

DOI: 10.11766/trxb202104100187

荣慧, 房焕, 蒋瑀霁, 赵旭, 彭新华, 孙波, 周虎. 松散土样和填装土柱及紧实程度对土壤有机碳矿化的影响[J]. 土壤学报, 2022, 59 (6): 1551–1560.

RONG Hui, FANG Huan, JIANG Yuji, ZHAO Xu, PENG Xinhua, SUN Bo, ZHOU Hu. Effects of Loose Soil Samples, Repacked Soil Columns and Compactness on Soil Organic Carbon Mineralization[J]. Acta Pedologica Sinica, 2022, 59 (6): 1551–1560.

松散土样和填装土柱及紧实程度对土壤有机碳矿化的影响*

荣慧^{1,2}, 房焕³, 蒋瑀霁¹, 赵旭¹, 彭新华^{1,2}, 孙波¹, 周虎^{4†}

(1. 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 河海大学农业科学与工程学院, 南京 210098; 4. 中国农业大学土地科学与技术学院, 北京 100193)

摘要: 土壤有机碳(SOC)矿化一般通过培养松散土样来测定,但是松散土样与原状土的结构存在很大差异,二者之间SOC矿化的关系尚不明确;通过填装土柱可以获得接近田间状态的土壤样品,但填装的紧实程度会改变土壤孔隙结构,因此可能影响SOC矿化。本研究首先以施用不同量有机肥的红壤为研究对象,设置松散土样和填装土柱两个处理,采用室内培养法比较二者之间SOC矿化的差异;然后选择其中一种土壤填装土柱,设置BD_{1.1}、BD_{1.3}、BD_{1.5}、BD_{1.7}四个紧实程度处理,容重分别为1.1、1.3、1.5和1.7 g·cm⁻³,利用X射线显微CT(Computed Tomography, CT)成像技术分析土壤孔隙结构,分析紧实程度对土壤孔隙结构及SOC矿化的影响。结果表明,松散土样与填装土柱的SOC矿化量有显著差异,培养结束时(第57天),松散土样的有机碳累积矿化量约是填装土柱的4倍。紧实程度增加较大幅度地降低了土壤的总孔隙度和大孔隙度(>16 μm),降低比例分别为12.9%~17.4%和18.7%~88.5%;并且使充气孔隙度从63.6%降至8.2%,而充水孔隙度从36.4%增至91.8%。填装土柱的SOC矿化量随紧实程度增加呈先增加后降低的趋势,培养结束时(第28天),BD_{1.5}的SOC矿化量最高。回归分析的结果表明,SOC矿化量与总孔隙度、大孔隙度(>16 μm)、充水孔隙度(Water-filled pore space, WFPS)或充气孔隙度(Air-filled pore space, AFPS)之间存在显著的非线性关系。当总孔隙度或大孔隙度低于46%或3.7%时,SOC矿化量随孔隙度增加而增加;反之,SOC矿化量随孔隙度增加而降低。SOC矿化量与WFPS或AFPS之间的关系呈现出类似的规律,当WFPS为66%或AFPS为34%时,SOC矿化量最高。以上结果说明,通过培养松散土样测定SOC矿化将会高估田间SOC的矿化潜力;紧实程度的变化会改变土壤的孔隙结构进而影响填装土柱的SOC矿化;SOC矿化量与孔隙度之间存在显著的非线性关系。

关键词: 土壤孔隙; X射线显微CT; 充水孔隙度; 土壤通气性; 紧实程度; 土壤有机碳矿化

中图分类号: S152.4 **文献标志码:** A

* 国家自然科学基金委员会-中国科学院大科学装置科学研究联合基金(U1832188)资助 Supported by the NSFC-CAS Joint Fund Utilizing Large-scale Scientific Facilities (No. U1832188)

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

作者简介: 荣慧(1995—),女,山东曹县人,硕士研究生,主要从事土壤结构与有机碳周转关系的研究。E-mail: hrong@cau.edu.cn

收稿日期: 2021-04-10; 收到修改稿日期: 2021-08-25; 网络首发日期(www.cnki.net): 2021-11-08

Effects of Loose Soil Samples, Repacked Soil Columns and Compactness on Soil Organic Carbon Mineralization

RONG Hui^{1,2}, FANG Huan³, JIANG Yuji¹, ZHAO Xu¹, PENG Xinhua^{1,2}, SUN Bo¹, ZHOU Hu^{4†}

(1. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. College of Agricultural Science and Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China; 4. College of Land Science and Technology, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract: 【Objective】 Soil organic carbon (SOC) mineralization is generally measured by laboratory incubation of loose soil samples. However, the structure of loose soil samples is of great difference from that of bulk soil samples. The relationship between SOC mineralization of loose soil samples and bulk soil samples is not clear. Soil samples close to field conditions can be obtained by repacking soil columns. Nevertheless, compactness can affect soil pore structure and may influence SOC mineralization. Therefore, this study aimed to evaluate whether it is accurate to represent SOC mineralization in the field by incubating loose soil samples and how compactness influences soil pore structure or SOC mineralization in repacked soil columns. 【Method】 Soil samples were collected from a long-term field experimental site with treatments receiving different amount of pig manure. In our first incubation experiment, all of these soils were selected and two treatments were set up in each soil: loose soil samples and repacked soil columns. In the second incubation experiment, only one soil was used, and the soil was repacked into columns with four bulk densities, which were 1.1(BD_{1.1}), 1.3(BD_{1.3}), 1.5(BD_{1.5}) and 1.7(BD_{1.7}) g·cm⁻³. The samples of these two experiments were incubated for 57 d and 28 d, respectively. SOC mineralization was measured during incubation, and soil pore structure was quantified using X-Ray micro-computed tomography (μ CT) imaging. 【Result】 At the end of incubation (57 d), the cumulative amount of SOC mineralization was significantly different between loose soil samples and repacked soil columns. The cumulative amount of SOC mineralization in the loose soil samples was about 4 times that of the repacked soil columns. In the second experiment, the total porosity decreased by 12.9%, 14.8% and 17.4%, respectively under BD_{1.3}, BD_{1.5} and BD_{1.7} compared with BD_{1.1}. In relative to BD_{1.1}, the increase of compactness decreased macro-porosity (>16 μ m) by 19.0%, 65.5% and 88.5%, respectively under BD_{1.3}, BD_{1.5} and BD_{1.7}. In addition, the water-filled pore space (WFPS) increased from 36.4% to 91.8% and air-filled pore space (AFPS) decreased from 63.6% to 8.2%. At the end of incubation (28 d), the cumulative amount of SOC mineralization generally increased as bulk density increased up to 1.5 g·cm⁻³, after which there was a decrease. The regression analysis showed that there was a significant nonlinear relationship between the cumulative amount of SOC mineralization and total porosity, macro-porosity, WFPS and AFPS. The cumulative amount of SOC mineralization increased with increasing total porosity and macro-porosity until a level of 46% and 3.7% was respectively reached, afterwards it began to decline. Also, the relationship between the cumulative amount of SOC mineralization and WFPS and AFPS showed the same trend. The cumulative amount of SOC mineralization was the highest when WFPS was 66% or AFPS was 34%. 【Conclusion】 Laboratory incubation using loose soil samples will overestimate the potential of SOC mineralization in the field, while a change of compactness will modify soil pore structure and subsequently affect SOC mineralization. There is a significant nonlinear relationship between the cumulative amount of SOC mineralization and porosity.

Key words: Soil pore; X-Ray computed tomography; Water-filled pore space; Soil aeration; Compactness; SOC mineralization

土壤有机碳(SOC)矿化指SOC分解产生CO₂的过程,认识SOC的矿化规律对于阐明土壤碳库的周转过程并对其进行有效调节具有十分重要的作用^[1]。土壤有机碳矿化过程受诸多因素的影响,包括温度条件、水分状况、土壤质地、通气性等。土壤结构决定了土壤的水气传输和微生物活动,因

而对SOC矿化有重要影响^[2-3]。

通过室内培养法测定SOC矿化时,一般采用过筛后的松散土样进行培养^[4]。松散土样与实际土壤的结构差异很大,通过培养松散土样测定的SOC矿化量与田间真实情况的关系尚不明确^[4]。有研究表明,土样过2mm或4mm筛后再按照田间实际容重

填装的土柱与原状土的 SOC 矿化量差异不显著^[5-6], 因此, 可以通过填装土柱的方法获得接近田间状态的土壤样品, 通过比较松散土样和填装土柱的 SOC 矿化量来判断松散土样的培养结果是否可以代表田间 SOC 的矿化潜力, 从而更加准确量化 SOC 的周转过程。

填装土柱时, 填装的紧实程度会改变土壤的孔隙结构, 因此可能会影响 SOC 的矿化过程。一些学者发现, SOC 矿化量随紧实程度增加逐渐降低, 且 SOC 矿化量与容重之间存在显著的负相关关系, 并认为这可能是紧实程度增加使土壤的通气性变差, 从而抑制了微生物对 SOC 的分解导致的^[7-8]。而 De Neve 和 Hofman^[9]则发现当容重小于 $1.6 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 时, 紧实程度增加对 SOC 矿化量没有显著影响; 直到容重增加到 $1.6 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 时, SOC 矿化量才有较大幅度地降低。因此, 紧实程度对 SOC 矿化的影响并没有统一的结论, 需要进一步研究。本研究首先比较松散土样与填装土柱之间 SOC 矿化的差异, 然后分析紧实程度对填装土柱孔隙结构及 SOC 矿化的影响, 并进一步分析 SOC 矿化与孔隙结构之间的关系, 研究结果将会加深对 SOC 矿化与土壤孔隙结构之间关系的认识。

1 材料与方 法

1.1 供试材料

土壤样品采集于江西省鹰潭市余江县中国科学院红壤生态实验站 ($28^{\circ}15'20''\text{N}$, $116^{\circ}55'30''\text{E}$) 的长期定位试验田。该区属于中亚热带湿润季风气候, 年均温度 17.6°C , 多年平均降雨量 1795 mm 。土壤为第四纪红黏土母质发育的红壤 (黏化湿润富铁土), 黏粒、粉粒和砂粒的含量分别为 36.3% 、 42.5% 和 21.2% 。长期定位试验开始于 2002 年, 本研究选择 3 个施肥处理, 分别为: 不施肥 (Control); 施低量有机肥 (LM, $\text{N } 150 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$) 和施高量有机肥 (HM, $\text{N } 600 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)。有机肥为猪粪, 来自试验站附近的养殖场, 平均 pH 为 7.72, 全氮 $32.9 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (干基, 下同), 全钾 $14.0 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 全磷 $20.2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 全碳 $306.5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。每个施肥处理设置 3 次重复, 以顺序区组排列, 小区大小为 $2 \text{ m} \times 2 \text{ m}$ 。种植作物为玉米, 品种为苏玉 24。每年 4 月中旬播种, 7 月下旬玉米收获, 之后至次年 4 月土地休闲。

种植密度为每小区 20 株, 相当于 $50000 \text{ 株}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。于 2019 年 7 月玉米收获后采集 $0\sim 20 \text{ cm}$ 的表层土样, 每个小区随机采集 3 个点混合为一个样品, 室温下风干, 挑去根系、石块等。将同一施肥处理土样均匀混合, 过 2 mm 筛, 分别称为 Control、LM 和 HM 土壤, 供试土壤的基本性质见表 1^[10]。

表 1 供试土壤的基本理化性质

Table 1 Soil physicochemical properties under three fertilization treatments

土壤 Soil	pH	土壤有机碳	全氮	阳离子交换量	田间持水量
		SOC / ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	TN / ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	CEC / ($\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	WHC / ($\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)
Control	4.64	3.67	0.49	14.54	0.23
LM	4.88	6.93	0.76	14.98	0.26
HM	5.77	9.38	0.98	16.94	0.25

注: Control、LM 和 HM 分别代表采集自长期定位试验的不施肥、施低量有机肥和施高量有机肥处理的土壤样品。Note: Control, LM and HM in the table represent the soil samples collected from a long-term fertilization experimental site receiving no manure, low manure and high manure, respectively.

1.2 试验设计

培养试验一选用 Control、LM 和 HM 三种施肥处理的土壤, 设置松散土样和填装土柱两个处理, 每个处理设置 3 个重复, 比较松散土样和填装土柱 SOC 矿化的差异。松散土样处理: 取 20.0 g 过 2 mm 筛的土样加入 500 mL 培养瓶中, 松散铺于瓶底 (图 1a)。填装土柱处理: 将过 2 mm 筛的土样分层填装至内径 2.9 cm 、高 5 cm 的聚氯乙烯 (Polyvinyl chloride, PVC) 环刀中, 填装高度 4 cm , 填装的紧实程度参考田间测定的容重数据, 设置为 $1.3 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (图 1b)。

试验一采用土壤呼吸法测定 SOC 矿化量。将土样含水量调节为田间持水量的 75% , 然后置于 22°C 的培养箱中避光培养 57 d , 填装土柱培养前需在 4°C 的培养箱中水平平衡 3 d 。分别在培养的第 1、2、4、8、11、15、22、29、37、43、50 和 57 d 时采集气体。采气前, 先将培养瓶置于 22°C 的室温下通风 20 min , 然后用硅橡胶塞密封瓶口。向培养瓶中注入 20 mL 新鲜空气, 混合均匀后, 从中抽取 20 mL 气体注入真空集气瓶; 培养 6 h 后, 再次采气。采气结束后, 去除硅橡胶塞, 用保鲜膜裹住瓶口并扎孔。采集的气体利用气相色谱 (Gas chromatography,

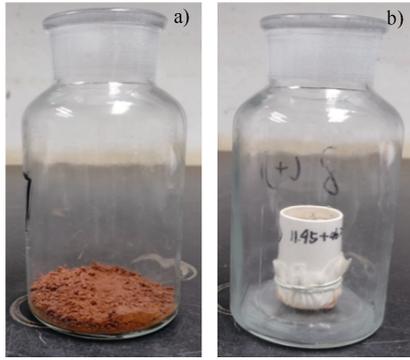


图1 松散土样 (a) 与填装土柱处理 (b) 示意图

Fig. 1 Schematic diagram of loose soil samples (a) and repacked soil columns (b)

GC. Agilent 7890A, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA) 测定 CO_2 浓度, 进而计算 CO_2 的产生速率 (F , $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) 以及累积产生量。 CO_2 产生速率的计算公式为^[11]:

$$F = \frac{\rho \times \Delta C \times V \times 273}{W \times \Delta t \times T} \quad (1)$$

式中, ρ 为标准状态下 CO_2 的密度, $0.536 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$; ΔC 为一天内两次采气的 CO_2 的浓度差, 单位为 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; V 为培养瓶中有效空间体积, 单位为 m^3 ; W 为烘干土质量, 单位为 kg ; Δt 为一天内两次采气的时间间隔, 单位为 h ; T 为培养温度, 单位为 K 。 CO_2 累积产生量为相邻两次测定气体的 CO_2 产生速率的平均值与间隔时间乘积的累加值。

培养试验二选取 HM 土壤, 设置 $\text{BD}_{1.1}$ 、 $\text{BD}_{1.3}$ 、 $\text{BD}_{1.5}$ 、 $\text{BD}_{1.7}$ 四个紧实程度处理, 容重分别为 1.1、1.3、1.5 和 1.7 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$, 每个处理设置 3 个重复, 分析不同紧实程度对 SOC 矿化的影响。土柱填装方式同培养试验一。

试验二采用碱液吸收法测定 SOC 矿化量。同样地, 将土柱含水量调节为田间持水量的 75% ($0.19 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$), 培养前放入 4°C 的培养箱中水平平衡 3 d。水平平衡结束后, 将土柱放入 500 mL 培养瓶中, 然后将盛有 5 mL $0.5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ NaOH 溶液的特制吸收瓶小心地置于培养瓶内, 加盖密封, 放置在 22°C 的恒温培养箱中, 黑暗条件下培养 28 d。在培养的第 1、3、5、7、9、14、21 和 28 天取出吸收瓶, 除第 28 天外, 其余时间均换上新的吸收液继续培养。将取出的吸收瓶中的溶液完全洗入三角瓶中, 加入 $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 BaCl_2 溶液 2 mL 和 2 滴酚酞指示剂, 用

标准酸 (约 $0.03 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ HCl) 滴定直至红色消失。通过 HCl 消耗量计算 CO_2 释放量, 并进一步计算出 SOC 矿化速率及累积矿化量。 CO_2 释放量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 的计算公式为:

$$\text{CO}_2 = 1/2 \times C_{\text{HCl}} \times (V_0 - V) \times 12/m \quad (2)$$

式中, C_{HCl} 为标准酸的浓度, 约 $0.03 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$; V_0 为空白消耗盐酸的体积, 单位为 mL; V 为样品消耗盐酸的体积, 单位为 mL; m 为烘干土的质量, 单位为 kg 。

1.3 CT 扫描与图像处理

培养试验二结束后, 利用 X 射线显微 CT (Phoenix Nanotom X-ray μCT , GE, Sensing and Inspection Technologies, GmbH, Wunstorf, Germany) 扫描不同容重的填装土柱。扫描电压为 90 kV, 电流为 $90 \mu\text{A}$, 曝光时间为 1.25 s。样品在样品台水平匀速旋转 360° , 在此过程中共采集 1 201 幅图像, 空间分辨率为 $16 \mu\text{m}$ 。利用 Datas|x2 Rec 软件进行图像重建, 然后利用 VG Studio Max 2.2 软件生成 2 302 张 8 位灰度图像, 存储为 tiff 格式。利用 ImageJ 软件进行图像处理和分析, 首先进行高斯滤波降低图像的噪声。为减少边缘效应和光束硬化引起的伪影, 选择图像中心区域作为感兴趣区域 (Region of interest, ROI)。ROI 的大小为 $1\ 600 \times 1\ 600 \times 1\ 500$ 体元, 实际大小为 $25.6 \text{ mm} \times 25.6 \text{ mm} \times 24 \text{ mm}$ 。利用目视法确定阈值, 将图像分割为土壤基质和孔隙两部分。由于分辨率的限制, 从图像中获取的孔隙均为大于分辨率 ($16 \mu\text{m}$) 的孔隙, 本文中称为大孔隙 (Macropore)。ROI 中大孔隙体积占 ROI 体积的比例称为大孔隙度 (Macro-porosity)^[12]。

1.4 数据分析与统计

填装土柱总孔隙度 (Total porosity, TP) 根据式 (3) 计算:

$$\text{TP} (\%) = \left(1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \right) \times 100\% \quad (3)$$

式中, ρ_b 表示土壤容重, 单位为 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$; ρ_s 表示土粒密度, 值选用 $2.65 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ^[13]。

充水孔隙度 (Water-filled pore space, WFPS) 根据式 (4) 计算:

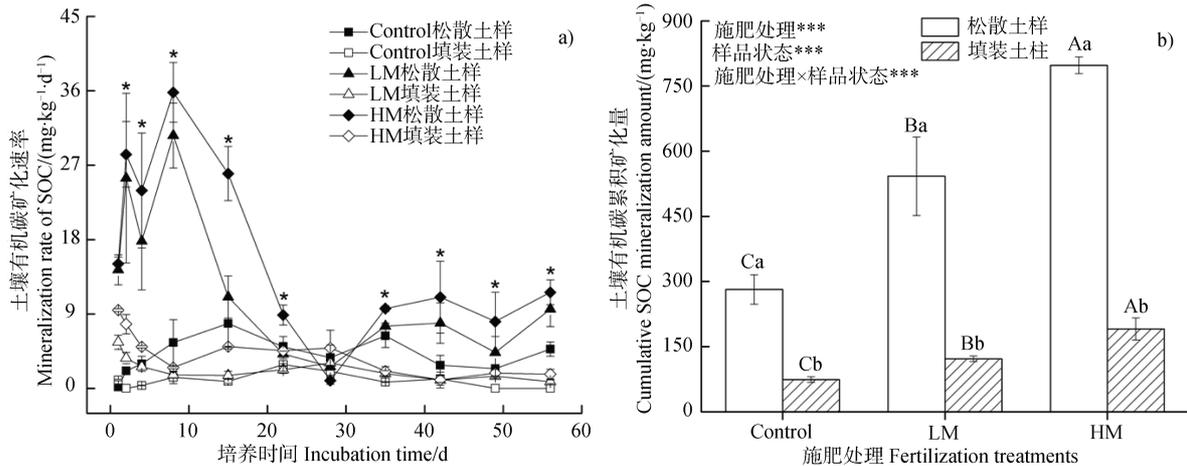
$$\text{WFPS} (\%) = \frac{\theta_v}{\text{TP}} \times 100\% \quad (4)$$

式中, θ_v 表示土壤容积含水量, 单位为 $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ 。

充气孔隙度 (Air-filled pore space, AFPS) 根据式 (5) 计算:

$$\text{AFPS} (\%) = 100\% - \text{WFPS} \quad (5)$$

利用 SPSS 21.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA) 进行数据分析。采用双因素方差分析 (Two-way ANOVA) 考察施肥处理和样品状态以及它们的交互作用对 SOC 累积矿化量的影响; 利用 T 检验 (T-test) 比较松散土样和填装土柱之间的差异性; 利用单因素方差分析 (One-way ANOVA) 检验不同施肥处理以及不同紧实程度之间的差异性, 采用最小差异显著法 (Least Significant Difference, LSD) 进行多重比较, 显著性水平为 0.05。利用回归分析建立 SOC 矿化量和总孔隙度、大孔隙度、充水孔隙度和充气孔隙度之间的关系^[14]。数据的正态性检验采用夏皮罗-威尔克检验 (Shapiro-Wilk test), 方差齐性检验采用列文检验 (Levene-test)。



注: Control、LM 和 HM 分别代表采集自长期定位试验的不施肥、施低量有机肥和施高量有机肥的土壤样品。“*”表示在某一采样节点上, 在同一施肥处理的土壤中, 松散土样与填装土柱之间差异显著 ($P < 0.05$)。“***”表示效应极显著, 显著性水平为 0.001。不同小写字母表示同一施肥处理不同样品状态之间的差异显著 ($P < 0.01$), 不同大写字母表示同一样品状态不同施肥处理之间的差异显著 ($P < 0.01$)。Note: Control, Lm and HM represent the soil samples collected from a long-term fertilization experimental site receiving no manure, low manure and high manure, respectively. “*” indicates the significant difference between loose soil samples and repacked soil columns on a specific sampling date under the same fertilization treatments ($P < 0.05$). “***” represents a significant effect, and the level of significance is 0.001. Different lowercase letters indicate the significant difference between loose soil samples and repacked soil columns ($P < 0.01$); Different uppercase letters indicate the significant difference among fertilization treatments ($P < 0.01$).

图 2 不同施肥处理下松散土样和填装土柱的有机碳矿化速率和累积矿化量

Fig. 2 SOC mineralization rate and cumulative SOC mineralization amount of loose soil samples and repacked soil columns under different fertilization treatments

在同一施肥处理的土壤中, 除第 29 天外, 其他采样点均表现为松散土样的 SOC 矿化速率显著高于填装土柱 ($P < 0.05$) (图 2a)。培养结束时 (第 57

2 结果

2.1 松散土样和填装土柱的 SOC 矿化速率和累积矿化量

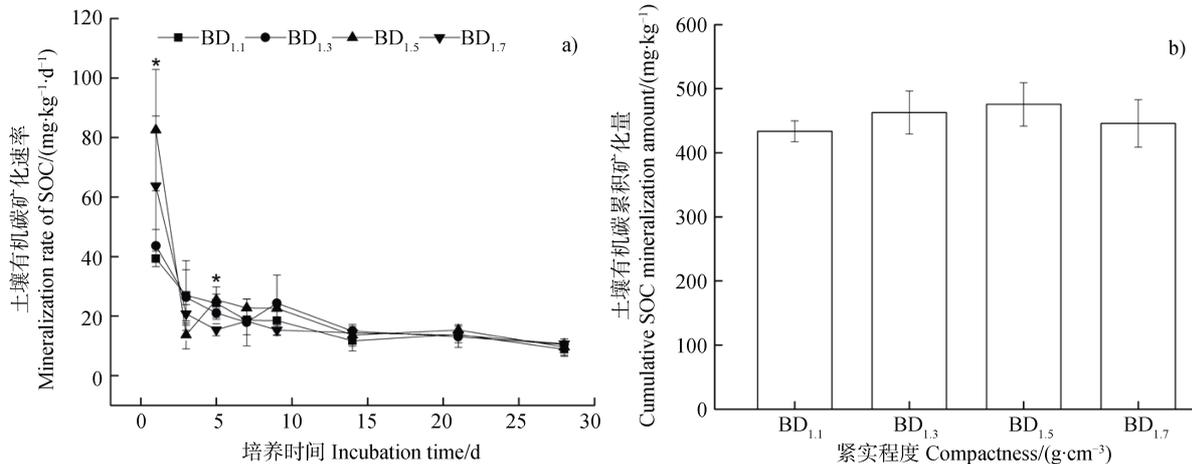
由 SOC 矿化速率变化曲线 (图 2a) 可以看出, LM 和 HM 松散土样的矿化速率波动较大, 其在培养初期 (第 15 天之前) 较高, 峰值出现在第 8 天, 分别为 $30.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $35.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; 之后, 矿化速率快速下降并在第 29 天出现低谷; 第 37 天之后矿化速率趋于稳定。Control 松散土样的矿化速率显著低于 LM 和 HM 松散土样 ($P < 0.05$), 且相较于二者而言, 其矿化速率波动较小, 峰值出现在第 15 天 ($7.86 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), 同样地, 在第 29 天降至低谷 (图 2a)。填装土柱的矿化速率在培养第 1 天时达到峰值 ($1.3 \sim 9.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), 之后逐渐下降, LM 和 HM 填装土柱的矿化速率显著高于 Control 填装土柱 ($P < 0.05$) (图 2a)。

天), 样品结构状态对 SOC 累积矿化量有极显著的影响, Control、LM 和 HM 松散土样的 SOC 累积矿化量较填装土柱分别高 279%、345% 和 319% ($P < 0.01$)

(图 2b)。从数值上看, 3 种施肥处理下松散土样的 SOC 累积矿化量较填装土柱增加的比例差异较小。长期施用有机肥显著增加了 SOC 累积矿化量 ($P < 0.001$)。培养结束时, LM 和 HM 松散土样的 SOC 累积矿化量较 Control 松散土样分别增加了 92% 和 183% ($P < 0.01$), 填装土柱的有机碳累积矿化量分别增加了 64% 和 156% ($P < 0.01$) (图 2b)。

2.2 紧实程度对 SOC 矿化速率和累积矿化量的影响

SOC 矿化速率在培养第 1 天最高, 约为 $39.3 \sim$



注: $BD_{1.1}$ 、 $BD_{1.3}$ 、 $BD_{1.5}$ 和 $BD_{1.7}$ 分别代表容重为 1.1、1.3、1.5 和 $1.7\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 的填装土柱。“*”表示紧实程度对 SOC 矿化速率有显著影响 ($P < 0.05$)。Note: $BD_{1.1}$, $BD_{1.3}$, $BD_{1.5}$ and $BD_{1.7}$ represent repacked soil columns with bulk densities of 1.1, 1.3, 1.5 and $1.7\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$, respectively. “*” represents that there was a significant effect of compactness on SOC mineralization rate ($P < 0.05$).

图 3 不同紧实程度填装土柱的有机碳矿化速率 (a) 和累积矿化量 (b)

Fig. 3 SOC mineralization rate (a) and cumulative SOC mineralization amount (b) of the repacked soil columns with different compactness

2.3 不同紧实程度填装土柱的孔隙结构及其与 SOC 矿化的关系

填装土柱的总孔隙度随紧实程度增加而降低, 相较于 $BD_{1.1}$ 而言, $BD_{1.3}$ 、 $BD_{1.5}$ 和 $BD_{1.7}$ 的总孔隙度分别降低了 12.9%、14.8% 和 17.4% (表 2)。土壤大孔隙度呈现出与总孔隙度类似的趋势。随着紧实程度增加, 土壤中的大孔隙数量明显减少 (图 4), 紧实程度增加使大孔隙度降低了 18.7% ~ 88.5% (表 2)。此外, 在紧实程度增加过程中, 土壤充气孔隙度 (AFPS) 从 63.6% 下降至 8.2%, 而土壤充水孔隙度 (WFPS) 从 36.4% 增至 91.8% (表 2)。

SOC 矿化量与总孔隙度、大孔隙度、充水孔隙度以及充气孔隙度之间存在显著的非线性关系 ($P < 0.01$, 图 5)。当总孔隙度低于 46% 时, SOC 矿化量随总孔隙度增加而增加; 但当总孔隙度高于 46% 时, SOC 矿化量随孔隙度增加而降低。SOC 矿化量与大

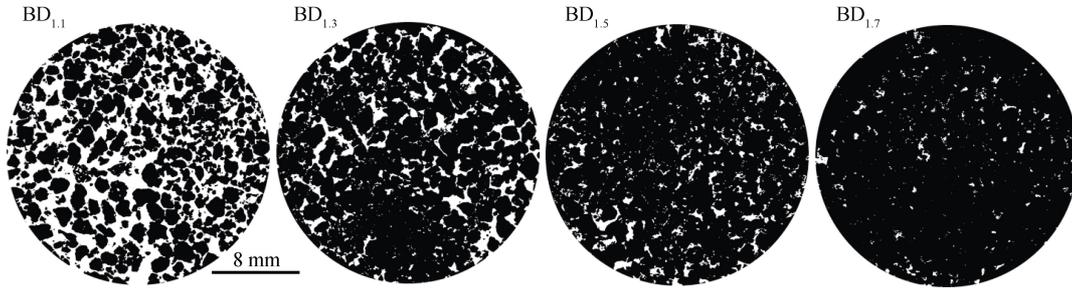
$63.7\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; 之后, 矿化速率逐渐降低, 并在培养 14 d 后基本稳定 (图 3a)。培养第 1 天和第 5 天时, 紧实程度对 SOC 矿化速率有显著影响 ($P < 0.05$)。其中, 第 1 天时, $BD_{1.5}$ 的矿化速率显著高于 $BD_{1.1}$ 和 $BD_{1.3}$ ($P < 0.01$); 第 5 天时, $BD_{1.7}$ 显著低于其他处理 ($P < 0.05$)。除第 1 天和第 5 天外, 其他采样时间点不同紧实程度之间没有显著差异 ($P > 0.05$) (图 3a)。培养结束时, $BD_{1.5}$ 的有机碳累积矿化量最高, 但各处理之间不存在显著差异 ($P > 0.05$) (图 3b)。

孔隙度之间的关系呈现出类似的规律, 其拐点值为 3.7%。此外, 在 WFPS 增加的过程中, SOC 矿化量持续增加, 当 WFPS 约为 66% 时, SOC 矿化量达到

表 2 不同紧实程度填装土柱的总孔隙度、大孔隙度、充水孔隙度及充气孔隙度

Table 2 Total porosity, macro-porosity, water-filled pore space and air-filled pore space of the repacked soil columns with different bulk densities

处理 Treatment	总孔隙度 Total porosity/%	大孔隙度 Macro-porosity/%	充水孔隙度 Water-filled pore space/%	充气孔隙度 Air-filled pore space/%
$BD_{1.1}$	58.5	7.0	36.4	63.6
$BD_{1.3}$	50.9	5.7	49.4	50.6
$BD_{1.5}$	43.4	2.4	66.9	33.1
$BD_{1.7}$	35.8	0.8	91.8	8.2



注：图中白色区域为土壤孔隙，黑色区域为土壤基质。Note: The white areas are soil pores, and the black region is the soil matrix.

图 4 不同紧实程度填装土柱的二维结构

Fig. 4 2-D structure of the repacked soil columns with different bulk densities

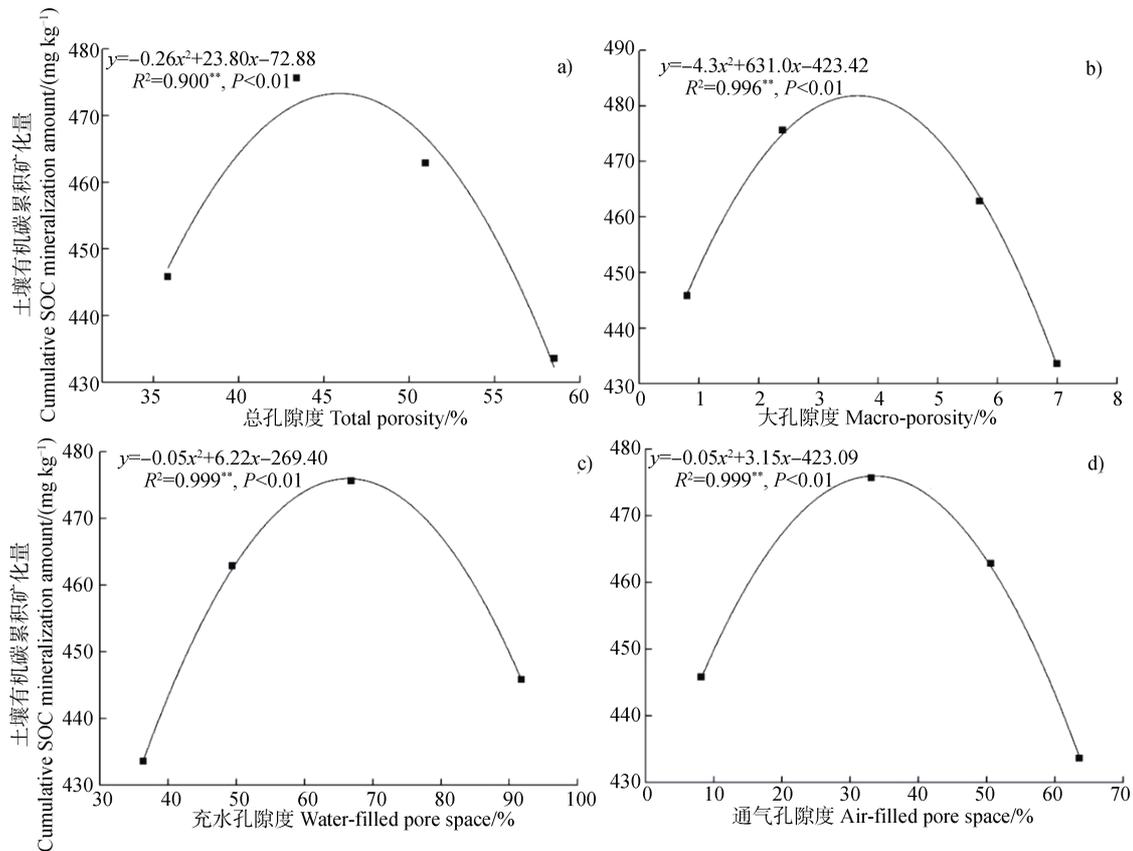


图 5 土壤有机碳累积矿化量与总孔隙度、大孔隙度、充水孔隙度及充气孔隙度之间的关系

Fig. 5 Relationships between cumulative SOC mineralization amount and total porosity, macro-porosity, water-filled pore space and air-filled pore space

最高,之后,SOC 矿化量逐渐降低。与之对应,AFPS 约为 34%时,SOC 矿化量最高。

3 讨论

3.1 松散土样和填装土柱 SOC 矿化的差异

对于松散土样而言,其矿化速率在第 8 天时达到峰值(Control 松散土样在第 15 天),之后持续下

降,这是因为在有机质分解过程中,微生物优先利用易分解的活性组分,如糖类、蛋白质等,随着活性组分减少,其分解速率降低^[15]。第 29 天之后,矿化速率增加,这可能是因为土壤中不同类型有机物的降解性不同^[16]。Control 松散土样因其有机碳含量较低(表 1),在整个培养过程中,相对 LM 和 HM 松散土样而言速率较低且波动较小(图 2a)。填装土柱的矿化速率也是表现为培养初期较高,之后逐

渐降低,但相较于松散土样而言波动较小。

统计结果显示,在3种施肥处理的土壤中,除培养第29天外,其他时间均表现为松散土样的SOC矿化速率显著高于填装土柱($P < 0.05$)(图2a)。此外,培养结束时(第57天),各施肥处理下松散土的有机碳累积矿化量约为填装土柱的4倍($P < 0.05$)(图2b)。这一结果与陆志敏等^[4]的结果一致,他们发现经过25d的培养后,松散土样的CO₂总释放量约是原状土的3倍~7倍。这可能是因为松散状态下,SOC的暴露程度较大,微生物接触有机底物不受限制;此外,土壤的通气性也处于最佳状态,从而导致松散土样的有机碳矿化量较高。而将土样填装到PVC环刀中后,限制了微生物接触有机底物,而且影响了土壤的通气性,导致填装土柱的有机碳矿化量显著降低($P < 0.05$)(图2a、图2b)。以往的研究表明,土样过2mm或4mm筛后再按照田间实际容重填装的土柱与原状土的有机碳矿化量没有显著差异^[5-6],因此,本研究结果说明通过培养松散土样测定SOC矿化会高估田间SOC矿化的潜力,通过培养填装土柱可提高室内培养SOC矿化潜力估计的准确性。

培养结束时,无论在松散土样或填装土柱中,LM和HM土壤的有机碳累积矿化量均显著高于Control土壤($P < 0.05$)(图2b)。相较于Control土壤而言,LM和HM土壤的有机碳累积矿化量分别增加了64%~92%和156%~183%($P < 0.05$)(图2b)。这是因为长期施用有机肥增加了SOC含量(表1),增加了微生物碳源和微生物活性,从而促进了微生物对SOC的分解^[15-16]。

3.2 紧实程度对SOC矿化的影响

对于填装土柱而言,紧实程度是影响其SOC矿化的一个重要因素。根据培养试验一的结果,对于不同施肥处理的土壤,培养期内松散土样的SOC累积矿化量相对于填装土样的增幅分别为278%、345%和319%,其差异较小。因此在培养实验二中,仅选用HM土壤为试验对象,通过填装土柱,分析紧实程度对SOC矿化的影响。培养28d后,不同紧实程度处理之间SOC累积矿化量没有显著差异($P > 0.05$),但BD_{1.5}的SOC累积矿化量数量上高于其他3个处理(图3b)。而且,培养第1天时,BD_{1.5}的SOC矿化速率显著高于BD_{1.1}和BD_{1.3}($P < 0.05$)(图3a)。这与李典鹏等^[17]的研究结果类似,他们发

现随着紧实程度增加,SOC矿化量呈现出先增加后降低的趋势,容重为1.45 g·cm⁻³时,SOC矿化量最高。这可能是因为紧实程度适当增加使微生物接触到的有机物增加^[18],提高了土壤微生物生物量碳氮、酶活性以及微生物功能多样性等^[17, 19-20],从而促进了SOC矿化。然而,也有不少研究发现,SOC矿化量随容重增加显著降低,并认为这是由于紧实程度增加导致土壤通气性变差而降低土壤微生物活性导致的^[7-8, 18]。紧实程度对土壤微生物的影响主要取决于其对土壤通气性的影响^[20],而在不同质地^[18, 21]、不同含水量^[22]以及是否添加外源有机物^[7]的土壤上,紧实程度增加对土壤通气性的影响不同,因此对SOC矿化量的影响可能表现出不一致的规律。

紧实程度对土壤通气性的影响源于其对孔隙结构的影响。当容重从1.1 g·cm⁻³增至1.7 g·cm⁻³时,土壤总孔隙度降低了15%左右,而大孔隙度(>16 μm)降低了18.7%~88.5%(表2)。大孔隙度的降低幅度高于总孔隙度,这说明容重增加主要减少了大孔隙^[23-24]。紧实程度增加导致土壤总孔隙度降低,但因培养时的含水量相近,因此WFPS增加,AFPS降低。本研究中,随着紧实程度增加,WFPS增加了35.7%~152.2%,AFPS降低了20.4%~75.1%(表2)。当总孔隙度或大孔隙度较高(分别为>46%和>3.7%)时,SOC矿化量随总孔隙度或大孔隙度的降低而增加(图5)。这可能是因为总孔隙度或大孔隙度较高的情况下,土壤中通气条件较好,影响有机碳矿化的主要因素是微生物接触有机底物的可能性和水分状况,而总孔隙度或大孔隙度适当降低能使土壤结构更加紧密,使微生物接触到的有机底物更多,同时WFPS增加,土壤水、气条件没有成为限制因素,导致有机物的分解速率加快^[17-18, 25-27]。而当土壤中总孔隙度或大孔隙度较低(分别为<46%和<3.7%)时,WFPS增加到较大值(>66%),土壤的通气性严重受限,限制CO₂及O₂的扩散,导致微生物活性和有机物的分解速率降低^[26]。与以往的研究^[7-8]不同,我们发现SOC矿化量与总孔隙度或大孔隙度之间的关系是非线性的,在总孔隙度或大孔隙度变化过程中,存在一个拐点(分别为46%和3.7%),拐点前后土壤总孔隙度或大孔隙度与SOC的关系趋势相反。同时,本研究发现当WFPS约为66%时,SOC矿化量最高,与

Ding 等^[26]的研究结果(WFPS 为 70%时, SOC 矿化量最高)类似, 这说明该水/气条件下微生物活性最高, 有利于 SOC 分解。

4 结 论

土样培养时的结构状态对 SOC 矿化有极显著的影响, 松散土样的 SOC 矿化量约是填装土柱的 4 倍, 因此土样过筛后分散状态下培养可能会高估田间 SOC 矿化的潜力。填装土柱的紧实程度影响 SOC 矿化, SOC 矿化量随紧实程度增加呈先增加后降低的趋势, 容重为 $1.5 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ 时 SOC 矿化量最高。SOC 矿化量随紧实程度的增加与土壤孔隙的改变有关, 其与孔隙度之间存在显著的非线性关系。当孔隙度较低时(总孔隙度和大孔隙度分别为 <46% 和 <3.7% 时), SOC 矿化量随孔隙度增加而增加; 反之, SOC 矿化量随二者增加而降低。此外, SOC 矿化量随 WFPS 增加先增加后降低, 当 WFPS 约为 66% 时, SOC 矿化量最高。

参考文献 (References)

- [1] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security[J]. *Science*, 2004, 304 (5677): 1623—1627.
- [2] Zhang W J, Li S Y, Xu Y D, et al. Advances in research on relationships between soil pore structure and soil microenvironment and organic carbon turnover[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2019, 33 (4): 1—9. [张维俊, 李双异, 徐英德, 等. 土壤孔隙结构与土壤微环境和有机碳周转关系的研究进展[J]. *水土保持学报*, 2019, 33 (4): 1—9.]
- [3] Kravchenko A N, Guber A K. Soil pores and their contributions to soil carbon processes[J]. *Geoderma*, 2017, 287: 31—39.
- [4] Lu Z M, Pan G X, Zheng J F, et al. Change in CO_2 production potential by soil respiration from a paddy soil under aerobic incubation by using differently disturbed samples[J]. *Ecology and Environment*, 2007, 16 (3): 987—993. [陆志敏, 潘根兴, 郑聚锋, 等. 不同状态样品培养下太湖地区黄泥土好气呼吸与 CO_2 产生潜力[J]. *生态环境*, 2007, 16 (3): 987—993.]
- [5] Thomson B C, Ostle N J, McNamara N P, et al. Effects of sieving, drying and rewetting upon soil bacterial community structure and respiration rates[J]. *Journal of Microbiological Methods*, 2010, 83 (1): 69—73.
- [6] Adekanmbi A A, Shaw L J, Sizmur T. Effect of sieving on ex situ soil respiration of soils from three land use types[J]. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2020, 20 (3): 912—916.
- [7] Tan X, Chang S X. Soil compaction and forest litter amendment affect carbon and net nitrogen mineralization in a boreal forest soil[J]. *Soil & Tillage Research*, 2007, 93 (1): 77—86.
- [8] Chen X W, Yang J M, Liang A Z, et al. Effects of soil compaction and tillage practices on carbon dioxide efflux in northeast China: Evidence from an incubation study[J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2016, 25 (4): 1769—1776.
- [9] De Neve S, Hofman G. Influence of soil compaction on carbon and nitrogen mineralization of soil organic matter and crop residues[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 30 (5/6): 544—549.
- [10] Jiang Y J, Zhou H, Chen L J, et al. Nematodes and microorganisms interactively stimulate soil organic carbon turnover in the macroaggregates[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2018, 9: 2803.
- [11] Hu R G, Hatano R, Kusa K, et al. Soil respiration and net ecosystem production in an onion field in Central Hokkaido, Japan[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2004, 50 (1): 27—33.
- [12] Zhou H, Fang H, Mooney S J, et al. Effects of long-term inorganic and organic fertilizations on the soil micro and macro structures of rice paddies[J]. *Geoderma*, 2016, 266: 66—74.
- [13] Nyle C B, Ray R W. The nature and properties of soils Nature and properties of soils[M]. Beijing: Science Press, 2019: 142. [尼尔·布雷迪, 雷·韦尔. 土壤学与生活[M]. 李保国, 徐建明, 等译. 北京: 科学出版社, 2019: 142.]
- [14] Pengthamkeerati P, Motavalli P P, Kremer R J. Soil microbial activity and functional diversity changed by compaction, poultry litter and cropping in a claypan soil[J]. *Applied Soil Ecology*, 2011, 48 (1): 71—80.
- [15] Qian H Y. Effect of long-term manure application on organic carbon pools in red soil aggregates and soil CO_2 emission[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2015. [钱海燕. 长期施用有机肥对红壤团聚体有机碳库及土壤二氧化碳排放的影响[D]. 北京: 中国科学院大学, 2015.]
- [16] Li Y K, Chen M P, Mei X R, et al. Effects of soil moisture and nitrogen addition on organic carbon mineralization in a high-yield cropland soil of the North China Plain[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34 (14): 4037—4046. [李银坤, 陈敏鹏, 梅旭荣, 等. 土壤水分和氮添加对华北平原高产农田有机碳矿化的影响[J]. *生态学报*, 2014, 34 (14): 4037—4046.]
- [17] Li D P, Wang H, Sun T, et al. Effects of mechanical compaction on soil microbial activities and carbon emission of oasis agricultural soils in Xinjiang[J].

- Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2018, 34 (20): 124—131. [李典鹏, 王辉, 孙涛, 等. 机械压实对新疆绿洲农田土壤微生物活性及碳排放的影响[J]. 农业工程学报, 2018, 34 (20): 124—131.]
- [18] Novara A, Armstrong A, Gristina L, et al. Effects of soil compaction, rain exposure and their interaction on soil carbon dioxide emission[J]. Earth Surface Processes and Landforms, 2012, 37 (9): 994—999.
- [19] Li C H, Ma B L, Zhang T Q. Soil bulk density effects on soil microbial populations and enzyme activities during the growth of maize (*Zea mays* L.) planted in large pots under field exposure[J]. Canadian Journal of Soil Science, 2002, 82 (2): 147—154.
- [20] Whalley W R, Dumitru E, Dexter A R. Biological effects of soil compaction[J]. Soil and Tillage Research, 1995, 35 (1/2): 53—68.
- [21] van der Linden A M A, Jeurissen L J J, van Veen J A, et al. Turnover of the soil microbial biomass as influenced by soil compaction[M]//Nitrogen in organic wastes. Amsterdam: Elsevier, 1989: 25—36.
- [22] Beare M H, Gregorich E G, St-Georges P. Compaction effects on CO₂ and N₂O production during drying and rewetting of soil[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2009, 41 (3): 611—621.
- [23] Kim H, Anderson S H, Motavalli P P, et al. Compaction effects on soil macropore geometry and related parameters for an arable field[J]. Geoderma, 2010, 160 (2): 244—251.
- [24] Feng Y, Wang J M, Bai Z K, et al. Three-dimensional quantification of macropore networks of different compacted soils from opencast coal mine area using X-ray computed tomography[J]. Soil & Tillage Research, 2020, 198: 104567.
- [25] Liebig M A, Jones A J, Doran J W, et al. Potential soil respiration and relationship to soil properties in ridge tillage[J]. Soil Science Society of America Journal, 1995, 59 (5): 1430—1435.
- [26] Ding W X, Meng L, Yin Y F, et al. CO₂ emission in an intensively cultivated loam as affected by long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2007, 39 (2): 669—679.
- [27] Linn D M, Doran J W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1984, 48 (6): 1267—1272.

(责任编辑: 卢 萍)