



环境影响定量评价方法与实践研究 ——水电工程

贺成龙◎著



中国电力出版社
CHINA ELECTRIC POWER PRESS

教育部人文社会科学研究规划基金项目（水电网
模型研究，14YJAZH030）资助

环境影响定量评价方法与实践研究 ——水电工程

贺成龙◎著



中国电力出版社
CHINA ELECTRIC POWER PRESS

内 容 提 要

本书系统分析了生态足迹模型和能值分析理论的特点,从水电工程建设期和运行期的系统能值流出发,以生态足迹模型为主框架,引入流域能值密度概念,构建了水电工程环境影响定量评价的能值足迹模型;研究了不同类型影响因子的能值转换率和计算方法;实现对水电工程建设生态环境影响的定量评价,包括环境影响预评价和环境影响回顾评价。

本书可作为环境影响评价和环境管理方向的研究生教材,也可供水利工程、土木工程、环境科学与工程、生态学、管理科学与工程等相关专业技术及管理人员学习参考。

图书在版编目(CIP)数据

环境影响定量评价方法与实践研究:水电工程/贺成龙著. —北京:中国电力出版社,2016.12

ISBN 978-7-5198-0163-2

I. ①环… II. ①贺… III. ①水利水电工程—环境影响—评价
IV. ①TV

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2016)第 303815 号

中国电力出版社出版、发行

(北京市东城区北京站西街 19 号 100005 <http://www.cepp.sgcc.com.cn>)

三河市百盛印装有限公司印刷

各地新华书店经售

*

2016 年 12 月第一版 2016 年 12 月北京第一次印刷

787 毫米×1092 毫米 16 开本 7.5 印张 121 千字

定价 40.00 元

敬告读者

本书封底贴有防伪标签,刮开涂层可查询真伪
本书如有印装质量问题,我社发行部负责退换

版 权 专 有 翻 印 必 究

前言

环境影响定量评价由单因素评价向多因素评价发展。多因素评价法可对多个环境影响因子进行统一评价,可以解决目前存在的两大难题,即社会因素、经济因素和生态环境因素统一评价以及不同环境影响因子的统一评价。目前,我国的水电工程建设进入了高速发展时期,一批 300m 量级的高坝工程,如四川锦屏一级(305m)、双江口(314m)和西藏如美(315m)等工程正处于规划和建设中。与此同时,我们也面临着更严峻的挑战,如水库淹没、移民安置、生态环境保护等。全面认识水电开发对社会、经济和环境的影响,定量评价其生态效应,是水能资源合理开发利用的迫切需求。

水电工程建设的环境影响评价方法有多种,各有其不同的特点和适用范围。近年来,生态足迹模型和能值分析理论在环境影响定量评价中都有一些研究和良好的应用。但是,对水电工程而言,仍有些问题亟待研究,主要包括:传统生态足迹模型需要产量因子和均衡因子,而不同的研究机构,即使同一研究机构在不同年度给出的均衡因子也不尽相同,这将影响研究结果的可比性;传统生态足迹模型没有考虑河流等水资源对区域生态承载力的影响,影响生态承载力的估算;在能值分析理论中,由于缺乏水电工程系统的环境影响因素的能值转换率,大大制约其理论方法在水电工程环境影响定量分析中的应用。

针对以上问题,笔者从水电工程建设期和运行期的系统能值流出发,结合能值分析理论和生态足迹模型的特点,构建水电工程的能值足迹模型,并系统地研究了相关因素的能值转换率和计算方法,实现对水电工程建设生态环境影响的定量评价。

本书共分 5 章。第 1 章概述,在回顾水电工程建设环境影响评价研究的基础上,结合环境影响评价中存在的主要问题,总结目前水电工程建设环境影响评价研究中需要解决的问题,提出研究内容及采取的技术路线。第 2 章能值足迹模型,从水电工程建设期和运行期的系统能值流出发,以生态足迹模型为主框架,引入流域能值密度的概念,构建水电工程的能值足迹模型。第 3 章能值

转换率研究，系统研究水电工程环境影响定量评价的能值转换率构成，研究不同类型影响因素的能值转换率计算方法，研究分析水电工程主要投入产出的能值转换率。第4章应用研究，根据构建的水电工程能值足迹模型和各影响因素的能值转换率研究成果，就水电工程建设和运行对环境的影响进行应用研究；通过这些应用的分析，对水电工程的建设和运行提出增加承载力供给和减小足迹占用的对策建议。第5章结论与展望。

本书得到教育部人文社会科学研究规划基金项目（14YJAZH030）、浙江省教育厅项目（FX2014071）和浙江省建筑节能技术重点实验室的资助。

限于作者水平，对书中不妥之处，恳请读者批评指正。意见反馈邮箱：375663186@qq.com。

贺成龙

2016年9月

于嘉兴·南湖

目 录

前言

1 概述	1
1.1 引言	1
1.2 水电工程环境影响定量评价研究现状	2
1.3 本书的研究内容和方法	21
2 能值足迹模型	23
2.1 能值与足迹的纽带	23
2.2 可更新自然资源的能值	24
2.3 流域能值密度	27
2.4 模型构建	28
2.5 本章回顾	32
3 能值转换率研究	34
3.1 水电工程的能值转换率构成	34
3.2 能值转换率计算方法	36
3.3 自然资源的能值转换率	39
3.4 产品的能值转换率	43
3.5 本章回顾	70
4 应用研究	74
4.1 在环境影响预评价中的应用	74
4.2 在环境影响回顾评价中的应用	82
4.3 三峡工程的能值足迹与承载力	92
4.4 本章回顾	101

5 结论与展望 103

5.1 结论 103

5.2 展望 104

参考文献 105



概 述

在回顾水电工程建设环境影响评价研究的基础上,结合环境影响评价中存在的主要问题,总结目前水电工程建设环境影响评价研究中需要解决的问题,并由此提出研究内容及采取的技术路线。

1.1 引 言

环境是经济发展的资源,同时也是该过程所产生的副产品的排污池,社会经济的发展应该也必须减轻该过程的排放^[1]。经济发展必须减少对环境的破坏,只有既满足当代人的需要,又不对后代人满足其需要的能力构成危害的发展才是可持续发展的^[2]。人类不仅要实现经济繁荣,还要保护环境,人类活动的每一个过程都应该有“环境的声音”^[3],即生态兼容性^[4]。人类社会要取得发展的可持续性,就必须维持一定的自然资源存量,使发展控制在生态系统的承载力范围之内,经济发展要受生物圈的生态限制^[5]。

全球水资源总量达 $5.50 \times 10^{13} \text{ m}^3$,但由于水资源在时间和空间的分布不均匀,只有大约 $9.00 \times 10^{12} \text{ m}^3$ 得到有效利用^[6]。为了更有效地利用水资源,拦河建坝是最主要的途径。江河开发,如水电工程建设,将给人类带来巨大的经济效益,满足人们对水力发电、供水、防洪、航运等的需求。作为技术成熟又可靠的可更新能源,水力发电在全球能源供给中扮演重要的角色,占全世界总能量的 17%。其中,有 65 个国家依靠水电为其提供 50% 以上的能源^[7]。我国技术可开发水电站装机容量 $5.40 \times 10^8 \text{ kW}$,技术可开发水能资源利用率已达到 55.89%^[8]。但是,我国的水能资源利用程度还低于发达国家,其河流的平均开发强度已经超过 60%,法国已达 89.5%,意大利甚至达 95%^[7]。我国能源资源的品种和储量决定了能源的多元化结构,大力开发水能资源是我国经济持续发展的必然选择。水电工程建设对水力发电、防洪、供水、航运等有重大贡献,同时也对区域生态环境带来一定的影响。

我国水能资源集中在西部,约占全国水能资源的70%~75%。尚未开发的水能资源都集中在西南地区的上中游,坝高都达到世界顶级水平的200~300m,已成为世界高坝大库的建设中心。超过300m的特高坝在我国崛起,如位于西藏的如美(315m)、四川的双江口(314m)和锦屏一级(305m)。这就面临一些新的形势:山区土地资源贫瘠,水库淹没损失大,移民安置难度大,脆弱的生态环境在保护中开发、在开发中保护的难度在增加^[9,10]。

我国水电事业在经历了技术、资金、市场等因素的困扰后,又面临正确看待和处理水电开发对生态环境带来的影响,如水库移民、水库淹没、泥沙淤积、影响生物物种、减小区域生态系统服务价值、影响区域气候等问题^[11,12]。在今后一段时期,生态环境问题将成为我国水电建设乃至整个水利事业进一步发展的重要制约因素。全面认识水电工程对生态与环境的影响,以及水电工程建设和运行中的生态环境要求,科学定量评价水电工程的生态效应,是我国水资源,包括水能资源合理开发利用的迫切需求。

1.2 水电工程环境影响定量评价研究现状

1.2.1 环境影响定量评价方法

1. 环境影响评价

环境影响评价(environmental impact assessment, EIA)简称环评,是指对规划和建设项目实施后可能对环境产生的影响进行系统性识别、预测和评估,提出预防或者减轻不良环境影响的对策和措施。环境影响评价的根本目的是在规划和决策时,要考虑环境因素,人类活动与环境要求相协调。1964年,在加拿大召开的一次国际环境质量评价学术会上,首次提出了环境影响评价的概念^[13]。1969年,美国最早以立法的形式确立了环境影响评价制度,即颁布了《国家环境政策法案》(national environmental policy act, NEPA)。随后,瑞典(1970年)、日本(1972年)、新西兰(1973年)、加拿大(1973年)、澳大利亚(1974年)、马来西亚(1974年)、德国(1976年)、中国(1979年)、印尼(1979年)等国家先后建立了环境影响评价制度。

我国的环境影响评价制度是在建设项目环境管理实践中不断发展起来的,它经历了一个形成、发展和逐步完善的过程。

(1) 环境影响评价的形成阶段(1973~1986年)。该阶段以1973年8月召开的第一次全国环境保护会议为起点,至1986年《建设项目环境保护管理办法》颁布。在此阶段,主要经历了环境影响评价理念的建立、“三同时”(同时设计、同时施工、同时投产)纳入基本建设程序等过程。我国自1973年开始引入环境影响评价的概念。1979年9月,《中华人民共和国环境保护法(试行)》颁布,要求一切企业、事业单位的选址、设计、建设和生产,都必须注意防止对环境的污染和破坏。在进行新建、改建和扩建工程中,必须提出环境影响报告书,经环境保护主管部门和其他有关部门审查批准后才能进行设计^[14],要求工程建设与环境保护设施要做到“三同时”。1981年5月,由国家计划委员会、国家建设委员会、国家经济委员会、国务院环境保护领导小组联合下达的《基本建设项目环境保护管理办法》,将“三同时”制度具体化,并纳入基本建设程序^[15]。

(2) 环境影响评价的发展阶段(1986~2003年)。该阶段的特征是以法律的形式确立了环境影响评价的相关制度措施。1986年3月,国务院环境保护委员会、国家计划委员会、国家经济委员会联合发布的《建设项目环境保护管理办法》规定:凡从事对环境有影响的建设项目都必须执行环境影响报告书的审批制度;执行防治污染及其他公害的设施与主体工程同时设计、同时施工、同时投产使用的“三同时”制度,将我国环境保护预防为主方针具体化、制度化。1989年12月,《中华人民共和国环境保护法》颁布,确认了建设项目环境影响评价制度,为规范环境影响评价提供法律依据和基础;同时,总结了实行“三同时”制度的经验,在第二十六条中规定:建设项目中防治污染的设施,必须与主体工程同时设计、同时施工、同时投产使用;防治污染的设施必须经原审批环境影响报告书的环境保护行政主管部门验收合格后,该建设项目方可投入生产或者使用。

(3) 环境影响评价的逐步完善阶段(2003年至今)。该阶段的特征是以法律的形式将建设项目环境影响评价扩展到规划环境影响评价。2002年10月28日公布、2003年9月1日施行的《中华人民共和国环境影响评价法》,将我国环境影响评价从建设项目环境影响评价扩展到规划环境影响评价,使环境影响评价制度得到长足发展,成为我国建设项目环境保护管理发展进程中的一个里程碑。该法律的第一条明确了立法的宗旨:为了实施可持续发展战略,预防因

规划和建设项目实施后对环境造成不良影响,促进经济、社会和环境的协调发展。

由于国家对环境的重视和大量水利水电工程建设实践,水利水电工程建设环境影响评价工作于20世纪80年代得以开展,并逐步完善和规范。为适应水利水电工程建设的需要,1982年2月,水利部颁发《关于水利水电工程环境影响评价的若干规定(草案)》。1988年12月,水利部和能源部联合颁发《水利水电工程环境影响评价规范(试行)》,要求水利水电工程在可行性研究阶段必须进行环境影响评价,大中型水利水电工程一般均应编写环境影响报告书,对环境影响比较小的工程,经环境保护部门同意,可只编制环境影响报告表。

1992年11月,水利部和能源部联合颁发《江河流域规划环境影响评价规范》(SL 45—1992),要求对江河流域的综合规划阶段进行环境影响评价,江河流域规划应把维护和改善流域生态与环境作为规划的一项重要目标,使治理开发的流域在经济、社会和环境方面得到协调发展。1997年,水利部发布《江河流域规划编制规范》,明确将环境影响评价工作作为规划的内容。2003年,国家环境保护总局与水利部联合发布《环境影响评价技术导则—水利水电工程》(HJ/T 88—2003),规范了水利水电工程环境影响评价,确定了评价标准、原则、内容和方法,统一了技术要求。2006年10月,根据HJ/T 88—2003的要求,水利部修订了《江河流域规划环境影响评价规范》(SL 45—2006),增加了规划分析、规划方案环境比选及环境保护对策措施、公众参与、环境监测与跟踪评价等内容,从战略环境影响评价等层面上提出了较高的技术要求,以促进江河流域规划环境影响评价工作,提高江河流域规划环境影响评价成果质量。

2. 水电工程环境影响评价方法

水电工程环境影响评价是多因素、多目标的社会—经济—生态复合系统评价。目前常用的水电工程生态环境影响评价的方法可分为对比法(包括前后对比法和有无对比法)和综合评价法(包括定性分析总结法和定量分析综合评价法)。评价方法已经由定性分析向定量分析发展。

根据所选择的被评价因素的数量,可将水电工程对生态环境影响的定量评价方法分为单因素评价法和多因素评价法。

单因素评价法就某个环境影响因子,如水温^[16]、泥沙^[11],分析水电工程

建设前后该因子的环境影响。单要素评价法可以对同一因子不同时段的影响进行分析；由于不同影响因子具有不同的量纲，这不利于单要素评价法对环境的影响进行横向比较。

多因素评价法又可分为等标污染负荷法^[17]、价值核算法^[18~20]、综合指标评价法^[21,22]、生态足迹模型^[23]和能值分析理论^[24]。

等标污染负荷法是把污染源污染物的排放量转化为“把污染物全部稀释到评价标准所需要的介质量”，从而实现同一污染源所排放的不同污染物之间、不同污染源之间进行比较。但是，这种简单的利用污染物排放量与“排放标准浓度”之比得到的等标污染负荷，不能正确反映污染物（污染源）对环境有害程度、对生物体的毒性以及处理的技术经济费用。如，根据《地表水环境质量标准》（GB 3838—2002），水库中总磷（TP）和铅（Pb）标准限值都是0.05mg/L（Ⅲ类）；根据等标污染负荷法，它们的污染负荷是相同的；但是，它们的污染当量却相差10倍：总磷和铅的污染当量分别是0.25和0.025^[25]。

基于经济学的价值核算法，可以将生态系统的各项服务功能进行统一核算，且简单易懂，但无法对市场机制失灵的方面进行核算。综合指标评价法能表征系统的总体情况，但各环境因子所占的权重易受主观因素影响。

生态足迹模型从生物生产力的角度，利用产量因子和均衡因子，核算区域生态承载力及生态足迹大小，判断研究区域的生态盈亏状况，从而定量测度人类活动对生态环境的综合影响^[26]。能值分析理论把社会—经济—生态系统中不同种类、不同级别、不可比较的能量流、物质流和货币流转换成同一标准（能值），为量化评价生态系统产品及服务的价值提供了一个能量学的基础^[27]。生态足迹模型和能值分析理论是对水电工程生态环境影响定量评价的新的方法，得到越来越多的研究机构和政府部门的重视。

1.2.2 生态足迹

1. 基本原理

生态足迹模型从生物生产力的角度，通过核算研究区域的生态足迹及生态承载力大小，从而定量测度人类活动对生态环境的综合性影响。它通过测算研究对象的消耗所需的生物生产性土地，来反映人类对生态系统的需求^[26,28]。生态足迹是指研究对象所占用的生物生产性土地。核算时通常采用的是消费性生态足迹，即研究对象每年消费的生物生产量所需要的生物生产性土地。生态承

载力是指研究对象能够提供的生物生产性土地^[26]。

生态足迹模型遵循以下 6 个假设^[29]：①人类社会消费的大部分资源和产生的废弃物是可以跟踪的；②这些资源和废弃物可以用生物生产性土地进行度量；③各类生物生产能力不同的生物生产性土地可以折算成标准公顷——全球性公顷（global hectare, gha；1 单位全球性公顷相当于 1 公顷具有全球平均产量的生产力空间）；④各类生物生产性土地的用途是互相排斥的，它们可以相加、相减；⑤自然的生态服务的供应也可以用以全球公顷表示的生物生产性土地表达；⑥生态足迹可以大于生态承载力。

生态足迹模型引入生物生产性土地（biologically productive land, BPL）概念，将整个地球提供给人类生存的具备生物生产力的土地和近海海域分为六类：耕地、建筑用地、牧草地、林地、近海水域和能源用地。为实现这 6 类不同的生物生产性土地的可加性和可比性，以及不同国家、不同区域之间的各类生物生产性土地的可加性和可比性，生态足迹模型引入均衡因子和产量因子。

（1）均衡因子。由于生态足迹模型中的 6 类生物生产性土地的生物生产力不同，需要对计算得到的各类生物生产性土地乘以一个均衡因子（equivalence factor, 用 eq 表示），将这些具有不同生物生产力的生物生产性土地转化为具有相同生物生产力的面积。这样，就可以通过算术加和而得到生态足迹和生态承载力。

某类生物生产性土地的均衡因子是某类给定生物生产性土地的全球平均生产力与所有 6 类生物生产性土地的全球平均生产力的比值^[30]，即

$$eq_i = \frac{p_i}{Q} = \frac{S_j^i \times p_j^i}{\sum_{j=1}^{193} S_j^i} \left/ \frac{\sum_{h=1}^6 \sum_{j=1}^{193} S_j^h \times p_j^h}{\sum_{h=1}^6 \sum_{j=1}^{193} S_j^h} \right. \quad (1.1)$$

式中： eq_i 为第 i 类物生产面积的均衡因子； p_i 为第 i 类生物生产性土地的平均生产力， kg/hm^2 ； Q 为世界所有 6 类生物生产性土地的平均生产力， kg/hm^2 ； S_j^i 为第 j 个国家（受世界范围内承认的主权国家有 193 个）的第 i 类生物生产性土地， hm^2 ； p_j^h 为第 j 个国家第 h 类生物生产性土地的生产力， kg/hm^2 。

均衡因子是生态足迹模型的关键参数之一，不同的研究机构、同一研究机构在不同年度给出了不同的参数，见表 1.1。

表 1.1 均衡因子的估算值

土地类型	EU 2002 ^[31]	WWF 2000 ^[32]	WWF 2002 ^[33]	WWF 2004 ^[34]	WWF 2006 ^[35]	Venetoulis 2008 ^[36]
建筑用地	3.33	3.16	2.11	2.19	2.21	0.50
耕地	3.33	3.16	2.11	2.19	2.21	2.12
能源用地	1.66	1.78	1.35	1.38	1.34	—
牧草地	0.37	0.39	0.47	0.48	0.49	2.42
林地	1.66	1.78	1.35	1.38	1.34	3.29
近海水域	0.06	0.06	0.35	0.36	0.36	2.67

(2) 产量因子。由于不同国家的资源禀赋不同，同一种类的生物生产性土地的单位生物生产力不同。为了将不同国家（或地区）的同一种类的生物生产性土地进行比较，需要对这些生物生产性土地进行调整。为此，生态足迹模型进入“产量因子”（yield factor）的概念，用产量因子表示某个国家（或地区）的某类生物生产性土地的平均单位生物生产力与该类生物生产性土地的世界平均单位生物生产力之间的差异。

某个国家（或地区）某类生物生产性土地的产量因子等于该类生物生产性土地在该国的平均单位生物生产力与世界同类土地的平均单位生物生产力之比^[29]，即

$$y_i = \frac{p_i}{q_i} \quad (1.2)$$

式中： y_i 为研究区域（某个国家或地区）第 i 类土地的产量因子； p_i 为研究区域内第 i 类生物生产性土地的平均生产力， kg/hm^2 ； q_i 为第 i 类土地的世界平均单位生物生产力， kg/hm^2 。

产量因子是生态足迹模型的另一个关键参数，不同国家或区有不同的产量因子。表 1.2 所列为我国的产量因子^[29]。

表 1.2 我国的产量因子

耕地	林地	牧（草）地	近海水域	建筑用地	能源用地
1.8	0.6	0.9	1.0	1.8	0.6

(3) 计算过程。生态足迹基本模型的计算步骤^[31]如下：

1) 划分消费和生产项目, 计算各主要消费项目的消费量以及生产项目的生产量。

2) 计算各类消费所对应的生物生产性土地。某类消费所对应的生物生产性土地, 等于该类消费的消费量除以该类土地的生产力, 即

$$S_i = \frac{C_i}{Y_i} = \frac{P_i + I_i - E_i}{Y_i} \quad (1.3)$$

式中: S_i 为第 i 类的消费对应的生物生产性土地, hm^2 ; C_i 为第 i 类的消费总量, unit; Y_i 为第 i 类的土地生产力, unit/hm^2 ; P_i 为第 i 类的当地生产量, unit; I_i 为第 i 类消费的进口量, unit; E_i 为第 i 类消费的出口量, unit。

3) 转换为生态足迹。通过均衡因子, 把各类消费对应的生物生产性土地转换为等价生产力的土地面积, 并将其汇总、求和。即所有消费的生态足迹 (F_E , hm^2) 等于各类消费所对应的土地面积乘以对应的均衡因子再求和, 即

$$F_E = \sum_{i=1}^6 (S_i \times eq_i) \quad (1.4)$$

式中: eq_i 为第 i 类土地的均衡因子。

4) 计算各类生产所对应的生物生产性土地。某类生产所对应的生物生产性土地, 等于该类生产的生产量除以该类土地的生产力, 即

$$A_i = \frac{M_i}{Y_i} \quad (1.5)$$

式中: A_i 为第 i 类的生产对应的生物生产性土地, hm^2 ; M_i 为第 i 类生产的总量, unit; Y_i 为第 i 类的土地生产力, unit/hm^2 。

5) 转换为生态承载力。通过均衡因子和产量因子, 把各类生产对应的生物生产性土地转换为等价生产力的土地面积, 并将其汇总、求和。即所有生产的生态承载力 (C_E , hm^2) 等于各类生产所对应的土地面积乘以对应的均衡因子及产量因子再求和, 即

$$C_E = (1 - 12\%) \times \sum_{i=1}^6 (A_i \times eq_i \times y_i) \quad (1.6)$$

式中: eq_i 为第 i 类土地的均衡因子; y_i 为第 i 类土地的产量因子; 为保护生物多样性, 需扣除 12% 的生物生产性土地。

6) 生态盈亏 (S_E) 分析。比较生态足迹与生态承载力的大小, 即可判断研究区域处于生态盈余或生态赤字状态

$$S_E = F_E - C_E \quad (1.7)$$

当 $S_E > 0$, 即 $C_E > F_E$ 时, 则表示生态盈余, 这表明该地区的人类活动处于生态系统的承载力接受范围内, 该区域的社会经济活动是可持续的; 相反, 当 $S_E < 0$, 即 $C_E < F_E$ 时, 则出现生态赤字, 即生态过载。这说明该地区的人类社会经济活动超过生态系统的承载力的范围内, 该区域的社会经济活动是不可持续的。图 1.1 所示为生态足迹模型的经典计算流程^[37]。

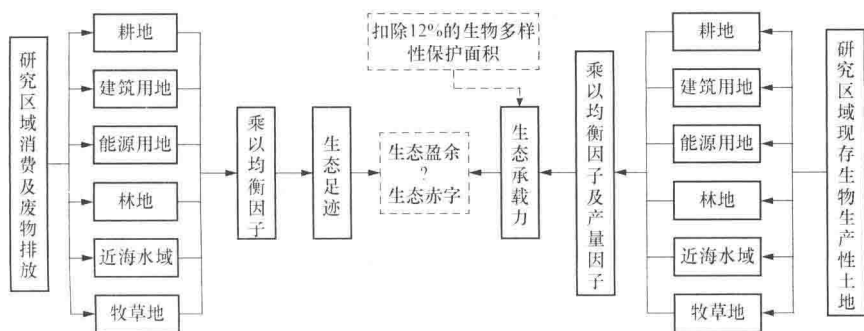


图 1.1 生态足迹模型的经典计算流程图

2. 生态足迹模型的演进与分类

由于生态足迹模型所需要的资料可以较易从有关国家（或地区）的统计年鉴、部门公告等途径获得，计算方法可操作性强、计算结果的单位是人们熟悉的“面积”的单位，简单易懂，其结果还可以判断研究区域的可持续发展状况，因而受到广泛的关注^[38]，成为一种量化测度可持续发展、资源效率与生态效率的重要方法^[39]。由于表达直观、方法综合、操作性强等优点，促进了生态足迹模型的迅速传播，具有广泛的应用范围。有针对某一年的静态研究^[40]、不同年份生态足迹的时间序列的变化研究^[41]，有多时间维和多因子的时间序列分析^[42]，也有单个对象，如家庭^[43]、甲烷^[44]、太阳发电^[45]、校园^[46]、城市^[47]等；还有针对行业，如水泥^[48]、旅游^[49]、纺织^[50]、交通^[51]、贸易^[52]等的生态足迹分析。

在众多学者和研究机构的推动下，生态足迹模型有了长足的发展。现在已演进为三套研究体系、六种具体方法（见图 1.2），即基于过程分析的综合法（Compound Approach）^[26]和成分法（Component Approach）^[53]、基于能量流分析的能值足迹法（Ecological Footprint based on Emergy Analysis, Em-EF）^[54]

和潜能足迹法 (Embodied Exergy Ecological Footprint, Ee-EF)^[55]、基于投入产出理论的货币型 (Monetary)^[56] 和实物型 (Physical)^[57] 投入产出足迹法 (Ecological Footprint model based on Input Output Analysis, IOA-EF)。

(1) 过程分析法。过程分析法分为综合法和成分法。综合法自上至下利用区域 (国家或地区) 的数据归纳; 而成分法自下而上利用当地数据, 两者的计算公式相同。

综合法是生态足迹基本模型, 适用于全球、国家和区域层次的生态足迹研究。成分法通过收集和实测研究对象的相关消费与排放成分的量值来计算生态足迹^[58,59], 其基本原理^[53]是: 将每一成分的量根据其土地占用特点转换为提供 (或吸纳) 该成分所需的相应种类生物生产性土地; 再根据生态足迹模型所划分的 6 类土地的属性, 将各成分所转换的生物生产性土地归类汇总; 然后, 将归类汇总后的土地面积乘以相应类别土地的均衡因子; 最后, 求和得到生态足迹。成分法适用于城镇、村庄、学校、公司、个人或单项活动的生态足迹研究^[60]。

(2) 投入产出法。基于投入产出的生态足迹模型最早由 Bicknell 于 1998 年提出^[56]。之后, Ferng 对之进行了完善、修正和扩展应用^[61,62], 文献 [63, 64] 分别运用投入产出技术进行区域 EF 核算实践。文献 [65] 改进了 IOA-EF 模型中调整因子的计算方法, 即用土地完全消耗系数矩阵后乘进口产品投入向量的对角阵来代替进口产品作为中间投入所贡献的生产性土地矩阵, 是对 IOA-EF 模型的较好补充。

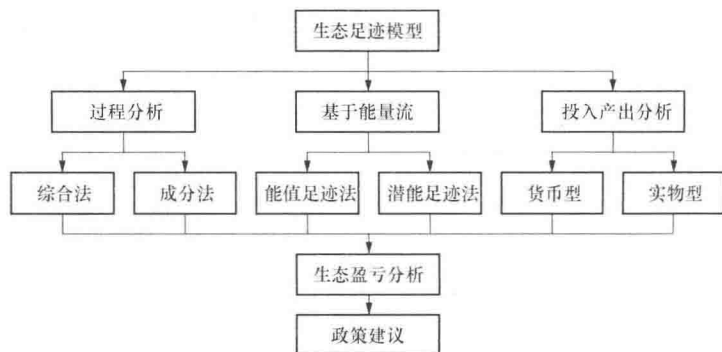


图 1.2 生态足迹模型演进及分类