

DOI: 10.5846/stxb202005171253

郑秋竹, 张勇, 赵鸿怡, 崔媛, 黄晓霞. 基于地理编码和突变分析的高寒草甸植物群落退化阈值识别. 生态学报, 2021, 41(19): 7819-7829.

Zheng Q Z, Zhang Y, Zhao H Y, Cui Y, Huang X X. Identification of the degradation thresholds of alpine meadows based on geo-coding and abruption analysis. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(19): 7819-7829.

基于地理编码和突变分析的高寒草甸植物群落退化阈值识别

郑秋竹¹, 张勇^{1,*}, 赵鸿怡¹, 崔媛¹, 黄晓霞²

1 西南林业大学国家高原湿地研究中心/湿地学院, 昆明 650224

2 云南大学地球科学学院, 昆明 650091

摘要:明确植物群落退化阈值,进而划分草甸退化程度对指导高寒草甸退化修复有重要意义。为建立识别植物群落退化阈值的方法,并基于阈值划分草甸退化程度,于2018年在云南省香格里拉市选取受人类活动干扰严重的典型高寒草甸开展植物群落调查,然后在地理编码的基础上用Mann-Kendall突变检验识别植物群落的结构指标(物种丰富度, R ; 优良牧草综合优势度, P_{SDR})和功能指标(地上生物量, AGB)的突变点,这些突变点即植物群落结构指标和功能指标的变化阈值。据此划分高寒草甸植物群落的退化程度。结果表明:1)研究区内草甸植物群落 R 的变化阈值为10种、13种和17种; P_{SDR} 的变化阈值为0.25、0.30和0.39;植物群落 AGB 的变化阈值为31.98 g/m²和91.68 g/m²;2)研究区内高寒草甸植物群落退化等级可划分为“基本退化类型”和“过渡退化类型”两大类。其中,“基本退化类型”包括三类:I级退化,即13种 $\leq R < 17$ 种、0.30 $\leq P_{SDR} < 0.39$ 、31.98 g/m² $\leq AGB < 91.68$ g/m²;II级退化,即10种 $\leq R < 13$ 种、0.25 $\leq P_{SDR} < 0.30$ 、31.98 g/m² $\leq AGB < 91.68$ g/m²;III级退化,即 $R < 10$ 种、 $P_{SDR} < 0.25$ 、 $AGB < 31.98$ g/m²;“过渡退化类型”为介于3个基本退化类型之间的类型,包括四类:1)I级正向过渡,即I级退化向健康草甸过渡阶段;2)I级反向过渡阶段,即I级退化向II级退化过渡阶段;3)II级反向过渡阶段,即II级退化向III级退化过渡阶段;4)III级正向过渡阶段,即III级退化向II级退化过渡阶段。本研究表明,可基于地理编码和突变分析识别高寒草甸植物群落结构和功能指标的退化阈值,进而客观、完整地划分高寒草甸植物群落的退化阶段,为其生态修复提供支撑。

关键词:地理编码;突变检验;高寒草甸;退化阈值;滇西北

Identification of the degradation thresholds of alpine meadows based on geo-coding and abruption analysis

ZHENG Qiuzhu¹, ZHANG Yong^{1,*}, ZHAO Hongyi¹, CUI Yuan¹, HUANG Xiaoxia²

1 National Plateau Wetlands Research Center, College of Wetlands, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China

2 School of Earth Sciences, Yunnan University, Kunming 650091, China

Abstract: The classification of degradation level according to degradation thresholds is crucial to guide the restoration of alpine meadows. In order to establish a method to identify the degradation thresholds of plant communities and classify meadow degradation levels, a field survey was conducted in a typical alpine meadow in Shangri-La, Yunnan Province, which was seriously disturbed by tourism in 2018. Based on the process of geo-coding, a Mann-Kendall abruption test was used to identify the tipping points of structural (species richness, R ; summed dominance ratio of preferred herbage, P_{SDR}) and functional indexes (aboveground biomass, AGB) of plant communities, which were used as the change thresholds of

基金项目:国家自然科学基金项目资助(31901394;31560181);第二次青藏高原综合科学考察研究资助(2019QZKK0307);西南林业大学科研专项资助(111907)

收稿日期:2020-05-17; 网络出版日期:2021-06-30

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhy1902@126.com

structural and functional indexes of meadow plant communities. And the degradation level of meadow plant communities was classified according to these tipping points. The results indicated that: 1) the tipping points of species richness of the alpine meadow in the study area were 10, 13 and 17, respectively. The tipping points of the P_{SDR} were 0.25, 0.30 and 0.39, respectively. And the tipping points of AGB were 31.98 g/m^2 and 91.68 g/m^2 , respectively. 2) The plant community could be divided into primary degradation type and transitional degradation type. The primary degradation type included three sub-types: degradation level I, i.e., $13 \leq R < 17$, $0.30 \leq P_{\text{SDR}} < 0.39$ and $31.98 \text{ g/m}^2 \leq \text{AGB} < 91.68 \text{ g/m}^2$; degradation level II, i.e., $10 \leq R < 13$, $0.25 \leq P_{\text{SDR}} < 0.30$, and $31.98 \text{ g/m}^2 \leq \text{AGB} < 91.68 \text{ g/m}^2$; and degradation level III, i.e., $R < 10$, $P_{\text{SDR}} < 0.25$ and $\text{AGB} < 31.98 \text{ g/m}^2$. The transitional degradation type was the type whose degradation level was between each two primary degradation types, which included four sub-types: 1) positive transition from level I, i.e., the meadow's situation changed from degradation level I to a healthy status; 2) negative transition from level I, i.e., the meadow's situation changed from degradation level I to level II; 3) negative transition from level II, i.e., the meadow's situation changed from degradation level II to level III; and 4) positive transition from level III, i.e., the meadow's situation changed from degradation level III to level II. Our results suggest that the degradation thresholds of structural and functional indexes of alpine meadow plant communities can be identified according to a geo-coding based on abrupt analysis. The degradation level of meadow plant communities, there by, can be classified more objectively and integrally according to these thresholds. And then, the method will support ecological restoration of alpine meadows.

Key Words: geo-coding; Mann-Kendall test; alpine meadow; degradation threshold; northwestern Yunnan Province

高寒草甸是在寒冷湿润的气候条件下,以耐寒的多年生草本植物为建群种的高寒草地生态系统类型,其广泛分布于青藏高原^[1]。高寒草甸是高寒地区重要的生态安全屏障和畜牧业基础^[2]。由于自身生境脆弱及长期人为活动干扰,青藏高原上的高寒草甸发生了不同程度的退化^[3]。

多年的退化恢复实践表明,需基于“分区-分类-分级-分段”的技术体系进行青藏高原高寒草地的退化治理^[4]。在这个技术体系中,草地退化分级是一个重要的问题。通常,随退化程度增加,草甸植物群落盖度、高度、物种数、优良牧草比例逐渐下降^[5-6]。因此,在尺度较小的研究中,主要通过植物群落结构指标^[7-8](包括物种多样性、物种组成等)和群落功能指标(主要是植物群落生物量^[9-10])对草甸植物群落的退化程度进行界定。在空间尺度较大的研究中,也常通过遥感影像计算草地的 NDVI,并反演草地植被盖度或生物量,进而判断草地的退化程度^[11-16]。

如何定量、客观地识别退化阈值是草地退化阶段划分研究需要解决的关键问题^[17]。目前多根据经验和差异分析(如方差分析),将退化草甸划分为重度退化、中度退化和轻度退化等级别^[18-21]。虽然这个分级体系没有明确统一的退化阈值识别方法,但其在大范围的退化草甸修复治理中发挥了重要作用。草甸植物群落退化是一个非线性的过程,且群落结构退化和功能退化可能也并不同步(如物种数下降,但生物量增加)^[22]。因此,在对退化草地进行小规模精准修复时,如果仅将草地退化划分为重度、中度和轻度等阶段,无法准确处理处于各退化阶段之间或群落各指标退化程度矛盾的情形。本研究以滇西北典型高寒草甸为研究对象,采用 Mann-Kendall 突变分析对野外调查获得的样方数据进行植物群落结构指标和功能指标退化阈值的识别,并基于退化阈值的组合情况划分退化阶段,以期解决上述关键问题,进而完善草地退化阶段划分体系、为退化草地的精准治理提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于云南省迪庆藏族自治州香格里拉市区西南约 7 km 处的石卡雪山山麓($99^{\circ}38'49.7''\text{E}$, $27^{\circ}48'03''\text{N}$, 平均海拔 3310 m)。香格里拉市属寒温带山地季风气候,年均温 6.9°C ,日温差大,太阳辐射强烈;

年均降雨量 619.5 mm,干湿季分明,全年 71%以上的降水量集中在 6—9 月^[23]。由于气候暖化和旅游干扰影响^[23-24],研究区内草甸表现出不同程度的退化,其中,旅游踩踏和车辆碾压是草甸退化的主要原因^[25]。研究区中受干扰较小的草甸,其植物群落以禾本科(Gramineae)和莎草科(Cyperaceae)植物为优势种,主要伴生种有矮紫苞鸢尾(*Iris ruthenicar*)、马蹄黄(*Spenceria ramalana*)和竖杆火绒草(*Leontopodium franchetii*)等。

1.2 数据获取与分析

1.2.1 植物群落野外调查和室内分析

于 2018 年 7 月中旬,即香格里拉市高寒草甸植物生长茂盛、受旅游践踏干扰影响最集中的阶段^[23,26],在研究区内选取较少受旅游干扰(即人为活动少、没有道路分布)的区域作为“健康草甸”的参照,随机设置 18 个 1 m×1 m 的调查样方;在有旅游干扰的区域,依据道路宽度判断旅游干扰强度,在不同干扰强度区域随机布设 42 个 1 m×1 m 的样方进行植物群落调查。在每个 1 m×1 m 的样方内记录出现植物的名称、盖度和高度,然后齐地刈割样方内植物的地上部分。回到实验室后,将收集的植物样品放入烘箱烘干至恒重并称量,得到植物群落的地上生物量。

1.2.2 植物群落数据地理编码

采用 Mann-Kendall 非参数检验法对植物群落调查数据进行突变检验。Mann-Kendall 突变检验的数据需满足独立性和连续性要求^[27-28],野外随机采样得到的植物样方数据是相互独立的,但缺乏连续性。本研究通过地理编码的方式解决调查样方连续性问题,地理编码过程如下:1)将研究区域划分成若干网格单元;2)在网格内,从出现第一个调查样方的位置沿某个方向开始连续编号。由于从不同的方向对调查样方进行编码得到的数据序列并不相同,因此突变分析得到的突变点也可能不同。为验证从不同方向编码得到的数据序列具有类似的突变点,本研究分别按由南至北、由北至南、由西至东、由东至西四个方向对调查样方进行地理编码。图 1 所示的是从北至南的编码过程,根据调查样方出现的位置依次设置编号为 G-1、G-2、……。其他 3 个方向的编码过程与此类似。对调查样方完成编码后,相应地,每个样方的植物群落指标也获得对应的编码信息。

1.2.3 植物群落数据突变分析

(1) 植物群落结构和功能指标构建

将物种丰富度(R)和优良牧草综合优势度(P_{SDR})作为群落结构的指标。 R 通过统计调查样方内出现的植物种数得到。 P_{SDR} 的计算包括两个步骤:1)计算植物种在群落中的综合优势度^[29-30],计算公式为: $\text{SDR}_i = (RC_i + RH_i)/2$,式中 SDR_i 为物种 i 的综合优势度, RC_i 为相对盖度,其等于物种 i 的盖度与群落总盖度(所有物种盖度相加)的比值; RH_i 为相对高度,其等于物种 i 的高度与群落总高度(所有物种高度相加)的比值;2)将禾本科植物和莎草科植物的 SDR 相加,得到 P_{SDR} 。

将植物群落地上生物量(AGB)作为衡量植物群落功能的指标。

(2) Mann-Kendall 突变分析

对地理编码得到的植物群落数据序列进行 Mann-Kendall 突变分析。对某个群落指标 x ,其 Mann-Kendall 突变分析过程如下:

设样本序列为 x , n 为序列的样本长度(即样方数量),令 m_i 为第 i 个样方 x_i 大于第 j 个样方 x_j

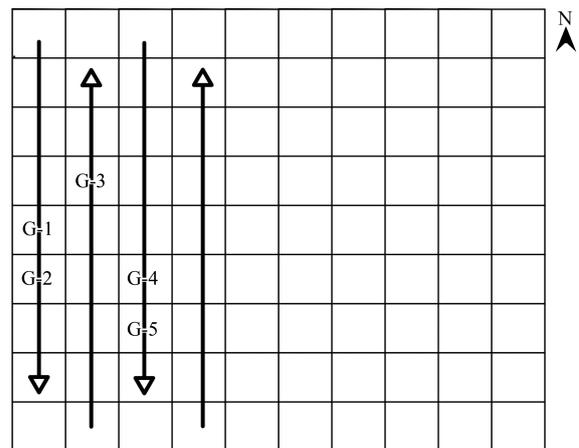


图 1 调查样方地理编码示意图

Fig.1 The illustration of the geo-coding process of investigation plots

G-1、G-2、G-3、G-4、G-5:地理编码-1、2、3、4、5 Geo-coding-1, 2, 3, 4 and 5

($1 \leq j \leq i$) 的累计数,假定序列无变化趋势,可以定义统计量:

$$d_k = \sum_{i=1}^k m_i \quad (2 \leq k \leq n)$$

假定序列为平稳正态相互独立随机变量序列,则可得 d_k 的均值和方差分别为:

$$\begin{cases} E(d_k) = k(k-1)/4 \\ \text{var}(d_k) = k(k-1)(2k+5)/72 \end{cases}$$

将 d_k 标准化:

$$U(d_k) = \frac{d_k - E(d_k)}{\sqrt{\text{var}(d_k)}}$$

得到一条 UF 的曲线,随后按样本序列 x 的逆序 x_n, x_{n-1}, \dots, x_1 再重复上述过程,得到 UB, 给定显著性水平 $\alpha = 0.05$, 若 UF 和 UB 在置信线之间出现交点,那么交点便是突变的开始^[31]。

本研究采用“嵌套”Mann-Kendall 分析的方式得到一个数据序列的多个突变点,即:当数据序列检测到第一个突变点之后,以该突变点为分界,将数据序列分为小于该值和大于该值的两部分,对这两部分数据分别进行突变分析,此过程重复进行,直至无新突变点出现。

1.2.4 草甸植物群落退化程度划分

将植物群落结构指标和功能指标的突变点整合起来划分草甸植物群落的退化程度,绘制草甸植物群落退化程度查询表。草甸植物群落退化程度查询表的绘制过程中,按 $V_{ij}/V_{\max i}$ (式中 V_{ij} 为指标 i 的第 j 个突变阈值, $V_{\max i}$ 为指标 i 的最大突变阈值) 的方式对坐标轴数值进行标准化。在 Origin 9.1 中完成作图。

2 结果与分析

2.1 植物物种丰富度的变化阈值

Mann-Kendall 突变检测发现,四组植物群落地理编码数据序列的物种丰富度均存在多个突变点。从南至北编码方向上,突变点为 10、13、14、15、16、17 和 20 种;从北至南编码方向上,突变点为 10、13、14、15、16 和 17 种;从西至东编码方向上,突变点为 10、11、13 和 17 种;从东至西编码方向上,突变点为 10、11、13 和 17 种(图 2)。四组地理编码序列共有的突变点为 10、13 和 17 种,将这 3 个数值作为植物物种丰富度的变化阈值。

2.2 优良牧草综合优势度的变化阈值

四组地理编码序列的优良牧草综合优势度均存在多个突变点。从南至北编码方向上,突变点为 0.18、0.25、0.30、0.32、0.36、0.39、0.45 和 0.59;从北至南编码方向上,突变点为 0.18、0.25、0.30、0.32、0.39、0.46 和 0.54;从西至东编码方向上,突变点为 0.18、0.25、0.30、0.34、0.39、0.45 和 0.60;从东至西编码方向上,突变点有 0.22、0.25、0.30、0.39、0.46 和 0.60(图 3)。四组地理编码序列共有的突变点为:0.25、0.30 和 0.39。将这 3 个数值作为优良牧草综合优势度的变化阈值。

2.3 植物群落地上生物量的变化阈值

四组地理编码序列的植物群落地上生物量均存在多个突变点。从南至北编码方向上,地上生物量的突变点为 31.98、63.77、74.42、91.68、95.00、111.08、124.32、132.36 g/m^2 ;从北至南编码方向上,突变点为 25.61、31.98、38.56、57.21、63.77、74.42、91.68、95.00、120.89 g/m^2 ;从西至东编码方向上,突变点为 25.61、31.98、86.64、91.68、95.00、106.97、124.32 g/m^2 ;从东至西编码方向上,突变点为 31.98、83.78、91.68、106.97、116.5 g/m^2 (图 4)。四组地理编码序列共同的突变点为 31.98 g/m^2 和 91.68 g/m^2 ,将这两个数值作为植物群落地上生物量的变化阈值。

2.4 草甸植物群落退化程度的划分结果

根据植物物种丰富度(R)、优良牧草综合优势度(P_{SDR})和地上生物量(AGB)的变化阈值可识别出草甸植物群落退化的阈值空间(图 5),根据该阈值空间可将草甸退化定义为两种类型:“基本退化类型”和“过渡退化类型”(图 6)。

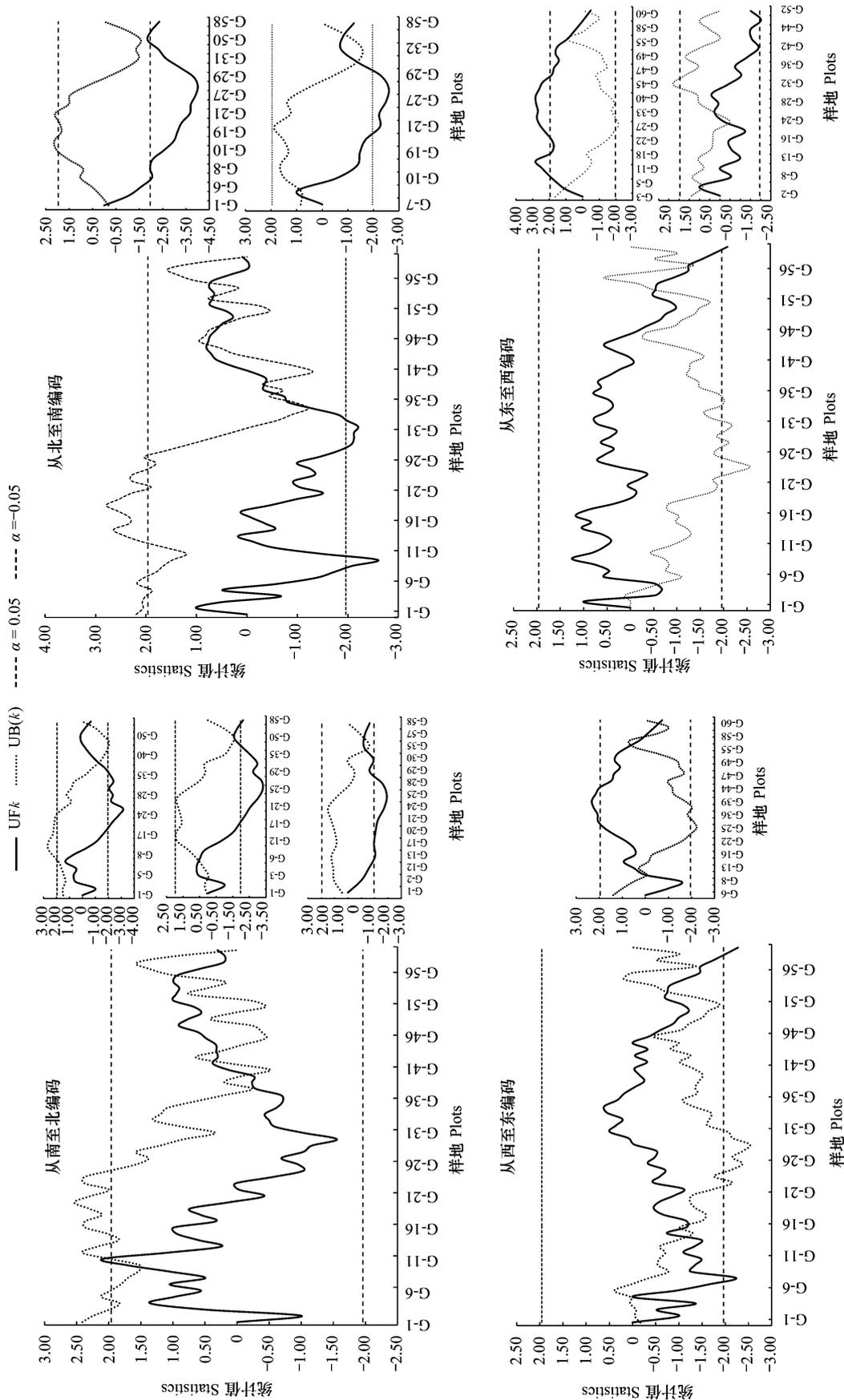


图 2 研究区内植物物种丰富度的Mann-Kendall突变检验
 Fig.2 Mann-Kendall test for plant species richness in the study area
 UF: 数据序列为顺序时, 计算所得统计值曲线; UB: 数据序列为倒序时, 计算所得统计值曲线

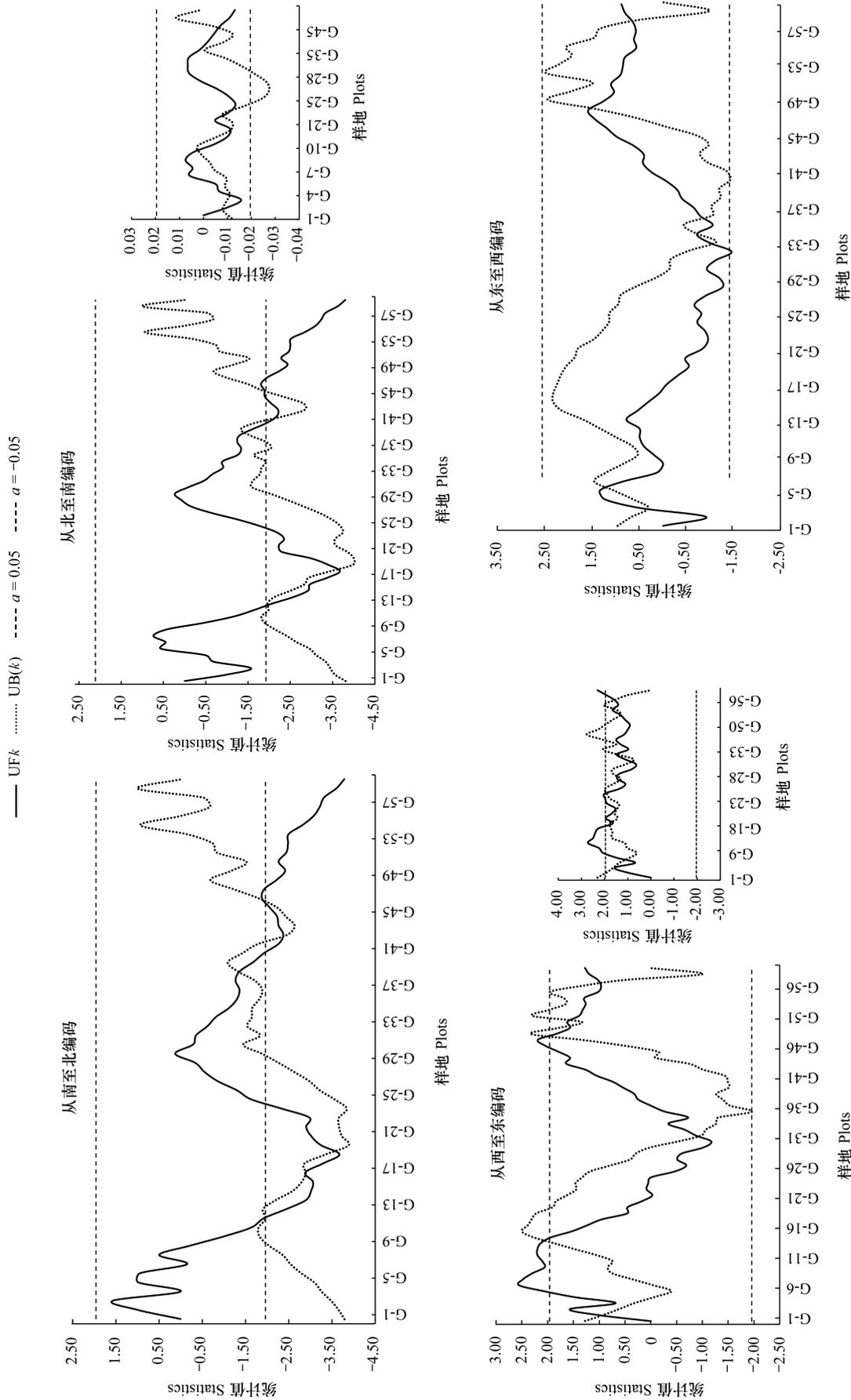


图3 研究区内优良牧草SDR的Mann-Kendall突变检验
 Fig.3 Mann-Kendall test for SDR of preferred herbage in the study area

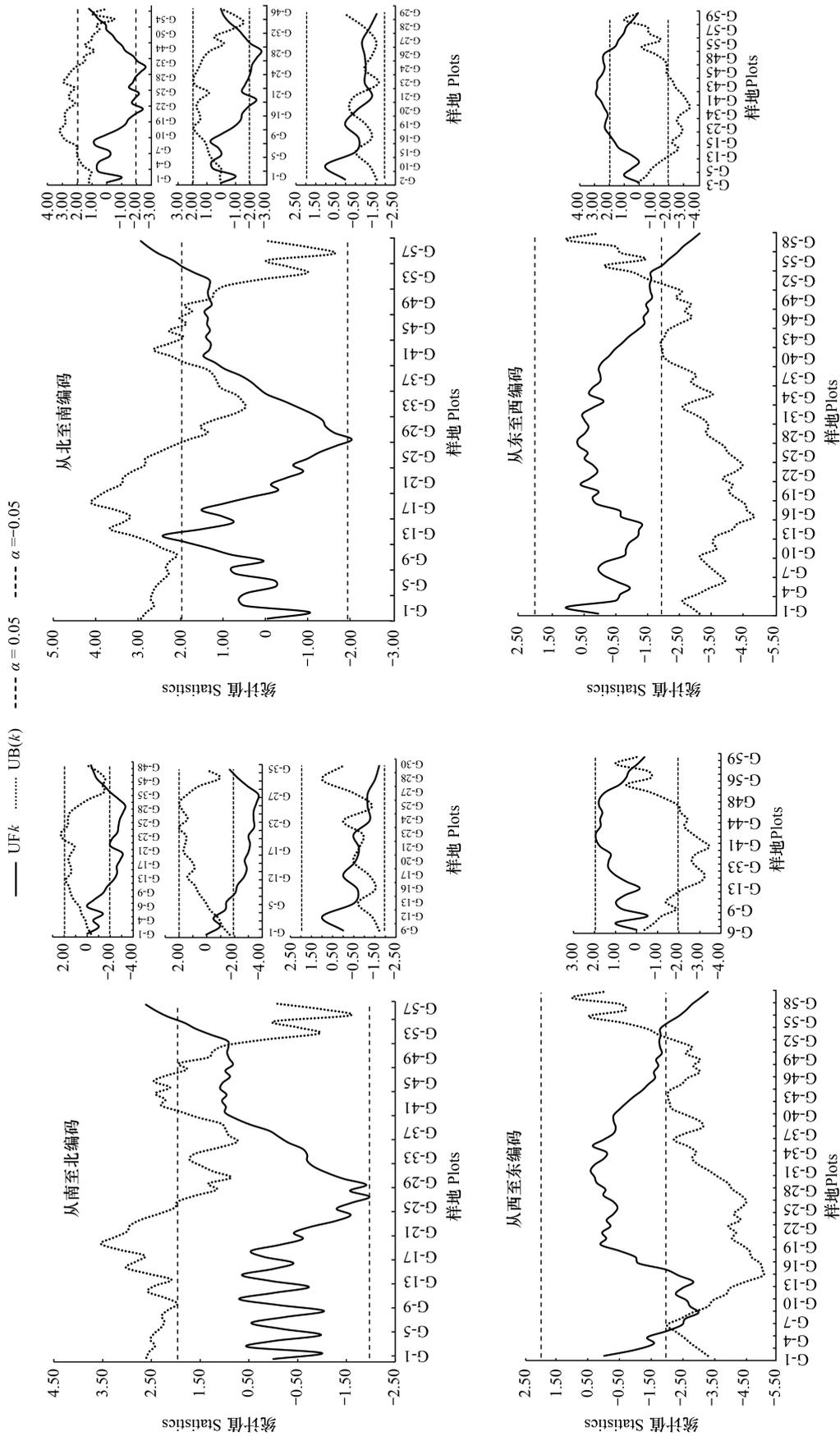


图4 研究区内地上生物量Mann-Kendall突变检验
Fig.4 Mann-Kendall test for the aboveground biomass of plant communities in the study area

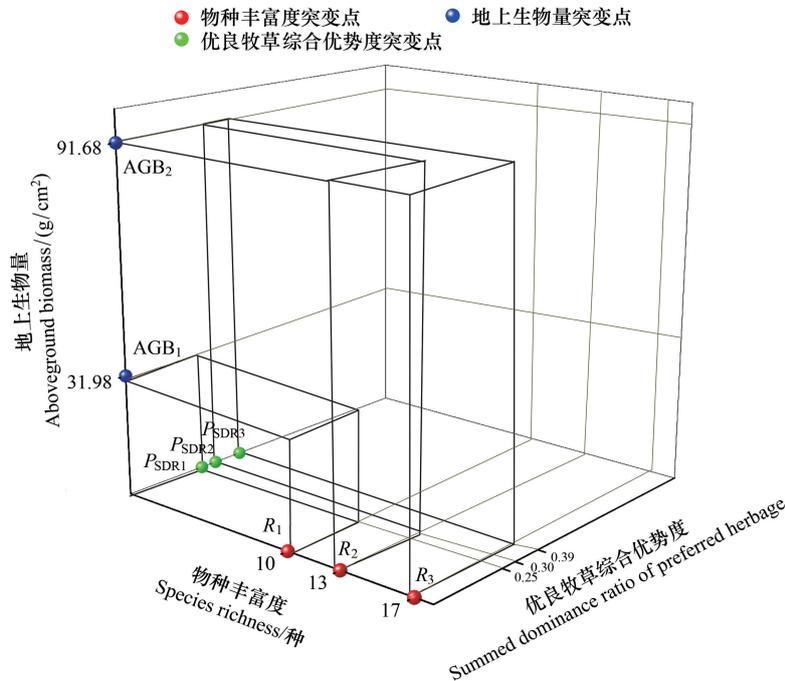


图5 草甸植物群落退化的阈值空间

Fig.5 The degradation thresholds of plant communities

AGB₁、AGB₂:地上生物量突变点 degradation thresholds of above ground biomass; R₁、R₂、R₃:物种丰富度突变点 degradation thresholds of species richness; P_{SDR1}、P_{SDR2}、P_{SDR3}:优良牧草综合优势度突变点 degradation thresholds of the summed dominance ratio of preferred herbage

本研究将植物群落结构指标和功能指标的数值均处在最大变化阈值以上的草甸定义为健康草甸,即: $R \geq 17$ 种、 $P_{SDR} \geq 0.39$ 、 $AGB \geq 91.68 \text{ g/m}^2$ 。

当植物群落的结构和功能指标数值低于健康草甸时,认为草甸发生了退化。根据变化阈值,“基本退化类型”可划分为三类:I级退化,即 $13 \text{ 种} \leq R < 17 \text{ 种}$ 、 $0.30 \leq P_{SDR} < 0.39$ 、 $31.98 \text{ g/m}^2 \leq AGB < 91.68 \text{ g/m}^2$; II级退化,即 $10 \text{ 种} \leq R < 13 \text{ 种}$ 、 $0.25 \leq P_{SDR} < 0.30$ 、 $31.98 \text{ g/m}^2 \leq AGB < 91.68 \text{ g/m}^2$; III级退化,即 $R < 10 \text{ 种}$ 、 $P_{SDR} < 0.25$ 、 $AGB < 31.98 \text{ g/m}^2$ (表1,图6)。

依据本研究采样点的数据情况,通过植物群落退化程度查询表得到介于“基本退化类型”之间的4个“过渡退化类型”分别为:I级正向过渡,即I级退化向健康草甸过渡阶段;I级反向过渡阶段,即I级退化向II级退化过渡阶段;II级反向过渡阶段,即II级退化向III级退化过渡阶段;III级正向过渡阶段,即III级退化向II级退化过渡阶段(表1)。

3 讨论与结论

3.1 基于地理编码和突变分析识别植物群落退化阈值的可行性

识别退化阈值才能准确划分草地退化阶段^[17]。目前主要通过模型模拟和控制放牧实验^[32]的方式分析植物群落的变化阈值。模型模拟方面,常用草原群落退化指数(SCDI)^[33]、CENTURY模型^[34]、MaxEnt模型和ROC曲线^[35-36]等方法,通过模拟环境因子变化来研究生态系统的变化阈值,但这些模型的构建及阈值计算过程复杂、模型运行结果易受生态系统中不确定因素的影响,且复杂模型存在过度拟合问题,会对模拟结果产生不良影响^[37-39]。控制放牧实验方法确定的退化阈值较可靠^[32],但对实验时间和实验场地要求高,且不适用于非放牧干扰导致的退化情况。相较于控制放牧实验,野外样方调查数据的获取成本更低、效率更高。本研究通过野外样方调查数据识别植物群落结构指标和功能指标的退化阈值,并基于退化阈值的组合特征划分研究

区草甸退化类型,丰富了草地退化阶段划分研究的方法。

表 1 基于变化阈值的草甸植物群落退化程度划分

Table 1 The identification of degradation level of meadow plant communities based on degradation thresholds,

草地退化程度等级 Degradation level	采样点数值特征 Numerical characteristics of sampling points	群落结构和功能的阈值区间 The threshold range of community structure and function		
		丰富度 Species richness	优良牧草综合优势度 SDR of the preferred herbage	地上生物量 Aboveground biomass/ (g/m ²)
健康 Health	3 个维度的数值均处在最大突变点以上。	≥17	≥0.39	≥91.68
I 级正向过渡 Positive transition from level I	R、P _{SDR} 高于最大阈值, AGB 低于最小阈值。	≥17	≥0.39	<31.98
I 级退化 Degradation level I	R 介于第二和第三突变点之间, P _{SDR} 和 AGB 数值均处在最小和最大阈值之间。	13—17	0.25—0.39	31.98—91.68
I 级反向过渡 Reverse transition from level I	R 和 AGB 介于第二和第三突变点之间, P _{SDR} 低于第二个突变点; R 介于第一、第二突变点间, P _{SDR} 介于第二、三突变点间, AGB 介于最小及最大阈值间。	13—17 10—13	<0.30 0.30—0.39	31.98—91.68
II 级退化 Degradation level II	R 和 P _{SDR} 介于第一、二突变点以内, AGB 介于最小及最大阈值以内。	10—13	0.25—0.30	31.98—91.68
II 级反向过渡 Reverse transition from level II	R 介于第一和第二突变点之间, P _{SDR} 小于最小突变点, AGB 介于最小和最大阈值之间。	10—13	<0.25	31.98—91.68
III 级正向过渡 Positive transition from level III	R 和 AGB 低于最小阈值, P _{SDR} 高于最小阈值; R 和 P _{SDR} 低于最小阈值, P _{SDR} 高于最小阈值。	<10	>0.25 <0.25	<31.98 >31.98
III 级退化 Degradation level III	3 个维度数值均低于最小阈值。	<10	<0.25	<31.98

从阈值识别结果来看,本研究从 4 个方向对植物群落数据进行地理编码,经突变分析所得的变化阈值较接近,说明基于该方法进行阈值识别在技术层面是可行的,得到的结果是可靠的。针对草甸植物群落结构退化过程和功能退化过程不一致的现象,本研究通过建立植物群落结构指标和功能指标退化阈值之间的对应关系,在识别“基本退化类型”的基础上,识别出了介于 3 个基本退化类型之间的“过渡退化类型”,解决了传统分类方法不能统一各单项指标划分结果相互矛盾的问题。

需要指出的是,由于生态系统的层次性特征,各生态要素特征会在不同时空尺度间存在差异^[40-42]。因此,对草甸植物群落退化阈值的识别以及退化程度的划分也应在特定的时空范围内进行。本研究建立的草甸植物群落退化阈值识别方法只适用于某块草甸或同种草甸类型(即:草甸异质性不高)的监测,不能用于异质性高的不同草甸地块或多种草甸类型混合的情形。其

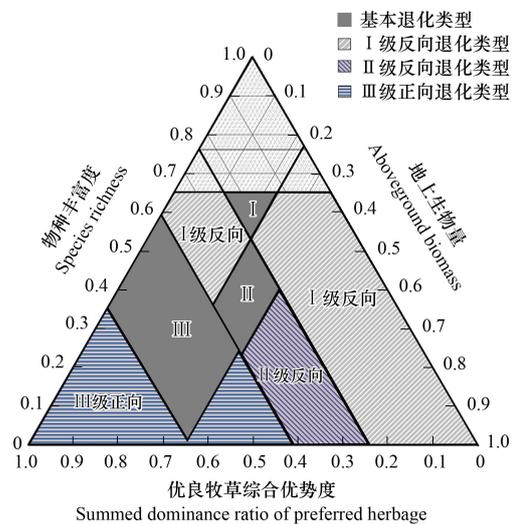


图 6 草甸植物群落退化程度查询表
Fig.6 An enquiry sheet for the degradation level of plant communities

次,作为参照的“健康草甸”的定义标准决定着草甸植物群落退化程度的划分结果,在实际监测过程中,需要根据当地情况确定“健康草甸”的内涵。

3.2 识别植物群落退化的“基本退化类型”和“过渡退化类型”的意义

草甸退化是一个复杂的生态过程,但在干扰条件稳定且持续存在的条件下,随退化程度加重,植物群落表现出结构简单化、群落功能弱化的趋势:群落物种丰富度、优良牧草比例、地上生物量等表征指标逐渐降低,且在不同退化程度间存在明显差异^[3,43]。因此,可将植物群落结构和功能指标变化的突变点(即退化阈值)组合起来作为“基本退化类型”的划分依据,这种退化类型明确指出草甸所处的退化阶段,从而为退化植物群落的恢复措施制定、恢复方向确定提供依据。

在自然条件下,气候条件等因素时而有利于草甸恢复,时而加剧草甸退化进程。因此,退化草甸植物群落的变化也有两个方向:加剧退化或逐渐恢复——这两个变化过程可能是交替出现的。本研究将介于“基本退化类型”之间的植物群落定义为“过渡退化类型”,归为该类型的植物群落存在两种可能的变化趋势:由较低的退化程度向较高的退化程度过渡、由较高的退化程度向较低的退化程度过渡。在建立退化程度查询表的基础上,如果对某块草甸进行长期监测,就可判断出退化区域草甸植物群落的“过渡趋势”,进而为恢复措施的适时调整以及恢复效果评估提供更精准的依据。

参考文献 (References):

- [1] 尹亚丽,王玉琴,李世雄,刘燕,赵文,马玉寿,鲍根生. 围封对退化高寒草甸土壤微生物群落多样性及土壤化学计量特征的影响. 应用生态学报, 2019, 30(1): 127-136.
- [2] 张起鹏,王建,张志刚,顾洪亮. 高寒草甸草原景观格局动态演变及其驱动机制. 生态学报, 2019, 39(17): 6510-6521.
- [3] 陈宁,张扬建,朱军涛,李军祥,刘瑶杰,俎佳星,丛楠,黄珂,王荔. 高寒草甸退化过程中群落生产力和物种多样性的非线性响应机制研究. 植物生态学报, 2018, 42(1): 50-65.
- [4] 尚占环,董全民,施建军,周华坤,董世魁,邵新庆,李世雄,王彦龙,马玉寿,丁路明,曹广民,龙瑞军. 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. 草地学报, 2018, 26(1): 1-21.
- [5] 肖玉. 青藏高原高寒草原不同退化程度植物群落特征与土壤养分的关系[D]. 兰州: 兰州大学, 2016.
- [6] 于健龙,石红霄,李剑,赵常玉. 不同退化程度高寒高草甸基况的初步研究. 草业科学, 2010, 27(9): 115-118.
- [7] 张秀云,姚玉璧,王润元. 亚高山草甸类草地退化评估及草地保护对策. 水土保持通报, 2008, 28(6): 142-145, 154-154.
- [8] 杨娇,安沙舟,董乙强,阿依敏·波拉提,张晶晶. 退化程度对紫花苜蓿花期种群构件生长及生物量分配的影响. 中国草地学报, 2018, 40(4): 75-81.
- [9] 吴璇,王立新,刘华民,梁存柱,王伟,刘钟龄. 内蒙古高原典型草原生态系统健康评价和退化分级研究. 干旱区资源与环境, 2011, 25(5): 47-51.
- [10] 武吉华,张坤,江源,康慕谊,邱扬. 植物地理学(第四版). 北京: 高等教育出版社, 2004: 180-188.
- [11] 闫俊杰,黄辉,崔东,刘海军,陈晨,夏倩倩. 新疆伊犁河谷草地退化及其对生态服务价值的影响. 生态经济, 2018, 34(1): 191-196.
- [12] 马梅,张圣微,魏宝成. 锡林郭勒草原近30年草地退化的变化特征及其驱动因素分析. 中国草地学报, 2017, 39(4): 86-93.
- [13] 曹旭娟,干珠扎布,梁艳,高清竹,张勇,李玉娥,万运帆,旦久罗布. 基于NDVI的藏北地区草地退化时空分布特征分析. 草业学报, 2016, 25(3): 1-8.
- [14] Paudel K P, Andersen P. Assessing rangeland degradation using multi temporal satellite images and grazing pressure surface model in upper Mustang, Trans Himalaya, Nepal. Remote Sensing of Environment, 2010, 114(8): 1845-1855.
- [15] 靳瑰丽,武红旗,范燕敏,王俊,何龙. 伊犁绢蒿荒漠草地退化等级的高光谱识别方法. 草地学报, 2017, 25(4): 893-895, 900-900.
- [16] 钱拴,延昊,吴门新,曹云,徐玲玲,程路. 植被综合生态质量时空变化动态监测评价模型. 生态学报, 2020, 40(18): 6573-6583.
- [17] 任继周. 草地资源的属性、结构与健康评价//中国草地科学进展: 第四届第二次年会暨学术讨论会文集. 厦门: 中国草学会, 1996: 12-16.
- [18] 赵陟峰,蔡飞,李俊清,周杰. 东灵山亚高山草甸退化等级与植物特征. 水土保持通报, 2015, 35(4): 324-328.
- [19] 戴睿,刘志红,娄梦筠,梁津,于明洋. 藏北那曲地区草地退化时空特征分析. 草地学报, 2013, 21(1): 37-41, 99-99.
- [20] 毛新安,张鲜花,安沙舟. 巴音布鲁克草原退化梯度分析. 草食家畜, 2016, (2): 57-60.
- [21] 李博. 中国北方草地退化及其防治对策. 中国农业科学, 1997, 30(6): 1-9.
- [22] 屈冉,李双,徐新良,王昌佐,通拉嘎. 草地退化杂类草入侵遥感监测方法研究进展. 地球信息科学学报, 2013, 15(5): 761-767.

- [23] 黄晓霞, 张勇, 和克俭, 丁佼, 赵文娟. 高寒草甸对旅游踩踏的抗干扰响应能力. 草业学报, 2014, 23(2): 333-339.
- [24] Lehnert L W, Wesche K, Trachte K, Reudenbach C, Bendix J. Climate variability rather than overstocking causes recent large scale cover changes of Tibetan pastures. *Scientific Reports*, 2016, 6(1): 24367.
- [25] 赵鸿怡, 熊万友, 岳海涛, 杨苑君, 曾昊, 崔媛, 黄晓霞, 张勇. 退化梯度上滇西北高寒草甸植物地上形态及生物量变化特征. 生态学报, 2020, 40(16): 5698-5707.
- [26] 何淑婧, 李伟, 程希平, 谭芮, 松卫红. 践踏干扰对碧塔海高寒草甸植被茎叶性状、物种多样性和功能多样性的影响. 生态学报, 2019, 39(6): 2063-2070.
- [27] 黄丹, 刘再斌, 蒋勤明. 应用非参数的 MK 和 ITA 方法分析地下水水质参数变化特征——以新三矿含水层为例. 水资源与水工程学报, 2018, 29(3): 7-13.
- [28] 封国林, 龚志强, 支蓉. 气候变化检测与诊断技术的若干新进展. 气象学报, 2008, 66(6): 892-905.
- [29] 宋清华. 高寒退化草地西北针茅生物量分配和根系功能性状的环境适应性[D]. 兰州: 西北师范大学, 2016.
- [30] 张文, 张建利, 莫本田, 王普昶. 喀斯特山地草地植物群落物种优势度及优势种分析. 安徽农业科学, 2011, 39(29): 17966-17969.
- [31] 莫旭昱, 张勇, 秦雨, 黄晓霞. 南北盘江流域降水的时空变化分析. 云南地理环境研究, 2012, 24(1): 7-11.
- [32] 冯秀, 李元恒, 李芳, 丛日慧, 刘燕丹, 丁勇, 王育青. 典型草原合理放牧强度阈值研究. 中国草地学报, 2019, 41(5): 120-127.
- [33] 王百竹, 朱媛君, 山丹, 刘艳书, 杨晓晖. 呼伦贝尔典型草原群落退化对其物种多样性及生物量的影响. 植物资源与环境学报, 2019, 28(4): 68-76.
- [34] Wang Y H, Zhou G S, Jia B R. Modeling SOC and NPP responses of meadow steppe to different grazing intensities in Northeast China. *Ecological Modelling*, 2008, 217(1/2): 72-78.
- [35] 刘慧明, 高吉喜, 宋创业, 于胜祥. 紫花含笑适宜生境的保护空缺与人类干扰分析. 中国环境科学, 2019, 39(9): 3976-3981.
- [36] Brito J C, Acosta A L, Álvares F, Cuzin F. Biogeography and conservation of taxa from remote regions: An application of ecological-niche based models and GIS to North-African canids. *Biological Conservation*, 2009, 142(12): 3020-3029.
- [37] Warren D L, Seifert S N. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, 2011, 21(2): 335-342.
- [38] Warren D L, Wright A N, Seifert S N, Shaffer H B. Incorporating model complexity and spatial sampling bias into ecological niche models of climate change risks faced by 90 California vertebrate species of concern. *Diversity and Distributions*, 2014, 20(3): 334-343.
- [39] Phillips S J, Anderson R P, Schapire R E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 2006, 190(3/4): 231-259.
- [40] Dublin H T, Sinclair A R E, McGlade J. Elephants and fire as causes of multiple stable states in the Serengeti-Mara woodlands. *Journal of Animal Ecology*, 1990, 59(3): 1147-1164.
- [41] Rogers K, Biggs H. Integrating indicators, endpoints and value systems in strategic management of the rivers of the Kruger National Park. *Freshwater Biology*, 1999, 41(2): 439-451.
- [42] 范小杉, 何萍, 侯利萍, 孟晓杰. 国外生态阈值研究进展及启示. 环境科学研究, 2020, 33(3): 691-699.
- [43] 罗亚勇, 孟庆涛, 张静辉, 赵学勇, 秦彧. 青藏高原东缘高寒草甸退化过程中植物群落物种多样性、生产力与土壤特性的关系. 冰川冻土, 2014, 36(5): 1298-1305.