

DOI: 10.11766/trxb202010180578

孙昭安, 王方, 张珊, 张轩, 孟凡乔. 秸秆添加对石灰性土壤有机与无机碳释放的影响[J]. 土壤学报, 2021, 58 (6): 1520–1529.

SUN Zhaoan, WANG Fang, ZHANG Shan, ZHANG Xuan, MENG Fanqiao. The Effect of Straw Addition on Organic and Inorganic Carbon Release from Calcareous Soils[J]. Acta Pedologica Sinica, 2021, 58 (6): 1520–1529.

秸秆添加对石灰性土壤有机与无机碳释放的影响*

孙昭安^{1, 2}, 王 方², 张 珊², 张 轩², 孟凡乔^{2†}

(1. 潍坊学院生物与农业工程学院, 山东省高校生物化学与分子生物学重点实验室, 山东潍坊 261061; 2. 中国农业大学资源与环境学院, 农田土壤污染防控与修复北京市重点实验室, 北京 100193)

摘 要: 在富含碳酸盐的石灰性土壤上, 土壤本身 CO₂ 释放不仅来自土壤有机碳 (SOC) 的分解, 也源于无机碳 (SIC) 的溶解。在秸秆还田下, 石灰性土壤 CO₂ 释放来源达到三个 (秸秆碳、SOC 和 SIC), 由于区分技术的限制, 当前区分 CO₂ 释放三源的研究, 尚少见报道。以华北石灰性农田土壤为研究对象, 采用 ¹³C 标记玉米秸秆添加土壤进行室内培养 32 周, 设置 4 个处理, 分别为无添加对照 (CK)、低量秸秆添加 (S1, 相当于田间秸秆还田量 9.6 t·hm⁻²)、中量秸秆添加 (S2, 秸秆还田量 28.8 t·hm⁻²) 和高量秸秆添加 (S3, 秸秆还田量 48.0 t·hm⁻²), 利用秸秆碳、SOC 与 SIC 之间的 δ¹³C 差异, 借助稳定同位素溯源模型 IsoSource, 区分土壤 CO₂ 的释放来源, 明确秸秆添加对石灰性土壤有机与无机碳释放的影响。结果表明, 随着培养时间的进行, 土壤释放 CO₂ 中源于秸秆的贡献呈下降趋势; 秸秆分解对土壤 CO₂ 释放的贡献随着秸秆添加量增加而增加, 对于 S1、S2 和 S3 处理, 土壤释放 CO₂ 中源于秸秆、SOC 和 SIC 的贡献比值约分别为 3 : 3 : 4、5 : 2 : 3 和 6 : 2 : 2; 与 CK 相比, S1 处理降低 SOC 分解的激发效应 (程度为 9%), S2 和 S3 处理反而增加了 SOC 分解的激发效应 (程度分别为 22% 和 57%); 秸秆和 SOC 矿化增加 SIC 溶解的释放, 随秸秆添加量增加而增加, S1、S2 和 S3 处理提高 SIC 源 CO₂ 的释放程度分别为 368%、561% 和 652%。因此, 秸秆添加不仅影响 SOC 源 CO₂ 的释放, 也增加了 SIC 源 CO₂ 的释放, 若忽略 SIC 溶解对土壤 CO₂ 释放的贡献, 可能导致 SOC 矿化量的高估, 进而影响 SOC 激发效应评估的准确度。

关键词: 土壤有机碳; 土壤无机碳; 秸秆分解; 稳定同位素溯源模型; ¹³C 标记

中图分类号: S147 ; S154 **文献标志码:** A

The Effect of Straw Addition on Organic and Inorganic Carbon Release from Calcareous Soils

SUN Zhaoan^{1, 2}, WANG Fang², ZHANG Shan², ZHANG Xuan², MENG Fanqiao^{2†}

(1. Key Laboratory of Biochemistry and Molecular Biology in University of Shandong, College of Biological and Agricultural Engineering, Weifang University, Weifang, Shandong 261061, China; 2. Beijing Key Laboratory of Farmland Soil Pollution Prevention and Remediation, College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100093, China)

* 国家重点研发计划项目 (2016YFD0201204) 和山东省自然科学基金项目 (ZR2020QD042) 资助 Supported by the National Key Research and Development Program of China (No. 2016YFD0201204) and the Natural Science Foundation of Shandong Province of China (No. ZR2020QD042)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: mengfq@cau.edu.cn

作者简介: 孙昭安 (1985—), 男, 山东济宁人, 博士, 讲师, 主要研究方向为农田土壤碳氮循环。E-mail: sun.zhaoan@163.com

收稿日期: 2020–10–18; 收到修改稿日期: 2021–04–09; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2021–07–06

Abstract: 【Objective】 In calcareous soils, recent studies have found that soil-derived CO₂ not only comes from the decomposition of soil organic carbon (SOC) but also from dissolution of soil inorganic carbon (SIC). Under straw addition, CO₂ emission in calcareous soils comes from at least three sources, i.e., straw-C, endogenous SOC and SIC. Owing to technical limitations in source partitioning of CO₂, the effects of straw addition on SOC and SIC release are still not fully understood in calcareous soils. Therefore, this uncertainty needs urgent attention. 【Method】 We conducted a 32-week laboratory incubation experiment with ¹³C labeled maize straw under different straw rates in calcareous soils collected from farmlands of North China Plain. The effects of straw addition on CO₂ emission from SOC decomposition and SIC dissolution were investigated. The approach was based on using three-source mixing model(IsoSource)to differentiate three sources of CO₂(straw-C, SOC and SIC). Four treatments were set up, including no straw addition (CK), low rates of straw addition(S1, 9.6 t·hm⁻² of maize straw amendment), medium rates of straw addition (S2, 28.8 t·hm⁻² of maize straw amendment)and high rates of straw addition (S3, 48.0 t·hm⁻² of maize straw amendment). 【Result】 As the incubation time progressed, the contribution of straw decomposition to soil CO₂ emission decreased. The contribution of straw decomposition to soil CO₂ emission increased with the increase of straw addition rates. For S1, S2 and S3 treatments, the soil CO₂ emission derived from straw, SOC and SIC was about 3 : 3 : 4, 5 : 2 : 3 and 6 : 2 : 2, respectively. S1 treatment decreased SOC decomposition by 9%, while S2 and S3 treatments increased SOC decomposition by 22% and 57%, respectively. The mineralization of straw and SOC increased SIC dissolution, and the degree of promotion increased with the amount added. The degrees of promotion for S1, S2 and S3 treatments were 368%, 561% and 652%, respectively. 【Conclusion】 Straw addition not only affected the release of SOC-derived CO₂, but also the release of SIC-derived CO₂. In calcareous soils, if the contribution of SIC dissolution to soil CO₂ emission is unaccounted for, it may lead to overestimation of SOC decomposition and affect the accuracy of priming effects evaluation.

Key words: Soil organic C; Soil inorganic C; Straw decomposition; IsoSource model; ¹³C labeling

在富含碳酸盐的石灰性或石灰性改良土壤上, 以往研究认为土壤无机碳 (soil inorganic carbon, SIC) 比较稳定, 土壤 CO₂ 释放仅来自土壤有机碳 (soil organic carbon, SOC) 的分解, 较少考虑 SIC 溶解的贡献^[1-3]。然而随着碳同位素技术在碳循环研究的深入, 最近发现 SIC 溶解对土壤 CO₂ 释放的贡献是不容忽视的, 例如, 近期石灰性土壤室内培养结果发现, SIC 源 CO₂ 对土壤本身碳 (SOC 和 SIC) 排放的贡献分别为 13%^[1]、35%^[4]和 30%^[5], 甚至高达 62%~80%^[6]。因此, SIC 库的稳定性直接影响大气 CO₂ 的浓度和土壤碳平衡的评估。

秸秆还田是影响土壤 CO₂ 排放的重要农业措施, 在短期内, 可以促进或抑制 SOC 的分解速率, 即呈现正或负的“激发效应”(priming effects, PE)^[7]。石灰性土壤中存在着碳酸盐溶解与沉淀平衡, 秸秆碳与 SOC 耦合矿化增加土壤 CO₂ 的分压, 可能加剧 SIC 的溶解与释放^[3, 8]。在秸秆还田条件下, 石灰性土壤 CO₂ 释放来源达到三个, 包括秸秆碳、SOC 和 SIC。区分土壤 CO₂ 的释放来源是量化石灰性土壤内外源碳释放的前提, 由于三源区分 CO₂ 方法的限制, 目前关于秸秆碳输入对石灰性土壤中

SOC 和 SIC 源 CO₂ 释放的影响还很模糊, 导致秸秆还田下石灰性农田土壤碳释放评估不准确, 因此这种不确定性急需评估^[5, 9], 尤其在华北地区将秸秆还田作为普遍农业措施的石灰性农田。

根据 ¹³C 同位素质量平衡方程, 以及释放碳源之间的 $\delta^{13}\text{C}$ 差异, 通常单一的碳同位素技术仅可以两源区分土壤 CO₂ 的释放^[7-9]。但是, 借助稳定同位素溯源模型 IsoSource, 仅通过 $\delta^{13}\text{C}$ 值就可以三源区分土壤 CO₂ 释放的贡献, 例如在石灰性土壤上, Plestenjak 等^[10]利用稳定同位素溯源模型 IsoSource 三源区分土壤 CO₂ 源于 SOC、SIC 和大气的贡献。为了明确秸秆添加量对石灰性土壤有机和无机碳释放的影响, 本研究以山东省桓台县的石灰性粮田土壤为研究对象, 添加 ¹³C 标记的玉米秸秆, 控制条件下广口瓶培养 32 周。试验设置 4 个处理, 分别为无秸秆的对照土壤 (CK)、低量秸秆添加 (S1, 秸秆还田量为 9.6 t·hm⁻²)、中量秸秆添加 (S2, 还田量为 28.8 t·hm⁻²) 和高量秸秆添加 (S3, 还田量为 48.0 t·hm⁻²), 利用秸秆碳、SOC 与 SIC 之间的 $\delta^{13}\text{C}$ 值差异, 借助稳定同位素溯源模型 IsoSource, 三源拆分土壤 CO₂ 的释放, 量化不同秸

秆添加量对 SOC 和 SIC 源 CO₂ 释放的影响。本研究将有助于提高华北地区秸秆还田下石灰性土壤碳释放评估的准确性。

1 材料与方 法

1.1 供试土壤和 ¹³C 标记玉米秸秆

供试土壤为山东省桓台县内华北集约农业生态系 统试验站的耕层土壤 (0~20 cm), 试验站 (117°59' E, 36°57' N) 建于 2008 年, 海拔 18 m。土壤类型为潮土 类, 具有黏壤土质结构 (砂粒 293 g·kg⁻¹、粉粒 321 g·kg⁻¹

和黏粒 386 g·kg⁻¹), 土壤具体理化参数如表 1。

供试 ¹³C 标记玉米秸秆利用 ¹³CO₂ 脉冲标记玉 米地上部植株获取, 具体标记步骤如下: 在透光和 密闭的标记室内, 用 ¹³CO₂ (利用 ¹³C 丰度为 98 atom %的 Ba¹³CO₃ 与 1 mol·L⁻¹ 的 HCl 反应生成) 对拔节 期 (出苗后第 29 天) 玉米地上部持续标记 7 h, 标 记结束经过 27 d 示踪期, 然后破坏性取样, 挑选富 集度相对均匀的 ¹³C 标记秸秆 (δ¹³C 值为 144‰±0.6‰, C 和 N 含量分别为 425 和 7 g·kg⁻¹)^[11], 在 60℃ 下恒温烘干后, 磨细过 2 mm 筛, 装入自封 袋中密封备用。

表 1 供试土壤理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of soil

土壤类型 Soil type	pH	SOC/ (g·kg ⁻¹)	SIC/ (g·kg ⁻¹)	TN/ (g·kg ⁻¹)	有效磷 Olsen-P/ (mg·kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N/ (mg·kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾 Available K/ (mg·kg ⁻¹)	土壤容重 Soil bulk density/ (g·cm ⁻³)	SOC-δ ¹³ C/ ‰ ¹⁾	SIC-δ ¹³ C /‰
潮土 ^①	7.7	14.6	6.1	1.5	23.9	1.8	18.3	44.7	1.45	-23.98	-4.10

注: SOC、SIC 和 TN 分别为土壤有机碳、无机碳和全氮; 1) 碳同位素的 δ¹³C 值采用 PDB (Peedee Belemnite; 0‰) 标准。

Note: SOC, SIC and TN represent soil organic carbon, soil inorganic carbon and soil total nitrogen, respectively; 1) The δ¹³C value was expressed as parts per thousands (‰) relative to the international standard (Pee Dee Belemnite; 0‰). ① Fluvo-aquic soil.

1.2 试验设计及方法

为了研究秸秆投入量对 SOC 和 SIC 源 CO₂ 释放 的影响, 基于当地夏玉米秸秆还田量为 9.6 t·hm⁻², 本研究秸秆还田量设置 4 个水平, 分别设置空白对 照、9.6、28.8 和 48.0 t·hm⁻², 换算为 200 g 土壤的 秸秆添加量分别为 0、0.72、2.16 和 3.60 g, 分别用 CK、S1、S2、S3 表示, 每个处理重复 3 次。

取过 2 mm 筛的新鲜土壤 200 g (按干基计算), 预培养 7 d, 然后 S1、S2、S3 处理土壤分别加入 0.72、 2.16 和 3.60 g ¹³C 标记玉米秸秆, 充分混匀后, 装入 300 mL 广口瓶中培养。土壤含水量是影响秸秆和 SOC 分解以及 SIC 溶解的重要环境因子, 考虑到华 北田间冬小麦季除了常规降水之外, 同时也频繁灌 溉 (通常 4 次灌溉, 灌水总量约为 300 mm), 因此, 为了模拟田间实际情况, 本研究各处理按 80% 的田 间持水量添加去离子水。然后, 在培养瓶内部放置 盛 10 mL 1.0 mol·L⁻¹ NaOH 溶液的小塑料瓶, 用来 捕获土壤释放的 CO₂, 最后瓶塞周围涂上凡士林密 闭, 以防漏气。在 20℃ 恒温箱中培养 32 周, 每隔 3 d

向培养瓶内通入一定量无 CO₂ 的空气, 定期用称重 法调节土壤含水量。

1.3 取样和测定

在整个 32 周的培养期, 土壤释放的 CO₂ 取样 16 次, 分别在培养后的 1、3、5、7、10、14、18、 22、29、43、57、85、113、141、183 和 224 d 取出 CO₂ 吸收瓶内的 NaOH 溶液, 更换新的再放入。一 部分取出的 NaOH 溶液用稀盐酸滴定, 根据滴定液 体积和浓度计算 CO₂ 的吸收量。为了测定 CO₂-δ¹³C 值, 用过量 CaCl₂ 溶液与另一部分吸收液中的 CO₃²⁻ 反应生成 CaCO₃ 沉淀, 低温烘干, 用质谱仪 (Finningan MAT 251 型, 菲尼根公司, 德国) 测定 CaCO₃-δ¹³C 值^[12]。设置 3 个空白瓶子, 用于矫正操 作过程中空气污染的 CO₂ 量和 δ¹³C 值^[13]。

培养 224 d 后, 取约 20 g 培养土壤置于白色 板上, 挑去残留的肉眼可见秸秆, 为了测定 SOC 和 SOC-δ¹³C 值, 首先去除 SIC, 具体步骤如下: (1) 称取 2~3 g 土壤置于 50 mL 离心管, 加入 3 mol·L⁻¹ 的 HCl 溶液 20 mL, 用振荡器充分震荡,

静止反应 2 d; (2) 离心管置于低速离心机中, 以 $3\ 000\ \text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 的转速离心 3 min, 将上清液倒掉, 重复此过程, 用 pH 试纸检测上清液的 pH, 洗到中性为止; (3) 将酸化前的土壤上清液倒回离心管中, 回收可溶性有机碳^[11], 在 $60\ ^\circ\text{C}$ 条件下烘干, 用球磨仪研磨, 过 $0.15\ \text{mm}$ 筛, 利用质谱仪 (DELTA^{plus} XP 型, 赛默飞世尔科技公司, 美国) 测定 SOC- $\delta^{13}\text{C}$ 值。

1.4 计算方法

1.4.1 无秸秆添加条件下两源区分土壤释放的 CO_2

石灰性土壤本身 CO_2 的释放来自 SOC 分解和 SIC 溶解。SIC 的 $\square^{13}\text{C}$ 值偏高 (本研究为 -4.10%), 而 SOC 的 $\square^{13}\text{C}$ 值偏低 (-23.98%), 基于 ^{13}C 同位素质量守恒定律, 借助 ^{13}C 二元线性模型, 两源拆分土壤释放的 CO_2 ^[5, 9]:

$$\delta_t = (C_T \delta_T - C_C \delta_C) / (C_T - C_C) \quad (1)$$

式中, C_T 和 C_C 分别代表土壤 CO_2 释放量 (包含培养瓶中空气 CO_2) 和空白对照培养瓶中空气 CO_2 释放量, $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; δ_T 和 δ_C 分别代表 C_T 和 C_C 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值, 其中 $C_C\text{-}\delta^{13}\text{C}$ 值为 -8% ; δ_t 为矫正后的土壤 CO_2 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值^[13]。

$$1 = f_{\text{SOC}} + f_{\text{SIC}} \quad (2)$$

$$\delta_t = \delta_{\text{SOC}} f_{\text{SOC}} + \delta_{\text{SIC}} f_{\text{SIC}} \quad (3)$$

式中, f_{SOC} 和 f_{SIC} 分别代表土壤 CO_2 源于 SOC 分解和 SIC 溶解的贡献; δ_t 、 δ_{SOC} 和 δ_{SIC} 分别代表土壤释放 CO_2 (矫正后)、SOC 和 SIC 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值。

1.4.2 添加秸秆条件下三源区分土壤释放的 CO_2

在 ^{13}C 标记玉米秸秆 (^{13}C 值为 144%) 添加条件下, 石灰性土壤 CO_2 的释放来源包括秸秆和 SOC 的分解以及 SIC 的溶解, 对式 (2) 和式 (3) 扩展至三个来源的土壤 CO_2 的排放^[10]:

$$1 = f_{\text{SOC}} + f_{\text{SIC}} + f_{\text{Straw}} \quad (4)$$

$$\delta_t = \delta_{\text{SOC}} f_{\text{SOC}} + \delta_{\text{SIC}} f_{\text{SIC}} + \delta_{\text{Straw}} f_{\text{Straw}} \quad (5)$$

式中, f_{SOC} 、 f_{SIC} 和 f_{Straw} 分别代表土壤 CO_2 的释放源于 SOC、SIC 和秸秆的贡献 (未知量); δ_t 、 δ_{SOC} 、 δ_{SIC} 和 δ_{Straw} 分别代表土壤释放 CO_2 、SOC、SIC 和秸秆碳的 $\delta^{13}\text{C}$ 值 (已知量)。这个由两个方程和三个未

知数组成的不确定方程系统, 通过 IsoSource 软件计算求解, 三源划分土壤释放的 CO_2 ^[10]。

1.4.3 量化秸秆添加对 SOC 和 SIC 源 CO_2 释放的影响 在秸秆添加条件下, 利用式 (4) 和式 (5) 量化 SOC 源 CO_2 释放量, 减去对照土壤的 SOC 释放碳量 [式 (2) 和式 (3)], 量化秸秆添加引起的 SOC 源 CO_2 额外释放量, 即 SOC 分解的 PE^[8]:

$$\text{PE}_{\text{SOC}} = (\text{PE}_{\text{SOC}}^{\text{S}} - \text{PE}_{\text{SOC}}^{\text{CK}}) / \text{PE}_{\text{SOC}}^{\text{CK}} \times 100 \quad (6)$$

式中, PE_{SOC} 代表 PE 的相对值, %; $\text{PE}_{\text{SOC}}^{\text{S}}$ 和 $\text{PE}_{\text{SOC}}^{\text{CK}}$ 分别代表秸秆添加和对照土壤中 SOC 源 CO_2 释放量, $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

秸秆碳和 SOC 耦合矿化增加土壤 CO_2 分压, 这可能加剧 SIC 源 CO_2 释放^[5], 利用式 (4) 和式 (5) 定量 SIC 源 CO_2 释放量, 减去对照土壤的 SIC 源 CO_2 释放量 [式 (2) 和式 (3)], 量化秸秆添加导致 SIC 源 CO_2 额外释放量:

$$\text{PE}_{\text{SIC}} = (\text{PE}_{\text{SIC}}^{\text{S}} - \text{PE}_{\text{SIC}}^{\text{CK}}) / \text{PE}_{\text{SIC}}^{\text{CK}} \times 100 \quad (7)$$

式中, PE_{SIC} 代表 SIC 源 CO_2 释放量变化的相对值, %; $\text{PE}_{\text{SIC}}^{\text{S}}$ 和 $\text{PE}_{\text{SIC}}^{\text{CK}}$ 分别代表秸秆添加和对照土壤中 SIC 源 CO_2 释放量, $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

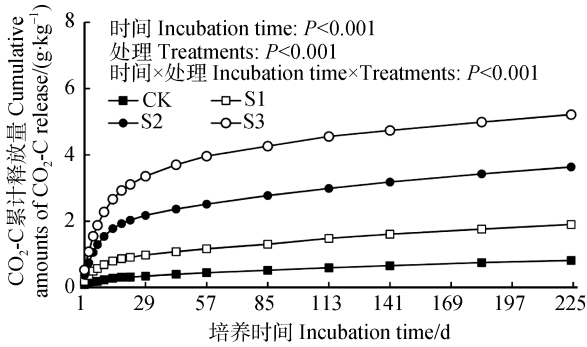
1.5 数据分析

用 Excel 2013 软件作图。方差分析用 SPSS 17.0 软件计算。土壤 CO_2 的累计释放量在不同时间和不同秸秆添加量之间的差异显著性分析以及 SOC 与 SIC 源 CO_2 累计释放量在不同秸秆添加量之间的比较采用最小显著差异法 (least significant difference, LSD; $P < 0.05$ 水平)。

2 结 果

2.1 秸秆添加对土壤 CO_2 累计释放量的影响

在整个培养期, 培养时间和秸秆添加处理对土壤 CO_2 的累计释放量存在显著交互作用 ($P < 0.001$; 图 1); 随着培养时间的进行, 秸秆添加显著增加土壤 CO_2 的累计释放量 ($P < 0.001$); 并且随着秸秆添加量的递增, 提高幅度显著增加 ($P < 0.001$), 至培养期末, S3、S2 和 S1 土壤 CO_2 的累计释放量较 CK 分别提高了 5.4 倍、3.4 倍和 1.3 倍。



注: CK、S1、S2 和 S3 分别代表对照、低量秸秆添加、中量秸秆添加和高量秸秆添加。下同。Note: CK, S1, S2 and S3 represent no straw addition, low rates of straw addition, medium rates of straw addition and high rates of straw addition, respectively. The same below.

图 1 土壤 CO₂ 的累计释放量

Fig. 1 Cumulative amounts of soil-released CO₂ over the whole incubation period

2.2 秸秆添加对土壤内外源 CO₂ 释放的影响

随着培养时间的进行, 秸秆添加土壤释放 CO₂ 的 δ¹³C 值呈下降趋势, 从培养初期 (第 1 天) 的 47.7‰~115.7‰ 下降至培养期末的 -0.5‰~41.2‰ (图 2), 而 CK 土壤释放 CO₂ 的 δ¹³C 值变化范围较小, 在 -22.2‰~-14.5‰ 之间。

CK 土壤 CO₂ 释放仅有 SOC 分解和 SIC 溶解, 在整个培养期, 除第 22 天取样外, 土壤 CO₂ 的释放主要源于 SOC 的分解 (贡献为 0.73~0.91), SIC

源 CO₂ 的贡献仅为 0.09~0.27 (图 3a)。在整个培养期, 秸秆源 CO₂ 的贡献随着秸秆添加量增加而增

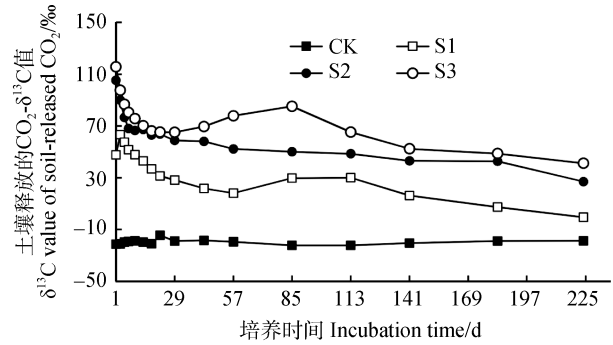


图 2 土壤释放 CO₂-δ¹³C 值的动态变化

Fig. 2 Dynamic changes of δ¹³C value in soil-released CO₂

加, 并且随着培养时间的进行, 秸秆源 CO₂ 的贡献呈下降趋势, 如, S1 处理从培养初 10 d 内的 0.39~0.49 下降至培养期末的 0.09 (图 3b), S2 处理从 0.50~0.75 下降至 0.25 (图 3c), S3 处理从 0.56~0.82 下降至 0.34 (图 3d)。

在整个培养期, 除了 S1 与 CK 之间的 SOC 源 CO₂ 累计释放量无显著差异之外, 秸秆、SOC 和 SIC 源 CO₂ 的累计释放量均随着秸秆添加量增加而显著增加 (图 4a)。CK 土壤 CO₂ 累计释放量源于 SOC 分解和 SIC 溶解的贡献分别为 0.81 和 0.19; 对于秸秆添加处理, 秸秆分解对土壤 CO₂ 累计释放量的贡

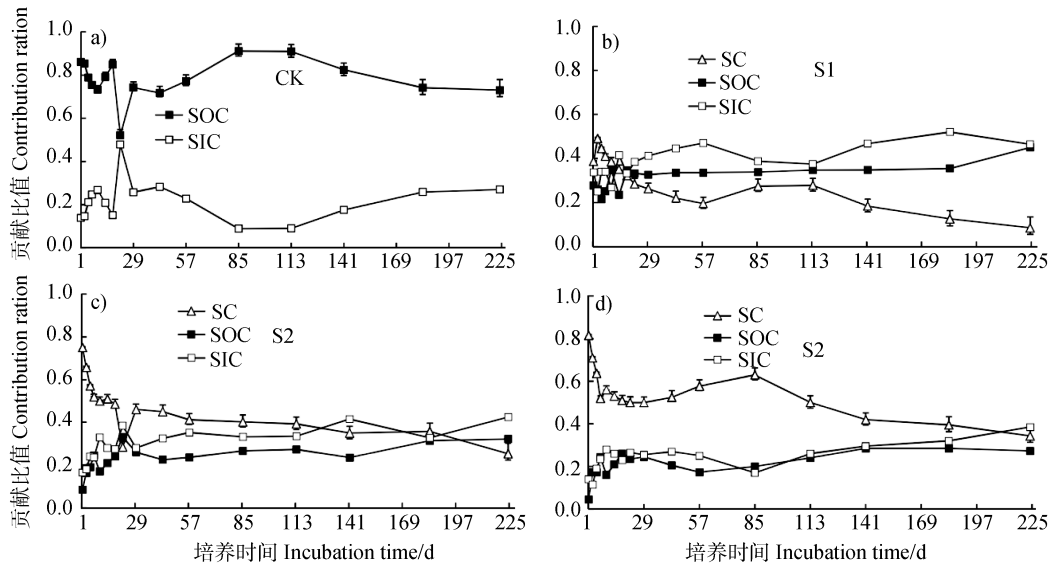
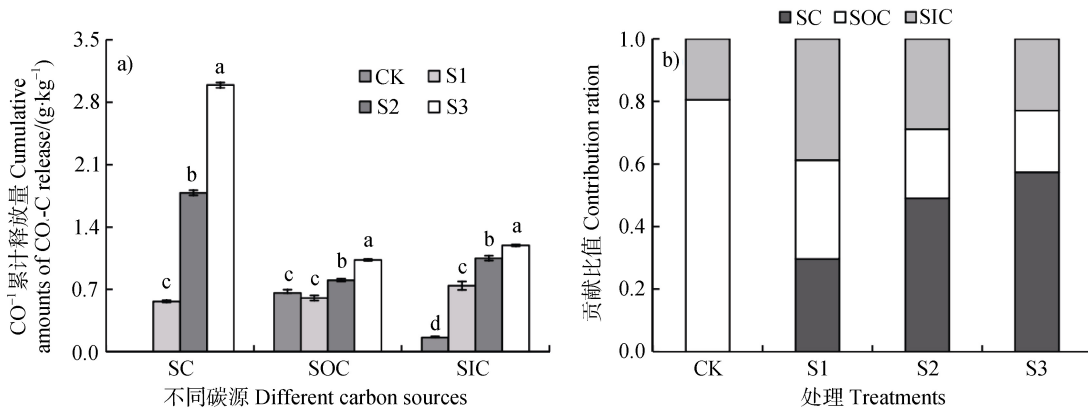


图 3 土壤 CO₂ 释放源于秸秆碳 (SC)、土壤有机碳 (SOC) 和土壤无机碳 (SIC) 的贡献

Fig. 3 Contribution of straw-C (SC), soil organic carbon (SOC) and soil inorganic carbon (SIC) to soil-released CO₂



注：不同小写字母表示在相同碳源下不同秸秆量间的差异显著 ($P < 0.05$)。Note: Different lowercase letters in the same carbon source indicate a significant difference between different rates of straw addition at $P < 0.05$ level.

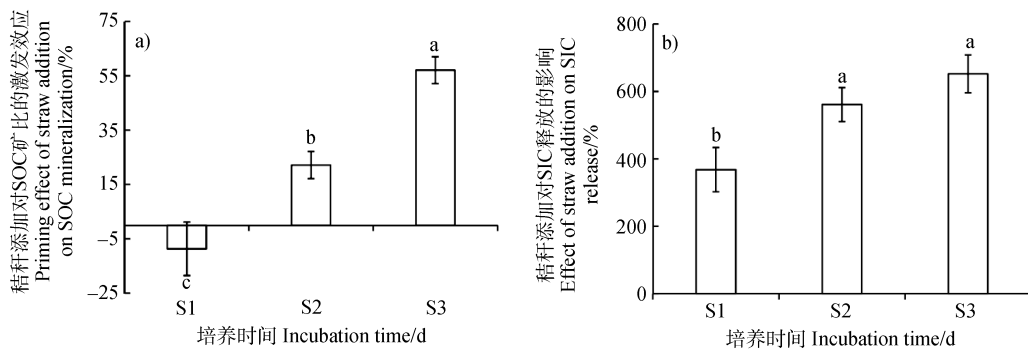
图 4 不同来源的 CO₂ 累计释放量 (a) 和对应的贡献比值 (b)

Fig. 4 Cumulative soil-released CO₂ from different carbon sources (a) and their contribution ratio (b)

随着秸秆添加量增加而增加，例如，S1、S2 和 S3 处理的贡献分别为 0.30、0.49 和 0.57，而土壤源 CO₂ 的贡献降低，在 S1、S2 和 S3 处理，SOC 源 CO₂ 的贡献分别为 0.32、0.22 和 0.20，SIC 源 CO₂ 的贡献分别为 0.39、0.29 和 0.23 (图 4b)。

2.3 秸秆添加对 SOC 矿化的激发效应和 SIC 释放的影响

与 CK 处理相比，S1 处理抑制 SOC 的分解，PE 为 -9%，随着秸秆添加量的增加，秸秆添加对 SOC 分解由抑制逆转为促进，S2 和 S3 处理促进 SOC 的分解，PE 分别为 22% 和 57% (图 5a)。SIC 溶解的释放随秸秆添加量增加而显著提高，S1 处理对 SIC 释放的增加幅度从 368% 提高至 S3 处理的 652% (图 5b)。



注：不同小写字母表示不同处理下差异显著 ($P < 0.05$)。Note: Different lowercase letters indicate significant differences between different treatments at $P < 0.05$ level.

图 5 秸秆添加对 SOC 矿化的激发效应 (a) 和 SIC 释放的影响 (b)

Fig. 5 Effects of straw addition on priming effect of SOC mineralization (a) and SIC release (b)

为了提高三源区分石灰性土壤内外源 CO_2 释放的精确度, 今后可以考虑采用高低富集度和均匀标记的 ^{13}C 秸秆, 构建 ^{13}C 三元质量守恒方程, 拆分土壤 CO_2 中源于外源秸秆碳、内源 SOC 和 SIC 的比例^[16-17]。例如 Whitman 和 Lehmann^[18]将 ^{13}C 标记和自然丰度玉米生物质炭分别按 1: 15 (低富集度) 和 1: 6 (高富集度) 等质量投入, 来三源区分土壤释放 CO_2 中源于生物质炭、根系和 SOC 的比例, 但是, 由于这个混合生物质炭材料的 ^{13}C 富集度是不均匀, 可能导致得出不正确的分解研究结论。因此, 为了提高区分结果的准确性, 采用 ^{13}C 标记均匀的植物材料是前提, ^{13}C 重复脉冲标记克服了单次标记不均匀的缺陷和连续标记的昂贵, 可以获取高低 ^{13}C 富集较均匀的秸秆^[19]。

本研究中, SOC 和 SIC 的背景含量分别为 14.6 和 $6.1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 经过约 8 个月的土壤培养, 各处理 SOC 和 SIC 的平均累计释放 $\text{CO}_2\text{-C}$ 量分别为 0.77 和 $0.79 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图 4a), 仅为 SOC 背景值的 5% 和 SIC 背景值的 13%。因此, 在短期内, 土壤本身碳库的变化相对背景值来说很小, 因此, 不能直接通过测定土壤碳含量的前后差值来研究土壤碳的释放, 而是间接测定土壤 CO_2 释放来量化^[7]。 ^{13}C 自然丰度通常用于区分石灰性土壤 CO_2 的释放来源: 利用 $\text{SIC}-\delta^{13}\text{C}$ 值偏高, $\text{SOC}-\delta^{13}\text{C}$ 值偏低, 以及 ^{13}C 同位素线性方程量化 SOC 与 SIC 源 CO_2 的贡献^[1-2, 4-6]。但是, 这个方法需要假设 $\text{SIC}-\delta^{13}\text{C}$ 值等同于 SIC 源 $\text{CO}_2-\delta^{13}\text{C}$ 值, 以及 $\text{SOC}-\delta^{13}\text{C}$ 值等同于 SOC 源 $\text{CO}_2-\delta^{13}\text{C}$ 值^[1, 4-6]。但是, 最近研究表明 SIC 和 SOC 与对应的 CO_2 释放之间是存在 ^{13}C 分馏的, 但是大部分研究忽略这个分馏^[2]。为了提高石灰性土壤碳平衡评估的精确度, 这个 ^{13}C 分馏系数需要被量化。由于石灰土壤中的 SOC 和 SIC 是同时存在的, 为了量化 SIC 与 SIC 源 CO_2 之间的 ^{13}C 分馏, 需要去除 SOC 源 CO_2 的干扰, 土壤高温或者化学灭菌法可能是有效方法^[20]。在灭菌条件下, SIC 与土壤释放 CO_2 之间的 $\delta^{13}\text{C}$ 值差异即是 SIC 与 SIC 源 CO_2 之间的 ^{13}C 分馏系数。同样, 为了定量 SOC 与 SOC 源 CO_2 之间的 ^{13}C 分馏, 通过酸洗法去除 SIC, 然后 pH 再调节至原来数值, 这样可以排除 SIC 溶解的干扰^[21], 这种情况下 SOC 与土壤释放 CO_2 之间的 $\delta^{13}\text{C}$ 值差异即是 SOC 与 SOC 源 CO_2 之间的 ^{13}C 分馏系数。

3.2 秸秆添加量对 SOC 矿化激发效应的影响

本研究表明, SOC 矿化 PE 随秸秆添加量的增加而改变其强度, 甚至方向, 即 PE 方向由负 (抑制 SOC 矿化) 变为正 (促进 SOC 矿化) (图 5a)。在低量秸秆添加下, 这可能利用易分解碳源的 r 型微生物 (生长较快) 取得竞争优势, 优先利用易降解非结构性秸秆碳, 降低对 SOC 的分解, 导致负 PE (底物偏好利用机制)^[22]; 在中、高量秸秆添加下, 即在土壤有碳缺氮条件下, 可兼性利用易分解和难分解碳源的 K 策略微生物 (生长较慢) 在竞争中处于优势, 通过微生物掘取土壤有机质的氮素, 来缓解微生物氮素缺乏, 呈现正 PE, 并且随着秸秆添加量增加而增加 (图 5a), 这是由于微生物氮素缺乏随碳输入量而上升^[22-24]。Cui 等^[23]发现外源活性碳输入量相当于 50%~300% 微生物生物量碳时较为适宜, 碳输入量过高或过低均可能导致 PE 程度降低, 甚至变为负值, 在活性碳输入量过高的情况下 (例如高于 300%~500% 的微生物碳时), 土壤微生物无法通过单纯加快土壤有机质 (较难利用) 分解而迅速获得足够的氮素, 转而通过死微生物生物量的再利用而解决严重的微生物氮素缺乏。

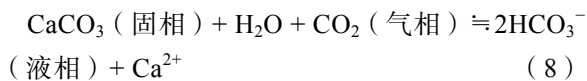
3.3 土壤无机碳溶解对石灰性土壤 CO_2 释放的贡献

本研究所用的土壤中 SIC 含量较高 ($6.1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), 约为 SOC 含量的 42%, SIC 与 SOC 密切相关, 体现在 SOC 分解释放的 CO_2 与水作用后形成碳酸, 可以驱动碳酸盐的溶解和释放^[11, 14, 25-26]。本研究中, CK 土壤释放的 CO_2 源于 SIC 溶解的贡献约为 19% (图 4b)。通过文献整合分析发现, 石灰性土壤中 SIC 溶解对土壤释放 CO_2 的平均贡献率为 46%^[16], 高于本研究的结果。这表明石灰性土壤中 SIC 溶解对土壤 CO_2 的释放贡献, 超出以往的传统认识。以往研究通常认为 SIC 相对 SOC 而言较为稳定, 对农业措施的反应不够敏感, 因此很少关注 SIC 溶解对土壤 CO_2 释放的贡献。长期以来, 土壤本身 CO_2 排放等同于土壤呼吸, 这种认识在酸性和中性土壤中可能是正确的^[4]。但是, 最新的研究表明, 在我国华北半湿润地区, 农田管理措施 (施肥、灌溉、耕作等) 对于 SIC 影响的程度甚至高于 SOC^[25], 尤其在高氮肥投入的农田, 土壤施用铵态氮肥或者尿素后, 通过硝化作用产生硝酸, 这对土壤碳酸盐

的溶解-沉淀平衡产生重要影响, 甚至超过溶解-沉淀平衡关系的影响, 属于强酸与碳酸盐直接反应, 加剧 SIC 源 CO_2 的释放^[3, 26]。此外, 酸性农田通过撒石灰 (主要成分为 CaCO_3) 措施进行改良土壤酸化, 这个中和过程会导致全球每年 0.27 Gt C 的 CaCO_3 释放, 甚至高于石灰性土壤本身 SIC 的释放 (0.04 Gt C)^[27]。因此, 在石灰性土壤或石灰改良酸性土壤上, 若忽视碳酸盐溶解对土壤 CO_2 的释放贡献, 可能导致对 SOC 分解的高估。

3.4 秸秆碳与 SOC 矿化促进 SIC 源 CO_2 的释放

在华北半湿润区土壤, 包括褐土、潮土等, 含有相当比例的 SIC, 甚至超过 SOC 的含量^[14, 28]。严格意义上, SIC 包括固、液和气三相, 分别为沉积碳酸盐 (CaCO_3 和 MgCO_3)、土壤溶液中的 HCO_3^- 和 H_2CO_3 以及土壤空气中的 CO_2 , 土壤中存在着 CaCO_3 (固相) - CO_2 (气相) - HCO_3^- (液相) 的三相平衡 ($\text{pH} > 6.4$)^[29]:



因此, 这个化学平衡涉及碳酸盐溶解 (平衡向右移动) 和再结晶形成 (反方向), 主要受土壤 CO_2 分压^[30]、 pH ^[3]、湿度^[31]和钙镁离子有效性^[14]等的影响。在秸秆还田措施下, 秸秆碳与 SOC 耦合矿化, 通常产生正 PE、促进 SOC 分解, 因此激发 SOC 额外分解产生的 CO_2 和秸秆分解的 CO_2 会进一步增加土壤中 CO_2 的分压^[8, 22] (图 6), 例如在本研究, SOC 和秸秆矿化量随着秸秆投入量增加而显著增加 (图 4a)。如果同时土壤湿度较高, 就会导致碳酸盐的溶解, 由此产生的 HCO_3^- 可能与有效的 H^+ 反应生

成 H_2CO_3 , 因此, 当土壤溶液 H_2CO_3 饱和时, 可以从土壤中释放出 CO_2 ^[3, 5]。此外, 秸秆腐解过程中伴随着秸秆氮硝化和还原硫化物产生质子, 以及有机酸的产生, 这势必进一步加剧碳酸钙的溶解^[5]。例如本研究中, SIC 源 CO_2 释放量随着秸秆添加量增加而显著增加 (图 4a)。

在富含碳酸盐的土壤上, 土壤水分增加通常可提高 SIC 源 CO_2 的释放^[32-33]。这通常由两个主要机制引起: (1) 土壤湿度增加一般可增加 SOC 矿化, 进而增加土壤中 CO_2 分压, 并且土壤水分相对充足, 最终可能促进 CaCO_3 的溶解^[32, 34]; (2) 土壤水分含量提高可导致 CaCO_3 - CO_2 - HCO_3^- 平衡方程式 [式 (8)] 向右移动^[31-32, 34]。需要注意的是, 灌溉或降雨虽然可以增加土壤水分, 进而提高 SOC 矿化, 伴随着土壤 CO_2 分压增加, 但是不一定显著增加 SIC 源 CO_2 的释放。这是由于田间条件下, 土壤 CO_2 与 H_2O 形成的 H_2CO_3 在灌溉或降雨作用下流向深层土壤^[35], 这导致表层土壤 pH 增加, 以及 SIC 源 CO_2 释放增加不显著^[34]。目前大部分关于土壤水分对 SIC 溶解影响的研究, 通常是在广口瓶培养条件下, 这仅考虑了 SIC 源 CO_2 的释放, 忽略了土壤无机碳淋洗的影响^[34], 今后研究应当采用原状土柱培养, 同时考虑 SIC 源 CO_2 释放和淋洗的问题^[36]。

4 结 论

经过 8 个月的培养期, 秸秆、SOC 和 SIC 源 CO_2 对土壤总 CO_2 排放的贡献范围分别为 0.30~0.57、0.20~0.32 和 0.23~0.39; SOC 分解的激发效应 (PE) 大小随秸秆碳添加量的增加而增加, 甚至改变 PE 的方向, 即秸秆还田量为 $9.6 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 下 PE 为 -9%, 而秸秆还田量为 28.8 和 $48 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 下 PE 分别为 22% 和 57%; SIC 源 CO_2 的累计释放量随着秸秆添加量增加而增加, 这可能与秸秆分解和 SOC 激发效应增加土壤 CO_2 浓度有关。

参考文献 (References)

- [1] Stevenson B A, Verburg P S J. Effluxed CO_2 - ^{13}C from sterilized and unsterilized treatments of a calcareous soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38 (7): 1727—1733.
- [2] Chevallier T, Cournac L, Hamdi S, et al. Temperature dependence of CO_2 emissions rates and isotopic signature

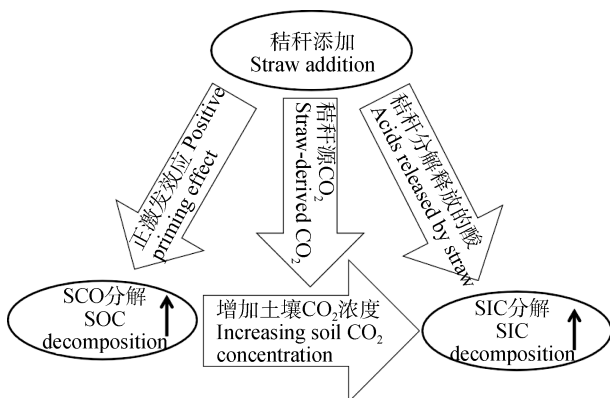


图 6 秸秆添加增加石灰性土壤无机碳溶解的模式图

Fig. 6 Model diagram of straw addition increasing SIC release from calcareous soils

- from a calcareous soil[J]. *Journal of Arid Environments*, 2016, 135: 132—139.
- [3] Zamanian K, Zarebanadkouki M, Kuzyakov Y. Nitrogen fertilization raises CO₂ efflux from inorganic carbon: A global assessment[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24 (7): 2810—2817.
- [4] Bertrand I, Delfosse O, Mary B. Carbon and nitrogen mineralization in acidic, limed and calcareous agricultural soils: Apparent and actual effects[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39 (1): 276—288.
- [5] Tamir G, Shenker M, Heller H, et al. Can soil carbonate dissolution lead to overestimation of soil respiration?[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2011, 75 (4): 1414—1422.
- [6] Ramnarine R, Wagner-Riddle C, Dunfield K E, et al. Contributions of carbonates to soil CO₂ emissions[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2012, 92 (4): 599—607.
- [7] Kuzyakov Y. Review: Factors affecting rhizosphere priming effects[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2002, 165 (4): 66—70.
- [8] Meng F, Dungait J A J, Xu X, et al. Coupled incorporation of maize (*Zea mays* L.) straw with nitrogen fertilizer increased soil organic carbon in Fluvic Cambisol[J]. *Geoderma*, 2017, 304: 19—27.
- [9] Fang Y Y, Singh B P, Collins D, et al. Nutrient stoichiometry and labile carbon content of organic amendments control microbial biomass and carbon-use efficiency in a poorly structured sodic-subsoil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2020, 56 (2): 219—233.
- [10] Plestenjak G, Eler K, Vodnik D, et al. Sources of soil CO₂ in calcareous grassland with woody plant encroachment[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2012, 12 (9): 1327—1338.
- [11] Meng F, Dungait J A J, Zhang X, et al. Investigation of photosynthate-C allocation 27 days after ¹³C-pulse labeling of *Zea mays* L. at different growth stages[J]. *Plant and Soil*, 2013, 373 (1/2): 755—764.
- [12] Harris D, Porter L K, Paul E A. Continuous flow isotope ratio mass spectrometry of carbon dioxide trapped as strontium carbonate[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1997, 28 (9/10): 747—757.
- [13] Cheng W, Johnson D W, Fu S. Rhizosphere effects on decomposition: Controls of plant species, phenology and fertilization[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2003, 67 (5): 1418—1427.
- [14] Sun Z, Wu S, Zhang Y, et al. Effects of nitrogen fertilization on pot-grown wheat photosynthate partitioning within intensively farmed soil determined by ¹³C pulse-labeling[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2019, 182 (6): 896—907.
- [15] Phillips D L, Gregg J W. Source partitioning using stable isotopes: Coping with too many sources[J]. *Oecologia*, 2003, 136 (2): 261—269.
- [16] Sun Z A, Zhang B R, He M Y, et al. Three-source partitioning of CO₂ emissions from maize-planted soil using ¹³C labeling and natural abundance[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58 (5): . [孙昭安, 张保仁, 何敏毅, 等. 利用 ¹³C 标记和自然丰度三源区分玉米根际 CO₂ 释放[J]. *土壤学报*, 2021, 58 (5): .]
- [17] Kerré B, Hernandez-Soriano M C, Smolders E. Partitioning of carbon sources among functional pools to investigate short-term priming effects of biochar in soil: A ¹³C study[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 547: 30—38.
- [18] Whitman T, Lehmann J. A dual-isotope approach to allow conclusive partitioning between three sources[J]. *Nature Communications*, 2015, 6: 8708.
- [19] Sun Z, Wu S, Zhu B, et al. Variation of ¹³C and ¹⁵N enrichments in different plant components of labeled winter wheat (*Triticum aestivum* L.) [J]. *PeerJ*, 2019, 7: e7738.
- [20] Bruun S, Clauson-Kaas S, Bobulska L, et al. Carbon dioxide emissions from biochar in soil: Role of clay, microorganisms and carbonates[J]. *European Journal of Soil Science*, 2014, 65: 52—59.
- [21] Jones D L, Murphy D V, Khalid M, et al. Short-term biochar-induced increase in soil CO₂ release is both biotically and abiotically mediated[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43 (8): 1723—1731.
- [22] Wang H, Boutton T, Xu W, et al. Quality of fresh organic matter affects priming of soil organic matter and substrate utilization patterns of microbes[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5: 10102.
- [23] Cui J, Zhu Z, Xu X, et al. Carbon and nitrogen recycling from microbial necromass to cope with C : N stoichiometric imbalance by priming[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, 142: 107720.
- [24] Zhu Z, Ge T, Luo Y, et al. Microbial stoichiometric flexibility regulates rice straw mineralization and its priming effect in paddy soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 121: 67—76.
- [25] Bughio M A, Wang P, Meng F, et al. Neoformation of pedogenic carbonates by irrigation and fertilization and their contribution to carbon sequestration in soil[J]. *Geoderma*, 2016, 262: 12—19.
- [26] Raza S, Na M, Wang P, et al. Dramatic loss of inorganic carbon by nitrogen-induced soil acidification in Chinese croplands[J]. *Global Change Biology*, 2020, 26: 3738—3751.
- [27] Zamanian K, Zhou J, Kuzyakov Y. Soil carbonates: The unaccounted, irrecoverable carbon source[J]. *Geoderma*, 2021, 384: 114817.
- [28] Dong X, Singh B P, Li G, et al. Biochar increased field

- soil inorganic carbon content five years after application[J]. *Soil and Tillage Research*, 2019, 186: 36—41.
- [29] Pan G X. Study on carbon reservoir in soils of China[J]. *Bulletin of Science and Technology*, 1999, 15 (5): 330—332. [潘根兴. 中国土壤有机碳和无机碳库量研究[J]. *科技通报*, 1999, 15 (5): 330—332.]
- [30] Kristiansen S M, Brandt M, Hansen E M, et al. ¹³C signature of CO₂ evolved from incubated maize residues and maize-derived sheep faeces[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36: 99—105.
- [31] Dong Y J, Cai M, Zhou J B. Effects of moisture and carbonate additions on CO₂ emission from calcareous soil during closed-jar incubation[J]. *Journal of Arid Land*, 2014, 6 (1): 37—43.
- [32] Lardner T, George S, Tibbett M. Interacting controls on innate sources of CO₂ efflux from a calcareous arid zone soil under experimental acidification and wetting[J]. *Journal of Arid Environments*, 2015, 122: 117—123.
- [33] Bramble D S E, Gouveia G A, Ramnarine R, et al. Organic residue and agricultural lime interactions on CO₂ emissions from two contrasting soils: Implications for carbon management in acid soils[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2021, 21 (1): 172—188.
- [34] Inglema I, Alberti G, Bertolini T, et al. Precipitation pulses enhance respiration of Mediterranean ecosystems: the balance between organic and inorganic components of increased soil CO₂ efflux[J]. *Global Change Biology*, 2009, 15 (5): 1289—1301.
- [35] Li Y, Wang Y G, Tang L S. The effort to re-activate the inorganic carbon in soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2016, 53 (4): 845—849. [李彦, 王玉刚, 唐立松. 重新被“激活”的土壤无机碳研究[J]. *土壤学报*, 2016, 53 (4): 845—849.]
- [36] Guo L, Nishimura T, Imoto H, et al. Applicability of soil column incubation experiments to measure CO₂ efflux[J]. *International Agrophysics*, 2015, 29 (4): 413—421.

(责任编辑: 陈荣府)