

DOI: 10.11766/trxb202502100053

CSTR: 32215.14.trxb202502100053

王森轅, 李星宇, 熊维亮, 黄玉珠, 王昌全, 李冰, 黄容. 模拟高温-降水对培肥土壤 CO₂ 排放及可溶性有机质的影响[J]. 土壤学报, 2026, 63 (1): 251–264.

WANG Senyuan, LI Xingyu, XIONG Weiliang, HUANG Yuzhu, WANG Changquan, LI Bing, HUANG Rong. Effects of Simulated High Temperature and Precipitation on CO₂ Emissions and Dissolved Organic Matter in Fertilized Soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026, 63 (1): 251–264.

模拟高温-降水对培肥土壤 CO₂ 排放及可溶性有机质的影响*

王森轅¹, 李星宇¹, 熊维亮², 黄玉珠¹, 王昌全¹, 李冰^{1, 4}, 黄容^{1, 3†}

(1. 四川农业大学资源学院, 成都 611130; 2. 四川省烟草公司攀枝花市公司, 四川攀枝花 617000; 3. 自然资源部成都平原国土生态与土地利用野外科学观测研究站, 成都 611130; 4. 自然资源部耕地资源调查监测与保护利用重点实验室, 成都 611130)

摘要: 有机培肥是维持农业土壤肥力水平最主要的措施之一, 然而土壤培肥的同时能否有效应对复合极端天气事件, 维持土壤有机碳 (Soil Organic Carbon, SOC) 稳定性, 尚不清楚。土壤可溶性有机质 (Dissolved Organic Matter, DOM) 作为衡量 SOC 动态变化的重要指标, 是 SOC 积累及稳定过程的核心参与者。本研究以稻田土壤为对象, 基于短期模拟培养试验, 采用顶空定期采气-气相色谱法、紫外-可见吸收和荧光光谱方法, 对比分析模拟高温 (32℃) -降水对不同培肥稻田土壤 (施用磷钾化肥, PK; 施用氮磷钾化肥, NPK; 低量有机培肥, LOM; 高量有机培肥, HOM) 的 CO₂ 排放速率及累计排放量, 可溶性有机质含量及光谱特征的影响。结果表明: (1) 在高温培养或降水后高温培养期间, 有机培肥 (LOM 和 HOM) 处理土壤 CO₂ 累计排放量变幅较小, 仅为 8.92%~14.17%, 有效增加了有机培肥土壤应对外界高温-降水事件影响的韧性; (2) 与高温培养第 1 天 (Day1) 相比, 培肥处理在高温培养第 14 天 (Day14) 时土壤 DOM 含量均增加, 尤其是有机培肥 (LOM 和 HOM) 处理显著增加了 7.81~14.74 mg·kg⁻¹ ($P<0.05$), 但 HOM 处理显著降低了土壤 DOM 芳香性 (SUVA₂₅₄)、疏水性 (SUVA₂₆₀) 以及各类荧光物质的含量, 表明在高温胁迫下, 有机培肥只改变了土壤 DOM 的结构组成, 并未促进 CO₂ 的排放; (3) 与 Day14 相比, 降水后高温培养 (Day28) 显著降低了土壤 DOM 含量, 降幅达 64.05%~80.44% ($P<0.05$), 然而有机培肥较其他处理显著增加了土壤 DOM 的 SUVA₂₅₄、SUVA₂₆₀ 指数, 提高了腐殖化程度 (HIX), 从而减少了 CO₂ 排放, 而有机肥自身造成的类蛋白物质 (荧光峰 B 和 T) 的增加, 并不能引起土壤 CO₂ 排放的增加。总体上, 在本研究条件下, 有机培肥尤其是有机替代 25%~50% 氮肥, 均能够提高土壤有机碳稳定性, 增强其抵御极端天气事件的农业适应能力, 为气候变化背景下优化农业施肥模式提供了科学依据。

关键词: 高温-降水; CO₂ 排放; 土壤 DOM; 三维荧光光谱; 紫外光谱

中图分类号: S158 **文献标志码:** A

Effects of Simulated High Temperature and Precipitation on CO₂ Emissions and Dissolved Organic Matter in Fertilized Soil

WANG Senyuan¹, LI Xingyu¹, XIONG Weiliang², HUANG Yuzhu¹, WANG Changquan¹, LI Bing^{1, 4}, HUANG Rong^{1, 3†}

* 四川省科技厅项目 (2025YFHZ0142, 25NSFJQ0002)、四川省大学生创新训练计划项目 (S202410626058) 和国家重点研发计划项目 (2022YFD1901605) 共同资助 Supported by the Natural Science Foundation of Sichuan Province (Nos. 2025YFHZ0142, 25NSFJQ0002), Innovation Training Program for College Students in Sichuan Province (No.S202410626058) and the National Key Research and Development Program of China (No.2022YFD1901605)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: 14624@sicau.edu.cn

作者简介: 王森轅 (2004—), 男, 四川泸州人, 硕士研究生, 研究方向为农业资源与环境。E-mail: wngsnynun@163.com

收稿日期: 2025-02-10; 收到修改稿日期: 2025-07-07; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2025-07-28

(1. College of Resources, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 2. Sichuan Tobacco Company, Panzhihua City Company, Panzhihua, Sichuan 617000, China; 3. Observation and Research Station of Land Ecology and Land Use in Chengdu Plain, Ministry of Natural Resources, Chengdu 611130, China; 4. Key Laboratory of Investigation, Monitoring, Protection and Utilization of Cropland Resources, Ministry of Natural Resources, Chengdu 611130, China)

Abstract: 【Objective】 Organic fertilization is one of the most important measures to maintain the fertility level of agricultural soil. However, it is still unclear whether soil fertilization can effectively cope with the frequent occurrence of compound extreme weather events and maintain the stability of soil organic carbon (SOC). Moreover, soil dissolved organic matter (DOM) is an important indicator to measure the dynamic changes of SOC and also a core participant in the process of SOC accumulation and stability. Nevertheless, it is still unclear how extreme weather events may affect DOM and consequently its contribution to SOC accumulation and stability.

【Method】 A short-term simulation experiment was conducted using rice paddy soils, and headspace gas sampling, gas chromatography, ultraviolet-visible absorption and fluorescence spectroscopy were applied to compare the effects of high temperature (32 °C)-precipitation on the emission of CO₂ and spectral characteristics of soil DOM in different fertilized soils (PK: phosphorus-potassium fertilizer; NPK: nitrogen-phosphorus-potassium fertilizer, LOM: low-volume organic manure; and HOM: high-volume organic manure). 【Result】 The results revealed that (1) the variation range of cumulative soil CO₂ emissions in the organic fertilization treatments (LOM and HOM) was relatively small, ranging from 8.92% to 14.17% during high-temperature or high-temperature after precipitation incubations. This effectively increased the resilience of organically fertilized soil in response to external high temperature-precipitation events. (2) Compared with the first day (Day 1) of high-temperature incubation, the soil DOM content in LOM and HOM treatments significantly increased by 7.81-14.74 mg·kg⁻¹ ($P<0.05$). However, the HOM treatment significantly reduced the soil DOM aromaticity (SUVA₂₅₄), hydrophobicity (SUVA₂₆₀), and various fluorescent substances, indicating that under high temperature stress, organic fertilization only changed the structural composition of soil DOM and did not promote the emission of CO₂. (3) High temperature incubation after precipitation (Day 28) significantly reduced the soil DOM content by 64.05%-80.44% ($P<0.05$) when compared with Day 14. Also, organic fertilization significantly increased the SUVA₂₅₄ and SUVA₂₆₀ indices of soil DOM and the humification index (HIX) compared with other treatments, thereby reducing CO₂ emissions. The increase in protein-like substances (fluorescence peaks B and T) caused by organic fertilizer itself did not lead to an increase in soil CO₂ emissions.

【Conclusion】 Overall, organic fertilization, especially the organic substitution of 25%-50% nitrogen fertilizer, can improve the stability of soil organic carbon, enhance its agricultural adaptability in extreme weather events under the conditions of this study. The findings of this study provide a scientific basis for optimizing agricultural fertilization models, and promoting sustainable agricultural development.

Key words: High temperature-precipitation; CO₂ emission; Soil DOM; Three-dimensional fluorescence spectroscopy; Ultraviolet spectroscopy

近年来,在全球气候变暖的背景下,极端天气事件日益频发(强降水、高温、干旱等),对全球粮食安全构成了重要威胁。据气候模型预测,全球地表温度可能在2100年上升1.3~8.0℃^[1]。作为陆地生态系统最大的碳库,土壤碳库的保持和稳定(固存)对自然气候解决方案的贡献率可达25%,能有效缓解温室效应和全球气候变暖^[2-3]。然而,大多数极端天气强度或频率的增加会加剧气候变暖导致的土壤有机碳(Soil Organic Carbon, SOC)损失,从而进一步加剧全球气候变暖。极端高温和降雨可以直接引起0.3%~1.4%的SOC变化^[4],而且在1.5℃全球升温背景下,复合极端气候事件(如前期高温

诱发后期强降水、持续酷热)会导致SOC额外减少10.5%^[5]。自20世纪中叶以来,我国多省份极端高温和降水事件的概率增加了5倍~10倍^[6],这对土壤固碳措施的制定提出了新的挑战。因此,关注极端天气事件下SOC库的变化是当前应对气候变化和保障粮食安全的重要内容。

土壤可溶性有机质(Dissolved Organic Matter, DOM)是SOC库中含量较小但活性较高的组成部分,最易被微生物直接接触。土壤DOM可以作为不同生态系统土壤有机质的生物可利用性和持久性(即其在土壤中停留的时间)的替代评估指标,其稳定性可以有效地反映SOC的稳定性^[7]。有研究表明,

DOM 转化潜力 (Molecular Transformation Potential) 每增加 1 个单位, 土壤 CO₂ 排放量减少 1.2%~1.8%^[8]。相比于含量 (或浓度), DOM 结构组成的变化更能反映 SOC 的转化速率和稳定性^[9]。由于 DOM 中所含的基团对不同类型和长度的光波吸收能力不同, 因此光谱特征包括 SUVA₂₅₄、腐殖化指数等常被用于研究 DOM 的结构组成^[10]。例如, DOM 的芳香性和腐殖化程度可以通过介导 DOM 不饱和组分和木质素直接或间接影响 CO₂ 和 CH₄ 排放的温度敏感性^[11]。温度和降水是影响土壤 DOM 光谱特征的关键因素, 目前的研究主要集中在温度或降水的单因子控制试验上。有研究表明, 升温会促进微生物利用高缩合芳香类化合物和小分子 DOM, 加速土壤 DOM 生物降解^[12], 从而促进 CO₂ 的排放。也有研究表明, 降水过程中的润湿作用会提高土壤 DOM 的芳香性和腐殖化程度, 提高 DOM 稳定性^[13]。然而, 短期增温和减少降水的交互作用增加了森林土壤 DOM 含量, 降低了 DOM 芳香性指数和腐殖化程度^[14]。当前在气候变化背景下, 多因子交互作用对土壤 DOM 结构组成尤其是农田生态系统的影响认识不够, 有待进一步探究。

培肥 (如施用有机肥) 是提高 SOC 固存和农业土壤肥力水平的一种全球性方法, 是应对粮食安全和气候变化等问题的重要措施, 不仅可以有效抵御因骤然变暖而造成的有机碳损失, 而且能够有效增加土壤 DOM 的芳香性、疏水性以及分子量, 从而提高 DOM 的稳定性和土壤腐殖化程度^[15-16], 提高土壤碳库的稳定性, 在改善土壤健康和促进固碳减排方面起到双重调控作用。然而, 农业土壤培肥的同时能否有效应对复合极端天气 (高温-降水双因子交互) 事件, 维持土壤 DOM 稳定性和减少 CO₂ 排放, 尚不清楚。因此, 本研究基于近年来高温和极端降水的情况, 通过模拟高温-降水事件的室内培养试验, 监测不同培肥土壤 CO₂ 排放情况, 明确高温-降水对不同培肥土壤 DOM 含量及光谱特征的影响, 对保障土壤健康和粮食安全、充分发挥土壤生态系统的服务功能、应对极端复杂气候变化具有重要意义。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

田间试验区建于 2011 年, 位于成都平原西部都

江堰市天马镇金陵村 (30°57'0.99"N, 103°44'3.69"E), 属于中亚热带湿润季风气候^[17], 年平均气温 15.2 °C, 年降雨量 1 200 mm。近年, 研究区域高温和降水频发主要集中在 7—8 月, 日均最高气温达 31.8 °C, 日最强降水量达 6.71 mm·h⁻¹ (数据来源: 羲和能源气象大数据平台-欧洲中期天气中心)。供试土壤为岷江流域灰色冲积物发育的水稻土。

1.2 试验设计

田间试验共 15 个处理, 每个处理 3 次重复, 随机区组排列, 本研究选取其中 5 种处理: (1) 无施肥对照: 不施用任何肥料 (CK); (2) 不施氮肥: 仅施用磷、钾化肥 (PK); (3) 常规施用化肥: 施用氮、磷、钾化肥 (NPK); (4) 低量有机培肥: 25% 氮素来源于有机肥, 75% 氮素来自化肥氮 (LOM); (5) 高量有机培肥: 50% 氮素来源于有机肥, 50% 氮素来自化肥氮 (HOM)。小区面积为 20 m² (4 m×5 m), 每个试验小区之间用田埂隔开, 小区田埂用塑料薄膜包被至 40 cm 土层以防止养分和水分互渗, 四周设立保护行。种植制度为小麦-水稻轮作, 水稻季常规施肥用量为氮 180 kg·hm⁻², 磷 75 kg·hm⁻², 钾 75 kg·hm⁻²; 小麦季常规施肥用量为氮 180 kg·hm⁻², 磷 90 kg·hm⁻², 钾 90 kg·hm⁻²。其中, LOM 和 HOM 处理的磷肥和钾肥施用量是根据常规磷肥和钾肥施用量扣除有机肥还田带入的磷和钾量后的化肥施用量, 有机肥为经腐熟后的猪粪。化肥和有机肥全部做基肥一次性施入, 田间管理按照当地习惯进行。

于 2023 年 10 月水稻季成熟期, 利用“五点”采样法, 根据《第三次全国土壤普查外业调查与采样技术规范 (修订版)》标准, 采集各田间试验处理的 0~20 cm 耕层土壤, 混合成一个土壤样品。将采集的新鲜土壤铺展, 在自然条件下风干, 剔除石块以及植物残体, 并定期翻土, 检查其干燥情况。待样品风干后, 研磨并过筛 (10 目) 后备用。

1.3 室内模拟试验

称取田间试验各处理的风干样品, 装入广口瓶, 按照田间最大持水量 65% 加入去离子水, 并立即用 Parafilm[®] 膜封口, 放入 25 °C 培养箱进行预培养 7 天, 使土壤中的微生物恢复生物活性。预培养结束后, 将培养瓶放入培养箱, 高温-降水-高温好氧避光培养 28 天。首先, 模拟高温 (32 °C) 环境培养 14 天;

在第 14 天时, 采用自制模拟降水装置, 利用短时增湿来模拟降水, 即将出水阀门固定在软管出水口处, 调整喷头的喷洒角度和高度, 使出水呈花洒状且有一定冲刷能力, 确保雨滴均匀全覆盖培养瓶内土壤, 控制模拟降水强度为 $6.71 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$, 整个过程持续降水 1 min, 使土壤全部浸润; 降水结束后, 高温 (32°C) 培养 14 天。本研究培养试验共有 5 个处理, 每个处理设置 9 个重复, 共计 45 个培养瓶。预培养和模拟培养试验均在四川农业大学资源学院进行。

培养期间, 分别在第 1、14、28 天, 标记为 Day1、Day14、Day28, 采集气体和土壤样品。采气前, 揭开封口膜充分通气 30 min, 然后密封采集瓶, 静置 1 h 后, 再次抽取培养瓶内气体; 在采气的同时, 非破坏性采集土壤样品, 即随机选同一处理下 3 个采集瓶进行土样采集。采集的样品一部分测定土壤含水量并保存鲜样, 剩余部分经冻干处理后充分研磨, 分别过 20 目和 100 目的筛网, 用于后续土壤相关指标的测定。

1.4 土壤有机碳及可溶性有机质含量测定

土壤有机碳 (SOC) 采用重铬酸钾容量法—外加热法测定。

土壤可溶性有机质 (DOM) 含量用可溶性有机碳 (DOC) 含量来表征, 按水: 土=10:1 的比例, 振荡离心后, 过 $0.45 \mu\text{m}$ 滤膜, 利用总有机碳分析仪测定。

1.5 土壤 DOM 光谱特征测定

(1) 紫外-可见光吸收光谱。土壤 DOM 紫外光光谱采用双光束紫外光可见分光光度计进行吸收光谱扫描, 扫描波长范围为 $200\sim 800 \text{ nm}$, 扫描波长间隔为 1 nm 。根据光谱数据计算特征紫外吸收系数 SUVA_{254} 、 SUVA_{260} 和 SUVA_{280} 的值。计算公式如下:

$$\text{SUVA}_{254} = \frac{A_{254}}{\text{DOC}}; \text{SUVA}_{260} = \frac{A_{260}}{\text{DOC}}; \text{SUVA}_{280} = \frac{A_{280}}{\text{DOC}} \quad (1)$$

式中, A_{254} 为波长在 254 nm 的紫外吸收系数; A_{260} 为波长在 260 nm 的紫外吸收系数; A_{280} 表示波长在 280 nm 紫外吸收系数; DOC 表示可溶性有机碳的浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

(2) 三维荧光光谱 (3D-EEM)。采用荧光光谱

分析仪 (Hitachi F-7000 型) 测定土壤 DOM 荧光光谱, 激发波长 (Ex) $230\sim 450 \text{ nm}$, 发射波长 (Em) $250\sim 620 \text{ nm}$, 增量 5 nm , 扫描速度: $2400 \text{ nm}\cdot\text{min}^{-1}$, 以 Milli-Q 超纯水做空白。荧光区域一体化分析: 计算出特定的荧光区域积分体积 (Φ_i), Φ_i 表示具有相似性质有机物的累积荧光强度; 再对 Φ_i 进行标准化分析, 得到某一荧光区域积分标准体积 ($\Phi_{T,n}$); 最后计算出某一荧光区域的特定结构有机物的积分占总积分的比例 ($P_{i,n}$), 计算公式如下:

$$\Phi_i = \sum_{\text{Ex}} \sum_{\text{Em}} I_{\lambda_{\text{Ex}}-\lambda_{\text{Em}}} d_{\lambda_{\text{Ex}}-\lambda_{\text{Em}}} \quad (2)$$

$$P_{i,n} = \Phi_{i,n} / \Phi_{T,n} \times 100\% \quad (3)$$

式中, $i = \text{I、II、III、IV、V}$; n : 每个区域积分体积范围内所有荧光强度数据点; λ_{Ex} : 激发波长; λ_{Em} : 发射波长; $I_{\lambda_{\text{Ex}}-\lambda_{\text{Em}}}$: 相对应的荧光强度; $d_{\lambda_{\text{Ex}}-\lambda_{\text{Em}}}$: 荧光矩阵激发波长和发射波长数据间隔; $\Phi_{i,n}$: 体积 Φ_i 与 MFi (激发-发射矩阵每一区域面积百分比的倒数) 相乘得到标准化的体积; $\Phi_{T,n}$: 5 个区域标准化体积 $\Phi_{i,n}$ 之和; $P_{i,n}$: 荧光效应百分比。

根据不同荧光物质在 3D-EEM 中特定的激发波长与发射波长范围, 本研究中的荧光物质分为紫外光区类腐殖物质荧光峰 A、可见光区类腐殖质荧光峰 C、微生物来源的类腐殖质荧光峰 M、类酪氨酸荧光峰 B、类色氨酸荧光峰 T^[17-18]。其中, 荧光峰 A、C 和 M 反映了类富里酸和类腐殖酸形成的荧光峰, 与腐殖质结构中的羰基和羧基有关。类蛋白质荧光峰 B 和 T, 是类色氨酸和类酪氨酸在生物降解过程中形成的荧光峰, 与 DOM 中芳香环状氨基酸的结构有关。

1.6 CO₂ 排放速率及累计排放量

将采集的气体, 利用气相色谱 (Agilent 6890N 气相色谱仪) 在 24 小时内完成 CO₂ 气体浓度 (前检测器为 FID; 后检测器为 ECD) 测定, 色谱载气为高纯氮气。

CO₂ 气体排放速率计算公式如下^[19]:

$$F = M/V_0 \times V/m \times T_0/T \times \Delta c/\Delta t \times 10^3 \quad (4)$$

式中, F 为土壤气体排放速率 (CO₂ 排放速率单位为 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$); M 为气体的摩尔质量, $\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$; V_0 为标准状态下 (温度 273K , 气压 101.3 kPa) 气

体摩尔体积, 22.4 L·mol⁻¹; T₀ 和 T 分别为标准状态下和采样时空气的绝对温度 (单位为 K); Δc/Δt 为单位时间内瓶内气体浓度的变化; m 为土壤质量, kg; V 为瓶内气体所占的有效体积。

温室气体累计排放量计算公式如下:

$$F_{\text{累计}} = \sum_{i=1}^n F_i \times 24 \times D_i \quad (5)$$

1.7 数据处理

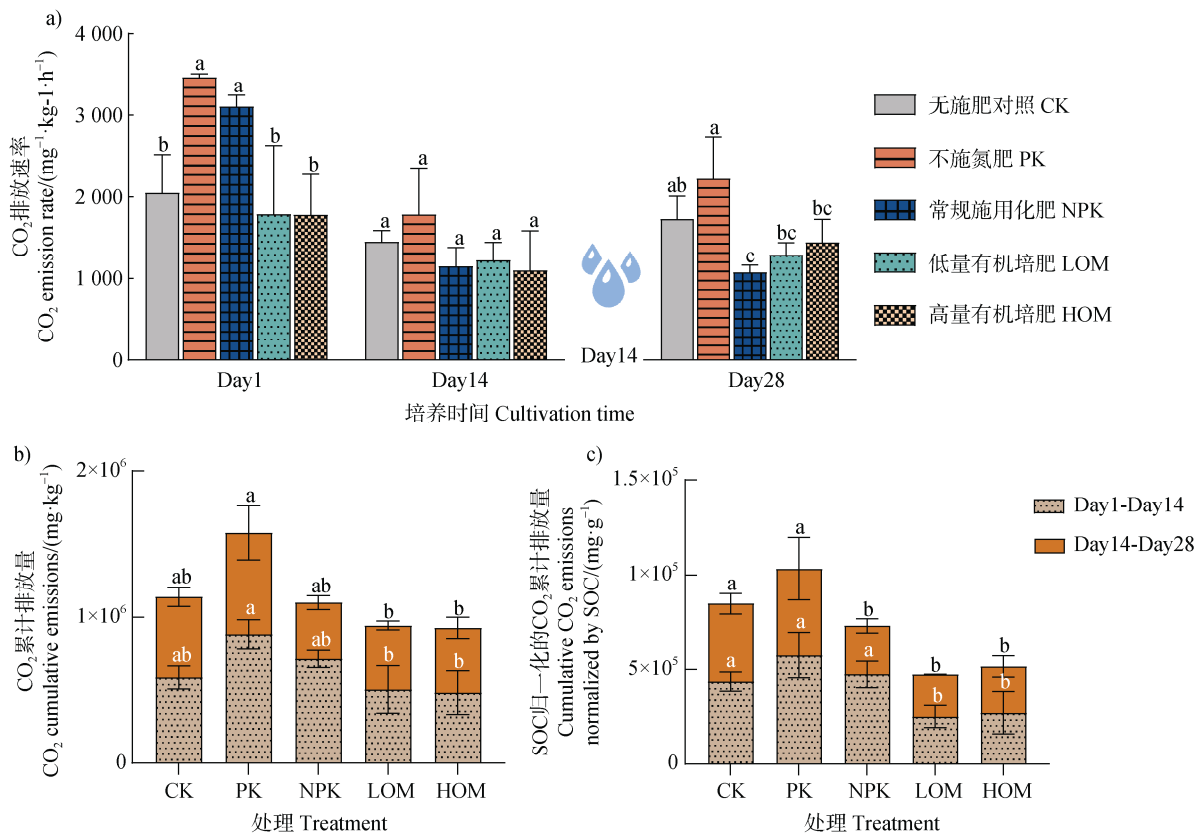
数据分析与处理均采用 Excel、SPSS 26.0 软件完成, 并使用 GraphPad Prism 10.3.1、Origin 27.0 制图。所有处理的数据均为测定结果的平均值, 不同处理数据均进行正态分布检验 (Kolmogorov - Smirnov)。符合正态分布的数据, 利用单因素方差分析进行处理间的土壤有机碳含量、可溶性有机质含量、CO₂ 气体排放量等指标的差异性比较 ($P <$

0.05, $P < 0.01$); 不符合正态分布的数据, 利用非参数检验方法进行方差分析。

2 结果

2.1 土壤 CO₂ 排放速率及累计排放量

如图 1a 所示, 各试验处理 (除 NPK 外) CO₂ 排放速率变化趋势相同, 表现为高温期间 (Day1-Day14) 呈下降趋势, 降水后 (Day14-Day28) 呈上升趋势, 其中 PK 处理 CO₂ 排放速率显著高于其他处理。高温培养第 1 天 (Day1), PK 和 NPK 处理 CO₂ 排放速率较其他处理显著增加了 31.25%~48.55%, 各试验处理 Day14 的 CO₂ 排放速率无显著差异, 但较 Day1 均显著下降了 31.73%~62.97%, 其中 LOM 处理的下降幅度最小, 而 NPK 处理下降幅度最大。降水后高温培养 (Day28), PK 处理的



注: 不同小写字母表示同一时段内处理间存在显著差异 ($P < 0.05$), CK: 无施肥对照; PK: 不施氮肥; NPK: 常规施用化肥; LOM: 低量有机培肥; HOM: 高量有机培肥。下同。Note: Different lowercase letters indicate significant differences between treatments within the same time ($P < 0.05$), CK: no fertilizer control; PK: phosphorus-potassium fertilizer; NPK: nitrogen-phosphorus-potassium fertilizer; LOM: low-volume organic manure; and HOM: high-volume organic manure. The same below.

图 1 不同处理土壤 CO₂ 排放速率及累计排放量

Fig. 1 The CO₂ emission rate and cumulative emissions from soils in different treatments

CO₂ 排放速率最大,为 2348.09 mg·kg⁻¹·h⁻¹;与 Day14 相比, NPK 处理 CO₂ 排放速率下降 1.07%, LOM 和 HOM 处理的 CO₂ 排放速率分别增加了 11.55% 和 38.8%。

进一步计算降水前后的 CO₂ 累计排放量发现(图 1b), 高温期间 (Day1-Day14), 与对照 CK 相比, PK 和 NPK 处理的 CO₂ 累计排放量显著增加了 49.97% 和 21.57%, 而 LOM 和 HOM 处理下降了 13.93% 和 17.69%。降水后高温期间 (Day14-Day28), PK 处理的 CO₂ 累计排放量最大, 为 6.95×10^5 mg·kg⁻¹; NPK 处理的 CO₂ 累计排放量最小, 较对照 CK 减少 30.19%。计算 SOC 归一化的 CO₂ 累计排放量(图 1c) 发现, 各处理的变化趋势与未归一化的 CO₂ 累计排放量一致。总体上, 高温期间或降水后的高温期间, LOM 和 HOM 处理的 CO₂ 累计排放量变幅较小, 这可能是由于多年有机培肥处理提高了土壤有机碳的稳定性, 增加了有机培肥处理对环境变化的韧性。

2.2 土壤有机碳及可溶性有机质含量

不同施肥处理的土壤有机碳 (SOC) 含量对高温-降水事件的响应存在差异, 由图 2a 可知, 高温培养第 1 天 (Day1) 有机培肥 (LOM、HOM) 处理的 SOC 含量显著高于 CK、PK 和 NPK 处理, 增

幅为 35.64%~46.91%; 高温后 (Day14), CK、LOM 和 HOM 处理的 SOC 含量较 Day1 下降, 而 PK 和 NPK 处理的 SOC 含量分别增加了 3.28% 和 12.75%。降水后 (Day28), 各处理的 SOC 含量均升高, 增幅为 6.45%~41.2%, 培肥处理变幅小于不施肥处理, 其中 LOM 处理降雨后增加幅度最小, 可见培肥处理能提高降雨后高温培养的土壤有机碳的稳定性。

本研究用土壤可溶性有机碳 (DOC) 含量表征可溶性有机质 (DOM) 含量。由图 2b 可知, 不同施肥处理的土壤 DOC 含量对高温-降水事件的响应存在差异, 高温培养第 1 天 (Day1), CK、PK 处理的土壤 DOC 含量显著高于 NPK、LOM 和 HOM 处理。高温后 (Day14) 各处理的土壤 DOC 含量较 Day1 不同程度增加, 尤其是 LOM、HOM 处理的土壤 DOC 含量, 分别增加 7.81 mg·kg⁻¹ 和 14.74 mg·kg⁻¹。由于降水操作, 可能会引起 DOC 从固相土壤中随水溶出, 导致降水后 (Day28) 各试验处理的土壤 DOM 含量较降水前 (Day14) 均显著下降, 降幅达 64.05%~80.44%, 其中 HOM 处理的降幅最大。总体上, CK、PK 处理在高温-降水事件前后 (Day1、Day28) 土壤 DOC 含量变化率较大, 而 NPK、LOM 和 HOM 处理 DOC 含量变化较小。

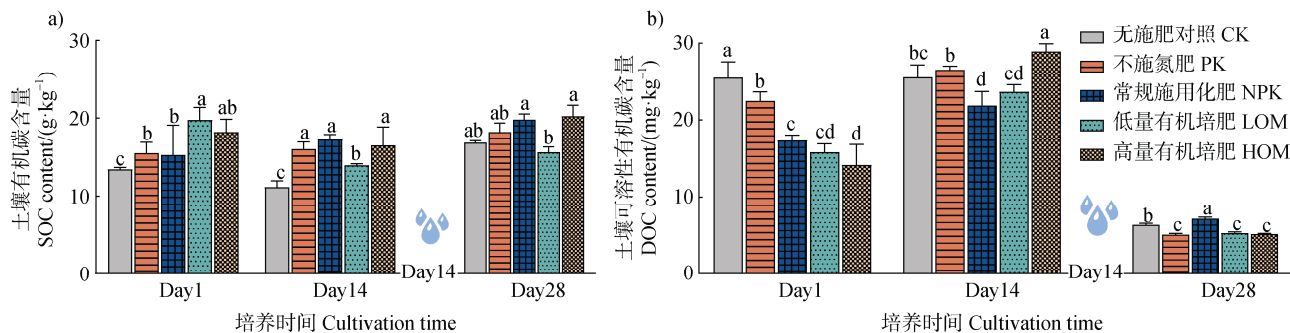


图2 不同处理下 SOC 和土壤 DOC 含量

Fig. 2 The SOC and soil DOC content in different treatments

2.3 土壤 DOM 的紫外光谱特征

由图 3a 可知, 高温培养第 1 天 (Day1) 不同施肥处理土壤 DOM 的 SUVA₂₅₄ 值在 0.26 ~ 1.60 L·mg⁻¹·m⁻¹ 之间, 其中 LOM 处理最高, 而 NPK 处理最低。高温后 (Day14), 施肥处理土壤 DOM 的 SUVA₂₅₄ 值较对照 CK 均显著下降了 46.68%~74.03%; 与 Day1 相比, CK、LOM 处理土壤 DOM 的 SUVA₂₅₄ 值显著增加了 44.89%~56.52%, HOM 处理

显著降低了 84.07%, 可见高温培养后 HOM 处理的土壤 DOM 芳香性降低。降水后 (Day28), LOM 处理土壤 DOM 的 SUVA₂₅₄ 值最高, 为 2.95 L·mg⁻¹·m⁻¹, 其次是 HOM 处理; 此外 NPK、LOM、HOM 处理土壤 DOM 的 SUVA₂₅₄ 值较 Day14 显著增加了 472.33%~740.73%, 这也进一步解释了降水后高温期间培肥处理的 CO₂ 累计排放量变幅较小的现象。

各处理土壤 DOM 的 SUVA₂₆₀ 值变化趋势同

SUVA₂₅₄ (图 3b)。高温培养第 1 天 (Day1), NPK 处理土壤 DOM 的 SUVA₂₆₀ 值最低 (0.23 L·mg⁻¹·m⁻¹), 其次是 LOM 处理。高温后 (Day14), 与 Day1 相比, HOM 处理显著下降 83.62%, 可见高温后 HOM 处理土壤 DOM 疏水性降低。降水后 (Day28), NPK、LOM、HOM 处理土壤 DOM 的 SUVA₂₆₀ 值较 Day14 大幅升高 1.11~2.30 L·mg⁻¹·m⁻¹。

对土壤 DOM 的 SUVA₂₈₀ 指数进一步分析 (图 3c), 高温培养第 1 天 (Day1), HOM 处理土壤 DOM 的 SUVA₂₈₀ 值较其他处理显著增加 61.23%~87.68%。高温后 (Day14), LOM 处理土壤 DOM 的 SUVA₂₈₀ 值增幅最明显, 为 0.42 L·mg⁻¹·m⁻¹。降水后 (Day28), CK、PK 处理土壤 DOM 的 SUVA₂₈₀ 值出现下降趋势, 较 Day14 下降 33.21%~132.24%, 而 HOM 处理显著增加 859.85%。

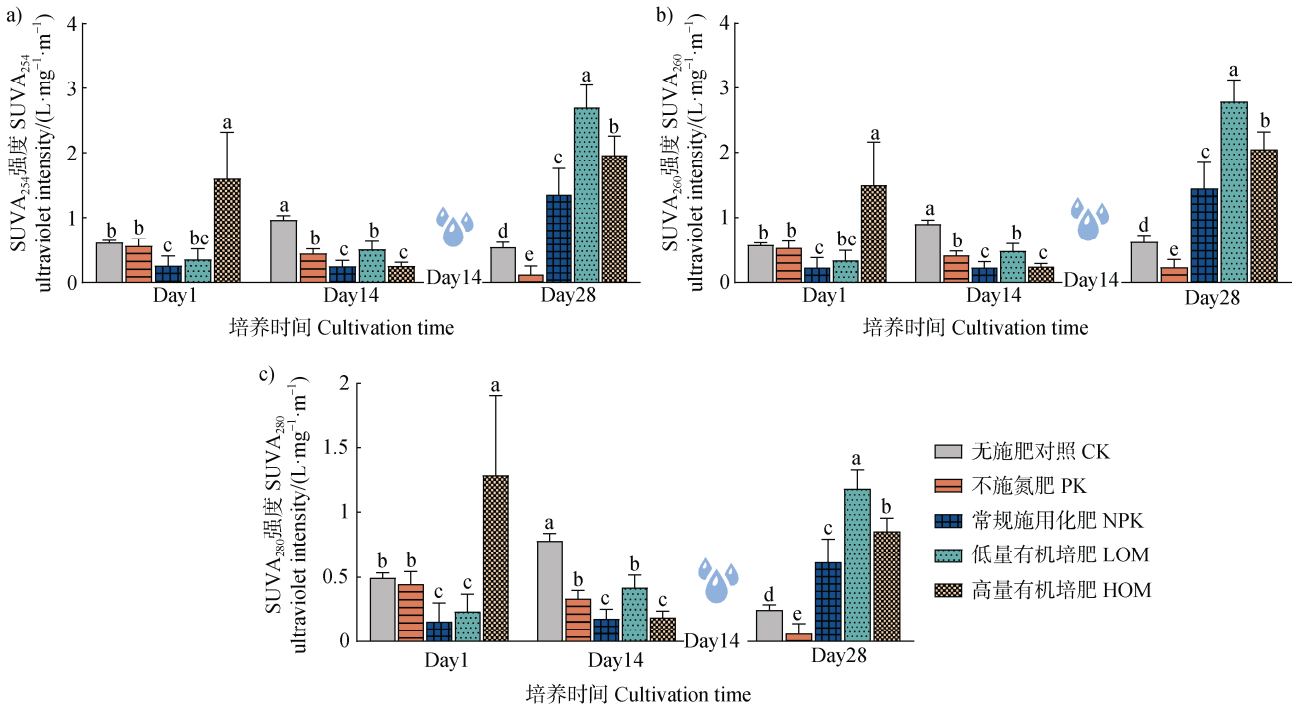


图 3 不同处理土壤 DOM 紫外光谱特征

Fig. 3 The UV spectral characteristics of DOM in different treatments

2.4 土壤 DOM 的三维荧光光谱参数

由图 4a 可知, 在培养周期内, 各处理的土壤 DOM 的 FI 值为 2.10~2.20, 可见本试验条件下的土壤 DOM 均来自微生物代谢产物; 除对照 CK 土壤 DOM 的 FI 值在 Day14 和 Day28 存在显著差异外, 其他处理差异不显著, 可见高温-降水-高温并未显著改变土壤 DOM 的来源。对土壤 DOM 的 BIX 值 (图 4b) 而言, 高温培养第 1 天 (Day1) 不同施肥处理土壤 DOM 的 BIX 值为 0.62~0.64, 说明高温前各处理土壤微生物活性较弱, 陆源特征强; 高温后 (Day14), PK 和 LOM 处理土壤 DOM 的 BIX 值相较于 Day1 分别显著增加 2.68% 和 8.17%, 降水后 (Day28) 分别显著下降了 2.64% 和 11.69%。

HIX 指数能够反映土壤 DOM 的腐殖化程度。由图 4c 可知, 高温培养第 1 天 (Day1) 不同施肥处

理土壤 DOM 的 HIX 值为 0.84~0.88。高温培养第 1 天 (Day1), 与对照 CK 相比, PK、NPK 处理的 HIX 值分别增加了 1.18%~3.51%; LOM、HOM 处理分别降低了 0.06%~0.50%。高温后 (Day14), 各施肥处理土壤 DOM 的 HIX 值相较于 Day1 均显著下降了 1.71%~2.32%, 其中 PK 处理变化最明显。降水后 (Day28), CK、NPK 处理其 HIX 值较 Day14 显著下降 2.15%~3.81%, 其余处理均显著增加 1.75%~5.86%, 尤其是有机培肥处理。

2.5 土壤 DOM 的三维荧光峰特征

如图 5 所示, 在高温-降水事件影响前后各处理荧光峰强度始终为峰 A>峰 M>峰 C>峰 T>峰 B。高温培养第 1 天 (Day1), HOM 处理不同峰的荧光强度均显著高于其余处理, 其中荧光峰 A 强度最明显 (图 5a 和图 5d)。高温后 (Day14), 除对照 CK 外,

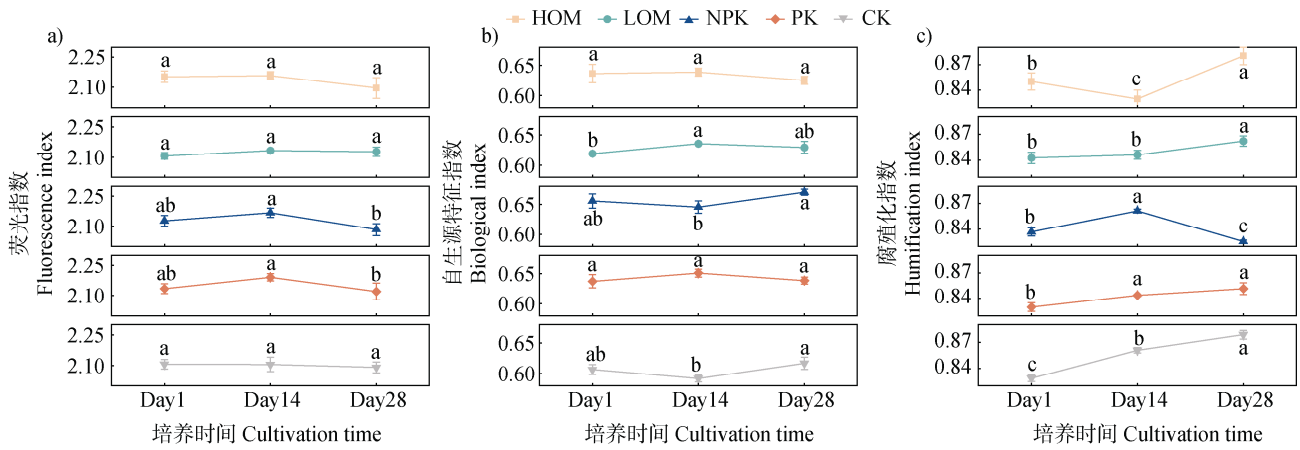
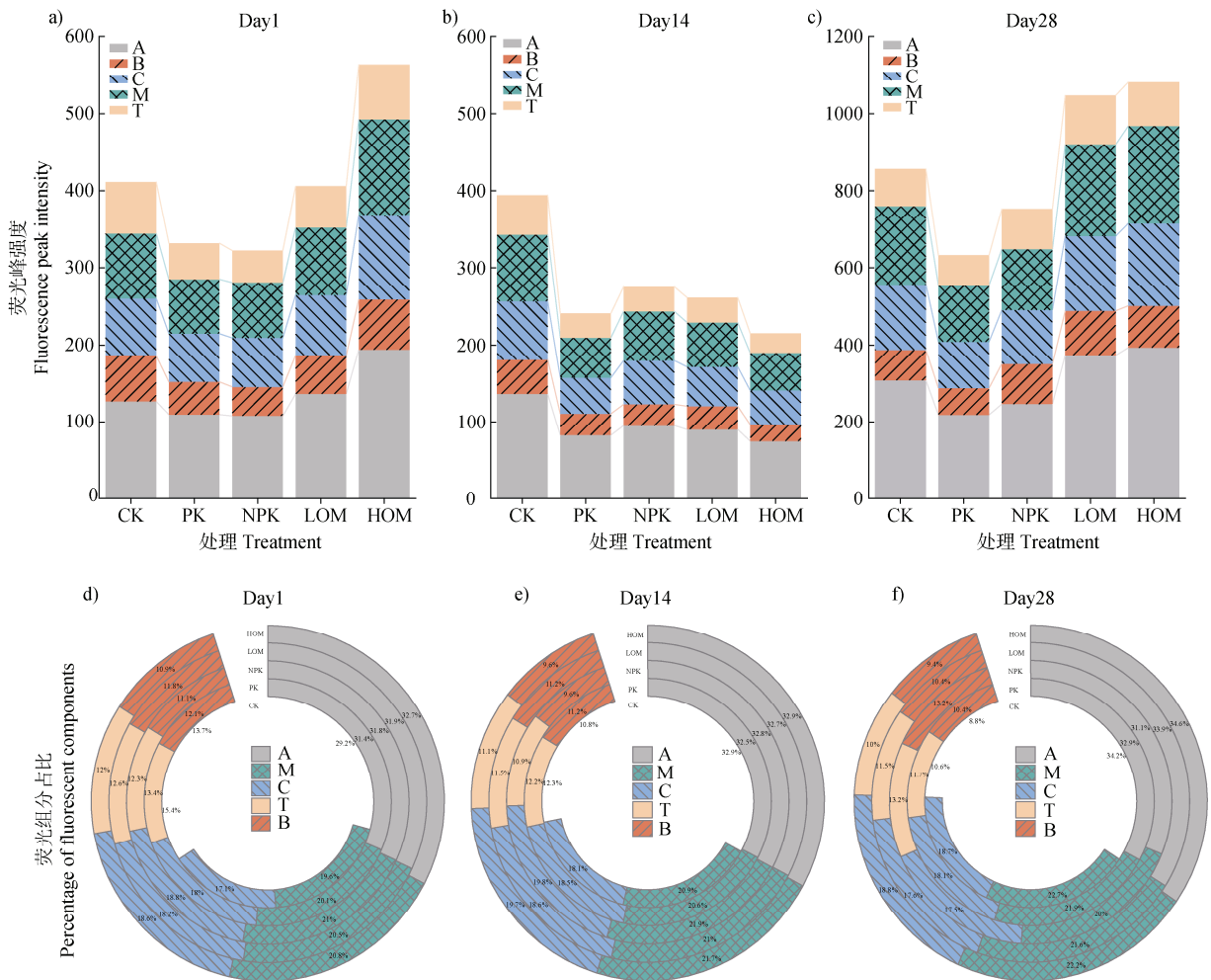


图 4 不同处理土壤 DOM 的荧光光谱参数

Fig. 4 The fluorescence spectral parameters of DOM in different treatments



注：荧光组分分别为 A：紫外光区类腐殖物质；B：类酪氨酸；C：可见光区类腐殖质；M：微生物来源的类腐殖质；T：类色氨酸。Note: The fluorescent components are as follows: A: UV-absorbing humic substances; B: tyrosine-like substances; C: visible light-absorbing humic substances; M: microbial-derived humic substances; T: tryptophan-like substances.

图 5 不同处理的土壤 DOM 不同荧光峰强度

Fig. 5 Intensity of different fluorescence peaks of soil DOM in different treatments

其余处理的各荧光峰强度较 Day1 均显著下降；HOM 处理土壤 DOM 的荧光峰强度最小，较对照 CK 显著下降 4.12%~68.96% (图 5b)，但对不同荧光峰组分占比而言，荧光峰 A 组分占比最高 (图 5e)。降水后 (Day28)，各处理荧光峰强度均显著增加，相较于 Day14 总荧光峰强度增加 117.07%~402.95%，尤其是 LOM、HOM 处理，荧光峰强度显著增加了 786.3~867.0 个单位 (图 5c)。总体上，在本试验条件下，土壤 DOM 中荧光峰 A 荧光强度最强，DOM 以类腐殖质为主，在高温-降水事件影响前后 (Day1、Day28)，HOM 处理土壤 DOM 三维荧光峰变化最稳定。

3 讨论

3.1 高温对有机培肥土壤 CO₂ 排放及 DOM 光谱特征的影响

温度上升是气候变暖的主要表现之一，其会通过影响微生物活性，促进微生物消耗不稳定性有机碳，导致土壤矿化和土壤呼吸的增加，提高土壤有机碳的分解速率^[20-21]，加剧全球气候变化。有研究表明，增温降低了 SOC 的活化能，促使 SOC 加速分解，使土壤由碳汇转变为碳源^[14]。有机肥施用是提高土壤有机碳固存能力的关键措施，也是提高农业土壤适应气候变化能力的主要途径。本研究中，在高温培养第 1 天 (Day1)，单施化肥 (PK 和 NPK) 处理的土壤 CO₂ 排放速率明显高于有机培肥 (LOM 和 HOM) 处理，这可能由于化肥处理的土壤易氧化态有机碳含量较高，易被矿化损失^[22-23]。而且，高温期间 (Day1-Day14)，使用 SOC 归一化后的有机培肥处理土壤的 CO₂ 累计排放量显著低于其他处理 (图 1c)，这说明施用有机肥可以降低原生土壤单位有机碳含量下有机碳分解的温度敏感性，表现为外源有机质添加减缓了土壤有机质降解的“负激发效应”^[24-25]。如果将土壤在面对环境胁迫时 (如升温)，其 CO₂ 排放量增加定义为“低稳定性土壤”，那么本研究的有机培肥 (LOM 和 HOM) 处理增加了升温环境中土壤 CO₂ 排放的缓冲能力，即有机培肥处理增加了土壤受到升温胁迫后的“稳定性”。可能存在的作用机制包括：(1) 有机肥的施用减少热促进异养细菌和真菌的相对丰度 (随温度升高而相对丰度增加)、提高微生物群落的复杂性和稳定性、提高化

能自养古细菌对内源 CO₂ 拦截能力，从而减少土壤有机碳的损失^[26-27]；(2) 有机肥的施用可以稳定土壤结构，增强团聚体对有机碳的物理保护，增加微生物的“碳受限”，从而减少 CO₂ 排放^[28-29]。然而，也有研究报道长期施用有机肥显著增加了土壤有机碳的矿化速率和累计矿化量^[23, 30]，这一结果与本研究的区别在于是否存在环境胁迫 (如本研究的增温)。已知生态系统在维持其自身多功能性 (Multifunctionality) 时，需要微生物群落结构不断适应环境的变化^[31]。本研究发现，土壤有机培肥在微生物适应环境的过程中减少了 CO₂ 的排放，增强了土壤在碳损失过程中的韧性。

土壤 DOM 是土壤碳库中移动性最强的组分，既是维持微生物活性的重要能量来源，也表现出对变化环境的高敏感性。增温直接改变了土壤碳周转的效率，进而影响了土壤有机质的稳定性^[18, 32]。DOM 作为反映土壤有机质稳定性的重要指标^[7]，其组成结构与含量在温度变化的环境中也表现出规律性变化^[33]。有研究指出，土壤升温使 DOM 含量提高了 44.57%~62.78%^[32]。本研究中，各处理高温培养后 (Day 14) 土壤 DOM 含量较 Day 1 含量均不同程度增加，尤其是有机培肥 (LOM、HOM) 处理。一方面是由于温度增加促进了微生物活性，促进难溶性大分子转化为可溶性小分子化合物，同时增温的活化作用会直接促进植物残体和土壤有机质向 DOM 溶解转化，最终增加了土壤 DOM 含量^[34-35]，而有机培肥处理 Day14 的 SOC 显著低于 Day1，且 DOM 和 SOC 含量的负相关性 ($R^2=0.20$, $P<0.01$) 也进一步说明了增温的活化作用，促使了 SOC 转化为 DOM；另一方面，增温可以促使与矿物结合的高亲和力有机物解吸以及土壤团聚体中的有机物释放，从而增加了土壤孔隙水中 DOM 浓度^[36]。除 DOM 在含量上的变化外，环境变化对于不同培肥处理土壤中 DOM 的结构组成也存在显著影响。Yao 等^[37] 研究发现，有机物添加引起的“激发效应”增加了 DOM 中脂肪族和碳水化合物类化合物的含量，降低了脂类化合物的含量。在本研究中，高温培养后 (Day 14) HOM 处理的土壤 DOM 芳香化、疏水性指数均下降，表明经过 14 天升温培养，HOM 处理的微生物活性提高，提高了 DOM 生物可利用性^[38]；而且温度升高可能促使真菌成为主导菌群，促进了芳香性碳组分的分解^[32]。有研究表明，土壤中的氧

有效性决定了 DOM 的降解过程,随着 DOM 芳香性的降低,土壤氧有效性增加,促进了氧化酶的活性^[39]。在此过程中,由于微生物代谢过程对不同 DOM 的选择利用性以及土壤团聚体等的保护作用均有可能减少 CO₂ 的排放^[39-40]。通过对土壤 DOM 中荧光物质的定量分析发现,荧光性物质以类腐殖质为主,这与农业生产活动产生的枯枝落叶和微生物产生的有机物有关^[41]。高温培养后 (Day 14),土壤类蛋白荧光峰和类腐殖质荧光峰强度均显著下降,尤其是荧光峰 T 和荧光峰 A。一方面是由于温度升高,有利于微生物优先利用类蛋白质;另一方面,荧光峰 A 主要是由低分子量腐殖质引起的,易被微生物利用^[42]。对比单施化肥和有机培肥处理,可以看出有机培肥处理在高温培养后 DOM 含量增加,但各类荧光物质均显著下降,其中 LOM 处理中的类酪氨酸物质 (荧光峰 B) 在升温培养 14 天后降幅达到了 88.80% (图 5)。然而,有机培肥处理的土壤 DOM 在升温培养中表现出的降解过程并未增加 CO₂ 的排放,暗示有机物料自身降解引起的 DOM 结构变化并不会在短时间内造成碳排放的增加。根据 PLS-MS 分析也发现,在高温培养期间,有机培肥引起的土壤 DOM 结构组成变化,并不能直接影响 CO₂ 的排放速率。

总体上,有机培肥处理在升温胁迫下,土壤碳排放降低,表现出负的激发效应。然而,有机培肥处理虽然碳排放降低,其自身仍然经历了剧烈的有机碳降解,表现为外源碳自身的降解,表现为 DOM 含量升高但 DOM 的芳香性下降,各类荧光物质含量下降。表明升温胁迫下,外源有机碳自身的降解只改变了土壤 DOM 的结构组成,并未促进 CO₂ 的排放。

3.2 降水-高温对有机培肥土壤 CO₂ 排放及 DOM 光谱特征的影响

全球变暖背景下降水格局的改变,会通过改变土壤水分条件影响陆地生态系统的土壤碳循环过程。Jiang 等^[43]的研究表明,降水脉冲效应使土壤有机物在短时间内迅速分解并释放大量 CO₂ 到大气中。降水使土壤微生物呼吸速率迅速增加 1.70 倍~38.12 倍,以更好地适应旱化土壤,促进微生物对有机碳矿化,增加 CO₂ 排放量^[44]。与单施化肥相比,有机无机肥配施减少了有机碳的损失,增加了土壤有机碳的累积,增强了土壤固碳能力^[45]。本研究中,

与高温培养第 14 天 (Day14) 相比,降水后高温 (Day28),单施化肥处理 CO₂ 排放速率均提高,尤其是 CK 和 PK 处理,这可能是因为降水快速增加了土壤水分,使微生物迅速繁殖和生长,而且在氮匮乏情况下,会促使微生物增加对有机碳的矿化作用,从而提高了 CO₂ 的排放^[46-47]。此外,水会增加土壤基质与微生物之间的接触表面积,促使微生物迅速利用基质并释放 CO₂^[42]。反观有机培肥 (LOM、HOM) 处理,降水-高温后 (Day14-Day28) CO₂ 累计排放量以及 SOC 归一化的 CO₂ 累计排放量均较前期高温培养 (Day1-Day14) 进一步降低 (图 1),表明前期高温培养促进了土壤有机碳矿化,而降水缓解了温度升高对有机碳矿化作用;且与仅升温胁迫一致,有机培肥在降水-升温环境下同样可以减少土壤有机碳的矿化,提高土壤有机碳稳定性,这可能与有机培肥下土壤 DOM 的腐殖化程度 (HIX) 以及芳香性和疏水性有关。

土壤水分状况是影响生态过程的重要因子,降水引起的湿润可以改变土壤 DOM 的含量和结构组成。有研究指出,当降水后紧接着出现高温时,会导致土壤 DOM 的快速降解和转化^[48]。降水量的增加可能会导致土壤 DOM 中组分比例发生变化,DOM 的芳香性和腐殖化程度可能会增加,从而影响 DOM 的光谱特征^[14, 49]。本研究中,各处理降水后高温 (Day28) 土壤 DOM 含量明显下降,这可能是因为高温条件下,降水会加速土壤中有机的生物分解^[50],消耗土壤中储存的 DOM;同时前期的高温引起的干旱,增加了土壤孔隙,降水使土壤水分增加,较多的水分促使了土壤中 DOM 的溶解释放到水中,导致土壤中 DOM 含量降低^[49]。降水除改变 DOM 的含量外,对其结构组成也会产生影响。在本研究中,降水后高温 (Day28) 有机培肥 (LOM、HOM) 处理的土壤 DOM 的芳香性指数、疏水性指数以及腐殖化程度明显上升,未施氮肥 (CK、PK) 处理下降,这是因为施用有机物料有利于土壤松结态腐殖质和稳结态腐殖质的形成,同时降水引起的湿润过程,会促使疏水性物质从土壤固相进入土壤水中^[48],改变土壤 DOM 腐殖质组成并促进土壤腐殖化程度^[51]。而且,降水后高温 (Day28) 各处理土壤的 DOM 中类蛋白荧光峰和类腐殖质荧光峰强度相较于 Day14 均为增强,但始终保持为类腐殖质荧光峰强度高,其中荧光峰 A 和荧光峰 M 增强最明

显, 其原因是类腐殖质荧光峰(如荧光峰 A)通常与腐殖酸及其降解产物相关, 这些物质在土壤中较为稳定且不易被微生物分解, 另外当土壤水分增加后, 会促使土壤固相中的腐殖质物质持续地溶解到土壤水中, 增加土壤 DOM 的类腐殖物质^[48]; 而类蛋白荧光峰(如荧光峰 M)主要由微生物代谢产物组成, 这些物质受到微生物活动的影响, 可利用性较高, 其荧光峰强度也可能在降水和高温条件下增强^[16]。结合随机森林分析发现, 虽然类腐殖质荧光峰强度较高, 但是 DOM 中类蛋白质(类酪氨酸荧光峰 B、类色氨酸荧光峰 T)是影响降水-高温培养土壤 CO₂ 排放速率的关键因素, 而且 DOM 的腐殖化程度(HIX)以及芳香性和疏水性也是影响该阶段土壤 CO₂ 排放速率的因素。由此可见, 在降水-高温条件下, 有机培肥可以通过增加土壤 DOM 腐殖化程度和芳香性, 从而减少 CO₂ 排放, 然而由于有机肥自身造成的土壤 DOM 中类蛋白物质的增加并不能引起 CO₂ 排放的增加。

3.3 试验局限性及未来研究方向

虽然本研究发现有有机培肥土壤在面临极端天气事件时其碳排放量显著低于单施化肥土壤, 表明有机培肥有助于增强土壤碳库在抵御极端天气事件时的稳定性, 但也存在一定的局限性。本研究主要关注了高温和降水互作条件下土壤 CO₂ 排放特征和土壤 DOM 变化, 未涉及单一因子(高温或降水)影响; 另外室内模拟高温和降水事件与自然环境中极端天气事件仍存在差异, 并且本研究的短期培养试验(28天)虽然能够在一定程度上揭示高温和降水对土壤碳排放以及土壤有机碳含量与组成的影响, 但仍缺少对长期土壤碳循环和稳定性影响的准确评估。基于单一土壤种类获得的发现, 也是本研究的局限性之一, 因此在后续工作中, 需要选取我国具有代表性的不同土壤类型进行极端天气事件的模拟试验。

4 结 论

(1)在高温培养期间, 有机培肥(LOM 和 HOM)处理的 CO₂ 累计排放量显著减少了 13.93% 和 17.69%, 提高了高温环境中土壤排放 CO₂ 的缓冲能力, 在一定程度上提高了土壤受到升温胁迫后的“稳定性”; 在降水后高温培养期间, 降水缓解了温度升

高对有机碳的矿化作用; 且与仅高温胁迫一致, 有机培肥在降水-高温环境下同样可以减少土壤 CO₂ 累计排放量。(2)高温培养增加了各处理的土壤 DOM 的含量, 然而相比于单施化肥, 有机培肥处理由于有机物自身降解, 显著降低了土壤 DOM 的芳香性和疏水性, 以及各类荧光物质的含量, 但并未直接促进短时间内 CO₂ 排放。降水后的高温培养期间, 由于及时补充了水分, 促使土壤中 DOM 溶解释放至水中, 减少了土壤本底的 DOM 含量, 此外土壤 DOM 的芳香性和疏水性指数、腐殖化指数(HIX)以及类蛋白质是影响 CO₂ 排放的关键因子, 有机培肥通过增加土壤 DOM 的芳香性和疏水性, 以及 HIX, 从而减少了土壤 CO₂ 的排放, 而有机肥自身造成的类蛋白物质的增加并不能引起土壤 CO₂ 排放的增加。(3)在本研究条件下, 综合 CO₂ 排放和土壤 DOM 特征变化, 有机替代 25%~50% 化学氮肥处理可以作为应对极端高温-降水互作事件下的有效施肥措施, 即可以有效减少 CO₂ 排放量, 又可以提高土壤 DOM 的稳定性。

参考文献 (References)

- [1] Scafetta N. Impacts and risks of “realistic” global warming projections for the 21st century[J]. *Geoscience Frontiers*, 2024, 15 (2): 101774.
- [2] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security[J]. *Science*, 2004, 304 (5677): 1623—1627.
- [3] Rattan L, Curtis M, Luke N, et al. Correction to ‘The role of soil in regulation of climate’[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 2021, 376 (1838): 20210420-20210420.
- [4] Beillouin D, Corbeels M, Demenois J, et al. A global meta-analysis of soil organic carbon in the Anthropocene[J]. *Nature Communications*, 2023, 14: 3700.
- [5] Wang M M, Zhang S, Guo X W, et al. Responses of soil organic carbon to climate extremes under warming across global biomes[J]. *Nature Climate Change*, 2024, 14 (1): 98—105.
- [6] Liu L, Xu H, Liu S, et al. China’s response to extreme weather events must be long term[J]. *Nature Food*, 2023, 4 (12): 1022—1023.
- [7] Tian S Y, Yao S B, Zhu S H, et al. Evaluating soil dissolved organic matter as a proxy for soil organic matter properties across diverse ecosystems[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2025, 204: 109752.
- [8] Xia M M, Li P F, Liu J, et al. Long-term fertilization

- promotes the microbial-mediated transformation of soil dissolved organic matter[J]. *Communications Earth & Environment*, 2025, 6: 114.
- [9] Kaiser K, Kalbitz K. Cycling downwards—dissolved organic matter in soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 52: 29—32.
- [10] Jia H L, Xi M, Kong F L, et al. Research progress on the biodegradation of soil dissolved organic matter[J]. *Ecological Science*, 2016, 35 (2): 183—188.[贾华丽, 郝敏, 孔范龙, 等. 土壤溶解性有机质生物降解研究进展[J]. *生态科学*, 2016, 35 (2): 183—188.]
- [11] Zhao Y, Lin J J, Cheng S X, et al. Linking soil dissolved organic matter characteristics and the temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition in the riparian zone of the Three Gorges Reservoir[J]. *Ecological Indicators*, 2023, 154: 110768.
- [12] Zhou X R, Ma A Z, Chen X K, et al. Climate warming-driven changes in the molecular composition of soil dissolved organic matter across depth: A case study on the Tibetan Plateau[J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57 (44): 16884—16894.
- [13] Li X D, Cao Y Z, Ding J, et al. Effects of long-term different water incubation on the content and structure characteristics of soil dissolved organic matter on contaminated sites[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2021, 41 (8): 3366—3373.[李晓东, 曹云者, 丁洁, 等. 长期不同水分调控对污染场地土壤溶解性有机质含量及其结构特征的影响[J]. *环境科学学报*, 2021, 41 (8): 3366—3373.]
- [14] Li H, Yang Y S, Si Y T, et al. Effects of short-term global warming and precipitation reduction on the quantity and spectral characteristics of soil DOM in *Cunninghamia lanceolata* plantation[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2017, 25 (7): 949—957.[李欢, 杨玉盛, 司友涛, 等. 短期增温及减少降雨对杉木人工林土壤 DOM 的数量及其光谱学特征的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2017, 25 (7): 949—957.]
- [15] Zhao X W, Wu D M, Li Q F, et al. Response of dissolved organic matter chemical properties to long-term different fertilization in latosol: Insight from ultraviolet-visible spectroscopy[J]. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 2022, 42 (10): 3210—3216.[赵雄威, 吴东明, 李勤奋, 等. 基于紫外-可见光光谱法研究长期不同施肥对砖红壤溶解性有机质化学性质的影响[J]. *光谱学与光谱分析*, 2022, 42 (10): 3210—3216.]
- [16] Pan H W, Tong W B, Lei H J, et al. Spectral analysis of the effect of organic fertilizer application on the evolution of organic matter and nitrogen in farmaland[J]. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 2022, 42 (10): 3116—3123.[潘红卫, 童文彬, 雷宏军, 等. 施加有机肥对农田有机质和氮素演化影响的光谱学分析[J]. *光谱学与光谱分析*, 2022, 42 (10): 3116—3123.]
- [17] Huang R, Li Z, Xiao Y, et al. Composition of DOM along the depth gradients in the paddy field treated with crop straw for 10 years[J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 353: 120084.
- [18] Wang S H, Shi X H, Zhao S N, et al. Optical characteristics and source analysis of dissolved organic matter in hypersaline lakes in cold and arid regions[J]. *Environmental Science*, 2024, 45 (11): 6574—6582.[王世欢, 史小红, 赵胜男, 等. 寒旱区高盐湖泊溶解性有机质的光学特征及来源解析[J]. *环境科学*, 2024, 45 (11): 6574—6582.]
- [19] Li B B, Wu L F. Soil greenhouse gases emission in response to the C/N[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37 (9): 2067—2078.[李彬彬, 武兰芳. 土壤温室气体排放对 C/N 的响应[J]. *农业环境科学学报*, 2018, 37 (9): 2067—2078.]
- [20] Melillo J M, Frey S D, DeAngelis K M, et al. Long-term pattern and magnitude of soil carbon feedback to the climate system in a warming world[J]. *Science*, 2017, 358 (6359): 101—105.
- [21] Bond-Lamberty B, Thomson A. Temperature-associated increases in the global soil respiration record[J]. *Nature*, 2010, 464 (7288): 579—582.
- [22] Xiao Y, Huang R, Zhang Z J, et al. Effects of soil labile carbon fractions and microbes on GHG emissions from flooding to drying in paddy fields[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2025, 158: 420—434.
- [23] Zhu X Y, Lu W, Li Y, et al. Characteristics and controlling factors of yellow soil organic carbon mineralization in different fertilization treatments under constant and variable temperature regimes[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2023, 29 (12): 2208—2218.[朱鑫宇, 卢韦, 李渝, 等. 恒温和变温模式下不同施肥黄壤有机碳矿化特征及其影响因素[J]. *植物营养与肥料学报*, 2023, 29 (12): 2208—2218.]
- [24] Kuzyakov Y, Friedel J K, Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32 (11/12): 1485—1498.
- [25] Favaro A, Singh B, Warren C, et al. Differences between priming and rhizosphere priming effects: Concepts and mechanisms[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2025, 205: 109769.
- [26] Wang E Z, Yu B, Zhang J Y, et al. Low carbon loss from long-term manure-applied soil during abrupt warming is realized through soil and microbiome interplay[J]. *Environmental Science & Technology*, 2024, 58 (22): 9658—9668.
- [27] Li S, Delgado-Baquerizo M, Ding J X, et al. Intrinsic microbial temperature sensitivity and soil organic carbon decomposition in response to climate change[J]. *Global Change Biology*, 2024, 30 (6): e17395.

- [28] Marschner P, Kandeler E, Marschner B. Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35 (3): 453—461.
- [29] Miao S J, Zhou L R, Qiao Y F, et al. Organic carbon mineralization and carbon contribution in aggregates as affected by long-term fertilization[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46 (6): 1068—1075. [苗淑杰, 周连仁, 乔云发, 等. 长期施肥对黑土有机碳矿化和团聚体碳分布的影响[J]. *土壤学报*, 2009, 46 (6): 1068—1075.]
- [30] Guo Z, Wang X L, Duan J J, et al. Long-term fertilization and mineralization of soil organic carbon in paddy soil from yellow earth[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2018, 55 (1): 225—235. [郭振, 王小利, 段建军, 等. 长期施肥对黄壤性水稻土有机碳矿化的影响[J]. *土壤学报*, 2018, 55 (1): 225—235.]
- [31] Chen Q L, Ding J, Zhu D, et al. Rare microbial taxa as the major drivers of ecosystem multifunctionality in long-term fertilized soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, 141: 107686.
- [32] Han Y F, Qu C C, Hu X P, et al. Warming and humidification mediated changes of DOM composition in an Alfisol[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 805: 150198.
- [33] Qin W K, Li X J, Wang X D, et al. Responses of soil dissolved organic carbon to climate warming: A review[J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2024, 60 (4): 758—766. [秦文宽, 李晓杰, 王旭东, 等. 土壤溶解性有机碳对气候变暖的响应研究进展[J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 2024, 60 (4): 758—766.]
- [34] Liechty H O, Kuuseoks E, Mroz G D. Dissolved organic carbon in northern hardwood stands with differing acidic inputs and temperature regimes[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1995, 24 (5): 927—933.
- [35] Zhang J L, Tao S, Cao J. Spatial distribution pattern of water soluble organic carbon in Eastern China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2001, 38 (3): 308—314. [张甲骝, 陶澍, 曹军. 中国东部土壤水溶性有机物含量与地域分异[J]. *土壤学报*, 2001, 38 (3): 308—314.]
- [36] Conant R T, Ryan M G, Ågren G I, et al. Temperature and soil organic matter decomposition rates—synthesis of current knowledge and a way forward[J]. *Global Change Biology*, 2011, 17 (11): 3392—3404.
- [37] Yao W R, Dong Y Y, Qi Y L, et al. Tracking the changes of DOM composition, transformation, and cycling mechanism triggered by the priming effect: Insights from incubation experiments[J]. *Environmental Science & Technology*, 2025, 59 (1): 430—442.
- [38] Hu J, Kang L Y, Li Z L, et al. Photo-produced aromatic compounds stimulate microbial degradation of dissolved organic carbon in thermokarst lakes[J]. *Nature Communications*, 2023, 14: 3681.
- [39] Li Y, Chen Z M, Chen J, et al. Oxygen availability regulates the quality of soil dissolved organic matter by mediating microbial metabolism and iron oxidation[J]. *Global Change Biology*, 2022, 28 (24): 7410—7427.
- [40] Ling L, Luo Y, Jiang B, et al. Biochar induces mineralization of soil recalcitrant components by activation of biochar responsive bacteria groups[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 172: 108778.
- [41] Gao J, Jiang T, Li L L, et al. Ultraviolet-visible (UV-vis) and fluorescence spectral characteristics of dissolved organic matter (DOM) in soils of water-level fluctuation zones of the Three Gorges Reservoir Region[J]. *Environmental Science*, 2015, 36 (1): 151—162. [高洁, 江韬, 李璐璐, 等. 三峡库区消落带土壤中溶解性有机质 (DOM) 吸收及荧光光谱特征[J]. *环境科学*, 2015, 36 (1): 151—162.]
- [42] Huguet A, Vacher L, Relexans S, et al. Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary[J]. *Organic Geochemistry*, 2009, 40 (6): 706—719.
- [43] Jiang Z X, Bian H F, Xu L, et al. Effects of pulse precipitation on soil organic matter mineralization in forests: Spatial variation and controlling factors[J]. *Journal of Plant Ecology*, 2021, 14 (5): 970—980.
- [44] Sun Y J, Zhong L S, Yang X B, et al. Effects of short-term precipitation reduction on soil organic carbon mineralization and organic carbon fractions in Hainan rubber forests[J]. *Journal of Tropical Biology*, 2024, 15 (3): 272—280. [孙玉娟, 钟丽爽, 杨小波, 等. 短期降水减少对海南橡胶林土壤有机碳矿化及有机碳组分的影响[J]. *热带生物学报*, 2024, 15 (3): 272—280.]
- [45] Yu K F. Effects of long-term fertilization on soil organic carbon content and stability in paddy fields[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2023. [于可飞. 长期施肥对稻田土壤有机碳含量和稳定性的影响[D]. 武汉: 华中农业大学, 2023.]
- [46] Fischer T. Substantial rewetting phenomena on soil respiration can be observed at low water availability[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41 (7): 1577—1579.
- [47] Sun H N, Yue S C, Wang S W, et al. Effects of manure and supplementary irrigation on greenhouse gas emission in dryland fields[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38 (5): 2055—2065. [孙海妮, 岳善超, 王仕稳, 等. 有机肥及补充灌溉对旱地农田温室气体排放的影响[J]. *环境科学学报*, 2018, 38 (5): 2055—2065.]
- [48] Ge Z K, Gao L, Ma N, et al. Variation in the content and fluorescent composition of dissolved organic matter in soil water during rainfall-induced wetting and extract of dried soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 791: 148296.
- [49] Li H, Yang Y S, Si Y T, et al. Effects of experimental soil

- warming and precipitation reduction on the quantity and structure of soil dissolved organic matter of *Cunninghamia lanceolata* plantations in subtropical China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38 (8): 2884—2895.[李欢, 杨玉盛, 司友涛, 等. 模拟增温及隔离降雨对中亚热带杉木人工林土壤可溶性有机质的数量及其结构的影响[J]. *生态学报*, 2018, 38 (8): 2884—2895.]
- [50] Xu M, Bian H F, Xu L, et al. Effects of precipitation pulse on soil carbon released by microbes in different grasslands[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40 (5): 1562—1571.[徐敏, 边红枫, 徐丽, 等. 脉冲式降水对不同类型草地土壤微生物呼吸碳释放量的影响[J]. *生态学报*, 2020, 40 (5): 1562—1571.]
- [51] Sun Y, Hou W, Chi M J, et al. Effect of combined application of nitrogen fertilizer and organic manure on soil humus composition in greenhouse[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56 (4): 940—952. [孙莹, 侯玮, 迟美静, 等. 氮肥与有机肥配施对设施土壤腐殖质组分的影响[J]. *土壤学报*, 2019, 56 (4): 940—952.]

(责任编辑: 檀满枝)