

空气质量管理的成本效益分析 ——国际经验与案例

Cost Benefits

亚洲清洁空气中心中国办公室



北京市朝阳区秀水街1号建国门外外交公寓3-41, 100600

邮箱 china@cleanairasia.org

电话/传真: +86 10 8532 6172

网址 www.cleanairasia.org www.allaboutair.cn

亚洲清洁空气中心

2022年7月

关于亚洲清洁空气中心

亚洲清洁空气中心（Clean Air Asia，简称 CAA）是一家国际非营利性组织，致力于改善亚洲区域空气质量，打造健康宜居的城市。CAA 成立于 2001 年，是联合国认可的合作伙伴机构。

CAA 总部位于菲律宾马尼拉，在中国北京和印度德里设有办公室。CAA 拥有来自全球的 261 个合作伙伴，并建立了六个国家网络——印度尼西亚、马来西亚、尼泊尔、菲律宾、斯里兰卡和越南。CAA 自 2002 年起在中国开展工作，专注于空气质量管理、绿色交通和能源转型。

2018 年 3 月 12 日，CAA 获得北京市公安局颁发的《境外非政府组织代表机构登记证书》，在北京设立亚洲清洁空气中心（菲律宾）北京代表处。CAA 接受公安部及业务主管单位生态环境部的指导，在全国范围内开展大气治理领域的能力建设、研究和宣传教育工作。

报告团队

万薇	博士	中国空气质量项目主任
卞蕾		环境研究员
袁楠	博士	高级环境研究员
王思		环境研究员

致谢

亚洲清洁空气中心在此衷心感谢北京大学张世秋教授对中心围绕成本效益分析开展的一系列工作以及本报告的大力支持、专业指导和宝贵建议。感谢北京大学博士生王彦滢参与报告校稿。

特别感谢洛克菲勒兄弟基金会对本期报告的资金支持。

Foreward

引言



张世秋

北京大学环境科学与工程学院 教授
亚洲清洁空气中心 理事会成员

近年来，我国大气污染治理力度之强以及空气质量改善速度之快前所未有。联合国环境规划署代理执行主任乔伊斯·姆苏亚曾这样评价北京的大气污染治理：“世界上还没有任何一个城市或地区做到了这一点。”

在看到成绩的同时，也要看到未来的隐忧和挑战。大气污染及其治理，不仅涉及污染排放及生成特征，更与社会发展阶段、经济发展水平以及产业结构等密切相关。大气污染治理的早期阶段，由于一次排放量大、主要大气污染物浓度高，采取常规减排措施就能带来一定成效。但当大气污染控制进入攻坚阶段，二次复合污染问题突出，污染形成机制与污染控制呈现高度复杂性，空气质量持续改善的难度不断提升。过去十多年来在重点行业快速推进的节能减排等措施，推动了整体污染防治及技术变革，比如电力和钢铁行业等已经开始实施了领先于世界的排放标准限值并开展超低排放改造，机动车污染控制也进入“国六”阶段，低成本的节能减排空间及潜力已被利用和挖掘，污染物的持续减排涉及到难度更大的技术创新和结构调整等诸多方面。这意味着未来空气质量改善的边际成本和社会总成本都会高于以往，从公共管理的角度，任何政策不仅要追求有效性，同时也必须寻求以最小代价达成目标的路径和手段。因此，新形势下，必须寻求基于审慎研究和精细管理的较低成本的空气质量改善路径。同时，在中长期的“碳达峰”、“碳中和”目标下，寻求更有效的路径使得减污降碳可以最大程度地实现协同增效，从社会成本和效益的角度对各类对策和措施进行权衡比较，也需要开展综合分析和深入研究。

任何行动都有收益和成本，经济决策需要比较二者，环境保护同样如此。从目标选择看，环境质量目标的严苛程度以及达成期限的长短，对社会经济发展会产生不同程度的影响。在目标制定的过程当中，纳入经济分析的视角，有助于帮助识别环境和经济协同发展的目标。从路径选择看，由于不同的污染防治措施和策略的成本差异巨大，不仅体现在具体的控制措施，也体现在不同的污染源、不同

区域的差异。例如，进一步控制电厂与控制居民取暖的单位污染排放的增量成本差异很大，相应地，以不同排放控制策略实现同样程度的污染物浓度降低的成本差异也会很大。无论是环境保护目标制定，还是达成目标的路径和手段，都需要进行成本效益分析——不仅包括直接成本效益也包括协同效益和共生成本，以此回应战略、政策、规划和项目的可行性疑问、评估环境管理政策及其目标的合宜性、识别实现目标的最小成本路径，从而推动低社会成本、兼具效率和公平的综合决策。

需要注意的是，现有的成本效益分析，很多讨论的是技术效率问题，比如如何通过成本节约和资源高效利用来解决问题。但另外两类重要的效率问题不能被忽视：一是配置效率，即相同资源配置于不同用户、区域、时间等所发生的成本和带来的效益的异质性；二是制度效率或者政策效率。由于不同的制度安排和政策的交易成本，特别是管理和监管成本差异巨大，达成同样目标的制度和政策的成本与效益也会有很大不同。

此外，政策实施时机和政策手段选择也会影响到污染控制战略的成本和效益。例如，我们在进行“中国 PM_{2.5} 污染健康损失的时间变化与空间分布研究”时发现，晚行动比早行动要付出更大的代价。此外，实证研究的结果同时表明，区域、行业、政策以及控制措施的成本和效益差异巨大。这意味着，在大气污染治理的攻坚阶段，不仅要关注配置效率也需要关注制度和政策的效率影响，需要研究更精细的政策来调控，使控制成本相对较低的排放源和区域能够优先控制，进而降低整个社会实现污染控制目标的成本。在成本效益中不仅关注技术效率，同时关注配置和制度效率，也意味着污染控制战略，在优先控制重污染区域的同时，也需要关注健康与经济边际损害更大的地区，包括如何避免“清洁区”的环境空气质量恶化。

当前，中国经济从高速发展进入稳态低速增长周期和结构转型时期，以化石燃料为能源消费主体的能源结构还没有发生根本性的转变，同时受到新冠疫情的影响，基于对适度经济增长、保持总体经济健康发展和民众生活水平提升的需要，将使得环境质量改善和经济增长的需求之间的平衡面临更大的挑战。“十四五”是非常关键的转型时期，在强调目标管理和采取必要的命令控制型政策的同时，必须同时发挥环境经济政策的作用，为各主体的行为改进提供持续性激励，使环境保护转化为行为主体的长期内在自觉，如此形成环境治理（governance）的长效机制。

尽管我们强调成本效益分析对决策的重要支持作用，但需要特别注意，成本效益分析不是唯一的决策支持依据。决策是一个基于科学认知，包括成本效益分析分析基础上的多方参与和多目标权衡的政治过程。此外，我们在强调大力推进成本效益分析的研究和应用的同时，也要非常清醒地认识到，成本效益分析在当下无论是学术研究还是实际应用方面，还有很多局限性。如何在中国推动恰当的成本效益分析，需要我们在持续的研究和应用中不断改进。正因为如此，很高兴地看到亚洲清洁空气中心在推进成本效益分析的研究和应用方面的持续努力和取得的可喜进展。

Foreward

引言



付璐

亚洲清洁空气中心
中国区总监

自 2002 年在中国开展工作以来，亚洲清洁空气中心就非常重视结合中国在空气质量管理方面的需求，推动把知识转化为政策和行动，强调政策制定和实施的科学性、经济性以及多相关方的参与。

2019 年以来，中国处于“打赢蓝天保卫战三年行动计划”实施的关键时期，空气污染治理进入结构减排深水区，我们注意到已经有城市在制定中长期规划时开始评估和考量社会经济成本和效益。为更好地支持中国城市制定成本有效的大气污染防治策略，生态环境部对外合作与交流中心与亚洲清洁空气中心在成都市生态环境局和成都市环境保护科学研究院的支持下，共同举办了第十四届中国城市空气质量研讨会，主题为“大气污染防治中长期规划与经济评估”，旨在推动将经济分析纳入到大气污染防治规划制定过程中，以期实现持续有效的空气质量改善，实现科学决策和优化选择。

这次会议引发了不少省市环境管理部门对成本效益分析的关注和兴趣，例如，成都市就在后续的《“打赢蓝天保卫战”三年行动计划》评估中加入了相关分析。此外，我们也编制了成本效益分析方法和工具科普小册子，并在与中国环境报合作的“空气知库”专栏刊载专家观点文章，将经济分析的理念和方法推广给更多有潜在需求的单位和个人。

为了进一步呼吁和支持我国决策部门将经济分析纳入到决策考量，以识别和选择具有成本有效性的减排策略和措施组合，促进该领域的知识转化，我们此次推出了空气质量管理成本效益分析相关领域的一系列知识产出，包括由亚洲清洁空气中心团队编制的本报告《空气质量管理成本效益分析：国际经验与案例》，以及成本效益分析常见问题集（FAQ）。

同时，我们还携手环境经济学领域的研究人员、重点行业的专家联合策划了两个专题篇章，包括重点行业的减排措施成本分析及关键参数、空气污染健康影响的经济分析及关键参数。相关知识产出将在“空气知库”平台陆续发布，并保持专栏的开放性，与合作方一起持续开发和更新相关内容，以推动研究成果共享以及有效应用。我们希望该系列知识产品能为环境管理政策的制定者和技术支持单位的工作提供支持，同时也希望给涉及成本效益分析工作的研究团队提供信息参考。

空气质量管理成本效益分析

国际经验与案例

目录

CONTENTS

背景	5
1. 美国《清洁空气法案》修订案的经济评估	6
1.1 情景设置与分析步骤	8
1.2 直接成本	10
1.3 健康效益	12
1.4 成本与效益比较	16
1.5 生态效益	17
1.6 宏观经济影响	19
1.7 结论和不确定性分析	24
2. 美国《国家环境空气质量标准》的经济分析——以臭氧为例	27
2.1 情景设置与分析步骤	29
2.2 达标成本	32
2.3 健康效益	35
2.4 公共福祉协同效益	36
2.5 宏观经济影响与就业影响分析	37
2.6 结论和不确定性分析	38
3. 欧盟《清洁空气规划》的经济评估	40
3.1 情景设置与分析步骤	41
3.2 减排成本评估	42
3.3 效益评估	43
3.4 成本与效益比较	48
3.5 宏观经济影响评估	50
3.6 创新和竞争力影响	51
参考文献	52

成本效益分析（cost benefit analysis, CBA，也被称为费用效益分析或 benefit cost analysis, BCA，效益成本分析），被应用于公共政策分析最早可追溯至 19 世纪法国的基础设施项目评估。第二次世界大战后，各国面临政府效率低下的压力，开始在重大公共投资中探索有效利用公共财政的方法。这也是新福利经济学诞生的重要标志，并推动了 CBA 与决策相融合 (OCED, 2006)。

自 1970 年以来，随着世界银行、经合组织和联合国等相继在发展项目中广泛运用 CBA，经济评估方法得到快速发展。CBA 逐步在交通和能源等基础设施项目、支持商业和农业等发展项目中发挥核心作用 (Kotchen, 2011)，也被多方应用于重大环境政策的评估，被公认为是应用最广泛和影响最大的政策分析方法。

CBA 可用于政策预评估和后评估，前者更为多见，主要是在决策过程中确定政策方案、评估相关方案的成本和效益 (Defra, 2009)，帮助决策者权衡公共政策的成本和效益 (Hartwick et al., 1998)。在环境政策的评估应用中，CBA 提供独立的经济分析证据，发挥政策倡导作用 (Hutton, 2008)、呼吁并推动决策者增加对公共物品的投资，说明和验证环境政策干预的合理性。也就是说，通过“效益验证成本的合理”（“benefits justify costs”），强调环境治理是一项无悔的选择。

作为判断一项政策是否能提高经济效率的首选工具 (Kotchen, 2011)，除了从经济角度回答一个政策方案是否值得实施，CBA 还可以帮助筛选多个方案并实现公共利益最大化，有效促进政策发展和资源配置效率。当政策总效益大于政策总成本时，将产生正的净效益。CBA 最常用的决策依据是净现值 (net present value, NPV)，亦即识别出净效益现值之和最大的一种政策方案 (Hartwick et al., 1998)。

值得注意的是，CBA 旨在识别在经济层面上可行的政策方案，而不是确定对环境和社会成果最有利的方案 (Workman et al., 2018)。例如，当开展空气质量标准修订的成本效益分析时，CBA 用于评估和筛选是否具有经济性的方案，而不是最有利于人群健康和生态环境保护的方案。

本报告将聚焦 CBA 方法在清洁空气领域关键政策的应用案例和国际经验，介绍针对美国《清洁空气法案修订案》和国家环境空气质量标准、欧盟清洁空气规划开展的成本效益分析，总结其在决策中发挥的作用，分析步骤和评估方法，评估结果和不确定性分析的讨论。

1.

美国《清洁空气法案修订案》的经济评估

1981 年，美国政府开始要求任何新法规或政策颁布前必须开展 CBA 来估算该政策所产生的重大成本或经济影响。克林顿政府于 1993 年进一步细化了针对 CBA 的相关要求和相关法规，并明确了凡每年产生 1 亿美元以上的经济效益影响的环境、健康、公共安全、就业等政策，以及政府认为有必要的政策，都要开展 CBA。

2003 年，白宫管理和预算办公室 (Office of Management and Budget, OMB) 出台了所有的公共政策 CBA 规范性文件，提

出 CBA 分析的步骤和流程，要求对不同法规和政策情景进行分析并识别出经济效益最大的方案。为与 OMB 一致，美国环保局 (U.S. Environmental Protection Agency, USEPA) 于 2010 年发布环境法规和政策的经济分析文件，专门针对环境政策的经济分析提供规范的技术指导。直至 2020 年，USEPA 提议对 CBA 程序进行改革，旨在提升《清洁空气法案》相关 CBA 的一致性和透明度，对开展 CBA 的条件，关键概念和分析范畴、分析方法、结果呈现等做了进一步阐明和调整。

表 1 | 美国政府发布的与 CBA 应用相关的政府文件

年份	政策	要求
1981 年	里根政府发布行政令 E.O.12291	首次要求制定重要的联邦法规需开展正式的 CBA，以寻求公共政策的净效益最大化。
1993 年	克林顿政府发布行政令 E.O.12866	对“重要”进行界定，为每年产生经济/效益影响 1 亿美元以上的政策，包括环境、健康、公共安全、就业等；以及政策认为有必要的政策。
2003 年	白宫管理和预算办公室 (OMB) 文件 Circular A-4	所有公共政策 CBA 的规范性文件，提出如何开展分析，要求对不同法规和政策情景进行分析，识别出净效益最大的方案。
2010 年	USEPA 发布环境法规和政策的经济分析指南文件	1983 年，USEPA 开始进行法规政策影响分析 (RIA) 并逐步形成规范文件，RIA 是包括空气质量标准制定和修订等重要决策中的支撑环节，2010 年指南专门针对环境政策的经济分析提供规范。
2020 年	USEPA 发布条例对 CBA 程序进行改革	旨在提升《清洁空气法案》相关 CBA 的一致性和透明度。对是否需要进行 BCA，关键概念和分析范畴、分析方法、如何呈现结果等进行了明确解释和调整。

来源：作者根据美国相关文件整理

经过长期的方法积累和政策分析应用，美国在清洁空气政策与标准领域的成本效益分析案例和方法范式十分具有参考价值。

美国 1963 年颁布了《清洁空气法案》(Clean Air Act of 1963, CAA 1963)，是美国关于空气质量改善和污染控制的第一部联邦立法，其基础是 1955 年颁布的涉及空气污染治理的《空气污染控制法案》(The Air Pollution Control Act of 1955)。美国在 1970 年、1977 年和 1990 年分别对《清洁空气法案》做出了重要修订，现行法案为 1990 年国会发布的《清洁空气法案修订案》(Clean Air Act Amendment of 1990, CAAA 1990)，该法案在改善空气质量方面取得了巨大成功，并且在 CAAA 1990 法案（第 812 节）中明确规定要求美国环保局 (USEPA) 定期开展经济评估并编制报告，尤其要着眼于估算 CAAA 的效益和成本 (USEPA, 2011)。

开展 CAAA 经济评估的主要目的是向政府决策部门、国会和公众提供公开的、全面的、最新的、经同行评议认可的 CAAA 社会效益和成本的信息，

包括公众健康和福祉以及生态改善效益，以及该法规对美国宏观经济的影响。USEPA 提出评估结果也将有助于支持空气污染治理投资的决策，此外，评估工作本身也具有方法实践的示范作用，促进 USEPA 开展更多相关政策的成本效益分析，并提升精确性与实用性。

USEPA 在 1997 年提交了第一份评估报告，是对 1970 年至 1990 年《清洁空气法案》及其修订案实施的回顾性评估，分析结果显示《清洁空气法案》带来的效益是成本的 42 倍多。1999 年，USEPA 又发布了针对 CAAA 1990 实施的第二份评估报告，是关于 1990 年至 2010 年实施 CAAA 1990 的前瞻性分析，评估结果显示效益超过成本的 4 倍以上。2011 年，USEPA 发布了针对 CAAA 1990 的第三份评估报告，是针对 1990 年至 2020 年法规实施的前瞻性分析，致力于评估其对美国经济各个方面的影响，结果显示效益超过成本的 30 倍左右。评估结果详见下表 2。

表 2 | 《清洁空气法案》及其修订案实施的经济影响分析结果

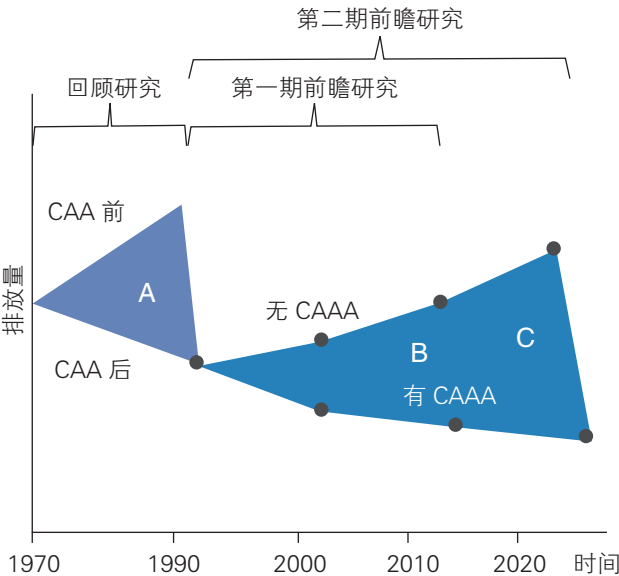
回顾性研究 1970–1990 年《清洁空气法案》	前瞻性研究 1990–2000 年《清洁空气法案》	前瞻性研究 1990–2020 年《清洁空气法案》
直接效益（改善健康、提高能见度和减少对农作物损害）总计高达 22.2 万亿美元 *1990 年的美元价值	直接效益：年均效益 1100 亿美元，其中 1000 亿美元为健康经济效益。 *1990 年的美元价值	年减排成本为 650 亿美元
实施成本（政策投入和私营部门的减排成本）为 5230 亿美元	年均成本为 190 亿美元，2010 年上升至 270 亿美元/年。其中，NAAQS 达标成本占 145 亿美元。	经济效益近 2 万亿美元
平均总效益超过总成本的 42 倍以上。 * 当纳入不确定性因素后，效益成本比范围为 10.7 至 94.5 倍	1990–2010 年净效益估算为 5100 美元，效益超过成本的 4 倍	效益超过达标成本的 30 倍左右

来源：作者基于 USEPA 三次经济评估文件整理

1.1 情景设置与分析步骤

USEPA 在评估中对比分析了“有 CAAA 情景”和“无 CAAA 情景”两个情景，并分别模拟了 2000 年、2010 年、2020 年 CAAA 的实施成本与效益（如图 1 所示）。“有 CAAA 情景”反映的是 1990 年 CAAA 颁布后实施的或预期可能实施的减排措施的相关成本与效益，“无 CAAA 情景”指的是根据 1990 年排放量和排放控制水平的基线情景，同时纳入了经济和人口增长所带来的排放趋势变化。

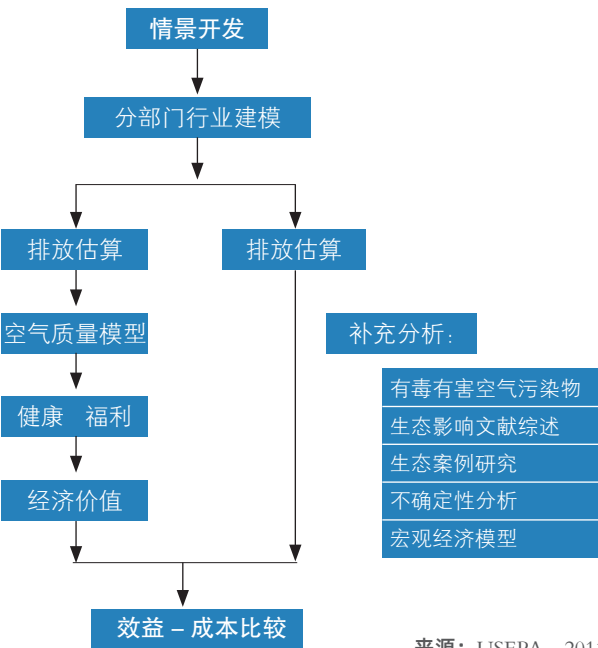
图 1 | 情景设置



来源：USEPA，2011

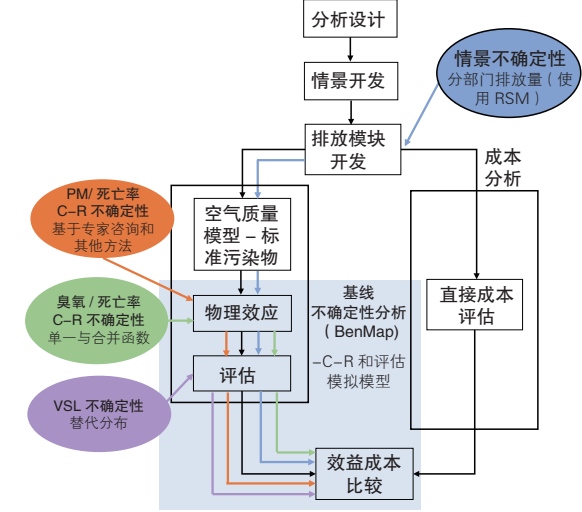
本节将以第三次评估为例，介绍成本效益分析方法在 CAAA 经济评估中的应用，因为本次评估在此前评估的基础上对于信息、数据进行了更新，对评估方法进行了完善，并且进行了更全面的不确定性分析和定量分析。

图 2 | 分析步骤与模块



来源：USEPA，2011

图 3 | 分析步骤与不确定性



来源：USEPA，2011

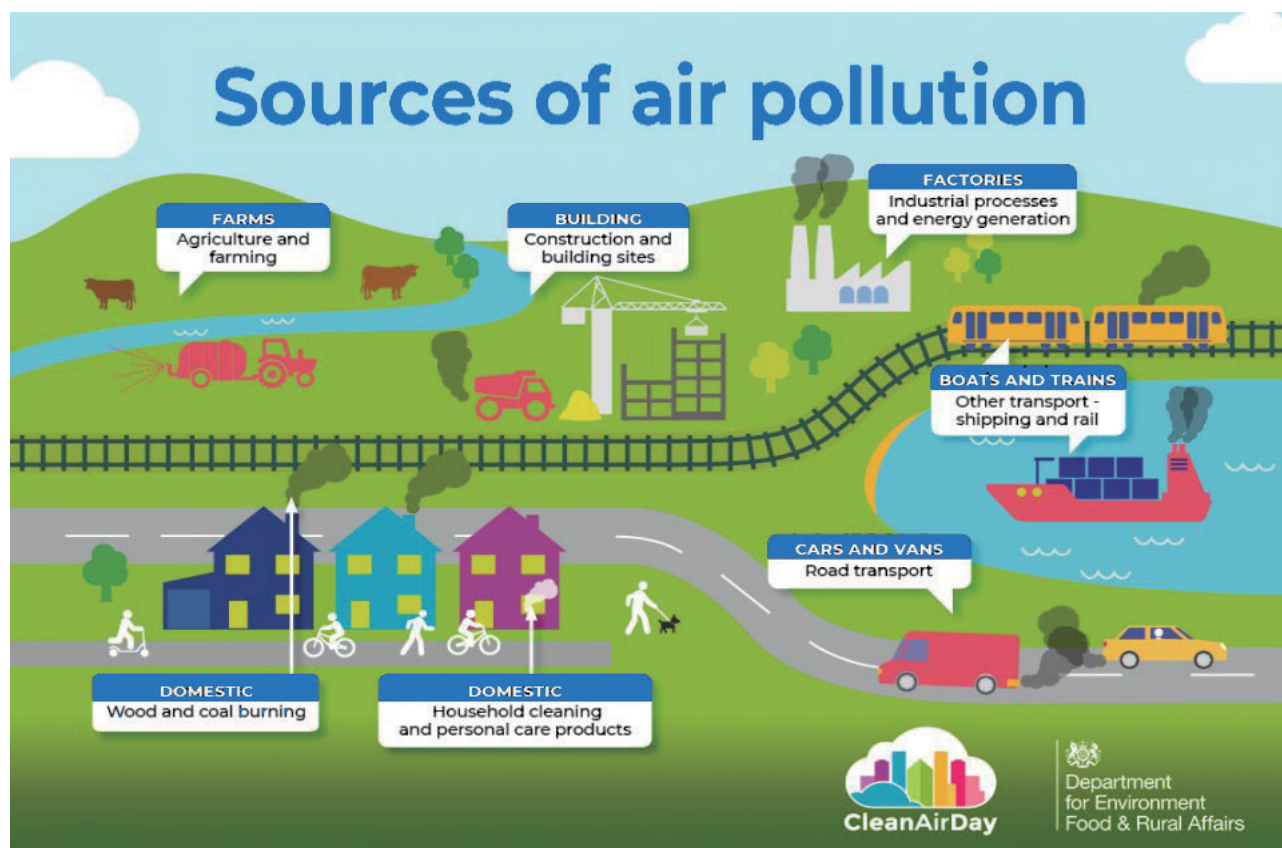
评估大致分为六个主要步骤（如图 2 和图 3 所示），包括：（1）排放估算；（2）直接成本（也即减排成本）估算；（3）基于排放量模拟空气质量趋势；（4）健康效益和生态环境效益评估；（5）清洁空气的经济效益评估；（6）对比分析与不确定性分析。

其中，排放估算覆盖的主要污染物包括 PM、SO₂、NO_x、CO、VOCs（氨排放不是评估的对象污染物，但其作为参数输入空气质量模拟模型），覆盖的主要排放源包括：电力行业、非电力工业点源、移动源（在用机动车）、非道路移动源、以及面源（表 3）。

表 3 | 主要污染物的来源类别

来源类别	举例	符合 CAAA 排放大幅减少的污染物
发电机组 (EGUs)	发电公用设施	NO _x , SO ₂
非电力工业点源	锅炉，水泥窑，工艺加热器，涡轮机	NO _x , VOC, SO ₂ , PM ₁₀ , PM _{2.5}
移动源	公交车，汽车，货车（通常在道路和地铁上运行的来源）	NO _x , VOC, CO
非道路移动源	飞机，建筑设备，草坪和花园设备，机车，船用发动机	NO _x , VOC, CO
面源	农业耕作，干洗，露天焚烧，野火	NO _x , VOC, PM ₁₀ , PM _{2.5}

来源：USEPA，2011



1.2 直接成本

法案对经济的影响包括多个维度和层面，最直接的影响就是因法案实施而直接产生的减排成本 (direct cost)，而直接成本又会间接影响到生产方式、研发、投资、生产力、就业和消费等，也会借助产业链和社会经济关联对宏观经济产生全面影响。CAAA 1990 的评估估算了年均直接成本 (direct cost)，也就是企业投入减排带来的成本 (private cost) 增量变化，包括减排措施与技术的投入、运营和维护成本等。在此基础上，USEPA 也将直接成本纳入到宏观经济影响分析模型中，评估社会成本和整体经济影响。需要注意的是，宏观经济影响分析也包括社会效益，例如劳动力供给增加给社会经济发展带来的益处。本节将介绍直接成本的评估，宏观经济影响分析另见后文。

评估方法：单位成本法与优化成本法

USEPA 采用了两种方法评估直接成本，分别是基于设施减排成本的单位成本法 (Cost Estimates Based on Unit Costs) 和基于优化减排路径的优化成本法 (Cost Estimates Based on Optimization)。前者是基于法案要求的特定减排措施 / 技术要求来计算单位减排成本；而后者则是在特定目标下，基于成本最小化的减排路径来计算成本。

在单位成本法计算中，减排成本数据来自于 USEPA AirControlINET 数据库的成本数据库，其优势是将减排技术和措施的详细数据与 USEPA 的国家排放清单相结合，可以基于排放设施的单

位成本和存量来计算减排成本。例如，针对非道路移动源的减排成本基于 USEPA NONROAD 模型，将单位成本估算乘以特定年份的车辆 / 设备销售和燃油消耗即可估算年化成本。

基于最小成本优化路径的成本评估法包括减排目标优化和达标优化两种情况。减排目标优化主要应用于电力行业，采用 USEPA 的综合规划模型 (Integrated Assessment Model, IAM) 估算电力行业的减排成本。IAM 模型的主要作用是用来评估和识别，在达到 CAAA 的排放总量控制要求下，电力行业在特定时间段内能满足能源和峰值需求的最低成本策略，包括电力行业的 NO_x、SO₂、汞等污染物的减排成本。

此外，USEPA 还基于最小成本法估算和识别了各州的臭氧达标成本和最优路径。在臭氧未达标区域，USEPA 在模拟情景中考虑了最佳可得技术 (Reasonably Available Control Technology, RACT) 和 I/M 制度的应用，并基于最小成本法去识别需要采取的额外的达标控制措施。值得注意的是，USEPA 估算的 O₃ 和 PM_{2.5} 的达标成本指的是未达标区域的已识别措施和技术的总成本，并基于成本分析结果为前体物 (SO₂、NO_x、VOCs) 单位减排成本设置了阈值 (约为 15000 美元)。也就是说，高过单位成本阈值的减排措施是不具备成本有效性的，因此各州空气质量管理应该致力于寻求更具有经济性的未识别措施来实现减排目标。例如，加州南海岸空气质量管理局 (South Coast Air Quality Management District, SCAQMD) 估算的每吨前体污染物减排成本阈值是 16500 美元，当高于这一水平时，

当局会对减排措施进行更详细的成本有效性分析 (Cost effectiveness analysis, CEA) 和经济影响分析。

成本估算中的其它因素：学习效应与成本节约

大量研究结果表明，随着时间的推移，特定减排措施和技术会产生持续的经验累积并日趋成熟，由此带来单位成本的下降 (John M. Dutton and Annie Thomas, 1984; Dennis Epple, Linda Argote, and Rukmini Devadas, 2000; Paul L. Joskow and Nancy L. Rose, 1985)。研发回报、外部行业的生产力溢出 (productivity spillovers)、规模效应、技术成熟带来的效率提升等是带来成本节约的主要驱动因素。CAAA 1990 的第三次评估纳入了减排措施经验积累 (cost savings from "learning by doing") 带来的学习曲线效应 (learning curve effect) 的理念。

尽管很难识别外部技术变化的学习曲线效应，并且分开评估学习效应和技术变化这两个因素会致使结果被高估，当时的大量实证研究也已经量化了不同技术和行业的学习率 (learning rate)，表征为技术累积生产量每翻一番的成本下降百分比。在 CAAA 成本评估中，USEPA 根据实证研究文献中的学习率来不断调整学习曲线，继而识别了电力行业 SO_2 、 NO_x 减排技术的学习率。针对缺乏实证研究的机动车排放控制技术的学习率，USEPA 利用机动车生产的学习率来转化替代。而对于受 CAAA 影响的其他技术和行业，则统一采用科学委员会推荐的默认学习率 (10%)。

敏感性分析与不确定性分析

USEPA 在对 CAAA 1990 的直接成本分析中纳入了定量敏感性分析，分析对象涵盖未识别措施成本、机动车销售量和燃油效率、I/M 测试的失败率、默认学习率等。同时，USEPA 也对评估方法不确定性开展了定性分析，包括经济增长、生产力影响、技术创新等带来的不确定性。

对经济增长的高估或低估将会直接影响年减排成本的高估或低估。而关于生产力影响，经济分析研究文献中关于环境规制和减排措施对工业生产力影响的结论不具有一致性，有些研究表明减排对生产力会造成不良影响，而有些则发现规制将激励生产力提高，评估报告分析了这一维度的不确定性。

此外，评估报告也讨论了一些难以量化的多重影响，例如机动车排放控制可能会降低机动车性能，但会产生节油效益。低 VOCs 涂料产品可能会影响使用性能，但同时带来极大的室内空气质量改善和健康效益（健康效益评估中不包括此项，仅考虑室外空气质量影响）。

CAAA 在技术创新层面发挥着重要助推作用，但成本评估中仅纳入了现有技术升级的学习曲线效应，而忽略了技术创新的影响。这意味着成本评估可能会高估减排成本，因为未识别措施中的突破性技术创新将大幅降低成本，带来更多的成本节约和更大的社会效益。此外，实施减排的行业会改变其生产过程中的各种投入组合，以达到减排成本最小化，这种投入替代效应也没有在分析中体现。

1.3 健康效益

评估中涵盖的是“有 CAAA”情景相比“无 CAAA”情景，其健康终端影响的预期发生概率的变化，从而评估 CAAA 1990 实施的健康效益。具体来说分为以下步骤：

(1) 采用 CMAQ 模型来开展暴露评估 (Exposure Assessment)，模拟和预测 2000 年、2010 年和 2020 年两个控制情景下的空气质量变化，作为 BenMAP 模型的一类参数；

(2) 采用 BenMAP 模型基于健康影响函数评估健康效益。健康影响评估的函数有四个组成部分：潜在受空气污染影响的人口规模和结构；健康影响的基线发病率/死亡率；暴露反应关系函数 (concentration-response (C-R) function)；污染物浓度变化 (来自步骤 1)。

(3) 将可量化的健康影响进行货币化。

健康影响评估的终端

CAAA 1990 实施的效益主要来自于因 PM_{2.5} 和 O₃ 暴露减少而带来的健康效益，其健康影响包括可量化和货币化的部分，也包括不可量化的影响。如表 4 所示。

暴露反应关系

流行病学研究为评估空气污染的健康影响提供了关键的暴露反应关系系数，作为评估中的一项关键参数，相关研究的不确定性和参数选择也将给健康效益评估带来相应的不确定性。USEPA 进行了一项专家调查 (expert elicitation) 研究，旨在更全面分析不确定性的来源和影响，最终在选择参数时以“寻求全面性、

表 4 | O₃ 和 PM_{2.5} 人体健康影响

污染物	可量化和货币化的健康影响 * 基于评估工作时期的科学发现积累	不可量化的健康影响
PM	短期和长期暴露的过早死亡率、慢性和急性支气管炎、呼吸和心血管疾病住院、哮喘急诊、非致命性心肌梗塞、下呼吸道症状、轻微限制活动天数、缺工天数、哮喘人群的症状加重、哮喘人群的上呼吸道症状、婴儿死亡	亚慢性支气管炎、低出生体重、肺功能、非慢性支气管炎的慢性呼吸道疾病、形态变化、宿主防御机制改变、癌症、非哮喘呼吸疾病急诊、紫外线暴露
O ₃	短期暴露造成的过早死亡、呼吸系统疾病住院、哮喘急诊、轻微限制活动天数、缺工天数、缺课天数、户外工作者生产力	心血管疾病急诊、哮喘发作、呼吸疾病症状、慢性呼吸系统损伤、对刺激的高反应、肺部炎症、肺部过早衰老、急性炎症和呼吸细胞损坏、增加呼吸道感染易感性、紫外线暴露

来源：USEPA，2011

科学性的平衡”作为准则，确定了以下 10 条筛选原则（表 5）。

O₃ 暴露的健康风险

关于 O₃ 污染健康风险的流行病学研究主要集中在短期暴露和死亡率之间的关联。多城市研究 (National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study, NMMAPS) 最具权威性，揭示了大城市的多种污染物（包括 O₃）和日死亡率之间的关联 (Samet et al., 2000)。USEPA 还开展了 3 个荟萃分析 (meta-analysis) 来识别 O₃ 暴露的死亡风险，2009 年的一项研究 (Jerrett et al., 2009) 揭示了 O₃ 长期暴露和呼吸疾病过早死亡之间的关联性。

但是，关于 O₃ 长期暴露和死亡率关联的队列研究非常有限。

健康效益货币化

USEPA 在环境政策的成本效益评估中选择采用支付意愿法 (willingness-to-pay, WTP) 得出的统计寿命价值 (value of statistical life, VSL) 将健康效益货币化。USEPA 认为基于支付意愿法是可行方法中可恰当衡量“规避不利影响的价值”，也即“环境质量改善的效益”的方法。例如，假设特定污染水平的降低使每个暴露的个体的死亡风险降低 1/100,000，那么相应的健康效益则是在每 100,000 人中预计过早死亡人数会减少 1

表 5 | 不确定性筛选原则

考虑因素	建议原则
同行评议	优先选择同行评议的研究
研究时间	长期暴露影响（例如，超过一年或更长时间）的研究优先选择前瞻性队列研究，因其可以更好地控制个体水平混杂变量。
人口分布	尽量选择覆盖更广人群的研究，需要涵盖人口异质性（包括敏感人群），在可得的情况下优先选择多城市研究。
样本规模	优先选择样本量更大的研究
研究地区	优先选择本土研究
污染物	当评估涵盖多种污染物（颗粒物、臭氧）的健康影响，则需要选择包含相应污染物的研究，选择单一污染物模型并进行结果加总可能会造成重复计算。
颗粒物粒径	优先选择 PM _{2.5} 的研究来评估颗粒物健康影响，当不可得时用 PM ₁₀ 替代
货币化	一些较难货币化的健康影响则不进行货币化，如上表所示
健康终端	尽管不同健康终端是分开计算影响的，但是选择时应谨慎避免重复计算

来源：USEPA, 2011

例。如果平均个人消除这一风险的 WTP 是 50 美元，那么避免过早死亡风险的 VSL 是 50 美元 $\times$ 100,000 人口 = 500 万美元。

大量研究结果揭示了空气污染对不同年龄和健康状况的个体影响存在差异，例如老年人、儿童、患有呼吸道疾病和心脑血管疾病的人群更为敏感。理想情况下，健康效益货币化需要反映出这种异质性，也就是说敏感人群可能会为了提高生存机会而具有更高的 WTP (Jones-Lee, 1992)。但 CAAA 1990 的评估没能将体现这种异质性的“存活曲线法” (survival curve approach) 应用到评估之中。评估团队考虑过是否要基于年龄来调整 VSL，但是在当时的 VSL 研究文献中，没有足够证据支持 VSL 估值和人群年龄的直接关系 (Hammit, 2007; Aldy and Viscusi, 2007; and Krupnick, 2020)。

在 CAAA 1990 的评估中，评估团队基于 26 个政策相关的 VSL 研究结果得出的 VSL 均值为 740 万美元（2006 年美元价格）。这 26 项研究中有 5 个研究使用的是条件价值评估 (contingent valuation, CV) 研究（直接向实验对象询问 WTP），其余的则是采用工资风险研究法。工资风险研究法是利用劳动力市场中死亡风险大的职业工资更高的现象，通过回归分析控制其他变量，找出工资差别的风险原因，进而评估 VSL。

基于避免过早死亡的支付意愿所估计的效益，在健康效益中占极高比例，CAAA 的两次前瞻性评估结果都是如此。这一方面反映了人们对过早死亡风险的重视，同时，对研究结果的不确定性也存在广泛争议。其中，一个重要的不确定性的来源是风险程度差异，CAAA 1990 带来的死亡风险变化程度要比 WTP 研究中假设的风险变化程度大。而有研究认为，个人为降低死亡风险而增加的支付意愿随着风险增量的增加而下降，但下降的速度是不确定的 (Thomas J.

Kniesner, W. Kip Viscusi, and James P. Ziliak, 2010)。因此，评估中采用的 WTP 值可能存在高估，但是由于缺乏更多研究支撑，评估团队未对其进行调整。

PM_{2.5} 暴露与过早死亡发生率之间存在时间滞后（注：臭氧是基于短期暴露影响的评估，因此没有滞后性），污染下降带来的健康效益在评估的 20 年间的分布是不均匀的。根据科学委员会的建议 (Council HES, 2004)，30% 的死亡风险规避会发生在第 1 年，50% 发生在第 2 年至第 5 年，其余 20% 则发生在第 6 年至第 20 年。因此，在将规避未来风险的支付意愿用于现值计算时，需要进行贴现，采用的是 5% 贴现率。

评估结果显示，在 CAAA 1990 控制措施之下，2020 年 PM 和 O₃ 的暴露减少将避免 23 万例过早死亡（占美国总死亡率的 16%），估值为 1.8 万亿美元（2006 年美元）。

除了规避过早死亡是效益评估中常见的表达方式，另一种更准确的表达是减少暴露人群的死亡风险，也就是挽回的生命 (lives saved)。换句话说，衡量清洁空气政策健康效益的另一个指标是由于降低死亡风险而延长的寿命年数，亦即人均预期寿命 (years of life expectancy) 的提升。USEPA 也基于人口模型，计算了 CAAA 1990 实施带来的预期寿命变化，结果表明，2020 年美国因实施 CAAA 1990 的空气污染控制措施可挽回 2200 万寿命年，主要集中在 60 岁以上的老龄人口群组，并且随着减排成效加强，30 岁以上人口的死亡率也将逐步降低。到 2040 年，美国 30 岁人口的预期寿命年总共增加了近 1 年。

除了对死亡风险的价值评估，USEPA 的健康效益分析中也包括对疾病风险价值的货币化。USEPA 在对疾病风险的价值评估中同样使用支付意愿法 (WTP) 进行价值估算。从经济角度来看，一个人为避免某种不利影响而愿意支付的

金额是衡量该不利影响价值的适当指标。例如，避免呼吸道疾病症状的价值可以用个人为避免该症状的支付意愿 (WTP) 来表示。对于无法在市场上直接购买的商品，例如健康或疾病风险的降低，无法直接通过市场价格观测它们的价值。一种常用的估值方法是通过观察起到类似效果的市场化商品的销售和价格来对其进行估值，例如通过医疗保险的购买来推断人们规避疾病风险的偏好。此外，也可以使用问卷调查的方式直接询问人们的支付意愿 (WTP)。USEPA 在评估中尽可能的使用了文献中估算出的 WTP 均值。在 WTP 不可得时，则使用治疗与减轻相关疾病的费用作为替代估值。

例如，在估算住院的经济成本时，USEPA 使用医疗费用作为避免该健康负面影响的经济估值。这种基于疾病成本法 (COI) 的估值倾向于反映治疗的直接成本，而非个人福祉的变化，通常会低估健康负面影响的真实值。USEPA 评估中对大多数环境效果的评价会使用一系列值并汇报平均估值。USEPA 的健康效益分析显示，健康效益货币化价值主要由过早死亡组成，疾病货币化估值仅占过早死亡估值的不到 5%。

专栏

有毒有害空气污染物 (HAPs) 减少的健康效益

除 PM_{2.5} 和 O₃ 暴露减少带来健康效应之外，评估报告首次对 CAAA 1990 条款下空气毒物 (HAPs) 控制措施——收严 HAPs 排放标准并要求采取最佳可实现控制技术 (Maximum Achievable Control Technology, MACT) 减少排放，所带来的健康效益进行了案例研究。USEPA 估算了美国化工重镇休斯敦地区因苯排放控制减少的白血病病例数（包括致命与非致命的），结果表明，1990 年至 2020 年期间，实施 CAAA 将规避 4 例白血病；致命性健康效益估值为 890 万 - 1300 万美元，非致命性健康效益估值为 40 万 - 410 万美元（2006 年美元）。该案例的局限性是没有量化苯的其他健康影响（比如，霍奇金淋巴瘤和非霍奇金淋巴瘤），以及实施移动源 HAPs 控制条例减少了苯排放所带来的健康效益。

1.4 成本与效益比较

在直接成本核算结果中，纳入分析的成本指标是总成本现值，包括 2000 年、2010 年、2020 年的年化成本 (total annualized costs, TAC)。

CAAA 成本评估中采用 5% 的贴现率，对污染控制设备预期寿命内的投资成本进行年化并估算现值（表 6）。

表 6 | 1990 年 CAAA 的货币化效益和成本评估（2006 年美元价值）

	年估值			估算现值
	2000 年	2010 年	2020 年	1990–2020 年
货币化直接成本				
中心值	200 亿	530 亿	650 亿	3800 亿
货币化的健康效益				
低值	900 亿	1600 亿	2500 亿	1.4 万亿
中心值	7700 亿	1.3 万亿	2 万亿	12 万亿
高值	2.3 万亿	3.8 万亿	5.7 万亿	35 万亿
净效益（效益减去成本）				
低值	700 亿	1100 亿	1900 亿	1 万亿
中心值	7500 亿	1.2 万亿	1.9 万亿	12 万亿
高值	2.3 万亿	3.7 万亿	5.6 万亿	35 万亿
效益 / 成本比率（BCR）				
低值	5:1	3:1	4:1	4:1
中心值	39:1	25:1	31:1	32:1
高值	115:1	72:1	88:1	92:1
规避每例过早死亡的成本				
中心值	18 万	33 万	28 万	无

来源：USEPA，2011

1.5 生态效益

CAAA 1990 的第三次评估主要针对以下几个层面的生态效益进行了定量分析：近地面臭氧暴露减少带来的森林、农作物增产效益；降低 PM 浓度提高了休憩和住宅的能见度的效益；以及减少酸沉降带来的建筑和结构材料损失减少。USEPA 采用 CMAQ 模型用于模拟两种控制情景下的酸沉降、氮沉降、臭氧污染水平的变化，并评估其生态影响（表 7）。

农业和林业产量影响

在生态系统中，近地面 O₃ 浓度上升会损害植物健康生长，并导致农业和林业减产。USEPA 在

评估中选择了马铃薯和软质木作为代表性的农作物和林木树种，评估了因污染降低而避免的减产情况。需要注意的是，因为土地所有者从事农林种植和经营的首要目的是利润最大化，农林作物产量变化将影响商业物种种植的分布情况。土地所有者可能将农林作物转移到对污染较低的地区，或在污染地区替换其他作物和树种，以规避产量损失。这种适应性行动会进一步改变农作物和商业树种的供给和需求，致使消费者的福祉、以及农业和林业行业的变化。

评估团队利用气候经济办公室所资助研发的森林和农业行业优化模型 (Forest and Agriculture Sector Optimization Model, FASOM)，评估公

表 7 | 主要污染物及其生态影响

污染物	主要污染物和前体物	急性效应	长期效应
酸沉降	硫酸、硝酸前体物 (SO ₂ 、NO _x)	对植物叶子和水生生物的直接毒性作用	养分淋失导致土壤质量恶化 森林健康状况下降 地表水酸化 湖泊和溪流的酸中和能力下降 增强有毒金属（铝）对水生生物的生物利用度
氮沉降	氮化合物（例如 NO _x ）		陆地生态系统氮饱和而造成营养失衡和损害森林健康 沿海河口氮排放导致富营养化 改变全球氮循环
臭氧	对流层臭氧前体物 (NO _x , VOCs)	对植物的直接毒性作用	全生态系统能力流动和养分循环模式改变 社区变化
HAPs	汞、二噁英	对动物的直接毒性作用	生物地球化学循环中的 HAPs 保护和食物链积累 亚致死影响

来源：USEPA, 2011

共政策对农业和林业的福祉和市场影响，并用于气候和生物燃料政策分析。该模型模拟了土地管理和土地分配决策的生物物理和经济过程，考虑了土地使用的变化可能会加剧农业和林业活动的竞争性。FASOM 模型以消费者和生产者剩余为指标，估算农业和林业的总福祉的经济价值，评估结果显示在无 CAAA 情景下，O₃ 浓度上升导致农业和林业生产力下降，从而提高了农林作物价格，这将会提高生产者剩余，但会大幅减少消费者剩余。评估结果显示，CAAA 的净福利效益（生产者剩余和消费者剩余之和）2000 年约为 10 亿美元，至 2010 年上升至 55 亿美元，2020 年上升至 100 亿美元。

能见度

空气污染会降低住宅区域和休憩环境中的能见度，给日常生活和休憩体验带来负面影响，能见度改善是空气质量改善的一项重要效益。USEPA 通过 CMAQ 模型来预测 36 公里网格内的未达标区域的能见度情况变化，并从基于条件估值法 (CV) 的经济分析和文献中获取 WTP 和能见度关系的估值（表 8）。

休憩能见度提高效益的估算方法与 PM 标准的规制影响分析 (regulatory impact analysis, RIA) 保持一致，而住宅能见度效益的估算方法采用效益转移法 (benefit transfer) 来估算。具体来

说，能见度提高 10%，每个家庭的年 WTP 估值的范围在 14–145 美元，平均估值为 69 美元。评估结果如下表所示，2000 年因能见度提高带来的总效益为 140 亿美元，2010 年升至 340 亿美元，2020 年升至 670 亿美元。

材料损害

酸沉降是加速建筑材料损毁的首要原因，包括锌/镀锌钢材、金属、碳酸盐石材（建筑外墙）、表面涂层（油漆）。CAAA 1990 的 CBA 评估报告量化了酸沉降对基础设施材料（镀锌和喷漆碳钢）、商业和住宅建筑（碳酸盐石材、金属和涂漆木材表面）的负面影响及改善效益。

评估 SO₂ 污染造成的建筑物损害有三个步骤：制定易受损害的材料清单；估算出 SO₂ 污染造成材料损失的浓度反应函数；估算材料损失的经济价值。可通过估算未来材料损失的维修成本得出材料损失的价值。

评估结果表明，相对其他效益类别，CAAA1990 规避的材料损失效益较小，分别为 2000 年 5800 万美元、2010 年 9300 万美元、2020 年 1.1 亿美元。因为 USEPA 仅量化了 SO₂ 污染造成的材料损害，并未纳入 NO_x（基础设施材料和建筑等）、CO₂（镀锌钢材）、甲醛（镀锌钢材）、PM（家庭清洗费用）和 O₃（橡胶产品）的材料损失影响，该值是一个相对低的估值。

表 8 | 能见度效益评估结果（2006 年美元价值）

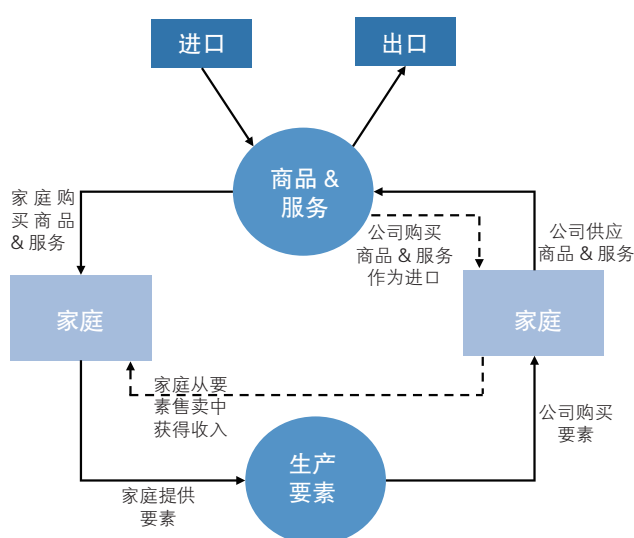
	2000 年效益	2010 年效益	2020 年效益
休憩效益	33 亿美元	86 亿美元	190 亿美元
住宅效益	110 亿美元	250 亿美元	480 亿美元
总能见度提高效益	140 亿美元	340 亿美元	670 亿美元

来源：USEPA，2011

1.6 宏观经济影响

决策者除了关注空气污染治理措施的直接成本投入、健康与生态效益，同样也非常重视对宏观经济的影响。这里的对宏观经济的影响指独立于空气污染治理本身产生的直接成本效益之外的，对其它经济生产单元和活动产生的正面或负面的影响。评估范围包括经济发展（GDP 与经济结构等）、生产力、市场价格、家庭经济福祉等。USEPA 利用政策分析经济模型 – 可计算一般均衡模型 (Economic Model for Policy Analysis – Computable General Equilibrium, EMPAX–CGE) 评估了 CAAA 1990 的宏观经济影响。此前，美国进行空气污染政策相关的宏观经济影响分析还包括，空气质量标准（PM_{2.5} 与 O₃）的法规政策影响分析，清洁空气州际法案分析 (Clean Air Interstate Rule)。

图 4 | EMPAX–CGE 模型示意图



来源：RTI 国际，EMPA–CGE 模式文件，为美国环境保护局空气质量规划和标准办公室编制，2008 年 3 月。

CGE 模型通过模拟企业和家庭之间的商品和生产要素流动，评估政策变化或经济冲击对宏观经济产生的影响。在 CGE 模型建模中，经济要素被简化描述为在家庭和生产者之间循环流动。家庭和生产者将分别以最大化家庭福祉和最大化企业利润为驱动进行行为决策。在价格发生变化时，CGE 模型可以反映出家庭和企业应对价格变化的行为变化，例如生产要素价格变化时企业进行的投入替代行为，以及工资变化时带来的劳动和休闲活动之间的替代。和其它 CGE 模型类似，EMPA–CGE 模型使用一种简化和分层的家庭和企业的决策模式，以企业利润和家庭福祉最大化为目标进行建模，表现出实体经济中消费者和生产者的复杂关系。

该模型设计也能反映出经济整体结构的区域差异性。由于美国不同地区的生产投入（劳动力、能源）的可得性和成本有所不同，因此特定行业在不同区域对政策变化的回应也会有所差异。该模型分别模拟了五个经济区的主要行业，包括能源、一般性行业（农业、采矿、建造）、制造业、服务业。经济区的分类参考基于美国电力可靠性委员会 (American Electric Reliability Council) 划分的电力市场结构区域，包括美国东北部、西南部、中西部、中部平原区、西部地区。

此外，模型假设家庭考虑了对未来的政策变化的预见性，并在模型时间范围内最大化效用福祉。家庭可能会改变关于劳动参与的决策，并调整消费模式，从而适应未来政策变化。EMPA–CGE 模型纳入时间变化因素的考量，比静态 CGE 模型更有优势，可模拟时间跨度内由于政策变化

所致的经济变化情况。EMPAX-CGE 模型产出包括 GDP、消费、以及经济福祉变化。

CGE 模型的一个重要假设是经济体中的所有市场都处于均衡状态。在长期中，可以认为这一简化假设是与现实一致的。但这一假设的一个隐含层面是 CGE 模型假设经济处于充分就业状态（即不存在非自愿失业），因此，该模型无法很好地洞悉政策变化对失业的影响。

CAAA1990 实施带来的成本和效益都会对宏观经济产生影响。

在成本层面，由于 EMPAX-CGE 模型是基于支出的模型，需要输入基于支出的成本参数。USEPA 项目团队将不同行业和地区为遵守 CAAA 减排要求所支出的费用，也即合规支出 (compliance expenditure) 作为成本参数纳入 EMPAX-CGE 模型。CAAA 合规支出并不完全等同于减排直接成本。具体来说，CAAA 直接成本

反映了为遵守法案减排所需耗费的资本、劳动力和其他资源的价值，但合规支出代表为遵守法案所支出的费用。例如，CAAA 直接成本不会包括税收，因为此类支出仅为财务转移，而非用于控制空气污染排放所耗费的资源。

项目团队基于直接成本在燃油消费税、贴现率、I/M 制度成本三个方面进行了调整，从而得到输入 EMPAX-CGE 模型中的合规支出（表 9）。首先，USEPA 基于直接成本评估又加入了燃油消费税。其次是进行贴现率调整，直接成本评估采用的是 5% 社会贴现率，而 CAAA 合规支出评估纳入的是受管控行业分行业的贴现率，依据其融资成本来估算。最后，直接成本中 I/M 制度的部分包含了驾驶者等待时间的价值。虽然等待时间是一种社会福利损失，但并不会以支出的形式出现。因此，在 CAAA 合规支出中剔除了驾驶者等待时间的经济成本。

表 9 | 年均 CAAA 合规支出和直接成本（2006 年美元价值，百万）

排放源类别	2010 年		2020 年	
	合规支出(EMPAX 分析)	直接成本	合规支出(EMPAX 分析)	直接成本
电力机组	8470	6640	13000	10400
在用车移动源	24800	25800	27200	28300
非道路移动源	750	359	1620	1150
工业点源	5580	5180	5600	5140
面源	693	693	768	767
本地控制措施(已知措施)	5590	5250	6790	6180
未知的本地控制措施	9020	9020	13500	13500
总计	54900	52900	68500	65500

来源：USEPA，2011

在效益层面，健康效益会在三个层面影响宏观经济：空气污染相关的疾病的医疗支出，空气污染相关的死亡造成的劳动者时间禀赋分配的变化，以及空气污染相关的疾病造成的劳动者时间禀赋分配的变化。时间禀赋 (time endowment) 分配变化所指的是劳动者用于劳动和休闲活动时间的百分比变化。

死亡相关的劳动力影响：在估算空气污染相关的死亡造成的劳动者时间禀赋百分比变化时，模型关注的是 PM 暴露过早死亡对人口的动态影响。值得注意的是，可避免的因空气污染所致的过早死亡中，98% 归因于 PM 浓度水平的下降。根据人口模拟模型，项目团队估算劳动力变化的方法包括三个步骤：第一，按照性别和年龄划分来估算目标年 2010 年和 2022 年 CAAA 相关两种控制情景下的人口变化；第二，通过收集基于年龄和性别的劳动人口数据，从而估算 CAAA 相关的劳动力变化；最后，对比基线情景和预测控制情景，计算劳动力供给的百分比变化。

发病相关的劳动力影响：与死亡仅考虑 PM 不同，模型纳入了 PM 和 O₃ 两种污染物对发病例数影响。首先，项目团队从文献中获取基于健康终端的每个病例损失的工作日数 (number of work days lost per case for each health endpoint)，来反映受影响人群的劳动参与变化。由于 EMPAX-CGE 模型以年为单位进行模拟，计算时将目标年的损失工作时间转化为工作损失年 (work years lost)。最后，用工作损失年除以预测的劳动力规模，以此表示劳动力的百分比变化。对于大部分健康终端，每个病例的损失工作时间将应用于年度发病例数变化，最终对劳动力变化做出评估。然而，慢性支气管炎和急性心肌梗塞会在很多年的时间范围内对个体产生影响。因此，对于这两个健康终端使用的是年度患病例数（处于患病阶段的病例，包括新发病例和原有病例）变化。

医疗支出：根据 PM 和 O₃ 浓度变化，项目团队采用疾病成本法 (cost-of-illness, COI)，利用文献估算出的针对不同健康终端的单个病例年度医疗支出，应用于发病例数的年度变化，来估算人们的医疗支出。同样的，对于慢性支气管炎和急性心肌梗塞这两个健康终端，使用年度患病例数变化代替年度发病例数变化进行估算。评估结果显示，CAAA 1990 将大幅减少空气污染造成的美国劳动力损失和医疗支出。如果不实施 CAAA 1990，2010 年美国劳动力将减少 0.34%，2020 年减少 0.57%。其中，PM 死亡率影响占据一半以上的劳动力损失；O₃ 污染造成的年均劳动力损失小于 5%。其次，2010 年医疗支出将增加约 129 亿美元，升至 210 亿美元，其中 PM 相关的发病率尤其是急性心肌梗塞占据最大的医疗支出。

CAAA 合规支出的宏观经济影响：与无 CAAA 情景相比，CAAA 的合规支出在 2010 年和 2020 年均会导致 GDP 和消费减少约 0.5%，预计 2010 年和 2020 年 GDP 总额分别减少 790 亿美元和 1100 亿美元，比一次成本估算高出 50%–70%。两者之间的差异是因为 CAAA 合规成本对整体经济产生的影响，其中很大一部分可能是由能源价格上涨对生产活动造成广泛影响引起的。此外，污染防治的资本投资规模加大可能会使原本用以提高工业长期生产力的资本投入减少。分行业来看，在 CAAA 合规支出相较于基准行业收入较大的行业，受到的影响更大。以电力行业为例，电力行业占合规支出总量的比例最高（20%），约为 140 亿美元，约合电力行业基准收入的 3.3%。EMPAX-CGE 模型估算结果显示，在有 CAAA 情景下，电力行业产出将下降近 4%。由于电力行业是美国最大的煤炭消费行业，因此电力行业产量下降还将导致煤炭产量减少约 1.5%。但是另一方面，CAAA 的实施也大幅提高了对环保商品和服务的需求，绿色产业的需求上升抵消了 CAAA 合规支出的部分 GDP 损失。

CAAA 合规支出的宏观经济和人类健康影响：EMPAX-CGE 模型不仅纳入 CAAA 合规支出的考量，还估算了 CAAA 实施带来的劳动力和医疗支出效益。模型估算的结论是，CAAA 相关的劳动力和医疗支出的正面宏观经济影响稍微高于 CAAA 合规成本的负面宏观经济影响。具体来说，有 CAAA 情景下致使 2010 年的 GDP 和消费下降，但 2020 年则变为正值。主要是因为 2010–2020 年间，CAAA 快速拉动了劳动力增长（67%），从而抵消了 CAAA 的合规支出（25%）增长。并且，劳动力增速会高于合规成本增速。CAAA 实施改善了公众健康，过早死亡、慢性支气管炎、急性心肌梗塞等健康改善效益对增加劳动力规模的影响最为显著。此外，暴露反应关系有着时间滞后

的关系，相比 2010 年的健康效益，减少死亡影响的健康效益将在 2020 年尤为突出。

在消费者层面，CAAA 促进家庭福祉（用等价变换（Equivalent Variation, EV 衡量）增长，预计 2010 年福祉增长 0.8%，同年预计 GDP 和消费分别下降 0.21% 和 0.03%，意味着福祉增速明显高于 GDP 的降速。值得注意的是，福祉增加而经济产出下降意味着家庭的劳动力和休闲权衡发生改变。相比无 CAAA 情景，家庭在 CAAA 情景下将更多的时间分配给休闲活动，而不是工作。最后，纳入劳动力和医疗支出影响的考量时，CAAA 拉动了很多行业的产出增加，同时导致能源密集和公共卫生行业的产值下降。劳动力规模增加促进劳动密集型行业的产值增加，例如服务业。

表 10 | 年度宏观经济影响总结：仅成本案例

变量	模型运行	2010	2015	2020
GDP	清洁空气法案 (\$ 十亿)	\$15,027	\$17,338	\$20,202
	无清洁空气法案 (\$ 十亿)	\$15,106	\$17,430	\$20,312
	变化 (\$ 十亿)	-\$79	-\$93	-\$110
	% 变化率	-0.52%	-0.53%	-0.54%
消费	清洁空气法案 (\$ 十亿)	\$10,969	\$12,699	\$14,881
	无清洁空气法案 (\$ 十亿)	\$11,023	\$12,761	\$14,956
	变化 (\$ 十亿)	-\$54	-\$62	-\$75
	% 变化率	-0.49%	-0.49%	-0.50%
希克斯等价变化	变化 (\$ 十亿)	-\$54	-\$62	-\$75
	% 变化率	-0.38%	-0.38%	-0.39%

注：结果以 2006 年美元表示

来源：USEPA, 2011

表 11 | 年度宏观经济影响总结：劳动力调整案例

变量	模型运行	2010	2015	2020
GDP	清洁空气法案 (\$ 十亿)	\$15,027	\$17,338	\$20,202
	无清洁空气法案 (\$ 十亿)	\$15,059	\$17,350	\$20,197
	变化 (\$ 十亿)	-\$32	-\$12	\$5
	% 变化率	-0.21%	-0.07%	0.02%
消费	清洁空气法案 (\$ 十亿)	\$10,969	\$12,699	\$14,881
	无清洁空气法案 (\$ 十亿)	\$10,972	\$12,696	\$14,876
	变化 (\$ 十亿)	-\$3	\$3	\$5
	% 变化率	-0.03%	0.02%	0.03%
希克斯等价变化	变化 (\$ 十亿)	\$11	\$22	\$29
	% 变化率	0.08%	0.13%	0.15%

注：结果以 2006 年美元表示

来源：USEPA，2011

需要注意的是，EMPAX-CGE 模型也存在很多局限性，从而低估了 CAAA 的宏观经济影响。首先，模型纳入的是美国经济正式行业就业的劳动力和休闲的权衡效应，未计入非正式行业就业 (informal sector) 的影响。非正式行业往往涵盖的是社会经济的脆弱人群，缺乏社会保障。因此，应改进模型方法或开展定性分析，从而完整公平地评估政策给脆弱人群带来的效益和成本，并建立和完善社会保障体系。其次，模型未纳入 O_3 浓度下降带来死亡率降低的健康效益，以及非市场效益和某些特定效益，例如能见度提高、农业和林业的生产力提升、材料损害降低，以及由于空气污染减少带来的疼痛和痛苦降低的健康效益。

此外，模型假设本身也存在一定的局限性。例如，假设效益是具有可分离性的，未涵盖综合效益的考量，因此会造成效益低估（最多会低估 30% 的效益）。模型假设劳动力供给和环境质量是家庭效用函数中分开的两个部分，实际上不同类别的效益之间存在一定相互关系，切割这些关系会带来估算结果的不确定性。另外，模型假设家庭对未来政策变化有完全的预见性，并基于此来调整经济行为。但由于信息不对称的特性，家庭实际掌握的是不完全信息 (imperfect information)，所以会造成模型不确定性。最后，模型参数通常从不同经济文献中获取，因此估值存在较大差异，所以也存在一定的不确定性。

1.7 结论和不确定性分析

该分析的一项重要结论是针对 PM 的减排规则可能具有很高的成本有效性。和此前历史研究成果相比，控制每吨 PM 的估算成本相近或者更低，但效益更大。这主要是因为在这段时期关于 PM 导致过早死亡风险的认知加强了，同时也因为排放清单、和空气质量模拟方法的优化使得计算更为准确。需要注意的是，本次评估仍未能全面反映最新的研究成果，例如尽管已有文献表明空气污染暴露会增加中风的风险和增加相关医疗费用，但是量化结果中没有包括这部分的改善效益。

上述评估覆盖范围广，且分析方法和步骤复杂，决策部门 USEPA 和项目团队均认为进行相应的不确定性分析十分必要，并应依据以下原则进行：（1）识别各个分析步骤中重要的不确定性来源，包括排放清单、空气质量模拟、措施成本和健康效益等各部分分析过程中的不确定性来源和结果影响，在结果呈现时通过表格提供对关键不确定性方向的评估以及对结果影响的幅度。（2）尽可能使用不同的假设和模型方法来进行分析，进行参数量化和模型不确定性的量化分析；并且

也对情景设置的不确定性进行探讨。（3）将这些定量分析的结果与主要结果进行比较，提供置信度和更多的潜在的深入研究方向并在后续工作中解决。包括：

- 对法案中的技术要求进行进一步分析：现有对减排技术的要求无法使得全国范围实现达标，需要进一步识别和分析“未知”技术；
- 在进行宏观经济影响分析的时候需要纳入因法案实施带来的其它市场效益分析，例如农业和植被生产的提升等；
- 将空气污染治理和气候变化在实现效益方面的协同和相抗 (antagonistic) 作用纳入考量；
- 排放与空气治理模拟不确定性表征与控制；
- 不同组分和毒性污染物的影响差异和对控制政策导向的影响；
- 对真实世界政策及相应的空气质量快速改进、健康效益提升的观察和分析 (accountability)；
- 扩大生态效益分析范围；
- 扩大健康效益分析范围。

表 12 | CAAA 成本和效益评估中潜在的主要不确定性来源

潜在误差来源	分析步骤	净收益的潜在偏差方向
假设无 CAAA 情况下的估算排放率	排放	低估
两种情景下的估算经济增长—总排放量的关键驱动力	排放	无法确定
对被取消的清洁空气汞规则 (Clean Air Mercury Rule) 和被撤回的清洁空气洲际规则 (Clean Air Interstate Rule) 的最终形式和遵守情况的预测	排放	无法确定
二次有机气溶胶 (SOA) 化学机制	空气质量模型	低估
无法基于流行病学研究明确说明 PM 与死亡结果之间为因果关系	健康效益	高估
社会经济状况对 PM 暴露造成的死亡率的影响	健康效益	无法确定
基于监测数据的流行病学研究中 PM 暴露归因	健康效益	低估
忽略 PM 暴露对死亡率的短期影响	健康效益	低估
减少暴露后死亡率风险降低的时间点	健康效益	无法确定
死亡风险评估的来源包括许多较早的研究	评估	无法确定
现有评估研究中的致命风险情景通常不同于空气污染所呈现的情景	评估	无法确定
风险规避的估值可能会随着时间和收入发生变化	评估	无法确定
对空气污染物的生态影响覆盖不完全，包括忽略了几个短期和几乎所有长期的生物累积性和持久性影响	生态	低估
注：项目团队对每个潜在误差来源进行分类。如果一个合理的替代假设或方法可能会对总体货币收益估计产生约为 5% 或以上的影响，则将其归类为“潜在重大”影响。		

来源：USEPA，2011

表 13 | CAAA 成本和效益评估中潜在的主要不确定性来源

不确定性分析讨论的因素	评估的不确定性类型	备选假设	备选假设对 2020 年初步估算的影响
与成本估算相关的不确定性			
未确认的污染控制细节	参数	为实现国家环境空气质量标准 (National Ambient Air Quality Standards, NAAQS) (\$10000/ 吨) 所应用的未经确认的本地控制阈值和成本的替代假设	当地控制成本的 -18%；总成本的 -2.1%
I&M 制度车辆故障率	参数	基于 I&M 制度测试失败率的替代假设	移动资源成本为 -12%；总成本的 -6.5%
学习曲线假设	参数	学习速率 (5% 和 20%) 的替代假设	总成本的 -6.0% 至 3.2%
车队组成和燃油效率	情景	基于 Annual Energy Outlook 2008 的未来车队组成和燃油效率的替代假设	移动源成本的 -3.6%；总成本的 -2.0%
与效益估算相关的不确定性			
PM 的替代 C-R 函数	参数	替代 C-R 函数 - 两个来自经验文献 (Pope et al., 2002 和 Laden et al., 2006) 和 12 个来自专家调查研究的主观估计	根据 PM 专家调查研究的最极端估计, 影响范围为 -83% 至 76%。其他替代参数产生的影响范围从 -43% 到 41% 不等
发电机组(electric generating unit, EGU) 来源的排放	情景	使用连续排放监测 (continuous emissions monitoring, CEM) 数据代替综合规划模型 (integrated planning model, IPM) 结果, 并结合与 CEM 方法一致的替代性无 CAAA 情景	2000 年为 +50% 几乎全部由无 CAAA 情景下的替代方案的影响造成
PM/ 死亡滞后性	模型和参数	替代的滞后结构: 分段函数和一系列平滑函数(基于指数衰减)。在某些情况下, 平滑函数还需要更改 C-R 系数	使用主要 C-R 函数时影响范围为 -23% 到 16% 更改 C-R 函数时影响范围为 -52% 至 50%
统计寿命价值	参数	VSL 的替代估计	-20% 到 0%
贴现率	参数	替代贴现率 (5% 和 7%)	-4% 到 4%
臭氧的替代 C-R 函数	参数	替代 C-R 函数 - 三个来自多城市研究, 三个来自荟萃分析 (meta-analysis), 一个来自 Jerrett et al. 的队列研究	总死亡率效益影响为 0% 臭氧相关死亡影响为 -63% 到 66%
排放部门的排放变化	情景	将每个部门的排放量改变 10%	EGU 部门等比例减少排放量的边际效益 (美元 / 吨) 约为非公路和公路部门的 3 倍, 比面源和非 EGU 点源部门高 50%
PM 成分的差异毒性	参数	特定 PM 成分毒性的潜在替代评估	不适用。· 由于存在重大数据缺口, 未进行定量敏感性分析
动态人口模型	模型	使用动态人口估计以计算获得的寿命年数和预期寿命的变化	不适用· 获得的寿命年数和预期寿命的变化是 PM/ 死亡影响的补充估计, 不能直接与初步估计进行比较

来源: USEPA, 2011

2.

美国《国家环境空气质量标准》的经济分析 ——以臭氧为例

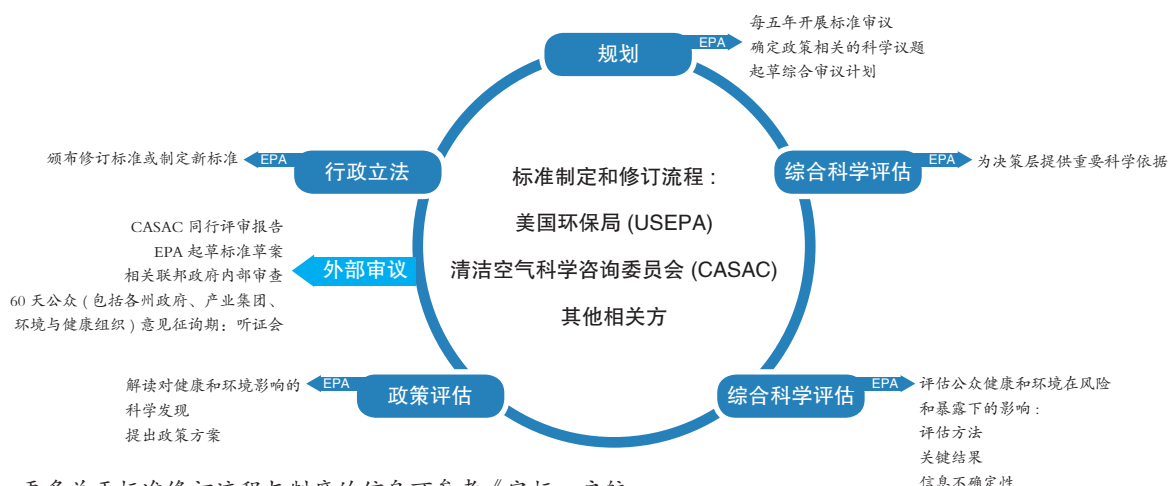
根据美国政府行政命令 12866 和 13563 号的规定，USEPA 在制定重要的国家空气污染相关法规时，需要开展规制的政策影响分析 (Regulatory Impact Analyses, RIA) 并公布报告 (USEPA, 2011)。RIA 报告应包含对法规的潜在社会效益和社会成本的评估结果描述，也要描述无法以货币形式量化的影响。其中，国家环境空气质量标准 (NAAQS) 作为一项重要的法规，也需开展 RIA 分析。自 1971 年首次制定国家环境空气质量标准 (NAAQS) 以来，USEPA 就针对各项污染物指标的标准限值修订进行过多达 17 次的修订。截止目前最后一次标准 RIA 报告发布于 2015 年，是 2008 年至 2015 年之间 O₃ 标准修订审议的重要依据文件，这也是本节案例总结的主要内容。

1977 年，美国政府在宪法修正案中授权 USEPA 对每个大气污染物的标准进行制定、审

议、和修订，旨在履行其保护公众健康和社会福祉的目标 (Bachmann, 2007)。尽管该法案要求 USEPA 在制修订 NAAQS 时应将充分保护健康作为最重要考虑因素，而非依据经济影响做决定，但这并不代表成本、效益和其他经济影响的考量不重要。USEPA 明确认为经济分析是有效实施 NAAQS 的一个必备的决策工具，需要在政策影响分析时纳入考虑。

根据法定要求，USEPA 以五年为法定周期进入标准审议流程，基于不断积累的空气污染对健康影响的科学发现来收紧标准限值。滚动式的法定标准审议分为五个阶段：规划 (Planning)，综合科学评估 (Integrated Science Assessment, ISA)，风险 / 暴露评估 (Risk/Exposure Assessment, REA)，政策评估 (Policy Assessment, PA)，和行政立法 (Rulemaking)。

图 6 | 美国标准修订机制和流程 (CAA, 2020)



注：更多关于标准修订流程与制度的信息可参考《定标，启航——中国空气质量标准分析与国际经验研究报告》



USEPA 基于此前的综合科学评估报告 (Integrated Science Assessment)、健康风险暴露评估报告 (Health and Welfare Risk and Exposure Assessments) 认为 2008 年发布的 O_3 标准 (75ppb) 不足以充分保护公众健康和社会福祉。所以, USEPA 将标准修订提上议程, 拟将 O_3 首要和次要 NAAQS 的 8 小时浓度限值降至 70ppb, 以充分保护包括儿童、老年人、患有呼吸系统疾病 (如哮喘等) 的敏感人群在内的公

众健康。在这种情况下, USEPA 需要开展法规政策影响分析 (RIA) 来评估实施并达到新标准的社会总效益和总成本。从标准修订程序上来说, RIA 报告也需由独立的科学咨询团队——清洁空气科学咨询委员会 (Clean Air Scientific Advisory Committee, CASAC) 审阅后提交给 USEPA, 最终报告会综合考虑科学咨询委员会和 USEPA 决策人员的建议。

2.1 情景设置与分析步骤

情景设置

按照美国行政命令的规定，RIA 分析和报告编制需遵循白宫管理和预算办公室 (OMB) 的指南文件，要求对不同标准情景进行分析，除了拟定的标准浓度情景，还需要分析更为严苛的替代标准情景 (U.S. OMB, 2003)。所以，2015 年 O₃ NAAQS RIA 的基线情景是原有标准限值 (75ppb)，除了估算达到臭氧修订标准提案浓度限值 (70ppb) 的潜在成本、公众健康效益、以及福祉效益，还对比了更严格的替代标准限值 (65ppb) 情景。

OMB 指出标准等环境法规旨在解决市场失灵导致的环境问题，通过政府监管行为提高社会效率、确保公平分配。从经济角度来看，制定标准是解决企业排污造成的负外部性的一种直接补救措施。因此，制定和修订一个具有合理安全边际值的标准非常重要，可以让排污主体承担达标成本，从而减少公众由于高污染水平而遭受的健康和环境影响。借助对“更严格”和“更宽松”标准的情景分析，可以帮助政府在考虑健康保护的同时，寻求经济角度也合理的“安全值”。

RIA 包含如下多个方面的分析：评估臭氧前体物 NO_x 和 VOCs 当前和未来排放及对应的空气质量浓度水平，臭氧修订标准和替代标准的达标控制策略及其工程成本分析（达标增量成本），标准修订对就业影响的定性分析，公众健康效益分析，达标策略对公共福祉（生态系统服务）的影响，效益和成本的比较和讨论，对法规和行政命令影响的分析等。

达标策略与减排措施

达标策略和减排量的估算通常包括两个步骤。第一，根据人口预测、经济增长预测、现行国家条例下的排放控制情况（在 RIA 前颁布的国家条例）、各州规划 (State Implementation Plan, SIP) 和实施进展，预测 2011 年—2025 年的臭氧浓度水平。第二，确定实现达标所需的额外减排量，需要考虑到臭氧浓度值（在评估中以空气质量指定值，design value，表征）对 NO_x 和 VOCs 减排的敏感性，以及现有 NO_x 和 VOCs 的末端控制措施。

需要注意的是，由于美国实施差别化的达标时限要求，臭氧污染水平不同的各州的达标节点各异。对于那些空气质量问题更严重的地区，比如加州，《清洁空气法案》允许其可以用更长时间完成达标。USEPA 预测轻微污染的未达标区域将于 2020 年或 2021 年达标，中等污染的未达标区域则是 2023 年或 2024 年达标，重度污染的未达标区域是 2026 年或 2027 年实现达标。USEPA 选择 2025 年为达标目标年，是因为基于监测数据的分析显示美国除加州外，未达标区域将在 2025 年左右达到修订后的标准限值的浓度水平，这代表了处于中等污染程度的未达标区域的基本情况。

USEPA 在制定和评估达标策略时考虑了两个关键问题。第一，如何明确未达标区域的 NO_x 和 VOCs 减排量足够实现修订和替代臭氧标准？——以浓度最高区域来定。第二，如何以达标为核心，基于减排量的需求来选择减排措施路径？——优先确定 NO_x 减排措施。

通过监测点位识别空气质量指定值 (design value) 最高的未达标区域，计算该区域臭氧达标对应的 NO_x 和 VOCs 减排目标，并分析减排对其他区域空气质量的影响。在这个过程中，利用基于成本优化的达标策略规划模型工具 (Control Strategy Tool, CoST) 确定 NO_x 和 VOCs 最大减排量 (图 5)。

USEPA 的估算结果表明，VOCs 末端减排成本通常高于 NO_x 末端减排成本，并只在较小范围内对降低 O₃ 浓度降低有贡献，且 NO_x 减排措施在高 O₃ 浓度区域的有效性更高。由于 NO_x 和

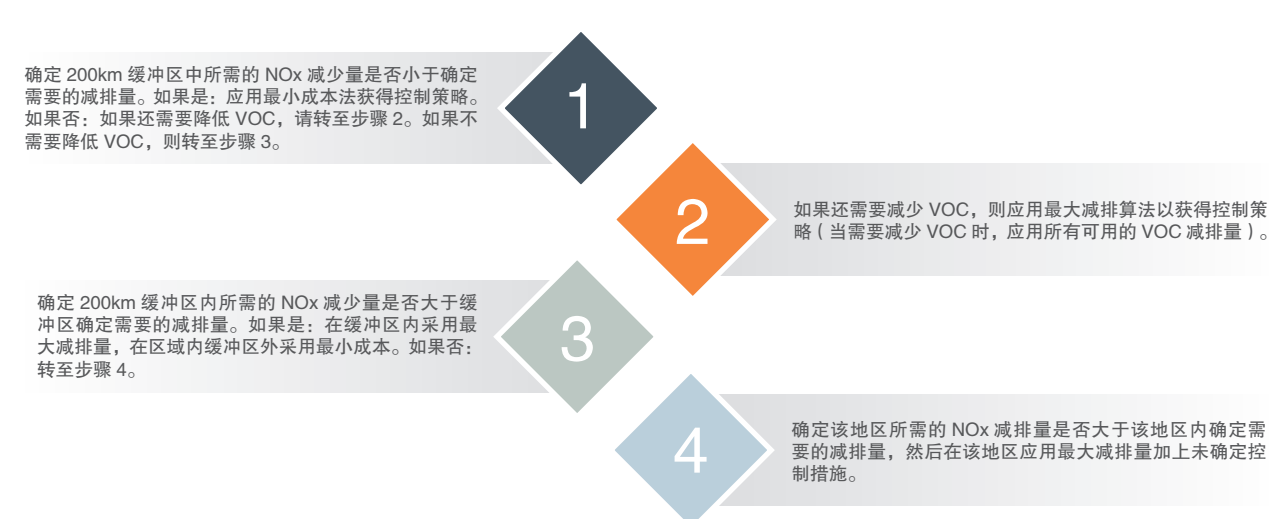
VOCs 减排对臭氧浓度产生有效影响存在地理范围差异，USEPA 据此设置了不同措施的影响范围区域——“缓冲区”，比如，NO_x 在各个县周围的 200 公里为“缓冲区”，VOCs 则是周边 100 公里。

因此，RIA 需重点估算实现 O₃ 达标所需的额外 NO_x 减排量。筛选原则是，(1) 首先确认 200 公里缓冲区内的 NO_x 末端减排措施是否能够实现达标，如果是，那么采用 CoST 工具中的最小成本算法得出最为经济有效的减排措施组合；(2) 如果 NO_x 末端控制措施对应的减排量不足

图 5 | 确定 NO_x 和 VOCs 减排量的步骤



图 6 | 确定减排量是否足以实现达标的步骤



以达标，则需要先在 200 公里缓冲区内最大程度优先控制 NO_x（最大减排原则），并在缓冲区外未达标区域内采取成本有效的 NO_x 控制措施；存在 VOCs 减排缓冲区的地区也需要减少 VOCs 排放；（3）如果未达标区域的整体 NO_x 减排量目标超过既有末端减排技术能够释放的减排潜力，则未达标区域需要采用末端技术的最大减排措施组合，并实施源头治理措施。

如表 14，为达到修订标准和替代标准对应的浓度值，达标策略分析中纳入了包括电力行业、

非电力固定源、非点源、非道路移动源（未纳入道路移动源减排措施是因为现有的政策法规已将其涵盖）在内的一系列减排措施清单。实行 NO_x 减排的非电力固定源和非点源包括：工业、商业和单位锅炉、石油和天然气工业及其他行业的往复式内燃机、玻璃和水泥制造窑炉；以及针对非道路移动源的柴油发动机的 NO_x 控制等。针对表面涂层、溶剂和燃料储罐等排放源则要采取 VOCs 减排措施。

表 14 | 达标分析中的末端减排措施（CoST 数据库）

排放行业	NO _x 减排措施	VOCs 减排措施
非电力固定源 (non-EGU point sources)	低排放燃烧 (Low Emission Combustion, LEC)	溶剂回收系统
	选择性催化还原 (Selective Catalytic Reaction, SCR)	工作实践和材料重制 / 替换
	选择性非催化还原 (SNCR)	低 VOCs 材料涂层和附加控制
	非选择性催化还原 (NSCR)	低 VOCs 粘合剂和改进的应用方法
	低氮燃烧器技术 (Low NO _x Burner Technology, LNB)	永久性全封闭 (Permanent Total Enclosure PTE)
	LNB+SCR	溶剂替代、非雾化树脂应用方法
	LNB+SNCR	石油废水处理控制
	全氧燃烧 (OXY-Firing)	
	生物废料注入技术	
	LNB+ 烟气再循环	
	LNB+ 燃尽风	
	点火延迟控制	
	天然气再燃	
	超低 NO _x 燃烧技术	
非点源 (nonpoint sources)	NSCR	工艺改进减少 VOCs 无组织排放
	LEC	材料重制以减少 VOCs 含量
	LNB	加热焚烧、催化焚烧等减少 VOCs 排放
	LNB 热水器	汽油储罐中的低压 / 真空安全阀
	生物废料注入技术	降低溶剂使用
	间歇性燃烧禁令	堆填区气体回收
发电机组 (EGU)	SCR+SNCR	
非道路移动源 (Nonroad sources)	柴油机改造或重装	

2.2 达标成本

评估范围

RIA 达标成本估算的是部分和全部达到臭氧修订标准和替代标准的总成本（达标成本），对应的成本范畴是工程成本，包括采购、安装、运行排放控制技术的成本。部分达标成本分析反映的是末端治理所产生的工程成本，而全部达标成本分析涵盖的是末端（已识别）控制措施和额外（未识别的）减排措施（identified controls + unidentified controls）的总工程成本。

计算方法

工程成本评估有两个方法：（1）基于主要设施运行等环节的成本信息由下至上进行加总估算，或者通过等值定额年成本法（equivalent uniform annual costs）法来估算达标年化成本（每吨减排量的成本系数乘以总污染物减排量）；（2）根据污染防治设施寿命周期和资本回收率（capital recovery factor）来计算年化工程成本，表示的是减排技术预计运行期间所发生的全本成本的年化成本流。

USEPA 明确的治理空气污染的大部分控制策略都集中在末端治理技术，这些被称为已识别的减排措施。但是，仅依靠末端控制措施无法促使所有未达标区域达标，所以 USEPA 假设这些区域需要额外的排放控制手段，即未识别的控制措施，主要指的是源头治理措施来促进达标。USEPA 对纳入管控要求的企业范围也做出明确规定，随着标准收严管控范围逐步扩大，在 2015 年发布的

RIA 评估中，管控措施聚焦于 NO_x 和 VOCs 年排放量分别大于 25 吨、10 吨的排放源（固定源），而 2008 年 O₃ 和 PM_{2.5} 标准 RIA 的评估对象为年均排放超过 50 吨的排放源。与此同时，考虑减排策略的经济合理性，减排成本过高的企业不纳入控制范围（每吨 NO_x 成本超过 1.9 万美元，每吨 VOCs 减排成本超过 3.3 万美元）。

在 70ppb 标准情景中，美国东部的科罗拉多州、五大湖、东北部、俄亥俄河谷、德克萨斯州东部要求开展 NO_x 减排，休斯敦应开展 VOCs 减排。在 65ppb 标准情景中，亚利桑那州 - 新墨西哥州、内华达州、俄克拉荷马州、阿肯色州、路易斯安那州等也需要采取 NO_x 减排措施，而丹佛、休斯敦、路易斯维尔、芝加哥、纽约等州则要采取 VOCs 减排措施。两个标准情景分析中的 VOCs 减排措施都采用的是最大减排算法。《清洁空气法案》明确各州可采取灵活的减排措施，USEPA 开展 RIA 分析起到的一个作用也是帮助各州政府识别部分减排路径和措施，相当于为地方达标策略及实施的一种技术支持。

计算结果

分析结果表明，最具减排潜力的行业是美国东部的非电力排放源和非点源。为达到 70ppb 臭氧修订标准，美国东部各行业需减排 NO_x 共计为 230,000 吨 / 年，VOCs 为 20,000 吨 / 年。在 65ppb 替代臭氧标准情景分析中，O₃ 前体物减排量需大幅增加，NO_x 为 500,000 吨 / 年，VOCs 为 100,000 吨 / 年。

如果实施 70ppb 标准，德州东部地区是唯一（除加州外）靠已识别措施仍不能达标的地区。如果标准收紧到 65ppb，则五大湖、科罗拉多州、德州东部、俄亥俄河谷、东北部、内华达州等地区都无法达标。美国东部未达标地区均需要采纳更多的 NO_x 源头治理措施，减排潜力的 62% 需要从源头措施释放；西部源头减排措施的贡献也将达到总减排量的 42%。

基于达标成本评估结果显示，70ppb 标准情景下美国各州的末端治理措施的年均工程总成本是 6.9 亿美元，65ppb 标准情景下成本将升至 26 亿美元。纳入源头治理措施后，达到修订标准和替代标准，美国总达标成本分别升至 14 亿美元和 160 亿美元，而加州为实现 2025 年后达标目标的总工程成本分别为 8 亿美元和 15 亿美元。由此看出，在较低浓度实现深度减排更多需要依赖结构调整措施。分排放源来看，非固定源的减排成本占比最大，在 70ppb 和 65ppb 情景下可分别达

到 53% 和 62%；其次是非电力固定源占比分别为 38% 和 31%。

不确定性

值得注意的是，达标成本分析中存在诸多的不确定性因素，从而会影响结果的置信度，主要的不确定性来源集中在以下几个方面：贴现率、成本界定、减排措施选择。

采用统一的贴现率——贴现率对应的是年均融资成本 (cost of capital) 的高低，高贴现率意味着高年均融资成本。OMB 要求社会成本和效益分析选择的贴现率在 3%–7% 范围内，3% 的贴现率更多地反映体现时间偏好的社会贴现率，7% 的贴现率则更多体现的是融资机会，也就是满足达标要求的资源配置的时间价值。尽管减排行业的贴现率各异，但由于 USEPA 很难全部获取分类的达标成本（资本、设施寿命价值、运行维护



成本)，所以无法精确地选择贴现率，RIA 统一采用的是 7% 的贴现率。

达标成本界定的局限性——RIA 分析中成本分析界定不够全面，无法准确反映出真实和全面的减排成本，从而低估了总成本。RIA 成本评估中纳入的仅是工程成本。在评估过程中，与监测、测试、报告和记录相关的成本数据可用性不高，所以这些活动相关的成本不纳入成本分析中。并且，工程成本分析没有反映标准实施对上游供应链行业的间接影响。例如，为减排行业提供减排技术 / 污染防治设施的制造商、分销商、服务提供商等会由于环境政策实施而提高其收入和盈利。

未涵盖全部技术创新和突破——RIA 成本分析假设现有的减排技术通过技术创新在未来周期会更具有成本有效性。但是，那些尚未实现商业化的突破性技术创新，也就是多数源头治理措施的成本并没有涵盖在 CoST 数据库中，也未进入核算范围。提高能源、燃料转换和替代、生产方式改变、气候变化相关的温室气体排放标准等结构调整措施成本评估的不确定性较大，但是长期来看随着技术成熟度提高，将使得达标成本降低。

USEPA 明确以达标为核心的部分减排量（指那些无法通过末端措施——亦即未识别措施——实现达标的额外减排量）应通过突破性技术来实现。例如，1997 年 O₃ 标准 RIA，移动源二级排放标准虽然当时没有被纳入已识别的末端措施中，但随后的移动源减排则是依赖该措施实现的。同时，即将出台的重卡温室气体排放标准将会为 NO_x 减排提供巨大的空间，帮助实现 O₃ 达标。

RIA 中还相应地讨论了关于选择减排措施时应考虑的技术和经济因素。CoST 数据库中纳入的减排措施并不都是最具成本有效性的，导致成本曲线没有达到最有效的边际减排成本曲线（marginal abatement cost curve, MACC）。MACC 描述的是额外减排的边际成本变化，减排

量越高，边际成本越大。MACC 是单个企业或行业的边际减排曲线的总和，不仅反映出边际成本和减排量的关系，还可以采用最低成本法计算出有效的总边际成本和总减排成本。

在标准 RIA 中，由于很难预测新的突破性技术创新发展的速度和方向，USEPA 对未来达标年（2025 年）的减排成本的评估聚焦在现有技术可能出现的革新。也就是说，现有末端技术基础上的创新会提高成本有效性，减少对未来技术的依赖，从而降低减排成本、释放减排潜力、提高减排效率。另一方面也体现出基于现有末端技术的减排措施建立的 MACC 无法精准的体现出未来 MACC。未来 MACC 代表的是技术创新和技术推广，例如引进新技术或技术升级的有效性和适用性。

2.3 健康效益

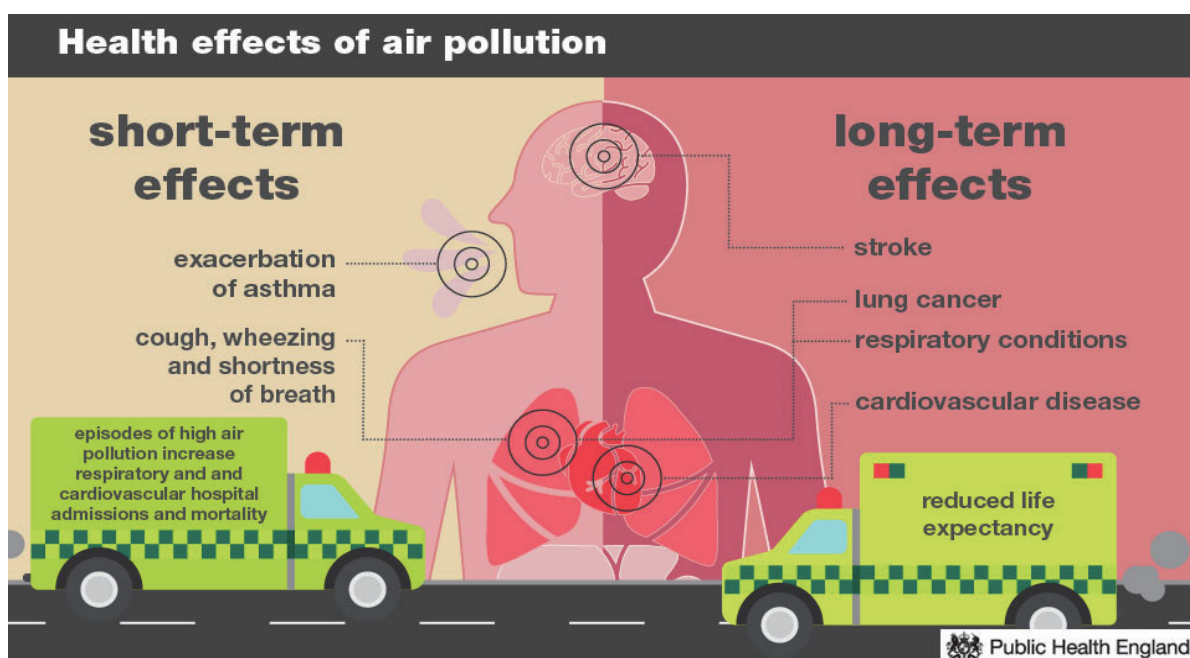
评估减排措施的健康效益旨在回答三个关键问题：达到 O_3 修订和替代标准可避免哪些健康影响？健康影响的经济价值是多少？减少 O_3 前体物（特别是 NO_x ）排放量带来的 $PM_{2.5}$ 协同效益是什么？与成本分析相比，效益分析中控制情景选择的分析年有所不同。

选择的控制情景包括：2025 年情景——美国除加州外 2025 年实现达到修订标准（70ppb）的健康效益；2038 年情景——美国全国（包括加州）达到修订标准的健康效益。在不同控制情景下的部分和完全达标分析中，USEPA 使用 BenMAP 工具评估人体健康效益（死亡和发病风险降低）。RIA 的效益分析中不仅量化了 NO_x 和 VOCs 减排带来 O_3 浓度下降的直接健康效益，还计算了 NO_x 减排带来的 $PM_{2.5}$ 协同健康效益。因此， O_3 标准修订的达标成本指的是 NO_x 和 VOCs 的减排

成本，但健康效益则包括 O_3 和 $PM_{2.5}$ 浓度降低带来的健康效益。

在评估健康效益时，采用的是分行业的减排量所产生的健康效益，即每吨效益 (Benefit-per-ton) 的估算方法。其中， $PM_{2.5}$ 协同效益估算，是将排放控制行业的 NO_x 减排量乘以该行业的每吨减排效益，从而得出货币化的总 $PM_{2.5}$ 健康协同效益。

健康效应的科学依据是基于综合科学评估 (Integrated Science Assessment, ISA)，RIA 的作用则是量化和货币化与 O_3 和 PM 关联的健康终端。这一计算过程采用损害函数 (damage function) 方法，损害函数是 USEPA 用来计算环境政策的总成本和总效益的一种标准化方法，并且也广泛应用于科学文献。损害函数方法通过估算（空气质量变化相关的）单个健康终端的变化，并进行货币化估值，得出单个健康终端的经济价



值。总健康效益估算指的是所有健康终端的经济价值之和。具体方法和前文 CAAA 的健康效益估算一致，需要说明的是，该估算并不涵盖减排带来的间接健康影响，例如职业健康暴露等。

在货币化的分析环节中，根据科学顾问委员会环境经济咨询委员会 (Science Advisory Board – Environmental Economics Advisory Committee, SAB-EEAC) 的建议，USEPA 使用统计寿命值 (VSL) 方法来计算死亡率风险降低的健康效益价值，因为这一计算方法可以提供最合理的单一估计值 (USEPA-SAB, 2000)。

在很长一段时间内 (2004–2008 年)，USEPA 空气和辐射办公室 (Office of Air and Radiation, OAR) 均选择使用基于有限的可用研究的再分析所得到的 VSL 估计值来评估死亡风险降低的社会经济价值。OAR 使用的 VSL 值的范围从 100 万美元到 1000 万美元 (2000 年美元价格)，这与工资风险文献的两项荟萃分析 (meta-analysis) 结果一致。其中 100 万美元是 Mrozek 和 Taylor (2002) 对 33 项研究的所做的荟萃分析的四分位数范围的下限；1000 万美元是 Viscusi 和 Aldy (2003) 对 43 项研究所做的荟萃分析的四分位数范围的上限。而 550 万美元代表的平均值 (mean value) 也与 Kochi 等人 (2006) 估计的 540 万美元的 VSL 估值的平均值一致。

由于上述研究方法多样、结果来源众多，为了提升 VSL 采纳值的置信度并形成 RIA 评估中所推荐的 VSL 的选择方法，USEPA 多次尝试咨询 SAB-EEAC 的建议，也向荟萃分析的专家咨询相关方法，以形成对各类主要的方法相关问题的回应，并更新经济分析指南文件。但是在指南还未完成方法更新之前，USEPA 最终选择采用经 SAB 在《经济分析准备指南》(USEPA, 2000) 中审查和认可的 VSL 值。评估团队基于 26 个政策相关的 VSL 研究 (1974–1991 年) 结果的再分析得出的 VSL 值和 CAAA 经济分析的参数取值一致，为 480 万美元 (1990 年美元价格) 或 630 万美元 (2000 年美元价格) (USEPA, 2010)。

2.4 公共福祉协同效益

达标措施不仅产生直接健康效益，还产生福祉协同效益 (Welfare co-benefits)。福祉效应主要包括农作物和森林生产力降低的直接经济损失，改变生态系统功能的间接损失，休闲游憩的经济价值损失，以及财产损害的直接经济损失。具体来说，达到 O_3 标准的福祉协同效益包括减少 O_3 暴露造成的植被影响、减少 PM 沉积和氮排放造成的生态影响、以及减少气候影响和能见度变化等。USEPA 采用生态系统服务 (ecosystem services) 的概念来分析生态系统改变对公共福祉的影响。生态系统服务被界定为个人和机构从生态系统获取的效益。生态产品和服务可通过安全、健康、社会关系和基本物质产品可及性等层面来影响公共福祉。

需要提及的是，对流层的 O_3 会吸收热量导致地表温度上升，所以地面 O_3 是导致气候变化的直接诱因之一，但 RIA 没有量化 O_3 对气候变化的影响。这是因为 CoST 数据库主要纳入的是空气污染的末端治理措施，未包含源头治理措施的能源和气候减缓措施，也未考虑 O_3 浓度降低、减少温室气体排放的协同效益。RIA 中仅量化了一部分的福祉效益，例如 O_3 浓度水平降低对农林产品的消费者和生产者的影响，以及农业和森林产量变化对碳封存和储存 (林业碳汇) 的影响。

2.5 宏观经济影响与就业影响分析

宏观经济影响

2008 年针对 O_3 的 NAAQS RIA 采用了动态 CGE 模型，即政策影响模型（EMPAX）来估算末端治理措施成本的宏观经济影响，模拟了工程成本以外的消费者和生产者对价格变化的反应，但未能模拟环境外部性和社会效益。2011 年 USEPA 发布的前瞻性 CBA（1990–2020 年《清洁空气法案》CBA）是美国 CBA 历史的里程碑，首次在评估政策的经济福祉效应中部分纳入了健康效益评估。

但是，利用 CGE 经济模型来评估政策的潜在社会效益仍存在很大的技术挑战。USEPA 筹建了新的科学咨询委员会单独研究解决该问题，在 2015 年 RIA 中未利用 CGE 模型进行定量分析，但是开展了经济影响的定性分析。包括：安装污染防治设施的公司/行业，其包括消费品和中间品在内的产品价格上升的影响，及引致的收入变化和消费变化。尽管如此，USEPA 认为这些分析仍无法得出标准实施对任何单一市场的价格和数量变化的定性结论，也就是说不可能得出关于国际贸易、盈利、设施关停、社会成本等经济影响的明确结论。

就业影响分析

行政命令 13563 号要求联邦机构必须对产生重大经济影响的法规条例开展就业影响分析，并

分析环境政策（安装和升级污染防治设施）如何影响劳动力需求。基于经济学理论，两个影响劳动力需求的重要因素是产出效应和替代效应。产出效应指的是保持劳动强度不变的情况下，因产量下降导致劳动力需求的下降。标准实施促使边际成本上升，从而降低了消费者需求和产量，也就降低了劳动力需求。替代效应指的是在产量不变的情况下，标准实施影响了生产的劳动力强度。此外，减排行业的绿色转型对就业市场造成很大影响。环境政策也会影响劳动力供给，例如高污染行业存在的环境风险恶化劳动者的健康状况，降低了劳动生产力。虽然经济理论本身无法准确预测标准实施的就业影响，但是经济理论和实证研究均证明了环境政策（包括标准实施）可对劳动力供给和生产力带来正效应。

2015 年 RIA 中主要分析的是在电力和工业行业（煤电和天然气发电、工业锅炉、水泥窑）减少 NO_x 排放量对就业市场的影响。RIA 基于劳动生产力和劳动力供给的数据，开展就业影响评估。这三个减排控制行业均采用 SCR 减排措施来实现达标，基于这些措施的采用评估其是否会增加或减少就业机会。以电力行业为例，安装 SCR 减排技术在建造、运行两个阶段均创造了就业岗位。分析结果表明，当采用 SCR 减排技术，规模越大的煤电机组创造的就业机会越多。例如，1000MW 机组产生约 530 个劳动力需求。300MW 的煤电机组也会产生约 160 个就业岗位。

2.6 结论和不确定性分析

排放清单、模型空气质量数据、人口数据和预测人口增长、基于流行病学的健康评估、货币化效益的经济数据、以及对于未来世界变化（政策、技术、人类行为）的假设都存在一定不确定性的。因此，USEPA 采用蒙特卡罗评估 (Monte Carlo Assessment) 方法描述 C-R 函数有关的随机抽样误差 (random sampling error)，并使用随机效应模型 (random effects models) 来描述抽样误差和经济估值函数的可变性。BenMAP 软件中的蒙特卡罗模拟是从健康发生率和估值的分布中随机抽样，从而描述不确定性对输出变量的影响。具体来说，蒙特卡罗方法的作用是通过模型产生一个评估健康影响和货币化效益的置信区间 (confidence intervals)。通常健康终端估算是基于多个流行病学研究，那么置信区间表明的是不同研究的标准误差的差异。关于货币化效益的置信区间包含的是流行病学的标准误差以及估值函数分布。但是，置信区间的缺点是无法反映出基线发病率、人群暴露以及在不同地点健康效应估值的转移性。RIA 结果呈现的是 O₃ 健康效益的置信区间，但无法计算出协同效益。对于定量分析的不确定性，USEPA 采纳的是世卫组织不确定性框架 (WHO uncertainty framework)，旨在总结归纳健康效益分析中的主要不确定性因素，包括潜在偏差方法的评估、对货币化效益的影响程度、分析方法的可信程度、以及评估不确定性来源的能力建设等。

健康效益分析中，可被量化的 O₃ 健康影响包括过早死亡（短期暴露的过早死亡和长期暴露因其呼吸疾病导致的过早死亡）、住院率（呼吸疾病、

哮喘引起的急诊治疗）、其他健康终端（哮喘恶化、急性呼吸道症状）。量化的 PM_{2.5} 健康影响包括过早死亡（慢性病、非致命心脏病发作）、住院率（呼吸疾病、心血管疾病、哮喘引起的急诊治疗）、其他健康终端（急性支气管炎、哮喘恶化、误工天数、急性呼吸道症状、上下呼吸道症状）。同时，USEPA 还更新了 O₃ 污染对劳动力劳动者生产力影响的研究依据（2011 年）。臭氧浓度水平每增加 10ppb，户外农业劳动者的生产力将下降 5.5%。ISA 中提出短期 NO₂ 暴露和过早死亡的关系还不足以建立因果关系，因此 RIA 中没有相应的空气质量模型数据支撑来量化 NO₂ 暴露的健康影响。

健康影响评估结果表明，标准修订可避免因 O₃ 和 PM_{2.5} 引致的过早死亡占总货币化总健康效益的 94%–96%。达到 70ppb 和 65ppb 的 O₃ 标准可分别减少 340 例（70ppb）和 1700 例（65ppb）的过早死亡。分析结果发现，O₃ 浓度水平越低的地区，额外减排带来的健康效益越大。

其次，货币化的结果显示，美国整体的 PM_{2.5} 健康协同效益远大于臭氧健康效益。与美国其他未达标区域不同的是，加州实现达标的臭氧健康效益占总效益比值最大，高于 PM_{2.5} 协同效益。达到 70ppb 标准的臭氧健康效益为 7.9 亿–13 亿美元，达到 65ppb 标准为 16 亿–26 亿美元。贴现率的使用对于健康效益评估的结果影响不大（3% 或 7%），基本在同一范围内。

臭氧健康效益的不确定性，主要集中在过早死亡避免的估算和收入弹性等层面。避免臭氧短期暴露造成的过早死亡占总臭氧健康效益的 94%。在模拟臭氧的短期暴露相关死亡风险时，

表 15 | 2025 年达标情景下美国（除加州外）的货币化健康效益评估结果

	贴现率	70ppb (2011 年美元)	65ppb (2011 年美元)
已识别和未识别措施			
臭氧效益		10 亿 – 17 亿	53 亿 – 87 亿
PM _{2.5} 协同效益	3%	21 亿 – 47 亿	100 亿 – 230 亿
	7%	19 亿 – 42 亿	93 亿 – 210 亿
总效益	3%	31 亿 – 64 亿	160 亿 – 320 亿
	7%	29 亿 – 59 亿	150 亿 – 300 亿
仅纳入识别措施			
臭氧效益	3%	8.6 亿 – 14 亿	22 亿 – 35 亿
PM _{2.5} 协同效益	7%	17 亿 – 39 亿	40 亿 – 90 亿
总效益	3%	26 亿 – 53 亿	61 亿 – 120 亿
	7%	24 亿 – 49 亿	57 亿 – 120 亿

USEPA 采用的是没有阈值的线性函数，减少臭氧浓度带来的健康效益估算的是未达标区域和臭氧浓度降至最低模拟浓度的达标区域。但实际上，USEPA 很难在低浓度区间（20ppb 以下）准确识别 C-R 函数的形状。USEPA 基于 7 个健康影响文献（包括 4 个多城市研究和 3 个整合研究），结果表明：8 小时日均最大值的臭氧浓度引致的所有过早死亡均发生在 20ppb 以上，降低臭氧浓度到 35–55ppb 之间可减少 84% 的过早死亡率。USEPA 评估了 40–60ppb 假设阈值的影响，结果显示 50ppb 或以上的阈值对长期臭氧暴露引起的呼吸道疾病效益产生的影响更大，而低过该潜在阈值的影响相对较小。收入弹性对使用 WTP 函数建模的过早死亡率影响很大（90%–130% 不等），但收入弹性对发病率估值影响要小得多。最后，户外非畜牧业的农业劳动者的生产力提高的经济价值较高。达到 70ppb 标准的货币化劳工生产力效益约为 170 万美元，而达到 65ppb 标准货币化效益则为 890 万美元。

PM_{2.5} 效益的不确定性，主要集中在过早死亡的健康影响评估上。PM_{2.5} 过早死亡的协同效益占

总健康效益的 98%。协同效益评估中假设的是不同粒径的 PM 引起的过早死亡风险是相同的，未识别比 PM_{2.5} 更小粒径的 PM 对健康的影响，这是因为科学证据还不足以对其健康影响进行差异化和精细化的评估。此外，和 CAAA 的评估类似，USEPA 采纳科学委员会所建议的，假设 PM_{2.5} 暴露反应关系 – 暴露变化和死亡效应变化之间有一个 20 年的滞后时间节点。也就是说，RIA 估算的是臭氧暴露 20 年后对公众造成影响的死亡效应，这会不同贴现率下的对避免过早死亡的效益评估结果。另一方面，每吨效益评估方法也存在不确定性，这仅反映出减排的地理范围、行业托和估值相关的空气质量和效益模型假设，而无法准确反映出当地的人口密度、气象学、暴露关系、基线健康影响发生率等。因此，采用该方法估算的协同效益将会比空气质量模型所得出的协同效益估值更高或更低。67–93% 可避免的长期 PM_{2.5} 过早死亡发生在较高 PM_{2.5} 浓度水平（较高和较低是指美国的浓度水平范围），与 O₃ 引致过早死亡评估一样的是，USEPA 也很难明确低 PM_{2.5} 浓度下的 C-R 函数的形状。

3.

欧盟《清洁空气规划》的经济评估

早在 2001 年 5 月，欧盟委员会就启动了欧洲清洁空气计划 (Clean Air for Europe, CAFE)，这是针对空气污染的一项长期的、战略性的和综合性的政策建议，旨在减少空气污染对人类健康和环境造成的重大负面影响和风险。为了确保 CAFE 的政策制定的科学性和保护有效性，欧盟开展了相应的政策效果量化评估，即健康影响评估 (Health Impact Assessment, HIA)。HIA 分析包括以下步骤和内容：(1) 排放量的量化；(2) 欧洲各国污染物扩散和大气化学过程及特征的描述；(3) 暴露水平的量化，包括受空气污染影响的人群、生态环境和建筑物；(4) 量化空气污染的影响和损害，主要是死亡率和发病风险；(5) 评估结果分析；(6) 不确定性评估。这一时期针对 CAFE 的 HIA 分析也为后续欧盟清洁空气政策经济分析奠定了重要的方法基础。

欧盟委员会环境总司于 2005 年发布了第一个 CBA 研究，得出结论：在没有 CAFE 措施下，2000 年由于 PM₁₀ 和 O₃ 引起的健康损失高达欧盟（当时为欧盟 25 个国家）GDP（近 9 万亿欧元）的 3%–10%。如果致力于遵守现行各项指令中的标准限值，至 2020 年，欧盟产生的经济效益预测为年均 870 亿–1810 亿欧元，人均效益达到 191–397 欧元/年。

2013 年 12 月 18 日，为进一步减少工业、交通、能源等有害空气污染物排放对植物、农

业、人类健康和环境的影响，欧盟委员会通过了新的清洁空气政策。本次通过的欧盟清洁空气规划（Clean Air Programme for Europe, CAPE）是最新的欧盟清洁空气政策框架，分别确立了 2020 年和 2030 年空气质量战略目标。2030 年长期目标要求因 PM 和 O₃ 引致的健康影响（过早死亡率）相比 2005 年减少 52% (European Commission, 2021)。此后，为了促进各成员国达到指令设置的空气质量目标，2016 年欧盟委员会修订了国家排放上限指令 (National Emissions Ceilings Directive, NECD)，旨在要求欧盟各国制定和履行五种污染物（SO₂、NO₂、VOCs、NH₃、PM_{2.5}）约束性减排比例的承诺，类似于我国的排放总量控制要求。

国际应用系统分析研究所 (International Institute for Applied Systems Analysis, IIASA) 基于其开发的温室气体与空气污染交互协同模型 (Greenhouse gas – Air pollution Interactions and Synergies model, GAINS)，开展了欧盟各项清洁空气立法和政策的成本效益分析和成本有效性分析。2017 年，IIASA 重新评估了欧盟最新的清洁空气战略的成本、效益和经济影响，以及对创新和竞争力的影响。IIASA 采用欧盟能源系统模型 (Energy Systems Model of the National Technical University of Athens, PRIMES 模型)，模拟能源消费和能源供应系统，分析两种排放控制情景下，实现 CAPE 2030 年空气质量战略目标的成本和效益。

3.1 情景设置与分析步骤

IIASA 的评估主要基于两个情景，分别为基准 (2016 REFERENCE) 情景和气候和能源政策 (CLIMATE AND ENERGY POLICY) 情景。这两个情景的差别在于基准情景指的是当前的一种基础现状，而气候和能源政策 (CLIMATE AND ENERGY POLICY) 情景则考虑了欧盟 2030 年气候与能源政策框架下为达到节能减排目标而制定的各类减排政策，并且设置的政策目标也有所不同。在这两个情景中，分别对实施 2017 年欧盟所有基于排放源控制的现有立法 (2017 年立法)，和以最低成本实现 NECD 减排要求 (emission reduction requirements, ERR 2030) 所需的额外措施，进行了成本效益评估。

IIASA 评估主要侧重于评估上述情景下 2025 年和 2030 年对欧洲的健康影响。过去的研究发现，健康影响在欧洲空气污染的 CBA 中占主导地位。IIASA 评估在健康影响的基础上还进行了扩展，增加了对建筑材料、森林、作物以及生态

系统的影响评估。评估还提供了与生产力损失和医疗成本等问题的更多详细信息。

评估使用的方法是基于 IIASA 此前在能源外部性 (Externalities of Energy, ExternE) 项目 (ExternE, 1995 年、1999 年、2005 年) 和欧洲清洁空气计划 (CAFE) 的 CBA 下开发的影响路径方法，如下图所示。这种方法遵循从排放到扩散和暴露再到影响量化及其评估的逻辑过程，大致分为六个主要步骤，包括：(1) 排放估算；(2) 减排成本估算；(3) 描述污染物化学和扩散过程；(4) 量化暴露反应关系；(5) 量化影响评估；(6) 估算经济价值。

评估覆盖了欧盟国家减排承诺中的五种一次污染物，包括：二氧化硫、氮氧化物、挥发性有机化合物、氨和细颗粒物。这五种污染物与颗粒物和 NO_2 污染、环境酸化、富营养化和近地面臭氧污染相关，对人类健康和环境可以造成重大负面影响。

图 7 | 方法步骤



来源: IIASA, 2017

3.2 减排成本评估

成本评估主要包括因法规实施而产生的直接减排成本和因直接成本变化所影响到的生产模式、研发、投资、生产力、就业和消费而产生的间接减排成本。CAPE 评估的减排成本包括减排措施与技术的投入、运营和维护成本,是在特定目标下,基于最小化成本的减排路径来评估直接成本。

对于每个国家,CAPE 考虑了大约 2000 项单独减排措施的成本和影响,并确定了实现规定的环境质量目标的具有成本有效性的排放控制措施组合。在成本最小化方法中,所有 2000 项措施的应用率都作为决策变量,因此成本最优解决方案规定了当前立法基线和最大可行削减案例之间每项措施的实施率。除了可缩小基线预测水平和减排要求(ERR)之间排放差距的具体措施组合外,成本效益分析还提供了与这些措施相关的排放控制成本估计 (Amann et al., 2017)。

基准情景下,欧盟成员国 2030 年实施所有基于排放源的现有立法的成本 (2017 年立法) 约为 792 亿欧元 / 年, 约占 GDP 的 0.53%, 也即每人每年 153.8 欧元。为实现 NECD 减排要求

(ERR 2030), 减排成本将额外增加 9.5 亿欧元 / 年, 约占 GDP 的 0.006%, 或每人每年 1.86 欧元。相比之下,在气候和能源政策情景中,化石燃料消费的降低可将实施现有立法的减排成本降至 710 亿欧元 / 年。而达到 ERR 2030 所需的额外措施要求,将增加 5.4 亿欧元 / 年的减排成本,即 GDP 的 0.004%, 约每人每年 1.05 欧元。

由此看出,气候和能源政策情景下的减排成本比基准情景下更具有成本有效性,也就是说欧盟气候和能源政策驱动改善空气质量是最佳方案。从行业层面来看,超过 50% 的总减排成本来自于对道路车辆排放的控制,电力、工业、和非道路移动源分别占比 13%。相比之下,农业仅占总成本 3%, 但为达到 NECD 所需的额外减排措施成本中有 40% 来自于农业。欧盟 28 个成员国在基准情景下的减排成本大于气候和能源政策情景。气候政策下实现 NECD 的成本为 715 亿欧元 / 年,比基准情景下的减排成本节省将近 100 亿欧元 / 年。为探索经济发展的替代发展情景假设对优化结果的影响,可以对直接成本进行敏感性分析。

表 16 | 2030 年空气污染控制成本

	基准情景			气候和能源政策情景		
	2017 年立法	ERR 2030	额外成本	2017 年立法	ERR 2030	额外成本
百万欧元 / 年	79220	80180	960	71001	71540	539
GDP 百分比	0.527%	0.533%	0.006%	0.472%	0.476%	0.004%
欧元 / 人	153.75	155.61	1.86	137.8	138.84	1.05

来源: IIASA, 2017

3.3 效益评估

欧盟 CBA 的重中之重一直以来都是健康效益评估。IIASA 报告在延续针对 CAPE 的 HIA 评估方法（基于 CAFE 的 HIA 做了更新）基础上，涵盖了更精准的空气污染暴露造成的工作日损失。由于量化和货币化生态系统损失向来是主要挑战，IIASA 报告基于气候变化对欧洲生态系统的空气污染影响及应对策略 (Effects of Climate Change on Air Pollution Impacts and Response Strategies for European Ecosystems, ECLAIRE) 研究首次对森林（生产力和碳封存）和生态系统进行了初步的经济分析。在此类成本效益研究中，大部分评估的损害或收益不会包含在 GDP 中，例如公共卫生方面的指标变化（例如过早死亡、疾病产生的疼痛和痛苦）和自然资本的增减。少部分的健康和生态损失可能在 GDP 中已被计算，但不会超过总损失估值的 5%。这类损失主要包括：建筑材料和文化遗产损失（额外维护工作的经济成本和建筑行业支出）、农作物和森林损失（生产力损失致使价格升高，以及石灰和虫害控制成本）、医疗成本（药品和住院费用，也涉及到医疗行业的收入和就业）、病假和缺工天数损失（尤为重要对国家经济产生长期影响）。

健康效益

影响路径法 (impact pathway approach) 是欧盟首选的健康效益评估方法，最早由 ExternE 项目 (ExternE, 1995, 1999, 2005) 和 CAFE 的 CBA 提出，已被应用于 2013 年对空气污染专题战略 (Thematic Strategy on Air Pollution) 修订的分析

工作中。主要分析步骤与 USEPA 的评估方法类似，从排放、扩散和大气化学、暴露、影响到经济价值评估。健康影响估值基于健康影响乘以每个影响的单位价值 (unit value)。例如，因呼吸道疾病住院人数乘以住院费用。这里的单位价值是用来描述与健康影响相关联的全经济效应 / 影响，包括医疗成本、生产力损失、规避过早死亡和疾病。

CAPE 的 HIA 方法与 CAFE 保持一致，主要的调整就是纳入了最新的科学依据，例如纳入了 CAFE 中未纳入的 O_3 长期暴露。欧盟委员会于 2013 年委托 WHO 开展了欧洲空气污染的健康影响 (Health Response to Air Pollutants in Europe, HRAPIE) 研究，旨在进一步更新和填补关于 O_3 、 $PM_{2.5}$ 、 NO_2 死亡率评估和发病率（住院率、支气管炎、缺工天数等）的科学依据空白。但是，IIASA 的 HIA 无法纳入所有的 HRAPIE 建议，主要是出于以下三方面的考虑。第一，当时的科学依据暂未积累用以估算 O_3 健康影响的足够的暴露数据；第二，各方专家就 NO_2 人口暴露的程度尚未达成共识，因此 HIA 没有量化 NO_2 健康效应；第三，由于很难避免重复计算，健康效益分析中未纳入 O_3 和 NO_2 长期暴露的死亡影响（主要考虑 $PM_{2.5}$ 长期暴露效应）。HRAPIE 指出一些 NO_2 和 $PM_{2.5}$ 长期效应的重叠程度最多有 33%，也就是说至少有 67% 的 NO_2 效应未计入 $PM_{2.5}$ 浓度反应函数内，存在影响低估方面的偏差。

如下表所示，基于 HRAPIE 研究建议，IIASA 的 HIA 更新了 CAFE 中的 HIA 估值。与 CAFE 的 HIA 评估方法相比，HIA 除去了呼吸道症状用药情况，因为 HRAPIE 研究证明呼吸道用

药对总健康损失的贡献并不显著，并减去了呼吸道症状天数一项，因其与一些限制活动天数有重合。同时，HIA 新增了哮喘儿童的哮喘症状，以

及儿童支气管炎。最新科学证据表明，儿童哮喘症状持续约两周，每个病例每天的影响估值为 42 欧元。如果将新增健康影响的 WTP 估值进行合

表 17 | CAPE 健康影响评估（HIA）的更新估值（2005 年价格）

健康影响 / 人群	单位成本	单位
O₃ 效应		
长期暴露引起的死亡率：寿命年损失，或过早死亡	57,700/133,000 109–222 万	欧元 / 寿命年损失（VOLY） 欧元 / 死亡（VSL）
急性暴露的死亡率	57,700/138,770	欧元 / 寿命年损失（VOLY）
呼吸疾病住院	2200	欧元 / 例
心血管疾病住院	2200	欧元 / 例
轻微限制活动天数	42	欧元 / 天
PM_{2.5} 效应		
长期暴露引起的死亡率：寿命年损失，或过早死亡（全死因和 cause-specific 死亡）	57,700/133,000 109–222 万	欧元 / 寿命年损失（VOLY） 欧元 / 死亡（VSL）
急性暴露的死亡率	57,700/138,770	欧元 / 寿命年损失（VOLY）
婴儿死亡人数	160–330 万	欧元 / 例
成人慢性支气管炎	53,600	欧元 / 慢性支气管炎新病例数
儿童支气管炎	588	欧元 / 例
呼吸疾病住院	2200	欧元 / 例
心脏病住院	2200	欧元 / 例
限制活动天数	92	欧元 / 天
缺工天数	130	欧元 / 天
哮喘症状、哮喘儿童	42	欧元 / 天
NO₂ 效应（未量化）		
长期暴露引起的死亡率：寿命损失年，或过早死亡	57,700/133,000 109–222 万	欧元 / 寿命年损失（VOLY） 欧元 / 死亡（VSL）
急性暴露的死亡率	57,700/138,770	欧元 / 寿命年损失（VOLY）
儿童支气管炎	588	欧元 / 例
呼吸疾病住院	2200	欧元 / 例

来源：IIASA，2017

计汇总，将可能导致结果高估，但由于哮喘对儿童的影响高于成人，因此这种也会抵消一部分影响值高估方面的偏差。HIA 的局限性是仅纳入了 6–12 岁儿童的年龄组的风险人群。HRPAIE 建议将哮喘儿童的年龄段扩大到 6–18 岁，并提出哮喘敏感性的年龄可能会持续到 22 岁。与 USEPA

的 O₃ 标准 RIA 不同的是，欧盟 EIA 中并未纳入父母请假照顾孩子而造成的缺工天数的估值。

与 USEPA 一致，欧盟 CBA 货币化健康效益评估结果显示，空气污染带来的死亡风险是最大的健康损失。量化死亡率影响主要基于过早死亡人数和总寿命损失年两个指标，过早死亡主要通

表 18 | 欧盟 28 个成员国量化和货币化健康效益

	2005 年	2016 年基准情景		气候和能源政策情景	
		2017 年立法	ERR 2030	2017 年立法	ERR 2030
O ₃					
急性发病率	30	23	22	22	22
呼吸疾病住院	20	20	19	19	19
心脏疾病住院	92	87	84	85	83
轻微限制活动天数	123819	82439	80424	80653	79252
PM _{2.5}					
慢性死亡 (YLL)	5002	2279	2082	2197	2043
慢性死亡 (死亡人数)	449	274	250	264	245
婴儿死亡	1	0	0	0	0
成人慢性支气管炎	365	211	192	203	189
儿童慢性支气管炎	1341	659	602	635	591
呼吸疾病住院	168	90	82	87	81
心脏疾病住院	124	70	63	67	62
限制活动天数	515845	288525	263879	278290	259085
缺工天数	142489	68614	62419	66033	61266
哮喘症状天数	14138	6989	6389	6742	6275

来源：IIASA，2017

过统计寿命值 (the value of statistical life, VSL) 估算, 统计寿命价值范围在 109–222 万欧元; 寿命损失年则通过寿命年值 (the value of a life year, VOLY) 估算, 寿命年值的范围在 5.77–13.87 万欧元。HRAPIE 团队对慢性支气管炎的健康影响开展了新的解读, HEIMSTA 研究的中位数估值显示成人慢性支气管炎的估值从 CAFE 的 20.8 万欧元降至 5.36 万欧元。相较 USEPA, BenMAP 模型中的儿童支气管炎的估值—45 万美元远高于 CAFE 和 CAPE 估值。

更重要的是, CAPE CBA 基于 CAFE CBA 将缺工天数估值从 94 欧元 / 天增至 130 欧元 / 天。此前的缺工天数估值来自于英国工业联合会对雇主的缺勤成本评估, 其采用了 94 欧元 / 天 (2005 年标准) 的价值, 包含了雇主的直接成本, 例如病假工资、产出损失和临时员工分配或加班的成本。但问题是, 缺勤成本评估仅纳入了直接成本, 忽略了与客户满意度和产出质量相关的间接成本, 而这可能会导致未来业务损失。据估算, 间接成本大约是直接成本的两倍, CAPE CBA 相应提高了缺工天数的经济估值。

WHO 数据库还提供了更精准的住院治疗成本。由于其假设因呼吸道或心脏疾病住院后的平均住院天数仅为 3 天, CAFE 的 CBA 中所采用的 COI 方法低估了住院成本。根据 WHO 医院发病率数据库 (Hospital Morbidity Database), 欧盟国家由于呼吸疾病和心血管疾病住院的平均天数分别为 7.3 天和 8.6 天。WHO CHOICE (World Health Organization – CHOosing Interventions that are Cost-Effective) 数据库进一步更新欧盟国家住院成本平均为 280 欧元 / 天, 住院总成本约为 2240 欧元。尽管调整了住院天数和成本, 但欧盟 CBA 货币化住院成本并没有包含治疗费用、疾病 WTP、以及疼痛和痛苦成本, 所以仍低估了空气污染的总住院成本。

O₃ 轻微限制活动天数的经济损失降幅最大,

相比于 2005 年的 52 亿欧元, 基准情景和气候政策情景下, 如果实施 NECD, 因 O₃ 限制活动天数带来的损失分别降至约 34 和 33 亿欧元。因 PM_{2.5} 引致的长期死亡率 (VSL 平均数) 的健康损失经济价值最大, 2005 年为 9980 亿欧元, 如果实施基准情景和气候政策情景下的 NECD, PM_{2.5} 引致的长期死亡率的损失经济价值分别降至 5550 亿欧元和 5450 亿欧元。此外, 两个情景下因政策实施所规避的医疗成本过半, 从 2005 年 46 亿欧元降至平均 22 亿欧元 / 年。

缺工天数

值得关注的是, CAPE 经济分析明确了缺工天数是 CBA 中的重要部分。因空气质量改善预期减少的缺工天数的直接经济价值估计在 7 亿–30 亿欧元 / 年, 可以抵消掉相当大的一部分减排成本。CAPE 对空气污染缺工天数影响的评估使用了与 TSAP 的 CBA 中同样的估算方法, 但更新了就业和缺勤统计数据, 旨在纳入工作日损失的发病率影响。2005 年欧洲因空气污染约造成 1.42 亿个工作日损失, 相当于 185 亿欧元, 预测到 2030 年在基准情景下实施现行立法, 工作日损失将降至 7400 万天, 折合经济价值约 96 亿元。在气候和能源政策情景下实施 NECD, 工作日损失将进一步降低至每年 6600 万天, 约合 8.6 亿欧元。从人均角度来看, 相当于每个雇员的缺工天数从每年 0.63 个工作日降至 0.3 个工作日。

欧美以及 WHO、OECD 和世行等国际机构的研究均达成共识, 空气污染影响经济生产力。首先, 空气污染通过四种渠道影响生产力: 急性暴露发病率影响 (导致无法参加工作)、缺勤影响、死亡率影响 (减少劳动力)、慢性疾病 (心血管和呼吸道疾病所致的无法工作)。IIASA 认为欧盟 CBA 在生产力影响评估部分的分析结果相对保守, 仅纳入了急性暴露发病率影响对生产力的影

响，忽略了死亡率影响，评估可能低估了对生产力损失的影响。

非健康效益

作为 CAPE 影响评估的补充，气候变化对空气污染的影响及欧洲生态系统的应对策略 (Effects of Climate Change on Air Pollution Impacts and Response Strategies for European Ecosystems, ECLAIRE) 的研究将生物多样性的影响进行货币化，并探索了以下几种方法。第一，货币化生物多样性对当地经济的损失，例如减少

木材产量，森林碳封存机会丧失。第二，使用陈述偏好调查 (stated preference surveys) 来估算由于物种丧失而减少的自然价值。第三，利用减少多余氮沉降而增加的自然管理成本。最后，使用监管显示偏好法 (regulatory revealed preference method, RPM) RPM 方法估算减少氮排放的隐性成本。结果表明，货币化的生态效益占比较小，仅为健康效益的 3–12%。2005 年欧盟的生态损失为 180 亿欧元 / 年，基准情景下，实施 2017 年立法可降至 171 亿欧元 / 年，实施 ERR 2030 可降至 167 亿欧元 / 年。在气候和能源政策情景下，生态损失将进一步降至 165 亿欧元 / 年。



3.4 成本与效益比较

成本与健康效益的比较和不确定性讨论

成本与效益量化了健康、农作物、森林、生态系统和材料等效益，结果表明 NECD 产生了巨大的净效益，主要来自于空气质量改善带来的过早死亡减少。欧盟成员国的整体效益成本比在死亡率估值较低的情况下均超过了 14 倍（使用 VOLY 中位数），而在死亡率估值较高的情况下则超过了 50 倍（使用 VSL 平均数）。总体来说，实现减排的社会效益远超过私人成本。即使没有量化生态系统和规避过早死亡的非市场效益，这

一结论也是成立的。需要再次强调的是，避免污染带来的缺工天数是实现净经济效益的关键。

值得注意的是，欧盟 CBA 评估方法应用总体上低估了总效益。OECD 和 USEPA 用 VSL 方法估算死亡风险的货币化，而欧盟则同时采用了 VSL 和 VOLY 方法。基于陈述偏好法 (Stated Preference Method, SPM)，IIASA 采用的 VSL 估值比 OECD 建议的数值约低 50%。USEPA 采用的是基于显示偏好法 (Revealed Preference Method, RPM)（工资风险研究）所估算的 VSL，其结果会产生较高的 VSL 估值。此外，欧

表 19 | 与不同基准线相比，欧盟成员国实现经修订的排放上限的成本和收益比较

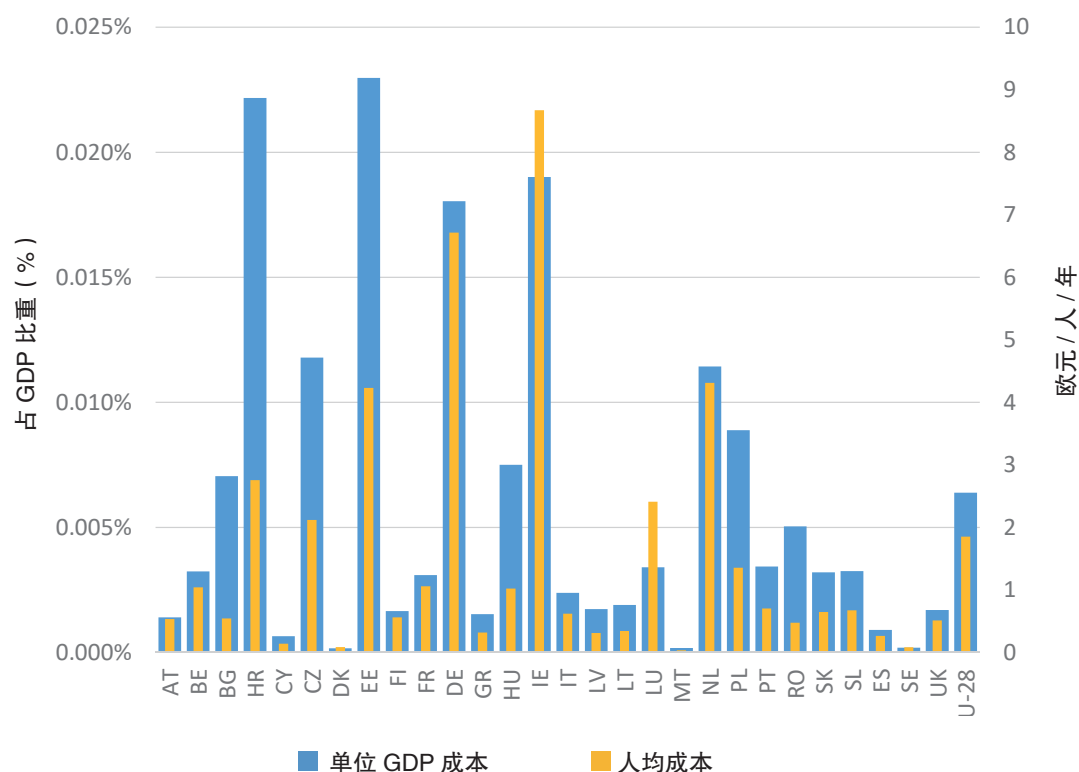
	2016 年基准情景	气候和能源政策情景
VOLY 中位数		
EU 收益	16258	12628
EU 成本	960	539
EU 净收益	15298	12143
EU 成本效益比	16.93	23.53
VSL 平均数		
EU 收益	58355	45397
EU 成本	960	539
EU 净收益	57395	44858
EU 成本效益比	60.77	84.24

来源：IIASA，2017

盟 CBA 分析中没有纳入空气污染对健康可能造成的其他一些影响，例如老年痴呆、肥胖、糖尿病，以及 NO₂ 的健康影响等。生态系统损害评估中采用 ECLAIRE 研究中最保守的估值，至少低估了过半的生物多样性效益。在区域层面，该分析没有考虑欧盟成员国对非欧盟邻国的空气污染传输影响。欧盟 28 个成员国的污染传输对非欧盟国家（瑞士、塞尔维亚、俄罗斯、乌克兰等）造成了跨界传输影响。如果将这些影响纳入欧盟总损失估算，将使总减排成本增加约 60%。2021 年发布的《第二次清洁空气展望评估报告》(Second Clean Air Outlook) 指出，针对欧盟各国的清洁空气政策措施的 CBA 评估应对邻国的溢出效应纳入分析中 (EC, 2021)。

成本和效益比较虽然对决策有参考价值，但欧盟认为这不足以了解空气污染治理过程中所有政治权衡和利益相关方的利益冲突问题。同样地，谁支付和谁受益也是很重要的问题。各国的边际成本和效益有什么不同？谁的利益最大化？哪些国家的边际效益低于边际成本？减排成本评估的结果表明，不同经济部门的减排成本不同，欧盟各国的效益和成本也各异（图 8）。例如，爱沙尼亚的减排总成本占 GDP 的 0.023%，为欧盟国家最高。爱尔兰的减排成本最高，占 GDP 的 0.022%。英国减排总成本的 GDP 占比不高于 0.002%，其边际减排效益远高于边际成本。决定不同国家效益与成本比值的主要因素是各国对减少死亡风险的 WTP 估值差异。

图 8 | 欧盟成员国为在 2030 年实现 ERRS 而增加的排放控制成本



来源：IIASA, 2017

3.5 成本与效益比较

欧盟联合研究中心 (Joint Research Centre, JRC) 主要采用 JRC-GEM-E3 模型 (CGE 模型) 来评估宏观经济背景下, 清洁空气政策措施的市场成本和效益。此处的宏观经济分析仅限于两个层面的影响类别: 缺工天数和农作物产量提高。基于一般均衡模型, 宏观经济分析着眼于评估 NECD 的达标成本和效益, 不仅考虑了与减少病假天数和提高农作物产量相关的直接减排成本和收益, 同时也考虑了相关机制并纳入了对其它宏观经济层面的间接影响。换句话说, 清洁空气政策的实施会导致供给侧和需求侧变化, 并起到激励经济发展的作用。

首先, 受影响的行业作为中间投入, 可通过整个供应链传导到其他行业, 因此减排措施会大幅提高对低排放产品的需求。第二, 厂商会提供更多就业机会。空气污染政策影响就业岗位数量和工资, 从而间接影响到家庭的可支配收入 (disposable incomes) 和福祉。减少病假天数使得收入和就业增加, 意味着将产生一个正反馈环 (positive feedback loop), 即家庭消费增加, 消费驱动经济活动并提高 GDP。第三, 减排成本将影响到那些活跃在国际市场上的行业的竞争力, 导致国际贸易流动发生变化。

对成本和效益的宏观经济评估结果表明, NECD 的实施带来了社会净效益。避免因空气污染相关疾病导致的缺工天数产生的正效应是实现社会净效益的关键因素和机制。为达到 ERR 减排目标, 农业承担了 40% 的额外减排成本, 使得农业产出减少 0.08%。在考虑到污染减排带来的避免缺工天数和农作物产量提升的效益后, 可以抵消一部分农业产出的减少。对于其它部门, 在考虑到缺工天数减少的收益后, 减排措施会使产出水平提高。

值得关注的是, 减少病假的积极影响意味着改善欧盟就业市场。当纳入考虑由于清洁空气政策措施减少的病假天数时, 分析结果表明工人生产力的提高可以促进欧盟就业, 并提高居民可支配收入和消费水平。欧盟在基准情景下预计拉动 3.9 万个岗位, 而在气候和能源政策情景下带来 3 万个就业岗位。模型模拟结果显示减排措施促使就业机会将从农业部门转向其它行业。这种转变可能需要对雇员进行技能再培训和人力资本投资, 配套的劳动力市场和人力资源政策在平稳过渡转型期将发挥重要作用。

减排措施也对竞争力和国际贸易也有影响。减排成本上升将导致进口增加, 特别是农产品。与非欧盟生产商相比, 能源密集型产品的净出口稍有下降, 因为减排支出导致成本上升, 会影响欧盟的产品价格竞争力。电力行业减排成本占总减排成本近四分之一。但由于欧盟境外的电力交易量非常小, 因此这部分减排成本对欧盟出口的影响很小, 但也会在能源价格角度影响经济的其它方面。

一些能源密集型、电力产品、交通设备等其它行业几乎不面临减排成本的压力。甚至由于减排政策, 这些行业获益于其它行业生产需求下降导致的劳动力和资本成本的下降。由此看出, 减排政策的实施对上述行业能增加其产出和出口。同时, 劳动力向出口导向行业的转移也会小幅度的提高欧盟总出口额。模型结果表明, 2030 年基于气候和能源政策情景下能源密集型的出口导向行业减排成本远低于其他情景, 这也会对出口产生积极影响。如果将规避缺工天数的效益纳入考量, 实施减排政策情景的出口将大于没有空气质量政策的情景, 但是各行业间出口影响存在差异。

3.6 创新和竞争力影响

欧盟的研究结果表明，环境政策对就业产生的净效应影响，或为正或为中立。尽管采用最低成本法识别出具有成本有效性的减排措施组合，但环境政策还是会给某些行业带来更高的生产成本和负面的就业影响。但是，减排措施在带来成本的同时，通过环保投资可以刺激就业，给经济带来了积极的正效应影响。具体来说，根据 JRC-GEM-E3 模型，除农业和炼油厂外，欧盟 CAPE 的净就业影响均为正。

假设欧盟境外的其他国家也实施类似的清洁空气减排措施，那么 CAPE 带来的积极经济影响会更大，相关政策可以提高欧盟的相对竞争力，并激励环境技术出口。这就是技术创新过程中的“先发优势 (first mover advantage)”所带来的正面效应。例如，20 世纪 70 年代荷兰污水处理技术出口、90 年代德国脱硫技术以及碳捕捉与封存 (Carbon Capture and Storage, CCS) 技术出口、2000 年丹麦风电技术出口等。同时，欧洲车辆标准加严，也激励了中国、印度、中东地区制定和实施相应的法规。但是，未来国家之间环境技术贸易存在很大的不确定性，且尚缺乏相关的价格差异的数据。IEA(2016) 针对未来全球减排情景的预测表明，亚洲是潜在的关键清洁技术出口市场，但实际的技术出口则取决于本地生产商对技术知识的复制和改进速度。

根据波特假说 (Porter-hypothesis)，适当的环境规制将刺激技术革新，加严环境标准可发挥重要引导作用，有助于提高效率和鼓励创新、提高竞争力。也就是说，相比更晚引入环境政策的国家，先行者通过专利和快速学习来开拓创新，

合理有效利用资源，更快获得强大的竞争地位。最新研究 (Albrizio et al, 2017) 的结果也印证了该假设，环境政策不会对经济造成负面影响，环境政策是加速激励经济发展的驱动力。北欧竞争管理机构的联合报告也证明了通过经济政策手段来反映出环境外部性，例如环境税，可以促使产生经济和环境政策的正向关系 (Nordic competition authorities, 2010)。经济合作与发展组织 (Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD) 绿色发展报告也指出了就业、经济增长、绿色政策之间的正向关系 (OECD, 2017)。

参考文献

Albrizio, Silvia, Tomasz Kozluk, and Vera Zipperer. "Environmental policies and productivity growth: Evidence across industries and firms." *Journal of Environmental Economics and Management* 81 (2017): 209–226.

Amann, Markus, et al. "Progress towards the achievement of the EU's air quality and emissions objectives." (2018).

Amann, Markus, et al. "Costs, benefits and economic impacts of the EU clean air strategy and their implications on innovation and competitiveness." *IIASA Report; International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA); Laxenburg, Austria* (2017): 1–59.

Bachmann, John. "Will the circle be unbroken: a history of the US National Ambient Air Quality Standards." *Journal of the Air & Waste Management Association* 57.6 (2007): 652–697.

Department for Environment, Food and Rural Affairs, U.K. "Local Air Quality Management, Practice Guidance 1: Economic Principles for the Assessment of Local Measures to Improve Air Quality." (2009).

Epple, Dennis, Linda Argote, and Rukmini Devadas. "Organizational learning curves: A method for investigating intra-plant transfer of knowledge acquired through learning by doing." *Organization science* 2.1 (1991): 58–70.

European Commission. "A European Green Deal, Striving to be the first climate-neutral continent." (2021). https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en

European Commission. "Second Clean Air Outlook (COM(2021)3)." (2021). https://ec.europa.eu/environment/air/clean_air/outlook.htm

- Hammitt, James K. "Valuing changes in mortality risk: lives saved versus life years saved." *Review of Environmental Economics and Policy* (2020).
- Hartwick, John M., Nancy D. Olewiler, and Renate Preuss. "The economics of natural resource use." (1998).
- Health Effects Subcommittee of the Council. "Review of EPA's Draft Health Benefits of the Second Section 812 Prospective Study of the Clean Air Act." (2004). <http://www.epa.gov/advisorycouncilcaa>.
- Hutton, Guy. "Economic evaluation of environmental health interventions to support decision making." *Environmental Health Insights 2* (2008): EHI-S1152.
- International Energy Agency. "Experience Curves for Energy Technology Policy." (2000).
- Dutton, John M., and Annie Thomas. "Treating progress functions as a managerial opportunity." *Academy of management review 9.2* (1984): 235–247.
- Kniesner, Thomas J., W. Kip Viscusi, and James P. Ziliak. "Policy relevant heterogeneity in the value of statistical life: New evidence from panel data quantile regressions." *Journal of Risk and Uncertainty 40.1* (2010): 15–31.
- Kotchen, Matthew J. "Cost–benefit analysis." *Encyclopedia of climate and weather, 2nd edn. S. Schneider and M. Mastrandrea (ed.), Oxford University Press, Oxford* (2011). <https://environment.yale.edu/kotchen/pubs/CBAchap.pdf>
- Krewski, Daniel, et al. Extended follow–up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality. Vol. 140. Boston, MA: *Health Effects Institute*, 2009.
- Krupnick, Alan. "Mortality–risk valuation and age: stated preference evidence." *Review of Environmental Economics and Policy* (2020).
- Robinson, Lisa A., et al. "Reference case guidelines for benefit–cost analysis in global health and development." (2019).
- Nordic competition authorities. "Competition Policy and Green Growth." (2010).
- OECD. "Employment Implications of Green Growth: Linking Jobs, Growth, and Green Policies." Paris, (2017).

OECD. "Cost–benefit analysis and the environment: recent developments." (2006).

Office of Management and Budget (OMB), "Circular A-4: Regulatory Analysis." Washington, DC, (2003).
<http://www.whitehouse.gov/omb/circulars/a004/a - 4.html>.

Joskow, Paul L., and Nancy L. Rose. "The effects of technological change, experience, and environmental regulation on the construction cost of coal–burning generating units." *The RAND Journal of Economics* (1985): 1–27.

Samet, Jonathan M., et al. "The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. Part I: Methods and methodologic issues." *Research Report (Health Effects Institute)* 94 Pt 1 (2000): 5–14.

USEPA. "Guidelines for Preparing Economic Analyses." (2010). <https://www.epa.gov/environmental-economics/guidelines-preparing-economic-analyses>

USEPA. "Increasing Consistency and Transparency in Considering Benefits and Costs in the Clean Air Act Rulemaking Process." *Federal Register* 85.113 (2020): 35612–35627.

USEPA. "Regulatory Impact Analysis Final National Ambient Air Quality Standard for Ozone." (2011).

USEPA. "The Benefits and Costs of the Clean Air Act from 1990 to 2020 Final Report – Rev. A." (2011).

USEPA. "Valuing mortality risk reductions for environmental policy: A white paper." (2010).

Workman, Annabelle, et al. "The political economy of health co–benefits: embedding health in the climate change agenda." *International journal of environmental research and public health* 15.4 (2018): 674.