

大保高速公路老营段路域植被生态恢复

董世魁, 崔保山, 丁宗凯, 王娟, 高丽娜, 赵淑清

(北京师范大学环境学院 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100875)

摘要:路域植被生态系统的恢复与重建不仅是道路生态学的重要研究内容,而且也是恢复生态学的重要研究领域。以大保高速公路老营段路域植被生态系统为对象,对比分析了8种植被恢复模式的作用效果与作用机理。研究结果表明,在相同的恢复时间内,自然恢复的植物群落中本土植物的比例相对较高,自然恢复是该区路域植被恢复的理想模式之一。随着恢复演替时间的推移,所有群落中木本植物的比例不断增加,草本植物的比例不断下降,植物群落分层现象明显,植物群落向原生植被发生进展或偏途演替。补播本土植物是促进植被恢复演替进程的主要途径之一,不仅可以增加乡土物种的比例、增加植物群落的多样性和均匀度,而且随着恢复时间的推移,可以形成层次明显、功能群组合合理的植物群落。人工蓝桉经济林不仅降低了植物群落及各功能群的多样性、丰富度和均匀度,而且在一定程度上增加了潜在生态风险。研究结果还表明,植物群落中当地物种的比例、植物群落的物种多样性和植物群落的盖度可以作为植被恢复成功与否的重要判定指标。

关键词:植被特征;恢复模式;恢复时间;大保高速公路

文章编号:1000-0933(2008)04-1483-08 中图分类号:Q143 文献标识码:A

Study on ecological restoration of vegetation along Laoying Section of Dabao Hingway

DONG Shi-Kui, CUI Bao-Shan, DING Zong-Kai, WANG Juan, GAO Li-Na, ZHAO Shu-Qing

*School of Environment, Beijing Normal University, State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, Beijing 100875, China
Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(4): 1483 ~ 1490.*

Abstract: Restoration of roadside vegetation restoration is a key issue in both road ecology and restoration ecology. In order to clarify the effect of restoration practices and restoration duration on process and mechanism of vegetation restoration, a case study was done on the reforested lands which were over-cultivated with agricultural development and rural growth along Laoying Section of Dabao Highway, Longitudinal Range-Gorge Region of Yunnan Province. There are 8 different reforest practices (RP), which are operationally natural restoration or planting with different tree seedlings. The proportions of native species and functional groups (tree, shrub and herbage) in vegetation composition by recording the plant species in the different restoration plots (5—8 hm² each in sizes). Plant coverage, height and species diversity of both plant community and functional groups were investigated and similarities of different communities were identified by randomly investigating three 10m × 10m quadrats. The results show that the species composition, plant cover and species diversity of replanted communities varied with reforest strategies and time. Higher species number, proportion of native species and woody plants, canopy cover and species diversity can be found in the plots that were naturally restored plots or replanted with native trees. Preliminary conclusion can be drawn that plant coverage, species diversity might be used major indicators to assess the ecosystem function status in vegetation restoration. Natural restoration or reforestation with native

基金项目:国家重点基础研究发展计划资助项目(2003CB415104)

收稿日期:2007-01-21; 修订日期:2007-12-12

作者简介:董世魁(1967~),男,甘肃和政人,博士,副教授,主要从事生态学研究. E-mail: dongshikui@sina.com

Foundation item: The project was financially supported by National Basic Research Program of China (No. 2003CB415104)

Received date: 2007-01-21; Accepted date: 2007-12-12

Biography: DONG Shi-Kui, Ph. D., Associate professor, mainly engaged in ecology. E-mail: dongshikui@sina.com

dominant plants can be reasonable choice for vegetation restoration or improvement along roadside of Dabao Highway.

Key Words: vegetation characteristics; reforestation practices; restoration time; Dabao Highway

交通基础设施建设特别是公路基础设施建设,是整个国民经济持续稳定发展的重要保障,也是促进地区和区域物资、文化、信息和人力等资源交流的纽带^[1]。然而,公路建设不可避免地要对周边生态环境产生干扰影响,主要表现为改变地形地貌、扰乱土壤结构、破坏植物群落、降低生物多样性、影响局地气候、增加水土流失危险性等^[2~5]。公路通车运营过程中,还将对周边生态环境产生汽车尾气污染、生物通道阻隔、动物路劫死亡等不良影响^[6,7]。尤其是公路的扩展效应和集聚效应使公路周边的土地利用方式发生变化,进而加剧道路工程对生态环境的干扰和破坏作用^[8]。如果公路周边的受损生态环境进行保护和恢复,必将影响到公路自身的设施保障和行车安全^[1]。因此,受损生态环境的恢复与重建是实现路域生态环境可持续的重要保障。

路域植被生态系统的恢复与重建不仅是道路生态学的重要研究内容,而且也是恢复生态学的重要研究领域^[1]。近年来,国内外许多学者对高速公路建设中的生态恢复理论、原则和技术展开了深入研究^[9]。多数学者强调,路域生态植被生态的恢复重建应尽量采用乡土植物,以增加路域植被景观与周边自然植被景观的相容性与协调性^[10,11];同时在恢复成功与否的判据上,一般选择自然植被生态系统作为对照生态系统,通过参比生态系统的物种数目、生物多样性和功能群相似性来检验生态恢复工程的作用效果^[11~14]。然而在自然生态系统破坏严重、无法找到对照生态系统的地区,如何判定路域植被生态系统的恢复成效,依然是恢复生态学面临的一大难题。基此,本文以大保高速公路老营段路域植被生态系统为对象,以路域恢复生态学的相关理论为指导,系统分析不同植被恢复模式的作用效果与机理,探索无参照生态系统条件下路域植被恢复成效的基本判据,提出大保高速公路老营段路域植被的基本模式。

大保高速公路是西南国际大通道—滇缅高速公路的重要组成部分,是我国西南与东南亚地区极为重要的经济和贸易走廊。西南地区国际通道等重大基础设施工程建设,对西南纵向峡谷区脆弱的生态环境产生了威胁或破坏^[15]。而且,大保高速公路大部分路段与原有国道并行或重叠,该工程的实施进一步加重了对周边生态环境的干扰和破坏。尤其在公路建成运营工程中,其扩展和集聚效应使公路周边的土地利用方式发生改变^[8],原有的植被生态系统遭到严重破坏^[16],严重影响高速公路的景观效果和路域周边的生态安全^[10]。因此,开展路域植被生态系统恢复重建的研究,将有利于维护周边稳定、保障行车安全、优化人居环境、促进经济发展,服务于我国西南国际大通道建设战略。在科学意义上,本文研究结果不仅可以丰富恢复生态学的基本理论和研究案例,而且可以为同类工程建设提供生态环境保护或恢复的模式与范例,以减少工程建设对生态环境的危害及生态环境退化对工程效益的损害。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

研究区位于大保高速公路老营出口处(N25°19', E99°12', 海拔 1836 m),大保高速公路和 320 国道在此处交汇。老营出口位于保山市隆阳区老营乡,地处低纬高原,属低纬山地亚热带季风气候;年温差小,日温差大,年均气温为 14 ~ 17℃;降水充沛、干湿分明,分布不均,年降雨量 700 ~ 2100 mm;日照时间长,太阳年均辐射量为 5553.7 ~ 5959.8 MJ/m²。原生植被为硬叶常绿阔叶林,但已被农田植被(小麦、玉米、烟草等)所代替。土壤类型为红壤,据本研究土壤水分仪多点测定结果,11 ~ 12 月份(旱季)研究区表层土壤(0 ~ 10 cm)的湿度约为 30%。

1.2 生态恢复模式

由于原 320 国道为此处提供了方便的交通条件,过去较长时间内公路两边的农业开发很严重(毁林开荒),原生植被硬叶常绿阔叶林已遭完全破坏。20 世纪 90 年代初期,该地开展了植被建设工程,近公路部分地段通过植树造林、实现了人工植被恢复。2000 年以来,该区响应国家“退耕还林还草”政策,陆续将农田退

耕还林、恢复植被。因此,该研究区具有不同恢复模式(自然恢复和人工恢复)、不同恢复材料(外来植物、乡土植物、经济植物等)、不同恢复年限的样点(表1),是开展植被生态恢复演替研究的理想样区。研究区总面积约50hm²,各样点面积约5~7hm²。

表1 研究区各样点环境特征及植被恢复模式
Table 1 Reforestation practices and sites description

| 样点编号 Site No. | 距公路 Distance to road (m) | 坡向 Aspect | 坡度 Slope | 恢复方式 Restoration practices | 恢复材料 Plantings | 恢复年限 Restoration year |
|------------------|-----------------------------|--------------|-------------|-------------------------------|--|--------------------------|
| LA04 | 300~500 | S | 12 | 人工恢复 Artificial restoration | 蓝桉 <i>Eucalyptus maidenii</i> | 2004 |
| QS02 | 800~1000 | S | 12 | 人工恢复 Artificial restoration | 蒙自桤木 <i>Alnus nepalensis</i> 、 云南松 <i>Pinus yunnanensis</i> | 2002 |
| YS04 | 500~700 | S | 13 | 人工恢复 Artificial restoration | 云南松 <i>Pinus yunnanensis</i> | 2004 |
| YS02 | 400~500 | SE | 11 | 人工恢复 Artificial restoration | 云南松 <i>Pinus yunnanensis</i> | 2002 |
| YS99 | 600~800 | SE | 13 | 人工恢复 Artificial restoration | 云南松 <i>Pinus yunnanensis</i> | 1999 |
| YS94 | 150~200 | SE | 15 | 人工恢复 Artificial restoration | 云南松 <i>Pinus yunnanensis</i> | 1994 |
| ZR02 | 200~300 | SE | 10 | 自然恢复 Natural restoration | 无 No | 2002 |
| ZR04 | 900~1000 | SE | 12 | 自然恢复 Natural restoration | 无 No | 2004 |

1.3 植被调查与分析

植被调查工作于2004年、2005年11~12月份开展,主要调查各样点的植物群落组成及结构、植被盖度、生物多样性等指标。由于物种组成是反映植被演替过程的主要指标^[16,17],本地植物的组成比例是评价生态恢复工程成功与否的主要标志^[18,19]。因此,在开展植被数量特征调查前,对研究区各恢复工程样点的全部植物进行辨识、记录,计算本土和外来物种在植物群落物种组成中所占的比例、植物群落的物种丰富度(Marglef指数):

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

式中,A为Marglef丰富度指数;S为种数;N为种的个体总数

植被数量特征调查参考董鸣等^[20]介绍的“陆地生物群落调查方法”,在各样点区内随机布设3个10m×10m的样方,对木本植物(包括灌木和乔木)的数量(密度)、高度、盖度等指标进行调查测量,然后在样方内沿对角线布设3个1m×1m的小样方,对草本植物的数量(密度)、高度、盖度等指标进行调查测量。考虑到不同功能群对整体植被恢复的作用和贡献不同,因此,本研究按Polley等^[21]的分类方法将不同植物生活型(乔木、灌木和草本)归为不同功能群,并分别对各功能群的数量特征进行了调查测量。然后参考董鸣等^[20]在“陆地生物群落调查方法”介绍的数学方法,计算植物全群落及功能群的数量特征(包括Simpson多样性、Pielou均匀度、Jaccard相似系数):

$$D = (1 - \sum_{i=1}^s ((n_i - 1)) / (N \times (N - 1)))$$

式中,D为Simpson多样性指数;S为种数;n_i为第n_i个种的个体数;N为种的个体总数。

$$E = H / \ln S$$

式中,E为Pielou均匀度指数;H为Shannon-Weaver多样性指数;S为种数。

$$IS = c / (a + b - c) \times 100\%$$

式中,IS为Jaccard相似系数;a为样方A中种的总数;b为样方B中种的总数;c为样方A和B中共有的种数。

1.4 统计分析

本研究将各样地不同样方(木本3个、草本9个)的测定值作为样本(重复),用SPSS10.0统计软件包提供的GLM模型分析不同恢复模式、恢复时间对植被数量特征的效应,比较其恢复作用和效果的差异显著性。

2 研究结果

2.1 植物群落组成

植物群落恢复演替过程中,植被恢复模式和恢复时间对植物群落物种数量有一定影响(图1)。样点LA

(2004 年人工播种蓝桉 (*Eucalyptus maidenii*))、QY02(2002 年人工播种蒙自桤木 (*Alnus nepalensis*) 和云南松 (*Pinus yunnanensis*))、YS04(2004 年人工播种云南松)、YS02(2002 年人工播种云南松)、YS99(1999 年人工播种云南松)、YS94(1994 年人工播种云南松)、ZR04(2004 年自然恢复)、ZR02(2002 年自然恢复) 植物群落的物种数分别约为 1、15、14、14、14、15、20、13。比较样点 YS02、QS02 和 ZR02 的物种数量, 可以发现在相同的恢复时间内, 自然恢复的植物群落物种数量远远高于人工恢复的植物群落。比较样点 YS04、YS02、YS99 和 YS94 植物群落的物种数量, 可以看出在相同的恢复模式下, 植物群落的物种数量随恢复年限略有增加, 但差异不大。样点 LA04 的植被是纯人工桉树林, 物种数量十分单一。

植物群落恢复演替过程中, 本土物种在植物群落物种组成中所占的比例也随植被恢复模式和恢复时间而变化(图 2)。样点 LA04、QY02、YS04、YS02、YS99、YS94、ZR04、ZR02 的植物群落物种组成中, 本土物种所占的比例分别为 0、91.0%、87.9%、86.7%、92%、93.3%、92.3%、91.7%。这一结果表明, 在相同的恢复时间内, 自然恢复的植物群落中本土植物的比例相对较高; 在相同的植被恢复模式下, 本土植物在物种组成中所占的比例随恢复时间增加而增加。样点的 LA04 植物群落中外来植物蓝桉占绝对优势, 本土植物受其抑制或人工控制(除杂管理)而无法生长。

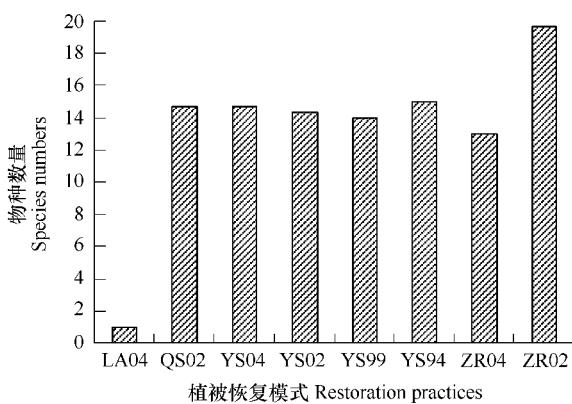


图 1 植物群落物种数量

Fig. 1 Species numbers in plant community

植物群落恢复演替过程中, 植被功能群(不同生活型的植物)的组成也受植被恢复模式和恢复时间影响(图 3)。样点 LA04、QY02、YS04、YS02、YS99、YS94、ZR04、ZR02 的植物群落物种组成中, 乔木所占的比例分别为 100%、12.5%、18.2%、20%、12%、33.3%、7.7%、27.8%, 灌木所占的比例分别为 0、25%、18.2%、40%、40%、26.7%、23.1%、22.2%, 草本所占的比例分别为 0、62.5%、63.6%、40%、48%、40%、69.2%、50%。可以看出在植被恢复演替的早期阶段, 自然恢复的植物群落中木本植物(尤其是乔木)的比例相对较低, 人工恢复的植物群落中由于乔木的栽植而使木本植物的比例相对较高; 随着恢复演替时间的推移, 所有群落中木本植物的比例不断增加, 草本植物的比例不断下降, 植物群落向原生植被(硬叶常绿阔叶林)发生进展演替或偏途演替。

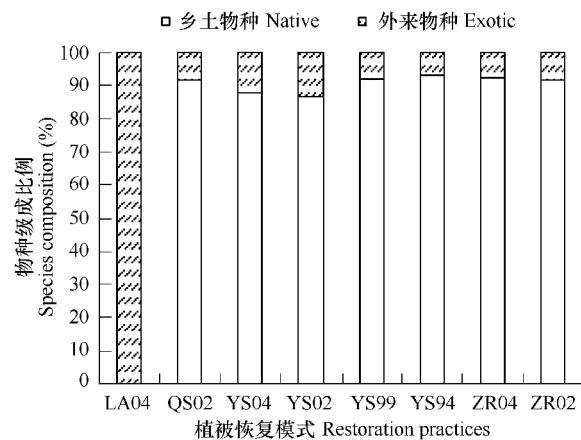


图 2 植物群落中外来物种和乡土物种的比例(%)

Fig. 2 Proportions of native and exotic species in species composition

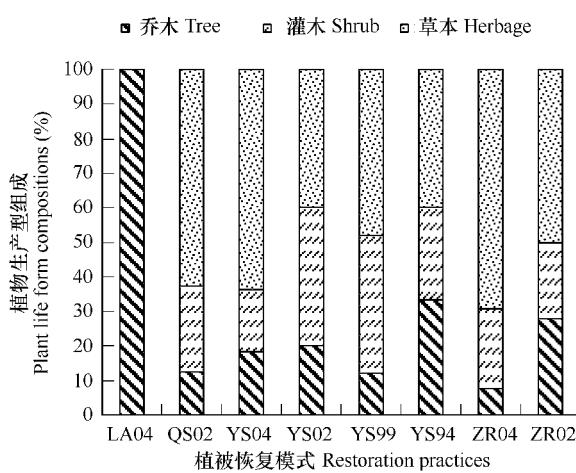


图 3 植物群落中的不同植物生活型组成

Fig. 3 Species life forms in plant community

2.2 植物群落结构

植被恢复演替过程中,植物群落的优势物种、层片结构及植被盖度也随恢复模式和时间而变化(表2)。在样点LA04,由于自身较强的适应性加之人为精细管理,人工蓝桉林已成为单(物种)优(势)群落,植被盖度100%,高度达4.9m,但没有明显的成层现象。样点YS94的植物群落由于恢复年限较长,人工播种的云南松和自然恢复的南烛(*Lyonia ovalifolia*)在群落中共同占优势,整个群落的盖度高达95%,高度达3.6m,乔木和草本分层明显。样点YS99和QS02的植被盖度与样点YS94相近($P > 0.05$),但前二者植物群落的高度明显低于后者($P < 0.05$),仅为2m左右,植物群落初步显露分层现象,优势物种仍为人工播种的植物。样点YS04和YS02植物群落的盖度和高度与ZR02接近($P > 0.05$),分别约为80%和1.0m左右,植物群落的分层现象不明显,前两者的优势物种为人工播种的乔木云南松,而后者的优势物种为自然生长的灌木。ZR04样点的植物群落盖度、高度明显低于其他所有样点的植物群落($P < 0.05$),且没有分层现象,优势物种为自然恢复的草本植物柳叶若(*Eupatorium coelestinum*)。

就植物功能群而言,样点LA04、YS99和YS94的乔木功能群较为发达,盖度(80%以上)和高度(2m以上)大于其它样点($P < 0.05$);样点QS02、YS02、YS04和ZR02灌木功能群相对较好,盖度(25%~35%)和高度(约为1m)大于其他样点;ZR02样点的草本功能群盖度明显高于其它群落,表现出明显优势。样点ZR04的植物群落处于自然恢复演替的初级阶段,各功能群的结构尚不完善,盖度、高度相对较低。

2.3 植物群落物种多样性

植物群落的物种多样性不仅受植被恢复方式的影响,而且还受恢复时间的影响(表3)。统计分析表明,样点YS04、YS94和ZR02植物群落的Margalef丰富度指数、Simpson多样性指数、Pielou均匀度指数明显高于其它样点的植物群落($P < 0.05$),这一结果说明通过蒙自桤木和云南松的混植或完全依靠自然恢复,可以使植物群落在较短的时间内获得较高的多样性和均匀度;在完全用播种云南松的方法恢复植物群落,则要经过较长的恢复时间才能获得较高的多样性和均匀度。由于样点LA04形成了蓝桉林单优群落,其Margalef丰富度指数(0.22)、Simpson多样性指数(0)、Pielou均匀度指数(0)都显著低于其它样点的植物群落($P < 0.05$)。

不同功能群的物种多样性也随恢复方式和恢复时间的变化而变化(表3)。总体上,样点YS94和ZR02的植物群落具有相对较高的功能群(乔木、灌木和草本)多样性和均匀度,样点YS04具有相对较高的乔木功能群多样性和均匀度($P < 0.05$),样点YS02具有相对较高的灌木功能群多样性和均匀度($P < 0.05$),样点QS02具有相对较高的草本功能群多样性和均匀度($P < 0.05$)。说明在不同的恢复方式下、不同的恢复时间内,植物群落处于恢复演替的不同(优势功能群)阶段。

2.4 植物群落相似性

比较不同样点植物群落的物种相似性可以看出,YS04和ZR02、YS94和ZR02、QS02和ZR04的物种相似性相对较低(Jaccard相似性指数小于0.3)。这一结果说明,不同的植被恢复模式和恢复时间导致不同的植物群落(组成)。与之相反,QS02和YS04、YS99和ZR04、YS99和ZR02具有较高的相似性(Jaccard相似性指数大于0.5)。这一结果反过来又可以说明,不同的植被恢复模式和恢复时间也可以获得较为相近的植物群落(组成)。因此,在植被恢复重建过程中,可以通过调控恢复模式或恢复时间来实现恢复目标;同时在选择参照系统时,必须明确其演替时间序列,以便更好地选择恢复模式。

3 讨论与结论

在植被恢复重建过程中,植物群落组成是植被恢复与改良的主要目标^[16,17],通过播种不同的先锋植物可以激发植物群落的自身更替,从而得到与原有植被系统相近的植物群落^[22]。有学者认为,对于原生植被已遭严重破坏、无法找到参照系统的地区,可以把本土物种的比例作为植被恢复成功与否的重要指标之一^[18,19]。本研究结果有力地支持了这一论断,即本土物种的组成比例是退化生态系统植被恢复成功与否的重要判据。植被盖度不受植物个体和分布模式的影响,可以用其比较不同功能群或种群(生活型)的优势度^[27,28],因此有学者甚至把盖度大小作为植被恢复成功与否的主要判据^[29]。本研究结果表明,本土植物比例较高、功能群分

表 2 植物群落结构

Table 2 Structures of plant community

| 植物群落结构 Community structures | LA04 蓝桉 EM | QS02 | | YS04 | | YS02 | | YS99 | | YS94 | | ZR04 | |
|--------------------------------|---------------|--------------------|--------------|---------------|--------------|--------------|-------------|-------------|-------------------|------|--|------|--|
| | | 云南松 PY、 蒙自恺木 AN | 云南松 PY | 云南松 PY | 云南松 PY | 云南松 PY | 南烛 LO | 柳叶箬 EC | 金丝梅 HP、 鸡骨柴 EF | ZR02 | | | |
| 盖度 Coverage (%) | 全群落 Community | 100 ± 0a | 91.7 ± 5.0b | 80.0 ± 5.0c | 80.0 ± 5.0c | 96.0 ± 1.7b | 95.0 ± 0b | 70.0 ± 0d | 83.0 ± 3.6c | | | | |
| 乔木 Tree | | 100 ± 0a | 58.3 ± 5.6c | 47.0 ± 11.3cd | 42.0 ± 2.7d | 85.0 ± 6.7ab | 85.0 ± 1.2b | 0.5 ± 0.1e | 8.2 ± 4.6b | | | | |
| 灌木 Shrub | 0e | 24.3 ± 4.2a | 36.6 ± 15.8a | 24.7 ± 5.8a | 11.0 ± 2.7c | 17.0 ± 0.5b | 8.0 ± 0.4d | 29.3 ± 3.8a | | | | | |
| 草本 Herbage | 0c | 61.3 ± 8.4b | 62.7 ± 4.9b | 64.7 ± 3.6b | 60.3 ± 10.4b | 70.0 ± 6.8b | 64.0 ± 7.8b | 83.0 ± 2.7a | | | | | |
| 高度 Height (m) | 全群落 Community | 4.8 ± 0.4a | 2.2 ± 0.4c | 0.9 ± 0.2de | 1.1 ± 0.2d | 2.1 ± 0.3c | 3.6 ± 0.2b | 0.4 ± 0.1f | 0.6 ± 0.2ef | | | | |
| 乔木 Tree | | 4.8 ± 0.3a | 2.7 ± 0.4c | 1.1 ± 0.3d | 1.3 ± 0.2d | 2.3 ± 0.3c | 3.6 ± 0.2b | 0.3 ± 0.05f | 0.9 ± 0.2d | | | | |
| 灌木 Shrub | 0d | 1.4 ± 0.1a | 1.1 ± 0.3ab | 1.1 ± 0.09b | 0.9 ± 0.2b | 1.0 ± 0.3ab | 0.4 ± 0.07c | 1.0 ± 0.1b | | | | | |
| 草本 Herbage | 0d | 0.7 ± 0.2a | 0.4 ± 0.05b | 0.4 ± 0.04b | 0.4 ± 0.04b | 0.4 ± 0.05b | 0.2 ± 0.01c | 0.4 ± 0.06b | | | | | |

同一行中,不同字母表示差异显著($P < 0.05$),相同字母表示差异不显著($P > 0.05$)。Within same raw, the means with the different letters are significantly different ($P < 0.05$), those with the same letters are insignificantly different ($P > 0.05$)。

AN: *Ailanthus nepalensis*; EC: *Eupatorium coelestinum*; EF: *Elaeocarpus fruticosus*; EM: *Eucalyptus maidenii*; HP: *Hypericum patulum*; LO: *Lyonia ovalifolia*; PY: *Pinus yunnanensis*

表 3 植物群落物种多样性

Table 3 Species similarities of plant communities

| 群落物种多样性 Species diversity in plant community | LA04 | QS02 | | YS04 | | YS02 | | YS99 | | YS94 | | ZR04 | |
|---|--------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|------|--|------|--|
| | | ZR02 | | | | | | | | | | | |
| 全群落 Whole community | 丰富度 Richness | 0.22 ± 0e | 3.18 ± 0.45b | 3.19 ± 0.66b | 2.97 ± 0.12b | 3.04 ± 0.57b | 3.26 ± 0.34b | 2.82 ± 0.54b | 4.27 ± 0.67a | | | | |
| 多样性 Diversity | 0d | 0.57 ± 0.04c | 0.73 ± 0.08ab | 0.52 ± 0.06c | 0.58 ± 0.04c | 0.74 ± 0.04a | 0.61 ± 0.04bc | 0.67 ± 0.04ab | | | | | |
| 均匀度 Evenness | 0d | 0.39 ± 0.04c | 0.62 ± 0.10a | 0.38 ± 0.03c | 0.42 ± 0.09bc | 0.58 ± 0.08ab | 0.46 ± 0.05bc | 0.50 ± 0.06ab | | | | | |
| 乔木 Tree | 丰富度 Richness | 0.22 ± 0d | 0.50 ± 0.10bc | 0.80 ± 0.24ab | 0.50 ± 0.10bc | 0.36 ± 0.09c | 1.09 ± 0.14a | 0.22 ± 0d | 1.52 ± 0.15a | | | | |
| 多样性 Diversity | 0e | 0.49 ± 0.10b | 0.51 ± 0.06b | 0.16 ± 0.03c | 0.02 ± 0.01d | 0.63 ± 0.04a | 0e | 0.65 ± 0.08ab | | | | | |
| 均匀度 Evenness | 0d | 0.89 ± 0.14a | 0.77 ± 0.15a | 0.29 ± 0.10b | 0.08 ± 0.03c | 0.75 ± 0.12a | 0d | 0.72 ± 0.04a | | | | | |
| 灌木 Shrub | 丰富度 Richness | 0d | 0.80 ± 0.20ab | 0.51 ± 0.10c | 1.02 ± 0.10a | 1.16 ± 0.24a | 0.87 ± 0.24ab | 0.65 ± 0.24bc | 0.94 ± 0.20ab | | | | |
| 多样性 Diversity | 0d | 0.23 ± 0.09c | 0.20 ± 0.07c | 0.42 ± 0.09b | 0.54 ± 0.04b | 0.48 ± 0.05b | 0.67 ± 0.07a | 0.48 ± 0.12ab | | | | | |
| 均匀度 Evenness | 0e | 0.35 ± 0.07c | 0.23 ± 0.03d | 0.53 ± 0.07b | 0.61 ± 0.04ab | 0.63 ± 0.02a | 0.58 ± 0.04ab | 0.58 ± 0.12ab | | | | | |
| 草本 Herbage | 丰富度 Richness | 0d | 1.88 ± 0.27ab | 1.48 ± 0.28bc | 1.45 ± 0.10c | 1.52 ± 0.20bc | 1.30 ± 0.13c | 1.95 ± 0.12a | 2.03 ± 0.21a | | | | |
| 多样性 Diversity | 0e | 0.71 ± 0.09ab | 0.56 ± 0.05cd | 0.51 ± 0.04d | 0.57 ± 0.04cd | 0.72 ± 0.02a | 0.61 ± 0.02bc | 0.66 ± 0.05bc | | | | | |
| 均匀度 Evenness | 0e | 0.72 ± 0.09ab | 0.53 ± 0.08cd | 0.66 ± 0.08bc | 0.54 ± 0.04cd | 0.79 ± 0.04a | 0.53 ± 0.01d | 0.62 ± 0.06bc | | | | | |

同一行中,不同字母表示差异显著($P < 0.05$),相同字母表示差异不显著($P > 0.05$)。Within same raw, the means with the different letters are significantly different ($P < 0.05$), those with the same letters are insignificantly different ($P > 0.05$)。

化明显的群落其盖度相对较高,因此可以把盖度作为植被恢复成功与否的判定指标之一。尽管前人对植物群落多样性(包括丰富度和均匀度)是否应该作为植被恢复的判据指标上观点不太一致^[30~32],但在本研究中植物群落的植物多样性与当地物种的比例、植被盖度呈正相关关系,因此可以作为植被恢复成功与否的判据指标之一。

表4 物种相似性

Table 4 Species similarity

| 恢复模式 Restoration practices | LA04 | QS02 | YS04 | YS02 | YS99 | YS94 | ZR04 | ZR02 |
|----------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| LA04 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| QS02 | | 1 | 0.60 | 0.46 | 0.49 | 0.36 | 0.28 | 0.35 |
| YS04 | | | 1 | 0.33 | 0.45 | 0.38 | 0.40 | 0.15 |
| YS02 | | | | 1 | 0.50 | 0.47 | 0.30 | 0.38 |
| YS99 | | | | | 1 | 0.45 | 0.54 | 0.59 |
| YS94 | | | | | | 1 | 0.44 | 0.21 |
| ZR04 | | | | | | | 1 | 0.4 |
| ZR02 | | | | | | | | 1 |

虽然本研究仅做了两次典型样地调查,样本数量相对较少,但平行处理间的对比分析可以反映出各种恢复模式的优劣性。本研究结果表明,自然恢复的植物群落中本土物种的组成比例较高,而且不同植物功能群的组成比例合理,植物群落的物种多样性较高、均匀度较大,由此从理论上讲自然恢复是该区路域植被恢复的理想途径之一;但实际上植被生态系统需要较长时间(几十年或上百年)才能恢复到原生状态^[23],很难在短期内靠自然过程来实现植被的恢复重建,这也是以往研究报道中植被自然恢复成功案例较为少见的原因所在^[24]。补播本土植物以促进植被恢复演替进程,是目前植被恢复重建工程中较为常用的方法^[25]。本研究所获的结果也可以进一步证明,适当补播本土植物(如云南松和蒙自桤木)可以增加乡土物种的比例、增加植物群落的多样性和均匀度,而且随着恢复时间的推移,可以形成层次明显、功能群组成合理的植物群落。外来植物在生态功能与价值上无法与当地植物相比^[26],由此可以推断,人工种植、营造蓝桉林可以获得较高的经济效益,生态效益远不及人工种植本地植物或自然恢复天然植被;同时还可以推断,人工蓝桉林不仅降低了植物整个群落及各功能群的多样性、丰富度和均匀度,而且如果大量栽种外来经济植物蓝桉而使整个群落成为单优群落,则在一定程度上增加了因病害、虫害、旱害等因子胁迫而使群落退化或死亡的潜在生态风险,植物群落的经济效益也会随之下降。因此,在该区的植被恢复重建中,不应该大面积营造人工蓝桉林,而应以人工补播本土植物(如云南松和蒙自桤木)为主、植被自然恢复为辅的模式开展植被恢复生态建设。

References:

- [1] Forman R T T, Sperling D, Bissonette J A, et al. Road ecology: science and solutions. Washington D C: Island Press, 2002, 3—397.
- [2] Spellerberg I F. Ecological effects of Road and Traffic. Global Ecology and Biogeography Letters. 1998, 7: 317—333.
- [3] Chen H, Li S C, Zheng D. Features of ecosystems along side Qinghai-Xinjiang highway and railway and the impact of road construction on them. Journal of Mountain Science, 2003, 21(5): 559—567.
- [4] Huang J H, Li Q, Liu X L. Impact of highway construction from Zhoukou to Provincial Boundary in Henan Province on Eco-environment. Chinese Journal of Ecology, 2002, 21(1): 74—79.
- [5] Davide G. Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. Environmental Impact Assessment Review, 2003, 23: 343—365.
- [6] Van H D, Bohemen H. W, Janssen H, et al. The influence of road infrastructure and traffic on soil, water and air quality. Environmental Management, 2003, (31): 50—68.
- [7] ThiererLod. Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. AMBIO, 2000, 29(3): 163—166.
- [8] Zhu J J, Cui B S, Yao H R, et al. Landuse Changes and Expansion Effects Caused by Road Construction in Longitudinal Range-Gorge Region. Journal of Natural Resources, 2006, 21(4): 507—515.
- [9] Sun Q, Zhuo J N, Zhu L A, et al. Ecological destory caused by highway construction and ecological restoration. Soil and Environment, 2002,

11(2) : 11—14.

- [10] Dong S K, Cui B S, Liu S L, et al. Study on the regionalization and selection of suitable plants for roadside deforestation and soil protection in Yunnan Province. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2006, 26 (6) : 164—172.
- [11] Bugg R L, Brown C S, Anderson J H. Grasses to rural roadsides in the Sacramento Valley of California: Establishment and Evaluation. *Rstoration Ecology*, 1997, 5(3) : 214—228.
- [12] Horrington J A. Major prairie planting on highway corridor to test methods, value of resltng vegetation. *Restoration and Management Notes*, 1989, 7: 31—32.
- [13] Pywell R F, Bullock J M, Roy D B, et al. Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology*, 2003, 40: 65—77.
- [14] Smith R S, Shiel R S, Bardgett R D, et al. Soil microbial community, fertility, vegetation and diversity as targets in the restoration management of a meadow grassland. *Journal of Applied Ecology*, 2003, 40: 51—64.
- [15] He D M, Wu S H, Peng H, et al. A study of ecosystem changes in longitudinal Range-Gorge region and transboundary eco-security in southwest China. *Advances in Earth Science*, 2005, 20(3) : 338—344.
- [16] Liu J, Yang Z F, Cui B S, et al. Effects Caused by Highway Construction on Plant community along roadside in longitudinal Range-Gorge region. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26 (1) : 83—90.
- [17] Lockwood J L, Pimm S LWhen Does Restoration Succeed? In: Weiher E, Keddy P, eds. *Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1999. 363—392.
- [18] Bradshaw A D Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1996, 53 (Supplement 1) : 3—9.
- [19] Hobbs R J, Norton D A. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 1996, 4: 93—110.
- [20] Dong M, Wang Y F, Kong F Z, et al. Survey and analysis methods for terrestrial biocommunity. Beijing: China Standard Press, 1997.
- [21] Polley H W, Derner J D, Wilsey B J, Patterns of Plant Species Diversity in Remnant and Restored Tallgrass Prairies. *Restoration Ecology*, 2005, 13: 480—487.
- [22] Martin L M, Wilsey B J. Assessing grassland restoration success: relative roles of seed additions and native ungulate activities. *Journal of Applied Ecology*, 2006, 43: 1029—1043.
- [23] Anand M, Laurence S, Rayfield B. Diversity relationships among taxonomic groups in recovering and restored forests. *Conservation Biology*, 2005, 19: 955—962.
- [24] Wilkins S, Keith D A, Adam P. Measuring Success: Evaluating the Restoration of a Grassy Eucalypt Woodland on the Cumberland Plain, Sydney, Australia. *Restoration Ecology*, 2003, 11: 489—503.
- [25] Reay S D, Norton D A. Assessing the success of restoration plantings in a temperate New Zealand forest. *Restoration Ecology*, 1999, 7: 298—308.
- [26] Jordan W R III, Gilpin M E, Aber J D. *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge: Cambridge University Press, United Kingdom, 1996.
- [27] Mueller-Dombois D, Ellenberg H. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: Wiley, 1974.
- [28] Whittaker R H *Communities and ecosystems*. New York: MacMillan, 1975.
- [29] Maestre F T, Cortina J, Vallejo R. Are Ecosystem Composition, Structure, and Functional Status Related to Restoration Success? A Test from Semiarid Mediterranean Steppes. *Restoration Ecology*, 2006, 14: 258—266.
- [30] Tilman D. Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology*, 1997, 78: 81—92.
- [31] Franz n D. The role of species richness for recruitment in a seminatural grassland. *Oikos*, 2001, 95: 409—415.
- [32] Levine J M. Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science*, 2000, 288: 852—854.

参考文献:

- [3] 陈辉,李双成,郑度. 青藏公路铁路沿线生态系统特征及道路修建对其影响. *山地学报*,2003,21(5) : 559~567.
- [4] 黄锦辉,李群,刘晓丽. 河南周口至省界段高速公路建设对生态环境的影响. *生态学杂志*,2002,21(1) : 74~79.
- [8] 朱建军,崔保山,姚华荣,等. 纵向岭谷区公路沿线土地利用变化及扩展效应研究, *自然资源学报*, 2006, (21) 4: 507~515.
- [9] 孙青,卓慕宁,朱利安,等. 论高速公路建设中的生态破坏及其恢复. *土壤与环境*, 2002, 11(2) : 11~14.
- [10] 董世魁,崔保山,刘世梁,等. 云南省公路路域绿化护坡植物的生态区划与选择. *环境科学学报*, 2006, 26 (6) : 164~172.
- [15] 何大明,吴绍洪,彭华,等. 西南纵向岭谷区生态系统变化与西南跨境安全研究. *地球科学进展*, 2005, 20(3) : 338~344.
- [16] 刘杰,杨志峰,崔保山,等. 纵向岭谷区高速公路建设对沿线植物生物量的影响. *生态学报*, 2006, 26 (1) : 83~90.
- [20] 董鸣,王义凤,孔繁志,等. 陆地生物群落调查观测与分析. 北京: 中国标准出版社, 1997.