

宁夏香山荒漠草原区植物群落多样性时空特征

尚占环^{1, 2}, 妙爱兴², 龙瑞军^{* 1, 3}, 辛明¹, 郭旭生², 马文志²

(1. 甘肃农业大学草业学院, 甘肃 兰州 730070; 2. 宁夏大学草业科学研究所, 宁夏 银川 750021;

3. 中国科学院西北高原生物研究所, 青海 西宁 810008)

摘 要: 采用多个多样性指数对宁夏香山荒漠草原区植物群落多样性时间、空间动态进行分析。结果表明, 该地区群落时、空动态特征不明显。长期过度放牧导致环境恶化, 生境碎化, 这些作用的长期性、循环性是造成物种、群落格局与原有时、空动态规律相悖的主要因素, 这些因素消除了物种或群落在时间梯度上应有的变化规律。干旱山地物种在长期进化过程中成功的發展了对环境的适应机制, 环境的波动性强烈导致了群落多样性在原来消长动态基础上的复杂化, 也使多样性动态机制复杂化。应用多种指数数学模型对研究对象进行综合评价, 能够真实地反映群落多样性动态。

关键词: 群落多样性; 时空动态; 山地荒漠草原

中图分类号: Q 948, Q14, O96

文献标识码: A

植物群落多样性一般是指植物群落在组成、结构、功能和动态方面所表现出丰富多彩的差异, 或指群落组成结构和动态(包括演替和波动)的多样化^[1-3]。群落多样性是生物多样性的一个重要组成部分, 是生态系统能量和物质的主要提供者, 也是生态系统维持及全球变化调控的主要作用者。因此, 研究植物群落多样性的结构、功能及动态对认识及保护一个地区生物多样性具有重要意义。宁夏香山地区以荒漠草原和半荒漠草原为主体的植被, 是中卫山羊的核心产区。虽然在本区进行了很多的科学研究, 但大多数是关于中卫山羊种质方面, 对于本区物种资源特征、时空动态及生态系统功能的研究报道很少。对本区生物多样性进行研究目的在于为宁夏中部干旱山地生态系统恢复与重建提供科学依据, 并对中卫山羊这一重要种质资源保育提供科学指导。

1 试验区自然地理特征

试验区处 105°31'E, 37°15'N, 位于宁夏中卫县

西南与同心县、中宁县交界地带, 包括香山北部地区、香山台地(黄河阶地)、天井山、米钵山。该区地形复杂, 山峦起伏, 沟壑纵横, 海拔 1 300~ 2 100 m。气候为典型大陆性气候, 日照强烈, 风沙大, 降雨少, 蒸发大, 植被生长季节短。近几年(1995~ 2002 年)气象数据为: 年平均温度 9.27℃; 年平均日照时数 3 126.17 h; 年极端最高温度 37.6℃; 年极端最低温度 - 22.7℃; 年平均降水量 189.35 mm; 年平均蒸发量 1 969.58 mm; 平均相对湿度 56.67%; 平均无霜期 158.83 d。水源以山泉为主, 水质呈微碱性, pH 值为 7.0~ 7.5, 地带性土壤为灰钙土, 山地中多为浅层粗骨灰钙土, 部分土层较厚, 中部有山地发育的地域性红粘土。

按综合顺序分类法, 该地区草原属于微温干旱半荒漠类^[4]。根据倪健等^[5]中国生物多样性的生态地理区划, 该地区属于五个生物大区之一, 即 II 北方草原荒漠大区、IIB 欧亚草原亚区。而且属于 18 个中国生物多样性中心的鄂尔多斯—阿拉善亚荒漠内亚蒙古荒漠、草原中心。

收稿日期(Received date): 2004- 01- 18; 改回日期(Accepted): 2004- 05- 20。

基金项目(Foundation item): 国家自然科学基金(39960052)、教育部骨干教师计划项目和中国科学院百人计划资助。[The Project of the National Natural Foundation of China(No. 39960052). The planning Project of Skeleton Teacher of the Ministry of Education. Hundred Talents Program of CAS.]

作者简介(Biography): 尚占环(1978-), 男, 河北玉田人, 博士研究生, 主要从事生物多样性、草地生态学研究。[Shang Zhanhuan, Ph. D. candidate, mainly engaged in biodiversity and grassland ecology.]

✉ 通讯作者: Author for correspondence. E-mail: longruijun@sina.com

2 研究方法

2.1 调查方法

设置典型固定样地 6 个(香山台地、同场堡、月牙湾、朱家圈、刘武井、天井山), 进行调查(样地概况见表 1)。每一样地内设置 5~ 8 个样方, 灌丛群落样方面积为: 10 m× 20 m; 草本群落样方大小为 1 m

× 1 m。调查植物群落物种多度、高度、频度、盖度、地上生物量。调查时间为 2001- 07~ 08; 2002- 05 ~ 11, 每月中旬进行。所得数据用来计算植物群落结构多样性函数值。生物量采用直接收获法, 称鲜重; 干物质: 鲜重在烘箱内 105 ℃杀青, 然后 80 ℃烘至衡重。样地内同时取 0~ 30 cm 土样混合, 带回实验室测当时土壤含水量(采取烘干称重法)。

表 1 各个样地基本情况
Table 1 The basic conditions of every sample

样地	海拔范围 (m)	土壤基质特征	放牧情况	植被情况	备注
香山台地	1 350~ 1 500	土地沙化, 地面石子较多	放牧严重过度	优势物种为油蒿 (<i>Artemisia ordossica</i>)、老瓜头 (<i>Cynanchum komarovii</i>)、猫头刺 (<i>Oxytropis aciphilla</i>) 等, 伴生种为长芒草 (<i>Stipa bungeana</i>)、糙隐子草 (<i>Cleistogenes squarrosa</i>)、小画眉草 (<i>Eragrostis poaeoides</i>), 多根葱 (<i>Allium polyrhizum</i>) 等, 植被盖度 25% ~ 30%。	中卫山羊选育场所在地
同场堡	1 610~ 1 700	山地灰钙土, 土层较厚	放牧严重过度	植被优势种为短花针茅 (<i>stipa breviflora</i>)、长芒草、冷蒿、猪毛蒿 (<i>Artemisia scoparia</i>), 伴生种为红砂 (<i>Reaumuria soongorica</i>)、油蒿、苔草 (<i>Carex lithophila</i>)、单叶黄芪 (<i>Astragalus efoliolatus</i>) 等, 植被盖度 10% ~ 30%。	大部分山坡为缓坡
朱家圈	1 760~ 1 840	山地灰钙土, 山石风化、裸露严重	放牧过度	植被优势种为长芒草、荒漠锦鸡儿、多根葱, 伴生种为短花针茅、鸦葱 (<i>Scorzonera austriaca</i>)、西山委陵菜 (<i>Potentilla sishanensis</i>) 等, 植被盖度 25% ~ 35%。	地形比较复杂
月牙湾	1 750~ 1 800	土层较厚, 多为黄绵土, 石质山坡为粗骨土	放牧过度	植被优势种为短花针茅、川青锦鸡儿、红砂 (<i>Reaumuria soongorica</i>) 等, 伴生种为阿尔泰狗哇花 (<i>Heteropappus altaicus</i>)、冷蒿、细茎黄芪 (<i>Astragalus miniatus</i>) 等, 植被盖度 20% ~ 40%。	天井山与香山交界地带
刘武井	1 740~ 1 850	山石裸露, 土层很薄, 为山地灰钙土	放牧严重过度	植被优势种为长芒草、刺旋花、沙冬青 (<i>Ammodendron mongolicus</i>) 等, 伴生种为冷蒿、阿尔泰狗哇花、虻果芥 (<i>Torularia humilis</i>)。该地区石鸡 (<i>Alectoris chukar potanini Sushkin</i>) 较多, 植被盖度 30% ~ 35%。	中卫山羊选育的重点牧点
天井山	1 850~ 1 940	山地灰钙土, 岩石风化严重	放牧过度	植被优势种为荒漠锦鸡儿、长芒草 (<i>S. bungeana</i>)、阿尔泰狗哇花、刺旋花, 伴生种为多根葱、糙苏 (<i>Phlomis umbrosa</i>)、麻黄 (<i>Ephedra intermedia</i>) 等。灰榆在山沟里能小片成树林, 阴坡有小片忍冬和荀子组成的灌丛, 林下多为梯牧草, 糙苏等草本植物, 植被盖度 15% ~ 40%。	灌丛植被群落发育较好

2.2 数据计算方法

(1) 丰富度指数

Richness= S [RicR]

dma= (S - 1) / lnN [MarR]

(2) 均匀度指数

Shannon——Wiener 均匀度指数

$J_{sw} = H' / H' \max = (- \sum Pi \log Pi) / \log S$

[ShaE]

Heip 均匀度指数

$Eh = [\exp(- \sum pi \ln Pi) - 1] / (S - 1)$

[HeE]

Alatalo 均匀度指数

$Ea = [1 / (\sum Pi^2) - 1] / [\exp(- \sum pi \log Pi) - 1]$

[AlaE]

Sheldon 均匀度指数

$Es = \exp(- \sum Pi \ln pi) / S$

[SheE]

(3) 变化度指数

Shannon-Wiener 指数: $H' = - \sum P_i \text{Log} P_i$
[Sha V]

McIntosh 指数

$D = \frac{N - U}{N - \sqrt{N}}$ $U = \left(\sum_{i=1}^n N_i^2 \right)^{1/2}$ [McI V]

Brillouin 指数

$HB = (1/N) \text{Log}[N_1!, N_2!, \dots, N_s!]$
[Bri V]

Simpson 多样性指数

$D = 1 - \sum [Ni(Ni - 1) / N(N - 1)]$
 $= 1 - \sum Pi^2$ [Sim V]

(4) 优势度指数: Simpson 优势度指数

$C = \sum_{i=1}^s [Ni(Ni - 1) / N(N - 1)]^2$ [Sim D]

(5) $P_{i1} = (\text{相对频度} + \text{相对高度} + \text{相对多度} +$

相对盖度)/4

(6) $P_{i2} = (\text{相对频度} + \text{相对高度} + \text{相对多度} + \text{相对盖度} + \text{相对干物质重})/5$

式中 S —物种总数; N —物种总个体数; N_i —第 i 种个体数; P_i —物种 i 的重要值(P_{i1} 、 P_{i2} : 根据群落调查内容选择)。以上指数根据丁岸钦^[6], 马克平^[7]综合评价进行选择。

3 结果分析

3.1 群落多样性的时间动态特征

3.1.1 主要物种及其种群一年内消长动态

图 1 为典型群落内各个物种重要值月间的变化情况。可以看出各个物种或种群的变化除了受物种本身生物学特性及环境因子作用(水、热、地形等)外, 群落内物种相互间影响也较大。

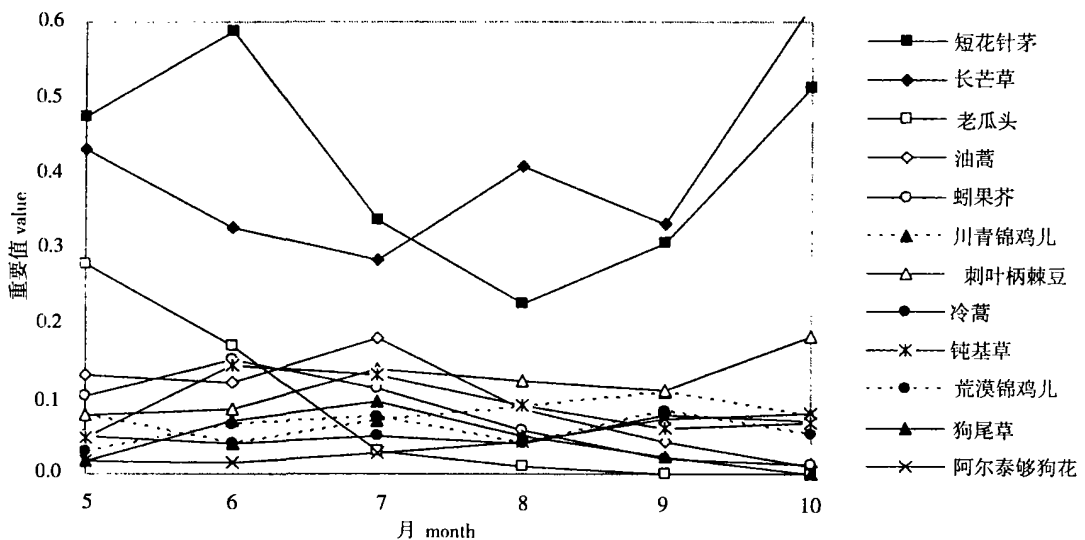


图 1 典型群落内物种重要值月变化

Fig. 1 The variation of the key values of most species in different months

长芒草(*Stipa bungeana*)作为群落优势种与其他伴生多年生草本植物一样在 5 月生长很快, 一个主要原因是 2002- 05 雨水较多。但随着其他一年生植物在雨后迅速生长, 它们在群落内重要值有所下降, 另外还有放牧采食的影响; 到了 8 月, 一年生植物逐渐衰落, 长芒草的重要值又升高了; 2002- 08 中下旬降雨导致在 9 月一些一年生植物又开始生长, 加上其他多草生植物生长, 因此 9 月长芒草重要值又有所下降。到了 10 月, 气温下降, 不耐寒的一年生植物先后枯黄, 长芒草重要值相对增加, 一直到

了 11 月, 仍然是群落中的优势植物。11 月群落中主要物种还有短花针茅(*Stipa breviflora*)、冰草(*Agropyron cristatum*)、狭叶锦鸡儿(*Caragana stenophylla*), 及单叶黄芪(*Astragalus efoliolatus*)等。短花针茅、钝基草(*Timouria saposnikowii*)与长芒草不同的是, 重要值在 6 月达到最高, 然后逐渐下降, 到 10 月又升高。钝基草春季返青、生长发育都比较晚, 其重要值的变化符合植物生长发育规律, 短花针茅是由于花序缘故, 造成家畜采食比较困难, 在 6 月达到生长的高峰, 后进入生殖生长阶段, 营养

生长减缓,或因其他物种的消长使之优势度下降。

10月除了几种多年生牧草、黄芪属(*Astragalus*)及狭叶锦鸡儿等的重要值升高外,其他物种均下降,或彻底枯死。川青锦鸡儿(*Caragana tibetica*)、阿尔泰狗哇花(*Heteropappus altaicus*)的变化不明显。阿尔泰狗哇花在草地中一直是重要伴生物种,其营养生长的优势及耐寒性使之在一年内重要值呈逐渐增加的趋势。川青锦鸡儿是川青锦鸡儿矮灌丛群落的优势物种,该群落的植物多为矮小植物,它的重要值变化比较平稳,到了秋季随着其他植物的衰落其优势地位越加突出。与之相似的物种还有刺叶柄棘豆。我们注意到老瓜头(*Cynanchum komarovii*)的特殊性,与2001年相比该植物的生长情况不大相同。2001年其生长最高峰出现在8月,而

2002年提前至5月,且生长期都是3个月左右,即2002-08老瓜头几乎都枯死了,重要值的变化也反应了这种情况,说明该物种生长节律随降雨摆动。鉴于这种情况,笔者建议利用老瓜头养蜂应该在季节性迁移中考虑到这一点。

虬果芥(*Torularia humilis*)是一年生植物,对土壤水分十分敏感,例如5月份雨水充沛时生长旺盛到8月雨水偏少时,几近枯死,8月中旬降雨,再次开始生长,可见在生长季节内它可以作为土壤湿度的指标物种。其他灌木植物在群落内一年中的变化不大。需要说明的是,群落内物种的变化并不能完全代表某种群的情况,物种重要值的变化能粗略代表种群动态。

表 2 各个样地群落多样性指数在一年内的变化情况
Table 2 The variation of diversity indices within a year at every sample

时间	刘武井			台地			同场堡		
	ShaV	ShaE	SimD	ShaV	ShaE	SimD	ShaV	ShaE	SimD
5月	1.43	0.80	0.28	1.45	0.90	0.26	1.73	0.89	0.21
6月	1.53	0.85	0.26	0.98	0.89	0.40	1.16	0.72	0.42
7月	1.71	0.95	0.20	1.19	0.86	0.36	1.21	0.87	0.34
8月	1.36	0.85	0.30	1.39	0.71	0.34	1.49	0.93	0.22
9月	1.77	0.91	0.19	1.59	0.89	0.24	1.64	0.92	0.22
10月	0.96	0.87	0.43	1.33	0.96	0.28	1.33	0.96	0.28

时间	天井山			月牙湾			朱家圈		
	ShaV	ShaE	SimD	ShaV	ShaE	SimD	ShaV	ShaE	SimD
5月	1.25	0.78	0.36	1.39	0.86	0.30	1.30	0.81	0.36
6月	1.36	0.98	0.26	1.32	0.74	0.36	1.97	0.90	0.17
7月	1.83	0.94	0.17	2.00	0.91	0.17	1.71	0.95	0.19
8月	1.90	0.92	0.17	2.31	0.90	0.12	1.94	0.88	0.18
9月	1.95	0.94	0.15	1.81	0.87	0.20	1.73	0.89	0.22
10月	1.97	0.90	0.16	1.24	0.90	0.33	1.31	0.95	0.29

3.1.2 群落结构多样性指数的月变化

由表2可以看出,Shannon-Wiener多样性指数变化与优势度、均匀度指数的变化不同,优势度与均匀度两个指数的变化趋势相反。台地与同场堡的多样性指数值变化趋势基本一致,其他各个样地的变化均有自己的特点,说明了样地群落组成差异,群落多样性的变化也不一样。刘武井样地群落多样性在7月达到最高,说明7月各物种在群落内都生长发育到最高峰。各样地群落多样性一般都在7~8月多样性最高,优势度在6月或10月较低。干旱地区

降雨的不均衡性引起不同物种生长发育的随机性,从而导致群落多样性变化与其他地区的差异性。此外,过度的放牧导致了群落多样性与群落自然生长截然不同的格局,这也是导致多样性变化规律不明显的主要原因。10月群落物种多样性降低是由于物种丰富的减小造成的,突出了耐寒物种的优势地位。

3.1.3 与2001年相比草地植物群落的变化

根据2001-08调查的资料,我们进行对比,以典型样地为调查对象,进行多样性指数的计算,结果

如表 3。在两个对照样地中 Shannon-Wiener 指数都是降低的。当然, 一年内降低并不能说明多样性在年间是降低的趋势, 2002 年的降雨量比 2001 多, 对物种发育来说是有利的, 而造成群落多样性降低的主要原因是 2001-08 由于植物生长达到了最佳, 各个物种都生长发育到了高峰, 导致了样地群落结构多样性高。2002-08 已经是该年度雨季节过去, 许多对雨水敏感的物种都枯落(老瓜头、虻果芥, 狗尾草(*Setaria viridis*)等), 造成了物种多样性的降低。沙化草地物种对雨水更加敏感, 因此群落多样性变化要大些。均匀度与优势的变化相反, 均匀度降低, 而优势度增加, 说明了 2002-08 优势物种中有的衰落(老瓜头, 油蒿), 从而体现了其他优势物种的优势度(刺叶柄棘豆, 骆驼蒿(*Peganum nigellastrum*)), 因此导致均匀度降低, 优势度增加。山地草地中多年生植物的存在, 一年生植物优势不明显, 所以降雨量的变化在一年的时间尺度上没有明显干扰到群落组成格局, 变化也不大($2.39 \rightarrow 2.36$)。由于山地土壤的持水能力比沙化草地大, 植物的消长随降雨的变化较小, 因而优势物种变化微小($0.16 \rightarrow 0.12$), 但均匀度增加($0.72 \rightarrow 0.79$)相对较大。两年间群落多样性的变化更多是由于年度间环境变化在群落上的反映。根据两年的调查结果可知, 即使是雨水好的季节, 该山地草地状况并没有什么大变化。因此短期内水、热条件改善并不能给该生态系统带来多大的恢复效果, 所以生态系统的恢复必须长期进行, 并配合必要的恢复措施, 在生境严重碎化的地区仅仅封育是不够的。

表 3 2001 年与 2002 年山地与沙化草地植物群落多样性的变化

Table 3 The variation of community diversity during 2001~2002 in mountain and desert grassland

样地	时间	ShaV	ShaE	SimD
香山台地	2001 年	2.74	0.81	0.09
	2002 年	2.08	0.65	0.22
同场堡	2001 年	2.39	0.72	0.16
	2002 年	2.36	0.79	0.12

3.2 群落结构多样性的空间特征

3.2.1 群落结构多样性在不同样地的变化

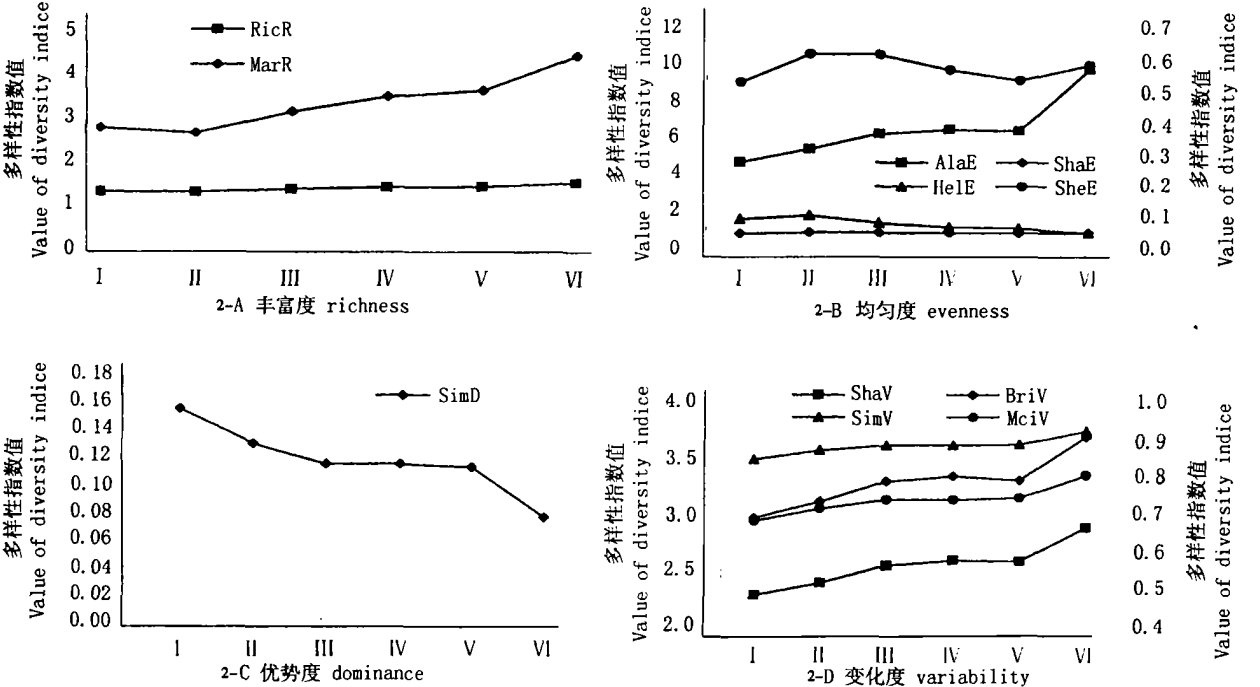
由图 2 可以看出, 物种丰富度指数变化基本一致, 由低海拔到高海拔依次增加(图 2-A); 从四个均匀度指数看, 两个处于增加趋势(图 2-B), 而

Heip 均匀度和 Sheldon 均匀度指数则相反; 变化度指数都是增加的(图 2-D), 优势度(图 2-C)与 Heip 和 Sheldon 均匀度指数变化相反, 图中曲线表现得很明显。因此海拔梯度下群落整体多样性变化反映了该地区植物群落随地形、地势等条件变化的特点。沙化草地群落多样性低的原因是由于一年内各个季节都有优势物种的存在, 削弱了其他物种在群落内重要值。海拔较高的样地, 放牧也较轻, 说明适度干扰增加群落物种的均匀度是正确的。中间海拔样地的群落放牧较重, 不仅削弱了优势物种的优势, 使其他物种也受到强烈影响, 导致群落多样性降低。群落多样性低的地区(在本区), 生境碎化也很严重, 生态恢复难度也很大。如果进行土壤种子库多样性的进一步研究, 则可以进一步确定生态恢复手段及措施。变化度指数中, 四个指数趋势基本一致(图 2-D)。都有随海拔逐渐升高而升高的趋势, 与物种丰富度和均匀度变化趋势是基本一致的, 因此也证明了变化度指数是丰富度和均匀度的函数。各个指数基本上反映了植物群落的空间格局, 但是环境梯度下差异不够显著, 也反映了干扰对环境梯度的消除作用较明显。

3.2.2 不同山坡、坡向及坡位的群落多样性变化

从表 4 中可以看出, 土质山坡的群落多样性大于石质山坡。石质山坡由于水土流失严重, 土层变薄, 物种减少, 导致次优势物种变为优势物种, 其他物种难以适应其生境, 因此群落结构简单。坡度大的石质山坡, 在生境碎化的情况下不利于群落生长发育, 而坡度缓和的土质山坡, 由于土壤条件好, 水土保持能力相对较好, 群落发育也较好, 群落结构比石质山坡复杂, 群落多样性比较高。阳坡物种较少, 群落多样性也很低, 植被覆盖度低, 水土保持能力极低, 不利于植物繁育, 仅在坡上零星散生一些物种。

在同一山坡上的不同位置, 由于土质山坡坡度很小, 文中只比较了土质山坡上半部下半部分。结果表明, 土质山坡上部群落中灌木优势度较高, 导致了多样性和群落均匀度的下降; 另外家畜对灌木采食较少, 对草本植物采食较多, 因此在生长季节, 放牧相对较多的情况下, 造成了土质山坡上部分灌丛物种优势突出, 因此群落优势度较高。石质山坡由于生境碎化严重, 山坡中下部由于长期放牧造成牧道密度较大; 山坡中部处于灌丛和草本群落的交错地带, 边缘效应导致山腰群落多样性比山脚高; 石质山坡山顶区域物种稀少, 多样性很低。



I —香山台地, II —同场堡, III —月牙湾, IV —朱家圈, V —刘武井, VI —天井山

图 2 各多样性指数在不同样地间的变化情况

Fig. 2 The variation of different index at different location

表 4 不同山坡、坡向、坡位的植物群落多样性特征

Table 4 The character of community diversity at hillside and its direction and site of mountain

山坡类型	位置	多样性指数值				代表性群落类型
		ShaV	ShaE	SimD	SimV	
石质山坡	阴坡	1.90	0.92	0.17	0.83	长芒草—冷蒿/ 阿尔泰狗娃花群落
	阳坡	1.05	0.48	0.44	0.56	刺旋花—长芒草/ 针枝芸香群落
土质山坡	阴坡	2.31	0.90	0.12	0.88	长芒草—短花针茅/ 油蒿群落
	阳坡	1.22	0.63	0.38	0.62	川青锦鸡儿—银灰旋花/ 长芒草群落
石质山坡	山脚	1.77	0.80	0.22	0.78	长芒草—阿尔泰狗娃花群落
	山腰	1.82	0.93	0.18	0.82	荒漠锦鸡儿—钝基草群落
	山顶	1.26	0.91	0.32	0.68	刺旋花—钝基草群落
土质山坡	山下	1.98	0.90	0.18	0.82	长芒草—猪毛蒿/ 糙隐子草群落
	山上	1.71	0.71	0.25	0.75	红砂—花花柴/ 多裂骆驼蓬群落

4 讨论与小结

仅用多样性指数刻划群落动态是不够的, 多样性指数本身就具有缺陷^[8], 且在应用上存在很大争议, 早有学者认为多样性指数的泛滥使多样性指数毫无意义^[9]。但是, 在生物多样性保护实践中人们常以多样性指数为依据评价群落或生态系统的状

况, 从而采取相应的保护措施。因此, 要具体问题具体分析, 依不同目的合理利用多样性指数。在环境监测^[10]特别是水域监测方面^[11], 多样性指数和物种多度分布格局具有较大的应用价值。例如, 何梦常和王子健^[11]应用生态学数据(多样性指数)、化学和毒理学综合方法对乐安江水体重金属污染进行分析, 结果表明生物指标能很好地对环境污染进行监测。但是, 应该在多样性指数与污染物浓度间建立

可靠的对应关系。由于生态系统的退化受多因素的影响,测定结果单一地说明污染程度有局限性,应该综合多种方法。物种多样性指数已经成为环境评价中被广泛使用的参数^[12, 13],并且在许多政府机构、国际组织等支持的生态评估监测项目中,都将多样性指数示为关键性指标^[14]。由于多样性测度和算法上有很多的争议,因此生态学家正努力寻找更适合于环境评价的多样性计算方法^[15]。本文综合多种指数含义对该地区群落动态进行描述,结果表明对多种指数进行综合评价,能够更真实地反映群落多样性动态。

长期过度放牧导致环境恶化、生境碎化,这些作用的长期性、循环性是造成物种、群落格局与原有规律相悖的主要因素,这些因素消除了物种或群落在时间梯度上应有的变化规律。从文中多样性指数空间、时间变化可以看出,该山地草地生态系统结构紊乱,这种现象已经导致该地区许多种群濒临消失。具有长期放牧史的草地生态系统,一个显著特点就是多样性的数学表达只是系统进化或退化过程中的一个时段特征。物种在长期进化过程中成功的发展了与环境的适应机制,环境的波动性强烈导致群落多样性在原来消长动态基础上的复杂化,也使多样性动态机制复杂化,尽管本区物种贫乏,但是这种特征更明显。因此对干旱地区特别是山地中生物多样性动态特征及机制的研究将是生态学领域更具吸引力的方向。

参考文献(References):

- [1] Yan Chuanhai. A study of diversity of the coniferous forest in the lower Huaihe valley [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 1998, 17(2): 11~ 15. [阎传海. 淮河下游地区针叶林多样性研究[J]. 生态学杂志, 1998, 17(2): 11~ 15.]
- [2] Xie Yingzhong. Introduction to plant ecology[M]. Yin Chuan: The NingXia people' publishing house, 1999, 46~ 48. [谢应忠. 植物生态学导论[M]. 银川: 宁夏人民出版社, 1999. 46~ 48.]
- [3] Yang Lijun, Li Xilai. Study on the bio-diversity of Alpine plant communities in higher area of south QinHai[J]. *Grassland and Turf*, 2000, 2: 32~ 35. [杨力军, 李希来. 青南高海拔地区草甸植物群落多样性的研究[J]. 草原与草坪, 2000, 2: 32~ 35.]
- [4] Ma Hongbin, Wang Ning. Grassland classified in NingXia[J]. *Journal of Ningxia Agricultural college*, 2000, 21(2): 62~ 67. [马红彬, 王宁. 宁夏草地分类[J]. 宁夏农学院学报, 2000, 21(2): 62~ 67.]
- [5] Ni Jian, Chen ZhongXin, Dong Ming, et al. An ecological regionalization for biodiversity in China[J]. *Acta Botanica Sinica*, 1998, 40(4): 370~ 382. [倪建, 陈仲新, 董鸣, 等. 中国生物多样性的生态地理区划[J]. 植物学报, 1998, 40(4): 370~ 382.]
- [6] Ding Yanqin. Insect ecology[M]. Beijing: Science Press, 1994. 437~ 476. [丁岩钦. 昆虫生态学[M]. 北京: 科学出版社, 1994. 437~ 476.]
- [7] Ma Keping. Measurement of biodiversity[A]. In: Biodiversity Committee of the Chinese Academy of Science. Principles and Methods in the Study on Biodiversity[C]. Beijing. Chinese Science and Technology Press. 1994, 141~ 165. [马克平. 生物群落多样性的测度方法[A]. 见: 生物多样性研究的原理与方法[C]. 北京: 中国科学技术出版社, 1994, 141~ 165.]
- [8] Yue Tianxiang. Studies and questions of biological diversity[J]. *Acta Ecology Sinica*, 2001, 21(3): 462~ 467. [岳天祥. 生物多样性研究及其进展[J]. 生态学报, 2001, 21(3): 462~ 467.]
- [9] Hulbert. S. H. The non-concept of species diversity: A critique and alternative parameters[J]. *Ecology*, 1971, 52: 577~ 586.
- [10] Yuan Xingzhong, Lu Jianjian, Liu Hong. Influence of characteristics of *Scirpus mariqueter* community on the Benthic macro-invertebrate in a salt marsh of the Changjiang estuary[J]. *Acta Ecology Sinica*, 2002, 22(3): 326~ 333. [袁兴中, 陆健健, 刘红. 河口盐沼植物对大型底栖动物群落的影响[J]. 生态学报, 2002, 22(3): 326~ 333.]
- [11] He Mengchang, Wang ZiJian. Assessing heavy pollution in the Le'an River by multiindex and an integrative model[J]. *Acta Ecology Sinica*, 2002, 22(1): 80~ 85. [何孟常, 王子健. 利用综合评价方法和等级模型评价乐安江水体重金属污染[J]. 生态学报, 2002, 22(1): 80~ 86.]
- [12] Cairns, J. P. V. M cCormick, B. R. Niedrlehner. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health[J]. *Hydrobiologia*, 1993, 263: 1~ 44.
- [13] Li Jin, An Shuqing, Cheng Xiaoli, et al. Advances in assessment of ecosystem health[J]. *Acta Ecology Sinica*, 2001, 25(6): 641~ 647. [李谨, 安树青, 程小莉, 等. 生态系统健康评价的研究进展. 生态学报, 2001, 25(6): 641~ 647.]
- [14] Aguilar. B. J. Applications of ecosystem health for the sustainability of manags systems in Costa Rica[J]. *Ecosystem Health*, 1999, 5: 36~ 48.
- [15] Kevan. P. G. C. F. Greco, S. Belaussoff. Log-normality of biodiversity and abundance in diagnosis and measuring of ecosystemic health: pesticide stress on pollinators on blueberry heaths[J]. *Journal of Applies Ecology*, 1997, 34: 1122~ 1136.

Spatio-temporal Characteristics of Plant Community Diversity in Desert-grassland of Xiangshan Mountainous, Ningxia

SHANG ZhanHuan^{1,2}, YAO Ai Xing², LONG Rui Jun^{1,3},

XIN Ming², GUO Xu Sheng², MA Wen Zh²

(1. Faculty of Grassland Science, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070, China;

2. Institute of Grassland Science, Ningxia University, Yinchuan 750021, China;

3. Northwest Institute of Plateau Biology, the Chinese Academy of Sciences, Xining 810008, China)

Abstract: Several diversity indices were used to analyze community diversity in different times and spaces. The results showed that, the dynamic characteristics of communities were not evidenced. Long-time disturbance of grazing severely abated the pattern and dynamics of species, population and community at different gradients of environment and time, furthermore the chronicity and circularity of this sequel aggravated the non-completeness of ecosystem of desert grassland. Those therefore led to more degradation of the ecosystem, and the habitat more fragmentation, and the maladjustment of functions(including the bastard pasture increasing, the loss of species, the degradation of quality of Zhongwei Goat). The sequence of the communities' diversity at different times and spaces were no long existed after heavier and long time grazing. In addition, most species had formed the adapting mechanism(including ecological actions and shapes) to the fluctuating environments, and which was an important factor leading to the dynamics of diversity and its mechanism more complex. Because there are many limitations of all diversity indices, the communities' diversity was evaluated and analyzed should by several indices of diversity synthetically.

Key words: community diversity; spatio-temporal dynamic state; mountain-desert grassland