

青藏铁路建设对沿线高寒生态系统的 影响及恢复预测方法研究

沈渭寿 张慧 邹长新 曹学章 唐晓燕

(国家环境保护总局南京环境科学研究所, 南京 210042. E-mail: shenws2001@sina.com)

摘要 采用遥感和地理信息系统技术, 编制了青藏铁路沿线 50 km 范围生态系统类型和脆弱度分区图, 用叠图法研究了各类工程活动对沿线生态系统的影响范围和影响面积以及影响指数. 类比青藏公路, 研究了青藏铁路高寒生态系统的恢复机制, 预测了其恢复程度和恢复速度. 研究表明, 铁路工程对高寒生态系统的影响程度主要取决于地表原始土壤受破坏和扰动的程度以及生态系统本身的脆弱性. 植被覆盖度与物种丰富度的恢复与地表原始土壤的破坏程度呈显著负相关关系, 与恢复年限、年平均降水量和年平均相对湿度呈显著正相关关系, 而与海拔高度及气温无明显的相关关系. 在年降水量大于 200 mm 的地段, 只要地表能够保留一定比例的原始土壤, 工程结束后 30 年左右物种多样性基本上可恢复到破坏前的水平, 而植被覆盖度至少需要 45~60 年以上才能恢复到破坏前的水平.

关键词 青藏铁路 高寒植被 生态影响 恢复预测

研究表明, 由于铁路与公路建设对生态环境的切割、隔离、阻碍或扰动作用, 对临近地带的湿地生物多样性、水陆两栖群落、热带山区森林、阔叶林景观中的林下层植物等产生了不同程度的影响^[1-4]. Rebecca 等人^[5]选取了斑块数量、平均斑块面积、平均斑块周长、平均斑块形状、边界斑块变化、香农指数等指标, 利用地理信息系统分析了洛基山脉公路对森林破碎度的影响. 已经有人通过层次分析法(AHP)、模糊集合论(FST)、专家知识系统(KBES)、地理信息系统(GIS)在城市公路网络对环境敏感度的评价方面进行了系统研究^[6]. 一些学者分别对京大、河南省周口至省界段、湖北黄黄、宁夏等高速公路从不同角度论述了高速公路建设对生态环境的影响与恢复^[7-10].

目前国内铁路建设对生态环境影响的研究, 主要集中在铁路工程建设对生态环境影响的预测与评价方法的研究, 层次分析法、模糊综合评价法和矩阵半定量预测方法得到比较广泛的应用^[11,12]. 青藏高原是世界上海拔最高、生态环境最为脆弱的地区, 也是目前世界上受人类扰动影响最少的地区之一. 青藏铁路对沿线高寒植被及其生态环境的影响的程度如何, 受到破坏和扰动后高寒植被能复得到恢复, 这是世人所十分关注的问题. 张慧等人^[13,14]和邹长新等人^[15]对新建青藏铁路的景观视觉影响和施工期土壤侵蚀进行了定量分析与评价. 本文采用遥感(RS)和地理信息系统(GIS)技术, 分析了铁路工程对沿线

高寒生态系统的影响方式和影响程度. 并采用类比法, 对青藏铁路工程扰动后高寒生态系统的恢复程度和恢复速度进行了预测.

1 研究区概况

新建青藏铁路格尔木至拉萨段全长 1142 km, 自北向南纵贯青海和西藏两省区. 其中青海省境内 596.58 km(含 31.75 km 既有线), 行政区划上跨越青海省海西州格尔木市和玉树州至多县; 西藏境内 545.42 km, 跨越西藏自治区那曲地区的安多县、那曲县、拉萨市的当雄县、堆龙德庆县和拉萨市区.

线路通过地段除格尔木至南山口位于柴达木盆地南缘外, 其余地段均位于青藏高原. 其中北端南山口至昆仑山段和南端羊八井至拉萨段为降坡较大的河谷地貌, 中间地段昆仑山至羊八井段宏观上为高平原地貌, 地形平坦开阔, 地面平均海拔高程大于 4500 m. 线路经过的主要山系自北向南有昆仑山、可可西里山、风火山、乌丽山、开心岭、唐古拉山、头二九山, 以及念青唐古拉山系的桑雄岭、九子纳和羊八岭. 这些山系多呈穹形起伏, 相对高差一般小于 300 m, 宏观地形相当开阔, 山岭浑圆而坡度平缓, 呈现“远看是山近看平川”的高原景观.

新建青藏铁路自北向南纵贯青海、西藏两省区, 地貌类型丰富、气候环境多样、海拔高度垂直变化大(2800~5600 m)、多年冻土发育、生境条件独特, 从而形成了沿线丰富而独特的生态系统类型. 主要生态

系统类型包括典型荒漠、河谷灌丛、高寒草原、高寒草甸草原、高寒草甸、高寒灌丛、高山冰雪、高寒沼泽化草甸、高寒沼泽、湖泊湿地、河流湿地、温性草原等生态系统类型。由于青藏高原严酷的自然条件，导致了青藏高原高寒生态系统十分独特、脆弱，对人类扰动极其敏感的自然属性。

2 铁路工程对沿线高寒生态系统的影响

2.1 铁路沿线高寒生态系统类型图的编制及生态系统脆弱度的计算

利用 3S 技术，采用最新美国陆地资源卫星 Landsat-5 TM 和 Landsat-7 ETM+ 影像数据，1:25 万电子地形图和 1:10 万地形图，参照铁路沿线植被类型图、土地利用现状图、草地类型图、土壤类型图等图件资料，在实地考察的基础上，以铁路为基线，编制了铁路沿线 50 km 范围生态系统类型图。

生态系统的脆弱度是生态系统经受人类扰动程度的一个重要测度，本项研究采用下式计算铁路沿线各生态系统类型的脆弱度^[16]：

$$G = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n P_i \cdot W_i}{\left(\max \sum_{i=1}^n P_i \cdot W_i + \min \sum_{i=1}^n P_i \cdot W_i \right)}$$

其中， G 为脆弱度， P_i 为脆弱生态系统及环境特征指标初值化之值， W_i 为各指标权重。按脆弱度大小可将生态系统脆弱性划分为 4 类，即：(1) $G \leq 0.65$ 为极强度脆弱；(2) $0.65 > G \geq 0.45$ 为强度脆弱；(3) $0.45 > G \geq 0.3$ 为中度脆弱；(4) $G < 0.30$ 为轻度脆弱。

新建青藏铁路沿线生态系统及环境特征采用海拔高度、降水量、植被盖度、Shanon-Winner 多样性指数、植物种的饱和度、土层厚度、第 1 性生产力等自然成因指标，以及生态系统对工程扰动的敏感系

数和破坏后恢复能力系数等影响表现指标(表 1)。

从新建青藏铁路唐古拉山口至拉萨段铁路两侧生态系统脆弱度的计算可以看出，高山冰雪生态系统和湖泊生态系统属极强度脆弱；高寒沼泽化草甸及沼泽生态系统和河流生态系统属强度脆弱；高寒草原、高寒草甸草原、高寒草甸和高寒灌丛生态系统属中度脆弱；温性草原生态系统和农田生态系统属轻度脆弱(表 2)。

2.2 铁路工程对沿线高寒生态系统的影响方式和影响程度的分析

铁路工程正常运营期间对沿线生态系统及其物种多样性的影响很小，而施工期的一次性干扰和破坏却是比较大的。铁路工程建设施工期对沿线高寒生态系统的影响主要包括路基工程(路基线路及开挖填埋)、砂石料场设置、工程取土和弃土、临时施工便道、施工临时场地(含生活营地)、桥涵隧道工程、工程永久站场和工程施工人员活动对生态系统造成的影响(表 3)。

铁路工程施工过程是对沿线生态系统的一种扰动。从生态学的演替理论可知，受到干扰和破坏的生态系统其物种多样性下降，干扰停止后随演替进程多样性指数上升并达到原有的水平^[17]。受到破坏和干扰严重时物种多样性值降的较低，恢复过程慢，反之亦然。本项研究采用下式计算铁路工程建设对沿线高寒生态系统的影响程度：

$$CI = \int_0^{\infty} A(x) \cdot B(x) \cdot C(x) dx,$$

式中， CI 为影响指数， x 为施工性质变量， $A(x)$ 为地表原始土壤和植被受破坏的程度， $B(x)$ 为工程量函数，此处以破坏或受影响的面积比例表示， $C(x)$ 为生态系

表 1 新建青藏铁路唐古拉山口至拉萨段铁路两侧生态系统脆弱性指标^{a)}

生态系统	自然成因指标							影响表现指标	
	海拔高度 /m	降水量 /mm	植被盖度 /%	Shanon-Winner 多样性指数	1 m ² 植物种 饱和度	土层厚度 /cm	第 1 性生产力 /kg·hm ⁻²	对工程扰动 敏感系数	破坏后恢复 能力系数
温性草原	3500~4300	300~400	15~45	0.44	5~15	5~10	1320~2800	0.30	0.6
高寒草原	4300~5200	100~300	10~50	0.37	5~10	5~20	850~2650	0.35	0.5
高寒草甸草原	4300~5200	300~400	20~40	0.42	8~12	10~30	750~2720	0.40	0.4
高寒草甸	4000~5200	300~500	70~90	0.37	6~14	20~50	950~2350	0.50	0.3
河流	3700~5100	300~600	0~15	0.22	—	—	50~1000	0.45	0.3
湖泊	3800~5000	300~600	0~2	0.15	—	—	10~100	0.75	0.1
高寒沼泽化草甸及沼泽	4000~5100	300~600	80~90	0.50	9~16	20~50	850~3500	0.85	0.1
高寒灌丛	4000~5000	300~500	30~50	0.53	8~20	20~40	750~1800	0.45	0.5
农田	3500~4000	200~400	10~95	0.48	10~15	10~30	7500~15000	0.30	0.4
高山冰雪	4500~6200	300~800	0~2	0.07	0~1	0~10	0~10	0.90	0.2
各指标权重	0.07	0.08	0.10	0.05	0.05	0.07	0.08	0.25	0.25

a) 数据计算中取平均值

表 2 新建青藏铁路唐古拉山口至拉萨段铁路
两侧生态系统的脆弱度

生态系统名称	脆弱度	脆弱性评价
高山冰雪生态系统	0.858	极强度脆弱
温性草原生态系统	0.262	轻度脆弱
高寒草原生态系统	0.413	中度脆弱
高寒草甸草原生态系统	0.421	中度脆弱
高寒草甸生态系统	0.411	中度脆弱
高寒沼泽化草甸及沼泽生态系统	0.610	强度脆弱
河流生态系统	0.586	强度脆弱
湖泊生态系统	0.830	极强度脆弱
农田生态系统	0.237	轻度脆弱
高寒灌丛生态系统	0.314	中度脆弱

统的脆弱度。具体到铁路工程建设中:

$$CI = (a_1b_1 + a_2b_2 + \dots + a_nb_n) \cdot c_i,$$

式中 a_i 表示施工性质对地表原始土壤破坏和扰动的程度, b_i 表示工程破坏或影响的铁路两侧一定范围内某一生态系统面积的百分比, c_i 表示第 i 个生态系统的脆弱度。

采用 GIS 技术, 根据工程设计资料, 将各类工程活动叠加在生态系统类型图上, 计算各类工程活动对沿线生态系统的影响范围和影响面积, 然后根

据上式计算工程建设对沿线生态系统及其生物多样性影响的评价指数(表 4)。

从表 4 可以看出, 工程建设对沿线各生态系统影响程度的 CI 值排序结果为: 高寒草甸生态系统 > 温性草原生态系统 > 高寒草甸草原生态系统 > 高寒草原生态系统 > 农田生态系统 > 沼泽及沼泽化草甸生态系统 > 河流谷地生态系统。湖泊生态系统、高山冰雪生态系统和高寒灌丛生态系统距新建铁路线较远, 工程对其基本上不造成直接影响。

高寒草甸生态系统是本段铁路沿线分布最广的一类生态系统, 也是铁路工程建设影响范围最大的生态系统类型。从工程建设对沿线生态系统及其生物多样性影响的评价指数来看, 对高寒草甸生态系统的影响评价指数最高。本段铁路工程占用和破坏的高寒草甸生态系统总面积为 1729.5 ha, 占铁路沿线 2 km 范围内此类生态系统的 1.526%, 50 km 范围内的 0.061%。因此, 尽管高寒草甸生态系统是本段铁路工程占用和破坏面积最大的生态系统类型, 但相对铁路沿线较大范围内高寒草甸生态系统来说, 其影响程度相对较小。另外, 路基工程对高寒草甸生

表 3 工程施工对沿线生态系统的影响及扰动系数

工程项目	影响方式	扰动系数 ^{a)}
路基、站场工程	通过路基、站场压占, 地表植被和植物物种受到彻底破坏, 植被盖度和植物物种多样性下降为零。路基工程对沿线生态系统和景观类型的线性切割, 造成生境的破碎化	1.0
取弃土场	通过开挖取土或弃土, 地表植被和土壤结构受到彻底破坏, 植物群落盖度和植物物种多样性下降, 工程结束后地表植被和物种多样性开始缓慢的自然恢复过程	0.9
施工便道	通过运输机械(车辆)碾压, 破坏地表植被和土壤物理结构, 植被盖度和物种多样性下降。工程活动结束后地表植被和物种多样性开始缓慢的自然恢复过程, 其恢复速度取决于原始土壤和植被受破坏的程度	0.7
桥涵工程	地表土壤结构和植被受破坏的程度较小, 工程活动结束后地表植被和物种多样性的自然恢复过程较快	0.3
隧道工程	地表土壤结构和植被受破坏的程度较小, 仅在隧道进、出口处土壤结构和植被受到破坏	0.1
施工营地	由于场地占用、机械碾压以及人员活动等, 地表植被和土壤结构受到一定程度的破坏, 工程活动结束后地表植被和物种多样性自然恢复过程较快	0.5

a) 采用特尔菲法, 经过专家两轮问卷调查, 作归一化处理后得出各类工程的扰动系数

表 4 工程建设对沿线生态系统及其生物多样性影响的评价指数

生态系统类型	工程占用面积 /hm ²	占 2 km 该类生态系统/%	占 50 km 该类生态系统/%	影响指数	以最大指数为 100 的标准化值	影响程度排序
高山冰雪生态系统	0.0	0.000	0.000	0.0000	0.0000	8
温性草原生态系统	313.7	1.922	0.096	0.4857	87.3884	2
高寒草原生态系统	127.7	1.064	0.081	0.4000	71.9619	4
高寒草甸草原生态系统	251.0	1.041	0.044	0.4165	74.9372	3
高寒草甸生态系统	1729.5	1.526	0.061	0.5558	100	1
高寒沼泽化草甸及沼泽生态系统	115.4	0.378	0.032	0.2191	39.4183	6
河流生态系统	39.9	0.004	0.000	0.1230	22.1321	7
湖泊生态系统	0.0	0.000	0.000	0.0000	0.0000	8
农田生态系统	106.8	0.011	0.194	0.002	45.0971	5
高寒灌丛生态系统	0.0	0.000	0.000	0.0000	0.0000	8

态系统的线性切割所造成影响相对于高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统要小一些,因为高寒草甸生态系统是一种地带性的生态系统^[18],在青藏高原除地形低洼处几乎都有分布,不会因为局部地形地貌的改变而造成较大范围生态系统的退化。

从占用的温性草原生态系统、高寒草甸草原生态系统和高寒草原生态系统的面积来看,工程建设对这三类生态系统都有较大的影响。但从本段铁路沿线生态系统的脆弱性来看,温性草原生态系统属轻度脆弱,高寒草原生态系统和高寒草甸草原生态系统均为中度脆弱,而湖泊和河流生态系统、高寒沼泽和沼泽化草甸生态系统及高山冰雪生态系统为强度脆弱及极强度脆弱。因此,总体上看,虽然工程建设对这三类生态系统类型的影响比较大,但由于这三类生态系统经受人类活动干扰的能力相对较强,工程活动结束后其恢复速度也相对较快,工程施工过程中和施工后只要采取严格的植被保护和恢复措施,将不会对这三类生态系统造成不可逆转的破坏。

高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统是青藏高原高寒地区最重要的草地生态系统。从工程建设对沿线生态系统及其生物多样性影响的评价指数来看,其影响程度排序为第6。但是,高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统一种强度脆弱的生态系统,在新建铁路沿线各类生态系统类型中,路基工程对高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统的影响最大。除了路基工程的直接占用造成高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统植被、土壤的破坏外,路基工程对高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统的切割分化,将导致此生态系统类型的萎缩和退化。即便是线路从高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统的边缘通过,也会因为路基工程对高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统水文条件的影响而造成此类生态系统的萎缩和退化。施工便道也会对高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统造成较大影响。在高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统设置施工便道需要铺盖砂石等填料,对生态系统的破坏性较大,同时施工便道也会造成高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统的线性切割,造成湿地的萎缩和退化。

从铁路工程对沿线生态系统及其物种多样性影响的评价指数来看,虽然河流生态系统是除高寒灌丛生态系统、高山冰雪生态系统和湖泊生态系统以及受影响最小的生态系统,其影响程度排序为第7。但桥涵工程以及在河流生态系统内取砂、卵石料会对河

流生态系统造成一定的影响。桥涵工程虽然对河流生态系统的水文过程不会造成较大的影响,但桥涵工程施工期不仅会对河流生态系统的植被和景观造成较严重的破坏,而且由于施工场地、施工营地的破坏和生活垃圾、生活污水的排放,造成河流生态系统的污染,对河流生态系统的健康造成一定的影响。在河流生态系统取砂、卵石料不仅会造成河流沿岸植被和景观的破坏,对河流生态系统的水文过程也会造成一定的影响。

3 工程扰动后高寒植被的恢复预测

3.1 预测方法

新建青藏铁路格尔木至拉萨段基本上与青藏公路并行。考虑到青藏铁路与青藏公路沿线高寒植被的相似性及工程建设影响的相似性,这里采用类比调查的方法,即通过调查青藏公路建设后高寒植被的恢复情况,对青藏铁路建设工程扰动后高寒植被的自然恢复情况进行预测。

公路建设对原始土壤的破坏和扰动后高寒植被的自然恢复过程至今已有30多年。调查采用样方调查方法,在典型路段和植被类型地段,分别设置受破坏和扰动后植被恢复的调查样方和未受破坏和扰动的原始植被的对比调查样方。样方调查包括植被覆盖度、物种丰富度、原生植被类型、破坏后的恢复年限、地表0~10 cm深度内土壤机械组成、有机质含量,以及样方地段的自然条件如海拔高度、多年平均降水量、年均气温、年均相对湿度等(表5)。表5中植被覆盖度恢复程度(Y_1)和物种丰富度恢复程度(Y_2)为破坏后恢复样方数据除以对比样方数据,即破坏后植被覆盖度和物种丰富度恢复到破坏前的百分比;原始土壤受破坏程度(X_1)为破坏前后土壤中粉砂、黏粒、有机质含量之比,比例越低,破坏程度越重。

3.2 预测结果

通过对新建青藏铁路格尔木至拉萨段公路沿线不同自然条件下21个典型地段、共168个样方调查数据的相关分析,得出植被覆盖度与物种丰富度的恢复程度与原始土壤受破坏程度、破坏后恢复年限和样方地段的自然条件之间的相关矩阵(表6)。从表6可以看出,植被覆盖度与物种丰富度的恢复程度与原始土壤受破坏的程度呈显著负相关关系,与破坏后恢复年限、年平均降水量、年平均相对湿度呈正相关关系;而与海拔高度和年均气温无明显的相关关系。

表 5 青藏公路沿线各样点植被恢复程度及自然条件

样点 序号	原生植被类型	样方数量 /个	植被覆盖度 恢复程度 (Y1)/%	物种丰富度 恢复程度 (Y2)/%	土壤破坏 程度(X1)/%	恢复年限 (X2)/a	海拔高度 (X3)/m	多年平均 降水量 (X4)/mm	年均气温 (X5)/	年平均相对 湿度(X6)/%
1	裸露戈壁荒漠	8	0.13	0.312	0.725	16	2820	41.8	6.7	6.1
2	黄毛头红砂荒漠	6	0.1	0.5	0.762	18	3210	41.8	6.7	6.1
3	蒿叶猪毛菜荒漠	4	0.567	0.583	0.549	22	3670	290.9	6.7	51
4	高山嵩草草甸	12	0.305	0.602	0.605	21	4670	290.9	-5.2	32
5	高山嵩草草甸	6	0.268	0.589	0.634	22	4715	41.8	-5.2	32
6	流石坡稀疏植被	8	0.333	0.692	0.622	22	4630	290.9	-5.2	32
7	紫花针茅草原	14	0.455	0.636	0.459	21	4610	248.5	-4	51
8	高山嵩草草甸	10	0.042	0.219	0.804	15	4520	248.5	-4	6.1
9	高山嵩草草甸	6	0.365	0.478	0.578	20	4540	248.5	-4	32
10	紫花针茅草原	6	0.223	0.556	0.618	19	4940	428.4	-2.9	6.1
11	藏北嵩草草甸	8	0.859	0.666	0.099	25	4810	428.4	-2.9	57
12	高山嵩草草甸	6	0.189	0.58	0.707	19	4730	293.4	-2.9	6.1
13	高山嵩草草甸	6	0.605	0.714	0.254	23	4650	293.4	-1.3	53
14	藏北嵩草草甸	10	0.588	0.625	0.264	21	4520	428.4	-1.3	53
15	高山嵩草草甸	4	0.543	0.558	0.314	20	4450	293.4	-1.3	51
16	紫花针茅草原	12	0.627	0.727	0.266	23	4215	468.1	1.6	53
17	高山嵩草草甸	10	0.824	0.769	0.096	25	4410	468.1	1.6	57
18	藏白蒿草原	6	0.798	0.788	0.169	27	3680	406.8	7.8	54
19	固沙草草原	8	0.887	0.902	0.061	30	3685	468.1	1.6	53
20	白草草原	10	0.834	0.782	0.106	28	3670	406.8	7.8	54
21	长芒草草原	8	0.923	0.845	0.039	30	3650	406.8	7.8	57

表 6 植被恢复程度与原始土壤受破坏程度和样方地段自然条件之间的相关矩阵

Y1										
0.841 ^{a)}	Y2									
-0.977 ^{a)}	-0.820 ^{a)}	X1								
0.913 ^{a)}	0.927 ^{a)}	-0.873 ^{a)}	X2							
-0.113	-0.013	0.073	-0.159	X3						
0.733 ^{a)}	0.653 ^{a)}	-0.744 ^{a)}	0.622 ^{a)}	0.249	X4					
0.389	0.258	-0.344	0.384	-0.883 ^{a)}	0.065	X5				
0.907 ^{a)}	0.752 ^{a)}	-0.876 ^{a)}	0.773 ^{a)}	0.035	0.599 ^{a)}	0.202	X6			

a) 在 0.01 水平显著

这说明, 工程建设扰动后高寒植被的恢复在很大程度上取决于地表原始土壤受破坏的程度和当地的水分条件, 而海拔高度和温度条件对植被恢复影响不大. 通过植被覆盖度与物种丰富度的恢复程度、原始土壤受破坏程度、破坏后恢复年限和年平均降水量之间的多元回归分析, 可以得出以下预测模型:

$$Y1 = 0.416 - 0.797X1 + 1.777 \times 10^{-2}X2 + 5.820 \times 10^{-5}X4, R = 0.985,$$

$$Y2 = -0.255 + 5.181 \times 10^{-2}X1 + 3.609 \times 10^{-2}X2 + 1.808 \times 10^{-4}X4, R = 0.933,$$

式中, R 为复相关系数.

根据上述预测模型与实地调查, 物种丰富度要比植被盖度恢复的快, 在年平均降水量 200 mm 以上

的地段, 破坏后 30 年左右物种丰富度基本上可恢复到破坏前的水平. 相比之下, 植被覆盖度的恢复要慢得多. 在年平均降水量 200 mm 以上的地段, 原始土壤受破坏的程度在 30% 时, 即地表土壤中粉砂、黏粒、有机质含量占破坏前的 70% 左右时, 30 年后植被覆盖度可恢复到破坏前的约 70%, 植被覆盖度恢复到破坏前的水平至少需要 45 年以上的时间; 而原始土壤受破坏程度达 70% 时, 30 年后植被覆盖度仅可恢复到破坏前的约 40%, 植被覆盖度恢复到破坏前的水平至少需要 60 年以上. 需要说明的是, 这里所指的恢复到破坏前的水平并非是完全恢复到破坏前的植被种类组成和相对数量比例, 更不是演替到当地的原生植被类型, 而只是恢复至植被种类组成类似、物种多样性指数和植被覆盖度相近的状态.

4 结论与讨论

() 尽管高寒草甸生态系统是本段铁路工程占用和破坏面积最大的生态系统类型, 但相对铁路沿线较大范围内高寒草甸生态系统来说, 其影响程度相对较小. 而且高寒草甸生态系统主要建群种和常见伴生种均为青藏高原广布种, 工程建设不会造成该类生态系统中某些物种的消失和多样性的减少. 工程施工过程中和施工后只要采取严格的植被保护

和恢复措施,就可以将工程建设对高寒草甸生态系统及其物种多样性的影响降低到可以接受的程度。

() 高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统是一种非常脆弱的隐域性生态系统,即便是轻微的人类干扰,也会造成生态系统的退化^[19]。铁路工程设计和施工过程中,应尽可能减少对此类生态系统的干扰和影响。在高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统分布比较集中的路段,工程设计中应尽可能以桥代路,以减少对此类生态系统的影响。线路从高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统边缘通过,特别是从山前平原和冲洪积扇下部通过时,路基工程对下游主要依靠地下潜流或地面漫流作为水源补给的湿地生态系统影响相对较大,一定要做好换填渗水土等工程措施,以便将铁路工程建设对高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统的影响降低到最小程度。

() 在高寒沼泽及沼泽化草甸生态系统范围内,原则上不应设置取土和弃土场、砂石料场和施工营地等临时用地。同时应尽可能少设或不设施工便道,必须设置时,施工后一定要将铺盖的砂石等填料铲除,以便尽可能恢复施工前的地形地貌和水文过程。

() 对青藏铁路建设工程扰动后高寒植被的恢复机制和恢复程度的研究表明,受扰动和破坏后高寒植被的恢复,主要取决于地表原始土壤受破坏的程度和当地的水分条件,而与海拔高度没有明显的相关性。因此,工程建设过程中保留适当比例的地表原始土壤,是保证工程竣工后高寒植被恢复的关键。

() 本文采用类比调查的方法,即通过调查青藏公路建设后高寒植被的恢复情况,对青藏铁路工程建设扰动后高寒植被物种丰富度和植被覆盖度的恢复程度及恢复速度进行了预测。鉴于青藏铁路与青藏公路沿线高寒植被的相似性及工程建设影响的相似性,根据青藏公路建设后高寒植被 30 多年的自然恢复过程对青藏铁路建设后高寒植被的自然恢复过程进行预测,其预测结果具有一定的可靠性。但是,由于青藏高原自然条件的严酷性、脆弱性和复杂性,以及受本项研究中样本数量和预测因子的限制,对青藏铁路工程建设扰动后高寒植被的自然恢复过程尚需进一步深入研究。

致谢 郑度院士、金鉴明院士、李渤生研究员对本项研究提出了宝贵的指导性意见;铁道部第一勘察设计院环境与设备设计处在本项研究的野外工作中给予了大力支持,作者在此表示感谢。本工作受铁道部重大建设项目环境影响

评价专项经费资助。

参 考 文 献

- 1 Scot C, Findlay T, Bourdages J. Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. *Conservation Biology*, 2000, 14(1): 86-90[DOI]
- 2 Trombulak S C, Frissell C A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 2000, 14(1): 18-21[DOI]
- 3 Young K R. Roads and environmental degradation of tropical montane forests. *Conservation Biology*, 1994, 8(4): 972-981[DOI]
- 4 Watkins R Z, Chen Jiquan, Pickens J, et al. Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology*, 2003, 17(2): 411-413[DOI]
- 5 Reed R A, Johnson-Barnard J, Baker W L. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 1996, 10(4): 1098-1099[DOI]
- 6 Klungboonkrong P, Taylor M A P. An integrated planning tool for evaluating road environmental impacts. *Computer-Aided Civil and Infrastructure Engineering*, 1999, 14(5): 335-338[DOI]
- 7 贾程前, 杨国栋. 高速公路临时用地复垦和生态恢复技术研究. *交通环保*, 2000, 21(6): 23-26
- 8 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
- 9 孙小静, 陈方先. 湖北省黄黄高速公路运营期环境影响评价及预测. *地质勘探安全*, 2000, 4: 36-38
- 10 姜昌, 马德滋, 温凤玲. 浅议宁夏高等级公路建设中的取土场及其植被恢复. *宁夏农林科技*, 2002, 6: 39-40
- 11 李陆军, 郭文军, 杨成永. 铁路建设项目环境影响综合评价方法. *交通环保*, 2002, 22(4): 17-20
- 12 高平利, 赖文宏, 赵学静. 西北铁路建设项目对生态环境影响的预测及评价方法探讨. *环境科学*, 1998, 19(4): 35-37
- 13 张慧, 沈渭寿, 邹长新. 青藏铁路景观视觉管理系统研究. *自然资源学报*, 2003, 18(6): 719-725
- 14 张慧, 沈渭寿, 江腊沙, 等. 青藏铁路景观保护评价方法研究. *生态学报*, 2004, 24(3): 574-582
- 15 邹长新, 沈渭寿, 张慧. 新建青藏铁路施工期土壤侵蚀预测. *水土保持通报*, 2003, 23(6): 15-25
- 16 赵跃龙. 中国脆弱生态环境类型分布及其综合整治. 北京: 中国环境科学出版社, 1999. 99-100
- 17 Manuel C, Mollels Jr. *Ecology: Concepts and Applications*. New York: McGraw-Hill Companies, Inc, 1999. 383-394
- 18 苏大学, 薛世明, 周汝筠. 西藏自治区草地资源. 北京: 科学出版社, 1994. 189-190
- 19 王启基, 周兴民, 沈振西, 等. 高寒藏嵩草沼泽化草甸植物群落结构及其利用. 见: 中国科学院海北高寒草甸生态系统定位站编著. 高寒草甸生态系统. 第4集. 北京: 科学出版社, 1995. 91-100

(2003-09-29 收稿, 2004-01-15 收修改稿)