

doi:10.11733/j.issn.1007-0435.2026.08.016

引用格式:于红妍,叶杨琪,陈金,等.基于多源遥感数据的退化草地修复效果评价研究—以祁连山国家公园青海片区高寒草甸为例[J].草地学报,2026,34(8):2921—2932

YU Hong-yan, YE Yang-qi, CHEN Jin, et al. Evaluation of Degraded Grassland Restoration Effect Based on Multi-source Remote Sensing Data: A Case Study of Alpine Meadow in the Qinghai Section of Qilian Mountain National Park [J]. Acta Agrestia Sinica, 2026, 34(8):2921—2932

基于多源遥感数据的退化草地修复效果评价研究 —以祁连山国家公园青海片区高寒草甸为例

于红妍^{1,2}, 叶杨琪³, 陈金³, 冯硕³, 王致豪³, 罗顺华¹, 王贤颖², 黄涛⁴,
秦彧⁴, 孟宝平^{1*}

(1. 甘肃农业大学草业学院, 甘肃兰州 730070; 2. 祁连山国家公园青海服务保障中心, 青海西宁 810001;
3. 南通大学地理科学学院, 江苏南通 226007; 4. 中国科学院西北生态环境资源研究院, 甘肃兰州 730000)

摘要:退化草地修复效果评价对优化修复措施、实现草地资源可持续利用意义重大。然而,当前修复评价主要依赖人工地面调查,难以满足大范围、长期动态监测需求。本研究以祁连山国家公园退化修复草地为例,基于时空自适应反射率融合模型构建高时空分辨率NDVI数据集,结合地面观测数据构建草地关键参数遥感反演模型并评估草地修复状况。结果表明:(1)基于高分辨率NDVI所构建的模型精度较高,盖度和地上生物量模型R分别为0.82和0.89, RMSE分别为12.02%和32.36 g·m⁻²; (2)模型反演结果表明,修复措施实施后草地生长状况明显好转($P < 0.05$),草地盖度和地上生物量分别是措施实施前的1.32~2.17倍和1.42~3.3倍; (3)近25年来草地盖度和地上生物量分别以每年1.24%和3.23 g·m⁻²的速度增加。本研究结果可为高寒草地退化修复效果评估提供技术支撑,同时可为及时调整退化草地修复措施提供科学依据。

关键词:修复效果评价;草地盖度;地上生物量;时空变化

中图分类号:S812

文献标识码:A

文章编号:1007-0435(2026)08-2921-12

Evaluation of Degraded Grassland Restoration Effect Based on Multi-source Remote Sensing Data: A Case Study of Alpine Meadow in the Qinghai Section of Qilian Mountain National Park

YU Hong-yan^{1,2}, YE Yang-qi³, CHEN Jin³, FENG Shuo³, WANG Zhi-hao³, LUO Shun-hua¹,
WANG Xian-ying², HUANG Tao⁴, QIN Yu⁴, MENG Bao-ping^{1*}

(1. College of Pratacultural Science, Gansu Agricultural University, Lanzhou, Gansu Province 730070, China; 2. Qinghai Service and Guarantee Center of Qilian Mountain National Park, Xining, Qinghai Province 810001, China; 3. School of Geographic Science, Nantong University, Nantong, Jiangsu Province 226007, China; 4. Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou, Gansu Province 730000, China)

Abstract: Evaluation of the effect of degraded grassland restoration is of crucial for optimizing restoration measures and achieving sustainable utilization of grassland resources. However, current restoration evaluation mainly relies on manual ground surveys, making it difficult to meet the demands of large-scale, long-term dynamic monitoring. This study takes the restoration of degraded alpine grassland in Qilian Mountain National Park as an example. The spatial-temporal adaptive reflectance fusion model and multi-source remote sensing

收稿日期:2025-10-31;修回日期:2025-12-02

基金项目:青海省科技计划项目(2024-ZJ-750);海北州2022年中央林业草原生态保护恢复资金项目(北林草[2022]134号);祁连山国家公园青海片区草地生态系统斑块化格局及其对生态要素影响的研究(青林保[2025]439号)资助

作者简介:于红妍(1978-),女,汉族,山东海阳人,硕士,正高级工程师,主要从事草地生态保护研究, E-mail: qhyuhy@163.com; *通信作者 Author for correspondence, E-mail: mengbp09.lzu.edu.cn

data were used to acquire a high spatial-temporal resolution NDVI dataset. Then the remote sensing estimation models for key grassland parameters were constructed to evaluate the restoration status of degraded grassland. The results show that (1) The models constructed based on high spatiotemporal resolution NDVI exhibited high accuracy, with R values of 0.82 and 0.89 and RMSE values of 12.02% and $32.36 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ for the coverage and above ground biomass (AGB) models, respectively. (2) The inversion results show that grass growth conditions significantly improved after the implementation of restoration measures ($P < 0.05$), with coverage and AGB reached 1.32-2.17 times and 1.42-3.3 times of the values before the implementation of restoration measures, respectively. (3) Over the past 25 years, coverage and AGB increased at annual rates of 1.24% and $3.23 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, respectively. The findings of this study provide technical support for evaluating the restoration effects of degraded alpine grasslands and offer a scientific basis for timely adjustments to restoration measures for degraded grasslands.

Key words: Evaluation of restoration effect; Grassland cover; Above ground biomass; Spatial-temporal variation

高寒草地是青藏高原的主要植被类型,占整个青藏高原总面积的60%以上,承载着我国40%的草地畜牧业资源^[1],对维持草地水源涵养、维护全球生物多样性和当地社会经济稳定具有重要意义^[2]。然而,近年来受全球气候变化和人类不合理开发利用等因素的共同影响,青藏高原高寒草地正面临不同程度的退化问题^[3]。草地退化会引发土壤侵蚀、生产力下降和生态服务功能减弱等后果,不仅破坏当地的生态结构,还将严重制约当地畜牧业的发展^[4]。青藏高原约30%的高寒草地发生不同程度的退化,并且以每年3%~5%的速度扩大,局部地区草地退化率达到80%以上^[5]。

青藏高原退化草地的修复可依托多种技术路径实现^[6],中度和轻度退化的草地主要采取围栏封育、削减放牧数量、改进放牧方式等手段降低放牧强度,通过地面清理、施肥、浅翻松耙等作业改良土壤,运用机械及药物手段防治毒害草与鼠害^[7];重度和极度退化草地则考虑植被重建,在不破坏原有生态环境的前提下,人为补植优质牧草草种,提升优质牧草的占比,以此改善植被构成与土壤物理结构,推动群落正向演替^[8]。由此可见,草地在不同退化程度下,生态系统结构与功能的受损特征具有显著分异性,且各退化阶段对生态修复措施的响应机制亦存在明显差异。因而,精准识别不同退化状态并适配针对性修复策略尤为关键^[9]。退化草地生态系统的修复对于草地生态服务功能的持续发挥、区域经济社会持续健康发展具有重要意义,开展退化草地修复效果及综合效益评价对技术实施的绩效评价及国家生态政策调整具有重要意义^[10]。退化草地修复评价研究可为草地保护政策的制定与管理措施的优化提供科学依据,从而促进草地资源的保护与可持续利用。

地面观测是退化草地修复评价的基础手段,通

过人工观测和采集数据来直接评估草地的健康状况和退化修复程度^[11]。主要通过观测草地植被、土壤和生物多样性等指标来评估退化草地修复效果^[12]。人工地面调查是进行退化草地修复评价最为直接的调查方式,能够获取全面、精确的草地变化状况,但也存在明显的缺陷。地面观测耗时久、成本高昂且效率低下,难以满足大范围动态监测的需求^[13]。相较于地面调查方法,卫星遥感技术具有快速、高效、大范围、低成本和长时间序列等优点,其衍生的草地盖度、生物量等数据集是表征草地植被变化的关键指标,特别适合区域尺度退化草地修复评价研究^[14]。然而,MODIS等传统中低分辨率卫星遥感影像具有较高的时间分辨率和广阔的空间覆盖范围,但其空间分辨率较低,所构建的遥感估测模型尚存在较大误差;Landsat MSS, TM, ETM+和OLI等高分辨率卫星遥感影像虽具有较高的空间分辨率,所构建的遥感估测模型也有较高的精度,但时间分辨率较低,加之青藏高原草地生长季雨热同期,影像质量易受云雨等天气因素影响,获取大范围长时间序列的数据集难度较大^[15]。

近年来,随着遥感数据融合算法的不断发展,多元遥感数据融合产品在植被监测领域得到了广泛应用,尤其是时空适应反射率融合算法(Spatial and temporal adaptive reflection fusion model, STARFM)^[16]。该算法采用了邻近相似像元的信息作为参考,对高分辨率影像像元值进行预测,即以预测像元为中心,根据像元值相似程度、空间距离以及时间距离,在滑动窗口内寻找预测像元的相似点,并对所有相似像元附以一定的权值,最终获得中间预测像元的值,在整个图像上进行卷积运算,从而获得整幅影像的预测值^[17]。因其融合数据具有较高的时空分辨率和预测精度,基于STARFM算法获取的遥感植被指数在天然草地遥

感监测中得到了广泛应用^[18]。基于以上考虑,本研究以青藏高原东缘高寒草甸退化修复草地为研究对象,结合地面观测、无人机航拍和多源卫星遥感数据,利用 STARFM 构建高时空分辨率 NDVI 遥感植被指数数据集,并建立草地盖度、地上生物量遥感反演模型,分析退化修复草地植被盖度、地上生物量时空动态变化状况,明晰不同修复措施下草地盖度和地上生物量变化差异,以期为高寒草地退化修复评价研究提供技术支撑和理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区地处青藏高原东北边缘(98.98°~99.02° E, 38.77°~38.78° N),位于青海省海北藏族自治州祁连县西北部的野牛沟乡。研究区东西长约4 km,南北宽约2 km(图1),海拔3598 m。研究区寒冷潮湿,多年平均气温在-3.0℃左右,年平均降水量280.5 mm,季节性变化大,降雨主要集中在7—8月份,属于典型的高原大陆性气候。研究区土壤类型为高山草甸土,土壤厚度18~28 cm。草地类型为高寒草甸,主要优势物种为披碱草(*Elymus dahuricus*)、高山嵩草(*Carex parvula*)、矮生嵩草(*Kobresia humilis*)等。受多年冻土消融和过度放牧等因素的影响,研究区草地退化严重,草地斑块化程度高,并伴随着严重的土壤侵蚀现象。研究区于2023年开展混播和施肥等退化草地修复措施,根据地形条件、退化程度及植被土壤特征,将研究区分为3个试验区,所有试验区草地按照2:1:1的比例均选取‘青牧一号’老芒麦(*Elymus sibiricus* ‘Qingmu No. 1’)、青海扁茎早熟禾(*Poa qinghaiensis*)和青海中华羊茅(*Festuca sinensis*)进行混播修复,总播种量为60 kg·ha⁻¹。此外在3个试验区内各选择1块草地生长状况相近的样地(面积约30 000 m²),开展不同组合施肥处理,样地1-1,2-1和3-1依次为牧草专用肥(300 kg·ha⁻¹) + 颗粒有机肥(3000 kg·ha⁻¹),牧草专用肥(300 kg·ha⁻¹) + 羊板粪(75 m³·ha⁻¹),颗粒有机肥(3000 kg·ha⁻¹) + 羊板粪(75 m³·ha⁻¹)。

1.2 草地盖度、地上生物量数据采集

1.2.1 无人机航拍及航拍照片预处理 本研究草地盖度数据采用FragMap无人机航拍分析系统进行观测^[19],根据研究区覆盖范围、地形条件和不同处理实验,在研究区共设计11条GRID无人机飞行

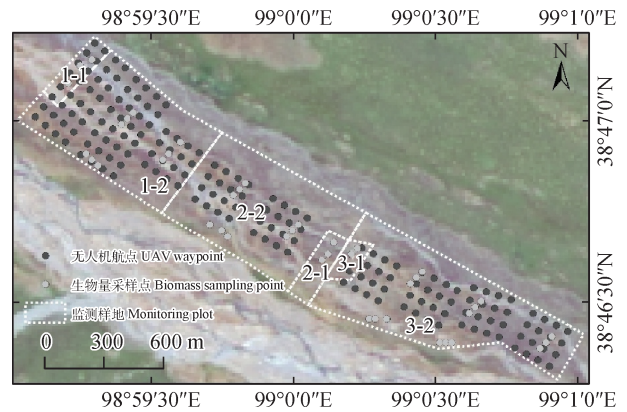


图1 研究区位置和采样点概况

Fig. 1 Location of the study area and observation sites

航线(图1)。每个GRID航线在250 m×250 m覆盖范围内均匀布设16个航点。设置无人机飞行高度为20 m,速度为6 m·s⁻¹对每条航线进行航拍观测,无人机在每个航点处垂直向下拍摄照片一张,每张照片覆盖范围为26 m×25 m,分辨率优于1 cm。2023—2024年每年7月份对研究区草地航拍观测1次,累计积累无人机航拍照片352张。

无人机航拍照片中的盖度信息采用Pixel Based Manual Classifier软件进行预处理,其处理步骤主要包括:①根据EGI绿度指数划分照片中植被和裸土边界;②将划分后的航拍照片进行二值化,进而通过计算植被部分栅格所占比例获取单张照片中的草地盖度值。依次处理航线中所有航拍照片,获取每个航点草地盖度信息。其中EGI计算公式如下所示:

$$EGI = 2G - R - B \quad (1)$$

式中,EGI为绿度指数,G为绿波段,R为红波段,B为蓝波段。

1.2.2 草地地上生物量观测 在样地1-1,2-1和3-1中分别随机设置3个草地地上生物量观测样方,其余样地根据范围大小和草地生长均一状况,分别随机设置草地地上生物量观测样方9~15个,最终设置的草地地上生物量观测样方如图1所示。每个生物量观测样方采用0.5 m×0.5 m的样方进行生物量采样工作,分别记录每个观测样方的经度、纬度、草层高度、优势物种等信息,采用齐地面刈割的方法收集草地地上部分植被,并装入采样袋带回实验室,在温度为65℃的烘箱中烘干至恒重后称取其重量,作为该样方的草地地上生物量。2023—2024年每年7月份对研究区开展草地生物量采样工作,两年累计获取84个样方草地地上生物量数据。

1.3 遥感数据获取与预处理

遥感植被指数数据主要包括 Landsat NDVI 和 MODIS MOD13Q1 NDVI 数据,所有植被指数数据的获取和计算均在谷歌搜索引擎云计算平台 GEE (Google Earth Engine, GEE) 上进行。研究整理收集了 2000—2024 年每年 5—9 月份草地生长季遥感

植被指数,根据数据质量文件对 Landsat NDVI 低质量植被指数像元(云遮挡和坏损缺失等导致)进行裁剪(图 2),并结合时空适应反射率融合算法计算并生成 2000—2024 年 5—9 月份时间分辨率为 16 d,空间分辨率为 30 m 的高时空分辨率 NDVI 遥感植被指数数据集^[16](图 3)。

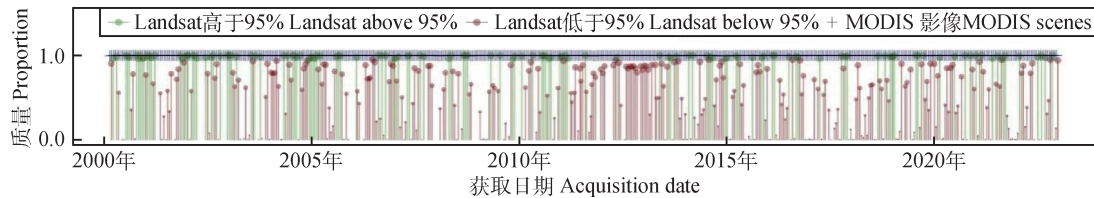


图2 MODIS 和 Landsat 影像数据采集日期及其数据质量

Fig. 2 The acquisition dates of MODIS and Landsat image and their proportions

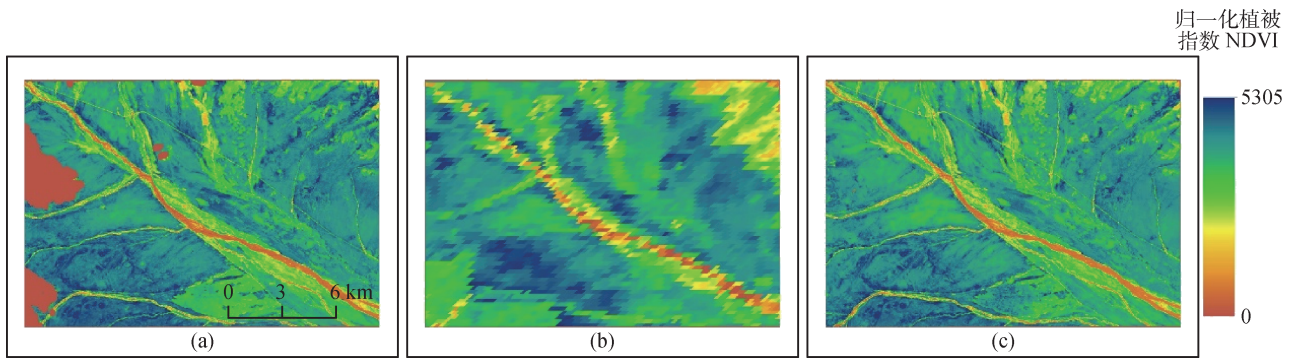


图3 基于 STARFM 算法的融合影像, (a) 为 Landsat 原始影像(云阴影影响); (b) 为 MODIS 原始影像(粗分辨率); (c) 为融合后影像

Fig. 3 Fused images based on STARFM algorithm, a is Landsat raw image (cloud shading effect); b is MODIS raw image (coarse resolution); c is fused image

1.4 草地盖度、地上生物量遥感估测模型构建及其精度验证

以无人机航拍照片计算的草地盖度和实测草地地上生物量为因变量,样地所对应的高时空融合 NDVI 为自变量,分别构建基于 NDVI 的线性、对数、乘幂和指数四类草地盖度、地上生物量遥感估测模型,结合留一法交叉验证 (Leave-One-Out Cross Validation, LOOCV) 的方法对模型进行精度验证。留一法交叉验证的方法将草地盖度、地上生物量数据和与之相对应的遥感植被指数平均分为 n 组,每次随机选取一组样本作为验证数据集,用来验证模型的估测能力,剩下的样本数据作为训练集来训练模型。重复选取测试集和训练集数据,直到所有的样本都在训练集和测试集中出现后,以所有验证集数据与实测数据间的相关系数 R 和均方根误差 RMSE 作为评价指标,筛选研究区最优草地盖度及地上生物量遥感估测模型。 R 越接近 1, RMSE 越低,模型精度越高。其计算公式如下:

$$R = \sqrt{1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y'_i - y_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y'_i - \bar{y})^2}} \quad (2)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - y'_i)^2}{n}} \quad (3)$$

式中, y_i 为实地测量的草地盖度/地上生物量的值, $\bar{y}$ 为实测草地盖度/地上生物量的平均值, y'_i 为模型估测的草地盖度/地上生物量的值。

1.5 退化草地盖度、地上生物量时空动态变化

1.5.1 退化草地修复前后草地盖度、地上生物量空间分异 基于 1.3 获取的高时空分辨率的 NDVI, 结合最大值合成算法 (Maximum value compositing, MVC) 计算 2000—2024 年年最大 NDVI 数据集。利用 1.4 中最佳草地盖度、地上生物量遥感估测模型, 分别计算 2000—2022 年和 2023—2024 年草地盖度、生物量年平均值和距平值, 明晰退化草地修复前后草地盖度、地上生物量空间变化状况。结合不同样地矢量边界, 利用 GIS 区域统计分

析工具,分析不同样地草地盖度、生物量变化差异。

1.5.2 草地盖度、地上生物量时空动态变化 基于 2000—2024 年年最大草地盖度和地上生物量数据集,结合 Slope 算法分析 2000—2024 年草地盖度、地上生物量年际动态变化趋势空间分异状况。并结合 F 检验,分析其时空变化显著性。Slope 计算公式如下:

$$\text{Slope} = \frac{n \sum_{i=1}^n (i \times X_i) - \sum_{i=1}^n i \sum_{i=1}^n X_i}{n \sum_{i=1}^n i^2 - (\sum_{i=1}^n i)^2} \quad (4)$$

式中, i 表示年份, X_i 第 i 年的草地盖度/地上生物量值, n 在这里为 25。

2 结果与分析

2.1 草地盖度、地上生物量遥感估测模型及其精度验证

结合 2023—2024 年无人机航拍、地面调查数据和 NDVI 数据产品,所构建草地盖度、地上生物量遥感估测模型精度验证结果如表 2 所示。在线

性、指数、对数和乘幂四类模型中,草地盖度线性遥感估测模型 R 最高为 0.82, RMSE 最低为 12.02%,模型检验精度最高,其余三类模型精度相差不大, R 介于 0.79~0.81, RMSE 介于 12.05%~12.11%;草地地上生物量乘幂遥感估测模型 R 最高为 0.89, RMSE 最低为 32.36 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$,其次依次为指数、线性和对数模型,其 R 介于 0.80~0.88, RMSE 介于 34.04~42.04 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。

根据草地盖度、地上生物量遥感估测模型精度检验结果,对最优模型进行参数估计,并开展参数显著性 T 检验和模型回归显著性 F 检验,其检验结果如表 3 所示。草地盖度和地上生物量最优遥感估测模型均通过了 T 检验和 F 检验 ($P<0.001$)。其最优模型的表达式如图 4 所示,草地盖度和地上生物量最优遥感反演模型分别为:

$$y = 148.73x - 12.029 \quad (5)$$

$$y = 725.86x^{2.1118} \quad (6)$$

式中, y 分别代表草地盖度和地上生物量, x 为高分辨率 NDVI 植被指数。

表 1 草地盖度、地上生物量遥感估测模型精度检验

Table 1 Model accuracy test for remote sensing estimation of grassland coverage and AGB

类型 Type	指标 Indicator	模型 Model			
		线性 Linear	指数 Exponent	对数 Logarithm	乘幂 Power
盖度 Coverage/%	RMSE/%	12.02	12.05	12.08	12.11
	R	0.82	0.81	0.81	0.79
地上生物量 Aboveground biomass/($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	RMSE/($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	36.71	34.04	42.04	32.36
	R	0.85	0.88	0.80	0.89

表 2 草地盖度和地上生物量最优估测模型参数估计

Table 2 Parameter estimation of models for optimal estimation of grassland coverage and AGB

模型 Model	参数估计和 t 检验 Parameter estimation and t -test			回归显著性检验 Regression significance test	
	参数 Parameter	参数估计值 Parameter estimate	T	R^2	F
线性模型 Linear model	b	12.029	21.966	0.638**	153.091
	a	148.730	12.373		
乘幂模型 Power model	b	2.112	21.039	0.793**	442.656
	a	725.865	9.340		

2.2 修复措施实施前后草地盖度、地上生物量距平值空间分异

2.2.1 修复措施实施前后草地盖度、地上生物量空间分异 基于 1.4 中最优草地盖度和地上生物量估测模型,反演 2000—2024 年生长季草地盖度和地上生物量数据集,分别计算退化草地修复前后(2000—2022 年和 2023—2024 年)草地盖度和地上生物量年最大平均值,其空间分异状况如图 5 所示。

2000—2022 年研究区内草地生长状况整体较差,其盖度和地上生物量平均值分别为 25.75% 和 46.88 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。较差的区域位于中部径流河床周边,其草地盖度和地上生物量分别小于 10% 和 30 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$,面积分别占研究区总面积的 3.98% 和 18.55%;草地生长状况较好的区域主要分布在研究区西南边缘地区,草地盖度和地上生物量分别超过 40% 和 60 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$,面积分别占研究区总面积的 4.36% 和

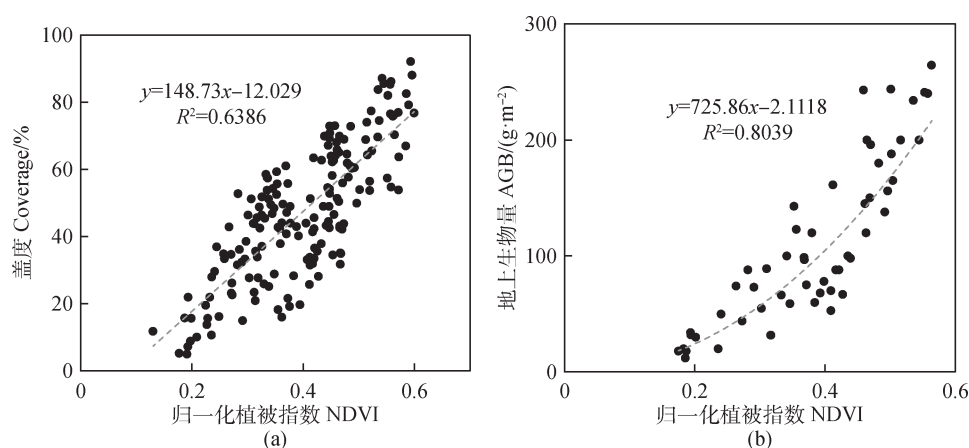


图4 草地盖度(a)和地上生物量(b)最优遥感估测模型

Fig. 4 Optimal estimation models of grassland coverage (a) and AGB (b)

19.26%。其他区域草地盖度和地上生物量分别介于10%~40%和30~60 g·m⁻²,其面积分别占研究区总面积的91.66%和62.19%。

相较于2000—2022年,对退化草地开展修复治理后,2023—2024年草地生长状况得到了较大的改善,

2023—2024年草地盖度和地上生物量平均值分别为45.87%和105.70 g·m⁻²。研究区大部分区域草地盖度和地上生物量超过40%和60 g·m⁻²,其面积分别占研究区总面积的70.28%和85.88%。盖度和生物量较小区域(径流河道)最大值也超过了30%和50 g·m⁻²。

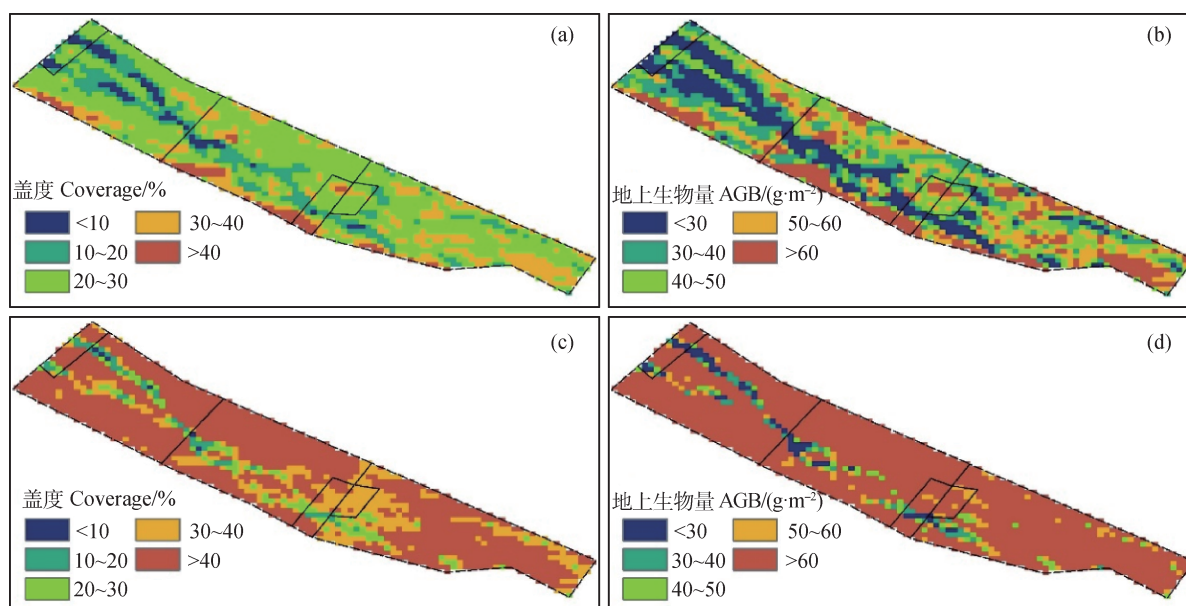


图5 草地盖度、地上生物量年最大平均值,(a)和(b)分别为2000—2022年草地盖度、生物量年最大平均值,(c)和(d)分别为2023—2024年草地盖度、生物量年最大平均值

Fig. 5 Mean of annual maximum grassland coverage and AGB, (a) and (b) mean of annual maximum grassland coverage /biomass from 2000 to 2022, and (c) and (d) mean of annual maximum of grassland coverage/biomass from 2023 to 2024, respectively

2.2.2 修复措施实施后草地盖度、地上生物量距平值空间分异 2023—2024年与2000—2022年草地盖度/生物量平均值的距平值如图6所示,研究区草地生长状态在2023—2024年呈现不同程度变好态势。盖度增加值范围处于0%~49.58%,平均增加值为20.11%;草地生物量增加值在0~197.33 g·m⁻²,平均增加值达58.12 g·m⁻²。草地盖度和地上生物

量增幅较大区域主要集中在研究区西北部,草地盖度和地上生物量增加值分别超过20%和60 g·m⁻²,面积分别占研究区总面积的47.56%和42.94%。距平增加值较小的区域(盖度小于10%,生物量小于30 g·m⁻²)位于研究区径流河道和研究区中东部区域,面积分别占研究区总面积的12.45%和21.18%。

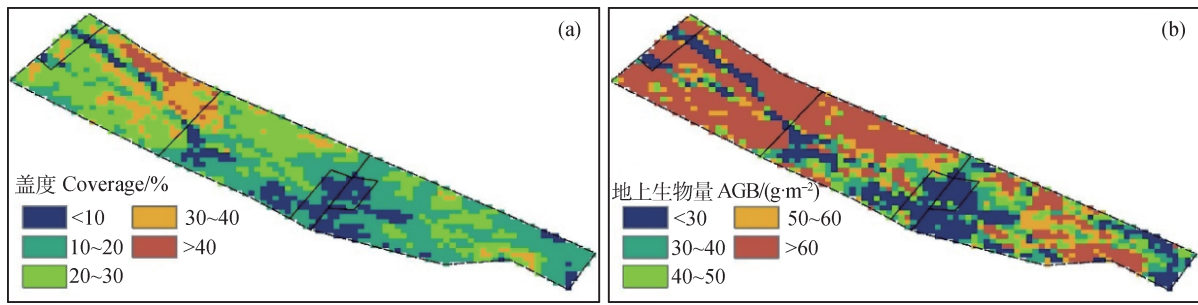


图6 2023—2024年草地盖度、生物量与前23年草地盖度、生物量平均值距平值(a)草地盖度距平值,(b)生物量距平值

Fig. 6 Mean anomalies between grassland coverage and biomass in 2023、2024 and in the previous 23 years, (a) Mean anomalies of coverage, (b) Mean anomalies of biomass

2.2.3 不同样地草地盖度和地上生物量距平值分析 研究区不同样地退化修复前后草地盖度和地上生物量逐像元统计结果如图7所示。退化修复前后,所有样地草地盖度和地上生物量发生显著性的增加,其中样地1-1修复处理后草地盖度和地上生物量值最大,平均值分别为50.10%和122.06 g·m⁻²,是修复实施前盖度和地上生物量平均值的2.17倍和3.03

倍,其次依次为样地1-2,2-1,3-1,2-2。所有样地中,退化修复实施后样地3-2草地盖度和地上生物量平均值最小,分别为35.01%和66.09 g·m⁻²,是退化修复实施前平均值的1.32倍和1.42倍。整体来看,2023—2024年研究区草地盖度和地上生物量平均值分别为45.87%与105.70 g·m⁻²,是2000—2023年平均值的1.78倍与2.25倍。

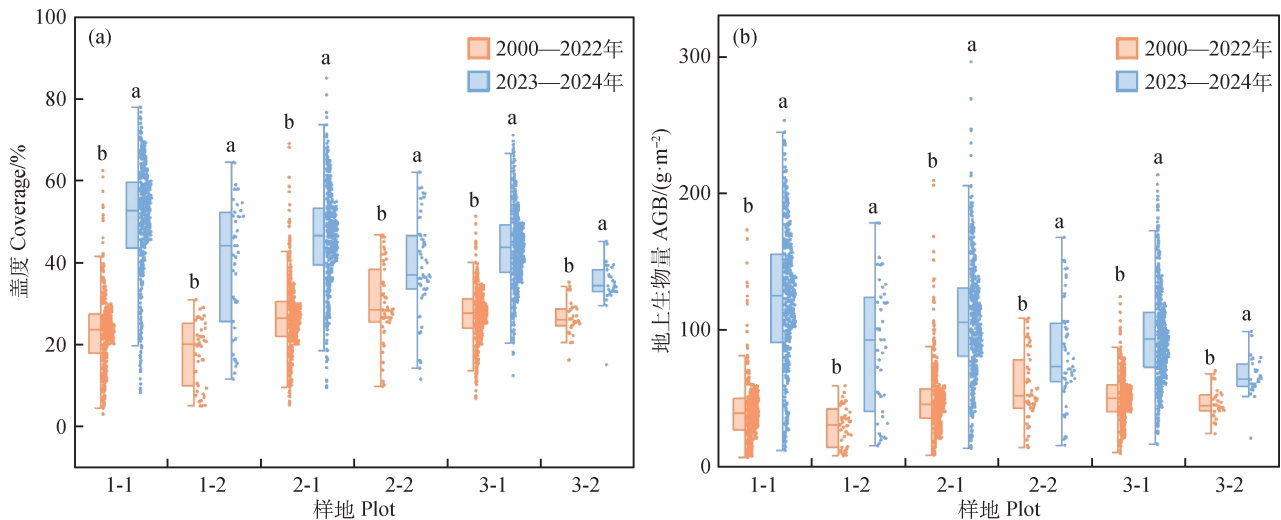


图7 不同实验样区草地盖度和地上生物量差异分析,(a)盖度,(b)地上生物量

Fig. 7 Differential analysis of grassland coverage and AGB in different sample areas, (a) coverage, (b) AGB

注:不同小写字母表示两个时间段之间的显著性差异($P < 0.05$)

Note: Different lowercase letters indicate significant differences between two period stages at the 0.05 level

各样地2023—2024年平均值与2000—2022年平均值之间的距平值逐像元统计结果如图8所示。所有样地距平值都存在显著差异($P < 0.05$),其中样地1-1距平值最高,草地盖度和地上生物量分别为27.03%和81.75 g·m⁻²;其次依

次为样地1-2,2-1,2-2和3-1,其草地盖度距平值介于16.49%~21.83%,草地地上生物量介于45.30~57.84 g·m⁻²。所有样地中样地3-2草地盖度和地上生物量距平值最小,分别为8.42%和19.63 g·m⁻²。

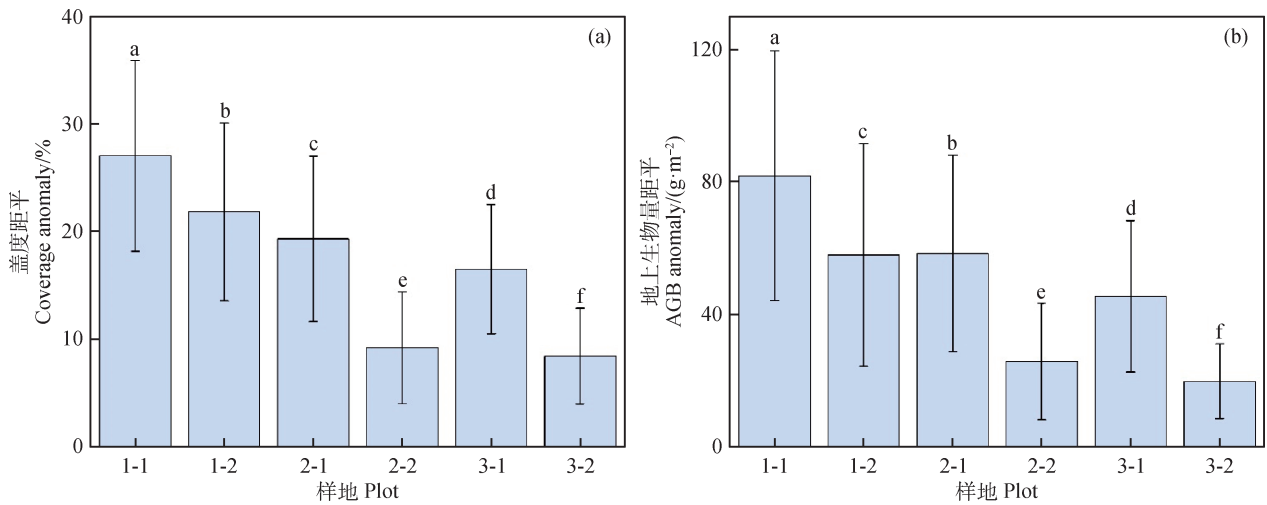


图 8 不同样地草地盖度和地上生物量距平, (a) 盖度距平, (b) 地上生物量距平

Fig. 8 Analysis of differences in grassland cover and AGB anomalies across the sample plot, (a) coverage anomaly, (b) AGB anomaly

注:不同小写字母表示样地之间的显著性差异($P < 0.05$)

Note: Different lowercase letters indicate significant differences between plots at the 0.05 level

2.3 草地盖度地上生物量年际动态变化

2.3.1 草地盖度和地上生物量年际变化空间分异 基于最优草地盖度和地上生物量遥感估测模型,构建 2000—2024 年研究区草地盖度与地上生物量数据集,并计算盖度和生物量年最大值,分析研究区草地盖度/生物量时空动态变化趋势(图 9)。就其年际变化空间分异状况来看,研究区内所有草地植被均呈现出逐年好转的变化趋势,其中盖度和地上生物量年际变化较高的区域(盖度年际变化 $> 1.5\%$,地上生物量年际变化 $> 4.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$)主要

分布在研究区的中北部和东南部区域,低盖度和生物量区域面积占研究区总面积的 33.57% 和 22.66%;年际变化较低的区域(盖度年际变化 $< 0.5\%$,草地地上生物量年际变化 $< 1.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$)位于研究区径流河床及其周边区域,低盖度和低生物量区域面积占研究区总面积的 12.39% 和 16.69%。其余区域盖度和地上生物量年际变化分别介于 $0.5\% \sim 1.5\%$ 和 $1.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \sim 4.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,空间分布比较零散,面积分别占研究区总面积的 50.04% 和 60.65%。

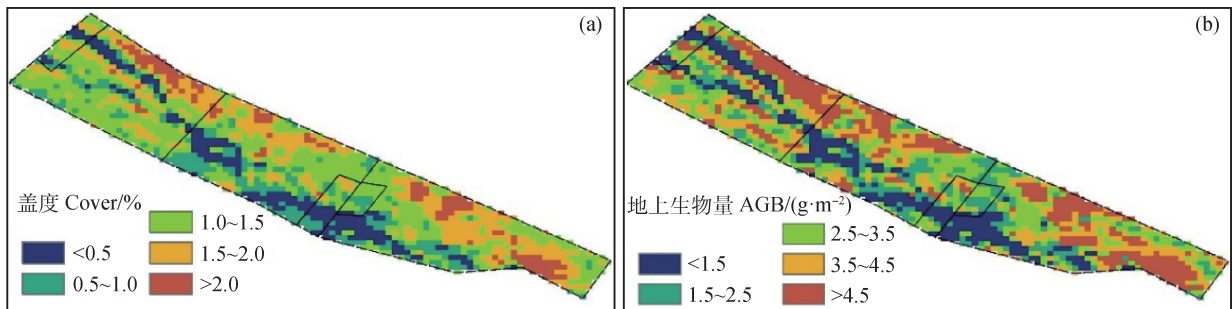


图 9 草地盖度和地上生物量 Slope 年际变化

Fig. 9 Slope annual variation of grassland coverage and AGB

2.3.2 不同样地草地盖度和地上生物量年际变化分异 不同样地 Slope 年际变化逐像元统计结果如图 10 所示,所有样地年际变化统计结果之间均有显著差异($P < 0.05$)。其中样地 3-1 草地生长变化幅度最大,草地盖度和地上生物量年际变化平均值最高,分别为 $1.35\% \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $3.51 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,说明颗粒

有机肥+羊板粪处理样地年际变化最大;其次为样地 1-1,草地盖度和地上生物量年际变化平均值分别为 1.30% 和 $3.36 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。样地 1-2, 2-1, 2-2 和 3-2 植被变化状况相近,草地盖度年际变化平均值介于每年增加 $0.84\% \sim 1.09\%$,地上生物量年际变化平均值介于每年增加 $2.23 \sim 3.01 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。

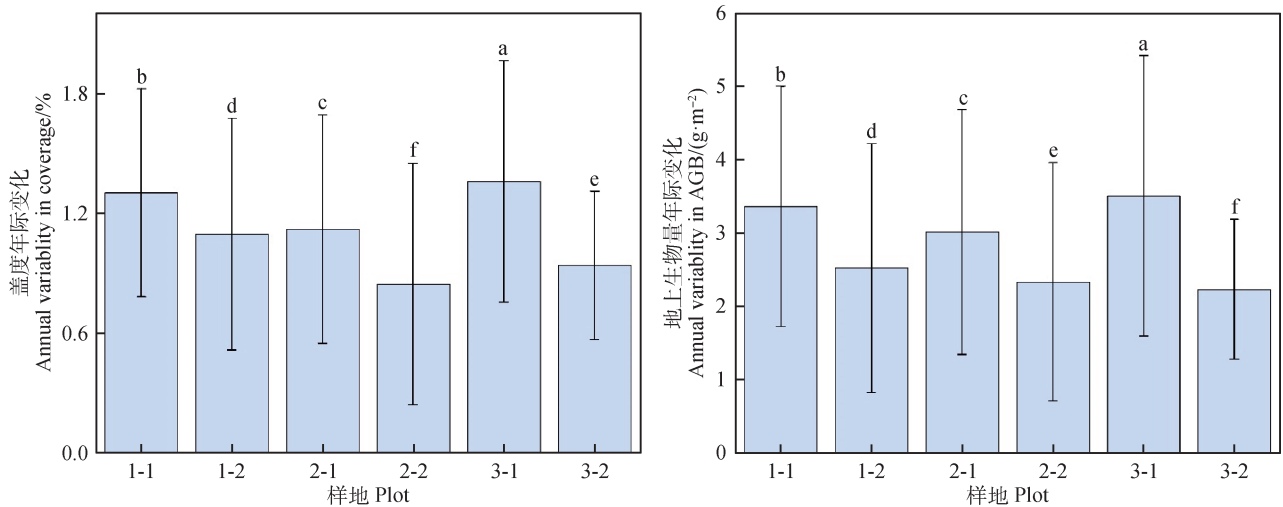


图10 不同样地草地盖度和地上生物量年际变化统计结果,(a)盖度年际变化,(b)生物量年际变化

Fig. 10 Statistical results of annual variability of grassland coverage and AGB in different sites, (a) annual variability in coverage, (b) annual variability in AGB

3 讨论

3.1 基于卫星遥感的退化草地修复评价

相较于地面人工调查的方法,卫星遥感监测技术具有快速、高效、大范围、低成本和长时间序列等优点,结合数据融合算法又能获取高时空分辨率遥感植被指数^[17],其衍生的草地盖度和地上生物量数据集能够敏感地捕捉退化草地修复实施前后植被生长状态的变化,非常适合退化草地修复评价研究^[14]。本研究基于线性、对数、指数和乘幂模型构建了草地盖度和地上生物量遥感反演模型,虽然模型精度较高(R分别为0.82和0.89, RMSE分别为12.02%和32.36 g·m⁻²),但利用此类遥感估测模型对退化修复草地进行监测还存在一定不足。

一方面本研究中的遥感估测模型只使用单一遥感植被指数,模型对非线性复杂关系的表征能力较弱,预测能力还有待进一步提高,基于机器学习算法和多源遥感数据的遥感估测模型能够更为精确地估测草地植被盖度和地上生物量^[15]。另一方面,退化草地裸露的土壤时常发生毒杂草入侵^[20],对遥感评估退化草地修复效果带来了较大误差。相较于其他植物,毒杂草对水分和养分的争夺能力较强,在草地中逐渐形成优势种或建群种,草地质量和可食牧草产量严重下降^[21]。与其他退化类型相比,毒杂草入侵的退化草地并没有表现出地表裸露、植被地上生物量减少等特征^[22]。由于卫星遥感影像的空间分辨率有限,尚不能区分地表物种群落信息,在利用遥感植被指数反演草地植被盖度和地上生物量评估退化草地修复时,尚难以祛除毒杂草对评估结果的影响。

3.2 草地斑块对退化修复的影响

草地斑块化作为植被变化的最直接表现方式,同时也是高寒草甸生态系统退化的重要指标之一^[23-24]。受过度放牧、局部水分和养分不均匀、啮齿动物等影响,草地在形态上由植株密集、盖度较高的植被斑块不断破碎、萎缩、消亡,将完整的草地破碎成更小更隔离的原生植物群落斑块,原生植物将面临更大的物种丧失的风险^[25]。草地斑块在形状、面积和数量上的差异,加剧了土壤砾石含量、植被生物量以及土壤饱和导水率等要素的空间分布异质性^[26-27],引起大气、地表及土壤之间能量和水分通量的垂直交换差异,此外,裸露的土壤斑块在受到冻融、重力、风蚀、水蚀等侵蚀营力作用时,往往伴随着土壤侵蚀^[28],从而导致斑块土壤颗粒物质和养分发生水平方向的转移^[29-30]。

就研究区草地利用状况和地理位置来看,修复措施实施前,草地植被以高山嵩草为主,区内草地放牧利用严重,鼠兔活动频繁,草地植被与裸土斑块共存的现象普遍,草地斑块化程度严重。研究区位于丘陵之间河流冲积扇区域,地势平坦且内有河流径流穿插而过,裸露的土壤斑块易受雨水侵蚀,并伴随径流转移至其他区域。就本研究退化草地修复状况来看,草地盖度和地上生物量增幅较大的区域主要集中在研究区西北部,增幅较小的区域主要位于研究区径流河道和研究区中东部。相较于增幅较大区域,该区域草地斑块化现象严重,地表裸露土壤受到降雨径流侵蚀严重,土壤团粒和养分大量流失,裸露的斑块甚至仅存大量的砂砾石,进而形成不利于植被生长的立地条件^[27]。即使采取了补播和施肥等修

复措施,也很难在短期内建植草地,因此关于该区域的退化修复还需要结合其它修复措施(比如采用羊粪生物结皮加引种草种等)加速恢复过程^[31]。

3.3 修复措施对退化草地生长状态的影响

草地退化修复一般根据草地退化程度,采用针对性的修复措施开展治理活动^[8]。所有修复措施中,补播和施肥是中度和重度退化草地植被恢复的有效手段,其在不破坏原有植被的基础上,通过人为加入优良牧草草种,提高优良牧草占比,通过改变植被地下生物量的分布和组成,改善土壤物理结构、肥力水平以及微生物环境,促进群落的正向演替^[32-33]。本研究中各样地均采用乡土草种‘青海一号’老芒麦、青海扁茎早熟禾和青海中华羊茅混播进行草地修复,修复前后研究区草地平均盖度/地上生物量从25.77%与46.88 g·m⁻²增长至45.87%与105.70 g·m⁻²,分别增长了1.78倍与2.25倍,所有实验样地2023—2024年草地盖度、地上生物量值显著高于2000—2022年平均值。研究结果证明,采用该类型的草种混合补播能有效促进草地生态系统修复。

施肥可通过提高土壤有效养分含量,打破养分限制,提高植被生产力;施肥亦可通过影响不同物种对养分元素的利用效率,调节种间竞争能力,进而调节群落结构^[34]。施肥类型和施肥量应视植被类型和土壤实际养分而定^[35],本研究试验区内样地1-1、2-1和3-1分别用牧草专用肥+颗粒有机肥、牧草专用肥+羊板粪、颗粒有机肥+羊板粪等组合开展施肥恢复措施。修复前后草地生长状况表明,三个样地中样地1-1草地盖度和生物量增加量最高,分别为27.03%和81.75 g·m⁻²;其次为样地2-1,草地盖度和地上生物量增加量分别为19.32%和58.30 g·m⁻²;样地3-1草地盖度和地上生物量增加量最低,分别为16.49%和45.30 g·m⁻²。由此可见,牧草专用肥+颗粒肥对草地修复效果最好。然而该结果是基于两年监测数据所得到的,要评价更稳定持续肥效的施肥方案还需要更长时间的数据支撑^[33,36]。

基于本研究所构建的高时空分辨率NDVI数据集和草地盖度、地上生物量遥感估测模型,可获取持续的草地盖度和地上生物量数据集,并分析其时空动态变化状况。克服传统地面物种观测耗时、费力、效率低等问题,实现退化修复草地植被物种大范围、定点重复的长期监测^[19]。与此同时,无人机

具有机动灵活、成本低廉、操作简单等优势,利用其高分辨率无人机航拍照片还可开展草地植物物种多样性监测^[37]。因此,利用无人机航拍等多源遥感数据,分析草地植被生长状况时空动态变化时,结合无人机航拍技术开展草地植被物种变化监测,可为退化草地修复效果评价研究提供技术支撑,对退化草地修复措施的及时调整和防止修复草地二次退化提供数据支撑和科学依据^[38]。

4 结论

本研究基于Landsat系列卫星影像和MODIS MOD13Q1数据产品,结合高时空遥感数据融合算法,构建了研究区高时空分辨率NDVI数据集,结合地面调查和无人机航拍构建草地盖度和地上生物量遥感估测模型,并系统评估了退化草地修复措施实施前后草地盖度和地上生物量变化状况,评估了不同修复措施对退化草地的修复效果。结果表明:基于融合高时空分辨率的NDVI数据构建的草地盖度和地上生物量估测模型具有较高的精度(R分别为0.82和0.89, RMSE分别为12.02%和32.36 g·m⁻²),基于该类模型反演的草地盖度和地上生物量数据集能较好的反映退化修复措施实施前后草地生长状态的时空变化信息,措施实施后草地盖度和地上生物量是实施前的1.78和2.25倍。不同施肥措施中,牧草专用肥+颗粒有机肥组合修复效果最好,盖度和地上生物量分别增加27.03%和81.75 g·m⁻²。未来研究中,在利用高时空分辨率遥感数据监测草地盖度和地上生物量动态变化的同时,结合无人机航拍技术开展草地植被物种变化监测,可为退化草地修复效果评价研究提供技术支撑,对退化草地修复措施的及时调整和防止修复草地二次退化提供数据支撑和科学依据。

参考文献

- [1] 王在玮. 高原鼠兔(*Ochotona curzoniae*)种群和行为对高寒草地退化的响应[D]. 兰州:兰州大学,2024:1
WANG Z W. The responses of population and behavior of plateau pika (*Ochotona curzoniae*) to Alpine grassland degradation[D]. Lanzhou: Lanzhou University,2024:1
- [2] 张振超. 青藏高原典型高寒草地地上-地下的退化过程和禁牧恢复效果研究[D]. 北京:北京林业大学,2020:5-11
ZHANG Z C. The above-and below-ground processes of degradation and restoring efficiency of grazing exclusion in typical alpine grasslands on the Tibetan plateau[D]. Beijing: Beijing Forestry University,2020:5-11

- [3] 孙鸿烈,郑度,姚檀栋,等. 青藏高原国家生态安全屏障保护与建设[J]. 地理学报,2012,67(1):3-12
SUN H L, ZHENG D, YAO T D, et al. Protection and construction of the national ecological security shelter zone on Tibetan Plateau [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2012, 67(1): 3-12
- [4] 高清竹,李玉娥,林而达,等. 藏北地区草地退化的时空分布特征[J]. 地理学报,2005(6):87-95
GAO Q Z, LI Y E, LIN E D, et al. Temporal and spatial distribution of grassland degradation in northern Tibet [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2005(6):87-95
- [5] 中国科学院学部. 关于加速西藏农牧业结构调整与发展的建议[J]. 地球科学进展,2003(2):165-167
Academic Divisions of the Chinese Academy of Sciences. Some advices on accelerating the adjustment and development of agriculture and stock breeding in Tibet [J]. *Advances in Earth Science*, 2003(2):165-167
- [6] 蒋胜竞,冯天骄,刘国华,等. 草地生态修复技术应用的文献计量分析[J]. 草业科学,2020,37(4):685-702
JIANG S J, FENG T J, LIU G H, et al. A bibliometric analysis of the application of grassland ecological restoration technology [J]. *Pratacultural Science*, 2020, 37(4):685-702
- [7] 常涛,张中华,马丽,等. 青藏高原退化草地恢复措施评价[J]. 青海环境,2022,32(2):63-66,75
CHANG T, ZHANG Z H, MA L, et al. Evaluation of restoration measures for degraded grassland on Qinghai-Tibet Plateau [J]. *Qinghai Environment*, 2022, 32(2):63-66,75
- [8] 刘永杰,杨琴. 青藏高原退化草地修复研究进展及展望[J]. 中国草地学报,2023,45(10):131-143
LIU Y J, YANG Q. Research progress and prospect of degraded grassland restoration in Qinghai-Tibet Plateau [J]. *Chinese Journal of Grassland*, 2023, 45(10):131-143
- [9] ZHENG H J, HUANG Y, ZHANG W, et al. The implementation of ecological protection in Inner Mongolia has slowed down grassland degradation [J]. *Fundamental Research*, 2024, 5(6): 2719
- [10] ZHOU S Q, ZHAO K. Evaluation of the effects of implementing degraded grassland ecosystem restoration technology: A case study on technology for returning grazing land to grassland [J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2017, 8(4):359-368
- [11] 董全民,马玉寿,许长军,等. 三江源区黑土滩退化草地分类分级体系及分类恢复研究[J]. 草地学报,2015,23(3):441-447
DONG Q M, MA Y S, XU C J, et al. Study of classification and gradation, restoration of black-soil beach degraded grassland in the headwaters of three rivers [J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2015, 23(3):441-447
- [12] 董世魁,张宇豪,王冠聪. 草地健康与退化评价:概念、原理及方法[J]. 草业科学,2023,40(12):2971-2981
DONG S K, ZHANG Y H, WANG G C. Assessment of grassland health and degradation: concepts, principles, and methods [J]. *Pratacultural Science*, 2023, 40(12):2971-2981
- [13] 宁可欣,孙晨曦,万华伟,等. 协同空-天遥感的荒漠草原植被覆盖度反演方法研究[J]. 遥感技术与应用,2024,39(5): 1054-1063
NING K X, SUN C X, WAN H W, et al. Research on the inversion method of desert grassland fractional vegetation cover based on collaborative UAV-satellite remote sensing [J]. *Remote Sensing Technology and Application*, 2024, 39(5): 1054-1063
- [14] 崔天翔,宫兆宁,赵文吉,等. 不同端元模型下湿地植被覆盖度的提取方法——以北京市野鸭湖湿地自然保护区为例[J]. 生态学报,2013,33(4):1160-1171
CUI T X, GONG Z N, ZHAO W J, et al. Research on estimating wetland vegetation abundance based on spectral mixture analysis with different endmember model: a case study in Wild Duck Lake Wetland Nature Reserve, Beijing [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(4):1160-1171
- [15] MENG B, LIANG T, YI S, et al. Modeling alpine grassland above ground biomass based on remote sensing data and machine learning algorithm: A case study in east of the Tibetan Plateau, China [J]. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 2020(13): 2986-2995
- [16] GAO F, MASEK J, SCHWALLER M, et al. On the blending of the Landsat and MODIS surface reflectance: predicting daily Landsat surface reflectance [J]. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 2006, 44(8):2207-2218
- [17] 张玉琢,杨志贵,于红妍,等. 基于STARFM的草地上生物量遥感估测研究——以甘肃省夏河县桑科草原为例[J]. 草业学报,2022,31(6):23-34
ZHANG Y Z, YANG Z G, YU H Y, et al. Estimating grassland above ground biomass based on the STARFM algorithm and remote sensing data—a case study in the Sangke grassland in Xiahe County, Gansu Province [J]. *Acta Prataculturæ Sinica*, 2022, 31(6):23-34
- [18] 赵艳丽,李大成,贾琇明,等. STARFM算法生成湿地类型TM反射率数据的应用评价[J]. 计算机应用与软件,2016,33(3):267-270,283
ZHAO Y L, LI D C, JIA X M, et al. Application evaluation of STARFM algorithm in generating wetland-type TM reflectance data [J]. *Computer Applications and Software*, 2016, 33(3):267-270,283
- [19] YI S, CHEN J, QIN Y, et al. The burying and grazing effects of plateau pika on alpine grassland are small: A pilot study in a semiarid basin on the Qinghai-Tibet Plateau [J]. *Biogeosciences*, 2016, 13(22): 6273-6284
- [20] 黄梅,尚占环. 青藏高原毒草型退化草地治理技术研究进展[J]. 草地学报,2019,27(5):1107-1116
HUANG M, SHANG Z H. Research progress on the restoration technologies for poisonous-plant degraded grasslands on the Qinghai-Tibet Plateau [J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2019, 27(5):1107-1116
- [21] 宋梅玲,王玉琴,鲍根生,等. 不同草地管理措施对狼毒型退化草地群落结构及牧草品质的影响[J]. 草业科学,2018,35(10):2318-2326
SONG M L, WANG Y Q, BAO G S, et al. Effect of different management methods on the community structure and forage quality in *Stellera*-dominated degraded grassland [J]. *Pratacultural Science*, 2018, 35(10):2318-2326
- [22] 赵成章,樊胜岳,殷翠琴,等. 毒杂草型退化草地植被群落特征的研究[J]. 中国沙漠,2004(4):129-134
ZHAO C Z, FAN S Y, YIN C Q, et al. Study on vegetation

- community's structure of degraded grassland of noxious and miscellaneous grass type[J]. Journal of Desert Research, 2004(4):129-134
- [23] KÉFI S, RIETKERK M, ALADOS C L, et al. Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems[J]. Nature, 2007, 449(7159): 213-217
- [24] SCANLON T M, CAYLOR K K, LEVIN S A, et al. Positive feedbacks promote power-law clustering of Kalahari vegetation [J]. Nature, 2007, 449(7159):209-212
- [25] 宋月青. 草地斑块化退化和草食动物放牧对植物多样性的影响及调控机制[D]. 长春:东北师范大学, 2023:19-27
SONG Y Q. The Effects and Regulation Mechanisms of Grassland Patchy Degradation and Herbivore Grazing on Plant Diversity [D]. Changchun: Northeast Normal University, 2023: 19-27
- [26] CHEN J, YI S, QIN Y. The contribution of plateau pika disturbance and erosion on patchy alpine grassland soil on the Qinghai-Tibetan Plateau: Implications for grassland restoration[J]. Geoderma, 2017, 297: 1-9
- [27] QIN Y, YI S H, DING Y J, et al. Effects of small-scale patchiness of alpine grassland on ecosystem carbon and nitrogen accumulation and estimation in northeastern Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Geoderma, 2018, 318:52-63
- [28] MIEHE G, SCHLEUSS P M, SEEBER E, et al. The *Kobresia pygmaea* ecosystem of the Tibetan highlands - Origin, functioning and degradation of the world's largest pastoral alpine ecosystem: *Kobresia pastures* of Tibet[J]. Science of the Total Environment, 2019, 648: 754-771
- [29] SONG C, WANG G. Land carbon sink of the Tibetan Plateau may be overestimated without accounting for the aquatic carbon export[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2021, 118(46): e2114694118
- [30] WEI D, ZHANG Y, GAO T, et al. Reply to Song and Wang: Terrestrial CO₂ sink dominates net ecosystem carbon balance of the Tibetan Plateau[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2021, 118(46): e2116631118
- [31] 王祺,唐进年,李银科,等. 甘南州沙化草地流动沙丘治理与恢复关键技术:以黄河首曲为例[J]. 草业科学, 2020, 37(9):1719-1728
WANG Q, TANG J N, LI Y K, JIN H X, YUAN H B, YANG X M. Key techniques for controlling mobile dunes and grassland restoration in a desertified grassland of Gannan: Take the first bending of the Yellow River as an example. Pratacutural Science, 2020, 37(9): 1719-1728
- [32] 张海娟,周学丽,芦光新,等. 有机肥与补播对退化人工草地植被与土壤的影响[J]. 中国草地学报, 2023, 45(2):67-75
ZHANG H J, ZHOU X L, LU G X, et al. Effect of Organic Fertilizer and Reseeding on Vegetation and Soil in Degraded Artificial Grassland [J]. Chinese Journal of Grassland, 2023, 45(2):67-75
- [33] 孟愉欣,刘婉婷,王正文,等. 氮磷施肥对退化禾草混播草地生产力和土壤理化性质的影响[J]. 生态学报, 2025, 45(7):3204-3217
MENG Y X, LIU W T, WANG Z W, et al. Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on grassland productivity and soil physicochemical properties of degraded grass - mixed grasslands [J]. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(7):3204-3217
- [34] 胡冬雪,王建丽,潘多锋,等. 施氮肥对羊草栽培草地生产性能及品质的影响[J]. 中国草地学报, 2017, 39(1):35-41
HU D X, WANG J L, PAN D F, et al. Effects of fertilization on yield and quality of *Leymus chinensis* cultivated grassland [J]. Chinese Journal of Grassland, 2017, 39(1):35-41
- [35] 张磊,郭月玲,邵涛. 我国草坪草混播的研究现状及展望[J]. 草原与草坪, 2008(1):81-86
ZHANG L, GUO Y L, SHAO T. Current situation and foreground of researches on turf-grass mixture in China[J]. Grassland and Turf, 2008(1):81-86
- [36] 方玉凤,曹志伟,唐丽红,等. 施肥和豆禾混播对松嫩平原退化草地修复的影响[J]. 草原与草坪, 2024, 44(2):192-199
FANG Y F, CAO Z W, TANG L H, et al. Effects of fertilization and mixed sowing on restoration of degraded grassland in Songnen Plain[J]. Grassland and Turf, 2024, 44(2):192-199
- [37] SUN Y, YI S, HOU F. Unmanned aerial vehicle methods makes species composition monitoring easier in grasslands[J]. Ecological Indicators, 2018, 95: 825-830
- [38] 尚占环,董全民,施建军,等. 青藏高原“黑土滩”退化草地及其生态恢复近10年研究进展——兼论三江源生态恢复问题[J]. 草地学报, 2018, 26(1):1-21
SHANG Z H, DONG Q M, SHI J J, et al. Research progress in recent ten years of ecological restoration for 'black soil land' degraded grassland on Tibetan Plateau—concurrently discuss of ecological restoration in sangjiangyuan region[J]. Acta Agrestia Sinica, 2018, 26(1):1-21

(责任编辑 刘婷婷)