

DOI: 10.5846/stxb202002150259

董凌勃,海旭莹,汪晓珍,邓蕾,李斌斌,刘玉林,李继伟,李妙宇,吕文文,上官周平黄土高原退耕还草地植物群落动态对生态系统碳储量的影响.生态学报 2020,40(23):8559–8569.

Dong L B, Hai X Y, Wang X Z, Deng L, Li B B, Liu Y L, Li J W, Li M Y, Lü W W, Shangguan Z P. Effects of plant community dynamics on ecosystem carbon stocks since returning farmlands to grasslands on the Loess Plateau. Acta Ecologica Sinica 2020, 40(23): 8559–8569.

黄土高原退耕还草地植物群落动态对生态系统碳储量的影响

董凌勃¹, 海旭莹¹, 汪晓珍¹, 邓蕾^{1,2,*}, 李斌斌³, 刘玉林¹, 李继伟², 李妙宇², 吕文文¹, 上官周平^{1,2}

1 西北农林科技大学水土保持研究所黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 杨凌 712100

2 中国科学院水利部水土保持研究所, 杨凌 712100

3 水利部水土保持监测中心, 北京 100053

摘要: 退化农地通过植被恢复能够提高生态系统的固碳能力,但是植被恢复中植物群落特征如何影响生态系统碳储量仍存在不确定性。以农田为对照,选取自然恢复 8、15、25、35 a 草地为对象,探讨退耕还草地植物群落特征对生态系统碳储量的影响。结果表明:群落盖度随着恢复年限的增加而显著增加,恢复 35 a 时达到最大值(64.0%),优势种从达乌里胡枝子、赖草、茵陈蒿演变为长芒草、铁杆蒿;禾草类、多年生草本和灌木逐渐成为优势种。Shannon-Weiner 指数、Patrick 指数均呈先上升后下降的趋势,均在第 15 年达到最大值。地上植被碳储量和地下植被碳储量在恢复期间呈直线增加的趋势,且均在 35 a 达最大值,分别为 0.83 Mg C/hm²、1.49 Mg C/hm²,而凋落物碳储量在第 25 年达到最大值,为 0.40 Mg C/hm²。土壤碳储量与有机碳含量总体呈先下降后上升的趋势,在第 8 年达到最低值,在第 35 年恢复到农田水平之上,占生态系统碳储量的 93.3%—99.6%;表层 0—10 cm 土壤碳储量占 0—30 cm 碳储量的 38.9%—50.3%,呈表聚现象。生态系统碳储量与土壤碳储量趋势一致,即恢复到第 8 年最低,为 24.32 Mg C/hm²,恢复到第 35 年最高,为 43.70 Mg C/hm²。群落盖度、地上生物量、凋落物生物量、禾草、豆科以及多年生植物的重要值与生态系统碳储量呈显著正相关($P < 0.05$),杂草和一年生植物重要值与生态系统碳储量呈显著负相关($P < 0.05$)。研究表明植被群落组成的动态变化通过增加植被碳储量和土壤碳储量实现生态系统碳储量的增加,而多年生植物、杂草与禾草的重要值和地下生物量与凋落物生物量是影响生态系统碳储量的重要植被因子。

关键词: 植被恢复; 碳储量; 生物量; 固碳; 植物多样性

Effects of plant community dynamics on ecosystem carbon stocks since returning farmlands to grasslands on the Loess Plateau

DONG Lingbo¹, HAI Xuying¹, WANG Xiaozhen¹, DENG Lei^{1,2,*}, LI Binbin³, LIU Yulin¹, LI Jiwei², LI Miaoyu², LÜ Wenwen¹, SHANGGUAN Zhouping^{1,2}

1 State Key Laboratory for Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling 712100, China

2 Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences & Ministry of Water Resources, Yangling 712100, China

3 Soil and Water Conservation Monitoring Center of Ministry of Water Resources, Beijing 100053, China

Abstract: Global warming is an important problem faced by mankind at present. The increase in greenhouse gas emissions due to human activities is the main cause of global warming. The degraded agricultural land can reduce soil greenhouse gas

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项 A 类(XDA23070201); 国家自然科学基金(41877538)

收稿日期: 2020-02-15; 网络出版日期: 2020-10-29

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: leideng@ms.iswc.ac.cn

<http://www.ecologica.cn>

emissions by improving the carbon sequestration capacity of ecosystems through vegetation restoration, but there is still uncertainty how plant community characteristics affect ecosystem carbon stocks following vegetation restoration. This paper selected a chronosequence of 0 (farmland), 8, 15, 25 and 35 years of grassland restoration since farmlands abandonment. We aimed to explore (1) how the plant community and ecosystem carbon stocks changed with the increase of restoration age; and (2) how the composition of the plant communities affected the changes of the ecosystem carbon stocks. The results showed that the community cover increased significantly with the increase of restoration age, and reached the maximum value (64.0%) in 35 years since farmlands abandonment. The advantage strains evolved from *Lespedeza daurica*, *Leymus secalinus*, *Artemisia capillaris*, to *Stipa bungeana*, *Artemisia sacrorum*; grasses, perennial herbs and shrubs gradually became the dominant species. The Shannon-Weiner index and the Patrick index both showed a trend of first increase and then decrease, reaching their highest level in the farmland abandonment for 15 years. The carbon stocks of aboveground vegetation and underground vegetation showed a linear increase during the restoration period. They both reached the maximum value in 35 years, which were 0.83 and 1.49 Mg C/hm², respectively. The carbon stocks of litters reached the maximum value of 0.40 Mg C/hm² in the 25 years. Soil carbon stocks and organic carbon content showed a trend of first decline and then increase, reaching the lowest value in 8 years and returning to the same level with farmland in 35 years, and soil carbon stocks accounted for 93.3%—99.6% of ecosystem carbon stocks in the grassland restoration ecosystems. Ecosystem carbon stocks were in line with soil carbon stocks, with a minimum of 24.32 Mg C/hm² in 8 years and 43.70 Mg C/hm² in 35 years. Community cover, above-ground biomass, litter, plant structure and function showed significantly positive correlation between carbon stocks ($P < 0.05$), and the important values of forbs and annual herbs showed significantly negative correlation with ecosystem carbon stocks ($P < 0.05$). The study suggested that vegetation community composition increased ecosystem carbon stocks by increasing vegetation and soil carbon stocks. The important values of perennials, forbs and grasses and underground biomasses and litters are important vegetation factors to affect the carbon stocks in the restoring grassland ecosystems.

Key Words: vegetation restoration; carbon stocks; biomass; carbon sequestration; plant diversity

全球气候变暖是目前人类面临的重要问题,人类活动造成温室气体排放的增加是全球气候变暖的主要原因^[1]。大气中的温室气体主要包括 CO₂、CH₄和 N₂O 等,其中 CO₂约占 60%^[2]。由于历史上的人为活动,全世界土壤已向大气输送了 0.133 Pg 碳^[3]。为了应对减排压力,目前国际上都在寻找各自的减排途径,其中,通过植被恢复对碳的吸收来减少 CO₂排放是最有效的途径之一,而且植被恢复还能提高土壤质量,防止土地退化^[4]。

草地是陆地生态系统重要组成部分,约占陆地总面积的 20%,其碳储量达 200—300 Pg^[5]。研究发现,草地通过自然恢复能显著增加植被盖度,地上生物量和碳储量^[6]。Jing 等^[7]认为植被恢复 20 a 后物种密度、多样性、丰富度和地上生物量均呈现降低趋势。李永强等^[8]表明土壤有机碳呈现出先降低后增加的变化规律,虽然恢复 33 a 增加了土壤碳储量,但尚未恢复到初始农田的碳储量水平。然而,赵威^[9]等发现土壤碳储量在第 3 年开始上升,并在第 8 年恢复到农田水平。由于初始土壤退化程度和恢复时间长短等因素存在差异,土壤碳储量恢复到最佳水平的不同。另外,目前的工作较多的关注在土壤碳储量的时间动态变化上,尚缺少对整个生态系统碳储量的系统研究。植被恢复后植物群落组成等对生态系统碳储量的影响仍有较多不确定性,也需要进一步探讨。

黄土高原是世界上侵蚀最严重、黄土沉积最深厚的地区之一^[10],为了减少土壤水分、碳流失和土壤侵蚀,我国政府在 20 世纪 80 年代启动了一系列生态恢复工程^[11-12]。比如,自 1999 年起,实施的“退耕还林(草)”工程,将农田转化为林地或草地,是覆盖范围最广的生态恢复工程之一^[4]。大规模造林植草改变森林和草地面积,使植被覆盖显著增加,必然改变陆地生态系统的固碳能力^[13-16]。退耕还草地是黄土高原地区土地利用

变化较大的植被恢复类型之一,深入研究农田弃耕后草地的碳汇能力对科学研究和地方决策者都很重要。

本研究通过探讨退耕还草地恢复过程中草地生态系统碳储量以及植被群落组成的变化,以及研究草地恢复后植被群落组成对生态系统碳储量的影响,以为黄土高原地区生态恢复及其固碳管理提供理论依据和数据参考。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于陕西省延安市安塞区纸坊沟流域(36°44′—36°51′N,109°15′—109°18′E),海拔为1144—1307 m。该地区气候属中温带大陆性半干旱季风气候区,四季长短不等,干湿分明。常年平均气温9.1℃,最高温36.8℃,最低温-23.6℃,年平均降水量503 mm,最多为645 mm,最少为296.6 mm,夏季约占全年降水量70%,年蒸发量大于1400 mm,年日照时数为2300—2400 h,全年无霜期160 d。土壤主要为黄土母质发育形成的黄绵土,是黄土高原地区分布最广的土壤类型。研究区草地的天然植被主要以长芒草(*Stipa bungeana*)、白羊草(*Bothriochloa ischaemum*)、赖草(*Leymus secalinus*)、铁杆蒿(*Artemisia gmelinii*)、芨芨(*Artemisia giraldii*)、达乌里胡枝子(*Lespedeza daurica*)、异叶败酱(*Patrinia heterophylla*)等为主,退化农田以玉米(*Zea mays*)地为主。

1.2 实验设计与样品采集

本文采用空间代替时间法,于2015年8月选取农田(玉米地)、农田弃耕后自然恢复8、15、25、35 a草地为研究对象(表1)。每个恢复年限选取3块草地,每块草地设置为20 m×20 m样地,沿对角线方向分别设置3个1 m×1 m的样方。由于在恢复草地样地中发现有灌木幼苗,植株较小尚未形成群落,因此在调查时与草本植物同时调查。在每个样方内,调查每个样方内的植株高度、多度、盖度和物种组成。采用剪刀齐地减去地上部分作为地上生物量,去除地上的鲜活植物后收集地表的枯落物,将土壤表面的覆盖物清理干净,采用直径为9 cm的根钻采集0—10、10—20、20—30 cm土层内的根系生物量,每个样方沿对角线方向取3钻,混合后用干筛法获取根系。使用直径为5 cm的土钻,沿每个样方的对角线方向自下而上进行取样,按0—10、10—20、20—30 cm 3个土层,共取5钻土。同一土层的5钻土混合均匀后合并成一个土样,然后过2 mm筛,以除去植物残体、砾石等杂物,在室温下风干后用于测定土壤理化指标。在每个样方旁用100 cm³环刀在0—10、10—20、20—30 cm 3个土层,采集未搅动的自然状态土样,用于测量土壤容重,每个样地3个重复。

表1 不同恢复年限样地地理特征

Table 1 Geographical characteristics of different recovery years

恢复年限 Recovery years/a	坡度 Slope/(°)	海拔 Elevation/m	容重 Bulk density/(g/cm ³)	坡向 Aspect	坡位 Slope positions
0 (农田 Farmland)	19—24	1280.5±5.6	1.26±0.01ab	南、东南	上坡、中坡
8	15—32	1240.4±3.1	1.14±0.02c	东北、西北	上坡、坡顶
15	14—30	1261.9±4.0	1.23±0.08b	东北、西北	上坡、中坡
25	22—28	1150.5±5.4	1.29±0.06a	西南、西	上坡、中坡
35	14—29	1200.5±44.9	1.16±0.06c	东、东北	上坡、中坡

不同小写字母表示不同恢复年限之间存在显著差异($P<0.05$)

1.3 测定方法

将地上植被、凋落物和根系用去离子水冲洗,105℃杀青30 min后在65℃下烘干至恒重,取其干重用以计算地上植被、凋落物和根系的碳储量。土壤有机碳、植被碳和凋落物碳采用K₂Cr₂O₇-H₂SO₄氧化法测定^[17],土壤容重采用称量法进行测定。

1.4 数据处理

(1) 土壤有机碳的计算公式^[18]

<http://www.ecologica.cn>

$$C_s = \frac{SOC \times BD \times D}{10}$$

式中: C_s 为土壤有机碳储量 (Mg/hm^2); SOC 为土壤有机碳含量 (g/kg); BD 为土壤容重 (g/cm^3); D 为土层厚度 (cm)。

(2) 植被碳储量计算公式^[18]

$$C_p = B \times C_f$$

C_p 是植被碳储量 (Mg/hm^2); B 是植被生物量 (Mg/hm^2); C_f 是植物生物量碳含量 (%)。

(3) 多样性指数计算^[19]

$$R = S$$

$$SW = - \sum_{i=1}^s P_i \ln P_i$$

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s P_i^2$$

$$J = SW / \ln S$$

R 是 Patrick 物种丰富度指数, SW 是 Shannon-Wiener 多样性指数, D 是 Simpson 辛普森指数, J 是 Pielow 均匀度指数, S 是该样地的总物种数, i 是物种 i , P_i 是物种 i 的相对重要值。

重要值、相对频度、相对盖度、相对高度、相对密度计算方法^[19]。

重要值 = (相对频度 + 相对盖度 + 相对高度 + 相对密度) / 400

相对频度 = (某个种的频度 / 所有种的频度) × 100

相对盖度 = (某个种的盖度 / 所有种盖度之和) × 100

相对高度 = (某个种的平均高度 / 所有种的平均高度之和) × 100

相对密度 = (某种植物个体数目 / 全部植物个体数目) × 100

1.5 数据分析

采用单因素方差分析 (One-way ANOVA) 比较不同恢复年限生物多样性、生物量和碳储量的差异; 采用 Pearson 相关分析对植物生活型、功能群、生物多样性和碳储量之间的关系进行分析。使用 Origin2018 软件作图, 图表中数据为平均值 ± 标准差。采用 SPSS 25.0 软件对数据进行统计分析。

2 结果

2.1 植被恢复中植物群落特征的变化

随着植被恢复, 群落高度波动较大 (表 2), 第 25 年与第 8、35 年之间有显著差异 ($P < 0.05$)。在恢复后的第 8 年群落高度最高 (64.14 cm)。群落盖度随着恢复年限的增加总体呈上升的趋势, 第 8 年与第 15、35 年之间差异显著 ($P < 0.05$)。群落盖度在第 35 年达到最高 (64.0%), 分别是第 8、15、25 年的 2.1、1.2、1.5 倍 (表 2)。随着植被恢复, 该地区的优势种由达乌里胡枝子 (*L. davurica*)、赖草 (*L. secalinus*)、茵陈蒿 (*Artemisia capillaris*) 等逐渐演替为长芒草、铁杆蒿 (*A. gmelinii*) 等草种。Shannon-Wiener 指数与 Patrick 指数均呈先上升后下降的趋势 (表 2), 其范围分别为 1.61—1.92、6.00—8.22, 均在第 15 年达到最大值, 分别为 1.92、8.22。Shannon-Wiener 指数在第 15 年显著高于其他恢复年限 ($P < 0.05$), Patrick 指数在第 15 年和第 35 年差异显著 ($P < 0.05$), Simpson 指数与 Pielow 指数随着植被恢复年限的增加无显著变化 ($P > 0.05$) (表 2)。在自然恢复后的第 15 年植被多样性最高, 物种丰富, 结构稳定, 最有利于退化土地的恢复 (表 2)。

随着植被恢复, 一年生植物重要值总体呈下降的趋势 (图 1), 并在第 35 年达到最小值 (3.4%), 仅为第 8 年的 16.9%。多年生植物却与之相反, 总体呈上升趋势, 在第 35 年最大 (80.3%), 第 35 年的多年生植物重要值分别为第 8、15、25 年的 1.1、1.0、1.2 倍; 灌木也随着恢复年限的增加总体呈增加趋势。随着植被恢复, 杂草类草本总体呈现下降的趋势 (图 1), 其重要值从 59.2% 下降到 25.3%, 下降了 57.2%。禾草类草本重要值总体

呈上升趋势,第 8 年仅为 37.1%,但第 35 年达到 59.1%,增加了 59.2%。豆科类呈现先上升后下降的趋势,在第 15 年最高,重要值达到 26.8%,约为第 8 年的 7.3 倍,之后豆科类植物呈减少的趋势,在第 35 年重要值仅为 15.6%。

表 2 不同恢复年限植物群落特征

Table 2 Plant community characteristics for different recovery years

群落特征 Biome character	恢复年限 Recovery years/a			
	8	15	25	35
群落高度 Biome height/cm	64.14±4.17a	52.67±5.77ab	42.38±2.24b	53.33±7.18a
群落盖度 Biome coverage/%	30.5±2.20c	53.4±4.30ab	42.7±5.86bc	64.0±4.20a
Shannon-Weiner 指数	1.69±0.15b	1.92±0.06a	1.73±0.13b	1.61±0.09b
Simpson 指数	0.76±0.04a	0.83±0.01a	0.79±0.03a	0.76±0.02a
Patrick 指数	7.00±0.87ab	8.22±0.40a	6.89±0.87ab	6.00±0.50b
Pielow 指数	0.91±0.02a	0.91±0.01a	0.92±0.01a	0.92±0.01a
优势种 Dominant species	达乌里胡枝子、赖草、 茵陈蒿	芨蒿、达乌里胡枝子、 铁杆蒿、	白羊草、芨蒿、铁杆蒿	长芒草、铁杆蒿

Shannon-Weiner: 香农威纳指数; Simpson: 辛普森指数; Patrick: 丰富度指数; Pielow: 均匀度指数; 不同小写字母表示不同恢复年限之间存在显著差异 ($P < 0.05$)

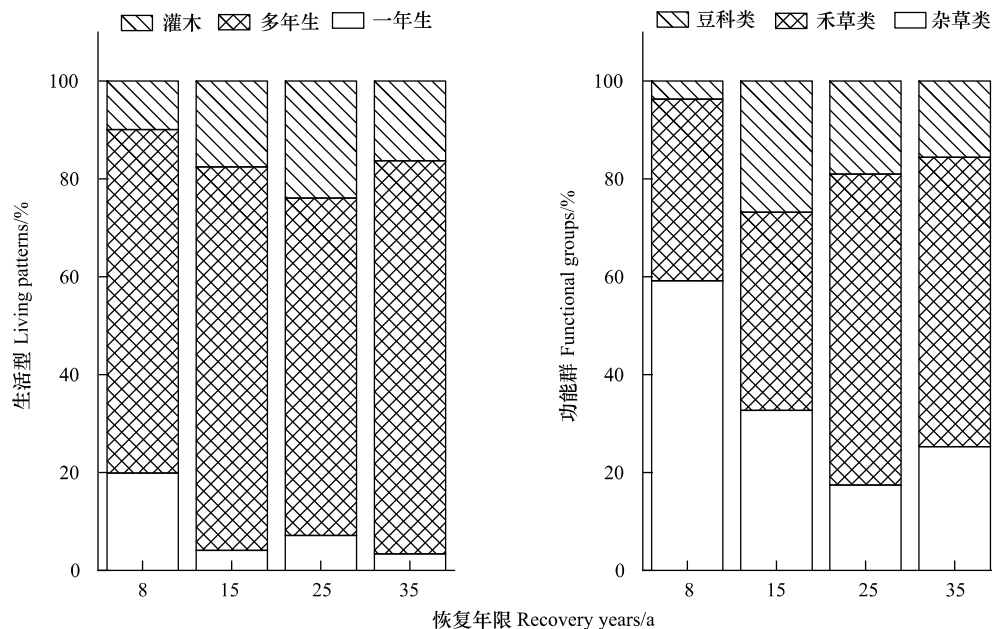


图 1 不同恢复年限植物生活型与功能群的变化

Fig.1 Changes in living patterns and functional groups in different recovery years since grassland restoration

一年生 Annual herbs; 多年生 Perennials herbs; 灌木 Shrubs; 杂草 Forbs; 禾草 Grasses; 豆科 Leguminous

2.2 植被恢复中植被碳储量的变化

地上生物量随着恢复年限的增加呈上升的趋势(表 3),并在第 35 年达到最大值,为 196.8 g/m^2 ,约为第 0、8、15、25 年的 6.5、2.1、1.3、1.3 倍,第 0 (农田)、8、15 年之间差异显著 ($P < 0.05$),但第 15、25、35 年之间无显著差异 ($P > 0.05$)。地下生物量总体呈上升趋势,在第 35 年达到最大值 484.1 g/m^2 ,约为第 0、8、15、25 年的 69.2、1.2、2.4、1.6 倍,第 0、15、35 年之间存在显著差异 ($P < 0.05$)。凋落物生物量总体呈上升趋势,第 8 年与第 15、25、35 年之间存在显著差异 ($P < 0.05$)。植被恢复 15 a 后,凋落物生物量变化不显著 ($P > 0.05$)。

表3 不同恢复年限生物量的变化

Table 3 Changes in plant biomasses in different recovery years

恢复年限 Recovery years/a	地上生物量 Aboveground biomass/(g/m ²)	地下生物量 Belowground biomass/(g/m ²)	凋落物生物量 Litter biomass/(g/m ²)
0	30.3±3.33c	7.0±0.01c	-
8	92.3±7.21b	395.0±83.09ab	24.2±3.29b
15	147.7±14.65a	202.4±33.40bc	143.9±55.90a
25	154.6±15.03a	294.9±38.30ab	113.4±17.04a
35	196.8±23.42a	484.1±77.34a	114.0±28.34a

不同小写字母表示不同恢复年限之间存在显著差异($P<0.05$)

随着植被恢复,地上与地下植被碳储量均呈上升的趋势(图2),且均在第35年达最大值,分别从第0年的0.11 Mg C/hm²、0.02 Mg C/hm²增加到0.83 Mg C/hm²、1.49 Mg C/hm²,地上和地下植被碳储量分别是农田阶段的7.5和74.5倍。地上植被碳储量第8年与第15年之间差异显著($P<0.05$),但第15、25、35年之间差异不显著($P>0.05$)。地下生物量碳在第0、8、35年间差异显著,在整个恢复过程中地下生物量碳显著增加,但在8、15、25 a间无显著差异。凋落物碳储量总体呈上升的趋势(图2),在第8、15年之间存在显著差异($P<0.05$),第15年后无显著差异($P>0.05$)。第15、25、35年凋落物碳储量为0.37 Mg C/hm²、0.40 Mg C/hm²、0.35 Mg C/hm²,分别为第8年的4.9、5.3、4.7倍。

2.3 植被恢复中土壤碳储量的变化

恢复年限显著影响土壤碳含量与碳储量(图3),土壤的碳含量和碳储量均呈现出先降低后上升的趋势,且在第35年达到最大值,0—30 cm碳含量和碳储量分别为11.89 g/kg、41.03 Mg C/hm²,相对于农田分别增加了27.3%和16.8%。第35年0—30 cm的土壤碳储量分别是第0、8、15、25年的1.2、1.7、1.2、1.6倍,第8年是碳储量最低的年限(23.34 Mg C/hm²)。除了第15年0—10 cm的碳储量高于农田,第8、15、25与第35年的各土层土壤碳储量存在显著差异($P<0.05$),植被恢复后第8、15、25年0—30 cm的碳储量均未达到农田水平(图3)。土壤的碳含量和碳储量均随着土层的加深而

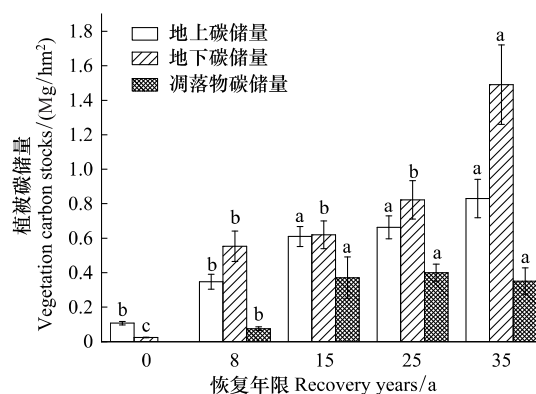


图2 不同恢复年限植被碳储量

Fig.2 Vegetation carbon stocks in different recovery years

地上碳储量 Aboveground biomass carbon stocks; 地下碳储量 Belowground biomass carbon stocks; 凋落物碳储量 Litter biomass carbon stocks; 不同小写字母表示不同恢复年限之间存在显著差异($P<0.05$)

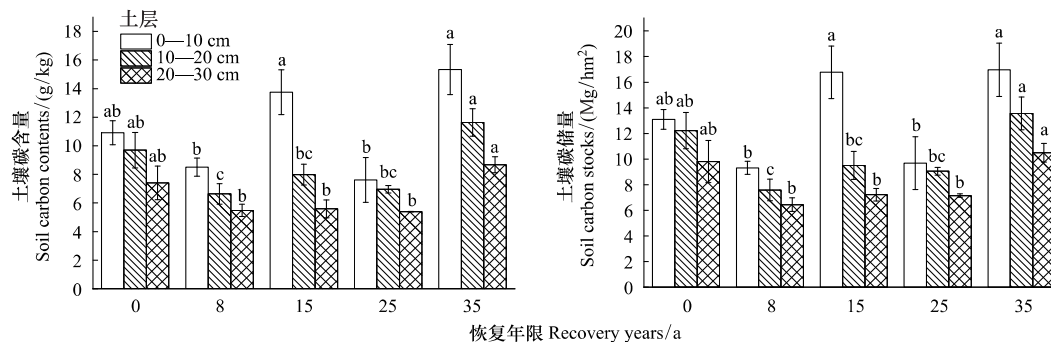


图3 不同恢复年限各土层碳含量和碳储量的变化

Fig.3 Changes in soil carbon contents and stocks in different recovery years

不同小写字母表示不同恢复年限之间存在显著差异($P<0.05$)

减少,且 0—10 cm 土壤碳储量约占 0—30 cm 碳储量的 38.9%—50.3%,呈表聚现象。

2.4 植物恢复中生态系统碳储量的变化

随着植被恢复,生态系统碳储量总体呈先下降后上升的趋势(图 4)。在第 8 年最低为 24.32 Mg C/hm²,在第 35 年到达最大值 43.70 Mg C/hm²,第 35 年碳储量约为第 0、8、15、25 年的 1.2、1.8、1.2、1.6 倍,第 35 年的生态系统碳储量显著高于其他年限且超过农田的水平。虽然第 15 年的碳储量已经基本达到农田的水平,且与农田生态系统碳储量无显著差异,但第 25 年的碳储量显著低于农田的生态系统碳储量($P < 0.05$)。

2.5 植物恢复中植物群落组成对生态系统碳储量的影响

群落盖度、地上生物量、地下生物量与禾草、多年生草本和灌木重要值与植被碳储量呈显著正相关($P < 0.05$)。杂草和一年生草本重要值与植被碳储量呈显著负相关($P < 0.05$)。群落盖度和多年生草本重要值与整个土层的土壤碳储量呈显著正相关($P < 0.05$),而一年生草本重要值与土壤碳储量呈显著负相关($P < 0.05$)。凋落物生物量仅与 0—20 cm 土层的土壤碳储量呈显著正相关($P < 0.05$),而杂草和禾草的重要值与 10—30 cm 土层土壤碳储量分别呈显著负相关和显著正相关($P < 0.05$)。群落盖度、地上生物量、凋落物生物量、禾草、豆科以及多年生植物与生态系统碳储量呈显著正相关($P < 0.05$)。杂草和一年生植物与生态系统碳储量呈显著负相关($P < 0.05$),且群落盖度、凋落物生物量和杂草、一年生、多年生植物的重要值均达到极显著水平($P < 0.01$)。

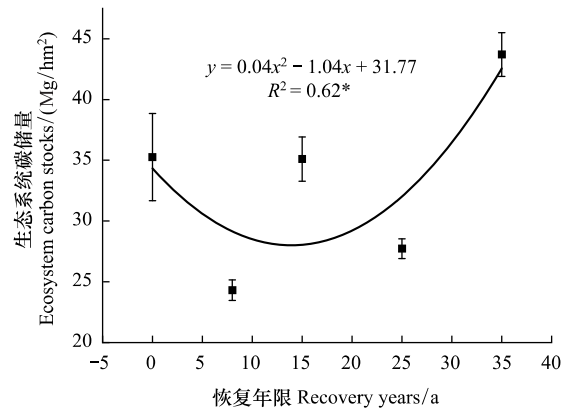


图 4 不同恢复年限生态系统碳储量的变化

Fig.4 Changes in carbon stocks in ecosystems during different recovery years

表 4 植物群落结构组成和多样性与生态系统碳储量之间的相关关系

Table 4 The relationships of plant community characteristics, diversity with ecosystem carbon stocks

群落特征 Biome character	植被碳储量 Vegetation carbon stocks	土壤碳储量 Soil carbon stocks			生态系统碳储量 Ecosystem carbon stocks
		0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm	
群落高度 Biome height	0.029	-0.064	-0.195	-0.166	-0.130
群落盖度 Biome coverage	0.739**	0.493**	0.486**	0.490**	0.586**
丰富度指数 Patrick	-0.302	0.182	-0.100	-0.152	0.004
香农威纳指数 Shannon-Weiner	-0.234	0.219	-0.035	-0.093	0.064
辛普森指数 Simpson	-0.152	0.240	0.038	-0.023	0.119
均匀度指数 Pielow	0.060	0.040	-0.031	-0.024	0.012
地上生物量 Aboveground biomass	0.919**	0.203	0.206	0.190	0.317*
地下生物量 belowground biomass	0.662**	-0.237	-0.146	-0.091	-0.117
凋落物生物量 Litter biomass	0.323	0.454**	0.409**	0.256	0.453**
杂草 Forbs	-0.566**	-0.274	-0.464**	-0.425**	-0.432**
禾草 Grasses	0.570**	0.014	0.468**	0.490**	0.347*
豆科 Leguminous	0.284	0.496**	0.233	0.128	0.390*
一年生草本 Annual herbs	-0.591**	-0.623**	-0.612**	-0.562**	-0.695**
多年生草本 Perennial herbs	0.446**	0.810**	0.671**	0.668**	0.819**
灌木 Shrubs	0.346*	0.028	0.151	0.087	0.114

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$

2.6 植物和土壤碳储量与群落因子的关系

植被恢复后,草地植被碳储量的主要受地上生物量、地下生物量、凋落物、以及杂草与灌木重要值和辛普

森指数的影响,土壤碳储量的主要受多年生植物、禾草、杂草的重要值和地下生物量的影响,而生态系统碳储量的主要受多年生植物、杂草与禾草的重要值、地下生物量和凋落物生物量的影响(表5)。

表5 植物和土壤碳储量与植物多样性的多元线性回归分析

Table 5 Multi-linear regression analysis of plant and soil carbon stocks and plant diversity

土地利用类型 Land use type	碳储量 Carbon stocks	方程式 Equations	R^2
自然恢复草地 Natural restoration grassland	植被	$Y = 0.007A + 0.002B + 0.002L - 2.913Z - 5.156G + 1.006S + 1.000$	0.965*
	0—10 cm 土壤	$Y = 75.707P - 0.007B - 40.688$	0.764*
	10—20 cm 土壤	$Y = 31.063P + 23.325H - 36.724G - 0.004B + 0.005L - 17.662$	0.870*
	20—30 cm 土壤	$Y = 34.578P + 23.627H - 12.903Z - 33.045$	0.916*
	生态系统	$Y = 160.043P + 61.416H - 0.011B + 31.796Z + 0.016L - 125.597$	0.887*

A: 地上生物量 Aboveground biomass; B: 地下生物量 Belowground biomass; L: 凋落物生物量 Litter biomass; Z: 杂草 Forbs; H: 禾草 Grasses; P: 多年生植物 Perennial herbs; G: 灌木 Shrubs; S: 辛普森指数 Simpson; * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$

3 讨论

3.1 植被恢复对植物多样性的影响

植被恢复是恢复生态系统功能最有效的途径,植被恢复通过增加地表植被,改善土壤和环境因子,使土壤养分增加并减少水分的损失,为植被生长提供了良好的生长条件^[6,20]。本研究发现随着恢复年限的延长,植被盖度和地上生物量呈增加的趋势。因此,随着植被生长越来越旺盛,植被生物量和地表覆盖度不断增加。

长期的植被恢复存在明显的物种演替现象,群落演替是物种适应外界环境变化与其他物种发生竞争后物种更替的必然结果^[21]。本研究表明不同恢复年限之间的草地物种组成有显著差异,演替过程为达乌里胡枝子(*L. davurica*) + 赖草(*L. secalinus*) + 茵陈蒿(*Artemisia capillaris*) → 艾蒿 *Artemisia argyi* + 达乌里胡枝子(*L. davurica*) + 铁杆蒿(*A. gmelinii*) → 白羊草(*B. ischaemum*) + 芨芨蒿(*A. giraldii*) + 铁杆蒿 → 长芒草(*S. bungeana*) + 铁杆蒿(表2),这是由各种生态位此消彼涨的结果。可以看出铁杆蒿从无到有,逐渐成为优势种,这表明随着植被的恢复年限的增加,植被群落是在不断变化的。不同的草种对长期植被恢复的响应存在显著差异,这与植物群落自身的特点、恢复时间的长短和环境条件有关。例如,He等^[22]认为长期的植被恢复导致地表凋落物增加,从而抑制芽库和根茎的更新,且以根茎型为主的草种受到的影响远大于其他物种。Jing等^[7]发现通过长时间的植被恢复,本氏针茅(*Stipa capillata*)经过生态演替成与当地气候相对稳定的大针茅(*Stipa grandis*)。很多研究认为植被恢复会显著提高物种多样性^[6,23],但短期的植被恢复对多样性的影响不显著^[24]。植被恢复后多样性趋势的变化存在差异,可能是由于立地条件和气候因子不同造成的^[25]。本研究的Shannon-Weiner指数、Patrick指数均呈先上升后下降的趋势(表2),这与已有研究结果一致^[22,26]。造成这种原因是,在植被恢复初期,植被对光照和养分资源需求相对较小,各种能在该地生存的植物毫无限制的生长,但在恢复一段时间后,随着植被盖度的增加,一些高大的植物会限制低矮植物的光照资源,使喜光植物消失。除此之外,随着植被数量的增加,土壤有限的养分不足以供给太多的植被生存,此时,不同物种产生种间竞争,优胜劣汰,竞争能力强的植物存活,成为该地区的优势种,而竞争能力弱的植物逐渐消亡,因此生物多样性会在增加到一定程度之后又会下降。

优势种群发展的动态对群落的外貌、结构和演替方向有重要影响。长时间的植被恢复会改变草地群落优势种,并促使群落发生演替。本研究表明,随着恢复年限的延长,禾草逐渐代替杂草类植物占主导优势(图1),井光花^[25]研究也表现出类似结果,即禾草类的植株高大,且根系发达,在竞争资源时会占据优势;Liu等^[27]的研究也表明,杂草类根系较浅,大致分布在0—30 cm土层内,而禾草的根系却可深至85 cm,这也充分表明禾草的根系相对于杂草在竞争资源时会有更大的优势。豆科植物在第15年后就在不断减少是因为在恢复初期,光照资源很充足,生长的植被也相对较少,充足的养分和光照资源使豆科植物在初期的比例较高。在

植被恢复中期,土壤条件的提高使高大且根系发达的植株不断增多,由于豆科植物的低矮,高大的植株会限制其光照,发达的根系在竞争土壤养分时也限制着豆科植物的吸收,这都会抑制豆科植物的生长,使豆科植物在第 15 年后不断减少^[25]。一年生和二年生植物随着恢复年限的增加不断减少,而多年生植物和灌木不断增加(图 1)。一年生和二年生植物竞争力弱,且对环境响应比较敏感,随着植被的恢复,植被的生存条件不断提高,环境也在不断的发生变化,这使得本就脆弱的一年生和二年生植物逐渐被淘汰。多年生植物的根系相对比较发达,其竞争资源的能力强于一年生和二年生植物,足够的生长条件和竞争资源的优势使多年生植物的比例不断增加^[25]。灌木也随着恢复年限的延长在不断增加,灌木不仅会限制其他植物对养分和水分的吸收,也会限制低矮植物的光照,这会使竞争力弱且喜光的物种消亡。灌木的增加表明生态环境是在不断提高的,且生态稳定性也在不断提高。

3.2 植被恢复对植物和土壤碳储量的影响。

本研究发现,随着植被恢复,地上生物量、地下生物量和凋落物以及其碳储量总体呈上升的趋势(表 3)。植被恢复可以提高土壤有机碳的含量,进而为植被生长提供良好的条件,提高地上生物量^[28-30]。植被的增加会减少土壤养分的流失和地表水分的蒸发,同时,地下根系生物量和凋落物的增加也在不断改善土壤环境,并在土壤微生物的作用下,凋落物分解增加了土壤的有机碳含量。土壤养分不断增加与植被生长越来越旺盛最终形成植被-土壤相互促进的良性循环系统^[31]。这种良性循环使得原本贫瘠的土壤逐渐肥沃,且使生态环境逐渐稳定。随着植被恢复,肥沃的土壤使多年生草本与灌木不断增加,多年生草本与灌木拥有高大的植株和发达的根系,这会导致生物量快速增加,进而导致植被碳储量不断增加。

土壤碳储量随着植被恢复也呈先减少后增加的趋势(图 3)。在恢复初期,植被覆盖度较低,低的植被覆盖度会导致严重的土壤侵蚀,土壤有机碳随降雨淋滤或迁移到其它地区,使植被恢复前期的 SOC 损失^[32]。随着植被恢复的时间增加,由于凋落物和根系分泌物输入的增加,土壤碳储量也在缓缓增加^[33]。恢复第 15 年 0—10 cm 的土壤碳含量显著高于第 8、25 年,可能是因为第 15 年豆科植物较多(图 1),第 8、25 年的豆科植物较少引起的。豆科植物大都低矮,且根系较浅,通过固氮作用增加土壤中的 N 含量,低的 C/N 有利于微生物生长,从而加快凋落物的分解速率,大量的根系输入以及低的 C/N 促进了表层土壤碳储量的增加^[34]。在第 8 年后,由于植被的恢复作用,第 15、25、35 年 10—20 和 20—30 cm 土层的碳储量呈缓慢增加的趋势,并在第 35 年超过农田水平(图 3)。Deng 等^[13]研究表明黄土丘陵区植被恢复后土壤碳库净累积需要超过 30 a 的时间,而 Potter 等^[35]发现农田转化为草地后,要使土壤碳储量达到农田土壤碳储量的水平大约需要 100 a。本研究进一步证实了在黄土高原丘陵区短时间植被恢复的土壤固碳效应并不明显,土壤碳储量的恢复是一个长期过程^[13],在自然恢复后约 35 a 才达到碳汇的能力。

土壤的碳储量由碳输入量和分解量共同决定^[36],本研究发现,弃耕地恢复过程中 0—10 cm 土壤碳储量明显高于 10—20 和 20—30 cm 土壤碳储量,即碳储量会随着土层深度的增加逐渐降低,这与 Bai 等^[37]研究一致。0—10 cm 土壤碳储量约占 0—30 cm 碳储量的 38.9%—50.3%,呈现出表聚现象^[17,32]。这是由于草本植物的根系大部分在表层土壤,表层土壤中更高的细根周转率导致了土壤有机碳的持续累积。根系较浅的植物往往寿命较短,会不断长出新的根系。因此,表土层中,植被演替通过高的细根周转率导致有机质输入持续增加,增加了有机碳。然而,在底土层中,根系的输入较少,且更新速度很慢,这导致底土层有机碳增加速度低于表土层。除此之外,土壤底层的大团聚体容纳有机碳的空间相对于表层土壤更小,因此表层土壤的碳储量高于底土层^[38]。

3.3 植被恢复对生态系统碳储量的影响

生态系统碳储量是由植被碳储量和土壤碳储量组成,而土壤碳储量是生态系统碳储量主要部分。本研究中土壤碳储量约占生态系统碳储量的 93.3%—99.6%,钟等^[39]认为在草地生态系统中,有机碳主要分布在土壤中,约占生态系统有机碳总量的 90%,是草地生态系统最重要的碳库,因此生态系统碳储量与土壤碳储量一样,呈现出先下降后上升的趋势(图 4)。恢复初期由于地表裸露,大量有机碳被带走却无新的有机碳

输入自然导致该地区碳储量的减少^[40]。随着植被恢复,植被盖度上升,不仅减少了地表裸露面积,也减少了径流对地表的冲刷,与此同时,植物向土壤中输送的根系和凋落物在不断增加,通过微生物分解增加了土壤的碳储量^[13]。本研究发现第 15 年生态系统碳储量基本接近农田碳储量,主要由于第 15 年有较多固氮植物使得 0—10 cm 土壤碳储量较高,进而提高了该阶段的生态系统碳储量(图 1)。土壤环境的改善促使植被生长更加旺盛,如此一来植被碳储量和土壤碳储量的不断增加导致了生态系统碳储量的增加,并在长期恢复后超过农田的水平。

群落盖度、地上生物量、凋落物生物量、禾草、豆科以及多年生植物与生态系统碳储量呈显著正相关($P < 0.05$) (表 4)。群落盖度增加意味着地表的植物增多与裸露面积减少,根系的缠绕会对土壤进行固持使其更加稳定,茎叶和凋落物会减少雨水对地表的侵蚀,这会使该地区由于土壤侵蚀带走的有机碳大大减少,进而保存了大量土壤有机碳。随着植被恢复年限的增加,地上生物量大幅度增加,大量的地上生物量一方面会降低雨滴对表层土壤的溅蚀,另一方面会显著增加植被碳储量,除此之外,在植被衰落时会向土壤输入大量的凋落物,这不仅可以抑制地表径流的形成,还会有效的保存土壤中的水分改善植物生存条件,进一步提高植物的生物量^[41]。凋落物是土壤有机碳的主要来源,凋落物由易分解的糖类、淀粉、脂肪等和难分解的木质素、多酚等组成,凋落物的分解不仅可以提高土壤的碳含量,改善土壤的理化性质,也会增加土壤微生物的数量,改变土壤微生物群落特征,大量凋落物的输入会改变土壤有机碳的含量^[42]。禾草、多年生植物拥有发达的根系和更多的生物量,不仅在生长季提供大量的生物量并减少表层土壤有机碳的流失,在衰亡期也会向土壤中输入大量的根系与凋落物,这都会造成植被恢复区土壤碳积累^[25, 41]。杂草和一年生植物与生态系统碳储量呈显著负相关($P < 0.05$) (表 4) 相对于禾草与多年生植物,杂草和一年生植物的根系较浅且植株较低矮,因而对生态系统根系和凋落物的输入远低于禾草和多年生植物,在有限的资源与空间中,禾草与多年生植物会贡献更多的有机碳^[27]。因此,禾草和多年生植物与生态系统碳储量呈正相关,而杂草和一年生植物与其呈负相关。总而言之,植被恢复是通过促进植物生长,改变下垫面性质进而减少土壤有机碳流失,增加植被碳储量和土壤碳储量来提高生态系统碳储量。

4 结论

退耕还草后,群落盖度随着植被恢复不断增加,优势种从达乌里胡枝子、赖草、茵陈蒿,演变为长芒草、铁杆蒿,禾草类、多年生草本和灌木代替杂草和一年生植物,逐渐占主导优势。生态系统碳储量在植被恢复初期下降,然后恢复 35 a 后超过农田碳储量水平。禾草类、多年生植物和灌木发达的根系与高大的植株不仅增加了生态系统碳的输入,而且减少了土壤碳损失。植被恢复 15 a 后,由于豆科类植物对 0—10 cm 土壤碳储量产生较大的影响造成生态系统碳储量也在第 15 年发生较大的变化。因此,由于长期的植被恢复,群落组成的变化通过增加植被碳储量与土壤碳储量进而提高了生态系统碳储量,而影响生态系统碳储量变化的主要植被因子是多年生植物、杂草与禾草的重要值和地下生物量与凋落物生物量。

参考文献(References):

- [1] 闫钟清,齐玉春,董云社,彭琴,孙良杰,贾军强,曹丛丛,郭树芳,贺云龙. 草地生态系统氮循环关键过程对全球变化及人类活动的响应与机制. 草业学报, 2014, 23(6): 279-292.
- [2] 张玉铭,胡春胜,张佳宝,董文旭,王玉英,宋利娜. 农田土壤主要温室气体(CO_2 、 CH_4 、 N_2O)的源/汇强度及其温室效应研究进展. 中国生态农业学报, 2011, 19(4): 966-975.
- [3] Sanderman J, Hengl T, Fiske G J. Soil carbon debt of 12 000 years of human land use. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2017, 114(36): 9575-9580.
- [4] Deng L, Liu G B, Shangguan Z P. Land-use conversion and changing soil carbon stocks in China's 'Grain-for-Green' Program: a synthesis. Global Change Biology, 2014, 20(11): 3544-3556.
- [5] Scurlock J M O, Hall D O. The global carbon sink: a grassland perspective. Global Change Biology, 1998, 4(2): 229-233.
- [6] Deng L, Zhang Z N, Shangguan Z P. Long-term fencing effects on plant diversity and soil properties in China. Soil and Tillage Research, 2014, 137: 7-15.
- [7] Jing Z B, Cheng J M, Chen A. Assessment of vegetative ecological characteristics and the succession process during three decades of grazing

exclusion in a continental steppe grassland. *Ecological Engineering*, 2013, 57: 162–169.

- [8] 李永强, 赵萌莉, 韩国栋, 焦树英. 不同年限草原撂荒地土壤理化特性研究. *中国草地学报*, 2012, 34(3): 61–64, 69–69.
- [9] 赵威, 李亚鸽, 亓琳, 李琳, 王馨. 豫西丘陵坡地弃耕农田植被演替对土壤碳、氮库的影响. *生态学报*, 2018, 38(19): 7016–7025.
- [10] Fu B J, Wang S, Liu Y, Liu J B, Liang W, Miao C Y. Hydrogeomorphic ecosystem responses to natural and anthropogenic changes in the Loess Plateau. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 2017, 45: 223–243.
- [11] Cheng M, Xue Z J, Xiang Y, Darboux F, An S S. Soil organic carbon sequestration in relation to revegetation on the Loess Plateau. *Plant and Soil*, 2015, 397(1/2): 31–42.
- [12] Feng X M, Fu B J, Piao S L, Wang S, Ciais P, Zeng Z Z, Lü Y, Zeng Y, Li Y, Jiang X H, Wu B F. Revegetation the Loess Plateau is approaching sustainable water resource limits. *Nature Climate Change*, 2016, 6(11): 1019–1022.
- [13] Deng L, Shangguan Z P, Sweeney S. Changes in soil carbon and nitrogen following land abandonment of farmland on the Loess Plateau. *PLoS One*, 2013, 8(8): e71923.
- [14] Persson M, Moberg J, Ostwald M, Xu J T. The Chinese grain for green programme: assessing the carbon sequestered via land reform. *Journal of Environmental Management*, 2013, 126: 142–146.
- [15] Li D J, Wen L, Zhang W, Yang L Q, Xiao K C, Chen H, Wang K L. Afforestation effects on soil organic carbon and nitrogen pools modulated by lithology. *Forest Ecology and Management*, 2017, 400: 85–92.
- [16] Nave L E, Domke G M, Hofmeister K L, Mishra U, Perry C H, Walters B F, Swanston C W. Reforestation can sequester two petagrams of carbon in US topsoils in a century. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(11): 2776–2781.
- [17] 鲍士旦. 土壤农化分析. 北京: 中国农业出版社, 2000: 25–38.
- [18] Deng L, Han Q S, Zhang C, Tang Z S, Shangguan Z P. Above-ground and below-ground ecosystem biomass accumulation and carbon sequestration with *Caragana korshinskii* Kom plantation development. *Land Degradation & Development*, 2017, 28(3): 906–917.
- [19] 郭水良, 于晶, 陈国奇. 生态学数据分析. 北京: 科学出版社, 2015: 6–47.
- [20] Zhang Y, Gao Q Z, Dong S K, Liu S L, Wang X X, Su X K, Li Y Y, Tang L, Wu X Y, Zhao H D. Effects of grazing and climate warming on plant diversity, productivity and living state in the alpine rangelands and cultivated grasslands of the Qinghai-Tibetan Plateau. *The Rangeland Journal*, 2015, 37(1): 57–65.
- [21] 王国梁, 刘国彬, 刘芳, 侯喜禄, 周生路. 黄土沟壑区植被恢复过程中植物群落组成及结构变化. *生态学报*, 2003, 23(12): 2550–2557.
- [22] He N P, Han X G, Yu G R, Chen Q S. Divergent changes in plant community composition under 3-decade grazing exclusion in continental steppe. *PLoS One*, 2011, 6(11): e26506.
- [23] Cheng J M, Jing G H, Wei L, Jing Z B. Long-term grazing exclusion effects on vegetation characteristics, soil properties and bacterial communities in the semi-arid grasslands of China. *Ecological Engineering*, 2016, 97: 170–178.
- [24] 高凤, 王斌, 石玉祥, 张更新, 王建, 斯贵才, 韩丛海, 袁艳丽, 胡盘. 藏北古露高寒草地生态系统对短期围封的响应. *生态学报*, 2017, 37(13): 4366–4374.
- [25] 井光花. 黄土高原半干旱区草地群落结构和功能对管理措施的响应特征[D]. 咸阳: 中国科学院教育部水土保持与生态环境研究中心, 2017.
- [26] 聂莹莹, 杜广明, 王国庆, 彭芳华. 围栏封育对呼伦贝尔草原群落多样性的影响. *中国草地学报*, 2016, 38(6): 106–110.
- [27] Liu H Y, Mi Z R, Lin L, Wang Y H, Zhang Z H, Zhang F W, Wang H, Liu L L, Zhu B, Cao G M, Zhao X Q, Sanders N J, Classen A T, Reich P B, He J S. Shifting plant species composition in response to climate change stabilizes grassland primary production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4051–4056.
- [28] 崔全红, 胡梦飞, 张玉梁. 土地利用方式对黄土高原土壤有机碳含量的影响. *土地开发工程研究*, 2016, (6): 58–64.
- [29] 杜满义, 封焕英, 张连金, 裴顺祥, 辛学兵, 孔庆云, 孙丽芳, 孙长忠. 华北石质山区不同植被恢复类型土壤碳、氮特征. *生态学杂志*, 2018, 37(6): 1849–1855.
- [30] 刘玉林, 朱广宇, 邓蕾, 陈磊, 上官周平. 黄土高原植被自然恢复和人工造林对土壤碳氮储量的影响. *应用生态学报*, 2018, 29(7): 2163–2172.
- [31] 苏静, 赵世伟. 植被恢复对土壤团聚体分布及有机碳、全氮含量的影响. *水土保持研究*, 2005, 12(3): 44–46.
- [32] 党珍珍, 周正朝, 王凯博, 姚小萌. 黄土丘陵区不同恢复年限对天然草地土壤碳库动态的影响. *水土保持通报*, 2015, 35(5): 49–54.
- [33] 肖春旺, 杨帆, 柳隽瑶, 周勇, 苏佳琦, 梁韵, 裴智琴. 陆地生态系统地下碳输入与输出过程研究进展. *植物学报*, 2017, 52(5): 652–668.
- [34] 张圣喜, 陈法霖, 郑华. 土壤微生物群落结构对中亚热带三种典型阔叶树种凋落物分解过程的响应. *生态学报*, 2011, 31(11): 3020–3026.
- [35] Potter K N, Torbert H A, Johnson H B, Tischler C R. Carbon storage after long-term grass establishment on degraded soils. *Soil Science*, 1999, 164(10): 718–725.
- [36] 王艳芬, 陈佐忠, Tieszen L T. 人类活动对锡林郭勒地区主要草原土壤有机碳分布的影响. *植物生态学报*, 1998, 22(6): 545–551.
- [37] Bai J H, Zhang G L, Zhao Q Q, Lu Q Q, Jia J, Cui B S, Liu X H. Depth-distribution patterns and control of soil organic carbon in coastal salt marshes with different plant covers. *Scientific Reports*, 2016, 6: 34835.
- [38] Deng L, Kim D G, Peng C H, Shangguan Z P. Controls of soil and aggregate-associated organic carbon variations following natural vegetation restoration on the Loess Plateau. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(11): 3974–3984.
- [39] 钟华平, 樊江文, 于贵瑞, 韩彬, 胡中民, 岳燕珍, 梁颀. 草地生态系统碳循环研究进展. *草地学报*, 2005, 13(S1): 67–73.
- [40] Xiao H B, Li Z W, Chang X F, Huang B, Nie X D, Liu C, Liu L, Wang D Y, Jiang J Y. The mineralization and sequestration of organic carbon in relation to agricultural soil erosion. *Geoderma*, 2018, 329: 73–81.
- [41] 许志信, 李永强. 草地退化对水土流失的影响. *干旱区资源与环境*, 2003, 17(1): 65–68.
- [42] 宋媛, 赵溪竹, 毛子军, 孙涛, 侯玲玲. 小兴安岭 4 种典型阔叶红松林土壤有机碳分解特性. *生态学报*, 2013, 33(2): 443–453.