



民勤荒漠区主要植物群落的稳定性及生态效应

常兆丰^{1,2}, 段小峰^{1,2}, 韩福贵^{1,2}, 仲生年^{1,2}, 王强强^{1,2}, 张剑挥^{1,2}

(1 甘肃省治沙研究所, 兰州 730070; 2 甘肃民勤荒漠草地生态系统国家野外科学观测研究站, 甘肃民勤 733300)

摘要:以民勤荒漠区 5 种主要植物群落 10 个样方 12 年的定位观测资料为基础, 运用植被盖度和投影盖度 2 个指标对荒漠区植物群落的稳定性及其生态效应进行分析, 以期阐释随着全球变暖荒漠植物群落的稳定性和生态效应的变化规律。观测结果表明, 沙蒿(*Artemisia arenaria*)的植被盖度和麻黄(*Ephedra przewalskii*)的植被盖度以及沙蒿的投影盖度和梭梭(*Haloxyylon ammodendron*)人工林的投影盖度显著下降, 白刺(*Nitraria tangutorum*)的植被盖度亦下降。分析结果表明: (1) 植被盖度相对较低的群落的稳定性较强, 而植被盖度相对较高的群落的稳定性相对较差。 (2) 当年降水量是决定植被盖度及其投影盖度的关键因子。 (3) 单位面积的白刺的生态功能最大, 其次是麻黄, 再次是白刺+梭梭, 单位面积的沙蒿的生态功能最低。荒漠区植被稀疏, 植株枝条分布极不规则, 以冠幅计算所得的植被盖度不能反映植被实际覆盖地表的状况。

关键词:植物群落; 稳定性; 生态效应; 民勤荒漠区

中图分类号: Q948.15⁺7

文献标志码: A

Stability and Ecological Effect of Mainly Plant Communities in Minqin Desert Area

CHANG Zhaofeng^{1,2}, DUAN Xiaofeng^{1,2}, HAN Fugui^{1,2}, ZHONG Shengnian^{1,2},
WANG Qiangqiang^{1,2}, ZHANG Jianhui^{1,2}

(1 Gansu Desert Control Research Institute, Lanzhou 730070, China; 2 Minqin National Station for Desert Steppe Ecosystem Studies, Minqin, Gansu 733300, China)

Abstract: Minqin County is one of the major areas of desertification in China. In this paper, the stability and ecological effects of 5 mainly plant communities were analyzed with 12 years of positioning observations in Minqin desert area. Observations show: Vegetation cover was significantly decreased of *Artemisia arenaria* and *Ephedra przewalskii*, and projective cover is significantly decreased of *A. arenaria* and *Haloxyylon ammodendron* plantation. Vegetation cover of *Nitraria tangutorum* also decreased. The analysis showed that: (1) Plant community of cover relatively low stability is strong. The plant community of cover relatively high stability is weaker. (2) Year rainfall is the key factor for determining the vegetation cover and the projector cover. (3) Ecological functions of *Nitraria tangutorum* per unit area is the largest, followed by *E. przewalskii*, and the third is *N. tangutorum*+*H. ammodendron*. Ecological functions of *A. arenaria* per unit area is the lowest. Vegetation of desert area sparse and plant shoots distribution is extremely irregular. Vegetation cover is calculated with plants crown does not reflect the actual situation of surface covered by vegetation.

Key words: plant communities; stability; ecological effects; Minqin desert area

气候变暖和荒漠化是近几十年来全球普遍关注的两大环境问题, 引起了全世界的广泛关注。荒漠

收稿日期: 2014-08-01; 修改稿收到日期: 2014-09-29

基金项目: 国家自然科学基金(41261102)

作者简介: 常兆丰(1957—), 男, 研究员, 主要从事荒漠生态研究。E-mail: czf123@sina.com

化和全球变暖互为因果,加剧了荒漠化的发展和全球变暖的进程^[1-3]。荒漠植物群落是荒漠生态系统中主要的生态因子,国内外有关荒漠植物群落的研究成果主要集中在植物物候对气候变暖的响应^[4-6]、植物群落及物种的多样性^[7-8]、植物对气候变暖的响应^[9-10]、群落特征^[7]、生物、群落与环境因子的关系^[11]等方面。植物群落的稳定性是指群落在外界因子的干扰下,能保持原来状态的倾向。稳定性是植物群落结构与功能的一个综合特征^[12]。目前有关植物群落稳定性的评价指标有许多^[13-14],也有关于荒漠植物群落稳定性的研究报道^[15-16],然而,无论选用什么指标,植被盖度是其中一个最主要的指标。

张林静等^[17]研究认为,植被盖度能较真实地反映荒漠植物的生态功能。干旱荒漠区不仅植被稀疏,而且植株的枝条也很稀少且分布极不规则,不同植物甚至不同植株的冠幅盖度与投影盖度差异较大,如果直接用冠幅盖度(由冠幅计算得的盖度)则不能真实反映植被覆盖地表的情况^[18]。荒漠植物群落的生态效应就是指植物群落对其所处的生态系统的结构和功能的影响。植物是响应区域性气候变化最灵敏的指示物^[4,19]。荒漠区,尤其是沙漠区降水极少、气候干燥、蒸发强烈,自然条件十分严酷,生态系统十分脆弱^[20]。那么,随着全球变暖,荒漠植物群落的稳定性如何?在如此严酷的生态环境中的荒漠植物群落的生态效应性目前尚未有研究报道。民勤是我国严重荒漠化地区之一,民勤的荒漠化早已引起国内外学术界的高度重视。本研究以民勤荒漠区 5 种主要植物群落 10 个样方 12 年的定位观测资料为基础,拟运用植被盖度和投影盖度 2 个指标对荒漠区植物群落的稳定性及其生态效应进行分析,以期阐释随着全球变暖荒漠植物群落的稳定性和生态效应的变化规律。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

民勤县位于中国西北干旱荒漠区的甘肃河西走廊东北侧的石羊河流域下游,地处腾格里大沙漠的西缘,地理位置为 $101^{\circ}48' \sim 104^{\circ}13'E$, $38^{\circ}05' \sim 39^{\circ}27'N$ 之间,总土地面积为 $16\,016\text{ km}^2$,境内海拔多在 $1\,300 \sim 1\,350\text{ m}$ 之间(图 1)。民勤县的生态环境退化大致可分为 3 个历史景观,即汉代以前为自然生态景观,西汉(前 206~公元 25)至民国年间为退化生态景观,1950 年以来为人工生态景观。

民勤县属于中国最典型的干旱荒漠化地区。据

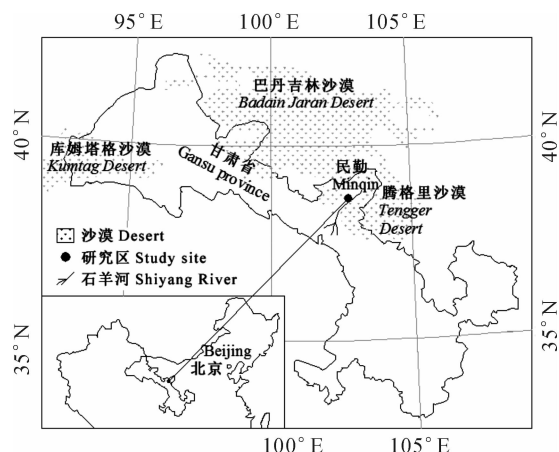


图 1 样点位置图

Fig. 1 Location of sample points

民勤县统计部门提供的资料,目前境风沙漠、戈壁、盐碱滩地和低山残丘占总土地面积的 94.2%。其中:沙漠面积占总面积的 55.03%,戈壁占总面积的 5.00%,荒草地占总面积的 34.13%。

民勤县多年平均降水量 116.52 mm ,蒸发量 $2\,351.79\text{ mm}$,年平均 $\geq 17\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 大风 28.2 d,沙尘暴 25.8 d,扬沙天气 37.8 d,浮尘天气 30.2 d。目前绿洲内部及其边缘地下水位已下降至 20 m 左右。由于气候干旱,降水稀少,原有植被大面积衰败死亡,荒漠草场退化。

1.2 观测分析方法

在民勤西沙窝设置了 10 个定位观测样方,其中 2 个白刺(*Nitraria tangutorum*)样方、2 个麻黄(*Ephedra przewalskii*)样方、2 个沙蒿(*Artemisia arenaria*)样方、2 个梭梭(*Haloxylon ammodendron*)人工林样方、2 个白刺+梭梭样方。样方设置年份为 2002 年,样方调查时间为每年的 3、5、7、9、11 月下旬,本研究分析采用 9 月下旬的调查数据。气象资料为民勤治沙综合试验站气象观测资料。数据处理用 SPSS 13.0 完成。

植物种的相对优势度:

相对优势度 = 优势种植物 2002~2013 年的平均冠幅盖度/样方中全部植物 2002~2013 年的平均冠幅盖度 (1)

植物群落的生态功能一般用植被盖度表示。植株越高,其防护范围就越大,因此植株高度也是生态功能的一个重要标志。对于不同植物的生态效应,可用分层冠幅盖度表示,分层冠幅盖度的生态功能用下列(2)式^[21]计算:

$$F_c = \frac{m}{12} \left[\sum_{i=0}^{H-1} \frac{c_i}{2^i} + \frac{c_i \times (h - H \times h_1)}{2^H} \right] \quad (2)$$

$$F = F_C \times C_A \quad (3)$$

式中, F_C 为以分层投影度表示的生态功能系数, m 为一年当中植被覆盖地面的月数, h 为植株冠幅高度, h_1 为草地植被高度 (30 cm), $H = \text{int}(h/30)$, c_i 为第 i 层的投影度, F 为单株 (丛) 的功能值, C_A 为同种植物单株平均冠幅面积 (m^2)。

植物群落的稳定性用植被盖度多年变动的标准差来表示。荒漠植物比较稀疏, 冠幅内空隙度相差很大, 如沙蒿冠内真正覆盖地面的枝条往往只有冠幅面积的 10%~30%, 再如白刺群落, 冠幅很大, 但冠幅内存在大面积空隙。而麻黄则冠幅内空隙度小。故本研究在做植物群落的稳定性分析和计算生态功能时, 同时引用了盖度和投影盖度 2 个指标, 以作为对照。即盖度以植株冠幅面积占样地面积表示, 投影盖度则是在植株冠幅面积内扣除了空隙; 空隙度以目测法获得。

在计算植物的生态功能时采用分层盖度, 即假定 2 块一定面积一定盖度的植被柱体, 如果将其叠放在一起, 其生态防护作用肯定要比 2 块并列放置在地面上的小。基于这种认识, 也便于乔灌木与草地植被的比较, 本研究以荒漠草场植被高度为一个基本层高, 将灌木或乔木树冠分为若干层, 从下向上, 第 1 层为基本层, 按其冠层投影度计算生态功能系数; 第 2 层的生态功能系数以第 1 层 (下 1 层) 的 1/2 计算; 依此类推, 第 $n+1$ 层的生态功能系数以第 n 层的 1/2 计算 (图 2, A)。随着乔木或灌木高度的增高, 单层的生态功能系数以指数递减 ($R=1.000$),

累计生态功能系数以多项式增加 ($R=0.999$; 图 2, B)。

2 结果与分析

2.1 群落特征

白刺是一种典型荒漠植物, 分枝多, 平铺生长, 能够积沙成丘, 形成的沙丘叫白刺沙包。白刺是民勤沙区分布面积最大的一种天然灌丛, 其中以民勤西沙窝薛百乡绿洲边缘分布较为集中, 形成的地貌多为半固定沙丘或固定沙丘, 也有少部分流动沙丘, 当地白刺沙包最高可达 5 m 左右。在民勤沙区, 白刺群落最小面积 500 m×300 m, 最大可达 1 000 m×3 000 m, 群落的植被盖度为 15%~25%, 白刺灌丛的植株高度为 20~40 cm, 白刺冠幅内平均投影盖度为 28.6%, 枯枝严重, 在降水稀少的干旱年份, 大部分枝条停止开花、结实。

沙蒿群落在当地分布极为普遍, 凡是有半固定沙丘、流动沙丘、低平沙堆和覆沙地的地方都有沙蒿分布, 群落最小面积约 100 m×100 m。沙蒿成年植株高 30~50 cm, 群落植被盖度约 15%~20%, 沙蒿冠幅内平均投影盖度为 34.5%, 沙蒿因枝条稀疏, 不能积沙成丘。在降水稀少年份, 会出现大面积枯枝或死亡。

膜果麻黄是分布于粘砾质滩地上的一种典型荒漠植被, 集中分布在民勤西沙窝, 群落面积约 600 m×800 m, 成年植株高度 30~40 cm, 群落盖度 8%~10%, 麻黄冠幅内平均投影盖度为 60.5%, 由于其枝条稠密, 能积沙成丘, 但因其沙埋后不能继续长高, 所以只能形成 30~40 cm 高的小沙垅。

1959 年民勤治沙综合试验站从新疆准葛尔地区引种梭梭人工种植获得成功, 之后在沙漠农田边缘大面积推广。梭梭造林后生长旺盛, 5~6 年后就开始衰退死亡。梭梭植株平均高 180.0 cm, 梭梭盖度为 7.1%, 冠幅内平均投影盖度为 64.0%。目前样方中梭梭成年植株普遍枯梢, 干旱年份停止开花、结实, 也有部分梭梭林衰退死亡。

2.2 稳定性特征

2.2.1 植被盖度的多年波动趋势 民勤荒漠区植物群落结构简单, 伴生植物很少, 优势种植物的相对优势度十分突出 (表 1)。由表 1 可见, 在沙蒿群落中, 除了沙蒿, 其他植物只有个别几株, 麻黄群落中也是如此。白刺+梭梭人工林群落靠近农田, 伴生植物相对较多, 而优势种植物的相对优势度仍很高。2 个梭梭人工林群落中的梭梭枯梢、死亡严重, 因而

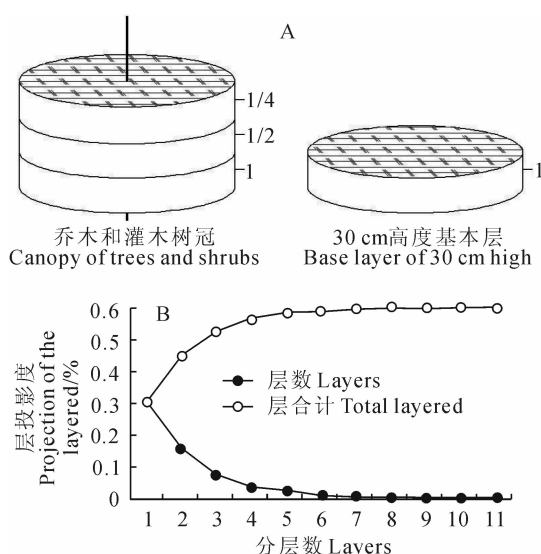


图 2 乔木和灌木分层投影度计算方法示意图
Fig. 2 Schematic of calculation method in projection of the layered of trees and shrubs

虽然伴生植物亦较少,但优势种的优势度相对最低。

植被盖度能较真实地反映荒漠植物的生态功能^[17]。荒漠植物的冠幅内空隙度大小悬殊,鉴于此,本研究分别以植被盖度和植被投影盖度的多年波动来考察植被的稳定性。2002~2013 年 5 个群落的植被盖度和植被投影盖度波动见图 3、图 4 和表 2。由图 3 和图 4 可见,所有样方的植被盖度的变化均大于投影盖度的变化,5 种植物群落的植被盖度和投影盖度均随着时间有降低趋势:(1)从生活型看,灌木的盖度变化最大,草本植物的盖度变化最小;从灌木优势种的角度看,白刺盖度的变化最大,其次是沙蒿,麻黄盖度的波动最小。但沙蒿的投影盖度变化最大,其次是白刺,麻黄的盖度和投影盖度变化均很小且最为接近。(2)从群落角度看,麻黄群落的植被总盖度波动最小,其次是梭梭人工林群落,白刺+梭梭人工林群落的植被总盖度波动最大,白刺群落的植被总盖度波动其次。但由表 2 可见,白

刺群落和白刺+梭梭人工林群落的植被盖度下降趋势显著($P<0.05$);沙蒿群落的植被盖度和投影盖度均呈极显著下降趋势($P<0.01$);麻黄群落的植被盖度呈极显著下降趋势($P<0.01$);梭梭人工林群落的投影盖度呈极显著下降趋势($P<0.01$)。

2.2.2 植被盖度与气候环境因子的关系 1961~2010 年民勤荒漠区年平均气温升高速率大于全球水平和中国近百年平均水平显著升高,但降水增加趋势不显著^[9]。2002~2013 年的年降水量平均为 125.8 mm,波动较大(标准差 23.981 mm)。同期年平均气温 8.13 ℃(标准差 0.466 ℃)。分别以上年降水量、当年降水量、当月(植被观测月份)降水量、上月降水量以及上年气温、当年气温、当月气温、上月气温与以上 5 种植物群落的盖度和投影盖度做相关分析(表 3),由表 3 可以看出,植被投影盖度均与当年降水量为极显著正相关($P<0.01$),只有梭梭人工林的植被盖度与当月降水量显著正相关($P<$

表 1 不同植物群落的优势种及其优势度

Table 1 Dominant species and their dominance in different plant communities

群落 Community	优势种 Dominant species	伴生植物 Associated plant	相对优势度 Relative dominance
白刺群落 <i>Nitraria tangutorum</i>	白刺 <i>Nitraria tangutorum</i>	黄花矾松、五星蒿、碱蓬、毛条 <i>Limonium aureum</i> , <i>Bassia dasyphylla</i> , <i>Kalidium foliatum</i> , <i>Caragana korshinskii</i>	0.948
沙蒿群落 <i>Artemisia arenaria</i>	沙蒿 <i>Artemisia arenaria</i>	沙拐枣、麻黄、碱蓬、刺蓬 <i>Calligonum mongolicum</i> , <i>Ephedra przewalskii</i> , <i>K. foliatum</i> , <i>Suaeda glauca</i>	0.990
麻黄群落 <i>Ephedra przewalskii</i>	麻黄 <i>Ephedra przewalskii</i>	沙拐枣、沙蒿、泡泡刺、碱蓬 <i>C. mongolicum</i> , <i>Artemisia arenaria</i> , <i>Nitraria sphaerocarpa</i> , <i>K. foliatum</i>	0.985
梭梭人工林 <i>Haloxylon ammodendron</i>	梭梭 <i>Haloxylon ammodendron</i>	沙蒿、五星蒿、沙米、碱蓬、刺蓬 <i>A. arenaria</i> , <i>B. dasyphylla</i> , <i>Agriophyllum squarrosum</i> , <i>K. foliatum</i> , <i>S. glauca</i>	0.762
白刺+梭梭人工林 <i>N. tangutorum</i> + <i>H. ammodendron</i>	白刺+梭梭 <i>N. tangutorum</i> + <i>H. ammodendron</i>	沙蒿、毛条、沙米、碱蓬、五星蒿、黄花矾松、甘草 <i>A. arenaria</i> , <i>C. korshinskii</i> , <i>A. squarrosum</i> , <i>K. foliatum</i> , <i>B. dasyphylla</i> , <i>L. aureum</i> , <i>Glycyrrhiza uralensis</i>	0.855

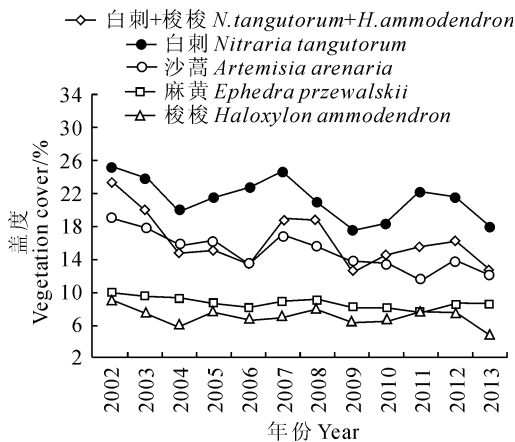


图 3 2002~2013 年民勤荒漠区 5 种植物群落的植被盖度的年际动态变化
Fig. 3 Dynamic variation of vegetation cover of 5 kinds of plant communities in Minqin desert area from 2002 to 2013

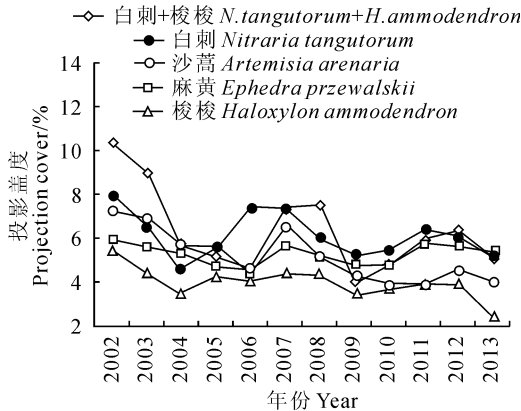


图 4 2002~2013 年民勤荒漠区 5 种植物群落的植被投影盖度的年际动态变化
Fig. 4 Dynamic variation of projection cover of vegetation of 5 kinds of plant communities in Minqin desert area from 2002 to 2013

表 2 民勤荒漠区不同植物群落植被盖度波动的标准差

Table 2 Standard deviation of vegetation cover change of different plant communities in Minqin desert area

群落 Community	植被盖度 Vegetation cover	趋势显著性 Significant of trends	标准差 Standard deviation			
			乔木 Tree	灌木 Shrub	草本 Herb	总的 Total
白刺群落 <i>Nitraria tangutorum</i>	盖度 Cover	−0.420 *		2.33	0.64	2.44
	投影盖度 Projection cover	−0.099		0.91	0.25	0.97
沙蒿群落 <i>Artemisia arenaria</i>	盖度 Cover	−0.561 * *		2.21	0.13	2.24
	投影盖度 Projection cover	−0.282 * *		2.16	0.04	1.17
麻黄群落 <i>Ephedra przewalskii</i>	盖度 Cover	−0.131 * *		0.53	0.12	0.58
	投影盖度 Projection cover	−0.014		0.44	0.04	0.45
梭梭人工林 <i>Haloxylon ammodendron</i>	盖度 Cover	−0.145	1.08	0.78	0.52	1.05
	投影盖度 Projection cover	−0.137 * *	0.69	0.23	0.14	0.68
白刺+梭梭人工林 <i>N. tangutorum</i> + <i>H. ammodendron</i>	盖度 Cover	−0.533 *	1.67	2.21	1.15	3.16
	投影盖度 Projection cover	−0.287	1.13	0.73	0.41	1.80
平均 Average	盖度 Cover		1.38	1.61	0.51	1.89
	投影盖度 Projection cover		0.91	0.89	0.18	1.01

注：* 为在 95%水平上显著；* * 为在 99%水平上显著；下同。
Note: * and * * indicate significant at the 95% level and very significant in the 99% level, respectively. The same as below.

表 3 群落植被盖度与降水及气温的关系

Table 3 Relationship with vegetation cover and precipitation, temperature

群落 Community	植被盖度 Vegetation cover	当年降水 Precipitation of currentsame year	当月降水 Precipitation of current month	上年温度 Temperature of last year	当月温度 Temperature of current month
白刺群落 <i>Nitraria tangutorum</i>	盖度 Cover	0.859 * *	0.098	0.621 *	−0.598 *
	投影盖度 Projection cover	0.770 * *	0.166	0.515	−0.632 *
沙蒿群落 <i>Artemisia arenaria</i>	盖度 Cover	0.659 *	0.294	0.426	−0.050
	投影盖度 Projection cover	0.721 * *	0.144	0.443	−0.102
麻黄群落 <i>Ephedra przewalskii</i>	盖度 Cover	0.648 *	0.140	0.401	−0.087
	投影盖度 Projection cover	0.745 * *	−0.086	0.362	−0.479
梭梭人工林 <i>Haloxylon ammodendron</i>	盖度 Cover	0.748 * *	0.578 *	0.416	−0.467
	投影盖度 Projection cover	0.840 * *	0.482	0.537	−0.475
白刺+梭梭人工林 <i>N. tangutorum</i> + <i>H. ammodendron</i>	盖度 Cover	0.920 * *	0.393	0.592 *	−0.408
	投影盖度 Projection cover	0.897 * *	0.255	0.569	−0.358

0.05),白刺群落的植被盖度与当月气温显著负相关($P<0.05$)。

2.3 功能与生态效应

2.3.1 生态功能估算 由(2)式计算以上 5 种群落的分层投影度(表 4)。2 个白刺+梭梭样方中白刺与梭梭的投影盖度所占比例是 0.371 : 0.629,由此比例用(3)式计算得白刺+梭梭人工林群落的单位功能值为 487.59。由表 4 可知,单位面积白刺的生态功能最大,其次是麻黄,再次是白刺+梭梭,单位面积沙蒿的生态功能最低。

2.3.2 生态效应 植物群落的生态效应就是指植物群落对其所处的生态系统的结构和功能的影响。荒漠植物的生态效应主要表现为以下几个方面:

(1)对固定沙面的影响 表 4 计算所得的功能值就是植物群落单位面积的防风固沙功能值。在民

勤沙区,能积沙成丘的植物只有白刺、柽柳和麻黄,白刺和柽柳沙埋后枝条上能形成不定根,植株继续长高,故而可形成 4~5 m 高的白刺沙丘(沙包)和柽柳沙丘(沙包),而麻黄则沙埋后不能继续长高,因而只能聚积流沙在植株下风向形成高 20~80 cm、长 2~4 m 的沙尾。梭梭在当地多具有一定高度的主杆,地面以上一定高度内无枝条遮挡,因而不能积沙成丘;沙蒿虽无主杆,但枝条稀疏且枝叶主要分布在枝端,因而也不能积沙成丘。因此,单位面积白刺的生态功能最大,其次是麻黄,再次是白刺+梭梭,单位面积沙蒿的生态功能最低。生态功能越强的植物群落的正向生态效应就越强。

(2)对减少风沙流和沙尘暴的影响 沙粒的比热 $0.9\times10^5\text{ J}(\text{kg}\cdot^{\circ}\text{C})^{-1}$,仅为水的比热 $4.2\times10^5\text{ J}(\text{kg}\cdot^{\circ}\text{C})^{-1}$ 的 1/4.7,而沙粒的导热系数 $0.03\text{ W}\cdot$

表 4 植株分层投影度
Table 4 Projection of the layered of plants

植物名 Names of plants	高度 Height /cm	冠幅 Crown /cm ²	调查样株 No. of plants /(株/丛)	分层投影度 Projection of the layered/%									功能值 Function value /(hm ⁻²)	
				1	2	3	4	5	6	7	8	9		
白刺 <i>N. tangutorum</i>	24.2	77 488.9	27	0.258	0.011									613.48
沙蒿 <i>A. arenaria</i>	36.2	756.8	113	0.170	0.024	0.000								389.75
麻黄 <i>E. przewalskii</i>	26.0	1 280.5	43	0.367	0.012									513.72
梭梭 <i>H. ammodendron</i>	246.7	26 760.5	52	0.028	0.194	0.287	0.295	0.301	0.305	0.301	0.102	0.005		413.29
白刺+梭梭 <i>N. tangutorum</i> + <i>H. ammodendron</i>														487.59

m⁻¹·K⁻¹,仅为比水的导热系数 0.58 W·m⁻¹·K⁻¹ 的 1/19,因此沙面增温迅速,夏季沙面温度可达 70℃以上^[20]。裸露的沙面将大量的太阳辐射反射到近地层大气中,因而沙漠地区春季增温迅速,这便是沙漠地区气温响应全球变暖敏感主要原因所在。植物(植被)具有沙障等其他防沙固沙措施所不具备的特殊功能,那就是能够通过光合作用利用太阳能和通过蒸腾作用消耗部分热量,调节气温。盖度不仅是表征植物防风固沙的重要指标,而且还是表征植物利用和消耗太阳辐射热量的重要指标。由图 3 可见,2002~2013 年群落平均投影盖度,白刺+梭梭最大(6.296%),其次是白刺(6.113%),再次是麻黄(5.257%),梭梭最小(3.958%),沙蒿次小(5.163%)。

(3)白刺沙包有利于形成积沙带 2011~2013 年我们承担完成了国家 973 前期课题“甘肃河西绿洲边缘积沙带的形成及其生态效应”,河西绿洲边缘积沙带上的怪柳(*Tamarix ramosissima*)沙包、白刺沙包居多,是河西绿洲边缘积沙带的主要组成部分。河西绿洲边缘积沙带的研究表明,积沙带作为绿洲边缘防沙固沙的副产物,其自身也具有防风阻沙的功能,积沙带的形成有利于绿洲边缘的防风阻沙;高度是表征积沙带防御风的功能的一个重要指标,积沙带越是高大,防御风的范围就越大^[22]。

3 讨 论

麻黄群落的植被盖度相对较低,但群落最稳定;退化的梭梭人工林植被盖度最低,群落也相对稳定;白刺+梭梭人工林的植被盖度相对较高,但群落

稳定性最差;白刺群落的植被盖度也相对较高,但群落稳定性次差。即植被盖度相对较低的群落的稳定性较强,而植被盖度相对较高的群落的稳定性相对较差。沙蒿的植被盖度和投影盖度表现为显著降低趋势。当年降水量是决定植被盖度及投影盖度的主要关键因子。单位面积的白刺的生态功能最大,其次是麻黄,再次是白刺+梭梭,单位面积沙蒿的生态功能最低。

虽然国内外有不少关于以植被盖度分析植物群落稳定性的成果^[23],然而,荒漠区植被稀疏,植株枝条分布极不规则,以冠幅计算得的植被盖度不能反映植被实际覆盖地表的状况。本研究以植物的植被盖度和植被投影盖度对照,分析了荒漠植物的稳定性,并首次以植物的分层盖度计算了不同高度植物的生态功能。

荒漠植被稀疏,不同植物之间冠幅盖度与投影盖度的差异较大,冠幅盖度只表达了植株枝条的扩展状况,而投影盖度反映了植被覆盖地面的真实状况,是其生态功能的真正体现。因此,在做干旱荒漠区植物的结构功能分析亦即用到植物的盖度时,应以植株的投影盖度为主,而冠幅盖度只作对照参考。植株高度是体现植物生态功能的一个重要指标,也是植物或植被生态功能分析时不可忽视的重要指标之一。

怪柳群落一般分布在农田边缘的积沙带上,既有天然群落,也有人工植被,或许因为最初都是人工的,一般只有农田边缘几十米的范围内才有,因此本研究的定位观测样方中没有包括怪柳群落。

参考文献:

- [1] CHEN G R(陈广仁). Trends and research focus of ecology[J]. *Review of Science & Technology*(科技导报), 2010, **28**(17):120—121(in Chinese).
- [2] LIAN Y(廉毅), WANG Y J(王雅君). Research advance on land desertification and climate change of Northeast China[J]. *Scientia Geographica Sinica*(地理科学), 2007, **27**(S):97—102(in Chinese).
- [3] WANG G Q, WANG X Q, WU B, *et al.* Desertification and its mitigation strategy in China[J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2012, **3**(2):97—104.
- [4] MENZEL A, SPARKS T H, ESTRELLA N, *et al.* European phenological response to climate change matches the warming pattern[J]. *Global Change Biology*, 2006, **12**(10):1 969—1 976.
- [5] GE Q SH(葛全胜), DAI J H(戴君虎), ZHENG J Y(郑景云). The progress of phenology studies and challenges to modern phenology research in China[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*(中国科学院院刊), 2010, **25**(3):310—316(in Chinese).
- [6] WU J G(吴建国), LÜ J J(吕佳佳), ZHOU Q F(周巧富). Potential effects of climate change on the distribution of six desert plants in China[J]. *Chinese Bulletin of Botany*(植物学报), 2010, **45**(6):723—738(in Chinese).
- [7] JIN Y(晋瑜), YAN A(颜安), PAN C D(潘存德), *et al.* The northwest edge in Junggar basin desert plant community distribution main environmental factors impact analysis[J]. *Journal of Inner Mongolia Agricultural University*(内蒙古农业大学学报), 2013, **34**(5):42—46(in Chinese).
- [8] BAI(白元), XU H L(徐海量), ZHANG P(张鹏), *et al.* Species diversity and structural characters of desert plant communities in lower reaches of Tarim River[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*(农村环境学报), 2012, **28**(5):486—452(in Chinese).
- [9] CHANG ZH F(常兆丰), HAN F G(韩福贵), ZHONG SH N(仲生年). Responses of vegetations in Minqin desert area to climate change[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*(应用生态学报), 2012, **23**(5):1 210—1 218(in Chinese).
- [10] ZHENG K(郑凯), YUAN J L(袁建立), WANG L(王亮), *et al.* Seasonal and inter-annual variations of plant community and the impact of climate change in the Anxi Extra-arid Desert National Nature Reserve[J]. *Journal of Lanzhou University*(兰州大学学报), 2013, **49**(5):651—657(in Chinese).
- [11] A J(阿娟), ZHANG F SH(张福顺), ZHANG X D(张晓东), *et al.* The characteristics of desert plant community and the corresponding analysis on climatic factors[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*(干旱区资源与环境), 2012, **26**(1):174—179(in Chinese).
- [12] ZHANG J Y(张继义), ZHAO H L(赵哈林). Review on the study of vegetation stability[J]. *Chinese Journal of Ecology*(生态学杂志), 2003, **22**(4):42—48(in Chinese).
- [13] YAN D F(闫东锋), WANG X Y(王向阳), YANG X T(杨喜田). Comparison of the analysis methods for forest community stability using principal component analysis and stability degree index methods[J]. *Journal of Henan Agricultural University*(河南农业大学学报), 2011, **45**(2):166—171(in Chinese).
- [14] WU ZH W(吴志文), XIE SH X(谢双喜). The research on the stability of forest communities in *Cycas guizhouensis* Nature Reserve[J]. *Central South Forest Inventory and Planning*(中南林业调查规划), 2010, **29**(4):45—49(in Chinese).
- [15] SHANG W T(尚文婷), AN F ZH(安放舟). Community stability of desert vegetation at Manyinghu Area of Qitai County[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*(安徽农业科学), 2012, **40**(4):2 236—2 239(in Chinese).
- [16] LÜ G H(吕光辉), DU X(杜昕), YANG J J(杨建军), *et al.* Community stability of deserts vegetation at Fukang oasis-Desert ecotone[J]. *Arid Land Geography*(干旱区地理), 2007, **30**(5):660—665(in Chinese).
- [17] ZHANG L J(张林静), YUE M(岳明), ZHANG Y D(张远东), *et al.* Analysis on the niche of the main plant species of oasis-desert ecotone in Fukang of Xinjiang[J]. *Acta Ecologica Sinica*(生态学报), 2002, **22**(6):969—972(in Chinese).
- [18] 常兆丰, 安富博, 樊宝丽. 荒漠生态观测研究方法[M]. 兰州:甘肃科技出版社, 2010:61—67.
- [19] MATSUMOTO K, OHTA T, IRASAWA M, *et al.* Climate change and extension of the *Ginkgo biloba* L. growing season in Japan[J]. *Global Change Biology*, 2003, **9**:1 634—1 642.
- [20] 常兆丰, 赵明. 民勤荒漠生态研究[M]. 兰州:甘肃科技出版社, 2006:9—26.
- [21] CHANG ZH F(常兆丰), CHEN B P(陈秉谱), QIAO J(乔娟), *et al.* A method of equivalent conversion on ecological function value[J]. *Ecological Economy*(生态经济), 2014, **30**(7):14—18(in Chinese).
- [22] CHANG ZH F(常兆丰), ZHANG J H(张剑挥), WANG Q Q(王强强), *et al.* Stability and ecological effects of accumulated sand-belts along the oasis fringe in Hexi of Gansu[J]. *Chinese Journal of Ecology*(生态学杂志), 2014, **33**(2):433—439(in Chinese).
- [23] CHANG ZH F(常兆丰), ZHANG J H(张剑挥), WANG Q Q(王强强), *et al.* Canonical correlation factors causing the formation of accumulated sand-belts along the oasis fringe in Hexi Corridor[J]. *Acta Ecologica Sinica*(生态学报), 2014, **34**(20):1—9(in Chinese).