

植被重建下煤矿排土场土壤熟化过程中碳储量变化

李俊超¹, 党廷辉^{1,2*}, 郭胜利^{1,2}, 薛江¹, 唐骏²

(1. 西北农林科技大学资源环境学院, 杨凌 712100; 2. 中国科学院水利部水土保持研究所, 杨凌 712100)

摘要: 植被重建是治理因露天煤矿的开采而形成的大面积排土场行之有效的措施, 了解植被重建模式对排土场土壤有机碳 (SOC) 储量的影响是筛选植被治理措施的重要因子. 在内蒙古准格尔旗黑岱沟露天煤矿, 选取 15 a 治理排土场中 5 种植被重建模式 (自然恢复地、草地、灌木林、乔灌混交林、乔木林), 16 种植被配置类型, 采集土壤剖面 (0~100 cm) 样品 408 个, 研究不同重建模式下 SOC 储量的变化. 结果表明: ①治理排土场植被重建模式显著影响剖面 SOC 含量与分布 ($P < 0.05$), 表层 0~10 cm SOC 呈草地 > 灌木 > 乔木 > 乔灌混交林 > 自然恢复地; 全氮 (TN) 也呈相似的变化特征. ②植被配置类型中, 苜蓿地 0~10 cm 的 SOC 含量 ($5.71 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 和 TN 含量 ($0.49 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 均最高, 比自然恢复地分别高 166.7% 和 171.3%, 且是沙棘、紫穗槐 + 油松、香花槐的两倍左右. ③植被重建对 SOC 影响深度主要集中在 0~20 cm, 而对 TN 的影响可达 40 cm. ④与新建排土场相比, 植被重建后, 草地、灌木地和乔木地 0~100 cm 碳储量分别增加了 15.47 、 6.93 和 $6.95 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 但仅相当于原地貌水平的 $2/3$ 、 $1/2$ 和 $1/2$. 植被重建表现出碳汇效应和巨大的固碳能力. 从土壤固碳的角度考虑, 建议植被重建模式以草地为主, 植被类型优先考虑苜蓿.

关键词: 排土场; 植被重建模式; 土壤有机碳储量; 固碳能力; 黑岱沟露天煤矿

中图分类号: X144 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2014)10-3842-09 DOI: 10.13227/j.hjcx.2014.10.029

Soil Organic Carbon Storage Changes with Land Reclamation Under Vegetation Reconstruction on Opencast Coal Mine Dump

LI Jun-chao¹, DANG Ting-hui^{1,2}, GUO Sheng-li^{1,2}, XUE Jiang¹, TANG Jun²

(1. College of Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 2. Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling 712100, China)

Abstract: Vegetation reconstruction was an effective solution to reclaim the opencast coal mine dump which was formed in the process of mining. To understand the impact of the vegetation reconstruction patterns' on the mine soil organic carbon (SOC) storage was essential for selecting the methods of vegetation restoration and also important for accurately estimating the potential of the soil carbon sequestration. The study area was on the Heidaigou opencast coal mine, which was 15 years reclaimed coal mine dump in Zhungeer, Inner Mongolia autonomous region, we selected 5 vegetation reconstruction patterns (natural recovery land, grassland, bush land, mixed woodland of arbor and bush, arbor land), and 16 vegetation types, 408 soil samples (0-100 m), to study the effect of the vegetation reconstruction patterns on the SOC storage. The results were showed as follows: ① on the reclaimed coal mine dump, the vegetation reconstruction patterns significantly affected the SOC content and its distribution in the soil profile ($P < 0.05$). The surface 0-10 cm SOC content was grassland > shrub land > arbor forest > mixed forest of arbor and shrub > natural recovery land, in which the grassland, shrub land and arbor forest were about 2.2, 1.3, and 1.3 times of natural recovery land ($2.14 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) respectively. The total nitrogen (TN) showed the similar trends. ② Among the vegetation types, *Medicago sativa* had the highest surface SOC content ($5.71 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) and TN content ($0.49 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), that were 171.3% and 166.7% higher than the natural recovery land, and two times of *Hippophae rhamnoides*, *Amorpha fruticosa* + *Pinus tabulaeformis* and *Robinia pseudoacacia*. ③ The effect of vegetation types on SOC mainly concentrated in the 0-20 cm depth, and the effect on TN accounted for 40 cm. ④ For the SOC storage, the order was original landform area > reclaimed dump > new dump and grassland > woodland (including arbor and shrub land). After 15 years revegetation, the soil carbon storage of the grassland, shrub land and arbor land were increased by $15.47 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, $6.93 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ and $6.95 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ respectively in the 100 cm depth, which were equivalent to $2/3$, $1/2$ and $1/2$ of the original landform levels. The results showed a great ability of carbon sequestration.

Key words: dump; vegetation reconstruction patterns; soil organic carbon storage; carbon sequestration ability; Heidaigou opencast coal mine

露天煤矿开发在带动地方经济高速发展的同时, 也引起了严重环境和生态问题^[1~3], 最直接和最严重表现为煤矿开发过程中形成的排土场^[4]. 排土场是由大量剥离物人工堆垫的特殊巨型地貌, 其土壤为复填土, 结构差、地下水位低、养分贫瘠, 并经

过大型机械的碾压, 致使土壤容重比原状土壤明显

收稿日期: 2014-03-05; 修订日期: 2014-04-17

基金项目: 中国科学院西部行动计划项目 (KZCX2-XB3-13)

作者简介: 李俊超 (1988~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤生态, E-mail: lijunchao1212@126.com

* 通讯联系人, E-mail: dangth@ms.iswc.ac.cn

增大,不仅占用大量土地而且地表径流紊乱,极易形成水土流失。排土场的治理为矿区正常生产及周边居民生活提供重要保障,对于矿区这一生态脆弱区的生物多样性维持、生态环境保护及国家绿色生态屏障构建具有重要意义。

植被重建是排土场治理和生态恢复的主要措施。土壤有机碳(soil organic carbon, SOC)是决定土壤质量好坏的重要指标^[5,6],并在全球碳循环及区域碳平衡起关键作用^[7]。目前自然立地条件下植被恢复与SOC变化关系的大量研究表明,植被恢复后,植被群落发生变化,SOC含量显著增加^[8,9],恢复成草地1~2 a后,表层土壤有机碳密度(soil organic carbon density, SOCD)的增幅达36%~39%^[10];恢复成林地10~15 a后SOCD将增加2.1~3.6倍^[11]。排土场作为重构土体土壤与自然立地条件下土壤存在显著差异,主要表现为土壤层序紊乱、土壤物理性质恶化,容重极大,孔隙度小,养分含量偏低。这些特殊性严重阻碍根系的穿插和生长发育,影响植物的正常生长,进而影响地表凋落物的积累^[12],并影响微生物对凋落物、根系分泌物等碳源的分解和矿化,最终可能会减缓SOC的积累。但是,目前在排土场这种特殊立地条件下,植被重建对SOC变化过程影响的研究还比较匮乏,因而研究排土场SOC积累过程及其影响因素,对于筛选适合排土场生长的植被重建模式和配置类型以及研究区域碳储量和碳平衡具有十分重要的意义。另外,关于矿区排土场植被重建的研究多主要集中在植被配置的技术和理论方法上^[13,14],目前对影响土壤熟化过程中SOC、全氮(total nitrogen, TN)含量以及不同植被重建模式下碳储量的研究较少。

本研究以内蒙古自治区准格尔旗黑岱沟特大型露天煤矿治理排土场为调查对象,分析不同植被重建模式下剖面SOC含量与分布及碳储量变化,并与原地貌类型区和新建排土场土壤进行综合对比研究,评价不同植被重建模式对SOC、TN的贡献,从土壤质量,尤其是营养特性的角度为矿区土壤修复提出几种最优的植被配置类型,以期为区域碳储量和碳平衡提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

黑岱沟露天煤矿(39°43′~39°49′N, 111°13′~111°20′E)位于内蒙古自治区鄂尔多斯市准格尔旗东部,地处黄河西岸鄂尔多斯台地,面积达52.11

km²,属于晋、陕、蒙接壤黄土区一部分。该矿于1990年开工建设,2006年经过扩能改造原煤年产量达2500万t,成为中国第一大露天煤矿。矿区年均气温7.2℃,年均降水量404.1mm,降水多集中在7、8、9月,约占全年降水量的60%~70%,年蒸发量为2082.2mm。海拔在1025~1302m之间,地形呈东北高西南低,多为波状起伏的黄土梁、峁和丘陵,沟壑纵横交错,地形切割剧烈,冲沟溯源侵蚀发育,因受强烈侵蚀的影响,矿区内地带性土壤不明显。

研究试验地选择在黑岱沟露天煤矿区内已治理15a的排土场(1996年建成的东排土场,面积2.75km²)、新建排土场及未开矿的原地貌区(矿区内,离开采作业区6km,为地势平坦的梁峁顶,土壤为黄绵土)。两种排土地貌类型为人为排土填沟形成的平坦地貌,与原地貌区基本类似,土壤亦为黄绵土。以土壤熟化为目的,治理排土场自1997年开始实施大规模的植被重建,至2005年底已重建植被面积达2.36km²。物种、植物群落较多,景观类型较复杂,目前系统正向自然生态系统的演替轨迹发展。新建排土场,建成不足半年,目前并未进行植被重建,地表裸露,且土壤压实较轻,容重较治理排土场小。原地貌区生态系统基本稳定,主要植被有天然生长的赖草(*Leymus secalinus*)、披碱草(*Elymus dahuricus*)、冰草(*Agropyron cristatum*)、白羊草(*Bothriochloa ischcemum*)及本氏针茅类等,生长状况良好;草地周边有人工种植长势较好的柠条(*Caragana korshinskii*)、沙棘(*Hippophae rhamnoides*)及二者的混交林,呈带状分布,面积较大;另外,还有人工种植已经初步成林的新疆杨(*Populus alba* var. *pyramidalis*)和仁用杏(*Kernel-apricot*)等高大乔木。

1.2 试验设计

基于治理排土场的不同的植被重建模式,选取治理年限为15a的自然恢复地、草地、灌木林、乔灌混交林、乔木林共5种植被重建模式,除自然恢复地外,在每一种植被重建模式下分别选取为4种、4种、3种和4种典型的配置类型(表1),比较重建模式间SOC、TN含量及C:N比空间差异。再根据植被长势状况,并结合SOC和TN含量从每种植被重建模式中选出最优的植被配置类型,将其与自然恢复地进行对比评价。在原地貌区选取草地、灌木林和乔木林这3种植被模式,每种植被模式下选取3种典型的植被配置类型。在新建排土场,由于没有人工重建植被,只设1种模式。对治理排土场、原

地貌区和新建排土场的土壤剖面 SOC 密度以及 1 m 土层 SOC 储量进行综合对比研究.

1.2.1 样方的设置及样品采集

土壤样品的采集: 于 2012 年 11 月在治理排土场的 16 种植被配置类型内(详见表 1) 各设置 1 个样方(约 10 m × 10 m) , 每个样方 3 次重复, 共 48 个样方. 在每个样方内采用“S”型路线选择 5 个点, 用内径为 3 cm 的土钻采集 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 40、40 ~ 60、60 ~ 80、80 ~ 100 cm 土层样品, 同层 5 点土样混匀记作 1 个土壤样品, 共采集 288 个土壤样品. 在原地貌区草地、灌木和乔木 3 种植被模式下, 分别选取以赖草为优势种的荒草、沙棘和新疆杨植被配置类型. 采样方法与深度同治理排土场, 每个样方 5 次重复, 共采集 90 个土壤样品. 新建排土场只设置 1 个样方, 重复 5 次, 采样方法同上, 共采集土壤样品 30 个.

土壤容重样品的采集: 考虑野外采样的可操作性, 在治理排土场的土壤样方中, 选取苜蓿地(代表草

地)、沙棘林地(代表灌木林地) 和香花槐林地(代表乔木林地) 样方, 用环刀(容积 100 cm³) 采集 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 40、40 ~ 60、60 ~ 80、80 ~ 100 cm 各土层的原状土, 每一土层设 5 次重复, 共采集 90 个土壤容重样品; 同样的方法在原地貌区的土壤样方中, 选取荒草地、沙棘林地和新疆杨林地样方, 分别代表草地、灌木林地和乔木林地, 共采集 90 个土壤容重样品; 在新建排土场的土壤样方中, 采样方法同上, 选取 1 个样方, 共采集 30 个土壤容重样品.

地表凋落物的采集: 在治理排土场的草地、灌木林地和乔木林地的土壤样方中各选取 4 种植被配置类型, 在每种配置类型内设置样方(草地 1 m × 1 m; 灌木和乔木为 2 m × 2 m) , 每个样方重复 5 次, 用网袋收集地表凋落物, 共采集凋落物样品 60 个, 其中草地、灌木和乔木各为 20 个. 在原地貌区的草地、灌木林地和乔木林地各选取 1 种植被配置类型, 同样的方法采集凋落物, 共采集 15 个凋落物样品, 其中草地、灌木和乔木各为 5 个.

表 1 治理排土场样点信息¹⁾

Table 1 Basic information of the sampling site on the reclaimed coal mine dump

| 植被重建模式 | 植被配置类型 | 植被生长状况描述 |
|--------|----------|--|
| 自然恢复地 | 自然恢复地 | 自然恢复条件, 没有人工配置, 基本无植被覆盖, 只是零星分布着的赖草、白羊草等 |
| 草地 | 苜蓿 | 苜蓿生殖枝高 60 cm, 营养枝 22 cm, 覆盖度高, 可见本氏针茅等植物, 另有零星沙棘分布 |
| 草地 | 赖草 + 荒草 | 草本植物居多, 其中赖草占优势, 并有少量苜蓿和沙打旺, 另有少量新疆油松 |
| 草地 | 甘草 + 荒草 | 甘草正逐步退化, 多见杂草分布, 间或种植油松和新疆杨 |
| 草地 | 沙打旺 + 荒草 | 以沙打旺为主, 长势好, 覆盖度高, 另有苜蓿、铁杆蒿、赖草、白羊草等分布 |
| 灌木林 | 紫穗槐 | 紫穗槐高 1.2 ~ 1.8 m, 株距 1 m, 行距 2 m, 长势较好, 林下针茅类草本较多 |
| 灌木林 | 沙棘 | 沙棘灌丛高 1 ~ 2.5 m, 株距 2 m, 行距不明显, 密度大, 盖度高, 林下草本植物较多 |
| 灌木林 | 紫穗槐 + 柠条 | 紫穗槐约占 70%, 柠条占 30%, 交叉混植, 二者株高 1.5 ~ 1.8 m, 凋落物层较厚 |
| 灌木林 | 沙柳 | 沙柳呈带状或者条状分布, 灌丛下草本植物居多, 个别沙柳枯死 |
| 乔灌混交林 | 新疆杨 + 沙棘 | 新疆杨和沙棘各 50%, 二者成行间植, 新疆杨高 3 ~ 4 m, 沙棘茂密, 郁闭度高, 林下杂草少 |
| 乔灌混交林 | 新疆杨 + 柠条 | 新疆杨和柠条各 50%, 二者成行间植, 新疆杨高 3 ~ 5 m, 灌丛高 1.5 m, 植被稀疏, 杂草少 |
| 乔灌混交林 | 紫穗槐 + 油松 | 紫穗槐和油松各 50%, 二者交叉混植, 油松株高 1.2 ~ 2 m, 紫穗槐株高 1.5 ~ 2 m, 杂草较多 |
| 乔木林 | 香花槐 | 香花槐高 1.5 ~ 2.5 m, 株距 1 m, 行距 1 m, 长势良好, 郁闭度高, 地表凋落物较多 |
| 乔木林 | 油松 | 油松株高 1 ~ 1.8 m, 株距 1 m, 行距 1.5 m, 生长相对缓慢, 林下草本植物较少 |
| 乔木林 | 新疆杨 | 新疆杨株高 4 ~ 7 m, 株距 2 m, 行距 3 m, 冠幅小, 林下草本植物较少 |
| 乔木林 | 女贞 | 女贞株高 1 m 左右, 长势较好, 群落中有苜蓿、赖草等, 密度大, 盖度高 |

1) 表中出现的植物拉丁学名: 赖草(*Leymus secalinus*)、白羊草(*Bothriochloa ischcemum*)、紫花苜蓿(*Medicago sativa*)、本氏针茅(*Stipa bungeana*)、沙棘(*Hippophae rhamnoides*)、沙打旺(*Astragalus adsurgens*)、油松(*Pinus tabulaeformis*)、甘草(*Glycyrrhiza uralensis*)、新疆杨(*Populus alba* var. *pyramidalis*)、铁杆蒿(*Artemisia gmelinii*)、紫穗槐(*Amorpha fruticosa*)、柠条(*Caragana korshinskii*)、沙柳(*Salix psammophylla*)、香花槐(*Robinia pseudoacacia* cv. *idaho*)、女贞(*Ligustrum quihoui*)

1.2.2 样品的分析

土壤样品在室内进行自然风干, 风干的土样混匀后过 0.25 mm 筛, 测定 SOC 和 TN 含量. SOC 用浓 H₂SO₄-K₂Cr₂O₇ 外加热法, TN 用凯氏定氮法(全自动定氮仪 BUCHI322/34, 瑞士) 测定. 将采集的土壤容重样品于 105℃ 鼓风干燥箱中烘干至恒重, 测定土壤含水量, 后由环刀体积计算出土壤容重.

凋落物在 60℃ 烘 24 h, 称量, 以此估算单位面积上凋落物生物量.

1.3 数据的处理及统计分析

利用 Excel 软件进行数据的初处理, 用 SAS 9.2 软件进行数据的统计与方差分析, 当 *F* 检验显著时, 进行均值间 LSD 显著性检验, 方差分析的 $\alpha = 0.05$. 用 Sigma Plot 10.0 作图软件完成凋落物生物

量与碳储量相关分析各参数的计算,并制作不同植被重建模式对 SOC、TN 和碳氮比(C:N)影响的柱形图。

1.4 计算公式

某一土层 i 土壤有机碳或全氮密度的计算公式:

$$D_i = C_i \times \rho_i \times d_i / 100 \quad (1)$$

式中 D_i 为 SOC 或 TN 密度($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$); C_i 为 SOC 或 TN 含量($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$); ρ_i 为土壤容重($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$); d_i 土层深度(cm); 100 为单位转化系数。

如果某一土体的剖面由 j 层组成,那么该剖面碳储量或氮储量的计算公式:

$$S_j = 10 \times \sum_{i=1}^j D_i \quad (2)$$

式中 S_j 表示某土层有机碳或全氮的储量($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$); 10 为单位转化系数。

2 结果与分析

2.1 治理排土场 SOC、TN 和 C:N 比的总体变化特征及影响因素

由表2可知,露天矿治理排土场 0~100 cm SOC、TN 和 C:N 比均近似正态分布, W 值在 0.87~0.99 范围内; 变异系数在 14.95%~38.22%, 属中度变异。其中表层 0~10 cm SOC 含量的变化范围为 1.94~6.45 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 均值为 3.25 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 近似正

态分布($W=0.89$); 表层 0~10 cm TN 含量的变化范围为 0.13~0.58 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 均值为 0.25 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 近似正态分布($W=0.87$); 表层 0~10 cm C:N 比的变化范围为 9.41~18.49, 均值为 13.13, 近似正态分布($W=0.91$)。

由表3可知, 植被类型(P)对 SOC、TN 的空间分布具有极显著影响($P < 0.001$), 但对 C:N 比不显著($P=0.3325$), 而土层深度(D)对 SOC、TN 和 C:N 比的空间分布均具有极显著影响($P < 0.001$)。植被类型(P)和土层深度(D)之间的交互作用对 SOC、TN 具有极显著影响($P < 0.001$), 但对 C:N 比影响不显著($P > 0.05$)。

2.2 治理排土场不同植被重建模式对 SOC、TN 含量和 C:N 比的影响

5种不同的植被重建模式下的 SOC、TN 含量差异显著($P < 0.05$) (图1), 且随着土层深度增加均逐渐减小, 表层 0~10 cm 到亚表层 10~20 cm 递减幅度最大, 20 cm 以下各土层递减幅度较小。表层 0~10 cm SOC 依此表现为草地 > 灌木 > 乔木 > 乔灌混交林 > 自然恢复地, 其中草地、灌木地、乔灌混交林和乔木地 SOC 分别是自然恢复地(2.14 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) 的 2.2、1.3、1.2、1.3 倍; 亚表层分别是 1.7、1.4、1.3、1.4 倍。草地表层和亚表层 SOC 含量显著大于其他重建模式($P < 0.05$), 且草地表层 SOC 较灌木、乔灌混交林和乔木林地分别高

表2 治理排土场(0~100 cm) SOC、TN 和 C:N 比的正态分布检验

Table 2 Normal distribution test of SOC, TN and C:N ratio in the topsoil (0-100 cm) on the reclaimed coal mine dump

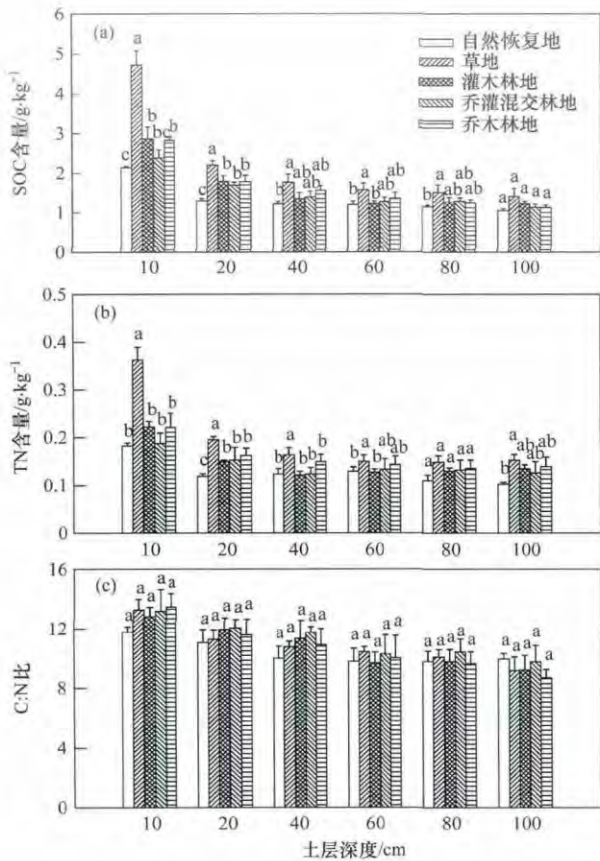
| 项目 | 土层深度/cm | 均值 | 最大值 | 最小值 | 标准差 | 变异系数 | 极差 | W 值 |
|--------------------------------------|---------|-------|-------|------|------|-------|-------|------|
| SOC/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 0~10 | 3.25 | 6.45 | 1.94 | 1.08 | 33.21 | 4.52 | 0.87 |
| | 10~20 | 1.89 | 2.96 | 1.33 | 0.38 | 20.16 | 1.62 | 0.95 |
| | 20~100 | 1.38 | 2.85 | 0.63 | 0.36 | 26.17 | 2.21 | 0.96 |
| TN/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 0~10 | 0.25 | 0.58 | 0.13 | 0.10 | 38.22 | 0.45 | 0.87 |
| | 10~20 | 0.17 | 0.25 | 0.09 | 0.04 | 21.10 | 0.16 | 0.98 |
| | 20~100 | 0.14 | 0.24 | 0.05 | 0.04 | 26.17 | 0.19 | 0.99 |
| C:N 比 | 0~10 | 13.13 | 18.49 | 9.41 | 1.96 | 14.95 | 9.07 | 0.91 |
| | 10~20 | 11.51 | 17.34 | 7.24 | 2.39 | 20.75 | 10.09 | 0.90 |
| | 20~100 | 10.16 | 16.53 | 6.40 | 1.91 | 18.80 | 10.13 | 0.98 |

表3 治理排土场 SOC、TN 及 C:N 比的空间分布影响因子方差分析¹⁾

Table 3 Variance analysis of spatial distribution of SOC, TN and C:N ratio on the reclaimed coal mine dump

| 项目 | 自由度 | SOC/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ | | | | TN/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ | | | | C:N 比 | | | |
|-------|-----|--------------------------------------|-------|--------|----------|-------------------------------------|------|-------|----------|--------|-------|------|---------|
| | | 平方和 | 均方 | F | Pr > F | 平方和 | 均方 | F | Pr > F | 平方和 | 均方 | F | Pr > F |
| P | 4 | 21.40 | 5.35 | 35.94 | <0.000 1 | 0.14 | 0.03 | 19.83 | <0.000 1 | 62.16 | 15.54 | 1.15 | 0.332 5 |
| D | 5 | 80.47 | 16.09 | 108.10 | <0.000 1 | 0.30 | 0.06 | 33.98 | <0.000 1 | 214.75 | 42.95 | 3.18 | 0.008 3 |
| P × D | 20 | 24.56 | 1.23 | 8.25 | <0.000 1 | 0.13 | 0.01 | 3.78 | <0.000 1 | 47.66 | 2.38 | 0.18 | 1.000 0 |

1) P 为植被类型; D 为土层深度



不同小写字母表示同一土层深度数据差异达 5% 的显著水平

图 1 治理排土场不同植被重建模式对 SOC 含量、TN 含量及 C:N 比的影响

Fig. 1 Effects of vegetation reconstruction patterns on SOC, TN and C:N ratio on the reclaimed coal mine dump

表 4 排土场不同植被重建模式下最优植被配置类型的 SOC 含量、TN 含量及 C:N 比的比较¹⁾

Table 4 Comparison of the optimal vegetation types on SOC, TN and C:N ratio under different vegetation reconstruction patterns on the reclaimed coal mine dump

| 项目 | 深度/cm | 自然恢复地 | 苜蓿 | 沙棘 | 紫穗槐 + 油松 | 香花槐 |
|------------------------|--------|----------------|----------------|----------------|-----------------|----------------|
| SOC/g·kg ⁻¹ | 0~10 | 2.14 ± 0.02 b | 5.71 ± 1.10 a | 2.47 ± 0.20 b | 2.69 ± 0.53 b | 2.92 ± 0.07 b |
| | 10~20 | 1.30 ± 0.10 c | 2.04 ± 0.16 a | 1.55 ± 0.05 bc | 1.81 ± 0.08 ab | 1.85 ± 0.37 ab |
| | 20~40 | 1.22 ± 0.12 a | 1.50 ± 0.15 a | 1.17 ± 0.38 a | 1.43 ± 0.22 a | 1.56 ± 0.26 a |
| | 40~60 | 1.19 ± 0.17 b | 1.51 ± 0.05 a | 1.24 ± 0.08 b | 1.49 ± 0.08 a | 1.25 ± 0.09 b |
| | 60~80 | 1.15 ± 0.07 b | 1.42 ± 0.03 a | 1.02 ± 0.02 b | 1.44 ± 0.09 a | 1.48 ± 0.12 a |
| | 80~100 | 1.05 ± 0.08 b | 1.30 ± 0.07 a | 1.10 ± 0.11 b | 1.29 ± 0.04 a | 1.27 ± 0.20 a |
| TN/g·kg ⁻¹ | 0~10 | 0.18 ± 0.01 b | 0.49 ± 0.11 a | 0.21 ± 0.05 b | 0.21 ± 0.01 b | 0.22 ± 0.05 b |
| | 10~20 | 0.12 ± 0.01 c | 0.20 ± 0.02 a | 0.15 ± 0.04 bc | 0.18 ± 0.01 ab | 0.17 ± 0.03 ab |
| | 20~40 | 0.12 ± 0.02 b | 0.15 ± 0.01 ab | 0.14 ± 0.04 ab | 0.15 ± 0.01 ab | 0.17 ± 0.01 a |
| | 40~60 | 0.13 ± 0.02 a | 0.14 ± 0.03 a | 0.15 ± 0.03 a | 0.14 ± 0.01 a | 0.16 ± 0.02 a |
| | 60~80 | 0.11 ± 0.02 b | 0.14 ± 0.01 ab | 0.14 ± 0.02 ab | 0.15 ± 0.02 a | 0.15 ± 0.00 a |
| | 80~100 | 0.10 ± 0.01 b | 0.14 ± 0.23 ab | 0.16 ± 0.02 a | 0.14 ± 0.03 ab | 0.18 ± 0.07 a |
| C:N 比 | 0~10 | 11.78 ± 0.75 a | 11.56 ± 0.56 a | 11.60 ± 1.80 a | 12.97 ± 0.57 a | 13.41 ± 0.65 a |
| | 10~20 | 11.06 ± 1.65 a | 10.22 ± 0.83 a | 10.43 ± 0.24 a | 10.13 ± 0.92 a | 10.78 ± 0.51 a |
| | 20~40 | 10.00 ± 0.58 a | 9.88 ± 0.82 a | 8.33 ± 2.05 a | 9.84 ± 1.59 a | 9.42 ± 1.45 a |
| | 40~60 | 9.80 ± 1.78 ab | 10.81 ± 1.13 a | 8.39 ± 1.80 ab | 10.36 ± 0.38 ab | 7.88 ± 0.91 b |
| | 60~80 | 9.80 ± 1.35 a | 10.20 ± 1.21 a | 7.40 ± 0.49 b | 9.53 ± 1.55 a | 9.92 ± 0.78 a |
| | 80~100 | 9.96 ± 0.40 a | 9.11 ± 1.49 ab | 6.93 ± 0.03 b | 9.41 ± 1.44 ab | 7.06 ± 0.72 ab |

1) 不同小写字母表示同一土层不同植被配置类型间数据差异达 5% 的显著水平

64.8%、98.1%、66.8% ,亚表层提高的幅度小于表层。20 cm 以下各土层 SOC 虽然也表现相似的特征,但差异随土层深度增加越来越不显著,至 80 cm 以下几种重建模式基本没有差异。TN 也呈相似的规律,其中草地表层 TN 相对于自然恢复地提高率达 98.9% ,其他几种重建模式虽然也有提高,但提高率均远小于草地的。5 种植被重建模式下的 C:N 比差异均未达到显著水平 ($P < 0.05$) ,且随土层加深其递减的幅度也减小。

2.3 治理排土场最优植被配置类型的 SOC、TN 含量及 C:N 比的比较

根据植被长势状况、覆盖度、蓬径、冠幅、郁闭度等指标从每个植被重建模式中选出最优的植被配置类型,其中草地模式为苜蓿、灌木为沙棘、乔灌混交林为紫穗槐 + 油松、乔木为香花槐。由表 4 可知,苜蓿地表层 0~10 cm SOC、TN 含量与沙棘、紫穗槐 + 油松、香花槐配置类型差异均达显著水平,但后 3 个最优配置类型间差异均不显著 ($P < 0.05$)。苜蓿地表层 SOC 含量和 TN 含量均最高,分别为 $5.71 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.49 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,是其它最优植被配置类型的两倍左右;且较自然恢复地,苜蓿地 SOC 和 TN 含量显著增加,分别达到 166.7% 和 171.3%。10~20 cm 土层,与自然恢复地相比,除了沙棘之外,其它 3 种植被配置类型均能明显增加 SOC 和 TN 含量 ($P < 0.05$) ,苜蓿、紫穗槐 + 油松、香花槐的 SOC 含量分别较自然恢复地高 56.7%、

38.9%、41.7%; TN 分别高 68.4%、50.7%、44.4%。20 cm 下不同植被配置类型间各土层 SOC 差异不显著,而 TN 的差异未达显著水平表现在 40 cm 以下($P < 0.05$)。可见,对于 SOC 植被配置类型对其影响深度主要表现 0~20 cm,而对 TN 的影响可达 40 cm。每种最优植被配置类型对各层 C:N 比的影响均不显著,且与自然恢复地间的差异也未达到显著水平($P < 0.05$)。

2.4 不同采样区的土壤碳(氮)储量

同一植被模式下 SOC(TN)密度和储量在不同采样区的差异均达到显著水平($P < 0.05$),表现为原地貌区 > 治理排土场 > 新建排土场(表 5)。说明目前排土场植被重建后的土壤状况显著优于新建的排土场,但还未达到原地貌区水平。同一采样区草地和林地(包括乔木和灌木)SOC 密度和储量也存在显著差异,表现为草地 > 林地,如治理排土场草地 0~20 cm 碳密度($1.03 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$)、氮密度($0.08 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$)分别是林地的 1.4 倍、1.3 倍,但乔木林和灌木林间差异不大($P < 0.05$)。TN 密度和储量也表现相似的变化规律。经过 15 a 的植被重建,治理排土场草地、灌木地、乔木地 0~20 cm

土层的 SOC 密度较新建排土场提高了 172.1%、73.5%、69.2%,TN 密度提高了 219.6%、101.1%、104.3%,且氮密度的提高率明显高于碳密度;而与原地貌区相比,治理排土场的 SOC 密度和 TN 密度在草地、灌木地、乔木地上分别有 46.7%、103.7%、100.5% 固碳能力和 57.1%、140.7%、124.6% 的固氮能力,且固氮能力高于固碳能力。

1 m 土层深度的土壤碳(氮)储量亦呈原地貌区最大,治理排土场次之,新建排土场最小。经植被重建后,草地、灌木地、乔木地的 SOC 和 TN 储量分别增加了 15.47、6.93、6.95 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 1.47、0.75、0.85 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$;若要达到原地貌区储量水平,1 hm^2 排土场草地、灌木地、乔木地 1 m 土层深度 SOC 和 TN 储量还分别需要增加 17.49、13.89、17.66 t 和 1.87、1.54、1.54 t。

上述结果表明,目前的排土场植被重建不但能显著提高土壤碳(氮)储量,而且仍具有巨大的固碳(氮)提升空间。不同植被模式对土壤碳(氮)的固定存在显著差异,以草地的固定能力最强,乔木地次之,灌木地最小。

表 5 治理排土场、原地貌区、新建排土场土壤碳(氮)密度及储量的比较¹⁾

Table 5 Comparison of the SOC (TN) density and storage on the reclaimed coal mine dump, original landform area and the new dump

| 项目 | 深度 | 治理排土场 | | | 原地貌区 | | | 新建排土场 |
|---------------------------------------|--------|----------------|-----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | | 草地 | 灌木地 | 乔木地 | 草地 | 灌木地 | 乔木地 | 无植被配置 |
| SOC 密度/ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ | 0~20 | 1.03 ± 0.14 c | 0.66 ± 0.12 d | 0.64 ± 0.07 d | 1.51 ± 0.07 a | 1.33 ± 0.13 b | 1.28 ± 0.09 b | 0.38 ± 0.05 e |
| | 20~40 | 0.60 ± 0.14 d | 0.40 ± 0.09 e | 0.48 ± 0.07 de | 1.14 ± 0.12 a | 0.71 ± 0.17 bc | 0.85 ± 0.07 b | 0.29 ± 0.01 f |
| | 40~60 | 0.51 ± 0.11 c | 0.38 ± 0.05 d | 0.40 ± 0.08 cd | 0.86 ± 0.15 a | 0.51 ± 0.05 c | 0.69 ± 0.02 b | 0.29 ± 0.03 d |
| | 60~80 | 0.48 ± 0.12 cd | 0.39 ± 0.07 de | 0.36 ± 0.04 de | 0.68 ± 0.16 a | 0.52 ± 0.04 bc | 0.61 ± 0.12 ab | 0.28 ± 0.02 e |
| | 80~100 | 0.44 ± 0.13 bc | 0.38 ± 0.05 bcd | 0.32 ± 0.03 cd | 0.61 ± 0.12 a | 0.52 ± 0.12 ab | 0.54 ± 0.15 ab | 0.27 ± 0.01 d |
| 碳储量/ $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ | 0~100 | 30.59 ± 6.36 c | 22.04 ± 3.82 d | 22.06 ± 2.99 d | 48.07 ± 6.21 a | 35.94 ± 5.08 b | 39.72 ± 4.57 b | 15.11 ± 1.13 e |
| | 0~20 | 0.08 ± 0.02 b | 0.05 ± 0.00 c | 0.05 ± 0.01 c | 0.13 ± 0.01 a | 0.13 ± 0.01 a | 0.12 ± 0.02 a | 0.03 ± 0.01 d |
| | 20~40 | 0.06 ± 0.01 c | 0.04 ± 0.01 d | 0.05 ± 0.01 d | 0.10 ± 0.01 a | 0.08 ± 0.01 b | 0.07 ± 0.01 b | 0.03 ± 0.00 e |
| | 40~60 | 0.05 ± 0.01 c | 0.04 ± 0.00 cd | 0.04 ± 0.01 cd | 0.09 ± 0.01 a | 0.05 ± 0.00 bc | 0.06 ± 0.01 b | 0.03 ± 0.00 d |
| | 60~80 | 0.05 ± 0.01 bc | 0.04 ± 0.00 cd | 0.04 ± 0.01 cd | 0.08 ± 0.02 a | 0.05 ± 0.01 bc | 0.06 ± 0.01 b | 0.03 ± 0.00 d |
| 氮储量/ $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ | 0~100 | 2.82 ± 0.50 c | 2.09 ± 0.23 d | 2.20 ± 0.54 d | 4.69 ± 0.72 a | 3.63 ± 0.33 b | 3.74 ± 0.56 b | 1.35 ± 0.20 e |

1) 不同小写字母表示同一土层数据差异达 5% 的显著水平

3 讨论

3.1 植被重建后排土场 SOC 储量变化

露天矿区排土场 SOC 密度及储量随着植被重建迅速增加,经过 15 a 治理,与新建排土场相比,草地、灌木地、乔木林地的 SOC 储量分别增加了 15.47、6.93 和 6.95 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$,但仍未恢复到原地貌水平,显示出巨大的固碳能力(表 5)。这一研究结

果与已有报道基本一致,但不同的区域排土场其植被重建对 SOC 的影响又有一定差异。露天煤矿的开采会导致 SOC 的快速减少,其有机碳库降幅达 70%~81%^[15,16]。杨睿璇等^[17]对排土场植被重建的研究表明,植被重建有助于提高 SOC 含量,且随年限的增加 SOC 含量有所升高;山西平朔安太堡复垦 3 a 后 SOC 较未复垦土壤增加了 0.7~1.7 倍,重建 8 a 后 SOC 增幅达 2.3~3.8 倍,而重建 13 a 的

SOC 较重建 1 a 高 2.5 倍,但还远不能恢复到未扰动的水平^[18];同时,Shrestha 等^[19]在美国俄亥俄州露天矿的研究也有类似结论:复垦 6 a 牧草地的固碳速率达到最大,随后固碳速率下降,但是碳的净积累继续增加,到复垦 25 a 时,牧草地固碳为 21 t·hm⁻²,约是复垦 6 a 的 13 倍.丁青坡等^[20]则认为复垦 5 a 后 SOC 先略微下降,20 a 碳储量最小,后开始升高,至复垦 60 a 达到最大.这些研究表明,矿区开采和植被重建的初期 SOC 会先下降,随着恢复年限的增加逐渐增加,当恢复到一定阶段, SOC 含量又趋于稳定,即达到一个新的碳库平衡状态^[21].然而,复垦后 SOC 净积累持续时间或达到新平衡的时间并不确定, Akala 等^[15]预计复垦 100 ~ 150 a SOC 库将达到平衡状态.本研究针对矿区植被重建 15 a 后的 SOC 进行初步研究,目前碳密度及储量仅恢复到原地貌水平的 1/2 ~ 2/3,至于能否恢复到原地貌水平、何时恢复到原地貌水平以及达到平衡时碳储量水平又是多少等问题有待进一步研究.

3.2 排土场植被重建后 SOC 的变化与自然立地条件下的差异及其影响因素

露天矿区排土场 SOC 密度及碳储量因植被重建模式的不同而存在显著差异,表现为草地的碳储量 (30.59 t·hm⁻²) 是林地(灌木地和乔木地)的 1.4 倍.这一研究结果基本与他在矿区排土场的研究一致,如 Ussiri 等^[21]研究表明矿区恢复成牧场和草原后 SOC 固定速率比森林高,牧场和草原的固碳速率为: 0.3 ~ 1.85 t·(hm²·a)⁻¹,而森林的为 0.2 ~ 1.64 t·(hm²·a)⁻¹.但与自然立地条件下植被恢复 SOC 的研究结果存在一定差异,吴建国等^[22]和 Post 等^[23]认

为林地的 SOC 含量和碳积累大于草地,本课题组在砖窑沟流域^[24]和燕沟流域^[25]的研究也得到类似的结论.矿区不同植被模式固碳速率和自然立地条件差异较大,可能与气候条件(尤其是降水量)、植被地上部凋落物及排土场的特殊性密切相关.

在黑岱沟露天矿区,植被生长所需的土壤水分主要来自自然降水,而矿区 15 a 的年均降水量仅为 229 mm(数据由内蒙古准格尔旗水土保持局提供),严重制约植被生长及其分布^[26],而土壤水分又通过影响植被净初级生产力,进而影响 SOC 的输入^[27-28].该区域每年降水的最大入渗深度为 100 ~ 150 cm,补给土壤水分的土层较浅,而如刺槐、杨树等高大乔木根系分布深度可达 2 m,甚至更深^[29],能吸收和利用较深土层的土壤水分,降雨最大渗深以下的根带土层很可能出现土壤干层^[28],影响植物的生长和发育;草地根系一般分布在 0 ~ 50 cm 深度的土层中^[30],该区域的土壤水分适宜草本植物的生长.因此,草本植物长势远优于乔灌木,相应的草地对 SOC 积累的影响也强于林地.

植被重建不仅显著影响地表凋落物的积累量和性质^[31],而且显著影响 SOC 的积累速率^[32-34].本研究同时进行了地表凋落物的调查与分析,结果表明:1 m 土层土壤碳储量与凋落物干物重呈正相关关系 (R^2 0.57 ~ 0.78) [图 2(a)],即土壤碳储量随着凋落物干物重的增加而成直线增加,这一研究结果与他人研究基本一致, Sauer 等^[35]认为 SOC 随凋落物积累量的增加而增加,郭胜利等^[36]研究得出凋落物积累量与 0 ~ 20 cm 土层 SOC 存在显著线性相关关系 ($R^2 > 0.83$).但是,本研究得出不同植被重

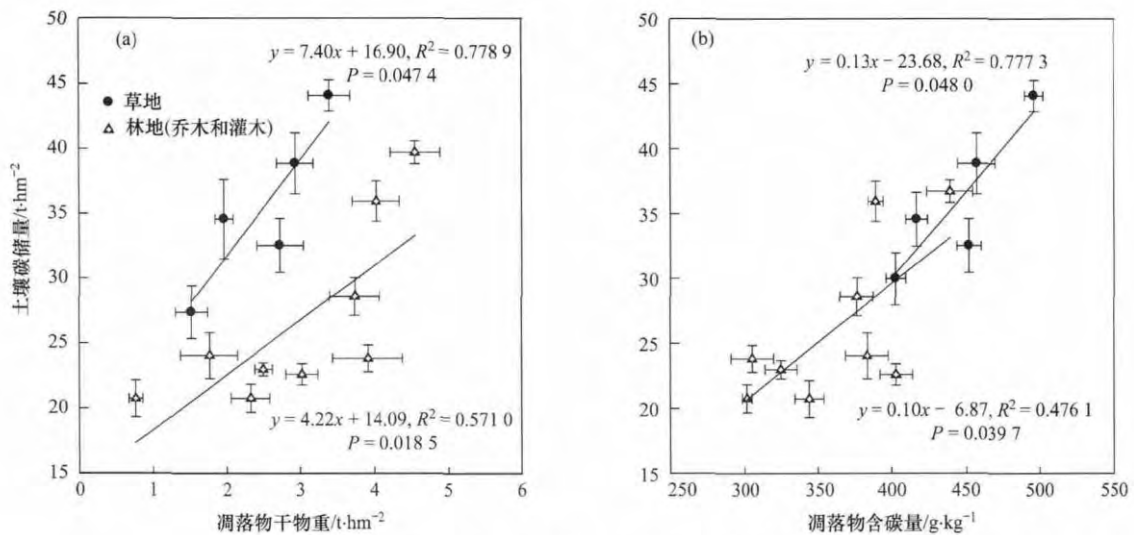


图 2 凋落物干物重及含碳量对土壤碳储量的影响

Fig. 2 Effects of litter biomass and carbon content on the SOC storage in the 0-100 cm soil depth

建模式碳储量增加的速率不一致,草地重建模式较林地的增加速率大,且在相同凋落物干物重条件下,草地重建模式的土壤碳储量明显高于林地。同样,土壤碳储量与凋落物含碳量也呈正相关关系(R^2 0.48~0.78),且草地 SOC 储量随凋落物含碳量增加的速率也较大[图 2(b)]。虽然草地和林地凋落物干物重在相近的范围内,但草地凋落物的含碳量基本都高于林地,可能引起等量干物重归还土壤的碳表现出草地大于林地。因此,相同的干物重情况下,草地的碳储量高于林地。

另外,矿区冬季多大风,而采样时正是枯枝落叶及地表凋落物大量形成期,加之排土场地势较周边高,乔灌木形成的凋落物很容易被吹散在排土场周边低洼区,使得乔灌木林下聚集的很少,而草本植物枯萎后,由于根系作用,不宜被风搬运,在原地堆积、腐解,易于形成 SOC 积累。从而导致矿区排土场草地重建模式的碳积累和储量远大于以乔灌木为主的林地。

综上所述,矿区排土场这一人为重构土体的植被重建对土壤碳固定与自然立地条件下植被恢复差异较大,重建后表现出的巨大碳汇效应,对于矿区的生态恢复及区域碳平衡、碳汇格局具有重要意义,值得人们进一步深入研究。

4 结论

(1) 在治理排土场,植被模式、土层深度及其交互效应对 SOC、TN 的空间分布具有极显著影响($P < 0.001$)。

(2) 植被重建模式显著影响剖面 SOC、TN 含量与分布($P < 0.05$),且对表层和亚表层影响最大。

(3) 最优植被配置类型中,苜蓿地表层 SOC 含量($5.71 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$)和 TN 含量($0.49 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$)均最高,比自然恢复地分别高 166.7%和 171.3%,且是其他 3 种植被配置的两倍左右。

(4) 植被配置类型对 SOC 影响主要表现在 0~20 cm,而对 TN 的影响可达 40 cm。

(5) 经 15 a 植被重建后,矿区土壤表现出碳汇效应,显示出巨大的固碳能力。

(6) 从土壤固碳的角度考虑,建议矿区排土场植被重建模式以草地为主,植被类型优先考虑苜蓿。

致谢:感谢农业部西北植物营养与农业环境重点实验室对本研究的支持。内蒙古准格尔旗水土保持局提供降水数据,杨佳佳、王蕊、郭慧敏等在采样和实验方面提供帮助,在此一并致谢!

参考文献:

- [1] Wong M H. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils[J]. *Chemosphere*, 2003, **50**(6): 775-780.
- [2] Xia H P, Cai X A. Ecological restoration technologies for mined lands: A review[J]. *The Journal of Applied Ecology*, 2002, **13**(11): 1471-1477.
- [3] Li M S. Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: A review of research and practice[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, **357**(1-3): 38-53.
- [4] 孙世国. 露天煤矿开采对生态环境的影响及其亟待解决的问题[J]. *煤矿环境保护*, 2000, **14**(2): 53-54.
- [5] Zhao Z Q, Shahrour I, Bai Z K, et al. Soils development in opencast coal mine spoils reclaimed for 1-13 years in the West-Northern Loess Plateau of China[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2013, **55**: 40-46.
- [6] Shrestha R K, Lal R. Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil[J]. *Environment International*, 2006, **32**(6): 781-796.
- [7] Lal R. Soil erosion and carbon dynamics[J]. *Soil & Tillage Research*, 2005, **81**(2): 137-142.
- [8] Gong J, Chen L, Fu B, et al. Effects of land use and vegetation restoration on soil quality in a small catchment of the Loess Plateau[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, **15**(12): 2292-2296.
- [9] Lugo A E, Sanchez M J, Brown S. Land use and organic carbon content of some subtropical soils[J]. *Plant and Soil*, 1986, **96**(2): 185-196.
- [10] 李裕元, 邵明安, 郑纪勇, 等. 黄土高原北部草地的恢复与重建对土壤有机碳的影响[J]. *生态学报*, 2007, **27**(6): 2279-2287.
- [11] 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.
- [12] Zhang K R, Cheng X L, Dang H S, et al. Linking litter production, quality and decomposition to vegetation succession following agricultural abandonment[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, **57**: 803-813.
- [13] Shu W S, Ye Z H, Zhang Z Q, et al. Natural colonization of plants on five lead/zinc mine tailings in Southern China[J]. *Restoration Ecology*, 2005, **13**(1): 49-60.
- [14] Sheoran V, Sheoran A S, Poonia P. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: A review[J]. *International Journal of Soil, Sediment and Water*, 2010, **3**(2): 1-20.
- [15] Akala V A, Lal R. Soil organic carbon pools and sequestration rates in reclaimed minesoils in Ohio[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2001, **30**: 2098-2104.
- [16] Ghose M. Management of topsoil for geo-environmental reclamation of coal mining areas[J]. *Environmental Geology*, 2001, **40**(11-12): 1405-1410.
- [17] 杨睿璇, 王金满, 白中科. 草原区露天煤矿排土场复垦土壤

- 质量演替规律与模型[J]. 农业工程学报, 2012, 28(14): 229-235.
- [18] 陕永杰, 张美萍, 白中科, 等. 平朔安太堡大型露天矿区土壤质量演变过程分析[J]. 干旱区研究, 2005, 22(4): 565-568.
- [19] Shrestha R K, Lal R. Carbon and nitrogen pools in reclaimed land under forest and pasture ecosystems in Ohio, USA [J]. *Geoderma*, 2010, 157(3-4): 196-205.
- [20] 丁青坡, 王秋兵, 魏忠义, 等. 抚顺矿区不同复垦年限土壤的养分及有机碳特性研究[J]. 土壤通报, 2007, 38(2): 262-267.
- [21] Ussiri D A N, Lal R. Carbon sequestration in reclaimed minesoils [J]. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 2005, 24(3): 151-165.
- [22] 吴建国, 张小全, 徐德应. 土地利用变化对土壤有机碳贮量的影响[J]. 应用生态学报, 2004, 15(4): 593-599.
- [23] 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.
- [24] 张彦军, 郭胜利, 南雅芳, 等. 水土流失治理措施对小流域土壤有机碳和全氮的影响[J]. 生态学报, 2012, 32(18): 5777-5785.
- [25] 孙文义, 郭胜利, 周小刚. 黄土丘陵沟壑区地形和土地利用对深层土壤有机碳的影响[J]. 环境科学, 2010, 31(11): 2740-2747.
- [26] 郭忠升. 水资源紧缺地区土壤水分植被承载力论述[J]. 林业科学, 2011, 47(5): 140-144.
- [27] Jobbágy E G, Jackson R B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation [J]. *Ecological Applications*, 2000, 10(2): 423-436.
- [28] O'Brien S L, Jastrow J D, Grimley D A, et al. Moisture and vegetation controls on decadal-scale accrual of soil organic carbon and total nitrogen in restored grasslands [J]. *Global Change Biology*, 2010, 16(9): 2573-2588.
- [29] 单长卷, 梁宗锁. 黄土高原刺槐人工林根系分布与土壤水分的关系[J]. 中南林学院学报, 2006, 26(1): 19-21, 40.
- [30] 成向荣, 黄明斌, 邵明安, 等. 紫花苜蓿和短花针茅根系分布与土壤水分研究[J]. 草地学报, 2008, 16(2): 170-175.
- [31] 王清奎, 汪思龙, 于小军, 等. 杉木与阔叶树叶凋落物混合分解对土壤活性有机质的影响[J]. 应用生态学报, 2007, 18(6): 1203-1207.
- [32] Abril A, Bucher E H. Overgrazing and soil carbon dynamics in the western Chaco of Argentina [J]. *Applied Soil Ecology*, 2001, 16(3): 243-249.
- [33] Quinkenstein A, Freese D, Böhm C, et al. Agroforestry for mine-land reclamation in Germany: capitalizing on carbon sequestration and bioenergy production [J]. *Agroforestry-The Future of Global Land Use*, 2012, 9: 313-339.
- [34] Evrendilek F, Celik I, Kilic S. Changes in soil organic carbon and other physical soil properties along adjacent Mediterranean forest, grassland, and cropland ecosystems in Turkey [J]. *Journal of Arid Environments*, 2004, 59(4): 743-752.
- [35] Sauer T J, Cambardella C A, Brandle J R. Soil carbon and tree litter dynamics in a red cedar-scotch pine shelterbelt [J]. *Agroforestry Systems*, 2007, 71(3): 163-174.
- [36] 郭胜利, 马玉红, 车升国, 等. 黄土区人工与天然植被对凋落物量和土壤有机碳变化的影响[J]. 林业科学, 2009, 45(10): 14-18.