

DOI: 10.5846/stxb202104171000

宋成文,王文礼,刘冬梅,代光辉,刘维鸿,李汭吕,朱颖,张志明.不同人类干扰背景下横断山南段保护优先区规划研究.生态学报,2021,41(24): 9655-9668.

Song C W, Wang W L, Liu D M, Dai G H, Liu W H, Li N L, Zhu Y, Zhang Z M. Research on the planning of priority protected areas in the southern section of Hengduan Mountain under the background of different human disturbance. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(24): 9655-9668.

# 不同人类干扰背景下横断山南段保护优先区规划研究

宋成文<sup>1,2,3</sup>, 王文礼<sup>2</sup>, 刘冬梅<sup>1,\*</sup>, 代光辉<sup>2</sup>, 刘维鸿<sup>2</sup>, 李汭吕<sup>2</sup>, 朱 颖<sup>2</sup>, 张志明<sup>2</sup>

1 中国环境科学研究院, 北京 100012

2 云南大学生态与环境学院, 昆明 650223

3 云南省生态环境科学研究院, 昆明 650034

**摘要:**建立自然保护区是保护和维持生物多样性最有效、最基本的措施。在有限的资金和人力条件下,如何参考不同人类干扰在保护优先区建设中的影响并选择合适的保护规划方案,在更大程度上的保护本区域的生物多样性,一直以来都是保护生物学家争论的焦点。以横断山南段区为例,重点关注保护区建设过程中不同的人类干扰程度,以人类干扰的高低为切入点,基于多准则决策分析的原理和方法,以横断山南植被生态系统和人类干扰强度因子为基础,对比分析横断山南的生态系统保护价值分布、人类干扰格局和保护成效,结果显示:一是区域内森林生态系统(针阔混交林、常绿阔叶林、落叶阔叶林、落叶混交林、常绿针叶林)、湿地生态系统(湖泊、河流、草本湿地)、高山生态系统(冰川和永久积雪、高寒草甸、高寒草原)价值高且分值在 21 分以上;二是从人类干扰高低分析入手,基于维持和提升区域生物多样性的角度出发,提出了不同的保护优先区域和保护策略。三是识别出横断山南段区的保护优先区主要包括峨边县、马边县、石棉县、越西县、保山市、腾冲市、维西县、德钦县、察隅县等区域。

**关键词:**横断山南段区;生态系统;人类干扰;保护优先区

## Research on the planning of priority protected areas in the southern section of Hengduan Mountain under the background of different human disturbance

SONG Chengwen<sup>1,2,3</sup>, WANG Wenli<sup>2</sup>, LIU Dongmei<sup>1,\*</sup>, DAI Guanghui<sup>2</sup>, LIU Weihong<sup>2</sup>, LI Ninglv<sup>2</sup>, ZHU Ying<sup>2</sup>, ZHANG Zhiming<sup>2</sup>

1 Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

2 School of Ecology and Environment, Yunnan University, Kunming 650223, China

3 Yunnan Research Academy of Ecology Environment Science, Kunming 650034 China

**Abstract:** The establishment of nature reserves is the most effective and basic measure to protect and maintain biodiversity. Under limited capital and manpower conditions, how to refer the different human interference protect priority construction area and select the appropriate protection plan has always been the focus of debate among conservation biologists. Taking the southern section of Hengduan Mountain as an example, this study focuses on the different levels of human disturbance during the construction of the protected area, take the high and low levels of human disturbance as the starting point, based on the principles and methods of Multi-criteria decision analysis, and based on the vegetation ecosystem and human disturbance intensity factors in the southern section of Hengduan Mountain, and comparative analysis of ecological system protection value distribution, human disturbance pattern and protection effectiveness in the southern section of Hengduan Mountain. The results showed that: First, the area of forest ecosystem (coniferous and broad-leaved mixed forest, evergreen broad-leaved forest, deciduous broad-leaved forest, deciduous mixed forest, evergreen coniferous forest), wetland

基金项目:生态环境部生物多样性调查与评估专项(2019HB2096001006)

收稿日期:2021-04-17; 采用日期:2021-08-02

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ldngenetics@qq.com

ecosystem (lakes, rivers, herbaceous wetlands), alpine ecosystems (glaciers and permanent snow, alpine meadows, alpine grasslands) are of high value and score higher than 21 points; Second, the analysis of the high and low levels of human interference, based on the perspective of maintaining and improving regional biodiversity, and put forward different protection priority areas and protection strategies. Third, the protection priority areas identified in the southern section of Hengduan Mountain mainly include Ebian County, Mabian County, Shimian County, Yuexi County, Baoshan City, Tengchong City, Weixi County, Deqin County, Chayu County and other areas.

**Key Words:** southern section of Hengduan Mountain; ecosystem; human disturbance; protection priority area

随着人类社会经济的快速发展,人类干扰导致的土地利用方式的变化、城市化进程不断加深、基础设施的快速建设、人口爆炸式的增长、放牧以及生态旅游等活动也在深刻地影响着自然生态系统,相继出现了生境破碎化、生态系统功能退化、物种多样性丧失和物种入侵等一系列问题<sup>[1-5]</sup>。生物多样性丧失的速率不断加快,对人类的生计和可持续发展带来严重威胁和挑战<sup>[6]</sup>。

识别保护优先区域作为保护、维持和提升生物多样性的最有效、最基本措施。保护生物学家为了避免在迁地保护中对保护物种对象造成损害,往往优先选择就地保护<sup>[7-9]</sup>。对物种进行就地保护时,通过选取物种丰富度、濒危等级、特有程度、分布范围、生境分布、受威胁程度、服务功能、科研价值等指标,进而选取区域保护对象的优先程度。值得注意的是,过去生物保护学家在进行生物多样性指标选取主要关注单一动植物或者单一的生态系统,对于生物多样性指标的选取已经发生了比较明显的趋势转变,逐渐转向群落层次、生态系统、生境环境等方面,其原因在于保护生物学家逐渐发现后者可以有效保护生态系统和生物栖息地,不仅能够保护物种个体层面,而且能够提升区域的保护成效<sup>[10-13]</sup>。

人类干扰对生物多样性的研究已经受到了越来越多科学家的关注,根据研究对象和研究策略的不同,评估人类干扰对自然环境影响程度也有差异,土地利用类型、电力设施基础、土地转换率、地表覆盖物、经济程度等类型为代表的人类干扰指标已经成为研究的主要参考依据<sup>[14-15]</sup>。人类干扰在识别保护优先区域过程中涉及到资金、人力和物力的投入,在不同人类干扰强度下进行识别优先保护区域成为保护生物学家和保护管理者争论的热点问题之一<sup>[16]</sup>。因此,在本文中我们认为保护生物多样性需要从两个维度进行考量,一是从维持生物多样性的角度出发,在人类干扰小的区域,这些区域物种受威胁的程度低,在进行保护优先区域识别过程中就能够在更大的区域范围内保护尽可能多的物种<sup>[17-18]</sup>。二是从提升生物多样性的角度,在人类干扰大的区域,重点开展生物物种及生态系统保护工作,能够显著提高区域物种遗传信息的多样性和丰富性<sup>[19-20]</sup>。

当前,主流的保护边界选择和调整研究基本是空间优化思路<sup>[21]</sup>,多准则决策分析法能够通过选择多尺度多属性的评价指标筛选替代了系统保护规划法中直接确定保护目标的程序,使得确定需要保护的目标更加客观,同时通过量化环境地理条件和经济因素的模拟避免了保护空缺分析法中对人类干扰考虑的不足,多因素评价法相比而言较为传统<sup>[22-23]</sup>,且多因素使用的生物多样性和生态服务也存在空间差异<sup>[24]</sup>,相比而言本文不仅考虑了生态指标还考虑了人类干扰,以此提供一种快速全面的协同规划方法,能够更为合理的提出科学方案。

横断山南段生物多样性保护优先区域(以下简称“横断山南段区”)地处全球 34 个生物多样性热点地区和全球 233 个生物多样性优先保护的区域之一,是中国生物多样性最为丰富的地区之一<sup>[25-26]</sup>。但同时区域内也面临着人类干扰导致的土地利用变化、植被退化等的威胁和挑战。近年来,横断山南段区已经陆续进行了基于生物多样性、保护物种、保护成效等方面的保护区研究<sup>[27-28]</sup>。从已有的研究来看,保护区内的保护成效和范围有所提升、珍稀濒危物种种群规模不断扩大,但也面临着旅游放牧等人类干扰,保护管理如何提升等挑战<sup>[29-31]</sup>。

为了验证和回答“人类干扰在本区域中的实际影响,协同人类干扰与生态保护的规划”和为横断山南段区提供新的科学方案,本研究以横断山南段区 40 个县域为研究案例区,重点开展以下三个方面的内容:一是

基于区域生态系统数据,构建了“1 目标、3 准则和 6 指标”,确定横断山南段区的生态系统保护价值空间格局;二是根据人类干扰因子数据生成横断山南段的人类干扰空间格局;三是基于多准则决策分析的原理和方法,基于前两项研究内容,确定区域的保护等级、保护空缺和识别出保护优先区域,从维持和提升区域生物多样性的保护理念出发,进而选择保护规划策略,为横断山南段区的自然保护区建设提供科学依据。

## 1 研究区概况

横断山南段区地处四川省、云南省和西藏自治区的交界区域(图 1),地理位置  $25^{\circ}15'—30^{\circ}20'N$ ,  $97^{\circ}31'—104^{\circ}29'E$ ,涉及 3 省(区)的 40 个县,具体包括云南省保山市隆阳区、腾冲市、泸水市、福贡县、贡山县、维西县、兰坪县、云龙县、剑川县、洱源县、大理市、漾濞县、玉龙县、香格里拉市、德钦县、宁蒗县 16 县域;四川省巴塘县、得荣县、乡城县、稻城县、理塘县、木里县、盐源县、雅江县、九龙县、石棉县、冕宁县、西昌市、昭觉县、甘洛县、越西县、美姑县、马边县、峨边县、雷波县、屏山县、沐川县 21 县域;西藏自治区左贡县、芒康县、察隅县 3 县域。横断山南段区是横断山脉中最能够代表其地貌特色的核心区域,金沙江、怒江和澜沧江穿越众多的山系并共同构成的三江并流区,高寒山区和高山河谷地区。区内拥有极其丰富的野生动植物资源,如高等植物 460 余科、2800 余属、18000 余种,科、属、种的数量分别占中国的 95%、73%、65%。其中,国家重点保护的野生植物共 160 种(类),占中国总数的 63%<sup>[32]</sup>。

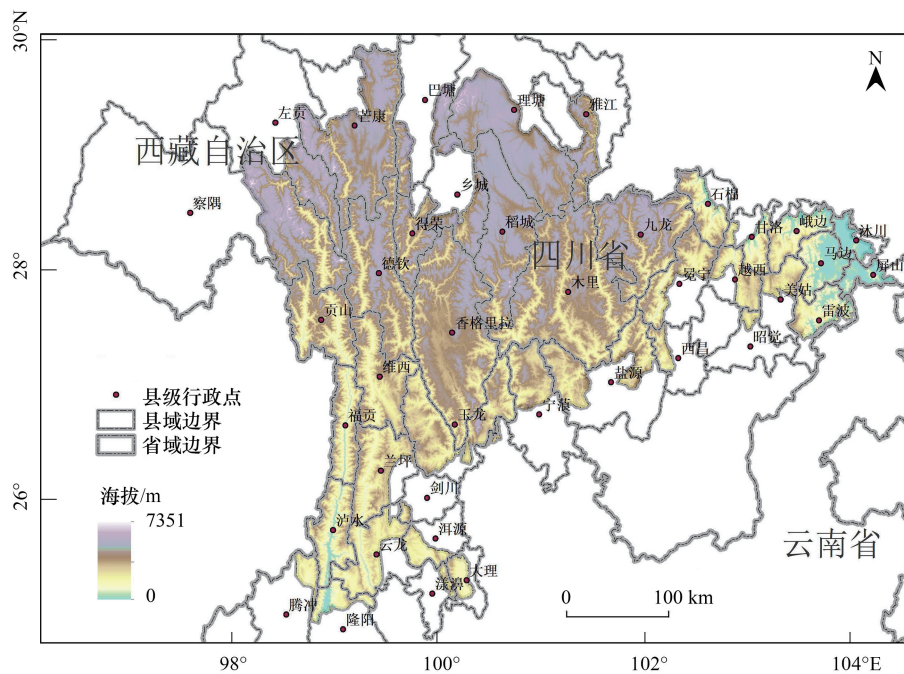


图 1 研究区

Fig.1 Study area

## 2 研究方法

本研究基于搜集的数据,运用多准则决策分析的原理和方法,构建生态系统价值评分体系和人类干扰强度指标体系,根据生成的人类干扰高值区和人类干扰低值区的空间格局分布,与生成的生态系统保护价值空间分布格局等比例叠加,重点对比分析两种不同人类干扰的差异,结合现有保护区并通过保护空缺分析的结果,最终确定识别横断山南段区潜在的保护优先区域。

2.1 数据来源及处理

本研究的植被生态系统数据主要参考本课题组生成的 30 m×30 m 的 tiff 格式的横断山南段区生态系统矢量图,物种数据主要参考《中国植物红皮书(第一册)》、《中国珍稀濒危植物图鉴》、《中国物种红色名录(植物部分)》以及各地方等文献县志和相关文献资料,共收集 129 种重点保护植物物种,并区分出其中包含的稀有种、特有种、濒危种和保护等级<sup>[33-35]</sup>。

2.1.1 基于层次分析法构建保护价值评价体系

层次分析法(Analytic Hierarchy Process, AHP)主要是通过构建层次结构模型,并将各个层次、各个要素按照不同的隶属关系进行排序,判断矩阵中的各个要素的重要程度按照“1—9”标度法(表 1)规则确定,并且对各个指标权重进行一致性检验,直至一致性检验小于 0.1<sup>[36]</sup>。

表 1 “1—9”标度法

Table 1 “1—9” scaling method								
1/9	1/7	1/5	1/3	1	3	5	7	9
极端	强烈	较强	稍微	同等	稍微	较强	强烈	极端
相对不重要性							相对重要性	

2(1/2), 4(1/4), 6(1/6), 8(1/8) 分别表示上述 1, 3(1/3), 5(1/5), 7(1/7), 9(1/9) 之间相邻判断数值的中间值

本研究综合使用张燕妮、陶国庆等人的指标评价体系的概念<sup>[13,37]</sup>,依据收集的横断山南段区的生态系统矢量数据构建保护价值评价体系,确定了“1 目标、3 准则和 6 指标”,涵盖了构建生物多样性保护优先区-目标层;植被生境资源、特有物种资源、濒危植物资源-准则层;生境多样性、生境特有性、植被稀有性、植物特有种、植物濒危种、植物保护等级-指标层在内的量化指标(表 2),共有 30 名涉及植被生态学、景观生态学、森林保护学等专业背景的科研人员,社区专家参与各指标的评分工作。

表 2 植被生态系统保护价值评价体系

Table 2 Vegetation ecosystem protection value evaluation system		
目标层 Target layer	准则层 Criterion layer	指标层 Index layer
构建生物多样性保护优先区 Construction of priority areas for biodiversity conservation	植被生境资源	生境多样性
		生境特有性
	特有物种资源	植被稀有性
		植物特有种
	濒危植物资源	植物濒危种
		植物保护等级

各指标内涵

(1)生境多样性 是保护生物多样性的重要基础。在一定的地域范围内,生境及其构成要素的丰富与否,很大程度上影响甚至决定着生物的多样性<sup>[38]</sup>。本研究以各植被生态系统中所含有的植物濒危种和植物特有种来代表其生境。

(2)生境特有性 是衡量植物群落保护价值的一个重要依据,作为区域生态系统多样性评价的指标<sup>[39]</sup>。由于目前收集的数据无法确定生境特有性的具体数值,所以具体评分参照专家意见来确定。

(3)植被稀有性 在生物多样性的形成过程中扮演重要角色<sup>[40]</sup>。本研究采用各植被生态系统的分布面积占研究区域总面积比例来确定植被的稀有性。

(4)植物特有种 对研究古代植物区系、古地理学和古生态学等方面发挥着重要意义<sup>[41]</sup>。本研究以各植被生态系统中所含有的植物特有种来确定其价值。

(5)植物濒危种 是生物多样性和生态系统的重要组成部分,考察研究特定地区的珍稀濒危植物对于区



域生物多样性保护、生态环境质量评估及区域生态恢复都具有重要的意义<sup>[42]</sup>。本研究以各植被生态系统中所含有的植物濒危种总数来表征衡量。

(6) 植物保护等级 能够有效的衡量重点保护数量较少或已濒临灭绝的野生植物的保护程度。本研究参考《中华人民共和国野生植物保护条例》内规定的保护野生植物名录<sup>[43]</sup>,以各植被生态系统中所含有的野生植物种类的保护等级进行度量。

### 2.1.2 植被生态系统价值确定

本研究参考并结合梅里雪山国家公园功能区规划和滇西北植被关键保护区识别的评分方法对已获得的植被数据资料进行百分制标准化赋分<sup>[29,37]</sup>,并利用公式(1)计算:

$$C_j = \sum_{i=1}^7 S_j \times W_j \quad (1)$$

式中, $S_j$ 是第 $j$ 类指标下的百分制赋分, $W_j$ 为第 $j$ 类植被生态系统指标权重, $C_j$ 为第 $j$ 类百分制赋分后的分数。对以获得的数据资料进行标准化赋分。

### 2.1.3 人类干扰计算

人类干扰程度越大,意味着在之后的保护工作中需要的成本越高<sup>[28]</sup>,本研究结合陈爱莲等<sup>[44]</sup>引入的生态干扰度概念和徐勇等<sup>[45]</sup>提出的建设用地当量的概念,选用关注单位面积实际的人类活动造成的影响和横断山南段区人类干扰的实际状况,本研究主要选取了土地利用和道路、经济、人口、旅游、放牧和村庄数据,并基于 30 m×30 m 网格进行空间分析,计算 6 类人类干扰指数(Human Interference Strength Index, HIDI),主要包括以下几个方面:

(1) 土地利用和道路干扰强度指数 是指基于生态干扰度指数和建设用地量的计算方法<sup>[44-45]</sup>,并结合土地利用和道路建设的实际情况来生成横断山南段区的生态系统类型及人类干扰强度指数赋值表(表 3),通过公式(2)和公式(3)计算:

$$S = \sum_{i=1}^n SR_i \times HI_i \quad (2)$$

$$HISI_i = \frac{S}{S_i} \times 100\% \quad (3)$$

式中, $S_i$ 是研究区总面积, $S$ 是各类土地利用和道路类型的面积之和,其中道路面积=道路长度×潜在影响宽度×生态干扰度指数, $HISI_i$ 为每个栅格的土地利用和道路干扰的实际干扰值, $SR_i$ 是第 $i$ 种土地利用和道路的实际影响面积, $HI_i$ 为第 $i$ 种土地利用和道路的人类干扰度强度指数, $n$ 为研究区内土地利用和道路的类型。计算每个网格内的人类干扰强度指数,从而进行土地利用和道路的干扰强度空间制图分析。

(2) 人口和经济干扰强度指数 通过统计年鉴获取研究区的人口、GDP 基础数据,经过空间插值分析,获取研究区的人口、经济干扰强度空间分布图。

(3) 旅游和放牧干扰强度指数 通过实地考察、问卷调查、政府文件资料等多方来源,确定各州市旅游总人数和畜牧存栏总量,通过空间插值分析,获取研究区的旅游和放牧强度空间分布图。

(4) 村庄干扰强度指数 基于全国村庄数据,进行核密度分析,通过设置计算 10 km 的搜索半径,计算搜索半径的单位面积量值,从而计算出研究区的村庄干扰强度空间分布图。

为了避免数据单位差异及数据值的大小带来的统计误差,本研究将六类干扰强度图中的每个栅格数据的值基于公式(4)归一化至 0—255:

$$HIDI_i = \frac{HIDI_i - \text{Min}(HIDI_i)}{\text{Max}(HIDI_i) - \text{Min}(HIDI_i)} \quad (4)$$

式中, $HIDI_i$ 为第 $i$ 类人为干扰的 HIDI, $\text{Min}(HIDI_i)$ 为人类干扰强度指数的最小值, $\text{Max}(HIDI_i)$ 为人类干扰强度指数的最大值,并对六类人类干扰强度指数进行归一化处理。

表 3 生态系统类型及人类干扰强度指数赋值表

Table 3 Ecosystem type and human disturbance intensity index assignment table

一级生态系统类型 Primary ecosystem type	二级生态系统类型 Secondary ecosystem type	人类干扰强度指数 Human interference strength Index	一级生态系统类型 Primary ecosystem type	二级生态系统类型 Secondary ecosystem type	人类干扰强度指数 Human interference strength Index
森林 Forest	常绿阔叶林	0.10	裸地 Bare	河流	0.10
	落叶阔叶林	0.10		运河/水渠	0.50
	常绿针叶林	0.10		裸岩	0.10
	落叶针叶林	0.10		裸土	0.10
	针阔混交林	0.10		冰川/永久积雪 Glacier and permanent snow	0.10
灌木 Shurb	稀疏林	0.10	农田 Farmland	水田	0.65
	稀疏灌丛	0.10	城镇 Towm	旱地	0.80
	常绿阔叶灌丛	0.10		乔木园地	0.55
	落叶阔叶灌丛	0.10		灌木园地	0.55
	常绿针叶灌丛	0.10		乔木绿地	0.55
草地 Grass	温性草原	0.10	道路类型 Road type	建设用地	0.99
	高寒草原	0.10		交通用地	0.99
	温性草甸	0.10		采矿场	0.99
	高寒草甸	0.10		高速公路	0.99
	草丛	0.10		国道	0.75
湿地 Wetlands	草本湿地	0.10		省道	0.60
	湖泊	0.10		其他道路	0.45
	水库/坑塘	0.30		铁路	0.75

高速公路、国道、省道、其他道路和铁路的潜在影响宽度分别为 1、0.5、0.5、0.2km 和 0.5km(参考陈爱莲等、徐勇等<sup>[44-45]</sup>)

2.1.4 保护分区规划及保护优先区确定

ISODATA 聚类分析法采用的是用欧式距离法对全体样本进行距离分析,它在 K-Means 均值算法的基础上,对样本中相同类别之内的数据差异性小而不同类别之间的差异性大,以达到对数据对象进行归类的目的,并在此分类过程增加了“合并”和“分裂”两个操作,可以在聚类过程中自动调整类别个数和类别中心,使聚类结果能更加靠近客观真实的聚类结果,根据 ISODATA 聚类结果进行等级分区规划<sup>[46-47]</sup>。

本研究基于生态系统保护价值空间格局分布图和人类干扰空间格局分布图,对其进行空间叠置分析,具体操作如下:基于人类干扰高值区,将保护价值与人类干扰采用加法进行等比例空间叠置,基于人类干扰低值区,则采用减法进行等比例空间叠置,利用 ISODATA 聚类法分别对叠置的结果进行分析,同时参考 2017 年重新修订的《中华人民共和国自然保护区条例》关于自然保护区的划分规则,拟将横断山区南段区域分成 3 类,即重点保护区、次重点保护区和一般区域,将重点保护区作为关注的优先区域加以确定,通过对比两种不同策略的保护等级面积、保护空缺和保护成效的综合判断来确定最后的规划方案,识别出横断山南段区的保护优先区。

3 研究结果与分析

3.1 生态系统保护价值

通过对各类植被生态系统进行百分制赋分,同时结合专家意见对其他生态系统进行赋分,初步计算得出各类生态系统的得分及其权重(表 4、表 5)。研究区中价值较高的生态系统主要有森林生态系统:针阔混交林、常绿阔叶林、落叶阔叶林、落叶混交林、常绿针叶林;湿地生态系统;湖泊、河流、草本湿地;高山生态系统:冰川和永久积雪、高寒草甸、高寒草原(图 2);生态系统保护价值高值区主要集中在研究区东部和南部区域,如腾冲市、大理市、保山市、泸水市、雷波县、石棉县、峨边县等区域(图 3)。

表 4 生态系统价值各指标百分制得分评价表

Table 4 Percentage system score evaluation table for each indicator of ecosystem value

生态系统类型 Ecosystem type	生境多样性 Habitat diversity	生境特有性 Habitat specificity	植被稀有性 Vegetation rarity	植物特有种 Plant endemic species	植物濒危种 Endangered species of plants	植物保护等级 Plant protection grade
针阔混交林 Coniferous and broad-leaved mixed forest	57	37	13	59	28	65
稀疏灌丛 Sparse shrub	18	11	29	19	9	15
稀疏草地 Sparse grass	12	21	6	13	6	9
温性草原 Temperate grassland	15	27	16	13	26	22
温性草甸 Temperate meadow	15	29	19	15	28	24
落叶阔叶林 Deciduous broadleaf forest	64	28	6	69	31	76
落叶阔叶灌丛 Deciduous broad-leaved shrub	21	8	0	22	10	17
落叶混交林 Deciduous mixed forest	33	35	50	45	14	28
高寒草原 Alpine grassland	15	40	26	10	19	20
高寒草甸 Alpine meadow	20	41	30	15	20	23
常绿针叶林 Evergreen coniferous forest	44	40	0	45	22	45
常绿针叶灌丛 Evergreen coniferous shrub	15	9	3	13	8	14
常绿阔叶林 Evergreen broadleaf forest	71	40	1	76	35	80
常绿阔叶灌丛 Evergreen broadleaf shrub	22	8	7	24	10	17
草本湿地 Herb wetland	30	42	31	10	10	20

表 5 植被生态系统保护价值成对比较矩阵指标权重

Table 5 Index weights vegetation ecosystem conservation value pairwise comparison matrix weight

指标 Index	生境多样性 Habitat diversity	生境特有性 Habitat specificity	植被稀有性 Vegetation rarity	植物特有种 Plant endemic species	植物濒危种 Endangered species of plants	植物保护等级 Plant protection grade	权重 Weights
生境多样性 Habitat diversity	1						0.2748
生境特有性 Habitat specificity	1/2	1					0.1691
植被稀有性 Vegetation rarity	1/2	1	1				0.1531
植物特有种 Plant endemic species	1	1	2	1			0.2184
植物濒危种 Endangered species of plants	1/3	1/2	1/2	1/2	1		0.1074
植物保护等级 Plant protection grade	1/5	1/2	1/2	1/3	1/2	1	0.0773

一致性比率为 0.0188, 小于 0.1, 通过一致性检验

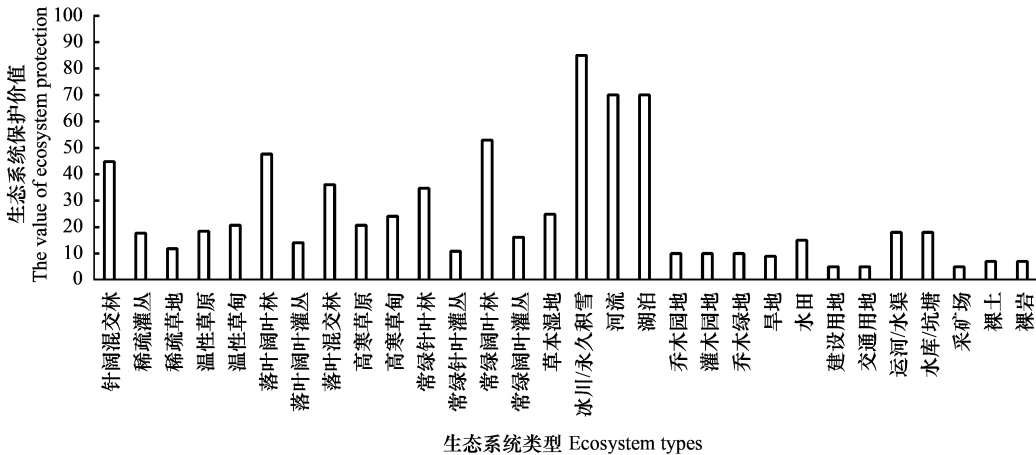


图 2 生态系统类型保护价值赋分图

Fig.2 The protection value map of ecosystem types

3.2 人类干扰格局分布

确定 6 类人类干扰强度因子的权重,发现道路及土地利用的所占权重最高,其次为经济、放牧、旅游、人口和村庄的权重占比(表 6)。

土地利用干扰强度主要呈现出以城镇和公路建设为中心的高值区向四周(点状或线状)分布;放牧干扰强度高值区分布在研究区东部和南部;旅游干扰强度高值区主要分布在研究东部、南部和中部区域;经济干扰强度高值区主要以研究区东部和南部区域;人口干扰强度高值区主要以研究区东部和南部区域;村庄干扰强度高值区主要分布在研究区东部区域(图 4)。

通过对六类干扰强度数据进行空间叠加,得到了人类干扰格局分布图。结果发现,人类干扰高值区主要分布在研究区的南部和东部区域,以及一些沿道路和村庄分布的区域,人类干扰低值区主要分布在西部和中部区域(图 5)。

3.3 不同策略下保护优先区划分

将保护价值和人类干扰进行等比例空间叠置分析后,根据人类干扰高值区和人类干扰低值区分别得到两种不同的保护优先数值分布图(图 6、图 7),并将保护优先数值进行聚类得到保护等级,分别形成方案一和方案二。

表 6 人类干扰强度成对比较矩阵指标权重

Table 6 Index weights of human interference intensity pairwise comparison matrix

指标 Index	土地利用 及道路 Land use and roads	放牧 Grazing	旅游 Tourism	经济 Economic	人口 Population	村庄 Village	权重 Weights
土地利用及道路 Land use and roads	1						0.3057
放牧 Grazing	1/2	1					0.1444
旅游 Tourism	1/3	1	1				0.1350
经济 Economic	1	2	2	1			0.2624
人口 Population	1/3	1/2	1/2	1/3	1		0.0795
村庄 Village	1/5	1/2	1/2	1/3	1	1	0.0730

一致性比率为 0.0082,小于 0.1,通过一致性检验

(1) 基于人类干扰高值区规划方案

基于人类干扰高值区生成的保护分区规划分布图,结果如下:重点保护区的面积为 11966.27 km<sup>2</sup>,次重点保护区的面积为 65535.33 km<sup>2</sup>,其他区域的面积为 55810.18 km<sup>2</sup>,占比分别为 8.98%、49.19%、41.86%。重点区域范围主要集中在研究区东部和南部区域,零星分布在研究区中部和西部区域(图 8)。

(2) 基于人类干扰低值区规划方案

基于人类干扰低值区生成的保护分区规划分布图,结果如下:重点保护区的面积为 8831.94 km<sup>2</sup>,次重点保护区的面积为 75423.00 km<sup>2</sup>,其他区域的面积为 49064.82 km<sup>2</sup>,占比分别为 6.62%、56.57%、36.80%。重点区域范围主要集中在研究区西部区域,零星分布在研究区中东部和南部区域(图 9)。

3.4 人类干扰低值区与人类干扰高值区对比

根据不同的策略形成了方案一和方案二(表 7),从不同方案形成的结果上看,在重点保护区面积方面,方

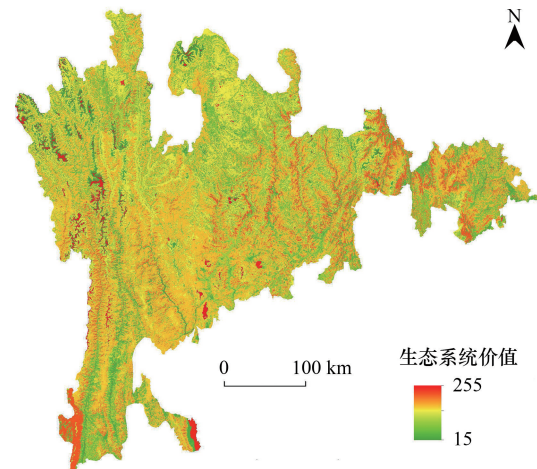


图 3 生态系统价值空间分布图

Fig.3 Spatial distribution map of ecosystem value



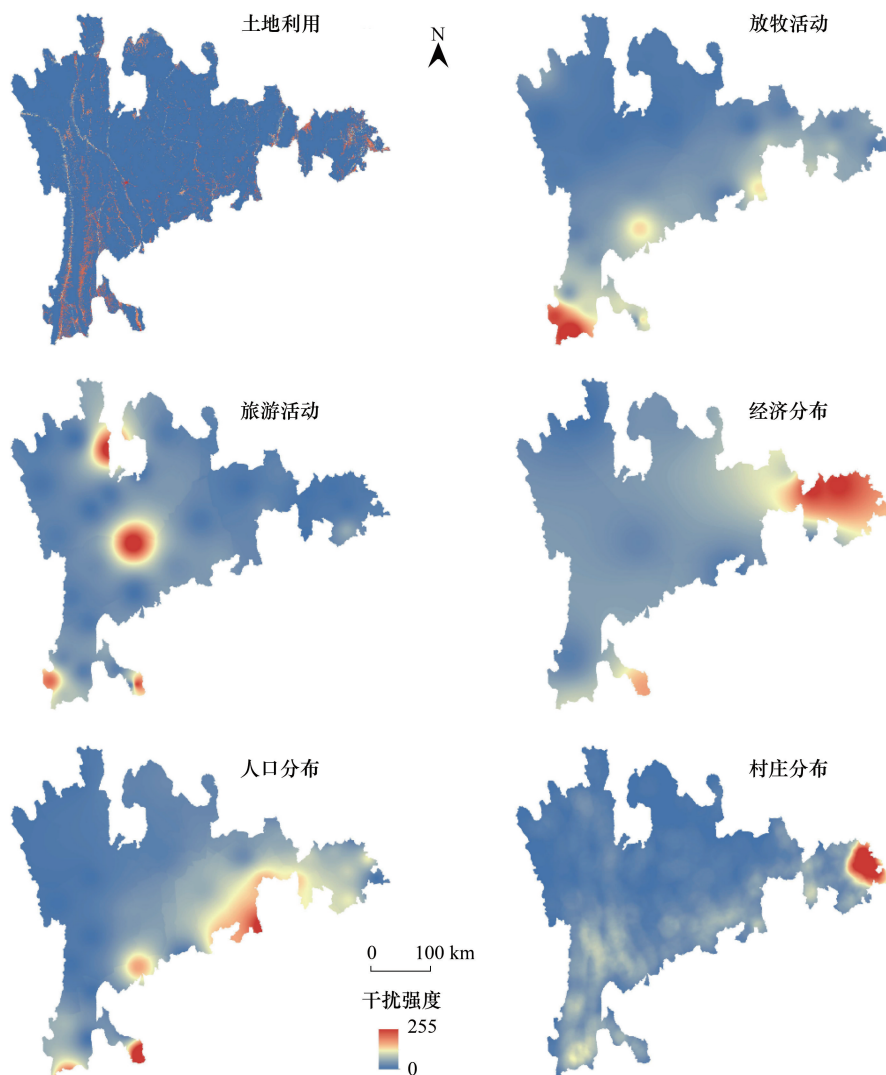


图4 六类人类干扰因子空间分布图

Fig.4 The spatial distribution of six types of human interference factors

案一比方案二多 3134.33 km<sup>2</sup>;在次重点区域面积方面,方案一比方案二少了 9887.67 km<sup>2</sup>;在其他区域面积方面,方案一比方案二多了 6745.36 km<sup>2</sup>。其中在重点区域范围上,方案一主要集中在研究区东部的峨边县、马边县、峨边县、雷波县、甘洛县、石棉县、冕宁县等区域和研究区南部和西部区域;方案二主要集中在研究区东部的雷波县、石棉县、冕宁县等区域和研究区南部和西部区域。

#### 4.5 不同策略下的保护空缺区域

通过将现存自然保护区与重点保护区、次重点保护区进行对比分析,现存保护区面积 21946.75 km<sup>2</sup>。在方案一中,共有 11328.38 km<sup>2</sup> 区域的面积被重点保护区、次重点保护区覆盖,占其总面积的 41.20%,保护空缺的区域,即重点保护区域的范围主要集中在研究区东部的马边县、峨边县、沐川县、石棉县、越西县和冕宁县等区域和研究区南部的大理市、保山市、腾冲市等区域以及研究区西部的福贡县、贡山县和察隅县等区域(图 10);在方案二中,共有 18657.69 km<sup>2</sup> 区域的面积被重点保护区、次重点保护区覆盖,占其总面积的 67.85%,保护空缺的区域,即重点保护区域的范围主要集中在研究区东部的石棉县、雷波县东部和研究区南部的保山市、腾冲市以及研究区西部的福贡县、贡山县和察隅县等区域(图 11)。

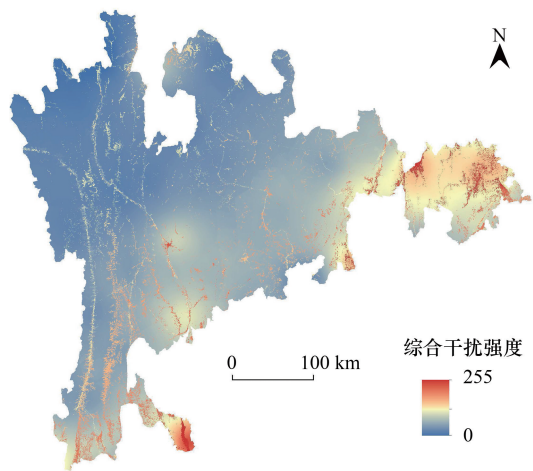


图 5 综合干扰空间分布图

Fig.5 Spatial distribution of comprehensive interference

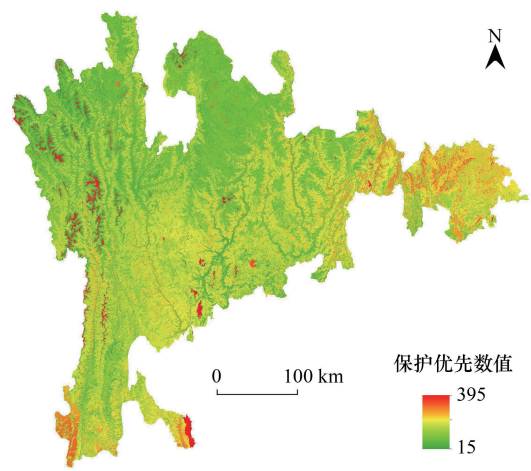


图 6 方案一保护优先数值适应性图

Fig.6 Protection priority value adaptability distribution map in scheme one

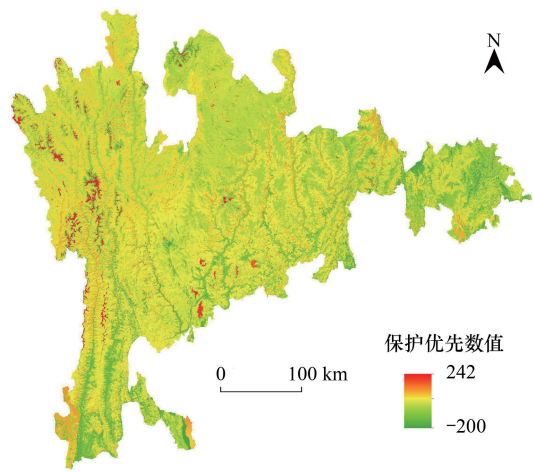


图 7 方案二保护优先数值适应性图

Fig.7 Protection priority value adaptability distribution map in scheme two

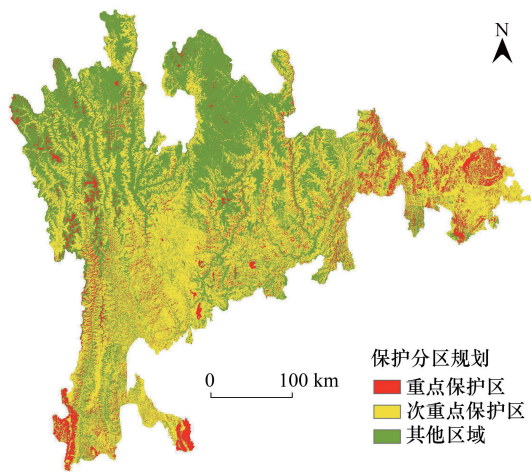


图 8 方案一保护等级分布图

Fig.8 Distribution plan of protection zones in scheme one

表 7 两种方案对比表

Table 7 Comparison table of the two schemes

	重点保护区 Key protected areas		次重点保护区 Secondary key protected areas		其他区域 Other areas	
方案一 Scheme one	11966.27 km <sup>2</sup>	8.98%	65535.33 km <sup>2</sup>	49.19%	55810.18 km <sup>2</sup>	41.86%
重点区域范围	研究区东部:主要分布在马边县、峨边县、雷波县、甘洛县、石棉县、冕宁县等区域					
Range of key areas	研究区南部:主要分布在大理市、漾濞县、腾冲市、泸水市、保山市等区域					
	研究区西部:主要分布在福贡县、贡山县、察隅县等区域					
方案二 Scheme two	8831.94 km <sup>2</sup>	6.62%	75423.00 km <sup>2</sup>	56.57%	49064.82 km <sup>2</sup>	36.80%
重点区域范围	研究区东部:主要分布在雷波县、石棉县、冕宁县等区域					
Range of key areas	研究区南部:主要分布在大理市、保山市、腾冲市、泸水市等区域					
	研究区西部:主要分布在福贡县、贡山县、察隅县等区域					

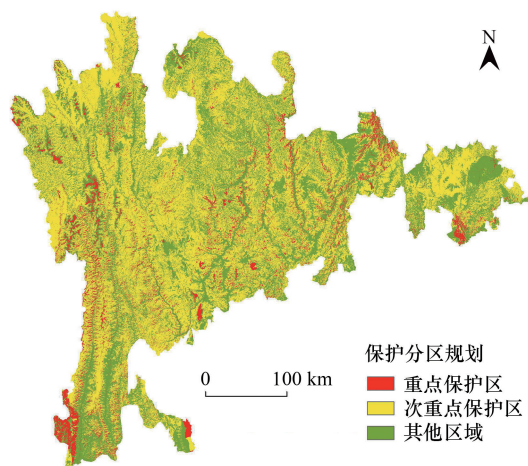


图9 方案二保护等级分布图

Fig.9 Distribution plan of protection zones in scheme two

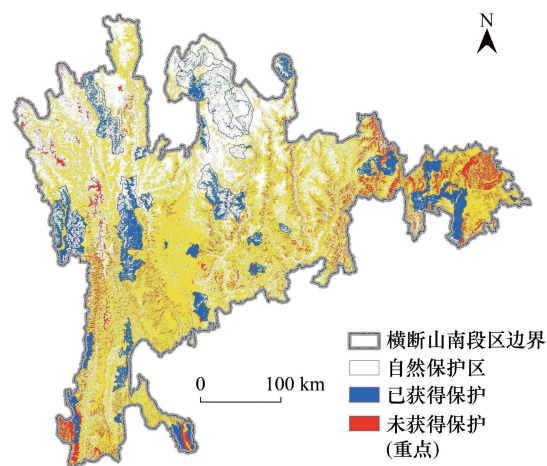


图10 规划方案一保护空缺分析图

Fig.10 Analysis of protection vacancies in planning scheme one

#### 4 讨论

最近的研究表明,中国的西南区域,即云南、西藏东南部和四川西部,森林系统面临着严重的威胁,现有的保护区不能够有效地对区域的森林系统进行有效保护<sup>[48]</sup>。本研究以重新构建了“1目标、3准则和6指标”的评价体系,在现有生态系统的基础上侧重植被生境资源、特有物种资源、濒危植物资源的准则,侧重从特有性、稀有性和保护等级的角度出发,对横断山南段区域进行细致规划和保护优先区域的识别。植物群落是生态系统组成的主要部分,作为非生物环境和生物环境的有机载体,层次结构多、生物物种多,塑造着生境格局,为其他动物和微生物提供了物质和能量以及栖息地,因而相较于个体物种层面,研究以植被和生态系统为主体的研究对象更有价值,在维持生物圈稳定、物种多样性、遗传多样性和功能结构等方面有着重要的作用,特别是从宏观尺度来讲,保护生态系统能够容纳不同种类物种和满足特殊生境的物种<sup>[11,13]</sup>。

本研究森林生态系统、湿地生态系统和高山生态系统的赋值分数较高,其在维持生物圈稳定,物种多样性、遗传多样性和功能结构等方面有着重要的作用。在湿地生态系统中,河流和湖泊采用的是专家赋值且赋值较高,其中重要的原因是,河流和湖泊与其他生态系统构成丰富多样的生境类型、能够为多种植物物种和动物物种提供水源和维持生存,并在保持水土、抗御风沙、调节气候、净化环境和维持生态平衡发挥重要作用<sup>[49-50]</sup>。此外,河流和湖泊本身就处在水陆交界的生态脆弱带,受到人类和自然的干扰因素大,一旦遭到破坏,除了修复难度和成本极大以外,更为严峻的是破坏了生态系统的稳定性,进而影响生物群落的结构和功能,甚至造成物种灭绝<sup>[51]</sup>。

本研究在通过实地调查走访的基础上,通过综合考虑数据的可获得性和专家意见,最终选择了土地利用、人口、经济、放牧、旅游和村庄干扰因子作为本区域的主要的人类干扰因子。主要原因包括:一是道路建设形成的网路系统在带来经济效益的同时,也会对联近道路的森林格局、动植物栖息地产生影响,随着全国公路

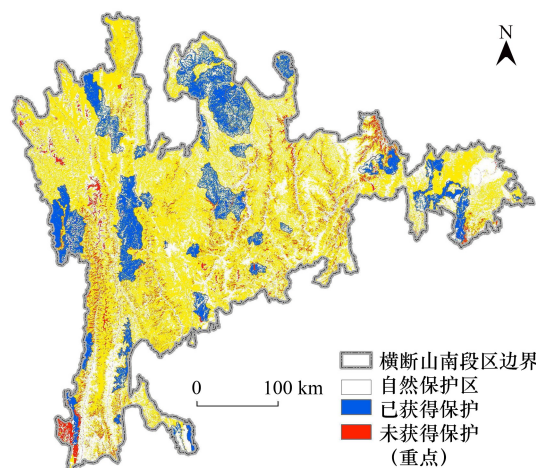


图11 规划方案二保护空缺分析图

Fig.11 Analysis of protection vacancies in planning Scheme two



“十二五”规划的颁布和实施,我国的道路基础设施建设发展迅速,云南省、四川省和西藏自治区的道路基础设施建设取得了长足进步,主要集中于昆明、成都和拉萨为中心的道路建设,形成了以成都为核心的综合交通枢纽<sup>[52]</sup>;二是本区域作为我国重要的农牧交错带之一,拥有丰富的高寒草甸和草原资源,同时这些资源也是当地居民放牧的主要场所,畜牧业是当地农牧民增收增产的主要路径<sup>[53]</sup>;三是人口的增长和社会经济的发展导致了人类活动的加剧。近些年以来,相关学者提出了“横断山域文化旅游经济圈”的概念,涉及四川、云南、西藏、贵州、甘肃、青海六省区,并以此来促进横断山区旅游经济的发展<sup>[54-55]</sup>。2014年5月1日云南省施行《云南省旅游条例》,明确规定了要加大对旅游业的投入,促进旅游发展继而释放经济活力。毫无疑问,未来人口增长和经济发展将继续对环境造成进一步恶化的风险。

在重点保护区面积方面,规划方案一比规划方案二多出了 3134.33 km<sup>2</sup>,主要集中在研究区的东部,东部区域的主要受到旅游活动、经济发展和人口增长等人类干扰,经过保护空缺分析可知,尽管东部区域现有的保护区覆盖了相当大的区域范围,但仍有大量珍稀濒危物种得不到有效保护,如珙桐 (*Davidia involucrata* Baill.)、桫欏 (*Alsophila spinulosa* (Wall. ex Hook.) R. M. Tryon)、银杏 (*Ginkgo biloba* L.)、篦子三尖杉 (*Cephalotaxus oliveri* Mast.)、杜仲 (*Eucommia ulmoides* Oliver)、连香树 (*Cercidiphyllum japonicum* Sieb. Et Zucc.)、水青树 (*Tetracentron sinense* Oliv.) 等国家一级、二级重点保护植物。加之这些亟需保护的野生植物处于人类干扰高值区,如果不采取措施加以保护就会面临灭绝的风险,从提升区域的生物多样性的角度来说讲,应当优先选择人类干扰高值区的方案。

在保护空缺面积方面,规划方案二比规划方案一的多出了 7329.31 km<sup>2</sup>,主要集中在研究区的中部、北部区域,这些区域的人类干扰程度相对较低,表明当基于人类干扰低值区为规划方案时,在人类干扰强度小的区域,物种受威胁的程度低,人类鲜有涉及这些区域,仅有 32.15%的区域范围内的生态系统未得到有效保护,特别是在有限的资金、技术和人力的条件下,从维持区域的生物多样性的角度出发,应选择基于人类干扰低值区的方案。

值得注意的是,生境的形成是生物因子和非生物因子共同影响的结果,而在本研究中植被生境类型的判断主要参考的是植物濒危种和植物特有种的生境分布范围,还需要的更加精准的生境数据加以支撑。另外,在本研究在数据处理过程中没有利用野生动物的数据加以补充,考虑到植被生态系统和其他生态系统能够为野生动物提供栖息环境,采用这种处理方式能够在一定程度上反映真实的生境类型。

#### 参考文献 (References):

- [1] Ferraro P J, Hanauer M M. Protecting ecosystems and alleviating poverty with parks and reserves: ‘win-win’ or tradeoffs? *Environmental and Resource Economics*, 2011, 48(2): 269-286.
- [2] Yi Z F, Cannon C H, Chen J, Ye C X, Swetnam R D. Developing indicators of economic value and biodiversity loss for rubber plantations in Xishuangbanna, southwest China: a case study from Menglun township. *Ecological Indicators*, 2014, 36: 788-797.
- [3] Pepper D A, Lada H, Thomson J R, Bakar K S, Lake P S, Nally R M. Potential future scenarios for Australia’s native biodiversity given on-going increases in human population. *Science of the Total Environment*, 2017, 576: 381-390.
- [4] Den Braber B, Evans K L, Oldekop J A. Impact of protected areas on poverty, extreme poverty, and inequality in Nepal. *Conservation Letters*, 2018, 11(6): e12576.
- [5] Zhao X M, Ren B P, Li D Y, Xiang Z F, Garber P A, Li M. Effects of habitat fragmentation and human disturbance on the population dynamics of the Yunnan snub-nosed monkey from 1994 to 2016. *PeerJ*, 2019, 7: e6633.
- [6] Vimal R, Navarro L M, Jones Y, Wolf F, Le Moguédec G, Réjou-Méchain M. The global distribution of protected areas management strategies and their complementarity for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 2021, 256: 109014.
- [7] Wu R D, Ma G Z, Long Y C, Yu J H, Li S N, Jiang H S. The performance of nature reserves in capturing the biological diversity on Hainan Island, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2011, 18(5): 800-810.
- [8] Wu R D, Zhang S, Yu D W, Zhao P, Li X H, Wang L Z, Yu Q, Ma J, Chen A, Long Y C. Effectiveness of China’s nature reserves in representing ecological diversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9(7): 383-389.
- [9] Feng C T, Cao M, Wang W, Wang H, Liu F Z, Zhang L B, Du J H, Zhou Y, Huang W J, Li J S. Which management measures lead to better



- performance of China's protected areas in reducing forest loss? *Science of the Total Environment*, 2021, 764: 142895.
- [10] 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.
- [11] Poti M. Identifying Priority Conservation Areas in Georgetown County, South Carolina[D]. Durham: Duke University, 2010.
- [12] Yang F L, Hu J M, Wu R D. Combining endangered plants and animals as surrogates to identify priority conservation areas in Yunnan, China. *Scientific Reports*, 2016, 6(1): 30753.
- [13] 张燕妮, 张志明, 耿宇鹏, 欧晓昆, 彭声静, 王文礼, 冯欣, 闵靖雯. 滇西北地区优先保护的植物群落类型. *生物多样性*, 2013, 21(3): 296-305.
- [14] Sanderson E W, Jaiteh M, Levy M A, Redford K H, Wannebo A V, Woolmer G. The human footprint and the last of the wild: the human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *Bioscience*, 2002, 52(10): 891-904.
- [15] Chi Y, Shi H H, Zheng W, Sun J K, Fu Z Y. Spatiotemporal characteristics and ecological effects of the human interference index of the Yellow River Delta in the last 30 years. *Ecological Indicators*, 2018, 89: 880-892.
- [16] Armsworth P R. Inclusion of costs in conservation planning depends on limited datasets and hopeful assumptions. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 2014, 1322(1): 61-76.
- [17] Naidoo R, Balmford A, Ferraro P J, Polasky S, Ricketts T H, Rouget M. Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology & Evolution*, 2006, 21(12): 681-687.
- [18] Ban N C, Adams V, Pressey R L, Hicks J. Promise and problems for estimating management costs of marine protected areas. *Conservation Letters*, 2011, 4(3): 241-252.
- [19] Lessmann J, Fajardo J, Bonaccorso E, Bruner A. Cost-effective protection of biodiversity in the western Amazon. *Biological Conservation*, 2019, 235: 250-259.
- [20] Yang F L, Wu R D, Jin T, Long Y C, Zhao P, Yu Q, Wang L Z, Wang J J, Zhao H W, Guo Y. Efficiency of unlocking or locking existing protected areas for identifying complementary areas for biodiversity conservation. *Science of the Total Environment*, 2019, 694: 133771.
- [21] Strassburg B B N, Iribarrem A, Beyer H L, Cordeiro C L, Crouzeilles R, Jakovac C C, Junqueira A B, Lacerda E, Latawiec A E, Balmford A, Brooks T M, Butchart S M, Chazdon R L, Erb K H, Brancalion P, Buchanan G, Cooper D, Díaz S, Donald P F, Kapos V, Leclère D, Miles L, Obersteiner M, Plutzer C, De M. Scaramuzza C A, Scarano F, Visconti P. Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature*, 586(7831): 724-729.
- [22] Xu W H, Xiao Y, Zhang J J, Yang W, Zhang L, Hull V, Wang Z, Zheng H, Liu J G, Polasky S, Jiang L, Xiao Y, Shi X W, Rao E M, Lu F, Wang X K, Daily G C, Ouyang Z Y. Strengthening protected areas for biodiversity and ecosystem services in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2017, 114(7): 1601-1606.
- [23] 张路, 欧阳志云, 徐卫华. 系统保护规划的理论、方法及关键问题. *生态学报*, 2015, 35(4): 1284-1295.
- [24] Margules C R, Pressey R L. Systematic conservation planning. *Nature*, 2000, 405(6783): 243-253.
- [25] Myers N, Mittermeier R A, Mittermeier C G, Da Fonseca G A B, Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 2000, 403(6772): 853-858.
- [26] Olson D M, Dinerstein E. The Global 200: a representation approach to conserving the earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology*, 1998, 12(3): 502-515.
- [27] Jiang S S, Chen X, Smettem K, Wang T J. Climate and land use influences on changing spatiotemporal patterns of mountain vegetation cover in southwest China. *Ecological Indicators*, 2021, 121: 107193.
- [28] He F Z, Dong X Y, Sun M Q, Cai Q H. Altitudinal pattern of stream periphyton biomass in tributaries of the Lancang-Mekong River: an indicator of anthropogenic impact? *Quaternary International*, 2015, 380-381: 282-287.
- [29] Zhang Z M, Sherman R, Yang Z J, Wu R D, Wang W L, Yin M, Yang G H, Ou X K. Integrating a participatory process with a GIS-based multi-criteria decision analysis for protected area zoning in China. *Journal for Nature Conservation*, 2013, 21(4): 225-240.
- [30] Pan W B, Ding W, He X D, Zhang L X, Zhao X F, Ma C, Huang Z P, Ren G P, Xiao W. Low input parks strategy can work: dynamic profile of Mishmi Takins under constrained conservation management in Mt. Gaoligong, China. *Global Ecology and Conservation*, 2019, 19: e00659.
- [31] Gao Y, Zhang S X, Geng R T, Ren G P, Cui L W, Xiao W. Control selection for the assessment of protected areas in the Hengduan Mountains: a case study in Yunlong Tianchi National Nature Reserve, China. *Global Ecology and Conservation*, 2020, 23: e01170.
- [32] 大百科编委会. 中国大百科全书·地理学. 北京: 中国大百科全书出版社, 1994.
- [33] 傅立国. 中国植物红皮书——稀有濒危植物(第一册). 北京: 科学出版社, 1991.
- [34] 国家林业局野生动植物保护与自然保护司, 中国科学院植物研究所. 中国珍稀濒危植物图鉴. 北京: 中国林业出版社, 2013.

- [35] 汪松, 解焱. 中国物种红色名录——第一卷——红色名录. 北京: 高等教育出版社, 2004.
- [36] Saaty T L. Relative measurement and its generalization in decision making: why pairwise comparisons are central in mathematics for the measurement of intangible factors the analytic hierarchy/network process. *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Fisicas y Naturales. Serie A. Matematicas*, 2008, 102(2): 251-318. doi:10.1007/BF03191825.
- [37] 陶国庆, 欧晓昆, 郭银明, 徐倩, 遇翹楚, 张志明, 王崇云. 基于保护价值与保护成本分析的滇西北植被优先保护区识别. *生态学报*, 2016, 36(18): 5777-5789.
- [38] 周健民, 沈仁芳. 土壤学大辞典. 北京: 科学出版社, 2013.
- [39] 李霄宇. 国家级森林类型自然保护区保护价值评价及合理布局研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2011.
- [40] 王世雄, 赵亮, 李娜, 郭华, 王孝安, 段仁燕. 稀有种和常见种对植物群落物种丰富度格局的相对贡献. *生物多样性*, 2016, 24(6): 658-664.
- [41] 谢占玲, 赵联正, 李椰, 雷洁琼, 张凤梅. 青藏高原特有种黄绿卷毛菇的地理分布与生态环境的相关性. *生态学报*, 2016, 36(10): 2851-2857.
- [42] 张桥英, 吴勇. 大巴山国家地质公园珍稀濒危植物资源. *生态环境学报*, 2018, 27(11): 2011-2016.
- [43] 国家林业局, 农业部. 国家重点保护野生植物名录(第一批). *中华人民共和国国务院公报*, 2000, 4(13): 39-47.
- [44] 陈爱莲, 朱博勤, 陈利顶, 吴艳华, 孙然好. 双台河口湿地景观及生态干扰度的动态变化. *应用生态学报*, 2010, 21(5): 1120-1128.
- [45] 徐勇, 孙晓一, 汤青. 陆地表层人类活动强度: 概念、方法及应用. *地理学报*, 2015, 70(7): 1068-1079.
- [46] 曾江源. ISODATA 算法的原理与实现. *科技广场*, 2009, (7): 126-127.
- [47] 钱成越. 基于 ISODATA 算法的土地利用状况调查. *山西建筑*, 2010, 36(13): 366-367.
- [48] Chen G K, Wang X, Ma K P. Red list of China's forest ecosystems: a conservation assessment and protected area gap analysis. *Biological Conservation*, 2020, 248: 108636.
- [49] Reid A J, Carlson A K, Hanna D E L, Olden J D, Ormerod S J, Cooke S J. Conservation challenges to freshwater ecosystems//Goldstein M I, DellaSala D A, eds. *Encyclopedia of the World's Biomes*. Amsterdam: Elsevier, 2020: 270-278.
- [50] Scheffer M, Carpenter S, Foley J A, Folke C, Walker B. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 2001, 413(6856): 591-596.
- [51] Zhang K, Yang X D, Xu M, Lin Q, Kattel G, Shen J. Confronting challenges of managing degraded lake ecosystems in the Anthropocene, exemplified from the Yangtze River Basin in China. *Anthropocene*, 2018, 24: 30-39.
- [52] 蓝兰. 全国高速公路“十二五”回顾及“十三五”展望. *交通建设与管理*, 2016, (S1): 68-77.
- [53] 咎林森, 成功, 闫文杰, 柳泽新. 中国西部地区草牧业发展的现状、问题及对策. *科技导报*, 2016, 34(17): 79-88.
- [54] 周小林, 殷洁. 横断山域秘境. *旅游*, 2011, (7): 62-91.
- [55] 何德君. 西南少数民族地区民俗旅游可持续发展研究. *北方经贸*, 2020, (4): 155-157.