

基于生态安全格局的乌兰察布市国土空间生态修复分区研究

杨雨蒙¹, 张裕凤^{1,2}

¹内蒙古师范大学地理科学学院, 内蒙古 呼和浩特

²内蒙古土地利用与整治工程研究中心, 内蒙古 呼和浩特

收稿日期: 2026年3月24日; 录用日期: 2026年4月16日; 发布日期: 2026年4月29日

摘要

乌兰察布市位于北方生态安全屏障重要区域, 地处典型农牧交错带, 生态环境整体较为脆弱, 风力侵蚀问题较为突出, 局部山地丘陵区存在一定水土流失风险, 国土空间生态修复需求较为迫切。本文以乌兰察布市为研究区, 从生态安全格局视角出发, 构建“生态系统服务评估-生态源地识别-综合生态阻力面构建-生态廊道提取-生态关键瓶颈区识别-生态修复分区-典型区域验证”的研究框架。研究采用RUSLE模型评估土壤保持功能, 采用基于RWEQ因子体系的方法表征防风固沙功能; 在综合生态系统服务评价基础上, 结合北部五个旗县分区识别结果对核心生态源地进行校正, 构建综合生态阻力面, 并借助最小累积阻力模型和Linkage Mapper提取生态廊道, 进一步结合核密度分析识别生态关键瓶颈区。结果表明: 研究区共识别出23个核心生态源地, 总面积为1716.21 km²; 提取生态廊道42条, 总长度为1687.66 km; 识别生态关键瓶颈区10处。乌兰察布市生态安全格局整体呈现“南部山地集中、北部局部补充”的源地分布特征, 以及“层次分明、中东部集聚、中北部局部延伸”的廊道结构特征。结合风力侵蚀与水力侵蚀的空间分异特征, 研究区可划分为北部及东部防风固沙区、中部廊道提升与农田整治区、南部及西南部山地水源涵养区三大生态修复分区。典型区域遥感验证结果表明, 所识别的核心生态源地、生态廊道及生态关键瓶颈区与实际景观格局具有较好的空间对应关系。研究结果可为乌兰察布市优化国土空间生态修复布局提供参考, 也可为其他类似地区开展生态修复分区研究提供思路。

关键词

生态安全格局, 国土空间生态修复, 生态关键瓶颈区, 乌兰察布市

Territorial Spatial Ecological Restoration Zoning in Ulanqab City Based on the Ecological Security Pattern

Yumeng Yang¹, Yufeng Zhang^{1,2}

¹College of Geographical Science, Inner Mongolia Normal University, Hohhot Inner Mongolia

²Inner Mongolia Land Use and Improvement Project Research Center, Hohhot Inner Mongolia

Received: March 24, 2026; accepted: April 16, 2026; published: April 29, 2026

Abstract

Ulanqab City is located in an important section of the northern ecological security barrier and lies within a typical agro-pastoral ecotone. Its ecological environment is generally fragile, with pronounced wind erosion and localized risks of soil erosion in mountainous and hilly areas, creating an urgent need for territorial spatial ecological restoration. From the perspective of ecological security patterns, this study established a framework integrating ecosystem service assessment, ecological source identification, integrated ecological resistance surface construction, ecological corridor extraction, ecological key bottleneck area identification, ecological restoration zoning, and validation of typical areas. The RUSLE model was used to assess soil conservation, while a method based on the RWEQ factor system was applied to characterize windbreak and sand fixation. Based on the integrated ecosystem service assessment, core ecological sources were corrected using zoning-based identification results from the five northern banners and counties. An integrated ecological resistance surface was then constructed, and ecological corridors were extracted using the Minimum Cumulative Resistance (MCR) model and Linkage Mapper. Ecological key bottleneck areas were further identified through kernel density analysis. The results showed that 23 core ecological source patches were identified, covering 1716.21 km²; 42 ecological corridors were extracted, with a total length of 1687.66 km; and 10 ecological key bottleneck areas were delineated. The ecological security pattern of Ulanqab City is characterized by a distribution of ecological sources with mountainous concentration in the south and local supplementation in the north, as well as a corridor structure with clear hierarchy, concentration in the central-eastern part, and local extension in the central-northern part. Based on the spatial differentiation of wind and water erosion, the study area was divided into three ecological restoration zones: the northern and eastern windbreak and sand fixation zone, the central corridor improvement and farmland regulation zone, and the southern and southwestern mountainous water conservation zone. Validation based on high-resolution remote sensing imagery of typical areas further showed that the identified ecological sources, corridors, and ecological key bottleneck areas were generally consistent with actual landscape patterns. The results provide a reference for optimizing the territorial spatial ecological restoration layout of Ulanqab City and offer insights for ecological restoration zoning in similar agro-pastoral ecotone areas.

Keywords

Ecological Security Pattern, Territorial Spatial Ecological Restoration, Ecological Key Bottleneck Areas, Ulanqab City

Copyright © 2026 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

国土空间生态修复是提升生态系统稳定性、维护区域生态安全和优化国土空间格局的重要途径。生态安全格局通过识别生态源地、生态廊道及关键节点, 构建保障区域生态安全的空间框架, 已成为协调

生态保护与国土空间开发的重要技术路径[1]-[4]。

现有研究已形成以“源地识别-阻力面构建-廊道提取-关键节点诊断”为主线的生态安全格局构建范式[3][5]。相关研究围绕生态源地综合识别[6]-[8]、生态系统服务供需视角下的生态安全格局构建[9][10], 以及生态安全格局引导下的国土空间生态修复分区与优化[11]-[15]等方面开展了较多探索。总体来看, 现有研究对生态空间要素识别与格局表达关注较多, 但对主导生态过程差异、生态系统服务功能与生态修复分区之间耦合关系的讨论仍有进一步深化的空间。

乌兰察布市位于内蒙古自治区中部, 生态环境总体较为脆弱, 不同区域在生态问题类型和修复需求上存在明显差异。为提高生态修复分区的针对性, 本文以乌兰察布市为研究区, 从土壤保持和防风固沙两类关键生态系统服务出发, 识别核心生态源地, 构建综合生态阻力面, 并借助最小累积阻力模型提取生态廊道[16], 进一步识别生态关键瓶颈区, 在此基础上划定国土空间生态修复分区。研究结果可为乌兰察布市优化国土空间生态修复布局提供参考, 也可为北方农牧交错带类似地区开展生态修复分区研究提供借鉴。

2. 研究区概况、数据来源与方法

2.1. 研究区概况

乌兰察布市位于内蒙古自治区中部, 地处阴山山脉与内蒙古高原过渡地带, 自然地理过渡性明显, 生态本底较为敏感, 具有北方农牧交错带的典型特征。研究区不同区域主导生态问题存在明显差异: 北部及东部地区风力侵蚀较为突出, 防风固沙功能更为重要; 南部山地丘陵区局部存在一定水土流失风险, 土壤保持功能相对更为关键。总体上, 研究区生态问题类型与修复需求具有较明显的空间分异特征。

2.2. 数据来源与处理

本文以 2023 年为土地利用和植被数据的研究基准年, 结合相对稳定的地形、气候和土壤背景数据, 构建了包含 DEM、土地利用/土地覆盖、NDVI、降水、风速、土壤和研究区边界等信息的多源空间数据库。其中, DEM 数据采用 ASTER GDEM 分幅高程数据[17]; 土地利用/土地覆盖数据采用 CLCD 数据集 2023 年产品[18]; NDVI 数据来源于 NASA 发布的 MOD13A3 Version 6.1 逐月植被指数产品, 并提取生成 2023 年 NDVI 年最大值栅格[19]; 降水和风速数据采用 WorldClim v2.1 逐月多年平均气候数据[20]; 土壤数据采用 HWSD v2.0 数据集[21]; 研究区边界数据采用行政区划矢量数据。研究所用基础数据的来源、空间分辨率及主要用途见表 1。

针对多源异构数据在空间分辨率、坐标系统和数据格式等方面的差异, 本文在 ArcGIS 10.5 平台中对各类数据进行了统一预处理。首先, 将全部矢量和栅格数据统一转换至 WGS_1984_UTM_Zone_49N 投影坐标系。其次, 以基础栅格数据为参照, 将用于生态系统服务评估、生态源地识别、综合生态阻力面构建和生态廊道提取的各类空间数据统一处理为 30 m 分辨率, 并完成像元对齐, 其中连续型数据采用双线性内插法重采样, 离散型分类数据采用最邻近法重采样。最后, 以研究区行政边界为掩膜, 对各类基础数据进行统一裁剪, 提取研究区范围内的有效数据用于后续分析。其中, 生态关键瓶颈区识别阶段在上述统一数据基础上进一步聚合至 90 m 分辨率, 以适应关键区域诊断的尺度需求。

此外, 为验证生态安全格局识别结果的现实对应性, 本文选取 Google Earth Pro 高分辨率遥感影像, 并结合土地利用现状信息, 对核心生态源地、生态廊道及生态关键瓶颈区的空间对应关系进行综合判读。

研究所用基础数据的来源、空间分辨率及主要用途见表 1。

Table 1. Data sources and main uses**表 1.** 数据来源与主要用途

数据名称	数据来源	空间分辨率/尺度	主要用途
DEM	ASTER GDEM	30 m	坡度提取、LS 因子计算、粗糙度因子构建
土地利用/土地覆盖	CLCD 数据集中的 2023 年产品	30 m	P 因子赋值、核心生态源地筛选、综合生态阻力面构建
NDVI	MOD13A3 Version 6.1 (2023 年逐月)	1 km	C 因子、COG 因子估算及植被阻力因子构建
降水数据	WorldClim v2.1 逐月多年平均 precipitation	30 arc-seconds (约 1 km)	R 因子计算
风速数据	WorldClim v2.1 逐月多年平均 wind speed	30 arc-seconds (约 1 km)	WF 因子构建
土壤数据	HWSD v2.0	约 1 km	K 因子、EF 因子和 SCF 因子计算
研究区边界	行政区划矢量数据	矢量尺度	空间裁剪、掩膜与分区统计

2.3. 研究方法

2.3.1. 土壤保持功能评估

为定量表征乌兰察布市生态系统的土壤保持功能, 本文采用修正通用土壤流失方程(Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE)估算研究区土壤保持量[22]。土壤保持量可表示为潜在土壤侵蚀量与实际土壤侵蚀量之差, 其计算公式为:

$$SC = R \times K \times LS \times (1 - C \times P) \quad (1)$$

式中, SC 为单位面积年均土壤保持量, R 为降雨侵蚀力因子, K 为土壤可蚀性因子, LS 为坡长坡度因子, C 为植被覆盖与管理因子, P 为水土保持措施因子。具体计算中, R 因子依据降水数据估算, K 因子依据土壤属性数据计算, LS 因子由 DEM 提取坡度信息求得, C 因子基于 2023 年 NDVI 年最大值栅格估算, P 因子结合土地利用类型赋值。最终获得研究区土壤保持功能空间分布结果, 并作为综合生态系统服务评价的重要组成部分。

2.3.2. 防风固沙功能评估

为定量表征乌兰察布市生态系统的防风固沙功能, 本文采用修正风蚀方程(Revised Wind Erosion Equation, RWEQ)估算研究区潜在风蚀量和实际风蚀量, 并以二者差值表征防风固沙量[23] [24]。其计算公式为:

$$SR = SL_p - SL_r \quad (2)$$

式中, SR 为单位面积年均防风固沙量, SL_p 为单位面积年均潜在风蚀量, SL_r 为单位面积年均实际风蚀量。具体计算中, WF 因子依据风速数据估算, EF 因子和 SCF 因子依据土壤属性数据计算, K' 因子结合地表粗糙度信息构建, COG 因子基于 2023 年 NDVI 年最大值栅格估算。最终获得研究区防风固沙功能空间分布结果, 并与土壤保持功能共同用于综合生态系统服务评价。

2.3.3. 综合生态系统服务重要性指数与核心生态源地识别

为综合反映研究区生态系统服务的重要性, 本文对土壤保持功能和防风固沙功能进行归一化处理, 并采用等权叠加方法构建综合生态系统服务重要性指数(Ecosystem Service Importance Index, ESI), 其计算

公式为:

$$ESI = 0.5 \times SC_{norm} + 0.5 \times SR_{norm} \quad (3)$$

式中, ESI 为综合生态系统服务重要性指数, SC_{norm} 为归一化后的土壤保持功能指数, SR_{norm} 为归一化后的防风固沙功能指数。考虑到乌兰察布市南北生态过程差异较为明显, 南部区域土壤保持功能更为突出, 北部及东部区域则以防风固沙功能更具代表性, 两类生态系统服务在市域尺度上均具有重要意义, 因此本文采用等权处理, 以尽量减少赋权偏差对生态源地识别结果的影响。

在综合生态系统服务重要性指数计算完成后, 本文采用自然断点法对研究区生态系统服务重要性进行分级, 并将高值区作为生态源地提取的候选区域。随后, 将高值区栅格结果转为矢量斑块, 并结合景观本底、空间形态及最小斑块面积阈值进行筛选和优化。考虑到乌兰察布市南北生态差异明显, 在全市综合识别基础上, 进一步对北部五个旗县进行分区计算与校正, 以增强源地识别对区域差异的响应能力, 最终形成研究区核心生态源地分布结果。

2.3.4. 综合生态阻力面构建与生态廊道提取

在核心生态源地识别基础上, 本文构建综合生态阻力面, 以表征生态流在不同景观基质中的相对通过难度。综合考虑研究区生态过程特征、景观本底条件及数据可得性, 选取土地利用类型、NDVI、坡度和距水源距离 4 个因子构建综合生态阻力面。依据研究区生态本底特征, 对各阻力因子进行分级赋值: 土地利用类型中, 森林、水体和湿地阻力较低, 不透水面阻力最高, 灌木、草地、农田和荒地依次处于中间等级; NDVI 越高, 阻力值越低; 坡度越大, 阻力值越高; 距水源越近, 阻力越低, 反之则越高。各因子的分级标准、阻力分值及权重设置见表 2。

Table 2. Classification and assignment of evaluation factors for the integrated ecological resistance surface in Ulanqab city
表 2. 乌兰察布市综合生态阻力面评价因子分级及赋值表

评价因子	分级/类型	阻力分值	权重
土地利用类型	森林、水体、湿地	1	0.4
	灌木、草地	2	
	农田	3	
	荒地	4	
	不透水面	5	
植被覆盖度(NDVI)	[0.6, 1.0]	1	0.2
	[0.4, 0.6]	2	
	[0.2, 0.4]	3	
	[0, 0.2]	4	
	<0	5	
坡度	[0°, 5°]	1	0.2
	(5°, 15°]	2	
	(15°, 25°]	3	
	(25°, 35°]	4	
	>35°	5	
距水源距离	[0, 500] m	1	0.2

续表

(500, 1000] m	2
(1000, 2000] m	3
(2000, 3000] m	4
>3000 m	5

注: 土地利用类型依据研究区实际出现的 CLCD 分类进行重分类赋值; 各评价因子权重之和为 1; 阻力分值由低到高表示生态流通过难度逐步增大。

随后, 利用栅格加权叠加方法构建研究区综合生态阻力面。在综合生态阻力面和核心生态源地基础上, 本文采用最小累积阻力模型(Minimum Cumulative Resistance, MCR)计算源地之间生态流传输的最低成本路径, 以识别潜在生态廊道[16], 并借助 Linkage Mapper 提取源地间潜在连接路径。依据廊道的连通重要性和空间位置特征, 进一步将生态廊道划分为关键廊道、重要廊道和潜在廊道 3 个等级[25]。

2.3.5. 生态关键瓶颈区识别与生态修复分区

本文识别结果属于生态廊道网络中的生态关键瓶颈区, 并非严格意义上的生态夹点。在生态廊道识别基础上, 本文采用核密度分析方法识别生态流汇聚程度较高的候选区域。考虑到关键区域识别更关注空间聚集特征而非像元级细节表达, 在该步骤中将廊道数据及相关分析结果统一处理为 90 m 分辨率, 以增强瓶颈区识别结果的稳定性, 并降低局部噪声干扰。随后, 对核密度分析结果进行筛选与优化, 最终识别出 10 处生态关键瓶颈区, 并以斑块形式表征其空间分布。

在生态修复分区阶段, 本文以县级行政单元为基础, 在生态安全格局识别结果之上, 综合考虑核心生态源地、生态廊道、生态关键瓶颈区以及风蚀、水蚀主导过程差异, 判定不同区域的主要生态问题与修复方向, 划定具有差异化修复导向的空间单元。最终将乌兰察布市划分为北部及东部防风固沙区、中部廊道提升与农田整治区、南部及西南部山地水源涵养区 3 大生态修复分区。

3. 结果与分析

3.1. 生态系统服务空间分异特征

3.1.1. 土壤保持功能空间分异特征

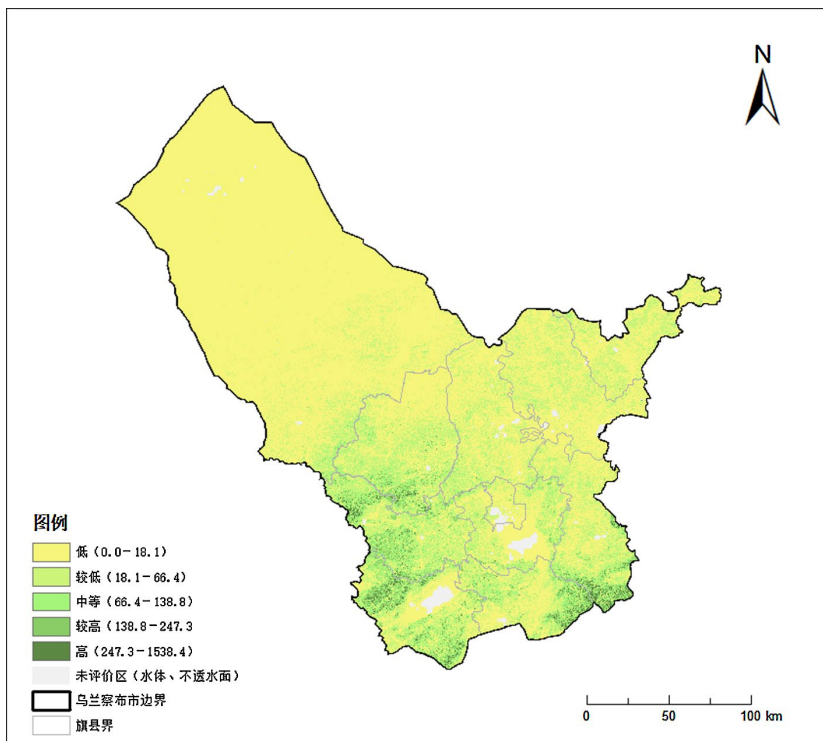
基于 RUSLE 模型测算结果, 乌兰察布市土壤保持功能总体呈现南高北低的空间分异特征(图 1)。其中, 北部大部以低值和较低值为主, 南部及西南部山地丘陵区域集中分布较高值和高值区, 中部多表现为中低值过渡带, 整体呈由北向南逐步增强的空间格局。

总体来看, 土壤保持功能较强区域主要对应地形起伏较大、植被条件相对较好的山地丘陵地带, 而北部高原草地区域由于地势较缓, 土壤保持功能整体相对较弱, 说明南部山地丘陵区在维护区域水土保持和生态安全方面具有更重要的支撑作用。

3.1.2. 防风固沙功能空间分异特征

基于 RWEQ 因子体系的评估结果, 乌兰察布市防风固沙功能呈现南部和东部较高、北部相对较低的空间格局(图 2)。其中, 南部大部以较高值和高值为主, 东部尤其东北东部边缘地区也分布有较连续的高值区域; 相比之下, 北部、西北部及中北部部分区域以中等值、较低值和低值为主, 局部低值斑块较为明显。

防风固沙功能高值区主要集中于生态条件相对较好、地表覆盖较稳定的区域, 并未均匀分布于整个北部风蚀敏感地带; 北部和西北部部分区域低值集聚较明显, 表明这些区域对风蚀过程的抑制能力相对有限。



注: 该图基于自然资源部标准地图服务网站下载的标准地图制作, 审图号为 GS(2024)0650 号, 底图无修改。

Figure 1. Spatial distribution of soil conservation in Ulanqab city

图 1. 乌兰察布市土壤保持功能空间分布

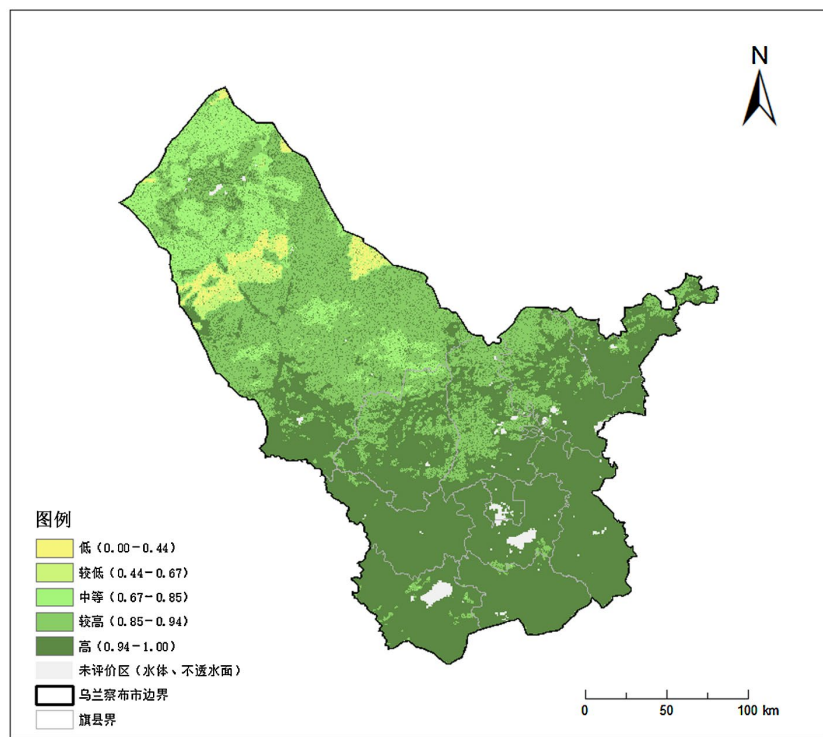


Figure 2. Spatial distribution of windbreak and sand fixation in Ulanqab city

图 2. 乌兰察布市防风固沙功能空间分布

3.1.3. 综合生态系统服务重要性空间分异特征

在对土壤保持功能和防风固沙功能进行标准化处理并等权叠加后, 乌兰察布市综合生态系统服务重要性呈现明显的空间分异特征(图 3), 整体表现为南部较高、北部较低、中部和东部以中等值 - 较高值过渡分布为主。其中, 南部山地丘陵地带高值区分布最为集中且连续性较好; 中部及东部地区以中等值和较高值斑块为主, 具有一定连片特征; 北部尤其西北部和中北部区域则以低值和较低值为主。

综合生态系统服务重要性高值区主要集中于南部, 并在中部和东部形成一定范围的中高值过渡带, 整体呈现南部集中、中东部延续、北部偏低的空间特征, 可为后续生态源地提取提供直接依据。

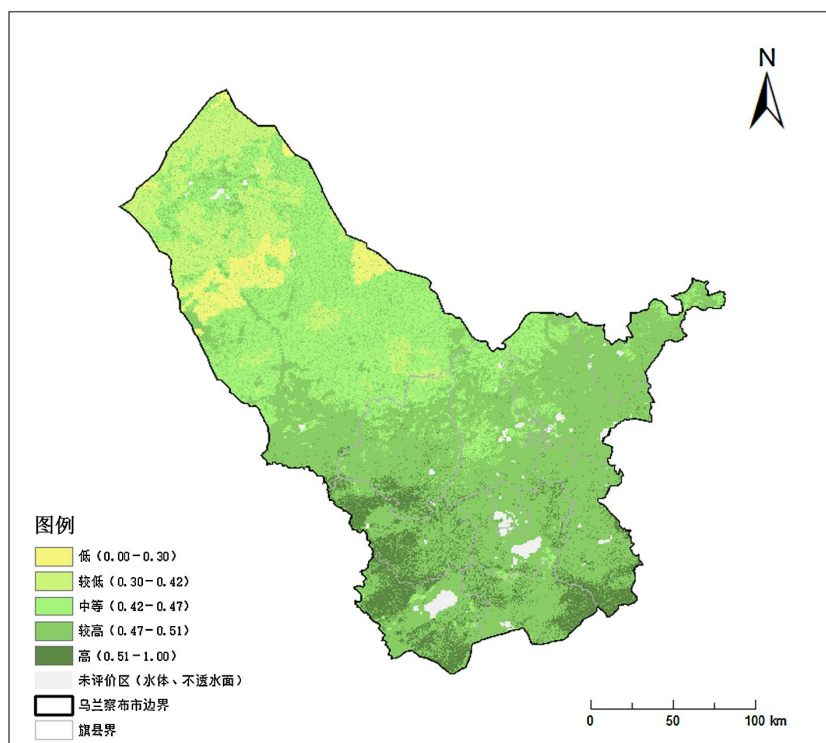


Figure 3. Spatial distribution of integrated ecosystem service importance in Ulanqab city
图 3. 乌兰察布市综合生态系统服务重要性空间分布

3.2. 核心生态源地识别结果

在综合生态系统服务重要性评价基础上, 经高值筛选、分区校正、自然本底约束和空间形态优化, 研究区最终识别出 23 个核心生态源地斑块, 总面积为 1716.21 km², 其空间分布如图 4 所示。总体上, 核心生态源地呈现明显的空间非均衡分布特征, 表现为南部集中、东部和东北部局部延伸、北部零星分布的格局。

从具体分布看, 面积较大且连续性较好的核心生态源地主要集中于南部, 尤其是中南部偏西区域, 形成研究区最突出的连片集聚区; 东部和东北部则分布有若干较小斑块, 整体呈局部串联和延伸特征; 北部及西北部仅有少量零星斑块。北部少量零星源地的识别与北部五个旗县分区校正过程有关, 说明分区校正有助于提高源地识别对区域差异的响应能力。

3.3. 综合生态阻力面与生态廊道识别结果

3.3.1. 综合生态阻力面特征

基于土地利用类型、NDVI、坡度和距水源距离 4 个因子构建的综合生态阻力面结果表明, 乌兰察布

市生态阻力具有明显的空间异质性(图 5)。总体上, 研究区以低阻和较低阻区域为主, 综合生态阻力整体呈现北部偏高、南部偏低的分布特征, 中部则表现为由较高阻向较低阻逐渐过渡的空间格局。

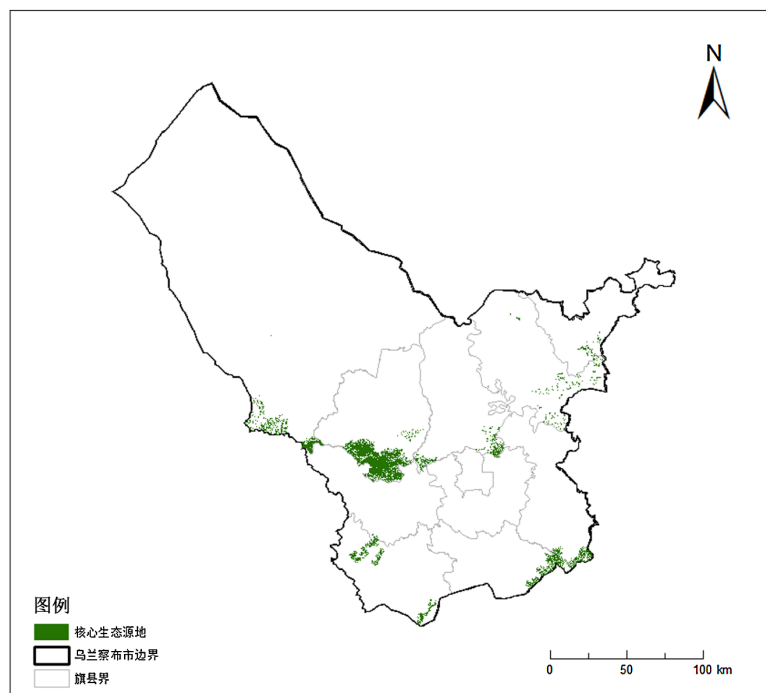


Figure 4. Distribution of core ecological sources in Ulanqab city
图 4. 乌兰察布市核心生态源地分布

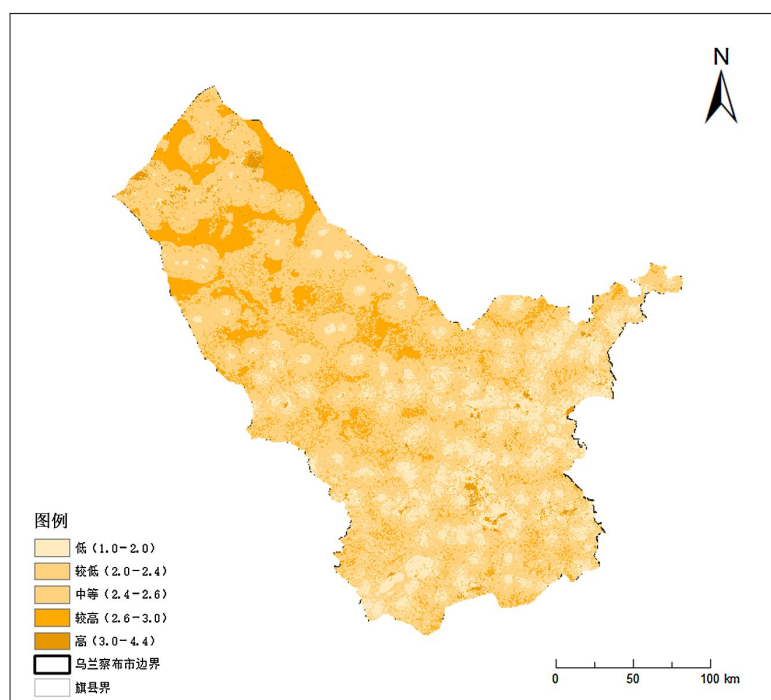


Figure 5. Spatial distribution of the integrated ecological resistance surface in Ulanqab city
图 5. 乌兰察布市综合生态阻力面空间分布

从具体空间分布看,北部尤其西北部地区中高阻力分布较为明显,局部形成一定范围的高阻集聚区,说明该区域生态流传输受到的阻碍相对较强;南部整体以低阻和较低阻为主,生态过程传输条件相对较好。中东部及南部部分区域还分布有若干零星高阻斑块,反映出局部景观破碎、建设扰动或生态脆弱空间对区域生态连通性形成了一定限制。

3.3.2. 生态廊道结构特征

在综合生态阻力面和核心生态源地基础上,研究区共识别出生态廊道 42 条,总长度为 1687.66 km。其中,关键廊道 17 条,总长度 67.28 km;重要廊道 14 条,总长度 557.06 km;潜在廊道 11 条,总长度 1063.32 km。

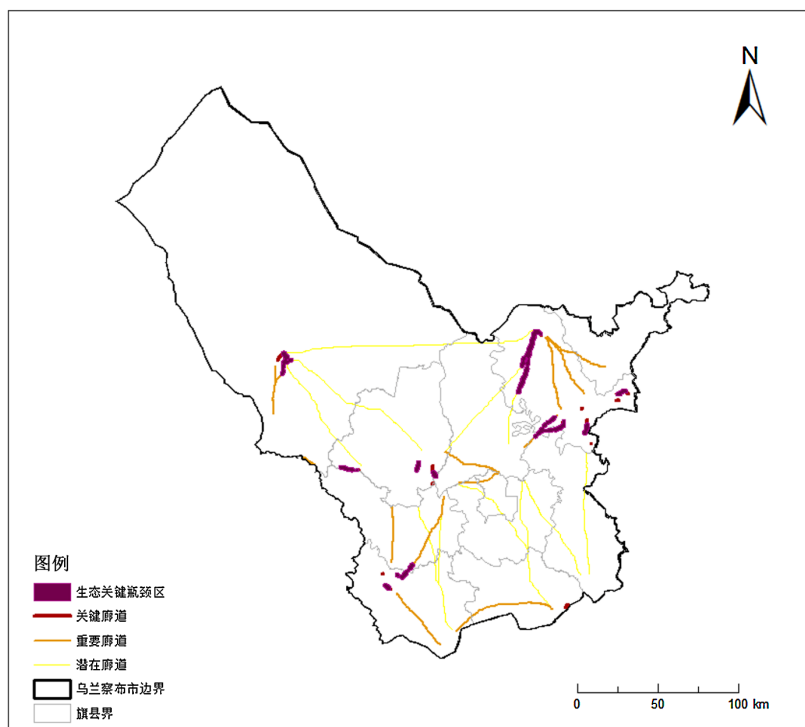
从空间分布看,生态廊道主要集中于中部、中东部及东北部地区,构成研究区生态网络的主要连接骨架;南部以局部延伸性廊道为主,西北部廊道分布相对较少,整体尚未形成均衡覆盖全域的网络结构。

3.4. 生态关键瓶颈区识别与生态修复分区结果

3.4.1. 生态关键瓶颈区识别结果

基于生态廊道网络的核密度分析及后续空间筛选,研究区最终识别出 10 处生态关键瓶颈区,其空间分布如图 6 所示。总体来看,生态关键瓶颈区数量不多,但多位于生态廊道交汇或连接空间相对收缩的部位,是影响区域生态连通性稳定的重要限制环节。

从空间分布看,生态关键瓶颈区主要集中于中东部和东北部地区,西部及西南部仅有少量零星分布,整体呈现中东部相对集聚、外围零星分布的特征。其中,中东部瓶颈区多与多条生态廊道连接节点相邻,是区域生态流汇聚和通行约束较为明显的关健位置;东北部瓶颈区则主要表现为局部连接薄弱区。



注:生态关键瓶颈区基于生态廊道网络核密度分析识别,并以斑块形式表达其空间分布。

Figure 6. Distribution of ecological corridors and ecological key bottleneck areas in Ulanqab city
图 6. 乌兰察布市生态廊道与生态关键瓶颈区分布

3.4.2. 生态修复分区结果

在县级行政单元基础上, 结合核心生态源地、生态廊道、生态关键瓶颈区及风蚀、水蚀主导过程差异, 对乌兰察布市生态修复空间进行综合划分, 其结果如图 7 所示。研究区可划分为北部及东部防风固沙区、中部廊道提升与农田整治区、南部及西南部山地水源涵养区 3 类生态修复分区。北部及东部分区以风蚀防控为主, 中部分区主要承担生态连通与景观整合功能, 南部及西南部分区则以生态源地集中、水源涵养和土壤保持功能较强为主要特征。

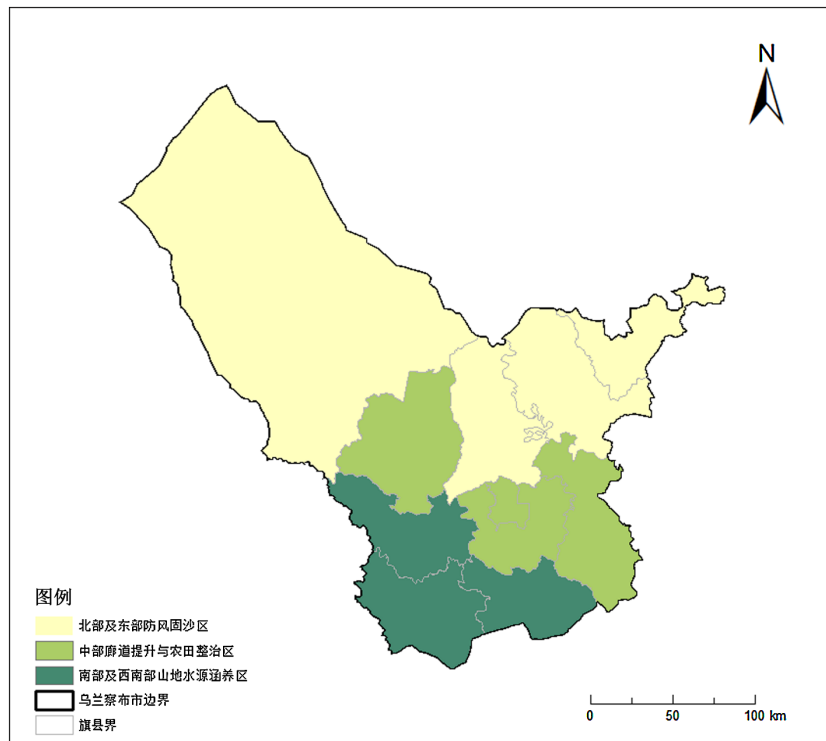


Figure 7. Ecological restoration zoning in Ulanqab city
图 7. 乌兰察布市生态修复分区结果

3.5. 生态安全格局结果验证

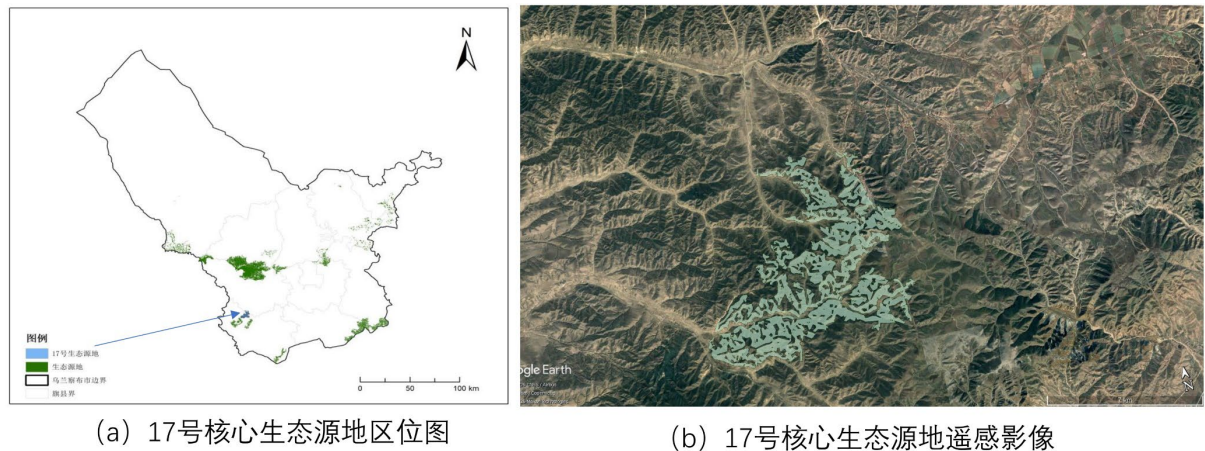
为检验生态安全格局识别结果的现实对应性, 本文选取 Google Earth Pro 高分辨率遥感影像, 并结合土地利用现状信息, 对核心生态源地、生态廊道及生态关键瓶颈区进行空间叠合与综合判读, 以验证识别结果与实际生态斑块分布、景观连接形态及局部干扰格局之间的空间一致性。

3.5.1. 核心生态源地现实对应性验证

验证结果表明, 本文识别出的核心生态源地与研究区内生态本底较好、植被覆盖相对连续的区域总体具有较好的空间对应关系。以 17 号核心生态源地为例(如图 8), 其位于南部山地丘陵区域, 在高分辨率遥感影像上表现为较连续的山地沟谷生态空间, 与周边农田等非生态用地边缘形成较清晰的景观分异, 说明所识别源地与研究区生态本底较好、连续性较强的区域具有较好的空间对应关系。

3.5.2. 生态廊道与生态关键瓶颈区现实对应性验证

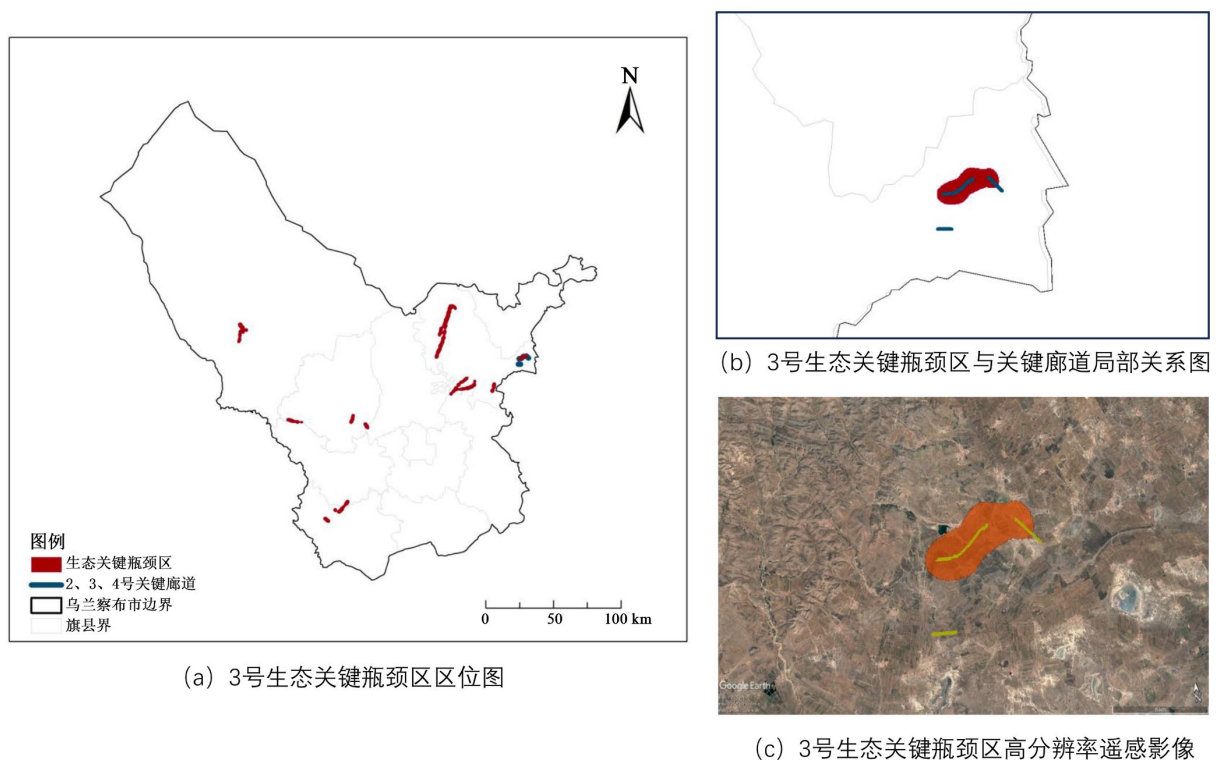
生态廊道与生态关键瓶颈区验证结果表明, 已识别廊道总体沿生态斑块之间相对易于连接的空间展开, 与研究区实际景观格局具有较好的对应关系。以 3 号生态关键瓶颈区为例(如图 9), 其与 3 条关键廊



图注: (a)表示 17 号核心生态源地在研究区中的位置; (b)为 17 号核心生态源地的高分辨率遥感影像。该源地位于南部山地丘陵区域, 整体生态空间连续性较好, 与周边农田等非生态用地边缘形成较清晰的景观分异, 说明核心生态源地识别结果与实际生态本底具有较好的空间对应关系。

Figure 8. Validation of a typical core ecological source area

图 8. 核心生态源地典型区域验证图



图注: (a)表示 3 号生态关键瓶颈区在研究区生态网络中的位置; (b)显示 3 号生态关键瓶颈区与 3 条关键廊道的局部空间关系; (c)为同范围高分辨率遥感影像。结果表明, 3 号生态关键瓶颈区位于多条关键廊道相关联的局部受限位置, 周边景观格局较为复杂, 具有较好的现实对应性。

Figure 9. Validation of a typical ecological corridor and ecological key bottleneck area

图 9. 生态廊道与生态关键瓶颈区典型区域验证图

道相联系, 在模型结果上表现为多条生态联系在局部空间中的汇聚与受限部位。结合高分辨率遥感影像判读可见, 该区域周边农田、居民点及局部地形要素交错分布, 景观格局较为复杂, 说明生态关键瓶颈

区识别结果与现实景观中的连通薄弱环节具有较好的空间对应关系。

4. 讨论

4.1. 结果对比与分析

现有研究普遍认为,生态安全格局能够为国土空间生态修复分区提供重要依据,修复分区通常需要综合考虑生态源地、生态廊道、生态阻力及区域主导生态问题等因素[3] [14] [15]。本文的研究思路与已有研究总体一致,即以生态安全格局识别结果作为生态修复分区的重要基础,并在此基础上形成差异化修复方向。

与已有研究相比,本文更强调对研究区主导生态过程差异的响应。乌兰察布市位于北方农牧交错带,区域生态环境较为脆弱,不同区域在风蚀影响、水土流失风险及生态修复需求上存在明显差异。基于这一特点,本文以土壤保持和防风固沙两类生态系统服务为基础识别核心生态源地,并结合综合生态阻力面和最小累积阻力模型提取生态廊道,进一步识别生态关键瓶颈区,在此基础上划定生态修复分区,使分区结果与区域生态问题的对应性更加明确[12] [14] [26]。

本文识别出的核心生态源地主要集中于南部及西南部地区,生态廊道和生态关键瓶颈区则主要分布于中东部和东北部地区,整体上表现出南部生态支撑较强、中东部连通约束较为突出的空间格局。这一结果与研究区山地丘陵、草地农田交错分布及区域生态过程分异特征总体一致,也与已有关于生态脆弱区差异化修复的研究认识相吻合[12] [14]。在此基础上形成的北部及东部防风固沙区、中部廊道提升与农田整治区、南部及西南部山地水源涵养区三类分区,较好体现了生态安全格局空间结构与主导生态问题之间的对应关系。

4.2. 生态修复分区的针对性措施

基于县级行政单元的生态修复分区结果,不同分区在生态本底条件、主导受损过程及生态安全格局中的功能定位上存在明显差异,因此生态修复不宜采用统一模式,而应结合各分区的主要生态问题、关键空间要素及局部受损成因,提出具有针对性的修复措施[12] [16]。

(1) 北部及东部防风固沙区

该分区包括四子王旗、察哈尔右翼后旗、化德县和商都县。区域整体生态本底较为脆弱,风蚀敏感性较高,生态源地分布相对较少,生态连通基础相对薄弱,局部地表裸露和植被覆盖不足问题较为突出。该分区应以防风固沙和地表稳定性恢复为重点,优先在风蚀敏感地带推进退化草地修复、低覆盖度植被补植和防风固沙林草带建设;对局部裸地、沙化斑块及受扰动较强区域,可结合封育管护、人工补播和地表覆盖等措施,降低地表起沙和土壤流失风险;同时,应加强对脆弱生态空间内高强度开发活动的约束,减少对区域生态屏障功能的进一步干扰。

(2) 中部廊道提升与农田整治区

该分区包括察哈尔右翼中旗、察哈尔右翼前旗、兴和县和集宁区。该区域是生态廊道和生态关键瓶颈区相对集中的空间单元,也是生态网络中连通性较为敏感的区域。结合廊道和瓶颈区识别结果以及典型区域遥感验证可知,部分关键区域周边农田、居民点及局部建设扰动交错分布,容易造成廊道空间收缩、景观破碎化加剧和局部通行受限。基于这一特征,该分区应以廊道疏通、瓶颈区修复和景观整合为重点:在廊道受阻或空间明显收缩区域,应控制新增建设活动对生态通道的进一步侵占,并划定必要的廊道控制边界和生态缓冲带;在农田与生态斑块交错明显区域,可通过农田边界整治、生态隔离带建设和零散斑块修补,改善局部景观结构;对交通设施穿越较明显、廊道连续性受影响的地段,可结合实际条件配套生态涵洞、小尺度通道设施或通行缓冲空间,以增强关键连接部位的生态连通能力。

(3) 南部及西南部山地水源涵养区

该分区包括卓资县、凉城县和丰镇市。该区域是核心生态源地最为集中的区域,也是研究区土壤保持功能较强、水源涵养作用较突出的生态支撑空间。虽然区域整体生态条件相对较好,但局部坡面、沟谷及山地过渡带仍存在一定水土流失风险。该分区应以生态源地保护、水源涵养功能巩固和局部脆弱地带修复为主,重点加强山地林草植被保护与封育管理,控制高扰动开发活动进入核心源地及其周边缓冲区域;对局部侵蚀风险较高的坡面和沟谷地带,可结合坡面植被恢复、小型水土保持工程及沟道整治等措施,提升区域生态稳定性。

乌兰察布市生态修复应坚持“分区施策、分类修复、重点治理”的思路:北部及东部突出防风固沙和脆弱地表修复,中部突出廊道疏通、瓶颈区治理与景观整合,南部及西南部突出生态源地保护、水源涵养巩固和局部水土流失防治,从而提高国土空间生态修复的针对性和实施可行性。

4.3. 研究局限性与不确定性

本文仍存在一定局限性与不确定性。首先,研究所采用的数据来源于不同平台,空间分辨率和时间尺度并不完全一致。其中,DEM和土地利用数据分辨率为30 m,NDVI、降水、风速和土壤数据多为约1 km尺度,尽管本文已通过投影统一、重采样、像元对齐和边界裁剪等预处理方式尽量减小多源数据差异带来的影响,但不同数据精度之间的叠加仍可能对生态系统服务评估和综合阻力面构建结果产生一定影响。

其次,本文采用RUSLE模型评估土壤保持功能,采用基于RWEQ因子体系的方法表征防风固沙功能。这两类方法能够较好反映区域尺度生态过程的空间分异特征,但其参数设置和过程表达仍建立在一定经验假设基础之上,难以完全刻画复杂地表条件下实际侵蚀过程的时空变化。因此,模型结果更适合用于区域尺度的相对比较和空间识别,而不宜作过于精细的绝对量解释。

再次,综合生态阻力面的构建涉及土地利用类型、NDVI、坡度和距水源距离等因子的选取、分级赋值和权重设置。虽然本文已结合研究区生态本底特征进行处理,但阻力因子组合及权重分配仍具有一定主观性,不同参数设定下生态廊道识别结果可能存在一定差异。

最后,本文识别的是生态廊道网络中的生态关键瓶颈区,而非严格意义上的生态夹点。该部分基于核密度分析及后续空间筛选完成,并在识别阶段将相关数据进一步聚合至90 m分辨率,以增强空间聚集特征表达和结果稳定性。这样的处理有助于识别区域尺度上的关键连通薄弱区,但也可能弱化局部细节信息,使个别小尺度受阻部位未被充分表达。

总体而言,本文结果能够较好服务于乌兰察布市国土空间生态修复分区的区域尺度分析,但在更精细尺度的关键部位识别和修复措施落地方面,后续仍可结合更高分辨率遥感数据、实地调查资料及已有生态保护规划成果进一步校验和优化。

5. 结论

本文以乌兰察布市为研究区,从生态安全格局视角出发,综合运用土壤保持功能评估、防风固沙功能评估、综合生态阻力面构建、最小累积阻力模型和核密度分析等方法,识别核心生态源地、提取生态廊道并诊断生态关键瓶颈区,在此基础上划定国土空间生态修复分区,并结合典型区域遥感影像对结果进行了现实对应性验证。主要结论如下。

(1) 乌兰察布市生态系统服务重要性具有明显的空间分异特征。土壤保持功能整体呈现南部高、北部低的分布格局;防风固沙功能总体表现为南部和东部较高、北部相对较低。综合两类生态系统服务后,研究区生态系统服务重要性整体呈现南部集中、中东部延续、北部偏低的空间格局。

(2) 在综合生态系统服务重要性评价基础上, 研究区最终识别出 23 个核心生态源地斑块, 总面积为 1716.21 km²。核心生态源地整体表现为南部集中、东部和东北部局部延伸、北部零星分布, 表明乌兰察布市生态安全格局的基础支撑空间具有明显的非均衡性。

(3) 基于综合生态阻力面和最小累积阻力模型, 研究区共提取生态廊道 42 条, 总长度为 1687.66 km。其中, 关键廊道 17 条, 重要廊道 14 条, 潜在廊道 11 条。生态廊道主要集中于中部、中东部及东北部地区, 构成研究区生态网络的主要连接骨架。

(4) 基于生态廊道网络核密度分析及后续空间筛选, 研究区最终识别出 10 处生态关键瓶颈区, 主要分布于中东部和东北部地区, 西部及西南部仅有少量零星分布。典型区域遥感验证结果表明, 所识别的核心生态源地、生态廊道及生态关键瓶颈区与实际景观格局具有较好的空间对应关系, 说明本文构建的生态安全格局具有较好的现实对应性和一定合理性。

(5) 在生态安全格局识别结果基础上, 结合县级行政单元及主导生态过程差异, 最终将乌兰察布市划分为北部及东部防风固沙区、中部廊道提升与农田整治区、南部及西南部山地水源涵养区三大生态修复分区。该分区结果较好体现了研究区生态安全格局的空间结构特征及风蚀、水蚀过程的区域差异, 可为乌兰察布市国土空间生态修复布局优化提供参考。

基金项目

内蒙古自治区自然科学基金项目(内蒙古草原承包经营权流转效应研究, 2024MS04013); 内蒙古自治区高等学校“加强我国北方重要生态安全屏障建设”研究专项(STAQZX202319); 内蒙古师范大学自主科研项目(KJJYZX2026035)。

参考文献

- [1] 马克明, 傅伯杰, 黎晓亚, 等. 区域生态安全格局: 概念与理论基础[J]. 生态学报, 2004(4): 761-768.
- [2] 俞孔坚, 王思思, 李迪华, 等. 北京市生态安全格局及城市增长前景[J]. 生态学报, 2009, 29(3): 1189-1204.
- [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] 易浪, 孙颖, 尹少华, 等. 生态安全格局构建: 概念、框架与展望[J]. 生态环境学报, 2022, 31(4): 845-856.
- [5] 刘洋, 蒙古军, 朱利凯. 区域生态安全格局研究进展[J]. 生态学报, 2010, 30(24): 6980-6989.
- [6] 吴健生, 张理卿, 彭建, 等. 深圳市景观生态安全格局源地综合识别[J]. 生态学报, 2013, 33(13): 4125-4133.
- [7] 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.
- [8] 陈昕, 彭建, 刘焱序, 等. 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[J]. 地理研究, 2017, 36(3): 471-484.
- [9] 陈利顶, 景永才, 孙然好. 城市生态安全格局构建: 目标、原则和基本框架[J]. 生态学报, 2018, 38(12): 4101-4108.
- [10] 景永才, 陈利顶, 孙然好. 基于生态系统服务供需的城市群生态安全格局构建框架[J]. 生态学报, 2018, 38(12): 4121-4131.
- [11] 曾晨, 程轶皎, 吕天宇. 基于生态系统健康的国土空间生态修复分区——以长江中游城市群为例[J]. 自然资源学报, 2022, 37(12): 3118-3135.
- [12] 王鹏, 赵微. 典型喀斯特地区国土空间生态修复分区研究——以贵州猫跳河流域为例[J]. 自然资源学报, 2022, 37(9): 2403-2417.
- [13] 王梓洋, 石培基, 张学斌, 等. 基于栅格尺度的生态安全评价及生态修复——以酒泉市肃州区为例[J]. 自然资源学报, 2022, 37(10): 2736-2749.
- [14] 冯琰玮, 甄江红, 田桐羽. 基于生态安全格局的国土空间保护修复优化——以内蒙古呼包鄂地区为例[J]. 自然资源学报, 2022, 37(11): 2915-2929.
- [15] 罗莎莎, 赖庆标, 王旭东, 等. 基于生态保护红线的生态安全格局构建与国土空间修复分区[J]. 农业工程学报,

2024, 40(7): 288-297.

- [16] Knaapen, J.P., Scheffer, M. and Harms, B. (1992) Estimating Habitat Isolation in Landscape Planning. *Landscape and Urban Planning*, **23**, 1-16. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(92\)90060-d](https://doi.org/10.1016/0169-2046(92)90060-d)
- [17] NASA/METI/AIST/Japan Spacesystems and U.S./Japan ASTER Science Team (2019) ASTER Global Digital Elevation Model V003. NASA EOSDIS Land Processes DAAC.
- [18] Yang, J. and Huang, X. (2024) The 30m Annual Land Cover Datasets and Its Dynamics in China from 1985 to 2023. Zenodo.
- [19] Didan, K. (2021) MODIS/Terra Vegetation Indices Monthly L3 Global 1Km SIN Grid V061. NASA EOSDIS Land Processes DAAC.
- [20] Fick, S.E. and Hijmans, R.J. (2017) WorldClim 2: New 1-Km Spatial Resolution Climate Surfaces for Global Land Areas. *International Journal of Climatology*, **37**, 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- [21] FAO and IIASA. (2023) Harmonized World Soil Database v2.0.
- [22] Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K. and Yoder, D.C. (1997) Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). United States Department of Agriculture.
- [23] Fryrear, D.W., Saleh, A., Bilbro, J.D., Schomberg, H.M., Stout, J.E. and Zobeck, T.M. (1998) Revised Wind Erosion Equation (RWEQ). Technical Bulletin No. 1, Southern Plains Area Cropping Systems Research Laboratory, USDA-ARS.
- [24] 王洋洋, 肖玉, 谢高地, 等. 基于 RWEQ 的宁夏草地防风固沙服务评估[J]. 资源科学, 2019, 41(5): 980-991.
- [25] 邓金杰, 陈柳新, 杨成韞, 等. 高度城市化地区生态廊道重要性评价探索——以深圳为例[J]. 地理研究, 2017, 36(3): 573-582.
- [26] 许闯胜, 刘伟, 宋伟, 等. 差异化开展国土空间生态修复的思考[J]. 自然资源学报, 2021, 36(2): 384-394.