#### DOI: 10.5846/stxb202001040027

谢婷,李云飞,李小军.腾格里沙漠东南缘固沙植被区生物土壤结皮及下层土壤有机碳矿化特征.生态学报,2021,41(6):2339-2348. Xie T, Li Y F, Li X J.Organic carbon mineralization of biological soil crusts and subsoils in the revegetated areas of the southeast fringe of the Tengger Desert.Acta Ecologica Sinica,2021,41(6):2339-2348.

# 腾格里沙漠东南缘固沙植被区生物土壤结皮及下层土 壤有机碳矿化特征

谢 婷<sup>1,2</sup>,李云飞<sup>1,2</sup>,李小军<sup>1,2,\*</sup>

1 中国科学院西北生态环境资源研究院沙坡头沙漠研究试验站,兰州 7300002 中国科学院大学,北京 101408

摘要:植被恢复与重建是沙区退化土地修复的有效途径,是生物土壤结皮(Biological Soil Crusts,BSCs)拓殖和发育的关键影响因素。采用室内恒温培养-碱液吸收法研究了腾格里沙漠东南缘不同恢复年限固沙植被区BSCs及其下层 0—5 cm 土壤的碳矿化特征,分析了其与水分及土壤理化性质的关系。结果表明:BSCs及其下层土壤有机碳的瞬时速率、最大和平均矿化速率以及累计释放量均随着恢复年限的延长而增大,同一植被区表现为BSCs大于下层 0—5 cm 土壤(P<0.001)。土壤含水量的增加显著促进了有机碳矿化过程(P<0.001),土壤水分含量从 5% 增加到 20% 时,BSCs有机碳的平均和最大矿化速率及累计释放量分别增加了 1.48—2.08 倍、1.60—2.00 倍和 1.48—2.08 倍,下层土壤分别增大了 1.36—2.08 倍、1.21—2.00 倍和 1.36—2.08 倍。 土壤电导率、有机碳和黏粒含量是影响有机碳矿化的主要影响因素。结果表明沙区植被恢复与重建背景下 BSCs 的发生发展促进了土壤碳矿化过程,而 BSCs 参与的碳循环过程受其理化属性及水分等环境因子的共同影响。

关键词: 植被恢复; 生物土壤结皮; 土壤有机碳矿化; 土壤水分含量; 腾格里沙漠

# Organic carbon mineralization of biological soil crusts and subsoils in the revegetated areas of the southeast fringe of the Tengger Desert

XIE Ting<sup>1,2</sup>, LI Yunfei<sup>1,2</sup>, LI Xiaojun<sup>1,2,\*</sup>

1 Shapotou Desert Research and Experiment Station, Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 101408, China

Abstract: As an effective measure to curb land degradation in desert regions, revegetation plays a key role controlling the colonization and settlement of biological soil crusts (BSCs), which would modify the processes of soil formation and carbon cycle. Recently, mineralization of BSCs and their subsoils along with the succession of sand-fixing vegetation were still poorly understood, which may to a certain extent limits the accurate estimation of the ecological effects of sand-fixing vegetation. In this study, the carbon mineralization of BSCs and the 0-5 cm soil under BSCs in the vegetated areas at different revegetation ages in the southeastern edge of the Tengger Desert were investigated by using the indoor-incubation-alkali-absorption method, and the relationships between the carbon mineralization rates and water treatments and soil physicochemical properties were analyzed. The results showed that: the instantaneous (IR), maximum (MR) and average mineralization (AR) rates and the amount of cumulative C release (CCR) of BSCs and subsoils all increased with the increasing stand age, and they were significantly greater in BSCs than those in the subsoils (P<0.001). The increase of soil

收稿日期:2020-01-04; 网络出版日期:2021-01-15

基金项目:科技基础资源调查专项(2017FY100203);国家自然科学基金项目(41671111)

<sup>\*</sup> 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xiaojunli@ lzb.ac.cn

water content (SWC) significantly promoted soil organic carbon mineralization (P < 0.001). As the soil water content increased from 5% to 20%, MR and CCR of the BSCs increased by 1.48—2.08 times, 1.60—2.00 times, and 1.48—2.08 times, respectively, while those of the subsoils increased by 1.36—2.08 times, 1.21—2.00 times, and 1.36—2.08 times, respectively. Soil electrical conductivity, organic carbon and clay content are the main factors affecting the mineralization of organic carbon. Our results suggested that the occurrence and development of BSCs induced by the revegetation promoted soil carbon mineralization in desert regions, and the carbon cycling process in which BSCs are involved is regulated by environmental factors such as BSCs' physicochemical properties and water regimes.

Key Words: revegetation; biological soil crusts; soil organic carbon mineralization; soil water contents; Tengger Desert

植被恢复与重建是干旱沙区退化土地修复的有效途径,是该区生物土壤结皮(Biological Soil Crusts, BSCs)发生与发展的关键影响因素<sup>[1-2]</sup>。固沙植被建立后,沙丘表面逐渐趋于稳定,以蓝藻为优势的生物土壤 结皮开始拓殖,尔后随着植被恢复过程中生物和非生物环境的进一步改善,藻类结皮逐渐向着以荒漠藻类、地 衣及藓类等为优势的生物结皮类型演变<sup>[3]</sup>。BSCs 占干旱区地表活体覆盖的 40%—70%,是该区地表景观的重 要组成部分和土壤碳循环的主要参与者<sup>[4-6]</sup>。已有研究表明,BSCs 的年固碳量可达 11.36—26.75g C/m<sup>2[7]</sup>,而结 皮呼吸释放的碳占其固碳量 61%<sup>[8]</sup>。在半干旱草地生态系统中,BSCs 呼吸可达土壤呼吸总碳释放量的 43%, 远大于植被和裸地斑块土壤呼吸的贡献<sup>[9]</sup>。因此,BSCs 的拓殖和发育在干旱区碳循环过程中发挥重要作用。

土壤有机碳矿化是陆地生态系统到大气碳通量最大的组成部分,对维持土壤肥力和养分释放、缓解温室 气体的增加及全球气候变化的影响至关重要<sup>[10-11]</sup>。沙区固沙植被建立后,伴随着植被的演变,BSCs 的物种组 成、盖度、生物量、理化性质、微生物属性及水热因子等均发生了显著的变化<sup>[7,9,12-15]</sup>。BSCs 的这种变化使其 本身参与的生态水文过程发生显著变化,进而可能影响其碳循环过程<sup>[5-7,9,12]</sup>。因此,BSCs 演变对碳矿化的影 响逐渐受到关注。如杨雪芹<sup>[16]</sup>等研究发现,BSCs 在由藻类为优势到经藻类和藓类混生向以藓类为优势的结 皮演变过程中,其碳矿化速率由 0.03 g kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>增加到 0.04 g kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>,累积可矿化碳量的比例在 4.7%—6.9% 之间。李云飞等<sup>[17]</sup>通过对不同发育阶段的 BSCs 研究发现,有机碳的瞬时及最大矿化速率均表现为藓类结皮 >地衣结皮>藻类结皮土壤。然而,已有研究主要侧重于 BSCs 自然演替过程中碳矿化的变化,而对固沙植被 演替引发的 BSCs 生物和非生物过程演变对土壤碳矿化的研究较缺乏,这使得我们对沙区人工植被建设对土 壤碳库动态变化及土壤质量的影响机理认识不足,在一定程度上制约对固沙植被的生态学效应的准确评价。

拟通过对腾格里沙漠东南缘不同恢复年限固沙植被区 BSCs 及其下层土壤碳矿化特征,及其与水分和土 壤理化性质之间关系的研究,揭示固沙植被恢复过程中 BSCs 的拓殖和发育对土壤碳矿化过程的影响,阐明 BSCs 对荒漠生态系统碳循环的贡献及关键影响因素,为全面认识干旱区 BSCs 的生态功能提供科学依据。

#### 1 材料与方法

#### 1.1 研究区概况

实验区位于腾格里沙漠东南缘,中国科学院沙坡头沙漠研究试验站包兰铁路以北的人工固沙植被区(37°32′N,105°02′E)。该区为荒漠化草原向草原化荒漠的过渡带,也是沙漠和绿洲的过渡带。平均海拔1339 m,年均气温为9.6℃,最低气温-24.5℃,最高气温 38.1℃;年均降水量约为186 mm,且80%的降水集中在5—9月;年潜在蒸发量为3000 mm,年平均风速为2.8 m/s,最大风速19 m/s,大于5 m/s 的起沙风每年有200 d 左右。

为了确保包兰铁路沙坡头沙漠地段的畅通无阻,科研人员于 1956 年开始在流动沙丘上设置 1 m×1 m 的 麦草方格沙障并种植油蒿(Artemisia ordosica)、柠条锦鸡儿(Caragana korshinskii)和花棒(Hedysarum scoparium)等旱生灌木,尔后在不同年份按照相同方法进行扩展,在包兰铁路两侧形成了南北宽约 700 m,长 16 km 非灌溉人工固沙植被防护林体系<sup>[2,18]</sup>。该区的主要草本植物有:小画眉草(Eragrostis minor)、雾冰藜 (Bassia dasyphylla)、刺沙蓬(Salsola ruthenica)、狗尾草(Setaria viridis)和茵陈蒿(Artemisia capillaris)。人工固 沙植被区建立后经过 60 多年的演变,植被一土壤系统发生了深刻的演变,BSCs 也逐渐形成并发育,该区 BSCs 的主要优势生物成分为藻类、地衣和藓类<sup>[19]</sup>。不同恢复年限固沙植被区结皮层和下层土壤的理化性质 见表 1。

#### 1.2 实验设计

2019 年 5 月,分别在 1956 年(63a,恢复年限)、1973 年(46a,恢复年限)、1987 年(32 a,恢复年限)和 2011 年(8 a,恢复年限)建立的人工固沙植被区和流沙区(0 a,恢复年限)设置 10 m×10 m 的样方各 3 个。固沙植 被区每个样方中随机选取 10 个采样点,分别用直径为 5 cm 的土钻采集结皮层及结皮下 0—5 cm 层土壤样 品;流动沙丘采用同样的方法采集表层 0—2 cm 土壤和下层 2—7 cm 土壤。同一样方中同一土层不同采样点 样品混合成一个样品带回实验室,共 30 个混合样。采集的土样在室内自然风干,去除残留的枯枝落叶后过 2 mm 筛。将风干土分为两份,一份用于测定土壤理化性质,另一份置于 4℃冰箱,用于有机碳矿化的测定。

# 1.3 测定指标及方法

土壤 pH 值用 pH 计法(水:土=5:1)测定,土壤电导率采用电导仪(Cole-Parmer Instrument Company, Illinois, USA)测定,土壤颗粒组成采用采用激光粒度仪(Microtrac S3500, Microtrac, Montgom-eryville, USA)测定,利用压力膜仪(5bar 压力膜仪,1600 和 15bar 压力膜仪,1500F1,USA)测定水分特征曲线,并计算田间持水量。土壤全氮用 FOSS 凯氏定氮仪测定,土壤有机碳采用重铬酸钾氧化-外加热法测定<sup>[20]</sup>。

土壤有机碳矿化采用室内恒温培养-碱液吸收法测定。取出 4℃条件下保存的样品,分别称取 50 g 置于 250 mL 的可密封广口瓶中,把广口瓶中土壤的水分用蒸馏水分别调节至土壤含水量的 5%、10%和 20%,再放 入 20℃的恒温培养箱中进行 5 天的预培养,预培养完成后即正式开始培养实验。分别在正式培养的第 2、4、 7、12、17、27、37、47 天和第 57 天将盛有 10 mL 0.2 mol/L NaOH 溶液的 25 mL 的小烧杯置于广口瓶中,用于吸 收有机碳矿化释放的 CO<sub>2</sub>,广口瓶加盖密封 24 小时后取出装有 NaOH 溶液的小烧杯,用浓度为 0.2 mol/L 的 HCI 溶液进行滴定,计算培养过程中土壤碳矿化的累积释放量(mg C/kg)和矿化速率(mg C kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>)。

# 1.4 数据处理

采用重复测量方差分析法分析土层、恢复年限和水分对土壤有机碳矿化瞬时速率和累积释放量的影响, 采用多因素方差分析法分析土层、恢复年限和水分对最大矿化速率和平均矿化速率的影响,利用最小显著差 异法(LSD)进行显著性检验,显著性水平为 0.05。土壤有机碳矿化最大速率、平均速率及累积释放量和土壤 理化性质及土壤水分含量之间的相关性的冗余分析用 Canoco 5.0 软件实现。采用 SPSS 17.0 进行数据统计 分析。用 Origin 9.0 拟合曲线并作图。

# 2 结果与分析

#### 2.1 土壤有机碳矿化速率

整个培养期间,土壤有机碳矿化速率为培养前期快速下降,后期逐渐下降并趋于平缓。且同一土壤水分 含量下,不同恢复年限固沙植被区碳矿化速率表现为 63 a>46 a>32 a>8 a>0 a,同一植被区表现为 BSCs >下 层 0—5 cm 土壤(图 1)。土壤水分含量的增加显著促进了土壤有机碳矿化的速率(表 2,P<0.001),土壤水分 含量从 5%增加到 20%时,不同恢复年限 BSCs 有机碳化的平均速率及最大速率分别增加了 1.48—2.08 倍和 1.60—2.00 倍,下层 0—5 cm 土壤增加了 1.36—2.08 倍和 1.21—2.00 倍(图 1,图 2)。

不同恢复年限、水分和土壤层次对土壤有机碳矿化的瞬时速率、最大速率影响显著(表 2, P<0.001);且恢复年限、水分与土层的交互作用的影响也显著(表 2, P<0.001)。

# 2.2 土壤有机碳矿化累积释放量

整个培养期间,不同恢复年限固沙植被区土壤有机碳矿化累积释放量为随培养时间的延长呈不断增加的趋势。同一土壤水分含量下,不同恢复年限固沙植被区表现为 63 a>46 a>32 a>8 a>0 a,同一植被区表现为

BSCs >下层 0—5 cm 土壤(图 3)。土壤水分含量的增加显著促进了土壤累积释放量(表 2, P<0.001),土壤水 分含量从 5%增加到 20%时,BSCs 累积碳矿化量增加了 1.48—2.08 倍;下层 0—5 cm 土壤累积释放量增加 1.21—2.00 倍(图 3)。

表1 不同恢复年限固沙植被区 BSCs 及下层 0-5 cm 土壤理化性质

Table	1 Physico	chemical proj	perties of BSCs	and the 0—5	cm subsoil in r	evegetation ar	eas with differ	ent revegetation	n ages	
土层 Soil layer	恢复年限/a Revegetation ages	рН	电导 Electronic conductivity/ (µs/cm)	沙粒含量 Sand content/%	粉粒含量 Clay content/%	黏粒含量 Silt content/%	田间持水量 Field water holding capacity/%	全氮 Total nitrogen/ (g/kg)	有机碳 Soil organic carbon/ (g/kg)	
生物土壤结皮	63a	7.92±0.01Ba	201.90±2.74Aa	$32.66{\pm}1.52\mathrm{Be}$	49.61±0.86Aa	17.72±1.16Aa	21.11±1.62Aa	1.76±0.05Aa	18.95±0.91Aa	
Biological soil	46a	8.02±0.02Ba	166.57±8.02Ab	$44.77{\pm}5.60\mathrm{Bd}$	42.01±7.33Aa	13.22±1.74Ab	18.05±1.82Aa	$1.54 \pm 0.03 \mathrm{Ab}$	14.55±0.40Ab	
crusts	32a	$8.28{\pm}0.08\mathrm{Bb}$	151.70±9.90Abc	$68.57{\pm}2.29\mathrm{Bc}$	22.79±2.44Ab	$8.64{\pm}0.89{\rm Ac}$	$9.00{\pm}0.36\mathrm{Ab}$	$0.71{\pm}0.01{\rm Ac}$	$6.18{\pm}0.54{\rm Ac}$	
	8a	$8.33{\pm}0.03\mathrm{Bb}$	$135.77 \pm 10.53 \mathrm{Ac}$	$81.81{\pm}2.04\mathrm{Bb}$	$11.72{\pm}1.56{\rm Abc}$	$6.47{\pm}0.82{\rm Ac}$	$6.84{\pm}0.25{\rm Ab}$	$0.60{\pm}0.05{\rm Ac}$	4.69±0.31Ac	
	0a	$8.72{\pm}0.02{\rm b}$	35.17±1.42d	94.18±1.20a	5.71±1.19c	$0.11 \pm 0.02c$	$1.07 \pm 0.10 \mathrm{b}$	$0.29 \pm 0.01 \mathrm{c}$	$0.26 \pm 0.05 c$	
下层 0—5 cm 土壤	63a	$8.66{\pm}0.05{\rm Ab}$	75.70±2.50Ba	71.38±1.55Aa	$17.70{\pm}1.34{\rm Bb}$	10.92±0.22Ba	3.47±0.63Ba	0.41±0.01Aa	1.84±0.13Ba	
0—5 cm subsoil	46a	8.95±0.05Aa	70.40±1.06Bab	73.05±1.17Aa	$16.85{\pm}1.23\mathrm{Bb}$	10.10±0.43Aa	3.37±0.23Ba	0.40±0.01Aa	$1.26 \pm 0.10 \text{Bb}$	
	32a	8.96±0.04Aa	64.73±2.13Bb	$68.57{\pm}2.29{\rm Ab}$	$22.79{\pm}2.44\mathrm{Bb}$	$8.64{\pm}0.89\mathrm{Bb}$	3.33±0.19Ba	$0.36{\pm}0.02{\rm Bb}$	$1.00 \pm 0.17 \mathrm{Bb}$	
	8a	$8.71{\pm}0.05{\rm Ab}$	$55.50{\pm}1.51{\rm Bc}$	96.06±0.32Aa	$3.23 \pm 0.23 Bc$	$0.71{\pm}0.09{\rm Bc}$	$1.47{\pm}0.00{\rm Bb}$	$0.30{\pm}0.01{\rm Bc}$	$0.40 \pm 0.03 \mathrm{Bc}$	
	0a	$8.72{\pm}0.02{\rm b}$	35.17±1.42d	94.18±1.20a	5.71±1.19c	$0.11 \pm 0.02c$	$1.07 \pm 0.10 \mathrm{b}$	0.29±0.01c	$0.26 \pm 0.05 c$	
土层	恢复年限/a		厚度							
Soil layer			Revegetation ages		Thickness/cm		Biomass/( $\mu$ g/cm <sup>2</sup> )			
生物土壤结皮		63a			1.40a		1.8			
<b>Biological Soil Crusts</b>		46a			1.17b			1.2		
			32a			0.97c		1.0		
			8a			0.25d		0.7		
			0a			0e		0		

不同大写字母表示不同土层间差异显著(P<0.05);不同小写字母表示不同恢复年限间差异显著(P<0.05),生物量参考<sup>[14]</sup>;0a对应的土层分别是流动沙丘0—

2 cm 土壤和 2-7 cm 土壤



图 1 不同培养时间和水分条件下生物土壤结皮和下层 0—5 cm 土壤有机碳矿化速率

Fig.1 Soil organic carbon mineralization rate in the biological soil crusts (BSCs) and the 0-5 cm subsoil under different incubation time and water conditions



图 2 不同土壤水分含量下 BSCs 和下层 0—5 cm 土壤有机碳矿化最大速率



#### 表 2 土层、恢复年限和水分含量对土壤有机碳矿化瞬时速率、平均速率、最大速率和累积释放量的影响

Table 2 Effects of soil layer, age and water content on instantaneous rate, average rate, maximum rate and cumulative release amount of soil organic carbon mineralization

	瞬时速率 Instantaneous rate		率 平均速率 us rate Average rate		最大速率 Maximum rate		累积释放量 Cumulative release amount	
ractors	F	Р	F	Р	F	Р	F	Р
土层 Soil layer (S)	9292.35	< 0.001	9205.65	< 0.001	1296.26	< 0.001	9855.15	< 0.001
恢复年限 Age (A)	463.39	< 0.001	1372.90	< 0.001	264.09	< 0.001	1495.27	< 0.001
水分含量 Water content (W)	1466.65	< 0.001	415.25	< 0.001	85.20	< 0.001	478.09	< 0.001
S×A	185.96	< 0.001	705.52	< 0.001	89.01	< 0.001	732.58	< 0.001
S×W	689.3	< 0.001	159.15	< 0.001	39.84	< 0.001	197.68	< 0.001
W×A	19.37	< 0.001	15.52	< 0.001	5.211	< 0.001	19.76	< 0.001
S×W×A	14.81	< 0.001	13.44	< 0.001	3.408	0.003	16.22	< 0.001

不同恢复年限、水分和土壤层次对土壤有机碳矿化累积释放量的影响显著,且恢复年限与水分以及与土 壤层次的交互作用也显著(表 2, P<0.001)。

2.3 BSCs 和下层 0-5 cm 土壤有机碳矿化之间的关系

BSCs 有机碳矿化的瞬时速率、平均速率、最大速率、累积释放量与下层 0—5 cm 土壤瞬时速率、平均速率、最大速率、累积释放量呈显著的正相关关系(图4,*P*<0.001)。



图 3 不同培养时间和水分条件下 BSCs 和下层 0—5 cm 土壤有机碳矿化累积释放量

Fig.3 The cumulative release amount of soil organic carbon mineralization in the  $BSC_s$  and the 0—5 cm subsoil under different incubation time and water conditions





#### 2.4 土壤有机碳矿化与土壤理化性质间的关系

冗余分析结果表明,有机碳矿化与土壤水分含量及土壤理化性质密切相关,不同因子对有机碳矿化的解释程度有着较大的差异,结皮层第一轴和第二轴分别解释了有机碳矿化变异的94.05%和1.56%,下层0—5 cm 土壤分别解释了79.27%和3.76%(图5)。其中,结皮厚度、生物量、电导率、有机碳、全氮、粉粒、粘粒、全

2345

氮、田间持水量和土壤水分含量与有机碳矿化的最大速率、平均速率和累积释放量显著正相关(图 5, P< 0.01),而与 pH 和沙粒含量显著负相关。结皮层中生物量、电导率、厚度、黏粒含量和有机碳是影响有机碳矿 化的主要因素,下层 0—5 cm 土壤中有机碳、电导率和黏粒含量是影响有机碳矿化的主要因素。土壤电导率、有机碳和黏粒含量是影响有机碳矿化的主要影响因素(图 5)。



图 5 BSCs 和下层 0—5 cm 土壤有机碳矿化与土壤理化性质之间的相关性

Fig.5 Correlation between soil organic carbon mineralization and soil physicochemical properties in the BSCs and the 0-5 cm subsoil

41 卷

# 3 讨论

不同恢复年限固沙植被区 BSCs 和下层 0—5 cm 土壤碳矿化速率为培养前期快速下降,后期逐渐下降并 趋于平缓(图1),表明微生物作用下土壤的有机碳矿化过程很大程度上取决于土壤中养分的供应<sup>[21-22]</sup>。培养 前期,土壤中大量可被微生物分解利用活性有机物质等逐渐消耗,随着培养时间延长,微生物开始利用较难分 解的复杂有机物,但这种过程缓慢<sup>[22-23]</sup>,因此土壤有机碳矿化速率逐渐减小后趋于稳定。这种有碳矿化速率 先快后慢的变化趋势在很多研究中均有报道<sup>[17,21-23]</sup>。

同一土壤水分含量下,BSCs有机碳矿化的瞬时速率、平均速率、最大速率和累积释放量均显著大于下层 0—5 cm 土壤(表 2, P<0.001),不同恢复年限固沙植被区土壤机碳矿化的瞬时速率、平均速率、最大速率和累 积释放量均表现为 63a>46a>32a>8a>0a(图 1、图 2 和图 3)。这与周玉燕等<sup>[23]</sup>和 Su 等<sup>[24]</sup>在旱地的研究结果 相类似。说明随着恢复年限的延长,土壤的结构,所含养分含量等因素发生了变化<sup>[23]</sup>。有机碳矿化过程受植 被类型及凋落物、根系分泌物的性质和数量、参与碳矿化过程微生物数量和活性的直接影响,同时也受土壤碳 库的丰缺状况、pH 值等的间接影响<sup>[25]</sup>。不同恢复年限下地表植被类型、盖度及多样性及土壤理化性质发生 变化,从而使土壤有机质、土壤氮含量及微生物群落的结构及活性存在差异,进而影响土壤有机碳矿化速率。 此外,本研究冗余分析表明土壤有机碳矿化的最大速率、平均速率和累积释放量与土壤的理化性质显著相关 (图 5, P<0.01),其中电导率、有机碳和黏粒含量是影响有机碳矿化的主要影响因素。

本研究认为植被恢复过程 BSCs 的演变也是其碳矿化差异原因主要表现在以下几个方面:(1)随着 BSCs 的演变,其盖度和粗糙度逐渐增大,捕获和富集大气降尘的能力逐渐增强,从而使结皮的厚度、土壤细颗粒物质和养分含量逐渐增大<sup>[26]</sup>(表1),此外,BSCs 还能够改善微生境土壤的水热因子,使得结皮层的代谢活性增强<sup>[9,12]</sup>。(2)随着 BSCs 的演变,其盖度和生物量显著增加<sup>[7,9,12]</sup>(表1),从而使结皮层单位面积 CO<sub>2</sub>交换速率显著提高<sup>[5,7,9,12]</sup>。(3)随着 BSCs 的演变,BSCs 的类型(藻类、苔藓、地衣)的构成比例发生变化,从而影响碳矿化速率。通常与地衣和苔藓相比,藻类结皮具有较低的生物量和叶绿素含量<sup>[5,7,12]</sup>,以及更加有限光穿透力<sup>[27]</sup>,因此使得固碳能力相对降低<sup>[7,9,12]</sup>。比如,干早区以具鞘微鞘藻为主的生物结皮的固碳速率约(1 µmol CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>)显著低于地衣和苔藓为主的 BSCs 的光合速率(10 µmol CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>)<sup>[28-29]</sup>。(4)BSCs 的不同演替阶段具有不同的微生物组成和群落结构<sup>[30]</sup>,对其碳矿化影响也不同。已有的研究报道了相似的研究结要因素(图 5)。

结皮层和下层 0—5 cm 土壤的各种有机碳矿化特征呈显著的正相关关系(图 4, P<0.001),说明下层土壤 各种碳矿化特征随着 BSCs 各种碳矿化特征的增大而增大。BSCs 和下层 0—5 cm 土壤有机碳矿化速率和累 积矿化量变化趋势基本一致(图 1、图 3),但 BSCs 的碳矿化速率和累积矿化量均显著高于下层 0—5 cm 土壤 (表 2, P<0.001),其他类似研究中也发现了相似的规律<sup>[17]</sup>。究其原因主要有以下三点。首先,同一植被区, 隐花植物的凋落物、分泌物、残体以及大气降尘等不断在土壤表层积累和分解,有效促进了生物土壤结皮有机 质、养分含量的增加,使得结皮层及下层土壤有机碳含量存在一定的差异(表 1),这也是生物土壤结皮层及下 层 0—5 cm 土壤碳矿化差异的主要原因。此外,不同土层的微生物数量和活性是影响碳矿化差异的另一个原 因。BSCs 微生物量熵大于下层土壤<sup>[32]</sup>,这显然为土壤碳矿化提供了微生物基础;另一方面,BSCs 在获得充 足的养分的同时,首先显著改善 BSCs 土壤的理化性质,这为微生物的生存提供了适宜的条件,而下层土壤, 除了 BSCs 所提供的养分很难到达外,理化性质变差也可能是一个重要的因素。本研究(表 1 和图 5)也证实 了这一点。最后,BSCs 是干旱沙区土壤碳和氮输入的重要来源,这有利于结皮层养分的聚集。研究发现,随 着 BSCs 的发育,BSCs 有机碳含量增加较为突出,10 年以上的藓类结皮土壤有机碳含量可高达 20.9 g/ kg<sup>[33-34]</sup>,BSCs 通过固定大气中的氮进而增加土壤氮输入量,达 2—15 kg N hm<sup>-2</sup> a<sup>-1[35]</sup>,这均为 BSCs 的碳矿化 提供了物质基础,使得 BSCs 土壤和下层土壤的碳矿化过程存在一定的差异。 BSCs和下层0—5 cm 土壤有机碳矿化瞬时速率、平均速率、最大速率和累积碳释放量均随土壤含水量的 增大而增大(图1,图2,图3),其他旱地研究中发现了相似的规律<sup>[12,24]</sup>。表明土壤碳矿化过程主要与微生物 的调节有关<sup>[36]</sup>。土壤含水量增加会使微生物的活性显著提高,进而加速了有机质的分解<sup>[37]</sup>,另一方面,高的 土壤水分能改变土壤养分的扩散速率,通过释放更多的土壤活性来提高土壤微生物基质的利用率<sup>[38]</sup>。此外, 水分对不稳定有机碳组分含量和顽固性有机碳化率产生影响<sup>[39]</sup>,土壤质地也可能影响微生物群落及细菌、真 菌对土壤呼吸的贡献<sup>[40]</sup>。表明水分对碳矿化的调控作用不仅受到微生物活性的影响,也与土壤质地、有机碳 组分等密切相关。因此,水分对有机碳矿化的作用机理是一个值得进一步探讨的问题。

#### 4 结论

不同恢复年限固沙植被区土壤机碳矿化的瞬时速率、平均速率、最大速率和累积释放量均表现为 63a>46a>32a>8a>0a,且同一植被区表现为 BSCs >下层 0—5 cm 土壤,且其碳矿化过程主要受电导率、有机碳和黏粒含量的影响。土壤水分含量从 5%增加到 20%时,BSCs 土壤有机碳矿化平均和最大速率及累计释放量分别增加了 1.48—2.08 倍、1.60—2.00 倍和 1.48—2.08 倍,下层土壤分别增大了 1.36—2.08 倍、1.21—2.00 倍和 1.36—2.08 倍,表明水分促进了固沙植被恢复过程中土壤有机碳矿化过程。由于本研究着重探讨的是不同恢复年限固沙植被区 BSCs 及下层土壤在不同水分条件下的碳矿化特征,为了更深入了解植被恢复过程中 BSCs 演变对土壤有机碳矿化过程影响,还需要 BSCs 的盖度、生物量及微生物属性等进一步研究。

#### 参考文献(References):

- Le Houerou H N. Restoration and rehabilitation of arid and semiarid Mediterranean ecosystems in North Africa and West Asia: a review. Arid Soil Research and Rehabilitation, 2000, 14(1): 3-14.
- [2] Li X R, Zhang Z S, Tan H J, Gao Y H, Liu L C, Wang X P. Ecological restoration and recovery in the wind-blown sand hazard areas of northerm China: relationship between soil water and carrying capacity for vegetation in the Tengger Desert. Science China Life Sciences, 2014, 57(5): 539-548.
- [3] Belnap J. The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. Hydrological Processes, 2006, 20(15): 3159-3178.
- [4] Adessi A, De Carvalho R C, De Philippis R, Branquinho C, Da Silva J M. Microbial extracellular polymeric substances improve water retention in dryland biological soil crusts. Soil Biology and Biochemistry, 2018, 116: 67-69.
- [5] Huang L, Zhang Z S, Li X R. Carbon fixation and its influence factors of biological soil crusts in a revegetated area of the Tengger Desert, northern China. Journal of Arid Land, 2014, 6(6): 725-734.
- [6] Guan C, Li X R, Zhang P, Li C H. Effect of global warming on soil respiration and cumulative carbon release in biocrust dominated areas in the Tengger Desert, northern China. Journal of Soils and Sediments, 2019, 19(3): 1161-1170.
- [7] Li X R, Zhang P, Su Y G, Jia R L. Carbon fixation by biological soil crusts following revegetation of sand dunes in arid desert regions of China: a four-year field study. Catena, 2012, 97: 119-126.
- [8] Lange O L, Meyer A, Zellner H, Heber U. Photosynthesis and water relations of lichen soil crusts: field measurements in the coastal fog zone of the Namib Desert. Functional Ecology, 1994, 8(2): 253-264.
- [9] Castillo-Monroy A P, Maestre F T, Rey A, Soliveres S, García-Palacios P. Biological soil crust microsites are the main contributor to soil respiration in a semiarid ecosystem. Ecosystems, 2011, 14(5): 835-847.
- [10] Jia X X, Shao M A, Wei X R. Responses of soil respiration to N addition, burning and clipping in temperate semiarid grassland in northern China. Agricultural and Forest Meteorology, 2012, 166-167: 32-40.
- [11] Jia J, Yu D P, Zhou W M, Zhou L, Bao Y, Meng Y Y, Dai L M. Variations of soil aggregates and soil organic carbon mineralization across forest types on the northern slope of Changbai Mountain. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(2): 1-7.
- [12] Zhao Y, Zhang Z S, Hu Y G, Chen Y L. The seasonal and successional variations of carbon release from biological soil crust-covered soil. Journal of Arid Environments, 2016, 127; 148-153.
- [13] Yang H Y, Liu C Z, Liu Y M, Xing Z S. Impact of human trampling on biological soil crusts determined by soil microbial biomass, enzyme activities and nematode communities in a desert ecosystem. European Journal of Soil Biology, 2018, 87: 61-71.
- [14] 李新荣. 荒漠生物土壤结皮生态与水文学研究. 北京: 高等教育出版社, 2012: 272-333.

[15] Kakeh J, Gorji M, Sohrabi M, Tavili A, Pourbabaee A A. Effects of biological soil crusts on some physicochemical characteristics of rangeland soils

	of Alagol, Turkmen Sahra, NE Iran. Soil and Tillage Research, 2018, 181: 152-159.
[16]	杨雪芹. 模拟放牧干扰对黄土丘陵区生物结皮土壤碳循环的影响及机制[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2019.
[17]	李云飞,都军,张雪,谢婷,李小军.腾格里沙漠东南缘不同类型生物土壤结皮对土壤有机碳矿化的影响.生态学报,2020,40(5):
	1580-1589.
[18]	Li X J, Li X R, Wang X P, Yang H T. Changes in soil organic carbon fractions after afforestation with xerophytic shrubs in the Tengger Desert,
	northern China. European Journal of Soil Science, 2016, 67(2): 184-195.
[19]	胡宜刚, 冯玉兰, 张志山, 黄磊, 张鹏, 徐冰鑫. 沙坡头人工植被固沙区生物结皮-土壤系统温室气体通量特征. 应用生态学报, 2014, 25
	(1): 61-68.
[20]	文启孝. 土壤有机质研究法. 北京: 中国农业出版社, 1984: 273-284.
[21]	康成芳, 宫渊波, 车明轩, 许蔓菁, 吕宸, 刘韩. 川西高寒山地灌丛草甸不同海拔土壤碳矿化特征. 应用与环境生物学报, 2019, 25(5): 1030-1035.
[22]	邱曦,吕茂奎,黄锦学,李伟,赵本嘉,张浩,王恩熙,谢锦升.不同培养温度下严重侵蚀红壤的有机碳矿化特征.植物生态学报,2016, 40(3):236-245.
[23]	周玉燕, 贾晓红, 张烜铭, 马进琴, 陈凤鸣, 高艳红. 土壤碳矿化潜力对沙坡头人工固沙植被演变的响应. 生态学杂志, 2013, 32(6): 1371-1377.
[24]	Su Y G, Wu L, Zhang Y M. Characteristics of carbon flux in two biologically crusted soils in the Gurbantunggut Desert, Northwestern China. Catena, 2012, 96: 41-48.
[25]	李顺姬,邱莉萍,张兴昌.黄土高原土壤有机碳矿化及其与土壤理化性质的关系.生态学报,2010,30(5):1217-1226.
[26]	Dümig A, Veste M, Hagedorn F, Fischer T, Lange P, Spröte R, Kögel-Knabner I. Organic matter from biological soil crusts induces the initial
	formation of sandy temperate soils. Catena, 2014, 122: 196-208.
[27]	Belnap J, Lange O L. Biological soil crusts: structure, function and management. Berlin Heidelberg: Springer, 2003, 217-240.
[28]	Garcia-Pichel F, Belnap J. Microenvironments and microscale productivity of cyanobacterial desert crusts. Journal of Phycology, 1996, 32(5):
	774-782.
[29]	Brostoff W N, Sharifi M R, Rundel P W. Photosynthesis of cryptobiotic crusts in a seasonally inundated system of pans and dunes at Edwards Air
	Force Base, western Mojave Desert, California: Laboratory studies. Flora- Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants, 2002, 197(2): 143-151.
[30]	Maestre F T, Bowker M A, Cantón Y, Castillo-Monroy A P, Cortina J, Escolar C, Escudero A, Lúzaro R, Martínez I. Ecology and functional roles
	of biological soil crusts in semi-arid ecosystems of Spain. Journal of Arid Environments, 2011, 75(12): 1282-1291.
[31]	Housman D C, Powers H H, Collins A D, Belnap J. Carbon and nitrogen fixation differ between successional stages of biological soil crusts in the
	Colorado Plateau and Chihuahuan Desert. Journal of Arid Environments, 2006, 66(4): 620-634.
[32]	李宜坪. 毛乌素沙地生物结皮及其下伏土壤的养分特征与碳储量研究[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2018.
[33]	Gao L Q, Bowker M A, Xu M X, Sun H, Tuo D F, Zhao Y G. Biological soil crusts decrease erodibility by modifying inherent soil properties on
	the Loess Plateau, China. Soil Biology and Biochemistry, 2017, 105: 49-58.
[34]	赵允格,徐冯楠,许明祥.黄土丘陵区藓结皮生物量测定方法及其随发育年限的变化.西北植物学报,2008,28(6):1228-1232.
[35]	Barger N N, Weber B, Garcia-Pichel F, Zaady E, Belnap J. Patterns and controls on nitrogen cycling of biological soil crusts//Weber B, Büdel B,
	Belnap J, eds. Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands. Cham: Springer International Publishing, 2016: 257-285.
[36]	Ma C, Chen X, Zhang J Z, Zhu Y P, Kalkhajeh Y K, Chai R S, Ye X, Gao H J, Chu W Y, Mao J D, Thompson M L. Linking chemical
	structure of dissolved organic carbon and microbial community composition with submergence-induced soil organic carbon mineralization. Science of
	the total environment, 2019, 692: 930-939.
[37]	Rey A, Petsikos C, Jarvis P G, Grace J. Effect of temperature and moisture on rates of carbon mineralization in a Mediterranean oak forest soil
5 7	under controlled and field conditions. European Journal of Soil Science, 2005, 56(5): 589-599.
[38]	Paterson E, Sim A. Soil-specific response functions of organic matter mineralization to the availability of labile carbon. Global change biology,
[ 20 ]	2013,19(5):1562-15/1.
[39]	」 下双, 土连闭, 唐江, 怒恐, 谢德仲. 水热受化对二唊水库泪洛审案巴土有机嫉妒化的影响. 外境科字, 2016, 37(7): 2763-2769.
L40 ]	MIJ, LIJJ, UNEN D M, ALE I U, BAI I F. Predominant control of moisture on soil organic carbon mineralization across a broad range of arid and camiarid access tames on the Mongolia plateau Landscare Feelerge 2015, 30(0), 1683, 1600
	semand cosystems on the mongona plateau. Landscape ecology, $2015$ , $50(5)$ : 1065-1055.