

doi:10.11733/j.issn.1007-0435.2015.06.022

# 日喀则河谷退耕还草(林)工程实施后生态功能效应的初步分析

毛绍娟<sup>1,3</sup>, 李红琴<sup>1,4</sup>, 张镜铨<sup>2</sup>, 祝景彬<sup>1,3</sup>, 张法伟<sup>1,4</sup>, 李英年<sup>1,4\*</sup>

(1. 中国科学院西北高原生物研究所, 青海 西宁 810001; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 3. 中国科学院大学, 北京 100101; 4. 中国科学院高原生物适应与进化重点实验室, 青海 西宁 810001)

**摘要:** 调查并分析日喀则地区退耕还草(林)工程实施后生态功能效应发现, 退耕还草显著提高了植被总盖度和平均高度。退耕还草5年后外来物种增多, 原播种老芒麦(*Elymus sibiricus*)的重要值降低, Shannon-Wiener多样性指数和均匀度指数均增加, 说明退耕还草使植被群落趋于稳定。随退耕还草时间延长, 植被和土壤碳密度总体呈上升趋势, 退耕还草5年后, 植被碳密度比退耕初期增加 $331.81 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2}$ 。不考虑退耕初期因耕播时施肥的影响, 并以退耕还草第3年的土壤有机碳为本底值, 0~30 cm土层土壤有机碳密度从退耕3年后的 $2.74 \text{ kg C} \cdot \text{m}^{-2}$ 增加到 $5.06 \text{ kg C} \cdot \text{m}^{-2}$ , 土壤固碳速率为 $1.16 \text{ kg C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。0~30 cm土壤全氮增加到 $2.98 \text{ kg N} \cdot \text{m}^{-2}$ , 比退耕1年和3年分别增加了 $1.60$ 和 $1.64 \text{ kg N} \cdot \text{m}^{-2}$ 。退耕并禁牧后土壤趋于松软, 地表植被覆盖物增加, 土壤容重随退耕年龄延长而降低, 土壤最大持水能力增大, 特别是土壤0~10 cm最大持水量增加显著, 5年后达 $52.37 \text{ mm}$ , 比第1年( $44.48 \text{ mm}$ )高 $7.89 \text{ mm}$ 。由于退耕还草时间较短, 底层土壤容重及最大持水能力变化不大。

**关键词:** 退耕还草(林); 生态功能效应; 物种多样性; 碳密度; 持水能力

中图分类号: Q145.2

文献标识码: A

文章编号: 1007-0435(2015)06-1278-09

## Preliminary Analyzing the Effect of Returning Farmland to Grassland and Forest Project on the Ecological Function of Xigaz Valley Area

MAO Shao-juan<sup>1,3</sup>, LI Hong-qin<sup>1,4</sup>, ZHANG Yi-li<sup>2</sup>,  
ZHU Jing-bin<sup>1,3</sup>, ZHANG Fa-wei<sup>1,4</sup>, LI Ying-nian<sup>1,4\*</sup>

(1. Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining, Qinghai Province 810001, China; 2. Institute of Geographic Science and Natural Resources, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 4. Key Laboratory of Adaptation and Evolution of Plateau Biota, Chinese Academy of Sciences, Xining, Qinghai Province 810001, China)

**Abstract:** The effects of reverting farmland to grassland and forest project (RFGFP) on the ecological function of Xigaz area were investigated. Results showed that the project significantly increased vegetation coverage and average height of plant. After the restoration of 5 years, alien species increased, whereas the important value of original seeded *Elymus sibiricus* decreased. The increases of both Shannon-Wiener index and evenness index indicated that the vegetation community had a stable tendency. With the extension of the project, the carbon density of vegetation and soil showed an upward trend. At the fifth year after reverting farmland to grassland and forest project, the vegetation carbon densities of both above- and under-ground increased by  $331.81 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2}$ , soil organic carbon (SOC) density of 0~30 cm soil layers increased to  $5.06 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ , the carbon sequestration rate of soil was  $1.16 (\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}) \cdot \text{a}^{-1}$  when taking the SOC of third years as a background value. The soil total nitrogen in 0~30 cm soil layers increased to  $2.98 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ , and increased by  $1.60 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$  and  $1.64 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$  compared to the first and the third years after restoration, respectively. The soil became soft and ground litter increased after the restoration project. With the extension of restoration, soil bulk density decreased, whereas the maximum soil moisture capaci-

收稿日期: 2014-08-08; 修回日期: 2015-01-04

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(XDB03030502)资助

作者简介: 毛绍娟(1989-), 女, 青海西宁市人, 硕士, 主要从事全球变化生态学方面的研究, E-mail: sailshell@163.com; \*通信作者 Author for correspondence, E-mail: ynli@nwipb.cas.cn

ty increased, the maximum soil moisture capacity of the 0~10 cm soil layer increased to 52.37 mm in the fifth year, increased by 7.89 mm compared with the first year (44.48 mm). The soil bulk density and maximum moisture capacity didn't show significant change in the subsurface soil.

**Key words:** Reverting farmland to grassland and forest; Ecological function effect; Species diversity; Carbon density; Moisture capacity

人们为获得更多的粮食,在气候条件较差的地区,通过加强对土地的开垦利用来扩大耕地面积以增加经济或粮食作物产量。耕地面积的扩大对解决粮食问题起到一定的作用。但人们在这种环境条件下进行生产时,在气候条件好的年景能产生较好的经济效益,若遇气候条件较差的年景,作物产量往往急剧下降甚至颗粒无收。更为严重的是在改变原生植被生态系统后的区域,干旱、大风、暴雨、低温等极端气象条件易频繁发生,给生态环境造成更大的威胁<sup>[1-4]</sup>。

对土地的过度开发和利用,直接或间接地影响到陆地生态系统碳水循环及水土保持,导致碳汇功能下降、生物多样性衰减。Degryze 认为<sup>[5]</sup>,过去几百年里,由于人类盲目的开垦森林、草原和湿地,已造成大量的土壤碳排放到大气中,并对水土保持和水源涵养功能带来巨大威胁,同时也威胁到物种多样性的增加。Anderson 等在人类活动(如草地开垦、过度放牧)对草地碳循环过程影响的研究中发现<sup>[6]</sup>,草地开垦导致土壤有机碳损失量约占土壤碳素总量的 30%~50%。杨建波等提出<sup>[7]</sup>,退耕还林后由于林地树冠截流量、枯枝落叶层持水量及林地持水量的增加,土壤水源涵养功能明显增强。郑佳丽等对青海省大通县北川河流域内退耕还林后的植被群落调查发现<sup>[8]</sup>,随退耕还林时间的延长,群落趋于稳定,群落物种多样性逐渐增加。这些研究均表明,退耕还草(林)能够有效地使恶化的生态系统得以恢复和重建,对生态安全起到重要作用<sup>[9]</sup>。为此,国家及各级地方政府出台了大量的关于生态治理、退耕还草(林)法规文件,也投入了大量的人力和财力进行植被的恢复和重建。就目前来看,这些生态治理工程的实施取得了良好效果<sup>[10-13]</sup>。

日喀则地区是西藏政治经济文化中心区之一,是西藏重要的商品粮基地,素有“西藏粮仓”的美称,在西藏占有重要地位。但部分区域粮食及经济作物产量低,农牧民每年投入较高而回报很低。考虑到青藏高原作为重要的生态屏障功能区,自治区对粮食及经济作物产量低的农牧交错带、山坡地以及土壤贫瘠区域实施了大面积退耕还草(林)的植被恢复工程,以期增加植被盖度,减缓水土流失,平稳小气

候,增加生态系统的固碳能力及提高水源涵养功能。本研究通过对日喀则地区退耕还草(林)后的植被、土壤等生态参数的调查和分析,探讨退耕还草(林)后植被群落的物种多样性、生物量、土壤固碳持水能力等如何随时间进程发生演替。为定量评价西藏生态治理及生态功能屏障建设所取得的效应提供科学依据。

## 1 研究材料及方法

### 1.1 研究区概况及样地选择

试验地位于日喀则东约 15 km 处雅鲁藏布江南岸的退耕还草(林)区(以下简称退耕还草或还林),中心点位置约 N 29°19', E 89°08', 海拔 3840 m。该区域冬季寒冷干燥,多风沙,夏季湿润多雨。年平均气温 6.5℃,极端最高气温 28.2℃,极端最低气温 -25℃。年平均降水量 433.2 mm,气象站专用 20 cm 口径水面蒸发量为 2249.6 mm<sup>[14]</sup>。

本研究选择 1 年、3 年和 5 年的退耕还草地。其中还草 5 年地在拉日(拉萨—日喀则)公路沿线的 50 m 范围,退耕还草 3 年和 1 年地依公路向内延伸 120 m 和 300 m 的范围。还草 5 年、3 年和 1 年栽培了稀疏的杨树和灌木柳,同时间种了极少量的柠条和其他树种。栽培树之间平均间隔约 4~5 m,林下耕播老芒麦(*Elymus sibiricus*)。还草 5 年地的杨树和灌木柳高度 3~5 m,树冠面积在 2~6 m<sup>2</sup>;还草 3 年地的杨树和灌木柳高度 2 m 左右,树冠面积在 1~3 m<sup>2</sup>;还草 1 年地系上年度退耕后间种杨树和灌木柳,高度 1.2 m 左右,树冠面积在 0.5 m<sup>2</sup> 以内。本文植物群落的研究主要指草本部分,未考虑灌木、乔木等木本类群落的演替变化状况。

### 1.2 研究材料与方法

**群落监测与样品收集:** 2013 年 8 月下旬,在退耕还草 5 年、3 年和 1 年的样地,选择 20 m 的观测区,在 20 m 的中央及 4 个角为中心,设置 1 m×1 m 样方,共 5 个重复。在每个样方内进行植被参数监测和土壤样品收集。

**植被地上生物量及群落参数:** 在选择的 5 个重

复样方,首先用直尺观测绿色植物群落的平均高度(每个样方取 5 个重复的平均值)和单种植株高度;用目测法测定群落总盖度和单种植被的分盖度;然后用剪刀齐地面按物种剪取植被地上部分,分别装入纸袋。

植被地下生物量:在收集群落地上生物量的样方内,用直径 8 cm 的根钻分地下 0~10,10~20 和 20~40 cm 的土层打钻取地下土柱(每个样方内 3 个重复)分别装入密封袋带回实验室。

土壤容重、有机碳、全氮、持水力参数:从上述 5 个样方中随机选取 3 个样方,挖取剖面,按 0~10,10~20 和 20~30 cm 土层进行环刀取样。环刀内径 5 cm,取样后的环刀迅速封盖并用自封塑料袋密封保存,带回实验室分析土壤容重、土壤最大持水量等特征值。同时收集不同层次土壤样品,进行土壤有机碳和全氮的测定。

### 1.3 数据分析

植被生物碳量:收集的植物样品带回实验室后,地下土柱过筛、剔除沙粒,用 0.5 mm 孔径的尼龙网袋(包括半腐殖质)在河边清洗、分拣,得到地下根系(活根和死根),稍晾干后装袋。最后将枯落物、地上单种生物量及晾干不滴水的地下生物量一并置入 85℃ 恒温烘干箱内烘至恒重后称重。得到的群落地上生物量(地上单种生物量总和)、地下生物量、枯落物量换算到  $g \cdot m^{-2}$ 。因计算固碳能力的需要,植被生物量用植被碳密度来表示。植被碳密度由植物有机质碳素含量的转化率来计算。转化率因植被类型不同而异,这里采用国际上常用的转换率<sup>[15]</sup>:

$$DVC_i = \sum_{i=1}^k DVC_i = \sum_{i=1}^k C_i O_i$$

式中:  $DVC_i$  为单位面积植被碳密度 ( $g C \cdot m^{-2}$ );  $i=1, 2$ ;  $k=2$  为植被地上、地下分层;  $C_i$  为  $i$  层植被含碳率,地上为 0.45,地下为 0.40;  $O_i$  为单位面积植被生物量 ( $g \cdot m^{-2}$ )。

土壤有机质含量:所取土壤样品带回室内自然阴干并碾磨过筛,然后委托本所测试分析中心用重铬酸钾法测定土壤有机质含量,用凯式滴定法测定土壤全氮含量。分别为<sup>[16]</sup>

$$SOC_i = C_i D_i E_i (1 - G)$$

$$TN_i = N_i D_i E_i (1 - G)$$

式中:  $SOC_i$  为  $i$  层土壤有机碳密度 ( $kg C \cdot m^{-2}$ );  $TN_i$  为  $i$  层土壤全氮密度 ( $kg N \cdot m^{-2}$ );  $D$  为  $i$  层土壤容重 ( $g \cdot cm^{-3}$ );  $C$  为土壤有机

碳含量(%);  $N$  为土壤全氮含量(%);  $E$  为土层厚度 (cm);  $G$  为  $>2$  mm 的砾石所占体积 (%)。

土壤容重及持水能力:土壤容重、土壤最大持水量的测定均用环刀法进行。将装有湿土的环刀(环刀质量为  $m$ ) 揭去上下底盖,仅留垫有滤纸带孔底盖,放入平底盆或其它容器内,注入并保持盆中水层高度至环刀上沿为止,使其吸水 12 h(质地粘重的土壤浸泡时间可稍长),此时环刀中的土壤所有孔隙都充满了水。盖上下底盖,水平取出,用干毛巾擦掉环刀外沾的水,立即称其质量 ( $m_2$ ),再烘干至恒重后称重 ( $m_1$ ),即可算出土壤容重  $D(g \cdot cm^{-3})$  及土壤最大持水量 (mm)。其中:

$$\text{土壤最大持水量} = D \times \frac{m_2 - m_1}{m_1 - m} \times 100$$

群落多样性特征:物种多样性指数 (species diversity index)、均匀度 (evenness) 和优势度等指标计算如下<sup>[17]</sup>。

重要值 (IV):  $IV = (\text{相对盖度} + \text{相对高度} + \text{相对生物量}) / 3$

Shannon-Wiener 群落多样性指数 ( $H'$ ):  $H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$

Pielou 均匀度指数 ( $J$ ):  $J = \frac{(- \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i)}{\ln S}$

Simpson 优势度指数 ( $D$ ):  $D = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2$

式中:  $P_i$  为种  $i$  的相对重要值;  $S$  为种  $i$  所在样方的物种总数(丰富度)。

利用相关数学统计 (Analyst Application of SAS V 9.2) 方法和 Excel 2003 软件对观测数据进行统计和分析,运用单因素方差分析 (ANOVA) 进行各指标间的比较和差异显著性检验 ( $\alpha = 0.05$ )。

## 2 结果与分析

### 2.1 退耕还草植物群落的生态效应

2.1.1 平均高度及总盖度变化 退耕还草耕播单种老芒麦 1 年后,植被群落的平均高度和盖度均较低,3 年后群落平均高度最高,盖度随退耕还草的时间延长逐渐增加,方差分析表明不同退耕年限间均呈显著差异 ( $P < 0.05$ )。这种分布与群落建植后自身生长特点以及土壤肥力的改变有关。退耕还草时基本以耕播老芒麦为主,故 1 年后植物种类单一,老芒麦分蘖数少,在这 1 年内生长基本处在营养期阶

段,植被盖度和高度均较低。耕播的老芒麦经3年生长,分蘖数增多,外来物种数有增加但还处于较少范围,植被的高度和盖度均较高。退耕5年后,外来种的增加使植被覆盖度增加明显,但老芒麦因自身

生理存在生长后4~5年的退化特点<sup>[18]</sup>,影响到植被群落高度的增加。表现出在退耕还草耕播老芒麦后随时间延长,植被盖度逐渐增加,而平均高度表现出第3年增加,5年后反而降低的特点(图1)。

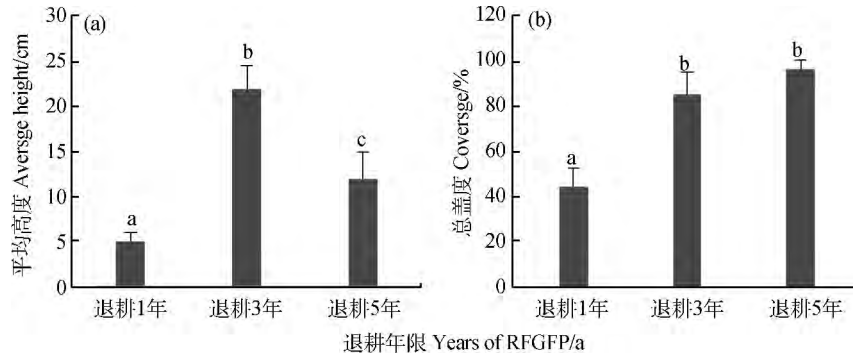


图1 不同退耕年限下植被平均高度(a)和总盖度(b)分布状况

Fig. 1 Average height (a) and vegetation coverage (b) in the RFGFP plots of different years

注:RFGFP,退耕还草(林)

Note:RFGFP,Reverting farmland to grassland and forest project

**2.1.2 植物物种组成及重要值变化** 调查退耕还草5年、3年和1年后植被群落种类组成发现(表1),退耕还草1年后林下植被植物以人工耕播的老芒麦为主,物种组成相对单一,由4种植物组成,分属4科,禾本科、豆科、菊科和车前科各1种。退耕还草3年后林下植被由9种植物组成,分属4科,豆科4种,禾本科和毛茛科均2种,莎草科1种。退耕5年后林下植被由17种植物组成,分属6科,豆科和菊科各5种,禾本科3种,毛茛科2种,车前草科和莎草科各1种。说明随退耕年限延长,外来物种增加速率加快。这与气候恶劣的高海拔地区有很大不同,日喀则河谷在暖季热量条件好,光照丰富,加之研究区处在公路沿岸,外来物种易传播,较好的水热条件能促使外来物种的着床和生长。熊育久等人<sup>[19]</sup>对内蒙古半干旱地区退耕还草2年、4年和8年的植被群落调查中发现随退耕时间的增加,在草地植物种数下降的同时,科属种数也在下降。本研究尚未观测到这一规律,甚至相反,或许与退耕年限相关,有待进一步调查研究。

从表1的重要值来看,退耕还草年限不同,植被群落优势植物及物种组成均存在一定的差异。退耕还草1年后老芒麦重要值为71.63,易迁移的藏沙蒿(*Artemisia wellbyi*)和天蓝苜蓿(*Medicago lupulina*)也有相对高的重要值。3年后老芒麦重要值(51.70)比退耕1年明显降低,二者达极显著差异

( $P < 0.05$ ),但仍处在最高值;天蓝苜蓿与退耕1年的重要值变化差异较小;而蓝翠雀花(*Delphinium caeruleum*)、黑褐穗苔草(*Carex atrofusca*)、羊茅(*Festuca ovina*)、黄花棘豆(*Oxytropis ochrocephala*)明显增多,重要值分别达到12.25,3.60,10.02,4.27。退耕还草耕播老芒麦5年后,林下植被群落仍以老芒麦为主(重要值为47.09),但与退耕3年差异不显著,与此同时,大量的外来种迁移进来,特别是喜阴植物占据较大比例;除老芒麦和天蓝苜蓿、蓝翠雀花、羊茅的重要值在5.00以上外,其他物种重要值分布均较小。

这说明,优质耐寒的老芒麦作为退耕还草耕播的草本植物是由其生理及形态特征决定的。老芒麦根系发达,入土较深,干旱时叶片内卷以减少体内水分蒸散,同时利用根系优势吸收土壤较深处的水分,因而具有较强的耐旱能力。将老芒麦作为退耕还林初期林下优势种,能较好的改善耕地土壤的结构,且成活率较高,有利于植被恢复。同时随退耕还草年限延长,耕播的老芒麦重要值逐渐降低,群落组成因入侵种而增加,通过短期的种间竞争与适应,群落组成逐渐丰富,而且以杂草类具多。退耕还草3年后其他禾草和莎草类植物迁入,退耕还草5年后,豆科及菊科植物占总植物种类的59%,禾草和莎草类并未发生重大改变,但从丰富的物种来看形成了能更好利用资源的群落结构。

表 1 不同退耕年限林下植被群落组成及重要值

Table 1 Species composition and important values in the RFGFP plots of different years

主要物种 Main species	重要值 Important values		
	退耕 1 年	退耕 3 年	退耕 5 年
	RFGFP(1 a)	RFGFP(3 a)	RFGFP(5 a)
老芒麦 <i>Elymus sibiricus</i>	71.63	51.70	47.09
天蓝苜蓿 <i>Medicago lupulina</i>	15.40	13.80	11.21
藏沙蒿 <i>Artemisia wellbyi</i>	7.41		4.97
黄花苜蓿 <i>Medicago falcate</i>			1.90
蓝翠雀花 <i>Delphinium caeruleum</i>		12.25	7.01
蒲公英 <i>Taraxacum mongolicum</i>			1.12
平车前 <i>Plantago depressa</i>	5.56		1.19
黑褐穗苔草 <i>Carex atrofusca</i>		3.60	2.08
羊茅 <i>Festuca ovina</i>		10.02	5.67
昆仑蒿 <i>Artemisia nanschanica</i>			2.91
纤秆蒿 <i>Artemisia demissa</i>			3.26
黄花棘豆 <i>Oxytropis ochrocephala</i>		4.27	4.45
弯茎还阳参 <i>Crepis flexuosa</i>			2.31
径直黄芪 <i>Astragalus strictus</i>		1.81	1.29
毛瓣棘豆 <i>Oxytropis sericopetala</i>		1.90	1.87
美花草 <i>Callianthemum pimpinelloides</i>		0.64	0.90
黑穗画眉草 <i>Eragrostis nigra</i>			0.77

2.1.3 植物物种多样性变化 物种多样性可表征生物群落的结构复杂性,体现群落的结构类型、发展阶段和稳定程度,可以保证系统稳定性。群落多样性与群落的功能过程密切相关,而生物量是群落功能的重要表征参数<sup>[20]</sup>。退耕 1 年、3 年及 5 年植被群落多样性指数、均匀度和优势度有较大差异(图 2)。Shannon-Wiener 多样性指数及 Simpson 多样性指数均为退耕 5 年 > 退耕 3 年 > 退耕 1 年;群落优势度可以很好的表征群落的组成结构特征,退耕还草 1 年、3 年和 5 年林下群落优势度分别为 0.55, 0.32 和 0.25,表明随退耕年限的延长,群落组成结构逐渐丰富,不再像退耕初期时群落组成单一、结构简单;群落均匀度能较好的反应群落的稳定性,由图 2 可知,虽然群落均匀度差异较小,依次为 0.64, 0.70, 0.71,但依然表现出在退耕还草时间序列上群落日趋稳定和群落正向演替的趋势,与冯迪等<sup>[21]</sup>对陕西退耕林地的研究得到的结果一致。不同的是,师阳阳等<sup>[22]</sup>的研究中指出,随退耕时间的增加,因种间竞争的加剧,群落物种多样性会有所下降。

## 2.2 退耕还草工程后植被/土壤碳密度的生态效应

2.2.1 植被碳密度变化 退耕还草 1 年、3 年和 5 年后草本植被地上、地下总的碳密度呈增加趋势,依次为 400.11, 565.32 和 731.92 g C · m<sup>-2</sup>(图 3)。但不同退耕年限下草本植被地上、地下碳密度有不同的分布特征。由图 3a 可知,植被地上现存碳密度随退耕还草年限的延长呈先上升后降低的分布特

点,退耕还草 1 年、3 年和 5 年分别为 12.44, 70.23 和 41.96 g C · m<sup>-2</sup>,且相互间差异显著( $P < 0.05$ )。退耕还草第 1 年,植物种单一,而且耕播的老芒麦处在营养生长阶段,分蘖数少,植被地上碳密度较低。退耕第 3 年,植被地上碳密度较高,与耕播老芒麦分蘖多,扎根深,外来物种相对较少,老芒麦能吸收更多的土壤养分而增加了地上部生物量有关。5 年后植被随群落物种逐渐增加,虽然老芒麦处在退化阶段,重要值有所下降,但一些如黄花棘豆、蓝天苜蓿、蓝翠雀花等有较大叶面积的植物种类的出现,为植被地上碳密度的增加作了较大贡献,比退耕还草第 1 年高,但比第 3 年低。

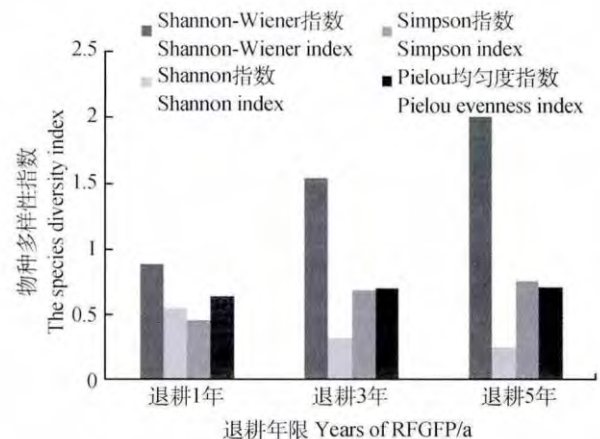


图 2 不同退耕年限林下物种多样性指数变化

Fig. 2 Change of species diversity index in the RFGFP plots of different years

与地上碳密度变化趋势不同,退耕还草 1 年、3 年和 5 年后地下碳密度分别为 378.67,495.09 和 689.96  $\text{g C} \cdot \text{m}^{-2}$ (图 3b),表现出退耕还草后随时间延长地下碳密度逐渐升高,到第 5 年后其植被地

下碳密度最大,这主要与植被生长 5 年后群落种类组成相对丰富,外来物种杂草类具多有关。杂草类与禾草类不同的是,杂草类往往具有较大的根茎,因而提高了植被地下碳密度。

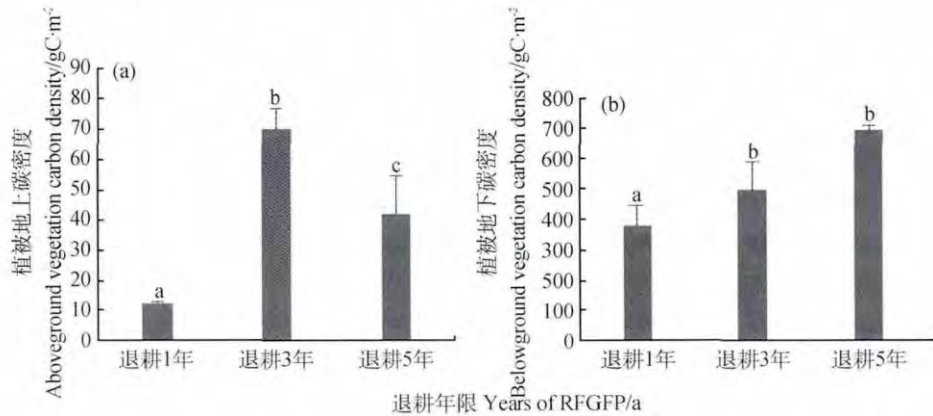


图 3 不同退耕年限林下植被地上(a)地下(b)碳密度分布

Fig. 3 Distributions of above-ground (a) and below-ground (b) vegetation carbon densities in the RFGFP plots of different years

**2.2.2 土壤有机碳及全氮密度变化** 草地利用变化是影响陆地生态系统碳循环的主要因素之一,其对全球生物化学循环的影响受到人们的重视。土壤碳氮是表征土壤肥力的重要指标,它受植被状况、环境条件、草地利用和人类活动等的影响。由表 2 可知,不同退耕还草年龄下有机碳在不同深度的土层中含量不同。不同退耕还草年龄下随土层的加深土壤有机碳逐渐下降,0~10 cm 表层土壤在退耕还草耕播老芒麦的第 1 年,因耕播实施时适当混播了一定量的氮肥,间接影响到该层土壤有机碳,为  $1.74 \text{ kg C} \cdot \text{m}^{-2}$ ;退耕第 3 年后混播肥力完全消耗,0~10 cm 表层土壤有机碳下降到  $0.89 \text{ kg C} \cdot \text{m}^{-2}$ ;退耕第 5 年后,土壤有机碳因地上植被枯落物增多,土壤有机质补充充分,土壤有机碳有所增加,达  $2.04 \text{ kg C} \cdot \text{m}^{-2}$ 。这种变化受淋溶作用的影响明显,即 10~20 cm 层的土壤有机碳密度依 0~10 cm 土层土

壤有机碳密度的变化而变化,只是量值有所下降。退耕 1 年后因土壤耕耙而松散,淋溶强烈,加之施肥措施,使 20~30 cm 层次的土壤有机碳与 3 年、5 年相比较;退耕 5 年后在上层较高土壤有机质的淋溶“传导”作用下,其 10~20 cm 层次土壤有机碳也较高,到 20~30 cm 层次基本与退耕 3 年后相仿。表现出退耕还草后不同年龄土壤有机碳随深度下降速率有所不同。退耕还草 1 年、3 年、5 年从 0~10 到 20~30 cm 土层有机碳含量下降幅度分别为  $0.63, 0.17$  和  $1.31 \text{ kg C} \cdot \text{m}^{-2}$ 。为剔除退耕地之前施肥对土壤含碳量的影响,以退耕 3 年的土壤有机碳为本底值,那么退耕 5 年后的 2 年内土壤有机碳含量增加了  $2.32 \text{ kg C} \cdot \text{m}^{-2}$ ,依此计算其土壤固碳速率为  $1.16 \text{ kg C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。表明退耕还草措施可以有效促进土壤有机碳的恢复和积累,即有固定大气  $\text{CO}_2$  的能力。

表 2 不同退耕还草(林)年限不同土层有机碳、全氮分布特征

Table 2 Distribution characters of soil organic carbon and total nitrogen in different soil layers

项目 Index	退耕龄		深度 Depth			
	The year of RFGFP/a	0~10 cm	10~20 cm	20~30 cm	0~30 cm	
有机碳 Organic carbon	1	$1.74 \pm 0.57^{Aa}$	$1.43 \pm 0.82^{Aa}$	$1.11 \pm 0.80^{Aa}$	4.28	
	3	$0.89 \pm 0.36^{Aa}$	$1.13 \pm 0.48^{Aa}$	$0.72 \pm 0.15^{Aa}$	2.74	
	5	$2.04 \pm 2.00^{Aa}$	$2.29 \pm 2.58^{Aa}$	$0.73 \pm 0.38^{Aa}$	5.06	
全氮 Total nitrogen	1	$0.50 \pm 0.06^{Aa}$	$0.47 \pm 0.08^{Ab}$	$0.40 \pm 0.04^{Ab}$	1.38	
	3	$0.45 \pm 0.03^{Aa}$	$0.48 \pm 0.02^{Aa}$	$0.41 \pm 0.05^{Ab}$	1.34	
	5	$0.95 \pm 0.93^{Aa}$	$0.88 \pm 0.64^{Aa}$	$1.14 \pm 1.16^{Aa}$	2.97	

注:同行不同小写字母表示相同退耕年限不同土层有机碳、全氮差异显著( $P < 0.05$ );同列不同大写字母表示有机碳、全氮不同退耕年限相同土层差异显著( $P < 0.05$ )

Note: Different small letters in the same row indicate significant difference among different soil layers in the same year( $P < 0.05$ ). Different capital letters in the same column indicated significant difference among different years in the same soil layer( $P < 0.05$ )



退耕还草 1 年、3 年后土壤全氮分布特征一致, 从 0~10 cm 表层(分别为 0.50 和 0.45 kg N·m<sup>-2</sup>)到 20~30 cm(分别为 0.40 和 0.41 kg N·m<sup>-2</sup>)处于相对较低的含量,且随深度增加下降不明显。但退耕还草 5 年后,受地表覆盖物增多且氮化作用影响,从 0~10 到 20~30 cm 土壤全氮含量均较高,自 0~10 cm 表层(0.95 kg N·m<sup>-2</sup>)到 20~30 cm 深层(1.14 kg N·m<sup>-2</sup>)增加幅度为 0.19 kg N·m<sup>-2</sup>。

碳氮比是土壤氮矿化能力的重要指标,根据碳氮比可判断有机质分解过程中是发生了矿化还是微生物的固持,较低的碳氮比有利于氮的矿化和养分释放。退耕还草 1 年、3 年、5 年土壤碳氮比分别为 3.10, 2.04 和 1.70, 随退耕时间的延续碳氮比逐渐下降。

### 2.3 退耕还草工程后土壤容重及持水能力效应

**2.3.1 土壤容重** 土壤容重可以很好的衡量土壤松紧状况,由图 4 可知,该地区浅层土壤容重较小,随土层加深土壤容重逐渐变大,随退耕时间的增加,不同土层土壤容重逐渐下降,0~10 cm 的浅土层容重下降较为明显,退耕 5 年后浅土层土壤物理性状得到一定的改善,土壤容重下降 15.07%,而 10~20 和 20~30 cm 土壤容重下降缓慢。有研究表明,与耕种的小麦相比,种植的牧草对土壤容重、孔隙度、含水量具有明显的改善作用<sup>[23]</sup>。在退耕还草进程中,土壤由之前紧实板结开始向疏松、通气性好的方向演替。

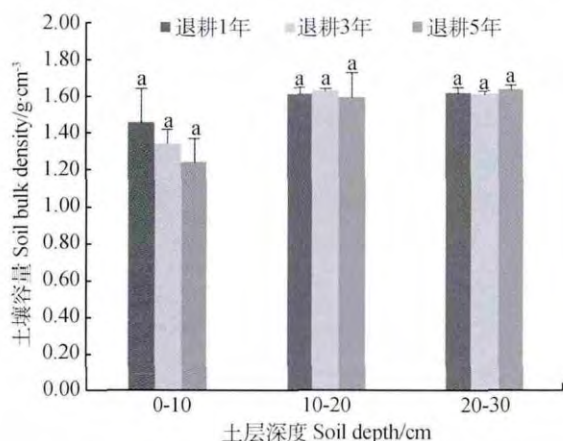


图 4 不同退耕年限土壤容重变化

Fig. 4 Changes of soil bulk densities in the RFGFP plots of different years

**2.3.2 土壤持水力** 随退耕年限的增加 0~10, 10~20 和 20~30 cm 不同深度土壤最大持水量都有

不同的变化趋势(图 5)。其中,表层土壤 0~10 cm 的最大持水量随退耕年限的增加而增加,但不显著,分别为 44.48, 47.80 和 52.37 mm。10~20 和 20~30 cm 土壤最大持水量变化不明显。

退耕后枯枝落叶层的分解使土壤有机质大量增加<sup>[24]</sup>,土壤有机质不仅是养分的主要来源,同时还能促进土壤团粒的形成,改善土壤结构,使土壤持水能力提升。更重要的是退耕还林还草对枯落物及草本层的积累至关重要,长久以来形成禾本—草本—枯落物的复合节流体系,使其截流量及持水能力随着退耕年限的增加而逐渐增大。表层土壤 0~10 cm 的最大持水量增长趋势较为明显,由于林下草本植物的根系主要集中于 0~10 cm,能较好的保存土壤中的水使持水能力增加,这也很好的说明了退耕还林和还草的结合能更好的促进植被的恢复与群落的正向演替。

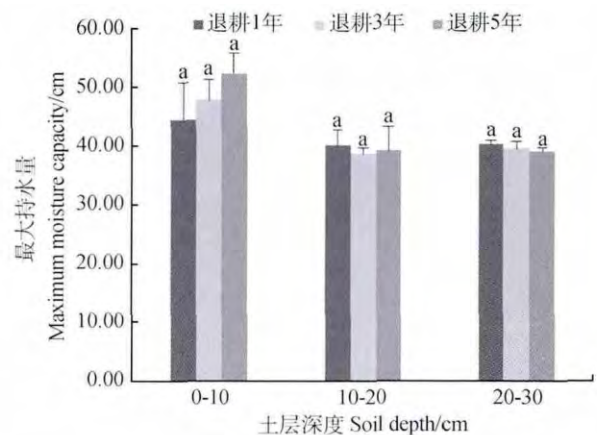


图 5 不同退耕年限土壤最大持水量变化

Fig. 5 Changes of maximum moisture capacity in the RFGFP plots of different years

## 3 讨论

进入上世纪 90 年代以来,国家加强了退耕还林(草)工程的实施,特别是近 10 多年来,国务院在不同生态功能区实施了生态工程建设、生态屏障建设等诸多项目,这些项目国家投入大量的资金。项目的开展在不同地区均取得良好的效果,研究者及政府部门也给予正面的报道<sup>[10-13]</sup>。

一些研究认为<sup>[25]</sup>,退耕后土壤性质的改良与物种多样性的增加可能存在相互促进的作用。师阳阳<sup>[22]</sup>在黄土高原水土流失地区退耕还林植被群落的研究中,发现物种多样性随退耕时间的增加而增加。温仲明等<sup>[26]</sup>对黄土高原典型沟壑区退耕还林的研究中得到相同的结论,物种多样性的变化经历

由高到低而后逐步恢复稳定的过程。本研究结果与师阳阳等人的结果相似,但也不排除长期退耕后物种多样性会有降低并逐步稳定的趋势。

有研究表明<sup>[27]</sup>,黄土高原丘陵地区退耕还林有效的促进了有机碳及全氮的积累。彭文英等人<sup>[28]</sup>发现退耕还林后土壤有机质增加了2.75倍,碳增加了27.29%,氮增加了46.79%,值得说明的是,退耕后土壤有机碳随时间的推进不断升高,但在本研究中,土壤有机碳及全氮并没有表现出直接上升的趋势,而是在退耕后迅速下降之后缓慢上升,且有机碳及全氮的增加并不显著,这与退耕年龄、当地土壤类型、气候有很大联系。这些研究认为,植被生物量与物种多样性有较大关联,土壤有机质的提高与生物量的增加关系密切,而土壤持水能力与植被盖度有关。

退耕还草的目的在于解决我国的水土流失问题,提高水源涵养能力,改善当地的生态环境。本研究中退耕还草后,林下植被群落总盖度及高度明显增加,群落组成逐渐丰富,植被群落通过长期演替趋于稳定,植被及土壤固碳能力随退耕时间增加而增强。退耕还林通过对植被、根系、土壤的改善,林下土壤截留能力及持水能力逐渐增强。在内蒙古半干旱地区退耕还草样地研究人员发现退耕时间越长,土壤含水量越低,最终会导致当地出现“生境干旱化”现象。虽然本研究并没有发现相关趋势,但随退耕时间的增加,植物根须不断向下延伸,浅层地下水利用率提高,这种“生境干旱化”现象或许也会出现,因此应加强对退耕还草样地的监测,在此现象发生之前采取有效措施。

## 4 结论

通过退耕还草,植被群落、土壤环境均随退耕时间的延续逐步正向演替,退耕后生态环境显著改善,具有显著的生态效应,主要表现如下:

随退耕还草时间的延续草地植被群落逐渐向正向演替,退耕措施对提高植被总盖度及平均高度效果比较显著,随退耕年限延长,外来物种增多其多样性增加,耕播的老芒麦重要值降低。退耕还草后5年内 Shannon-Wiener 多样性指数增加了1.12,同时pielou均匀度指数的增加说明植被群落趋于稳定。

随退耕还草时间延长,植被和土壤的碳密度总体呈上升趋势,退耕还草5年后植被地上地下碳密

度比退耕初期增加 $331.81 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2}$ ;土壤有机碳密度受混播肥影响在最初的3年内有所降低,第3年0~30 cm土层为 $2.74 \text{ kg C} \cdot \text{m}^{-2}$ ,到第5年增加到 $5.06 \text{ kg C} \cdot \text{m}^{-2}$ ,考虑到退耕播种时施肥的影响,若以混播3年的有机碳为本底值,那么,退耕5年后土壤有机碳含量增加了 $2.32 \text{ kg C} \cdot \text{m}^{-2}$ ,依此计算其土壤固碳速率为 $1.16 \text{ kg C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。土壤全氮也具有相同的变化趋势,0~30 cm土层到退耕播种5年增加到 $2.98 \text{ kg N} \cdot \text{m}^{-2}$ ,比混播1年和3年分别增加1.60和 $1.64 \text{ kg N} \cdot \text{m}^{-2}$ 。比较土壤碳氮比发现随退耕时间的延续逐渐下降,还草1年、3年、5年土壤碳氮比分别为3.10、2.04和1.70。

退耕并禁牧后土壤趋于松软,且地表植被覆盖物增加,土壤容重随退耕年限延长而降低,这种变化在土壤表层更为明显,底层则较小。受容重降低及土壤有机质、植被生物量增加的影响,随退耕年限延长土壤最大持水能力增大,特别是0~10 cm土壤最大持水量更为明显,退耕还草1年、3年和5年后分别为44.48、47.80和 $52.37 \text{ mm}$ ;而底层土壤因退耕还草时间较短,土壤最大持水能力变化不大。

## 参考文献

- [1] 赵延治,张春来,邹学勇,等. 西藏日喀则地区生态安全评价与生态环境建设[J]. 地理科学,2006,26(1):33-39
- [2] 苏大学. 天然草原在防治黄河上中游流域水土流失与土地荒漠化中的作用与地位[J]. 草地学报,2000,8(2):77-81
- [3] 赵锐锋,姜朋辉,陈亚宁,等. 塔里木河干流区土地利用/覆被变化及其生态环境效应[J]. 地理科学,2012,32(2):244-250
- [4] 彭珂珊. 水土流失是生态环境恶化的根源[J]. 地质灾害与环境,2001,12(2):25-31
- [5] DeGryze S, Six J, Paustian K, et al. Soil organic carbon pool changes following land-use conversions[J]. Global Change Biology,2004,10(7):1120-1132
- [6] Anderson D W, Coleman D C. The dynamics of organic matter in grassland soils[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 1985,40(2):211-216
- [7] 杨建波,王利. 退耕还林生态效益评价方法[J]. 中国土地科学,2004,17(5):54-58
- [8] 郑佳丽,高国雄,王荣秀,等. 北川河流域退耕还林还草地主要植物群落物种多样性研究[J]. 水土保持研究,2006,13(4):101-103
- [9] 李俊清,崔国发. 西北地区天然林保护与退化生态系统恢复理论思考[J]. 北京林业大学学报,2000,22(4):1-7
- [10] 于贵瑞,谢高地,王秋凤,等. 西部地区植被恢复重建中几个问题的思考[J]. 自然资源学报,2002,17(2):216-220
- [11] 孙新章,谢高地,甄霖. 泾河流域退耕还林(草)综合效益与生态补偿趋向[J]. 资源科学,2007,29(2):194-200
- [12] 刘纪远,张增祥,庄大方. 20世纪90年代中国土地利用变化



- 时空特征及其成因分析[J]. 地理研究, 2003, 22(1): 1-12
- [13] 黄淑玲, 周洪建, 王静爱, 等. 中国退耕还林(草)驱动力的多尺度分析[J]. 干旱区资源与环境, 2010, 24(4): 112-116
- [14] 周海, 尚可政, 王式功, 等. 日喀则近 53 年气候变化特征分析[J]. 气象科技, 2011, 39(2): 165-171
- [15] 常天军, 王建林, 李鹏, 等. 藏北高寒草地植被的碳密度与碳贮量[J]. 生态科学, 2007, 5(26): 437-442
- [16] 王绍强, 周成虎, 李克让, 等. 中国土壤有机碳库及空间分布特征分析[J]. 地理学报, 2000, 55(5): 533-544
- [17] 马克平, 刘玉明. 生物群落多样性的测度方法[J]. 生物多样性. 1994, 2(4): 231-239
- [18] 周华坤, 赵新全, 赵亮, 等. 高山草甸垂穗披碱草人工草地群落特征及稳定性研究[J]. 中国草地学报, 2007, 29(2): 13-25
- [19] 熊育久, 邱国玉, 谢芳. 内蒙古太仆寺旗退耕草地植物种类变化与水分收支[J]. 植物生态学报, 2014, 38(5): 425-439
- [20] 王青峰, 葛继稳. 湖北九宫山自然保护区生物多样性及其保护[M]. 北京: 中国林业出版社, 2003
- [21] 冯迪, 孙保平, 郭建英, 等. 退耕还林后群落演替及其  $\alpha$  多样性分析[J]. 安徽农业科学, 2009, 37(31): 1532-1532
- [22] 师阳阳, 陈云明, 张光辉, 等. 不同退耕年限撂荒地植物多样性及生物量分析[J]. 水土保持研究, 2012, 19(6): 36-44
- [23] 韩永伟, 韩建国, 张蕴薇. 农牧交错带退耕还草对土壤物理性状的影响[J]. 草地学报, 2002, 10(2): 100-105
- [24] 杨树, 温雨金, 刘鸿雁. 内蒙古中部地区退耕还林还草后植被与土壤性状的变化[J]. 水土保持研究, 2006, 13(4): 143-145
- [25] 温仲明, 焦峰, 卜耀军. 黄土沟壑区植被自我修复与物种多样性变化[J]. 水土保持研究, 2005, 12(1): 1-3
- [26] 赵发珠, 韩新辉, 杨改河, 等. 黄土丘陵区不同退耕还林地土壤有机碳、氮密度变化特征[J]. 水土保持研究, 2012(4): 43-47
- [27] 王小利, 郭胜利, 马玉红, 等. 黄土丘陵区小流域土地利用对土壤有机碳和全氮的影响[J]. 应用生态学报, 2007, 18(6): 1281-1285
- [28] 彭文英, 张科利, 杨勤科. 退耕还林对黄土高原地区土壤有机碳影响预测[J]. 地域研究与开发, 2006, 25(3): 94-99

(责任编辑 刘云霞)