

尕斯海湿地植被退化过程中土壤有机碳矿化特征

马维伟, 孔同伟, 宋元君, 朱正青, 梁鹏飞, 李燕

(甘肃农业大学林学院, 兰州 730070)

摘要: 为了揭示植被退化对湿地土壤碳矿化过程的影响,以甘南尕斯海4种不同植被退化梯度的湿地(未退化(UD)、轻度退化(LD)、中度退化(MD)及重度退化(HD))为研究对象,采用室内恒温培养和碱液吸收法研究不同土层土壤有机碳(SOC)矿化速率和累积矿化量,结合一级动力学方程,分析土壤半矿化分解时间($T_{1/2}$)、有机碳矿化潜势(C_0)等参数对植被退化的响应。结果表明:(1)不同植被退化梯度湿地SOC矿化速率在培养期内呈现出基本一致的变化趋势,表现为,培养初期(0~4天)矿化速率快速下降,且数值较高,培养中后期缓慢下降(4~41天)并趋于平稳;各培养温度下,不同植被退化梯度湿地土壤在各土层有机碳矿化速率大小均为UD>LD>MD>HD。(2)在整个培养期间,各植被退化梯度湿地土壤有机碳矿化速率均随土层加深而降低,表层0~10cm的矿化速率(1.14~16.23 mg/(g·d))均显著高于10~20cm(1.05~2.85 mg/(g·d))和20~40cm土层(0.94~1.26 mg/(g·d))。(3)4种植被退化梯度湿地在不同温度下的土壤有机碳累积矿化量均值排序为5℃(34.54 mg/g)<15℃(46.67 mg/g)<25℃(58.28 mg/g)<35℃(86.46 mg/g)。(4)一级动力学方程的 C_0 值随植被退化程度增加呈递减趋势,而 C_0 /SOC随着温度的升高而降低。因此,植被退化能显著降低高寒湿地土壤有机碳矿化速率,而气候变暖能够显著增加湿地土壤有机碳矿化量。

关键词: 尕斯海湿地; 植被退化; 有机碳矿化; 气候变暖

中图分类号: S158

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2020)03-0342-07

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2020.03.049

Characteristics of Soil Organic Carbon Mineralization During Vegetation Degradation in the Gahai Wetland, China

MA Weiwei, KONG Tongwei, SONG Yuanjun, ZHU Zhengqing, LIANG Pengfei, LI Yan

(College of Forestry, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070)

Abstract: In order to reveal the effect of vegetation degradation on soil carbon(SOC)mineralization in wetland, four intensities of vegetation degradation of Gahai wetland (non-degraded (UD), slightly degraded (LD), moderately degraded (MD), and heavily degraded (HD)) were selected for the research objects on the eastern Qinghai-Tibet Plateau. Soil samples (0–40 cm) were collected from three depths (0–10, 10–20 and 20–40 cm). SOC mineralization was determined by the laboratory incubation method. The first-order kinetic equation were applied to analyze the response of soil semi-mineralization decomposition time ($T_{1/2}$) and organic carbon mineralization potential (C_0) to vegetation degradation. The result showed that: (1) SOC mineralization rate displayed similar trends during the four vegetation degradation stages: during the early incubation period (0~4 day), SOC mineralization rate was high and decreased fast, and then the rate decreased slowly and tend to stabilize during the middle and late periods (4~41 day). The order of SOC mineralization rate in different vegetation degradation stages was UD>LD>MD>HD at all temperatures. (2) During the whole incubation period, the SOC mineralization rate in different vegetation degradation stages decreased with increasing soil depth. The SOC mineralization rate in different vegetation degradation stages were 1.14~16.23 mg/(g·d), significantly higher than those in 10–20 cm layer (1.05~2.85 mg/(g·d)) and 20–40 cm layer (0.94~1.26 mg/(g·d)). (3) The order of average cumulative amount of SOC mineralization with four vegetation stages at different temperatures was 5℃ (34.54 mg/g)>15℃ (46.67 mg/g)>25℃ (58.28 mg/g)>35℃ (86.46 mg/g). (4) The C_0 value of first-order kinetic equation decreased with increasing degra-

收稿日期: 2019-11-03

资助项目: 国家自然科学基金项目(31860143, 41561022); 甘肃农业大学科技创新基金—学科专项基金项目(GAU-XKJS-2018-116); 2018年国家级大学生创新创业训练计划项目(201810733010); 2019陇原青年创新创业(个人项目, LYRC2019-34); 甘肃省GEF/OP12三期专题研究项目(GS-GEF/OP12-01); 甘肃省高等学校科学研究创新团队项目(2018C-16); 甘肃农业大学青年导师项目(GAU-QNDS-201713)

第一作者: 马维伟(1980—), 男, 博士, 副教授, 主要从事水土保持与荒漠化防治研究。E-mail: mww@gsau.edu.cn

通信作者: 孔同伟(1995—), 男, 本科, 主要从事水土保持与荒漠化防治研究。E-mail: 2601421528@qq.com

gradation degree, while the C_0 /SOC decreased with increasing temperature. Therefore, vegetation degradation in the alpine wetland significantly decreased the SOC mineralization rate and climate warming significantly increased the cumulative amount of SOC mineralization.

Keywords: Gahai wetland; vegetation degradation; soil organic carbon mineralization; climate warming

有机碳矿化是重要的土壤生物化学过程,也是维持土壤养分供应的重要途径,在全球碳循环中起着重要作用^[1-2]。土壤碳矿化过程受植被、土地利用方式、土壤化学组成、微生物种群及水热条件等诸多因素影响^[3]。湿地作为全球碳汇的重要生态系统之一,是全球气候变化和碳库平衡的重要调节器^[4]。而植被作为湿地系统重要组成部分,其变化过程能够引起湿地土壤环境及微生物活性显著改变^[5],导致土壤碳矿化过程发生变化,进而影响湿地碳库稳定^[6]。因此,开展湿地植被退化过程中土壤有机碳矿化特征研究,对揭示湿地植被变化背景下土壤有机碳矿化演变规律具有重要意义。

位于全球气候变化最为敏感地区的青藏高原东南缘尕海湿地,是青藏高原湿地的重要组成部分,对区域生态安全具有重要意义,已被列入国际重要湿地名录^[7]。同时,由于尕海湿地地处高寒地区,积累了大量有机物质,其碳矿化过程对区域碳平衡及碳循环具有重要作用^[8]。但受气候变暖、过度放牧及湿地排水等影响,近年来,尕海湿地区植被出现了不同程度的退化^[9],湿地生态系统功能衰退,土壤养分含量降低,可能引起湿地土壤碳矿化过程发生变化。而目前对本区域湿地研究主要集中在生物多样性、土壤有机碳含量^[10]等方面,对植被退化过程中土壤碳矿化研究未见报道。鉴于此,本研究选择尕海湿地区的沼泽化草甸为研究对象,研究其植被退化过程中不同土层深度土壤有机碳在不同温度条件下的碳矿化速率及其动力学变化特征,揭示植被退化对湿地土壤有机碳矿化过程的影响,以期为高寒湿地土壤有机碳库的变化及其稳定性状况提供基础资料,也为科学保护和利用高寒湿地提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

尕海湿地位于青藏高原东北边缘甘肃省碌曲县尕海一则岔国家级自然保护区内(33°58′—34°32′N, 102°05′—102°47′E),海拔 3 430~4 300 m。保护区内湿地面积 57 846 hm²,主要为河流湿地和沼泽化

草甸,其中沼泽化草甸占总面积的 88.4%,主要分布于河谷滩地和湖沼^[11]。该区属于青藏高原气候带、高寒湿润气候区,年均气温 1.2 ℃,年平均日较差 13.7 ℃,气温以 7 月最高,平均为 10.5 ℃;1 月最低,平均为-9.1 ℃,无绝对无霜期,年均降水量 781.8 mm,降雨主要集中在 7—9 月;年蒸发量 1 150.5 mm。土壤类型主要包括暗色草甸土、沼泽土和泥炭土等。植物种类有藏嵩草(*Kobresiatibetica* Maxim.)、苔草(*Carex* spp.)、唐松草(*Thalictrum* L.)、线叶蒿(*K. Capilifolia*)、冷蒿(*Artemisia frigida* Willd.)、问荆(*Equisetum arvense* L.)、密毛白莲蒿(*Artemisia sacrorum* Ledeb. var. messerschmidtiana (Bess.) Y. R. Ling)、蕨麻(*Potentillaanserine* L.)、散穗早熟禾(*Poa subfastigiata* Trin.)、青藏苔草(*Carex moorcroftii* Falc. Ex Boott)、棘豆(*Oxytropis* sp.)、草玉梅(*Anemone rivularis* Buch. Ham.)、珠芽蓼(*Polygonum viviparum* L.)等。

1.2 样地设置

通过对尕海湿地生态环境、植被特征的实地调查,以及相关资料分析基础上选择确定尕海湖周边退化的沼泽化草甸为研究区,采用空间序列代替时间序列生态学方法,以生长季可见原生湿地为中心向外延伸的办法,选择地势相对平缓、坡向一致的地段,参考刘育红等^[12]对高寒湿地湿地植被退化等级的划分,根据植被组成、植被总覆盖度、植被平均高度及地上生物量等特征,将沼泽化草甸划分为未退化(UD)、轻度退化(LD)、中度退化(MD)及重度退化(HD)4 种植被退化梯度^[13],4 种植被退化梯度样地基本情况见表 1。

1.3 野外土壤样品采集

2018 年 5 月中旬在上述 4 个植被退化梯度样地内采用土钻进行“蛇”形 7 点法分 0—10, 10—20, 20—40 cm 土层取样,相同土层的土样混合组成 1 个土样,四分法取部分,去掉植物残根和石块。将采集样品用保鲜盒装好带回实验室自然风干,磨碎过 2 mm 筛,并均匀分成 3 份作为 3 次重复,共 36 个土壤样品,用以测定土壤有机碳矿化速率。

表 1 样地基本情况

退化 梯度	优势种 组成	盖度/ %	高度/ cm	生物量(干质量)/ (g·m ⁻²)	有机质含量/ (g·kg ⁻¹)	容重/ (g·cm ⁻³)
UD	藏嵩草+蕨麻+散穗早熟禾	96.25	16.71	355.90	65.82	0.36
LD	苔草+冷蒿+棘豆	86.34	13.02	293.02	65.45	0.39
MD	密毛白莲蒿+线叶蒿	45.33	7.43	185.73	54.39	0.61
HD	由于地下水位较低,过度放牧和严重鼠害导致地表植被覆盖度接近于零				53.63	0.56

1.4 土壤有机碳矿化速率测定

土壤有机碳矿化速率采用室内恒温培养和碱液吸收法测定^[14]；即称取 20 g 风干土样放入 500 mL 的广口培养瓶底部，为了提高土壤的通透性，在所有培养瓶内加入 3 g 石英砂，搅拌混匀，保持含水量为 60%左右的田间持水量，并将装有 20 mL 0.5 mol/L NaOH 溶液的离心管（用于吸收培养过程中土壤释放的 CO₂）放置于培养瓶内，重复 3 次。并在同等试验条件下用不加土样的培养广口瓶作为空白对照。将所有培养瓶在温度 20 ℃ 的恒温培养箱内先预培养 4 天，然后分别放置在 5, 15, 25, 35 ℃ 培养箱中，在培养期的第 2, 4, 6, 13, 20, 27, 34, 41 天，取出装有 NaOH 溶液的离心管，用浓度为 0.5 mol/L 盐酸进行滴定，确定 CO₂-C 释放量(mg/g)，然后根据 C 释放量和培养时间计算土壤碳矿化速率。在培养过程中，每隔 2 天称重、补充水分，以保持土壤含水量恒定。

1.5 数据计算与碳矿化动态模拟

有机碳矿化量计算公式^[14]为：

$$\text{CO}_2\text{-C} = \frac{(V_0 - V) \times C_{\text{Hcl}}}{2} \times 44 \times \frac{12}{44} \times \frac{1}{m(1-a)} \quad (1)$$

式中：CO₂-C 为培养期间土壤有机碳的矿化释放量(mg/g)；V₀ 为空白标定时消耗的标准盐酸的体积(mL)；V 为样品滴定时消耗标准盐酸的体积(mL)；C 为样品滴定时消耗标准盐酸的浓度(mol/L)；m 为土壤样品质量(g)；a 为土壤含水量(%)。

土壤有机碳矿化和土壤温度之间的关系采用指数模型拟合，公式为：

$$R = a e^{bt} \quad (2)$$

$$Q_{10} = e^{10b} \quad (3)$$

式中：R 为土壤有机碳矿化速率(mg/(g·d))；t 为培养温度(℃)；a 表示温度为 0 ℃ 时的土壤有机碳矿化速率(mg/(g·d))；b 为温度反应系数；Q₁₀ 值为有机碳矿化温度敏感性指数(温度每升高 10 ℃ 土壤有机碳矿化速率所增加的倍数)。

采用一级动力学方程拟合土壤有机碳随时间的矿化动态，计算公式^[14-15]为：

$$C_t = C_0(1 - e^{-kt}) \quad (4)$$

$$T_{1/2} = \ln 2/k \quad (5)$$

式中：C_t 为 t 时间土壤有机碳含量(mg/g)；C₀ 为土壤潜在矿化有机碳量(mg/g)；k 为分解速率常数(d⁻¹)；T_{1/2} 为土壤有机碳的半矿化分解时间(d)。

1.6 数据处理与统计分析

采用 Excel 2010 制图，SPSS 23.0 软件进行数据

统计分析。采用单因素方差分析(One-way ANOVA)及多重比较(LSD)法分析不同退化梯度各变量间的差异显著性(P<0.05)。

2 结果与分析

2.1 尕海湿地植被退化过程中湿地土壤有机碳矿化速率特征

图 1 为 4 种不同植被退化梯度湿地在 3 个土层土壤有机碳在 5, 15, 25, 35 ℃ 下的矿化速率变化。从图 1 可以看出，4 种植被退化梯度的湿地各土层有机碳矿化速率在不同温下随时间延长矿化趋势速率趋于一致。总体表现为前期矿化速率快，但随培养时间增加，矿化速度逐渐减小。在培养初期，UD、LD、MD 和 HD 在 0—40 cm 土层矿化速率均值分别为 0.100~1.540, 0.104~0.322, 0.112~0.158, 0.081~0.098 mg/(g·d)，而在培养末期，UD、LD、MD 和 HD 在相应土层均值范围为 0.015~0.142, 0.013~0.033, 0.009~0.015, 0.009~0.014 mg/(g·d)。可见，植被退化显著地降低培养初期土壤矿化速率，但随着培养时间延长，差异逐渐减小。

在同一温度，同一土层有机碳矿化速率均随植被退化的加剧，矿化速率呈逐渐减小趋势，特别在培养初期，各植被退化阶段碳矿化速率差异显著(P<0.05)，而随培养时间延长，各植被退化梯度趋于一致(图 1)。在各培养温度下，不同植被退化梯度湿地同一土层在 5, 15, 25, 35 ℃ 土壤有机碳矿化速率大小顺序均为：UD>LD>MD>HD。在 0—10 cm 土层，培养初期 UD 的土壤有机碳矿化速率显著高于其它植被退化梯度(P<0.05)，但在培养末期 LD、MD 和 HD 间差异不显著(P>0.05)；在 10—20, 20—40 cm 土层，各退化梯度间差异均不显著(P>0.05)，说明植被退化对 SOC 矿化速率影响程度随土层深度增加而减弱。

同一植被退化梯度、同一土层在同一培养期内，土壤有机碳矿化速率均随着温度的升高而增加，尤其在培养初期，不同温度差异显著(P<0.05)，但随着培养时间延长，差异逐渐减小(图 1)。可见，温度对不同植被退化梯度湿地的土壤有机碳矿化影响基本相同，均在培养初期影响显著。

2.2 尕海湿地植被退化过程中土壤有机碳累积矿化量变化特征

图 2 为各植被退化梯度湿地土壤在不同温度处理下有机碳累积矿化量的变化特征。从图 2 中可以看出，在培养初期，各植被退化梯度湿地土壤在不同温度处理下有机碳累积矿化量均随时间延长显著增加，且在培养前 4 天累积矿化量增长速率显著高于后期培养，其累计矿化量占总矿化范围的 13.75%~58.09%。

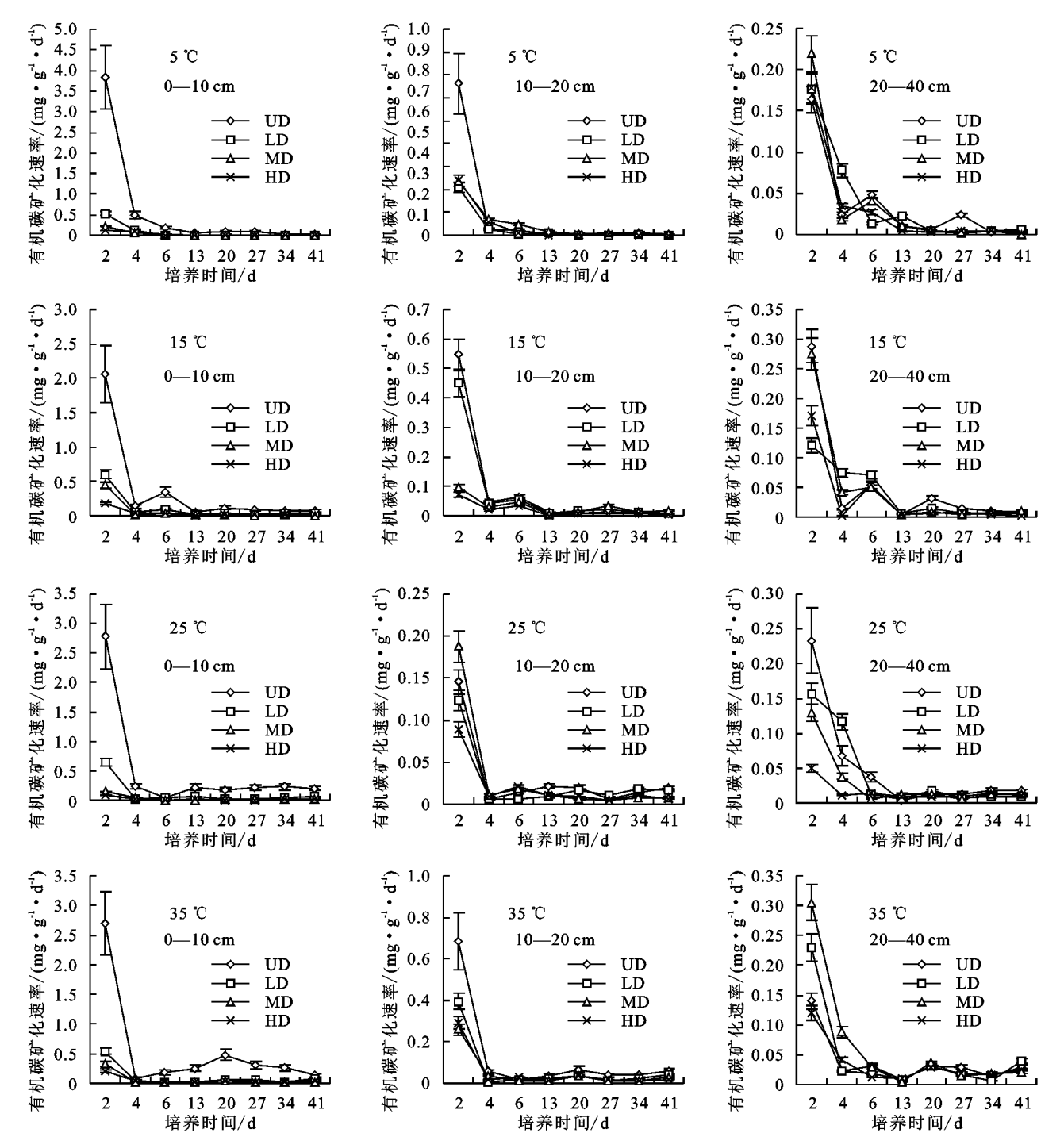


图 1 不同温度、不同植被退化梯度湿地土壤有机碳矿化速率

温度对土壤有机碳矿化的影响在不同植被退化梯度表现不同,同一退化梯度、不同温度间的累积矿化量存在一定差异。在整个培养期内,UD 土壤有机碳累积矿化量随温度升高显著增加,范围在 21.54~53.48 mg/g,而 LD、MD 和 HD 的有机碳累积矿化量均表现为 5 °C<25 °C<15 °C<35 °C,范围分别为 5.75~12.48,4.98~11.13,3.04~9.37 mg/g。统计分析显示,各植被退化梯度湿地土壤有机碳累积矿化量对温度变化的响应存在一定差异,UD 在各温度下累积矿化量显著高于 LD、MD 和 HD ($P<0.05$),而 LD、MD 和 HD 累积矿化量按退化梯度序列呈减少

趋势,但差异不显著。培养结束 41 天时,不同植被退化梯度湿地土壤在 5,15,25,35 °C 的土壤有机碳累积矿化量的大小顺序均为:UD>LD>MD>HD。UD 在各温度下有机碳矿化量均显著高于 LD、MD、HD。

2.3 不同植被退化梯度湿地土壤碳矿化强度

不同温度培养条件下,各植被退化梯度湿地土壤有机碳平均矿化强度基本相似。除 15 °C 的有机碳矿化强度外,其他均随退化程度的增加逐渐增大(图 3)。具体来说,各植被退化梯度湿地土壤在 35 °C 时的有机碳矿化强度均显著高于其他温度时的矿化强度 ($P<0.05$),特别 UD 尤为明显。UD 在 35 °C 时的碳矿化强为

18.32%，分别是 5, 15, 25 °C 的 2.17, 2.32, 1.47 倍。各植被退化梯度湿地在不同温度条件下的矿化强度间也存在差异, UD 在各温度条件下的矿化强度均显著高

于其他退化梯度($P<0.05$), 而 LD、MD 和 HD 在各温度下的矿化强度, 除 LD 和 MD 在 15, 35 °C 无显著差异外, 其他均存在显著差异($P<0.05$)。

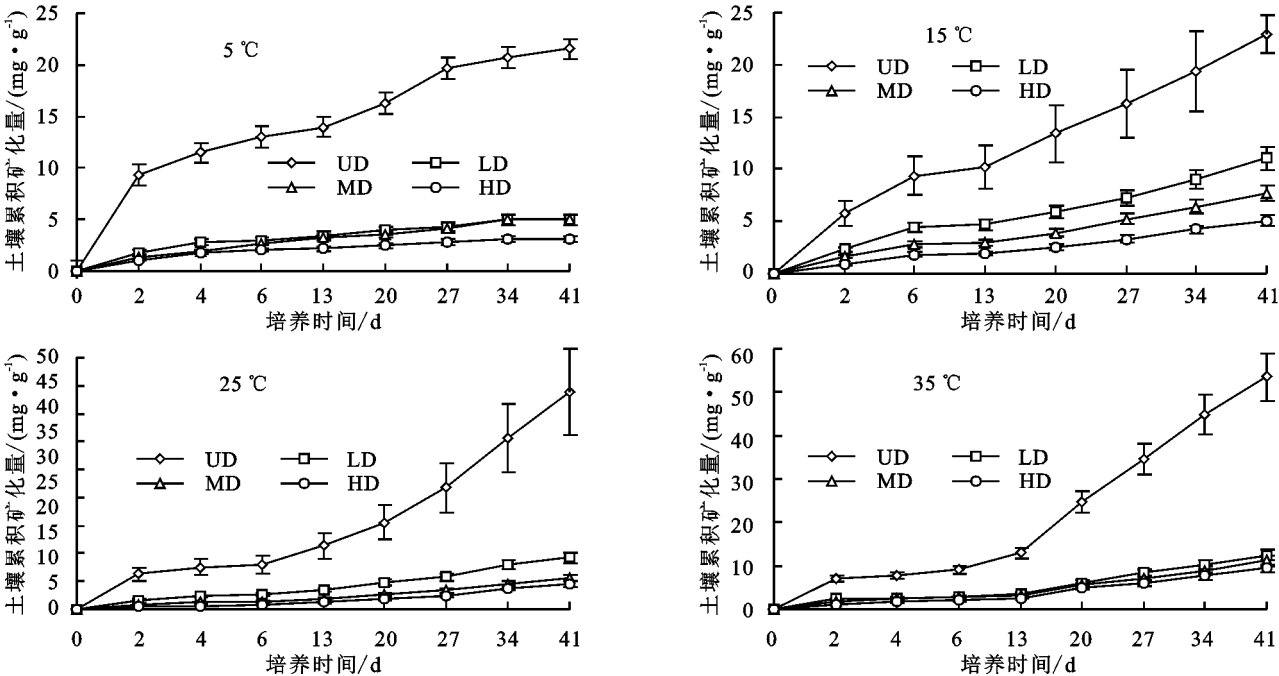
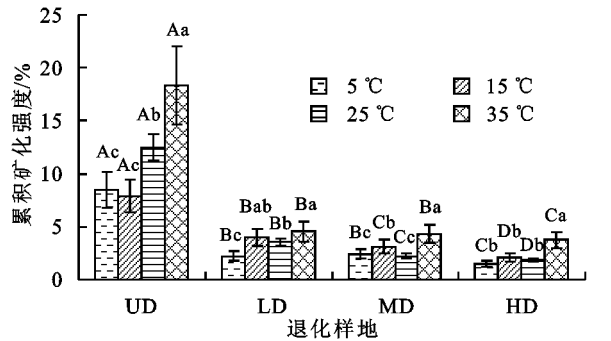


图 2 不同植被退化梯度湿地土壤有机碳累积矿化量



注:图中大写字母表示相同温度、不同退化梯度之间的差异显著($P<0.05$);小写字母表示同一退化梯度、不同温度间的差异显著($P<0.05$)。

图 3 不同温度、不同植被退化梯度湿地土壤平均累积矿化强度

2.4 不同植被退化梯度湿地土壤的 Q_{10}

不同植被退化梯度湿地土壤累积有机碳矿化的 Q_{10} 变化见表 2, 随植被退化程度的增加, Q_{10} 呈逐渐增大趋势。具体来说, HD 的温度反应系数(b)最大, 且显著高于 MD($P<0.05$), 而 UD、LD 和 HD 的 b 值差异不显著($P>0.05$); 对于 Q_{10} 来说, HD 的 Q_{10} 值最大, 显著高于其他植被退化梯度($P<0.05$)。因此, 温度对 HD 土壤有机碳矿化的影响显著高于其他植被退化梯度, 且当 HD 的温度每升高 10 °C 时, 矿化速率将增加 1.486 倍。

2.5 不同温度条件下各退化梯度湿地土壤有机碳累积矿化拟合

各植被退化梯度湿地土壤在不同温度下有机碳累积化量的一级动力学方程拟合见表 3, 除 UD 和

HD 在 5 °C 的拟合方程外, 其他各处理的 R^2 均大于 0.800, 模拟效果较好。在各恒温培养条件下, 土壤有机碳矿化潜势(C_0)的排序均为: UD>LD>MD>HD, 且 UD 的 C_0 值显著高于其他退化梯度($P<0.05$); 土壤矿化常数和半矿化分解时间均随植被退化程度增加无明显变化规律, 变化范围分别为 0.005~0.274 和 1.891~5.972 d; C_0 /SOC 随着植被退化程度增加呈逐渐降低趋势; UD 的土壤有机碳矿化速率常数 K 值在各温度下均最大, 且在 35 °C 时达到最大, 值为 0.274, 统计分析显示, 除 15 °C 外, 其他各温度条件下, UD 的 K 值均显著高于其他退化梯度($P<0.05$), 而 LD、HD 和 MD 无显著差异($P>0.05$)。

表 2 不同植被退化梯度湿地土壤累积有机碳矿化的 Q_{10} 变化

退化 梯度	$R=a e^{bt}$		
	b	R^2	Q_{10}
UD	0.0180ba	0.0180ba	1.1970b
LD	0.0180ba	0.6151a	1.1970b
MD	0.0112b	0.2177b	1.1190b
HD	0.0197ba	0.3961b	1.4860a

注:表中小写字母表示同一退化梯度、不同温度间的差异($P<0.05$)。

3 讨论

植物是土壤有机碳的重要来源, 随植被退化演替, 其群落组成、生物量和根系的数量与质量及微气候环境发生改变, 进而影响土壤有机碳矿化过程^[16]。本研究表明, 随着湿地植被退化程度加剧, 有机碳矿

化速率和矿化量均明显减小,且同一土层不同植被退化梯度湿地土壤有机碳在培养初期矿化速率和矿化量存在差异显著,表明随着植被退化演替加剧,有机碳含量降低,微生物量减少、分解活动降低,但随时间延长,分解活动趋于一致,差异逐渐减少。这与湖南东部森林和中国温带阔叶红松林的研究^[16-17]结果一致。其主要原因可能是:首先,随着植被退化演替,有机碳含量和植被盖度明显降低,植物地上和地下碳输入量显著降低^[18],使得湿地土壤质量变差,降低了土壤微生物底物的可利用性,从而降低了土壤微生物和酶活性,这不利于有机碳矿化和矿化量的积累;其次,随着植被退化演替,土壤质地和养分含量的变化对有机碳矿化产生显著的影响^[19]。尤其土壤有机质含量越高,微生物分解代谢活动越旺盛,有机碳矿化速率越快,矿化量也越高^[20]。然而,随着培养时间延长,各植被退化梯度湿地土壤易分解有机碳含量逐渐减少,土壤中微生物的活性降低且开始分解难分解有机碳,分解速度显著下降,矿化作用减缓并趋于一致。

表 3 不同温度条件下各植被退化梯度湿地土壤累积有机碳矿化拟合

培养温度/℃	退化梯度	有机碳矿化潜势 C_0	矿化速率常数 K	半矿化分解时间 $T_{1/2}$	模拟系数 R^2	$C_0/SOC/\%$
5	UD	4.478Aa	0.100a	2.996B	0.701	5.482
	LD	1.004Ba	0.019b	4.641A	0.920	1.332
	MD	0.847Ba	0.009c	5.415A	0.800	1.241
	HD	0.680Ba	0.016b	4.816A	0.773	1.011
15	UD	3.459Aa	0.013a	5.013A	0.929	4.235
	LD	1.219Ba	0.005b	5.972A	0.860	1.617
	MD	0.750Ca	0.010a	5.259A	0.833	1.110
	HD	0.458Ca	0.009b	5.349A	0.911	0.681
25	UD	1.309Ab	0.190a	2.354B	0.832	1.603
	LD	0.691Bb	0.030b	4.187A	0.869	0.917
	MD	0.365Cb	0.019b	4.651A	0.854	0.535
	HD	0.149Cc	0.025b	4.374A	0.924	0.221
35	UD	2.261Aa	0.274a	1.987B	0.861	0.277
	LD	0.872Bb	0.030b	1.891B	0.842	0.012
	MD	0.767Ba	0.033b	4.111A	0.929	0.011
	HD	0.599Bb	0.032b	4.129A	0.905	0.089

注:表中大写字母表示相同温度、不同退化梯度之间的差异显著($P<0.05$);小写字母表示同一退化梯度、不同温度间的差异显著($P<0.05$)。

本研究中,4种植被退化梯度有机碳矿化速率和矿化量均随土层深度的增加而逐渐减小,且0—10 cm土层的有机碳矿化速率和矿化量均显著高于其他2个土层($P<0.05$)。这可能由于在表层有较多的凋

落物和根系输入,而这些输入增加了有机碳矿化底物基质,使表土层有机碳、养分含量较高、土壤微生物和酶活性较强,有机碳矿化速率较快,矿化量较大;而深土层的碳输入相对较少,微生物可利用的底物较少,导致土壤有机碳矿化作用较弱,有机碳矿化速率较慢,矿化量较小^[20-21]。同时,不同植被退化梯度湿地深土层土壤均来源同一母质,且受植被退化的影响较小,因此,随着土层深度增加,各植被退化梯度间有机碳矿化速率和矿化量基本一致。

土壤有机碳矿化强度是表征有机碳矿化量占总有机碳的比例,能够直观地显示土壤有机碳的相对稳定性^[22]。本研究中,各恒温条件下的湿地土壤矿化强度均随退化程度的增加而逐渐降低,说明未退化土壤有机质活性较高,而重度退化湿地土壤有机质较为稳定。不同植被退化梯度湿地土壤有机碳矿化强度高可以有效反映土壤碳库的源汇作用,未退化湿地土壤矿化强度显著高于其他退化类型,未退化的土壤总有机碳、活性有机碳的含量均显著高于其他退化梯度^[23],这说明土壤有机碳和活性有机碳是影响有机碳矿化的主要因素,这与杨开军等^[20]的研究结果相似。一些研究^[20]也指出, C_0/SOC 可以有效反映土壤有机碳的矿化能力,比值越高,矿化能力越强。本研究中, C_0/SOC 值在未退化湿地最高,且随着植被退化程度增加呈降低趋势。说明未退化湿地土壤拥有较高的矿化能力,可能主要由于湿地土壤总有机碳中易矿化碳所占的比例在植被退化湿地中的分布随总有机碳的减少而降低^[23]。

土壤有机碳矿化过程是在微生物的参与下进行的,而温度是影响微生物活性的主要因素,对土壤有机碳矿化过程有显著影响^[3]。有研究^[24]表明,在一定的温度范围内,土壤有机碳的矿化速率随温度升高而增加,土壤呼吸强度与温度成正比。升温可促进湿地土壤有机质的分解和土壤微生物的周转^[25],进而影响到湿地的碳源、汇功能的变化。这种影响结果,还取决于各植被退化梯度湿地有机质的生产能力对于温度升高的响应机制,在全球变暖的情景下,这将会影响湿地生态系统的稳定性,这正是当今湿地碳循环研究的热点问题之一。本研究结果表明,各植被退化梯度湿地在35℃时,有机碳累积矿化量和矿化速率最高。这是因为温度升高有利于微生物活性的提高,从而加快土壤有机碳矿化过程,这与郭剑芬等^[25]对武夷山森林土壤有机碳矿化研究结果一致。利用指数函数对土壤有机碳矿化速率和温度关系进行模拟,各退化类型 Q_{10} 值的范围为1.119~1.486,且重度

退化 Q_{10} 值最大,未退化 Q_{10} 值最小,说明植被过度退化激发了湿地土壤对温度的敏感性。

4 结 论

(1)不同植被退化梯度湿地土壤有机碳矿化速率均随着培养时间延长而下降。土壤有机碳矿化速率大小整体表现为:UD>LD>MD>HD;随土层加深,不同植被退化梯度湿地土壤有机碳矿化速率均随土层深度的增加而逐渐降低,其中 0—10 cm 土层的矿化速率在各温度培养下均显著高于其他土层,而其他土层间无显著差异。

(2)温度对各植被退化梯度湿地土壤有机碳矿化有显著影响,土壤有机碳总累积矿化量表现为: $5\text{ }^{\circ}\text{C}<15\text{ }^{\circ}\text{C}<25\text{ }^{\circ}\text{C}<35\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。

(3)一级动力学方程能够很好地拟合不同退化植被梯度湿地土壤有机碳矿化过程,其中 UD 土壤矿化能力较强,对难分解有机碳库的利用程度较高,可以有效促进碳循环,提高土壤固碳能力。

参考文献:

[1] 沈芳芳,袁颖红,樊后保,等.氮沉降对杉木人工林土壤有机碳矿化和土壤酶活性的影响[J].生态学报,2012,32(2):517-527.

[2] Paterson E, Sim A. Soil-specific response functions of organic matter mineralization to the availability of labile carbon[J]. Global Change Biology,2013,19(5):1562-1571.

[3] 李顺姬,邱莉萍,张兴昌,等.黄土高原土壤有机碳矿化及其与土壤理化性质的关系[J].生态学报,2010,30(5):1217-1226.

[4] 秦彧,宜树华,李乃杰,等.青藏高原草地生态系统碳循环研究进展[J].草业学报,2012,21(6):275-285.

[5] 杨添,戴伟,安晓娟,等.天然林土壤有机碳及矿化特征研究[J].环境科学,2014,35(3):1105-1110.

[6] 聂立凯,于政达,孔范龙,等.土壤动物对土壤碳循环的影响研究进展[J].生态学杂志 2019,38(3):882-890.

[7] 徐丽,于书霞,何念鹏,等.青藏高原高寒草地土壤碳矿化及其温度敏感性[J].植物生态学报,2013,37(11):988-997.

[8] 刘亚男,郗敏,张希丽,等.中国湿地碳储量分布特征及其影响因素[J].应用生态学报,2019,30(7):2481-2489.

[9] 马维伟,王辉,王修华,等.甘南尕斯湖不同湿地类型土壤物理特性及其水源涵养功能[J].水土保持学报,2012,26

(4):194-198.

[10] 许延昭,马维伟,李广,等.尕斯湖湿地植被退化过程中土壤轻重组有机碳动态变化特征[J].水土保持学报,2018,32(3):205-211.

[11] 王元峰,王辉,马维伟,等.尕斯湖湿地泥炭土土壤理化性质[J].水土保持学报,2012,26(3):118-122.

[12] 刘育红,杨元武,张英.退化高寒草甸植物功能群与土壤因子关系的冗余分析[J].生态与农村环境学报 2018,34(12):1112-1121.

[13] 王元峰,王辉,马维伟,等.尕斯湖 4 种湿地类型土壤水分特性研究[J].干旱区研究,2012,29(4):598-603.

[14] 陶利波,王建军,王国会,等.封育对宁夏荒漠草原土壤有机碳矿化的影响[J].浙江农业学报,2017,29(9):1549-1554.

[15] 许恩兰,林雪婷,郭剑芬.水分对武夷山不同海拔土壤有机碳矿化的影响[J].亚热带资源与环境学报,2019,14(1):30-37.

[16] 张玲,张东来,毛子军.中国温带阔叶红松林不同演替系列土壤有机碳矿化特征[J].生态学报,2017,37(19):63-70.

[17] 辜翔,张仕吉,刘兆丹,等.湖南东部植被恢复对土壤有机碳矿化的影响[J].植物生态学报,2018,42(12):1211-1224.

[18] 马维伟,王跃思,李广,等.尕斯湖湿地植被退化过程中植被—土壤系统有机碳储量变化特征[J].应用生态学报,2018,29(12):3900-3906.

[19] 张浩,吕茂奎,江军,等.侵蚀红壤区植被恢复对表层与深层土壤有机碳矿化的影响[J].水土保持学报,2016,30(1):244-249.

[20] 杨开军,杨万勤,贺若阳,等.川西亚高山 3 种典型森林土壤碳矿化特征[J].应用与环境生物学报,2017,23(5):851-856.

[21] 宋媛,赵溪竹,毛子军,等.小兴安岭 4 种典型阔叶红松林土壤有机碳分解特性[J].生态学报,2013,33(2):443-453.

[22] 王莲阁,高岩红,丁长欢,等.变温环境对典型石灰土有机碳矿化的影响[J].环境科学,2014,35(11):4291-4297.

[23] 马维伟,李广,宋捷,等.植被退化对尕斯湖湿地土壤有机碳库及碳库管理指数的影响[J].草地学报,2019,27(3):687-694.

[24] 郭建红,潘剑君,葛序娟,等.不同土地利用方式下土壤有机碳矿化及其温度敏感性[J].水土保持学报,2015,29(3):130-135.

[25] 郭剑芬,陈玲,林雪婷,等.温度对武夷山不同海拔土壤有机碳矿化的影响[J].亚热带资源与环境报,2012,7(3):1-7.