

DOI: 10.20103/j.stxb.202407171681

朝力格尔,兴安,乌吉木吉,贾小峰.退耕还林对阴山北麓草原生态功能区沙漠化敏感性的影响.生态学报,2025,45(9):4391-4404.

Chaoligeer, Xing A, Wujimuji, Jia X F. Research on the impact of returning farmland to forest on desertification sensitivity in the key ecological function area of grassland at the northern foot of Yin Mountains. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(9): 4391-4404.

退耕还林对阴山北麓草原生态功能区沙漠化敏感性的影响

朝力格尔¹, 兴安^{1,*}, 乌吉木吉², 贾小峰³

1 内蒙古农业大学资源与环境学院, 内蒙古自治区土壤质量与养分资源重点实验室, 呼和浩特 010018

2 内蒙古农业大学沙漠治理学院, 呼和浩特 010018

3 乌兰浩特市国土空间规划院, 乌兰浩特 137400

摘要: 实时评估阴山北麓草原生态功能区土地沙漠化敏感性对我国干旱半干旱区、农牧交错带土地沙漠化防治提供理论支撑。基于 MEDALUS 模型, 构建地形、土壤、植被、气候、水文等因素的沙漠化敏感性综合评价指标体系, 动态监测以阴山北麓草原生态功能区土地沙漠化敏感性, 并采用一元线性回归、地理探测器等方法揭示沙漠化敏感性时空变化及其驱动因素。结果表明阴山北麓生态功能区西北部对沙漠化敏感性的抑制作用低于东南部。地形、气候和植被质量指数较为稳定, 土壤质量指数从 1.028 上升至 1.165, 表明土壤对沙漠化的抑制作用减弱, 而水文质量指数从 0.769 下降至 0.713, 水资源的抑制作用增强。时间上, 功能区土地的沙漠化敏感性自东向西逐渐增强, 不敏感区域的面积从 20.68% 下降至 14.80%, 而极度敏感区域的面积从 10.34% 上升至 13.06%。空间上, 西北部荒漠周边草地、大青山北麓耕地及东南部耕地周边草地的沙漠化敏感性上升, 面积比例为 7.97%; 狼山向东北延伸至乌兰察布高原的荒漠草原区域沙漠化敏感性下降, 面积比例为 0.91%, 整体呈轻微上升趋势。水文和气候是沙漠化时空演变的主要驱动因素 ($q=0.779, 0.768$), 植被是基础性因素 ($q=0.757$), 而地形和土壤对沙漠化敏感性变化的影响相对较弱 ($q=0.286, 0.627$)。草地和林地的面积分别增加了 317.02 km² 和 175.71 km², 耕地和未利用地面积则减少了 239.47 km² 和 527.85 km²。尽管退耕还林治理措施在抑制沙漠化方面取得了一定成效, 但退耕区的沙漠化敏感性上升面积比例 (13.74%) 仍低于非退耕区 (44.11%), 沙漠化敏感性整体仍在上升, 不合理的退耕方式、气候变化及水资源匮乏等因素加剧了这一趋势, 需引起进一步关注。研究为干旱半干旱地区的沙漠化防治提供了科学的理论依据。

关键词: 沙漠化敏感性; 退耕还林; 干旱半干旱区; 阴山北麓

Research on the impact of returning farmland to forest on desertification sensitivity in the key ecological function area of grassland at the northern foot of Yin Mountains

CHAOLIGEER¹, XING An^{1,*}, WUJIMUJI², JIA Xiaofeng³

1 Inner Mongolia Key Laboratory of Soil Quality and Nutrient Resources, College of Resource and Environment sciences, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, China

2 College of Desert Control Science and Engineering, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, China

3 Ulanhot city land space planning Institute, Ulanhot 137400, China

Abstract: Real-time assessment of desertification sensitivity in the key ecological function area of grassland at the northern foot of Yin Mountain provides theoretical support for desertification control in China's arid and semi-arid regions,

基金项目: 中央引导地方科技发展资金项目 (2022ZY0190); 内蒙古自治区自然科学基金项目 (2021ZD10)

收稿日期: 2024-07-17; **网络出版日期:** 2025-03-04

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: brjg_xingan@163.com

particularly in agro-pastoral transition zones. This research employs the MEDALUS model to create a comprehensive evaluation system for desertification sensitivity, incorporating factors like topography, soil, vegetation, climate, and hydrology. By dynamically monitoring desertification sensitivity in the key ecological function area of grassland at the northern foot of Yin Mountain and applying linear regression and geographical detectors, the study uncovers spatial-temporal variations in desertification sensitivity and its driving forces. The findings indicate that desertification sensitivity suppression is less effective in the northwest of the ecological zone than in the southeast. While indices for topography, climate, and vegetation quality remained stable, the soil quality index increased from 1.028 to 1.165, signifying a reduced capacity of soil to mitigate desertification. Conversely, the hydrological quality index dropped from 0.769 to 0.713, indicating enhanced water resources' ability to suppress desertification. Over time, desertification sensitivity increased from east to west, with the non-sensitive area shrinking from 20.68% to 14.80%, and the extremely sensitive area expanding from 10.34% to 13.06%. Spatially, desertification sensitivity increased by 7.97% in areas surrounding the northwest deserts, grasslands around the northern slope of the Daqing Mountains, and grasslands adjacent to southeastern farmland. Meanwhile, desertification sensitivity dropped by 0.91% in desert-steppe regions extending from the Langshan Mountains northeast to the Ulanqab Plateau, resulting in a slight overall rise in sensitivity. Hydrological and climatic factors were identified as the main drivers of desertification evolution ($q=0.779, 0.768$), while vegetation acted as a foundational factor ($q=0.757$). The effects of topography and soil on desertification sensitivity were relatively minor ($q=0.286, 0.627$). Grassland and forest areas increased by 317.02 km² and 175.71 km², respectively, while cropland and unused land decreased by 239.47 km² and 527.85 km². Although reforestation efforts have somewhat curbed desertification, the increase in desertification-sensitive areas in reforested zones (13.74%) was lower than in non-reforested zones (44.11%). Desertification sensitivity continues to rise overall, driven by improper reforestation practices, climate change, and water scarcity, necessitating further attention. This study provides a scientific basis for desertification control in arid and semi-arid regions.

Key Words: desertification sensitivity; returning farmland to forest; arid and semi-arid regions; the northern foot of Yin Mountains

土地沙漠化是指因干旱区土壤风蚀导致的土地退化,通常伴随风沙过程的发生^[1]。全球 41% 的陆地属于干旱区(约占全球农用地的 45%),这些区域不仅面临沙漠化风险,还影响全球 14.4% 人口的粮食安全,因而引起广泛关注^[2]。中国是全球受沙漠化影响最严重的国家之一。第五次全国荒漠化和沙漠化监测数据表明,中国沙漠化土地面积达 172.12 万 km²,占国土总面积的 17.93%,主要分布在新疆、内蒙古、西藏、青海和甘肃五省,严重威胁区域生态安全及社会经济的可持续发展^[3-4]。为保障生态安全、实现可持续发展,中国自 1998 年起在北方干旱半干旱区大范围实施退耕还林,通过将坡耕地转为林地修复土地沙漠化,对生态系统产生了重要影响^[5]。土地沙漠化敏感性是评估沙漠化程度的重要指标,评价需综合考虑地形、土壤、植被和气候等因素^[6]。确定干旱区的沙漠化易发区和敏感区,可为制定防治策略提供科学依据。

土地沙漠化敏感性评价最早起源于欧盟资助的地中海沙漠化和土地利用(Mediterranean Desertification and Land Use, MEDALUS)模型,该模型提出了环境敏感区指数(Environmental Sensitivity Area, ESA),通过土壤、气候、植被和土地管理四个方面构建综合指标体系,以评估区域沙漠化敏感性^[7]。由于其计算方式简单高效,已广泛应用于全球各地区的土地退化和沙漠化评价^[8-9]。然而,因中国国土面积广阔,各区域沙漠化的时空分布存在显著差异,直接应用该模型于中国干旱区的沙漠化敏感性评价可能降低准确性,无法客观评估区域沙漠化敏感性^[10]。事实上,沙漠化是由区域环境主导的多种因素相互作用的结果,因而需从全局角度、系统思维监测和评估沙漠化的空间特征及演变格局^[11]。基于此,有研究借鉴 MEDALUS 模型原理,构建地形、土壤、植被、气候、水文等综合评价指标体系,对中国西北干旱区的沙漠化敏感性时空变化进行了研究,结果表明 5 种因素相互影响、彼此制约,共同决定了西北干旱区的沙漠化敏感性分布与变化^[12]。另有研究基于

压力-状态-响应(Pressure-State-Response, PSR)框架,结合空间距离指数模型,构建了内蒙古自治区的沙漠化敏感性评价体系,研究表明内蒙古自治区的沙漠化敏感性变化主要表现为中度敏感区减少、低敏感区增多^[13]。这些研究为识别和分析沙漠化敏感区域提供了参考,表明中国沙漠化研究取得了进一步进展。然而,当前研究在土壤质量和水文质量指标选取上,多集中于土壤有机质、深度和距最近水体的距离等,忽视了干旱半干旱区高度依赖的水资源条件^[14-15]。因此,在未来研究中,应考虑土壤水分、地表径流量等因素,以提高沙漠化敏感性评价的准确性。此外,土地利用变化是反映人类活动对生态环境影响的重要指标,但过去的研究往往忽视了这一关键驱动因素,使得对沙漠化敏感性变化原因的解释力不足。

阴山北麓地区位于中国北部,是典型的干旱半干旱区和农牧交错带^[16]。2011年国务院发布的《国家主体功能区规划》将内蒙古四子王旗、察哈尔右翼中旗、察哈尔右翼后旗、达尔罕茂明安联合旗、乌拉特中旗和乌拉特后旗等6个旗划为重点草原生态功能区^[17]。阴山北麓草原生态功能区是维护北方生态安全屏障的前沿阵地,同时面临生态环境保护与可持续发展的战略挑战^[18-19]。对该区域的土地利用变化及其沙漠化敏感性变化进行深入研究,有助于定量评估退耕还林工程的效果,具有重要研究意义。基于此,本文运用MEDALUS模型,构建地形、土壤、植被、气候、水文等因素的沙漠化敏感性综合评价指标体系,从退耕还林生态治理的角度,分析阴山北麓草原生态功能区的沙漠化敏感性时空变化格局,为我国干旱半干旱区沙漠化敏感区域的识别与研究提供理论支持。

1 研究区与研究方法

1.1 研究区概况

阴山北麓草原生态功能区位于中国内蒙古北部(107°05'E—113°30'E、40°03'N—43°30'N),与蒙古国接壤,属于典型的干旱半干旱区和农牧交错带,面积约97000km²,辖有四子王旗、察哈尔右翼中旗、察哈尔右翼后旗、达尔罕茂明安联合旗、乌拉特中旗和乌拉特后旗6个旗(图1)。该地区气候干旱半干旱,年均降水量在100—400mm之间,年均风速为2—6m/s,常年风力较大。土地利用以草地和未利用地为主,人口密度较低。土壤类型呈地带性分布,自南向北依次为栗钙土、淡栗钙土和棕钙土,土层厚度和肥力逐渐减弱^[12];草地退化严重,生态系统简单且恢复能力较弱,易受外界干扰;水资源匮乏,生态环境脆弱,风蚀和沙漠化问题突出,是华北地区沙尘暴的主要沙源地之一,严重威胁北方生态安全^[20]。

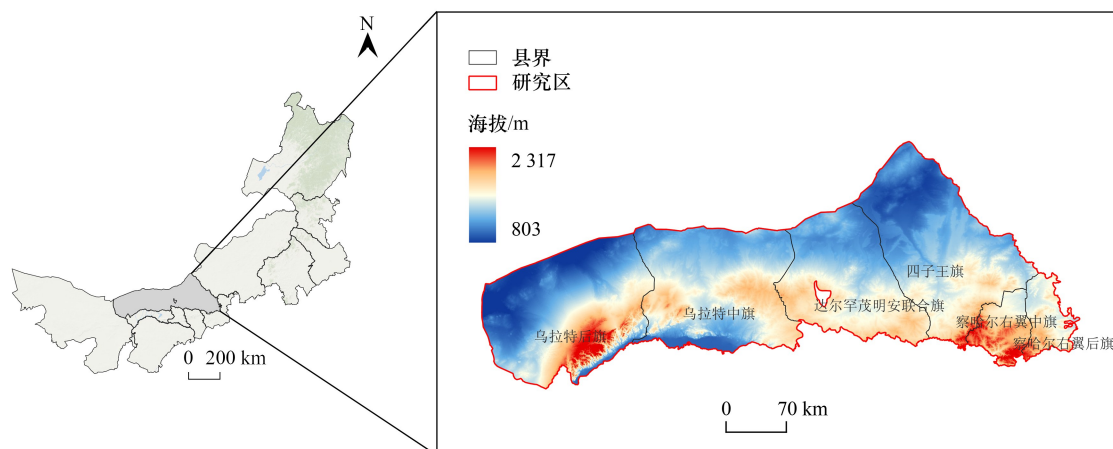


图1 研究区地理位置

Fig.1 Geographical location of the study area

1.2 数据来源

本文采用的数据包括:①NDVI 和 LST 数据来自 Google Earth Engine 平台(<https://earthengine.google>).

com/) 的 MODIS MOD13Q1 和 MOD11A2 产品,分别为归一化植被指数(30d 时间分辨率,250m 空间分辨率)和地表温度数据(8d 时间分辨率,1km 空间分辨率);②数字高程模型同样来自 Google Earth Engine 平台的世界自然基金会水文条件高程数据,空间分辨率为 90m;③土壤数据来源于世界土壤数据库(<http://www.fao.org>)、中国科学院资源与环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn>)和国家青藏高原科学数据中心(<https://data.tpdc.ac.cn/>);④土地利用/覆盖类型数据来源于中国科学院资源与环境科学数据中心;⑤河流数据来自中国科学院资源与环境科学数据中心的土地利用分类的河流湖泊数据;⑥气象数据中,气温和降水量来源于国家青藏高原科学数据中心的 1km 分辨率逐月降水量和逐月平均气温数据集。地表风速数据来源于 Google Earth Engine 平台的 Terra Climate 爱达荷大学全球陆地表面的每月气候和气候水平衡数据集;⑦植被类型数据来源于 Google Earth Engine 平台的 MODIS IGBP 覆盖分类数据。为便于后续处理分析,将所有数据分辨率重采样至 250m×250m,采用统一的通用横轴墨卡托投影第 49 个投影带(WGS 1984 UTM ZONE 49N)。

1.3 沙漠化敏感性关键指标的选取

土地沙漠化的形成是地形、土壤、植被、气候和水文五大要素相互作用的复杂过程,且这些要素的空间分布差异直接导致沙漠化敏感性的空间分布不同^[21]。在阴山北麓干旱半干旱区,地理特征的分布尤为关键。不同海拔高度阻挡风力的能力不同,阴山山脉挡住了从海洋吹向陆地的夏季风,降水量减少使沙漠化加剧;坡度则影响水土流失,坡度越大,土壤养分和有机质流失越严重,导致土地贫瘠化^[22];坡向决定了光照强度,阳坡和阴坡的光照强烈、干旱程度、蒸发量等均对土地沙漠化的空间分布产生重要影响^[23]。土壤是影响土地沙漠化的决定性因素。其中,土壤有机质含量是土壤肥力的重要指标,是植物营养的主要来源之一,也是植被生长和发育不可或缺的基本条件^[24-25];土壤水分同样是植物生长的基础,是制约土地沙漠化的主导因子和重要抗风蚀因子,水分的空间变化和时间动态变化与沙漠化敏感性程度密切相关^[26];而不同等级土壤侵蚀强度对沙漠化的演替有着重要的影响,高侵蚀土壤结构容易破坏,肥力下降,导致土壤裸露,增加沙漠化风险;土壤砂粒含量决定了土壤的颗粒结构,含沙量高的土壤粘聚力差,容易风化或搬运^[27]。植被是防止土壤侵蚀和维持生态系统稳定的关键因素,也是防止风蚀、水蚀,减少水分蒸发,保持土壤湿度的重要因素^[28];植被的抗旱能力决定了其在干旱环境中维持覆盖的能力。乔木、灌木等抗旱能力强的植被能够在干旱区缺水条件下生长,有着良好的防风固沙和保持土壤稳定,减少沙漠化风险^[28-29]。气候条件是土地沙漠化变化的主导因素,干燥度和地表温度反映了水分供给和蒸发的平衡,干燥度和地表温度越高,蒸发量大导致土壤水分不足,增加沙漠化的风险;风速的大小能够影响风蚀程度,强风更容易带走土壤颗粒,形成沙漠化^[30-31]。水资源是干旱半干旱区土地沙漠化的核心因素,靠近水域的区域通常水分辐射较广,土壤湿润,植被生长良好,沙漠化风险较低;而远离水源的区域水资源匮乏,土壤干旱,植被稀少,容易受到风蚀和水蚀侵害,加速沙漠化;地表径流量反映了降水后水流的强度,适度的径流有助于土壤保持湿润,促进植被生长,但过多的径流可能导致土壤侵蚀,与沙漠化关系显著^[32]。基于上述因素,本文从地形、土壤、植被、气候和水文五个方面选取了 15 个指标构建沙漠化敏感性评价体系(表 1)。通过多重共线性检验,所选指标的方差膨胀因子(VIF)均小于 5,容忍度(TOL)均大于 0.1,表明不存在明显的共线性。因此,该评价体系适用于本文的沙漠化敏感性研究。

1.4 沙漠化敏感性评价模型的构建

在计算沙漠化敏感性指数(Desertification Sensitivity Index, DSI)之前,需要对地形、土壤、植被、气候和水文五个方面的指标(表 1)进行标准化处理,以消除不同量纲对评价结果的影响。

本文从地形、土壤、植被、气候和水文五个方面分析了影响沙漠化敏感性的时间演替与空间分异过程。通过采用空间距离模型整合各相关因子的综合信息,构建沙漠化敏感性指数(DSI)。其计算公式如下:

$$DSI = \sqrt{(TQI - TQI_{low})^2 + (SQI - SQI_{low})^2 + (VQI - VQI_{low})^2 + (CQI - CQI_{low})^2 + (HQI - HQI_{low})^2}$$

式中,TQI、SQI、HQI、CQI 和 VQI 分别代表地形质量指数、土壤质量指数、水文质量指数、气候质量指数和植被质量指数,各质量指数及相关指标的计算方法详见表 2。 TQI_{low} 、 SQI_{low} 、 VQI_{low} 、 CQI_{low} 和 HQI_{low} 为每年的最低基准点,基于各研究年份的各质量指数最小值确定。最终采用自然间断点分级法(Jenks)将沙漠化敏感性结果

分为 5 个类型(不敏感、轻度敏感、中度敏感、高度敏感、极度敏感)。

表 1 沙漠化敏感性评价指标体系
Table 1 Index system for desertification sensitivity assessment

一级指标层 Primary indicator layer	二级指标层 Secondary indicator layer	标准化方式 Standardization processing	一级指标层 Primary indicator layer	二级指标层 Secondary indicator layer	标准化方式 Standardization processing
地形质量指数 Topography quality index	海拔	逆向	植被质量指数 Vegetation quality index	归一化植被指数	逆向
	坡度	逆向		植被抗旱能力	正向
	坡向	正向	气候质量指数 Climate quality index	干燥度	正向
土壤质量指数 Soil quality index	土壤有机质含量	逆向		地表风速、温度	正向
	土壤水分	逆向	水文质量指数 Hydrological Quality Index	距河流距离	正向
	土壤侵蚀强度	正向		距湖泊距离	正向
	土壤含沙量	正向		地表径流量	逆向

表 2 质量指数计算方法
Table 2 Calculation methods for quality indices

指标 Indicator	计算方法 Calculation method	指标描述 Indicator description
地形质量指数 TQI	$TQI = \sqrt{(E-E_{low})^2 + (S-S_{low})^2 + (A-A_{low})^2}$	式中, E 、 S 和 A 分别代表海拔、坡度和坡向因子; E_{low} 、 S_{low} 和 A_{low} 为其最低值(0,0,0),以下相同。TQI 值越大,地形因素条件越差。坡向的敏感性排序为:平地<西、西北、北<东北、东<东南、南、西南,分别赋值为 1—4。
土壤质量指数 SQI	$SQI = \sqrt{\frac{(SOM-SOM_{low})^2 + (SM-SM_{low})^2 + (SEI-SEI_{low})^2 + (SSC-SSC_{low})^2}{4}}$	式中; SOM 、 SM 、 SEI 和 SSC 分别表示土壤有机质含量、土壤水分、土壤侵蚀强度和土壤含砂量。SQI 值越大,土壤质量条件越差。土壤有机质含量通过将土壤有机碳除以 0.58 换算得到;土壤侵蚀强度按照微度侵蚀、轻度侵蚀、中度侵蚀、强度侵蚀、极强度侵蚀和剧烈侵蚀的 6 个等级,分别赋值为 1—6。
植被质量指数 VQI	$VQI = \sqrt{(NDVI-NDVI_{low})^2 + (DR-DR_{low})^2}$	式中; $NDVI$ 和 DR 分别表示归一化植被指数和植被抗旱能力。VQI 值越大,表明植被覆盖越低。植被抗旱能力根据不同植被类型进行量化提取,并按照沙漠化敏感性由低到高排序:阔叶林、针叶林、针阔叶混交林和水域<湿地、农田、天然植被和灌木<草原、草甸和牧场<荒漠、岩石及无植被覆盖区,分别赋值为 1—4。
气候质量指数 CQI	$AI = \frac{P}{t^{\circ} + 10}$ $CQI = \sqrt{\frac{(AWV-AWV_{low})^2 + (AI-AI_{low})^2 + (LST-LST_{low})^2}{3}}$	式中; AI 、 P 和 t° 分别表示干燥度、年平均降水量和年平均气温; AWV 和 LST 分别代表平均风速和地表温度。CQI 值越大,说明气候条件越恶劣,土地沙漠化敏感性越高。
水文质量指数 HQI	$HQI = \sqrt{\frac{(DR-DR_{low})^2 + (DLR-DLR_{low})^2 + (RO-RO_{low})^2}{3}}$	式中; DR 、 DLR 和 RO 分别表示距主要河流的距离、距湖泊水库的距离以及地表径流量。HQI 值越大,表明区域水资源越匮乏,土地沙漠化敏感性越高。

TQI: 地形质量指数 Topography quality index; SQI: 土壤质量指数 Soil quality index; VQI: 植被质量指数 Vegetation quality index; CQI: 气候质量指数 Climate quality index; HQI: 水文质量指数 Hydrological Quality Index

1.5 沙漠化敏感性时空演变特征分析

1.5.1 不同沙漠化敏感性类型转换特征分析

为识别不同沙漠化敏感性类型随时间的变化,首先使用 ArcGIS Pro 3.0.2 中的栅格计算器的 Con 函数,将每种敏感性类型的斑块赋值为 1,其他类别赋值为 0。对不同年份相同敏感性类别的栅格图进行空间叠加,以提取每种敏感性类别变化的动态图斑^[12]。计算公式为:

$$Code_i = \sum_{i=0}^4 10^i \times code_i$$

式中; i 取值为 0、1、2、3、4,分别对应 5 种敏感性类型。 $Code_i$ 代表该类型在 20 年内的演变过程栅格图,包括 2000 年、2005 年、2010 年、2015 年和 2020 年的敏感性类型赋值栅格图。共有 32 种变化类型代码,这些代码

用于分类和归纳,以提取各敏感性转换类型(表3)。

表3 敏感性转换类型分类
Table 3 Classification of sensitivity transition types

敏感性转变类型 Sensitivity transition type	代码 Code	赋值 Value	说明 Description
稳定型 Stability	11111	1	敏感类型未发生变化
增加型 Increase	00001、00011、00111、01111	2	敏感类型由其他类型转化而增加
减少型 Reduction	10000、11000、11100、11110	3	敏感类型逆转为其他类型而减少
波动稳定型 Fluctuating stability	01000、00100、00010、00110、01010、01110、 01100、10001、10101、10111、11001、11011、 11101、10011	4	研究时间段内敏感类型多年内虽未发生变化,但呈波动变化
波动增加型 Fluctuating increase	00101、01001、01011、01101	5	研究时间段内敏感类型多年内有所增加,但呈波动变化
波动减少型 Fluctuating reduction	10010、10100、10110、11010	6	研究时间段内敏感类型多年内有所减少,但呈波动变化
其他 Others	00000	0	

1.5.2 一元回归分析

一元线性回归分析可以有效拟合研究时段的栅格数据,排除异常因素的干扰。拟合直线的斜率反映了变化趋势^[33]。为研究阴山北麓草原生态功能区的 DSI 变化趋势和空间分布特征,本文采用一元线性回归法逐像元分析 DSI 变化趋势,从而揭示其空间变化特征。计算公式为:

$$\text{slope} = \frac{n \times \sum_{i=1}^n i \times \text{DSI}_i - \sum_{i=1}^n i \sum_{i=1}^n \text{DSI}_i}{n \times \sum_{i=1}^n i^2 - (\sum_{i=1}^n i)^2}$$

式中, n 为年份, i 表示年序号, DSI_i 为第 i 年的沙漠化敏感性指数,slope 为回归方程的斜率。使用 F 检验法对 DSI 变化趋势进行显著性检验,其计算公式为:

$$F = \frac{U(n-2)}{Q}$$
$$U = \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y}_i)^2$$
$$Q = \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y}_i)^2$$

式中, U 为误差平方和, Q 为回归平方和; y_i 为第 i 年 DSI 像元值; $\hat{y}_i$ 为其回归值, $\bar{y}_i$ 为研究时段 DSI 值, n 为研究年数。综合斜率 slope 和 F 检验法,将 DSI 变化趋势划分为 5 个等级:极显著减少 (slope<0, $P<0.01$);显著减少 (slope<0, $0.01<P<0.05$);变化不显著 ($P>0.05$);显著增加 (slope>0, $0.01<P<0.05$);极显著增加 (slope>0, $P<0.01$)。

2 结果与分析

2.1 沙漠化敏感性各质量指数分布特征

阴山北麓草原生态功能区 2020 年 5 个质量指数空间分如图 2—5 所示。结果表明,地形质量指数(TQI)均值为 1.269,高值区域主要集中在功能区北部的低海拔荒漠草地、未利用地及色尔腾山南部的耕地;低值区则主要分布在高海拔山地区域,表明随着海拔升高,地形质量指数逐渐降低(图 2)。土壤质量指数(SQI)高值区域主要分布在西北部的未利用地,低值区则集中在东南部的林地和耕地;2000 年、2005 年、2010 年、2015 年和 2020 年的 SQI 均值分别为 1.028、1.028、1.027、1.186 和 1.165,土壤质量指数逐渐增加,土壤对沙漠

化的抑制作用也逐渐减弱(图3)。植被质量指数(VQI)高值区域主要分布在色尔腾山南部耕地,植被类型为农作物,对土地沙漠化的缓冲能力和抗旱能力较强,此外功能区林地也分布较高的VQI值;研究期间,VQI的均值为1.035,波动较小,表明植被质量相对稳定(图4)。气候质量指数(CQI)在功能区西南至东北形成一条“弧形过渡带”,过渡带北部和西北部的CQI值较高,南部则较低,表明南部区域对沙漠化的抑制作用高于北部(图5)。水文质量指数(HQI)从功能区东南向西北逐渐递增,表明HQI对沙漠化的抑制作用由东南向西北递减(图6);2000年、2005年、2010年、2015年和2020年的HQI均值分别为0.769、0.786、0.671、0.674和0.713,整体呈逐渐下降的趋势,表明水文对沙漠化的抑制作用逐渐增强。总体来看,阴山北麓生态功能区的西北部区域对沙漠化的敏感性抑制作用低于东南部区域。

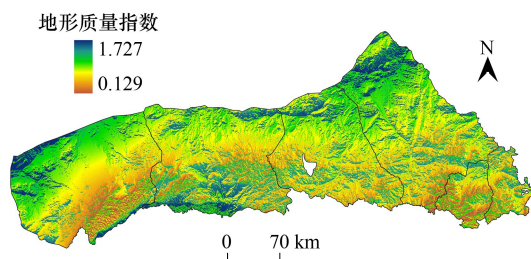


图2 地形质量指数空间分布图

Fig.2 Spatial distribution map of the topography quality index

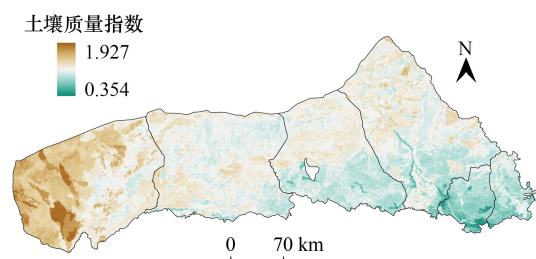


图3 土壤质量指数空间分布图

Fig.3 Spatial distribution map of the soil quality index

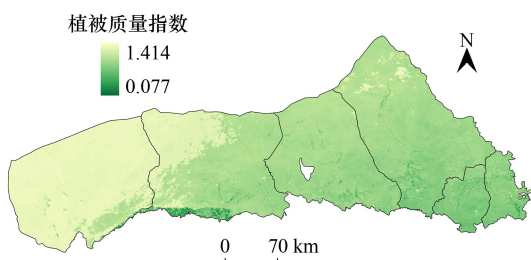


图4 植被质量指数空间分布图

Fig.4 Spatial distribution map of the vegetation quality index

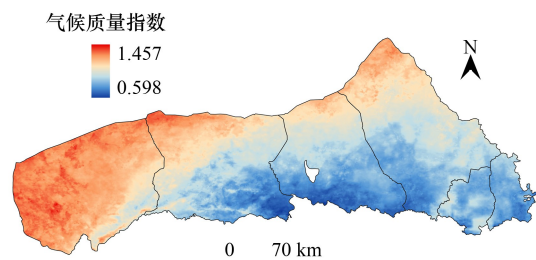


图5 气候质量指数空间分布图

Fig.5 Spatial distribution map of the climate quality index

2.2 沙漠化敏感性时空变化趋势

2.2.1 沙漠化敏感性时空格局

阴山北麓草原生态功能区各年份的沙漠化敏感性空间分布如图7所示。结果表明,该区域的沙漠化敏感性在空间上呈东南低、西北高、弧形条状的分布格局。具体来说,功能区东南部的农田和林地沙漠化敏感性最低,而向西北延伸时,敏感性逐渐增高。不敏感和轻度敏感区域主要分布在功能区东南部的高海拔地区、塔布河附近区域;中度敏感区主要位于弧形条状带南部区域;高度敏感区则集中在弧形条状带北部区域;极度敏感区主要分布在功能区西北部的巴音温都尔沙漠地区。2000年、2005年、2010年、2015年和2020年的轻度敏感区总占比分别为24.14%、26.52%、28.27%、25.74%和25.17%,总体上呈增加的趋势;中度敏感区总占比分别为22.89%、27.19%、23.57%、24.88%和26.58%,同样呈一定的增长趋势;不敏感区和高度敏感区的总占

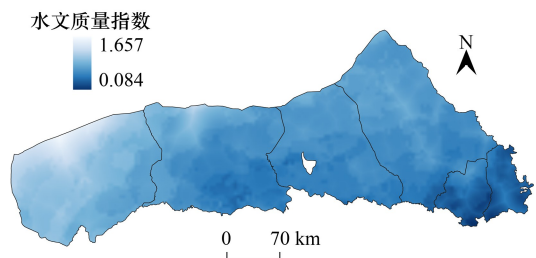


图6 水文质量指数空间分布图

Fig.6 Spatial distribution map of the hydrological quality index

比则呈现下降趋势;极度敏感区的总占比则逐渐增加。

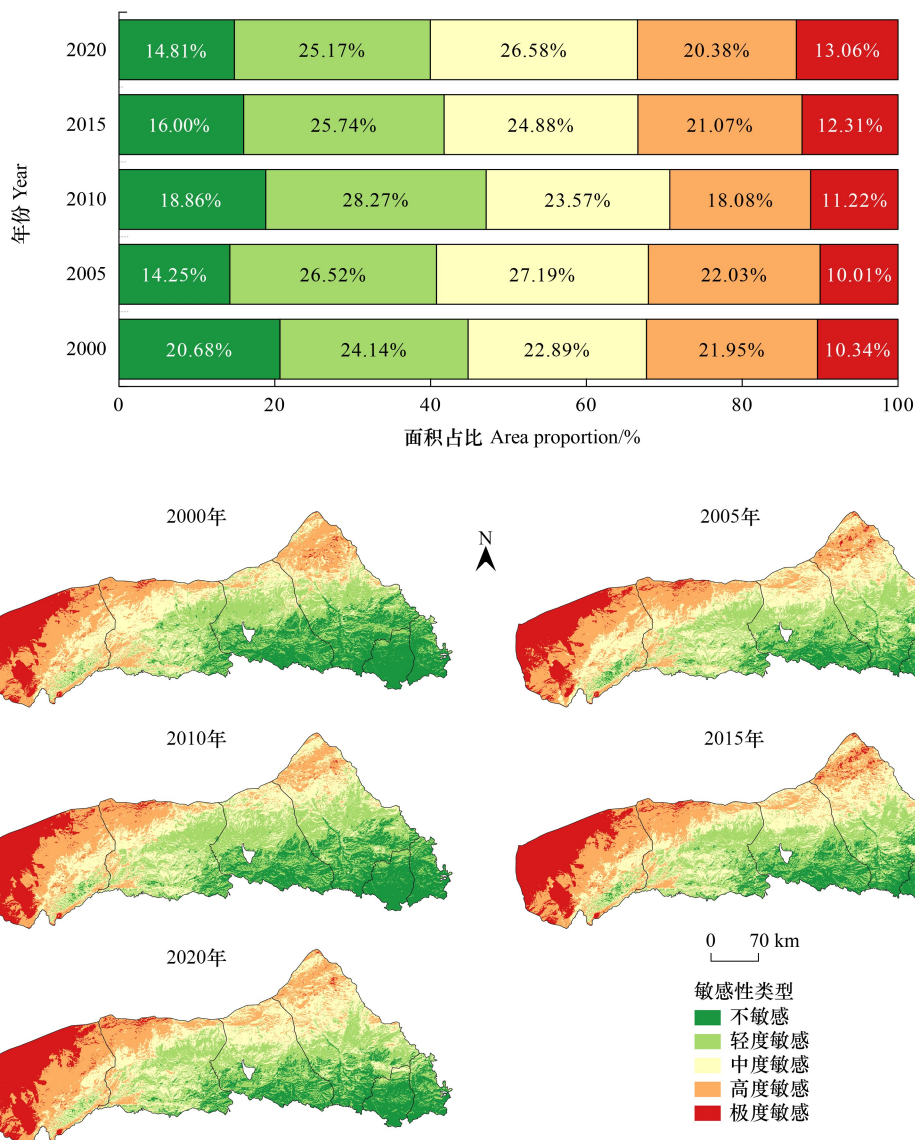


图7 研究区沙漠化敏感性空间分布图

Fig.7 Spatial distribution map of desertification sensitivity in the study area

2.2.2 沙漠化敏感性时间变化

2000—2020年阴山北麓草原生态功能区不同敏感类型转换面积统计结果如图8所示。结果表明,随时间推移,不同敏感性类型的转换主要以稳定型为主,其次是波动稳定型。具体来说,不敏感和高度敏感区的面积在转出(28.55%、20.70%)方面明显大于转入(1.43%、15.43%),其转换类型主要表现为减少型和波动减少型。轻度敏感、中度敏感和高度敏感区的面积在转入(22.98%、27.95%、20.15%)方面大于转出(20.22%、18.21%、0.96%),其转换类型主要表现为增加型和波动增加型。此外,极度敏感区域的面积显著增加,而面积显著减少的区域主要为不敏感区域。

2.2.3 沙漠化敏感空间变化

采用一元回归法对阴山北麓草原生态功能区在2000—2020年间的DSI变化趋势进行拟合,并分析其显著性。结果如图9所示,功能区内不同区域的沙漠化敏感性呈现不同变化趋势,西北部荒漠周边的荒漠草地、大青山北麓耕地及东南部耕地周边的荒漠草地区域,沙漠化敏感性上升较快;狼山东北条状地区延伸至乌兰

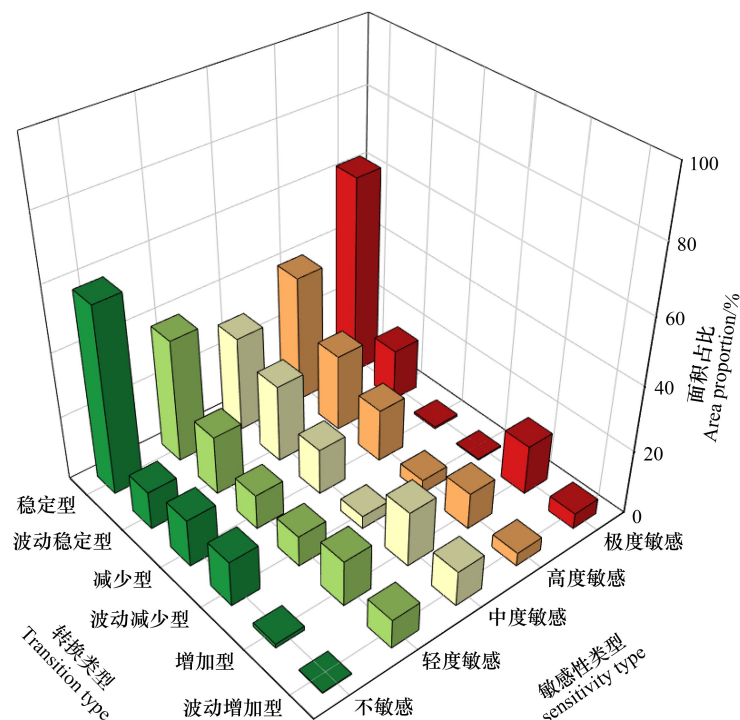


图 8 不同沙漠化敏感性转换类型面积

Fig.8 Area of different desertification sensitivity transition types

察布高原的荒漠草原区域,沙漠化敏感性下降较快。图 10 进一步将生态环境质量变化趋势划分为五个等级:极显著上升、显著上升、稳定不变、显著下降和极显著下降(研究区无极显著下降区域)。结果表明,阴山北麓草原生态功能区沙漠化敏感性变化存在明显的空间异质性。经统计分析,沙漠化敏感性上升的面积占功能区总面积的 7.97%,其中极显著上升的区域占 1.45%。沙漠化敏感性下降的面积占功能区总面积的 0.91%。整体来看,沙漠化敏感性上升的面积比下降的面积多出 7.06%,表明沙漠化敏感性总体呈上升趋势。

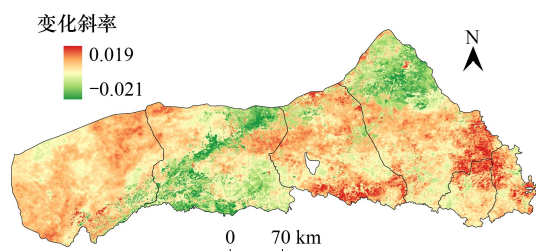


图 9 沙漠化敏感性变化趋势

Fig.9 Trends of desertification sensitivity changes

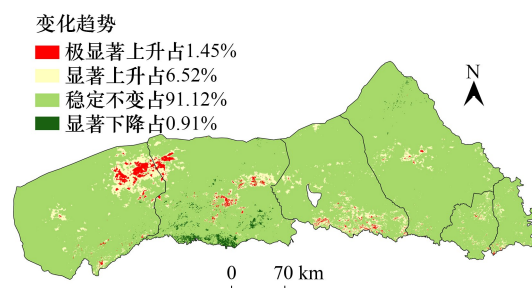


图 10 沙漠化敏感性变化显著性

Fig.10 Significance of desertification sensitivity changes

2.3 沙漠化敏感性影响因素分析

2.3.1 自然因素对沙漠化敏感性的影响

本文借助 R 语言中的“GD”包因子探测器模块,通过渔网采样法在研究区内提取了 10663 个样本点,获取不同年份的自变量和因变量,探讨阴山北麓草原生态功能区内部驱动因素对沙漠化敏感性的影响(表 4)。总体来看,各质量指数对沙漠化敏感性的影响力按 q 值大小排序为:水文质量指数>气候质量指数>植被质量指数>土壤质量指数>地形质量指数。结果表明,在阴山北麓草原生态功能区,水文和气候因素对沙漠化敏感

性影响最大,植被因素次之,而土壤和地形因素的影响最小。各年份的 q 值呈不同程度的波动,尤其在 2015 年和 2020 年,水文与气候因素的相对重要性有所变化。综上,水文和气候因素在阴山北麓草原生态功能区的土地沙漠化演替过程中起着直接且关键的作用,是影响沙漠化敏感性的主要驱动因素。植被则是改变沙漠化敏感性的最活跃且基础的因素,高植被覆盖能够显著抑制沙漠化敏感性^[7]。此外,土壤和地形因素对沙漠化敏感性起到一定的限制作用,但影响相对较弱。

表 4 自然因素地理探测结果
Table 4 Geographical detector results of natural factors

质量指数 Quality index	年份 Year					均值 Mean
	2000	2005	2010	2015	2020	
地形质量指数 Topography quality index	0.288	0.322	0.262	0.295	0.265	0.286
土壤质量指数 Soil quality index	0.607	0.577	0.616	0.647	0.688	0.627
植被质量指数 Vegetation quality index	0.792	0.747	0.765	0.736	0.746	0.757
气候质量指数 Climate quality index	0.759	0.755	0.780	0.765	0.780	0.768
水文质量指数 Hydrological quality index	0.800	0.755	0.808	0.760	0.771	0.779

2.3.2 退耕还林对沙漠化敏感性的影响

2000—2020 年间阴山北麓草原生态功能区的主要土地类型为草地、未利用地和耕地,其土地使用比例从 2000 年的 96.56% 下降到 2020 年的 96.11%。水域、林地和建设用地的占比相对较小,比例从 2000 年的 3.44% 上升到 2020 年的 3.89%,整体变化较为稳定(表 5、图 11)。在这 20 年的土地利用变化过程中,草地分布面积最广,其次为未利用地和耕地,其他类型的土地占比较小。具体而言,草地主要分布在功能区的中部和东部,总面积在近 20 年内增加了 317.02km²,占总增量的 41.32%。林地面积同样增加了 175.71km²,这主要归功于“退耕还林还草”、禁牧和防风固沙等生态工程的有效实施。未利用地主要集中在功能区的西北部,主要包括沙漠和戈壁,总面积减少了 527.85km²,占总减少量的 68.79%,表明对未利用地的修复工作取得了显著进展。耕地则主要位于研究区的北部和东北部,在 20 年间减少了 239.47km²,反映了该区域生态保护力度的增强。

表 5 2000—2020 年主要土地利用类型转移矩阵/km²
Table 5 Land use transition matrix for major types from 2000 to 2020

时间 Time	土地利用类型 Land use type	耕地 Cropland	林地 Forest	草地 Grassland	未利用地 Unused Land	总计 Total
2000—2020 年	耕地	6871.39	121.17	490.03	32.27	7514.86
	林地	27.11	763.93	42.95	4.99	838.98
	草地	387.55	109.66	63631.77	508.37	64637.35
	未利用地	43.64	22.37	952.54	20052.57	21071.12
	总计	7329.69	1017.13	65117.29	20598.2	94062.31

由表 6 可见,退耕区沙漠化敏感程度上升的总面积为 42.73km²,占退耕区总面积的 13.73%;敏感程度下降的面积为 11.94km²,占退耕区总面积的 5.21%。具体而言,耕地转为草地的区域中,敏感程度上升的面积占 7.16%,下降的面积占 1.62%;耕地转为林地的区域中,敏感程度上升的面积占 3.80%,下降的面积占 0.49%。此外,在荒山荒地造林后(即草地转为林地),敏感程度上升的比例为 2.77%,而下降的比例为 3.10%。整体来看,包括休耕地和弃耕地在内的退耕区,其沙漠化敏感程度的上升低于非退耕区,表明生态建设工程在一定程度上抑制了沙漠化敏感程度的上升。然而,耕地转为草地的区域中,敏感程度上升的面积达 35.09km²。

在非退耕区,本文对沙漠化敏感性易受土地利用方式影响的情况进行了具体分析。总体来看,非退耕区沙漠化敏感程度上升的面积为 5177.91km²,占非退耕区总面积的 7.17%;而敏感程度下降的面积为 676.14km²,占 0.94%。相比之下,非退耕区的敏感程度上升比例高于退耕区。其中,只有草地转为耕地的区域,敏感程度下降的面积(11.74%)高于上升面积(8.59%)。其余转换类型中,沙漠化敏感程度上升的面积均

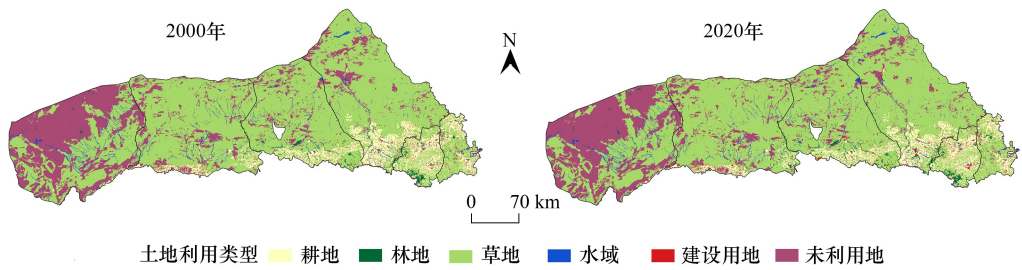


图 11 2000—2020 年土地利用类型空间分布

Fig.11 Spatial distribution of land use types from 2000 to 2020

高于下降面积,尤其是草地与耕地保持不变的区域,沙漠化敏感性上升的面积明显高于下降面积,分别相差 360.14km²和 4064.88km²。其他土地利用变化区域同样呈不同程度的敏感性上升。此外,在草地沙漠化过程中,敏感性大幅上升,升幅高达 9.72%。

表 6 退耕区与非退耕区沙漠化敏感性变化/km²

Table 6 Desertification sensitivity changes in returning farmland and non-returning farmland areas

区域 Region	土地利用转移类型 Land use types of change	变化面积 Changing area				增加比例 Increased percentage/%	减少比例 Decreased percentage/%
		I	II	III	IV		
退耕及荒山造林区 Returning farmland and barren mountain afforestation areas	耕地-林地	115.91	0.36	4.25	0.59	3.80	0.49
	耕地-草地	446.87	4.48	30.61	7.95	7.16	1.62
	草地-林地	103.20	0.15	2.88	3.40	2.77	3.10
	总计	665.98	4.99	37.74	11.94	13.73	5.21
非退耕区 Non-returning farmland areas	耕地-耕地	6043.28	90.62	502.15	231.92	8.63	3.38
	林地-林地	718.41	6.46	35.80	2.70	5.54	0.35
	草地-草地	58774.00	816.30	3641.91	393.33	7.01	0.62
	草地-耕地	308.65	4.37	28.92	45.47	8.59	11.74
	林地-草地	40.82	0.20	1.79	0.14	4.62	0.32
	草地-未利用地	456.35	7.82	41.57	2.58	9.72	0.51
	总计	66341.51	925.77	4252.14	676.14	44.11	16.92

I: 稳定不变 Stable; II: 极显著增加 Extremely significant increase; III: 显著增加 Significant increase; IV: 显著减少 Significant decrease

为进一步揭示退耕还林对沙漠化敏感性的影响,退耕还林面积为自变量,沙漠化敏感性变化率为因变量,建立回归模型定量分析退耕还林对沙漠化敏感性的影响关系(表 7)。耕地转化为林地的相关系数为-0.011,接近于 0,说明耕地转化为林地对沙漠化的影响较为中性,基本没有显著相关关系。耕地转化为草地的相关系数为-0.008,同样非常接近于 0,说明耕地变为草地对沙漠化的影响微弱。而草地转化为林地的相关系数为-0.129 **,且具有显著性,表明在草地转化为林地的过程中,沙漠化敏感性有所减弱。

表 7 沙漠敏感性与退耕还林面积变化的关系

Table 7 Relationship between Desertification Sensitivity and Changes in Reforestation Area

时间 Time	土地利用转移类型 Land use types of change	相关系数 correlation coefficient	显著性 P Significance P	回归系数 Regression coefficients	回归方程 Regression equations
2000—2020	耕地-林地	-0.011	0.701	-2.461	$y = -2.461x + 0.101$
	耕地-草地	-0.008	0.358	0.442	$y = 0.442x + 0.036$
	草地-林地	-0.129 **	0.000	0.089	$y = 0.089x - 0.093$

** 表示通过 5%显著性检验

3 讨论

3.1 沙漠化敏感性时空变化驱动因素

本文将沙漠化敏感性按照自然间断点分级法划分为 5 个类型,其中极度敏感和高度敏感地区主要分布在

研究区沙地、戈壁和其他未利用地周边荒漠草地,不敏感和低度敏感地区主要分布在研究区东南部林地、耕地区域,空间上呈东南低、西北高、弧形条状的分布格局。赵艳华等^[17]的研究表明,该区域的植被覆盖度从东南向西北逐渐降低,本文的研究结果与其相符。本文的研究结果表明,2000—2020 年阴山北麓草原生态功能区的沙漠化敏感性逐渐上升,但空间差异明显,整体表现为东南部较低,而向西北部延伸时敏感性逐步增加。造成这一变化趋势的主要受水文和气候因素的影响,与姜旭海等^[12]的研究结果基本保持一致,但与郭泽呈等^[13]研究结果存在差异,其原因可能是本文指标体系和研究区地理位置的不同,本文在指标体系中新增了土壤水分和地表径流量等干旱区关键水资源因素,使得研究结果合理化。另外,沙漠化敏感性变化是一个受诸多因素作用的复杂过程^[34],本文重点探讨的是干旱区土地利用变化、水资源对沙漠化敏感性的影响。

3.2 退耕还林与沙漠化敏感性的关系及相关建议

退耕还林是中国为改善生态环境而推行的生态治理工程,旨在通过将坡耕地退耕还林并在适宜地区造林,改变土地利用方式、土壤理化性质和植被类型,从而对区域沙漠化敏感性产生长期影响^[35]。本文研究结果表明,退耕区与非退耕区土地沙漠化敏感性的变化存在较大差异。退耕区土地沙漠化程度上升面积比例小于非退耕区,退耕还林治理对研究区的正面影响较大,但退耕区土地沙漠化敏感程度下降面积比例仍小于非退耕区。主要原因是气候干旱导致林草成活率低,裸露土地面积增加^[36];此外,耕作停止后,原有的耕作土壤结构被改变,恢复到自然状态的过程较慢,增加了其对风蚀和水蚀的敏感性^[37]。以往研究表明退耕恢复处理会显著恢复受破坏的草地系统生态环境^[38—39],但也存在不变甚至降低的研究成果,本文结果与后者保持一致^[40—41]。回归结果表明,退耕还林面积与沙漠化敏感性呈负相关关系,故退耕程度不是导致研究区沙漠化敏感性上升的最直接原因,而退耕方式、水资源等其他因素共同作用于沙漠化敏感性变化。Trac 等^[42]在中国四川省的退耕还林研究中指出,农田、草甸等在系统多样性中具有重要作用,将这些区域转化为森林不仅未能提供额外的生态系统服务,反而减少了物种多样性,与本文研究结果基本相似,因此退耕还林的实施对植被的选择尤为重要^[43]。另有研究认为生态环境与退耕持续时间、当地环境因素、气候变化以及植被组成的不同有关。如王赞博等^[44]在阴山北麓退耕草原水分利用效率研究中,丰雨年退耕区域荒漠草原生态系统植被恢复明显,且在恢复晚期群落已与天然草地无明显差异,可见退耕治理对生态环境的影响复杂、缓慢且长远,这可能也是导致沙漠化敏感性下降缓慢的原因之一。此外,生态保护与人口发展的矛盾突出,禁牧和管理措施难以有效落实,偷牧、夜牧现象普遍,自然干旱与人为放牧交织,严重影响林草成活率,成为阻碍生态建设的主要因素^[45]。同时,退耕补贴不足,部分农户不愿退耕,生活压力增加等问题导致该区域生态环境边建设边破坏,进一步影响了生态恢复的进程。

阴山北麓草原生态功能区作为禁止开发和重点保护功能区,实施“退耕还林还草”这一治理政策是合理的。虽然该治理措施在阴山北麓草原生态功能区取得了一定成效,但整体来看,沙漠化敏感性仍在上升,因此需注重科学实施,且亟需进一步关注与保护。阴山北麓草原生态功能区沙漠化防治应从以下几个方面着手:

(1) 采取合理的退耕方式以及选择合理的植被,干旱半干旱区水资源极少且蒸发量大,因此在干旱半干旱区重点发展耐旱灌木,恢复原生植被。遵循宜草则草、宜灌则灌,灌草结合的原则,实施灌草间作、草田间作等合理措施,避免田间裸土面积增加,有计划、分步骤地停止耕种,实现合理的退耕还林还草;

(2) 对于功能区西北原生沙漠,建立人工防风固沙林,遏止沙漠化向周边地区蔓延是沙漠化防治工作的重心。而对于受人类干扰所造成沙漠化增加的土地(耕地、草地),严格控制人类滥用土地、过度放牧等行为,加大政府对生态保护和沙漠化防治的政策支持和资金投入,确保相关措施的有效实施;

(3) 狼山、色尔腾山和大青山等作为阴山北麓干旱半干旱区的核心区,水力侵蚀较大,自然修复的同时应设封山育林区,减少水土流失的前提下,采取林果间作、林草间作等多种合理模式还林,建立绿色屏障,遏止沙漠化在这些区域的扩张。

4 结论

2000—2020 年阴山北麓草原生态功能区的地形、气候和植被对沙漠化敏感性的抑制作用保持相对稳定,

土壤的抑制作用有所下降,而水文因素的抑制作用则有所上升。功能区的沙漠化敏感性自东向西逐渐增强,不敏感和高度敏感区域的面积比例下降,而轻度、中度及极度敏感区域的比例增加,整体呈沙漠化敏感性加剧的趋势。水文和气候是影响沙漠化敏感性的主要驱动因素,植被次之,而土壤和地形因素的影响较为有限,但仍对沙漠化敏感性有一定的限制作用。随着草地和林地面积的增加,耕地和未利用地面积减少,保护力度显著提升。尽管退耕还林治理措施在一定程度上抑制了土地沙漠化敏感性,但总体上沙漠化敏感性仍在上升。导致沙漠化敏感性上升的原因并非退耕本身,而是不合理的退耕方式、气候、水资源等因素加剧了沙漠化敏感性。因此该区域应引起相关部门的更多关注和保护。

参考文献 (References):

- [1] Ajaj Q M, Pradhan B, Noori A M, Jebur M N. Spatial monitoring of desertification extent in western Iraq using landsat images and GIS. *Land Degradation & Development*, 2017, 28(8): 2418-2431.
- [2] Li C J, Fu B J, Wang S, Stringer L C, Wang Y P, Li Z D, Liu Y X, Zhou W X. Drivers and impacts of changes in China's drylands. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2021, 2(12): 858-873.
- [3] Feng Q, Ma H, Jiang X M, Wang X, Cao S X. What has caused desertification in China? *Scientific Reports*, 2015, 5: 15998.
- [4] 屠志方, 李梦先, 孙涛. 第五次全国荒漠化和沙化监测结果及分析. *林业资源管理*, 2016(1): 1-5, 13.
- [5] 伍光和, 王文瑞. 地域分异规律与北方农牧交错带的退耕还林还草. *中国沙漠*, 2002, 22(5): 439-442.
- [6] Ren Y, Liu X J, Zhang B, Chen X D. Sensitivity assessment of land desertification in China based on multi-source remote sensing. *Remote Sensing*, 2023, 15(10): 2674.
- [7] Karamesouti M, Panagos P, Kosmas C. Model-based spatio-temporal analysis of land desertification risk in Greece. *Catena*, 2018, 167: 266-275.
- [8] 吴盈盈, 王振亭. 疏勒河中下游土地荒漠化敏感性评估. *中国沙漠*, 2022, 42(4): 163-171.
- [9] Plaiklang S, Sutthivanich I, Sritarapipat T, Panurak K, Ogawa S, Charungthanakij S, Maneewan U, Thongrueang N. Desertification assessment using medalus model in upper lamchiengkrai watershed, Thailand. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 2020, XLIII-B3-2020: 1257-1262.
- [10] 周日平. 中国荒漠化分区与时空演变. *地球信息科学学报*, 2019, 21(5): 675-687.
- [11] 王涛, 朱震达. 中国沙漠化研究. *中国生态农业学报*, 2001, (2): 11-16.
- [12] 郭泽呈, 魏伟, 石培基, 周亮, 王旭峰, 李振亚, 庞素菲, 颜斌斌. 中国西北干旱区土地沙漠化敏感性时空格局. *地理学报*, 2020, 75(9): 1948-1965.
- [13] 姜旭海, 韩玲, 白宗璠, 刘惠群. 内蒙古自治区沙漠化敏感性时空演变格局和趋势分析. *生态学报*, 2023, 43(1): 364-378.
- [14] Tan N J, Zhang C X, Wu Y Y, Wang Z T. Assessment of desertification sensitivity using an improved MEDALUS model in Northern China. *Research in Cold and Arid Regions*, 2024, 16(3): 141-148.
- [15] Nour-Eldin H, Shalaby A, Mohamed R M, Youssef E, Rostom N G, Khedr H S. Assessment of the desertification sensitivity of Northwestern El Minya Governorate, Egypt using MEDALUS model. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences*, 2023, 26(3): 758-767.
- [16] 刘亚玲, 潘志华, 范锦龙, 郑大玮. 阴山北麓地区植被覆盖动态时空分析. *资源科学*, 2005, 27(4): 168-174.
- [17] 赵艳华, 苏德, 包扬, 杨巍, 赵超, 白云, 赵玉金. 阴山北麓草原生态功能区植被覆盖度遥感动态监测. *环境科学研究*, 2017, 30(2): 240-248.
- [18] 孙绍聘. 深入贯彻落实党的二十大精神筑牢我国北方重要生态安全屏障. *环境与可持续发展*, 2022, 47(6): 21-26.
- [19] Li Y Q, Lu C X, Deng O, Chen P P. Ecological characteristics of China's key ecological function areas. *Journal of Resources and Ecology*, 2015, 6(6): 427-433.
- [20] 苗恒录, 王健, 张瑞强, 李锦荣, 高天明. 内蒙古阴山北麓荒漠草原风况与输沙势研究——以希拉穆仁草原为例. *干旱区资源与环境*, 2022, 36(4): 102-110.
- [21] Zhao X W, Yu M L, Pan S, Jin F X, Zou D X, Zhang L X. Spatio-temporal distribution and trends monitoring of land desertification based on time-series remote sensing data in northern China. *Environmental Earth Sciences*, 2023, 82(11): 263.
- [22] Meng X M, Zhu Y, Yin M S, Liu D F. The impact of land use and rainfall patterns on the soil loss of the hillslope. *Scientific Reports*, 2021, 11(1): 16341.
- [23] Yang J, El-Kassaby Y A, Guan W B. The effect of slope aspect on vegetation attributes in a mountainous dry valley, Southwest China. *Scientific Reports*, 2020, 10(1): 16465.
- [24] Ayanghenro A S, Babalola O O. Reclamation of arid and semi-arid soils: the role of plant growth-promoting Archaea and bacteria. *Current Plant*

- Biology, 2021, 25: 100173.
- [25] 冯佳新, 王海兵, 刘茜雅, 刘红梅. 沙漠化逆转过程中毛乌素沙地土壤风蚀可蚀性影响因子的变化特征. 水土保持通报, 2023, 43(6): 1-9.
- [26] 李禄军, 蒋志荣, 车克钧, 孔东升, 王文. 绿洲-荒漠交错带不同沙丘土壤水分时空动态变化规律. 水土保持学报, 2007, 21(1): 123-127.
- [27] 吴景贵. 土壤颗粒的功能研究进展. 吉林农业大学学报, 2008, 30(4): 529-537.
- [28] 杨梅焕, 曹明明, 朱志梅. 毛乌素沙地东南缘沙漠化过程中植被的退化和稳定性. 水土保持通报, 2017, 37(5): 10-15.
- [29] Xu D Y, You X G, Xia C L. Assessing the spatial-temporal pattern and evolution of areas sensitive to land desertification in North China. *Ecological Indicators*, 2019, 97: 150-158.
- [30] Le Houérou H N. Climate change, drought and desertification. *Journal of Arid Environments*, 1996, 34(2): 133-185.
- [31] Liu L Y, Li X Y, Shi P J, Gao S Y, Wang J H, Ta W Q, Song Y, Liu M X, Wang Z, Xiao B L. Wind erodibility of major soils in the farming-pastoral ecotone of China. *Journal of Arid Environments*, 2007, 68(4): 611-623.
- [32] Hua D, Hao X M. Spatiotemporal change and drivers analysis of desertification in the arid region of northwest China based on geographic detector. *Environmental Challenges*, 2021, 4: 100082.
- [33] 傅楷翔, 贾国栋, 余新晓, 陈立欣. 基于改进遥感生态指数的吐鲁番-哈密地区生态环境质量评价及驱动机制分析. 生态学报, 2024, 44(9): 3911-3923.
- [34] 徐玲玲, 延昊, 钱拴. 基于 MODIS-NDVI 的 2000—2018 年中国北方土地沙化敏感性时空变化. 自然资源学报, 2020, 35(4): 925-936.
- [35] Li W Q, Wang W L, Chen J H, Zhang Z M. Assessing effects of the Returning Farmland to Forest Program on vegetation cover changes at multiple spatial scales: The case of northwest Yunnan, China. *Journal of Environmental Management*, 2022, 304: 114303.
- [36] 汪芳甜, 安萍莉, 蔡璐佳, 黄鑫鑫, 郝晋珉. 基于 RS 与 GIS 的内蒙古武川县退耕还林生态成效监测. 农业工程学报, 2015, 31(11): 269-277.
- [37] Cao S X, Chen L, Shankman D, Wang C M, Wang X B, Zhang H. Excessive reliance on afforestation in China's arid and semi-arid regions: Lessons in ecological restoration. *Earth-Science Reviews*, 2011, 104(4): 240-245.
- [38] 吴敏, 刘淑娟, 叶莹莹, 张伟, 王克林, 陈洪松. 喀斯特地区坡耕地与退耕地土壤有机碳空间异质性及其影响因素. 生态学报, 2016, 36(6): 1619-1627.
- [39] 成佩昆, 胡守庚, 孙涛, 陈海滨. 陕西省退耕还林工程对植被恢复的效应——基于 PCSE 修正的面板数据模型. 干旱区研究, 2018, 35(6): 1477-1486.
- [40] Li W Q, Wang W L, Chen J H, Zhang Z M. Assessing effects of the Returning Farmland to Forest Program on vegetation cover changes at multiple spatial scales: The case of northwest Yunnan, China. *Journal of Environmental Management*, 2022, 304: 114303.
- [41] Li W Q, Chen J H, Zhang Z M. Forest quality-based assessment of the returning farmland to forest program at the community level in SW China. *Forest Ecology and Management*, 2020, 461: 117938.
- [42] Trac C J, Schmidt A H, Harrell S, Hinckley T M. Is the returning farmland to forest program a success? three case studies from Sichuan. *Environmental Practice*, 2013, 15(3): 350-366.
- [43] 魏兴琥, 雷俐, 邹学勇, 严平, 张春来. 京津风沙源浑善达克沙地治理区退耕还林地的植被变化. 中国沙漠, 2013, 33(2): 604-612.
- [44] 王赟博, 孙宇, 赵清格, 张彬, 赵萌莉. 阴山北麓农牧交错区退耕地草地生态系统碳交换及水分利用效率. 生态学报, 2022, 42(12): 4922-4932.
- [45] 金牧兰, 侯美玲, 牛美玲, 苏志成, 张春英, 王世宏. 乌兰察布市阴山北麓生态治理现状及今后发展对策. 内蒙古林业调查设计, 2022, 45(3): 6-8.