

青藏

铁路沿线生态与环境安全

郑 度 张镱锂 等著



浙江出版联合集团
浙江科学技术出版社



ISBN 978-7-5341-3707-5



9 787534 137075 >

定价：198.00 元

国家自然科学基金项目(90202012)

国家重点基础研究发展计划项目(G1998040800 和 G2005CB422000)

西藏自治区发展咨询委员会咨询项目

青藏铁路沿线生态与环境安全

郑 度 张镜铨 等 著

浙江科学技术出版社

图书在版编目(CIP)数据

青藏铁路沿线生态与环境安全 / 郑度 张德铨 等著. —杭州: 浙江科学技术出版社, 2009.9

ISBN 978-7-5341-3707-5

I. 青... II. ①郑... ②张... III. 青藏高原—铁路沿线—生态环境—环境保护—研究 IV. X731

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2009) 第 170785 号

青藏铁路沿线生态与环境安全

郑 度 张德铨 等著

出版发行 浙江科学技术出版社

杭州市体育场路 347 号 邮政编码: 310006

联系电话: 0571-85164982

E-mail: msm@zkpress.com

图文制作 杭州兴邦电子印务有限公司

印 刷 浙江新华数码印务有限公司

经 销 全国各地新华书店

开 本 889×1194 1/16

印 张 15.25

版 次 2009 年 9 月第 1 版

印 次 2009 年 9 月第 1 次

书 号 ISBN 978-7-5341-3707-5

定 价 198.00 元

版权所有 翻印必究

(图书出现倒装、缺页等印装质量问题, 本社负责调换)

策划编辑 沈振杰 朱 园 封面设计 孙 菁

责任编辑 莫沈茗 卢晓梅 责任印务 田 文

责任校对 赵 艳

National Natural Science Foundation of China (Grant No. 90202012)

National Basic Research Program of China (Grant Nos. G1998040800 & G2005CB422000)

Consultative Committee for Development of Xizang (Tibet) Autonomous Region

ECOLOGICAL AND ENVIRONMENTAL SECURITY ALONG THE QINGHAI-TIBET RAILWAY

ZHENG Du ZHANG Yili *et al.*

Zhejiang Science and Technology Publishing House

《青藏铁路沿线生态与环境安全》编辑委员会

科学顾问 孙鸿烈

主 任 郑 度

委 员 (以姓氏笔画为序)

丁明军	王五一	王兆锋	刘林山
刘峰贵	杨林生	李双成	张懿铨
陈 辉	赵 林	阎建忠	魏万红

序

青藏铁路的建设是中国乃至世界史上重要的历史事件。青藏高原独特而又敏感脆弱的自然环境，给工程带来一系列复杂的难题，如冻土问题、生态与环境保护、经济发展效益等。

青藏铁路跨越近720余 km 的多年冻土区，周围环境的轻微扰动，冻土将发生显著变化，冻土的加速融化会严重影响铁路路基的稳定。为保障这条交通干线的长治久安，必须解决冻土融化问题。同时，冻土地带地面的高寒草甸、高寒草原植被也将因冻土加速融化失去地下水的供给而枯竭。由于我国冻土学家长期对青藏高原永久冻土分布、形成、变化规律等科学问题深入研究，得以及时地为应对冻土融化问题做出了科学方案，保证了青藏铁路的顺利建设和安全运营。

青藏铁路沿线分布着特殊的生态系统类型和丰富的珍稀野生动植物，多条国际河流发源于此，是亚洲重要的水源地，在生物多样性保护和水资源保护方面具有重要的战略意义。为了有效地保护这些特殊珍贵资源，在国家科技部、国家自然科学基金委员会和西藏自治区支持下，我国地理科学与生物科学工作者对青藏铁路沿线特殊的土壤化学环境、植被现状及其变化、动物生活习性、土地利用和景观格局变化、环境疾病和人类健康以及生态系统健康和生态风险评价等一系列问题展开了深入研究。

《青藏铁路沿线生态与环境安全》一书，全面、详实地论述了我国科学工作者对青藏铁路沿线生态与环境安全问题多年来系统、深入研究的成果，相信它必将对这一重要地区开发、利用和保护起到重要的作用。



2009年9月19日

前言

QINGHAI-TIBET RAILWAY

青藏铁路是高海拔地区线路最长、建设难度最大的工程之一。它穿越了青藏高原腹地的6个自然地带,其修建与运营,在青藏高原上形成一条近2 000km长的线状建筑物,为地质学、生物学、资源与环境科学等多学科的综合与交叉研究提供了平台,也是“人地关系研究”的天然实验室。在科学研究层面,高原铁路建设、运营与沿线生态和环境相互作用机制是重要科学问题,其内容涵盖铁路沿线土地利用变化对高寒生态系统结构与功能、对动物迁徙及栖息地变化、对物种安全和自然源地的影响等。在实践和政策层面上,则要着力解决铁路沿线生态与环境保护及地区经济发展问题,如高原特有珍稀濒危野生动植物资源及生态与环境的保护机制,实现沿途脆弱生态区环境改善和经济发展的“双赢”问题等。铁路与环境保护和经济发展相和谐,有利于青藏铁路(公路)生态廊道区域功能的发挥,进而带动整个青藏高原社会经济的发展,充分发挥青藏高原生态安全屏障的效能。

围绕青藏高原“线状设施修建/运营—景观格局—生态过程—功能之间的相互关系”和主动应对措施,国家科技部、国家自然科学基金委和西藏自治区分别批准了:国家重点基础研究发展计划(973)项目专题——青藏铁路/公路沿线的土地利用/覆被现状与变化研究;“中国西部环境和生态科学”重大研究计划项目——青藏铁路的生态与环境效应;西藏自治区咨询项目课题——青藏铁路的生态与环境安全问题和策略。

国家重点基础研究发展计划项目于2001年先期启动了青藏铁路/公路沿线的土地利用/覆被现状与变化研究。随着研究的深入,于2005年后将青藏铁路沿线地区列为土地变化科学研究样带,对其变化过程进行综合监测研究。

2002年,在青藏铁路二期工程全线动工之际,国家自然科学基金委批准了青藏铁路环境与生态效应重点项目。承担该项目研究的单位共有4个:中国科学院地理科学与资源研

究所、北京大学、扬州大学和中国科学院西北高原生物研究所；项目负责人为张德铨。根据项目评审专家与中期评估意见，该项目由以下4个专题组成：青藏铁路建设与运营对沿线土地利用和景观格局的影响（负责人为朱会义、摆万奇）；青藏铁路建设与运营对沿线植被和土壤的影响（负责人为张德铨、王秀红）；青藏铁路对主要动物生活习性的影响（负责人为魏万红）；青藏铁路建设和运营对生态系统健康和风险的影响（负责人为李双成）。

围绕青藏铁路通车运营后所产生的作用和影响，西藏自治区发展咨询委员会于2005年1月决定就青藏铁路与西藏经济社会发展问题开展咨询调研工作，项目由孙鸿烈院士主持。2005年3月在北京召开专家座谈会，设立了青藏铁路与西藏产业结构调整、青藏铁路与推进西藏的城镇化、西藏自治区对外经贸发展前景与规划、青藏铁路运营后的关联运输方式配套、生态与环境安全问题和策略、青藏铁路与西藏和谐社会建设等6个课题。其中，青藏铁路的生态与环境安全问题和策略由中国科学院地理科学与资源研究所承担，郑度院士主持。该课题包括青藏铁路沿线自然环境现状与区域环境变化（负责人为郑度、张德铨）、土地退化（负责人为张德铨、王秀红）、生态功能区及生物多样性和自然保护（负责人为李双成）、区域健康和应对策略（负责人为王五一、杨林生）以及西藏铁路沿线生态与环境安全对策和建议（负责人为郑度）等5个专题。

在项目主管部门和依托部门领导下，相关专家对项目研究目标、内容及技术方案做了深入的讨论并进行了系统论证。项目选择青藏铁路（公路）运营段及在建段为重点研究区，研究青藏铁路建设对区域景观格局动态的驱动机制，探索高原铁路（修建与运营）—景观破碎化—生态流变化—生态系统健康之间的相互关系；在定量模拟景观破碎化对生态系统过程与功能影响的基础上，构建高原铁路建设和运营对区域生态系统健康影响的综合性评价体系；

定量刻画青藏铁路(建设和运营)的生态风险,为实现铁路沿线及青藏高原的区域可持续发展提出政策建议。

各研究组根据其研究目标和具体内容,在青藏铁路与公路沿线设定相应研究区域,进行了大量的野外考察,系统地完成了剖面 and 样区设置、土壤和植被变化连续多年定位和半定位调查及取样、动物习性试验观测与样品采集、土地变化样带土地利用/覆被变化定位调查等。在室内对所采集的大量各类样品、标本进行分析、测试和鉴定,开展室内模拟实验研究等,按计划完成了预期研究内容和研究任务。项目实施过程中,各专题围绕青藏铁路通车运营后的生态与环境安全,展开学科交叉研讨及综合分析,提出了许多有针对性的政策建议,并形成了相关的咨询报告。

为了让读者比较全面、系统地了解本项目的最新研究进展,我们组织撰写了这部学术专著,着重阐述所取得的突出成果。希望这部专著和近年来陆续发表的相关论文,能够对青藏铁路沿线的生态与环境安全研究作出贡献。由于主客观条件的限制,书中难免存在不足之处,衷心期望得到读者的批评指正。

本书编委会

2009年9月16日

Introduction

The Qinghai-Tibet Railway in China, a landmark project, was built during 1958–1979, 2001–2005 and began operations on July 1st, 2006. The 1956-kilometer-long railway is the world's highest and longest highland railway, connecting Xining (capital of Qinghai Province) and Lhasa (capital of the Tibet Autonomous Region). This corridor provides a scientific platform for geography, biology, resources and environmental sciences as well as other multi- and inter-disciplinary studies. It is also an ideal natural laboratory for man-land relationship studies. Its uniqueness is labeled as high average altitude (highest point 5072 meters), cold temperature (mean annual temperature $-5.6\text{ }^{\circ}\text{C}$ to $8\text{ }^{\circ}\text{C}$), oxygen deficiency, plenty of rare species, fragile and sensitive ecosystems and less human activities, etc. Besides, some 547 kilometers of its track are located on the permafrost area.

The project has focused on the interaction mechanism between the construction and operation of the highland railway and the ecology and environment of its adjacent area. It emphasizes the studies on the relationships of highland railway, landscape fragmentation, ecological flux changes, ecosystem health and adaptation. The research concerning the project mainly includes the following topics: the influences of the railway construction on the regional landscape variation, vegetation change and endangered wild mammals migration; the distribution areas of endemic diseases and its potential impacts; the evaluation of regional ecosystem health, and quantitative simulation of the ecological risk of the construction and operation of the Qinghai-Tibet Railway and Highway; the suggestions for the regional sustainable development in the areas along the railway and on the Tibetan Plateau.

Ever since the construction of the Qinghai-Tibet Railway started in 2001, the project has examined in particular the operating and then ongoing sections of the Qinghai-Tibet Railway and Highway. Researchers have conducted many field surveys, and they finished the setting of profiles and sample plots, continuous position and semi-position observation, sampling of soil and plant, observation and sample collection of animal habits, position observation of land use and cover change, etc. Meanwhile, the analysis, testing, and identification of collected samples and specimens were carried out in the laboratory. The project comprises several latest conclusions on land use/cover change; vegetation change and temporary impacts of endangered wild mammals migration; no evidence of exotic species within the typical areas along the railway as of the year 2005; the establishment of comprehensive evaluation system; current situation of regional ecosystems health; quantitative simulation of ecological risk; engineering technical measures for the construction and protection of the railway and highway based on the synchronous monitoring and experimental studies on permafrost; and the preventive measures for minimizing potential threats to the health of local people, immigrants and travelers along the Qinghai-Tibet Railway.

目录

序 / 1

前言 / 1

第一章 青藏铁路及沿线自然环境概况 / 1

- 第一节 青藏铁路概况 / 3
- 第二节 青藏铁路沿线自然环境 / 6
- 第三节 青藏铁路沿线社会经济概况 / 22
- 主要参考文献 / 30

第二章 青藏铁路沿线冻土 / 33

- 第一节 青藏铁路 / 公路沿线冻土现状与分布 / 35
- 第二节 青藏公路 / 铁路沿线冻土变化 / 41
- 第三节 冻土变化趋势与对策 / 46
- 主要参考文献 / 50

第三章 青藏铁路沿线土壤环境特征 / 53

- 第一节 青藏铁路沿线土壤化学元素分布特征 / 55
- 第二节 青藏铁路对沿线土壤环境的影响 / 65
- 主要参考文献 / 72

第四章 青藏铁路沿线植被变化特征 / 75

- 第一节 青藏公路 / 铁路对沿线生态系统与植物群落的影响 / 77
- 第二节 青藏公路 / 铁路沿线植被变化总体特征 / 83
- 第三节 植被覆盖变化的动因分析 / 86
- 第四节 青藏铁路沿线植被保护策略 / 100
- 主要参考文献 / 102

第五章 青藏铁路对沿线动物的影响

105

第一节 青藏铁路沿线主要野生动物及其分布 / 107

第二节 青藏铁路对沿线动物生活习性的影响 / 116

第三节 青藏铁路沿线野生动物保护策略 / 131

主要参考文献 / 135

第六章 青藏铁路 / 公路沿线土地利用与景观格局

139

第一节 青藏铁路 / 公路沿线土地利用现状 / 141

第二节 青藏铁路 / 公路沿线土地利用与景观格局变化总体特征 / 143

第三节 青藏铁路 / 公路沿线缓冲区土地利用与景观格局变化 / 155

主要参考文献 / 163

第七章 青藏铁路沿线人类健康状况

165

第一节 青藏铁路沿线自然疫源性疾病 / 167

第二节 青藏铁路沿线化学性地方病分布状况 / 173

第三节 青藏铁路与高海拔环境反应症 / 177

第四节 青藏铁路贯通对健康的影响及其对策 / 180

主要参考文献 / 182

第八章 青藏铁路沿线的生态系统健康评价

185

第一节 青藏铁路沿线生态系统健康现状 / 187

第二节 青藏铁路沿线生态系统健康评价 / 194

第三节 青藏铁路沿线生态系统健康管理 / 200

主要参考文献 / 203

第九章 青藏铁路沿线生态风险分析

205

第一节 青藏铁路沿线生态风险源分析 / 207

第二节 青藏铁路沿线生态风险评价 / 209

第三节 青藏铁路沿线减缓生态风险的策略 / 214

主要参考文献 / 218

结语 / 219

后记 / 223

CONTENTS



QINGHAI-TIBET RAILWAY

Foreword / 1

Preface / 1

Chapter 1 The Qinghai-Tibet Railway and its geographic features 1

- 1 The Qinghai-Tibet Railway and its location / 3
 - 2 The geographic features along the Qinghai-Tibet Railway / 6
 - 3 The socio-economic development along the Qinghai-Tibet Railway / 22
- References / 30

Chapter 2 Permafrost along the Qinghai-Tibet Railway 33

- 1 Current status and distribution of permafrost / 35
 - 2 Permafrost changes / 41
 - 3 Trends and future changes in permafrost response / 46
- References / 50

Chapter 3 Characteristics of soil environment along the Qinghai-Tibet Railway 53

- 1 Spatial distribution of soil elements / 55
 - 2 Effects of the Qinghai-Tibet Railway on soil environment / 65
- References / 72

Chapter 4 Characteristics of vegetation change along the Qinghai-Tibet Railway

75

- 1 The impacts of the Qinghai-Tibet Highway and Railway on plant community and biodiversity / 77
- 2 The characteristics of vegetation coverage change / 83
- 3 The driving factors affecting vegetation coverage change / 86
- 4 The suggestions on vegetation preservation / 100

References / 102

Chapter 5 Effects of the Qinghai-Tibet Railway on the animals in the vicinity

105

- 1 Main wild animals along the Qinghai-Tibet Railway / 107
- 2 Effects on the animal habits of the Qinghai-Tibet Railway / 116
- 3 Protection management of wild animals / 131

References / 135

Chapter 6 Land use and landscape pattern change along the Qinghai-Tibet Railway and Highway

139

- 1 Land use along the Qinghai-Tibet Railway and Highway / 141
- 2 The characteristics of land use and landscape pattern change along the Qinghai-Tibet Railway and Highway / 143
- 3 Land use change and landscape pattern change of buffer zones along the Qinghai-Tibet Railway and Highway / 155

References / 163

Chapter 7 Human health along the Qinghai-Tibet Railway 165

- 1 Prevalence of diseases of natural infectious focus along the Qinghai-Tibet Railway / 167
 - 2 Prevalence of biogeochemical endemic diseases / 173
 - 3 High altitude sickness / 177
 - 4 Countermeasures for health protection after the opening of the Qinghai-Tibet Railway / 180
- References / 182

Chapter 8 Assessment of the ecosystem health along the Qinghai-Tibet Railway 185

- 1 Present situation of the ecosystem health / 187
 - 2 Assessment of the ecosystem health / 194
 - 3 Ecosystem management / 200
- References / 203

Chapter 9 Ecological risk analysis along the Qinghai-Tibet Railway 205

- 1 Analysis of ecological risk sources / 207
 - 2 Ecological risk assessment / 209
 - 3 Countermeasures for ecological risk control / 214
- References / 218

Summary / 219

Postscript / 223

QINGHAI-TIBET
RAILWAY

第一章

青藏铁路及沿线自然环境概况



青藏铁路从青藏高原东北隅的青海省西宁市出发，穿越高原腹地到达西藏自治区拉萨市，基本贯穿了素有“世界屋脊”和“地球第三极”之称^[1]的青藏高原高核心地带。青藏高原独特的自然环境孕育了丰富的珍稀动植物和特殊的生态系统类型，分布着众多的冰川、冻土、湖泊和湿地，孕育了多条亚洲著名的河流（如长江、黄河、恒河、印度河、雅鲁藏布江、怒江和澜沧江等），成为亚洲重要的生物多样性（尤其是寒区生物基因多样性）“宝库”和水源地，是我国乃至亚洲地区重要的生态安全屏障，在全球水资源保护和全球生物多样性保护方面具有重要的战略意义。青藏高原脆弱的生态系统和敏感的环境，易受到人类活动的扰动和影响，因此，跨越青藏高原的青藏铁路与已经运营多年的青藏公路的自然环境和区域社会发展状况备受社会各界广泛关注，尤其是青藏铁路运营后对沿线区域生态与环境及区域经济的可能影响^[2,3]，直接关系到青藏高原及中国西部社会经济可持续发展方向和区域生态安全。



第一节 青藏铁路概况

青藏铁路自青海省省会西宁市出发，向西经过青海湖、柴达木盆地到格尔木，继而转向西南穿越昆仑山、唐古拉山、念青唐古拉山等著名山脉，最终到达雅鲁藏布江流域拉萨河谷地的西藏自治区首府——拉萨市（图 1-1-1）。青藏铁路贯穿青海、西藏两省区，全长 1 956km，是沟通我国内地与西南边疆的一条重要铁路干线。

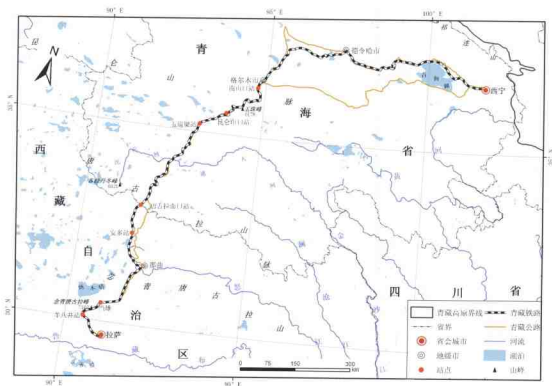


图 1-1-1 青藏铁路区域地理位置示意图

青藏铁路一期工程西宁至格尔木段（简称西格段）于 1958 年开工，1979 年建成，1984 年投入运营。西格段始于西宁市，经湟中、湟源，过日月山从青海湖北岸经海晏、刚察、天峻，穿过柴达木盆地的乌兰、德令哈，到达终点格尔木市，全长 814km。全段平均海拔 3 000m 左右，海拔最高处 3 690m（关角山隧道）。沿线经过区域最高气温 34.9℃，最低气温 -37.2℃，



青藏铁路格拉段南山口起点

格拉段北起格尔木市，自南山口引出后，基本与青藏公路并行，经纳赤台攀升至昆仑山垭口、五道梁、风火山、沱沱河、雁石坪，翻越唐古拉山口，经安多、那曲、当雄、羊八井等到达终点拉萨市。该段铁路全长 1142km，设计车站（所）45 个，各类桥梁 676 座（总长约 159.7km），野生动物通道 33 处（总长约 58.45km，2006 年底封闭了平交缓坡通道后仅剩 26 处桥梁式通道）。格拉段分跨青海省平均海拔 4 000m 以上的青南高原和西藏自治区平均海拔 4 500m 以上的藏北高原东部（青海省境内 594km，西藏自治区境内 548km），海拔高于 4 000m 的地段有 965km，沿线海拔最低处 2 832m（格尔木市），最高处 5 072m（唐古拉山口站），相对高差 2 200 多米（图 1-1-2）。铁路经过的连续多年冻土地带约 547km。青藏铁路格拉段经过的地区最高气温 33℃，最低气温 -45℃，年均温 -3℃，8 级以上大风 100d/a 以上，沿线海拔高、空气稀薄、气压低，气候寒冷、多风，属严寒地区。

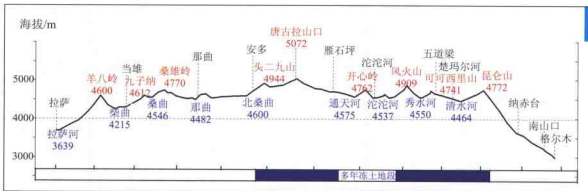


图 1-1-2 青藏铁路格拉段海拔高程变化示意图

青藏铁路沿线资源丰富、幅员辽阔，但地广人稀，交通不便，矿产资源的现代化开采程度低，工农业生产很不发达，铁路经过的地区大多是经济欠发达地区。以 1999 年人均 GDP 为例，那曲地区为 2 474 元，安多县为 1 944 元，分别为全国平均值 6 534 元的 37.8% 和 29.7%。铁路沿线平均人口密度为 170.5 人/平方千米（不包括西宁与拉萨市区），穿越高原腹地的格拉段沿线人口密度尤其低，在唐古拉山地区铁路穿越近 100km 的无人区。

2006 年 7 月 1 日青藏铁路全线通车，结束了西藏以往进、出物资与人员主要靠公路和



青藏铁路第一高桥——三岔河大桥



2006年7月1日 列车驶经昆仑山口

航空的历史。据统计,1999年青藏、川藏、滇藏和新藏等4条公路承担了92%的进、出藏货运量和48%的进、出藏客运量,而常年通车的只有青藏公路。青藏铁路的通车运行极大地改善了西藏自治区和青海省的交通状况,在西藏与内地之间架起了一座安全、快捷、低消耗、全天候的绿色运输桥梁,对全面带动青、藏两省区的社会经济发展,增强两省区与内地经济、文化的联系以及促进西部大开发战略的实施都具有重要的意义。



世界最高的火车站——唐古拉山火车站



拉萨站



拉萨河铁路桥



世界铁路最高点纪念碑

第二节 青藏铁路沿线自然环境

一、青藏铁路沿线自然环境概要

青藏铁路全线跨越 9 个纬度和 12 个经度，地势两头低、中间高，沿途经过区域的海拔高度在 1 860~7 162m 之间（图 1-2-1）。沿线经过了高原河谷、湖盆、盆地以及高原面和高山、极高山等众多高原自然地域单元，尤其是经过长达近 1 000km 的由高原长期强烈隆起形成的地球上中低纬度地带的高寒中心，被称为高原气候特征的一个缩影^[4]。青藏铁路沿线自然环境与景观多样性丰富，既有高寒灌丛、高寒草甸、高寒草原、高寒荒漠组成的水平地带高寒生态景观，又有高寒草甸、高寒草原、冰雪等组成的垂直地带高寒生态景观；既有可可西里和三江源地区有蹄类野生动物的栖息和迁徙环境，又有西藏境内广布的沼泽湿地和鸟类的栖息环境；还有昆仑山、唐古拉山、念青唐古拉山等雪峰和冰川，多年冻土区形成的冻胀丘、冰锥、热融湖塘等冻土奇观，古老的江河源头、错那湖等高原湖泊，以及羊八井等高原峡谷和藏北美丽的草原风光、独特的民族风情等等。

1. 铁路沿线的气候

青藏铁路是目前世界上海拔最高的铁路，海拔 4 000m 以上的地段有 965km。受独特多样的地形、地貌和高空大气环流的影响，青藏铁路沿线气候差异十分明显。总体特征如下：

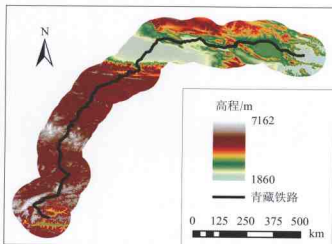


图 1-2-1 青藏铁路沿线地势图示

注：本图以青藏铁路为中心，在铁路两边分别建立 100 km 的缓冲区

(1) 空气稀薄、气压低、氧气少。铁路沿线大气含氧量仅为海平面的 56%~80%，沿线 10 个代表性气象站点的平均大气压为 646.8hPa。在海拔最高的唐古拉山口，大气压及含氧量分别为 544hPa 和 165g/m³，仅相当于平原地区的一半左右。

(2) 太阳辐射强、日照时间长。铁路沿线各气象站点年平均日照时数为 2 675.6~3 127.9h，年太阳总辐射为 5 900~8 000MJ/m²，比同纬度东部平原地区高出 0.5~1 倍。

(3) 气温低、昼夜温差大。沿线

10个代表性气象站点的年均温在 -5.4°C (五道梁)~ 8.0°C (拉萨)之间;平均昼夜温差 14.1°C ,其中最大温差达 32.5°C 。

(4) 十季和雨季分明。沿线 10 个代表性气象站点平均年降水量为 327.5mm。其中, 最多为当雄: 459.7mm, 最少为格尔木: 42.1mm (图 1-2-2)。年内降水季节分配非常不均, 降水量主要集中于 5~9 月(雨季), 一般占全年总降水量的 85% 以上; 每年 10 月至翌年 4 月, 铁路沿线干旱多大风, 低温少雨雪, 降水量仅占全年的 10%~15%。

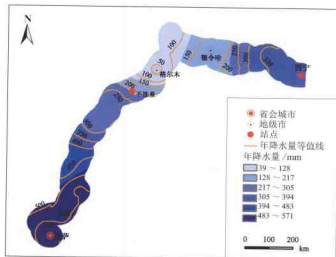


图 1-2-2 青藏铁路沿线降水量等值线图

2. 铁路沿线的土壤

将青藏铁路与 1:400 万中国土壤类型分布图叠加分析可见,青藏铁路沿线主要分布着 20 个土壤亚类区(包括水域和冰雪区)^[5](图 1-2-3)。铁路在不同土壤类型区穿过的距离长度从小到大依次为:灰褐土、暗栗钙土、黑钙土、冰川和雪被、草甸内陆盐土、亚高山草原土、寒漠土、高山草甸草原土、内陆盐土、石膏灰棕漠土、水域、山地灌丛草原土、灰钙土、盐壳、棕钙土、灰棕漠土、亚高山草甸土、栗钙土、高山草甸土、高山草原土。其中,高山草原土和高山草甸土上通过的铁路长度分别占青藏铁路总长度的 20.57% 和 13.17%, 即有约 1/3 长度的青藏铁路修建在高山草原土壤区和高山草甸土壤区之上。这两种土壤类型也是青藏高原主要的土壤类型,分别占青藏高原总面积的 22.32% 和 10.98%。



列车驶经昆仑雪山

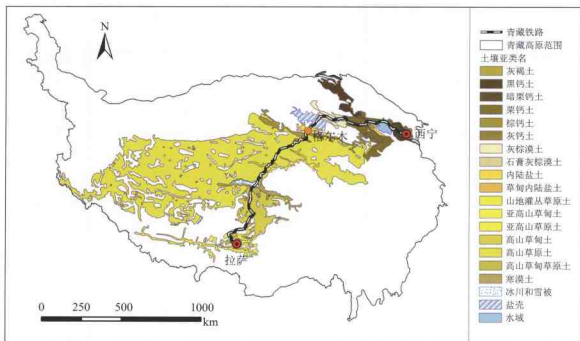


图 1-2-3 青藏铁路穿越土壤类型区分布示意图^①

青藏铁路西格段有近 1/3 长度的线路在栗钙土土壤区通过，其次为石膏灰棕漠土和灰钙土土壤区。由于西格段整体海拔较格拉段低，因此沿线分布的寒漠土壤少，仅 5.5km 左右，只占西格段全长的 0.72%，主要分布在关角山隧道附近。西格段沿线没有冰川和雪被区，高山草原土和高山草甸土两个亚类土壤在沿线分布也甚少。

格拉段沿线主要土壤类型为高山草原土，占格拉段全长的 35.18%；其次为高山草甸土，约占全长的 22.52%，二者合计占格拉段 57.7% 的里程。高山草原土和高山草甸土的主要特点如下^[4,6]：

(1) 高山草原土。高山草原土在藏语中叫莎嘎土，主要分布在我国藏北地区和青海南部高原，在青藏铁路沿线主要分布在昆仑山以南、唐古拉山以北的地区。高山草原土所在地区的地形多为宽谷湖盆周围的山地及湖成阶地等，成土母质以坡积物和湖积物为主。植被多为以紫花针茅为主的高山草原，覆盖度在 30%~50% 之间。高山草原土剖面分化不明显，土体较干燥，表层草根少，不形成草皮，地表散布小砾石和碎石，有些可见黑色壳状地衣的结皮，其下为暗棕色或灰土层，稍现粒状—团块状结构，全剖面富含砾石。高山草原土区多为牧业用地，但由于水资源分布不平衡，利用难度较大，冬季缺水，如遇大雪，则牲畜转移困难。

① 图中和本书中的青藏高原范围据《论青藏高原范围与面积》一文编绘^[7]。本章与第三章中，青藏铁路西格段提取自中国资源与环境数据库(1:400万)中国铁路，格拉段相对位置取自该数据库中国公路中青藏公路格拉段^[8]；土壤类型提取自中国资源与环境数据库(1:400万)中国土壤^[9]。图 1-2-3 中空白区域的土壤类型与铁路无关，故未表示，论及时将不再说明。

(2) 高山草甸土。高山草甸土是青藏铁路穿越的另一个重要土壤类型, 主要分布在唐古拉山以南的安多、那曲等高山带上部的平缓山坡上。成土母质以残积物、坡积物为主。植被组成以嵩草为主, 其次为苔草、蓼、龙胆等组成的高山矮草草甸群落, 覆盖度在 50%~70% 之间, 地表常有地衣、苔藓附生, 座垫植物分布普遍。高山草甸土草皮层和腐殖质层发育良好。草皮层根系交织, 软韧而有弹性; 腐殖质层呈浅灰棕色或棕褐色, 粒状和鳞片状结构, 多根系, 较紧密。土壤质地较粗, 化冻时, 土体中冰晶融解, 易产生土滑和崩塌现象。高山草甸土是良好的牧业用地, 耐牧性高, 草质优良。

3. 铁路沿线的冻土

冻土是指温度在 0℃ 和 0℃ 以下含有冰的各种岩土。气候是冻土分布的主导因素, 我国受纬度和高度控制的多气候带导致各种冻土均有分布^[10]。冻土依据存在的时间一般划分为多年冻土 (2 年以上)、季节冻土 (半月至数月) 和短时冻土 (数小时至半月)。我国的多年冻土主要分布于高纬度的东北地区和高海拔的西部地区。多年冻土 (约占 22.3%) 和季节冻土的面积约占中国陆地总面积的 70%, 若加上短时冻土, 则影响面积达到 90% 以上^[11]。

青藏高原是北半球中低纬度地带多年冻土分布面积最广、厚度最大和温度最低的地区, 其多年冻土面积为 $150 \times 10^4 \text{ km}^2$, 占我国冻土总面积的 70%^[12], 占亚洲多年冻土总面积的 79.2%^[13]。在青藏高原, 岛状不连续多年冻土、大片连续多年冻土和融区相间分布 (图 1-2-4)。多年冻土的厚度受海拔高度和温度的控制, 海拔越高、地温越低, 则多年冻土层越厚; 平均海拔每升高 100m, 地温每下降 0.8~0.9℃, 冻土厚度就增加 20m 左右^[12]。多年冻土水平分布格局基本上与地形的变化和山脉走向相一致。青藏公路沿线, 多年冻土在各种地形、地貌单元的松散沉积物和岩层中呈大面积连续分布^[15, 16]。

观测研究表明, 目前青藏公路沿线岛状多年冻土的北下界在昆仑山北麓海拔 4 200~4 250m、年均温 -2~-3℃ 的西大滩谷地西端。连续多年冻土的北下界在昆仑山北坡海拔 4 400~4 560m、年均温约 -4℃ 处; 连续多年冻土的南下界在海拔约 4 780m、年均温 -3.5~-4℃ 的安多县城以北; 安多县城向南海拔约 4 650m、年均温 -2.0~-2.5℃ 处, 即穿越两道河至原 125 道班以北的地区约有 90km 长的岛状多年冻土区为其南下界。沿青藏公路, 平均纬度每降低 1°, 多年冻土下界海拔升高 80~100m; 海拔每升高 100m, 年均地温降低 0.5~0.6℃, 多年冻土厚度增加 15~20m^[17]。青藏高原多年冻土具有年均地温普遍较高、活动层较薄、热

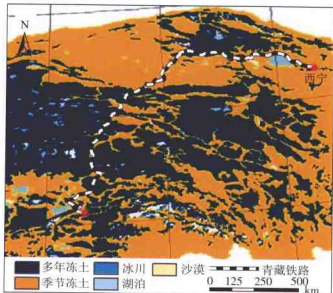


图 1-2-4 青藏高原冻土分布图^[14]

注: 据李树德等 (1996) 青藏高原冻土分布图编绘



各拉丹冬峰与冰川

稳定性差等特征。

全球气候变暖是影响冻土变化的重要因素^[16]；多年冻土对气候变化尤为敏感，其变化对青藏铁路/公路工程影响最大。低山丘陵地带、高平原区和断陷盆地多年冻土地温变化处于不稳定状态，而在多年冻土的南北界附近和融区附近冻土地温变化处于极不稳定状态，极易受气候波动和人为活动的影响^[18]。

4. 铁路沿线的水文和冰川

从西宁至拉萨，青藏铁路穿越了一系列高大山脉和宽谷盆地。其中，沿线的日月山为青海湖内陆水系和湟水流域的分水岭，昆仑山为柴达木盆地内陆水系格尔木河与长江北源楚玛尔河的分水岭，唐古拉山为长江与扎加藏布的分水岭，头二九山为扎加藏布与怒江的分水岭，念青唐古拉山桑雄岭为怒江与雅鲁藏布江的分水岭。青藏铁路途经黄河水系、青海湖内陆水系、柴达木盆地内陆水系、长江水系、扎加藏布内陆水系、怒江水系和雅鲁藏布江水系等7个重要水系（表1-2-1）；途经青海湖和纳木错湖等较大湖泊以及可鲁克湖、托素湖、东达布逊湖、错那湖等一些较小湖泊；沿线冰川资源主要分布在昆仑山、唐古拉山及念青唐古拉山等极高山地区。

近百年来，青藏高原冰川总体呈现退缩态势，青藏铁路沿线的高原中北部山区和羌塘地区的冰川退缩幅度略小于其他区域，冰川退缩正在影响着该区域水文过程的方方面面，包括局部河段径流的增大、湖面水位的上升、湿地减少以及频繁爆发的冰湖溃决洪水和冰川泥石流等等。20世纪90年代以来，青藏高原冰川退缩加剧所导致的冰川融水量的变化对该区域的水资源产生着极大的影响^[26]。

5. 铁路沿线的生物地理

（1）植物区系与植被分布。青藏高原植物区系主要由温带成分、热带成分、世界广布成分以及各种特有成分组成^[27]。青藏高原有包括苔藓在内的高等植物13 000种，维管束植物12 000种以上^[28]，其中维管束植物特有种不少于2 000种^[29]，种子植物特有种955种^[30]，还分布着多种低等植物及菌类等。

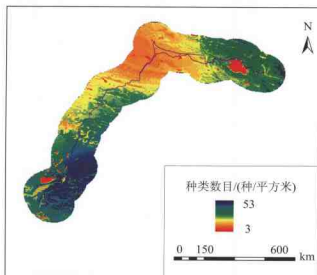
青藏铁路沿线大部分区域气候条件恶劣，植物区系相对简单，物种丰富度较低。沿线2km范围内有种子植物348种，隶属140属、41科。从青藏铁路全线来看，由于海拔高度

表 1-2-1 青藏铁路途经水系及河流概况

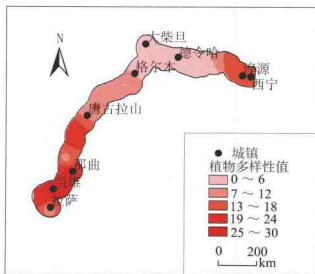
序号	水系	途经主要河流名称	河流概况		河流主要特征及水文要素		资料来源
			河流长度	流域面积	径流量 (流量)		
1	黄河水系	渭水	位于青藏高原起点的渭水是黄河上游最大的一级支流,发源于青海省海晏县境内包叶图山	渭水河全长 373.9km,其中甘肃省境内长 340km,由甘肃兰州达川西古河嘴注入黄河	总流域面积 32 863km ² ,其中青海省境内流域面积 85.7%	多年平均径流量 21.6×10 ⁹ m ³ [19], [20], 黄河网	
2	青海湖内流水系	布哈河	青海湖是中国最大的内陆咸水湖,周边有布哈河、沙柳河、乌乎阿河等大小河流 70 余条,多数河流,由甘肃兰州达川西古河嘴注入黄河	布哈河是青海湖流域最大的河流,长约 300km	青海湖流域总面积约 2.97×10 ⁴ km ² ,其中布哈河流域面积 14 337km ²	青海湖径流补给河流主要是布哈河,多年平均径流量 7.8×10 ⁹ m ³ ,占入湖径流总量的 48.7% [21], 中国水利网	
3	柴达木盆地内流水系	巴音河、格尔木河	青海铁路经过的第二个内陆水系,其中铁路穿过巴音河、格尔木河,巴音河发源于祁连山南麓,是海西州府所在地格尔木市的重要水源;格尔木河发源于昆仑山北麓,是盆地重镇格尔木市的重要水资源	巴音河全长 200km 以上,格尔木河全长 468km	柴达木盆地内流水系流域总面积 25.77×10 ⁴ km ² ,其中格尔木河流域面积 19 614km ²	格尔木河多年平均流量为 24.72m ³ /s,多年平均径流量为 10.669×10 ⁹ m ³ [22], 青海省海西州政府网站	
4	长江水系	沱沱河、楚玛尔河、当曲	青海铁路经过的长江水系包括沱沱河、楚玛尔河、当曲等,沱沱河发源于唐古拉山脉主峰各拉丹冬西南侧麦根迪迦雪山的冰河;楚玛尔河发源于昆仑山南支的可西里山雪峰山南麓,水流散乱,沙灌广布、沙化严重;当曲发源于杂多县境内,此处河床平缓,河流发育,沼泽成片,水量充沛	沱沱河全长 340km,楚玛尔河全长 515km,当曲全长 352km	沱沱河流域总面积 17 600km ² ,多年平均流量为 29.1m ³ /s,楚玛尔河流域面积 20 800km ² ,多年平均流量为 30m ³ /s,当曲流域总面积 30 786km ² ,当曲为 144m ³ /s	[23], [24], [25], 中国水利国际合作项目—世界江河数据库	
5	扎加藏布内流水系	扎加藏布	青海铁路跨越唐古拉山之后途经的一条内流水系,也是西藏自治区最大的内流河,发源于唐古拉山北麓西南的斯代次山末端,以东西向为主,同有南北向的转折,最后注入色林错	全长 463km	流域总面积 12 793km ²	年平均径流量 28.1m ³ /s 西藏自治区农牧科学院网	
6	怒江水系	那曲	怒江是西藏第二条大河,发源于西藏自治区安多县境内,西藏自治区唐古拉山南麓的将梅尔河上游,源头河流曲龙曲等 9 个曲,经察瓦龙进入云南,出云南入缅甸,即为萨尔温江	西藏境内河长 2 013km	流域总面积 325 000km ² ,其中中国境内面积为 137 800km ²	在中国出境处的多年平均流量为 2 229m ³ /s,年径流量 703×10 ⁹ m ³ 中国水利国际合作项目—世界江河数据库	
7	雅鲁藏布江水系	拉萨河	雅鲁藏布江为西藏第一大河,发源于中国西藏自治区南部喜马拉雅山中段北麓的杰马央宗冰川,拉萨河为雅鲁藏布江的最大支流,发源于念青唐古拉山中段南麓,正是青藏铁路的途经之地	拉萨河从源头至河口全长 651km	雅鲁藏布江流域总面积 62.2×10 ⁴ km ² ,其中中国境内面积 33×10 ⁴ km ² ;拉萨河流域面积 32 477km ² ,约占雅鲁藏布江流域面积的 13.5%	多年平均径流量 105×10 ⁹ m ³ 中国水利国际合作项目—世界江河数据库	

* 此表按水系编号以青藏铁路(西宁—拉萨)经过先后为序

和水热条件的不同, 沿线植物多样性分布表现出明显的区域差异性。植物多样性指数最小值出现在柴达木盆地的荒漠植被区, 最大值出现在当雄附近的高寒草甸区, 山地草原区和高寒草原区介于二者之间(图 1-2-5)。



(a) 100km 范围内植物丰富度分布



(b) 50km 范围内植物多样性分布

图 1-2-5 青藏铁路沿线植物丰富度与植物多样性分布图

青藏铁路穿越了温带草原、温带荒漠、青藏高原高寒植被(高寒草原、高寒草甸和温性草原)等植被区域^[31]。沿线两侧 100km 范围内分布着 8 个植被型(图 1-2-6)、20 个亚型和

49个群系。其中以高寒草原、高寒草甸分布最广(图1-2-6,图1-2-7),分别占青藏铁路长度的28.67%和22.25%,即一半的铁路在这两个类型区中通过,且主要分布在格拉段。格拉段沿线还分布有荒漠、草原、草甸、沼泽、高寒灌丛等5种植被型,其中又包括温性荒漠、高寒荒漠、高寒草原、高寒草甸草原、温性草原、高寒草甸、沼泽化草甸、沼泽、半湿性高寒灌丛、干旱高寒灌丛等10种植被亚型。沿线主要优势植物有紫花针茅(*Stipa purpurea*)、羽柱针茅(*S. basiplumosa*)、青藏苔草(*Carex moorcroftii*)、康藏嵩草(*Kobresia littledalei*)、小嵩草(又称高山嵩草, *Kobresia pygmaea*)、西藏嵩草(*Kobresia tibetica*)等。西格段沿线植被类型比较复杂,以温带草甸及灌木和半灌木荒漠为主,其次为温带山地矮禾草、矮半灌木草原。

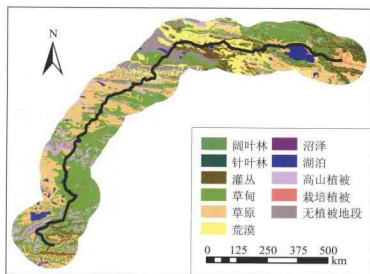


图 1-2-6 青藏铁路沿线植被分布图^[32]

注：根据侯学煜(2001)主编的中国植被图(1:100万)编绘

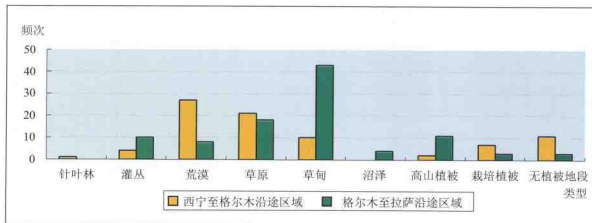


图 1-2-7 青藏铁路沿线(100km 范围内)主要植被类型出现频次图^[32]

注：根据侯学煜(2001)主编的中国植被图(1:100万)统计

2003~2005 年的调查显示, 青藏铁路沿线典型样区植物群落类型如表 1-2-2 所示。

表 1-2-2 青藏铁路沿线典型样区植物群落类型

样区位置	群系名称	盖度(%)
拉萨站	西藏狼牙刺(<i>Sophora moorcroftiana</i>)群系	30
羊八井南	长芒草(<i>Stipa bungeana</i>)群系	10~30
羊八井	藏南蒿(<i>Artemisia younghusbandii</i>)群系、箭叶锦鸡儿(<i>Caragana jubata</i>)群系	20~70
当雄	小嵩草(<i>Kobresia pygmaea</i>)群系、紫花针茅(<i>S. purpurea</i>)群系	50~80
当雄北	小嵩草(<i>K. pygmaea</i>)群系、紫花针茅(<i>S. purpurea</i>)群系	50~80
那曲南	小嵩草(<i>K. pygmaea</i>)群系	60~90
那曲北	小嵩草(<i>K. pygmaea</i>)群系	60~90
安多	小嵩草(<i>K. pygmaea</i>)群系	60~90
唐古拉	小嵩草(<i>K. pygmaea</i>)群系	60~90
雁石坪南	小嵩草(<i>K. pygmaea</i>)群系、紫花针茅(<i>S. purpurea</i>)群系	75~95
雁石坪北	西藏嵩草(<i>K. tibetica</i>)群系、苔草(<i>Carex</i> sp.)群系	70~85
沱沱河	紫花针茅(<i>S. purpurea</i>)群系	20~40
沱沱河北	紫花针茅(<i>S. purpurea</i>)群系	20~40
二道沟	小嵩草(<i>K. pygmaea</i>)群系	60~90
五道梁	紫花针茅(<i>S. purpurea</i>)群系	20~40
不冻泉	青藏苔草(<i>Carex moorcroftii</i>)群系	15~40
西大滩南	紫花针茅(<i>S. purpurea</i>)群系	20~40
西大滩北	紫花针茅(<i>S. purpurea</i>)群系	20~40

(2) 动物区系与珍稀动物分布。青藏高原分布着陆栖脊椎动物近 1100 种(占全国总物种数的 45% 左右)、鱼类 152 种以及众多的昆虫和无脊椎动物^[33]。其中, 陆栖脊椎动物特有 281 种^[34], 国家一级保护动物 38 种、二级保护动物 85 种^[35]。青藏铁路经过地区的动物物种类型虽然较少, 但珍稀特种相对较多(表 1-2-3), 且种群数量较大^[36, 37]。铁路沿线经常活动的珍稀野生动物以哺乳类和鸟类为主^[38], 哺乳类动物约 16 种, 其中 11 种为青藏高原特有种; 鸟类约 30 种, 其中 7 种为青藏高原特有种。包括国家一级保护动物藏羚羊(*Pantholops hodgsoni*)、藏野驴(*Equus kiang*)、野牦牛(*Bos mutus*)、白唇鹿(*Cervus albirostris*)、雪豹(*Uncia uncia*)、黑颈鹤(*Grus nigricollis*)等, 国家二级保护动物藏原羚(*Procapra picticaudata*)、盘羊(*Ovis ammon*)、岩羊(*Pseudois nayaur*)、猞猁(*Lynx lynx*)、棕熊(*Ursus arctos*)等。按栖息地类型进行划分, 青藏铁路沿线地区的珍稀野生动物大体可分为山间湖盆与宽谷河滩动物群、高山山地动物群和湿地动物群^[36]。

表 1-2-3 青藏铁路沿线主要野生动物及分布^[37]

动物名称	拉丁学名	目、科	别 称	分 布	国家保护级别
棕熊	<i>Ursus arctos</i>	食肉目、熊科	马熊、藏马熊	野牛沟、可可西里、安多	二级
狼	<i>Canis lupus</i>	食肉目、犬科		西大滩、野牛沟、昆仑山、五道梁、安多、那曲等	
沙狐	<i>Vulpes corsac</i>	食肉目、犬科	狐狸	西大滩、不冻泉、安多、野牛沟、五道梁、那曲	
猞猁	<i>Lynx lynx</i>	食肉目、猫科	猞猁孙、马猞猁	西大滩、不冻泉、安多	二级
藏野驴	<i>Equus kiang</i>	奇蹄目、马科	亚洲野驴、野马	野牛沟、昆仑山南麓、不冻泉、五道梁、通天河南	一级
野牦牛	<i>Bos mutus</i>	偶蹄目、牛科	野牛	野牛沟、昆仑山口、唐古拉山等	一级
藏原羚	<i>Procapra picticaudata</i>	偶蹄目、牛科	西藏黄羊、白屁股羊	东大滩、西大滩、昆仑山南麓、不冻泉、可可西里等	二级
藏羚羊	<i>Pantholops hodgsoni</i>	偶蹄目、牛科	独角兽、长角羊	可可西里、苟鲁谷地	一级
岩羊	<i>Pseudois nayaur</i>	偶蹄目、牛科	石羊、崖羊、蓝羊	昆仑河两岸、野牛沟、昆仑山等	二级
盘羊	<i>Ovis ammon</i>	偶蹄目、牛科	大头羊、大角羊	昆仑山、野牛沟、雀巧北等	二级
白唇鹿	<i>Cervus albirostris</i>	偶蹄目、鹿科	白鼻鹿、扁角鹿	西大滩、沱沱河	一级
高原兔	<i>Lepus oiostolus</i>	兔形目、兔科	灰尾兔	通天河、西大滩、昆仑山、风火山、沱沱河、安多、当雄	
高原鼠兔	<i>Ochotona curzoniae</i>	兔形目、鼠兔科	黑唇鼠兔、鸣声鼠	广泛分布于青海、西藏各地	
喜马拉雅旱獭	<i>Marmota himalayanus</i>	啮齿目、松鼠科	哈拉、雪猪	沿线均有分布	
斑头雁	<i>Anser indicus</i>	雁形目、鸭科	白头雁、黑纹头雁	可可西里、当雄、拉萨	
赤麻鸭	<i>Tadorna ferruginea</i>	雁形目、鸭科	黄鸭	可可西里、纳木错、拉萨	
黑颈鹤	<i>Grus nigricollis</i>	鹤形目、鹤科	藏鹤、仙鹤	安多、纳木错湿地、拉萨河流域	一级
高山兀鹫	<i>Gyps himalayensis</i>	隼形目、鹰科		安多、那曲、当雄	二级
大鵟	<i>Buteo hemilasius</i>	隼形目、鹰科	豪豹、花豹		
棕头鸥	<i>Larus brunnicephalus</i>	鸥形目、鸥科	小海鸥	纳木错湿地、拉萨河流域	
角百灵	<i>Eremophila alpestris</i>	雀形目、百灵科	花脸百灵	广泛分布于青海、西藏各地	

(3)自然保护区。青藏铁路沿线分布着青海湖、可可西里、三江源、羌塘等国家级自然保护区(表1-2-4),还有青海省格尔木野生动物重点分布区等。各保护区内野生哺乳类和鸟类动物资源丰富,多数为青藏高原的特有物种或国家重点保护动物。例如,拉鲁湿地国家级自然保护区调查显示:保护区内观察到鸟类62种(隶属44属、24科),其中国家一级重点保护鸟类2种、二级重点保护鸟类7种^[39]。青藏铁路在可可西里自然保护区实验区边缘穿行100km,在三江源自然保护区实验区穿行328km,穿行雅鲁藏布江中游河谷自然保护区约80km。



藏原羚



藏野驴



坐巢的黑颈鹤

二、青藏铁路沿线自然地带特征

青藏高原地域辽阔,根据温度条件和水分状况的差异,整个高原面大致划分为10个自然地带^[40,41]。青藏铁路穿越了青东祁连山山地草原地带、柴达木山地荒漠地带、青南高寒草甸草原地带、羌塘高寒草原地带、果洛那曲高寒灌丛草甸地带、藏南山地灌丛草原地带等6个自然地带(图1-2-8)。

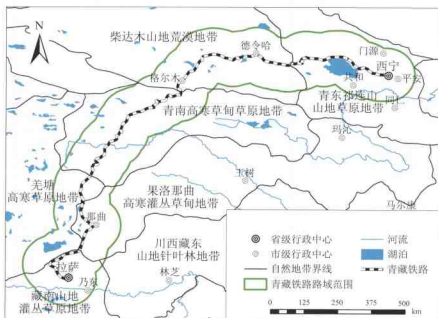


图1-2-8 青藏铁路沿线自然地带分布图

表 1-2-4 青藏铁路沿线国家自然保护区概况

名称	位置	范围	面积 (km ²)	主要保护对象	与青藏铁路相对位置	资料来源
青海湖国家自然保护区	青海省东北部，祁连山系南麓，地理坐标为东经 99°36'~100°46'，北纬 36°32'~37°25'	行政上在青海省共和、刚察、海晏三县境内；范围包括东自环青海湖公路，南自 109 国道，西自环湖西路，北自青藏铁路以东的整个青海湖水体、湖中岛屿及湖周围沼泽、滩涂、湿地、草原	4 952	高原湿地生态系统和珍稀鸟类	青藏铁路穿越保护区	生态中国网
可可西里国家级自然保护区	青海省西南部的玉树藏族自治州西北部，地理坐标为东经 89°25'~94°05'，北纬 34°19'~36°16'	范围为昆仑山脉以南，乌兰乌拉山以北，东起青藏公路，西达省界，保护区西与西藏自治区相接，南同格尔木唐古拉山镇毗邻，北和新疆维吾尔自治区相连，东至青藏公路	45 000	青藏高原特有的野生动植物及其生境	青藏铁路为其东界	青海可可西里国家级自然保护区管理局网站
三江源国家级自然保护区	青藏高原腹地，青海省南部，是长江、黄河、澜沧江的发源地	包括果洛藏族自治州的多县，玉树藏族自治州的杂多县、治多县、曲麻莱县、囊谦县、玉树县，海南藏族自治州的兴海县、同德县，黄南藏族自治州的泽库县、河南县，格尔木市代管的唐古拉山镇等，行政区划由 69 个不完整的乡镇组成	152 300	高原湿地生态系统、高寒草甸及野生动物	青藏铁路为其西界	生态中国网
色林错黑颈鹤国家级自然保护区	西藏自治区西北部的藏北高原，地理坐标为东经 87°46'~92°20'，北纬 30°10'~32°10'	行政上属于西藏那曲地区的申扎、尼玛、班戈、安多、那曲等县所管辖，划分为东区和西区两个部分。西区为中扎黑颈鹤繁殖地和周边部分湖泊、沼泽湿地，其基本范围南自东冈底斯山脉主脊线，北抵黑河阿公湖南侧色林错汇水区北缘，西起当惹雍错同其西部与狮泉河、许如错内流水系的分水岭，东达色林错流域与色林错河系相连的内陆吞吐湖久如错汇水区东缘。东区位于怒江源头，南自念青唐古拉山主脊线，北抵黑河阿公湖南侧，西起莲错、崩错与其西部巴木错分水岭，东达因门曲与波布曲分水岭和青藏公路	20 324	黑颈鹤等珍稀动物及其生境	青藏铁路穿越保护区	中国西藏新闻网
羌塘国家级自然保护区	中国西藏自治区北部，昆仑山、可可西里山以南，冈底斯山和念青唐古拉山脉以北	行政范围隶属于阿里、那曲两个地区。羌塘自然保护区在阿里境内的阿里草原包括措勤、改则、革吉、噶尔及日土部分区域在内的“大地区”	298 000	高原生态系统和珍稀野生动物	位于青藏铁路西北侧	中国野生动物保护协会
雅鲁藏布江中游河谷黑颈鹤国家级自然保护区	地理坐标为东经 87°34'~91°54'，北纬 28°40'~30°17'	包括三大块分布于西藏“两江两河”地区的黑颈鹤主要的越冬宿地和觅食地	614 350	黑颈鹤等珍稀动物及其生境	青藏铁路穿越保护区	互动百科



祁连山谷地农田——油菜、春小麦等

1. 青东祁连山山地草原地带

青藏铁路西格段东段穿越本自然带。该带位于青藏高原东北部，由数条平行排列的北西—南东走向的山地组成，山峰海拔多超过4 000m，其间包括了积石山以北海拔2 500~3 500m的纵向宽谷及青海湖盆地。其中，湟水、黄河谷地海拔2 000~3 000m，黄土广布，流水侵蚀强烈，阶地发育。该带最暖月均温12~18℃，年降水量250~600mm，干燥度1.0~3.0。

该带主要的植被类型是西北针茅、短花针茅和冷蒿等组成的山地草原，以青海云杉和祁连圆柏为建群种的针叶林和山地草原分别发育在山体阴、阳坡，其下分别发育着山地棕褐土和山地栗钙土，从而构成独特的森林草原景观。高山上还分布有高寒灌丛草甸，半干旱的湖盆周围为紫花针茅组成的高寒草原。海拔较低的谷地种植业发达，以春小麦、青稞、油菜等为主。草场类型较多，适宜放牧绵羊、牦牛和马。

2. 柴达木山地荒漠地带

青藏铁路西格段西段穿越该自然带。该带位于柴达木盆地东部，呈近东西向展布于高原的北缘。柴达木是陷落盆地，海拔2 600~3 000m，地势自西北向东南倾斜，边缘洪积平原广布，中部湖成平原上形成大片盐壳和盐沼泽。盆地外围西祁连山由近西北—东南走向的山岭和宽谷盆地组成，阿尔金山呈北东—南西走向，至昆仑山又转为近东西向后至西北—东南向。中部阿尔金山地势较低，海拔3 600~4 000m，两端较高，昆仑山山峰海拔达5 000~7 000m。最暖月均温10~18℃，年降水量15~200mm，且自东西两端向中部递减，干燥度6.1~50.0。年径流深度极小，干旱剥蚀作用占优势。



柴达木盆地灌木荒漠

地带性荒漠植被以膜果麻黄、红砂、蒿叶猪毛菜、合头草及蒿属等旱生、超旱生灌木、半灌木占优势，还有白刺、怪柳等盐生灌丛。灰棕漠土及盐土等分布较广。山地荒漠上限海拔达3 600~3 800m，其上有山地草原分布。这一地带地处青藏高原向西北干旱区的过渡地段，在自然条件、类型等方面具有温带荒漠的特点。柴达木部分绿洲以灌溉农业（如春小麦、青稞、马铃薯）为主，应注意防治风沙及土壤盐渍化的危害。该带大面积荒漠、山地草原及部分盐化草甸仅适于适量发展畜牧业。

3. 青南高寒草甸草原地带

该自然带是青藏铁路格拉段穿越的海拔最高的路段，也是青藏铁路修建过程中工程难度最大的自然带。该带处于唐古拉山和昆仑山之间，平均海拔4 200~4 700m，为长江、黄河上源，其上散布着可可西里、风火山、开心岭等东西向延伸的线状山地，但相对高度不超过500m，从而形成宽阔谷地、波状起伏的高原面。该带多年冻土连续分布，平均厚度为80~90m，季节融化层厚1~4m。冻结—融化作用频繁，冰缘地貌广泛发育。最暖月均温6~10℃，年降水量200~400mm，干燥度1.6~3.0，属半干旱气候。受湿润气流影响，降水量、云量及相对湿度均大于羌塘，暖季有冰雹与雷暴天气。

由紫花针茅组成的高寒草原是该带分布较广的植被类型，由小蒿草组成的高寒草甸在垂直带中亦占有一定地位。由于湿度条件稍好，草原类型中草甸化特点较明显，河滩洼地发育以西藏嵩草为主的沼泽化草甸。该地带无农作，是以放牧牦牛和绵羊为主的纯牧区，但季节草场不均，类型较简单，产量低，放牧利用条件较差。

该带西部的植被类型以高寒草原为主，西南角的唐古拉山口系青藏铁路的最高处，分布着高山冰缘植被带（高山上连续植被带以上至永久雪线之间的由地衣、苔藓和被子植物等不同生活型的植物组成的不同植物群聚的组合带）。



沱沱河草甸草原

4. 羌塘高寒草原地带

青藏铁路格拉段穿越该自然带的东部边缘。该带位于冈底斯—念青唐古拉山以北的羌塘高原内流区，区域内部河流切割微弱，高原面较完整，海拔多在4 600~4 800m之间，地势南北高、中间低，湖泊星罗棋布，湖成平原广布，山麓堆积发育。现代地貌外营力以寒冻机械风化作用为主，古冰川遗迹局限分布。由于气候逐渐干化，湖泊渐趋缩小，南部多硫酸盐、碳酸盐型咸水湖，北部大多是矿化度很高的氯化型盐湖，并有连续多年冻土分布。最暖月均温6~10℃(局部达12℃)，年降水量100~300mm，干燥度1.6~6.0，冬春多大风。

该带以紫花针茅组成的高寒草原占优势，高寒草原是青藏高原上分布最广的地带性植被。随着寒旱化趋势的增强，青藏苔草在北部有较大的比重；垂直自然带中高寒草甸很不发育。高山草原土为主要土壤类型，土层浅薄，砂砾含量高，腐殖质含量低，剖面中有碳酸盐存留，呈碱性反应，可溶盐类有向表层轻微聚集的趋势。该带以放牧绵羊为主，局部地区利用小气候条件种植青稞已有多年历史，产量较稳定。许多湖泊盛产食盐并有硼砂、钾盐和多种稀有元素。



羌塘高寒草原

5. 果洛那曲高寒灌丛草甸地带

青藏铁路穿越该自然带的西部边缘。该带位于青藏高原的中东部，从怒江河源的那曲向东经玉树、果洛至川西北的若尔盖。区域内部地面切割较浅，多宽谷、盆地和缓丘，海拔4 000~4 600m，东部若尔盖较低，海拔3 500m左右。冰缘地貌发育，有岛状冻土存在。最暖月均温6~10℃(局部达12℃)，年降水量400~700mm，干燥度0.8~1.5，暖季多冰雹，冬春多积雪。



火车驶经那曲草甸

该带在地形上处于高山峡谷向内陆高原的过渡地带。东部河谷切割较深，地势起伏较大，越向西部高原面保留越好。由东向西，气候渐趋寒冷，降水减少，流水侵蚀作用逐渐让位于寒冻风化作用。高山灌丛在东部比较发育，西部则为典型的高山草甸植被。该带属寒冷半湿润高山草甸和灌丛地带，以牧业为主，仅海拔较低的地方有少量农作物。

由小嵩草、蓼、柳及杜鹃等组成的高寒草甸和灌丛是该带占优势的植被，发育草毡土和棕毡土。河汉、曲流发育，河滩低地分布着由大嵩草和西藏嵩草组成的沼泽草甸。本地带草场辽阔，适宜放牧牦牛和绵羊，但夏场偏多，冬场缺乏。有贝母、知母、虫草、大黄等贵重药材。海拔稍低处有青稞种植，可以旱作。

6. 藏南山地灌丛草原地带

青藏铁路的最南端进入本自然带。该带主要分布于藏南的山间谷地，雅鲁藏布江自西向东纵贯该带，中游宽窄河段相间，形成独特的河谷地貌，宽谷盆地一般海拔3 500~4 500m。最暖月均温10~16℃，降水较少，年降水量200~500mm，且由东向西递减，干燥度1.6~4.0。夏季温暖，冬季不太寒冷，属温暖半干旱气候。



藏南灌丛草原

山地灌丛草原是该带最具代表性的植被类型，海拔较高的高原山地上也分布有高寒草原，三刺草、白草、固沙草、西藏狼牙刺、紫花针茅和变色锦鸡儿等是主要的植物成分。其下发育的灌丛草原土和高山草原土具有碳酸盐聚积特征，土壤机械组成较粗疏，剖面分化不显著，部分地段可见盐碱化现象。

该带河谷地区有利于高寒农业的发展，耕地灌溉条件好，日照丰富，太阳总辐射量大，空气湿度低，蒸发耗热少，弥补了高海拔导致的低温，农业产量稳定，是西藏自治区最重要的农业区，冬小麦单产在国内处于较高水平。耕地呈条带状集中分布于雅鲁藏布江及其支流谷地，大部分为水浇地，一年一熟，主要作物有青稞，冬、春小麦，豌豆和油菜等（目前冬小麦上限海拔达4 200m，青稞上限海拔约4 750m），单位面积产量较高。草场以放牧绵羊和牦牛为主。



当雄草甸草原深秋景色

第三节 青藏铁路沿线社会经济概况

青藏铁路始于青海省东部的河湟谷地农业区，途经高原农牧交错区、工矿业区、无人区、高山牧业区，最终到达拉萨河谷农业区，贯穿了青海省和西藏自治区的 18 个行政区域，沿线经过的高原重要城镇有西宁市、西海镇、德令哈市、格尔木市、唐古拉山镇、那曲镇、羊八井镇和拉萨市等，连接了青、藏两省区 5 个主要城市中的 3 个城市。

一、青藏铁路沿线的主要城市

1. 西宁市

西宁市是青海省省会，也是青藏铁路的起点。西宁市位于湟水谷地，城市土地总面积为 $7\,649\text{km}^2$ ，建成区占地面积为 78km^2 [42]，平均海拔 $2\,250\sim 2\,600\text{m}$ ，属于温带草原气候的西部边缘，年均温为 7.8°C ，多年平均降水量 457.9mm ，雨热同期。西宁及其周边三县地表破碎，黄土沉积较厚，土壤侵蚀强烈，河谷地区冲积平原发育，土壤肥沃，是青藏高原重要的粮食生产区之一。截至 2007 年，西宁市人口达到 215.36 万人，城区居民达 107.17 万人 [42]。1961 年兰州—西宁铁路的通车及 1984 年西宁—格尔木铁路的开通，使西宁市交通状况、城市建设及商业贸易、旅游服务等行业得到了前所未有的发展，物资转运能力进一步提高，目前已经成为青藏高原最大的商品集散地和商业贸易中心。2007 年西宁市 GDP 达 343.09 亿元 [42]，第一、二、三产业增加值占 GDP 的比重分别为 4.54%、51.67%、43.79%，是青藏高原现代化水平最高的城市，城市化水平达 60.01%。

2. 格尔木市

格尔木市是青海省第二大工业城市，也是青藏铁路重要的交通中继站。格尔木城区地



高原城市西宁市

处格尔木河洪积扇的中前部,平均海拔 2 800m,“飞地”唐古拉山镇则在唐古拉山至沱沱河之间,海拔高度 4 800~5 000m。格尔木市总面积为 123 463km²,建成区面积 72 km² [42]。格尔木城区西部属盆地绿洲,北、东、南三面均为浩瀚戈壁,年均温 4.3℃,年均降水量只有 42.8mm,终年气候干旱,降水稀少,昼夜温差大,多沙暴,属典型的高原大陆性气候。辖区唐古拉山镇属典型高山地貌,气候寒冷,仅有冬、夏两季,年均温-4.2℃,年平均降水量 284.4mm,因此,格尔木市生态用地开发难度大,可供农牧业利用的土地面积狭小。格尔木市是青藏高原最主要的移民城市,2008 年常住人口达 21.2148 万人,流动人口是常住人口的 1 倍左右。格尔木市辖区及其周边地区矿产资源丰富,钾、钠、镁、锂、碘、铯、铷等矿产储量均居全国第一,野生动植物、药材等自然资源及水能、太阳能、风能资源也颇丰富,是西藏物资运输和柴达木经济建设的重要基地。青藏公路、青藏铁路、青新公路、敦格公路以及多条输油、输气管道和兰州—西宁—拉萨国家一级光缆工程都经过格尔木,其交通优势非常显著。2008 年格尔木市 GDP 为 137 亿元,第一、二、三产业分别占 GDP 的 0.67%、79.27%、20.06%。格尔木市是青藏高原最年轻的中等发展城市,是进入西藏的重要门户,是青藏高原重要的资源发展型城市,城市化水平远高于全国,为 86.91%,2005 年柴达木盆地被国务院确定为“国家级循环经济试验区”。

3. 拉萨市

拉萨市是西藏自治区首府,是青藏铁路的终点,也是我国重要的旅游目的地。拉萨市地处藏南雅鲁藏布江中游北部支流拉萨河山原宽谷冲积平原拉鲁湿地,城区海拔 3 650m,是我国海拔最高的省会城市。拉萨市城市土地总面积 29 426.96km²,建成区面积 59km² [43]。市区南北两侧山体高大陡峻,河谷地两岸冲积平原发育,土壤相对肥沃,常年气温偏低,



布达拉宫

日温差较大,最高气温 28℃,最低气温-14℃,干、湿季分明,年降水量在 348.9~620.8mm 之间,年日照时数 3 000h 以上,素有“日光城”的美称。拉萨市的气候为高原温带半干旱季风气候,是西藏重要的农业区,主要种植青稞、小麦、油菜等农作物。截至 2007 年末,拉萨市总人口为 62.2316 万人,常住人口 46.4736 万人,其中藏族人口 41.3077 万人 [43]。拉萨市各类资源十分丰富,拉萨河、雅鲁藏布江、尼木麻曲等江河年均径流量达 $112 \times 10^6 \text{ m}^3$,纳木错等湖泊储水量 $200 \times 10^6 \text{ m}^3$,念青唐古拉山主峰及附近冰川和永久积雪面积达 578km²;现已探明矿产资源 50 余种,刚玉、地热等资源储量居全国第一位,自然硫储量居全国第三位,高岭

土储量居全国第五位，铜、铅、锌的储量在全国占有一定的比重。2008年，西藏自治区全区GDP为395.91亿元，第一、二、三产业所占比重分别为15.3%、29.2%、55.5%，全年铁路货物运输完成 $25.6 \times 10^4 \text{ kg}$ ，铁路客运量达62.2万人次，全年接待国内外旅游者224.64万人次，接待国内旅游者217.85万人次，实现外汇收入3112万美元。

二、青藏铁路沿线的人口

1. 沿线人口密度

虽然青藏高原地广人稀，但由于区域内部地形、地势差异极大，所以青藏高原的人口分布具有很大的不均衡性。自青藏铁路开通以来，铁路沿线的人口分布是很多人关注的重要问题之一。目前来看，青藏高原的人口主要集中在分布在西宁市腹地的湟水流域和拉萨市腹地的“一江两河”地区（图1-3-1）。湟水流域是青藏高原人口分布最多、密度最大的区域，全流域总面积 $3.29 \times 10^4 \text{ km}^2$ ，平均人口密度为170.5人/平方千米，而西宁市区人口密度则达到2292人/平方千米。西藏的“一江两河”地区是高原内部人口分布最多、密度最大的地区，全流域平均人口密度大于10人/平方千米，其中拉萨平原、年楚河中下游平原、泽当平原等地人口密度达到50人/平方千米左右，拉萨市城关区人口密度超过346.65人/平方千米。青藏铁路的通车正好贯通了高原上这两个人口分布最多、密度最大的区域单元。

青藏铁路沿线大部分路段人口分布十分稀疏，主要集中在沿线各城镇和两端的河谷乡村，城镇与城镇之间相距甚远，中间或为草原，或为戈壁，人烟稀少。青藏铁路西宁至湟源段、羊八井至拉萨段是铁路沿线人口分布最密集的两个区段，分属于人口密度相对较大的湟水谷地和“一江两河”地区。青藏铁路从西宁出发，翻越日月山后沿线人口分布的密度骤减，平均人口密度陡降至8.4人/平方千米，沿线偶尔看到零星的牧户和小型聚落，人

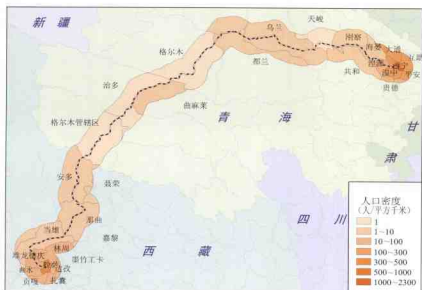


图 1-3-1 青藏铁路沿线人口密度分布图

口规模十分有限。铁路延伸至柴达木盆地后,沿线人口分布更加稀少,除了铁路经过的几个主要城镇外,其余地方几乎为茫茫戈壁,荒无人烟,人口密度仅为3.98人/平方千米。昆仑山口至唐古拉山口段是青藏铁路沿线海拔最高、人口密度最低的区段,长期以来一直被视为“无人区”。该区段是青藏高原的核心腹地,但随着青藏公路和青藏铁路的开通,沿线已经形成了不冻泉、五道梁、沱沱河、雁石坪等几个高原重要城镇,虽然人口规



背水途中

模不大,但是在高原腹地发挥着极其重要的作用。尤其是唐古拉山镇所在地沱沱河镇,因地处青藏公路、青藏铁路关键地段,又是长江北源沱沱河与青藏公路的交汇处,所以既是长江上游著名的旅游景点,又是高原腹地物资转运、科考、商贸和食宿的重要基地。随着青藏铁路的开通,其城镇的功能得到进一步强化,现已初具规模,从事行业管理、商贸和运输的人口得到进一步增长。青藏铁路翻越唐古拉山进入西藏羌塘高原南部,该处由于降水相对充沛,水草资源丰富,是西藏地区主要的牧业区,人口密度相对增加,沿线时常会出现藏族牧户和定居点,人口密度又增加至5.67人/平方千米。当雄至拉萨段是西藏地区农牧业交错区,尤其是羊八井至拉萨的河谷地区从事农业的人口迅速增加,沿线人口密度达到170.5人/平方千米。

2. 沿线人口的民族构成

青藏铁路沿线人口的民族构成主要分为七段:西宁—湟源段以从事农业活动的汉族为主,除此之外还有藏族、回族等其他少数民族;海晏—天峻段以从事牧业活动的藏族为主;天峻—德令哈段以从事半农、半牧活动的藏族、蒙古族为主;德令哈—格尔木段以从事矿业和部分农事活动的汉族、蒙古族为主;格尔木—唐古拉山口段以从事商贸活动、行业管理等的汉族、藏族、回族等为主,但是该段人口稀少,除了几个主要的聚落点有相对聚居的人口外,沿线人类活动程度很低;安多—当雄段以从事牧业活动的藏族为主;羊八井—拉萨段以从事半农、半牧活动的藏族为主。

三、青藏铁路沿线的产业状况

1. 旅游业

青藏高原是目前世界上最具特色的旅游目的地之一,粗犷雄浑的“第三极”高原自然景观、巍峨耸立的雪峰冰川、星罗棋布的湖泊湿地、博大精深的藏族文化等都是青藏高原独具魅力的旅游资源。青藏铁路的贯通无疑给高原旅游业带来了巨大的活力,使到高原腹地旅游的最大天堑变为通途。青藏铁路沿线的旅游资源十分丰富,其中世界级旅游资源地9处,

国家级旅游资源地 23 处, 国家自然保护区和风景名胜区 6 处, 普通级旅游资源地 193 处^[44], 构成了一条贯穿青藏高原的独特风景旅游线。青藏铁路沿线的旅游资源可分为六大旅游区: 以西宁为中心的河湟文化旅游区 (I)、以青海湖为中心的湖光山色风景旅游区 (II)、以格尔木为中心的柴达木盆地浩瀚戈壁旅游区 (III)、以沱沱河为中心的可可西里原始自然风光旅游区 (IV)、以那曲为中心的藏北高山草原风光旅游区 (V)、以拉萨为中心的藏族宗教文化旅游区 (VI) (图 1-3-2)。



图 1-3-2 青藏铁路沿线旅游资源分布图

(1) 以西宁为中心的河湟文化旅游区 (I)。西宁市因为夏季气候凉爽而被公认为高原避暑胜地。西宁市及其周边地区海拔 2 000~3 000m, 旅游资源丰富, 交通餐饮业相对发达, 是青藏高原重要的旅游区, 方圆 100km 范围内的国内著名旅游景点有史前文化遗址柳湾彩陶博物馆、齐家文化、著名灾难遗址喇家遗址、黄教胜地塔尔寺、西宁东关清真大寺、青海小故宫瞿昙寺、撒拉族祖寺街子清真大寺、唐蕃时期高原著名的茶马互市古城丹噶尔古城、多巴高原体育训练基地、互助土族民族风情、循化撒拉族民族风情以及北山国家森林公园、察汗河国家森林公园、鸽子沟国家森林公园、坎布拉国家森林公园地质公园、青海小西双版纳孟达天池等。

(2) 以青海湖为中心的湖光山色风景旅游区 (II)。青海湖是我国最大的内陆咸水湖, 湖体总面积达 4 300km², 湖面海拔 3 196m, 青海湖盆地的主要旅游景点有日月山草原风情、青海湖鸟岛、海心山、湖滨草原风光和藏族风情、金银滩草原、两弹研制基地原子城、西海郡古城遗址等。

(3) 以格尔木为中心的柴达木盆地浩瀚戈壁旅游区 (III)。柴达木盆地是青藏铁路经过的最为干旱的区域, 盆地内降水量稀少、蒸发量大, 戈壁荒漠发育典型, 盆地周边的绿洲地带形成了格尔木、德令哈、都兰等一些城镇, 其中格尔木、德令哈、茫崖、大柴旦等都是

盆地内重要的工业城镇,盆地内主要的旅游景点有察尔汗盐湖、茶卡盐湖、咸淡水姊妹湖(克鲁克湖和托素湖)、南八仙雅丹地貌、远古海洋遗留的贝壳梁、万丈盐桥、纳赤台昆仑神泉、昆仑山地质景观、诺木洪梭梭林自然保护区等。

(4)以沱沱河为中心的可可西里原始自然风光旅游区(Ⅳ)。昆仑山口至唐古拉山口是青藏铁路穿越的高海拔区域,平均海拔在4500m以上,年均温在-4℃以下,终年气温较低,北部昆仑山玉虚峰和玉珠峰终年冰雪不化(玉珠峰因靠近交通干线,已成为高原登山训练的基地)。该区域主体是三江源自然保护区和可可西里野生动物自然保护区,沿途可观赏到藏羚羊、藏野驴、黄羊、黑颈鹤等野生动物。高原雄浑粗犷的原始自然风光是重要的旅游资源,主要旅游景点有各拉丹冬雪峰、玉虚峰和玉珠峰雪山、唐古拉山口、沱沱河风光以及三江源、可可西里国家级自然保护区等。

(5)以那曲为中心的藏北高山草原风光旅游区(Ⅴ)。唐古拉山以南是藏北高原的重要组成部分——羌塘高原的南侧,由于本区域降水相对丰沛,年降水量达到421.9mm,所以水草丰美,沼泽湿地广布,是西藏重要的牧业区。主要的旅游资源有那曲镇孝登寺、尼玛县文部乡古代象雄国遗址、那曲地区高原湖泊纳木错湖和色林错湖、申扎自然保护区、那曲古格乡卓玛峡谷、巴青县麦莫溶洞等。

(6)以拉萨为中心的藏族宗教文化旅游区(Ⅵ)。拉萨是我国著名的高原城市,也是高原旅游的黄金区域,著名的旅游资源有布达拉宫、罗布林卡、大昭寺、哲蚌寺、八廓街等诸多人文景观以及羊八井地热、拉鲁湿地、念青唐古拉雪峰、雅鲁河谷地等自然风光。

青藏铁路的通车给青海和西藏的旅游业带来了前所未有的发展机遇。改革开放以来,虽然青海和西藏地区的旅游业发展迅速,但青藏铁路的通车无疑使青藏地区旅游业出现“井喷式”发展,铁路开通后通过铁路进入青海、西藏的人数急剧增加(图1-3-3)。青海省2006、2007年分别接待国内游客810.34万人次、996.6万人次^[43],同比增长30%、23%,西藏自治区2006、2007年分别接待国内游客235.7万人次、366.4万人次^[44],同比增长40%、55.5%,远高于全国同期增长幅度。

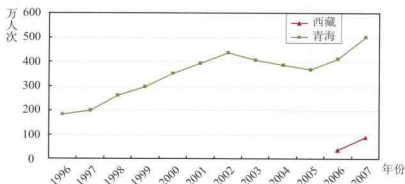


图 1-3-3 青海省和西藏自治区 1996~2007 年铁路客运量变化图

2. 农牧业

青藏铁路沿线的农业主要分布在青海省西宁市及其周边的大通、湟源、湟中，柴达木盆地的都兰、乌兰、德令哈和格尔木的诺木洪农场，以及西藏拉萨河谷的羊八井、堆龙德庆等地（图 1-3-4）。除柴达木盆地的香日德农场曾创下世界小麦的最高产量纪录以外，其他地区农业产量较低，主要种植小麦、青稞、油菜等。

青藏铁路穿越的牧业区面积较广，沿线主要的牧业区有青海湖周边的海晏、刚察、天峻等县，柴达木盆地的乌兰县部分地区，青南高原的治多县、格尔木唐古拉山镇以及藏北的安多、班戈、那曲、当雄等县，其中青海湖周边及藏北的牧业区是青藏高原的主要牧业区。

3. 工矿业

青藏高原地层发育齐全、地质构造复杂、岩浆活动剧烈，为各种矿物资源的生成创造了条件，尤其是柴达木盆地及其周边的矿产资源十分丰富，被誉为高原“聚宝盆”。虽然青藏高原的矿产资源十分丰富，但是工矿业发展仍然十分落后，主要的工业产业分布在西宁、格尔木、拉萨等部分地区。

西宁市是青藏高原最具现代化水平的高原新兴城市，分布的主要矿产资源有煤炭、铁、石膏、芒硝、白云石、石灰石、灰土、铝土和云母等。随着国家西部大开发战略的实施，西宁市重点开发有色金属、明胶、藏药、农畜产品精深加工以及产业用布、绒毛制品、建材、铝型材料、数控机床等，新建有西宁国家级经济开发区、青海省生物产业科技园、青海甘河工业区和北川工业经济带。

格尔木市是青藏高原最大的资源型城市，拥有丰富的矿产资源，目前已探明的 50 余种矿产中，有 30 余种居全国前十位，其中盐化工、石油、天然气工业已初具规模，成为我国最大的钾肥生产基地。目前，格尔木市有全国民族自治地方改革试验区、昆仑经济开发区和国家级循环经济试验区，正在大力发展循环经济。

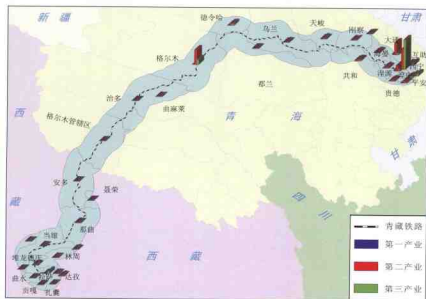


图 1-3-4 青藏铁路沿线各县市产业结构分布图

拉萨市及其周边地区现已发现矿产50多种,主要有刚玉、自然硫、高岭土、铜、铅、锌、铁、石灰石、大理石等,现已初步形成了铜、铅、锌等金属矿产采掘加工业、特色绿色食品(饮)品加工业、藏药制药业、新型建材业、民族手工业等,现建有拉萨国家级经济开发区。

除以上三个重要城市的工业发展基础较为完善外,青藏铁路沿线其余地区的工矿业发展基础较为薄弱。青海湖地区的工业主要集中在西海镇地区,工业规模不大,产值较低;柴达木盆地除格尔木以外,沿线的德令哈、柯柯、茶卡、都兰、锡铁山等地区有部分工矿企业;昆仑山口至唐古拉山口段沿线资源较少,也无任何工业设施;安多至当雄段以畜牧业为主,部分城区只有少量的手工业和畜产品加工业分布。

从青藏铁路沿线的旅游业、农牧业、工矿业发展来看,青藏铁路的开通给青藏地区的经济发展注入了活力,铁路二期工程建设和运营后,青海和西藏各地区尤其是铁路沿线主要城镇的经济发展能力有了极大提高。2000年青藏铁路二期建设工程启动之前,青海和西藏各地区的GDP还处于缓慢增长阶段;青藏铁路二期工程建设和正式运营后,各地区的GDP都有了较快增长。例如西宁市2000年的GDP为92.01亿元,到2007年GDP总量实现342.45亿元^[43](图1-3-5);作为中继站的格尔木市,2000年GDP为16.8亿元,到2007年已经实现90.2亿元^[44],成为铁路沿线经济增长最快的城市;西藏自治区的拉萨和那曲的GDP在青藏铁路二期建设前后也有了较大幅度的增长,2007年GDP分别是2000年的3倍和4倍。总体而言,青藏铁路沿线地区经济增长幅度远大于其他地区。

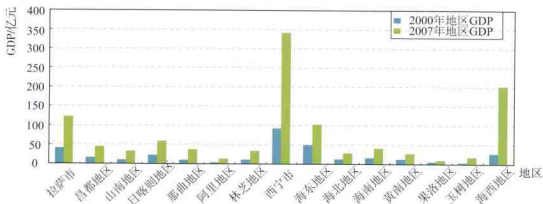


图 1-3-5 青海和西藏各地区 2000 年与 2007 年 GDP 比较

四、邮电和通讯

随着青藏高原经济的快速发展,邮电通讯业也得到了迅速发展,现青藏铁路沿线已基本形成了以西宁、德令哈、格尔木、那曲、拉萨为中心,多种通讯手段连接全国各地的现代化邮电通讯系统。目前,青藏铁路全程邮路通达,无线通讯网络覆盖了青藏铁路及其沿线一些重要城镇和乡村,青海境内西宁—格尔木段铁路沿线无线通讯网络覆盖率达到95%以上,格尔木—唐古拉山口覆盖率达到80%以上;西藏境内铁路沿线无线通讯网络覆盖率基本超过了90%,有些路段甚至达到95%以上。

主要参考文献

- [1] Qiu J. 2008. The third pole. *Nature*, 454 (7203): 393-396
- [2] 柳建云. 2006. 动物迁徙逐渐适应青藏铁路. 广州日报, 2006-07-04 [2009-08-15]. http://gzdaily.dayoo.com/html/2006-07-04/content_8777926.htm
- [3] Peng C H, Ouyang H, Gao Q, et al. 2007. Building a "green" railway in China. *Science*, (316): 546-547
- [4] 赵济. 1998. 中国自然地理. 北京: 高等教育出版社, 93
- [5] 王兆峰. 2006. 青藏铁路沿线土壤元素分异特征研究(博士学位论文). 北京: 中国科学院研究生院, 中国科学院地理科学与资源研究所
- [6] 李天杰, 赵焯, 张科利, 等. 2004. 土壤地理学. 3版. 北京: 高等教育出版社
- [7] 张德铨, 李炳元, 郑度. 2002. 论青藏高原范围与面积. *地理研究*, 21(1): 1-10
- [8] 中国地图出版社. 1988. 中华人民共和国交通运统图 // 中国科学院资源环境科学数据中心, 中国资源与环境数据库(1:400万). 北京: 中国地图出版社
- [9] 中国科学院南京土壤研究所. 1978. 中国土壤图 // 中国科学院资源环境科学数据中心, 中国资源与环境数据库(1:400万)——中国土壤. 北京: 中国地图出版社
- [10] 周幼吾, 郭东信, 邱国庆, 等. 2000. 中国冻土. 北京: 科学出版社
- [11] Zhao L, Cheng G D, Ding Y J. 2004. Studies on frozen ground of China. *Journal of Geographical Sciences*, 14(4): 411-416
- [12] 童伯良, 李树德. 1982. 青藏高原多年冻土的某些特征及其影响因素 // 青藏高原冻土研究论文集. 北京: 科学出版社, 1-11
- [13] 程国栋, 赵林. 2000. 青藏高原开发中的冻土问题. *第四纪研究*, (6): 521-531
- [14] 李树德, 程国栋, 周幼吾, 等. 1996. 青藏高原冻土图. 兰州: 甘肃文化出版社
- [15] 程国栋, 王绍令. 1982. 试论中国高海拔多年冻土带的划分. *冰川冻土*, 4(2): 1-17
- [16] 程国栋. 1984. 我国高海拔多年冻土地带性规律之探讨. *地理学报*, 39(2): 185-193
- [17] 金会军, 赵林, 王绍令, 等. 2006. 青藏高原中、东部全新世以来多年冻土演化及寒区环境变化. *第四纪研究*, 26(2): 198-210
- [18] 吴紫江. 1982. 冻土工程分类. *冰川冻土*, 4(1): 43-48
- [19] 李晖, 张学培, 王晓贤. 2008. 湟水流域水资源状况分析及规划研究. *水土保持应用技术*, (2): 15-17
- [20] 刘淑英. 2005. 湟水流域水文特性分析及流域经济开发建议. *甘肃水利水电技术*, 41(1): 51-53
- [21] 孙永亮, 李小雁, 汤佳, 等. 2008. 青海湖流域气候变化及其水文效应. *资源科学*, 30(3): 354-362
- [22] 李建议. 2007. 格尔木河水电资源与开发. *水利规划与设计*, (3): 11
- [23] 税晓洁. 2008. 沱沱河与当曲: 谁为长江正源? . *中国三峡建设*, (4): 42-47
- [24] 长江水利委员会综合勘测局. 2003. 长江志(水系卷). 北京: 中国大百科全书出版社
- [25] 韩荣, 赵春香, 杜文忠, 等. 2000. 青海省志——长江黄河澜沧江源志. 郑州: 黄河水利出版社
- [26] 姚檀栋, 姚治君, 鲁安新, 等. 2008. 青藏高原冰川退缩对水资源的影响(内部资料)
- [27] 吴征钒, 王荷生. 1983. 中国自然地理(植物地理分册). 北京: 科学出版社

- [28] 杨博辉, 邵侠. 2005. 青藏高原生物多样性. 家畜生态学报, 26(6): 1-5
- [29] 李渤生. 1994. 青藏高原生物多样性的特点及其保护 // 绿满东亚. 北京: 中国环境科学出版社, 635-661
- [30] 吴征镒. 1987. 西藏植物区系的起源及其演化 // 西藏植物志: 第五卷. 北京: 科学出版社, 874-902
- [31] 中国科学院中国植被图编辑委员会(张新时主编). 2007. 中华人民共和国植被图(1:100万). 北京: 地质出版社
- [32] 中国科学院中国植被图编辑委员会(侯学煜主编). 2001. 中华人民共和国植被图(1:100万). 北京: 科学出版社
- [33] 王金亭. 2003. 高原生物多样性演化与分布特点 // 郑度. 青藏高原形成环境与发展. 石家庄: 河北科学技术出版社, 157-165
- [34] 冯祥建. 1996. 陆栖脊椎动物的区系特征及形成演变 // 孙鸿烈. 青藏高原的形成演化. 上海: 上海科学技术出版社, 209-222
- [35] 马林生. 2004. 青藏高原生物多样性保护研究. 青海民族学院学报(社会科学版), 30(4): 76-78
- [36] 夏先芳. 2004. 青藏铁路建设对沿线野生动物的影响与保护. 甘肃科技, 20(9): 27-28
- [37] 新铁治, 吴晓民, 苏丽娜, 等. 2008. 青藏铁路野生动物通道周边主要野生动物分布调查. 野生动物杂志, 29(5): 251-253
- [38] 孙士云. 2003. 青藏铁路沿线的生态环境特点及保护对策. 冰川冻土, (25): 81-85
- [39] 巴桑, 次仁, 普布, 等. 2009. 拉鲁湿地国家自然保护区鸟类资源及其保护对策. 资源科学, 31(7): 1238-1243
- [40] 郑度. 李炳元. 1990. 青藏高原自然环境的演化与分异. 地理研究, 9(20): 1-10
- [41] 郑度. 1996. 青藏高原自然地域系统研究. 中国科学(D辑), 26(4): 336-341
- [42] 青海省统计局. 2008. 青海统计年鉴 2008. 北京: 中国统计出版社
- [43] 西藏统计局. 2008. 西藏统计年鉴 2008. 北京: 中国统计出版社
- [44] 杨洪, 李树琪. 2008. 青藏铁路沿线旅游资源开发研究. 科技信息, (7): 13-16



QINGHAI-TIBET
RAILWAY 第二章

青藏铁路沿线冻土



气候变暖是影响冻土变化的重要因素^[1], 气候变化引起的冻土变化以及多年冻土与气候之间的相互关系是国际上极为关注的问题。20 世纪 70 年代中期以来, 青藏高原年均气温平均上升 $0.4 \sim 0.9^{\circ}\text{C}$, 地面温度升高 $0.6 \sim 0.9^{\circ}\text{C} / \text{a}$ ^[2], 高原多年冻土及其周边地区的季节冻土均表现出了一定程度的退化迹象。天然地表下活动层厚度在 20 世纪 80 ~ 90 年代的 10 多年中, 增加量从几厘米到 1m, 最大可达 2m^[3]。青藏铁路、青藏公路、兰—西—拉光缆、格—拉输油管道、110kV 输变线等五大线路工程从北向南穿越青藏高原中部多年冻土区, 形成了“青藏工程走廊”, 各项工程设施与冻土工程地质及寒旱区生态环境相互作用, 冻土工程地质条件的改变对各项工程基础均会产生一定的影响。因此, 冻土环境的研究和认识对高原公路/铁路工程的建设 and 保护具有十分重要的意义。本章围绕青藏铁路/公路附近的冻土展开变化监测、变化动因和变化趋势研究并探讨了冻土变化的适应策略。



第一节 青藏铁路 / 公路沿线冻土现状与分布

青藏高原的生态环境脆弱而敏感,在全球气候变暖的背景下,青藏高原多年冻土区环境的变化格外敏感和脆弱。青藏铁路沿线的多年冻土是大气与地面之间水热交换作用的产物,气温、降水和风速、风向等气候因素以及地形、地貌、植被覆盖状况、雪盖、土壤含水量、地质构造、岩性和地中热流等地质地理因素都会影响大气与地面之间的水热交换。因此,气候因素是制约多年冻土动态变化的主导因素。正是由于对周围环境有依赖性,故气候变化的影响会首先在脆弱的冻土地带反映出来^[1,4,5]。青藏铁路/公路由北至南穿过多年冻土区达 720 余千米,其中青藏铁路穿越连续多年冻土区约 547km,青藏公路穿越连续多年冻土区 520 余千米。青藏铁路/公路沿线冻土区的冻土地温存在较大的差异,连续多年冻土区中,约 50% 的地区平均地温高于 -1.0°C ,为高温冻土区,有近 40% 的地区为高含冰量冻土区,近 24% 的地区为高温高含冰量冻土区(图 2-1-1、图 2-1-2)。

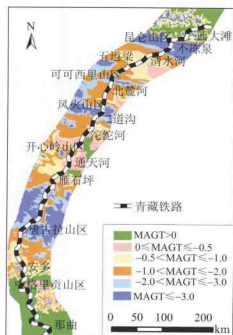


图 2-1-1 青藏铁路/公路沿线多年冻土年均地温分布图^[6]
(MAGT 是年均地温, 单位: $^{\circ}\text{C}$)

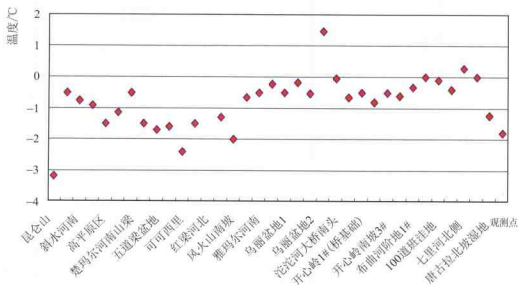


图 2-1-2 青藏公路沿线多年冻土温度分布图



石环

青藏铁路/公路穿越区域热融湖塘遍布、地下冰发育、冻结层上水丰富，冰丘、热融沉陷、热融滑塌、冻胀、寒冻泥石流等一些特有的不良工程地质给道路建设、运营和维护都带来了诸多困难。针对突出的冻土工程问题，从20世纪70年代初开始，由公路、铁路、科研等多部门专业人员组成的科研队伍围绕青藏公路和待建青藏铁路选址勘察进行了系统的冻土工程问题研究工作。针对在多年冻土地区修筑高等级青藏公路和青藏铁路所急需解决的技术难题，开展了路基、路面、桥涵、路堑、房建等的基础与冻土之间的相互作用的机理研究，并主要围绕青藏公路展开了大量实体工程的现场试验观测研究与验证，特别是水热过程和力学过程、各类工程建筑物基础的稳定性和各种适应高原寒冷环境条件的路面、路基结构等的研究，获得了一大批可供工程设计应用的成果。

20 世纪 90 年代以后，针对公路路基的不均匀下沉变形及公路病害的发生发展、人为活动和全球气候变暖背景下冻土环境变化对公路工程的影响，科研人员开展了冻土工程

地质、路基温度场、青藏公路沿线冻土地理信息系统和寒区环境工程地质学等的研究,以确保道路工程的长期稳定和正常运行。

一、青藏公路/铁路沿线多年冻土的热状况和路基稳定性的划分

勘测结果表明,青藏公路/铁路穿越青藏高原大片连续多年冻土区、岛状多年冻土区和季节冻土区。青藏公路/铁路沿线多年冻土的分布主要有两种类型:岛状不连续多年冻土和大片连续多年冻土。青藏公路/铁路格拉段沿线的地下冰广泛分布于湖相、坡积—泥流相土层中,呈分凝形式形成厚度不等的层状冰。地下冰的性状、成因类型和分布异常复杂,与地形、岩性、水分、埋藏条件、植被、地表面和土体中的热交换条件及地热梯度等都有密切的关系。青藏公路/铁路沿线地下冰的主要发育地带一般在 20m 深度上下,主要富集于多年冻土上限以下 0.5~3.0m 深度内。大量调查结果表明,在湖相沉积和坡积物中地下冰含量最高,其他地区年均地温越低,冻土含冰量越高。

青藏铁路/公路西大滩—那曲数百米至数千米宽的高原腹地冻土工程敏感区和生态脆弱带内,青藏铁路、青藏公路、兰—西—拉光缆、格—拉输油管道、110kV 输变电五大线路工程并行。这五条线路均为线性工程,从北向南穿越青藏高原中部多年冻土区,形成了南北向贯穿多年冻土区的“青藏工程走廊”。青藏铁路/公路沿线的冻土工程地质条件呈现明显的地带性和差异性规律,各项工程设施与冻土工程地质及寒旱区生态环境相互作用强烈,冻土工程地质条件的改变对各项工程基础均会产生不利影响。

为了科学有效地管理和保护沿线寒区生态环境,预防和治理各项工程中可能出现的冻融地质灾害,在广泛的野外调查、工程勘察、冻土和工程建筑物稳定性长期监测以及室内大量试验资料的基础上,根据青藏公路沿线多年冻土的热状况特征,将其稳定性划分为极不稳定型、不稳定型、准稳定型和稳定型 4 个主要类型(表 2-1-1)。



表 2-1-1 青藏公路/铁路沿线多年冻土稳定性类型划分^[7]

稳定性类型	年均地温 (°C)	多年冻土厚度 (m)	年均气温 (°C)	主要分布地段
极不稳定性	+ 0.5 ~ - 0.5	0 ~ 30	- 3.0 ~ - 4.0	河谷、融区周围及岛状冻土区
不稳定性	- 0.5 ~ - 1.5	20 ~ 80	- 4.5	高原及盆地后缘
准稳定型	- 1.5 ~ - 3.0	60 ~ 120	- 5.5	低山丘陵和沼泽化湿地极发育处
稳定型	- 3.0 ~ - 5.0	100 ~ 150	- 7.0	中高山地带

二、青藏公路多年冻土区主要工程地质问题

大量调查、勘探与现场实体观测研究表明,青藏公路的路基变形以沉降变形为主,多年冻土的融化使路基产生了不均匀下沉。路基病害主要表现为路基的横向倾斜变形,阳坡路基变形过大而引起的纵向裂缝与路基开裂,以及纵向凹陷与波浪沉陷。其主要原因是路基病害地面下地温逐年升高,高含冰量的高温冻土地段冻土融化。1990年调查结果表明,青藏公路格拉段 522km 的多年冻土区路基中,路面破坏累计已达 343km,病害率高达 66%。1991~2001 年对沥青混凝土路面冻土路基下多年冻土的上限进行勘测表明,10 年来青藏公路大多数路段沥青混凝土路面下多年冻土上限都在下降,特别是高温低含冰量路段,下降幅度达 4m 左右。据统计,85% 的路基破坏为融化下沉,15% 为冻胀和翻浆,桥梁和涵洞的破坏形式主要为冻胀。冻土路基变形还与土体年均地温和冻土工程条件有关,年均地温高于 -1.5°C,路基变形随年均地温升高而剧烈变化。冻土路基变形主要发生于高含冰量路段,且含冰量越大,融化下沉变形量也越大^[8](图 2-1-3)。各类严重路基病害发生路段,绝大部分都在冻土年均地温高于 -1.5°C 的地区。在年均地温低于 -1.5°C 的地区,不但路基相对稳定,而且路基病害也很少发生^[8,9]。也就是说,稳定型和准稳定型多年冻土路基的病害相对较小,而不稳定型和极不稳定型路段的病害较为严重。

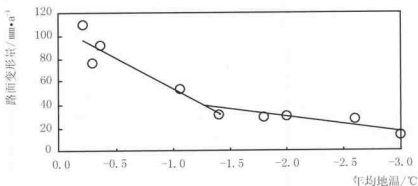


图 2-1-3 1998~2000 年实际观测资料表明的路基沉降变形量与多年冻土年均地温的关系^[8]

研究表明, 由于公路黑色路面的强烈吸热作用, 导致同等条件下公路路堤底面的吸热强度是铁路砂砾石路面的约 3.5 倍^[7] (图 2-1-4), 随着高等级公路黑色路面的加宽, 其对于下部多年冻土的扰动程度及多年冻土的退化进程将以 60% 的幅度增加, 所引发的工程问题也将更为复杂。

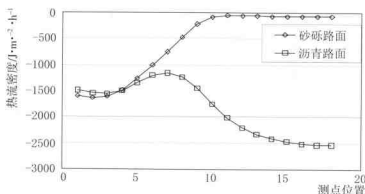


图 2-1-4 对称半幅路堤底面随路面条件的不同, 路基年平均吸热热流的变化情况

注: 测点位置是指从路基下坡脚到路中各个测点

三、青藏公路沿线典型路段的工程稳定性变化趋势分析

预测表明, 未来 50 年青藏高原年均气温还可能上升 $2.2 \sim 2.6^{\circ}\text{C}$ 。多年冻土响应模拟计算分析表明, 气候转暖后冻土稳定型带面积变化较大, 稳定型带、准稳定型带和不稳定型带随气温升高, 其空间分布面积逐渐减小, 分布界线向更高的海拔高度迁移。在百年尺度内, 稳定型带分布面积将由现在的 5.6% 减小到 2099 年的 0.7%; 准稳定型带分布面积将由现在的 16.3% 减小到 2099 年的 3.3%, 不稳定型带分布面积将由现在的 25.5% 减小到 2099 年的 17.4%。地温带受气候转暖的影响, 稳定型带将向准稳定型带转化, 准稳定型带将向不稳定型带转化, 不稳定型带将向极不稳定型带转化, 极不稳定型带将处于长期的多年冻土退化阶段。

根据青藏公路沿线目前的冻土温度状况、其未来变化预测以及多年冻土稳定性, 可以将多年冻土划分为以下 4 种典型路段。

1. 稳定型路段

此种路段多年冻土在人为活动作用下工程性质和热稳定性发生轻微变化。年均地温虽有升高, 但冻土变化基本是可逆的, 热敏感性较弱。建筑物变形可保持在允许范围之内。在目前的大型工程运营的时间尺度 (25~100 年) 内, 可保持相对稳定。此种路段主要分布于公路沿线的昆仑山、风火山和唐古拉山垭口附近, 仅占青藏铁路 / 公路沿线多年冻土区段总长度的 6% 以下。在未来气候变暖的背景下, 此类多年冻土大多将转化为准稳定型多年冻土, 但多年冻土温度将仍然低于 -1.5°C , 多年冻土活动层厚度可能略有增加, 路基的融沉

现象可能略有增大。

2. 准稳定型路段

此种路段人为活动作用对多年冻土的工程性质和热稳定性产生明显影响, 年均地温逐年升高, 人为冻土上限缓慢下降。冻土变化过程部分是不可逆的。冻土变化已经影响工程建筑物的稳定性。此种路段主要分布于五道梁到雅玛尔河南一带, 分布长度 100~120km。未来气候变暖将可能导致此类冻土大部分退化为不稳定型多年冻土, 大部分地区的多年冻土温度将上升到-1.5℃以上, 路基的融沉现象将明显加重。

3. 不稳定型路段

此种路段人为活动作用对多年冻土的工程性质和热稳定性产生强烈影响, 冻土环境破坏严重, 年均地温明显升高, 人为冻土上限大幅度下降。此类冻土变化过程大多是不可逆的。冻土变化严重影响工程建筑物的稳定性及其周围寒区生态环境。此种路段主要分布于斜水河、清水河和楚玛尔河盆地一带, 分布长度 100~130km。在今后的 50 年中, 目前的此类冻土大部分将转化为极不稳定型多年冻土, 路基的稳定性极差。

4. 极不稳定型路段

此种路段人为活动作用对多年冻土的工程性质和热稳定性产生破坏性影响, 促使多年冻土加剧退化, 其过程基本是不可逆的。此类冻土变化对工程建筑物的破坏极其严重, 冻土环境随之发生明显变化。此种路段主要分布于沱沱河和通天河盆地地区, 分布长度 200km 左右。未来的 50 年内, 这类冻土大多将消失, 继而成为季节冻土区。

因此, 以年均地温指标为基础确定的冻土稳定性类型, 可以作为划分区段的依据, 它能综合反映出各区段冻土环境工程地质条件的差异。目前, 青藏高原多年冻土总体处于区域性退化的趋势。冻土退化和人为活动对青藏线冻土环境工程地质的叠加影响主要体现为冻土工程性质的改变和对地表生态系统的作用^[10]。因此, 应充分重视其影响程度及发展趋势。



青藏公路落基附近出现的融沉现象

第二节 青藏公路 / 铁路沿线冻土变化

一、青藏高原多年冻土变化

冻土是气候变化的灵敏感应器,气候变化将引起冻土地区环境和冻土工程特性的显著变化,这一点正在被冰冻圈检测所证实^[11]。晚更新世以来,伴随着全球冰期、间冰期的旋迴和高原隆升,青藏高原的多年冻土也发生着多次的扩展与退化过程^[5],其中末次冰盛时期多年冻土下界的海拔高度下降了1 000m以上。近30年来,青藏高原年均气温平均上升了0.4~0.9℃,地面温度升高了0.6~0.9℃^[2],高原多年冻土及其周边地区的季节冻土均表现出一定程度的退化迹象(表2-2-1)。

表 2-2-1 1960~2000 年以来高原多年冻土下界的升高幅度^[12,13]

地区	西大滩	安多南山	橡皮山	拉脊山	河卡南山	玛多	西门错北	祁连山
20 世纪 60 年代的冻土下界 (m a.s.l.)	4 300	4 640	3 700	3 700	3 840	4 220	4 070	3 420
20 世纪 90 年代的冻土下界 (m a.s.l.)	4 350	4 680	3 780	3 760	3 900	4 270	4 140	3 500
21 世纪初的冻土下界 (m a.s.l.)	4 350	4 780						
升高值 (m)	50	140	80	60	60	50	70	80

资料来源:赵林等,2000;刘争平,2008

20世纪70~90年代,多年冻土平均地温升高(0.1~0.3)℃/a,平均地温为(0~-0.5)℃/a,不连续多年冻土和季节冻土地温的上升幅度为(0.2~0.5)℃/a,高温多年冻土正在快速升温且变薄^[14,15],青藏高原近30年多年冻土的面积减少了近10 000km²^[16]。伴随着多年冻土温度的上升,活动层厚度也在增加,20世纪80~90年代的10多年中,青藏公路沿线天然地表下活动层厚度普遍增加(表2-2-2),增加量从几厘米到1m,最大可达2m。在青藏铁路勘测过程中发现,青藏铁路沿线的河流融区较20世纪六七十年代有不同程度的扩大,通天河两岸多年冻土边界的向后退缩量最大,可达1 200m以上,其他河流两岸多年冻土的退缩量都在500m之内。

表 2-2-2 青藏公路沿线多年冻土活动层厚度的变化^[3]

(单位: m)

地点	天然地面		沥青路面		冻土类型
	1980's	1990's	1980's	1990's	
昆仑山	1.0 ~ 2.8	1.8 ~ 2.8	3.0	4.2	含土冰层
楚玛尔河	1.0 ~ 3.5	2.0 ~ 3.5	3.6	4.0	饱冰、富冰冻土
五道梁	1.0 ~ 3.0	2.0 ~ 3.5	3.8	4.8	含土冰层
可可西里	1.1 ~ 2.5	1.8 ~ 3.5	2.9	3.6	含土冰层
风火山	1.1 ~ 2.2	1.3 ~ 2.5	2.8	3.4	含土冰层
唐古拉山	1.1 ~ 3.2	1.5 ~ 3.5	2.2	3.0	多冰、富冰冻土
头二九	1.0 ~ 2.0	1.3 ~ 2.5	2.7	3.8	富冰冻土
安多	2.0 ~ 3.0	2.2 ~ 4.0	2.5	5.5	少冰、多冰冻土

受气候变化的影响, 季节冻土深度的变化显示出了与冻土厚度的较好相关关系, 季节冻结深度越大, 其变化也越大^[2]。虽然季节冻土深度总体减小, 但区域差异较大, 且与气候变化趋势也不完全一致, 故高原季节冻土区地面温度的上升幅度高于气温的上升幅度(表 2-2-3), 与冬半年气温升高幅度反差较大, 夏半年地面温度的升幅明显高于冬半年, 而且高原北部地区的升温幅度明显高于高原腹地, 因此, 冬季气温变化是导致季节冻土厚度变化的主要原因。

表 2-2-3 1967~1998 年青藏高原不同季节冻土区气温和地面温度及冻结深度的变化

区域	冷季		暖季		全年		季节冻土	
	气温(°C)	地面温度(°C)	气温(°C)	地面温度(°C)	气温(°C)	地面温度(°C)	厚度(cm)	变化量(cm)
西北区	1.0	0.8	0.0	1.1	0.6	1.0	56	-6
东北区	1.1	0.8	0.6	1.1	0.9	0.9	128	-21
东南区	0.4	0.4	0.4	0.8	0.4	0.6	65	-5
高原腹地	0.5	0.5	0.5	1.0	0.5	0.8	232	-22

青藏高原绝大部分地区土壤季节最大冻结深度呈减薄趋势, 尤其在那曲—安多、德令哈—都兰、同德—贵德等地表现得比较突出, 其中那曲最大冻结深度的气候倾向率为 $-14.8\text{cm}/10\text{a}$, 德令哈最大冻结深度的气候倾向率为 $-15.3\text{cm}/10\text{a}$, 都兰最大冻结深度的气候倾向率为 $-14.3\text{cm}/10\text{a}$, 贵德最大冻结深度的气候倾向率为 $-9.0\text{cm}/10\text{a}$, 仅在高原东部的玉树—达日—河南—昌都一带冻结深度表现出了增厚趋势, 玉树县的冻结深度气候倾向率为 $9.1\text{cm}/10\text{a}$, 河南县的冻结深度气候倾向率为 $8.9\text{cm}/10\text{a}$, 高原面上最大冻结深度空间平均气候倾向率为 $-3.3\text{cm}/10\text{a}$ 。这表明过去的这些年中高原地区土壤季节最大冻结深度的变化比较显著, 最大冻结深度平均以 $3.3\text{cm}/10\text{a}$ 的速度减薄。青藏高原的季节冻土在 20 世纪 80 年代中期有一次均值突变, 80 年代中期以前冬季平均冻结深度在 93cm 左右, 而 80 年代中期以后冻结深度下降了 10cm 左右^[17](图 2-2-1)。在 1967~1997 年的 31 年间, 青藏高原周边地区季节冻土变化的区域差异性较大, 高原腹地和高原东北部的季节冻土厚度减薄约 20cm, 而高原西北部和东南部减薄约 5~6cm^[2]。20 世纪 90 年代, 高原东北部、东南部和南部代表测站的冻土厚度也表现出明显变薄的趋势, 最大冻土深度平均比 20 世纪 80 年代变浅 0.02m、0.05m 和 0.14m, 高原中部和柴达木盆地代表测站的最大冻土深度

较 20 世纪 80 年代加厚 0.57m^[18]。

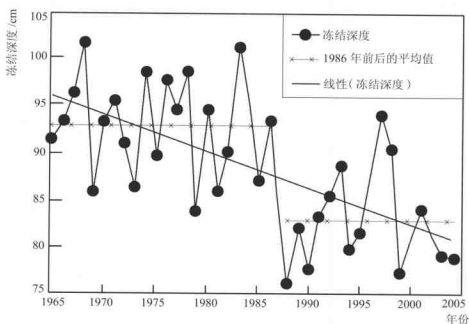


图 2-2-1 青藏高原季节冻土冬季平均冻结深度年际变化

在多年冻土厚度减小的同时, 季节冻土持续的时间也在缩短。1960 年以来, 高原腹地和高原东北部的季节冻结持续时间缩短了 20 天以上, 高原西北部和高原藏东南地区缩短了 5 天左右。尽管土壤在秋冬季节开始冻结的时间逐渐推迟, 但季节冻土融化完成时间提前, 这是季节冻土持续时间缩短的主要原因^[2]。据 1981~1999 年高原季节冻土的平均冻结始日和冻结终日统计表明(图 2-2-2), 20 世纪 80 年代冻结多偏早, 解冻多偏晚, 冻结日数偏多, 累积冻结深度和最大冻结深度偏大; 而 20 世纪 90 年代冻结多偏晚, 解冻多偏早, 冻结日数偏少, 累积冻结深度和最大冻结深度偏小, 土壤冻结整体呈退化趋势^[19, 20]。

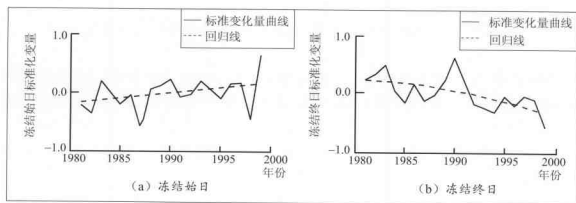


图 2-2-2 1981~1999 年平均高原季节冻土冻结始日和冻结终日标准化序列

二、青藏公路沿线多年冻土变化

1975~2002年,青藏高原多年冻土北界西大滩附近的多年冻土面积由1975年的 160.5km^2 退化到2002年的 141.0km^2 ,减少了12%;多年冻土下界升高了25m^[21];而在南界附近安多—两道河公路两侧2km范围内,1975~1996年多年冻土的总面积缩小了35.6%^[22]。受人类工程活动直接影响地区的多年冻土退化更为显著,公路沥青路面的修筑改变了地面的水热特征,表现为从路面进入路基的热量远大于从路面散发出来的热量^[23]。青藏公路路基下多年冻土的长度由1979年的550km减至1991年的522km,退化长度达28km,岛状多年冻土的长度由1979年的210km减至1991年的191km,退化长度约19km。而天然状态下北界向南退化0.5~1.0km,南界向北退化1~2km^[7,24]。青藏公路沥青路面下多年冻土的上限在20世纪80~90年代下降幅度为40~150cm,最长达3m之多(表2-2-2)。

1995年以来,青藏高原冻土地温的升高现象更加明显。青藏公路沿线唐古拉山以北4个观测点5m深度处的地温变化表明(图2-2-3),升温幅度最大的达 0.5°C (可可西里山),最小的为 0.1°C (楚玛尔河),其他地区约为 0.2°C 左右。在冻土的整个升温过程中,3~5m地层的升温幅度最大,随着深度的增加,升温速率大大降低^[25]。

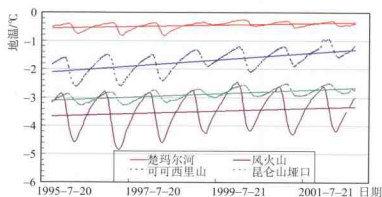


图2-2-3 1995年以来青藏公路沿线天然地面下5m深度处的地温变化

伴随着多年冻土温度的上升,活动层厚度也在增加。1995~2004年的近10年间,青藏高原冻土的活动层厚度明显呈增大趋势(图2-2-4),1995~2002年青藏公路沿线天然地表下活动层厚度增加25~60cm,低温多年冻土区(昆仑山垭口和风火山)活动层厚度的增加量相对较小^[26](图2-2-5),增量为 3.1cm/a ,而高温多年冻土区活动层厚度年增量大于低温多年冻土区,平均达 8.43cm/a ^[27]。

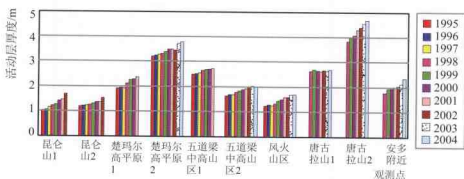


图 2-2-4 各监测场地活动层厚度年际变化

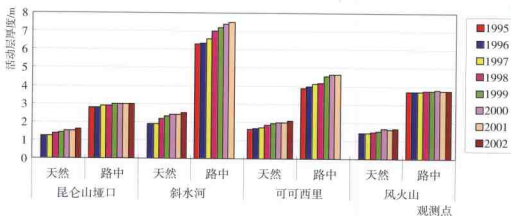


图 2-2-5 1995 年以来青藏公路沿线天然地下和公路路面下活动层厚度的变化

青藏公路沿线 10 个钻孔 6m 深度处的监测数据显示, 1996~2001 年多年冻土温度的上升幅度为 $0.1\sim 0.3^{\circ}\text{C}$ ^[26], 而 1996~2006 年气温上升幅度为 $0.6\sim 1.6^{\circ}\text{C}$, 地温的上升幅度为 $0.12\sim 0.67^{\circ}\text{C}$, 平均 0.43°C , 并且多年冻土温度上升大多发生于春季和夏季。由于 6m 处的地温要滞后于气温 3~6 个月, 冬季气温的上升幅度较大 ($2.9\sim 4.2^{\circ}\text{C}$), 这是导致春季和夏季冻土温度上升的主要因素^[28]。2004~2006 年青藏公路沿线大部分观测场的观测数字显示, 除开心岭外, 其他观测场的活动层厚度都增大了 10~12cm, 2006 年活动层厚度是近年观测到的最大值, 2006 年后活动层厚度均有不同程度的减小, 减小的幅度为 4~8cm 不等, 这可能与高原此阶段的降温过程有关^[29]。

在全球气候变暖背景的影响下, 中国多年冻土整体呈现退化趋势^[11], 青藏高原多年冻土温度也呈现出明显的升温趋势^[27]。青藏公路沿线 7 个观测场 2008 年与 2006 年内积温数值比较可见, 冻土北界的西大滩积温减小了 322.3°C , 可可西里积温减小了 252.8°C , 北麓河积温减小了 279.1°C , 唐古拉山站积温减小了 87.2°C , 开心岭积温减小了 291.4°C , 5 个站平均减小了 246.6°C ; 从西大滩至唐古拉山五个观测场浅层积温为负值, 开心岭、通天河两个观测场为正值, 开心岭浅层土壤积温值大于通天河观测场的积温值, 这可能是这两个观测场冻土退化的一个比较明显的信号^[29]。

自 20 世纪 70 年代以来, 青藏高原的升温率为 $0.01\sim 0.03^{\circ}\text{C}/\text{a}$, 年均温普遍升高了 $0.2\sim 0.4^{\circ}\text{C}$, 尤其是冬季气温升值幅度大, 气温年较差逐年减小, 导致高原多年冻土呈区

域性退化状态,表现为季节冻结深度减小,融化深度增大^[18,19]。最新的活动层观测资料显示,风火山1.6m深度处土壤温度的最高温度近10年(1999~2008)呈现显著的增高趋势,2008年该深度处最高温度较1999年增高了0.6℃;黄河源区的玛多站冻结期间平均负积温-1106.9℃,负积温的气候倾向率为16.713℃/10a,长江源区的五道梁站冻结期间平均负积温-1488.2℃,负积温的气候倾向率为102.51℃/10a,五道梁站负积温的气候倾向率是玛多站的6倍。冻结日数五道梁站每10年减少7.4天,而玛多站每10年减少2.1天,五道梁站负积温的气候倾向率及占均值的比率较黄河源区的玛多站大,该地冻土变化的速度可能要比黄河源区大^[29]。近30年来(1977~2006),5cm负积温有增大趋势,在高原不同地区增大的幅度不同。对于青藏高原主体及东部地区,负积温每10年增大35℃,其活动层土壤的厚度呈现减薄的趋势。

第三节 冻土变化趋势与对策

一、未来高原冻土的变化趋势

基于青藏高原多年冻土具有明显的“三向”(纬向、经向和垂直方向)地带性规律,在假定1989~2089年气温升高2.91℃的背景下,利用高程模型预测了未来100年的冻土退化情况。结果表明,到2049年和2089年,高原多年冻土面积将分别减少18%和58%^[30]。

利用多年冻土中热量平衡的微分方程,采取三层半显式有限差分格式,以未来50年平均升温速率0.04℃/a的气候变化情景,对未来20年多年冻土的变化进行模拟。结果显示,青藏高原厚度小于10m的多年冻土将消失,冻土面积减少量在3%~5%之间^[16]。

通过多年冻土热量平衡模式和GIS技术平台,在气温以0.02℃/a和0.052℃/a的升温率升温的情况下,分别模拟高原多年冻土在未来50年和100年的变化(表2-3-1)。在气候年增温0.02℃/a的情形下,50年后多年冻土面积将缩小约8.8%,退化主要发生在青藏高原多年冻土边缘 $T_{ep} > -0.11^{\circ}\text{C}$ 的高温冻土地带;100年后,冻土面积将减少13.4%,目前 $T_{ep} > -0.5^{\circ}\text{C}$ 的区域可能发生退化。如果升温率为0.052℃/a,青藏高原在50年后冻土面积将退化13.5%,与气候年增温0.02℃/a的100年后情形相当;而100年后,青藏高原将发生更显著的退化,多年冻土退化面积将达46%, $T_{ep} > -2^{\circ}\text{C}$ 的区域均可能退化成季节冻土甚至非冻土,高原面上保留的主要是羌塘高原大片连续多年冻土与极高山地多年冻土^[31]。

表 2-3-1 青藏高原多年冻土未来变化面积统计

	气候升温率 ($^{\circ}\text{C}\cdot\text{a}^{-1}$)	多年冻土 (km^2)	季节冻土或非冻土 (km^2)
现状		1 202 140	1 417 470
50 年	0.02	1 094 010	1 525 610
	0.052	1 039 990	1 579 620
100 年	0.02	1 040 970	1 578 650
	0.052	653 447	1 966 170

在青藏公路沿线的五道梁、风火山、开心岭、温泉、唐古拉山以及头二九山等高寒草甸(包括高寒沼泽草甸)分布的多年冻土区,假定高寒草甸草地植被最大覆盖度为 100%,认为当覆盖度为 90%~100% 时没有变化,80%~90% 时为轻度退化,70%~80% 时为中度退化,60%~70% 时为较严重退化,60% 以下时为严重退化,利用统计的回归方程分析气候升温 1°C 和 2°C 两种情景下未来 50 年平均冻土环境变化对高寒生态系统的可能影响^[6, 32]。从模拟结果来看,在气温升高 1°C 的情况下,受冻土环境变化影响,五道梁、开心岭以及头二九山等区域的低山和高平原地带,高寒草甸(高寒沼泽草甸)将出现中等—轻度退化,草地退化趋势相对明显;其他区域以及绝大部分中高山区高寒草甸生态系统没有明显变化。表现在单位面积生物生产量的变化上,五道梁、开心岭以及头二九山等区域的低山和高平原地带的生物量平均下降 4.8%~8.4%,而其他区域如可可西里风火山、唐古拉山等区域低山与平原区高寒草甸生物量影响不大,平均减少幅度在 2.5% 以下^[33]。冻土的变化和植被覆盖的变化关系最为直接,二者相互影响,植被覆盖度的降低直接加速了冻土上线下移。

二、青藏铁路/公路沿线冻土变化的策略

多年冻土与气候之间的相互关系一直是国际上极为关注的问题,全球陆地监测—多年冻土监测网络(GTN-P)对全球冻土区域开展了相应的观测、分析和预测。国内外关于区域冻土的气候—冻土的研究可概括为两个方面:一是通过对区域冻土进行长期监测,了解冻土在已经变暖的气候背景条件下发生的变化,获取气候变化条件下冻土环境变化的证据^[34],进一步分析气候变化对冻土的扰动程度;二是立足于对冻土存在条件和变化特性的认识,运用物理的、经验的或数学等方法建立冻土分布模型,对未来冻土的变化进行预测。

多年冻土层路基病害的防治目的是确保在路基修筑后,多年冻土的热融下沉不会影响路基稳定,在工程中一般采用的措施是破坏多年冻土或保护多年冻土。破坏多年冻土措施就是在路基填筑前,采取预融或挖除的方式完全或部分破坏路基下土层;保护多年冻土措施则是控制多年冻土的融化速度,在路基使用年限内,



那曲地区冻土监测点

将多年冻土融化速度和融化深度控制在路基稳定所允许的变形范围内，保持多年冻土仍处于冻结状态的方式。目前，青藏铁路/公路沿线保护多年冻土路基的基本策略如下：

(1) 控制热传导。在工程中主要通过增加热阻的方式达到控制热传导的目的，这类方法主要通过抬高路堤、设置隔热板(EPS、PU板)以达到控制热传导的目的。

(2) 调控辐射。这种方式的原理是通过增加路基表面的反射率，减少太阳辐射的吸收，从而达到降低地温的目的，主要的方式有采用浅色道砟、设置遮阳棚或在路基边坡上设置遮阳板。

(3) 调控对流。调控对流是利用热空气密度小上升、冷空气密度大下降的原理，用通风管、碎石等调控路基内的空气流动，使其保持较低温度，以达到保护多年冻土的目的。

基于多年的实践，针对青藏公路沿线的不同类型路段，充分考虑到气候变暖和人类工程活动的影响，对多年冻土路基的保护对策如下：

1. 稳定型路段

该路段的多年冻土在未来气候变暖的背景下仍将保持基本稳定状态，但道路的修建和运营无疑将加大或加速多年冻土温度的上升和冻土路基的融化^[10]，因此，该路段进行道路建设应以尽可能减小人类工程活动对路基下伏多年冻土的影响为原则，主要措施包括：路基下铺设隔热层，以减小地表能量的向下传输；铺设砂石路面，以增大地面反射和地面蒸发散热。



青藏铁路昆仑山口至五道梁段采用通风管技术保护多年冻土路基

2. 准稳定型路段

该路段路基的稳定性较好，但在未来 50 年气候变暖的背景下大多将转变为不稳定状态，如果不采取措施，道路工程将加速这种变化的趋势，路基的不均匀融沉破坏将是冻害的主要表现形式。因此，该路段防治冻害的主要原则应该是通过人为干扰进行路基冷却，以减缓路基下多年冻土的退化，从而确保冻土路基的稳定。针对目前该路段的特征，采用片石通风路基、碎石石护道等可有效降低路基地温，保护下伏的多年冻土。



唐古拉山附近采用遮阳棚技术保护多年冻土路基

3. 不稳定型路段

该路段路基的稳定性本来就较差，目前也是经常发生不均匀沉陷的主要路段。在气候变暖的背景下和目前道路工程的干扰下，该路段的路基稳定性将更差。由于该路段的多年冻土已经处于严重退化状态，通过工程措施对路基进行强迫冷却或者采用陆面桥的形式进行道路建设应该是最好的措施，前者主要包括采用片石通风路基、旱桥架空路基与热桩冷却路基相互配合的方式，而后者则主要是针对部分地质条件较差（如下伏高含冰量多年冻土）的路段以减少多年冻土对路基的影响。

4. 极不稳定型路段

该路段的多年冻土在气候变暖和人类工程活动的共同影响下，在未来 50 年中将退化成季节冻土。在过去的几十年中，该类多年冻土的上限大多已经退化到 6~7m 以下，对于冻土厚度相对较薄的地区，宜采用人工融化冻土的方式，在路基填筑前对冻土进行融化并最大限度地排干冻土融化后的水分，然后进行道路施工。而对于多年冻土厚度相对较大（>10m）的地段，宜采用旱桥架空的方式以确保路基稳定。

需要指出的是，即使是在同样的多年冻土热状况条件下，由于地质、地形、地貌和水文条件的差异，道路施工和运营过程中仍然会出现许多特殊类型的冻土灾害，如融冻滑塌、融冻泥流、冰丘等等。在过去几年中，结合青藏铁路的建设，我国科研工作者围绕“冷却路基”^[35]的科学思路，从辐射、对流、传导调控过程出发进行系统的科学试验研究，为道路的顺利建设、安全运营提供了坚实的物质基础和科学保证。

主要参考文献

- [1] 程国栋. 1984. 我国高海拔多年冻土地带性规律之探讨. 地理学报, 39(2): 185-193
- [2] Zhao L, Cheng G D, Ding Y J. 2004. Studies on frozen ground of China. Journal of Geographical Sciences, 14(4): 411-416
- [3] 吴青柏, 童长江. 1995. 气候变化转暖对青藏公路的稳定性影响. 冰川冻土, 17(4): 225-267
- [4] Smith M W, Riseborough D W. 1996. Permafrost monitoring and detection of climate change. Permafrost and Periglacial Processes, 7(4): 301-309
- [5] 周幼吾, 郭东信, 邱国庆, 等. 2000. 中国冻土. 北京: 科学出版社, 1-8
- [6] 吴青柏, 李新, 李文君. 2001. 全球气候变化下青藏公路沿线冻土变化响应模型的研究. 冰川冻土, 23(1): 16
- [7] 吴青柏, 刘永智, 施斌, 等. 2002. 青藏公路多年冻土区冻土工程研究进展. 工程地质学报, 10(1): 55-61
- [8] 刘永智, 吴青柏, 张建明, 等. 2002. 青藏高原多年冻土地区公路路基变形. 冰川冻土, 24(1): 10-15
- [9] 刘戈, 章金钊, 吴青柏. 2006. 多年冻土地区路基变形特征及影响因素. 公路, (11): 41-62
- [10] 金会军, 于少鹏, 吕兰芝, 等. 2006. 大小兴安岭多年冻土退化及其趋势初步评估. 冰川冻土, 28(4): 467-476
- [11] 陈博, 李建平. 2008. 近 50 年来中国季节性冻土与短时冻土的时空变化特征. 大气科学, 32(3): 432-443
- [12] 赵林, 程国栋, 李述训, 等. 2000. 青藏高原五道梁附近多年冻土活动层冻结和融化过程. 科学通报, 45(11): 1205-1211
- [13] 刘争平. 2008. 青藏铁路多年冻土的分布特点. 铁道勘察, (2): 78-82
- [14] Jin H J, Cheng G D, Zhu Y L. 2000. Chinese geocryology at the turn of the twentieth century. Permafrost Periglacial Processes, 11(1): 23-33
- [15] Wang S L, Jin H J, Li S X, et al. 2000. Permafrost degradation on the Qinghai-Tibet Plateau and its environmental impacts. Permafrost and Periglacial Processes, 11(1): 43-53
- [16] 李述训, 程国栋, 郭东信. 1996. 气候持续转暖条件下青藏高原多年冻土变化趋势. 中国科学(D 辑), 26(4): 342-347
- [17] 高荣, 董文杰, 韦志刚. 2008. 青藏高原季节性冻土的时空分布特征. 冰川冻土, 30(5): 740-744
- [18] 王澄海, 董文杰, 韦志刚. 2001. 青藏高原季节性冻土年际变化的异常特征. 地理学报, 56(5): 523-531
- [19] 高荣, 韦志刚, 董文杰. 2003. 青藏高原土壤冻结始日和终日的年际变化. 冰川冻土, 25(1): 79-54
- [20] Wang G X, Li Y S, Hu H C, et al. 2008. Synergistic effect of vegetation and air temperature changes on soil water content in alpine frost meadow soil in the permafrost region of Qinghai-Tibet. Hydrological Processes, (22): 3310-3320
- [21] 南平钢, 高泽深, 李述训, 等. 2003. 近 30 年来青藏高原西大滩多年冻土变化. 地理学报, 58(6): 817-823
- [22] 王绍令, 赵林, 李述训, 等. 2001. 青藏公路多年冻土段沥青路面热量平衡及路基稳定性研究. 冰川冻土, 23(2): 111-117

- [23] Wang S L, Niu F J, Zhao L, et al. 2003. The thermal stability of roadbed in permafrost regions along Qinghai-Tibet Highway. Cold Regions Science and Technology, 37 (1): 25-34
- [24] 王绍令, 赵秀峰. 1997. 青藏公路南段岛状多年冻土区内冻土环境变化. 冰川冻土, 19 (3): 231-239
- [25] 张鲁新. 2000. 青藏铁路高原冻土区地温变化规律及其对路基稳定性影响. 中国铁道科学, 21 (1): 36-47
- [26] Cheng G, Wu T. 2007. Responses of permafrost to climate change and their environmental significance, Qinghai-Tibet Plateau. Journal of Geophysical Research-Earth Surface, 112, F02S03, doi: 10. 1029/2006JF000631
- [27] 吴青柏, 陆子建, 刘永智. 2005. 青藏高原多年冻土监测及近期变化. 气候变化研究进展, 1 (1): 26-28
- [28] Wu Q, Zhang T. 2008. Recent permafrost warming on the Qinghai-Tibetan Plateau. Journal of Geophysical Research-Earth Surface, 113, D13108, doi: 10. 1029/2007JD009539
- [29] 李初. 2009. 青藏高原陆面热力特征研究 (中国科学院博士后研究报告). 59-60, 107-108
- [30] 李新, 程国栋. 1999. 高海拔多年冻土对全球变化的响应模型. 中国科学 (D 辑), (2): 185-192
- [31] 南卓铜, 李述训, 程国栋. 2004. 未来50与100年青藏高原多年冻土变化情景预测. 中国科学 (D 辑), 34 (6): 528-534
- [32] Wu Q B, Zhu Y L, Liu Y Z. 2002. Evaluation model of permafrost thermal stability and thawing sensibility under human activity. Cold Regions Science Technology, (34): 19-30
- [33] Wang G X, Li Y S, Wu Q B, et al. 2006. Impacts of permafrost changes on alpine ecosystem in Qinghai-Tibet Plateau. Science in China Series D-Earth Sciences, 49 (11): 1156-1169
- [34] 朱林楠, 吴紫汪, 刘永智, 等. 1995. 青藏高原东部多年冻土退化对环境的影响. 海洋地质与第四纪地质, 15 (3): 129-136
- [35] 程国栋. 2003. 用冷却路基的方法修建青藏铁路. 中国铁道科学, 24 (3): 1-4



QINGHAI-TIBET
RAILWAY

第三章

青藏铁路沿线土壤环境特征



铁路、公路等线状工程设施形成的“廊道”改变了沿线地区的景观格局，并从不同尺度上影响原有生态系统的功能^[1]。随着整个环境科学向着重视生态与环境质量的方向发展，土壤与环境问题成为国际土壤学界共同关心的重大问题，大型建设项目对土壤环境造成的影响及如何实施生态保护已经成为土壤环境学和生态学研究的重要课题之一^[2]。土壤环境是地表环境系统中各种生物、物理、化学过程以及物质与能量交换等界面反应较为频繁和复杂的场所，是环境变化信息较为敏感和丰富的子环境系统^[3]，也是铁路、公路沿线受扰环境的一个重要组成部分，一旦土壤环境遭受污染或土壤生态系统平衡被破坏，可能会影响到整个生态系统的稳定性。因此，对土壤环境长期的动态与定位观测研究，是今后土壤环境研究系统化的重要标志^[4]。

在特殊的高寒环境下，青藏铁路沿线发育了一系列的高山土壤。本章主要基于青藏铁路沿线土壤化学元素的测试结果，分析铁路沿线的土壤环境特征，并通过分析路侧不同距离和不同深度的土壤化学元素含量的分异规律，阐述铁路建设与运营对沿线土壤环境的影响。



量的 90% 以下, 其中 Al 和 Cu 的含量最低, 只相当于全国平均水平的 60% 左右。

青藏铁路沿线多数土壤化学元素的变异程度大于全国平均水平(图 3-1-2), 其中 Zn 的变异程度最大, 变异系数达全国平均水平的 2.34 倍, 只有 Co、Cu、Mn、Ca、Na 等化学元素的变异程度低于全国平均水平, 其中 Mn 元素的相对变异系数最小, 仅为全国土壤 Mn 元素含量变异系数的 50% 左右。

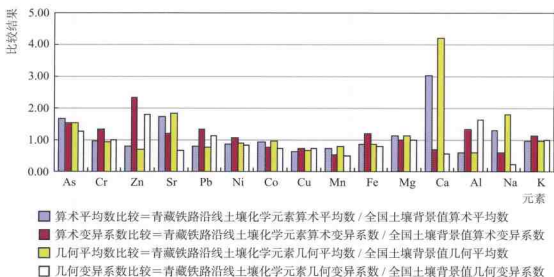
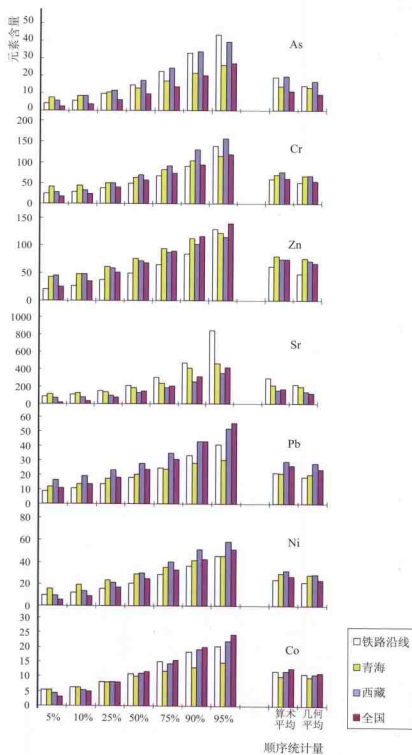


图 3-1-2 青藏铁路沿线土壤化学元素含量与全国土壤背景值基本统计特征比较

可以看出, 青藏铁路沿线土壤分析测试的 16 种化学元素中(其中 P 元素未作比较, 全国背景值空缺), 尽管 K、Mg、Al 元素的相对偏差最小, 但其变异系数大于全国对应元素的变异系数; 而 Co、Cu、Mn、Ca、Na 元素的变异程度虽不低, 但其变异系数却低于全国平均变异系数。这说明青藏铁路沿线分析测试的这 15 种土壤化学元素的分布特征与全国总体水平存在较大差异。

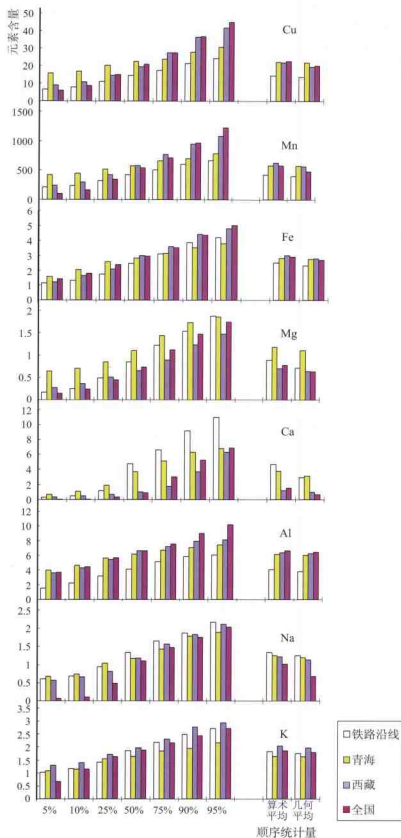
根据分析测试结果, 从 5%~95% 的统计量来看, As、Cr、Sr、Mg、Ca 的变化范围大于全国的变化范围, 而其他大多数元素的变化范围均小于全国相应元素 5%~95% 的变化范围。尤其是 Cu, 其变化范围不到全国相应变化范围的 50% (图 3-1-3)。

青藏铁路沿线的土壤化学元素含量与青海和西藏两省区的土壤化学元素含量对比发现, 青藏铁路沿线 15 种土壤化学元素(不包括土壤化学元素 P)与该地区的土壤化学元素也存在一定的差异, 铁路沿线土壤中的 Cr、Zn、Ni、Cu、Mn、Fe、Al 元素的平均含量值小于青海、西藏土壤背景值; Sr、Ca 元素的平均含量大于青海和西藏土壤背景值; As、Co、K 元素的平均含量大于青海土壤背景值, As、Co 元素平均含量和西藏土壤背景值相当, K 元素的平均含量小于西藏土壤背景值; Pb 元素的平均含量和青海土壤背景值相当, 却小于西藏土壤背景值; Mg 元素的平均含量小于青海土壤背景值, 而大于西藏土壤背景值; Na 元素的平均含量与青海、西藏土壤背景值相当。



纵坐标表示元素含量，其中元素 Fe、Mg、Ca、Al、Na、K 的含量单位为 %，其他元素的含量单位为 mg/kg

图 3-1-3 土壤化学元素含量顺序统计量比较(一)



纵坐标表示元素含量，其中元素 Fe、Mg、Ca、Al、Na、K 的含量单位为 %，其他元素的含量单位为 mg / kg

图 3-1-3 土壤化学元素含量顺序统计量比较 (二)

青藏铁路沿线土壤化学元素含量与全国土壤化学元素背景值之所以存在这样的差别,一方面是因为全国土壤背景值调查时,在青海和西藏采集的样点较少,只根据土壤类型和自然条件状况采集了300多个样品,而本研究在青藏铁路沿线采集了近1200个样品,具有相对较高的点位密度。另一方面,这些样点可能不能完全反映青海或西藏土壤化学元素情况,只能说明青藏铁路沿线土壤化学元素含量的基本特征。

二、青藏铁路沿线土壤化学元素区域分异特征

土壤化学元素含量是土壤形成发育过程中自身属性、外界自然条件与人类干扰等因素长期综合作用的结果,因此,土壤化学元素含量受母质、生物、气候、地形、人类社会经济活动和时间等因素的影响和制约^[11~19]。

(1) 青藏铁路沿线土壤16种化学元素总量随土壤类型的不同呈现明显的分异。趋干旱型的亚类土壤化学元素总量较高,而湿寒、半湿寒高山土壤化学元素总量较低;荒漠土壤类型与草原土壤类型16种化学元素含量多数较高,而高山土壤类型各化学元素含量较低。

(2) 随时间不断演化,土壤的形成和性质是母质决定下的继承特征与气候环境(包括人类活动)影响下次生特征的矛盾统一^[20,21]。因此,构成母质的岩石或者沉积物的性质在很大程度上决定着土壤的性质^[22,23]。以背景地质体为基础的地质背景是土壤有效微量元素丰缺的重要决定因素^[24]。青藏铁路沿线各地层上发育的土壤化学元素总量差别不大,但第四系地层上发育的多数土壤化学元素含量偏高,而侏罗系和喜山期地层中多数土壤化学元素含量偏低。

(3) 植物是土壤形成因素中的重要组成部分。植物在土壤形成中的作用表现在土壤与植

物之间的物质和能量的交换过程中。不同类型的植物对土壤化学元素的吸收和耐受能力不同^[25],土壤化学元素的含量与植物的种类和分布密切相关^[26]。土壤的化学性质和植被型具有很好的相关性^[20]。青藏铁路沿线荒漠和草原植被下土壤各化学元素含量相对较高,灌丛和草甸植被下土壤各化学元素含量相对较低,无植被区和高山植被下土壤各化学元素含量居中。



铁路沿线土壤和植被调查

(4) 海拔高度影响地表水热状况, 制约土壤的形成发育与物质迁移转化^[27, 28], 高程又影响地表植被的分布与新陈代谢过程^[29], 导致土壤性状的不同^[30, 31]。海拔高度与土壤形成发育及其理化性状密切相关^[32]。对青藏高原现代土壤有机碳同位素变化的研究发现, 海拔 3 500m 以下, 同位素随海拔高度的增加逐渐变轻; 海拔 3 500m 以上, 同位素随海拔高度的增加呈现相反的趋势^[33]。青藏铁路沿线海拔 3 500m 以上, 土壤化学元素的总量随海拔高度的增加而增加, 但低于海拔 2 500~3 000m 和 3 000~3 500m 处土壤化学元素的总量(图 3-1-4)。在海拔 3 500~5 500m 的范围内, 土壤中 Cu、Co、Ca、Pb 元素含量的变化与高程最为相关, Cu 和 Co 元素含量随高程的增加略有下降, Ca、Pb 元素的含量随高程的增加而增加。

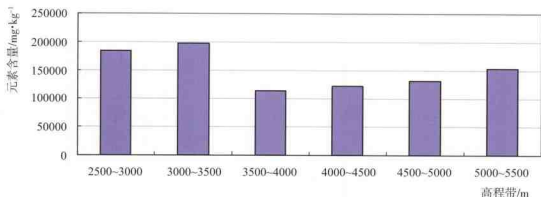


图 3-1-4 青藏铁路沿线不同高程带土壤 16 种化学元素总量分布

青藏铁路沿线穿越的 6 个自然地带中, 青东祁连山山地草原地带土壤化学元素总量最高, 其次为柴达木山地荒漠地带、青南高寒草甸草原地带、果洛那曲高寒灌丛草甸地带和羌塘高寒草原地带的边界, 土壤化学元素含量最低的是藏南山地灌丛草原地带。

三、青藏铁路沿线土壤化学元素空间分布特征

应用 ArcGIS 软件中的 kriging 插值方法, 将 1 200 多个土壤样品的具体经纬坐标和 29 个样区的分析测试数据插值到整个铁路沿线, 从而直观地显示青藏铁路沿线土壤化学元素的空间分布特征。

在分析测试的 16 种化学元素中, 不同化学元素的空间分布有所差异(图 3-1-5)。Al、Ca、Co、Cu、Fe、Mg、Mn、P、Sr 等多数化学元素的含量大致沿西宁至拉萨方向逐渐减少, Al、Co、Cu、Mn、P 等化学元素在西宁附近含量最高, 而 Sr 元素的高值出现在锡铁山一带; As 元素大致沿西宁至拉萨方向逐渐增加, 最高值出现在唐古拉山以南至那曲一带; K、Na、Pb、Zn 元素在中间部分地段呈现明显的低值或高值, K、Na 元素在不冻泉至安多段出现低值; Pb 元素在西大滩至二道沟段出现低值, 而 Zn 元素在德令哈至乌兰段含量

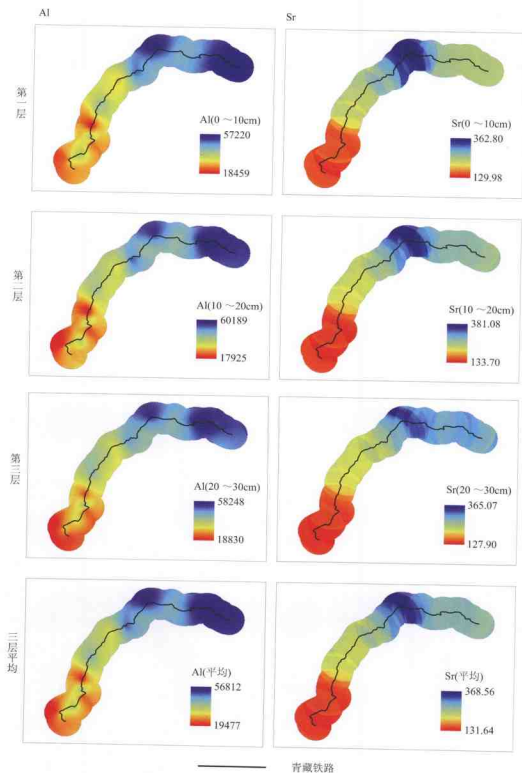


图 3-1-5 青藏铁路沿线部分土壤化学元素含量插值效果图 (一)
(单位: mg/kg)

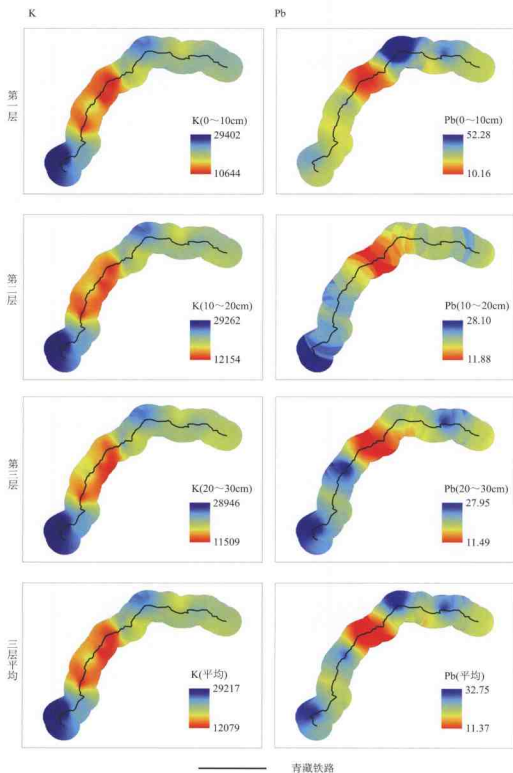


图 3-1-5 青藏铁路沿线部分土壤化学元素含量插值效果图(二)
(单位: mg/kg)

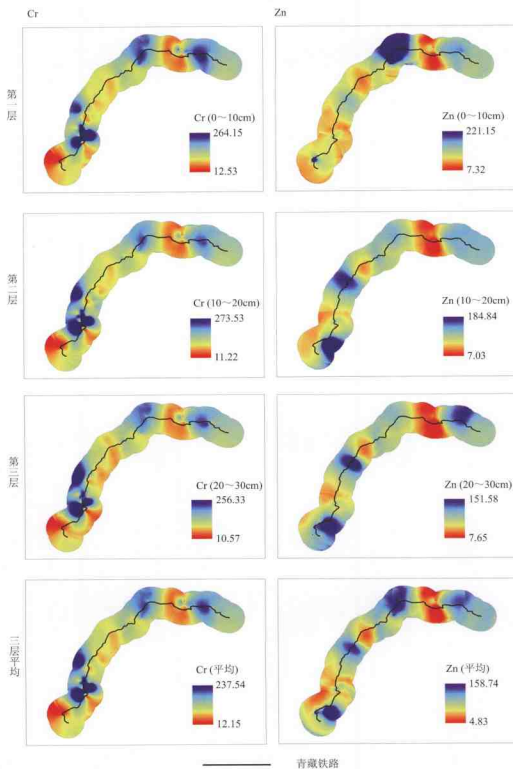


图 3-1-5 青藏铁路沿线部分土壤化学元素含量插值效果图 (三)
(单位: mg/kg)

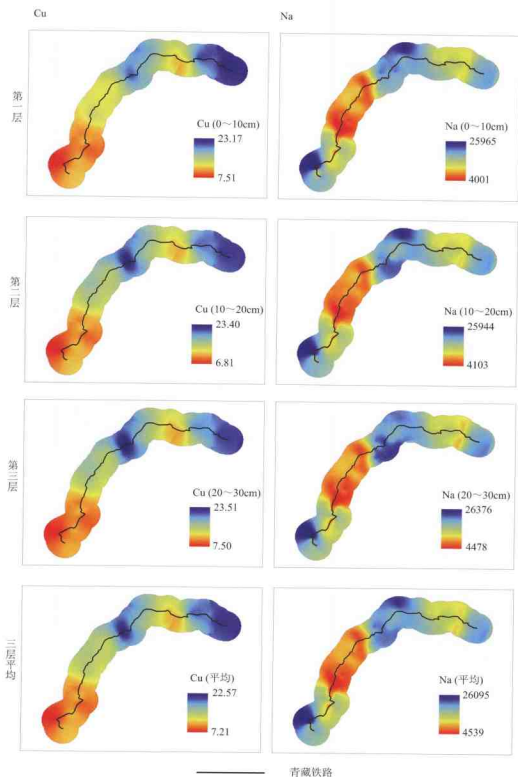


图 3-1-5 青藏铁路沿线部分土壤化学元素含量插值效果图(四)
(单位: mg/kg)

最低, Pb、Zn 元素均在锡铁山附近出现高值, 这与锡铁山矿产密切相关; Cr、Ni 元素分布的规律性不明显。

从插值结果看, 大部分元素插值效果较好, 只有 As、Co、Mn、Sr 元素效果较差, 表现出明显的插值痕迹, 但仍能从总体上反映出相应元素的空间分布特征。

不同深度层次上, 同一元素空间分布差异不明显。在土壤化学元素含量较高的区域, 其各层对应化学元素的含量也相对较高, 反之亦然。也就是说, 土壤化学元素分布在不同深度层次间具有很好的一致性。

第二节 青藏铁路对沿线土壤环境的影响

一、青藏铁路西格段运营对沿线土壤环境的影响

在西格段, 调查了海晏县银滩乡、刚察县哈尔盖乡、天峻县、乌兰县、德令哈市、锡铁山、南山口 7 个样区。

1. 青藏铁路西格段运营后土壤化学元素在水平方向上的变化

水平方向上的变化是指与铁路线平行的不同距离内、同一深度层次上土壤化学元素含量随距离铁路远近的变化而表现出来的特征。

青藏铁路西格段无论铁路左侧(以西宁至拉萨的方向为正方向, 区分铁路左、右侧)还是铁路右侧, 沿线 16 种土壤化学元素总体上在正常波动范围内。但两侧的置信水平差别较大, 左侧土壤化学元素含量与铁路距离的线性相关系数(以下简称相关系数)平均值为 0.18(表 3-2-1), 没有通过 95% 的置信度检验; 而铁路右侧置信水平较高, 相关系数平均值达 0.24, $\alpha=0.05$ 时的置信度检验值达 28.75。说明青藏铁路西格段左侧土壤化学元素的空间变异性大, 与铁路距离的线性关系不明显; 铁路右侧不同距离间土壤化学元素含量变异较小, 与到铁路的距离的线性相关性较好, 其线性相关斜率小于 0, 表明土壤化学元素含量随铁路中心线距离的增加而降低, 但土壤化学元素含量百米内的平均变化率仅为 -0.27% 。

从不同土壤化学元素看, 分析测试的 16 种化学元素随铁路距离的变化率较低, 大部分元素含量每 100m 的变化率在 $-1\% \sim 1\%$ 之间。但不同化学元素与铁路距离的相关程度略有不同, 铁路两侧土壤中 Sr 和 Ca 元素的相关系数较高, 而其他元素的相关系数大多较低。

总体来看, 青藏铁路西格段沿线不同距离内土壤化学元素及其总量的变化在正常波动范围内, 与铁路运营没有明显的相关性。也就是说, 从土壤化学元素水平分布特征来看, 青

藏铁路西格段运营 20 年来, 总体上没有对沿线土壤化学元素含量造成明显的影响。

表 3-2-1 青藏铁路西格段沿线土壤化学元素的水平分布

化学元素	铁路左侧		铁路右侧	
	含量与距离的线性相 关系数 (R^2)	百米变化率 (%)	含量与距离的线性相 关系数 (R^2)	百米变化率 (%)
As	0.21	1.33	0.10	-1.81
Cr	0.03	-0.40	0.09	-1.53
Zn	0.08	-1.09	0.23	-2.69
Pb	0.62	4.70	0.00	-0.19
Ni	0.00	-0.01	0.07	-0.77
Co	0.04	-0.52	0.05	-0.84
Cu	0.04	0.40	0.30	-1.56
P	0.09	-0.72	0.08	-0.61
Sr	0.65	2.75	0.62	4.26
Mn	0.01	0.20	0.07	-0.68
Fe	0.18	-0.92	0.69	2.30
Mg	0.05	-0.61	0.04	-0.78
Ca	0.38	2.80	0.72	4.32
Al	0.17	-0.41	0.41	-1.15
Na	0.04	-0.33	0.15	-0.78
K	0.28	-0.69	0.29	-1.78
平均值	0.18	0.41	0.24	-0.27

2. 青藏铁路西格段运营后土壤化学元素在垂直方向上的变化

在垂直方向上, 分析测试的 16 种土壤化学元素中, As、Cr、P、Ni、Co、Fe、Mg、Al、Na、K 等大多数元素的含量在不同深度层次上没有明显的差异性 (层间相对差在 -5%~5%); Pb、Cu、Zn、Mn 元素的表层含量明显大于第二层和第三层的含量, 且第二、三层之间差别相对较小; Ca 和 Sr 元素的含量随深度的加深而增加 (表 3-2-2)。

如果铁路对沿线土壤环境存在影响, 也主要是通过飘落的粉尘、废气、油烟等方式, 经过大气沉降而进入土壤中, 因此不同深度层次上的含量应该有所差异, 在表层的累积应大于第二层和第三层。从这个角度讲, Pb、Cu、Zn、Mn 元素可能是反映青藏铁路对沿线土壤环境影响的标志性元素。

表 3-2-2 青藏铁路西格段沿线土壤化学元素含量层间相对差

化学元素	一、二层间 (%)	二、三层间 (%)	化学元素	一、二层间 (%)	二、三层间 (%)
As	3.97	-4.21	Fe	-3.92	0.42
Cr	-3.25	-0.78	Mn	-6.39	-2.07
P	-3.94	-4.65	Mg	0.75	4.26
Zn	-35.02	4.03	Ca	14.90	16.87
Sr	9.24	8.58	Cu	-7.45	-3.40
Pb	-47.69	-2.18	Al	0.80	-1.99
Ni	-4.16	-1.24	Na	0.33	-2.24
Co	-1.25	-1.88	K	-0.97	-2.55

注：层间相对差 = (元素本层含量 - 元素上一层含量) ÷ 该元素三层平均含量 × 100%

从元素总量上看，分析测试的 16 种土壤化学元素的总量在垂直序列上呈现出第一层最小，第二层次之，第三层最大的特点，但差异并不十分明显，层间相对差在 4% 左右。

3. 青藏铁路西格段沿线土壤化学元素的总体变化特征

青藏铁路全线土壤化学元素总体水平分布特征与西格段一致。水平方向上，各样区绝大多数土壤化学元素不随距铁路距离的变化而变化。样区间除 As、Zn、Sr、Pb、Fe 等元素略有差异外，其他大部分土壤化学元素的水平分布特征并没有明显的差异。

不同深度层次间，土壤化学元素的水平分布特征也没有明显的差异。层次越深，土壤化学元素在水平分布上的变化越不明显。总体水平分布特征基本上反映了 0~30cm 深度范围内土壤化学元素的基本分布特征。

在垂直分布特征上，海晏样区和哈尔盖样区土壤化学元素多具有明显的表聚性，第一层土壤化学元素含量明显大于第二层和第三层；锡铁山样区中土壤化学元素表现出微弱的表聚性；德令哈样区中土壤化学元素含量在垂直序列上没有明显的变化；而天峻和乌兰样区土壤化学元素在垂直方向上表现得较为复杂多样。

从各化学元素的垂直分布型上看，Pb、Zn、Cu 元素在垂直序列上多呈现表聚性，Co、Na、Cr、Al、K 元素各层间差异不明显，其他化学元素在垂直序列上没有明显的集中趋势，在不同样区间差异性较大。

因此，从不同样区化学元素垂直序列上看，Pb、Zn、Cu 元素可能是评价铁路运营对沿线土壤环境影响的表征性元素。或者说，青藏铁路西格段运营 20 年来，可能对沿线土壤中 Pb、Zn、Cu 元素的含量产生了影响。

进一步分析土壤中 Pb、Zn、Cu 三种元素的含量在不同距离上的分布情况（图 3-2-1~图 3-2-3），可以看出，土壤中 Pb、Cu 元素在铁路左侧大部分呈现出表聚的趋势，而在铁路右侧这两种化学元素的表聚趋势更加明显；土壤中 Zn 元素在铁路两侧均呈现出明显的表聚特征。进一步说明这三种元素很可能是对铁路影响比较敏感的元素。

从不同距离上看，化学元素的表聚特征主要集中在距铁路 50~80m 的范围内，在铁路右侧尤为明显，这在一定程度上说明铁路对沿线 50~80m 范围内的土壤化学元素含量

影响较为明显。

研究表明,青藏铁路西格段运营近 20 年来,已经造成了都兰火车站附近铁路沿线 50m 左右的土壤中 Pb、Hg 元素富集^[34]。这一距离内土壤 Pb、Hg 元素含量高于邻近距离,且超出了青海省土壤化学元素背景含量。车站附近人类活动频繁,火车进、出站燃油量加大,排放的污染物增加,因此车站附近区域可能是污染比较严重的区域,这可能是其污染物含量高出背景值的主要原因。而火车在运行过程中,一方面排放的污染物减少,另一方面路

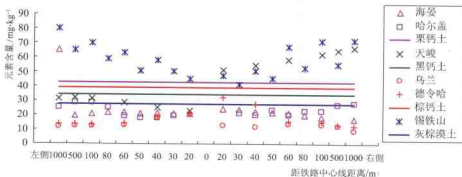


图 3-2-1 青藏铁路西格段沿线土壤 Pb 含量与土壤化学元素背景值比较图

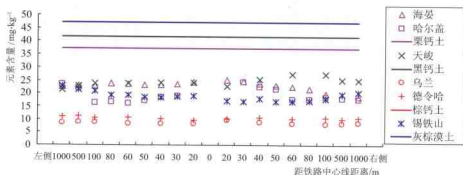


图 3-2-2 青藏铁路西格段沿线土壤 Cu 含量与土壤化学元素背景值比较图

注:棕钙土中 Cu 元素背景值为 47.08mg/kg,与灰棕漠土中 Cu 元素背景值 46.94mg/kg 接近,故图上未能显示

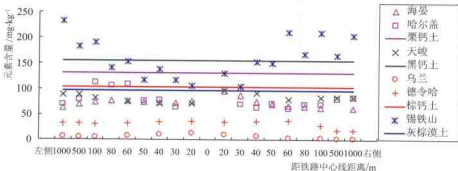


图 3-2-3 青藏铁路西格段沿线土壤 Zn 含量与土壤化学元素背景值比较图

途中风力较大, 污染物扩散在更大的范围内而不易显现出来。因此, 在青藏铁路沿线没有发现土壤化学元素有明显积累。但从另一个角度讲, 青藏铁路沿线土壤中 Pb、Zn、Cu 三种化学元素的含量在距轨道 50~80m 范围内出现表层聚集现象, 也说明青藏铁路对沿线土壤化学元素存在潜在的威胁。

对比青藏铁路沿线土壤化学元素含量与对应土壤类型的背景含量(图3-2-1~图3-2-3), 可以看出, 青藏铁路西格段沿线土壤中 Cu 元素的含量均低于对应土壤类型的背景值上限; 而土壤中 Pb、Zn 元素的含量除锡铁山(锡铁山为重要的铅锌矿产地, 故其土壤中 Pb、Zn 元素的含量高于对应土壤类型背景值)外, 其他样区也均低于对应土壤类型背景值的上限。

因此, 可以说除明显的地质母岩原因外, 西格段沿线 Pb、Zn、Cu 元素的含量均在对应土壤类型的背景范围内。也就是说, 青藏铁路西格段运营 20 年来, 虽没有造成沿线大面积的土壤污染, 但对沿线 50~80m 范围内土壤 Pb、Zn、Cu 等元素的含量产生了一定影响。

二、青藏铁路格拉段建设期间沿线土壤环境特征

青藏铁路格拉段在采样期间尚未通车, 因此对沿线环境的影响较小。格拉段在建设过程中执行了严格的环境保护政策, 努力把对沿线环境的影响程度降到最低, 例如对生活垃圾分类收集、集中处理, 对废水、污水、固体废弃物按规定处理, 且这些污染物主要集中在施工生活区。因此, 对格拉段全线而言, 如果铁路建设过程中对沿线土壤环境存在影响, 也主要是施工车辆排放的废气产生的影响。

1. 青藏铁路格拉段土壤化学元素在水平方向上的变化

从分析结果看, 青藏铁路格拉段沿线铁路两侧 1km 范围内, 16 种土壤化学元素总体上在正常波动范围内, 且在水平方向上不随距铁路距离的变化而产生明显的规律性变化。与西格段相比, 格拉段两侧土壤化学元素总量与距铁路距离的相关性明显降低, 均没有通过 95% 的置信度检验, 表明格拉段土壤中 16 种化学元素的总量变异性大于西格段。但与西格段相似的是, 左侧的相关系数也远小于右侧, 表明左侧的变异性更大。

青藏铁路格拉段沿线分析测试的各化学元素水平方向上随距离的变化不明显, 均在正常的变化范围内, 但两侧土壤化学元素的变化率不同, 以增减的数值来计算, 左侧土壤化学元素含量每 100m 的平均变化率为 +0.96%, 而右侧每 100m 的平均变化率为 -0.90%(表3-2-3)。可以看出, 从铁路左侧 1 000m 处到铁路右侧 1 000m 处, 土壤化学元素基本以每 100m 减少 0.95% 的速度变化, 这反映了地形、植被、气候等综合条件影响下青藏铁路格拉段沿线土壤化学元素的总体分布特征。从相关性上看, 铁路左侧土壤化学元素与距离的相关性普遍大于铁路右侧, 左侧 16 种化学元素相关系数平均为 0.56, 其中 Zn、K、Na 元素的相关系数达 0.8 以上, 而右侧相关系数平均仅为 0.20。

可以看出, 青藏铁路格拉段沿线不同距离内土壤化学元素及其总量的变化均在正常波动范围内。也就是说, 单从土壤化学元素水平分布特征来看, 青藏铁路格拉段建设过程中总体上没有对沿线 1km 范围内土壤化学元素含量造成明显的影响。

表 3-2-3 青藏铁路格拉段沿线土壤化学元素水平分布

化学元素	铁路左侧		铁路右侧	
	含量与距离的线性相 关系数 (R^2)	百米变化率 (%)	含量与距离的线性相 关系数 (R^2)	百米变化率 (%)
As	0.72	3.97	0.47	2.19
Cr	0.74	6.51	0.07	-0.91
P	0.47	-1.46	0.63	-2.54
Zn	0.82	3.95	0.06	-0.55
Sr	0.79	2.35	0.01	-0.13
Pb	0.69	-1.03	0.05	0.46
Ni	0.74	4.96	0.08	-1.26
Co	0.27	0.49	0.21	-1.67
Fe	0.50	1.22	0.08	-1.03
Mn	0.16	-0.62	0.18	-1.05
Mg	0.43	0.77	0.22	-1.80
Ca	0.23	1.85	0.44	-2.46
Cu	0.06	-0.27	0.10	-1.01
Al	0.58	-1.44	0.28	-1.87
Na	0.89	-3.01	0.29	-0.36
K	0.90	-2.82	0.10	-0.41
平均值	0.56	0.96	0.20	-0.90

2. 青藏铁路格拉段土壤化学元素在垂直方向上的变化

青藏铁路格拉段沿线多数土壤化学元素含量在不同深度层次间差异不大(层间相对差在-5%~5%),只有 As、Pb、Fe、Ca、Cu 等元素的含量随深度的增加而增加,土壤中 Zn 元素的含量第一层和第二层接近,在第三层明显高于第一层与第二层(表 3-2-4)。与西格段相比,格拉段沿线土壤化学元素总体上没有明显表聚特征的元素,这也在一定程度上表明青藏铁路格拉段在建设过程中没有对沿线土壤环境造成明显的影响。

从元素总量上看,分析测试的 16 种土壤化学元素,其总量在垂直序列上呈现出第一层最小,第二层次之,第三层最大的特点,但差异并不十分明显,层间相对差在 3% 左右,这和西格段土壤化学元素总量的垂直分布特征是一致的。

表 3-2-4 青藏铁路格拉段沿线土壤化学元素含量层间相对差

化学元素	一、二层间 (%)	二、三层间 (%)	化学元素	一、二层间 (%)	二、三层间 (%)
As	14.33	16.70	Fe	5.47	-1.30
Cr	3.71	-3.21	Mn	2.61	0.04
P	-4.64	-4.09	Mg	0.13	1.10
Zn	2.71	11.81	Ca	7.42	8.79
Sr	-1.45	-0.16	Cu	5.05	-1.47
Pb	5.99	-1.19	Al	0.97	2.65
Ni	4.93	-0.86	Na	-1.17	-0.88
Co	1.51	-0.61	K	3.46	0.30

注：层间相对差 = (元素本层含量 - 元素上一层含量) ÷ 该元素三层平均含量 × 100%

3. 青藏铁路格拉段土壤化学元素的总体变化特征

青藏铁路格拉段大部分样区土壤化学元素在水平分布上不随距离的变化而变化，土壤化学元素多在正常的波动范围内变化。随距铁路距离的增加，16种土壤化学元素含量没有表现出明显的上升或下降趋势，且各样区左侧土壤化学元素在水平方向上的变化大于右侧的变化。

从不同的样区看，各样区间差异也较为明显。西大滩南、雁石坪北、安多西3个样区中所有的土壤化学元素在水平方向上没有明显的变化；五道梁、沱沱河、雁石坪南、那曲南、当雄北5个样区中As元素含量在水平方向上变化较大；不冻泉、二道沟、安多、当雄南和羊八井样区部分元素的含量随距铁路距离的增加而降低；而西大滩北、唐古拉山、那曲北、羊八井南和拉萨站样区多数元素的含量随距铁路距离的增加而增加。总体上看，水平分布变化较为复杂的样区多数是地形变化较大的地区，比如羊八井、二道沟等。因此，微地形可能是影响样区内土壤化学元素水平分布特征的重要因素。这也在一定程度上说明，样区本身的自然特征控制了样区中土壤化学元素的基本分布特征。

从不同的土壤化学元素上看，在水平方向上，As、Zn、Sr、Pb、Fe等元素的含量在不同的样区间略有差异，其他绝大多数元素的含量不随距铁路距离的变化发生明显的线性变化。

从不同深度层次上看，格拉段与西格段相似，土壤化学元素的水平分布特征在层间差异不明显，均与三层总体分布特征基本相同。

而不同样区土壤化学元素的垂直分布特征却存在明显的差异，雁石坪北、安多、当雄、拉萨站等样区中，土壤中化学元素的含量多随深度的增加而降低，甚至表现出明显的表聚性；西大滩北、西大滩南、五道梁、沱沱河等样区土壤中化学元素的含量多随深度的增加而增加；其他各样区土壤中化学元素的含量在垂直分布上没有明显的集中趋势。

土壤中不同化学元素在垂直方向上也有较大的差异。土壤中P元素在不同的样区上都具有表层聚集的趋势，而As、Zn、Pb等元素深层含量较高，其他各元素集中趋势不明显。

主要参考文献

- [1] 张德铨, 阎建忠, 刘林山, 等. 2002. 青藏公路对区域土地利用和景观格局的影响——以格尔木至唐古拉山段为例. 地理学报, 57(3): 253-266
- [2] 赵其国, 吴志东. 1999. 深入开展“土壤与环境”问题的研究. 土壤与环境, 8(1): 1-4
- [3] 李天杰. 1995. 土壤环境学: 土壤环境污染防治与土壤生态保护. 北京: 高等教育出版社
- [4] 赵其国, 万红友. 2004. 中国土壤科学发展趋向. 生态环境, 13(1): 1-5
- [5] 文玉芳, 颜婉珠, 杨凡. 1994. 土壤环境背景值试样的前处理研究. 理化检验: 化学分册(1): 43-46
- [6] 赵多, 徐曼英. 1988. 高压溶样法在土壤和沉积物消解中的应用. 环境污染与防治, 10(1): 18-21
- [7] 吴子海, 姚红. 2000. 高压溶样法在环境样品分析中的应用. 黑龙江环境通报, 24(2): 111-112
- [8] 于学敏, 李琳, 高景和, 等. 2001. 土壤全量多元素的 ICP-AES 分析. 现代仪器, (2): 30-32
- [9] 国家环境保护局. 2004. HJ/T 166-2004, 土壤环境监测技术规范. 2004-12-09 [2009-08-15]. http://www.sepa.gov.cn/tech/hjbz/bzwb/trhj/trjgfffbz/200412/t20041209_63367.htm
- [10] 国家环境保护局, 中国环境监测总站. 1990. 中国土壤元素背景值. 北京: 中国环境科学出版社
- [11] Schlesinger W H. 1990. Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. Nature, (348): 232-234
- [12] Spain A V. 1990. Influence of environmental conditions and some soil chemical properties on the carbon and nitrogen contents of soil tropical Australian rainforest soils. Australian Journal of Soil Research, (28): 825-839
- [13] Raghubanshi A S. 1992. Effect of topography on selected soil properties and nitrogen mineralization in a dry tropical forest. Soil Biology and Biochemistry, (24): 145-150
- [14] Sollins P, Homann P, Caldwell B A. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. Geoderma, (74): 65-105
- [15] Alvarez R, Lavado R S. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. Geoderma, (83): 127-141
- [16] Finzi A C, Breemen N V, Canham C D. 1998. Canopy tree soil interactions within temperate forests: tree species effects on carbon and nitrogen. Ecological Applications, (8): 440-446
- [17] Burke I C. 1999. Spatial variability of soil properties in the shortgrass steppe: the relative importance of topography, grazing, microsite, and plant species in controlling spatial patterns. Ecosystems, (2): 422-438
- [18] Yang X M, Wander M M. 1999. Tillage effects on soil organic carbon distribution and storage in a silt loam soil in Illinois. Soil and Tillage Research, (52): 1-9
- [19] Ganuza A, Almendros G. 2003. Organic carbon storage in soils of the Basque Country(Spain): the effect of climate, vegetation type and edaphic variables. Biology and Fertility of Soils, (37): 154-162
- [20] Seyed A R, Gilkes R J. 2005. The effects of landscape attributes and plant community on soil chemical properties in rangelands. Geoderma, (125): 167-176
- [21] 赵玉国, 张甘霖, 龚子同. 2005. 海南岛不同地质背景下的土壤类型、质量特征和作物适宜性. 第四纪研究, 25(3): 89-95

- [22] Zhang X P, Deng W, Yang X. 2002. The background concentrations of 13 soil trace elements and their relationships to parent materials and vegetation in Xizang (Tibet), China. *Journal of Asian Earth Sciences*, (21): 167-174
- [23] Zhang Y L, Wang Z F, Luo K L, et al. 2007. The spatial distribution of trace elements in topsoil from the northern slope of Qomolangma (Everest) in China. *Environmental Geology*, (52): 679-684
- [24] 陆景冈. 1997. 土壤地质学. 北京: 地质出版社
- [25] 彭少麟, 杜卫兵, 李志安. 2005. 不同生态型植物对重金属的积累及耐性研究进展. 吉首大学学报(自然科学版), 25(4): 19-26
- [26] 刘世梁, 傅伯杰, 马克明, 等. 2004. 岷江上游高原植被类型与景观特征对土壤性质的影响. *应用生态学报*, 15(1): 26-30
- [27] Tan Z X, Lal R, Smeck N E, et al. 2004. Relationships between surface soil organic carbon pool and site variables. *Geoderma*, (121): 185-187
- [28] Quideau S A, Chadwick Q A, Benesi A, et al. 2001. A direct link between forest vegetation type and soil organic matter composition. *Geoderma*, (104): 41-60
- [29] 郑征, 李佑荣, 刘宏茂, 等. 2005. 西双版纳不同海拔热带雨林凋落量变化研究. *植物生态学报*, 29(6): 884-893
- [30] 方燕鸿. 2005. 武夷山不同海拔高度森林土壤呼吸初步研究. *福建农林科技*, 5: 72-73
- [31] 王长庭, 龙瑞军, 王启基, 等. 2005. 高寒草甸不同海拔梯度土壤有机质氮磷的分布和生产力变化及其与环境因子的关系. *草业学报*, 14(4): 15-20
- [32] Dai W H, Huang Y. 2006. Relation of soil organic matter concentration to climate and altitude in zonal soils of China. *Catena*, (65): 87-94
- [33] 吕厚远, 顾兆炎, 吴乃琴, 等. 2005. 海拔高度的变化对青藏高原表土的影响. *第四纪研究*, 21(4): 399-406
- [34] 鲁春霞, 谢高地, 李双成, 等. 2004. 青藏铁路沿线土壤重金属的分布规律初探. *生态环境*, 13(4): 546-548



QINGHAI-TIBET
RAILWAY

第四章

青藏铁路沿线植被变化特征



道路对植被生态系统的影响一般表现为改变生态系统的结构,影响生态系统的功能和过程^[1~3]。青藏铁路/公路的修建对沿线植被生态系统的影响主要体现在景观破碎化及破碎化产生的边缘效应、植被生态系统净初级生产力和生物量的变化等方面。青藏铁路的建设与运行,带动了沿线地区的经济发展、人口聚集,在一定程度上也加大了人类活动对沿线生态系统的影响。本章以青藏铁路/公路沿线区域的植被为研究对象,结合野外样方调查数据、气候数据、遥感数据和植被类型图等多源数据,采用地理信息系统(GIS)技术等方法,分析了青藏铁路/公路修建与沿线植被生态系统、植物群落及植物多样性的关系,研究了1981~2006年间青藏铁路/公路沿线植被变化及其动因。研究结果为青藏铁路/公路沿线植被动态监测提供了科学基础数据,并将有助于促进沿线地区的生态与环境建设和区域可持续发展。



第一节 青藏公路 / 铁路对沿线生态系统与植物群落的影响

在本书中, 青藏公路 / 铁路建设和运营对植被生态系统结构的影响采用斑块数量 (Nump)、平均斑块面积 (MPS)、平均形状指数 (MSI)、斑块面积标准差 (PSSD)、边缘密度 (ED) 和香农多样性指数 (SHDI) 等指标进行分析。道路建设对植被生态系统功能的影响采用净初级生产力和生物量等指标进行分析, 其中, 主要植被类型的生物量采用样方调查获取的数据^[4], 净初级生产力主要采用基于遥感影像数据运用 NPP 模型和 CASA 模型计算而得的数据^[5], 所缺数据依据 Whittaker 于 1977 年计算出的地球上各种生态系统的净初级生产力和生物量进行插补^[6]。道路建设和运营对植物群落的影响以青藏公路柴达木段为例, 重点从植被盖度、生物量和群落组成等方面进行分析。

一、青藏公路、铁路建设对植被生态系统的影响

青藏公路、铁路对沿线植被生态系统的影响表现为切割作用导致的生态系统破碎化。

1. 青藏公路、铁路切割对缓冲区景观结构的影响

对比 1km、10km 和 30km 缓冲区被青藏公路、铁路切割前后的景观指数 (表 4-1-1) 发现:

表 4-1-1 青藏公路、铁路切割前后缓冲区景观指数变化

	斑块数	平均斑块面积 (km ²)	边缘密度 (km/km ²)	斑块面积变异 系数	平均斑块 分维度	香农多样性 指数
1km 缓冲区	251	14.28	1.55	155.65	0.24	1.65
公路切割	344	10.25	1.75	176.14	0.21	1.63
公路、铁路切割	647	5.06	2.98	175.09	0.15	1.62
10km 缓冲区	435	80.02	0.63	357.73	0.17	1.84
公路切割	511	68.12	0.67	371.32	0.18	1.82
公路、铁路切割	830	41.77	0.81	233.07	0.54	1.78
30km 缓冲区	787	129.80	0.56	528.40	0.14	1.84
公路切割	880	116.07	0.58	520.06	0.15	1.84
公路、铁路切割	1 205	84.60	0.63	337.27	0.10	1.84

(1) 随生态系统被切割的程度增大, 斑块数量呈现增加的趋势, 平均斑块面积减小, 边缘密度增加, 说明青藏公路、铁路的切割使景观更加破碎。

(2) 斑块面积变异系数反映斑块面积的离散程度, 即不同斑块面积大小的均匀程度, 在一定程度上也反映了景观破碎程度。斑块面积变异系数在 30km 缓冲区内被割后减小说明斑块面积的离散程度减小, 在 1km 和 10km 缓冲区内先增后减, 说明斑块面积的离散程度也先增后减。

(3) 平均斑块分维度是表明斑块形状规则性的指标, 数值越大表示越不规则: 1km 缓冲区内切割后斑块形状更加规则了, 很重要的原因是缓冲区边界同时切割生态系统, 增加了斑块的不规则性; 10km 缓冲区内切割后斑块更加不规则; 30km 缓冲区内斑块先不规则后变规则。

(4) 香农多样性指数有降低的趋势, 表明景观多样性降低。

上述指标综合起来能反映景观结构的变化情况, 通常斑块面积减小、边缘密度增加、斑块面积变异系数增大、平均斑块分维度减小、景观多样性减小对应生态系统结构破碎化, 生态系统更容易受到外界干扰的影响。

2. 青藏公路、铁路切割对不同植被生态系统结构的影响

青藏公路、铁路切割后, 不同植被生态系统类型表现出不同的变化特征(以 20km 缓冲区为例)(表 4-1-2)。

表 4-1-2 青藏公路、铁路切割后 20km 缓冲区景观指数变化

生态系统类型	斑块 增加数目	平均斑块 面积增加值 (km^2)	斑块面积 变异系数 变化量	边缘密度 变化量 (km/km^2)	斑块面积 标准差 变化量	斑块面积 分维度 变化量
I 针叶林生态系统	0	0	0	0	0	0
II 阔叶林生态系统	0	0	0	0	0	0
III 灌丛生态系统	32	-0.002	52.448	0.527	-0.001	-0.026
IV 荒漠生态系统	64	-0.005	14.689	2.364	-0.007	0.040
V 草原生态系统	114	-0.012	5.506	5.292	-0.018	0.116
VI 草甸生态系统	133	-0.008	-156.897	6.720	-0.043	0.105
VII 湿地生态系统	0	0	0	0	0	0
IX 高山植被生态系统	14	-0.001	9.870	0.223	-0.001	-0.001
X 农田生态系统	17	-0.002	23.675	0.788	-0.002	-0.002
XI 无植被地段	18	-0.002	-41.925	0.776	-0.006	-0.006

注: “0”表示交通线路没有切割

(1) 斑块数量变化最多的是草甸、草原和荒漠生态系统, 其次为灌丛、无植被地段、农田和高山植被生态系统, 其他生态系统类型没有变化。

(2) 平均斑块面积变化量最大的为草原、草甸和荒漠生态系统, 其次为农田、灌丛、无植被地段和高山植被生态系统, 说明生态系统结构更加破碎, 破碎程度最大的 3 种植被类型为草原、草甸和荒漠生态系统。

(3) 斑块面积变异系数随青藏公路、铁路的修建而减小(针叶林、阔叶林和湿地生态系统不变), 说明斑块面积的离散程度减小。

(4) 斑块边缘密度增加最多的是草甸、草原和荒漠生态系统, 其次为农田、无植被地段、灌丛和高山植被生态系统, 其他植被类型没有变化。

(5) 斑块面积分维度减小的有灌丛、高山植被、农田生态系统和无植被地段, 说明斑块形状更加规则; 分维度增加的有荒漠、草原和草甸生态系统, 说明斑块形状更加不规则; 其他类型没有变化。

3. 青藏公路、铁路建设对植被生态系统生产力和生物量的影响

青藏公路、铁路建设对植被生态系统的影响包括永久性影响和暂时性影响。永久性影响来自永久性占地(指路基、车站、桥梁、隧道等占地)及部分临时用地, 主要为施工造成的不可逆影响; 暂时性影响主要来自临时用地(指施工期汽车运输道路、材料场、基地、施工便道及施工场地占地), 临时用地的影响可通过科学的生态措施和有效的管理措施减至最小。道路建设对环境的污染影响主要集中在道路两侧 1km 范围内, 对植被最直接的破坏为道路中心线两侧 50m 范围内, 即永久性占地部分。

以青藏公路、铁路为中心线作两侧 50m 的缓冲区, 根据各生态系统类型不同的净初级生产力和生物量, 计算永久性占地损失的总净初级生产量和总生物量, 统计结果见表 4-1-3。青藏公路、铁路永久性占地总计 288.83km², 涉及 8 种生态系统类型, 其中占用最多的是草甸生态系统 (102.71km²), 其次为草原生态系统 (76.62km²) 和荒漠生态系统 (62.48km²)。年损失总净初级生产量为 30 504 620kg/a, 损失最多的是草甸生态系统 (18 076 220kg/a), 其次为草原生态系统 (6 129 950kg/a) 和农田生态系统 (3 055 830kg/a)。损失总生物量 (432 919.25~1 436 104.3kg), 损失最多的是草甸生态系统 (205 411 600~616 234 800kg), 其次为草原生态系统 (153 248 800~459 746 400kg) 和农田生态系统 (45 400 940~52 385 700kg)。损失总净初级生产量占 1km 缓冲区年净初级生产量 535 005 070~535 740 110kg/a 的百分比为 5.69%~5.70%, 占 10km 缓冲区年净初级生产量 3 408 950 450~3 810 480 920kg/a 的 0.80%~0.89%; 损失生物量占 1km 缓冲区生物总量 7 502 971 850~25 488 342 710kg 的 5.63%~5.77%, 占 10km 缓冲区生物总量 43 615 065 350~164 150 665 370kg 的 0.87%~0.99%。

表 4-1-3 青藏公路、铁路沿线两侧 50m 缓冲区净初级生产量和生物量

生态系统类型	总面积 (km ²)	平均净第一性生 产力 (g/m ² ·a)	生物量范围 (kg/m ²)	总净初级生产量 (kg/a)	总生物量 (kg)
Ⅲ灌丛生态系统	11.13	102.00	2~4	1 135 560	22 265 800~44 531 600
Ⅳ荒漠生态系统	62.48	24.00	0.1~4	1 499 500	6 247 930~249 917 200
Ⅴ草原生态系统	76.62	80.00	2~6	6 129 950	153 248 800~459 746 400
Ⅶ草甸生态系统	102.71	176.00	2~6	18 076 220	205 411 600~616 234 800
Ⅷ湿地生态系统	0.33	250.00	0~0.1	81 750	0~32 700
Ⅸ高山植被生态系统	3.44	140.00	0.1~3	481 850	344 180~10 325 400
X农田生态系统	17.46	175.00	2.6~3	3 055 830	45 400 940~52 385 700
XI无植被地段	14.65	3.00	0~0.2	43 960	0~2 930 500
合计	288.83			30 504 620	432 919 250~1 436 104 300

二、青藏铁路 / 公路建设对沿线植物群落和植物多样性的影响

道路建设对沿线植物群落的直接影响主要表现在距路边 10~30m 范围内, 通常 50~150m 以外影响不甚明显。道路对沿线植物群落的影响主要表现在盖度、生物量和物种组成等方面, 而对沿线植物区系的影响主要反映在外来物种入侵和改变群落物种构成等方面。

1. 青藏公路修建对沿线植物群落盖度和生物量的影响

青藏公路柴达木段沿线主要植物群落类型中, 除沙拐枣 (*Calligonum mongolicum*)、怪柳 (*Tamarix* sp.) 以外, 其他类型的植物群落如细枝盐爪爪 (*Kalidium gracile*)、柽叶蒿 (*Neopallasia pectinata*)、芦苇 (*Phragmites communis*)、梭梭 (*Haloxylon ammodendron*)、白刺 (*Nitraria schoberi*)、芨芨草 (*Achnatherum splendens*)、猪毛菜 (*Salsola collina*) 和垫状驼绒藜 (*Ceratoides compacta*) 等群落的总盖度和生物量 (地上、地下) 在路边 10~30m 内明显小于 50~150m 范围 (图 4-1-1, 图 4-1-2, 表 4-1-4)。

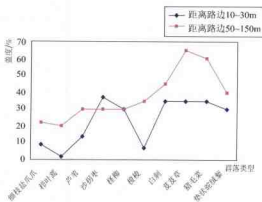


图 4-1-1 青藏公路边不同距离植物群落盖度对比

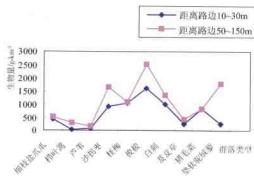


图 4-1-2 青藏公路边不同距离植物群落地上生物量对比

表 4-1-4 青藏公路边不同距离植物群落的基本特征

群落类型	采集地	海拔 (m)	植被总盖度 (%)		地上生物量鲜重 (g/m²)		地下生物量鲜重 (g/m²)	
			距离路边 10~30m	距离路边 50~150m	距离路边 10~30m	距离路边 50~150m	距离路边 10~30m	距离路边 50~150m
细枝盐爪爪	茶卡镇西 20km	3 126						
	乌兰县西北 55km	3 437	9.00	22.00	430.06	527.83	114.81	991.90
	德令哈以西 3km	2 975						
柽叶蒿	乌兰县城北 8km	3 016	2.00	20.00	36.68	288.24	26.66	641.80
芦苇	格尔木北 35km	2 683	14.00	30.00	70.32	195.55	135.19	280.32
沙拐枣	格尔木东 10km	2 811	37.00	30.00	920.48	1 646.67		
怪柳	大格勒乡西 10km	2 642	30.00	30.00	1 058.00	1 088.47		
梭梭	距宗加 2km	2 813	7.00	35.00	1 613.33	2 520.00		
白刺	香日德农场	3 023	35.00	45.00	1 020.00	1 360.00		
芨芨草	香日德东 20km	3 145						
	大桥东 3km	3 428	35.00	65.00	266.42	452.95	2 650.00	2 740.00
猪毛菜	夏日哈东滩地	3 277	35.00	60.00	812.36	807.34	326.18	343.12
垫状驼绒藜	野马滩公路旁	3 585	30.00	40.00	247.06	1 789.84	160.04	2 180.00

2. 青藏公路修建对植物群落物种组成的影响

群落调查发现,距离青藏公路边 10~30m 的植物群落与距离路边 50~150m 的植物群落在组成物种的数量上没有明显的差别。芦苇、沙拐枣、怪柳、梭梭、猪毛菜的物种数在距离路边 10~30m 和距离路边 50~150m 的位置相同;细枝盐爪爪、垫状驼绒藜群落的物种组成在距离路边 50~150m 的位置比距离路边 10~30m 多;柽叶蒿、白刺、芨芨草群落的物种数在距离路边 10~30m 比距离路边 50~150m 多。

虽然群落物种组成的数量相近,但距离路边 50~150m 处植物组成种类却多数较距离路边 10~30m 处多。芦苇、怪柳、梭梭这些组成物种比较单一的群落,其距离路边 10~30m 和距离路边 50~150m 的群落物种组成相同;物种相似系数在 50% 以上的有沙拐枣、白刺、猪毛菜、垫状驼绒藜等;物种相似系数小于 50% 的有细枝盐爪爪、柽叶蒿、芨芨草。但是,所有群落在距离路边 10~30m 与距离路边 50~150m 的建群种基本一致(表 4-1-5)。

表 4-1-5 植物群落物种多样性、物种相似程度和建群种类型

群落类型	采集地	物种种类数(草本和灌木)		物种相似系数	群落建群种名	
		距离路边 10~30m	距离路边 50~150m		距离路边 10~30m	距离路边 50~150m
细枝盐爪爪	茶卡镇西 20km 德令哈以西 3km 乌兰县西北 55km	6	9	0.15	细枝盐爪爪、 里海盐爪爪	细枝盐爪爪
柽叶蒿	乌兰县城北 8km	10	9	0.19	柽叶蒿	柽叶蒿
芦苇	格尔木北 35km	1	1	1.00	芦苇	芦苇
沙拐枣	格尔木东 10km	3	3	0.50	沙拐枣	沙拐枣
怪柳	大格勒乡西 10km	3	3	1.00	怪柳	怪柳
梭梭	距宗加 2km	2	2	1.00	梭梭	梭梭
白刺	香日德农场	5	4	0.50	白刺	白刺
芨芨草	香日德东 20km 大水桥东 3km	9	8	0.42	芨芨草	芨芨草、 篦子
猪毛菜	夏日哈东滩地	4	4	0.60	猪毛菜、 里海盐爪爪	猪毛菜、 里海盐爪爪
垫状驼绒藜	野马滩公路旁	4	5	0.80	垫状驼绒藜	垫状驼绒藜

3. 青藏铁路 / 公路沿线外来植物调查

2002~2005 年青藏铁路 / 公路沿线的样地植物调查鉴定结果表明:青藏公路和青藏铁路运行段(西格段)及青藏铁路建设段未发现外来物种的入侵^[7]。此外,对温性草原区(海晏地区)植被恢复过程研究得出,目前尚未出现外来物种入侵的现象。虽然恢复后植被中出現了一些原生植被中不存在的植物,但这些种类也都是相邻地区的植物^[8]。

Zhou 等人在青藏铁路建设防治措施的有效性评价研究中,于 2005 年在格拉段铁路附近进行了样地调查,发现了 7 个外来物种,分别是祁连山黄芪(*Astragalus chilienshanensis*),异穗苔草(*Carex heterostachya*),甘肃羊茅(*Festuca kansuensis*),鳞叶龙胆(*Gentiana squarrosa*),

短茎岩黄芩 (*Hedysarum setigerum*), 紫大麦草 (*Hordeum violaceum*) 和川青毛茛 (*Ranunculus chuanchingensis*)^[9], 但不能判断是否由修建铁路带来的。铁路附近植物群落的组成并没有受很大影响。

青藏铁路沿线外来种调查结果差异可能与调查时间、样地不同及重复调查差异等有关。

4. 青藏公路沿线植物群落破坏及恢复状况分析

青藏公路修建过程中, 路基部分的植被全部损失。前文计算生物量直接损失的时候, 粗略地计算为沿青藏公路中心线两侧 50m 的缓冲区, 其中, 认为严重破坏部分为路边 10~30m 的范围, 过渡区为路边 30~50m 范围。

在严重破坏的范围内, 因植物群落原始破坏程度、生长环境以及具体路段小生境 (如有无河流经过等) 的不同, 植被的恢复状况存在很大差异: ①有的原始植被破坏程度不大, 恢复后的植被的群落总盖度、生物量、物种组成均和原始植被没有多大差异, 如怪柳群落; ②植被组成单一的芦苇群落, 其恢复群落的物种组成与原始植被相同, 地上、地下生物量和群落总盖度都是原始植被的 50% 左右, 随着时间的推移, 有进一步恢复到原始群落的可能; ③梭梭、白刺群落优势种明显, 恢复状况良好; ④沙拐枣恢复群落的总盖度已经超过原始群落, 但地上生物量却比原始群落小很多; ⑤猪毛菜恢复群落的盖度小于原始群落, 而地上、地下生物量和物种数都与原始群落相似, 原因是恢复群落的新生物种盖度小, 生物量较大; ⑥恢复后的垫状驼绒藜群落的物种组成与原始群落相差不多, 建群种也相同, 但地上生物量、地下生物量、群落总盖度均与原始群落相差很多, 总的来说有恢复到原始群落的可能; ⑦其他植物群落如细枝盐爪爪、柃叶蒿, 正在恢复群落的地上生物量、地下生物量、群落总盖度、群落组成均与原始群落相差很多, 恢复状况不好。

由于青藏公路自 20 世纪 60 年代修建以来, 经过多次翻修, 动用路边土石和植被被破坏的确切年限已很难查清。但自 20 世纪 80 年代以来, 由于环保意识的增强, 青藏公路沿线基本上没有什么破坏, 也就是说, 青藏公路沿线被破坏的植被至少恢复了 20 年以上。总的看来, 恢复群落建群种与原始群落相似, 但仍然存在很大差距, 究竟需多少年才能恢复到原始群落, 还需进一步的研究。



垫状点地梅
(*Androsace lapete*)



赤箭蒿草
(*Kobresia littledalei*)



金露梅
(*Potentilla pavijfia*)



多刺绿绒蒿
(*Meconopsis horridula*)



狼毒
(*Stelleria chamaejasme*)

第二节 青藏公路 / 铁路沿线植被变化总体特征

目前,对青藏公路/铁路沿线生态系统的研究主要集中在冻土研究^[10,11]、道路修建对沿线生态环境影响研究^[12~15]、铁路工程破坏地生态恢复研究^[16,17]以及土地利用与土地覆被变化研究^[18~20]。而对沿线土地利用与土地覆被变化的研究,也主要是截取其中的某一段进行^[18,19]。本节利用1981~2006年连续25年的NDVI(Normalize Difference Vegetative Index)数据^①,基于GIS软件,对青藏公路与铁路沿线两侧各100km范围内的植被覆盖变化进行了研究,从而得出该区域植被覆盖的空间分布以及时间变化特征。

一、青藏公路 / 铁路沿线植被覆盖多年平均特征

青藏公路/铁路沿线植被覆盖空间分布(即沿线25年NDVI峰值^②平均值的空间分布)格局分析表明,青藏公路/铁路沿线植被覆盖具有明显的空间差异性(图4-2-1)。在研究区的两端(主要是青海省海东、海北、海南地区以及西藏自治区的那曲、拉萨地区东部),分布的主要是林区、农作区、高寒灌丛和高寒草甸,NDVI最大,大于0.6。与整个研究区相比,这些地区海拔相对较低,气候条件较好,农业发达,植被覆盖度最大。在柴达木盆地东、南部的山麓地带、可可西里地区青藏公路以南以及西藏自治区的那曲、拉萨地区西部,主要分布着高寒草原,NDVI在0.3~0.6之间。在整个研究区中,这些地区植被生长条件居中,植被覆盖度较好。在柴达木盆地的部分地区以及可可西里青藏公路以北的部分地区,植被生长条件极端恶劣,主要分布着高寒草原植被、荒漠植被以及冰缘垫状植被,覆盖度很低,NDVI在0.1~0.3之间。在柴达木盆地的东北部分布的主要是盐碱化荒漠,并附带有稀疏植被,NDVI小于0.1。

① NASA Pathfinder AVHRR 陆地数据集的旬NDVI数据(空间分辨率为 $8\text{km} \times 8\text{km}$),时间从1981~1998年(鉴于1994年数据不全,本研究中不含该年数据);1999~2006年逐旬SPOT-NDVI数据(空间分辨率 $1\text{km} \times 1\text{km}$),为了保持空间分辨率一致,对 $1\text{km} \times 1\text{km}$ 的SPOT数据进行了重采样,分辨率为 $8\text{km} \times 8\text{km}$ 。由于卫星的几何视场角和大气中霾、云以及数据合成过程对NDVI数据的影响,为了进一步降低这种影响,本研究中采用了三点平滑的方法来修正NDVI数值^[20]。

② 当年各旬NDVI最大值作为年植被峰值,在ARCGIS 9.2 Version中用max命令求得。

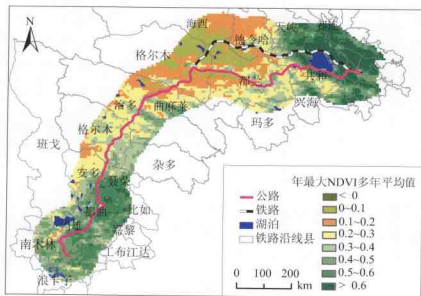


图 4-2-1 1981~2006 年青藏公路 / 铁路沿线年最大 NDVI 多年平均值空间分布图

二、青藏公路 / 铁路沿线植被覆盖年际变化特征

青藏公路 / 铁路沿线植被覆盖年际变化^①的空间分布如图 4-2-2、图 4-2-3 所示。从分布上看,在柴达木盆地的北部以及青海湖的东北、北部,植被覆盖呈增加趋势,且显著性水平高(通过 0.05 水平上的检验),但增加的幅度较小,一般在 0.005~0.01/a 之间;在柴达木盆地,青海湖南部的共和盆地地区,植被覆盖呈减少趋势,且显著性水平较高(通过 0.05 水平上的检验),减少的幅度相对较高,一般在 0.005~0.01/a 之间,有些地区甚至达到 0.01~0.02/a;在海拔较高的可可西里地区,植被增加或减少的区域呈零星分布,变化的显著水平都相对较高(通过 0.05 水平上的检验),但增加的幅度相对较低,个别区域减小幅度较大,减小幅度可达 0.1~0.2/a;羌塘高原以及拉萨河谷地区,增加或减小区域呈斑块状镶嵌,变化的显著水平都相对较高(通过 0.05 水平上的检验),只不过增加的幅度相对较低,个别区域减小幅度较大,最大可达 0.1~0.2/a。整个区域内植被覆盖程度总体趋于下降,变化趋势及其空间分布与以往的研究报道基本一致^[22~28]。结合农业区域来看,显著减少的区域主要分布在人类活动相对比较频繁的区域,如柴达木盆地的绿洲地带、青海湖南部的黄河谷地地带以及拉萨河谷地地带。

^①在象元的基础上,对 25 年的 NDVI 峰值进行线性拟合,利用最小二乘法求得斜率,负的斜率表示植被覆盖度下降,正的表示植被覆盖度上升^[29]。

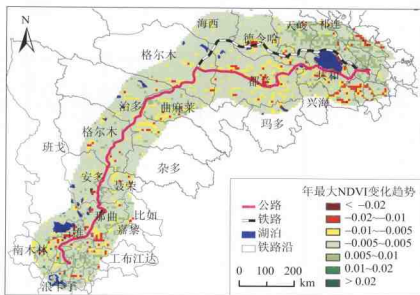


图 4-2-2 1981~2006 年青藏公路/铁路沿线年最大 NDVI 变化趋势图

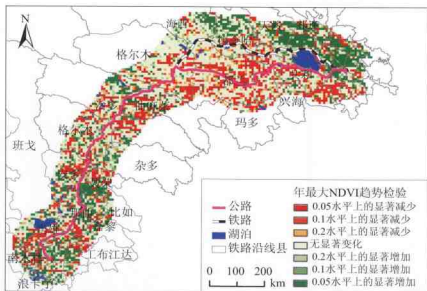


图 4-2-3 1981~2006 年青藏公路/铁路沿线年最大 NDVI 趋势检验图

注：0.05 显著水平检验，显著减小和显著增加的区域分别为 1304 个、1290 个象元，分别占象元总数的 20.43% 和 20.22%；

0.10 显著水平检验，显著减小和显著增加的区域分别为 286 个、254 个象元，分别占象元总数的 4.48% 和 3.98%；

0.20 显著水平检验，显著减小和显著增加的区域分别为 322 个、313 个象元，分别占象元总数的 5.04% 和 4.90%。

以上三种检验水平上减小和增加面积的比值分别是 1.11 (0.05 显著水平)，1.03 (0.10 显著水平)，1.03 (0.20 显著水平)；研究区减小象元与增加象元面积的比值为 1.14，表明该区域自 1981 年以来植被覆盖程度整体趋于下降。

第三节 植被覆盖变化的动因分析

中国植被覆盖变化的驱动机制研究与国际该领域发展具有相同的趋势^[30]。首先,集中在引起植被覆盖变化的气候、地质等因子的研究上^[31~33];进而从自然地理区域分异的角度综合分析,揭示区域环境演变的总体特征^[34,35]。近些年来,人们逐渐认识到控制中国土地覆被变化的主要原因除气候、地貌条件外,另一个主要的因子就是广泛而深刻的人类活动^[36]。目前,关于草地退化驱动因素的研究比较多,对引起退化的因素达成的一个共识就是任何退化都是自然和人为活动综合作用的结果,只是在孰轻孰重方面存在分歧。在我国有关文献中,不同研究者强调了不同的因素,如姜恕针对内蒙古草地指出,过度放牧是草地退化最直接、起主导作用的因素^[37];王义凤等人针对黄土高原草地研究认为,开垦是草地退化的根源^[38];许鹏针对新疆草地指出,超载过牧是造成草地退化的根本原因^[39]。但在强调人为因素的同时也不能忽视自然因素的作用,也有许多学者认为气候变干是导致现在草地退化的主导因素。

本节在空间统计的基础上分析了青藏公路/铁路沿线区域植被覆盖变化的驱动因素,主要从 NDVI 与气候要素之间的关系以及 NDVI 与社会经济指标之间的关系进行探讨。

一、气候因子对沿线植被覆盖的影响

无论是天然植被还是人工植被,在其生长过程中,都要受到各种气候因子如气温、降水的影响。本节通过分析 NDVI 与降水、温度的相关性,来探讨植被覆盖变化的驱动因素。

1. 青藏铁路/公路沿线气候变化特征

气象数据分析发现,青藏铁路/公路沿线区域的降水主要集中在植被的生长季节(1~9月),而10、11、12三个月期间植被主要处于枯黄期,该时期的降水对植被生长的影响在一定程度上可以忽略,本文讨论的年降水量是1~9月的降水之和。另外,沿线区域植被的生长期主要分布在4~9月,本文与之相关分析的温度为4~9月的均温。对于温度、降水的变化,本文仍采用上述方法对1981~1999年的1~9月降水之和以及1981~2000年的4~9月均温在象元的基础上进行线性拟合,用最小二乘法算出趋势斜率,正的表示温度升高、降水增加,负的表示温度降低、降水减少,从而得到1981~1999年降水和1981~2000年温度的趋势变化量。

(1) 降水变化特征。

①区域降水量变化特征。青藏铁路/公路沿线 1981~1999 年多年平均降水量(1~9 月)为 332.5mm。降水量变化曲线(图 4-3-1)表现出轻微减少的趋势^[28, 40~42], 年际波动除 1989 年有一个波动高峰外, 其余时段均比较平缓, 降水量最大年为 1989 年, 为 401.7mm; 最小年发生在 1995 年, 为 298.7mm, 变幅为 103mm。其趋势方程为 $y = -0.2307x + 334.85$, 式中 y 为 1~9 月降水量, x 为时间(年代序号), 趋势斜率为 -0.2307, 即降水量每年以 0.2307mm 递减。

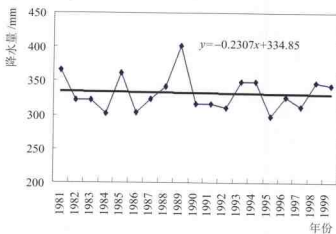


图4-3-1 青藏铁路/公路沿线区域1981~1999年降水量(1~9月)变化图

②区域降水丰枯分析。将每年降水量(1~9月)与多年平均降水量(1~9月)之差逐年依次累计, 可以得到反映降水量丰枯变化的年降水量差积曲线(图 4-3-2)。曲线连续下降为枯水段, 连续上升为丰水段, 出现锯齿状为平水段。由降水量差积曲线可以得出, 1981~1999 年间, 沿线区域降水丰枯不是很明显, 其中丰水段主要为 1984~1985 年、1987~1989 年、1992~1994 年、1997~1999 年, 而枯水段主要在 1981~1984 年、1985~1987 年、1989~1992 年、1994~1997 年。

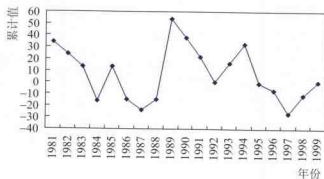


图4-3-2 青藏铁路/公路沿线区域1981~1999年(1~9月)降水丰枯变化图

③降水量年际变化趋势的空间分布。图 4-3-3 显示了 1981~1999 年间青藏铁路/公路沿线年降水量(1~9月)的变化趋势。整个研究区域除了湟水、黄河谷地, 西藏的那曲以南

地区外,降水量均呈减少趋势^[42],减少幅度在0~70mm。增加地区范围较小,但增势明显,湟水、黄河谷地的增加量在0~70mm,拉萨周边地区的增加量高达70~140mm。

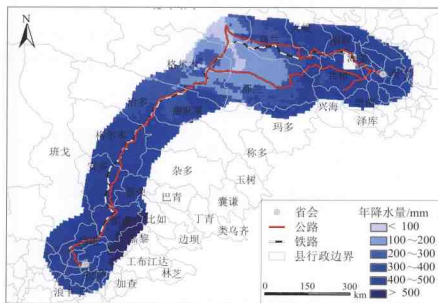


图 4-3-3 青藏铁路/公路沿线区域 1981~1999 年降水量(1~9 月)变化趋势的空间分布图

(2) 气温变化特征。

①区域温度变化特征。青藏铁路/公路沿线 1981~2000 年年均温(4~9 月)为 5.621℃。多年均温(4~9 月)曲线(图 4-3-4)显示,除年际间正常的波动外,温度表现出显著增加趋势^[28, 40~42],年际波动比较和缓,4~9 月均温最高年发生在 1998 年,为 6.493℃,最小年发生在 1983 年,为 4.221℃,变幅为 2.272℃。其趋势方程为 $y = 0.6531x + 44.439$, 式中 y 为均温, x 为时间(年代序号),趋势斜率为 0.6531,即年均温(4~9 月)每年以 0.6531℃ 递增。

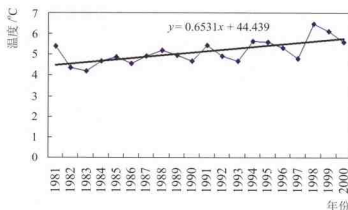


图 4-3-4 青藏铁路/公路沿线区域 1981~2000 年均温(4~9 月)变化图

②区域气候冷暖分析。将每年均温(4~9月)与多年均温(4~9月)之差逐年依次累计,得到反映温度冷暖变化的均温差积曲线(图4-3-5)。曲线连续下降为冷期,连续上升为暖期。由温度差积曲线可以得出,1981~2000年间波动特别明显,1981~1993年是一个连续的冷期,而在1993年以后处于一个相对的暖期。

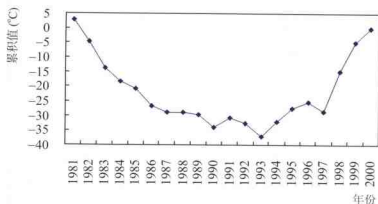


图4-3-5 青藏铁路/公路沿线区域1981~2000年冷暖变化分析图

③均温年际变化趋势的空间分布。图4-3-6显示了1981~2000年间,青藏铁路/公路沿线年均温(4~9月)的变化趋势,整个研究区域的温度都趋于增加,其中增温比较明显的是柴达木盆地地区^[42],增温幅度在1~2℃,尤其在其北部德令哈地区,增温幅度高达1.5~2℃。其他地区增温比较轻微,幅度在0.5~1℃之间。

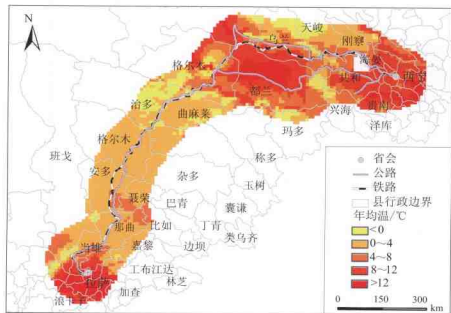


图4-3-6 青藏铁路/公路沿线区域1981~2000年均温(4~9月)变化趋势空间分布图

2. NDVI 与降水相关性的空间分布

从图 4-3-7 中可以看出,在湟水谷地、黄河谷地、共和盆地(共和、贵南、兴海县),柴达木盆地周边山麓地区,青海湖周围,可可西里的部分地区,西藏自治区的安多、那曲地区以及拉萨河谷地地区,降水量(1~9月)与 NDVI 之间达到显著正相关,说明这些地区降水对地表植被覆盖的影响比较大。实际上这些地区天然植被主要是草地,而且还有一些旱作地存在,其生长对降水的依赖性比较高;森林植被区(祁连山东段)、青海湖东部的大部分地区以及可可西里大部分地区,相关系数比较小,说明降水对这些地区植被覆盖度的影响比较小;而在柴达木盆地和可可西里部分地区,还存在负相关,主要是因为这一地区的植被覆盖非常稀疏,地表裸露,短暂的降水可能使地表潮湿,致使含水量较多的地表 NDVI 变低。

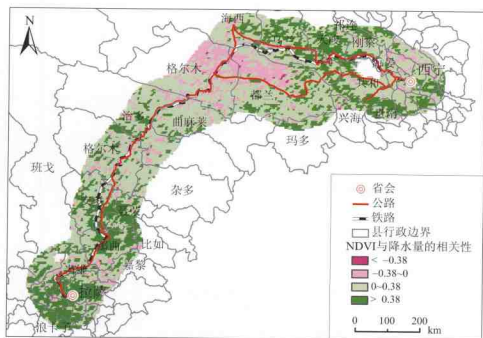


图 4-3-7 青藏铁路/公路沿线区域 1981~1999 年 NDVI 与降水量(1~9月)的相关性

3. NDVI 与温度相关性的空间分布

在青海省的共和盆地和柴达木盆地的部分地区,年均温(4~9月)与 NDVI 呈负相关(图 4-3-8),尤其在柴达木盆地周边的山地以及共和盆地的兴海、贵南等地呈显著负相关,说明这些地区的温度变化对植被覆盖的影响比较大,可能是因为温度升高导致了这些干旱、半干旱地区的蒸发量加大,从而引起这些地区的自然植被和旱作地缺少水分,不利于植被生长,导致覆盖下降。而在柴达木盆地青藏铁路/公路沿线的一些绿洲区,NDVI 与温度呈显著正相关,可能与这些地区存在灌溉农业有关,温度升高,再加上水量充足,这些都有利于植被生长。昆仑山、唐古拉山两侧部分地区,温度也与植被覆盖呈显著正相关,可能是因为这些地区海拔比较高,存在着永久的冰雪带和冻土带,温度升高造成周围山地冰川冻土融化,从而补充水分,有利于草地植被的生长。

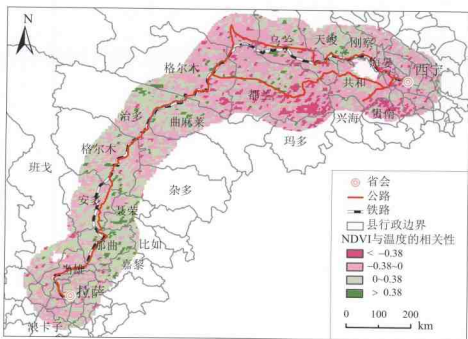


图 4-3-8 青藏铁路/公路沿线区域 1981~2000 年 NDVI 与均温(4~9 月)的相关性

4. 典型台站 NDVI 与气候变化关系分析

(1) 象元水平上的分析。在铁路沿线及附近地区选择 32 个气象台站，并在气象台站所在区域提取 32 个面积大小为 254.34km^2 的圆形窗口，在象元的基础上评价 NDVI 与气候要素之间的关系，选择的样点位于气象台站附近。NDVI 与降水的相关性高于 NDVI 与温度的相关性(表 4-3-1)，可见降水对植被覆盖的影响比温度的影响大。根据年际间的气候变化是否与 NDVI 变化相关，可将这些站点分为以下三类：

① NDVI 增加区域：互助、平安、乐都、贵德、西宁、大通、共和、诺木洪、香日德、都兰、安多、那曲、当雄、贡嘎、墨竹工卡。除了安多、那曲、当雄外，其余站点附近均为农田。其中，贵德、诺木洪、贡嘎、墨竹工卡的 NDVI 与降水显著相关；平安、乐都、共和、当雄、那曲的 NDVI 与温度和降水均相关，虽然相关性较好，但 NDVI 并不与气候变化趋势保持完全一致。

② NDVI 不变区域：化隆、湟源、海晏、门源、刚察、德令哈、格尔木、五道梁、沱沱(托托)河、拉萨。其中，除化隆、湟源、拉萨的 NDVI 与降水相关性较高外，其他点不明显。此外，这些站点的 NDVI 变化趋势与气候变化趋势并不一致。

③ NDVI 减少区域：尖扎、湟中、天峻、乌兰、察尔汗、茶卡、河卡。其中，天峻的 NDVI 与降水相关性明显，乌兰的 NDVI 与温度和降水均明显相关。除了尖扎的 NDVI 与气候变化并不完全一致外，其他站点的 NDVI 变化基本与气候变化趋势一致。

表 4-3-1 各台站站点 NDVI 与气候因素之间的关系

气象站	相关系数 (温度)	相关系数 (降水)	NDVI 变化趋势	温度 变化趋势	降水 变化趋势
互助	-0.3040	0.1962	增加	升高	增加
平安	0.1463	0.2487	增加	升高	增加
乐都	0.2467	0.2487	增加	升高	增加
化隆	0.0851	0.6145	不变	升高	减少
尖扎	-0.3138	0.3341	减少	升高	增加
贵德	-0.1130	0.4377	增加	升高	增加
湟中	-0.2026	0.3105	减少	升高	减少
西宁	-0.1574	0.3105	增加	升高	减少
湟源	-0.2419	0.4519	不变	升高	减少
大通	-0.2673	0.1962	增加	升高	减少
海晏	-0.0982	0.1627	不变	升高	减少
门源	-0.1689	0.1291	不变	升高	减少
刚察	-0.4690	0.0932	不变	升高	减少
共和	0.1822	0.2454	增加	升高	减少
天峻	0.2661	0.5478	减少	升高	减少
乌兰	-0.3954	0.4448	减少	升高	减少
德令哈	-0.1077	0.0996	不变	升高	减少
察尔汗	-0.1565	-0.1565	减少	升高	减少
格尔木	-0.2141	-0.2482	不变	升高	减少
诺木洪	-0.0842	0.5212	增加	升高	减少
香日德	-0.0828	-0.1595	增加	升高	减少
茶卡	-0.0588	0.3052	减少	升高	减少
都兰	-0.5034	0.3597	增加	升高	减少
河卡	0.1873	0.3260	减少	升高	减少
五道梁	0.2500	0.3219	不变	升高	减少
沱沱(托托)河	0.1028	0.2868	不变	升高	减少
安多	-0.0870	0.2473	增加	升高	减少
那曲	0.3879	0.3974	增加	升高	减少
当雄	0.0755	0.2250	增加	升高	增加
贡嘎	-0.0739	0.5560	增加	升高	增加
拉萨	0.0650	0.6455	不变	升高	增加
墨竹工卡	0.1422	0.5239	增加	升高	增加

(2) 区域水平上的分析。为了更好地评价 NDVI 与气候要素之间的相关性, 本文根据海拔高度、人类活动程度、土地利用方式、NDVI 变化趋势在青藏铁路 / 公路沿线选择了 7 个典型区域进行分析, 分别是: 西宁、海晏、乌兰、德令哈、沱沱(托托)河、安多、拉萨。

通过计算气象因素与植被峰值之间的相关性，来确定年际间的雨量和均温变化是否与所分析的 NDVI 变化相联系以及是如何联系的。这 7 个区域分别代表着：

● 海拔较低，人类活动频繁，土地利用方式以农作地为主，NDVI 变化以增加为主。如西宁、拉萨。

● 海拔居中，人类活动程度一般，土地利用方式以草地牧业为主，NDVI 无明显变化趋势。如海晏。

● 海拔较低，区域由绿洲和荒漠组成。在绿洲地区人类农业活动频繁，在荒漠地区土地利用以牧业为主，局部区域 NDVI 变化比较显著。如乌兰、德令哈。

● 海拔较高，人类活动比较弱，土地利用方式以草地牧业为主。如沱沱（托托）河、安多。

通过对 7 个典型区域的 NDVI、温度和降水变化趋势以及其他相关资料分析，得到以下结果（图 4-3-9）。

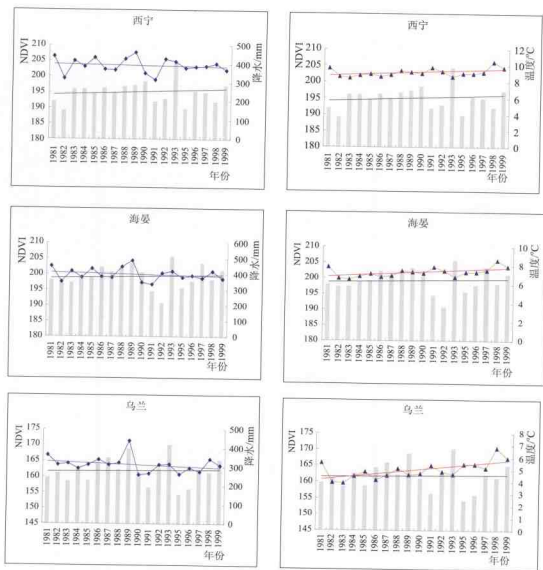


图 4-3-9 7 个典型区域 NDVI、温度、降水线性变化趋势(一)

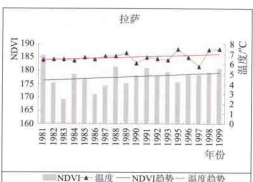
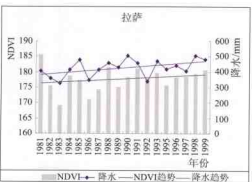
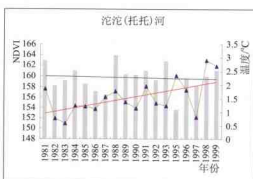
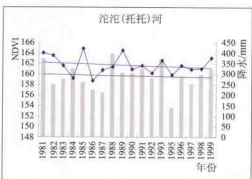
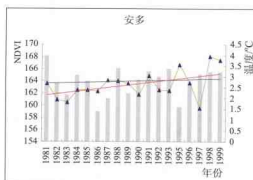
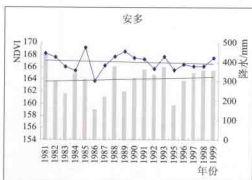
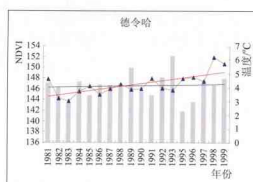
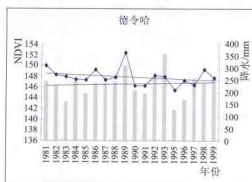


图 4-3-9 7 个典型区域 NDVI、温度、降水线性变化趋势 (二)

①西宁：位于湟水谷地的上游地区，雨热同期，有利于农业生产，加上河谷受惠于湟水的引灌和提灌，因此该地区成为青海省农业比较发达的地区。该地区土地利用以农耕地为主，而且农耕地主要集中在谷地，周围的山地以黄土台、梁为主，景观为温性草原。该区域 18 年的植被峰值与 1~9 月降水量的相关性为 0.27 ($P < 0.05$, $n=18$)，与 4~9 月均温的相关性为 -0.28 ($P < 0.05$, $n=18$)。在时序上，NDVI 的变化呈现增加趋势，趋势斜率为 0.105 2；降水的变化呈现减少趋势，趋势斜率为 -0.87；温度的变化呈现增加趋势，趋势斜率为 0.11。虽然气候变化趋势不利于植被生长，但这一地区植被覆盖具有变好的趋势。



坡耕地

②海晏：位于青海湖东北方、湟水上游、祁连山系大通山脉的西南侧，总体地势由东北向西南倾斜。年平均温度 $-3 \sim 1^{\circ}\text{C}$ ，年降水量 $300 \sim 450\text{mm}$ 。该地区的土地利用方式以草地牧业为主，耕地比重很小，但牧业草场质量较好，产草量高，草场具有垂直地带性，便于冬夏草场调节。该区域 18 年的植被峰值与 1~9 月降水量的相关性为 0.25 ($P < 0.05$, $n=18$)，与 4~9 月平均温度的相关性为 -0.17 ($P < 0.05$, $n=18$)。在时序上，NDVI 呈现轻微增加趋势，趋势斜率为 0.057 6；降水的变化呈现减少趋势，趋势斜率为 -0.79；温度的变化呈增加趋势，趋势斜率为 0.05。虽然气候变化趋势不利于植被生长，但这一地区植被覆盖具有变好的趋势。

③乌兰：位于柴达木盆地东端，西北高，东南低，四周环山，中间平坦，属山间盆地。年平均温度 $1.6 \sim 3.3^{\circ}\text{C}$ ，乌兰降水量少，蒸发量大，气候干燥，年均降水量 182mm 。除了少部分绿洲耕地和疏林外，草地占主要部分，而且草地以荒漠和半荒漠草地为主，生产力比较低下。该区域 18 年的植被峰值与 1~9 月降水量的相关性为 0.53 ($P < 0.05$, $n=18$)，与 4~9 月均温的相关性为 -0.27 ($P < 0.05$, $n=18$)。在时序上，NDVI 的变化呈减少趋势，趋势斜率为 0.39；降水的变化呈现减少趋势，趋势斜率为 -1.98；温度的变化呈增加趋势，趋势斜率为 0.09。由此可见，气候因素在该区域的植被覆盖变化中扮演着重要的角色。

④德令哈：是青海省海西蒙古族藏族自治州的首府，位于柴达木盆地的东北边缘，地



草地

势北高南低，相对高差 $3\ 000\text{m}$ 。年平均温度大部分在 $3 \sim 4^{\circ}\text{C}$ ，降水分布不均，由东南向西北递减，年降水量 $80 \sim 330\text{mm}$ ，除一些绿洲耕地和林地外，绝大部分是草地，以荒漠和荒漠草原为主。该区域 18 年的植被峰值与 1~9 月降水量的相关性为 0.54 ($P < 0.05$, $n=18$)，与 4~9 月均温的相关性为 -0.04 ($P < 0.05$, $n=18$)。在时序上，NDVI 的变化呈现出无明显变

化的趋势；降水的变化呈现减少趋势，趋势斜率为-1.81；温度的变化呈增加趋势，趋势斜率为0.11。虽然气候变化不利于植被生长，但植被覆盖并没有恶化的趋势，所以气候变化仅为驱动的一个方面，其他驱动因素在一定程度增加植被覆盖，从而使增加和减少的植被覆盖在一定程度上互相抵消。

⑤沱沱（托托）河：位于唐古拉山北麓，地形起伏和缓，山地夷平面保存完整，海拔为4 500~5 000m，气候主要特点是高寒和干旱，年均温-6~-2℃，几乎无绝对无霜期，年降水量小于150mm，永冻层分布广泛，基带自然植被以高寒荒漠草原为主，群落结构简单，覆盖度不足30%，产量低，人类活动很稀少，植被为纯自然植被。该区域18年的植被峰值



沱沱河

与1~9月降水量的相关性为0.36 ($P < 0.05$, $n=18$)，与4~9月均温的相关性为-0.09 ($P < 0.05$, $n=18$)。在时序上，NDVI的变化呈现出轻微减少趋势；降水呈现减少趋势，趋势斜率为-1.57；温度变化呈增加趋势，趋势斜率为0.07。虽然该区域几乎无人类活动，可以排除人类干扰，但该地区的植被覆盖并没有与降水、温度的变化保持较好的一致性，可见影响该地区的自然因素比较复杂，植被的变化并不能单纯地依靠降水和温度的变化来解释。

⑥安多：位于唐古拉山北麓，羌塘高原的西北部，地形北高南低，坡度比较和缓，海拔4 800~5 000m，气候主要特点是高旱，年均温0℃左右，人类活动比较少，以牧业为主，植被以高寒草甸和高寒草原为主，几乎为纯自然植被。该区域18年的植被峰值与1~9月降水量的相关性为0.53 ($P < 0.05$, $n=18$)，与4~9月平均温度的相关性为-0.06 ($P < 0.05$, $n=18$)。在时序上，NDVI变化趋势趋于0；降水呈现减少趋势，趋势斜率为-1.02；温度变化呈增加趋势，趋势斜率为0.06。虽然降水减少、温度升高不利于植被生长，但该地区植被覆盖基本保持稳定的态势，可见除了气候因素外，该地区还存在其他促进植被变好的因素。

⑦拉萨：位于念青唐古拉山南麓，拉萨河中游地区，地貌主要为沟谷地貌，地势由东北向西南倾斜，气候属于高原温带半干旱季风气候区，植被类型包括高寒草甸、高寒草原、高寒荒漠。在河谷冲击平原地区，主要以农耕地为主，是西藏的重要农业区。该区域18年的植被峰值与1~9月降水量的相关性为0.55 ($P < 0.05$, $n=18$)，与4~9月均温的相关性为0.02 ($P < 0.05$, $n=18$)。在时序上，NDVI呈增加趋势，趋势斜率为0.38；降水呈现增加趋势，趋势斜率为4.49；温度变化呈增加趋势，趋势斜率为0.03。由此可见，该地区降水和温度均有利于植被生长，表现为NDVI值升高。可见气候因素在这一地区扮演着重要的角色。

二、人文因素对沿线植被覆盖的影响

植被覆盖在受气候因素影响的同时,也受到人为因素的影响,而且在植被覆盖的变化过程中也包含着诸多的人为因素信息。对于植被覆盖变化的驱动因素而言,在不同的区域,不同的学者强调不同的因素。虽然在局部地区(如无人区)自然因素起决定作用,但在大部分地区,植被覆盖的变化都打上了人类活动的烙印。

从影响的性质来看,人类活动的影响可分两种:一种为瞬变的(或突变),如垦荒、撂荒、植树、工程建设,这类活动的时间短、范围小,但可以快速改变植被覆盖,而一旦改变,将发生持久变化,长期而不可逆转地存在下去。第二种为渐变的,如过度放牧、作物投入、改变局地气候,这类活动对植被覆盖的影响是渐变的,而且是逐渐加重的。

从全球尺度来看,人类活动对地表植被覆盖变化有一定的影响,且区域差异比较明显。在有些地区,植被覆盖以减少为主,诸如森林砍伐、耕地撂荒、大面积的工程建设等因素均可能造成植被覆盖的减少^[43]。而在另一些地区,植被覆盖以增加为主,诸如植树造林等,可以增加当地植被覆盖。

青藏铁路沿线植被变化的人文因素影响,以沿线典型的农业区、农牧混合区和牧业区为案例进行剖析。研究显示,在农业区(拉萨河谷地和湟水谷地)NDVI呈现增加趋势;在牧业区(天峻、海晏、安多、那曲等地)NDVI无明显变化;而在农牧混合区的有些区域,NDVI变化比较明显(包括显著增加和显著减少),如柴达木盆地和共和盆地(图4-2-3)。

1. 农业区

(1) 西宁地区。图4-3-10显示了西宁地区几项主要社会经济指标的变化趋势(进行了归一化处理),可以看出,除了林业、牧业占总产业比值的波动比较大外,其他几项指标的变化比较平缓。

表4-3-2显示了这些指标与NDVI的相关性,林业占总产业的比重以及造林面积与NDVI相关性比较大。事实也是如此,因为林业增加意味着植被覆盖增加,从而导致了NDVI的增加。此外,牲畜量也与NDVI呈现正相关,这可能是因为NDVI的增大会伴随着农作物产量的提高,家畜可利用的精饲料和粗饲料(人工牧草和农作物秸秆等)的产量也会提高,农民利用农业来促进农区舍饲畜牧养殖业的发展,如农区牛羊育肥等,这也证明了该区近期倡导的农区舍饲畜牧养殖业有显著的生态效益。畜牧业的发展促进农作物的生产,表现出牲畜量虽然增加,但植被量没有减少反而增加的趋势。

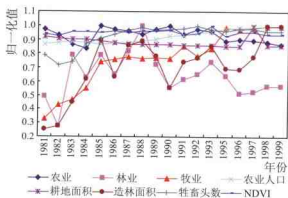


图4-3-10 西宁地区1981~1999年几项社会经济指标的变化趋势

表 4-3-2 西宁地区 1981~1999 年经济指标与 NDVI 的相关性

	各产业占总产业的比重			乡村人口	年末耕地面积	造林面积	牲畜量
	农业	林业	牧业				
NDVI	0.207	0.466	0.116	-0.022	-0.144	0.302	0.322

(2) 拉萨河谷地。如图 4-2-3 所示, 1981~2006 年间, 该地区植被覆盖整体上呈现变好的趋势。1981~2006 年间, 耕地呈增加趋势, 增加的耕地是由河谷地带山地草原、荒漠草原等牧草地转化而来的, 即把原来覆盖较低的牧草地开发成为具有较高产量的耕地。同时, 这些年来, 通过人为有意识地改造环境, 该地区林地面积有了很大的增加^[44], 这些土地利用方式的改变在一定程度上增加了该地区的植被覆盖。



拉萨河谷人工林地

2. 农牧混合区

(1) 柴达木盆地。该地区植被覆盖变化特别强烈的区域均位于城镇, 即人口比较集聚的绿洲地区, 而城镇周围地区的植被覆盖变化比较轻微, 远离城镇区域的植被覆盖一般无变化(图 4-2-3)。据统计资料显示, 20 世纪 60 年代, 该地区在自然条件较好、植被比较发达的地区累计开荒 $8.39 \times 10^4 \text{ hm}^2$ ($1 \text{ hm}^2 = 0.01 \text{ km}^2$), 后来由于沙化、盐渍化和缺水等原因弃耕 $4.65 \times 10^4 \text{ hm}^2$, 1995 年只保留耕地 $3.73 \times 10^4 \text{ hm}^2$, 弃荒率达 55% 以上; 而 1998 年调整后的耕地仅为 $4.14 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 。实验表明, 现有耕地表土风蚀量为原始植被的 3 倍, 而弃耕地是原始植被的 15 倍, 这在一定程度上增加了沙源, 促进了荒漠化的发展, 从而造成了 NDVI 的剧烈变化。但也有一些变化的区域(主要是一些地区的农田防护林)建设得比较好, 从而促使植被覆盖明显增加。在荒漠地区, 城镇一般位于自然条件较好的地方, 因此牧业人口也主要集中在城镇周围。牲畜总头数从 1978 年的 240 万头降到了 1995 年的 135 万头, 可利用天然草场持续严重超载, 这是退化的草地生态系统与放牧牲畜间相互调整的结果。随着盆地陆续开发, 人口激增, 但生活能源问题没有得到彻底解决, 导致了灌木被砍伐作为燃料, 造成植被破坏, 降低了植被覆盖率。而在离城镇较远的地方, 人类活动较少, 植

被覆盖基本上无变化。

(2) 共和盆地的黄河谷地地区。该地区的农耕地主要位于黄河沿岸，便于引黄河水灌溉。1981~2006年间，植被显著减少的区域主要在黄河沿岸，即农耕地分布地区（图4-2-3）。统计资料显示，20世纪80年代该地区耕地面积有24 050hm²，而到了20世纪90年代末减少为18 236hm²，20年间撂荒率达25%，撂荒地大部分是疏松的裸土，成为荒漠化的沙源。从人口上来看，20世纪80年代该地区的乡村人口为15万人，而到了20世纪90年代末，乡村人口增加到17万人，而在人口增加的同时，该地区人均粮食产量由290kg减少到200kg左右。当地居民为了增加收入而在草地上挖药材、砍柴、搂草，进一步造成植被质量下降。

3. 牧业区

主要选择青海省的天峻、西藏自治区的安多和那曲地区进行分析，这些地区植被覆盖整体上处于无变化和轻微增加趋势，只在一些局部区域存在植被覆盖减少的趋势（图4-2-3）。这些地区海拔较高，人类活动没有前两类区域剧烈。同时，影响植被覆盖的两个重要方面——人口和牛羊肉产出在此期间变化并不大。如天峻在20世纪80年代人口为0.6万人左右，到20世纪90年代仍然保持在这个数字；牛羊肉产出变化也不大，在20世纪80年代约为 4.7×10^7 kg，而到了20世纪90年代末只增加到 5×10^7 kg左右。



天峻草地

第四节 青藏铁路沿线植被保护策略

青藏高原的自然环境和生态系统十分独特,对高原区域社会经济发展有着基础保障作用,并在全国生态与环境安全保障中具有不可替代的重要地位。近百年来地球正经历一次以全球气候变暖为主要特征的显著变化,青藏高原气温升高更为明显,是同纬度增温最明显的地区之一^[28, 45~48]。目前,在气候变化及人类活动的双重影响下,青藏铁路/公路沿线某些区域的植被会处于退化的风险之中^[23, 49~52]。

青藏铁路格拉段施工建设采用了国际上先进的技术,最大程度地保护了沿线脆弱的生态环境,如在高寒地区路基草皮移植或建植技术等方面取得了成功。随着青藏铁路运力的不断增强,在给高原带来巨大经济和社会效益的同时,也可能对沿线生态系统产生一定的潜在影响。

结合沿线植被过去 25 年变化的特点,及植被恢复工程实施与恢复程度,提出青藏铁路/公路沿线植被保护建议如下:

1. 建立沿线植被生态系统变化监测体系

植被生态系统监测的主要内容有以下四个方面:

(1) 对沿线大气环境、土壤结构、植物种群结构、植被演替、生产力、生产量、动物种群结构、种群变化等进行长期定时、定点观测和监控,掌握植被生态系统的变化趋势,及时反馈,以便对植被生态系统建设适时评估和调整,同时为进一步采取生物和工程措施提供科学依据,以保证植被生态系统稳定有序。

(2) 对植被生产力(主要是草地)的年际中长期变化规律的监测。对每年观测的数据进行对比分析,准确计算产草量,合理安排牧业活动,避免超载过牧。

(3) 草地灾害的监测与预警。高原气候变化无常,各类自然、人为灾害频繁爆发,草地生态监测系统的建立,对



植被变化调查

草地灾害的预警和预防无疑会起到重要作用。

(4) 草地环境监测。主要监控草地退化、河流与湖泊干涸等变化过程, 研究草地植被演替、种群结构变化、水土流失、鼠虫害及沙化等变化的基本过程 and 变化方向。

2. 加强应用技术的引进、研究与开发

(1) 植被恢复与重建技术。根据不同地区生态系统的特点, 研究制定各区(尤其是三江源地区和安多—那曲—当雄地区)植被恢复与重建的技术与措施, 包括荒漠化治理、退化草地治理、冻土扰动治理、鼠虫害治理、湿地修复等措施和技术。

(2) 农(牧)业生物技术研发。面对人口、资源、环境、粮食问题和气候变化的挑战, 充分利用青藏铁路/公路沿线的自然环境及丰富的光能资源, 加强农作物光合作用、生物固氮等方面的技术研究, 积极筛选、培育抗逆性强、高产优质的作物新品种, 加强高原设施农业的技术研发, 注重高原农产品深加工技术的研究, 开发高原特色农副产品, 强化人类适应气候变化及其对农业影响的能力, 提高农(牧)业收入。

3. 工程策略

(1) 草地生态系统保护与发展工程。青藏铁路沿线区域急需建立以保护自然资源为主的可持续发展的畜牧业。要做到环境保护与经济发展并重, 根据实际情况, 制定实施可持续的草地生态系统保护与发展工程。保护当地特有的家畜品种, 建立优良品种繁育基地; 建立畜产品深加工企业, 进一步提高畜产品的附加值, 提高农牧民的经济收入; 建立“牧繁农育”工程, 成立“公司+牧户+农户”等模式, 在重点自然资源保护区开展封育和半封育养殖, 有效保护草地生态系统。

(2) 退化土地的恢复与治理工程。通过调查和研究, 结合综合监测结果, 建立退化草地综合治理区、退化农田综合治理区。

(3) 牧区、农区、林区协调发展工程。沿线地区发展不平衡, 每个区域有不同的自然资源, 经济发展模式也不尽相同, 青藏铁路/公路可在区域资源整合上发挥巨大的作用。因此, 应根据各主要经济发展区域的特点和资源优势, 采取优势互补、有机联合, 形成跨区域的经济发展模式, 促进和带动全区经济的发展。



铁路建设移植的草皮

主要参考文献

- [1] van Bohemen H D. 1998. Habitat fragmentation, infrastructure and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 11 (3): 199-207
- [2] Tinker D B, et al. 1998. Watershed analysis of forest fragmentation by clear cuts and roads in a Wyoming forest. *Landscape Ecology*, (13): 149-165
- [3] Borrego C, Tchepel O, Barros N, et al. 2000. Impact of road traffic emissions on air quality of Losbon region. *Atmospheric Environment*, (34): 4683-4690
- [4] 罗天祥, 李文华, 罗群, 等. 1999. 青藏高原主要植被类型生物生产量的比较研究. *生态学报*, 19 (6): 823-831
- [5] 朴世龙, 方精云. 2002. 1982~1999 青藏高原净第一性生产力及其时空变化. *自然资源学报*, 17 (3): 373-380
- [6] Whittaker R H. 1977. 群落与生态系统. 姚碧君, 译. 北京: 科学出版社
- [7] 张德铨. 2006. 青藏铁路的生态环境效应. 国家自然科学基金委重点基金结题报告(内部资料)
- [8] Huai H Y, Wei W H, Zhang Y L. 2008. Characteristics of the achnatherum splendens community along the Qinghai-Tibet Railway, China. *Frontiers of Biology in China*, 3 (4): 477-483
- [9] Zhou J X, Yang J, Peng G. 2008. Constructing a green railway on the Tibet Plateau: Evaluating the effectiveness of mitigation measure. *Transportation Research*, (13): 369-376
- [10] 吴青柏, 李新, 李文君. 2001. 全球气候变化下青藏公路沿线冻土变化响应模型的研究. *冰川冻土*, 23(1): 1-5
- [11] 刘争平. 2008. 青藏铁路多年冻土的分布特点. *铁道勘察*, (2): 78-81
- [12] 陈群, 李双成, 郑度. 2003. 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*, 21 (5): 559-567
- [13] 沈渭涛, 张慧, 邹长新. 2004. 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. *科学通报*, 49 (9): 909-914
- [14] 王根绪, 吴青柏, 王一博, 等. 2005. 青藏铁路工程对高寒草地生态系统的影响. *科技导报* (1): 8-13
- [15] 祝广华, 陶玲, 任碧. 2006. 青藏铁路工程迹地对植被的影响评价. *草地学报*, 14 (2): 160-180
- [16] 刘兰华, 李耀增, 康锋. 2007. 高原地区铁路建设生态恢复技术初探——以青藏铁路格唐段为例. *水土保持研究*, 14 (1): 310-312
- [17] 陈桂琛, 周国英, 孙菁. 2008. 采用垂穗披碱草恢复青藏铁路取土场植被的试验研究. *中国铁道科学*, 129(15): 134-137
- [18] 张德铨, 阎建忠, 刘林山, 等. 2002. 青藏公路对区域土地利用和景观格局的影响——以格尔木至唐古拉山段为例. *地理学报*, 57 (3): 253-266
- [19] 阎建忠, 张德铨, 刘林山, 等. 2003. 高原交通干线对区域土地利用和景观格局的影响——以兰州至格尔木段为例. *地理学报*, 58 (1): 1-12
- [20] 丁明军, 沈振西, 张德铨, 等. 2005. 青藏公路与铁路沿途 1981 年~2001 年植被覆盖变化. *资源科学*, 27 (5): 128-133
- [21] Chen X Q, Tan Z J, Schwartz M D, et al. 2000. Determining the growing season of land vegetation on the basis of plant phenology and satellite data in Northern China. *International Journal of Biometeorology*, (44): 97-101

- [22] 周麟. 1998. 祁连山地区草地退化过程及原因剖析. 山地研究, 16(3): 239-243
- [23] 摆万奇, 张德胜, 谢高地, 等. 2002. 黄河源区玛多县草地退化成因分析. 应用生态学报, 13(7): 823-826
- [24] 安部加. 2003. 格尔木市草地退化原因及治理. 青海草业, 12(2): 26-28
- [25] 魏生柱, 乌兰英, 海花. 2003. 德令哈草地退化现状及防治. 青海草业, 12(2): 33-36
- [26] 严作良, 周华坤, 刘伟, 等. 2003. 江河源区草地退化状况及成因. 中国草地, 25(1): 73-78
- [27] 张德胜, 郑度, 刘晓东, 等. 2004. 青藏高原区域生态环境变化及其管理对策探讨 // 郑度, 姚檀栋. 青藏高原隆升与环境效应. 北京: 科学出版社, 459-554
- [28] 吴绍洪, 尹云鹤, 郑度, 等. 2005. 青藏高原近 30 年气候变化趋势. 地理学报, 60(1): 1-11
- [29] Runnström M C. 2000. Is Northern China winning the battle against desertification-Satellite remote sensing as a tool to study biomass trends on the Ordos Plateau in Semiarid China. AMBIO, 29(8): 468-476
- [30] 史培军. 1991. 地理环境演变研究的理论与实践——鄂尔多斯地区晚第四纪以来地理环境演变研究. 北京: 科学出版社
- [31] 李吉均, 文世宣, 张青松, 等. 1979. 中国青藏高原的隆起和它对冰期之中国的影响. 冰川与冻土, 1(1): 6-11
- [32] 刘东生. 1985. 黄土与环境. 北京: 科学出版社
- [33] 杨怀仁. 1987. 第四纪地质. 北京: 高等教育出版社
- [34] 周廷儒. 1979. 近三十年来自中国第四纪古地理研究的进展. 地理学报, 34(4): 279-292
- [35] 张兰生. 1984. 中国第四纪以来环境演变的主要特征. 北京师范大学学报(自然科学版), (4): 81-86
- [36] 张兰生, 史培军. 1996. 建立人地系统动力学, 加强环境与生态问题研究. 中国科学基金, (3): 158-162
- [37] 姜旭. 1988. 草地退化及其防治策略. 自然资源, (3): 54-61
- [38] 王义凤. 1991. 黄土高原地区植被资源及其合理利用. 北京: 中国科学技术出版社, 94-95
- [39] 许鹏. 1993. 新疆草地资源及其利用. 乌鲁木齐: 新疆科技卫生出版社, 256-259
- [40] 姚檀栋, 刘晓东, 王宁练. 2000. 青藏高原地区的气候变化幅度问题. 科学通讯, 45(1): 98-106
- [41] 牛涛, 陈隆勋, 王文. 2002. 青藏高原冬季平均温度、湿度气候特征的 REOF 分析. 应用气象学报, 13(5): 561-570
- [42] 徐影, 高学杰. 2004. 温室效应对青藏高原及其铁路沿线气候影响的数值模拟. 气候变化通讯, 3(4): 6-8
- [43] Scott M S, Roberto Q. 2003. Is poverty to blame for soil, pasture and forest degradation in Peru's Altiplano. World Development, 31(11): 1903-1919
- [44] 徐多, 张德胜, 郑度. 2006. 拉萨地区土地利用变化. 地理学报, 61(10): 1075-1083
- [45] 刘晓东, 张敏锋, 惠晓英, 等. 1998. 青藏高原当代气候变化特征及其对温室效应的响应. 地理科学, 18(2): 113-121
- [46] 姚莉, 吴庆梅. 2002. 青藏高原气候变化特征. 气象科技, 30(3): 162-164
- [47] 李林, 朱西德, 秦宁生. 2003. 青藏高原气温变化及其异常类型的研究. 高原气象, 22(5): 524-530
- [48] 韦志刚, 黄荣辉, 董文杰. 2003. 青藏高原气温和降水的年际和年代际变化. 大气科学, 27(2): 157-170
- [49] 王根绪, 程国栋. 江河源区的草地资源特征与草地生态变化. 中国沙漠, 2001, 21(2): 101-107
- [50] 潘竞虎. 2005. 近 15 年来长江源区土地利用变化及其生态环境效应. 长江流域资源与环境, 14(3): 310-315
- [51] 程国栋. 1998. 关于江河源区生态环境保护与建设研究的几点建议. 地球科学进展(增刊): 6-101
- [52] 孙成权. 1998. 关于江河源环境与生态保护的几点看法. 地球科学进展(增刊): 12-161



QINGHAI-TIBET
RAILWAY

第五章

青藏铁路对沿线动物的影响



青藏高原独特的地理和气候条件使其成为世界上生物多样性最独特的区域之一。它是世界山地生物物种一个重要的起源和分化中心^[1]。就动物地理而言，青藏高原内部属古北界区系，东南部属东洋界区系，动物则为高地森林草原—草甸草原—寒漠动物类群^[2]。

青藏铁路通过的地区分布着珍稀特有物种和少数高山种类。青藏铁路沿线动物的主要特点是种类少、特有种多、种群数量大，是我国野生动物中最独特的类群。

本章阐述了青藏铁路沿线各生态系统类型区的野生动物及其分布，实地观测研究了铁路修建和运营对沿线大型珍稀动物生活习性的影响，探讨了沿线野生动物的保护策略。



第一节 青藏铁路沿线主要野生动物及其分布

青藏高原是野生动物的王国,动物种类繁多,而青藏铁路附近分布的野生动物包括了青藏高原大多数的动物种类,其中包括濒危、珍稀和特有的藏羚羊(*Pantholops hodgsoni*)、藏野驴(*Equus kiang*)、白唇鹿(*Cervus albirostris*)、野牦牛(*Bos mutus*)、雪豹(*Uncia uncia*)、黑颈鹤(*Grus nigricollis*)等。动物的分布与栖息地条件有明显的关系。青藏铁路沿线的生态系统类型主要包括农业区、温性草原区、荒漠和半荒漠区、高寒草甸区、高寒草原区、半农半牧区等。根据已有的资料及课题组野外调查的结果,将不同生态系统类型区中的动物简述如下。

一、西宁段农业区

西宁段农业区小型动物比较丰富,而隐蔽条件要求比较高的大型动物很少。鸟类以鸦科、文鸟科(麻雀属)、雀科(朱雀属)、山雀科居多;兽类以兔形目、啮齿目最为普遍。常见的动物种类主要有:

1. 两栖类和爬行类

该区域分布有少量的两栖类和爬行类,两栖类有大蟾蜍岷山亚种(*Bufo bufo minshanicus*)、花背蟾蜍(*Bufo raddei*)、中国林蛙(*Rana temporaria chensinensis*)。爬行类有青海沙蜥(*Phrynocephalus vlangalii*)、丽斑麻蜥(*Eremias argus*)、密点麻蜥(*Eremias multiocellata*)、枕纹锦蛇(*Elaphe dione*)等^[1]。

2. 鸟类

该地区鸟类数量丰富,隶属16目、23科、230多种。代表动物有黑颈鹤、鸬鹚(*Phalacrocorax carbo*)、苍鹭(*Ardea cinerea*)、大白鹭(*Egretta alba*)、黑鹳(*Ciconia nigra*)、赤麻鸭(*Tadorna ferruginea*)、针尾鸭(*Anas acuta*)、绿翅鸭(*A. crecca*)、绿头鸭(*A. platyrhynchos*)、斑嘴鸭(*A. poecilorhyncha*)、赤膀鸭(*A. strepera*)、凤头潜鸭(*Aythya fuligula*)、鹊鸭(*Bucephala clangula linnaeus*)、斑头秋沙鸭(*Mergus albellus*)、中华秋沙鸭(*M. squamatus*)、蜂鹰(*Pernis ptilorhynchus*)、鸢(*Milvus korschun*)、雀鹰(*Accipiter nisus*)、大鵟(*Buteo hemilasius*)、金雕(*Aquila chrysaetos*)、白尾海雕(*Haliaeetus albicilla*)、秃鹫(*Aegypius monachus*)、兀鹫(*Eurasian griffon*)、矛隼(*Falco gyrfalco hmnalus*)、游隼(*F. peregrinus*)、燕隼(*F. subbuteo*)、红隼(*F. tinnunculus*)、斑尾榛鸡(*Tetrastes sewerzowi*)、石鸡(*Alectoris*

chukar)、斑翅山鹑(*Perdix dauuricae*)、蓝马鸡(*Crossoptilon auritum*)、环颈雉(*Phasianus colchicus*)、普通秧鸡(*Rallus aquaticus*)、小田鸡(*Porzana pusilla*)、白骨顶(*Fulica atra*)、大鸨(*Otis tarda*)、凤头麦鸡(*Vanellus vanellus*)、青脚鹬(*Tringa nebularia*)、白腰草鹬(*T. ochropus*)、林鹬(*T. glareola*)、翻石鹬(*Arenaria interpres*)、红胸滨鹬(*Calidris ruficollis*)、长趾滨鹬(*C. subminuta*)、乌脚滨鹬(*C. temminckii*)、鸕嘴鹬(*Ibidorhyncha struthersii*)、黑翅长脚鹬(*Himantopus himantopus*)、普通燕鸥(*Sterna hirundo*)、岩鸽(*Columba rupestris*)、原鸽(*C. livia*)、灰斑鸠(*Streptopelia decaocto*)、大杜鹃(*Cuculus canorus*)、长耳鸮(*Asio otus*)、楼燕(*Apus apus*)、白腰雨燕(*A. pacificus*)、戴胜(*Upupa epops*)、蚁鴒(*Jynx torquilla*)、黑枕绿啄木鸟(*Picus canus*)、斑啄木鸟(*Dendrocopos major*)、短趾沙百灵(*Calandrella cinerea*)、小沙百灵(*C. rufescens*)、凤头百灵(*G. cristata*)、小云雀(*Alauda gulgula*)、角百灵(*Eremophila alpestris*)、灰沙燕(*Riparia riparia*)、岩燕(*Ptyonoprogne rupestris*)、家燕(*Hirundo rustica*)、金腰燕(*H. daurica*)、灰鹊鸚(*Motacilla cinerea*)、白鹊鸚(*M. alba*)、田鸚(*Anthus novaeseelandiae*)、粉红胸鸚(*A. roseatus*)、水鸚(*A. spinoletta*)、灰背伯劳(*Lanius tephronotus*)、楔尾伯劳(*L. sphenocercus*)、灰椋鸟(*Sturnus cineraceus*)、灰喜鹊(*Cyanopica cyana*)、喜鹊(*Pica pica*)、褐背拟地鸚(*Pseudopodoces humilis*)、红嘴山鸚(*Pyrrhocorax pyrrhocorax*)、黄嘴山鸚(*P. graculus*)、秃鼻乌鸦(*Corvus frugilegus*)、寒鸦(*C. monedula*)、大嘴乌鸦(*Corvus macrorhynchos*)、小嘴乌鸦(*C. corone*)、渡鸦(*C. corax*)、河乌(*Cinclus cinclus gularis*)、褐河乌(*C. pallasi*)、鸬鹚(*Troglodytes troglodytes*)、鸚岩鸚(*Prunella rubeculoides*)、棕胸岩鸚(*P. strophiata*)、棕眉山岩鸚(*P. montanella*)、褐岩鸚(*P. fulvescens*)、红点颏(*Luscinia calliope*)、黑胸歌鸚(*L. pectoralis*)、红胁蓝尾鸚(*Tarsiger cyanurus*)、赭红尾鸚(*Phoenicurus ochruros*)、黑喉红尾鸚(*P. hodgsoni*)、蓝额红尾鸚(*P. frontalis*)、白喉红尾鸚(*P. schisticeps*)、北红尾鸚(*P. aureus*)、红腹红尾鸚(*P. erythrogaster*)、红尾水鸚(*Rhyacornis fuliginosus*)、短翅鸚(*Hodgsonius*



黑颈鹤 (*Grus nigricollis*)



赤麻鸭 (*Tadorna ferruginea*)



角百灵 (*Eremophila alpestris*)



白鹊鸚 (*Motacilla alba*)



藏马鸡 (*Tetraogallus tibetanus*)



phoenicuroides)、黑喉石鹇(*Saxicola torquata*)、沙鹀(*Oenanthe isabellina*)、白顶鹀(*O. hispanica*)、白顶溪鹀(*Chaimarrornis leucocephalus*)、白背矶鹀(*Monticola saxatilis*)、虎斑地鸫(*Zoothera dauma*)、赤颈鸫(*Turdus ruficollis*)、斑鸫(*T. naumanni*)、宝兴歌鸫(*T. mupinensis*)、白喉噪鹛(*Garrulax albogularis*)、山噪鹛(*G. davidi*)、橙翅噪鹛(*G. ellioti*)、黄腹柳莺(*Phylloscopus affinis*)、黄眉柳莺(*P. inornatus*)、极北柳莺(*P. borealis*)、暗绿柳莺(*P. trochiloides*)、花彩雀莺(*Leptopoecile sophiae*)、凤头雀莺(*L. elegans*)、大山雀(*Parus major*)、灰蓝山雀(*P. cyanus*)、黑冠山雀(*P. rubridiventris*)、褐冠山雀(*P. dichrous*)、褐头山雀(*P. montanus*)、白眉山雀(*P. superciliosus*)、红翅旋壁雀(*Tichodroma muraria*)、旋木雀(*Certhia familiaris*)、山麻雀(*Passer rutilans*)、石雀(*Petronia petronia*)、褐翅雪雀(*Montifringilla adamsi*)、黄嘴朱顶雀(*Carduelis flavirostris*)、巨嘴沙雀(*Rhodospiza obsoleta*)、漠雀(*R. githagineus*)、大朱雀(*Carpodacus rubicilla*)、拟大朱雀(*C. rubicilloides*)、沙色朱雀(*C. synoicus*)、红眉朱雀(*C. pulcherrimus*)、白眉朱雀(*C. thura*)、朱雀(*C. erythrurus*)、红交嘴雀(*Loxia curvirostra*)、赤胸灰雀(*Pyrhula erythaca*)、白翅拟蜡嘴雀(*Mycerobas carnipes*)、白头鸫(*Emberiza leucocephala*)、灰头鸫(*E. spodocephala*)、灰岩岩鸫(*E. cia*)、三道眉草鸫(*E. cioides*)、小鸫(*E. pusilla*)等^[3]。

3. 兽类

该地区兽类隶属5目、12科、38种。主要有山地背纹鼯鼠(*Sorex cylindricauda*)、暗色鼯鼠(*S. sinalis*)、大狐蝠(*Pteropus giganteus*)、东方宽耳蝠(*Barbastella leucomelas*)、狼(*Canis lupus*)、豺(*Cuon alpinus*)、赤狐(*Vulpes vulpes*)、青鼬(*Martes flavigula*)、石貂(*Martes foina*)、狗獾(*Meles meles leucurus*)、香鼬(*Mustela altaica*)、艾虎(*M. eversmanni*)、豹猫(*Felis bengalensis*)、荒漠猫(*F. bieti*)、兔狲(*F. manul*)、猓狨、麝(*Capreolus capreolus*)、马麝(*Moschus sifanicus*)、盘羊(*Ovis ammon*)、喜马拉雅旱獭(*Marmota himalayana*)、黄耳斑麝鼠(*Petaurista xanthotis*)、阿拉善黄鼠(*Spermophilus dauricus*)、长尾仓鼠(*Cricetulus longicaudatus*)、高原鼯鼠(*Myospalax baileyi*)、甘肃鼯鼠(*M. smithi* Thomas)、根田鼠(*Microtus oeconomus*)、大林姬鼠(*Apodemus peninsulae*)、小家鼠(*Mus musculus gansuensis*)、褐家鼠(*Rattus norvegicus socer*)、中华鼯鼠(*Sicista concolor*)、甘肃鼠兔(*Ochotona cansus*)、达乌尔鼠兔(*O. daurica annectens*)、红耳鼠兔(*O. erythrotis*)、草兔(*Lepus capensis huangshuiensis*)等^[3]。

二、青海湖畔的温性草原区

青海湖畔的温性草原区是青藏铁路穿越的第一个地带性植被类型区，主要包括刚察、海晏、共和、天峻等地区。该地区年平均温度为0.1℃，极端最高温为25.5℃，极端最低温为-31.7℃，平均日温差为16.2℃，属典型大陆性中纬度高海拔寒冷半干旱性气候。植被以芨芨草(*Achnatherum splendens*)和短花针茅(*Stipa brevifolia*)为优势种^[4]。青海湖及其周围地区是青海湖裸鲤(湟鱼)(*Gymnocypris przewalskii*)、普氏原羚(*Ptoca praewalskii*)、

雪豹和众多鸟类的栖息地，被誉为天然的“高原生物基因库”。湖内鱼类资源丰富，盛产青海湖裸鲤。但鱼类的种类较少，区系组成比较简单。比较有代表性的鱼类有：硬刺高原鳅 (*Triplophysa scleroptera*)、背斑高原鳅 (*T. dorsonotata*)、隆头高原鳅 (*T. alticeps*)、细体高原鳅 (*T. leptosoma*)^[3]。该地区常见的动物种类主要有：

1. 两栖类和爬行类

两栖类动物主要为花背蟾蜍、中国林蛙等。爬行类动物主要有青海沙蜥、密点麻蜥、腹蛇 (*Agkistrodon halys*) 等^[3]。

2. 鸟类

该地区鸟类资源丰富，著名的鸟岛就位于青海湖的西北部，湖区鸟禽有163种，分属16目、35科，总数在16万只以上。主要有：凤头鹑鹑 (*Podiceps cristatus*)、鸕鹚、池鹭 (*Ardeola bacchus*)、黑鹳、灰雁 (*Anser anser*)、斑头雁 (*A. indicus*)、大天鹅 (*Cygnus cygnus*)、疣鼻天鹅 (*C. olor*)、赤麻鸭、翘鼻麻鸭 (*Tadorna tadorna*)、赤嘴潜鸭 (*Netta rufina*)、白眼潜鸭 (*Aythya nyroca*)、凤头潜鸭、鹧鸪、斑头秋沙鸭、普通秋沙鸭 (*Mergus merganser*)、雀鹰、大鵟、金雕、白肩雕 (*Aquila heliaca*)、草原雕 (*A. rapax*)、玉带海雕 (*Haliaeetus leucoryphus*)、胡兀鹫 (*Gypaetus barbatus*)、秃鹫、兀鹫、白尾鹞 (*Circus cyaneus*)、白头鹞 (*C. aeruginosus*)、猎隼 (*Falco cherrug*)、燕隼、红隼、斑尾榛鸡 (*Tetrastes sewerzowi*)、藏雪鸡 (*Tetraogallus tibetanus*)、雄雉 (*Tetraophasis obscurus*)、鹌鹑 (*Coturnix coturnix*)、石鸡、斑翅山鹑、高原山鹑 (*Perdix hodgsoniae*)、血雉 (*Ithaginis cruentus*)、蓝马鸡、环颈雉、灰鹧 (*Grus grus*)、黑颈鹤、蓑羽鹤 (*Anthropoides virgo*)、白骨顶、金眶鸻、环颈鸻 (*Charadrius alexandrinus*)、蒙古沙鸻 (*C. mongolus*)、铁嘴沙鸻 (*C. leschenaultii*)、红脚鹬 (*Tringa totanus*)、青脚鹬、白腰草鹬、矶鹬 (*Actitis hypoleucos*)、林鹬、翻石鹬、孤沙锥 (*Capella solitaria*)、红腹滨鹬 (*Calidris canutus*)、乌脚滨鹬、鸕嘴鹬、黑翅长脚鹬、渔鸥 (*Larus ichthyaeus*)、棕头鸥 (*L. brunicephalus*)、普通燕鸥、毛腿沙鸡 (*Syrphantes paradoxus*)、西藏毛腿沙鸡 (*Syrphantes tibetanus*)、雪鸽 (*Columba leuconota*)、岩鸽、原鸽、灰斑鸠、火斑鸠 (*Streptopelia tranquebarica*)、雕鸮 (*Bubo bubo*)、纵纹腹小鸮 (*Athene noctua*)、长耳鸮、白腰雨燕、戴胜、黑啄木鸟 (*Dryocopus martius*)、斑啄木鸟、三趾啄木鸟 (*Picoides tridactylus*)、长嘴百灵 (*Melanocorypha maxima*)、蒙古百灵 (*M. mongolica*)、短趾沙百灵、细嘴沙百灵 (*C. acutirostris*)、小沙百灵、小云雀、灰沙燕、岩燕、金腰燕、黄鹌鸽 (*Motacilla flava*)、黄头鹌鸽 (*M. citreola*)、白鹌鸽、田鸮、粉红胸鸮、水鸮、红尾伯劳 (*Lanius cristatus*)、灰背伯劳、楔尾伯劳、喜鹊、灰喜鹊、黑尾地鸦 (*Podoces hendersoni*)、褐背拟地鸦、红嘴山鸦、黄嘴山鸦、寒鸦、渡鸦、河乌、鸬鹚、鸕岩鸕、棕岩鸕、褐岩鸕、蓝点颏 (*Luscinia svecica*)、赭红尾鸲、黑喉红尾鸲、蓝额红尾鸲、白喉红尾鸲、红腹红尾鸲、黑喉山鸲、沙鸲、白背矶鸲、棕背鸲 (*Turdus kessleri*)、赤颈鸲、斑鸲、山噪鸲、橙翅噪鸲、白眶鸲雀 (*Paradoxornis conspicillatus*)、斑胸短翅莺 (*Bradypterus thoracicus*)、黄腹柳莺、棕腹柳莺 (*Phylloscopus subaffinis*)、黄眉柳莺、黄腰柳莺 (*P. proregulus*)、暗绿柳莺、花彩莺雀、凤头莺雀、白眉山雀、灰蓝山雀 (*Parus cyanus*)、红翅旋壁雀、家麻雀 (*Passer domesticus*)、石雀、褐翅雪雀、棕颈雪雀 (*Montifringilla*

ruficollis)、棕背雪雀(*M. blanfordi*)、黄嘴朱顶雀、林岭雀(*Leucosticte nemoricola*)、白脸鹀(*Sitta leucopsis*)、高山岭雀(*Leucosticte brandti*)、漠雀、大朱雀、红交嘴雀(*Loxia curvirostra*)、拟大朱雀、红胸朱雀(*Carpodacus puniceus*)、红眉朱雀、白眉朱雀、朱雀、白翅拟蜡嘴雀等^[2,3]。

3. 兽类

该地区兽类隶属 5 目、13 科、30 余种。主要有：西藏鼯鼠(*Sorex thibetanus*)、狼、藏狐(*Vulpes ferrilata*)、赤狐、石貂、狗獾、香鼬、艾虎、荒漠猫、兔孙、猓狍、白唇鹿、马鹿、马麝(*Moschus sifanicus*)、盘羊、藏原羚(*Procapra picticaudata*)、普氏原羚、岩羊(*Pseudois nayaur*)、喜马拉雅旱獭、长尾仓鼠、高原鼯鼠、小毛足鼠(*Phodopus roborovskii*)、根田鼠、小家鼠、西伯利亚五趾跳鼠(*Allactaga sibirica*)、高原鼠兔(*Ochotona curzoniae*)、红耳鼠兔、草兔、高原兔(*Lepus oiostolus*)等^[2,3]。

三、柴达木盆地的荒漠和半荒漠区

德令哈—格尔木—小南川等海拔在 2 830~4 200 m 的区域植被为典型的荒漠类型，是青藏铁路穿过昆仑山之前的主要景观生态类型，主要分布在柴达木盆地，该区域气候环境极为干旱，在不同地段因优势种有所差异而形成不同的荒漠植被类型^[5]。在沼泽、湖泊等地，有芦苇生长。本区由于环境条件的限制，动物种类相对比较贫乏，以啮齿类和有蹄类动物繁盛为特征，两栖类和爬行类仅有青海沙蜥和密点麻蜥。常见的动物主要有：

1. 两栖类和爬行类

仅有青海沙蜥和密点麻蜥^[2,3]。

2. 鸟类

该地区的鸟类隶属 11 目、21 科、200 余种。主要有：黑颈鹳、凤头鹳、大白鹭、鸿雁(*Anser cygnoides*)、灰雁、斑头雁、大天鹅、疣鼻天鹅、赤麻鸭、赤嘴潜鸭、白眼潜鸭、凤头潜鸭、普通秋沙鸭、鸢、大鸢、金雕、玉带海雕、胡兀鹫、游隼、红隼、藏雪鸡、高山雪鸡(*Tetraogallus himalayensis*)、石鸡、斑翅山鸡、高原山鸡、环颈雉、灰鹤、黑颈鹤、蓑羽鹤、白颈鹤、蒙古沙鸥、红脚鹬、林鹬、孤沙锥、乌脚滨鹬、鹈鹕、鱼鸥、棕头鸥、普通燕鸥、毛腿沙鸡、西藏毛腿沙鸡、雪鸽、岩鸽、原鸽、欧斑鸠(*Streptopelia turtur*)、大杜鹃、雕鸮、白腰雨燕、戴胜、黑枕绿啄木鸟、斑啄木鸟、长嘴百灵、短趾沙百灵、细嘴沙百灵、小沙百灵、小云雀、角百灵、灰沙燕、岩燕、家燕、金腰燕、黄头鹡鸰、白鹡鸰、田鸻、粉红胸鸻、水鸻、红尾伯劳、灰背伯劳、楔尾伯劳、喜鹊、黑尾地鸦(*Podoces hendersoni*)、褐背拟地鸦、红嘴山鸦、黄嘴山鸦、寒鸦、渡鸦、河乌、鹳鹬、领岩鹳(*Prunella collaris*)、鹁岩鹳、棕胸岩鹳、褐岩鹳、红胁蓝尾鸲、贺兰山红尾鸲(*Phoenicurus alaschanicus*)、赭红尾鸲、蓝额红尾鸲、白喉红尾鸲、红腹红尾鸲、黑喉石鸻、沙鸻、漠鹀(*O. deserti*)、白顶鹀、乌鸫(*Turdus merula*)、棕背鸫、斑鸫、田鸫(*T. pilaris*)、文须雀(*Panurus biarmicus*)、山鹀(*Rhopophilus pekinensis*)、稻田苇莺(*Acrocephalus agricola*)、白喉林莺(*Sylvia curruca*)、沙白喉林莺(*S. minula*)、黄腹柳莺、花彩雀莺、凤头雀莺、白眉山雀、红翅旋壁雀、家麻雀、石雀、褐

翅雪雀、棕颈雪雀、棕背雪雀、黄嘴朱顶雀、林岭雀、高山岭雀、漠雀、大朱雀、拟大朱雀、红胸朱雀、红眉朱雀、白眉朱雀、朱雀、锡嘴雀(*Coccothraustes coccothraustes*)、白翅拟蜡嘴雀、白头鸫、灰眉岩鸫、芦鸫(*Emberiza schoeniclus*)等^[2,3]。

3. 兽类

该区域分布的兽类动物隶属 7 目、16 科、40 余种。主要有：斯氏水麝鼯(*Chimarrogale styani*)、小麝鼯(*Crocidura suaveolens lignicolor*)、川西长尾鼯(*Soriculus hypsibia*)、山地背纹鼯鼠(*Sorex cylindricauda*)、中鼯鼠(*S. caecutiens cansulus*)、西藏鼯鼠、甘肃鼯(*Scapanulus oweni*)、狼、大狐蝠、藏狐、赤狐、棕熊(*Ursus arctos*)、石貂、狗獾、香鼬、艾虎、兔狲、兔狲青藏亚种(*F. manul. nigripectus*)、猞猁、雪豹、藏野驴、野骆驼(*Camelus bactrianus ferus*)、盘羊、藏羚羊、野牦牛、藏原羚、长尾仓鼠、灰仓鼠(*C. migratorius*)、小毛足鼠、普氏兔尾鼠(*Eolagurus przewalskii*)、根田鼠、白尾松田鼠(*Pitymys leucurus*)、大耳姬鼠(*Apodemus latronum*)、西伯利亚五趾跳鼠、红耳鼠兔等^[2,3]。

四、昆仑山口—唐古拉山口的高寒草原区

该区域地处青藏高原腹地，海拔都在 4 000m 以上，气候条件严酷，人类无法长期居住、生产和生活，因而保留了其原始的生态环境和独特的自然景观。年降水量 200~300mm，暖季表土消融后，有低矮的植物生长。植被以高寒草原为主，主要是一些耐寒耐旱的草本植物和小灌木，植被的覆盖度 30%~60%。该区域动物区系组成简单，但种群密度大，数量较多，其中许多是青藏高原特有珍稀的物种。属国家一级保护动物的有雪豹、藏野驴、野牦牛、白唇鹿、藏羚羊、金雕、黑颈鹤等，国家二级保护动物有棕熊、猞猁、兔狲、藏原羚、岩羊、盘羊、石貂、豺、藏狐、红隼、大鸛、秃鸛、大天鹅、斑头雁、赤麻鸭、西藏毛腿沙鸡、



藏雪鸡等。主要动物有：

1. 两栖类和爬行类

仅有西藏齿突蟾 (*Scutiger boulengeri*) 和青海沙蜥^[2,3]。

2. 鸟类

该区域鸟类资源非常丰富，隶属 15 目、21 科、210 余种。常见的有黑颈鹳、凤头鹳、苍鹭 (*Ardea cinerea*)、大白鹭、黑鹳、针尾鸭、绿翅鸭、赤膀鸭、赤嘴潜鸭、红头潜鸭、白眼潜鸭、凤头潜鸭、鹊鸭、斑头秋沙鸭、普通秋沙鸭、蜂鹰、鸢、雀鹰、大鵟、普通鵟、金雕、草原雕、玉带海雕、秃鹫、兀鹫、胡兀鹫、白尾鹫、鹊鹫、灰背隼、游隼、红隼、高原山鹫、血雉、绿尾虹雉、红腹锦鸡、灰鹤、黑颈鹤、白颈鹤、蒙古沙鹤、红脚鹬、林鹬、孤沙锥、乌脚滨鹬、鹈鹕、鱼鸥、棕头鸥、普通燕鸥、毛腿沙鸡、西藏毛腿沙鸡、雪鸽、岩鸽、原鸽、欧斑鸠、大杜鹃、雕鸮、白腰雨燕、戴胜、黑枕绿啄木鸟、斑啄木鸟、长嘴百灵、短趾沙百灵、细嘴沙百灵、小沙百灵、小云雀、角百灵、灰沙燕、岩燕、家燕、金腰燕、黄头鹡鸰、白鹡鸰、田鸫、粉红胸鸫、水鸫、红尾伯劳、灰背伯劳、楔尾伯劳、喜鹊、黑尾地鸦、褐背拟地鸦、红嘴山鸦、黄嘴山鸦、寒鸦、渡鸦、河乌、鸬鹚、领岩鸮、鸺鹠、棕胸岩鸮、褐岩鸮、红胁蓝尾鸮、贺兰山红尾鸮、赭红尾鸮、蓝额红尾鸮、白喉红尾鸮、红腹红尾鸮、黑喉石鸮、沙鸮、漠鸮、白顶鸮、乌鸮、棕背鸮、斑鸮、田鸮、山鸮、沙白喉林鸮、黄腹柳鸮、花彩雀鸮、凤头雀鸮、白眉山雀、红翅旋壁雀、家麻雀、石雀、褐翅雪雀、棕颈雪雀、棕背雪雀、黄嘴朱顶雀、林岭雀、高山岭雀、漠雀、大朱雀、拟大朱雀、红胸朱雀、红眉朱雀、白眉朱雀、朱雀、锡嘴雀、白翅拟蜡嘴雀、白头鸦、灰眉岩鸦、芦鸦等^[2,3]。

3. 兽类

该地区的兽类隶属 7 目、18 科、50 余种。主要有：斯氏水麝、小麝、山地背纹鼯鼠、中鼯鼠、西藏鼯鼠、甘肃鼯鼠、狼、大狐蝠、藏狐、赤狐、棕熊、石貂、狗獾、水獭 (*Lutra*



可可西里野牦牛群



藏羚羊

红耳鼠兔、草兔、高原兔等^[2,3]。

lutra)、香鼬、艾虎、兔狲、兔狲青藏亚种、猓狲、雪豹、藏野驴、白唇鹿、野骆驼、盘羊、岩羊、藏羚羊、野牦牛、鹅喉羚 (*Gazella subgutturosa*)、藏原羚、喜马拉雅旱獭、黄鼠斑鼠兔、长尾仓鼠、灰仓鼠、小毛足鼠、根田鼠、麝鼠 (*Ondatra zibethicus*)、白尾松田鼠、大林姬鼠、西伯利亚五趾跳鼠、三趾跳鼠 (*Dipus sagitta deasyi*)、长耳跳鼠 (*Euchoreutes naso alaschanicus*)、高原鼠兔、

五、唐古拉山口—当雄的高寒草甸区

从唐古拉山口向南进入西藏境内，经过安多、那曲、当雄，到藏北高原的南缘羊八井，该区域的草地类型主要是高寒草甸，这里地势平缓开阔，土壤中的有机质含量较高，原生植被普遍较好，虽然气候高寒，但降水条件比唐古拉山以北段要好，植被覆盖度70%~90%，主要为矮嵩草草甸、藏北嵩草草甸及紫花针茅草原。该段铁路通过羌塘国家级自然保护区和纳木错自然保护区，保护区中大中型野生动物数量较多，多数是青藏高原特有种。现约有100余种野生动物，其中国家一级保护动物有：野牦牛、金丝野牦牛、藏羚羊、藏野驴、雪豹、北山羊 (*Capra ibex*)、黑颈鹤、白尾海雕、玉带海雕、胡兀鹫、金雕、黑头角雉 (*Tragopan melanocephalus*) 等。国家二级保护动物有：藏原羚、岩羊、盘羊、猓狲、水獭、兔狲、棕熊、荒漠猫、藏狐、猎隼、秃鹫、藏雪鸡、红隼、高山兀鹫、草原雕、鸢、白尾鹫、草原鹫 (*Circus macrourus*) 等。其他常见的动物主要有豹猫、赤狐、狼、狗獾、喜马拉雅旱獭、羚牛 (*Budorcas taxicolor*)、鹅喉羚、普氏原羚、赤麻鸭、棕头鸥、鱼鸥、斑头雁、绿头鸭、针尾鸭、红头潜鸭、白眼潜鸭、白头鹳、高原山鹑、石鸡、红脚鹬、黑水鸡 (*Gallinula chloropus*)、白腰草鹬、苍鹰、山斑鸠、西藏毛腿沙鸡等^[6]。

两栖类动物主要有高山倭蛙 (*Nanorana pleskei*) 及分布在山坡沙地的红尾沙蜥 (*Phrynocephalus erythrurus*)^[6]。

六、羊八井—拉萨的半农半牧区

青藏铁路穿越本区域，从羊八井经堆龙德庆、曲水抵达拉萨。该区域以高寒灌丛草原植被和农业植被为主，草地类型以高寒草甸、高寒草原、高寒灌丛草原和沼泽化草甸为主，是典型的半农半牧区，牲畜以绵羊和牦牛为主。该区域河谷区域属雅鲁藏布江中游黑颈鹤国家级自然保护区，著名的拉鲁湿地国家级自然保护区位于拉萨市区北部，保护区内分布着许多珍稀动物种类。据西藏自治区林业勘察设计研究院调查^[7]，该地区主要

动物有:

1. 两栖类和爬行类

该地区的两栖、爬行类动物主要有高山倭蛙、西藏齿突蟾、西藏裸趾虎 (*Cyrtodactylus tibetanus*)、西藏沙蜥 (*Phrynocephalus theobaldi*)、红尾沙蜥、西藏岩蜥 (*Laudakia papenfussi*)、拉萨岩蜥 (*L. sacra*)、温泉蛇 (*Thermophis baileyi*) 等^[6]。

2. 鸟类

该区域鸟类隶属 10 目、18 科。常见的鸟类主要有: 鸢、苍鹰、雀鹰、松雀鹰 (*Accipiter virgatus*)、大鸢、金雕、白肩雕、草原雕、玉带海雕、白尾海雕、兀鹫、胡兀鹫、猎隼、游隼、燕隼、灰背隼、红隼、白尾鹞、斑尾榛鸡、藏雪鸡、暗腹雪鸡、鹑鹑、血雉、绿尾虹雉、红腹角雉 (*Tragopan temminckii*)、黑头角雉、灰腹角雉 (*T. blythii*)、藏马鸡、雉鸡、环颈雉、红腹锦鸡、白腹锦鸡 (*Chrysolophus amherstiae*)、黑鹇、白鹇 (*Ciconia ciconia*)、灰鹤、黑颈鹤、蓑羽鹤、长耳鸮、短耳鸮、雕鸮、纵纹腹小鸮、棕颈犀鸟 (*Aceros nipalensis*)、双角犀鸟 (*Buceros bicornis*)、赤麻鸭、白额雁 (*Anser albifrons*)、斑头雁、西藏毛腿沙鸡、长嘴百灵、短趾沙百灵、小云雀、黄头鹌鹑、灰鹌鹑、大朱雀、拟大朱雀、领岩鹀、红胸朱雀、红眉朱雀、大山雀、白眉山雀等^[6]。

3. 兽类

该区域兽类隶属 6 目、15 科。常见的兽类主要有: 狼、大狐蝠、藏狐、赤狐、棕熊、石貂、小爪水獭 (*Aonyx cinerea*)、香鼬、艾虎、猓、雪豹、云豹 (*Neofelis nebulosa*)、金猫 (*Catopuma temminckii*)、大灵猫 (*Viverra zibetha*)、豹猫、豺、藏野驴、普氏原羚、羚牛、红斑羚 (*Naemorhedus baileyi*)、马麝、林麝 (*Moschus berezovskii*)、马鹿、白唇鹿、水鹿 (*Cervus unicolor*)、野骆驼、盘羊、岩羊、藏羚羊、野牦牛、斑羚 (*Naemorhedus goral*)、藏原羚、荒漠猫、高原兔、高原鼠兔、藏鼠兔 (*O. thibetana*)、草兔、喜马拉雅旱獭、藏仓鼠 (*Cricetulus kamensis*)、布氏田鼠 (*M. brandti*) 等^[6]。



藏野驴

第二节 青藏铁路对沿线动物生活习性的影响

道路作为人类文明不可缺少的部分，在国土面积中占有相当大的比例，并且随着经济的快速发展，该比例仍在不断增加。如果没有道路，人类的许多经济活动都难以维持和发展，然而，道路在推动人类社会经济发展的同时，对许多生态过程也产生了直接或间接的负面影响，如造成环境污染、栖息地破碎等生态学问题^[8~10]。尤其严重的是，道路导致的生态效应具有时滞性，可能几十年后才能显现出来。并且道路的生态学影响具有扩散的特征，在一些国家，道路及其边缘虽然仅占整个国土面积的1%~2%，但其生态学影响却达到了整个国土面积的15%~20%^[8,11]。

国外的许多生态学家研究了道路建设对地质、地貌、水文、土壤、小气候等理化环境以及生物群落结构的影响^[8,12]，研究表明，道路的修建会破坏动物栖息、繁殖和活动的场所，使动物生活所需要的大面积领域被分割成小区域，造成种群的分裂，降低局部的种群规模^[13~16]；同时，道路的建设、运营过程会使动物形成道路回避和巢区转移，有时会造成野生动物死亡，使部分珍稀野生动物因无法获得足够的食物、配偶以及非正常的死亡而



列车通过五道梁区段桥梁式动物通道

面临种群灭绝的危险^[8,17] (图 5-2-1)。

青藏铁路的修建会不会打破该地区生物链的均衡并造成不可逆转的局面,成为国内外众多学者关注的焦点^[18]。2003~2005 年,本书作者实地调查了青藏铁路对沿线野生动物的生态学影响,借鉴国外有关道路对野生陆栖动物生态学影响的研究方法,从栖息地的丧失和干扰效应(habitat loss and disturbance effects)、阻隔效应(barrier effects)和道路致死(road mortality)3 个方面入手,初步评价青藏铁路对沿线野生动物的影响^[19]。

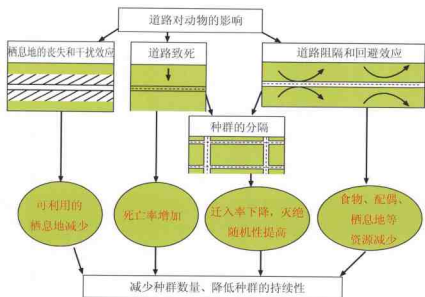


图 5-2-1 道路对野生动物种群的影响

一、栖息地的丧失和干扰效应

道路建设不可避免地会分割动物的栖息环境,减少动物的栖息地面积,并且施工过程和运营过程会造成一系列生态破坏,改变道路周围的物理和化学环境。物理环境的改变表现为土壤密度增大和道路小气候改变(如道路温度升高、光照增加、土壤水分减少、车辆灰尘浓度增大、地表径流改变以及沉积物变化等)。化学环境的改变主要是由于道路释放的化学物质改变(如重金属、盐、有机物、臭氧和营养物质等成分的改变)、道路边缘理化环境改变以及由此导致的植被群落的变化产生的边缘效应,对道路边缘的动物产生直接或间接影响,对动物的觅食、生殖、通讯等活动都构成不同程度的影响^[12,17,20]。同时,道路交通产生很多生态干扰因子,如视觉干扰、噪声干扰、污染物等,导致道路附近的栖息地质量下降,从而使动物选择生境时主动回避道路,使一些大型哺乳动物发生巢区转移^[17,21,22]。

1. 边缘效应

道路的边缘效应对不同物种的影响与物种的组成、种群大小以及其他因素密切相关^[17]。国内外研究表明,道路对其周围区域的昆虫类^[23]、两栖类^[24]、鸟类^[25]及哺乳类^[26, 27]等多种动物的种群密度和群落结构都会产生一定程度的影响,有时会造成外来物种的入侵,使其在该区域迅速传播并导致本地物种灭绝^[15]。但也有研究表明,道路边缘和其他类型的边缘一样,既具有负面效应但也会产生一些积极的影响,如道路边缘光照增加导致喜光动物多样性和密度增加,甚至在某些情况下还会提高鸟类以及小型哺乳动物的多样性^[28]。

道路对小型哺乳动物的生态效应是一个比较复杂的过程,道路的类型、地理位置和自然环境条件的差异都会对小型哺乳动物的种群数量和群落结构产生不同的作用^[25, 28, 29]。Rhim等人调查了在距道路不同距离的区域内10种哺乳类动物的各种痕迹(粪便、足迹、食痕、卧迹及休息处)的数量分布,发现距道路近处两侧的物种丰富度有较大幅度下降^[30];Swihart等人的研究表明,橙腹田鼠(*Microtus ochrogaster*)在道路附近的数量明显减少^[31]。

青藏铁路穿越了不同的植被区,其中,温性草原区是青藏铁路进入海拔3 000m以上区域后所穿越的第1个地带性植被类型。在该区采用铗日法研究距铁路不同距离啮齿动物的种群密度和群落结构,分析啮齿动物群落结构与植物群落结构之间的关系。结果显示,研究区域没有发现外来啮齿动物的分布,所捕获的4种啮齿动物都是青藏高原常见的哺乳动物种类^[3](表5-2-1),研究区域内铁路的运营没有引起外来物种的入侵或本地物种的消亡。

铁路的修筑和运营过程中,取土等人为活动往往会为外来物种的入侵创造条件,使外来物种的入侵机会增加^[28],如在新疆分布的褐家鼠(*Rattus norvegicus*)主要是通过铁路进入,随着铁路的不断延伸,其分布区逐渐扩大^[32]。但青藏高原独特的地理和气候条件有可能使许多其他生境中的动物种类很难在短期内适应、定居并蔓延。

表 5-2-1 啮齿动物的种群密度(铗捕率)

物种	样带1			样带2			样带3		
	0km	0.5km	1km	0km	0.5km	1km	0km	0.5km	1km
甘肃鼠兔	0.8 (15.3)	0.4 (25.0)	0.0 (0.0)	0.4 (8.33)	0.4 (20.0)	0.4 (14.3)	0.8 (14.3)	0.4 (16.7)	0.0 (0.0)
五趾跳鼠	0.4 (7.7)	0.4 (25.0)	0.4 (25.0)	0.4 (8.33)	0.0 (0.0)	0.8 (28.5)	0.4 (7.1)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)
长尾仓鼠	2.0 (38.5)	0.0 (0.0)	0.8 (50.0)	2.8 (58.34)	1.2 (60.0)	1.2 (42.9)	3.6 (64.3)	0.8 (33.3)	0.8 (66.7)
灰仓鼠	2.0 (38.5)	0.8 (50.0)	0.4 (25.0)	1.2 (25.00)	0.4 (20.0)	0.4 (14.3)	0.8 (14.3)	1.2 (50.0)	0.4 (33.3)
合计	5.2 (100.0)	1.6 (100)	1.6 (100)	4.8 (100)	2.0 (100)	2.8 (100)	5.6 (100)	2.4 (100)	1.2 (100)

啮齿动物种群的密度在铁路路基附近的调查样区中最大,而在距离铁路 0.5km 处和 1km 处的调查样区中明显降低。与铁路之间的距离(即与铁路的垂直距离梯度)在某种程度上可能引起啮齿动物种群密度变化,但对不同种类的啮齿动物来说,这种影响的生态效应不同。不同种类的啮齿动物,其种群密度在距铁路不同距离的调查样区中表现出不同的变化趋势,甘肃鼠兔、五趾跳鼠和灰仓鼠在 3 个调查样区中的种群数量没有显著变化,而长尾仓鼠的种群密度在铁路路基调查样区最高,与其他两个调查样区之间存在极显著差异(表 5-2-2)。

表 5-2-2 啮齿动物种群密度的双因素方差分析

物种	方差来源	平方和	自由度	均方	F	P
甘肃鼠兔	A	12.940	2	6.470	1.039	0.364
	B	0.580	2	0.249	0.040	0.961
	A×B	7.216	4	1.804	0.290	0.883
	C	224.172	36	6.227		
五趾跳鼠	A	5.856	2	2.928	0.615	0.546
	B	5.856	2	2.928	0.615	0.546
	A×B	11.712	4	2.928	0.615	0.654
	C	171.288	36	4.758		
长尾仓鼠	A	186.094	2	93.047	9.968	0.000*
	B	21.174	2	10.587	1.134	0.333
	A×B	28.872	4	7.218	0.550	0.550
	C	336.024	36	9.334		
灰仓鼠	A	46.122	2	23.061	2.587	0.089
	B	7.330	2	3.665	0.411	0.666
	A×B	19.080	4	4.770	0.535	0.711
	C	320.940	36	8.915		
合计	A	181.810	2	90.905	8.504	0.001*
	B	0.408	2	0.204	0.019	0.981
	A×B	34.524	4	8.631	0.807	0.529
	C	384.840	36	10.690		

注: A: 距铁路不同距离; B: 样带; A×B: 交互作用; C: 残差; *: $P < 0.05$

啮齿动物的物种数、多样性指数和均匀性指数在距铁路不同距离的调查样区之间也有明显的不同,铁路路基附近啮齿动物的物种数量和多样性指数均明显高于距铁路 0.5km 处和 1km 处的调查样区,而均匀性指数在铁路路基附近最小(表 5-2-3,表 5-2-4)。它们在样带与距离铁路的距离之间也无明显的交互作用,说明铁路建设和运营影响了小型哺乳类动物对生境的选择及利用方式。其原因可能有两个方面,一是铁路建设及运营改变了路域附近的微环境,路基附近的地貌特征明显比其他区域复杂,人工堆放的砧木和石料也集中在路基附近,这为啮齿动物的栖息提供了合适的生存环境^[33,34];二是铁路在运营过程中人为产

生的一些生活垃圾聚集在路基附近,可能为啮齿动物提供了更多的食物资源。因此,青藏铁路建设及运营会对啮齿动物的群落结构产生一定程度的影响。

表 5-2-3 啮齿动物群落特征的比较

群落特征	样带1			样带2			样带3		
	0 km	0.5 km	1 km	0 km	0.5 km	1 km	0 km	0.5 km	1 km
物种数	4	3	3	4	3	4	4	3	2
多样性指数	0.530	0.452	0.452	0.467	0.413	0.555	0.446	0.439	0.276
均匀性指数	0.880	0.946	0.946	0.775	0.865	0.921	0.742	0.921	0.918

表 5-2-4 啮齿动物群落特征的双因素方差分析

群落特征	方差来源	平方和	自由度	均方	F	P
物种数	A	12.134	2	6.067	11.375	0.000*
	B	0.534	2	0.267	0.500	0.611
	A×B	1.332	4	0.333	0.625	0.648
	C	19.188	36	0.533		
多样性指数	A	0.492	2	0.246	16.198	0.000*
	B	0.062	2	0.031	2.039	0.145
	A×B	0.032	4	0.008	0.512	0.727
	C	0.540	36	0.015		
均匀性指数	A	3.868	2	1.934	15.671	0.000*
	B	0.678	2	0.339	2.746	0.078
	A×B	0.348	4	0.087	0.705	0.594
	C	4.428	36	0.123		

注: A: 距铁路不同距离; B: 样带; A×B: 交互作用; C: 残差; *: P<0.05

2. 道路回避

道路运营过程中产生的噪音、污染物等干扰因素会导致道路附近的栖息地质量下降,使动物在选择栖息地时因道路的存在而回避,尤其是一些大型野生动物,道路干扰会使一些大型哺乳动物主动回避道路,从而使其在道路附近的种群密度大大降低^[17,21,22]。例如美国落基山灰熊(*Ursus arctos*)极少利用距离公路 100m 范围内的栖息地^[21];灰狼(*Canis lupus*)、黑尾鹿(*Odocoileus hemionus*)和麋鹿(*Cervus elaphus*)在距离路基 100~200m 的范围内具有比较低的种群密度^[35~37]。

青藏铁路通过我国最大的自然保护区——可可西里国家级自然保护区的边缘。该区域生活着许多我国珍稀的大型野生动物,主要有藏野驴、藏羚羊、藏原羚等^[38]。该处修建的青藏铁路与青藏公路并行,2003 年 8 月和 2004 年 8 月,研究者沿青藏公路从不冻泉保护站至沱沱河进行调查,汽车行驶速度为 40~60km/h。用望远镜观察公路两侧 1 000m 内

大型动物的种类和数量,记录所见动物的时间和位置,在青藏公路两侧共观测到3种大型动物:藏羚羊、藏原羚和藏野驴。其中,2003年共观察到藏羚羊120群(4 772只)、藏原羚79群(475只)和藏野驴9群(38只),2004年共观察到藏羚羊118群(6 679只)、藏原羚66群(396只)和藏野驴11群(39只),藏羚羊、藏原羚、藏野驴的群体数量具有极显著的差异($df=2$, $F=19.444$, $P<0.01$),藏羚羊的群体数量显著高于藏原羚和藏野驴($P<0.05$) (表5-2-5)。这3种动物主要分布在3个区域:不冻泉保护站($35^{\circ}17'N$; $93^{\circ}16'E$)至五道梁($35^{\circ}13'N$; $93^{\circ}04'E$)之间、风火山以西($34^{\circ}19'N$; $92^{\circ}34'E$)和通天河($33^{\circ}49'N$; $92^{\circ}19'E$),其中以不冻泉至五道梁之间分布的数量最多。藏羚羊的分布相对集中,主要分布在青藏公路里程2 950~3 000km的范围内,而藏野驴、藏原羚的分布相对不太集中(图5-2-2)。

表5-2-5 青藏公路两侧藏羚羊、藏原羚、藏野驴的群体数量

物种	时间	最大值(只)	最小值(只)	平均值(只)	标准误差
藏羚羊	2003年	200	6	39.76	3.13
	2004年	400	8	56.60	12.04
藏原羚	2003年	24	1	6.01	1.53
	2004年	17	2	6.00	1.58
藏野驴	2003年	15	2	4.23	1.34
	2004年	13	2	3.50	1.82

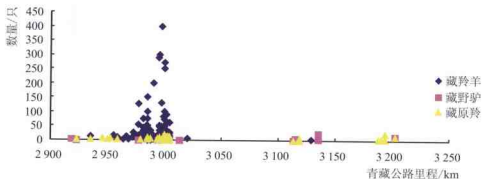


图5-2-2 青藏公路沿线藏羚羊、藏野驴、藏原羚的数量分布

藏羚羊、藏原羚和藏野驴在距青藏公路不同距离范围内的种群密度具有显著的差异(藏羚羊: $F=4.806$, $P=0.003$, $df=3$; 藏原羚: $F=4.563$, $P=0.004$, $df=3$; 藏野驴: $F=3.621$, $P=0.041$, $df=3$) (表5-2-6)。藏野驴在0~500m区域内的密度显著低于1 001~2 000m、2 001~3 000m ($P<0.05$),说明藏野驴可能对青藏公路形成了回避行为,青藏铁路的运营可能会干扰藏野驴的栖息地选择。

表 5-2-6 藏羚羊、藏原羚、藏野驴在距青藏公路不同距离范围内的种群密度

距离	藏羚羊 (只/km ²)	藏原羚 (只/km ²)	藏野驴 (只/km ²)
0~500m	426.06±15.26 ^a	42.26±6.73 ^a	2.18±0.94 ^a
501~1 000m	162.34±13.68 ^{ab}	9.01±1.94 ^b	6.70±0.64 ^{ab}
1 001~2 000m	22.83±5.68 ^b	4.71±2.13 ^b	12.00±7.54 ^b
2 001~3 000m	36.17±2.25 ^b	2.14±0.33 ^b	10.00±6.87 ^b

注：同一列中，具有相同上标表示差异不显著 ($P>0.05$)，具有不同上标表示差异显著 ($P<0.05$)

藏羚羊、藏原羚在距青藏公路不同范围内的种群密度与藏野驴不同：藏羚羊在 0~500m 区域内的密度显著高于 1 001~2 000m、2 001~3 000m 区域；藏原羚在 0~500m 区域内的密度显著高于 501~1 000m、1 001~2 000m、2 001~3 000m 区域。一些研究表明，鹿类动物是晨昏性活动的物种，其活动高峰期的行为主要是摄食行为^[39,40]。青藏公路路基附近的藏羚羊摄食行为发生的频次较低，而且经常发生试图穿越公路的行为。其在距青藏公路不同距离范围内的行为具有显著的差异（表 5-2-7）。在距路基 500m 范围内，藏羚羊运动、警戒的时间占到总活动时间的 64.31%，极显著地高于距路基 2 000m 之外的区域，而摄食的时间比例极显著地低于距路基 2 000m 之外的区域，这表明藏羚羊在公路附近活动的目的主要是通过青藏公路，而不是为了摄食。

表 5-2-7 藏羚羊在距青藏公路不同距离范围内各种行为的时间比例

行为	靠近路基 (500m之内)	远离路基 (2 000m之外)	P
运动 (%)	47.89±7.44	8.05±2.63	<0.001
摄食 (%)	35.60±9.08	85.22±4.19	0.001
警戒 (%)	16.43±4.08	3.82±1.37	<0.001
其他行为 (%)	0.08±0.08	2.91±2.75	0.156

野生动物在群体水平上穿越道路时的行为是连续的，动物通过公路所需要的时间和种群数量有关，种群数量越大，所需要的时间就越长^[41]；公路上行驶的车辆会影响动物穿越公路，交通量越大，影响就越大。藏羚羊和藏原羚个体通过公路所花费的时间相对较长（表 5-2-8），加上其群体数量较大，因此更容易受到行驶车辆的影响，需要很长的车辆行驶间隔才能通过公路。同时，司机和乘客的人为干扰也会影响动物穿越公路的行为活动，对藏羚羊的影响尤其明显。成群出现在公路附近的藏羚羊往往会引发乘客的好奇心，他们常常停车观看或鸣笛等，这都会逼迫藏羚羊远离公路。在调查过程中，经常观察到藏羚羊、藏原羚在试图通过青藏公路时，受到来往车辆的干扰，被迫离开公路，有时要经过反复多次才有极少部分的个体通过，这大大增加了藏羚羊和藏原羚在青藏公路附近徘徊的时间，使

它们在青藏公路附近的数量分布较多。而藏野驴的体型大,运动能力强,通过公路所需要的时间相对较短(17.3s),不需要很长的车辆行驶间隔就可以通过公路,因此受车辆的干扰较小,比较容易穿越公路,加上公路附近栖息地的质量下降,故其在公路附近停留的时间较短,所以藏野驴在公路附近的密度较低。因此,青藏公路路基附近藏羚羊、藏原羚的密度较高是由于道路的阻隔效应造成的。

表 5-2-8 藏羚羊、藏原羚、藏野驴个体通过青藏公路所花费的时间

行为	藏羚羊	藏原羚	藏野驴
抬头观察(s)	131.3±5.3	13.6±2.7	9.2±2.1
靠近并登上路基(s)	10.5±1.7	11.2±1.3	5.8±0.6
警戒(s)	21.4±6.7	2.0±0.41	0
通过路面(s)	4.3±0.7	4.1±0.64	2.3±0.3
总时间(s)	167.5±5.3	30.9±1.3	17.3±0.8

二、阻隔效应

道路作为一种线形结构,其上面行驶的车辆会阻碍动物在道路间的活动,道路的这种干扰作用被称为阻隔效应。交通运输的噪音、车辆运输、污染和人类活动等因素都会阻止动物穿越道路,虽然绝大多数道路并不能完全阻隔动物穿越道路,但会降低成功穿越道路的动物数量。此外,阻隔效应的大小还与动物个体的运动能力有关。

阻隔效应对野生动物种群所产生的影响可能是最严重的。对种群密度、性别比、出生率和死亡率造成负面影响,并且可能会阻碍局域种群间的基因交流,使道路两侧的群体产生遗传分化,造成近亲繁殖和局部群体灭绝的速率增加,从而导致灭绝概率增加^[8]。许多研究表明,河流、山脉、大坝或道路等障碍物造成了许多生物的栖息地破碎化,使种群之间的基因交流受到限制,从而导致种群之间产生一定程度的遗传分化。Castella 等人对分布于直布罗陀海峡两岸的鼠耳蝙蝠(*Myotis myotis*)的研究表明,同岸种群之间的遗传分化很小,而海峡两岸种群之间则表现出显著的遗传分化,说明直布罗陀海峡对两岸鼠耳蝙蝠种群之间的基因交流产生了一定的阻碍作用。近年来,研究者们更多地关注道路建设造成的栖息地分裂或破碎化对野生动植物种群遗传结构的影响^[43]。Keller 等人对一块被 3 条道路割裂的栖息地中几个不同种群的甲虫(*Abax parallelepipedus*)进行研究,结果表明,道路造成了不同栖息地种群之间的隔离并进而导致某些种群之间出现显著的遗传分化^[44]。也有学者报道了道路阻隔效应对林蛙(*Rana temporaria*)、锄足蟾(*Pelobates fuscus*)种群遗传结构和基因流的影响^[45]。

1. 青藏铁路/公路对大型食草动物的阻隔效应

藏羚羊、藏野驴、藏原羚为青藏铁路通过区域内常见的大型野生食草动物。对于大型动物来说，除非道路上交通量特别大或道路边缘建有围栏，否则无论是公路还是铁路都很难完全阻隔它们穿越道路。然而，绝大多数大型动物都对人类的干扰非常敏感，气味、噪声和车辆的行驶以及人类的出现都会阻碍它们靠近路基。同时，大型动物一般都具有比较大的领域，道路的修建会将它们的领域分割开，但是为了获得足够的食物和配偶，它们必须经常穿越道路，这无形中增大了道路对大型野生食草动物的阻隔效应。

道路阻隔效应的大小还与交通量、车辆行驶速度、道路的宽度、道路边缘特征有关，其中交通量和车辆行驶速度的影响最大。随着交通量和车辆行驶速度的增加，道路致死率相应增加，最后导致动物完全回避道路，最终无法穿越道路^[46]。受我国经济建设快速发展和青藏铁路建设的影响，青藏公路上的交通量有了显著增加，这势必会加大青藏公路的阻隔效应。2001~2002年通过对青藏公路沿线白昼交通运输对藏羚羊迁徙的影响调查^[47]发现，青藏公路使藏羚羊在穿越公路时经常受到来往车辆的严重干扰而无法顺利通过，因此2002年藏羚羊在公路附近停留的时间延长了40天，有的藏羚羊甚至因无法穿越公路而在公路附近产仔。

2003~2004年的调查结果^[19]也表明青藏公路的交通运输干扰了藏羚羊、藏原羚穿越道路的活动，使它们在路基附近停留的时间增加。尤其是藏羚羊，受交通运输的干扰最大。由于藏羚羊是在迁移过程中通过该区域，所以青藏公路两侧藏羚羊的群体数量显著高于藏原羚（表5-2-5），加上通过公路所花费的时间比较长，因此藏羚羊通过青藏公路所需要的时间要远大于藏原羚，更不容易通过公路。为了使藏羚羊能顺利地翻越青藏公路，在藏羚羊迁徙的高峰期，保护站的工作人员和志愿者一起上路堵车，发现有藏羚羊群试图翻越公路时便两端进行堵车，等其通过后才让车辆通行，通过这种方式才使大多数的藏羚羊群体安全地通过青藏公路。

藏羚羊为国家一级重点保护动物，具有长距离季节性迁徙的生活习性。每年的6、7月，藏羚羊会成群地从越冬地迁往繁殖地，8月开始回迁。可可西里自然保护区的楚玛尔河至五道梁一带是藏羚羊迁徙的重要地段，受青藏铁路/公路的影响，藏羚羊会在此处进行短暂的停留，形成藏羚羊、藏野驴、藏原羚3种大型食草动物同域生活的局面。2004年，研究者利用动物粪便显微分析法对可可西里地区藏羚羊、藏野驴、藏原羚的食性进行分析，确定这3种食草动物的营养生态位，从食物资源利用的重叠和分化程度来分析它们的竞争和共存关系，探讨青藏铁路的阻隔效应对该地区生态系统可能造成的冲击。

结果表明，藏羚羊、藏原羚和藏野驴所采食的植物种类基本相似，但各植物种类在食谱中所占的比例不同（表5-2-9）。在藏羚羊所采食的植物中，禾本科植物所占的比例为58.07%，超过5%的非禾本科植物为异叶米口袋（8.15%）、委陵菜（*Potentilla* sp.）（7.61%）和弱小火绒草（6.26%）；藏原羚的食物组成中禾本科植物占44.57%，超过5%的非禾本科植物为弱小火绒草（12.10%）、异叶米口袋（11.56%）、委陵菜（8.82%）和美丽凤毛菊（7.38%）；藏野驴的食物主要由禾本科植物组成，占92.28%，非禾本科植物只占7.72%，

最多的是委陵菜 (2.04%)。由此可见, 这 3 种动物在食物资源利用方面存在一定的差异。

表 5-2-9 藏羚羊、藏原羚和藏野驴的主要食物资源利用谱

主要食物资源位	藏羚羊 (%)	藏原羚 (%)	藏野驴 (%)
禾本科植物 *	58.07 ± 1.49	44.57 ± 1.78	92.28 ± 0.98
草甸雪兔子	1.54 ± 0.46	1.62 ± 0.35	0.63 ± 0.18
委陵菜	7.61 ± 0.21	8.82 ± 0.39	2.04 ± 0.50
弱小火绒草	6.26 ± 0.80	12.10 ± 0.42	0.67 ± 0.21
异叶米口袋	8.15 ± 0.46	11.56 ± 0.27	0.89 ± 0.24
高山唐松草	3.12 ± 0.27	2.67 ± 0.41	1.26 ± 0.36
马先蒿	1.61 ± 0.49	2.56 ± 0.27	—
梭子芹	2.46 ± 0.37	1.28 ± 0.37	1.17 ± 0.34
美丽风毛菊	4.16 ± 0.56	7.38 ± 0.63	0.85 ± 0.28
尖叶龙胆	3.75 ± 0.27	3.99 ± 0.57	—
石生黄芪	1.64 ± 0.55	3.37 ± 0.54	0.51 ± 0.13
雪灵芝	1.63 ± 0.31	2.23 ± 0.49	—

* 包括紫花针茅、扁穗茅、早熟禾、冷草、康藏蒿草

根据植物资源的相对丰富度 (表 5-2-10) 和食物资源利用谱计算出这 3 种动物的营养生态位宽度大小顺序为: 藏羚羊 (0.78) > 藏原羚 (0.735) > 藏野驴 (0.695)。受食物资源可利用性限制, 自由生活的食草动物在挑选食物时不仅受植物资源的分布和适口性的影响, 而且还取决于物种之间的相互作用关系, 尤其是物种之间的竞争作用^[48]。按照竞争排斥理论, 在自然界, 具有相似环境要求的两个物种, 为了取得有限的食物和空间等资源, 大多不能长期共存, 除非环境改变了竞争的平衡, 或两个物种发生生态位分离, 否则两者之间的生存竞争迟早会导致竞争能力差的物种灭亡或被取代。研究中, 禾本科植物占藏野驴食物组成的 92.28%, 而藏原羚只有 44.57%, 藏原羚主要采食藏野驴极少采食的非禾本科植物, 其营养生态位的宽度大于藏野驴, 这说明藏野驴和藏原羚虽然都是食草动物, 但它们的食性已经有了分化, 营养生态位也发生分离, 这可能是它们能够在该地区长期共存的重要原因。

表 5-2-10 植物资源的相对生物量、相对数量、相对盖度和相对丰富度

植物资源位	相对生物量 (%)	相对数量 (%)	相对盖度 (%)	相对丰富度 (%)
禾本科植物 *	46.606	74.324	72.386	62.462
草甸雪兔子	9.385	7.979	8.700	8.686
委陵菜	12.175	3.876	3.972	7.215
弱小火绒草	8.342	2.196	2.099	4.635
异叶米口袋	7.632	2.354	2.312	4.457
高山唐松草	3.910	2.132	1.560	2.729
马先蒿	3.909	0.318	1.584	2.008
棱子芹	1.719	1.520	2.315	1.759
美丽风毛菊	1.308	1.858	2.114	1.689
尖叶龙胆	2.191	1.601	0.785	1.673
石生黄芪	1.326	1.351	1.604	1.391
雪灵芝	2.494	0.489	0.568	1.073

* 包括紫花针茅、扁穗茅、早熟禾、冷草、康藏蒿草

生态位重叠指数反映了物种间对资源利用的相似程度，在一定程度上也反映了它们之间潜在的竞争程度。根据植物资源的相对丰富度和食物资源利用谱计算出 3 种动物之间的营养生态位重叠度（表 5-2-11）。藏羚羊和藏野驴、藏原羚之间营养生态位重叠指数都比较高，由于高寒荒漠草原的植物生产力十分低下，因此它们之间会存在激烈的食物竞争。

表 5-2-11 藏羚羊、藏原羚和藏野驴营养生态位的宽度和重叠度

物种	营养生态位宽度	营养生态位重叠度		
		藏羚羊	藏原羚	藏野驴
藏羚羊	0.878	—	0.985	0.869
藏原羚	0.735		—	0.785
藏野驴	0.695			—

由于藏羚羊只是在迁徙时经过该地区，受青藏公路、铁路的阻隔才会在该地区停留，因此，藏羚羊在该地区活动时间的长短将决定这 3 种动物之间竞争的激烈程度。随着青藏铁路的修建，青藏公路上的车流量增加，使藏羚羊在青藏公路附近停留的时间延长^[47]，这样藏羚羊与藏野驴、藏原羚之间对食物资源的竞争程度势必会增加，而藏羚羊的种群数量远远大于藏野驴、藏原羚（表 5-2-5），因此藏羚羊与藏野驴、藏原羚对食物资源的激烈竞争可能会对该地区的植物资源造成过度利用，对该地区生态环境的稳定性带来巨大冲击。由于青藏高原海拔高，空气稀薄，气候寒冷、干旱，动植物种类少、生长期短、生物量低、生物链简单，生态系统中物质循环和能量转换的过程缓慢，该区域植被一旦遭破坏，恢复将十分困难。因此需要采取措施降低交通设施和公路运输对藏羚羊迁徙活动的影响，从而减少藏羚羊在该区域停留的时间，降低藏羚羊与藏野驴、藏原羚之间的竞争。

2. 青藏铁路/公路对小型食草动物的阻隔效应

青藏公路对沿线的大型哺乳动物已经产生了阻隔效应。与大型动物相比,小型哺乳动物的运动能力更低,因此,青藏公路对它们的阻隔效应更大。例如,路面上高温、强光和暴露使一些蜘蛛和甲虫无法穿越道路^[49]。并且随着交通量的逐渐增加,两栖类、爬行类和小型哺乳动物在道路之间的运动也会受到阻隔^[30]。例如,Mader发现当交通量为250辆/小时,6m宽的路面就能完全阻隔黄颈鼠(*Apodemus flavicollis*)和田鼠(*Clethrionomys glareolus*)在道路之间的活动^[30]。

高原鼠兔是青藏高原上分布最广、数量最多的小型哺乳动物之一,也是青藏铁路沿线常见的小型哺乳动物。2004年,对青藏公路两侧的4个高原鼠兔群体^[19],采用微卫星DNA标记对各群体的遗传多样性进行分析,计算各位点的多态信息含量(PIC)、杂合度(H)、固定系数(F_{is} 、 F_{st} 、 F_{it})、不同群体之间的基因分化系数(F_{st})、基因流(N_m)、遗传距离(GD)和遗传相似度(GI),结果显示,各群体的平均期望杂合度变化范围为0.4854~0.5382,平均观测杂合度变化范围为0.5536~0.6498,都相差不大(表5-2-12)。

表 5-2-12 4 个高原鼠兔群体在 7 个位点的杂合度值和 P 检验值

群体	项目	OCP1	OCP2	OCP3	OCP4	OCP7	OCP8	OCP9	平均值
east-1	H_e	0.4314	0.4012	0.4973	0.5000	0.7209	0.6619	0.3930	0.5151
	H_o	0.4815	0.2593	0.5556	1.0000	1.0000	0.5556	0.3704	0.6032
	P	0.4855	0.9918	0.4506	0.000**	0.0008**	0.9071	0.7924	0.5183
west-1	H_e	0.3314	0.3668	0.4469	0.4979	0.8215	0.6561	0.5624	0.5261
	H_o	0.4194	0.4194	0.3871	0.8710	0.9677	0.8387	0.6452	0.6498
	P	0.2034	0.4327	0.8749	0.000**	0.6796	0.0143*	0.2342	0.3484
east-2	H_e	0.4991	0.3299	0.2188	0.4297	0.8082	0.6120	0.5000	0.4854
	H_o	0.2917	0.4167	0.2500	0.6250	1.0000	0.6250	0.6667	0.5536
	P	0.9958	0.3070	0.7020	0.0392*	0.0094**	0.4855	0.1287	0.3811
west-2	H_e	0.3122	0.4667	0.4745	0.4979	0.8606	0.6249	0.5307	0.5382
	H_o	0.1935	0.5484	0.4839	0.6129	1.0000	0.6774	0.7419	0.6083
	P	0.9958	0.3105	0.8796	0.2006	0.0105*	0.3299	0.0160*	0.3918

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$

注:以 west-1 和 east-1 分别表示区域 1 中公路西侧和东侧的高原鼠兔群体,以 west-2 和 east-2 分别表示区域 2 中公路西侧和东侧的高原鼠兔群体。不同群体各位点的期望杂合度(H_e)、观测杂合度(H_o)以及 Hardy-Weinberg 平衡检验 P 值。

公路两侧的高原鼠兔群体之间的遗传分化程度大于公路同侧的群体之间:公路同侧群体间基因分化系数的平均值($F_{st} = 0.0541$)小于公路两侧群体($F_{st} = 0.0705$),而同侧群体间平均 N_m 值($N_m = 4.7395$)高于两侧群体($N_m = 3.3325$)(表 5-2-13)。

在选取的 7 个位点中, OCP4、OCP7 在 3 个高原鼠兔群体间发生平衡偏离, OCP8、OCP9 在 1 个群体发生平衡偏离,其余 3 个位点在所有群体都没有发生偏离。这可能是选取的样带内的高原鼠兔存在一定程度的近交造成的,而道路阻隔可能是造成近交的主要原因之一。

表5-2-13 各群体之间的基因分化系数(F_{st})和基因流(N_m)

群体	east-1	west-1	east-2	west-2
east-1	—	2.9842	3.3837	3.0967
west-1	0.0773	—	3.1983	6.0952
east-2	0.0688	0.0725	—	3.6808
west-2	0.0747	0.0394	0.0636	—

注:上三角为 N_m 值,下三角为 F_{st} 值

Wright 的距离隔离理论认为,自然界存在着距离隔离现象,即物种遗传分化的程度会随着地理距离的增加而增加^[13, 51~53]。青藏公路同侧样地间相距约 1 000m,而两侧样地间相距仅 100m,这显然与距离隔离理论不相符,产生这一结果的原因可能就是青藏公路的阻隔效应影响了公路两侧高原鼠兔种群之间的基因流。同时,公路同侧群体间平均遗传距离($GD_{mean} = 0.080\ 8$)低于异侧群体间的平均遗传距离($GD_{mean} = 0.103\ 7$),公路同侧群体间平均遗传相似度($GI_{mean} = 0.922\ 5$)高于异侧群体间的平均遗传相似度($GI_{mean} = 0.901\ 6$),与遗传距离的结果基本一致(表 5-2-14)。

表 5-2-14 4 个高原鼠兔群体的遗传相似度和遗传距离

群体	east-1	west-1	east-2	west-2
east-1	—	0.8922	0.9078	0.8919
west-1	0.1140	—	0.9033	0.9372
east-2	0.0968	0.1017	—	0.9109
west-2	0.1144	0.0648	0.0933	—

注:上三角为遗传相似度,下三角为遗传距离

聚类分析的结果也显示出青藏公路东、西两侧的群体各聚为一类(图 5-2-3)。这进一步反映了青藏公路对分布于公路两侧的高原鼠兔群体之间的基因流产生了阻隔效应,并进而导致群体间出现遗传分化。

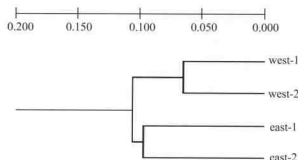


图 5-2-3 高原鼠兔 4 个群体的 UPGMA 聚类分析图

三、道路致死

道路对野生动物的负面影响中最直接、最明显的是道路致死。道路运营过程中经常发生车辆与动物碰撞事件,造成动物死亡,尤其是行动迟缓的动物更容易死亡。近几十年,随着交通流量和道路网络突飞猛进的发展,道路致死的动物数量也迅速增加,引起了越来越多的学者关注。Forman 等人指出,目前道路致死的动物数量已经超越狩猎活动,成为人类活动造成动物直接死亡的首要原因^[8]。在新西兰,每年道路致死的鸟类达到 200 万只;在丹麦,每年道路致死的鸟类有 370 万只,哺乳动物有 150 万只,两栖类超过 310 万只;在澳大利亚,每年道路致死的蛙类和爬行类有 548 万只;在美国,每年约有 100 万只脊椎动物丧生在车轮之下。

道路致死的动物数量是巨大的,由此引起的不仅仅是物种的保护问题,而且还造成交通安全和社会财产损失^[54]。尽管动物和车辆发生碰撞时人类死亡的数量很少,但造成的人员伤害和经济损失巨大。据统计,在欧洲大陆(除俄罗斯外),每年至少要发生 50 万次有蹄类动物和车辆相撞事件,造成 300 人死亡、3 万人受伤和超过 10 亿美元的经济损失^[55]。

1. 影响道路致死的因素

许多因素都会影响动物和车辆发生碰撞的概率,如物种的生物学特征、交通量和道路特征以及景观结构等。动物有特定的栖息地、生活习性和行为特性,在不同季节对生态因子有不同的需求,因此其交通致死率具有明显的时空特征。在繁殖期和迁徙季节,动物对能量的需求加大,觅食、寻偶活动以及活动范围明显加强,因此交通致死率明显升高。两栖类动物因经常在湿地与高地之间迁移,且行动缓慢,故春季致死率最高^[56]。

一般来说,随着交通量、动物密度和活动强度的增加,与车辆发生碰撞的动物数量也会相应增加。但是当交通量达到一定数量时,噪音和车辆行驶会抑制动物靠近道路,使死亡率不再增加。如当车流量高于某一阈值时,车流量的继续增加使车辆的试图穿过率降低,从而使死亡率稳定在某一特定水平。

道路边缘理化环境的改变对某些动物具有强烈的吸引力,而道路上行驶的车辆会导致道路边缘成为一种死亡陷阱,如在北美驼鹿(*Alces alces*)盐分严重缺乏的 5~7 月,其交通致死数量在一年中最高;水獭及两栖类的交通死亡数量与季节降水量正相关^[57]。

野生动物通常与特定的栖息地及土地利用类型相关联,故景观空间格局在影响动物致死地点和致死率方面起着重要作用。湿地和池塘附近、开敞景观中的林地斑块之间、郊区的自然保留地以及两个自然斑块之间的道路的道路致死率都相对较高^[8]。对于大型哺乳动物来说,由于其对特殊的栖息地类型依赖较小,并且领域面积较大,因此很难预测其与车辆碰撞的多发地段。有些学者研究证明,比较窄的道路、道路交叉地段以及有水源地段都容易发生动物和车辆碰撞事件^[54]。例如白尾鹿与车辆发生碰撞的地点多发生在道路交叉地段和有水源的地段^[58]。

2. 道路致死的生态学意义

对一些数量众多、分布广泛的物种来说,即使道路造成该物种大量死亡,也并不一定会威胁其生存,如鼠类、野兔、麻雀等动物,虽然道路致死的数量是庞大的,但对整个种群来说,道路致死数量只占整个种群死亡数量很小的一部分,因此道路致死对该物种造成的影响较小^[59]。但那些数量稀少、领域大或具有长距离迁徙习性的物种对道路致死的影响是敏感的。因此,分析道路致死对动物造成的生态学影响时必须考虑该物种的种群大小和种群增长率。



车辆行驶造成野生动物死亡

道路交通导致的个体丧失可在两个层次上产生影响,首先是造成动物种群数量下降,其次是导致动物个体在同种种群间的交流降低。与自然捕食造成的死亡相比,道路造成的死亡是非补偿性的,并且致死率与种群密度无关,而与种群大小呈线形相关,因此对一个种群来说,道路致死的动物数量占种群的比例是稳定的,这必将会对一些珍稀的野生动物造成明显的冲击。因此,一些学者认为交通运输是世界上许多哺乳动物濒危的最主要原因之一。如交通致死导致美洲狮(*Felis concolor*)走向濒危^[8];澳大利亚塔斯马尼亚州一条公路升级导致当地的袋鼯(*Dasyurus iverrinus*)种群灭绝以及袋獾(*Sarcophilus harrisii*)种群数量减半^[60]。

总的看来,青藏铁路的修建和运营对路域啮齿动物的群落结构产生了一定影响,使路基附近啮齿动物的种群密度、物种数量及多样性指数增高,并在一定程度上对分布于道路两侧的小型哺乳动物种群之间的基因流产生了阻隔效应,进而导致群体间出现遗传分化;由于道路附近的栖息地质量下降,一些动物(如藏野驴)对道路采取了回避行为。

在青藏铁路的修建过程中,施工过程所产生的噪音和铁路修建引起的公路物资运输车辆增加都会加强道路的阻隔效应,对藏羚羊、藏原羚和藏野驴的活动带来一定影响,尤其是藏羚羊,公路上行驶的车辆严重干扰了它们的迁徙活动,使其无法顺利通过青藏公路。但青藏铁路运营后,可以极大地减轻青藏公路的运输量,从而减少青藏公路上车流对动物活动的干扰,降低青藏公路对动物活动的影响。根据南山口收费站的统计资料,青藏公路年平均交通量的变化如图 5-2-4 所示。2001 年 7 月青藏铁路开工,铁路建设物资主要经南山口运往建设工地,因此,2001 年青藏公路的平均交通量相对于 2000 年有了显著增加。2004 年,青藏铁路青海境内工程顺利完成,此后建设物资都通过青藏铁路运往西藏境内,因此,2004 年青藏公路的平均交通量开始下降。一方面,随着修建活动的结束,青藏铁路施工过程中所产生的噪音和公路物资运输车辆增加对大型动物活动产生的影响也逐渐消失;

另一方面,由于铁路运输在时间上是相对固定的,而且单位时间段内过往的车辆频次要远远低于公路上车辆过往的频次,所以只要在青藏铁路两侧动物活动的高峰时段控制火车的过往频次,就会明显降低青藏铁路对动物活动及分布的影响。

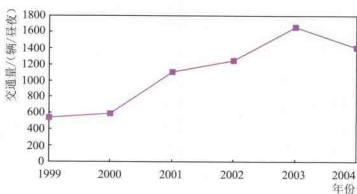


图 5-2-4 青藏公路年平均交通量的变化

第三节 青藏铁路沿线野生动物保护策略

道路的修建使动物生活所需要的大面积领域被分割成小区域,破坏了动物栖息、生长、繁殖和活动的场所,对动物的觅食、生殖、通讯等活动造成了不同程度的影响。协调道路与经济发展和生物多样性保护的相互关系是各个国家野生动物管理者面临的一大挑战^[61]。

一些生态学家和民间组织从 20 世纪五六十年代开始关注公路和铁路对野生动物活动的影响及其对野生动物的直接致死作用^[54]。欧洲一些国家设计和使用野生动物通道来减轻道路对野生动物的负面影响,以期保护有限的生物多样性资源^[62]。青藏铁路二期工程作为一条绿色环保铁路,在修建过程中充分考虑了道路建设对周围环境的干扰作用,并采取了一些措施来降低道路建设造成的负面效应。青藏铁路工程部门与野生动物保护研究部门协作,在动物经常活动的区域修建野生动物通道,以保障其正常生活和迁徙繁殖。建设动物通道,这在我国铁路工程建设史上尚属首次,2003~2004 年,通过对可可西里国家自然保护区进行实地调查,确定野生动物对修建的动物通道的利用情况,初步评价了动物通道在保护野生动物中的作用^[19]。

一、动物通道在野生动物保护中的作用

野生动物保护是青藏铁路修建过程中关注度最高的话题之一。青藏铁路在建设过程中,针对铁路可能对珍稀野生动物产生的影响,依据不同的生态系统类型、地形地貌,结合野

生动物的种类、数量、分布规律、生活习性等特征，在铁路沿线共设置多处动物通道。索南达杰保护站和五道梁之间是藏羚羊迁徙的重要地段，也是其他野生动物活动较多的地方。该处的野生动物通道大体可分为两大类：桥梁结构（12座）和水泥方形通道（25座）。在桥梁结构的动物通道中，清水河大桥、楚玛尔河大桥、五北大桥采用“以桥代路”的方案设计，桥梁的高度和长度存在差异，其他8座桥梁通道结构完全相同；水泥方形通道之间的构造也完全相似。2003年，没有记录到藏羚羊利用动物通道的行为，藏羚羊迁徙时主要从路基上翻越铁路，但在楚玛尔河大桥处记录到藏原羚、藏野驴利用通道穿越铁路的行为。2004年，记录到藏羚羊利用五北大桥和楚玛尔河大桥，藏原羚利用楚玛尔河大桥、桥梁通道和五北大桥以及藏野驴利用楚玛尔河大桥、桥梁通道穿越铁路的行为（表5-3-1），说明该地区设置的动物通道能够降低青藏铁路对野生动物活动的负面影响。

表 5-3-1 藏羚羊、藏原羚、藏野驴对不同动物通道的利用情况*

物种	清水河大桥	桥梁通道1-4	水泥通道1-13	楚玛尔河大桥1	楚玛尔河大桥2	桥梁通道5-8	水泥通道14-21	五北大桥
藏羚羊	0	0	0	0	50	0	0	125
藏原羚	0	0	0	0	8	2	0	1
藏野驴	0	1	0	2	6	1	0	0

* 数字表示通过的动物只数

二、存在的问题及对策

1. 增加动物对通道的利用效率

青藏铁路是国内首次在道路建设中专门设置动物通道。由于国内无现成的经验可借鉴，青藏铁路上设置的野生动物通道在设计时大多借鉴国外的野生动物通道经验。但国外设计的野生动物通道所处的地理环境、野生动物种类等都有别于青藏高原，从而造成大多数动物通道利用效率低下。从2003~2004年的调查结果来看，动物主要利用五北大桥和楚玛尔河大桥穿越铁路，对水泥方形通道和清水河大桥完全没有利用（表5-3-1）。

Clevenger认为，通道的结构、通道周围的环境特征以及人类的活动都会影响野生动物对通道的利用程度^[63]。水泥通道不能被利用的原因可能是通道的高度和长度不够。研究表明，野生动物通道可能会被某些动物当做捕食陷阱^[64]。而鹿类动物由于具有大的视野，小型通道可能会被其作为捕食风险源而回避。清水河大桥虽然长度很大，但高度不够（最高处只有2.5m），只有达到一定高度和长度的通道才能被它们利用^[16, 63]。人类的活动也会影响野生动物对通道的利用，如楚玛尔河大桥1处和2处的通道结构基本相似，但铁路施工期间，由于1处下面住有施工人员而不被动物利用。青藏铁路和青藏公路多处是平行修建的，为了避免对野生动物栖息地造成新的分割，青藏铁路在选线时尽量靠近青藏公路，但如果两者之间的距离过近，会大大降低该处野生动物通道的利用率。双相关分析表明，藏羚羊对通道的利用频次与通道到公路的距离呈显著正相关（ $r=0.795$ ， $P<0.5$ ），原因可能

是车辆的干扰。野生动物在穿越公路时会处于高度紧张的状态,穿过公路后需要合适的环境来缓解放松,由于铁路的路基都比较高,如果青藏铁路和青藏公路之间的距离过近,动物在穿越公路后视野就会受到铁路的阻挡,始终处于高度紧张的状态之下,急切需要寻找一个合适的环境来缓解压力,不可能有时间来熟悉该处的环境条件,从而使该处的动物通道不能被有效利用,这可能是许多通道利用效率低的主要原因。



藏原羚在动物通道附近

2. 对野生动物通道进行长期的系统监测

动物通过学习并调整自己的行为,可以对环境产生适应,其适应程度与该物种在该地区生活的时间长短有关^[16]。2003年,没有记录到藏羚羊利用动物通道穿越铁路,其通过青藏铁路的途径主要是从铁路上方翻越,但记录到藏野驴、藏原羚利用动物通道穿越铁路的足迹。2004年,藏羚羊开始利用动物通道穿越青藏铁路,主要是利用五北大桥和楚玛尔河大桥处的动物通道,但藏野驴、藏原羚利用的通道类型却更多(表5-3-1)。原因可能是:藏野驴和藏原羚是生活在该区域的,而藏羚羊只是在迁移过程中通过该区域,因此藏野驴和藏原羚比藏羚羊更熟悉该地区的环境,更能适应该区域的环境变化。上文提到,青藏铁路上设置的动物通道利用效率低下,那么,随着时间的推移,藏羚羊将会逐渐熟悉青藏铁路修建所带来的环境变化,这会不会提高通道的利用效率,使原先一些不能被利用的通道得到重新利用呢?这需要长期的系统监测才能给出答案。

在动物经常通过的路段建立动物通道,从而减少意外死亡发生,并在一定程度上保证栖息地的连续性,降低道路对动物的影响,这是目前道路建设中经常采用的方式。至20世纪末,美国、加拿大、英国、法国、德国、瑞士和荷兰等国均已把野生动物通道设计作为铁路、公路设计中一项必不可少的环节。但是,对铁路、公路野生动物通道的有效性评价在国际相关研究领域一直存在较大的争议,主要原因可能是缺乏长期系统的监测数据。一般来说,对野生动物通道的系统监测应在铁路运营后持续5~10年,目前还不能对青藏铁路上的野生动物通道进行全面、科学和系统的评价。

随着西部大开发战略的进一步实施,动物保护与交通设施发展之间的矛盾将日趋尖锐,开展青藏铁路沿线交通设施对野生动物影响的监测,对我国今后其他工程项目具有重要参考价值,即结合当地野生动物的数量、分布规律、季节性迁移习性进行实地监测研究,以便对现有的通道进行效能评估或设计新的通道。同时,长期的监测和数据收集工作,不仅能为野生动物通道研究提供一份极为珍贵的基础数据,填补我国野生动物通道研究与管理领域的空白,也为今后的野生动物通道设计、施工、评价与优化提供一套完整的参考案例。

三、青藏铁路沿线野生动物的保护对策

铁路等线性工程对生态环境的影响主要是通过改变区域空间结构现状，使区域内的物流、能量流和信息流受到干扰或阻滞。而建成运营后的铁路由于对景观生态体系产生线性切割，使植被生境破碎化、岛屿化，进而使一些对栖息环境要求较高的野生动物受到严重影响。针对青藏铁路通车后可能对野生动物产生的影响，同时借鉴国内外工程建设在野生动物保护领域的相关经验，在青藏铁路沿线的野生动物保护中应考虑以下几个方面：

1. 加强科学研究与监测，提供铁路安全运营和动物保护的相关措施

铁路的建设与运营对沿线野生动物的生存和繁殖产生一定程度的影响，同时，野生动物也对已改变的环境条件存在一定程度的适应性。为了确保铁路的安全运营以及保护沿线的野生动物，开展长期的科学研究和监测有重要的作用。开展科学研究与监测有利于确定动物对通道的利用情况，了解野生动物种群数量、年龄结构和迁移规律等动态特征，掌握野生动物对铁路的适应性对策，从而为野生动物保护提供措施；也有利于确定动物对铁路安全运营产生的影响，为铁路运营提供资料。

2. 加强环保教育的宣传力度，减少铁路沿线的废弃物

虽然青藏铁路列车采用全封闭的环保措施，但是仍要防止火车停靠站造成环境污染。例如，各种废弃物（如塑料袋）进入青藏高原后，很容易被野生动物摄食，将影响其正常的生理功能，甚至威胁其生存。一些废弃物也可能成为有害动物的食物和隐蔽物，增加铁路沿线有害动物的种群数量，对铁路的安全运营产生深远影响。因此，只有加强环保教育力度和引导旅客树立环保意识才能维护青藏高原的纯洁和美丽，才能长期确保铁路运营的安全性。

3. 加强执法力度，严禁盗猎行为的发生

青藏铁路的通车运营，既改善了青藏高原的交通条件，也为不法分子进入青藏高原腹地提供了条件。建议有关部门加强执法力度，尤其是在野生动物迁移等特殊时期以及动物种类和数量分布较高的特殊区域，增强打击盗猎活动的力度，以促使野生动物种群恢复和发展。

4. 加强环境保护，恢复铁路建设中的破坏点

在铁路修建过程中，不可避免地会留下众多的工程、交通和临时性居住的痕迹，这些严重影响了青藏高原的生态与环境。因此，应加大环境保护力度，科学合理地规划环境恢复工作，对废弃土场、砂石料场、施工便道和营地场地等临时工程场所进行地表、植被恢复，以最大限度地减少工程建设对野生动物迁徙环境的影响，保护高原野生动物的栖息环境。同时，对于植被恢复的地区和将要恢复的地区进行深入研究，把环境保护和恢复工作落实到开发建设的各个环节，促进区域经济建设与生态环境的和谐发展。

主要参考文献

- [1] 赵魁义. 1994. 青藏高原南部及其比邻地区沼泽植物区系地理. 地理科学, 14 (3): 217-225
- [2] 郑生武. 1994. 中国西北地区珍稀濒危动物志. 西宁: 青海人民出版社
- [3] 中国科学院西北高原生物研究所. 1989. 青海经济动物志. 西宁: 青海人民出版社
- [4] 淮虎银, 魏万红, 张锦锂. 2005. 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研究. 山地学报, 23 (6): 657-662
- [5] 陈桂琛, 孟延山, 卢雪峰, 等. 2006. 青藏铁路格唐段植被特征及其保护与恢复对策. 生物学通报, 41 (7): 1-4
- [6] 西藏自治区林业局. 2004. 世界屋脊上的生命. 北京: 中国大百科全书出版社
- [7] 西藏自治区林业勘察设计院. 2001. 西藏自治区陆生野生动物资源调查报告 (内部资料)
- [8] Forman R T T, Alexander L E. 1998. Roads and their major ecological effects. Annual Review of Ecology and Systematics, (29): 205-231
- [9] Forman R T T. 1999. Horizontal processes, roads, suburbs, societal objectives, and landscape ecology. Landscape ecological analysis: Issues and applications New York, SpringerVerlag, 35-53
- [10] 宗跃光, 周尚意, 彭萍, 等. 2003. 道路生态学研究进展. 生态学报, 23 (11): 2396-2405
- [11] Findlay T, Scot C, Bourdages J. 2000. Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. Conservation Biology, 14 (1): 86-95
- [12] Trombulak S C, Frissel C A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. Conservation Biology, 14 (1): 18-30
- [13] Goosem M. 2001. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: inhibition of crossing movements. Wildlife Research, (28): 351-364
- [14] Forman R T T, Reineking B, Hersperger A M. 2002. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. Environmental Management, 29 (6): 782-800
- [15] Forsy E A, Allen C R, Wojcik D P. 2002. Influence of the proximity and amount of human development and roads on the occurrence of the red imported fire ant in the lower Florida Keys. Biological Conservation, 108 (1): 27-31
- [16] Clevenger A P, Waltho N. 2004. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. Biological Conservation, (121): 453-464
- [17] Reijnen R, Foppen R, Meeuwse H. 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in dutch agricultural grasslands. Biological Conservation, 75 (3): 255-260
- [18] Yang Q, Lin X. 2008. Tibetan wildlife is getting used to the railway. Nature, (452): 810-811
- [19] 魏万红. 2005. 青藏铁路对主要动物生存习性的影响. 国家自然科学基金委员会重点基金课题结题报告 (内部资料)
- [20] Clevenger A P, Chruszcz B, Gunson K E. 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. Wildlife Society Bulletin, 29 (2): 646-653
- [21] McLellan B N, Shackleton D M. 1988. Grizzly bears and resource extraction industries: effects of roads on behavior, habitat use and demography. Journal of Applied Ecology, (25): 451-460
- [22] Foppen R, Reijnen R. 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding

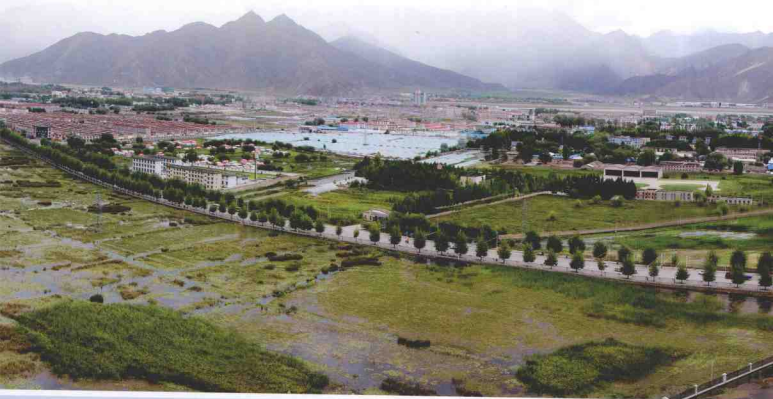
- dispersal of male willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) in relation to the proximity of a highway. *Journal of Applied Ecology*, (31): 95-101
- [23] Saarinen K, Valtonen A, Jantunen J, et al. 2005. Butterflies and diurnal moths along road verges: does road type affect diversity and abundance Auteur(s)/Author(s). *Biological Conservation*, (123): 403-421
- [24] Hels T, Buchwald E. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*, 99 (3): 331-340
- [25] Gutzwiller K J, Barrow Jr W C. 2003. Influences of roads and development on bird communities in protected Chihuahuan Desert landscapes. *Biological Conservation*, (113): 225-237
- [26] Huijser M P, Bergers P J M. 2000. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation*, 95 (1): 111-116
- [27] Kaczenskya P, Knauer F, Krze B, et al. 2003. The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia. *Biological Conservation*, 111 (2): 191-204
- [28] Adams L W, Geis A D. 1983. Effects of roads on small mammals. *Journal of Applied Ecology*, (20): 403-415
- [29] Alexander S M, Waters N M. 2000. The effects of highway transportation corridors on wildlife: a case study of Banff National Park. *Transportation Research Part C: Emerging Technologies*, 8: 307-320
- [30] Rhim S J, Hur W H, Park Y S, et al. 2003. Differences in mammal's abundance in different distance areas from road. *Acta Theriologica Sinica*, 23 (3): 193-197
- [31] Swihart R K, Slade N A. 1984. Road crossing in *Sigmodon hispidus* and *Microtus ochrogaster*. *Journal of Mammalogy*, (65): 357-360
- [32] 攀唯, 廖力夫, 谢勇光. 1994. 迁入鼠种——褐家鼠在新疆的现状. *中国媒介生物学及控制杂志*, 5 (2): 31-33
- [33] Greenberg C H, Crownover S H, Gordon D R. 1997. Roadside soils: a corridor for invasion of xeric scrub by nonindigenous plants. *Natural Areas Journal*, (17): 99-109
- [34] Stiles J H, Jones R H. 1998. Distribution of the red imported fire, *shape solenopsis invicta*, in road and powdered habitats. *Landscape Ecology*, (335): 335-346
- [35] Rost G R, Bailey J A. 1979. Distribution of mule deer and elk in relation to roads. *Journal of Wildlife Management*, (43): 634-641
- [36] Lyon L J. 1983. Road density models describing habitat effectiveness for elk. *Journal of Forestry*, (81): 592-596
- [37] Mech L D, Fritts S H, Radde G L, et al. 1988. Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin*, (16): 85-87
- [38] Schaller G B. 1998. *Wildlife of the Tibetan Steppe*. Chicago: University of Chicago Press, 38
- [39] 何利军, 丁由中, 王小明, 等. 2001. 半圈养条件下白唇鹿行为时间分配及活动规律的研究. *生态学杂志*, 20 (2): 27-29
- [40] 刘振生, 吴建平, 滕丽微. 2002. 散放条件下春季梅花鹿行为时间分配的研究. *生态学杂志*, 21 (6): 29-32
- [41] Hunt A, Dickens H J, Whelan R J. 1987. Movement of mammals through tunnels under railway lines. *Australian Zoologist*, (24): 89-93
- [42] Castella V, Ruedi M, Excoffier L, et al. 2000. Is the Gibraltar Strait a barrier to gene flow for the bat *Myotis myotis* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Molecular Ecology*, 9 (11): 1761-1772
- [43] Funk W C, Greene A E, Corn P S, et al. 2005. High dispersal in a frog species suggests that it is vulnerable to habitat

- fragmentation. *Biology Letters*, (1): 13-16
- [44] Keller I, Nentwig W, Lurgiader C R. 2004. Recent habitat fragmentation due to roads can lead to significant genetic differentiation in an abundant flightless ground beetle. *Molecular Ecology*, 13 (10): 2983-2994
- [45] Reh W, Seitz A. 1990. The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. *Biology Conservation*, (54): 239-249
- [46] Van Der Grift E A. 1999. Mammals and railroads: Impacts and management implications. *Environ Biol*, 42 (1): 77-98
- [47] 裴丽, 冯祥建. 2004. 青藏公路沿线白昼交通运输等人类活动对藏羚羊迁徙的影响. *动物学报*, 50 (4): 669-674
- [48] 孙儒泳. 1992. *动物生态学原理*. 2版. 北京: 中国大百科全书出版社
- [49] Mader H J, Schell C, Kornacker P. 1990. Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation*, (54): 209-222
- [50] Mader H J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*, (29): 81-96
- [51] Wright S. 1951. The genetical structure of population. *Ann Eugen*, (15): 323-354
- [52] Floyd C H, Van Vuren D H, May B. 2005. Marmots on great basin mountaintops: using genetics to test a biogeographic paradigm. *Ecology*, 86 (8): 2145-2153
- [53] Trizio I, Crestanello G, Balbusa P, et al. 2005. Geographical distance and physical barriers shape the genetic structure of Eurasian red squirrels (*Sciurus vulgaris*). *Molecular Ecology*, 14 (2): 469-481
- [54] Putman R J. 1997. Deer and road traffic accidents: options for management. *Journal of Environmental Management*, (51): 43-57
- [55] Groot Bruinderink G W T A, Hazebroek E. 1996. Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology*, (10): 1059-1067
- [56] Develey, P F, Stouffer, P C. 2001. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in central Amazonian Brazil. *Conservation Biology*, (15): 1416-1422
- [57] Clevenger A P, Chruszez B, Gunson K. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, (109): 15-26
- [58] Finder R A, Roseberry J L, Woolf A. 1999. Site and landscape conditions at white-tailed deer/vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning*, 44 (2-3): 77-85
- [59] Bennett A F. 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review//Saunders D A, Hobbs R J. *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Australia: Surrey Beatty, Chipping Norton, 99-117
- [60] Jones M E. 2000. Road upgrade, road mortality and remedial measures: impacts on a population of eastern quolls and Tasmanian devils. *Wildlife Research*, 27 (3): 289-296
- [61] Wilkie D, Shaw E, Rotberg F, et al. 2000. Roads, development, and conservation in the Congo basin. *Conservation Biology*, (14): 1614-1622
- [62] Cain A T, Tuovila V R, Hewitt D G, et al. 2003. Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation*, (114): 189-197
- [63] Clevenger A P. 2000. Effects of highways and other linear developments on wildlife populations - A literature collection. Banf National Park, Canada. (available: <http://www.cmiae.org/biblio.html>)
- [64] James A R C, Stuart-Smith A K. 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management*, (64): 154-159



QINGHAI-TIBET
RAILWAY 第六章

青藏铁路 / 公路沿线土地利用与 景观格局



随着土地利用变化研究的深入,交通干线沿线的土地利用变化受到了极大的关注。交通干线具有不同尺度的廊道生态效应。通过对高速公路和主干铁路生态效应的研究表明,交通干线具有以下生态效应:(1)破坏动物的栖息环境,影响物种的传播和迁移^[1, 2]; (2)引起固体、液体、气体和噪音污染以及塌方等灾害,危及生态系统的健康^[3]; (3)改变景观格局,引起景观破碎化^[4]; (4)作为城镇的扩展轴^[5],交通干线附近耕地快速向建设用地转化^[6]。但是,大多数研究所涉及的自然地理条件较简单,范围较小,例如对高速公路生态效应的研究往往局限于公路附近和公路本身,对距公路缓冲区的整体生态效应研究较少。

西部交通设施建设是实施西部大开发战略的重要环节之一^[7, 8]。青藏铁路建设与运营后所产生的经济、社会和环境效应受到了广泛的关注^[9~13]。青藏铁路/公路地处生态脆弱区,自然条件复杂,其沿线土地利用的状况、格局、变化动因以及沿线景观格局变化机制等已成为研究的焦点。

本章选择青藏铁路/公路沿线地区,利用GIS软件和景观生态学方法,研究其1995~2000年的土地利用和景观格局变化,从较大尺度阐释青藏高原交通干线的环境效应,为高原交通干线的建设和健康运营提供科学依据。



第一节 青藏铁路 / 公路沿线土地利用现状

青藏高原土地资源呈现低温、低湿、类型多样、利用难度大以及生态脆弱、易受破坏和易退化等鲜明特点^[14]。青藏铁路 / 公路穿越了青藏高原的主体区域, 沿线土地类型的特征与青藏高原整体特征相似。

青藏铁路沿线地区主要包括西宁、平安、互助、湟中、湟源、海晏、刚察、天峻、乌兰、德令哈、都兰、格尔木、曲麻莱、治多、安多、那曲、当雄、堆龙德庆、拉萨等 19 个县市, 总土地面积^①约 43 224 311 hm², 据 2000 年遥感影像解译结果统计, 土地利用率为 57.97% (含耕地、林地、草地、水域等), 未利用土地占 42.03% (表 6-1-1, 图 6-1-1)。

表 6-1-1 青藏铁路沿线土地利用结构

	耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用土地
面积(hm ²)	292 817.95	604 511.34	21 598 926.01	2 491 805.48	67 270.27	18 168 979.96
百分比(%)	0.68	1.40	49.97	5.76	0.16	42.03

1. 耕地

青藏铁路沿线所涉 19 个县市有耕地 292 817.95 hm², 主要是旱地, 占总土地面积的 0.68%, 与全国其他区域相比, 耕地少, 比重低, 但略高于整个青藏高原的耕地比重。耕地主要集中分布在青藏铁路沿线海拔相对较低的区域, 如青海省东部的河湟谷地、柴达木盆地的绿洲和拉萨河谷地。自西大滩至那曲这部分海拔较高的区域, 受自然条件限制, 无耕地。

①本研究数据来源于中国科学院资源环境数据库中的全国 1:10 万土地利用数据库(1995 年和 2000 年)和 1:25 万矢量地形图数据库。土地利用采用二级分类系统^[15, 16], 一级划分主要根据土地的资源 and 利用属性分为 6 类, 包括耕地、林地、草地、水域、建设用地(城乡、工矿、居民用地)和未利用土地; 二级划分主要依据土地经营特点、利用方式和覆盖特征等, 分为 25 个类型, 包括水田、旱地、有林地、灌木林、疏林地、其他林地、高覆盖度草地、中覆盖度草地、低覆盖度草地、河渠、湖泊、水库坑塘、永久性冰川雪地、滩涂、滩地、城镇用地、农村居民点、其他建设用地、沙地、戈壁、盐碱地、沼泽地、裸土地、裸岩石砾地、其他未利用土地等。

利用 GIS 软件处理分析土地利用变化情况, 用土地利用动态度反映土地利用变化的快慢程度^[15], 用土地利用程度综合指数反映研究区土地利用格局^[16], 并计算了分维数、多样性指数、优势度和景观破碎度等景观格局特征值, 通过景观格局特征值的变化来反映研究区土地利用变化对景观的影响^[17]。

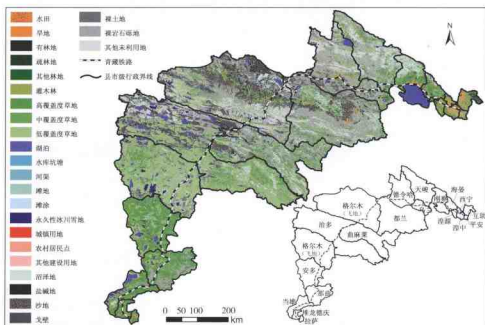


图 6-1-1 青藏铁路沿线土地利用类型分布图

2. 林地

青藏铁路沿线地区林地面积 $604\ 511.34\text{hm}^2$ ，占沿线土地面积的 1.4%，林地覆盖率仅为青藏高原森林覆盖率（2.7%）^[18]的一半，不到全国平均水平的 6%。林地类型以灌木林地（ $377\ 721.66\text{hm}^2$ ）和疏林地（ $166\ 491.38\text{hm}^2$ ）为主，两者占沿线地区林地总面积的 90%。另外，有林地（ $58\ 861.56\text{hm}^2$ ）和其他林地（ $1\ 436.73\text{hm}^2$ ）占 10%。有林地主要集中分布在青海省东部互助县；灌木林地和疏林地的分布较为广泛，主要分布在青海省河湟谷地和柴达木盆地，西藏境内仅分布在拉萨地区附近；其他林地面积小，主要分布在拉萨和西宁等城市附近。

3. 草地

草地是青藏铁路沿线分布面积最大的土地类型，面积为 $21\ 598\ 926.01\text{hm}^2$ ，占沿线土地面积的 49.97%。其中绝大多数是天然草地，人工草地的比例较低。高覆盖度草地占 12.46%（ $2\ 690\ 516.62\text{hm}^2$ ），中覆盖度草地占 30.59%（ $6\ 606\ 654.12\text{hm}^2$ ），低覆盖度草地占 56.95%（ $12\ 301\ 755.27\text{hm}^2$ ）。沿线地区草地整体载畜能力不强，放牧季节多在 6 个月左右，每公顷草地产出的畜产品量一般为新疆维吾尔自治区或内蒙古自治区的 1/3 左右^[14]。



退化的山地草场

近年来，受气候变化和超载过牧等人类活动影响，青藏铁路沿线草地退化较为严重，沙漠化现象不断扩张。为此，国家在青藏公路 / 铁路经过地区陆续实施了三江源保护工程和西藏生态安全屏障等大型生态工程项目，以求进一步保障青藏高原的生态环境安全。

4. 水域

青藏铁路穿越众多江河源区,水域面积达2 491 805.48hm²,占沿线地区土地面积的5.76%。其中,河渠1.78%(44 389.19hm²)、湖泊47.68%(1 188 240.78hm²)、水库坑塘0.26%(6 429.30hm²)、永久性冰川雪地16.46%(410 053.87hm²)、滩涂0.01%(133.88hm²)、滩地33.81%(842 558.46hm²)。数据显示,沿线地区水域主要由湖泊、滩地和永久性冰川雪地构成,湖泊主要集中在可可西里及藏北地区,滩地多分布于江河源区等地势起伏相对较为平缓的区域,永久性冰川雪地多分布在昆仑山、唐古拉山和念青唐古拉山等海拔较高的山地。

5. 建设用地

青藏铁路沿线地区城市化程度较低,建设用地面积约为67 270.27hm²,仅占沿线地区土地面积的0.16%。其中城镇建设用地(11 865.07hm²)、农村居民点建设用地(28 283.46hm²)和其他建设用地(27 121.74hm²)分别占建设用地面积的17.64%、42.04%、40.32%。青藏铁路沿线主要城市为西宁、格尔木和拉萨,城镇建设用地和其他建



建设中的拉萨市

设用地主要集中分布在这3个城市附近,农村居民点分布相对广泛,但也多集中于海拔相对较低的河湟谷地、柴达木盆地绿洲和拉萨河谷地。

6. 未利用土地

与青藏高原自然条件对应,青藏铁路沿线区域的土地可利用程度低,未利用土地面积达18 168 979.96hm²,占区域面积的42.03%。其中沙地1 639 744.63hm²、戈壁3 795 979.51hm²、盐碱地1 428 657.19hm²、沼泽地1 590 516.49hm²、裸土地143 042.05hm²、裸岩石砾地5 759 558.28hm²、其他未利用土地3 811 481.81hm²。

第二节 青藏铁路/公路沿线土地利用与景观格局变化总体特征

青藏铁路二期工程建设与运营后所产生的经济、社会和环境效应受到了广泛关注,本文选取已经通车运营多年的青藏铁路兰州—西宁段和西宁(不含市区)—

格尔木段^①及青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线区域为研究区段，在对各区域土地利用与景观格局变化深入研究的基础上，对比分析铁路/公路建设和运营与土地利用和景观格局的关系。

一、兰州—西宁铁路沿线土地利用与景观格局变化

兰州—西宁铁路沿线（简称兰西线）包括兰州、永靖、民和、乐都、互助、平安、西宁 7 个市（县）（图 6-2-1），总面积 $1.23 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。兰西线沿线地区位于甘肃省西部和青海省东部交界地带，范围为 $35^\circ 51' \text{ N} \sim 37^\circ 05' \text{ N}$ ， $101^\circ 49' \text{ E} \sim 104^\circ 30' \text{ E}$ ，包括湟水流域的大部分地区。该区经济条件较好，是青藏高原重要的交通枢纽和工业基地。

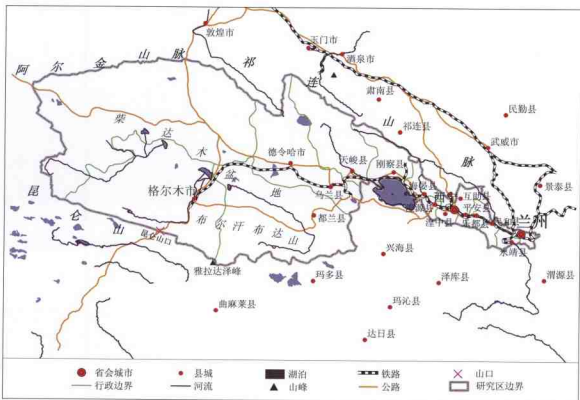


图 6-2-1 兰州—西宁—格尔木段铁路/公路沿线位置图

1. 兰西线区域土地利用变化

兰西线区域的土地利用变化以草地、耕地与建设用地之间的相互转化为主要形式。区

^① 1956 年西北设计分局（现铁道部第一勘测设计院）对从兰州到拉萨的进藏铁路进行了全线踏勘，1957 年完成踏勘报告并上报铁道部，1959 年兰州至西宁铁路建成通车。兰西线可称之为青藏铁路建设的序幕，是青藏铁路建设的第一步，铁路跨越了黄土高原与青藏高原交错地带。1979 年西宁至格尔木（西格段）铺通，并于 1984 年正式运营。西格段是世界上唯一建在盐湖上的铁路。

域中变化最为活跃的是耕地, 分别有 2 132.02hm² 草地变为耕地, 1 494.78hm² 建设用地变为耕地, 2 079.40hm² 耕地变为草地, 2 000.20hm² 耕地变为建设用地 (图 6-2-2, 表 6-2-1)。

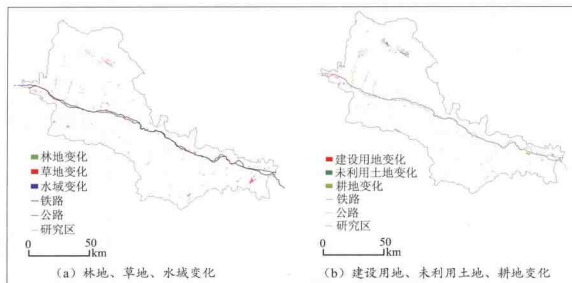


图 6-2-2 兰州—西宁铁路沿线土地利用变化图

表 6-2-1 兰西线 1995~2000 年区域土地利用转移矩阵^[19] (单位: hm²)

2000年 1995年	林地	草地	水域	建设用地	未利用土地	耕地	总计
林地	167 170.84	63.87	57.39	79.06	0.00	439.42	167 810.58
草地	704.56	672 235.74	28.04	65.53	1 035.57	2 132.02	676 201.46
水域	23.10	41.09	15 012.64	62.74	40.80	220.09	15 400.46
建设用地	268.19	159.54	63.61	36 129.45	0.00	1 494.78	38 115.57
未利用土地	14.64	1 241.17	0.00	12.49	12 846.01	9.17	14 123.48
耕地	358.21	2 079.40	580.81	2 000.20	16.86	309 186.46	314 221.94
合计	168 539.54	675 820.81	15 742.49	38 349.47	13 939.24	313 481.94	1 225 873.49

兰西线区域土地利用类型变化特点分述如下:

● 林地面积增加 1995~2000 年, 林地面积从 167 810.58hm² 增至 168 539.54hm², 增加了 0.43%。林地的变化主要发生在城市周围。原有林地减少了 639.74hm², 其中 439.42hm² 变为耕地, 79.06hm² 变为建设用地; 新增林地 1 368.70hm², 主要来源于草地 (704.56hm²) 和耕地 (358.21hm²)。其中, 有林地减少 21.31hm², 面积减至 59 127.7hm²; 灌木林地增加 136.35hm², 面积达 65 756.02hm²; 疏林地增加 450.36hm², 面积达 38 678.03hm²; 其他林地增加 163.38hm², 面积达 4 977.78hm²。

● 草地面积减少 1995~2000 年, 草地面积从 676 210.46hm² 减少到 675 820.81hm², 减少了 0.06%。原有草地面积减少 3 965.72hm², 主要变为耕地 (2 132.02hm²) 和未利用

土地 (1 035.57hm²)；新增加草地 3 885.07hm²，主要由耕地 (2 079.40hm²) 和未利用土地 (1 241.17hm²) 转化而来。其中，高覆盖度草地增加了 75.45hm²，面积达 79 006.35hm²；中覆盖度草地减少了 307.11hm²，面积减至 323 907.48hm²；低覆盖度草地减少了 149.06hm²，面积减至 272 906.98hm²。

● 水域面积增加 1995~2000 年，水域面积从 15 400.46hm² 增加到 157 412.49hm²，增加了 2.22%。水域面积的变化主要发生在河流附近。原有水域面积减少 387.82hm²，主要变为耕地 (220.09hm²) 和建设用地 (62.74hm²)；新增加水域 729.85hm²，主要来源于耕地 (580.81hm²)。其中，河渠用地增加 72.22hm²，面积达 8 216.93hm²；水库坑塘减少 61.52hm²，面积减至 6 347.51hm²；滩地增加 331.31hm²，面积达 1 178.05hm²。

● 建设用地增加 1995~2000 年，建设用地面积从 38 115.57hm² 增加到 38 349.47hm²，增加了 0.61%。建设用地的变化主要发生在城镇周围。原有建设用地面积减少 1 986.12hm²，主要变为耕地 (1 494.78hm²) 和林地 (268.19hm²)；其他地区新增建设用地 2 220.02hm²，主要来源于耕地 (2 000.20hm²)。其中，城镇建设用地增加 181.95hm²，面积达 14 845.61hm²；农村居民点建设用地增加 139.77hm²，面积达 20 598.07hm²；其他建设用地减少 87.52hm²，面积减至 2 905.79hm²。

● 未利用土地减少 1995~2000 年，未利用土地面积从 14 123.48hm² 减少到 13 939.24hm²，减少了 1.30%，主要是在草地和未利用土地之间互相转换。原有未利用土地面积减少 1 277.47hm²，主要变为草地 (1 241.17hm²)；新增未利用土地 1 093.23hm²，主要来源于草地 (1 035.57hm²)。其中，裸土地增加 37.1hm²，面积达 2 695.67hm²；裸岩石砾地减少 221.33hm²，面积减至 10 761.16hm²；其他未利用土地没有发生变化。

● 耕地减少 1995~2000 年，耕地面积从 314 221.94hm² 减少到 313 481.94hm²，减少了 0.24%。期内新增耕地面积 4 295.48hm²，主要来源于草地 (2 132.02hm²) 和建设用地 (1 494.78hm²)；原有耕地面积减少 5 035.48hm²，主要变为草地 (2 079.40hm²)、建设用地 (2 000.20hm²) 和水域 (580.81hm²)。其中，水田面积减少 33.45hm²，面积下降到 54.89hm²。旱地面积减少至 313 426.8hm²，其中陡坡旱地减少 1 456.34hm²，缓坡旱地面积没有发生变化，较缓坡度的旱地面积增加 749.5hm²，平地旱地面积减少 706.84hm²。

● 综合土地利用动态度变化不大 综合土地利用动态度为 0.23，其中，未利用土地动态度最大 (为 3.36)，建设用地动态度次之 (为 2.24)，水域动态度为 1.53，耕地动态度为 0.60，草地动态度 (为 0.24) 和林地动态度 (为 0.24) 最小。就变化面积而言，耕地 9 442.58hm²，草地 4 275.57hm²，建设用地 4 275.57hm²，未利用土地 2 370.71hm²，林地 2 008.35hm²，水域 1 174.40hm²。此外，土地利用程度综合指数基本没有变化 (1995 年土地利用程度综合指数为 230.70，2000 年为 230.69)。

2. 兰西线区域景观格局变化

兰西线区域土地破碎化程度增高。该段区域图斑数增加了 111 个，这说明景观破碎度略有增加。草地的景观破碎度减少，水域、建设用地、未利用土地景观破碎度增加，林地和耕地的景观破碎度没变 (表 6-2-2)。1995~2000 年，兰西线景观多样性指数和分维数均

没有发生变化,仅建设用地分维数略有增加;建设用地、水域、林地的优势度增加,草地、未利用土地、耕地优势度减小。综合分析表明,研究区景观格局没有发生显著变化。

表 6-2-2 兰西线区域景观格局变化^[20]

参数	年份	林地	草地	水域	建设用地	未利用土地	耕地	总计
面积(hm ²)	1995 年	167 809.73	676 201.69	15 401.30	38 114.37	14 123.72	314 222.28	1 225 873.49
	2000 年	168 539.54	675 820.81	15 742.49	38 349.47	13 939.24	313 481.94	1 225 873.49
图斑(个)	1995 年	1351	4095	213	1686	188	2076	9609
	2000 年	1372	4087	228	1775	188	2070	9720
周长(m)	1995 年	11 504 218	51 778 406	1 643 954	3 024 486	1 026 434	23 742 396	92 719 894
	2000 年	11 564 516	51 823 292	1 717 271	3 199 385	1 066 690	23 866 885	93 238 039
分维数	1995 年	1.40	1.45	1.37	1.37	1.33	1.43	1.46
	2000 年	1.40	1.45	1.37	1.38	1.33	1.43	1.46
优势度	1995 年	13.87	48.89	1.74	10.33	1.55	23.62	100.00
	2000 年	13.93	48.59	1.81	10.69	1.54	23.43	100.00
景观破碎度	1995 年	0.81	0.61	1.38	4.42	1.33	0.66	0.78
	2000 年	0.81	0.60	1.45	4.63	1.35	0.66	0.79
多样性指数	1995 年							1.68
	2000 年							1.68

二、青藏铁路西宁(不含市区)—格尔木沿线土地利用和景观格局变化

青藏铁路西宁(不含市区)—格尔木段(简称西格段)位于青海省东北部,行政范围隶属湟中、湟源、海晏、刚察、天峻、乌兰、德令哈、都兰、格尔木(在铁路缓冲区分析中未列入格尔木市托管区的唐古拉山镇)等 9 个市(县),总面积 $25.47 \times 10^4 \text{ km}^2$, 范围为: $32^\circ 45' \text{ N}$ ~ $39^\circ 39' \text{ N}$, $89^\circ 35' \text{ E}$ ~ $101^\circ 09' \text{ E}$ 。

1. 青藏铁路西格段区域土地利用变化

该段区域土地利用主要变化特征表现为草地与未利用土地的相互转化(图 6-2-3, 表 6-2-3)。1995~2000 年, 206 730.40hm² 草地变为未利用土地, 325 687.49hm² 未利用土地变为草地, 20 266.37hm² 草地向耕地转化。未利用土地向林地(14 204.49hm²)、水域(14 448.71hm²)和建设用地(10 982.54hm²)转化, 水域向草地(12 448.79hm²)和未利用土地(15 071.37hm²)转化也是土地利用转化的主要形式。

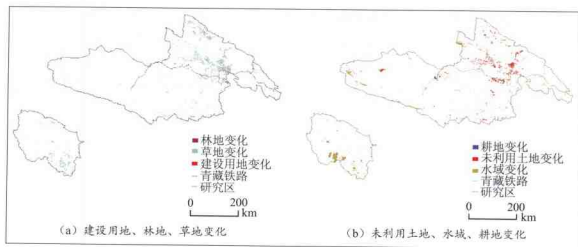


图 6-2-3 青藏铁路西格段区域土地利用变化图

表 6-2-3 青藏铁路西格段区域土地利用转移矩阵^[20]

单位(hm²)

2000年 1995年	林地	草地	水域	建设用地	未利用土地	耕地	总计
林地	483 582.56	10 353.60	1 460.11	54.01	6 131.21	1 782.30	503 363.79
草地	4 686.22	10 301 398.02	16 076.16	2 568.34	206 730.40	20 266.37	10 551 725.51
水域	234.87	12 448.79	1 523 523.74	303.02	15 071.37	156.01	1 551 737.80
建设用地	124.53	243.71	506.68	22 236.03	127.97	1 784.69	25 023.61
未利用土地	14 204.49	325 687.49	14 448.71	10 982.54	12 291 252.52	7 909.21	12 664 484.96
耕地	216.26	6 176.42	174.40	8 992.97	4 426.74	156 949.99	176 936.78
合计	503 048.93	10 656 308.03	1 556 189.80	45 136.91	12 523 740.21	188 848.57	25 473 272.45

西格段区域土地利用类型变化特点分述如下:

● 林地面积减少 1995~2000 年, 林地面积从 503 363.79hm² 减少到 503 048.93hm², 减少了 0.06%。原有林地面积减少 19 781.23hm², 主要变为草地(10 353.60hm²)和未利用土地(6 131.21hm²); 新增林地 19 466.37hm², 主要来源于未利用土地(14 204.49hm²)和草地(4 686.22hm²)。林地面积变化主要发生在城市周围。其中, 有林地增加 579.46hm², 面积达 12 690.48hm²; 灌木林地减少 1 778.28hm², 面积降至 335 431.82hm²; 疏林地增加 883.96hm², 面积达 154 926.63hm²。

● 草地面积增加 1995~2000 年, 草地面积从 10 551 725.51hm² 增加到 10 656 308.03hm², 增加了 0.99%。原有草地面积减少 250 327.49hm², 其中 206 730.40hm² 变为未利用土地, 20 266.37hm² 变为耕地, 16 076.16hm² 变为水域。新增草地 354 910.01hm², 主要来源于未利用土地(325 687.49hm²)。其中, 高覆盖度草地增加 87 500.59hm², 面积达 610 022.27hm²; 中覆盖度草地增加 165 804.04hm², 面积达 2 843 269.2hm²; 低覆盖度草地减少 148 722.67hm², 面积降至 7 203 016.6hm²。

● 水域面积增加 1995~2000 年, 水域面积从 1 551 725.51hm² 增加到 1 556 189.8 hm²,

增加了 0.29%。水域面积的变化主要发生在河流附近,原有水域面积减少 28 214.06hm²,主要变为未利用土地(15 071.37hm²)和草地(12 448.79hm²);新增水域 32 666.06hm²,主要来源于草地(16 076.16hm²)和未利用土地(14 448.71hm²)。其中,河渠用地增加 10 327.41hm²,面积达 21 945.37hm²;湖泊增加 642.92hm²,面积达 733 210.05hm²;水库坑塘减少 1 093.56hm²,面积减至 2 845.27hm²;永久性冰川雪地增加 729.43hm²,面积达 241 456.76hm²;滩地减少 6 154.2hm²,面积达 556 732.35hm²。

● 建设用地面积增幅较大 1995~2000 年,建设用地面积从 25 023.61hm² 增加到 45 136.91hm²,增加了 80.38%。原有建设用地减少 2 787.58hm²,主要变为耕地(1 784.69hm²);其他地区新增建设用地 22 900.88hm²,主要来源于未利用土地(10 982.54hm²)和耕地(8 992.97hm²)。其中,城镇建设用地增加 1 171.02hm²,面积达 3 622.96hm²;农村居民点建设用地增加 586.84hm²,面积达 16 764.1hm²;其他建设用地增加 18 355.43hm²,面积达 24 749.84hm²。

● 未利用土地面积减少 1995~2000 年,未利用土地面积从 12 664 484.96hm² 减少到 12 523 740.21 hm²,减少了 1.11%。主要在草地和未利用土地之间相互转换。原有未利用土地面积减少 373 232.44hm²,主要变为草地(325 687.49 hm²);未利用土地新增加面积 232 487.69hm²,也主要来源于草地(206 730.40hm²)。其中,沙地增加 14 704.86hm²,面积达 1 291 815hm²;戈壁面积减少 11 460hm²,降至 2 000 413hm²;盐碱地面积减少 16 517.1hm²,降至 1 156 656hm²;沼泽地面积减少 41 739.5hm²,降至 1 318 091hm²;裸地面积减少 4 265.63hm²,降至 126 945.7hm²;裸岩石砾地面积减少 1 087 808hm²,降至 3 947 741hm²;其他未利用土地增加 27 241.13hm²,面积达 1 682 080hm²。



火车驶经万丈盐桥

● 耕地面积增加 1995~2000 年, 耕地面积从 176 936.78hm² 增加到 188 848.57hm², 增加了 6.73%。原有耕地面积减少 19 986.79hm², 主要变为建设用地 (8 992.97hm²)、草地 (6 176.42hm²) 和未利用土地 (4 426.74hm²)；其他地区新增耕地 31 898.58hm², 主要来源于草地 (20 266.37hm²)。其中, 陡坡旱地增加 10 753.12hm², 面积达 142 308.4hm²；较陡坡旱地增加 378.66hm², 面积达 45 147.45hm²；缓坡旱地增加 779.99hm², 面积达 1 392.75hm²。

● 综合土地利用动态度变化不大 1995~2000 年, 综合土地利用动态度为 0.81。其中建设用地的土地利用动态度最大, 为 20.59, 耕地 (为 5.87) 次之, 其次是林地 (为 1.62)、草地 (为 1.57) 和未利用土地 (为 1.12), 水域 (为 0.90) 最小。就面积变化而言, 草地 830 545.77hm², 未利用土地 707 273.88hm², 水域 69 849.28hm², 耕地 51 924.44hm², 林地 40 683.24hm², 建设用地 25 762.75hm²。

● 土地利用程度综合指数增长 土地利用程度综合指数从 1995 年的 151.17 增至 2000 年的 151.93。

2. 青藏铁路西格段区域景观格局变化

该段区域土地破碎化程度总体增高 (景观破碎度由 0.150 增加到 0.153), 仅建设用地的破碎化程度大幅降低 (表 6-2-4)。景观多样性指数由 1.45 上升到 1.46, 景观异质性略有提高, 说明自然和人为干扰增加。区域分维数没有发生变化, 仅建设用地分维数略有减少。由于建设用地和耕地扩张, 建设用地、水域、耕地的优势度增加, 林地、草地、未利用土地优势度减小^[20]。

表 6-2-4 青藏铁路西格段区域景观格局特征值

参数	年份	林地	草地	水域	建设用地	未利用土地	耕地	总计
面积 (hm ²)	1995 年	503 363.79	10 551 725.51	1 551 737.80	25 023.61	12 664 484.96	176 936.78	25 473 272.45
	2000 年	503 048.93	10 656 308.03	1 556 189.8	45 136.91	12 523 740.21	188 848.57	25 473 272.45
图斑 (个)	1995 年	3 594	20 732	1 909	1 281	14 644	594	38 326
	2000 年	3 627	19 089	2 026	1 384	14 571	613	38 847
周长 (m)	1995 年	2 827 6139	419 950 721	60 993 680	2 255 249	394 354 939	8 497 534	914 328 262
	2000 年	28 300 120	425 683 553	61 586 872	2 756 467	395 739 525	9 222 296	923 288 833
分维数	1995 年	1.41	1.46	1.41	1.37	1.44	1.37	1.47
	2000 年	1.41	1.46	1.41	1.35	1.44	1.37	1.47
优势度	1995 年	5.68	47.76	5.54	1.72	43.96	1.12	100.00
	2000 年	5.66	45.49	5.66	1.87	43.34	1.16	100.00
景观破碎度	1995 年	0.71	0.20	0.12	5.12	0.12	0.34	0.150
	2000 年	0.72	0.18	0.13	3.07	0.12	0.32	0.153
多样性指数	1995 年							1.45
	2000 年							1.46

三、青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线土地利用和景观格局变化

该段区域位于青海省西部、青藏高原腹地的长江、黄河源区。区内地貌复杂,地势南高北低,由西向东倾斜。包括青藏公路沿线格尔木、曲麻莱、治多3个县(市)。范围为 $32^{\circ}45'N \sim 37^{\circ}45'N$, $89^{\circ}25'E \sim 97^{\circ}18'E$,东西长约950km,南北宽约600km,面积 $24 \times 10^4 \text{ km}^2$ (图6-2-4)。

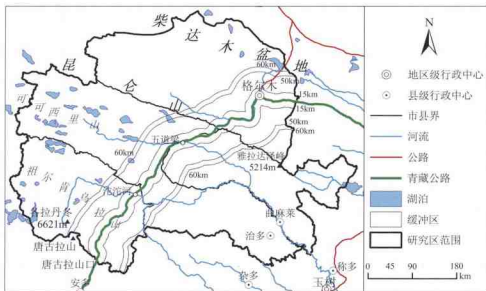


图6-2-4 格尔木、曲麻莱、治多地区范围图

1. 青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线土地利用变化

青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线区域土地以未利用土地和草地为主。土地变化主要表现为草地、未利用土地和水域的转化(表6-2-5),其中,格尔木—唐古拉山口沿线的主要城镇周边建设用地增加迅速,反映了该段沿线的城市化进程加快;该段综合土地利用指数的降低主要是因为土地沙漠化程度增加;而林地、耕地的变化主要集中在格尔木市周边地区,草地和未利用土地的变化主要发生在曲麻莱地区^[4]。

表6-2-5 格尔木、曲麻莱、治多地区1995~2000年土地利用转移矩阵 (单位: hm^2)

1995年 \ 2000年	林地	草地	水域	建设用地	未利用土地	耕地	总计
林地	145 272.23	478.53	99.15	15.64	736.1	386.54	146 988.19
草地	1 579.34	11 655 862.44	30 966.8	1 637.25	983 485.96	222.59	12 673 754
水域	99.33	12 473.24	1 386 670.4	31.76	8 778.69	74.38	1 408 127.8
建设用地	86.18	27.62	2.12	3 864.45	19.59	54.96	4 054.92
未利用土地	501.01	210 704.28	91 280.59	4 309.02	9 548 174.8	248.6	9 855 218.3
耕地	44.16	516.73	28.43	7 326.64	287.04	5 825.81	14 028.81
合计	147 582.25	11 880 062.84	1 509 047.47	17 184.76	10 541 482.17	6 812.88	24 102 172.37

格尔木—唐古拉山口沿线各土地利用类型变化特点分述如下:

● 林地面积增加 1995~2000 年, 林地面积从 146 988.19hm² 增加到 147 582.25hm², 增加了 0.4%。林地变化主要发生在格尔木市东部。原有林地面积减少 1 715.96hm², 主要变为未利用土地 (736.1hm²) 和草地 (478.53hm²); 新增林地 2 310.02hm², 主要来源于草地 (1 579.34hm²)。其中, 有林地和其他林地变化不大; 灌木林地增加 1 063.02hm², 疏林地减少 449.76hm²。

● 草地面积减少 1995~2000 年, 草地面积从 12 673 754hm² 减少到 11 880 062.84hm², 减少了 6.26%。草地变化主要发生在曲麻莱地区, 原有草地面积减少 1 017 891.94hm², 约有 7.76% 的草地变为未利用土地, 有 0.24% 的草地变为水域。其他地区新增加草地 224 200.4hm², 主要来源于未利用土地 (210 704.28hm²)。其中, 高覆盖度草地增加 245 714.1hm², 中覆盖度草地减少 211 749hm², 低覆盖度草地减少 797 635hm²。

● 水域面积增加 1995~2000 年, 水域面积从 1 408 127.78hm² 增加到 1 509 047.47hm², 增加了 7.17% (如果把滩地作为未利用土地, 水域面积仅增 18 431.59hm²)。水域面积的变化主要发生在格尔木地区。原有水域面积减少 21 457.4hm², 主要变为草地 (12 473.24hm²) 和未利用土地 (8 778.69hm²)。新增加水域面积 122 377.09hm², 增加来源主要是未利用土地 (91 280.59hm²) 和草地 (30 966.80hm²)。其中, 河渠用地面积增加 908.86hm²; 湖泊面积增加 19 503hm², 主要来自格尔木和治多地区的草地和未利用土地; 水库坑塘面积减少 1 232.67hm²; 永久性冰川雪地减少 810hm², 变为草地和高寒荒漠; 滩地面积增加 82 488.1hm², 增加来源主要是低覆盖度草地、沙地和戈壁。

● 建设用地急剧增加 1995~2000 年, 建设用地从 4 054.92hm² 增加到 17 184.76hm², 增加了 323.8%。原有建设用地减少 190.47hm², 而新增建设用地 13 320.31hm², 建设用地的主要来源是城镇周围的耕地 (7 326.74hm²)、未利用土地 (4 309.02hm²) 和草地 (1 637.25hm²)。其中, 城镇建设用地增加 978.87hm², 农村居民点建设用地增加 359.75hm², 其他建设用地增加 11 790.23hm²。

● 未利用土地增加 1995~2000 年, 未利用土地面积从 9 885 218.30hm² 增加到 10 541 482.17hm², 增加了 6.96%。原有未利用土地减少 307 043.5hm², 主要变为草地 (210 704.28hm²), 未利用土地新增来源也是草地 (983 485.96hm²)。其中, 原有沙地面积减少 86 746hm², 新增戈壁 80 785hm², 盐碱地减少 10 524hm², 新增沼泽 49 364.9hm², 裸地面积减少 99.6%, 裸地总面积减至 90.19hm², 中覆盖度草地和低覆盖度草地退化使裸岩石砾地面积增加 120 332hm², 其他未利用土地也增加 554 995hm², 增加来源主要是低覆盖度草地。

● 耕地面积减少 1995~2000 年, 耕地面积从 14 028.81hm² 减少到 6 812.88hm², 减少 51.44%。新增耕地面积 987.07hm², 原有耕地面积减少 8 203hm², 其中, 有 7 326.64hm² 被城镇建设占用。

● 综合土地利用动态度变化不大 1995~2000 年, 综合土地利用动态度为 2.25。其中, 建设用地的土地利用动态度最大, 为 66.64, 耕地 (为 13.1) 次之, 其次是未利用土地 (为 2.64)、水域 (为 2.04)、草地 (为 1.96), 林地 (0.55) 最小。就变化面积而言, 未利用土地

1 300 350.9hm², 草地 1 242 092.30hm², 水域 143 834.50hm², 建设用地 13 510.78hm², 耕地 9 190.07hm², 林地 4 025.98hm²。

● 土地利用程度综合指数降低 土地利用程度综合指数从 1995 年的 195.2 降至 2000 年的 156.4, 土地利用程度综合指数降低的主要原因是大量草地变为未利用土地。

2. 青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线景观格局变化

(1) 研究区土地破碎化程度增高。表现为: 图斑数增加, 景观破碎度由 0.115 增至 0.124 (表 6-2-6)。由于大量耕地被城镇建设占用, 同时草地和未利用土地被开发为耕地, 耕地的破碎度成倍提高, 林地和草地的破碎度也有所提高, 未利用土地的破碎度未发生变化, 水域破碎度降低^[4]。新增建设用地呈片状发展, 破碎度大幅降低。草地破碎度的提高将降低野生动植物栖息地的质量, 可能导致生物多样性发生变化, 同时影响生态系统的结构和功能。

表 6-2-6 青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线景观格局特征值

参数	年份	林地	草地	水域	建设用地	未利用土地	耕地	总计
面积(hm ²)	1995 年	146 988.19	12 673 754.00	1 408 127.80	4 054.92	9 855 218.30	14 028.81	24 102 172.37
	2000 年	147 582.25	11 880 062.84	1 509 047.47	17 184.76	10 541 482.17	6 812.88	24 102 172.37
图斑(个)	1995 年	395	13 777	4 048	75	9 501	13	27 809
	2000 年	412	14 278	4 297	102	10 707	12	29 808
周长(m)	1995 年	7 479 612	375 318 003	68 612 502	226 017.54	291 138 341	259 770	743 034 245.5
	2000 年	7 495 152	374 327 939	72 417 970	475 162	323 181 043	204 081	778 101 347.0
分维数	1995 年	1.368	1.436	1.426	1.249	1.430	1.181	1.453
	2000 年	1.368	1.440	1.426	1.232	1.435	1.202	1.456
优势度	1995 年	0.010	0.511	0.102	0.001	0.375	0.001	1
	2000 年	0.010	0.486	0.103	0.002	0.398	0.000	1
景观破碎度	1995 年	0.002 7	0.001 1	0.002 9	0.018 5	0.001 0	0.000 9	0.115 0
	2000 年	0.002 8	0.001 2	0.002 8	0.005 9	0.001 0	0.001 8	0.124 0
多样性指数	1995 年							1.308
	2000 年							1.331

(2) 多样性指数提高。这是因为草地在总面积中的比重下降较多, 未利用土地、水域、建设用地的比重上升, 景观的异质性程度提高。

(3) 分维数增加。这是由于草地、水域、未利用土地相互转化, 图斑形状复杂化。林地、水域的分维数没有变化, 草地、未利用土地和耕地的分维数提高, 建设用地的分维数减少。由于草地和未利用土地变化面积较多, 大量耕地被城镇建设占用, 新增的耕地面积较小, 所以分维数提高。期内建设用地增加较多, 规划较好, 形状趋于简单化。

(4) 草地优势度显著减小, 建设用地和未利用土地的优势度提高, 而林地的优势度未变化。表明研究区景观格局一方面耕地等转变为建设用地, 导致人工景观增多; 另一方面草地等转变为未利用土地, 导致原始景观增多。

四、青藏铁路/公路沿线土地利用和景观格局与道路建设的联系

青藏铁路兰州—西宁沿线、西宁（不含市区）—格尔木沿线和青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线，分别代表了穿越不同自然地理条件和社会经济环境的区域道路。道路建设有利于区域经济的发展，促进城市化和工业化进程，一方面引起其他土地类型向建设用地转化，另一方面改善基础设施，提高土地利用的集约水平，此外，也会引起区域景观格局的变化。

1. 建设用地变化和耕地变化

在青藏铁路兰州—西宁沿线，耕地的变化最为活跃，草地、耕地与建设用地之间的相互转化是该区土地利用变化的主要形式。该区建设用地增加了 0.61%，耕地减少了 0.24%。而在青藏铁路西宁（不含市区）—格尔木沿线，草地与未利用土地的相互转化是土地利用变化的主要形式，但建设用地增加了 80.38%，耕地面积增加了 6.73%。在青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线，草地、未利用土地和水域的转化是土地利用变化的主要形式，该区建设用地增加了 323.8%，耕地减少 51.44%，表明在交通落后的青藏高原进行道路建设，会促进建设用地的快速增加，特别是城镇的快速扩展。

2. 土地利用程度综合指数变化

在青藏铁路兰州—西宁沿线，1995 年土地利用程度综合指数为 230.70，2000 年为 230.69，变化不大。在青藏铁路西宁（不含市区）—格尔木沿线，1995 年土地利用程度综合指数为 151.17，2000 年为 151.93，略有增长。在青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线，1995 年土地利用程度综合指数为 195.2，2000 年降为 156.4，降低了 38.8，主要原因是草地退化，变为未利用土地，这预示着道路建设对经济欠发达和人口密度较小的地区的土地利用的影响在短期内仍比较弱。

3. 土地利用动态

在青藏铁路兰州—西宁沿线，建设用地动态度为 2.24，耕地动态度为 0.60。在青藏铁路西宁（不含市区）—格尔木沿线，建设用地动态度为 20.59，耕地动态度为 5.87。而在青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线，建设用地动态度为 66.64，耕地动态度为 13.1。同样表明在交通落后的青藏高原进行道路建设，会促进建设用地的快速增加，特别是城镇的快速扩展，而在经历了城市化过程后，其变化会逐步变慢。

4. 景观格局变化

在青藏铁路兰州—西宁沿线，景观格局没有显著变化。而青藏铁路西宁（不含市区）—格尔木沿线，土地破碎化程度提高，但建设用地的破碎化程度大幅降低，景观异质性提高。在青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线，土地破碎化程度提高，耕地的破碎度成倍提高，建设用地破碎度大幅降低，这表明在交通条件落后的青藏高原进行道路建设，对建设范围所及之景观有较大影响。

第三节 青藏铁路/公路沿线缓冲区土地利用与景观格局变化

本节采用土地利用程度综合指数、土地利用动态度、景观格局特征值变化等指标,分析青藏铁路/公路沿线缓冲区内土地利用和景观格局变化特征。

一、兰州—西宁铁路沿线15km缓冲区内土地利用与景观格局变化

1. 土地利用程度综合指数变化

兰西线 15km 缓冲区内土地利用程度综合指数变化很小(表 6-3-1),土地利用程度无显著变化^[20]。分别分析 1~15km 范围内 15 个缓冲区内土地利用程度综合指数发现,1km、7km、8km、10km、11km、12km、13km、14km 缓冲区内土地利用程度综合指数值增加,2km、3km、4km、5km、6km、9km、15km 缓冲区内土地利用程度综合指数值降低。

表 6-3-1 兰西线 15km 缓冲区土地利用变化特征值

缓冲区 距离 (km)	1995 年土地利用程度 综合指数值	2000 年土地利用程度 综合指数值	综合土地利用 动态度	林地 动态度	草地 动态度	耕地 动态度
1	294.036	294.315	0.537	2.001	0.552	0.977
2	261.907	261.117	0.503	1.669	0.404	1.280
3	237.108	236.675	0.370	1.175	0.225	0.992
4	228.753	228.516	0.233	0.764	0.205	0.939
5	227.235	227.104	0.198	1.398	0.150	0.911
6	228.110	227.959	0.186	1.185	0.195	0.629
7	228.906	229.016	0.163	0.865	0.220	0.481
8	231.697	232.084	0.141	0.121	0.212	0.521
9	234.024	233.968	0.188	0.431	0.200	0.616
10	234.031	234.508	0.218	0.517	0.320	0.709
11	233.794	234.260	0.240	0.414	0.182	0.529
12	234.242	234.343	0.146	0.030	0.095	0.252
13	233.254	233.290	0.142	0.589	0.196	0.315
14	231.103	231.137	0.125	0.703	0.122	0.229
15	231.403	231.378	0.022	0.048	0.017	0.073

2. 综合土地利用动态度

1~5km 缓冲区土地利用变化较快, 6~15km 缓冲区土地利用变化较慢。缓冲区内综合土地利用动态度与耕地、林地、草地的动态度随距离而衰减(表 6-3-1); 建设用地和水域的动态度变化没有明显规律, 但建设用地变化面积随着距离而衰减; 未利用土地动态度仅在 1km、2km、3km 缓冲区内有变化, 这表明铁路和公路交通干线对沿线土地利用变化的影响是“轴”向的^[20]。

3. 景观格局特征值变化

在兰西线 5km 缓冲区内, 景观格局变化不显著, 土地利用格局也没有显著变化。具体表现为: 分维数略有提高, 图斑形状的复杂程度变化不大; 景观多样性指数由 1.679 提高到 1.683(表 6-3-2), 景观异质性略有提高; 景观破碎度由 0.013 0 提高到 0.013 3; 林地、水域、建设用地、未利用土地的景观优势度增加, 草地、耕地的景观优势度减少; 土地利用程度综合指数由 250.47 降为 250.21。

表 6-3-2 兰西线 5km 缓冲区内景观格局特征值^[20]

参数	年份	林地	草地	水域	建设用地	未利用土地	耕地	总计
面积(hm ²)	1995 年	12 053.85	124 445.23	3 919.48	25 318.94	252.11	67 401.56	233 391.17
	2000 年	12 263.57	124 935.75	3 983.89	25 549.92	291.05	66 366.99	233 391.17
图斑(个)	1995 年	280	1 232	217	514	14	783	3 040
	2000 年	305	1 230	217	556	16	784	3 108
周长(m)	1995 年	908 764	7 125 849	477 652	1 294 192	24 843	3 923 331	13 754 631
	2000 年	939 777	7 159 198	483 007	1 368 311	29 113	3 913 567	13 892 973
分维数	1995 年	1.33	1.37	1.34	1.31	1.19	1.36	1.395 5
	2000 年	1.33	1.37	1.34	1.32	1.19	1.36	1.396 4
优势度	1995 年	0.07	0.47	0.04	0.14	0.00	0.27	1
	2000 年	0.08	0.47	0.04	0.14	0.00	0.27	1
景观破碎度	1995 年	0.023	0.010	0.055	0.020	0.056	0.012	0.013 0
	2000 年	0.025	0.010	0.054	0.022	0.055	0.012	0.013 3
多样性指数	1995 年							1.679
	2000 年							1.683

4. 缓冲区内城市建设用地的土地利用变化

(1) 兰州市缓冲区内土地利用变化。在 7km 缓冲区内, 随着与城市距离的增大, 发生变化的土地面积减小, 综合土地利用动态度也逐步减小。建设用地的增加是 1~3km 缓冲区内土地利用变化的主要形式。在 1km 缓冲区内, 新增城市建设用地 379.55hm²(1995 年城市用地 10 593.76hm²); 2km 和 3km 缓冲区内仅增加城市建设用地 1.36hm²; 4~7km 缓冲区内土地利用变化形式主要是耕地与草地的相互转化^[20]。

(2) 西宁市缓冲区内土地利用变化。西宁市 7km 缓冲区内, 随着与城市距离的增大, 发生变化的土地面积减小, 综合土地利用动态度也逐步减小, 这与兰州市相似(图 6-3-1)。但城市建设用地的扩张主要在 1km 缓冲区内, 新增城市建设用地 223.69hm²(1995 年城市建设用地为 4 093.20hm²)^[20]。

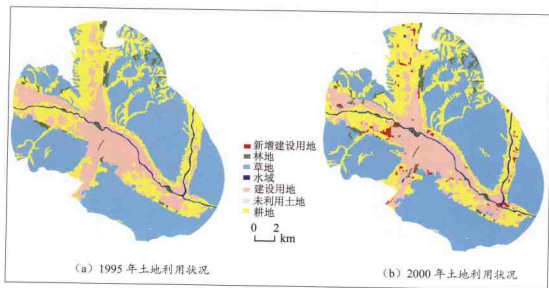


图 6-3-1 西宁市 7km 缓冲区内土地利用变化图

二、青藏铁路西宁(不含市区)—格尔木沿线 15km 缓冲区内土地利用与景观格局变化

1. 土地利用程度综合指数变化

西格线 15km 缓冲区内土地利用格局发生了显著变化。在每一个缓冲区内,土地利用程度综合指数均有所提高(表 6-3-3)。导致土地利用程度综合指数提高的原因是大量未利用土地转变为其他土地利用类型和建设用地面积大幅提高^[20]。

表 6-3-3 青藏铁路西格线 15km 缓冲区内土地利用变化特征值

缓冲区 距离 (km)	1995年土地利 用程度 综合指数	2000年土地 利用程度 综合指数	综合土地 利用动态 度	林地 动态度	草地 动态度	水域 动态度	建设用地 动态度	未利用土地 动态度	耕地 动态度
1	177.028	178.795	2.901	8.786	4.732	10.575	15.084	3.233	6.685
2	172.216	175.137	2.728	5.544	4.602	4.437	24.215	3.254	6.464
3	169.818	172.897	2.539	4.615	4.411	2.125	23.234	3.204	6.463
4	166.039	171.531	2.381	5.044	4.142	2.340	26.563	2.746	7.098
5	163.254	166.765	2.360	3.366	4.091	2.302	27.478	2.995	8.050
6	162.449	166.995	2.249	2.897	3.804	1.793	37.844	3.119	7.952
7	161.250	165.004	1.863	1.913	3.040	1.412	46.472	2.764	6.530
8	160.579	163.130	1.546	2.477	2.702	0.993	20.150	2.262	4.465
9	159.001	160.196	1.403	1.791	2.791	0.770	8.583	2.057	4.510
10	157.319	158.629	1.602	2.251	3.113	1.423	12.695	2.440	4.692
11	156.301	158.815	1.844	1.876	3.737	1.259	37.040	2.698	4.927
12	155.490	159.260	1.884	3.578	3.568	1.399	32.583	2.757	3.934
13	154.254	157.234	1.909	3.648	3.464	2.033	55.921	2.697	2.242
14	153.906	156.522	1.629	2.114	3.271	1.769	47.825	2.004	1.670
15	152.228	154.434	1.753	2.828	3.910	1.840	50.570	1.794	1.695

2. 土地利用动态变化

1~7km 缓冲区内土地利用变化较快, 8~15km 缓冲区内土地利用变化较慢^[20]。缓冲区内综合土地利用动态度和耕地、水域、未利用土地、林地、草地的动态度都随着距离的增大而减小(表 6-3-3)。建设用地的动态度变化没有明显规律, 但建设用地变化面积随着距离的增大而减小(表 6-3-4), 这说明交通干线对沿线土地利用变化的影响是“轴”向的。

表 6-3-4 青藏铁路西格线 15km 缓冲区内建设用地变化面积与距离的关系

缓冲区距离 (km)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
建设用地变化 面积 (km ²)	3936.04	2792.44	2479.25	2061.36	1672.03	1379.08	852.67	973.55	546.82	593.7	339.78	441.6	291.24	346.17	229.53

3. 景观格局特征值变化

1995~2000 年, 沿线 7km 缓冲区内景观格局和土地利用格局的变化较大。具体表现为: 土地利用程度综合指数显著提高, 由 167.57 提高到 171.14^[20](表 6-3-5); 分维数略有提高, 图斑形状复杂程度变化不大, 仅建设用地的分维数降低, 说明由于建设用地的扩展, 其形状日趋规则, 景观异质性提高, 景观多样性指数由 1.830 提高到 1.880; 景观破碎化明显, 景观破碎度由 0.33 提高到 0.34, 林地、草地、水域、未利用土地和耕地的景观破碎度增加, 建设用地的景观破碎度降低; 建设用地的景观优势度增长较快。此外, 林地、水域、耕地的景观优势度也增加, 草地、未利用土地的景观优势度减少。

表 6-3-5 青藏铁路西格线 7km 缓冲区内景观格局特征值

参数	年份	林地	草地	水域	建设用地	未利用土地	耕地	总计
面积(hm ²)	1995 年	51 143.97	459 215.12	57 760.67	15 172.87	491 656.06	85 083.29	1 160 031.98
	2000 年	49 417.99	455 862.83	58 892.14	29 975.01	480 325.51	85 558.50	1 160 031.98
图斑(个)	1995 年	428	1 532	67	573	916	278	3 794
	2000 年	459	1 558	86	623	927	317	3 970
周长(m)	1995 年	2 934 530	22 015 220	1 388 515	1 086 399	14 750 428	3 607 254	45 782 346
	2000 年	2 893 779	21 627 335	1 494 563	1 403 446	14 740 523	3 958 823	46 118 469
分维数	1995 年	1.347	1.395	1.265	1.328	1.355	1.334	1.4027
	2000 年	1.348	1.394	1.271	1.308	1.356	1.342	1.4033
优势度	1995 年	0.078	0.400	0.034	0.082	0.333	0.073	1.000
	2000 年	0.079	0.393	0.036	0.091	0.324	0.077	1.000
景观破碎度	1995 年	0.837	0.334	0.116	3.776	0.186	0.327	0.33
	2000 年	0.929	0.342	0.146	2.078	0.193	0.371	0.34
多样性指数	1995 年							1.830
	2000 年							1.880

4. 建设用地缓冲区土地利用变化

城市扩展的影响范围主要发生在 1km 缓冲区内。在湟源、乌兰、海晏、德令哈等 4 个市(县), 分别建立 6~9 个宽 1km 缓冲区, 计算每个缓冲区内综合土地利用动态度和分类土地利用动态度, 发现城市扩展的影响范围主要在 1km 缓冲区内^[20]。海晏县各缓冲区内土地利用变



德令哈市一瞥

化面积很小。德令哈市城市建设用地新增 35.5hm^2 (1995 年城市建设用地 480.17hm^2)。

三、青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线60km缓冲区内土地利用与景观格局变化

1. 土地利用程度值变化

该区域各缓冲区内土地利用程度值降低为主要趋势性特点, 仅在 1km 、 $40\sim 45\text{km}$ 和 $55\sim 60\text{km}$ 等 3 个缓冲区内土地利用程度值升高 (表 6-3-6), 原因是建设用地大幅增加对土地利用程度提高的贡献超过草地退化对土地利用程度降低的贡献。其他缓冲区土地利用程度降低的原因都是草地退化为未利用土地。

2. 土地利用动态度

在社会经济条件较好的地区, 交通干线的聚集和辐射作用强, 土地利用变化特别是耕地和建设用地的变化呈“线”状和“面”状格局^[21], 并且其作用随距离增大而减弱, 综合土地利用动态度随距离增大而减小^[6, 22, 23]。而在青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线, 综合土地利用动态度随距离增大而增大^① (表 6-3-6)。草地、水域和未利用土地的动态度的变化规律趋同, 随着距离的增大, 土地利用动态度增加 (表 6-3-6); 而耕地、建设用地和林地动态度的变化规律趋同, 随着距离增大, 土地利用动态度减小, 表现出交通干线的辐射作用。这表明格尔木市、曲麻莱县和治多县人口密度小, 自然条件恶劣, 青藏公路主要是过境运输, 人为扰动小, 青藏公路格尔木—唐古拉山口段的聚集和辐射作用仅仅表现在城镇附近, 耕地和建设用地的变化呈“点”状格局, 对土地利用变化的影响极为有限, 没有达到“轴”状影响和“网络”状影响阶段。

①由于耕地和建设用地在 $40\sim 60\text{km}$ 缓冲区内面积小, 极小的变化也会引起较大的土地利用动态度的变化, 因而本部分分析只考虑 40km 缓冲区内土地利用动态度。

表 6-3-6 青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线 60km 缓冲区内土地利用与景观格局变化特征值

缓冲带 距离 (km)	土地利用程度 综合指数		分维数		多样性指数		景观破碎度		草地 动态度	水域 动态度	未利用 土地 动态度	建设 用地 动态度	林地 动态度	耕地 动态度	综合土 地利用 动态度
	1995年	2000年	1995年	2000年	1995年	2000年	1995年	2000年							
1	155.500	156.500	1.344	1.347	2.318	2.338	0.006	0.006	1.071	2.382	1.324	26.318	31.251	24.204	0.824
2	156.500	155.900	1.361	1.363	2.417	2.458	0.010	0.010	1.300	1.695	1.550	16.162	7.484	18.248	0.955
3	156.400	155.500	1.361	1.363	2.517	2.604	0.010	0.010	1.176	1.520	1.369	9.476	2.735	8.619	0.997
4	156.200	155.200	1.357	1.360	2.507	2.612	0.009	0.010	1.129	2.318	1.468	8.107	1.740	6.045	1.133
5	157.100	156.100	1.358	1.361	2.325	2.575	0.009	0.010	1.447	4.133	1.975	4.972	0.000	2.118	1.298
6	156.700	154.600	1.360	1.360	2.515	2.609	0.010	0.010	1.506	3.769	1.973	3.938	1.420	3.998	1.232
7	156.200	154.900	1.358	1.361	2.529	2.635	0.009	0.010	1.569	3.763	2.062	0.000	1.347	3.178	1.332
8	157.300	156.300	1.356	1.360	2.598	2.692	0.010	0.010	1.455	3.997	1.962	6.615	1.652	1.632	1.326
9	158.300	157.100	1.357	1.360	2.649	2.722	0.010	0.010	1.602	3.135	2.129	2.215	1.128	1.155	1.330
10	158.000	156.900	1.347	1.362	2.693	2.767	0.010	0.010	1.667	3.397	2.200	0.000	1.548	3.207	1.422
11	159.400	158.100	1.359	1.362	2.726	2.794	0.010	0.011	1.971	4.060	2.499	39.606	1.867	4.313	1.588
12	158.500	157.300	1.358	1.362	2.677	2.747	0.010	0.011	1.682	4.254	2.296	27.601	1.711	9.884	1.554
13	161.000	159.400	1.357	1.360	2.647	2.703	0.010	0.010	1.634	4.370	2.267	0.000	1.263	0.000	1.406
14	163.100	161.100	1.359	1.360	2.638	2.713	0.010	0.010	1.599	3.452	2.490	0.000	0.707	0.000	1.416
15	162.800	160.100	1.360	1.362	2.663	2.764	0.010	0.011	1.762	3.829	2.695	0.000	0.556	0.000	1.522
20	161.900	160.000	1.373	1.376	2.697	2.757	0.003	0.003	1.472	3.329	2.158	0.000	0.605	1.496	1.346
25	160.800	158.700	1.372	1.378	2.719	2.773	0.003	0.003	1.787	3.401	2.458	0.000	0.094	2.218	1.678
30	155.400	153.500	1.366	1.377	2.815	2.874	0.003	0.003	2.298	3.509	2.543	0.000	1.441	17.165	1.877
35	152.500	152.000	1.373	1.375	2.831	2.890	0.003	0.003	1.640	3.681	1.849	0.000	1.781	0.000	1.822
40	150.000	149.300	1.371	1.373	2.830	2.900	0.003	0.003	1.989	3.820	1.986	0.000	0.358	0.000	2.015
45	152.200	152.600	1.367	1.370	2.831	2.931	0.003	0.003	2.653	2.289	2.748	100.000	0.437	0.000	2.101
50	153.500	152.800	1.365	1.367	2.817	2.898	0.003	0.003	2.071	1.992	2.243	1203.140	0.158	100.000	1.674
60	152.600	153.000	1.374	1.378	2.835	2.951	0.002	0.002	2.317	4.490	2.674	1252.354	0.000	0.000	2.180

3. 景观格局特征值变化

5年来公路沿线的景观格局没有发生明显变化。在每一个缓冲区内，分维数、景观多样性指数和景观破碎度都增加（表 6-3-6）。缓冲区内分维数和景观多样性指数的变化趋势线均显示近似水平。5年来 1~60km 缓冲区内景观破碎度没有显著变化。

4. 缓冲区内建设用地的土地利用动态度

(1) 格尔木 8km 缓冲区内土地利用动态度。在 8km 缓冲区内，综合土地利用动态度随着距离增大而衰减（图 6-3-2，表 6-3-7）。耕地动态度、林地动态度、草地动态度和未利用土地动态度也表现出类似规律。格尔木建设用地扩张主要在 1km 缓冲区内，新增建设用地 1 061.18hm²；2km 缓冲区内建设用地增加较少，仅增加 106.86hm²。

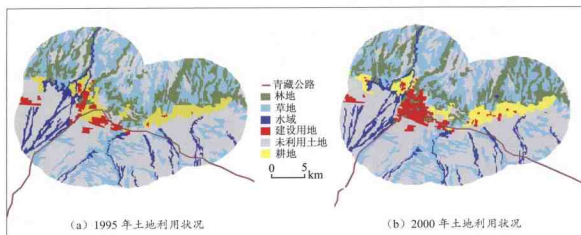


图 6-3-2 格尔木 8km 缓冲区内土地利用图

表 6-3-7 格尔木 8km 缓冲区内土地利用变化动态度

缓冲区宽度 (km)	综合土地 利用动态度	林地 动态度	草地 动态度	水域 动态度	建设用地 动态度	未利用土地 动态度	耕地 动态度
1	4.209	10.334	6.459	1.423	18.726	3.084	10.379
2	2.235	4.195	4.127	2.533	1.692	1.348	12.502
3	1.023	1.027	1.678	4.869	0.000	1.261	0.339
4	0.878	1.011	2.227	2.091	0.000	0.580	0.189
5	0.652	2.001	0.609	2.482	0.081	0.818	8.998
6	0.462	2.036	0.881	0.528	0.319	0.514	3.227
7	0.297	1.012	0.895	0.027	0.000	0.188	2.598
8	0.366	1.398	0.517	4.526	0.000	0.399	0.000

(2) 五道梁缓冲区内土地利用变化。五道梁 5km 缓冲区内，建设用地增加和草地沙化显著，但建设用地扩展主要发生在 1km 范围内。1km 缓冲区内，新增建设用地 37.58hm²，新增水域 2.62hm²，新增林地 2.26hm²。在其他缓冲区内，主要的土地利用变化是草地的沙化，随着距五道梁距离的增大，变化的面积也越大^[4]。



五道梁遥感影像
(摄于 2005 年 12 月 4 日，引自 GoogleEarth 20090926)

四、青藏铁路/公路缓冲区土地利用和景观格局变化特征

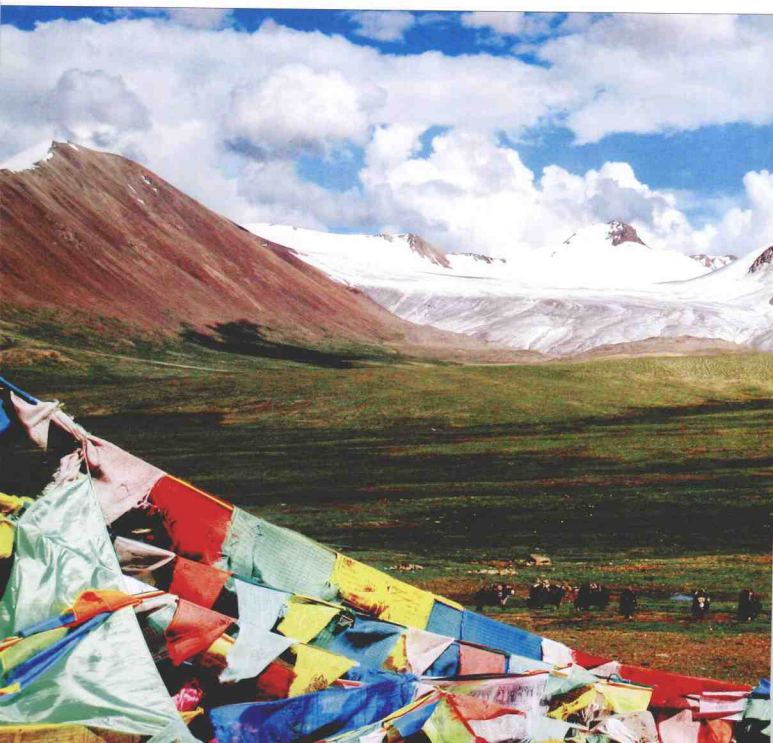
在青藏铁路兰州—西宁沿线和西宁（不含市区）—格尔木沿线，缓冲区综合土地利用动态随距离增大而减小，这和其他交通干线沿线土地利用变化的规律一致。兰州—西宁沿线 1~5km 缓冲区土地利用变化较快，西宁（不含市区）—格尔木沿线 1~7km 缓冲区土地利用变化较快，同时，景观特征值发生了显著变化。城市（镇）扩展对土地利用变化的影响主要在 1km 缓冲区内，仅兰州市扩展到 3km 缓冲区。在兰州—西宁沿线和西宁（不含市区）—格尔木沿线，交通干线和城市（镇）构成了研究区土地利用变化和景观格局变化的廊道，“点—轴”效应明显，对建设用地和耕地的景观格局影响较大。

而青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线综合土地利用动态随距离的增大而增大，景观格局变化与距离也没有显著关系。对缓冲区土地利用程度值、综合土地利用动态度、单项土地利用动态度和景观特征值的研究表明，与其他交通干线对其缓冲区土地利用变化的影响不同，由于自然、社会、经济条件的限制，青藏公路的辐射和聚集作用呈“点”状。

由此可见，青藏铁路和公路的建设，对沿线的土地利用和景观的影响不超过 7km，明显影响范围在 1km 缓冲区内，且主要限于建设用地占用耕地和草地。在广袤的青藏高原，这种影响显得十分有限。但是，随着交通条件的改善，城镇化进程的加快，大量的农牧民将会进入城镇，使一部分农牧民的生计方式发生根本性变化；同时，由于交通条件的改善，使得传统的农牧业与市场的联系变得日趋紧密，由此也将会对土地利用产生深刻的影响。

主要参考文献

- [1] Finder R A, Roseberry J L, Woolf A. 1999. Site and landscape condition at white-tailed deer/vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning*, (44) (2-3): 77-85
- [2] Forman R T T, Alexander L E. 1998. Roads and their ecological effects. *Annual Review of ecology and systematic*, 29: 207-231
- [3] 江玉林, 杜娟. 2000. 高等级公路生态环境保护问题与对策. *公路*, (8): 68-72
- [4] 张德铨, 阎建忠, 刘林山, 等. 2002. 青藏公路对区域土地利用和景观格局的影响——以格尔木至唐古拉山段为例. *地理学报*, 57(3): 556-578
- [5] 刘盛和, 吴传钧, 沈洪泉. 2000. 基于 GIS 的北京城市土地利用扩展模式. *地理学报*, 55(4): 407-416
- [6] 俞金铭. 2001. 胶济铁路沿线经济区土地利用变化及其驱动力分析 (硕士论文). 北京: 中国科学院
- [7] 孙永福. 2000. 加快铁路建设, 促进西部开发. *铁道工程学报*, (4): 1-3
- [8] 吴家豪. 2001. 新世纪中国西部大开发呼唤铁路大建设大发展. *中国铁道科学*, 55(1): 32-37
- [9] 陈佐. 2001. 青藏铁路的生态环境影响与效益. *铁道劳动安全卫生与环保*, 28(3): 141-145
- [10] 吴青柏, 李新, 李文君. 2001. 全球气候变化下青藏公路沿线冻土变化响应模型的研究. *冰川冻土*, 23(1): 1-5
- [11] 杨云生. 2001. 青藏铁路格尔木至拉萨段修建后运营管理的思考. *铁路运输与经济*, (5): 6-9
- [12] 柳建云. 2006. 动物迁徙逐渐适应青藏铁路. *广州日报*. 2006-07-04 [2009-08-15]. http://gzdaily.dayo.com/html/2006-07/04/content_8777926.htm
- [13] Peng C H, Ouyang H, Gao Q, et al. 2007. Building a "green" railway in China. *Science*, 316: 546-547
- [14] 李明森. 2000. 青藏高原土地开发潜力与对策. *自然资源学报*, 15(4): 323-327
- [15] 刘纪远. 1996. 中国资源环境遥感调查与动态研究. 北京: 气象出版社
- [16] 刘纪远, 张增祥, 庄大方, 等. 2005. 中国土地利用变化的遥感时空信息研究. 北京: 科学出版社
- [17] 庄大方, 刘纪远. 1997. 中国土地利用程度的区域分异模型研究. *自然资源学报*, 12(2): 106-111
- [18] 张明. 2000. 榆林地区脆弱生态环境的景观格局与演化研究. *地理研究*, 19(1): 30-36
- [19] 张雪芹, 葛全胜. 2002. 青藏高原土地利用结构、特征及合理开发战略. *中国农业资源与区划*, 23(1): 14-19
- [20] 阎建忠, 张德铨, 刘林山, 等. 2003. 高原交通干线对土地利用和景观格局的影响——以兰州至格尔木段为例. *地理学报*, 58(1): 34-44
- [21] 姚士谋. 1992. 中国的城市群. 合肥: 中国科学技术大学出版社
- [22] 陈淳, 陈刚, 包浩生, 等. 2000. 城市边缘区土地利用变化及人文驱动力机制研究. *自然资源学报*, 16(3): 204-210
- [23] 朱会义, 李秀彬, 何书金, 等. 2001. 环渤海地区土地利用变化的时空分析. *地理学报*, 56(3): 253-260



QINGHAI-TIBET
RAILWAY 第七章

青藏铁路沿线人类健康状况



青藏铁路所在地区高寒缺氧、紫外线辐射强烈、营养元素生物地球化学循环弱、自然疫源性疾病广泛，再加上医疗条件差，从而导致各种环境健康风险。除与高山缺氧有关的高山疾病和与紫外线辐射有关的白内障、皮肤病普遍流行外，与必需微量营养元素缺乏有关的大骨节病、地方性碘缺乏病在青藏高原也很活跃；砖茶型氟中毒严重影响农牧区居民的劳动能力；喜马拉雅旱獭鼠疫源地动物鼠疫和人患鼠疫时有发生……这些健康问题不仅严重影响当地居民的健康和生存，而且随着青藏铁路的全线通车和人流量的不断增大，也会对外来人口的健康构成一定威胁。



第一节 青藏铁路沿线自然疫源性疾病

自然疫源性疾病是指不依赖于人而独立存在于自然界中、以动物为传染源的传染病。这类疾病的病原体在自然界野生动物中长期存在并造成动物病流行的地区称为自然疫源地，人类进入自然疫源地就有可能因与带有病原体的动物直接或间接接触受到感染而得病^[1]。

青藏高原部分地区是我国多种自然疫源性疾病的疫源地，已经查明的自然疫源性疾病包括鼠疫、布鲁氏杆菌病、棘球蚴病、炭疽、斑疹伤寒等^[2]，其中以鼠疫和布鲁氏杆菌病的危害最为严重。资料显示，2007年西藏自治区有鼠疫疫源县31个、布鲁氏杆菌病疫源县52个，青海省有鼠疫疫源县30个、布鲁氏杆菌病疫源县44个，两省区1999年有布鲁氏杆菌病患者3万人，2007年威胁当地人口已达750万人（表7-1-1）。

表 7-1-1 西藏自治区和青海省鼠疫和布鲁氏杆菌病分布情况

病种	县数（个）		2007年病区人口数（万人）*		1999年患病人数（人）**	
	西藏	青海	西藏	青海	西藏	青海
鼠疫	31	30	136.87	221.91		
布鲁氏杆菌病	52	44	199.88	533.44	1 638	28 360

资料来源：* 西藏统计年鉴，2008；青海统计年鉴，2008

** 卫生部疾病控制司，1999年全国地方病防治工作年报表

青藏铁路格拉段通过的9个县（市）全为鼠疫疫源县（市），其中5个为布鲁氏杆菌病疫源县（表7-1-2）。

表 7-1-2 青藏铁路格拉段沿线鼠疫和布鲁氏杆菌病分布状况

病种	分布地区
鼠疫	格尔木、曲麻莱、治多、安多、那曲、当雄、堆龙德庆、曲水、拉萨市城关区
布鲁氏杆菌病	格尔木、治多、安多、那曲、当雄

资料来源：卫生部疾病控制司，1999年全国地方病防治工作年报表

一、青藏铁路沿线鼠疫流行状况

鼠疫作为曾经肆虐全球、严重危害人类的烈性传染病,是否会重新在世界范围大流行,一直是各国学者们研究的问题。世界历史上有记载的鼠疫大流行有三次,第一次在6世纪,死亡约1亿人;第二次发生在14世纪,几乎遍布了整个欧洲,夺走了2500万人的生命,占当时欧洲人口的1/4;第三次鼠疫大流行始于19世纪末,在20世纪30年代达到高峰,共波及世界60多个国家。我国鼠疫发病的高峰年段在1880~1949年间,其中1890~1909年达到最高峰。不同年代发病地区不同,1910~1919年发病地域范围最广,全国达240个县。进入20世纪90年代以来,世界鼠疫流行呈上升趋势(图7-1-1),值得密切关注。

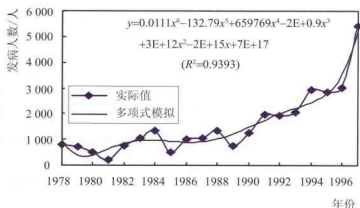


图 7-1-1 1978~1997 年世界鼠疫的流行趋势^[3]

1. 青藏铁路沿线土壤和植被类型与鼠疫疫源地的关系

鼠疫是自然疫源性疾病,气候、土壤、植被等地理景观要素决定了鼠疫主要宿主的分布。鼠疫菌、媒介、宿主及相应的地理环境是构成鼠疫生态系统的四大要素,地理环境为鼠疫菌的进化,宿主的生存、繁殖和进化提供了必要的物质和能量基础^[4]。我国有11类鼠疫疫源地,在青藏高原及毗邻地区主要有喜马拉雅旱獭鼠疫疫源地、天山灰旱獭鼠疫疫源地、帕米尔长尾旱獭鼠疫疫源地^[5]和青海田鼠鼠疫疫源地^[6]。青藏铁路沿线主要是喜马拉雅旱獭鼠疫疫源地。

(1) 鼠疫疫源地的自然环境因素分析。将我国11类鼠疫疫源地的空间分布图与我国土壤、植被、地貌类型图进行叠加,分别得出各疫源地土壤、植被、地貌类型分布图,进而通过面积统计出不同类型的鼠疫疫源地的适宜生境。

研究发现,我国鼠疫疫源地的土壤类型以黑钙土、栗钙土、高山草原土、高山草甸土、红壤和赤红壤为主,植被类型以各类草甸草原及热带、亚热带森林和山地灌丛为主;鼠疫疫源地主要分布在我国地貌三大阶梯中的第一和第二阶梯,即中高海拔山地和高原地区,在内蒙古东部低海拔丘陵和平原地区亦有小面积分布。

植被类型和土壤类型的分布与已知鼠疫疫源地的分布较为吻合,这表明植被和土壤差

异是影响鼠疫疫源地分布的主导因子。

(2) 青藏高原及相关地区鼠疫疫源地环境特征。我国青藏高原及相关地区主要有四类鼠疫疫源地, 包括喜马拉雅旱獭鼠疫疫源地、天山灰旱獭鼠疫疫源地、帕米尔长尾旱獭鼠疫疫源地及青海田鼠鼠疫疫源地。青藏高原及相关地区鼠疫疫源地植被和土壤类型分别列于表 7-1-3 和表 7-1-4 中。

表 7-1-3 青藏高原及相关地区鼠疫疫源地优势植被类型

鼠疫疫源地类型	植被类型
喜马拉雅旱獭鼠疫疫源地	嵩草草甸
	紫花针茅草原
天山灰旱獭鼠疫疫源地	山地针茅草原
帕米尔长尾旱獭鼠疫疫源地	垫状驼绒藜、藏亚菊沙砾漠
	紫花针茅草原
青海田鼠鼠疫疫源地	嵩草草甸
	蚤缀、点地梅垫状植被, 与高山稀疏植被结合

表 7-1-4 青藏高原及相关地区鼠疫疫源地优势土壤类型

鼠疫疫源地类型	土壤类型
喜马拉雅旱獭鼠疫疫源地	莎嘎土(高山草原土)
	草毡土(高山草甸土)
天山灰旱獭鼠疫疫源地	草毡土(高山草甸土)
帕米尔长尾旱獭鼠疫疫源地	巴嘎土(亚高山草原土)
	棕钙土
青海田鼠鼠疫疫源地	黑毡土(亚高山草甸土)
	草毡土(高山草甸土)

总体而言, 这四类鼠疫疫源地主要分布于海拔 3 000~5 000m 的大起伏山地, 植被类型以高寒草甸、高寒草原为主, 土壤类型以高山、亚高山草甸草原土为主, 并形成高钙的弱淋积的化学地理景观。

(3) 青藏铁路格拉段经过的鼠疫疫源地。青藏铁路格拉段经过的鼠疫疫源地类型主要是喜马拉雅旱獭鼠疫疫源地。格拉段沿线共有鼠疫疫源县 9 个, 据不完全统计, 该区域历史上鼠疫发病人数为 651 人。青藏铁路沿线鼠疫疫源地面积达 $28.29 \times 10^4 \text{ km}^2$, 受威胁人口近 70 万(图 7-1-2, 表 7-1-5, 表 7-1-6)。



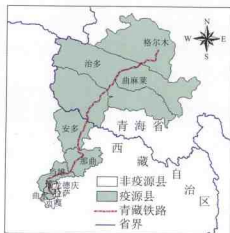
(a)喜马拉雅早期鼠疫疫源地范围



(b)疫源地景观



(c)喜马拉雅旱獭



(d)格拉段鼠疫疫源地分布

图 7-1-2 喜马拉雅早期鼠疫疫源地及青藏铁路格拉段鼠疫疫源地分布图^[7]

资料来源：卫生部疾病控制司，1999 年全国地方病防治工作年报表

表 7-1-5 青藏铁路格拉段部分疫源县历史上鼠疫发病情况统计^[7,8]

省(区)	鼠疫疫源县	发病人数(人)	死亡人数(人)
青海	格尔木	35	34
	曲麻莱	94	78
	治多	22	16
西藏	安多	204	201
	当雄	69	69
	那曲	227	205
总计		651	603

表 7-1-6 青藏铁路格拉段鼠疫疫源县统计

省(区)	鼠疫疫源县	区域总人口*(人)	面积(10 ⁴ km ²)
青海	格尔木	212 148	10.78
	曲麻莱	26 584	3.96
	治多	26 790	8.03
西藏	安多	35 947	2.43
	当雄	43 534	0.98
	堆龙德庆	45 551	0.25
	曲水	33 159	0.16
	那曲	91 859	1.65
	拉萨市城关区	181 991	0.05

* 资料来源:青海统计年鉴, 2008; 西藏统计年鉴, 2008

2. 青藏铁路对鼠疫流行的影响

鼠疫作为自然疫源性疾病,其发病和流行有明显的地域性,同时鼠疫又是一种烈性传染病,交通状况的改善以及人口流动的日渐频繁,为鼠疫远距离传播创造了条件。近几年青海省局部出现的几次鼠疫流行就与当地猎食旱獭有关,如果带有鼠疫杆菌的旱獭被贩卖到外地,就会增加鼠疫传播的风险。另一方面,青藏铁路是一项大型的建设项目,在一定程度上会改变鼠疫宿主动物的原有栖息环境,从而可能改变鼠疫的流行情况。目前的研究表明,由于青藏高原喜马拉雅旱獭鼠疫疫源地鼠疫菌独特的生物学特性和交通不便、人口分散等原因,尚未造成鼠疫的大流行和扩散。但疫源地动物及人类感染鼠疫后,具有发病急、病情重、病程短、传染性强、病死率高等特征。青藏铁路的开通可能会增加该地区鼠疫流行和扩散的风险,外来人群进入该地区后会受到潜在的威胁,且可能成为引发鼠疫流行的危险因子,并且鼠疫通过铁路传播已有先例,应引起高度重视^[9]。

二、青藏铁路沿线布鲁氏杆菌病流行状况

布鲁氏杆菌病(简称布病)是由布鲁氏杆菌引起的一种人畜共患的慢性传染病。布病的主要宿主是患布病的羊、牛、猪、犬及 60 多种家畜、家禽。野生动物对布病均有不同程度的易感性,患布病的家畜是人类布病的主要传染源。人通过接触病畜或污染物而感染发病,表现为发热、出汗、疲乏无力、关节疼痛,严重者可丧失劳动能力。城市布病患者多集中在一些皮毛和乳肉加工企业。牲畜发生布病表现为流产、不孕、关节肿大、睾丸炎等^[10]。因此,布病对养殖业发展和人类健康危害十分严重,被国家列为二类重大动物疫病。

布病曾经在世界范围内流行,据报道有 123 个国家发生过布病,我国内蒙古自治区及东北、西北等地区曾长期流行该病。改革开放以来,我国布病防治工作取得巨大成果,人、畜发病率逐年下降,该病的流行基本得到控制。但是,自 20 世纪 90 年代末以来,全国人口布病发病率持续上升,动物布病在 2001 年、2002 年连续两年无疫情报告后,2003 年部分省、

区再度出现疫情暴发^[10]。青藏高原地区人畜间布病发病率也呈回升趋势^[11]。

青藏铁路格拉段经过的布病疫源县有 5 个，疫源县分布面积 $23.87 \times 10^4 \text{ km}^2$ ，疫源区人口达 41.03 万人（图 7-1-3 和表 7-1-7）。经过多年的防治工作，布病病情基本得到控制，但目前引起人畜间布病流行的因素依然存在。随着经济发展，家养牲畜增多，牧畜的流动加速，加之青藏铁路的运行，传染源的传播范围可能会扩大，这将威胁铁路沿线和相关地区畜牧业发展和人群健康。

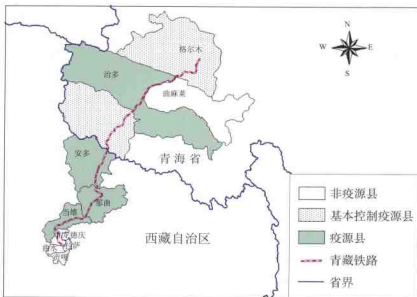


图 7-1-3 青藏铁路格拉段布鲁氏杆菌病疫源地分布图

资料来源：卫生部疾病控制司，1999 年全国地方病防治工作年报表

表 7-1-7 青藏铁路格拉段布鲁氏杆菌病疫源县统计

省（区）	布鲁氏杆菌病疫源县	区域总人口*（人）	面积（ 10^4 km^2 ）
青海	格尔木	212 148	10.78
	治多	26 790	8.03
西藏	安多	35 947	2.43
	那曲	91 859	1.65
	当雄	43 534	0.98
总计		410 278	23.87

* 资料来源：青海统计年鉴，2008；西藏统计年鉴，2008

第二节 青藏铁路沿线化学性地方病分布状况

化学性地方病又称生物地球化学性疾病，是由于环境异常或饮食中某些元素在局部地区内分布异常（过多或过少）引起的。通常包括与硒缺乏有关的克山病和大骨节病、与碘缺乏有关的碘缺乏病、与氟过剩有关的地方性氟中毒和与砷过剩有关的地方性砷中毒等。

目前在青藏高原发现的化学性地方病包括克山病、大骨节病、碘缺乏病和地方性氟中毒 4 种。西藏自治区有碘缺乏病（含地方性甲状腺肿和地方性克汀病）县 73 个，大骨节病县 33 个，克山病县 1 个和饮水型氟中毒病县 8 个；青海省有碘缺乏病（含地方性甲状腺肿和地方性克汀病）县 24 个，大骨节病县 3 个和饮水型氟中毒病县 19 个（表 7-2-1）。其中青藏铁路格拉段通过的 9 个县（市）中有碘缺乏病县 6 个，大骨节病县 1 个，饮水型氟中毒病县 1 个。近些年发现的饮砖茶型氟中毒几乎涉及所有的藏族居住区^[12]。

表 7-2-1 青藏高原主要地方病流行和分布状况

病种	县数（个）		2007 年病区人口数（万人）*		1999 年患病人数（人）**	
	西藏	青海	西藏	青海	西藏	青海
碘缺乏病	73	24	273.59	430.32	152 355	52 803
地方性氟中毒（饮水型）	8	19	44.47	374.01	2 040	149 253
大骨节病	33	3	124.31	19.07	18 742	1 711
克山病	1	0	4.56	0	2	0

资料来源：* 西藏统计年鉴，2008；青海统计年鉴，2008

** 卫生部疾病控制司，1999 年全国地方病防治工作年报表

一、碘缺乏病

碘是人体必需的微量元素，人体内 60% 的碘主要用来合成甲状腺素，甲状腺素又是维持人体能量代谢、促进体格和中枢神经系统结构发育不可或缺的物质。碘缺乏病（Iodine Deficiency Disorders, IDD）主要是由于环境缺碘和机体缺碘所造成的一种营养不良型地方病。碘缺乏可导致甲状腺肿大、死胎和流产，引起新生儿期和青春期甲状腺功能低下、聋哑、肌肉痉挛和瘫痪，且会轻度丧失一定的体力和智力。碘缺乏病发生在胎儿期和婴幼儿期的后期尤为严重，会造成脑发育迟滞，出生后表现为不可逆转的智能障碍，即为呆、傻、聋、哑的克汀病患者。

1999 年 WHO 公布全球 191 个国家中有 130 个存在碘缺乏问题, 全球有 7.4 亿人为甲状腺肿患者, 20 亿人口为 IDD 高危人群, 约 50 亿人口受 IDD 威胁。虽然全球在消除碘缺乏对健康的危害方面取得了举世瞩目的成绩, 但目前 IDD 仍是一个全球性的重大公共卫生问题, 是影响优生优育和人口素质提高最广泛、最实质的因素^[13]。我国碘缺乏病地区的分布十分广泛, 卫生部疾病控制司的《1999 年全国地方病防治工作年报表》中的数据表明, 我国仍有近 1 500 个县、1.02 亿人口处于 IDD 威胁之中, 全国有甲状腺肿患者 766 万人, 克汀病患者 14.4 万人。

碘是一种活泼的卤族元素, 在地壳中是一种典型、稀有、分散的元素, 在地表的迁移能力很强, 它受地质淋溶和生物累积两方面的作用。在山地垂直地带分布的特点是随着海拔高度降低, 碘含量相应增加; 在海陆之间的分布特点是沿海碘的含量高于内陆。青藏高原远离海洋, 同时又是强地质淋溶和弱生物累积的地区, 环境中碘缺乏十分普遍。据研究, 青藏高原绝大部分水碘含量在 $5\mu\text{g/L}$ 以下, 其中水碘含量在 $5\mu\text{g/L}$ 以下的地区占 70%^[14]。青藏高原也是我国土壤碘含量最低的区域之一, 大部分地区在 2.2mg/kg 以下, 其中以拉萨为中心的雅鲁藏布江两侧的 10 余个县, 土壤碘含量范围低至 $0.7\sim 1.2\text{mg/kg}$ ^[15]。因此, 青藏高原是我国碘缺乏病最严重和分布最广泛的地区。

青藏铁路格拉段所经过的碘缺乏病县有 6 个, 全部分布在西藏自治区境内, 病区面积 $5.52 \times 10^4 \text{ km}^2$, 病区人口达 43 万余人(图 7-2-1 和表 7-2-2)。



图 7-2-1 青藏铁路格拉段碘缺乏病分布图

资料来源: 卫生部疾病控制司, 1999 年全国地方病防治工作年报表

表 7-2-2 青藏铁路格拉段碘缺乏病县统计

省(区)	碘缺乏病县	区域总人口*(人)	面积(10 ³ km ²)
西藏	安多	35 947	2.43
	那曲	91 859	1.65
	当雄	43 534	0.98
	堆龙德庆	45 551	0.25
	曲水	33 159	0.16
	拉萨市城关区	181 991	0.05
总计		432 041	5.52

* 资料来源:西藏统计年鉴, 2008

目前,我国碘缺乏病的主要控制措施是通过食盐加碘进行综合防治,但由于青藏地区地域辽阔,交通不便,碘盐销售和供应渠道不畅。因此,青海省和西藏自治区目前尚未实现消除碘缺乏病的阶段性目标。国家评估组对西藏自治区碘缺乏病控制的全面考核评估结果表明,无论是儿童甲状腺肿、尿碘水平、碘盐食用情况,还是碘缺乏病健康教育等项目,西藏自治区均未达到国家消除碘缺乏病阶段目标的要求^[16]。随着青藏铁路的全线通车、青海和西藏与外界的交流逐渐加强、居民生活水平不断提高和外来高碘食品的进入,青藏铁路沿线的碘缺乏病将会得到有效控制。

二、地方性氟中毒

氟是人体必需的微量元素之一,缺乏会导致患龋齿,摄入过多又会引起地方性氟中毒。地方性氟中毒是长期生活在高氟环境中摄入过多的氟而导致的慢性中毒性疾病,主要影响牙齿和骨骼系统。早期病变表现为损害发育中的牙釉质而发生氟斑牙,继续发展可引起骨骼变形,出现氟骨症,致残甚至瘫痪,生活无法自理。我国 2008 年有地方性氟中毒病流行的县多达 1 313 个,患氟斑牙人数为 3 977 万,患氟骨症病人数为 324 万^[17]。地方性氟中毒按病因可分为饮水型氟中毒、燃煤型氟中毒和饮茶型氟中毒,其中影响范围最广的是饮水型氟中毒。氟中毒的发病除受环境高氟因素作用之外,还受到营养因素等条件的影响。

西藏自治区饮水型氟中毒主要分布在雅鲁藏布江中游以及拉萨市周围地下水氟含量在 5mg/L 以上的地区,青藏铁路沿线有报道的饮水型氟中毒病县仅那曲县(表 7-2-3)。但西藏自治区地热资源非常丰富,青藏铁路沿线的安多、那曲、羊八井等地热泉水中氟含量都达 9mg/L 以上,羊八井更高达 14.2mg/L。随着青藏铁路的全线贯通,沿途地热资源的利用势必会增加,在利用过程中应考虑避免产生氟的危害。

表 7-2-3 青藏铁路格拉段饮水型氟中毒病县统计

省份	饮水型氟中毒病县	区域总人口*(人)	面积(10 ³ km ²)
西藏	那曲	91 859	1.65

* 资料来源:西藏统计年鉴, 2008

近年来,在西藏、青海地区藏族聚集的区域,发现大量因长期饮用砖茶引起的氟中毒病例,威胁着当地居民的健康。青藏铁路沿线饮砖茶型氟中毒的影响范围比饮水型氟中毒大得多,如西藏的那曲县、定日县等,都是藏族居民的集中居住区,砖茶熬制酥油茶或制作的糌粑是青海、西藏等地区少数民族的特色食品,但其氟含量很高,不仅威胁当地居民健康,而且铁路全线贯通后必然会有更多的人品尝这些食物,增加了氟危害的范围。

三、大骨节病

大骨节病又称卡辛—贝克病,是一种致残率极高的地方性骨关节变形性疾病,其基本病变为软骨内成骨的软骨变性和坏死,主要发生在青少年时期,轻则关节变粗、疼痛,活动受阻,重则关节畸形,身材矮小,生产生活能力降低甚至完全丧失劳动能力,生活不能自理。我国是大骨节病发病和流行范围最广的国家,主要分布在黑龙江、吉林、辽宁、内蒙古、河北、山东、北京、陕西、山西、河南、四川、宁夏、甘肃、青海和西藏 15 个省、市、自治区的 366 个县。截至 2008 年,全国仍有数千万人口生活在大骨节病病区,现症病人 71.5 万^[17]。

大骨节病是一种典型的地方性疾病,其发病和流行与人类生存的自然和社会环境密切相关。在自然环境方面,大骨节病的分布明显受地带性因素制约。它主要分布在我国从东北到西南的条带状范围内,病区环境以温带、暖温带森林和森林草原景观为主,而在东南红黄壤和西北荒漠草原地带则无此病。大骨节病受社会经济条件的影响明显,主要分布在农村,病区经济落后,交通闭塞,饮食结构单一。

西藏自治区是我国目前大骨节病最活跃和最严重的区域,1999 年西藏大骨节病流行于 33 个县、114 个乡,病区总人口 120 万,现症病人 1.87 万。但青藏铁路沿线所经过的区域仅拉萨附近的堆龙德庆县有部分大骨节病病点分布(表 7-2-4)。随着青藏铁路的贯通和藏族地区的对外开放,病区生活水平会进一步提高,外来食物会更加丰富,大骨节病的影响会逐渐下降。

表 7-2-4 青藏铁路格拉段经过的大骨节病县统计

省份	大骨节病县	区域总人口*(人)	面积(10 ⁴ km ²)
西藏	堆龙德庆	45 551	0.25

* 资料来源:西藏统计年鉴, 2008

第三节 青藏铁路与高海拔环境反应症

高原环境作为特殊的生态环境系统,受海拔高度、纬度、地形、地貌、地表等环境因素的影响,高原高山林立、冰川众多、长期积雪、冻土广为分布、空气稀薄干燥、太阳辐射强烈,形成了独特的高原自然地理特征。高原气候又有大气压低、氧分压低、气温低、气温年较差小而日较差大、太阳辐射强、大风长年不断的显著特点,使得高原环境中的生物和人群处于和平原地区迥然不同的环境,这种环境对短期外来人群构成严重的健康威胁。

一、青藏高原太阳辐射和紫外线辐射

太阳辐射是预防疾病、增强人体健康不可缺少的因素之一。一般情况下,它对人体健康有良好的作用。某些疾病,如软骨病、风湿性关节炎、佝偻病等在一定的条件下均可利用太阳辐射进行治疗,即日光疗法。据研究,适当晒太阳能促进人体的新陈代谢,对人体产生一系列的生理和物理化学过程,能帮助改善睡眠,增强肌肉的功能,使人心情舒畅,提高劳动效率。太阳辐射可以加速皮肤的再生过程,有利于伤口愈合,对机体的生长发育有良好的作用。但太阳辐射过多、过强,容易引起眩晕、日射病、皮肤烧伤等不良反应。紫外线是太阳辐射中最重要的组成部分,它对人体健康具有双重作用,一方面紫外线对细菌和某些病毒有杀伤作用,可以作为消毒剂;而另一方面紫外线可引起日晒性皮炎、皮肤红斑、水泡、水肿、色素沉积、皮肤角质增生、皮肤癌等,某些波长的紫外线对眼睛的危害较大,容易引起结膜炎、角膜炎、雪盲症、白内障等,这在高山区和雪地极易发生^[18,19]。

青藏高原海拔高、空气稀薄、云量少、透明度好、日照时间长、光照充足,是我国太阳辐射能量最多的地区。海拔高、空气稀薄导致紫外线辐射透过大气层的厚度深,空气中的水汽、尘埃少致使紫外线穿过大气层时被吸收、散射量少,因此青藏高原地区到达地面的紫外线辐射量大。有研究表明,海拔每升高100 m,紫外线辐射强度增加1.3%;高度越高,增加量越大^[20],在海拔3 600 m高度,宇宙电辐射、紫外线强度对皮肤的穿透力是海平面的3倍;海拔5 000 m处,紫外线辐射约为平原地区的3~4倍。由于青藏高原气温低、气温年较差小而日较差大,常年积雪,紫外线通过积雪的反射也非常强烈。资料显示,积雪可使人体遭受紫外线的双重辐射作用。而且,青藏高原夏季臭氧低值进一步增加了紫外线的辐射强度。对我国1月和7月晴空条件下到达地面的紫外线日生物有效辐射强度估算显示,无论冬季还是夏季,青藏高原绝大部分地区是我国太阳紫外线辐射量的高值区域,对人群健康影响最大。西藏拉萨地区的月平均红斑辐射剂量明显高于全球其他地区,高于同

纬度地区的 1.2~1.5 倍^[21]。青藏高原是我国白内障高发区之一，青海省白内障患病率为 3%，西藏自治区白内障发病率为 14.6%，其致盲率为全国之首^[22]。

近 20 年来，人类活动引起全球平流层大气臭氧以及大气臭氧总量损耗已为许多观测事实所证实。臭氧是大气中的重要微量成分之一，它可以强烈吸收紫外线辐射，臭氧的减少会增加到达地面的紫外线辐射量，从而威胁到整个地球生态系统，所以臭氧是一种保护生物圈的特别重要的物质。臭氧含量的改变还会导致温度乃至气候的变化。据研究，整个中国地区臭氧总量都在不断减少，其平均年递减率随着纬度的增大而增大，如拉萨地区的臭氧总量年平均递减率为 3.5%。青藏高原夏季臭氧总量的减少量比中国其他地区严重得多，存在明显的夏季（6~9 月）臭氧低值中心，被称为“臭氧谷”^[23]。2003 年，青藏高原上空出现臭氧空洞，该空洞面积达 $2.5 \times 10^6 \text{ km}^2$ ，中心极低值比历史同期平均值减少 25%，这一现象导致西藏地区紫外线辐射量增大。臭氧层稀薄成为当地白内障发病率上升的主要因素，同时还导致动植物变异、冰川消融加剧、生态环境受威胁等一系列问题^[24]。

青藏铁路贯通后，会有越来越多低海拔地区的人进入青藏高原，他们首先面临的问题可能就是过量的紫外线辐射，对此需做好充分的自我防护。

二、高原反应

高海拔使空气中的氧气随海拔高度的升高而减少，海拔 3 000 m 时，空气中的氧含量为海平面的 72%，海拔 5 000 m 时，空气含氧量只有海平面的 57%。缺氧是高海拔地区对人体产生重要影响的环境因素之一，在高海拔低氧环境下，人体的生理负荷增加。研究表明，长期居住在高海拔地区的人群，其血液黏度、血红蛋白容积和红细胞沉降率等都与平原和低海拔地区的人群明显不同（表 7-3-1）。长期居住在高海拔地区的人经受着由于氧分压下降所产生的缺氧胁迫影响，主要表现为心率和能量代谢上升（表 7-3-2）。与平原地区相比，在海拔 2 260 m、3 000 m 和 4 100 m 的地区，人体心率分别增加 16.6%、21.3% 和 33.8%。而血氧饱和度则随海拔高度的上升而下降。由于高海拔地区血红蛋白氧饱和度较低，工作能力会下降，与平原地区相比，在海拔 3 500 m 和 4 500 m 地区工作能力分别下降 17.9% 和 33.7%^[25]。

表 7-3-1 不同海拔高度人群血液黏度、血红蛋白容积和红细胞沉降率的地理变化^[26~28]

地点	海拔高度 (m)	血红蛋白容积 (%)		血液黏度 (230s ⁻¹)		红细胞沉降率 (mm/h)	
		男	女	男	女	男	女
拉萨	3 658	56.0±4.2	50.5±4.8	7.3±1.3	6.2±0.9	4.2±3.2	5.5±3.5
贵阳	1 071	47.6±4.0	42.1±3.4	5.1±1.5	4.3±0.7	9.3±4.8	17.3±8.8
北京	45	45.8±4.0	40.1±3.0	4.2±1.5	4.1±0.7	10.2±5.0	18.4±8.4

表 7-3-2 不同海拔高度的心率与血氧饱和度^[29]

	海拔高度 (m)				
	450	2 260	3 000	3 450	4 100
平均心率(次/分钟)	63.7	74.4	77.3	79.6	85.2
血氧饱和度(%)	97.9±0.8	94.1±1.1	92.0±0.5	90.4±1.6	86.4±2.5

青藏铁路格拉段沿线 90% 左右是海拔高于 4 000m 的高原地区, 青藏高原的世居人群已通过不同途径和方式在生物学上适应了这种高海拔的缺氧环境。但低海拔地区的人第一次进入 3 000 m 以上的高海拔地区, 常常会出现呼吸短促、脉搏加快、头痛、恶心、疲劳、失眠、定向力障碍和周身不适等高山反应症状, 平均发病率为 39.8%, 到海拔 4 000m 时发病率上升到 86.4%。

高山病分急性和慢性两类。其中, 急性高山病除前述急性高山反应外, 还有高山肺水肿和高山脑水肿等。在快速进入海拔 3 700~5 300m 高原的人群中, 高山肺水肿的发病率为 0.4%~2.0%, 高山肺水肿起病急促, 发病高峰多在进入高原后的 12~72h, 超过 4 天则发病的可能性明显减小, 也有部分人在进入高原一定时间后发病, 寒冷、劳累和上呼吸道感染是其主要诱因。高山肺水肿多于夜间睡眠时直接发病, 可能与睡眠时回心血量增多和低氧血症加重有关^[30]。高山脑水肿的发病率为 0.5%~2.0%, 低氧是发生高山脑水肿的根本原因, 但其发生常由感染、过劳、剧烈运动、情绪异常、气候恶劣、寒冷以及大量饮酒、发热等诱发。高山脑水肿不常见, 但如发生后救治不及时, 往往会产生致死性后果^[31]。

慢性高山病分为高山虚弱、高山心脏病和高山红细胞增多症三种。在移入居民中, 高山虚弱患病率为 2.8%, 而海拔 4 000m 以上的地区达到 6.63%; 移居儿童高山心脏病发病率为 1.56%, 成年人高山心脏病发病率为 0.32%, 而本地人较少见; 高山红细胞增多症患者人群中移居人群患病率为 0.68%~15.88%, 世居人群患病率为 0.45%~6.58%^[32~35]。

第四节 青藏铁路贯通对健康的影响及其对策

自2006年7月1日以来,平均每天通过青藏铁路进、出西藏的旅客达1万多人,而到旅游旺季,每天到青藏铁路沿线城市的游客更多。外来人员进入青藏高原绝大多数会首先面临高原反应和紫外线辐射晒伤皮肤等问题,因此应加大健康教育力度,向游客讲解高原环境特征及自我防护知识。在进入青藏高原之前,游客应做好必要的准备和防护措施,如可服用有效的“致适应剂”来预防高原反应,使用紫外线防护指数较高的防晒霜等。政府部门应增加青藏铁路沿线市、县紧急医疗救护的设施和人员,在重点地区设立高山医疗站(配备高压舱、富氧室等),建立急救系统,实行阶梯治疗,加强急救设备,以提高应急能力。

另外,西藏、青海西部是我国较为贫困的地区,随着西藏“一江两河”区域经济的开发及青藏铁路的贯通,这些区域正逐步从相对封闭落后的经济模式向开放式的经济模式转变,在经济发展的过程中,应密切关注地方病的危害,而外来游客也可能会受到这些地方病的侵扰。

对于鼠疫、布病等自然疫源性传染病而言,青藏铁路的全线开通使进入病区的人口增加,病情将可能逐步由人口稀少地区向城镇、宗教场所、旅游景点等人口密集地区逼近,人畜接触的机会和频率会增大;而外来人口对于这些疾病毫无防范意识,也缺少相应的知识,会大大增加这两种病在人间传播的风险。近年来青藏铁路沿线疫源县动物鼠疫疫情非常活跃,为尽量避免人群受到危害,应加大相应鼠疫疫点的监测力度,密切监控动物鼠疫的流行。监测重点应放在经常发生病死旱獭及狗血清阳性的人口密集、靠近交通要道的城镇附近。流动监测应依靠群众报告疫情。设立检验检疫关口,减少传染源沿铁路线的传播。更为重要的是要加强宣传教育,努力提高广大群众自我保护和参与防治意识。青藏铁路沿线是喜马拉雅旱獭鼠疫疫源地,旱獭的皮毛具有经济价值,同时它又是该地区鼠疫的主要宿主,西藏自治区和青海省近年来发生的人间鼠疫病例多是由于捕猎、剥食旱獭造成的,因此,在这些地区不应私自捕猎旱獭,不应剥食旱獭及其他野生动物,不应私自贩运、倒卖旱獭皮张。加强对青藏高原动物和动物产品的检疫监督,严防病畜肉及乳品流入市场,对于患布病的家畜,要及时处理和扑杀,净化畜群,对布病疫区、疫点严格进行消毒,防止病畜或患者的排泄物污染环境和水源,防止疫源扩散和布病传播。

生物地球化学性疾病往往是一种“穷病”,通常分布在经济落后、饮食结构单一、交通闭塞的农村、山区,青藏铁路的全线开通,可改善沿线县(市)及相关区域的经济条件,改

变当地居民膳食结构单一的状况，有利于地球化学性疾病病情的控制。

对于西藏自治区的大骨节病而言，补硒、换粮等措施对大骨节病的预防已取得较好效果，但成本很高。青藏铁路开通后交通改善，外源性物资可以不断输入西藏，通过食物链的改善来预防大骨节病的发生将发挥较大的作用。

对于雅鲁藏布江中游高氟含量的地下水和温泉水及地热资源的使用，要严加监控，对于高氟水区，应积极寻找低氟水源或采取相应的除氟措施，预防当地和外来人群发生氟中毒。对饮砖茶型氟中毒而言，应积极研制低氟砖茶才是根本的防病途径。

总之，青藏铁路的全线贯通，对西藏、青海乃至全国的经济发展起到了明显的促进作用。而铁路的开通，无论对于沿线市、县的居民，还是外来的游客、列车乘务人员，都会带来健康影响。对于高原缺氧反应和紫外线辐射过强的问题，除个人增强自我防护措施外，铁路沿线市县医疗救护应急能力提高也是救治更严重疾患的必要保障。铁路的贯通对于生物病因的地方病来说，可能增大了其传播流行的风险，这需要通过大力宣传教育和完善疫情监测报告制度、健全防疫网络来减少和避免疫情的发生。而元素缺乏类的地球化学性地方病如大骨节病、碘缺乏病却可能因物资交流的便利、经济发展而得以根本改善。元素过量类的地球化学性地方病如氟中毒则需要采取综合防病措施来减少其对当地人口和外来人群威胁。

主要参考文献

- [1] 谭见安. 2008. 地理辞典. 北京: 化学工业出版社
- [2] 魏柏青, 王祖耶, 戴瑞霞, 等. 2008. 青海省自然疫源性疾病宿主动物种类组成与分布. 中国地方病学杂志, 27(1): 110
- [3] WHO. 1999. Plague manual: epidemiology, distribution, surveillance and control. <http://www.who.int/csr/resources/publications/plague/whodcsredc992a.pdf>
- [4] 纪树立. 1988. 鼠疫. 北京: 人民卫生出版社
- [5] 方喜业. 1990. 中国鼠疫疫源地. 北京: 人民卫生出版社
- [6] 刘振才, 海蒙, 李富忠, 等. 2001. 青藏高原青海田鼠鼠疫自然疫源地的发现与研究. 中国地方病防治杂志, 16(6): 321-327
- [7] 刘云鹏, 谭见安, 沈尔礼. 2000. 中华人民共和国鼠疫与环境图集. 北京: 科学出版社
- [8] 中国预防科学院流行病学与微生物学研究所. 1973. 中国鼠疫流行简史. 北京: 人民卫生出版社
- [9] 丛显斌, 徐成, 西绕若登, 等. 2008. 青藏铁路沿线鼠疫生态与控制研究. 中国地方病防治杂志, 23(4): 241-247
- [10] 贡百灵, 孙广力, 姜永利. 2005. 布鲁氏杆菌病流行现状和防治建议. 畜牧兽医科技信息, (7): 88-89
- [11] 徐立青, 肖俊贵. 2007. 青海省大通种牛场和三角城种羊场布鲁氏杆菌病调查分析. 中国地方病学杂志, 26(4): 399
- [12] 孙殿辉, 高彦辉, 于光前, 等. 2007. 饮茶型鼠中毒流行特征的研究. 中国地方病学杂志, (26): 1-4
- [13] 李秋香. 2005. 碘缺乏病防治研究进展. 中国热带医学, 5(2): 390-391
- [14] 谭见安. 1989. 中华人民共和国地方病与环境图集. 北京: 科学出版社
- [15] 李日邦, 朱文都. 1985. 我国地带性自然土壤中氟和碘的研究. 环境科学学报, 5(3): 297-303
- [16] 西绕若登, 旦增桑布. 2002. 西藏碘缺乏病流行及防治现状. 地方病通报, 17(2): 25-26
- [17] 卫生部统计信息中心. 2009. 2008年我国卫生事业发展统计公报. 2009-01-29 [2009-08-15]. <http://www.moh.gov.cn/publicfiles/business/htmlfiles/mohwsbwstjxxzx/s8208/20904/40250.htm>
- [18] 王炳忠. 2003. 紫外线的生物作用及其对人类的影响. 太阳能(6): 13-14
- [19] 曾明, 李守汉, 曾典. 2005. 紫外线辐射对皮肤的影响. 劳动保护(6): 96-97
- [20] 毕家顺. 2001. 紫外线辐射对人体的影响及其预报. 云南环境科学, (12): 46-48
- [21] 陈多, 普布次仁, 边多. 2002. 拉萨地区生物有效紫外线辐射初步分析. 大气科学, 26(4): 481-486
- [22] 关耳, 程蔚. 2003. 把光明搬向人间——03 青藏高原光明行启动仪式侧记. 中国医药指南, (5): 33-34
- [23] 周秀骥, 罗超, 李维亮, 等. 1996. 中国地区臭氧总量变化与青藏高原异常低值中心 // 周秀骥. 中国地区大气臭氧变化及其对气候环境的影响(一). 北京: 气象出版社
- [24] 卞建春, 王庚辰, 陈洪滨, 等. 2006. 2003年12月青藏高原上空出现微型臭氧洞. 科学通报, 51(5): 606-609
- [25] 钟敏, 宁竹之, 张蔚, 等. 1997. 模拟高原低氧环境下工作能力的定量研究. 中国公共卫生学报, 16(1): 52-53

- [26] Ge M, Zhang C Y, You D P, et al. 1996. Discussion on the relation between normal value of whole blood viscosity ($230s^{-1}$) of Chinese women and geographical factors. Clinical Hemorheology and Microcirculation, 16 (3): 267-269
- [27] Ge M, Yan Y, Zhang C M, et al. 1997. Discussion on the relationship between normal hematocrit and geographical factors in China. Clinical Hemorhenology and Microcirculation, 17 (6): 459-465
- [28] Ge M, Yan Y, Ren Z Y, et al. 1999. The relationship between normal erythrocyte sedimentation rate of Chinese young people and geographical factors. Clinical Hemorhenology and Microcirculation, 20 (3): 151-157
- [29] 李建国, 张世杰, 胡斌, 等. 1993. 高原地区不同体力劳动对血氧饱和度的影响及其卫生限度的探讨, 中国公共卫生, 9 (8): 354-355
- [30] 赵贵锋, 葛德元. 2008. 高原肺水肿研究进展. 心血管病学进展, 29 (5): 757-760
- [31] 高钰琪. 2004. 高原军事医学. 重庆: 重庆出版社
- [32] 张彦博, 汪源, 刘学良, 等. 1982. 高原疾病. 西宁: 青海人民出版社
- [33] 吴天一, 格尔力, 代延凡, 等. 1983. 高原心脏病的发病调查. 中华医学杂志, 63 (2): 90-92
- [34] 吴天一. 1996. 高原医学. 中华医学杂志, 76 (1): 71
- [35] 吴天一, 李琼, 李万寿, 等. 1997. 高原红细胞增多症地理病理学的研究. 高原医学杂志, 7 (3): 7-12



QINGHAI-TIBET
RAILWAY 第八章

青藏铁路沿线的生态系统健康评价



生态系统提供了人类赖以生存和发展的自然资源和生态服务两个方面的多种服务功能，维持健康的生态系统是实现人类社会可持续发展的根本保证。青藏铁路穿越区自然环境严酷，生态系统脆弱，社会经济发展相对滞后，对于该区域生态系统的健康更应给予高度关注，因为生态系统一旦被扰动，处于非健康状态，必将对该区域的人类社会福祉产生负面影响。

本章对青藏铁路沿线的生态系统健康现状进行评述，并对青藏铁路穿越区进行生态系统健康定量评价，以期为区域生态系统管理和可持续发展提供可靠的依据。



第一节 青藏铁路沿线生态系统健康现状

一、生态系统健康的概念及其发展历程

目前,关于“生态系统健康”这一概念的确切定义,国内外学者仍未达成共识。依据生态系统健康概念的内涵,可将其划分为基于生态系统自身的健康概念和基于生态系统服务的健康概念两类。

Costanza 从生态系统自身出发定义生态系统健康,他认为生态系统健康是指一个生态系统所具有的稳定性和可持续性,即在时间上具有维持其组织结构、自我调节和对胁迫的恢复能力^[1]。他把生态系统健康的概念归纳为:①健康是生态内稳定现象;②健康是没有疾病;③健康是多样性或复杂性;④健康是稳定性或可恢复性;⑤健康是有活力或增长的空间;⑥健康是系统要素间的平衡。因此,测定生态系统健康的指标应该包括系统恢复力、平衡能力、组织(多样性)和活力(新陈代谢)。

Rapport 等基于生态系统服务状况评判生态系统健康,指出生态系统健康是以符合适宜的目标为标准来定义的一个生态系统的状态、条件或表现,应该包含两方面内涵,即满足人类社会合理要求的能力和生态系统本身自我维持与更新的能力^[2]。

健康概念来源于医学。最初它主要用于人体,后来逐渐用于动植物,之后又出现了“公众健康”(public health 或 population health)一说。在出现严重的环境污染并影响到人体健康后,这一概念又应用到环境学和医学的交叉研究领域,出现了环境健康学和环境医学^[3]。生态系统健康的概念来源于有机体健康的隐喻。最早研究生态系统健康的是美国生态学家、土地伦理学家 Aldo Leopold,他于 1941 年提出了“土地健康(land health)”的概念,将土地完全看成是生态系统,即有机体之间和周围环境的关系网,认为健康的土地是指被人类占领但功能没有受到破坏的状况。20 世纪 60~70 年代以来,随着全球生态环境日趋恶化,受到破坏的生态系统越来越多,人类社会面临着生存与发展的强大挑战,促进了生态系统健康概念的发展。1979 年, Rapport 等学者受人类和生物体健康概念的启发,提出了“生态系统医学”(ecosystem medicine)一词,认为由于人类的影响,致使生态系统遭到破坏,对其症状的诊断涉及多个学科,应将生态系统作为一个整体进行多学科综合评估,随后发展成生态系统健康(ecosystem health)的原则和概念^[4,5]。

20 世纪 90 年代,生态系统健康作为生态系统管理的新目标和生态系统分析的新方法,

受到各国学者的青睐。进入 21 世纪, 由于生态系统管理的迫切要求, 生态系统健康评价和研究得到了十分快速的发展, 例如在全球范围内进行的新千年生态系统评估, 其目的是评估生态系统健康变化对人类福祉的影响, 这一工作的开展进一步推动了生态系统健康研究的深入发展。

生态系统健康概念虽然只有十几年的历史, 却受到了广泛关注。到目前为止, 研究者对几乎所有的水生态系统类型(如海洋、海岸、湿地、河流、河口和湖泊), 以及部分陆地生态系统类型(如森林、草原、农田等)进行了研究。北美及欧洲一些国家已完成或启动了一批有关生态系统健康的重大研究项目。其中, 加拿大在生态系统健康研究方面走在世界前列, 其环境部、卫生部和海洋渔业部合作用 6 年(1994~2000 年)的时间, 花费 1.5 亿加元在北美大湖区开展退化生境恢复、污染防治和生态系统健康维护。此外, 美国实施的全国生态系统健康状况评价、加拿大国际发展研究中心的“人类健康的生态系统方法”研究计划以及世界资源研究所开展的生态系统健康压力评价等, 均有力地推动了生态系统健康的研究。另外, “政府间气候变化委员会”(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)领导的一个人类健康工作组正在进行气候变化对人类健康风险的调查研究, 这些风险包括直接的健康影响和极端天气事件对人类健康的间接影响。IPCC 也开始致力于研究更复杂的问题, 譬如其他全球变化将如何影响人类健康的生态决定因素。

二、青藏铁路沿线生态系统健康现状

为了评述青藏铁路沿线的生态系统健康现状及面临的扰动与威胁, 依据青藏铁路沿线生态系统特征及自然环境条件, 将其划分为 5 个生态功能区, 分别是: I 湟水谷地城镇——农业生态功能区; II 柴达木盆地风沙防治——绿洲农业功能区; III 三江源高寒草甸草原——生态牧业功能区; IV 羌塘高寒草原——生态牧业功能区; V 拉萨河谷地城镇——牧农业功能区。区划界线大致为: I、II 区之间以青海省南山为区划界线, II、III 区之间以西大滩为区划界线, III、IV 区之间以唐古拉山口为区划界线, IV、V 区之间以羊八井为区划界线(图 8-1-1)。

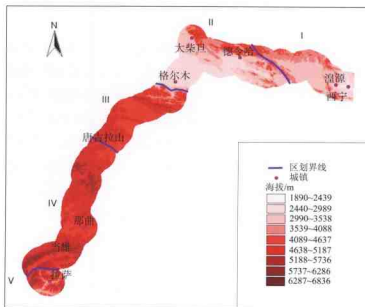


图 8-1-1 青藏铁路沿线生态系统功能分区

1. 湟水谷地城镇——农业生态功能区

本区为湟水切割和冲击而成的河谷型自然区。该区地带性气候类型为暖温带大陆性气候,气候温和湿润,年均温 4°C 以上(其中,1月最低温度 -21.0°C ,7月最高温度 16.5°C),太阳辐射强,年日照时数 $2\,500\sim 2\,800\text{h}$,气温年较日均较差 14°C 以下,湿润度 $0.25\sim 0.50$,年降水量 $300\sim 400\text{mm}$ 。主要土壤类型包括栗钙土、灰钙土、灌淤土等。区内生态系统类型多样,有荒漠草原、干草原、草甸草原和森林、高山草甸、冰川等多种类型。这一区域内较平坦的开阔地和坡度较小的山坡被开垦为农田,主要种植小麦、油菜、玉米、青稞等。另外,该区的青海湖自然保护区是国家级自然保护区,其保护对象为珍稀水禽及其生境。

本区自然条件较为优越,自秦汉以来就成为青海省重要的人类活动聚集区和垦殖区,因而生态系统受到人类的影响较大。对于农田生态系统来说,最大的健康威胁来自于作物种类单一化导致的生态系统脆弱和抵御自然灾害能力差。对于草地生态系统来说,最大的健康威胁来自于人类影响(过度垦殖和放牧等)和自然条件恶化(干旱和鼠害等)引起的草场面积萎缩、草场质量下降以及草地沙化等。据统计,青海湖盆地在20世纪50~90年代,优良草地大约减少1倍以上。草地退化,毒杂草比例上升,加之近年来地鼠、虫灾猖獗,使大面积草地成为没有利用价值的“黑土滩”。如刚察县1980~1997年草地覆盖度平均每年下降14.46%,与1980年相比,1992年主要草地类型鲜草产量平均下降幅度为46.31%^[6]。对于湿地生态系统来说,最大的健康威胁来自于人类活动强度增大以及气候暖干化带来的青海湖水位下降、湖面萎缩、矿化度升高以及生物种类和生产力下降等。



日月山下油菜与青稞种植系统镶嵌景观

2. 柴达木盆地风沙防治——绿洲农业功能区

本区位于我国著名的内陆山间盆地——柴达木盆地。受自然条件制约，该区大部分自然景观为砂砾戈壁、沙漠、盐土、盐沼和高寒山地等。气候类型为内陆干旱荒漠气候，年均温 3.2°C （其中，1月最低温度 -21.2°C ，7月最高温度 19.9°C ），极端最高气温 32.2°C ，极端最低气温 -26.4°C 。降水稀少，多年平均降水量不足 100mm ，在盆地中心区年降水量甚至低于 30mm ，而年蒸发量却在 $2\,000\text{mm}$ 以上（据气象台蒸发皿记录），因此地面干燥。加上气候干燥与多风季节同步等气候因素的影响，区域内荒漠化面积广大。土壤多为砂质，机械组成颗粒粗，有机质贫乏，含盐量高，自然肥力低，土地资源的质量较差，生态环境极其脆弱。

对于盆地绿洲农业生态系统来说，水资源是制约生态系统健康的主要因子。水资源的数量和质量直接影响着绿洲农业的规模和空间分布。另外，地表干燥度和风力大小也是主要的限制因子，可以毁坏农田基础设施，破坏耕地的生态环境，导致耕地综合、持续的生长能力降低。除此之外，耕地的沙化和次生盐渍化也是威胁该区生态系统健康的因素。对于盆地荒漠生态系统来说，其生态系统构成种类较少、层次结构简单、生产力不高，群落组成多为旱生、超旱生或盐生的种类，如膜果麻黄、梭梭、猪毛菜、盐爪爪、合头草、驼绒藜、齿叶白刺、唐古特白刺、怪柳、芨芨草等。尽管荒漠生态系统覆盖度不高、生产力低下，但其发育与分布对于维系整个盆地自然景观的健康起着积极作用。目前该系统受到的威胁主要来自绿洲扩大引起的对于自然生态系统的直接占用或对水源地的过度使用；其次，过度放牧或樵采也会直接破坏生态系统的结构和功能。当然，自然气候的暖干化也是荒漠生态系统健康的主要威胁。



柴达木芦苇盐漠

3. 三江源高寒草甸草原——生态牧业功能区

本区位于昆仑山口至唐古拉山以北地区，以高寒草甸和高寒草原为主要自然生态系统类型。青藏铁路穿越可可西里、三江源两个国家级自然保护区，这两个保护区的主要保护对象是野生珍稀动物和湿地。

高寒草甸是本功能区的重要生态系统类型之一，广泛分布于高寒潮湿的地区，它是适应高寒生境的类型，是以耐寒冷、密丛短根茎地下芽嵩草以及苔草、禾草、杂类草为建群植物的草甸群落。群落组成以莎草科嵩草属为主，常见的种类有小嵩草、西藏嵩草、矮嵩草等。高寒草甸群落低矮，平均高度低于20cm，地上部分生物量较低，但地下部分却很发达，根系纵横交错，密集如织。由于温度低，有机物质分解很慢，所以土壤有机质含量很高。高寒草甸草质柔软，营养丰富，食口性强，是优良牧场。但近年来由于气候暖干化，加之强烈的人为活动（如过度放牧、挖掘中药等）以及鼠害等影响，这一生态系统的健康状况受到较大影响，出现群落生产力下降、毒杂草比例升高、生境恶化，一些区域甚至变成裸地，成为土壤侵蚀的严重区域。青藏铁路建设过程中，路基和站场的植被清除对于高寒草甸的影响较大，高寒草甸也是路基护坡生态恢复的主要绿色植被。

本区的另一类重要生态系统为高寒草原，分布在海拔4000m以上的铁路沿线。所在地区气候寒冷而潮湿，日照强烈，紫外线作用增强，温度变化剧烈，昼夜温差极大，年均温不到1℃（其中，1月最低温度-24.8℃，7月最高温度12.7℃），植被生长期短（仅120天）。群落主要以以营养繁殖为主的多年生草本、垫状小灌木或垫状植物构成。如针茅属紫花针茅、座花针茅、克氏羊茅，还有莎草科硬叶苔草；小半灌木有藏籽蒿、藏南蒿、垫状蒿等；垫状植物有垫状驼绒藜、垫状点地梅、垫状棘豆、垫状蚤缀等。该群系低矮，种类较少，覆盖度小，生产力低下，平均产草量不足300kg/hm²。由于生境恶劣，群落发育较差，因而高寒草原生态系统健康极易受到威胁。主要的外界扰动因素包括气候的恶化和草场过牧以及滥挖乱采等。

这一功能区中有可可西里和三江源两个国家级自然保护区，国家珍稀动物如藏羚羊、藏野驴和野牦牛等种类的保护成为自然保护区的主要任务。然而，藏羚羊等大量繁殖对于高寒草甸和高寒草原生态系统造成的压力也不容忽视。



高寒草原生态系统景观



退化的高寒草甸

4. 羌塘高寒草原——生态牧业功能区

本区包括唐古拉山以南、冈底斯山和念青唐古拉山以北的广大区域，大部分地区海拔高度在 4 600~5 100m 之间，是多年冻土最为发育的地区。该区气候寒冷，大部分地区年均温低于 0℃（其中，1 月最低温度 -24.2℃，7 月最高温度 12.5℃），最低年均温为 -9.6℃，最暖月（7 月）均温不到 14℃。该区年均降水量 50~400mm，蒸发强度普遍超过 1 800mm，年平均干燥度指数为 1.6~20.0^[7]。构成本区自然景观的生态系统类型主要有高寒草原、高寒荒漠草原和高寒荒漠等。

高寒草原是本区的主要植被类型，大约占本区面积的 60% 以上，群落构成种类主要为紫花针茅、羊茅、早熟禾、沙生针茅等，伴生有早熟禾、黄芪、青藏苔草以及少量蒿属和委陵菜等。高寒草原的植被覆盖度比较低，一般为 10%~50%，产草量一般为 350~860kg/hm²。土壤类型为寒冻钙土（高山草原土），其有机质含量 1%~2%，土体干燥，石灰反应强烈，钙积现象明显。高寒冻融作用、气候变干、冰川融雪减少、鼠害猖獗和超载过牧是高寒草原生态系统健康所面临的最主要威胁。

高寒荒漠草原和高寒荒漠发育的生境条件更加恶劣，气候特征为寒冷和干旱。土壤类型为高山荒漠草原土及寒漠土，其有机质含量不到 1%，土体内残留较多的碳酸钙和易溶盐类，寒漠土还积累少量石膏，显示了较干旱的成土环境。群落组成以垫状驼绒藜为主，其次有木亚菊、麻黄等，群落总覆盖度仅为 10%~20%，产草量仅为 50~550kg/hm²。由于生境恶劣，该生态系统类型对于外界的扰动抵御能力极差，很容易退化为裸地。目前，这一生态系统类型健康面临的重大威胁亦是气候的暖干化和人类过度放牧与滥采乱挖带来的扰动。

这一功能区中自然保护区相对集中，有羌塘、申扎、澎波、纳木错等自然保护区。主要保护对象为有蹄类珍稀野生动物及其生境、黑颈鹤及其生境。这一区域可以作为西藏自治区独具特色且相对完整、独立的生态保护区。



安多县高寒草原沙化景观

5. 拉萨河谷地城镇——牧农业功能区

本功能区从羊八井镇沿着拉萨河谷至拉萨市。地貌属于拉萨河下游宽谷地段，气候属于高原温带半干旱季风气候，年均温为 $7\sim 8^{\circ}\text{C}$ （其中，1月最低温度 -17.8°C ，7月最高温度 15.7°C ），年降水量 $400\sim 500\text{mm}$ 。这一区域自然生态系统为暖温带山地灌丛，在平坦低洼处亦有嵩草草甸发育。拉萨河谷发育的灌丛属河谷热性、干暖、温性灌丛生态系统，主要由白刺花和砂生槐等落叶阔叶灌丛以及常绿针叶灌丛等灌丛组成。半灌木有蒿等，草本有多种嵩草、白草和固沙草等。土壤为发育成冲积母质的灌丛草原土，土层瘠薄，厚度只有 $30\sim 40\text{cm}$ ，由于成土作用微弱，土壤剖面发育原始，土壤有机质和含氮量相对较低，土壤中砾石含量较高，土壤容重较大。这一生态系统类型健康面临的最大威胁是由于土地利用强度加大，自然生态系统面积显著缩小，且受到土壤侵蚀以及滑坡和泥石流等自然灾害的影响。该区光照充足，温度适宜，是一个农业相对集中的区域，主要农作物为青稞、小麦、豌豆、油菜等，是西藏自治区主要农区之一。



拉萨河谷春耕

第二节 青藏铁路沿线生态系统健康评价

一、生态系统健康评价的理论与方法

1. 生态系统健康评价标准

目前国内外普遍认可的生态系统健康标准主要包括活力、恢复力、组织力、生态系统服务功能的维持、管理选择、外部输入减少、对邻近系统的破坏及对人类健康的影响 8 个方面，分属于生物物理范畴、社会经济范畴、人类健康范畴以及一定的时间、空间范畴^[2]。

(1) 活力 (vigor): 即生态系统的能量输入和营养循环容量，具体指标为生态系统的初级生产力和物质循环。在一定范围内生态系统的能量输入越多，物质循环越快，活力就越高，但这并不意味着能量输入多和物质循环快的生态系统就更健康，尤其是对于水生生态系统来说，高输入可导致富营养化效应。

(2) 恢复力 (resilience): 即胁迫消失时，系统克服压力及反弹恢复的容量。具体指标为自然干扰的恢复速率和生态系统对自然干扰的抵抗力。一般认为受到胁迫的生态系统比不受胁迫的生态系统的恢复力更小。

(3) 组织力 (organization): 即系统的复杂性，这一特征会随生态系统的次生演替而发生变化和作用。具体指标为生态系统中 r - 对策种与 k - 对策种的比率、短命种与长命种的比率、外来种与乡土种的比率、共生程度、乡土种的消亡等。一般认为，生态系统的组织越复杂就越健康。

(4) 生态系统服务功能的维持 (maintenance of ecosystem services): 这是人类评价生态系统健康的一条重要标准，一般是对人类有益的方面，如消解有毒化学物质、净化水、减少水土流失等，不健康生态系统的上述服务功能的质和量均会减少。

(5) 管理选择 (management options): 健康的生态系统具有收获可更新资源、旅游、保护水源等各种用途和管理选择，退化的或不健康的生态系统不再具有多种用途和管理选择，而仅能发挥某一方面的功能。

(6) 外部输入减少 (reduced subsidies): 所有被管理的生态系统依赖于外部输入。健康的生态系统对外部输入 (如肥料、农药等) 的依赖会大量减少。

(7) 对邻近系统的破坏 (damage to neighboring systems): 健康的生态系统在运行过程中对邻近系统的破坏为零，而不健康的生态系统会对相连的系统产生破坏作用，如污染的河流会对受其灌溉的农田产生巨大的破坏作用。

(8) 对人类健康的影响 (human health effects): 生态系统的变化可通过多种途径影响人类健康, 人类的健康本身可作为生态系统健康的反映。与人类相关又对人类影响小或没有影响的生态系统为健康的系统。

2. 生态系统健康评价指标

根据上述生态系统健康评价标准所提供的思路, 提出青藏铁路沿线生态系统健康状况评价指标体系 (表 8-2-1)。结合青藏铁路的实际情况, 使用物种多样性、群落覆盖度以及群落生物量三项指标作为评价生态系统健康状态的具体指标。

表 8-2-1 青藏铁路沿线生态系统健康状况评价指标体系

总指数	指标集	指标及其分级				
		指标	健康	亚健康	不健康	系统崩溃
生态系统健康指数	系统结构指标集	物种多样性	-10%	-20%	-60%	-100%
		群落覆盖度	-10%	-20%	-60%	-100%
		原群落种类保存率	+80%	+60%	+20%	+0%
	系统功能指标集	群落生物量	-10%	-20%	-60%	-100%
		建群种年生长量	-10%	-20%	-60%	-100%
	生境状况指标集	地表侵蚀率	+30%	+50%	+70%	+100%
		土壤有机质	-30%	-50%	-70%	-100%
		生境破碎度	+30%	+50%	+70%	+100%

注: 表中所有百分比数值均是与生态基准值比较。十表示增加, 一表示减少

表 8-2-1 中各指标的计算方法如下:

(1) 根据本项目的野外群落调查数据, 依据 1:100 万植被图, 按照植被类型, 分别确定研究区域 (100km 缓冲区) 内每一图斑的最大物种数、最大群落生物量和最大群落覆盖度 (取每一类型各样方的最大值), 以此作为最优生境的群落特征值。

(2) 分别按照生境条件, 模拟实际状态下的每一栅格点的群落特征值。具体公式如下:

$$P_cover_i = \max (p_cover) \times \frac{preci_i}{\max (preci)} \quad (1)$$

$$P_biodiver_i = \max (p_biodiver) \times \frac{wetness_i}{\max (wetness)} \quad (2)$$

$$P_biomass_i = \max (p_biomass) \times \frac{product_i}{\max (product)} \quad (3)$$

式中, P_cover_i , $P_biodiver_i$ 以及 $P_biomass_i$ 分别表示每一个栅格点的群落覆盖度、物种多样性以及群落生物量; $preci_i$, $wetness_i$ 和 $product_i$ 分别表示每一个栅格点的降水量、湿润度以及生产潜力。其中, 湿润度由气候湿润度和复合地形指数 (Compound Topographical Index, CTI) 综合而成, 生产潜力由降水量和土壤有机质综合而成。

由此可以看出, 物种多样性、群落覆盖度以及群落生物量分别采用生境指标经过校正得到, 可以认为本次生态系统健康评价基本上涵盖了上述指标体系。

3. 生态系统健康评价方法

(1) 数据标准化。不同的评价指标往往具有不同的量纲和量纲单位, 为了消除量纲与量纲单位的影响, 在决策和排序之前, 应首先将评价指标进行无量纲化处理, 即数据的标准化。一般来说, 种类越多、覆盖度越大、生产力越高的生态系统抵御外界扰动的能力越大, 因而健康指数就越高。也就是说, 本研究所用指标为“效益型”指标, 即属性值越大越好的指标。其标准化的方法如下:

$$Z_{ij} = \frac{y_{ij} - y_j^{\min}}{y_j^{\max} - y_j^{\min}} \quad (i = 1, 2, \dots, n; j = 1, 2, \dots, m) \quad (4)$$

式中, $y_j^{\max}$, $y_j^{\min}$ 分别为 G_j 指标的最大值和最小值。

(2) 均方差决策法。均方差决策法的基本原理为: 设多指标综合评价问题中方案集为 $A = \{A_1, A_2, \dots, A_n\}$, 指标集为 $G = \{G_1, G_2, \dots, G_m\}$ 。若 G_j 指标对所有决策方案而言均无差别, 则 G_j 指标对方案决策与排序不起作用, 这样的评价指标可令其权重系数为 0; 反之, 若 G_j 指标能使所有决策方案的属性值有较大差异, 这样的指标对方案的决策与排序将起重要作用, 应给予较大的权重系数。也就是说, 在多指标决策与排序的情况下, 各指标相对权重系数的大小取决于在该指标下各方案属性值的相对离散程度, 离散程度越大, 权重系数越大。本研究中方案集 A 为地理信息系统中分辨率为 $500\text{m} \times 500\text{m}$ 的栅格, 共 1535 571 个, 指标集 G 包括物种多样性、群落覆盖度以及群落生物量的标准化数据。

均方差决策法确定评价指标离散程度的最重要的也是最常用的指标是其均方差。其思路为: 各方案在各指标下的无量纲化的属性值为该指标的取值, 首先求出这些指标的均方差, 将这些均方差归一化, 其结果即为各指标的权重系数。

(3) 突变级数法。该方法的理论基础是系统新三论之一的突变理论。突变模型的研究对象是系统的势函数, 即描述系统的控制变量与状态变量之间的相对关系、相对位置的函数。托姆已证明, 若控制变量不超过 4 个, 则势函数最多只有 7 种突变形式。突变级数法的主要特点是在评价目标多层次分解的基础上, 利用突变理论同模糊数学相结合产生的突变模糊隶属函数, 由归一公式进行综合量化运算, 进而归一为一个参数, 即求出总的隶属函数, 从而进行评价。在此过程中, 仅需要知道最下层指标的数据即可。

本研究中, 健康指数所对应的下级指标有 3 个 (物种多样性、群落覆盖度以及群落生物量), 可视为以健康指数为状态变量、3 个下级指标为控制变量的燕尾突变系统。这里不加推导地给出此种模型的分叉集 (公式 5) 和归一化公式 (公式 6), 其中分叉集是使势函数发生突变的控制变量的取值。

$$\text{燕尾突变: } a = -10x^2, b = 20x^3, c = -15x^4, d = 4x^5 \quad (5)$$

$$\text{燕尾突变模型归一公式: } x_1 = c_1^{1/2}, x_2 = c_2^{1/3}, x_3 = c_3^{1/4} \quad (6)$$

若系统的诸控制变量之间不可替代, 即不可相互弥补不足, 则从诸控制变量对应的 x 值 (x_1, x_2, x_3) 中选取最小的一个作为整个系统的 x 值, 即“大中取小”, 因为只有这样才能满足分叉集方程而发生质变。而当系统的各个控制变量之间可以相互弥补其不足时, 则取 x_1, x_2, x_3 的平均值。考虑到本研究中指标的性质及其构建方法, 我们认为各控制变量 (指标)

之间可以相互弥补不足，因此取其平均值作为健康指数。

二、青藏铁路沿线生态系统空间特征

1. 植物群落覆盖度空间格局

从图 8-2-1(a) 可以看出，整个研究区域的群落覆盖度分布区间在 0~80%。尽管在实际样方调查中，一些样方的覆盖度接近 100%，特别是一些嵩草沼泽草甸。但考虑到样方调查是在 50cm×50cm 上获得的，而这里计算的最小栅格点为 250 000m²，与多个样方调查结果的平均值比较，这一模拟是可以接受的。

从覆盖度分布的空间格局来看，祁连山山地草甸草原以及唐古拉山以南的嵩草沼泽草甸覆盖度最高，最低处位于柴达木盆地的中部以及昆仑山山麓，其余大部分地区具有较高的植被覆盖度。通过地统计分析发现，陆地生态系统植被覆盖度的均值为 56.28%，中值为 66.50%，数据的分布属于负偏态 (Skewness 值 < 0)，说明大部分数据集中于高值部分，即高覆盖度区域所占面积较大。其中，覆盖度大于 50% 的区域占陆地面积的近 68%，几乎全部位于昆仑山以南的高原面上以及柴达木盆地以东的祁连山地与湟水谷地。

2. 植物物种多样性空间格局

图 8-2-1(b) 所示为单位面积 (平方米) 植物种类数目的空间分布。高值区在祁连山地和湟水谷地的针叶林和落叶阔叶林，每平方米物种数目为 50 种左右；其次在唐古拉山以南的嵩草沼泽草甸，种类数目为每平方米 30~45 种，最少处位于柴达木盆地以及羌塘高原的边缘。通过地统计分析可以发现，陆地生态系统单位面积植物物种数的均值为 22.2 种，中值为 22 种，数据的分布属于正偏态 (Skewness 值 > 0)，说明大部分数据集中于低值部分，即多样性较低的区域所占面积较大。其中，种类数目低于 30 种的区域占到陆地面积的近 80%。

3. 植物群落生物量空间格局

图 8-2-1(c) 所示为植物群落单位面积地上生物量的空间分布格局。空间分布格局与植物物种多样性格局基本一致。通过地统计分析可以发现，陆地生态系统单位面积群落地上生物量的均值为 22.79g/m²，中值为 24g/m²，数据的分布属于正偏态 (Skewness 值 > 0)，说明生物量较低的区域所占面积较大。其中，单位面积生物量低于 30g/m² 的区域占陆地面积的 64% 左右。

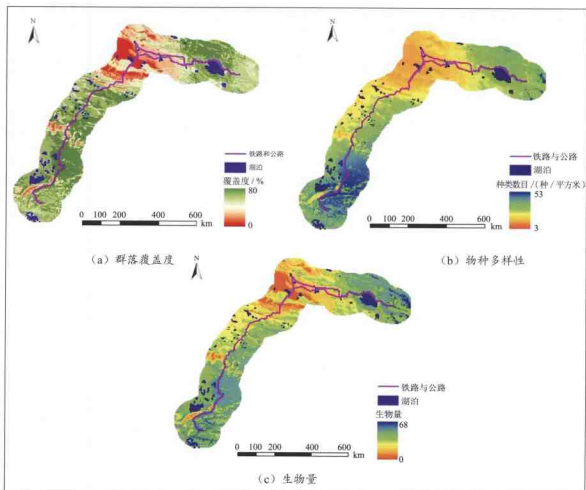


图 8-2-1 青藏铁路沿线植物群落覆盖度、物种多样性及生物量的空间格局

三、青藏铁路沿线生态系统健康状况空间格局

1. 青藏铁路穿越区生态系统健康指数

首先，利用均方差决策法分别计算上述 3 个指标标准化数据的权重系数，结果为群落覆盖度 (0.47) > 物种多样性 (0.29) > 群落生物量 (0.24)。然后，基于突变级数法的归一化公式和“平均值原则”计算得到生态系统健康指数。健康指数从宏观上反映了生态系统整体结构与功能。种类多、覆盖度大和生产力高的生态系统抵御外界扰动的能力大，其健康指数高；反之，生态系统处于亚健康或不健康，甚至可能崩溃（逆行演替）。

由于本次研究只有一期数据，故可以看成是对生态系统健康状态的一种诊断。健康指数的空间格局（图 8-2-2）表现为：祁连山草甸草原、湟水谷地的针叶林和落叶阔叶林以及唐古拉山以南的嵩草沼泽草甸分布区的健康指数较高，而最低处位于柴达木盆地中部以及昆仑山山麓。通过地统计分析可以发现，陆地生态系统健康指数的均值为 0.47，中值为 0.53，数据的分布属于正偏态（Skewness 值 > 0），说明大部分数据集集中于低值部分，即具有较低

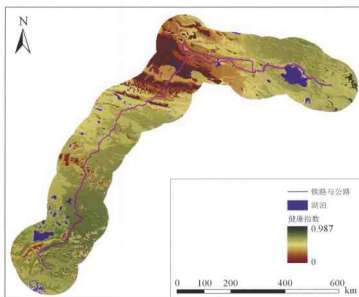


图 8-2-2 研究区生态系统健康指数空间格局

有所差异。基于此种理念，通过专家问卷调查，本次研究按照不同植被类型的健康指数范围划定生态系统健康等级。划分标准详见表 8-2-2。

表 8-2-2 研究区生态系统健康评价等级划分标准

植被类型	健康	亚健康	不健康
针叶林、阔叶林	≥ 0.800	$0.799 \sim 0.500$	< 0.500
灌丛、草甸、草原、农作区	≥ 0.600	$0.599 \sim 0.300$	< 0.300
高山稀疏植被、荒漠、无植被区	≥ 0.300	$0.299 \sim 0.050$	< 0.050

图 8-2-3 展示了生态系统健康等级的空间分布格局。绝大部分区域的生态系统处于健康和亚健康状态，两者的比例分别占到陆地生态系统面积的 55.81% 和 37.81%；不健康等级区域仅占 6.38%，分布在沙漠化非常严重的柴达木盆地及昆仑山山麓。值得注意的是，柴达木盆地的绿洲地区，其生态系统绝大部分处于健康或亚健康状态。另外，在高原面上（昆仑山以南），铁路右侧（向拉萨为正方向）的生态系统健康等级较低，而在柴达木盆地以东尤其是青海湖地区，铁路左侧的生态系统健康等级小于右侧。

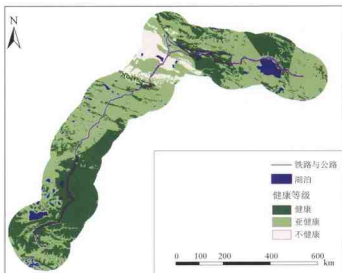


图 8-2-3 研究区生态系统健康等级

健康指数的区域所占面积较大。实际上，该区生态系统健康指数大部分处于 0.5~0.7 之间，其面积占陆地面积的近 60%，而大于 0.7 的区域仅占 0.35%，由此导致了数据分布的正偏态值较大。

2. 青藏铁路沿线生态系统健康等级

尽管从整体来说，健康指数越高，健康状况越好，但对于不同的生态系统类型来说，健康指数不能和健康等级一一对应。正如人类健康一样，不同人种的健康指标应该

第三节 青藏铁路沿线生态系统健康管理

生态系统受到人类活动干扰和影响的程度日益增加。过度开发造成的破坏和环境的恶化已危及人类自身的生存。人类在较为漫长的时间中意识到由于自身的粗心大意造成的影响正逐渐增长,且不可逆转地威胁着地球上的生态系统。1992年联合国环境与发展会议以来,可持续发展已成为世界各国的共同目标。人类社会的可持续发展归根结底是生态系统管理(ecosystem management)问题。生态系统管理是在对生态系统组成、结构和功能加以充分理解的基础上,协调、控制发展方向或人类活动,来恢复或维持生态系统整体性和可持续性。管理过程是一种社会行为,是人们相互之间发生复杂作用的过程。管理的各个环节的主体是人,人与人的行为是管理过程的核心。提高全人类的环境意识和可持续发展意识是当前的、长远的重要任务。制定并实施规范人的行为的法规、政策和制度是管理生态系统的重要内容。生态系统管理是合理利用和保护生态系统健康最有效的途径,生态系统健康是生态系统管理的目标和理论工具^[8]。

青藏铁路沿线生态系统健康评价结果显示,青藏铁路沿线绝大部分区域的生态系统处于健康或亚健康状况(两者的比例分别占陆地生态系统面积的55.81%和37.81%)。但是随着铁路运营后沿线常住人口及流动人口的增加,沿线生态系统及其生物多样性所受干扰也将明显增强,生态系统健康状况难免受到不利影响。青藏铁路运营后会带动沿线地区社会经济的发展,而人类社会经济活动强度的增加势必会对沿线生态系统及其生物多样性的保护造成一定的影响。特别是青藏铁路运营后大量游客将进入青藏高原,若对游客管理不当,会对沿线一些敏感的生态系统如高山冰雪生态系统、河流生态系统、湖泊生态系统、高寒沼泽化草甸及沼泽生态系统造成严重的破坏。同时,青藏铁路运营也为不法分子进入青藏高原腹地提供了方便,如果管理不当,捕杀珍稀濒危野生动物和滥挖药材等行为就会相应增加,对沿线生态系统及其生物多样性的保护就会构成严重威胁。铁路工程本身对自然保护区和自然生态系统造成分割,也对生态系统间物质交流和信息传递造成一定影响。铁路运营也可加速重要疾病的传播扩散以及外来物种入侵等。

为此,针对青藏铁路穿越区的生态系统健康现状,为区域生态系统管理提出一些建议:

(1) 对于处于健康或亚健康状况的区域应该加强保护以维持生态系统的健康、稳定。另外,由于铁路线路长、附属工程数量较大,铁路建设工程中局部地段生态系统会受到一定程度的扰动,因此在健康状况良好的区域还应注意采取工程或生物技术进行景观恢复,以便将工程对景观的影响降到最低限度。需要注意的是,本研究中的健康指数和健康状态是生态系统结构、功能和生境的综合体,因此即使综合评价结果为健康或亚健康,单方面的评价结果未必好。例如,羌塘高原的边缘处于亚健康状态甚至有部分地区处于健康状态,

但是该区域的植物物种多样性和生物量都很低。因此,对于此类区域的生态系统管理,应该分别从生态系统的结构、功能和生境状况进行单方面评价分析,找出生态系统健康体系中的薄弱环节,并确定从哪些方面入手进行管理更为有效。

祁连山山地草甸草原、湟水谷地的针叶林和落叶阔叶林以及唐古拉山以南的嵩草沼泽草甸分布区的健康指数较高。对于祁连山山地草甸草原生态系统来说,生态系统健康管理的关键是控制好单位面积的载畜量,防止超载过牧;同时加强草场科学管理和生态恢复,防治鼠害和虫害,提高单位面积产草量。对于沼泽草甸生态系统来说,生态系统健康管理的措施包括退耕还草、还沼,严禁排水垦殖等一系列不合理的人为活动,恢复原有草甸沼泽生态景观和生态功能,尽量保持其面积稳定,特别是应当发挥沼泽、草甸调节气候的生态功能。对于湟水谷地的针叶林和阔叶林生态系统来说,生态健康管理的关键在于强化森林生态系统的抚育,禁止滥砍滥伐和毁林开荒;着力做好生态退耕和产业结构调整,安排好退耕还林地区农民的替代生计;在立地条件较好的疏林和灌木林区,生态建设的重点是封山抚育;对于成林,生态建设的重点是提高森林蓄积量和覆盖率,防止病虫害和森林火灾,提升森林生态服务功能水平,尤其是提升森林减少土壤侵蚀的生态功能。

(2) 青藏铁路穿越区生态系

统健康评价结果显示,处于不健康状况的区域几乎都位于荒漠地区——柴达木盆地中部和昆仑山山麓。对生态系统健康状况较差区域的生态系统进行管理,最为重要的是进行生态抚育与恢复。主要管理途径包括:在沙化严重、草场植被显著退化、生态系统极其脆弱的区域,要长期禁止放牧;对牲畜实行圈养,封沙育草,保护植被(封沙育草是在盆地内部植被遭到破坏的地段,建立防护措施,严禁人畜破坏,依靠自然演替,逐渐恢复自然植被)。



草方格防治沙化保护铁路

防护措施包括在与绿洲交界处建立防护围栏,实施严格的封育政策;积极防沙治沙,减小极端恶劣生境所占的比例。具体防沙治沙措施包括工程防沙治沙和直播固沙等,这些治沙措施可有效地抑制沙丘流动、保护附近铁路不受风沙侵袭。与此同时,在满足社会经济发展和提高人们生活水平的前提下,适当压缩人工绿洲面积,为非绿洲区的生态恢复提供基础条件。如降低灌溉定额和工业用水量,人工绿洲节省出来的水资源可以部分用于满足生态需求。

(3) 科学管理,减少铁路运营对于路域生态系统的直接和间接影响。青藏铁路的开通大

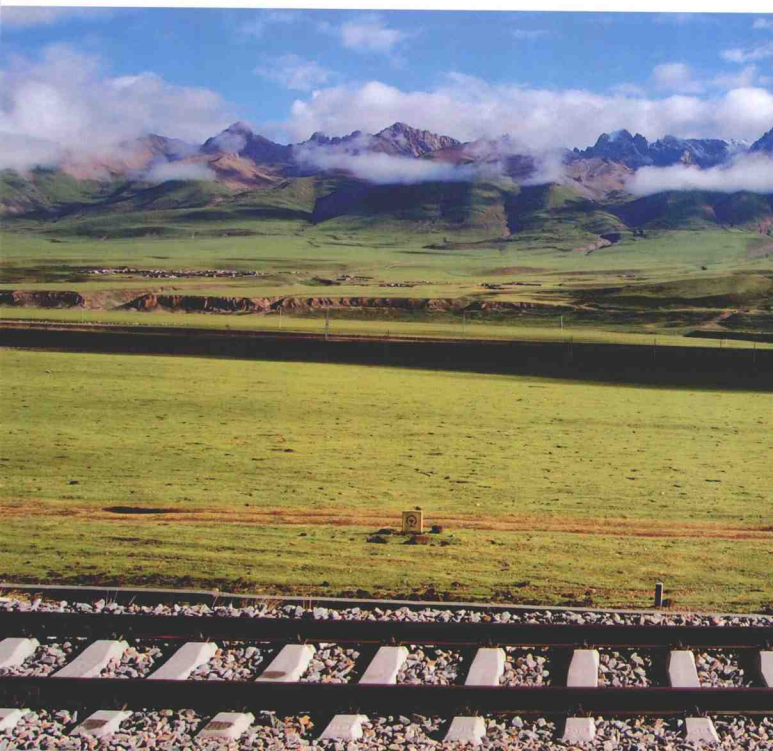
大促进了沿线地区与外部的政治、经济、文化联系和发展。铁路建设过程中以及运营后对于沿线生态系统健康的影响无疑是巨大的。直接影响表现为去除地表绿色覆被物,降低生物多样性,增加环境污染,改变生态过程等等。间接影响包括铁路运营造成生产布局和生产方式改变,资源开发模式转变以及城镇化速度加快等。这些影响都会通过土地利用和土地覆被的变化体现出来。另外,青藏高原独特的、保护良好的高寒生态系统及自然景观会引起国内外游客极大的兴趣,青藏铁路的修通增加了可达性,会带来旅游产业的快速发展。因此,严格执行该地区的旅游资源开发政策,开展以保护生态环境为主的适度旅游,同时对部分区域实行封闭,禁止旅游开发就显得极为重要,铁路运输系统在开发市场时应充分认识到这一点。与此同时,青藏高原区内外的人员、经济和文化交流,极有可能对当地传统的环境伦理意识带来冲击,这会对生态系统健康的维系带来负面效应。因此,铁路沿线的生态系统健康管理必须采取自然、社会、经济、文化和环境伦理等多方位、多层次的措施,使路域生态系统向着健康方向演替。

(4) 提高技术水平,加强污染防治,防止生态系统健康状况遭受损害。青藏铁路的污染防治工作要从源头抓起,采用先进适用技术,加大对固定源、流动源,以及生活小区的废气、污水、固体废物和噪声的治理力度。随着青藏铁路实行电气化改造,铁路运输对大气环境的污染在很大程度上减轻了。沿线站区应根据当地自然环境资源特点,鼓励采用太阳能、风能及地热资源,最大限度地减少大气污染物的排放,保护青藏高原的一片蓝天。严格控制生产生活污水的处理与排放,尤其在冻土区禁止随意排放,以确保冻土层的稳定。加强运营期间固体废物的回收管理与处置。严禁旅客列车垃圾、粪便污物的随意排放。对上述污染物要集中回收、定点处理。加强铁路运营噪声对环境影响的防治,应注意对沿线噪声敏感点的防护,还要注意对当地的宗教场所的保护。

综上所述,尽管青藏铁路沿线绝大部分区域的生态系统拥有良好的健康状况,但由于处于生态系统极其脆弱且恢复力非常低的青藏高原,进行有效的生态系统管理至关重要。在青藏铁路的运营过程中,应采取综合措施,加强沿线区域生态系统管理,加强生态环境保护工作,把人类活动对生态系统健康状况的影响降至最低。

主要参考文献

- [1] Costanza R. 1992. Toward an operational definition of ecosystem health //Costanza R, Norton B G, Haskell B D. Ecosystem health: New goals for environmental management. Washington D C: Island Press, 239-256
- [2] Rapport D J. 1998. Ecosystem Health. Oxford: Blackwell Science, 1-356
- [3] 曾德慧, 姜凤岐, 范志平, 等. 1999. 生态系统健康与人类可持续发展. 应用生态学报, 10(6): 751-756
- [4] Rapport D J. 1989. What constitutes ecosystem health? Perspectives in Biology and Medicine, (33): 120-132
- [5] Schaeffer D J, Henricks E E, kerster H W. 1988. Ecosystem health: measuring ecosystem health. Environment Management, (12): 445-455
- [6] 蒋建军, 倪绍祥, 查勇, 等. 1999. 青海省刚察县草地退化及持续发展对策研究. 南京师范大学学报(自然科学版), (3): 115-120
- [7] 王景升, 张宪洲, 赵玉萍, 等. 2008. 藏北羌塘高原气候变化的时空格局. 资源科学, 30(12): 1852-1859
- [8] 蔡晓明. 2000. 生态系统生态学. 北京: 科学出版社



QINGHAI-TIBET
RAILWAY 第九章

青藏铁路沿线生态风险分析



风险评价开始于20世纪80年代。到20世纪90年代初,风险评价作为一种管理工具,其评价热点从人体健康评价转为生态风险评价,风险压力因子从单一的化学因子扩展到可能造成生态风险的多种因子,风险受体从人类机体发展到种群、群落以及生态系统。青藏高原的生态系统脆弱而又敏感,抵抗外界风险的能力较弱,全面了解和认识高原特有生态系统的活力、弹性、组织与功能等,对高原生态系统健康、安全和风险评价尤为重要。

本章对青藏铁路/公路沿线植被生态系统进行了生态风险评价,根据青藏铁路/公路沿线生态系统特征,选取雪灾、崩塌滑坡和生物多样性等7项指标,构建了生态系统风险评价模型,评估了青藏铁路/公路沿线区域生态风险并进行了分区,基于区域风险程度和主要风险因子提出了防治策略。



第一节 青藏铁路沿线生态风险源分析

青藏铁路/公路 50km 缓冲区面积 $18.38 \times 10^4 \text{ km}^2$ ，跨越 9 个纬度和 12 个经度，沿线主要植被生态系统包括 10 种类型，分别是针叶林、阔叶林、灌丛、荒漠、草原、草甸、湿地、高山植被、农田生态系统和无植被地段（图 9-1-1），它们是沿线生态系统的重要组成部分，对外界干扰反应敏感。

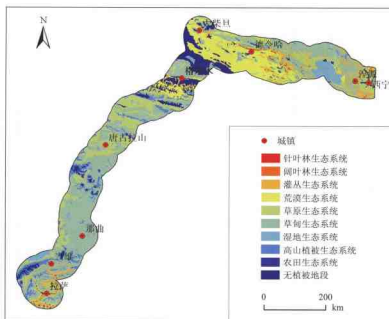


图 9-1-1 青藏铁路/公路沿线生态系统类型

多种风险源共同作用于同一生态系统会产生综合影响后果，同一风险源对于不同生态系统会产生不同的影响。生态系统风险源及生态系统类型和特征的多样性，导致区域生态风险的类型、强度、发生频率等相对复杂，需结合综合的评价指标体系开展评估工作。因此，生态风险评价指标体系应包括风险源和生态系统及生境特征两部分内容。

一般来讲，生态系统风险源包括污染物和各种外界扰动（包括自然和人为两种类型）。青藏铁路/公路 50km 缓冲区内工业企业很少，而且公路交通污染也较轻，暂不会超过环境自净能力，因此，生态系统风险暂不考虑污染风险。青藏铁路/公路沿线自然生态风险源包

括崩塌滑坡、冷害雪灾、旱灾、冻融泥石流、冻土危害和地震^[1]，生态系统受人为干扰较少。近年来随着经济发展，虽然没有大规模的工业企业建设，但是公路、铁路、输油管线、兰—西—拉光缆等既有工程和农田生态系统的扩展等都会破坏非常脆弱的自然植被，使植被景观破碎化，从而破坏动物栖息地，影响植物物种扩散。自然灾害和人为干扰下植被生态系统遭受风险的可能后果为：植被生长周期受到扰动、生物量减少、生物多样性减少、植被退化或演替中断、生态系统结构被破坏等^[2]。

逐一分析上述风险源对受体的干扰和危害，忽略那些强度小、发生范围不大、对沿线生态环境及受体影响较为轻微的次要风险源，确定本区主要生态风险源为崩塌滑坡、雪灾、旱灾和道路修建产生的生境破碎化。

(1) 崩塌滑坡对植被生态系统的影响方式包括：通过掩埋破坏植被生产力、影响生态系统功能，通过切断、阻隔作用改变种子流和水流方向，改变生态系统演替方向等。

(2) 冬、春季雪灾是青藏高原东部牧区重要的灾害性天气^[3]，严重时雪灾掩埋草场，造成草场减产，使植被生长周期受到干扰。

(3) 旱灾是青藏铁路/公路沿线另外一种较为严重的自然灾害，干旱常常造成植物生长周期受到扰动、生产量降低，甚至导致植被直接旱死，促进沙化的形成，沙化又进一步危害植物生长，形成恶性循环。

(4) 道路修建产生的生境破碎化是重要的人为风险源，研究区域地处特殊的高寒环境，植被生长极其缓慢，一旦遭受破坏就很难恢复。青藏公路在修建的过程中沿公路两侧就地取土，形成沿公路两侧 10~50m 宽的植被破碎带，经过 20~30 年仍难以恢复，而且在青藏公路柴达木段形成了沿公路两侧的带状沙源地，直接危害天然植被。

另外，冻土危害也是青藏铁路/公路沿线重要的生态风险源，但是由于缺乏系统的数据支持，未列入评价因子。

生态系统及生境的基本特征是生态系统抵抗风险的非常重要的因素，很多研究都把反映生态系统活力、弹性、组织的指标作为评价生态系统健康、安全和风险的重要指标。本章选取生物量反映生态系统活力，生物多样性反映生态系统组织，土壤肥力系数反映生态系统弹性。

第二节 青藏铁路沿线生态风险评价

一、青藏铁路/公路沿线生态风险评价指标体系

1. 评价指标与数据来源

青藏铁路/公路沿线生态系统生态风险评价指标体系包括反映风险源指标的雪灾、旱灾、崩塌滑坡、生境破碎化和反映生态系统及生境特征指标的土壤肥力、生物量、生物多样性。

生态风险源指标中,雪灾和旱灾指标采用根据 1951~1990 年降水资料确定的雪灾和旱灾频率;崩塌滑坡指标采用 $1\text{km} \times 1\text{km}$ 分辨率高程数据和相应土壤属性数据,使用 Arcview 的扩展程序 SINMAP 进行坡面稳定性计算,得到坡面稳定性系数,用来反映崩塌滑坡的可能性(表 9-2-1);道路修建产生的生境破碎化采用道路修建前后景观的边缘密度(单位面积内斑块边缘长度)差来表示,差值越大表示道路造成的植被生态系统破碎化越严重。

表 9-2-1 坡面稳定性分级

稳定性系数 (SI) 范围	稳定性预报	稳定性系数 (SI) 范围	稳定性预报
$SI > 1.5$	稳定区	$1.0 > SI > 0.5$	滑坡区下限
$1.5 > SI > 1.25$	中度稳定区	$0.5 > SI > 0.0$	滑坡区上限
$1.25 > SI > 1.0$	半稳定区	$0.0 > SI$	保护区

生物量指标选用 2002 年和 2003 年野外调查的 98 个采样点的生物量(地上、地下生物量之和的干重)实测数据^①(采样点按生态系统类型均匀分布在青藏铁路/公路沿线,涉及除森林、农田之外的所有生态系统类型)。根据生物量与环境因子的关系,作生物量与环境因子的多元线性回归,再根据回归方程把点上的生物量插值到面上。

生物多样性选取 α 多样性指数,用 Gleason 多样性指数 (D) 表示:

$$D = S / \ln A \quad (1)$$

式(1)中, D 表示植物群落中总体物种多样性指数, S 表示群落内所有物种数量, A 表示样地面积。

土壤肥力用土壤肥力系数表示,土壤肥力系数根据《青海土壤》^[4]、第二次全国土壤普查数据^[5]及土壤分类方法,采用阚文杰等人的土壤肥力计算方法^[6],选取有机质、全氮、

^①数据由张德铨研究组提供。

碱解氮、速效磷、速效钾、 $\text{pH}(>7)$ 和阴离子代换量计算,反映土壤综合肥力状况。

2. 评价指标的风险等级划分

目前,单一指标的风险评价多以风险概率表示风险大小。多指标的综合评价是在概率估算的基础上进行分级,分级是相对的,各指标之间不具有可比性。因此,在进行综合生态风险评价的过程中,可以进一步突破部分数据限制,丰富评价内容:对于可以计算概率的风险按照概率分级;难计算概率的风险可以通过分析,按照可能风险的大小直接分级。

基于上述考虑,又由于研究区域大、情况较为复杂、缺乏系统的数据支持,所以青藏铁路/公路沿线生态系统风险只作相对评价,用等级表示。对风险等级的划分基于如下假设:

(1) 雪灾、旱灾造成的风险,若风险概率越大,则风险等级越高。

(2) 崩塌滑坡造成的风险,越稳定的区域植被风险越小,按照稳定程度的大小划分风险等级。

(3) 道路修建对生境的切割越严重,则生境破碎化程度越高,风险等级就越高。

(4) 生物量损失越大,造成生态系统功能改变的可能性就越大,故风险等级越高。

(5) 表征生态系统及生境的指标有生物量、生物多样性、土壤肥力。一般情况下,生态系统若处于初级演替阶段,或食物链结构简单、生物量小、生物多样性指数小,或作为植被生态系统重要生境的土壤瘠薄,则生态系统在抵抗风险、恢复干扰前状态的可能性越小,相应生态系统对风险越敏感,可能遭受的风险越大,因此对应较高的风险等级。

生态系统风险值高低是由风险源和生态系统特征共同决定的,本研究风险等级采用六级标准。由于区域性的生态风险评价工作开展尚不多,缺乏通用的评价标准。因此,除崩塌滑坡指标外,均采用等距划分方法,最终计算得到的生态风险等级是一个相对范围。表 9-2-2 给出了所有评价指标的风险等级划分标准,图 9-2-1 展示了风险源和生态系统及生境风险等级。

表 9-2-2 风险等级划分标准

风险等级	雪灾频率 (%)	旱灾频率 (%)	崩塌滑坡 (坡面稳定性系数)	生境破碎化 ($10^4 \text{ km}^2/\text{km}^2$)	土壤肥力 系数	生物量 (g/m^2)	生物 多样性
一	0~1	27~39	1.5~10	0~182	104~124	2 734~3 273	26~30
二	2~5	40~51	1.25~1.5	183~364	83~103	2 195~2 733	21~25
三	6~10	52~63	1~1.25	365~546	63~82	1 656~2 194	16~20
四	11~15	64~75	0.5~1	547~728	42~62	1 116~1 655	11~15
五	16~20	76~87	0~0.5	729~910	21~41	577~1 115	6~10
六	21~25	88~100	< 0	911~1 092	0~20	37~576	0~5

注:除“崩塌滑坡”指标外,其他指标均取整数。

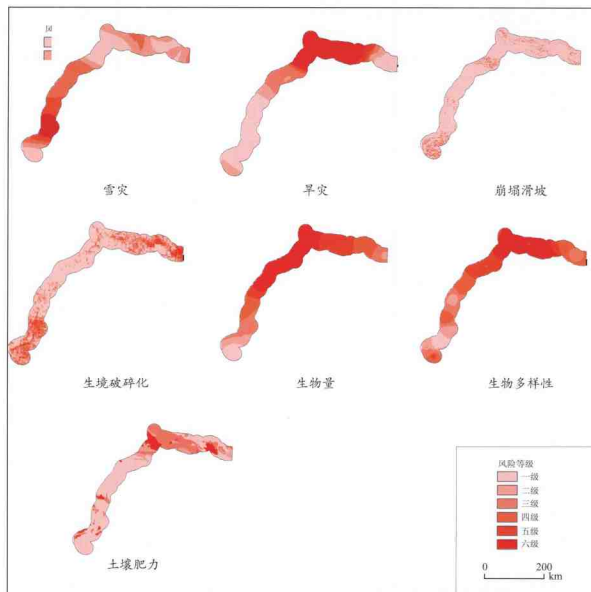


图 9-2-1 青藏铁路/公路沿线风险等级图

二、生态风险评价模型

青藏铁路/公路沿线植被生态系统风险评价模型采用:

$$R = \sum_{i=1}^7 (W_i P_i) \quad (2)$$

式(2)中, R 为生态风险值, i 为风险评价的 7 个指标, W_i 为第 i 个指标的权重, P_i 为第 i 个指标的风险等级。

生态风险评价是一个典型的模式识别问题, 人工神经网络技术在模式识别方面已经表现出了很好的特性^[7]。一般的生态评价工作需要通过专家打分或层次分析法确定评价指标的权重, 而采用人工神经网络技术进行生态评价却无须人为设置指标的权重。事实上, 网

络的学习过程就是不断通过训练集确定数据构型的过程。训练完成和通过检验的网络会固化输入层、隐藏层和输出层神经元之间的联接权重,该权重用于最终的生态风险评价。

通过使用 StatSoft 公司的智能搜索器确定模型类型为多层感知器 (Multilayer Percetron, MLP), 网络结构为 $7 \times 3 \times 1$, 即输入层 7 个神经元、隐藏层 3 个神经元、输出层 1 个神经元 (图 9-2-2)。学习算法为误差反向传播 (back propagation), 权重修正量为:

$$\Delta w_{ij}(t) = -\eta \frac{\partial E(t)}{\partial w_{ij}(t)} + \alpha \Delta w_{ij}(t) \quad (3)$$

式 (3) 中, Δw_{ij} 为权重修正量, t 为时间, η 为学习速率, $\partial E(t)$ 为误差梯度, α 是学习动量。

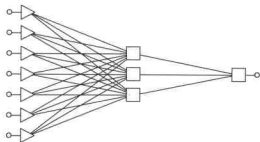


图 9-2-2 人工神经网络模型 MLP 结构

依据表 9-2-2 制定的评价标准, 使用 StatSoft 公司的 STATISTICA Neural Networks (4.0) 软件对构建的 MLP 模型进行训练和测试。将表 9-2-2 中的数据进行线性内插得到 100 个训练集, 其中 70 个用于训练, 30 个用于检验。为了增大网络的适应性, 将一些样本人工加入噪声。网络的训练参数为: 训练次数 3000 次, 学习速率 0.6, 学习动量 0.3, 平均误差 0.01。

生态风险评价结果以风险值来表示。风险值是介于 1~6 之间的数值, 数值越小, 表示该区域生态综合风险越小, 其生态系统抵御风险的能力越强; 数值越大, 表示该区域生态综合风险越大, 其生态系统抵御风险的能力越弱。

三、生态风险分析与评估

1. 青藏铁路 / 公路沿线各自然地带生态风险特征

青藏铁路 / 公路 (50km 缓冲区) 穿越的青藏高原 6 个自然地带中, 平均风险值柴达木山地荒漠地带最大, 藏南山地灌丛草原地带最小 (表 9-2-3)。青藏铁路 / 公路沿线 50km 缓冲区内针叶林生态系统生态风险值最大, 阔叶林生态系统生态风险值最小 (表 9-2-4)。

表 9-2-3 不同自然地带生态风险值

自然地带	风险值	自然地带	风险值
果洛那曲高寒灌丛草甸地带	2.764 0	藏南山地灌丛草原地带	1.610 8
青南高寒草甸草原地带	2.597 7	青东祁连山山地草原地带	2.733 5
羌塘高寒草原地带	2.301 8	柴达木山地荒漠地带	4.258 5

表 9-2-4 不同生态系统类型风险值

生态系统类型	风险值	生态系统类型	风险值
针叶林生态系统	4.309 6	草甸生态系统	2.714 3
阔叶林生态系统	2.075 4	湿地生态系统	2.456 6
灌丛生态系统	2.657 2	高山植被生态系统	2.432 1
荒漠生态系统	4.117 4	农田生态系统	2.235 9
草原生态系统	2.612 2	无植被地段	3.618 2

沿线各自然地带生态风险特征为：果洛那曲高寒灌丛草甸地带和羌塘高寒草原地带主要风险源为旱灾和生境破碎化；青南高寒草甸草原地带和藏南山地灌丛草原地带主要风险源为旱灾和雪灾；青东祁连山山地草原地带主要风险源为旱灾和滑坡；柴达木山地荒漠地带主要风险源为滑坡和雪灾。总体上讲，影响该区域生态风险的因素中，以自然风险源（旱灾和雪灾）为主，人为风险相对较弱。

各生态系统生态风险特征为：灌丛、高山植被、农田和无植被地段主要风险源为旱灾和雪灾；阔叶林、荒漠、草原和湿地生态系统主要风险源为旱灾，其次为崩塌滑坡；针叶林和草甸生态系统主要风险源为旱灾和生境破碎化。综合分析影响各生态系统风险值大小的因素，自然风险源（雪灾、旱灾）为主要因素，人为因素（生境破碎化）为次要因素。

2. 生态风险分区

根据青藏铁路/公路沿线综合生态风险值分布特征，将青藏铁路/公路沿线生态系统划分为 4 个区：柴达木盆地高风险区（Ⅰ）、西大滩—当雄中度风险区（Ⅱ）、青东祁连山轻度风险区（Ⅲ₁）和当雄以南轻度风险区（Ⅲ₂）。

分区界线：青东祁连山轻度风险区和柴达木盆地高风险区之间以乌兰—天峻一线为区划界线，柴达木盆地高风险区和西大滩—当雄中度风险区以西大滩为区划界线，西大滩—当雄中度风险区与当雄以南轻度风险区以当雄为区划界线（图 9-2-3）。

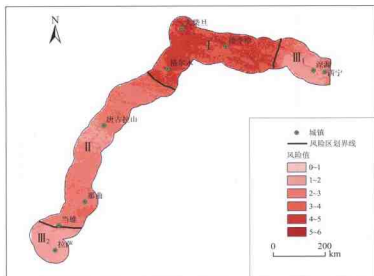


图 9-2-3 青藏铁路/公路沿线生态风险分区图

(1) 柴达木盆地高风险区。干旱是影响该区生态风险的主要因子；柴达木盆地四周为褶皱断块山地，气候干旱，加之植被稀疏，崩塌滑坡是一个重要的风险源；另外，道路修建造成的生境破碎也是影响生态风险的主要因素之一。

(2) 西大滩—当雄中度风险区。沿线主要风险源为雪灾、旱灾，在该区向当雄南部过渡区出现以崩塌滑坡为主的风险特征。

(3) 青东祁连山和当雄以南轻度风险区。虽然同样划分为轻度风险区，但主要风险类型有所差异：青东祁连山区以雪灾、旱灾为主要风险源；当雄以南以雪灾和崩塌滑坡为主要风险源。

第三节 青藏铁路沿线减缓生态风险的策略

一、各风险因子作用强度分析

1. 各自然地带风险因子作用强度分析

将生态风险评价数据与青藏高原自然区划图进行叠加，然后按照自然分区分别进行风险值与各因子的相关分析，相关分析如表 9-3-1 所示。

表 9-3-1 各自然地带风险值与各因子相关分析

自然分区	坡面稳定系数	土壤肥力系数	年降水量	干燥度	道路密度	生物多样性	生物量
果洛那曲高寒灌丛草甸地带	-0.271**	-0.617**	-0.598**	0.203**	-0.078**	-0.465**	-0.463**
青南高寒草甸草原地带	-0.670**	-0.375**	-0.891**	0.883**	0.105**	-0.676**	-0.391**
羌塘高寒草原地带	-0.314**	-0.726**	-0.463**	0.148**	-0.041**	-0.279**	-0.360**
藏南山地灌丛草原地带	-0.617**	-0.402**	0.312**	0.428**	0.273**	-0.606**	0.400**
青东祁连山山地草原地带	0.021**	-0.452**	-0.623**	0.588**	0.180**	-0.617**	-0.535**
柴达木山地荒漠地带	0.113**	-0.451**	-0.549**	0.574**	0.515**	0.197**	-0.489**

** $P=0.01$

(1) 果洛那曲高寒灌丛草甸地带风险值大小与干燥度正相关，与其他因子负相关，根据相关系数与风险值之间的关系判断，该区风险值的主要影响因子为土壤肥力系数，其次为年降水量、生物多样性和生物量。

(2) 青南高寒草甸草原地带风险值大小与干燥度和道路密度正相关，与其他因子负相关，主要影响因子为年降水量、干燥度、生物多样性和坡面稳定系数。

(3) 羌塘高寒草原地带风险值与干燥度正相关，与其他因素负相关，主要影响因子为土壤肥力系数、年降水量和坡面稳定系数。

(4) 藏南山地灌丛草原地带风险值与年降水量、干燥度、道路密度和生物量正相关, 与其他因子负相关, 主要影响因子为坡面稳定系数、生物多样性和干燥度。

(5) 青岛祁连山山地草原地带风险值与坡面稳定系数、干燥度和道路密度正相关, 与其他因子负相关, 主要影响因子为年降水量、生物多样性和干燥度。

(6) 柴达木山地荒漠地带风险值与坡面稳定系数、干燥度、道路密度和生物多样性正相关, 与其他因子负相关, 主要影响因子为干燥度、年降水量和道路密度。

在影响各地带风险值大小的因子中, 分析居前三位的影响因子的分布状况可知: 年降水量、干燥度和生物多样性是该区域生态风险的主要控制因子, 道路密度的影响程度只在柴达木山地荒漠区排在前三位, 说明在控制该区域生态风险的因素中, 生态系统自身属性(如土壤肥力)和环境因素(如年降水量、干燥度和生物多样性)等自然因素为主要因素, 而人为因素影响相对较弱。

2. 各生态系统风险因子作用强度分析

将风险评价数据与生态系统类型图进行叠加, 按生态系统类型分别进行风险值与各因子的相关分析, 分析结果如表 9-3-2 所示。

表 9-3-2 各生态系统风险值与各因子相关分析

生态系统类型	坡面稳定系数	土壤肥力系数	年降水量	干燥度	道路密度	生物多样性	生物量
针叶林生态系统	-0.196**	-0.412**	-0.779**	0.847**	-0.176**	-0.884**	-0.895**
阔叶林生态系统	0.764**	-0.655**	-0.911**	0.911**	-0.064	-0.912**	-0.926**
灌丛生态系统	0.100**	-0.602**	-0.947**	0.772**	-0.226**	-0.827**	-0.918**
荒漠生态系统	-0.399**	-0.114**	-0.586**	0.663**	0.375**	0.257**	-0.559**
草原生态系统	-0.139**	-0.364**	-0.885**	0.688**	0.013*	-0.778**	-0.680**
草甸生态系统	0.126**	-0.492**	-0.921**	0.760**	-0.020**	-0.839**	-0.773**
湿地生态系统	0.263**	-0.425**	-0.782**	0.705**	0.432**	-0.732**	-0.713**
高山植被生态系统	0.217**	-0.261**	-0.929**	0.788**	0.057**	-0.823**	-0.833**
农田生态系统	0.514**	-0.497**	-0.711**	0.581**	0.621**	-0.522**	-0.655**
无植被地段	0.324**	-0.465**	-0.775**	0.807**	0.494**	-0.670**	-0.673**

** $P=0.05$ ** $P=0.01$

(1) 阔叶林、灌丛、草甸、湿地和高山植被生态系统, 居前三位的影响因子均为年降水量、生物多样性和生物量。阔叶林生态系统的主要影响因子还有干燥度。

(2) 针叶林生态系统生态风险主要影响因子为干燥度、生物多样性和生物量。针叶林生态系统主要分布在祁连山东段。树木年轮研究^[8]发现: 我国干旱、半干旱地区树木年轮的生长主要受区域降水(特别是春季降水)的控制, 降水量和干旱程度是该区森林生长的限制性因素, 在森林植被远离道路和人为干扰情况下, 其生态风险主要来自自然条件(如降水、干燥度等)和生态系统的自身条件(如生物多样性、生物量等)。

(3) 荒漠生态系统和无植被地段生态风险主要影响因子为年降水量、干燥度和生物量。

(4) 草原生态系统生态风险主要影响因子为年降水量、干燥度和生物多样性。

(5) 农田生态系统生态风险的主要影响因子为年降水量、道路密度和生物量。

综合分析影响该区域各生态系统风险值大小的因素发现,生态系统自身性质(如生物量、生物多样性)和环境因素(如年降水量、干燥度)是决定各生态系统风险值大小的主要因素,人为因素为次要因素。

3. 各缓冲区风险因子作用强度分析

分别对以青藏铁路/公路为中心的1km、10km、50km缓冲区的综合生态风险值与各环境因子进行相关分析(表9-3-3),结果显示:在不同宽度的缓冲区内,影响风险值大小的因素主要是环境因素(年降水量和干燥度)及生态系统自身的性质(生物多样性和生物量)。人为影响(道路密度)在1km、10km、50km缓冲区内都不是主要影响因素,而且在1km缓冲区内风险值与道路密度无显著相关性。

表 9-3-3 1km、10km、50km 缓冲区风险值与各因子相关分析

缓冲区	坡面稳定系数	土壤肥力系数	年降水量	干燥度	道路密度	生物多样性	生物量
1km	-0.036**	-0.247**	-0.440**	0.530**	0.013	-0.422**	-0.439**
10km	0.033**	-0.342**	-0.596**	0.667**	0.188**	-0.556**	-0.552**
50km	0.135**	-0.533**	-0.891**	0.804**	0.094**	-0.785**	-0.741**

** $P=0.01$

二、青藏铁路生态风险减缓策略

影响青藏铁路沿线各生态系统风险值的主要因素为自然因素,人为因素影响相对较弱。但是,人为影响(生境破碎化)在大部分路段与综合生态风险值显著相关,在青藏高原区,青藏铁路/公路等人类工程对生态系统的影响不容忽视。针对青藏铁路/公路建设和运营对生态与环境可能造成的影响提出一些建议:

(1) 针对沿线不同区域风险特征,在雪灾多发区减少载畜量,采取工程措施保护道路交通安全;在旱灾多发区控制人类活动范围和强度,控制沙化范围;在崩塌滑坡多发区减少工程建设和农牧业活动;在道路建设已经明显干扰生态系统的区域,控制道路建设里程等。

(2) 加强自然保护区政策法规建设,在已有保护区的基础上,继续加强保护区的规划和管理。在《中华人民共和国自然保护区管理条例》的基础上,积极推进地方自然保护区管理条例和管理办法的制定和颁布。现行自然保护区管理办法存在管理权限上的矛盾,例如在荒漠草原地区的自然保护区,植被由农业部门管理,陆生野生动物由林业部门管理,这种体制也限制了其他部门的积极性。随着国家对环境保护的重视,环保部门作为自然保护区的综合管理和监督部门,应充分发挥其管理和监督职能。例如,羌塘高原自然保护区相对集中,对一些要保护的珍稀野生动物来讲,生境上具有连通性,为避免生境的人为割裂,在生态保护方面可以作为一个大的生态区加以考虑。农业部门的土地规划、草地退化恢复措施的制定和实施要与野生动物保护协调一致。

(3) 充分认识青藏铁路运行的可能影响, 加强野生动物乱捕滥杀的防范工作和做好铁路沿线主要景点的旅游规划工作。青藏铁路的开通, 一方面为更多的人亲近自然提供了机会, 另一方面也给盗猎分子更多的可乘之机。打击盗猎行为主要应通过强制手段, 加大执法力度, 严惩犯罪分子。针对广大的商务和观光旅游大众, 合理的旅游规划管理是防止外来人员破坏生态的关键。另外, 针对高原特色的环保宣传也是非常重要的。

(4) 做好野生动物资源的适度开发, 加强自然保护区的科学研究。保护区内很多有经济价值的野生动物可以提供裘皮、皮革、香料、油脂、羽绒等, 在捕获、加工、收购、出口等各个环节中, 野生动物及其产品都对当地经济发展起到促进作用, 还创造了不少就业机会。盗猎行为主要是受利益驱动, 其危害除了经济损失外, 主要是生态破坏, 特别是一些珍稀濒危物种的破坏。科学的开发利用可以在不伤害珍稀物种的条件下, 获取其有珍贵价值的部分。另外, 还要建立野生动物资源的监测机制, 开展自然资源和濒危野生动物的定期调查, 建立资源档案。科学研究是认识保护区自然规律、为保护区开发和利用提供理论支持的保障。可以在保护区核心区外围设立缓冲区, 允许少数科研人员进入, 架设基本的科研设施, 开展植物学、动物学、生态学、生理学、病理学、美学、社会学等多学科综合科学研究。



铁路沿线灌木防护林

主要参考文献

- [1] 王铮, 张丕远, 刘啸雷. 1995. 中国自然灾害的空间分布特征. 地理学报, 50 (3): 248-255
- [2] 中国科学院大气物理所, 中国科学院国家计划委员会地理研究所, 中国气象局国家气象中心. 1997. 中国气候研究分布图集. 北京: 海洋出版社
- [3] 梁滴云, 钱正安, 李万元. 2002. 青藏高原东部牧区雪灾的环流型及水汽场分析. 高原气象, 21 (4): 359-367
- [4] 青海省农业资源区划办公室. 1997. 青海土壤. 北京: 中国农业出版社
- [5] 全国土壤普查办公室. 1996. 中国土种志. 北京: 中国农业出版社
- [6] 阎文杰, 吴启堂. 1994. 一个定量评价土壤肥力的方法初探. 土壤通报, 25 (6): 245-247
- [7] 李双成, 郑度. 2003. 人工神经网络模型在地学研究中的应用进展. 地球科学进展, 18 (1): 68-76
- [8] 勾晓华, 邵雪梅, 王亚军, 等. 1999. 祁连山东部地区树木年轮表的建立. 中国沙漠, 19 (4): 364-367

结 语

2002年以来,“青藏铁路的生态与环境效应”和“青藏铁路与西藏经济社会发展问题——生态与环境安全”项目各课题组围绕预期目标,多学科交叉综合研究,通过大量的野外调查和实验监测,在获得第一手数据的基础上,深入分析研究,发表了一批高水平研究论文。本书作为一本综合性研究专著,集中反映了课题组在项目实施期间对青藏铁路/公路的生态与环境安全研究方面取得的新进展。

一、青藏公路/铁路沿线的冻土变化与防治

青藏公路/铁路由北向南穿越多年冻土区 720 余千米,主要冻土类型是连续多年冻土、岛状多年冻土和季节冻土。根据青藏公路/铁路沿线多年冻土的路基稳定性和路基病害的表现形式将其划分为基本稳定、准稳定、不稳定、极不稳定 4 种典型路段。在全球气候变暖的大背景下,近 30 年来通过对环境变化格外敏感而脆弱的多年冻土区的监测和实验研究,表明青藏高原多年冻土的厚度和边界发生着一定程度的变化,即在自然条件下,可能对与温度年变化深度(10~15m)相当厚度的多年冻土产生重大影响,而厚度大于温度年变化深度的多年冻土分布在短时间内不会发生大范围的变化。根据青藏公路/铁路典型路段冻土灾害的实验研究,为了确保多年冻土的热融下沉不会影响路基稳定,在青藏铁路中采用主动保护多年冻土的方式,通过抬高路基、控制热传导、调控辐射、调控对流等具体工程措施,保持多年冻土处于冻结状态,减缓多年冻土的融化速度,使路基在使用年限内,多年冻土融化速度和融化深度能基本控制在路基稳定所允许的变形范围内,有效降低和减小冻土变化给公路/铁路带来的直接危害。

二、青藏铁路沿线土壤化学元素含量

通过对青藏铁路沿线 29 个样区、1200 多个土壤样品 Pb、Cr、Cu、Zn 等 16 种化学元素含量的分析,探讨了青藏铁路沿线土壤化学元素含量特征。结果表明:青藏铁路沿线土壤中 As、Sr、Mg、Ca、Na 等化学元素的平均含量高于全国土壤背景含量,Zn、Pb、Ni、

Cu、Fe、Mn、Al 等化学元素的含量低于全国背景水平；除 Co、Cu、Mn、Ca 和 Na 等化学元素外，青藏铁路沿线多数土壤化学元素的变异程度高于全国平均水平；土壤化学元素总量受地质母岩、植被类型、气候条件及海拔高度的影响，且随自然地带、土壤类型的变化而变化；多数化学元素沿西宁至拉萨方向呈大致减少的态势，As 呈大致增加的趋势。分析表明，青藏铁路建设与运营没有对沿线土壤环境造成明显的影响。在铁路格尔木—拉萨段沿线 1km 范围内，土壤化学元素的含量反映了土壤背景状况。

三、青藏铁路/公路沿线植被现状及其变化特征

通过野外样方调查和气候、遥感、植被类型等数据，对青藏铁路/公路沿线植被现状、变化规律以及道路建设对沿线植被、生物多样性的影响进行了探讨。结果显示：青藏铁路/公路建设对沿线植被的影响包括暂时性影响和永久性影响，永久性影响主要集中在道路两侧 50m 范围内；青藏公路、铁路建设对沿线植被、动物生境所产生的切割作用，使生态系统的生境破碎化明显；1981~2006 年间，植被覆盖度整体呈减少趋势，不同区域覆盖度增减幅度不同，在人类活动比较频繁的区域增、减趋势比较明显；在海拔较高、人类活动比较少的区域变化轻微；沿线植被覆盖变化主要是自然因素和人为因素的综合作用，在人类活动频繁区域，人类活动的影响占主导地位，气候变化起着推波助澜的作用；而在人类活动较少或无人类活动区域，植被与气候因素的变化并不一致，自然环境因素对植被覆盖度的影响具有复杂性。青藏铁路西宁（不含市区）—格尔木段和青藏公路沿线调查及温性草原区案例研究显示，已运营的青藏铁路/公路沿线未发现外来物种入侵。

四、青藏铁路/公路对沿线大型动物活动和小哺乳动物的影响

青藏铁路/公路沿线藏羚羊、藏原羚、藏野驴等 3 种动物的种群数量分布与到铁路/公路的距离无明显的相关性；这些大型哺乳动物穿越铁路的时间在不断地缩短，能够逐渐利用大型桥梁下的涵洞穿越铁路；道路阻隔了两侧小型哺乳动物种群之间的基因流，使种群间出现遗传分化，路基附近啮齿动物的种群密度、物种数量及多样性指数提高，但研究区内没有发现外来物种的入侵或本地物种的消亡。在动物活动的高峰时段控制列车的频次，可降低青藏铁路对动物活动及分布的影响。

五、青藏铁路/公路的建设和运营与区域土地利用和景观格局的关系

青藏铁路/公路的建设与运营提高了沿线重要站点及其周围地区人类活动的强度与频率；青藏铁路/公路运营段（铁路西宁—格尔木段和公路西宁—唐古拉山口段）的建设和运营促进了土地利用格局变化，进而改变了沿线土地覆被状况。即：青藏铁路兰州—西宁沿线地区的土地利用以草地和耕地为主，土地利用变化面积少、速度慢，建设用地增加缓慢且景观特征值没有显著变化；青藏铁路西宁（不含市区）—格尔木段沿线和青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线地区土地利用则以草地和未利用土地为主，土地利用变化较大，其中，青藏

公路格尔木—唐古拉山口段土地利用变化速度较快,建设用地增加迅速、景观格局显著变化。青藏铁路兰州—西宁沿线和西宁(不含市区)—格尔木段,“点轴”效应明显,缓冲带综合土地利用动态度随距离增大而减小,城市(镇)扩展对土地利用变化的影响主要在1km缓冲区内,仅兰州市扩展到3km缓冲区;而青藏公路格尔木—唐古拉山口沿线以“点”型的辐射效应为主,仅影响建设用地周围区域。

六、青藏铁路沿线环境与人类健康

青藏高原特殊的环境条件使该地区大骨节病、地方性碘缺乏病较为活跃;喜马拉雅旱獭疫源区动物鼠疫和人患鼠疫疫情时有发生;因长期摄食高氟砖茶造成的氟中毒在藏区分布广泛,其影响范围明显大于饮水型氟中毒。青藏铁路的全线贯通,使高原旅游人口激增,因此,除了重视高山疾病和紫外线辐射的防护外,还应密切关注青藏高原地方病情的变化及其对外来人口健康的影响。青藏铁路的贯通可能会增大鼠疫等生物性病因的地方病传播流行的风险;而元素缺乏类的地球化学性地方病如大骨节病、碘缺乏病等,可能会因物资交流的便利和经济发展而得到根本改善;对于元素过量类的地方病如氟中毒则需要采取综合防病措施来减少其对当地人口和外来人口的侵袭。

七、青藏铁路沿线生态系统健康

青藏铁路沿线生态系统可划分为:①湟水谷地城镇、农业,②柴达木盆地风沙防治、绿洲农业,③三江源高寒草甸草原、生态牧业,④羌塘高寒草原、生态牧业,⑤拉萨河谷地城镇、牧农业生态系统等5个生态功能区。根据青藏铁路实际情况,通过构建以物种多样性、群落覆盖度以及群落生物量等多因子的生态系统健康评价指标体系,评价沿线生态系统健康状况。结果表明,青藏铁路沿线55.81%的区域的生态系统处于健康状态,37.81%的区域处于亚健康状态,不健康类型区域仅占6.38%,主要分布在沙漠化非常严重的柴达木盆地及其南缘昆仑山北麓。说明青藏铁路沿线生态系统健康状况整体良好,能够抵御和减缓人为和自然扰动带来的负面影响,维系生态系统的正常发育和演替。与其他同类工作相比,本次基于象元水平的评价,在揭示生态系统健康空间格局的详尽程度方面有了较大提高。

八、青藏铁路沿线生态风险评价

通过选取青藏铁路/公路沿线雪灾、旱灾、崩塌滑坡等7项指标,构建生态风险评价模型,对青藏铁路/公路沿线植被生态系统进行了生态风险评价。评价结果显示:青藏铁路/公路所穿越的6个自然地带中,生态风险值居前三位的是:柴达木山地荒漠地带、果洛那曲高寒灌丛草甸地带和青东祁连山地草原地带;沿线10种植被生态系统中平均生态风险值居前三位的是:针叶林生态系统、荒漠生态系统和无植被地段。自然因素是影响各区、各植被生态系统风险值大小的主要因素,人为影响相对较弱。基于综合生态风险分析,青藏铁路/公路沿线生态系统分为4个风险区:柴达木盆地高风险区、西大滩至当雄中度风险区、青东

祁连和当雄以南两个轻度风险区。

本书阐述了作者在青藏铁路/公路的生态与环境效应研究领域近期取得的主要进展。然而,关于高海拔地区交通干线建设和运营与沿线生态和环境相互作用的机制、青藏铁路/公路沿线生态与环境安全及区域发展等研究领域还有许多未知问题,有待我们深入研究和探索。今后瞄准国际学术前沿,立足实地取得原创数据,加强学科交叉和综合论证,争取在青藏铁路/公路生态与环境安全研究领域的理论和实践方面取得新的突破,这是中国科学家应有的责任和义务。

后 记

本研究先后得到国家重点基础研究发展计划(973计划)项目(G1998040800, 1998~2004年; G2005CB422000, 2005年至今)、国家自然科学基金项目(90202012, 2003~2005年)和西藏自治区发展咨询委员会咨询项目(2005~2006年)的持续支持。

国家重点基础研究发展计划专家顾问组成员、资源环境领域负责人孙鸿烈院士为本书作序。在项目实施过程中,程国栋先生、周兴民先生、黄荣福先生、宋长青先生、冷疏影女士等给予了指导和帮助。单之蔷、侯德强、李建川等先生提供了许多珍贵照片。本书的编辑出版得到浙江科学技术出版社的大力支持。在此谨向他们表示诚挚的谢意!

本书由郑度、张懿铨负责。前言、结语和后记由郑度和张懿铨撰写。各章主要撰写人如下:第一章:郑度、张懿铨、刘峰贵、刘林山、杨续超;第二章:李元寿、赵林;第三章:王兆锋、张懿铨;第四章:张懿铨、丁明军、陈辉、沈振西、郑度;第五章:殷宝法、魏万红;第六章:阎建忠、刘林山、摆万奇、刘峰贵;第七章:李海蓉、杨林生、王五一;第八章:李双成、高江波;第九章:陈辉。全书由郑度、张懿铨和刘峰贵统稿。

本书各章辑封照片摄影者分别为:第一章,侯德强;第二章,单之蔷;第三章和第七章,刘峰贵;第四章、第六章和第八章,张懿铨;第五章,叶鹰;第九章,王兆锋。文内照片摄影者分别为(按照片序号排序):王兆锋(照片①、②、②⑨、③⑤、④⑩、⑤⑥和⑤⑧);刘峰贵(照片③、⑤、⑩、④④、②①、②③和⑤①);侯德强(照片④和⑨);张懿铨(照片⑥~⑧、⑪、⑬、⑮、⑮、⑮、②②、②⑦~③④、③⑥~③⑧、④⑤~④⑦、⑤⑤、⑤⑦、⑤⑧、⑤⑨~⑤⑨);李建川(照片⑫、⑬、④④和④⑤);张琴琴(照片⑮和⑤②);叶鹰(照片⑮);单之蔷(照片②④、②⑤和④⑨);沈永平(照片②⑥);土艳丽(照片③⑨);李双成(照片④①~④③、⑤⑤、⑤④~⑤⑥);奚志农(照片⑤⑦);魏万红(照片⑤③和⑤④)。