

TEEB：生态系统和生物多样性经济学

生态系统和生物 多样性经济学

生态和经济基础

译

“这是一项划时代的研究，直面当今社会平衡经济增长与生态保护关系以实现可持续发展这一极严峻问题。”

Simon Levin, Moffett, 美国普林斯顿大学生态和进化行为学院生物学教授

“TEEB 为人类应对生态系统退化和生物多样性锐减及其对人类福祉的影响等问题提供了严密的经济学视点，不管是在经济和社会层面，还是为全世界的决策者提供实用性解决方案方面，TEEB 都可谓是一项及时而又行之有效的研究。”

Nicholas Stern, I. G. Patel, 伦敦经济学院经济和政府学教授、格兰瑟母气候变化和环境研究所主席

“TEEB 项目可将我们为全球范围内自然界所遭受的破坏而付出的高昂代价展现出来，并寄望于人们逐渐减少破坏活动”

英国卫报

“生物多样性是地球的守护者，包括所有生态系统、物种、基因的总和与变异。然而，现代经济学仍然在很大程度上忽视了丰富而多样的生命之网所蕴藏的巨大价值，及其在人类健康、营养、居住甚至是经济的健康有序运行等方面所发挥的决定性作用。人们盲目地以为我们的生活不需要生物多样性，或者认为生物多样性在当今世界并不重要。事实上，如今地球人口有 60 亿，到 2050 年人口总数将超过 90 亿，我们比以往任何时候都更加需要生物多样性。本书探讨了在揭示生物多样性的隐性经济价值时所面临的挑战，并以决策者难以忽视的方式阐述科学和经济学观点。”

Achim Steiner, 联合国环境规划署执行主任

生态系统和生物多样性经济学

生态和经济基础

人类福祉极其依赖大自然提供的生态系统服务。水和空气质量调节、养分循环和分解、植物授粉、防洪等所有生态系统服务均有赖于生物多样性。生态系统服务主要是公共产品，不存在交易市场或交易市场十分有限，且在传统经济体系中并没有定价，因此，人们往往无法察觉到甚至是遏制生态系统服务的丧失，这反过来不仅影响人类福祉，也会逐渐破坏经济体系的可持续性。

在此背景下，生态系统和生物多样性经济学（TEEB）项目于2007年设立，并由联合国环境规划署主持，以在经济层面对上述问题进行全球综合评估。本书由国际专家组编写，代表最新科研成果，不仅对测算及评价生态系统服务和生物多样性的基本生态和经济原则进行了综合评估，而且列出了将这些原则在公共政策中主流化的途径。

本书及之后的 TEEB 书目可提供权威的知识和指引，推动未来十年生物多样性保护工作的开展。

本书是生态系统和生物多样性经济学项目的研究产出之一，经由英国利物浦大学环境经济学教授 Pushpam Kumar 编辑审定。TEEB 项目由联合国环境规划署（UNEP）主持，由欧洲委员会、德国联邦环境部（BMU）及英国环境、食品和农村事务部（DEFRA）提供支持，挪威外交部、荷兰住房部（VROM）、英国国际发展部（DFID）以及瑞典国际发展合作署（SIDA）也已于近期加入该项目。该研究负责人为 UNEP 绿色经济倡议特别顾问 Pavan Sukhdev。

生态系统和生物 多样性经济学

生态和经济基础

Pushpam Kumar 编著

由 Earthscan 于 2010 年首次出版
由 Routledge 于 2012 年首次出版平装版
2 Park Square, Milton Park, Abingdon, Oxon OX14 4RN
由 Routledge 同时在美国和加拿大出版
711 Third Avenue, New York, NY 10017

Routledge 出版社隶属于英富曼旗下泰勒弗朗西斯集团。

© 2010、2012 联合国环境规划署

根据《1988 年版权、外观设计与专利法》第 77 条和第 78 条规定，本书版权归联合国环境规划署所有。

版权所有。未经出版商书面批准，不得以任何形式或包括影印和录制在内的任何电子、机械或其他已知或今后发明的载体，以及所有信息存储或检索系统中，转载、复制或使用本书的任何内容。

商标说明：产品或公司名称可能是商标或注册商标，但仅作辨识和说明之用，非故意侵犯。

建议本书引用完全格式如下：TEEB (2012)，《生态系统和生物多样性经济学：生态和经济基础》。Pushpam Kumar。Routledge，阿宾顿和纽约。

免责声明

本出版物中所使用的名称及材料描述，并不代表联合国环境规划署对于任何国家、地区、城市或地方或其政府当局的合法地位，或对于其边界或疆界的划分发表任何意见。此外，本出版物中所表述的观点不一定代表联合国环境规划署的决定或政策，所引用的商标名称或商业流程也并不代表联合国环境规划署对其的认可。

大英图书馆在版编目数据

本书的目录记录可在大英图书馆查到

国会图书馆在版编目数据

生态系统和生物多样性经济学：生态和经济学基础/编辑：Pushpam Kumar。
p. cm.

“TEEB（生态系统和生物多样性经济学）产出之一。”

包括参考文献和索引。

1. 生态经济。2. 生态系统服务。3. 生物多样性—经济。4. 环境经济学。
I. Kumar, Pushpam. II. 生态系统和生物多样性经济学（项目）
QH541. 15. E25E36 2010
333. 95 - dc22

2010028008

ISBN13: 978 - 1 - 84971 - 212 - 5 (hbk)

ISBN13: 978 - 0 - 415 - 50108 - 8 (pbk)

排版：Domex e - Data Pvt. Ltd.



印刷和装订：MPG Books Group，英国

目 录

图、表格和专栏目录	9
贡献者列表	13
致谢	17
序	19
缩略语	31
术语表	35
前言	45
第 1 章 在生物多样性和生态系统服务估值中整合生态和经济维度	1
1.1 前言	3
1.2 连接生态学和经济学的现有框架综述	4
1.3 TEEB 概念框架	11
注释	23
参考文献	23
附录 1 TEEB 中的生态系统分类	28
附录 2 生态系统服务分类：简要文献综述和 TEEB 分类	30
第 2 章 生物多样性、生态系统和生态系统服务	33
2.1 前言	35
2.2 生物多样性和生态系统	35
2.3 生物多样性、生态系统功能和生态系统服务三者之间的联系	45
2.4 管理多样的生态系统服务	67
2.5 生态系统服务的管理：应对不确定性和变化	71
2.6 生物多样性、生态系统服务和人类福祉	77
2.7 结论和进一步研究	81
参考文献	82
第 3 章 生物物理量的度量及指标的使用	103
3.1 前言	105
3.2 现有度量方法和指标	108
3.3 探索构建生态系统服务的相关指标	122
3.4 估值和进一步工作	128
参考文献	129
第 4 章 生态系统和生物多样性估值的社会文化背景	137
4.1 前言	139

6 生态系统和生物多样性经济学：生态和经济基础	
4.2 估值的权衡	144
4.3 估值的挑战：生态系统、生物多样性和分析水平	151
4.4 结语	159
注	160
致谢	160
参考文献	160
第 5 章 评估生态系统服务和生物多样性的经济学	167
5.1 前言	169
5.2 生态系统服务的经济价值评估	171
5.3 估值方法、福祉衡量和不确定性	178
5.4 保险价值、恢复力和准选择价值	197
5.5 不同利益相关方的估值以及估值在发展中国家中的应用	203
5.6 效益转移和价值扩增	207
5.7 总结	215
注	218
参考文献	219
附录 1 进行生物多样性估值的国家机构可应用的技术来源	234
第 6 章 维持生物多样性和生态系统完整性的贴现、道德和选择	235
6.1 前言	237
6.2 拉姆齐贴现公式和代际福利	240
6.3 关于贴现、风险和不确定性的最新研究文献	243
6.4 具有长远影响的生态系统和生物多样性	246
6.5 生态系统和生物多样性的总价值及其贴现方程	247
6.6 较低的贴现率是否能促进保护？	249
6.7 贴现和最低安全标准	251
6.8 总结：对生物多样性和生态系统丧失进行贴现所面临的主要挑战	253
致谢	254
注	254
参考文献	254
第 7 章 经验教训及其与国家政策的联系	263
综述	264
7.1 生态系统和生物多样性经济学问题框架	264
7.2 生态系统、生态系统服务和生物多样性之间的联系	266
7.3 经济价值评估中指标的选择与价值表述体系	267
7.4 经济价值、估值方法和非线性变化	268
7.5 贴现：一种道德选择	270
7.6 国家政策：挑战和选择	271

7.7 结尾	278
参考文献	279
附录 1 如何应用 TEEB 框架：以亚马孙为例	283
前言	284
1 全球尺度的服务和价值	285
2 大陆尺度的服务和价值	287
3 区域（流域）尺度的服务和价值	289
4 地方尺度的服务和价值	292
5 限制和警示	294
致谢	295
注释	295
参考文献	296
附录 2 湿地与森林生态系统矩阵表	299
参考文献	333
附录 3 生态系统服务的货币价值估算	347
前言	348
A3.1 公海所提供生态系统服务的货币价值	352
A3.2 珊瑚礁所提供生态系统服务的货币价值	354
A3.3 海滨系统所提供生态系统服务的货币价值	355
A3.4 滨海湿地所提供生态系统服务的货币价值	358
A3.5 内陆湿地所提供生态系统服务的货币价值	360
A3.6 湖泊和河流所提供生态系统服务的货币价值	363
A3.7 热带森林所提供生态系统服务的货币价值	365
A3.8 温带和北方森林所提供生态系统服务的货币价值	366
A3.9 林地所提供生态系统服务的货币价值	369
A3.10 草原所提供生态系统服务的货币价值	371
A3.11 极地和高山系统所提供生态系统服务的货币价值	374
注	376
参考文献	377
索引	381

图、表格和专栏目录

图

- 1.1 MA 概念框架：生态系统服务和人类福祉的联系
- 1.2 经济价值评估框架：世界状态的鲜明对比
- 1.3 生态系统服务：研究议程
- 1.4 从生态系统结构和过程到人类福祉的路径
- 1.5 连接生态系统和人类福祉的 TEEB 概念框架
- 1.6 自然生态系统退化至人类主导（生态）系统的各阶段示意案例
- 2.1 阐明生态系统中不同功能群间的关系（根据 Swift 等 2004）
- 2.2 导入 Sub-1 基因后水稻品种 Swarna 的产量变化
- 2.3 生物体响应人为影响的差异
- 2.4 供给服务和调节服务之间潜在的权衡模式
- 2.5 湿地的两难权衡—水质 vs 气候控制
- 2.6 供给服务（粮食）和调节服务（生物防治）之间的相互作用
- 2.7 生态系统功能的进程—响应模型及其影响效果
- 2.8 生物多样性和调节服务的价值来源
- 3.1 南美洲 Little Karoo 区域水流量的生态系统服务图
- 3.2 木材生产图，测定 2001 年全球（a）森林地区的干物质量（DMP），并突出 2001 年和 2004 年西非（b）和马达加斯加（c）木材生产的变化
- 3.3 碳封存全球地图
- 3.4 由农业位点的保护、乡村旅游和贴标产品的展示判定的欧洲农业景观的社会价值
- 3.5 安全生物极限外的鱼类种群
- 3.6 以需水量表示的南非可利用水资源情况
- 4.1 选择估值方法的维度
- 4.2 随着系统的复杂性和价值多元化增加，货币估值的科学严谨性及政策相关性降低
- 5.1 评估自然价值的方法
- 5.2 作为生态系统经济价值一部分的保险价值和输出价值
- 5.3 TEV 方法中的价值分类
- 5.4 用于对森林和湿地提供的生态系统服务进行估值的方法
- 5.5 自然资本需求曲线
- 6.1 对大自然进行评估：树还是存在银行的钱？
- 6.2 从参考点得到的损失或效益的价值
- 6.3 双曲贴现
- 6.4 一种利率随着人造资本投资水平上升而上升的情况；结果可能对生物多样性保护有不利影响
- 6.5 一种利率随着人造资本投资水平下降而上升的情况。这种情况下很可能对生物多样性保护有利

10 生态系统和生物多样性经济学：生态和经济基础

- A1.1 南美低空急流（SALLJ）将水分从亚马孙中部地区输送至巴拉圭-巴拉那河流域盆地
- A1.2 A：九里、布罗科蓬多和图库鲁依是大亚马孙地区最大的三个水电工程；B：针对拟设在辛谷河和马德拉河项目附近的水坝对环境的影响展开的讨论
- A3.1 本附录中使用的每个生物群落的货币价值量
- A3.2 本附录中使用的货币价值的地理分布
- A3.3 本附录中使用的 22 个生态系统服务的货币价值量
- A3.4 地中海和亚地中海地区森林福利的平均估值

表格

- 1.1 TEEB 中主要生物群系分类及其剩余表面积
- 1.2 TEEB 中的生态系统服务类型
- 2.1a 发挥生态系统功能（对生态系统服务至关重要）的一些生物和物理过程及二者间的相互作用实例
- 2.1b 生物多样性和生态系统服务相互关系的实例
- 3.1 概述现有生物物理量方法在生物多样性和生态系统度量方面的应用，其信息传递能力和在全球尺度上数据的有效性
- 4.1 价值表述体系以及相应的规范性和认识论的立场
- 5.1 价值分类系统
- 5.2 通过 TEV 框架评估生态系统服务
- 5.3 估值方法与价值类型之间的关系
- 5.4 货币估值方法和价值：案例来自文献
- 5.5 与森林和湿地有关的估值文献中用到的生态系统服务估值方法
- 5.6 用于评估湿地和森林生态系统服务的估值方法
- 5.7 基于所查阅的文献，在与森林和湿地有关的生态系统服务估值中所用方法的占比（见附录 2 引用文献）
- 5.8 用于湿地估值研究的方法
- 6.1 生存机会和贴现的一般情况
- A1.1 不同尺度下亚马孙地区主要生态系统服务的特征和价值
- A1.2 在基于能量的碳信用国际交易中，运用替代价值法计算的亚马孙森林碳储价值
- A1.3 巴西亚马孙地区的非木质林产品贸易
- A2.1a 基于湿地生态系统服务、效益/价值类型和估值法的概念矩阵
- A2.1b 基于湿地生态系统服务、效益/价值类型和评估做法的概念矩阵
- A2.2a 基于湿地生态系统服务和估值法的概念矩阵
- A2.2b 基于湿地生态系统服务和估值法的概念矩阵
- A2.3 联系具体价值类型、估值方法和生态系统服务的矩阵：湿地和森林生态系统的实例
- A3.1 公海所提供服务的货币价值
- A3.2 珊瑚礁所提供生态系统服务的货币价值
- A3.3 海岸系统所提供生态系统服务的货币价值
- A3.4 滨海湿地所提供生态系统服务的货币价值
- A3.5 内陆湿地所提供生态系统服务的货币价值

- A3.6 河流和湖泊所提供生态系统服务的货币价值
- A3.7 热带森林所提供服务的货币价值
- A3.8 温带雨林所提供生态系统服务的货币价值
- A3.9 林地生态系统服务的货币价值
- A3.10 草原生态系统服务的货币价值

专栏

- 1.1 新古典主义经济学及其不足（作者：John Gowdy）
- 1.2 空间显性和尺度
- 2.1 生物群落及其主要功能
- 2.2 基因水平的生物多样性
- 2.3 生态系统服务之间的权衡
- 4.1 巴西棕榈果在亚马孙的繁荣
- 4.2 埃塞俄比亚森林中野生咖啡的产品和象征价值
- 5.1 内在价值和工具价值的争论
- 5.2 生物物理学估值及核算方法
- 5.3 不一致的估值语言 and 价值的可通约性
- 5.4 进行条件估值研究的步骤（Kontoleon 和 Pascual, 2007）
- 5.5 运用选择模型法进行生物多样性变化的价值评估研究案例
- 5.6 生物多样性和恢复力
- 5.7 参与式估值方法
- 6.1 亚马孙贴现
- A3.1 书中数据使用及与国家政策中 TEEB（2011）、地方政策中 TEEB（2011）和商业中 TEEB 的联系指南
- A3.2 TEV 案例研究：英国海洋保护区（MCZ）效益-成本估算
- A3.3 TEV 研究案例：夏威夷珊瑚礁的总经济价值
- A3.4 TEV 研究案例：美国培科尼克湾生态系统服务估值
- A3.5 TEV 研究案例：斯里兰卡穆塞拉加维拉湿地的总经济价值
- A3.6 关于内陆湿地总经济价值的两个研究案例
- A3.7 TEV 研究案例：澳大利亚墨累河的 TEV
- A3.8 TEV 研究案例：印度尼西亚苏门答腊岛列尤择国家公园经济价值评估
- A3.9 TEV 研究案例：地中海森林经济价值评估
- A3.10 TEV 研究案例：秘鲁阿亚库乔仙人掌灌丛所提供的产品和服务
- A3.11 TEV 研究案例：南非干旱地区五大流域恢复前后生态系统服务供应的差异

贡献者列表

协调主要作者 (CLA)

Eduardo S. Brondízio, 印第安纳大学, 美国

Thomas Elmqvist, 斯德哥尔摩应变中心, 瑞典

Franz Gatzweiler, 波恩大学, 德国

John Gowdy, 伦斯勒理工学院, 美国

Rudolf de Groot, 瓦格宁根大学, 荷兰

Timothy J. Killeen, 保护国际, 美国

Pushpam Kumar, 利物浦大学, 英国

Edward Maltby, 利物浦大学, 英国

Roldan Muradian, 国际发展问题中心, 奈梅亨, 荷兰

Unai Pascual, 剑桥大学, 英国

Belinda Reyers, 南非科学与工业研究理事会 (CSIR), 南非

Pavan Sukhdev, 联合国环境规划署 (UNEP)

主要作者 (LA)

Tom Barker, 利物浦大学, 英国

Giovanni Bidoglio, 联合研究中心 (JRC), 米兰, 意大利

Luke Brander, 自由大学, 荷兰

Mike Christie, 阿伯里斯特威斯大学, 英国

Brendan Fisher, 普林斯顿大学, 美国

Erik Gómez-Baggethun, 马德里自治大学, 西班牙

Richard B. Howarth, 达特茅斯学院, 美国

Berta Martín-López, 社会生态系统实验室, 西班牙

Martin Mortimer, 利物浦大学, 英国

Patrick O'Farrell, 南非科学与工业研究理事会, 南非

Manasi Kumar, 曼彻斯特城市大学, 英国

Charles Perrings, 亚利桑那州立大学, 美国

Sander van der Ploeg, 瓦格宁根大学, 荷兰

Frederik Schutyser, 欧洲环境署, 丹麦

Rodney B. W. Smith, 明尼苏达大学, 美国

Clem Tisdell, 昆士兰大学, 澳大利亚

Madhu Verma, 印度森林管理学院, 印度

Christos Zografos, 巴塞罗那自治大学, 西班牙

特约作者 (CA)

Claire Armstrong, 特罗姆瑟大学, 挪威

Paul Armsworth, 田纳西大学, 美国

James Aronson, Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE),
Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), 蒙彼利埃, 法国

Florence Bernard, 世界混农林业中心, 肯尼亚

Pieter van Beukering, 阿姆斯特丹自由大学, 荷兰

Thomas Binet, 朴茨茅斯大学, 英国

James Blignaut, 比勒陀利亚大学, 南非

Leon Braat, 瓦格宁根大学, 荷兰

Luke Brander, 阿姆斯特丹自由大学, 荷兰

Mahe Charles, 法国海洋保护区机构, 布雷斯特, 法国

Mike Christie, 阿伯里斯特威斯大学, 英国

Emmanuelle Cohen - Shacham, 特拉维夫大学, 以色列

Hans Cornelissen, 自由大学, 荷兰

Neville Crossman, 澳大利亚联邦科学与工业研究组织, 澳大利亚

Jonathan Davies, 世界自然保护联盟, 肯尼亚

Upeendra Dhar, Hamdard 大学, 新德里, 印度

Lucy Emerton, 世界自然保护联盟, 斯里兰卡

Pierne Failler, 朴茨茅斯大学, 英国

Josh Farley, 佛蒙特大学, 美国

Alistair Fitter, 约克大学, 英国

Naomi Foley, 爱尔兰国立大学, 爱尔兰

Andrea Ghermandi, 威尼斯 Ca'Foscari 大学, 意大利

Erik Gómez - Baggethun, 马德里自治大学, 西班牙

John Gowdy, 伦斯勒理工学院, 纽约, 美国

Rudolf de Groot, 瓦格宁根大学, 荷兰

HariPriya Gundimeda, 印度理工学院, 孟买, 印度

Roy Haines - Young, 诺丁汉大学, 英国

Lars Hein, 瓦格宁根大学, 荷兰

Sybille van den Hove, 巴塞罗那自治大学, 西班牙

Salman Hussain, 苏格兰农业学院, 英国

John Loomis, 科罗拉多州立大学, 美国

Georgina Mace, 帝国理工学院, 英国

Myles Mander, 自然资源学院, 南非

Anai Mangos, Plan Bleu, 法国

Simone Maynard, SEQ Catchments 公司, 澳大利亚
 Jon Norberg, 斯德哥尔摩大学, 瑞典
 Elisa Oteros - Rozas, 马德里自治大学, 西班牙
 Maria Luisa Paracchini, 联合研究中心, 欧洲共同体
 Leonie Pearson, 澳大利亚联邦科学与工业研究组织 (CSIRO), 澳大利亚
 Charles Perrings, 亚利桑那州立大学, 美国
 David Pitt, 世界自然保护联盟, 瑞士
 Rosimerry Portela, 保护国际, 美国
 Isabel Sousa Pinto, 波尔图大学, 葡萄牙
 Stephen Polasky, 明尼苏达大学, 美国
 Oscar Gomez Prieto, 巴塞罗那自治大学, 西班牙
 Sandra Rajmis, 哥廷根大学, 德国
 Nalini Rao, 保护国际, 美国
 Irene Ring, 环境研究中心 (UFZ), 德国
 Luis C. Rodriguez, 澳大利亚联邦科学与工业研究组织, 澳大利亚
 Didier Sauzade, Plan Blue, 法国
 Silvia Silvestri, 世界保护监测中心, 联合国环境规划署, 剑桥, 英国
 Rob Tinch, Environmental Futures 公司, 英国
 Yafei Wang, 瓦格宁根大学, 荷兰
 Tsedekch Gebre Weldmichael, 瓦格宁根大学, 荷兰

审稿人

Frank Ackerman, 斯德哥尔摩环境学院美国中心, 美国
 Vic Adamowicz, 阿尔伯塔大学, 加拿大
 Paulus Arnoldus, 经济和金融事务, 欧洲委员会, 比利时
 Philip Bagnoli, 经济合作与发展组织, 美国
 Edward B. Barbier, 怀俄明大学, 美国
 Janne Bengtsson, 瑞典农业科学大学, 瑞典
 James Blignaut, 比勒陀利亚大学, 南非
 Eduardo S. Brondizio, 印第安纳大学, 美国
 Robert Costanza, 波特兰州立大学, 美国
 Richard Cowling, 纳尔逊·曼德拉都市大学, 南非
 Arturo Escobar, 北卡罗来纳大学教堂山分校, 美国
 Beatriz Gaitan, 伯尔尼大学, 瑞士
 Volker Grimm, 亥姆霍兹环境研究中心 (UFZ), 德国
 Bernd Hansjürgens, 亥姆霍兹环境研究中心, 德国
 Klaus Henle, 亥姆霍兹环境研究中心, 德国

Cameron Hepburn, 牛津大学, 英国

Kurt Jax, 亥姆霍兹环境研究中心, 德国

Glenn - Marie Lange, 世界银行, 美国

Rik Leemans, 瓦格宁根大学, 荷兰

Georgina M. Mace, 帝国理工学院, 英国

Karl - Göran Mäler, 瑞典皇家科学院

Peter H. May, 里约热内卢联邦大学, 巴西

Joan Martinez - Alier, 巴塞罗那大学, 西班牙

Richard B. Norgaard, 加利福尼亚大学, 伯克利, 美国

Paulo Nunes, 埃尼恩里科·马特艾基金会 (FEEM), 意大利

Jean - Michel Salles, Laboratoire Montpellier ain d'Economie Théorique et Appliquée (LAMETA), 法国

Stanislav Shmelev, 牛津大学, 英国

Rehana Siddiqui, 巴基斯坦开发经济学学院, 巴基斯坦

R. David Simpson, 环境保护局, 美国

Rodney Smith, 明尼苏达大学, 美国

Simon Stuart, 国际自然保护联盟 (IUCN), 瑞士

R. Kerry Turner, 东安格利亚大学, 英国

James Vause, 环境、食品与农业事务部, 英国

Harmen Verbruggen, 阿姆斯特丹自由大学, 荷兰

Matt Walpole, 世界保护监测中心, 联合国环境规划署, 剑桥, 英国

Allan D. Watt, 生态与水文中心, 英国

Jianchu Xu, 世界混农林业中心, 昆明, 中国

Jintao Xu, 北京大学, 中国

总审稿人

Gopal K. Kadekodi, 多学科开发研究中心, 印度

Jeffrey A. McNeely, 国际自然保护联盟, 瑞士

致 谢

谨以本书向过去两年里全身心付出，无私奉献自己最专业的知识和见解的来自世界各地的优秀作者和编审人员（见第 xi~xiv 页）致敬。我们十分感激 TEEB 研究主管 Pavan Sukhdev 的指导、支持和引领，感谢 Heidi Wittmer、Carsten Neßhöver、Augustin Berghöfer、Christoph Schröter - Schlaack 和其他 UFZ 人员提供的科学协调和支持，感谢本书核心小组成员 Franz W. Gatzweiler (ZEF)、Aude Neuville (EC)、Florian Eppink (UFZ)、Irene Ring (UFZ)、和 Hans Vos (EEA) 持续的支持和投入。

我们还要感谢担任其他 TEEB 产出协调人的项目组同事 Patrick ten Brink (IIEP)、Heidi Wittmer (UFZ)、Haripriya Gundimeda (IITM) 和 Joshua Bishop (IUCN)，感谢他们的合作与长期投入。

Georgina Langdale (UNEP) 为通讯提供支持，Mark Schauer 和 Raghdan Al-Mallah (UNEP)、James Vause (Defra)、Benjamin Simmons (UNEP) 为行政和财务管理提供支持，Kaavya Varma (GIST) 为编审协调提供支持，Paula Loveday - Smith (WCMC) 为物流提供支持，在此一并表示感谢。

对于 TEEB 咨询委员会成员 (Joan Martinez - Alier、Giles Atkinson、Edward Barbier、Ahmed Djoghlaif、Jochen Flasbarth、Yolanda Kakabadse、Jacqueline McGlade、Karl - Göran Mäler、Julia Marton - Lefèvre、Peter May、Ladislav Miko、Herman Mulder、Walter Reid、Nicholas Stern 和 Achim Steiner) 提供的建议和指导，我们表示衷心的感谢。

感谢 Chris Frid、Andreas Lang、Andy Plater 和 Tom West (利物浦大学) 对我们的工作给予支持和鼓励。感谢 Michael D. Wood (利物浦大学环境科学学院) 的高质量编辑，感谢 Sander van der Ploeg、Mahe Charles、Katrina Borromeo、Nele Steinmetz 和 Michael Nassl 在研究中给予的帮助。

多家机构为本书编写提供了支持，包括伦敦帝国理工学院，米兰伊斯普拉联合研究中心，波恩发展研究中心 (ZEF)，新德里绿色印度国家信托 (GIST)，伦敦国际环境与发展研究所 (IIED) 和 UNEP 世界保护监测中心 (WCMC，剑桥)，一并表示感谢。

Pushpam Kumar，协调员
TEEB：生态和经济基础

序

Pavan Sukhdev

TEEB 研究主管

TEEB 源自气候变化，是生态系统和生物多样性经济学全球研究项目。2007 年，G8+5 国家的环境部长在波茨坦会晤，会上提议发起评估全球生物多样性丧失所产生的经济影响的研究，进而为生物多样性保护提供令人信服的经济论据。这项提议的灵感源于 2006 年秋季发布的《斯特恩报告》，该报告以 IPCC 的科研成果为基础，为尽早采取行动以遏制气候变化提供了强有力的经济学支撑。

若干问题

波茨坦会议上提出的这项倡议迅速被大量问题和质疑包围，虽然该倡议已经升格为一项名为生态系统和生物多样性经济学（TEEB）的项目，但相关质疑仍在继续。

为什么要把气候变化领域的逻辑思维延伸到有关野生生物的自然领域呢？把关乎生命的生物多样性问题简化成单纯的经济学问题符合道德规范吗？为什么要对复杂、多样且具有地域特色的生命网络进行全球性经济分析和建模？不像温室气体（GHGs）可以用 CO₂ 当量计算，生物多样性和生态系统的基本组成要素根本无法简化成某个变量，那么类斯特恩式的研究有什么理由可以适用于生物多样性和生态系统呢？

对于生态系统动力学以及生物多样性与生态系统恢复力之间联系的已有科研成果，是否不足以作为经济影响研究的支撑？把生态系统和生物多样性的各项惠益分离开来并单独估值 [如采用总经济价值（TEV）方法]，且假定总价值不会超过各组成部分的价值之和，这种做法是否合适？可以不考虑未来气候变化对生态系统服务的性质和范围所造成的影响吗？即使以上所有问题都不足以危及这项研究，那为何在道德、精神和社会论据不足的情况下，经济学观点却能够支撑生物多样性保护？当所丧失的效益或所产生的成本大部分以公共产品和服务的形式呈现，而且没有交易市场和定价时，政府、企业和整个社会怎么才能引入并借助该经济学观点做出改变呢？

此外，即使这样的经济价值评估是可行、合乎道德规范且有价值的，但在地球的基本生命结构没有实际替代物的情况下，我们又该如何评估成本呢？

首先，我们应该明白，上述问题和疑虑都是真实存在而中肯的，并非与 TEEB 不相关或不重要，反而是为我们的思考指明了方向。本序言是我个人对这

些问题的思考，包括与生物多样性丧失有关的经济、社会和政治方面的深层次驱动因素，TEEB的道德约束，TEEB为不同领域的最终用户提供综合知识以遏止和扭转日益加剧的生物多样性丧失和生态系统退化趋势的途径。

问题及其根本原因

第二次世界大战后，世界经济一直处于非可持续性发展状态；地球的生态系统和物种多样性，甚至于人类，也是如此。根据近期提出的部分可持续性度量指标，过去40年间，人类生态足迹翻了一番（全球生态足迹网络，2009），已超出地球生态承载力30%。

持续的生态系统退化和生物多样性丧失，在二战后表现尤为明显，其文献记录也较为详实。千年生态系统评估（MA）所发布的研究报告（2003和2005）指出，过去40年里，生态系统已严重退化，并影响到60%的生态系统服务供应（MA，2005）。

生物多样性丧失的原因包括栖息地开垦、栖息地破碎化、气候变化、狩猎、外来物种入侵等（见C&T工作组报告第3章，MA，2005）。这些是生物多样性丧失的“近因”或者说表面原因，我把它们与“根本原因”加以区分，因为根本原因是近因的驱动力。栖息地开垦和破碎化是人类为了养活和安置日益增长的人口，满足快速提高的人均消费所导致的土地利用类型的变化，但人们对于生产资料紧缺性的关注度不足。捕猎的驱动因素有很多，比如获取食物、珍馐佳肴、纪念品等，但都是为了满足人类需求。目前，人类活动引起气候变化的观点被广泛接受。外来入侵物种造成的极具毁灭性的损失均源自人类干预自然所产生的负面效应，无论这种干预是故意的（如被引入澳大利亚的甘蔗蟾蜍）还是无意的（如被引入美国的中国板栗所携带的栗吉丁虫）。

因此，生物多样性丧失的根本原因在于人类与自然关系的本质，以及人类社会的主导性经济模式。我们还没能充分意识到我们的生存取决于与自然的和谐共存。虽然TEEB中给出了许多例外情形，但在一般情况下，我们的主导经济模式仍为推行和奖励更多的消费而非更好的消费，推行和奖励私有财富的创造而非公共财富的创造，推行和奖励人造资本而非自然资本。上述“三重威胁”使得社会发展偏差不断加剧，导致人们坚持和推崇错误的经济模式：无限制地攫取，不计后果地消费，生产中也没有承担第三方成本（即所谓的行业“外部性”）。

当然，如果人们认识到自身与自然的相互依存关系，且人们应对自然进行负责任的管理，就不会再采取任何破坏性行为，一些靠森林为生的部落社区正是如此。但是，随着城市化进程的日益加快，人与自然之间的身心距离不断拉大，而“攫取—制造—浪费”（take-make-waste）这一当今主导性经济模式存在固有缺陷，早已在销蚀我们与自然和谐共存的可能性。现在，我们已进入了温斯顿·

丘吉尔所说的“自食其果的时期”。在全球范围内，生态资源匮乏、生态系统退化、生物多样性丧失和气候变化正在对人类产生严重影响，其不仅导致水和食物短缺、社会政治压力、经济损失和持续贫困，也使得当代及子孙后代在追求福祉过程中所面临的生态、社会和经济风险不断加大。

探求解决方案

人们越来越意识到当前形势的严峻性，意识到人类社会必须从根本上做出改变，才能解决上面提到的各种问题。各个领域和层面的人都把矛头指向了近期由燃料、食物和金融危机所导致的经济危机，以及与经济危机并行的生态和气候危机。人们认为这两类危机具有相同的诱因，即失效的经济模式。

曾经有人提到（如迪拜 WEF-GAC 峰会，2008 年 11 月），人类系统只是需要“重启”，而非进行根本性变革。但是，更多人呼吁对社会及其经济模式进行彻底改革。主流政治领袖们的观点也日趋一致，那就是我们的主导经济模式和社会账户都需要进行深入调整（Barosso，雅典，2009 年 4 月；Brown，伦敦，2009 年 7 月；Sarkozy，巴黎，2009 年 9 月）。

人们对从根本上进行社会改革的呼声越来越高：将自然资本和人力资本的形成和毁灭纳入社会账户，拓展市场以为生态系统服务付费，对我们使用的资源而非盈利（来自产品和服务的利润）收税等。这些重大变革均有助于应对生物多样性丧失和生态系统退化的“根本原因”。

我们面临的挑战依旧是改变及改变的性质、改变的程度和规模、改变的速度和改变所产生的意想不到的结果。我们对 TEEB 文献的评述，所提炼的关键信息，对终端用户的建议等，都属于改变的部分。

我们提出改变建议的方法更倾向于实用主义，而不是完美主义；更倾向于具体的规划变革，而不是“创造性的破坏”或其他冒险途径；更倾向于常识和公平原则，而不是“自由市场原教旨主义”（借用 George Soros 的说法）；更倾向于可以立即启用，并具有可预见中期成果的解决方案，而不是可能需要无休止的协商，并且在取得成效时为时已晚的解决方案。我们推荐的解决方案的核心是识别并认可对自然给社会带来的惠益的价值。经济价值评估采用国际主流的经济和政治语言范式进行阐述，尤其有助于向不同决策群体（即 TEEB 的“终端用户”）揭示自然的价值。本书介绍了 TEEB 的生态和经济基础，而同时问世的其他 4 本出版物面向以下“终端用户”：国家和国际决策者（国家政策中的 TEEB，2011）、次国家的决策者和管理者（地方政策中的 TEEB，2011）、商业和企业（商业中的 TEEB，2011）以及公民个人（网站）。

随着社会的不断变化，相关的知识、经济学、价值评估和社会账户也在不断变化。这种不断变化的特性通常会对 TEEB 面向“终端用户”的产出产生潜在影

响，因此在介绍 TEEB 时有必要对这一情况加以说明。

知识与社会变迁

尽管本书的作者们广泛征求了科学家和经济学家的意见，尽力呈现相关领域综合科学知识的“最佳组合”，但知识缺口仍然存在。对于生态系统动力学、生物多样性和生态系统恢复力之间的联系，以及生态系统在临近阈值时所发生的变化，目前人们的认识仍然十分有限。即使是与价值度量有关的一些基础性问题，如建立一套全球广泛认可的生物多样性指标，也存在诸如应该选择哪些指标、所选的指标描述哪些基本生物多样性特征、为什么做出如此选择等方面的激烈争论。

在与生物多样性和生态系统功能相关的科学知识储备不足的条件下开展工作无疑面临重大问题和挑战。但是，“科学证据”从何而来呢？根据 Karl Popper 提出的科学方法（Popper, 1959），任何科学理论都是可被证伪的，可通过重复试验加以检验并被人们所接受，而每次试验也可能证明这种理论是错误的。但是，这种科学方法的应用本身就存在问题。降雨对南美洲中部平原的农业生产至关重要，而亚马孙雨林会对降雨周期产生影响，假如我们在评估其影响程度时照搬 Popper 的科学方法，则我们不得不毁掉亚马孙雨林，而且要重复毁掉多次后才能检验雨林丧失是否减少了南美洲中部的降雨——但这至少从社会或环境角度来看都是不可取的。

还有一个危害相对较小的方法，即应用“预防原则”。对于上文的案例，我们需要评估对于雨林与降水之间毫无关系的说法是否存在合理的科学疑问，并在缺乏合理疑问的情况下，提出适当的解决方案并评估方案成本。比如可建议相关国家（巴西、阿根廷、乌拉圭、巴拉圭）通过政治和经济合作（如国家及国际转移支付、保护政策制定）确保被称作“亚马孙水泵”（国家政策中的 TEEB, 2011）的热带雨林不受损害，从而降低其高度依赖降雨的农业经济所面临的风险。该坊间实例提出了不同以往的知识应用途径，解决了在科学证据不足的条件下采取行动时所面临的道德难题，即对未来风险加以识别和定价，而非只着眼于当前的确定事实。

相较于对气候变化的认识，普通大众所掌握的有关生物多样性和生态系统的知识非常有限。T. S. Eliot 在其《四个四重奏》系列作品中的《燃毁的诺顿》一诗中写到：“人类……忍受不了太多的现实”。确实如此，如果我们要推动有关自然、知识、经济学、价值评估等的新思想“主流化”，当今的教育系统将面临挑战，而人类对坏消息的承受能力无疑会使问题更加严重。不过，为了确保所有重要层级的政府、企业、机构和个人理解并支持改变的必要性及 TEEB 有关改变的关键倡议，我们仍然有必要在全球范围内发起广泛的教育引导行动，如已据此开展的“针对市民的 TEEB”行动。

变迁社会的经济学

TEEB 认为，通过在更广泛层面而非局限于新古典主义范式来描述我们的经济，有利于对自然的新的认知的产生。市场至上理论中被人们熟知的“咒语”、私有化及全球化的作用、涓滴理论、GDP 增长等，都是 20 世纪的经济学工具。它们在过去有限的时间内针对特定的目标发挥了作用，曾经也确实提高了很多社会中人们的生活水平；但与此同时，也产生了严重的负外部性（即气候变化的风险和生态稀缺），这如同一把悬挂在全人类头上的达摩克利斯之剑。从人道主义角度来看，人类在 20 世纪下半叶的发展模式并不十分成功，因为如果用“福祉”而非“富裕”指标来衡量“贫困”，且综合考虑人类福祉的相关组分及先决条件，则全球贫困人口不但没有减少，反而有所增加（MA，2003，第 3 章）。

为什么会这样？理论上，市场可以通过产品价格的变化来反映人们的选择，而如果全球环境持续恶化，人们生活也不如意，那价格及市场力量会否发生逆转？当然，大量源于生态系统和生物多样性的公共产品和服务并无“市场”及定价，这就是人们常说的“市场失灵”。使用这一略显奇怪的术语，可能会让非经济学的读者费解，因其会让人理解为某些形式的“市场成功”与公共产品无关。事实上，市场的存在只是为了满足私有财产交易的需求。若要使用公益产品（公害产品），我们首先要立法，并将公益产品（公害产品）转换为私有财产。20 世纪的知识产权立法即是一个典型实例，在此之前，知识是另一种公共产品。另外，人们还可以对补贴及价格上限等立法，如碳交易法案的制定（京都，EU-ETS 等）。

为了具体列述更广泛的整体经济方法——承认自然资本的存在和自然资本可对经济产生显著影响，我们认为对大自然的公共产品及服务流进行经济价值评估是必要的和道德的，并且在适当情况下可以也应该对影子价格进行计算和展示。这需要我们对生物群落加以区分，识别不同的社会经济条件，并在相应的背景条件下对一系列生态系统服务（如气候调节、水供应等）和生物多样性惠益（如农作物通过蜜蜂授粉，市民从游玩国家公园中获得的乐趣远远超过旅行成本，制药公司通过生物勘探等技术生产新药获得丰厚利润）进行评估。本书中附录 2 列出了 TEEB 在上述基础上开发的估值“矩阵”。

事实上，TEEB 的核心内容是评估和提出可用的合理经济价值评估方式，包括适当的估值框架与可行的估值方法，并始终围绕估值目的开展工作。

估值与变迁社会

在社会对自然的响应方面，估值是否是催生变迁的重要方式？

首先，估值可以作为自我反省的工具（见本书第 4 章），有助于人们重新思

考与自然界之间的关系，并提醒我们注意自身的选择及行为对其他地区和人群产生的可能影响。影响人与自然之间关系的因素有哪些，自然在创造社会及个人身份认同方面起着什么作用，各种自然环境利用方式会产生哪些社会和环境后果（Clayton 和 Opatow, 2004; Zavestoski, 2004）等，均是自我反省的重点。虽然人类社会的各种必需资源均来自于自然界，但人们的主观认知却越来越少，鉴于此，估值可发挥“反馈机制”作用。

其次，我们必须承认经济价值评估的普遍适用性。借用 David Pearce 的话来说：“所有的决策都有成本。因而，所有产生成本的决策都意味着效益大于成本，所有未产生成本的决策都意味着成本大于效益。经济价值评估要么是隐式的，要么是显式的，但无处不在”（Pearce, 2006, p4）。基于明显合理的科学或伦理原因，放弃显式估值，往往是由于其结果并未超过其他人的隐式估值结果，在此条件下，应基于隐式经济价值评估结果进行权衡。

最后，现代社会以市场为中心的固有思维（我们总是把“价格”与“价值”相联系）根深蒂固且广泛存在。对于自然所提供的社会公共财富，当前可证明其经济价值的工具相对较少，这些工具本身可以作为我们寻求改变的重要切入点。对于公共产品及服务的“影子价格”构成问题，可以跳出学术研究研讨会的范畴，成为市政厅公共政策辩论的主题。如果我们可以人类福祉、就业及消除贫困方面证明自然对人类社会的显著价值流存在，则估值有助于人们质疑新古典主义经济学的教条及上文所提到的经济人固有偏见（即价值流数量与质量的偏好，私人财富与公共财富，人造资本与自然资本等）。事实上，TEEB 把价值示范视为道德责任。在巴黎召开的中期报告评审（Wertz - Kanounnikoff 和 Rankine, 2008.11）会上，Laurent Mermet 把该策略列为 TEEB 观点的“政治”维度。

TEEB 承认估值方法在计算影子价格等方面存在不足（除前文中提到的原因之外，还包括未能充分理解生态系统的动态性及生物多样性对生态系统弹性力的作用，每次仅对生态系统单一惠益而非生态系统整体进行估值，并未考虑气候变化对自然和生物系统服务的影响等）。但我们也应承认选用最恰当方法进行估算得到的结果，从严格意义上说，有助于决策者作出更科学的抉择。因为从道德层面来说，使用替代方法获得的结果实际上更糟糕：相当于认可价格甚至是“零”价格在人们的意识及行为中的缺位状态，也否定了价值的存在。

John Gowdy 利用经济学中用到的潜在数学原理应对他人对估值的批评（见第 1 章，专栏 1.1）。Walrasian 数学模型证明了竞争性市场是帕累托最优。而除非经济主体（企业及消费者）的行为彼此独立，否则该证明无效。实证检验已多次证明“独立”假设是错误的——该假设未能准确预测真实的人类行为。因此，我们需要抛弃这一市场理论模型，该模型仅基于约束优化的数学需求而建立，而与经济现实几乎无关。如果抛去 Walrasian 数学方法的限制条件，我们就可以区分哪些是可以定价的事物，哪些是用价格外的其他指标度量的事物，哪些是完全

无法度量但由于某些原因仍对社会产生价值的事物。

总体来说，在 TEEB 丛书特别是针对决策者的两本书中（国家政策中的 TEEB，2011；地方政策中的 TEEB，2011），我们在问题分析及适应性政策提出上采用了分层的方法。我们发现，仅仅是识别自然的价值——内在价值、精神价值或社会价值，进而制定相关响应政策，即有利于自然的保护或可持续利用（如森林，为保护生物多样性而建立的保护区体系等）。上述实例中，并未进行经济价值评估，而是进行了社会层面的评估（请参阅本卷中的第 4 章）。

其他时候，我们可能需要展示自然的经济价值，以便为决策者所用——如坎帕拉附近的湿地保护区（见地方政策中的 TEEB，2011，第 8 章）因其具有废弃物处理功能，而未被开垦为农田；新德里附近的河滩因提供多项生态系统服务，而未被划为住宅用地（见国家政策中的 TEEB，2011，第 10 章，专栏 10.6）。需要注意，通过估算与宣传影子价格来展示价值的做法并非“毫无风险”。其中，决策者被误导的风险一直存在，甚至某些利益集团会用这些定价谋取私利。鉴于此，我们主张对自然流量和存量的价值评估在道德上的合理性仅局限于以下情形，即估值的首要目的是通过展示价值鼓励人们改变其行为，并基于估值结果提醒决策者警惕那些导致生物多样性丧失和生态系统退化的破坏性决策。我们现在已习惯于认同那些导致更多的消费、更多的私人财富、更多的有形资本（与之相对的是更好的消费、更多的公共财富及更多的自然资本）的抉择，习惯于认同那些根据固有偏见而非更好的经济学作出的取舍。若忽略了森林、渔场等资源的消耗，人们无疑会用以上荒谬的逻辑代替“促进增长”或“推动发展”等已走样的逻辑，尽管人们并未从代内或代际角度以综合和公平合理的方式定义这些术语。

最后，TEEB 也同样重视价值捕获方法的变化。通过各种不同的方法奖励和支持良好的自然保护行为，包括环境服务付费（PES）、相同的国际协议（IPES）、新市场的建立、EHS 改革（见国家政策中的 TEEB，2011，第 5 章及第 9 章；地方政策中的 TEEB，2011，第 8 章）。对被奖励服务的估值，在绝大多数情况下都是一项有效的经济解决方案的重要输入项。

但是，我们绝对不认为定价必然会导致相应的自然资产或流量具有可交易性。对很多物种以及那些以森林和海洋为生的贫困人口的生存造成影响的是独立的社会选择，我们在做出此类选择时不可掉以轻心，或仅做道德层面上的考虑，而应兼顾代内和代际公平。TEEB 并不迷信市场将生态公共用地私有化后自主定价的方式以优化社会福利的能力。实际上，TEEB 绝不是基于成本-效益理论的对地球及其生态系统和生物多样性等生存资源的管理方法。

应特别注意，估值方法是根据估值目的选择的。是否将估值用于国民账户调整，或用于环境税税率设定，或用于确定 PES 或 IPES 中使用的基准价，估值方法的选择必须契合估值的目的。举例来说，在对国民账户进行“绿色”调整时进行估值，目的在于为评估（特别是）国家生态资产数量和质量的变化的变化提供可持续

利用的标准，并将这些变化纳入国民经济的绩效指标。保守值或“底值”（即采用从未经调整的账户中产生最小偏差的一系列估值假设的末端值）的认可度相对来说是最高的，因此最有可能被用于支持可持续发展的国家规划和预算编制中。如果估值是为了设定地方或国家 PES 制度的基准价格，则对于生物群系和受益群体均相同的同一生态系统服务来说，使用保守性较低的估值更为恰当。

虽然使用模型价格或影子价格作为相应政策设计的输入项同样也存在风险，但我们仍建议继续对其合理使用。如果我们结合未来气候变化的影响，或对整个系统建模而非只对单一惠益简单累加，以此获得更为全面的估值方法，则可以大幅改善使用“底值”这一保守做法。事实上，我们认为可以也应该赋予保护措施高于“底值”的价值以实现更好的保护效果，而且无论如何赋值都不能低于“底值”。我重申，合乎道德的和务实的做法是不要无限期地等待最佳答案，而要积极针对估值目的提出解决方案，通过对生态系统服务或生物多样性经济价值的可视化处理来修正当下存在的各种偏差。

我们可以看到，经济价值评估有助于解决我们在调整各项惯例（包括价值表达惯例）以适应生态系统、生物多样性和人类的相关知识方面所面临的能力不足、不情愿或主观排斥等问题。因此，经济价值评估有助于制定更具包容性的经济计划、管理及核算方式，并形成更具包容性的非人类生命的观点。从长远来看，经济价值评估甚至有助于将自然的观点融入西方的宇宙观及社会生活中，进而有助于解决生物多样性丧失及生态系统退化的“根源性”问题，即上文所提到的人与自然关系的本质。

变迁社会的账户

“您无法管理无法量化的事项”是一句至理名言。社会人群普遍希望实现可持续发展、减轻气候风险、减少生态稀缺并阻止物种灭绝。但以上任一目标的实现，都需要人们对基础变量进行合理度量，包括经济发展的可持续性、GHGs 配额、生态公共用地的范围和质量、物种的丰富度和变异性等。除上述第二项（即 GHG 核算层次及 GHG 年排放量）外，其他基础变量的度量并无广泛接受的量化标准。

在“可持续发展”方面，人们仍是空谈多于行动。造成该状况的部分原因是，在布伦特兰委员会报告（该报告提出了可持续发展的概念）公布 20 多年后的今天，人类社会尚未建立与该报告相匹配的指标。人们仍在使用陈旧的指标（特别是 GDP 的增长）衡量社会进步，致使我们忽略了人类活动对自然资本保护的显著外部性及负面影响。基于国民经济核算体系的社会账户，提出于第二次世界大战期间，其对环境及人为因素重视程度本就不足，而发展中国家在社会发展中过分强调 GDP 的增长，进一步强化了经济模型的主导地位，其负面影响也进

一步加剧。

我们有必要设计和提出可靠的替代性度量指标，广泛凝聚社会共识并将其标准化。这项工作必须在国家、企业及个人三个层面真正有效地完成。替代指标的问题同时涉及到生态系统核算相关的问题，如现有制度框架下谋求改变的伴随风险问题。

在国家层面上，布雷顿森林体系及其 SNA 陈旧且有缺陷，而基于 SNA 指标做出的隐性或显性政策取舍在发展中国家屡屡失败，如为实现社会进步而实施的 GDP 优化策略。但是，错误指标的影响并不是只体现在国家层面，还体现在大到全球企业、小到个人和家庭的社会决策的各个层面。企业对生态系统、生物多样性、人类健康和生活质量产生的负面影响，都证明了当前企业显著的未予核算（或未予管理）的外部性，使得可持续发展面临严峻挑战。未予核算和免税的外部性也是个人行为影响可持续发展的根本原因，如肆无忌惮的消费、原材料的过度利用和对化石燃料的过度依赖。

因此，我们建议在国家层面上（国家政策中的 TEEB，2011）协调并整合主要的国际倡议，尽快编写（由联合国提供支持）一份指南以改进和替换 SEEA - 2003，为国家统计局及政府选用新的指标提供实用的标准化指导；但完全允许各国政府根据相关机构能力，以及用于计算“绿色 GDP”、“真实储蓄”、“包容性财富”等的数据的可获得性和质量，自由安排工作进度。

我们注意到在企业层面已取得部分进展（如绿色报告倡议中的可持续发展报告，碳信息披露项目中的碳排放披露），但我们期待推出更加大胆的解决方案。我们认为，公司应当识别所有主要的人力资本和自然资本外部性，并在年度报告及公司账目的附录中披露这些数据。在推动数据披露立法方面，国际会计准则理事会及各国会计机构起着至关重要的作用，而且我们认为立法应是优先工作方向。对于商业中的 TEEB（2011），我们的目标是通过研究及示例，列述企业未来的信息披露需求中可能与外部性有关的组分。

结语：使 TEEB “主流化”

总而言之，现代社会主要关注市场提供的福祉，而其几乎全部是通过市场价格来表征价值，这意味着我们通常没有测算或管理未经由市场交换的经济价值，如在作用于经济的自然流中占有很大比例的公共产品和服务。社会通常会忽略掉私人交易的第三方负效应（所谓的“外部性”），除非这些交易被明确认定为非法。TEEB 有足够的证据表明，作用于经济的自然流在经济上的不可见性会造成严重的生态系统退化及生态多样性丧失，进而导致人力和经济成本显著增加。在过去半个世纪中，人们已明显感受到相应的影响，而如果我们“照旧”行事，则感受会越来越强烈。

Stern 勋爵在气候变化的经济学评述 (Stern, 2006) 中提到, 通过定量评估 (而非只是基于人道主义或常识评估, 无论其论据多么充分) 反映经济变化具有非常重要的意义。TEEB 已认识到, 生态系统和生物多样性估值可能会变得更加复杂且难以达成共识, 如生态系统服务的层次不一, 受益人的范围不一, 优势物种存在地理差异, 对生态系统动力学以及生物多样性与生态系统恢复力之间的关系认识不一等问题。但面对有缺陷的估值, TEEB 建议的合乎伦理道德的做法是选用更好的案例加以说明 (已越来越多), 对使用估值结果的方式、背景和目的进行正确指导, 以重新计算并为社会所用。

社会不断疏远保证人类健康及生存的生态圈, 对此来说, 估值是功能强大的“反馈机制”。特别是, 经济价值评估采用了全球主流的经济和政治模型, 使社会得以了解自然的价值。从本质上来说, TEEB 的核心目的是实现主流化, 并引起决策者、管理者、企业和市民重视。

在此, 感谢 TEEB 项目的资助方, 包括德国政府、荷兰政府、挪威政府、瑞典政府、英国政府、比利时政府、日本政府和欧盟委员会。特别感谢 TEEB 顾问委员会 (Joan Martinez - Alier, Giles Atkinson, Edward Barbier, Ahmed Djoghlaif, Jochen Flasbarth, Yolanda Kakabadse, Jacqueline McGlade, Karl - Göran Måler, Julia Marton - Lefèvre, Peter May, Ladislav Miko, Herman Mulder, Walter Reid, Nicholas Stern 和 Achim Steiner) 成员在 TEEB 系列丛书编辑过程中不断提供建议及鼓励。TEEB 更是集体工作的结晶, 在很大程度上归功于审稿人、投稿人、合作者、支持和协调小组等的共同努力。在此, 对上述所有成员致以最真诚的谢意。

参考文献

Clayton, S. and Opatow, S. (eds) (2004) *Identity and the Natural Environment: The Psychological Significance of Nature*, MIT Press, Cambridge, MA

Global Footprint Network (2009) 'How we can bend the curve', Global Footprint Network Annual Report 2009, www.footprintnetwork.org/images/uploads/Global_Footprint_Network_2009_annual_report.pdf (last accessed 21 May 2010)

MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2003) *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Island Press, Washington, DC

MA (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Island Press, Washington, DC

Pearce, D. (2006) (ed) *Environmental Valuation in Developed Countries: Case Studies*, Edward Elgar, Cheltenham

Popper, K. (1959) *The Logic of Scientific Discovery*, Hutchinson, London (first published as *Logik der Forschung*, 1935, Verlag von Julius Springer, Vienna)

Stern, N. (2006) *The Economics of Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge

TEEB in National Policy (2011) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making* (ed Patrick ten Brink), Earthscan, London

TEEB in Local Policy (2011) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Local and Regional Policy and Management* (eds Heidi Wittmer and Haripriya Gundimeda), Earthscan, London

TEEB in Business (2011) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Business and Enterprise* (ed Joshua Bishop), Earthscan, London

Wertz – Kanounnikoff, S. and Rankine, H. (2008) ‘Economic and Social: How can governments promote strategic approaches to payments for environmental services (PES)? An exploratory analysis for the case of Viet Nam’, IDDRIS, Paris

Zavestoski, S. (2004) ‘Constructing and maintaining ecological identities: The strategies of deep ecologists’, in Clayton, S. and Opatow, S. (eds) *Identity and the Natural Environment: The Psychological Significance of Nature*, MIT Press, Cambridge, MA, pp297 – 316

缩略语

ATEAM	高等陆地生态系统分析和建模
ATS	南极条约体系
BII	物种完整性指标
BT	效益转移
CA	特约作者
CBA	成本效益分析
CBD	生物多样性公约
GHG	温室气体
CITES	华盛顿公约（濒危野生动植物物种国际贸易公约）
CLA	协调主要作者
CM	选择模型法
CR	条件排列法
CV	变异系数
CV (M)	条件估值（法）
DMP	干物质生产率
DMV	协商货币估值
EASAC	欧洲科学院科学咨询委员会
EC	欧洲共同体
EDF	预期损害函数
EEA	欧洲环境局
EPA	美国环境保护局
ESA	美国生态学会
ESS	生态系统服务
EVRI	环境估值研究清单
FAO	联合国粮食及农业组织
FOE	地球之友
GDP	国内生产总值
GEEM	一般均衡生态系统模型
GEF	全球环境基金
GEOBON	全球生物多样性观测网络
GIS	地理信息系统
GNP	国民生产总值
HANPP	净初级生产力的人类占用

HGMU	水文地貌单元
HI	主要指标
HK	人力资本
HP	享乐定价法
IO	输入-输出
IPY	国际极地年
LA	主要作者
LPI	地球生命力指数
MA	千年生态系统评估
MCZ	海洋保护区
MF	制造资本
MSA	平均物种多度（指数）
MTI	海洋富裕指数
NCE	净碳交换
NCI	自然资本指数
NERC	自然环境研究委员会
NIA	国民收入账户
NK	自然资本
NNP	国民生产净值
NOAA	美国海洋和大气管理局
NPP	净初级生产力
NPV	净现值
NRC	国家研究委员会
NTFP	非木质林产品
OECD	经济合作与发展组织
PA	保护区
PE	预防性支出
PES	生态系统服务付费
PF	生产函数
POP	持久性有机污染物
PV	现值
REDD	减少森林砍伐和森林退化造成的碳排放
RLC	搬迁费用
RLI	红色名录指数
RPC	重置成本
RSC	恢复成本

SALLJ	南美低空急流
SAM	社会核算矩阵
SER	生态恢复学会
SM	模拟市场
SMS	最低安全标准
SNA	国民经济核算体系
SPU	服务提供单元
TC (M)	旅行成本 (法)
TEEB (……)	生态系统和生物多样性经济学
TEM	陆地生态系统模型
TEV	总经济价值
TFP	全要素生产率
UNEP	联合国环境规划署
UNFCCC	联合国气候变化框架公约
USFWS	美国鱼类及野生动物管理局
WCED	世界环境与发展委员会
WFP	木质林产品
WTA	接受意愿
WTP	支付意愿
WRI	世界资源研究所

术语表

适应性：自然或人类系统对新的或变化的环境的适应。适应性可以分为多种类别，包括预适应和反向适应、个体适应和公共适应、自适应和计划适应（MA，2005a）。

适应能力：机构、系统和个体适应潜在损害、利用机会或应对后果的基本能力（MA，2005a）。

适应性管理：从先前的管理政策和实践中学习以不断完善管理政策并提高管理水平的系统性过程。积极的适应性管理是把管理作为学习的有效途径（MA，2005a）。

利他价值：个体赋予某一可被当代其他个体利用的资源的重要性，反映了对其他个体福利的无私关注（代内公平问题）。

人类中心论：把人作为最重要的实体。

人为影响：人类活动产生的影响。

占用：对生态系统服务的某些或全部已证实和度量过的价值加以捕获的过程，可刺激这些服务的持续供应。

资产：经济资源。

避免成本：生态系统服务缺失时产生的成本。

惠益分享：在不同利益相关方之间分配利益。

惠益：福利在满足需求方面所发生的积极变化。

效益为主法：主要针对不同方案效益的评估方法。

效益转移法：估值中使用其他背景条件下（通过任意方法）获得的估值结果的经济价值评估方法（MA，2005a）。

遗赠价值：由人们赋予并可以传递给后代的某一资源的重要性，反映代际公平问题。

生物中心论：认识到非人类生命的重要性。

生物多样性：所有来源的生命体之间的变异性，这些来源包括陆地、海洋和其他水生生态系统，以及它们所构成的生态复合体。生物多样性包括种内、种间和生态系统间的多样性（MA，2005a）。丰富度、稀有性和独有性等词汇可在一定程度上定量描述生物多样性。

生物防治服务：通过生物学方法而非化学方法防治害虫。

生物群系：亚全球尺度易于识别的最大的生态学分类单元。陆地生物群系主要基于优势植被类型结构确定（如森林、草地）。尽管同一生物群系的生态系统物种组成可能不同，但具有近似的生态系统功能。例如，所有森林在养分循环、干扰和生物量方面的特性都与草地不同。海洋生物群系主要根据生物化学特性确

定。TEEB中应用的生物群系分类主要有12种，可细分为大量不同的生态系统。

生物物理估值：通过测算生产某一产品或提供某一服务所需的物理成本（如劳动力、外观需求、能源或物资投入等方面）来计算价值量的方法。

群落生境：支持特定生物群落生存的生态区。

碳封存：提高非大气碳库中碳含量的过程（MA，2005a）。

选择组合分析法：陈述性偏好法的一种，用于区分消费者最注重的属性组合。

选择模型法：对个体在既定背景条件下的决策过程进行建模的方法。

综合指数：由若干以特定方式组合的度量指标共同构成的指标系统，可提高敏感性、可靠性及迁移性。

消费者剩余：消费者购买某项产品时，因实际支付价格低于其最大支付意愿而感觉获得的额外福利。

条件估值法：基于陈述性偏好的经济价值评估方法，主要是调查受访者对特定福利的支付意愿（MA，2005a）。

成本效益分析：通过量化比较项目或计划的成本与效益来判定其可行性的技术方法（MA，2005a）。

成本收效法：确定实现某一目标的最小成本的分析方法（MA，2005a）。

跨尺度恢复力：不同物种对不同尺度相同环境变量的响应（MA，2005a）。

文化生态系统服务：通过丰富精神生活、发展认知、思考、娱乐以及美学欣赏等方式，使人类从生态系统获得非物质效益，包括知识体系、社会关系以及美学价值等方面（MA，2005a）。

协商货币估值法：出于政策目的，对环境影响进行正式评议并用货币形式度量的方法（Spash，2001）。

需求函数转移：利用在研究区域进行估值研究（旅行成本法、享乐定价法、条件估值法或选择模型法）得到的需求函数，协同政策作用区域的参数信息进行价值转移的方法。

密度补偿：物种多度之间的负协方差（MA，2005a）。

规模效益递减：增加相同单位面积时，大尺度生态系统的生态系统服务增量要小于小尺度生态系统的生态系统服务增量。

直接驱动力：对生态系统过程具有明确影响的驱动力，可在不同精度上对其进行识别和测度（MA，2005a）。

（生态系统）直接使用价值：经济主体直接利用生态系统提供的服务而获得的惠益，包括消费性使用（如收获产品）和非消费性使用（如欣赏美景）。获得直接使用价值的经济主体通常客观存在于该生态系统之中（MA，2005a）。

贴现率：用以确定未来福利在当下的价值的比率。

贴现效用：包括某产品在其现有价值基础上的未来贴现价值。

损害：对生态系统服务产生无作用的负面影响。

紊乱生态系统：因人类活动或自然灾害导致的生态系统变化。

服务的重复计算：同一经济分析过程中错误地多次使用相同的生态系统服务。

驱动力：直接或间接引起生态系统变化的自然因素或人为因素（MA，2005a）。

动态平衡：属于一种生态系统状态。在该生态系统状态中，由植物种群及动物种群的动态过程生成稳定系统。

生态平衡：参见动态平衡。

生态足迹：具有生物生产力的陆地和水生生态系统的面积指数，其含义是维持特定物质生活水平的人群所需资源的供应并吸纳其产生的废弃物的地域空间，而与其地理位置无关（MA，2005a）。

生态基础设施：任何可向大量邻近人群（通常为城市人群）提供服务（如淡水、微气候调节、娱乐等）的区域。此类设施有时还被称为绿色基础设施。

生态生产函数：环境输入项与产品和服务输出项之间的关系。

生态稳定性：参见生态系统健康。

生态阈值：生态系统状态改变的临界值。

不可逆的生态阈值：生态系统的损伤程度值。当生态系统的损伤程度超过该值时，生态系统将会因为所受损伤过于严重，若无人为干预，无法自行恢复至先前的完好状态。

生态价值：生态系统完整性、健康度或恢复力的非货币性评估。完整度、健康度或恢复力是确定生态系统服务供应的关键阈值及最低需求的重要指标。

经济行为：经济主体通过经济活动显示其偏好的方式。

经济增长：经济繁荣度的提高，如人均国内生产总值（GDP）的增长等。

经济价值评估：在特定背景条件下（如决策），以货币形式表述指定产品或服务价值的过程。

生态区域规划：基于生态分区而非行政区划制定规划。

生态系统：由植物、动物和微生物群落及其无机环境相互作用所构成的一个动态、复杂的功能单元（MA，2005a）。实际应用中，至关重要的是界定生态系统的空间维度。

生态系统核算：建立正式的生态系统账户的过程。

生态系统资本：参见自然资本。

生态系统退化：生态系统提供服务的能力持续下降（MA，2005a）。

生态系统功能：为生态系统提供产品和服务提供支持的生态系统过程与生态系统结构之间相互作用形成的子集。

生态系统健康：表示生态系统的生物多样性在其生态发展阶段中处于“正

常”范围的状态或条件。生态系统健康主要取决于生态系统的恢复力及抵抗力。

生态系统的完整性：是指生态系统的完全性或整体性，表征生态系统在受到干扰的条件下，保持其所有组分及功能关系的能力。

生态系统管理：为实现可持续发展目标，针对自然及改变后的生态系统，维护或恢复其组分、结构、功能及提供服务的能力的方法。生态系统管理的基础是在综合了生态、社会经济及制度理论的观点后修正、协同制定的理想化的未来愿景。生态系统管理适用于指定的地理范围，并且主要由自然生态边界予以界定（MA，2005a）。

生态系统过程：生态系统内发生的任何物理、化学、生物学变化或反应。生态系统过程包括物质分解、物质生产、养分循环、养分与能量的流动等（MA，2005a）。

生态系统服务：生态系统对人类福祉的直接和间接贡献。“生态系统产品和服务”与“生态系统服务”的含义相同。

生态系统结构：生态系统的生物物理性框架。由物种组成的生物物理性框架可能有所不同。

生态旅游：前往具有独特自然或生态特征的地区旅游的活动，或通过提供相关服务便于开展此类旅游的活动。

弹性：一个变量对另一变量变化作出的响应的衡量。通常使用变化量的百分比表示弹性。举例来说，需求的自身价格弹性，是指产品价格变化1%条件时产品需求量变化的百分比。其他常见的弹性衡量包括供应弹性及收入弹性等（MA，2005a）。

禀赋效应：某种产品或服务的财产权一旦确定，所有人对其价值赋值会提高。

环境包络：可容留生态系统的环境边界条件。

环境调节服务：参见调节服务。

公平：权利、分配和使用方面的平等。在不同情况下，公平可指在资源、服务或权力等方面的平等（MA，2005a）。

存在价值：人们在知道某种资源的存在（即使他们永远不会使用那种资源）后，对其存在确定的价值，有时也称为保护价值或被动使用价值（MA，2005a）。

外部性：某一行动对行动执行主体之外的其他人所造成的影响，行动执行主体对此影响既不承担赔偿责任，也不会因此而受到惩罚。外部性可能是正的外部性也可能是负的外部性（MA，2005a）。

灭绝：某物种的个体无法继续繁衍后代，而所有个体全部死亡。

要素收入：生产要素产生的回报。

功能多样性：既定生态系统生物体功能特性的价值、范围及丰富度。

功能群：以类似的形式影响生态系统过程或对环境做出响应的生物群体。如

植物中的固氮植物与非固氮植物，抗逆性植物、杂草植物和竞争性植物，再生性植物与播种植物，落叶植物与常绿植物；动物中的食谷类动物与食水果类动物，夜间捕食类动物与日间捕食类动物，食嫩叶类动物与食草类动物（MA，2005a）。

功能冗余：生态系统中多个物种具有相同功能的现象。冗余可以是整体冗余，也可以是部分冗余，即在涉及其他物种的生态系统过程中，某一物种无法完全取代其他物种的作用，或仅在某些生态系统过程中发挥补充作用。（MA，2005a）。

功能特征：已证明与其功能相关的生物体特征。

遗传多样性：生态群落中生物体基因的价值、范围及相对丰富度。

（生态系统）治理：按照共同的生态系统目标，规范人们行为的过程。包括政府治理机制和非政府治理机制。

分组估值法：陈述偏好法与政治科学协商相结合的估值方法。

栖息地服务：生物系统为居民及迁徙物种提供生存空间起到保存基因库和育婴服务的作用。

享乐定价法：针对市场中出售的产品，利用对其环境特征的隐性需求信息进行经济价值评估的方法。

人类福祉：作用于人类美好生活、自由和选择、健康和身心舒适、良好的社会关系、安全、内心的宁静和精神体验的特定环境或情景状态（MA，2005a）。

双曲线型贴现：反映人们对近期贴现的关注度胜过对遥远未来的贴现的关注度这一事实的贴现率。

指标：基于度量数据，用以表示特定系统特性、特征或属性的信息（MA，2005a）。

间接驱动力：通过调整一个或多个直接驱动力的变化程度或变化率来发挥作用的驱动力（MA，2005a）。

间接使用价值：经济主体通过间接使用生态系统提供的产品和服务而获得的惠益。例如，与某一生态系统存在一定距离的经济主体，可能通过饮用因流经该生态系统而得以净化的淡水而获得相应的惠益（MA，2005a）。

制度失效：相关制度在产品和服务使用过程中效率低下的状况。

制度：对人们如何在不同的社会框架下生活、工作以及相互交往进行指导的规范。正式制度即书写成文的规则，如宪法、司法条文、有序市场及产权等。而那些受社会、家庭或社区的社会规范和个体行为规范所支配的规则，则是非正式的制度。也称作组织制度（MA，2005a）。

工具性价值：作为获取其他事物的方法的价值。

介入：参见响应。

内在价值：某人或某物内在的自身价值，与对其他人是否有用无关（MA，2005a）。

损失规避：人们更倾向于规避损失，而不是获取效益。

低投入系统：投入极少或不投入能源、肥料或农药的农业系统。

资本边际效率：把固定资本资产的价格与其预期收入的当前贴现价值同等看待的贴现率。

消费的边际效用：在产品或服务消费的小幅增长（或降低）中获得（失去）的效用。

市场失灵：市场无法捕捉生态系统服务的正确价值（MA，2005a）。

度量：通过观察或监测获得的状态、数量或过程的实际度量信息。

元分析函数转移：采用多项研究结果中的价值函数估计值，结合政策点的参数值信息进行价值估算的方法。

缓解（或恢复）成本：缓解生态系统服务损失的影响或恢复相应生态系统服务的成本。

货币估值：参见经济价值评估。

自然资本：对地球上有限的物理和生物资源存量的经济比喻（MA，2005b）。

非经济技术：无需实际衡量各经济变量之间的关系的技术手段。

非使用或被动使用：并非从直接或间接使用过程中获得的惠益。

开放获取：对所有人开放。

机会成本：由于从事一项活动而非另一项活动所放弃的效益（MA，2005a）。

选择价格：存在不确定性时，个人对某一政策的最大付款金额。

过度开发：使用程度超过可持续利用水平。

（生态系统服务）潜在用途：生态系统服务在未来可能发挥的作用。

贫困：福利被大量剥夺。收入贫困是根据人均或家庭收入确定的（MA，2005a）。

预防原则：一种管理理念，其含义正如《里约热内卢宣言》中所指出的“当生态系统面临严峻的或不可逆转的损害的威胁时，不应将在科学上缺乏充分的确定性这一说法，作为推迟符合成本效益的措施来组织环境退化的理由”（MA，2005a）。

初步评估研究：进行实际估值研究，而非依赖于其他研究的价值转移和价值函数进行研究。

生产、经济：系统输出项（MA，2005a）。

生产函数：用以估算特定生态系统服务（如调节服务）对当前市场交易中的其他服务或产品的影 响程度的函数。

生产力：生态系统中生物量形成的速率。通常情况下，用单位面积或单位体积在单位时间内形成的生物量予以表述。净初级生产力是指植物固定的能量减去其呼吸消耗的能量后的能量净值（MA，2005a）。

供给服务：从生态系统中获得的产品，如遗传资源、食物和纤维、淡水等（MA，2005a）。

公共产品：某一产品或服务的惠益被某一实体获取后，并不影响其他实体获得同样的惠益，且无法阻断其惠益获取途径，这样的产品或服务即公共产品（MA，2005a）。

准选择价值：考虑到知识的增长，为后代在未来使用那些可能永久消失的环境资源提供选择机会的价值。

耐受范围：生物体可正常生活的特定参数范围（如温度耐受范围等）。

调节服务：从对生态系统过程的调解中获得的惠益，包括气候调节、水资源调节以及一些人类疾病的控制等（MA，2005a）。

替代成本：使用人造技术代替生态系统服务所产生的成本。

恢复力：在无需人为干预的条件下，生态系统从受干扰状态自行复原的能力。

抵抗力：在无需人为干预的条件下，生态系统抵抗或忍受干扰并保持处于特定边界条件或状态范围之内的能力。

资源：可提供惠益的任意具有有限可用性的物理或虚拟实体。

响应的多样性：各物种对环境变量的不同响应（MA，2005a）。

响应：人们为应对特定议题、需求、机遇以及难题而采取的行动，包括政策、策略及干预等。在生态系统管理中，响应可能涵盖法律、技术、制度、经济以及个人行为等各个层面，并可能作用于不同的时间及空间尺度（MA，2005a）。

规模效益：由输入量的成比例变化导致的输出量变化。规模效益可能不变（若输出量与输入量变化比率相同），可能递增（若输出量增加的比率大于输入量增加的比率），也可能递减（若输出量增加的比率小于输入量增加的比率）。

显示性偏好法：基于观察到的消费者行为，评估可能的价值选择或定义效用（消费者偏好）的方法。

规模：现象或观察结果的度量维度，可使用物理单位如米、年、种群规模、移动或交换数量表述。观察中，规模决定了不同细节信息的相对精细和粗糙程度，也决定了对不同数据构成模式的选择（MA，2005a）。

生态系统服务及惠益：参见生态系统服务。

社会成本及效益：从社会整体角度衡量成本和效益。相较于私人成本和效益，社会成本和效益更具包容性（综合考虑社会所有成员的成本和效益），且主要根据社会机会成本而非市场价格进行评估。有时也被称为“经济”成本和效益（MA，2005a）。

社会价值：参见社会成本和效益。

社会选择：基于个体偏好而做出的集体决策。

社会生态系统：由系统成员和组织机构，根据规则、社会规范及习俗进行管

理的生态系统 (MA, 2005a)。

物种多样性：物种水平上的生物多样性。通常包含物种丰富度、物种相对多度及物种相异度等方面 (MA, 2005a)。

物种丰富度：给定样本、群落或区域内的物种数量 (MA, 2005a)。

利益相关方：与特定活动的结果存在利害关系的相关个人、群体或组织。

陈述性偏好：通过调查支付意愿或接受意愿得出的消费者偏好。

可替代性：人造资本代替自然资本的程度 (反之亦然)。

支持服务：为提供其他生态系统服务而必需的生态系统服务，如产出生物量和大气中的氧气、土壤的形成和保持、养分循环、水循环及提供栖息地等 (MA, 2005a)。

可持续性：事物发展的一种特征或状态，既可满足现代人和当代人的需求，同时又不损害子孙后代及其他地区的人们满足其需求的能力 (MA, 2005a)。

可持续的生态系统服务流：表征生态系统服务的可用性，既为当代人提供源源不断的惠益，又保留有满足子孙后代的需求和渴望的潜能 (MA, 2005a)。

(生态系统) 可持续利用：既为当代人提供惠益，又保留有满足子孙后代需求和渴望的潜能的生态系统利用方式。

阈值：生态系统、经济系统或其他系统出现新特性时的点位或水平，表现为依据在较低水平上适用的数学关系所得出的预测失效。例如，在栖息地不断退化至某一特定点位之前，景观中的物种多样性也将随之持续稳定的下降。但是一旦达到栖息地退化的临界阈值，景观中的物种多样性就会出现急剧下降的状况。有时人类行为 (尤其是群体层次上的人类行为) 也会呈现出阈值效应。导致生态系统出现不可逆转变化的临界阈值，尤其受到决策者的关注 (MA, 2005a)。

总经济价值：从各种不同的可利用价值组分中获得价值总和，包括直接使用价值、间接使用价值、选择价值、准选择价值和存在价值。

权衡：针对生态系统服务，有意或以其他方式改变其类型、规模和相对组合的管理方式 (MA, 2005a)。

生态系统服务的权衡：某种生态系统服务对其他生态系统服务的变化的应对或响应方式。

旅行成本法：一种显示性偏好估值法。通过估算旅客游览某一目的地的需求函数，推断出该旅游目的地质量或数量产生变化 (如由生物多样性的变化导致) 时的价值。

(生态系统) 不可持续使用：为当代人提供惠益，却对满足子孙后代的需求和渴望的潜能造成负面影响的生态系统利用方式。

效用：对满意度的衡量。

价值评估：表述某一特定产品或服务在某一情境下 (如决策) 所存在价值的过程。通常根据可以计数的物品 (常常是货币) 进行估价，但也使用其他学科

(如社会学、生态学等)中的方法和手段。(MA, 2005a)。

价值: 某事或某物对特定用户所制定的目标、目的或所处现状的贡献度 (MA, 2005a)。

价值函数转移: 利用在研究点通过价值评估 (旅行成本法、享乐定价法、条件估值法或选择模型法) 得到的价值函数, 结合政策点的参数值信息, 进行价值转移。

存活种群: 可在野外生存的生物种群。

脆弱性: 遭遇突发事件或压力时, 有效应对的困难程度。脆弱性主要包括三个纬度的内容: 遭遇压力、干扰或冲击; 人群、场所、生态系统和物种对压力和干扰的敏感性, 包括预测及处理此类压力的能力; 人群、场所、生态系统和物种的恢复力, 表现为吸收冲击和干扰以维持正常功能的能力 (MA, 2005a)。

接受意愿: 某人放弃所拥有的某一产品时, 愿意接受的最低赔偿额度。

支付意愿: 某人为获得某一产品所愿意支付的最高费用。

参考文献

MA (2005a) *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*, Volume 1, Island Press, Washington, DC

MA (2005b) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Island Press, Washington, DC

Spash, C. (2001) 'Deliberative monetary valuation', 5th Nordic Environmental Research Conference, University of Aarhus, Denmark

前 言

Pushpam Kumar

英国利物浦大学 TEEB 生态和经济基础协调人

针对变革的驱动力，以及变革对生态系统、生态系统服务和生物多样性的影响进行经济学分析的需求从未有像 2010 年这样迫切。各级决策者越来越重视生态恢复领域的投资需求，并且愿意在生态系统服务管理中采用以经济学为基础的响应政策。近年来，由于生态系统服务衰退新证据的发现，及其与主流经济管理中诸如货币和财务政策等工具间的联系，使得对生态系统变化进行经济分析的呼声越来越高。

一方面，经济学家们长期以来一直在探究林业、渔业、矿业和其他耗竭与非耗竭型资源在恰当时空尺度内的最佳开发或开采速率 (Faustmann, 1849; Hotelling, 1931; Gordon, 1954)。但他们都是基于单一资源的片段性生物模型。另一方面，生态学家也从经济学中获得了灵感。近来，Tilman 等人 (2005) 利用微观经济学理论研究生态学中稀缺资源的竞争问题。在生态系统和生物多样性经济学的主导思想中，涉及以下几个问题：为什么使用经济学？经济学能解决什么问题？经济学可能在哪些方面存在不足？在这个充满矛盾选择和需求竞争的世界，了解生态系统和生物多样性的经济学价值，能指导我们在何时适可而止以及应保护多少资源。此外，经济学中边际的概念能帮助决策者评估增加的经济活动或更强硬的保护目标的影响。在这种背景下，对生态系统进行可靠而透明的评估是大有裨益的。其次，经济学能表征间接驱动力对森林、湿地、海洋和其他生态系统服务流的影响。许多实例表明，汇率的改变会影响土壤侵蚀 (Coxhead 和 Jaisurya, 1994)，农业补贴可导致湖泊的富营养化或在沿海的过度捕捞。自然学家和物理学家也很难解释这些问题，虽然他们能快速指出直接的驱动力，如影响生态系统服务的物种入侵或栖息地破碎化。经济工具在积极的分析框架中 (理解和预测结果) 较为实用，但当首选的分析框架较为规范时 (评估和排列结果)，其应用可能极具挑战性。尽管规范的框架可引发许多问题，如人们为什么会评估自然、评估标准的可靠性等，但生态学和经济学的整合仍然是这两种框架的基石 (Kumar 和 Kumar, 2008; Polasky 和 Segerson, 2009)。

自 20 世纪 90 年代以来，五部有影响力的文献在很大程度上左右了决策者对于生态系统和生物多样性经济学整体方法论的理解。

第一份文献是 1995 年出版的《全球生物多样性评估》(Heywood, 1995)。这部著作针对当时生物多样性和人类相互影响的认知和理解进行了现状分析。这一有 1000 多名国际专家参与的全面调查主要着眼于生物多样性及其保护。这份

报告也讨论了生物多样性经济学，特别是估值方法的有关内容（Perrings, 1995）。正如报告的标题，其并未过多地涉及生态系统或生态系统服务。

第二份文献是发表于《自然》杂志上的一篇论文。1997年，由 Bob Costanza 领导的研究团队发表了一篇关于全世界生态系统的经济价值的文章（Costanza 等, 1997）。这大概是第一次，将全世界生态系统的经验价值展现在不只是科研人员，还有决策者的面前，其估值换算为现价高达 18 万亿~33 万亿美元。由于该研究从定量和货币化两个角度强调了生态系统的重要性，它在多种意义上都是一种突破性的研究。然而，这一研究也因为估算总经济价值（TEV）的方法过于简单粗暴而受到经济学家们的猛烈批评，研究中的其他假设也备受质疑（Arrow, 1997; Toman, 1998; Pearce 等, 2003; Simpson, 2010）。虽然决策者已逐渐意识到生态系统及生态系统服务的经济价值，但他们并不情愿为这个神圣的全球性大问题买单。在重视权衡和考虑增量成本及增值效益的决策框架下，这一针对全球生态系统的估值除了能提高公众意识，并无其他作用。

第三份是《自然的服务：人类社会对自然生态系统的依赖性》一书，针对如何在社会和经济背景下看待生态系统服务的影响问题，取得了重大突破（Daily, 1997）。

第四份是针对全球生态系统的一项综合评估——千年生态系统评估（MA）。这份评估由来自 95 个国家的 1 300 多位自然和社会学家完成。MA 近乎提出了一个生态系统状态的终极方向。科学家们不仅得出了世界生态系统及其服务的性能表，而且对不同未来情景下的响应政策进行评价，从增加人类福祉的角度，反映管理全球生态系统的最佳政策。“如果大部分人类依赖的生态系统服务继续衰退，则在消除贫穷和饥饿、提高健康和环境保护方面取得的进步都将无法持续（MA, 2005）。”该评估还特别强调，对于 2000 年在联合国获得世界首脑一致同意的千年发展目标而言，生态系统服务的持续衰退堪称一个挡路石。

虽然证据仍不完整，但专家认为这已足够使得人们警醒，在所评估的 24 个生态系统服务中，15 项服务的持续衰退增加了突变的潜在可能，这将严重影响人类的福祉（MA, 2005）。这些突变包括新疾病的爆发、水质的突然恶化、海岸线“死亡区”的产生、捕鱼业的衰落以及地区性气候的更替。时任联合国秘书长的 Kofi Annan 在 MA 报告发布会上称：“只有认识环境及其运行方式，方可做出保护环境的必要决策。只有珍视所有宝贵的自然和人类资源，方可有希望构建一个可持续发展的未来”。千年生态系统评估对全球发展、可持续性和和平的问题做出了前所未有的贡献。这份联合国环境规划署（UNEP）所协调的迄今为止最大的跨学科评估得出了明确的结果（总结如下）。这些结果在四个报告中得以展示：“条件和趋势”、“情景”、“响应政策”和“亚全球评估”。

①人类在近 50 年比其他任何时期都更迅速更广泛地改变了生态系统。这主要是为了满足人们对食物、淡水、木材、纤维和燃料快速增长的需求。自 1945

年以来，更多的土地被转化成农业用地，超过了 18 世纪和 19 世纪被转化的农业用地总和。自人类 1913 年首次成功合成氮肥以来，超过半数的使用量都发生在 1985 年以后。专家称，这从根本上导致了地球上生物多样性不可逆转的丧失，10%~30% 的哺乳动物、鸟类和两栖类物种现正受到灭绝的威胁。

②为人类福祉和经济发展贡献了极大净产值的生态系统变化，是以其他生态系统服务的衰退为代价的。在过去 50 年间仅有 4 类生态系统服务有所提升：农作物、畜牧业和养殖业产量的增加，调节全球气候变化的碳封存的增加。捕渔业和淡水养殖这两项服务现已无法满足当前需求，更不用说满足将来需求了。有专家指出这些问题将会大量消弱子孙后代的惠益。

③在本世纪上半叶，生态系统服务衰退现象可能会更为严重，这也是实现联合国千年发展目标的一个障碍。在科学家提出的四个貌似光明的未来规划中，虽然已提到力图在消除饥饿方面取得进展，但与截至 2015 年将饥饿人数减半所需的速度相比，目前速度仍然较为缓慢。专家警告，诸如森林砍伐之类的生态系统变化会影响人类病原体的丰度，诸如疟疾和霍乱，也会增加新疾病发病风险。例如，疟疾占非洲疾病总量的 11%，如果疟疾已在 35 年前根除，非洲大陆国内生产总值可能会增加 1000 亿美元（MA，2005）。

④在满足日益增长的需求的同时，扭转生态系统退化所面临的挑战会在某些涉及重大政策和体制变革的情况下得以解决。然而，这些变革必须是大规模的，并且现在还未开展。本报告提出保护或增加生态系统服务，会减少负面权衡或对其他服务施加积极影响。例如，保护天然林不仅可保护野生生物，还可增加淡水供应并减少碳排放。

考虑到其授权和范围的限制，MA 实际上已是一次极具开创性的尝试且已做到最好。然而，MA 无法为生态系统服务的经济分析提供充分的指导，虽然其中列举了很多行动理由，但却无法就计算和评估的范围和单元提出建议。在存在阈值和非线性变化的情况下，MA 所建议的经济价值评估方法仍不够明确。尽管该报告强调间接驱动力的影响，诸如贸易和投资、生态系统服务流的汇率和国内价格结构，但证明这些关系的证据基础仍较为薄弱。

第五份有影响力的文献出版于 2006 年秋天，正值 MA 报告出版一周年之际。英国财政部在 Nicholas Stern 爵士的领导下发表了《气候变化经济学：斯特恩报告》（Stern，2007）。尽管该报告只针对气候变化，但概述了在作为与不作为的成本之间权衡的复杂性，并将信息有效地传达给了决策者。

2007 年 3 月，G8+5 环境部长大会在德国波茨坦举行。大会提议将一项关于“全球生物多样性丧失的经济影响”的全球性研究纳入“波茨坦倡议”的生物多样性部分。G8+5 领导人随后在 2007 年 6 月召开的海利根达姆峰会上通过了这一提议。同年，欧洲委员会和德国发起了这一名为“生态系统和生物多样性经济学（TEEB）”的全球性研究。2008 年 5 月，在德国波恩举行的生物多样性公

约第9次缔约方会议（CBD COP-9）发布了研究中中期报告（TEEB，2008）。报告指出：全球及地方的巨大经济成本和人类福祉影响都归因于生物多样性的持续丧失和生态系统的持续退化。

TEEB中期报告成功地搭建了一个广阔平台，包括证据和案例的整理，生物多样性/生态系统估值框架中各组分的确定，以及诸如经济抉择中的伦理等长期性问题的重新强调。然而，在CBD COP-9会议上，与会代表们指出主要的科学问题仍有待解决。他们强调需要科学界更多的投入，以详细说明TEEB第一阶段使用的估值框架和方法论，并进一步吸引政策制定者、企业管理人员、消费者和当地社区等终端用户参与。

正如千年生态系统评估中所描述的，TEEB旨在以第一阶段的成果为基础，在全球尺度上解决生物多样性持续而快速丧失和生态系统持续而快速退化的问题。TEEB在第二阶段出版了以下几本书：

- ①《生态系统和生物多样性经济学：生态和经济基础》
- ②《国家及国际决策中的生态系统和生物多样性经济学》
- ③《商业和企业中的生态系统和生物多样性经济学》
- ④《地方及区域政策和管理中的生态系统和生物多样性经济学》

本书讨论生态系统和生物多样性经济学的科学基础，而其他TEEB著作主要面向决策者、管理者、企业或消费者等特定读者。TEEB基础（本书）试图整合当前下列认知：生态系统服务和生物多样性经济分析的问题框架，生态系统、生态系统服务和生物多样性之间的关系，可用于经济分析的生态系统服务指标，经济价值评估的社会和文化背景，经济价值评估的推荐方法，以及影响生态系统服务和生物多样性的项目的建议贴现率。

第1章概述了最新研究进展并描述了以TEEB 2008为基础的TEEB框架，以推动生物多样性和生态系统服务经济学研究的进一步开展。框架步骤与本书章节内容大致相同。

第2章和第3章探讨了评估的生态学基础。第2章介绍了当下人们对生物多样性、生态系统和生态系统服务之间关系的认识，对相关的生态学概念进行了详细阐述，并着重强调了与日益加快且往往人为引起的生态系统变化相关的不确定性和风险。一旦生物多样性丧失，生态系统发生不可逆转的改变，代价可能是非常昂贵的，甚至于无法重建这些生态系统并恢复相关的生态系统服务。

第3章综述了现有的生物物理学方法和指标及其优缺点。这些方法和指标可量化和反映对生物多样性和生态系统服务的当前认知。我们需要更多地研究以探求更好的指标，尤其是衡量作为经济价值评估基础的生物多样性和服务供给的变化。

在更具体地探讨生物多样性和生态系统服务估值的社会和文化背景之前，第4章建立了对包括生态、经济和社会价值在内的价值评估的认知基础。第5章详

细讨论了下述内容的优点、问题和挑战：①货币估值技术和②评估中的效益转移。第6章探讨了经济价值评估的一些伦理道德问题，特别是在贴现率的选择和使用方面，要特别考虑生态系统的不确定性和分配的公平性。

通常，某些情况下的高贴现率会导致生物多样性和生态系统的长期退化。然而对整体经济实行低贴现率可能在拉动投资、促进增长的同时导致更多的环境破坏。根据贴现方程，对后代富裕程度的估计是决定我们应给未来留多少财富的关键因素。决策者必须决定是否根据收入、主观幸福感或对基本需求的推测进行估值。贴现的一个关键因素是环境消耗（自然资本破坏）对g（GDP增长）估值的重要性。富人和穷人对生物多样性和生态系统服务的直接依赖度存在很大差别，对其保护也承担不同责任。

第7章概述了本书的主要内容，并将其与国家层面上政策制定者的需求联系在一起。本章也明确了当前的知识缺陷，并讨论了将来的研究方向。

“TEEB基础”试图理清一些普遍存在的困惑，包括：生态系统服务、生态系统和生物多样性之间的关系；应评价哪些内容，不应评价哪些内容；以及经济价值评估的背景。在TEEB中，我们考虑生态系统服务的产生如何赋予包括生物多样性在内的生物圈所有组分价值。生物多样性的价值源于其对生态系统服务供应的作用和人们对于这些服务的需求。经济学家一般倾向于给生态系统的单一组分或某项具体服务赋值，而并非整个生态系统。在大多数情况下，我们对生态系统服务，尤其是调节和文化服务的市场潜力仍心存疑虑（Kumar和Wood第1章，2010）。即使在某一具体服务市场存在的情况下，要求导出生态系统中单一组分的价值也并非易事（第2章）。若是多种不同类型的生物多样性提供相同的生态系统服务，则生物多样性单一组分的边际值可能很小或不显著。边际值很小的原因可能是生态功能群中的任一单一物种对人类福祉的作用都很小。只有那些已充分研究且高度可控的，能生产可市场化的食物、燃料和纤维的生产流程，其价值才容易被认可。了解生态系统的经济学价值，必须探讨并确定生态生产函数、初始条件以及一个很小的驱动力是如何改变服务流并对人类福祉的组成和决定因素产生扰动的。本书试图理清这些复杂的内容。

TEEB并非是针对“地球号太空船”开展的成本效益分析。它解释了经济价值评估的复杂性，并针对非线性变化、生态系统动态（非线性的）以及生物多样性恢复力及其丧失等情形，提出了解决方案。在生态系统和生物多样性估值过程中，TEEB为伦理学研究提供了足够的空间，也涵盖了方法论的多元主义。与忽略这些复杂性不同，TEEB承认并提出了这些问题，以使决策者制定出可信的解决方案，并以高性价比的形式让社会接受。然而，TEEB并不希望由于过度简化自然对人类社会的意义和价值，而人为地导致人与自然的进一步割裂。从平衡的角度看，我们不应把估值方法当作灵丹妙药，而应当作将对自然的尊重内化并融入社会生活中的工具（第4章）。

参考文献

1. Arrow K. J. , Bolin, B. , Costanza, R. , Dasgupta, P. , Folke, C. , Holling, C. S. , Janssen, B. -O. , Levin, S. , Mäler, K -, Perrings, C. and Pimental, D. (1995) 'Economic growth, carrying capacity, and the environment', *Science*, vol 268, pp520 - 521
- Costanza, R. , d'Arge, R. , Groot, R. de, Farber, S. , Grasso, M. , Hannon, B. , Limburg, K. , Naeem, S. ' O'Neill, R. V. , Paruelo, J. , Raskin, R. G. , Sutton, P. and Belt, M. v. d. (1997) 'The value of the world's ecosystem services and natural capital', *Nature*, vol 387, pp253 - 260
- Coxhead, I. and Jayasurya, S. (1994) 'Technical change in agriculture and land degradation in developing countries: A general equilibrium analysis', *Land Economics*, vol 70, no 1, pp20 - 37
- Daily, G. (1997) *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press, Washington DC
- Faustmann, M. (1849) *On the Determination of the Value Which Forest Land and Immature Stands Possess for Forestry*, English translation in 'Martin Faustmann and the evolution of discounted cash flow' (translated by W. Linnard; with editing and introduction by M. Gane) (1968), Commonwealth Forestry Institute Paper No. 42. University of Oxford, Oxford [Translation republished with permission from Commonwealth Forestry Association in *Journal of Forest Economics*, vol 1, no 1 (1995)]
- Gordon, H. (1954) 'The economic theory of a common property resource: The fishery', *Journal of Political Economy*, vol 62, pp124 - 142
- Heywood, V. H. (ed) (1995) *Global Biodiversity Assessment*, Cambridge University Press, Cambridge
- Hotelling, H. (1931) 'The theory of exhaustible resources', *Journal of Political Economy*, vol 39, no 2, pp137 - 17
- Kumar, M. and Kumar, P. (2008) 'Valuation of ecosystem services: Psychological and cultural perspective', *Ecological Economics*, vol 64, no 4, pp808 - 819
- Kumar, P. and Wood, M. D. (eds) (2010) *Valuation of Regulating Services: Theory and Applications*, Routledge, London
- MA (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Findings from the Conditions and Trends Working Group*, Island Press, Washington, DC
- Pearce, D. W. , Groom, B. , Hepburn, C. and Koundouri, C. (2003) 'Valuing the future: Recent advances in social discounting', *World Economics*, vol 4, pp121 - 141
- Perrings, C. (1995) 'Economics of biodiversity', in V. H. Heywood (ed) *Global Biodiversity Assessment*, Cambridge University Press, Cambridge
- Polasky, S. and Segerson, K. (2009) 'Integrating ecology and economics in the study of ecosystem services: Some lessons learned', *Annual Review of Resource Economics*, vol 1, pp409 - 434
- Simpson, D. (2010) 'The "Ecosystem Service Framework": A critical assessment', in P. Kumar and M. D. Wood (eds) *Valuation of Regulating Services: Theory and Applications*, Routledge, London
- Stern, N. H. (2007) *The Economics of Climate Change: The Stern Review*, Cambridge University Press, Cambridge
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (2008) 'Interim report', European Communities, Brussels.
- TEEB in National Policy (2011) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making* (ed Patrick ten Brink), Earthscan, London

Tilman, D. , Polasky, S. and Lehman, C. (2005) ‘Diversity, productivity and temporal stability in the economies of humans and nature’, *J. Environ. Econ. Manag.* , vol 49, pp405 – 426

Toman, M. (1998) ‘Why not to calculate the value of the world’s ecosystem services and natural capital’, *Ecol. Econ.* , vol 25, pp57 – 60