

DOI: 10.20103/j.stxb.202412012947

周彬, 黄铭辉, 肖练练, 虞虎. 钱江源国家公园生态风险综合评价. 生态学报, 2025, 45(19): - .

Zhou B, Huang M H, Xiao L L, Yu H. Comprehensive ecological risk assessment of Qianjiangyuan National Park. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(19): - .

钱江源国家公园生态风险综合评价

周彬^{1, 2}, 黄铭辉¹, 肖练练³, 虞虎^{2, *}

1 宁波大学, 宁波 315211

2 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101

3 中华女子学院, 北京 100101

摘要: 科学评估生态风险是实现国家公园管理的关键技术环节。以钱江源国家公园为案例, 基于“生态风险源-受体-响应”生态风险理论框架, 构建了国家公园生态风险评价体系并进行了实证检验。结合统计数据、遥感影像、问卷调查和访谈数据等多源数据, 采用 GIS 空间叠加分析技术, 对钱江源国家公园的生态风险进行了量化评估, 并揭示了其空间分布特征。研究发现, 钱江源国家公园的低生态风险与极低生态风险区域分别为 36.53 km² 与 58.50 km², 占总面积的约 52.68%, 主要集中在国家公园北部和中部的生态保育区; 中、高生态风险区域的面积占比分别为 32.81% 与 14.41%, 这些区域呈片状分布, 主要位于国家公园中部的传统利用区、游憩利用区以及部分保育区和南部边缘地带, 主要风险源包括游憩活动、农业耕作、森林火险、地质与气象灾害等。依据生态风险的空间分布特征, 建议对不同生态风险等级区域采取差异化的防控措施, 加强自然灾害预警和生态监管机制建设。为国家公园生态风险的识别与管理提供了理论模型方法参考, 对自然保护地的可持续发展具有重要借鉴价值。

关键词: 国家公园; 生态风险; 综合评价; 多源数据; 钱江源

Comprehensive ecological risk assessment of Qianjiangyuan National Park

ZHOU Bin^{1, 2}, HUANG Minghui¹, XIAO Lianlian³, YU Hu^{2, *}

1 Ningbo University, Ningbo 315211, China

2 Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

3 China Women's University, Beijing 100101, China

Abstract: Scientific assessment of ecological risk was the key technical link to realize the management of national parks. This study used Qianjiangyuan National Park as a case study, developed an ecological risk assessment framework based on the “source-receptor-response” theory of ecological risk, and integrated various data sources, including statistical data, remote sensing imagery, questionnaire surveys, and interview data. By applying GIS spatial overlay analysis techniques, the study quantitatively evaluated the ecological risks in the park and explores their spatial distribution patterns. The results showed that the areas with low and very low ecological risk in Qianjiangyuan National Park were 36.53 km² and 58.50 km², respectively, accounting for approximately 52.68% of the total area. These areas were primarily concentrated in the park's northern and central ecological conservation zones. In contrast, areas of medium and high ecological risk occupied 32.81% and 14.41% of the total area, respectively, with a fragmented distribution mainly in the park's central traditional utilization zone, recreational zone, as well as parts of the conservation area and southern edge. The major risk sources included recreational activities, agricultural practices, forest fire hazards, and geological and meteorological disasters. Based on the spatial distribution of ecological risks, this study suggested implementing differentiated mitigation measures for areas with

基金项目: 国家自然科学基金项目 (42171223, 42101313)

收稿日期: 2024-12-01; 网络出版日期: 2025-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: yuhu@igsrr.ac.cn

varying risk levels and recommended strengthening early warning systems for natural disasters and improving ecological monitoring mechanisms. This research provided a theoretical foundation for the identification and management of ecological risks in national parks and offered valuable insights for the sustainable development of protected areas worldwide.

Key Words: national park; ecological risk; comprehensive assessment; multi-source data; Qianjiangyuan

生态系统保护与可持续利用已成为国际社会共同关注的焦点。《联合国生物多样性公约》强调了保护地球生物多样性和维护生态平衡的重要性^[1]。国家公园作为保护自然生态系统和生物多样性的核心区域,承担着维护全球生态安全、促进可持续发展的重要使命。尤其在全球气候变化背景下,国家公园的生态保护作用愈发突出^[2]。国家公园作为国家生态保护的重要载体,不仅在生态保护中发挥着基础性作用,还能有效推动生态文明建设,为实现生态优先、绿色发展,构建人与自然和谐共生的现代化建设新格局提供坚实保障。但是,随着人类社会经济活动的加剧,国家公园可能面临着一系列生态风险,如生物多样性下降、生态系统退化、水土流失等^[3-4]。这不仅影响国家公园的生态功能和服务价值,还对当地社区可持续发展构成潜在威胁^[5]。因此,开展国家公园生态风险综合评价研究既能够帮助管理人员识别、量化国家公园生态系统面临的核心威胁,也可为制定科学、有效的国家公园生态系统管理措施提供理论依据。

1 文献回顾

1.1 重金属扩散与环境污染

已有研究多采用定量方法分析国家公园沉积物和水体中的重金属污染,评估其对生态系统健康的威胁。例如,Tokatli(2017)以土耳其 Gala 湖国家公园为例,使用生态风险指数识别出了该地区沉积物中的重金属含量对湿地生态系统造成了显著影响,尤其是铅和镉等重金属的积累对水生生物的生存构成了威胁^[6]。这一研究结果揭示了特定重金属对生态系统的负面影响,强调了基于污染物浓度和生物效应关系的风险评估方法优越性。同样,Tnoumi 等(2022)通过风险系数法评估摩洛哥 Khnifiss 泻湖国家公园沉积物中的重金属带来的生态风险,并发现了交通、渔业和盐业作业活动等人类活动带来的重金属污染是重要的风险源^[7]。该研究不仅验证了 Tokatli 的重金属积累危害的结论,还将这一潜在风险与人类社会经济活动联系起来,展示了经济活动对国家公园生态系统健康的长期影响。但这类研究的时空尺度较为有限,未能全面揭示多污染源的交互作用,且缺乏对多因子长期变化的综合分析。

1.2 外来物种入侵与生态系统风险

国家公园的生物多样性面临着外来生物入侵威胁。有研究发现,松甲虫的大量侵入不仅改变了加拿大 Banff 和 Kootenay 国家公园森林植物群落的结构,还对依赖这些森林栖息的动物物种产生了显著负面影响^[8]。类似的生态风险也在其他地区得到验证。有研究强调了入侵物种对生态系统功能和物种多样性破坏的严重性^[9]。进一步的研究表明,入侵物种的威胁不仅局限于动物种群,还可能严重影响植物群落的结构。例如,Bomanowska 等在对波兰国家公园的研究中发现,外来植物物种的入侵显著限制了本土植物的多样性,进而威胁了整个生态系统的平衡^[10]。以上研究揭示了外来入侵物种在生态系统中的动态扩展及其带来的生态风险,表明其已成为国家公园生物多样性维护面临的关键挑战。这就要求针对入侵物种开展监测和控制,保持国家公园生态系统的稳定性。

1.3 气候变化与生态系统安全

气候变化已对全球自然保护地构成了持续的生态威胁,特别是极端天气、温度升高和降水模式变化等因素,严重影响了国家公园生态系统的结构和功能。Gonzalez 等在对美国国家公园系统的研究中进一步指出,尽管气候模型提供了温度上升和降水减少的趋势预测,但单一的气候因子分析未能全面考虑气候变化的多维度影响,尤其是气候变化与国家公园物种迁徙、栖息地退化及生物多样性丧失等因素的交互作用^[11]。近年

来,研究逐渐转向考虑气候变化与国家公园生态系统脆弱性之间的相互作用。Gao 等研究了祁连山国家公园生态系统对温度、降水和太阳辐射短期变率的空间响应,结果显示生态系统对气候变化响应具有高度的异质性和非线性^[12]。这对确定气候变化特别敏感区域及其影响因素对预测和管理气候变化对生态系统的影响具有重要意义,有助于保护祁连山国家公园生态系统的稳定性。

1.4 生态风险管理

在生态风险管理实践中,风险分析工具被广泛应用于国家公园保护和管理。Carey 和 Burgman 提出了一种基于生态风险的国家公园管理框架,该框架通过定量分析生态健康的关键指标识别潜在威胁,强调风险识别对风险管理的重要性,更注重基于具体风险因子的管理决策优化^[13]。Bayliss 等进一步拓展了该框架,他们构建了基于国家公园定量生态风险评估(QERA)的管理框架,将点源和非点源污染结合,专门针对 Kakadu 国家公园的洪泛区管理需求,量化了采矿和土地利用对生态系统的长期影响^[14]。该管理框架验证了其在多污染源环境下的有效性,不仅为科学管理国家公园生态系统提供了精确的数据支持,还验证了生态风险管理在脆弱生态系统中的适用性与可行性。

1.5 研究评述

从已有研究文献中不难发现,国家公园生态风险评价研究存在以下亟待完善的空间。(1)在风险因子识别方面,现有研究多局限于单一污染源或风险因子的独立分析,缺乏对多因子交互作用及其累积效应的系统性考量。虽有研究采用了多源数据进行分析,但此类研究往往仅聚焦于重金属污染或外来物种入侵等单一维度,未能建立多因子协同作用的综合分析框架,导致生态风险评估的全面性和准确性受到限制。(2)在数据整合方面,尽管已有学者在神农架国家公园等案例中尝试结合景观格局与环境监测数据进行生态健康评价,但整体而言,当前研究尚未建立起有效的多源数据整合机制。特别是在应对国家公园复杂生态系统的多因子风险监测时,缺乏系统性的数据集成框架,难以支撑生态风险的综合评估与预测。(3)在生态系统响应机制研究方面,现有评估体系过度侧重于风险识别与威胁评估,而对生态系统的恢复力和适应力关注不足。这导致在生态管理策略制定中,往往仅采取局部性应对措施,缺乏基于生态系统整体性的恢复方案和适应性管理框架,难以实现国家公园生态风险的系统性调控。

综上所述,本研究以钱江源国家公园为案例地,基于风险源-受体-响应框架,结合污染源、物种多样性、自然景观、游憩利用以及利益相关者等多源数据,构建了国家公园生态风险综合评价模型,并探讨国家公园生态风险的空间分布特征,继而提出相应的生态风险管理措施。本文尝试在国家公园生态风险评估领域实现以下突破:首先,在理论框架层面,创建“风险源-受体-响应”多维分析框架,突破传统单维度评估范式。通过融合风险源、生物多样性动态、生态景观、生态环境,以及利益相关者等多维度数据源,首次构建了国家公园多尺度风险传递模型,系统解读自然-人为风险因子的交互作用机制。其次,在方法学层面,探究基于 GIS 空间异质性解析的生态风险评估系统。第三,在研究范式层面,通过构建“风险识别—阈值判定—管理响应”的闭环体系,试图破解生态风险评估与宏观风险管理之间的尺度转换难题。研究成果能够为钱江源国家公园精准制定生态风险规避修复方案提供决策支持,更可为同一类型自然保护地的生态风险治理提供范式转移路径。

2 理论框架与研究方法

2.1 理论框架

本研究采用风险源-受体-响应作为钱江源国家公园生态风险综合的理论框架。该框架不仅能够系统识别和分析国家公园生态风险来源,并通过界定风险受体,如水源地、珍稀物种和生态过程等,揭示受体的脆弱性与国家公园生态系统对风险源的反应,还能够深入分析受体在面对不同生态风险源时的响应机制,从而为制定科学的国家公园生态风险管理措施提供依据^[15]。

风险源是指可能对国家公园生态系统功能和结构产生威胁的各种外部因素。其可分为自然风险源和人为风险源,其中自然风险源通常包括气候变化、洪水、干旱、地震等自然灾害;人为风险源则主要表现为不合理

的人类活动,如游憩资源过度开发、污染排放等^[16-17]。在国家公园生态风险评估中,风险源特征、强度、传播路径和频率直接影响对生态系统的威胁程度和范围^[18]。

受体是指国家公园生态系统中易受风险源影响的生态要素或功能,包括特定物种、栖息地、生态过程或整个生态系统服务功能^[19]。受体的脆弱性和适应性是决定国家公园生态系统对外部风险反应的关键因素^[20]。受体的反应能力不仅受生态系统自身特征影响,还受到外部环境变化的制约。珍稀物种、重要生态栖息地及关键生态过程(如水源地、栖息地连通性等)通常是国家公园生态风险主要的受体。

响应是指国家公园生态系统中受体对外部风险源所作出的反应,通常表现为生态过程、功能或结构的变化。它不仅包括生态系统内部的自我调节机制,还与外部干预措施密切相关。由于国家公园生态系统对外部风险源的响应通常具有非线性和滞后性,生态系统的恢复或衰退趋势可能需要较长时间才能显现^[21]。例如,气候变化可能导致水源地水位下降,进而影响水生物种的生长与繁殖;而长期的水质污染可能引发物种灭绝或栖息地破坏,进一步导致物种多样性下降和生态服务功能丧失。

在风险源-受体-响应理论框架中,受体将风险源与响应有机结合,形成系统性的保护机制,以规避生态风险并保障国家公园生态系统的安全运行。从图 1 可知,从风险源角度,受体通过管控游憩活动、限制污染排放和恢复关键栖息地方式,减轻外部干扰对国家公园生态系统的直接威胁。从响应角度,受体通过提升生态系统适应力和恢复力,使其在外部干扰下具备更强的抗风险能力。例如,通过生态修复、廊道保护和生境连通性增强,受体强化了自身韧性。基于风险源和响应的动态关联,可以制定有针对性的生态管理策略,并借助科技、管理和经济手段协同提升国家公园的生态安全,确保可持续发展。

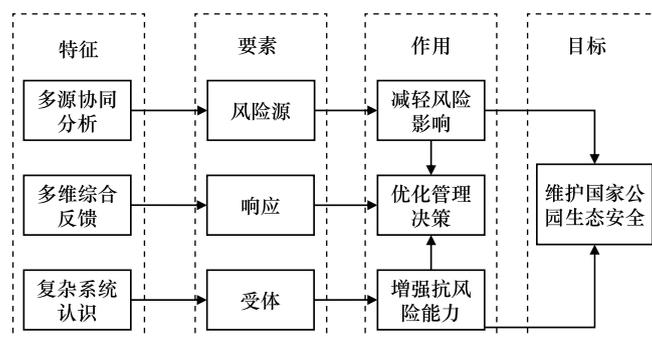


图 1 国家公园生态风险源-受体-响应基本要素

Fig.1 Ecological risk source-receptor-response key components of Qianjiangyuan National Park

2.2 研究区概况

钱江源国家公园位于浙江省开化县境内,毗邻安徽省休宁县和江西省婺源县、德兴市,28° 54'—29° 30'N 和 118° 01'—118° 37'E 之间,包含古田国家级自然保护区、钱江源国家森林公园和钱江源省级风景名胜区三个自然保护地,总面积 252 km²(图 2)。钱江源国家公园隶属于孕育于中生代侏罗纪的白际山脉,其山体岩性以花岗岩、花岗斑岩为主,地貌类型坡地以重力地貌为主,伴有断层、河流阶地、峡谷等地貌景观。钱江源国家公园属于中亚热带湿润季风区,一年四季降雨量相对较多并且光照充足,日平均气温为 16.2℃。钱江源国家公园森林覆盖率为 81.19%,拥有全球稀有的中亚热带低海拔典型的原生常绿阔叶林地带性植被。国家级 I 级、II 级和 III 级重点保护植物分别有 1 种、5 种、12 种,以及 34 种国家级重点保护野生动物,其中白颈长尾雉、黑麂、云豹和豹等 4 种国家一级重点保护野生动物。钱江源国家公园是中国首个以自然生态系统完整性为主要保护对象的国家公园,也是长三角地区唯一的国家公园体制试点区,是全球生物多样性保护的重要典范。

2.3 评价指标体系构建

2.3.1 风险源

钱江源国家公园的自然风险源涵盖了气象灾害、地质灾害、外来物种入侵以及生物病虫害等。干旱、寒潮

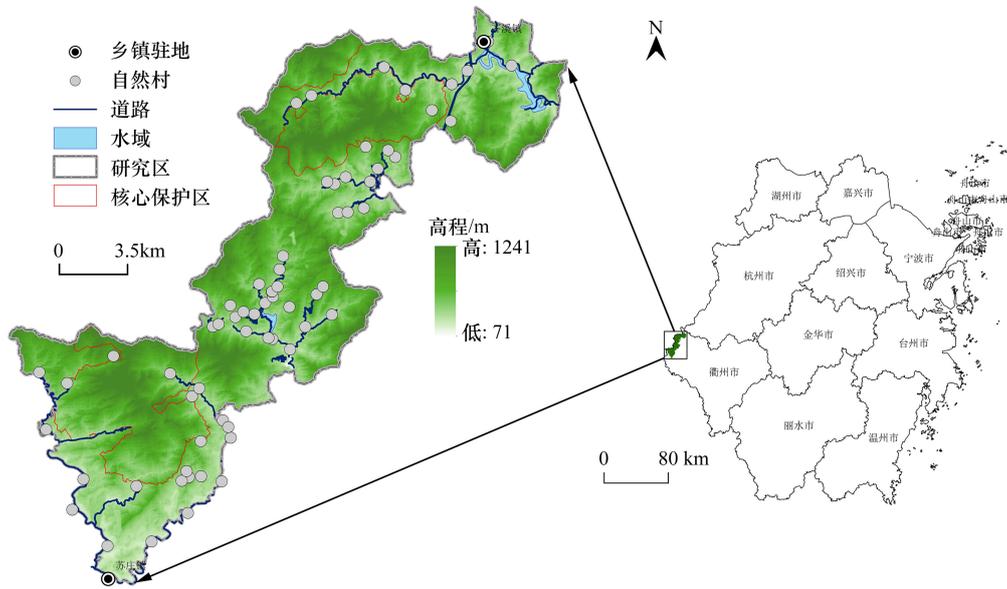


图 2 钱江源国家公园区位简图

Fig.2 Location diagram of Qianjiangyuan National Park

等气象灾害可能导致国家公园生态系统的水资源短缺或温度波动,进而影响物种栖息地的稳定性。地质灾害则直接改变地形地貌,破坏国家公园生态环境承载力。外来物种入侵不仅会扰乱钱江源国家公园物种的生存环境,还可能通过竞争、捕食等方式对原生态种群造成威胁。生物病虫害则通过减少生物多样性,破坏国家公园植被覆盖。钱江源国家公园人文风险源主要涉及游憩利用,当地社区农业生产及生活活动。随着国家公园游憩利用的持续推进,访客数量增加会对其生态环境带来直接压力,例如植被破坏和生态景观退化等。当地社区农业生产和生活活动过程中的化肥使用、污水排放和固体废弃物增加,可能引发国家公园水体富营养化和土壤污染,进而破坏水质和土壤生态系统健康。因此,本文选择了自然风险源中的气象灾害频率、地质灾害频率、入侵物种密度、生物病虫害频率,人文风险源中的访客密度、农家乐密度、民宿密度、农业化肥使用量、污水排放量、固体废弃物排放量共 10 个指标作为钱江源国家公园生态源指标体系(表 1)。

表 1 钱江源国家公园生态风险源指标与权重

Table 1 Ecological risk source indicators and weights of Qianjiangyuan National Park

一级指标 Primary indicator	二级指标 Secondary indicator	三级指标 Tertiary indicator	权重 1 Weight 1	权重 2 Weight 2
风险源 Risk source (A ₁)	自然风险源 (B ₁)	气象灾害频率 (C ₁)	0.309	0.0445
		地质灾害频率 (C ₂)	0.254	0.0366
		入侵物种密度 (C ₃)	0.189	0.0272
		生物病虫害频率 (C ₄)	0.249	0.0359
	人文风险源 (B ₂)	访客密度 (C ₅)	0.232	0.0501
		农家乐密度 (C ₆)	0.167	0.0361
		民宿密度 (C ₇)	0.156	0.0337
		农业化肥使用量 (C ₈)	0.139	0.0300
		污水排放量 (C ₉)	0.177	0.0382
		固体废弃物排放量 (C ₁₀)	0.128	0.0276

A₁: 风险源 Risk source; B₁: 自然风险源 Natural risk source; B₂: 人文风险源 Anthropogenic risk source; C₁: 气象灾害频率 Frequency of meteorological disasters; C₂: 地质灾害频率 Frequency of geological disasters; C₃: 入侵物种密度 Density of invasive species; C₄: 生物病虫害频率 Frequency of biological pests/diseases; C₅: 访客密度 Visitor density; C₆: 农家乐密度 Density of rural tourism facilities; C₇: 民宿密度 Density of homestays; C₈: 农业化肥使用量 Agricultural fertilizer usage; C₉: 污水排放量 Wastewater discharge volume; C₁₀: 固体废弃物排放量 Solid waste discharge volume

2.3.2 风险受体

自然景观、生态环境和生态系统是国家公园生态风险评估中的关键受体,其健康与稳定直接决定着生态系统的服务功能和可持续性。通过衡量生态受体指标,能够有效评估国家公园潜在的生态风险,为生态保护决策提供科学依据。自然景观完整性是国家公园生态系统稳定的基础。景观破碎度、景观分离度和景观优势度等指标可以有效评估国家公园景观的空间结构及其连通性。景观破碎度和景观分离度的增加会导致栖息地的片段化,阻碍物种之间的迁徙与基因交流,进而增加生态系统的脆弱性^[22]。而景观优势度则反映了某一生态单元在景观中的主导地位,过度的优势度可能导致物种多样性降低,限制生态过程正常进行^[23]。故而,选择了景观破碎度指数、景观分离度指数和景观优势度作为衡量自然景观的评价因子。

生态环境健康状况是维持生态系统稳定性的关键因素。土壤侵蚀强度、环境噪声强度和植被覆盖率是衡量国家公园生态环境质量的重要指标。土壤侵蚀强度反映了土地退化程度,严重的土壤侵蚀不仅会导致水土流失,还会破坏栖息地和生境质量^[24]。环境噪声强度则影响国家公园野生动物的行为、栖息和繁殖,过高的噪音干扰会降低物种的生存适应性^[25]。而植被覆盖率减少通常与国家公园生物多样性降低和生态服务功能衰退密切相关^[26]。在考虑数据可获得性的前提下,选择了土壤侵蚀强度、环境噪声强度、植被覆盖率 3 个因子评价生态环境。

生态系统稳定性和生物多样性是国家公园生态风险受体的核心表现。生物丰度指数和国家级保护物种数量是评估生态完整性的重要指标。生物丰度指数反映了生态系统中物种的丰富度,高丰度的物种群体通常意味着生态系统功能健全^[27]。国家级保护物种数量直接影响生态系统的遗传多样性和物种保育状况,其数量的减少往往意味着生态系统退化和不可逆转损失。故而,选择生物丰度指数、国家级保护物种数量作为衡量生态系统质量的指标。基于以上分析,本文构建了由自然景观、生态环境和生态系统 3 个一级指标,8 个二级指标组成的钱江源国家公园生态风险受体评价指标体系(表 2)。

表 2 钱江源国家公园生态风险受体评价指标与权重

Table 2 Ecological risk receptor evaluation indicators and weights of Qianjiangyuan National Park

一级指标 Primary indicator	二级指标 Secondary indicator	三级指标 Tertiary indicator	权重 1 Weight 1	权重 2 Weight 2
受体 Receptor (A ₂)	自然景观 (B ₃)	景观破碎度指数 (C ₁₁)	0.333	0.0258
		景观分离度指数 (C ₁₂)	0.308	0.0239
		景观优势度 (C ₁₃)	0.360	0.0279
	生态环境 (B ₄)	土壤侵蚀强度 (C ₁₄)	0.242	0.0288
		环境噪声强度 (C ₁₅)	0.286	0.0340
		植被覆盖率 (C ₁₆)	0.473	0.0562
	生态系统 (B ₅)	生物丰度指数 (C ₁₇)	0.563	0.0769
		国家级保护物种数量 (C ₁₈)	0.438	0.0598

A₂:受体 Receptor; B₃:自然景观 Natural landscape; B₄:生态环境 Ecological environment; B₅:生态系统 Ecosystem; C₁₁:景观破碎度指数 Landscape fragmentation index; C₁₂:景观分离度指数 Landscape separation index; C₁₃:景观优势度 Landscape dominance index; C₁₄:土壤侵蚀强度 Soil Erosion Intensity; C₁₅:环境噪声强度 Environmental noise intensity; C₁₆:植被覆盖率 Vegetation coverage rate; C₁₇:生物丰度指数 Biodiversity abundance index; C₁₈:国家级保护物种数量 Density of nationally protected species

2.3.3 风险响应

在国家公园生态风险评价中,政府管理部门、当地社区和游客作为主要的生态风险响应者,其作用至关重要。研究表明,政府的生态管理能力决定了生态风险的有效应对与资源的合理配置^[28]。在此框架下,环境保护设施、应急响应能力、环保资金投入和风险监管能力是测量政府响应能力的关键指标。环境保护设施完备程度直接影响国家公园生态保护措施的实施效果。而环保资金投入和生态风险监管能力则反映了政府在财政和组织层面的支持力度,是决定国家公园保护政策执行力的重要因素。

国家公园社区是显著影响生态系统保护成效的重要因素^[29]。通过社区环保意识、社区环保措施和社区

补偿机制等指标,可以评估国家公园社区在生态风险响应中的积极性和应对能力。社区环保意识的提高有助于增强居民参与生态保护的主动性,进而减少对生态系统的干扰^[30]。有效的社区环保措施和生态补偿机制,能够平衡生态保护与社区利益,减少对生计的负面影响,继而提升国家公园社区参与保护的积极性^[31]。

游客环保意识与行为对国家公园生态安全维护有着直接影响。游客环保意识的提高与环境教育的普及能够显著改变游客的行为模式,从而减少其对国家公园生态环境的负面影响^[32]。游客自我约束则通过制定明确的行为规范和监管措施,约束不当行为,继而减少自身不合理游憩活动对生态系统的干扰^[33]。因此,本研究构建了由政府、社区和游客三个 2 级指标、10 个评价因子构成的钱江源国家公园生态风险响应指标体系(表 3)。

表 3 钱江源国家公园生态风险响应指标与权重

Table 3 Ecological risk response indicators and weights of Qianjiangyuan National Park

一级指标 Primary indicator	二级指标 Secondary indicator	三级指标 Tertiary indicator	权重 1 Weight 1	权重 2 Weight 2
响应 Response (A ₃)	政府层面 (B ₆)	环境保护设施 (C ₁₉)	0.172	0.0263
		应急响应能力 (C ₂₀)	0.288	0.0440
		环保资金投入 (C ₂₁)	0.238	0.0364
		风险监管能力 (C ₂₂)	0.301	0.0460
	社区层面 (B ₇)	社区环保意识 (C ₂₃)	0.339	0.0306
		社区环保措施 (C ₂₄)	0.216	0.0195
		社区补偿机制 (C ₂₅)	0.445	0.0402
	游客层面 (B ₈)	游客生态意识 (C ₂₆)	0.445	0.0284
		访客环境教育 (C ₂₇)	0.339	0.0216
		访客自我约束 (C ₂₈)	0.216	0.0138

A₃: 响应 Response; B₆: 政府层面 Governmental level; B₇: 社区层面 Community level; B₈: 游客层面 Tourist level; C₁₉: 环境保护设施 Environmental protection facilities; C₂₀: 应急响应能力 Emergency response capability; C₂₁: 环保资金投入 Environmental protection investment; C₂₂: 风险监管能力 Risk supervision capability; C₂₃: 社区环保意识 Community environmental awareness; C₂₄: 社区环保措施 Community environmental measures; C₂₅: 社区补偿机制 Community compensation mechanism; C₂₆: 游客生态意识 Tourist ecological awareness; C₂₇: 访客环境教育 Visitor environmental education; C₂₈: 访客自我约束 Visitor self-regulation

2.4 数据来源与收集

本研究所使用的数据涵盖统计数据、空间数据、访谈数据和问卷数据四种类型。统计数据主要来源于钱江源国家公园下属的四个乡镇政府以及钱江源国家公园管理局。空间数据的获取则依托国家基础地理信息中心、中国科学院资源环境数据中心以及钱江源国家公园生态资源保护中心。具体包括:钱江源国家公园及其四个乡镇的行政区划矢量界线、开化县土地利用数据、数字高程模型 (DEM) 数据、归一化植被指数 (NDVI) 数据、旅游资源点数据,以及开化县重点保护动植物分布数据和乡道及以上等级道路网数据。

访谈数据和问卷数据主要用于调查钱江源国家公园生态风险响应的评价指标。其中,访谈数据重点围绕政府层面的环境保护设施情况 (C₁₉)、应急响应能力 (C₂₀),环保资金投入 (C₂₁),风险监管能力 (C₂₂) 以及社区层面的环保措施 (C₂₄) 和补偿机制 (C₂₅) 展开。基于访谈结果,按照李克特 5 级标度法对其进行赋分。问卷数据主要涉及社区层面的社区环保意识 (C₂₃) 和游客层面的游客生态意识 (C₂₆)、访客环境教育 (C₂₇)、访客自我约束 (C₂₈)。在参考已有文献的基础上^[34-35],结合国家公园社区情境,共使用“我担心生活垃圾和废弃物造成的国家公园社区环境污染”、“我关注国家公园社区的噪音问题”、“我关注国家公园社区的绿化问题”、“我愿意将生活垃圾进行分类投放”、“我了解很多与国家公园生态环境保护有关的观点”5 个题项进行测量钱江源国家公园社区环保意识 (C₂₃)。在参考已有的基础上^[36-38],访客生态意识 (C₂₆) 使用“我对世界的环境非常担心”、“我认为人们应该与自然和谐相处”、“我认为自然界的平衡是非常微妙并且很容易被打破”、“我愿意控制自己的消费以实现环境可持续发展”4 个题项测量。访客环境保护教育效果 (C₂₇) 使用“相关人员会传达

国家公园环境保护信息”、“我了解了相关的国家公园环境管理措施”、“提高了我对国家公园森林环境的认识”、“我能更深入地了解人与自然之间的互利关系”4个题项测量。访客自我约束(C_{28})则是使用“我会通过实际行动保护国家公园环境”题项测量。所有题项均采用李克特5级标度法测量,取其均值作为实际值。

数据收集工作于2023年8月14日至26日进行。在正式调研前,志愿者接受了关于半结构式访谈内容设计、居民沟通技巧以及问卷分发程序的系统培训。调研地点为钱江源国家公园范围内4个乡镇的19个行政村。研究团队对每个行政村负责人进行了时长约30—40分钟左右的访谈,并通过即时记录形成详细的调研笔记。此外,鉴于当地社区居民多集中于自然村落,平均每个村约有20户常住居民,研究团队在行政村负责人的协助下,采用便利抽样法进行入户调研。对于游客问卷调研,同样采用便利抽样法,在游客集中的区域分发问卷。

2.5 评价指标分级

为确保国家公园游憩利用生态风险评价结果的科学性和客观性,首先需明确各评价指标的标准值,并据此进行风险分级。针对不同性质的评价指标,采用多元化的评价标准,包括以下三种类型:第一类主要使用国家标准、行业标准或典型地方标准作为依据,例如《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)、《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)、《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)、《声环境质量标准》(GB 3096—2008)、《环境空气质量标准》(GB 3095—2012)及《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600—2018)等文件。第二类则是通过参考游憩利用评价、其他保护地环境质量评价、景观生态风险评价、生态安全或风险评价,以及适宜性评价的相关指标,采用类比方法确定风险等级。第三类主要对于缺乏前述标准的指标,基于本底值或背景值标准,即选取受人类活动干扰较低或未受干扰的区域数据作为基准。在等级划分上,基于研究区域的背景数据,利用 ArcGIS 10.2 中的自然断裂点法(Natural Breaks)对潜力得分进行标准化处理(表4)。

表4 钱江源国家公园生态风险综合评价指标分级

Table 4 Ecological risk comprehensive evaluation indicators grading of Qianjiangyuan National Park

评价指标 Evaluation indicator	单位 Unit	风险等级 Risk level			
		极低风险等级 I	低风险等级 II	中风险等级 III	高风险等级 IV
气象灾害频率 Frequency of meteorological disasters (C_1)	次/a	0.000—0.596	0.596—0.973	0.973—1.349	1.349—1.999
地质灾害频率 Frequency of geological disasters (C_2)	次/a	0.000—2.588	2.588—6.940	6.940—15.056	15.056—29.994
入侵物种密度 Density of invasive species (C_3)	/	0.000—0.007	0.007—0.020	0.020—0.036	0.036—0.050
生物病虫害频率 Frequency of biological pests/diseases (C_4)	次/a	0.000—0.316	0.316—0.645	0.645—1.430	1.430—3.000
访客密度 Visitor density (C_5)	万人次/ km^2	0—0.666	0.666—2.093	2.093—4.724	4.724—8.117
农家乐密度 Density of rural tourism facilities (C_6)	个/ km^2	0—0.007	0.007—0.020	0.020—0.036	0.036—0.050
民宿密度 Density of homestays (C_7)	个/ km^2	0.000—0.316	0.316—0.645	0.645—1.430	1.430—3.000
农业化肥使用量 Agricultural fertilizer usage (C_8)	t	0—0.666	0.666—2.093	2.093—4.724	4.724—8.117
污水排放量 Wastewater discharge volume (C_9)	t	0—0.341	0.341—0.899	0.899—1.560	1.560—2.423
固体废弃物排放量 Solid waste discharge volume (C_{10})	t	0—0.087	0.087—0.210	0.210—0.358	0.358—0.492
景观破碎度指数 Landscape fragmentation index (C_{11})	/	0.050—33.127	33.127—65.043	65.043—96.378	96.378—148.604
景观分离度指数 Landscape separation index (C_{12})	/	40.024—2390.399	2390.399—6356.659	6356.659—11424.657	11424.657—18843.031

续表

评价指标 Evaluation indicator	单位 Unit	风险等级 Risk level			
		极低风险等级 I	低风险等级 II	中风险等级 III	高风险等级 IV
景观优势度 Landscape dominance index (C ₁₃)	/	0—0.345	0.345—0.542	0.542—0.773	0.773—1.000
土壤侵蚀强度 Soil Erosion Intensity (C ₁₄)	/	轻微	中度	强烈	极其强烈、剧烈
环境噪声强度 Environmental noise intensity (C ₁₅)	dB	37.000—41.448	41.448—43.971	43.971—47.291	47.291—53.997
植被覆盖率 Vegetation coverage rat (C ₁₆)	%	0.580—0.984	0.386—0.580	0.155—0.386	0.033—0.155
生物丰度指数 Biodiversity abundance index (C ₁₇)	/	79.872—94.000	52.106—79.872	31.988—52.106	3.977—31.988
国家级保护物种密度 Density of nationally protected species (C ₁₈)	个/km ²	0.002—0.133	0.133—0.261	0.261—0.487	0.487—0.819
环境保护设施 Environmental protection facilities (C ₁₉)	/	4.226—5.000	3.859—4.226	3.500—3.859	3.000—3.500
应急响应能力 Emergency response capability (C ₂₀)	/	4.863—5.000	4.621—4.863	4.336—4.621	4.000—4.334
环保资金投入 Environmental protection investment (C ₂₁)	/	237.561—349.995	148.156—237.561	60.106—148.156	3.211—60.106
风险监管能力 Risk supervision capability (C ₂₂)	/	4.625—5.000	4.305—4.625	3.836—4.305	3.000—3.836
社区环保意识 Community environmental awareness (C ₂₃)	/	4.269—4.545	4.094—4.270	3.956—4.094	3.760—3.956
社区环保措施 Community environmental measures (C ₂₄)	/	4.703—5.000	4.289—4.703	3.758—4.289	3.000—3.758
社区补偿机制 Community compensation mechanism (C ₂₅)	/	2.922—3.000	2.754—2.922	2.461—2.754	2.000—2.461
游客生态意识 Tourist ecological awareness (C ₂₆)	/	4.556—5.000	4.385—4.556	4.227—4.385	3.875—4.227
访客环境教育 Visitor environmental education (C ₂₇)	/	4.067—4.240	3.947—4.067	3.828—3.947	3.600—3.828
访客自我约束 Visitor self-regulation (C ₂₈)	/	4.238—5.000	3.817—4.238	3.348—3.817	2.000—3.348

2.6 指标权重计算

本研究采用层次分析法(AHP)确定指标权重。主要由于其能够有效整合统计数据、遥感影像及社会调查等不同数据类型,通过标准化转换消除量纲差异,并利用专家群体决策平衡主客观信息,同时,AHP的层级结构适配国家公园生态系统的多维度风险解析,通过一致性检验保障逻辑严谨性,结合敏感性分析和实地验证确保权重结果稳健性,从而在复杂生态风险系统中实现多维度数据的可解释性权重分配。首先向15位有过钱江源国家公园相关工作经验的专家发放问卷,并要求他们以9/9—9/1标度法对各项生态风险评价指标的重要性进行两两比较。由于专家对各指标间重要程度的认知存在差异,经过两轮反馈才最终形成指标的标定值,并以此构建各层判断矩阵。随后,利用Matlab软件计算出每个判断矩阵的最大特征值 λ_{\max} 及对应权向量,并对结果进行一致性检验,从而确定国家公园生态风险评价指标权重(表1和表2)。

2.7 综合评价模型

在计算指标权重的基础上,实现对国家公园生态风险进行定量化综合评价。在该方法中,根据风险等级从低到高的原则,将评价体系中的每个指标划分为四个等级,并分别赋分1至4分。各指标得分与其对应的权重相乘后,加权求和即可得出国家公园生态风险的综合评价分值(公式4)。具体公式如下:

$$ERI = \sum r_j \times \omega_j \quad (4)$$

式中,ERI表示国家公园生态风险综合评价结果; r_j 为第 j 个评价指标赋分值; ω_j 为指标权重。为明确风险等

施用、旅游设施建设等行为都会增加生态风险。

3.2 风险受体评价结果

钱江源国家公园生态风险受体评价涵盖了 3 个二级指标和 8 个三级指标。通过 GIS 空间加权叠加分析,评价结果被划分为四个等级,各等级得分标准从低到高依次赋分为 1、2、3、4。相应地,每个风险等级由低到高的面积分别为:48.158km²、68.249km²、44.878km²、18.773km²,其相应占比为 26.746%、37.904%、24.924%、10.426%。评价结果如图 4 所示,钱江源国家公园生态风险受体的中、高风险区域主要集中分布于中部何田乡和长虹乡的传统利用区,这些区域因农业活动频繁以及旅游开发等社会经济活动的集中而增加了自然景观的破碎度,生态系统的脆弱性和生态系统敏感性。还有部分中、高风险区域零星分布在国家公园西南边界地带,这些区域邻近居民点,自然景观和生态环境受人类活动干扰较为明显。然而,生态风险受体的极低和低风险区域主要分布在受严格保护钱江源国家公园北部齐溪镇及齐溪流域、中部区域和西南部核心保护区外围。这些区域自然景观和生态环境保护较好,植被覆盖率高,生态系统稳定性和自然修复能力相对较强,属于国家公园生态保育区。

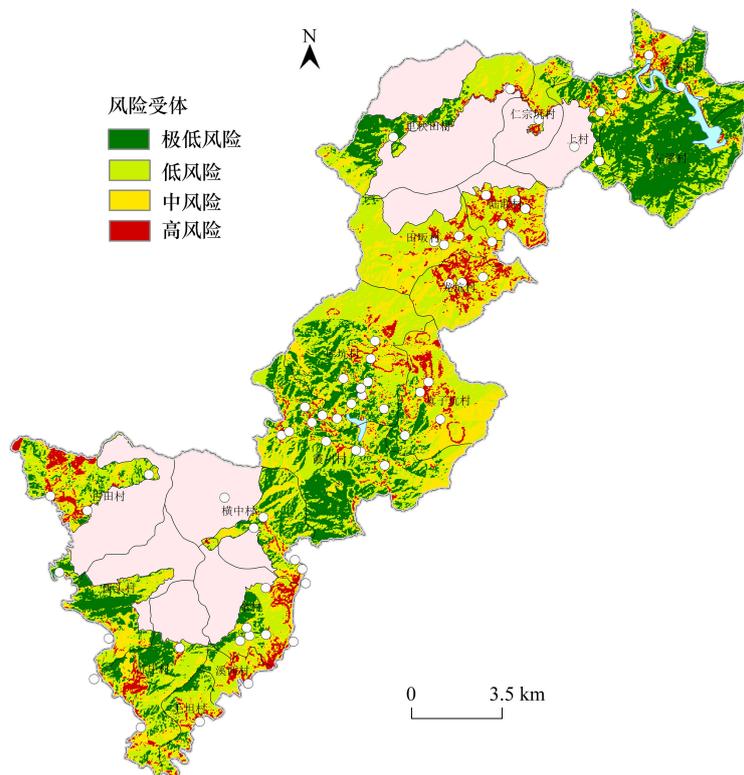


图 4 钱江源国家公园风险受体评价结果

Fig.4 Ecological receptor evaluation results of Qianjiangyuan National Park

3.3 风险响应评价结果

在对钱江源国家公园风险响应指标进行标准化处理后,通过权重集成方法对其进行了综合评价。结果如图 5 所示,各等级风险响应区域的空间面积和占比分别为:Ⅰ级区域(高响应,低风险)面积为 28.206km²,占国家公园总面积的 15.665%;Ⅱ级区域(较高响应,较低风险)面积为 50.825km²,占比为 28.227%;Ⅲ级区域(中响应,中等风险)面积为 66.489km²,占比 36.927%;Ⅳ级区域(低响应,高风险)面积为 34.538km²,占比 19.181%。从空间分布特征看,高响应区域(低风险和较低风险)主要位于钱江源国家公园核心保护区边缘地带的生态保育区,这些区域生态保护和生态风险监管措施相对完善,环保资金充足,具备较强的抵御生态风险能力。而中低响应区域(中高风险)则主要集中分布在齐溪镇、长虹乡和苏庄镇传统利用区的部分区域以及

游憩展示区及周边地区。这些区域内国家公园游憩活动较为频繁,生态监测与评估不足,加之生态系统本身的脆弱性使其对外界扰动的响应能力较弱。

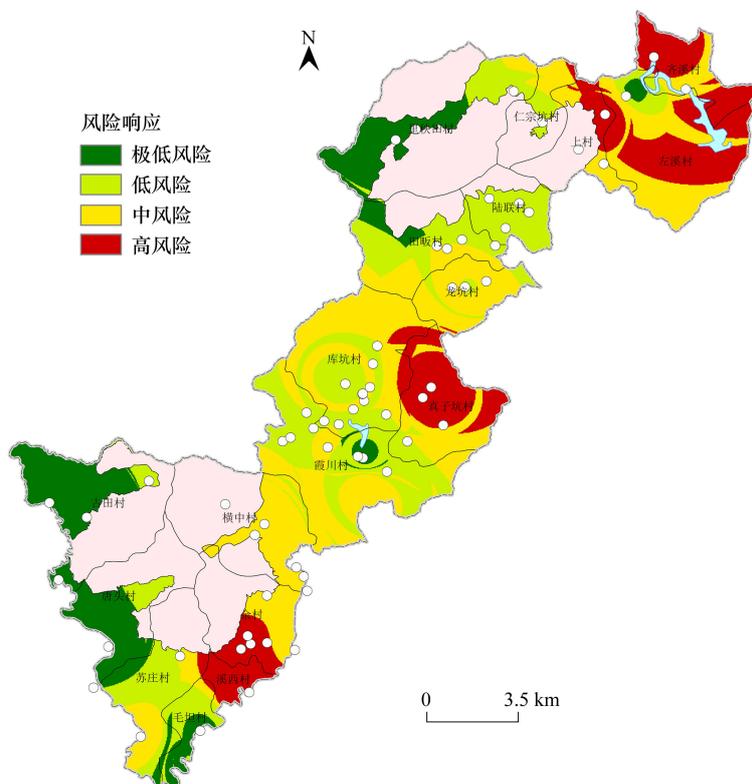


图5 钱江源国家公园风险响应评价结果

Fig.5 Ecological response evaluation results of Qianjiangyuan National Park

3.4 综合评价结果

钱江源国家公园生态风险综合评价及其分级计算结果显示,极低风险、低风险、中风险和高风险四个生态风险等级的面积分别为 36.53km^2 、 58.50km^2 、 59.08km^2 、 25.95km^2 , 占国家公园总面积的比例分别为 20.288%、32.488%、32.814%和 14.409%。从空间分布来看(图6),钱江源国家公园的极低生态风险和低生态风险区域主要位于齐溪镇以及何田乡的生态保育区,这些区域生态保护措施相对严格,生态系统服务功能相对完善,受人类活动影响较小。而中、高生态风险区域主要呈成片镶嵌在国家公园中部的传统利用区和游憩展示区,并集中分布在国家公园中部和南部的生态保育区。这些区域受到旅游开发、农业生产和基础设施建设等多种人类活动的共同作用,使得国家公园生态环境承载压力较大,生态系统受到较多干扰和威胁。

4 讨论与结论

4.1 讨论

4.1.1 风险源与国家公园生态风险

钱江源国家公园的主要自然风险源包括滑坡、泥石流等地质灾害,以及低温冻害、夏秋暴雨等灾害性气候,森林火灾和外来生物入侵等多种自然威胁。由于国家公园生态系统的高度适应性与恢复力,使得自然风险源在短期内对国家公园整体生态安全的影响相对有限。Turner 等认为,生态系统在自然扰动后能够通过内在修复机制恢复平衡^[42]。换言之,在生物多样性丰富且生态连通性较好的低风险源区域中,生态系统通常表现出较高的韧性,能够迅速适应灾害冲击并恢复其功能^[43]。这验证了生态系统恢复能力在缓解灾害负面效应中的核心作用^[44],为深化现有理论认识提供了实证支持。

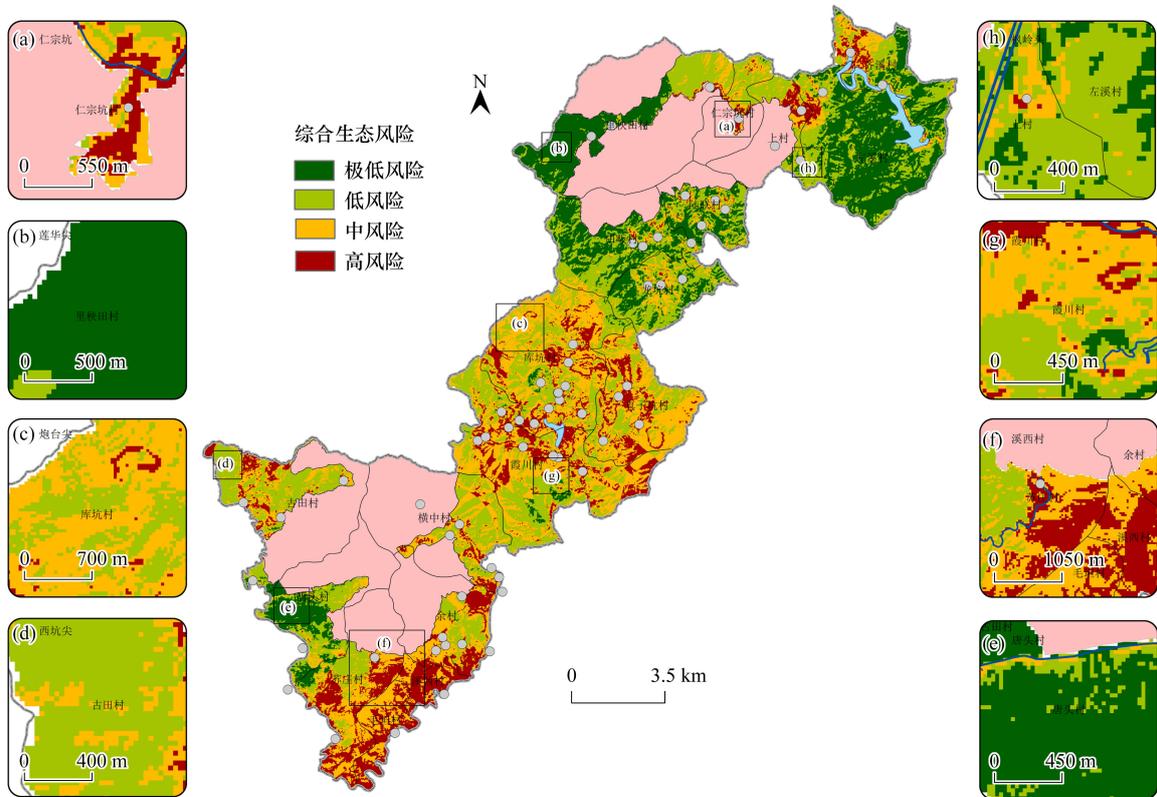


图 6 钱江源国家公园生态风险综合评价结果

Fig.6 Ecological comprehensive evaluation results of Qianjiangyuan National Park

相较于短期扰动,长期的人为活动累积效应对生态系统稳定性的破坏相对较大^[45]。有观点认为,长期的人为活动往往会引发局部生态连通性下降和景观破碎化^[46—47]。钱江源国家公园的人为风险源主要包括农业生产、游憩活动和基础和公共设施建设等。在其高风险源区域,由于较高的人口密度和多样化的经济活动,诸如长虹乡在旅游旺季所经历的游客激增现象,游憩活动和旅游公共服务设施建设对国家公园生态环境施加了更直接且迅速的压力。这种压力会导致土壤侵蚀、景观破碎化以及污染物排放等问题的加剧,从而可能在短期内对生态系统造成难以逆转的损害,进而威胁国家公园的生态功能稳定性和生物多样性。这种现象验证了人类活动对自然生态系统干扰所带来累积效应的观点^[48]。

4.1.2 受体与国家公园生态风险

生态扰动理论认为生态系统在长期、持续的外部干扰之下更容易出现结构性破碎和生态功能的退化^[49—50]。景观破碎化会直接影响物种迁移和基因流动,降低生态系统对扰动的整体抵抗能力^[51]。在钱江源国家公园生态风险受体的中、高生态风险区域,由于农业开垦、道路等基础设施建设及村庄扩张等人为活动的叠加作用,其景观破碎度和分离度指数显著增加。原本连续而完整的生态斑块逐渐被人为干扰分割成小面积、空间孤立的斑块群,这在很大程度上降低了物种迁移和基因交流能力,并进一步削弱生态系统对外部扰动的适应性和抵抗能力。加之,单一类型土地利用(如耕地和建筑用地)占主导地位时,区域生境异质性显著降低,从而增加了生态风险受体对外部环境干扰的敏感性,继而可能导致局部生态系统的脆弱性增强。

值得强调的是,在钱江源国家公园的西部与南部边界的区域,本研究观察到了明显的边界效应现象,即来自周边区域村镇扩张和外来物种入侵等人类活动,借助污染物的跨界传输或入侵物种扩散,对该区域的生态系统产生了显著的复合干扰。这与 Heras 等学者在生态保护区管理中提出的边界效应概念^[52]高度吻合。即跨区域的外部干扰不仅仅影响生态环境本身,还可能引起生态系统内部不同生物层次上的负面反馈,如生物

多样性的降低、生态服务功能的弱化,甚至是生态退化等连锁反应。

4.1.3 响应与国家公园生态风险

钱江源国家公园生态风险高响应(低风险和较低风险)地带之所以分布核心保护区域的边缘区域。这是由于这些区域通常也会受到较为严格的管理和保护措施,如植被恢复、水土保持和污染治理等,极大地减少了外部压力,确保了该区域生态系统的稳定性和健康。该区域国家公园社区往往在政府引导下积极实施生态保护措施,例如控制农田扩展、禁伐区管理和生态农业发展等,政府与社区共同合作,鼓励居民参与生态恢复、物种保护等工作,形成良好的生态保护文化。这一现象验证了社区参与在自然保护地生物多样性保护、资源可持续利用中的正向作用具有一致性的观点^[53-55]。

钱江源国家公园生态风险低响应(对应高风险)的区域主要受到游憩资源开发和商业化活动的显著负面影响。借鉴 Pickett 和 Cadenasso 提出的生态扰动累积效应理论^[56],即人类高强度干扰可迅速突破生态系统的承载阈值,导致生态系统功能退化甚至崩溃。随着游客数量快速增加以及游憩活动的持续扩张,游客的环境意识与生态保护教育的不足使其行为对生态环境产生明显扰动。这种人类活动的集中与持续干扰往往超出生态系统自身的调节能力,加剧了局部生态脆弱性。此外,这些区域旅游活动所带来的复杂环境问题,如旅游垃圾、餐饮污水排放以及游客行为监管问题等给该区域的生态管理带来了巨大挑战。即旅游地生态风险管理的复杂性在于游客行为的不确定性与管理资源的相对不足^[57]。

4.1.4 国家公园生态风险及成因机制

国家公园中、高生态风险区域分布在中部的传统利用区和游憩展示区。究其原因,农业活动的加剧显著增加了对生态系统的扰动强度。农业开垦和资源采集等人类活动导致区域土地开发密度显著上升,进而引发生态斑块的破碎化。这种生境破碎化现象削弱了生态廊道的连通性功能,从而限制了物种的迁移能力和基因交流频率,最终导致生态系统抗干扰能力的整体下降^[58-59]。在高强度周边土地利用与生态管理措施滞后的双重作用下,生态保育区对外部干扰的敏感性显著增强,表现出显著的边缘效应。这种效应加剧了生境破碎化与生物多样性流失,进而引发生态连通性下降和生态系统服务功能衰减,最终形成复合型生态风险叠加效应,威胁区域生态安全格局的稳定性。

此外,该区域土地的高强度开垦与农业、游憩开发活动对生态环境造成了显著影响。生态旅游等人类活动所带来的压力,使这些区域的生态系统更易受到扰动。同时,传统利用区内高度集约的土地使用方式,加上化肥与农药的广泛应用,显著提升了土壤与水质污染的风险。尽管生态系统具备一定的自我修复能力,但在农业扩张与游憩开发的双重压力下,其恢复能力明显受限,生态服务功能也趋于退化。这表明,在高强度人类干扰的背景下,单一的传统生态管理措施难以有效应对日益复杂的生态风险累积效应^[60-61]。

钱江源国家公园的极低与低生态风险区主要分布于中北部生态保育区及传统利用区,这一空间格局的形成受以下关键因素调控:从生境条件来看,该区域地处国家公园生态保育核心带,地貌类型以低起伏度山地及丘陵为主,水文条件优越,为低海拔中亚热带常绿阔叶林等原生植被提供了理想的环境梯度。这种优越的生态本底条件使系统维持了较高的生态完整性和恢复力,在对外部干扰时表现出较强的抗性稳定性和弹性恢复能力。这一发现与生态系统自组织理论中关于系统稳态维持机制的论述具有显著的一致性,印证了生态阈值理论中关于系统稳定性与恢复力的科学认知^[62-63]。

此外,系统化的生态保护管理体系在区域生态风险调控中发挥了决定性作用。管理部门在生态保育区内实施了多维度的保护策略,包括但不限于:建立游客行为规范体系、设置严格的准入管控机制,以及构建完善的生态恢复—监测一体化平台。以齐溪镇与何田乡为代表的重点保护区,通过实施生态补偿机制与社区共管模式,在确保生态修复工程持续推进的同时,显著提升了社区参与程度。这种基于多元主体协同治理的保护范式,有效增强了国家公园生态系统的结构稳定性与功能可持续性,为区域生态安全格局的优化提供了制度保障^[64-65]。

4.2 结论

(1) 钱江源国家公园生态风险源可划分为人类活动风险源以游憩压力和传统农业干扰为核心驱动因子,

自然胁迫风险源则表现为边坡失稳地质灾害、森林火险及松材线虫病害等。从空间分布来看,高生态风险源分布面积 15.417km^2 ,仅占研究区总面积 8.562% ,主要分布在国家公园中南部的传统利用区,其风险危害程度和空间集聚强度处于可控范围之内。

(2)生态风险受体和风险响应空间分异特征显著。生态风险受体的中、高风险区域面积为 44.878km^2 、 18.773km^2 ,集中分布于钱江源国家公园的传统利用区,其呈现典型的水土保持功能衰退、生物连通性降低。森林覆盖率不足三重脆弱特征,建议将其纳入重点生态风险监控单元体系。钱江源国家公园生态风险响应的中、高生态风险区域,占比分别为 36.927% 和 19.191% ,主要分布于游憩展示区及其缓冲带。风险响应薄弱环节呈现出与游憩资源密集区重叠的特征。

(3)钱江源国家公园生态风险综合评价表明,整体生态风险水平较低,极低和低风险区域面积占公园总面积的 52.776% ,中风险区域面积为 59.08km^2 ,高风险区域面积为 25.95km^2 。极低和低风险区域集中分布于生态保育区,反映了该区域良好的生态保护现状与严格的保护管理措施的有效性,生态系统处于相对稳定的状态。中、高风险区域由于受到“自然风险—人类扰动”双重因素的影响,以带状和片状形式镶嵌分布于游憩展示区和传统利用区。这种“低风险基底—中高风险镶嵌”的生态风险空间分布格局,揭示了人类活动强度与生态风险等级可能存在的空间耦合关系。

5 管理启示与局限

5.1 管理启示

5.1.1 高风险区域的管理启示

本研究揭示钱江源国家公园高生态风险区具有显著空间分异特征,主要分布于高生态风险区域主要分布于中部传统利用区、部分保育区及其南部边缘地带,其风险形成机制涉及多源干扰的级联效应。建议构建“风险预警-过程阻断-系统恢复”的适应性管理框架:(1)建立生态阈值约束下的空间管制机制。基于景观遗传学原理优化生态安全格局,通过干扰敏感区划与活动强度梯度管控,维持关键生态过程的完整性。(2)构建多源立体感知网络。集成InSAR地表形变监测、声景特征识别与环境DNA生物监测技术,建立融合地质稳定性指数、生物干扰强度及生态过程完整性的多维度国家公园生态风险预警模型。(3)创新循环型环境治理范式。开发基于人工湿地-微生物燃料电池的模块化污水处理系统,运用区块链赋能的固废全生命周期追踪技术,并通过AR环境教育平台可视化展示国家公园物质代谢路径与生态响应过程。(4)实施认知-行为协同干预策略。构建包含生态足迹实时反馈系统与保护行为激励机制的国家公园访客管理模式,建立基于社区环境契约的共管机制,强化风险传导链关键节点的社会-生态耦合治理能力。

5.1.2 中风险区域的管理启示

本研究揭示钱江源国家公园中度风险区呈现空间异质性特征,主要集中分布在中部传统利用区和部分保育区,其生态风险源于游憩活动、农业耕作等人类活动干扰与自然胁迫的复合叠加效应。建议采用“生态修复-过程调控-协同治理”的韧性管理框架:(1)实施多尺度生态安全格局优化。针对受损水陆交错带与退化生态系统,开展基于水生生态修复工程与退化林分近自然修复的生态完整性重构,重点提升系统自组织能力与灾害弹性。(2)构建动态适应性管控体系。集成遥感监测与地面验证相结合的多尺度诊断技术,建立包含森林火险蔓延模型、病虫害传播动力学模型及入侵物种扩散预测模型的复合型生态灾害预警系统。(3)发展生态阈值约束下的服务供给模式。基于景观敏感度评估建立游客容量动态分配模型,通过时空错峰导引与解说教育系统耦合作用,实现游憩服务供给与生态韧性阈值的动态平衡。(4)创新社区共治激励机制。设计基于生态系统服务流核算的差异化补偿标准,构建包含碳汇交易、生态产品认证等多维度的利益共享机制,并通过社区生态管护员制度强化在地化治理效能。

5.1.3 极低和低风险区域的管理启示

本研究结果表明,钱江源国家公园北部及中部核心保育区作为低生态风险区域,需实施“生态保育-过程

监测-适应性利用”三位一体管理模式:(1)建立多源异构生态感知网络。基于高光谱成像无人机、微生物组传感器阵列及声景监测节点构建空间连续监测体系,通过多模态数据融合实现植被群落演替、土壤微生物功能及动物声景特征等国家公园多维生态参数的实时动态捕获。(2)发展国家公园社区共管型生态经济模式。运用生态补偿机制引导社区参与替代生计发展,重点培育林下经济复合经营、生态产品认证等绿色产业,建立基于生态系统服务流核算的利益分配机制。(3)构建多维度生态服务产品体系。依据生态承载力评估结果,开发包含生物多样性观测廊道、地质遗迹研学线路、文化生态解说系统等模块的生态游憩体验产品谱系,实现游憩价值与生态完整性的协同增益。(4)完善环境准入标准体系。建立涵盖水质阈值、噪声容限及生物干扰指数的环境基准,采用人工湿地耦合膜生物反应器的分布式污水处理技术,以及基于热解气化的固废分类处置技术,形成旅游活动负面清单管控机制。

5.2 研究局限与展望

本研究基于多源异构数据融合与多维度指标体系构建,实现了钱江源国家公园生态风险的系统评估。需要指出的是,部分指标体系的精度还有待进一步提升,可能对评估结果的生态学解释力产生边际影响。后续研究需着力完善一体化监测网络,运用遥感大数据和人工智能算法等前沿技术,建立关键生态系统参数的实时反演模型,以增强风险识别的时空分辨率与预测效度。需要特别说明的是,本研究侧重生态风险的空间分异特征解析,而对国家公园生态风险时空异质性及其演变机理的解析尚不系统,尤其在复合型气候胁迫与扰动因子的耦合效应模拟方面存在研究缺口。建议后续构建耦合过程模型与情景分析框架,发展具有生态过程解释力的国家公园动态风险评估范式。值得关注的是,虽然本研究结论具备区域参考价值,但鉴于国家公园治理体系存在显著的制度异质性,其应用转化需结合区域生态系统特征与管理范式进行适应性优化。建议加强跨境生态安全协同研究,通过建立多尺度案例数据库与机器学习模型,系统识别跨国界国家公园生态风险传导机制,进而形成具有空间可移植性的生态安全防护体系。

参考文献(References):

- [1] Mace G M, Norris K, Fitter A H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, 2012, 27(1): 19-26.
- [2] Watson J E M, Venter O, Lee J, Jones K R, Robinson J G, Possingham H P, Allan J R. Protect the last of the wild. *Nature*, 2018, 563(7729): 27-30.
- [3] Gössling S, Scott D, Hall C M, Ceron J P, Dubois G. Consumer behaviour and demand response of tourists to climate change. *Annals of Tourism Research*, 2012, 39(1): 36-58.
- [4] IPCC. Special report on climate change and land. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change, 2019. Available online: <https://www.ipcc.ch/srccl/> [2025-03-22].
- [5] Liu Q Q, Yu H. Functional zoning mode and management measures of Qianjiangyuan National Park based on ecological sensitivity evaluation. *Journal of Resources and Ecology*, 2020, 11(6): 617-623.
- [6] Tokatli C. Bioecological and statistical risk assessment of toxic metals in sediments of a worldwide important wetland: Gala Lake National Park (Turkey). *Archives of Environmental Protection*, 2017, 43(1): 34-47.
- [7] Tnoui A, Angelone M, Armiento G, Caprioli R, Crovato C, De Cassan M, Montereali M R, Nardi E, Parrella L, Proposito M, Schirone A, Spaziani F, Zourarah B. Heavy metal content and potential ecological risk assessment of sediments from Khnifiss Lagoon National Park (Morocco). *Environmental Monitoring and Assessment*, 2022, 194(5): 356.
- [8] McFarlane B L, Witson D O T. Perceptions of ecological risk associated with mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*) infestations in Banff and Kootenay National Parks of Canada. *Risk Analysis*, 2008, 28(1): 203-212.
- [9] Sy M, Keenleyside K, Adare K, Reader B, Plante M, Deering P. Protecting native biodiversity from high-impact invasive species through the protected areas of Parks Canada. *Biodiversity*, 2009, 10(2/3): 51-55.
- [10] Bomanowska A, Adamowski W, Kirpluk I, Otręba A, Rewicz A. Invasive alien plants in Polish National Parks-threats to species diversity. *PeerJ*, 2019, 7: e8034.
- [11] Gonzalez P. Six/climate change trends, impacts, and vulnerabilities in US National Parks//Science, Conservation, and National Parks. Chicago: University of Chicago Press, 2016: 102-140.
- [12] Gao X, Wen R Y, Lo K, Li J, Yan A. Heterogeneity and non-linearity of ecosystem responses to climate change in the Qilian Mountains National

- Park, China. *Journal of Arid Land*, 2023, 15(5): 508-522.
- [13] Carey J M, Burgman M A, Chee Y E. Risk assessment and the concept of ecosystem condition in park management. Melbourne: Parks Victoria, 2004.
- [14] Bayliss P, van Dam R A, Bartolo R E. Quantitative ecological risk assessment of the magela creek floodplain in Kakadu National Park, Australia; comparing point source risks from the ranger uranium mine to diffuse landscape-scale risks. *Human and Ecological Risk Assessment: an International Journal*, 2012, 18(1): 115-151.
- [15] Wang G P, Min Q W, Ding L B, He S Y, Li H Y, Jiao W J. Comprehensive disaster risk assessment index system for national parks based on the PSR model. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(22): 8232-8244.
- [16] 钟林生, 李萍. 甘肃省阿万仓湿地旅游开发生态风险评价及管理对策. *地理科学进展*, 2014, 33(11): 1444-1451.
- [17] 王国萍, 闵庆文, 丁陆彬, 何思源, 李禾尧, 焦雯珺. 基于 PSR 模型的国家公园综合灾害风险评估指标体系构建. *生态学报*, 2019, 39(22): 8232-8244.
- [18] 马小宾, 章锦河, 马天驰, 陶洁怡, 王培家, 郭丽佳, 杨良健. 国家公园生态系统健康测度模型构建及黄山实证研究. *生态学报*, 2024, 44(13): 5746-5760.
- [19] Lipton J, Galbraith H, Burger J, Wartenberg D. A paradigm for ecological risk assessment. *Environmental Management*, 1993, 17(1): 1-5.
- [20] IPCC. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- [21] 吴建国, 吕佳佳, 艾丽. 气候变化对生物多样性的影响: 脆弱性和适应. *生态环境学报*, 2009, 18(2): 693-703.
- [22] 刘建锋, 肖文发, 江泽平, 冯霞, 李秀英. 景观破碎化对生物多样性的影响. *林业科学研究*, 2005, 18(2): 222-226.
- [23] 苏常红, 傅伯杰. 景观格局与生态过程的关系及其对生态系统服务的影响. *自然杂志*, 2012, 34(5): 277-283.
- [24] 岳新斌, 谢家丽, 韩增玉. 2000—2020 年宁夏土壤侵蚀变化研究. *环境生态学*, 2023, 5(11): 1-8, 25.
- [25] 张国胜, 顾晓晓, 邢彬彬, 韩家波. 海洋环境噪声的分类及其对海洋动物的影响. *大连海洋大学学报*, 2012, 27(1): 89-94.
- [26] 赵凡, 钟欣艺, 谢平畅, 胡芮, 郝建锋, 姚雪. 不同植被维护措施对三星堆遗址城墙草本植物群落物种多样性与生物量的影响. *生态学报*, 2024, 44(19): 8716-8725.
- [27] Hooper D U, Chapin III F S, Ewel J J, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton J H, Lodge D M, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad A J, Vandermeer J, Wardle D A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning; a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 2005, 75(1): 3-35.
- [28] 陈小平, 邓亚宇, 徐若凡, 李萱, 马航, 武小钢, 黄春波. 基于生态系统服务供需的太原市生态管理分区. *应用生态学报*, 2024, 35(7): 1925-1934.
- [29] 赵翔, 朱子云, 吕植, 肖凌云, 梅索南措, 王昊. 社区为主体的保护: 对三江源国家公园生态管护公益岗位的思考. *生物多样性*, 2018, 26(2): 210-216.
- [30] 于鹏, 章锦河, 侯兵, 张宏梅. 国家公园旅游发展对周边社区居民生活质量的影响——以黄山风景区为例. *中国生态旅游*, 2022, 12(2): 251-263.
- [31] 胡欢, 章锦河, 陈敏. 成本视角的国家公园旅游生态补偿标准测度研究——以黄山国家公园创建区为例. *中国生态旅游*, 2022, 12(2): 275-290.
- [32] Plummer R, Fennell D A. Managing protected areas for sustainable tourism: Prospects for adaptive co-management. *Journal of Sustainable Tourism*, 2009, 17(2): 149-168.
- [33] 许婧, 王群. 自然旅游地游客生态情感与环境责任行为的关系——以黄山风景区为例. *中国生态旅游*, 2024, 14(2): 359-374.
- [34] Ham M, Mrčela D, Horvat M. Insights for measuring environmental awareness. *Ekonomski Vjesnik: Review of Contemporary Entrepreneurship, Business, and Economic Issues*, 2016, 29(1): 159-176.
- [35] Murzi H, Mazzurco A, Pikaar I, Gibbes B. Measuring development of environmental awareness and moral reasoning; a case-study of a civil engineering course. *European Journal of Engineering Education*, 2019, 44(6): 954-968.
- [36] Sinay L, Tham A, Schaffer V, Bill Carter R W, Scott N. Does ecotourism influence environmental awareness a methodological approach based on virtual reality and physiological responses. *Annals of Ecology and Environmental Science*, 2020, 4(1): 1-10.
- [37] Üzülmöz M, Ercan İştin A, Barakazi E. Environmental awareness, ecotourism awareness and ecotourism perception of tourist guides. *Sustainability*, 2023, 15(16): 12616.
- [38] Ardoin N M, Bowers A W, Gaillard E. Environmental education outcomes for conservation: a systematic review. *Biological Conservation*, 2020, 241: 108224.
- [39] Longley P A, Goodchild M F, Maguire D J, Rhind D W. *Geographic Information Science and Systems*. Hoboken: John Wiley & Sons, 2015.
- [40] Burrough P A, McDonnell R, Lloyd C D. *Principles of Geographical Information Systems*. 3rd ed..Oxford: Oxford University Press, 2015.
- [41] Mitchell A. *The ESRI Guide to GIS Analysis, Volume 1: Geographic Patterns and Relationships*. Redlands: Esri Press, 2020.
- [42] Turner M G, Gardner R H. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Cham: Springer New York, 2015.
- [43] Galchenko J, Ozaryan J. Research on the self-healing of biota in natural ecosystems disturbed by mining enterprises. *Advances in Ecology and Environmental Engineering*. Cham: Springer, 2024: 113-123.

- [44] Sudmeier-Rieux K, Arce-Mojica T, Boehmer H J, Doswald N, Emerton L, Friess D A, Galvin S, Hagenlocher M, James H, Laban P, Lacambra C, Lange W, McAdoo B G, Moos C, Mysiak J, Narvaez L, Nehren U, Peduzzi P, Renaud F G, Sandholz S, Schreyers L, Sebesvari Z, Tom T, Triyanti A, van Eijk P, van Staveren M, Vicarelli M, Walz Y. Scientific evidence for ecosystem-based disaster risk reduction. *Nature Sustainability*, 2021, 4(9): 803-810.
- [45] Lugo A E. Effects of extreme disturbance events: From ecesis to social -ecological- technological systems. *Ecosystems*, 2020, 23(8): 1726-1747.
- [46] Fischer J, Lindenmayer D B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 2007, 16(3): 265-280.
- [47] Dou X Y, Guo H D, Zhang L, Liang D, Zhu Q, Liu X T, Zhou H, Lv Z R, Liu Y M, Gou Y T, Wang Z L. Dynamic landscapes and the influence of human activities in the Yellow River Delta wetland region. *Science of The Total Environment*, 2023, 899: 166239.
- [48] Antwi E K, Boakye-Danquah J, Owusu-Banahene W, Webster K, Dabros A, Wiebe P, Mayor S J, Westwood A, Mansuy N, Setiawati M D, Yohuno (Apronti) P T, Bill K, Kwaku A, Kosuta S, Sarfo A K. A Global review of cumulative effects assessments of disturbances on forest ecosystems. *Journal of Environmental Management*, 2022, 317: 115277.
- [49] Oliver T H, Heard M S, Isaac N J B, Roy D B, Procter D, Eigenbrod F, Freckleton R, Hector A, Orme C D L, Petchey O L, Proença V, Raffaelli D, Suttle K B, Mace G M, Martín-López B, Woodcock B A, Bullock J M. Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 2015, 30(11): 673-684.
- [50] Mori A S. Ecosystem management based on natural disturbances: hierarchical context and non-equilibrium paradigm. *Journal of Applied Ecology*, 2011, 48(2): 280-292.
- [51] Fuller M R, Doyle M W. Gene flow simulations demonstrate resistance of long-lived species to genetic erosion from habitat fragmentation. *Conservation Genetics*, 2018, 19(6): 1439-1448.
- [52] Heras P, Fernández-Sañudo P, López-Estébanez N, Roldán M J. Territorial dynamics and boundary effects in a protected area of the Central Iberian Peninsula. *Open Geosciences*, 2011, 3(1): 1-11.
- [53] Vimal R, Khalil-Lortie M, Gatiso T. What does community participation in nature protection mean? The case of tropical National Parks in Africa. *Environmental Conservation*, 2018, 45(4): 333-341.
- [54] Tumbaga J R A, Hipolito M C, Gabriel A G. Community participation toward biodiversity conservation among protected areas in Pangasinan, Philippines. *Environment, Development and Sustainability*, 2021, 23(3): 4698-4714.
- [55] Zhang Y L, Xiao X, Cao R B, Zheng C H, Guo Y R, Gong W X, Wei Z C. How important is community participation to eco-environmental conservation in protected areas From the perspective of predicting locals' pro-environmental behaviours. *Science of The Total Environment*, 2020, 739: 139889.
- [56] Pickett S T, Cadenasso M L. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. *Science*, 1995, 269(5222): 331-334.
- [57] Hall C M. Constructing sustainable tourism development: The 2030 agenda and the managerial ecology of sustainable tourism//Activating Critical Thinking to Advance the Sustainable Development Goals in Tourism Systems. London: Routledge, 2021: 198-214.
- [58] Hilty J A, Keeley A T H, Lidicker W Z Jr., Merenlender A M. *Corridor Ecology: Linking Landscapes for Biodiversity Conservation and Climate Adaptation*. 2nd ed..Washington: Island Press, 2019.
- [59] Klinga P, Mikoláš M, Smolko P, Tejkal M, Höglund J, Paule L. Considering landscape connectivity and gene flow in the Anthropocene using complementary landscape genetics and habitat modelling approaches. *Landscape Ecology*, 2019, 34(3): 521-536.
- [60] Kasperson J X, Kasperson R E, Turner B L, Hsieh W, Schiller A. *Vulnerability to global environmental change//The Social Contours of Risk*. London: Routledge, 2022: 245-285.
- [61] Smith K, Fearnley C J, Dixon D, Bird D K, Kelman I. *Environmental Hazards: Assessing Risk and Reducing Disaster*. London: Routledge, 2023.
- [62] Barabás G, Michalska-Smith M J, Allesina S. Self-regulation and the stability of large ecological networks. *Nature Ecology & Evolution*, 2017, 1(12): 1870-1875.
- [63] Li J, Huang Y Z, Guo L Y, Sun Z, Jin Y N. Operationalizing the social-ecological systems framework in a protected area: a case study of Qilian Mountain National Park, Northwestern China. *Ecology and Society*, 2024, 29(3): art30.
- [64] Smith M K S, Smit I P J, Swemmer L K, Mokhatla M M, Freitag S, Roux D J, Dziba L. Sustainability of protected areas: Vulnerabilities and opportunities as revealed by COVID-19 in a National Park management agency. *Biological Conservation*, 2021, 255: 108985.
- [65] Wang C X, Yu C Y, Chen T Q, Feng Z, Hu Y C, Wu K N. Can the establishment of ecological security patterns improve ecological protection An example of Nanchang, China. *Science of The Total Environment*, 2020, 740: 140051.