

DOI: 10.20103/j.stxb.202206211757

吴映梅, 李琛, 高彬斌, 王梦娇, 武燕, 郑可君. 高原湖泊城市生态安全格局构建——以大理市为例. 生态学报, 2023, 43(19): 8153-8166.

Wu Y M, Li C, Gao B P, Wang M J, Wu Y, Zheng K J. Construction of urban ecological security pattern in highland lakes cities: the case of Dali City. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(19): 8153-8166.

高原湖泊城市生态安全格局构建 ——以大理市为例

吴映梅¹, 李 琛^{1,*}, 高彬斌¹, 王梦娇¹, 武 燕¹, 郑可君^{1,2}

1 云南师范大学地理学部, 昆明 650500

2 云南省社会科学院, 昆明 650000

摘要:合理构建生态安全格局是高原湖泊城市健康发展的重要保障。以大理市为研究区, 将生态系统健康和生态系统服务统筹到生态安全评估, 尝试采用土地发展概率修正生态阻力面, 运用电路理论构建生态安全格局, 并提出优化方案。结果表明: 大理市生态安全水平呈现出“高-低-高”圈层结构空间分布特征; 确定生态源地 53 块, 生成顾及未来土地发展的生态阻力面, 识别生态廊道 111 条, 筛选生态夹点 23 处, 划分三级生态改善区。提出以洱海为一核, 以苍山和南部林区为两屏, 以大理市东北部生态保护区、海东生态修复区和满江—凤仪生态城市建设区为三区, 以城镇区之间的多个生态修复区为多组团共同构成“一核、两屏、三区、多组团”的生态安全优化格局。将生态系统健康和生态系统服务统筹到生态安全评估及利用土地发展概率修正阻力面所构建的生态安全格局, 能更加真实的反映未来发展趋势下生态安全格局构建的需要, 为城市生态安全格局构建方法提供了新视角和新方法, 以期在城市生态文明建设的区域理论提供借鉴, 助力高原湖泊城市的生态宜居。

关键词:生态安全格局; 生态系统健康; 土地发展概率; 电路理论; 高原湖泊城市

Construction of urban ecological security pattern in highland lakes cities: the case of Dali City

WU Yingmei¹, LI Chen^{1,*}, GAO Binpin¹, WANG Mengjiao¹, WU Yan¹, ZHENG Kejun^{1,2}

1 Faculty of Geography, Yunnan Normal University, Kunming 650500, China

2 Yunnan Academy of Social Sciences, Kunming 650000, China

Abstract: The rational design of ecological security patterns is an important safeguard for the healthy development of highland lake cities. Using Dali as the study area, we integrated ecosystem health and ecosystem services into ecological security assessment, attempted to correct the ecological resistance surface using land development probability, applied circuit theory to construct an ecological security pattern, and proposed an optimization plan. The results showed that Dali City's ecological security level had the spatial distribution characteristics of high-low-high. Total 53 ecological sources were identified, the ecological resistance surfaces were generated while future land development was taken into account. 111 ecological corridors were identified, 23 ecological pinch points were screened, and three-level ecological improvement areas were divided. We proposed to use the Erhai Sea as a core, Cang Mountain, and the southern forest area as two ecological barriers, Dali City's northeastern ecological reserve, the Haidong ecological restoration area, and the Manjiang-Fengyi ecological city construction area as three areas. Several ecological restoration areas between towns and cities as multi-groups to form the ecological security optimization pattern of “one core, two ecological barriers, three ecological areas, and many

基金项目:国家自然科学基金项目(41761037); 云南师范大学研究生科研创新基金项目(YJSJJ22-B106, YJSJJ22-A20); 云南省哲学社会科学创新团队科研项目(2021tdxmy04)

收稿日期:2022-06-21; **网络出版日期:**2023-05-15

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lichen5112@qq.com

ecological groups". By incorporating ecosystem health and ecosystem services into the ecological security assessment and using the probability of land development to correct the resistance surface, the ecological security pattern constructed can more accurately reflect the need for ecological security pattern construction under the future development trend. This study offers a new perspective and method for constructing an urban ecological security pattern to provide a reference for the regional theory of urban ecological civilization construction and assist in the ecological livability of highland lake cities.

Key Words: ecological security pattern; ecosystem health; land development probability; circuit theory; highland lake cities

高原湖泊城市是以典型高原山地环境和湖泊共同构成的城市区域,兼具高原湖泊特性和城镇发展特性。与平原湖泊城市相比,高原湖泊城市结构更加复杂,生态功能更为重要,具有一定的特殊性,呈现高生态价值和脆弱性特征^[1]。一方面,高原湖泊具有极高的生态价值,不仅在水源提供、调节区域气候、维持生物多样性等诸多生态功能中发挥着重要作用,其生态环境的好坏也直接影响着江河下游的生态环境质量。因此,在维护高原地区生态系统及我国大江大河生态安全稳定中扮演着重要角色^[2]。另一方面,由于高原湖泊生态系统相对封闭,水源单一,补给水源有限,加之又是高原山地区域经济发展的重要城镇地带,生态环境十分脆弱。然而,快速城镇化正在深刻地改变着高原湖泊城市的生态环境基底,高海拔特殊地理环境约束下的高原湖泊城市建设用地供给紧张,自然栖息地减少,湖泊污染严重,生态系统退化,生态功能受损,高原湖泊生态环境保护与山区民族经济发展的人地关系矛盾日益加剧。城市生态安全格局是维持城市自然生命系统正常运行、保持经济社会持续健康发展的关键性格局^[3],是实现城市生态系统健康运行与可持续发展,缓解生态环境保护与经济发展矛盾的重要空间途径^[4]。适时构建科学合理的生态安全格局,已经成为了擦亮高原湖泊城市新型城镇化建设生态底色的理论支撑和实践依据,具有重要的现实意义。

目前,国内外学者在提出生态安全格局理论和方法系统的基础上^[5-6],逐步形成以“源—汇”景观理论为核心的“源地确定—阻力面构建—廊道提取及节点设置”生态安全格局构建的基本研究范式^[7-8]。并从国家^[9]、省域^[10]、城市^[11]、县区^[12]等不同尺度,及矿区^[13]、喀斯特地区^[14]、湖泊流域^[15]、绿洲^[16]等典型地理单元展开研究,但对高原湖泊城市这一特殊地理单元关注较少。生态源地的确定和生态廊道的识别是生态安全格局构建过程的两个核心环节^[4]。生态源地的确定较多关注于“重要性—敏感性—连通性”评价^[3,17-18],鲜有考虑到将生态系统健康纳入生态源地评价中。而构建生态安全格局的目的是保障区域生态系统能健康可持续地提供服务^[19]。生态源地是决定区域生态系统的整体健康和维持景观生态过程的关键重要的生态斑块,在考虑生态系统服务供给的同时,应将生态系统健康综合统筹到生态安全评估中,以突出源地维持和保护生态系统功能健康的重要作用^[20]。关于生态系统健康研究方面, Costanza 等^[21]提出“活力-组织力-恢复力”的生态系统健康评价体系,同时 Peng 等学者将生态系统服务作为自然系统对人类福祉的“贡献力”进一步拓展了理论框架^[22-23],更关注生态格局或生态过程与人类健康状况的关系^[24]。在阻力面构建研究方面,多是基于土地利用自身进行赋值,用不透水表面指数^[25]和夜间灯光数据^[26]修订同种土地类型不同阻力的大小。但针对高原湖泊城市特殊性,依据土地发展概率反映未来城镇发展导致不同用地变化发展程度,从而修正基本阻力面的方法鲜有研究。因此,高原湖泊城市如何精准确定生态源地、修正生态阻力面、合理提取生态廊道等生态安全格局构建关键步骤仍需进一步探究。

鉴于此,研究以典型高原湖泊城市大理市为例。首先,把健康的生态系统为人类持续提供惠益性服务作为生态安全格局构建的最终目标^[27],将生态系统健康与和生态系统服务统筹到生态安全评估中。其次,从顾及土地发展概率的视角修正生态阻力面,突出多种因素作用下城镇快速发展对生态安全格局的影响。最后,考虑生物的随机游走性,基于电路理论构建高原湖泊城市生态安全格局,以期丰富景观生态学在高原湖泊城市的研究内容、探索高原湖泊城市生态安全格局优化和高质量发展提供理论依据和实践指导。

1 研究区概况

大理市位于我国云南省大理白族自治州中部(25°25′28″—26°4′42″N, 99°58′34″—100°26′7″E)(图1),总面积为1739.24km²,是中国典型的高原湖泊城市。主要由高山分水岭、冰蚀地形、高山山麓洪积扇组成,中间是洱海断陷盆地。洱海作为中国第七大淡水湖和云南第二大湖泊,是全国核心生态区域,涵盖诸多生态系统功能。研究区属于亚热带高原季风气候,年总降雨量为1280.2mm,年平均气温为16℃。同时,大理市是面向南亚东南亚开放辐射中枢、国家历史文化名城、旅游发展的重要城市,旅游业的长期发展及城镇化步伐的加快,带来了巨大的生态环境压力。

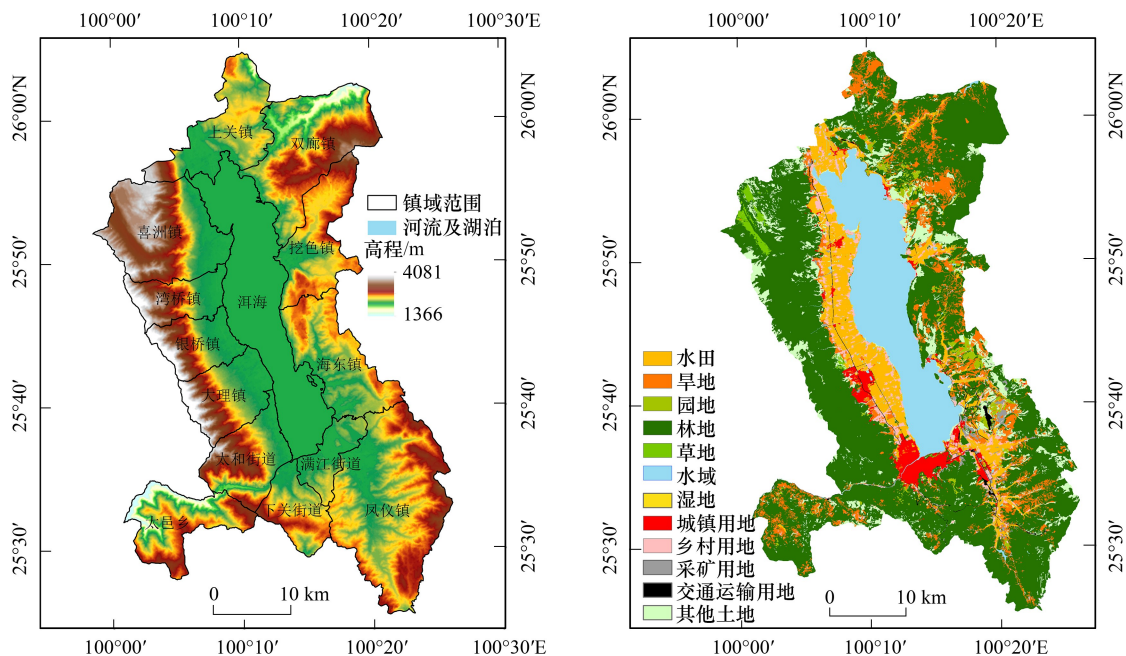


图1 研究区区位和土地利用现状图

Fig.1 Geographical location and land use spatial distribution of Dali city

2 数据来源及研究方法

2.1 数据来源与处理

土地利用数据来源于2017大理市土地利用总体规划数据库;DEM数据、Landsat 8数据来自地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn>);坡度数据运用ArcGIS 10.8获取;使用移动窗口法提取最佳地形起伏度。NDVI、植被覆盖度等数据基于2017年10月的Landsat 8数据(云量最少)利用ENVI反演获取;2015年的GDP、人口空间分布数据来源于中国科学院资源环境科学与数据中心(<http://www.resdc.cn>);2017年逐月气温、逐月降水及土壤数据(HWSD)来源于国家青藏高原科学数据中心(<https://www.tpdc.ac.cn/zh-hans>);夜光遥感数据来源于2019年的Luojia1-01数据(<http://59.175.109.173:8888/index.html>),并运用ENVI5.3进行校正;2017年道路数据来源于全国地理信息资源目录服务系统(<https://www.webmap.cn>),并将所有数据统一为同一投影坐标系,空间分辨率为30m。

2.2 研究方法

本研究的方法框架包括3个部分(图2):(1)基于统筹生态系统健康与和生态系统服务统的生态安全评估确定生态源地;(2)结合土地利用发展概率修正并进一步构建综合生态阻力面;(3)运用电路理论构建高原湖泊城市生态安全格局,提出优化方案。

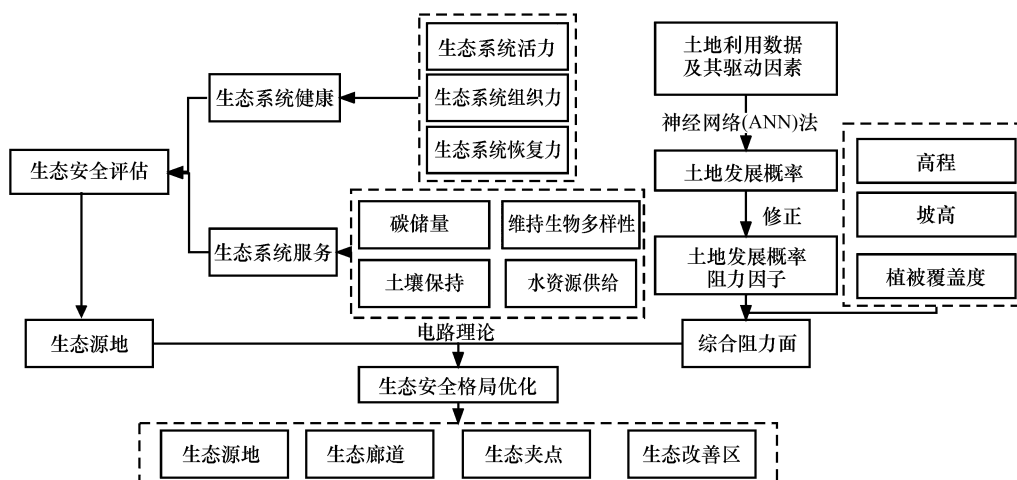


图2 高原湖泊城市生态安全格局优化流程图

Fig.2 Flow chart for optimization of urban ecological security pattern in highland lakes

2.2.1 统筹生态系统健康和生态系统服务的生态安全评价

构建生态安全格局的目的是保障生态系统能健康可持续地提供服务^[19]。借鉴已有研究^[15,22,28-29],统筹考虑生态系统健康与生态系统服务,构建以“活力-组织力-恢复力-贡献力”为主的综合生态安全评价指标体系:

$$ESI = \sqrt{EHI \times ES} \quad (1)$$

$$EHI = W_1 \times V + W_2 \times O + W_3 \times R \quad (2)$$

$$ES = \sum_{i=1}^n PES_i \times W_i \quad (3)$$

式中,ESI为生态安全指数,EHI为生态系统健康指数,ES为生态系统服务指数,V为活力,O为组织力,R为恢复力;归一化处理活力、组织力、恢复力,PES_i为第*i*项生态系统服务的归一化值。*W*为指标权重,V、O和R的权重为1/3,PES_i的权重为0.25。

(1) 活力(Vigor)

净初级生产力(NPP)反映植物固定和转化光合产物的效率,决定可供人类所利用的物质和能量,表征生态系统活力。研究采用改进CASA模型评估大理市的NPP^[30]。鉴于高原湖泊水域在活力表征中的重要性,而NPP更多的是反映植被活力,因此,研究将水域的活力归一化值处理为1。

(2) 组织力(Organization)

生态系统组织力是指区域生态系统的结构稳定性,主要包括景观异质性(Landscape Heterogeneity, LH)和景观连通性(Landscape Connectivity, LC)^[22]。研究选取面积加权分维数(AWMPFD)、香浓多样性指数(SDI)、修正辛普森多样性指数(MSDI)来表征景观异质性,应用蔓延度(CONTAG)、分离度(SPLIT)和连接度(CONNECT)来表征景观连通性。水域和林地是高原湖泊城市生态系统组织力的重要组成,是维护高原湖泊城市生态安全的重要斑块,因此将这些重要斑块的分离度和连接度作为重要景观连通性(Important Landscape Connectivity, ILC)纳入生态系统组织力计算。景观异质性、景观连通性及重要景观连通性权重参考已有研究设置^[22],应用Fragstats在600m尺度下的移动窗口法计算景观格局指数,公式如下:

$$\begin{aligned} EO &= 0.35 \times LH + 0.35 \times LC + 0.3 \times ILC \\ &= 0.1 \times AWMPFD + 0.15 \times SDI + 0.1 \times MSDI + 0.25 \times SPLIT + 0.1 \times CONTAG \\ &\quad + 0.1 \times (SPLIT_1 + SPLIT_2) + 0.05 \times (CONNECT_1 + CONNECT_2) \end{aligned} \quad (4)$$

式中,EO为生态系统组织力系数,LH为景观异质性,LC为景观连通性,ILC为重要景观连通性,SPLIT₁、

SPLIT₂分别为水域和林地的分离度,CONNECT₁、CONNECT₂分别为水域和林地的连接度。

(3) 恢复力 (Resilience)

生态系统恢复力代表生态系统在人类活动干扰下维持自身结构稳定性的能力^[29],反映区域在生态系统过程中抵御与适应外来干扰的能力^[15]。研究借鉴袁毛宁的研究成果^[23],确定不同土地利用类型的恢复力系数,并运用 NDVI 进行修正,其中水域 NDVI 赋值为 1。

$$RC_i = \frac{NDVI_i}{NDVI_{meanj}} \times RC_j \quad (5)$$

式中, RC_i 为*i*栅格的恢复力系数, $NDVI_i$ 为第*i*栅格的 NDVI 值, $NDVI_{meanj}$ 表示*i*栅格所在地类*j*的 NDVI 平均值, RC_j 为土地利用地类*j*的恢复力系数。

(4) 贡献力 (Contribution)

生态系统贡献力是以生态系统服务表征自然系统对人类福祉的贡献^[31]。为进一步体现生态系统服务对维护人类生活环境安全健康的功能,本研究主要选择生态系统服务中调节服务和支持服务,共选取碳储量、维持生物多样性、土壤保持、水资源供给 4 项主要服务进行评估。在计算生态系统贡献力时归一化处理不同生态系统服务。鉴于高原湖泊在高原湖泊城市贡献力中的重要性,将湖泊水域生态系统贡献力赋值为 1。

① 碳储量。采用 InVEST 模型中 Carbon 模块,评估大理市碳固持服务的供给量。公式为^[32]:

$$C_{xj} = C_{soilj} + C_{abovej} + C_{belowj} + C_{deadj} \quad (6)$$

式中, C_{xj} 为第*j*土地利用类型栅格*x*的年碳储量; C_{soilj} 、 C_{abovej} 、 C_{belowj} 和 C_{deadj} 分别为土壤有机碳、地上生物碳、地下生物碳和死亡有机碳。研究参考已有研究成果^[32—33],确定不同碳密度数据相关参数。

② 维持生物多样性。采用 InVEST 模型 Habitat Quality 模块,利用生境质量表征生物多样性服务。研究参考已有研究成果^[34—35],选取水田、旱地、城镇用地、乡村用地、采矿用地和交通运输用地作为威胁源,设定相关参数进行计算。

③ 土壤保持。采用 InVEST 模型中 SDR 模块,评估大理市土壤保持量,公式为:

$$SC = RKLS - USLE = R \times K \times L \times S - R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (7)$$

式中, SC 为土壤保持量, $RKLS$ 为裸地土壤侵蚀量, $USLE$ 为实施管理措施或有植被覆盖地类的土壤侵蚀量, R 为降雨侵蚀力,利用逐月降水数据参考 Wischmeier 等^[36]研究进行测算, K 为土壤侵蚀力因子,采用 Williams 等^[37]研究进行测算, L 和 S 为坡长和坡度系数, C 为植被覆盖和管理因子,采用植被覆盖度进行测算^[38], P 为水土保持措施因子。

④ 水资源供给。采用 InVEST 模型中 Water Yield 模块,公式^[10]为:

$$Y_{xj} = \left(1 - \frac{AET_{xj}}{P_x} \right) \times P_x \quad (8)$$

式中, Y_{xj} 为土地覆被类型*j*上栅格单元*x*的年均产水量; AET_{xj} 是土地覆被类型*j*在栅格*x*上的年实际蒸散量; P_x 是栅格*x*上的年降水量。

2.2.2 顾及土地发展概率的生态安全格局构建方法

(1) 生态源地确定

生态源地是确保生态系统健康可持续提供服务的重要斑块。基于生态安全评价结果,运用自然间断点法进行生态安全水平分级,将高度安全区和较高安全区作为生态源地备选区。生态源地需一定范围才能使核心不受外围干扰,发挥其重要核心功能^[39]。因此,通过调整最小斑块面积的阈值从生态源地备选区筛选生态源地。其标准是,当面积阈值达到特定范围时,生态源地的总面积和斑块数量趋于稳定^[39]。在本研究中,在最小面积阈值增加到 0.3km²之后,生态源地总面积和斑块数量减少趋于平缓(图 3),因此将面积大于 0.3km²的备选区作为生态源地。

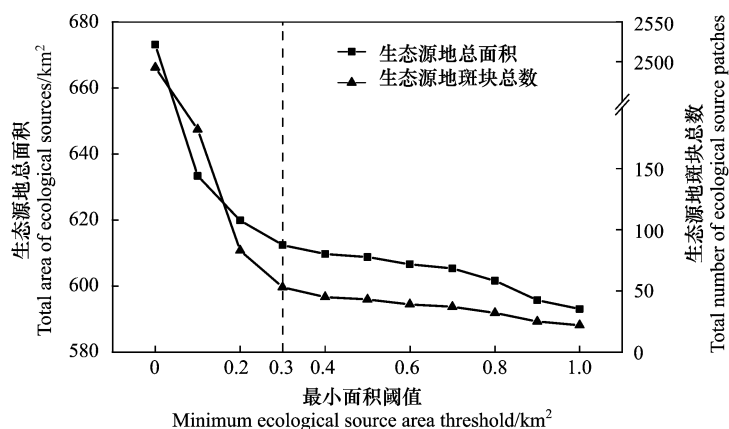


图3 生态源地斑块面积阈值设定的影响

Fig.3 Impact of the size threshold of ecological source patches

(2) 生态阻力面修正

阻力面是指物种在空间上运动过程需克服不同景观单元间的干扰或阻碍程度,土地利用作为人类干预生态系统物质和能量流动最为直接的方式,是设定阻力面最为重要的部分^[15]。研究强调土地利用的动态变化特征,兼顾生态安全格局当前和未来需求的保障,运用土地发展概率修正同一土地类型的阻力值,力求更真实地反映土地利用强度变化对物种在空间上运动过程的干扰。

① 土地发展概率阻力因子计算

研究在选取 12 个土地利用变化驱动因素的基础上,运用 FLUS 模型中人工神经网络(ANN)模块计算各土地利用类型像元的出现概率^[40],以表征各类土地利用未来发展的适宜概率,并结合各类土地利用的相对阻力值,获取土地发展概率的阻力因子。土地利用变化的驱动因素包括:自然因素(高程、坡度、地形起伏度、气温、降水)、社会经济因素(GDP、人口密度、夜间灯光)和可达性因素(距铁路距离、距道路距离、距水域距离、距城镇点距离)。

$$R_i = \sum_{j=1}^n P_{ij} \times Re_j \quad (9)$$

式中, R_i 为*i*栅格土地发展概率的相对阻力值, P_{ij} 为地类*j*第*i*栅格未来发展的适宜概率, Re_j 为地类*j*相对阻力值, Re_j 参考研究^[41-42]进行赋值。

② 综合阻力面的构建

研究参考已有高原湖泊地区研究成果^[41-42],基于土地发展概率阻力因子结果,构建包括顾及未来的土地利用、高程、坡度、植被覆盖度在内的综合阻力面(表1),并应用层次分析法确定各因子的权重,由于土地发展概率阻力因子是基于多个驱动因素所得,由此权重赋值最高。

(3) 基于电路理论的生态廊道识别

生态廊道是物种迁徙的重要通道,是生态源之间物质循环和能量流动的载体,是维护区域生态安全的基本骨架^[43-44]。电路理论把生态阻力值作为电路阻力值,把生态流作为随机游走电流,能够更好地反映物种的随机游走特征^[45]。研究基于电路理论采用 Linkage Mapper 软件识别生态走廊,并依据成本加权距离与路径长度的比值将廊道划分为较小、中等、较大阻力廊道三种类型。基于 Pinchpoint Mapper 工具与自然间断点法,生成廊道电流密度等级,将最高级区确定为生态夹点,并剔除其中破碎细小生态夹点。基于 Barrier Mapper 工具生成障碍区恢复后系数,利用自然间断点法,划定极重要改善区、重要改善区和一般改善区。

表 1 高原湖泊城市阻力因子及权重

Table 1 Ecological resistance factors and weights for highland lake cities

阻力因子 Resistance factor	因子权重 Factor weights	阻力分级 Resistance rating	相对阻力值 Relative resistance value
土地发展概率因子 Land growth probability factor	0.6759	依据公式(9) 计算	
高程 Elevation/m	0.0525	0—2000	1
		2000—2500	2
		2500—3000	3
		3000—3500	4
		>3500	5
坡度 Slope/(°)	0.1041	0—8	1
		8—15	2
		15—25	3
		25—35	4
		>35	5
植被覆盖度 Vegetation coverage/%	0.1675	>80	1
		60—80	2
		40—60	3
		20—40	4
		0—20	5

3 结果分析

3.1 生态安全水平评价

从生态系统健康水平看,大理市生态系统健康指数(图 4)均值为 0.48,高值区主要分布在洱海西部苍山区域、南部和中部洱海区域、双廊镇及挖色镇的东北部,包括苍山洱海国家自然保护区等重要生态功能区,以

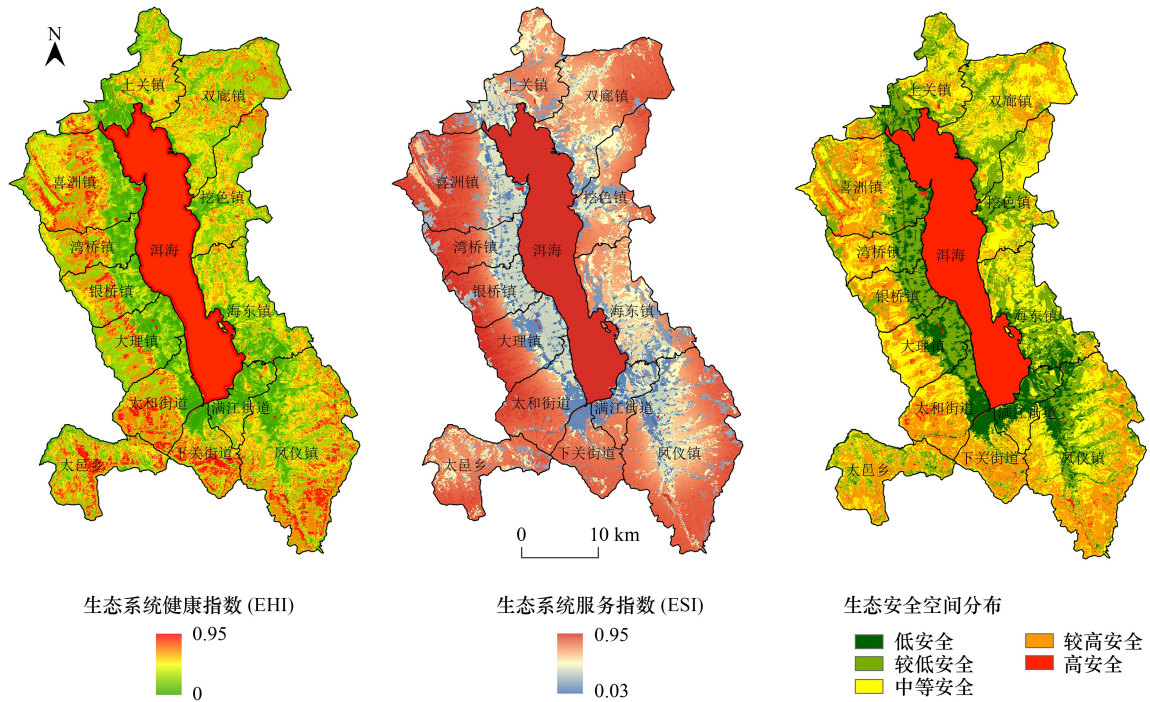


图 4 大理市生态系统健康指数、生态系统服务指数、生态安全等级空间分布图

Fig.4 Spatial distribution of ecosystem ecosystem health indices, ecosystem service indices and ecological safety level in Dali City

林地和水域为主。低值区主要分布在洱海周边城镇区及洱海东侧石灰岩山地、荒地区。从生态系统服务供给水平看,大理市生态系统服务指数均值为 0.56(图 4),高值区主要分布在洱海,洱海西部苍山和洱海南部等水域林地比重大且集中连片的区域,洱海西侧的生态系统服务供给水平低于东侧,低值区主要分布在洱海湖滨带城镇区。

从生态安全水平整体看(图 4),大理市生态安全指数均值为 0.51,空间格局呈现出洱海高;环洱海周边人类活动区低;洱海西部苍山、洱海南部和东南环状相连区域高的“高-低-高”的圈层结构特征。生态安全水平等级以中等和较高为主,面积分别占研究区的 28.03%和 23.91%。洱海水域全部属于高安全等级;较高安全等级呈环状分布于市域边缘;低安全及较低安全等级主要分布于人类活动频繁、干扰较大的城镇及耕地区域。

3.2 生态安全格局构建

3.2.1 生态源地及阻力面确定

基于生态安全水平评价结果,筛选确定生态源地 53 块(图 5),总面积为 61242.74hm²,占大理市总面积的 35.21%。生态源地主要分布于大理市中部、西部、南部及东北部的的水域、林地和草地等连片区域。

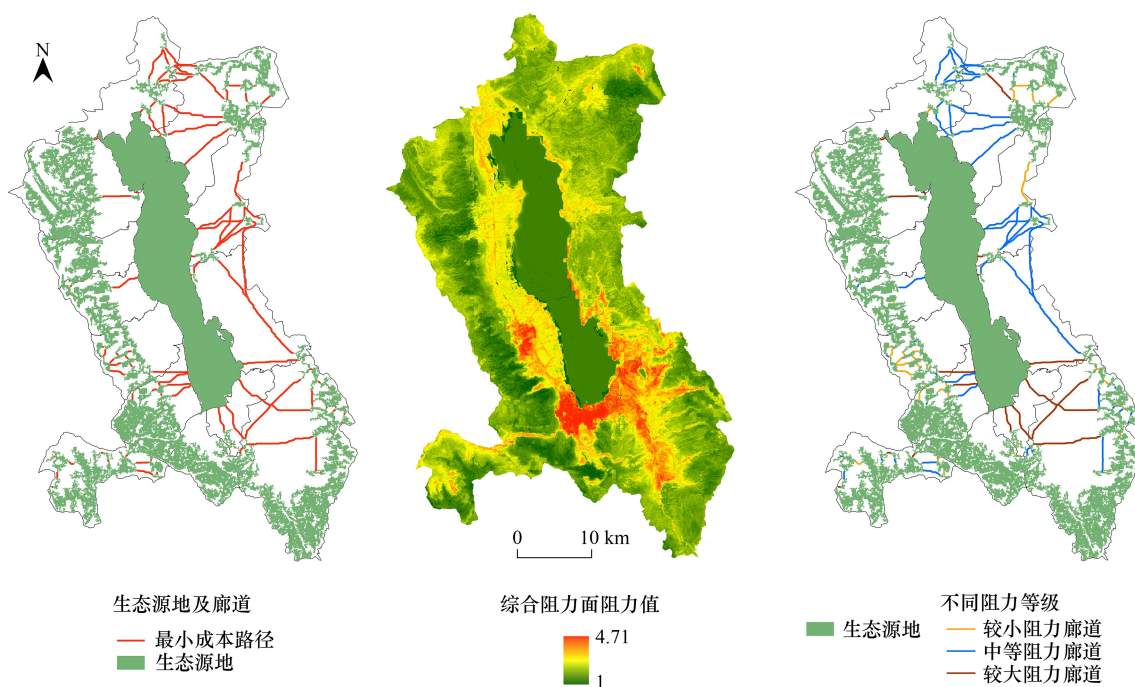


图 5 大理市生态源地、阻力面和廊道空间分布

Fig.5 Spatial distribution of ecological sources, resistance surfaces and corridors in Dali City

基于顾及土地发展概率的阻力面构建结果(图 5),大理市综合阻力面均值为 2.28,空间分布格局呈现出洱海低、环洱海周边高、边缘环状相连区域低的“低-高-低”圈层结构特征,与生态安全水平空间分布格局大致相反。

3.2.2 关键廊道识别

基于 Linkage Mapper 工具识别出生态廊道 111 条(图 5),长度为 253.56km,平均长度为 2.28km。以洱海水域为中轴,西侧廊道 45 条,空间分布短而相对密集,平均长度为 1km,以较小和中等阻力廊道为主。由于西侧是苍山国家自然保护区所在地,生态安全水平高,源地多、面积大、距离短,导致生态廊道密布,可为物种迁徙提供良好的空间通道,促进生态流动性。东侧廊道 66 条,空间分布长而相对分散,平均长度为 3.14km,以中等阻力廊道和较大阻力廊道为主。其中,东北侧生态源地相对密集,以中等阻力廊道为主,呈蛛网式分布。东中侧以山地荒地为主,生态源地少,面积小,以中等阻力廊道为主,虽然在挖色镇和海东镇的生态源地将各

个片状源地连接起来,生成多条长生态廊道,但缺少源地“踏脚石”,因此整体连通性不强、功能性较弱。东南侧生态源地少,面积大,距离远,以较大阻力廊道为主,贯穿满江街道,连接凤仪镇生态源地、下关街道生态源地与洱海生态源地的多条生态廊道,建设用地和生态斑块混杂,人类干扰强度大。

3.3 生态安全格局优化

本研究共确定筛选出 32 处生态夹点(图 6)。针对东侧生态源地少、距离远、廊道阻力大的特点,沿生态走廊呈串珠状布局 26 处生态夹点,起到“踏脚石”作用,以利于生态廊道的连通性。结合西侧生态源地多、面积大、距离短的特点,查漏补缺地沿面积较大的生态源地间布局 6 处生态夹点,进一步畅通生态廊道的连通性。

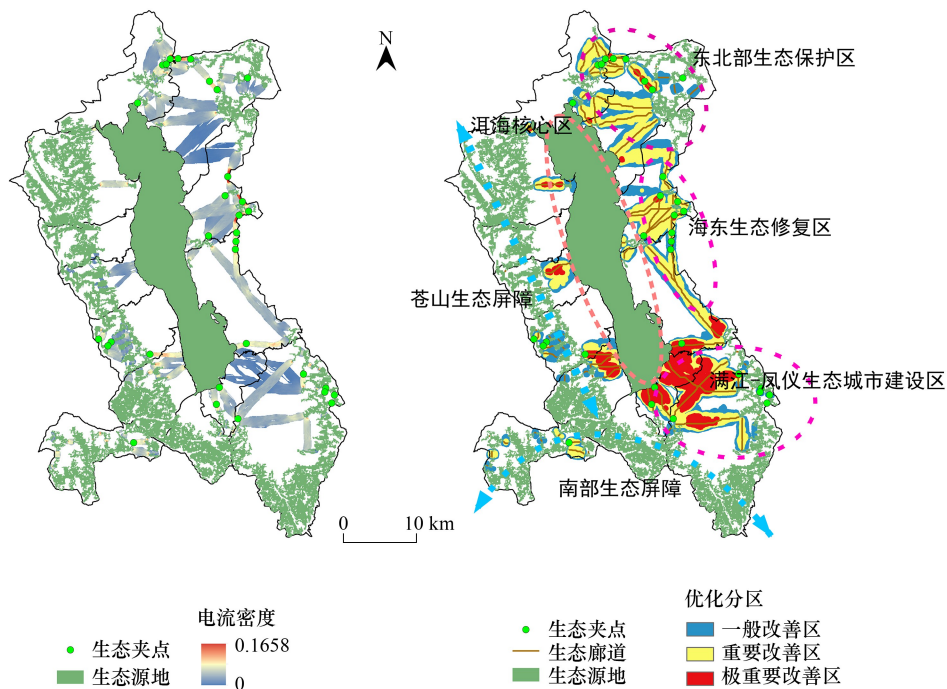


图 6 大理市生态安全格局电流密度及优化分区

Fig.6 Current density and optimal zoning of ecological security pattern in Dali City

本研究共划定三级生态改善区(图 6),总面积为 47556.63hm²,占研究区的 27.34%。极重要改善区面积为 8869.77hm²,占改善区总面积的 18.65%,主要在满江和凤仪街道的城镇区域,以及洱海湖滨区的城镇间区域。其中,满江和凤仪街道作为大理市新开发区,是未来城市建设重点区域,承担着经济发展与生态保护的双重压力,是极重要改善区。洱海湖滨区的城镇间区域是下关城区-大理古城-银桥镇-喜洲镇等城镇间的廊道片区,是生态流动的重要通道,生态环境的改善有利于生态安全格局的优化。重要生态改善区面积为 22805.64hm²,占改善区总面积的 47.95%,主要在洱海东侧的旅游区 and 石灰岩荒山区。其中,以双廊镇为代表的旅游区,道路、耕地、建设用地与居民点交错分布造成用地结构不合理,需通过统一规划剔除障碍斑块,优化生态安全格局。以海东镇为典型的石灰岩荒山区,土壤瘠薄,石灰岩裸露,需进行生态修复改善。一般改善区面积为 15881.22hm²,占改善区总面积的 33.4%,主要在洱海西侧苍山生态源地间以及重要改善区周围,是极重要改善区和重要改善区的补充,起到共同优化了大理市的生态安全格局的作用。

在确定生态夹点和改善区的基础上,提出“一核,两屏、三区、多组团”的生态安全空间优化格局(图 6)。“一核”是洱海,高原湖泊城市大理的生态系统核心是洱海。要围绕洱海保护治理总体要求,严格分级管控洱海湖滨缓冲区,防治污染,提升水质,恢复水生生态系统。“两屏”是洱海西侧苍山生态屏障与南部生态屏障。苍山生态屏障是国家自然保护区,南部生态屏障是国家天然林保护工程重点实施区域,两屏都以林地等生态

用地为主,林地密度较高,是生态源地集中分布区,生态系统健康及生态系统服务均处于较高水平。要围绕国家级保护区总体要求,布局建设生态廊道和夹点,保护生态系统完整性,提升生态安全水平。“三区”是洱海东侧的东北部生态保护区、海东生态修复区和满江-凤仪生态城市建设区。东北部生态保护区也是金沙江流域的生态保持区,生态功能突出,要围绕大理旅游业发展目标,克服旅游业盲目发展的生态安全风险,以上关镇和双廊镇为抓手,大力提倡湖滨生态旅游,最大限度地维护生态系统功能。海东生态修复区主要是荒山秃岭,石灰岩裸露,生态防护功能脆弱,要围绕石漠化地区综合治理总体要求,精准定向飞播造林,向荒漠化石漠化土地要“绿洲”,布局建设生态廊道,重点打造布局以生态夹点为主的“踏脚石”,加强生态流之间的联通性和安全性,综合应用生物措施与工程措施修复生态功能。满江-凤仪生态城市建设区由于城镇斑块和生态斑块相互交错分布,是生态安全格局优化的极重要改善区。要围绕大理市城市总体规划目标,推进城市绿地规划,严控建设用地,强化生态空间对城镇空间结构和布局的硬约束,提高城镇绿地覆盖率,以城市生态公园建设为主,合理布局城市生态廊道。“多组团”是由下关城区-大理古城-银桥镇-喜洲镇等城镇区之间的多个生态修复区组成,是生态安全优化格局的重要改善区和极重要改善区,也是生态廊道建设密集区,要围绕生态文明建设目标,开展生态保护和修复,承担起生态隔离和联通生态源地的重要功能,与各城镇等共同形成结构稳定的城镇-生态网络体系。

4 结论与讨论

4.1 讨论

4.1.1 生态源地的选择对保护效率和廊道识别的影响

源地识别是生态安全格局构建的基础,以往从生态系统服务重要性来识别源地^[10,17,35],无法兼顾生态系统健康状况^[27]。因此,本研究将生态系统健康和生态系统服务统筹到生态安全评估,以更科学地选择生态源地,并对比三种生态源地选择方法对生态源地保护效率^[46]和廊道识别的影响。方法一:仅考虑生态系统服务重要性(利用公式3评估),运用自然间断点法对生态系统服务重要性分级(共5级),将非常重要和较重要两个区域作为生态源地,并剔除0.3km²的细碎斑块。方法二:仅考虑生态系统服务重要性,优先选择生态系统服务指数高的生态斑块作为生态源地,使其面积接近本研究方法的生态源地面积大小,并剔除0.3km²的细碎斑块。方法三:即本研究使用的方法。

从保护效率来说(表2),三种方法均对生态系统健康、服务和安全起到有效保护(保护效率>1)。方法一的生态源地面积最大(占比:46.18%),源地和廊道数量最少,但保护效率在三种方法中最低,对生态系统健康的保护存在不足。方法二选择的生态源地面积和本研究提出的方法接近(占比:36.44%),源地和廊道数量较少,对生态系统服务的保护效率在三种方法中最高,但对生态系统健康和生态安全水平的保护效率均低于方法三。方法三在选择源地时兼顾了生态系统健康与生态系统服务,对生态系统健康与生态安全水平的保护效率在三种方法中最高,对区域生态系统服务保护效率尽管不是最高,但仍得到了有效的保护。

表2 不同生态源地选择方法对生态源地保护效率和廊道识别的影响

Table 2 Effects of different ecological sources selection methods on ecological sources conservation efficiency and corridor identification

方法 Method	生态源地及廊道属性 Ecological sources and corridor attributes				生态保护效率 Ecological conservation efficiency		
	源地面积/km ² Sources area	源地数量 Sources quantity	廊道数量 Corridors quantity	廊道总长度/km Total corridors length	生态系统健康 Ecosystem health	生态系统服务 Ecosystem services	生态安全水平 Ecological security level
一	80317.62	17	34	141.43	1.17	1.33	1.25
二	63385.65	20	37	193.48	1.19	1.39	1.30
三	61242.74	53	111	253.56	1.28	1.36	1.33

从生态廊道及电流密度来看(图7),不同源地的选择对生态廊道和电流密度影响较大,三种方法的廊道数量分别为34、37、111条。由于方法三统筹了生态系统健康与生态系统服务,因此源地相对较多,廊道也较多。方法一和方法二选择源地较少,一些重要的廊道并未识别;在洱海西部的多组团城镇区间带有具有生态缓冲、生态隔离等重要功能的生态廊道并未识别。苍山洱海国家自然保护区内部的生态廊道也未识别。同时,方法三对于洱海东部生态修复区规划和南部生态城市建设区更具有借鉴意义。对比《大理市国民经济和社会发展的第十四个五年规划和二〇三五年远景目标纲要》(下称《纲要》)中的生态保护格局,与方法三中所构建的生态廊道更加相符,更能满足未来高原湖泊城市的大理市的社会经济的发展需求。因此,将生态系统健康和生态系统服务纳入生态安全评估中,从“结构-功能-过程”的综合视角评估生态安全状况,确定生态重要性和生态系统健康良好的生态斑块作为源地更有利于人地矛盾冲突区域生态系统功能的维护。

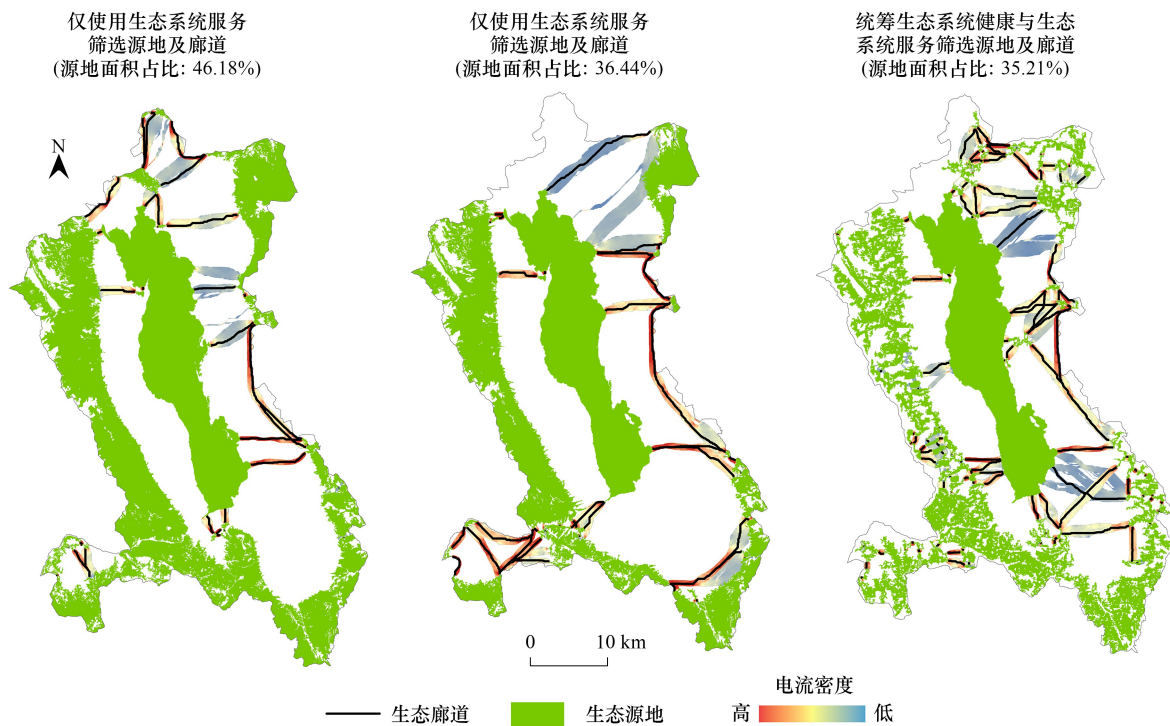


图7 不同生态源地选择及其生态廊道与电流密度

Fig.7 Selection of different ecological sources and their ecological corridors and current density

4.1.2 不同修正方法对阻力面及廊道的影响

生态阻力面反映了生态流的空间转移过程,已有的研究多是综合因素构建阻力面^[42,45],或是从夜间灯光的角度^[4,26],修正基本阻力值。对于快速发展高原湖泊城市,更应突出在多种作用下土地空间格局变化的可能性。因此研究应用神经网络模块获取土地发展概率修正生态阻力面,并进一步对比未修正土地、夜间灯光修正土地和土地发展概率修正土地对综合阻力面影响,并识别廊道和电流密度(图8)。未修正阻力面与土地利用格局大体相似(图8),平均阻力值为1.88,但对同一土地类型下不同土地利用方式与强度对阻力面的影响难以体现。夜间灯光修正的阻力面平均阻力值为1.88,更侧重于当前人类活动干扰对阻力面的影响(图8)。土地发展概率修正阻力面平均阻力值为2.28,在一定程度上体现了未来土地发展趋势(图8),能进一步突出城镇快速发展对阻力面影响的概率,更真实地表达土地利用强度对物种空间运动的干扰,及所导致的生态系统变化。在不同阻力面影响下,生态廊道和电流密度也具有明显差异。研究区中部、北部生态廊道格局整体相似,在东南部生态廊道格局有明显差异。土地发展概率修正阻力面下的生态廊道兼顾了未修正阻力面和夜间灯光修正的阻力面下的生态廊道,满足了洱海源地与南部外侧源地相互连接的需求。同时,土地发展

概率修正阻力面的廊道与《纲要》中的重要廊道较为一致,对未来区域规划发展更具实际意义。因此土地发展概率修正的阻力面对高原湖泊城市而言能更加真实的反映未来发展趋势下生态安全格局构建的需要,对人对地关系较紧张的高原湖泊城市发展更有借鉴意义。

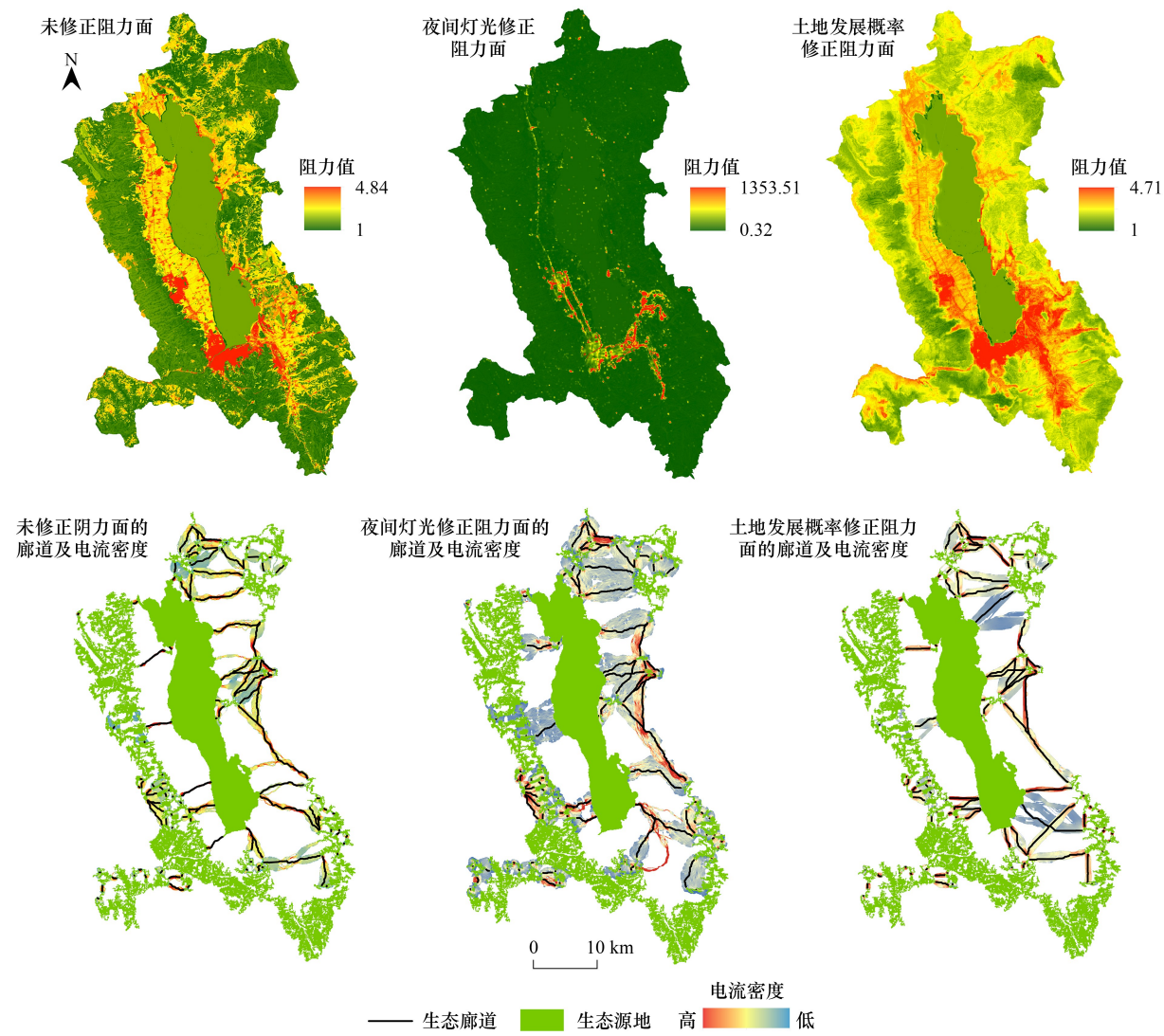


图 8 不同方法阻力面及其生态廊道与电流密度

Fig.8 Resistance surface of different methods and their ecological corridors with current density

4.1.3 与相关规划政策对比

随着新型城镇化战略的深入实施,高原湖泊城市生态安全格局构建不失为一条缓解生态环境保护与经济发展这一矛盾的重要空间途径。本研究所提出的“一核、两屏、三区、多组团”生态安全优化格局宏观层面与《纲要》中提出的构建“一心、两环、五区、多廊”生态保护格局相统一,微观层面上统筹生态系统健康与生态系统服务的生态安全评价、修正后的综合生态阻力面和电路理论的生态廊道识别、生态夹点布局及改善区划分,更为细致和精准,能进一步为全面建设大理市协调发展新格局,总体改善生态环境质量提供借鉴。

随着兼顾生态系统健康和生态系统服务的更多约束条件纳入到评价中,生态源地更为细碎,生态廊道更为复杂,就对有效的区域生态安全管理措施提出了更高的要求:即构建“一核、两屏、三区、多组团”的生态安全空间优化格局要避免因人类高强度活动而导致的源地进一步破碎;要优先针对小而密集生态源地间进行综合整治,逐步扩大源地保护范围;通过生态廊道构建,生态节点建设和生态障碍修复,实现以生态安全优化格

局为核心空间途径的区域生态综合整治措施。

4.2 结论

研究以典型高原湖泊城市大理市为例,将生态系统健康和生态系统服务统筹到生态安全评估,采用人工神经网络获取土地发展概率修正生态阻力面,运用 Linkage Mapper 和电路理论构建生态安全格局,并提出优化方案。结果表明:

(1)大理市生态系统健康、生态系统服务及生态安全水平状况并不乐观。其指数均值分别为 0.48、0.56、0.51。空间分布格局呈现出洱海高;环洱海周边人类活动区低;洱海西部苍山、洱海南部和东南环状相连区域高的“高-低-高”的圈层结构特征。

(2)共筛选确定生态源地 53 块,识别出廊道 111 条,布局 32 处生态夹点,划分三级生态改善区,并提出以洱海为一核,以苍山和南部林区为两屏,以大理市东北部生态保护区、海东生态修复区和满江-凤仪生态城市建设区为三区,以城镇间的多个生态修复区为多组团,共同构成“一核、两屏、三区、多组团”的生态安全优化格局。

(3)将生态系统健康和生态系统服务统筹到生态安全评估以确定生态源地能更有效的选择关键生态斑块。同时,利用土地发展概率修正阻力面所构建的生态安全格局,能更加真实的反映未来发展趋势下生态安全格局构建的需要。为城市生态安全格局构建方法提供了新视角和新方法。

本研究在依据高原湖泊城市提出生态安全格局优化方法的同时,进一步对比不同生态源地选择和阻力面构建方法对生态廊道的影响。通过对比,充分说明了将生态系统健康和生态系统服务统筹到生态安全评估及利用土地发展概率修正阻力面所构建的生态安全格局的适用性,为区域生态安全格局构建提供新思路,从而有效指引区域的空间规划,助力高原湖泊城市的生态宜居。然而在生态安全格局构建中,生态廊道宽度直接影响生态功能发挥,对于不同功能的生态廊道其宽度需求也不尽相同。此外,生态安全格局构建及后期生态效应验证也是复杂系统问题。从多尺度关联的视角出发,集成多种模型和方法,突破生态安全格局构建的区域边界,关注生态安全的域外效应,科学合理确定最佳生态廊道宽度,构建跨尺度多等级的生态安全格局,以实现整体效益最大化,将是未来研究的重要方向之一。

参考文献 (References):

- [1] 李琛, 吴映梅, 高彬斌, 武燕, 郑可君, 李婵. 高原湖泊乡村聚落空间分异及驱动力探测——以环洱海地区为例. 经济地理, 2022, 42(4): 220-229.
- [2] 崔宁, 于恩逸, 李爽, 唐明方, 吴钢. 基于生态系统敏感性与生态功能重要性的高原湖泊分区保护研究——以达里湖流域为例. 生态学报, 2021, 41(3): 949-958.
- [3] 吴健生, 马洪坤, 彭建. 基于“功能节点—关键廊道”的城市生态安全格局构建——以深圳市为例. 地理科学进展, 2018, 37(12): 1663-1671.
- [4] 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 吴健生. 区域生态安全格局构建研究进展与展望. 地理研究, 2017, 36(3): 407-419.
- [5] Hodson M, Marvin S. 'urban ecological security': a new urban paradigm? International Journal of Urban and Regional Research, 2009, 33(1): 193-215.
- [6] 马克明, 傅伯杰, 黎晓亚, 关文彬. 区域生态安全格局: 概念与理论基础. 生态学报, 2004, 24(4): 761-768.
- [7] 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.
- [8] 黄木易, 岳文泽, 冯少茹, 蔡接接. 基于 MCR 模型的大别山核心区生态安全格局异质性及优化. 自然资源学报, 2019, 34(4): 771-784.
- [9] Babí Almenar J, Bolowich A, Elliot T, Geneletti D, Sonnemann G, Rugani B. Assessing habitat loss, fragmentation and ecological connectivity in Luxembourg to support spatial planning. Landscape and Urban Planning, 2019, 189: 335-351.
- [10] Peng J, Yang Y, Liu Y, Hu Y, Du Y, Meersmans J, Qiu S.. Linking ecosystem services and circuit theory to identify ecological security patterns. Science of the Total Environment, 2018, 644: 781-790.
- [11] Aminzadeh B, Khansefid M. A case study of urban ecological networks and a sustainable city: Tehran's metropolitan area. Urban Ecosystems, 2010, 13(1): 23-36.
- [12] 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): 701710.
- [13] Li S, Zhao Y, Xiao W, Yue W, Wu T. Optimizing ecological security pattern in the coal resource-based city: a case study in Shouzhou City, China. Ecological Indicators, 2021, 130: 108026.
- [14] Gao J B, Du F J, Zuo L Y, Jiang Y. Integrating ecosystem services and rocky desertification into identification of Karst ecological security pattern.

- Landscape Ecology, 2021, 36(7): 2113-2133.
- [15] 潘竟虎, 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.
- [16] 杨亮洁, 王晶, 魏伟, 杨永春, 郭泽呈. 干旱内陆河流域生态安全格局的构建及优化——以石羊河流域为例. 生态学报, 2020, 40(17): 5915-5927.
- [17] 高梦雯, 胡业翠, 李向, 宋荣. 基于生态系统服务重要性和环境敏感性的喀斯特山区生态安全格局构建——以广西河池为例. 生态学报, 2021, 41(7): 2596-2608.
- [18] 郭志龙, 杨济瑜, 谢花林. 南方丘陵山区生态安全格局构建与优化修复——以瑞金市为例. 生态学报, 2022, 42(10): 3998-4010.
- [19] Costanza R. Ecosystem health and ecological engineering. Ecological Engineering, 2012, 45: 24-29.
- [20] Peng J, Liu Y, Li T, Wu J. Regional ecosystem health response to rural land use change: a case study in Lijiang City, China. Ecological Indicators, 2017, 72: 399-410.
- [21] Costanza R, Norton B G, Haskell B D. Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management. Washington, D.C.: Island Press, 1992.
- [22] Peng J, Liu Y, Wu J, Lv H, Hu X. Linking ecosystem services and landscape patterns to assess urban ecosystem health: a case study in Shenzhen City, China. Landscape and Urban Planning, 2015, 143: 56-68.
- [23] 袁毛宁, 刘焱序, 王曼, 田璐, 彭建. 基于“活力—组织力—恢复力—贡献力”框架的广州市生态系统健康评估. 生态学杂志, 2019, 38(4): 1249-1257.
- [24] 陈万旭, 赵雪莲, 钟明星, 李江风, 曾杰. 长江中游城市群生态系统健康时空演变特征分析. 生态学报, 2022, 42(1): 138-149.
- [25] 刘珍环, 王仰麟, 彭建, 谢苗苗, 李猷. 基于不透水表面指数的城市地表覆被格局特征——以深圳市为例. 地理学报, 2011, 66(7): 961-971.
- [26] Zhang L Q, Peng J, Liu Y X, Wu J S. Coupling ecosystem services supply and human ecological demand to identify landscape ecological security pattern: a case study in Beijing - Tianjin - Hebei region, China. Urban Ecosystems, 2017, 20(3): 701-714.
- [27] 易浪, 孙颖, 尹少华, 魏晓. 生态安全格局构建:概念、框架与展望. 生态环境学报, 2022, 31(4): 845-856.
- [28] Pan Z, He J, Liu D, Wang J. Predicting the joint effects of future climate and land use change on ecosystem health in the Middle Reaches of the Yangtze River Economic Belt, China. Applied Geography, 2020, 124: 102293.
- [29] Gao B P, Wu Y M, Li C, Zheng K J, Wu Y. Ecosystem health responses of urban agglomerations in central Yunnan based on land use change. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022, 19(19): 12399.
- [30] 朱文泉, 潘耀忠, 张锦水. 中国陆地植被净初级生产力遥感估算. 植物生态学报, 2007, 31(3): 413-424.
- [31] Li C, Wu Y M, Gao B P, Zheng K, Wu Y, Li C. Multi-scenario simulation of ecosystem service value for optimization of land use in the Sichuan-Yunnan ecological barrier, China. Ecological Indicators, 2021, 132: 108328.
- [32] 刘洋, 张军, 周冬梅, 马静, 党锐, 马靖靖, 朱小燕. 基于 InVEST 模型的疏勒河流域碳储量时空变化研究. 生态学报, 2021, 41(10): 4052-4065.
- [33] Li J, Bai Y, Alatalo J M. Impacts of rural tourism-driven land use change on ecosystems services provision in Erhai Lake Basin, China. Ecosystem Services, 2020, 42: 101081.
- [34] 张学儒, 周杰, 李梦梅. 基于土地利用格局重建的区域生境质量时空变化分析. 地理学报, 2020, 75(1): 160-178.
- [35] 孙枫, 章锦河, 王培家, 魏国恩, 储光, 曹禹. 城市生态安全格局构建与评价研究:以苏州市区为例. 地理研究, 2021, 40(9): 2476-2493.
- [36] Wischmeier W H, Smith D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978.
- [37] Williams J, Renard K, Dyke P. EPIC: a new method for assessing erosion's effect on soil productivity. Journal of Soil and Water Conservation, 1983, 38: 381-383.
- [38] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 黄丽, 张光远. 应用 USLE 模型与地理信息系统 IDRISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究. 水土保持学报, 2000, 14(2): 19-24.
- [39] 吴茂全, 胡蒙蒙, 汪涛, 凡宸, 夏北成. 基于生态安全格局与多尺度景观连通性的城市生态源地识别. 生态学报, 2019, 39(13): 4720-4731.
- [40] Liu X, Liang X, Li X, Xu X, Ou J, Chen Y, Li S, Wang S, Pei F. A future land use simulation model (FLUS) for simulating multiple land use scenarios by coupling human and natural effects. Landscape and Urban Planning, 2017, 168: 94-116.
- [41] 李维佳, 马琳, 臧振华, 高健, 李俊清. 基于生态红线的洱海流域生态安全格局构建. 北京林业大学学报, 2018, 40(7): 85-95.
- [42] 赵筱青, 谭琨, 易琦, 李思楠, 苗培培, 普军伟. 典型高原湖泊流域生态安全格局构建——以杞麓湖流域为例. 中国环境科学, 2019, 39(2): 768-777.
- [43] Keeley A T H, Beier P, Keeley B W, Fagan M E. Habitat suitability is a poor proxy for landscape connectivity during dispersal and mating movements. Landscape and Urban Planning, 2017, 161: 90-102.
- [44] Li C, Wu Y M, Gao B P, Zheng K, Wu Y, Wang M J. Construction of ecological security pattern of national ecological barriers for ecosystem health maintenance. Ecological Indicators, 2023, 146: 109801.
- [45] 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.
- [46] 王良杰, 马帅, 许稼昌, 朱殿珍, 张金池. 基于生态系统服务权衡的优先保护区选取研究——以南方丘陵山地带为例. 生态学报, 2021, 41(5): 1716-1727.