

黄土高原北部草地的恢复与重建对土壤有机碳的影响

李裕元^{1 2} 邵明安² 郑纪勇² 李秋芳²

(1. 中国科学院亚热带农业生态研究所, 湖南长沙 410125 ;

2. 中国科学院水利部水土保持研究所 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 陕西杨陵 712100)

摘要 草地的恢复与重建是黄土高原生态建设的重要内容, 探讨草地恢复过程中土壤有机碳密度 (SOCD) 的变化规律对于合理评价北方水蚀风蚀交错带地区生态恢复的环境效应及其对土壤碳固存潜力的影响具有重要的理论价值。以黄土高原北部水蚀风蚀交错带地区不同生长年限的紫花苜蓿 (*Medicago sativa*) 人工草地及其退化后形成的次生草地为主要研究对象, 探讨了 SOCD 的动态变化特征。结果表明, 研究区 0~100 cm 土体的 SOCD 普遍较低, 变化范围为 1.18~2.81 kg C m⁻², 略高于地球上荒漠带的水平 (1.4 kg C m⁻²), 显著低于黄土高原中部 (4.46~9.95 kg C m⁻²) 与全国 (11.52~12.04 kg C m⁻²) 的平均水平。但是当土地利用方式由农田转变为人工草地以后, 以及随着人工草地向长芒草 (*Stipa bungeana*) 次生天然草地的自然演替, SOCD 均有不同程度的增加, 增加幅度最大可达 72%, 土壤表现为明显的碳汇。不同土地利用方式 0~100 cm SOCD 的变化顺序为: 灌木林地 (2.11 kg C m⁻²) > 次生天然草地 (1.95 kg C m⁻²) > 人工草地 (1.91 kg C m⁻²) > 弃耕地 (1.69 kg C m⁻²) > 农田 (1.68 kg C m⁻²), 但统计差异不显著, 意味着植被恢复对土壤碳固存的影响相对较小, 该地区土壤固存 CO₂ 的潜力并不大。发育较好的次生天然草地 0~100 cm 土体 SOCD 平均仅为 2.20 kg C m⁻²。对 SOCD 垂直变化的分析结果表明表层 SOC 主要固存于表层 0~20 cm 土壤, 而且与 0~100 cm 土体的 SOCD 具有显著的线性相关性, 由表层观测值可以有效估计 0~100 cm 土体的 SOCD, 估计误差为 9.9% (0.18 kg C m⁻²)。

关键词 土壤有机碳密度, 黄土高原北部, 水蚀风蚀交错带, 人工草地, 植被恢复与重建, 土地利用变化

文章编号: 1000-0933 (2007) 06-2279-09 中图分类号: Q142, Q16, Q948, S153.6⁺2; S158.3; S541; X171.4 文献标识码: A

Impact of grassland recovery and reconstruction on soil organic carbon in the northern Loess Plateau

LI Yu-Yuan^{1 2}, SHAO Ming-An², ZHENG Ji-Yong², LI Qiu-Fang²

1 Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha, 410125 Hunan, China

2 State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling, 712100 Shaanxi, China

Acta Ecologica Sinica 2007 27 (6) 2279~2287.

Abstract : Grassland recovery and land reconstruction in the Loess Plateau are critical constituents of regional ecological construction. Exploration of soil organic carbon density (SOCD) changes during the process of grassland recovery is important in assessing environmental changes, as well as suggesting estimates of soil carbon sequestration in the dissected area of wind-water erosion in north China. Soil was found to be a slight carbon sink during recovery processes in the agro-pastoral area of the northern Loess Plateau with SOCD, being (2.11 kg C m⁻²) in scrubland > (1.95 kg C m⁻²) in

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (40371074 和 90502006), 国家重点实验室基金 (10501-164) 资助项目

收稿日期: 2006-06-06; 修订日期: 2007-01-19

作者简介: 李裕元 (1965~) 男, 河南博爱人, 博士, 副研究员, 主要从事土壤学与恢复生态学研究. E-mail: liyy@isa.ac.cn; liyuan65@163.com

Foundation item : The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (Nos. 40371074 and 90502006) and State Key Laboratory Foundation (No. 10501-164)

Received date 2006-06-06; **Accepted date** 2007-01-19

Biography LI Yu-Yuan, Ph. D., Associate professor, mainly engaged in soil science and restoration ecology. E-mail: liyy@isa.ac.cn

secondary natural grassland > (1.91 kg C m⁻²) in artificial grassland > (1.69 kg C m⁻²) in abandoned farmland and > (1.68 kg C m⁻²) in farmland. However, these differences were not statistically significant, suggesting that impacts of vegetation recovery on SOCD were relatively slight and that the potential for CO₂ sequestration in local soils is not large. Changes of SOCD had been studied in *Medicago sativa* grasslands of different ages and in the secondary natural grassland of abandoned land in Liudaogou catchment, in Shenmu county of Shaanxi province. Results showed that SOCD were generally low, ranging from 1.18 to 2.81 kg C m⁻². Values of 1.4 kg C m⁻² are also typically found in desert areas and such values are significantly lower than values for the central Loess Plateau. In the central Plateau, values range from 4.46 to 9.95 kg C m⁻², with a national average of 11.5 – 12.0 kg C m⁻² for China. SOCD increased at varying rates when land use patterns changed from farmland to artificial grassland or changed further to the secondary natural *Stipa bungeana* grassland. SOCD under well-developed *Stipa bungeana* grassland improved only slightly to 2.20 kg C m⁻². Vertical changes in SOCD revealed that soil carbon was mainly sequestered in the surface layer of 0–20 cm. Furthermore, SOCD in this layer was significantly correlated with an average value for the whole 0–100 cm profile. So SOCD, in the 0–100 cm layer, can be well estimated using values for the 0–20 cm layer, with an estimation error of only 9.9% (0.18 kg C m⁻²).

Key Words : soil organic carbon density ; northern Loess Plateau ; artificial grassland ; vegetation recovery and reconstruction

土壤碳库是陆地生态系统碳库的重要组成部分,其容量是植被与大气碳库的3~4倍^[1],土壤碳库的变化对于全球变化具有十分重要的影响,因此受到研究者的广泛关注^[2,3]。人类活动特别是土地利用方式的改变会通过对土壤微生物以及有机质数量与质量的影响^[4],间接影响到土壤有机质的累积与分解速率^[5],从而引起土壤有机碳库发生相应的变化。土地利用变化还会影响到有机质数量与组分在不同径级土壤团聚体中的分布^[6]。因此土地利用方式的改变(主要是植被的变化)是土壤碳库变化的重要驱动力,其作用甚至远远超过自然环境变化影响的速率和程度^[7,8]。面对全球变化的挑战,我国科学家对我国土壤碳库的研究开展了大量的工作,在国家和区域尺度上估算了土壤有机碳库的空间分布格局^[9],并探讨了土地利用变化对土壤碳库的影响^[2,8]。但是,对基于植被恢复过程对土壤碳密度动态变化影响的研究却相对较为薄弱,而这恰恰是阐明植被变化对土壤碳库碳的输入与输出变化影响的关键^[3],是提高采用遥感方法进行大尺度土壤碳库格局变化研究精度的基础,对于阐明人类活动对土壤碳库影响的不确定性^[2,10,11]也具有重要的理论价值。

受气候条件以及长期强烈的人类活动影响,我国西北地区是典型的生态脆弱区,也是我国土壤有机碳储量最低的两大地区之一^[9]。由于该地区植被稀疏、环境恶劣,对于植被恢复过程及其环境影响的研究资料也相对较为贫乏^[7],因此研究该地区植被变化条件下土壤碳密度的变化规律,对合理评价西北生态脆弱区生态恢复条件下土壤的碳固存潜力具有重要的科学意义。基于此,本文以黄土高原北部水蚀风蚀交错带为研究区域,主要针对草地的恢复与重建过程对土壤碳密度的影响开展研究工作,并对几种主要的土地利用方式进行了比较研究,以期为我国北方水蚀风蚀交错带地区生态恢复的环境效应评价提供相关的数据基础。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于黄土高原北部陕西省神木县西沟乡六道沟小流域,该区地处毛乌素沙地的东南缘,地理坐标为110°21'~110°23'E、38°46'~38°51'N,海拔高度1081.0~1273.7 m。本区属于中温带半干旱气候类型区,年均气温8.4℃,月平均最低温-9.7℃(1月份),最高温23.7℃(7月份),≥10℃年积温3232℃,无霜期169 d,盛行风为西北风,年平均风速为2.2 m/s,年均降水量437.4 mm,6~9月降水量占全年降水量的77.4%,年蒸发量785.4 mm,平均干燥度为1.8^[12]。该区属于森林草原生物气候带^[13],干旱、霜冻、暴雨、大风、冰雹、水蚀风蚀等灾害频繁发生,加之强烈的人类活动影响,生态环境极为脆弱。

试区内天然植被多已遭到严重破坏,残存的部分天然草场也多由人工草地退化演替而来。近年来由于国家推行“退耕还林还草”政策,试区内已有一半以上的坡地实行退耕,其中一部分种植为紫花苜蓿,另一部分

种植了仁用杏 (*Armeniaca vulgaris*),但是成活率与树木长势均较差。试区内还分布有一定面积的人工灌木林 ,主要有沙柳 (*Salix psammophila*)、沙蒿 (*Artemisia ordosica*)、柠条 (*Caragana korshinskii*)等 ,在部分沙地上也有小面积的小叶杨 (*Populus simonii*)林 ,但是林相十分残败。

研究区黄土层覆盖厚度一般在 30 m 以上 ,地形比较破碎 ,地貌类型为片沙覆盖的黄土丘陵 ,具有典型的水蚀风蚀特征 ,但是地形起伏较小 ,高差一般在 200 m 以内。试区内土壤主要包括三个类型 :干润沙质新成土、淤积人为新成土和侵蚀沙质新成土^[4] ,为便于比较 ,本研究所选样地土壤全部为侵蚀沙质新成土 (沙性黄绵土)。根据调查 ,当地的粮食、蔬菜等主要作物多在沟道内的坝地里种植 ,坡地上种植的作物主要是马铃薯、大豆、糜子、谷子等小杂粮。坡地农田一般都施用一定量的农家肥 (猪粪或马粪) ,在化肥施用方面 ,不施钾肥 ,氮肥的施用比较普遍 ,用量一般为 70 ~ 140 kg N hm⁻² ,磷的施用较少 ,用量一般在 70 kg P hm⁻² 以下。但是坡地一旦种上人工草地以后就不再施肥 ,只是结合割草每年在 7 月和 9 月分别进行一次中耕除草。表 1 为几个代表样地土壤的主要理化性质。由表中可见 ,土壤的容重较大 (一般均在 1.30 g cm⁻³ 以上) ,有机质含量低 (最高的也仅有 6.43 g kg⁻¹) ,土壤石砾化与沙化现象明显 ,砂粒含量高 (> 38%) 而粘粒含量很低 (< 0.3%) ,养分状况总体上较差。

表 1 陕西神木六道沟小流域农田与草地表层 (0 ~ 20cm) 土壤的主要理化性质
Table 1 The physical and chemical properties of surface soils (0 ~ 20cm) of grassland and farmland in Liudaogou catchment in Shenmu County of Shaanxi Province

植被类型 Vegetation type	容重 BD (g·cm ⁻³)	pH 值 pH value	有机质 OM (g·kg ⁻¹)	土壤颗粒组成 Soil particle composition (%)			
				> 2 mm	2 ~ 0.05 mm	0.05 ~ 0.002mm	< 0.002mm
农田 (北) F (North)	1.34	8.57	3.37	0.59	49.1	50.0	0.3
农田 (南) F (South)	1.26	8.59	3.92	4.38	32.5	56.0	7.1
人工草地 AG (1a)	1.42	8.58	4.03	0.41	53.6	45.9	0.1
人工草地 AG (6a)	1.31	8.67	3.19	1.83	52.3	45.7	0.2
天然草地 NG (14a)	1.38	8.74	3.33	1.45	40.2	58.2	0.1
天然草地 NG (30a)	1.42	8.68	6.43	1.71	38.5	59.6	0.2

植被类型 Vegetation type	阳离子代 换量 CEC (mmol·kg ⁻¹)	全氮 Total N (g·kg ⁻¹)	全磷 Total P (g·kg ⁻¹)	全钾 Total K (g·kg ⁻¹)	NO ₃ -N + NH ₄ -N (mg·kg ⁻¹)	有效磷 Available P (mg·kg ⁻¹)	有效钾 Available K (mg·kg ⁻¹)
农田 (北) F (North)	71.4	0.25	0.54	20.25	13.43	1.11	67.3
农田 (南) F (South)	98.0	0.30	0.51	19.27	13.47	0.76	91.0
人工草地 AG (1a)	71.9	0.24	0.38	20.44	8.75	1.05	60.7
人工草地 AG (6a)	65.1	0.24	0.40	21.24	9.04	0.79	59.0
天然草地 NG (14a)	60.4	0.23	0.49	19.86	10.17	0.90	63.8
天然草地 NG (30a)	79.4	0.43	0.52	20.59	8.78	1.86	108.8

植被类型后括弧中数据为草地种植年限 ;人工草地为紫花苜蓿草地 ,次生天然草地为紫花苜蓿草地退化后形成的次生天然长芒草 (*Stipa bungeana*) 草地 Data in parenthesis following vegetation types are the time (year) after grassland planted ; F—farmland ; AG—*Medicago sativa* artificial grassland ; NG—secondary natural grassland dominated by *Stipa bungeana* ; BD—bulk density ; OM—organic matter content ; CEC— cation exchange capability

1.2 研究方法

本文主要探讨人工及天然草地恢复与重建条件下土壤有机碳密度 (SOC D) 的动态变化 ,同时比较不同土

地利用方式对 SOC_D 的影响。为此在研究区分别选取农田 (2 块)、弃耕地 (4 块)、不同生长年限的紫花苜蓿人工草地 (5 块)、由人工草地退化以后形成的次生天然草地 (5 块)以及柠条灌木林地 (1 块)等共计 17 块样地 (表 2)。样地的选取方法为:首先通过对当地年长知情人的走访确定一些不同生长年限的紫花苜蓿人工草地和由人工草地弃耕后形成的次生天然草地,再综合考虑海拔、坡度、坡向、坡位 (均为中部)以及基本土壤状况等相对接近的立地条件,从中遴选出合适的样地,以保证样地间具有较好的可比性。样地面积一般在 600 m²以上,时间较长的次生天然草地距离居民点较远,面积也较大,多在 2000 m²以上。样地选好后,首先进行植物群落学调查,在明确植物群落组成演替特征^[14]的基础上,然后在每一块样地中选取 3 个代表性的位置 (即 3 次重复)采用土钻取土的方法分层采集 0~100 cm 土体的土壤样品,每层取样厚度为 20cm,每个剖面采集 5 个样品,共计采集了 51 个剖面 255 个土样。土壤容重采用在每一块样地中挖剖面并用环刀法直接测定。

野外采集的土样在室内经过风干以后,进行如下处理:1)首先拣出肉眼可辨的根茬等植物残体,然后磨碎并过 2 mm 筛,确定出 >2 mm 的砾石含量;2)在 <2 mm 的土样中分取一部分再研磨并过 0.25 mm 筛用于测定土壤有机碳含量;3)所余 <2 mm 的土样用于分析其它土壤理化性质,这主要包括颗粒组成、养分含量、pH 值、阳离子代换量等。土壤有机碳 (SOC)含量采用重铬酸钾氧化法^[15]测定,并由此计算出各个样地的土壤有机碳密度 (SOC_D)。

表 2 神木六道沟所选样地的立地条件

Table 2 The site conditions of the selected quadrats in Liudaogou catchment in Shenmu County						
样方编号 Code	土地利用方式 LUP	年 限 Age (a)	地 点 Location	海 拔 Altitude (m)	坡 度 Slope gradient (°)	坡 向 Aspect (°)
1	农田 F	0	木瓜畔 Muguapan	1207	17.5~19.0	NE78
2	人工草地 AG	1	闹泥渠 Naoniqu	1191	12.5~15.5	NE43
3	人工草地 AG	4	闹泥渠 Naoniqu	1207	17.5~19.0	NE78
4	人工草地 AG	6	木瓜畔 Muguapan	1233	7.0~10.0	NW28
5	次生天然草地 NG	10	榆树耳子 Yushuerzi	1233	10.0~14.5	NE21
6	次生天然草地 NG	14	水保所试验站 Experimental station	1214	8.0~14.1	NE21
7	次生天然草地 NG	30	北屹坝 Beigeba	1230	19.0~25.0	NW6
8	农田 F	0	当中峁 Dangzhongmao	1217	12.0~15.0	SW65
9	人工草地 AG	1	脑畔 Naopan	1180	13.0~16.0	SW50
10	人工草地 AG	4	当中峁 Dangzhongmao	1201	6.0~11.0	SW63
11	次生天然草地 NG	21	当中峁 Dangzhongmao	1203	7.0~13.0	SW23
12	次生天然草地 NG	30	当中峁 Dangzhongmao	1216	13.0~16.0	SW62
13	灌木林地 S	30	平梁盖 Pinglianggai	1223	8.0~10.0	SW8
14	弃耕地 AF	1	木瓜畔 Muguapan	1209	17.5~19.0	NE78
15	弃耕地 AF	1	脑畔 Naopan o	1185	5.0~8.0	SW45
16	弃耕地 AF	10	榆树耳子 Yushuerzi	1241	18.0~20.0	NW5
17	弃耕地 AF	10	当中峁 Dangzhongmao	1208	14~15	SW62

LUP-Land use pattern ; F-Farmland ; AG-Artificial grassland ; S-Scrubland ; NG-secondary natural grassland ; AF : Abandoned farmland

根据相关文献^[16]用下述公式进行计算:

$$D = \sum c_i B_i d_i (1 - \delta_{i2mm})$$

(1)

式中, D 表示 1 m²一定厚度土层土壤中有有机碳的总量,即土壤的有机碳密度 SOC_D (kg C m⁻²); c_i 为第 i 层土壤有机碳含量 (g C kg⁻¹); B_i 为第 i 层土壤容重 (g cm⁻³); d_i 为第 i 个计算土层的厚度 (m); δ_{i2mm} 为第 i 层土壤中直径大于 2 mm 的砾石或 CaCO₃ 结核含量 (体积分数); $i = 1 \sim 5$ 。对于测定结果采用 SPSS11.0 统计软件进行方差分析 (ANOVA),在 ANOVA 结果显著 ($P < 0.05$)基础上再进一步进行回归分析或者多重比较。

为了研究人工草地群落组成变化、土地利用方式以及坡向对 SOCD 的影响,对 17 块样地又进行了进一步的分类比较。由于草地植物群落组成变化与人工草地种植年限密切相关^[4],因此将人工草地及其废弃后形成的次生天然草地按照种植年限进行排序比较,分析植被恢复过程对 SOCD 的影响,其中不包括由农田弃耕后形成的荒坡草地,但是选择两块农田(南北坡各 1 块)作为草地恢复前的参照,并假定其恢复年限为 0 a。根据 17 块样地的土地利用现状,将其划分为 5 个类型,即:农田(南北坡各 1 块)、弃耕地(弃耕年限为 1 a 与 10 a 的各 2 块)、人工草地(指目前仍在有效利用的人工草地,种植年限为 1~6 a,共 5 块)、长芒草草地(由人工草地废弃后自然演替形成,年限为 10~30 a,共 5 块)、柠条(*Caragana korshinskii* Kom.)灌丛(种植年限为 30 a,1 块)。此外,还根据坡向将 17 块样地划分为南向坡与北向坡进行坡向比较。

2 结果与分析

2.1 草地恢复与重建过程对土壤碳密度的影响

对人工草地不同生长阶段土壤碳密度的分析结果表明(图 1),人工草地在短期内(1~2 a)可迅速增加土壤的碳固存,100cm 土体有机碳密度(SOCD)平均增幅为 20% 以上,而表层 0~20cm 土壤增幅可高达 36%~39%,但是随着时间的延长在 4 a 以后 SOCD 又迅速回落到原来的水平,意味着人工草地对土壤有机碳的增加具有不稳定性,这与其地上生物量的变化规律基本一致(表 3),即在前期(3~4 a 以前)生物量较高,而之后由于水分、养分等因素的限制^[14]又迅速下降。造成这一特殊现象的原因主要在于,由于研究区人工草地属于割草地,因此以地上凋落物形式对土壤有机碳输入的量很少,而紫花苜蓿又属于多年生草本植物,短期内(1~2 a)根系更新(枯死)的量也很少,因此人工草地对土壤有机碳输入的主要形式就是根系分泌物,生物量越大根系分泌物的量也就越大。研究表明,由于根的分解、代谢以及根系分泌物等的缘故,根际周围有机质的周转相对较大^[17,18]。研究区耕作土壤有机质含量的本底值都很低,农田一般都在 4.0 g kg⁻¹ 以下(表 1),种植紫花苜蓿以后一般在第二年才开始收获,因此在 1~2 a 内可以对土壤有机质有较大幅度的补充。但是土壤中新增加的有机质多以多糖、有机酸等易分解物质为主,这些物质也会导致土壤真菌等微生物群落在根际的聚集,因此根际具有高的微生物活性^[9],随着人工草地退化和植被生物量的减少(见表 3),其根系分泌物也相应地会迅速减少,不仅如此,其原来残留的有机物也会在根际微生物和土壤酶的作用下迅速分解,从而导致了 SOCD 的迅速降低。

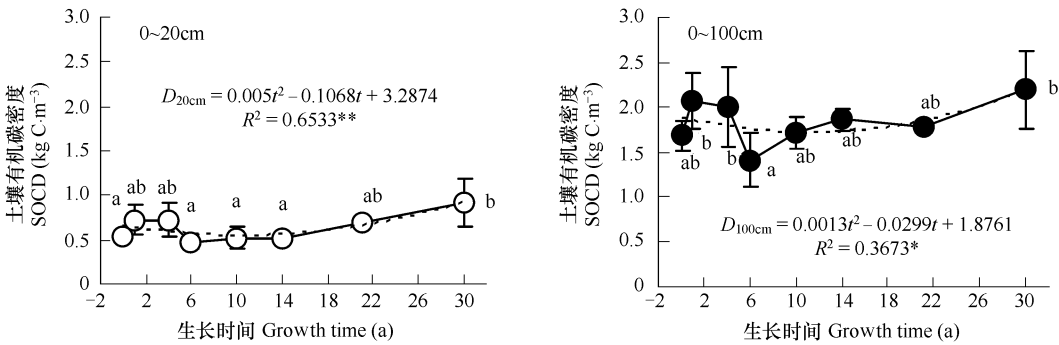


图 1 紫花苜蓿草地演替过程中 0~20cm 与 0~100cm 土层土壤有机碳密度的动态变化(图中同一曲线上标注相同字母的点表示其统计差异不显著($P > 0.05$))

Fig. 1 The dynamic change in soil organic carbon density (SOCD) in 0~20 cm and 0~100cm layers during the succession process of *Medicago sativa* grassland. D_{20cm} indicates SOCD in layer 0~20 cm; t indicates the growth time (year) after artificial grassland planted. The dots on the same curve signed by same letters indicate their difference were not significant ($P > 0.05$)

紫花苜蓿人工草地退化以后,在 6~10 a 左右即可以自然演替形成次生天然长芒草草地^[14],此后由于不再进行人为割草,而且植被生物量也在不断增大(表 3),因此土壤不断得到地表凋落物、根系分泌物以及植物根茬等有机物的输入,因此 SOCD 开始稳定增加(图 1),到 30 a 左右 0~100cm 土体 SOCD 值增加到 2.20 kg

C m⁻² ,比农田 (1.68 kg C m⁻²)增加 31% (P =0.027) ,但是 SOCD 随着草地生长年限的变化在不同的土层不尽一致 ,其中 0 ~ 20cm SOCD 的增加幅度最大 ,由 2.66 kg C m⁻² 增加到 4.57 kg C m⁻² ,增加了 72% (P =0.003)。20 ~40 cm 与 40 ~60 cm 土层的变化不显著 (P > 0.05) 60 ~80 cm 与 80 ~100 cm SOCD 的变化虽然达到统计显著水平 ,但是没有明显的规律性 ,可能是由土壤的空间变异所致 ,因为在个别样地土体下部砂礓 (>2 mm)的含量相对较高 (表 1) ,从而显著降低了改层段的 SOCD 值。

表 3 不同生长年限草地上生物量的变化
Table 3 The Change in aboveground biomass of grasslands for different ages

生长年限 Age (a)	紫花苜蓿生物量 Alfalfa biomass (kg/hm ²)		总生物量 Gross biomass (kg/hm ²)	
	南坡 South	北坡 North	南坡 South	北坡 North
1	3725.0 c (639.8)	4300.0 b (1116.6)	3725.0 * bc (639.8)	5175.0 (1262.0)
4	1137.5 b (189.6)	—	1137.5 * a (189.6)	—
6	—	4450.0 b (886.5)	—	4450.0 * (886.5)
10	—	500.0 a (233.9)	—	—
14	—	450.0 a (189.6)	—	—
21	125.0 a (62.5)	—	3496.9 b (807.6)	—
30	250.0 a (88.4)	597.5 a (235.4)	4584.8 c (541.5)	5206.7 (1531.2)

1) 同一列中标有相同字母的数据表示其差异不显著 (P >0.05) 2) 标有 * 的数据未包含少量杂草的生物量 3) 括弧中数据为标准差
1) Data signed by the same letters in the same column indicate that their differences are not significant (P >0.05) ; 2) Data signed by * did not include a small quantity of weed biomass which could be neglected ; 3) Data in parentheses are standard deviations

从总的变化趋势来看 0 ~ 20cm 与 0 ~ 100cm 土层 SOCD 的变化过程与植被的变化基本一致 ,表明 SOCD 的变化原因主要在于植被演替导致的土壤有机碳的变化。该过程均可以拟合为二次多项式函数 (回归方程见图 1) ,方程的决定系数均达到统计显著水平 (P <0.05)。

研究区 0 ~ 100 cm 土体 SOCD 的变化范围为 1.18 ~ 2.81 kg C m⁻² ,平均为 1.87 kg C m⁻² ,与全球不同生物气候带 SOCD 的比较发现 ,该值仅略高于暖温带荒漠地区 (Warm temperate desert)的 SOCD 水平 1.4 kg C m⁻² [6] ,而且与黄土高原中部地区相比也明显偏低 ,子午岭地区农田、草地、灌丛和森林的 SOCD 分别为 4.46、5.05、9.95 kg C m⁻² 和 7.49 kg C m⁻² [20] ,更是显著低于全国的平均水平 (11.52 ~ 12.04 kg C m⁻²) [21] ,因此黄土高原北部水蚀风蚀交错带地区土壤的碳固存潜力并不大 ,这是由当地干冷的气候条件、低下的植被生产力以及严重沙化的土壤状况等多种因素共同决定的。由表 3 可见 ,尽管随着人工草地的退化和天然草地的恢复生物量显著增加 ,但是恢复时间最长的 30 a 次生天然长芒草草地其地上生物量也仅为 4500 ~ 5200 kg/hm² ,因此西北半干旱水蚀风蚀交错带地区植被恢复的作用将主要是保护土壤、控制水土流失和改善当地日益脆弱的生态环境 ,增加土壤碳固存的作用居于较为次要的地位。

2.2 土地利用方式与坡向对土壤碳密度的影响

根据对 17 块样地土地利用类型的分类比较 (表 4)发现 ,表层与整个剖面 SOCD 的变化基本一致 ,即 :灌丛 > 次生天然草地 > 人工草地 > 弃耕地 > 农田 ,表明因土地利用方式改变而导致的地表植被变化会对 SOCD 产生不同的影响 ,其中种植人工灌丛以及由人工草地废弃后自然演替形成的天然草地对增加土壤碳固存的作用最大 ,发育较好的天然长芒草草地 (30 a) 0 ~ 100 cm 的 SOCD 值为 2.20 kg C m⁻² 为 ,而 30 a 柠条灌丛的 SOCD 为 2.11 kg C m⁻² ,二者比较接近 ,表明研究区次生天然草地和人工灌丛植被下土壤碳库的碳固存潜力相近。10 a 左右的弃耕农田 SOCD 为 1.58 kg C m⁻² ,略低于相同年限的紫花苜蓿退化草地 (1.71 kg C m⁻²) ,表明采用弃耕方式自然恢复植被在短期内对增加土壤碳固存的作用相对较小 ,因此从当地的自然条件和经济状况来看 ,与自然弃耕相比 ,发展人工草地不仅具有较好的经济效益 ,而且也具有较好的生态效益 ,是实现经济效益与生态效益有效结合的良好途径。此外 ,种植人工草地的另一个重要作用就是可以显著加快植被的自然演替进程。据邹厚远等 [22] 的研究 ,在黄土高原北部半干旱地区 ,弃耕农田自然恢复演替到长芒草原植被大约需要 40 ~ 50 a 时间 ,而补播人工牧草的弃耕地或退化草地则仅经过 10 a 左右的时间就可以演替到长芒

草群落。调查结果表明,紫花苜蓿人工草地在 10 a 左右即可以自然演替到长芒草草地群落^[15],因此发展人工草地还有利于加速当地自然植被的恢复与重建。

对不同土地利用方式下 SOCD 的统计分析表明,植被恢复对于增加土壤碳固存具有一定的作用,其中 0 ~ 20 cm、20 ~ 40 cm 两层以及 0 ~ 100 cm SOCD 差异的显著度相对较高,依次为 0.058、0.080 与 0.075,接近但尚未达到统计显著水平,表明土地利用方式的变化在短期内对当地土壤碳库的影响并不十分明显。Bonino^[23]在阿根廷半干旱地区(年降水量 450 mm)的研究结果也表明,土地利用方式的变化在短期内(30 a)对碳库的影响主要是对地上生物量的影响,而对地下土壤碳库的影响相对较小。本研究结果也显示,在草地恢复过程中地上生物量的增加幅度达 4 倍以上(表 3),而 SOCD 的增加幅度仅为 72%。这一方面因为生物量碳转化为土壤有机碳需要一个过程,另一方面研究区干冷的气候条件也不利于土壤有机碳的累计。

表 4 不同土地利用方式与坡向土壤碳密度(SOCD)的比较
Table 4 Comparison of SOCD for different land use patterns and slope aspect

土层 Layer (cm)	土地利用方式 Land use patterns					坡向 Slope aspect	
	农田 Farmland	弃耕地 Abandoned farmland	人工草地 Artificial grassland	天然草地 Abandoned grassland	灌丛 Scrubland	南向坡 South	北向坡 North
样本数 Sample numbers N	6	12	15	15	3	27	24
0 ~ 20	0.53 (0.04)	0.54 (0.08)	0.68 (0.19)	0.71 (0.24)	0.74 (0.14)	0.67 (0.15)	0.62 (0.21)
20 ~ 40	0.31 (0.06)	0.30 (0.04)	0.35 (0.12)	0.39 (0.08)	0.39 (0.05)	0.36 (0.12)	0.34 (0.06)
40 ~ 60	0.30 (0.05)	0.28 (0.05)	0.32 (0.07)	0.31 (0.05)	0.34 (0.03)	0.31 (0.07)	0.31 (0.05)
60 ~ 80	0.27 (0.04)	0.27 (0.06)	0.29 (0.05)	0.24 (0.10)	0.31 (0.03)	0.25 a (0.09)	0.29b (0.05)
80 ~ 100	0.27 (0.03)	0.26 (0.04)	0.27 (0.07)	0.29 (0.05)	0.32 (0.03)	0.28 (0.057)	0.27 (0.06)
0 ~ 100	1.68 (0.17)	1.69 (0.19)	1.91 (0.43)	1.95 (0.35)	2.11 (0.21)	1.87 (0.35)	1.84 (0.35)
D _{20cm} /D _{100cm} %	32.0 (3.3)	32.8 (4.9)	35.1 (3.6)	36.1 (7.3)	35.0 (2.8)	36.0 (5.2)	33.4 (5.1)

(1)括弧中数据为标准差; (2)在同一行中标有相同字母的数据其统计差异不显著 ($P>0.05$),未标注的数据则表示方差分析(ANOVA)结果不显著; (3) D_{20cm} 与 D_{100cm} 分别表示 0 ~ 20cm 与 0 ~ 100cm 的 SOCD 值
(1) Data in parentheses are standard deviations; (2) data signed by the same letters in the same row indicate that their differences are not significant ($P>0.05$); (3) Data without signs indicate that the results of ANOVA were not significant; indicate

坡向间的比较结果表明,研究区南北坡之间 SOCD 的差异除了 60 ~ 80cm 土层以外(可能是土壤差异所致)均不显著($P=0.771$)表明坡向对该地区 SOCD 的影响也不明显。但是值得指出的是,南向坡的 SOCD 普遍略高于北向坡(表 4),这显然与一般情况下北向坡水分条件较好且有利于植被的生长发育和土壤有机碳累计的一般规律相悖,导致这一特殊现象的原因可能在于两个方面: (1)样地间的相对高差均在 60 m 以内(表 2),而研究区总体上地形的相对高差也在 200 m 以内,因此起伏较小的地形特征对研究区水热再分配的影响也相对较小; (2)由于研究区为典型的内陆季风气候,盛行西北风,冬春季节大风天气十分频繁,而北坡恰为迎风坡,因此北坡土壤沙化现象要比南坡严重,这从南北坡土壤质地的比较可以明显看出,北坡土壤小于 0.002 mm 的细颗粒含量要比南坡低得多,而且南坡土壤有机质、全氮等养分状况也较好(表 1),而这些均有利于地表植被的生长发育和土壤有机碳的累计,因此在一定程度上弥补了南坡水分状况相对较差的不足。

2.3 土壤有机碳密度的垂直变化

从研究区 SOCD 的垂直变化来看,表层 0 ~ 20 cm SOCD 均为最高,是 SOC 分布的主要层次,一般占到 100cm 土体的 30.0% ~ 36.1% (表 4),该比值以次生天然草地的为最高,其次是人工草地和灌木林地,表明植被的恢复或重建增强了 SOC 的表聚作用。图 2 为农田、紫花苜蓿人工草地(4 a)、长芒草次生天然草地(30 a)以及柠条灌丛(30 a)4 块典型样地 SOCD 的垂直变化状况,可以看出,无论表层 SOCD 的高低,随着深度的增加,SOCD 均表现为显著的下降趋势,这一特征可以用幂函数进行较好地拟合。这与其它地区 SOCD 的垂直变化特征基本一致^{[20][24]},这是表层土壤中植物根系分布密集以及植被凋落物在地表集聚作用的直接结果。

对研究区 51 个剖面的统计分析表明 ,SOCD 在表层 0 ~ 20cm 与 0 ~ 100 cm 土层之间具有极显著的线性相关性 ($P < 0.001$) (见图 3) ,根据图中的回归方程 ,由 0 ~ 20 cm 的 SOCD 测定值可以有效预测 0 ~ 100cm 土体的 SOCD 值 ,估计误差为 9.9 % (0.18 kg C m^{-2}) ,而表层 0 ~ 20cm 土壤的有机质或者有机碳含量在一般文献资料中较容易找到 ,即使是取样测定也较为容易 ,因此利用表层 SCOD 数据估测 0 ~ 100 cm 土体 SOCD 可以有效减轻工作量 ,这对于提高大尺度估测黄土高原北部及相关地区土壤碳库的空间分布与变化的精度具有一定的参考价值。

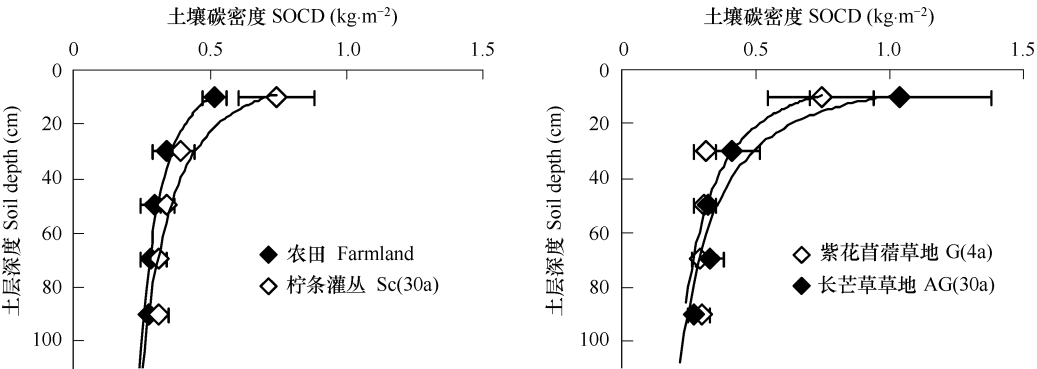


图 2 神木六道沟不同土地利用方式下土壤有机碳密度的垂直变化

Fig. 2 The vertical change in soil organic carbon density (SOCD) for different land use patterns in Liudaogou catchment in Shengmu County. G-*Medicago sentiva* grassland ; AG-*Stipa bungeana* grassland ; Sc-*Caragana korshinskii* scrubland

3 结论

在黄土高原北部水蚀风蚀交错带地区 ,随着草地恢复时间的延长 (0 ~ 30 a)SOCD 表现为显著的增加趋势 ,表明在草地恢复过程中土壤是一个碳汇 ,草地的恢复与重建可以显著增加土壤有机碳库对大气 CO₂ 的固存量。但从不同土地利用方式的比较来看 ,农田、弃耕地、人工草地、次生天然草地以及人工灌木林地 0 ~ 100 cm 的 SOCD 依次为 1.68、1.69、1.91、1.95 和 2.11kg C m⁻² ,尽管表现为较明显的增大趋势 ,但统计差异不显著 ,表明短时间内 (1 ~ 30 a)植被恢复对于该地区 SOCD 的影响相对较小。受当地干旱的气候条件、起伏较小的地形特征以及严重的风蚀等因素的综合影响 ,研究区坡向对 SOCD 的影响也不明显。总的来讲 ,研究区 SOCD 水平显著低于黄土高原中部 ($4.46 \sim 9.95 \text{ kg C m}^{-2}$)与全国 ($11.52 \sim 12.04 \text{ kg C m}^{-2}$)的平均水平 ,接近于地球上荒漠带的水平 (1.4 kg C m^{-2}) ,因此该地区土壤固存 CO₂ 的潜力相对较小 ,植被恢复的作用将主要在于减轻水土流失、保护和改善当地脆弱的生态环境 ,这与湿润、半湿润地区植被恢复的生态作用有着一定的区别。

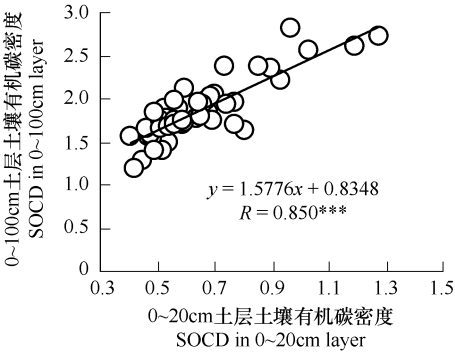


图 3 表层 0 ~ 20cm 与 0 ~ 100cm 土层土壤有机碳密度的相关性
Fig. 3 The correlation between soil organic carbon densities (SOCD) in 0 ~ 20 cm and 0 ~ 100 cm layers

References :

[1] IPCC. Land Use ,Land-Use Change ,and Forestry. Cambridge :Cambridge University Press ,2000. 1 — 51.
[2] Liu J Y , Wang S Q , Chen J M , *et al.* Storages of soil organic carbon and nitrogen and land use changes in China :1990-2000. *Acta Geographica Sinica* ,2004 , 59 (4) :483 — 496.
[3] Marland G , Garten Jr C T , Post W M , *et al.* Studies on enhancing carbon sequestration in soils. *Energy* ,2004 , 29 :1643 — 1650.
[4] Templer P H , Groffman P M , Flecker A S , Power A G. Land use change and soil nutrient transformations in the Los Haitises region of the Dominican Republic. *Soil Biology & Biochemistry* ,2005 , 37 :215 — 225.

[5] Kalbitz K ,Solinger S ,Park J H ,*et al.* Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils :a review. *Soil Sci.* ,2000 ,165 :277 —304.

[6] Yamashita T ,Flessa H ,John B ,*et al.* Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils :Effect of land use. *Soil Biology & Biochemistry* ,2006 ,38 :3222 —3234.

[7] Cheng S L ,Ouyang H ,Niu H S ,*et al.* Temporal-spatial dynamic analysis of soil organic carbon in inversed desertification area :a case study in Yulin County ,Shaanxi Province. *Acta Geographica Sinica* ,2004 ,59 (4) :505 —513.

[8] Wang S Q. Regional characteristics of China's soil carbon storage and effects of land use changes. In :Li Kerang ,Landuse Change ,Greenhouse Gases Emission & Terrestrial Ecosystem Carbon Cycle. Beijing :Mete. Press ,2002. 151 —186.

[9] Xie X L ,Sun B ,Zhou H Z ,*et al.* Organic carbon density and storage in soils of China and spatial analysis. *Acta Pedologica Sinica* ,2004 ,41 (1) :35 —43.

[10] Murty D ,Kirschbaum M F ,McMurtree R E ,*et al.* Does convention of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen ?a review of literature. *Global Change Biology* ,2002 ,8 :105 —123.

[11] Zhao Y ,Shi X ,Yu D ,*et al.* Uncertainty assessment of spatial patterns of soil organic carbon density using sequential indicator simulation ,a case study of Hebei province ,China. *Chemosphere* ,2005 ,59 :1527 —1535.

[12] Tang K L ,Zheng F L ,Zhang K L ,*et al.* Research subjects and methods of relationship between soil erosion and eco-environment in the Ziwuling forest area. *Memoir of Northwestern Institute of Soil and Water Conservation ,China* ,1993 , (17) :2 —15.

[13] Zou H Y ,Guan X Q ,Han R L *etal.* The probe of ecological basis of vegetation-renewing in Loess Plateau. *Journal of Soil and Water Conservation* ,1995 ,2 (4) :1 —4.

[14] Li Y Y ,Shao M A ,Shangguan Z P ,*et al.* Study on the degrading process and vegetation succession of *Medicago sativa* grassland in North Loess Plateau ,China. *Acta Prataculturae Sinica* ,2006 ,15 (2) :85 —92.

[15] Liu G S. Physical and Chemical Analysis and Profile Description of Soil. Beijing :China Standard Press ,1996. 38 —39.

[16] Post W M ,Emanuel W R ,Zinke P J *et al.* Soil carbon pools and world life zone. *Nature* ,1982 ,298 :156 —159.

[17] Cheng W ,Zhang Q ,Coleman D C ,*et al.* Is available carbon limiting microbial respiration in the rhizosphere. *Soil Biol. Biochem.* ,1996 ,28 :1283 —1288.

[18] Edwards N T ,Harris W F. Carbon cycling in a mixed deciduous forest floor. *Ecology* ,1977 ,58 :431 —437.

[19] Johansson G. Release of organic C from growing roots of meadow fescue (*Festuca pratensis* L.). *Soil Biol. Biochem.* ,1992 ,24 :427 —433.

[20] Li Y Y ,Shao M A ,Zheng J Y ,*et al.* Spatial-temporal change of soil organic carbon density during vegetation recovery process at Ziwuling. *Pedosphere* ,2005 ,15 (5) :601 —610.

[21] Wang S Q ,Liu J Y ,Yu G R. Error analysis of estimating terrestrial soil organic carbon storage in China. *Chinese Journal of Applied Ecology* ,2003 ,14 (5) :797 —802.

[22] Zou H Y ,Cheng J M and Zhou L. Natural recovearge succession and regulation of the prairie vegetation on the Loess Plateau. *Research of Soil and Water Conservation* ,1998 ,5 (1) :126 —138.

[23] Bonino E E. Changes in carbon pools associated with a land-use gradient in the Dry Chaco ,Argentina. *Forest Ecology and Management* ,2006 ,223 :183 —189.

[24] Sun W X ,Shi X Z ,Yu D S. Distribution pattern and density calculation of soil organic carbon in profile. *Soils* ,2003 ,35 (3) :236 —241.

参考文献：

[2] 刘纪远,王绍强,陈镜明,等. 1990~2000 年中国土壤碳氮蓄积量与土地利用变化. *地理学报* ,2004 ,59 (4) :483 ~496.

[6] 程淑兰,欧阳华,牛海山,等. 荒漠化重建地区土壤有机碳时空动态特征——以陕西省榆林市为例. *地理学报* ,2004 ,59 (4) :505 ~513.

[9] 解宪丽,孙波,周慧珍,等. 中国土壤有机碳密度和储量的估算与空间分布分析. *土壤学报* ,2004 ,41 (1) :35 ~43.

[12] 唐克丽,侯庆春,王斌科,等. 黄土高原水蚀风蚀交错带和神木试区的环境背景及整治方向. *中国科学院水利部西北水土保持研究所集刊* ,1993 , (18) :2 ~15.

[13] 邹厚远,关秀琦,韩蕊莲,等. 关于黄土高原植被恢复的生态学依据探讨. *水土保持学报* ,1995 ,9 (4) :1 ~4.

[14] 李裕元,邵明安,上官周平,等. 黄土高原北部紫花苜蓿草地退化过程与植被演替研究. *草业学报* ,2006 ,15 (2) :85 ~92.

[15] 刘光松. 土壤理化分析与剖面描述. 北京 :中国标准出版社,1996. 38 ~39.

[21] 王绍强,刘纪远,于贵瑞. 中国陆地土壤有机碳蓄积量估算误差分析. *应用生态学报* ,2003 ,14 (5) :797 ~802.

[22] 邹厚远,程积民,周麟. 黄土高原草原植被的自然恢复演替及调节. *水土保持研究* ,1998 ,5 (1) :126 ~138.

[24] 孙维侠,史学正,于东升. 土壤有机碳的剖面分布特征及其密度的估算方法研究——以我国东北地区为例. *土壤* ,2003 ,35 (3) :236 ~241.