

DOI: 10.5846/stxb202110112860

冷仙, 曾源, 周键, 杨飞龄, 武瑞东. 基于熵权 TOPSIS 法的西南自然保护区景观保护成效评价. 生态学报, 2023, 43(3): 1040-1053.

Leng X, Zeng Y, Zhou J, Yang F L, Wu R D. Landscape conservation effectiveness assessment of nature reserves based on entropy weight-TOPSIS in Southwest China. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(3): 1040-1053.

基于熵权 TOPSIS 法的西南自然保护区景观保护成效评价

冷 仙^{1,2}, 曾 源³, 周 键², 杨飞龄², 武瑞东^{2,*}

1 云南大学生态与环境学院, 昆明 650500

2 云南大学国际河流与生态安全研究院, 保护生物地理学研究组, 昆明 650091

3 中国科学院空天信息创新研究院, 遥感科学国家重点实验室, 北京 100101

摘要: 定期开展保护成效评估, 是制定保护决策与提升保护地管理效果的重要基础。景观动态能够直观地指示保护地成效, 但针对区域尺度保护地网络, 采用多指标评价体系的景观保护成效研究还相对缺乏。以我国西南地区 102 个国家级和省级自然保护区为研究对象, 从景观生态状况、自然生境格局与连通性以及人类干扰 4 个方面构建评价指标体系, 应用熵权 TOPSIS 模型的综合分析方法, 评估自然保护区在 1990—2015 年间的景观保护成效, 并探讨自然保护区属性与保护成效间的关系。研究发现: (1) 从 1990—2000 年至 2010—2015 年评估时段, 保护成效上升的自然保护区数量约占 77.5%, 但低于保护成效综合评价指数平均值的自然保护区数量持续增加, 表明自然保护区的整体景观成效趋于两极化发展。(2) 自然保护区景观保护成效表现出明显的空间差异性, 保护成效明显提升的自然保护区主要分布在川藏滇桂四省区, 成效下降的自然保护区主要分布在黔、桂及两者交界区域。(3) 不同类型与等级的自然保护区之间保护成效存在差异。类型上, 整体成效表现为森林生态类较好、内陆湿地类次之、野生动植物类较差, 而保护成效改善程度为野生动物类>内陆湿地类>森林生态类>野生植物类; 等级上, 整体成效表现为国家级自然保护区优于省级。总的来说, 西南自然保护区网络对区内自然生境景观的保护效益显著, 但存在保护成效明显下降的自然保护区(如茂兰、麻阳河和赤水桫欏等)需要引起重视。研究能够为区域尺度保护地体系的成效提升与优化调整提供科学支持。

关键词: 自然保护区; 景观保护成效; 熵权; TOPSIS 模型; 西南地区

Landscape conservation effectiveness assessment of nature reserves based on entropy weight-TOPSIS in Southwest China

LENG Xian^{1,2}, ZENG Yuan³, ZHOU Jian², YANG Feiling², WU Ruidong^{2,*}

1 School of Ecology and Environmental Science, Yunnan University, Kunming 650500, China

2 Conservation Biogeography Research Group, Institute of International Rivers and Eco-security, Yunnan University, Kunming 650091, China

3 State Key Laboratory of Remote Sensing Science, Aerospace Information Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

Abstract: Regular assessment of conservation effectiveness plays a crucial role in conservation decision-making and improvement of protected-area management. Landscape dynamics can directly indicate the conservation effectiveness of protected areas. However, there is still limited research on assessing the effectiveness of landscape conservation of regional protected-area networks by applying a multi-index evaluation approach. With 102 national and provincial-level nature reserves in Southwest China as the study objects, this paper used the entropy weight-TOPSIS method to implement a

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0502103); 云南省中青年学术和技术带头人后备人才项目(202105AC160070)

收稿日期: 2021-10-11; **采用日期:** 2022-05-20

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: rdwu@ynu.edu.cn

comprehensive assessment on these reserves' landscape conservation effectiveness based on indices of four groups including landscape ecological condition, natural habitat pattern, connectivity, and human disturbance. We aim to assess the conservation effectiveness of nature reserves over a long-time scale from 1990 to 2015, and also to investigate the relationship between conservation effectiveness and two attributes of nature reserves, i.e. their types and administrative levels. The results showed that: (1) during the assessing period from 1990—2000 to 2010—2015, the number of nature reserves with improved conservation effectiveness accounted for 77.5%, but the number of nature reserves that had a lower value than the average of the comprehensive evaluation index of conservation effectiveness continued to increase. It indicated that on the one hand, the overall conservation effectiveness was improved; on the other hand, the landscape conservation effectiveness of some nature reserves was relatively low. (2) The landscape conservation effectiveness of nature reserves exhibited a clear heterogeneous spatial pattern. The nature reserves with significantly increased conservation effectiveness were mainly distributed in Sichuan, Xizang, Yunnan and Guangxi, whereas the nature reserves with significantly decreased conservation effectiveness were mostly located in Guizhou, Guangxi and the bordered areas between them. (3) The landscape conservation effectiveness varied with the types and administrative levels of nature reserves. In terms of types, the forest-ecosystem nature reserves had the highest overall effectiveness, followed by inland-wetland, wild-animal and wild-plant nature reserves, but wild-animal reserves had the highest degree of improvement in conservation effectiveness, followed by inland-wetland, forest-ecosystem, and wild-plant nature reserves. In terms of administrative levels, the national nature reserves had higher effectiveness than provincial nature reserves. In general, the nature-reserve system in Southwest China achieved significant landscape conservation efficiency for natural habitats, but some nature reserves (e.g. Maolan, Mayanghe, and Chishui Alsophila Nature Reserves) showed obvious decline in landscape conservation effectiveness, which needed more attention. This research can provide scientific support for the improvement of conservation effectiveness and the spatial optimization of protected-area systems in regional scale.

Key Words: nature reserves; landscape conservation effectiveness; the entropy weight; TOPSIS; Southwest China

自然保护区是生物多样性保护的基石^[1],也是我国生态安全维持的基本骨架^[2]。然而,我国自然保护区体系自建立以来便存在诸多问题,定期开展保护成效评估是发现问题并提出针对性解决措施的关键,已逐渐成为我国自然保护区工作的重要内容之一^[3]。

当前的保护成效评估主要围绕物种和生态系统两个层次展开^[4],而对景观成效的认识较为有限^[5]。“景观是指具有特定结构、功能和动态特征的一种宏观系统”^[6],作为物种的栖息地,其在很大程度上制约着生物多样性的时空分布格局及其变化过程^[7]。因此,有学者认为,生物多样性保护需要结合景观视角^[8],景观的变化能够直观快速地反映自然保护区的保护成效^[9]。

针对景观保护成效评估,国家林业局于 2014 年颁发了《自然保护区保护成效评估技术导则第 3 部分:景观保护》,导则构建了景观转类指数、保护性景观质量指数和保护性植被质量指数等指标,该套指标适用于几乎所有类型自然保护区的保护成效评估^[10]。但在实际应用中却有所受限。一方面是由于该套指标的计算几乎都涉及自然保护区的功能分区,而实际上我国很多自然保护区功能区划并不完善^[11]或是未开展功能区划工作^[12];另一方面,该套指标虽然能反映生境和人类干扰变化状况^[10],但却对景观格局及其功能变化重视不足。因此,已有从景观角度展开的保护区成效评估的研究,仍然主要是基于土地利用和景观破碎化进行分析^[13—14]。此外,近年来的研究逐渐关注景观连通性,如 Barbero-Bermejo 等采用景观连接度指数和物种分布模型构建了伊比利亚猞猁在西班牙西南部自然保护区网络中的潜在生态廊道,进而评价其保护成效^[15];沈润等通过景观连通性分析,评估了纳板河自然保护区对栖息地景观的保护作用^[16]。但基于已有评估案例,综合考虑景观格局与连通性来构建评价指标体系并展开评估的研究还鲜有报道。

此外,根据保护对象或生态系统类型不同,国内外已构建了多种多样的评价指标体系并展开了实例研

究^[4],为保护成效评估积累了大量案例。但是,已有研究对于评价指标体系的应用,大多是以单个或少数保护区为对象进行评估^[17-18],而针对区域尺度自然保护区网络展开的研究十分有限;并且,这些研究多是依据各项指标值的变化状况进行描述性评估^[17],缺乏定量化综合评价方法的应用。

综上,本文以生物多样性丰富、但景观生境脆弱的西南地区为例,选择 1990 年以前建立的 102 个自然保护区为研究对象,从景观生态状况、自然生境格局与连通性以及人类干扰 4 个方面构建景观保护成效评价指标体系;采用熵权 TOPSIS 模型的综合分析方法^[19],评估自然保护区在 1990—2015 年间的景观保护成效,并探讨自然保护区属性与保护成效的关系。以期为区域尺度保护地体系建设和管理提供科学参考。

1 研究区概况

本研究涉及的西南地区包括四川、重庆、贵州、广西、云南五省(自治区、市)以及西藏自治区和青海省的部分市县,地理坐标为 20°54′—36°29′N,83°53′—112°02′E,总面积约 233 万 km²。研究区多高山峡谷地貌,地势起伏较大,水热资源呈东南向西北递减变化^[20];相应地,自然保护区也呈东南部多,西北部少的分布格局^[21]。根据环境保护部 2019 年发布的《全国自然保护区名录》,西南七省(自治区、市)已建立自然保护区 647 处,本文以 1990 年以前建立的 102 个自然保护区为研究对象,其中国家级 52 个、省级 50 个,包括内陆湿地类自然保护区 5 个、森林生态类 61 个、野生动物类 27 个以及野生植物类 9 个(图 1)。

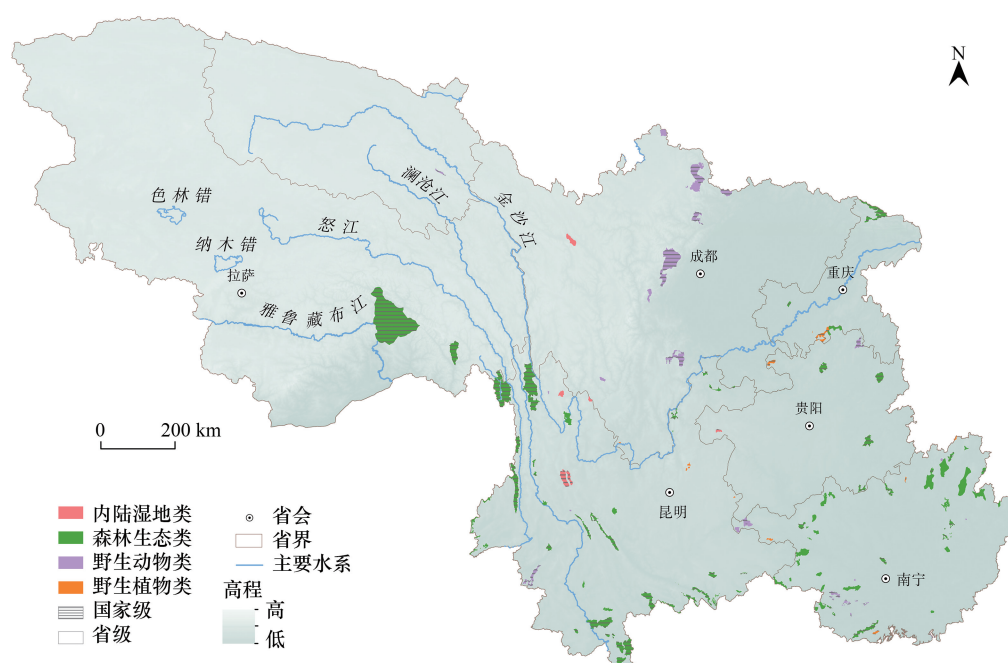


图 1 研究区与自然保护区分布

Fig.1 The study area and spatial distribution of nature reserves

2 材料与方法

2.1 数据来源与预处理

为探究保护区成效在较长时间序列上的动态变化,本文仅对 1990 年以前建立的面积不小于 10 km²的 102 个自然保护区展开成效评估,自然保护区空间分布数据来源于 Zhao 等^[22]。同时,基于数据可获取性与适用性原则,构建本文用于保护区景观成效评估的基础数据库其中,4 期(1990、2000、2010、2015 年)土地利用/覆被数据为 30 m×30 m 的栅格图层,来源于中国科学院空天信息创新研究院生态系统遥感研究室的 China

Cover 数据集,根据研究需要重分类为 8 个景观类型(表 1);2015 年道路矢量数据来源于 1:100 万中国国家基础地理信息数据库(www.webmap.cn);3 期(1993、2002、2013 年)1 km×1 km 的夜间灯光数据来源于美国国家航空航天局(www.nasa.gov),在计算人类干扰指数时用 1993 年代替 1990 年、2002 年代替 2000 年、2013 年代替 2010 和 2015 年;4 期 1 km×1 km 的人口数据(1990、2000、2010、2015 年)来源于中科院资源环境数据云平台(www.resdc.cn)。

2.2 景观保护成效综合评价

世界自然保护联盟世界保护区委员会(IUCN-WCPA)将栖息地面积与结构作为构建管理成效评估框架的重要方面^[23],因此,已构建的评价指标体系几乎都涉及对栖息地的评价,这为本文选取景观保护成效评价指标提供了参考。如郑允文等将人类威胁作为生境评价的重要指标^[24],辛利娟等主要从景观破碎化来衡量保护区完整度^[17],付梦娣等将自然景观类型占比作为反映生态系统状况的指标之一^[18]。因此,参考已有评估案例,筛选针对栖息地评价的典型指标,并结合当前景观成效评估的关注重点,最终选取并计算能反映景观生态、景观格局与连通性以及人类威胁状况的土地覆被状况指数^[25]、景观转类指数^[26]、景观指数^[27]、景观连接度指数^[28]以及人类干扰指数^[29],以此来构建本文的景观保护成效评价指标体系;鉴于熵权 TOPSIS 模型具有客观赋权和能同时进行横向与纵向对比分析的特点^[19],满足本文基于多指标体系客观定量地评估多个保护区保护成效的需求,故以熵权 TOPSIS 模型作为本文的评价方法,评估 102 个自然保护区的景观保护成效。

2.2.1 评价指标计算

(1) 土地覆被状况指数

土地覆被状况指数指具有较高生态服务功能的土地覆被类型面积之和的百分比,该指数能一定程度上反映生态系统综合功能高低^[25]。本文指的是自然湿地、林地和灌丛-草地等 3 类景观类型(表 1)的面积之和占各自然保护区面积的百分比。计算公式如下:

$$Z = \left(\sum_{i=1}^3 C_i / A \right) \times 100\% \quad (1)$$

式中, $i=1,2,3$ 代表自然湿地、林地和灌丛-草地 3 类景观类型; C_i 为自然湿地、林地和灌丛-草地的面积; A 为各个自然保护区面积。

(2) 景观转类指数

根据景观类型的自然禀赋不同,相应地进行生态级别赋值(表 1),并计算不同景观类型之间的转换面积和生态级别变化值,从而求得景观转类指数。该指数能反映景观转换前后生态状况的变化,值为正,即生态状况转好;值为负,生态状况转差^[26]。计算公式如下:

$$I_T = \frac{1}{S_T} \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n S_{i \rightarrow j} (D_j - D_i) \times 100 \quad (2)$$

式中, S_T 为自然保护区面积; $S_{i \rightarrow j}$ 为第 i 类景观转变为第 j 类景观的面积; m 和 n 分别表示上期和本期的景观类型数量; D_i 和 D_j 分别表示第 i 类和第 j 类景观的生态级别赋值。

(3) 自然生境景观指数

为了排除人工用地对自然保护区成效评估的干扰,本文将土地覆被数据中的园地、绿地、水库/坑塘、运河/水渠、水田、旱地、建筑用地、交通用地、采矿场等人工土地覆被类型剔除后,采用 Fragstats 4.2 软件,计算景观水平上的斑块密度(PD)、面积加权形状指数(MSI)和香农多样性指数(SHDI),所选景观指数的公式及生态学意义参见文献^[27]。

(4) 自然生境连接度指数

景观连通性影响物种的迁徙与扩散,尤其自然生境连接度对生物多样性保护至关重要^[30]。但并不是所有自然生境斑块都能促进物种的迁徙扩散,一般认为当生境斑块面积不小于 10 hm²时,才允许物种的栖息与迁徙^[31]。因此,本文在剔除了人工土地覆被类型后,筛选出各个自然保护区中面积不小于 10 hm²的生境斑块,然后在 Conefor 2.6 软件中^[28],计算各自然保护区的整体连通性指数(IIC)和概率连接度指数(PC)。

表 1 景观类型划分与生态级别赋值

Table 1 Classification of landscape types and value assignments according to their ecological conditions

景观类型 Landscape types	土地覆被数据的二级地类 The second-level land-cover types	生态级别赋值 Values based on ecological conditions
自然湿地 Natural wetland	401 森林湿地、403 草本湿地、404 湖泊、406 河流	1.00
林地 Forest	101 常绿阔叶林、102 落叶阔叶林、103 常绿针叶林、104 落叶针叶林、105 针阔混交林	0.88
灌丛-草地 Scrub-grass	106 常绿阔叶灌丛、107 落叶阔叶灌丛、108 常绿针叶灌丛、201 温性草原、202 高寒草原、203 温性草甸、204 高寒草甸、205 草丛	0.62
稀疏植被、人工植被、人工湿地 Sparse vegetation, artificial vegetation, artificial wetland	109 稀疏林、110 稀疏灌丛、206 稀疏草地、111 乔木园地、112 灌木园地、113 乔木绿地、114 灌木绿地、207 草本绿地、405 水库/坑塘、407 运河/水渠	0.38
未利用地 Unused land	602 裸岩、604 裸土、605 沙漠/沙地、606 盐碱地、607 冰川/永久积雪	0.00
耕地 Farmland	301 水田、302 旱地	-0.38
人工表面 Artificial surface	501 建设用地、503 采矿场	-0.62
交通用地 Traffic land	502 交通用地	-1.00

生态级别赋值参考文献^[10]

景观连接度指数的计算需要设定邻域范围,一般是根据目标种的实际扩散距离来设定不同的邻域范围进行情景分析。但本文没有针对某一目标种进行景观连通性分析,因此,参照相关文献^[32],将所有自然保护区的距离阈值统一设为 1000 m,连通概率均设为 0.5。

(5) 人类干扰指数

人类活动引起的生境破碎化是加速全球生物多样性丧失的主要原因,也是保护区面临的主要威胁^[33]。因此,一般认为保护区受人类干扰程度越小越好。本文选用能直接反映人类活动的人口数据、夜间灯光数据、道路数据以及土地覆被数据来计算人类干扰指数(HDI),计算方法参考文献^[29]。

为便于比较,本文以 1990 年(1990—2000 年)的各指标值为基准,采用自然断点法分为 5 个等级,其余时期手动划分;值越大,等级越高。其中,土地覆被状况指数、景观转类指数、面积加权平均形状指数、整体连通性指数和概率连接度指数等级越高,景观状况越好;斑块密度、香农多样性指数和人类干扰指数则相反。

2.2.2 评价指标体系构建

由于景观变化是一个动态过程,且每个保护区各指标的背景值有所不同,因此,除景观转类指数(I_t)外,每一个评价指标都包括两个量值(研究期末的状态值和研究期间的变化值),即构建了包含 15 个量值的评价指标体系(表 2);基于此,本文将整个研究期分为 4 个评估时段,即是在 2000 年做 1990—2000 年、2010 年做 2000—2010 年以及 2015 年做 2010—2015 年和 1990—2015 年时段的保护成效评估。

2.2.3 熵权 TOPSIS 模型分析

(1) 评价指标预处理:因为评价指标包括极大型指标(值越大越好)和极小型指标(值越小越好),因此,采用逆向指标正向化法将极小型指标转化成极大型指标,并采用归一化处理法对所有评价指标进行去量纲和归一化处理^[34]。

(2) 熵权法赋权:其原理是依据各项指标值的变异程度确定其权重值,变异程度越大,权重值也越大^[35]。计算公式如下:

$$W_j = \frac{1 - \left[-\frac{1}{\ln n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{x'_i}{\sum_{i=1}^n x'_i} \right) \ln \left(\frac{x'_i}{\sum_{i=1}^n x'_i} \right) \right]}{\sum_{j=1}^m \left\{ 1 - \left[-\frac{1}{\ln n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{x'_i}{\sum_{i=1}^n x'_i} \right) \ln \left(\frac{x'_i}{\sum_{i=1}^n x'_i} \right) \right] \right\}} \quad i=1, 2, \dots, n; j=1, 2, \dots, m; W_j [0,1] \quad (3)$$

$$r_{ij} = W_j \times x'_i \quad (4)$$

式中, W_j 为第 j 个评价指标的权重值; x'_i 为第 i 个自然保护区各评价指标预处理后的值; r_{ij} 为第 i 个自然保护区第 j 个评价指标加权后的值; n 为自然保护区数量, $n=102$; m 为评价指标个数, $m=15$ 。

需要说明的是, 因为本文的评价指标涉及变化量, 会存在零值。因此, 本文在计算 W_j 时, 为了避免因为零值产生的计算报错, 给所有的指标值均加上了一个趋近于零的正值 (10^{-9})。

表 2 评价指标体系及其权重值

Table 2 Evaluation indicators and their weights

一级指标 First-level indicators	二级指标 Second-level indicators	权重 Weights				指标属性 Indicator attributes
		1990—2000 年	2000—2010 年	2010—2015 年	1990—2015 年	
景观生态状况 Landscape ecological condition	土地覆被状况指数末态值	0.0225	0.0250	0.0284	0.0278	极大型
	土地覆被状况指数变化值	0.0239	0.0164	0.0124	0.0128	极大型
自然生境格局 Natural habitat pattern	景观转类指数值	0.0603	0.1012	0.0182	0.0186	极大型
	斑块密度末态值	0.0745	0.0765	0.0452	0.0443	极小型
	斑块密度变化值	0.1270	0.0699	0.0347	0.0320	极小型
	面积加权平均形状指数末态值	0.2060	0.2242	0.2515	0.2465	极大型
	面积加权平均形状指数变化值	0.0276	0.0143	0.0576	0.0618	极大型
	香浓多样性指数末态值	0.0893	0.1012	0.1064	0.1043	极小型
	香浓多样性指数变化值	0.0409	0.0131	0.0293	0.0323	极小型
自然生境连接度 Natural habitat connectivity	整体连通性指数末态值	0.1796	0.2027	0.2299	0.2254	极大型
	整体连通性指数变化值	0.0099	0.0107	0.0169	0.0203	极大型
	概率连接度指数末态值	0.0740	0.0844	0.0946	0.0927	极大型
	概率连接度指数变化值	0.0222	0.0096	0.0360	0.0417	极大型
人类活动 Human activities	人类干扰指数末态值	0.0260	0.0229	0.0272	0.0266	极小型
	人类干扰指数变化值	0.0162	0.0279	0.0119	0.0127	极小型

(3) TOPSIS 排序: 其原理是找出评价方案中的最优和最劣方案, 从而获得各评价对象与最优方案的贴近度, 以此作为评价优劣的依据^[19]。计算公式如下:

$$C^+ = \text{Max} (r_{1m}, r_{2m}, \dots, r_{nm}) \quad C^- = \text{Min} (r_{1m}, r_{2m}, \dots, r_{nm}) \quad (5)$$

$$D_i^+ = \sqrt{\sum_{j=1}^m (C^+ - r_{ij})^2} \quad D_i^- = \sqrt{\sum_{j=1}^m (C^- - r_{ij})^2} \quad (6)$$

$$S_i = \frac{D_i^-}{D_i^+ + D_i^-} (S_i [0,1]) \quad (7)$$

式中, C^+ 和 C^- 分别为评价方案的理想解与负理想解; D_i^+ 和 D_i^- 分别表示第 i 个自然保护区到理想解 C^+ 与负理想解 C^- 的距离; S_i 表示第 i 个自然保护区与理想解的贴近度; r_{ij} 、 n 、 m 同上。

本文以 S_i 作为自然保护区的景观保护成效综合评价指数 (后续用 S 指数表示), 值越大, 保护成效越好。针对 102 个自然保护区, 在不同评估时段都计算了其 S 指数, 因此, 用各自然保护区在不同评估时段间的 S 指数差值来衡量其保护成效变化情况; 并采用自然断点法分为明显下降、轻微下降、基本维持、轻微上升和明显上升 5 个等级。

3 结果与分析

3.1 基于评价指标的自然保护区景观状况

3.1.1 景观生态状况

四个时期(1990、2000、2010、2015年),土地覆被状况指数(Z)4级以上的保护区数量分别占47.06%、48.04%、51.96%和50.00%,四个时段(1990—2000、2000—2010、2010—2015、1990—2015年),景观转类指数(I_T)4级以上的保护区分别占9.80%、9.80%、22.55%和29.41%;表明,自然保护区整体景观生态状况转好。空间分布上,土地覆被状况指数4级以上的保护区集中分布在广西和云南,景观转类指数4级以上的保护区主要分布在贵州和广西(图2)。

3.1.2 自然生境格局

四个时期,斑块密度(PD)4级以上的保护区分别占21.57%、23.53%、23.53%和30.39%,面积加权平均形状指数(MSI)4级以上的保护区分别占22.55%、24.51%、24.51%和26.47%,香农多样性指数($SHDI$)4级以上的保护区分别占41.17%、39.22%、38.24%和46.08%;表明,自然保护区整体自然生境的破碎化、异质性程度均加剧,景观格局趋于复杂。空间分布上,景观破碎化高值保护区零散分布,广西和贵州分布相对较多;景观异质性高值保护区主要分布在四川和西藏一带(图2)。

3.1.3 自然生境连通性

四个时期,整体连通性指数(IIC)4级以上的保护区分别占34.31%、33.33%、34.31%和26.47%,概率连接度指数(PC)4级以上的保护区分别占42.16%、40.20%、41.18%和27.45%;表明,自然保护区整体自然生境的景观连通性趋于降低。空间分布上,整体连通性指数和概率连接度指数高值保护区均集中分布在广西和云南;低值保护区多分布在贵州与广西西部(图2)。

3.1.4 人类活动强度

四个时期,人类干扰指数(HDI)4级以上的保护区分别占17.65%、19.61%、22.55%和24.51%,表明自然保护区受人类活动干扰的平均强度呈递增趋势。空间分布上,受人类活动干扰较强的自然保护区主要分布在研究区南部和中部,而人类干扰低值区多分布在西藏、四川及云南西部(图2)。

3.2 自然保护区景观保护成效

3.2.1 景观保护成效综合评价指数(S 指数)分布特征

四个评估时段 S 指数分布有所差异。1990—2000年和2000—2010年,102个自然保护区的 S 指数值接近于正态分布,峰值主要集中在0.35—0.55之间;2010—2015年和1990—2015年, S 指数值分布有右偏移的趋势,峰值主要分布在0.4—0.6之间(图3)。

3.2.2 自然保护区总体保护成效

S 指数值随着时间变化呈增大趋势(图4)。1990—2000年,102个自然保护区 S 指数值介于0.25—0.65之间,平均值为0.42;高于和低于平均值的保护区数量分别占50.98%和49.02%。2000—2010年, S 指数值介于0.25—0.64之间,平均值为0.44;高于和低于平均值的保护区数量分别占48.04%和51.96%。2010—2015年, S 指数值介于0.24—0.72之间,平均值为0.47;高于和低于平均值的保护区数量分别占比47.06%和52.94%(表3和图4)。表明,随着时间变化, S 指数平均值增大,整体保护成效提升;而从单个保护区来看,低于 S 指数平均值的自然保护区数量持续增加,保护区景观保护成效有向两极化发展的趋势。

根据各个自然保护区在不同评估时段间的 S 指数差值,从1990—2000年至2000—2010年评估时段,102个自然保护区中保护成效明显下降、轻微下降、基本维持、轻微上升和明显上升的数量分别占4.90%、13.73%、50.98%、28.43%和1.96%;2000—2010年至2010—2015年评估时段,保护成效明显下降、轻微下降、基本维持、轻微上升和明显上升的保护区数量分别占8.82%、7.84%、10.78%、57.84%和14.71%;1990—2000年至2010—2015年评估时段,保护成效明显下降、轻微下降、基本维持、轻微上升和明显上升的保护区数量分别占8.82%、8.82%、4.90%、34.31%和43.14%。表明,随着时间变化,保护成效明显提升和明显下降的自然保护区均在增加,前者大多分布在云南、四川和广西等地,后者主要分布在贵州及贵州与广西交界区域(图5)。

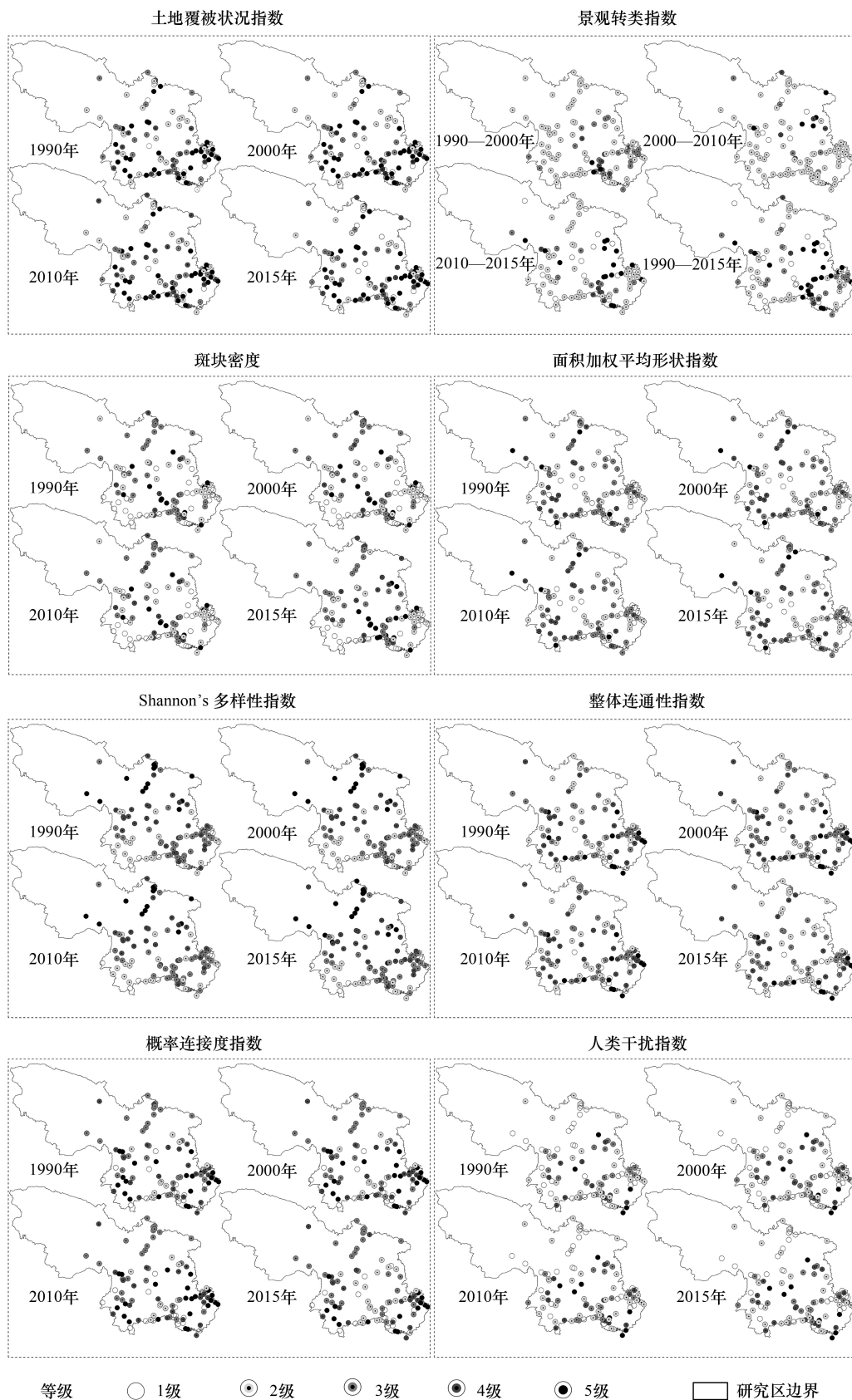


图 2 基于不同评价指标的自然保护区等级的时空分布

Fig.2 Spatiotemporal distributions of nature-reserve grades based on different evaluation indices

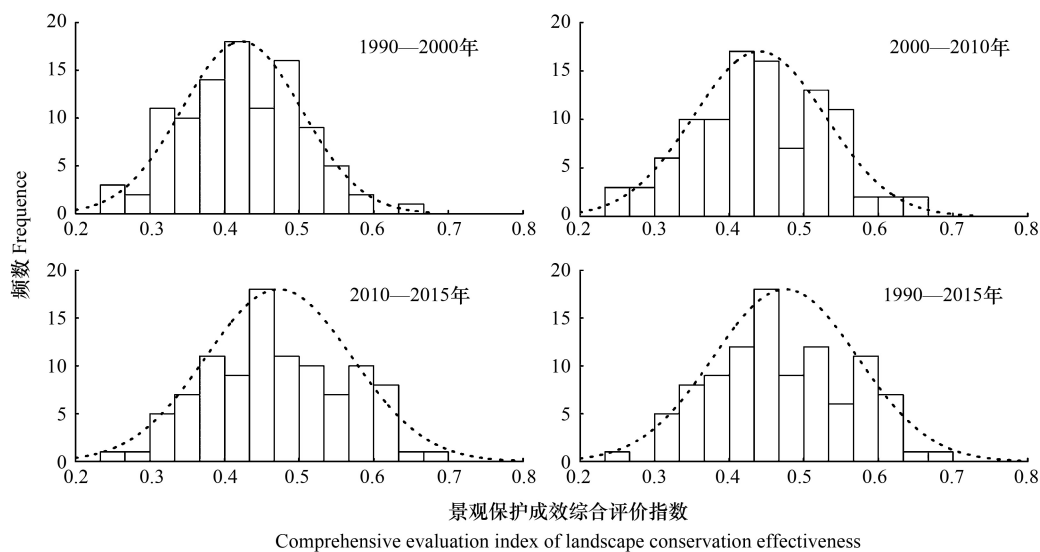


图 3 不同评估时段基于 S 指数的自然保护区频数分布

Fig.3 Frequency distributions of nature reserves based on S index during different evaluation periods
 S 指数:景观保护成效综合评价指数 Comprehensive evaluation index of landscape conservation effectiveness

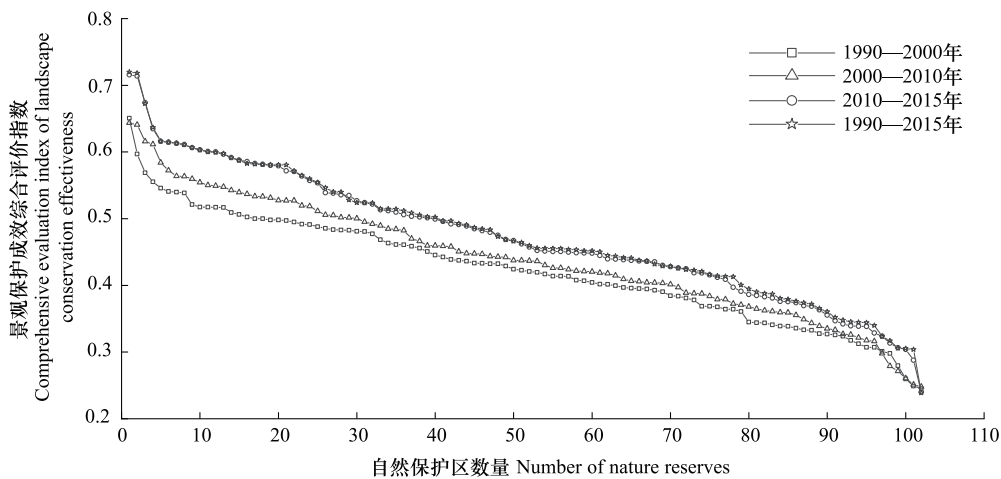


图 4 不同评估时段自然保护区 S 指数值变化

Fig.4 S -index changes of nature reserves in different evaluation periods

表 3 不同评估时段 102 个自然保护区 S 指数值特征

Table 3 S -index characteristics of 102 nature reserves in different evaluation periods

评估时段 Evaluation periods	S 指数平均值 Average of S index	大于 S 指数平均值的保护区数量 Number of nature reserves with a S index above the average	小于 S 指数平均值的保护区数量 Number of nature reserves with a S index below the average
1990—2000 年	0.42	52	50
2000—2010 年	0.44	49	53
2010—2015 年	0.47	48	54
1990—2015 年	0.48	47	55

S 指数:景观保护成效综合评价指数 Comprehensive evaluation index of landscape conservation effectiveness

3.2.3 不同类型自然保护区保护成效

随着时间变化,4 种类型自然保护区的 S 指数均有增大趋势,且整体成效表现为森林生态类最好,其后依

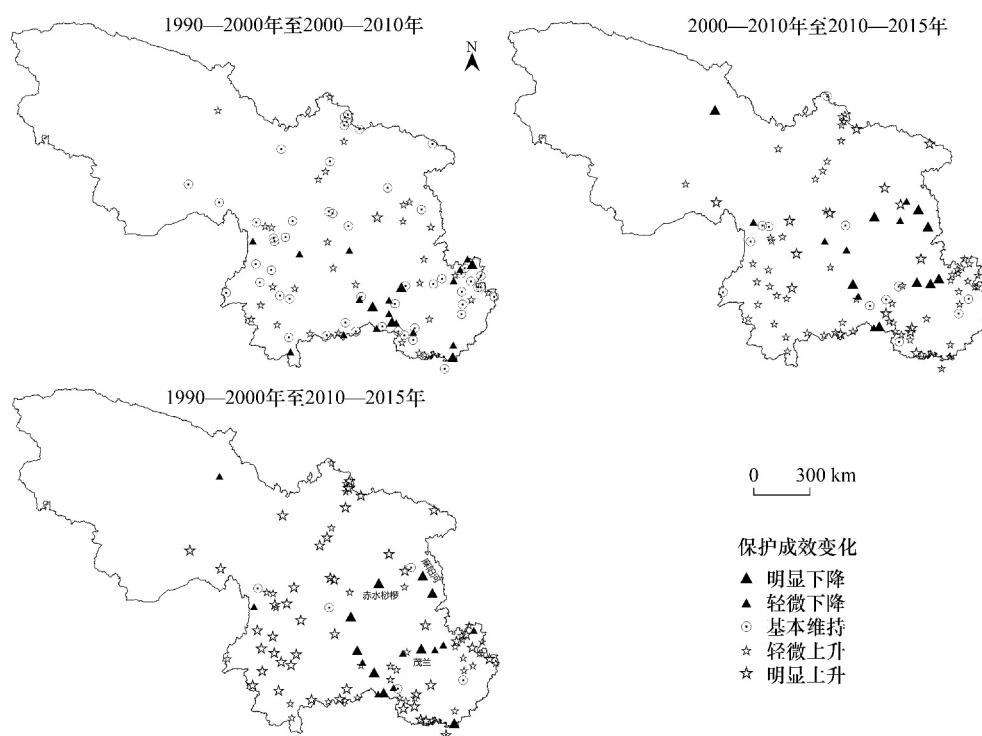


图5 自然保护区景观保护成效变化的时空分布

Fig.5 Spatiotemporal distributions of changes in the landscape conservation effectiveness in nature reserves

次是内陆湿地类、野生动物类和野生植物类(图6)。从单个自然保护区来看,从1990—2000年至2010—2015年评估时段,内陆湿地类自然保护区保护成效明显下降、轻微下降、基本维持、轻微上升和明显上升的数量分别占20.00%、0、20.00%和60.00%,森林生态类分别占4.92%、9.84%、8.20%、39.34%和37.70%,野生动物类分别占7.41%、7.41%、0、33.33%和51.85%,野生植物类分别占33.33%、11.11%、0、11.11%和44.44%(表4);说明,保护成效改善程度为野生动物类>内陆湿地类>森林生态类>野生植物类。

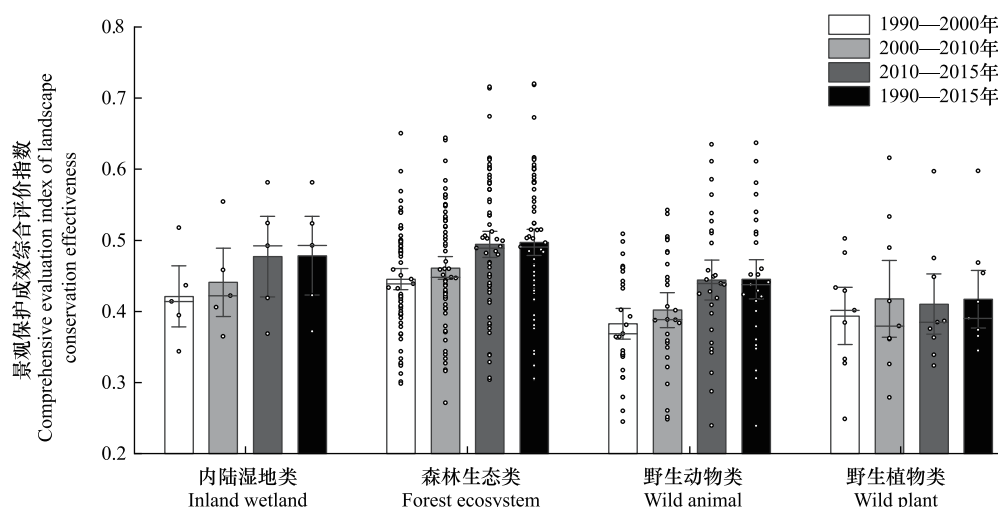


图6 不同评估时段不同类型自然保护区S指数值变化

Fig.6 S-index changes in different types of nature reserves in different evaluation periods

表 4 不同类型自然保护区 1990—2000 年至 2010—2015 年评估时段保护成效变化/(个数)

Table 4 Changes in conservation effectiveness of different types of nature reserves from 1990—2000 to 2010—2015

自然保护区类型 Types of nature reserves	明显下降 Significant decrease	轻微下降 Slight decrease	基本维持 Maintain stability	轻微上升 Slight increase	明显上升 Significant increase
内陆湿地类 Inland-wetland	1	0	0	1	3
森林生态类 Forest-ecosystem	3	6	5	24	23
野生动物类 Wild-animal	2	2	0	9	14
野生植物类 Wild-plant	3	1	0	1	4

3.2.4 不同等级自然保护区保护成效

随着时间变化,国家级和省级自然保护区 S 指数均呈增大趋势,且整体成效表现为国家级自然保护区优于省级(图 7)。从单个自然保护区来看,从 1990—2000 年至 2010—2015 年评估时段,国家级自然保护区保护成效明显下降、轻微下降、基本维持、轻微上升和明显上升的数量分别占 11.54%、9.62%、3.85%、19.23% 和 55.77%,省级自然保护区分别占 6.00%、8.00%、6.00%、50.00% 和 30.00%(表 5);说明,相较于省级自然保护区,国家级自然保护区保护成效两极分化趋势更明显。

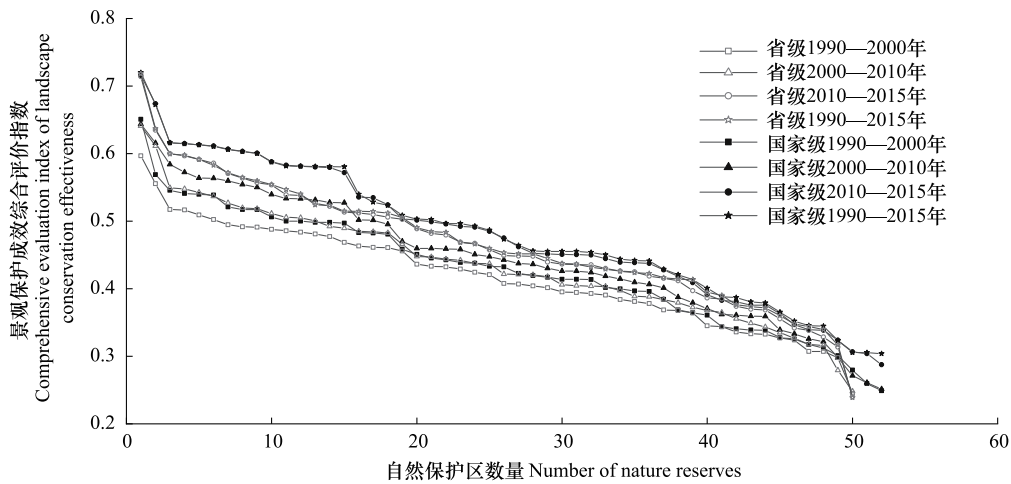


图 7 不同评估时段不同等级自然保护区 S 指数值变化

Fig.7 S-index changes of national and provincial nature reserves in different evaluation periods

表 5 不同等级自然保护区 1990—2000 年至 2010—2015 年评估时段保护成效变化/(个数)

Table 5 Changes in conservation effectiveness of national and provincial nature reserves from 1990—2000 to 2010—2015

自然保护区等级 Levels of nature reserves	明显下降 Significant decrease	轻微下降 Slight decrease	基本维持 Maintain stability	轻微上升 Slight increase	明显上升 Significant increase
国家级 National	6	5	2	10	29
省级 Provincial	3	4	3	25	15

4 讨论

4.1 景观保护成效综合评价方法

已有的保护成效评估方法主要包括综合分析法、模糊评价法、主成分分析法、神经网络法和“红绿灯”法等^[36]。综合分析法常与层次分析法结合使用,指标赋权会受主观因素影响,故其评估结果的客观性常受到质疑^[17];模糊评价法中常用的是专家打分、访问或问卷调查以及种群栖息地质量评价法,简单直观,但结果存在

较强主观性^[37];主成分分析法能够减少指标冗余且保证结果的客观性,但可能会导致某些指标重要信息的丢失^[38];神经网络分析法和“红绿灯”法都一定程度克服了主观因素的影响,但前者依赖于复杂的计算机算法,后者需要获取连续监测数据并确定各指标的标准值,在实际操作中均有一定的局限性^[39]。

基于熵权 TOPSIS 模型的综合评价方法集成了熵权法和多目标决策 TOPSIS 分析,既能克服主观因素对指标赋权的影响,又能很好地反映指标权重随时间的变化情况,且推算过程严谨、精确^[19]。因此,适用于本文针对区域尺度自然保护区网络开展的多指标保护成效综合评价。

此外,由于熵权法赋值的特殊原理,评估结果除了能指示景观保护成效外,还可以根据各指标权重值的变化反映不同自然保护区之间的具体景观状况差异或变化。比如,面积加权平均形状指数和整体连通性指数权重最大,人类干扰指数权重较小,这反映自然保护区间的自然生境格局和连通性差异较大,而受人类干扰的差异相对较小。再如,景观转类指数值在 2000—2010 年时段有一个跃升变化,而后急剧减小(表 1),表明在该时段不同自然保护区之间发生了程度差异较大的景观类型转换,这可能与我国退耕还林工程的实施存在时空不同步有关^[40]。

总体而言,熵权 TOPSIS 模型在采用多指标对多个保护区进行保护成效评估研究中具有较高适用性。但是,由于熵权法赋权完全取决于指标数值的分布状况,在对评价指标已有偏重的情况下可能会得出相反的结论,需要谨慎使用。此外,本文的评估结果注重于反映保护区对自然生境的保护作用,并不排除某些保护成效较好的保护区,存在局部景观变差的情况。尽管存在一些不足,但本文构建的评价指标体系和使用的评价方法,仍然可以为区域尺度自然保护区网络的景观保护成效评估提供参考。

4.2 自然保护区景观保护成效变化

研究表明,全球已开展保护成效评估的保护区中仅 20%—50%得到了有效保护^[41],保护成效不容乐观。而基于本文研究结果,从 1990—2000 年至 2010—2015 年评估时段,保护成效上升的自然保护区数量约占 77.5%(图 5),保护成效较好。

时间变化上,自然保护区整体成效在 2000 年后开始改善,2010 年后进一步提升。这很可能是受益于我国 2000 年以后全面实施的天然林保护与退耕还林等生态工程^[42],以及 2010 年前后国家针对自然保护区出台的系列政策和 2014 年新一轮退耕还林还草工程的启动^[40]等。空间分布上,保护成效明显提升的自然保护区多分布在云南、西藏和四川等地,这与已往研究结论具有一定的相似性^[43]。保护成效下降的自然保护区多分布在贵州以及贵州与广西的交界区域,这恰恰也是西南地区 2016 年道路网高密度区域^[44],表明可能受道路扩建的影响;另一方面,还很可能与贵州省在 2008 年和 2009 年连续遭受特大凝冻与干旱灾害影响,从而引起石漠化的加剧有关^[45]。以保护成效明显降低的茂兰自然保护区为例,相关研究表明该保护区内石漠化严重,且因公路修建出现生境破碎化加剧的情况^[46]。

已有基于生态系统格局^[42]和 NDVI 变化^[47]的研究均表明森林生态类自然保护区保护成效较好,而内陆湿地较差;也有研究比较了不同类型自然保护区的植被生产力水平,认为内陆湿地类和野生动物类优于森林生态类和野生植物类^[43]。基于本文研究结果,从景观角度开展的保护成效评估整体表现为森林生态类最好,内陆湿地类次之,野生动物类和野生植物类较差(图 6)。保护成效改善程度上,表现为野生动物类>内陆湿地类>森林生态类>野生植物类(表 4),一方面可能是因为野生动物类自然保护区在 1990—2000 年评估时段的景观保护成效综合评价指数值最小,因此有较大的提升空间;同时,也说明 2005 年启动的全国湿地保护工程发挥了一定的成效^[48]。针对不同等级的自然保护区而言,整体成效上国家级优于省级(图 7),但保护成效上升的比例小于省级,而保护成效明显上升和明显下降的比例又大于省级(表 5)。说明,相对于省级自然保护区,国家级自然保护区景观状况两极分化趋势更明显。

5 结论

(1) 熵权 TOPSIS 模型是一种应用广泛的多目标决策分析方法,相比其他综合评价方法更具客观性和可

操作性,适用于区域尺度自然保护区网络的多指标保护成效综合评价研究。

(2) 自然保护区景观保护成效具有时空差异性。时间变化上,从 1990—2000 年至 2010—2015 年评估时段,保护成效上升的自然保护区数量占比 77.5%,整体保护成效变好;而从单个自然保护区来看,各时段低于景观保护成效综合评价指数平均值的自然保护区数量持续增加,表明自然保护区景观成效有向两极化发展的趋势。空间分布上,保护成效明显提升的自然保护区多分布在云南、西藏、四川和广西,保护成效下降的自然保护区多分布在贵州以及和贵州与广西的交界区域。

(3) 不同类型及等级的自然保护区之间景观保护成效存在差异。类型上,整体成效表现为森林生态类较好、内陆湿地类次之、野生动物类和野生植物类较差;而保护成效改善程度表现为野生动物类>内陆湿地类>森林生态类>野生植物类。等级上,整体成效表现为国家级优于省级;但相较于省级自然保护区,国家级自然保护区的保护成效两极分化趋势更明显。

参考文献(References):

- [1] Bruner A G, Gullison R E, Rice R E, da Fonseca G A. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 2001, 291(5501): 125-128.
- [2] 侯鹏, 杨旻, 翟俊, 刘晓曼, 万华伟, 李静, 蔡明勇, 刘慧明. 论自然保护地与国家生态安全格局构建. *地理研究*, 2017, 36(3): 420-428.
- [3] 栾晓峰. 自然保护区管理教程. 北京: 中国林业出版社, 2011.
- [4] 王伟, 辛利娟, 杜金鸿, 陈冰, 刘方正, 张立博, 李俊生. 自然保护地保护成效评估: 进展与展望. *生物多样性*, 2016, 24(10): 1177-1188.
- [5] Suškevičs M. Legitimate planning processes or informed decisions? Exploring public officials' rationales for participation in regional green infrastructure planning in Estonia. *Environmental Policy and Governance*, 2019, 29(2): 132-143.
- [6] 李海滨, Franklin J F. 景观生态学——生态学领域里的新概念框架. *生态学进展*, 1988, 5(1): 23-33.
- [7] 李晓文, 胡远满, 肖笃宁. 景观生态学与生物多样性保护. *生态学报*, 1999, 19(3): 399-407.
- [8] Orlikowska E H, Svensson J, Roberge J M, Blicharska M, Mikusiński G. Hit or miss? Evaluating the effectiveness of Natura 2000 for conservation of forest bird habitat in Sweden. *Global Ecology and Conservation*, 2020, 22: e00939.
- [9] 郭子良, 张曼胤, 刘魏魏, 刘振杰, 张余广. 三个时期河北衡水湖国家级自然保护区景观格局和保护成效分析. *湿地科学*, 2021, 19(2): 170-177.
- [10] 郭子良, 崔国发, 王小平, 那拉苏, 郑姚闽, 张曼胤, 崔丽娟. 内蒙古阿鲁科尔沁国家级自然保护区景观动态及保护成效. *应用生态学报*, 2017, 28(8): 2649-2656.
- [11] 呼延俊奇, 肖静, 于博威, 徐卫华. 我国自然保护区功能分区研究进展. *生态学报*, 2014, 34(22): 6391-6396.
- [12] 徐网谷, 高军, 夏欣, 周大庆, 李中林, 蒋明康. 中国自然保护区社区居民分布现状及其影响. *生态与农村环境学报*, 2016, 32(1): 19-23.
- [13] Liu J, Linderman M, Ouyang Z, An L, Yang J, Zhang H. Ecological degradation in protected areas: the case of Wolong Nature Reserve for giant pandas. *Science*, 2001, 292(5514): 98-101.
- [14] Gibbes C, Southworth J, Keys E. Wetland conservation: change and fragmentation in Trinidad's protected areas. *Geoforum*, 2009, 40(1): 91-104.
- [15] Barbero-Bermejo I, Crespo-Luengo G, Hernández-Lambráño R E, Rodríguez de la Cruz D, Sánchez-Agudo J Á. Natural protected areas as providers of ecological connectivity in the landscape: the case of the Iberian *Lynx*. *Sustainability*, 2020, 13(1): 41.
- [16] 沈润, 史正涛, 何光熊, 林燕华. 纳板河自然保护区景观连接度变化分析. *林业资源管理*, 2021(1): 103-110.
- [17] 辛利娟, 王伟, 靳勇超, 刁兆岩, 李俊生. 全国草地类自然保护区的成效评估指标. *草业科学*, 2014, 31(1): 75-82.
- [18] 付梦娣, 刘伟玮, 李博炎, 任月恒, 李爽, 白雪, 李俊生, 朱彦鹏. 国家公园生态环境保护成效评估指标体系构建与应用. *生态学杂志*, 2021, 40(12): 4109-4118.
- [19] 雷勋平, 邱广华. 基于熵权 TOPSIS 模型的区域资源环境承载力评价实证研究. *环境科学学报*, 2016, 36(1): 314-323.
- [20] 张远东, 张笑鹤, 刘世荣. 西南地区不同植被类型归一化植被指数与气候因子的相关分析. *应用生态学报*, 2011, 22(2): 323-330.
- [21] 胡佩君. 我国西部七省区自然保护区空间分布格局[D]. 昆明: 云南大学, 2018.
- [22] Zhao H W, Wu R D, Long Y C, Hu J M, Yang F L, Jin T, Wang J J, Hu P J, Wu W, Diao Y X, Guo Y. Individual-level performance of nature reserves in forest protection and the effects of management level and establishment age. *Biological Conservation*, 2019, 233: 23-30.
- [23] Hockings M. Systems for assessing the effectiveness of management in protected areas. *BioScience*, 2003, 53(9): 823-832.

- [24] 郑允文, 薛达元, 张更生. 我国自然保护区生态评价指标和评价标准. 农村生态环境, 1994(3): 22-25.
- [25] 邵全琴, 赵志平, 刘纪远, 樊江文. 近 30 年来三江源地区土地覆被与宏观生态变化特征. 地理研究, 2010, 29(8): 1439-1451.
- [26] 国家林业局. 自然保护区保护成效评估技术导则——第 3 部分: 景观保护 (LY/T 2244.3-2014). 北京: 中国标准出版社, 2014.
- [27] 邬建国. 景观生态学: 格局、过程、尺度与等级. 2 版. 北京: 高等教育出版社, 2007.
- [28] Saura S, Pascual-Hortal L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. Landscape and Urban Planning, 2007, 83(2/3): 91-103.
- [29] Wu R D, Long Y C, Malanson G P, Garber P A, Zhang S, Li D Q, Zhao P, Wang L Z, Duo H R. Optimized spatial priorities for biodiversity conservation in China: a systematic conservation planning perspective. PLoS One, 2014, 9(7): e103783.
- [30] 史芳宁, 刘世梁, 安毅, 孙永秀, 董世魁, 武雪. 城市化背景下景观破碎化及连接度动态变化研究——以昆明市为例. 生态学报, 2020, 40(10): 3303-3314.
- [31] 郭纪光, 蔡永立, 罗坤, 左俊杰, 刘志国, 倪静雪. 基于目标种保护的生态廊道构建——以崇明岛为例. 生态学杂志, 2009, 28(8): 1668-1672.
- [32] 齐珂, 樊正球. 基于图论的景观连接度量化方法应用研究——以福建省闽清县自然森林为例. 生态学报, 2016, 36(23): 7580-7593.
- [33] Reshetlylo O. Fragmentation degree and effective mesh size of nature-protected areas of the Western Ukraine. Studia Biologica, 2015, 9(2): 207-210.
- [34] 叶宗裕. 关于多指标综合评价中指标正向化和无量纲化方法的选择. 浙江统计, 2003(4): 24-25.
- [35] 贾艳红, 赵军, 南忠仁, 赵传燕, 王胜利. 基于熵权法的草原生态安全评价——以甘肃牧区为例. 生态学杂志, 2006, 25(8): 1003-1008.
- [36] 李鹏, 俞国燕. 多指标综合评价方法研究综述. 机电产品开发与创新, 2009, 22(4): 24-25, 28.
- [37] 晏玉莹, 邓娇, 张志强, 周先雁, 杨道德. 野生动物类型自然保护区保护成效评估研究进展. 生态学杂志, 2014, 33(4): 1128-1134.
- [38] 林海明, 杜子芳. 主成分分析综合评价应该注意的问题. 统计研究, 2013, 30(8): 25-31.
- [39] 陶蕴之. 西南国家级自然保护区生态成效评估[D]. 金华: 浙江师范大学, 2016.
- [40] 王一超, 郝海广, 翟瑞雪, 刘淑芳. 农户退耕还林生态补偿预期及其影响因素——以哈巴湖自然保护区和六盘山自然保护区为例. 干旱区资源与环境, 2017, 31(8): 69-75.
- [41] Fuller R A, McDonald-Madden E, Wilson K A, Carwardine J, Grantham H S, Watson J E M, Klein C J, Green D C, Possingham H P. Replacing underperforming protected areas achieves better conservation outcomes. Nature, 2010, 466(7304): 365-367.
- [42] 张建亮, 钱者东, 徐网谷, 张慧, 王智. 国家级自然保护区生态系统格局十年变化(2000—2010 年)评估. 生态学报, 2017, 37(23): 8067-8076.
- [43] 祝萍, 黄麟, 肖桐, 王军邦. 中国典型自然保护区生境状况时空变化特征. 地理学报, 2018, 73(1): 92-103.
- [44] 蒋爱萍, 靳甜甜, 张丽萍, 李倩雯, 朱博然, 张迪. 西南地区道路建设对植被净初级生产力的影响分析. 生态学报, 2022(9). DOI: 10.5846/stxb202104130952.
- [45] 陈起伟, 熊康宁, 兰安军. 基于 3S 的贵州喀斯特石漠化遥感监测研究. 干旱区资源与环境, 2014, 28(3): 62-67.
- [46] 兰洪波, 冉景丞, 蒙惠理, 玉屏, 徐获, 邓碧林. 茂兰自然保护区生物物种多样性及其保护. 山地农业生物学报, 2009, 28(2): 119-125.
- [47] 邱成, 胡金明, 杨飞龄. 基于 NDVI 的云南省自然保护区保护成效分析. 生态学报, 2020, 40(20): 7312-7322.
- [48] 王翰林. 全国湿地保护工程正式启动. 科技日报, 2006-02-16(009). DOI: 10.28502/n.cnki.nkjrb.2006.007815.