



Cost Benefit Analysis

关于空气污染治理成本效益分析的常见问题集 CBA FAQs

亚洲清洁空气中心 汇编

篇首语：为了进一步呼吁和支持在空气污染治理相关的政策制定和评估中纳入经济分析考量，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，亚洲清洁空气中心（CAA）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《空气质量管理成本效益分析：国际经验与案例》报告和常见问题集，相关参考文献与致谢详见主报告，更多 CBA 知识产出在“空气知库”平台陆续发布。

目录

为什么要做 CBA 分析? 2

在什么环节开展 CBA 分析? 2

CBA 分析的情景设置是指什么? 2

CBA 分析的常规步骤..... 3

成本的不同类型：直接成本与社会成本..... 4

空气质量政策直接成本评估方法 4

空气质量政策对宏观经济的影响 5

成本分析方法与模型（方法专栏） 6

空气质量改善的效益主要包括什么? 8

效益评估的基本步骤包括哪些? 9

暴露反应关系系数的作用以及选取原则..... 10

环境效益价值评估方法（方法专栏） 10

健康效益怎么货币化（方法专栏） 14

多项相关政策同时存在时如何进行成本效益分析? 17

贴现率的含义和如何选择? 17

成本效益分析和成本有效性分析的差别? 18

空气质量管理政策的经济性如何? 18

不确定性分析的重要性和呈现方式..... 19

为什么要做成本效益分析？

成本效益分析（cost benefit analysis, CBA）作为一种政策评估方法，主要应用于公共政策决策过程中评估相关方案的成本和效益。除了判断一项政策是否成本有效，CBA 还可以帮助决策者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。在环境政策的评估应用中，CBA 提供独立的经济证据，可以发挥政策倡导作用，呼吁并推动决策者增加对公共物品的投资，进而证明环境政策干预的合理性。

美国针对《清洁空气法案修订案》开展的一系列经济评估是 CBA 在空气质量管理领域的一项重要应用。该评估的主要目的是向政府决策部门国会和公众提供和公开全面的、最新的、经同行评议认可的政策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。

在什么环节开展成本效益分析？

CBA 分为预评估分析和后评估分析。通常来说，CBA 主要用于预评估分析帮助决策者评估方案的社会净效益。例如，美国政府要求重要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，每年产生经济效益影响 1 亿美元以上的环境、健康、公共安全、就业等政策均需要开展 CBA，包括《清洁空气法案修订案》、国家环境空气质量标准等。1977 年，美国政府在宪法修正案中授权美国环保局（U.S. Environmental Protection Agency, 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。USEPA 明确成本和效益等经济考量是有效实施 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。从标准修订程序修订上来说，CBA 分析是标准修订的必备环节，其结果将纳入政策影响分析（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，最终报告会综合科学咨询委员会和 USEPA 决策人员的考虑和建议。

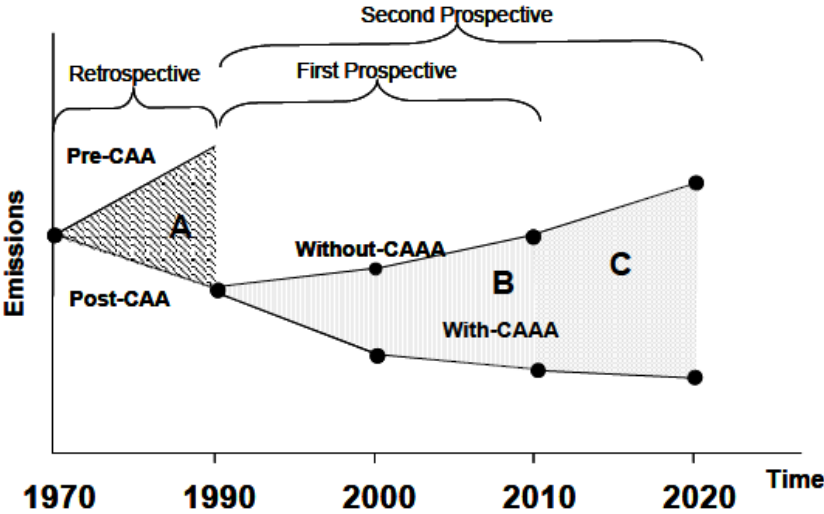
政策实施后评估旨在分析实施过程中，政策措施组合是否达到既定目标，所产生的总效益是否高于总成本。其在追踪政策实施进展和减排效果、以及评估进展保障达标方面起着重要作用。通常后评估是分阶段进行的，根据政策目标，比如在政策实施的中期或终期，评估政策措施的相关性、有效性和效率。识别存在的主要问题，为相关管理部门提供建议和经验，从而及时调整和改正现有方案的缺陷，有助于在下一阶段中制定更精细的政策方案。同时，评估方案是否产生正面的协同效应影响，是否能评为示范方案在区域和国家层面被复制和推广。后评估面临的一个挑战是如何将政策增量影响与其他社会经济影响因素的影响区分开，以便准确了解在政策干预带来的实际变化。

如何设置成本效益分析的情景？

CBA 在对政策方案进行经济评估时，是评估“有方案”的控制情景和“无方案”的基准情景之间的差异，从而计算方案的净效益。当净效益为正时，说明政策方案的总效益大于总成本。对于清洁空气政策的评估来说，评估的第一步就是建立基准情景（“无方案”），反映出没有额

外政策干预情况下未来空气质量的状况；以及控制情景（“有方案”），反映政策方案下的空气质量状况的变化，并与基准情景进行比较分析，评估得出净效益。具体而言，评估将涉及到估算不同情景下的减排量与减排成本，空气质量浓度水平之间的差异以及其在健康和环境状况方面所产生影响的货币化，并对这些变化可能造成的社会经济影响进行评估。

以美国为例, USEPA 在对 1990 年《清洁空气法案修订案》(Clean Air Act Amendment, CAAA) 的评估中对比分析“有 CAAA 情景”和“无 CAAA 情景”两个情景, 并模拟了 2000 年、2010 年、2020 年的 CAAA 法规实施成本（如图所示）。“有 CAAA 情景”反映的是 1990 年 CAAA 颁布以来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带来的排放趋势变化。



来源：USEPA, 2011

成本效益分析的常规步骤包括哪些？

通常 CBA 分析主要包括成本评估和效益评估两个方面，并在最后对两者进行对比分析，得出给定政策方案的净效益。具体而言，成本评估部分估算的是政策直接成本，包括受监管实体为遵守政策法规所采取的措施与技术的投入、运营和维护成本等。效益评估主要包括对政策效益的估算以及货币化，以便于后续和成本进行比较。最后，将直接成本与货币化后的效益进行对比得出政策方案的净效益，为决策者提供决策依据。

以 USEPA 针对 1990 年《清洁空气法案修订案》的第三次评估为例，分析首先设置了基准情景和政策情景，并针对两种情景分别进行污染物排放预测。在成本评估中，基于排放预测模型得出政策情景下的减排量，进而生成减排所需的直接成本。在效益评估中，大量针对清洁空气政策的分析结果表明，此类政策带来的效益中健康效益占绝大部分，因此对健康效益的评估及货币化是效益分析中最主要的部分。在 USEPA 的分析中，首先采用空气质量模型对人群的空气污染暴露水平变化进行估算，并基于健康影响函数将这一暴露水平变化转化为健康终端的影响，最后结合经济方法将量化的健康影响折算为货币单位。除健康效益外，评估还对生态效益进行了定量分析，包括近地面臭氧暴露减少带来的森林、农作

物增产效益；降低颗粒物浓度提高的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。最后，将直接成本和货币化后的效益进行对比，得出政策的净效益。

除直接成本和收益外，CBA 也会关注政策对宏观经济产生的间接影响。通常可以采用一般均衡模型（CGE）等经济模型，对经济发展指标如 GDP、经济结构、家庭福祉等方面进行影响分析。

成本分析的范畴和成本类型包括哪些？

一项政策对经济的影响包括多个维度和层面，最直接的影响就是因政策实施而产生的直接成本（direct cost）。就空气质量控制领域而言，相关政策的直接成本即减排所需的直接成本。USEPA 在《清洁空气法案修订案》的第三次评估中按照减排措施和技术的年均成本进行直接成本估算，也就是企业投入减排带来的成本增量变化，包括减排措施与技术的投入、运营和维护成本等。

另一方面，直接成本也会间接影响到经济活动的其它方面，例如生产方式、研发、投资、生产效率、就业和消费等，进而通过产业链和社会经济活动之间的关联对宏观经济产生全面影响。其中对社会经济造成的总负担就是通常所指的社会成本（social cost）。依据 USEPA 的经济分析指南，其对社会成本的定义为由于政策实施而产生的机会成本总和。这些机会成本可以理解为因一项政策实施致使某些商品和服务的生产和消费中断，而造成的社会损失。例如，企业为遵守政策对减排的要求，将有限的生产资源从生产活动中重新分配到减少污染排放的活动中，从而造成社会层面上相关商品和服务的产出和消费减少。对社会成本的估算不仅要包括因政策实施所放弃的当前消费的机会成本，还应包括因减少资本投资而引起的未来消费减少的经济损失。

在 USEPA 的评估中，基于直接成本以及政策产生的一些预期收益（例如因健康状况改善而增加的劳动力供应等），利用可计算一般均衡模型（CGE）对政策可能产生的宏观经济影响进行了分析，从而评估其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。

如何评估空气污染治理政策的直接成本？

USEPA 在针对 1990 年《清洁空气法案修订案》的第三次评估中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）。前者是基于法规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，基于最小化成本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 AirControlNET 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，可以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。

优化成本法旨在达到政策减排目标的前提下，基于现有技术、生产能力等一系列现实约束，识别行业的最优减排成本。该方法的一个典型应用实例是 USEPA 采用综合规划模型（Integrated Planning Model, IPM）对电力行业的减排成本进行的估算。IPM 模型识别了为达到《清洁空气法案修订案》排放总量控制要求，并确保电力行业满足能源和峰值需求前提下的最低成本策略。

此外，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，由此带来的单位成本下降也是需要在成本评估中考虑的重要因素。USEPA 对《清洁空气法案修正案》的第三次评估中对成本的评估纳入了减排措施经验积累带来的学习曲线效应（learning curve effect）的理念，也就是说，随着减排措施和技术的推广和普及，特定技术的成本会逐步降低。在对《清洁空气法案修正案》的成本评估中，USEPA 项目团队根据实证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 SO₂、NO_x 减排技术的学习率。针对没有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。而对于受法案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%，这一数值代表技术累积生产量每翻一番的成本下降百分比）。

如何评估空气污染治理政策对宏观经济的影响？

空气污染治理法规和政策对经济的影响包括多个维度和层面，最初的影响就是因法规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模式、研发、投资、生产力、就业和消费，对宏观经济产生全面的影响。在对相关政策的宏观经济影响进行评估时，一般采用可计算一般均衡模型（computable general equilibrium model, CGE model）来对政策的社会经济影响进行模拟。CGE 模型基于市场价格体系的运作模式，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 USEPA 在针对 1990 年《清洁空气法案修订案》的第三次评估中，利用 CGE 模型对该政策的宏观经济影响做了综合分析，分析结果显示为达到政策要求而产生的的合规支出在 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 分别减少 790 亿美元和 1100 亿美元。这一对 GDP 的二次影响比直接成本估算高出 50%-70%，其中很大一部分可能是由合规支出致使的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目标的资本投入减少。但是另一方面，政策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合规支出的部分 GDP 损失。

在劳动力和医疗支出方面，该政策产生的正面宏观经济影响稍微高于其合规支出的负面宏观经济影响。具体来说，政策情景下致使 2010 年的 GDP 和消费下降，但 2020 年对两者的影

响则变为正值。主要是因为该政策改善了人群的健康状况，在 2010-2020 年间快速拉动了劳动力增长（67%），从而抵消了合规支出（25%）增长带来的负面效应。

成本分析方法与模型（方法专栏）

在对环境政策的成本进行估算时，有很多不同类型的模型可供选择。在选择模型时，需要基于所关注的政策方案产生的主要成本类型来考虑，例如所关注的影响的区域范围大小、单一部门或是宏观影响、影响程度大小、直接影响或是间接影响等。在某些情况下，使用单一模型即可对关注的成本进行估算，例如合规成本模型可直接估算受影响部门的受监管直接成本。而另一些情况下，需要使用多个模型，例如在估算社会成本时，需要首先使用合规成本模型对减排成本进行估算，而后将估算结果作为参数输入部分或一般均衡模型继续估算社会成本。本节简述了一些常用模型的主要属性，并分别介绍它们在成本分析中的优点和局限性。

合规成本模型 Compliance Cost Models

合规成本模型用于估算行业为遵守法规产生的直接成本，其算法由工程师和相关行业专家的评估得出，描述因采用各种合规手段而导致的成本变化。合规成本模型一般包括资本成本、运营和维护支出以及管理成本。一些合规成本模型允许对多种污染物和多个环境政策的控制成本进行综合评估，并能够考虑成本随时间的变化，例如纳入技术革新和经验积累等因素的考量。模型的主要优势是纳入了重要的行业细节，可提供对直接成本相对精确的估计。此外，模型分析结果通常呈现在电子表格中，使用便捷且易于解释。

但是，合规成本模型通常仅限于评估政策对单一行业的成本影响，并且只关注生产者与减排措施相关的活动。如果环境政策对生产者和消费者的行为产生显著影响，该模型无法反映出因实施政策而导致的行业价格和产出变化，因此无法用于估算社会成本。在这种情况下，来自合规成本模型的估算结果可以作为其它模型的数据输入，进一步进行社会成本评估。USEPA 采用的 AirControlINET(CAN)数据库工具就属于合规成本模型，该数据库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，可以计算不同地理单元（国家、区域、地方）和多个行业的特定源和污染物的减排量以及减排成本。

局部均衡模型 Partial Equilibrium Models

相较合规成本模型，局部均衡模型优势是纳入政策对生产者和消费者行为的影响来评估社会成本。采用局部均衡模型时，需要输入的参数一般包括根据合规成本模型估计的减排成本以及受影响市场的供需弹性。该模型可用于估计市场价格和产量的变化。估计得出的生产者和消费者剩余的变化反映了政策的社会成本，生产者剩余和消费者剩余之间的相对变化反映了政策成本在两者之间的分配。

局部均衡模型通常只模拟单一市场，相对而言模型构造简单，易于使用和解释。但另一方面，由于该模型仅限于单一或少数市场的成本估算，无法捕捉对其它相关市场的间接影响以及市场间的反馈效应。基于模型限制，局部均衡模型通常限定于特定应用场景，不能灵活的被用于不同种类的分析。

线性规划模型 Linear Programming Models

线性规划模型常被 USEPA 用作合规成本估算的工具，可以识别行业的最优减排成本。具体而言，线性规划模型在一组约束条件的限制下，通过选择一组决策变量来最小化或最大化一个目标函数。在评估环境政策的成本时，目标函数通常是政策的合规成本，模型将追求该成本的最小化。决策变量是受监管实体可选择的措施，例如被要求减排的生产者可选择的技术和合规选项，可以包括末端控制、燃料转换和工厂运营的变化等。约束条件可能包括一系列技术、生产能力、燃料供应以及排放法规方面的现实约束。除估算合规成本外，模型还能输出其它相关变量的估值，例如产出和投入价格、预计燃料使用情况、预估排放量和新增产能等。

与合规成本模型相比，线性规划模型的优势是能更好的整合和系统性分析大量的技术和减排方案。此外，模型在设定约束条件方面具有较大的灵活性，使得特定模型可以在较为广泛应用场景中使用。该模型也存在一定的局限性，首先，模型通常只估计单个行业的成本，因此无法识别间接成本或分配效应。其次，模型设计非常复杂，使得构建新模型工作量繁重。最后，线性规划模型的目标函数为最小化整个行业的总控制成本，而现实中各个受监管实体将各自最小化私人成本，这可能导致估算出的合规成本低于现实值。

线性规划模型的一个典型应用是 USEPA 开发的用于模拟美国 48 个州和哥伦比亚特区电力行业运行的综合规划模型（Integrated Planning Model, IPM）。IPM 模型旨在估算在满足电力需求的情况下，SO₂、NO_x、CO₂、Hg 等减排政策方案在长期（10-20 年）中的减排成本。

投入-产出模型 Input-Output Models

投入-产出模型主要用途是评估政策实施带来的分配和短期的转型影响，还可衡量政策溢出效应对其他行业的间接影响。投入-产出模型的基础是投入-产出表，旨在反映一定时期内国民经济各行业的投入和产出，以表格的形式将不同行业（多则上百个行业，少则两至三个）数据汇总，描述一年内相互关联的产品和生产要素（劳动力、资本和土地）的流动。一个投入产出表可以使用线性模型进行模拟，将最终需求的变化与满足该需求所需的产品、服务（包括中间投入）、以及生产要素的变化联系起来。例如，在分析禁用农药政策的影响时，在研究已确认棉花产量将下降的情况下，使用投入产出模型可以进一步确定对棉花生产部门上下游产业的影响，例如为棉花生产提供中间投入的行业，以及棉花产品的使用者。这些行业的产出下降也将进一步影响对其它中间投入的需求，例如电力等。

投入-产出模型的使用和解释相对简单，通常是分析政策对区域产出和收入的短期影响时最便捷的工具。但是，模型不适用于分析政策的长期影响和社会成本。模型的假设条件基于固定价格和技术因素，使得模型忽略了供给侧可能发生的投入品替代。同样，由于缺乏价格变化，投入产出模型无法反映供给侧的稀缺情况。虽然模型中这些固定假设在短期或区域分析中可能是合理的，但它们限制了投入产出模型对长期和更大地理范围问题的适用性。由于模型未纳入灵活的供求关系，以及生产者和消费者剩余层面的分析，因此不适合评估社会成本。

投入-产出计量经济学模型 Input-Output Econometric Models

在投入-产出模型的基础上，投入-产出计量经济学模型结合了基于计量经济学估计的宏观经济模型预测，通常用于评估政策方案的区域影响。该模型与传统投入-产出模型的一个显著

差异是可用于评估政策的长期影响。传统投入-产出模型因缺乏价格变化的假设条件导致其无法反映资源上的限制，因此模拟结果可能与现实供需条件不一致，限制了其在长期影响评估上的应用。相比之下，投入-产出计量经济模型是由计量经济学估计的宏观经济关系驱动的，能够更准确地考量这些因素。总体而言，在结合了投入产出数据结构以及宏观经济关系的基础上，投入-产出计量经济模型能够估计中间产品的需求和生产变化，可用于估计政策的长期和短期过渡成本以及分配效应。但另一方面，由于投入-产出计量经济模型结合了宏观和微观理论的元素，因此可能不容易分辨实际驱动模型结果的机制。此外，与传统投入-产出模型相比，投入产出计量模型可能没有足够的部门分辨率来评估影响较小的政策。

CGE 模型 Computable General Equilibrium Models

CGE 模型模拟市场经济中价格体系的运作：对于每一个商品和生产要素（劳动力、资本和土地）都存在一个市场，在每个市场中会产生一个平衡供需的市场价格。在这样的价格体系中，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。在商品和要素价格发生变化时，CGE 模型可以反映出消费者和生产者应对价格变化的行为变化，例如生产要素价格变化时生产者进行的投入替代行为，以及商品价格变化时消费者可能选择的消费产品组合的变化。CGE 分为静态和动态两类模型。静态 CGE 模型旨在描述由于政策冲击后，各行业资源再分配所带来的经济福祉变化。动态 CGE 模型模拟价格和数量在一段时间跨度上的变化路径，用于捕捉随着时间推移资源重新分配的福祉变化，例如储蓄变化对资本积累产生的潜在影响。

CGE 模型能处理多至上百个行业的影响和相互作用，尤其适合估算对经济整体产生显著影响的政策。通常 CGE 模型适用于分析中长期政策的影响，并能评估政策冲击对不同经济群体的分配影响。然而，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。但基于均衡模型的假设，CGE 模型通常不适用于分析短期过渡成本。此外，由于构建和修改 CGE 模型工作量较大，使用成本较高。

在应用层面，USEPA 在《清洁空气法案修订案》的前瞻性分析中使用了动态 CGE 模型，对经济发展指标如 GDP、经济结构、家庭福祉等方面进行影响分析。同时，USEPA 也将就业影响进行了单独分析。需要强调的是，清洁空气政策对于宏观经济的影响并非只有负面，空气污染减少可以降低医疗支出，减少过早死亡和发病风险从而增加劳动力资源，治理措施也会带来环保领域相关就业机会的增加。此外，CGE 模型也被广泛应用于温室气体减排成本的前瞻性评估，例如评估遵守《京都议定书》的成本，以及对气候变化立法成本的讨论。

空气质量改善的效益主要包括什么？

空气质量改善的收益可以大致分为以下几类：人类健康效益、生态环境效益、以及其它效益。其中空气质量改善带来的健康效益包括降低死亡率以及非致命疾病的发病率、以及减少对生殖或发育的不利影响。生态环境效益包括提升农作物等与生态环境相关的产品产量、提升与生态环境相关的休闲娱乐活动质量、提升生态系统功能（例如气候调节功能）、以及提升生

态系统的非使用价值（例如对没有实际用途的珍惜物种和生态环境的保护）。其它收益还包括提高能见度带来的环境审美改善和减少酸沉降造成的材料损坏等。

大量针对环境政策和相关项目的经济分析结果表明，其带来的健康效益通常是总效益最重要的组成部分。以美国环保局（USEPA）开展的《清洁空气法案（1990 修正案）》经济评估为例，实施该法案带来的健康效益占到总效益的比例高达 95%。在健康影响中，主要包括死亡率和发病率两类影响，而与死亡率相关的健康影响是最主要的部分。USEPA 对 1990 年《清洁空气法案修订案》的健康效益评估中，将其中 93%的健康收益归因于死亡率的降低。因此，过早死亡这一终端是经济分析中最应该关注、也必须纳入分析的健康影响。

效益评估的基本步骤包括哪些？

成本效益分析中的效益分析部分一般会对政策带来的不同方面的收益进行逐一评估，最后将这些分别评估的收益进行加总得到政策的总效益。通常，效益分析分为以下三个步骤：

1. 识别效益类别

收益分析的第一步是识别可能受到政策影响的收益类型。首先，需要明确政策方案的影响范围，在此基础上筛选可能影响政策决策的效益类别。在决定效益分析中应纳入哪些效益类别时应从以下三个方面进行考虑：1）挑选可能因政策而变化的收益类别。在通过文献回顾和专家咨询等方式，明确了相关污染物对人类健康和生态环境可能造成的物理影响后，需要进一步确认哪些影响随政策方案的变化较大。分析中应评估每种政策选项（有无政策、或不同的政策方案）下的物理影响有何差异，以及如何影响相应的福利类别。2）挑选可能在总收益中比重较大的收益类别。挑选准则取决于对收益估值的大小和准确性，以及得到相应估值信息所需付出的成本。3）挑选对特定利益相关者特别重要的收益类别。

2. 量化效益终端

在确定收益类别后，需要量化与每个收益类别相对应的物理终端，重点关注不同政策方案相对于基准情景的变化。在量化效益终端时，通常需要收集有关终端变化的幅度、影响范围、和影响时间。这一步骤需要多领域专家的密切合作以确定污染物变化对人类、生态系统以及建造材料的潜在影响，并确保这一步中所提供的终端信息适用于随后的经济价值评估分析。

3. 评估效益价值

第三个步骤是将环境政策影响进行货币化，估算其社会效益的经济价值。由于环境质量改善不属于市场商品，没有现成的市场价格反映其价值，因此，在经济分析中通常依赖于个人支付意愿（willingness to pay, WTP）对其进行价值评估。在估算 WTP 时，需要谨慎选择估值方法，在使用多种方法时需注意可能出现的重复计算问题。在展示结果时，应描述估值的来源并对其不确定性进行讨论。

如何确定暴露反应关系？

在对空气污染的健康影响或空气质量改善的健康效益进行评估时，将会用到暴露反应关系函数（concentration-response function）这一概念，该函数将环境空气中的污染物浓度与死亡风险或其它不利健康影响联系起来。函数中最关键的参数是暴露反应关系系数，直接描述空气质量变化与健康终端变化之间的关系。

在对空气质量变化的健康效应进行评估时，确定关注人群的空气污染暴露程度变化以及需要涵盖的健康影响终端后，需要基于暴露反应关系系数来将空气质量的变化转化为最终的健康终端变化。大量流行病学研究估计了空气污染对各类人体健康终端的暴露反应关系系数。作为评估中的关键参数，从这些文献估计值中选取暴露反应关系系数的方式需要遵循一定的原则，以确保评估结果的可靠性。USEPA 为此进行过一项专家调查研究，最终以“寻求全面性、科学性的平衡”作为选取这一参数的准则，确定了以下 10 条具体筛选原则。

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，则需要选择相应包含相应污染物的研究，选择单一污染物模型结果再加总可能会造成重复计算。
颗粒物粒径	优先选择 PM2.5 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

环境效益价值评估方法（方法专栏）

对于一般市场中买卖的商品，其价值可以由市场价格反映出来。但对于环境质量来说，由于不存在其交易市场，缺乏现成的价格数据来反映其价值。为评估此类非市场商品的价值，经济学中普遍采用两种主要方法，分别为揭示偏好法（revealed preference method）和陈述偏好法（stated preference method）。

揭示偏好法（revealed preference method）

对于不存在交易市场的环境商品，有时可以通过观察人们在其相关市场中做出的选择来推断对此类商品的支付意愿。具体而言，环境质量有时是某些市场商品或服务的特征或组成部分，

通过观察消费者对于环境质量相关的市场商品的消费情况,可以得到一些消费者对环境质量支付意愿的信息。此类通过与环境质量相关的市场交易来推断个体对环境质量偏好的方法被称为揭示偏好法,主要包括生产与成本函数法 (production and cost functions)、享乐定价法 (hedonic pricing method)、旅行成本法 (travel cost method)、和规避行为法 (averting behavior method)。

生产与成本函数法 (Production and cost functions)

当环境质量对生产活动产生影响时,生产与成本函数法以环境质量作为一种生产投入,关注其在生产方面产生的边际影响,通过生产函数关系间接的估算环境质量微小变化对社会福祉产生的边际影响。具体而言,环境质量作为一项生产投入的边际贡献可以理解为,当环境质量发生微小改善时,使得最终消费品产量上升所带来的消费者效用上升。这一边际影响可以通过将投入的边际产量乘以从最终消费品中获得的边际效用来计算。其中,投入的边际产量定义为增加一单位特定投入所带来的产量增量,可以通过生产函数计算得出;消费品的边际效用为消费者多消费一单位消费品所产生的额外满足程度,一般可以通过消费品的市场价格反映。在使用生产与成本函数法时,需要对生产、成本或利润函数进行估计,这将需要收集所有投入要素及其价格数据,函数估计的准确性依赖于数据收集的质量。生产和成本函数法在环境效益评估中有大量应用,例如空气质量对农业、林业行业的影响;水质变化对供水处理成本、灌溉作业和渔业生产成本的影响等。但这一方法仅用于估计环境质量微小变化时的边际效应,对于更大的非边际变化一般应用其它揭示偏好法,如享乐价格法 (hedonic pricing method) 和旅行成本法 (travel cost method),或陈述偏好法进行估计。

享乐定价法 (hedonic pricing method)

享乐定价法中的“享乐”一词是指能够给消费者带来快乐或满足感的某些商品特性,或在经济学术语中,是能够增加消费者效用的商品特性。享乐定价法则是指使用统计方法来衡量商品的某些能够增加消费者效用的特性对商品价格的贡献。举例来说,房屋作为一种商品,其价格与它的多种特性相关,包括面积、内部设施、交通便利程度、以及周围环境质量等。在享乐定价法中,通过观察房屋这一商品的市场,可以推断出消费者对环境质量这一特性的偏好。具体而言,享乐定价法通过个体在不同选项中对优势与成本的权衡来估计某些商品特性的经济价值。例如,消费者可能选择环境质量更好的区域的房屋,然而为了获得这样的优势,消费者必须支付更昂贵的房价等成本。这种在环境质量和经济成本之间的权衡,可以被解释为消费者对更好环境质量的支付意愿。

享乐定价法被广泛应用于对环境质量改善进行估值,其中有大量实证研究利用该方法结合房价对相关环境质量进行价值评估。另一个享乐定价法的典型应用是估算统计生命价值 (value of statistical life, VSL),即对死亡风险的货币化估值。在估算 VSL 时,研究通常通过观察个体如何权衡工资和与工作相关的致命风险这两项因素,推断人们对降低致命风险的支付意愿。

采用享乐定价法要求数据样本存在一定的异质性,即所观测到的商品需要在关注的特性上有所差别。举例而言,在估算空气质量的经济价值时,如果观测到的所有房屋都处在同等的空气污染程度中,则无法对其经济价值进行估计。但另一方面,如果纳入样本的个体差异很大,例如包含不同省份甚至国家的房屋,则需要注意这些差异过大的个体可能存在其它因素的不

同，而这些因素可能难以量化衡量，将导致估计出现偏差。此外，地理上的距离或其它限制可能导致人们无法在分离的市场上自由选择商品，因此对这些分离市场上的商品进行对比无法反映人们的偏好。基于这些原因，在进行此类分析时需要谨慎选择数据样本。

旅行成本法 (travel cost method)

旅行成本法用于估算与用于休闲娱乐的生态系统或场所的相关经济使用价值。进行此类休闲娱乐活动的收益很少被完全反映在入场价格中。旅行成本模型基于人们对户外休闲娱乐场所的环境质量和旅行成本之间的权衡来推断环境质量变化的价值。例如，消费者在选择户外休闲娱乐场所时可能面临这样的不同选项，附近的环境质量一般的国家公园，或是更远的环境质量很好的国家公园。选择环境质量好的国家公园可以为消费者带来更高的效用，但同时可能需要支付额外的旅行成本，基于这一环境质量与旅行成本之间的权衡揭示了消费者对环境质量的偏好。

此类户外休闲娱乐活动通常没有明确的市场价格，旅行成本法通常使用往返该生态场所的旅行成本来反映该次旅行的价值。这些成本包括旅行者的实际货币支出以及时间成本。其中实际货币支出包括入场费、往返生态场所的交通费、停车费等。时间成本包括旅行参与者往返场所花费的时间以及休闲娱乐所花费的时间价值，该价值通常基于参与者的小时工资以及工作时间的灵活度来估算。除旅行成本外，此类研究还需要收集其它影响旅行选择的数据，包括生态场所的特征（设施质量、环境质量等）、旅行者的特征（年龄、收入等）。

使用旅行成本法对休闲出行需求进行建模时，可以采用单站点模型（single-site model）考察消费者在固定时间段内对特定生态场所进行的旅行次数；或多站点模型（multiple-site model）检验个体在一组可选的生态场所中选择去往哪个站点，或者在固定时间段内对各个可选择场所进行的旅行次数。在使用旅行成本法时需要尽可能确切的定义所关注的生态场所，例如一个特定的垂钓点或者露营地。场所定义越精确，旅行成本和场所特征的度量就越精确，估算结果也越可靠。此外，旅行成本法中假设休闲娱乐活动是去往特定生态场所的唯一出行目的。如果旅程中包含多个目的将违反这一核心假设，不能使用旅行成本代表这次旅程的价值。通常，样本数据中将剔除此类包含多个目的的出行。

规避行为法 (averting behavior method)

规避行为法可以用于估计多种环境收益的经济价值，在近期的研究中主要被应用于健康风险变化的效益分析，旨在通过观察人们为避免或减缓环境质量变化带来的健康风险而采取的防御性措施，将消费者的这种规避行为与降低的健康风险相结合，从而推断出人们对环境质量改善的支付意愿。此类规避行为包括通过购买和使用空气净化器和口罩，或者预防性医疗护理或保险等商品来降低空气污染带来的健康风险等。

通常，对环境质量微小变化的支付意愿可被分解为以下组成部分：为规避和缓解环境污染相关风险的实际支出、相关的时间成本、以及健康影响带来的痛苦和创伤所造成的效用损失。其中实际支出和时间成本原则上可以通过人们的规避行为估算得出，但最后一项效用损失一般无法观测到，因此通过规避行为法估算的与规避行为相关的成本将被解释为对环境质量变化的支付意愿的下限。规避行为法所需的数据主要包括环境质量、规避行为和健康影响，具体包括所处环境的污染程度；为避免或减轻风险而采取的措施及其相关成本；具体的健康影

响，例如症状的严重程度、频率和持续时间；以及影响健康结果的其它因素，例如年龄、基础健康状况等。

使用规避行为法进行分析时，注意消费者的决策是基于其感知到的规避行为的收益的，而此类分析的准确性依赖于这一感知收益与实际风险降低之间的一致性。为确定个体在进行规避行为时感知到的收益，有时有必要以问卷调查的方式来收集这一信息。例如，如果调查显示个体感知到的健康风险低于专家对该风险的评估，那么使用较低的感知风险对支付意愿进行估计更为合适。此外，使用规避行为法时理论上需要假设规避行为带来的唯一收益是减缓环境污染的相关风险。但实际上，许多规避行为还可以提供其它效用或增加额外的成本。例如，新风系统除了可以提升室内空气质量，还可以提供调节室内温度的功能；佩戴口罩可以降低空气污染暴露，但可能造成佩戴者舒适度下降。在对支付意愿进行估计时，需要考虑到这些与规避行为相关的额外收益或成本，它们可能对估计造成偏差。

陈述偏好法 (stated preference method)

估算支付意愿的另一种主要方法是陈述偏好法。与揭示偏好法依赖于人们在真实市场中的实际选择不同，陈述偏好法为所讨论的非市场物品构建一个假设市场，依赖于人们对假设问题的回答来得到人们的支付意愿信息。具体而言，陈述偏好法一般通过问卷调查等方式进行，在问卷中给出一个或一系列描述需要被估值的非市场商品的潜在变化的假设情景，例如由于某特定政策导致的居住地的空气质量的改变，而后要求受访者给出相应的支付意愿。陈述偏好法的优势是可用于评估非使用价值（例如生态环境的内在价值）。通常对于物品的非使用价值无法找到相对应的市场交易来反映人们对它的偏好，因此揭示偏好法无法衡量此类价值。此外，陈述偏好法可以灵活的设置假设情景以贴合实际政策，在一定程度上可能产出对政策制定者更具指导意义的结果。但另一方面，由于该方法基于构建的假设市场，可能造成受访者认知偏差、以及难以对假设性问题提供贴合真实情景的答案等问题，其估计结果在一定程度上受到质疑。

在采用陈述偏好法进行估值时，需要考虑一系列调查设计问题。通常，为使陈述偏好法估值更具有效性，研究者将尽可能保证受试者在陈述偏好法中的选择与其在真实市场中的交易相一致。在陈述偏好法中构建假设市场情景时，首先需要仔细定义要评估的非市场物品，详细描述一系列受访者需知的物品属性；其次需要描述交易背景，包括具体的支付方式，并需要让受访者意识到其预算限制；此外，需要谨慎设置假设情景以提供恰当的激励，使受试者提供尽可能贴近真实值的支付意愿，尽量减少受试者采用策略性的出价方式进行交易（例如“搭便车”或“超额认捐”）。实际上，不同的调查形式会引起受试者不同的反应，改变问题的措辞或顺序也会影响回答。因此，在此类研究中研究人员需要为其选择的调查方式提供理由，并讨论该选择该方案对估计结果可能产生的影响。

疾病成本法 (cost of illness, COI)

在 WTP 难以估算时，疾病成本法可以作为一种替代方法对环境质量变化的健康影响进行价值估算。COI 方法基于与疾病相关的直接和间接成本来估计疾病的经济负担，其中直接成本指与诊断、治疗、护理和就医途中涉及到的交通住宿等相关的支出，间接成本代表与疾病相关的收入、生产力和休闲时间的损失。COI 方法的优势是易于实施，结果直观且易于解释。但需要注意 COI 并不能代表健康风险变化的所有经济价值，因为它不包括因疾病带来的痛

苦和创伤造成的效用损失，也不考虑个人为避免疾病而采取的规避行为的成本。当这一部分缺失的成本较小时，例如针对轻微的、急性的疾病时，COI 可以较好的作为估算 WTP 的替代方法。此外，COI 估计值包含了其它相关方承担的成本（例如政府及保险公司承担的医疗成本等），而 WTP 估计值通常不包含此类成本。因此，当使用 COI 方法时，需要承认并讨论使用 COI 估计值与 WTP 之间的固有偏差。

健康效益如何货币化？（方法专栏）

环境政策效益分析中最重要的组成部分是**健康效益**，即**减少环境污染而降低的死亡率和发病率**。实际上，衡量环境改善的健康效益与环境恶化的健康损害的方法时相同的，健康效益可理解为“可避免的成本”。在进行环境质量变化的健康影响评估时，通常根据流行病学的因果推断证据来决定哪些健康终端应被纳入经济分析中。一般来说，健康影响可以被划分为致命风险和非致命风险两类。致命风险即空气污染导致的过早死亡，非致命风险包括患某种疾病、工作时间减少、活动受限等情况。从以往经济评估的结果来看，过早死亡的价值是总体健康成本/效益的主体，可占到总体的 90%以上。因此，致命风险是经济评估中最应该关注、也必须作为分析重点的健康效应终端。对于非致命风险，当前大量研究主要关注心血管疾病、呼吸系统疾病的影响，同时考虑受限活动天数和误工、误学的影响。

理论上，健康影响的经济价值需要反映三类成本：资源成本（与空气污染对健康不利影响的治疗相关的直接医疗、非医疗成本和防御性支出）、机会成本（因健康影响而丧失生产力和/或休闲时间相关的间接成本）、负效用成本（与疾病相关的疼痛、痛苦、不适和焦虑）。而在实际货币化过程中，上述经济成本中的机会成本和负效用成本无法通过市场直接揭示其价值，需要利用间接的方法对其进行货币化。因此，在经济分析中通常借助个人为降低风险而愿意支付的成本引出非市场物品的货币估值。这种基于个人偏好的支付意愿（willingness to pay, WTP）法是衡量此类非市场价值最为常用的方法。

致命风险货币化

针对致命风险，经济学家通过衡量个人为降低微小致命风险的 WTP，将公共政策带来的健康效益视为“降低致命风险”的私人效益的加总。为了便于比较和计算，研究者将 WTP 折算为统计意义上人群中一例死亡的结果，即“统计生命价值（VSL）”。基于 WTP 方法得出的 VSL 不仅包括致命风险变化的金钱影响（避免的自费医疗费用和收入损失），也包括非金钱影响（避免的疼痛和痛苦以及其他生活质量影响）。因此，基于 VSL 计算降低致命风险的健康效益被认为是当前最为合适的评估方法，也在政策评估中被广泛应用。

估算基于支付意愿的 VSL 有两类常用方法，分别为揭示偏好法（revealed preference method）和陈述偏好法（stated preference method）。其中，揭示偏好法是在一定的前提假设下，利用非市场物品在市场上隐性交易的事实，推算出人们为降低致命风险的 WTP。而陈述偏好法则为所讨论的致命风险变化构建一个假设市场，通过问卷调查等方式得到受访者降低其致命风险的 WTP。

在使用 VSL 进行经济分析时，需要注意 VSL 并非常数。一项特定的实证研究得出的 VSL 反映的是在特定背景、特定人群中，对于降低特定原因的死亡风险的 WTP。因此，在开展经济分析时，需要选择合适的 VSL 基准值，并通过效益转移（Benefit Transfer）的方式对其进行适当调整，以反映政策情景和获益人群的差异。在针对效益转移的研究中，通常关注的 VSL 影响因素中包括收入、年龄、基础健康水平等。但由于 VSL 的影响机制复杂，除收入对于 VSL 的正相关关系外，现有研究尚不能对其余因素与 VSL 的关系达成共识。发达国家一般仅基于收入水平对 VSL 取值进行跨期调整，而对于年龄等影响因素的调整仍处在讨论阶段。另一个方面，为避免误解和考虑公平性，发达国家一般不对不同收入人群采用差异化的 VSL 数值。

基于广泛的 VSL 实证研究，一些发达国家的部门已经确定了 VSL 的政策建议值，例如美国环境保护局推荐使用的 VSL 值为 740 美元（2006 年美元价）。

非致命风险货币化

在评估非致命风险降低的效益时，基于个人支付意愿（WTP）的估计同样是最合适的估值方法。针对不同情景和不同人群，选取基准值和调整方法的思路均与评估致命风险的情况类似。

目前对于非致命风险，尚没有一套像 VSL 那样成熟的推荐参数来描述某一特定来源可能引发的多种疾病的货币估值。其主要原因是，患病风险更加多样化，通过支付意愿法提取不同健康终端的过程更为复杂，且当前已经开展的针对非致命风险的 WTP 研究也相对较少。

由于相关 WTP 研究不足，在经济分析中通常使用以下两种替代方法对非致命风险进行评估：疾病成本法（Cost of illness, COI）和货币化 QALYs/DALYs。第一种方法同样是直接成本和间接成本的总和，即医疗费用和生产力损失等。第二种方法是对质量调整生命年（QALYs）或残疾调整生命年（DALYs）的货币化估算。下表列出了对两种 WTP 替代方法的描述和数学公式和所需数据。

核算非致命风险的替代方法			
类别	方法	数学公式	所需数据
直接市场法	疾病成本法	疾病成本=直接成本+间接成本	病例的医疗费用、疾病持续时间、平均工资水平
支付意愿法	货币化 QALYs	降低非致命风险的支付意愿 =VSLY*QALYs+第三方成本; QALYs=疾病/健康状态持续时间*健康相关生活质量指数(health-related quality of life, HRQL)	VSLY 的常数值、健康相关生活质量指数、疾病持续时间

货币化 DALYs	降低非致命风险的支付意愿 =VSLY*DALYs+第三方成本; DALYs= 每年损失的生命值(year of life lost, YLL)+残疾生活年 (years lived with disability, YLDs)
--------------	---

疾病成本法和货币化 QALYs/DALYs 的方法均存在不足之处，因此国际上在进行非致命健康影响核算时，一般会先审查相关文献，以确定是否有合适的 WTP 估计值。如没有相关可用研究，便会基于疾病成本法、货币化 QALYs/DALYs 的方法进行估计，其选择主要受到研究目的和数据可得性的影响。同时，使用 COI 方法时，如果结果对分析结论有重大影响，则分析人员应使用货币化的 QALYs/DALYs 进行敏感性分析。受到可用数据和时间的限制，也有研究会基于经验结果，采用按比例估算的简便方法。例如，OECD 对空气污染健康成本的研究基于欧盟空气污染主题战略（Thematic Strategy on Air Pollution, TSAP）的结果，在加总健康成本时，假设非致命风险成本为致命风险成本的 10%左右。

发展中国家的挑战

对于发展中国家，在评估健康效益时则面临着更多的困难。发展中国家缺少基于规范估计方法的实证研究，可用的 WTP 基准值较少，同时缺乏相应的效益转移规范方法，其估计结果的有效性受到质疑。

从最为关键的致命风险价值来看，发展中国家研究者一般基于高收入国家或本国某一区域的 VSL 估计值，根据收入差异通过效益转移的方式对 VSL 数值进行调整。但由于 VSL 的影响因素不明确，研究者尚不确定如何调整基准值来解释文化、经济发展、医疗体系和其他因素的差异。此外，当前研究缺少对于发展中国家研究证据的总结。因此，针对发展中国家，当前效益转移方法的可信度尚不能验证，需要更规范的货币化健康效益的方法。

与发达国家相比，中国政策制定和实施过程中的经济评估仍处于起步阶段。但在过去的二十年，评估针对我国人口的 VSL 实证研究逐渐增多，涉及到空气污染、气象灾害、交通等多方面的风险，得到的 VSL 估计结果多在 100 到 600 万人民币之间。基于此，不少研究开始沿用 VSL 的概念评估我国环境、交通等风险变化的货币化价值，用以揭示健康效益或服务于成本效益分析。然而，上述研究在迁移已有 VSL 研究结果时存在一些与当前理论和实证研究结果相背离的问题，且自 90 年代末以来，我国经历了快速的经济的发展，公众意识和对健康的偏好也可能发生了显著变化。因此，沿用过去的做法可能会导致对健康损失/效益的不当估计，迫切需要适用于我国不同阶段的本土化 VSL 推荐值，提供致命风险价值评估的关键参数。

多项相关政策同时存在时如何进行成本效益分析？

当多项政策实施的时间点相互重叠或比较接近时，有时很难界定某一项政策对环境改善的具体贡献。在对所关注的政策进行分析时，有必要确认同时期其它相关法规政策对成本或收益的潜在影响。这些可能相互影响的政策可能包括同一时间段内正在实施的政策或将要完成的政策，甚至可能包括将要实施的政策。有时，当另外一项政策正在讨论阶段但尚未实施时，潜在的受监管机构可能基于对未来政策形势的预判提前做出行为改变，从而对与成本和收益相关的市场条件造成影响。

如果这些政策影响的行业相同，或者政策目标一致，可以将这些同类政策视为一个集合，分析这些政策总体的成本与收益。例如，监管部门可能同时对某种污染排放实施技术要求和排放限制，由于这些政策的目标都是特定污染物的排放控制，因此将它们作为一个整体分析总成本和收益较为合理。

对于不适合合并分析的政策，应该明确各个政策实施的先后顺序，并在分析较新的政策时注意考虑现有政策已经产生的影响。当难以对各个政策进行时间排序时，只能提出合理假设并做出解释，必要时可以使用不同的基线情景（包含或剔除时间顺序上难以排序的相关政策）对结果进行敏感性分析。

贴现率的含义和如何选择？

一项环境政策的成本和收益往往不仅局限于当期，也包括未来的成本和收益。通常一项政策需要投入一定的前期成本，如果政策涉及到分期推进的措施，也会包括未来的成本。环境政策的收益（例如健康收益和生态收益）往往是长期中产生的。为了使这些不同时期发生的成本和收益具有可比性，成本效益分析中一般通过贴现的方式将未来发生的成本及收益换算为当期的价值并对净收益进行评估。具体而言，贴现计算通过将每一时期的收益和成本乘以贴现率后进行加总，得出政策的净现值（net present value, NPV）。

对未来的成本或收益进行贴现的依据是基于对资金流的时间价值的考虑。经济学中通常认为人们认为当期的资金流比未来相同数量的资金流更有价值，例如消费者在今天消费 1 元钱将产生比明天消费 1 元钱更大的满足感。很多经济现象与此有关，例如存钱的行为可以理解为消费者放弃在当期消费的机会换取更多的在未来消费的可能，而正的储存利息反映了消费者认为当期消费价值比未来消费价值更高。基于这一基本概念，贴现后的未来成本和收益往往是低于原值的。

在进行贴现计算时，贴现率的选择尤为重要。估算贴现率有多种方式。当成本和收益更多的表现为消费变化而非资本存量变化时，可以考虑使用消费利率（consumption rate of interest）来反映贴现率。基于美国国债的历史收益率，美国对消费利率的估计在 3% 左右。当成本和收益更多作为资本存量变化时，可以使用私人资本回报率（rate of return to private capital）进行贴现，白宫管理和预算办公室（Office of Management and Budget, OMB）估计私人资本回报率约为 7%。此外，可以使用资本影子价格法（shadow price of capital approach）对

贴现率进行估计，其估值一般介于前两者之间。如果政策时间跨度很长，还应考虑贴现率在长期中的不确定性和可变性。在描述分析结论时，应该对选取不同贴现率可能对分析结论产生的影响做出讨论。USEPA 在对 1990 年《清洁空气法案修订案》的第三次评估中，使用了 5% 的贴现率，并使用 3% 和 7% 两个贴现率替代值进行了敏感性分析。USEPA 也将定期审查有关贴现率的实证研究并在必要时更新对其估值的指导意见。

成本效益分析和成本有效性分析的差别？

成本效益分析（cost-benefit analysis, CBA）以货币化形式估算政策的收益，并与其成本进行比较，得出收益是否足以补偿成本的结论。在成本效益分析中对净收益的计算有助于确定政策的经济效率。成本有效性分析（cost-effectiveness analysis, CEA）旨在通过比较不同替代方案实现给定环境质量治理目标的成本，识别达到既定环境治理目标的成本最优策略。两种方法都是重要的政策评估方法，广泛应用于量化和比较政策方案的影响，为决策者提供重要的经济证据支持。

何时采纳 CBA 和 CEA 经济评估方法取决于具体的政策问题。当决策者的首要目标是解决关于如何更好实现公共资源再分配、制定提高社会福祉的政策等问题，那么 CBA 是首选的评估工具。如果决策者已经确定政策目标，政策问题是有关评估技术、项目和政策的效率，并比较哪一种政策措施成本最低，那么 CEA 是首选的评估工具。

空气质量管理政策的经济性如何？

美国和欧盟均针对各自的空气质量管理政策进行过经济分析，分析结果显示政策的收益远超其成本。以美国针对《清洁空气法案》及其修订案进行的经济分析为例，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，分析结果显示法规带来的效益是成本的 42 倍多。1999 年，USEPA 又发布了针对 1990 年该法案修订案的第二份评估报告，是关于 1990 年至 2010 年实施修订案的前瞻性分析，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 1990 年修订案的第三份评估报告，是对 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。

表：《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 1990-2010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年美元价值	年减排成本为650亿美元
实施成本（政府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5100亿美元， 效益超过成本的4倍	效益超过达标成本的 30倍左右

来源：基于 USEPA 三次评估报告整理

开展不确定性分析的原则有哪些？

对环境政策进行的经济评估通常覆盖范围广，且分析方法和步骤复杂，对结果进行相应的不确定性分析十分必要。USEPA 的项目团队认为针对此类评估的不确定性分析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。USEPA 列出需要深入研究方向包括：

- ✧ 对法规中技术要求的进一步分析：现有对减排技术的要求将无法使得全国范围实现达标，对于“未知”技术的分析需要进一步加强；
- ✧ 在进行宏观经济影响分析的时候需要纳入更多规制带来的市场效益分析，例如农业和植被生产的提升；
- ✧ 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）；
- ✧ 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。