环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2020
Vol.41 No.5
第41卷 第5期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第5期
2020年5月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第5期 2020年5月
Vol.41, No.5 May, 2020

长期撂荒恢复土壤团聚体组成与有机碳分布关系

王兴[1,2], 钟泽坤[1,2], 张欣怡[1,2], 吴少君[1,2], 卢绪巧[1,2], 杨改河[1,2], 任成杰[1,2], 韩新辉[1,2*]
(1. 西北农林科技大学农学院, 杨凌 712100; 2. 陕西省循环农业工程技术研究中心, 杨凌 712100)

摘要: 为探究撂荒地恢复过程土壤团聚体组成结构及其对土壤碳库累积的影响,本研究选取陕北黄土丘陵区恢复 10、17、27 和 42 a 撂荒草地为研究对象,以坡耕地 FL 作为对照,分析不同年限撂荒草地以及耕地土壤(0 ~ 20 cm)与(20 ~ 40 cm)土层团聚体粒径分布、土壤全土有机碳储量以及团聚体有机碳储量动态特征,从而探究撂荒地土壤团聚体与有机碳之间的相互关联性. 结果表明: ① 耕地恢复为撂荒草地后,土壤大团聚体(> 2 mm)和中团聚体(2 ~ 0.25 mm)数量、平均重量直径(mean weight diameter, MWD)和几何平均直径(geometric mean diameter, GMD)随着撂荒年限显著上升,而土壤微团聚体(0.25 ~ 0.053 mm)数量显著下降($P < 0.05$). 土壤大团聚体数量、平均重量直径和几何平均直径在层次之间差异显著,表现为 0 ~ 20 cm 显著高于 20 ~ 40 cm. ② 经过长期撂荒恢复后,土壤总有机碳储量、大团聚体有机碳储量以及中团聚体有机碳储量显著上升($P < 0.05$),分别上升了 1.92、10.2 和 3.61 倍,而微团聚体有机碳储量显著下降. 撂荒恢复促使土壤碳氮化学计量比升高,但在42 a 时出现了显著下降趋势. ③ 土壤团聚体对于总有机碳储量的贡献率有 80% 来自大团聚体,且大团聚体数量随着恢复年限显著增加是大团聚体贡献率高的主要原因. 总体而言, 撂荒恢复过程中,微团聚体数量持续下降,而大团聚体数量显著增加并促进了土壤有机碳的累积.

关键词: 撂荒恢复; 团聚体; 土壤稳定性; 有机碳储量(TOC); 贡献率
中图分类号: X144 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)05-2416-09 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201911133

Relationship Between the Composition of Soil Aggregates and the Distribution of Organic Carbon Under Long-Term Abandoned Restoration

WANG Xing[1,2], ZHONG Ze-kun[1,2], ZHANG Xin-yi[1,2], WU Shao-jun[1,2], LU Xu-qiao[1,2], YANG Gai-he[1,2], REN Cheng-jie[1,2], HAN Xin-hui[1,2*]
(1. College of Agronomy, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 2. Shaanxi Engineering Research Center of Circular Agriculture, Yangling 712100, China)

Abstract: Soil aggregates are important carriers of soil organic carbon (SOC) accumulation, and play an important role in the evaluation of soil structure and quality. Natural recovery can promote change in soil aggregate structure and quantity via the redistribution of SOC in the aggregates. Natural restoration from farmland is an important vegetation restoration model on the Loess Plateau. The changes in soil aggregate structure and soil carbon stock after natural restoration have received extensive attention. However, little is known about the continuous study of soil changes on the abandoned grassland during the recovery process. Therefore, to understand how SOC accumulates in the process of natural recovery and quantitatively analyze the contribution of aggregates to the total soil carbon pool, we selected four abandoned grasslands of different restoration ages on the Loess Plateau, China, and studied the changes in soil structure, soil total organic carbon (TOC), soil C: N, soil aggregate distribution, soil aggregate stable index (mean weight diameter, MWD; geometric mean diameter, GMD), and aggregate-associated SOC changes as well as their correlations from 0-20 cm and 20-40 cm soil layers in abandoned grasslands. In addition, we calculated the contribution of aggregates with different sizes to soil TOC stock. The results showed that: ① natural restoration increased the macroaggregate amount, MWD, and GMD, but decreased the amount of microaggregate and silt-and clay-sized fractions. There are significant differences in the distribution and stability of aggregates between different soil layers; the promotion effect of the surface was higher than that of the subsurface soils. ② In the 42 years after abandoning recovery, soil TOC stock, macaggregate-and mesaggregate-associated SOC stock increased significantly, and varied with soil depth and years of abandonment (1.92 times, 10.2 times, and 3.61 times). In contrast, micaggregate-associated SOC stock decreased significantly, and silt-and clay-sized fractions-associated SOC stock showed no distinct change. In addition, natural restoration promoted the ratio of C:N; nevertheless, the ratio of C:N under the surface showed a reduced phenomenon after 42 years of abandonment. ③ The improvement in soil TOC stock depends primarily on changes in the macaggregate-associated organic carbon stocks, which account for 80% of macaggregate, and the significant increase in the amount of macaggregate is the main reason for the high contribution. The results of our study suggest that natural restoration is conducive to the accumulation of soil organic carbon, and improvement in soil structure and stability. Macroaggregate is the key factor in soil organic carbon accumulation and soil structure improvement in the process of natural restoration.

Key words: the restoration of abandoned land; aggregate; soil stability; soil organic carbon stock(TOC); contribution

收稿日期: 2019-11-14; **修订日期**: 2019-12-15
基金项目: 国家自然科学基金项目(41877543)
作者简介: 王兴(1997 ~),男,硕士研究生,主要研究方向为脆弱生态系统恢复生态学,E-mail: wangxing1996@nwafu.edu.cn
* 通信作者,E-mail: hanxinhui@nwsuaf.edu.cn

团聚体是土壤结构组成的基础，影响土壤的各种理化性质，其质量和数量不仅仅影响土壤肥力，而且与土壤的抗侵蚀能力、固碳潜力直接相关，是土体抗侵蚀能力以及土壤质量与健康的重要评价指标之一[1]. 土壤团聚体不同粒径的数量和分布对于土壤有机碳的固持和分解以及土壤总碳储量有重要影响. 土壤团聚体按照其颗粒大小可以分为大团聚体（粒径 >0.25 mm）和微团聚体（粒径 <0.25 mm），按照抵抗水分散力的大小，又可分为水稳性团聚体和非水稳性团聚体[2,3]. 不同粒径团聚体，其有机碳含量以及在土壤中的作用存在明显差异[4]. 有研究表明，土壤中大团聚体有机碳含量高于微团聚体，主要是由于大团聚体含有将微团聚体胶结在一起的有机物质[5,6]，但也有研究在不同地区提出了与之相反的结论，指出由于团聚体胶结物质主要是 Fe、Al 氧化物，大团聚体有机碳含量不一定比微团聚体高[7]. 另外有研究表明，大团聚体丰富是土壤良好结构特征的表现，大团聚体中的有机碳是比较活跃的有机碳组分，其数量与土壤肥力呈正向相关[2]. Gelaw 等[8]的研究指出，在土地利用方式从农田转变为人工草地后，土壤有机碳含量增长了 207.1%，而这主要是由于土壤大团聚体数量大幅增长而引起的. 而另外有一些学者通过同位素实验得出，微团聚体的有机物比大团聚体更老，微团聚体的周转期为 100 ~ 300 a，而大团聚体则只有 15 ~ 50 a，即团聚体粒径越小，其中的有机碳越稳定，周转期越长[9]. 因此，土壤团聚体动态变化与土壤有机碳固持能力、有机碳储量以及周转速度紧密相关. 开展土壤团聚体在土地利用方式转变之后的动态变化及其所引起的土壤有机碳储量变化的研究，尤其是在脆弱生境地区植被恢复后的研究，可以为提高生态脆弱地区土壤质量、揭示土壤碳库动态提供科学依据.

黄土高原地区属于典型的脆弱生境地区，在 20 世纪 90 年代开始实施退耕还林还草工程[10]. 本研究区地处黄土高原中部，近 10 年来，该地区林草覆盖度明显提升，水土保持能力大幅度增加[11]. 目前关于黄土高原地区在植被恢复后的土壤团聚体稳定性以及有机碳变化的研究不断涌现，但多见于对人工刺槐林的土壤团聚结构研究[10]，然而对于不同年限的自然撂荒草地土壤团聚结构动态及其有机碳的研究较少. 针对上述问题提出假设：①自然撂荒恢复可以改善土壤结构，提高土壤稳定性；②土壤总有机碳储量的提高主要是由于大团聚体的动态变化而引起的.

为验证假设，解决此类科学问题，选取了陕西省黄土高原中部地区安塞县五里湾流域 4 个不同恢复年限的撂荒草地以及对照坡耕地为研究对象，分析长期撂荒后土壤团聚体稳定性特征以及土壤有机碳的动态变化特征，评估大团聚体对于土壤有机碳储量的贡献率，以期为深入认知土地撂荒恢复生态工程对土壤结构与质量的影响过程和机制提供科学依据.

1　材料与方法

1.1　研究区概况

本研究区域位于陕西省安塞县五里湾流域，是典型的黄土高原丘陵沟壑植被恢复区（36°30′45″ ~ 37°19′31″ N，108°05′44″ ~ 109°26′18″ E），平均海拔 997 ~ 1 131 m. 该区属暖温带半干旱大陆性季风气候区，气候温和. 年平均降雨量 510 mm，主要集中于 7 ~ 9 月，年平均温度为 8.9℃，无霜期 160 d 左右，年日照时数2 000 ~ 3 100 h，日照百分率达 50% ~ 70%，光能丰富，降水量少且集中，蒸散量大，干燥度在 1.5 ~ 2.0 之间. 实验区土壤类型为由黄土母质发育而成的黄绵土，土壤贫瘠，土质疏松，抗侵蚀能力差[10]. 该区域自实行退耕还林还草工程之后，植被类型由传统农田转变为撂荒草地，主导草本类型有狗尾草，铁杆蒿，硬质早熟禾和胡枝子等，在撂荒年限较长的样地出现了柠条等小型灌木（表 1）.

1.2　样地选取和采样

2017 年 7 月，于研究区域内选取了立地 10、17、27 和 42 a 的撂荒草地恢复序列：AL10、AL17、AL27 和 AL42，同时选择邻近长期处于传统平作培土耕种马铃薯技术的耕地（FL）作为无撂荒处理的对照样地. 所有研究样地的坡位，坡向，坡度以及海拔均比较接近，样地之间直线距离不超过 2 km. 其基本特征见表 1. 在各撂荒年限草地以及耕地布设 3 个标准采样区（20 m × 20 m），每一个区内随机选取 3 个取样点，在 3 个取样点挖掘土壤剖面，并分 0 ~ 20 cm 和 20 ~ 40 cm 两个土层采集原状土样，储存在铝盒中（18 cm × 14.5 cm × 8 cm）以保证土壤不会受挤压，保持土壤原状结构.

1.3　样品处理

取 100 g 自然风干后的原状土样，除去粗根和小石块以及动植物残体等，并将大土块按照自然结构轻轻掰成直径约为 1 cm 的小土块，最后通过湿筛法[12]分离取得粒径为 >5、5 ~ 2、2 ~ 1、1 ~ 0.5、0.5 ~ 0.25、0.25 ~ 0.053 和 <0.053 mm 的 7 级颗粒组分[13]，在本研究中，大团聚体包括 >5 mm 和 5 ~ 2 mm 粒径的团聚体，中团聚体包括 2 ~ 1、1 ~ 0.5 和 0.5 ~ 0.25 mm 粒径的团聚体，微团聚体包括

表 1 样地信息特征

Table 1 Characteristics of the study sites

样地[1)]	经纬度	海拔 /m	丰富度	覆盖度 /%	植被多样性指数	植被均匀度指数	主导植被	凋落物生物量 /g·m^{-2}	土层 /cm	pH
FL	36°51′54″N 109°21′3.6″ E	1 203.63	—[2)]	—	—	—	马铃薯	—	0 ~ 20 20 ~ 40	8.23 8.41
AL10	36°50′48.9″N 109°20′65.5″ E	1 195.25	1.90	40	0.53	0.53	猪毛蒿、猪毛菜	46.55	0 ~ 20 20 ~ 40	8.35 8.52
AL17	36°50′18.8″N 109°20′24.5″ E	1 192.72	2.76	50	0.77	0.62	胡枝子、铁杆蒿	76.17	0 ~ 20 20 ~ 40	8.32 8.59
AL27	36°51′48.49″N 109°21′56.5″ E	1 274.45	3.82	70	0.88	0.79	硬质早熟禾、铁杆蒿	112.86	0 ~ 20 20 ~ 40	8.45 8.67
AL42	36°51′55.3″N 109°21′4.6″E	1 326.45	3.25	75	0.86	0.78	柠条、白羊草	157.41	0 ~ 20 20 ~ 40	8.18 8.46

1）FL 表示坡耕地；AL10 表示 10 a 撂荒草地；AL17 表示 17 a 撂荒草地；AL27 表示 27 a 撂荒草地；AL42 表示 42 a 撂荒草地，下同；2）“—”表示无对应数据

0.25 ~ 0.053 mm 粒径的团聚体、< 0.053 mm 粒径的为粉粒和黏粒组分. 将上述处理过的土样在 50℃ 烘箱中干燥 24 h 以称重计算各粒径团聚体的比例及其组成变化. 同时，将未经过湿筛法处理的原状土壤直接混匀装袋并风干，用于土壤总有机碳含量的测定.

1.4 土壤和植被分析

土壤有机碳和团聚体有机碳的测定使用重铬酸钾-浓硫酸外加热法[14,15]，土壤全氮采用凯氏法消解，使用德国 SEAL 公司生产的 AA3 型连续流动分析仪测定，仪器原理以及具体测定方法见文献[16,17]，土壤 pH 值和土壤容重均采用常规方法测定[18]. 参考文献[19,20]中的方法，采用物种丰富度指数（Margalef 指数），植被多样性指数（Simpson 指数），以及均匀度指数（Pielou 指数）来表征样方内的植被概况

1.5 数据处理

为了评估团聚体稳定性，利用各粒级团聚体数据，参照 Kemper 等[21]的方法，计算了平均重量直径（mean weight diameter, MWD），几何平均直径（geometric mean diameter, GMD）.

$$\mathrm{MWD} = \sum_{i=1}^{n} x_i \times w_i \tag{1}$$

$$\mathrm{GMD} = \exp\left[\frac{\sum_{i=1}^{n} w_i \times \ln x_i}{\sum_{i}^{n} w_i}\right] \tag{2}$$

式中，MWD 为团聚体平均重量直径（mm）；GMD 为团聚体几何平均直径（mm）；x_i 为任一粒径范围内团聚体的平均直径（mm）；w_i 为该粒径团聚体所占质量分数（%）.

土壤总有机碳储量（kg·m^{-2}）和不同粒径团聚体有机碳储量（g·m^{-2}）分别使用式（3）和（4）计算：

$$\text{土壤总有机碳储量} = \frac{\mathrm{SOC} \times \mathrm{SBD} \times D}{100} \tag{3}$$

$$\text{团聚体有机碳储量} = \frac{\mathrm{SOC}_i \times \mathrm{SBD} \times D \times W_i}{10} \tag{4}$$

式中，SOC 为 0 ~ 20 cm 或 20 ~ 40 cm 的有机碳含量（g·kg^{-1}）；SBD 为土壤容重（g·cm^{-3}）；D 为土层深度（cm）；SOC_i 为 i 粒径团聚体有机碳含量，W_i 为该粒径团聚体所占质量分数（%）.

团聚体对土壤总有机碳储量的贡献率的计算参考文献[22,23]中的方法；F1 和 F2 分别代表引起团聚体有机碳储量变化的不同驱动因子（F1：由团聚体有机碳含量变化所驱动的土壤有机碳储量变化；F2：由团聚体数量变化所驱动的土壤有机碳储量变化），假设某一粒径团聚体有机碳储量的变化是由于该粒径团聚体有机碳含量变化引起的，则 F2 大于 F1；反之，假设该粒径团聚体有机碳储量的变化是由于该粒径团聚体数量百分比的变化引起的，则 F1 大于 F2. F1 和 F2 的计算公式参考文献[24]中所述的方法：

$$F1 = M \times \Delta C \tag{5}$$

$$F2 = \Delta M \times C \tag{6}$$

式中，M 为撂荒前团聚体百分比，ΔM 为撂荒处理引起的团聚体百分比的变化值，C 为撂荒恢复后的团聚体有机碳含量，ΔC 为撂荒引起的团聚体有机碳含量变化差值.

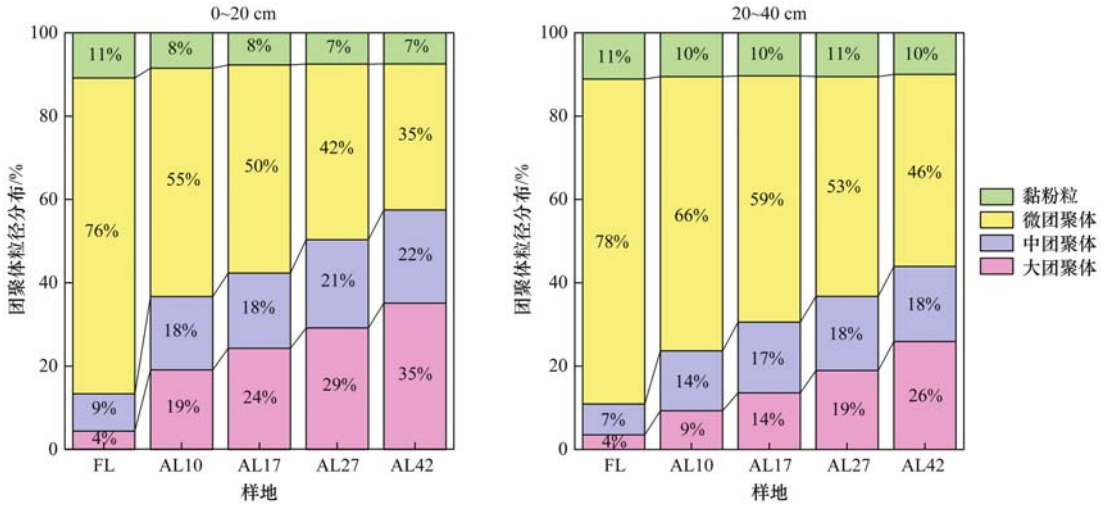
采用 Excel 2016 对数据进行简单计算处理，使用 SPSS 21 对数据进行单因素方差分析和双因素方差分析，并且使用 Duncan 新复极差法对数据进行多重比较，使用 Origin 2016 进行拟合线性回归来描述两个指标之间的相关程度并绘制图形.

2　结果与分析

2.1　土壤团聚体分布特征和稳定性特征

在 0 ~ 20 cm 土层，土壤大团聚体（ > 2 mm）和中团聚体（2 ~ 0.25 mm）的数量随着撂荒年限的增加而呈现增加趋势，撂荒 42 a 中的土壤大团聚体和中团聚体的数量达到最大值（35%，22%），而微团聚体（0.25 ~ 0.053 mm）的数量随着撂荒年限增加呈现出逐渐降低的趋势，撂荒 42 a 的土壤微团聚体数量最少（微团聚体数量由耕地的 76% 降低为 35%），粉粒和黏粒（ < 0.053 mm）数量变化不显著（图 1）. 在 20 ~ 40 cm 土层中，土壤团聚体分布的变化趋势和 0 ~ 20 cm 土层相似，但相较于 0 ~ 20 cm 土层，20 ~ 40 cm 土层土壤大团聚体数量较少，而土壤微团聚体数量较多，表现出微团聚体在土壤深层普遍高于表层，而大团聚体和中团聚体在土壤深层普遍低于表层的现象（图 1）. 此外，尽管土壤微团聚体数量随着撂荒年限增加而呈现下降趋势，然而土壤微团聚体数量占总团聚体总数量的比重在每一个撂荒年限下均为最高值. 这可能是由于该研究区域土壤质地以及较为特殊的水文条件所致.

各撂荒年限在不同土层土壤均表现出撂荒恢复能够显著提升 MWD 平均值和 GMD 平均值的趋势，即 AL42 > AL27 > AL17 > AL10 > FL，且耕地对照（FL）和其他年限的草地之间差异显著，不同年限之间差异亦较为显著（图 2 和表 2）. 撂荒年限和土层深度对 MWD 平均值和 GMD 平均值均有显著性影响（$P < 0.01$，表 2）.



FL 表示坡耕地；AL10 表示 10 a 撂荒草地；AL17 表示 17 a 撂荒草地；AL27 表示 27 a 撂荒草地；AL42 表示 42 a 撂荒草地，下同

图 1　土壤不同土层团聚体体粒径分布特征

Fig. 1　Distribution characteristics of aggregates in different soil layers

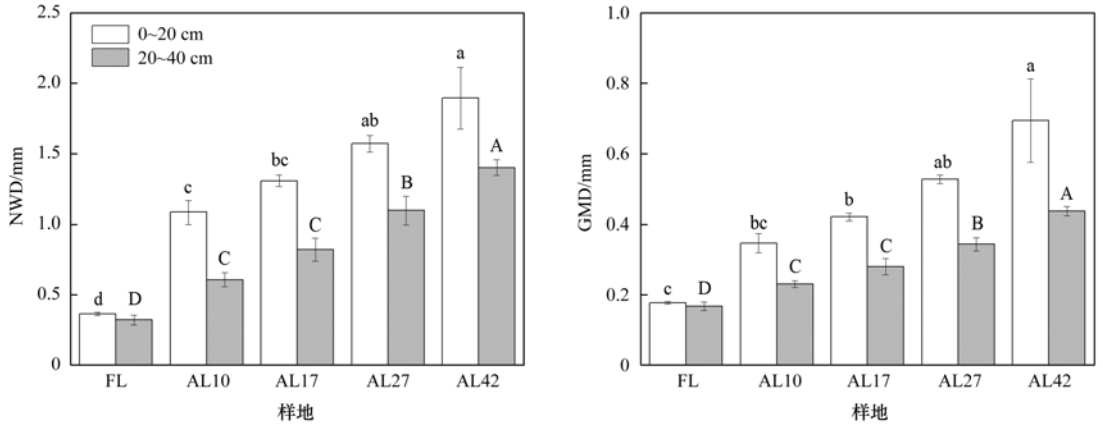


图 2　土壤不同土层团聚体稳定性指数 MWD 和 GMD 的变化

Fig. 2　Values of MWD and GMD of soil aggregates at different depths of soil

2.2　总有机碳（TOC）储量以及土壤碳氮比

不同撂荒年限、土层深度、以及二者的交互作用对于土壤总有机碳储量均有显著影响（表 2）. 0 ~ 20 cm 土层总有机碳储量均高于 20 ~ 40 cm 土层（表 3）. 在撂荒初期（10 a），总有机碳储量相比耕地对照在 0 ~ 20 cm 土层和 20 ~ 40 cm 土层分别降低了 20.6% 和 8.9%. 撂荒 10 a 之后，随着撂荒年限的增加，两个土层的土壤总有机碳储量呈现逐渐增加的

趋势,在撂荒42 a时达到最大值.以耕地为对照,撂荒恢复10、17、27和42 a时,总有机碳储量在0~20 cm土层和20~40 cm土层分别增加了-20.6%、28.9%、56.5%、93.3%和-8.9%、21.4%、52.1%、95.6%(表3).表4为各撂荒年限下土壤碳氮比以及团聚体的碳氮计量比值,从表中可以看出,在经过自然撂荒恢复处理后,0~20 cm土层土壤碳氮比呈现出先增加后降低的趋势,在撂荒27 a时达到最大值,而20~40 cm土层碳氮比值则表现出随着撂荒年限增加而持续增加的趋势(表4).

表2 土壤中各项因子之间的双因素方差分析

Table 2 Two-way ANOVA results for all soil variables

土壤因子		撂荒年限(X)		土层深度(Y)		$X+Y$交互作用	
		F	P[2)]	F	P	F	P
稳定性指标	MWD	58.52	**<0.01**	46.50	**<0.01**	2.30	0.09
	GMD	26.96	**<0.01**	30.49	**<0.01**	2.50	0.07
团聚体粒径比例[1)]	>5	40.95	**<0.01**	31.97	**<0.01**	1.97	0.14
	5~2	36.59	**<0.01**	28.98	**<0.01**	4.00	**0.01**
	2~1	18.58	**<0.01**	10.13	**<0.01**	0.91	0.47
	1~0.5	6.71	**<0.01**	2.37	0.14	0.33	0.85
	0.5~0.25	6.69	**<0.01**	1.79	0.19	0.44	0.78
	0.25~0.053	70.73	**<0.01**	35.43	**<0.01**	1.31	0.30
	<0.053	1.18	0.34	8.14	**0.01**	0.44	0.78
有机碳储量	TOC	150.99	**<0.01**	96.30	**<0.01**	4.35	**0.01**
	>5	33.58	**<0.01**	44.29	**<0.01**	4.09	**0.01**
	5~2	58.91	**<0.01**	119.51	**<0.01**	8.07	**<0.01**
	2~1	43.08	**<0.01**	63.92	**<0.01**	3.95	**0.01**
	1~0.5	18.94	**<0.01**	21.74	**<0.01**	2.16	0.11
	0.5~0.25	21.11	**<0.01**	21.18	**<0.01**	1.30	0.30
	0.25~0.053	2.95	0.04	3.96	0.06	1.11	0.37
	<0.053	0.76	0.56	0.15	0.70	0.35	0.84

1)粒径>2 mm表示大团聚体;粒径2~0.25 mm表示中团聚体;粒径0.25~0.053 mm表示微团聚体;<0.053 mm表示粉粒和黏粒组分;2)黑体字表示在$P<0.05$水平上差异显著

表3 不同撂荒年限各粒径团聚体有机碳储量[1)]

Table 3 Organic carbon stock of different aggregate sizes under different years of abandonment

土层/cm	项目	总有机碳储量/kg·m^{-2}	大团聚体/g·m^{-2}	中团聚体/g·m^{-2}	微团聚体/g·m^{-2}	粉粒和黏粒/g·m^{-2}
0~20	FL	0.66±0.01d	0.35±0.02c	0.88±0.08d	4.01±0.10a	0.54±0.08a
	AL10	0.52±0.02e	1.17±0.12c	1.20±0.04d	3.39±0.25ab	0.50±0.05ab
	AL17	0.85±0.05c	2.10±0.06b	1.91±0.10c	3.89±0.08a	0.53±0.04a
	AL27	1.03±0.02b	2.80±0.16ab	2.63±0.23b	3.46±0.08ab	0.56±0.06ab
	AL42	1.27±0.04a	3.57±0.58a	3.18±0.23a	3.06±0.39b	0.55±0.08b
20~40	FL	0.52±0.01d	0.17±0.02d	3.95±0.20c	3.47±0.08a	0.48±0.06a
	AL10	0.47±0.01d	0.36±0.03d	3.88±0.01c	3.35±0.13a	0.53±0.06a
	AL17	0.63±0.02c	0.83±0.08c	3.77±0.22b	3.24±0.26a	0.53±0.05a
	AL27	0.79±0.02b	1.26±0.13b	3.94±0.11b	3.36±0.28a	0.58±0.03a
	AL42	1.01±0.05a	1.91±0.08a	3.70±0.10a	3.08±0.16a	0.62±0.03a

1)表中数据为平均值±标准误($n=3$),同一列不同小写字母表示不同年限相同粒径团聚体在$P<0.05$水平上差异显著,下同

2.3 不同团聚体组分有机碳储量以及团聚体组分碳氮比

团聚体有机碳储量随着不同撂荒年限和不同的土层深度而显著变化(表3).在两个土层深度中,与耕地对照相比,土壤大团聚体有机碳储量在撂荒42a后增长幅度(分别为9.3倍和10.3倍)大于土壤中团聚体(分别为2.6倍和2.9倍),而土壤微团聚体有机碳储量随着撂荒年限增加而呈现降低趋势.在0~20 cm土层,土壤大团聚体,中团聚体有机碳储量在撂荒42a后分别增加了3.22 g·m^{-2}和2.30 g·m^{-2},微团聚体有机碳储量却减少了0.2 g·m^{-2}(表3). 20~40 cm土层中表现出和0~20 cm土层相同的趋势,但有机碳储量总量小于0~20 cm土层土壤.在20~40 cm土层中土壤大团聚体,中团聚体有机碳储量在撂荒42 a后分别增加了1.74 g·m^{-2}和1.50 g·m^{-2},而微团聚体有机碳储量减少了0.25 g·m^{-2}(表3).

在 0 ~ 20 cm 土层，土壤大团聚体和微团聚体碳氮比均随着撂荒年限增加而降低，且差异性显著，与土壤碳氮比表现出相似的趋势，而中团聚体趋势不明显. 此外，0 ~ 20 cm 土层大、中、微团聚体在撂荒 42a 后碳氮比值出现最低值，差异达显著水平. 在 20 ~ 40 cm 土层，土壤大团聚体、中团聚体和微团聚体碳氮比均随着撂荒年限增加而增加，微团聚体变化趋势不显著（表 4）.

表 4　不同撂荒年限下土壤全土碳氮比值及大、中、微团聚体的碳氮比值

Table 4　C: N ratio in bulk soil and in each aggregate class of various years of abandonment

土层深度/cm	项目	土壤碳氮比	大团聚体	中团聚体	微团聚体
0 ~ 20	FL	10.11 ± 0.57b	12.33 ± 0.28a	13.05 ± 0.60a	8.08 ± 0.21c
	AL10	10.13 ± 0.83b	12.12 ± 0.37a	9.68 ± 0.33b	11.10 ± 0.54a
	AL17	11.91 ± 0.59ab	12.64 ± 0.29a	12.88 ± 0.37a	11.20 ± 0.27a
	AL27	12.13 ± 0.08a	11.83 ± 0.07a	12.29 ± 0.10a	10.69 ± 0.35a
	AL42	11.43 ± 0.53ab	9.27 ± 0.21b	11.96 ± 0.18a	9.48 ± 0.45b
20 ~ 40	FL	10.28 ± 0.39b	9.52 ± 0.33c	11.01 ± 0.35b	8.91 ± 0.05b
	AL10	10.84 ± 0.90b	9.02 ± 0.35c	9.67 ± 0.47b	10.75 ± 0.59a
	AL17	11.15 ± 0.44ab	12.19 ± 0.33b	11.14 ± 0.31b	10.44 ± 0.07a
	AL27	11.33 ± 0.39ab	11.51 ± 0.36b	10.33 ± 0.37b	10.44 ± 0.14a
	AL42	12.78 ± 0.45a	13.73 ± 0.30a	13.42 ± 0.94a	10.56 ± 0.12a

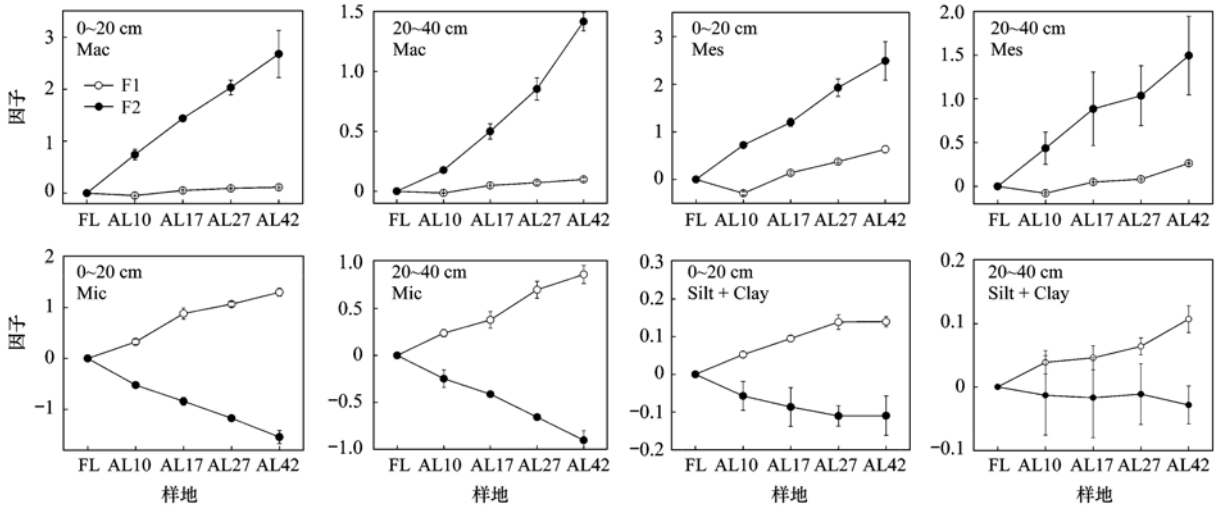
2.4　土壤团聚体对土壤总有机碳储量变化的贡献率

表 5 和图 3 为团聚体的动态变化对于土壤总有机碳储量的贡献率. 由表 5 可知，在 0 ~ 20 cm 土层中，大团聚体（ >5 mm 和 5 ~ 2 mm）对于总有机碳储量变化的贡献率较大，而中团聚体贡献率相对较小. 微团聚体对总有机碳储量变化的贡献率为负值，原因是随着撂荒年限增加，微团聚体的总数量呈现下降趋势所致. 撂荒 10 a 时，0 ~ 20 cm 土层大团聚体对于土壤总有机碳储量变化的贡献率最大，达到 94.48%，而后逐渐降低，撂荒42a时大团聚体贡献

表 5　土地撂荒对于总有机碳储量的影响以及团聚体有机碳储量对于全土有机碳储量变化的贡献率

Table 5　Effect of abandonment on TOC stocks and the contributions of aggregate-associated SOC stock to TOC stock in bulk soil

土层深度/cm	土地撂荒	土壤总有机碳储量变化		团聚体贡献率/%			
		变化量/kg·m^{-2}	变化百分比/%	大团聚体	中团聚体	微团聚体	粉粒和黏粒
0 ~ 20	FL ~ AL10	−0.14	−20.62	94.48	14.10	−6.12	−2.46
	FL ~ AL17	0.19	29.00	81.96	18.85	−0.50	−0.30
	FL ~ AL27	0.37	56.56	78.93	22.05	−1.54	0.55
	FL ~ AL42	0.61	93.36	79.56	22.27	−2.04	0.21
20 ~ 40	FL ~ AL10	−0.05	−8.93	67.41	28.59	−2.03	6.04
	FL ~ AL17	0.11	21.40	71.46	27.78	−1.21	1.96
	FL ~ AL27	0.27	52.10	76.67	21.28	−0.38	2.42
	FL ~ AL42	0.49	95.65	76.94	21.68	−0.85	2.23



F1 表示由团聚体有机碳含量变化所驱动的土壤有机碳储量变化；F2 表示由团聚体数量变化所驱动的土壤有机碳储量变化；Mac 表示大团聚体；Mes 表示中团聚体；Mic 表示微团聚体；Silt + Clay 表示黏粉粒组分

图 3　土地撂荒后土壤有机碳储量变化的两个驱动因子

Fig. 3　Two driving factors for the change in soil organic carbon stock after soil abandonment

率为 79.56%(表 5). 因此,不同撂荒年限对于团聚体贡献的差异较为明显. 值得注意的时, 0 ~ 20 cm 土层大团聚体对总有机碳储量的贡献率在各个撂荒年限均大于 20 ~ 40 cm 土层. 此外,在不同撂荒年限土地下,大团聚体和中团聚体的 F1 和 F2 值均显著高于耕地对照,且 F2 显著高于 F1 的趋势,而在微团聚体中,F2 值显著低于耕地对照,且表现出 F1 显著高于 F2 的趋势(图 3).

3 讨论

3.1 土地撂荒对于土壤结构和稳定性的影响

本研究表明,自然撂荒恢复后土壤团聚体组分及其碳分布发生了显著变化. 土壤大团聚体数量(>2 mm)、平均重量直径(MWD)和几何平均直径(GMD)均随着撂荒恢复而呈显著增加趋势,这表明坡耕地撂荒可以有效改善土壤团粒结构以及土壤稳定性. 这与陈文媛等[25]在黄土丘陵区的关于退耕年限对团聚体特征影响的研究结果相一致,主要是由于土壤耕作会破坏土壤大团聚体,将深层土壤通过翻耕、旋耕等方式带到了表层,使得土壤深层和表层不断受到干湿交替的影响,同时受到冻融循环和降雨冲击的强烈破坏[24, 26]. 因此,当土地停止人为翻耕,而进行自然撂荒恢复时,植被多样性增加,各种植物残体和凋落物的覆盖有助于保持土壤水分以及土壤腐殖质和腐殖酸的增加[27,28],这会使得土壤环境更适于土壤微生物的生长,而土壤微生物中部分真菌和细菌的菌丝体以及菌类分泌物等有利于土壤细小颗粒的包裹以及土壤胶结作用,从而更多地形成土壤大团聚体[29]. 这与 Zhu 等[29]和 Wei 等[30]在中国西北地区关于植被恢复后大团聚体数量上升的研究结果相一致. 即,自然撂荒恢复下人为扰动较少且植物残基输入更多的土壤更易形成土壤团聚体,比起耕地土壤更加稳定,且土壤有机质含量更高.

在本研究中,撂荒恢复对于土壤结构的改善作用同时会随着土层深度不同而变化,撂荒恢复对表层土壤大团聚体数量,平均重量直径(MWD)和几何平均直径(GMD)影响显著高于次表层土壤[22, 30]. 在植被恢复后,表层土壤有机碳库存能力高于较深层土壤. 这主要是由于土壤表层直接接受新鲜的动植物残体形成土壤有机质,从而刺激土壤微生物做出应答反应,产生多种代谢产物以及多种胞外酶等[31,32],而土壤微生物和草地生态系统中的根系都主要集中于表层土壤[27],来自于凋落物的有机碳首先被表层土壤所吸收固存,其次再通过一系列物质运输以及生理生化反应被传送到较深层土壤.

土壤稳定性和团聚能力的提高和撂荒年限有显著相关性(表 2). 0.25 ~ 0.053 mm 粒径团聚体和撂荒年限相关性极强,大粒径团聚体和团聚体稳定性指标——平均重量直径(MWD)和几何平均直径(GMD)的增加以及微团聚体数量的减少均能够体现出土壤稳定性和撂荒年限有着极其显著的相互关系,尤其是在撂荒 42 a 后所表现出的土壤稳定性能力. 陈文媛等[25]的研究也认为在黄土丘陵区草地的土壤团聚体稳定性和抗蚀性随着植被恢复年限增加而增加. 这主要是由于撂荒年限增加,草地生态系统的植被物种丰富度(Margalef 指数)增加(表 1),从地上部分输入到地表而进入土壤物质循环和能量流动的有机物数量随之增加,而有机物质中的多糖,胡敏酸等易于和土粒结合,形成水稳性团聚体结构[33]. 同时,由于植被数量增加而伴随的土壤中根系密度增加,以及土壤动物数量增加而形成的土壤团聚作用,以及逐渐增加的凋落物覆盖对于土壤水分和温度的保持与平衡作用,从而促进了土壤内部团粒结构的形成,并且提高了土壤团粒结构的稳定性.

3.2 土地撂荒对于土壤有机碳储量和碳氮计量比的影响

植被恢复主要通过增加地表凋落物和根系投入而增加土壤中碳的固持能力,同时会显著影响有机碳活性[27,34~36]. 本研究也显示,土壤总有机碳的储量和样地凋落物盖度以及样地物种多样性都随着撂荒年限增加而增加. 有研究结果表明,在撂荒后,土壤碳氮比显著提高,形成更适于微生物分解代谢的微环境,从而进一步促进土壤有机碳累积以及形成更适宜的土壤碳氮比微环境. 刘洋等[37]在黄土高原地区的研究亦表明,草地生态系统恢复中能显著促进分解复杂的纤维素,木质素的放线菌门丰度显著提升,从而加快有机物分解促进向土壤输入碳氮等养分. 值得注意的是,土壤碳氮计量比在撂荒 42 a 时显著下降,这可能是由于撂荒 42 a 草地的主导植被中豆科植物增加,甚至出现了豆科小型灌木(柠条),导致土壤氮组分含量增加,从而导致表层土壤碳氮比以及团聚体组分碳氮比下降.

土壤中各粒径团聚体有机碳含量是土壤有机物质平衡和转化速率的微观表征,对于土壤肥力和土壤碳汇具有双重意义[38]. 本研究中,表层土壤大团聚体有机碳储量在长期撂荒恢复后显著增加,是土壤总有机碳储量增加的主要驱动力. 传统的耕地模式下,由于人为不断对土壤结构的扰动以及有机残体输入过少、土壤侵蚀严重等原因[26],导致较大团聚体数量较少,微团聚体数量居多,因此总体上团聚体结合有机碳颗粒的能力较弱,而当土地从单一的耕地模式次生演替为生物多样性较高的草地生态系

统时，地表枯落物较之前明显增加，且增加了表层土壤有机质的来源和质量，有效促进了土壤颗粒之间的胶结作用，使得土壤中较大粒径团聚体数量和有机碳含量显著增加；同时由于表层覆盖物增加，可以有效防止雨水对于土壤团聚结构的冲击，从而也利于大团聚体的形成[39]，增加大团聚体有机碳储量.

3.3　大团聚体在土壤有机碳储量变化过程中的作用

本研究结果中，撂荒年限和大团聚体数量、大团聚体有机碳储量呈现出较强的正相关性. 在经过长期的土地撂荒后，土壤有机碳储量的主导因子由微团聚体转变为大团聚体，且由于大团聚体数量的显著增加，导致大团聚体在土壤肥力性状中表现出较好的正向作用. 退耕地植被恢复土壤团聚体有机碳在大团聚体集中的原因主要是，撂荒过程中大团聚体的数量大幅度增加以及在恢复过程中土壤大团聚体的有机碳含量增加[23]. 本研究则进一步得出撂荒地恢复土壤大团聚体有机碳储量的增加则主要是由于大团聚体数量的增加，其次才依赖于大团聚体有机碳含量的增加（图 3）. 表层土壤大团聚体数量增幅显著高于 20 ~ 40 cm 层土壤，使得表层土壤大团聚体对于土壤有机碳储量贡献率显著较高也验证这一点（图 1 和表 5）. 但是，土壤微团聚体有机碳储量的减少则主要是由于微团聚体有机碳含量减少，这也潜在说明植被恢复过程中团聚体有机碳含量发生了再分配过程（图 3）.

Wei 等[30]的研究也表明，植被恢复可以加速有机碳从细颗粒组分向较大组分的转化，即有机碳的再分配过程，这种转化主要是由于在植被恢复过程加速了细颗粒组分易于和土壤大团聚体结合，从而保护了有机碳不易被微生物以及矿化过程所分解，因此使得大团聚体有机碳含量增加，同时微团聚体数量减少.

总体而言，在本研究中，大团聚体的动态变化对于总有机碳储量变化起着决定性作用，这主要归因于撂荒恢复后大团聚体的数量大幅增加.

4　结论

（1）该研究区农田在撂荒恢复为草地后土壤稳定性增加，大团聚体数量大幅上升.

（2）随着土地撂荒年限增加，土壤的碳固持能力随之增加，同时植被恢复促使团聚体有机碳含量大幅增加且加速了有机碳从微团聚体向大团聚体的重新分配过程.

（3）撂荒恢复后土壤大团聚体数量大幅上升是该地区有机碳储量增加的主要原因，说明了有机碳储量累积依赖于良好的土壤团聚结构.

（4）土地撂荒恢复对于土壤结构的改善、土壤稳定性的增强以及土壤碳储量的增加具有重要促进作用，尤其是对于区域降水量较少，水土流失严重的黄土高原地区.

参考文献：

[1] 李玮，郑子成，李廷轩，等. 不同植茶年限土壤团聚体及其有机碳分布特征[J]. 生态学报，2014，**34**(21)：6326-6336.
Li W, Zheng Z C, Li T X, *et al*. Distribution characteristics of soil aggregates and its organic carbon in different tea plantation age[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, **34**(21): 6326-6336.

[2] Elliott E T. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils [J]. Soil Science Society of America Journal, 1986, **50**(3): 627-633.

[3] Amundson R, Berhe A A, Hopmans J W, *et al*. Soil and human security in the 21st century[J]. Science, 2015, **348**(6235): 1261071.

[4] 刘敏英，郑子成，李廷轩，等. 茶园土壤团聚体中微生物量碳、氮的分布特征[J]. 中国农业科学，2011，**44**(15)：3162-3168.
Liu M Y, Zheng Z C, Li T X. Distribution characteristics of microbial biomass carbon and nitrogen in soil aggregates under tea plantation[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2011, **44**(15): 3162-3168.

[5] Wang Y, Ji Q, Liu S, *et al*. Effects of tillage practices on water-stable aggregation and aggregate-associated organic C in soils[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2012, **31**(7): 1365-1373.

[6] 高会议，郭胜利，刘文兆，等. 不同施肥处理对黑垆土各粒级团聚体中有机碳含量分布的影响[J]. 土壤学报，2010，**47**(5)：931-938.
Gao H Y, Guo S L, Liu W Z, *et al*. Effect of fertilization on organic carbon distribution in various fractions of aggregates in caliche soils[J]. Acta Pedologica Sinica, 2010, **47**(5): 931-938.

[7] Zotarelli L, Alves B J R, Urquiaga S, *et al*. Impact of tillage and crop rotation on aggregate-associated carbon in two Oxisols[J]. Soil Science Society of America Journal, 2005, **69**(2): 482-491.

[8] Gelaw A M, Singh B R, Lal R. Organic carbon and nitrogen associated with soil aggregates and particle sizes under different land uses in Tigray, Northern Ethiopia[J]. Land Degradation & Development, 2015, **26**(7): 690-700.

[9] Yamashita T, Flessa H, John B, *et al*. Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: effect of land use [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2006, **38**(11): 3222-3234.

[10] 孙娇，赵发珠，韩新辉，等. 不同林龄刺槐林土壤团聚体化学计量特征及其与土壤养分的关系[J]. 生态学报，2016，**36**(21)：6879-6888.
Sun J, Zhao F Z, Han X H, *et al*. Ecological stoichiometry of soil aggregates and relationship with soil nutrients of different-aged *Robinia pseudoacacia* forests[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, **36**(21): 6879-6888.

[11] 肖强，陶建平，肖洋. 黄土高原近 10 年植被覆盖的动态变化及驱动力[J]. 生态学报，2016，**36**(23)：7594-7602.
Xiao Q, Tao J P, Xiao Y. Dynamic vegetation cover change over the past 10 years on the Loess Plateau, China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, **36**(23): 7594-7602.

[12] Yoder R E. A direct method of aggregate analysis of soils and a

study of the physical nature of erosion losses[J]. Agronomy Journal, 1936, **28**(5): 337-351.

[13] Cambardella C A, Elliott E T. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1993, **57**(4): 1071-1076.

[14] Nelson D W, Sommers L E. Total carbon, organic carbon, and organic matter[J]. Methods of Soil Analysis Part 3—Chemical Methods, 1996, **9**: 961-1010.

[15] 张学礼, 胡振琪, 初士立. 土壤含水量测定方法研究进展[J]. 土壤通报, 2005, **36**(1): 118-123.
Zhang X L, Hu Z Q, Chu S L. Methods for measuring soil water content: a review[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2005, **36**(1): 118-123.

[16] 张英利, 许安民, 尚浩博, 等. AA3 型连续流动分析仪测定土壤和植物全氮的方法研究[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2006, **34**(10): 128-132.
Zhang Y L, Xu A M, Shang H B, *et al*. Determination study of total nitrogen in soil and plant by continuous flow analytical system[J]. Journal of Northwest Sci-Tech University of Agriculture and Forestry, 2006, **34**(10): 128-132.

[17] 张英利, 许安民, 尚浩博, 等. 连续流动分析仪测定土壤硝态氮和有效磷的试验及改进[J]. 中国土壤与肥料, 2008, (2): 77-80.
Zhang Y L, Xu A M, Shang H B, *et al*. Determination study and improvement of nitrate and available phosphorus in soil by continuous flow analytical system[J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2008, (2): 77-80.

[18] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000. 25-78.
Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. 3rd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2000. 25-78.

[19] 马克平. 生物群落多样性的测度方法Ⅰ α 多样性的测度方法(上)[J]. 生物多样性, 1994, **2**(3): 162-168.

[20] 马克平, 刘玉明. 生物群落多样性的测度方法Ⅰ α 多样性的测度方法(下)[J]. 生物多样性, 1994, **2**(4): 231-239.

[21] Kemper W D, Koch E J. Aggregate stability of soils from western United States and Canada: measurement procedure, correlations with soil constituents[M]. Washington: Agricultural Research Service, US Department of Agriculture, 1966. 1-52.

[22] Qiu L P, Wei X R, Gao J L, *et al*. Dynamics of soil aggregate-associated organic carbon along an afforestation chronosequence[J]. Plant and Soil, 2015, **391**(1-2): 237-251.

[23] Qiu L P, Wei X R, Zhang X C, *et al*. Soil organic carbon losses due to land use change in a semiarid grassland[J]. Plant and Soil, 2012, **355**(1-2): 299-309.

[24] Zhong Z K, Han X H, Xu Y D, *et al*. Effects of land use change on organic carbon dynamics associated with soil aggregate fractions on the Loess Plateau, China[J]. Land Degradation & Development, 2019, **30**(9): 1070-1082.

[25] 陈文媛, 徐学选, 华瑞, 等. 黄土丘陵区林草退耕年限对土壤团聚体特征的影响[J]. 环境科学学报, 2017, **37**(4): 1486-1492.
Chen W Y, Xu X X, Hua R, *et al*. Effects of forestlands and grasslands on soil aggregates under different vegetation restoration ages in loess hilly region[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2017, **37**(4): 1486-1492.

[26] Denef K, Six J, Paustian K, *et al*. Importance of macroaggregate dynamics in controlling soil carbon stabilization: short-term effects of physical disturbance induced by dry-wet cycles[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2001, **33**(15): 2145-2153.

[27] Han X H, Zhao F Z, Tong X G, *et al*. Understanding soil carbon sequestration following the afforestation of former arable land by physical fractionation[J]. Catena, 2017, **150**: 317-327.

[28] Zhao F Z, Fan X D, Ren C J, *et al*. Changes of the organic carbon content and stability of soil aggregates affected by soil bacterial community after afforestation[J]. Catena, 2018, **171**: 622-631.

[29] Zhu G Y, Shangguan Z P, Deng L. Soil aggregate stability and aggregate-associated carbon and nitrogen in natural restoration grassland and Chinese red pine plantation on the Loess Plateau[J]. Catena, 2017, **149**: 253-260.

[30] Wei X R, Li X Z, Jia X X, *et al*. Accumulation of soil organic carbon in aggregates after afforestation on abandoned farmland[J]. Biology and Fertility of Soils, 2013, **49**(6): 637-646.

[31] Briedis C, De Moraes Sá J C, Caires E F, *et al*. Soil organic matter pools and carbon-protection mechanisms in aggregate classes influenced by surface liming in a no-till system[J]. Geoderma, 2012, **170**: 80-88.

[32] Garcia-Franco N, Martínez-Mena M, Goberna M, *et al*. Changes in soil aggregation and microbial community structure control carbon sequestration after afforestation of semiarid shrublands[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2015, **87**: 110-121.

[33] Dos Reis Martins M, Corá J E, Jorge R F, *et al*. Crop type influences soil aggregation and organic matter under no-tillage[J]. Soil and Tillage Research, 2009, **104**(1): 22-29.

[34] Li D J, Niu S L, Luo Y Q. Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta - analysis[J]. New Phytologist, 2012, **195**(1): 172-181.

[35] Post W M, Kwon K C. Soil carbon sequestration and land - use change: processes and potential[J]. Global Change Biology, 2000, **6**(3): 317-327.

[36] Guo L B, Halliday M J, Siakimotu S J M, *et al*. Fine root production and litter input: Its effects on soil carbon[J]. Plant and Soil, 2005, **272**(1-2): 1-10.

[37] 刘洋, 黄懿梅, 曾全超. 黄土高原不同植被类型下土壤细菌群落特征研究[J]. 环境科学, 2016, **37**(10): 3931-3938.
Liu Y, Huang Y M, Zeng Q C. Soil bacterial communities under different vegetation types in the Loess Plateau[J]. Environmental Science, 2016, **37**(10): 3931-3938.

[38] 李辉信, 袁颖红, 黄欠如, 等. 不同施肥处理对红壤水稻土团聚体有机碳分布的影响[J]. 土壤学报, 2006, **43**(3): 422-429.
Li H X, Yuan Y H, Huang Q R, *et al*. Effects of fertilization on soil organic carbon distribution in various aggregates of red paddy soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 2006, **43**(3): 422-429.

[39] 李娟, 韩霁昌, 陈超, 等. 黄土高原丘陵沟壑区土地利用方式对土壤团聚体特征的影响[J]. 水土保持学报, 2017, **31**(1): 248-253, 259.
Li J, Han J C, Chen C, *et al*. Effects of land use types on soil aggregate characteristics in hilly-gully region of loess plateau[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2017, **31**(1): 248-253, 259.

HUANJING K0EXUE Vol. 41 No. 5
Environmental Science (monthly) May 15, 2020

CONTENTS