

DOI: 10.5846/stxb202005021084

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.

Tang N, Wang Z T. Response of park utilization of karst mountain community in Guiyang, a middle Guizhou city. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(8): 3033-3052.

## 黔中城市喀斯特山体遗存植物群落公园化利用响应

汤 娜<sup>1</sup>, 王志泰<sup>1,2,\*</sup>

1 贵州大学 林学院, 贵阳 550025

2 贵州大学 风景园林规划设计研究中心, 贵阳 550025

**摘要:**为探析黔中城市喀斯特山体遗存植物群落对公园化利用的响应,以贵阳市为研究区域,运用群落生态学相关理论及方法,对比分析了已公园化利用城市山体(山体公园)和未开发利用的城市山体(自然山体)植物群落的数量特征及其影响因素。结果表明:(1)山体公园生态环境相对稳定,植物群落垂直结构完整性较高,自然山体在内部生态环境严酷与外部城市基质干扰的共同作用下群落结构断层严重;两类型山体乔木数量均呈倒“J”分布型,但山体公园 $\leq 10$  cm 径级乔木平均株数明显高于自然山体,与山体公园相比自然山体林下更新能力相对较弱;两类型山体乔木高度随胸径增加而升高;(2)本次调查共计记录植物 604 种隶属 155 科 457 属,自然山体共 474 种隶属 142 科 377 属,山体公园共 437 种隶属 132 科 349 属;总体上两类型山体平均物种数无显著性差异,但不同样山之间物种数差异较大;两类型山体各生活型物种数量都呈现出草本>灌木>乔木>藤本的趋势;两类型山体落叶乔木和藤本、多年生草本植物所占比例明显高于常绿乔木和藤本、一年生草本植物,灌木均表现为常绿物种高于落叶物种;(3)两类型山体植物多样性指数偏低,存在显著性差异,山体公园多样性指数略高于自然山体;两类型山体植物多样性指数在核密度上表现为核密度低值区域(4—6 级)多样性指数高于核密度高值区域(2—3 级);山体公园多样性指数在公园化程度上表现为重度公园化利用时多样性指数最低,中度、轻度公园化利用时多样性最高;(4)自然山体多样性指数整体表现为山腰/山脚>山顶,山体公园多样性指数整体表现为山腰>山脚>山顶;两类型山体植物多样性指数在坡向上无明显分布规律。总体而言,一般程度的公园化利用对黔中城市喀斯特山体遗存植物群落的影响不突出,且中度以下程度公园化利用对植物群落物种多样性具有一定的促进作用,重度公园化利用存在明显的负面影响。

**关键词:**城市遗存自然山体;植物群落特征;公园化利用;响应规律

## Response of park utilization of karst mountain community in Guiyang, a middle Guizhou city

TANG Na<sup>1</sup>, WANG Zhitai<sup>1,2,\*</sup>

1 College of Forestry, Guizhou University, Guiyang 550025, China

2 Landscape Architecture Planning and Design Research Center, Guizhou University, Guiyang 550025, China

**Abstract:** In order to explore the response of plant communities in karst mountains of Central Guizhou to park utilization, the quantitative characteristics and influencing factors of plant communities in urban mountains (Mountain Parks) with park utilization and urban mountains (Natural Mountains) without development and utilization were compared and analyzed by using the relevant theories and methods of community ecology, taking Guiyang City as the research area. The results show that: (1) the ecological environment of the mountain park is relatively stable. The integrity of plant community's vertical structure is relatively high. There's a serious fault in community structure of the natural mountain under the combined action of the harsh internal ecological environment and the interference of the external urban matrix. The quantity of trees in both

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

**收稿日期:**2020-05-02; **网络出版日期:**2021-02-24

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

types of mountains show inverted “J” distribution, but the average quantity of trees which  $DBH \leq 10$  cm in the mountain park is significantly higher than that of the natural mountain. Compared with the mountain park, the regeneration capacity of the understory of the natural mountain is relatively weak; the height of trees in two types mountains increase with the increase of the DBH. (2) There are 604 species of plants belonging to 155 families and 457 genera, 474 species of natural mountains belonging to 142 families and 377 genera, and 437 species of mountain parks belonging to 132 families and 349 genera were recorded in the survey. On the whole, the difference of average number of species for two types of mountains is not significant, but the number of species varies widely in different mountain samples. The number of each living specie in two types of mountains shows a trend that herbs > shrubs > trees > vines. The proportion of deciduous trees and vines and perennial plant in the two types of mountains is significantly higher than that of evergreen trees and vines and annual herbs. Shrubs are usually more likely to have a percentage of evergreen species than deciduous species. (3) Plant diversity index is low in both types of mountains and there is a significant difference, the mountain park diversity index is slightly higher than the natural mountain. Plant diversity index in both types of mountains shows that the diversity index in the area with low nuclear density (level 4—6) is higher than in the area with high nuclear density (level 2—3). The diversity index of mountain parks shows the degree of parking, which is the lowest diversity index in the case of heavy park utilization and the diversity index was the highest in moderate and mild park use. (4) The overall diversity index of natural mountain is mountainside/Piedmont > mountaintop, and the diversity index of mountain park is mountainside > Piedmont > mountaintop. Plant diversity indexes of two types of mountains have no obvious distribution rule on the slope aspect. Overall, the average degree of park utilization has little effect on the karst mountain relics plant communities in the middle city of Guizhou, and the moderate degree of park utilization has a certain promotion effect on the plant community species diversity, and the heavy degree of park utilization has obviously negative effects.

**Key Words:** urban natural mountain remnants; plant community characteristics; park utilization; response regularity

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,给人类自身的健康和福祉带来负面影响<sup>[1-2]</sup>。城市遗存(近)自然生境不仅成为连接人与自然的重要纽带<sup>[3]</sup>,而且能够向城市提供多种生态服务功能<sup>[4]</sup>,尤其在保护城市生物多样性<sup>[5]</sup>、城市居民体验野性自然<sup>[6-7]</sup>、促进市民身心健康<sup>[8]</sup>等方面具有重要且独特的价值<sup>[2]</sup>,是城市中非常珍贵的生态资源<sup>[9-10]</sup>。尽管 20 世纪 70 年代一些发达国家就开始关注城市残存自然生境的保护<sup>[9]</sup>,将其作为城市可持续发展的重要内容并实行立法保护或通过建设项目保留利用<sup>[11-12]</sup>,相关理论与实践研究主要集中在城市基底对自然栖息地鸟类、昆虫等动物的影响与城市自然栖息地的生态服务功能与价值方面,并取得了较好的成果<sup>[13-15]</sup>。21 世纪初,国内学者初步总结了城市自然遗留地的概念及产生并进行分类<sup>[16]</sup>,在理论上提出各类型城市自然遗留地的保护与设计方法<sup>[17-18]</sup>,但停留在理论概念提出与呼吁阶段,近几年来国内关于城市自然遗存的研究鲜见报道。在西部大开发战略和城镇化战略促进下,城市快速扩张,岩溶地区虽有大量喀斯特山体镶嵌入城形成城市遗存自然山体,但由于人地关系紧张,城市喀斯特山体持续受到高强度人类活动的胁迫和侵占,部分山体被改造为公园<sup>[19-20]</sup>。公园化利用对人工建设环境中的城市喀斯特山体(近)自然生境植物群落多样性有没有影响,这一问题关系着对城市遗存自然山体植被的保护与开发利用策略,而相关研究未见报道。

以贵州高原为中心的南方岩溶地区,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>[21]</sup>。贵阳市地处黔中岩溶地区腹地,遗存于城市的喀斯特山体资源丰富,形成典型的“城在山间,山在城中”喀斯特山地城市<sup>[21]</sup>。截止 2018 年,有 527 座锥状喀斯特山体星罗棋布镶嵌于中心城区,总面积 44.93 km<sup>2</sup>。2015 年贵阳市启动“千园之城”建设,截至 2019 年,全市已建成城市公园、森林公园、山体公园、湿地公园、社区公园“五位一体”公园 1025 个,多数公园依托城市山体自然遗存而建。基于此,本研究以典型的喀斯特山地城市贵阳市为研究区域,以镶嵌在城市建成环境中的城市山体遗存(城

市自然山体)和公园化利用的城市山体遗存(城市山体公园)为研究对象,运用群落生态学相关理论和方法,对城市自然山体和城市山体公园植物群落特征进行对比分析,旨在揭示公园化利用对城市山体自然遗存的影响,为山地城市自然遗存生态保护和合理公园化利用提供理论依据。

## 1 研究区概况与研究对象

### 1.1 研究区概况

贵阳市是贵州省会,位于典型的黔中岩溶区域的中心(106°07'—107°17'E, 26°11'—26°55'N),地处云贵高原黔中山原丘陵中部,长江与珠江分水岭地带,地貌属于以喀斯特山地、丘陵为主的岩溶丘原盆地地区,属于亚热带湿润温和型气候,年平均气温为 15.3℃,年平均总降水量为 1129.5 mm,境内地带性植被为中亚热带湿润性常绿阔叶林,历史上植物资源极为丰富。至 2018 年,中心城区建成区规模为 368.24 km<sup>2</sup>,建成区中心及周边有 527 座城市山体遗存,形成典型的“城在山中,山在城中”的景观格局,本研究以中心城区建成区作为研究区域。

### 1.2 研究对象

为更合理的选择研究对象,运用核密度分析法确定公园化利用山体和未被利用的对照山体。核密度分析是解释相应指标的建筑或街区具体空间分布规律的一种分析工具,能够较为直接地反映出相应指标建筑或街区的核心集聚区以及相应的空间影响范围,可以更为清晰与全面地反映出空间形态规律特征<sup>[22]</sup>。运用 ArcGIS 10.2 软件的 Kernel Density 分析工具,测算得贵阳市核密度分布图(图 1),由图 1 可知,贵阳市核密度分布整体上呈现中心城区密四周疏的格局,其核密度高值区域大部分分布在观山湖区、南明区和云岩区的城区中心,花溪区、乌当区和白云区存在小面积高值区域且因周边为大型山脉及林地而出现断层现象,其中 6—9 级低值区域多为大型山脉,故选取 1—5 级核密度等级内(部分或完全镶嵌在城市建设用地内),面积在 3—10 hm<sup>2</sup> 左右的公园化利用山体分别为:泉湖公园(MP1)、塔山公园(MP2)、将军山公园(MP3)、南郊公园(MP4)、夏木公园(MP5)、职业技术学院旁山体公园(MP6)、人防小区旁山体公园(MP7)、金域华府山体公园(MP8) 8 座公园,并选取相应核密度等级的城市自然山体作为对照:大上海东侧山体(NM1)、泛德制药东侧山体(NM2)、恒大城三期北侧山体(NM3)、东盟小镇内山体(NM4)、美城新都南侧山体(NM5)、益佰工业园东侧山体(NM6)、三桥批发市场山体(NM7)、贵州大学北校区山体(NM8)、燕山雅筑西侧山体(NM9)、尚善御景南侧山体(NM10)、永胜完中山体(NM11)和中坝东北侧山体(NM12),研究对象与对照山体的基本情况见(表 1)。

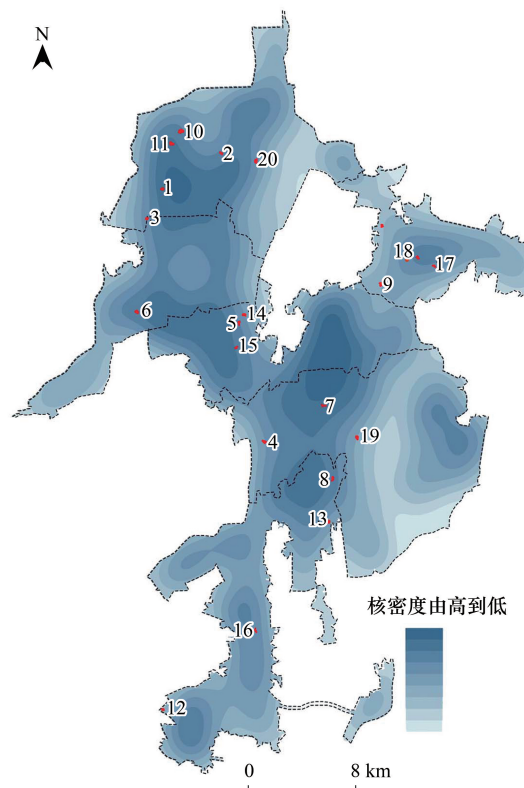


图 1 贵阳市建成区核密度分布图

Fig.1 Distribution of nuclear density in built up area of Guiyang City

图中数字表示城市遗存自然山体编号

## 2 研究方法

### 2.1 城市遗存自然山体公园化利用强度指标及测算

为衡量 8 座山体公园的利用强度,本研究将山体公园中的基础设施(道路、建筑)以及游人容量(最大、最

表 1 山体公园与自然山体基本信息统计

Table 1 Basic information statistics of mountain parks and natural mountains												
山体类型 Mountain type	编号 Number	区位 Location	山体面积 Mountain area/hm <sup>2</sup>	核密度等级 Nuclear density class	海拔/m Altitude	园路面积 Area of garden road/m <sup>2</sup>	活动场 地面积 Activity area/m <sup>2</sup>	公园化设 施占比 Proportion of park facilities/%	最小游 人容量 Minimum tourist capacity/ person/人	最大游 人容量 Maximum tourist capacity/ person/人	最佳游 人容量 Best tourist capacity/ person/人	修建时间 Construction time
山体公园 Mountain Park	MP1	白云区	5.80	2	1315	4070	1310	10.34%	2356	5807	3081	2017
	MP2	白云区	4.50	3	1318	2600	9600	27.11%	3727	10322	5623	1996
	MP3	观山湖区	4.58	4	1297	617	190	0.79%	1072	2582	1360	2018
	MP4	南明区	5.59	4—5	1123	1395	50	2.58%	1040	2483	1305	1966
	MP5	云岩区	4.25	3—4	1269	1278	281	7.69%	1437	3463	1825	2018
	MP6	观山湖区	4.86	3	1311	969	923	3.89%	1240	3092	1646	2010
	MP7	南明区	5.10	2	1116	846	2462	6.80%	1588	4080	2241	1998
	MP8	花溪区	3.95	5	1129	848	166	3.80%	1066	2562	1349	2011
自然山体 Natural Mountain	NM1	乌当区	3.85	5	1117							
	NM2	白云区	6.94	3	1311							
	NM3	白云区	5.57	2	1307							
	NM4	花溪区	3.65	5	1186							
	NM5	南明区	3.85	5	1113							
	NM6	云岩区	3.94	4—5	1287							
	NM7	云岩区	4.37	2	1201							
	NM8	花溪区	3.50	3	1125							
	NM9	乌当区	4.12	4	1130							
	NM10	乌当区	3.64	3	1124							
	NM11	南明区	4.68	3	1120							
	NM12	白云区	6.35	4	1330							

小、适中游容量)作为公园化利用程度指标,采用加权求和法与德尔菲法,得到各指标的权重值。总体上公园化设施(0.52)权重值高于游人容量(0.48),各指标权重值排序为园路(0.28)>活动场地面积(0.24)>最大游人容量(0.19)>最佳游人容量(0.16)>最小游人容量(0.13)(表2)。结合权重指标值和本研究实际情况,将山体公园中各种园林景观与设施的总面积/山体公园投影面积的百分比作为公园化开发建设强度(IPDC)指标,将游人容量作为公园化利用程度(DPU)指标,并根据德尔菲法进行分级(表3)。

表2 公园化程度指标权重值  
Table 2 Park degree index weight value

指标 Index	公园化开发建设强度(IPDC) Intensity of park development and construction		公园化利用程度(DPU) Degree of park utilization		
	园路面积 Area of garden road	活动场地面积 Activity area	最大游人容量 Maximum tourist capacity	最小游人容量 Minimum tourist capacity	最佳游人容量 The best tourist capacity
	权重 Weight value	0.28	0.24	0.19	0.13

表3 山体公园公园化程度划分  
Table 3 The division of the degree of park in Mountain Park

公园化利用强度 Intensity of park utilization	轻度公园化利用 Light park utilization	中度公园化利用 Moderate park utilization	重度公园化利用 Heavy park utilization
最大游人容量 Maximum tourist capacity	2000—2600/人	2600—5000/人	5000/人及以上
最小游人容量 Minimum tourist capacity	1000—1300/人	1300—1600/人	1600/人及以上
最佳游人容量 The best tourist capacity	1300—1800/人	1800—3000/人	3000/人及以上
公园化基础设施 Park infrastructure	0—5%	6%—10%	11%—30%

## 2.2 群落调查方法

### 2.2.1 样带样方设置方案

参照《植物社会学理论与方法》和喀斯特地区植物演替特征进行样方设置,结合调查研究工作的可操作性,确定最小样地面积为30 m×30 m(900 m<sup>2</sup>)<sup>[23-24]</sup>。样带样方设置按四方向法,以山顶为中心向山脚延伸,每方向设置3个样点(山顶、山腰、山脚处各一个),纵向分析山体从山顶到山脚的植物群落特征差异;设置嵌套型样方,每个取样点按乔、灌、草分别设置5个调查样方,每个样方之间的间隔不少于3—5 m。其中,乔木样方大小10 m×10 m,灌木样方大小3 m×3 m,草本样方大小1 m×1 m。

### 2.2.2 调查内容和指标包括

野外调查时间为2019年的7—10月。记录每个样方的地理坐标、海拔、坡向等信息。群落调查内容和指标包括:乔木的种名、数量、高度、胸径、冠幅、生长状况等;灌木(包括小乔木)的种名、高度、冠径、株数、生长状况等;草本的种名、株数或盖度、生长状况等。

## 2.3 数据处理

### 2.3.1 植物多样性测定

本研究采用Margalef物种丰富度指数( $R$ ),反映植物群落中物种的丰富程度;采用Shannon-Wiener指数( $H'$ )、Simpson指数( $D$ )、和Pielou指数( $Jh$ )体现植物物种数量、结构和分布均匀程度的综合量化指标<sup>[25]</sup>。各指数分别为:

$$R = \frac{S - 1}{\ln n}$$

$$H' = \sum_{i=1}^s (P_i \ln P_i)$$

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s (P_i)^2$$



$$Jh = \frac{H'}{\ln S}$$

式中,  $n$  为总个体数量;  $S$  为总物种数量;  $\ln$  为以  $e$  为底的自然对数;  $P_i = n_i/n$ ,  $n_i$  表示第  $i$  个物种的个体数量。

### 2.3.2 游人容量测定

参照喀斯特山体公园游人容量测算模型<sup>[26]</sup>, 结合喀斯特山体公园园路最大、最小、最佳行走间距, 活动场所最大、最佳和最小人均游憩占有面积的计算方程, 分别计算得到喀斯特山体公园最大容量、最佳容量和最小容量阈值。公式分别为:

$$\text{园路最大游人容量为: } Rrcc_{\max} = \sum_{i=1} \frac{Lr \times W_i}{1.47} \times d$$

$$\text{园路最小游人容量为: } Rrcc_{\min} = \sum_{i=1} \frac{Lr \times W_i}{3.5} \times d$$

$$\text{园路最佳游人容量为: } Rrcc = \sum_{i=1} \frac{Lr \times W_i}{2.8} \times d$$

$$d = \frac{T}{tr}$$

$$tr = \frac{Lr}{v}$$

式中,  $L_i$  为喀斯特山体公园园路实际长度(m),  $W_i$  为喀斯特山体公园园路宽度(当园路宽度 < 1 m 时,  $W_i = 1$ ; 园路宽度在 1.5—2 m 时,  $W_i = 2$ ; 园路宽度 > 2 m 时,  $W_i = 3$ ),  $d$  为喀斯特山体公园园路周转率,  $T$  为喀斯特山体公园总游憩时间(7:00—17:00, 共计 10 h),  $tr$  为游完喀斯特山体公园园路的时间, 根据喀斯特山体公园园路实际行走速度测量  $V$  取值 20 m/min。节假日、周末游人入园高峰期园路容量测算时, 游人行走间距取最小值 1.47 m, 工作日或非入园高峰期时段园路容量测算行走间距取最大值 3.5 m, 通过计算以及测量游人在山体园路中实际行走状态, 2.8 m 的行走间距是满足游人亲密、社交范围的最佳行走间距。

$$\text{活动场地最大游人容量为: } Rgcc_{\max} = \sum_{i=1} \frac{S}{2.89} \times d$$

$$\text{活动场地最小游人容量为: } Rgcc_{\min} = \sum_{i=1} \frac{S}{8.8} \times d$$

$$\text{活动场地最佳游人容量为: } Rgcc = \sum_{i=1} \frac{S}{5.15} \times d$$

$$\text{活动场地周转率: } d = \frac{T}{ts}$$

式中,  $S$  为喀斯特山体公园活动场地总面积,  $d$  为活动场地周转率,  $T$  为山体公园游憩总时间(7:00—17:00, 共计 10 h),  $ts$  为喀斯特山体公园各类游憩活动平均游玩时间取值。周末、节假日及上午时段的入园高峰时段在园人数较大, 人均游憩占有面积取最小值 2.89 m<sup>2</sup> 计算喀斯特山体公园的最大游人容量; 工作日、天气状况不佳的平常日入园人数仅有高峰时期的三分之一, 人均游憩面积取值 8.8 m<sup>2</sup> 计算为最小游人容量; 经测算得出喀斯特山体公园最佳人均游憩占有面积为 5.15 m<sup>2</sup>。

由上述园路游人容量和活动场所游人容量公式, 可综合计算出喀斯特山体公园最大、最小和最佳游人容量, 公式分别为:

$$\text{喀斯特山体公园最大游人容量为: } KHPTCC_{\max} = Rrcc_{\max} + Rgcc_{\max}$$

$$\text{喀斯特山体公园最小游人容量为: } KHPTCC_{\min} = Rrcc_{\min} + Rgcc_{\min}$$

$$\text{喀斯特山体公园最佳游人容量为: } KHPTCC = Rrcc + Rgcc$$

式中,  $KHPTCC_{\max}$  为喀斯特山体公园最大游人容量,  $KHPTCC_{\min}$  为喀斯特山体公园最小游人容量,  $KHPTCC$  为

喀斯特山体公园最佳游人容量,  $R_{rcc}$  为公园园路容量,  $R_{gcc}$  为活动场地容量。

## 2.4 数据处理

运用 Excel、SPSS Statistics 19.0 等软件对上述相关变量指标,采用方差分析、相关性分析、多元线性回归分析等多元统计分析方法,分析植物群落结构、物种组成及多样性对公园化利用的响应。

## 3 结果与分析

### 3.1 两类型山体植物群落结构与物种组成分析

#### 3.1.1 两种类型山体植物群落结构分析

两类型山体植物群落垂直结构样方数统计结果见表 4,可以看出山体公园群落结构均以 4 层和 3 层复合结构为主,连续性强,而自然山体植物群落垂直结构主要为乔—灌—草断层甚至单一结构。其中, NM4 号山体乔木、灌木缺失的样方高达 20 个,该山体位于贵安新区,山体周边大规模新区城市建设挖掘破坏使山体部分基岩裸露,生存环境严酷; NM1 号、NM2 号 NM5 号和 NM12 号 4 座山体均存在 5—12 个乔木缺失样方。黔中地区是贵州省喀斯特地貌分布最广的区域,也是人口密度和人口数量最多的区域,长期的人类活动干扰使得该区域植被长期处于退化状态<sup>[27]</sup>,导致遗存于城市建成环境之中的自然山体植物群落结构中多少乔木层的现象,自然山体部分样地群落结构趋于简单化。MP1 号、MP2 号、MP4 号和 MP8 号山体公园出现乔木缺失现象,但均在 3 个样方以内,由此可见,山体公园虽受公园化建设和人为干扰的影响,但公园建设选址常会人为地选择植被较好的山体建园,而且在建园过程中人工绿化增加了一定数量的乔木,从这个意义上来讲,城市遗存自然山体的公园化利用有利于植物群落结构的完善,但是由于喀斯特山体生境条件严酷,土壤稀少、水土流失严重,公园化利用一方面通过人为措施丰富植物种类和群落结构的同时,也会加剧水土流失等负面影响,因此在日常维持中需要加大对人工绿植的养护。

表 4 山体公园与自然山体植物群落垂直结构样方数

Table 4 Vertical structure quadrats of plant communities in mountain parks and natural mountains

山体类型 Mountain type	编号 Number	乔 Trees	草-藤 Grass rattan	乔-藤 Arbor liana	乔-草 Arbor grass	灌-草 Shrub grass	乔-草-藤 Arbor grass rattan	灌-草-藤 Shrub grass rattan	乔-灌-草 Arbor shrub herb	乔-灌-草-藤 Arbor shrub grass rattan
山体公园 Mountain Park	MP1				2		1		22	26
	MP2						2		10	26
	MP3								3	40
	MP4						1		6	48
	MP5								11	49
	MP6								9	49
	MP7								1	59
	MP8						1		16	33
自然山体 Natural Mountain	NM1						9	1	7	41
	NM2					3		3	16	35
	NM3								1	57
	NM4					3		17	3	31
	NM5				2		6		27	25
	NM6								6	54
	NM7		1			1	2		23	32
	NM8								2	44
	NM9				1				3	45
	NM10						5		15	34
	NM11	1			1		3		1	54
	NM12			1	4	4	2	1	33	13

将乔木胸径划分为小、中、较大、大、特大 5 个龄组,分别为: I ( $\leq 10$  cm); II (11—20 cm); III (21—30 cm); IV (31—40 cm); V (41 cm 及以上)<sup>[28]</sup>。由图 2 可知,两类型山体乔木径级结构均呈现倒 J 分布型,乔木平均个体数随龄组增加而减少,小径级乔木数量在整个群落中占明显优势,中、较大龄组乔木个体数较少,大、特大龄组乔木个体数极少。但通过对比得知,山体公园  $\leq 10$  cm 径级乔木平均株数明显高于自然山体,分别为 442 株和 206 株。这一结果进一步说明了乔木层植物数量的增加与公园化利用有直接关系,其结果与更多人为公园建设的选址和栽植有关。其次,近年来生态环境建设以及山体植被资源管理强化后,减少和杜绝了樵采砍伐等人为干扰,自然山体小径级乔木得以更新。由图 2 可知,两类型山体乔木高度均随胸径的增加呈明显增加趋势。其中,自然山体 45 cm 径级乔木平均高度显著高于山体公园,这可能与不同山体生境条件和植物生长状况以及不同植物种的生长特性有关,关于这一现象的具体原因还有待进一步调查与分析。

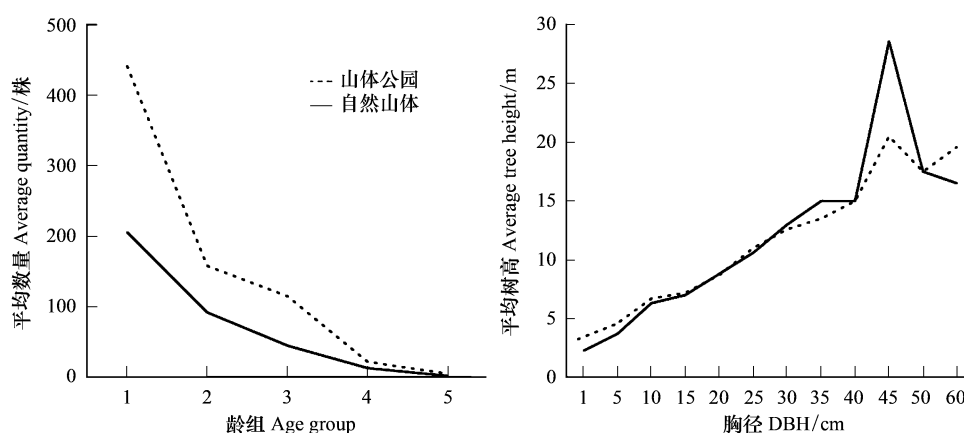


图 2 山体公园与自然山体乔木径级结构数量特征

Fig.2 Quantitative characteristics of tree diameter class structure in mountain parks and natural mountains

### 3.1.2 两种类型山体植物群落物种组成分析

本次调查共计记录植物 155 科 457 属 604 种。其中,自然山体共 142 科 377 属 474 种;山体公园共 132 科 349 属 437 种。各公园物种组成情况统计结果见表 5,通过方差分析可知,整体上两类型山体平均物种数无显著性差异(山体公园 153 种,自然山体 149 种),但不同样山之间物种数量差异较大。自然山体中 NM4 号和 NM5 号物种数明显低于其他自然山体,分别为 107 种和 123 种。一般认为斑块越小越容易受到外围环境或基底中各种干扰的影响<sup>[29]</sup>,NM4 号和 NM5 号山体周边城市建设破坏和耕种等强烈人为干扰,加之山体面积较小(分别为 3.65 hm<sup>2</sup>与 3.85 hm<sup>2</sup>),抗干扰能力弱,山体边缘受到干扰后内部植物群落反映强烈,导致物种数明显低于其他几个山体。另外,有研究表明过度的游憩活动会导致生境植物群落结构与组成发生一定程度改变以适应环境的变化<sup>[30]</sup>。山体公园中 MP2 号为重度公园化利用山体,基础设施面积占比较高,公园化开发建设强度指标高达 27.11%,物种数为 110 种,明显低于其他 7 个公园。可见适度的公园化利用对山体植物群落的物种丰富度和结构有一定的积极作用,但过度公园化利用则会产生负面影响。

两类型山体植物群落生活型构成统计结果见表 6,表 6 结果可以看出两类型山体各生活型平均物种数量无显著差异,且存在较大相似性。其中,两类型山体乔木常绿落叶比均为 1:1.9,均以落叶乔木树种为主;山体公园和自然山体藤本常绿落叶比分别为 1.5:1 和 1.2:1,均以落叶藤本为主;山体公园和自然山体灌木常绿落叶比分别为 1:1.7 和 1:1.8,均以常绿灌木为主;两类型山体多年生、一年生草本比均为 1:1.8,均以多年生草本为主。两类型山体整体上均呈现出草本>灌木>乔木>藤本的趋势。一方面,喀斯特植被尤其是镶嵌在高异质性城市环境中的城市自然遗存山体植被,植物群落及土壤环境更容易受外部环境干扰而发生改变,以适应周边干扰环境并维持群落结构与组成。另一方面,不同植物种对外界环境干扰胁迫的适应能力和植物本身特性的差异也可能是造成该结果的原因。本研究中自然山体长期受到强烈干扰后乔、灌木植物生长严重受到限制,



而草本植物尤其是环境适应性强的多年生草本植物则在群落中占据一定的优势。如 MP4 号山体表现为城市建设挖掘等严重破坏后生态系统稳定性失衡,部分样地乔、灌急剧减少或消失,芒草、荩草等环境适应性强的草本植物迅速占据了大量生长空间(表 4)。两类型山体植物生活型与平均物种数呈现出较大相似性也从侧面反映出山体公园化并不是影响喀斯特城市自然遗存山体植物组成的主要原因,其植物群落结构与组成是周边城市基质、山体生境条件、人为干扰以及土壤、光照、地形、气候等多个因子协同作用的结果。

表 5 山体公园与自然山体植物科、属、种组成

Table 5 Mountain Parks and natural mountain plant families, genera and species composition

山体类型 Mountain type	编号 Number	科 Section	属 Genus	种 Species	乡土植物 Native plant	外来物种 Alien species
山体公园 Mountain Park	MP1	79	139	158	102(65%)	56(35%)
	MP2	59	97	110	74(67%)	36(33%)
	MP3	65	132	144	109(76%)	35(24%)
	MP4	71	133	152	99(65%)	53(35%)
	MP5	72	123	176	123(70%)	53(30%)
	MP6	72	133	153	102(67%)	51(33%)
	MP7	73	144	162	109(67%)	53(33%)
	MP8	70	147	167	110(66%)	57(34%)
	均值	70±5.915	131±15.666	153±19.862	104±14.031	49±8.697
自然山体 Natural Mountain	NM1	75	138	157	103(44%)	54(34%)
	NM2	61	119	132	101(77%)	31(23%)
	NM3	76	149	162	111(69%)	51(31%)
	NM4	51	98	107	82(77%)	25(23%)
	NM5	67	113	123	85(69%)	38(31%)
	NM6	67	132	144	106(74%)	38(26%)
	NM7	74	153	167	113(68%)	54(32%)
	NM8	79	142	162	109(66%)	53(33%)
	NM9	73	148	162	118(73%)	44(27%)
	NM10	76	135	152	103(68%)	49(32%)
	NM11	65	125	144	96(66%)	48(33%)
	NM12	69	153	171	127(74%)	44(26%)
	均值	69±7.891	134±17.242	149±19.458	105±12.796	44±9.405

有字母表示具有显著差异,无字母表示无显著差异

### 3.2 两种类型山体植物群落物种多样性与分布格局分析

#### 3.2.1 两种类型山体植物群落物种多样性分析

两类型山体植物多样性指数结果(表 7)可以看出,山体公园多样性指数整体高于自然山体,尽管差异性不十分明显,但整体两类型山体植物多样性存在显著性差异。通过对比分析山体公园各山体之间的多样性差异可以看出:(1)不同公园化程度山体多样性存在显著差异,相关性分析表明,IPDC、DPU 与多样性指数之间均存在显著负相关关系,主要表现为重度公园化利用山体各多样性指数显著低于中度、轻度公园化利用山体。这说明强烈的旅游活动可能会导致生态环境遭到破坏、多样性下降,而适度水平干扰或较低水平干扰程度则有利于物种丰富度增加,这与许多研究结论一致<sup>[31]</sup>。(2)不同山体公园面积多样性指数整体表现为 $\geq 5 \text{ hm}^2$ (如 MP1、MP4、MP7 号公园)山体公园多样性指数显著低于 $\leq 5 \text{ hm}^2$ (MP3、MP5、MP6 号公园),相关性结果也表明公园面积与多样性指数呈负相关关系,这说明山体公园多样性指数并不随面积的增加而呈上升趋势。究其原因可能是山体公园化利用后生态环境相对稳定,并进行人工栽植绿化与养护管理,一定程度上减弱了斑块面积对多样性的影响。(3)自然山体多样性指数与山体面积无显著相关关系,说明喀斯特城市自然山体的面积并不是影响其物种多样性的主要因素。可能是因为喀斯特自然生境本就存在岩石裸露、石漠化的严重生

表 6 山体公园与自然山体植物群落生活型构成  
Table 6 Life form composition of mountain park and natural mountain plant community

山体类型 Mountain type	编号 Number	乔木 Trees			灌木 Shrub			藤本 Liana			草本 Herbaceous		
		常绿 Evergreen	落叶 Fallen leaves	常绿落叶比 Evergreen leaf ratio	常绿 Evergreen	落叶 Fallen leaves	常绿落叶比 Evergreen leaf ratio	常绿 Evergreen	落叶 Fallen leaves	常绿落叶比 Evergreen leaf ratio	一年生 Annual	多年生 Perennial	一年生/ 多年生比 Annual/ perennial ratio
山体公园 Mountain Park	MP1	11	21	1:1.9	27	12	2.3:1	6	10	1:1.7	24	47	1:1.9
	MP2	12	12	1:1	12	12	1:1	3	9	1:3	16	34	1:2.1
	MP3	7	21	1:3	14	12	1.7:1	6	11	1:1.8	34	39	1:1.5
	MP4	6	17	1:2.8	21	8	2.6:1	6	12	1:2	25	57	1:2.3
	MP5	10	20	1:2	27	11	2.5:1	5	11	1:2.2	29	63	1:2.2
	MP6	11	21	1:1.9	7	13	1:1.9	6	8	1:1.3	25	55	1:2.5
	MP7	9	19	1:2.1	19	11	1.7:1	8	7	1.1:1	32	57	1:1.8
	MP8	12	20	1:1.6	19	16	1.2:1	5	8	1:1.6	39	48	1:1.2
均值	10±2.252	19±3.091	1:1.9	18±7.025	12±2.232	1.5:1	6±1.408	10±1.773	1:1.7	28±7.091	50±9.871	1:1.8	
自然山体 Natural Mountain	NM1	15	18	1:1.2	16	19	1:1.2	4	13	1:3.2	23	49	1:2.1
	NM2	8	14	1:1.8	20	15	1.3:1	4	5	1:1.2	23	43	1:1.9
	NM3	12	20	1:1.6	21	13	1.6:1	8	8	1:1.1	28	52	1:1.9
	NM4	6	16	1:2.7	11	11	1:1	6	8	1:1.3	15	37	1:2.5
	NM5	12	18	1:1.5	9	10	1:1.1	3	6	1:2	27	38	1:1.4
	NM6	7	19	1:2.7	21	17	1.2:1	6	8	1:1.3	20	46	1:2.3
	NM7	6	23	1:3.8	21	11	1.9:1	4	9	1:2.2	34	58	1:1.7
	NM8	11	26	1:2.4	19	14	1.4:1	7	13	1:1.9	25	47	1:1.9
	NM9	9	15	1:1.7	20	20	1:1	6	12	1:2	28	52	1:1.9
	NM10	12	22	1:1.8	23	15	1.5:1	3	13	1:4.3	20	44	1:2.2
	NM11	7	21	1:3	13	11	1.2:1	7	7	1:1	31	47	1:1.5
	NM12	9	21	1:2.3	16	18	1:1.1	6	6	1:1	32	63	1:1.9
均值	10±2.876	19±3.476	1:1.9	18±4.482	15±3.425	1.2:1	5±1.670	9±2.985	1:1.8	26±5.584	48±7.544	1:1.8	

有字母表示具有显著差异,无字母表示无显著差异

态问题并且十分普遍<sup>[32]</sup>,喀斯特山地城市地形地貌复杂,景观格局破碎度较高,加之不同山体生态环境条件、周边用地性质、人类活动频繁程度及干扰方式不一,导致自然山体面积对多样性指数影响较小;(4)两类型山体植物多样性与核密度等级呈显著负相关关系,核密度高值区域(2—3级)多样性指数显著低于核密度低值区域(4—5)。核密度能够反映自然遗存山体周边建筑或街区的分布情况,核密度等级越高,该区域建筑密度及相应的人口密度则越高,相对于周边多为自然生境或城市绿地的低核密度区域,高核密度区域用地性质更复杂,对自然遗存山体的干扰更大,可能导致多样性指数降低。Alex Saunders 等人在城市植被覆盖驱动因素研究中表明,城市植被覆盖/多样性与周边居住密度、人口密度、建筑面积覆盖率呈显著负相关,与周边植被覆盖度呈显著正相关<sup>[33]</sup>。本研究结果进一步映证了周边用地性质复杂、高建筑与人口密度的城市环境会对城市生境完整性、植物多样性起到负面作用。

表 7 山体公园与自然山体植物群落物种多样性指数

Table 7 Species diversity index of plant communities in mountain parks and natural mountains

山体类型 Mountain type	编号 Number	公园化利用程度 Degree of park utilization	丰富度指数 Richness index	Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index	Simpson 指数 Simpson index	Pielou 指数 Pielou index
山体公园 Mountain Park	MP1	重度公园化利用	6.796±2.419cdefgh	0.846±0.210acdefgh	0.759±0.120acdefgh	0.310±0.046acdefgh
	MP2	重度公园化利用	7.447±1.591cdegh	0.968±0.141bedeh	0.831±0.078bceh	0.340±0.035bceh
	MP3	轻度公园化利用	11.013±1.943abdefg	1.150±0.116abdefg	0.884±0.047abfg	0.360±0.028abfg
	MP4	轻度公园化利用	8.674±1.858abcfh	1.008±0.179bceh	0.831±0.104bcdeh	0.331±0.051bcdeh
	MP5	中度公园化利用	10.820±1.644abdefg	1.162±0.112abdefgh	0.887±0.048abdfg	0.359±0.027abfg
	MP6	轻度公园化利用	9.109±1.711abcfh	1.087±0.112abcdfgh	0.876±0.046abfg	0.356±0.026abfg
	MP7	中度公园化利用	8.712±2.028abcfh	1.048±0.122abcfh	0.859±0.050bcfg	0.348±0.026bfg
	MP8	轻度公园化利用	7.827±2.184bcdegh	0.982±0.172abcdeh	0.831±0.091bedeh	0.332±0.040bedeh
	均值		8.848±2.368B	1.035±0.176B	0.846±0.086B	0.342±0.039B
自然山体 Natural Mountain	NM1		8.053±2.023cdefgi	0.998±0.127defg	0.850±0.051de	0.347±0.028bdeI
	NM2		7.978±1.740cdefgi	0.963±0.113cdefghi	0.823±0.050defghj	0.321±0.027acdfghijk
	NM3		9.348±2.071abdejkI	1.040±0.165bde	0.837±0.082def	0.335±0.042bdefghij
	NM4		6.087±1.811abefghijkl	0.785±0.194acbefghijkl	0.714±0.141abcefgghijkl	0.279±0.053abcefgghijkl
	NM5		6.317±1.770abefghijkl	0.864±0.168abcdfghijkl	0.783±0.088abcdfghijkl	0.318±0.039acdefghijk
	NM6		9.076±1.857abdejk	1.073±0.142abdejkI	0.866±0.066bcdel	0.358±0.034bcdeikI
	NM7		9.049±1.879abdejk	1.059±0.142abdel	0.859±0.069bdeI	0.350±0.031bdeI
	NM8		8.746±1.993deij	1.043±0.136bde	0.858±0.060bdeI	0.351±0.033bdeI
	NM9		9.580±2.127abdehjkI	1.055±0.161bde	0.851±0.069de	0.341±0.039bdef
	NM10		7.927±1.961cdefghi	1.008±0.120def	0.852±0.050bde	0.350±0.025bdeI
	NM11		8.194±2.092cdefgi	1.004±0.147def	0.840±0.071de	0.345±0.035bdeI
	NM12		8.429±2.365cdei	0.998±0.187defg	0.825±0.088defgh	0.330±0.043adefghjk
	均值		8.218±2.225A	0.990±0.172A	0.830±0.087A	0.335±0.042A

有字母表示具有显著差异,无字母表示无显著差异

### 3.2.2 两种类型山体植物群落物种多样性坡位、坡向分析

由表 8 两类型山体植物多样性坡位坡向分析可知:坡位上,自然山体多样性指数整体表现为山腰/山脚>山顶,山体公园多样性指数整体表现为山腰>山脚>山顶,两类型山体的山顶植物多样性均最低,这主要原因是喀斯特山体因水土流失,山顶岩石裸露率高,土壤稀少,现场调查发现山顶部位植被覆盖率低,植物主要以能适应喀斯特环境的少数灌木为主,生长于石头缝隙之中,因此植物多样性均较低,另外,山体公园建设常在山顶设置活动场地、眺望观景亭廊等景观服务设施,也是游人相对集中的区域,在自然与人为共同作用下导致其植物多样性低。相比较而言,山腰位置受人为干扰低,而且累积了从山顶及上部雨水冲刷的土壤及植物种子,土壤水肥条件适中,资源可利用率最高,植物多样性最高。两类型山体山脚、山腰处植物多样性指数在坡向上无

表 8 山体公园与自然山体不同坡向坡位植物群落物种多样性  
Table 8 Species diversity of plant communities on different slopes of mountain parks and natural mountains

山体类型 Mountain type	编号 Number	方位 position	丰富度指数 Richness index			Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index			Simpson 指数 Simpson index			Pielou 指数 Pielou index		
			山脚 Predmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop	山脚 Predmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop	山脚 Predmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop	山脚 Predmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop
山体公园 Mountain Park	MP1	东	2.824±1.699 <sup>bcd</sup>	5.060±0.981 <sup>b</sup>	0.500±0.096 <sup>d</sup>	0.500±0.096 <sup>d</sup>	0.732±0.051 <sup>bd</sup>	0.615±0.058	0.706±0.049 <sup>bd</sup>	0.268±0.017	0.296±0.019	0.268±0.017	0.296±0.019	0.268±0.017
		南	6.369±2.215 <sup>a</sup>	8.443±1.329 <sup>ac</sup>	0.784±0.260	0.784±0.260	1.039±0.052 <sup>ac</sup>	0.704±0.196	0.863±0.030 <sup>ac</sup>	0.289±0.072	0.346±0.025	0.289±0.072	0.346±0.025	0.289±0.072
		西	6.814±2.354 <sup>a</sup>	5.628±1.815 <sup>b</sup>	0.797±0.259	0.797±0.259	0.762±0.085 <sup>bd</sup>	0.719±0.156	0.740±0.033 <sup>b</sup>	0.289±0.071	0.302±0.030	0.289±0.071	0.302±0.030	0.289±0.071
		北	6.892±1.093 <sup>a</sup>	7.619±2.348	0.818±0.075 <sup>a</sup>	0.818±0.075 <sup>a</sup>	0.984±0.200 <sup>ac</sup>	0.746±0.084	0.830±0.106 <sup>a</sup>	0.298±0.040	0.351±0.053	0.298±0.040	0.351±0.053	0.298±0.040
		均值	5.763±2.429	6.899±2.098	0.728±0.223	0.728±0.223	0.899±0.172	0.697±0.136	0.795±0.085	0.286±0.052	0.327±0.040	0.286±0.052	0.327±0.040	0.286±0.052
	MP2	东	7.577±0.875	6.716±1.260	1.003±0.141	1.003±0.141	0.908±0.171	0.846±0.088	0.795±0.099	0.347±0.042	0.328±0.043	0.347±0.042	0.328±0.043	0.347±0.042
		南	9.146±1.155 <sup>cd</sup>	7.651±2.446	1.086±0.075 <sup>d</sup>	1.086±0.075 <sup>d</sup>	1.022±0.152	0.876±0.030 <sup>d</sup>	0.867±0.046	0.354±0.017 <sup>d</sup>	0.359±0.014	0.354±0.017 <sup>d</sup>	0.359±0.014	0.354±0.017 <sup>d</sup>
		西	6.222±0.891 <sup>b</sup>	7.112±1.557	0.920±0.092	0.920±0.092	0.942±0.111	0.841±0.041	0.832±0.055	0.350±0.019	0.341±0.027	0.350±0.019	0.341±0.027	0.350±0.019
		北	6.960±1.934 <sup>b</sup>	8.252±0.782	0.842±0.186 <sup>b</sup>	0.842±0.186 <sup>b</sup>	1.006±0.130	0.734±0.135 <sup>b</sup>	0.843±0.057	0.300±0.058 <sup>b</sup>	0.336±0.042	0.300±0.058 <sup>b</sup>	0.336±0.042	0.300±0.058 <sup>b</sup>
		均值	7.504±1.593	7.390±1.629	0.969±0.147	0.969±0.147	0.968±0.139	0.829±0.090	0.834±0.068	0.340±0.039	0.341±0.032	0.340±0.039	0.341±0.032	0.340±0.039
	MP3	东	10.450±1.382		1.179±0.079 <sup>c</sup>	1.179±0.079 <sup>c</sup>		0.908±0.024 <sup>c</sup>		0.380±0.014		0.380±0.014		0.380±0.014
		南	11.525±0.892	11.781±2.134	1.162±0.114 <sup>c</sup>	1.162±0.114 <sup>c</sup>	1.217±0.126	0.881±0.064 <sup>c</sup>	0.910±0.033	0.354±0.030	0.365±0.021	0.354±0.030	0.365±0.021	0.354±0.030
		西	9.732±2.263		0.958±0.145 <sup>ab</sup>	0.958±0.145 <sup>ab</sup>		0.790±0.057 <sup>abd</sup>		0.301±0.030		0.301±0.030		0.301±0.030
		北	9.989±1.900	10.615±1.688	1.110±0.079	1.110±0.079	1.169±0.072	0.883±0.019 <sup>c</sup>	0.905±0.016	0.364±0.009	0.373±0.010	0.364±0.009	0.373±0.010	0.364±0.009
		均值	10.328±1.703	11.263±1.923	1.099±0.129	1.099±0.129	1.195±0.102	0.866±0.060	0.907±0.025	0.350±0.036	0.369±0.016	0.350±0.036	0.369±0.016	0.350±0.036
	MP4	东	6.808±1.045 <sup>c</sup>	9.579±1.152	0.983±0.063 <sup>c</sup>	0.983±0.063 <sup>c</sup>	1.150±0.058	0.853±0.027	0.902±0.012	0.357±0.020	0.373±0.016	0.357±0.020	0.373±0.016	0.357±0.020
		南	8.101±0.826 <sup>c</sup>	9.024±1.110	1.053±0.052	1.053±0.052	0.992±0.150	0.878±0.028	0.825±0.069	0.362±0.027	0.316±0.040	0.362±0.027	0.316±0.040	0.362±0.027
		西	10.341±1.622 <sup>ab</sup>	8.797±2.378	1.127±0.098 <sup>a</sup>	1.127±0.098 <sup>a</sup>	1.037±0.214	0.885±0.029	0.852±0.077	0.347±0.021	0.336±0.051	0.347±0.021	0.336±0.051	0.347±0.021
		北	9.759±1.077		1.083±0.175	1.083±0.175			9.852±0.116		0.342±0.058		0.342±0.058	
		均值	8.417±1.882	9.290±1.531	1.055±0.091	1.055±0.091	1.065±0.159	0.872±0.030	0.858±0.077	0.355±0.022	0.342±0.046	0.355±0.022	0.342±0.046	0.355±0.022
	MP5	东	11.117±1.171	10.491±1.609	1.179±0.036	1.179±0.036	1.219±0.093	0.894±0.028	0.918±0.021	0.360±0.018	0.385±0.011 <sup>d</sup>	0.360±0.018	0.385±0.011 <sup>d</sup>	0.360±0.018
		南	10.703±1.890	11.018±2.305	1.127±0.126	1.127±0.126	1.187±0.152	0.864±0.076	0.895±0.045	0.348±0.034	0.363±0.028	0.348±0.034	0.363±0.028	0.348±0.034
		西	11.616±1.957	12.158±0.765	1.235±0.119	1.235±0.119	1.258±0.081	0.909±0.037	0.919±0.023	0.374±0.020	0.375±0.023	0.374±0.020	0.375±0.023	0.374±0.020
		北	10.735±0.700	10.250±1.099	1.139±0.150	1.139±0.150	1.134±0.040	0.874±0.086	0.889±0.012	0.353±0.046	0.357±0.011 <sup>a</sup>	0.353±0.046	0.357±0.011 <sup>a</sup>	0.353±0.046
		均值	11.043±1.447	10.979±1.615	1.170±0.115	1.170±0.115	1.200±0.103	0.885±0.059	0.906±0.029	0.359±0.031	0.370±0.021	0.359±0.031	0.370±0.021	0.359±0.031
	MP6	东	9.977±1.899	8.890±1.628	1.156±0.113	1.156±0.113	1.094±0.109	0.900±0.030	0.881±0.041 <sup>d</sup>	0.368±0.022	0.364±0.017 <sup>d</sup>	0.368±0.022	0.364±0.017 <sup>d</sup>	0.368±0.022
		南	9.146±3.098	9.267±1.693	1.076±0.118	1.076±0.118	1.140±0.067 <sup>d</sup>	0.873±0.029	0.900±0.015 <sup>d</sup>	0.354±0.019	0.366±0.006 <sup>d</sup>	0.354±0.019	0.366±0.006 <sup>d</sup>	0.354±0.019
		西	8.420±0.363	9.291±0.814	1.078±0.057	1.078±0.057	1.130±0.038 <sup>d</sup>	0.884±0.025	0.902±0.013 <sup>d</sup>	0.362±0.017	0.372±0.015 <sup>d</sup>	0.362±0.017	0.372±0.015 <sup>d</sup>	0.362±0.017
		北	9.132±0.673	7.849±2.244	1.117±0.083	1.117±0.083	0.964±0.201 <sup>bc</sup>	0.895±0.023	0.814±0.089 <sup>abc</sup>	0.367±0.022	0.329±0.045 <sup>abc</sup>	0.367±0.022	0.329±0.045 <sup>abc</sup>	0.367±0.022
		均值												

续表8

山体类型 Mountain type	编号 Number	方位 position	丰富度指数 Richness index			Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index			Simpson 指数 Simpson index			Pielou 指数 Pielou index		
			山脚 Predmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop	山脚 Predmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop	山脚 Predmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop	山脚 Predmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop
自然山体 Natural Mountain	MP7	均值	9.126±1.779	8.824±1.649	9.390±1.751	1.104±0.092	1.082±0.132	1.074±0.112	0.887±0.027	0.874±0.058	0.865±0.047	0.363±0.019	0.358±0.029	0.347±0.027
		东	8.946±2.562	8.888±1.811		1.038±0.157	1.030±0.098		0.858±0.053	0.851±0.060		0.343±0.027	0.342±0.036	
		南	6.895±2.357 <sup>c</sup>	9.155±1.275		0.919±0.196 <sup>c</sup>	1.088±0.050		0.806±0.100 <sup>c</sup>	0.873±0.012		0.335±0.041	0.352±0.014	
		西	9.976±2.142 <sup>bd</sup>	8.687±2.365		1.176±0.116 <sup>bd</sup>	1.017±0.071		0.900±0.038 <sup>h</sup>	0.849±0.014		0.369±0.013	0.331±0.009 <sup>d</sup>	
		北	6.840±1.244 <sup>c</sup>	8.392±1.853		0.971±0.083 <sup>c</sup>	1.076±0.078		0.850±0.034	0.882±0.032		0.353±0.019	0.368±0.026 <sup>c</sup>	
	MP8	均值	8.164±2.399	8.781±1.736	9.191±1.854	1.026±0.165	1.053±0.076	1.065±0.111	0.853±0.066	0.864±0.036	0.861±0.460	0.350±0.028	0.348±0.026	0.345±0.025
		东	7.047±0.931	10.733±2.467		1.014±0.090	1.121±0.131 <sup>d</sup>		0.869±0.037 <sup>h</sup>	0.878±0.043 <sup>d</sup>		0.357±0.023 <sup>b</sup>	0.344±0.019	
		南	7.806±1.315	9.273±1.616		0.912±0.166	1.000±0.122		0.779±0.102 <sup>ac</sup>	0.841±0.042		0.306±0.035 <sup>acd</sup>	0.315±0.023	
		西	7.471±1.405	10.344±2.139		1.048±0.082	1.177±0.155 <sup>d</sup>		0.877±0.028 <sup>h</sup>	0.903±0.041 <sup>d</sup>		0.360±0.010 <sup>ab</sup>	0.358±0.028	
		北	6.856±1.919	6.171±1.688		0.956±0.050	0.843±0.176 <sup>ac</sup>		0.839±0.026	0.774±0.123 <sup>ac</sup>		0.340±0.017 <sup>b</sup>	0.306±0.052	
	NMI	均值	7.295±1.185	9.130±2.599	6.285±1.307	0.982±0.111	1.035±0.189	0.874±0.201	0.841±0.066	0.849±0.083	0.778±0.131	0.340±0.031	0.331±0.037	0.315±0.056
		东	6.032±0.675 <sup>d</sup>	7.472±1.473		0.842±0.070 <sup>bd</sup>	0.916±0.162		0.798±0.033 <sup>bd</sup>	0.815±0.081		0.328±0.022 <sup>b</sup>	0.327±0.050	
		南	7.912±1.419	7.691±2.004		1.052±0.061 <sup>ab</sup>	0.924±0.092		0.882±0.013 <sup>ac</sup>	0.813±0.048		0.369±0.013 <sup>ac</sup>	0.326±0.026	
		西	7.084±1.201 <sup>d</sup>	7.695±1.590		0.908±0.090 <sup>bd</sup>	0.997±0.127		0.811±0.066 <sup>b</sup>	0.854±0.044		0.329±0.029 <sup>b</sup>	0.351±0.024	
		北	9.233±1.736 <sup>ac</sup>	10.102±3.214		1.062±0.066 <sup>ac</sup>	1.019±0.181		0.864±0.031 <sup>a</sup>	0.883±0.050		0.349±0.025	0.355±0.036	
自然山体 Natural Mountain	NM2	均值	7.736±1.698	8.240±2.288	8.153±2.078	0.980±0.113	0.986±0.155	1.026±0.107	0.843±0.052	0.841±0.061	0.866±0.035	0.345±0.027	0.339±0.035	0.357±0.018
		东	8.521±1.210	7.890±0.983		0.987±0.151	0.975±0.052 <sup>b</sup>		0.821±0.094	0.817±0.032 <sup>b</sup>		0.321±0.046	0.323±0.017 <sup>b</sup>	
		南	7.365±1.392	9.848±1.473		0.968±0.098	1.112±0.101 <sup>ac</sup>		0.834±0.046	0.869±0.043 <sup>a</sup>		0.331±0.025	0.351±0.021 <sup>ad</sup>	
		西	7.346±1.102	9.770±2.275		0.956±0.113	1.064±0.065		0.824±0.049	0.858±0.016		0.330±0.027	0.337±0.014	
		北	7.252±1.694	9.643±1.728		0.949±0.110	1.004±0.072 <sup>b</sup>		0.827±0.040	0.832±0.032		0.326±0.026	0.316±0.013 <sup>b</sup>	
	NM3	均值	7.621±1.363	9.258±1.761	7.024±1.289	0.965±0.111	1.035±0.085	0.885±0.094	0.826±0.056	0.843±0.035	0.798±0.048	0.327±0.030	0.331±0.020	0.305±0.026
		东	11.085±2.767 <sup>d</sup>	8.131±1.011 <sup>c</sup>		1.202±0.135 <sup>d</sup>	0.925±0.130 <sup>c</sup>		0.909±0.027 <sup>d</sup>	0.788±0.094		0.382±0.008 <sup>d</sup>	0.321±0.050	
		南	10.816±1.570 <sup>d</sup>	7.977±0.398 <sup>c</sup>		1.133±0.149 <sup>d</sup>	0.942±0.117 <sup>c</sup>		0.864±0.080	0.789±0.080		0.350±0.040 <sup>d</sup>	0.315±0.040	
		西	9.014±1.279	10.904±3.343 <sup>ab</sup>		1.064±0.109	1.151±0.146 <sup>ab</sup>		0.869±0.053	0.885±0.039		0.347±0.033	0.351±0.017	
		北	8.374±0.871 <sup>ab</sup>	8.874±1.059		0.914±0.166 <sup>ab</sup>	0.999±0.142		0.770±0.103 <sup>a</sup>	0.825±0.072		0.297±0.048 <sup>ab</sup>	0.322±0.050	
	NM4	均值	9.865±2.033	8.972±2.066	9.229±2.118	1.079±0.172	1.004±0.153	1.038±0.170	0.852±0.085	0.822±0.079	0.839±0.083	0.344±0.046	0.327±0.041	0.335±0.040
		东		4.090±0.343 <sup>bcd</sup>			0.566±0.090 <sup>bcd</sup>			0.599±0.101 <sup>c</sup>			0.229±0.033 <sup>c</sup>	
		南	6.134±3.302	7.423±2.252 <sup>a</sup>		0.670±0.346 <sup>d</sup>	0.866±0.235 <sup>a</sup>		0.584±0.258 <sup>d</sup>	0.725±0.171		0.234±0.084 <sup>d</sup>	0.289±0.065	
		西	6.543±1.559	6.492±0.743 <sup>a</sup>		0.790±0.194	0.860±0.100 <sup>a</sup>		0.703±0.133	0.783±0.062 <sup>a</sup>		0.271±0.048	0.298±0.027 <sup>a</sup>	
		北	7.774±0.231	7.073±1.563 <sup>a</sup>		1.015±0.060 <sup>b</sup>	0.843±0.156 <sup>a</sup>		0.855±0.030 <sup>b</sup>	0.750±0.111		0.344±0.030 <sup>b</sup>	0.285±0.040	



续表8

山体类型 Mountain type	编号 Number	方位 position	丰富度指数 Richness index			Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index			Simpson 指数 Simpson index			Pielou 指数 Pielou index		
			山脚 Piedmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop	山脚 Piedmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop	山脚 Piedmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop	山脚 Piedmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop
NM5	均值	6.817±2.084	6.209±1.828	5.424±1.373	0.825±0.261	0.779±0.189	0.761±0.139	0.714±0.193	0.714±0.127	0.713±0.111	0.283±0.072	0.275±0.047	0.280±0.043	
	东	7.355±2.891	6.345±1.571		1.007±0.211	0.850±0.169		0.844±0.081	0.769±0.078d		0.355±0.029b	0.309±0.040d		
	南	6.112±0.707	6.586±1.396		0.812±0.140	0.843±0.121		0.762±0.090	0.773±0.063d		0.296±0.044ac	0.305±0.028d		
	西	5.576±1.876	7.317±1.700		0.877±0.158	0.916±0.146		0.810±0.067	0.799±0.070		0.342±0.017b	0.319±0.033		
	北	5.925±0.905	7.112±2.122		0.862±0.078	1.022±0.151		0.793±0.043	0.865±0.048ab		0.320±0.027	0.360±0.025ab		
NM6	均值	6.242±1.803	6.840±1.624	5.869±0.1.825	0.889±0.160	0.908±0.154	0.795±0.175	0.802±0.073	0.802±0.072	0.746±0.107	0.328±0.036c	0.323±0.037	0.302±0.041	
	东	6.775±1.738bcd	8.249±1.290		0.924±0.102bc	1.008±0.174		0.810±0.050bc	0.843±0.100		0.332±0.020	0.341±0.047		
	南	9.530±0.771a	9.432±0.575		1.122±0.060a	1.087±0.042		0.893±0.022a	0.876±0.020		0.368±0.022	0.358±0.015		
	西	10.096±1.760a	9.881±2.034		1.141±0.111a	1.173±0.119		0.889±0.044a	0.907±0.032		0.364±0.024	0.379±0.022		
	北	9.125±1.138a	9.622±2.804		1.054±0.126	1.106±0.160		0.854±0.078	0.887±0.049		0.348±0.039	0.367±0.027		
NM7	均值	8.882±1.835	9.296±1.832	9.051±1.973	1.060±0.129	1.094±0.137	1.066±0.164	0.861±0.059	0.878±0.059	0.860±0.079	0.353±0.029	0.361±0.031	0.360±0.043	
	东	10.033±2.415c	9.305±1.491		1.111±0.085c	1.110±0.121c		0.883±0.016c	0.886±0.044c		0.353±0.009	0.361±0.025c		
	南	10.264±2.444c	9.300±1.350		1.038±0.143	1.098±0.078c		0.840±0.071	0.885±0.023c		0.329±0.032d	0.358±0.019c		
	西	7.446±1.036ab	7.679±2.167		0.914±0.106ad	0.904±0.217abd		0.792±0.091ad	0.767±0.115abd		0.325±0.045d	0.318±0.040abd		
	北	9.440±0.818	9.120±1.653		1.125±0.107	1.127±0.089c		0.891±0.037c	0.898±0.022c		0.374±0.021bc	0.373±0.018c		
NM8	均值	9.296±2.037	8.851±1.704	8.997±1.955	1.047±0.134	1.060±0.157	1.070±0.139	0.851±0.069	0.859±0.080	0.866±0.058	0.345±0.034	0.352±0.033	0.351±0.028	
	东	7.970±1.163cd	6.372±1.650bd		1.077±0.055	0.931±0.115b		0.889±0.009	0.840±0.040		0.376±0.004b	0.357±0.021		
	南	8.557±0.724c	9.841±1.465ac		1.028±0.064	1.126±0.106a		0.855±0.034	0.894±0.027		0.343±0.024a	0.361±0.012		
	西	10.600±1.030ab	7.320±0.741bd		1.145±0.149	0.965±0.142		0.882±0.068	0.826±0.097		0.356±0.034	0.344±0.052		
	北	9.957±0.676a	9.910±1.241ac		1.096±0.023	1.046±0.165		0.874±0.016	0.838±0.082		0.355±0.007	0.330±0.044		
NM9	均值	9.150±1.431	8.283±1.993	8.938±2.734	1.085±0.098	1.011±0.145	1.034±0.168	0.875±0.041	0.847±0.068	0.851±0.068	0.358±0.025	0.347±0.036	0.346±0.040	
	东	11.089±1.581c	9.106±1.011		1.167±0.094c	1.090±0.066		0.895±0.027c	0.885±0.022c		0.361±0.017c	0.360±0.026		
	南	10.367±1.903	9.351±0.804		1.030±0.155d	1.029±0.093		0.826±0.089d	0.854±0.048		0.322±0.045d	0.334±0.034d		
	西	8.086±1.321ad	8.034±1.320d		0.848±0.143ad	0.954±0.108d		0.749±0.078ad	0.819±0.059ad		0.288±0.040ad	0.324±0.032d		
	北	11.291±2.997c	10.730±3.502c		1.221±0.148bc	1.183±0.185c		0.912±0.028bc	0.901±0.044c		0.377±0.021bc	0.375±0.024bc		
NM10	均值	10.208±2.292	9.305±2.066	8.793±1.628	1.067±0.194	1.064±0.141	1.009±0.127	0.845±0.087	0.864±0.053	0.835±0.058	0.377±0.047	0.348±0.034	0.333±0.032	
	东		7.417±0.766b			0.996±0.105			0.852±0.043			0.353±0.029		
	南	9.858±1.360	10.704±2.403acd		1.134±0.138	1.089±0.118c		0.884±0.044	0.854±0.061		0.366±0.023	0.345±0.030		
	西	7.324±1.393c	6.599±0.320b		1.025±0.090	0.945±0.045b		0.873±0.030	0.840±0.024		0.369±0.025	0.347±0.016		
	北	8.299±1.279b	6.980±2.048b		1.060±0.106	0.963±0.114		0.880±0.032	0.850±0.041		0.356±0.028	0.353±0.012		

续表8

山体类型 Mountain type	编号 Number	方位 position	丰富度指数 Richness index			Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index			Simpson 指数 Simpson index			Pielou 指数 Pielou index		
			山脚 Piedmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop	山脚 Piedmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop	山脚 Piedmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop	山脚 Piedmont	山腰 Hillside	山顶 Mountaintop
NM11		均值	8.404±1.705	7.925±2.245	7.713±1.890	1.069±0.122	0.998±0.108	0.986±0.127	0.879±0.038	0.849±0.041	0.841±0.061	0.364±0.024	0.349±0.021	0.343±0.027
		东	9.414±2.393	8.778±1.709		1.042±0.173	1.009±0.184		0.835±0.085	0.805±0.111		0.339±0.033 <sup>c</sup>	0.330±0.048	
		南	7.315±2.325	7.346±1.521		0.956±0.149 <sup>d</sup>	0.929±0.114		0.836±0.058	0.808±0.057		0.345±0.035	0.328±0.025	
		西	7.814±1.022	8.843±2.100		1.045±0.040	0.991±0.209		0.883±0.004	0.815±0.099		0.374±0.014 <sup>a</sup>	0.327±0.054	
		北	9.133±1.688	7.965±1.397		1.123±0.072 <sup>b</sup>	1.066±0.061		0.892±0.016	0.883±0.019		0.370±0.007	0.366±0.010	
NM12		均值	8.419±1.990	8.233±1.686	7.916±2.603	1.042±0.127	0.999±0.150	0.970±0.162	0.861±0.055	0.828±0.081	0.830±0.075	0.357±0.028	0.338±0.039	0.339±0.035
		东	7.030±1.678 <sup>cd</sup>	10.007±1.406 <sup>b</sup>		0.998±0.183	1.211±0.081 <sup>b</sup>		0.853±0.072	0.921±0.017 <sup>b</sup>		0.357±0.041 <sup>b</sup>	0.379±0.019 <sup>b</sup>	
		南	6.963±0.893 <sup>cd</sup>	6.062±1.067 <sup>aed</sup>		0.869±0.104 <sup>c</sup>	0.850±0.126 <sup>aed</sup>		0.760±0.077 <sup>c</sup>	0.772±0.073 <sup>aed</sup>		0.300±0.026 <sup>a</sup>	0.308±0.031 <sup>a</sup>	
		西	11.294±2.687 <sup>ab</sup>	9.717±0.890 <sup>b</sup>		1.153±0.131 <sup>b</sup>	1.119±0.088 <sup>b</sup>		0.872±0.041 <sup>b</sup>	0.886±0.031 <sup>b</sup>		0.346±0.022	0.350±0.026	
		北	10.889±1.936 <sup>ab</sup>	9.741±1.282 <sup>b</sup>		1.087±0.224	1.057±0.165 <sup>b</sup>		0.843±0.089	0.852±0.074 <sup>b</sup>		0.330±0.056	0.337±0.045	
		均值	9.044±2.740	8.838±2.027	7.372±1.977	1.026±0.188	1.056±0.178	0.911±0.170	0.832±0.079	0.856±0.077	0.787±0.098	0.333±0.042	0.343±0.040	0.312±0.042

有字母表示具有显著差异,无字母表示无显著差异

明显差异,坡向和坡位是影响山地城市植物多样性分布的重要地形因子<sup>[34]</sup>。一般情况下,坡向不同光照不同从导致不同坡向的生境条件差异,而城市喀斯特山体周边高楼林立,贵阳市中心城区山体相对高度一般为50—100 m 之间,山腰及以下阳坡已无光照优势,这可能是导致山体中下部不同坡向植物多样性无明显差异的主要原因。

### 3.2.3 两种类型山体植物丰富度相关性分析

对山体公园植物群落物种多样性与公园化利用程度不同指标进行相关性分析,结果(表9)表明,8个因子与物种丰富度之间存在一定的相关性:(1)公园面积与物种多样性指数呈显著负相关,与园路面积、最小游人容量呈显著正相关;(2)核密度等级与物种丰富度、Shannon-Wiener 指数和 Simpson 指数呈显著负相关,与 IPDC、DPU 呈显著正相关;(4)IPDC、DPU 与物种数、多样性指数之间均存在显著性负相关;(3)IPDC 和 DPU 之间存在显著正相关。结合前述结果分析可以推测,公园化利用强度与山体公园物种多样性密切相关,公园化利用强度是 IPDC 和 DPU 的直接体现,公园化基础设施是提高游客量最直接的方法,基础设施占山体公园面积比例越高,山体开发力度、游人容量及随之而来的游人活动干扰则越大,若山体公园无限开发、扩展游憩空间,所占比例超过山体生境可承受的安全阈值范围,则会对山体生态环境资源造成严重破坏<sup>[26]</sup>,在一定程度上公园化游憩空间布局还会影响植物分布格局。

自然山体植物群落物种多样性相关性分析(表10)可知:(1)山体面积与核密度等级呈显著负相关,与物种数呈显著正相关,与多样性指数无显著相关关系;(2)核密度等级与物种数、多样性指数呈显著负相关;(3)物种数与物种多样性指数呈显著正相关。由以上分析可以推测,山体面积、周边城市基质干扰对城市自然山体物种数与物种多样性有显著影响,但具体影响范围与机制还有待进一步调查与研究。

由表9、10可知,各相关指标与山体公园、自然山体物种丰富度呈显著相关关系,通过多元线性回归分析,剔除对物种丰富度影响不显著的变量,得出山体公园与自然山体各多样性指数回归方程。

山体公园植物群落物种多样性回归方程拟合结果分别为:

$$Y_R = 2.324X_1 + 0.697X_2 - 0.039X_3 - 0.007X_4 - 0.005X_5 + 0.0148X_8 - 9.957 \quad (R^2 = 0.323)$$

$$Y_H = 0.018X_1 + 0.027X_2 - 0.002X_3 + 0.001X_8 + 0.157 \quad (R^2 = 0.275)$$

$$Y_D = 0.023X_1 + 0.002X_2 - 0.001X_3 - 7.418X_5 + 0.700 \quad (R^2 = 0.190)$$

$$Y_{JH} = 0.008X_1 - 0.001X_2 - 5.158X_4 - 3.540X_5 + 9.220X_8 + 0.311 \quad (R^2 = 0.151)$$

式中,自变量  $X_1$  为山体面积、 $X_2$  核密度等级、 $X_3$  为物种数、 $X_4$  园路面积、 $X_5$  活动场地面积、 $X_6$  为最小游人容量、 $X_7$  为最大游人容量、 $X_8$  为最佳游人容量;因变量  $Y_R$  为 Species richness 指数、 $Y_H$  为 Shannon-Wiener 指数、 $Y_D$  为 Simpson 指数、 $Y_{JH}$  为 Pielou 指数。

通过对多元线性回归分析,得出自然山体植物群落物种各多样性回归方程拟合结果,分别为:

$$Y_R = -0.032X_1 - 0.267X_2 + 0.039X_3 + 3.585 \quad (R^2 = 0.166)$$

$$Y_H = -0.007X_1 - 0.015X_2 + 0.003X_3 + 0.558 \quad (R^2 = 0.168)$$

$$Y_D = -0.004X_1 - 0.004X_2 + 0.002X_3 + 0.619 \quad (R^2 = 0.142)$$

$$Y_{JH} = -0.005X_1 - 0.001X_2 + 0.001X_3 + 0.241 \quad (R^2 = 0.146)$$

式中,自变量  $X_1$  为山体面积、 $X_2$  核密度等级、 $X_3$  为物种数;因变量  $Y_R$  为 Species richness 指数、 $Y_H$  为 Shannon-Wiener 指数、 $Y_D$  为 Simpson 指数、 $Y_{JH}$  为 Pielou 指数。

由上述两类型山体多样性指数回归分析拟合结果与  $R^2$  值可知,山体公园  $Y_R$  的  $R^2$  为 0.323,拟合程度较好; $Y_H$ 、 $Y_D$ 、 $Y_{JH}$  3 个指数  $R^2$  均在 0.3 以下,拟合程度较低;其中山体面积、核密度等级与最佳游人容量是影响山体公园各物种丰富度指数的主要因素。自然山体各多样性指数  $R^2$  值均在 0.2 以下,拟合程度较低,但均在小于 0.01 的显著级别下通过 T 检验。上述结果说明,城市遗存自然山体及公园化利用的山体的植物群落多样性受到多方面因素的影响,但上述相关影响指标并不能很好地解释不同山体的植物群落物多样性之间的差异,还需更深入地调查研究揭示其影响机理。

表 9 山体公园植物群落物种多样性相关性分析  
Table 9 Correlation analysis of plant community species diversity in Mountain Park

相关性 Relevance	公园面积 Park area	核密度等级 Nuclear density class	物种数 Number of species	物种多样性指数 Species diversity index			公园化开发 建设强度(IPDC) Intensity of park development and construction			公园化利用程度(DPU) Degree of park utilization		
				丰富度指数	Shannon-Wiener 指数	Simpson 指数	Pielou 指数	园路面积	活动场 地面积	最小游 人容量	最大游 人容量	最佳游 人容量
公园面积 Park area	1											
核密度等级 Nuclear density class	-0.471***	1										
物种数 Number of species	-0.093	0.075	1									
丰富度指数 Richness index	-0.227***	0.147***	0.172***	1								
Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index	-0.280***	0.132***	0.133***	0.839***	1							
Simpson 指数 Simpson index	-0.261***	0.101*	0.067	0.633***	0.930***	1						
Pielou 指数 Pielou index	-0.222***	0.034	0.029	0.474***	0.858***	0.930***	1					
园路面积 Road area	0.532***	-0.465***	-0.254***	-0.382***	-0.427***	-0.385***	-0.306***	1				
活动场地面积 Site area	-0.074	-0.360***	-0.794***	-0.235***	-0.153***	-0.071	-0.024	0.345***	1			
最小游人容量 Minimum tourist capacity	0.103*	-0.501***	-0.665***	-0.304***	-0.268***	-0.198***	-0.126*	0.692***	0.904***	1		
最大游人容量 Maximum tourist capacity	0.071	-0.477***	-0.700***	-0.296***	-0.252***	-0.179***	-0.110*	0.643***	0.933***	0.997***	1	
最佳游人容量 The best tourist capacity	0.067	-0.480***	-0.704***	-0.295***	-0.248***	-0.173***	-0.106*	0.628***	0.940***	0.996***	1.000***	1

\* 表示  $P<0.05$ , 为显著相关; \*\*\* 表示  $P<0.01$ , 为极显著相关

表 10 自然山体植物群落物种多样性相关性分析

Table10 Correlation analysis of species diversity of natural mountain plant communities

相关性 Relevance	山体面积 Mountain area	核密度等级 Nuclear density class	物种数 Number of species	丰富度指数 Richness index	Shannon- Wiener 指数 Shannon- Wiener index	Simpson 指数 Simpson index	Pielou 指数 Pielou index
山体面积 Mountain area	1						
核密度等级 Nuclear density class	-0.311 ***	1					
物种数 Number of species	0.146 ***	-0.504 ***	1				
丰富度指数 Richness index	0.074	-0.296 ***	0.390 ***	1			
Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index	0.036	-0.266 ***	0.401 ***	0.835 ***	1		
Simpson 指数 Simpson index	0.010	-0.212 ***	0.371 ***	0.631 ***	0.928 ***	1	
Pielou 指数 Pielou index	-0.070	-0.173 ***	0.360 ***	0.488 ***	0.866 ***	0.937 ***	1

\* 表示  $P<0.05$ ,为显著相关;\*\*\* 表示  $P<0.01$ ,为极显著相关

4 结论与讨论

4.1 结论

(1)整体而言,黔中岩溶地区城市遗存自然山体长期受土地利用强烈变化与人类活动干扰使得该地区植被长期处于退化状态,导致自然山体植物群落结构中多缺少乔木层的现象,植物群落结构趋于简单化;公园化利用自然山体建设选址常会人为地选择植被较好的山体建园,以及人工栽植等原因,使得公园化利用的山体植物群落结构优于自然山体。

(2)整体上两类型山体平均物种数与各生活型平均物种数无显著性差异,但各山体之间物种数量差异较大;各生活型平均物种数量整体表现为草本>灌木>乔木>藤本,其中,两类型山体落叶乔木、落叶藤本和多年生草本植物所占比例明显高于常绿乔木、常绿藤本和一年生草本植物,两类山体灌木均表现为常绿灌木物种数高于落叶物种。

(3)两类型山体植物多样性在坡位上表现为山顶植物多样性指数显著低于山脚和山腰处,两类型山体在坡向上多存在显著性差异,却无明显分布规律。山体公园各多样性指数略高于自然山体,且存在显著性差异;公园化利用程度对植物群落物种多样性指数存在一定程度的影响,重度公园化利用山体各多样性指数显著低于中度、轻度公园化利用山体,适度的公园化利用对山体植物群落结构和物种多样性有一定的积极作用,但过度公园化利用会产生负面影响;山体公园多样性指数并不随面积的增加而呈上升趋势,面积 $\geq 5\text{ hm}^2$ 的山体公园多样性指数显著低于 $\leq 5\text{ hm}^2$ 的山体公园;自然山体多样性指数与山体面积无显著相关关系;城市建成区核密度低值区域山体多样性指数高于核密度高值区域。

4.2 讨论

人类活动引起的土地利用剧烈变化造成的栖息地破碎化甚至丧失,是城市生物多样性受到威胁的重要驱动因素<sup>[10]</sup>。贵阳市作为典型的山地城市,其城市建设与布局受地形地势的严重影响,城市发展与山体紧密结合,形成“城山镶嵌”的喀斯特山地城市空间形态<sup>[19]</sup>。城市自然遗存山体生境作为一个分散并镶嵌在异质城市基质中的自然残留体系,不可避免的受到周边城市基质干扰。随着喀斯特山地城市城市化进程的不断加快,不透水建设用地不断胁迫侵占城市自然山体,山体斑块数量和面积急剧减少并呈破碎化分布。长期人类活动干扰使该区域植被长期处于退化状态<sup>[27]</sup>,导致自然遗存山体植物群落结构与组成趋于简单化,多样性降低。虽然,旅游活动作为一种局部性干扰,干扰程度一旦超过生态系统的安全阈值,则会严重威胁生态环境甚至发生逆向演替,但在一定区域或范围内适度人为干扰可以增加物种多样性<sup>[32]</sup>,维持较好的植物群落结构。因此,在今后的山体公园建设中,应合理规划山体公园游憩空间布局与控制游人容量,加强公园维护与管理,



以保持山体良好群落结构与物种丰富度。

植物群落结构与物种组成以及分布格局不仅受到关键的土壤养分、水分、地形等自然环境要素决定,还受到周边环境干扰、环境变化等因素的影响<sup>[35-36]</sup>。黔中喀斯特地区有着丰富的喀斯特自然遗存山体资源,但生态条件的特殊性和长期的人类活动干扰,导致该区域原始植被遭到破坏,石漠化加剧,脆弱生态系统发生大面积退化,生态环境问题极其复杂<sup>[37]</sup>。除此之外,有研究表明,与保护区/生境相邻的土地利用强度增加可能会增加边缘效应,降低生境的完整性和生态价值<sup>[38]</sup>;城市植被覆盖/多样性与周边居住密度、人口密度、建筑面积覆盖率呈显著负相关<sup>[33]</sup>。不仅如此,还有一系列研究表明社会经济地位、文化特征等因素与城市植物多样性及分布格局显著相关<sup>[39]</sup>。这也从侧面反映出,黔中喀斯特城市自然遗存山体植物群落结构与组成、多样性以及分布格局等特征是对地形地貌、土壤、光照、周边城市基质以及公园化利用程度等环境因子长期变化的综合反映。然而,周边城市基质、土壤等因素对黔中喀斯特城市自然遗存山体和山体公园植物群落结构与组成、多样性及分布格局的具体影响机制以及维持机理的相关理论与实践研究还很薄弱,因此深入量化周边城市基质对城市自然山体和山体公园植物群落的影响是当前喀斯特城市自然遗存山体资源保护的迫切需求。

#### 参考文献 (References):

- [ 1 ] Miller J R. Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends in Ecology & Evolution*, 2005, 20(8): 430-434.
- [ 2 ] 曹越, 万斯·马丁, 杨锐. 城市野境: 城市区域中野性自然的保护与营造. *风景园林*, 2019, 26(8): 20-24.
- [ 3 ] 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.
- [ 4 ] De Araújo M L V S, Bernard E. Green remnants are hotspots for bat activity in a large Brazilian urban area. *Urban Ecosystems*, 2016, 19: 287-296.
- [ 5 ] Brunbjerg A K, Hale J D, Bates A J, Fowler R E, Rosenfeld E J, Sadler J P. Can patterns of urban biodiversity be predicted using simple measures of green infrastructure? *Urban Forestry & Urban Greening*, 2018, 32: 143-153.
- [ 6 ] Ottewell K, Pitt G, Pellegrino B, Van Dongen R, Kinloch J, Willers N, Byrne M. Remnant vegetation provides genetic connectivity for a critical weight range mammal in a rapidly urbanising landscape. *Landscape and Urban Planning*, 2019, 190: 103587.
- [ 7 ] Smith M J, Ruykys L, Palmer B, Palmer N, Volck G, Thomasz A, Riessen N. The impact of a fox-and cat-free safe haven on the bird fauna of remnant vegetation in southwestern Australia. *Restoration Ecology*, 2020, 28(2): 468-474.
- [ 8 ] De La Barrera F, Henríquez C, Coulombié F, Dobbs C, Salazar A. Periurbanization and conservation pressures over remnants of native vegetation: impact on ecosystem services for a Latin-American capital city. *Change and Adaptation in Socio-Ecological Systems*, 2019, 4(1): 21-32.
- [ 9 ] 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.
- [ 10 ] Fernández I C, Wu J G, Simonetti J A. The urban matrix matters: quantifying the effects of surrounding urban vegetation on natural habitat remnants in Santiago de Chile. *Landscape and Urban Planning*, 2019, 187: 181-190.
- [ 11 ] 范格塞尔 P H, 许慧. 荷兰西部城市群的绿色结构研究. *国外城市规划*, 1991, (3): 40-42, 39-39.
- [ 12 ] Goode D. Integration of nature in urban development//Breuste J, Feldmann H, Uhlmann O, eds. *Urban Ecology*. Berlin: Springer, 1998: 589-592.
- [ 13 ] Archer J M J, Hostetler M E, Acomb G, Blair R. A systematic review of forest bird occurrence in North American forest fragments and the built environment. *Landscape and Urban Planning*, 2019, 185: 1-23.
- [ 14 ] Parsons H, French K, Major R E. The influence of remnant bushland on the composition of suburban bird assemblages in Australia. *Landscape and Urban Planning*, 2003, 66(1): 43-56.
- [ 15 ] Romero-Duque L P, Trilleras J M, Castellarini F, Quijas S. Ecosystem services in urban ecological infrastructure of Latin America and the Caribbean: how do they contribute to urban planning? *Science of the Total Environment*, 2020, 728: 138780.
- [ 16 ] 韩西丽, 李迪华. 城市残存近自然生境研究进展. *自然资源学报*, 2009, 24(4): 561-566.
- [ 17 ] 宫宾, 车生泉. 城市自然遗留地的概念及分类初探. *上海交通大学学报: 农业科学版*, 2007, 25(3): 223-227, 231-231.
- [ 18 ] 车生泉, 郑丽蓉, 宫宾. 城市自然遗留地景观保护设计的方法. *中国园林*, 2009, 25(4): 20-25.
- [ 19 ] 任梅, 包玉, 何立影. 喀斯特山地城市绿地景观格局研究——以安顺市为例. *山地农业生物学报*, 2018, 37(6): 54-62.
- [ 20 ] 李睿. 黔中山地城市植物物种多样性空间格局研究[D]. 贵阳: 贵州大学, 2019.

- [21] 王世杰, 张信宝, 白晓永. 中国南方喀斯特地貌分区纲要. 山地学报, 2015, 33(6): 641-648.
- [22] 史北祥, 杨俊宴. 基于 GIS 平台的大尺度空间形态分析方法——以特大城市中心区高度、密度和强度为例. 国际城市规划, 2019, 34(2): 111-117.
- [23] 金振洲. 植物社会学理论与方法. 北京: 科学出版社, 2009: 77-83.
- [24] 安明态. 喀斯特森林土壤水分和养分格局及其植物物种多样性维持机制研究[D]. 贵阳: 贵州大学, 2019.
- [25] 马克平, 黄建辉, 于顺利, 陈灵芝. 北京东灵山地区植物群落多样性的研究 II 丰富度、均匀度和物种多样性指数. 生态学报, 1995, 15(3): 268-277.
- [26] 张瑾琿. 黔中地区喀斯特山体公园游人容量研究[D]. 贵阳: 贵州大学, 2019.
- [27] 盛叶子, 曾蒙秀, 林德根, 彭海军, 朱丽东, 李凤全, 余奕泓, 王能静. 2000-2014 年人类活动对贵州省植被净初级生产力的影响. 中国岩溶, 2020, 39(1): 62-70.
- [28] 曾伟生. 关于异龄林大小等级划分标准的探讨. 中南林业调查规划, 2009, 28(3): 8-10.
- [29] Zambrano J, Garzon-Lopez C X, Yeager L, Fortunel C, Cordeiro N J, Beckman N G. The effects of habitat loss and fragmentation on plant functional traits and functional diversity: what do we know so far? *Oecologia*, 2019, 191(3): 505-518.
- [30] 牛莉芹. 人类干扰对五台山森林群落结构的影响. 应用与环境生物学报, 2019, 25(2): 300-312.
- [31] 方紫妍, 李林瑜, 阿克拜尔·毛拉, 周龙, 陆彪. 人为干扰对西天山野果林群落结构和物种多样性的影响. 水土保持通报, 2019, 39(2): 267-274.
- [32] 盛茂银, 熊康宁, 崔高仰, 刘洋. 贵州喀斯特石漠化地区植物多样性与土壤理化性质. 生态学报, 2015, 35(2): 434-448.
- [33] Saunders A, Duncan J, Hurley J, Amati M, Caccetta P, Chia J, Boruff B. Leaf my neighbourhood alone! predicting the influence of densification on residential tree canopy cover in Perth. *Landscape and Urban Planning*, 2020, 199: 103804.
- [34] Auslander M, Nevo E, Inbar M. The effects of slope orientation on plant growth, developmental instability and susceptibility to herbivores. *Journal of Arid Environments*, 2003, 55(3): 405-416.
- [35] 李桂静, 廖江华, 吴斌, 关颖慧, 曹建华, 周金星. 我国喀斯特断陷盆地石漠化区植物群落构建机制研究. 世界林业研究, 2020, 33(3): 67-73.
- [36] 张荣, 余飞燕, 周润惠, 董洪君, 王敏, 叶鑫, 郝建锋. 坡向和坡位对四川夹金山灌丛群落结构与物种多样性特征的影响. 应用生态学报, 2020, 31(8): 2507-2514.
- [37] 张军以, 戴明宏, 王腊春, 苏维词, 曹立国. 西南喀斯特石漠化治理植物选择与生态适应性. 地球与环境, 2015, 43(3): 269-278.
- [38] Esbah H, Cook E A, Ewan J. Effects of increasing urbanization on the ecological integrity of open space preserves. *Environmental Management*, 2009, 43(5): 846-862.
- [39] Kinzig A P, Warren P, Martin C, Hope D, Katti M. The effects of human socioeconomic status and cultural characteristics on urban patterns of biodiversity. *Ecology and Society*, 2005, 10(1): 23.