

# 基于综合指标法的中国生态系统服务 保护有效性评价研究

张立伟<sup>1</sup>, 傅伯杰<sup>2</sup>, 吕一河<sup>2</sup>, 董治宝<sup>1,3</sup>, 李英杰<sup>1</sup>, 曾 源<sup>4</sup>, 吴炳方<sup>4</sup>

(1. 陕西师范大学旅游与环境学院, 西安 710119; 2. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100086;

3. 中国科学院寒区旱区环境与工程研究所, 兰州 730000;

4. 中国科学院遥感与数字地球研究所, 北京 100094)

**摘要:** 将生态系统服务保护纳入到传统的以保护区为基础的自然保护之中是生态保护研究的新领域。利用综合指标方法, 分析了中国从2000-2010年的4种生态系统服务时空变化特征; 并对中国的七大生态保护和恢复区域的服务空间保护成效进行评价, 提出了国家尺度上的生态系统服务保护优先性分级。主要结论为: ① 中国的生态系统服务自西北向东南逐渐增加, 显著增加区主要分布在黄土高原地区, 显著减少区主要分布在东北及华北地区。黄土高原的生态系统服务提高主要是农田向草地和林地、草地向林地的转换引起的; 华北地区的降低主要是耕地的减少以及人工用地的增加引起的; 东北地区是由于林地向耕地草地、耕地向湿地与人工用地的转换引起的。② 七大生态保护和恢复区的生态系统服务均为增加趋势而且显著增加面积大于减少面积; 显著增加面积最大的为三北防护林工程区、最小的为重点生态功能区; 显著减少最大为重要生态功能区、最小的为三北防护林工程区。而且, 对服务的保护成效在重要生态功能区最高, 其次为天然林保护工程区, 其余区域均小于全国平均水平。③ 提出的生态系统服务保护优先性等级中, 极高级别占到了国土面积的26.18%, 保护的生态系统服务量占到全国总量的64.19%, 保护成效为全国平均水平的2.47倍。

**关键词:** 生态系统服务; 生态系统服务保护; 生态红线; 综合指标法; 中国

DOI: 10.11821/dlxb201605006

生态系统服务是人类从生态系统获得的惠益, 包括可以直接影响人类生活的供给、调节和文化服务, 以及维持这3种服务所必需的支持服务4种类型<sup>[1-2]</sup>。它是将生态系统与人类福祉联系起来的重要纽带, 是近年来生态学研究新的热点领域和学术前沿, 受到了全球众多国家与研究组织的关注<sup>[2-6]</sup>。特别是在生态系统评估、生态保护与恢复、土地利用管理以及相关决策制定的过程中, 生态系统服务概念越来越受到众多学者的重视<sup>[2, 7-12]</sup>。由于人类活动强度的逐渐增加, 由此产生的自然环境变化使得许多物种濒临灭绝<sup>[13]</sup>。同时, 这些生物多样性的逐渐丧失, 威胁着人类从生态系统中持续获得各种惠益——生态系统服务<sup>[14]</sup>。尽管在传统上生态学家们一直期望通过保护栖息地和濒临灭绝的物种来保护生物多样性的努力收到了一定的效果<sup>[14-16]</sup>, 但是持续高速率的物种栖息地的退化与丧失说明了这种观点的局限性<sup>[2, 13, 17-18]</sup>。近年来, 将生态系统服务的保护纳入生态保护研究中

收稿日期: 2015-10-14; 修订日期: 2015-12-30

基金项目: 环保公益性行业科研专项(201409055, 201209027-4); 陕西师范大学高校基本科研业务费专项资金项目(GK201603078) [Foundation: The Commonwealth Project of the Ministry of Environmental Protection, No. 201409055, No.201209027-4; The Fundamental Research Funds for the Central Universities of Shaanxi Normal University, No.GK201603078]

作者简介: 张立伟(1985-), 男, 陕西咸阳人, 博士后, 中国地理学会会员(S110010642M), 主要从事生态系统服务保护优先区评估研究。E-mail: zlw@snnu.edu.cn

的观点逐渐成为保护生态学研究的重要议题<sup>[2, 19-24]</sup>。Goldman等<sup>[21]</sup>认为, 在传统以保护区为基础的自然保护基础上需要进一步整合人类的需求和其他景观类型, 而要实现这一转变就需要关注生态系统服务的保护。Turner等<sup>[25]</sup>的分析表明, 全球尺度上的各种生物多样性保护优先区在生态系统服务价值的表征上具有非均衡性, 区域差异显著, 因而有必要根据生物多样性优先级和生态系统服务价值的相关性采取更有针对性的区域化保护策略。从欧洲的情况看, 对10项生态系统服务提供和3项生物多样性指标的定量评估表明, 生物多样性指标与生态系统服务提供能力呈正相关关系, 但这种关系受生态系统服务空间权衡的影响, 而粮食生产与调节服务之间的权衡最为突出; 保护状况良好的生境生物多样性丰富并且在调节和文化服务方面有更高的供给潜力<sup>[26]</sup>。Chan等<sup>[27]</sup>而在加拿大不列颠哥伦比亚中部的研究表明, 将生态系统服务纳入到生态保护规划中更能达到生态保护的低成本与高效益目标。Polasky等<sup>[23]</sup>的研究表明, 通过增加生态系统服务提供能力的努力能同时增强对生物多样性的保护, 反之亦然。尽管, 考虑生态系统服务的系统性保护策略将会使传统的基于生物多样性的保护从理论上更加完备、实践上更为高效<sup>[24]</sup>, 但将生态系统服务纳入生态保护的目标和约束体系的研究尽管刚刚起步, 对其深入研究有助于将生态系统和人类福祉协同发展的综合视角引入到自然保护领域, 促进生态保护理论、方法和应用的发展与完善。

生态系统服务空间制图是将生态系统服务概念纳入到实际的生态保护决策与实施过程中的关键环节, 其着眼于特定时空尺度的生态系统服务的结构特征、分布格局及其相互关系的刻画, 能为参与决策制定者提供空间信息明确的生态系统服务时空变化特征<sup>[7, 28-30]</sup>。生态系统服务提供能力的空间变化制图是将利益相关者、决策者以及科研人员之间相互交流的重要工具和手段, 使得这些决策参与者能有效地认知与权衡研究区域高价值生态系统服务提供区域的分布, 从而辅助识别生态系统服务保护的优先区域<sup>[11, 19, 31]</sup>。尽管生态系统服务的制图过程与结果对决策过程有着重要作用, 它同时也面临着重大的挑战, 例如, 制图方法的可靠性与准确性、制图数据的可得性与精确性影响着制图结果在实际应用过程中辅助作用的发挥<sup>[31-34]</sup>。生态系统服务制图结果在决策制定过程中的有效性依赖于制图模型的选择与数据源的可得性和精确性<sup>[32, 35-36]</sup>。在本地尺度上, 用于生态系统服务制图的数据多源自对研究区域的实地调查采样; 这种方式只能对有限的时间空间内少量的几种生态系统服务类型的时空变化特征进行精确的刻画; 在区域或者更大空间尺度上, 许多并非来自实地采样与大量验证的二手数据被广泛用来制图模拟更多的生态系统服务类型, 例如遥感数据、地形数据、社会统计与经济数据等<sup>[31-33]</sup>。目前, 源于遥感的各种数据在大尺度生态系统服务评估中扮演着越来越重要的角色。这些被用来进行生态系统服务制图的遥感数据可以分为两种类型: 第一种是解译遥感图像得到土地利用分类数据, 通过对不同的土地利用类型进行生态系统服务价值赋值, 从而粗略地评价大尺度的生态系统服务价值<sup>[37-40]</sup>; 第二种是直接利用与生态系统服务相关的植被指数直接地或者间接地建立制图模型进行生态系统服务评估, 例如, 叶面积指数、归一化植被指数以及模型计算得到的植被净初级生产力数据等<sup>[40-44]</sup>通过遥感数据进行生态系统服务空间制图评估有着高效、低成本以及适于长期对大尺度区域进行监测的优点。

通过对国内外生态系统及其服务保护评估研究的进展与比较不难看出, 考虑生态系统服务的系统保护规划已经成为国际上生态保护领域新的热点研究方向, 国内在上述方向上已经有了一些工作基础, 但是定量化水平还有待提高。因此, 基于中国自然和社会经济环境的自身特点与需求, 在生态系统及其服务保护方面着力发展新的、具有广泛适用性的制图评估方法, 无论是为了满足国家生态保护建设需求, 还是在推动中国保护生

态学的发展方面都有着重要的意义。本文应用适合在大尺度上长期快速评估与监测应用的生态系统服务评估的方法,评估了中国从2000-2010年间的生态系统服务时空变化特征以及其驱动因素,并在分析目前中国生态系统服务保护现状与代表性的基础上提出了适用于中国国家尺度上的生态系统服务保护空间优先性范围。

## 1 研究区概况

中国位于亚洲东部,国土面积约为 $960 \times 10^4 \text{ km}^2$ ,总人口在2014年达到13.6亿人。由于国土范围广袤,整个国家跨越了多个气候带,海拔变化以及植被类型的差异十分巨大<sup>[45-48]</sup>。目前,中国已经有明确政策或法律依据的国家尺度上的保护地和生态功能区主要包括:①自然保护区(《全国主体功能区规划》(2011年6月)也称为禁止开发区),占到国土面积的8.95%;②《全国生态功能区划》(2008年7月)所确定的50个重要生态功能区,占到国土面积的24.94%;③《全国主体功能区规划》所确定的25个重点生态功能区,占到国土面积的28.38%;④《中华人民共和国国民经济和社会发展第十二个五年规划纲要》所确定的“两屏三带”生态安全战略格局,其包括的相关县区范围总和占国土面积的37.43%;⑤2000年10月国家正式启动的天然林资源保护工程,占国土面积的34.43%;⑥1978年11月25日,国务院以国发(1978)244号文件批准国家林业总局《关于在西北、华北、东北风沙危害和水土流失重点地区建设大型防护林的规划》,至此,三北防护林工程正式启动实施,占国土面积的41.58%;⑦从1999年开始了在具有代表性的地方进行了退耕还林试点;到2001年底,全国先后有20个省(区、市)和新疆生产建设兵团进行了试点;2002年,在试点成功的基础上,退耕还林工程全面启动,其所涉及的行政区域累计占到了国土面积的78.34%。七类区域合并以后占国土面积的90.31%,七类区域两两之间也都有不同程度的空间重叠,例如,重要和重点生态功能区的重叠部分占到七类生态区域并集的15.42%、占全国面积的14.20%。这些生态保护区域虽然明确了大面积的生态功能重要区域,然而,各种生态功能重要区域、自然保护地叠加起来面积广大,并且常常与其它行业的用地需求存在显著的交叉重叠现象<sup>[49]</sup>。这种状况的存在,一方面不利于将国家和区域有限的生态保护资金、资源集成高效利用,以保证自然生态保护的持续性和有效性;另一方面,与自然生态保护与经济社会发展的用地需求所存在的不协调,会导致实践层面各类自然保护地承受干扰和蚕食的风险<sup>[24]</sup>(图1)。

## 2 方法与数据

### 2.1 生态系统服务制图方法

传统上,学者们多采用复杂的生态模型来模拟生态系统服务的提供能力,例如,采用CASA模型来空间制图评估NPP<sup>[50]</sup>、用USLE/RUSLE模型来模拟土壤保持服务<sup>[51]</sup>,以及用Budyko假设来建立产水量模型来模拟生态系统的水源提供服务<sup>[52-54]</sup>。这些模型所涉及的相关参数多是建立在长期小尺度的实验观测基础之上的,其在大尺度上很难获取。将这些复杂生态模型应用在大尺度上,必须对相关参数进行简化来达到在大尺度上进行分析的目的,其结果要么对大尺度上生态系统服务的空间位置信息特征的揭示较为粗略,要么难以反映真实的区域生态系统服务提供时空变化特征,往往为生态系统服务的评估带来了一定的不确定性,其结果往往难以在大尺度上进行验证<sup>[31, 55]</sup>。在较大的空间尺度上对生态系统服务进行空间量化制图评估常常面临着数据稀缺的挑战<sup>[32, 35-36]</sup>。在这种



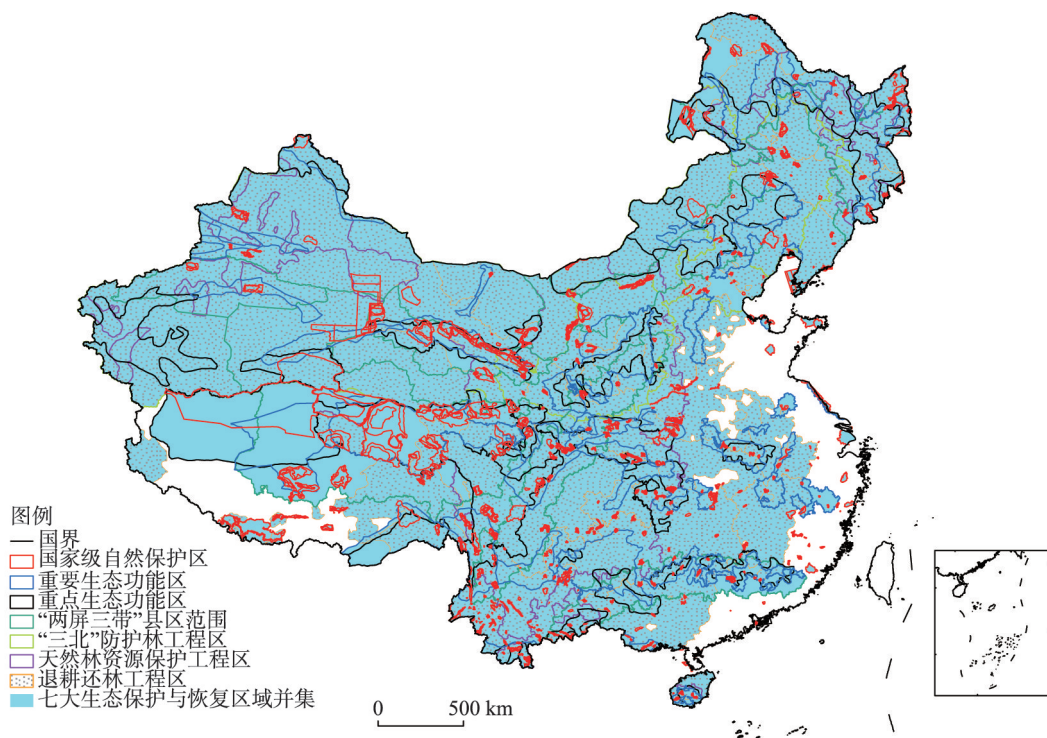


图1 中国七类生态保护与恢复区域的空间范围

Fig. 1 The spatial location of seven conservation and restoration regions in China

情况下,遥感数据产品通过提供高时空分辨率的空间数据对大尺度上生态状况的评估有着十分重要的作用。源自采用遥感植被指数与环境变量因子构建的植被净初级生产力(NPP)数据是评估大尺度生态状况的关键指标<sup>[56]</sup>。植被净初级生产力是绿色植被通过光合作用所积累的碳总量,是陆地和海洋生态系统持续健康发展的能量基础,它直接或间接地支持着多种生命体的生存与多样性、维持着各种生态过程的有效运转和生态系统服务的生产<sup>[2, 11, 57]</sup>。尽管植被净初级生产力并不能代表所有的生态系统服务类型,但是它与多种生态系统服务的产生有着重要的相互关系,它决定和影响着许多供给与调节和一些文化生态系统服务的生产与流动过程,而它本身也是一种重要的生态系统支持服务<sup>[1-2, 57-61]</sup>。因此,NPP作为生态系统所获取的太阳能的度量,驱动着生态系统功能的发挥,支持着许多生态系统服务的生产过程。Petrosillo等<sup>[62]</sup>建立了以NPP为主要度量指标来量化评估不同的生态系统服务类型,例如,食物提供与木材生产服务。Carreño等<sup>[55]</sup>提出了一系列将生物量与环境变量组合的生态系统服务评估方法,并采用该方法对阿根廷近50年土地利用变化与生态系统服务的关系特征进行了阐述。后来,Barral等<sup>[63]</sup>通过对该模型进行修订补充,建立了用NPP与相关环境变量因子对阿根廷东南部的潘帕斯草原生态系统服务与土地利用的相互影响特征进行了分析。

本文通过对中国自然环境变化特征的分析,修正了相关参数的量化计算方法,建立了适合在中国国家尺度上,利用NPP与环境变量因子建立的因果关系法评估模型,作为综合替代指标来评估对中国生态保护与恢复十分重要的4种生态系统服务类型变化特征,并对总生态系统服务的时空变化及其影响驱动因素进行了分析与讨论。在综合以上分析的基础上提出了中国生态系统服务保护优先性等级。研究所涉及4种生态系统服务类型的评估方法(表1),具体参数计算方法见环发[2015]56号《生态保护红线划定技术

表 1 生态系统服务的空间制图方法<sup>[55, 63]</sup>

Tab. 1 Mapping methods of the ecosystem services (adapted from references [55] and [63])

类型	制图方法	参数
植被碳固定	$NPP \times (1 - VC_{npp})$	$NPP$ : 植被净初级生产力因子;
土壤保持	$NPP \times (1 - VC_{npp}) \times (1 - K) \times (1 - F_{slo})$	$VC_{npp}$ : $NPP$ 的年内稳定性因子;
水源涵养与提供	$NPP \times (1 - VC_{npp}) \times F_{sic} \times F_{pre} \times (1 - F_{slo})$	$K$ : 土壤侵蚀因子; $F_{slo}$ : 坡度因子;
栖息地提供	$NPP \times (1 - VC_{npp}) \times F_{pre} \times F_{tem} \times D$	$F_{sic}$ : 土壤入渗能力因子;
		$F_{pre}$ : 年降水量因子;
		$F_{tem}$ : 年均气温因子;
总生态系统服务	以上 4 种服务之和	$D$ : 地表粗糙度因子;

指南》。主要数据源自中国气象数据共享网、全球和谐土壤属性数据库 (Harmonized World Soil Database v 1.2)、寒区旱区科学数据中心 (<http://westdc.westgis.ac.cn/account/login>) 基础科学数据共享网 (<http://www.nsd.cn/index.html>)、地理空间数据云数据共享平台 (<http://www.gscloud.cn/>)。

## 2.2 生态保护效率评价

生态系统服务保护优先区域的保护成效的评估方法如下<sup>[54, 64]</sup>:

$$SE = \left( \frac{EP}{E} \right) / \left( \frac{SP}{S} \right) \quad (1)$$

式中:  $SE$  是生态系统服务空间保护成效指标;  $EP$  是优先保护区域的生态系统服务保护总量;  $E$  是优先保护区域的总面积;  $SP$  是整个研究区的生态系统服务总量;  $S$  为研究区总面积。如果优先区的  $SE$  指数值大于 1 则表明该优先区域的生态系统服务保护成效较高, 若小于 1 则说明该优先区的生态系统服务空间保护成效较差。 $SE$  空间保护成效指数的值为无单位正数。

## 2.3 其他分析方法

线性回归方法已经被广泛的用来分析植被覆盖变化和气候变化<sup>[56]</sup>。计算线性趋势的最小二乘法方程见公式:

$$y = a \times t + b + \varepsilon \quad (2)$$

式中:  $y$  为因变量 (例如每年的植被覆盖度、降水量等);  $a$  为线性趋势系数;  $t$  为时间序列;  $b$  为截距;  $\varepsilon$  为随机误差。该一次线性回归方程的显著性用 F 检验或皮尔森相关系数显著性检验得到<sup>[65]</sup>。

总生态系统服务的分级方法是在地理信息系统软件中将主要生态系统服务做叠加处理, 得到总生态系统服务, 在进一步采用 Quantile (分位数) 分类对其进行 5 级分类。最后按生态系统服务总值将其重要性由低到高依次划分为 5 个重要性级别, 即一般重要、较重要、中等重要、高度重要、极重要。

# 3 结果分析

## 3.1 中国总生态系统服务时空变化及其驱动因素

生态区划是根据区域生态环境因子的异质性和相似性特征所划分的能为生态系统的研究、评价、修复和管理提供的一个合理的空间分析单元<sup>[66]</sup>。本文用来分析全国陆地生态系统的不同生态区域的生态系统服务变化特征的生态区划是根据谢高地等<sup>[67]</sup>基于全国气候、地形地貌、生态系统特点的定量与定性指标所划分的保持县域边界完整性的中国生态区划方案中所划定的 11 个生态二级生态地区来进行分析的, 包括: 1 东北生态地

区、2西北干旱生态地区、3内蒙古高原生态地区、4青藏高原高寒生态地区、5黄土高原生态地区、6华北生态地区、7横断山区生态地区、8川渝生态地区、9长江中下游生态地区、10云贵高原生态地区、11华南生态地区。结果表明: 全国2000-2010年的多年平均总生态系统服务总体上自西北向东南方向逐渐增加。总生态系统服务的相对值为2183, 最小为0。在各个生态地区中, 华南生态地区的平均值最大, 其次为云贵高原生态地区、川渝生态地区、长江中下游生态地区、横断山区生态地区、华北生态地区、黄土高原生态地区、东北生态地区、内蒙古高原生态地区、青藏高原高寒生态地区以及西北干旱生态地区; 而保护的总生态系统服务总量最大的地区为华南生态地区, 其次为云贵高原生态地区、东北生态地区、川渝生态地区、青藏高原生态地区、横断山区生态地区、长江中下游生态地区、华北生态地区、黄土高原生态地区、西北干旱生态地区、内蒙古高原生态地区。通过对总生态系统服务从2000-2010年的线性变化趋势进行分析发现, 全国最高增加趋势为132.21/a, 最低为-138.66/a; 华南生态地区增加趋势最大, 其次为川渝生态地区、黄土高原生态地区、长江中下游生态地区、内蒙古高原生态地区、横断山区生态地区、云贵高原生态地区、西北干旱生态地区和青藏高原高寒生态地区, 只有东北与华北生态地区呈现降低趋势且华北生态地区的降低程度最大; 这种变化趋势的显著增加区域主要分布在黄土高原生态地区, 显著减少区域主要分布在东北生态地区东北部以及华北生态地区东南部等(表2, 图2)。

分析这3个区域的在2000年和2010年的250 m分辨率的土地利用变化特征, 结果显示, 华北地区的总生态系统服务状况变差主要是耕地的减少以及人工用地的增加引起的。东北地区的总生态系统服务是由于林地退化, 林地向耕地草地、耕地向湿地与人工用地的转换引起的。然而, 黄土高原地区的总生态系统服务提高则主要是由于农田向草地和林地、草地向林地类型的转换引起了生态系统服务提供能力的增加。

### 3.2 中国七大生态保护与恢复区域的总生态系统服务保护成效评估

对中国七大生态保护与恢复区区域内的总生态系统服务的显著性变化区域的面积比例分析发现, 这七大区域的总生态系统服务总体上的增加区域都大于减少区域, 总生态系统服务提供能力在2000-2010年间有所改善。保护的总生态系统服务量比例最高的为退耕还林工程区域, 最低的为国家级自然保护区。总生态系统服务的空间保护效率大于全

表2 不同生态地区的总生态系统服务变化统计特征

Tab. 2 Statistical characteristics of the total ecosystem services in the eleven eco-regions

生态区	多年平均总生态系统服务		2000-2010年的线性趋势
	均值	总量	均值
西北干旱生态地区	131.155	3713780000	0.321
青藏高原高寒生态地区	228.792	6468300000	0.255
内蒙古高原生态地区	244.272	3162330000	0.619
东北生态地区	444.568	8117970000	-2.335
黄土高原生态地区	474.641	3802090000	3.310
华北生态地区	596.247	4820720000	-3.287
长江中下游生态地区	795.032	5591970000	2.083
横断山区生态地区	690.687	6043490000	0.435
川渝生态地区	795.778	7432540000	4.049
华南生态地区	1064.16	15082600000	4.326
云贵高原生态地区	1052.16	8662450000	0.385

注: 表中数字为无量纲数值。



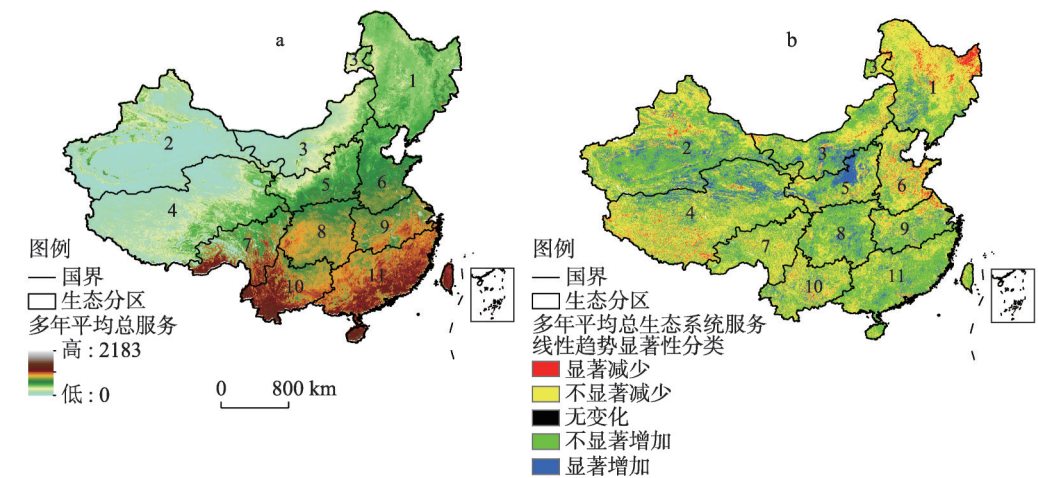


图2 2000-2010年中国总生态系统服务时空变化特征  
Fig. 2 Spatial-temporal variations of the total ecosystem services in China from 2000 to 2010

国平均水平的只有重要生态功能区和天然林资源保护工程区，分别为1.10和1.08，其余区域均小于全国平均水平且最低的区域为三北防护林工程区。可见，七大生态保护与恢复区域的空间保护效率十分低下（表3），有必要提出新的面向生态系统服务保护的优先性保护区域。

3.3 中国总生态系统服务保护优先区域分级

在剔除掉农业用地与人工用地范围后，首先对总生态系统服务进行了5级分类，得到总生态系统服务的重要性分级，这种分级方式能达到直接对中国总生态系统服务提供能力较强区域的保护。其次，对4种生态系统服务类型进行了5级分类，然后对其进行最大化合并，这种分级方式能达到对每种生态系统服务较高级别的筛选保护。再次，对总生态系统服务按不同生态系统类型（森林、草地、荒漠、湿地）进行5级分类，然后进行合并，这种分级方式能充分考虑到生态系统多样性保护在生态保护中的重要性，能兼顾对每种生态系统类型的共同保护。最后，为了综合以上3种分级方式的优点，在ArcGIS 10.2软件中对以上3种分级方式得到的3个分级图层进行最大化合并，然后再剔

表3 中国各生态区域保护的总生态系统服务的显著性变化比例、占全国的保护总量比例以及保护效率特征

Tab. 3 Characteristics of the proportions of significant variation areas, conservational amounts and conservational effectiveness of ecosystem services in the seven conservation and restoration regions								
趋势变化显著性等级	国家级自然保护区	重要生态功能区	重点生态功能区	两屏三带区	天然林资源保护区	退耕还林工程区	三北防护林工程区	七大区域并集
显著减少(%)	3.11	4.16	3.63	4.05	3.06	3.55	3.04	3.69
不显著减少(%)	33.87	40.42	40.63	40.13	41.07	37.85	33.53	38.70
无变化(%)	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
不显著增加(%)	53.29	46.80	48.12	46.98	47.39	50.36	51.70	49.64
显著增加(%)	9.72	8.61	7.62	8.83	8.48	8.24	11.72	7.97
占全国总量比例(%)	5.50	27.35	25.82	32.00	37.17	77.20	20.21	86.05
保护效率指数	0.61	1.10	0.91	0.85	1.08	0.99	0.49	0.95

注：全国平均的总生态系统服务保护效率水平为1；大于1说明该区域保护成效较高；小于1说明该区域小于全国平均水平，保护成效较差。

除掉总生态系统服务在 2000-2010 年间的显著变化区域后，得到了最终的综合优先性分级。

结果分析显示，其极低等级范围保护了全国总量的 0.00%、较低类别保护了全国总量的 7.68%、中等级别保护了 11.41%、较高级别保护了 25.35%、极高类别保护了全国总量的 55.56%。全国分生态系统服务类型的多年平均生态系统服务的最大化合并重要性分类中的极低等级占国土面积的 0.25%、较低等级占 29.27%、中等等级占了 12.76%、较高等级占了 17.72%、极高等级占了国土面积的 18.62%。为了更好地兼顾各种生态系统服务分级方法的优点，将以上 3 种重要性分级方式的到的结果进行最大化合并，通过对合并的重要性分级结果进行分析得出，其极低等级范围保护了全国总量的 0.00%、较低类别保护了全国总量的 3.16%、中等级别保护了 10.53%、较高级别保护了 22.12%、极高类别保护了全国总量的 64.19%。将该 3 种重要性分级方式的最大化合并结果再剔除掉

自 2000-2010 年间的总生态系统服务显著减少区域后得到的重要性分级结果中较低等级保护了全国总量的 3.12%、中等类别保护了 10.33%、较高类别保护了 21.92%、极高类别保护了全国总生态系统服务量的 64.63%。上述 3 种生态系统服务分级方式的最大化合并结果的极低等级占国土面积的 0.25%、较低等级占 15.29%、中等等级占了 16.19%、较高等级占了 20.06%、极高等级占了国土面积的 26.82%。在剔除掉总生态系统服务的显著减少区域后，其较低重要性分级类别占国土面积比例的 14.86%、中等类别占了 15.59%、较高类别占了 19.38%、极高等级占了国土面积的 26.18%（表 4，图 3）。

表 4 5 种总生态系统服务分级方法的生态系统服务保护成效

Tab. 4 The conservational effectiveness of the five classification methods for conserving ecosystem services

保护成效	极低	较低	中等	较高	极高
总生态系统服务分级	0.13	0.40	1.02	1.63	3.17
分生态系统类型总生态系统服务分级合并	0.00	0.26	0.89	1.43	2.98
四种生态系统服务类型分级最大化合并	0.58	0.81	1.19	1.57	2.17
三种分级方法最大化合并	0.00	0.21	0.65	1.10	2.39
剔除显著减少区后的三种分级方法最大化合并	0.00	0.21	0.66	1.13	2.47

4 讨论

本文所采用的生态系统服务空间制图方法能详细地揭示研究区域的土地利用变化所导致的生态系统服务变化，对大尺度上土地利用与生态系统服务之间的权衡分析以及长期的生态状况、生态恢复与保护优先区的监测评估有着重要的辅助作用。但是，由于该方法的主要指标是基于植被的 NPP，所以对湿地生态系统服务特征的描述存在着一定的局限性。再者，文章对生态系统服务变化及其驱动因素的分析主要借助空间叠加分析的方法，未来亟需要强化其量化评估分析。在以后的研究中，应继续探索将新的参数组合纳入综合指标评价法之中，使得评估更精确。本文只选择了 4 种在大尺度上对于生态保护较为重要的生态系统服务类型来进行评估，未来有必要将其他相关生态系统服务类型纳入到其保护优先区域之中。虽然基于 NPP 的综合指标法评估无法给出具体的生态系统服务物理量值，但是该方法可以评估得到服务的高低排序。在针对生态系统服务保护优先性评估时比较注重所评估服务类型的高低次序判别而不是追求对其物理量值的量算的这种特点，该方法可以有效的实现对数据缺乏和大空间尺度区域上进行生态系统服务保护优先区、保护有效性及其长期监测评估方面的研究需要，有着重要的应用价值。



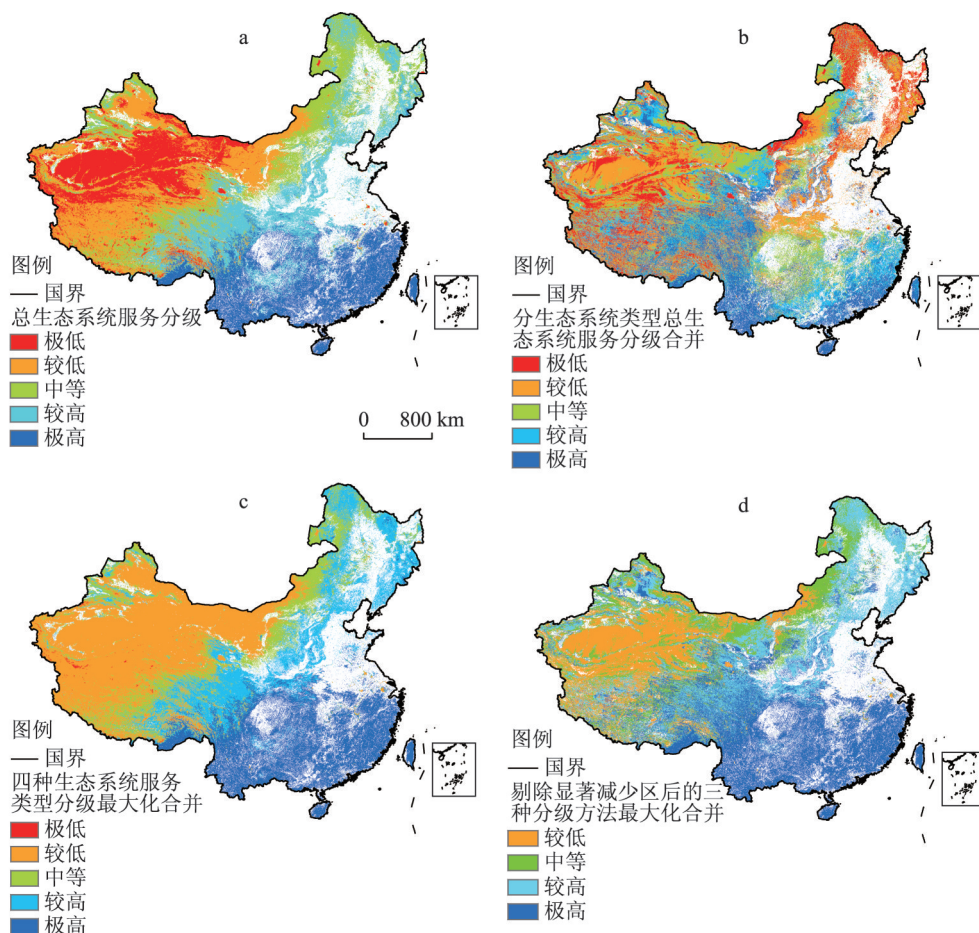


图3 中国总生态系统服务保护优先性分级

Fig. 3 Conservational priority levels of the total ecosystem services in China

## 5 结论

(1) 中国从2000-2010年的总生态系统服务提供能力总体上呈现出自西北向东南方向逐渐增加的趋势，总生态系统服务线性变化的显著增加区域主要分布在黄土高原生态地区，显著减少区域主要分布在东北生态地区东北部以及华北生态地区东南部。华北地区的总生态系统服务状况变差主要是耕地的减少以及人工用地的增加引起的。东北地区的总生态系统服务是由于林地退化，林地向耕地草地、耕地向湿地与人工用地的转换引起的。然而，黄土高原地区的总生态系统服务提高则主要是由于农田向草地和林地、草地向林地类型的转换引起了生态系统服务提供能力的增加。

(2) 从2000-2010年，中国的七大生态保护和恢复区域内的4种生态系统服务类型及其总生态系统服务的线性趋势变化显著增加面积均大于显著减少面积，总体上各个区域的生态系统服务状况在均有所提高。总生态系统服务的显著增加比例最大的为三北防护林工程区、最小的为重点生态功能区；显著减少面积比例最大为重要生态功能区、最小的为三北防护林工程区。总生态系统服务的保护成效在重要生态功能区最高，为全国平均水平的1.1倍、其次为天然林保护工程区为1.08倍，其余区域均小于全国平均水平且最

低的区域为三北防护林工程区。

(3) 在充分考虑生态系统类型、生态系统服务的能力及其种类的共同保护基础上, 通过剔除掉总生态系统服务在2000-2010年间的显著减少变化区域后, 形成的最终优先性分级方案中较高与极高级别占到了国土面积的45.56%, 保护的总生态系统服务量占到全国总量的86.55%, 保护成效为全国平均水平的1.80倍。

## 参考文献(References)

- [1] Costanza R, d'Arge R, de Groot R S, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 1997, 387(6630): 253-260.
- [2] MEA (Millennium Ecosystem Assessment). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Washington, DC: World Resources Institute, 2005.
- [3] Sutherland W J, Armstrong Brown S, Armsworth P R, et al. The identification of 100 ecological questions of high policy relevance in the UK. *Journal of Applied Ecology*, 2006, 43(4): 617-627.
- [4] Palmer M A, Morse J, Bernhardt E, et al. Ecology for a crowded planet. *Science*, 2004, 304(5675): 1251-1252.
- [5] Crossman N D, Nedkov B B S. Quantifying and mapping ecosystem services. *International Journal of Biodiversity Science*, 2012, 8(1): 1-4.
- [6] Liu J G, Li S X, Ouyang Z Y, et al. Ecological and socioeconomic effects of China's policies for ecosystem services. *Proceedings of the National academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105(28): 9477-9482.
- [7] Cowling R M, Egoh B, Knight A T, et al. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105(28): 9483-9488.
- [8] Daily G C, Polasky S, Goldstein J, et al. Ecosystem services in decision making: Time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2009, 7(1): 21-28.
- [9] Trabucchi M, Ntshotsho P, O'Farrell P, et al. Ecosystem service trends in basin-scale restoration initiatives: A review. *Journal of Environmental Management*, 2012, 111(6): 18-23.
- [10] Bateman I J, Harwood A R, Mace G M, et al. Bringing ecosystem services into economic decision-making: Land use in the United Kingdom. *Science*, 2013, 341(6141): 45-50.
- [11] Maes J, Teller A, Erhard M, et al. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2013.
- [12] Speziale L, Geneletti D. Applying an ecosystem services approach to support land-use planning: A case study in Koboko district, Uganda. *Ecological Processes*, 2014, 3(1): 1-13.
- [13] Pimm S L, Jenkins C N, Abell R, et al. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 2014, 344(6187): 1246752.
- [14] Brooks T M, Mittermeier R A, da Fonseca G A, et al. Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 2006, 313(5783): 58-61.
- [15] Jax K, Barton D N, Chan K M A, et al. Ecosystem services and ethics. *Ecological Economics*, 2013, 93(3): 260-268.
- [15] Rodrigues A S L. Are global conservation efforts successful? *Science*, 2006, 313(5790): 1051-1052.
- [16] Paviolo A, Blanco Y E D, Angelo C D, et al. Protection affects the abundance and activity patterns of pumas in the Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 2009, 90(4): 926-934.
- [17] Wilcove D S, Rothstein D, Dubow J, et al. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 1998, 48(8): 607-615.
- [18] Butchart S H M, Walpole M, Collen B, et al. Global biodiversity: Indicators of recent declines. *Science*, 2010, 328(5982): 1164-1168.
- [19] Balvanera P, Daily G C, Ehrlich P R, et al. Conserving biodiversity and ecosystem services. *Science*, 2001, 291(5511): 2047.
- [20] Egoh B, Rouget M, Reyers B, et al. Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. *Ecological Economics*, 2007, 63(4): 714-721.
- [21] Goldman R L, Tallis H. A critical analysis of ecosystem services as a tool in conservation projects. *Annals of the New*

- York Academy of Sciences, 2009, 1162: 63-78.
- [22] Tallis H, Goldman R, Uhl M, et al. Integrating conservation and development in the field: Implementing ecosystem service projects. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2009, 7(1): 12-20.
- [23] Polasky S, Johnson K, Keeler B, et al. Are investments to promote biodiversity conservation and ecosystem services aligned? *Oxford Review of Economic Policy*, 2012, 28(1): 139-163.
- [24] Lü Yihe, Zhang Liwei, Wang Jianglei. Assessment of ecosystem and its services conservation: Indicators and methods. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(5): 1237-1243. [吕一河, 张立伟, 王江磊. 生态系统及其服务保护评估: 指标与方法. *应用生态学报*, 2013, 24(5): 1237-1243.]
- [25] Turner W R, Brandon K, Brooks T M, et al. Global conservation of biodiversity and ecosystem services. *Bioscience*, 2007, 57(10): 868-873.
- [26] Maes J, Paracchini M L, Zulian G, et al. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation*, 2012, 155(4): 1-12.
- [27] Chan K M, Hoshizaki L, Klinkenberg B. Ecosystem services in conservation planning: Targeted benefits vs. co-benefits or costs? *PloS one*, 2011, 6(9): e24378.
- [28] Daily G C, Matson P A. Ecosystem services: From theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105(28): 9455-9456.
- [29] Zhang Liwei, Fu Bojie. The progress in ecosystem services mapping: A review. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(2): 316-325. [张立伟, 傅伯杰. 生态系统服务制图研究进展. *生态学报*, 2014, 34(2): 316-325.]
- [30] Burkhard B, Crossman N, Nedkov S, et al. Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice. *Ecosystem Services*, 2013, 4: 1-3.
- [31] Martínez-Harms, M J, Balvanera P. Methods for mapping ecosystem service supply: A review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 2012, 8(1-2), 17-25.
- [32] Egoh B, Drakou E G, Dunbar M B, et al. Indicators for mapping ecosystem services: A review. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2012.
- [33] Eigenbrod F, Armsworth P R, Anderson B J, et al. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 2010, 47(2): 377-385.
- [34] Hauck J, Görg C, Varjopuro R, et al. "Maps have an air of authority": Potential benefits and challenges of ecosystem service maps at different levels of decision making. *Ecosystem Services*, 2013, 4(1): 25-32.
- [35] Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, et al. Mapping supply, demand and budgets of ecosystem services. *Ecological Indicators*, 2012, 21(3): 17-20.
- [36] Crossman N D, Burkhard B, Nedkov S, et al. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, 2013, 4: 4-14.
- [37] Malmstrom C M, Butterfield H S, Barber C, et al. Using remote sensing to evaluate the influence of grassland restoration activities on ecosystem forage provisioning services. *Restoration Ecology*, 2008, 17(4): 526-538.
- [38] Friedl M A, Sulla-Menashe D, Tan B, et al. MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets. *Remote Sensing of Environment*, 2010, 114(1): 168-182.
- [39] Lautenbach S, Kugel C, Lausch A, et al. Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. *Ecological Indicators*, 2011, 11(2): 676-687.
- [40] Homolová L, Schaepman M E, Lamarque P, et al. Comparison of remote sensing and plant trait-based modelling to predict ecosystem services in subalpine grasslands. *Ecosphere*, 2014, 5(8): 100.
- [41] Feng X, Fu B, Yang X, et al. Remote sensing of ecosystem services: An opportunity for spatially explicit assessment. *Chinese Geographical Science*, 2010, 20(6): 522-535.
- [42] Ayanu Y Z, Conrad C, Nauss T, et al. Quantifying and mapping ecosystem services supplies and demands: A review of remote sensing applications. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(16): 8529-8541.
- [43] Andrew M E, Nelson T A, Wulder M A. Potential contributions of remote sensing to ecosystem service assessments. *Progress in Physical Geography*, 2014, 38(3): 328-352.
- [44] Rocas-Díaz J V, Díaz-Varela R A, Álvarez-Álvarez P, et al. A multiscale analysis of ecosystem services supply in the NW Iberian Peninsula from a functional perspective. *Ecological Indicators*, 2015, 50: 24-34.
- [45] Feng Zhiming. Land use zoning scheme of China based on detailed land surveys. *Journal of Natural Resources*, 2001, 16(4): 325-333. [封志明. 一个基于土地利用详查的中国土地资源利用区划新方案. *自然资源学报*, 2001, 16(4): 325-



333.]

- [46] Wu Shaohong, Yang Qinye, Zheng Du. Delineation of eco-geographic regional system of China. *Journal of Geographical Sciences*, 2003, 13(3): 309-315.
- [47] Fu Bojie, Liu Guohua, Lü Yihe, et al. Ecoregions and ecosystem management in China. *The International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 2004, 11(4): 397-409.
- [48] Zheng Jingyun, Yin Yunhe, Li Bingyuan. A new scheme for climate regionalization in China. *Acta Geographica Sinica*, 2010, 65(1): 3-12. [郑景云, 尹云鹤, 李炳元. 中国气候区划新方案. *地理学报*, 2010, 65(1): 3-12.]
- [49] Lü Y H, Ma Z, Zhang L W, et al. Redlines for the greening of China. *Environmental Science & Policy*, 2013, 33(11): 346-353.
- [50] Potter C S, Rerson J T, Field C B, et al. Terrestrial ecosystem production: A process model based on global satellite and surface data. *Global Biogeochemical Cycles*, 1993, 7(4): 811-841.
- [51] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting Rainfall-erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains: Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation. US Department of Agriculture, Washington, DC, 1965.
- [52] Budyko M I. *Climate and Life*. San Diego, California: Academic Press, 1974.
- [53] Zhang L W, Dawes W R, Walker G R. Response of mean annual ET to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 2001, 37(3): 701-708.
- [54] Zhang L W, Fu B J, Lü Y H, et al. Balancing multiple ecosystem services in conservation priority setting. *Landscape Ecology*, 2014, 30(3): 535-546.
- [55] Carreño L, Frank F C, Viglizzo E F. Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2012, 154(5): 68-77.
- [56] Lü Y H, Zhang L W, Feng X, et al. Recent ecological transitions in China: Ereening, browning, and influential factors. *Scientific Reports*, 2015, 5.
- [57] Zurlini G, Petrosillo I, Aretano R, et al. Key fundamental aspects for mapping and assessing ecosystem services: Predictability of ecosystem service providers at scales from local to global. *Annali Di Botanica*, 2014, 4: 53-63.
- [58] Gaston K J. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 2000, 405(6783): 220-227.
- [59] Costanza R. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 2008, 141(2): 350-352.
- [60] Costanza R, Fisher B, Mulder K, et al. Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production. *Ecological Economics*, 2007, 61(S2-3): 478-491.
- [61] Richmond A, Kaufmann R K, Myneni R B. Valuing ecosystem services: A shadow price for net primary production. *Ecological Economics*, 2007, 64(2): 454-462.
- [62] Petrosillo I, Semeraro T, Zaccarelli N, et al. The possible combined effects of land-use changes and climate conditions on the spatial-temporal patterns of primary production in a natural protected area. *Ecological Indicators*, 2013, 29(6): 367-375.
- [63] Barral M P, Oscar M N. Land-use planning based on ecosystem service assessment: A case study in the Southeast Pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2012, 154(7): 34-43.
- [64] Liu Y, Zhang H, Yang X, et al. Identifying priority areas for the conservation of ecosystem services using GIS-based multicriteria evaluation. *Polish Journal of Ecology*, 2013, 61(1): 415-430.
- [65] Liu Xinping, Liu Cunxia. *Educational Statistics and Evolutional Introductions*. Beijing: Science Press, 2003. [刘新平, 刘存侠. *教育统计与测评导论*. 北京: 科学出版社, 2003.]
- [66] Fu Bojie, Liu Guohua, Chen Liding, et al. Scheme of ecological regionalization in China. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(1): 1-6. [傅伯杰, 刘国华, 陈利顶, 等. 中国生态区划方案. *生态学报*, 2001, 21(1): 1-6.]
- [67] Xie Gaodi, Zhang Changshun, Zhang Linbo, et al. China's county-scale ecological regionalization. *Journal of Natural Resources*, 2012, 27(1): 154-162. [谢高地, 张昌顺, 张林波, 等. 保持县域边界完整性的中国生态区划方案. *自然资源学报*, 2012, 27(1): 154-162.]

## The using of composite indicators to assess the conservational effectiveness of ecosystem services in China

ZHANG Liwei<sup>1</sup>, FU Bojie<sup>2</sup>, LÜ Yihe<sup>2</sup>, DONG Zhibao<sup>1,3</sup>,

LI Yingjie<sup>1</sup>, ZENG Yuan<sup>4</sup>, WU Bingfang<sup>4</sup>

(1. Department of Geography, Tourism and Environment College of Shaanxi Normal University, Xi'an 710119, China;

2. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, CAS, Beijing 100085, China; 3. Cold and Arid Regions Environmental and Engineering Research Institute, CAS, Lanzhou

730000, China; 4. Institute of Remote Sensing and Digital Earth, CAS, Beijing 100094, China)

**Abstract:** Ecosystem services (ES) are the important links between natural ecosystems and human well-being, which draw the attention from many countries and organizations around the world. Traditionally conservationists have focused on conserving biodiversity, mainly through habitat protection, evaluation of endemic or endangered species distribution, and assessment of threats to survival. Recently, conservationists have focused not only on the conservation of biodiversity, but also on the sustainable provision of ES. In this study, a series of composite indicators were used to analyze the spatial-temporal patterns of four types of ES in China from 2000 to 2010. These types of ES include carbon-capture services of vegetation, water provision and purification, soil conservation and habitat protection services of ecosystems. The driving factors and conservation efficiency of the four ES types in the seven conservation and restoration regions of China were assessed based on the results of ES mapping. Finally, the priority levels of ES in China were identified in the study. The main results were as follows: (1) From 2000 to 2010, the spatial scope of four types of ES increased from the northwest to southeast of China. The significantly increased areas of the total ES are mainly distributed on the Loess Plateau while the decreased areas are mainly located in northeastern and northern China ecological regions. The main reasons for the decrease of total ES in northern China are due to the increase of artificial land and loss of cropland. The decreases of total ES in northeastern China are caused by the degradation of forest land and the conversion of forest to cropland or grassland. However, in the Loess Plateau the increases of total ES are caused by the conversion of cropland to grassland or forestland, which led to the significant increase of ES. (2) In the seven conservation and restoration regions of China, all the significant increased area of four ES types is larger than the decreased area from 2000 to 2010. The area proportions of the significantly increased regions of total ES in the Three-North Shelterbelt Project areas are greater than other regions, and the smallest region is the key ecological function area, while the most significantly decreased area is the important ecological function regions, and the smallest significant decreased regions are the Three-North Shelterbelt Project regions. (3) The final scenario of the priority levels of the ES conservational area accounted for 26.18% of China's territory, which protected 64.19% of the total ES values of China and the conservational efficiency is 2.47 times the average level of China.

**Keywords:** ecosystem services; ecosystem services conservation; ecological redline; composite indicators; China