

DOI: 10.20103/j.stxb.202309282107

王晓峰, 朱梦娜, 张欣蓉, 马嘉豪, 周继涛, 程通, 郑媛元, 涂又, 尧文洁, 马娟. 基于“源地-阻力-廊道”的三江源区生态安全格局构建. 生态学报, 2024, 44(11): 4609-4623.

Wang X F, Zhu M N, Zhang X R, Ma J H, Zhou J T, Cheng T, Zheng Y Y, Tu Y, Yao W J, Ma J. Ecological security pattern construction of the Three-river Source Region based on Source-Resistance-Corridor. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(11): 4609-4623.

基于“源地-阻力-廊道”的三江源区生态安全格局构建

王晓峰^{1,2,*}, 朱梦娜¹, 张欣蓉³, 马嘉豪⁴, 周继涛¹, 程通¹, 郑媛元¹, 涂又¹, 尧文洁¹, 马娟¹

1 长安大学土地工程学院, 西安 710054

2 陕西省土地整治重点实验室, 西安 710054

3 长安大学地球科学与资源学院, 西安 710054

4 长安大学地质工程与测绘学院, 西安 710054

摘要:三江源区是青藏高原生态屏障的重要组成部分,科学构建生态安全格局对筑牢三江源区生态安全屏障、维护可持续发展具有重要意义。耦合层次分析法(AHP)与熵权法,基于生态系统服务、形态学空间格局分析(MSPA)、景观连通性等方法识别不同等级生态源地,利用土地利用类型并综合生态敏感性与地形位指数构建生态阻力面,基于 Linkage Mapper 工具识别不同类别生态廊道,构建三江源区生态安全格局。结果表明:(1)三江源区生态源地约 52371.30km²,占研究区总面积 13.70%,多为大尺度不规则斑块,呈现东多西少的空间分布格局;其中一级生态源地面积约为 48290.06km²,占生态源地总面积的 92.21%,集中在生态系统服务重要性较高的中部与东南部地区。(2)识别生态廊道共 328 条,廊道分布呈现中东部密集,西部稀疏的蜘蛛网状空间格局,整体呈东西向波状延伸态势。(3)识别生态夹点 1796km²、生态障碍点 2490km²,主要分布于研究区中南部的杂多县;提取生态断裂点 61 处,集中分布于治多县东南部。(4)构建“三区三带多点”生态安全格局,以生态保育发展区、中部修复关键区、西部生态保护区为“三区”,以绿水青山维护带、生物保护关键带、河源安全建设带为“三带”,识别核心修复点为“多点”,考虑不同小区域内的生态状况,因地制宜进行生态建设。研究结果可以为三江源区生态保护地优化提供科学建议。

关键词:生态安全格局;Linkage Mapper(LM);生态源地;生态廊道;三江源区

Ecological security pattern construction of the Three-river Source Region based on Source-Resistance-Corridor

WANG Xiaofeng^{1,2,*}, ZHU Mengna¹, ZHANG Xinrong³, MA Jiahao⁴, ZHOU Jitao¹, CHENG Tong¹, ZHENG Yuanyuan¹, TU You¹, YAO Wenjie¹, MA Juan¹

1 School of Land Engineering, Chang'an University, Xi'an 710054, China

2 The Key Laboratory of Shaanxi Land Consolidation, Xi'an 710054, China

3 School of Earth Science and Resources, Chang'an University, Xi'an 710054, China

4 School of Geological Engineering and Geomatics, Chang'an University, Xi'an 710054, China

Abstract: The Three-river Source Region is an essential component of the ecological barrier on the Qinghai-Tibet Plateau. Scientifically establishing an ecological security pattern holds significant importance in fortifying the ecological security barrier of the Three-river Source Region and maintaining sustainable development. This paper couples the Analytic Hierarchy Process (AHP) with the Entropy Weight Method, utilizing methods such as ecosystem services, Morphological

基金项目:第二次青藏高原综合科学考察研究项目(2019QZKK0405);长安大学中央高校基本科研业务费专项基金(chd300102352201)

收稿日期:2023-09-28; **网络出版日期:**2024-03-18

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangxf@chd.edu.cn

Spatial Pattern Analysis (MSPA), and landscape connectivity to identify ecological sources of different levels. An ecological resistance surface is constructed by integrating land-use types and synthesizing ecological sensitivity with terrain niche index. Additionally, the Linkage Mapper tool is employed to identify ecological corridors of different categories, thus establishing the ecological security pattern in the Three-river Source Region. The findings indicate: (1) The ecological sources in the Three-River Source Region cover an approximate area of 52371.30km², constituting 13.70% of the total study area. These areas are predominantly characterized by large-scale irregular patches, displaying a spatial distribution pattern with a higher concentration in the eastern part and a lower concentration in the western part. Specifically, the first-level ecological sources cover an area of approximately 48290.06km², representing 92.21% of the total ecological sources. These primary ecological sources are predominantly concentrated in the central and southeastern regions, characterized by higher significance in terms of ecosystem services. (2) A total of 328 ecological corridors are identified, demonstrating a spatial pattern characterized by dense concentration in the central and eastern regions and sparse distribution in the western region, resembling a spiderweb. Overall, there is an east-west-oriented undulating extension trend. (3) This paper identifies the ecological pinch points covering 1796km², ecological obstacle points covering 2490km², primarily located in the southern part of the research area in Zaiduo County. This paper identifies 61 ecological breakpoints, predominantly concentrated in the southeastern region of Zhiduo County. (4) We construct the “Three Zones, Three Belts, and Multiple Points” ecological security pattern, designating the “Three Zones” as the Ecological Nurture Development Zone, the Central Restoration Key Zone, and the Western Ecological Protection Zone. The “Three Belts” encompass the Maintenance Belt of Green Water and Lush Mountains, the Key Belt for Biological Protection, and the River Source Security Construction Belt. Furthermore, we identify the core restoration points as part of the “Multiple Points” strategy. The paper considers the ecological conditions within different small regions, enabling tailored ecological development. The research outcomes can offer scientific recommendations for optimizing ecological conservation in the Three-river Source Region.

Key Words: ecological security pattern; Linkage Mapper; ecological source; ecological corridor; the Three-river Source Region

生态安全格局(Ecological Security Pattern, ESP)是生态系统整体的健康性、可持续性及其所提供的完善的生态功能^[1],是实现区域生态安全的重要环节^[2]。然而,在全球气候变暖和人类活动加剧的多重影响下,荒漠化、水土流失、生物多样性丧失等多种生态问题亦然存在,给区域生态安全建设带来挑战^[3-5]。确保区域生态安全已成为事关可持续发展的紧迫问题,构建生态安全格局成为生态保护策略研究的热点领域^[6-7]。生态安全格局作为确定优先保护区和调节社会经济发展与生态保护之间平衡的有效方法^[8],已成为我国协调生态系统保护和经济发展的重要国家战略之一^[9],如何构建有效的生态安全格局是实现高水平生态安全与区域可持续发展的关键^[10]。

当前,对于生态安全格局的构建主要分为基于“格局-过程-功能”^[11]与“源地确定-阻力面构建-廊道提取”^[12]两种方式。其中,俞孔坚^[12-13]和陈利顶等^[14]首次提出生态安全格局的概念,“源地确定-阻力面构建-廊道提取”已成为生态安全格局构建的基本模式^[15],能够有效提升源地与廊道的识别效果,加强生态安全格局构建的科学性^[8,16]。生态源地是促进生态过程、维持生态系统完整性和提供生态系统服务的关键生态斑块^[17],主要通过自然保护区^[18]、生态系统服务^[19]、形态学空间格局分析(Morphological Spatial Pattern Analysis, MSPA)^[17]等方法进行提取;阻力面用来定义物种在迁徙与扩散过程中的难度,通常基于不同土地利用类型赋予阻力值构建基本生态阻力面,再结合区域具体特点,选择地形位指数^[20]、夜间灯光^[21]等相关方法对阻力面进行修正;作为区域内源地斑块间物质流与能量流的连通载体,生态廊道是生态安全格局的重要组成部分之一^[22],常通过最小累积阻力模型(Minimum Cumulative Resistance, MCR)^[18]与电路理论^[23]进行提取分析。MCR模型计算物种从“源”扩散到空间某点的最小累积成本距离来反映物种运动的最小累积成本,

从而模拟最小成本路径^[24],操作过程复杂且生成的廊道冗余^[25];电路理论假设物种在景观中的迁移过程类似于电荷在电路中的随机游走,从而识别出具有一定宽度的多条潜在路径^[10],相比较最小累积阻力模型更符合生物体的行为特征^[24]。Linkage Mapper 工具无需繁杂的手工剔除廊道过程,操作更加便捷,通过调用电路理论的连接度模型 Circuitscape,可以有效识别生态夹点与生态障碍点,且识别结果带有明确的空间及区域信息,而不仅是简单的廊道相交^[25],在生态安全格局中具有独特技术优势。

三江源区位于青藏高原腹地,是长江、黄河和澜沧江的发源地,也是国家重点水源涵养功能保护区^[26]。我国十分重视三江源地区生态安全建设,近年来持续深入推进三江源重大生态保护和修复工程,区域生态功能得到显著提升^[27],但仍存在以下问题有待进一步探究:一方面,由于三江源区特殊的地理位置和气候条件,当地生态系统脆弱,是东亚甚至全球气候变化的“敏感区”和“启动区”,生态恢复依然存在挑战^[28-29],如何构建科学有效的生态安全格局并实行针对化分区管理是区域亟待解决的问题。另一方面,当前生态安全格局的构建多集中于东部及经济发达地区,对西部地区的研究仍为薄弱环节^[15],且大多数研究的生态源地的确定方法较为单一,多局限于自然保护区或大面积生态用地^[30],忽略了高寒河源地区关键生态系统服务空间异质性的影响。基于此,本文考虑三江源区作为“中华水塔”,高原湿地广布,选择产水服务、生境质量、土壤保持、固碳服务作为研究区关键生态系统服务提取源地,考虑三江源区高寒敏感的生态状况,选择冻融侵蚀、荒漠化、水土流失、滑坡灾害评估生态敏感性,基于 Linkage Mapper 工具提取生态廊道,构建生态安全格局,并提出“三区三带多点”的生态建设方案,从“点-线-面”的角度基于不同小区域的主要生态环境状况,因地制宜进行生态建设,为三江源区分区管理与生态可持续发展提供科学建议。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

三江源区(31°33'—37°8'N,89°25'—102°26'E)面积约为 382395.64km²,是全球高原范围生态敏感脆弱地区之一(图 1)。三江源区位于青藏高原腹地,青海省南部,土地利用类型以草地为主,地处我国第一阶梯与第二阶梯的过渡地带。当地高耸的山脉加之大面积的高山冰川,使三江源地区成为黄河、长江、澜沧江三条世界级河流的发源地,被誉为“中华水塔”。由于特殊的地理位置、丰富的自然资源以及重要的生态功能,三江源区成为中国及东南亚国家生态环境安全和区域可持续发展的重要屏障,在维护高原地区生态系统健康中发挥着不可替代的作用。因此,我国始终重视三江源区的生态保护问题,致力于保护三江源区生态系统原真性与完整性,实现生态效益的最大化。

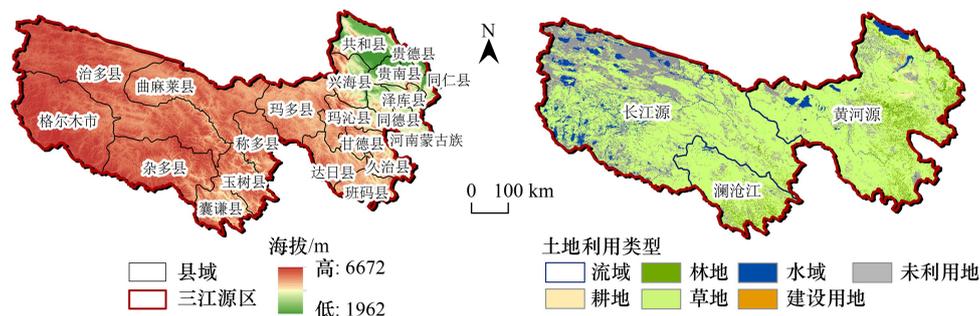


图 1 三江源区地理位置

Fig.1 Location of the Three-river Source Region

1.2 数据来源与处理

本文使用的数据涉及气象数据、土地利用数据、归一化植被指数、高程数据以及土壤数据(表 1)。其中,2020 年逐月降水数据与气温数据来自国家青藏高原科学数据中心,空间分辨率为 1km;通过土地利用数据与

MSPA 获取三江源区生态核心区;通过归一化植被指数数据,基于像元二分模型计算植被覆盖度,用于评价三江源区土地荒漠化以及计算修正通用土壤流失方程(Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE)中的植被覆盖因子。高程数据用于确定 RUSLE 模型中的坡长坡度因子及计算地形位指数;三江源区土壤砂粒、粉粒、黏粒与有机碳含量来自世界土壤数据库,用于计算土壤可蚀性因子;各因子空间参考统一设置为 WGS_1984_Albers,空间分辨率统一为 1km。

表 1 多源数据集

Table 1 Multiple source datasets

数据名称 Data name	数据类型 Date type	时间分辨率 Time resolution	空间分辨率 Spatial resolution	数据来源 Data sources
降水数据 Meteorological data	TIFF	月	1km	国家青藏高原科学数据中心 (https://data.tpdc.ac.cn/home)
气温数据 Temperature data	TIFF	月	1km	国家青藏高原科学数据中心 (https://data.tpdc.ac.cn/home)
土地利用 Land use	TIFF	年	1km	中国科学院资源环境科学与数据中心 (https://www.resdc.cn/)
归一化植被指数 Normalized difference vegetation index (NDVI)	TIFF	月	250m	国家青藏高原科学数据中心 (https://data.tpdc.ac.cn/home)
高程数据 Elevation data	TIFF	—	30m	中国科学院资源环境科学与数据中心 (https://www.resdc.cn/)
基于世界土壤数据库(HWSD)土壤数据集 Based on the World Soil Database (HWSD) soil dataset	BIL	年	1km	国家青藏高原科学数据中心 (https://data.tpdc.ac.cn/home)

2 研究方法

本研究通过“源地确定-阻力面构建-廊道提取”模式构建三江源区生态安全格局(图 2)。

2.1 生态源地识别

2.1.1 生态系统服务评估

生态源地是促进生态过程的关键生态斑块,提供高质量的生态系统服务^[31]。对生态系统服务的定性定量分析,利于有效识别生态源地。本文通过 InVEST 模型中的产水模块对产水服务进行确定,该模型基于 Budyko 水热耦合平衡假设,在水量平衡原理的基础上进行计算^[32-33]。基于 InVEST 模型来评估三江源区的生境质量^[34],用生境质量作为连接生物多样性与不同土地利用类型之间的指标。土壤保持服务通过 RUSLE 模型^[35-36]进行确定。固碳服务基于 InVEST 模型中的碳存储模块进行确定^[37]。最终对四类生态系统服务进行归一化处理^[38]。本文通过耦合主观赋权与客观赋权的方式确定四类生态系统服务的权重,即层次分析法 (Analytic Hierarchy Process, AHP) 与熵权法结合^[39],使权重结果更具有科学性与准确性,通过图层叠加,综合评价生态系统服务重要性,筛选重要性较高的区域作为备选生态源地。

AHP 是一种定性与定量相结合的多准则、多目标决策方法,特别适用于难以完全量化的问题^[40]。AHP 基于多专家打分构建判断矩阵,计算判断矩阵最大特征根 λ_{\max} 及其所对应的经过归一化后的特征向量,并进行一致性判断。一致性检验判断方式如下:

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (1)$$

$$CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1} \quad (2)$$

式中,CR 为一致性比率;RI 为随机一致性指标;n 为判断矩阵阶数,无量纲; λ_{\max} 为判断矩阵最大特征根;若

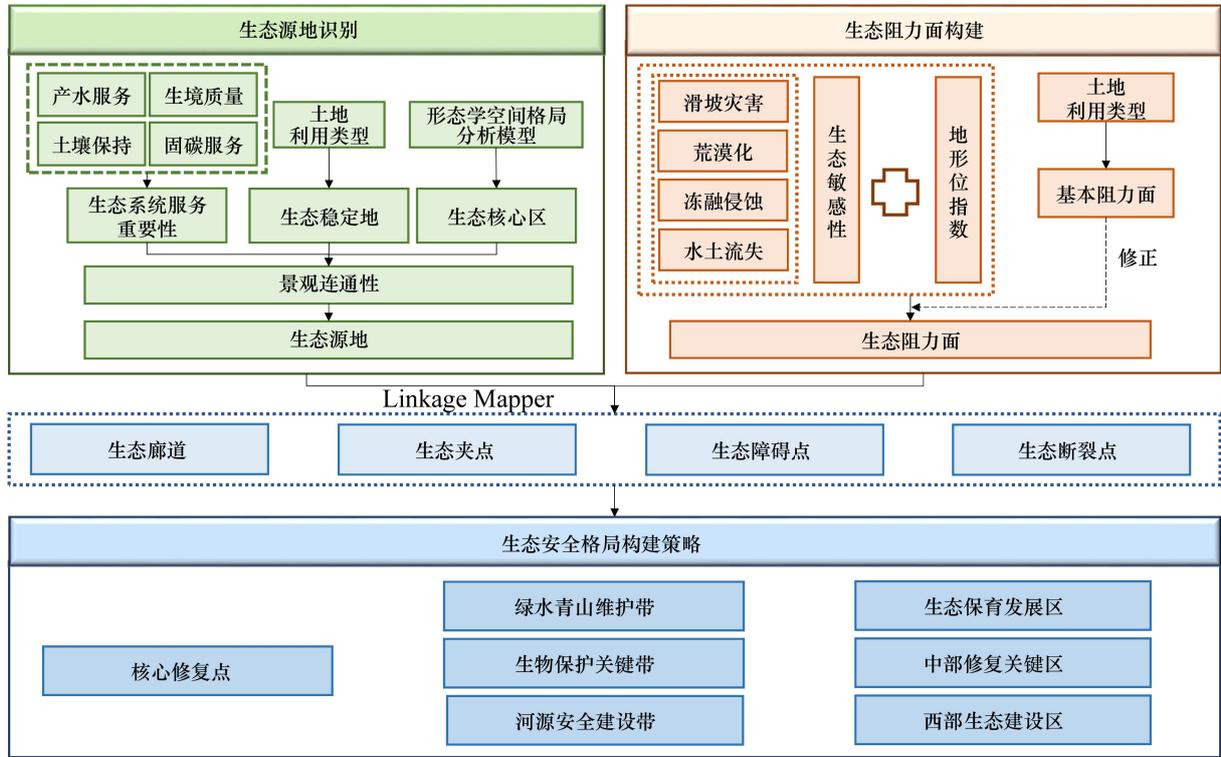


图 2 技术路线

Fig.2 Technical workflow

$CR < 0.1$, 则判断矩阵具有满意的一致性。此处 $CR = 0.028 < 0.1$, 一致性检验通过。

熵权法依赖于数据的离散性, 是一种客观的加权方法^[40], 其确定方式如下:

$$X_{ij} = \frac{x_{ij} - \min(x_{ij})}{\max(x_j) - \min(x_j)} \tag{3}$$

$$p_{ij} = X_{ij} / \sum_{i=1}^n X_{ij} \tag{4}$$

$$e_j = -k \sum_{i=1}^n p_{ij} \times \ln p_{ij} \tag{5}$$

$$g_j = 1 - e_j \tag{6}$$

$$w'_j = g_j / \sum_{i=1}^m g_j \tag{7}$$

式中, x_{ij} 为数据实际量值, $\min(x_{ij})$ 为实际最小值, $\max(x_{ij})$ 为实际最大值; p_{ij} 为第 j 项指标下第 i 个方案指标值的比重; e_j 为第 j 项指标信息熵; k 为常数, 通常表示为 $1/\ln n$; g_j 为信息熵冗余度, w'_j 为最终的客观权重值。

基于 AHP 与熵权法的结果计算综合权重^[39], 公式如下:

$$R_j = 0.5(w_j + w'_j) \tag{8}$$

式中, R_j 为综合权重结果, w_j 为 AHP 所得权重, w'_j 为熵权法所得权重; 为了确保一般性, 将偏好系数确定为 0.5。最终得到产水服务、生境质量、土壤保持和固碳服务的权重依次为 0.1995、0.2541、0.4078、0.1386。

2.1.2 生态稳定地

若某地区生态用地长期不发生改变, 则认为该土地利用类型内部生态环境较为稳定, 为生态稳定地。因此, 本文以林地、草地、水域作为生态用地, 选择 1990 年与 2020 年两期土地利用类型数据, 筛选出没有发生变动的生态用地作为生态稳定地。

2.1.3 生态核心区

MSPA 基于数学形态学原理来测量、识别和分割光栅图像, 重要的补丁和走廊在图像元素的水平上被识

别,强调结构连通性^[41]。本研究使用 GuidosToolbox 2.8 软件,选择林地、草地、水域作为前景,其他土地利用类型作为背景,提取核心区。

2.1.4 景观连通性

将生态稳定地、生态核心区与生态系统服务高值区进行相交,统计不同生态斑块面积阈值下的斑块数量与面积占比^[6],最终去除面积小于等于 16km²的斑块,对生态斑块破碎程度进行优化,计算生态源地景观连通性,确定斑块重要性。计算公式如下^[21,34]:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}{A_L^2} \quad (9)$$

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n [(a_i a_j) / (1 + n l_{ij})]}{A_L^2} \quad (10)$$

$$dPC = \frac{PC - PC_{\text{remove}}}{PC} \times 100\% \quad (11)$$

$$dIIC = \frac{IIC - IIC_{\text{remove}}}{IIC} \times 100\% \quad (12)$$

$$PI = \frac{dPC + dIIC}{2} \quad (13)$$

式中, PC 为景观所有斑块存在时景观整体的可能连通性指数, IIC 为整体连通性指数; n 是生境节点的总数量; a_i 和 a_j 分别表示斑块 i 和斑块 j 的面积; p_{ij}^* 为斑块 i 和斑块 j 之间扩散的最大可能性; A_L 为研究区域总面积, l_{ij} 是斑块 i 和 j 之间的拓扑距离; PC_{remove} 与 IIC_{remove} 为去除单个斑块后剩余斑块组成景观的 PC 与 IIC 。综合考虑研究区 dPC 与 $dIIC$,用 PI 表示斑块重要性值。 PI 值越大,则该斑块在景观连通性中的重要性越高。

2.2 阻力面构建

2.2.1 基本生态阻力面

阻力面反映了不同生态过程阻力的空间分布特征,表征了景观异质性对生态流的影响^[16]。本文对区内不同土地利用类型进行阻力赋值,构成基本生态阻力面,林地、草地、农田、水域、未利用地、建设用地的阻力值分别为 1、10、30、50、300、500^[42]。

2.2.2 阻力面修正

生态敏感性是指生态系统在不破坏生态环境质量的前提下,对自然环境变化和人类活动干扰的适应能力^[43],敏感程度较高的区域当受到人类不合理活动影响时更易产生生态环境问题^[44]。同时,地形是影响生物分布的重要因子,地形位作为分析地形因子综合效应的指标,具有单一地形因子难以比拟的优势^[45]。考虑到三江源区是对全球气候变化最敏感的地区之一,且区内山脉遍布,地理环境十分复杂,其不同范围内的生态敏感程度与地形位将会对区域生态过程造成影响。因此,选择生态敏感性指数与地形位指数对基本生态阻力面进行修正,获得最终的生态阻力面。

三江源区生态敏感性通过定量定性分析冻融侵蚀、水土流失、土地荒漠化、滑坡灾害确定。其中,冻融侵蚀选择气温年较差、年降水量、坡度、坡向、植被、土壤六类因素综合分析^[46]。水土流失敏感性参照 RUSLE 模型^[35-36]进行估算。本文参考已有研究^[47],通过像元二分模型计算植被覆盖度来表示三江源区土地荒漠化程度,对于滑坡灾害则选择坡度、高程、道路、河流、土地利用类型与降雨量六个影响因子进行分析。

邀请专家打分,通过 AHP 确定冻融侵蚀、水土流失、土地荒漠化、滑坡灾害的权重(表 2),其中 $CR=0.013 < 0.1$,一致性检验通过。归一化处理后基于自然间断点分级法进行分级,对不同等级敏感性赋值,计算生态敏感性,公式如下:

$$C_i = \sum_{i=1}^n N_i \times W_i \quad (14)$$

式中, C_i 为生态敏感性评价值, N_i 为生态敏感性因子等级赋值, 不敏感、轻度敏感、中度敏感、重度敏感和极度敏感的等级分别为 1、3、5、7、9, W_i 为各类敏感性因子权重。

表 2 生态敏感性评价体系

Table 2 Ecological sensitivity evaluation system

评价因子 Evaluation factors	不敏感 Insensitive	轻度敏感 Light sensitive	中度敏感 Moderately sensitive	重度敏感 Severely sensitive	极度敏感 Extremely sensitive	权重 Weight
	1	3	5	7	9	
冻融侵蚀 Freeze-thaw erosion	0	0—0.53	0.53—0.63	0.63—0.73	0.73—1	0.2770
水土流失 Soil erosion	0—0.02	0.02—0.07	0.07—0.16	0.16—0.30	0.30—1	0.4242
土地荒漠化 Land desertification	0.82—1	0.63—0.82	0.43—0.63	0.22—0.43	0—0.22	0.1855
滑坡灾害 Landslide	0—0.18	0.18—0.28	0.28—0.37	0.37—0.52	0.52—1	0.1133

地形位指数表现了地形和坡度对景观的综合影响^[48], 常被考虑为生态安全评价的影响因素。其计算公式如下:

$$T_i = \lg \left[\left(\frac{E_i}{E} + 1 \right) \times \left(\frac{S_i}{S} + 1 \right) \right] \quad (15)$$

式中, T_i 为地形位指数, E 为研究区平均高程, E_i 为栅格 i 的高程值; S 为研究区平均坡度, S_i 为栅格 i 的坡度值。

基于生态敏感性与地形位指数对基本生态阻力面进行修正:

$$R_i = \frac{SL_i}{SL_a} \times \frac{T_i}{T_a} \times R \quad (16)$$

式中, R_i 为栅格 i 修正后的生态阻力系数, SL_i 为栅格 i 的生态敏感性, SL_a 为栅格 i 对应的土地利用类型; T_i 为栅格 i 的地形位指数, T_a 为栅格 i 对应的土地利用类型; R 为基本生态阻力面。

3 结果与分析

3.1 生态源地识别

对生态系统服务进行叠加分析并将结果按自然间断点分级法分为五级, 选择较重要与重要的两级作为生态源地备选区域, 并与生态稳定地、生态核心区相交, 共同确定备选生态源地(图 3)。结果表明, 三江源区生态系统服务重要区域主要分布在东南部, 面积约为 32272km², 占研究区总面积的 8.44%; 较重要区域主要分布在中南部, 少量分布在中北部与东北部地区, 面积约为 79214km², 占研究区总面积的 20.72%。生态稳定地表明, 对比 1990 年, 2020 年三江源区未发生变化的生态用地占研究区的绝大部分, 其中以草地为主, 占研究区面积的 57.71%, 少部分水域主要分布在三江源区的西北、西南以及东北部, 林地在中南部与中东部均有分布。景观要素识别结果表明, 核心区在景观要素中占有主要地位, 共 222509km², 占研究区域面积的 58.19%; 桥接区面积共 22399km², 占总面积的 5.86%; 岛状斑块面积最小, 占总面积的 0.65%。

对备选生态源地进行连通性分析, 将斑块重要性值按分位数方法分为三级, 提取数值较大的两级作为一级源地与二级源地(图 3)。结果表明, 三江源区生态源地总面积约为 52371.30km², 空间上呈现东部集聚成片、西部零散稀疏的分布格局, 其中久治县生态源地面积最广, 达到 5064.51km², 占生态源地面积的 9.67%。三江源区一级源地面积占源地总面积的 92.21%, 主要分布在研究区东南部的久治县、班玛县及中南部的囊谦县等地。二级源地占源地总面积的 7.79%, 呈零散小面积状分布在三江源中偏西部, 以杂多县与治多县为代

表。面积较大的重要源地多组团分布在研究区中东部低阻力、高生境质量处,而二级源地多零散分布在中西部且面积较小,这表明三江源区整体生态环境东部优于西部,能够为生物提供更加稳定且空间连续性更强的栖息环境。

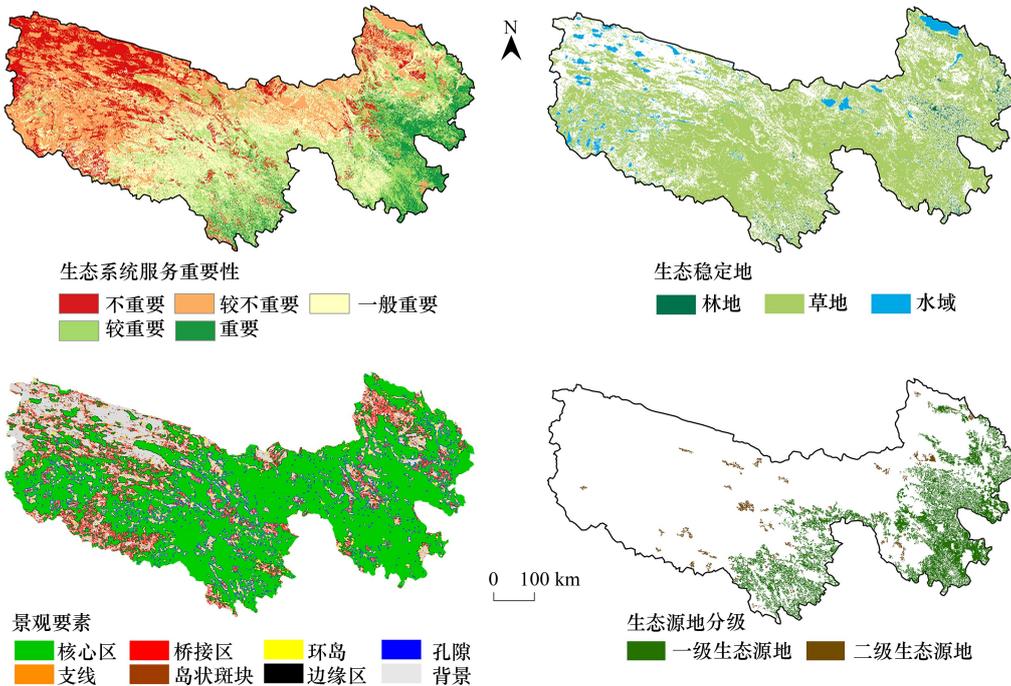


图3 生态源地识别

Fig.3 Ecological sources identification

3.2 阻力面构建

对生态敏感性影响因子的研究表明(图4),冻融侵蚀发生在海拔较高的区域,其中极度敏感区多分布在地形崎岖复杂的山脉处,不敏感区则分布在东北方向海拔较低的平坦地区;水土流失主要分布在三江源区的中部、南部以及西南部的唐古拉山脉附近,低敏感区域则主要分布在中北部地区;土地荒漠化在西北部昆仑山脉与可可西里山脉一带极度敏感,在东南部呈现不敏感态势,这主要由于三江源区东南部多草地,西北分布有更多的未利用地导致;滑坡灾害在河流道路旁以及南部山脉一带呈现极度敏感与重度敏感的状态,在北部较为低缓平坦的区域敏感性较低。

将生态敏感性评价按自然间断点分级法分为五级(图5)。结果表明,三江源区不同程度敏感性分布面积从大到小依次为轻度敏感、中度敏感、不敏感、极度敏感、重度敏感。其中,轻度敏感所占面积最大,达到141505km²,占研究区面积的37.00%。重度敏感所占面积最小,占总面积的11.26%,且主要分布在区域内中部与西部的高海拔山脉处,以治多县、曲麻莱县等地为主。不敏感区域集中分布在东北与中部低阻力值的草地,以及区域内较为平坦的河谷内,在西部受地形影响,呈狭长带状分布。

基于生态敏感性与地形位指数对基本生态阻力面修正,获得三江源区生态阻力面(图5)。其中,阻力值范围为0.12—2667.32,平均阻力值为66.67,阻力值空间分布差异大,呈现中东部低、西北部高的空间分布特点;高值主要分布在西北昆仑山脉与西南唐古拉山脉处的高海拔区未利用地,其中以治多县高值范围最广;低值则广泛分布在中部与东北部的称多县、玛多县等地;在地形相对平坦的草原,生态系统服务功能较强,生态质量水平高,生物迁徙与扩散阻力小。从流域尺度来看,长江源阻力均值为94.14,高阻力值主要分布在长江源西北部与西南部山脉;黄河源阻力均值为35.24,最大阻力值为1712.24,高阻力区域主要零星分布在黄河源中部;澜沧江源阻力均值约为53.11,最大阻力值1938.49,主要稀疏分布在地形崎岖范围内。

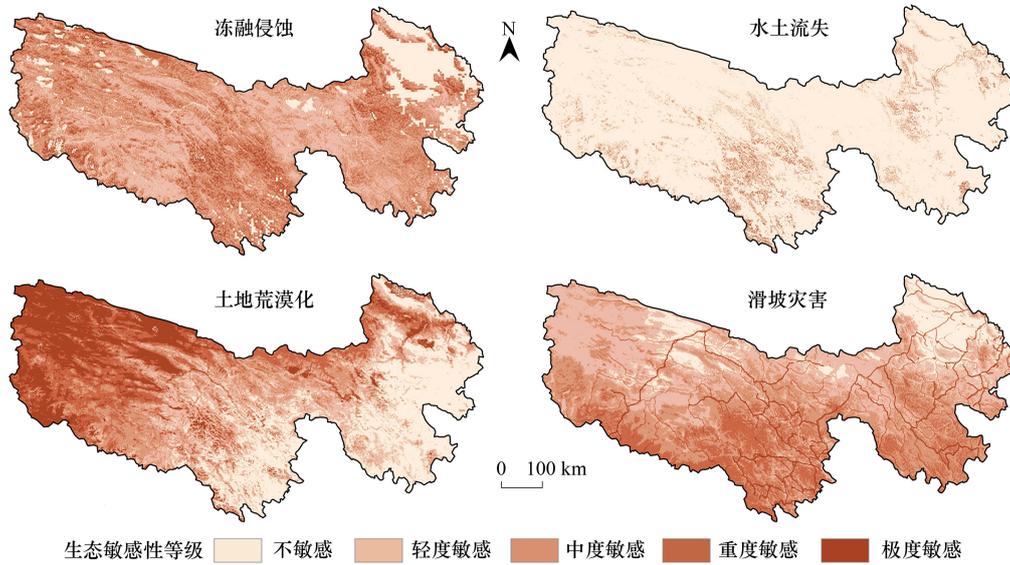


图 4 生态敏感性因子空间分布

Fig.4 Spatial distribution of ecological sensitivity factors

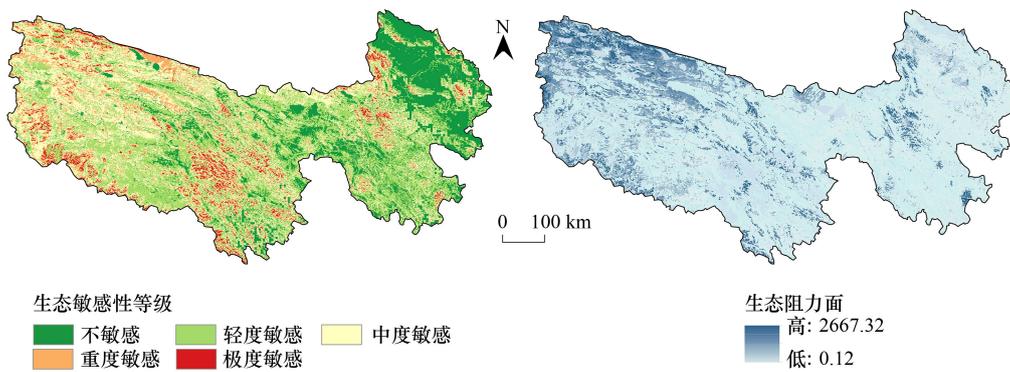


图 5 生态敏感性与生态阻力面空间分布

Fig.5 Spatial distribution of factors influencing ecological sensitivity

3.3 生态安全格局构建

3.3.1 生态廊道识别

Linkage Mapper 是用于支撑野生动物栖息地连通性的工具。识别结果表明(图 6),三江源区生态廊道分布受源地分布、地形起伏等因素影响,整体呈中东部密集、西部稀疏的蜘蛛网状,呈东西向波状延伸。廊道主要分布在地形平坦的生态用地及地形起伏较小的低阻力值区域,而在西北部由于阻力值较高,少有廊道分布。

依据成本加权距离与最小成本路径的比值判断廊道连通程度,比值越小,则表明该廊道的连通性越高,以此将生态廊道划分为关键生态廊道、重要生态廊道与一般生态廊道。最终得到 101 条关键生态廊道,162 条重要生态廊道,65 条一般生态廊道。重要廊道总长度最大,长度占比 64.47%;一般廊道数量最少,长度占比为 6.31%;关键生态廊道连通性强,在廊道的生态功能方面起着更重要的作用,主要分布在中部的玛多县与称多县,以及东部的共和县与兴海县;关键廊道在中部与东北部分布密集,中部关键廊道主要将冬给措纳湖南部草地、曲麻莱县东部草地、玛多县南部草地、称多县中北部草地相连;东北部关键廊道长度相对较短,主要连接共和县中部与兴海县中南部的生态源地。与随着阻力的变化,关键廊道的分布也发生着改变,关键廊道主要

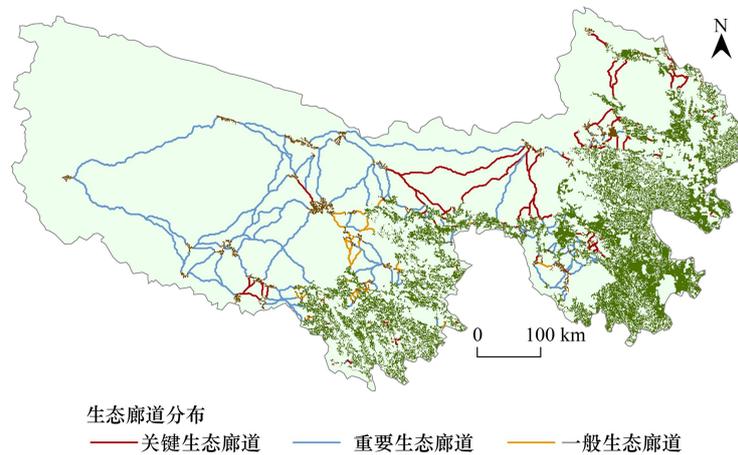


图 6 生态廊道空间分布格局

Fig.6 Spatial distribution pattern of ecological corridors

分布在地势平坦的草地与植被覆盖度较高地区,避开西北与西南方向的大面积未利用地,途经区域景观状况较好,生态敏感性低,阻力小,能够较好的保障物种的有序扩散;在西北部高阻力区域内,没有关键廊道分布。

3.3.2 生态修复关键区识别

本研究的修复关键区由生态夹点、障碍点与断裂点共同组成,取电流密度高值区域作为生态夹点(图7)。结果表明,共识别生态夹点 1796km²,土地利用类型以草地与林地为主,其中草地面积占夹点总面积的 96.83%。从行政尺度看,中南部杂多县生态夹点面积最广,共 463km²,其中草地占比达到 98.72%,东部泽库县、贵南县分布面积较少,均为 1km²,占生态夹点面积的 0.06%。从流域尺度看,黄河源生态夹点面积最广,占夹点总面积的 50.56%;澜沧江源生态夹点所占面积最小,占比 16.93%。在土地利用类型中,长江源生态夹点均为草地,黄河源与澜沧江源同样以草地为主,这表明在行政与流域尺度下,草地在电流密度中均起到重要作用,是生态夹点构建的重要条件,也是物种在廊道中进行移动与扩散的关键景观,维护生态夹点范围内草地生态系统的稳定性对保护生物多样性、提升连通性具有不可替代的效应。

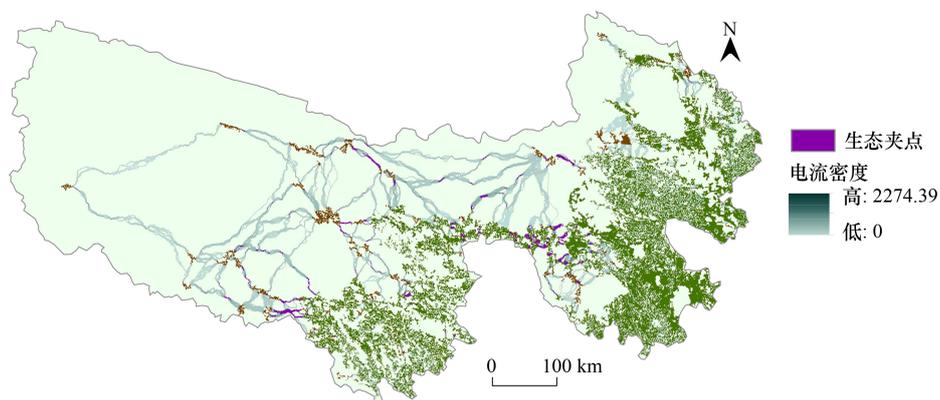


图 7 生态夹点空间分布格局

Fig.7 Spatial distribution pattern of ecological pinch points

使用 Linkage Mapper 工具箱中的 Barrier Mapper 工具对生态障碍点进行识别(图8)。结果表明,三江源区生态障碍点共 2490km²,占研究区面积的 0.65%。生态障碍点中草地面积共 2326km²,在障碍点面积中占比 93.41%,是组成障碍点的核心土地利用类型,主要分布在杂多县与达日县;建设用地范围最小,仅分布在甘德

县与囊谦县。障碍点主要分布在三江源区的中南部与中北部,并在南部以带状格局分布,综合研究区内道路数据进行分析。结果表明,障碍点往往聚集在道路附近,破坏生态廊道连通性,对物种移动形成障碍。

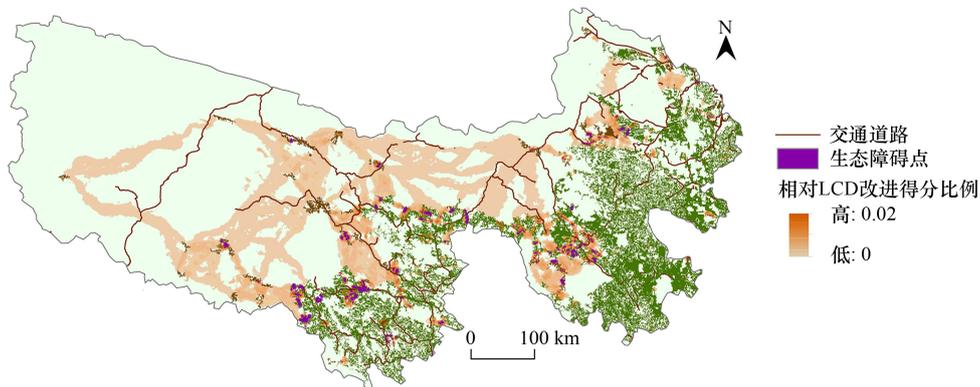


图 8 生态障碍点空间分布格局

Fig.8 Spatial distribution pattern of ecological obstacle points

LCD:最小成本距离 Least-cost distance

将交通道路与生态廊道的交点划定为生态断裂点,作为生态安全格局中需要着重修复的区域,最终得到断裂点 61 处(图 9)。其中,国道分布断裂点 7 处,省道断裂点 22 处,县道断裂点共 32 处。生态断裂点主要分布在研究区中部与东部生态廊道和交通道路密集的区域,也是人口活动相对活跃的地区。不科学的道路基础设施建设方式会对局部生态环境与生物多样性带来负面影响,破坏物种迁徙的流动性。因此,应当着重关注断裂点处道路涵洞、地下通道等供动物通行的设施修建状况,保障交通建设与物种扩散相协调的可持续发展方向。

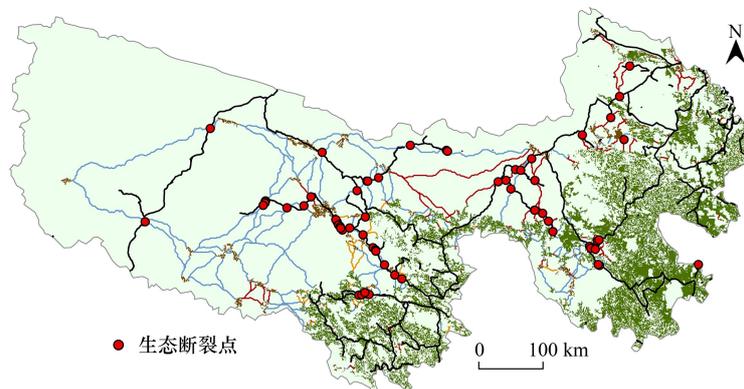


图 9 生态断裂点空间分布格局

Fig.9 Spatial distribution pattern of ecological breakpoints

3.4 生态安全格局建设策略

基于“源地确定-阻力面构建-廊道提取”模式,结合三江源不同区域的地理特征,本文提出“三区三带多点”的整体生态建设思路(图 10)。

研究区东部与南部地形相对平坦,生态质量高,敏感性低,有大面积的一级生态源地,生态本底特征较好,适宜生物栖息,划定为生态保育发展区。对生态保育发展区,应当坚持对栖息地状况的实时监测与维护,响应国家与区域战略发展新要求,加强对自然生态系统的保护,持续为动植物持续提供高质量栖息环境。

中部是生态夹点、障碍点与断裂点的集中区域,一旦生境遭到破坏,将对生态源地与廊道的连通性造成重

要影响。因此,将中部划定为修复关键区,由被动应对到主动作为,对夹点进行生态保护;主动修复障碍点生态水平,减少物种迁徙阻力,提升廊道连通性能;在生态断裂点处建立野生动物安全通道,协调夹点、障碍点、断裂点生态建设方案,从而实现对修复关键区生态问题的系统治理。

西部划定为生态保护区,三江源区西部地形起伏大,多高山峡谷,自北向南分布有昆仑山脉、可可西里山脉与唐古拉山脉,山脉绵延,冰川广布,存在有大面积的未利用地,生态用地占比低,生态敏感性高,源地与廊道分布少,物种迁徙阻力大,潜在生态风险高。对此,应当加强对自然保护区与国家公园的建设与维护,以强化保护和自然恢复为主。对野生动物进行就地保护原则,并对濒危物种进行人工干预,科学扩大种群数量,杜绝因人为活动而对野生动物带来的负面影响。

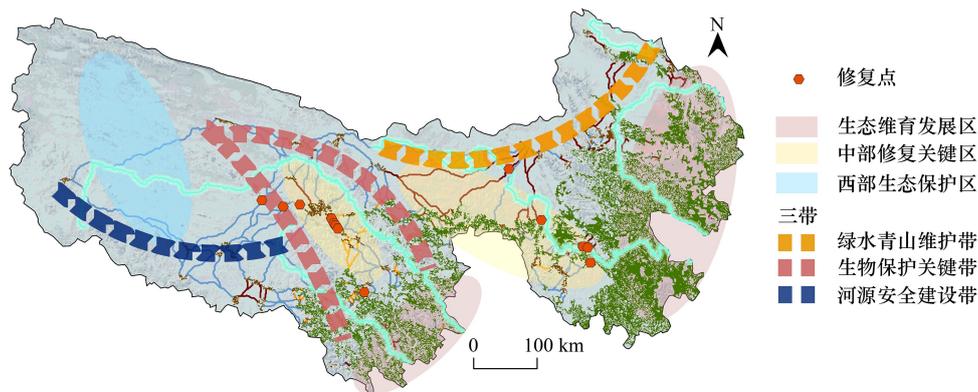


图 10 三江源区生态安全格局

Fig.10 Ecological security pattern of the Three-river Source Region

“三带”自东向西分别为绿水青山维护带、生物保护关键带与河源安全建设带。将黄河源头至布哈河一带划定为绿水青山维护带,途径巴颜喀拉山、阿尼玛卿山,以及扎陵湖、鄂陵湖、冬给措纳湖等重要湖泊,关键生态廊道分布密集,自然景观多样,生态系统服务功能较强,是打造三江源绿水青山的关键地带。

生物保护关键带位于三江源区中西部的澜沧江源头与长江河源段的沱沱河与通天河,多二级生态源地,重要生态廊道分布密集,阻力相对较低,生态廊道密集。其中澜沧江源头河谷宽广、地势较平坦,通天河一带沿巴颜喀拉山顺势南流,水质优良,均为野生动物提供了良好的栖息环境。该区域断裂点分布集中,应当对断裂点进行有效治理,加强对野生动物保护工作的落实,综合遥感影像、无人机、热红外等技术,构建“天-空-地”一体化的生物保护网络,有利于高效提升生物多样性,实现人与自然的和谐相处,科学打造生物保护关键带。

河源安全建设带位于三江源区西南部的长江源头与澜沧江源头附近,途径唐古拉山脉,沿途地势高耸复杂,分布有湖泊以及大面积冰川冻土,分布有重要生态廊道。对于河源安全建设带,应当重点保护作为河流湖泊关键水源补给的冰川景观,加强河源间廊道连通性,实现河流源头的整体保护,坚决维护河流源头生态系统完整性与原真性,提高大河源头供水能力,为大河全域稳定发展打下根基,为河流下游生态安全保驾护航。

“多点”是指位于夹点与障碍点区域内的生态断裂点,将其定义为核心修复点。生态夹点与障碍点是生态修复的重点区域,然而断裂点的存在对发挥夹点作用、疏通障碍点具有阻碍作用。因此,应当着重关注重要修复点的生态环境,从而更好的发挥生态夹点的连通作用,防止障碍点对廊道连通性负面影响的进一步加剧。

4 讨论

对于四类生态系统服务权重的确定,本研究采用主观赋权与客观赋权相结合的方法,综合考虑 AHP 与熵权法的权重结果进行分析,使权重结果更加科学;与以往通过 InVEST 模型确定生态源地的研究相比^[49],MSPA 更关注结构连接,全面考虑景观结构的完整性和连通性,且受空间尺度影响小,与 InVEST 模型的源地

分析机制及识别过程具有互补性,避免了人类在选择生态资源时的主观性^[41];通过连通性分析划定不同等级的生态源地,弥补以往识别方法单一的片面性,使源地分析结果更具有合理性。

具有高生物多样性价值的地区对协同促进保护人类生存环境具有较大贡献^[50]。保护三江源区生物多样性对维系当地生态安全具有重要意义, Li 等^[51]定量评估三江源区生态系统服务时空变化,通过最大熵模型绘制三江源区生物多样性保护重要性的空间分布图,表明已确定的优先保护区主要分布在三江源区的中南部和东南部,印证了本文关键廊道主要分布在中部、一级源地集中分布在中南部与东南部的合理性; Wan 等^[52]对三江源物种丰富度的研究表明,澜沧江源公园物种丰富度最高,且澜沧江源公园与长江源公园的中部与南部是物种集中区域,沿着扎日尕那曲、楚玛尔河、通天河等地自北向南呈带状分布,验证了本文将研究区中南部的沿澜沧江源头与长江源沱沱河-通天河一带划定为生物保护关键带的合理性。

但同时,本文的研究也存在着不足,在未来可进一步改善。①缺乏对三江源区生态安全格局时间演变的研究。目前,已经有学者将未来土地利用模拟与生态安全格局相结合,预测不同情景下区域生态源地与廊道的变化特点^[53],而本文仅关注了三江源区 2020 年度的生态状况,使用 2020 年度相关数据分析生态系统服务、生态敏感性进而构建生态安全格局,缺少在历史与未来时间尺度上对三江源区生态安全格局演变的研究。②生态源地识别缺乏实地考察数据。本研究中三江源区关键生态系统服务使用 InVEST 模型与 RUSLE 模型计算,缺少对计算结果的实地验证,若将实地考察数据与模型结果相结合,则有利于对生态系统服务重要性进行更加精准的评估;同时,本研究仅筛选四类关键生态系统服务进行分析,一定程度上忽略了其他类型服务对三江源区源地识别的影响,也是之后研究有待改善的地方。③缺少不同廊道宽度变化对生态安全格局的影响探究。不同物种所适合的生态廊道宽度存在差异,且廊道宽度还会随地形和气候的变化而发生改变^[54],本研究基于 Linkage Mapper 工具对生态廊道进行提取,并将生态夹点、障碍点、断裂点集中分布的区域划定为修复关键区,但缺乏对廊道宽度变化与生态流空间异质性的分析,这将是之后的研究需要着重关注的方向。

5 结论

(1)三江源区生态源地整体呈现东部集聚成片、西部零散稀疏的分布格局。其中,一级生态源地集中分布在生态系统服务重要性较高的中部与东南部地区;二级源地占源地呈零散小面积状分布,以杂多县与治多县为代表。

(2)识别三江源区生态廊道共 328 条,分布呈现中东部密集,西部稀疏的蜘蛛网状空间格局,整体呈东西向波状延伸态势;提取生态夹点 1796km²、障碍点 2490km²,集中分布在研究区中南部的杂多县;提取断裂点 61 处,集中分布于治多县东南部。

(3)针对生态安全格局构建结果,划定“三区三带多点”的生态安全格局建设策略,划分生态保育发展区、中部修复关键区、西部生态保护区,提出绿水青山维护带、生物保护关键带、河源安全建设带,识别核心修复点,重视因地理环境空间异质性所带来的三江源区生态安全格局差异化管理,为当地生态发展提供科学建议。

参考文献(References):

- [1] 赵诚诚, 潘竟虎. 基于供需视角的黄河流域甘肃段生态安全格局识别与优化. 生态学报, 2022, 42(17): 6973-6984.
- [2] Wang Z Y, Luo K Y, Zhao Y H, Lechner A M, Wu J S, Zhu Q L, Sha W, Wang Y L. Modelling regional ecological security pattern and restoration priorities after long-term intensive open-pit coal mining. Science of the Total Environment, 2022, 835: 155491.
- [3] Wang Y, Pan J H. Building ecological security patterns based on ecosystem services value reconstruction in an arid inland basin: a case study in Ganzhou District, NW China. Journal of Cleaner Production, 2019, 241: 118337.
- [4] 应凌霄, 孔令桥, 肖焱, 欧阳志云. 生态安全及其评价方法研究进展. 生态学报, 2022, 42(5): 1679-1692.
- [5] Li Q, Zhou Y, Yi S Q. An integrated approach to constructing ecological security patterns and identifying ecological restoration and protection areas: a case study of Jingmen, China. Ecological Indicators, 2022, 137: 108723.
- [6] Dai L, Wang Z J. Construction and optimization strategy of ecological security pattern based on ecosystem services and landscape connectivity: a

- case study of Guizhou Province, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30(15): 45123-45139.
- [7] Gou M M, Li L, Ouyang S, Shu C, Xiao W F, Wang N, Hu J W, Liu C F. Integrating ecosystem service trade-offs and rocky desertification into ecological security pattern construction in the Daning River Basin of southwest China. *Ecological Indicators*, 2022, 138: 108845.
- [8] Zhang Y L, Zhao Z Y, Fu B J, Ma R M, Yang Y Y, Lü Y H, Wu X. Identifying ecological security patterns based on the supply, demand and sensitivity of ecosystem service: a case study in the Yellow River Basin, China. *Journal of Environmental Management*, 2022, 315: 115158.
- [9] Peng J, Yang Y, Liu Y X, Hu Y N, Du Y Y, Meersmans J, Qiu S J. Linking ecosystem services and circuit theory to identify ecological security patterns. *Science of the Total Environment*, 2018, 644: 781-790.
- [10] Wu Y D, Han Z Y, Meng J J, Zhu L K. Circuit theory-based ecological security pattern could promote ecological protection in the Heihe River Basin of China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30(10): 27340-27356.
- [11] 苏泳娟, 张虹鸥, 陈修治, 黄光庆, 叶玉瑶, 吴旗韬, 黄宁生, 匡耀求. 佛山市高明区生态安全格局和建设用地扩展预案. *生态学报*, 2013, 33(5): 1524-1534.
- [12] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局. *生态学报*, 1999, 19(1): 8-15.
- [13] 俞孔坚. 景观生态战略点识别方法与理论地理学的表面模型. *地理学报*, 1998, 53(S1): 11-20.
- [14] 陈利顶, 傅伯杰, 赵文武. “源”“汇”景观理论及其生态学意义. *生态学报*, 2006, 26(5): 1444-1449.
- [15] 张平江, 党国锋. 基于 MCR 模型与蚁群算法的洮河流域生态安全格局构建. *生态环境学报*, 2023, 32(3): 481-491.
- [16] Wang Y, Zhang L, Song Y H. Study on the construction of the ecological security pattern of the Lancang River Basin (Yunnan section) based on InVEST-MSPA-circuit theory. *Sustainability*, 2022, 15(1): 477.
- [17] Li S C, Xiao W, Zhao Y L, Lv X J. Incorporating ecological risk index in the multi-process MCRE model to optimize the ecological security pattern in a semi-arid area with intensive coal mining: a case study in Northern China. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 247: 119143.
- [18] Kang J M, Zhang X, Zhu X W, Zhang B L. Ecological security pattern: a new idea for balancing regional development and ecological protection. A case study of the Jiaodong Peninsula, China. *Global Ecology and Conservation*, 2021, 26: e01472.
- [19] 安睿, 窦超, 陆砚池, 全照民, 王楠楠, 刘艳芳, 庞惠心, 刘耀林. 耦合 SOM-MCR 模型的多特征生态安全格局构建——以武汉城市圈为例. *生态学报*, 2023, 43(22): 9486-9499.
- [20] Ran Y J, Lei D M, Li J, Gao L P, Mo J X, Liu X. Identification of crucial areas of territorial ecological restoration based on ecological security pattern: a case study of the central Yunnan urban agglomeration, China. *Ecological Indicators*, 2022, 143: 109318.
- [21] Li Y M, Zhao J Z, Yuan J, Ji P K, Deng X L, Yang Y M. Constructing the ecological security pattern of Nujiang prefecture based on the framework of “importance-sensitivity-connectivity”. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2022, 19(17): 10869.
- [22] 彭建, 李慧蕾, 刘焱序, 胡熠娜, 杨旸. 雄安新区生态安全格局识别与优化策略. *地理学报*, 2018, 73(4): 701-710.
- [23] 潘竞虎, 王云. 基于 CVOR 和电路理论的讨赖河流域生态安全评价及生态格局优化. *生态学报*, 2021, 41(7): 2582-2595.
- [24] 宋利利, 秦明周. 整合电路理论的生态廊道及其重要性识别. *应用生态学报*, 2016, 27(10): 3344-3352.
- [25] 韦宝婧, 苏杰, 胡希军, 徐凯恒, 朱满乐, 刘路云. 基于“HY-LM”的生态廊道与生态节点综合识别研究. *生态学报*, 2022, 42(7): 2995-3009.
- [26] 周雪彤, 孙文义, 穆兴民, 宋小燕, 赵广举, 高鹏. 1990-2020 年三江源水源涵养能力时空变化及影响因素. *生态学报*, 2023(23): 1-12.
- [27] Chen W T, Wang Y C, Li T, Wan H W, Chen Y X. Construction of a system of indices for determining the contribution of biodiversity to human well-being in the Sanjiangyuan area: a spatiotemporal distribution study. *Land*, 2022, 11(8): 1176.
- [28] Cao W, Wu D, Huang L, Liu L L. Spatial and temporal variations and significance identification of ecosystem services in the Sanjiangyuan National Park, China. *Scientific Reports*, 2020, 10: 6151.
- [29] 李红梅, 颜亮东, 温婷婷, 冯晓莉. 三江源地区气候变化特征及其影响评估. *高原气象*, 2022, 41(2): 306-316.
- [30] 彭洁, 蔡海生, 张学玲, 张婷, 吕大伟. 基于主导生态功能的抚河流域国土空间生态安全格局分析. *生态学报*, 2022, 42(18): 7430-7444.
- [31] Li Y G, Liu W, Feng Q, Zhu M, Yang L S, Zhang J T, Yin X W. The role of land use change in affecting ecosystem services and the ecological security pattern of the Hexi Regions, Northwest China. *Science of the Total Environment*, 2023, 855: 158940.
- [32] 王晓峰, 尧文洁, 冯晓明, 贾子续, 张欣蓉, 马嘉豪, 周继涛, 涂义, 孙泽冲. 青藏高原生态系统服务供需变化及其驱动因素. *生态学报*, 2023, 43(17): 6968-6982.
- [33] Zhang L, Dawes W R, Walker G R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 2001, 37(3): 701-708.
- [34] Huang X, Wang X F, Zhang X R, Zhou C W, Ma J H, Feng X M. Ecological risk assessment and identification of risk control priority areas based on degradation of ecosystem services: a case study in the Tibetan Plateau. *Ecological Indicators*, 2022, 141: 109078.
- [35] Renard K, Foster G R, Weesies G, Porter J P. RUSLE: revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1991, 46:

30-33.

- [36] 张欣蓉, 王晓峰, 程昌武, 刘世荣, 周潮伟. 基于供需关系的西南喀斯特区生态系统服务空间流动研究. *生态学报*, 2021, 41(9): 3368-3380.
- [37] 侯建坤, 陈建军, 张凯琪, 周国清, 尤号田, 韩小文. 基于 InVEST 和 GeoSoS-FLUS 模型的黄河源区碳储量时空变化特征及其对未来不同情景模式的响应. *环境科学*, 2022, 43(11): 5253-5262.
- [38] 尹礼唱, 王晓峰, 张琨, 肖飞艳, 程昌武, 张欣蓉. 国家屏障区生态系统服务权衡与协同. *地理研究*, 2019, 38(9): 2162-2172.
- [39] Wu Y N, Tao Y, Deng Z Q, Zhou J L, Xu C B, Zhang B Y. A fuzzy analysis framework for waste incineration power plant comprehensive benefit evaluation from refuse classification perspective. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 258: 120734.
- [40] Wu X L, Hu F. Analysis of ecological carrying capacity using a fuzzy comprehensive evaluation method. *Ecological Indicators*, 2020, 113: 106243.
- [41] Wei Q Q, Halike A, Yao K X, Chen L M, Balati M. Construction and optimization of ecological security pattern in Ebinur Lake Basin based on MSPA-MCR models. *Ecological Indicators*, 2022, 138: 108857.
- [42] Fan F F, Liu Y X, Chen J X, Dong J Q. Scenario-based ecological security patterns to indicate landscape sustainability: a case study on the Qinghai-Tibet Plateau. *Landscape Ecology*, 2021, 36(7): 2175-2188.
- [43] Xu Y, Liu R, Xue C B, Xia Z H. Ecological sensitivity evaluation and explanatory power analysis of the giant Panda National Park in China. *Ecological Indicators*, 2023, 146: 109792.
- [44] 陈昕, 彭建, 刘焱序, 杨旸, 李贵才. 基于“重要性—敏感性—连通性”框架的云浮市生态安全格局构建. *地理研究*, 2017, 36(3): 471-484.
- [45] 张玉, 张道军. 地形位指数模型改进及其在植被覆盖评价中的应用. *地理学报*, 2022, 77(11): 2757-2772.
- [46] 张建国, 刘淑珍, 杨思全. 西藏冻融侵蚀分级评价. *地理学报*, 2006, 61(9): 911-918.
- [47] 赵正姬, 张云龙, 李婷, 吕一河, 王聪, 伍星. 基于空间距离指数的青藏高原生态敏感性综合评价及时空演变分析. *生态学报*, 2022, 42(18): 7403-7416.
- [48] 喻红, 曾辉, 江子瀛. 快速城市化地区景观组分在地形梯度上的分布特征研究. *地理科学*, 2001, 21(1): 64-69.
- [49] 汉瑞英, 赵志平, 肖能文, 史娜娜, 孙光, 高晓奇. 基于最小累积阻力差值模型的北京市生态安全格局构建. *水土保持通报*, 2022, 42(3): 95-102.
- [50] Cimatti M, Chaplin-Kramer R, Di Marco M. The role of high-biodiversity regions in preserving Nature's Contributions to People. *Nature Sustainability*, 2023, 6(11): 1385-1393.
- [51] Li S H, Yu D Y, Huang T, Hao R F. Identifying priority conservation areas based on comprehensive consideration of biodiversity and ecosystem services in the Three-River Headwaters Region, China. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 359: 132082.
- [52] Wan H W, Li H X, Wu J H, Liu Y P. Spatial distribution pattern in mammal and bird richness and their relationship with ecosystem services in Sanjiangyuan National Park, China. *Journal of Mountain Science*, 2021, 18(6): 1662-1677.
- [53] Li L, Huang X J, Wu D F, Yang H. Construction of ecological security pattern adapting to future land use change in Pearl River Delta, China. *Applied Geography*, 2023, 154: 102946.
- [54] 朱强, 俞孔坚, 李迪华. 景观规划中的生态廊道宽度. *生态学报*, 2005, 25(9): 2406-2412.