

DOI: 10.20103/j.stxb.202212223645

郑欣雨, 吕楠, 张璐. 土地退化零增长评估——以蒙古高原为例. 生态学报, 2023, 43(23): 9925-9937.

Zheng X Y, Lu N, Zhang L. Taking land degradation neutrality from concept to practice: A case study of the Mongolian Plateau. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(23): 9925-9937.

土地退化零增长评估 ——以蒙古高原为例

郑欣雨^{1,2}, 吕楠^{1,2,*}, 张璐^{1,2}

1 中国科学院生态环境研究中心, 城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

2 中国科学院大学, 北京 100049

摘要: 由于全球气候变化以及人类活动对生态系统的影响加剧, 干旱半干旱区的土地退化愈发严重。为了防止土地退化, 联合国防治荒漠化公约 (UNCCD) 提出了土地退化零增长 (LDN) 的目标。首先介绍 LDN 的概念与评估方法, 接下来以蒙古高原为例, 采用土地覆盖、土地生产力和土壤有机碳 3 个核心指标, 评估 2001—2020 年蒙古高原 LDN 目标的实现情况。研究结果表明, 相对于基线期 (2001—2010 年) 的生态系统状态, 评估期内 (2011—2020 年) 新增恢复区域的面积 ($10.83 \times 10^4 \text{ km}^2$) 大于新增退化区域的面积 ($7.77 \times 10^4 \text{ km}^2$), 蒙古高原在 2020 年已实现土地退化零增长目标。两个十年中, 恢复面积比退化面积分别超出 $6.87 \times 10^5 \text{ km}^2$ (2001—2010 年) 和 $9.44 \times 10^5 \text{ km}^2$ (2011—2020)。但是现有的 LDN 评估方法存在指标和方法不完善以及数据源不确定等问题, 未来研究需进一步优化和发展评估指标与方法。此外, 目前以 LDN 为概念框架的实证性研究还比较少, 区域评估有助于评判区域土地退化状况和识别关键区域, 从而制订空间明晰的生态恢复策略。

关键词: 土地退化零增长; 蒙古高原; 土地退化; 生态恢复; 可持续发展

Taking land degradation neutrality from concept to practice: A case study of the Mongolian Plateau

ZHENG Xinyu^{1,2}, LU Nan^{1,2,*}, ZHANG Lu^{1,2}

1 State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: Due to the increasing impact of global climate change and human activities on ecosystems, land degradation is becoming more serious in arid and semi-arid areas. The United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD) has put forward the goal of land degradation neutrality (LDN) to avoid, reduce and reverse land degradation. In this paper, we introduced the development of the concept and assessment method of LDN. Then, the Mongolian Plateau (MP) was taken as an example to evaluate the performance of the LDN goal using three key indicators: land cover, land productivity and soil organic carbon from 2001 to 2020. The results showed that compared with the ecosystem state in the baseline period (2001—2010), the area of newly restored area ($10.83 \times 10^4 \text{ km}^2$) in the reporting period (2011—2020) was larger than that of newly degraded area ($7.77 \times 10^4 \text{ km}^2$), indicating that the LDN goal had been achieved in the Mongolian Plateau in 2020. During the past two decades, the restored area exceeded the degraded area by $6.87 \times 10^5 \text{ km}^2$ (2001—2010) and $9.44 \times 10^5 \text{ km}^2$ (2011—2020), respectively. However, there are some problems when using LDN assessment methods, like

基金项目: 国家自然科学基金重大项目 (41991234); 中国科学院-马普学会双边合作项目 (HZXM20225001MI)

收稿日期: 2022-12-23; **网络出版日期:** 2023-08-15

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: nanlv@rcees.ac.cn

uncertain data, simple grading, insufficient indicators and lack of quantitative description. Therefore, we propose that future research need to further optimize and develop assessment indicators and methods. In addition, there are relatively few empirical studies based on the LDN conceptual framework up to now. The regional assessments can help to judge the status of regional land degradation and identify critical areas, which lead us to formulate spatially explicit ecological restoration strategies. We conduct this study in a typical area of arid and semi-arid regions, and aim to provide a scientific basis for formulating land management measures and coordinating sustainable development goals in the MP and other arid and semi-arid regions.

Key Words: land degradation neutrality; Mongolian Plateau; land degradation; ecological restoration; sustainable development

土地退化是在自然和人为因素影响下,土地生产潜力持续下降的过程^[1-4]。联合国防治荒漠化公约 (UNCCD)把土地退化定义为“土地的生物或经济生产力和复杂性两方面的减少或损失”,雨养农田、灌溉农田、牧场、草原、森林等各类土地都可能发生退化。导致退化的原因有土地利用变化、人类活动、生产生活方式变化、以及气候变化等一种或几种因素相互叠加^[5]。

为了制止和扭转土地退化和恢复已退化的土地,全球和区域范围内制定了若干的目标和倡议^[6]。2015年9月,联合国大会通过的《2030年可持续发展议程》提出了17个可持续发展目标,其中可持续发展目标(SDG)15.3明确给出了“努力建立一个不再出现土地退化的世界”的表述,随后,UNCCD提出“土地退化零增长”(LDN)的概念(或称为土地退化中性)。LDN的定义为,在一定时空尺度与生态系统范围内,保障生态系统功能与服务,以及保持或增加健康土地资源的数量与质量以维持粮食安全的一种生态系统状态^[7]。作为一项政治目标,LDN被纳入2030年可持续发展目标^[8],即到2030年前,实现全球土地退化的零净增长。

国内外学者陆续开展了关于LDN概念、指标体系和评估方法的相关研究^[8-9]。当前LDN研究大部分着眼于概念框架和指标体系的完善,针对具体区域的LDN实证研究较少^[10-12]。现有的评估如Dengiz^[10]基于LDN框架分析了2001—2015年亚洲盖迪兹河流域(亚湿润陆地生态系统)的土地生产力动态(LPD),结果表明该区域大部分土地呈现退化状态或退化的早期迹象。Kapovic等^[11]评估了2000—2010年欧洲斯普斯卡共和国(亚湿润生态系统)的LDN状态及主要驱动因素,并指出该区域未来生态恢复工程实施的热点区域。LDN概念最初是针对干旱区提出的^[13],但是当前针对干旱区的评估非常缺乏,现有的研究只有关于LDN概念框架的合理性、LDN目标设定对干旱区荒漠化问题的有效性等的讨论^[14]。由于干旱区分布范围较广且干旱区的土地退化将带来沙尘暴等一系列环境问题,评估干旱区的LDN目标的实现状态对于认识区域气候变化和恢复工程的对土地健康的影响具有重要意义。

蒙古高原位于亚洲东北部,区域海拔较高且绝大部分地区位于干旱或半干旱区。自20世纪90年代以来,由于温度和大气中CO₂浓度升高导致植被的蒸腾作用增强,加之森林砍伐、对矿产资源的持续开发等人类活动,导致蒙古高原草地退化,生态系统遭到严重破坏^[15]。21世纪初,随着区域降雨量增加、以及蒙古国和中国两国政府开始实施一系列生态保护工程,蒙古高原地区的土地退化得到遏制,退化面积逐渐减小^[16-17]。蒙古高原的生态恢复与生态安全是区域可持续发展的关键。本文首先介绍LDN概念的发展历程与评估方法,接下来以蒙古高原为例开展LDN的区域评估,旨在评估蒙古高原生态恢复的成效并识别现阶段存在的问题,为蒙古高原地区未来生态恢复管理供科学依据。

1 土地退化零增长的概念与评估方法

1.1 概念

土地退化零增长的概念最初是由Grainger等^[13]在干旱区提出的,他们指出在干旱地区研究土地退化对

实现可持续发展目标具有重要意义,将 LDN 作为一种新的科学框架用于恢复退化土地、规划土地利用,通过在干旱区实施综合全面的计划来减少荒漠化。LDN 目标一方面要求避免或减少土地退化,另一方面要求恢复已退化的土地,使土地退化和土地恢复的面积相平衡,最终目的是让土地呈现健康、生产力向好、没有净损失的状态^[7,18]。由于不同国家和地区的特殊性,在国家一级实行 LDN 评估还存在较大的挑战,如区域和全球定量数据集的缺失、以及量化土地退化的方法的不一致性^[19]。

1.2 评估方法

由 UNCCD 科学与政策联系平台(SPI)提出的 LDN 科学概念框架(LDN-SCF)主要包括 3 个核心指标,即土地覆盖、土地生产力和土壤有机碳^[18,20]。通过分析各个子指标在基线期和评估期的相对变化,可以确定土地退化或恢复的程度和对应面积,并计算 LDN 综合指标。基线期是 LDN 目标评估的参考期,基线期的评估可以确定 LDN 目标评估的参考基准。LDN 综合指标的计算遵循“one out all out (IOAO)”的原则,即研究单元上某一子指标表现为退化,则认为该区域存在潜在退化风险^[21]。评估 LDN 通常包括 3 个步骤:

(1) 确定基线期(T_0)的土地状态:通过基线期 LDN 综合指标来量化。一般选择基准年之前的 10 年左右均值作为参考基准^[22]。

(2) 确定评估期(T_n)的土地状态:通过评估期 LDN 综合指标来量化。一般选择基准年之后的 4 年以上作为评估期。

(3) 对比评估期相对于基线期土地状态的变化,即判断与基线期相比,评估期内新增退化土地的面积和新增恢复土地面积之间的大小关系,若前者大于后者则 LDN 目标未实现,否则表明该区域已经实现了 LDN 目标。

1.2.1 土地覆盖评估

土地覆盖指标可以表征区域内的社会生产动态,能够识别自然和人为管理导致的土地覆盖类别之间的转换^[23]。UNCCD 基于生态保护原则,对除水体之外的六种土地覆盖类型(森林、草地、农业用地、湿地、城镇和裸地)之间的转化做了定义,把所有的转化类型分为退化、稳定和恢复 3 种。土地覆盖变化的评估步骤如下^[21]:

(1) 将土地覆盖数据重新划分为森林、草地、农业用地、湿地、城镇、裸地、水体共 7 类;

(2) 生成基线期(或评估期)起止年份的土地利用转移矩阵;

(3) 根据已有知识及研究区内的情况并参考 UNCCD 对各地类之间转化关系的定义,确定不同土地覆盖转换与土地状态(退化、稳定和恢复)之间的关系(表 1)。

表 1 土地覆盖类型转化与土地状态之间的关系

Table 1 The relationship between land use/cover change and land state

	森林 Forest	草地 Grassland	农业用地 Cropland	湿地 Wetland	城镇 Settlement	裸地 Bare land	水体 Water
森林 Forest	0	-	-	-	-	-	0
草地 Grassland	+	0	-	-	-	-	0
农业用地 Cropland	+	+	0	-	-	-	0
湿地 Wetland	-	-	-	0	-	-	0
城镇 Settlement	+	+	+	+	0	+	0
裸地 Bare land	+	+	+	+	-	0	0
水体 Water	0	0	0	0	0	0	0

其中,+表示恢复,-表示退化,0 表示稳定

1.2.2 土地生产力评估

土地生产力的评估通过生产力趋势、状态和表现 3 个子指标来表征^[24],具体计算方法见图 1。生产力趋势反映生产力随时间变化的速率,它在像元尺度上通过 Thiel-Sen'斜率识别生产力发生变化的区域,再应用

Mann-Kendall 检验变化的显著性。当 $P < 0.05$ 时被定义为显著变化,即 $-0.05 < P < 0$ 时为潜在退化(D), $0 < P < 0.05$ 时为潜在恢复(I),否则为稳定(S)。生产力状态是比较当前时期与历史时期生产力的变化,其计算过程为:(1)定义历史时期:一般大于 5 年;(2)定义比较期:为避免气候等造成的年际波段,一般使用 3 年;(3)计算历史时期的生产力均值(μ)和标准差(δ);(4)计算比较期的生产力均值 $\bar{x}$;(5)计算 Z 值:对比历史时期和比较期的生产力分布,其中 $Z < -1.96$ 时为潜在退化(D), $Z > 1.96$ 为潜在恢复(I),否则为稳定(S)。生产力表现是计算当前研究单元与其他相似生态单元生产力水平的差异。通常采用气候、土壤、植被类型等来定义析区域,具体计算为:(1)定义并划分相似的生态单元;(2)提取各个生态单元的生产力值并生成一个频率分布,将第 90 百分位的生产力值(不建议采用最大值,以避免由于异常值存在产生的误差)定义为生态单元内的最大值;(3)计算各像元的生产力值与其对应的生态单元内的最大值的比率;如果比率小于 50%,则认为该像元是潜在退化(D),否则为稳定(S)。

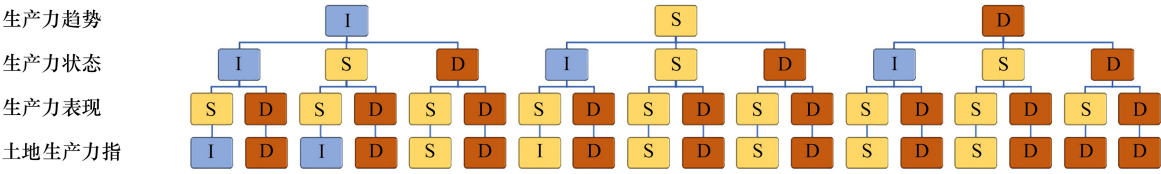


图 1 生产力指标评估方法

Fig.1 The calculation method of land productivity indicator
D 表示退化, S 表示稳定, I 表示恢复

1.2.3 土壤有机碳评估

土壤有机碳 (SOC) 反映了影响植物生长和分解的多个过程,这些过程共同控制着陆地土壤有机碳库的损益。由于长时间序列、大尺度的 SOC 数据难以获取,在评估 SOC 变化时可参考联合国政府间气候变化专门委员会 (IPCC) 指南,即综合土地覆盖变化和土壤有机碳静态数据来评估 SOC 的变化并确定潜在的退化区域,其计算方法如下:

(1) 确定土壤有机碳的参照值。研究可采用 SoilGrids 数据序列中表层 30 cm 的碳储量作为参照值。

(2) 采用土地利用变化的碳转换系数来估计碳储量的变化。采用 IPCC 和 UNCCD 推荐的管理措施和碳输入项。但是在许多地区有关管理措施和碳输入项的明确的空间信息是很难获取的,因此只能采用土地利用转换系数来估计碳储量的变化^[18,21](表 2)。

(3) 计算土壤有机碳的相对变化率,研究期内土壤有机碳损失 10% 及以上的区域被确定为潜在退化区域,土壤有机碳增加 10% 及以上的区域确定为潜在恢复的区域。

表 2 基于土地覆盖变化的土壤有机碳转换系数及评价标准

Table 2 SOC conversion coefficient and evaluation method based on land use/cover change

	森林 Forest	草地 Grassland	农业用地 Cropland	城镇 Settlement	裸地 Bare land	水体 Water
森林 Forest	1	1	<i>f</i>	0.1	0.1	1
草地 Grassland	1	1	<i>f</i>	0.1	0.1	1
农业用地 Cropland	1/ <i>f</i>	1/ <i>f</i>	1	0.1	0.1	1
城镇 Settlement	2	2	2	1	1	1
裸地 Bare land	2	2	2	1	1	1
水体 Water	1	1	1	1	1	1

f 为不同气候区的转换系数,其中温带干旱区 $f = 0.80$,温带湿润区 $f = 0.69$,热带干旱区 $f = 0.58$,热带湿润区 $f = 0.4$

1.2.4 LDN 综合指标

LDN 评估涉及基线确定和动态评估两个方面,分别通过计算基线期和评估期的 LDN 综合指标来量化不

同时期的退化与恢复的面积。LDN 综合指标的计算包括土地覆盖、土地生产力和土壤有机碳 3 个子指标的综合评估:在像元水平上,若其中 1 个指标为退化,则 LDN 综合指标为退化;若 3 个指标都表现为稳定,则 LDN 综合指标为稳定;若 3 个指标中兼有稳定和恢复,则 LDN 综合指标为恢复。

2 蒙古高原土地退化零增长评估

2.1 研究区概况

蒙古高原位于亚洲中部(37—53°N,88—120°E),面积约为 $2.74 \times 10^6 \text{ km}^2$,主要由蒙古国(57%)和中国的内蒙古自治区(43%)组成(图 2)。蒙古高原位于干旱和半干旱区,属于温带大陆性气候,盛行西北风;年均温度和降雨量分别为 1.9°C 和 233mm ^[15];夏季高温,冬季寒冷;天气骤变,冰冻、暴雪和沙尘暴经常发生在冬季。蒙古高原的土地覆盖类型多样,根据 MODIS 土地覆盖产品(MCD12Q1,2020),草地约占蒙古高原的 68.24%,分布在东南部和北部。植被覆盖度较低的荒漠也是蒙古高原主要的土地类型,占 26.36%,主要分布在蒙古的南部和内蒙的西部。此外,森林和农田也在内蒙古有一定的分布,分别占 4.4%和 2.56%,主要分布在内蒙的东北部和南部。

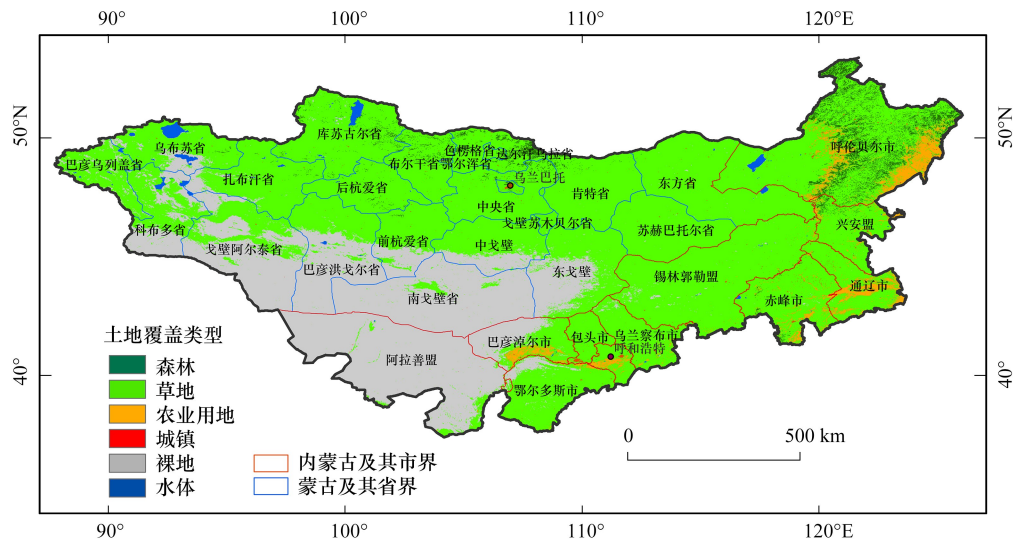


图 2 蒙古高原 2020 年的土地覆盖类型分布

Fig.2 Location of the Mongolia Plateau and land use types derived from MCD12Q1 by the year 2020

2.2 数据源和研究方法

自 21 世纪以来,随着降水增加以及一系列环境法律和政策的实施,蒙古高原土地退化面积减小,植被生物量和生产力逐渐增加^[25—26]。因此,本研究将评估蒙古高原地区 2001—2020 年间 LDN 目标的实现情况,其中基线期设置为 2001—2010 年,评估期为 2011—2020 年,对比过去 20 年间前 10 年和后 10 年的土地退化和恢复的相对趋势。LDN 综合指标包括土地覆盖、土地生产力和土壤有机碳 3 个子指标,分别采用 MODIS 土地覆盖数据(MCD12Q1)、MODIS 归一化植被指数(NDVI)数据(MOD13A2)和 SoilGrids250m 土壤有机碳储量数据作为数据源。

2.2.1 土地覆盖数据

土地覆盖数据采用的是基于国际地圈-生物圈计划(IGBP)分类系统的 MODIS MCD12Q1(<http://modis.gsfc.nasa.gov/>),空间分辨率为 500m,该数据集是 MODIS 的反照率数据通过监督分类得到的,其在全球范围的总体精度约为 75%^[27]。IGBP 定义了 17 个主要的土地覆盖类型,将其重新划分为森林、草地、农业用地、城镇、荒漠、水体 6 类^[26](由于湿地占比较小,本研究忽略湿地与其余各类型之间的转化)。

2.2.2 土地生产力数据

本研究将 NDVI 数据作为生产力的代理指标,其来源于 MOD13A2(<https://modis.gsfc.nasa.gov/>),时间分辨率为 16d,空间分辨率为 1km。由于在秋冬季节蒙古高原大部分植被由冰雪覆盖或停止生长,因此本研究在计算生产力指标时只考虑生长季(5—9 月)NDVI 的变化,将各年生长季的 NDVI 求均值得到逐年的年均 NDVI。由于荒漠地区的植被覆盖度较低,其 NDVI 值不能反映该区域植被的实际生长情况。因此,本研究将年均 NDVI 小于 0.1 的区域定义为“非植被区”,不考虑该区域生产力指标的变化。

2.2.3 土壤数据

土壤类型数据采用的是 IPCC 推荐的土壤分类数据(<https://files.isric.org/>),该数据集基于一系列分类程序和世界土壤数据库(HWSD)将联合国粮农组织(FAO)的土壤分类转换为 7 个土壤类型:高活性粘土(HAC)、低活性粘土(LAC)、砂质土(SAN)、黑土(POD)、火山(VOL)、湿地(WET)和有机土壤(ORG)。土壤有机碳储量数据采用的是 SoilGrids 数据集中的 0—30cm 表层土的碳储量(<https://files.isric.org/>),空间分辨率为 250m。

3 研究结果

3.1 单个指标评估

3.1.1 土地覆盖评估

基线期(2001—2010 年)生态系统总体表现为恢复,即恢复区总面积大于退化区总面积(图 3)。恢复区面积为 $7.35 \times 10^4 \text{ km}^2$,占高原总面积的 2.68%。恢复区主要分布在内蒙古的东北、东部和南部以及蒙古的中部以及北部地区。恢复的主要类型是裸地转化为草地($3.74 \times 10^4 \text{ km}^2$)、草地转化为森林($2.60 \times 10^4 \text{ km}^2$)、农业用地转化为草地($0.98 \times 10^4 \text{ km}^2$)。裸地恢复为草地的区域在蒙古西南和内蒙古西部的荒漠和草地的交错区呈现明显的带状分布,蒙古的中戈壁中部、中戈壁的中部和东部、锡林郭勒的西南部、乌兰察布的西北部 and 巴彦卓尔的东部分布尤为集中。草地恢复为森林的区域集中分布于呼伦贝尔东部和兴安盟的北部地区,在肯特西北部、中央省东北部色楞格东部、达尔汗乌拉东部、布尔干北部和库苏古尔东部还有一些零散的分布。农业用地恢复为草地的区域在呼伦贝尔市的中部东部分布较广,同时在通辽东部、赤峰南部和呼和浩特中部也有部分分布。退化区面积为 $2.28 \times 10^4 \text{ km}^2$,约占高原总面积的 0.83%。退化区主要分布在内蒙古东北部、西南部和蒙古的北部和中部区域。退化的主要类型为草地转化为农田($8.68 \times 10^3 \text{ km}^2$)、林地转化为草地($8.49 \times 10^3 \text{ km}^2$)、草地转化为裸地($5.44 \times 10^3 \text{ km}^2$)。草地退化为农田的区域在呼伦贝尔中部和东部分布较为集中,此外在兴安盟、通辽、巴彦卓尔和呼和浩特也有零散分布区;林地退化为草地的区域分布在呼伦贝尔的北部和中部和色楞格的北部;草地退化为裸地的区域在蒙古的戈壁阿尔泰、中戈壁和东戈壁东部分布较多。

评估期(2011—2020 年)生态系统退化和恢复的总体规模相当(图 4)。恢复区总面积为 $5.26 \times 10^4 \text{ km}^2$,占高原总面积的 1.92%。恢复区主要分布在蒙古在西部、东南部以及内蒙古的东北和西南部。恢复的主要类型为裸地转换为草地($3.52 \times 10^4 \text{ km}^2$)、草地转换为林地($1.05 \times 10^4 \text{ km}^2$)、农业用地转换为草地($0.67 \times 10^4 \text{ km}^2$)。裸地恢复为草地的区域呈现明显的带状分布,从蒙古西部的巴彦乌列盖往东途经科布多、戈壁阿尔泰、前杭爱、中戈壁、东戈壁、乌兰察布、鄂尔多斯和阿拉善东南部;草地恢复为林地分布于呼伦贝尔东部和蒙古的色楞格和布尔干北部。农业用地恢复为草地的区域分布与呼伦贝尔中部和东部、赤峰南部。退化区总面积为 $4.74 \times 10^4 \text{ km}^2$,占高原总面积的 1.73%。退化区主要在内蒙古的东北、蒙古的北部和西南部集中分布,此外在蒙古的北部和中部区域有部分零散分布。退化的主要类型为林地转换为草地($2.49 \times 10^4 \text{ km}^2$)、草地转换为农业用地($1.66 \times 10^4 \text{ km}^2$)、草地转换为裸地($0.58 \times 10^4 \text{ km}^2$)。林地退化为草地的区域在呼伦贝尔中东部和蒙古的色楞格东部;草地退化为农业用地的区域在呼伦贝尔东北、通辽东南部、呼和浩特中部和巴彦卓尔南部;草地退化为裸地的区域在高草中部的草地-荒漠交错带上零散分布,其中在巴彦洪戈尔中部和东戈壁分布较多。

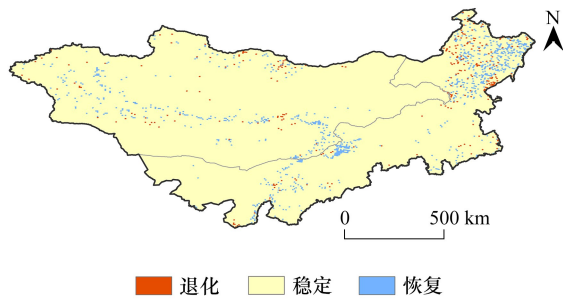


图3 基于土地覆盖指标的评估结果(基线期,2001—2010年)

Fig.3 The result of land cover indicator (baseline period, 2001—2010)

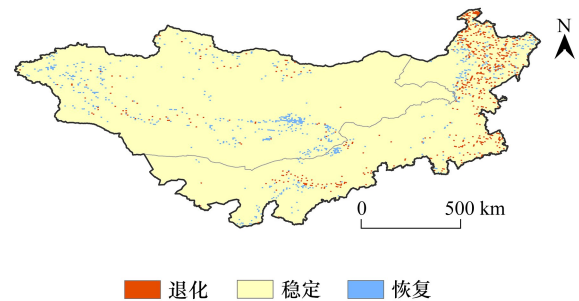


图4 基于土地覆盖指标的评估结果(评估期,2011—2020年)

Fig.4 The result of land cover indicator (reporting period, 2011—2020)

3.1.2 土地生产力评估

基线期和评估期生态系统总体均表现为恢复。前者恢复、稳定、退化和非植被区的面积分别为 $8.00 \times 10^5 \text{ km}^2$ 、 $9.81 \times 10^5 \text{ km}^2$ 、 $1.13 \times 10^5 \text{ km}^2$ 和 $8.45 \times 10^5 \text{ km}^2$, 分别占高原总面积的 29.21%、35.79%、4.13% 和 30.87%; 后者四种类型的面积分别为 $10.64 \times 10^5 \text{ km}^2$ 、 $7.42 \times 10^5 \text{ km}^2$ 、 $1.19 \times 10^5 \text{ km}^2$ 、 $8.16 \times 10^5 \text{ km}^2$, 分别占 38.82%、27.07%、4.35%、29.77%。恢复区在整个蒙古高原广泛分布, 包括蒙古的北部和内蒙古的东部地区。退化区在高原中部的荒漠-草原交错区呈带状分布, 其中基线期在前杭爱中部、中戈壁中部、东戈壁西北和东南部以及赤峰的西北部分布较集中, 此外在巴彦乌列盖、科布多、戈壁阿尔泰、巴彦洪戈尔、肯特和乌兰察布也有零散分布; 而评估期在戈壁阿尔泰东部、巴彦卓尔北部、前杭爱东部、中戈壁中部分布较为明显(图5、图6)。

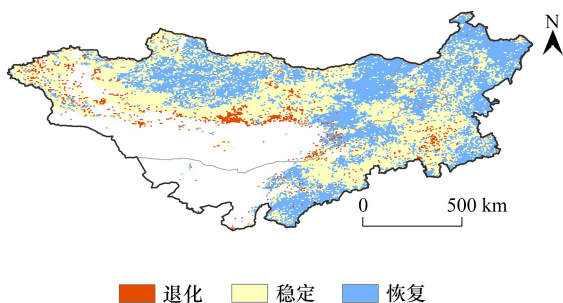


图5 基于土地生产力指标的评估结果(基线期,2001—2010年)

Fig.5 The result of land productivity indicator (baseline period, 2001—2010)

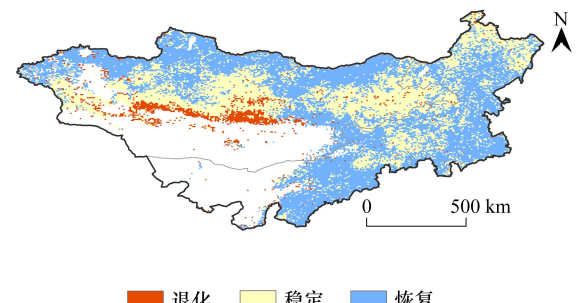


图6 基于土地生产力指标的评估结果(评估期,2011—2020年)

Fig.6 The result of land productivity indicator (reporting period, 2011—2020)

3.1.3 土壤有机碳评估

基线期恢复区和退化区的面积分别为 $4.70 \times 10^4 \text{ km}^2$ 、 $1.39 \times 10^4 \text{ km}^2$, 分别占高原总面积的 1.71% 和 0.51%, 土壤有机碳储量在 2001—2010 年间增速为 $7.11 \times 10^6 \text{ tC/a}$ 。恢复区在巴彦乌列盖北部、乌布苏南部、科布多北部和扎布汗西部有一个明显的块状分布; 在中戈壁东南、南戈壁的北部、东戈壁南部和乌兰察布的北部也有一个较为集中的块状分布区; 在呼伦贝尔中部有一个较小的条带状分布区。退化区在蒙古国的科布多中部、戈壁阿尔泰北部、巴彦洪戈尔中部和前杭爱南部分布较为集中; 在内蒙古呼伦贝尔东部、兴安盟东部、通辽东部和巴彦卓尔也有明显的分布(图7)。

评估期恢复区和退化区的面积分别为 $4.15 \times 10^4 \text{ km}^2$ 、 $2.21 \times 10^4 \text{ km}^2$, 分别占高原总面积的 1.51% 和 0.81%, 土壤有机碳储量在 2011—2020 年间增速为 $6.04 \times 10^6 \text{ tC/a}$ 。恢复区从蒙古西部的巴彦乌列盖, 往东经过科布

多戈壁阿尔泰、巴彦洪戈尔、前杭爱、南戈壁、中戈壁和东戈壁,往南经过内蒙的锡林郭勒、乌兰察布、巴彦卓尔和包头,形成一条从西至东,再往南的贯通的带状分布于蒙古高原的荒漠和草地的交错带。退化区在内蒙古呼伦贝尔的中部和东南部分布较为集中,在兴安盟、通辽、赤峰、巴彦卓尔和呼和浩特也有零散分布;在蒙古的中戈壁和东戈壁也有小部分的分布。基线期恢复区的分布面积是明显大于退化区的,在蒙古的南部与内蒙古的西南呈带状分布,在内蒙古的东北有较明显的块状集中分布区(图 8)。

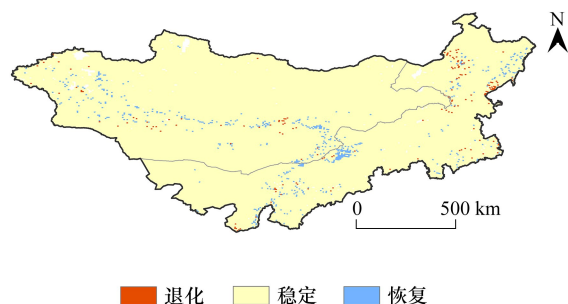


图 7 基于土壤有机碳指标的评估结果(基线期,2001—2010 年)

Fig.7 The result of soil organic carbon indicator (reporting period, 2001—2010)

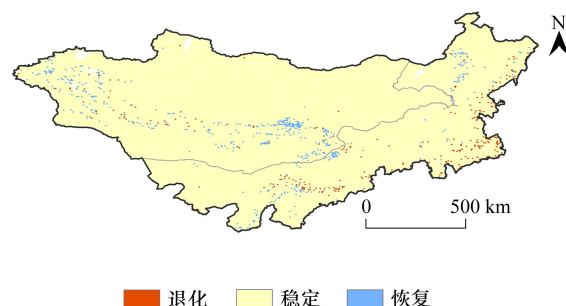


图 8 基于土壤有机碳指标的评估结果(评估期,2011—2020 年)

Fig.8 The result of soil organic carbon indicator (reporting period, 2011—2020)

3.2 综合评估

基于土地覆盖、土地生产力和土壤有机碳 3 个核心指标,根据“10AO”的原则分别计算基线期和评估期的 LDN 综合指标。基线期 LDN 综合指标表明,退化区主要分布在蒙古的西北部 and 东南以及内蒙古的西北、东北及东部边缘,退化区域的总面积为 $1.32 \times 10^5 \text{ km}^2$,约占高原总面积的 4.82%;基线期恢复区的面积为 $8.24 \times 10^5 \text{ km}^2$,约占高原总面积的 30.09%。基线期的退化区主要分布于巴彦洪戈尔中部、戈壁阿尔泰北部、科布多、巴彦乌列盖、乌布苏南部、库苏古尔北部和色楞格北部;在中戈壁东部、东戈壁北部和南部以及乌兰察布、包头北部和巴彦卓尔东南部呈现半环状分布;呼伦贝尔东部、兴安盟、通辽和赤峰有一些零散分布区。基线期的恢复区分布范围较广,包括蒙古的北部和内蒙古的东北及东南地区(图 9)。3 个指标均表现为退化的区域约占 0.0096%、3 个指标均表现为稳定的区域约占 35.03%、3 个指标均表现为恢复的区域约占 0.20%;由 NDVI 主导的退化约占 4.00%,由 NDVI 主导的恢复约占 27.88%;由土地覆盖主导的退化约占 0.28%,由土地覆盖主导的恢复约占 0.23%;3 个指标中任意两指标组合来决定土地状态的区域约占 31.22%(图 10)。

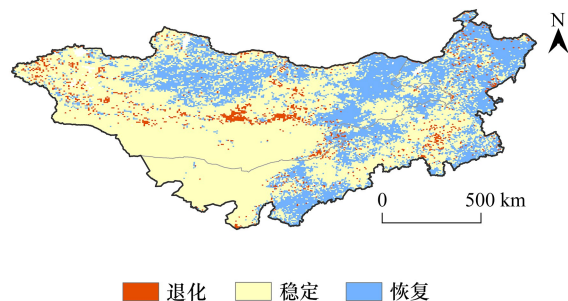


图 9 LDN 综合指标(基线期,2001—2010 年)

Fig.9 The LDN index (reporting period, 2001—2010)

LDN: 土地退化中性 Land degradation neutrality

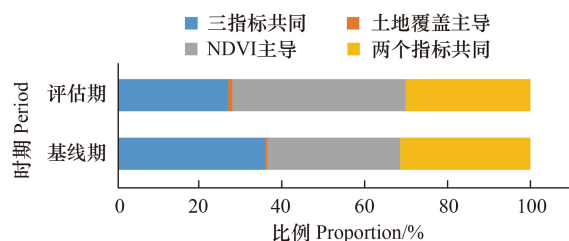


图 10 基线期和评估期各个指标的贡献率

Fig.10 The proportion of each indicator in the baseline period and the reporting period

NDVI: 归一化植被指数 Normalized difference vegetation index

评估期的 LDN 综合指标的结果表明,退化区在蒙古的中部和西部分布较为集中,在内蒙古的东北和东部

区域也有一些零散分布区。评估期退化区的面积为 $1.63 \times 10^5 \text{ km}^2$, 约占高原总面积的 5.94%。恢复区的面积约为 $10.63 \times 10^5 \text{ km}^2$, 约占高原总面积的 38.79%。退化区从西至东依次经过科布多、戈壁阿尔泰北部、巴彦洪戈尔中部、前杭爱中部、中戈壁西部形成一条明显的带状退化区; 在内蒙古的北部和东部, 包括呼伦贝尔东部、兴安盟、通辽和赤峰有零散分布区。评估期恢复区的面积也是明显大于退化区的, 恢复区分布于蒙古的北部和东部以及内蒙的北部和中部地区(图 11)。3 个指标均为退化的区域约占 0.01%、3 个指标均表现为稳定的区域约占 26.22%、3 个指标均表现为恢复的区域约占 0.14%; 由 NDVI 主导的退化约占 4.23%, 由 NDVI 主导的恢复约占 37.35%; 由土地覆盖主导的退化约占 0.87%, 由土地覆盖主导的恢复约占 0.12%; 3 个指标中任意两指标组合来决定土地状态的区域约占 29.91%(图 10)。

通过对比评估期与基线期的土地状态——叠加评估期和基线期 LDN 综合指标的结果, 判断新增退化土地与新增恢复土地面积的大小关系得到当前 LDN 的总体情况(图 12)。

结果表明, 与基线期相比, 评估期新增退化区域的面积为 $7.77 \times 10^4 \text{ km}^2$, 约占高原总面积的 2.84%; 评估期新增恢复区域面积约为 $10.83 \times 10^4 \text{ km}^2$, 约占高原总面积的 3.96%。新增退化区在高原中部呈现明显的带状分布, 从戈壁阿尔泰东部往东依次经过巴彦洪戈尔北部、前杭爱省中部和中戈壁西部; 同时在内蒙古东北部也有较为明显的散乱分布, 包括呼伦贝尔中东部和通辽东部等。新增恢复区在中戈壁东部、东戈壁东南部和赤峰的西北部分布较为集中。

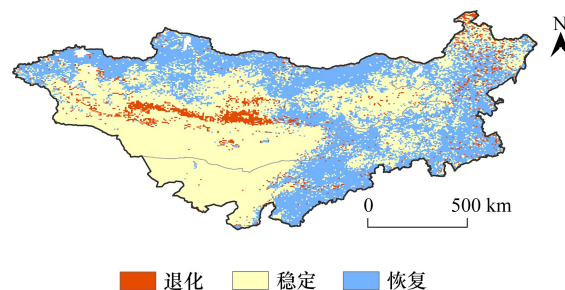


图 11 LDN 综合指标(评估期, 2011—2020 年)

Fig.11 The LDN index (reporting period, 2011—2020)

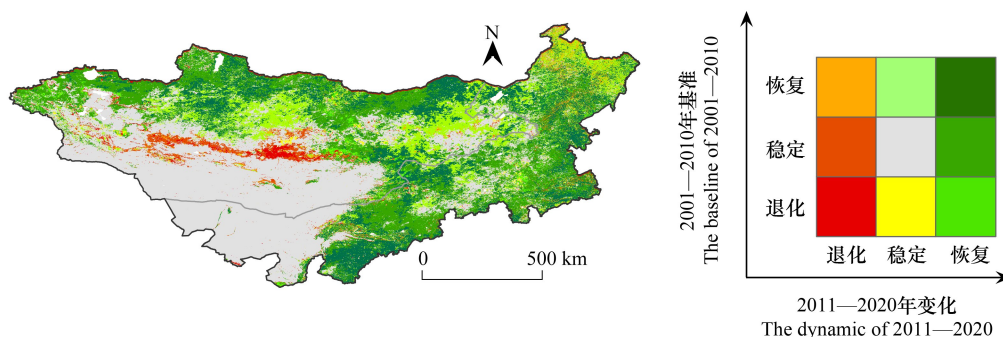


图 12 以 2001—2010 年为基准期的 2011—2020 年动态变化评估

Fig.12 Assessment of dynamic changes from 2011 to 2020 using 2001—2010 as the base period

4 讨论

土地退化和恢复评估很难用单一的指标充分反映土地的状态, 多个指标共同监测才能更充分地反映研究区内的土地状况^[28]。LDN 评估作为 SDG 15.3 的目标, 其核心是退化土地的基线评估和相对于基线期的动态监测。

4.1 蒙古高原的 LDN 评估

本研究基于 LDN-SCF 的 3 个核心指标, 分别从不同的角度量化了蒙古高原土地的退化和恢复情况。

土地覆盖变化反映了由于自然条件和人类活动而造成的景观组分和结构的状态和转变^[30], 可以直观地反映由于土地状态的变化从而识别出退化和恢复的区域。研究发现蒙古高原地区土地覆盖类型在过去 20 年间的变化相对较小且恢复占主导, 退化区域和恢复区域主要分布在森林-草地和草地-裸地交错地区。有研究

采用更为精细的草地分类,发现蒙古高原地区 1990—2015 年不同类型草地之间的转换较活跃且呈现退化趋势^[17,29—32],2000 年之后土地恢复的能力逐渐提升。本研究所采用的土地覆盖类型较粗糙,只能识别出不同类型之间的转换,因此忽略了不同草地之间的转化(如典型草原转化为荒漠草原)导致的土地退化。由于土地利用与覆盖类型的变化较小(基线期变化占比为 3.51%,评估期变化占比为 3.65%),因此基于这一指标识别出的生态系统变化的范围也很小。

土地生产力指标表征土地的健康和生产能力的变化,并反映了生态系统功能的变化对植物和生物量增长的净影响,其下降趋势往往是土地退化的一个决定性特征。本研究将 NDVI 作为土地生产力的代理指标,发现区域生产力显著增加,且恢复区域的面积远大于退化区(基线期恢复区面积占 29.21%,退化区约占 4.13%;评估期恢复区面积约占 38.82%,退化区约占 4.35%),这与全球生态系统变绿的大趋势一致,体现了大气二氧化碳浓度的施肥效应^[33],同时也受到区域降水量增多和生态工程的实施的影响^[25]。生产力降低的区域主要分布在高原中部的草地-荒漠交错区和高原西北的草地区域,与现有研究识别的生态退化区的空间范围大体一致^[26,34—35]。

土壤有机碳指标的变化较缓慢,在数年或者数十年的研究尺度内变化相对较小。本研究发现,20 年间 SOC 发生变化的区域较少,整体表现为微弱的上升趋势,退化区主要分布在内蒙古的草地和草地-农田过渡区以及高原中部的草地-荒漠过渡区,恢复区主要分布在高原北部的森林-草地交错带和中部的草地-荒漠交错带,这一结果与 Shi 等^[36]模型模拟的结果相似。本研究结果表明,2001—2010 年和 2011—2020 年两个时间段,区域土壤有机碳库总体为重要的碳汇(分别为 $7.11 \times 10^6 \text{ tC/a}$ 和 $6.04 \times 10^6 \text{ tC/a}$),这一数值与已有的估计相差不大($8 \times 10^6 \text{ tC/a}$)^[37—39]。

土地覆盖、土地生产力和土壤有机碳 3 个指标分别从最直观的土地覆盖类型的转变、地上植被生产力的动态和地下土壤碳储量的变化来评估土地的质量。3 个指标中,NDVI 的变化最为显著、其次为土地覆盖、SOC 最稳定,因此以上评估结果中 NDVI 占主导作用。3 个指标评估结果一致的区域在两个时期分别占 35.25%和 26.38%;由 NDVI 指标主导的区域在两个时期分别占 31.88%和 41.57%;由土地覆盖指标主导的区域在两个时期均不足 1%。基于 LDN-SCF 的 3 个核心指标的结果表明,在 2001—2020 年间,蒙古高原的退化面积小于恢复面积,意味着与基线期(2001—2010 年)相比,蒙古高原已实现 LDN 目标,这与采用植被绿度、植被生产力和植被冠层结构等指标(1982—2018 年)发现的总体恢复趋势一致^[35,40]。由于干旱区 NPP 较低且受到降雨波动以及方面活动等影响较大,而土壤有机碳的积累相对较慢,因此区域中已恢复的生态系统应加以保护,减少干扰。生态系统健康状态评估还需要更长时间尺度的监测^[41]。

4.2 LDN 评估方法的优缺点

基于 LDN-SCF 的 LDN 评估方法的优点在于可操作性强,对于缺少区域数据的地区,可以参考 UNCCD 指南的数据、指标和方法来评估当前 LDN 目标的完成情况。但是,LDN-SCF 的 LDN 评估方法目前还存在一些不足。(1)全球数据与区域特性不匹配。由于推荐的数据源大都是全球尺度的,不能充分考略到地区的特点,可能会导致一些变化过程不能被捕捉到^[7,32,42];(2)评估方法的分级和分类较为简单。土地覆盖类型转化与土地状态变化之间的关系存在争议^[21,43],土地生产力各个子指标的分级也比较粗糙;(3)评估指标较为单一。概念框架的 3 个核心指标不能充分表现不同区域之间的特点^[44],某些区域的变化不能充分识别;(4)缺乏更为具体的量化指标。目前的评估方法只是判断退化和恢复面积的大小关系,未统计区域上固碳量、生物量等多种生态系统服务数量的变化,这就使得坏地换好地情况的出现,即面积上可以均等,但是坏地恢复获得的生态系统服务的收益远远小于好地退化损失的收益^[23,45]。

4.3 LDN 评估未来研究方向

未来的 LDN 研究还须进一步深化:

(1)加强科学数据的研发。后续研究需要根据具体区域的特点开发适合本区的数据,例如蒙古高原地区主要的土地类型为草地和荒漠且不同草地类型之间的转化较为活跃^[46],土地覆盖产品需要尽可能地细化这

两个地类的类型,才能更充分地识别该区域的变化。土壤有机碳的监测相对而言更为困难^[47],一方面需要加密采样点并训练模型完成长时序土壤有机碳数据集的建立,另一方面也要完善 SOC 的动态检测方法。

(2) 细化评估方法的分级和分类。针对土地覆盖指标,需要进一步明确土地覆盖类型转化与土地状态之间的对应关系,并将目前的定性表述尽可能提升到定量研究。针对土地生产力指标,主要采用遥感指标作为代理,但是大尺度长时序的数据存在较大的波动性^[48-49],当前许多基于遥感数据的研究结果存在较大争议,后续研究在利用全球数据时应先采用高分数据和实地监测数据验证该数据的可用性。后续研究应对目前应用的统计分析、极限检测等这些评估方法细化分级数^[18,50]。

(3) 完善评估指标。后续的研究需要针对具体研究区域的特点来增加量化土地状态变化的补充指标。例如,根据不同生态系统类型的特点补充评估指标,针对草原生态系统可以补充载畜量,荒漠生态系统可以补充防风固沙量等^[5,51]。

(4) 完善评估方法。为了更为准确地评估恢复土地的生态效应是否能够抵消土地退化的效应,除了简单地统计面积的变化之外,需要增加生物量、固碳量、以及其他生态系统服务的增减统计。

5 结论

LDN 评估采用基线评估和评估期的动态监测来量化研究区域内土地的动态变化,通过对比基线期和评估期间退化和恢复土地的面积可以判断是否实现 LDN 目标。蒙古高原评估结果表明,相对于基准年 2010 年的生态系统状态,到 2020 年区域 LDN 目标已经达到,即恢复的面积超过退化的面积,而且 SOC 表现出弱的碳汇。由于全球尺度的数据空间分辨率较粗,如草地和荒漠在分类上较为粗糙,给区域 LDN 的评估带来了较大的不确定性。同时,SOC 指标由于缺少长时间序列的数据,通过区分不同气候区的土地利用转换系数来推算 SOC 的变化,其结果的不确定性也较大。未来需要结合模型和大量样点数据的交差验证提高 SOC 估算精度^[37]。LDN 案例评估的作用一方面可以根据研究区的具体情况补充评估指标并完善评估方法,另一方面区域评估能为该区域的管理实践提供指导。本研究强调,未来 LDN 研究需要在区域数据的研发、评估方法的细化、评估指标的完善、定量化研究的加强等方面进一步深化;荒漠和草地交错带是蒙古高原地区退化显著的区域,是未来生态恢复的关键区域。

参考文献 (References):

- [1] Farifteh J, Farshad A, George R J. Assessing salt-affected soils using remote sensing, solute modelling, and geophysics. *Geoderma*, 2006, 130 (3): 191-206.
- [2] García M, Oyonarte C, Villagarcía L, Contreras S, Domingo F, Puigdefábregas J. Monitoring land degradation risk using ASTER data: The non-evaporative fraction as an indicator of ecosystem function. *Remote Sensing of Environment*, 2008, 112(9): 3720-3736.
- [3] Prince S D, Becker-Reshef I, Rishmawi K. Detection and mapping of long-term land degradation using local net production scaling: Application to Zimbabwe. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113(5): 1046-1057.
- [4] 张宪洲, 王小丹, 高清竹, 侯太平, 沈振西, 方江平. 开展高寒退化生态系统恢复与重建技术研究, 助力西藏生态安全屏障保护与建设. *生态学报*, 2016, 36(22): 7083-7087.
- [5] 郭晓娜, 陈睿山, 李强, 苏维词, 刘敏, 潘真真. 土地退化过程、机制与影响——以土地退化与恢复专题评估报告为基础. *生态学报*, 2019, 39(17): 6567-6575.
- [6] 陈睿山, 郭晓娜, 熊波, 王尧, 陈琼. 气候变化、土地退化和粮食安全问题: 关联机制与解决途径. *生态学报*, 2021, 41(7): 2918-2929.
- [7] Cowie A L, Orr B J, Castillo Sanchez V M, Chasek P, Crossman N D, Erlewein A, Louwagie G, Maron M, Metternicht G I, Minelli S, Tengberg A E, Walter S, Welton S. Land in balance: The scientific conceptual framework for Land Degradation Neutrality. *Environmental Science & Policy*, 2018, 79: 25-35.
- [8] Minelli S, Erlewein A, Castillo V. Land Degradation Neutrality and the UNCCD: From Political Vision to Measurable Targets. Ginzky H, Heuser I, Qin T, Ruppel O, Wegerdt P. *International Yearbook of Soil Law and Policy 2016*. Cham: Springer, 2017: 85-104.
- [9] Metternicht G, Akhtar-Schuster M, Castillo V. Implementing land degradation neutrality: From policy challenges to policy opportunities for national sustainable development. *Environmental Science & Policy*, 2019, 100: 189-191.

- [10] Dengiz O. Potential impact of land use change on land productivity dynamics with focus on land degradation in a sub-humid terrestrial ecosystem. *Theoretical and Applied Climatology*, 2018, 133(1): 73-88.
- [11] Kapović Solomun M, Barger N, Cerda A, Keesstra S, Marković M. Assessing land condition as a first step to achieving land degradation neutrality: A case study of the Republic of Srpska. *Environmental Science & Policy*, 2018, 90: 19-27.
- [12] Kiani-Harchegani M, Sadeghi S H. Practicing land degradation neutrality (LDN) approach in the Shazand Watershed, Iran. *Science of the Total Environment*, 2020, 698: 134319.
- [13] Grainger A. Is Land Degradation Neutrality feasible in dry areas? *Journal of Arid Environments*, 2015, 112: 14-24.
- [14] Safriel U. Land Degradation Neutrality (LDN) in drylands and beyond - where has it come from and where does it go. *Silva Fennica*, 2017, 51(1B): 1650.
- [15] Zhang Y, Wang J L, Wang Y, Ochir A, Togtokh C. Land Cover Change Analysis to Assess Sustainability of Development in the Mongolian Plateau over 30 Years. *Sustainability*, 2022, 14(10): 6129.
- [16] 魏云洁, 甄霖, 刘雪林, Ochirbat Batkhishig. 1992—2005 年蒙古国土利用变化及其驱动因素. *应用生态学报*, 2008, 19(9): 1995-2002.
- [17] Yin H, Pflugmacher D, Li A, Li Z G, Hostert P. Land use and land cover change in Inner Mongolia-understanding the effects of China's re-vegetation programs. *Remote Sensing of Environment*, 2018, 204: 918-930.
- [18] Orr B J, Cowie A L, Castillo Sanchez V M, Chasek P, Crossman N D, Erlewein A, Louwagie G, Maron M, Metternicht G I, Minelli S, Tengberg A E, Walter S, Welton S. Scientific Conceptual Framework for Land Degradation Neutrality. Bonn: United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD), 2017.
- [19] von Maltitz G P, Gambiza J, Kellner K, Rambau T, Lindeque L, Kgope B. Experiences from the South African land degradation neutrality target setting process. *Environmental Science & Policy*, 2019, 101: 54-62.
- [20] 尚占环, 董世魁, 周华坤, 董全民, 龙瑞军. 退化草地生态恢复研究案例综合分析: 年限、效果和方法. *生态学报*, 2017, 37(24): 8148-8160.
- [21] Sims, N.C., Newnham, G.J., England, J.R., Guerschman, J., Cox, S.J.D., Roxburgh, S.H., Viscarra Rossel, R.A., Fritz, S. and Wheeler, I. 2021. Good Practice Guidance. SDG Indicator 15.3.1, Proportion of land that Is degraded over total land area. Version 2.0. United Nations Convention to Combat Desertification, Bonn, Germany.
- [22] 李晓松, 卢琦, 贾晓霞. 地球大数据促进土地退化零增长目标实现: 实践与展望. *中国科学院院刊*, 2021, 36(8): 896-903.
- [23] Aynekulu E, Lohbeck M, Nijbroek R, Ordoñez J, Turner K, Vågen T, Winowiecki L. Review of Methodologies for Land Degradation Neutrality Baselines: Sub-national case studies from *Costa Rica* and *Namibia*. International Center for Tropical Agriculture (CIAT) and World Agroforestry Center (ICRAF), Nairobi, Kenya. 58 p, 2017.
- [24] Gonzalez-Roglich M, Zvoleff A, Noon M, Liniger H, Fleiner R, Harari N, Garcia C. Synergizing global tools to monitor progress towards land degradation neutrality: Trends.Earth and the World Overview of Conservation Approaches and Technologies sustainable land management database. *Environmental Science & Policy*, 2019, 93: 34-42.
- [25] Zhou X, Yamaguchi Y. Relative Importance of Climatic and Anthropogenic Drivers on the Dynamics of Aboveground Biomass across Agro-Ecological Zones on the Mongolian Plateau. *Sustainability*, 2018, 10(10): 3435.
- [26] Zhang Y Z, Wang Q, Wang Z Q, Yang Y, Li J L. Impact of human activities and climate change on the grassland dynamics under different regime policies in the Mongolian Plateau. *Science of the Total Environment*, 2020, 698: 134304.
- [27] Friedl M A, Sulla-Menashe D, Tan B, Schneider A, Ramankutty N, Sibley A, Huang X M. MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets. *Remote Sensing of Environment*, 2010, 114(1): 168-182.
- [28] 王宗松, 姜丽丽, 汪诗平, 王艳芬, 周华坤. 草地退化恢复评估方法述评. *生态学报*, 2022, 42(16): 6464-6473.
- [29] Batunacun N C, Hu Y F, Lakes T. Land-use change and land degradation on the Mongolian Plateau from 1975 to 2015-a case study from Xilingol, China. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(6): 1595-1606.
- [30] Tao S L, Fang J Y, Zhao X, Zhao S Q, Shen H H, Hu H F, Tang Z Y, Wang Z H, Guo Q H. Rapid loss of lakes on the Mongolian Plateau. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2015, 112(7): 2281-2286.
- [31] Wang J L, Wei H S, Cheng K, Ochir A, Davaasuren D, Li P F, Shun Chan F K, Nasanbat E. Spatio-Temporal Pattern of Land Degradation from 1990 to 2015 in Mongolia. *Environmental Development*, 2020, 34: 100497.
- [32] Wang J L, Cheng K, Liu Q, Zhu J X, Ochir A, Davaasuren D, Li G, Wei H, Chonokhuu S, Namsrai O, Bat-Erdene A. Land cover patterns in Mongolia and their spatiotemporal changes from 1990 to 2010. *Arabian Journal of Geosciences*, 2019, 12(24): 778.
- [33] Fang X Q, Zhu Q A, Ren L L, Chen H, Wang K, Peng C H. Large-scale detection of vegetation dynamics and their potential drivers using MODIS images and BFAST: A case study in Quebec, Canada. *Remote Sensing of Environment*, 2018, 206(01): 391-402.
- [34] Zhao C L, Yan Y, Ma W Y, Shang X, Chen J G, Rong Y J, Xie T, Quan Y. RESTREND-based assessment of factors affecting vegetation

- dynamics on the Mongolian Plateau. *Ecological Modelling*, 2021, 440: 109415.
- [35] Bai Y, Li S G, Liu M H, Guo Q. Assessment of vegetation change on the Mongolian Plateau over three decades using different remote sensing products. *Journal of Environmental Management*, 2022, 317: 115509.
- [36] Shi Y, Baumann F, Ma Y, Song C, Kühn P, Scholten T, He J S. Organic and inorganic carbon in the topsoil of the Mongolian and Tibetan grasslands: pattern, control and implications. *Biogeosciences*, 2012, 9(6): 2287-2299.
- [37] Lu Y, Zhuang Q, Zhou G, Sirin A, Melillo J, Kicklighter D. Possible decline of the carbon sink in the Mongolian Plateau during the 21st century. *Environmental Research Letters*, 2009, 4(4): 045023.
- [38] Kou D, Ma W H, Ding J Z, Zhang B B, Fang K, Hu H F, Yu J C, Wang T, Qin S Q, Zhao X, Fang J Y, Yang Y H, Briones M. Dryland soils in northern China sequester carbon during the early 2000s warming hiatus period. *Functional Ecology*, 2018, 32(6): 1620-1630.
- [39] Lu C Q, Tian H Q, Zhang J E, Yu Z, Pan S F, Dangal S, Zhang B W, Yang J, Pederson N, Hessel A. Severe Long - Lasting Drought Accelerated Carbon Depletion in the Mongolian Plateau. *Geophysical Research Letters*, 2019, 46(10): 5303-5312.
- [40] Bao G, Qin Z H, Bao Y H, Zhou Y, Li W J, Sanjiv A. NDVI-Based Long-Term Vegetation Dynamics and Its Response to Climatic Change in the Mongolian Plateau. *Remote Sensing*, 2014, 6(9): 8337-8358.
- [41] 张骞, 马丽, 张中华, 徐文华, 周秉荣, 宋明华, 乔安海, 王芳, 余延娣, 杨晓渊, 郭婧, 周华坤. 青藏高寒区退化草地生态恢复:退化现状、恢复措施、效应与展望. *生态学报*, 2019, 39(20): 7441-7451.
- [42] Chasek P, Akhtar-Schuster M, Orr B J, Luise A, Rakoto Ratsimba H, Safriel U. Land degradation neutrality: The science-policy interface from the UNCCD to national implementation. *Environmental Science & Policy*, 2019, 92: 182-190.
- [43] 王梦婧, 吕悦风, 吴次芳. 土地退化中性研究的国际进展及其中国路径. *中国土地科学*, 2020, 34(2): 64-74.
- [44] Wunder S, Bodle R. Achieving land degradation neutrality in Germany: Implementation process and design of a land use change based indicator. *Environmental Science & Policy*, 2019, 92: 46-55.
- [45] Dallimer M, Stringer L C. Informing investments in land degradation neutrality efforts: A triage approach to decision making. *Environmental Science & Policy*, 2018, 89: 198-205.
- [46] Liu J Y, Kuang W H, Zhang Z X, Xu X L, Qin Y W, Ning J, Zhou W C, Zhang S W, Li R D, Yan C Z, Wu S X, Shi X Z, Jiang N, Yu D S, Pan X Z, Chi W F. Spatiotemporal characteristics, patterns, and causes of land-use changes in China since the late 1980s. *Journal of Geographical Sciences*, 2014, 24(2): 195-210.
- [47] 刘苗, 刘国华. 土壤有机碳储量估算的影响因素和不确定性. *生态环境学报*, 2014, 23(7): 1222-1232.
- [48] 袁帅, 陈俊翰, 卢琦. 土地退化零增长概念框架及我国践行启示. *世界林业研究*, 2020, 33(5): 7-12.
- [49] de Jong R, de Bruin S, de Wit A, Schaepman M E, Dent D L. Analysis of monotonic greening and browning trends from global NDVI time-series. *Remote Sensing of Environment*, 2011, 115(2): 692-702.
- [50] Gilbey B, Davies J, Metternicht G, Magero C. Taking Land Degradation Neutrality from concept to practice: Early reflections on LDN target setting and planning. *Environmental Science & Policy*, 2019, 100: 230-237.
- [51] Li X S, Wang H Y, Wang J Y, Gao Z H. Land degradation dynamic in the first decade of twenty-first century in the Beijing-Tianjin dust and sandstorm source region. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 74(5): 4317-4325.