

中国陆地生态系统生态资产遥感定量测量*

潘耀忠 史培军 朱文泉 顾晓鹤 范一大** 李京

(北京师范大学资源信息科学与工程研究中心, 北京师范大学资源科学研究所, 北京 100875)

摘要 生态系统的自然价值及其服务功能效益是地球生命支持系统的重要组成部分,也是社会与环境可持续发展的基本要素.生态资产是生态系统生物资源直接价值及其生态服务功能价值的总和.对生态资产价值进行定量估算不仅可以从经济学的角度对生态环境进行定量评价,而且能够引起全社会对生态环境建设的高度重视,同时也是最终将其纳入社会与市场经济体系、建立绿色 GDP 核算体系、制定生态环境建设补偿政策的必要前提.本文在传统生态学生态资产单位面积价值研究的基础上提出了基于遥感定量测量的生态资产价值评估模型,并利用 NOAA/AVHRR 和其他辅助数据对模型所需要的参数,如:陆地生态系统地表覆盖类型、植被覆盖度(f)、植被第一性净生产力(NPP)进行了定量测量,并参考 Costanza 等人的经济参数,对中国陆地生态系统生态资产价值进行了全覆盖的定量测量,并据此绘制了中国陆地生态系统生态资产价值空间分布图.结果表明:中国陆地生态系统每年的生态资产总价值为 64441.77 亿元人民币;较之传统的生态学静态计算方法,遥感测量克服了以点代面的缺点,测量结果可以更加客观地反映中国陆地系统生态资产及其空间分布的现实情况,为今后开展相关研究奠定了良好的基础.

关键词 陆地生态系统 生态资产 遥感 定量测量

地球生物圈及生态系统是人类赖以生存和发展的物质基础.随着世界范围的资源、环境和人口问题的日益加剧,以生态系统服务功能效益和自然资源价值为核心的生态资产测量与价值评估引起了世界各国的普遍关注,生态资源也逐渐开始被人们认为是一种国家资产,即生态资产.生态资产除决定于一个国家自然生态环境质量的优劣,还决定于一个国

家对其生态环境的认识水平,以及对其生态环境状况的掌握程度和对其生态环境破坏的治理和恢复程度.许多专家、学者、政府部门和国际组织都致力于此问题的研究,开展了对生态资产的核算,并试图将其纳入国民经济核算体系^[1-3].美国国家自然资源调查局从 1972 年开始,采用野外抽样调查统计的方法,对国家生态资产进行定期调查和评估,并以 5 a 为周

2003-07-16 收稿, 2003-11-11 收修改稿

* 国家自然科学基金资助项目(批准号: 40371001)和科学技术部高新技术重点规划项目(批准号: 2002AA133060)共同资助

** E-mail: fyd@ires.cn

期对外发布,这极大促进了美国各地的生态环境建设.目前,西方发达国家已引申出了绿色GDP概念,并将其作为衡量区域总体经济发展状况和生态环境质量状况的重要指标之一^[4].借助近年来迅猛发展的空间信息技术,及时、准确和动态地掌握国家生态资产这一重要战略资源的状况,对于国民经济发展、生态环境建设与保护、各级政府进行宏观决策都具有重要的科学意义.

1 研究现状

生态资产评价的思想源于20世纪70年代,SCEP在《人类对全球环境的影响报告》中首次提出了生态系统服务功能的概念,并列举了生态系统对人类的环境服务功能^[5].Holder等^[6],Westman等^[7]先后进行了全球生态系统服务功能的研究,并指出生物多样性的丧失将直接影响着生态系统服务功能,至此,产生了生态资产价值评估的概念.1997年,Daily等第1次比较全面、系统、深入和综合地研究了生态系统服务功能的各个方面,得到了比较广泛的关注^[8].Constanza等^[1]认为生态系统和自然资本直接或间接地为人类的福利做出贡献,并对全球16个生态系统类型,将生态系统服务功能分成了17个大类,经过计算得到的结论是:全球生物圈目前每年所提供的生态系统服务功能的价值为16~54万亿美元,平均值为33万亿美元,而全球目前每年的国民生产总值仅为18万亿美元,这个结论在全世界相关领域得到普遍的关注和反响,引发了人们对生态资产价值的广泛讨论,特别是引起了很多专家和学者对生态资产价值计算方法的进一步深入研究^[9].许多学者从不同的角度对生态资产及其价值评估方法进行了研究^[10-12],《Ecological Economics》杂志(1998, 25; 1999, 29)以论坛或专题形式汇集了有关生态资产及其价值评估的研究成果.

近期国内许多学者参考国外研究,对生态资产价值估算的理论和方法进行了介绍的同时,并尝试对全国或区域的生态资产价值进行了估算.陈仲新等^[13]把中国植被划分为10个陆地生态系统和2个海洋生态系统,估算出中国生态系统每年的效益价值为7.78万亿元人民币(其中,陆地5.61万亿元人民币;

海洋生态系统效益2.17万亿元人民币).欧阳志云等人^[14]从有机物质的生产、维持大气CO₂和O₂的平衡、营养物质的循环和储存、水土保持、涵养水源、生态系统对环境污染的净化作用等6个方面,对中国陆地生态系统每年的服务价值进行了估算,6个方面的总经济价值为30.488万亿元(人民币).中国生物多样性国情研究报告编写组^[15]将中国生物多样性的经济价值分为直接使用价值、间接使用价值、潜在使用价值等3类开展了评估研究,上述3类价值总计为39.33万亿元.而他们都认为其研究只是对中国生态资产价值的保守估计.此外还有大量的针对区域或单个生态系统资产估算的研究成果^[16-19].

然而,目前国内外有关生态资产估算方面的研究成果基本限于利用单位面积价值对总量的静态估算,对生态系统类型、质量状况的空间/时间差异缺乏考虑,估算结果难以反映生态资产在空间分布上的真实状况.实际上,在全球和区域生态资产全覆盖的测量方面的研究仍然处于探索阶段.本文旨在利用遥感技术,在对生态系统类型、质量状况参数测量的基础上,建立生态资产遥感定量计算模型,结合前人的研究成果,对中国陆地生态系统生态资产进行定量计算,以期得到能够准确反映中国陆地生态系统生态资产空间真实分布状况的测量结果,为进一步推动生态资产遥感定量测量进行探索性研究.

2 生态资产遥感定量估算模型

2.1 生态资产的内涵

生态系统除了给人类提供实物型生态产品外,同时还以其巨大的生物多样性向人类提供着更多类型的非实物型的生态服务,这些非实物型生态服务为人类带来了巨大的福利,有着巨大的经济价值.因而,生态资产包括两部分内容:隐形的生态系统服务功能价值和有形的自然资源直接价值.

2.2 遥感定量计算模型

一定区域内生态资产的总量是一个随时间动态变化的量值,它是区域内所有生态系统类型提供的所有服务功能及其自然资源价值的总和,并随着区域内所含有的生态系统的类型、面积、质量的变化而

变化. 一定区域内的生态资产价值总量(V)可以表示为:

$$V = \sum_{c=1}^n Vc, \quad (1)$$

其中, $c = 1, 2, \dots, n$, 表示生态系统的类型; Vc 表示第 C 类生态系统生态资产价值.

$$Vc = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m Rij \times Vci \times Sij, \quad (2)$$

其中, $i = 1, 2, \dots, n$, 表示第 C 类生态系统的第 i 种生态服务功能; Vci 表示第 C 类生态系统的第 i 种生态服务功能类型的单位面积价值; $j = 1, 2, \dots, m$ 表示一定区域内第 C 类生态系统在空间上分布的象元数; Sij 表示各个象元的面积大小, 对于等面积投影, Sij 为给定的常数; Rij 表示每个象元的调整系数, 它是由生态系统的状况决定的.

$$Rij = F(A_1, A_2, \dots, A_n), \quad (3)$$

其中, A_1, A_2, \dots, A_n 是表征生态系统质量状况的生态参数, 不同质量状况同一生态系统类型的 Vci 是不同的, 其差别由 Rij 来调整. 本文选取植被覆盖度(f_j)和植被净第一性生产力(NPP)作为表征当年生态系统质量状况的生态参数, 对于任一象元, 调整系数可表示为:

$$R_{ij} = \left(\frac{NPP_j}{NPP_{\text{mean}}} + \frac{f_j}{f_{\text{mean}}} \right) / 2, \quad (4)$$

式中, NPP_{mean} 和 f_{mean} 为区域内第 C 类生态系统植被净第一性生产力的均值和植被覆盖度的均值; NPP_j 和 f_j 为 j 象元的第一性生产力和植被覆盖度.

3 生态参数的遥感定量测量

3.1 数据来源与预处理

(1) 气象卫星 NOAA/AVHRR 数据. 本文研究所利用 NOAA/AVHRR 的 $NDVI$ 数据, 来源于美国地球资源观测系统(Earth resources observation system: EROS)数据中心的探路者数据集(pathfinder data set: PDS). 图像空间分辨率: $1\text{km} \times 1\text{km}$. 时间分辨率为月. 时间序列: 1992年4月~1993年3月, 1995年2月~1996年1月, 包含了两个完整的生长季节. 经投影变换处理, 选取的投影方式为 Albers 等积投影.

(2) 气象数据. 本文研究所用的基础数据来源于中国气象局, 时间为 1961~2000 年, 数据内容为年平均月降水量、月平均气温、风速、水汽压及日照百分率, 以及各气象站点的经度、纬度和海拔高度, 共涉及 726 个气象站点. 对数据进行精度验证, 剔除不可替代的错误数据后, 在本文研究中实际使用了 725 个站点的资料.

(3) DEM (Digital Elevation Model) 数据. 高程模型(DEM)空间分辨率 1 km. 资料来源: 美国地球资源观测系统(Earth Resource Observation System)数据中心. 经几何校正、配准、投影变换处理, 选取的投影方式及参数与 $NDVI$ 相同.

(4) 其他地理底图. (i) 1:100 万《中国植被类型图》, 资料来源: 中国科学院植物研究所^[20]; (ii) 1:400 万数字化《中国植被类型图》^[21], 经 ARC/INFO 投影变换, 投影同 $NDVI$ 影像. 资料来源: 国家地理信息系统重点实验室; (iii) 1:400 万《中国土壤质地图》^[22], 经 ARC/INFO 数字化、投影变换, 投影同 $NDVI$ 影像.

3.2 植被覆盖类型遥感分类

利用 1992 年 4 月~1993 年 3 月和 1995 年 2 月~1996 年 1 月 NOAA/AVHRR 资料、1:100 万数字高程模型(DEM), 以及相应的气候资料, 采用气候分类指标和 $NDVI$ 多源信息复合综合分类的方法^[23], 其中气候植被分类选用了 Thornthwaite 可能蒸散指标体系(包括: 可能蒸散率 PER 、降水量 P 、湿润指数 Im 和数字高程 E)^[24,25]. 按 1:100 万中国植被分类体系^[20], 最终将中国陆地生态系统分为 41 个(含 67 个小类)土地覆盖类型. 对每一类型随机抽取 30 个样本, 以 1:100 万中国植被图为标准进行验证, 该分类结果总分精度达 82.4%. 在此基础上按照 Constanza 等^[1]和陈仲新^[13]等的分类体系合并为 10 个大类, 合并后总精度达 87.6%, 完全可以满足生态资产测量的要求. 10 个类型的定义见表 1. 土地覆盖分类结果见图 1(a), 图中类型编号与表 1 相同.

3.3 植被覆盖度(f_j)的定量测量

植被覆盖度(f_j)被定义为植被投影面积在单位面

积上所占比例, 它和叶面积指数可以作为衡量地表植被数量的指标^[26]. 对于每个象元的 $NDVI$ 数据有下列关系:

$$NDVI_i = \sum_{j=1}^Q NDVI_{ij} f_j + e_i, \quad (5)$$

其中, $NDVI_i$ 是第 i 月的 $NDVI$ 数据, $NDVI_{ij}$ 是第 j 种覆盖类型在第 i 月的值, f_j 是第 j 种土地覆盖类型在像元中的所占比率, e_i 是误差. 模型的约束条件为:

$$\sum_{j=1}^Q f_j = 1. \quad (6)$$

考虑到模型的实际应用, 根据线性混合模型的假设, 可以认为每个象元的 $NDVI$ 值由植被覆盖部分 (f_v) 和裸土部分 ($1-f_v$) 的 $NDVI$ 值合成, 即:

$$NDVI = NDVI_v f_v + NDVI_s (1 - f_v), \quad (7)$$

其中, $NDVI_v$ 是植被覆盖部分的 $NDVI$ 值, $NDVI_s$ 是裸土覆盖部分的 $NDVI$ 值. 年最大 $NDVI$ 可以较好反映该年度植被长势最好季节地表的植被覆盖程度. 在实际计算中, 取 $NDVI$ 最大值代替 $NDVI_v$ 和最小值代替 $NDVI_s$, 则植被覆盖度 (f_v) 计算公式如下:

$$f_v = \frac{NDVI - NDVI_{\min}}{NDVI_{\max} - NDVI_{\min}}. \quad (8)$$

本文所计算的是各象元点的最大植被盖度, 因而取值为该象元在整个生长季中最大值. 根据图 1(a) 的土地覆盖类型, 1992~1993, 1995~1996 中国陆地生态系统最大平均植被覆盖度测量结果见图 1(b).

3.4 植被净第一性生产力(NPP)的定量测量

计算 NPP 时采用改进的光能利用率模型^[27]. 模型形式如下:

$$NPP = \varepsilon \times f_1(T) \times f_2(\beta) \times PAR \times FPAR - R, \quad (9)$$

式中, R 表示呼吸消耗碳元素量; ε 表示最大光能利用率; $f_1(T)$ 和 $f_2(\beta)$ 分别表示温度和土壤水分对 ε 的影响; PAR 表示到达地表的光合有效辐射, 由气候学方法确定; $FPAR$ 表示植被所吸收的光合有效辐射比例, 由植被指数确定^[28].

利用公式 (9), 根据图 1(a) 的土地覆盖类型, 1992~1993, 1995~1996 中国陆地生态系统年平均植被净第一性生产力测量结果见图 1(c).

3.5 生态系统质量状况调整系数(R)的定量测量

在植被覆盖度和 NPP 测量的基础上, 利用 (4) 式, 根据图 1(a) 的土地覆盖类型, 不同土地覆盖类型质量状况调整系数测量结果见图 1(d).

4 测量结果

在遥感生态参数测量的基础上, 利用公式 (1, 2, 3, 4), 对中国陆地生态系统生态资产价值进行了估算. 在实际计算过程中: 单位面积价值的初始值采用了 Constanza 等人^[1] 10 个陆地生态系统类型的单位面积价值 (表 1), 虽然该项研究的某些数据可能存在较大偏差, 但为了便于与其他研究成果进行比较, 我们仍然采用了这些经济参数, 并且根据实际情况进行了适当地调整, 荒漠取值与草地相同; 美元与人民币的汇率采用: 1 美元 = 8.6187 元人民币 (以 1994 年人民币为基准, 下同)^[29]; 对于红树林、河流/湖泊、沼泽湿地、冻原、冰川/裸岩等 5 个类型, 由于其并不适合用植被盖度和 NPP 来衡量其质量状况, 公式 (4) 中调整系数取值为常数 1.

通过计算得到 1992~1993, 1995~1996 中国陆地生态系统年平均生态资产价值空间分布图 (图 2), 以及中国陆地各生态系统资产价值表 (表 1). 中国陆地生态系统每年的生态资产总价值为 64441.77 亿元人民币, 为 1994 年我国国内生产总值 45006 亿元的 1.43 倍, 略高于陈仲新等人的计算结果^[13]. 其中, 森林的生态资产占总效益的 24.76%, 其资产价值主要来源于热带/亚热带森林生态系统 (88.92%); 湿地的生态资产占总效益的 41.02%; 这两类共占了中国陆地生态系统总资产的 65%.

从生态资产空间分布上看 (图 2 和表 2), 我国生态资产总体空间分布沿西北向东南逐渐升高, 这与生物多样性的地带性分布梯度是一致的. 最低值区位于我国西北干旱半干旱地区和北方农牧交错带沿线地区, 生态资产单位面积价值低于 5 万元 $\cdot \text{km}^{-2}$. 次一级低值区主要分布于北方草原区、东部农业区及高原西南部地区, 单位面积价值介于 5~10 万元 $\cdot \text{km}^{-2}$. 低值区的空间分布反映了生态环境本身的脆弱性, 人类的长期过度开发损害了自然生态系统原有的功能, 是导致生态资产价值较低的主要原因. 中值区主

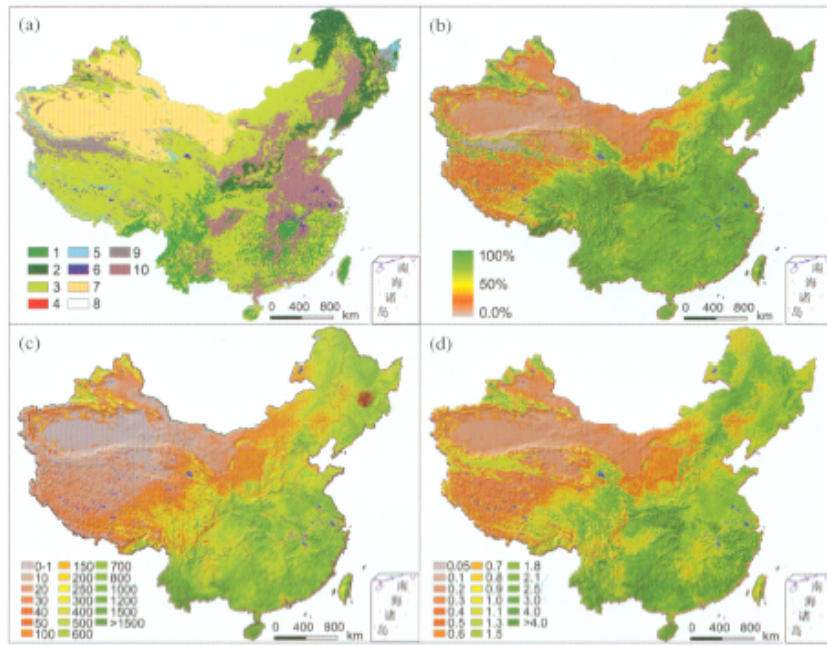


图 1 中国陆地生态系统生态参数遥感测量结果
(a) 土地覆盖类型; (b) 植被覆盖度; (c) 植被净第一性生产力; (d) 调整系数

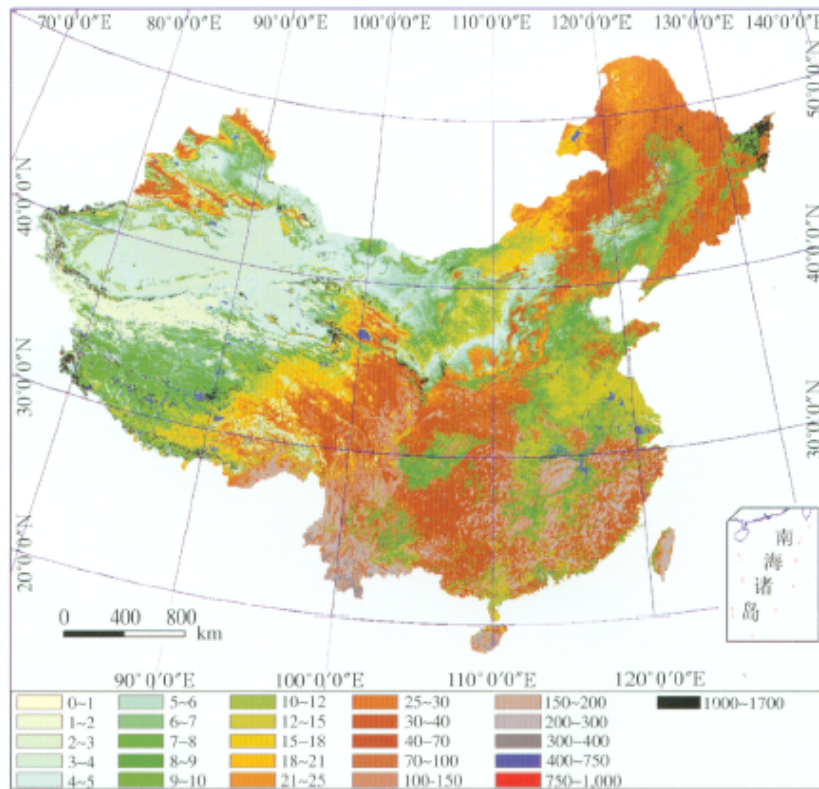


图 2 中国陆地生态系统单位面积生态资产遥感定量测量结果空间分布图

表 1 中国陆地生态系统生态资产总体评价

编号	生态系统 类型	单位面积价值 ^{a)} /万元·km ⁻²	实际单位面积价值 /万元·km ⁻²	面积/km ²		生态资产价值	
				测量面积	比例/%	总值/亿元	比例/%
1	热带亚热带森林	173.00	175.34	809268	8.43	14190.04	22.02
2	温带森林/泰加林	26.03	28.56	619294	6.45	1768.48	2.74
3	草地(灌丛)	20.00	29.00	4176594	43.51	12112.12	18.80
4	红树林	861.00	861.00	543	0.01	46.79	0.07
5	沼泽湿地	1687.00	1687.00	156682	1.63	26432.31	41.02
6	河流/湖泊	732.00	732.00	110177	1.15	8064.97	12.52
7	荒漠	20.00	3.29	1573272	16.39	517.31	0.80
8	冻原	0.00	0.00	3950	0.04	0.00	0.00
9	冰川/裸岩	0.00	0.00	406593	4.24	0.00	0.00
10	耕地	7.93	7.51	1743627	18.16	1309.73	2.03
	全国合计	—	—	9600000	100.00	64441.77	100.00

a) 除荒漠外, 其他数据引自文献[1]

表 2 中国陆地生态系统不同等级生态资产价值统计表

资产等级	资产范围/万元·km ⁻²	面积统计		资产统计	
		总面积/km ²	占全国比例/%	总资产/亿元	占全国比例/%
极低	0~5	2642154	27.52	745.70	1.16
较低	5~10	2000023	20.83	1547.79	2.40
中低	10~30	1960938	20.43	3846.88	5.97
中等	30~100	1893984	19.73	9845.04	15.28
较高	100~385	835777	8.71	14333.42	22.24
极高	>385	267125	2.78	34122.94	52.95
全国合计		9600000	100.00	64441.77	100.00

要分布于我国一级阶地向二级阶地、二级阶地向三级阶地过渡地区, 以及东部沿海的部分地区, 单位面积价值介于 30~100 万元·km⁻²。该区域在北方主要为森林分布区, 在南部主要为高覆盖的高灌丛, 拥有较高的生物量和植被覆盖度(图 1)。该区生态资产价值范围与水热条件配置较为合理, 且由于地形地貌的原因受人类活动影响较轻有关。高值区分布于长江流域以南, 与热带/亚热带森林、以及高灌丛分布区相吻合, 单位面积价值介于 100~385 万元·km⁻², 是我国水热条件配置最好的地区。极高区主要与几类特殊的生态系统类型的分布有关, 它们是河流/湖泊、红树林和沼泽湿地, 其总资产占了全国的 52.95%, 而面积仅占 2.78%。

本文同时还以省区为单位计算了中国陆地生态系统生态资产的空间价值分布(表 3)。结果与陈仲新

等人^[13]的研究在大的趋势上基本一致。从表 3 可以看出我国省区生态资产的空间分布格局存在以下几个特点: (i) 北方省份的单位面积生态资产价值普遍低于南方省份, 总体空间分布沿西北向东南逐渐升高; (ii) 由于湿地具有极高的生态资产价值, 湿地面积分布较大的北方省份也具有很高的单位面积生态资产价值, 如: 黑龙江、西藏和内蒙古, 远远高于其所处大区域的平均值。(iii) 西北干旱、半干旱和农牧交错带沿线各省的单位面积生态资产价值较低, 这与生态环境脆弱有关, 如: 山西、甘肃和陕西。(iv) 由于人类活动的影响, 水热条件较好的东部农业大省单位面积生态资产价值也很低, 如: 河南、山东和河北。(v) 单位面积生态资产最高的省区是水热条件最好, 生物多样性最高, 人类活动破坏最小的中国南部的省区, 如: 海南、台湾和云南。

表3 全国部分省区生态资产价值排序与分析

单位面积 价值序位	总资产 序位	省区	单位面积价值 /万元·km ⁻²	总价值 /亿元	单位面积 价值序位	总资产 序位	省区	单位面积价值 /万元·km ⁻²	总价值 /亿元
1	21	海南	161.18	554.03	17	7	四川	64.4	3670.8
2	4	黑龙江	148.81	6742.02	18	6	青海	62.2	4507.4
3	22	台湾	132.37	481.09	19	15	贵州	60.36	1073.33
4	5	云南	127.26	4946.29	20	3	新疆	44.33	7370.2
5	14	福建	103.27	1278.23	21	18	吉林	40.21	777.59
6	11	江西	100.63	1698.46	22	29	北京	38.72	63.89
7	16	浙江	97.35	994.38	23	30	天津	35.11	41.34
8	10	湖南	83.42	1788.26	24	31	上海	33.67	21.21
9	13	广东	83.17	1505.76	25	20	陕西	33.38	695.36
10	12	湖北	82.2	1550.69	26	24	河南	27.02	450.92
11	9	广西	77.99	1857.67	27	28	宁夏	26.82	136.77
12	1	西藏	70.67	8613.91	28	25	山东	25.62	399.26
13	19	江苏	69.46	704.44	29	23	河北	24.23	457.26
14	17	安徽	68.24	972.68	30	26	辽宁	23.18	339.34
15	8	甘肃	66.62	2721.9	31	27	山西	20.17	320.34
16	2	内蒙古	66.41	7706.93		全国合计		67.13	64441.78

5 讨论与结论

5.1 讨论

鉴于生态资产计算方法和过程基本一致, 具有较大的可比性, 我们将本文的“以生态系统基本参数为基础的遥感动态测量方法(简称“RS”法)”和陈仲新等人^[13]的“以1:400万植被类型^[21]图为基础的静态统计方法(简称“ST”法)”的计算结果进行了对比分析(表4)。实际上, “ST”方法仅仅是在植被类型图上简单的乘以了资产单位面积价值的系数, 而忽略了同一种生态系统类型由于质量状况的差异导致的资产价值的巨大差别, 因而其结果并不能真实的反映中国陆地生态系统生态资产价值空间分布的实际情况, 从某种意义上讲, 其结果仍然是植被类型图的空间分布。尽管两种方法所采用的各生态系统类型单位资产价值的初始值相同, 但由于计算过程中模型其他参数的选择和基础土地覆盖类型图的差异, 两种方法的结果并不完全相同。从表4可以看出, “RS”方法计算的全国生态资产总量高出“ST”法8343.3亿元, 相当于14.9%。导致这种差异主要来自两大方面的原因, 即: (i) 不同土地覆盖类型的总面积的差异; (ii) 空间上每一个象元单位面积实际生态资产价值的差异。

(1) 不同土地覆盖类型总面积产生的总生态资

产价值差异。分析表4, 遥感测量的土地覆盖面积与1:400植被图相比, 大部分类型符合程度在90%以上, 10类中6类符合程度在95%以上, 说明本文利用遥感测量的土地覆盖结果完全可信。由于类型面积导致的生态资产差异主要是温带森林/泰加林和河流/湖泊(水域)两个类型的差异产生的。

温带森林/泰加林: 遥感测量结果高于1:400植被图149712 km² (31.9%), 导致资产差异546.2亿元, 两者相差44.7%, 占总差值的6.5%。据林业部第4次全国森林资源清查(1989~1993)结果, 我国森林覆盖率达13.92%, 森林面积为133.70万km²^[30]。说明遥感测量的结果更加符合实际情况。其原因可能是由于1:400万植被图基本上是取自20世纪70年代, 而80年代以后中国开始了大规模的植树造林活动, 十几年间我国森林覆盖率有了较大幅度的提高。

河流/湖泊: 遥感测量结果高于1:400植被图一倍以上, 面积差异达59334 km² (116.7%), 其中差异主要分布在青藏高原区, 导致资产差异4341.1亿元, 两者相差也在一倍以上, 达116.6%, 占总差值的52%。这主要是三方面的原因造成的, 一是利用NOAA/AVHRR的NDVI测量水体面积, 其准确率在98%以上, 本文的精度验证也证明了这一结论; 二是1:400万植被图的水域面积主要是通过野外考察和根据地形图人工勾绘而获得的, 对于青藏高原等人

表 4 两种不同方法生态资产计算结果比较

类型 编号 ^{a)}	单位面积价值/万元·km ⁻²		类型面积/km ²				总资产/亿元			
	RS 方法	ST方法 ^{b)}	RS 方法	ST 方法	差值	比例/%	RS 方法	ST 方法	差值	比例/%
1	175.34	173.00	809268	821595	-12327	98.5	14190.0	14221.7	-31.7	99.8
2	28.56	26.03	619294	469582	149712	131.9	1768.5	1222.3	546.2	144.7
3	29.00	20.00	4176594	4349844	-173250	96.0	12112.1	8697.7	3414.4	139.3
4	861.00	861.00	543	575	-32	94.4	46.8	49.5	-2.7	94.5
5	1687.00	1687.00	156682	158597	-1915	98.8	26432.3	26763.9	-331.6	98.8
6	732.00	732.00	110177	50843	59334	216.7	8065.0	3723.8	4341.1	216.6
7	3.29	0.00	1573272	1499473	73799	104.9	517.3	0.0	517.3	
8	0.00	0.00	3950	4120	-170	95.9	0.0	0.0	0.0	
9	0.00	0.00	406593	442461	-35868	91.9	0.0	0.0	0.0	
10	7.51	7.93	1743627	1802910	-59283	96.7	1309.7	1429.6	-119.8	91.6
	全国合计		9600000	9600000			64441.8	56098.5	8343.3	114.9

a) 类型编号同表 1 中生态系统类型; b) ST 方法为文献[13]中的数据

迹罕至的地区存在的水域难以详细统计; 三是因为在 1:400 万制图中, 许多湖泊/河流由于图斑太小而成图, 导致了图上湖泊面积大幅度减少。

(2) 不同象元实际单位面积资产价值产生的总资产价值差异。通过表 4、表 5 还可以看出, 尽管大部分生态系统类型“RS”方法和“ST”法采用的总面积基本相同, 但相同类型的总资产量却有很大差别。这种情况主要出现在草地和荒漠两种生态系统类型中。产生这种差异的主要原因在于: 本文的遥感测量方法不仅考虑了生态系统类型的差异, 同时还通过生态参数考虑了同一生态系统类型在空间分布上存在的质量差异, 以及即使同一种生态系统类型由于测量尺度的关系(1:400 万尺度或 1 km²空间分辨率), 许多象元并非是完全单一类型, 而是由两种或两种以上的类型构成混合象元, 本文通过利用不同类型间植被盖度和植被净第一性生产力存在的明

显差异构成了调整系数, 合理的估算了同一类型每一个象元的实际单位面积价值。例如耕地, 经调整后平均资产价值为 7.51 万元·km⁻², 与“ST”方法的取值基本相同, 但由于不同地域的质量状况存在巨大差异, 其实际单位面积价值介于 2.1~17.4 万元·km⁻²之间, 最低值出现在北方农牧交错区, 最高值分布在南方两年三熟作物和经济林交汇地区。这与生态资产空间分布实际情况完全相符。

对于草地, 由于在 Constanza 等人的分类系统中将灌丛归于此类, 尤其是热带/亚热带灌丛, 具有极高的生物量和植被覆盖度, 其资产价值远远高于温带草地, 因而“RS”方法计算的全国草地实际平均资产价值是“ST”平均值的 1.5 倍, 与温带森林/泰加林的平均价值相当, 从年 NPP 生产能力看, 也是与实际情况相吻合的。正是由于这种原因, 虽然“ST”方法和“RS”方法在草地总面积上的符合程度达 96%, 但

表 5 不同生态系统类型生态参数与资产特征值

生态系统类型	NPP/g·m ⁻² ·a ⁻¹			植被盖度/%			调整系数 范围		单位面积价值/万元·km ⁻²		
	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean			Min	Max	Mean
热带亚热带森林	203	1902	613	43	100	70	0.20	2.20	34.6	380.6	175.34
温带森林/泰加林	251	862	519	53	100	77	0.43	1.68	11.2	43.7	28.56
草地	7	851	267	8	98	51	0.11	8.27	2.2	165.4	29.00
红树林	-	-	-	-	-	-	1.00	1.00	861.0	861.0	861.0
沼泽湿地	-	-	-	-	-	-	1.00	1.00	1687.0	1687.0	1687.0
河流/湖泊	-	-	-	-	-	-	1.00	1.00	732.0	732.0	732.0
荒漠	0.00	50	8	0.00	15	4	0.00	0.20	0.0	4.0	3.29
冻原	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.0	0.00
冰川/裸岩	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.0	0.00
耕地	81	914	381	25	98	60	0.26	2.20	2.1	17.4	7.51

却产生了 3414.4 亿元的总资产差异, 后者比前者高了近 40%, 占总差值的 40.9%.

对于荒漠类型, 实际上并非完全没有生态价值, 而是相对于其他类型价值较低. 本文在计算荒漠的生态资产价值时, 将其初始单位面积生态资产取值与草地相同, 但由于其生物量和植被盖度极低, 通过调整系数, 实际平均资产价值仅为草地平均值的 1/10, 这与实际情况也是完全相吻合. 由于面积较大, 荒漠产生的总资产“RS”法高出“ST”法 517.3 亿元, 占总差值的 6.2%.

(3) 生态资产遥感定量测量的不确定性及其动态变化. 全球和区域生态资产全覆盖测量方面的研究仍然处于探索阶段. 本文利用遥感技术, 结合前人的研究成果, 对中国陆地生态系统生态资产进行了定量计算, 其存在的不确定性主要来自两方面. 首先, 对生态资产各评价因子的研究还不够完善, 本文主要是参考 Costanza 等人的经济参数, 而他们所确定的评价指标及单位面积生态资产价值量一直还存在许多争议, 目前也还没有更完善的评价体系, 仍需作进一步的研究. 其次是遥感测量本身也存在精度问题, 如遥感数据获取、基于遥感技术的各生态系统类型及面积的确定、生态系统参数遥感测量等.

受气候波动和人类活动的影响, 一定区域内的生态资产总量也会随时间发生动态变化. 气候变化会影响生态系统的质量状况, 甚至使某些生态系统类型发生变迁^[31], 尤其是那些对环境依赖性较强的植被, 如一年生的草本植物, 它们受温度和降水的影响相当明显, 反应其生态系统质量参数的净初级生产力和植被覆盖度也会发生变化, 因此经生态参数调整后所得到的生态资产会相应的产生年际变化. 人类活动主要是影响生态系统的质量和面积^[32], 使生态系统的服务功能得到增强或减弱, 从而造成生态资产的波动.

5.2 结论

(1) 本文提出了一套基于生态系统参数遥感定量测量的生态资产价值评估方法, 并利用 NOAA/AVHRR 和其他辅助数据, 参考 Costanza 等人的经济参数, 对中国陆地生态系统生态资产价值进行了全

覆盖的定量测量, 并据此绘制了中国陆地生态系统生态资产价值空间分布图. 较之传统的生态学统计方法, 遥感测量克服了以点代面的缺点, 测量结果可以更加客观的反映中国陆地系统生态资产及其空间分布的现实情况, 为今后开展相关研究奠定了良好的基础.

(2) 通过计算, 中国陆地生态系统每年的生态资产总价值为 64441.77 亿元人民币, 占 1994 年我国国内生产总值的 1.43 倍. 通过与传统生态学统计方法的比较分析, 说明遥感测量的结果更加符合中国陆地生态系统价值的实际情况.

(3) 通过遥感、地理信息系统与生态学的结合, 完全可以对陆地生态系统的生态资产进行定量测量. 其关键在于: (i) 通过遥感对生态系统参数的准确测量(主要包括土地覆盖类型、生物量和植被盖度等); (ii) 通过生态学研究合理确定不同生态系统类型生态资产单位面积价值量.

参 考 文 献

- 1 Costanza R, d'Arge R, Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 1997, 387: 253~260^[DOI]
- 2 David P. Ecological accountancy. *Science*, 1997, 387: 253~260
- 3 Gretchen C, Daily T, Soderqvist D, et al. The value of nature and nature of value. *Science*, 2000, 289: 395~396^[DOI]
- 4 Rapport D. *Ecosystem health*. Boston: Blackwell Science, Inc, 1998
- 5 谢高地, 鲁春霞, 成升魁. 全球生态系统服务价值评估研究进展. *资源科学*, 2001, 11(6): 5~9
- 6 Holder J, Ehrlich P R. Human population and global environment. *American Scientist*, 1974, 62: 282~297
- 7 Westman W E. How much are nature's services worth? *Science*, 1977, 197: 960~964
- 8 Daily G C. *Nature's Service: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington: Island Press, 1997
- 9 赵景柱, 肖寒, 吴刚. 生态系统服务的物质量与价值量评价方法的比较分析. *应用生态学报*, 2000, 4(2): 290~292
- 10 Bolund P, Hunhammar S. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 1999, 29: 293~301^[DOI]
- 11 Bjorklund J, Limburg K, Rydberg T. Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: an example from Sweden. *Ecological Economics*, 1999, 29: 269~291
- 12 Holmud C, Hammer M. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics*, 1999, 29: 253~268^[DOI]

- 13 陈仲新, 张新时. 中国生态系统效益的价值. 科学通报, 2000, 45(1): 17~22
- 14 欧阳志云, 王效科, 苗 鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究. 生态学报, 1999, 19(5): 607~613
- 15 中国生物多样性国情研究报告编写组编. 中国生物多样性国情研究报告. 北京: 中国环境科学出版社, 1998. 191~210
- 16 薛达元, 包浩生, 李文华. 长白山自然保护区生物多样性旅游价值评估研究. 自然资源学报, 1999, 14(20): 140~145
- 17 孔繁文, 戴广翠, 何乃蕙. 森林环境资源核算与政策. 北京: 中国环境科学出版社, 1994
- 18 郭中伟, 李典谟, 于 丹. 生态系统调节水量的价值评估——兴山实例. 自然资源学报, 1998, 13(3): 242~248
- 19 肖 寒, 欧阳志云, 赵景柱, 等. 海南岛生态系统土壤保持空间分布特征及生态经济价值评估. 生态学报, 2000, 20(4): 552~558
- 20 侯学煜. 中国植被图集(1: 100 万). 北京: 科学出版社, 2001
- 21 侯学煜. 中华人民共和国植被图(1: 400 万). 北京: 地图出版社, 1982
- 22 邓时琴. 中国土壤质地图. 见: 中国土壤图集. 北京: 地图出版社, 1986. 23~24
- 23 Pan Y Z, Li X B, He C Y, et al. An integrative classification of vegetation in China based on NOAA AVHRR and vegetation-climate indices of the Holdridge life zone. *International Journal of Remote Sensing*, 2003, 24(5): 1009~1027[DOI]
- 24 张新时. 植被的 PEP(可能蒸散)指标与植被-气候分类(二)——几种主要方法与 PEP 程序介绍. 植物生态学与地植物学报, 1989, 13(4): 107~207
- 25 Zhou G S, Wang Y H. Global change and climate. *Chinese Science Bulletin*, 2000, 45: 577~584
- 26 Gutman G, Lgnatov A. The derivation of the green vegetation fraction from NOAA/AVHRR data for use in numerical weather prediction models. *International Journal of Remote Sensing*, 1998, 19(8): 1533~1543[DOI]
- 27 孙 睿, 朱启疆. 中国陆地植被净第一性生产力及季节变化研究. 地理学报, 2000, 55(1): 36~45
- 28 Sellers P J, Tucker C J, Collatz G J, et al. A global 10 by 10 NDVI data set for climate studies part 2: the generation of global fields of terrestrial biophysical parameters from the NDVI. *International Journal of Remote Sensing*, 1994, 15(17): 3519~3545
- 29 中国经济年鉴编辑委员会. 中国经济年鉴(1995 年). 北京: 中国经济年鉴出版社, 1995. 688~765
- 30 张佩昌, 袁嘉祖. 中国林业生态环境评价、区划建设. 北京: 中国经济出版社, 1996
- 31 沙万英, 邵雪梅, 黄 玫. 20 世纪 80 年代以来中国的气候变暖及其对自然区域界线的影响. 中国科学, D 辑, 2002, 32(4): 317~326
- 32 刘纪远, 刘明亮, 庄大方, 等. 中国近期土地利用变化的空间格局分析. 中国科学, D 辑, 2002, 32(12): 1032~1040