

黄土丘陵区小流域生态恢复对土壤有机碳和全氮的影响

张 祎, 任宗萍, 李 鹏, 时 鹏, 蒋凯鑫, 马田田, 肖 列, 赵宾华

(西安理工大学, 西北旱区生态水利工程国家重点实验室培育基地, 西安 710048)

摘要: 生态恢复工程是防治黄土高原土壤侵蚀和恢复土壤肥力的重要措施, 研究退耕还林还草和梯田等生态恢复措施对有机碳(SOC)、全氮(TN)的影响, 对准确评估土壤固碳固氮能力和土壤碳氮循环具有重要意义。选取黄土丘陵区典型小流域 5 种不同生态恢复 0—100 cm 土层为研究对象, 探讨了生态恢复措施条件下, 坡耕地转变为林地、草地、灌木地及梯田过程中, 不同土层深度土壤 SOC 与 TN 的含量及其储量变化规律。结果表明: 生态恢复措施、土壤深度对流域土壤 SOC 与 TN 有极显著的影响($P < 0.01$)。林地与灌木地 SOC 与 TN 在土壤 0—20 cm 土层出现富集, 草地 SOC 与 TN 则在 0—40 cm 土层出现富集, 梯田的 0—20 cm 土层 SOC 富集比较明显, 而 TN 未出现富集现象。坡耕地 SOC 与 TN 未出现富集现象。坡耕地在经过不同的生态恢复措施后, 土壤 SOC 与 TN 含量及储量均会有所增加。从 SOC 与 TN 之间的相关性看, 林地、草地表现为极强, 灌木表现为强, 而坡耕地与梯田为中等。研究为提高黄土丘陵区土壤碳氮含量的评估提供科学依据, 促进区域生态恢复合理规划。

关键词: 黄土丘陵区; 退耕还林(草); 梯田; 土壤有机碳; 土壤全氮; 土壤深度

中图分类号: TV121⁺2

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2018)01-0097-07

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2018.01.016

Effects of Ecological Restoration on Soil Organic Carbon and Total Nitrogen in the Small Watershed of Loess Hilly Region of China

ZHANG Yi, REN Zongping, LI Peng, SHI Peng,

JIANG Kaixin, MA Tiantian, XIAO Lie, ZHAO Binhua

(State Key Laboratory Base of Eco-hydraulic Engineering in Arid Area, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048)

Abstract: The ecological construction project is an important measure to control soil erosion and restore soil fertility in the Loess Plateau of China. It is of great importance to research the effects of ecological restoration measures (ie., returning farmland to forest and grassland or terraces) on the soil organic carbon (SOC) and soil total nitrogen (TN), which helps to evaluate the carbon sequestration capacity and nitrogen fixation capacity and even the cycles of carbon and nitrogen accurately. In this study, soils were sampled in the typical small watershed with five different ecological construction types in Loess Hilly Region, to study the distribution of SOC and TN contents in different soil depths of 0—100 cm. Four land uses conversions included from sloping farmland into woodland, grassland, shrub land and terraces respectively. The results showed that both the land use changes and soil depth had significant effects on SOC and TN ($P < 0.01$). The SOC and TN in woodland and shrub land were enriched in the 0—20 cm, whereas both of which were enriched in the 0—40 cm in grassland. In the terraced fields, the SOC were mostly enriched in the 0—20 cm, but no enrichment of TN was observed. Sloping farmland had no enrichment of SOC and TN. The SOC and TN contents and reserves would be increased after different ecological restoration measures. There were very significant correlations between SOC and TN in forest land and grassland, while the correlation was significant in shrub, and moderate in slope land and terraces. This study could provide a scientific basis for improving soil carbon and nitrogen prediction in the loess hilly region and promote a rational planning for regional ecological construction.

Keywords: Loess hilly region; grain for green program; terrace land; soil organic carbon; soil total nitrogen; soil depth

陆地生态系统碳氮循环是生态系统的重要物质循环过程之一。近几十年来,随着全球气候变暖加速,碳氮循环受到越来越多的关注^[1]。土壤作为陆地生态系统的重要组成部分,是植物生长的基质,同时也是主要的碳库和氮库之一。陆地生态系统中的碳储量大约是大气中 CO₂ 的 2 倍和植物中碳的 3 倍^[2]。全球 0.3 m 土壤深度的碳储量 684~724 Pg,1 m 土壤深度碳储量为 1 462~1 548 Pg,而 2 m 土壤深度碳储量达到了 2 376~2 456 Pg^[3]。土壤每年向大气中排放出大约 4% 的碳^[4]。此外,土壤也是 N₂O 排放最大的贡献者,自然状态下土壤每年的 N₂O 排放量为 6 Tg,而农业土壤每年的排放量为 4.2 Tg^[5]。土壤碳库和氮库微小的变化可能会对大气中温室气体浓度造成重大的影响。

在土地利用变化下,土壤扮演了碳源和碳汇两个作用。合理的土地利用可以显著增加土壤碳汇潜力^[6]。以往的研究^[7-9]已经证明了土地利用/土地覆被变化会对土壤有机碳造成显著影响,尤其是农业活动、森林砍伐和植树造林等。土地利用影响有机物质的输入和输出,从而影响土壤碳氮的储量^[10-11]。学者发现农业系统表层土壤有机碳较相邻的原始森林土壤有机碳含量较低,原因是农田生态系统输出大量的有机碳,导致土壤有机碳的输入量较低。另一方面,土壤性质例如土壤含水量^[12]、容重^[13]、团聚体粒径组成^[14]和土壤微生物^[15]等因子也会对土壤碳氮造成影响,但是以前的研究集中在单一因素对土壤有机碳全氮造成的影响较多,从复合因素角度综合分析土壤碳氮的变化原因研究还有较大空间。

王茂沟小流域是无定河的二级支流,从 1952 年开展水土保持综合治理工作,截止到 2013 年已完成治理面积 53.10 km²,治理度达 75.32%,是典型的黄土丘陵区生态恢复流域。针对黄土严重侵蚀地区进行的生态恢复研究,多集中于生态恢复试验、技术推广、效益评价等,尤其是在植物多样性、水土保持生态效益、土地生产力的影响方面研究较多,而在生态恢复过程中土壤碳、氮在不同土层的贮存及分布规律等方面研究较少。因此本文分析了植被恢复和梯田等生态恢复条件下土壤碳氮含量,研究生态恢复对不同深度土壤碳氮含量及储量的影响,旨在为揭示黄土丘陵区严重退化土壤进行生态恢复后系统的固碳功能、养分贮存的变化规律,为该地区土地管理及生态系统可持续发展提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于陕西省绥德县王茂沟流域,是黄河中

游黄土丘陵区第一副区具有典型代表性的一条流域(37°34′13″—37°36′03″ N, 110°20′26″—110°22′46″ E),流域面积 5.97 km²,主沟长 3.75 km,沟道平均比降 2.7,沟壑密度 4.3 km/km²(图 1)。从 20 世纪 50 年代开始,为改善黄土丘陵区严重的水土流失,黄委会绥德水土保持科学实验站将王茂沟流域作为试验性治理小流域之一。直至 90 年代,退耕还林(草)及工程措施在流域内大面积开展。研究区内主要的生态恢复措施为退耕还林还草、人工恢复灌木以及修筑梯田等。

流域属大陆性季风气候,年平均气温 10.2 ℃,多年平均降雨量 513.1 mm,主要集中在 7—9 月,汛期降水量占全年降水量的 73.1%,且多以暴雨形式出现,造成严重的水土流失。土壤质地均为黄绵土,主要植被类型为油松(*Pinus tabulaeformis*)、白羊草(*Bothriochloa ischaemum*)、铁杆蒿(*Artemisia gmelinii*)与茵陈蒿(*Artemisia capillaries*)灌木,梯田主要种植苹果树(*Malus pumila*)及枣树(*Ziziphus jujuba*),农田作物为玉米(*Zea mays*)。

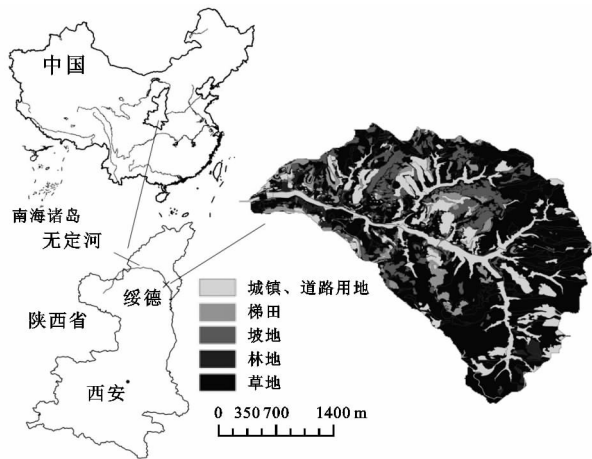


图 1 研究区示意

1.2 样地选取

在研究区内,经调查坡耕地经过不同的生态恢复措施转变为经济林梯田、油松林地、白羊草草地、铁杆蒿与茵陈蒿灌木地,并以此选择这 5 种典型样地,采样地调查情况如表 1。

样品采集于 2016 年 8 月,经实地调查询问得知,林地退耕年限为 30 年油松林,草地和灌木地为退耕年限 20 年以上的白羊草和铁杆蒿,梯田选择退耕年限为 30 年的经济果园,坡耕地为高粱地。在林地、草地、灌木地、梯田和坡耕地上分别选择 3 个地貌特征相似的样地,每个样地分别设置 3 个 20 m×20 m 样方,在样方内按照“S”形采样法进行样品的采集,共 9 个采样点,每个采样点利用土钻分层取 0—20, 20—40, 40—60, 60—80, 80—100 cm 土样。共采集样品 675 个土壤样品。样品风干后研磨,过 100 目孔

筛。有机碳测定采用德国耶拿公司生产的 multi N/C 3100 有机碳分析仪测定,取研磨过 100 目筛的土样 1.000 g,用 1 mol/L 的盐酸溶液浸泡 24 h,以去除土壤中的无机碳,用 TOC 分析仪测定土壤中的有机碳含量;全氮测定采用 Foss 8400 全自动凯式定氮仪测定;全磷、速效磷、铵态氮、硝态氮采用间断化学分析仪(ADA, CleverChem 200,德国)测定;粒径测量使用英国马尔文公司的(Mastersizer 2000,英国)激

光粒度仪测定;土壤容重采用环刀法测定。研究区土壤理化性质见表 2。

土壤有机碳和全氮储量计算公式为:

$$C_i=d_i\times p_i\times q_i/100$$
 (1)

$$N_i=d_i\times p_i\times n_i/100$$
 (2)

式中: i 为土壤不同层次; C 为有机碳储量(kg/m^2); N 为全氮储量(kg/m^2); d 为土层厚度(cm); p 为土壤容重(g/cm^3); q 为有机碳含量(g/kg); n 为全氮含量(g/kg)。

表 1 研究样地基本特征

样地类型	地理坐标	海拔/m	坡度/(°)	坡向	植被特征
坡耕地	37°35′38.4″E 110°21′30.8″N	1066	38	半阴坡	坡耕地主要种植高粱,种植制度为高粱—冬闲—高粱,有翻耕,人为扰动很大,无施肥
林地	37°35′33.6″E 110°20′52.5″N	985	25	半阴坡	林高在 6 m 以上,人工种植,主要树种为油松林,种植年限为 30 年以上,无人扰动
草地	37°35′24.4″E 110°20′22.6″N	966	30	半阴坡	草本覆盖度达 90% 以上,人工种植,主要为白羊草,种植年限为 20 年,无人扰动
灌木地	37°35′15.0″E 110°21′43.5″N	1030	12	半阴坡	灌层高为 1 m 左右,主要植被为铁杆蒿+茵陈蒿,种植年限为 20 年,无人扰动
梯田	37°35′40.1″E 110°21′33.2″N	1036	4	半阴坡	种植苹果+枣树,种植年限为 30 年,有少量喷雾化肥使用,有少量人为扰动

表 2 研究区土壤理化性质

样地类型	容重/ ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	铵态氮/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	硝态氮/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	速效磷/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	黏粒/ %	粉粒/ %	砂粒/ %	水稳性 大团聚体/%
坡耕地	1.21±0.11a	8.14±0.94b	0.77±0.06a	0.13±0.08a	72.00±3.23a	0.28±0.03b	27.70±3.20b	40.31±0.13a
林地	1.40±0.13a	9.92±0.43a	0.75±0.18a	0.17±0.10a	72.81±3.74a	0.25±0.04c	26.93±3.70b	67.07±0.08b
草地	1.36±0.12a	10.03±0.36a	0.59±0.15ab	0.09±0.06a	65.93±5.42b	0.46±0.13a	33.60±5.29a	60.62±0.08b
灌木地	1.22±0.09a	9.18±0.22ab	0.82±0.06a	0.15±0.06a	73.51±1.01a	0.19±0.01c	26.28±1.00b	57.90±0.08bc
梯田	1.28±0.09a	9.56±0.99a	0.35±0.21b	0.09±0.04a	70.84±2.07a	0.27±0.04b	28.87±2.04b	54.16±0.12c

注:表中土壤理化性质各结果为 0—100 cm 土层以 20 cm 土层为间隔共计 5 个土层的平均值;表中数据为平均值±标准误差;同一列中不同小写字母表示各指标在不同样地之间的差异显著($P<0.05$)。

1.3 数据处理

根据野外实测数据与实验室的分析结果,采用一般线性模型(GLM)分析了生态恢复措施和土层深度对 SOC 和 TN 的影响。采用 Origin 8.0 软件进行绘图。

2 结果与分析

2.1 土壤 SOC 含量及储量的变化

由图 2 可知,林地、草地、灌木地和梯田均表现出随深度的增加 SOC 含量逐渐降低的趋势。但是不同的生态恢复措施条件下,SOC 的剖面分布还存在一定的差异,其中林地(4.67 g/kg)、灌木地(4.22 g/kg)和梯田(3.51 g/kg)的 SOC 主要富集在 0—20 cm 土层,是 20—100 cm 土层的 1.59~1.71,1.36~1.52,1.16~1.35 倍;而草地 SOC 主要富集在 0—40 cm 土层,0—20 cm 土层(4.22 g/kg)和 20—40 cm 土层(3.12 g/kg)均显著高于其他土层;坡耕地 0—20 cm 土层 SOC 含量与 80—100 cm 土层 SOC 存在

显著性差异,但与其他各土层间不存在显著性差异。

在 1 m 土层,坡耕地 SOC 的平均含量最低,为 2.5g/kg,林地(3.24 g/kg)、草地(2.99 g/kg)、灌木地(3.15 g/kg)、梯田(2.89 g/kg)的 SOC 分别是坡耕地的 1.27,1.17,1.24,1.13 倍。在 0—20 cm 土层,林地、草地、灌木地有机碳含量较大,梯田次之,坡耕地含量最低($P<0.05$);20—40 cm 土层坡耕地 SOC 含量显著低于其他 4 种土壤 SOC 含量($P<0.05$);40—100 cm 土层,各类型土壤 SOC 含量不存在显著差异($P>0.05$)。不同的生态恢复措施均可以显著增加 0—40 cm 土层的 SOC 含量。

由表 3 可知,不同生态恢复措施也影响土壤 SOC 储量分布。1 m 土层剖面 SOC 储量表现为林地(4.62 kg/m^2)>草地(4.18 kg/m^2)>灌木地(3.92 kg/m^2)>梯田(3.83 kg/m^2)>坡耕地(3.18 kg/m^2)。0—20 cm 土层,林地 SOC 储量最高,其他土壤类型各层 SOC 储量均高于坡耕地 SOC 储量。由此可以看出,坡耕地经过不同的生态恢复措施后,均可

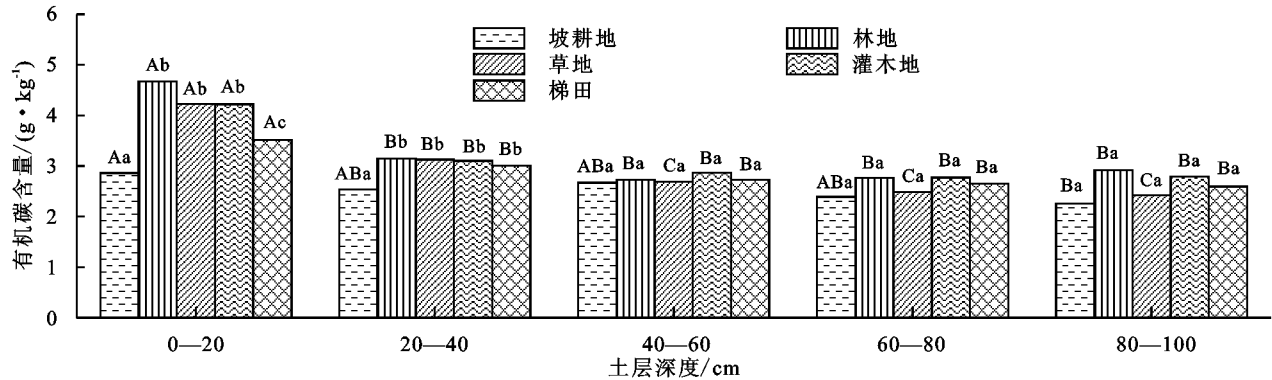
以不同程度的增加 SOC 积累,在表层土壤的体现最为显著,其中坡耕地恢复为林地时,SOC 增加最为显著,其次为草地。

2.2 土壤 TN 含量和储量的变化

由图 3 可知,坡耕地与梯田随深度的增加,土壤 TN 没有表现出明显的趋势。林地、草地、灌木地 TN 含量随着土层的增加有降低的趋势。在 0—20 cm 土层林地(0.39 g/kg)与灌木地(0.40 g/kg)出现富集现象,分别是 20—100 cm 土层 TN 含量的 1.7~2.2 倍和 1.7~2.0 倍。草地的 TN 富集现象出现在 0—40 cm 土层,0—20 cm 土层(0.39 g/kg)和 20—40 cm 土层(0.24 g/kg)与其他土层土壤 TN 含量存在

显著性差异。坡耕地与梯田各层之间没有显著性差异,没有表现出明显的富集现象。

在 1 m 土层中,坡耕地 TN 平均含量最低,为 0.13 g/kg,林地(0.23 g/kg)、草地(0.23 g/kg)、灌木地(0.24 g/kg)、梯田(0.21 g/kg)分别是坡耕地的 1.76,1.76,1.84,1.61 倍。在 0—20 cm 土层土壤中,林地、草地、灌木地 TN 含量显著高于坡耕地与梯田($P<0.05$);20—80 cm 土层土壤中,坡耕地 TN 含量最低,与其他 4 种类型土壤表现出显著性差异($P<0.05$);土壤深度到达 80—100 cm 时,TN 含量在各土壤类型中未表现出差异($P>0.05$)。不同的生态恢复措施可显著增加 0—80 cm 土层 TN 的含量。



注:图中小写字母表示同一土壤深度不同生态恢复措施在 5%水平上的差异性;大写字母表示同一生态恢复措施不同土壤深度在 5%水平上的差异性。下同。

图 2 不同生态恢复 0—100 cm 土壤有机碳含量的变化

表 3 不同生态恢复 0—100 cm 土壤 SOC 储量

单位:kg/m²

土层深度/cm	坡耕地	林地	草地	灌木地	梯田
0—20	0.63±0.09Aa	1.18±0.21Ab	1.05±0.07Ac	0.91±0.07Acd	0.83±0.13Ad
20—40	0.61±0.06Aa	0.86±0.14Bb	0.83±0.14Bb	0.78±0.05Bb	0.76±0.10Ab
40—60	0.71±0.15Aa	0.83±0.12Bb	0.80±0.10Bb	0.73±0.07Bb	0.75±0.07Ab
60—80	0.62±0.07Aa	0.81±0.14Bb	0.74±0.16Bb	0.72±0.08Bb	0.74±0.08Ab
80—100	0.60±0.13Aa	0.91±0.22Bb	0.73±0.10Bb	0.73±0.13Bb	0.73±0.10Ab
0—100	3.18	4.62	4.18	3.92	3.83

注:表中数据为平均值±标准误差;同一列中不同小写字母表示差异显著($P<0.05$);同一列中不同大写字母表示差异极显著($P<0.01$)。下同。

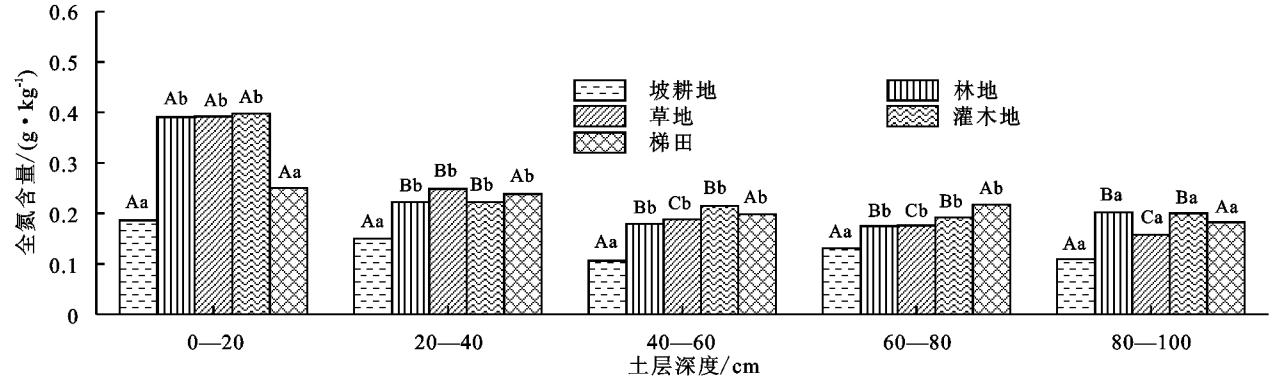


图 3 不同生态恢复 0—100 cm 土壤全氮含量的变化

由表 4 可知,不同生态恢复措施不仅会影响 SOC 储量分布,也会对 TN 储量分布产生影响。1 m 土层坡耕地 TN 储量平均含量最低,为 0.032 kg/

m²,林地(0.066 kg/m²)、草地(0.063 kg/m²)、灌木地(0.061 kg/m²)、梯田(0.057 kg/m²)分别是坡耕地的 2.07,1.98,1.90,1.78 倍。林地、草地、灌木地

0—20 cm 土层 TN 储量均高于坡耕地与梯田。其他土壤类型各层全氮储量均高于坡耕地 TN 储量。坡耕地经过不同的生态恢复措施后,土壤 TN 含量及储量均会有所增加。

表 4 不同生态恢复 0—100 cm 土壤 TN 储量 单位:kg/m²

土层深度/cm	坡耕地	林地	草地	灌木地	梯田
0—20	0.041±0.01Aa	0.099±0.02Ab	0.098±0.01Ab	0.088±0.02Ab	0.059±0.02Aa
20—40	0.036±0.01Aa	0.063±0.02Bb	0.066±0.01Bb	0.062±0.01Bb	0.061±0.01Ab
40—60	0.028±0.01Aa	0.054±0.01Bb	0.055±0.01Bb	0.054±0.01Bb	0.054±0.01Ab
60—80	0.034±0.01Aa	0.053±0.01Bb	0.052±0.01Bb	0.049±0.01Bb	0.061±0.01Ab
80—100	0.032±0.02Aa	0.063±0.02Bb	0.047±0.02Bb	0.052±0.01Bb	0.051±0.01Ab
0—100	0.032	0.066	0.063	0.061	0.057

2.3 土壤有机碳、全氮的影响因子

由表 5 可知,生态恢复措施、土壤深度、生态恢复措施与土壤深度交互作用对 SOC 与 TN 的空间分布有着极显著影响($P<0.01$)。土壤深度对 SOC 与 TN 的贡献率最高,分别为 0.566,0.465,生态恢复措施对 SOC 与 TN 的贡献率次之,生态恢复措施与土壤深度交互作用对 SOC 与 TN 的贡献率最低。

表 5 流域剖面土壤 SOC 与 TN 空间分布影响因子方差分析

指标	影响因子	自由度	平方和	均方	F	Sig.	贡献率
SOC	生态恢复措施	4	12.973	3.243	15.818	<0.001	0.240
	土壤深度	4	53.417	13.354	65.131	<0.001	0.566
	生态恢复措施×土壤深度	16	11.346	0.709	3.459	<0.001	0.217
TN	生态恢复措施	4	0.337	0.840	20.049	<0.001	0.286
	土壤深度	4	0.730	0.183	43.433	<0.001	0.465
	生态恢复措施×土壤深度	16	0.209	0.013	3.102	<0.001	0.199

3 讨论

3.1 生态恢复对土壤 SOC、TN 含量及储量的影响

土壤 SOC 含量取决于有机物料的投入与分解之间的平衡,在自然生态系统中,地表枯枝落叶及微根系的周转,是土壤有机质输入的主要途径^[16]。在本研究中,除坡耕地外其他 4 种方式下 SOC 含量均随深度的增加而降低,这与王勇等^[17]的研究结果近似。林地、灌木地和梯田土壤 SOC 在土壤表层出现富集现象,而草地 SOC 的富集出现在 0—40 cm 土层。林草地凋落物等外源输入碳聚集在土壤表层,同时可为微生物活动提供充足的能量和物质来源,从而会促进土壤表层的生物活动。草地每年因地上部分枯死而形成的枯枝落叶可为土壤提供大量的碳源,而且草本植物的根系特别是细根分布较浅,腐解转化快,使得在 0—40 cm 土层 SOC 含量都比较高。SOC 的含量及储量由很多因素共同影响决定^[18]。坡耕地表层和底层有显著性差异,但没表现出很明显的富集现象。坡耕地土壤 SOC 含量比较稳定,这可能与一年一耕的耕作措施有关,在耕作过程中,土壤在耕层内上下扰动,导致 SOC 含量在垂直方向上没有呈现出表层高于底层的现象。坡耕地由于翻耕,土壤质地松软,水蚀发生强烈,水土流失严重,使得土壤中的 SOC 也随之流失,人为的翻耕增加了土壤的通透性;并且作物成熟收获导致作物中的碳不能归还

到土壤中,这些因素都导致坡耕地不利于有机碳的积累和保护,这与毛艳玲等^[19]、魏亚伟等^[20]研究的结果一致。在坡耕地转变为林地、草地、灌木以及梯田后, SOC 储量显著增加。林地、草地、灌木地腐殖层较厚,使得其 SOC 含量较高,而梯田种植为经济林,人为的干扰经济林果实的收获等,使得果园土壤 SOC 的来源比林地、草地和灌木要小。

生态恢复措施的不同,可以导致进入土壤的植物残体数量和性质各异,另一方面由于人为干扰程度的不同,会影响土壤氮素的矿化、运输以及植物的吸收利用,最后导致土壤中 TN 含量和储量存在差异^[21-22]。张兴昌等^[23]研究发现,植被覆盖可以有减缓土壤侵蚀和 TN 的流失,坡地上的退耕还林还草措施可以显著减少土壤氮素的流失。本研究中,林地土壤 TN 含量平均值最高,其次为草地、灌木地和梯田,坡耕地最低。坡耕地和梯田土壤 TN 在 0—100 cm 土层深度不存在显著性差异,而林地、草地与灌木 TN 含量与 SOC 含量分布规律一致,在 0—20 cm 土层出现了富集现象。与坡耕地相比,生态恢复可以显著提高 0—80 cm 土层土壤 TN 的含量,但不同生态恢复条件下 TN 含量不存在显著性差异,这与李新爱等^[24]研究结果类似。

土壤有机碳库氮库是全球碳氮循环的重要部分,

其积累和分解变化对全球碳氮平衡有着直接影响^[25]。研究影响土壤 SOC 和 TN 储量的变化的关键因子是准确预测土壤 SOC 与 TN 在全球气候变暖的 CO₂ 源和汇的关键。研究发现,深度和不同生态恢复是影响土壤 SOC 与 TN 储量变化的重要因子。将坡耕地恢复为林地、草地、梯田或者灌木可以显著增加 SOC 与 TN 的含量,对于区域而言,可以增加对碳氮的截存能力,相应加强土壤碳汇、氮汇的能力。增加区域碳氮储量。

3.2 生态恢复对土壤 C/N 的影响

土壤中的 SOC 与 TN 的分解与微生物密切相关,因此 C/N 成为评价土壤微生物活性及 SOC 矿化程度的一个重要指标^[26]。较低的 C/N 有利于微生物在有机质分解过程中养分的释放,而输入土壤的枯落物量和分解速率的改变将引起土壤 C/N 的变化,从而影响土壤微生物的呼吸和土壤 CO₂ 的释放。土壤 SOC 的保持在一定程度可以决定于土壤 TN 的高低,当 C/N 值达到平衡状态时,土壤 TN 的含量取决于 SOC 的含量^[27],TN 含量缺少意味着 SOC 相对过量(C/N 值上升),反之,TN 含量充足意味着 SOC 相对不足(C/N 值下降)^[28]。一般认为,当土壤 C/N 小于 25 : 1 时,土壤中的氮素会出现净矿化,是微生物分解的最佳值^[29]。

由表 6 可知,本研究中不同生态恢复下不同类型的土壤的 C/N 的平均值为 12.55~18.08,说明土壤中都出现了净矿化,有机质分解程度都很高。坡耕地 C/N 显著高于其他 4 种土壤 C/N 值($P<0.05$),C/N 高,说明土壤中有有机质的分解程度较弱,且氮素的矿化程度较低;C/N 低,说明土壤中有有机质分解程度高,并且氮素矿化程度也较高^[30]。说明坡耕地较其他 4 种类型相比不利于土壤有机质的积累。对 5 种类型进行相关分析发现,林地、草地的 SOC 与 TN 存在极强的相关性,灌木地则表现为强相关,而坡耕地与梯田中等强度相关。说明土壤中 SOC 含量与全氮含量有关系,SOC 含量越高,TN 含量也越高。本研究中,坡耕地的 C/N 的值显著高于林地、草地、灌木地与梯田,这与张廷龙等^[31]研究发现人为干扰大的土地利用类型 C/N 高于人为干扰弱的土地利用类型结果类似。造成这种现象的原因可能是由于土壤微生物较少或活性比较低的原因之一。碳库增加的主要途径是通过植被的光合作用固定大气中的 CO₂^[32]。但是由于坡耕地长年以来受到人为干扰严重,土壤遭到破坏,失去碳积累能力,被储存的碳重新被释放到大气中,使坡耕地成为温室气体的释放源。

并且坡耕地较其他 4 种类型土壤容易发生侵蚀,氮元素随着径流流失。使得 C/N 值要高于其他类型土壤的 C/N 值。据调查资料,全球的 C/N 值为 14.3^[33],坡耕地比值为 18.08,高于全球水平,要使坡耕地恢复平均水平需施加氮肥。

表 6 不同生态恢复措施下有机碳与全氮的关系

类型	C/N	拟合方程	R ²	Pearson's
坡耕地	18.08a	$y=3.0592x+2.1125$	0.18	0.42
林地	13.81b	$y=7.4375x+1.4918$	0.76	0.87
草地	12.85b	$y=6.1963x+1.5495$	0.66	0.81
灌木地	12.55b	$y=5.182x+1.8505$	0.60	0.77
梯田	13.34b	$y=3.8343x+2.0661$	0.21	0.46

注:y 为土壤有机碳含量(g/kg); x 为土壤全氮含量(g/kg)。

4 结论

(1)坡耕地生态恢复可以增加有机碳库的积累,在表层土壤的体现最为显著。林地、灌木地、梯田 SOC 主要富集在 0—20 cm 土层,草地 SOC 主要富集在 0—40 cm 土层。坡耕地恢复为林地和为草地,SOC 增加最为显著。

(2)林地、草地、灌木地 TN 含量随着土层的增加逐渐降低。林地、灌木地 TN 在 0—20 cm 土层富集,草地 TN 在 0—40 cm 土层富集。不同的生态恢复可显著增加 0—80 cm 土层 TN 的含量。坡耕地经过不同的生态恢复后,SOC 与 TN 含量及储量均会有所增加。

(3)林地、草地的 SOC 与 TN 存在极强的相关性,灌木地则表现为强相关,而坡耕地与梯田中等强度相关。土壤中有 SOC 与 TN 含量有关系,SOC 含量越高,TN 含量也越高。

(4)生态恢复措施、土壤深度、生态恢复措施与土壤深度交互作用对流域剖面土壤 SOC 与 TN 的空间分布有着极显著影响($P<0.01$)。

参考文献:

[1] Fu X L, Shao M A, Wei X R, et al. Soil organic carbon and total nitrogen as affected by vegetation types in Northern Loess Plateau of China [J]. Geoderma, 2010, 155(1/2): 31-35.

[2] Zhang C, Liu G, Xue S, et al. Soil organic carbon and total nitrogen storage as affected by land use in a small watershed of the Loess Plateau, China [J]. European Journal of Soil Biology, 2013, 54(1): 16-24.

[3] Batjes N H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world [J]. European Journal of Soil Science, 2014, 65(1): 2-3.

[4] Li Q, Yu P, Li G, et al. Overlooking soil erosion induces underestimation of the soil C loss in degraded land [J]. Quaternary International, 2014, 349(10): 287-290.

- [5] Saikawa E, Prinn R G, Dlugokencky E, et al. Global and regional emissions estimates for N_2O [J]. *Atmospheric Chemistry & Physics*, 2014, 14(9): 4617-4641.
- [6] Gao P, Niu X, Wang B, et al. Land use changes and its driving forces in hilly ecological restoration area based on gis and rs of northern china [J]. *Scientific Reports*, 2015, 5: 11038.
- [7] 张俊华, 李国栋, 南忠仁, 等. 耕作历史和种植制度对绿洲农田土壤有机碳及其组分的影响[J]. *自然资源学报*, 2012, 27(2): 196-203.
- [8] 李光耀, 杨晓东, 史青茹, 等. 浙江天童森林砍伐对土壤养分库和氮矿化—硝化特征的影响[J]. *生态学杂志*, 2014, 33(3): 709-715.
- [9] Zhou L, Wang S Q, Ju W M, et al. Assessment of carbon dynamics of forest ecosystems in the Poyang Lake Basin responding to afforestation and future climate change [J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2013, 4(1): 11-19.
- [10] 葛云辉, 苏以荣, 邹冬生, 等. 桂西北石灰土土壤有机碳矿化对外源有机物质和碳酸钙的响应[J]. *生态学杂志*, 2012, 31(11): 2748-2754.
- [11] 马蓓, 周萍, 童成立, 等. 亚热带丘陵区红壤不同土地利用方式下土壤有机碳的变化特征[J]. *农业现代化研究*, 2017, 38(1): 176-181.
- [12] 王媛华, 苏以荣, 李杨, 等. 水田和旱地土壤有机碳周转对水分的响应[J]. *中国农业科学*, 2012, 45(2): 266-274.
- [13] 闫俊华, 周传艳, 文安邦, 等. 贵州喀斯特石漠化过程中的土壤有机碳与容重关系[J]. *热带亚热带植物学报*, 2011, 19(3): 273-278.
- [14] 董莉丽, 李晓华, 杨波. 无定河流域植被恢复对土壤团聚体及碳固定的影响[J]. *干旱地区农业研究*, 2017, 35(1): 277-282, 288.
- [15] 黄敏, 肖和艾, 童成立, 等. 稻田土壤微生物磷变化对土壤有机碳和磷素的响应[J]. *中国农业科学*, 2004, 37(9): 1400-1406.
- [16] Li Z, Zhao Q G. Organic carbon content and distribution in soils under different land uses in tropical and subtropical China [J]. *Plant & Soil*, 2001, 231(2): 175-185.
- [17] 王勇, 姬强, 刘帅, 等. 耕作措施对土壤水稳性团聚体及有机碳分布的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2012, 31(7): 1365-1373.
- [18] 吴金水, 童成立, 刘守龙. 亚热带和黄土高原区耕作土壤有机碳对全球气候变化的响应[J]. *地球科学进展*, 2004, 19(1): 131-137.
- [19] 毛艳玲, 杨玉盛, 邹双全, 等. 土地利用变化对亚热带山地红壤团聚体有机碳的影响[J]. *山地学报*, 2007, 25(6): 706-713.
- [20] 魏亚伟, 苏以荣, 陈香碧, 等. 人为干扰对喀斯特土壤团聚体及其有机碳稳定性的影响[J]. *应用生态学报*, 2011, 22(4): 971-978.
- [21] Bedard-Haughn A, Matson A L, Dan J P. Land use effects on gross nitrogen mineralization, nitrification, and N_2O emissions in ephemeral wetlands [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2007, 38(12): 3398-3406.
- [22] 罗为检, 王克林, 刘明. 土地利用及其格局变化的生态环境效应研究进展[J]. *中国生态农业学报*, 2003, 11(2): 150-152.
- [23] 张兴昌, 邵明安. 黄土丘陵区小流域土壤氮素流失规律[J]. *地理学报*, 2000, 55(5): 617-626.
- [24] 李新爱, 肖和艾, 吴金水, 等. 喀斯特地区不同土地利用方式对土壤有机碳、全氮以及微生物生物量碳和氮的影响[J]. *应用生态学报*, 2006, 17(10): 1827-1831.
- [25] Mi-Youn A, Andrew R Z, Nick B C, et al. Carbon mineralization and labile organic carbon pools in the sandy soils of a North Florida Watershed [J]. *Ecosystems*, 2009, 12(4): 672-685.
- [26] 姚槐应, 何振立, 陈国潮, 等. 红壤微生物量在土壤—黑麦草系统中的肥力意义[J]. *应用生态学报*, 1999, 10(6): 725-728.
- [27] 刘景双, 杨继松, 于君宝, 等. 三江平原沼泽湿地土壤有机碳的垂直分布特征研究[J]. *水土保持学报*, 2003, 17(3): 5-8.
- [28] 刘万德, 苏建荣, 李帅锋, 等. 云南普洱季风常绿阔叶林演替系列植物和土壤 C、N、P 化学计量特征[J]. *生态学报*, 2010, 30(23): 6581-6590.
- [29] Prescott C E, Chappell H N, Vesterdal L. Nitrogen turnover in forest floors of coastal Douglas-fir at sites differing in soil nitrogen capital [J]. *Ecology*, 2000, 81(7): 1878-1886.
- [30] Parton W J, Stewart J W B, Cole C V. Dynamics of C, N, P and S in grassland soils: A model [J]. *Biogeochemistry*, 1988, 5(1): 109-131.
- [31] 张廷龙, 孙睿, 胡波, 等. 北京西北部典型城市化地区不同土地利用类型土壤碳特征分析[J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2010, 46(1): 97-102.
- [32] 于泉洲, 张祖陆, 吕建树, 等. 1987—2008 年南四湖湿地植被碳储量时空变化特征[J]. *生态环境学报*, 2012, 21(9): 1527-1532.
- [33] Tian H, Chen G, Zhang C, et al. Pattern and variation of C : N : P ratios in China's soils: A synthesis of observational data [J]. *Biogeochemistry*, 2010, 98(1): 139-151.