

DOI: 10.20103/j.stxb.202311232562

安立伟, 李志刚. 退化荒漠草地恢复对土壤有机碳及其驱动因子的影响. 生态学报, 2024, 44(13): 5519-5531.

An L W, Li Z G. Effects of the degraded desert grassland restoration on soil organic carbon and its driving factors. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(13): 5519-5531.

退化荒漠草地恢复对土壤有机碳及其驱动因子的影响

安立伟^{1,2}, 李志刚^{1,2,*}

1 内蒙古民族大学农学院, 通辽 028000

2 科尔沁沙地生态农业国家民委重点实验室, 通辽 028000

摘要: 揭示中国北方退化荒漠草地土壤有机碳分布积累对草地恢复的响应规律和驱动机制, 可为科学治理退化草地、阐明草地恢复的土壤碳汇效应提供科学依据。以鄂尔多斯高原不同恢复阶段(流动沙地、恢复前期、恢复中期和恢复后期)的退化草地为研究对象, 分析了 0—10 cm, 10—20 cm 和 20—40 cm 的土壤有机碳对草地恢复的响应, 并采用多种统计方法分析土壤有机碳的驱动因素。结果表明: (1) 草地恢复显著增加了不同深度的土壤有机碳 ($P < 0.05$), 恢复后期可使 0—10 cm、10—20 cm 和 20—40 cm 土壤有机碳分别增加 8.28 倍、6.44 倍和 9.46 倍。(2) 不同深度土壤有机碳的驱动因素不同: 植被盖度和植物多样性共同控制 0—10 cm 土壤有机碳的积累, 而下层土壤(10—20 cm 和 20—40 cm) 有机碳积累受到养分限制(土壤氮素)的影响, 并且这种影响会随着土壤深度的增加而加强。研究结果可为合理恢复退化草地提供理论依据, 同时还为通过草地恢复促进土壤碳循环以实现双碳目标提供了证据。

关键词: 荒漠草地; 多样性; 土壤有机碳; 恢复; 驱动因子

Effects of the degraded desert grassland restoration on soil organic carbon and its driving factors

AN Liwei^{1,2}, LI Zhigang^{1,2,*}

1 College of Agriculture, Inner Mongolia Minzu University, Tongliao 028000, China

2 Key Laboratory of Horqin Sandy Land Ecological Agriculture of the State Ethnic Affairs Commission, Tongliao 028000, China

Abstract: Uncovering the patterns and underlying drivers of soil organic carbon (SOC) accumulation in response to restoration of degraded desert grasslands of Northern China can provide a scientific evidence for the effective management of degraded grasslands and the elucidation of soil carbon sequestration effects through grassland restoration. This investigation focused on the response of SOC to different stages of grassland restoration across the Ordos Plateau, which included areas of shifting sands, pre-restoration, mid-restoration, and post-restoration, at soil depths of 0—10 cm, 10—20 cm, and 20—40 cm. To unravel the factors influencing SOC, a suite of statistical techniques was employed. The results indicated that: (1) Grassland restoration significantly increased SOC across all studied depths ($P < 0.05$). Notably, SOC increased by 8.28 times, 6.44 times, and 9.46 times at 0—10 cm, 10—20 cm, and 20—40 cm soil depths, respectively. (2) The accumulation of SOC at different depths was found to be influenced by various factors. Vegetation coverage and plant diversity were identified as the primary drivers of SOC accumulation at the 0—10 cm depth, while nutrient limitation, specifically soil nitrogen, played a significant role in the accumulation of SOC in deeper layers (10—20 cm and 20—40 cm), and this effect intensified with increasing soil depth. These findings offer a scientific foundation for informed restoration strategies of the degraded grasslands and furnish evidence for the promotion of soil carbon cycling through

基金项目: 内蒙古民族大学教研项目 (XNK2023001)

收稿日期: 2023-11-23; 网络出版日期: 2024-04-25

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lzg1026@126.com

grassland restoration, contributing to the achievement of dual carbon goals.

Key Words: desert grassland; diversity; soil organic carbon; restoration; driving factors

草地土壤中保存的有机碳约为陆地土壤有机碳库的 $1/3$ (525 Pg , $1 \text{ Pg} = 10^{15} \text{ g}$)^[1-2], 其变化会对大气 CO_2 浓度造成极大影响, 在气候调节方面发挥着不可忽视的作用^[3-5]。中国草地土壤有机碳库是全球土壤碳库的重要组成部分^[6]。因为气候变化加剧和不合理的人类活动, 我国约有 90% 的天然草地处于不同程度的退化之中, 其中中度和重度退化草地占 60% 以上^[6-8]。有研究表明草地退化会导致土壤有机碳发生不同程度的损失^[9-12], 尤其在青藏高原的草地退化使土壤有机碳损失达到 90% 以上^[13-14]。模型预测我国退化草地恢复后土壤有机碳库将增加 60% 以上^[15], 因此, 恢复退化草地, 提升草地固碳能力, 对维持草地生态系统的稳定性, 减缓全球气候变化具有重要意义。

植被恢复是增加土壤有机碳最有效的方法之一^[16]。植物生物量是土壤有机碳最主要的来源^[17], 而草地恢复可以通过影响植物类型、凋落物质量和根系生物量而增加土壤外源性碳输入, 同时也会影响微生物群落的组成和数量, 进而影响土壤有机碳的积累^[18-19]。鄂尔多斯高原是典型草原、荒漠草原和草原荒漠的交界地带, 是国家重要的生态屏障和畜牧业基地, 是一个十分复杂的、多层次的生态过渡地带^[20-21]。由于强烈的人为干扰, 鄂尔多斯高原草地退化现象频发, 荒漠化威胁严重, 已经成为我国北方荒漠化中心之一^[22]。为合理、快速恢复该地区的植被, 长期以来实施了大规模退耕(退牧)还草工程, 取得了巨大成效^[23]。植被的定植和生长会使地形和土壤性质发生变化, 逆转了草地退化趋势, 改善了地区脆弱的生态环境, 实施后植被盖度和物种多样性逐渐提高, 土壤理化性质发生显著变化^[24]。有研究表明, 草地恢复显著提高了植被盖度、多样性、生物量, 加速了植物群落的演替, 增加了土壤有机碳含量^[25-27]。但也有部分研究认为, 植被恢复前期, 植物生物量、多样性和土壤有机碳快速增加, 而后期增加缓慢甚至会有一定程度降低, 呈现出先升高后降低的单峰趋势^[28]。虽然草地恢复后土壤有机碳含量发生较明显变化, 但目前关于退化草地恢复对土壤有机碳的研究结论不一, 荒漠草地往往较别的草地类型更为脆弱, 且研究数量远远少于高寒草甸和典型草原^[9, 12-14], 因此深入研究退化荒漠草地恢复过程中植被-土壤系统各个要素之间的相互作用, 明确退化草地的恢复对土壤有机碳影响及其内在机制, 可以更好的为基于陆地的气候缓解策略提供信息。

同时土壤、植物和微生物都是影响土壤有机碳含量变化的因素^[16]。在草地恢复过程中, 这些因素均会发生变化, 因素之间相互作用, 相互影响, 对土壤有机碳的积累有着错综复杂的综合作用, 且主控因素可能随着草地恢复进程的推进而发生改变^[13-14]。而目前研究大多侧重于一种或几种典型因素的直接影响, 很少有研究定量评估可能的直接或间接因素导致的土壤有机碳变化, 以及因素之间的潜在相互作用, 这对于理解土壤有机碳的积累与草地恢复的耦合关系至关重要^[16, 29], 因而有必要对荒漠草地不用恢复阶段、不同深度的土壤有机碳变化趋势进行对比研究。本文以鄂尔多斯高原不同恢复程度的荒漠草地为研究对象, 采用野外调查、实验室分析结合多种统计方法, 揭示荒漠草地恢复对不同深度土壤有机碳的影响, 并进一步分析其驱动因素, 有助于深入了解退化荒漠草地土壤碳积累过程, 为未来草地合理管理, 促进荒漠草地的可持续发展提供理论依据。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

试验在内蒙古自治区鄂尔多斯市的伊金霍洛旗内进行 ($108^{\circ}58' - 110^{\circ}25'E$, $38^{\circ}56' - 39^{\circ}49'N$), 位于鄂尔多斯高原的东南部, 海拔 1100—1500 m, 属于典型草原向荒漠草原过渡的半干旱地区。研究区属于温带大陆性气候, 年平均降水量 358.2 mm (大约 60—80% 发生在 6—8 月), 年平均潜在蒸发量 2563 mm。年平均日照 2900 h, 年平均风速 3.6 m/s, 年平均相对湿度 52%, 年平均气温 6.2℃。研究区土壤类型主要是栗钙风沙土和

草甸土。

1.2 试验设计

2023 年 7—8 月,依据历史卫星影像资料和飞播工程资料,同时通过问询当地牧民,确定研究区域经历过禁牧和飞播措施^[15,18]。然后将研究区内经过治理的荒漠草地按照植被盖度分为 3 种类型:植被盖度 <15% 的为流动沙地,15%—30% 的为半固定沙地,>30% 的为固定沙地,并根据是否有生物土壤结皮发育将固定沙地划分为新固定沙地(无生物土壤结皮)和老固定沙地(生物土壤结皮大量分布)^[30]。依据调查结果以及生物土壤结皮发育状况,以上三类样地的恢复时间分别为 5—7 年,10—15 年以及 20 年以上^[31—33]。选定半固定沙地、新固定沙地和老固定沙地为草地恢复前期(PR)、恢复中期(MR)和恢复后期(LR)样地,并以流动沙地作为对照(CK)。在每块样地上随机设置 5 个 5 m×5 m 的样方作为重复,并保证相邻样方之间的距离大于 50 m,共计 20 个样方。

1.3 野外调查

在每个 5 m×5 m 样方中,调查灌木的冠幅、高度和株数,并用标准枝法调查生物量。然后在每个 5 m×5 m 样方中,随机设置一个 1 m×1 m 的草本植物调查样方,测量并记录各草本物种的丰度、盖度和高度,并紧贴地面剪取样方内的植物装入信封,同时收集地表枯落物带回实验室。然后分层分别挖掘样方内 0—10 cm,10—20 cm 和 20—40 cm 的植物根系,过 2 mm 筛后装入信封带回实验室。同时用环刀分层在每个采样点取 1 个土样,用于测定土壤容重。

1.4 土壤采集

在每个 5 m×5 m 样方中,按照“S”型布点,设置 9 个采样点位,用 5 cm 土钻分层采集 0—10 cm,10—20 cm 和 20—40 cm 的土壤样品,同层混为一个混合样品,过 2 mm 筛分为两部分,一部分-20℃转运到实验室进行微生物因子的测定,另一部分土壤样品自然风干,用于测定土壤常规理化性质。

1.5 实验室分析

植物地上生物量、地下生物量和凋落物在 65℃烘箱中烘干至恒重,称重并记录。

土壤有机碳(SOC)和土壤全氮(TN)的测定使用元素分析仪(Vario EL III,Elementar 公司)。土壤铵态氮(NH₄⁺-N)和硝态氮(NO₃⁻-N)的测定采用紫外可见分光光度计。采用熏蒸萃取法测定土壤微生物生物量碳(MBC, mg/kg)、氮(MBN, mg/kg)和磷(MBP, mg/kg)。土壤颗粒组成(黏粒、粉粒和砂粒)用激光粒度分析仪(Mastersizer-2000, Malvern Panalytical, 英国)测定,使用湿筛法测定土壤团聚体,土壤 pH 值使用 pH 计(PB-10, Sartorius)(土壤-水悬浮液 1:2.5)测定,土壤含水量和土壤容重采用环刀法测量。

1.6 数据处理

(1) 植物多样性

采用 α 多样性指数对不同恢复程度草地的植物多样性进行分析,其指标包括:Margalef 丰富度指数(*M*)、Shannon-Wiener 多样性指数(*H*)、Simpson 优势度指数(*S*)和 Pielou 均匀度指数(*E*)。计算公式如下:

$$S = 1 - \sum_{i=1}^n P_i^2 \quad (1)$$

$$H = - \sum_{i=1}^n P_i \ln(P_i) \quad (2)$$

$$M = (S - 1) / \ln N \quad (3)$$

$$E = H / \ln S \quad (4)$$

其中,*N* 为样方内所有物种的个体总数;*S* 为物种总数;*N_i* 为第 *i* 种物种的个体数;*P_i* 为 *i* 物种的多度比例,*P_i* = *N_i*/*N*。

(2) 土壤团聚体

利用平均重量直径(Mean weight diameter, MWD)分析土壤团聚体结构,计算公式如下:

$$MWD = \sum_{i=1}^n X_i W_i \quad (5)$$

其中, X_i 是第 i 个直径级团聚体的平均直径 (mm); W_i 是第 i 个筛子上剩余团聚体的重量比; n 是筛子数量。

(3) 数据分析

利用 Shapiro-Wilk 检验和 Levene 检验数据分布的正态性, 对不服从正态分布的数据进行 \log_{10} 转换, 然后进行下一步的分析。对草地恢复不同阶段指标的差异采用单因素方差分析 (One-way analysis of variance, ANOVA), 并在 0.05 水平上确定显著性。利用 Pearson 相关性分析确定不同深度土壤有机碳和环境因子的关系, 并利用随机森林分析 (Random forest analysis) 对影响土壤有机碳积累的环境因子进行排序, 进一步筛选影响显著的因子 ($P < 0.05$) 纳入结构方程模型 (Structural Equation Model, SEM)。由于土壤粒径组成 (黏粒、粉粒和砂粒) 以及植物碳输入 (地上生物量、凋落物和根系生物量) 等因子各变量之间存在密切的共线性, 因此进行了主成分分析 (PCA), 并选择了第一成分 PC1 (解释度为 79.08%—99.67%) 来替代自变量。该模型采用最大似然估计法对数据进行拟合, 模型的拟合度采用皮尔逊卡方检验 (R^2)、拟合优度指数 (GFI > 0.90)、卡方检验 (χ^2)、近似均方根误差 ($0 \leq RMSEA \leq 0.05$) 和赤池信息量准则 (AIC) 等指标进行评价。使用 SPSS (IBM SPSS, Somers, NY, 美国) 和 R 语言 (4.3.2 版本) 进行统计分析, Origin 2021 Pro (Origin Lab, Northampton, MA, 美国) 进行绘图。

2 结果

2.1 不同恢复阶段草地植物群落组成

如表 1 所示, 草地恢复过程中, 草地群落经历了籽蒿+沙米→油蒿+乳浆大戟+莲座蓟→油蒿+沙葱+本氏针茅→本氏针茅+糙隐子草+长蕊石头花的演替过程。在草地恢复过程中, 植被覆盖度增加了 10.49 倍, 从 (5.48±3.07)% 增加到 (61.26±6.80)%, 物种数、地下生物量和凋落物质量均呈现增加趋势, 变化范围分别为 (4.00±0.71)%—(18.60±2.07)%, (16.70±5.11) g/m²—(427.65±57.10) g/m² 和 (0.62±0.31) g/m²—(149.99±58.43) g/m²。随着草地恢复地上生物量呈现出先增加后降低的趋势, 最高地上生物量出现在恢复

表 1 草地不同恢复阶段主要物种、盖度和生物量特征

Table 1 Main species, coverage and biomass of grasslands at different restoration stage

| 恢复阶段 Restoration stage | 主要物种 Main species | 植被覆盖度 Coverage/% | 物种数 Species | 地上生物量 Above-ground biomass/ (g/m ²) | 地下生物量 Below-ground biomass/ (g/m ²) | 凋落物质量 Litter mass/ (g/m ²) |
|---------------------------|--|---------------------|----------------|--|--|--|
| 流动沙地 Shifting sand | 沙米 <i>Agriophyllum squarrosum</i> 虫实 <i>Corispermum hyssopifolium</i> 籽蒿 <i>Artemisia stelleriana</i> 赖草 <i>Leymus secalinus</i> | 5.48±3.07d | 4.00±0.71d | 10.98±6.37d | 16.70±5.11d | 0.62±0.31c |
| 恢复前期 Pre-restoration | 油蒿 <i>Artemisia ordosica</i> 狗尾草 <i>Setaria viridis</i> 莲座蓟 <i>Cirsium esculentum</i> 乳浆大戟 <i>Euphorbia esula</i> | 17.23±2.27c | 6.80±0.84c | 63.54±8.21c | 85.34±50.54c | 5.43±3.37c |
| 恢复中期 Mid-restoration | 油蒿 <i>Artemisia ordosica</i> 本氏针茅 <i>Stipa bungeana</i> 沙葱 <i>Allium sabulosum</i> 乳浆大戟 <i>Euphorbia esula</i> | 41.12±6.66b | 11.20±0.84b | 242.80±37.79a | 250.28±46.53b | 90.13±42.17b |
| 恢复后期 Late-restoration | 本氏针茅 <i>Stipa bungeana</i> 猪毛菜 <i>Salsola collina</i> 长蕊石头花 <i>Gypsophila oldhamiana</i> 阿尔泰狗娃花 <i>Aster altaicus</i> 糙隐子草 <i>Cleistogenes squarrosa</i> | 61.26±6.80a | 18.60±2.07a | 188.54±31.68b | 427.65±57.10a | 149.99±58.43a |

每一列中不同小写字母表示存在显著差异 ($P < 0.05$)

中期,为 (242.80 ± 37.79) g/m^2 。与此同时,在草地恢复过程中,草地群落物种多样性也发生明显变化,其中 Margalef 丰富度指数、Shannon-Wiener 多样性指数和 Simpson 优势度指数均随着草地恢复而升高(图 1),而 Pielou 均匀度指数随着草地恢复呈现出先增加后降低的趋势,最大值出现在恢复初期为 0.89 ± 0.02 ,随后略微下降,但差异不显著(图 1, $P>0.05$)。

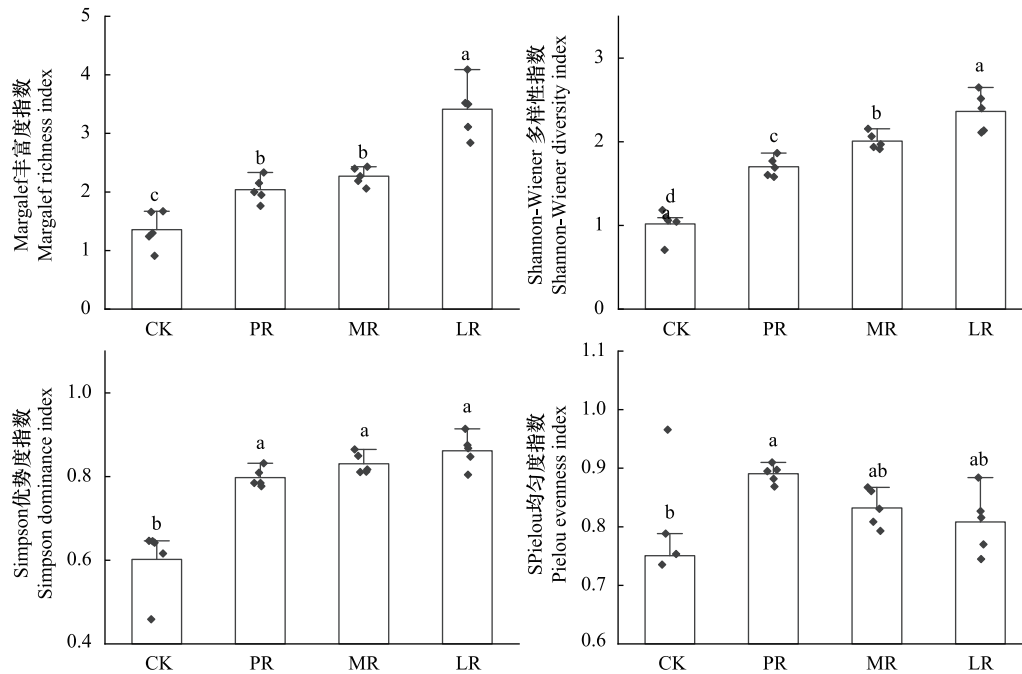


图 1 不同恢复阶段草地群落多样性指数

Fig.1 Diversity indices of grassland communities at different stages of restoration

图中不同小写字母表示不同恢复阶段差异显著($P<0.05$);CK: 流动沙地 Shifting sands; PR:恢复前期 Pre-restoration; MR:恢复中期 Mid-restoration; LR:恢复后期 Late-restoration

2.2 不同恢复阶段草地不同深度土壤有机碳含量

不同深度的土壤有机碳含量随着草地恢复呈现出类似的趋势(图 2)。随着草地的恢复,表层土壤(0—10 cm)有机碳从 (1.34 ± 0.13) g/kg 增加到 (12.43 ± 1.62) g/kg ,增加了 8.28 倍。10—20 cm 的土壤有机碳从 (1.69 ± 0.48) g/kg 增加到 (10.88 ± 1.49) g/kg ,恢复后期约为对照的 6.44 倍。CK, PR, MR 和 LR 四个阶段 20—40 cm 的土壤有机碳分别为 (0.89 ± 0.10) g/kg , (1.87 ± 0.91) g/kg , (6.09 ± 2.10) g/kg 和 (9.31 ± 1.22) g/kg ,随着草地的恢复,土壤有机碳含量不断增加,且差异均达到显著水平($P<0.05$)。

2.3 不同恢复阶段草地土壤理化性质和生物因子的变化

在 0—10 cm 土壤中,草地恢复显著增加了土壤含水量、黏粉粒含量、土壤平均重量直径、土壤全氮、硝态氮和铵态氮含量($P<0.05$),降低了土壤 pH、砂粒含量和土壤容重($P<0.05$)。20—40 cm 除土壤含水量、土壤平均重量直径和硝态氮之外,其他土壤理化性质变化规律与 0—10 cm 土壤类似,但变化幅度较小,其中土壤含水量呈现轻微的降低趋势,但差异未达到显著水平($P>0.05$)。草地恢复显著降低了 20—40 cm 土壤含水量、砂粒含量和土壤容重,增加了黏粉粒含量、土壤全氮和铵态氮含量($P<0.05$),而土壤 pH,土壤平均重量直径和硝态氮含量之间差异不显著($P>0.05$)(表 2)。

0—10 cm, 10—20 cm 以及 20—40 cm 的微生物生物量碳、微生物生物量氮以及根系生物量均随着草地的恢复而增加($P<0.05$),而微生物生物量磷变化不大($P>0.05$)(表 3)。

表 2 不同恢复阶段草地 0—10 cm 土壤理化性质
Table 2 Physicochemical properties of 0—10 cm soil in grassland at different stages of restoration

| 土壤深度 Soil depth/cm | 恢复阶段 Restoration stages | 土壤含水量 Soil water content/% | 土壤 pH Soil pH | 黏粒含量 Clay content/% | 粉粒含量 Silt content/% | 砂粒含量 Sand content/% | 土壤平均重量直径 Mean weight diameter/mm | 土壤全氮 Soil total nitrogen/(g/kg) | 硝态氮 NO ₃ -N/(mg/kg) | 铵态氮 NH ₄ ⁺ -N/(mg/kg) | 容重 Bulk density/(g/cm ³) |
|-----------------------|----------------------------|-------------------------------|------------------|------------------------|------------------------|------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|-----------------------------------|--|---|
| 0—10 | CR | 3.71±1.08c | 8.48±0.36a | 0.34±0.14c | 4.34±0.95d | 95.32±0.88a | 0.23±0.022d | 0.062±0.019d | 0.66±0.25b | 0.25±0.13c | 1.64±0.023a |
| | PR | 4.01±0.85c | 7.94±0.37b | 0.82±0.15c | 8.79±1.05c | 90.39±1.08b | 0.29±0.036c | 0.22±0.086c | 0.61±0.31b | 0.59±0.41c | 1.57±0.016b |
| | MR | 6.56±1.88b | 7.42±0.17c | 1.92±0.62b | 12.36±2.03b | 85.72±2.64c | 0.38±0.043b | 0.68±0.13b | 0.71±0.24b | 1.86±0.089b | 1.52±0.054b |
| 10—20 | PR | 9.56±1.91a | 7.32±0.28c | 2.98±1.02a | 16.29±2.20a | 80.73±2.90d | 0.46±0.059a | 0.91±0.076a | 1.22±0.38a | 3.46±1.82a | 1.35±0.044c |
| | CR | 7.06±1.67a | 8.69±0.21a | 0.27±0.079c | 4.23±0.68c | 95.50±0.71a | 0.27±0.029a | 0.082±0.032d | 0.78±0.15b | 0.35±0.19c | 1.63±0.034a |
| | PR | 6.86±1.48a | 7.46±0.20b | 0.41±0.082c | 7.26±1.49b | 92.33±1.56b | 0.26±0.070a | 0.231±0.013c | 1.28±0.40a | 0.96±0.422bc | 1.58±0.021b |
| 20—40 | MR | 6.30±1.56a | 7.92±0.16b | 1.07±0.19b | 8.50±1.46b | 90.43±1.38b | 0.27±0.054a | 0.53±0.13b | 0.72±0.20b | 1.47±0.76b | 1.52±0.050b |
| | PR | 5.16±1.85a | 7.43±0.77bc | 2.94±0.55a | 11.87±1.85a | 85.18±1.82c | 0.23±0.049a | 0.91±0.076a | 1.25±0.24a | 2.76±0.86a | 1.39±0.10c |
| | CR | 8.76±1.02a | 8.26±0.31a | 0.28±0.026d | 3.79±0.52c | 95.93±0.51a | 0.22±0.062a | 0.022±0.0045c | 1.04±0.066a | 0.21±0.10c | 1.61±0.018a |
| | PR | 8.12±0.58a | 8.19±0.23a | 0.64±0.23c | 5.44±1.25c | 93.92±1.39b | 0.30±0.052a | 0.080±0.037c | 1.31±0.60a | 0.53±0.16bc | 1.57±0.021b |
| | MR | 6.02±1.65b | 8.25±0.39a | 1.22±0.25b | 8.17±1.45b | 90.61±1.69c | 0.28±0.058a | 0.34±0.17b | 0.97±0.20a | 0.85±0.21b | 1.52±0.037c |
| | PR | 4.79±1.02c | 8.05±0.46a | 2.18±0.26a | 10.42±1.58a | 87.40±1.68d | 0.24±0.045a | 0.73±0.23a | 1.09±0.30a | 1.55±0.62a | 1.52±0.025c |

每一列中相同深度不同小写字母表示存在显著差异 ($P < 0.05$); CK: 流动沙地; PR: 恢复前期; MR: 恢复中期; LR: 恢复后期

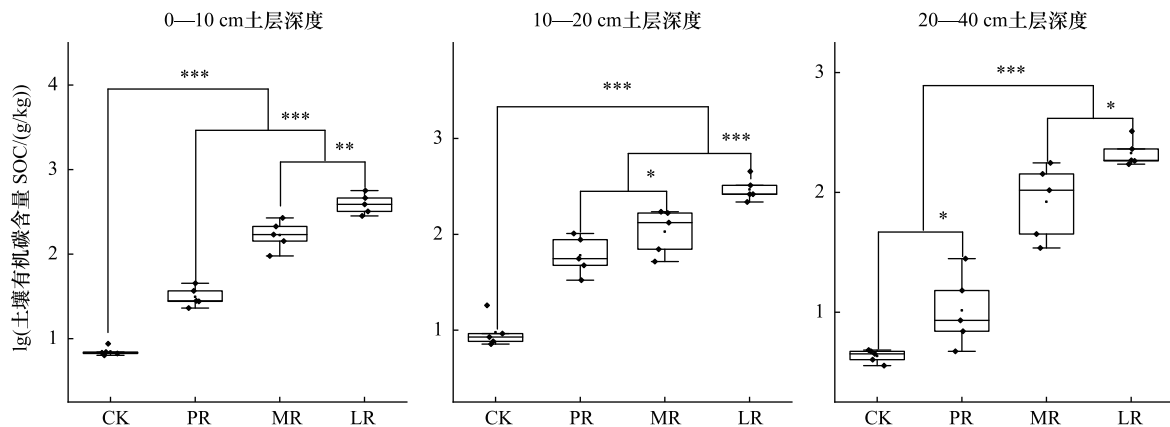


图 2 不同恢复阶段草地土壤有机碳含量

Fig.2 Changes in soil organic carbon in grassland at different stages of restoration

* , ** 和 *** 分别代表在 0.05, 0.01 和 0.001 水平上差异显著

表 3 不同恢复阶段草地 0—10 cm 土壤生物因子变化

Table 3 Changes in 0—10 cm soil biotic factors of grassland at different stages of restoration

| 土壤深度 Soil depth/cm | 恢复阶段 Restoration stages | 微生物生物量碳 Microbial biomass carbon/(mg/kg) | 微生物生物量氮 Microbial biomass nitrogen/(mg/kg) | 微生物生物量磷 Microbial biomass phosphorus/(mg/kg) | 根系生物量 Root biomass/(g/m ²) |
|-----------------------|----------------------------|--|--|--|--|
| 0—10 | CR | 13.83±8.53c | 1.50±0.91d | 16.23±2.78a | 2.00±0.96c |
| | PR | 99.27±38.22b | 8.77±3.32c | 18.41±2.19a | 47.61±44.86c |
| | MR | 185.33±26.47a | 14.05±2.57b | 20.69±5.44a | 194.24±40.16b |
| | PR | 187.25±10.17a | 23.68±2.98a | 19.76±6.69a | 342.88±49.54a |
| 10—20 | CR | 4.86±3.34c | 1.33±1.42c | 18.16±4.95a | 5.77±3.37d |
| | PR | 31.11±13.88b | 4.52±0.76bc | 15.83±3.77a | 21.76±6.42c |
| | MR | 44.98±11.31b | 6.84±1.51ab | 18.55±5.80a | 30.96±7.71b |
| | PR | 62.54±20.33a | 9.49±4.31a | 18.89±3.67a | 43.76±6.57a |
| 20—40 | CR | 4.75±1.03d | 0.49±0.41c | 15.52±5.43a | 8.93±2.60c |
| | PR | 11.71±2.42c | 1.36±0.26c | 14.91±4.95a | 15.96±4.28c |
| | MR | 20.25±3.81b | 3.40±0.74b | 16.29±7.98a | 25.08±5.37b |
| | PR | 33.44±4.66a | 6.81±1.11a | 18.01±3.30a | 41.01±5.38a |

2.4 植被特征、土壤理化性质和微生物因子与土壤有机碳的关系

相关性分析结果表明(图 3),在 0—10 cm 土壤中,土壤有机碳含量与土壤含水量、黏粉粒含量、土壤平均重量直径、全氮、硝态氮、铵态氮、微生物生物量碳、微生物生物量氮、根系生物量、地上生物量、凋落物生物量、物种数、Margalef 丰富度指数、Shannon-Wiener 多样性指数和 Simpson 优势度指数呈正相关关系,而与土壤 pH,砂粒含量和土壤容重呈负相关($P < 0.05$),与微生物生物量磷和 Pielou 均匀度指数相关性不显著($P > 0.05$)。而在 10—20 cm 土壤中,除了土壤含水量、土壤平均重量直径和硝态氮之外,其余因子相关性与 0—10 cm 土壤一致,土壤有机碳与土壤含水量含量负相关,而与土壤平均重量直径和硝态氮没有明显相关性。20—40 cm 中,除去土壤 pH 外,其余因子的相关性与 10—20 cm 土壤类似。

随机森林分析分别揭示了 0—10 cm, 10—20 cm 和 20—40 cm 土壤有机碳 85.35%, 85.71% 和 92.73% 的变异(图 3)。在 0—10 cm 土壤中,铵态氮、砂粒含量、微生物生物量氮、枯落物生物量、土壤容重、根系生物量、粉粒含量、全氮、物种数和 Margalef 丰富度指数是影响土壤有机碳的主要因素。而全氮、铵态氮、枯落物生物量、砂粒含量、根系生物量、土壤容重、Margalef 丰富度指数、Shannon-Wiener 多样性指数、Simpson 优势度指数

和物种数是影响 10—20 cm 土壤有机碳的主要因素。对于 20—40 cm 的土壤有机碳来说,砂粒含量、土壤含水量、粉粒含量、铵态氮、全氮、微生物生物量氮、微生物生物量碳、物种数、Margalef 丰富度指数和 Shannon-Wiener 多样性指数的影响更强。

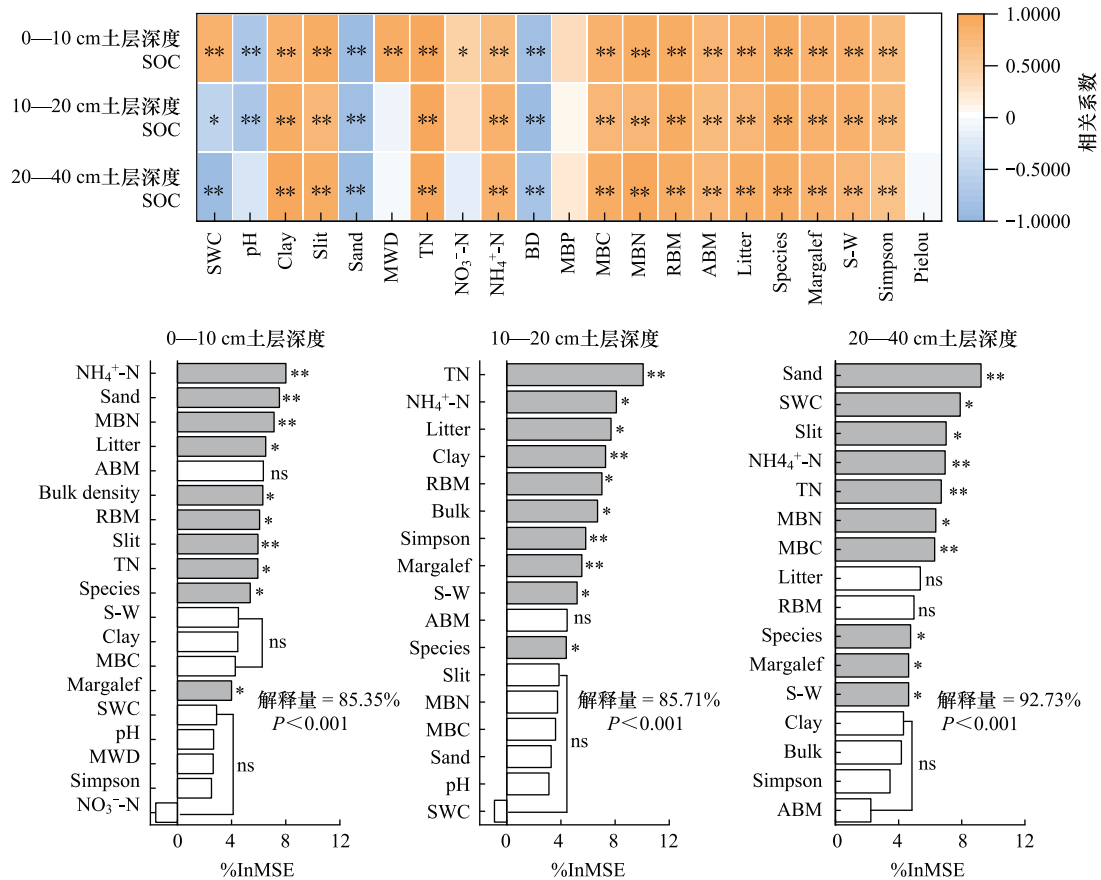


图 3 不同深度土壤有机碳含量和影响因素的相关性及排序

Fig.3 Correlation and ranking of soil organic carbon content and influencing factors at different depths

* 和 ** 分别代表在 0.05 和 0.01 水平上显著, ns 表示差异不显著; SWC: 土壤含水量 soil water content; MWD: 平均重量直径 mean weight diameter; TN: 全氮 total nitrogen; BD: 土壤容重 bulk density; MBP: 微生物生物量磷 microbial biomass phosphorus; MBC: 微生物生物量碳 microbial biomass carbon; MBN: 微生物生物量氮 microbial biomass nitrogen; S-W: Shannon-Wiener 多样性指数 Shannon-Wiener diversity index; InMSE: 均方误差的增加 increase in mean squared error

进一步结构方程模型结果表明(图 4),在表层土壤(0—10 cm)中,土壤有机碳的积累受到草地恢复和植物多样性的直接影响,标准化直接效应系数分别为 0.75 和 0.47,而 10—20 cm 和 20—40 cm 土壤有机碳均受到土壤氮素含量的直接影响,其标准化直接效应分别为 0.62 和 0.73,同时 10—20 cm 土壤有机碳受到根系生物量和黏粒含量的间接调控,20—40 cm 土壤有机碳受土壤颗粒组成和微生物因子的间接影响。

3 讨论

3.1 草地恢复对植物群落及土壤性质的影响

植被盖度增加是草地恢复的直观表现^[19]。本研究中发现,随着草地恢复草地群落物种数、Margalef 丰富度指数、Shannon-Wiener 多样性指数和 Simpson 优势度指数呈现出逐渐增加的趋势,而 Pielou 均匀度指数呈现先增加后降低的趋势,与以往研究结果一致^[19,34]。在排除人为干扰之后,随着草地恢复过程,鄂尔多斯高原退化荒漠草地存在流动沙地籽蒿群落→半固定沙地油蒿+乳浆大戟群落→固定沙地油蒿+沙葱群落→固定沙

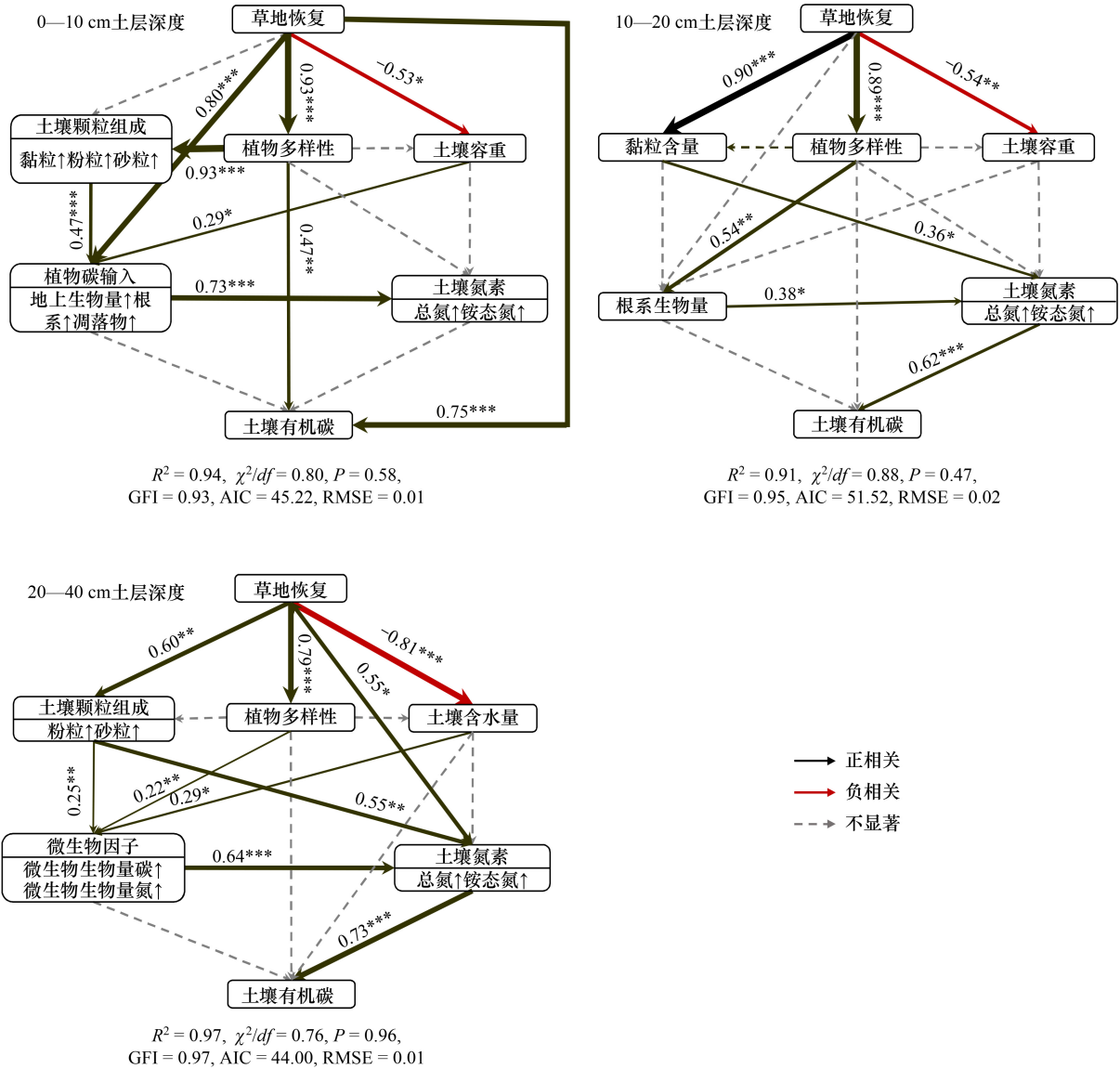


图 4 草地恢复对土壤有机碳影响的结构方程模型分析

Fig.4 Structural equation model analysis of the effect of grassland restoration on soil organic carbon

黑色箭头表示显著正相关的路径,红色箭头表示显著负相关的路径,虚线箭头表示路径不显著,箭头旁的数字表示标准化路径系数;*, **, *** 分别表示在 0.05, 0.01 和 0.001 的水平上显著;双层矩形上层表示来自 PCA 的第一主成分,下层的垂直箭头表示相邻变量与相应 PC1 之间的正相关关系

地油蒿+本氏针茅+苔藓群落的自发演替过程,与郭柯在毛乌素沙地的研究结果类似^[35]。随着草地恢复,草地物种组成逐渐从双子叶的菊科植物为主演替到单子叶禾本科植物为主,这可能是因为随着植物种类和盖度的增加,尽管表层土壤水分有所增加,但植物对于土壤水分的竞争强度有增无减,所以部分不耐旱的植物种受水分限制而退出演替^[36]。植被演替过程是不同植物受水分、光照、土壤等因素影响和种内以及种间竞争的综合结果^[37]。

草地恢复进程强烈影响着土壤性质^[38]。一般认为土壤性质和植被特征相互作用、相互影响且互为正反馈^[12]。随着草地恢复,植被生产力升高,土壤含水量、全氮和铵态氮、土壤平均重量直径和土壤黏粉粒含量升高,同时微生物生物量碳和微生物生物量氮也呈现增加趋势,而土壤 pH 和容重随草地恢复而降低。一方面是因为大量的植物组织输入增加了土壤养分,加速了土壤团聚体的形成,利于微生物活动^[39];另一方面,恢复

后的草地具有较强的拦截降尘功能,同时植被对土壤的保护作用避免了细颗粒物质的风蚀^[40]。此外,土壤容重和 pH 值随着草地恢复而逐渐降低,与植物多样性变化趋势相反,与前人的研究结果一致^[41]。随着草地恢复土壤有机质含量增加,土壤孔隙度和渗透能力增加,促进了土壤养分和水分的积累,利于植物根系发育,而植物的发育反过来进一步减小了土壤容重。而 pH 值随着草地恢复的变化可能因为退化草地恢复初期地面大面积裸露,而研究区气候干旱,加之强烈的蒸发量导致表层土壤 pH 升高,而随着草地的恢复,植物覆盖度和凋落物增加,土壤蒸发强度降低,导致表层土壤含水量升高,并且植物分泌的草酸等有机酸也会一定程度上导致 pH 降低^[12],较深层土壤(20—40 cm)的 pH 变化不大也在一定程度上佐证了这种说法。

3.2 草地恢复对土壤有机碳的影响

土壤的碳固持和增汇是减缓气候变化的有效途径之一^[1]。鄂尔多斯高原由于长期不合理的人为活动,区域生态环境脆弱,草地退化严重,土壤养分和有机碳大量损失^[42],土壤贫瘠,土壤有机碳含量显著低于其他生态系统^[43],具有极大的增汇潜力。因此,草地恢复不仅有利于该地区畜牧业的经济效益,而且对缓解气候变化,实现双碳目标也具有十分重要的意义。多数研究表明,对退化草地进行植被恢复能有效的促进土壤发育、改善土壤特性、增强土壤微生物活性、提高土壤肥力,显著增强生态系统的固碳潜力,同时还能有效控制土壤侵蚀减少土壤碳损失,是增加土壤碳汇的有效手段^[27,44],本研究结果支持了这一点。我们发现草地恢复时间越长,其对土壤有机碳含量的增加效应越明显,可能是因为以下几点原因。首先,草地恢复增加了植物碳输入,如植物根系、根系分泌物和凋落物等,这些组分是土壤有机碳的重要来源^[45];其次,草地恢复后较好的水养环境有利于微生物的生命活动,其对植物组织的体内转化和体外修饰过程加快,加速了土壤有机碳的生成^[46];最后,草地恢复后土壤中较高的黏粉粒可以吸附保护有机碳,避免其被分解,并且稳定的土壤环境避免了土壤有机碳通过风蚀或水蚀等途径的损失^[47]。草地恢复使 0—10 cm, 10—20 cm 和 20—40 cm 土壤有机碳最多增加了 8.28 倍、6.44 倍和 9.46 倍,证明该地区的草地恢复对土壤碳增汇具有显著成效。

3.3 不同深度土壤有机碳积累的主要影响因素

一般认为土壤有机碳积累受植被因素、土壤理化性质和土壤微生物的综合作用,而这些因素均受到草地恢复过程的影响^[12]。本研究采用相关性分析讨论不同深度有机碳含量和这些因素之间的相关性,结果发现在 0—10 cm 土壤中,有机碳含量与土壤含水量、黏粉粒含量、土壤平均重量直径、氮素含量、微生物生物量碳氮、植物生物量、植物多样性成正比,与 pH、砂粒含量和土壤容重成反比,与之前的研究结果一致^[12,15,18]。土壤有机碳的积累由多个过程决定,如外源性植物碳输入,微生物对植物残体的分解和土壤有机碳的保存^[48]。植物碳输入(地上生物量、凋落物和植物根系)是土壤有机碳的最初来源^[49],土壤环境因子(养分、水分含量、微生物生物量碳氮)决定着微生物对植物残体的分解作用^[50],土壤团聚体结构(平均重量直径和黏粉粒)影响着土壤有机碳的保存^[47]。同时植物碳输入具有表聚现象^[51],草地恢复也对表层土壤理化性质的影响更大,所以草地恢复更有利于提高 0—10 cm 的土壤有机碳含量,尤其是 LR 分布着大面积的生物土壤结皮,其中包含着大量的细菌、真菌和隐花植物,促进了植物组织的分解,加速了养分在表层土壤中的周转^[52]。我们发现草地恢复后土壤养分显著增加,土壤有机碳、全氮和铵态氮均随着草地恢复的显著增加,增加了微生物的生命活动,进而有利于土壤有机碳的积累,在黄土高原地区的 Meta 分析结果也发现了类似的现象^[53]。同时我们发现草地恢复对下层土壤(10—20 cm 和 20—40 cm)有机碳含量的影响比表层土壤(0—10 cm)小,这是因为随着草地恢复,多年生禾本科植物在群落中占据主导地位,其根系分布较浅,对下层土壤的影响有限,下层的植物碳输入较少,限制了土壤有机碳的积累^[54]。值得注意的是,我们发现在 0—10 cm 土壤中土壤有机碳和含水量呈现显著的正相关关系,而在下层土壤中却表现出负相关,这可能是因为在不同深度土壤微生物的主要限制因子不同,土壤水分在不同深度对土壤有机碳的影响值得进一步的研究。

结构方程模型的结果发现,在不同深度土壤中,土壤有机碳关键驱动因子有所变化。0—10 cm 土壤有机碳受到草地恢复和植物多样性直接影响,而 10—20 cm 和 20—40 cm 土壤有机碳均受土壤氮素的调控,随着土壤深度的增加,土壤氮素作用效果加强。一方面,有研究证明植被盖度的增加通过直接或间接作用作用于

矿物质来促进土壤有机质的积累,植被盖度和植物多样性的增加意味着植物对于养分的竞争增强,导致其增加根系生物量和长度,可以从较深土壤中获得包括 Ca, Al 等矿质元素,这些元素又通过植物凋落物或根系分泌物累积到表层土壤中,对土壤有机碳具有一定的矿物保护作用^[55];另一方面,根系分泌物是土壤有机质的主要前体,根系性状(根长、根体积)等因素对于土壤有机碳稳定性的影响更大^[56-57],植被盖度和多样性的增加促进了根系发育,有利于表层土壤中有机碳的积累。而影响 10—20 cm 和 20—40 cm 土壤有机碳的关键因素是氮素,这表明养分在下层土壤有机碳积累中起着关键作用。可以推断,土壤氮素影响了植物和微生物的生命活动。有研究表明,较低的土壤氮含量不利于植物生长,同时会导致植物组织氮含量降低,从而具有较高的碳氮比,分解困难,影响了植物残体向稳定土壤有机碳的转化^[58-59];另一方面由于下层土壤中外源养分输入减少,土壤相对较为贫瘠,限制了微生物的生长和活动^[60]。Cotrufo 等人认为土壤有机碳的持久保存需要氮饱和来维持^[61],同时有研究表明适当氮添加可以缓解微生物的氮限制并促进土壤有机碳的积累^[62]。随着土壤深度增加,外源碳输入减少,氮限制增强,导致 20—40 cm 土壤中氮素对有机碳的更强调控。

4 结论

认识草地恢复过程中植被与土壤变化特征,对于荒漠草地的恢复和生态保护,实现草地可持续发展具有重要意义。本文探索了中国北方退化荒漠草地不同深度土壤有机碳对草地恢复的响应,同时分析了不同深度土壤有机碳的驱动因子,结果表明:

(1) 植被与土壤特征对草地恢复具有协同响应特征,随着草地恢复程度的增加,植物多样性和生物量随之增加,土壤肥力增加,土壤结构趋于完善;

(2) 随着草地恢复,不同深度的土壤有机碳含量显著升高,且下层土壤有机碳增加量小于表层土壤;

(3) 不同深度土壤有机碳的主要驱动因子不同:0—10 cm 土壤有机碳的主要影响因子是植被盖度和植物多样性,而 10—20 cm 和 20—40 cm 土壤有机碳的主要驱动因子为养分限制(土壤氮素),并且其作用随着土壤深度增加而增强。

参考文献(References):

- [1] 彭云峰,常锦峰,赵霞,石岳,白宇轩,李秦鲁,姚世庭,马文红,方精云,杨元合. 中国草地生态系统固碳能力及其提升途径. 中国科学基金, 2023, 37(04): 587-602, 1-3.
- [2] Carvalhais N, Forkel M, Khomik M, Bellarby J, Jung M, Migliavacca M, Mu M, Saatchi S, Santoro M, Thurner M, Weber U, Ahrens B, Beer C, Cescatti A, Randerson J T, Reichstein M. Global covariation of carbon turnover times with climate in terrestrial ecosystems. *Nature*, 2014, 514(7521): 213-217.
- [3] Bardgett R D, Bullock J M, Lavorel S, Manning P, Schaffner U, Ostle N, Chomel M, Durigan G, L Fry E, Johnson D, Lavallee J M, Le Provost G, Luo S, Png K, Sankaran M, Hou X Y, Zhou H K, Ma L, Ren W B, Li X L, Ding Y, Li Y H, Shi H X. Combatting global grassland degradation. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2021, 2(10): 720-735.
- [4] Bai Y F, Cotrufo M F. Grassland soil carbon sequestration: current understanding, challenges, and solutions. *Science*, 2022, 377(6606): 603-608.
- [5] 杨元合,石岳,孙文娟,常锦峰,朱剑霄,陈蕾伊,王欣,郭焱培,张宏图,于凌飞,赵淑清,徐亢,朱江玲,沈海花,王媛媛,彭云峰,赵霞,王襄平,胡会峰,陈世革,黄玫,温学发,王少鹏,朱彪,牛书丽,唐志尧,刘玲莉,方精云. 中国及全球陆地生态系统碳源汇特征及其对碳中和的贡献. *中国科学: 生命科学*, 2022, 52(4): 534-574.
- [6] 方精云,耿晓庆,赵霞,沈海花,胡会峰. 我国草地面积有多大? *科学通报*, 2018, 63(17): 1731-1739.
- [7] Tang X L, Zhao X, Bai Y F, Tang Z Y, Wang W T, Zhao Y C, Wan H W, Xie Z Q, Shi X Z, Wu B F, Wang G X, Yan J H, Ma K P, Du S, Li S G, Han S J, Ma Y X, Hu H F, He N P, Yang Y H, Han W X, He H L, Yu G R, Fang J Y, Zhou G Y. Carbon pools in China's terrestrial ecosystems: new estimates based on an intensive field survey. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4021-4026.
- [8] 白永飞,赵玉金,王扬,周楷玲. 中国北方草地生态系统服务评估和功能区划助力生态安全屏障建设. *中国科学院院刊*, 2020, 35(6): 675-689.

- [9] 杜志勇, 丛楠. 植被与土壤特征对青藏高原不同程度退化草地的响应研究. 生态学报, 2024, 44(6): 1-14.
- [10] 尚占环, 董世魁, 周华坤, 董全民, 龙瑞军. 退化草地生态恢复研究案例综合分析: 年限、效果和方法. 生态学报, 2017, 37(24): 8148-8160.
- [11] Miede G, Schleuss P M, Seeber E, Babel W, Biermann T, Braendle M, Chen F H, Coners H, Foken T, Gerken T, Graf H F, Guggenberger G, Hafner S, Holzappel M, Ingrisch J, Kuzyakov Y, Lai Z P, Lehnert L, Leuschner C, Li X G, Liu J Q, Liu S B, Ma Y M, Miede S, Mosbrugger V, Noltie H J, Schmidt J, Spielvogel S, Unteregelsbacher S, Wang Y, Willinghöfer S, Xu X L, Yang Y P, Zhang S R, Opgenoorth L, Wesche K. The Kobresia pygmaea ecosystem of the Tibetan Highlands-Origin, functioning and degradation of the world's largest pastoral alpine ecosystem: Kobresia pastures of Tibet. *The Science of the Total Environment*, 2019, 648: 754-771.
- [12] 温杨雪. 黑土滩型退化草地恢复演替过程对土壤有机碳固存的影响[D]. 兰州: 兰州大学, 2023.
- [13] Peng F, Xue X, You Q G, Huang C H, Dong S Y, Liao J, Duan H C, Tsunekawa A, Wang T. Changes of soil properties regulate the soil organic carbon loss with grassland degradation on the Qinghai-Tibet Plateau. *Ecological Indicators*, 2018, 93: 572-580.
- [14] Wen L, Dong S K, Li Y Y, Wang X X, Li X Y, Shi J J, Dong Q M. The impact of land degradation on the C pools in alpine grasslands of the Qinghai-Tibet Plateau. *Plant and Soil*, 2013, 368(1): 329-340.
- [15] Song J, Wan S Q, Peng S S, Piao S L, Ciais P, Han X G, Zeng D H, Cao G M, Wang Q B, Bai W M, Liu L L. The carbon sequestration potential of China's grasslands. *Ecosphere*, 2018, 9(10): e02452.
- [16] 周静, 孙永峰, 丁杰萍, 白浩江, 马祥, 王旭洋, 罗永清. 退化沙质草地恢复过程中植被生物量变化及其与土壤碳的关系. 干旱区研究, 2023, 40(9): 1457-1464.
- [17] Deng L, Liu G B, Shangguan Z P. Land-use conversion and changing soil carbon stocks in China's 'Grain-for-Green' Program: a synthesis. *Global Change Biology*, 2014, 20(11): 3544-3556.
- [18] 李玉雯, 朱占军, 王雨晴, 高云昌, 马增旺, 李玉灵, 刘玉华, 李晓刚. 坝上地区不同草地利用方式对植被和土壤特征的影响. 草业科学, 2023, 40(9): 2213-2225.
- [19] 马婧, 郭方君, 邹枝慧, 孙琳, 陈芳. 腾格里沙漠南缘不同恢复阶段沙质草地植被的季节变化特征. 草业学报, 2023, 32(5): 203-210.
- [20] 陈昌篤. 我国典型草原亚地带和荒漠草原亚地带中段(鄂尔多斯地区)的分界线在哪里. 植物生态学与地植物学丛刊, 1964(1): 143-150.
- [21] 张新时. 毛乌素沙地的生态背景及其草地建设的原则与优化模式. 植物生态学报, 1994, 18(1): 1-16.
- [22] 韩梅, 邬晗, 韩柏, 何金军, 任余艳, 韩易良, 刘艳君. 鄂尔多斯地区毛乌素沙地荒漠化形成因素及治理措施. 农业与技术, 2021, 41(18): 111-115.
- [23] 王相麾, 张颖. 我国毛乌素沙地荒漠化逆转因素分析. 安徽农业科学, 2020, 48(10): 1-6.
- [24] 姜丽娜, 马洁, 刘建康, 王少杰, 赵健宇, 白建华. 毛乌素沙地不同植被恢复措施下土壤理化性质空间分布特征. 水土保持通报, 2022, 42(5): 1-7.
- [25] 郎山鑫, 胡嗣佳, 李梦, 钱虹宇, 蒲玉琳, 张世熔, 李婷, 贾永霞. 生态恢复措施提升高寒沙化草地的固碳效应. 环境科学与技术, 2021, 44(4): 149-157.
- [26] Huang L, Xu X L, Shao Q, Liu J Y. Improving carbon mitigation potential through grassland ecosystem restoration under climatic change in northeastern Tibetan Plateau. *Advances in Meteorology*, 2014, 2014: 1-11.
- [27] Zuo X A, Zhang J, Zhou X, Zhao X Y, Wang S K, Lian J, Lv P, Knops J. Changes in carbon and nitrogen storage along a restoration gradient in a semiarid sandy grassland. *Acta Oecologica*, 2015, 69: 1-8.
- [28] Han X, Gao G, Li Z, Chang R, Jiao L, Fu B. Effects of plantation age and precipitation gradient on soil carbon and nitrogen changes following afforestation in the Chinese Loess Plateau. *Land Degradation & Development*, 2019, 30(18): 2298-2310.
- [29] Zhou W T, Ma T, Yin X F, Wu X D, Li Q L, Rupakheti D, Xiong X, Zhang Q G, Mu C C, de Foy B, Rupakheti M, Kang S C, Qin D H. Dramatic carbon loss in a permafrost thaw slump in the Tibetan Plateau is dominated by the loss of microbial necromass carbon. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(17): 6910-6921.
- [30] 李新荣, 谭会娟, 回嵘, 赵洋, 黄磊, 贾荣亮, 宋光. 中国荒漠与沙地生物土壤结皮研究. 科学通报, 2018, 63(23): 2320-2334.
- [31] 刘建康, 张克斌, 冯湘, 刘新月. 封育方式对荒漠草原群落特征及土壤理化性质的影响. 生态环境学报, 2021, 30(3): 445-452.
- [32] 吴永胜, 尹瑞平, 田秀民, 哈斯. 毛乌素沙地南缘人工植被区生物结皮发育特征. 中国沙漠, 2018, 38(2): 339-344.
- [33] Zheng Y R, Zhou G S, Zhuang Q L, Shimizu H. Long-term elimination of grazing reverses the effects of shrub encroachment on soil and vegetation on the Ordos Plateau. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2020, 125(5): 1-15.
- [34] 程雨婷. 围栏封育后我国草地植被与土壤恢复的 Meta 分析研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2020.
- [35] 郭柯. 毛乌素沙地油蒿群落的循环演替. 植物生态学报, 2000, 24(2): 243-247.
- [36] 程积民, 井赵斌, 金晶炜, 高阳. 黄土高原半干旱区退化草地恢复与利用过程研究. 中国科学: 生命科学, 2014, 44(3): 267-279.

- [37] 阿合江·赛力克, 孙琳, 王绒, 余舟昌, 刘育书, 郝洪剑, 田兴芳, 周荣磊, 张伟. 黄土丘陵区恢复草地土壤团聚体组成及全氮分布特征. *生态学报*, 2023, 43(24): 10065-10080.
- [38] 李宇章, 王亚妮, 胡宜刚, 李以康, 张振华. 不同植被恢复措施下高寒沙化草地植被与土壤变化特征. *水土保持学报*, 2022, 36(4): 211-218.
- [39] Liu Y F, Zhang Z C, Liu Y, Cui Z, Leite P A M, Shi J J, Wang Y L, Wu G L. Shrub encroachment enhances the infiltration capacity of alpine meadows by changing the community composition and soil conditions. *CATENA*, 2022, 213: 106222.
- [40] 贺俊. 毛乌素沙地樟子松人工林恢复过程中土壤粒径演变特征. *水土保持研究*, 2023, 30(4): 110-114, 129.
- [41] 余延娣, 杨晓渊, 马丽, 张中华, 王党军, 黄小涛, 马真, 姚步青, 周华坤. 退化高寒草甸植物群落和土壤特征及其相互关系研究. *草地学报*, 2021, 29(S1): 62-71.
- [42] 张军红, 韩海燕, 雷雅凯, 杨文斌, 李永华, 杨德福, 赵雪彬. 不同固定程度沙地油蒿根系与土壤水分特征研究. *西南林业大学学报*, 2012, 32(6): 1-5.
- [43] 庞景文, 卜崇峰, 郭琦, 鞠孟辰, 江嫚, 莫秋霞, 王鹤鸣. 毛乌素沙地区域尺度生物结皮有机碳空间分布特征及其影响因素. *应用生态学报*, 2022, 33(7): 1755-1763.
- [44] 李露航, 类延宝, 陈秋捷, 邓先智, 包寒阳, 扎琼巴让, 孙庚. 若尔盖高寒沙化草地恢复过程中土壤全碳和植物根系特征的变化. *生态学杂志*, 2023, 42(2): 282-290.
- [45] 梁超, 朱雪峰. 土壤微生物碳泵储碳机制概论. *中国科学: 地球科学*, 2021, 51(5): 680-695.
- [46] 苟小林, 周青平, 涂卫国, 陈有军, 魏小星, 张伟. 高寒半湿润沙地植物与土壤微生物多样性对植被恢复的响应. *生态学报*, 2023, 43(20): 8442-8453.
- [47] 陈梦蝶, 崔晓阳. 土壤有机碳矿物固持机制及其影响因素. *中国生态农业学报: 中英文*, 2022, 30(2): 175-183.
- [48] 周正虎, 刘琳, 侯磊. 土壤有机碳的稳定和形成: 机制和模型. *北京林业大学学报*, 2022, 44(10): 11-22.
- [49] Wang X, Wang C, Cotrufo M F, Sun L F, Jiang P, Liu Z P, Bai E. Elevated temperature increases the accumulation of microbial necromass nitrogen in soil via increasing microbial turnover. *Global Change Biology*, 2020, 26(9): 5277-5289.
- [50] Breidenbach A, Schleuss P M, Liu S B, Schneider D, Dippold M A, de la Haye T, Miede G, Heitkamp F, Seeber E, Mason-Jones K, Xu X L, Yang H M, Xu J C, Dorji T, Gube M, Norf H, Meier J, Guggenberger G, Kuzyakov Y, Spielvogel S. Microbial functional changes mark irreversible course of Tibetan grassland degradation. *Nature Communications*, 2022, 13(1): 2681.
- [51] 张仰, 龚雪伟, 吕光辉, 张雪梅, 蒋腊梅, 郗亚栋. 盐生荒漠植物群落土壤氮素含量及其组分特征. *土壤*, 2019, 51(5): 871-878.
- [52] 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.
- [53] 衣鹏慧, 吴会峰, 胡保安, 温馨, 韩海荣, 程小琴. 黄土高原地区退耕还林后土壤有机碳储量变化特征及影响因素. *生态学报*, 2023, 43(24): 10054-10064.
- [54] 史尧方, 薛娴, 尤全刚, 彭飞, 黄翠华. 阿里荒漠区土壤有机碳分布特征及其与土壤物理性质的关系. *中国沙漠*, 2023, 43(3): 284-294.
- [55] Furey G N, Tilman D. Plant biodiversity and the regeneration of soil fertility. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2021, 118(49): e2111321118.
- [56] Bradford M A, Keiser A D, Davies C A, Mersmann C A, Strickland M S. Empirical evidence that soil carbon formation from plant inputs is positively related to microbial growth. *Biogeochemistry*, 2013, 113(1): 271-281.
- [57] Dijkstra F A, Zhu B, Cheng W X. Root effects on soil organic carbon: a double-edged sword. *The New Phytologist*, 2021, 230(1): 60-65.
- [58] Neff J C, Townsend A R, Gleixner G, Lehman S J, Turnbull J, Bowman W D. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. *Nature*, 2002, 419(6910): 915-917.
- [59] 程淑兰, 方华军, 马艳. 氮输入对森林土壤有机碳截存与损耗过程的影响. *水土保持学报*, 2007, 21(5): 82-85.
- [60] He M, Fang K, Chen L Y, Feng X H, Qin S Q, Kou D, He H B, Liang C, Yang Y H. Depth-dependent drivers of soil microbial necromass carbon across Tibetan alpine grasslands. *Global Change Biology*, 2022, 28(3): 936-949.
- [61] Cotrufo M F, Ranalli M G, Haddix M L, Six J, Lugato E. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, 2019, 12(12): 989-994.
- [62] Chen J G, Ji C J, Fang J Y, He H B, Zhu B. Dynamics of microbial residues control the responses of mineral-associated soil organic carbon to N addition in two temperate forests. *The Science of the Total Environment*, 2020, 748: 141318.