机气溶胶的前体物SOAP。在该方案中设置两种SOAP生成SOA的机制可供选择，第一种为设置SOAP的生命时间 τ 为一天，在每个时间步长 dt 内，将会有 $(1 - e^{-\frac{dt}{\tau}})$ 比重的SOAP转化为SOA；第二种则是考虑OH自由基与SOAP生成SOA的速率，在计算中加入OH自由基浓度设置动态的生命时间。简单SOA生成机制的加入及排放清单的细化大幅提升了WRF-Chem对GBA地区近地面PM_{2.5}模拟的准确性，使其模拟月平均值（38.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）与观测结果（41.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）较为接近。由于颗粒物可通过散射或吸收太阳辐射改变光解速率和颗粒物表面非均相化学反应两种途径来影响臭氧浓度（Zhu et al., 2019; Jia et al., 2017），简单SOA方案的加入在增加了近地面PM_{2.5}模拟浓度的同时，也改变了对GBA地区O₃的模拟结果，进一步修正了模式对这一地区近地面O₃的高估。

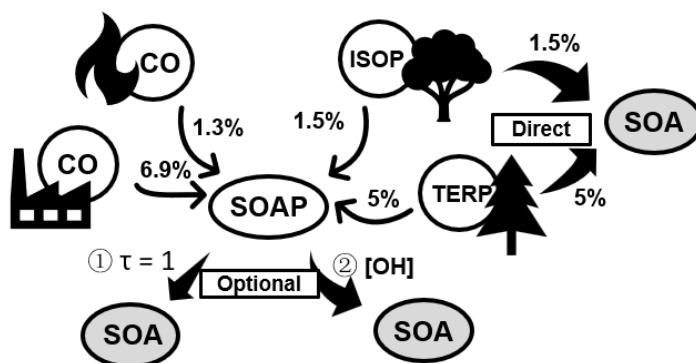


图 4-4 Simple SOA 方案示意图。其中 ISOP、TERP、SOAP 分别表示异戊二烯、单萜烯及二次有机气溶胶前体物。①和②标记了从 SOAP 生成 SOA 的两个可选方案。

图 4-5 展示了上述最佳模拟方案得到的 d02 区域近地面 O₃ 与 PM_{2.5} 模拟浓度的空间分布，与观测结果能较好地吻合。同时，模式也能很好地捕捉到 GBA 地区这两种污染物浓度的时间序列，对 O₃ 和 PM_{2.5}，模拟与观测时序的相关系数分别为 0.84 和 0.59。基准试验模拟结果的改进提升了模式的可信度，有利于在对未来情景的探究中得到更为准确的结果，以便对政策的建立和实施提供更加精确的理论支持和更科学合理的决策建议。

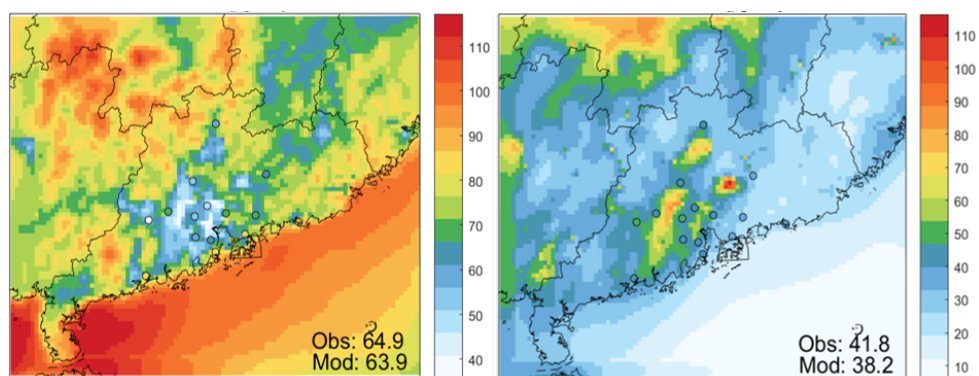


图 4-5 基准情景（2015 年 10 月）模式模拟月平均近地面 O₃（左）与 PM_{2.5}（右）浓度与观测（圆点）的对比。Obs 与 Mod 数值分别对应站点平均的观测与模拟（d02 区域）月平均浓度。

表 4-2 WRF-Chem 模拟实验设置

试验名称	年份	政策方案
Base	2015	MEIC2015+Zheng+CGE 2015
1.5-Degree_frozen-25	2025	仅考虑气候政策，末端去除率保持现有水平不变
1.5-Degree_frozen-30	2030	
1.5-Degree_frozen-50	2050	
BaU_CLE-25	2025	考虑按照现有污染防治政策加大末端污染控制强度，气候政策保持现有水平不变
BaU_CLE-30	2030	
BaU_CLE-50	2050	
1.5-Degree_CLE-25	2025	同时考虑严格气候政策与末端污染控制强度加大
1.5-Degree_CLE-30	2030	
1.5-Degree_CLE-50	2050	

4.3 未来情景下大湾区分部门排放变化

基于 3.2.4 小节中的气候目标和末端控制情景设置，本章使用 IMED|CGE 模型输出的 GBA 地区的排放为这一地区各个行业的未来年排放总量，结合大湾区排放清单（GBA-EI）的空间分布信息进行降尺度处理，生成对应分辨率的格点排放数据，来驱动 WRF-Chem 模型对未来情景空气质量的模拟。为匹配部门分类，首先将 CGE 所考虑的 26 个产业归总到能源、工业、交通、居民和农业五个部门中。其中，原油、天然气、汽油、人造煤气、纺织、造纸、食物生产、化工、金属冶炼、金属产品、非金属生产、机械、电子、其它制造业、供水、建筑等行业归总至工业部门，铁路、航空、货运、公路交通、水路及管道运输归总至交通部门，家庭与其它服务业排放归总为居民部门排放，而农业和发电行业则分属农业部门和能源部门。

图 4-6 展示了基准年及所选取的 3 种未来政策方案（与 3.2.4 节中对应名称的方案设置相同，详见表 4-2）情景下，NO_x、SO₂、NH₃、PM_{2.5} 和 VOCs 的一次排放总量变化，并使用不同的颜色区分了不同部门的排放贡献。可以看到，仅考虑气候政策（1.5-Degree_frozen 情景）与仅加强末端污染治理管控（BaU_CLE 情景）在短期和长期所带来的 NO_x 与 SO₂ 的减排程度相当，到 2050 年分别减少了 77.4%/77.9%（1.5-Degree_frozen-50/BaU_CLE-50，相比于 2015 年排放，下同）和 60.8%/60.9% 的人为 NO_x 和 SO₂ 排放。在仅考虑气候政策的情景中，一次 PM_{2.5} 的排放在短期内（2025 年之前）有较为明显的下降（相比 2015 年减排约 39%），主要是能源结构的转型减少了能

源及高耗能产业（主要集中在工业和交通部门）的一次污染排放；然而中长期来看，随着能源结构转型的完成，经济增长与能源使用实现脱钩，人们需求的增加导致工业部门、交通部门及居民部门的产值增加，由于 frozen 情景将末端去除率固定在现有水平，生产过程中产生的一次排放也随之增加，使得 GBA 地区一次 PM_{2.5} 的排在 2025 年之后不降反增。至 2050 年，1.5-Degree_frozen 情景下 GBA 地区 PM_{2.5} 的排放相比 2015 年增长了约 23%。同样，由于 VOCs 排放主要来源于工业及居民部门的生产过程，NH₃ 排放主要来自于农业及畜牧业生产过程，受气候政策的影响较小，且当前我国尚且缺乏有效的 VOCs 与 NH₃ 排放的控制措施，从而其排放从短期到长期呈现逐渐增加的态势。到 2050 年，GBA 地区的 VOCs 与 NH₃ 排放将分别相比基准排放水平增加 222.7% 和 12.8%。1.5-Degree_frozen 情景下 NO_x 与 VOCs 排放呈现相反的变化趋势，使得 GBA 地区在这一情景下未来 O₃ 污染的变化以及 O₃ 对这两种前体物的敏感性变化有较大的不确定性；此外，NH₃ 与 VOCs 人为排放的增加可能会改变 GBA 地区 PM_{2.5} 的浓度和组分。在仅考虑增强末端污染管控的情景中（BaU_CLE），工业及交通部门的一次 PM_{2.5} 及 VOCs 排放在中短期内都得到了有效控制，GBA 地区一次 PM_{2.5} 的排放总量在 2025 年便下降到基准年的 48%，到 2050 年，一次 PM_{2.5} 的排放进一步降低为基准年排放水平的 24%；虽然短期内工业产值与末端去除率增速的竞争使得 GBA 地区 VOCs 总排放量略有上升（相比 2015 年排放升高了约 4%），但严格的末端管控政策到 2050 年依然实现了 73% 的 VOCs 减排。

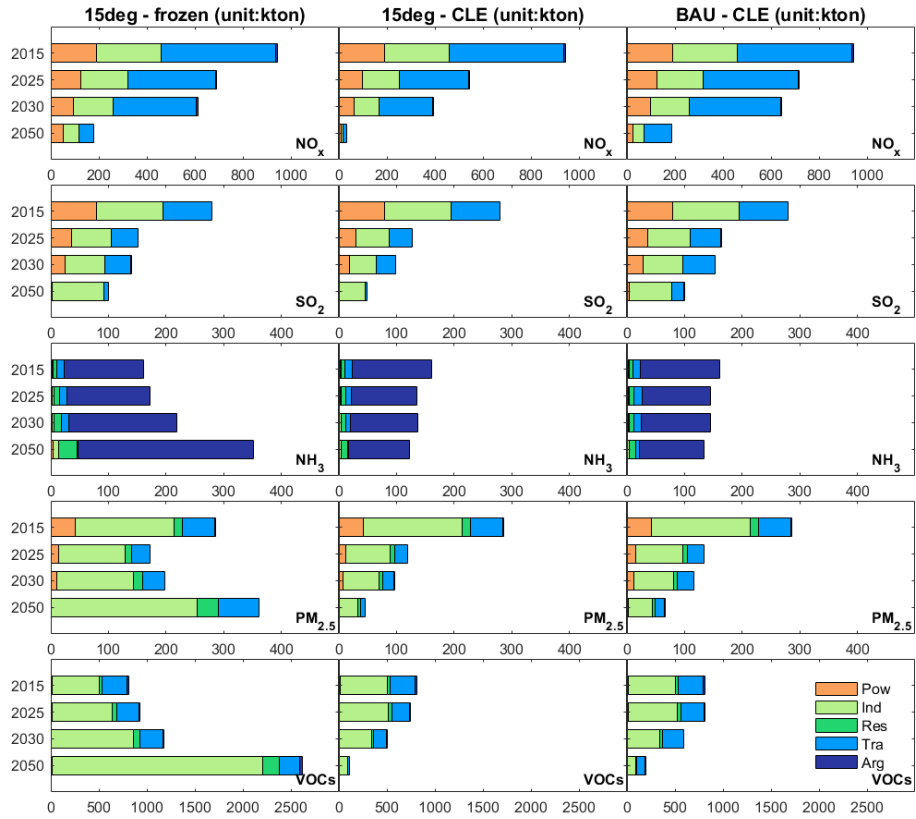


图 4 6 多种情景下基准及未来年份 GBA 地区一次污染物年排放总量变化路径。Pow、Ind、Res、Tra 及 Arg 分别表示能源、工业、居民、交通和农业部门。其中 15deg 为 1.5-Degree 的简写，15deg-frozen、15deg-CLE 和 BAU-CLE 分别对应 1.5-Degree_frozn、1.5-Degree_CLE 和 BaU_CLE 情景，下文图中标注同理

在同时考虑气候政策和充分实施现有的严格末端排污控制措施的情景中（1.5-Degree_CLE），GBA 地区几种一次污染物排放的变化路径与 BaU_CLE 情景相似，且在每一个时段都会有更大的减排幅度。相比于 BaU_CLE 情景，1.5-Degree_CLE 情景在 2050 年可带来额外的 8.6 Gg NO_x、4.2 Gg SO₂、0.4 Gg NH₃、1.7 Gg PM_{2.5} 和 5.4 Gg VOCs 的减排，即在严格落实现有末端控制政策规划的基础上，气候政策在降低净温室气体排放的同时，也能够进一步提升一次污染物的减排潜力。

综上所述，从排放变化的角度而言，气候政策对空气质量改善的协同效益主要体现在两个方面：其一，气候政策在短、中、长期内都能有效减少 NO_x 与 SO₂ 的排放，从而减少 NO₂、SO₂ 等污染气体在大气中的浓度，并限制以之为前体物的二次污染物（如 O₃、颗粒物等）的生成。另一方面，气候政策的实施使得现有末端控制措施的减排成效和减排潜力有所提升。然而，考虑到 PM_{2.5} 和 O₃ 复杂的非线性的化学生成机制，仅依据排放变化难以准确评估空气质量的改变。空气质量模型的使用对定量评估气候

和大气污染治理政策对空气质量的影响和后续的人群健康影响，从而指导具体措施的动态调整，起到了至关重要的作用。

4.4 未来情景下大湾区臭氧及颗粒物浓度变化路径

4.4.1 O₃ 浓度变化路径

本研究使用 WRF-Chem 模型，结合上一部分所述的未来的排放变化，进行了 9 组未来情景的模拟。模拟时段均为 9 月 28 日至 10 月 31 日，其中前三天用于模式初始化，重点对 GBA 地区 9 km 分辨率 (d02) 的 10 月 1~31 日的近地面 O₃ 及 PM_{2.5} 浓度进行分析。在模拟过程中，本研究未考虑中国以外的其它模拟区域的排放变化（即九组试验中国以外的亚洲区域人为排放均使用 MIX 2010 年排放清单）和未来气象场的变化，旨在讨论和量化我国的气候和末端控制政策变化对本土 O₃ 及 PM_{2.5} 污染的影响。

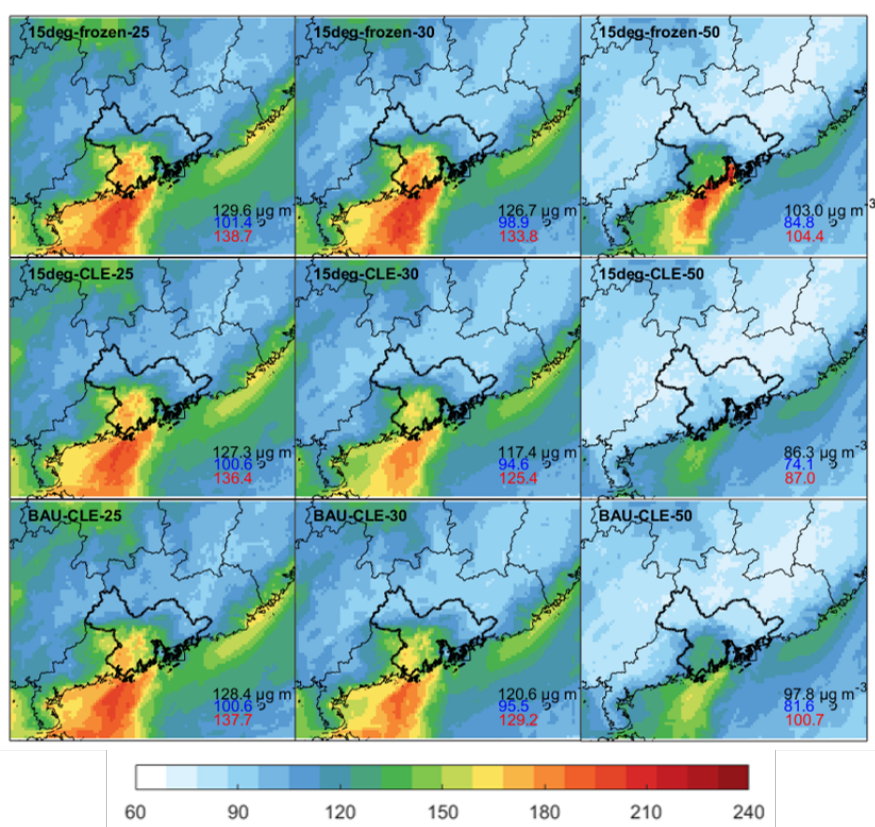


图 4-7 模式 d02 区域模拟的 10 月近地面 MDA8 O₃ 90 百分位数（即 10 月第四高值，单位：µg/m³）空间分布。从上到下的三行分别表示 1.5-Degree_frozen、1.5-Degree_CLE 和 BaU_CLE 情景，自左到右的三列分别表示 2025 年、2030 年和 2050 年，每个子图右下角标注的黑色、蓝色和红色数值分

别表示 GBA 区域（黑色粗框线范围内）平均的近地面 MDA8 O₃ 90 百分位数、近地面 MDA8 O₃ 均值及 MDA8 O₃ 最大值。

如图 4-7 所示，三种政策情景在短期内对 GBA 地区 O₃ 污染的改善程度相当，均使得 2025 年 10 月 GBA 地区近地面 MDA8 O₃ 90 百分位数（MDA8 O₃-90Perc）从 2015 年的约 140 μg/m³ 降至 127~129 μg/m³。1.5-Degree_frozen 和 BaU_CLE 情景中 2025 年 GBA 地区 VOCs 的排放相比 2015 年均有所上升，但 NO_x 的减排（23~26%，约减排 13~14Gg）使得 O₃ 污染略有减缓；1.5-Degree_CLE 情景中，尽管 NO_x 减排更多（41%，约减排 22.8Gg），该方案中 4.8% 的 VOCs 减排反而弱化了更多的 NO_x 减排对 O₃ 污染改善的收效。由此可以得出，当前整个 GBA 地区的 O₃ 生成受 VOCs 与 NO_x 共同控制。

到 2030 年，1.5-Degree_frozen、1.5-Degree_CLE 与 BaU_CLE 情景 10 月 MDA8 O₃-90Perc 值分别为 126.7 μg/m³，117.4 μg/m³ 和 120.6 μg/m³。1.5-Degree_frozen 情景在 2025-2030 年间额外 8% 的 NO_x 减排对 O₃ 污染的改善效率降低（图 4-8 所示红色线段在 2025-2030 年间斜率放缓），而 BaU_CLE 情景在 2030 年虽然 NO_x 排放略高于前者，但其相比 1.5-Degree_frozen 情景 VOCs 排放降低了 48%（43.3Gg VS. 83.7Gg），使得 BaU_CLE 方案中 GBA 地区 2030 年 10 月的 O₃ 评价值相比 1.5-Degree_frozen 方案减小了 6 μg/m³。1.5-Degree_CLE 方案相比 BaU_CLE 方案在 2030 年额外减排 14 Gg NO_x 与 6.2 Gg VOCs，使得 GBA 地区 O₃ 评价值进一步减小约 3 μg/m³。从短期到中期这一时段，不同政策情景间 O₃ 污染的差异由 VOCs 排放的差异主导。

而到 2050 年，BaU_CLE 情景与 1.5-Degree_frozen 情景巨大的 VOCs 排放差异（15 Gg VS. 182 Gg）仅带来了约 6μg/m³ 的近地面 O₃ 评价值的改善，而 1.5-Degree_CLE 情景相比 BaU_CLE 情景额外的 5.4 Gg 的 VOCs 减排与 8.6 Gg 的 NO_x 减排使得到 10 月的 MDA8 O₃-90Perc 模拟结果从 97.8 μg/m³ 降至 86.3 μg/m³（图 4-8），GBA 地区近地面 MDA8 O₃ 浓度最高值也在 90 μg/m³ 以下，低于我国臭氧污染一级标准（100 μg/m³）。这表明在 NO_x 排放量很低的情景中，GBA 地区近地面 O₃ 生成机制来到了 NO_x 控制区，NO_x 进一步的深度减排取得了显著的 O₃ 污染改善。

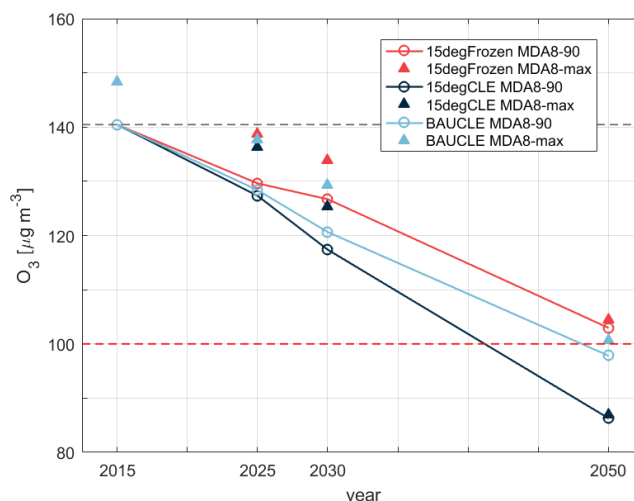


图 4-8 不同政策情景下 GBA 地区 O₃ 评价指标的变化路径。空心圆圈表示 10 月份 MDA8 O₃ 的 90 百分位数（即第三大值），填色三角标识 10 月 MDA8 O₃ 最大值；红色、深蓝、浅蓝色分别表示 1.5-Degree_frozen、1.5-Degree_CLE 和 BaU_CLE 三种政策情景。

综合以上分析，同时采取气候政策和执行现有末端治理政策规划（即 1.5-Degree_CLE 情景），可能会使得 2050 年 GBA 地区的 O₃ 污染得到全面改善，O₃ 浓度达标。在这一过程中，中短期内 VOCs 的减排与长期 NO_x 的深度减排对 O₃ 污染治理至关重要，应当在不同阶段制定对于这两种前体物的针对性的减排措施，以最大化空气质量改善效益，并降低治理成本。

4.4.2 PM_{2.5} 浓度变化路径

3 种政策情景中，GBA 地区能源、工业及交通部门一次 PM_{2.5}、NO_x 和 SO₂ 在短期内的大幅减排（三种污染物减排比例分别为 39%~57%、24%~41%、38%~50%）使得 2025 年 10 月 GBA 地区近地面平均 PM_{2.5} 浓度由 2015 年的 41.2 μg/m³ 降低到 22.4~25.5 μg/m³（图 4-9、图 4-10）。中长期看来，尽管 1.5-Degree_frozen 与 BaU_CLE 情景估计的二次 PM_{2.5} 前体物 NO_x 与 SO₂ 的减排幅度相当，但前者较高的 NH₃ 和 VOCs 排放与一次颗粒物排放随末端需求的增加导致 GBA 地区 2050 年的近地面 PM_{2.5} 浓度回升至 27.2 μg/m³，而依据现有标准持续加强末端减污力度（BaU_CLE 情景）将大幅减少一次颗粒物与 VOCs 的过程排放以及交通部门的 NH₃ 排放，从而在 2050 年进一步将 GBA 地区近地面 PM_{2.5} 平均浓度降低至 13 μg/m³（图 4-10），并实现 GBA 地区 10 月份全域 PM_{2.5} 浓度达标（低于 35 μg/m³；图 4-9 右下）。1.5-Degree_CLE 情景下 GBA 地区 PM_{2.5} 浓度变化路径与 BaU_CLE 情景相似，由于同时考虑气候与末端控制双重政策措施的实施，

该情景中 PM_{2.5} 浓度在每个时段都略低于 BaU_CLE 情景约 2 μg/m³（图 4-10），使得 2050 年该情景模拟得到更低的 GBA 地区平均 PM_{2.5} 浓度（11.3 μg/m³），接近世界卫生组织（WHO）制定的第四阶段过渡目标（10 μg/m³）。

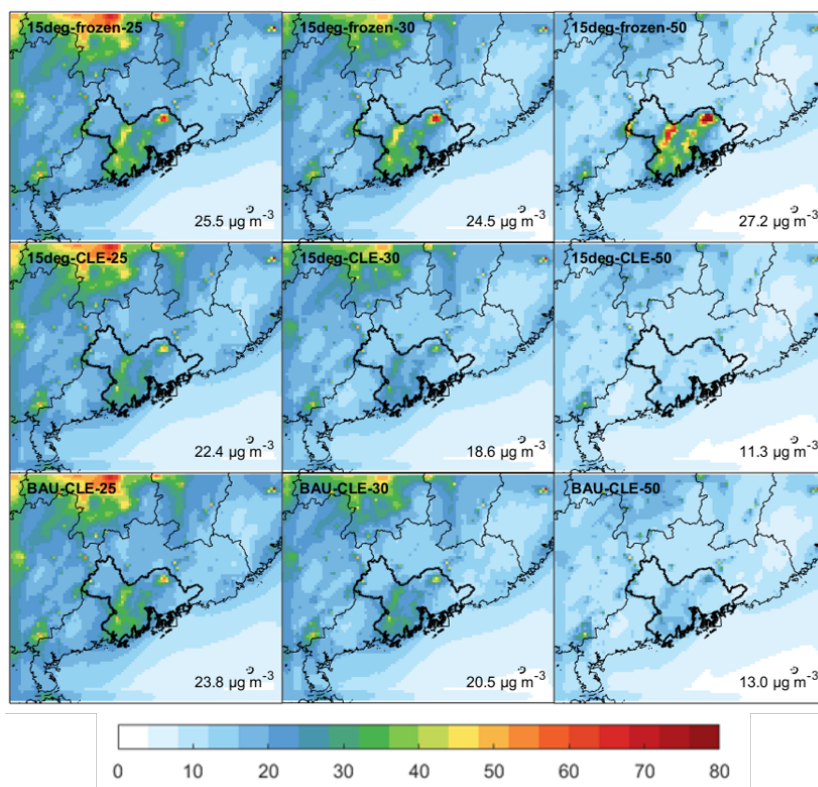


图 4-9 模式 d02 区域模拟的 10 月平均近地面 PM_{2.5} 浓度（单位：μg/m³）空间分布。从上到下的三行分别表示 1.5-Degree_frozen、1.5-Degree_CLE 和 BaU_CLE 情景，自左往右的三列分别表示 2025 年、2030 年和 2050 年，每个子图右下角标注的黑色数值为 GBA 区域（黑色粗框线范围内）近地面 PM_{2.5} 平均浓度。

结合未来多种情景下 O₃ 和 PM_{2.5} 污染的演变路径可以看出，对 GBA 地区而言，O₃ 与 PM_{2.5} 污染的协同治理体现在两个维度：在污染物排放种类方面，NO_x 作为 O₃ 与 PM_{2.5} 的共同前体物，其在政策驱动下短期内的大幅减排将可能使得 2025 年这一地区维持 PM_{2.5} 浓度达标，同时降低 O₃ 污染的程度和范围；在空间分布层面，如图 7 与图 9 所示，GBA 南部的珠海、中山、东莞、江门、佛山等城市相比其它城市在 10 月份有更高的 PM_{2.5} 与 O₃ 浓度，而除了 1.5-Degree_frozen 情景，其余的情景倾向于同时缓解这些城市地区的 O₃ 与 PM_{2.5} 污染。

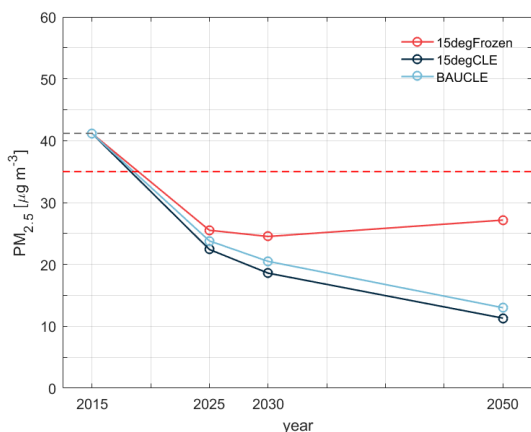


图 4-10 不同政策情景下 GBA 地区近地面平均 PM_{2.5} 浓度的变化路径。红色、深蓝、浅蓝色分别表示 1.5-Degree_frozen、1.5-Degree_CLE 和 BaU_CLE 三种政策情景。

综上，气候政策在短期内便能获得较为可观的减缓 PM_{2.5} 污染的协同效益，但长期来看，末端排污管控是治理 GBA 地区空气污染的主要措施，而气候政策的实施对末端治理措施有“增效”的作用。考虑到未来我国人口结构可能的变化，2050 年从 CLE 情景下气候政策带来的额外 13% 的 PM_{2.5} 污染缓解仍有可能带来可观的健康效益。虽然所有情景下未来 GBA 地区平均 PM_{2.5} 长期处于我国一级指标规定的 35 µg/m³ 以下的浓度范围，但离 WHO 给出的 5 µg/m³ 的指导值仍有一段距离。考虑到末端治理政策在中长期治理 PM_{2.5} 污染中的关键作用，可在现有政策规划基础上，考虑未来的技术进步，针对重点工业部门和交通行业，制定更严格的末端治理政策，以追求更清洁的空气质量 and 更大的健康效益。

4.4.3 空气质量模拟路径不确定性分析

本研究当前的模拟仅针对 10 月份开展，虽然 10 月是 GBA 地区主要的 O₃ 污染季，却不是 PM_{2.5} 污染最为严重和频发的时段，因此仅使用一个月的模拟结果进行分析，可能会影响定量化评估未来政策背景下 GBA 地区污染改善程度的准确性；其次，本研究仅考虑了政策驱动下 GBA 地区未来一次污染排放量的变化，排放清单中设置未来的一次排放空间分布、包括 VOCs 中具体物种的相对比例都与基准年保持一致。然而，随着未来产业结构的转型，排放的空间分布与 VOCs 中每个具体物种的占比必然会发生变化，进而影响 O₃ 与 PM_{2.5} 浓度的模拟结果；此外，考虑到 O₃ 的生成受气象因素影响巨大，未考虑气候变化背景下未来气象场的变化也是目前未来污染物浓度模拟结果不确定性的来源之一。

基于以上的不确定性分析，本研究之后的工作将围绕降低模拟结果不确定性及定量分析各部门减排影响展开，主要包括：①增加其它典型月份的模拟，分析不同季节 PM_{2.5} 与 O₃ 污染未来变化路径的一致性；②设计敏感性试验，定量各个部门的减排对 GBA 地区空气质量改善的贡献，并评估本地减排政策与传输贡献；③结合综合评估模型对减排成本的预测，给出 GBA 地区最优 O₃ 达标减排方案的建议。

4.5 未来情景下大湾区臭氧对前体物的敏感性变化

在气候和末端治理政策的驱动下，未来排放的变化可能会导致近地面 O₃ 生成对前体物 NO_x 及 VOCs 的敏感性发生变化 (Liu et al., 2021; Wang et al., 2013)。本研究采用近地面平均 H₂O₂/HNO₃ 浓度比值这一指标，评估了基准模拟及多种情景下未来 GBA 地区 O₃ 生成对前体物敏感性的变化。

对流层 O₃ 的形成过程中，自由基通过以下反应终止：



其中 (1) 和 (3) 反应所示的自由基终止过程分别生成产物 H₂O₂ 与 HNO₃。在 NO_x 浓度较高时，OH 自由基优先与 NO₂ 反应生成 HNO₃，而在 VOCs 相对充足时，反应 (1) 和 (2) 更易发生，倾向于得到更多产物 H₂O₂。因此，可以用反应产物 H₂O₂ 与 HNO₃ 浓度的相对大小来表征大气中参与反应的 VOCs 与 NO_x 的相对含量。当 H₂O₂/HNO₃ 这一比值较大，意味着 VOCs 相对充足，O₃ 生成倾向于对 NO_x 敏感，反之，则是对 VOCs 更为敏感。

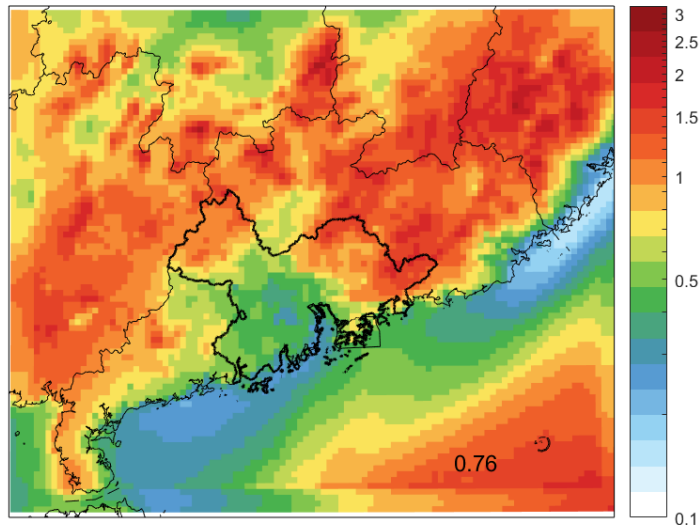


图 4-11 2015 年 10 月近地面平均 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{HNO}_3$ 模拟浓度比值的空间分布。右下角的数值表示这一指标在 GBA 地区（黑色粗框线范围内）的区域平均值。

图 4-11 展示了基准模拟（2015 年 10 月）得到的平均 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{HNO}_3$ 浓度比值的空间分布。可以看到，在 GBA 地区的东北和西北部（肇庆、广州北部及惠州等地），这一比值较大（0.8~2），而 GBA 中部和南部（广州南部、佛山、中山、珠海、澳门等地）这一比值较小，为 0.2~0.5，意味着这些地区相比前者，其化学生成对 VOCs 更为敏感，中短期内 VOCs 的减排在这些地区将能获得更大的 O_3 污染协同改善的效益。结合 O_3 浓度评价指标的空间分布，GBA 中部和南部的近地面 O_3 平均浓度较低，但有着更高的 MDA8 O_3 浓度，BaU_CLE 政策情景相比 1.5-Degree_frozen 有着更少的 VOCs 排放，能有效降低这一区域内 10 月份的 MDA8 O_3 高值，从而在中短期内获得更大的 O_3 污染协同改善。

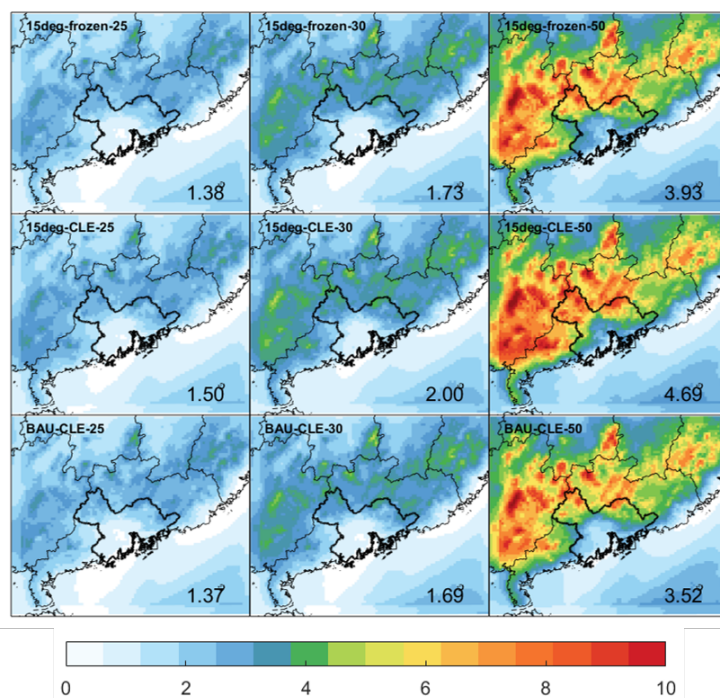


图 4-12 未来年份 10 月近地面平均 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{HNO}_3$ 浓度比值的空间分布。从上到下的三行分别表示 1.5-Degree_frozen、1.5-Degree_CLE 和 BaU_CLE 情景，自左往右的三列分别表示 2025 年、2030 年和 2050 年，每个子图右下角的数值表示这一指标在 GBA 地区（黑色粗框线范围内）的平均值。

在不同的政策情景下，GBA 地区未来 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{HNO}_3$ 比值变化幅度也有所不同（图 4-12）。整体而言，随着 NO_x 排放的大幅降低，所有情景下未来年份中 GBA 地区这一比值的平均值相比于基准模拟结果（0.76）均会增大，即近地面 O_3 生成对 NO_x 的敏感性将会增加。不同地区间对比，GBA 西北部地区 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{HNO}_3$ 比值增幅相比南部更大，可能是由于这一区域的 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{HNO}_3$ 比值本就较大， NO_x 减排引起的 HNO_3 浓度降低会产生更大的比值增幅。不同政策情景对比来看，以 2050 年的结果为例，1.5-Degree_frozen 情景模拟的 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{HNO}_3$ 比值增幅较 BaU_CLE 情景更大（3.17 VS. 2.76），是因为二者带来的 NO_x 减排程度相近，但前者 VOCs 排放更多，使其模拟得到的 H_2O_2 浓度更大。1.5-Degree_CLE 情景相比于 BaU_CLE 有更低的 VOCs 排放，但结合了气候政策，这一情景下未来 NO_x 排放进一步降低，因而有更大的 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{HNO}_3$ 比值增幅（ $\Delta\text{H}_2\text{O}_2/\text{HNO}_3=3.92$ ），意味着在这种情景下，未来 GBA 地区近地面 O_3 的生成对 NO_x 排放变化更为敏感，这也解释了图 4-8 所示的中长期气候政策主导的 NO_x 减排相比加强的末端控制政策主导的 VOCs 减排能带来更大的 O_3 污染改善收益这一结论。

如上所述，对 GBA 地区近地面 O₃ 生成对前体物敏感性变化的研究一方面为理解未来 O₃ 污染随排放变化的驱动机制提供帮助，另一方面也可为分阶段制定适当的污染减排策略提供理论指导。

第五章 粤港澳大湾区未来大气氧化性与温室气体变化分析

5.1 研究方法

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。CH₄ 是除 CO₂ 以外第二重要的人为排放温室气体，认为来源占全球 CH₄ 排放的 50%-65%。根据 IPCC 2020 年报告，在 20 年的时间范围内，CH₄ 的全球变暖潜力（GWP）为 86，100a 的 GWP 为 28。全球 CH₄ 排放量每年以较快速度增长，其化学寿命主要由 OH 自由基氧化反应控制。

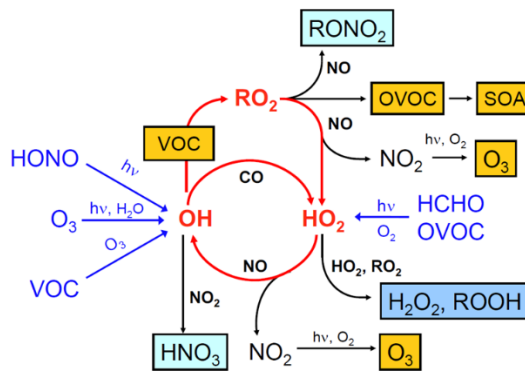


图 5-1 对流层大气光化学反应

NO_x 和 VOCs 的排放对二次污染物及自由基的影响原理复杂，OH 水平取决于与 OH 生成相关的光解过程以及 VOCs 和 CO 等污染物的总活性，可用盒子模型模拟研究。本研究采用的盒子模型为 Wolfe 于 2016 年开发的 F0AM 模型，以 2022 年臭氧季气象条件和规划排放水平输入盒子模型，以增强模拟的拟真程度。

5.2 排放控制与大气氧化性

本研究中的排放情景预测与 1.4 节中一致，时间上设置为 2019/2025/2030/2050 四个节点，3 类减排情景分别对应不同强度的 NO_x、CO 和 VOCs 削减强度。盒子模型的设置区分为地理条件、时间条件（与地理条件共同影响光照水平）、气象条件和一次污染物条件三类，其中对于大湾区的模拟，地理条件选用广州市地理坐标（113° E，22° N），时间条件选用 2022 年 7-10 月臭氧污染季时间，模型自动设置对应的太阳高度角

和光解速率。气象条件选用温度、湿度、气压的卫星观测数据，一次污染物条件中，CO 和 NO_x 选用 2022 年 7-10 月臭氧污染季日均值，VOCs 物种比例分配参照 2020 年中国重点城市 VOCs 物种比例，排放强度参照预设排放情景。未来年份具体削减比例见表 5-1。

表 5-1 3 种减排情景下一次污染物削减水平

现有减排情景	NO _x 排放改变 (%)	CO 排放改变 (%)	VOCs 排放改变 (%)
2019	0.00	0.00	0.00
2025	20.68	16.53	23.87
2030	41.55	32.67	51.80
2050	96.75	70.78	58.95
规划减排情景			
2019	0.00	0.00	0.00
2025	-21.57	-4.98	-19.88
2030	-38.58	-13.01	-45.55
2050	-78.26	-89.06	-57.01
加严减排情景			
2019	0.00	0.00	0.00
2025	-41.91	-15.36	-34.61
2030	-49.82	-26.23	-58.76
2050	-84.32	-90.23	-73.11

大湾区未来 O₃ 最大 8 小时盒子模型模拟结果如图 5-2。对于 O₃ 而言，在现有减排条件下，从 2020 到 2030 年 O₃ 最大 8 小时浓度上升明显，直到 2050 年仍处于缓慢上升态势。而在规划减排和加严减排条件下，最大 8 小时浓度削减明显，2050 年可达到小于 50 ppb 的终值。同时，加严减排情景在 2025 年和 2030 年对 O₃ 水平的削减力度更强。对于 OH 水平而言，在现有减排条件下，从 2020 到 2050 年 OH 水平在高于 2×10^6 molecule/m³ 水平保持较稳定。而在规划减排和加严减排条件下，最大 8 小时浓度削减明显，2050 年可达到小于 50 ppb 的终值。同时，加严减排情景在 2025 年和 2030 年对 O₃ 水平的削减力度更强。

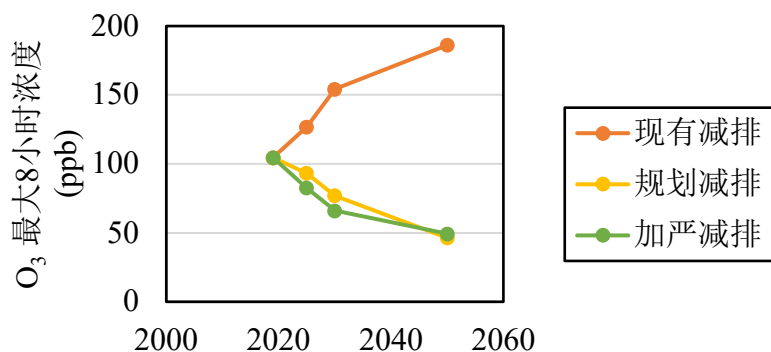


图 5-2 3 种减排情景下 O₃ 最大 8 小时浓度变化

5.3 减排路径与 EKMA 分析

以观测值约束的盒子模型计算 O₃、OH 和 HO₂ 的 EKMA 曲线，分别控制 NO_x 浓度和 VOCs 浓度倍数在 0-1.2 倍，计算每个对应不同前体物浓度比例格点的日间 O₃ 浓度最大值，并添加现有的减排时间节点的削减比例指针，如图 5-3、图 5-4 和图 5-5。如图 5-3 所示，2020 年大湾区 O₃ 最大 8 小时浓度位于 60 ppb 左右，在规划削减比例下，2025 到 2050 年 O₃ 水平较为稳定，削减 NO_x 的同时需要匹配强 VOCs 削减力度，如果只削减 NO_x 而缺失对 VOCs 的削减力度，反会使 O₃ 浓度升高。对于图 5-4，在规划削减比例下，2025 到 2050 年 OH 水平逐渐上升到 4×10⁶ molecule/m³ 浓度区间，能够有效增强大气氧化性水平。对于图 5-5，在规划削减比例下，2025 到 2050 年 HO₂ 水平也逐渐上升，但上升水平较为缓慢，不如 OH 浓度水平的上升迅速。以 O₃ 观测值约束下模拟的 OH 和 HO₂ 在 2025 到 2050 年的削减水平上增长，分别如图 5-4 和图 5-5 所示。

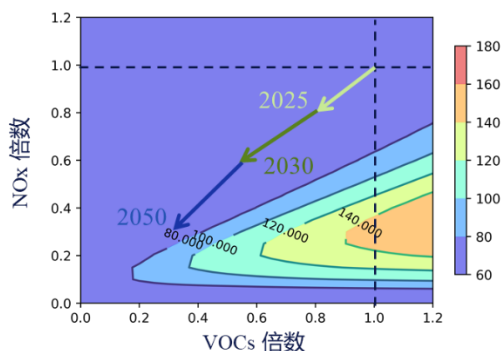


图 5-3 大湾区 O₃ EKMA 曲线叠加未来减排规划

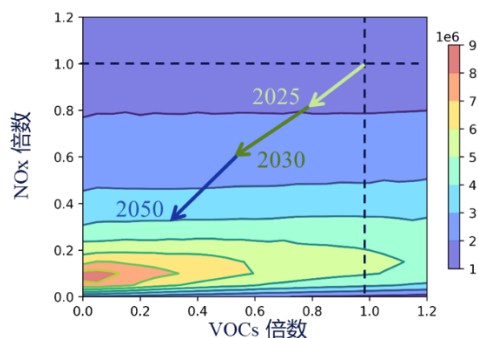


图 5-4 大湾区 OH EKMA 曲线叠加未来减排规划

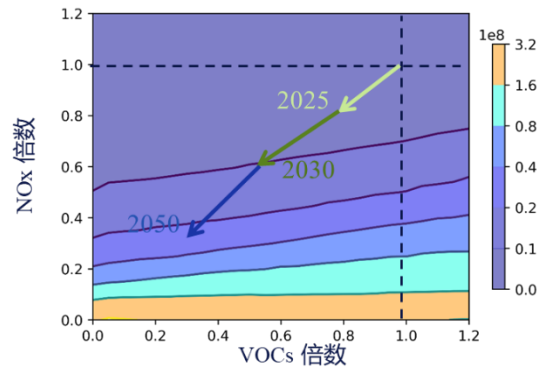


图 5-5 大湾区 HO₂ EKMA 曲线叠加未来减排规划

5.4 减排路径与温室气体寿命分析

甲烷 (CH₄) 是大气中水汽、CO₂ 之后最为重要的温室气体，也是仅次于 CO₂ 的长寿命温室气体。CH₄ 的全球平均浓度为 $18 \pm 1\text{ppb}$ ，在大气中的停留时间为 8-9 年。自 1750 年以来，大气 CH₄ 浓度增加所产生的辐射强迫为 $0.48 \pm 0.05\text{W/m}^2$ ，对全球温室气体辐射强迫总增长的贡献约为 17%。2012 年大气中温室气体含量达到工业革命以来的新高，并且还在加速增长。

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，尤其是在光照充足的热带地区。气象条件的变化对 CH₄ 清除过程会产生很大的影响。例如，在高度污染地区，大气中氮氧化物充足，大气氧化过程更倾向于氮氧化物与 OH 反应生成臭氧，同时由于氮氧化物的存在能够循环产生 OH，因此污染地区的 OH 浓度要高于同纬度的海洋。其他少量的 CH₄ 清除来自于对流层向平流层的向上传输损失，以及土壤中 CH₄ 氧化细菌的氧化。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。

以大湾区气象观测值和按减排比例规划约束前体物排放的盒子模型计算年际尺度的 OH 浓度水平变化，发现随着 NO_x 和 VOCs 的削减水平逐年增强，前体物浓度降低显著，在既定的削减比例下 OH 浓度有较快增长，从约 $5 \times 10^5 \text{ molecule/m}^3$ 浓度增长到 $1.6 \times 10^6 \text{ molecule/m}^3$ 浓度，如图 5-6。对流层其化学寿命主要由 OH 自由基氧化反应控制，其反应为：



甲烷与 OH 反应寿命：

$$\tau(\text{CH}_4) = \frac{1}{k \cdot [\text{OH}]} \quad (\text{公式 5-2})$$

由此可得到 CH₄ 在规划减排强度下的化学寿命水平如图 5-6，从大于 10 年逐渐缩减到小于 4 年的水平（图 5-7），平均寿命降低显著，这表明强有力的规划减排可有效减少 CH₄ GWP 水平，有利于达成双碳目标。

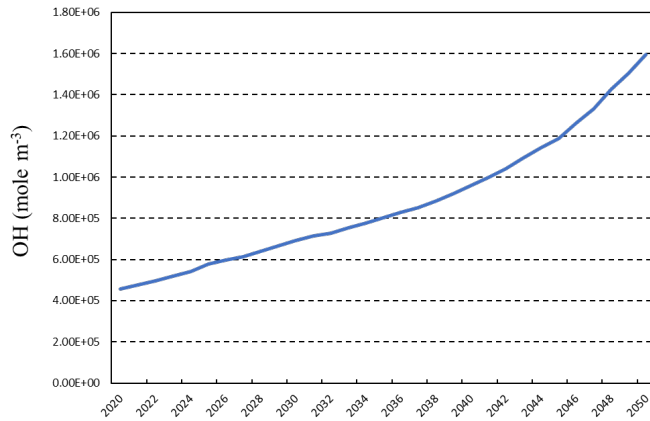


图 5-6 规划减排情景下 OH 年际浓度变化

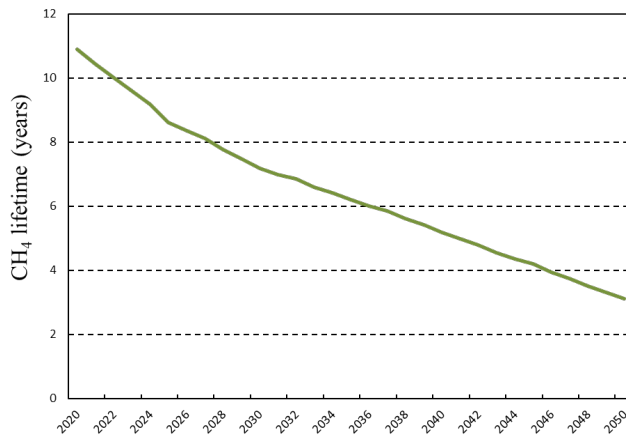


图 5-7 规划减排情景下 CH₄ 寿命年际变化

第六章 结论

近年以来，粤港澳大湾区 $PM_{2.5}$ 浓度得到快速削减， NO_x 浓度缓慢下降，一次污染物总量控制成效显著，但粤港澳地区 $PM_{2.5}$ 污染问题依然存在。同时该地区城市臭氧污染呈波动上升态势，表明二次污染问题日益突出。粤港澳地区的大气污染治理需要从一次污染物总量控制逐渐趋向以空气质量为导向的多污染物协同治理。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，必须谨慎设计多污染物跨介质、多尺度跨区域、多学科跨行业、多目标协调统筹的精细化调控策略。

2015~2021 年，粤港澳大湾区 CO 背景值逐年下降，主要可归功于周边省份一次污染物排放的削减。 O_3 背景值在 2015~2021 年持续在 32 ppb 上下波动，在 2020 年疫情爆发后，受封城停工影响，广州、珠海及大湾区整体背景 O_3 有明显下降，表明人为源排放对臭氧背景值的影响显著。

对于 CO_2 ，大湾区地区 CO_2 排放总体得到控制，增幅逐渐减小；一次污染物的主要减排贡献源都集中在火力发电、道路移动源和工业部门排放源，一次污染物的排放管控取得显著成效。GBA 地区 CO_2 及污染物协同减排效应分析发现，珠三角地区在“十三五”期间，仅有火力发电和道路移动源实现 CO_2 和污染物的协同减排，总体尚未实现协同减排；香港地区协同减排成效较好，除非道路移动源外，均已实现 CO_2 和污染物的协同减排。

应用 IMED-CGE 模型，发现气候政策将对传统经济产生巨大的影响。在 $2^\circ C$ 和 $1.5^\circ C$ 目标下，2050 年 GBA 总产出分别减少 2.3% 和 3.7%，GDP 损失 3.3% 和 4.3%。为减少碳排放，降低能源强度和调整关键部门的能源结构至关重要：

(1) 降低能源强度可以抵消经济产出扩张带来的碳排放增加。随着时间的推移，能源结构转型的贡献将变得越来越重要，电力部门作为主要的终端能源和中间投入，在 GBA 的减排中起到了核心作用。

(2) 气候政策可以有效地减少大气污染物的排放，但这种效果对于不同的污染物和部门是不同的。 NO_x 和 SO_2 与碳减排的协同程度相对较高，相比之下，VOCs、 NH_3 和一次 $PM_{2.5}$ 与碳减排的协同作用较小，为此应优先关注协同程度高、减排成本低的部门。

研究应用 WRF-Chem 模型，发现**气候政策和末端治理政策**对 NO_x 与 SO_2 的减排幅度相当，但对于主要来自工业过程的一次 $\text{PM}_{2.5}$ 与 VOCs 排放，需考虑按现有政策加强末端管控力度才能有效控制：

(1) 综合多种情景分析，GBA 地区短期（2030 年前）与长期（2050 年） O_3 污染改善的驱动因子不同，**短期内 VOCs 的减排对 O_3 污染改善更为显著**，而随着 O_3 生成对 NO_x 敏感性增加，**深度减排 NO_x 的臭氧污染改善受益将逐渐增大**。

(2) 对 $\text{PM}_{2.5}$ 的治理而言，**气候政策的实施在短期内便能收获显著的 $\text{PM}_{2.5}$ 的协同改善**，但仍需长期持续强化末端治理，才可能进一步降低 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度。长期来看，**强化末端治理是治理 GBA 地区空气污染的主要措施**，而气候政策的实施对末端控制措施有“增效”作用。

研究应用大气化学盒子模型，发现规划减排情景和加严减排情景可以使大湾区 O_3 最大 8 小时浓度平明显下降：

(1) **在加严减排情景下**，大湾区 O_3 水平在 **2025–2030 年间削减更快**。在以 2022 年臭氧季观测值约束 NO_x 和 VOCs，采用 GBA 最大 8 小时 O_3 值模拟的 EKMA 图中，2025 到 2050 年 O_3 水平较为稳定，**削减 NO_x 的同时需要匹配强 VOCs 削减力度**。

(2) **在规划减排情景下**，逐年约束 NO_x 与 VOCs 排放，2020–2050 年对流层 OH 水平逐年增长，**大气氧化性提高**；2020–2050 年 CH_4 平均寿命降低显著，可有效减少甲烷 GWP。

参考文献

- Chen, D. S., Zhang, Y., Lang, J. L., Zhou, Y., Li, Y., Guo, X. R., Wang, W. L., and Liu, B, 2019: Evaluation of different control measures in 2014 to mitigate the impact of ship emissions on air quality in the Pearl River Delta, China, *Atmospheric Environment*, 216.
- Chen, D., Z. Q. Liu, J. Fast, and J. M. Ban, 2016: Simulations of sulfate-nitrate-ammonium (SNA) aerosols during the extreme haze events over northern China in October 2014. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16, 10707-10724.
- Cheng, J., Tong, D., Zhang, Q., Liu, Y., Lei, Y., Yan, G., Yan, L., Yu, S., Cui, R. Y., Clarke, L., Geng, G. N., Zheng, B., Zhang, X. Y., Davis, S. J., and He, K. B., 2021: Pathways of China's PM_{2.5} air quality 2015-2060 in the context of carbon neutrality, *National Science Review*, 8.
- Cui, H. Y., Chen, W. H., Dai, W., Liu, H., Wang, X. M., and He, K. B, 2015: Source apportionment of PM_{2.5} in Guangzhou combining observation data analysis and chemical transport model simulation, *Atmospheric Environment*, 116, 262-271.
- Grell, G. A., S. E. Peckham, R. Schmitz, S. A. McKeen, G. Frost, W. C. Skamarock, and B. Eder, 2005: Fully coupled "online" chemistry within the WRF model. *Atmos. Environ. (Netherlands)*, 39, 6957-6975.
- Guenther, A., T. Karl, P. Harley, C. Wiedinmyer, P. I. Palmer, and C. Geron, 2006: Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, 3181-3210.
- Hong, S. Y., Y. Noh, and J. Dudhia, 2006: A new vertical diffusion package with an explicit treatment of entrainment processes. *Monthly Weather Review*, 134, 2318-2341.
- Huang, Zhijiong, Zhuangmin Zhong, Qinge Sha, Yuanqian Xu, Zhiwei Zhang, Lili Wu, Yuzheng Wang, Lihang Zhang, Xiaozhen Cui, MingShuang Tang, Bowen Shi, Chuanzeng Zheng, Zhen Li, Mingming Hu, Linlin Bi, Junyu Zheng, Min Yan, 2021: An Updated Model-Ready Emission Inventory for Guangdong Province by Incorporating Big Data and Mapping onto Multiple Chemical Mechanisms. *Science of The Total Environment* 769 (May): 144535.
- Janjic, Z. I., 1990: The Step-Mountain Coordinate - Physical Package. *Monthly Weather Review*, 118, 1429-1443.
- Janjic, Z. I., 1994: The Step-Mountain Eta Coordinate Model - Further Developments of the Convection, Viscous Sublayer, and Turbulence Closure Schemes. *Monthly Weather Review*, 122, 927-945.
- Jia, M. W., Zhao, T. L., Cheng, X. H., Gong, S. L., Zhang, X. Z., Tang, L. L., Liu, D. Y., Wu, X. H., Wang, L. M., and Chen, Y. S, 2017: Inverse Relations of PM_{2.5} and O₃ in Air Compound Pollution between Cold and Hot Seasons over an Urban Area of East China, *Atmosphere*, 8.
- Li, M., and Coauthors, 2017: MIX: a mosaic Asian anthropogenic emission inventory under the international collaboration framework of the MICS-Asia and HTAP. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17, 935-963.
- 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, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21, 10689-10706.
- Miao, R., Chen, Q., Shrivastava, M., Chen, Y., Zhang, L., Hu, J., Zheng, Y., and Liao, K, 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, 16183–16201.
- Nault, B. A., Jo, D. S., McDonald, B. C., Campuzano-Jost, P., Day, D. A., Hu, 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., Rappenglück, 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, 11201–11224.
- 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, 2637–2665.
- Sha, Qing'e, Manni Zhu, Hewen Huang, Yuzheng Wang, Zhijiong Huang, Xuechi Zhang, Mingshuang Tang, Menghua Lu, Cheng Chen, Bowen Shi, Zixi Chen, Lili Wu, Zhuangmin Zhong, Cheng Li, Yuanqian Xu, Fei Yu, Guanglin Jia, Songdi Liao, Xiaozhen Cui, Junwen Liu, Junyu Zheng, 2021: A Newly Integrated Dataset of Volatile Organic Compounds (VOCs) Source Profiles and Implications for the Future Development of VOCs Profiles in China. *Science of The Total Environment* 793: 148348.
- Shi, X. R., Zheng, Y. X., Lei, Y., Xue, W. B., Yan, G., Liu, X., Cai, B. F., Tong, D., and Wang, J. N., 2021: Air quality benefits of achieving carbon neutrality in China, *Science of the Total Environment*, 795.
- Tong, D., Cheng, J., Liu, Y., Yu, S., Yan, L., Hong, C., Qin, Y., Zhao, H., Zheng, Y., Geng, G., Li, M., Liu, F., Zhang, Y., Zheng, B., Clarke, L., and Zhang, Q., 2020: Dynamic projection of anthropogenic emissions in China: methodology and 2015–2050 emission pathways under a range of socio-economic, climate policy, and pollution control scenarios, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20, 5729-5757.
- Vandyck, T., Keramidas, K., Tchong-Ming, S., Weitzel, M., and Van Dingenen, R., 2020: Quantifying air quality co-benefits of climate policy across sectors and regions, *Climatic Change*, 163, 1501-1517.
- 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, *Atmospheric Environment*, 75, 374-382.
- Wiedinmyer, C., Akagi, S. K., Yokelson, R. J., Emmons, L. K., Al-Saadi, J. A., Orlando, J. J., and Soja, A. J., 2011: The Fire INventory from NCAR (FINN): a high resolution global model to estimate the emissions from open burning, *Geosci. Model Dev.*, 4, 625–641.
- Zaveri, R. A., and L. K. Peters, 1999: A new lumped structure photochemical mechanism for large-scale applications. *J Geophys Res-Atmos*, 104, 30387-30415.
- Zaveri, R. A., R. C. Easter, J. D. Fast, and L. K. Peters, 2008: Model for Simulating Aerosol Interactions and Chemistry (MOSAIC). *J Geophys Res-Atmos*, 113.
- Zhan, J. M., Wang, M. Y., Liu, Y. H., Feng, C. M., Gan, T., Li, L., Ou, R. W., and Ding, H., 2020: Impact of the '13th Five-Year Plan' Policy on Air Quality in Pearl River Delta, China: A Case Study of Haizhu District in Guangzhou City Using WRF-Chem, *Applied Sciences-Basel*, 10.

- Zhang, L., and Coauthors, 2018: Agricultural ammonia emissions in China: reconciling bottom-up and top-down estimates. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18, 339-355.
- Zhu, J., Chen, L., Liao, H., and Dang, R. J., 2019: Correlations between PM_{2.5} and Ozone over China and Associated Underlying Reasons, *Atmosphere*, 10.
- 中国环境科学学会臭氧污染控制专业委员会, (2020-10-16) [2022-09-20], 中国大气臭氧污染防治蓝皮书 (2020) [R/OL], <https://img74.hbzhan.com/4/20201016/637384586133551705645.pdf>
- 《粤港澳大湾区能源转型中长期情景研究》项目组 (2020.9). 粤港澳大湾区能源转型中长期情景研究. 北京, 科学出版社.
- Cheng, J., et al. (2021). "Pathways of China's PM_{2.5} air quality 2015–2060 in the context of carbon neutrality." *National Science Review* 8(12).
- China's State Council (2019). The Outline of the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area Planning C. C. o. t. C. P. o. C. a. S. Council. Guangdong.
- Geng, G., et al. (2021). "Drivers of PM_{2.5} air pollution deaths in China 2002–2017." *Nature Geoscience* 14(9): 645-650.
- IPCC (2022). Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. J. S. P.R. Shukla, R. Slade, A. Al Khourdajie, R. van Diemen, D. McCollum, M. Pathak, S. Some, P. Vyas, R. Fradera, M. Belkacemi, A. Hasija, G. Lisboa, S. Luz, J. Malley, (eds.). Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- Jiang, J., et al. (2021). "Two-Tier Synergic Governance of Greenhouse Gas Emissions and Air Pollution in China's Megacity, Shenzhen: Impact Evaluation and Policy Implication." *Environmental Science & Technology* 55(11): 7225-7236.
- Li, M., et al. (2018). "Air quality co-benefits of carbon pricing in China." *Nature Climate Change* 8(5): 398-403.
- Li, N., et al. (2019). "Air Quality Improvement Co-benefits of Low-Carbon Pathways toward Well Below the 2 degrees C Climate Target in China." *Environmental Science & Technology* 53(10): 5576-5584.
- Lin, Z. W., et al. (2022). "Assessment of economic, environmental and health benefits of the energy transition path—take the GBA as an example." *Climate Change Research*: 1-19.
- Lin, K. and G. Z. Wu (2021). Study on Environmental Strategies for Green Development in the Greater Bay Area of Guangdong, Hong Kong and Macau (in Chinese). Beijing, China Environment Publishing Group.
- Luo, Y., et al. (2022). "The impacts of carbon emission trading mechanism on the power transition pathway -taking Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area as an example." *Journal of Cleaner Production* 330: 129894.
- Shen, M. H. and Y. C. Yang (2020). Annual Report on Coordinated Development of the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area (2020) (In Chinese). Beijing, Social Science Academic Press (China).
- Tang, R., et al. (2022). "Air quality and health co-benefits of China's carbon dioxide emissions peaking before 2030." *Nature Communications* 13(1): 1008.
- Wang, P., et al. (2021). "Assessment of low-carbon transition path of power in GBA based on the CGE Model (In Chinese)." *China population, resources and environment* 31(10): 90-104.
- Wood, R. and M. Lenzen (2009). "Structural path decomposition." *Energy Economics* 31(3): 335-341.
- Xu, H. W., et al. (2021). "Impact assessment of power system transition on industrial sectors under dual carbon targets ——Take the Greater Bay Area as an example (Chinese)." *China Environmental Science* 21(2).

- Xu, H. W., et al. (2022). "Research on the speed control strategy of low carbon power transition based on CGE model—take the GBA as an example (In Chinese)." *Climate Change Research* **18**(1): 81-96.
- Zhou, Y., et al. (2018). "Emissions and low-carbon development in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area cities and their surroundings." *Applied Energy* **228**: 1683-1692.
- Zhou, Y., et al. (2021). "Pathways to a more efficient and cleaner energy system in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area: A system-based simulation during 2015-2035." *Resources, Conservation and Recycling* **174**: 105835.
- Zhou, Z. and L. Zhang (2022). "Sustainable waste management and waste to energy: Valuation of energy potential of MSW in the Greater Bay Area of China." *Energy Policy* **163**: 112857.
- Zhu, Y. (2015). *Endogenous Econometric Models and Multi-Stage Estimation in High-Dimensional Settings: Theory and Applications*, University of California, Berkeley.

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.