

人工樟子松林对毛乌素沙地土壤颗粒组成和固碳效果的长期影响

王丽梅¹, 张 谦¹, 白利华¹, 马爱生¹, 张 红¹,
李利敏¹, 张建国^{1,2}, 付广军³, 董 强³

(1. 西北农林科技大学 资源环境学院, 陕西 杨凌 712100; 2. 西北农林科技大学 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 陕西 杨凌 712100; 3. 陕西省治沙研究所, 陕西 榆林 719000)

摘 要: [目的] 探讨人工樟子松林对毛乌素沙地土壤颗粒组成和固碳的长期影响, 为综合评价沙地植被恢复的生态环境效应提供科学依据。[方法] 选择毛乌素沙地东南缘人工栽植 21、36 和 56 a 的樟子松林和流沙地为采样地, 对 0—30 cm 的土壤进行了分层取样分析, 以探讨人工林建设对半干旱荒漠区土壤颗粒组成及不同粒级含碳量的长期影响。[结果] 随着栽植年限的增加, 土壤颗粒呈逐渐细化的趋势, 且表层(0—5 cm)细颗粒含量均高于下层(5—30 cm)。造林后土壤有机碳(SOC)和无机碳(SIC)含量均显著增加, 最高值分别是流沙地的 4.90 倍和 4.32 倍; 栽植年限对 SOC 含量和土壤有机碳密度(SOCD)的影响大于 SIC 含量和土壤无机碳密度(SICD)。相对于流沙地, 各粒级 SOC、SIC 含量均在栽植 56 a 样地增幅最大, 且均在细砂粒组分中增幅最大。团聚体和粉黏粒有机碳含量与土壤总有机碳含量之间存在显著的线性相关关系($p < 0.01$), 粗砂粒和粉黏粒有机碳对总有机碳的贡献率和粉黏粒无机碳对总无机碳的贡献率较为显著($p < 0.05$)。[结论] 随着樟子松栽植年限的增加, 土壤团聚体、粉黏粒含量和土壤固碳能力均显著提高。

关键词: 土壤颗粒组成; 土壤有机碳; 土壤无机碳; 樟子松; 毛乌素沙地

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2019)04-0089-08

中图分类号: S151+.3, S728.4

文献参数: 王丽梅, 张谦, 白利华, 等. 人工樟子松林对毛乌素沙地土壤颗粒组成和固碳效果的长期影响[J]. 水土保持通报, 2019, 39(4): 89-96. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2019.04.014; Wang Limei, Zhang Qian, Bai Lihua, et al. Long-term effects of *Pinus sylvestris* afforestation on soil particle composition and carbon sequestration in Mu Us sandy land[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2019, 39(4): 89-96.

Long-term Effects of *Pinus Sylvestris* Afforestation on Soil Particle Composition and Carbon Sequestration in Mu Us Sandy Land

Wang Limei¹, Zhang Qian¹, Bai Lihua¹, Ma Aisheng¹,

Zhang Hong¹, Li Limin¹, Zhang Jianguo^{1,2}, Fu Guangjun³, Dong Qiang³

(1. College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100,

China; 2. State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 3. Desert Control Research Institute of Shaanxi Province, Yulin, Shaanxi 719000, China)

Abstract: [Objective] The long-term effects of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* afforestation on soil particle composition and carbon sequestration in Mu Us Sandy Land were studied in order to provide a scientific basis for comprehensive evaluation of ecological environment effects of vegetation restoration. [Methods] Artificial *Pinus sylvestris* with different shelterbelt planted years(21 years, 36 years, 56 years) and shifting sandy land were selected as sampling sites on the southeastern margin of the Mu Us sandy land, and 0—30 cm soils were collected and analyzed layer by layer to explore the long-term effects of plantation construction on soil particle composition and carbon conteunder different particles grades in semi-arid desert areas. [Results] With the

收稿日期: 2019-02-28

修回日期: 2019-03-20

资助项目: 国家自然科学基金项目“塔克拉玛干沙漠咸水滴灌林地土壤碳时空分布与淋溶过程研究”(41877541), “塔里木沙漠公路防护林土壤盐结皮的生态环境效应与作用机制”(41471222); 中科院水土保持研究所青年人才专项

第一作者: 王丽梅(1992—), 女(汉族), 山东省潍坊市人, 硕士研究生, 主要研究方向为荒漠土壤环境。E-mail: wanglimei@nwafu.edu.cn.

通讯作者: 张建国(1981—), 男(汉族), 山东省菏泽市人, 博士, 副教授, 博士生导师, 主要从事荒漠化防治方面的研究。E-mail: zhangjianguo21@nwafu.edu.cn.

increase of planting years, the soil particles became finer gradually, and content of fine particles in the surface layer(0—5 cm) were higher than beneath layers(5—30 cm). The contents of soil organic carbon (SOC) and inorganic carbon(SIC) increased significantly after shelterbelt construction, and the highest values were 4.90 times and 4.32 times of the shifting sandy land, respectively. The effect of shelterbelt age on SOC content and SOC density(SOCD) was more significant than SIC content and SIC density(SICD). Compared with the shifting sandy land, SOC and SIC contents of each particle size increased most obvious in the shelterbelt planted for 56 years, and the increase of amplitude was largest in fine sand. There were significant linear correlations between organic carbon content of aggregate and silt-clay and total soil organic carbon content, respectively($p < 0.01$). The contribution rates of organic carbon in coarse sand and silt-clay to total organic carbon, inorganic carbon in silt-clay to total inorganic carbon were significant, respectively($p < 0.05$). [Conclusion] The contents of soil aggregates and silt-clay particles and soil carbon sequestration capacity were significantly improved with the increase of *Pinus sylvestris* shelterbelt age.

Keywords: soil particle composition; soil organic carbon; soil inorganic carbon; *Pinus sylvestris*; Mu Us sandy land

我国是世界上沙漠化危害最为严重的国家之一, 北方干旱半干旱区的土地沙漠化问题一直备受关注。沙漠化会导致土壤结构破坏、土壤生物多样性降低、土壤质地粗化等一系列生态环境问题^[1]。人工植被建设是沙漠化防治的重要措施之一, 有利于加快退化土壤的碳固定过程和减缓大气 CO₂ 浓度增加的速度^[2]。“七五”以来围绕生态环境建设, 国家启动了旨在防风治沙的“三北防护林”及大规模的山川秀美工程, 取得了突出的成就。沙地人工林不仅可以作为三北防护林的一部分, 在防风固沙过程中扮演重要角色, 如果经过科学经营和有效管理, 在未来增加我国森林生态系统碳汇过程中也将起到重要的作用^[3]。早期对于土壤碳的研究多集中于天然林或者未明确区分天然林与人工林, 关于退耕还林的固碳效应也多关注于土壤有机碳(SOC)累积^[4-7], 而对于人工林土壤碳和土壤无机碳(SIC)累积的研究相对较少^[8]。事实上, SIC 在干旱半干旱地区的储量远高于 SOC^[9], 且更新时间更长, 对减少大气 CO₂ 浓度具有不可忽视的长期效应。此外, 学者们^[10-11]对土壤颗粒组成中各粒级结合碳的研究亦逐渐重视起来。已有研究表明, 砂粒(53~2 000 μm)中的有机碳属于活性有机碳^[12], 两者结合并不紧密; 粉黏粒(<53 μm)中的有机碳属于惰性矿物结合有机碳, 不易被微生物分解和矿化^[13], 是土壤固持有机碳的重要碳组分库。但目前有关退化沙地土壤碳库变化的研究极少。本研究选取毛乌素沙地不同栽植年限的樟子松林为研究样地, 采用空间代替时间序列法, 对 0—30 cm 土层颗粒组成、SOC 和 SIC 的含量进行系统分析, 旨在探讨沙地植被恢复年限对土壤颗粒组成的影响及不同颗粒碳含量的变化过程, 以期对综合评价沙地植被恢复的生态环境效应提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于毛乌素沙地东南缘的陕西省榆林市红石峡人工植被林区(38°19′—22′N, 109°37′—49′E), 海拔 1 098~1 158 m。该区属于温带半干旱大陆性季风气候, 年均降雨量 250~400 mm, 且主要集中在 7—9 月份, 年均气温 6~8.5 °C。地表景观以固定、半固定沙地为主, 植被覆盖率达到 33%。土壤类型以成土作用极为微弱的风沙土为主, 呈弱碱性^[14]。人工植被主要包括樟子松(*Pinus sylvestris*)、柠条锦鸡儿(*Caragana korshinskii*)和野艾蒿(*Artemisia lavandulaefolia*)等。

1.2 样品采集及测定

于研究区内选取地形、地势基本一致的不同栽植年限(56 a, 36 a, 21 a)的樟子松林作为研究样地, 流沙地为对照。为减小采样点之间的气候条件和土壤基本性质的差异, 所有采样点均位于红石峡沙漠植物园或附近。土壤样品采集分别于 2016 年 9 月上旬、2017 年 4 月下旬和 2017 年 9 月上旬进行。每次均选择具有代表性的样点(随机选取 4 株植物的对角线交叉点)进行取样, 数据分析取 3 次的平均值。在所选样地内用直径 6 cm 的土钻分 4 个土层(0—5 cm, 5—10 cm, 10—20 cm, 20—30 cm)进行土壤样品的采集。

样品带回室内后, 先过 2 mm 筛后风干。各粒级和总 SOC 含量采用重铬酸钾—外加热法测定, 各粒级和总 SIC 含量采用气量法测定^[15], 用电极法测定土壤 pH 值(水土比为 2.5 : 1), 用电导率仪测定电导率(水土比为 5 : 1)。按照中国土粒分级标准将土壤颗粒组成分为团聚体、粗砂粒(>0.25 mm)、细砂粒(0.05~0.25 mm)和粉黏粒(<0.05 mm), 各粒级

土壤颗粒含量用干筛法测定。其中团聚体的筛分方法为:将初次筛分出来的 >0.25 mm 的大颗粒组分(包括团聚体和 >0.25 mm 单粒)于研钵轻轻磨碎后再次过 0.25 mm 筛,被筛下的组分即为团聚体,未通过筛孔的即为 >0.25 mm 粗砂粒。由于沙地土壤黏粒含量极低,故将粉粒和黏粒合为一组。将环刀取回的土样于实验室内 105 °C 下烘干 24 h,计算土壤容重。

SOCD 和 SICD 计算公式为^[16]:

$$SOCD_i(SICD_i) = \frac{(1-\delta\%) \times C_i \cdot h \cdot \gamma_i}{100} \quad (1)$$

式中:SOCD_i——第 *i* 层土壤有机碳密度(kg/m²); SICD_i——第 *i* 层土壤无机碳密度(kg/m²); δ——砾石的含量(%)(各样地砾石含量为 0); C_i——第 *i* 层 SOC 或 SIC 含量(g/kg); *h*——土层厚度(cm); γ_i——第 *i* 层土壤容重(g/cm³); 100——转换系数。

某粒级有机/无机碳对土壤总有机/无机碳含量的贡献率为^[6]:

$$R_{SOC/SIC_i} = \frac{C_{SOC/SIC_i} \cdot A_i}{C_{TSOC/SIC}} \times 100\% \quad (2)$$

式中:R_{SOC/SIC_i}——*i* 粒级有机/无机碳贡献率(%);

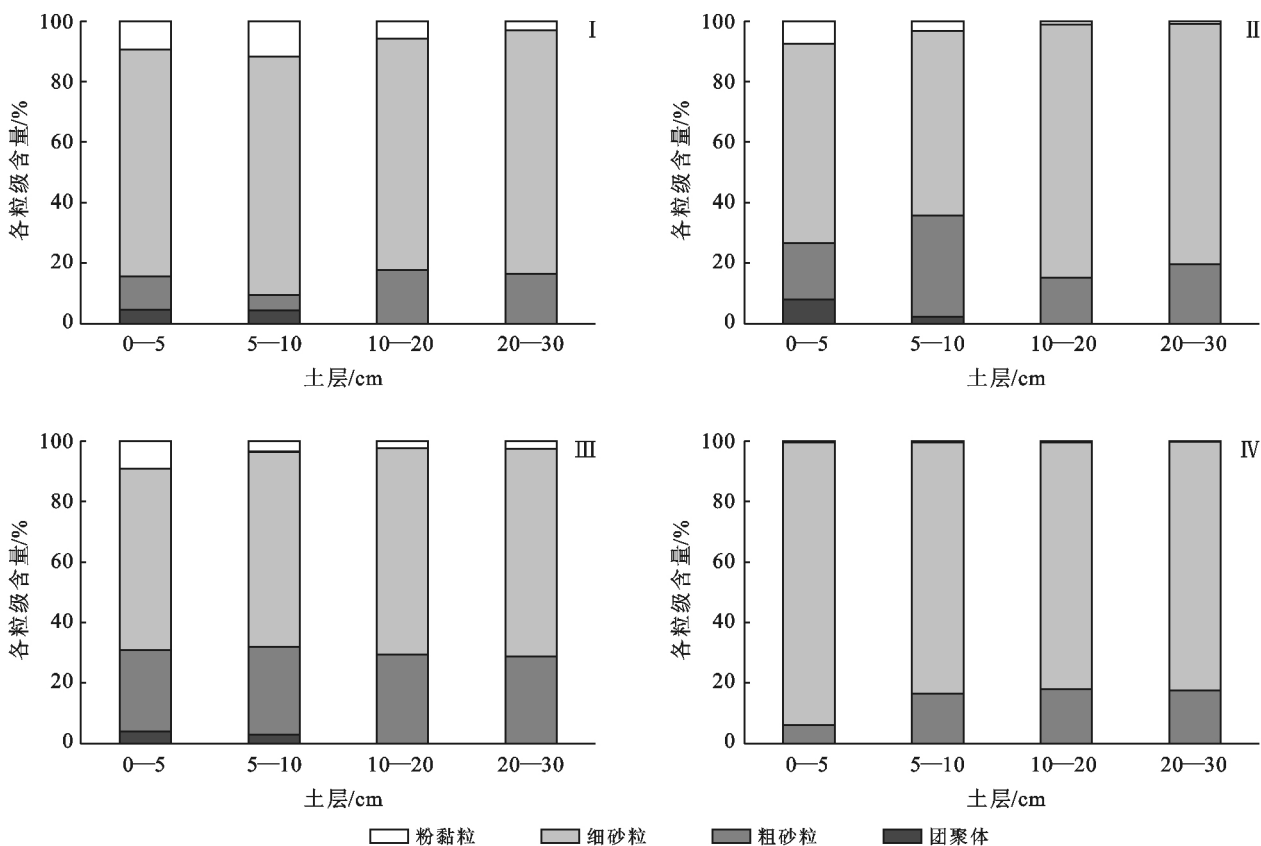
C_{SOC/SIC_i}——*i* 粒级有机/无机碳含量(g/kg); A_i——*i* 粒级所占比例(%); C_{TSOC/SIC}——土壤总有机碳/总无机碳含量(g/kg)。

运用 Excel 和 SPSS 19.0 软件进行统计分析。用 Pearson 法对 SOC 含量、SIC 含量、pH 值和电导率进行相关分析。用 Origin Pro2016 软件作图。

2 结果与分析

2.1 栽植年限对土壤颗粒组成的影响

由图 1 不同栽植年限樟子松样地 0—30 cm 各土层颗粒组成可知,栽植年限对土壤颗粒组成具有较大影响。林地 0—5 cm 和 5—10 cm 土层含有团聚体,而 10 cm 以下土层和流沙地无团聚体形成。随着栽植年限的增加,团聚体和粉黏粒含量均呈增加的趋势,增幅分别为 1.75%~2.61%和 2.82%~7.09%,其中粉黏粒增幅最为明显;细砂粒的含量则均低于流沙地,降幅为 7.38%~19.67%。粗砂粒组分除栽植 56 a 样地稍有减少以外,在栽植 36 和 21 a 样地均略有增加。总体来看,不同栽植年限样地土壤团聚体、粉黏粒含量均有所增加,细砂粒含量均有所减少,粗砂粒组分变化最小。



注: I 为栽植 56 a 样地; II 为栽植 36 a 样地; III 为栽植 21 a 样地; IV 为流沙地。下同。

图 1 樟子松不同栽植年限各土层各粒级含量

2.2 栽植年限对土壤有机与无机碳含量的影响

与流沙地相比,各样地 0—30 cm 不同土层 SOC 含量均随着栽植年限的增加而明显增加,此外,在各样地的 4 个土层中,SOC 含量由表层到下层均呈递减的趋势(图 2)。各样地平均 SOC 含量大小表现为:56 a 样地(4.71 g/kg) > 36 a 样地(3.51 g/kg) > 21 a

样地(3.22 g/kg) > 流沙地(0.96 g/kg)。分别是流沙地的 4.90, 3.64 和 3.35 倍。SIC 含量仅在 56 a 样地增幅较为明显,是流沙地的 4.32 倍。而栽植 36 和 21 a 样地 SIC 含量与流沙地相比几乎没有变化。56 a 样地 5—10 cm 土层 SIC 含量较高,其他林龄样地各土层之间的 SIC 含量差异不明显(图 2)。

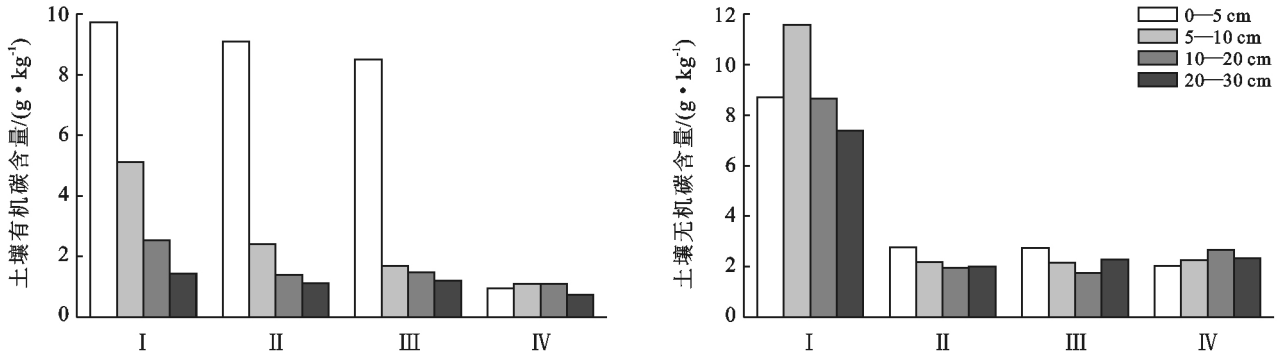


图 2 不同栽植年限样地各土层土壤有机碳含量

2.3 栽植年限对土壤有机碳密度和土壤无机碳密度的影响

各样地 0—30 cm SOCD 与 SICD 存在一定差异(图 3)。其中,SOCD 大小依次为:56 a 样地(1.60 kg/m²) > 36 a 样地(1.22 kg/m²) > 21 a 样地(1.13 kg/m²) > 流沙地(0.45 kg/m²)。各样地 SICD 大小依次为:56 a 样地(4.18 kg/m²) > 流沙地(1.14 kg/m²) > 36 a 样地(0.94 kg/m²) > 21 a 样地(0.94 kg/m²)。SOCD 和 SICD 最大值均出现在 56 a 样地。土壤总碳密度随栽植年限的增加而增大。56 a 样地 SICD 是 SOCD 的 2.61 倍。而 36 和 21 a 样地两者之间差异不大。各样地 SOCD 均高于流沙地,而 SICD 除 56 a 样地明显高于流沙地以外,其他样地与流沙地相比均无明显变化。

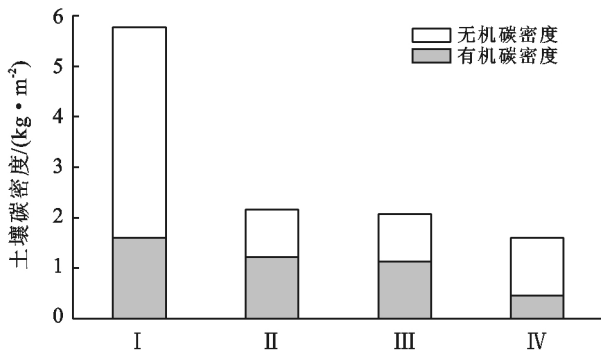


图 3 不同栽植年限各样地土壤碳密度

2.4 栽植年限对土壤各粒级有机碳与无机碳含量的影响

2.4.1 土壤有机碳 各样地表层(0—5 cm)团聚体 SOC 含量均高于 5—10 cm 土层(图 4)。其中,56 a 样

地 0—10 cm 团聚体平均 SOC 含量最高(39.17 g/kg),其次是 21 a 样地(20.89 g/kg)和 36 a 样地(10.28 g/kg)。对粗砂粒而言,各样地 0—30 cm 土层平均 SOC 含量表现为:56 a 样地(4.78 g/kg) > 21 a 样地(1.52 g/kg) > 36 a 样地(1.44 g/kg) > 流沙地(0.57 g/kg),分别是流沙地的 8.32, 2.64 和 2.51 倍。对细砂粒而言,各样地平均 SOC 含量大小依次为:56 a 样地(2.83 g/kg) > 21 a 样地(2.10 g/kg) > 36 a 样地(1.79 g/kg) > 流沙地(0.42 g/kg),分别是流沙地的 6.78, 5.03 和 4.29 倍。各样地粉黏粒平均 SOC 含量均低于流沙地,且随着栽植年限的增加呈递减的趋势,表现为:流沙地(11.60 g/kg) > 21 a 样地(9.37 g/kg) > 36 a 样地(8.22 g/kg) > 56 a 样地(7.96 g/kg)。

2.4.2 土壤无机碳 由图 5 可知,在土壤团聚体中,56 a 样地平均 SIC 含量最高(30.98 g/kg),其次是 21 a 样地(1.52 g/kg)和 36 a 样地(1.47 g/kg)。粗砂粒平均无机碳含量大小为:56 a 样地(6.11 g/kg) > 21 a 样地(3.37 g/kg) > 流沙地(1.64 g/kg) > 36 a 样地(1.02 g/kg)。其中 56 a 样地和 21 a 样地 SIC 含量分别是流沙地的 3.72 倍和 1.54 倍。随着栽植年限的增加,0—30 cm 土层细砂粒平均 SIC 含量呈逐渐递增的趋势。具体表现为:56 a 样地(4.84 g/kg) > 36 a 样地(1.58 g/kg) > 21 a 样地(1.00 g/kg) > 流沙地(0.70 g/kg),分别是流沙地的 6.91, 2.26 和 1.42 倍。56 a 样地 0—30 cm 土层粉黏粒平均 SIC 含量最高(33.77 g/kg),其次是 21 a 样地(6.73 g/kg)和 36 a 样地(6.27 g/kg)。其中 56 a 样地 SIC 含量是流沙地的 4.66 倍,其他两个样地均低于流沙地。

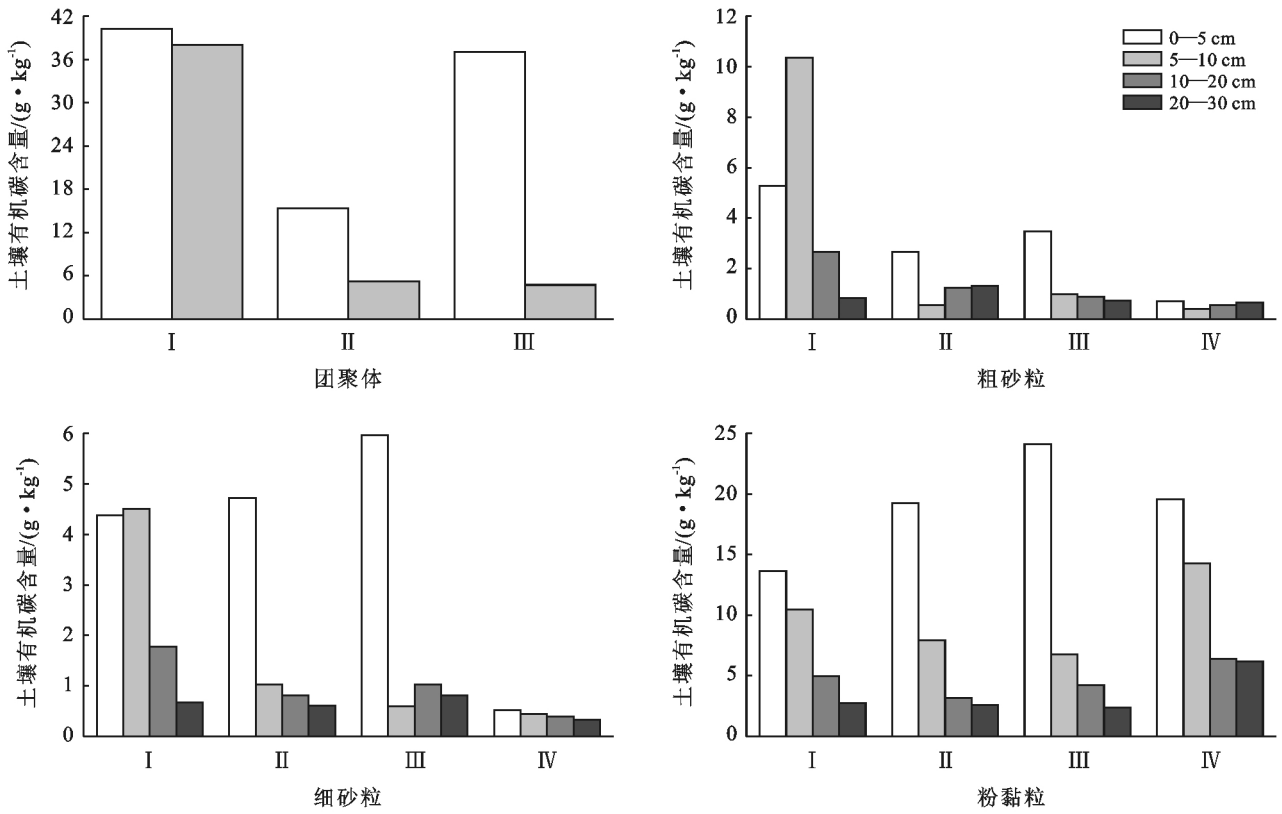


图 4 不同栽植年限各粒级土壤有机碳含量

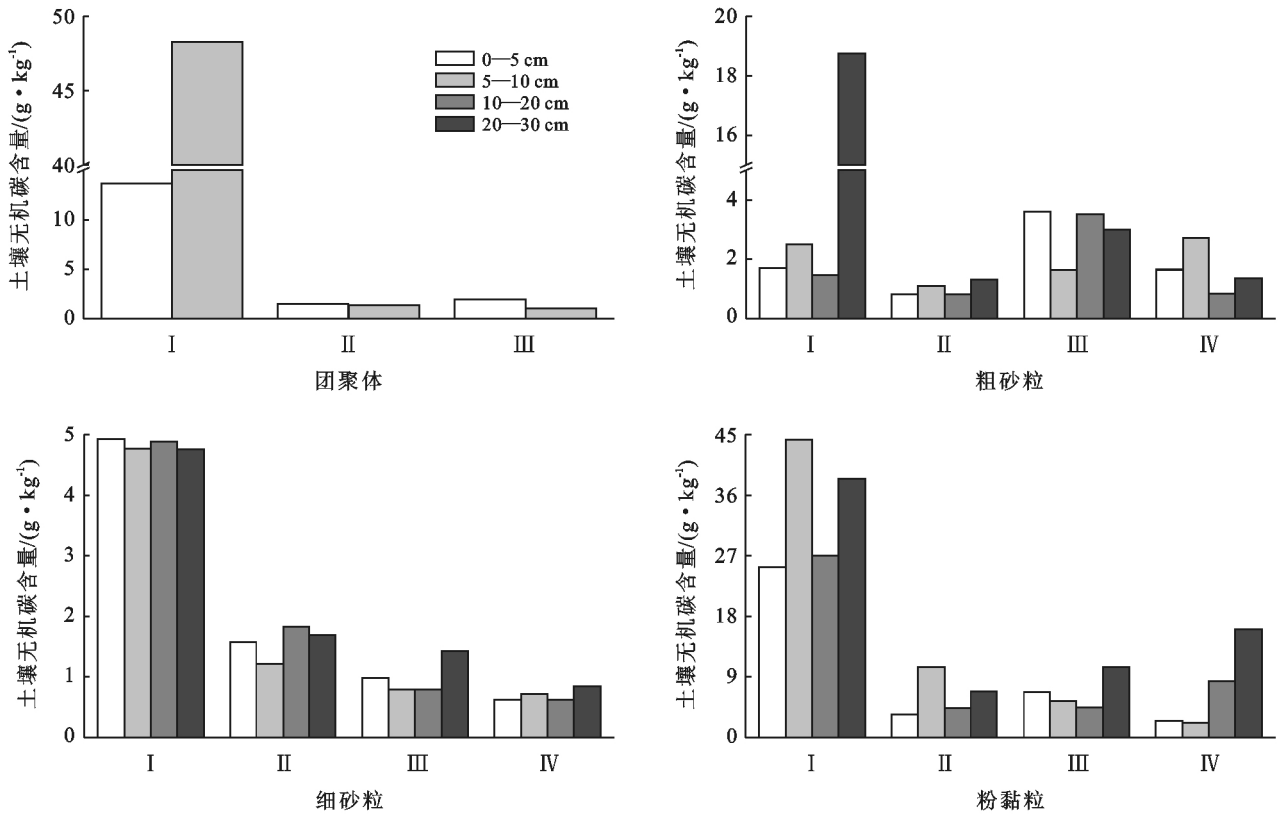


图 5 不同栽植年限各粒级土壤无机碳含量

3 讨论

3.1 土壤理化性质与土壤颗粒组成的相关关系

团聚体含量与有机碳含量密切相关(表 1)。不同栽植年限樟子松林对土壤团聚体的形成和有机碳含量的影响具有一定的差异^[17]。各样地土壤团聚体含量与有机碳含量之间的相关关系说明有机碳含量与团聚体含量互相影响^[18],因为有机碳的增加能够促进团聚体结构的形成,稳定的团聚体反过来又会对有机碳产生物理保护减缓其分解。21 a 样地和 36 a 样地中,粉黏粒含量与有机碳含量之间呈显著正相关关系,这与张铜会等^[19]的研究“细颗粒含量与有机碳含量存在显著的相关性”结果一致。粉黏粒通过吸附有机碳从而形成稳定的有机-无机复合体,能够抵抗微生物的分解并减小矿化风险,具有较强的固碳能力。因此,粉黏粒含量被认为是影响有机碳含量的关键因素^[20],这也是粉黏粒组分在土壤中含量较少但是含碳量却较高的原因。各样地中,细砂粒含量与土壤有机碳含量均无显著相关关系,这与 Harry 等^[21]的研究结果一致。

表 1 土壤各粒级含量与 SOC, SIC 及 pH 值和 EC 的相关性分析

样地	粒级	SOC	SIC	pH 值	EC
I	团聚体	1**	0.767	-0.156	0.629
	粗砂粒	-0.956*	0.401	-0.197	-0.237
	细砂粒	-0.514	-0.962*	0.968*	-0.931
	粉黏粒	0.859	0.186	-0.205	0.511
II	团聚体	0.999**	0.827	-0.887	0.999**
	粗砂粒	-0.598	0.377	-0.007	-0.009
	细砂粒	-0.469	0.910	0.572	-0.627
	粉黏粒	0.999*	-0.310	-0.897	0.996**
III	团聚体	-0.580	-0.128	0.820	-0.591
	粗砂粒	0.838	-0.468	-0.809	0.606
	细砂粒	0.886	-0.989*	-0.966*	-0.206
	粉黏粒	0.998**	0.568	-0.430	0.884
IV	粗砂粒	-0.195	0.254	0.793	-0.855
	细砂粒	-0.822	0.638	0.287	-0.740
	粉黏粒	0.960*	-0.254	-0.514	0.897

注: * 表示在 $p < 0.05$ 水平上显著相关; ** 表示在 $p < 0.01$ 水平上显著相关。下同。

除 21 a 样地外,其他样地中粗砂粒含量与有机碳含量的负相关关系表明粒径大的土壤颗粒不利于有机碳的累积。与流沙地相比,各粒级无机碳含量也表现出相应的差异。各粒级无机碳含量均在 56 a 样

地最高,可能与栽植年限和有机碳含量有关^[22]。因为 56 a 样地有机碳含量相对较高,栽植时间最长,而无机碳的成因之一就是有机碳的分解^[23]。所以,有机碳含量越高、栽植时间越长,无机碳的累积量就越大。各样地各粒级含量与无机碳含量的相关关系说明樟子松林建设过程中,细砂粒不利于无机碳的累积;相对于有机碳,无机碳含量对各粒级含量的影响较小。此外,除 56 和 21 a 样地细砂粒以外,各粒级组分含量与 pH 值之间相关性均不显著。除 36 a 样地的团聚体、粉黏粒组分以外,其他样地各组分与电导率之间相关性均不显著。即 pH 值和电导率均不是影响各粒级组分含量的主要因素。

3.2 栽植年限对土壤固碳的影响

人工植被能有效的增加地面粗糙度,降低风蚀作用的同时更有利于截留大气降尘^[24]。植被恢复后枯落物不断累积,由于植物根系穿插作用和分泌物的增加,土壤微生物活动逐渐活跃,有机物积累和矿化分解过程加快,土壤性质发生改变,从而导致土壤各粒级的含量也有所改变^[25]。各样地粉黏粒含量相对于流沙地均有所增加,砂粒含量减少,即土壤质地随着植被恢复呈逐渐细化的趋势,且在垂直方向上,表层土壤质地更细,这与贾晓红等^[26]、夏江宝等^[25]的研究结果一致。随着栽植年限的增加,0—30 cm 土层表现出明显的碳截存效应,这与已有研究结果一致^[5,27-29]。随着植被的恢复,土壤受到的自然和人为扰动减少,有机物质(凋落物、分泌物、动植物残体)不断输入到土壤中,导致 SOC 的不断累积并具有较强的表聚效应^[30-31]。各样地粗砂粒和细砂粒有机碳含量均显著提高,因为随着栽植年限的增加,植被枯落物和根系分泌物大量累积,且逐渐被分解和矿化,而砂粒碳主要来自于这些动植物有机残体和半分解有机质^[30]。粉黏粒组分虽然有机碳含量较高,但与流沙地相比变化不明显。因为大多数有机质在植被恢复初期主要固持在粗砂粒组分中,随着时间的推移,通过微生物的降解和矿化作用慢慢向细砂粒和粉黏粒中迁移,最终在粉黏粒中积累^[31]。所以,可以认为各样地的有机碳迁移积累目前正处于中前期。SIC 含量仅在 56 a 样地增幅明显,可能与栽植年限有关,在干旱半干旱地区,无机碳累积速率较为缓慢^[32],所以植被恢复时间越长,无机碳累积量越大。SOC 较 SIC 更易受到栽植年限的影响,这与 Li 等^[32]的研究结果一致。SOC 和 SIC 含量的一致变化趋势说明两者的累积速率和相互转化关系较为密切^[20]。以往研究中,干旱半干旱地区 SICD 远大于 SOCD^[34],但我们发现除 56 a 样地外, SICD 均小于 SOCD。这主要

与恢复时间有关,土壤碳酸盐的转化周期较长,累积过程较为缓慢从而导致 SICD 低于 SOCD^[16]。

3.3 各粒级土壤有机碳与无机碳对总碳的贡献率

团聚体和粉黏粒有机碳含量与总有机碳含量之间呈极显著正相关关系(表2),粗砂粒和粉黏粒有机碳对总有机碳的贡献率更为显著(表3)。说明 SOC 含量主要受到团聚体、粗砂粒和粉黏粒组分的影响,

因为团聚体的复杂结构能够有效保护有机碳不被分解和矿化;各样地有机碳的迁移累积处于中前期,主要固持在粗砂粒组分中;粉黏粒能够通过配位体交换、氢键及疏水键等作用吸附有机碳^[35]。各粒级无机碳含量对总无机碳含量的影响均不明显。粉黏粒无机碳对总无机碳的贡献率较为显著(表3)。说明土壤无机碳含量与土壤细颗粒含量密切相关^[32]。

表2 土壤各粒级有机、无机碳含量与总有机、总无机碳含量的线性回归关系

线性相关关系	总有机碳含量/(g·kg ⁻¹)	总无机碳含量/(g·kg ⁻¹)
团聚体有机碳(y)、无机碳(Y)含量/(g·kg ⁻¹)	$y=0.64x-5.11, R^2=0.943^{**}$	$Y=0.51x-4.78, R^2=0.979$
粗砂粒有机碳(y)、无机碳(Y)含量/(g·kg ⁻¹)	$y=0.84x+0.21, R^2=0.610$	$Y=0.07x+1.35, R^2=0.177$
细砂粒有机碳(y)、无机碳(Y)含量/(g·kg ⁻¹)	$y=0.08x+0.13, R^2=0.877$	$Y=0.05x+0.79, R^2=0.690$
粉黏粒有机碳(y)、无机碳(Y)含量/(g·kg ⁻¹)	$y=0.22x+4.56, R^2=0.549^{**}$	$Y=0.49x+2.46, R^2=0.920$

表3 各粒级有机、无机碳贡献率与总有机、无机碳含量的线性回归关系

线性相关关系	有机碳含量/(g·kg ⁻¹)	无机碳含量/(g·kg ⁻¹)
团聚体有机碳(y)、无机碳(Y)贡献率/%	$y=0.03x+0.79, R^2=0.632$	$Y=0.02x+0.58, R^2=0.527$
粗砂粒有机碳(y)、无机碳(Y)贡献率/%	$y=0.04x+3.38, R^2=0.325^*$	$Y=0.04x+4.68, R^2=0.123$
细砂粒有机碳(y)、无机(Y)碳贡献率/%	$y=10.15x+9.15, R^2=0.155$	$Y=0.07x+10.22, R^2=0.126$
粉黏粒有机碳(y)、无机碳(Y)贡献率/%	$y=0.03x+1.06, R^2=0.331^*$	$Y=0.02x+0.58, R^2=0.527^*$

4 结论

毛乌素沙地植被防护林建设过程中,随着樟子松林龄的增加,粗砂粒组分含量变化不明显,细砂粒组分呈减少的趋势,团聚体和粉黏粒组分明显增加。即土壤质地呈逐渐细化的趋势,且表层(0—5 cm)细颗粒含量高于下层(5—30 cm)。栽植樟子松后,土壤总有机碳、总无机碳、总碳密度均随林龄的增加而显著增加,且不同栽植年限 SOC 的累积效果更为显著。土壤各粒级含碳量在栽植樟子松后均有所增加,各粒级 SOC 和 SIC 含量均在栽植 56 a 的样地最大,其中细砂粒 SOC 和 SIC 含量的增幅明显高于其他各粒级。SOC 含量主要受团聚体、粗砂粒和粉黏粒组分的影响,SIC 含量主要受粉黏粒组分的影响。以上结论可以为半干旱区退化沙地的植被建设提供理论依据。

[参 考 文 献]

[1] 苏志珠,刘蓉,梁爱民,等. 晋西北沙化土地土壤机械组成与有机质的初步研究[J]. 水土保持研究,2018,25(6): 61-67.
 [2] 李新荣,张景光,刘立超,等. 我国干旱沙漠地区人工植被与环境演变过程中植物多样性的研究[J]. 植物生态学报,2000,24(3):257-261.

[3] 韩美娜,魏亚伟,秦胜金,等. 沙地樟子松人工林碳库动态及其分配特征[J]. 生态学杂志,2015,34(7):1798-1803.
 [4] Deng Lei, Liu Guobin, Shangguan Zhouping. Land-use conversion and changing soil carbon stocks in China's 'grain-for-green' program: A synthesis [J]. Global Change Biology, 2014,20(11):3544-3556.
 [5] Paul K I, Polglase P J, Nyakuengama J G, et al. Change in soil carbon following afforestation[J]. Forest Ecology and Management, 2002,168(1):241-257.
 [6] 佟小刚,韩新辉,李娇,等. 黄土丘陵区退耕还林土壤不同大小颗粒固碳过程与速率[J]. 农业机械学报,2016,47(8):117-124.
 [7] 尹书乐,王学全,李少华. 青海共和盆地不同人工灌木群落土壤碳密度研究[J]. 土壤,2016,48(2):409-413.
 [8] Gao Yang, Tian Jing, Pang Yue, et al. Soil inorganic carbon sequestration following afforestation is probably induced by Pedogenic carbonate formation in Northwest China[J]. Frontiers in Plant Science, 2017,8:1-11.
 [9] Lal R. Carbon sequestration in dryland ecosystems[J]. Environmental Management, 2004,33(4):528-544.
 [10] He Nianpeng, Wu Ling, Wang Yuesi, et al. Changes in carbon and nitrogen in soil particle-size fractions along a grassland restoration chronosequence in Northern China[J]. Geoderma, 2009,150(3):302-308.

- [11] Von Lützw M, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, et al. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2007, 39(9): 2183-2207.
- [12] 蔡岸冬, 徐香茹, 张旭博, 等. 不同利用方式下土壤矿物结合态有机碳特征与容量分析[J]. *中国农业科学*, 2014, 47(21): 4291-4299.
- [13] 武天云, Jeff J, Schoenau, 等. 土壤有机质概念和分组技术研究进展[J]. *应用生态学报*, 2004, 15(4): 717-722.
- [14] 马建业, 佟小刚, 李占斌, 等. 毛乌素沙地沙漠化逆转过程土壤颗粒固碳效应[J]. *应用生态学报*, 2016, 27(11): 3487-3494.
- [15] 鲍士旦. 土壤农化分析 [M]. 第 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [16] 兰志龙, 赵英, 张建国, 等. 陕北黄土丘陵区不同土地利用方式下土壤碳剖面分布特征[J]. *环境科学*, 2018, 39(1): 339-347.
- [17] Gale W J, Cambardella C A. Carbon dynamics of surface residue and root-derived organic matter under simulated no-till[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64(1): 190-195.
- [18] 王晓娟, 贾志宽, 梁连友, 等. 旱地施有机肥对土壤有机质和水稳性团聚体的影响[J]. *应用生态学报*, 2012, 23(1): 159-165.
- [19] 张铜会, 赵哈林, 大黑俊哉, 等. 连续放牧对沙质草地植被盖度、土壤性质及其空间分布的影响[J]. *干旱区资源与环境*, 2003, 17(4): 117-121.
- [20] Callesen I, Liski J, Raulund-Rasmussen K, et al. Soil carbon stores in Nordic well-drained forest soils—relationships with climate and texture class[J]. *Global Change Biology*, 2003, 9(3): 358-370.
- [21] Harry J P, Roger L P, Neal A S. Factors controlling soil carbon levels in New Zealand grasslands: Is clay content important? [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64(5): 1623-1630.
- [22] 尚雯, 李德禄, 魏林源, 等. 石羊河流域干旱荒漠区人工梭梭林对土壤碳库的影响[J]. *水土保持学报*, 2018, 32(3): 191-198.
- [23] 孙国峰, 陈阜, 肖小平, 等. 轮耕对土壤物理性状及水稻产量影响的初步研究[J]. *农业工程学报*, 2007, 23(12): 109-113.
- [24] 张继义, 王娟, 赵哈林. 沙地植被恢复过程土壤颗粒组成变化及其空间变异特征[J]. *水土保持学报*, 2009, 23(3): 153-157.
- [25] 夏江宝, 张淑勇, 王荣荣, 等. 贝壳堤岛 3 种植被类型的土壤颗粒分形及水分生态特征[J]. *生态学报*, 2013, 33(21): 7013-7022.
- [26] 贾晓红, 李新荣, 李元寿. 干旱沙区植被恢复过程中土壤颗粒分形特征[J]. *地理研究*, 2007, 26(3): 518-525.
- [27] 华瑞, 徐学选, 张少妮, 等. 不同退耕年限林草地土壤颗粒分形特征研究[J]. *水土保持学报*, 2016, 30(4): 206-209.
- [28] Li Yuqiang, Zhao Xueyong, Zhang Fengxia, et al. Accumulation of soil organic carbon during natural restoration of desertified grassland in China's Horqin sandy land[J]. *Journal of Arid Land*, 2015, 7(3): 328-340.
- [29] Zhang Chao, Liu Guobin, Xue Sha, 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.
- [30] 戴全厚, 刘国彬, 薛蕙, 等. 不同植被恢复模式对黄土丘陵区土壤碳库及其管理指数的影响[J]. *水土保持研究*, 2008, 15(3): 61-64.
- [31] 潘依依, 何云峰, 单立楠, 等. 沙漠化土壤有机碳研究进展[J]. *土壤通报*, 2011, 42(6): 1515-1521.
- [32] 陈永乐, 张志山, 赵洋. 人工固沙区土壤碳分布及其与土壤属性的关系[J]. *中国沙漠*, 2017, 37(2): 296-304.
- [33] Li Yuqiang, Chen Yinping, Wang Xuyang, et al. Improvements in soil carbon and nitrogen capacities after shrub planting to stabilize sand dunes in China's Horqin sandy land[J]. *Sustainability*, 2017, 9(4): 662-679.
- [34] Wu Haibin, Guo Zhengtang, Gao Qiong, et al. Distribution of soil inorganic carbon storage and its changes due to agricultural land use activity in China[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2008, 129(4): 413-421.
- [35] 佟小刚, 韩新辉, 李娇, 等. 黄土丘陵区不同退耕还林地土壤颗粒结合态碳库分异特征[J]. *农业工程学报*, 2016, 32(21): 170-176.