DOI: 10.5846/stxb202203310805

黄卫丽,海龙,吴振廷,武永智,张嘉開.毛乌素沙地杨柴灌木林恢复演替过程中土壤活性有机碳组分变化特征.生态学报,2023,43(9): 3798-3806.

Huang W L, Hai L, Wu Z T, Wu Y Z, Zhang J K.Changes of soil active organic carbon components during restoration and succession of *Hedysarum* mongolicum shrub forest in Mu Us Sandy Land.Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(9);3798-3806.

毛乌素沙地杨柴灌木林恢复演替过程中土壤活性有机 碳组分变化特征

黄卫丽^{1,2},海 龙^{1,*},吴振廷¹,武永智¹,张嘉開²

1 内蒙古自治区林业科学研究院,呼和浩特 010010

2 内蒙古农业大学草原与资源环境学院内蒙古自治区土壤质量与养分资源重点实验室,呼和浩特 010018

摘要:土壤活性有机碳是土壤有机碳(SOC)的活性部分,是衡量土壤质量和健康状况的重要指标,能够反映植被恢复演替过程 中土壤环境的早期变化。但在 SOC 贫瘠的沙地,长期恢复演替如何影响土壤活性有机碳组分尚不清楚。本研究以毛乌素沙地 杨柴人工灌木林为研究对象,分别选取未造林(CK)与造林年限 9 a、18 a 和 30 a 的杨柴人工灌木林,探究毛乌素沙地杨柴人工 灌木林恢复演替过程中土壤可溶性有机碳(DOC)、微生物量碳(MBC)、易氧化有机碳(ROC)和 SOC 变化规律。结果表明:(1) 毛乌素沙地杨柴灌木林随恢复演替年限增加土壤固碳能力增强,但在恢复演替 18 a 时出现转折点,恢复演替 18—30 a 时土壤 固碳速率相对减缓;(2)表层 0—10 cm 土壤 DOC、MBC 和 ROC 对恢复演替响应较为敏感,恢复演替过程中表层土壤活性有机 碳各组分含量逐渐升高;(3)恢复演替年限并未对土壤活性有机碳占 SOC 比例产生显著影响,同时也未显著改变碳库活度。综 上所述,毛乌素沙地杨柴灌木林恢复演替有助于土壤活性有机碳和 SOC 积累,但长期恢复演替是否持续对土壤活性有机碳固 持产生积极作用仍需进一步研究。

关键词:土壤活性有机碳;恢复与演替;毛乌素沙地

Changes of soil active organic carbon components during restoration and succession of *Hedysarum mongolicum* shrub forest in Mu Us Sandy Land

HUANG Weili^{1,2}, HAI Long^{1,*}, WU Zhenting¹, WU Yongzhi¹, ZHANG Jiakai²

1 Inner Mongolia Academy of Forestry Sciences, Hohhot 010010, China

2 Inner Mongolia Key Laboratory of Soil Quality and Nutrient Resource, College of Grassland, Resources and Environment, Inner Mongolia Agricultural University, Huhhot 010018, China

Abstract: Soil active organic carbon is the active part of soil organic carbon (SOC). Soil active organic carbon, which is an important index to measure soil quality and health status, can reflect the early changes of soil environment in the process of vegetation restoration and succession. However, in the barren sandy land of SOC, the influencing mechanism of long-term restoration succession affecting soil active organic carbon composition is still unknown. This study took *Hedysarum mongolicum* artificial shrub forest in Mu Us Sandy Land as the research object, selected *Hedysarum mongolicum* artificial shrub forest in (CK) and afforestation life for 9 a, 18 a and 30 a, respectively. We explored the changes of soil dissolved organic carbon (DOC), microbial biomass carbon (MBC), readily oxidizable organic carbon (ROC) and SOC during the restoration and succession of *Hedysarum mongolicum* artificial shrub forest in Mu Us Sandy Land. The

基金项目:国家自然科学基金(41867043)

收稿日期:2022-03-31; 采用日期:2022-08-15

^{*} 通讯作者 Corresponding author.E-mail: nmhailong@ 163.com

results showed that: (1) the soil carbon sequestration capacity of *Hedysarum mongolicum* shrub forest in Mu Us Sandy Land increased with the increase of restoration succession years. But there was a turning point in the restoration succession for 18 a, and the soil carbon sequestration rate slowed down in the restoration succession for 18—30 a; (2) DOC, MBC and ROC of topsoil 0—10 cm were sensitive to restoration succession, and the contents of active organic carbon in topsoil increased gradually during restoration succession; (3) The restoration succession years did not have a significant effect on the ratio of soil active organic carbon to SOC, nor did it significantly change the carbon pool activity. To sum up, the restoration succession of poplar wood shrub forest in Mu Us Sandy Land is conducive to the accumulation of soil active organic carbon sequestration need to study further.

Key Words: soil active organic carbon; restoration and succession; Mu Us Sandy Land

毛乌素沙地是我国四大沙地之一,地处干旱、半干旱气候过渡区,水资源匮乏,地表土质疏松,植被覆盖度低,生态环境脆弱,是我国北方防沙带的关键地带^[1-2]。毛乌素沙地曾水草丰美,但由于人类干扰引起了严重的草地沙化,导致土壤有机碳向大气加速释放以及生态系统碳固持功能发生重大变化^[3]。我国于 1959 年开始对毛乌素沙地进行治理,且于 20 世纪 80 年代开始,启动"三北"防护林体系工程,一系列治理措施使得毛乌素沙地植被得到有效恢复。土壤恢复程度也随植被结构变化呈现出较大的波动,植被恢复与土壤恢复特征呈正向关系^[4]。土壤有机碳(SOC)是有效的土壤养分恢复指标,其质量和数量是反映土壤质量和健康状况的重要指标,直接或间接地影响植被生物量和土壤肥力^[5-6]。在干旱半干旱区重建植被可以从大气中固定更多的 CO₂增加 SOC 含量,并随着恢复时间延长 SOC 趋向少排多存的稳定性特征^[7-8]。据报道,退化土壤中60%—75%的碳损失可以通过生态恢复重新修复,关于植树造林和生态恢复对土壤碳库影响的研究已经广泛开展^[9-10]。

然而,在植被恢复过程中 SOC 的变化并不能表明生态恢复对土壤碳动态的影响,相对较敏感的活性有机 碳成分更有助于阐明 SOC 动态^[11]。土壤活性有机碳是 SOC 的活性部分,能有效表征土壤养分周转速率、潜 在生产力、稳定性以及 SOC 变化特征^[12-13]。土壤活性有机碳的表征指标包括可溶性有机碳(DOC)、微生物 量碳(MBC)和易氧化有机碳(ROC)^[14-15]。DOC 为微生物活动提供了碳源,MBC 参与土壤生物生化过程, ROC 是土壤中易被氧化且活性较高的有机碳,能够敏感反映植被群落环境与土壤环境的早期变化,三者虽然 占 SOC 总量比例很小,但对 SOC 有不可忽视的影响^[16-17]。目前,关于土壤活性有机碳研究主要集中于 SOC 本底值相对较高地区,且多关注于短期全球变化、土地利用方式变化等人为干扰因素对其影响^[18-19]。而在 SOC 本底值较低地区以及长期效应对其影响的研究相对匮乏,尤其是在 SOC 含量极低的干旱半干旱区沙地。 干旱半干旱沙地植被恢复过程中土壤具有巨大的碳汇潜力,因此被提议作为一种帮助减缓气候变化的工 具^[20]。植被恢复可以改善土壤生态,进而对土壤活性有机碳的固存和转化产生影响。为如期实现我国"碳中 和"与"碳达峰"目标,急需明确长期植被恢复如何影响干旱半干旱沙地土壤活性有机碳,为估算固碳潜力提 供数据支撑。

杨柴(Hedysarum mongdicum)是优良的治沙树种,具有防风固沙效果和一定饲用价值,适应干旱瘠薄生长 环境。毛乌素沙地治理过程中人工建植了大量的杨柴灌木林,并取得较好的防风固沙效果,但杨柴灌木林在 恢复演替过程中如何影响土壤活性有机碳组分尚未可知。本研究以毛乌素沙地杨柴人工灌木林为研究对象, 以空间代替时间,研究毛乌素沙地杨柴人工灌木林恢复演替过程中土壤活性有机碳组分变化特征。以期揭示 不同恢复演替时间下土壤活性有机碳变化规律,并为植被恢复人工林的科学管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本试验以毛乌素沙地为研究对象,试验在内蒙古鄂尔多斯市乌审旗乌兰陶勒盖治沙站和乌审召治沙站多 年封育区内进行,地理坐标 37°27.5′N—39°22.5′N,107°20′E—111°30′E,平均海拔 1300 m。该地区属温带半 干旱大陆性季风气候,夏季高温少雨,冬季寒冷干燥,年平均气温 7.2 ℃,年平均总日照时数 2900 h,无霜期约 为 113—156 d。平均年降水量 270—350 mm,降水主要集中于 6—9 月,平均年蒸发量 1800—2500 mm。土壤 类型为典型风沙土,植被类型以杨柴、沙柳(Salix cheilophila)+油蒿(Artemisia ordosica)、细枝岩黄耆花棒 (Hedysarum scoparium)和柠条锦鸡儿(Caragana korshinskii)等旱生灌木为主,植被覆盖度小于 5%。

1.2 试验设计

于 2019 年选择造林立地条件相同或相似的不同造林时期的杨柴灌木林,造林年限间隔期在 9—12 a,另 设未造林对照流动沙地(CK),样地信息如表 1。分别选取退耕 9 a、18 a、30 a 的杨柴人工灌木作为样地,在不 同造林年份样地中分别选取 5 块 20 m×20 m 样地,共计 4(处理)×5=20 块试验样地。每块样地设大小为 5 m×5 m 的样方,样地植被调查情况如表 2。

	表 I 七与素沙地杨宋人上准个体试验样地基本信息									
Table 1	Table 1 Basic information of the experimental plot of Hedysarum mongolicum artificial shrub forest in Mu Us Sandy Land									
处理 Treatment	造林年份 Afforestation Year	地理位置 Geographical position	造林方式 Afforetation way	灌木盖度/% Shrub cover	草本盖度/% Herb cover	生长状况 Growth status				
СК	未造林	38°53'13.54" N,109°13'54.15" E	—	_	_	_				
9a	2011 年	38°51'36.25" N,109°14'32.26" E	植苗	60.3	30	良好				
18a	2002 年	$38^{\circ}51'48.73''$ N, $109^{\circ}14'22.78''$ E	飞播	95.1	27.6	良好				
30a	1990年	39°02′47.41″ N,109°15′34.25″ E	飞播	90.6	42.6	良好				

表1 毛乌素沙地杨柴人工灌木林试验样地基本信息

CK:对照 Control;9a:造林9年 Afforestation for 9 years;18a:造林18年 Afforestation for 18 years;30a:造林30年 Afforestation for 30 years;"—": 无数据 No data

			Table 2	Vegetation survey			
处理	Grow	杨柴生长状况 vth status of Yang	ç Chai	草本植物群落组成			
Treatment	高度/cm 冠幅/cm Height Crown width		地径/mm Ground diameter	Herbaceous plant community composition			
СК	_	_	_	_			
9a	158.00±6.34	138.00±7.96	13.79±1.31	猪毛菜 (Salsola collina)+拂子芽 (Calamagrostis epigeios)+狗尾草(Setaria viridis)+芦苇 (Phragmites australis)+苦麦菜(Cichorium endivia)+雾冰藜 (Bassia dasyphylla)+阿尔泰狗娃花 (Heteropappus altaicus)			
18a	80.26±3.63	68.33±3.66	8.03±0.41	 猪毛菜 (Salsola collina)+狗尾草(Setaria viridis)+苦麦菜(Cichorium endivia) +雾冰藜 (Bassia dasyphylla)+阿尔泰狗娃花 (Heteropappus altaicus)+角蒿 (Incarvillea sinensis)+苦菊 (Cichorium endivia) 			
30a	38.54±2.63	31.61±1.60	3.61±0.88	猪毛菜 (Salsola collina) + 狗尾草 (Setaria viridis) + 雾冰藜 (Bassia dasyphylla) + 阿尔泰狗娃花 (Heteropappus altaicus) + 角蒿 (Incarvillea sinensis) + 灰绿藜 (Chenopodium glaucum) + 沙参 (Adenophora stricta) + 冰草 (Agropyron cristatum) + 藜 (Chenopodium album) + 扁 蓿豆 (Melissilus ruthenicus) + 老鹳草 (Geranium wilfordii)			

表 2 植被调查情况

1.3 样品采集

于 2019 年 8 月中旬植被生长旺盛季采集土壤样品,每块样地采用多点混合法采集 0—10、10—20、20—40 和 40—60 cm 土层土壤,去除其中杂草和根系,均匀混合后装入密封袋,排除上部气体,并在 24 h 内运回实验 室。将样品过 2 mm 的土壤筛子后保持在 4 ℃冰箱中用于 MBC 测定,另一部分土壤自然风干后,研磨和过筛 后用于 SOC、DOC 和 ROC 的测定。各样地基础土壤理化性质如表 3。

SOC 采用重铬酸钾外加热法测定^[21];DOC 采用 Multi N/C 2100 TOC 仪测定^[21];MBC 采用氯仿熏蒸法测 定^[21];ROC 采用高锰酸钾氧化比色法测定^[22]。

土壤碳库活度(CA)计算公式如下^[23]:

土壤非活性有机碳:

碳库活度:

NLOC = SOC - ROC;

沽度:

 $CA = ROC/NLOC_{\circ}$

表 3 基础土壤理化性质

Table 3 Basic soil physical and chemical properties										
			上庫広手		土壤机械组成 soil mechanical composition/%					
处理 Treatment	土层/cm Soil layer	pH S	土壌谷里 Soil bulk density/ (g/cm ³)	全氮/(g/kg) Total nitrogen	砂粒 (0.02—2mm) Sand grain	粉粒 (0.002—0.02 mm) Powder granule	黏粒(<0.002mm) Clay particle			
СК	0—10	9.23±0.06Aa	1.51±0.02Aa	0.07±0.01Ab	96.9±2.15Aa	3.1±2.15Ab	$0.00 \pm 0.00 \mathrm{Ab}$			
	10—20	9.31±0.04Aa	1.52±0.01Aa	0.09±0.03Aa	94.89±3.49Aa	$4.52{\pm}3.08{\rm Ab}$	$0.59 \pm 0.41 \mathrm{Ac}$			
	20—40	9.28±0.03Aa	1.53±0.06Aa	0.06 ± 0.00 Aa	97.94±1.38Aa	$2.06{\pm}1.38{\rm Ab}$	$0.00{\pm}0.00{\rm Ab}$			
	40—60	9.24±0.04Aa	1.63±0.05Aa	0.05±0.01Aa	90.64±6.42Aa	$7.6{\pm}5.19{\rm Ab}$	$1.76 \pm 1.22 \mathrm{Ab}$			
9a	0—10 9.07±0.18Aa		1.61±0.02Aa	$0.13{\pm}0.02{\rm Ab}$	$56.57{\pm}6.32\mathrm{Bbc}$	$40.37{\pm}5.87{\rm Aab}$	$3.07 \pm 0.52 \mathrm{Ab}$			
	10—20	8.96±0.15Aa	1.56±0.02ABa	0.10 ± 0.00 Aa	82.29±7.42ABab	$12.54{\pm}5.34\mathrm{Bb}$	$5.18{\pm}2.10{\rm Abc}$			
	20—40	8.92±0.16Aa	1.51±0.01Ba	0.13±0.04Aa	88.81±3.59Aa	$7.32 \pm 2.04 Bb$	$3.88{\pm}1.60{\rm Ab}$			
	40—60	8.87±0.13Aa	1.51±0.01Ba	0.12±0.04Aa	83.77±5.77Aa	$10.02{\pm}3.65{\rm Bb}$	6.21±2.13Ab			
18a	0—10	8.95±0.09Aa	1.45±0.04Ba	0.34±0.06Aa	$34.05{\pm}14.04\mathrm{Ab}$	49.76±10.78Aa	$16.19 \pm 3.65 \text{Bab}$			
	10—20	8.97±0.08Aa	1.55±0.01ABa	0.10±0.01Ba	$10.68{\pm}9.24{\rm Ac}$	41.64±3.13Aa	47.69±6.70Aa			
	20—40	9.00±0.06Aa	1.6±0.02Aa	0.08±0.01Ba	$1.33 \pm 0.57 \mathrm{Ab}$	57.66±4.03Aa	41.02±4.51Aa			
	40—60	9.03±0.07Aa	1.58±0.01Aa	0.05±0.01Ba	$15.44 \pm 12.95 \text{Ab}$	52.54±8.68Aa	32.02±5.62ABa			
30a	0—10	8.94±0.18Aa	1.57±0.04Aa	0.33±0.02Aa	$30.72{\pm}15.89{\rm Ab}$	48.19±12.34Aa	21.09±6.15Aa			
	10—20	8.88±0.19Aa	1.58±0.01Aa	0.13±0.01Ba	$37.96{\pm}15.21\rm{Abc}$	39.44±9.41Aa	$22.6{\pm}6.37{\rm Ab}$			
	20—40	8.83±0.22Aa	1.55±0.01Aa	0.08±0.01Ba	$14.09{\pm}10.13{\rm Ab}$	48.91±6.15Aa	37±5.14Aa			
	40—60	8.77±0.24Aa	1.52±0.01Aa	0.09±0.01Ba	53.03±14.34Aab	25.11±7.01Aab	21.87±7.73Aab			

表中数据为平均值±SE;不同大写字母表示同处理不同土层间具有显著差异(P<0.05);不同小写字母表示同土层不同处理间具有显著差异(P<0.05)

1.4 统计与分析

采用 SAS 9.0 进行单因素方差分析(Duncan)检验 DOC、MBC、ROC 和 SOC 的差异显著性(α=0.05)、采用 相关性分析(Pearson)检验 SOC 及各碳组分之间相关性。

2 结果与分析

2.1 恢复演替过程中土壤活性有机碳含量变化

随造林年限延长,表层 0—10 cm 土壤 DOC 含量呈逐渐增加趋势(图1)。在造林9 a 时,土壤 DOC 含量 相较 CK 仅增加 4.71%,而造林 18 a 和 30 a 处理土壤 DOC 含量显著增加(P<0.05),分别增加 177.57%和 631.35%。10—20 cm 和 20—40 cm 土层,造林 18 a 和 30 a 处理土壤 DOC 含量显著高于造林 9 a 处理(P< 0.05)。而 40—60 cm 土层,各处理间土壤 DOC 含量无显著差异(P>0.05)。在 CK 中 10—20 cm 土层土壤 DOC 含量显著高于其余土层(P<0.05),而造林 9 a、18 a 和 30 a 处理中土壤 DOC 主要富集在 0—10 cm 土层, 且随着土层加深其含量显著降低(P<0.05)。

表层 0—10 cm 土壤 MBC 与 DOC 含量变化趋势一致(图1)。在 CK 中 20—40 cm 土层土壤 MBC 含量显 著高于其余土层(P<0.05)。而造林 9 a、18 a 和 30 a 处理则与 CK 相反,随着土层加深呈先下降后上升趋势, 20—40 cm 土层土壤 MBC 含量最低。0—10 cm 和 10—20 cm 土层中 CK 和造林 9 a 处理间土壤 MBC 含量无 显著差异(P>0.05),造林 18 a 和 30 a 时较 CK 显著增加(P<0.05)。20—40 cm 土层中,CK 中 MBC 含量显 著高于其余处理(P<0.05),造林 9 a、18 a 和 30 a 处理间土壤 MBC 含量无显著差异(P>0.05)。40—60 cm 土层各处理间土壤 MBC 含量无显著差异(P>0.05)。

土壤 ROC 含量在 CK 各土层中均未达到检测下限 (图1)。在造林 9 a 处理中随土层加深土壤 ROC 含量 与 MBC 含量保持一致,在 20—40 cm 土层其含量最低,但各土层间 ROC 含量差异并未达到显著水平。在造 林 18 a 和 30 a 处理中,随土层加深土壤 ROC 含量逐渐降低,0—10 cm 土层土壤 ROC 含量显著高于其余土层 (*P*<0.05),10—20 cm、20—40 cm 和 40—60 cm 土层间土壤 ROC 含量无显著差异 (*P*>0.05)。0—10 cm、10—20 cm 和 20—40 cm 土层各处理间 ROC 含量无显著差异 (*P*>0.05),而 40—60 cm 土层 18 a 处理土壤 ROC 含量显著低于 9 a 和 30 a (*P*<0.05)。





Fig.1 Changes in soil active organic carbon during restoration and succession of *H. mongolicum* shrub forest 图中数据为平均值±SE;不同大写字母表示同处理不同土层间具有显著差异 (*P*<0.05);不同小写字母表示同土层不同处理间具有显著差异 (*P*<0.05)

2.2 恢复演替过程中土壤有机碳含量变化

表层 0—10 cm SOC 含量随造林年限增加逐渐增高(图 2),造林 18 a 和 30 a 处理 SOC 含量显著高于 CK,分别增加 840.63%和 884.38%,9 a 处理 SOC 含量较 CK 增加 228.13%,但并未达到显著水平(P>0.05)。 10—20 cm、20—40 cm 和 40—60 cm 土层 SOC 含量随造林年限增加呈逐渐增加趋势(除造林 9 a 处理 40—60 cm 土层外),均在造林 30 a 时 SOC 含量最高,且显著高于其余处理(P<0.05)。CK 中各土层 SOC 含量无显 著差异,而造林 9 a、18 a 和 30 a 处理中均表现为表层 SOC 含量显著高于其余土层(P<0.05)。且随着土层加 深,SOC 含量逐渐降低。

2.3 恢复演替过程中土壤活性有机碳组分比例

随造林年限增加,土壤 DOC 和 MBC 的占比降低,而 ROC占比增加。造林年限对表层 0—10 cm 土壤 DOC、 MBC 和 ROC 影响较为显著,随着造林年限增加其占比呈 逐渐增加趋势(表4)。

土壤 DOC/SOC 比值变化范围为 0.86%—2.68%。CK 中 DOC/SOC 比值显著高于造林 9 a、18 a 和 30 a 处理 (P< 0.05),表层 0-10 cm 土壤 DOC/SOC 比值表现为造林 9 a <18 a<30 a。其余土层造林9 a、18 a 和 30 a 处理间无显著 差异 (P>0.05)。土壤 MBC/SOC 比值变化范围为 0. 41%—2.18%。各土层及处理间变化规律与 DOC/SOC 比 值保持一致。

9 a 和 30 a 处理中,各土层间 ROC/SOC 比值无显著差 异 (P>0.05)。在 18 a 处理中随土层加深 ROC/SOC 比值 逐渐降低,40—60 cm 土层 ROC/SOC 比值显著低于其余土 层 (P<0.05)。0-10 cm 和 10-20 cm 土层各处理间 ROC/SOC 比值无显著差异 (P>0.05)。20—40 cm 和 40— 60 cm 土层 18 a 处理 ROC/SOC 比值显著低于其余处理 (P<0.05)。 2.4 恢复演替过程中土壤碳库活度变化



图 2 杨柴灌木林恢复演替过程中土壤有机碳变化 Fig.2 Changes in soil organic carbon during restoration and succession of H. mongolicum shrub forest

图中数据为平均值±SE;不同大写字母表示同处理不同土层 间具有显著差异 (P<0.05);不同小写字母表示同土层不同处 理间具有显著差异 (P<0.05)

造林年限对 CA 指数的影响相对较弱。CA 指数在 9 a 和 30 a 处理各土层间无显著差异(P>0.05),而在 18 a 处理中随着土层加深 CA 指数逐渐降低(图 3)。0-10 cm、10-20 cm 和 20-40 cm 土层 CA 指数在各处 理间无显著差异(P>0.05)。40-60 cm 土层时,18 a 处理 CA 指数显著低于 9 a 和 30 a 处理。

Table 4 Tropolitions of son active organic carbon to SOC										
指标	土层/cm	 处理 Treatment								
Index	Soil layer	СК	9 a	18 a	30 a					
DOC/SOC	0—10	2.5±0.22Aa	$0.86 \pm 0.12 Cc$	$0.87 \pm 0.15 \mathrm{Cc}$	$1.87 \pm 0.23 \mathrm{Ab}$					
	10—20	2.68±0.46Aa	$1.20 \pm 0.05 BCb$	$1.36 \pm 0.12 BCb$	$1.02 \pm 0.12 Bb$					
	20—40	2.39±0.34Aa	1.87±0.2Aa	1.86±0.34ABa	1.70±0.22Aa					
	40—60	2.51±0.53Aa	1.55±0.17ABa	2.25±0.21Aa	1.63±0.15Aa					
MBC/SOC	0—10	1.43±0.4Aa	$0.41{\pm}0.04{\rm Ab}$	$0.54 \pm 0.1 Bb$	0.83 ± 0.07 Aab					
	10—20	1.26±0.25Aa	$0.65 \pm 0.11 \mathrm{Ab}$	$0.79{\pm}0.05{\rm Bb}$	$0.73 \pm 0.07 \mathrm{Ab}$					
	20—40	2.18±0.52Aa	$0.86{\pm}0.17{\rm Ab}$	$0.52{\pm}0.05{\rm Bb}$	$0.72 \pm 0.11 \mathrm{Ab}$					
	40—60	1.25±0.34Aa	0.79±0.19Aa	1.19±0.15Aa	1.17±0.49Aa					
ROC/SOC	0—10	—	22.39±3.87Aa	24.88±5.62Aa	25.60±3.75Aa					
	10—20	—	31.84±6.37Aa	20.11±1.88ABa	22.64±1.88Aa					
	20—40	—	29.40±5.2Aa	$13.20 \pm 1.6 Bb$	23.74±3.88Aab					
	40—60	_	37.14±2.56Aa	$12.83 \pm 1.88 Bb$	32.05±3.32Aa					

表4 :	土壤活性有机碳占幺	SOC 的比	:例/%

DOC:可溶性有机碳 Dissolved organic carbon; MBC: 微生物量碳 Microbial biomass carbon; ROC: 易氧化有机碳 Readily oxidizable carbon; SOC: 土壤有机碳 Soil organic carbon;表中数据为平均值±SE;不同大写字母表示同处理不同土层间具有显著差异(P<0.05),不同小写字母表示同土 层不同处理间具有显著差异(P<0.05),"一":无数据 No data(未到达检测下限)

恢复演替过程中土壤有机碳及各碳组分之间相关性 2.5

相关性分析结果表明,土壤有机碳与土壤 DOC、MBC 和 ROC 间均具有非常显著的正相关关系,相关性系

数大小表现为 ROC>MBC>DOC (表5)。

3 讨论

本研究结果表明,SOC含量随恢复演替年限增加逐 渐呈上升趋势,但在恢复演替18 a时出现"转折点",恢 复演替18—30 a时土壤固碳速率相对减缓,且18 a和 30 a处理间SOC并无显著差异。以往研究认为随着恢 复演替时间增加,枯枝落叶及根系脱落、腐烂、分解, SOC含量呈逐渐上升趋势^[24]。本研究在0—18 a时 SOC含量符合这一规律,但在18—30 a时SOC含量并 无显著增加。恢复演替0—18 a时,植物通过光合作 用、凋落物以及代谢产物改善了土壤微环境,持续稳定 地将碳不断返还土壤,促进了SOC的转化与累积^[7,25]。 而18—30 a时SOC含量无显著变化可能是因为:(1) 毛乌素沙地土壤为砂土,对SOC吸附性差,SOC含量越 高,吸附SOC的能力越弱,故可能导致18—30 a SOC含 量无显著增加^[26-27];(2)SOC储量由陆地植物凋落物



图 3 恢复演替过程中土壤碳库活度变化



图中数据为平均值±SE;不同大写字母表示同处理不同土层间具 有显著差异(P<0.05),不同小写字母表示同土层不同处理间具 有显著差异(P<0.05)

的输入与土壤动物和微生物对 SOC 的利用分解之间的平衡决定^[28]。新的 SOC 输入刺激了旧 SOC 的分 解^[29-30]。在恢复演替过程没有打破这一平衡之前 SOC 含量可能会处于一个相对较为稳定的区间或缓慢增 长。而 10—20 cm 土层 SOC 含量并未出现 0—10 cm 土层所述"转折点"仍呈逐渐增加趋势。SOC 输入途径 主要是植物凋落物与根系,而毛乌素沙地几种主要植物根系主要分布于 0—10 cm,向下延申根系逐渐减少, SOC 含量多集中于表层,故 10—20 cm 土层依旧处于缓慢增长阶段^[31-32]。其次,毛乌素沙地降水稀少,淋溶 作用小,同样是导致 SOC 向下迁移缓慢的主要原因。

_	Table 5 Correlation between son organic carbon and its components during restoration and succession										
	指标 Index	DOC	MBC	ROC	SOC	指标 Index	DOC	MBC	ROC	SOC	
	DOC	1				ROC	0.66 ***	0.82 ***	1		
	MBC	0.76 ***	1			SOC	0.76 ***	0.81 ***	0.89 ***	1	

表 5 恢复演替过程中土壤有机碳及各碳组分之间相关性

*、**和***分别代表 P<0.05、P<0.01 和 P<0.001 的差异显著水平,每个指标 80 个样本

DOC 主要来源于植物凋落物、土壤腐殖质、微生物、根系及其分泌物^[33]。DOC 和 MBC 含量在恢复演替 9 a 时相较 CK 并没有显著增加,而在恢复演替 18 a 和 30 a 时才显著增加其含量。主要原因是:(1) 杨柴为多 年生半灌木,生长代谢周期相对较长;(2) 随着植被恢复演替草本植物覆盖度增加(表 1、2),草本植物生长 代谢周期短,为土壤提供有机碳周期短,故长时间恢复演替对 DOC 和 MBC 含量产生显著影响^[14, 34]。DOC 和 MBC 含量均具有表层富集现象,在表层 0—10 cm 所占比例随恢复演替年限延长逐渐增加。这是由于:(1) 毛乌素沙地干旱少雨淋溶作用较弱,且杨柴根系主要分布于表层 0—10 cm,进而表层 DOC 和 MBC 含量最高, 且随着恢复演替年限延长而逐渐增加;(2) 长期恢复演替增加土壤表层和根系凋落物产量,为微生物提供有 机碳源和较好的水热条件,刺激土壤微生物活性,使其活动和繁殖相对旺盛^[35];(3) 多数土壤动物具有表聚 性,改善土壤食物网结构,进而增加 MBC 含量。

ROC 作为土壤中易被氧化且活性较高的有机碳,与 SOC 变化规律一致,在 18—30 a 时同样没有显著增加。这可能与 SOC 含量无显著增加原因一致。ROC 与 SOC 具有极强的相关性,ROC 占 SOC 比例越高,养分循环速率越快,越有利活性 SOC 的积累^[36]。在演替初期植被组成、结构及多样性较简单,群落内微环境不稳

定,地上植被向土壤输入的有机物数量偏少,故 ROC 含量较低^[16]。随着恢复演替年限延长,灌木与草本植物 盖度增加,微环境趋于稳定且复杂,ROC 含量显著提升。

由于在 CK 中并未检测 ROC,导致参考土壤碳库活度为0 无法计算碳库管理指数,故本文采用 CA 反映土 壤有机碳的质量和稳定程度,其值越大,表示 SOC 越易于被微生物分解和被植物吸收利用,碳库质量也就越 高^[37]。而本研究中,CA 值并无显著变化,这表明恢复演替年限并没有显著影响 SOC 质量和稳定程度。

4 结论

毛乌素沙地杨柴灌木林随恢复演替年限增加土壤固碳能力增强,但在恢复演替 18 a 时出现转折点,恢复 演替 18—30 a 时土壤固碳速率相对减缓。表层 0—10 cm 土壤活性有机碳组分对恢复演替响应较为敏感,恢 复演替过程中表层土壤活性有机碳各组分含量逐渐升高。但恢复演替年限并未对土壤活性有机碳占比产生 显著影响。

参考文献(References):

- [1] 姜晓燕,高圣杰,蒋燕,田赟,贾昕,查天山. 毛乌素沙地植被不同恢复阶段植物群落物种多样性、功能多样性和系统发育多样性. 生物 多样性, 2022, 30(5): 18-28.
- [2] 邹苗.4种沙障对毛乌素沙地流沙环境的影响研究[D].呼和浩特:内蒙古农业大学,2019.
- [3] 丁金枝,来利明,赵学春,朱林海,姜联合,郑元润.荒漠化对毛乌素沙地土壤呼吸及生态系统碳固持的影响.生态学报,2011,31(6): 1594-1603.
- [4] 张海东,于东升,董林林,史学正,王宁.侵蚀红壤恢复区植被垂直结构对土壤恢复特征的影响.土壤,2014,46(6):1142-1148.
- [5] 胡宗达,刘世荣,罗明霞,胡璟,刘兴良,李亚非,余昊,欧定华.川西亚高山不同演替阶段天然次生林土壤碳氮含量及酶活性特征.植物生态学报,2020,44(9):973-985.
- [6] 李彬彬. 黄土高原植被恢复过程中土壤碳氮水耦合机制及恢复力研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2021.
- [7] 蒋小董,郑嗣蕊,杨咪咪,万家鸣,黄悦,余可,佟小刚.毛乌素沙地固沙林发育过程中土壤有机碳库稳定性特征.应用生态学报,2019, 30(8):2567-2574.
- [8] Yang H T, Li X R, Wang Z R, Jia R L, Liu L C, Chen Y L, Wei Y P, Gao Y H, Li G. Carbon sequestration capacity of shifting sand dune after establishing new vegetation in the Tengger Desert, northern China. Science of the Total Environment, 2014, 478: 1-11.
- [9] Paul K I, Polglase P J, Nyakuengama J G, Khanna P K. Change in soil carbon following afforestation. Forest Ecology and Management, 2002, 168 (1/3): 241-257.
- [10] Veloso M G, Dieckow J, Zanatta J A, Bayer C, Higa R C V, Brevilieri R C, Comerford N B, Stoppe A M. Reforestation with loblolly pine can restore the initial soil carbon stock relative to a subtropical natural forest after 30 years. European Journal of Forest Research, 2018, 137(5): 593-604.
- [11] Xiao S S, Zhang J, Duan J, Liu H G, Wang C, Tang C J. Soil organic carbon sequestration and active carbon component changes following different vegetation restoration ages on severely eroded red soils in subtropical China. Forests, 2020, 11(12): 1304.
- [12] Zhao F Z, Kang D, Han X H, Yang G H, Yang G H, Feng Y Z, Ren G X. Soil stoichiometry and carbon storage in long-term afforestation soil affected by understory vegetation diversity. Ecological Engineering, 2015, 74: 415-422.
- [13] Blagodatskaya E, Yuyukina T, Blagodatsky S, Kuzyakov Y. Turnover of soil organic matter and of microbial biomass under C₃-C₄ vegetation change: Consideration of ¹³C fractionation and preferential substrate utilization. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(1): 159-166.
- [14] 朱浩宇,王子芳,陆畅,陈仕奇,王富华,吕盛,高明.缙云山 5 种植被下土壤活性有机碳及碳库变化特征.土壤,2021,53(2): 354-360.
- [15] Xu X F, Thornton P E, Post W M. A global analysis of soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems. Global Ecology and Biogeography, 2013, 22(5/6): 737-749.
- [16] 张哲,王邵军,李霁航,曹润,陈闽昆,李少辉.土壤易氧化有机碳对西双版纳热带森林群落演替的响应.生态学报,2019,39(17): 6257-6263.
- [17] 李富, 臧淑英, 刘赢男, 吴祥文, 倪红伟. 冻融作用对三江平原湿地土壤活性有机碳及酶活性的影响. 生态学报, 2019, 39(21): 7938-7949.
- [18] Wu J Q, Ma W W, Li G, Alhassan A R M, Wang H Y, Chen G P. Vegetation degradation along water gradient leads to soil active organic carbon

loss in Gahai wetland. Ecological Engineering, 2020, 145: 105666.

- [19] 石丽红,李超,唐海明,程凯凯,李微艳,文丽,肖小平.长期不同施肥措施对双季稻田土壤活性有机碳组分和水解酶活性的影响.应用 生态学报,2021,32(3):921-930.
- [20] 武亚楠. 喀斯特高原区植被不同恢复阶段土壤有机碳特征与碳汇功能评价[D]. 贵州:贵州大学, 2021.
- [21] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [22] 沈宏,曹志洪,胡正义.土壤活性有机碳的表征及其生态效应.生态学杂志,1999,18(3):32-38.
- [23] 徐明岗, 于荣, 孙小凤, 刘骅, 王伯仁, 李菊梅. 长期施肥对我国典型土壤活性有机质及碳库管理指数的影响. 植物营养与肥料学报, 2006, 12(4): 459-465.
- [24] 左小安,赵哈林,赵学勇,郭轶瑞,张铜会,罗亚勇,苏娜,冯静.科尔沁沙地退化植被恢复过程中土壤有机碳和全氮的空间异质性.环境科学,2009,30(8):2387-2393.
- [25] Li J, Tong X G, Awasthi M K, Wu F Y, Ha S E, Ma J Y, Sun X H, He C. Dynamics of soil microbial biomass and enzyme activities along a chronosequence of desertified land revegetation. Ecological Engineering, 2018, 111: 22-30.
- [26] 赵满兴,周建斌,延志莲.不同土层土壤对可溶性有机氮、碳的吸附特性研究.土壤通报,2010,41(6):1328-1332.
- [27] Murphy E M, Zachara J M. The role of sorbed humic substances on the distribution of organic and inorganic contaminants in groundwater. Geoderma, 1995, 67(1/2): 103-124.
- [28] Post W M, Kwon K C. Soil carbon sequestration and land use change: Processes and potential. Global Change Biology, 2000, 6(3): 317-327.
- [29] Luo Z K, Wang E L, Sun O J. A meta-analysis of the temporal dynamics of priming soil carbon decomposition by fresh carbon inputs across ecosystems. Soil Biology and Biochemistry, 2016, 101: 96-103.
- [30] 张富荣. 植被恢复对土壤有机碳固存及其周转速率的影响研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2021.
- [31] Liu M Y, Li P, Liu M M, Wang J, Chang Q R. The trend of soil organic carbon fractions related to the successions of different vegetation types on the tableland of the Loess Plateau of China. Journal of Soils and Sediments, 2021, 21(1): 203-214.
- [32] 柳琳秀. 毛乌素沙地三种植物根系垂直分布研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2015.
- [33] Stenberg B. Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Soil & Plant Science, 1999, 49(1): 1-24.
- [34] 张雷,王晓江,洪光宇,武永智,李卓凡,海龙,王平平,高孝威,杨劼.毛乌素沙地不同飞播年限杨柴根系分布特征.生态学杂志, 2017, 36(1): 29-34.
- [35] Bai Z, Ye J, Wei Y L, Yan S K, Yuan H S. Soil depth-dependent C/N stoichiometry and fungal and bacterial communities along a temperate forest succession gradient. Catena, 2021, 207: 105613.
- [36] 朱志建,姜培坤,徐秋芳.不同森林植被下土壤微生物量碳和易氧化态碳的比较.林业科学研究,2006,19(4):523-526.
- [37] 闫丽娟, 李广, 吴江琪, 马维伟, 王海燕. 黄土高原 4 种典型植被对土壤活性有机碳及土壤碳库的影响. 生态学报, 2019, 39(15): 5546-5554.