

DOI: 10.20103/j.stxb.202409092172

张靖悦,王海洋,辛儒鸿,林立,周建华.山地城市荒野林地植物物种多样性及更新能力——以重庆中心城区为例.生态学报,2025,45(10): 4716-4727.

Zhang J Y, Wang H Y, Xin R H, Lin L, Zhou J H. Research on plant species diversity and regeneration capacity in wilderness woodlands of mountain cities: a case study of central Chongqing. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(10): 4716-4727.

山地城市荒野林地植物物种多样性及更新能力 ——以重庆中心城区为例

张靖悦¹, 王海洋^{1,*}, 辛儒鸿¹, 林立², 周建华¹

¹ 西南大学园艺园林学院, 重庆 400715

² 福建农林大学风景园林与艺术学院, 福州 350002

摘要:城市荒野是城市生物多样性保护的重要物种源地,提供了高质量的生态系统服务。重庆作为典型山地城市,大量分布着以自然过程为主导的城市荒野片段。以重庆中心城区城市荒野林地为研究对象,通过对 77 个样地、313 个样方的群落调查,分析了不同荒野生境中植物物种组成、多样性和更新能力特征及生境间的变化,探讨了植物物种来源、种子传播方式、更新能力与植物物种多样性的相关性。结果表明:(1)调查共记录到 116 科 307 属 434 种植物,乡土植物(79.03%)丰富,自生植物(82.95%)占比显著,种子的传播方式以动物传播(45.54%)为主。(2)98.08%的样方能够实现自我更新,更新乔木树种共计 29 科 53 属 65 种,其物种组成与乔木层相似度较高,相似性指数 ≥ 0.50 ,且乔木层优势种表现出良好的再生能力,不同生境间,更新物种组成存在一定差异,天然荒野生境中更新乔木树种比例和样方比例均最高。(3)不同垂直层片间,植物物种多样性指数(除 Pielou 均匀度指数外)表现出乔木层<灌木层<草本层。不同生境间,乔木层的 Pielou 均匀度指数和草本层的 Patrick 丰富度指数在 3 类生境中无显著性差异($P>0.05$),其余各层次的植物物种多样性指数差异性显著($P<0.01$),天然荒野生境中植物物种多样性指数最大。(4)乡土植物、自生植物、动物传播植物、更新层植物物种丰富度与各层次植物物种多样性呈显著正相关($P<0.05$)。根据研究结果,建议加强山地城市荒野林地的分类保护,在山地城市植被的恢复中,因地制宜选择植物,多营造以自生植物、乡土植物、动物传播型植物为主体,能够实现持续自我更新的“近自然林”。

关键词:城市荒野;林地;物种组成;更新能力;植物物种多样性

Research on plant species diversity and regeneration capacity in wilderness woodlands of mountain cities: a case study of central Chongqing

ZHANG Jingyue¹, WANG Haiyang^{1,*}, XIN Ruhong¹, LIN Li², ZHOU Jianhua¹

¹ College of Horticulture and Landscape Architecture, Southwest University, Chongqing 400715, China

² College of Landscape Architecture and the Arts, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China

Abstract: Urban wilderness areas are crucial for biodiversity conservation in cities and provide high-quality ecosystem services. Chongqing, a typical mountain city, is home to numerous fragments of urban wilderness primarily influenced by natural processes. This study focuses on urban wilderness forests in central Chongqing, conducting community survey of 77 sample plots and 313 sample sites to analyze the plant species composition, diversity, and regeneration capacity in different wilderness habitats and to explore the correlations among plant species origins, seed dispersal methods, regeneration ability, and plant species diversity. The findings reveal that: (1) A total of 116 families, 307 genera, and 434 plant species were recorded. Native plants (79.03%) were abundant, and spontaneous plants (89.17%) made up a significant proportion. The

基金项目:重庆市国家储备林成效监测及科研试验项目

收稿日期:2024-09-09; 网络出版日期:2025-03-19

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: whyswau@126.com

primary seed dispersal method was by animals (45.54%). (2) 98.08% of the sample plots were able to regenerate autonomously, with 29 families, 53 genera, and 65 species of regenerating tree species. The species composition was similar to that of the tree layer, with a similarity index of ≥ 0.50 . The dominant species in the tree layer showed good regeneration capacity. Notable differences in the composition of regenerating tree species were found among various habitats, with the proportion of regenerating tree species and sampled plots being the highest in natural wilderness habitats. (3) Among different vertical layers, the plant species diversity indices (except except for Pielou's evenness index) showed that tree layers < shrub layers < herb layers. Among different habitats, there were no significant differences in the Pielou's evenness index for tree layers and Patrick's richness index for herb layers across three habitat types ($P > 0.05$). However, visible differences were found in the plant species diversity indices for other layers ($P < 0.01$), with the highest diversity index recorded in the natural wilderness habitats. (4) The richness of native plants, spontaneous plants, animal-dispersed plants, and regeneration-layer plants showed significant positive correlations with plant species diversity in all layers ($P < 0.05$). Based on the findings of the study, it is recommended to strengthen the classified protection of urban wilderness forests in mountainous cities. In the restoration of vegetation in mountain cities, it is advisable to select plants based on local conditions, promoting the creation of "near-natural forests" dominated by self-originating plants, indigenous plants, and animal-dispersed plants that can achieve sustainable, self-regenerating growth.

Key Words: urban wilderness; woodland; species composition; regeneration capacity; plant species diversity

世界范围内日益增长的城市化和高度同质的人工化导致大量自然生境的丧失与破碎,城市生物多样性遭到严重破坏,人类与自然间的联系急剧减弱,城市居民正感受着“体验的灭绝”现象^[1]。随着后疫情时代的到来,城市居民越发渴望接触、亲近自然,而城市荒野耦合了自然演替和人类影响的动态变化,是重新连接人与自然的关键纽带^[2-3],提供了高质量的生态系统服务。城市荒野是指城市环境中人类干预及控制程度相对较低的、由自发演替主导土地发展的空间^[4],具有重要的生态价值、人文价值、审美价值、健康价值和经济价值^[5],是城市生物多样性保护的物种种源地和高价值空间,同时也是城市地区特有物种与极小种群最后的生存地^[6]。

近年来,不少学者开展了城市荒野的理论研究,从概念辨析、识别特征、类型划分、价值审视、保护策略等方面进行了探讨^[3, 6-9],但目前关于城市荒野生物多样性的形成、维持机制研究较为缺乏。关于城市荒野的实践研究也引发了大家的关注,学者们进行了城市荒野地的识别^[10-12],探索了荒野景观的营造、再野化生境的重建^[13-15],开展了城市残余林、废弃地、河岸带等某一特定城市生境的植物物种多样性研究^[16-18],而国内外关于城市荒野综合调查的案例则鲜有,这不利于城市荒野的的总体认知与分类保护^[19]。因此开展城市荒野本底调查,了解其植物物种组成、多样性以及更新能力十分必要,从而能够更准确的掌握其形成规律和演替进程。

城市林地是城市中重要的生态资源,提供着最为丰富的生态服务功能。城市荒野林地是指以自然为主导,以乔木为主体,郁闭度 ≥ 0.2 的城市生态空间。相关研究已经证实,在相对野生的城市绿地中,林地的野生度和生物多样性均较高^[11],野化程度更高的林地对城市居民具有更大的吸引力^[20],它在保护本地物种、提供自然体验、提升城市宜居性方面起着至关重要的作用^[12, 21-22]。基于此,选取重庆中心城区城市荒野林地为研究对象,通过植物群落调查,分析城市荒野林地的植物概况,比较不同城市荒野林地生境间,植物物种组成、多样性和更新能力差异,探究植物物种多样性的影响因素,以期对山地城市生物多样性保护、山地城市生态恢复与近自然园林构建提供科学基础。

1 研究区概况

重庆中心城区地处川东平行岭谷地区,是典型的山地城市,形成“多中心,组团式”布局结构。全市属亚

热带大陆性季风气候,典型地带性土壤为黄壤土,年降水量 1287mm,年平均气温 18℃,年平均日照时数 1066h (2021 年重庆统计年鉴)。当地植被种类组成和分布极具特色,城市植物多样性特点受到关注^[23–26]。在坡、坎、崖、谷、壑、坝中的孤立高地或寻常可见的城市夹缝场景中,大量分布着以自然过程为主导的城市荒野片段^[27–28],荒野林地覆盖率高更是山地城市的突出特点。

2 研究方法

2.1 样地设置

据评估,在重庆中心城区存在着大量非常高价值的分散城市野生空间^[10]。为使调查更有针对性,本文将研究范围限定在开发强度较大和城市化率较高的中心城区城市组团,即中梁山脉与铜锣山脉之间的中部槽谷区域,包括渝中、沙坪坝、大渡口、杨石、南坪、巴南、观音桥、人和、礼嘉九个组团,涵盖了重要的山体、崖线,包括照母山、鸿恩寺、老重钢崖线等,能够很好地反映重庆中心城区环境特征(图 1)。在全面实地勘察的基础上,根据山地复杂地貌特征,结合植被类型、自发演替程度和人为干扰强度,参考前人的分类方法^[4, 6, 29],将样地生境分为 3 类:第一类由残存的天然次生林构成,人工干扰较少,自然演替程度较高,包括城市中保留的大片森林公园、生态公园,即天然荒野;第二类由人工次生林构成,人工干预退出后自然介入复兴,经一定自然演替形成,包括废弃地,荒坡地,陡坡崖壁,废弃道路、铁路沿线和河流廊道区域,即再生荒野;第三类由人工林地构成,存在一定人工管护的同时维持一定的自然过程,但自然演替程度不高,包括公园绿地及其边缘区域,即再野化生态空间(表 1)。采用分层随机抽样法,分别从 3 类生境中抽取林地斑块 6 个、39 个、32 个,斑块面积 0.35—239.30hm² 不等。根据样地面积成比例原则设置样方数,取样面积占斑块样地总面积的 1% 及以上,3 类生境共取样 313 个。

为了更好地探讨城市荒野林地的植物物种多样性和更新能力,在研究区域内,选取了人工管护强度更高的城市园林绿地作为参照样地。于 2022 年 7—9 月采用同样取样方法,调查了城市园林绿地中的林地斑块

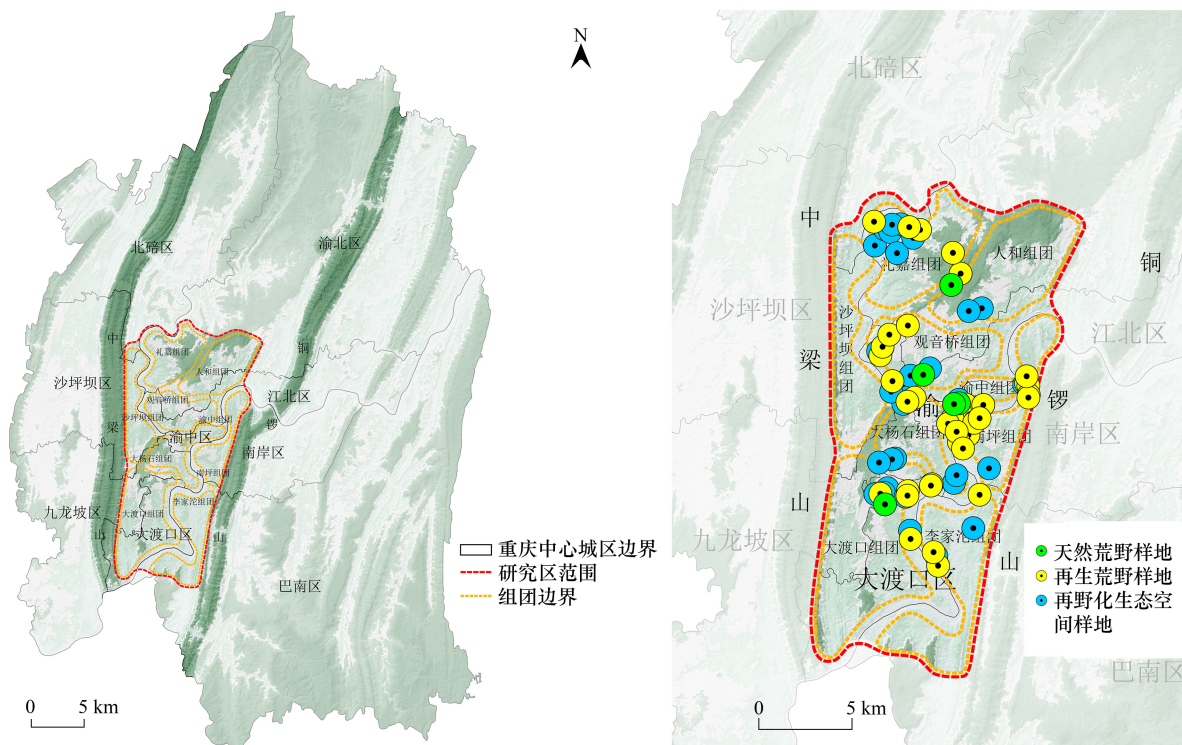


图 1 重庆市中心城区城市荒野林地调查样地空间分布示意图

Fig.1 Spatial distribution of urban wilderness woodland survey sample plots in the main urban area of Chongqing Municipality

16 个、样方 92 个,调研结果在讨论部分与城市荒野林地的相应数据进行对比分析。

表 1 城市荒野分类情况表
Table 1 Urban Wilderness Classification Fact Sheet

生境类型 Habitat types	地貌特征 Landform features	特征 Features	面积大小 Patch size/hm ²	形态特征 morphological features	样地数 Number of sites	样方数 Number of plots
天然荒野 Natural wilderness	丘陵 山岭	人为干扰较少,自然演替程度较高,群落结构稳定,原生植被占优势	大型(≥10)	面状	6	108
再生荒野 Regenerating wilderness	坡、坎 崖、谷	人为干扰停止后,经一定自然演替形成,自生植物为主	中小型(≤10)	点状 线状 面状	39	112
再野化生态空间 Rewilded ecological area	坪、坝	受一定人为干扰,自然演替程度较低,栽培植物逐渐被先锋种群替代	中小型(≤10)	点状 面状	32	93

2.2 野外调查

于 2020 年 7—9 月、2021 年 7—10 月进行了野外植物群落调查。样方大小为 20m×20m,如果部分林地分布狭窄或坡度较大,设置 10m×20m 相邻样方 2 个。对样方内乔木、灌木进行每木调查,测定其胸(基)径和高度。在每个样方的中心和四角设置 5 个 1m×1m 的小样方,测定草本、蕨类盖度和平均高度,鉴定植物种类。同时统计样方中乔木的更新状况,高度 0.5—2m 记为更新幼株,高度<0.5m 记为更新幼苗。

2.3 数据计算与分析

2.3.1 重要值

乔木、灌木、更新幼株重要值^[30]: $IV_{\text{乔木、灌木和更新幼株}} = 100 \times (\text{相对多度} + \text{相对显著度} + \text{相对频度}) / 3$

草本层、更新幼苗重要值^[30]: $IV_{\text{草本和更新幼苗}} = 100 \times (\text{相对高度} + \text{相对盖度} + \text{相对频度}) / 3$

2.3.2 α 物种多样性指数

Patrick 丰富度指数^[30]: $R = S$

Shannon-Wiener 多样性指数^[30]: $H' = - \sum_{i=1}^s (P_i \ln P_i)$

Pielou 均匀度指数^[30]: $J' = \frac{H'}{\ln S}$

式中, P_i 为第 i 个物种的多度比例, S 为样方植物总种数。

2.3.3 相似度指数

Jaccard 相似度指数^[31]: $C_j = \frac{c}{a+b-c}$

在计算生境间物种相似度时,式中, a 、 b 分别为为两生境的物种数, c 为两生境间的共有物种数。

在计算更新乔木树种组成与相应乔木层物种组成相似度时,式中 a 、 b 分别为更新层与相应乔木层物种数, c 为在更新层与相应乔木层都出现的物种数。

采用 Excel 2016 进行数据统计,使用 R 4.1.3 中的“vegan”包计算 α 物种多样性。不同生境间 α 物种多样性比较采用 Kruskal-Wallis 检验并经过 Bonferroni 法校正显著性水平,结合均值统计进行事后两两比较,植物物种来源、传播方式和更新能力与物种多样性进行 Pearson 相关性分析,两者均通过 SPSS 26 完成。使用 Origin 2021, R 4.1.3 中的“ggplot2”、“pheatmap”包进行绘图。根据《中国植物志》、《中国植被》、《重庆维管植物检索表》、《中国外来植物》划分植物科属、生活型和来源,入侵植物判定依据国家环境保护总局 (<http://www.zbh.gov.cn>) 发布的中国外来入侵植物名录和《中国外来入侵植物名录》。依据英国邱园皇家植物园种子数据库 (<http://data.kew.org/sid/>) 以及果实类型综合判定植物扩散类型。原生植被主要指原生地天然生长的

植物^[32],强调的是不依靠人为作用,在自然、半自然生境中能够独立完成其生活史的植物。自生植物指各类生境中后来形成、非人工刻意种植、自发定居生长的植物等,包括原生地土壤种子库中可自播繁衍的原生植物种类和可自发逸生的栽培植物种类^[33],在文中与栽培植物相对应。乡土植物为天然分布于重庆地区的植物或已引种多年且在当地一直表现良好的植物。

3 结果与分析

3.1 植物物种组成

调查样方共记录到植物 434 种,隶属于 116 科 307 属。植物种数最多的科分别为菊科(37 种)和禾本科(27 种)。物种来源方面,样方中乡土植物占绝对优势,达 101 科 245 属 343 种。国内外来物种 11 种,国外外来物种 80 种;自生植物 360 种,栽培植物 74 种。生活型方面,植物可划分为 4 个大类、7 个小类,包括乔木(95 种)、灌木(102 种)、草本(207 种)以及蕨类(30 种),草本生活型物种占比最高达 47.69%。扩散型方面,调查到的 404 种植物(不含蕨类植物)中动物传播 184 种,风力传播 139 种,重力传播 81 种。乔木(58.95%)和灌木(64.71%)的种子主要以动物传播为主,风力传播在草本(48.79%)中占优势。

各荒野生境间物种组成在具有较高相似性的同时也存在一定差异(图 2)。以生活型计算的相似性指数在 0.35—0.71,其中蕨类、乔木的相似性指数较大,灌木相似性指数最低。以物种来源计算的相似性指数在 0.24—0.57,自生植物相似指数远高于栽培植物,国内外来植物在生境间差异明显,相似性指数最低,一定程度上降低了植物物种相似度。以种子传播方式计算的相似性指数在 0.38—0.57,动物传播植物相似性指数最高,自体传播的相似性指数明显较低。

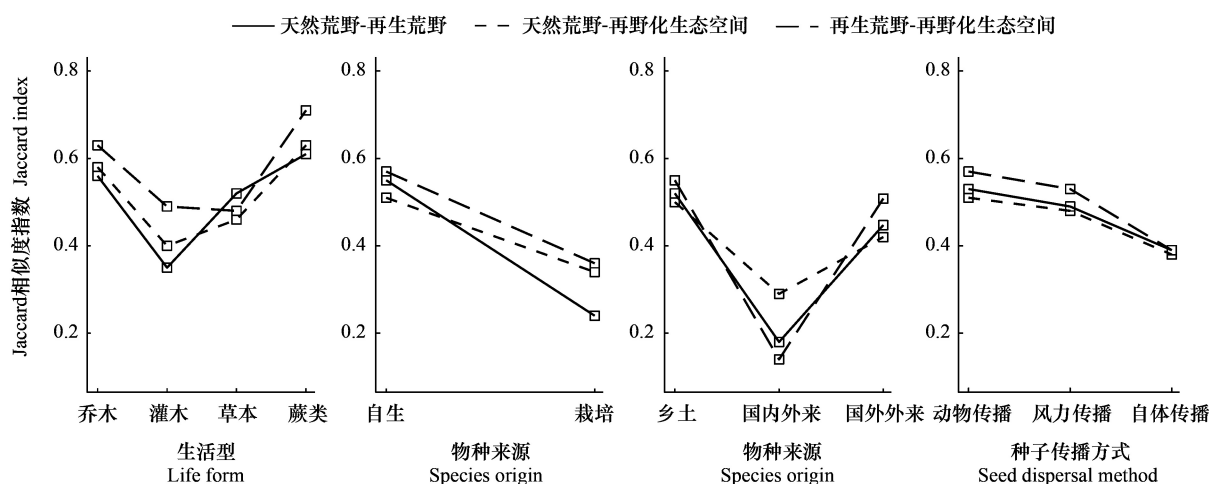


图 2 不同生境间物种组成相似度

Fig.2 Similarity of species composition between habitats

将重要值作为判断物种优势度的重要依据,选取重要值排名前 10 的物种作为优势种。其中,木本层优势物种较为接近,均为乔木。构树 (*Broussonetia papyrifera*) 在 3 类生境中为绝对优势种,银木 (*Camphora septentrionalis*) 仅在天然荒野中为优势种,白花泡桐 (*Paulownia fortunei*) 和毛桐 (*Mallotus barbatus*) 仅在再野化生态空间中为优势种。在再生荒野中,重要值排名前 10 的优势种其累计重要值接近木本层重要值的 70%。3 类生境中草本层优势种有一定差异,但都包含蕨类,并以多年生草本为主,接骨草 (*Sambucus javanica*) 和求米草 (*Oplismenus undulatifolius*) 在各生境中均优势明显。在木本层中占据绝对优势的构树,其幼苗在 3 类生境中也属于优势种。吉祥草 (*Reineckea carnea*)、扁竹根 (*Iris japonica*) 在再野化生态空间中属于优势种。

3.2 乔木树种的更新能力

更新乔木树种共计 29 科 53 属 65 种,其中更新幼株有 63 种,更新幼苗有 42 种,仅 4 种未见于乔木层。

落叶乔木更新物种数明显多于常绿乔木,乡土树种在城市荒野中具有更大的更新潜力。大多数的乔木层优势种都表现出良好的再生能力(表2),但各生境间更新幼株、更新幼苗优势种存在一定差异。

313个样方中仅6个样方未能更新,天然荒野所有样方都实现了更新。更新样方中,80.45%的样方更新层中含有未见于其乔木层的更新乔木树种。不同生境间,更新幼株和更新幼苗的物种组成与其对应乔木层相似度均较高,相似性指数 ≥ 0.5 。更新幼株、更新幼苗物种丰富度均表现为天然荒野>再生荒野>再野化生态空间。再野化生态空间中,64种乔木树种仅35种处于更新期,更新潜力(54.68%)相较天然荒野(72.06%)和再生荒野(71.19%)表现较差。

表2 城市荒野林地主要物种重要值

Table 2 Importance value of dominant species of urban wilderness woodland

乔木树种 Tree species	重要值 Importance value	更新幼株 Regeneration saplings	重要值 Importance value	更新幼苗 Regeneration seedlings	重要值 Importance value
构树 <i>Broussonetia papyrifera</i>	17.83	构树 <i>Broussonetia papyrifera</i>	27.83	构树 <i>Broussonetia papyrifera</i>	26.45
黄葛树 <i>Ficus virens</i>	10.13	黄葛树 <i>Ficus virens</i>	9.15	八角枫 <i>Alangium chinense</i>	9.92
刺桐 <i>Erythrina variegata</i>	8.08	樟 <i>Camphora officinarum</i>	7.00	复羽叶栎 <i>Koelreuteria bipinnata</i>	9.59
樟 <i>Camphora officinarum</i>	6.28	八角枫 <i>Alangium chinense</i>	5.68	樟 <i>Camphora officinarum</i>	7.02
楝 <i>Melia azedarach</i>	3.44	重阳木 <i>Bischofia polycarpa</i>	4.59	楝 <i>Melia azedarach</i>	6.30
八角枫 <i>Alangium chinense</i>	3.23	刺桐 <i>Erythrina variegata</i>	3.97	刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i>	5.30
复羽叶栎 <i>Koelreuteria bipinnata</i>	3.09	复羽叶栎 <i>Koelreuteria bipinnata</i>	3.92	重阳木 <i>Bischofia polycarpa</i>	5.20
重阳木 <i>Bischofia polycarpa</i>	2.51	楝 <i>Melia azedarach</i>	3.65	梧桐 <i>Firmiana simplex</i>	3.96
刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i>	2.47	刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i>	3.16	天竺桂 <i>Cinnamomum japonicum</i>	3.72
梧桐 <i>Firmiana simplex</i>	1.77	桑 <i>Morus alba</i>	3.06	银木 <i>Camphora septentrionalis</i>	3.20

3.3 植物物种多样性

3类生境共有物种155种(图3),其中乡土植物144种,自生植物141种。天然荒野生境中乔木物种数(76种)远高于再生荒野(60种)和再野化生态空间(66种),草本物种数(101种)远低于再生荒野(150种)和再野化生态空间(148种)。

不同生境间,乔木层 Pielou 均匀度指数均值和草本层 Patrick 丰富度指数均值无显著性差异($P>0.05$),其他层次植物物种多样性指数在3类生境中差异性显著。事后比较结果显示,在乔木层,天然荒野 Patrick 丰富度指数和 Shannon-Wiener 多样性指数均值显著高于再生荒野($P<0.01$)。在灌木层,天然荒野 Patrick 丰富度指数、Shannon-Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数均值显著高于再生荒野和再野化生态空间,再生荒野与再野化生态空间之间无显著差异。在草本层,天然荒野 Shannon-Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数均值显著高于再野化生态空间($P<0.01$)(图4)。不同垂直层片间,各生境 Patrick 丰富度指数和 Shannon-Wiener 多样性指数的均值都表现出乔木层<灌木层<草本层;在 Pielou 均匀度指数的均值上,天然荒野中乔木层最低,再生荒野和再野化生态空间中草本层最低。

3.4 植物物种来源、种子传播方式和更新能力与植物物种多样性的相关性

选取各层次 Patrick 丰富度指数与 Shannon-Wiener 多样性指数作为植物物种多样性指标,探讨其与植物

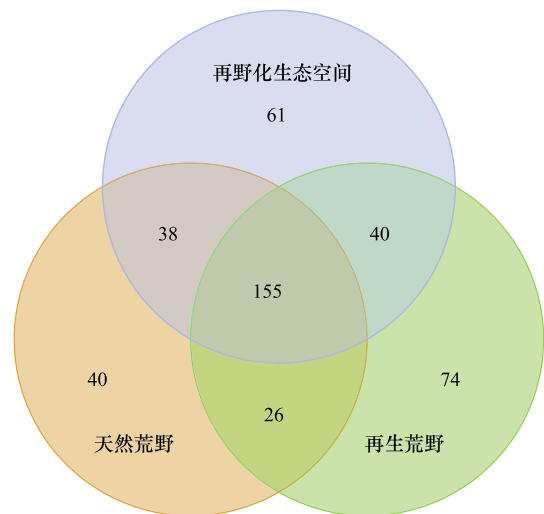


图3 不同荒野生境共有物种数量

Fig.3 Number of species common to different wilderness habitats

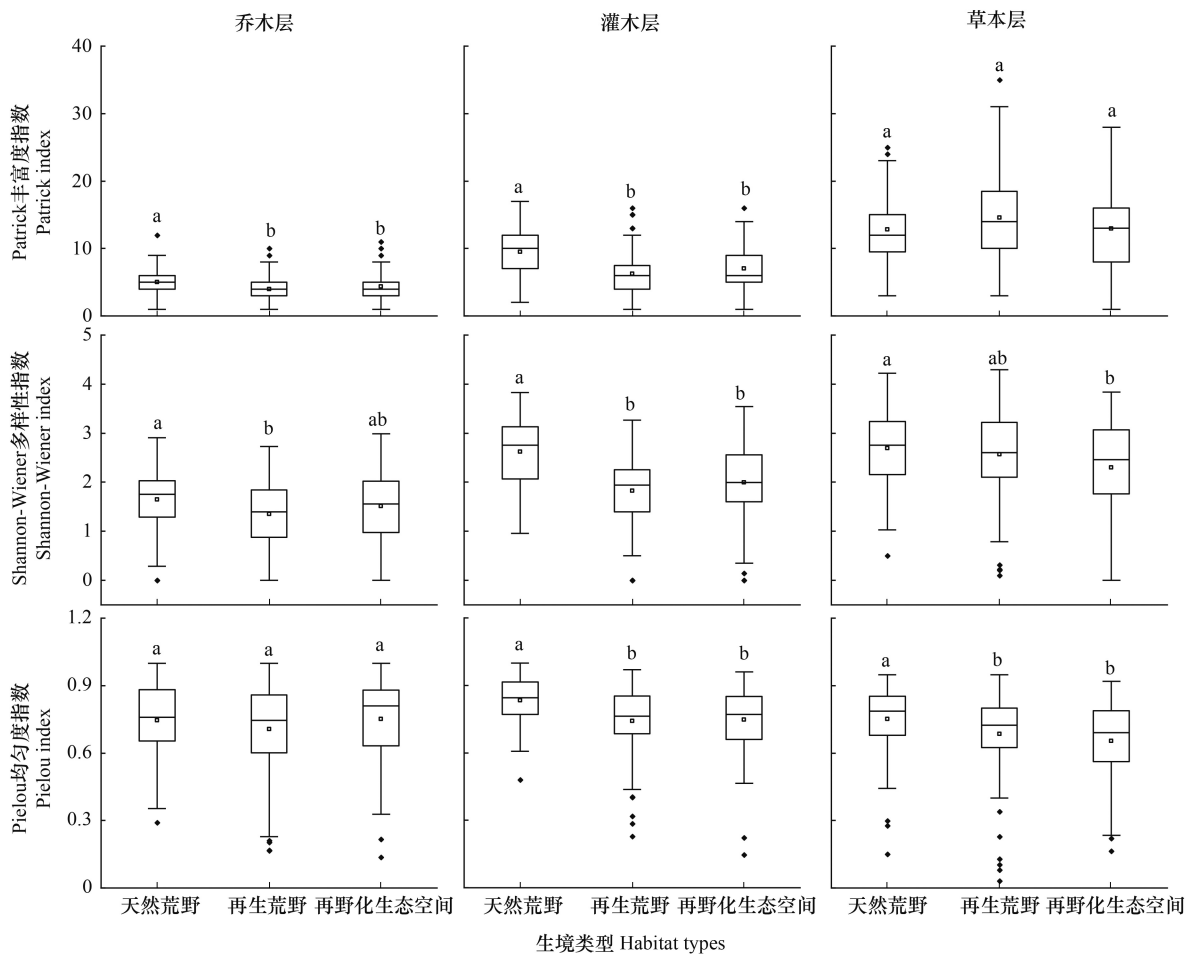


图 4 不同荒野生境植物多样性

Fig. 4 Plant diversity in different wilderness habitats

不同字母 a、b 表示二者之间存在显著差异 ($P < 0.05$)

物种来源、种子传播方式和更新能力之间的相关性。总体来看,乡土植物、自生植物、动物传播植物、更新层植物物种丰富度与各层次植物物种多样性呈显著正相关($P < 0.05$)(图 5)。外来植物与灌木层植物多样性在各生境中均无显著相关性。

4 讨论

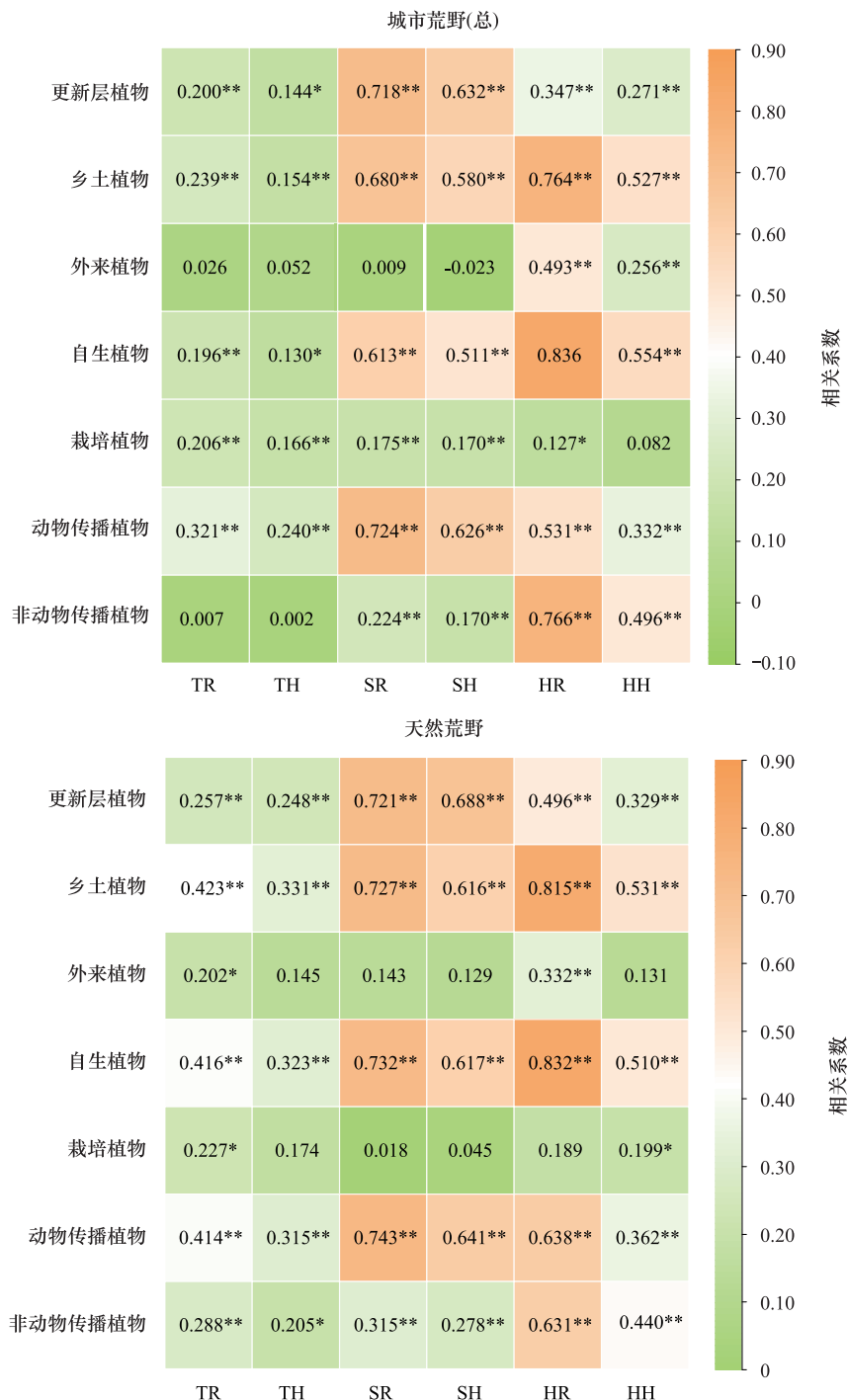
4.1 重庆中心城区城市荒野林地物种组成特征

重庆中心城区城市荒野林地植物物种组成丰富。本研究共调查到植物 434 种,与《重庆缙云山植物志》和《重庆市园林植物名录》结合比较,其科属种占比达 54.46%、27.86%和 15.54%,3 类城市荒野林地的物种数均高于城市园林绿地物种数(252 种),这足见城市荒野林地在维持植物物种多样性方面发挥了积极作用。山地城市荒野林地复杂的地貌特征(丘陵、山岭、沟谷等)以及各类微地形组合(坡、坎、崖、坪、坝),包括各种木质物残体的保留,使其具有较高的空间异质性,提供了多样化的生境,为植物物种多样性的维持提供了可能^[34]。

与此同时,城市荒野林地乡土植物、自生植物占比高达 79.03%、82.95%,显著高于城市园林绿地(56.35%、17.86%),表明人为干扰较少的荒野林地可以保护更多的本地物种^[35],支持更为丰富的自生植物物种。特别是相较于其他城市生境,城市荒野林地自生木本植物更为丰富,或许可归结于栽培植物的逸生,银

木、喜树(*Camptotheca acuminata*)、天竺桂等乔木作为栽培植物在前期主要被人工所种植,因无人看护,后逐渐适应自然环境并生存繁衍形成自我更新,从栽培状态转变为自生状态^[36]。

各城市荒野林地生境间物种组成呈现总体相似局部差异的特征,与人工林地物种组成差异明显。人工林地优势种均为常见园林栽培植物,木本层中木樨(*Osmanthus fragrans*)、银杏(*Ginkgo biloba*)、杜鹃(*Rhododendron simsii*),草本层中吉祥草、花叶冷水花(*Pilea cadieri*)、狗牙根(*Cynodon dactylon*)等优势明显。而3类城市荒野林地生境中主要由自生乡土植物占据优势,适应性强,无需精细养护。木本层优势种在不同荒野生境间差异不明显,黄葛树、樟等重庆地带性植被常见树种和构树、榉等速生树种均为优势种。草本层优势种组成有较大差异,广适性草本植物求米草、接骨草和竖向空间竞争能力强的构树幼苗3类生境中均为优



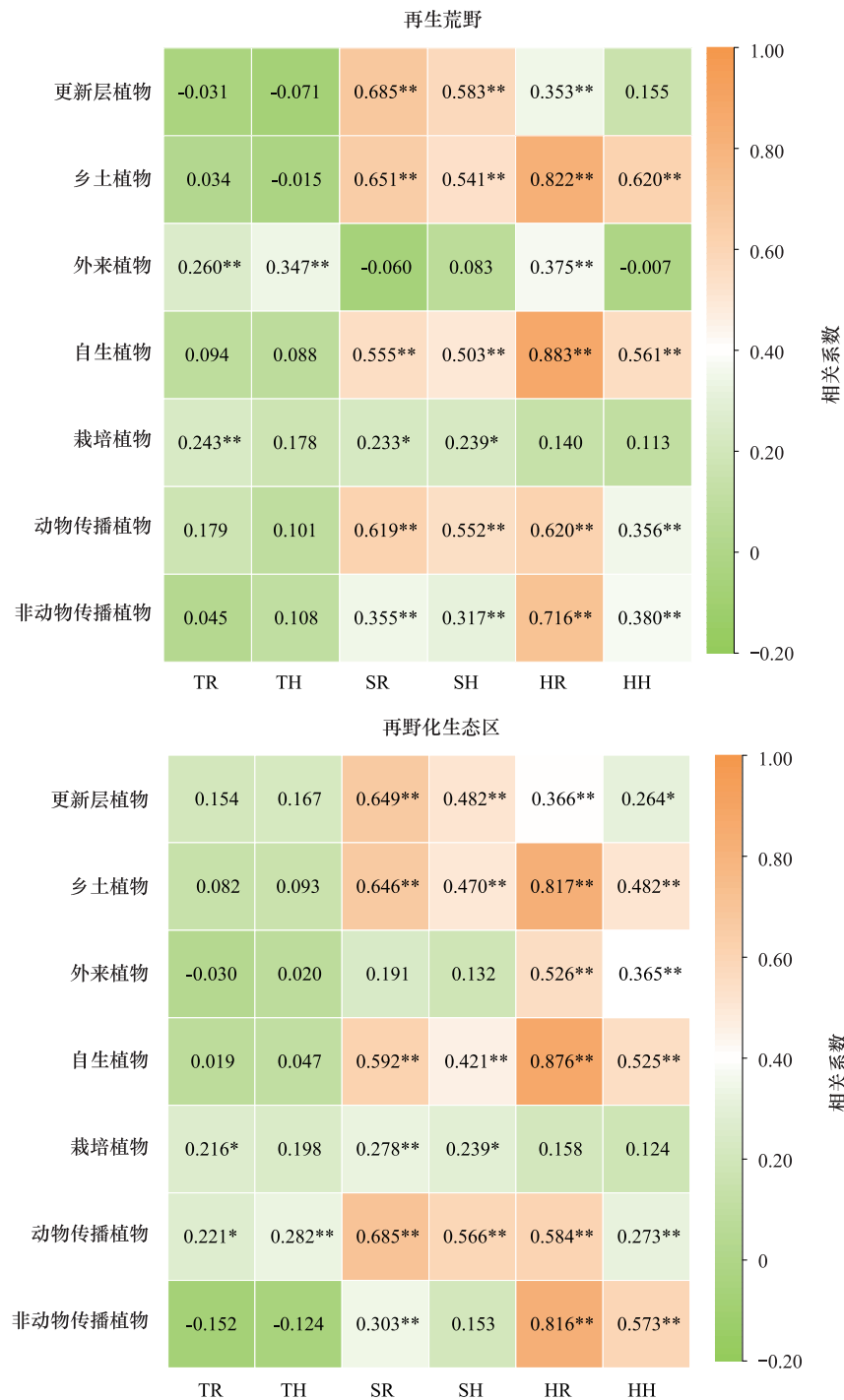


图 5 植物物种来源、种子传播方式和更新能力与植物物种多样性的相关性

Fig.5 Correlation of plant species origin, seed dispersal mode and renewal capacity with plant species diversity

TR: 乔木层丰富度指数 Tree-layer Patrick index; TH: 乔木层 Shannon-Wiener 指数 Tree-layer Shannon-Wiener index; SR: 灌木层丰富度指数 Shrub-layer Patrick index; SH: 灌木层 Shannon-Wiener 指数 Shrub-layer Shannon-Wiener index; HR: 草本层丰富度指数 Herb-layer Patrick index; HH: 草本层 Shannon-Wiener 指数 Herb-layer Shannon-Wiener index

势种。值得一提的是,相较于其他生境中栽培草本和一二年生自生草本占优势的情况^[37],城市荒野林地的自生多年生草本占比更高,蕨类植物成为优势种,反映了荒野林地相较群落结构更为稳定,受到的高强度人为干扰相对较少,使得草本植物能从一年生演替到多年生阶段,抗干扰能力弱的蕨类植物能够成为优势种。

4.2 重庆中心城区城市荒野林地自我维持性分析

城市荒野林地中的植物群落能够实现稳定的自我更新,更新现象在样地内各物种中普遍存在。城市荒野林地中更新样方比例、更新乔木树种均远高于城市园林绿地(53.26%、14种),且更新乔木树种组成和来源丰富。得益于城市荒野林地稳定的自我调节功能和自发的生态系统过程,原生地丰富的土壤种子库,确保了潜在更新乔木物种的数量,而较少的人为干预,减少了物种过滤,降低了与播种、种植植物的竞争,促进了自然更新,使得能够定殖生存的更新乔木树种远高于人工群落^[38]。

城市荒野林地中更新层物种组成与乔木层存在紧密联系,乔木层物种是更新层的重要种源^[39]。从乔木层优势种的更新能力来看,构树、樟、八角枫等鸟布植物,种子散布能力和萌芽力强,容易更新,在各生境中占据优势。不同生境间,天然荒野生境中,优势种均呈稳定或增长发展趋势,更新良好,不仅拥有较多成熟大树,同时还有持续更新个体,能够实现自我更新和自我维持,保持群落稳定。再生荒野中,构树、榉、樟、复羽叶栎等优势种表现出良好的更新能力,而由于土壤条件较差且可能存在一定的污染,天竺桂、刺槐、重阳木等生长快、对土壤适应性强、抗污染的树种幼苗,体现出了更强的资源获取能力,占据了较大生态位,若无人干扰,未来其优势度会继续增强,发展成为乔木层优势种。再野化生态空间中,栽培植物榕树(*Ficus microcarpa*)、蓝花楹(*Jacaranda mimosifolia*)、白花泡桐等乔木层优势种无更新幼苗,更新不佳,逐渐衰退。八角枫、朴树(*Celtis sinensis*)、梧桐、复羽叶栎等喜光树种通过鸟类传播或风力传播迅速自发生长,挤占生存和繁衍空间,在更新层中占据优势,随着径级的变大和数量的增加,将逐步替代乔木层中的栽培物种成为优势种,为实现群落的自我更新创造了条件。

4.3 重庆中心城区城市荒野林地植物物种多样性及其影响因素

城市荒野林地植物物种多样性与园林绿地差异显著,且在不同垂直结构和生境间存在着复杂差异。城市荒野林地灌木层植物物种多样性显著低于园林绿地,随着造景水平的提升,具有不同色彩、形态、高低的灌木、小乔木在园林绿地中或被成丛种植,或单植以点景,从而有助于形成复层植物配置,更好满足人们观赏需求。而山地城市充裕的植物区系资源和复杂的地形地貌为自生草本植物的生长提供了充足的空间^[25],因此城市荒野林地草本层 Patrick 指数和 Shannon-Wiener 指数显著高于园林绿地。

城市荒野林地中,不同生境间的植物物种多样性受原有生境遗留效应的影响。天然荒野面积较大且连续,群落结构稳定复合,资源分配更均匀,其植物物种多样性最高。再生荒野有着更为复杂的所属土地背景、用地性质且形态多样^[4],较高的生境异质性使其具有更多的生态位,可以支持更多不同的物种组合^[40],因此其特有种明显高于其他两类荒野。而再野化生态空间因处于自然再野化的过程,园林绿化中常用的栽培植物被大量保留下来,丰富了其物种组成,但由于栽培植物的选择取决于设计师的偏好,因此又表现出栽培植物分布不均匀且狭窄等特点。当然,生境间的植物多样性差异可能也与城市化强度、斑块面积等多种因素有关,未来还需更进一步的深入探讨。

总体而言,城市荒野林地中各层次植物物种多样性受到植物物种来源、种子传播方式和更新能力的影响。乡土植物物种丰富度与植物物种多样性显著正相关可能是由于乡土植物经过长期与本地环境的作用产生了适应机制,容易定植建立稳定的植物群落并发挥其生态功能。外来植物物种丰富度一定程度上促进了草本植物物种多样性,一方面刺槐、刺桐等外来树种的幼苗在荒野生境中广泛定殖,另一方面具有较强扩散竞争能力的入侵植物,如喜旱莲子草(*Alternanthera philoxeroides*)、鬼针草(*Bidens pilosa*)等,通过交通路径被广泛传播。此外,外来观赏植物引入后,其种子通常会保留在原有土壤中,从而得以继续发育生长。随着动物传播植物物种丰富度的增加,植物物种多样性的正面效应进一步增强。之前的研究证实了这一点,在木本植物占优势的亚热带森林中,种子的主要传播方式为动物传播,种子的传播方式能够解释植物物种组成和多样性^[41-43]。以母树为中心进行扩散的自体传播物种往往扩散距离有限^[44],因此不容易扩散到其他生境中。风力传播植物虽扩散能力强,但其传播路径和距离在一定程度上受到破碎化和物理空间隔离的影响。相比之下,城市荒野林地丰富的物种组成和多样化的生境,为城市野生动物提供了更多的栖息空间和食物来源,容易吸引哺乳动

物^[45],支持更丰富的鸟类物种^[46],也为昆虫传粉创造了有力的生境条件^[47]。更新层物种丰富度与植物物种多样性存在着紧密联系,物种的普遍更新使得灌木层和草本层具有相对丰富和相当数量的更新幼株和更新幼苗,从而对灌木层和草本层植物物种多样性产生了积极的促进作用。

4.4 对维护构建山地城市中心城区近自然林的启示

随着城市的不断扩张,维护原生生境中的自然植物群落和本地乡土物种已面临重大挑战^[48—49],城市荒野林地则为其提供了重要的生存空间,尽管城市荒野林地常被视为临时生态系统,处于动态的演替过程中,但这些区域具有逐步发展为永久性绿地的潜力,因此针对城市荒野林地的有效分类保育、管理和营造策略对引导其走向更加稳定的生态系统显得尤为重要,而调查研究中所发现的自生乡土植物则可作为关键种质资源在近自然林的营造中被加以充分应用。天然荒野具有更大的土地面积和更高的植物物种多样性,自然演替程度最高,可作为种源斑块被加以整体保护,维持其自然演替过程,同时注意植被管理,避免因人为干扰少而导致入侵种和恶性杂草蔓延的情况出现。呈线状或带状分布的再生荒野可被有意识地打造成连接各类种源斑块的重要生态廊道,提升城市荒野的生态连通性,为动物迁徙、栖息、取食和植物种子传播创造条件,可适当引入自生乡土鸟嗜植物和蜜源植物,如樟、槲、复羽叶栎、天竺桂、重阳木、接骨草、火炭母(*Persicaria chinensis*)、马兰(*Aster indicus*)等,促进形成动植物协同共生的良好局面,这些植物同时兼具抗干扰和耐贫瘠的韧性特征。主要由中小型绿地构成的再野化生态空间则可进行一定人为干预,促进生境构建成为能够实现自我更新、自我维持的近自然群落。复羽叶栎、重阳木、八角枫、槲、梧桐、朴树等落叶阔叶树适应再野化生态空间生境特征,更新能力强,可作为重要种源优先栽植,能起到快速成林的效果,同时辅以樟等常绿阔叶树作为伴生树种,逐步形成常绿落叶混交林,而在林下草本,调查中的高频种和优势种如求米草、凤尾蕨(*Pteris cretica*)可作为先锋物种进行播种,为复层林的形成创造条件。

5 结论

重庆中心城区城市荒野林地共记录到 116 科 307 属 434 种植物,植物物种组成丰富,多样性水平总体较高。不同荒野生境间植物物种组成和多样性存在变化,天然荒野植物物种多样性最高。山地城市荒野林地能够实现群落的自我更新,特别是乔木层高频种和优势种更新能力强。植物物种多样性与植物物种来源、传播方式以及更新能力密切相关。在今后的山地城市高密度城区森林建设中,应当提升城市荒野林地总体认知,加强分类保护,在遵循自然的前提下,因地制宜的选择自生乡土植物、动物传播型植物,以期实现构建持续自我更新的混交-复合“近自然林”。

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] 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.
- [3] Lu J B, Cheng Y, Qi X H, Chen H Y, Lin X J. Rethinking urban wilderness: Status, hotspots, and prospects of ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 2024, 364: 121366.
- [4] 钱蕾西,王晞月,王向荣.城市自然的再认知:典型城市荒野空间的识别特征及应对策略. *中国园林*, 2022, 38(8): 16-23.
- [5] 邵钰涵,徐欣瑜,袁嘉,朱亦婷,田乐.城市荒野景观:内涵与价值审视. *景观设计学(中英文)*, 2021, 9(1): 14-25.
- [6] 袁嘉,欧桦杰,金晓东,钱深华.城市荒野生态研究概述. *生态学报*, 2023, 43(4): 1703-1713.
- [7] Kowarik I. Urban wilderness: supply, demand, and access. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2018, 29: 336-347.
- [8] Threlfall C G, Kendal D. The distinct ecological and social roles that wild spaces play in urban ecosystems. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2018, 29: 348-356.
- [9] 孙天智,王晓俊.城市荒野的内涵及其空间建构策略. *中国园林*, 2023, 39(11): 69-76.
- [10] Jin X D, Qian S H, Yuan J. Identifying urban rewilding opportunity spaces in a metropolis: Chongqing as an example. *Ecological Indicators*, 2024, 160: 111778.
- [11] Müller A, Bøcher P K, Fischer C, Svenning J C. 'wild' in the city context: do relative wild areas offer opportunities for urban biodiversity? *Landscape and Urban Planning*, 2018, 170: 256-265.
- [12] Aznarez C, Svenning J C, Taveira G, Baró F, Pascual U. Wildness and habitat quality drive spatial patterns of urban biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 2022, 228: 104570.

- [13] Hu X L, Lima M F, McLean R, Sun Z W. Exploring preferences for biodiversity and wild parks in Chinese cities: a conjoint analysis study in Hangzhou. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2022, 73: 127595.
- [14] 袁嘉, 游奉溢, 侯春丽, 欧桦杰, 尹渊, 田乐. 基于植被再野化的城市荒野生境重建——以野花草甸为例. *景观设计学(中英文)*, 2021, 9(1): 26-39.
- [15] 陈媛, 史蒂芬·奈豪斯, 马修·范·道斯特. 城市荒野景观及其营造策略: 以荷兰实践为例. *中国园林*, 2022, 38(8): 24-29.
- [16] Yang J Y, Wang Z J, Zheng Y J, Pan Y. Shifts in plant ecological strategies in remnant forest patches along urbanization gradients. *Forest Ecology and Management*, 2022, 524: 120540.
- [17] Li X P, Zhang S N, Huang R, Feng L, Xu S H, Liu B C. Diversity and distribution variation of urban spontaneous vegetation with distinct frequencies along river corridors in a fast-growing city. *Journal of Environmental Management*, 2023, 333: 117446.
- [18] 刘青, 杨坪赫, 章昊天, 古新仁, 刘苑秋. 南昌市城市废弃地再野化时空特征研究. *中国园林*, 2023, 39(9): 40-46.
- [19] 曹越, 杨锐. 2020年后全球生物多样性框架下中国荒野地的系统性保护策略. *中国园林*, 2022, 38(8): 6-9.
- [20] Van den Berg A E, Jorgensen A, Wilson E R. Evaluating restoration in urban green spaces: Does setting type make a difference? *Landscape and Urban Planning*, 2014, 127: 173-181.
- [21] Rupprecht C D D, Byrne J A. Informal urban greenspace: a typology and trilingual systematic review of its role for urban residents and trends in the literature. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2014, 13(4): 597-611.
- [22] Bonthoux S, Brun M, Di Pietro F, Greulich S, Bouché-Pillon S. How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and Urban Planning*, 2014, 132: 79-88.
- [23] Wang H Y, Huang Y, Wang D R, Chen H. Effects of urban built-up patches on native plants in subtropical landscapes with ecological thresholds-A case study of Chongqing city. *Ecological Indicators*, 2020, 108: 105751.
- [24] Hu L Y, Qin D Y, Lu H Y, Li W, Shang K K, Lin D M, Zhao L, Yang Y C, Qian S H. Urban growth drives trait composition of urban spontaneous plant communities in a mountainous city in China. *Journal of Environmental Management*, 2021, 293: 112869.
- [25] Qian S H, Qin D Y, Wu X, Hu S W, Hu L Y, Lin D M, Zhao L, Shang K K, Song K, Yang Y C. Urban growth and topographical factors shape patterns of spontaneous plant community diversity in a mountainous city in southwest China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2020, 55: 126814.
- [26] Wang H Y, Wang D R, Shi Y, Xu Z Q, Chen H. The synergy of patterns vs. processes at community level: a key linkage for subtropical native forests along the urban riparian zone. *Forests*, 2022, 13(7): 1041.
- [27] 袁嘉, 嵇扬, 王颖, 田乐. 城市荒野: 夹缝中的自然与机遇. *景观设计学(中英文)*, 2021, 9(1): 10-13.
- [28] 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.
- [29] 陆健滨, 严小燕, 祁新华. 城镇化视阈下荒野研究进展: 内涵、脉络与框架. *自然资源学报*, 2024, 39(10): 2471-2483.
- [30] 张金屯. 数量生态学. 北京: 科学出版社, 2004.
- [31] 尹锴, 崔胜辉, 石龙宇, 齐涛, 郭青海, 吕静. 人为干扰对城市森林灌草层植物多样性的影响——以厦门市为例. *生态学报*, 2009, 29(2): 563-572.
- [32] 中华人民共和国国务院. 中华人民共和国野生植物保护条例. [1996-09-30]..
- [33] 李晓鹏. 城市化环境下公园自生植物的多样性与公众感知研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2020.
- [34] Denney D A, Inam Jameel M, Bemmels J B, Rochford M E, Anderson J T. Small spaces, big impacts: contributions of micro-environmental variation to population persistence under climate change. *AoB PLANTS*, 2020, 12(2): plaa005.
- [35] Gong C F, Chen J Q, Yu S X. Biotic homogenization and differentiation of the flora in artificial and near-natural habitats across urban green spaces. *Landscape and Urban Planning*, 2013, 120: 158-169.
- [36] Sikorska D, Cieżkowski W, Babańczyk P, Chormański J, Sikorski P. Intended wilderness as a nature-based solution: status, identification and management of urban spontaneous vegetation in cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2021, 62: 127155.
- [37] 吴雪, 黄力, 靳程, 钱深华, 杨永川. 重庆主城区杂草物种组成特征及多样性格局. *华东师范大学学报: 自然科学版*, 2020(2): 98-109.
- [38] Bonthoux S, Chollet S. Wilding cities for biodiversity and people: a transdisciplinary framework. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 2024, 99(4): 1458-1480.
- [39] 李帅锋, 刘万德, 苏建荣, 张志钧, 刘庆云. 普洱季风常绿阔叶林次生演替中木本植物幼苗更新特征. *生态学报*, 2012, 32(18): 5653-5662.
- [40] Vakhlamova T, Rusterholz H P, Kanibolotskaya Y, Baur B. Changes in plant diversity along an urban-rural gradient in an expanding city in Kazakhstan, Western Siberia. *Landscape and Urban Planning*, 2014, 132: 111-120.
- [41] Niu H Y, Rehling F, Chen Z W, Yue X C, Zhao H Y, Wang X R, Zhang H M, Schabo D G, Farwig N. Regeneration of urban forests as influenced by fragmentation, seed dispersal mode and the legacy effect of reforestation interventions. *Landscape and Urban Planning*, 2023, 233: 104712.
- [42] 李娟, 郭聪, 肖治术. 都江堰亚热带森林常见木本植物果实组成与种子扩散策略. *生物多样性*, 2013, 21(5): 572-581.
- [43] 姚蓓, 余建平, 刘晓娟, 米湘成, 马克平. 亚热带常绿阔叶林种子性状对木本植物聚集格局的影响. *生物多样性*, 2015, 23(2): 157-166.
- [44] 胡刚, 庞庆玲, 胡聪, 徐超昊, 张忠华. 中亚热带喀斯特森林树木功能型的生态位特征. *林业科学*, 2024, 60(1): 1-11.
- [45] 韩依纹, 方铁树, 蒋韵, 殷利华, 万敏. 高密度城区野猪生境适宜性与“人猪冲突”潜在风险区识别研究. *中国城市林业*, 2024, 22(1): 16-24.
- [46] 赵伊琳, 王成, 白梓彤, 郝泽周. 城市化鸟类群落变化及其与城市植被的关系. *生态学报*, 2021, 41(2): 479-489.
- [47] Fischer L K, Eichfeld J, Kowarik I, Buchholz S. Disentangling urban habitat and matrix effects on wild bee species. *PeerJ*, 2016, 4: e2729.
- [48] Sjöman H, Morgenroth J, Sjöman J D, Sæbø A, Kowarik I. Diversification of the urban forest—can we afford to exclude exotic tree species? *Urban Forestry & Urban Greening*, 2016, 18: 237-241.
- [49] Aronson M F, Lepczyk C A, Evans K L, Goddard M A, Lerman S B, MacIvor J S, Nilon C H, Vargo T. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2017, 15(4): 189-196.