

盐池柳杨堡人工封育区植被特征研究

王黎黎, 张克斌, 程中秋, 常进, 刘建

北京林业大学水土保持学院, 北京 100083

摘要: 封育措施是一种主要的草场恢复和重建的措施。在宁夏回族自治区盐池县人工封育区采用样方调查法对不同封育年限和不同封育措施下封育区植被的群落结构和生物量进行调查分析。结果表明: 封育可以提高生物多样性, 使群落的组成趋于稳定。但是长期封育并不利于植被恢复, 边缘区和外围区分别在封育后的第五年和第四年生物多样性指数达到最大, 边缘区的丰富度指数(R_1)和综合多样性指数 D 、 H 分别为 22、2.26、6.18, 外围区的分别达到 13、1.67、3.24, 然后逐年减小。在不同封育措施下, 生物多样性指数核心区最大, 说明封育是有效的植被恢复措施。植被盖度和生物量都是外围区最大, 说明对草场进行适当的利用是有利于植被恢复的。带状翻耕对植被的恢复作用并不明显, 建议进行适当的放牧或刈割。

关键词: 封育时间; 封育措施; 生物多样性; 沙地草场; 半干旱区

中图分类号: Q948

文献标识码: A

文章编号: 1674-5906 (2010) 10-2339-05

干旱半干旱草场大多是以放牧为主要干扰形式的自然或半自然生态系统, 多年来牲畜与草场之间已经形成了一个非平衡的动态反馈关系^[1], 这种关系的维持对干旱草场的可持续经营是十分重要的^[2], 然而近年来由于牲畜数量的急剧增加, 干旱区草场已经发生了严重退化。

人工封育是恢复退化草场的手段之一。作为退化草场恢复的一项重要措施, 封育措施已为世界各国所广泛采用^[3-4]。国内开展的许多封育措施对草场植被恢复影响的研究成果均表明, 封育措施可以显著提高退化草场(原)的生产力, 增加草场生态系统的生物多样性^[5-6]。很明显封育措施主要是通过人为降低或完全排除牲畜对草场生态系统的影响使系统在自身的弹性下得以恢复和重建。本文结合国家荒漠化定位监测项目, 以全国荒漠化定位监测站、我国北方农牧交错带沙质荒漠化强烈发展的地区之一——宁夏盐池县柳杨堡人工封育区为例, 通过对该人工封育区多年来的固定样地调查, 分析不同封育措施及不同封育时间下植被的结构特征的差异, 试图找到沙化草地人工封育的最佳时长及最佳封育措施。旨在反映围栏封育在沙化草地植被恢复中的作用, 进而为沙化草地植被恢复提供理论依据, 为制定科学合理的草场管理体系提供参考。

1 研究区概况

盐池县位于宁夏回族自治区东部, 北纬 37°04' - 38°10', 东经 106°30' - 107°41'。北与毛乌素沙地相连, 南靠黄土高原, 在地理位置上属于一个典型的过渡地带, 即自南向北, 地形上是从黄土高原向鄂尔

斯台地(沙地)过渡地带, 气候上是从半干旱区向干旱区的过渡地带, 植被上是从干草原向荒漠的过渡地带, 资源利用上是从农区向牧区过渡地带。这种地理上的过渡性造成了盐池县自然条件资源的多样性和脆弱性特点。盐池县主要为剥蚀的准平原地形, 地势南高北低, 海拔 1 295~1 951 m, 南北明显分为黄土丘陵和鄂尔多斯缓坡丘陵 2 大地貌单元。属于典型中温带大陆性气候, 年均气温 8.1 °C, 极端最高温 34.9 °C, 极端最低温 -24.2 °C, 年均无霜期 165 d, 年降水量仅 250~350 mm, 而且从南向北, 从东南向西北递减。土壤类型以灰钙土为主, 其次是黑垆土和风沙土, 此外有黄土, 少量的盐土、白浆土等。盐池县植被在区系上属于亚欧草原区亚洲中部亚区, 中国中部草原区的过渡带。植被类型有灌丛、草原、草甸、沙地植被和荒漠植被, 其中灌丛、草原、沙地植被数量较大, 分布也广。盐池县内没有天然森林, 只有少量人工林乔木林和面积灌木林, 其中包括北沙柳 *Salix psammophilia* 灌丛、小叶锦鸡儿 *Caragana microphylla* 灌丛。草原分干草原和荒漠草原, 典型草原包括大针茅 *Stipa grandis*、长芒草 *Stipa bungeana*、冰草 *Agropyron crisatum*、百里香 *Thymusserphyllum var. mongolicus* 等类型, 群落中常见植物种类以旱生和中旱生类型为主。荒漠植被包括川青锦鸡儿 *Caragana tibetica*、猫头刺 *Oxytro pisaciphylla*、西伯利亚白刺 *Nitraria sibirica* 和盐爪爪 *Kalidiu foliatum*^[7]。

2 研究方法

2.1 样地布设

结合国家荒漠化定位监测项目, 依据当地主要

基金项目: 国家自然科学基金项目 (30771764); 国家林业局宁夏盐池荒漠化定位监测项目

作者简介: 王黎黎 (1986 年生), 女, 硕士研究生, 主要从事荒漠化防治与监测研究。E-mail: lili1986wawa@163.com

*通讯作者: 张克斌, 教授, 主要从事荒漠化监测与防治, 干旱区生态环境建设研究。

收稿日期: 2010-09-14

土地利用类型和主要荒漠化治理工程种类,选择有代表性地段,分别设置固定样地,采用 GPS 定位,进行定位监测。研究区域选在盐池县的鄂尔多斯缓坡丘陵区,毛乌素沙地西南缘的柳林堡乡人工封育区,距盐池县城 20 km。3 种处理方法即核心区(E)、边缘区(E₁)和外围区(E₂)(见图 1)。核心区始于 1991 年第一批全国防沙治沙试验示范,采用铁丝网围栏,完全排除野生动物和家畜的采食。边缘区从 2002 年以来采取封育措施。外围区从 2002 年以来也采用了封育,但还是受到了一些人为干扰和放牧的影响。3 种处理方式在一条直线上,相距不远,因此,其自然条件也基本上相同。

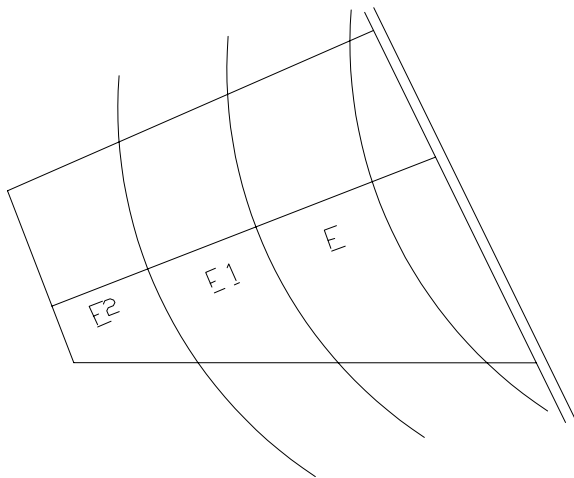


图 1 封育区分布图
Fig.1 The distribution of fenced region

2.2 野外调查

调查时间为 2004—2009 年 7 月,调查方法为从 E 开始沿着样带的方向随机布设 1 m×1 m 的样方, E、E₁、E₂ 各区内各布设 10 个样方。从 2005 年起,对封育区 E 和 E₁ 内部分地块进行了新翻,在各新翻地块随机布设 6 的样方。调查内容包括:植物名称、植物种数、株数、盖度、高度、生物量等。

2.3 数据分析处理

2.3.1 重要值计算

重要值确定各群落的主要成分,以区分不同群落。重要值的计算方法如下^[8]:

$$\text{重要值} = 100 \times (\text{相对多度} + \text{相对盖度} + \text{相对生物量} + \text{相对频度} + \text{相对高度}) / 5$$

2.3.2 生物多样性测度

丰富度指数的测定采用公式 $R1 = S$ 。

采用 Simpson 指数 $D^{[9]}$ 测定生态优势度。

$$D = 1 / \sum p_i^2$$

采用 Shannon-Wiener 指数 $H^{[9]}$ 测定物种多

样性。

$$H = - \sum p_i \ln p_i$$

采用 Pielou 指数 $E^{[9]}$ 测定群落均匀度。

$$E1 = H / \ln(s)$$

式中 $P_i = N_i / N$ 。 P_i 为种 i 的相对重要值; N_i 为样方中第 i 种植物的重要值; N 为样带植物重要值总和; S 为样带的植物物种数。

3 结果与分析

3.1 不同年限种植物生长状况对比分析

3.1.1 封育时间对物种多样性的影响

丰富度指数反映了样地植物物种的丰富程度,而样地植物物种丰富程度主要取决于各种生态、非生态因子,如土壤养分状况、土壤含水量、生境梯度、地形地貌、人为活动等。研究区植物生长的主要限制因子是土壤水分。从表中可以看出边缘区和外围区的丰富度指数总体的变化趋势都是先增大后降低。边缘区的 R_1 2004 年到 2005 年有小幅度的下降,之后的几年连续升高,直到 2007 年达到最大值 22,之后大幅度降低。外围区的 R_1 从 2004 年开始升高直到 2006 年升到最大值 13,之后的两年开始降低,到 2009 年出现小幅度上升。丰富度指数先升高是因为封育防止了人畜的破坏,使得草场植被得以恢复,物种多样性增大。而达到最大值后开始降低是因为随着封育年限的加长,封育区的优势种占据了大量的资源空间,使其他特化种逐渐丧失生存空间直到消失(见表 1)。

表 1 各封育年限植被多样性指数

Table 1 Diversity indexes of plant community under different fencing time

年份	E ₁ (边缘区)				E ₂ (外围区)			
	R ₁	H	D	E ₁	R ₁	H	D	E ₁
2004	15	2.13	5.94	0.8	4	0.65	1.52	0.36
2005	13	2.08	5.49	0.81	6	1.13	2.32	0.63
2006	16	1.92	5.18	0.69	13	1.67	3.24	0.65
2007	22	2.26	6.18	0.73	11	1.5	3.23	0.63
2008	12	1.94	5.65	0.8	8	1.31	2.56	0.63
2009	12	1.98	5.64	0.8	10	1.49	3.46	0.65

综合多样性指数受丰富度指数和均匀性指数双重影响,综合反映了区域植被的特征、植物物种多样性。从表中可以看出,综合多样性指数的变化并不明显。边缘区的 D、H 值都是先降低再升高再降低的,在 2007 年达到最大值,但考虑到 2007 年降水丰富,所以边缘区的综合性指数的变化并不明显。外围区的 D、H 值都是先升高后降低,在 2009 年又有小小的回升,最大值出现在 2006 年。这与丰富度指数 R_1 的变化一致。综合多样性指数总体上

的变化可以说明封育措施增加了植物的多样性。

均匀性指数反映了植物空间分布的均匀程度。均匀度指数越大,植物的空间分布越均匀,反之,则植物分布越集中。群落均匀度和群落优势度是2个相反的概念,群落优势度越高说明群落优势种明显,优势种的个体数和盖度明显的高于一般种而群落均匀度降低^[10]。从表中可以看出除2004年外围区均匀度较低外,其他各年份的均匀性指数变化不明显。

3.1.2 封育时间对植被盖度的影响

从表2中可以看出,边缘区和外围区盖度最大值分别出现在2004年和2007年。从总体上看,2008、2009年的植被盖度不如前几年的高,主要是由于随着封育年限的增加,地表出现的土壤或生物结皮限制了土壤水分的入渗,植被盖度的增长趋势逐渐放缓,这与王晓云等^[11]、李新荣等^[12]在毛乌素沙地的研究结论基本类似。植被的盖度受降雨量影响较大,尤其是植物生长季节的降雨量(如图2)。2004年是丰水年,6、7月份的降雨量达到124.6mm,高出平均值38%。其他几年6、7月份的降水量除2008年较低之外,都大致相等。所以排除2004年来看,植被盖度第2大的年份出现在2005年和2006年。

表2 各封育年度的植被盖度¹⁾
Table 2 Vegetation coverage under different fencing time %

样地	2004	2005	2006	2007	2008	2009
E ₁	55±	30±	46.8±	54±	14.5±	30±
	9.1	2.4	14.7	19.1	12.8	17.5
E ₂	62.5±	53.8±	34.2±	65.8±	29.8±	33.5±
	13.2	25.6	13.1	16.5	18.2	22.5

1)表中数据为平均值±标准差

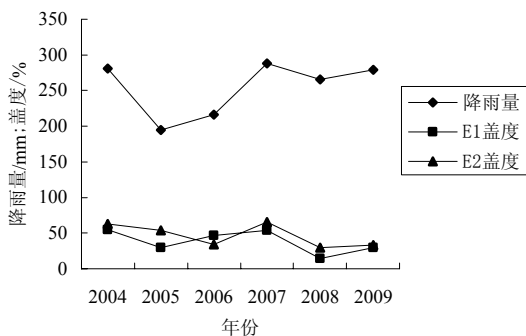


图2 植被盖度随降雨量的变化

Fig.2 The changes of vegetation coverage with rainfall

3.1.3 封育时间对生物量的影响

各封育年度的植被生物量见表3。由表3可以看出,边缘区和外围区植物的最大生物量均出现在2004年,分别是4183和5220 kg·hm⁻²,之后生物量逐年下降,到2007年有大幅度的提高,2008年

表3 各封育年度的植被生物量
Table 3 biomass under different fencing time kg·hm⁻²

样地	2004	2005	2006	2007	2008	2009
E ₁	4183±	1955±	1556±	3197±	691±	1778±
	1128	411	781	1775	427	722
E ₂	5220±	4018±	1475±	3591±	1513±	1865±
	1067	1384	920	1472	1277	955

又一个转折大幅度下降,2009年略有回升。生物量持续下降的主要原因是:随着封育年限的增加,土壤慢慢变得紧实,植被主要以多年生植物为主,植株扎根较深,株型变大变粗,地下生物量增加,每年地上新生部分的生物量减少。土壤形成的结皮也影响水分的入渗,从而影响植被的生长状况。因此对于封育一定年限的草场,应适当利用,否则,长期封育将降低草场经济价值。另外,植物的生物量也受到降水量的较大影响。

3.2 不同封育措施下植物生长状况对比分析

3.2.1 不同封育措施对物种多样性的影响

不同封育措施生物多样性指数的计算结果见表4。从表4可知,2004、2005年物种多样性、生态优势度和群落均匀度的变化趋势相同,均为边缘区>核心区>外围区。2006年、2007年中,核心区的各生物多样性指数最高,边缘区和新翻区次之,外围区最小。2008年,物种多样性和生态优势度的变化趋势相同,均为核心区>新翻区>边缘区>外围区,而群落均匀度指数的变化趋势则为新翻区>核心区=边缘区>外围区。2009年,物种多样性指数的变化趋势为核心区>新翻区=边缘区>外围区,生态优势度和群落均匀度变化趋势相同,均为新翻区>边缘区>核心区>外围区。由此可以看出,随着封育时间的延长,植物群落的构成趋于复杂,物种多样性增加,群落内物种数量分布不均匀,优势种的地位越突出,群落越处于不稳定状态。从新翻区各指数的变化状况也可以看出对草场进行适当的利用是有利于植被恢复的。

3.2.2 不同封育措施对植被盖度的影响

从图3中可以看出,除2006年以外其余年份都是外围区的植被盖度最大。其次是边缘区的植被盖度,只有2004年和2008年是核心区的植被盖度大于边缘区的。而新翻区的植被盖度除2006年是大于外围区和核心区以外都是盖度值最小的一个。总体上来说可以说植被盖度是外围区>边缘区>核心区>新翻区。出现这种显现主要是由于核心区和边缘区随着封育时间的延长,地表出现结皮限制了土壤水分的入渗。而外围区虽然也已经封育,但偶尔还会有人畜的活动,破坏了地表结皮,促进了水

表 4 不同封育措施植被多样性指数
Table 4 Diversity indexes under different fencing measures

年份	E (核心区)				E ₁ (边缘区)				E ₂ (外围区)				E 新翻			
	R ₁	H	D	E ₁	R ₁	H	D	E ₁	R ₁	H	D	E ₁	R ₁	H	D	E ₁
2004	10	1.85	4.54	0.8	15	2.13	5.94	0.8	4	0.65	1.52	0.36				
2005	8	1.64	3.92	0.79	13	2.08	5.49	0.81	6	1.13	2.32	0.63				
2006	20	2.14	5.42	0.71	16	1.92	5.18	0.69	13	1.67	3.24	0.65	20	2.05	4.94	0.68
2007	31	2.49	8.07	0.73	22	2.26	6.18	0.73	11	1.5	3.23	0.63	27	2.24	6.15	0.68
2008	19	2.36	7.67	0.8	12	1.94	5.65	0.8	8	1.31	2.56	0.63	12	2.03	6.05	0.82
2009	16	1.84	3.85	0.66	12	1.98	5.64	0.8	10	1.49	3.46	0.65	12	2.2	7.62	0.89

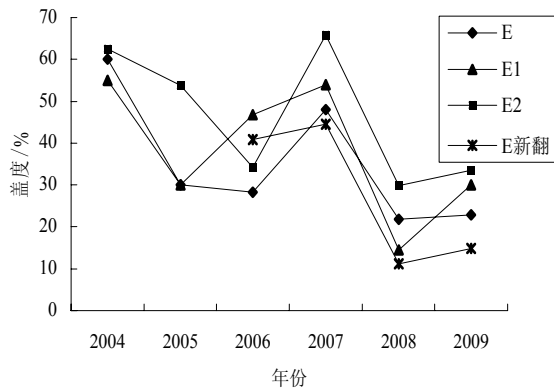


图 3 不同封育措施下植被盖度
Fig.3 Vegetation coverage under different fencing measures

分的入渗。而新翻区虽然没有结皮，但由于翻动时土壤结构被破坏，一些种子被翻到别处，植被的覆盖度不较少。

3.2.3 不同封育措施对生物量的影响

图 4 为不同封育措施下的群落生物量。从图 4 中可以看出，几种封育措施下，外围区的生物量明显高于核心区和边缘区的生物量。边缘区的多年平均生物量略高于核心区。新翻区的生物量前两年较高，2006 年 3 583 kg·hm⁻²，是外围区的 2 倍多；2007 年 4 467 kg·hm⁻²，比外围区高出 24%。但是 2008 年急剧下降到 643 kg·hm⁻²，主要是由于 2008 年植

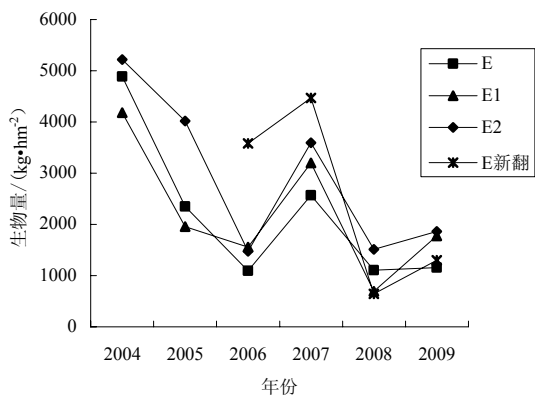


图 4 不同封育措施下群落生物量
Fig.4 Biomass under different fencing measures

物 6、7 月份雨水较少，而新翻区的土壤结构遭到破坏，保水能力较差，土壤中水分含量较低影响植物生长。到 2009 年生物量有所提高，高于核心区和边缘区。

4 结论与讨论

1) 通过对不同封育措施下群落生物多样性指数的研究，发现封育核心区的生物多样性最大，这表明封育确实可以提高生物多样性，使群落的组成趋于稳定。

2) 对不同封育年限群落生物多样性、植被盖度和生物量的分析结果表明，长期封育并不利于植被恢复，封育区在封育第 4 年、第 5 年生物多样性指数达到最大，然后逐渐减小。根据草地生态系统的可持续性原理，草地围封不应是无限期的，封育期过长，不但不利于牧草的正常生长和发育，反而枯草会抑制植物的再生和幼苗的形成，不利于草地的繁殖更新。因此，草地围封一段时间后，进行适当利用，可使草地生态系统的能量流动和物质循环保持良性状态，进而保持草地生态系统平衡。封育时间的长短，应根据草地退化程度和草地恢复状况而定^[13-15]。就本研究而言，封育区的封育周期应在 4~5 a 左右。植被盖度和生物量的总体变化趋势是下降的。

3) 在不同封育措施下，植被盖度和生物量都是封育的外围区最大，这说明对草场进行适当的利用是有利于植被恢复的。长期的完全封育不能显著提高群落的生物多样性和生产力。

4) 对带状翻耕区内植被特征的研究表明，翻耕能够增加生物多样性、提高群落均匀度，但这种作用并不显著，在植被盖度和生物量方面，翻耕区小于其他 3 个区。所以，带状翻耕对于盐池草场来说，不是一种很好的利用方式。经过研究建议每隔 4 a 或 5 a 允许适当的放牧或刈割，但一定要做到适时、适度，防止草场的退化。

参考文献：

[1] WESTOBY M, WALKER B, NOY MEIR I. Opportunistic management for rangeland not at equilibrium[J]. Journal of Range Management, 1989, 42: 265-273.

- [2] OBA G, STENSETH N C, LUSIGI W. New perspectives on sustainable grazing management in arid zones of sub-Saharan Africa[J]. Bio-Science, 2000, 50(1): 35-51.
- [3] MEISSNER R A, FACELLI J M. Effects of sheep exclusion on the soil seed bank and annual vegetation in chenopods shrub lands of south Australia[J]. Journal of Arid Environments, 1999, 42: 117-128.
- [4] TURNER R M. Long-term vegetation change at a fully protected Sonoran desert site [J]. Ecology, 1990, 71: 464-477.
- [5] 李永宏. 内蒙古典型草原地带退化草原的恢复动态[J]. 生物多样性, 1995, 3(3): 125-130.
LI YongHong. Restoration dynamics of degraded grasslands in the typical steppe zone of Inner Mongolia[J]. Chinese Biodiversity, 1995, 3(3): 125-130.
- [6] 杨晓晖, 张克斌, 侯瑞萍. 封育措施对半干旱草场植被群落特征及地上生物量的影响[J]. 生态环境, 2005, 14(5): 730-734.
YANG Xiaohui, ZHANG Kebin, HOU Ruiping, et al. Impacts of exclusion on vegetative features and aboveground biomass in semi-arid degraded rangeland[J]. Ecology and Environment, 2005, 14(5): 730-734.
- [7] 张克斌, 李瑞, 侯瑞萍, 等. 宁夏盐池县不同荒漠化治理措施植物多样性研究[J]. 中国水土保持科学, 2004, 2(4): 66-72.
ZHANG Kebin, LI Rui, HOU Ruiping, et al. Study on plant diversity of different control measures of desertification in Yanchi County, Ningxia[J]. Science of Soil and Water Conservation, 2004, 2(4): 66-72.
- [8] 郑翠玲, 曹子龙, 赵廷宁, 等. 浑善达克沙地南缘农牧交错带弃耕地植被的演替规律[J]. 中国水土保持科学, 2005, 3(1): 72-76.
ZHENG Cuiling, CAO Zilong, ZHAO Tingning, et al. Succession disciplinary of vegetation in abandoned land in agricultural cross bedding on south edge of Otindag sandy land[J]. Science of Soil and Water Conservation, 2005, 3(1): 72-76.
- [9] 马克平, 刘玉明. 生物群落多样性的测度方法: I. α 多样性的测度方法(下) [J]. 生物多样性, 1994, 2(4): 231-239.
MA Keping, LIU Yuming. Measurement of biotic community diversity: I. Measurement of α Species Diversity(second) [J]. Biodiversity Science, 1994, 2(4): 231-239.
- [10] 曹成有, 蒋德明, 阿拉木萨, 等. 小叶锦鸡儿人工固沙植被恢复生态过程的研究[J]. 应用生态学报, 2000, 11(3): 349-354.
CAO Youcheng, JIANG Deming, ALAMSA, et al. Ecological process of vegetation restoration in *Caragana microphylla* sand-fixing area[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2000, 11(3): 349-354.
- [11] 王晓云, 霍建林, 漆建忠. 灌木林放牧利用对沙地水分的缓解作用[J]. 水土保持通报, 1994, 14(7): 15-21.
WANG Xiaoyun, HOU Jianlin, QI Jianzhong. Mitigating effects of herding in the bush upon water distribution in the sandy area[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 1994, 14(7): 15-21.
- [12] 李新荣, 赵雨兴, 杨志中, 等. 毛乌素沙地飞播植被与生境演变的研究[J]. 植物生态学报, 1999, 23(2): 116-124.
LI Xinrong, ZHAO Yuxing, YANG Zhizhong, et al. Study on evolution of air-seeding vegetation and habitat in Maowusu sand-land[J]. Acta Phytocologica Sinica, 1999, 23(2): 116-124.
- [13] 郑翠玲, 曹子龙, 王贤, 等. 围栏封育在呼伦贝尔沙化草地植被恢复中的作用[J]. 中国水土保持科学, 2005, 3(3): 78-81.
ZHENG Cuiling, CAO Zilong, WANG Xian, et al. Effects of enclosure on vegetations recovery in decertified grassland in Hullender[J]. Science of Soil and Water Conservation, 2005, 3(3): 78-81.
- [14] 程积民, 邹厚远, 本江昭夫. 黄土高原草地合理利用与草地植被演替过程的试验研究[J]. 草业学报, 1995, 4(4): 17-22.
CHENG Jimin, ZOU Houyuan, AKIO Hingo. The rational utilization of grassland and successional course of grassland vegetation in the Loess Plateau[J]. Acta Prataculturae Sinica, 1995, 4(4): 17-22.
- [15] 程积民, 邹厚远. 封育刈割放牧对草地植被的影响[J]. 水土保持研究, 1998, 5(1): 36-54.
CHENG Jimin, ZOU Houyuan. Effects of protective growing cutting and grazing on the vegetation of grassland[J]. Research of Soil and Water Conservation, 1998, 5(1): 36-54.

Vegetation characteristics of artificial fenced region in Liuyangpu of Yanchi county

WANG Lili, ZHANG Kebin, CHENG Zhongqiu, CHANG Jin, LIU Jian

College of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China

Abstract: Fencing has been used as a main measure for rangeland and pasture rehabilitation all over the world. By quadrat method, the vegetation of Yanchi County of Ningxia Hui Autonomous Region has been investigated to study the impacts of different fencing time on vegetation community structure and biomass. The result shows that it increases biodiversity and make the vegetation community more stable. But long time fencing is not conducive to the vegetation recovery. The highest biodiversity index of edge area and outside area occurred separately on the 4th and 5th year after fencing. Richness Index (R_1) and Comprehensive Diversity Index (D, H) of edge areas are 22, 2.26, 6.18, and peripheral areas are reached to 13, 1.67, and 3.24. Then biodiversity index decreased as the increasing of fencing time. Under different fencing, biodiversity Index in the core area is the highest. So fencing is an effective measure on vegetation restoration. The vegetation cover and biomass in outside areas are the largest. This shows that rational uses of the grassland are beneficial to vegetation recovery. The effect of strip tillage on vegetation recovery is not obvious, and it suggested that grazing or cutting can be used in this region for rangeland and pasture rehabilitation.

Key words: fencing time; exclusion measures; biodiversity; sandy rangeland; semi-arid area