文章编号:1671-4229(2025)01-0066-16

生态系统服务价值视角的南岭山区生态网络构建与优化

袁海威, 倪　杰*, 邱　霓, 林港特, 王时宽, 郭铭彬, 龚建周
(广州大学 地理科学与遥感学院, 广东 广州　510006)

摘　要: 将生态系统服务价值的空间分布与连通性纳入考量,对关键区域进行生态网络的构建与优化,是提升区域景观结构的连通性以及生态系统整体功能的有效手段。目前,针对这一领域的研究仍显不足,文章基于 PLUS-InVEST 模型与“源地－廊道”范式,利用 2000—2020 年土地利用数据,对南岭山区未来生态系统服务价值进行核算,通过识别价值高值区,进而构建并优化南岭山区的生态网络。结果表明:在南岭山区总面积约 11.4 万 km^2 的范围内,景观组成相对稳定,以林地为主导类型;该区域典型生态系统服务价值总体呈波动下降的趋势,预计到 2030 年达最低值;南岭山区的生态网络呈现出西密东疏的空间分布特征,生态源地呈团状分布,边缘地带较为割裂。文章从优先保护生态夹点和重点修复生态障碍点的目标出发,明确了生态网络优化的关键区域,研究成果为完善生态系统服务网络空间体系以及构建可持续的生态安全格局提供了研究支撑。

关键词: 生态网络构建; 生态系统服务价值; PLUS 模型; 山区界定; 南岭山区
中图分类号: Q149;X321　　**文献标志码:** A

Construction and optimization of ecological network in the Nanling Mountains region from the perspective of ecosystem service value

YUAN Hai-wei, NI jie, QIU Ni, LIN Gang-te, WANG Shi-kuan, GUO Ming-bin, GONG Jian-zhou*
(School of Geography and Remote Sensing, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China)

Abstract: The establishment and optimization of ecological networks in strategic locations is a useful strategy to enhance the connection of regional landscape structures and the general functioning of ecosystems, taking into account the spatial distribution and connectivity of ecosystem service values. There isn't enough research being done in this field right now. The study used land use data from 2000 to 2020 to determine the future ecosystem service value of the Nanling Mountains region, identify high-value locations, and maximize the value of the ecosystem network. It was based on the PLUS-InVEST model and the “source-corridor” paradigm. The ecological network in the Nanling Mountains region was established and optimized by identifying high value locations, and the future value of ecosystem services in the Nanling Mountains region was computed using land use data from 2000 to 2020. The findings indicate that: The typical ecosystem service value of the region exhibits a general fluctua-

收稿日期: 2024－09－27; **修回日期:** 2024－11－13
基金项目: 国家自然科学基金面上资助项目(42071123);广东乡村地域系统野外科学观测研究站资助项目(2021B1212050026);广东省哲学社会科学“十三五”规划 2019 年度资助项目(GD19CGL19);2024 年广州市科协智库建设资助项目(ZK20240312)
作者简介: 袁海威(2000—),男,硕士研究生,E-mail: yuanhw233@163.com
* 通信作者. E-mail: jieni@gzhu.edu.cn
引文格式: 袁海威, 倪杰, 邱霓, 等. 生态系统服务价值视角的南岭山区生态网络构建与优化[J]. 广州大学学报(自然科学版), 2025,24(1):66-81.

ting and decreasing trend, with the lowest value predicted for 2030; the landscape composition is relatively stable within the total area of about 114 000 km^2 of the Nanling Mountains area, with woodland as the dominant type; with the ecological source area in a regulated distribution and more fragmented edges, the ecological network of the Nanling Mountains region exhibits a spatial distribution that is dense in the west and sparse in the east. The study elucidates the critical domains for ecological network optimization, derived from the goal of giving priority to the preservation of ecological pinch points and emphasizing the rehabilitation of ecological barrier points. The study's findings offer evidence in favor of enhancing the ecosystem service network's spatial structure and creating a pattern of long-term ecological security.

Key words: construction of ecological networks; ecosystem services value; PLUS model; boundary determination in mountainous area; the Nanling Mountains region

生态系统服务价值(Ecosystem Services Value, ESV)是自然资本为人类社会提供服务和产品的价值体现,能够全面反映生态系统为人类社会提供的直接和间接服务,以及这些服务对人类福祉的影响,为了量化生态系统与人类社会之间的互动关系,ESV 逐渐成为衡量生态系统对人类社会贡献的重要指标[1]。生态网络构建与优化作为增强生态系统的连通性和稳定性的重要手段,通过利用带状生态廊道将孤立分散的破碎化生态斑块连接起来,并针对薄弱环节提出优化策略,从而提升生态系统服务价值[1—2]。基于 ESV 视角进行生态网络构建与优化,有助于将生态系统的自然属性与人类社会的需求有效结合,为生态规划和决策提供量化依据[1]。

生态网络作为生态规划和管理的有效工具,其在保护生态系统服务价值、维护生态系统服务功能和保持生物多样性等方面的重要性日益受到重视[2]。迄今为止,生态网络构建研究已经形成了一套较为完善的范式,包括"源地识别 - 阻力面构建 - 廊道提取 - 生态网络构建"[3]。在这一过程中,源地识别和廊道提取是关键步骤,涉及源地识别、廊道与节点的提取,以及网络效能评估等具体环节。国内外研究方法多样,包括基于形态学空间格局分析[4]、粒度反推法[5]、最小累积阻力模型[6]和电路理论[7]等。其中,最小累积阻力模型凭借其出色的生物迁移扩散路径模拟能力,已成为生态网络构建的主流方法之一[4, 6, 8],为解决关键生物保护、物种相互作用、生态系统稳定性以及深入理解生态系统演变机理提供了良好的研究支撑[8]。近几年来,生态网络的研究尺度主要集中在县(区)[5-6]、城市[4,9]、城市群[2, 7]等行政单元上,实际上生态网络组分更多地受地理单元的影响而非行政边界的限制[10],而在识别生态源地时,往往忽视了稳定的源地生境在区域生态过程中保持生态系统完整和健康的关键作用,以及在结构上对于景观连通性的贡献[3]。若能从 ESV 的空间分布入手,在充分保证其连通性的前提下,确保关键的生态过程和功能在廊道间可以有效传递,将有效提升生态系统服务价值及其辐射效应[4]。此外,受自然演替与人类活动的双重影响,生态源地与廊道的属性和特征会随时间发生变化[9, 11],仅依据当前景观结构来预测未来的生态网络,难以与考虑时间属性的阶段性规划成果相吻合,恐难提供明确的空间发展方向指引,将会给生态管理决策带来挑战。

南岭山区是中国大陆南部最大的山脉和自然地理界线[12],还拥有保存最为完整的亚热带常绿阔叶林以及丰富的生物多样性,为人类社会在固碳释氧、生物多样性保护、水资源供给与涵养等方面提供了重要的生态系统服务价值[13]。但由于其复杂的地形地貌和破碎化特征[12-13],致使物种生境分割、景观连通性较弱[14]。加上早期矿产资源开采和小水电开发等人类活动的干扰,南岭山区正面临着生态系统退化、生物多样性丧失和生态系统服务功能降低等严峻问题[13, 15],迫切需要进行生态网络的构建与优化。显然,在当前生态网络研究领域,对生态系统服务价值的空间分布和连通性的关注尚显不足,且缺乏考虑景观结构可能发生的动态演变,这可能会导致构建的生态网络与实际需求存在一定的差距。同时,现有研究还缺乏针对南岭山区这一关键地理区域的具体案例分析。为了更好地保护南岭这一珍贵的自然遗

产,本研究通过识别关键尺度下服务功能最优的生态源地斑块结构,构建跨流域尺度的生态网络,由此识别生态网络优化区域,以提升区域尺度自然恢复与持续保障成效。

1 数据与方法

1.1 数据来源与研究区域

1.1.1 数据来源及预处理

研究通过多渠道获取所需基础数据(2000、2010和2020年数据以及2030年预测数据,并利用ArcGIS软件进行预处理,从自然环境因子、社会经济因子和可达性3方面筛选了14类驱动因子数据,以30 m分辨率的土地覆盖数据为标准,统一投影后经过重采样、捕捉栅格以保证各类数据的像元空间位置及大小完全匹配,从而确保模拟结果的准确性和可靠性。各类数据的具体名称、类型及来源如表1所示。

表1 数据类型及来源

Table 1 Data types and sources

类别	数据名称	符号	类型	来源
土地覆盖数据	土地覆盖分类	Y	TIF	GlobalLand30 (http://www.globallandcover.com/)
自然环境因子	年度平均温度空间插值	X_1		资源环境科学与数据中心(ttps://www.resdc.cn/)
	年度平均降水量空间插值	X_2		
	高程	X_3		
	坡度	X_4		
	土壤类型	X_5	SHP	
	到水体距离	X_6	TIF	GlobalLand30 (http://www.globallandcover.com/)
社会经济因子	人口空间分布公里网格数据	X_7		资源环境科学与数据中心 (ttps://www.resdc.cn/)
	GDP空间分布公里网格数据	X_8		
可达性	到主干道距离	X_9		OpenStreetMap (https://www.openstreetmap.org/)
	到高速公路距离	X_{10}		
	到铁路距离	X_{11}		
	到一级道路距离	X_{12}		
	到二级道路距离	X_{13}		
	到三级道路距离	X_{14}		
限制转换区数据	自然保护区空间面数据	/	SHP	自然保护区标本资源平台 (ttp://www.papc.cn/)
各情景预测数据	未来逐月平均气温数据集	/	NETCDF	国家地球系统科学数据中心
	未来逐月降水量数据集			(http://www.geodata.cn/index.html)
	未来逐月潜在蒸散发数据集			
	未来人口格点化数据库		XLSX	Gridded datasets for population and economy under Shared Socioeconomic Pathways (ttps://www.scidb.cn/en/)
	未来经济格点化数据库			
流域数据	基于DEM提取的中国流域、河网数据集	/	SHP	资源环境科学数据注册与出版系统 (http://www.resdc.cn/DOI)

1.1.2 研究区域

狭义的南岭特指五岭山区[14,16],广义的南岭则扩展至粤南及闽粤沿海等地域[13-14],其构造带的地质范围为107°~116°E和23°20′~27°00′N,覆盖黔东南、桂北、湘南、赣南以及粤北等行政区[16]。南岭由北东—南西向斜列山脉及其间盆地组成,并不存在统一的东西向山脉,整体地势不高,海拔多在千米左右,最高峰苗儿山海拔为2 141.5 m,地理上被称为南岭山地,是长江流域与珠江流域的分水岭[13-14]。

南岭山地温暖湿润的水热条件、沟壑纵横的地形,为各种动植物的繁衍生息提供了理想环境,是

具有世界意义的物种多样性区域[12]。该山地已被列入全国重要生态系统保护和修复重大工程规划布局,承担着筑牢南方生态安全屏障的国家战略任务。

1.2　研究方法

鉴于南岭山区的范围和边界仍然存在异议[14],界定其边界便成为本研究的首要任务。在考虑到景观生态过程的流转和生态网络时间动态特性的基础上[9],预测未来土地利用变迁并评估潜在 ESV,是从 ESV 视角构建和优化南岭山区生态网络的重要步骤。最终,采用"源地 - 廊道"法,基于该视角识别南岭山区的生态源地,构建生态网络并提出优化策略(研究流程参见图 1),在划定南岭山区合理范围的基础上,探索提升区域景观连通性及其生态系统整体功能的优化途径,以期揭示南岭山区生态网络的关键节点和区域,为区域生态保护和恢复提供科学参考。

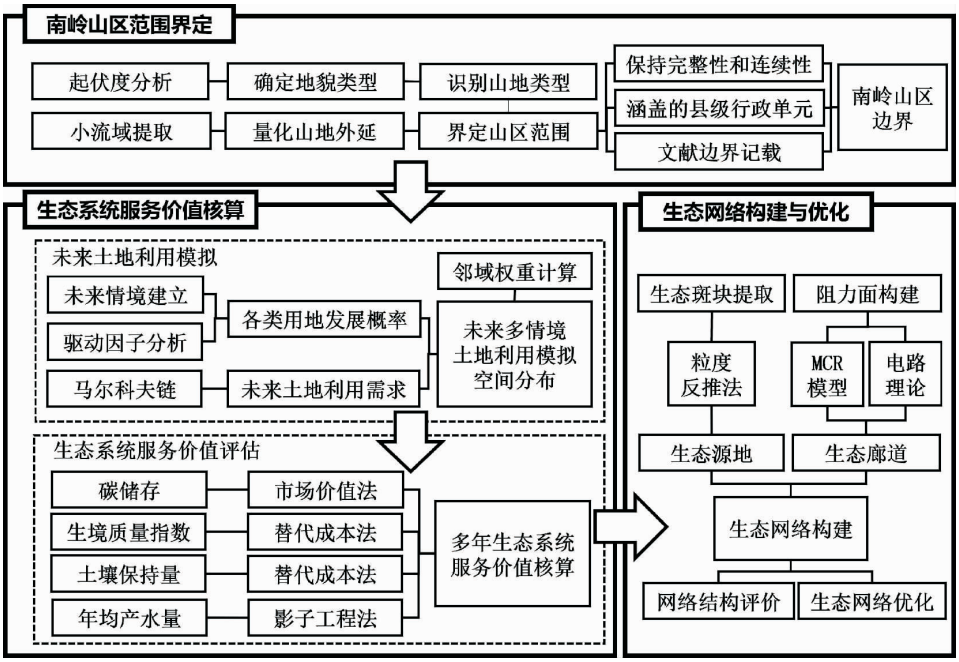

图 1　研究流程图

Fig. 1　Research Flowchart

1.2.1　南岭山区边界的界定

山地侧重自然属性,具有特定的海拔与坡度;山区强调人文属性,追求社会经济可持续发展,注重区域的完整性和连续性[17],打破行政壁垒的跨流域尺度生态网络研究有助于维护生态系统格局[18]。山区以山地为核心,即山地是构成山区的基石,遵循山地自然属性、确保生态系统完整性,同时兼顾山区社会发展和人类福祉提升需求的范围划分,是必须恪守的基本原则[19]。界定山区边界应从识别山地地貌类型开始,以自然流域为最小分析单元,当山地斑块面积超过平原时,表明人类生活受山地显著影响,山地拓展范围应以流域边界为限。结合南岭县级行政区及文献记载边界,综合考虑区域完整性和空间连续性,处理局部矛盾,最终确定南岭山区的边界,见图 2。

确定南岭山区边界的主要步骤如下:

(1)识别山地地貌类型。尽管存在多种山地地貌类型划分标准,但联合国环境规划署 - 世界保护监测中心(UNEP-WC-MC)提出的全球山地分类标准[20]运用最为广泛。然而,由于该标准适用于较大的空间尺度,在区域尺度下使用时,分类精度可能会受干扰。因此,许多学者已经尝试根据这一标准,在研究尺度下制定地貌分类体系[21]。根据既有的山地分类指标体系,再结合区域实际情况,制定南岭地貌类型指标体系(表 2)。接着,使用 ArcGIS 的栅格计算器,获取邻域内像元的最大值和最小值的差值,即地形起伏度。依据表 2,结合海拔高度和地形起伏度数据,通过重分类工具确定南岭地区不同的地貌类型,进而识别山地斑块。

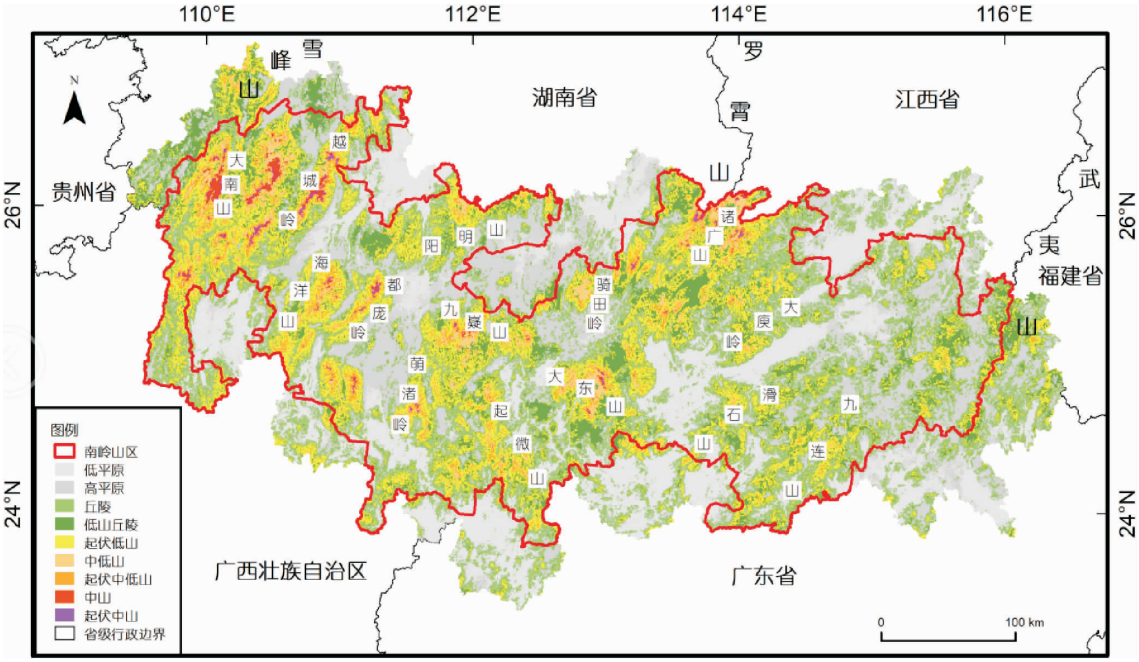

图 2 南岭山区范围、边界及地貌类型

Fig. 2 The Nanling Mountains area and boundary

注:红色线是本研究界定的南岭山区边界,超过此线的彩色区域是李聪颖[16]工作拟定的边界。

表 2 基于地形起伏度的南岭地貌类型指标体系

Table 2 Indicator systems of the Nanling Mountains region landform types based on topographic relief

斑块类型	海拔高度/m	一级地貌类型	地形起伏度/m	二级地貌类型
平原	(0, 200)	平原	—	低平原
	[200, 500)	平原、丘陵	<100	高平原
山地			≥100	丘陵
	[500, 1 000)	低海拔山	<200	低山丘陵
			≥200	起伏低山
	[1 000, 1 500)	中低海拔山	<300	中低山
			≥300	起伏中低山
	[1 500, 2 500)	中海拔山	<300	中山
			≥300	起伏中山

(2)确定山地外延范围。尽管山区的边界受到人为因素和不确定性因素的影响,具有一定的模糊性[17],但为了方便政策制定和操作执行,通常以县级行政区为基本分析单元对山区进行划定[16-17],这种做法使得山区范围过于粗泛。流域作为地球内营力作用下的自然形态,同时也是自然、社会和经济共同构成的复杂系统,它拥有相对封闭和独立的界限。流域单元已被广泛应用于生态功能区的边界划分[18],由此为划定山区范围提供了新思路。南岭山地呈零散破碎的特点,居民点与耕地分布在山地间的盆地、河谷冲积平原及两岸阶地等相对封闭的空间内。该区域居民的生活生产依赖于水资源,土地利用状况则受地形地势的影响更为显著。基于 DEM 提取的流域作为自然界限,既可以相对客观地界定山地的拓展范围,又可以遵循人类活动与山地自然环境关系的和谐原则,即在保持系统完整性的基础上,能够满足当地社会经济活动的基础需求。在流域空间中,当山地斑块的面积超过平原斑块时,该区域内人类生活和生产空间受到山地的影响更为显著,

并将其划入山区的范畴。

(3)界定南岭山区边界。根据现有的定义[14, 22-24],为了获取空间上相对连续和完整的山区范围,以南岭所覆盖的县级行政区划为基础,最终得到南岭山区的边界,见图 2。

1.2.2　南岭山区土地利用多情景模拟

基于元胞自动机(CA)的土地利用模拟模型,已在空间布局预测领域得到广泛应用。特别是从 FLUS 模型发展而来的 PLUS 模型[25],已成为土地利用变化研究的重要工具[26]。本研究借助 PLUS 模拟多情景的南岭山区 2030 年土地利用布局,驱动因素见表 1,共有 14 类(表 1:$X_1 \sim X_{14}$);限制因素为自然保护区,模型参数包括斑块生成阈值(0.9)、扩张系数(0.1)、随机斑块种子的概率(0.1),其余参数按照模型说明文档[22]和默认值进行设置;接下来,基于发展潜力的约束条件和预测目标年份的土地利用需求,计算土地利用类型的扩张面积占总土地扩张的比率,以此确定各地类的邻域权重;最后,模拟土地利用布局结果。利用 2010 年和 2020 年两期土地利用数据,进行模型精度验证,Kappa 系数、FoM 系数和总体精度分别达 0.803、0.267 和 0.903。依据文献[27],在地理 CA 模拟大区域连续空间复杂土地利用动态时,以上精度值表明模拟结果可满足要求。

联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)强调了在预测研究中结合未来辐射强迫情景和共享社会经济情景的重要性[28],依据第六次国际耦合模式比较计划(CMIP6)所整合的共享社会经济路径(SSPs)和代表性浓度路径(RCPs),得出了未来 7 种不同 SSP-RCP 组合情景。本研究构建并选取 MRI-ESM2-0 模式下的 3 种情景(SSP1-1.9、SSP2-4.5、SSP5-8.5),分别表征未来可持续发展路径与最低辐射的强迫水平、中等社会脆弱性与中等辐射强迫的复合状况(中间路径),以及传统化石燃料为主的高等辐射强迫的发展路径[28]。研究针对年平均温度、年降水量、人口和经济 4 种驱动因子进行了相应替换,以预测 2030 年不同情景下的土地利用布局。

1.2.3　生态系统服务价值评估

南岭山区庇护着以亚热带常绿阔叶林为代表的自然生态系统,蕴含着具有全球意义的陆地生物多样性,同时也是一个重要的碳储存库[13]。它不仅是国家的重点生态功能区,还承担着水源涵养的重要任务。然而,当前南岭山区正遭遇生态系统退化、生物多样性衰减以及生态系统服务功能减弱等多重挑战[13, 15]。

出于南岭山区生态系统典型性、重要性以及解决问题紧迫性的考虑,从供给服务、支持服务和调节服务 3 个维度,选取碳储存量、年均产水量、生境质量和土壤保持量 4 类关键指标进行定量评估。InVEST 模型以其操作简便和模拟准确的特点,在区域生态系统服务评估领域得到了广泛应用,尤其在中尺度到大尺度范围内[29]。研究借助该模型,遵循《陆地生态系统生产总值(GEP)核算技术指南》和《森林生态系统服务功能评估规范》等指导文件及政策导向,运用市场价值法、替代成本法和影子工程法(表 3),再对除生境质量外的其他 3 种服务类型的物质量进行价值转换,以全面评估南岭山区生态系统服务的价值。

1.2.4　生态网络构建与优化

生态系统服务价值反映了生态系统提供的不同服务和功能,对生态环境和人类福祉至关重要,通过量化生态系统服务的价值,可以更好地了解各个生态系统功能的重要性和差异[30]。在景观生态规划和土地主体功能视角中,生态用地是区域生态系统服务功能的重要载体,围绕生态系统服务高价值区域进行生态网络的识别与优化,不仅考虑了生态用地内部的生态价值,还将其融入更大范围的生态网络中,有助于整合生态用地与周边环境,从宏观上维护关键生态过程和物种生存的条件,以及维持和提升生态系统服务功能[1,3]。

(1)生态网络构建。生态网络“源地 - 廊道”构建过程包括 3 个关键部分:生态源地识别、阻力面构建和生态廊道识别。

不同的时空尺度会影响生态系统的结构和功能,通过粒度反推法[5],能够有效地识别关键尺度,并提取生态系统服务价值高值区作为生态源地,进而优化整体的生态网络。粒度反推法通过分析不同粒度的生态源地数据下的景观格局,并绘制相应的景观格局指数曲线,通过寻找这些曲线的拐点来确定生态源地的景观格局突变点。

表3 南岭山区典型生态系统服务物质量与价值量评估方法

Table 3 Methods for assessing the quantity and value of typical ecosystem services in the Nanling Mountains region

模块	物质量计算方法	价值量计算方法
碳储存	$C_{i_tot}=C_{i_above}+C_{i_below}+C_{i_soil}+C_{i_dead}$, (1) $C_{total}=\sum_{i=1}^{n}(C_{i_tot}\times A_i)$, (2) 式中,$C_{i_tot}$为第$i$种土地利用类型的碳密度;$C_{i_above}$、$C_{i_below}$、$C_{i_soil}$、$C_{i_dead}$分别代表第$i$种土地利用类型地上植被、地下根系植被、土壤、死亡有机物的碳密度;C_{total}为区域总固碳量,n为研究区的n种土地利用类型,A_i为第i种地类的面积	参照《陆地生态系统生产总值(GEP)核算技术指南》碳固定价值量核算方法,数据采用中国2060年碳中和背景下的2030年市场碳交易预估价格进行价值核算[31]。
生境质量	$Q_{xj}=H_j\left(1-\left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z+K^z}\right)\right)$, (3) 式中,$Q_{xj}$表示土地利用类型$j$中栅格$x$的生境质量;$H_j$表示土地利用类型$j$的生境适合性;$D_{xj}$表示土地利用类型$j$中栅格$x$所受胁迫水平;$Z$表示归一化常量;$k$是缩放常数	参照《森林生态系统服务功能评估规范》(LY/T1721—2008)计算下的南岭国家级自然保护区森林生态系统生物多样性保护功能价值,根据研究区各栅格对应的生境质量指数,相乘计算得到生境质量服务功能价值[32-33]
泥沙输移比	$Rx=\left[\sum_{i=1}^{12}(-1.552\ 7+0.179\ 2P_i)\right]\times 17.01$, (4) 式中,$R$为多年平均降雨侵蚀力,$P_i$为月均降雨量(mm) $K=\left\{0.2+0.3\exp\left[-0.025\ 6SAN\left(1-\frac{SIL}{100}\right)\right]\right\}\left(\frac{SIL}{CLA+SIL}\right)^{0.2}\left[1-\frac{0.25C}{C+\exp(3.72-2.95C)}\right]\left(1-\frac{0.7SN_1}{SN_1+\exp(-5.51+22.9SN_1)}\right)$, (5) 式中,$K$为土壤可蚀性;$SAN$是砂粒的含量(%);$SIL$是粉粒的含量(%);$CLA$是黏粒的含量(%);$SN_1=1-SAN/100$;$C$为有机碳含量(%) $SEDRET_{xD}=RKLS_x-USLE_x=(R_x\times K_x\times LS_x)-(R_x\times K_x\times LS_X\times C_X\times P_x)$, (6) 式中,$RKLS_x$为栅格$x$的土壤潜在侵蚀量,$USLE_x$为栅格$x$的土壤实际侵蚀量,$SEDRET_{xD}$为栅格$x$的土壤保持量;$R_x$为降雨侵蚀因子;$K_x$为土壤侵蚀因子;$LS_x$为坡度-坡长因子;$C_x$为作物/植被覆盖和管理因子;$P_x$为工程措施因子	参照《陆地生态系统生产总值(GEP)核算技术指南》土壤保持价值量核算方法,取涵盖省份平均土壤容重为1.248 g/cm^3,土壤侵蚀的泥沙淤积系数为0.24[34],土壤全氮、全磷平均含量取0.135%和0.028%[35],参考《广东省建设工程计价依据》中的人工挖取单位面积淤泥流砂子目费用为60.17元/m^3。按照《中华人民共和国环境保护税法实施条例》中治理单位氮和单位磷的成本,分别取值为3 500元/t和5 600元/t,最终核算单位土壤维持价值量
年产水量	$Y_{xj}=\left(1-\frac{AET_{xj}}{P_x}\right)\times P_x$, (7) 式中,$Y_{xj}$为土地覆被类型$j$上栅格单元$x$的年均平均产水量;依据Budyko曲线的基础,$AET_{xj}$是土地利用类型$j$在栅格$x$上的年实际蒸散量;$P_x$是栅格$x$上的年降水量。水源涵养量计算结合地形指数、地表流速系数和土壤饱和导水率,公式为 $R_x=\min\left(1,\frac{249}{v}\right)\times\min\left(1,\frac{0.9\times T}{3}\right)\times\min\left(1,\frac{K}{300}\right)\times Y_{xj}$, (8) $T=\log\left(\frac{DA}{SD\times PS}\right)$, (9) 式中,$R_x$为栅格单元$x$的水源涵养量(mm);$V$为流速系数,各土地利用类型流速系数参考相关研究数据[36];K为土壤饱和导水率(mm/d),由土壤质地数据计算得出;T为地形指数;DA为集水区栅格数量;SD为土壤厚度(mm);PS为百分比坡度。	参照《陆地生态系统生产总值(GEP)核算技术指南》,由于水资源交易市场尚未建立,价值量计算以水库及配套的基础建设成本替代,根据《水利建筑工程预算定额》和《森林生态系统服务功能评估规范》取值15.23元/m^3

这样的拐点代表了斑块在给定粒度下服务功能最优的生态源地结构。依据文献[5, 37]以及考虑到景观、地形和道路等多种因素,综合构建了生态阻力面(表 4)。而最小累积阻力模型被用于识别生态廊道,这一过程是通过 Linkage Mapper 工具箱中的 Linkage Pathway 模块,对连接不同生态源地的最小成本路径进行提取,具体实现提取生态廊道的公式[38]如下:

$$MCR = f_{\min} \sum_{j=m}^{i=m} (D_{ij} \times R_i), \qquad (10)$$

式中,D_{ij}表示从源点 j 到空间单元 i 的空间距离;R_i 为空间单元 i 的阻力系数;f 反映了最小累积阻力与生态过程的正相关性,揭示了空间中任意点与所有源点之间的距离关系。

表 4　南岭山区综合生态阻力面构建指标及系数

Table 4　Indicators for constructing an integrated ecological resistance surface in the Nanling Mountains region

因子	阻力类型	权重	指标	系数	因子	阻力类型	权重	指标	系数
景观因子	景观类型	0.4	耕地	55				200 ~ 400	80
			林地	20				400 ~ 800	60
			草地	70				800 ~ 1 600	40
			水体	1				1 600 ~ 3 200	20
			建设用地	100				>3 200	1
			其他用地	80		距二级道路/m	0.1	0 ~ 150	100
地貌因子	坡度/°	0.15	>35	100				150 ~ 250	80
			25 ~ 35	75				250 ~ 450	60
			15 ~ 25	50				450 ~ 800	40
			8 ~ 15	10				800 ~ 1 000	20
			<8	1				>1 000	1
	起伏度/m	0.15	>400	100		距三级道路/m	0.1	0 ~ 100	100
			250 ~ 400	75				100 ~ 200	80
			100 ~ 250	50				200 ~ 300	60
			30 ~ 100	10				300 ~ 400	40
			0 ~ 30	1				400 ~ 500	20
道路因子	距一级道路/m	0.1	0 ~ 200	100				>500	1

(2)生态网络优化。作为区域生态过程的关键支撑点,生态节点通常位于生态廊道的薄弱处[39],涵盖了生态夹点和生态障碍点两类区域。生态夹点是生态连接性的关键区域,对于维护生态稳定性和防止生态变化至关重要,需要优先予以保护。生态障碍点则代表廊道中生态流动受阻的区域,需要通过改善和修复这些区域来增强其空间连通性。因此,准确识别生态夹点和生态障碍点是优化生态网络的基石。

Linkage Mapper 工具箱中的 Pinchpoint Mapper 工具和 Barrier Mapper 工具,可借助其提供的 Circuitscape 程序,识别生态夹点和生态障碍点区域[40]。其中,Pinchpoint Mapper 工具通过多对一模式(all-to-one),揭示了电流流动的最优路径,并在生态廊道中显示出电流流量密集的关键区域;Barrier Mapper 工具则通过两种模式识别廊道中的障碍点:一是识别原始连接性较强的节点;二是识别改进得分高的节点。具体来说,Barrier Mapper 工具使用相对最小成本路径(LCD)改进得分比例模式来评估区域连通性,此模式通过比较改进得分与最小累积阻力廊道的比值来进行。如果这个比值较高,其在 LCD 所耗费的累积阻力就越小,说明该区域的生态连通性良好,是生态修复的理想地点,因此,该类区域多出现于空间邻近的生态源地斑块间;而另一模式则为未改进得分模式,区域得分越高,说明修复该区域可更好地提高整体研究区廊道的连通性,可以帮助识别出廊道中优先修复的关键区域。

2 结果与分析

2.1 南岭山区土地利用变化与模拟

南岭山区景观结构较为稳定,主要以林地和耕地占据主导地位,构成了该区域的主要景观类型(图3)。在2000、2010和2020年,这两种类型土地的总面积占比持续超过80%,分别为84.69%、88.44%和87.59%。具体而言,林区主要集中在罗霄山、阳明山、大东山及"五岭"等地,耕地多分布在中西部和东部山间盆地谷底(图2)。

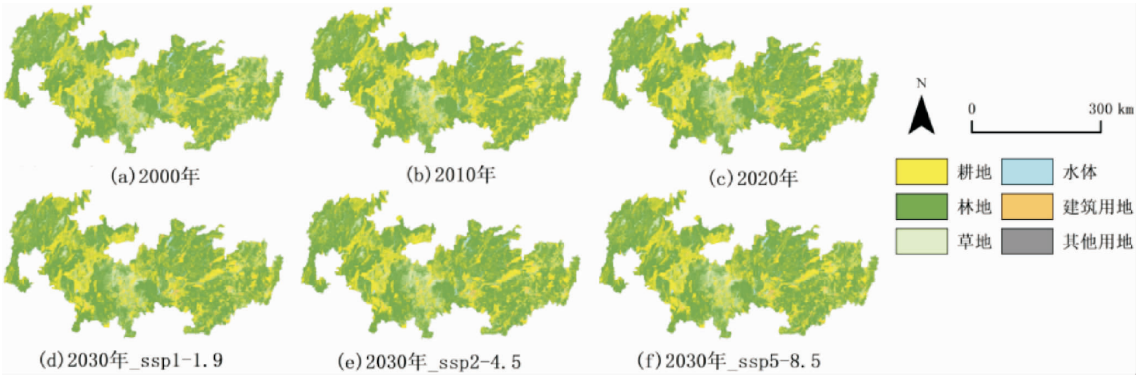

图3 南岭山区2000—2020年土地利用变化及2030年模拟结果

Fig. 3 Land use changes in the Nanling Mountains region from 2000 to 2020 and forecasted results for 2030

通过土地利用转移桑基图(图4),可以观察到过去20年间耕地和林地的面积经历了先增后减的变化趋势,变化比例分别为15.32%、18.13%到17.55%,以及69.37%、70.31%到70.04%。水体面积呈现出先减后增的模式,由0.83%减少到0.71%,后增至1.05%。草地面积则持续减小,从13.77%降至10.05%,再到9.75%,反映了草地生态系统在城市扩张和农业用地扩展中逐步退化和被替代的情形。与此同时,建设用地面积保持了持续增长的态势,从0.64%增至0.78%,最后达到1.60%。根据预测,未来林地、耕地和草地的面积将进一步缩减,分别降至69.68%、17.17%和9.56%。相对地,建设用地和水体面积将持续扩大,分别增至2.24%和1.33%。就变幅而言,耕地的变化最为明显,其他类别用地相对较小,并且在过去10年及预测期间几乎保持不变。

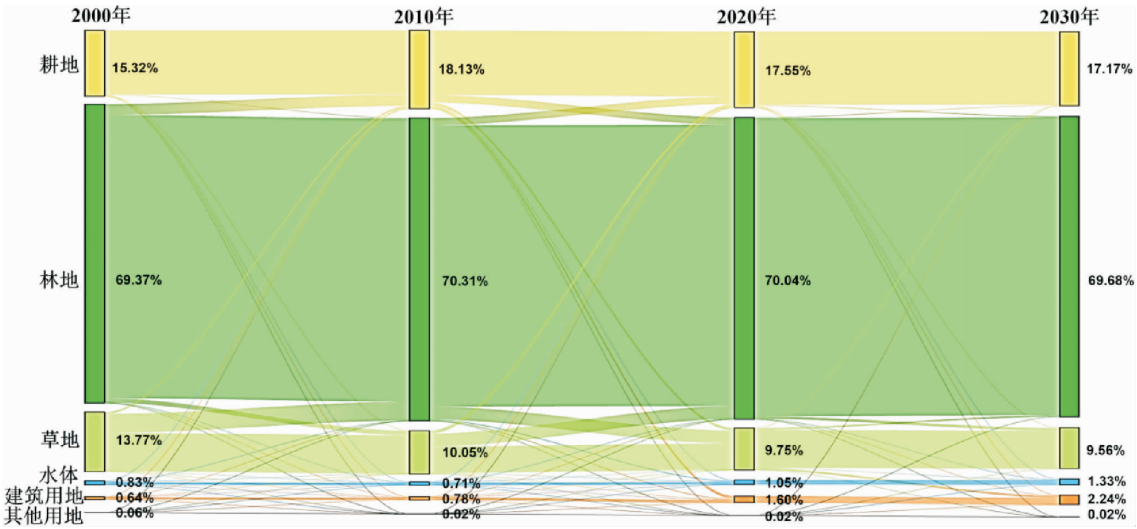

图4 2000—2030年南岭山区土地利用转移桑基图

Fig. 4 Sankey map of land use transfers in the Nanling Mountains region, 2000—2030

2.2　南岭山区生态系统服务动态与预测

采用等权累加法计算固碳能力、生境质量、土壤维持和水源涵养 4 个生态系统服务价值,并对这些价值进行了归一化处理以方便分析,结果如图 5 所示。从空间分布来看,生态系统服务的高值区主要集中在森林覆盖的林地和海拔较高的地区。根据 2030 年的预测,中到高的生态系统服务价值区将会集中在越城岭区域(图 5 和图 2),同时,这些区域之间的空间差异趋于缩小。

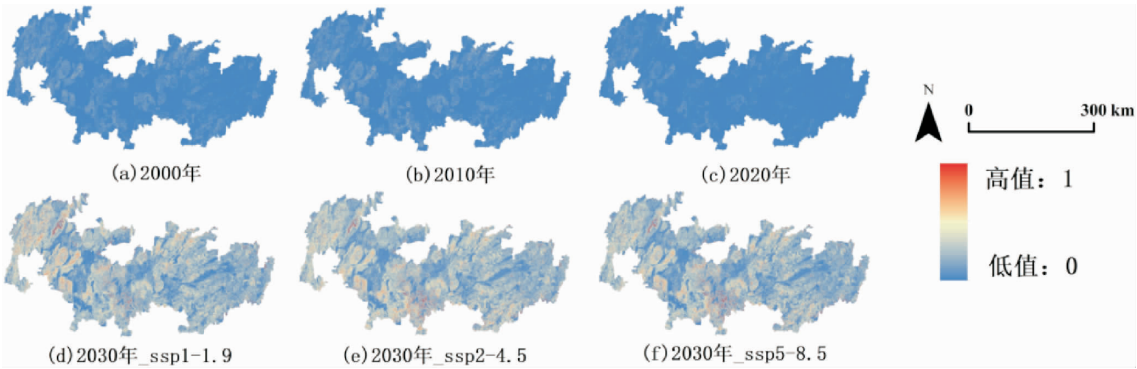

图 5　南岭山区 2000—2020 年生态系统服务价值空间分布格局及 2030 年预测结果

Fig. 5　Spatial distribution pattern of ecosystem service value in the Nanling Mountains region from 2000 to 2020 and forecasted results for 2030

图 6 对比了中间路径下的生态系统服务价值总额与历史数据。由图 6 可知,南岭山区整体生态系统服务价值在气候变化和人类干扰加剧的双重作用下,在 2000—2020 年间呈现波动下降的趋势,预计进一步下降并在 2030 年达到区间最低值,届时区域价值总额达 8 087.48 亿元。多年来,固碳服务和土壤维持服务的价值占据了总额的绝大部分,而生境质量和水源涵养服务价值占比较少。在 2030 年的不同情景下,预测的南岭山区生态系统服务价值随着胁迫程度的提高逐渐上升,主要归因于区域降水量的增加导致土壤维持量快速提升所带来的效益。

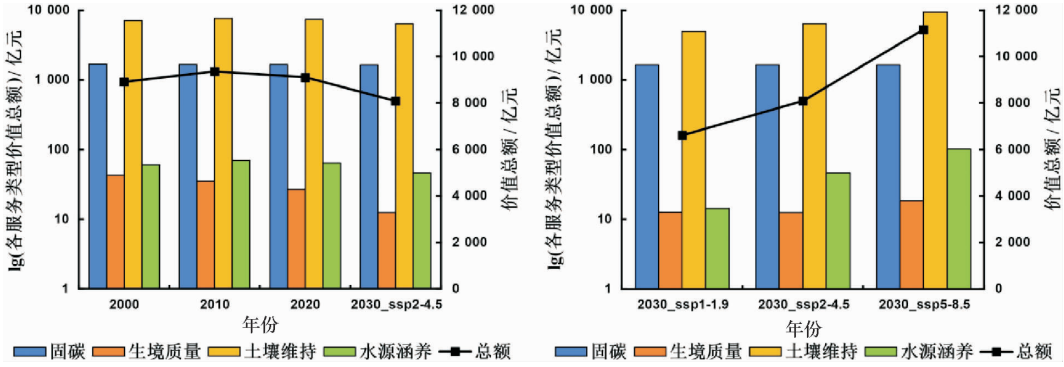

图 6　南岭山区 2000—2020 年生态系统服务价值及 2030 年多情景预测

Fig. 6　Ecosystem service value in the Nanling Mountains region from 2000 to 2020 and forecasted results for 2030

2.3　南岭山区生态网络识别

2.3.1　南岭山区生态源地

为了评估景观的整体性和连通性,选取斑块数(NP)、斑块密度(PD)、景观形状指数(LSI)、散布与并列指数(LJI)、分离度(SPILT)、有效粒度面积(MESH)、聚集度(AI)和斑块内聚力指数(COHESION)8 个指标,各指标计算方法及其含义可参考 Fragstats 软件帮助文档[41]。以提取的生态用地为基础,生成不同粒度(30、90、150、210、270、330、390、450、510 和 570 m)的栅格图。然后,使用 Fragstats 4.2 软件计算不同粒度水平下的 8 类景观格局指数。最后,绘制不同粒度下景观格局指数变化曲线(图 7),以揭示多尺度景观格局特征和景观等级结构。

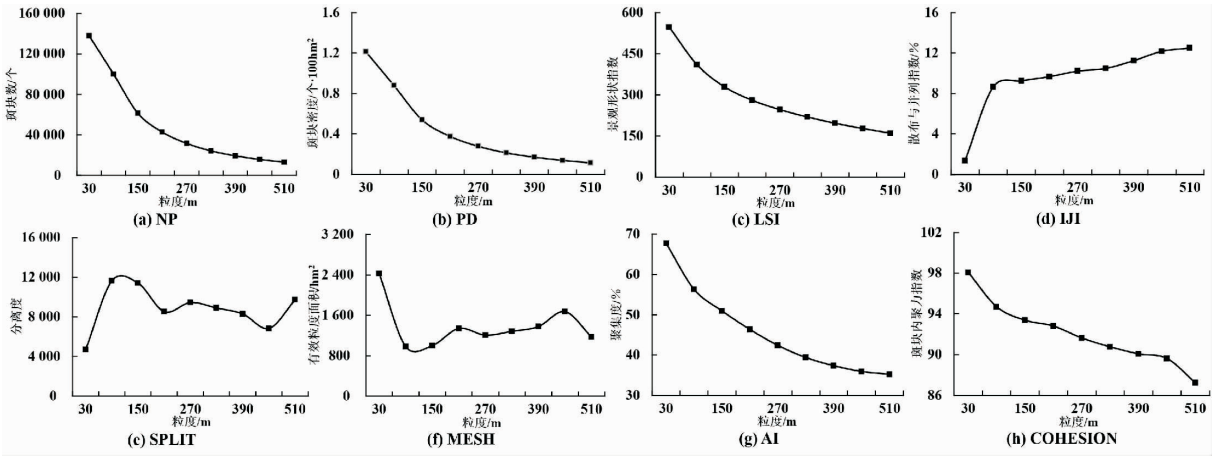

图7 不同粒度的生态景观连通性指数散点图

Fig. 7 Scatterplot of ecological landscape connectivity index at different grain sizes

图7显示,150 m是大多数景观指数曲线的拐点尺度。NP、PD和LSI 3个指数在粒度150 m尺度下,曲线下降速度明显放缓并趋于稳定;IJI指数从150 m尺度开始呈现较为平稳的增势;SPLIT和MESH两个指数在150 m尺度以上分别呈现下降和上升趋势;只有AI和COHESION两个指数的拐点尺度不在150 m,AI指数从大于90 m的尺度开始下降速度变缓,COHESION指数在小于90 m和大于450 m尺度范围内明显降低。因此,为尽可能减少景观信息损失,最佳分析尺度被确定为150 m,将该尺度的景观层与生态用地图层进行叠加分析,考虑到生态源地需达到一定规模才能发挥其生态效益,因此,筛选面积大于10 km^2 的斑块作为生态源地。

2.3.2 南岭山区生态廊道

图8展示了南岭山区生态网络的识别结果。预测到2030年,南岭山区的生态网络将包括生态源地136个,覆盖面积达到4 993.059 km^2,构建了366条生态廊道,总长度为8 515.574 km,平均阻力值为22.814。本研究采用图论方法对生态网络进行了评估,网络闭合指数(α指数)指数值域为[0,1],值越接近于1,网络中闭合环路越多;网络连接度指数(β指数)值域[0,3],值越接近于3,网络结构越复杂;网络连通率指数(γ指数)值域[0,1],值越接近于1,网络连通率越高[9]。

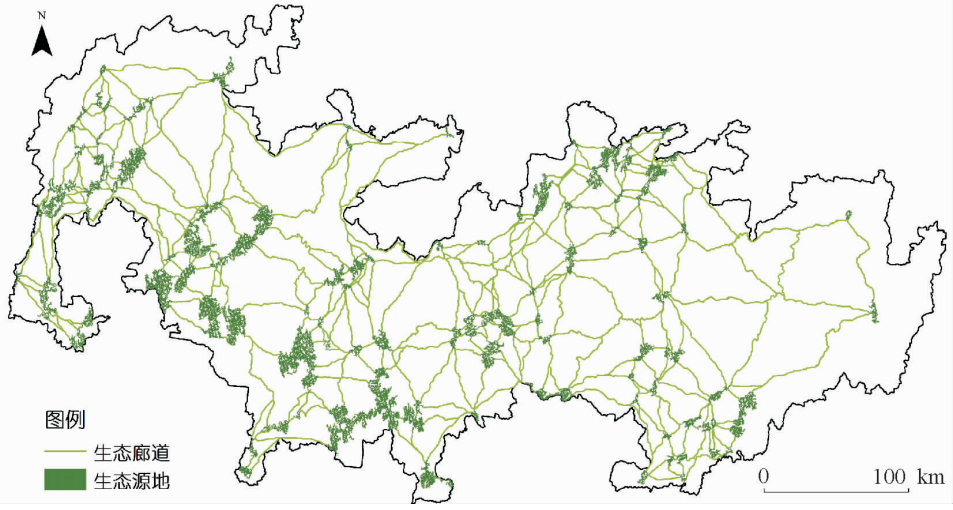

图8 基于最小耗费路径原理的南岭山区生态廊道

Fig. 8 Ecological corridors based on the principle of minimum depletion paths in the Nanling Mountains region

计算得到 α 指数为 0.865,β 指数为 2.691,γ 指数为 0.91,这表明该区域网络结构复杂,整体上具有较好的连通性。生态网络的闭合程度处于中上等水平,而环路的空间分布则显示出不均衡性,西部地区环路密集而东部地区环路稀疏,形成了西密东疏的空间分布特征。

2.4　南岭生态网络优化

2.4.1　生态夹点区域识别

根据电流通道在阻力的作用下收紧变窄的原理,可以选择识别电流密度高值区作为生态夹点(图 9)。南岭山区的生态夹点区域主要位于河道和山间谷地,这些区域的土地覆盖类型包括林地、耕地和水体,该区域既是支撑区域生态过程的关键通道,又易受到人类活动的干扰。

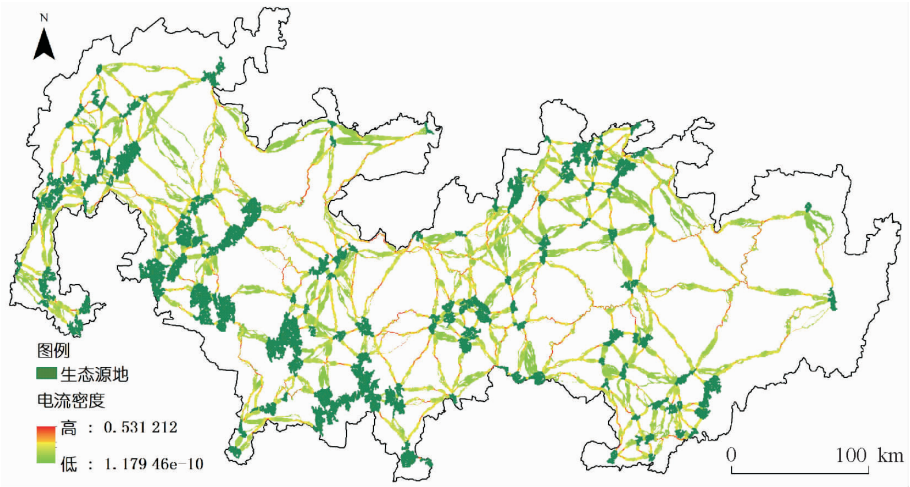

图 9　中间路径下的 2030 年南岭山区生态夹点区域识别

Fig. 9　Ecological pinch point areas in the Nanling Mountains region under the intermediate pathway in 2030

生态夹点主要分布于南岭山区的中部,集中在阳山县—连州市—临武县方向,电流密度的高值区主要集中在被人类活动强烈干扰的地段,由于受到交通用地的分割,耕地和草地占据主要地位,高阻区域的存在使得整体的生态通道受到阻碍,生态流动变得困难且不稳定,局部区域内的生态压力骤增。与此同时,湖南莽山国家级自然保护区和广东南岭国家级自然保护区的西侧区域连通性较差,该区域廊道距离较长,生态流阻碍问题比较突出,这导致重要的生态源地间较为连贯的生态廊道,在耕地、草地以及交通基础设施的影响下,自然景观结构的连通性和生态系统功能的流动性受到显著限制,作为生态系统连通性的关键控制点,具有较高的生态保护优先级。

2.4.2　生态障碍点区域识别

通过使用相对最小成本路径改进得分比例模式,可以识别出连接区域或廊道范围内重点改善的生态源地(图 10)。生态障碍点的分布多集中在廊道距离较长、生态源地相对分散的区域,这反映了生态网络中由于地形复杂和人为干扰而形成的生态阻力高地。南岭山区的地形起伏显著,使得廊道面临着天然阻障。此外,人类活动加剧了这些障碍点的形成,使生态系统的连接性受限。

南岭高改进得分的区域主要位于越城岭、都庞岭、九嶷山、大东山和阳明山等地,这些区域的土地覆盖类型以耕地和林地为主,通常出现在生态源地之间的相邻部分,这些源地本来就存在一定的自然连接,只是由于局部的阻力导致流通通道变窄。这反映了破碎生态源地景观具有较高的可修复性,研究区内生态源地间的可连通率达到了 52.21%。未改进得分模式中的最大改进得分区域侧重于识别那些修复对整体生态网络连通性影响最大、需要优先采取行动的区域。高得分区域的形成往往累积了大量的生态阻力,多分布在廊道核心位置,连接性差,限制了生态流动的整体效率。主要分布在廊道中的耕地和草地地类,尤其是大东山北部最为集中。

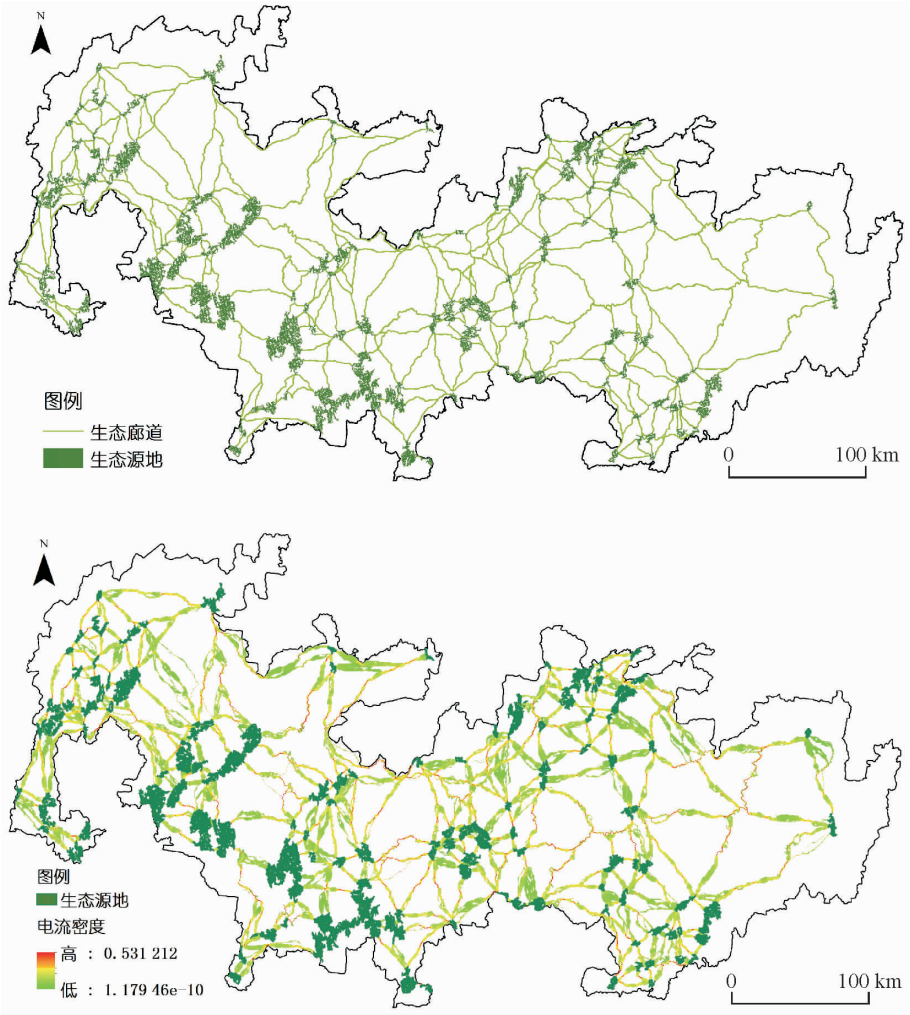

图 10 中间路径下 2030 年南岭山区最小生态障碍点识别

Fig. 10 Minimum ecological obstacle points in the Nanling Mountains region under the intermediate path in 2030

3 讨论与结论

3.1 讨论

3.1.1 保护和改善生态节点是生态网络优化的策略

系统优化山区空间和促进区域协同互动发展,可以成为实现山区绿色发展和山区振兴的重要途径[42]。环境保护部制定的《中国生物多样性保护优先区域范围》划定了南岭生物多样性保护优先区域,除贵州段外,大部分南岭生物多样性保护优先区域被归入南岭山区。因此,这些区域被自然视为生态源地,已参与到南岭山区生态网络构建与优化中。对于其他区域,可实施优先保护生态夹点和重点改善生态障碍点区域的生态网络优化策略。

对于森林生态夹点地区,应加强对南岭中亚热带常绿阔叶林生态系统森林植被的保护和修复,包括因地制宜地开展封山育林、退化林修复、林分改造,以提升森林质量。对于耕地夹点地区,应积极推进耕地红线及高标农田的综合治理,提高耕地自然质量,并在周围建立林木缓冲带,减少生态阻力。对于低产零散农田,应推进退耕还林还草工作,减少人为干扰活动[15]。对于水体夹点区域,应严格防控污染,进行清淤治理,加强岸线的自然生态化改造,并在脆弱处设置缓冲区,推进碧道建设和重点流域水土流失防治,保护凌江等特有鱼类的栖息环境[43]。改善生态障碍点需分级分重点进行渐进性修复,弱化人类活动对区域内生态过程的影响,以改进得分高值区为重点目标,

提高廊道质量和斑块连接度,稳定提升生态安全水平。这些策略的提出是借助小规模人工修复提升大尺度自然保护与恢复成效,可为未来生态空间格局规划提供优化参考。

尽管如此,目前有关生态系统服务类别的贡献程度仍待商榷,不同数据尺度转换和核算指标差异对价值评估结果也存在一定影响,但整体生态网络的构建和识别仍具有较高的可信度,可进一步协调阶段性规划成果并提供明确的空间发展参考。

3.1.2　南岭山区边界划定具有合理性

现有的南岭山区边界[13-14,16]划分存在局限性,常超出历史文献中的公认范围,例如包含雪峰山脉、罗霄山脉、武夷山脉的部分余脉,或涵盖了平坦的城镇区域,如郴州市、贺州市、兴宁市[16],这在一定程度上可能引起对山区边界概念的混淆,以及南岭山区地理范围的失准。本研究基于山地类型划分的地理学基础,遵循区域空间完整性和连续性的原则,采用小流域边界作为地貌空间和人文空间的综合系统单元,以识别并划定南岭山区的范围。此方法旨在建立一个能够保持山区“自然-社会-经济”地域空间系统完整的山区范围界定方案,以便更准确地反映南岭山区的边界,这对于生态系统的监管具有重要意义[17]。

山区作为多功能且复杂的陆地表层系统,在其国土空间内,由于山地地貌形态的差异,“谷地”“半山”“坡顶”等地形构成了山区国土空间完整的地域功能单元,也是山区内最主要的人类生活生产承载空间[42]。研究区域的山地范围分布零散和破碎,居民点和耕地分布于山地内的盆地、河谷冲积平原和两岸阶地等相对封闭的空间,当地的生活和生产严重依赖水资源,同时土地利用状况受地形地势的影响尤为显著。小流域单元能够很好地量化地域功能单元,并与山区生活生产与自然环境的紧密联系相吻合[18]。同时,山区范围的界定需要强调可达性、封闭性和地缘性等诸多山区人文属性特征[44],识别的山区边界有效区分了受山地影响小的平坦城镇区域。尽管为保持南岭山区的空间连续性和完整性,仍然保留了部分人类活动强干扰的地区,但后续生态网络识别与优化结果表明,南岭山区边界符合实际需要。

3.2　结论

南岭山区横跨湘、赣、闽、桂、粤 5 个省,总面积达到 11.4 万 km^2。该区域的景观组成显示出相对稳定性,土地覆盖类型以林地和耕地为主,其中,林地面积广大,高值生态系统服务区域多分布在林地中。2000—2030 年间,南岭山区的总生态系统服务价值整体随时间呈现波动下降的趋势,预计将在 2030 年达到最低值,此时,南岭山区生态网络形态复杂,闭合程度处于中等较高水平,伴随其西高东低的阶梯状地势特征,生态网络呈现出西密东疏的分布格局,揭示了其生态源地集中且呈团状分布、边缘地带则割裂的生态空间特点,以此识别了亟需优先保护的生态夹点和重点改善的生态障碍点,为南岭山区的国土空间规划和建设实践提供研究支撑。

参考文献:

[1] 吴健生, 岳新欣, 秦维. 基于生态系统服务价值重构的生态安全格局构建——以重庆两江新区为例[J]. 地理研究, 2017, 36(3): 429-440.

[2] 杨文越, 叶泓妤. 基于生境质量的粤港澳大湾区生态网络识别[J]. 生态学报, 2023, 43(24): 10430-10442.

[3] 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 等. 区域生态安全格局构建研究进展与展望[J]. 地理研究, 2017, 36(3): 407-419.

[4] Wang S, Wu M Q, Hu M M, et al. Promoting landscape connectivity of highly urbanized area: An ecological network approach[J]. Ecological Indicators, 2021, 125: 107487.

[5] 陆禹, 佘济云, 陈彩虹, 等. 基于粒度反推法的景观生态安全格局优化——以海口市秀英区为例[J]. 生态学报, 2015, 35(19): 6384-6393.

[6] 刘秀萍, 李新宇, 李延明, 等. 快速城市化地区生态网络构建与优化——以北京市大兴区为例[J]. 生态学报, 2023, 43(20): 8321-8331.

[7] 郝梦媛, 刘殿锋. 基于兴趣点识别生境风险的生态网络构建——以武汉城市圈为例[J]. 应用生态学报, 2023, 34(9): 2471-2480.

[8] 蔡国俊, 袁桂香, 符辉. 基于文献计量分析的生态网络研究现状和趋势[J]. 生态环境学报, 2022, 31(8): 1690-1699.
[9] 孙枫, 章锦河, 王培家, 等. 城市生态安全格局构建与评价研究: 以苏州市区为例[J]. 地理研究, 2021, 40(9): 2476-2493.
[10] Xu S P, Zhang Y J, Transboundary ecological network communities based on natural protected areas: A case study of the Mekong River Basin, Asia[J]. Global Ecology and Conservation, 2024, 55: e03216.
[11] Fortin M J, Dale M R T, Brimacombe C. Network ecology in dynamic landscapes[J]. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 2021, 288(1949):20201889.
[12] 李四光. 南岭何在[J]. 地质论评, 1942, 7(6): 253-265, 395.
[13] 周国逸, 张虹鸥, 周平. 南岭山地的多学科综合研究价值[J]. 热带地理, 2018, 38(3): 293-298.
[14] 徐先兵, 梁承华, 陈家驹, 等. 南岭构造带基础地质特征与成矿地质背景[J]. 地球科学, 2021, 46(4): 1133-1150.
[15] 罗明, 周妍, 鞠正山, 等. 粤北南岭典型矿山生态修复工程技术模式与效益预评估——基于广东省山水林田湖草生态保护修复试点框架[J]. 生态学报, 2019, 39(23): 8911-8919.
[16] 李聪颖. 南岭山地土地利用/覆被变化与驱动因素分析[D]. 广州:华南农业大学, 2020.
[17] 范建容, 张子瑜, 李立华. 四川省山地类型界定与山区类型划分[J]. 地理研究, 2015, 34(1): 65-73.
[18] 袁海威, 龚建周, 陈雅婷, 等. 基于地域区划的广东省陆域生态系统服务簇与模式识别[J]. 生态学报, 2023, 43(22): 9384-9401.
[19] 江晓波, 曾鸿程. 量化中国山区范围——以四川省为例[J]. 山地学报, 2009, 27(1): 24-32.
[20] Price M F. Forests in sustainable mountain development[J]. Environmental Forest Science, 1998, 86(3): 521-529.
[21] 盈斌, 方一平. 中国山区类型划分及其空间格局特征[J]. 贵州师范大学学报(自然科学版), 2017, 35(5): 7-14.
[22] 程松林, 袁荣斌, 毛夷仙. 武夷山脉爬行动物地理分布及其 G-F 指数分析[J]. 长江流域资源与环境, 2011, 20(S1): 22-29.
[23] 曾春阳, 程丽华, 糜新宇, 等. 广西猫儿山森林植被碳密度空间变异特征分析[J]. 中南林业科技大学学报, 2023, 43(3): 91-98.
[24] 徐洁, 肖玉, 谢高地, 等. 东江湖流域界线[J]. 全球变化数据学报(中英文), 2018, 2(1): 120-121,251-252.
[25] Liang X, Guan Q F, Clarke K C, et al. Understanding the drivers of sustainable land expansion using a patch generating land use simulation (PLUS) model: A case study in Wuhan, China[J]. Computers, Environment and Urban Systems, 2021, 85: 101569.
[26] 张潇, 谷人旭. 土地利用冲突的时空格局刻画与多情景模拟研究——以长江三角洲城市群为例[J]. 地理研究, 2022, 41(5): 1311-1326.
[27] 李岩, 林安琪, 吴浩, 等. 顾及空间尺度效应的城市土地利用变化精细化模拟[J]. 地理学报, 2022, 77(11): 2738-2756.
[28] 姜彤, 吕嫣冉, 黄金龙, 等. CMIP6 模式新情景(SSP-RCP)概述及其在淮河流域的应用[J]. 气象科技进展, 2020, 10(5): 102-109.
[29] 包玉斌, 李婷, 柳辉, 等. 基于 InVEST 模型的陕北黄土高原水源涵养功能时空变化[J]. 地理研究, 2016, 35(4): 664-676.
[30] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387: 253-260.
[31] 张希良, 黄晓丹, 张达, 等. 碳中和目标下的能源经济转型路径与政策研究[J]. 管理世界, 2022, 38(1): 35-66.
[32] 张亚坚, 刘宗君, 谢勇. 南岭国家级自然保护区森林生态系统服务价值评估[J]. 陕西林业科技, 2017(5): 32-37.
[33] 周峰, 李朋, 胡元平, 等. 武汉城市湖泊生态功能价值演变研究——以汉阳湖群为例[J]. 国土资源科技管理, 2023, 40(2): 15-27.
[34] 欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究[J]. 生态学报, 1999,19(5): 19-25.
[35] 艾彪. 赣南丘陵区不同林分保水保肥功能及价值评估——以崇义县为例[D]. 南昌: 南昌大学, 2022.

[36] 韩念龙, 刘子荣, 贾培宏, 等. 1996—2020 年海南岛水源涵养量时空变化及地理探测[J]. 水土保持通报, 2022,42(5):193-201.

[37] 方国政, 薛东剑, 陈晓杰, 等. 面向生态安全格局的岷江地区生态修复重点区域识别[J]. 桂林理工大学学报, 2022, 42(1):151-159.

[38] Knaapen J P, Scheffer M, Harms B. Estimating habitat isolation in landscape planning[J]. Landscape Urban Plan, 1992, 23(1):1-16.

[39] 刘学, 杨春艳, 高艳妮, 等. 厦门市生态安全格局识别与生态管控区分级管控[J]. 生态学报, 2023, 43(13): 5357-5369.

[40] Mcrae B H, Dickon B G, Keitt T H, et al. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation[J]. Ecology, 2008, 89(10): 2712-2724.

[41] Mcgarigal K, Cushman S A, Ene E. FRAGSTATS v4: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps [EB/OL]. (2023-01-01)[2024-07-01]. https://www. fragstats. org.

[42] 邓伟, 南希, 时振钦, 等. 中国山区国土空间特性与区域发展[J]. 自然杂志, 2018, 40(1): 17-24.

[43] 韩俊宇, 余美瑛. 全域全要素统筹背景下生态安全格局识别与优化建议——以衢州市常山县为例[J]. 地理研究, 2021, 40(4): 1078-1095.

[44] 冯应斌, 龙花楼. 中国山区乡村聚落空间重构研究进展与展望[J]. 地理科学进展, 2020, 39(5): 866-879.

【责任编辑: 孙向荣】