

朗川公路若尔盖湿地段人工移栽草皮的群落生态学研究

陈蓓<sup>1</sup>, 孙辉<sup>1</sup>, 秦纪洪<sup>1</sup>, 马睿<sup>1</sup>, 蹇依<sup>2</sup>

(1. 四川大学建筑与环境学院, 成都 610065; 2. 四川省交通厅交通勘察设计研究院, 成都 610007)

**摘 要:**通过对若尔盖湿地国家自然保护区国道 213 郎川段的回覆草皮进行植物群落人工恢复的野外定位试验和调查,对人工切割不同规格草皮植物群落及其  $\alpha$  多样性指数进行了初步研究。结果表明,切割草皮试验样地物种丰富度  $S$ 、Simpson 和 Shannon-Wiener 多样性指数和均匀度指数均低于背景值;优势度指数高于背景值,优势种和建群种以禾本科、莎草科等为主,切割草皮上优势种的基本指标均高于背景样方;切割面积为  $30\text{ cm} \times 30\text{ cm}$  时厚度的增加会导致物种多样性和均匀度的增加,面积为  $50\text{ cm} \times 50\text{ cm}$ 、厚度为  $20\text{ cm}$  样地会保持较为稳定的多样性指标,且有利于保持较高的地下生物量密度和地上生物量。草皮切割面积  $S_q$  与物种丰富度  $S$  和  $Ma$  之间呈极显著正相关,与 Berger-Parker 优势度指数呈极显著负相关。  
**关键词:**若尔盖湿地; 草地植物群落; 群落多样性; 群落稳定性; 公路水土保持; 生态恢复  
**中图分类号:**S157; U412      **文献标识码:**A      **文章编号:**1005-3409(2007)02-0068-04

Community Biodiversity of Swarding Restoration Meadow for Highway Construction in the Zoige Wetland, NW Sichuan

CHEN Bei<sup>1</sup>, SUN Hui<sup>1</sup>, QIN Ji-hong<sup>1</sup>, MA Rui<sup>1</sup>, JIAN Yi<sup>2</sup>

(1. Department of Environmental Science and Engineering, Sichuan University, Chengdu 610065, China;  
2. Sichuan Communication Surveying and Design Institute, Chengdu 610007, China)

**Abstract:** Community biodiversity and diversity indices of sward restoration meadow are determined primarily through the field investigation and onsite studies in the Langchuan section of a national highway. The results indicate that the species richness index, Simpson and Shannon-Wiener diversity indices, and evenness index of sward are obviously less than those of the background, while the dominant index is higher than that of background. The dominant and constructive species mainly belong to Gramineae and Cyperaceae. Species diversity increases with the thickness of swarding pieces when the area is  $30\text{ cm} \times 30\text{ cm}$ , and more large area is helpful to keep the community biodiversity. Highest above and belowground biomass and density can be reserved when the area is  $50\text{ cm} \times 50\text{ cm}$  and thickness is  $20\text{ cm}$ . The results also show that there exist a positive relationship sward pieces area and species richness, and negative relationship between the area and dominant index.  
**Key words:** Zoige Wetland; grassland community; community biodiversity; community stability; water and soil conservation in highway construction; ecological restoration

国道 213 线郎川段(甘川交界郎木寺至松潘川主寺)穿越国家级自然保护区若尔盖湿地,全线 3/4 路段位于海拔 3 200 ~ 3 800 m 的高寒地区。近年若尔盖草原退化和沙化现象日趋严重,平均每年草地沙化  $816\text{ hm}^2$ <sup>[1]</sup>。草地草毡层形成过程漫长,极易沙化,沙化草地土壤有机质含量低,肥力下降,植被稀疏<sup>[2]</sup>。鉴于若尔盖高寒草甸草原和高原湿地的生态脆弱性和生态重要性,如何在公路建设时减小对脆弱草原、湿地生境的破坏,同时对工程中破坏的植被进行快速恢复和有效保持水土,是郎川公路改扩建工程急需解决的问题之一。

草地生态系统受到人为干扰后所导致的结果主要是物种与生物多样性的降低和丧失,自 1943 年提出群落多样性概念以来<sup>[3]</sup>,有关群落生态的原理及测度方法等的研究手段已经非常完善<sup>[4-10]</sup>。目前,对草原(尤其是高寒草原)的自

然或人为恢复的相关研究如淮虎银等人对青藏铁路温性草原区路域、郭正刚等人对青藏公路工程对草地资源生物多样性的研究等<sup>[18,19]</sup>,分析了持久交通干线对高寒草地群落多样性的影响,但仍然缺乏对草皮移栽等措施对工程破坏草地的群落恢复方面的相关研究。本研究对工程破坏后通过草皮移植恢复高寒草地的群落多样性、生物量、草皮规格等及其相互关系进行定量研究,对今后高寒草原建设工程中通过草皮移栽进行人工恢复植被和水土保持中具有重要意义。

1 实验材料与方法

1.1 国道 213 郎木寺-川主寺段概况

实验地点位于郎川路线中北段,属若尔盖县,  $N32^{\circ}11' \sim 33^{\circ}56'$ ,  $E102^{\circ}35' \sim 103^{\circ}03'$ ,平均海拔 2 900 ~ 3 850 m,具青

\* 收稿日期: 2006-07-03  
基金项目: 交通部西部交通建设科技项目“公路建设中草原环境及湿地保护措施研究”(KY-1); 四川大学青年科学基金(0030505505012)资助  
作者简介: 陈 蓓(1981-),女,水土保持与荒漠化防治专业硕士研究生,主要从事水土保持与生态恢复方面的研究。

藏高原大陆季风气候特征。冬季日照多而强、日温差大;夏季降水明显增多而进入湿季。年均温 1.1℃, 年降雨量 656.8 mm, 年均蒸发量 1 233.2 mm, 年均相对湿度 78%。

1.2 样地选择

野外调查地点为郎川公路若尔盖花湖地区草皮移栽试验地, 海拔 3 381 m, N33° 56.96′, E102° 50.69′, 离公路 50 m, 群落性质为人工切割草皮移栽, 样地规格如表 1。

1.3 调查方法

在草皮移栽试验地选取 2 组共 6 个面积分别为 30 cm×30 cm 和 50 cm×50 cm 且厚度依次渐变(30 cm、20 cm、10 cm)的人工切割移栽堆放草皮样地以及 1 个背景原生样地, 分别进行物种调查、密度、高度、盖度、频度、地上生物量(鲜重和干重)的测定, 同时采环刀土样(100 cm<sup>3</sup>)调查地下部分生物量状况, 3 次重复。采用 SPSS 软件进行统计分析。

1.4 物种多样性指数

群落 α 多样性是反映群落内部物种丰富度和种相对多度的指标, 是一个仅具有数量而无方向的特征值<sup>[5]</sup>, 用于表征群落自身物种及种多度的特征。参考国内外的植物群落多样性研究<sup>[4-6]</sup>, 确定采取以下 4 项多样性指数:

(1) 物种丰富度指数采用物种数 S 和 Margalef (1958) 指数:  $Ma = (S - 1) / \ln N$ 。

(2) 物种多样性指数 Simpson 指数:  $D = 1 / \sum P_i^2$ ; Shannon-Wiener 指数:  $H' = - \sum P_i \ln P_i$ 。

(3) 物种均匀度指数 Pielou (1969) 指数:  $E_1 = H' / \ln S$   
A latalo 均匀度指数:  $E_2 = [ (1/\lambda) - 1 ] / (e^{H'} - 1)$ , 其中  $\lambda = \sum P_i^2$

(4) 优势度指数 Berger-Parker 指数:  $I = N_{\max} / N$   
其中: S——样方中的物种数,  $P_i$ ——样方中第  $i$  种的生物量占全部生物量的比例,  $\lambda$ ——辛普森指数,  $N_{\max}$ ——群落中最大种的生物量,  $N$ ——群落总生物量。重要值计算公式为:

$IV = ( \text{相对高度}\% + \text{相对盖度}\% + \text{相对密度}\% + \text{相对频度}\% + \text{相对生物量}\% ) / 5$ 。

2 结果与分析

2.1 样地物种调查与分析

若尔盖地区植物群落多为高原沼泽、草甸和灌丛草甸, 海拔高差较小, 因此垂直分异不明显。人工移栽草皮植物群落主要为耐寒多年生禾本科和莎草科, 优势种和建群种以禾本科(*Gramineae*)、莎草科(*Cyperaceae*)等为主。除禾本科外, 菊科(*Compositae*)、毛茛科(*Ranunculaceae*)、豆科等若干属的一些种等类群的物种增加, 有毒有害物种增加。此外, 原生样地还调查到狼毒(*Euphorbia fischeriana*)、龙胆科(*Gentianaceae*)、马先蒿属(*Pedicularis* L.)、黄芩囊吾(*ligularia virgaurea*)等。该区植物有 32 种, 隶属 8 科 28 属, 按科属的重要值计算, 表 1 列出了每个样地中重要值大于该组平均值的物种及其特征值。

区内植物群落优势种和建群种以羊茅(*Festuca ovina*)、披碱草(*Elymus dahuricus.*) 和蒿草(*Kobresia pygme*) 为主(表 1)。羊茅为该群落的主要优势种, 其它植物在整个群落组成中占次要地位, 且多为有毒有害的杂草类, 如狼毒。背景样方具有最多的植物种类(23 种)。切割移栽的草皮与背景样方相比植物种类有所减少, 除禾本科和莎草科以外的植物及一年生植物和杂草增加, 但优势种组成基本未发生变化。

各物种的特征值与背景样方相比值均偏高, 表明切割草皮仍然以优良的牧草为主。此外, 一些偶见种也出现在试验样地中, 如鹅绒委陵菜。这可能与移栽草皮的边缘效应有关<sup>[11]</sup>。

表 1 若尔盖花湖草皮试验样地植物群落物种组成及其特征值								%
样地号及规格	主要物种	相对密度	相对高度	相对盖度	相对频度	相对生物量	重要值 V1	
No. 01 30 cm×30 cm×30 cm	金莲花	6.33	5.80	0.16	6.06	64.62	16.59	
	羊茅	1.27	5.80	40.49	6.06	19.99	14.72	
	蒿草	6.33	8.70	24.29	7.07	2.52	9.78	
	鹅绒委陵菜	18.99	4.35	8.10	7.07	1.55	8.01	
	老鹳草	6.33	23.53	1.62	6.06	0.76	7.66	
	早熟禾	6.33	7.25	12.15	7.07	1.55	6.87	
No. 02 30 cm×30 cm×20 cm	羊茅	25.64	15.00	25.15	1.01	54.10	24.18	
	蒿草	38.46	12.50	25.15	7.07	7.65	18.17	
	早熟禾	17.09	15.00	20.96	7.07	1.64	12.35	
	风毛菊	2.14	10.00	16.76	5.05	16.94	10.18	
No. 03 30 cm×30 cm×10 cm	羊茅	17.61	6.92	19.55	6.06	47.80	19.59	
	早熟禾	24.65	12.11	17.77	7.07	0.94	12.51	
	蒿草	17.61	8.65	17.77	7.07	8.43	11.91	
	鹅绒委陵菜	7.04	3.46	14.81	7.07	13.12	9.10	
	披碱草	10.56	10.38	17.77	5.05	8.06	8.59	
No. 04 50 cm×50 cm×30 cm	羊茅	23.31	6.87	25.60	6.06	67.65	25.90	
	早熟禾	16.32	13.74	14.63	7.07	5.29	11.41	
	披碱草	11.66	6.87	13.17	5.05	4.12	8.17	
	鹅绒委陵菜	6.99	4.12	14.63	7.07	5.29	7.62	
	蒿草	6.99	5.49	10.97	7.07	6.18	7.34	
No. 05 50 cm×50 cm×20 cm	垂穗披碱草	11.66	6.87	8.78	1.01	1.76	6.02	
	鹅绒委陵菜	24.04	5.81	25.32	7.07	36.45	19.74	
	羊茅	19.23	8.71	16.88	6.06	43.67	18.91	
	早熟禾	12.02	8.71	16.88	7.07	2.89	9.51	
No. 06 50 cm×50 cm×10 cm	披碱草	14.42	8.71	12.66	5.05	3.07	8.78	
	羊茅	25.32	10.26	20.91	6.00	69.87	26.47	
	蒿草	25.32	10.26	27.87	7.00	2.43	14.58	
	早熟禾	12.66	15.38	13.94	7.00	2.43	10.28	
No. 07 100 cm×100 cm	披碱草	12.66	12.82	10.45	5.00	5.22	9.23	
	羊茅	6.33	3.65	1.12	6.00	38.67	11.15	
	披碱草	10.55	4.57	16.74	5.00	8.08	8.99	
	棘豆	15.82	9.13	11.16	1.00	3.46	8.12	
	蒿草	15.82	2.74	11.16	7.00	2.31	7.81	
	盾叶银莲花	10.55	7.76	8.37	6.00	2.60	7.06	
	金莲花	8.44	4.57	8.37	6.00	5.19	6.51	
	香青	5.27	5.48	11.16	4.00	6.35	6.45	
	风毛菊	2.11	2.74	8.37	5.00	6.35	4.91	
	米口袋	10.76	0.91	5.58	1.00	3.75	4.40	

2.2 样地多样性指数分析

不同人工恢复草皮植物群落的 α 多样性指数(图 1~4)。图 1 为 7 个样地物种丰富度指数变化, 物种丰富度 S 与 Margalef 丰富度呈相似的变化趋势。同组取样时草皮体积最大的样地, 其物种丰富度指数值均高于其它试验样地, 表明面积大小的差异会导致物种丰富度指数的变化, 面积越大, 物种丰富度指数越高。但在同样面积之下, 厚度的递减变化并不一定会导致物种丰富度也发生递减变化。

图 2 为 Simpson 和 Shannon-Wiener 多样性指数变化, 两种指数呈相似的变化趋势。面积同为 30 cm×30 cm 的一组样地物种多样性指数随厚度的降低而升高, 而面积同为 50 cm×50 cm 的样地物种多样性相差较小, 其中厚度为 20 cm 的样地 No. 05 在同组样地中物种多样性指数较高。表明厚度的变化可能会导致物种多样性的变化, 物种多样性的

平均值与厚度为 20 cm 左右时接近, 太薄或太厚均会导致物

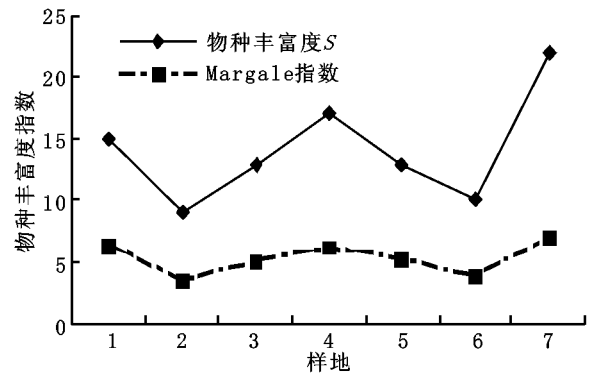


图 1 花湖 7 个草皮试验样地物种丰富度指数变化

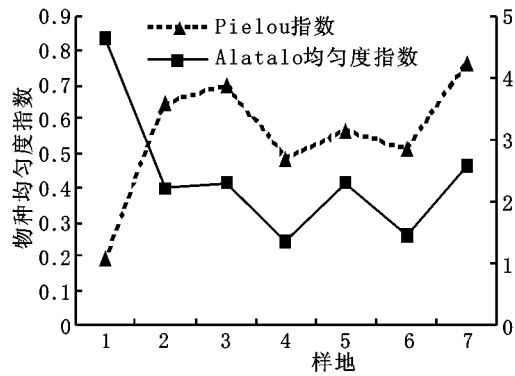


图 3 花湖 7 个草皮试验样地物种均匀度指数变化

图 3 为 Pielou 均匀度指数和 Alatalo 均匀度指数变化, 两种指数除样地 No. 01 有较大差异外, 其它样地变化趋势基本一致。均匀度指数与多样性指数表现出类似的变化趋势。说明厚度改变也会导致物种均匀度指数的变化。

图 4 为 Berger-Parker 优势度指数变化, 与图 2 物种多样性指数呈明显相反的变化趋势。面积越大, 优势度指数也越小。面积同为 30 cm × 30 cm 的 3 个样地优势度随厚度的降低而降低, 而面积同为 50 cm × 50 cm 的样地中厚度为 20 cm 的样地 No. 05 在同组样地中优势度指数最低。

研究表明, 物种丰富度、均匀度指数和其它多样性指数成一致的变化趋势, 优势度则与多样性呈相反的变化趋势(图 4), 这与尚占环等人的研究结果一致<sup>[7, 8]</sup>。总体而言, 即多样性是丰富度和均匀度的函数<sup>[5]</sup>。面积增大会导致物种丰富度、物种多样性和物种均匀度的增加, 导致优势度指数的降低。

2.3 不同规格草皮的地下生物量变化

草皮地下根系生物量的变化也伴随着地上生物的诸多性状而发生变化<sup>[12]</sup>。不同样地间第一层草皮地下生物量的变化(表 2)。从空间分布看, 地下生物量高的样地均面积较大, 厚度为 20 cm 的样地地下生物量较高, 生物量密度大。一般草毡层的厚度为 20 cm 左右, 20 cm 以下草本植物根系分布密度大为降低。

实验区 No. 01 和 No. 02 不同堆放层中的草皮地下生物量分布(表 3)。从结果来看, 随着堆放层数的增加, 活根量减少, 死根量增加。三层堆放时草皮均具有一定的地下生物量, 虽然第二、三层受到压迫, 其地上生物处于缺氧缺水光照缺水的状态, 只有边缘植物生长较好, 但通过实践表明, 在进行回覆工作时, 第二、三层的草皮经过灌溉长势即会恢复。说明草皮地下生物量的保持可以促进地上生物的恢复。

另外, 从若尔盖地区高山草甸土剖面可以看出, 表层土壤有大量草根且盘结紧密形成草毡层, 10~ 20 cm 土壤中

种多样性的上下波动, 不利于植物群落的多样性的保持。

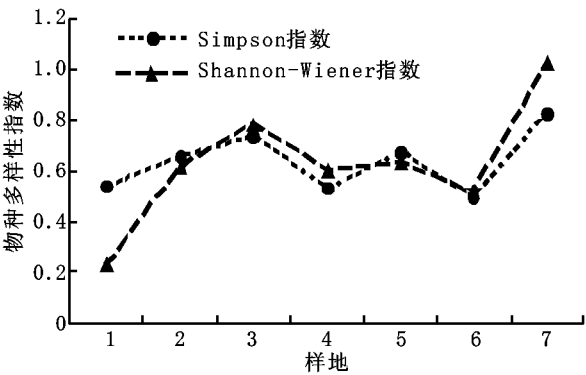


图 2 花湖 7 个草皮试验样地物种多样性指数变化

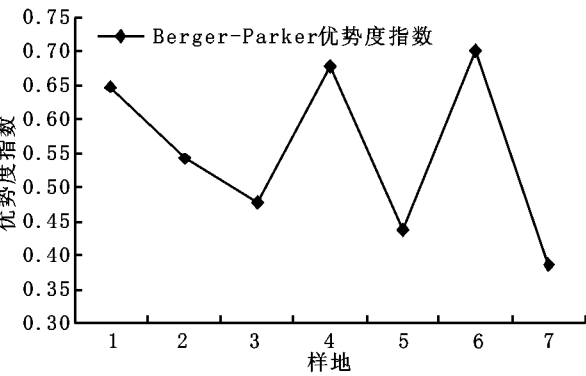


图 4 花湖 7 个草皮试验样地优势度指数变化

有较多疏松的根系, 而 20~ 30 cm 土壤中则只有部分根系。土壤农化分析也表明, 土壤有机质在 12~ 24 cm 最高(表 4), N、P、K 等养分在此深度范围内也较高, 随着土层厚度的增加, 土壤逐渐以砾石和粗砂砾为主, 肥力迅速下降, 因此草皮不宜过厚。同时如果切割太薄(如低于 10 cm), 则会损伤植物根系。初步推断草皮厚度保持在 20 cm 左右时较有利于地下根系的生长, 同时也可保持较高的地下生物量密度和地上生物量。

表 2 不同样地地下生物量

样地	活根量/ (g · cm <sup>-3</sup> )	死根量/ (g · cm <sup>-3</sup> )	总根量/ (g · cm <sup>-3</sup> )	地上生物量/ (g · cm <sup>-3</sup> )
No. 01	0.23	4.61	4.85	51.53
No. 02	1.41	6.11	7.52	18.3
No. 03	0.26	5.98	6.24	10.67
No. 04	0.86	6.86	7.72	34.00
No. 05	0.61	10.44	11.05	27.71
No. 07	0.27	5.01	5.29	34.65

表 3 不同堆放层数的草皮地下生物量

堆放层数	No. 01		No. 02	
	活根量/ (g · cm <sup>-3</sup> )	死根量/ (g · cm <sup>-3</sup> )	活根量/ (g · cm <sup>-3</sup> )	死根量/ (g · cm <sup>-3</sup> )
第一层	0.046	4.611	1.410	6.112
第二层	0.638	6.278	0.259	7.677
第三层	0.017	4.811	0.110	13.799

表 4 若尔盖地区草甸土壤肥力性质

土层深度	有机质/(g · kg <sup>-1</sup> )	有效氮/(mg · kg <sup>-1</sup> )	有效磷/(mg · kg <sup>-1</sup> )	速效钾/(mg · kg <sup>-1</sup> )
As	63.9	313	3	30
Al	55.0	352	2	88
B	14.3	94	1	31
C	5.9	65	1	38

2.4 移栽草皮规格与群落多样性

草皮面积( $Sq$ )和厚度( $L$ )与群落多样性各个指标进行双变量相关分析(表 5)。  $Sq$  与物种丰富度  $S$  和  $Ma$  之间呈极显著正相关, 和多样性指数  $D$  和  $H'$  及 Pielou 指数  $E_1$  呈正相关, 与 Alatalo 均匀度指数  $E_2$  呈很小相关性, 与  $r$  优势度指数  $I$  呈极显著负相关。草皮厚度  $L$  与物种丰富度  $Ma$  和 Alatalo 均匀度指数  $E_2$  呈正相关关系, 与优势度指数  $I$  呈正相关, 与多样性指数  $D$  和  $H'$  呈负相关, 与 Pielou 均匀度指数  $E_1$  呈极显著负相关。这也印证了图 4 的分析结果。从样地数据可知, 面积较大的样地, 草皮厚度为 20 cm 时多样性指数与均匀度指数都较高, 而优势度指数较低。

表 5 人工移栽的草皮面积、厚度与  
物种多样性指数之间相关性

多样性指数	$S$	$Ma$	$D$	$H'$	$E_1$	$E_2$	$I$
面积	0.997*	0.994*	0.897*	0.996*	0.991*	0.010	- 0.928*
厚度	0.817	0.851*	- 0.611	- 0.906	- 0.865*	0.982*	0.421

3 讨 论

3.1 移栽草皮的群落特征

移栽草皮群落与原生群落物种特征值有差异。草皮样地除禾本科和莎草科以外的植物和一年生植物增加, 表明人为干扰的植物群落在结构与功能方面发生了退化。因此, 通过调查移栽草皮上的物种特征值及重要值方面的差异, 可探寻草原群落演变的规律。另外, 样地形状和边界与多样性密切相关, 长方形样地(即样带或样条)优于面积相等的正方形样地, 长方形样地可能会反映更多的变异情况<sup>[13]</sup>。因此, 还需进一步对不同形状的样地进行比较研究, 确定切割草皮的形状、面积或周长对草皮移栽后的恢复状况的影响。

参考文献:

[ 1 ] 雍国玮, 石承苍, 邱鹏飞. 川西北高原若尔盖草地沙化及湿地萎缩动态遥感监测[ J]. 山地学报, 2003, 21(6): 758- 762.  
[ 2 ] 赵仁昌. 若尔盖草地沙化及防治对策[ J]. 四川环境, 1995, 14(2): 15- 20.  
[ 3 ] Fisher, R A, et al. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of animal population [ J]. J. Anim, Ecol, 1943, 12: 42- 58.  
[ 4 ] Magurran, A E. Ecological Diversity and Its Measurement [ M]. New Jersey: Princeton University Press, 1988.  
[ 5 ] 赵志模, 郭依泉. 群落生态学原理与方法[ M]. 重庆: 科学技术文献出版社, 1989. 147- 148.  
[ 6 ] 马克平, 马克明. 生物群落多样性测度方法: I a 多样性的测度方法[ J]. 生物多样性, 1994, 2(4): 281- 239.  
[ 7 ] 尚占环, 姚爱兴, 郭旭生. 宁夏香山地区植物群落  $\alpha$  多样性初步分析[ J]. 草地学报, 2002, 10(4): 243- 250.  
[ 8 ] 谢应忠, 凌佐志. 干旱区草地退化过程中群落物种多样性研究[ J]. 宁夏农学院学报, 2004, 24(4): 14- 17.  
[ 9 ] Goodman D. The theory of diversity stability relationships in ecology [ J]. The Quart Rev Biol, 1975, 50(3): 237- 266.  
[ 10 ] Hariston N G, Allan J D, Colwell R K, et al. The relationship between species diversity and stability: an experimental approach with protozoa and bacteria [ J]. Ecology, 1968, 49: 1 091- 1 101.  
[ 11 ] 关卓今, 裴铁 . 生态边缘效应与生态平衡变化方向[ J]. 生态学杂志, 2001, 20(2): 52- 55.  
[ 12 ] 罗俊强. 草坪地下生物量与坪用性状的关系[ J]. 北京林业大学学报, 2000, 22(2): 77- 80.  
[ 13 ] 代力民, 王青春, 邓红兵, 等. 二道白河河岸带植物群落最小面积与物种丰富度[ J]. 应用生态学报, 2002, 13(6): 641- 645.  
[ 14 ] 周集中, 马世骏. 生态系统稳定性[ A]. 北京: 科学出版社, 1990. 20- 25.  
[ 15 ] King A N, Pimm S I. Complexity, diversity and stability: are conciliation of the oretical and empirical results [ J]. The Amer Nature, 1983, 122: 229- 239.  
[ 16 ] Grime J P. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects [ J]. J. Ecol, 1998, 86: 901- 910.  
[ 17 ] 刘国彬, 杨勤科, 陈云明, 等. 水土保持生态修复的若干科学问题[ J]. 水土保持学报, 2005, 19(6): 126- 130.  
[ 18 ] 淮虎银, 魏万红, 张锦锺. 青藏铁路温性草原区路域植被自然恢复过程中群落组成和物种多样性变化[ J]. 山地学报, 2005, 23(6): 657- 662.  
[ 19 ] 郭正刚, 刘慧霞, 王根绪, 等. 人类工程对青藏高原北部草地群落  $\beta$  多样性的影响[ J]. 生态学报, 2004, 24(2): 384- 388.

3.2 移栽草皮的群落多样性与稳定性

由于草皮移栽使生境改变, 群落多样性与稳定性也随之变化。一般认为, 多样性越高的生态系统抗性和弹性越强, 也就越稳定<sup>[14- 16]</sup>。草皮移栽是一个群落演替过程, 物种变化可能与草皮切割增加了边缘效应有关, 边缘效应可能使群落暂时处于不稳定状态<sup>[11]</sup>。由于人为活动影响产生的边缘效应而使草皮中心和边缘的环境因子有很大差别, 导致草皮群落边缘地带的物种多样性高于中心, 可能由于水分、光合作用、土壤理化状况等变化引起, 边缘效应可能导致植物群落逐步恢复, 也可能使有害物种扩散。此外, 群落的环境因子如土壤水分、通气状况的改变等如何影响群落的多样性与稳定性, 也还需要深入研究。

3.3 草皮的适宜规格

通过草皮移植可促进破坏植被快速重建或恢复, 从而有效保护腐殖土和草毡层, 防止沙化和水土流失。因此, 移栽草皮是高原和草原地区公路和其它工程建设中防止水土流失、土壤退化和沙化、快速恢复原生生态的简便有效的途径之一。但是草皮的规格影响到草皮的恢复程度和速率, 影响到该措施的效果。通过分析发现, 样方内的物种数随样方面积增大而增大, 面积较大的样地物种丰富度、物种多样性指数大, 优势度指数较小。草皮面积和厚度对地下生物量也有影响, 地下生物量高的样地均为面积大的样地; 厚度为 20 cm 的样地地下生物量较高, 生物量密度大, 20 cm 以下草本植物根系分布密度大为降低。

在若尔盖湿地段的研究结果初步显示: 移栽的草皮面积 50 cm×50 cm 以上, 厚度 20 cm 左右时较有利于保持地上植物多样性和地上生物量及地下根系的生长, 同时也可保持较高的地下生物量和生物量密度, 在高原和草原地区公路建设的水土保持措施中人工恢复植物群落具有一定的指导意义。