

DOI: 10.5846/stxb202201170153

杨兴艺, 包玉, 王志泰, 陈信同, 方周怡. 喀斯特区城市遗存山体野境自然野性评价——以贵阳为例. 生态学报, 2022, 42(24): 9995-10010.

Yang X Y, Bao Y, Wang Z T, Chen X T, Fang Z Y. Natural wildness evaluation of urban remnant mountain wilderness in karst area: A case study of Guiyang. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(24): 9995-10010.

# 喀斯特区城市遗存山体野境自然野性评价 ——以贵阳为例

杨兴艺<sup>1</sup>, 包玉<sup>1,2</sup>, 王志泰<sup>1,2,\*</sup>, 陈信同<sup>1</sup>, 方周怡<sup>1</sup>

<sup>1</sup> 贵州大学 林学院, 贵阳 550025

<sup>2</sup> 贵州大学 风景园林规划设计研究中心, 贵阳 550025

**摘要:**黔中地区城市扩张过程中,建成区内遗存了大量的孤岛状自然山体,这些保留了原有生境的都市遗存自然山体在完全人工化的城市环境中可以被认为是城市遗存山体野境。然而由于人为干扰程度的不同,城市遗存山体野境的野性程度不同。科学评价城市遗存山体野境的野性水平,可以为城市遗存山体野境的保护提供科学依据。以中国西南喀斯特地区典型的多山城市为研究区域,在原有植被保持较好、且形态相对完整的城市遗存山体中,随机选取了 18 座城市遗存山体野境作为研究对象,采用层次分析法、熵权法、综合权重法构建了喀斯特地区城市遗存山体野境自然野性评价指标体系。通过实地调查结合遥感技术,获取了样本山体各指标数据,用线性加权求和法得到样本山体的自然野性评价价值。最终通过正态分布法和专家诊断法相结合确定城市遗存山体野境自然野性阈值并进行分级。结果表明:(1)城市遗存山体野境自然野性指标体系由山体特征、动植物特征、环境特征 3 个准则层和 7 个指标层及 26 个评价因子组成,该指标体系对评价喀斯特地区城市遗存山体野境自然野性适宜。(2)城市遗存山体野境的山体特征指标的平均值为  $0.56 \pm 0.13$ ,动植物特征指标的平均值为  $0.44 \pm 0.07$ ,山体环境特征的平均值为  $0.48 \pm 0.12$ 。(3)城市遗存山体野境的自然野性划分为,高野性、中野性、低野性、无野性 4 个等级。城市遗存山体野境自然野性的阈值是 0.43,具有自然野性的山体面积占所选样山总面积的 75.6%。研究结果将为判断多山城市人工环境中城市遗存山体自然野境地提供基础理论,为制定城市野境保护策略提供依据。

**关键词:**野境;自然野性评价;城市遗存山体;综合权重

## Natural wildness evaluation of urban remnant mountain wilderness in karst area: A case study of Guiyang

YANG Xingyi<sup>1</sup>, BAO Yu<sup>1,2</sup>, WANG Zhitai<sup>1,2,\*</sup>, CHEN Xintong<sup>1</sup>, FANG Zhouyi<sup>1</sup>

<sup>1</sup> College of Forestry, Guizhou University, Guiyang 550025, China

<sup>2</sup> Landscape Architecture Planning and Design Research Center, Guizhou University, Guiyang 550025, China

**Abstract:** In the process of urban expansion in the central Guizhou, a large number of isolated island like natural mountains were embedded into the built-up area. These urban remnant mountains that retain the original habitat can be considered as urban remnant mountain wilderness (URMWs) in a completely artificial urban environment. Due to the different degrees of human interference, the wild degree of URMWs are different. Accurate evaluation of the wild level of URMWs could provide scientific basis for the protection of URMWs. In this study, the typical multi-mountainous city in southwestern karst region of China was selected as the research area. Among the urban remnant mountains with good original vegetation and relatively complete shape, 18 URMWs were randomly selected as the research objects. The analytic hierarchy

**基金项目:**贵州省科学技术基金重点项目(黔科合基础[2020]1Z011);贵州省科技支撑项目(黔科合支撑[2021]一般 458);国家自然科学基金项目(32060367)

收稿日期:2022-01-17; 采用日期:2022-09-01

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ztwang@gzu.edu.cn

process, entropy weight method and comprehensive weight method were used to construct the evaluation indicator system of natural wildness of URMWs in karst region. Through the field investigation combined with remote sensing technology, the indicator data of sample URMWs were obtained, and the natural wildness evaluation value of each sample URMW was obtained by weighted linear combination. Finally, the natural wildness threshold of URMWs was determined and graded by normal distribution method and expert diagnosis method. The results showed that: (1) the natural wildness indicator system of URMWs were composed of three criterion layers (i.e. mountain characteristics, animal and plant characteristics, environmental characteristics), seven indicator layers and 26 evaluation factors. The indicator system could be suitable for evaluating the natural wildness of URMWs in karst areas. (2) The average value of mountainous characteristics, animal and plant characteristics, and environment characteristics of URMWs were  $0.56 \pm 0.13$ ,  $0.44 \pm 0.07$ , and  $0.48 \pm 0.12$ , respectively. (3) The natural wildness of URMWs were separated into four ranks: high wildness, medium wildness, low wildness and no wildness. The threshold of natural wildness of URMWs was 0.43, the URMWs area with natural wildness accounted for 75.6% of the total area of the selected sample URMWs. The research results would provide a basic theory for judging the natural wildness of URMWs in the artificial environment of multi-mountainous cities, and provide a scientific basis for formulating urban wilderness protection strategies.

**Key Words:** wilderness; natural wildness evaluation; urban remnant mountains; comprehensive weight

随着全球城市化的进程,人类与自然之间的联系正在急剧减弱,这一现象被称为“体验的灭绝”<sup>[1]</sup>。体验的灭绝不仅会减弱人们在生态保护方面积极的情感、态度和行为,也会给人类自身的健康和福祉带来负面影响<sup>[2-3]</sup>。城市野境是城市人工环境中以自然而非人为主导的土地,这片土地上的生态过程能够在人的干预之外进行自然演替,它的主人是土地本身和其上自由栖息的生命<sup>[4]</sup>。由于城市聚集了绝大多数人口,因此城市区域中的野性自然,将成为重新连接人与自然的重要纽带<sup>[5]</sup>。由于人们对城市野境的价值和重视程度不够,使其遭到大量的破坏和人工化的利用,因此城市野境的保护和生态修复刻不容缓<sup>[3]</sup>。

关于城市野境评价与识别等相关领域的研究近年来引起了学者们的关注<sup>[4,6]</sup>,但相关研究成果仍然较为缺乏。而与之相对应的自然环境中的荒野质量评价是当前研究的热点,已有丰富的研究成果,并在荒野识别、荒野地命名及相关保护策略制定等方面起到了非常重要的理论支撑意义<sup>[7]</sup>。在过去 30 年中,在全球尺度上开展了荒野评价,揭示了世界剩余荒野的模式和趋势<sup>[8]</sup>。Lesslie 提出并发展了“荒野质量连续谱”概念<sup>[9]</sup>。Carver 等利用空间数据来映射指定荒野地区荒野品质的变异性和分布格局,构建了基于 GIS 的加权线性组合法<sup>[10]</sup>。在后来的研究中,不同的学者应用这一方法对不同区域、不同类型的荒野质量进行了评价和绘图,并就本方法中的指标选择和各层级指标之间权重分配进行优化。有学者基于 GIS 的 WLC 法对瑞士山区景观中的荒野质量进行了评价<sup>[11]</sup>。Müller 等将这一方法应用于丹麦荒野质量评价,结果表明基于 GIS 的 WLC 法可以有意义地应用于调查和评价高度人为活动景观中的相对野生区域<sup>[1]</sup>。Cao 等通过对比和集成布尔运算 (Bealoon) 和 WLC 两种方法,对中国大陆国土尺度荒野进行了评价与绘图,结果表明综合布尔算法和 WLC 形成的集成地图可以有效地识别荒野斑块<sup>[3]</sup>。综上所述,基于 GIS 的多路径评价模型的经典方法——线性加权组合法是自然背景中荒野评价最常用的方法<sup>[12]</sup>。

对评价结果进行分级分类,以识别荒野、划定荒野保护地是荒野质量评价的科学意义所在。荒野概念的相对性是荒野质量评价的前提,通过输入全部范围的数据来绘制荒野连续体<sup>[13]</sup>,然后确定最野性和最不野性的地点以及介于两者之间的所有点,可以显示荒野质量的变化<sup>[8]</sup>。Lin 等将中国西南三江并流区域的荒野连续体划分 10 个层次,指出其中第 1 个层次作为荒野地区应受到保护<sup>[14]</sup>。曹越等在中国大陆国土尺度荒野地识别与空间分布研究中,将荒野连续体分为高质量荒野地、较高质量荒野地、中质量荒野地、低质量荒野地和其他土地 5 大类<sup>[15]</sup>。Radford 等通过分割荒野连续体,将位于前 10% 和前 25% 的地区确定为瑞士的两种荒野地区<sup>[11]</sup>。

综上所述,野性评价是深刻理解和客观认识城市野境的重要手段,是深入开展城市野境相关研究的前提,是从城市自然遗存生境中筛选城市野境并对其进行排序和优选的决策基础。但是,当前关于城市野境野性评价的相关研究未见报道。借鉴荒野评价的方法,根据城市野境的定义,结合喀斯特多山地区城市遗存山体的特点,科学构建喀斯特多山城市遗存山体野境自然野性评价指标体系,量化城市遗存山体野境识别的筛选标准具有十分重要的意义。

以贵州高原为中心的中国南方岩溶地区,是全球喀斯特发育最典型、最复杂、景观类型最丰富的一个片区,也是面积最大、最集中的生态脆弱区<sup>[16]</sup>。黔中地区以孤峰和峰林为主的特殊地貌形态,使得该区域城市扩展过程中大量规模不等的喀斯特山丘以岛屿或类岛屿状的(半)自然残余生境的形式遗留在异质城市人工建成环境中<sup>[17-19]</sup>。这些保留了原有生境的城市遗存自然山体在完全人工化的城市环境中可以被认为是城市遗存山体野境(URMWS)。然而,在城市化建设的过程中,多山城市因用地紧张,存在“向山要地”的思想,导致大量城市遗存山体遭到破坏,生态平衡被严重影响<sup>[19-20]</sup>。因此认识城市遗存山体野境在连接人与自然关系、保护生物多样性、维持生态系统服务、促进人类身心健康等方面重要和独特的价值,保护城市遗存山体的野境地对多山城市生态环境建设和高质量可持续发展具有十分重要的意义。本研究以典型的喀斯特地区多山城市——贵阳市的城市遗存自然山体为研究对象,构建多山城市的遗存山体野境自然野性的评价指标体系,科学确定城市遗存山体野境自然野性的判断阈值,为识别城市人工环境中城市遗存山体自然野境地提供科学依据,为喀斯特地区多山城市制定城市野境保护策略以及城市生态修复等实践提供理论参考。

## 1 研究区概况与研究对象

### 1.1 研究区概况

贵阳市地处贵州省中部,位于北纬 26°11′至 26°55′,东经 106°07′至 107°17′之间,地貌属于以山地、丘陵为主的喀斯特丘原盆地,海拔高度 880—1659 m,总地势西南高、东北低。气候属于亚热带湿润温和型气候,年平均气温为 15.3℃,7、8 月平均气温 23.2℃,年平均降水量为 1129.5 mm,年平均相对湿度为 77%,被称为“中国避暑之都”。至 2020 年底,建成区面积 369 km<sup>2</sup>,常住人口 598.70 万,建成区内及周边遗存有 539 座大小、相对高度不同的喀斯特自然山体,多以孤峰与峰丛的形式存在,形成了独特的“城在山间,山在城中”的城山镶嵌的景观格局<sup>[21-22]</sup>。

### 1.2 研究对象

为使本研究具有代表性和可行性,基于高分辨率遥感影像(0.5 m 空间分辨率)和实地踏查,在贵阳市中心城区建成区内,剔除受城市建设影响形态不完整、原有植被被破坏或明显人为栽植的山体,在形态相对完整、原有植被保持较好的城市遗存山体中随机选取 18 座面积大小不一、相对高度不一城市遗存山体做为研究对象(图 1),所选山体的基本信息见表 1。

## 2 研究方法

### 2.1 指标选取和权重分配

通过查阅相关文献<sup>[6-15]</sup>,依据城市野境现有定义,参考荒野评价指标体系研究结果,结合研究区城市遗存山体的基底特征,遵循科学性、代表性、可行性、综合性和可持续性的原则,筛选与城市遗存山体野境自然野性相关的各类指标,采用德尔菲法对初步评价指标体系进行调整,结合实地调查验证指标的适宜性,最终选择从山体特征、动植物特征、环境特征三个方面构建评价指标体系(图 2)。

采用综合权重法<sup>[23]</sup>确定正式指标权重( $Z_j, j=1, 2, 3, \dots, n$ ),综合权重法计算公式如下:

$$Z_j = \beta W_j + (1 - \beta) W_j'$$

式中: $W_j(j=1, 2, 3, \dots, n)$  为层次分析法所得正式指标体系权重; $W_j'(j=1, 2, 3, \dots, n)$  为熵值法所得评价指标体系权重; $\beta$  为综合权重法偏好系数,且  $0 \leq \beta \leq 1$ ,综合相关专家意见后确定  $\beta$  值为 0.6。德尔菲法指标筛

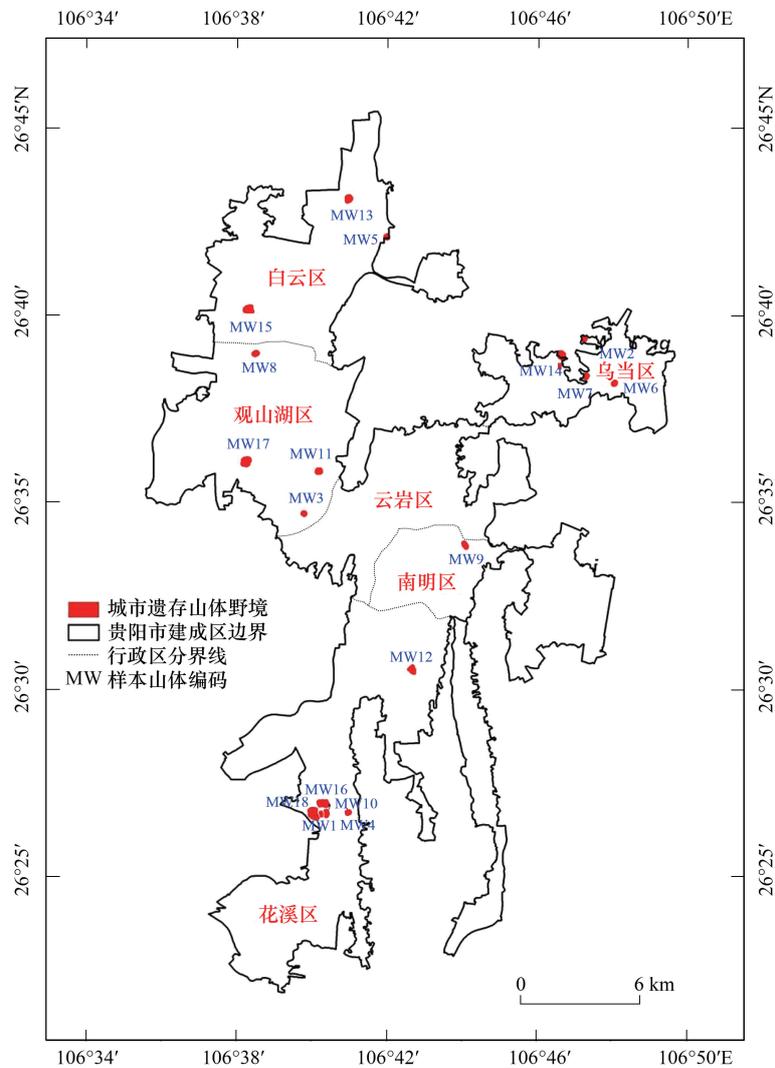


图 1 城市遗存山体野境样本山体分布图

Fig.1 Distribution map of the sample urban remnant mountain wildernesses

选、层次分析法权重确定和综合权重法专家偏好系数值确定中,专家库由 20 名在相关领域工作的专家组成。

表 1 样本山体基本信息

Table 1 The basic information of the sample urban remnant mountains

编号 Code	垂直投影面积/hm <sup>2</sup> Planimetric area	相对高度/m Relative height	编号 Code	垂直投影面积/hm <sup>2</sup> Planimetric area	相对高度/m Relative height
MW1	1.18	10	MW10	2.83	15
MW2	1.49	13	MW11	3.45	26
MW3	1.51	10	MW12	4.32	18
MW4	1.66	12	MW13	4.57	28
MW5	1.82	20	MW14	6.77	71
MW6	2.03	9	MW15	7.75	56
MW7	2.09	13	MW16	8.31	30
MW8	2.53	11	MW17	9.77	29
MW9	2.68	24	MW18	15.86	41

表中 MW 为样本山体编码

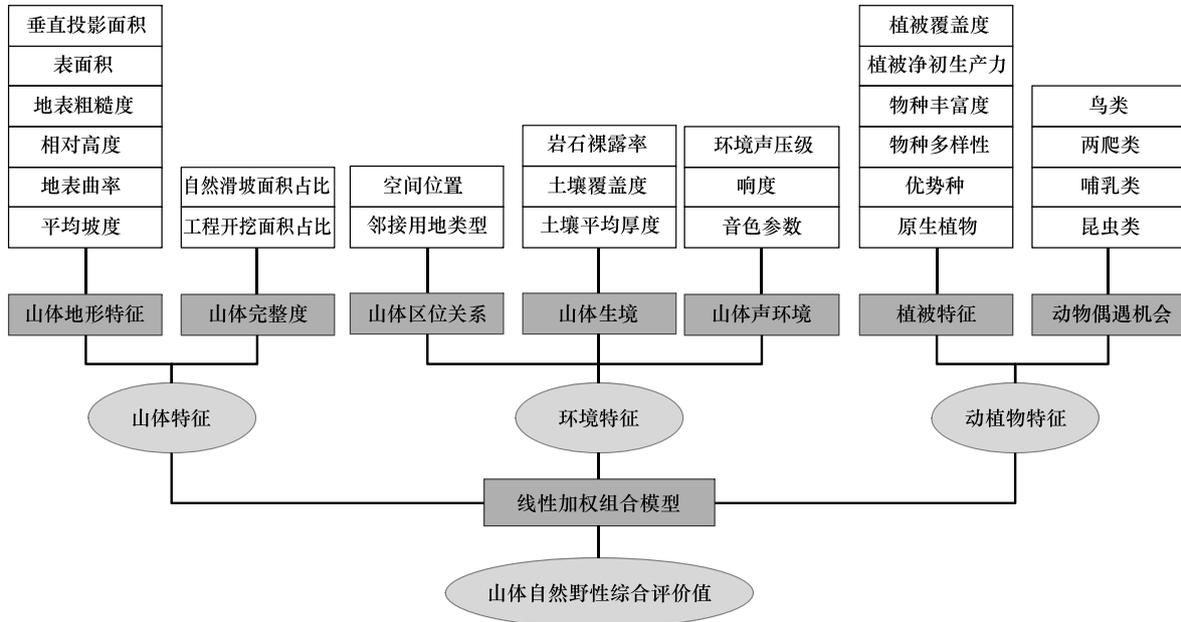


图 2 城市遗存山体野境自然野性评价流程图

Fig.2 Flow chart of natural wildness evaluation of urban remnant mountain wilderness

2.2 指数数据获取与处理

2.2.1 城市遗存山体特征指标数据获取

山体特征 (MC) 是对山体地形的一种度量。选择垂直投影面积 (PA)、表面积 (SA)、地表粗糙度 (LSR)、相对高度 (RH)、地表曲率 (SC)、平均坡度 (AG) 作为山体地形特征 (MTC) 指标。自然滑坡面积占比 (PNLA) 和人工开挖面积占比 (PEEA) 作为山体完整性 (MI) 指标。山体特征指标量化方法及含义见表 2。

表 2 城市遗存山体特征指标与含义

Table 2 The indicator and meaning of urban remnant mountain features

指标 Indicator	计算方法 Method of calculation	指标含义 Indicator meaning
垂直投影面积 (PA) Projected area	运用 Calculator Geometry 工具统计各山体的投影面积。	山体阴影外轮廓线包围的面积。
表面积 (SA) Surface area	运用 ArcGIS 10.2 软件的 Area and Volume Statistics 工具统计各山体的表面积。	山体的外表面所占的面积称为山体表面积。
地表粗糙度 (LSR) Land surface roughness	$LSR = 1/\cos(\overline{\text{Slope}} \times \pi/180)$	地表粗糙度定量描述了地形的起伏程度,是表征地表物理性状的重要指标。 $\overline{\text{Slope}}$ 为山体的平均坡度 <sup>[26]</sup> 。
相对高度 (RH) Relative height	$RH = D_H - D_L$	反映两个地点的绝对高度之差。 $D_H$ 为山体最大等高线, $D_L$ 为山体最小等高线。
地表曲率 (SC) Surface curvature	运用 ArcGIS10.2 软件的 3D Analyst 工具统计各山体的曲率。	描述山坡地形特征的重要指标,山体曲面在各个界面方向上的形状,凹凸变化的反映,是平面点位的函数 <sup>[27]</sup> 。
平均坡度 (AG) Average gradient	运用 ArcGIS10.2 软件的 Spatial Analyst Tools 工具箱中 Surface 工具统计各山体的平均坡度。	坡度是坡的高度和坡的水平距离之比。
自然滑坡面积占比 (PNLA) Proportion of natural landslide area	基于研究区高分辨率遥感影像图,对自然滑坡区域进行解译并测算面积,得到自然滑坡面积占样山面积的比率。	指在一定条件下,暴雨、洪水、地震等自然动力作用引发的滑坡 <sup>[28]</sup> 。
工程开挖面积占比 (PEEA) Proportion of engineering excavation area	基于研究区高分辨率遥感影像图,对工程开挖区域进行解译并测算面积,得到工程开挖的面积占样山面积的比率。	指施工过程中对山体的土和岩石挖除的工程 <sup>[28]</sup> 。

本研究采用 2020 年 Pleiades 卫星影像图(0.5 m 空间分辨率,含 30 m DEM 高程图),参照《土地利用现状分类标准(GB/T 21010—2017)》《城市用地分类与规划建设用地标准(GB 50137—2011)》等相应的国家标准和《贵阳市城市总体规划(2009—2020 年)》等资料,将土地利用类型分为居民用地、公共用地、商服用地、工业用地、交通用地、物流仓储用地、共用设施用地、绿地、水域、农林用地、其他非建设用地、城市遗存山体(参考研究区 1:10000 地形图)<sup>[24-25]</sup> 12 类,在 ArcGIS 10.2 平台对卫星影像进行人工目视解译,建立土地利用空间数据库。以 DEM 图像为数据源提取高程、坡度、表面积等数据,建立地形因子数据库。

### 2.2.2 动植物特征指标数据获取

植被特征(VC)指标选择植被覆盖度(FVC)、植被净初生产力(NPP)、物种丰富度(SR)、物种多样性(SD)、优势种(DS)、原有植物(OP)。其中物种多样性选用 Shannon-Wiener 多样性指数、Simpson 指数和 Pielou 均匀度指数进行描述。指标具体计算方法和含义见表 3。

表 3 植被特征和环境特征指标与含义

Table 3 Indicators and meanings of vegetation characteristics and environmental characteristics

指标 Indicator	计算方法 Method of calculation	指标含义 Indicator meaning
植被覆盖度(FVC) Fractional vegetation cover	$FVC = (NDVI - NDVI_{soil}) / (NDVI_{veg} - NDVI_{soil})$	植被垂直投影面积占总面积的百分比。运用 Gutman 像元二分模型,参照归一化植被指数(NDVI)定量估算植被覆盖度的模型,NDVI <sub>soil</sub> 为完全是裸土或无植被覆盖区域的 NDVI 值,NDVI <sub>veg</sub> 则代表完全被植被所覆盖的像元的 NDVI 值进行植被覆盖度(FVC)估算 <sup>[29]</sup> 。
植被净初生产力(NPP) Nuclear power plant	$NPP(x, t) = APAR(x, t) \times \varepsilon(x, t)$	利用 CASA 模型估算 NPP。APAR( $x, t$ )表示像元 $x$ 在 $t$ 月吸收的光合有效辐射( $MJ\ m^{-2}\ 月^{-1}$ ), $\varepsilon(x, t)$ 表示像元 $x$ 在 $t$ 月的实际光能利用率( $gC/MJ$ ) <sup>[30]</sup> 。
物种丰富度(SR) Species richness	$SR = (S - 1) / \ln N$	计算样山植物的 Margalef 指数, $N$ 为总个体数量; $S$ 为总物种数量, $\ln$ 为自然对数 <sup>[31]</sup> 。
Shannon-Wiener 多样性指数( $H'$ ) Shannon-Wiener diversity index	$H' = - \sum P_i \ln P_i$	$P_i$ 为第 $i$ 个种在全物种中的重要性比例 <sup>[31]</sup> 。
Simpson 指数( $D$ ) Simpson index	$D = 1 - \sum_{i=1}^s n_i(n_i - 1) / N(N - 1)$	$N$ 为总个体数量, $n_i$ 为第 $i$ 个种的个体数量 <sup>[31]</sup> 。
Pielou 均匀度指数( $J_h$ ) Pielou index	$J_h = H' / \ln S$	$H'$ 为 Shannon-Wiener 多样性指数, $S$ 为物种总数 <sup>[31]</sup> 。
优势种(DS) Dominant species	$LV = D_r + P_r + F_r$	指植物群落各层次中占优势的植物。即在数量、体积和群落学作用上最为重要的物种。 $LV$ 为重要值, $D_r$ 为相对多度, $P_r$ 为相对显著度, $F_r$ 为相对频度 <sup>[31]</sup> 。
原有植物(OP) Original plant	通过田野调查,记录植物的基本信息,根据《贵州植物志》进行分析和统计原有植物的占比。	指原先自然存在生长于该地的植物 <sup>[31]</sup> 。
岩石裸露率( $Fr$ ) Rock ratio	$Fr = (NDRI - NDRI_{rock}) / (NDRI_{rock} - NDRI_n)$	参照张晓伦等归一化岩石指数(NDRI)估算岩石裸露率( $Fr$ ),NDRI <sub>rock</sub> 为完全岩石覆盖区域 DNRI 值,NDRI <sub>n</sub> 为完全非岩石覆盖时像元 NDRI 值。研究中 NDRI <sub>rock</sub> 与 NDRI <sub>n</sub> 取值分别为图像中置信度为 95%的置信区间内的最大值与最小值 <sup>[32]</sup> 。

采用分辨率 30 m 的 Landsat 8 OIL 数据(2020 年 5 月 14 日和 6 月 28 日两期影像),利用 ENVI 5.3 平台对数据进行辐射校正、大气校正、影像裁剪裁剪等预处理,2020 年的气象数据(降水数据、温度数据、辐射数据)来源于中国气象局,作为计算 NDVI 值和 NPP 的数据源。

运用群落样地调查法,调查所选样山的植被特征(VC)、山体声环境(MSE)、山体生境(MH)、动物偶遇机会(AC)等指标;分别在每个样山的山顶、山腰和山脚设置三条取样带,每条取样带上在东、南、西、北 4 个方向设置植被群落调查取样点,每点设置 30 m×30 m 的调查样地,样地内分别设 10 m×10 m 乔木样方 5 个,每个乔木样方按 5 点法设置 3 m×3 m 灌木样方 5 个、1 m×1 m 草本样方 5 个(图 3)。其中 AC 是通过调研记录在每座样山上遇到的鸟类(B)、两爬类(TCC)、哺乳类(M)、昆虫类(I)动物的数量。

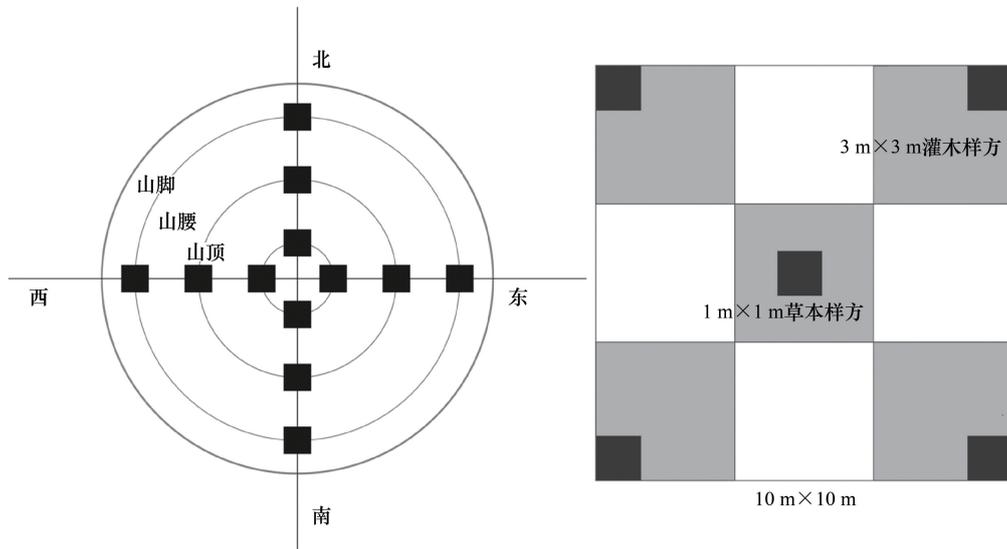


图3 样方设置示意图

Fig.3 Sample setting diagram

### 2.2.3 环境特征指标数据获取

环境特征(Environment Characteristic, *EC*)包括城市遗存山体区位关系(*MLR*)、山体生境(*MH*)和山体声环境(*MSE*)三类。*MLR* 量化包括空间位置(*SP*)和邻接用地类型(Adjacent Land Type, *ALT*)。以市中心的标志性建筑物作为中心点,计算城市遗存山体到达该点的最短距离,得到山体的相对空间位置。基于解译的研究区土地利用类型图,统计样本山体周围 100 m 范围内的邻接用地类型。基于专家意见给山体邻近用地类型进行赋值(1—6分),其中工业用地、交通用地和物流仓储用地计 1 分,公共用地、商服用地、共用设施用地计 2 分,居民用地计 3 分,其他非建设用地计 4 分,水域、农林用地计 5 分,绿地、城市遗存山体计 6 分,统计每一座山体邻近用地类型的分数。

*MH* 量化指标<sup>[27]</sup>包括岩石裸露率(*RE*)、土壤覆盖度(*SCE*)、土壤平均厚度(*AS*)。*RE* 计算方法见表 3。*SCE* 是基岩上的各种成因的土层占总测量面积的百分比。根据野外调研,在每个样方随机选取 1 m<sup>2</sup> 的土壤覆盖处,用高分辨相机拍下照片,通过 ArcGIS 10.2、ENVI 5.3 等软件分析出土壤覆盖度。在每个样方用钢钎插入土壤,记录土壤厚度,多次测量,最后得到该样方的土壤平均厚度<sup>[27]</sup>。

*MSE* 指标包括环境声压级(*ES*)、响度(*L*)、音色参数(*TP*)。本研究从声学的物理和心理两方面选取指标<sup>[33]</sup>。物理声学参数主要为 *ES*,心理声学参数主要包括 *ES* 和 *TP*,*TP* 选取声音尖锐度和粗糙度取平均值量化。环境声压级用 SMART SENSOR AR844 分贝检测仪进行测量,仪器在测量前经过校准,误差小于 0.3 dBA,在样方内多次测量记录下,去掉测量数据中的最高值和最低值后取平均值。录音设备采用 TASCAM DR-05 录音机,在每个样方录制 60 s,录制时避免发出噪音。得到的录制音频均输入 LMS TestLab17 软件的 Signature 工具下进行分析,计算得到音频的响度、声音尖锐度、声音粗糙度。

### 2.3 城市遗存山体野境自然野性评价与阈值确定

线性加权组合评价法(*WLC*)是各种评价中最常用、最简洁、最成熟的方法<sup>[34]</sup>,也是自然背景中荒野评价最常用的方法。将各指标权重确定为集合  $W$ ,  $W = (w_1, w_2, \dots, w_n)$ ; 对各山体指标进行归一化<sup>[35]</sup>处理,并确定为集合  $X = (x_1, x_2, \dots, x_n)$ ; 最后按照线性加权组合模型,得到城市山体野境自然野性综合评价值  $S$  (图 2)。计算公式为:

$$S = \sum_{i=1}^n W_i X_i$$

式中,  $W_i$  为第  $i$  个指标指数的权重,  $X_i$  为第  $i$  个指标得分,  $n$  为指标个数。

采用正态分布法和专家诊断法相结合的办法确定遗存山体野境自然野性的阈值<sup>[36]</sup>, 其主要作用在于界定系统所处状态的临界点, 判断研究对象是否需要修复、改善等措施的重要依据。对各山体野境自然野性进行分布检验, 显示数值呈正态分布, 说明该方法可用, 并结合专家评判确定最终阈值<sup>[36-39]</sup>。将城市喀斯特山体野境的野性按四级划分, 分为很野性、野性、一般、无野性, 具体分级标准如表 4 所示。以上数据的统计分析均在 Excel、SPSS 17.0 软件中实现。

表 4 城市遗存山体野境自然野性分级标准

Table 4 Classification standard of natural wildness of urban remnant mountain wilderness

等级 Grade	1	2	3	4
自然野性值 Comprehensive evaluation value of natural wildness	$[0, \mu - \sigma)$	$[\mu - \sigma, \mu)$	$[\mu, \mu + \sigma)$	$[\mu + \sigma, 1]$

$\mu$  为期望值,  $\sigma$  为标准差

### 3 结果与分析

#### 3.1 城市遗存山体野境自然野性评价指标体系

表 5 为城市遗存山体野境自然野性评价指标体系构成与其权重分配结果。指标体系由 3 个准则层、7 个指标层和 26 个评价因子构成。3 个准则层指标的权重值从大到小依次为: 动植物特征 (0.4486), 山体特征 (0.3679), 环境特征 (0.1835); 7 个指标层的权重值从大到小依次为植被特征 (0.3463), 山体地形特征 (0.2516), 山体完整度 (0.1163), 动物偶遇机会 (0.1023), 山体生境 (0.0997), 山体区位关系 (0.0611), 山体声环境 (0.0227)。在 26 个评价因子中, FVC (0.1017), SR (0.0841), PNLA (0.071) 的综合权重值均大于 0.07; SA (0.0603), RH (0.0601), NPP (0.0586), PA (0.0544), DS (0.0538) 综合权重值在 0.05-0.07 之间; TP (0.0057) 权重值最低。

#### 3.2 城市遗存山体野境自然野性评价

##### 3.2.1 城市遗存山体野境自然野性评价因子量化

对每座样山的 26 个评价因子进行量化, 并对其进行归一化处理, 最后得到各样山的自然野性评价因子值 (图 4)。分析得出, 各样山之间的 PNLA (0.87±0.22)、PEEA (0.67±0.28)、P (0.66±0.25) 评价因子的平均值较高, SA (0.18±0.26)、PA (0.22±0.26)、LSR (0.22±0.26) 评价因子的平均值较低。所有样山的 26 个评价因子的平均值为 0.46±0.15。

##### 3.2.2 城市遗存山体野境的山体特征评价

图 5 是城市遗存山体的山体特征指标的量化评价结果。图 5 表明 MW11 (0.79) 和 MW10 (0.70) 的山体地形特征因子评价价值最高, MW6 (0.06) 和 MW16 (0.13) 两座山体的最低, 样本山体山体地形特征指标评价平均值为 0.34±0.19。从各样山山体完整度因子评价结果 (图 5) 可以看出, 18 座样山的山体完整度指标评价平均值为 0.77±0.21, 其中 MW8 (0.99)、MW5 (0.99) 和 MW16 (0.91) 的评价价值较高, MW2 (0.04) 和 MW11 (0.51) 的评价价值较低。图 5 显示 MW10 (0.80) 和 MW12 (0.73) 山体特征的评价价值较高, MW2 (0.21)、MW7 (0.43) 的最低, 山体特征准则层的平均值为 0.56±0.13。

##### 3.2.3 城市遗存山体野境的动植物特征评价

从植被特征 (VC) 和动物偶遇机会 (AC) 两个方面量化山体的动植物特征 (APC)。各样山植被特征的评价结果 (图 6) 表明, MW7 (0.71) 和 MW18 (0.61) 两座山体的评价价值较高, MW8 (0.25) 和 MW9 (0.32) 两座山体的评价价值较低, 植被特征指标的平均值为 0.45±0.11。各样山动物偶遇机会评价结果 (图 6) 显示, MW5 (0.58) 和 MW4 (0.54) 的评价价值较高, MW8 (0.29) 和 MW10 (0.27) 的评价价值较低, 动物偶遇机会评价指标的平均值为 0.43±0.07。由图 6 可以看出, MW7 (0.57) 和 MW5 (0.57) 的动植物特征评价指标的评价价值最高, MW9 (0.36) 和 MW8 (0.27) 的评价价值较低, 动植物特征准则层评价的平均值为 0.44±0.07。

表 5 评价指标体系构成与权重分配

Table 5 Evaluation indicator system composition and weight distribution

准则层 Criterion layer	准则层权重 Criteria layer weights	指标层 Indicator layer	指标层权重 Indicator layer weight	评价因子层 Evaluation factor layer	AHP-权重 AHP-Weight	熵权法权重 Weight of entropy weight method	指标综合权重 Comprehensive weight of index						
山体特征(MC) Mountations characteristics	0.3679	山体地形特征(MTC)	0.2516	垂直投影面积(PA)	0.0423	0.0725	0.0544						
				表面积(SA)	0.0449	0.0835	0.0603						
				地表粗糙度(LSR)	0.0482	0.0011	0.0294						
				相对高度(RH)	0.0645	0.0534	0.0601						
				地表曲率(SC)	0.0324	0.0011	0.0199						
		山体完整度(MI)	0.1163	自然滑坡面积占比(PNLA)	0.1180	0.0004	0.0004	0.0710					
						工程开挖面积占比(PEEA)	0.0612	0.0215	0.0453				
						动植物特征(APC) Animal plant characteristics	0.4486	植被特征(VC)	0.3463	植被覆盖度(FVC)	0.0864	0.1247	0.1017
						植被净初生产力(NPP)				0.0409	0.0852	0.0586	
						物种丰富度(SR)				0.0697	0.1058	0.0841	
物种多样性(SD)	0.0500	0.0018	0.0307										
优势种(DS)	0.0204	0.104	0.0538										
动物偶遇机会(AC)	0.1023	鸟类(B)	0.0509	0.0089	0.0089	0.0341							
				两爬类(TCC)	0.0253	0.0359		0.0295					
				哺乳类(M)	0.0110	0.0094		0.0104					
				昆虫类(I)	0.0230	0.0363		0.0283					
				环境特征(EC) Environment characteristics	0.1835	山体区位关系(MLR)		0.0611	空间位置(SP)	0.0302	0.0188	0.0256	
邻接用地类型(ALT)	0.0124	0.0701	0.0355										
山体生境(MH)	0.0997	岩石裸露率(RE)	0.0489	0.0187		0.0187	0.0368						
				土壤覆盖度(SCE)		0.0253	0.0538	0.0367					
				土壤平均厚度(AS)		0.0145	0.0438	0.0262					
山体声环境(MSE)	0.0227	环境声压级(ES)	0.0159	0.0036		0.0036	0.0111						
				响度(L)		0.0060	0.0060	0.0060					
				音色参数(TP)		0.0055	0.0060	0.0057					

AHP: 层次分析法 Analytic hierachy process

### 3.2.4 城市遗存山体野境的环境特征评价

城市遗存山体的环境特征(EC)指标的评价值由山体区位关系(MLR)、山体生境(MH)和山体声环境(MSE)3个指标加权求和所得。图7表明,在山体区位关系指标因子MW8(0.92)和MW11(0.76)两座山体的评价值高于其它山体,MW15(0.10)和MW5(0.09)两座山体的评价值低于其它山体,18座城市遗存山体的平均值为 $0.47 \pm 0.23$ 。各样山山体生境指标评价值(图7)可以看出,MW14(0.86)和MW1(0.81)的评价值较高,MW3(0.22)和MW12(0.04)的评价值较低,山体生境评价指标的平均值为 $0.43 \pm 0.21$ 。山体声环境指标评价结果(图7)显示,MW4(0.67)和MW10(0.64)的评价值较高,MW17(0.37)和MW18(0.34)的评价值较低,平均值为 $0.53 \pm 0.09$ 。各样山环境特征准则层评价的平均值(图7)为 $0.48 \pm 0.12$ ,其中MW11(0.71)和MW8(0.67)的评价值较高,MW12(0.29)和MW5(0.28)的评价值较低。

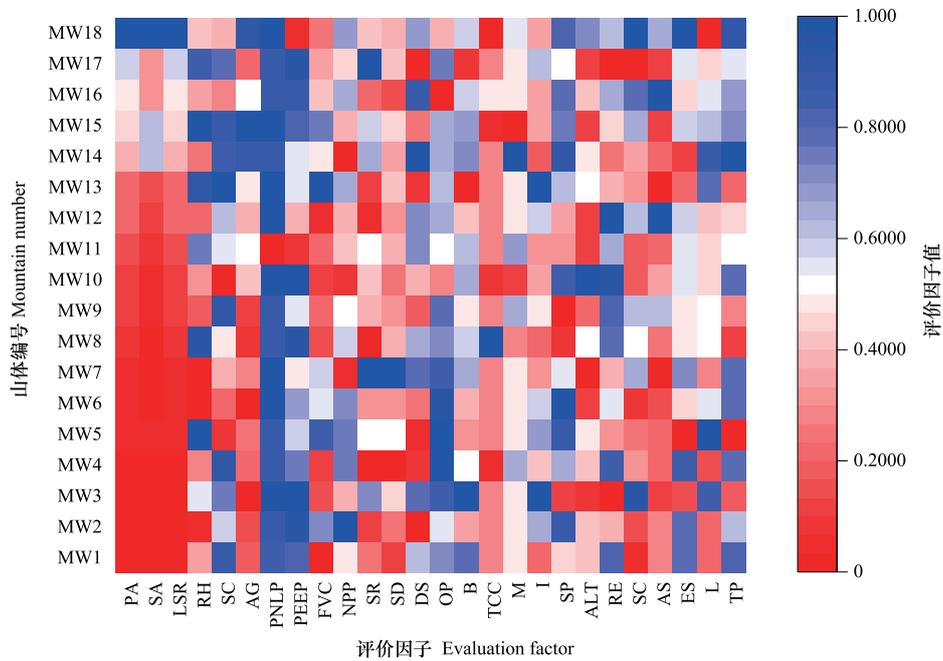


图4 每座样山自然野性评价因子值

Fig.4 Natural wildness evaluation factor values of each sample mountain

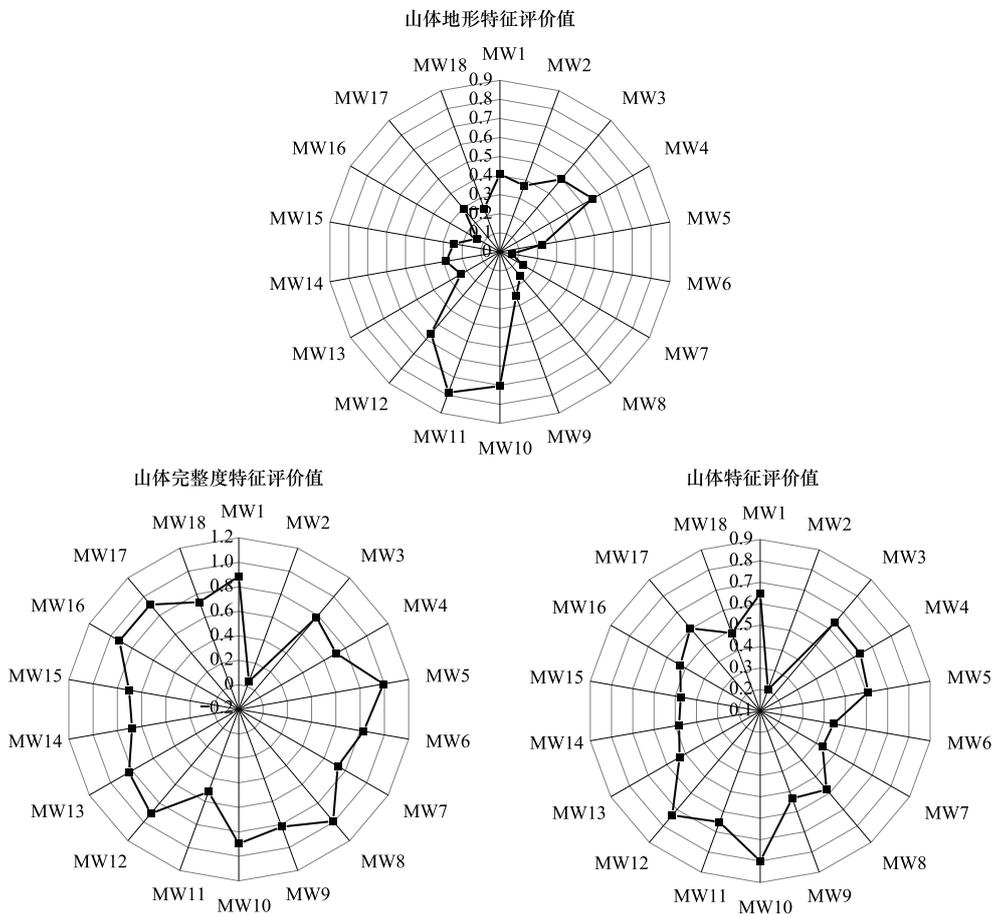


图5 各样山山体特征评价价值

Fig.5 Evaluation value of mountain features of each sample mountain

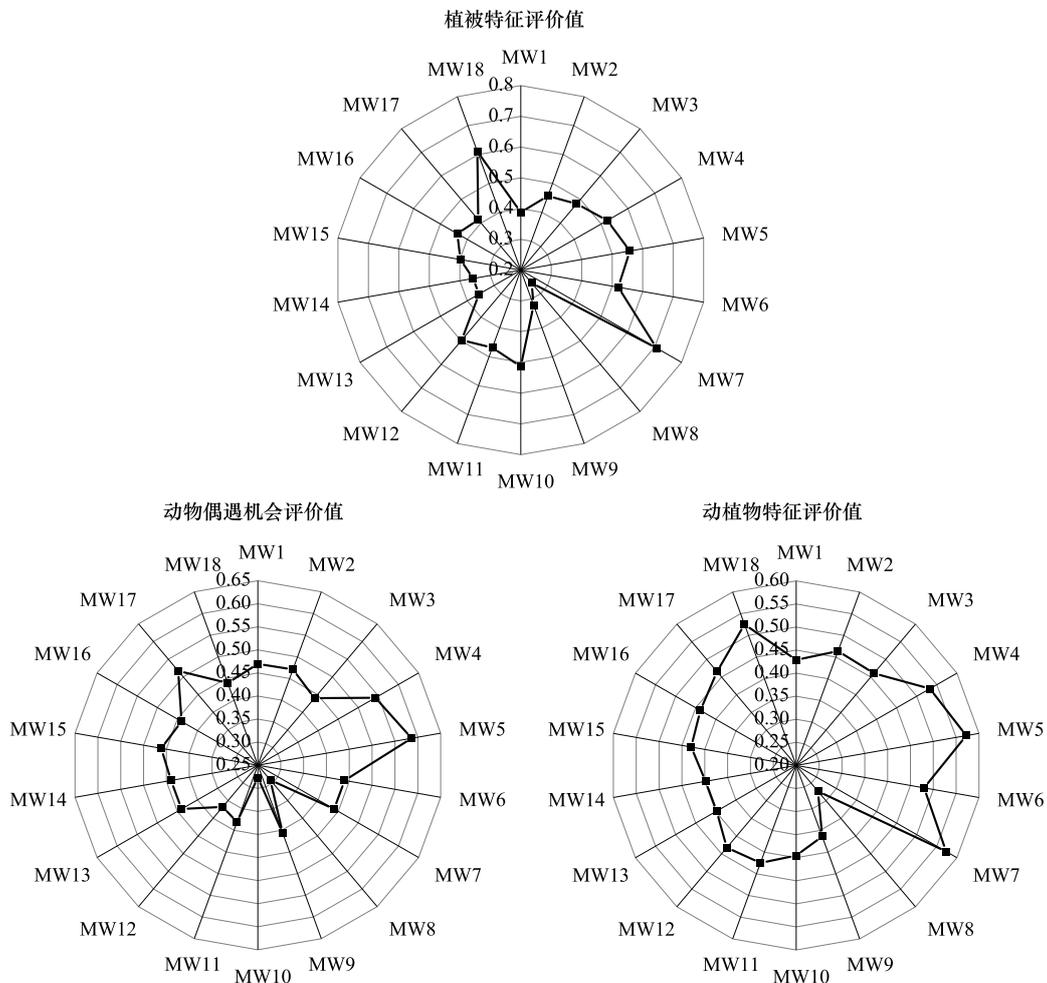


图 6 各样山动植物特征评价价值

Fig.6 Evaluation value of animal and plant characteristics of each sample mountain

### 3.3 城市遗存山体野境自然野性判断阈值与分级

#### 3.3.1 城市遗存山体野境自然野性综合评价价值阈值

图 8 可以看出,18 座城市遗存山体野境自然野性综合评价价值的频率基本符合正态分布,因此可以采用正态分布结合专家诊断的方法确定阈值。城市遗存山体自然野性综合评价价值的阈值下限是 0.43,低于此值则判断为无野性的山体野境。表 6 列出了各评价指标的阈值,其中 *MI* 阈值是 0.82、*MSE* 阈值 0.55、*MLR* 阈值 0.49、*VC* 阈值 0.46。说明 *MI*、*MSE*、*MLR*、*VC* 是构成城市遗存山体野境自然野性综合评价价值得主体要素,而山体完整度的阈值高达 0.82,说明其是决定城市遗存山体野境自然野性的关键因素。

#### 3.3.2 城市遗存山体野境自然野性综合评价与分级

表 7 是通过加权求和法测算得到的每座城市遗存体野境自然野性综合评价结果。所选样山自然野性综合评价值的平均值为  $0.44 \pm 0.07$ 。其中, MW18(0.61)的综合评价价值最高,高于平均值的 0.17, MW11(0.34)的综合评价价值最低,低于平均值的 0.1。

通过期望值与标准差确定的分级标准(表 7),将城市遗存山体野境的自然野性划分为:无野性、低野性、中野性、高野性 4 个等级。从低等级到高等级的山体占样山数量比例分别是 44.4%、27.8%、22.2%和 5.6%。具有自然野性的山体数量和面积占所选样山总数量和总面积的比例分别为:55.6%和 75.6%(图 9),这些山体共同构成了贵阳市具有自然野性的野境景观。

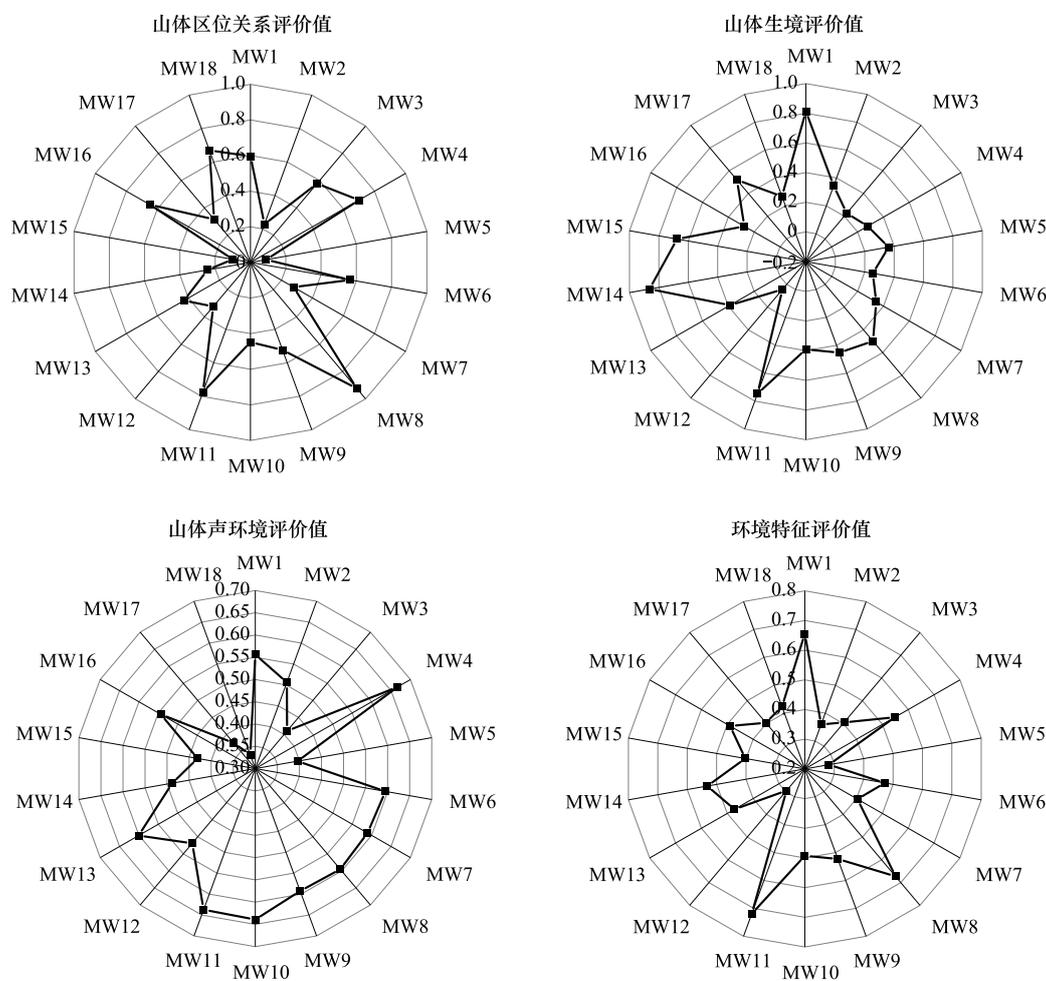


图7 各样山环境特征评价

Fig.7 Evaluation value of environmental characteristics of each sample mountain

高野性等级的城市遗存山体野境是位于贵阳市建成区西南的 MW18 样山。此样山的自然野性综合评价价值是 0.61, 面积为 15.86 hm<sup>2</sup>, 占样山总面积的 19.7%。该样山周围分布有自然山体、水域和绿地, 因此山体受到破坏的可能性比较小。并且该山体面积比较大, 山上原有植被和生物多样性比较稳定, 不容易被破坏。具有高野性水平的城市遗存山体也拥有良好的自然野性景观。可以将高野性的城市遗存山体作为城市建成环境中的高质量野境保护地进行严格保护。

中野性和低野性等级的城市遗存山体野境分别占所选样山面积的 34% 和 22%。中野性的样山分别是位于贵阳市北部的 MW13、MW14、MW15 和位于贵阳西南的 MW16。低野性的城市遗存山体野境分别是 MW3、MW5、MW7、MW8、MW17, 这些样山周边主要分布有交通用地、公共用地、农林用地和其它非建设用地等。由

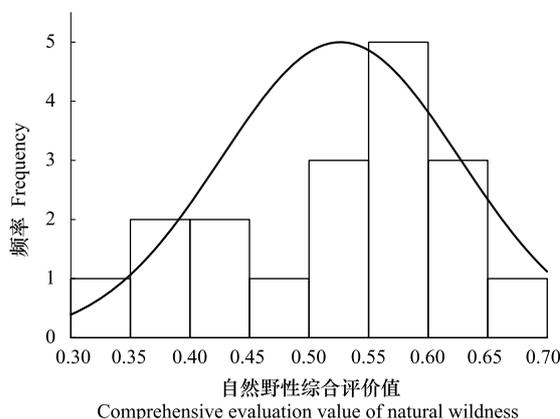


图8 城市遗存山体野境自然野性综合评价价值正态分布图

Fig.8 Normal distribution map of natural wildness comprehensive evaluation value of urban remnant mountain wilderness

于周边的人口较多,土地的使用率较高,对城市遗存山体野境地具有一定的威胁,虽然这些区域的自然野性综合评价价值不高,但是仍然具有较高的保护价值。在可持续利用的程度下,尽可能的保护其原有的野性特征。

表 6 城市遗存山体野境自然野性综合评价价值阈值

Table 6 The comprehensive evaluation value threshold of natural wildness of urban remnant mountain wilderness

指标 Indicator	阈值 Threshold value	指标 Indicator	阈值 Threshold value	指标 Indicator	阈值 Threshold value
山体地形特征(MTC)	0.27	动物偶遇机会(AC)	0.44	山体声环境(MSE)	0.55
山体完整度(MI)	0.82	山体区位关系(MLR)	0.49	自然野境综合评价价值(S)	0.43
植被特征(VC)	0.46	山体生境(MH)	0.37		

MTC: Mountain terrain characteristics; MI: Mountain integrity; VC: Vegetation characteristics; AC: Animal chance; MLR: Mountain location relationship; MH: Mountain habitat; MSE: Mountain sound environment

表 7 城市遗存山体野境自然野性综合评价价值与分级标准

Table 7 Comprehensive evaluation and classification standard of natural wildness of urban remnant mountain wilderness

序号 Serial number	自然野性等级 Natural wildness grade	山体编号 Mountain number	自然野性综合评价价值 Comprehensive evaluation value of natural wildness	等级划分标准 Rating standard
1	无野性	MW11	0.342	[0—0.43)
		MW4	0.357	
		MW1	0.363	
		MW9	0.377	
		MW6	0.390	
		MW12	0.390	
		MW10	0.399	
		MW2	0.406	
2	低野性	MW3	0.435	[0.43—0.49)
		MW8	0.437	
		MW7	0.456	
		MW5	0.487	
		MW17	0.487	
3	中野性	MW13	0.498	[0.49—0.55)
		MW14	0.520	
		MW16	0.529	
		MW15	0.543	
4	高野性	MW18	0.610	[0.55—1.00]

无野性的山体面积占样山总面积比例的 24.4%, 分别是 MW1、MW2、MW4、MW6、MW9、MW10、MW11 和 MW12。这些山体的自然野性综合评价价值都低于 0.43, 城市遗存山体周边主要分布有居住用地、工业用地、交通用地、农林用地。由于这些山体周边为主主导的建设用地比较多, 因此对城市遗存山体野境的生态环境干扰和胁迫强烈且持续, 尤其 MW11 由于位于工厂和居住用地的附近, 受到较大幅度的人为干扰, 致使这座山体的自然野性综合评价价值最低, 仅为 0.34。

## 4 讨论

### 4.1 喀斯特地区城市遗存山体野境自然野性评价指标体系的适宜性及意义

本研究基于现有城市野境现有定义, 参考荒野评价指标体系的研究结果, 采用德尔菲法构建了城市遗存山体野境自然野性评价指标体系。评价结果与实地调查的直观感受相一致, 且证实了样本山体周边的城市景观与环境对山体野境的干扰与影响。说明所选指标能够较为客观地评价城市遗存山体野境的自然野性。以

往关于荒野评价研究中,指标量化的方式多以地理信息技术等方式为主,大部分缺乏实地调查数据的支撑<sup>[40-41]</sup>,一般只适合大尺度荒野野性评价。本研究中山体的植被特征、声景特征、土壤覆盖度、土壤厚度等指标,均采用实地调研的方式获取数据,这使得指标量化的数据更加精确,也较好地反映了中小尺度上城市野境野性的相关特征。另外,在指标的选择中参考了其他多山地区有关的研究结果,选取了山体形态特征和声环境特征指标,前者是城市遗存山体野境野性的特质载体,决定着山体在城市人工环境中保持原有状态的完整度,评价结果也证明该指标的重要性(阈值为0.82);城市遗存山体野境为城市鸟类提供了重要的栖息地,鸟类呼叫声是城市人工环境中自然野性的最直观和突出的特征,评价结果表明山体声环境也是重要的野性构成因素(阈值为0.55)。综上所述,本研究所建立的评价指标体系的指标构成与组成比较全面,权重分配基本合理,改变了过去对喀斯特地区山体自然特征研究中仅集中于植物、生境、地形方面而忽视山体自然声景的研究现状<sup>[40-43]</sup>。

通过实地调研验证,发现研究结果中野境等级高的城市遗存山体野境的自然野性景观更好,生态环境良好。通过对比自然野性较高和自然野性较低的样山发现,自然野性较高的山体周围的土地利用效率较低,周围人口密度较低,一般分布于城市的郊区,这可能就会减少人为干扰山体的机会。另外高野性山体面积偏大,山上的物种多样性比较稳定性,使得山体能更好的保持其原有的自然野性,由此可知形成高自然野性城市遗存山体野境是由山体自然属性和社会属性等多种因素决定的。因此基于该套指标体系所得相关的研究结果基本可靠,能较好反映出喀斯特地区多山城市野境自然野性的特征。

中国喀斯特地貌主要分布于贵州、云南、湖南等8个省份<sup>[44]</sup>。我国是一个多山的国家,山地占全国陆地面积的2/3以上,山地,包括地理学划分的山地、丘陵和崎岖不平的高原,它们约占全国陆地面积的69%,其中山地约占33%,丘陵约占10%,高原约为26%。分布在上述山地区域的城市,会形成与平原地区不同的城市形态与生境<sup>[45]</sup>。因此,本研所得城市遗存山体野境自然野性评价指标体系与方法,可以应用于喀斯特多山城市野境的评价,通过大量的实证研究不断完善和修正后应该具有较广泛的推广应用价值。通过野性评价对城市遗存山体野境的保护、多山城市绿地系统规划和城市国土空间规划具有重要的指导意义。

#### 4.2 喀斯特地区城市遗存山体野境自然野性提升策略

野境之所以重要,是因为野境本身就具备了重要的生态、社会和经济价值<sup>[3]</sup>。野境还具备自由、孤独的美感,包含着哲学、美学的思想,是人类心目中的极其自然之地<sup>[5]</sup>。结合实际调研情况可知,由于城市快速扩张的过程中,城市内部山体被大量的开发,或者进行大规模的公园化利用,因此山体受到人为干扰的情况普遍多见,这些行为严重的破坏了城市遗存山体野境原有的喀斯特生境,致使山体生物多样性的降低,生态功能严重退化<sup>[46]</sup>。因此,提升城市遗存山体野境自然野性应大力发展生态经济、加强生态修复及相关保护制度建设<sup>[47-49]</sup>。

基于本研究结果,提出了以下保护对策:(1)对于自然野性等级高的山体野境,禁止开展与生态保护无关的开发建设活动;在高野性等级城市遗存山体周边划定生态保护红线,周边合理配置城市用地,设置生态防护绿地、城市园林绿地等与城市遗存山体野境生态功能互补的城市用地类型,以确保城市遗存山体野境自然野性的维持。城市园林绿地植物选择应以乡土植物和本地植物为主,严禁种植具有入侵风险的植物。(2)对于自然野性等级较高的山体野境,应开展其生态过程研究,适当进行人为干预,提高植被覆盖率和物种多样性水

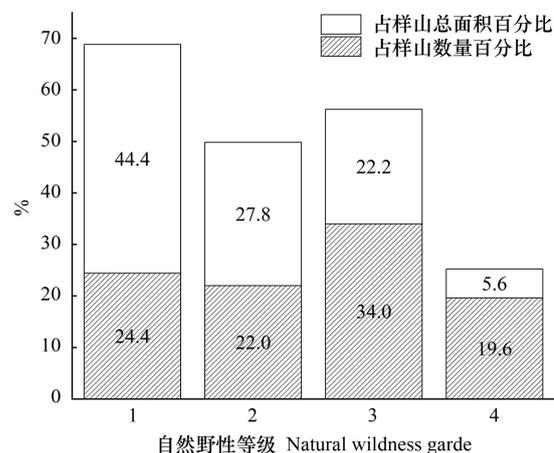


图9 不同自然野性等级山体的数量和面积占比图

Fig.9 Proportion of the number and area of mountains with different natural wildness grade

平,突出地被植物的抵抗能力和生长速度,不断提升其自然野性水平。(3)对于自然野性等级较低的山体野境,以尊重自然、顺应自然和修复自然的原则开展生态修复,促使其再野化,逐步恢复其自然野性。(4)对低于自然野性综合评价阈值(0.43)的山体野境,建议根据山体区位关系周边社区情况分两类进行处理,其一,对于区位关系较偏、周边用地为公共管理和工业用地的城市遗存山体封山育林的措施,实施动态观测,根据其演替动态特征,适当辅以人为干预,以自然恢复为主;其二,对于位于建成区内部、周边用地为居住用地和科教文卫类公共设施用地的城市遗存山体,可以对其开展公园化利用,以满足周边市民的城市绿地空间需求,但发突出城市山体公园的特色。

## 5 结论

本研究构建了喀斯特地区城市遗存山体野境自然野性评价指标体系,评价了各样本山体的自然野性综合值,最终确定山体野境自然野性阈值并进行分级。通过对 18 个样本山体的评价,结合实地调查与直观感受,证明由 *MC*、*APC*、*EC* 3 个准则层和 7 个指标层及 26 个评价因子构成的评价指标体系对评价喀斯特地区城市遗存山体野境自然野性具有适宜性和可操作性。通过正态分布法和专家诊断法相结合将城市遗存山体野境自然野性划分为高野性、中野性、低野性、无野性 4 个等级,识别城市遗存山体野境的综合评价阈值为 0.43,低于此值则判断为无野性的城市遗存山体,本研究中具有自然野性的样山面积占所选样山总面积的 75.6%。城市遗存山体野境自然野性的评价是深入开展城市遗存生境野性维持机理的基础工作,也是实施城市遗存山体生态保护与修复的前提,本文首次构建了城市遗存山体野境自然野性评价体系和方法,虽然在贵阳市建成区城市遗存山体评价中取得了较好的结果,但仍然需要大量的实证研究,尤其是不同地区的多山城市相关评价的验证,最终构建更加科学稳健的城市遗存野境自然野性的评价体系,将为城市生态环境保护与建设、城市人居环境质量提升以及城市健康可持续发展具有重要意义。

## 参考文献(References):

- [ 1 ] Müller A, Bøcher P K, Svenning J C. Where are the wilder parts of anthropogenic landscapes? A mapping case study for Denmark. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 144: 90-102.
- [ 2 ] Miller J R. Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends in Ecology & Evolution*, 2005, 20(8): 430-434.
- [ 3 ] Cao Y, Carver S, Yang R. Mapping wilderness in China: comparing and integrating boolean and WLC approaches. *Landscape and Urban Planning*, 2019, 192: 103636.
- [ 4 ] 王向荣. 城市荒野与城市生境. *风景园林*, 2019, 26(1): 4-5.
- [ 5 ] Soga M, Gaston K J. Extinction of experience: the loss of human-nature interactions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2016, 14(2): 94-101.
- [ 6 ] Kowarik I. Urban wilderness: supply, demand, and access. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2018, 29: 336-347.
- [ 7 ] Klein C J, Wilson K A, Watts M, Stein J, Carwardine J, Mackey B, Possingham H P. Spatial conservation prioritization inclusive of wilderness quality: a case study of Australia's biodiversity. *Biological Conservation*, 2009, 142(7): 1282-1290.
- [ 8 ] Carver S J, Fritz S. *Mapping Wilderness*. Dordrecht: Springer, 2016.
- [ 9 ] Lesslie R. The wilderness continuum concept and its application in Australia: lessons for modern conservation//Carver S J, Fritz S, eds. *Mapping Wilderness: Concepts, Techniques and Applications*. Dordrecht: Springer, 2016: 17-33.
- [ 10 ] Carver S, Tricker J, Landres P. Keeping it wild: mapping wilderness character in the United States. *Journal of Environmental Management*, 2013, 131: 239-255.
- [ 11 ] Radford S L, Senn J, Kienast F. Indicator-based assessment of wilderness quality in mountain landscapes. *Ecological Indicators*, 2019, 97: 438-446.
- [ 12 ] Jelokhani-Niaraki M, Malczewski J. Decision complexity and consensus in Web-based spatial decision making: a case study of site selection problem using GIS and multicriteria analysis. *Cities*, 2015, 45: 60-70.
- [ 13 ] Tricker J, Landres P. Mapping threats to wilderness character in the National Wilderness Preservation System. *Biological Conservation*, 2018, 227: 243-251.
- [ 14 ] Lin S W, Wu R D, Hua C L, Ma J Z, Wang W L, Yang F L, Wang J J. Identifying local-scale wilderness for on-ground conservation actions within a global biodiversity hotspot. *Scientific Reports*, 2016, 6: 25898.
- [ 15 ] 曹越, 龙瀛, 杨锐. 中国大陆国土尺度荒野地识别与空间分布研究. *中国园林*, 2017, 33(6): 26-33.

- [16] 张俞,熊康宁,喻阳华,许敏,程雯,谭代军. 中国南方喀斯特石漠化地区 3 种经济林土壤呼吸日动态特征. 中南林业科技大学学报, 2019, 39(1): 92-99.
- [17] Kong N, Wang Z T. Response of plant diversity of urban remnant mountains to surrounding urban spatial morphology: a case study in Guiyang of Guizhou Province, China. *Urban Ecosystems*, 2022, 25(2): 437-452.
- [18] Chen X T, Wang Z T, Bao Y. Cool island effects of urban remnant natural mountains for cooling communities: a case study of Guiyang, China. *Sustainable Cities and Society*, 2021, 71: 102983.
- [19] 王志泰,包玉,王志杰. 城市遗存喀斯特自然山体资源及其公园化利用——以黔中多山城市为例. 北京: 科学出版社, 2022(06): 337-347.
- [20] 任梅,王志杰,王志泰,曾雨静,何立影. 黔中喀斯特山地城市景观格局指数粒度效应——以安顺市为例. 生态学杂志, 2018, 37(10): 3137-3145.
- [21] 李睿,王志泰,包玉. 快速城市化背景下黔中多山城市扩展模式及景观格局动态——以安顺市为例. 水土保持研究, 2020, 27(4): 376-384, 391-391.
- [22] 邢龙,王志泰,涂燕茹. 黔中喀斯特城市遗存自然山体景观格局时空演变——以安顺市为例. 生态学报, 2021, 41(4): 1291-1302.
- [23] 彭张林,张强,杨善林. 综合评价理论与方法研究综述. 中国管理科学, 2015, 23(S1): 245-256.
- [24] 李政霖,何浪,杨孝增. 基于多源数据挖掘的山体保护与利用策略研究——以贵阳市为例//共享与品质——2018 中国城市规划年会论文集(05 城市规划新技术应用). 北京: 中国建筑工业出版社, 2018: 1305-1314.
- [25] 张春英,周鑫腹,孙昌盛. 城市山体保护研究综述及展望. 桂林理工大学学报, 2020, 40(2): 344-350.
- [26] 金科伟,王薇. 基于地理信息系统的高密度城市住区天空开敞度研究. 工业建筑, 2021, 51(2): 1-6, 75-75.
- [27] 张志才,陈喜,程勤波,彭韬,张艳芳,纪忠华. 喀斯特山体表层岩溶带水文地质特征分析——以陈旗小流域为例. 地球与环境, 2011, 39(1): 19-25.
- [28] 王庆雅,张锦. 高分辨率遥感影像滑坡纹理特征提取方法. 太原理工大学学报, 2021, 52(4): 547-556.
- [29] 李苗苗,吴炳方,颜长珍,周为峰. 密云水库上游植被覆盖度的遥感估算. 资源科学, 2004, 26(4): 153-159.
- [30] 尹锴,田亦陈,袁超,张飞飞,苑全治,花利忠. 基于 CASA 模型的北京植被 NPP 时空格局及其因子解释. 国土资源遥感, 2015, 27(1): 133-139.
- [31] 向杏信,黄宗胜,王志泰. 喀斯特多山城市空间形态结构与植物群落物种多样性的耦合关系——以安顺市为例. 生态学报, 2021, 41(2): 575-587.
- [32] 张晓伦,甘淑. 基于 NDRI 像元二分模型的石漠化信息提取研究. 新技术新工艺, 2014, 1: 72-75.
- [33] 毛琳箐,康健,金虹. 贵州苗、汉族传统聚落空间声学特征研究. 建筑学报, 2013, (10): 130-134.
- [34] 赵炜,魏玲,许军,张毅. 线性加权评价与聚类分析理论及应用. 纯粹数学与应用数学, 2002, 18(2): 121-125.
- [35] 郭亚军,易平涛. 线性无量纲化方法的性质分析. 统计研究, 2008, 25(2): 93-100.
- [36] 安兴茹. 基于正态分布的词频分析法高频词阈值研究. 情报杂志, 2014, 33(10): 129-136.
- [37] 唐海萍,陈姣,薛海丽. 生态阈值: 概念、方法与研究展望. 植物生态学报, 2015, 39(9): 932-940.
- [38] 张元博,黄宗胜,陈旋,郭小兰,冯微微,刘逸夫,庞敏,方银. 贵州石漠化区布依族传统村落人居环境适宜度. 应用生态学报, 2019, 30(9): 3203-3214.
- [39] 霍强. 陕西省干线公路沥青路面养护指标阈值研究[D]. 西安: 长安大学, 2017.
- [40] Cole D N, Landres P B. Threats to wilderness ecosystems: impacts and research needs. *Ecological Applications*, 1996, 6(1): 168-184.
- [41] Dormann C F, Elith J, Bacher S, Buchmann C, Carl G, Carré G, Marquéz J R G, Gruber B, Lafourcade B, Leitão P J, Münkemüller T, McClean C, Osborne P E, Reineking B, Schröder B, Skidmore A K, Zurell D, Lautenbach S. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 2013, 36(1): 27-46.
- [42] 王德炉,喻理飞. 喀斯特环境生态脆弱性数量评价. 南京林业大学学报: 自然科学版, 2005, 29(6): 23-26.
- [43] 汤娜,王志泰. 黔中城市喀斯特山体遗存植物群落公园化利用响应. 生态学报, 2021, 41(8): 3033-3052.
- [44] 蒋忠诚,罗为群,童立强,程洋,杨奇勇,吴泽燕,梁建宏. 21 世纪西南岩溶石漠化演变特点及影响因素. 中国岩溶, 2016, 35(5): 461-468.
- [45] 黄光宇. 山地城市空间结构的生态学思考. 城市规划, 2005, 1: 57-63.
- [46] Ramalho C E, Laliberté E, Poot P, Hobbs R J. Complex effects of fragmentation on remnant woodland plant communities of a rapidly urbanizing biodiversity hotspot. *Ecology*, 2014, 95(9): 2466-2478.
- [47] 谷树忠,胡咏君,周洪. 生态文明建设的科学内涵与基本路径. 资源科学, 2013, 35(1): 2-13.
- [48] 王蕾,苏杨. 中国国家公园体制试点政策解读. 风景园林, 2015, (11): 78-84.
- [49] 赵智聪,彭琳,杨锐. 国家公园体制建设背景下中国自然保护地体系的重构. 中国园林, 2016, 32(7): 11-18.