

生态系统服务价值非货币量核算： 理论框架与方法学

刘耕源^{1,2*}, 杨青¹

(1. 北京师范大学环境学院, 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100875;

2. 北京市流域环境生态修复与综合调控工程技术研究中心, 北京 100875)

【摘要】 1997年两个开创性的著作, 即Gretchen Daily主编的*Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*一书及同年Robert Costanza在*Nature*上发表的*The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital*, 引发了关于生态资本和生态系统服务、政策等研究的热潮。中国近几年来也将生态文明建设提到了前所未有的高度, 并提出了一系列以生态系统服务价值核算为前提的制度和措施。基于此, 本研究首先综述了现有生态系统服务分类体系及其存在的不足, 剖析了现有核算生态系统服务价值的两类方法, 即货币量方法和非货币量方法的核心差异点与可能的融合点, 构建了基于能值分析方法和融合货币量核算方法的非货币量生态系统服务功能的新的核算框架, 包括: ①重新分类了生态系统服务价值, 即直接价值(增加NPP、固碳释氧、增加土壤、补给地下水/涵养水源、提供水源水电和农产品等)、间接价值(净化大气、水、土壤、人畜排泄物和减少水土流失/侵蚀等)和存在价值(调节气候、调蓄水量、调节径流、旅游休闲、文化教育、维持生物多样性等)三大类; ②确立了各类生态系统服务价值的核算方法体系; ③厘清了核算中的加和原则等, 以避免重复计算。该理论和方法学是解决现有生态系统服务价值核算方法不足的尝试和完整的方法论构建。

【关键词】 生态系统服务价值; 能值; 非货币量核算; 货币量核算

【中图分类号】 F062.2; X171.1; Q148

【文章编号】 1674-6252 (2018) 04-0010-011

【文献标识码】 A

【DOI】 10.16868/j.cnki.1674-6252.2018.04.010

1 引言

以忽略生态环境影响及人类福利的国内生产总值(GDP)作为衡量经济发展的标准已引发广泛的全球性学术争议, 争议强调需寻找更好的度量手段以期更全面地反映经济发展的多方面影响及公众的感知。因此, 从经济增长转向生态系统服务并将其作为可持续发展框架的研究核心已成为当前研究的焦点^[1,2]。

“自然服务”一词最早出现在Walter Westman发表的题为*How Much Are Nature's Services Worth?*一文中^[3]。其同义词“生态系统服务”第一次出现在1981年^[4], 后在1983年得到系统介绍^[5]。1997年出版了两个开创性的著作, 即Gretchen Daily主编的*Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*^[6]一书及同年Robert Costanza在*Nature*上发表的文章*The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital*^[7], 引发了关于

生态资本和生态系统服务、相关政策等研究的热潮。但Costanza的这篇文章也因其核算的不确定性引起了广泛的争论和批评^[8]。后续由联合国公布的《千年生态系统评估报告》(Millennium Ecosystem Assessment, MA)、德国和欧盟委员会发起的“生态系统和生物多样性经济学”(The Economics of Ecosystems and Biodiversity, TEEB)项目等试图构建完整的货币量核算方法体系, 但仍因方法学的复杂性与不确定性, 使得很多建立在生态资本与服务功能准确计量基础上的生态环境保护制度难以有效开展。比如, 由于生态资本与服务功能核算体系不健全, 当前生态资本难以进入市场体系进行交易, 绿色发展和生态文明建设难以成为广泛、经常且可持续的企业行为, 而仅仅局限于依靠政府为环境保护和绿色发展提供公共产品, 或由环保等非政府组织开展公益活动, 难以真正形成自觉保护生态环境的长效机制。

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0503005)、国家自然科学基金国际(地区)合作与交流项目(7171101135)、国家创新群体项目(51721093)、国家自然科学基金项目(41471466、71673029)资金资助。

* 作者简介: 刘耕源(1983—), 男, 副教授, 博士生导师, 主要从事城市生态规划与管理, E-mail: liugengyuan@bnu.edu.cn。

绿色发展的新形势对生态系统服务功能核算提出了紧迫要求。国际上，2008 年金融危机后，全球加快推进绿色发展，国际社会对绿色发展能够带来经济增长新机遇基本形成共识，一直在为推进绿色发展进行各种政策创新，其中以资源环境定价为基础的市场机制受到广泛研究和应用，这其中的基础环节就是生态系统服务功能核算。在国内，生态文明建设已为国家决策层和全社会高度重视。中共十八届三中全会将生态文明建设作为“五位一体”布局中的一个重要方面，十八届五中全会则将绿色发展作为五大发展新理念之一，十九大将建设生态文明提升为“千年大计”，将提供更多“优质生态产品”纳入民生范畴。2018 年 5 月 18—19 日召开的全国生态环境保护大会上，习近平总书记进一步指出，要充分运用市场化手段，完善资源环境价格体系。应当说，对加强生态文明建设，理论高度有了，必要性、紧迫性的认识也到位了，关键是如何落到实处。中央对建立系统完整的生态文明制度体系、加快生态文明体制改革已做出总体决策部署，明确提出要树立自然价值和自然资本的理念，保护自然就是增值自然价值和自然资本；提出构建反映市场供求和资源稀缺程度、体现自然价值和代际补偿的资源有偿使用和生态补偿制度，构建更多运用经济杠杆进行环境治理和生态保护的市场体系等重大制度。实施这些重大制度的关键前提，就是能对生态系统服务功能进行核算。

当前加快生态资本和服务功能核算的研究和应用具有重要意义。一是贯彻落实党中央国务院的决策部署。习近平总书记提出“绿水青山就是金山银山”“保护生态环境就是保护生产力”，真正将生态文明建设和绿色发展落地实处必然要对生态资本开展核算，确保各类制度体系能够落地，解决我国生态环境保护领域一直存在的“理念先进、行动落后”的问题。二是有助于全社会形成资源环境有限、有价、有偿适用的理念。长期以来，自然环境无限、无价、无偿的观念一直根深蒂固，这种观念伴随着我国粗放型经济发展方式愈演愈烈，导致了长期以来我国资源环境利用效率不高、环境污染严重、生态遭到破坏等问题。开展生态资本和服务功能核算，将能够显示自然环境的供给能力是有限的、是有成本的、是需要价值补偿的。三是有利于形成支持生态文明建设和绿色发展的利益导向机制。只有开展生态资本和服务功能核算，生态资本才有可能进入市场交易体系，通过逐步建立生态资本的价格形成机制和交易机制，实现以最小代价保护生态环境。同时，生态资本和服务功能核算也为绿色金融发展提供基础。四是有利于形成经济社会可持续发展的评价体系和约束机制。生态资本和服务功能核算将为把资源消耗、环境损害、生态效益纳入经济社会发展评价体系提供技术支撑，并在此基础上形成促进可持续发展的激励手段和约束机制。

2 货币量与非货币量的生态系统服务功能核算框架与方法学比较

2.1 生态系统服务分类体系比较

为深入理解生态系统服务的内涵，需对生态系统服务分类有清晰的认识。Daily 将生态系统服务分为 13 类；Costanza (1997) 将其分为 17 类^[7]；2005 年由联合国公布的《千年生态系统评估报告》(Millennium Ecosystem Assessment, MA) 将其分为提供服务、调节服务、支持服务和文化服务 4 类^[9]；由德国和欧盟委员会发起的“生态系统和生物多样性经济学”(The Economics of Ecosystems and Biodiversity, TEEB) 项目增加了生态系统服务在经济方面的价值；“生态系统服务的国际分类”(The Common International Classification of Ecosystem Services, CICES) 提供了用于自然资本核算的层次一致的科学分类方法。表 1 是世界上 4 个主要的生态系统服务分类的异同比较。

但以上分类在实际操作时候也存在一些问题：

(1) 大多数研究在计算出所有生态系统服务价值的货币价值后，直接全部相加得到总价值，但由于一项生态过程可能会产生多于一项的生态系统服务，如增加初级生产力和固碳释氧都是植物光合作用的产物，而光合作用后产生的生物量又是土壤生成部分原材料，如果直接把二者服务价值相加，就存在重复计算问题；产品的供给是生态系统产生的与人类交集的部分，是 NPP 的子集，如果同时计算了 NPP 及供给产品，也会产生重复计算问题。这也说明需要进一步厘清各种服务功能产生的机理，以避免重复计算问题。

(2) 调节服务，如生态系统对大气、水、土壤中污染物的净化功能等是否考虑了当污染物浓度超过生态系统净化能力就无法再净化超过能力范围外的污染物的问题；文化服务中的休闲娱乐、文化教育等价值存在交叉但又不完全重叠，对于这两部分中价值的直接叠加是否会夸大调节或文化服务价值？

(3) 各种分类中均列出支持服务，但在实际操作中是不计算支持服务的。如果不计算却纳入进去，是否表示分类体系本身存在问题？所以，有待建立避免重复计算、合理及全面度量各类生态系统服务价值的分类体系。

2.2 货币量与非货币量生态系统服务价值核算方法比较

生态系统服务是直接或间接贡献人类福利的生态特征、功能或过程，即人类从运作的生态系统中获得的好处^[7,9]。现有研究中，核算生态系统服务价值主要有两类方法及其对应的评估视角：经济学方法（消费者视角）^[7,10]和生态学方法（贡献者视角）^[11-13]。经济学的方法是使用经济价值来度量生态系统服务，其中经济价值是指在严格的经济条件下对服务总的支付意愿或对其损失的补偿。该方法具有货币化后的价值直观易于接

表1 世界上4个主要的生态系统服务分类的异同比较

服务类型	Costanza et al., 1997 ^a	MA, 2005	TEEB, 2010	CICES, 2017 ^b
供给服务 Provisioning	食物生产	食物	食物	生物量 - 营养
	供水	新鲜水	水	水
	原料	纤维等	原料	生物量 - 纤维、能源及其他
	—	观赏资源	观赏资源	—
	基因资源	基因资源	基因资源	—
	—	生化药剂和天然药物	药物资源	—
	—	—	—	生物量 - 机械能
调节服务 Regulating & Habitat	大气调节	空气质量调节	空气净化	气体 - 空气流动调节
	气候调节	气候调节	气候调节	大气组成和气候调节
	扰动调节（调控雨洪）	自然灾害调节	扰动调节	空气和液体流动调节
	水资源调节（自然灌溉和干旱预防等）	水资源调节	水流调节	液体流动调节
	废弃物处理	净化水资源和废弃物处理	废弃物处理（尤其是净化水资源）	废弃物、有毒物等的调节
	侵蚀控制和泥沙滞留	侵蚀调节	侵蚀预防	质量流量调节
	土壤形成	土壤形成	维持土壤肥力	土壤形成和组成的维持
	授粉	授粉	授粉	生命周期的维持（如授粉）
	生物控制	昆虫和人类疾病管理	生物控制	昆虫维持和疾病控制
支持服务 Supporting & Habitat	营养元素循环	营养元素循环和光合作用初级生产	—	—
	避难所（繁殖地、迁徙栖息地）	生物多样性	生命周期维持（尤其是繁殖地）、基因库保护	生命周期维持、栖息地和基因库的保护
文化服务 Cultural	娱乐（生态旅游、户外活动等）	娱乐和生态旅游	娱乐和生态旅游	身体的相互作用
	文化（审美、艺术、精神教育和科研等）	审美价值	文化、艺术和设计灵感	—
	—	文化多样性	—	—
	—	精神和宗教价值	精神体验	精神的相互作用
	—	知识体系和教育价值	认知发展的信息	智力的相互作用

注：a：表示文献 [7] 未将生态系统服务分为四大类，a 列参照文献 [7] 将生态系统服务 17 类归纳为四类。b：参照 <https://cices.eu/cices-structure/>。“—”表示该分类体系中此项为空。

受、更适合核算基于人类偏好价值的优势。但从这个定义来看，生态系统功能或服务的经济价值只与其对人类福利的贡献有关，而人类福利是在每个人福利评估的基础上衡量的^[8, 14]。又因为生态系统服务是对人类福利的直接或间接的贡献，而人类福利也可能来自社会系统等，Costanza 在 2017 年的最新文章中也承认使用经济价值来度量生态系统服务是相对狭隘的^[15]。

生态系统服务的传统经济价值评估方法主要包括揭示偏好价值评估法和陈述偏好价值评估法。前者是通过考察人们与市场相关的行为，特别是在与环境联系紧密的市场中所支付的价格或他们获得的利益，间接推断出人们对环境的偏好，以此来估算环境质量变化的经济价值。后者取决于个人对假定生态系统服务情景的反应，

包括意愿调查价值评估方法和结构选择实验^[16]。二者都是基于人类偏好或感知的价值。但因为生态系统可以提供未被人类感知的、模糊的或者未来才表现出来的服务，所以以人感知为中心的传统经济价值评估方法存在局限性。因此需要一个从生态系统贡献者的视角出发系统全面地核算生态系统服务功能价值的方法。而太阳辐射、地月引力造成的潮汐能和深层地热是支持地球物质和能量循环、维持生物圈可持续发展的原始驱动力^[17]，因此可用太阳能值这一度量单位从供给者的角度核算生态系统服务价值，该方法称为能值分析方法。能值 (emergy) 是产品或劳务形成过程中直接或间接投入应用的一种有效能 (available energy) 总量^[18, 19]。它的优势是能通过能值转化率将不同等级、不同类别的物质或能量转化为

统一的衡量尺度^[19-22],即太阳能值,从而解决当前生态系统服务价值核算中缺乏共同度量尺度的问题。能值分析不仅是环境核算的重要方法,它对物质流动和能量传递的细致剖析,也使其成为系统分析和评价的重要工具。它允许量化支持每个流量或存储的环境工作量,从禀赋价值视角(贡献者视角, donor side)来评估每个资源,而不仅仅是基于人类偏好和市场偶然性。同时,能值用生态热力学的方法重新理解自然资源及生态服务功能的产生,因此,能值分析方法相比于经济学方法更加适用于核算来自自然生态系统的服务,如由太阳辐射、地月引力造成的潮汐能和深层地热等所驱动产生的基于存量和流量的生态系统服务功能。

早期的生态学方法核算生态系统服务价值主要是采用能值分析方法核算生态系统服务的能值价值,再将其转化为能值货币价值与经济价值进行比较。如核算不同尺度(国家、地区、自然保护区等)、不同生态系统类型(森林、湿地、草地、农田等)在提供原材料、调节气候、涵养水源、维持生物多样性等方面的价值^[12, 13, 23],研究结果表明生态系统能值价值远远高于其市场价值。国内也有大量基于能值方法核算生态系统服务价值的研究,但不少研究仍存在着在方法论上并未完全从供应者的视角出发(譬如虽然声称用能值的方法,仍然使用的是货币量 $\times$ 能值货币比的手段)、能值转换率使用不当(未考虑参考文献中能值转换率使用的能值基准问题以及未考虑能值转换率是否含有本地服务量的问题)的局限性^[24-27]。总的来说,这些研究为非货币量的生态系统服务价值核算方法体系提供了初步的方法论和指标参数等借鉴,但很多方面仍需进一步改进和统一。

2.3 货币量与非货币量生态系统服务价值核算的核心差异点与可能的融合点

(1) 核心差异点是用非货币量方法和货币量方法分别在核算来自自然系统服务价值和基于人类偏好价值时

各具优势,需用优势方法核算其对应价值。

如图1所示,货币实际是在社会经济系统之中,为了解决外部性问题,采用了环境税、国际贸易平衡等方式来试图平衡前端可更新的投入,但是实际无法做到对环境的直接支付,因此通过替代价值等发放计算出的与自然系统存量、流量相关的服务时偏差很大。而非货币量核算实现了从源头的统一核算,如在区域可更新资源的驱动下,通过光合作用,可直接带来生态系统初级生产力的增加及固碳释氧效应;初级生产者凋落经循环又可增加土壤有机质,同时在植物群落的演替过程中又可增加土壤矿物质;植被的存在还可截留径流补给地下水等。以上过程又可带来间接生态效益,如净化大气、水和土壤等污染物从而减少人体健康和生态资源的损害等。但非货币量核算方法对于存在价值中纯支付意愿型的量化无能为力,如因生态系统存在带来的休闲娱乐旅游、科研文化教育等价值是完全基于人的偏好或感知,用支付意愿或货币量去度量更合理。

(2) 当货币量化的方法(\$)和能值量化的方法转为货币(Em\$)后都不能反映市场价值时,能值分析方法至少可以作为货币量与非货币量价值核算方法的桥梁。

在刚刚落幕的 Ecosystem Services Partnership 第九届全球大会上, Costanza 提出对生态系统服务计算的重要反思,即用货币单位来计算的生态系统服务的值,并不代表市场价值或交易价值^[15]。这说明经济学方法有替代市场法、影子价格等系列方法进行生态投入的量化,单位都是货币价值“元”(或“美元”),其实都不反映市场价值或交易价值,如替代市场法是用某种有市场价格的替代物来间接衡量没有市场价格的环境物品的价值,而不是生态服务价值在市场机制中形成的价格;影子价格是根据消费者的支付意愿或机会成本确定的,也不是实际发生在市场中的价值^[28]。能值分析方法中的能值货币比,即单位 GDP 所消耗的总太阳能值,是将生态系统与

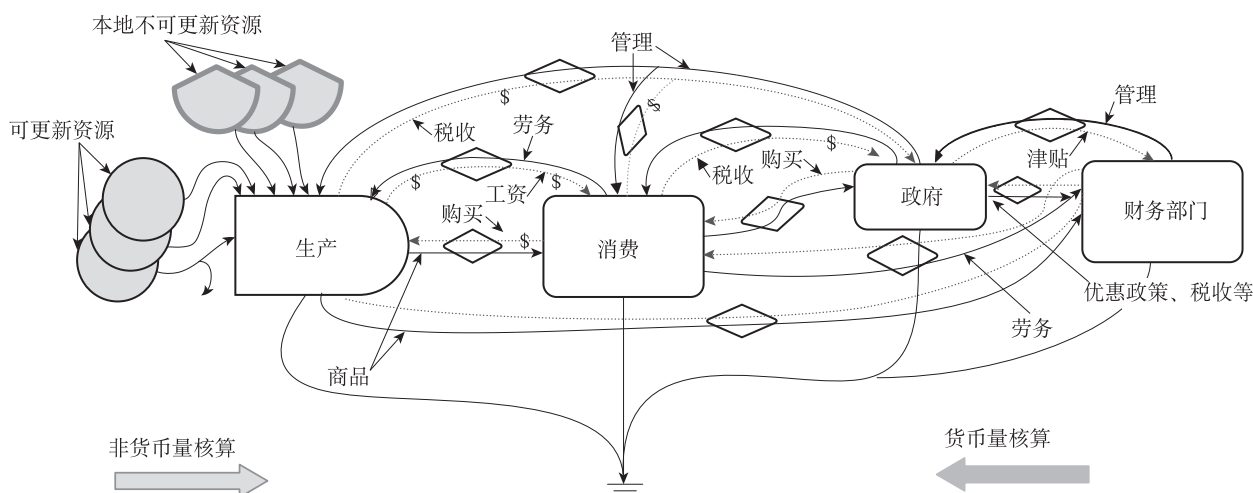


图1 货币在经济系统中的使用

经济系统沟通起来的桥梁。通过使用形成一个产品或服务所需的直接或间接的总太阳能值（总能值）除以能值货币比，得到该产品或服务的能值货币价值（Em\$），即与能值流量相当的经济价值，实现货币量价值向非货币量价值的转化。这也说明，当货币量化的方法（\$）和能值量化的方法转为货币（Em\$）后都不能反映市场价值时，能值分析方法至少可以作为货币量与非货币量价值核算方法的桥梁。

（3）货币量和非货币量生态系统服务评估是否有方法上可能的结合点。

使用能值方法可以确定生态资本、服务功能的“生物圈价值”，这种价值实际对现有的货币价值评估有很好的补充作用。所以刘耕源^[17]提出，在当前对于生态资产和生态系统服务的核算手段缺乏的情况下，建议采用双重核算方法，即类似于财务会计中使用的方法一样，用能量来记录环境负债，并建立一个货币化的资产负债表说明经济情况及环境对经济生产的贡献^[17]。正如 Barnes 所说，现在需要建立一套被其成为“市场经济 3.0”的全新的金融体系，实现包括自然的所有“利益相关者”的财富回归^[29]。现实生活中，决策往往发生在地方或区域层面，价值评估过程涉及诸多利益相关者^[15]。因此，需要结合货币化和非货币化的价值评估过程以促进可持续的成果^[30]。

3 非货币量的生态系统服务功能核算框架构建及与货币量核算方法的接口设计

3.1 非货币量的生态系统服务价值评估框架

本研究参考欧阳志云等 2015 年在《生态学报》上发表的《基于遥感技术的全国生态系统分类体系》^[31]一文中的分类体系，选取的生态系统类别有森林、湿地、农田、草地、荒漠、盐碱地及其他（包括冰川/永久冰雪、苔原、稀疏植被、裸岩及地衣、交用地、居住用地和工业用地）生态系统。非货币量的生态系统服务价值评估框架（图 2）将生态系统服务价值分为直接价值、间接价值和存在价值，三类价值中又分为不同子类。直接价值中的分类又是根据与 NPP 存量（如对于森林生态系统来讲是增加 NPP，对于农业生态系统而言为提供农产品）、土壤存量、水存量（对于森林生态系统而言是补给地下水，对于湿地生态系统而言为提供水源水电涵养水源等）。间接价值中的分类主要依据不同介质的影响，如大气、水、土壤等介质，净化土壤服务针对不同的生态系统又有存在差异服务价值，如森林生态系统有净化土壤重金属的功能，对于草地生态系统除净化重金属外还可降解牲畜排泄物，农田生态系统也可对人畜排泄物有净化作用。减少侵蚀服务主要考虑草地生态系统具有控制风蚀和水蚀的作用，相对于其他生态系统减少水土流失作用不同的是其对于风蚀的控制，所以单独列出。存在价值分类中的旅游休闲价值和文化教育价值要

区分当地和非当地，以使用适当的能值货币比；调蓄水量和调节径流主要考虑水体的循环作用，实际都可看作湿地生态系统作用，冰川/永久积雪也相当于是一种水体，但考虑其形态的特殊性，将其作为单独的一个生态系统列出，并强调其在调节径流方面的作用。需要说明的是，并不是所有生态系统都有列出的所有服务价值，已在框架中进行了区分。然后构建各类生态系统服务价值核算所需基础数据库，在数据库及相关方法论的基础上构建非货币量核算方法体系。下面对该框架进行详细说明。

3.1.1 直接价值

因为存量的变化（一般是增加）后所提供的直接服务，包括初级净生产力（NPP）、农产品（这里面包括了原材料的供给，而且原材料的供给的能值投入不涵盖开采原材料过程的能值投入）、固碳释氧（植物在进行光合作用时固碳释氧是同时发生的，考虑数据的获取性及为避免重复计算，本研究仅核算了固碳所需的能值）、土壤增加（考虑土壤有机质和矿物质的增加，其中有机质增加量用土壤碳表示）、补给地下水（考虑因生态系统覆盖增加了地下水补给量）或涵养水源、提供水电和水源（如灌溉和生活用水）。

首先介绍多个生态系统共同的服务价值。

（1）增加 NPP

净初级生产力（NPP），是指植物光合作用固定的能量中扣除植物呼吸作用消耗掉的那部分，剩下的可用于植物的生长和生殖的能量。增加 NPP 是森林、湿地、草地、荒漠、盐碱地、苔原及稀疏植被生态系统具有的共同价值。图 3 是增加 NPP 的能值流量图，由此可以看出区域可更新资源驱动生态系统 NPP 的增加，因此用生态系统所在区域所有的可更新能值投入量（这里不考虑人工投入），包括太阳能、风能、雨水势能、雨水化学能、地热能及河径流等作为增加 NPP 的价值。为避免重复计算，仅取太阳能、潮汐能、地热能之和加上其他能量投入的最大值作为总投入。

农产品里面包括了原材料的供给，而且原材料的供给的能值投入不涵盖开采原材料过程的能值投入，这里仍将其列出是考虑了 NPP 数据难以获得时的替代使用，一般考虑农产品和 NPP 的最大值计入。

（2）固碳释氧

固碳作用（图 4）考虑植物通过光合作用将大气中的二氧化碳转化为碳水化合物，并以有机碳的形式固定在植物体内或土壤中，同时考虑植被中的碳通过碳循环进入土壤（如植被的枯枝落叶进入土壤），会产生土壤固碳作用，因此此处的固碳释氧作用等于光合作用固碳量减去进入由植物进入土壤部分的碳。固碳释氧是森林、湿地、农田、草地、荒漠、盐碱地、苔原及稀疏植被生态系统具有的共同价值。考虑植物固碳量约为生物量的一半，因此用生态系统年生物量增加量乘以生物量能值

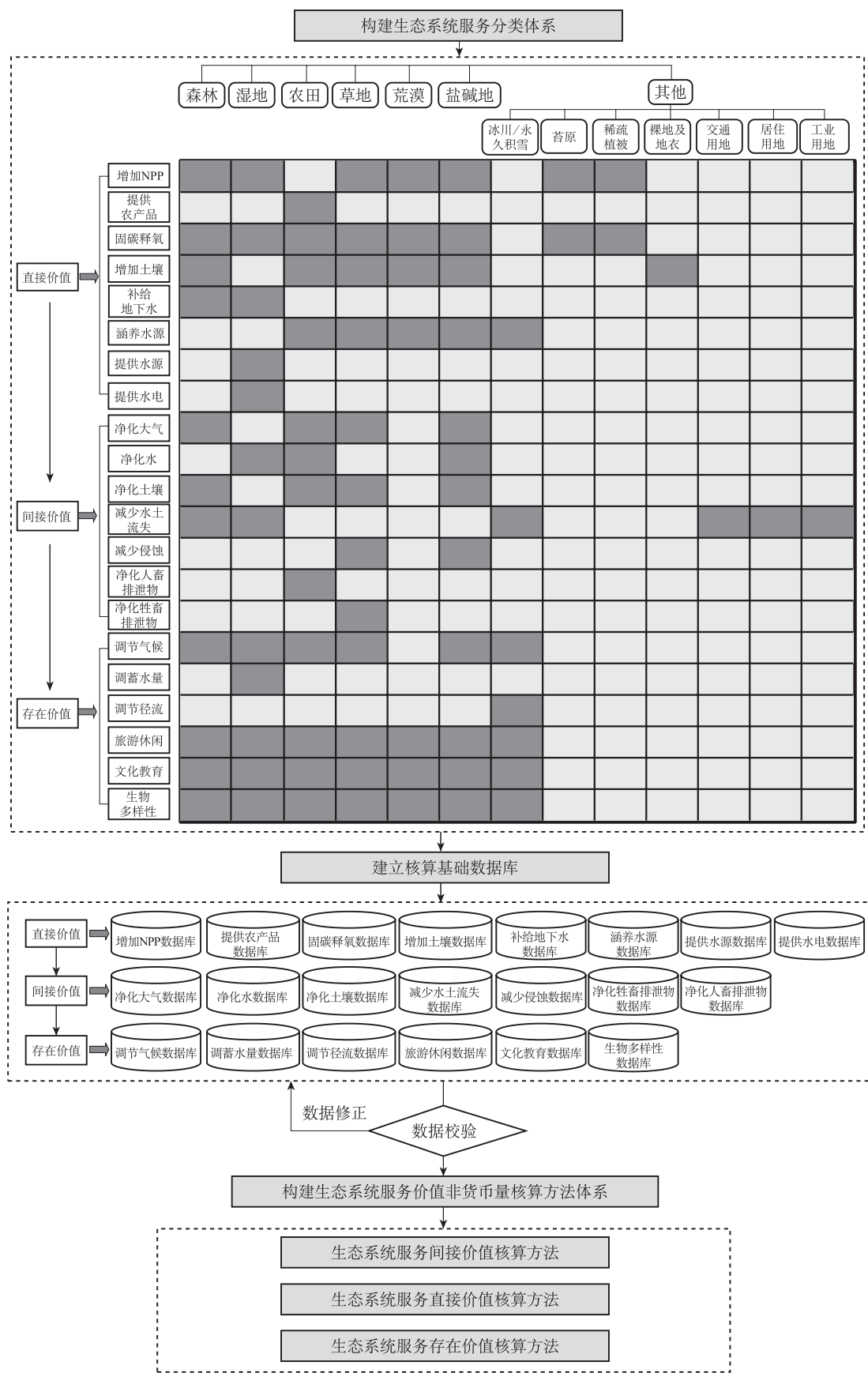


图2 非货币量的生态系统服务价值评估框架

注：分类体系表格中深色表示横向生态系统具有纵向对应的生态系统服务，浅色表示无此项服务。

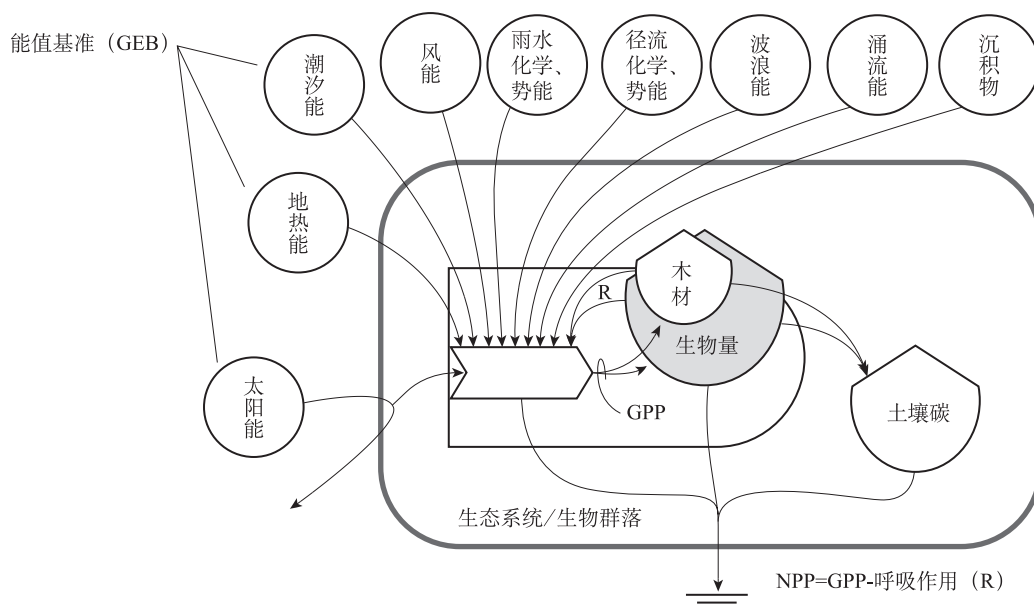


图3 生态系统增加NPP能值流量图

转化率得到固碳释氧价值。

（3）增加土壤

植物通过光合作用增加了生态系统生物量，植物凋落物（生物量的一部分）进入土壤中，增加了土壤有机质，可用有机碳度量。土壤矿物质主要来源于可更新资源和成土母质（图5）。成土母质是岩石风化的结果，也是极其漫长的物理化学过程；可更新资源主要反映在植物生长吸收土壤中的矿物质，植物死亡将部分矿物质返回土壤。由此得知土壤增加有机质和矿物质是不同的过程，因此生态系统增加土壤的价值取二者之和。

（4）补给地下水 / 涵养水源

考虑因生态系统的存在增加了地下水补给。对于森林和湿地生态系统而言是补给地下水，可用降水入渗补给系数计算；对于农田可用田间持水量核算；就草地、荒漠、盐碱地生态系统而言可用截留降水系数计算。

再对直接服务中个别生态系统的差异价值核算进行阐述。

提供农产品是农田生态系统的差异价值，使用农产品产量、能量折算系数和其相对应的能值转化率乘积核算。提供水源^①和水电是湿地生态系统区别于其他生态系统的差异价值，分别用湿地供给灌溉用水、生活用水和水力发电量来核算。

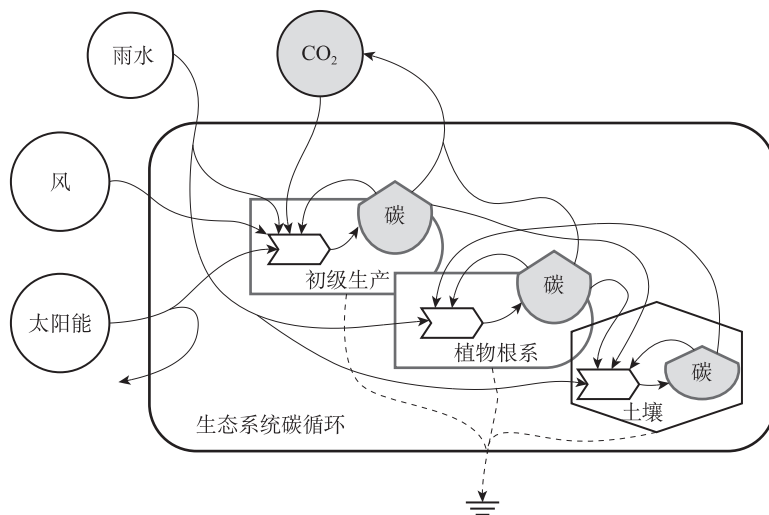


图4 生态系统固碳作用能值流量图

3.1.2 间接价值

因为生态系统对可能产生损害的污染物有吸附、净化、保持而减少损害的服务功能，包括对气、水、土污染物的去除（这里包含两部分，一是基于环境容量的稀释降解，二是进行的净化和吸收）；同时考虑这些污染物会给人体健康和生态资源带来损害^[32,33]（图6a），因此在核算生态系统对气、水、土等污染物的净化作用时使用因生态系统对污染物的净化能力而带来人体健康和生态资源损害的减少量。同时，农田、草原生态系统分

① 这里不考虑城市和农业用水的质量标准，即不考虑湿地对其供水需要达到质量标准带来的人工投入部分的能值，所以此处使用河流水的能值转换率。

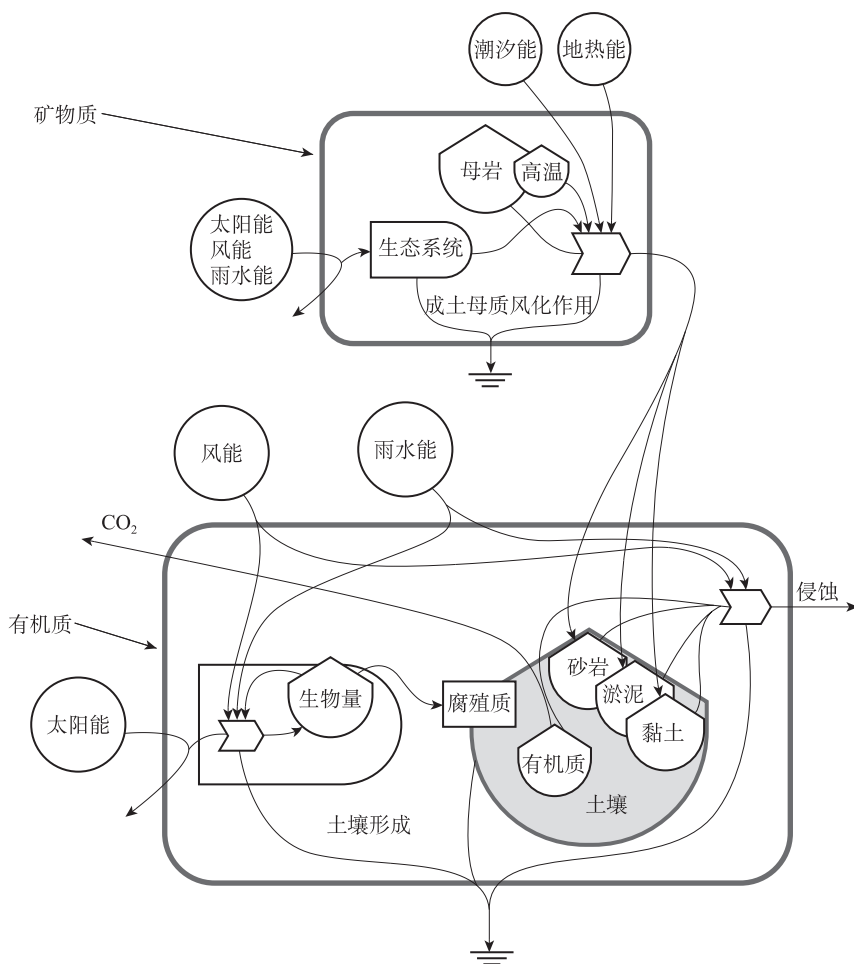


图5 生态系统增加土壤(有机质和矿物质)能值流量图

别对人畜和牲畜排泄物有净化作用，也考虑在内。另外，因为生态系统覆盖相对于裸地覆盖会减少土壤侵蚀量，也将此考虑为生态系统存量减少的一部分。

首先，阐述生态系统共有的服务价值。

(1) 净化大气污染物

考虑生态系统对 SO_2 、 NO_x 、 PM_{10} 、 $\text{PM}_{2.5}$ 等大气污染物的净化(图 6b)而减少人体健康和生态资源损失。因为单位面积某类生态系统对某种大气污染物的净化能力是固定的，当大气污染物浓度小于阈值时，生态系统能完全净化这部分污染物，不造成人体健康及生态资源损失；当大气污染物浓度超过净化能力时，生态系统仍只能净化固定的污染物，超过部分仍会对人体健康和生态资源带来损失，这部分是生态系统无法提供的净化功能。因此用生态系统对某种大气污染物的净化能力来度量这部分损失量。同时由于不同大气污染物给人体健康和生态资源带来的损失不同，所以生态系统净化大气污染物价值用各种污染物给人体健康和生态资源

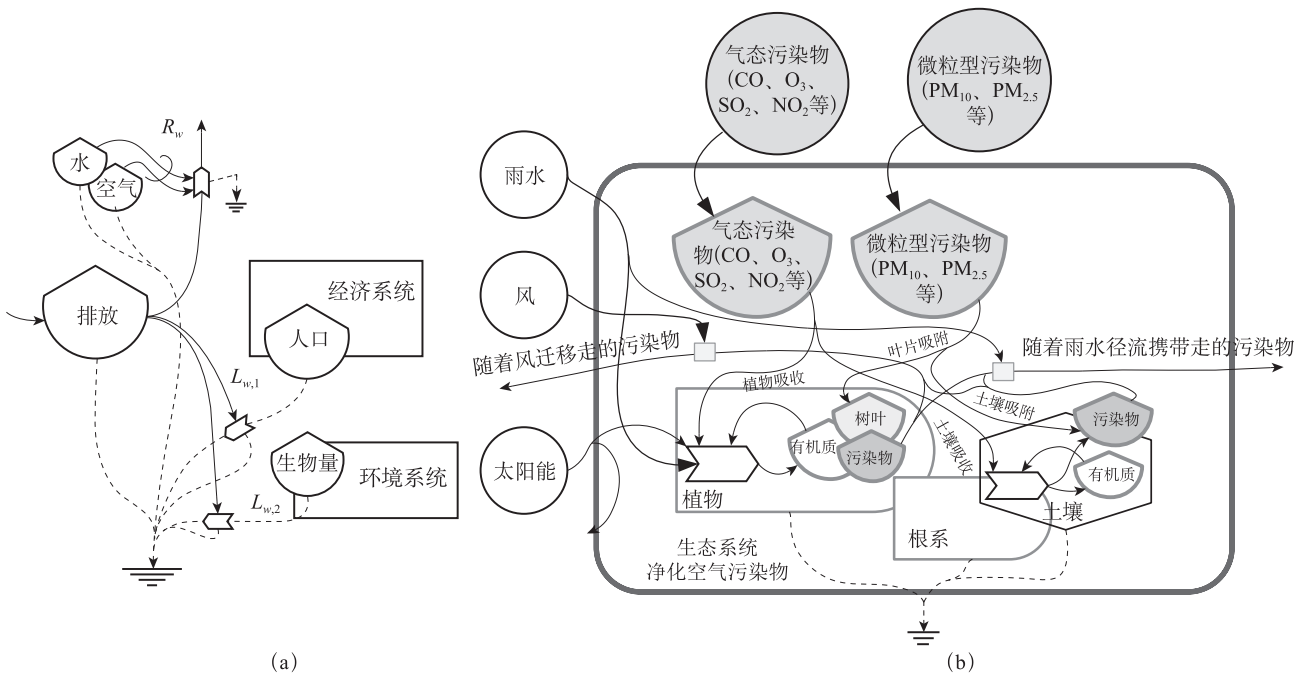


图6 生态系统净化大气污染物能值流量图

造成损失之和计算。

(2) 净化水及土壤污染物

考虑生态系统对 BOD、COD、氨氮、总磷等水体污染物的净化作用。同时,因为数据的可得性,净化土壤污染物的价值主要使用其净化土壤重金属价值。生态系统净化水和土壤污染物的计算方法同净化大气污染物的方法,但需要更换计算公式中生态系统净化大气污染物的能力为净化水和土壤污染物的能力。

(3) 减少水土流失/侵蚀

考虑因生态系统覆盖而减少水土流失或侵蚀,该价值可根据潜在侵蚀量^①与现实侵蚀量的差值计算。对于森林、湿地、盐碱地、冰川/永久积雪、交通用地、工业用地和居住用地生态系统,主要考虑其减少水土流失作用;草地生态系统考虑其减少侵蚀作用,包括控制风蚀和水蚀。

再阐述间接价值中的差异价值:净化人畜、牲畜排泄物,分别为农田和草地生态系统的差异价值。该部分价值可看作净化土壤污染物的一部分。主要考虑农田生态系统对人类及牲畜排泄物的净化和草地对牲畜排泄物的净化,如牲畜排泄物散落在草地生态系统中,在自然风化、淋滤以及生物破碎和微生物分解等综合作用下得以降解。

3.1.3 存在价值

因生态系统的存在造成的间接服务,这些服务不是由于本地生态系统的存量、流量造成的直接影响或是对污染物等产生的间接影响,而是由于它们的存在对跨尺度的生态环境造成的影响(有的也存在存量、流量变化,但这里的存量流量是跨尺度的,多尺度共同影响造成的,这里需要考虑大尺度的影响在研究尺度的分摊效应)或者人类的文化、科研、休闲等的需求产生的价值。这里的存在价值包括气候(温度)调节、径流调节、调蓄水量及其他的一些存在价值,即维持所存在的旅游休闲、文化教育价值及维持生物多样性的保存价值。

首先阐述生态系统具有的共有价值。

(1) 调节气候

考虑生态系统通过增湿、增雨、降温等过程进行气候调节。生态系统蒸散发过程中所吸收能量等于生态系统降温增湿过程的能量投入,因此可用蒸散发过程吸收的能量来估计降温增湿功能价值。森林、湿地、农田、草地、盐碱地、冰川/永久积雪等生态系统具有此项服务。

(2) 旅游休闲和文化教育

生态系统的旅游休闲价值主要体现在其为当地居民所带来的旅游收入方面;文化教育服务包括许多方面,是由生态系统提供休闲娱乐和非商业性用途机会的功能,

如美学、艺术、教育和科学研究价值等。需要说明的是,考虑享受此项价值的人类可能来自当地、本国及国外,在使用能值货币比时应该分别取对应地区的能值货币比。

(3) 维持生物多样性

考虑生态系统为生物提供栖息地、保持基因库等的价值。

再阐述存在价值中的差异价值:调蓄水量和调节径流,分别是湿地和冰川/永久积雪对应的差异价值。前者主要通过湿地蓄水来实现,后者主要提高冰雪融化补给河流水或地下水实现,是其他生态系统缺乏的服务。

3.1.4 核算原则

在计算出各项生态系统服务价值后,最后相加需遵循以下原则:

①直接服务:由于增加 NPP 和固碳释氧都是光合作用的产物,为避免重复计算,需要取二者最大值;由于土壤有机质和矿物质增加是不同的过程,取二者之和为增加土壤量;最后用增加 NPP 和固碳释氧的最大值、增加土壤值、补给地下水/涵养水源值、提供水源和水电及农产品价值相加得到总的生态系统直接服务价值。

②间接服务:由于不同大气、水、土壤污染物及人畜排泄物给人体健康和生态资源带来的损失不同,所以取各损失量之和作为生态系统间接服务价值。

③存在价值:由于旅游价值和文化教育价值存在交叉但又不完全重叠,但为避免夸大存在价值,本研究取二者最大值,再加上调节气候、调蓄水量、调节径流和维持生物多样性价值作为总存在价值。

④总的生态系统服务价值需取直接价值、间接价值和存在价值之和。

3.2 货币量核算方法的部分融合

结合生态系统特征及能值分析方法和经济学方法各自的优势,本研究构建的生态系统服务价值非货币量核算框架需部分融合货币量的核算方法主要体现在:

①旅游休闲价值中需用旅游收入作为基础数据进行核算。

②旅游休闲、文化教育价值是基于人类偏好的价值,所以使用基于支付意愿的货币量方法核算该部分价值更具优势。

这里的货币值需要通过能值货币比来折算成能值量来纳入到生态系统服务功能统一核算中,需要注意的是这里的能值货币比需要计算本地的值,即需要对本地进行细致的社会经济能值核算,不能简单地使用文献中的能值货币值,或者混淆使用全球能值货币比、国家能值货币比和区域能值货币比等。譬如旅游休闲价值主要体现在外来游客为当地居民所带来的旅游收入方面,因此可通过能值货币比计算出生态旅游所具有的太阳能值总

① 潜在土壤侵蚀量是指无任何植被覆盖情况下土壤的最大侵蚀量。

量，具体公式如下：

$$E_{mT} = I_T \times EMR \quad (1)$$

式中， E_{mT} 为旅游价值对应的能值 (sej)； I_T 为森林带来的旅游收入 (\$)。

需要注意的是， EMR 不能使用当地能值货币比 (sej/\$)，因为这里的旅游是由外地 / 外国游客的支出，其支出水平应由游客所在地的能值货币比所决定的。当然，由于统计数据很难精确到来源地区 / 国家，所以一般使用上一个层级的能值货币比作为平均值来计算使用。譬如计算中国的旅游能值应该用全球平均能值货币比，计算北京的国内旅游可以使用中国平均能值货币比。

此外，其他的文化教育等是由本地生态系统提供本地休闲娱乐和非商业性用途机会的功能提供，如美学、艺术、教育和科学研究价值等。这些由本地产生的货币价值可以通过本地的能值货币比转化为能值量。

4 结论

本研究首先综述了现有生态系统服务分类体系及其存在的不足，剖析了现有核算生态系统服务价值的两类方法，即货币量方法和非货币量方法的核心差异点与可能的融合点；构建了基于能值分析方法和融合货币量核算方法的非货币量生态系统服务功能的新的核算框架，包括：①重新分类了生态系统服务价值，即直接价值（增加 NPP、固碳释氧、增加土壤、补给地下水 / 涵养水源、提供水源水电和农产品等）、间接价值（净化大气、水、土壤、人畜排泄物，减少水土流失 / 侵蚀等）和存在价值（调节气候、调蓄水量、调节径流、旅游休闲、文化教育、维持生物多样性等）三大类；②确立了各类生态系统服务价值的核算方法体系；③厘清了核算中的加和原则、取最大值原则等，以避免重复计算。该理论和方法学是解决现有生态系统服务价值核算方法不足的大胆尝试和完整的方法论。后续的研究将以此理论和方法框架为基础，针对不同生态系统的特征，提供生态系统服务价值非货币量核算方法，并作相关案例研究。本研究有利于解决现有生态系统核算方法及其分类体系中的基于人类偏好价值存在局限性、重复计算、未能真正从生态系统贡献者视角出发、能值转化率使用或替代不当等问题，使政策制定者建立以生态为本的城市观，推动以生态系统服务价值核算为基础的生态文明体制改革和生态文明建设体制和政策的落地实施，促进城市的可持续发展。

参考文献

[1] FIORAMONTI L. Gross Domestic Problem: The Politics Behind the World's Most Powerful Number[M]. London: Zed Books, 2013: 1-200.
[2] FIORAMONTI L. The World After GDP: Economics, Politics and International Relations in the Post-Growth Era[M]. Cambridge:

Polity, 2017: 1-276.
[3] WESTMAN W E. How much are nature's services worth?[J] Science, 1977, 197(4307): 960-964.
[4] Ehrlich P R, EHRLICH A H. Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species[M]. New York: Random House, 1981: 305-305.
[5] EHRLICH P R, MOONEY H A. Extinction, substitution, and ecosystem services[J]. BioScience, 1983, 33(4): 248-254.
[6] DAILY G C. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems[M]. Washington D.C.: Island Press, 1997: 1-412.
[7] COSTANZA R, D'ARGE R, DE GROOT R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387(6630): 253-260.
[8] BOCKSTAEL N E, FREEMAN A M, KOPP R J, et al. On measuring economic values for nature[J]. Environmental science & technology, 2000, 34(8): 1384-1389.
[9] Millennium Ecosystem Assessment (MEA). Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis[M]. Washington DC: Island Press, 2005: 1-137.
[10] 赵同谦, 欧阳志云, 郑华, 等. 中国森林生态系统服务功能及其价值评价 [J]. 自然资源学报, 2004, 19(4): 480-491.
[11] BROWN M T, COHEN M J, BARDI E, et al. Species diversity in the Florida Everglades, USA: A systems approach to calculating biodiversity[J]. Aquatic sciences, 2006, 68(3): 254-277.
[12] CAMPBELL E T, BROWN M T. Environmental accounting of natural capital and ecosystem services for the US National Forest System[J]. Environment, development and sustainability, 2012, 14(5): 691-724.
[13] DONG X B, BROWN M T, PFAHLER D, et al. Carbon modeling and emergy evaluation of grassland management schemes in Inner Mongolia[J]. Agriculture, ecosystems & environment, 2012, 158: 49-57.
[14] FREEMAN III A M, HERRIGES J A, KLING C L. The Measurement of Environmental and Resource Values[M]. Washington DC: RFF Press, 2014: 1-459.
[15] COSTANZA R, DE GROOT R, BRAAT L, et al. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?[J] Ecosystem services, 2017, 28: 1-16.
[16] FIORAMONTI L. How Numbers Rule the World: The Use and Abuse of Statistics in Global Politics[M]. London: Zed Books, 2014: 1-271.
[17] 刘耕源. 生态系统服务功能非货币量核算研究 [J]. 生态学报, 2018, 38(4): 1487-1499.
[18] 蓝盛芳, 钦佩, 陆宏芳. 生态经济系统能值分析 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2002: 1-418.
[19] ODUM H T. Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making[M]. New York: John Wiley & Sons Inc., 1996: 1-380.
[20] GENG Y, SARKIS J, ULGIATI S. Sustainability, well-being, and the circular economy in China and worldwide[J]. Science, 2016, 6278(S1): 73-76.
[21] GENG Y, SARKIS J, ULGIATI S, et al. Measuring China's circular economy[J]. Science, 2013, 339(6127): 1526-1527.
[22] BROWN M T, ULGIATI S. Emergy quality, emergy, and transformity: H.T. Odum's contributions to quantifying and understanding systems[J]. Ecological modelling, 2004, 178(1-2):

- 201-213.
- [23] ODUM H T. Tropical forest systems and the human economy[M]// LUGO A E, LOWE C, eds. Tropical Forests: Management and Ecology. New York: Springer-Verlag, 1995: 343-393.
- [24] 陈花丹, 何东进, 游巍斌, 等. 基于能值分析的天宝岩国家级自然保护区森林生态系统服务功能评价[J]. 西南林业大学学报, 2014, 34(4): 75-81.
- [25] 孙洁斐. 基于能值分析的武夷山自然保护区生态系统服务功能价值评估[D]. 福州: 福建农林大学, 2008.
- [26] 汤萃文, 杨莎莎, 刘丽娟, 等. 基于能值理论的东祁连山森林生态系统服务功能价值评价[J]. 生态学报, 2012, 31(2): 433-439.
- [27] 孙谦. 大通湖湿地生态系统服务功能评价研究[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2015.
- [28] 亚瑟·赛斯尔·庇古. 福利经济学[M]. 何玉长, 丁晓钦, 译. 上海: 上海财经大学出版社, 2009: 1-448.
- [29] BARNES P. Capitalism 3.0: A Guide to Reclaiming the Commons[M]. San Francisco: Berrett-Koehler Publishers, 2006: 1-196.
- [30] KENTER J O. Editorial: Shared, plural and cultural values[J]. Ecosystem services, 2016, 21: 175-183.
- [31] 欧阳志云, 张路, 吴炳方, 等. 基于遥感技术的全国生态系统分类体系[J]. 生态学报, 2015, 35(2): 219-226.
- [32] 刘耕源, 杨志峰, 陈彬. 基于能值分析方法的城市代谢过程研究——理论与方法[J]. 生态学报, 2013, 33(15): 4539-4551.
- [33] 刘耕源, 杨志峰, 陈彬. 基于能值分析方法的城市代谢过程——案例研究[J]. 生态学报, 2013, 33(16): 5078-5089.

Non-monetary Accounting on Ecosystem Services Valuation: Theory and Methodology

LIU Gengyuan^{1,2*}, YANG Qing¹

(1. State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. Beijing Engineering Research Center for Watershed Environmental Restoration & Integrated Ecological Regulation, Beijing 100875, China)

Abstract: In 1997, two seminal publications on ecosystem services (ES): an edited book by Gretchen Daily and an article in Nature on the value of the world's ecosystem services and natural capital, kicked off an explosion of research, policy and application on ecosystem services. In recent years, China has also valued ecological civilization unprecedentedly and put forward a series of systems and measures taking ecosystem services valuation (ESV) as precondition. In such a circumstance, this paper first reviews the existing classification systems on ecosystem services and their drawbacks; then analyzes the key differences and possible combination of the two main ESV accounting methods, *i.e.*, monetary and non-monetary accounting methods; based on emergy analysis method and partly combining monetary methods, a non-monetary accounting framework on ecosystem services valuation is established. It includes: ① the ESV reclassification, which includes direct ecosystem services (NPP increase, carbon sequestration, groundwater recharge, water, hydropower and agricultural products supply etc.), indirect ecosystem services (the purification of air, water and soil pollutions, the degradation of human and animals excrements; water and soil retention etc.) and existing value (climate, water and runoff regulation, tourism and recreation value, cultural and education value, and biodiversity maintenance); ② the establishment of non-monetary accounting methodology on ecosystem services valuation; ③ the principles of accounting: summing up and take the maximum value to avoid double-counting. This theory and methodology is the great trial and a completed methodology to solve the drawbacks of existing ESV accounting methods.

Keywords: ecosystem services valuation; emergy; non-monetary accounting methods; monetary accounting methods