

中国陆地生态系统服务功能的时空变化分析

石焱^①, 王如松^{①*}, 黄锦楼^{①*}, 阳文锐^②

① 中国科学院生态环境研究中心, 城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085;

② 北京市城市规划设计研究院, 北京 100086

* 联系人, E-mail: wangrs@rcees.ac.cn; jluang@rcees.ac.cn

2011-08-15 收稿, 2011-11-22 接受

国家自然科学基金重点资助项目(71033005)

摘要 自 Westman (1977 年)和 Ehrlich (1982 年)分别提出“自然的服务”和“生态系统服务功能”概念以来, 如何对其进行科学的价值核算和应用就成为该领域研究的热点. 在对相关研究成果进行综述的基础上, 我们提出了 3 点科学假设: 陆地生态系统既提供正向的服务功能, 也提供负向的服务功能; 陆地生态系统服务功能的变化不仅体现在生态系统类型的数量或面积上, 还应反映出其质量或品质的变化; 陆地生态系统服务功能的价值应该从存量和增量两个方面来衡量. 因此, 本文在收集了中国 1999~2008 年土地利用和基于 GIMMS 遥感影像的 NDVI 数据基础上, 计算和分析了近 10 年内中国陆地生态系统服务功能价值的时空变化, 并得出了一些有意义的结论. 首先从时间变化来看, 中国陆地生态系统服务功能总价值存量从 1999 年的 6.82 万亿元减少到 2008 年的 6.57 万亿元; 其中正价值减少了 2401.7 亿元, 负价值增加了 88.5 亿元; 减少的价值主要体现在水分调节、土壤形成和废物循环功能上; 从其总价值的增量来看, 2000 年中国陆地生态系统服务功能价值净增 43.1 亿元, 2008 年则变为负增长, 为 -1.3 亿元. 其次从空间角度来看, 中国陆地生态系统服务功能的供给主要集中在东北部和南部地区, 且近 10 年空间变化并不显著; 人类活动影响下山西和甘肃生态服务功能价值的亏损较为严重, 陕西盈利较为明显; 而单位面积陆地生态系统所提供的服务功能强度则是中、东部地区较高, 西部地区较低, 且近 10 年空间变化较为显著. 最后讨论了导致中国陆地生态系统服务功能时空变化的原因, 希望对未来中国陆地生态系统的管理提供一些建议.

关键词

中国陆地生态系统
生态系统服务功能
正负价值核算
时空变化分析

生态系统作为生物圈的重要组成部分, 它在维持生命的支持系统和环境的动态平衡方面起着的不可替代的重要作用, 其提供的各项服务功能已得到世界的公认^[1]. 开展陆地生态系统服务的研究也已成为生态系统恢复、生态功能区划和建立生态补偿机制、保障国家生态安全的重大战略需求^[2]. 近 30 年以来, 国际和国内基于各种时空尺度的自然资源价值评估工作从生态系统服务、自然资本、生态资产、生物多样性等角度大量展开, 在相关理论、方法和应用的广度和深度上取得了前所未有的进展^[3], 尽管在具体的价值核算方法上还存在较大分歧, 但该方面研

究的思路和框架已逐渐清晰, 尤其是近些年来更侧重于生态系统“结构-过程-服务功能”关系的耦合研究^[2]和作为人类活动主导下的城市生态系统服务功能^[4]方面的研究, 这些反过来也都为陆地生态系统服务功能的进一步深入研究提供了强有力的支持.

最早讨论生态系统对人类服务功能的是国际环境问题研究组, 该组织首次注意到环境的恶化(如气候变化、洪水灾害)与生态系统功能的降低有关^[5]; Westman^[6]第一次使用“自然的服务”一词对自然生态系统的人类服务价值做了尝试性评估; Ehrlich 和 Ehrlich^[7]第一次提出了“生态系统服务功能”的概念,

并考察了物种灭绝和人工替代与生态服务功能的关系,他们系统地研究了生物多样性损失是否影响生态服务功能的问题^[7]; Vitousek 和 Hooper^[8]应用计算机模型研究了生态服务功能对物种变化的反应.此外,许多生态学家和经济学家分工协作,完成了大量关于不同类型的生态系统对人类服务功能的定量描述以及不同生态服务的价值估算两方面的经验研究,积累了丰富的实验研究资料^[9-14].

自 1997 年 *Natures Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*^[15] 一书的出版及前世界生态经济学会理事长 Costanza 等人^[16] 文章的发表以来,世界各地许多学者都从不同的角度对自然生态系统服务功能及其资产的价值评估方法进行了系统研究, *Ecological Economics* 也以论坛或专题形式汇集了该方面的大量研究成果^[17-19], 而从此生态系统服务功能的理论研究也进入了较为成熟的阶段.

进入 21 世纪,国内学者在借鉴国外学者相关研究成果基础上,把关注点集中在生态系统服务的数量和质量、生态系统服务功能价值的科学核算以及人类活动主导下的复合生态系统服务功能和相应的生态资产研究 3 个方面.例如,潘耀忠等人^[20]、毕晓丽和葛建平^[21]、何浩等人^[22]用遥感影像解译方法对自然生态系统服务功能的数量和质量进行了综合性评价;包存宽等人^[23]和谢高地等人^[24]从生态系统生态服务的供应与消耗平衡关系出发,对人工生态系统尤其是建设用地系统对生态服务价值的消费或影响进行了探索性研究;宗跃光等人^[25]和王如松^[26]则从城市生态系统角度对其复合生态服务功能的正负价值展开了开创性研究.可以看出,生态系统服务功能的概念可以从 2 个方面来界定:一个是以西方学者为代表的基于自然生态系统范畴^[15,16]的服务功能,相应服务载体即为自然生态资产;另一个以中国部分学者为代表的基于“社会-经济-自然”复合生态系统^[26]和城市生态系统^[25,26]范畴的服务功能,相应的载体包括社会、经济、自然资源在内的复合生态资产^[27].前者的研究内容包含在后者中,而后者是则对前者研究的拓展;前者的理论研究已较为成熟,方法还未达成共识,而后者的理论和研究方法研究则都还处于起步阶段.针对陆地生态系统服务功能,我们更偏向于从后者出发开展研究.

尽管生态系统服务功能研究的理论和方法都在不断更新,但把这些新的理念综合地用在一个特定

区域进行案例分析和深入研究的报道还较少.中国陆地生态系统服务功能的研究则大多还是停留在自然生态系统的正向服务功能研究方面.因此,本文综合了 3 点科学假设:陆地生态系统既提供正向的服务功能,也提供负向的服务功能;陆地生态系统服务功能的变化不仅体现在生态系统类型的数量或面积上,还应反映出其质量或品质的变化;陆地生态系统服务功能的价值应该从存量和增量两个方面来衡量.本文以此对中国 1999~2008 年包括城镇生态系统在内的陆地生态系统服务功能时空变化进行全面的分析,从各种正负价值核算及其存量、增量和强度 3 个方面来解释中国过去 10 年来社会经济发展所取得生态成就和付出的生态代价,以便更清楚地描述中国陆地生态系统本身究竟提供了多少服务价值,以及因人类活动而增加或减少了多少价值.

1 方法及数据收集

(i) 基于土地利用/覆盖的陆地生态系统类型划分. 首先把陆地生态系统划分为 3 大类,即自然生态系统、人工生态系统和近自然生态系统,并按照中国 1984 年的土地利用分类标准(国家农业区划办公室, 1984 年),把它分为农田生态系统、园地生态系统、森林生态系统、草地生态系统、水域生态系统、城镇生态系统、道路生态系统和其他未开发生态系统等 8 种类型(表 1). 其中,城镇和道路视为人工生态系统;森林、草地和水域中部分属于自然生态系统,部分属于近自然生态系统;农田、园地和其他未开发地视为近自然生态系统.

(ii) 中国陆地生态系统单位面积的正负功能价值核算. 目前国内外对生态系统服务功能价值的计算,绝大部分都是只考虑自然生态系统,对包括建设用地在内的人工生态系统的服务价值一般都假设为零.但是人类通过各种生态工程建设和对生态系统的调控,对生态系统服务功能及其价值可能产生各种正面或负面的影响^[28]. 本文以整个人类社会-经济-自然复合生态系统为基准,将自然生态系统为人类提供的各种生产供给、环境调节、物质流通和文化孕育功能价值视为正向价值;将自然生态系统由于各种灾害的发生等造成人类社会经济发展的损失部分视为负向价值;将人工生态系统中人类通过积极的生态建设活动而使其发挥正向影响的部分视为正向价值;将人工生态系统中人类活动使其自身基本丧

表1 基于LUCC的中国陆地生态系统类型划分表

陆地生态系统类型	土地利用/覆盖类型 ^{a)}
农田生态系统	灌溉水田(11)、望天田(12)、旱地(14)、菜地(15)
园地生态系统	果园(21)、桑园(22)、茶园(23)、橡胶园(24)、其他园地(25)
森林生态系统	有林地(31)、灌木林(32)、疏林地(33)、未成林造林地(34)、苗圃地(35)
草地生态系统	天然草地(41)、改良草地(42)、人工草地(43)、荒草地(81)
水域生态系统	河流(71)、湖泊(72)、水库(73)、坑塘(74)、苇地(75)、滩涂(76)、沟渠(77)、沼泽(83)
城镇生态系统	城镇(51)、居民点(52)、独立工矿(53)、盐田(54)、特殊用地(55)
道路生态系统	铁路(61)、公路(62)、农村道路(63)、机场(64)、港口码头(65)
其他未开发生态系统	盐碱地(82)、沙地(84)、其他(88)

a) 参考中国 1984 年土地利用分类标准

失了生态服务功能的部分视为负向价值。因此自然生态系统和人工生态系统均表现出一定的正负价值，如图 1 所示。

另外，我们还参考了研究中国生态系统服务功能价值的学者的一些成果^[29-37]，表 2 列出了中国不同陆地生态系统类型及各种服务功能价值的经验参数，即单位面积陆地生态系统服务功能的正负价值参数。考虑到目前国内对城镇和道路等非自然类的陆地生态系统类型的生态价值研究尚且不足，表 2 中的经验参数大多是关于自然生态系统类型的，部分与负价值相关的参数并未赋值。

(iii) 基于 GIMMS-NDVI 的价值修正系数。借助中国西部环境与生态科学数据中心提供的中国地区长时间序列 GIMMS 植被指数数据集(图 2)^[38]，用归一化处理后每年 8 月份的 NDVI 指数值对农田、园地、森林和草地 4 种自然生态系统类型单位面积所提

供各项服务功能的货币价值转换率进行修正，得到可以反映出生态系统质量变化的中国各地区历年的价值修正系数 λ 。

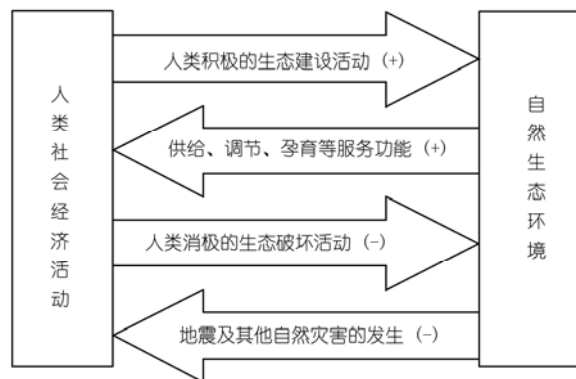


图 1 生态系统正负功能价值组成及其关系图

表 2 中国不同类型陆地生态系统单位面积各项生态服务价值表^{a)}

生态系统类型	间接价值							直接价值			单位面积总价值
	气体调节	大气调节	水分调节	水土保持	土壤形成	废物循环	生物控制	食物供应	原材料	文化娱乐	
农田 ^{b)}	442.4	787.5	530.9	-	1291.9	1451.2	628.2	884.9	88.5	8.8	6114.3
园地 ^{c)}	1265.5	1170.3	41.5	796.8	1291.9	722.1	16.6	356.9	1145.4	547.8	7354.8
林地 ^{d)}	1902.5	1592.8	1769.7	796.8	2588.2	1159.2	1924.6	177	1172.4	584	13667.2
草地 ^{e)}	707.9	796.4	707.9	102.9	1725.5	1159.2	964.5	265.5	44.2	35.4	6509.4
湿地	-	407.0	18033.2	-	8.8	16086.6	2203.3	88.5	8.8	3840.2	40676.4
城镇 ^{f)}	-	-	-6678	3480	-	-2174.1	-	-	-	-	-5372.1
道路 ^{f)}	-	-	-	3480	-	-	-	-	-	-	3480
未开发	-	-	26.5	-	17.7	8.8	300.8	8.8	-	8.8	371.4
总价值	4318.3	4754	14431.7	8656.5	6924	18413	6038	1781.6	2459.3	5025	72801.4

a) 城镇作为特殊的陆地生态系统类型，其生态服务功能正负价值兼有；但由于目前国内对其生态服务价值研究不足，因此表格中许多相关参数未取值。单位：元/hm²。b) 参考文献[35]；c) 参考文献[36]；d) 参考文献[37]；e) 参考文献[34]；f) 参考文献[23]

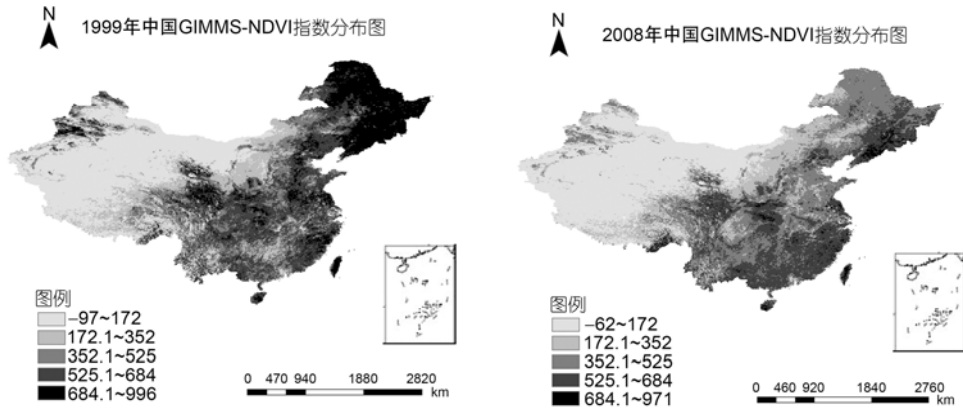


图2 基于 GIMMS 遥感影像的中国 1999 和 2008 年 NDVI 空间分布图

$$\lambda = \frac{\sum (NDVI_i - \min(NDVI)) / (\max(NDVI) - \min(NDVI))}{n} \quad (1)$$

其中, $NDVI_i$ 为第 i 个网格的 NDVI 指数值, $\min(NDVI)$ 为所有网格中 NDVI 的最小值, $\max(NDVI)$ 为所有网格中 NDVI 的最大值, n 为网格数. 其中 GIMMS 影像数据的网格大小为 $8 \text{ km} \times 8 \text{ km}$.

(iv) 基于中国历年 CPI 指数变化的生态服务价值修正. 一般生态系统服务价值的核算需要以某一年度的不变价格为基准, 通过防治成本法、工程费用法、替代成本法等间接市场法, 并以货币形式来估算各种服务的经济价值^[39]. 但本文主要通过直接采用前人的一些研究成果, 估算中国各种类型陆地生态系统(包括自然、近自然、人工生态系统)所提供的总服务功能价值, 并重点分析其正负组成、存量和变量及其空间分布特征. 因此, 我们借用了经济学上的可比价和可比增长率概念, 将中国历年生态系统服务功能的价值统一到 1999 年的不变价格进行核算(表 3). 例如, 以 1999 年为基年, 2008 年为现年为例, 那么相对于基年 1999 年,

2008 年生态系统服务功能价值的可比增长率 = $2008 \text{ 年的 ESV} / (1999 \text{ 年的 ESV} \times (1 + \text{通胀率})) - 1$, (2) 其中, 通胀率 = $(\text{现期的 CPI 指数} - \text{基期的 CPI 指数}) / \text{基期 CPI 指数} \times 100\%$.

那么, 现期年的可比 ESV = $\text{基期年的 ESV} \times (\text{可比增长率} + 1) = \text{现期年的 ESV} / (1 + \text{通胀率})$. (3)

(v) 生态系统服务功能的价值存量、增量和强度. 首先我们通过存量分析来定量描述陆地生态系统本底所提供的服务功能价值, 即

$$ESV_{\text{stock}} = \sum \sum \alpha_{ij}^+ S_i + \sum \sum \alpha_{ij}^- S_i, \quad (4)$$

表 3 1999~2008 年间中国 CPI 指数表

年份	CPI 指数值	通胀率	年份	CPI 指数值	通胀率
1999 年	-1.4	0	2004 年	3.9	3.79%
2000 年	0.4	1.28%	2005 年	1.8	2.29%
2001 年	0.7	1.5%	2006 年	1.5	2.07%
2002 年	-0.8	0.43%	2007 年	4.8	4.43%
2003 年	1.2	1.86%	2008 年	5.9	5.21%

其中, a_{ij} 为第 i 类陆地生态系统类型提供第 j 类服务功能的货币价值转换率, 即单位面积陆地生态系统服务功能的价值参数, 且 $a_{ij} = a_{ij}^+ + a_{ij}^-$, 若 $a_{ij} \geq 0$, 则 $a_{ij} = a_{ij}^+$, 若 $a_{ij} < 0$, 则 $a_{ij} = a_{ij}^-$; S_i 第 i 类陆地生态系统类型的当量值, 可由其现状面积表示.

由于人类可能采取了各种积极的生态系统建设措施, 如农田、森林、湿地生态系统的保护, 导致区域生态系统服务功能的增强, 并因此而增加了其生态价值; 也可能通过对自然生态系统的破坏, 如农田、森林、湿地等生态系统的占用或功能退化, 而导致了区域生态系统服务功能的降低, 并因此而损失了其生态价值. 因此可以通过增量分析来定量描述人类活动对陆地生态系统服务功能价值变化的影响, 即

$$ESV_{\text{added}} = \sum \sum (\lambda \alpha_{ij}^+ C_i^+ + \alpha_{ij}^- C_i^-) + \sum \sum (\lambda \alpha_{ij}^+ C_i^- + \alpha_{ij}^- C_i^+), \quad (5)$$

其中, λ 为 GIMMS-NDVI 价值修正系数, a_{ij} 同公式(4); C_i 为人类活动所导致的第 i 类陆地生态系统类型变化的当量值, 由其面积表示, 且 $C_i = C_i^+ + C_i^-$, 若 $C_i \geq 0$, 则 $C_i = C_i^+$, 若 $C_i < 0$, 则 $C_i = C_i^-$.

同样,从空间分析角度来看,一些地区生态系统服务功能的价值存量和增量可能都较其他地区偏高,但其单位面积上所提供的或增加的服务功能却可能较低.因此,我们可以通过生态系统服务功能强度来对比分析不同区域之间生态服务功能的大小.即

$$ESV_{\delta-stock-intensity} = ESV_{\delta-stock} / S_{\delta}, \quad (6)$$

$$ESV_{\delta-stock-intensity} = ESV_{\delta-added} / S_{\delta}, \quad (7)$$

其中, $ESV_{\delta-stock}$ 代表 δ 地区生态服务功能价值的存量, $ESV_{\delta-added}$ 代表 δ 地区生态服务功能价值的增量, S_{δ} 为第 δ 地区的面积.

(vi) 数据收集. (1) 国内外生态系统服务功能方面的相关文献,重点是我国不同生态系统类型所提供的不同服务功能价值方面的研究成果; (2) 从中国国土资源年鉴上收集的历年土地利用面积及变更情况表,并参照表1内容将其转变为不同的生态系统类型面积及变更表; (3) 从中国西部环境与生态科学数据中心收集的历年中国地区长时间序列 GIMMS 植被指数数据集^[38],并参照公式(1)将其转化为可以反映出生态系统服务功能质量变化的价值修正系数; (4) 从中国统计年鉴上收集的历年 CPI 指数情况表,并参照公式(2)和(3)将中国历年生态系统服务功能的价值统一到1999年的不变价格上来.

2 结果

2.1 正负价值存量分析

从近10年来中国陆地生态系统本底所提供的正价值存量来看,不论是其总价值或不同功能的价值,还是不同生态系统类型所提供的价值,都基本保持稳定,没有大的波动(图3).从总价值情况来看,1999年全国陆地生态系统服务提供的总正价值为70354.3

亿元;2008年则减少到67952.6亿元(基于1999年不变价,下同).

从不同服务功能类型的价值情况来看,气体调节功能的价值从1999年的6912.6亿元降低到2008年的6684.1亿元;大气调节功能的价值从1999年的6988.6亿元降低到2008年的6710.8亿元;水分调节功能的价值从1999年的11662.2亿元降低到2008年的11412.8亿元;水土保持功能的价值从1999年的3223.9亿元降低到2008年的3105.7亿元;土壤形成功能的价值从1999年的12318.8亿元降低到2008年的11788.5亿元;废物循环功能的价值从1999年的12132.6亿元降低到2008年的11722.7亿元;生物控制功能的价值从1999年的9179亿元降低到2008年的8829.3亿元.可以看出,近10年来中国陆地生态系统本底所提供的正价值存量呈波动性变化,到2008年尽管各功能类型的价值都有所降低,但水分调节、土壤形成、废物循环和生物控制方面的价值占到历年总价值的近63.2%,而气候调节方面的价值仅10%.

从不同生态系统类型的价值情况来看,农田生态系统服务功能的价值从1999年的7899.7亿元降低到2008年的7074.5亿元;园地生态系统服务功能的价值从1999年的735.5亿元增加到2008年的824.9亿元;森林生态系统服务功能的价值从1999年的31197.7亿元降低到2008年的30666亿元;草地生态系统服务功能的价值从1999年的17210.9亿元降低到2008年的16197.7亿元;湿地生态系统服务功能的价值从1999年的11253.8亿元增加到2008年的11263.6亿元;城镇生态系统服务功能的价值从1999年的856.1亿元增加到2008年的890.9亿元;道路生态系统服务功能的价值从1999年的197.2亿元降低

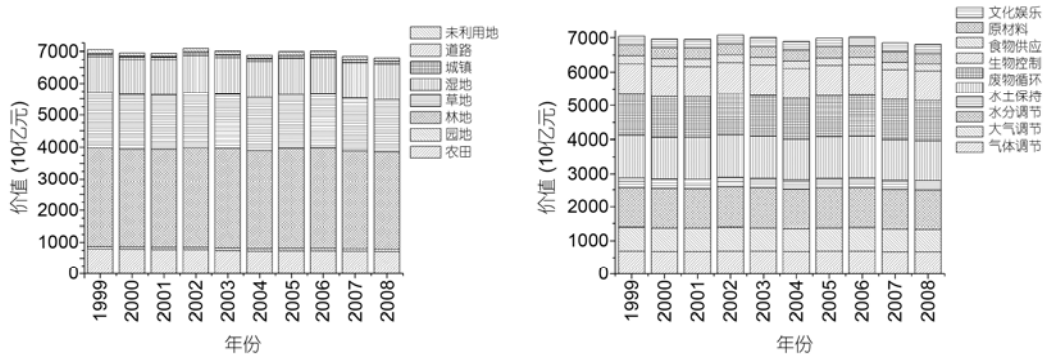


图3 近10年来中国陆地生态系统服务功能正价值状况图

到 2008 年的 81.6 亿元. 可以看出, 森林生态系统的服务价值最高, 占到总价值的近 50%, 其次为草地和湿地, 分别占 25%和 17%; 从近 10 年的动态情况来看, 农田生态系统、森林生态系统、草地生态系统和道路生态系统服务功能的价值都逐年减少, 其他类型生态系统服务功能的价值逐年增加, 这也说明了中国的生态问题主要集中在耕地资源的逐步减少、草地资源的逐步退化和道路建设对生态系统的破坏 3 个方面. 而随着中国生态城市建设步伐的加快, 城镇生态系统服务功能的价值有所提高.

受到已有研究成果和数据资料的限制, 我们只分析了城镇生态系统所提供的负价值, 并且仅集中在其水分调节和废弃物循环功能上. 从近 10 年来中国陆地生态系统本底所提供的负价值存量来看, 1999 年为-2177.6 亿元, 2008 年则增加到-2266.1 亿元, 呈逐年缓慢增长趋势(图 4).

2.2 人类活动影响下的价值增量分析

从近 10 年中国土地利用和 NDVI 的变化所反映

出的生态系统服务功能增加情况来看(图 5), 人类活动在生态系统服务功能方面创造的价值变化较大, 总体上呈逐年减少趋势, 2000 年的总价值为 149.7 亿元; 2008 年为 34.6 亿元; 2002 年最高为 830.3 亿元. 从人类活动创造了生态系统服务功能价值最高的

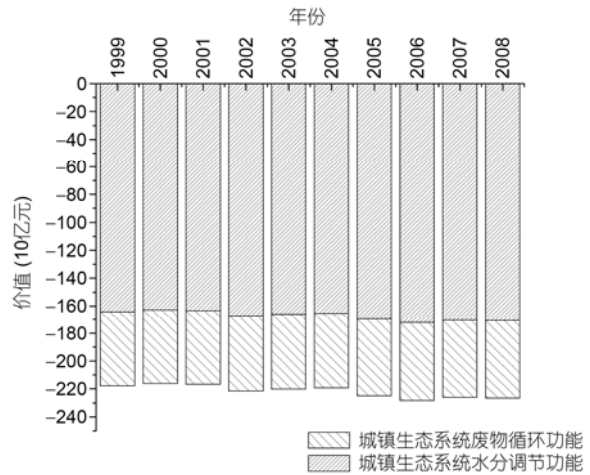


图 4 近 10 年来中国城市生态系统所提供的负价值状况图

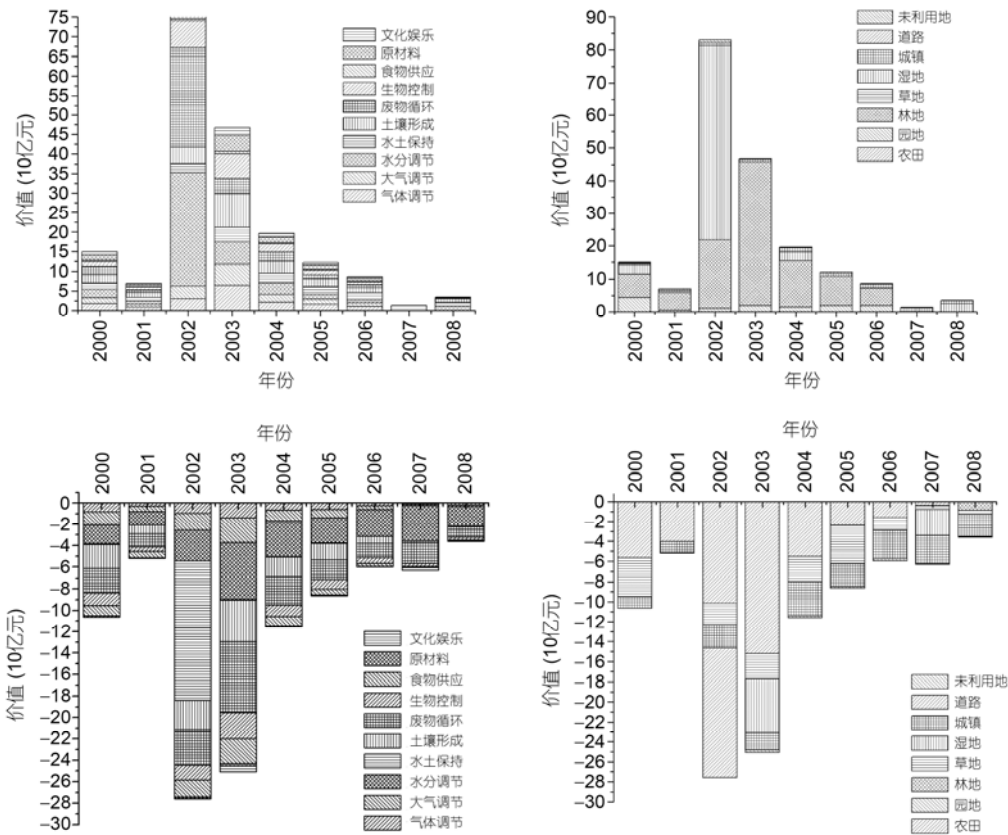


图 5 近 10 年来中国因人类活动而创造和损失的生态系统服务功能价值变化图

2002 年来看,以水源涵养和废弃物循环功能为主,分为达到 291 和 253.8 亿元;主要归功于湿地和森林生态系统的建设,它们所创造的价值分别达到 594 和 208.7 亿元.从最近的 2008 年来看,人类活动所创造的生态系统服务功能同样以水源涵养和废弃物循环为主,分为达到 11.4 和 10.2 亿元,但主要归功于湿地和城市生态系统建设,它们所创造的价值分别达到 25.8 和 8.8 亿元.并且 2007 年之前人类活动所创造的生态系统服务功能价值在森林生态系统建设上体现的较多.

从近 10 年中国土地利用和 NDVI 的变化所反映出的生态系统服务减少情况来看,此部分损失的价值总却呈逐年减少的趋势,2000 年损失的总价值为 106.6 亿元,2008 年降到 35.9 亿元;以 2002 年为例,主要损失以水土保持和废弃物循环功能为主,分别达到 129.7 和 33.7 亿元,并且主要是由农田和道路生态系统的破坏或质量下降引起,它们所损失的价值分别达到 101.5 和 129.4 亿元;从最近的 2008 年来看,此部分造成的损失以水分调节功能为主,达到 18.5 亿元,主要还是由于城市的扩展和土地开发引起,所损失的价值约 22.4 亿元;并且 2006 年之前因土地利用变化所损失的生态系统服务功能价值在农田生态

系统上体现的最为明显.

2.3 生态服务功能的空间强度分析

表 4 列出了中国 2000 年和 2008 年各地区陆地生态系统服务功能的总价值.从基于存量的价值总量(ESV_{stock})来看(图 6),内蒙古、黑龙江、四川、云南、西藏和新疆 6 省区陆地生态系统服务功能价值最高;在 2000 年他们所提供的价值分别占到总价值的 11.82%, 6.68%, 6.3%, 5.4%, 10.62% 和 8.1%; 2008 年则变为 11.54%, 6.42%, 7.2%, 6.3%, 8.91% 和 7.6%;可以看出,中国陆地生态系统服务功能的供给主要集中在东北部和南部地区,而从近 10 年总值变化情况来看,西南地区生态系统服务功能增加明显,西北地区明显减少,而中东部地区趋势不明显.

从价值增量(ESV_{added})来看,2000 年华北、华东、华南和西北地区的个别省市均出现生态系统服务功能价值的负增长现象,即在人类活动影响下,这些地区生态系统服务所损失的价值要大于其增加的价值;华北地区的北京、河北、山西、内蒙,华东地区的江苏、浙江、山东,华南地区的广东及西北地区的甘肃和宁夏生态系统服务功能价值的损失较为明显,其中尤以山西和甘肃亏损较为严重,分别达到 17.51 和

表 4 2000~2008 年间中国各地区生态服务总价值表^{a)}

编号	行政区	2000 年		2008 年		编号	行政区	2000 年		2008 年	
		ESV_{stock}	ESV_{added}	ESV_{stock}	ESV_{added}			ESV_{stock}	ESV_{added}	ESV_{stock}	ESV_{added}
1	北京	133.39	-0.75	129.78	-0.04	17	湖北	2099.56	5.67	2022.94	-0.04
2	天津	126.97	-0.31	115.81	0.00	18	湖南	2394.59	-0.56	2460.99	0.01
3	河北	1252.27	-1.05	1352.28	-0.07	19	广东	2019.61	-3.72	1914.88	-0.03
4	山西	904.82	-17.51	1139.09	-0.03	20	广西	2146.42	1.95	2184.60	-0.04
5	内蒙	7956.46	-4.61	7573.73	0.07	21	海南	329.13	0.39	311.54	-0.02
6	辽宁	1280.81	-0.41	1242.68	-0.03	22	重庆	663.48	0.77	943.45	-0.15
7	吉林	1901.56	-0.10	1796.16	-0.02	23	四川	4240.56	17.51	4696.93	-0.19
8	黑龙江	4494.37	5.10	4212.75	0.03	24	贵州	1497.56	-0.40	1833.97	-0.03
9	上海	93.40	4.52	39.37	-0.04	25	云南	3652.04	10.24	4105.33	0.02
10	江苏	1316.65	-0.78	852.11	-0.21	26	西藏	7149.53	0.17	5850.30	-0.01
11	浙江	1144.16	-1.84	1084.97	-0.16	27	陕西	1936.45	27.48	1922.78	0.00
12	安徽	1515.31	0.00	1431.42	-0.05	28	甘肃	1878.88	-11.43	2243.62	-0.03
13	福建	1381.61	2.06	1383.10	-0.05	29	青海	3696.25	2.08	3041.94	0.04
14	江西	2025.23	0.04	1863.10	-0.07	30	宁夏	312.52	-6.42	345.22	-0.01
15	山东	1170.99	-1.76	1327.46	-0.14	31	新疆	5433.61	14.31	4966.80	-0.01
16	河南	1166.68	2.50	1250.95	-0.03	合计	67314.88	43.16	65640.1	-1.32	

a) 缺少台湾省、香港、澳门特别行政区资料和数据. 单位: 亿元

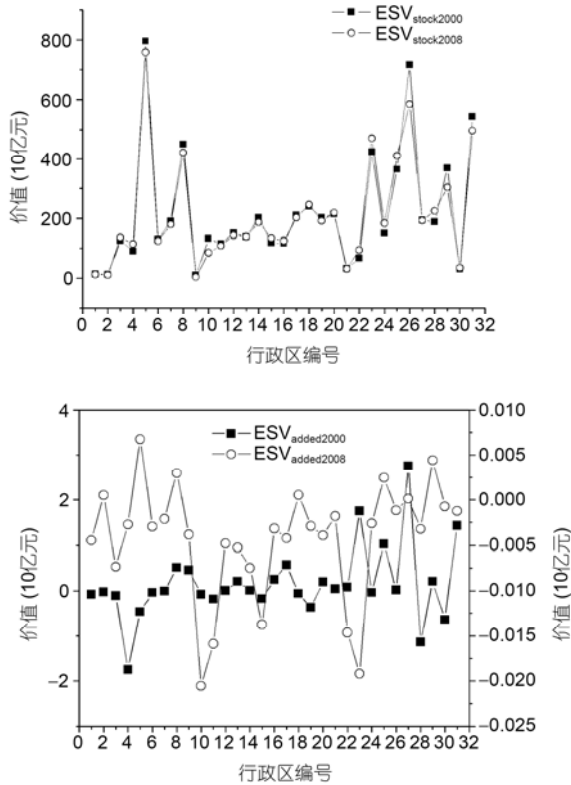


图 6 2000~2008 年中国各地区陆地生态系统服务功能价值总量变化图

11.43 亿元, 占总损失价值的 34%和 22%; 而其他地区生态系统服务功能价值增加较为明显, 尤其是东北地区的黑龙江, 华中地区的湖北、河南, 西南地区的四川以及西北地区的陕西和新疆, 其中陕西生态系统服务功能增加最高, 接近 30 亿元, 占总增加价值的 30.8%; 而在 2008 年除天津、内蒙、黑龙江、湖南、陕西和青海 6 省市外, 其他各地区均出现生态系统服务功能价值的亏损, 但亏损程度相对较低。

但陆地生态系统单位面积所提供的服务功能价值强度则表现出另一特征(图 7)。首先从基于存量的价值强度($ESV_{stock-intensity}$)来看, 中、东部地区陆地生态系统单位面积提供的服务功能价值较高, 西部地区则较低; 在 2000 年超过 120 万元/ km^2 的省区为江苏和安徽, 超过 90 万元/ km^2 的包括东北地区的黑龙江、吉林, 华中地区的河南、湖北、湖南, 以及华东、华南各省区; 而 2008 年超过 120 万元/ km^2 的省区则变成湖南和重庆, 超过 90 万元/ km^2 的则增加了四川、贵州、江西等西南部省区。从基于增量的价值强度($ESV_{added-intensity}$)来看, 在 2000 年中国西部大部分地

区, 东北地区的黑龙江, 中东部地区的河南、湖北、浙江、安徽、福建, 以及华南地区的海南, 这些省市单位面积陆地生态系统服务所增加的价值要大于其损失的价值, 而山西和陕西价值的损失较为明显; 而在 2008 年, 除华北地区的内蒙古、天津, 东北地区的黑龙江, 西北地区的陕西、青海, 西南地区的广西, 和华中地区的湖南外, 其他所有省市生态系统服务功能价值强度均为负值, 而未出现负值的地区其价值强度的增加幅度也相对较低。

3 讨论

3.1 与其他相关研究成果的比较

由于目前国内在人类活动影响下生态系统服务功能价值的变化研究仅局限于一些特定区域或特定生态系统类型^[39,40], 而在全国尺度对其总的服务功能价值变化情况则缺少研究, 因此, 本文仅从生态系统服务功能的全国价值存量 and 各省区的空间强度两方面与国内其他相关研究结果进行一定比较。

(1) 在中国陆地生态系统服务功能总的价值存量方面, 本研究通过各种正负价值的综合得出 1999 年全国陆地生态系统服务提供的总价值为 68176.7 亿元, 2008 年为 65686.4 亿元。这与潘耀忠等人^[20]2004 年通过生态资产遥感定量测量分析的结果 64441.77 亿元, 与陈仲新等人^[29]2000 年分析的 56100 亿元基本接近但略微偏高。分析其原因, 首先是数据来源及核算方法上, 本文主要是在基于土地利用/覆盖的陆地生态系统类型划分基础上, 总结并归纳出各类型土地面积所代表的不同陆地生态系统类型、各种服务功能价值的经验参数, 即单位面积陆地生态系统服务功能的价值参数, 进而对其进行最终的价值核算, 而潘耀忠等人与陈仲新等人均以中国植被遥感数据为基础进行核算, 因此最终估算结果必定存在一定差别; 其次体现在时间差异上, 潘耀忠等人与陈仲新等人的研究结果是基于 20 世纪 80 年代和 90 年代初通过中国植被遥感影像数据的估算而获得, 而本文研究的时间尺度则集中在 21 世纪初, 即 1999 年到 2008 年, 这几十年中国陆地生态系统服务功能价值的变化总体是呈增长趋势的^[41], 这也可以通过中国政府历年在生态环境建设方面的资金投入看出; 最后也是较为重要的是, 从某种意义上说, 潘耀忠等人与陈仲新等人的研究结果仍然是通过植被类型图的

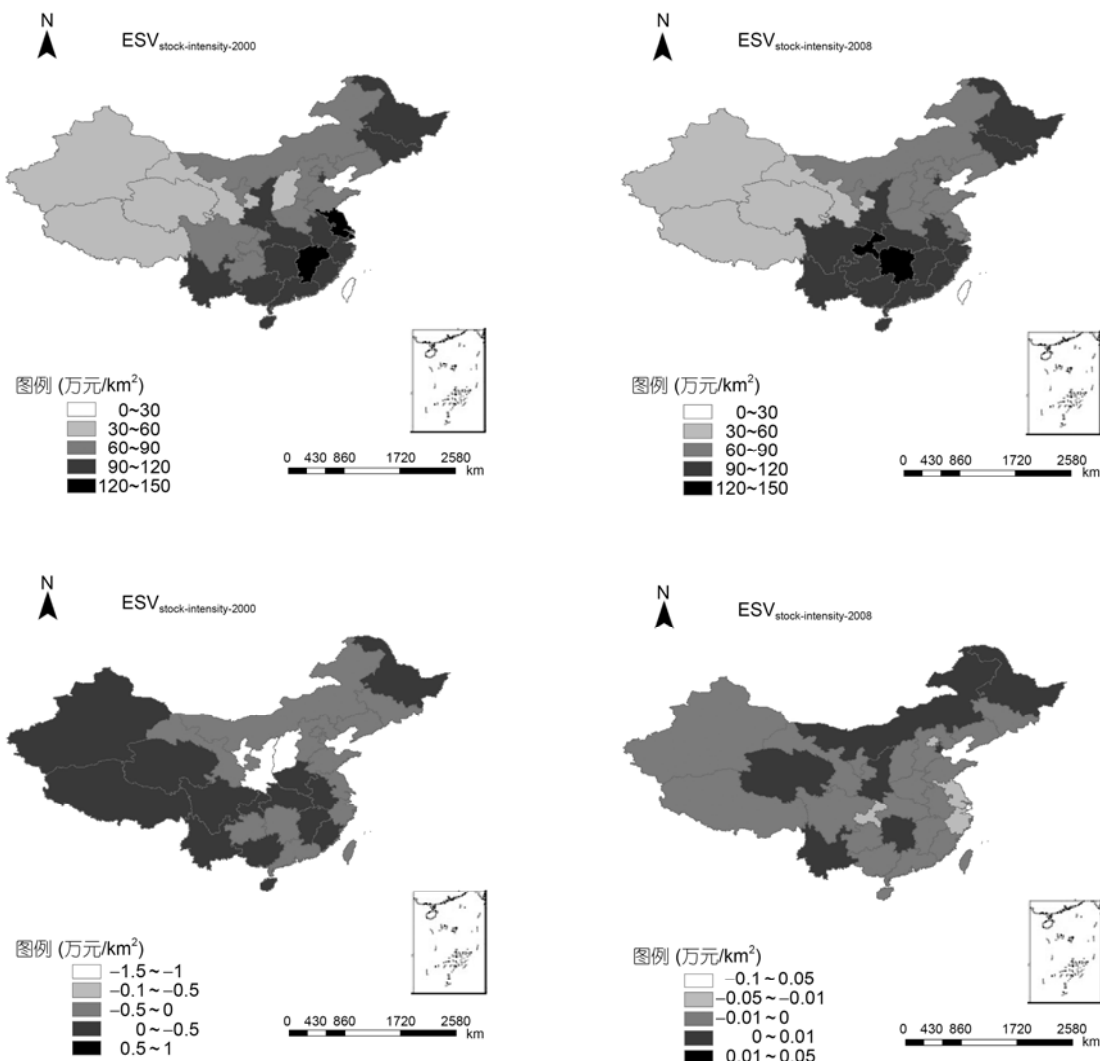


图7 2000~2008年中国陆地生态系统服务功能价值强度空间分布图

空间分布来体现出中国生态系统服务功能的价值,二者均没有考虑人工生态系统,如城镇建设用和道路交通用地可能对生态系统服务功能造成的正面影响,而这部分价值的忽视也是造成本研究结果与其相比略微偏高的主要原因。

(2) 在中国各类型陆地生态系统所提供的总服务功能价值存量以及所有类型陆地生态系统所提供的不同类型服务功能的价值存量方面也同样存在上述问题。如本研究得出森林生态系统的服务价值最高,从1999年的31197.7亿元减少到2008年的30666亿元,占到总价值的近50%;其次为灌草地和湿地,分别占到25%和17%。而潘耀忠等人^[20]的研究结果表明,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%。造成这一差异的主要原因在于二者对各生态系统类型的分类上,本研究所涉及的森林生态系统类型包括了有林地、灌木林、疏林地、未成林造林地和苗圃地这5种小类;而後者的研究对森林生态系统类型的划分则仅局限在热带/亚热带森林和温带森林两小类基础上,如果加上灌草地的话,则与本研究所得结果基本符合。

(3) 从中国陆地生态系统服务功能总价值历年的变化情况来,本研究得出中国陆地生态系统服务功能总价值存量在1999~2008年的近10年内增加了1.32%;其中增加最快的是水分调节功能,期间增加了2.96%;增加的原因主要在于森林、草地和湿地类生态系统服务功能的增强。冉圣宏等人^[41]在2006

年也得出基本相似的结论,即在 1996~2004 年的近 9 年间,全国生态服务功能增加了 0.91%;其中增加最快的生态服务功能类型是气候调节功能,期间增加了 3.43%;而增加的原因同样主要是由水域面积、林地、园地等生态用地面积增加引起的.造成二者在生态系统服务功能价值变化率上存在差别的原因可能主要在于时间尺度上的不同;而造成二者在具体生态系统服务功能类型上变化率存在较大差别的原因则主要是因为对具体生态系统服务功能类型的界定上,前者的生态系统服务功能分类主要包括气体调节功能、大气调节功能、水分调节功能、水土保持功能等,而后者则把气体调节、大气调节和水分调节功能统称为气候调节功能.

(4) 在中国各省区陆地生态系统服务功能强度方面,本文得出中国陆地生态系统服务功能的供给主要集中在东北部和南部地区;而单位面积陆地生态系统所提供的服务功能强度则是中、东部地区较高,西部地区较低;这与毕晓丽和葛建平^[21]以及何浩等人^[22]的研究结果基本一致.从中国各省区陆地生态系统服务功能价值增量或变化情况看,本文得出,华北、华东、华南和西北地区的个别省市均出现生态系统服务功能价值的负增长现象;东北地区的黑龙江,华中地区的湖北、河南,西南地区的四川,以及西北地区的陕西和新疆生态系统服务功能价值的增长较为明显,这与冉圣宏等人^[41]的研究结果也基本一致.

3.2 动因分析

(1) 从我国陆地生态系统服务功能正负价值存量的时间动态变化结果来看,尽管其总量并未有较显著的变化,但不同类型生态系统所提供的各种服务功能以及各种生态系统所提供的不同类型服务功能的变化都较为显著.以不同类型生态系统所提供的各种服务功能总量变化为例,在我国农田、森林和草地生态系统服务功能的价值都在逐年减少的同时,城镇生态系统的服务功能却逐年增加,说明我国在耕地资源减少、森林草地资源退化等一系列生态问题仍然严峻的同时,生态城市建设的步伐也在逐年加大,城市在未来陆地生态系统服务功能的供给上将逐步占有重要地位,而城镇生态系统所提供的负价值变化情况也同样说明了这一点.

(2) 从人类活动影响下我国陆地生态系统服务

功能价值增量的时间动态变化结果来看,不论是其创造的价值还是损失的价值,总体上都呈逐年减少趋势,但后者比前者趋势较为明显.这正反映出我国的社会经济活动与自然生态环境关系之间总体上还是向着更可持续的方向在发展.从 1999~2002 年来看,造成我国生态服务功能增加的主要原因在于我国湿地和森林生态系统的建设方面取得了较为显著的成就;但从 2003 年开始,虽然森林和湿地生态系统的建设依然是维持我国社会经济活动对自然生态环境呈正向价值的主要动因,但城市生态系统的建设已逐渐成为其价值不断上升的突出因素之一.从负向价值来看,城市的盲目扩张和土地的无序开发,依然是造成我国生态服务功能降低的最大动因.所以结合以上结论可以看出,中国的城市生态建设步伐仍然赶不上其生态破坏的步伐,中国的城市生态建设工作依然任重道远.

(3) 从我国陆地生态系统服务功能空间分布及强度的动态变化结果来看,首先造成其价值总量和单位面积价值量呈西、北高,东、南低的原因主要是受我国自然生态系统地域分异规律的影响;其次造成其价值增量和单位面积价值增量东、南高,西、北低得原因则主要是受我国社会经济系统地域分异规律的影响;即尽管我国西部地区自然生态资源丰富,提供的区域生态服务功能总量较大,但相对于东部发达地区来说,更急需一些先进的生态修复和生态建设理念来维持其较高的服务功能强度.

3.3 不确定性分析

考虑到生态系统具有整体性和层次性的特点,目前的评估技术和实践还不能做到对所有服务功能进行综合评价,尤其是基于不同尺度和不同生态系统类型的生态系统服务功能综合评价^[28].因此,本研究也只是在前人的研究成果基础上,对文中提出的三点科学假设进行初步的验证和分析,而在具体的价值估算方法上仍存在一些问题,主要表现在以下两个方面.

(1) 生态系统服务功能价值核算对数据精度的要求问题.一般情况下,利用土地利用/覆盖空间影像数据作为生态系统服务价值评估的一种方式时,存在两个问题,即尺度和分类.不同分辨率下的土地覆盖类型是不同的,不同的分类体系表现出的土地覆盖类型也不同^[21].当一种土地覆盖不能达到影像

数据单位空间分辨率所代表的像元时,它在分类数据库中就没有记录,如在一个单位像元中包括湿地和森林,如果这个像元的大部分面积是林地,则它就被归为森林,但是湿地的生态系统服务价值要远大于森林,因此这个像元的实际的生态系统服务价值则就偏低.本研究的数据基础尽管不是直接从遥感影像中直接提取各类型土地利用/覆盖数据,但却通过GIMMS植被指数数据对其土地利用类型所不能反映出的生态系统质量情况进行了修正,所以同样会面临空间数据分辨率的精确性问题.因此在未来的研究中,不论是基于遥感影像数据的直接提取还是修正,都有必要增加其有效的空间分辨率,以此减少生态系统服务功能核算方面产生的误差,并提高其估算结果精确性.

(2) 生态系统服务功能负面价值的科学核算问题.区别于自然生态系统服务功能的单向价值理论,陆地生态系统服务功能不仅包括自然生态系统所提供的各种正向价值,还包括自然生态系统所提供的负向价值,以及包括城市建设用地在内的人工生态系统所提供的各种正负价值^[28,39];另外,其价值增量值的变化应该是生态系统服务功能增加的正价值与减少的负价值之和,即如果是正价值减少,负价值增加,或正价值增加的量小于负价值减少的量,那么其生态系统服务功能则为负增长.而本文尽管提出了生态系统服务功能正负价值的科学内涵及框架,但在具体的核算方面,尤其是缺少了自然生态系统的负价值核算;另外,在城市等典型人工生态系统的正负价值核算方面也不够完善,这主要是目前国内外学者对城市生态系统服务功能方面的研究还缺少定量化的手段和方法.因此,未来关于生态系统服务功能的研究除了需加强各项功能价值的科学核算外,还应关注其双向价值的研究,尤其是作为特殊陆地生态系统类型的城市及其基础设施建设,及其体现

出的生态系统服务功能变化.而随着目前国内外城市生态系统服务功能研究的广泛开展,城市生态系统结构、功能、过程的研究也会逐步得到重视.

4 结论

本文首先对生态系统服务功能的科学内涵及其价值核算体系进行了系统梳理,并提出了3点科学假设,即陆地生态系统既提供正向的服务功能,也提供负向的服务功能;陆地生态系统服务功能的变化不仅体现在生态系统类型的数量或面积上,还应反映出其质量或品质的变化;陆地生态系统服务功能的价值应该从存量和增量两个方面来衡量.并基于以上假设,对中国近10年来陆地生态系统服务功能所导致的价值变化进行了时空分析,认为:

(1) 从时间变化来看,中国陆地生态系统服务功能总价值存量从1999年的6.82万亿元减少到2008年的6.57万亿元;其中正价值减少了2401.7亿元,负价值增加了88.5亿元;减少的价值主要体现在水分调节、土壤形成和废物循环功能上;从其总价值的增量来看,2000年中国陆地生态系统服务功能价值净增43.1亿元,2008年则变为负增长,仅-1.3亿元.

(2) 从空间角度来看,中国陆地生态系统服务功能的供给主要集中在东北部和南部地区,且近10年空间变化并不显著;人类活动影响下山西和甘肃生态服务功能价值的亏损较为严重,陕西盈利较为明显;而单位面积陆地生态系统所提供的服务功能强度则是中、东部地区较高,西部地区较低,且近10年空间变化较为显著.

(3) 从其变化的动因来看,我国在耕地资源减少、森林草地资源退化等一系列生态问题仍然严峻的同时,尽管生态城市建设正在逐年兴起,但相对于其生态破坏的步伐,中国的城市生态建设工作依然任重而道远.

参考文献

- 李文华, 张彪, 谢高地. 中国生态系统服务研究的回顾与展望. 自然资源学报, 2009, 24: 1-10
- 傅伯杰, 周国逸, 白永飞, 等. 中国主要陆地生态系统服务功能与生态安全. 地球科学进展, 2009, 24: 571-576
- 赵军, 杨凯. 生态系统服务价值评估研究进展. 生态学报, 2007, 27: 346-356
- 王如松, 胡聘, 王祥荣, 等. 城市生态服务. 北京: 气象出版社, 2004
- SCEP(Study of Critical Environmental Problems). Man's Impact on the Global Environment. Cambridge: MIT Press, 1970
- Westman V E. How much are nature's services worth? Science, 1977, 197: 960-964
- Ehrlich P R, Ehrlich A. Extinction: The Cause and Consequences of the Disappearance of Species. New York: Random House, 1981

- 8 Vitousek P M, Hooper D U. Biological diversity and terrestrial ecosystem biogeochemistry. In: Schulze E D, Mooney H A, eds. Biodiversity and Ecosystem Function. Berlin: Springer-Verlag, 1993
- 9 Chapin F S III, Korner C. Arctic and Alpine Biodiversity: Patterns, Causes and Ecosystem Consequences. Ecological Studies, Vol. 113. Berlin: Springer-Verlag, 1995
- 10 Hobbs R J. Biodiversity in Mediterranean Ecosystems in Australia. Chipping Norton: Surrey Beatty & Sons, 1992
- 11 Davis G W, Richardson D M. Mediterranean-Type Ecosystem: The Function of Biodiversity. Heidelberg: Springer-Verlag, 1995
- 12 Solbrig O T, Meidna E, Silva J F. Biodiversity and Savanna Ecosystem Process: A Global Perspective. Berlin: Springer-Verlag, 1996
- 13 Oriens G H, Dirzo R, Cushman J H. Biodiversity and Ecosystem Process in Tropical Forests. Berlin: Springer-Verlag, 1996
- 14 Vitousek P M, Loope L L, Adersen H. Islands: Biological Diversity and Ecosystem Function. Vol. 115. Berlin: Springer-Verlag, 1995
- 15 Daily G C. Natures Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Washington D C: Island Press, 1997
- 16 Costanza R, Arge R, Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 1997, 387: 253–260
- 17 Bolund P, Hunhammar S. Ecosystem services in urban areas. Ecol Econom, 1999, 29: 293–301
- 18 Bjorklund J, Limburg K, Rydberg T. Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate eco-system services: An example from Sweden. Ecol Econom, 1999, 29: 269–291
- 19 Holmund C, Hammer M. Ecosystem services generated by fish populations. Ecol Econom, 1999, 29: 253–268
- 20 潘耀忠, 史培军, 朱文泉, 等. 中国陆地生态系统生态资产遥感定量测量. 中国科学 D 辑: 地球科学, 2004, 34: 375–384
- 21 毕晓丽, 葛建平. 基于 IGBP 土地覆盖类型的中国陆地生态系统服务功能价值评估. 山地学报, 2004, 22: 48–53
- 22 何浩, 潘耀忠, 朱文泉, 等. 中国陆地生态系统服务价值测量. 应用生态学报, 2005, 16: 1122–1127
- 23 董家华, 包存宽, 舒廷飞. 生态系统生态服务的供应与消耗平衡关系分析. 生态学报, 2006, 26: 2001–2010
- 24 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 等. 生态系统服务的供给、消费和价值化. 资源科学, 2008, 30: 93–99
- 25 宗跃光, 陈红春, 郭瑞华. 地域生态系统服务功能的价值结构分析. 地理研究, 2000, 19: 148–155
- 26 王如松. 高效、和谐——城市生态调控原则与方法. 长沙: 湖南教育出版社, 1988
- 27 周涛, 王如松. 生态资产管理方法初探. 生态经济, 2009, (10): 65–68
- 28 李文华. 生态系统服务功能价值评估的理论、方法与应用. 北京: 中国人民大学出版社, 2008
- 29 陈仲新, 张新时. 中国生态系统效益的价值. 科学通报, 2000, 45: 17–22
- 30 谢高地, 张懿铨, 鲁春霞, 等. 中国自然草地生态系统服务价值. 自然资源学报, 2001, 16: 47–53
- 31 欧阳志云, 王如松, 赵景柱. 生态系统服务功能及其生态经济价值评. 应用生态学报, 1999, 10: 635–640
- 32 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: 607–613
- 33 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. 自然资源学报, 2004, 19: 480–491
- 34 赵同谦, 欧阳志云, 贾良清, 等. 中国草地生态系统服务功能间接价值评价. 生态学报, 2004, 24: 1101–1110
- 35 孙新章, 周海林, 谢高地. 中国农田生态系统的服务功能及其经济价值. 中国人口资源与环境, 2007, 17: 55–60
- 36 王兵, 鲁绍伟. 中国经济林生态系统服务价值评估. 应用生态学报, 2009, 20: 417–425
- 37 余新晓, 鲁绍伟, 靳芳, 等. 中国森林生态系统服务功能价值评估. 生态学报, 2005, 25: 2096–2102
- 38 Tucker C J, Pinzon J E, Brown M E. Global Inventory Modeling and Mapping Studies (GIMMS) Satellite Drift Corrected and NOAA-16 Incorporated Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Monthly 1981–2003. Maryland: University of Maryland, 2004
- 39 董家华, 舒廷飞, 谢慧, 等. 城市建设用地生态服务功能价值计算与应用. 同济大学学报(自然科学版), 2007, 35: 636–640
- 40 陈伟琪, 王萱. 围填海对海岸带生态系统服务的负面影响及其货币化评估技术的选择. 生态经济, 2009, (5): 48–51, 55
- 41 冉圣宏, 吕昌河, 贾克敬, 等. 基于生态服务价值的全国土地利用变化环境影响评价. 环境科学, 2006, 27: 2139–2144