

DOI: 10.11686/cyxb2024421

http://cyxb.magtech.com.cn

向泽宇, 唐忠炳, 彭昕桁, 等. 武功山山地草甸植物群落特征和生态位. 草业学报, 2025, 34(9): 12-25.

XIANG Ze-yu, TANG Zhong-bing, PENG Xin-heng, et al. Plant community characteristics and niches in mountain meadows of Wugong Mountain. Acta Prataculturae Sinica, 2025, 34(9): 12-25.

武功山山地草甸植物群落特征和生态位

向泽宇¹, 唐忠炳¹, 彭昕桁², 杨晓龙³, 杨创明⁴, 邱相东⁵, 陈春发¹, 彭焱松¹, 周赛霞^{1*}

(1. 江西省、中国科学院庐山植物园, 碳中和与生态系统碳汇江西省重点实验室, 江西九江 332900; 2. 江西中医药大学药学院, 江西南昌 330004; 3. 青海农牧科技职业学院农林科学系, 青海西宁 812100; 4. 四川民族学院生态与农学院, 四川康定 626001; 5. 赣南师范大学生命科学院, 江西赣州 341000)

摘要:武功山草甸属于华东南地区少有的典型天然草地, 是该区域山地生态系统类型多样性的重要组成部分。然而, 目前对武功山草甸整体的植物群落组成和结构特征仍知之甚少。因此, 非常有必要对武功山草甸植物群落多样性、生态位、结构质量及保护管理开展调查研究。本研究从林草交错带到山顶, 在整个武功山草甸范围内沿海拔梯度设置了3个海拔样带(E_1 : 1380~1580 m, E_2 : 1580~1780 m, E_3 : 1780~1918 m), 每个样带设10个调查样方进行群落及地形调查, 包括物种组成、高度、盖度以及样方海拔经纬度和坡度坡向, 评估草甸植物群落的多样性(α 和 β 多样性)、生态位及种间竞争的变化。研究发现随海拔增加草甸群落结构逐渐发生变化, 其中, 草甸植物群落 α 多样性随海拔的增加而显著增加, 而群落变异性(β 多样性)显著降低, 且阴坡草甸植物群落具有更高的物种丰富度。草甸群落种间竞争分析表明优质禾草芒和野古草的生态位宽度和生态位重叠系数占绝对优势, 是整个草甸最具代表性的优势物种; 同时草甸群落环境还为3种兰科植物的生存提供了庇护场所, 而入侵植物小蓬草和鬼针草在草甸群落中也较常见。对武功山山地草甸植物群落特征的总体研究表明: 草甸群落结构整体质量优良, 但提示草甸群落质量面临一定程度的退化风险, 今后要加强综合保护和管理, 特别是1800 m至最高峰(金顶)的区段, 是草甸植物群落的地上生物量最大、物种多样性最丰富、群落最稳定的区域, 是未来草甸保护的重点。

关键词:武功山; 山地草甸; 多样性; 种间竞争; 生态位

Plant community characteristics and niches in mountain meadows of Wugong Mountain

XIANG Ze-yu¹, TANG Zhong-bing¹, PENG Xin-heng², YANG Xiao-long³, YANG Chuang-ming⁴, QIU Xiang-dong⁵, CHEN Chun-fa¹, PENG Yan-song¹, ZHOU Sai-xia^{1*}

1. Jiangxi Provincial Key Laboratory of Carbon Neutrality and Ecosystem Carbon Sink, Lushan Botanical Garden, Jiangxi Province and Chinese Academy of Sciences, Jiujiang 332900, China; 2. School of Pharmacy, Jiangxi University of Chinese Medicine, Nanchang 330004, China; 3. Department of Agriculture and Forestry Science, Qinghai Vocational and Technical Institute of Animal Husbandry and Vet, Xining 812100, China; 4. College of Ecology and Agriculture, Sichuan Minzu College, Kangding 626001, China; 5. College of Life Sciences, Gannan Normal University, Ganzhou 341000, China

Abstract: The meadows of Wugong Mountain represent a rare typical natural grassland in southeast China, and constitute a significant part of the diversity of mountain ecosystem types in this area. However, our understanding of the overall composition and structure of the plant community in meadows on Wugong Mountain remains limited.

收稿日期: 2024-10-24; 改回日期: 2024-12-05

基金项目: 2021年、2022年中央财政林业改革发展资金重点野生动植物保护项目和江西省教育厅科学技术研究青年项目(No. 190781)资助。

作者简介: 向泽宇(1986—), 男, 湖北汉川人, 助理研究员, 硕士。E-mail: xiangzy@lsbg.cn

* 通信作者 Corresponding author. E-mail: zhousx@lsbg.cn

Therefore, for appropriate conservation and management, it is important to explore the diversity, niches, and structural quality of the plant community in meadows on Wugong Mountain. Three transects (E_1 : 1380–1580 m, E_2 : 1580–1780 m, E_3 : 1780–1918 m) were established along an elevational gradient across the whole range of meadows from the forest-grass ecotone to the top of the mountain. Ten survey plots were established along each transect, and aspects of the community and terrain were recorded (species composition, height, and coverage, as well as the altitude, longitude, latitude, slope, and aspect of each plot). The changes in diversity (α , β), species' niches, and interspecific competition in the meadow plant community along the elevational gradient were evaluated. The results showed that the meadow community structure varied gradually with the increase in elevation. The α diversity increased significantly with increasing elevation, whereas the community variability (β diversity) decreased significantly. The meadow plant community on shady slopes showed higher species richness. Analysis of interspecific competition in the meadow community revealed the wide niche and large overlap coefficient of the high-quality grasses *Miscanthus sinensis* and *Arundinella hirta*. These two species showed an absolute advantage and were the most representative dominant species across the meadows. The meadow community environment also provided a refuge for the survival of three orchid species (*Ponerorchis gracilis*, *Platanthera minor*, and *Platanthera ussuriensis*), while invasive plants such as *Erigeron canadensis* and *Bidens pilosa* were also relatively common. The results of this study show that the overall quality and structure of the plant community in meadows on Wugong Mountain are excellent, as well as, the meadow community is at risk of degradation. We recommend that comprehensive protection and management of these mountain meadows should be strengthened, especially in the section from 1800 m to the highest peak, Jinding. This area should be the key focus for meadow protection because it has the largest aboveground biomass of the meadow plant community, the richest species diversity, and the most stable community.

Key words: Wugong Mountain; mountain meadow; diversity; interspecific competition; niche

草原生态系统覆盖了地球表面约 25% 的面积,并为许多动植物提供了栖息地,同时是大型碳库,它们是全球陆地生态系统的重要组成部分^[1-3]。中国的草地面积占土地总面积的 23.5%,草地是中国土地利用的主要类型之一^[4]。中国东南部草地资源丰富,对该地区植被生态的可持续发展具有重要意义,是我国草原资源的重要组成部分^[5]。武功山山地草甸面积 3612 hm²,是中国东南地区最具代表性、面积最大的天然草地^[6]。山地草甸是具有较高生物多样性的地区,支持多样化的植物群落,为许多物种提供栖息地,并在山区流域蓄水等生态功能的管理中发挥着关键作用^[1]。

近年来,对武功山山地草甸的研究主要集中在温室气体排放^[7-8]、土壤养分和微生物特性^[9-10]、土壤氮素转化^[11]、水土保持功能^[12]和土壤质量评价^[13]等方面。目前,受自然因素和旅游开发因素的影响,山地草甸生态系统越来越脆弱,通常会影响到草甸的植物群落结构和多样性,从而导致草甸退化^[7,9,14]。然而,关于武功山山地草甸植物群落结构和多样性特征的研究仍不多见。因此,本研究以武功山典型山地草甸为对象,旨在明确武功山山地草甸植物群落物种多样性的空间分布特征,以及武功山草甸植物物种生态位的变化规律,增加对武功山山地草甸植物群落特征的全面认识,对今后进一步加强武功山山地草甸资源的保护、恢复和可持续利用具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于中国东南部江西省武功山(东经 114°10′–114°17′,北纬 27°25′–27°35′),属于中亚热带季风气候区,气候温和,雨量充沛;武功山植被组成垂直分布特征明显,从山脚到山顶,植被类型依次为人工林、竹林、常绿阔叶林、落叶阔叶林、温带针叶林、高山矮曲林和山地草甸^[15]。武功山绵延约 120 km,总面积约 970 km²,最高

峰海拔约 1918.3 m, 年平均气温为 14~16 °C, 年平均降水量为 1350~1570 mm^[13]。山地草甸逐渐分布于海拔 1400 m 左右至山脉顶部的地方, 武功山山地草甸是亚热带山地草甸的典型代表, 芒 (*Miscanthus sinensis*) 和野古草 (*Arundinella hirta*) 是草甸^[8,12]中分布较广的物种。由于近年来旅游业的发展, 武功山山地草甸生态系统开始呈现退化趋势^[11,13]。

1.2 样地设置与采样

本研究于 2022 年 7 月实施, 从武功山林草交错带 (1380 m 海拔) 开始到武功山顶峰 (1918 m 海拔), 共选取 1380~1580 m (E₁)、1580~1780 m (E₂) 和 1780~1918 m (E₃) 共 3 个海拔梯度样带。每个海拔梯度样带内, 在没有人干扰的草甸区按照海拔走向趋势随机选取 10 个 1 m × 1 m 的样方开展群落调查。调查样方的基本信息如表 1 所示。在 1 m × 1 m 的调查样方内进行植物群落特征测量和生物量收割, 记录每个样方中每种植物的多度、盖度、高度和频度, 记录每个样方的坡度、坡向; 坡向数据分为 8 级, 分别为 1 (337.6°~22.5°)、2 (22.6°~67.5°)、3 (292.6°~337.5°)、4 (67.6°~112.5°)、5 (247.6°~292.5°)、6 (112.6°~157.5°)、7 (202.6°~247.5°)、8 (157.6°~202.5°), 数值越大, 表示越向阳, 越干热。同时, 每个样方中的地上生物量 (aboveground biomass, AGB) 通过齐地面剪割土壤表面上方植被而收获, 在烘箱中 65 °C 烘干至恒重后, 称取地上生物量。

1.3 植物群落多样性及生态位计算

1.3.1 群落多样性计算 群落中物种的重要值 (importance value, *IV*) 通过相对高度 (relative height, *RH*)、相对密度 (relative density, *RD*)、相对盖度 (relative coverage, *RC*) 和相对频度 (relative frequency, *RF*) 来计算。选定物种丰富度 (*R*)、Margalef 指数 (*Ma*)、Shannon-Wiener 指数 (*H*) 和 Simpson 指数 (*D*)、Pielou 均匀度指数 (*E*) 5 个 α 多样性指数分别衡量植物物种丰富性、多样性、优势度和分布状况。各指数的计算公式如下^[16]:

$$IV = (RH + RD + RC + RF) / 4$$

$$R = S$$

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$$

$$D = 1 / \sum_{i=1}^S P_i^2$$

$$E = H / \ln S$$

$$Ma = (S - 1) / \ln N$$

式中: *S* 为物种数目; *P_i* 是物种 *i* 的重要值; *N* 为群落中所有物种个体总数。

选定 β 多样性 (β diversity, *β_{sor}*)、物种周转 (species turnover, *β_{sim}*) 和物种嵌套 (species nesting, *β_{sne}*) 对不同海拔样带草甸群落的 β 多样性进行量化分析^[17], 计算公式如下:

$$\beta_{sor} = \frac{b + c}{2a + b + c}$$

$$\beta_{sim} = \frac{\min(b, c)}{a + \min(b, c)}$$

$$\beta_{sne} = \frac{\max(b, c) - \min(b, c)}{2a + \max(b, c) + \min(b, c)} \times \frac{a}{a + \min(b, c)}$$

式中: *a* 是两个样方共有的物种数; *b* 是仅在第一个样方出现的物种数; *c* 是仅在第二个样方出现的物种数。

1.3.2 生态位计算 植物种群的生态位特征主要包括: 生态位宽度 (niche breadth, *NB*), 生态位重叠系数 (niche overlap coefficient, *O_{ik}*), 生态响应速率 (ecological response rate, *ER*) 和生态属性 (ecological attributes, ΔO_{ik})。计算公式如下^[16]:

$$NB = - \sum_{j=1}^r P_{ij} \ln P_{ij}$$

$$P_{ij} = n_{ij} / N_i$$

$$N_i = \sum_{j=1}^r n_{ij}$$

表 1 草甸样方主要物种基本信息

Table 1 Basic information of main species in meadow quadrats

海拔样带 Elevation transect	海拔 Elevation (m)	优势物种 Dominant species	植被盖度 Vegetation coverage (%)
海拔样带 1 Elevation transect 1 (E ₁ , 1380~1580 m)	1380	野古草 <i>A. hirta</i> , 大叶胡枝子 <i>Lespedeza davidii</i> , 奇蒿 <i>Artemisia anomala</i>	85
	1402	野古草 <i>A. hirta</i> , 蕨 <i>Pteridium aquilinum</i> var. <i>latiusculum</i> , 三叶委陵菜 <i>Potentilla freyniana</i>	85
	1404	野古草 <i>A. hirta</i> , 野菊 <i>Chrysanthemum indicum</i> , 条穗薹草 <i>Carex nemostachys</i>	99
	1473	野古草 <i>A. hirta</i> , 剑叶耳草 <i>Hedyotis caudatifolia</i> , 蕨 <i>P. aquilinum</i> var. <i>latiusculum</i>	90
	1524	野古草 <i>A. hirta</i> , 野菊 <i>C. indicum</i> , 双蝴蝶 <i>Tripterospermum chinense</i>	99
	1531	芒 <i>M. sinensis</i> , 野古草 <i>A. hirta</i> , 三叶委陵菜 <i>P. freyniana</i>	98
	1557	黑鳞珍珠茅 <i>Scleria hookeriana</i> , 野古草 <i>A. hirta</i> , 大叶胡枝子 <i>L. davidii</i>	95
	1568	芒 <i>M. sinensis</i> , 野古草 <i>A. hirta</i> , 蕨 <i>P. aquilinum</i> var. <i>latiusculum</i>	90
	1576	芒 <i>M. sinensis</i> , 灯芯草 <i>Juncus effusus</i> , 野古草 <i>A. hirta</i>	95
	1578	野古草 <i>A. hirta</i> , 戟叶堇菜 <i>Viola betonicifolia</i> , 三叶委陵菜 <i>P. freyniana</i>	95
海拔样带 2 Elevation transect 2 (E ₂ , 1580~1780 m)	1584	台湾剪股颖 <i>Agrostis sozanensis</i> , 签草 <i>Carex doniana</i> , 野古草 <i>A. hirta</i>	75
	1586	野古草 <i>A. hirta</i> , 条穗薹草 <i>C. nemostachys</i> , 半边月 <i>Weigela japonica</i> var. <i>sinica</i>	100
	1593	芒 <i>M. sinensis</i> , 野古草 <i>A. hirta</i> , 台湾剪股颖 <i>A. sozanensis</i>	98
	1595	芒 <i>M. sinensis</i> , 野古草 <i>A. hirta</i> , 签草 <i>C. doniana</i>	94
	1602	芒 <i>M. sinensis</i> , 光脚金星蕨 <i>Parathelypteris japonica</i> , 野古草 <i>A. hirta</i>	98
	1696	野古草 <i>A. hirta</i> , 狭穗薹草 <i>Carex ischnostachya</i> , 芒 <i>M. sinensis</i>	97
	1704	狭穗薹草 <i>C. ischnostachya</i> , 芒 <i>M. sinensis</i> , 野古草 <i>A. hirta</i>	99
	1705	芒 <i>M. sinensis</i> , 狭穗薹草 <i>C. ischnostachya</i> , 野古草 <i>A. hirta</i>	98
	1719	野古草 <i>A. hirta</i> , 细叶卷柏 <i>Selaginella labordei</i> , 剪股颖 <i>Agrostis clavata</i>	92
	1725	狭穗薹草 <i>C. ischnostachya</i> , 台湾剪股颖 <i>A. sozanensis</i> , 芒 <i>M. sinensis</i>	95
海拔样带 3 Elevation transect 3 (E ₃ , 1780~1918 m)	1799	野古草 <i>A. hirta</i> , 芒 <i>M. sinensis</i> , 狭穗薹草 <i>C. ischnostachya</i>	94
	1800	芒 <i>M. sinensis</i> , 狭穗薹草 <i>C. ischnostachya</i> , 野古草 <i>A. hirta</i>	97
	1804	野古草 <i>A. hirta</i> , 条穗薹草 <i>C. nemostachys</i> , 剪股颖 <i>A. clavata</i>	97
	1811	狭穗薹草 <i>C. ischnostachya</i> , 芒 <i>M. sinensis</i> , 剪股颖 <i>A. clavata</i>	99
	1859	野古草 <i>A. hirta</i> , 蕨状薹草 <i>Carex filicina</i> , 羽叶蓼 <i>Persicaria runcinata</i>	97
	1875	剪股颖 <i>A. clavata</i> , 芒 <i>M. sinensis</i> , 黄山蟹甲草 <i>Parasenecio hwangshanicus</i>	99
	1905	芒 <i>M. sinensis</i> , 狭穗薹草 <i>C. ischnostachya</i> , 野古草 <i>A. hirta</i>	99
	1909	芒 <i>M. sinensis</i> , 狭穗薹草 <i>C. ischnostachya</i> , 野古草 <i>A. hirta</i>	99
	1917	剪股颖 <i>A. clavata</i> , 狭穗薹草 <i>C. ischnostachya</i> , 芒 <i>M. sinensis</i>	93
	1918	芒 <i>M. sinensis</i> , 野古草 <i>A. hirta</i> , 狭穗薹草 <i>C. ischnostachya</i>	95

$$O_{ik} = \sum_{j=1}^r P_{ij} P_{kj} / \sum_{j=1}^r P_{ij}^2$$

$$ER = \frac{NB}{\Delta O_{ik}}, (i = k)$$

$$\Delta O_{ik} = \sum_{k=1}^r O_{ik} - \sum_{i=1}^r O_{ik}$$

式中: NB 为物种 i 的生态位宽度; P_{ij} (P_{kj}) 代表该物种个体数占所有物种个体数之和的比例; n_{ij} 代表物种 i 在第 j 个资源状态下的个体数; r 是资源状态的数量; O_{ik} 是物种 i 对物种 k 的生态位重叠系数; $\sum_{k=1}^r O_{ik}$ 指种群 i 占用其他种群的总资源量; $\sum_{i=1}^r O_{ik}$ 指种群 k 被其他种群侵占的总资源量。当 $i=k$ 时, $\Delta O_{ik} > 0$ 表明种群 i 属于发展型种群, $\Delta O_{ik} <$

0表明种群*i*属于衰退型种群, $\Delta O_{ik}=0$ 表明种群*i*属于中性种群。

1.4 数据处理

采用Shapiro-Wilk检验和Levene检验分别评估数据分布的正态性和方差的同质性,所有分析的显著性水平设置为 $\alpha=0.05$ 。草甸植物群落数量特征数据符合正态性和方差齐性。通过单因素方差分析(one-way ANOVA)对不同海拔样带间的群落数量特征进行差异显著性分析。采用Origin 9.0软件对草甸植物群落多样性特征、海拔和生物量进行Pearson相关性分析。 O_{ik} 和 O_{ki} 不符合正态性和方差齐性,使用非参数Mann-Whitney的U检验分析群落中种群的 O_{ik} 和 O_{ki} 之间是否存在显著差异。本研究所有作图均在Origin 9.0中完成。

2 结果与分析

2.1 草甸植物群落结构特征

从武功山林草交错带到山顶最高峰,草甸植物群落结构特征沿海拔样带梯度变化趋势明显(表2)。总体而言,群落盖度、 α 多样性指数(物种丰富度、Margalef指数、Simpson指数、Shannon-Wiener指数和Pielou指数)、 β_{sne} 和地上生物量随海拔升高而增加。其中,Simpson和Pielou指数均表现为海拔样带2分别与海拔样带1和3之间差异不显著($P>0.05$),但海拔样带3显著大于海拔样带1($P<0.05$); β_{sne} 表现为海拔样带1中显著小于海拔样带2和3($P<0.05$),海拔样带2和3之间差异不显著。然而,群落高度、 β_{sor} 和 β_{sim} 随海拔升高而降低;其中, β_{sim} 表现为海拔样带2分别与海拔样带1和3之间差异不显著,但海拔样带3显著小于海拔样带1($P<0.05$)。

表2 武功山山地草甸植物群落结构

Table 2 Plant community structure of Wugong mountain meadow

指标 Index	E ₁	E ₂	E ₃
群落高度 Community height (cm)	0.38±0.08a	0.36±0.09a	0.34±0.11a
群落盖度 Community coverage (%)	93.10±5.32a	94.60±7.31a	96.90±2.23a
物种丰富度 Species richness	12.40±2.72a	15.00±5.08a	15.80±5.31a
Margalef 指数 Margalef index (<i>Ma</i>)	2.43±0.44a	2.69±0.85a	2.73±0.88a
Simpson 指数 Simpson index (<i>D</i>)	0.86±0.04b	0.89±0.05ab	0.91±0.02a
Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index (<i>H</i>)	1.92±0.20b	2.12±0.40ab	2.25±0.33a
Pielou 指数 Pielou index (<i>E</i>)	0.77±0.03b	0.79±0.06ab	0.83±0.03a
β 多样性 β diversity (β_{sor})	0.63±0.05a	0.61±0.09a	0.57±0.09a
物种周转 Species turnover (β_{sim})	0.58±0.06a	0.52±0.10ab	0.46±0.11b
物种嵌套 Species nesting (β_{sne})	0.05±0.01b	0.09±0.02a	0.11±0.05a
地上生物量 Aboveground biomass ($g \cdot m^{-2}$)	323.60±188.79a	355.57±83.29a	383.36±99.24a

同行不同小写字母表示在 $P<0.05$ 水平上差异显著。Different lowercase letters in the same line indicate significant difference at the $P<0.05$ level.

2.2 草甸植物群落结构与地形环境的相关分析

山地草甸植物群落的 α 多样性指数 D 、 H 和 E 随海拔升高而增加,与海拔呈显著正相关($P<0.05$,图1);且 α 多样性指数(R 、 Ma 、 D 、 H 、 E)间均存在显著正相关关系($P<0.01$,图1)。坡向对草甸植物群落的影响主要表现为 α 多样性指数中的物种丰富度(R)和 Ma 指数与坡向显著负相关($P<0.05$)。而山地草甸植物群落 β 多样性与地形环境间的相关分析主要表现为植物群落 β 多样性(β_{sor})和物种周转(β_{sim})与海拔和坡度呈负相关($P<0.05$,图1),且植物群落 β 多样性(β_{sor})和物种周转(β_{sim})与 α 多样性指数呈显著负相关($P<0.05$,图1)。然而,植物群落物种嵌套(β_{sne})与海拔和除 Ma 指数外的 α 多样性指数呈显著正相关($P<0.05$,图1)。

2.3 草甸植物群落的物种生态位特征

武功山草甸共调查到98种植物,它们的生态位宽度均受海拔梯度的影响。其中45种主要草甸植物生态位宽

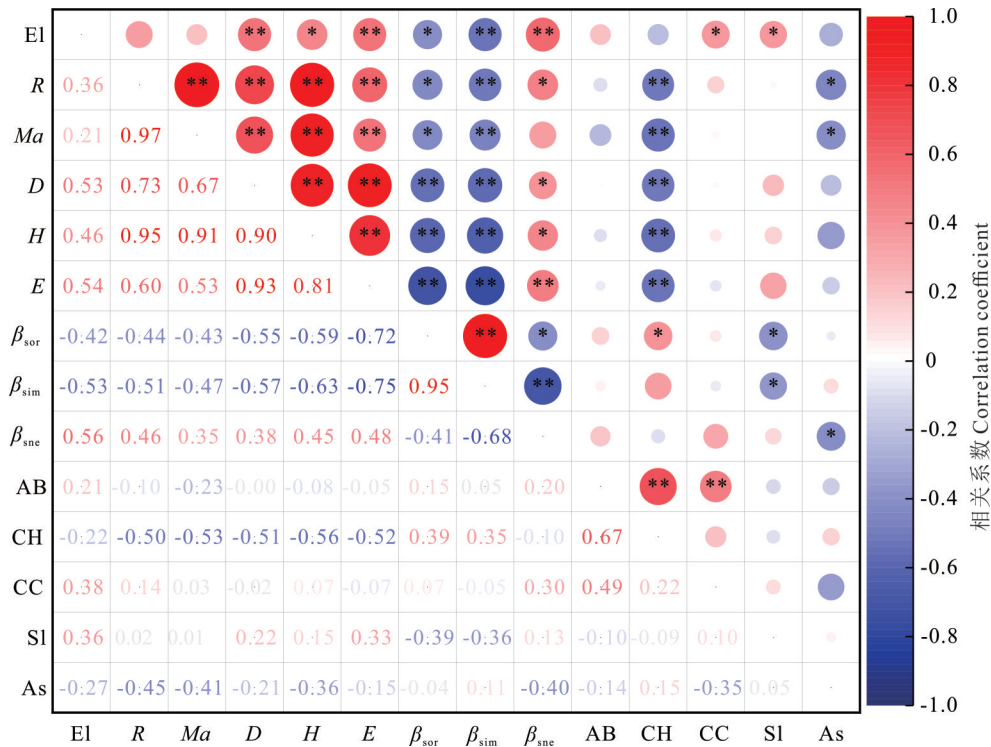


图 1 地形环境下植物群落结构特征的相关性分析

Fig. 1 Correlation analysis of plant community structure characteristics under topographic environment

El: 海拔 Elevation; R: 物种丰富度 Species richness; Ma: Margalef 指数 Margalef index; D: Simpson 指数 Simpson index; H: Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index; E: Pielou 指数 Pielou index; β_{sor} : β 多样性 β diversity; β_{sim} : 物种周转 Species turnover; β_{sne} : 物种嵌套 Species nesting; AB: 地上生物量 Aboveground biomass; CH: 群落高度 Community height; CC: 群落盖度 Community coverage; SI: 坡度 Slope; As: 坡向 Aspect. *和**分别表示在 $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 水平上显著相关。* and ** indicate significant correlation at $P < 0.05$ and $P < 0.01$ level, respectively. 下同 The same below.

度随海拔样带变化的分析结果表明:整体来看,草甸中生态位宽度最大的是野古草,平均生态位宽度为 2.18,生态位宽度最小的是中国繁缕(*Stellaria chinensis*),平均生态位宽度为 0.04。在草甸的整个海拔样带内,芒、野古草、三叶委陵菜、小连翘(*Hypericum erectum*)和狼尾花(*Lysimachia barystachys*)是优势种,一枝黄花(*Solidago decurrens*)、异叶黄鹌菜(*Youngia heterophylla*)、前胡(*Peucedanum praeruptorum*)和轮叶沙参(*Adenophora tetraphylla*)是常见种。一枝黄花、小蓬草(*Erigeron canadensis*)和前胡的生态位宽度随海拔升高而增加,而三脉紫菀(*Aster ageratoides*)、紫花堇菜(*Viola grypceras*)、平车前(*Plantago depressa*)、中国繁缕和蕨的生态位宽度随海拔升高而降低(图 2)。

2.4 植物物种的生态响应

根据不同海拔样带草甸中主要植物物种的生态响应速率(ER)和生态属性(ΔO_{ik})分析,在海拔样带 E_1 中有 24 个发展性种群和 7 个衰退性种群(表 3),结合生态响应速率所反映的种群发展趋势或衰退速率强弱程度来看,海拔样带 E_1 中的主要发展性种群为芒、野古草、异叶黄鹌菜、野菊、三叶委陵菜、大叶胡枝子、武当菝葜、髭脉椴叶树、小连翘、狼尾花和蕨,主要衰退性种群为小蓬草、灯芯草和日本安蕨。在海拔样带 E_2 中有 26 个发展性种群和 13 个衰退性种群(表 3),结合生态响应速率所反映的种群发展趋势或衰退速率强弱程度来看,海拔样带 E_2 中的主要发展性种群为芒、野古草、台湾剪股颖、签草、异叶黄鹌菜、一枝黄花、前胡、轮叶沙参、小连翘和狼尾花;主要衰退性种群为条穗薹草、武当菝葜、蕨和小蓬草。在海拔样带 E_3 中有 26 个发展性种群和 8 个衰退性种群(表 3),结合生态响应速率所反映的种群发展趋势或衰退速率强弱程度来看,海拔样带 E_3 中的芒、野古草、华北剪股颖、狭穗薹草、前胡、牯岭藜芦和小连翘为主要发展性种群,三脉紫菀、紫花堇菜和蕨为主要衰退性种群。根据整个海拔样带(E_1 、 E_2 、 E_3)情况来看,芒、野古草和小连翘在整个草甸植物群落中均为发展性种群,其发展趋势也较强。

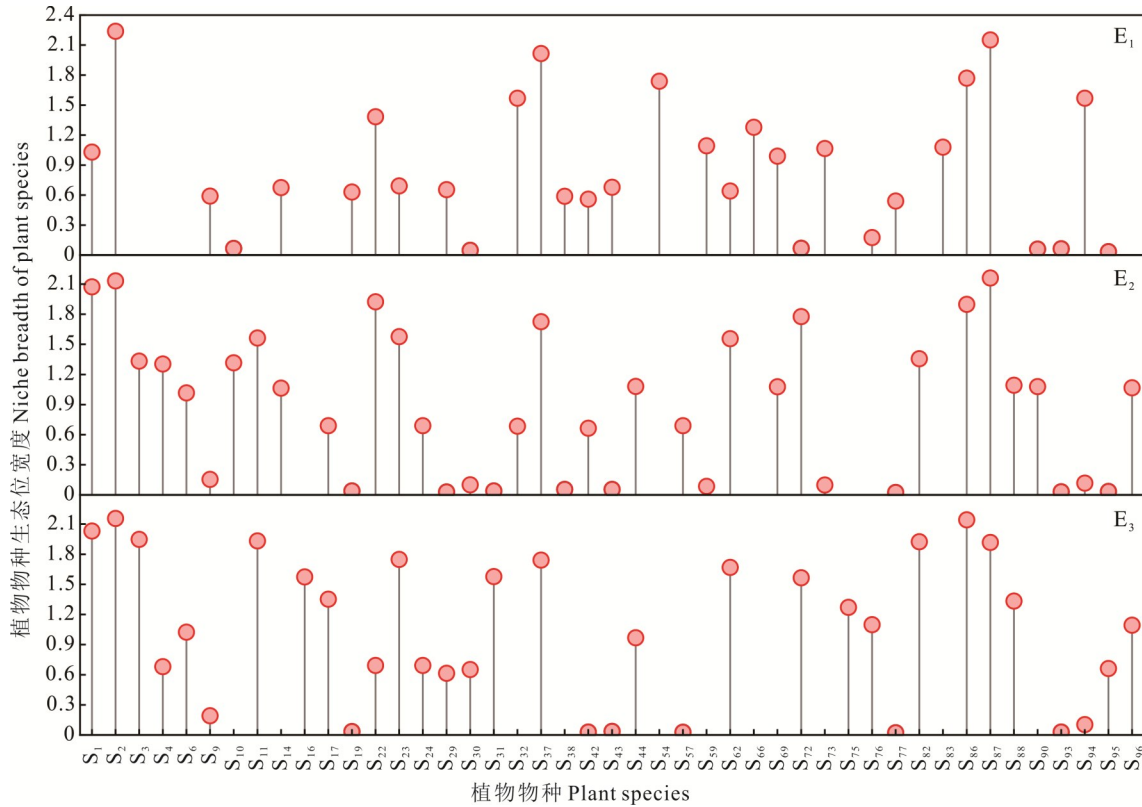


图2 不同海拔样带主要植物物种的生态位宽度

Fig. 2 Niche breadth of main plant species of different elevation transects

E₁: 海拔样带1 Elevation transect 1; E₂: 海拔样带2 Elevation transect 2; E₃: 海拔样带3 Elevation transect 3. S₁: 芒 *M. sinensis*; S₂: 野古草 *A. hirta*; S₃: 华北剪股颖 *A. clavata*; S₄: 台湾剪股颖 *A. sozanensis*; S₅: 求米草 *Oplismenus undulatifolius*; S₉: 条穗薹草 *C. nemostachys*; S₁₀: 签草 *C. doniana*; S₁₁: 狭穗薹草 *C. ischnostachya*; S₁₄: 牡蒿 *Artemisia japonica*; S₁₆: 珠光香青 *Anaphalis margaritacea*; S₁₇: 香青 *Anaphalis sinica*; S₁₉: 三脉紫菀 *A. ageratoides*; S₂₂: 异叶黄鹌菜 *Y. heterophylla*; S₂₃: 一枝黄花 *S. decurrens*; S₂₄: 林荫千里光 *Senecio nemorensis*; S₂₉: 九华蒲儿根 *Sinosenecio jihuashanicus*; S₃₀: 小蓬草 *E. canadensis*; S₃₁: 鬼针草 *Bidens pilosa*; S₃₂: 野菊 *C. indicum*; S₃₇: 三叶委陵菜 *P. freymiana*; S₃₈: 尼泊尔蓼 *Persicaria nepalensis*; S₄₂: 戟叶董菜 *V. betonicifolia*; S₄₃: 紫花董菜 *V. grypoceras*; S₄₄: 福建董菜 *Viola kosanensis*; S₅₄: 大叶胡枝子 *L. davidii*; S₅₇: 腺茎柳叶菜 *Epilobium brevifolium*; S₅₉: 武当菝葜 *Smilax outanbianensis*; S₆₂: 前胡 *P. praeruptorum*; S₆₆: 剑叶耳草 *H. caudatifolia*; S₆₉: 双蝴蝶 *T. chinense*; S₇₂: 轮叶沙参 *A. tetraphylla*; S₇₃: 杜鹃 *Rhododendron simsii*; S₇₅: 羽毛地杨梅 *Luzula plumosa*; S₇₆: 灯芯草 *J. effusus*; S₇₇: 平车前 *P. depressa*; S₈₂: 牯岭藜芦 *Veratrum schindleri*; S₈₃: 髭脉柃叶树 *Clethra barbinervis*; S₈₆: 小连翘 *H. erectum*; S₈₇: 狼尾花 *L. barystachys*; S₈₈: 油点草 *Tricyrtis macropoda*; S₉₀: 小二仙草 *Gonocarpus micranthus*; S₉₃: 中国繁缕 *S. chinensis*; S₉₄: 蕨 *P. aquilinum*; S₉₅: 日本安蕨 *Anisocampium niponicum*; S₉₆: 细叶卷柏 *S. labordei*. 下同 The same below.

2.5 植物物种的生态位重叠

根据3个海拔样带草甸中植物物种的生态位重叠分析结果(表4)表明,发现海拔样带E₁中39.29%的种对,海拔样带E₂中44.49%的种对,海拔样带E₃中51.57%的种对,存在生态位重叠。海拔样带E₁、E₂和E₃中:生态位重叠>0.6的种对比例分别为17.16%、18.58%和21.31%;生态位重叠>0.7的种对比例分别为15.50%、16.17%和18.73%;生态位重叠>0.8的种对比例分别为13.99%、14.76%和16.81%;生态位重叠>0.9的种对比例分别为12.48%、13.60%和15.09%;生态位重叠>1.0的种对比例分别为11.46%、12.84%和13.73%。海拔样带E₁、E₂和E₃的平均生态位重叠分别为1.78、3.08和3.29。3个海拔样带(E₁、E₂、E₃)共有物种19种,占草甸物种总数的19.39%。低海拔与中海拔样带之间(E₁~E₂)的共有种29种,占草甸物种总数的29.59%。低海拔和高海拔样带之间(E₁~E₃)的共有物种21种,占草甸物种总数的21.43%。在中海拔和高海拔样带之间(E₂~E₃)的共有物种34种,占整个草甸物种的34.69%。整个草甸中植物物种的生态位重叠随着海拔的升高而增加。

从45种主要草甸植物种群占用及被侵占资源量的分析可知:海拔样带E₁中,野古草、三叶委陵菜、小连翘和狼尾花对群落总资源的占用量显著高于其被侵占资源量($P < 0.05$,图3);海拔样带E₂中,芒、野古草、华北剪股

表 3 武功山草甸主要植物物种的生态属性(ΔO_{ik})和生态响应速率(ER)Table 3 Ecological attributes (ΔO_{ik}) and ecological response rate (ER) of main species in Wugong Mountain meadow

物种 Species	生态属性 Ecological attributes (ΔO_{ik})			生态响应速率 Ecological response rate (ER)		
	E_1	E_2	E_3	E_1	E_2	E_3
芒 <i>M. sinensis</i>	3.04	3.74	2.81	0.339	0.555	0.722
野古草 <i>A. hirta</i>	2.08	4.87	5.11	1.077	0.438	0.422
华北剪股颖 <i>A. clavata</i>	—	7.84	4.14	—	0.170	0.471
台湾剪股颖 <i>A. sozanensis</i>	—	3.14	1.57	—	0.416	0.434
求米草 <i>O. undulatifolius</i>	—	10.39	6.68	—	0.098	0.153
条穗薹草 <i>C. nemostachys</i>	8.55	-0.03	-0.23	0.069	-4.472	-0.829
签草 <i>C. doniana</i>	-2.23	2.25	—	-0.030	0.584	—
狭穗薹草 <i>C. ischnostachya</i>	—	7.61	4.19	—	0.205	0.461
牡蒿 <i>A. japonica</i>	6.82	7.12	—	0.099	0.150	—
珠光香青 <i>A. margaritacea</i>	—	—	5.98	—	—	0.263
香青 <i>A. sinica</i>	—	9.44	5.22	—	0.073	0.259
三脉紫菀 <i>A. ageratoides</i>	4.51	-5.51	-9.43	0.140	-0.007	-0.004
异叶黄鹌菜 <i>Y. heterophylla</i>	3.28	4.54	9.53	0.422	0.424	0.073
一枝黄花 <i>S. decurrens</i>	2.13	5.08	6.24	0.324	0.310	0.280
林荫千里光 <i>S. nemorensis</i>	—	7.32	0.12	—	0.094	5.712
九华蒲儿根 <i>S. jiuhuashanicus</i>	1.22	-13.35	0.13	0.537	-0.002	4.683
小蓬草 <i>E. canadensis</i>	-3.57	-1.54	14.01	-0.013	-0.065	0.047
鬼针草 <i>B. pilosa</i>	—	-8.42	7.52	—	-0.005	0.210
野菊 <i>C. indicum</i>	3.59	10.72	—	0.437	0.064	—
三叶委陵菜 <i>P. freyniana</i>	2.65	6.21	5.79	0.762	0.278	0.301
尼泊尔蓼 <i>P. nepalensis</i>	1.74	-5.22	—	0.338	-0.011	—
戟叶堇菜 <i>V. betonicifolia</i>	2.72	2.74	-12.94	0.205	0.242	-0.002
紫花堇菜 <i>V. grypoceras</i>	1.00	-3.15	-8.83	0.680	-0.017	-0.004
福建堇菜 <i>V. kosanensis</i>	—	4.48	4.42	—	0.241	0.219
大叶胡枝子 <i>L. davidii</i>	3.40	—	—	0.512	—	—
腺茎柳叶菜 <i>E. brevifolium</i>	—	7.11	-13.97	—	0.097	-0.002
武当菝葜 <i>S. outanscianensis</i>	1.72	-0.48	—	0.637	-0.179	—
前胡 <i>P. praeruptorum</i>	4.72	5.52	2.26	0.136	0.282	0.737
剑叶耳草 <i>H. caudatifolia</i>	0.89	—	—	1.430	—	—
双蝴蝶 <i>T. chinense</i>	1.59	6.75	—	0.623	0.160	—
轮叶沙参 <i>A. tetraphylla</i>	-2.22	5.64	7.50	-0.031	0.315	0.209
杜鹃 <i>R. simsii</i>	2.99	-1.73	—	0.356	-0.057	—
羽毛地杨梅 <i>L. plumosa</i>	—	—	9.44	—	—	0.135
灯芯草 <i>J. effusus</i>	-0.13	—	3.16	-1.373	—	0.348
平车前 <i>P. depressa</i>	2.63	-17.69	-16.78	0.206	-0.001	-0.001
牯岭藜芦 <i>V. schindleri</i>	—	4.90	3.81	—	0.277	0.504
髭脉檉叶树 <i>C. barbinervis</i>	0.80	—	—	1.355	—	—
小连翘 <i>H. erectum</i>	3.57	5.57	3.96	0.496	0.341	0.541
狼尾花 <i>L. barystachys</i>	2.48	4.31	5.89	0.866	0.501	0.325
油点草 <i>T. macropoda</i>	—	6.28	5.51	—	0.174	0.242
小二仙草 <i>G. micranthus</i>	-2.69	5.09	—	-0.022	0.212	—
中国繁缕 <i>S. chinensis</i>	-2.50	-9.86	-12.33	-0.025	-0.003	-0.002
蕨 <i>P. aquilinum</i>	0.85	-1.31	-1.66	1.835	-0.090	-0.062
日本安蕨 <i>A. niponicum</i>	-9.52	-10.01	2.46	-0.004	-0.003	0.269
细叶卷柏 <i>S. labordei</i>	—	6.51	8.07	—	0.164	0.136

—: 该物种在此样带中未出现 This species does not occur in this transect.

表4 武功山草甸植物物种间的生态位重叠竞争结果

Table 4 Results of niche overlap competition among plant species in Wugong Mountain meadow

指标 Index	E ₁	E ₂	E ₃
物种数 Species numbers	52	57	54
种对数 Species pairs numbers	2652	3192	2862
生态位重叠>0.6的种对数 The number of species pairs with niche overlap >0.6	455	593	610
生态位重叠>0.7的种对数 The number of species pairs with niche overlap >0.7	411	516	536
生态位重叠>0.8的种对数 The number of species pairs with niche overlap >0.8	371	471	481
生态位重叠>0.9的种对数 The number of species pairs with niche overlap >0.9	331	434	432
生态位重叠>1.0的种对数 The number of species pairs with niche overlap >1.0	304	410	393
生态位重叠总和 Sum of niche overlap	4715.47	9819.53	9403.00

总物种数 Total number of species: 98. 共有种数 Number of common species: 海拔样带1与2共有种=29,海拔样带1与3共有种=21,海拔样带2与3共有种=34,海拔样带1,2与3共有种=19。The number of species common to both in E₁ and E₂ is 29, the number of species common to both in E₁ and E₃ is 21, the number of species common to both in E₂ and E₃ is 34, the number of species common to both in E₁, E₂ and E₃ is 19.

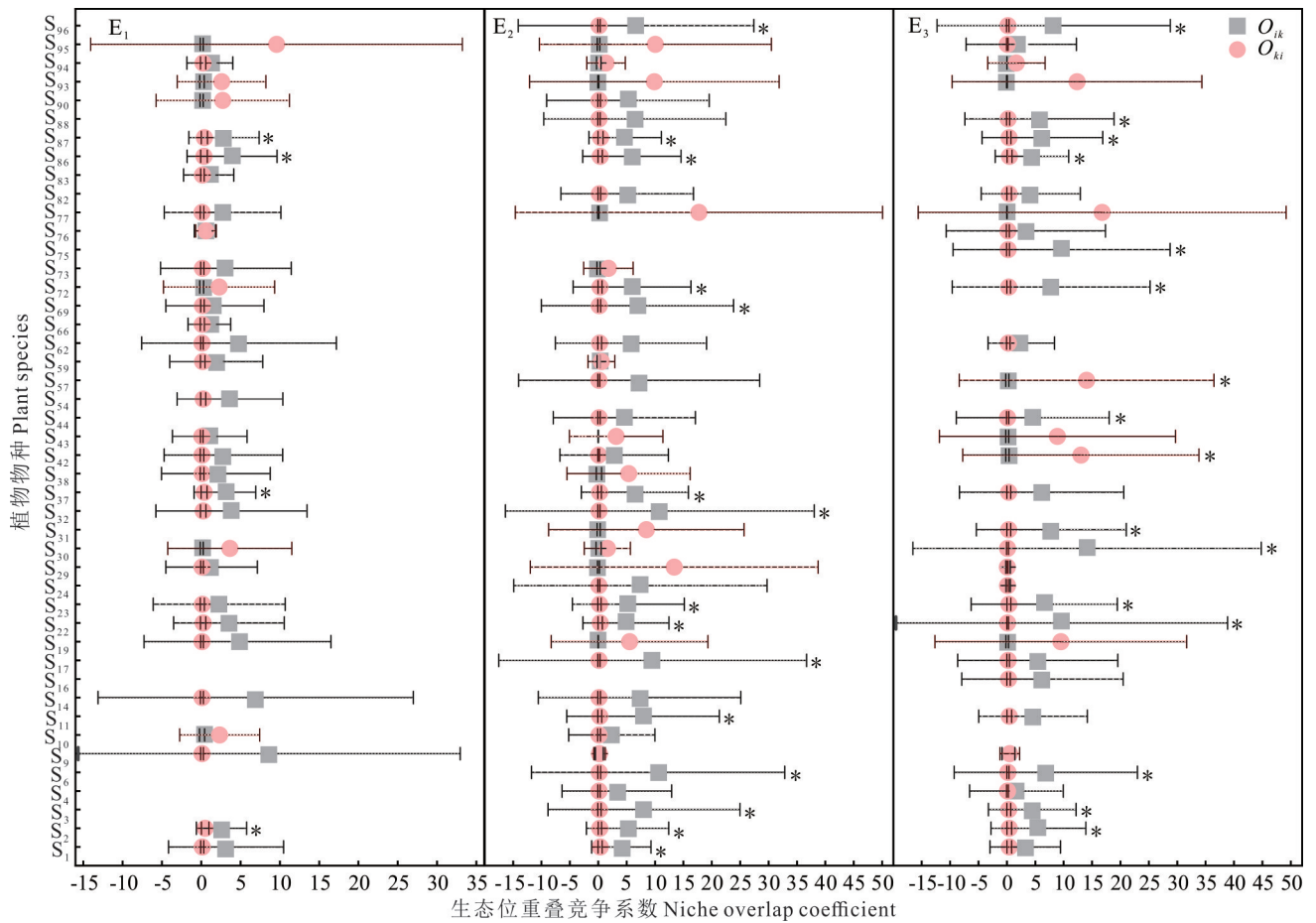


图3 不同海拔样带植物物种的生态位重叠系数

Fig. 3 Niche overlap coefficient of plant species of different elevation transects

O_{ik} 表示种群*i*对种群*k*的生态位重叠系数; O_{ki} 表示种群*k*对种群*i*的生态位重叠系数。 O_{ik} represents the niche overlap coefficient of population *i* to population *k*; O_{ki} represents the niche overlap coefficient of population *k* to population *i*. *表示在 $P < 0.05$ 水平上差异显著。* indicates significant difference at $P < 0.05$ level.

颖、求米草、狭穗薹草、香青、异叶黄鹌菜、一枝黄花、野菊、三叶委陵菜、双蝴蝶、轮叶沙参、小连翘、狼尾花和细叶卷柏对群落总资源的占用量显著高于其被侵占资源量($P < 0.05$, 图3);海拔样带E₃中,野古草、华北剪股颖、求米

草、异叶黄鹌菜、一枝黄花、小蓬草、鬼针草、戟叶堇菜、福建堇菜、腺茎柳叶菜、轮叶沙参、羽毛地杨梅、小连翘、狼尾花、油点草和细叶卷柏对群落总资源的占用量显著高于其被侵占资源量($P < 0.05$, 图3);且在3个海拔样带中野古草、小连翘和狼尾花均表现为对群落总资源的占用量显著高于其被侵占资源量,生态竞争力显著。

3 讨论

3.1 地形因子下植物群落结构变化特征

在山地生态学研究,地形因子(海拔、坡度和坡向等)的作用在于对水分、温度、养分、光照等物质能量的再分配,是影响植物群落结构特征和多样性的重要因子^[18-19],尤其是植物群落多样性随海拔梯度变化明显^[20]。武功山山地草甸植物群落的 α 多样性指数随海拔变化与Zhou等^[21]和Wang等^[22]的研究结果相似, α 多样性指数 D 、 H 和 E 随海拔升高而增加,与海拔呈显著正相关;且 α 多样性指数间的相关分析与Dong等^[20]的研究一致, α 多样性指数(R 、 Ma 、 D 、 H 、 E)间均存在显著正相关关系。这可能是由于随着海拔升高,温度降低、水分条件转好、光照资源丰富,植物群落拥有较好的水热资源条件,所以其具有较高的植物多样性^[23-24]。坡度对武功山山地草甸植物群落结构特征的影响表现为 β 多样性(β_{sor})和物种周转(β_{sim})与坡度负相关,可能是在一定范围内随着坡度增加,人为干扰等难度增大,且水分和光照相对适宜,导致草地植物群落物种丰富度相对较高,而物种丰富度的增加减小了群落间的结构差异,所以坡度增加会降低植物群落的 β 多样性^[22,25]。本研究发现坡向对武功山山地草甸植物群落多样性有显著影响,阴坡的物种丰富度较阳坡高,物种丰富度(R)和 Ma 指数与坡向显著负相关,这与张西等^[25]和牛钰杰等^[26]的研究结果一致;这是因为在山地条件下,草甸植物群落分布受“水分-热量动态理论”影响,坡向变化影响光照、土壤水分和养分等生态因子的空间分配,进而影响植物群落分布格局^[27];阴坡的土壤水分和养分含量更高、温度更适宜,更有利于植物生长,能为更多的稀有物种生存提供条件,所以阴坡的物种丰富度较高^[25]。同时,本研究发现武功山山地草甸植物群落的 β_{sor} 和 β_{sim} 与海拔和 α 多样性指数呈显著负相关,随着海拔的升高而降低。然而, β_{sne} 与海拔和 α 多样性指数呈显著正相关,随着海拔的升高而增加。因为,群落的 β 多样性随 α 多样性的增加而降低,随着海拔升高,植物群落 α 多样性和物种丰富度增加,物种丰富度的增加减小了群落间的结构差异,所以表现为海拔增加,物种丰富度变高,物种嵌套组分(β_{sne})增加,物种分布更均匀,物种更替率降低,导致群落间变异性降低,草地群落更加稳定^[22]。

3.2 草甸植物物种间的生态竞争

总体而言,重要值越大的物种,其生态位宽度越大,种间生态竞争系数越大,对资源环境的利用能力越强,是群落中的优势种^[28-29]。生态位重叠系数可以衡量物种对环境或资源的利用状况,反映物种在植物群落中的生态竞争力^[30]。在45种主要的草甸植物中,随着海拔梯度的增加,芒、野古草、异叶黄鹌菜、一枝黄花、三叶委陵菜、前胡、小连翘和狼尾花的生态位宽度在3个海拔样带上都较大,并且一直是发展性种群。芒、野古草、异叶黄鹌菜、一枝黄花、三叶委陵菜、小连翘和狼尾花的生态竞争力显著,是武功山草甸的建群种。特别是芒和野古草也是中国东南部天然山地草原的典型优势植物和优质牧草^[31-33]。同时,在武功山草甸中,华北剪股颖、求米草和狭穗藁草也都是发展性种群,其生态位宽度和生态响应速率随着海拔的增加而增加;而且,华北剪股颖、求米草和狭穗藁草可作为优质牧草栽培应用^[34-36]。对草甸主要植物物种的生态竞争分析表明,武功山草甸群落结构的整体质量良好。

3.3 草甸质量评价及保护建议

本研究发现武功山草甸共有植物98种,其中草本植物87种;武功山草甸草本植物占江西省143种草甸草本植物的60.84%^[37];而且,武功山草甸的植物物种丰富度高于山东省^[38]、河南省^[39]和广东省莲花山^[40]的山地草甸。同时,武功山草甸植物群落的地上生物量($354.18 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$)高于海南省草原^[41]、天山草原^[42]、河南省山地草甸^[39]和高原草甸^[43-44]。此外,芒是武功山草甸的优势种,资源储量丰富,分布于整个草甸。芒不仅是优质牧草,也是 C_4 植物,因其强大的固碳能力,已被证明是一种有前景的生物能源植物,具有良好的生态、能源、畜牧业和经济效益^[45-46]。同时,在武功山草甸群落中还发现了3种兰科植物:无柱兰(*Ponerorchis gracilis*)、小舌唇兰(*Platanthera minor*)和小花蜻蜓兰(*Platanthera ussuriensis*)。兰科植物的栖息地极易受到干扰,分布栖息地狭窄,是濒危植物

群^[47-48]。兰科植物经常被用作生物保护的旗舰群体^[47],它们对生态系统有很强的依赖性,其生存状况可以客观地反映一个地区的生物多样性优良程度^[49]。然而,两种菊科入侵植物(小蓬草和鬼针草)在草甸上很常见,具有很强的入侵和扩张潜力^[50-51];在草甸中,它们的生态位宽度随着海拔的升高而增加,种群的生态响应属性从衰退变为发展(图1和图3,表3),表明草甸也面临一定程度的退化风险。总体而言,武功山草甸群落质量良好,植物种类多,群落生物量高,草甸面积大,还分布着珍稀兰科植物。特别是从1800 m到最高峰的高海拔地区是最稳定、多样化的草甸群落区域,也是生态保护和旅游开发建设重点考虑地区。未来,武功山草甸应合理规划旅游开放区,加强综合管理,开展科学研究和重点植物资源保护,控制游客数量。

4 结论

武功山草甸是中国东南部重要的山地草甸植被类型,具有高度的多样性。 α 多样性随着海拔的升高而逐渐增加,而 β 多样性则随着海拔的增加而降低,草地群落稳定性随海拔增加而增加。武功山草甸地上生物量也较高,且随海拔的升高呈逐渐增加趋势。整个草甸的植物物种丰富度较高,阴坡更有利于保育更多的草甸植物,提高草甸植物群落的物种丰富度;且草甸群落环境优良能为兰科植物提供栖息庇护所,而优质禾草芒和野古草是整个草甸的优势物种,它们在生态位宽度和种间生态位重叠竞争方面也有明显优势。整体而言,当前武功山草甸群落质量优良,特别是在1800 m至最高峰(金顶)的高海拔地区,草甸植物群落的地上生物量最大,物种多样性最丰富,群落最稳定,是未来草甸保护的重点地段。

参考文献 References:

- [1] McIlroy S K, Allen-Diaz B H. Plant community distribution along water table and grazing gradients in montane meadows of the Sierra Nevada Range (California, USA). *Wetlands Ecology and Management*, 2012, 20(4): 287-296.
- [2] Li W, Cao W X, Wang J L, *et al.* Effects of grazing regime on vegetation structure, productivity, soil quality, carbon and nitrogen storage of alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Ecological Engineering*, 2017, 98: 123-133.
- [3] Saggat S, Jha N, Deslippe J, *et al.* Denitrification and $N_2O:N_2$ production in temperate grasslands: processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. *Science of the Total Environment*, 2013, 465: 173-195.
- [4] Xiu L N, Feng Q S, Liang T G, *et al.* Spatial and temporal distribution of grassland and human occupancy condition in China from 2001 to 2009. *Pratacultural Science*, 2014, 31(1): 66-74.
修丽娜, 冯琦胜, 梁天刚, 等. 2001-2009年中国草地面积动态与人类活动的关系. *草业科学*, 2014, 31(1): 66-74.
- [5] Ren J Z, Zhang Y J. Grassland resources in the south of China and its development strategy. *Journal of China University of Metrology*, 2002, 13(3): 11-17.
任继周, 张英俊. 中国南方草地资源及其发展战略. *中国计量学院学报*, 2002, 13(3): 11-17.
- [6] Zhang X L, Zhang Y, Niu D K, *et al.* Spatial-temporal dynamics of upland meadow coverage on Wugong Mountain based on TM NDVI. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(7): 2414-2424.
张学玲, 张莹, 牛德奎, 等. 基于TM NDVI的武功山山地草甸植被覆盖度时空变化研究. *生态学报*, 2018, 38(7): 2414-2424.
- [7] Deng B L, Li Z Z, Zhang L, *et al.* Increases in soil CO_2 and N_2O emissions with warming depend on plant species in restored alpine meadows of Wugong Mountain, China. *Journal of Soils and Sediments*, 2016, 16(3): 777-784.
- [8] Deng B L, Zheng L Y, Ma Y C, *et al.* Effects of mixing biochar on soil N_2O , CO_2 , and CH_4 emissions after prescribed fire in alpine meadows of Wugong Mountain, China. *Journal of Soils and Sediments*, 2020, 20(3): 3062-3072.
- [9] Li Z, Zhang L, Chen J, *et al.* Response of soil sulfur availability to elevation and degradation in the Wugong Mountain meadow, China. *Plant Soil and Environment*, 2017, 63(6): 250-256.
- [10] Li Z, Siemann E, Deng B L, *et al.* Soil microbial community responses to soil chemistry modifications in alpine meadows following human trampling. *Catena*, 2020, 194: 104717.
- [11] Jiang L B, Zhang L, Deng B L, *et al.* Alpine meadow restorations by non-dominant species increased soil nitrogen transformation rates but decreased their sensitivity to warming. *Journal of Soils and Sediments*, 2017, 17(9): 2329-2337.
- [12] Rana S, Cheng X N, Wu Y F, *et al.* Evaluation of soil and water conservation function in the Wugong mountain meadow based on the comprehensive index method. *Heliyon*, 2022, 8(12): e11867.

- [13] Rana S, Xu Z H, Jemim R S, *et al.* Soil quality assessment in tourism-disturbed subtropical mountain meadow areas of Wugong Mountain, central Southeast China. *Life*, 2022, 12(8): 1136.
- [14] Chardon N I, Rixen C, Wipf S, *et al.* Human trampling disturbance exerts different ecological effects at contrasting elevational range limits. *Journal of Applied Ecology*, 2019, 56(6): 1389–1399.
- [15] Gao Y G, Li Y H, Xu H Q. Assessing ecological quality based on remote sensing images in Wugong mountain. *Earth and Space Science*, 2022, 9(3): e2021EA001918.
- [16] Zhang J T. *Quantitative ecology (The third edition)*. Beijing: Science Press, 2018.
张金屯. *数量生态学(第三版)*. 北京: 科学出版社, 2018.
- [17] Baselga A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 2010, 19(1): 134–143.
- [18] Zhang Q P, Wang J, Lv F. Study of spatial distribution of alpine meadow in Hezuo City. *Chinese Journal of Grassland*, 2021, 43(5): 90–96.
张起鹏, 王建, 吕飞. 合作市高寒草甸空间分布规律研究. *中国草地学报*, 2021, 43(5): 90–96.
- [19] Zhang C S, Xie G D, Bao W K, *et al.* Effects of topographic factors on the plant species richness and distribution pattern of alpine meadow in source region of Lancang River, Southwest China. *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(11): 2767–2774.
张昌顺, 谢高地, 包维楷, 等. 地形对澜沧江源区高寒草甸植物丰富度及其分布格局的影响. *生态学杂志*, 2012, 31(11): 2767–2774.
- [20] Dong S K, Sha W, Su X K, *et al.* The impacts of geographic, soil and climatic factors on plant diversity, biomass and their relationships of the alpine dry ecosystems: Cases from the Aejin Mountain Nature Reserve, China. *Ecological Engineering*, 2019, 127: 170–177.
- [21] Zhou Y D, Ochola A C, Njogu A W, *et al.* The species richness pattern of vascular plants along a tropical elevational gradient and the test of elevational Rapoport's rule depend on different life-forms and phytogeographic affinities. *Ecology and Evolution*, 2019, 9(8): 4495–4503.
- [22] Wang X, Zhu J L, Peng S T, *et al.* Patterns of grassland community composition and structure along an elevational gradient on the Qinghai–Tibet Plateau. *Journal of Plant Ecology*, 2022, 15(4): 808–817.
- [23] Dorji T, Moe S R, Klein J A, *et al.* Plant species richness, evenness, and composition along environmental gradients in an alpine meadow grazing ecosystem in central Tibet, China. *Arctic Antarctic and Alpine Research*, 2014, 46(2): 308–326.
- [24] Gong X, Huo X R, Li W, *et al.* Vegetation community characteristics and spatial differentiation in mountain grassland in Luoshan, Ningxia. *Acta Prataculturae Sinica*, 2025, 34(2): 1–15.
龚昕, 霍新茹, 李雯, 等. 宁夏罗山山地草原植被群落特征及其空间分异. *草业学报*, 2025, 34(2): 1–15.
- [25] Zhang X, Ye M, Chen W L, *et al.* Influence of topography on species diversity of grassland plant communities in the Altai Mountains. *Chinese Journal of Grassland*, 2024, 46(7): 57–71.
张西, 叶茂, 陈维龙, 等. 地形对阿尔泰山草地植物群落物种多样性的影响. *中国草地学报*, 2024, 46(7): 57–71.
- [26] Niu Y J, Zhou J W, Yang S W, *et al.* Quantitative apportionment of slope aspect and altitude to soil moisture and temperature and plant distribution on alpine meadow. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2017, 28(5): 1489–1497.
牛钰杰, 周建伟, 杨思维, 等. 坡向和海拔对高寒草甸山体土壤水热和植物分布格局的定量分解. *应用生态学报*, 2017, 28(5): 1489–1497.
- [27] Wang W H, Wang S L, Liang G L, *et al.* Effects of slope categories of differing aspect and position on plant community diversity in alpine shrubland in the Qilian Mountains. *Acta Prataculturae Sinica*, 2025, 34(1): 17–28.
王文虎, 王世林, 梁国玲, 等. 坡向和坡位对祁连山高寒灌丛植物群落多样性的影响. *草业学报*, 2025, 34(1): 17–28.
- [28] Ding S, Ouyang J, Lv D, *et al.* Niche characteristics of dominant species populations in *Castanopsis fargesii* forest in Jinggang mountain national nature reserve. *Journal of Central South University of Forestry & Technology*, 2014, 34(7): 99–103.
丁松, 欧阳杰, 吕丹, 等. 井冈山自然保护区栲树林优势种群生态位特征. *中南林业科技大学学报*, 2014, 34(7): 99–103.
- [29] Zhang J, Caiwendaiji, Suonacairen, *et al.* The correlation and niche of survival community of in Maduo County, Qinghai Province. *Pratacultural Science*, 2019, 36(11): 2752–2765.
张静, 才文代吉, 索南才仁, 等. 青海玛多梭罗以礼草生存群落种间关联及生态位. *草业科学*, 2019, 36(11): 2752–2765.
- [30] Xiang Z Y, Bhatt A, Tang Z B, *et al.* Disturbance of plateau zokor-made mound stimulates plant community regeneration in the Qinghai–Tibetan Plateau, China. *Journal of Arid Land*, 2021, 13(10): 1054–1070.

- [31] Yang M Z. Preliminary study on the distribution and classification of grassland in Fujian Province. *Grassland of China*, 1983(2): 12–17.
杨睦忠. 福建省草地分布规律及类型划分的初步探讨. *中国草原*, 1983(2): 12–17.
- [32] Yang B Z, Kong D Z. The quantitative classification, ordination and rational utilization of grassland vegetation types of the Nanling Mountains, Hunan Province. *Journal of Natural Resources*, 1991, 6(2): 153–169.
杨宝珍, 孔德珍. 湖南南岭草地植被类型的数量分类、排序及其合理利用. *自然资源学报*, 1991, 6(2): 153–169.
- [33] Wang S Z, Xie F. The grassland resources and their utilization in south China. *Acta Agrestia Sinica*, 1991, 1(1): 1–9.
王素珍, 谢帆. 我国南方草地资源及其利用. *草地学报*, 1991, 1(1): 1–9.
- [34] Song J Z, Sun Y, Ji X, *et al.* Reproductive allocation characteristics of *Agrostis clavata* populations in Changbai Mountain area. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2014, 42(8): 178–180.
宋金枝, 孙颖, 季旭, 等. 长白山区华北剪股颖种群生殖分配特征. *江苏农业科学*, 2014, 42(8): 178–180.
- [35] Liu X F. Cultivation technology and application of *Oplismenus undulatifolius*. *Forest By-Product and Speciality in China*, 2017(3): 34–36.
刘香芬. 求米草栽培技术及应用. *中国林副特产*, 2017(3): 34–36.
- [36] Kang R Q, Bai X M, Ran F, *et al.* Community characteristics and soil nutrient status of 9 *Carex* L. plants in central and eastern Gansu Province. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 2023, 43(2): 305–315.
康瑞卿, 白小明, 冉福, 等. 甘肃中东部地区9种薹草属植物分布区群落特征和土壤养分状况. *西北植物学报*, 2023, 43(2): 305–315.
- [37] Lan L Y, Ma L L, Guo X M, *et al.* Status of grassland resources and above-ground net primary productivity in Jiangxi Province. *South China Forestry Science*, 2022, 50(3): 54–60.
兰龙焱, 马丽丽, 郭晓敏, 等. 江西省草地资源现状及地上净初级生产力研究. *南方林业科学*, 2022, 50(3): 54–60.
- [38] Gu F T. The classification system of the grassland vegetation of Shandong Province. *Grassland of China*, 1990(3): 19–25.
谷奉天. 山东草地植被的分类系统. *中国草地*, 1990(3): 19–25.
- [39] Guo X, Li L, Wang C Z, *et al.* Studies on Henan Province rangeland resource regional planning. *Acta Agrestia Sinica*, 2019, 27(3): 719–727.
郭孝, 李黎, 王成章, 等. 河南省天然草地资源区划的研究. *草地学报*, 2019, 27(3): 719–727.
- [40] Liao Y F, Huang X S. Community characteristics and floristic composition of montane shrub meadow in Lianhua Mountain, Huidong, Guangdong. *Anhui Agricultural Science Bulletin*, 2022, 28(7): 31–33.
廖远芳, 黄潇洒. 广东惠东莲花山山地灌丛草甸区系组成及群落特征. *安徽农学通报*, 2022, 28(7): 31–33.
- [41] Guan H L, Fan J W, Li Y Z, *et al.* Estimation of carbon distribution and storage of natural grassland in Hainan Island. *Ecology and Environmental Sciences*, 2019, 28(6): 1092–1099.
官惠玲, 樊江文, 李愈哲, 等. 海南岛天然草地有机碳分布格局及碳储量估算. *生态环境学报*, 2019, 28(6): 1092–1099.
- [42] Qiao G L, Jin X B, Gu Z M, *et al.* Carrying capacity of high-altitude grassland in warm seasons in the middle section of Tianshan Mountain from 2000 to 2018. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2021, 37(22): 253–261.
乔郭亮, 金晓斌, 顾铮鸣, 等. 2000–2018年天山中段高海拔草地暖季承载力. *农业工程学报*, 2021, 37(22): 253–261.
- [43] Miao C L, Fu S, Liu J, *et al.* Aboveground biomass analysis of an alpine meadow based on unmanned aerial vehicle hyperspectral images in the Haibei pilot area. *Pratacultural Science*, 2022, 39(10): 1992–2004.
苗春丽, 伏帅, 刘洁, 等. 基于UAV成像高光谱图像的高寒草甸地上生物量——以海北试验区为例. *草业科学*, 2022, 39(10): 1992–2004.
- [44] Guo Y H, Pu X J, Pu X P, *et al.* Change tendency of the aboveground biomass and nutrition quality in the alpine pastoral area of Qinghai Tibet. *Acta Agrestia Sinica*, 2021, 29(4): 734–742.
郭艳红, 蒲小剑, 蒲小鹏, 等. 青藏高寒牧区天然草地地上生物量和营养品质的变化规律. *草地学报*, 2021, 29(4): 734–742.
- [45] Ain N U, Haider F U, Fatima M, *et al.* Genetic determinants of biomass in C₄ crops: molecular and agronomic approaches to increase biomass for biofuels. *Frontiers in Plant Science*, 2022, 13: 839588.
- [46] Ou Y X, Zhang Y R, Li Y L. A review on carbon dynamics and budget of biomass energy species of *Miscanthus* spp. *Ecology and Environmental Sciences*, 2013, 22(9): 1633–1638.
欧阳旭, 张亚茹, 李跃林. 基于生物质能的芒属(*Miscanthus*)植物碳动态和收支研究进展. *生态环境学报*, 2013, 22(9):

- 1633—1638.
- [47] Zhang Z J, Yan Y J, Tian Y, *et al.* Distribution and conservation of orchid species richness in China. *Biological Conservation*, 2015, 181: 64—72.
- [48] Hinsley A, de Boer H J, Fay M F, *et al.* A review of the trade in orchids and its implications for conservation. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 2018, 186(4): 435—455.
- [49] Jin X H, Xiang X G, Chen B. Biodiversity of orchids in remnant native forests in Nujiang Valley, Yunnan Province, China. *Biodiversity Science*, 2011, 19(1): 120—123.
金效华, 向小果, 陈彬. 怒江河谷低海拔地区残存原生植被中兰科植物多样性. *生物多样性*, 2011, 19(1): 120—123.
- [50] Chen W. The biological zero and accumulated temperature for seed germination of six Asteraceae species in eastern Guangdong. *Journal of Northwest Normal University (Natural Science)*, 2016, 52(4): 93—98.
陈文. 粤东 6 种菊科植物种子萌发的生物学零度和积温. *西北师范大学学报(自然科学版)*, 2016, 52(4): 93—98.
- [51] Yan X L, Liu Q R, Shou H Y, *et al.* The categorization and analysis on the geographic distribution patterns of Chinese alien invasive plants. *Biodiversity Science*, 2014, 22(5): 667—676.
闫小玲, 刘全儒, 寿海洋, 等. 中国外来入侵植物的等级划分与地理分布格局分析. *生物多样性*, 2014, 22(5): 667—676.