

邢学刚,颜长珍,逯军峰,等.青海高寒草甸退化演替中的植被指数[J].中国沙漠,2021,41(3):203-213.

## 青海高寒草甸退化演替中的植被指数

邢学刚<sup>1,2</sup>, 颜长珍<sup>1,3</sup>, 逯军峰<sup>1</sup>, 翟晓慧<sup>1,2</sup>, 贾浩巍<sup>1,2</sup>, 谢家丽<sup>1</sup>

(1.中国科学院西北生态环境资源研究院,甘肃兰州730000; 2.中国科学院大学,北京100049; 3.国家地球系统科学数据中心,北京100020)

**摘要:** 随着气候变化和人为活动干扰,高寒草甸退化已成为青藏高原严重的生态环境问题,精准识别其退化程度并制定相应恢复策略,对实现高寒草甸可持续发展具有重要意义。目前,低空间分辨率MODIS数据为草地遥感监测的主要数据源,但难以满足景观破碎度或异质性较强地区的应用。本研究基于野外调查资料,利用多源遥感数据(MODIS、Landsat、Sentinel-2)研究不同空间分辨率归一化植被指数(NDVI)对高寒草甸退化演替的响应,为准确评估青藏高原高寒草甸退化程度提供依据。结果表明:(1)随着高寒草甸退化,植被群落优势种演化趋势为禾草—矮嵩草—小嵩草—杂草群落;植被高度和生物量先快速下降,然后缓慢下降或趋于稳定,植被覆盖度和NDVI的变化呈相反特征。(2)随着湿地草甸旱化,植被群落优势种从藏嵩草演变为矮嵩草或小嵩草,湿地旱化初期植被高度、生物量和覆盖度平均值略低于原生湿地,NDVI略大于原生湿地,差异不显著。(3)植被高度、覆盖度和生物量与Sentinel-2或Landsat的NDVI相关性均优于MODIS,说明Sentinel-2和Landsat的NDVI对高寒草甸退化演替过程更加敏感,采用该数据能更准确评估高寒草甸退化程度。

**关键词:** 高寒草甸; 湿地草甸; 归一化植被指数; 退化演替

**文章编号:** 1000-694X(2021)03-203-11

**DOI:** 10.7522/j.issn.1000-694X.2021.00007

**中图分类号:** Q948.5

**文献标志码:** A

## 0 引言

高寒草甸是地球重要的草地类型,广泛分布于欧亚大陆北部和北美洲的冻原地带。青藏高原东南部地区的高寒草甸占全球48%以上,形成了世界上最大的高寒草甸生态系统<sup>[1]</sup>。高寒草甸为人类提供了重要的生态系统服务,如黄河、怒江、长江、湄公河等均发源于青藏高原,流经高寒草甸牧场,为邻近东南亚地区的数十亿人提供水资源<sup>[2]</sup>。高寒草甸也是青藏高原主要天然牧场,为牲畜(牦牛、绵羊和山羊)提供了宝贵的牧草资源,以维持牧民生计<sup>[3]</sup>。此外,青藏高原高寒草甸储存了大量土壤碳和总氮等养分<sup>[4]</sup>,并拥有丰富的生物多样性<sup>[5]</sup>。

青藏高原海拔高,生态环境极其脆弱,受气候变化和人类活动干扰,近几十年来高寒草甸群落结构和覆盖度发生了明显变化<sup>[6]</sup>。青藏高原气候寒

冷<sup>[7]</sup>、降水少<sup>[8]</sup>、植被生长季短<sup>[9]</sup>,土层薄<sup>[10]</sup>、土壤养分贫瘠<sup>[11]</sup>、风蚀和水蚀强烈<sup>[12]</sup>,高寒草甸一旦发生退化,将难以恢复。随着高寒草甸退化,啮齿动物的穴居活动加剧,造成草甸原有土壤结构(尤其松散土壤)和植被群落改变,促使草甸退化恶性循环<sup>[13]</sup>。此外,青藏高原目前仍处于大规模过度放牧状态,牲畜的踩踏啃咬导致植被性状和土壤理化性质进一步恶化<sup>[14]</sup>。因此,在全球气候变化、放牧压力增大、啮齿动物活动加剧和其他因素(例如修路、采集木材和草药)的综合作用下,青藏高原高寒草甸发生严重退化,已成为急需解决的生态环境问题<sup>[15-16]</sup>。

在高寒草甸退化过程中,地表属性发生变化,如可放牧面积锐减<sup>[3]</sup>、荒漠化<sup>[17]</sup>、水土流失<sup>[4]</sup>、生物多样性丧失<sup>[18]</sup>等,对牧民生活、社会经济和环境质量等造成负面影响。如何精准识别高寒草甸退化程度,制定对应的恢复策略,保持高寒草甸可持续

收稿日期:2020-10-09; 改回日期:2021-01-13

资助项目:国家自然科学基金项目(41730752);国家重点研发计划项目(2016YFC0500201)

作者简介:邢学刚(1990—),男,甘肃兰州人,博士研究生,主要从事生态遥感方向的研究。E-mail: xingxuegang@lzb.ac.cn

通信作者:颜长珍(E-mail: yancz@lzb.ac.cn)

发展是青藏高原地区面临的重要挑战。马玉寿等<sup>[19]</sup>通过对江河源区原生、轻度、中度、重度和极度退化高寒草甸的现状进行调查,初步提出了该区退化草地评价等级标准。Lin等<sup>[1]</sup>采用主成分方法对高寒草甸6个阶段的环境因子和植被功能群因素进行分析,提出草毡表层和植被功能群组成可用于识别高寒草甸退化阶段。同时,也有研究者通过遥感反演植被覆盖度<sup>[20]</sup>、生产力<sup>[21]</sup>和生物量<sup>[9]</sup>等对青藏高原高寒草甸退化过程、变化趋势及驱动机制进行了研究。尽管科研工作者通过野外调查和遥感监测对高寒草甸退化程度的评估标准开展了大量研究,仍未获得共识。

目前,关于草地退化的遥感监测,大多数研究采用空间分辨率为250—1 000 m的MODIS数据集及衍生产品,难以满足景观破碎度或异质性较强地区的应用<sup>[22]</sup>。由于中分辨率遥感数据(如Landsat和Sentinel-2数据)存在采集周期长、数据量大、处理效率低和云污染等缺陷<sup>[22]</sup>,采用中分辨率遥感数据研究草地退化的工作相对较少<sup>[23]</sup>。但随着遥感技术的发展,中分辨率遥感数据将得到越来越广泛的应用。如Google Earth Engine(GEE)可免费处理和储存可公开下载的地球观测数据,能够快速、批量处理PB数量级的影像<sup>[24]</sup>。GEE已采用中分辨率遥感数据在草地变化趋势监测<sup>[24]</sup>、作物生长监测<sup>[25]</sup>、湿地变化监测<sup>[26]</sup>和灾害预警<sup>[27]</sup>等领域得到成功应用。此外,采用时空融合模型(如ESTARFM<sup>[28]</sup>和FS-DAF<sup>[29]</sup>等模型)可实现高时间分辨率但低空间分辨率数据(如MODIS数据)和低时间分辨率但高空间分辨率数据(如Landsat数据)的融合,进而获得高时空分辨率的时间序列产品,实现复杂环境的长期陆地表面动态过程研究。因此,在国家和大陆尺度上进行草地变化监测时,中分辨率遥感数据将会成为重要数据源。

为了能够采用中分辨率遥感数据准确评估青藏高原高寒草甸和湿地草甸的退化程度,本研究对青海省的草甸进行了详尽的野外调查,获取了不同退化阶段高寒草甸和湿地草甸的地上生物量、植被覆盖度和植被高度数据,并基于不同空间分辨率的NDVI数据,分别提取各观测点的NDVI。本研究的主要目的是:①探明不同退化阶段高寒草甸和湿地草甸地上生物量、植被覆盖度、植被高度和NDVI变化规律;②探讨不同空间分辨率NDVI对高寒草甸退化演替的响应。

## 1 资料与方法

### 1.1 研究区域

本研究采样点主要分布于青海省大通河流域、青海湖流域及三江源流域等区域。研究区年平均气温-5.6—8.5℃,年降水量400—700 mm,集中于6—9月,属于典型高寒气候<sup>[30-31]</sup>。采样点的海拔3 000—5 000 m,以典型高寒草甸为主(图1)。基于采样点的土壤含水量不同,将采样点分为高寒草甸和湿地草甸2种植被类型。根据植被群落特征和覆盖度将高寒草甸划分为5个退化阶段<sup>[1]</sup>:①以禾草-矮嵩草为优势种的高覆盖草甸(原生草甸);②以矮嵩草为优势种或矮嵩草或小嵩草镶嵌的较高覆盖草甸(轻度退化草甸);③以小嵩草为优势种的草毡表加厚期或开裂期草甸(中度退化草甸);④以小嵩草为优势种的草毡表剥蚀期草甸(重度退化草甸);⑤以杂草为优势种,直观表现为“黑土滩”(极度退化草甸)。湿地草甸可根据草地表层常年积水坑分布状况分为原生湿地(积水坑和草甸镶嵌分布)和旱化湿地(积水坑消失,伴有大量老鼠洞)。

### 1.2 野外调查

于2018—2019年共计调查了201个野外采样点(图1),草地调查指标包括地上生物量、植被覆盖度和植被高度,对其中77个样点分别选取5个0.5 m×0.5 m小样方,采集地上生物量数据。每个样点设计为10 m×10 m的大样方,在四角和中心部位布设小样方,将小样方地上部分植物齐地面刈割并收集地面凋落物,除去黏附在植物上的土壤和砾石等杂物(图2)。利用鱼眼相机对每个样点的草地拍摄照片,计算植被覆盖度。一般而言,每个样点随机拍摄30张以上鱼眼照片,选取其中12张清晰照片进行解译,最后,通过计算平均覆盖度获得样点覆盖度。植被高度通过对每个样点的植物随机测量18次,并计算平均值。

### 1.3 NDVI数据获取

本研究采用的不同空间分辨率NDVI数据分别为MODIS\_NDVI、Landsat\_NDVI和Sentinel-2\_NDVI,均基于GEE平台通过对7月和8月影像进行去云、拼接和裁剪,最后求NDVI集中值。其中,MODIS\_NDVI数据分别为2018年和2019年两年的MOD13Q1、MOD13A1和MOD13A2产品;Land-

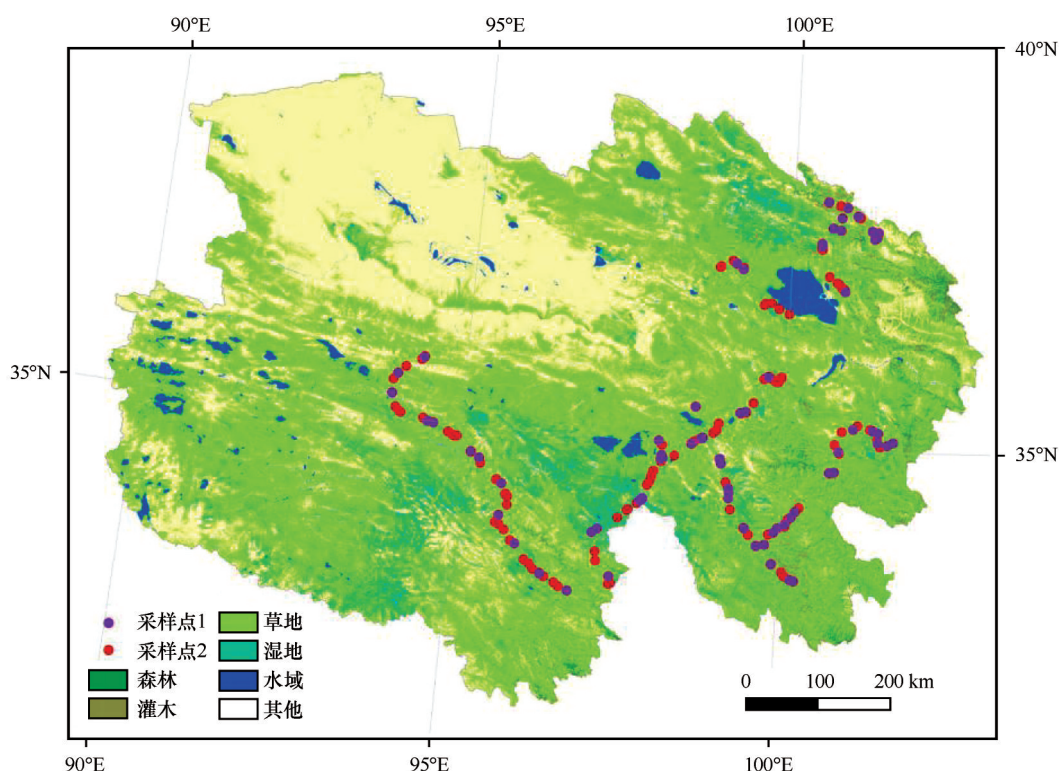


图1 研究区域和采样点分布

Fig.1 Distribution map of study area and sampling points

sat\_NDVI 数据通过 2017—2019 三年的 Landsat 8 Surface Reflectance 数据计算获取,缺失部分用 2017 年之前数据替代;由于本研究区 GEE 平台仅提供了 2019 年之后大气校准的 Sentinel-2 多光谱数据, Sentinel-2\_NDVI 数据通过 2019 年和 2020 年的 Sentinel-2 多光谱数据计算获取(表 1)。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同退化阶段高寒草甸和湿地草甸的可视化差异

图 3 为高寒草甸和湿地草甸不同退化阶段的野外照片与 NDVI 可视化差异。原生草甸植被群落以垂穗披碱草、草地早熟禾和羊茅等禾本科为优势种,植被非常密集, Landsat 影像为深红, NDVI 颜色为深绿。轻度退化草甸植被群落主要为矮嵩草草甸或矮嵩草和小嵩草镶嵌的草甸,少量分布垂穗披碱草、草地早熟禾和羊茅禾草,植被仍然密集,但草地高度比原生草甸矮, Landsat 影像深红色变浅, NDVI 深绿变浅。中度退化植被群落以小嵩草为优势种,植被密集度下降,草甸草毡表层逐渐加厚,黑色土壤逐渐裸露,随着草甸退化加剧,草毡表层产生裂隙, Landsat 影像红色再次变浅, NDVI 绿色再次变浅。重度退化

草甸植被群落以小嵩草为优势种,随着草毡表层开裂日益严重、老鼠沿草毡表层裂隙开始洞穴活动,草甸草毡表层慢慢被剥蚀,出现“黑土滩”和草甸镶嵌景观, Landsat 影像呈浅红色, NDVI 呈浅绿色。极度退化草甸以非禾本科的杂草植物为优势种,随着老鼠活动加强和草毡表层剥蚀加剧,草地退化为“黑土滩”,土壤非常疏松,植被极度稀疏,可食性牧草几乎消失, Landsat 影像呈极浅红色, NDVI 呈黄色。因此,随着高寒草甸的退化,植被群落优势种演化趋势为禾草-矮嵩草-小嵩草-杂草群落, Landsat 影像假彩色由深红渐变为极浅红色,高寒草甸 NDVI 颜色由深绿渐变为黄色。

原生湿地以藏嵩草为优势种,植被表层覆盖不连续,分布许多不规则的常年积水坑,被生长茂密的植被包围, Landsat 影像假彩色呈暗红色, NDVI 较高,呈绿色。旱化湿地的优势种与草甸退化程度有关,为藏嵩草、矮嵩草或小嵩草甚至火绒草等杂草,其主要特点是常年积水坑消失,成为凹凸不平的高寒草甸,极度脆弱,啮齿类动物活动剧烈,伴随大量老鼠洞和裸露斑块。图 3 中仅展示了湿地草甸旱化初期情形,主要表现为常年积水坑消失和旱化草甸轻度退化。总体而言,随着湿地草甸旱化,植被群



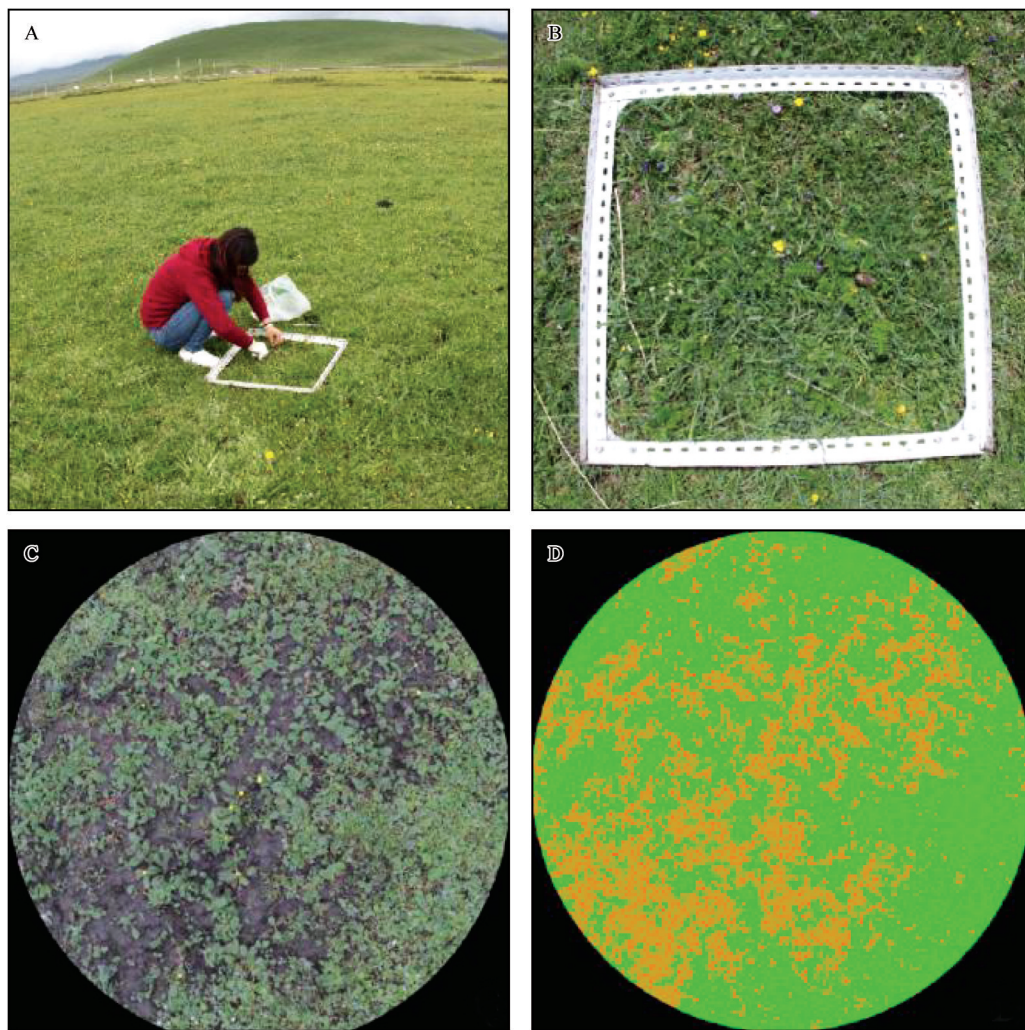


图2 采样点生物量、覆盖度和高度野外调查和室内处理

Fig.2 Field investigation and indoor treatment for biomass, coverage and height of sampling sites

表1 不同空间分辨率NDVI基本信息

Table 1 The information of NDVI with different spatial resolutions

数据类型	空间分辨率/m	所用影像
Sentinel-2_NDVI	10	Sentinel-2 MSI: MultiSpectral Instrument, Level-2A
Landsat_NDVI	30	Landsat 8 Surface Reflectance
MODIS_NDVI <sub>250</sub>	250	MOD13Q1
MODIS_NDVI <sub>500</sub>	500	MOD13A1
MODIS_NDVI <sub>1000</sub>	1000	MOD13A2

落优势种从藏嵩草演变为矮嵩草或小嵩草, Landsat影像假彩色由暗红渐变为亮红或浅红, NDVI颜色由绿色渐变为深绿或浅绿。

此外, 原生、轻度退化、中度退化、重度退化、极

度退化草甸、原生湿地和旱化湿地各阶段草甸呈斑块状镶嵌出现, 整个草甸表现为破碎化景观, 草甸退化发生在较小地块。由于 Sentinel-2\_NDVI 和 Landsat\_NDVI 数据的空间分辨率相对较高, 能够准确区分各阶段草甸退化类型, 而 MODIS\_NDVI 的空间分辨率较低, 单个像元包含了两阶段或多个阶段退化草甸。由此可见, 随着遥感影像空间分辨率提高, 判别高寒草甸退化程度的精度显著提高。

## 2.2 不同退化阶段高寒草甸和湿地草甸地上植被变化

不同退化阶段高寒草甸和湿地草甸的高度、地上生物量和覆盖度差异如图4所示。就植被高度和地上生物量而言, 原生、轻度退化、中度退化、重度退化草甸和极度退化草甸的植被平均高度和地上生物

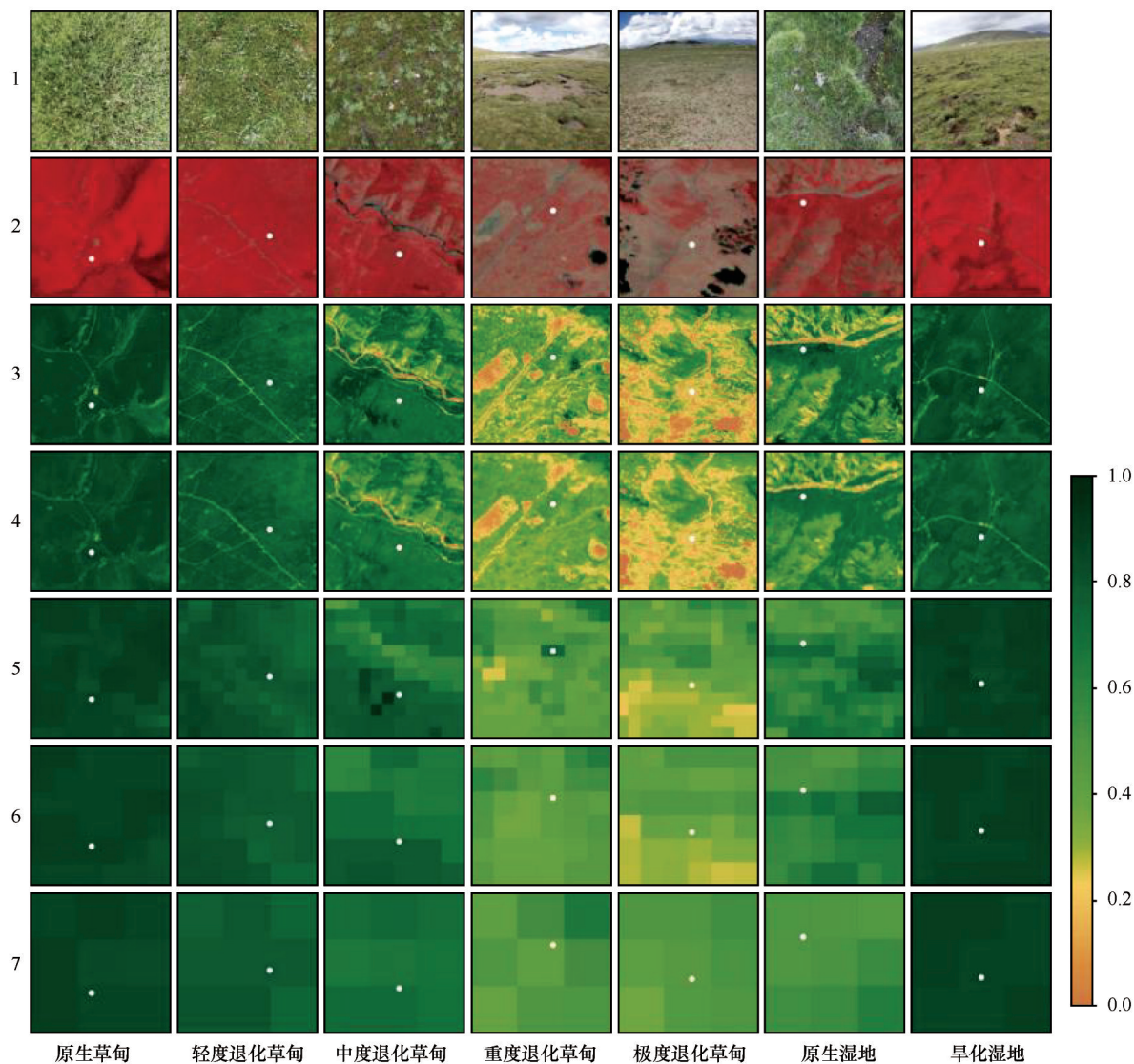


图3 不同退化阶段高寒草甸和湿地草甸的野外照片与NDVI可视化。1—7分别为野外拍摄照片、Landsat假彩色影像、Sentinel2\_NDVI、Landsat\_NDVI、MODIS\_NDVI<sub>250</sub>、MODIS\_NDVI<sub>500</sub>、MODIS\_NDVI<sub>1000</sub>；白色点代表不同退化阶段高寒草甸和湿地草甸的采样点

Fig.3 Field photos and NDVI visualization of alpine meadows and wetland meadows at different degradation stages. Pictures from 1 to 7 are field photos, Landsat false color images, Sentinel-2\_NDVI, Landsat\_NDVI, MODIS\_NDVI<sub>250</sub>, MODIS\_NDVI<sub>500</sub>, and MODIS\_NDVI<sub>1000</sub>, respectively; white dots represent the sampling point of alpine meadows and wetland meadow at different degradation stages

量分别为  $13.0\pm4.9$  cm 和  $157.9\pm32.7$  g、 $7.2\pm2.8$  cm 和  $140.9\pm23.3$  g、 $4.6\pm1.9$  cm 和  $61.5\pm21.4$  g、 $4.1\pm1.8$  cm 和  $57.5\pm20.1$  g、 $4.0\pm1.7$  cm 和  $39.7\pm16.3$  g。与中度退化草甸相比,原生草甸和轻度退化草甸平均高度分别高 183% ( $P<0.01$ ) 和 57% ( $P<0.01$ )、平均生物量分别高 157% ( $P<0.01$ ) 和 129% ( $P<0.01$ ),而重度退化草甸和极度退化草甸平均高度分别低 11% ( $P>0.05$ ) 和 13% ( $P>0.05$ )、平均生物量分别低 6.5 % ( $P>0.05$ ) 和 34.1% ( $P>0.05$ )。原生、轻度退化草甸和中度退

化草甸的高度和地上生物量有显著差异,而中度、重度退化草甸和极度退化草甸之间差异不明显。就植被覆盖度而言,原生、轻度退化、中度退化、重度退化草甸和极度退化草甸的平均覆盖度分别为  $97.0\%\pm1.7\%$ 、 $92.6\%\pm3.1\%$ 、 $80.0\%\pm6.8\%$ 、 $61.6\%\pm8.6\%$  和  $41.5\%\pm11.3\%$ ,与中度退化草甸的平均覆盖度相比,原生草甸和轻度退化草甸分别高 17.1% ( $P<0.01$ ) 和 12.6% ( $P<0.01$ ),而重度退化草甸和极度退化草甸分别低 18.4% ( $P<0.01$ ) 和 38.5% ( $P<0.01$ )。



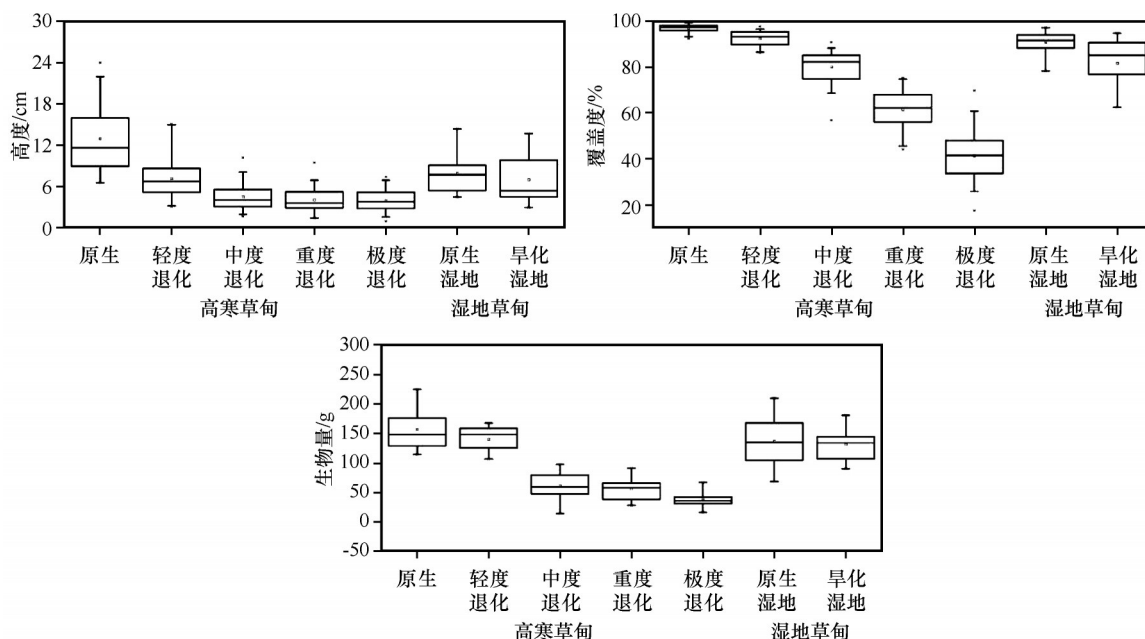


图4 不同退化阶段高寒草甸和湿地草甸的生物量、覆盖度和高度统计

Fig.4 Statistics of biomass, coverage and height of alpine meadow and wetland meadow in different degradation stages

这说明中度退化草甸的覆盖度低于原生草甸和轻度退化草甸,显著高于重度退化草甸和极度退化草甸。

原生湿地和旱化湿地的平均高度分别为  $7.9 \pm 2.8$  cm 和  $7.0 \pm 3.7$  cm,平均地上生物量分别为  $137.5 \pm 44.1$  g 和  $132.2 \pm 32.2$  g,平均覆盖度分别为  $91.0\% \pm 4.9\%$  和  $81.6\% \pm 11.6\%$ ,说明原生湿地的平均高度、平均地上生物量和平均覆盖度略高于旱化湿地初期,但其高度、地上生物量和覆盖度差异均不显著 ( $P > 0.05$ )。

### 2.3 不同退化阶段高寒草甸和湿地草甸NDVI变化

不同退化阶段高寒草甸和湿地草甸的不同空间分辨率NDVI如图5所示。原生、轻度退化、中度退化、重度退化草甸和极度退化草甸的 Sentinel-2\_NDVI 和 Landsat\_NDVI 平均值分别为  $0.83 \pm 0.03$ — $0.86 \pm 0.02$ 、 $0.75 \pm 0.04$ — $0.79 \pm 0.04$ 、 $0.67 \pm 0.06$ — $0.71 \pm 0.07$ 、 $0.50 \pm 0.07$ — $0.54 \pm 0.07$  和  $0.28 \pm 0.09$ — $0.28 \pm 0.09$ ,且不同退化阶段高寒草甸之间的 Sentinel-2\_NDVI 和 Landsat\_NDVI 均差异显著 ( $P < 0.01$ )。MODIS\_NDVI<sub>250</sub>、MODIS\_NDVI<sub>500</sub> 和 MODIS\_NDVI<sub>1000</sub> 平均值分别为  $0.80 \pm 0.04$ — $0.81 \pm 0.03$ 、 $0.69 \pm 0.09$ — $0.74 \pm 0.07$ 、 $0.69 \pm 0.08$ — $0.69 \pm 0.07$ 、 $0.55 \pm 0.11$ — $0.58 \pm 0.10$ 、 $0.40 \pm 0.16$ — $0.44 \pm 0.15$ ,且除轻度退化草甸和中度退化草甸之间的 MODIS\_NDVI<sub>250</sub>、

MODIS\_NDVI<sub>500</sub> 和 MODIS\_NDVI<sub>1000</sub> 差异不显著 ( $P > 0.05$ )之外,其余不同退化阶段高寒草甸之间均差异显著 ( $P < 0.01$ )。这说明高寒草甸的不同尺度NDVI随退化程度加剧均先缓慢下降,然后快速下降。

原生湿地和旱化湿地初期的 Sentinel-2\_NDVI 平均值分别为  $0.74 \pm 0.08$  和  $0.74 \pm 0.11$ ,Landsat\_NDVI 平均值分别为  $0.69 \pm 0.07$  和  $0.71 \pm 0.09$ ,MODIS\_NDVI<sub>250</sub>、MODIS\_NDVI<sub>500</sub>、MODIS\_NDVI<sub>1000</sub> 平均值分别为  $0.62 \pm 0.13$ — $0.65 \pm 0.11$  和  $0.64 \pm 0.12$ — $0.70 \pm 0.11$ ,表明原生湿地的不同空间分辨率NDVI略低于旱化湿地初期,但差异不显著 ( $P > 0.05$ )。

此外,与 MODIS\_NDVI<sub>250</sub>、MODIS\_NDVI<sub>500</sub> 和 MODIS\_NDVI<sub>1000</sub> 相比较,原生草甸的 Sentinel-2\_NDVI 和 Landsat\_NDVI 分别高 6.2%—7.5% 和 2.5%—3.7%,轻度退化草甸分别高 8.2%—14.5% 和 2.7%—8.7%,而重度退化草甸分别低 1.8%—6.9% 和 9.1%—13.8%,极度退化草甸低 30.0%—36.4%。这说明原生草甸和轻度退化草甸 Sentinel-2\_NDVI 和 Landsat\_NDVI 的平均值大于 MODIS\_NDVI,重度退化草甸和极度退化草甸呈相反特征。

### 2.4 高寒草甸和湿地草甸地上植被与NDVI相关性

高寒草甸和湿地草甸的高度、覆盖度及地上生物量与NDVI之间的相关性如图6所示。草甸高度和地上生物量与各分辨率NDVI均呈对数关系,随

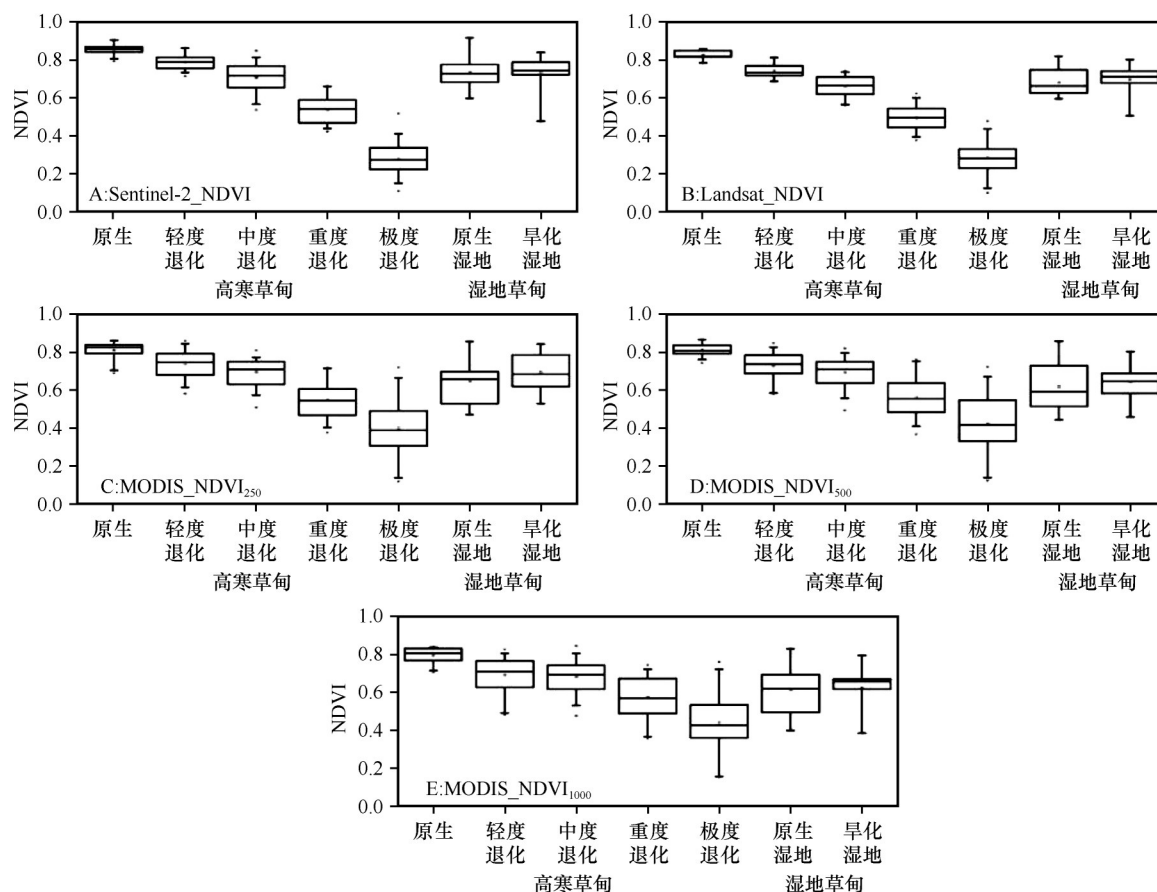


图5 不同退化阶段高寒草甸和湿地草甸的植被NDVI统计

Fig.5 Vegetation NDVI statistical map of alpine meadow at different degradation stages

高度增高,各空间分辨率NDVI先快速增加,然后趋于稳定。其中,草甸高度和生物量与Landsat\_NDVI的对数关系最好, $R^2$ 分别为0.24和0.54,Sentinel-2 NDVI次之, $R^2$ 分别为0.21和0.49;与MODIS\_NDVI<sub>250</sub>、MODIS\_NDVI<sub>500</sub>和MODIS\_NDVI<sub>1000</sub>的相关性较差。草甸覆盖度与不同空间分辨率NDVI均呈线性关系,随覆盖度增大,各空间分辨率NDVI均持续增大。其中,草甸覆盖度与Sentinel-2\_NDVI的线性关系最好, $R^2$ 为0.82;Landsat\_NDVI次之, $R^2$ 为0.81;而与MODIS\_NDVI<sub>1000</sub>、MODIS\_NDVI<sub>250</sub>和MODIS\_NDVI<sub>500</sub>的相关性较差。

综上所述,高寒草甸和湿地草甸生物量和高度与各空间分辨率NDVI均呈对数关系,随草甸生物量增大,NDVI先快速增加,然后趋于稳定。而草甸覆盖度与各NDVI呈较好线性关系,尤其对于高空分辨率NDVI,随覆盖度增大,NDVI均持续增大。此外,高寒草甸高度、覆盖度和生物量与Sentinel-2\_NDVI和Landsat\_NDVI的相关关系优于MODIS\_NDVI。

### 3 讨论

本研究对高寒草甸退化阶段的划分,借鉴Lin等<sup>[1]</sup>提出的高寒草甸退化理论,结合遥感影像的识别能力,将高寒草甸退化划分为5个阶段。原生草甸演替为中度退化草甸过程中,受放牧和牲畜踩踏影响<sup>[14]</sup>,高食性豆科和禾本科植物逐渐减少,低生长或低饲用价值莎草科植物逐渐变为优势种<sup>[2]</sup>,但其裸露的土壤面积缓慢增加或变化不大。原生草甸—轻度退化草甸—中度退化草甸,植被高度和生物量快速下降,而植被覆盖度和NDVI缓慢下降。中度退化高寒草甸演替为极度退化的过程主要表现为草毡表层加厚、开裂、塌陷、剥蚀,最终形成“黑土滩”型退化草地<sup>[32]</sup>,以莎草科为优势种的草甸逐渐演替为杂类草—黑土滩型次生裸地,裸露的土壤面积逐渐增大。中度退化草甸—重度退化草甸—极度退化草甸,植被高度和生物量趋于稳定或缓慢下降,而植被覆盖度和NDVI快速下降。

高寒草甸与湿地草甸是青藏高原最重要的草甸类型,其差异直观表现为土壤水分的差异<sup>[33]</sup>,可

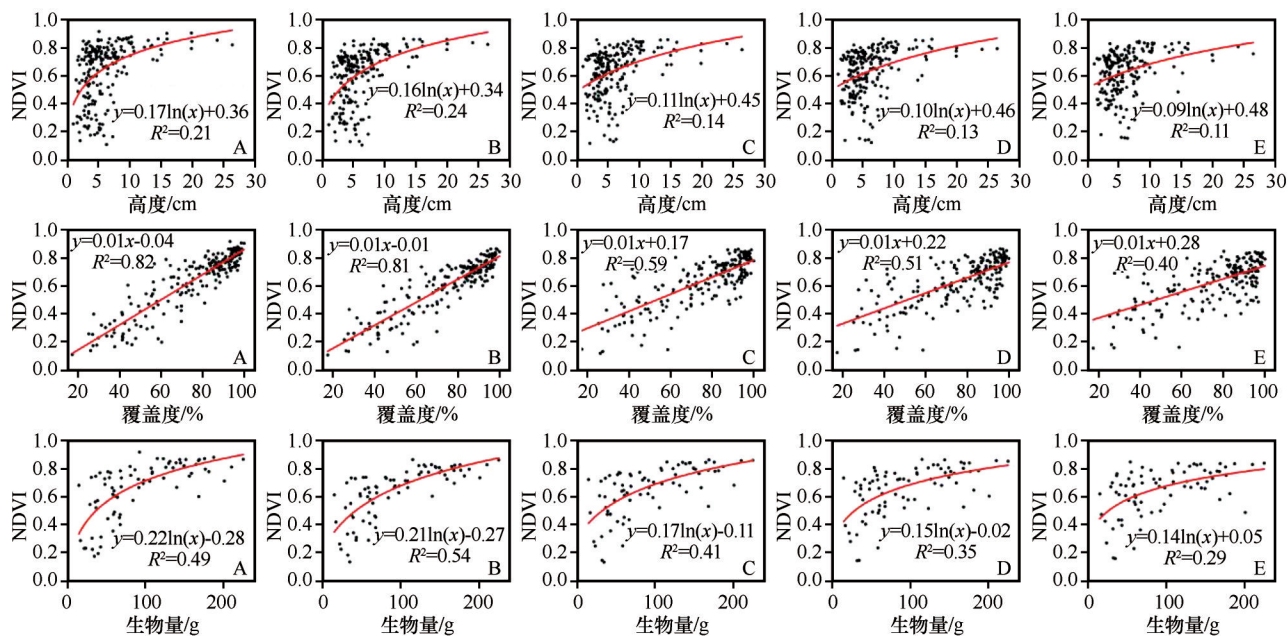


图6 高寒草甸高度、覆盖度和生物量与NDVI相关关系(A—E: Sentinel2\_NDVI、Landsat\_NDVI、MODIS\_NDVI<sub>250</sub>、MODIS\_NDVI<sub>500</sub>、MODIS\_NDVI<sub>1000</sub>)

Fig.6 Correlation between height, coverage, biomass and NDVI of alpine meadow (A—E: Sentinel2\_NDVI, Landsat\_NDVI, MODIS\_NDVI<sub>250</sub>, MODIS\_NDVI<sub>500</sub>, MODIS\_NDVI<sub>1000</sub>)

通过反演土壤含水量来识别和区分高寒草甸与湿地草甸。在气候变化和人类活动双重压力下,湿地草甸植物优势种群由湿生藏嵩草逐渐转变为湿中生的垂穗披碱草和杂类草群落演替<sup>[34]</sup>。具体而言,原生湿地随着土壤水分的减少,适合干旱环境的高寒草甸植物逐渐取代湿地草甸特有的植物<sup>[35]</sup>,进而高寒湿地逆向演替呈现为高寒湿地—旱化湿地—杂类草次生裸地过程。因此,原生湿地的植被高度、生物量和覆盖度略高于初始的旱化湿地初期,但随着土壤水分下降,近红外波段反射率快速增加,导致原生湿地的NDVI略小于旱化湿地初期。此外,若旱化湿地在重度放牧或老鼠洞穴活动的影响下持续退化,其植被高度、生物量、覆盖度和NDVI将低于原生湿地。

原生、轻度退化、中度退化、重度退化、极度退化草甸、原生湿地和旱化湿地各阶段草甸呈斑块状镶嵌出现,整个草甸表现为破碎化景观。但MODIS\_NDVI的空间分辨率为250—1 000 m,像元面积较大,一个MODIS\_NDVI像元包含了两个阶段或多个退化阶段高寒草甸或湿地草甸。基于MODIS\_NDVI识别的某一阶段高寒草甸往往夹杂其他退化阶段草甸,如原生草甸含有轻度退化和中度退化等阶段草甸或极度退化草甸含有重度退化和中度退化等阶段草甸,从而导致原生草甸和轻度退化

草甸MODIS\_NDVI平均值大于Sentinel-2\_NDVI或Landsat\_NDVI,而重度退化草甸和极度退化草甸呈相反特征。由于MODIS\_NDVI较差的灵敏度,高寒草甸高度、覆盖度和生物量与Sentinel-2\_NDVI或Landsat\_NDVI的对数或线性关系均优于MODIS\_NDVI。采用MODIS\_NDVI数据识别高寒草甸退化,难以准确识别高寒草甸退化的各个阶段,增加了草地退化评价结果的不确定性。此外,通过MODIS\_NDVI数据评估高寒草甸变化趋势时,某些区域的增加或减弱趋势亦不准确,如一块草地由于封育导致变好,但周边区域随自由放牧而草地变差,MODIS\_NDVI产生稳定或下降趋势的评价结果。因此,Sentinel-2\_NDVI或Landsat\_NDVI数据对高寒草甸或湿地草甸退化演替过程更加敏感,采用该数据能够提升识别草甸退化阶段的能力和增加草甸变化趋势评价结果准确性。

目前,用于识别高寒草甸退化阶段的指标很多,如生物量<sup>[9]</sup>、优势物种<sup>[1]</sup>、物种丰富度<sup>[1]</sup>、老鼠洞数目<sup>[13]</sup>、放牧率<sup>[14]</sup>、植被覆盖度<sup>[36]</sup>和草地生产力<sup>[21]</sup>等,但易于遥感反演的指标主要为生物量、植被覆盖度和草地生产力。本研究发现生物量易于识别原生草甸、轻度退化草甸和中度退化草甸,难以诊断中度退化草甸、重度退化草甸和极度退化草甸,而植被覆盖度则刚好相反。假如能够精确反演



草地生物量和植被覆盖度,建立综合评价体系,将大大提高评估高寒草甸退化程度的能力。但研究表明在缺乏植被高度数据情况下,生物量反演模型的精度较低, $R^2$ 为0.63—0.71<sup>[9,36]</sup>,在能精确监测或反演植被高度之前,草地生物量预测模型的不确定性较大,难以建立生物量和覆盖度的综合指标。尽管在植被覆盖度没发生变化情况下,草地可能已经发生退化<sup>[37]</sup>,尤其对于原生草甸到轻度退化草甸的过程,但草甸植被覆盖度的反演精度较高, $R^2$ 为0.73—0.86<sup>[9,36]</sup>。本研究也发现高寒草甸的植被覆盖度与Sentinel-2和Landsat\_NDVI的线性相关性较好, $R^2$ 分别为0.82和0.81。因此,采用Sentinel-2和Landsat\_NDVI反演的植被覆盖度作为高寒草甸退化指标是一种较优的选择。

## 4 结论

在原生草甸—轻度退化草甸—中度退化草甸演替过程中,植被群落优势种变化趋势为禾草—矮嵩草—小嵩草群落,植被高度和生物量快速下降,而植被覆盖度和NDVI缓慢下降。中度退化草甸—重度退化草甸—极度退化草甸演替过程中,植被群落优势种由小嵩草渐变为非禾草的杂草,草毡表层加厚、开裂、塌陷、剥蚀,最终形成“黑土滩”型退化草地,植被高度和生物量趋于稳定或缓慢下降,而覆盖度和NDVI快速下降。此外,随着湿地草甸旱化,植被群落优势种从藏嵩草渐变为矮嵩草或小嵩草,湿地旱化初期的植被高度、生物量和覆盖度平均值略低于原生湿地,而NDVI略高于原生湿地。

原生、轻度退化、中度退化、重度退化、极度退化草甸、原生湿地和旱化湿地各阶段草甸呈斑块状镶嵌出现,整个草甸表现为破碎化景观。由于低空间分辨率MODIS\_NDVI的单个像元包含了多个退化阶段高寒草甸,导致原生草甸和轻度退化草甸MODIS\_NDVI平均值大于Sentinel-2\_NDVI或Landsat\_NDVI,而重度退化草甸和极度退化草甸与之相反。同时,高寒草甸高度、覆盖度和生物量与Sentinel-2\_NDVI或Landsat\_NDVI的对数或线性关系均优于MODIS\_NDVI。因此,Sentinel-2\_NDVI或Landsat\_NDVI数据对高寒草甸或湿地草甸退化演替过程更加敏感,采用该数据能够提升识别高寒草甸退化阶段的能力并提高评估结果的准确性。

## 参考文献:

- [1] Lin L, Li Y K, Xu X L, et al. Predicting parameters of degradation succession processes of Tibetan Kobresia grasslands [J]. Solid Earth, 2015, 6(4): 1237–1246.
- [2] 曹广民, 林丽, 张法伟, 等. 青藏高原高寒矮嵩草甸稳定性的维持、丧失与恢复[J]. 草业科学, 2010, 27(8): 34–38.
- [3] Harris R B. Rangeland degradation on the Qinghai-Tibetan plateau: a review of the evidence of its magnitude and causes [J]. Journal of Arid Environments, 2010, 74(1): 1–12.
- [4] Liu S, Zamanian K, Schleuss P M, et al. Degradation of Tibetan grasslands: consequences for carbon and nutrient cycles [J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2018, 252: 93–104.
- [5] 蒋志刚. 探索青藏高原生物多样性分布格局与保育途径[J]. 生物多样性, 2018, 26(2): 107–110.
- [6] Qin Y, Yi S, Ren S, et al. Responses of typical grasslands in a semi-arid basin on the Qinghai-Tibetan Plateau to climate change and disturbances [J]. Environmental Earth Sciences, 2013, 71: 1421–1431.
- [7] Frauenfeld O W. Climate change and variability using European Centre for Medium-Range Weather Forecasts Reanalysis (ERA-40) temperatures on the Tibetan Plateau [J]. Journal of Geophysical Research Atmospheres, 2005, 110 (D2): 1–9.
- [8] 李生辰, 徐亮, 郭英香, 等. 近34a青藏高原年降水变化及其分区[J]. 中国沙漠, 2007, 27(2): 307–314.
- [9] Liang T G, Yang S X, Feng Q S, et al. Multi-factor modeling of above-ground biomass in alpine grassland: a case study in the Three-River Headwaters Region, China [J]. Remote sensing of Environment, 2016, 186: 164–172.
- [10] Chang X F, Zhu X X, Wang S P, et al. Impacts of management practices on soil organic carbon in degraded alpine meadows on the Tibetan Plateau [J]. Biogeosciences, 2014, 11: 3495–3503.
- [11] Li J, Yang Y, Li B, et al. Effects of Nitrogen and Phosphorus Fertilization on Soil Carbon Fractions in alpine meadows on the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. PLoS One, 2014, 9(7): e103266.
- [12] Yan P, Dong G G, Zhang X B. Preliminary results of the study on wind erosion in the Qinghai-Tibetan Plateau using <sup>137</sup>Cs technique [J]. Chinese Ence Bulletin, 2000, 45(11): 1019–1025.
- [13] Wu R X, Qi C, Zhang J Q, et al. Impacts of burrows and mounds formed by plateau rodents on plant species diversity on the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. Rangeland Journal, 2015, 37: 117–123.
- [14] Yan L, Zhou G, Zhang F. Effects of different grazing intensities on grassland production in China: a meta-analysis [J]. PLoS One, 2013, 8: 1–9.
- [15] Lehnert L W, Meyer H, Meyer N, et al. A hyperspectral indicator system for rangeland degradation on the Tibetan Plateau: a case study towards spaceborne monitoring [J]. Ecological Indicators, 2014, 39: 54–64.

- [16] Dong S K, Shang Z H, Gao J X, et al. Enhancing sustainability of grassland ecosystems through ecological restoration and grazing management in an era of climate change on Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2020, 287: 1–16.
- [17] Wang P, Deng X, Jiang S. Diffused impact of grassland degradation over space: a case study in Qinghai province [J]. *Physics and Chemistry of the Earth*, 2017: 166–171.
- [18] Zhang B P, Chen X D, Li B L, et al. Biodiversity and conservation in the Tibetan Plateau [J]. *Journal of Geographical Sciences*, 2002, 12(2): 135–143.
- [19] 马玉寿, 郎百宁, 李青云, 等. 江河源区高寒草甸退化草地恢复与重建技术研究 [J]. *草业科学*, 2002(9): 1–5.
- [20] 丁明军, 张懿铨, 刘林山, 等. 1982–2009年青藏高原草地覆盖度时空变化特征 [J]. *自然资源学报*, 2010, 25(12): 2114–2122.
- [21] Wang Z, Zhang Y, Yang Y, et al. Quantitative assess the driving forces on the grassland degradation in the Qinghai-Tibet Plateau, in China [J]. *Ecological Informatics*, 2016, 33: 32–44.
- [22] Zhu X, Cai F, Tian J, et al. Spatiotemporal fusion of multisource remote sensing data: literature survey, taxonomy, principles, applications, and future directions [J]. *Remote Sensing*, 2018, 10(4): 527.
- [23] 李辉霞, 刘淑珍. 基于 ETM+ 影像的草地退化评价模型研究: 以西藏自治区那曲县为例 [J]. *中国沙漠*, 2007, 27(3): 412–418.
- [24] 王塞, 王思诗, 樊风雷. 基于时间序列分割算法的雅鲁藏布江流域 NDVI (1985–2018) 变化模式研究 [J]. *生态学报*, 2020(19): 1–9.
- [25] You N, Dong J. Examining earliest identifiable timing of crops using all available Sentinel 1/2 imagery and Google Earth Engine [J]. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2020, 161: 109–123.
- [26] Liu L, Xiao X M, Qin Y W, et al. Mapping cropping intensity in China using time series Landsat and Sentinel-2 images and Google Earth Engine [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2020, 239: 1–10.
- [27] Singha M, Dong J, Sarmah S, et al. Identifying floods and flood-affected paddy rice fields in Bangladesh based on Sentinel-1 imagery and Google Earth Engine [J]. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2020, 166: 278–293.
- [28] Zhu X, Jin C, Feng G, et al. An enhanced spatial and temporal adaptive reflectance fusion model for complex heterogeneous regions [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2010, 114(11): 2610–2623.
- [29] Zhu X, Helmer E H, Gao F, et al. A flexible spatiotemporal method for fusing satellite images with different resolutions [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2016, 172: 165–177.
- [30] 王海军, 张勃, 靳晓华, 等. 基于 GIS 的祁连山区气温和降水的时空变化分析 [J]. *中国沙漠*, 2009, 29(6): 1196–1202.
- [31] 高黎明, 张乐乐. 青海湖流域植被盖度时空变化研究 [J]. *地球信息科学学报*, 2019, 21(9): 1318–1329.
- [32] 李成阳, 薛炯, 赖焱敏, 等. 青藏高原退化高寒草甸生长季承载力 [J]. *中国沙漠*, 2018, 38(6): 1330–1338.
- [33] 后源, 郭正刚, 龙瑞军. 黄河首曲湿地退化过程中植物群落组分及物种多样性的变化 [J]. *应用生态学报*, 2009, 20(1): 27–32.
- [34] 李宏林, 徐当会, 杜国祯. 青藏高原高寒沼泽湿地在退化梯度上植物群落组成的改变对湿地水分状况的影响 [J]. *植物生态学报*, 2012, 36(5): 403–410.
- [35] Li H L, Adrienne N, Xu D H, et al. Habitat-specific responses of leaf traits to soil water conditions in species from a novel alpine swamp meadow community [J]. *Conservation Physiology*, 2015, 3(1).
- [36] Gao X X, Dong S K, Li S, et al. Using the random forest model and validated MODIS with the field spectrometer measurement promote the accuracy of estimating aboveground biomass and coverage of alpine grasslands on the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Ecological Indicators*, 2020, 112: 106–114.
- [37] Cao J, Adamowski J F, Deo R C, et al. Grassland degradation on the Qinghai-Tibetan Plateau: reevaluation of causative factors [J]. *Rangeland Ecology & Management*, 2019, 72: 988–995.



## Response of vegetation index to degraded succession of alpine meadow in Qinghai, China

Xing Xuegang<sup>1,2</sup>, Yan Changzhen<sup>1,3</sup>, Lu Junfeng<sup>1</sup>, Zhai Xiaohui<sup>1,2</sup>, Jia Haowei<sup>1,2</sup>, Xie Jiali<sup>1</sup>

(1. Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China;

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. National Earth System Science Data Center, Beijing 100020, China)

**Abstract:** With the climate change and disturbance of human activities, the degradation of Qinghai-Tibet plateau meadow has become a serious ecological and environmental problem. It is of great significance to accurately identify the degradation degree of meadow and formulate the corresponding strategies for restoration of degraded meadow to realize the sustainable development of alpine meadow. Currently, low spatial resolution MODIS data is the main data source for remote sensing monitoring of grassland degradation, but it is difficult to meet the application in areas with strong landscape fragmentation or heterogeneity. Based on field survey data, this study uses multi-source remote sensing data (MODIS, Landsat, and Sentinel-2) to study the response of the normalized vegetation index (NDVI) at different scales to the degraded succession of alpine meadows, and provides a basis for accurately assessing the degree of meadow degradation. The results showed that: (1) With the degradation of alpine meadows, the evolution trend of dominant species in the vegetation community was from gramineae grass, kobresia humilis, kobresia pygmaea to forbs community; vegetation height and biomass first declined rapidly, then slowly declined or tended to stable, while the vegetation coverage and NDVI changes have opposite characteristics. (2) With the drought of wetland meadows, the dominant species of vegetation community changes from kobresia tibetica to kobresia humilis or kobresia pygmaea. The average vegetation height, biomass and coverage of wetland are slightly lower than that of the original wetland at the initial stage of drought. NDVI is slightly larger than the original wetland, and the difference is not significant. (3) The correlation between meadow height, coverage and biomass and NDVI of Sentinel-2 or Landsat was better than MODIS, indicating that NDVI of Sentinel-2 and Landsat was more sensitive to degradation succession of alpine meadow, and the data could be used to evaluate the degradation degree of alpine meadow more accurately.

**Key words:** alpine meadow; wetland meadow; normalized vegetation index (NDVI); degenerate succession