

吉林西部盐碱地区稻田土壤有机碳矿化特征

汤洁, 刘禹晴, 王思宁, 王静静, 曲云柯

(吉林大学新能源与环境学院, 长春 130000)

摘要: 以吉林西部盐碱地区(前郭灌区)土壤为研究对象,选取不同盐碱程度的4块水田(P1、P2、P3和P4),采用野外实地调研采样与室内模拟试验相结合的方法,分别在培养期的第1、4、7、10、14、21、28、35、70天测定土壤CO₂气体的排放通量,结合土壤基本理化性质,分析盐碱稻田矿化模拟培养过程中CO₂通量的动态变化,研究土壤盐碱化程度对有机碳矿化过程的影响。结果表明:P1、P2、P3为弱碱化土,P4为强碱化土;各样地土壤有机碳(SOC)含量差异显著,并存在表层富集现象,与碱化度(ESP)呈显著负相关关系($r=-0.945$);SOC矿化量累积过程与培养时间符合一级动力学模型 $C_t=C_0(1-e^{-kt})$,各样地土壤在矿化培养初期CO₂释放量较大,释放强度降低较快,矿化速率随时间延长呈缓慢平稳下降,在培养期结束时降至最低。SOC矿化过程受多种因子共同作用,ESP是该过程的主要影响因子。土壤的盐碱化抑制了土壤碳循环的速度,相对于碳源过程而言,对碳汇的影响更大。伴随SOC含量增加,SOC矿化反应强度和矿化反应的完全程度加强,矿化反应累积量增加,反之,随ESP程度增加而减弱。

关键词: 盐碱化;水稻土;有机碳;土壤有机碳矿化

中图分类号:X833

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2019)02-0162-07

DOI:10.13870/j.cnki.stbcbx.2019.02.026

Characteristics of Organic Carbon Mineralization in Saline-alkali Paddy Field in Western Jilin Province

TANG Jie, LIU Yuqing, WANG Sining, WANG Jingjing, QU Yunke

(School of New Energy and Environment, Jilin University, Changchun 130000)

Abstract: In order to investigate the effects of saline-alkali on the organic carbon mineralization process, a method integrating field sampling and lab simulating experiment is used. In the study, exploring the saline-alkaline soil in Qianguo Irrigation District in Western Jilin Province, 4 paddy fields with different saline alkali degrees (P1, P2, P3, P4) were chosen as the experimental subjects. The experiment recorded the soil CO₂ emission flux on the 1st, 4th, 7th, 10th, 14th, 21st, 28th, 35th and 70th day of the incubation period. Combining the physical and chemical properties of soil to compare the dynamic changes of CO₂ flux in the progress of paddy field cultivation simulation among the subjects. The results showed that P1, P2 and P3 were weakly alkaline soils and P4 was strongly alkaline soil. The SOC content of each plot was significantly different and there was a surface enrichment, which was significantly negatively correlated with the degree of alkalization ($r=-0.945$). The accumulation process of SOC mineralization and culture time was consistent with the First order kinetic model $C_t=C_0(1-e^{-kt})$. In the initial stage of mineralization, the amount of CO₂ released was large, and the release intensity decreased rapidly. The mineralization rate decreased slowly with time and decreased to the minimum at the end of the culture period. The study interprets that the SOC mineralization process is affected by a variety of factors. In saline alkaline soils, ESP is the main influencing factors of this process. Salinization of soil inhibits the rate of soil C cycle, which has a greater impact on the C sink than the C source process. The intensity of SOC mineralization reaction, the accumulation of mineralization reaction and the completeness of mineralization reaction increase with the increase of SOC content, and decrease with the increase of ESP level.

Keywords: salinization; paddy soil; soil organic carbon; soil organic carbon mineralization

在全球碳循环过程中,土壤呼吸是土壤和大气碳通量交换的主要形式。相比无机碳,有机碳的周转速率更快,SOC 较小的变化也会引起大气 CO₂ 浓度的大幅改变,其在全球碳循环中的重要地位不容忽视^[1]。农田生态系统碳库是全球碳库的重要组成部分,也是其中最活跃的部分^[2]。中国作为世界农业大国,水稻土面积约 3×10⁷ hm²,占全国耕地总面积的 25%,占世界水耕土壤面积的 23%,生产出中国约 44%的粮食^[3]。深入研究水稻土壤在碳循环过程中的呼吸作用对全球碳循环机制研究具有实践性参考价值^[4]。矿化过程分析是研究 SOC 特征的有效方法之一,SOC 矿化是向大气输入 CO₂ 的重要过程,关系着土壤有机质和 CO₂ 通量的变化,与土壤质量和大气温室效应密切相关^[5]。SOC 矿化也是微生物利用和降解土壤有机质的生物化学过程之一,其机制受 SOC 的化学组成、土壤温度、湿度和质地等多种因素的影响^[6]。

研究区吉林西部隶属于全球变化研究中的中国东北样带,位于松嫩平原南部,研究区存在大量由盐碱地转变而来的水田,主要土壤类型为苏打盐碱土,是世界三大盐碱地集中分布区之一^[7]。本研究以吉林西部前郭灌区水稻田土壤为研究对象,进行野外实地调研采样与室内模拟试验,研究盐碱稻田在矿化培养过程中 SOC 和 CO₂ 通量的动态变化,分析盐碱化

程度对 SOC 矿化过程的影响。研究结果可为吉林西部地区盐碱胁迫下的水田碳汇/源特征及碳循环机制提供数据支撑和理论基础。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

前郭尔罗斯蒙古族自治县位于吉林省东北部,地处松嫩平原腹地。属温带大陆性季风气候,年平均气温 4.5 ℃,1 月份温度最低,极端最低气温 -36.1 ℃;最高气温出现在 7 月,极端最高气温 37 ℃^[8]。年降水量 400~500 mm。吉林省西部盐碱地开发种稻已有 40 多年的历史,不同盐碱程度水稻种植面积已达 2×10⁵ hm²,占全省水稻面积的 1/3。土壤盐碱化较为严重,土壤类型主要为盐碱化草甸土、盐化沼泽土和砂质土壤,pH 8.5~9.5,表层土壤平均含盐量 0.15%^[9]。

1.2 供试土壤

参考课题组历史资料和试验数据,研究选取吉林省松原市前郭灌区不同盐碱程度的 4 块稻田,于 2017 年 9 月 27 日分别采集 0—20 cm 的表层土壤与 20—40 cm 的底层土壤。将采集的土样除去肉眼可见的动植物残体、混匀,一部分于 4 ℃冷藏保存用于培养试验,另一部分在室温下自然风干,用于测量土壤理化性质,并于 2017 年 11 月 15 日开展基本理化性质测试及培养试验,土壤基本信息见表 1。

表 1 供试土壤样地基本信息

点位	地理坐标	田间 持水量/%	黏粒/ %	粉砂粒/ %	砂粒/ %	容重/ (g·cm ⁻³)	EC/ (uS·cm ⁻¹)	pH	土壤质地
P1	45°00′19″N,124°43′03″E	43.20	14.07	40.18	45.75	1.30	392.67	7.74	壤土
P2	45°00′25″N,124°40′41″E	44.20	13.96	39.92	46.12	1.30	202.27	8.79	壤土
P3	45°00′23″N,124°41′40″E	43.50	10.75	67.33	21.92	1.29	231.00	8.84	粉砂质壤土
P4	45°00′05″N,124°42′27″E	37.50	4.58	31.30	64.12	1.29	361.67	8.63	砂质壤土

1.3 试验设计

SOC 矿化培养采用碱液吸收法测定,具体方法为:称取新鲜土壤样品 20.0 g 于 25 mL 烧杯中,用去离子水调节至田间持水量的 60%,置于 1 000 mL 培养瓶底部,在 25 ℃培养箱中预培养 1 周,然后将盛有 10 mL 0.1 mol/L NaOH 溶液的 25 mL 吸收杯放置于培养瓶底部,加盖密封,在 25 ℃恒温培养箱中暗培养。每个培养装置设置 3 次平行试验,同时设 3 个空白对照,共 32 组矿化培养微系统。在培养的第 1,4,7,10,14,21,28,35,70 天,用镊子小心更换碱液吸收杯并进行滴定,滴定时为向吸收杯中加入 1 mol/L BaCl₂ 溶液 2 mL,再滴加 2 滴酚酞指示剂,用 0.1 mol/L HCl(每次滴定前用硼砂进行标定)滴定至红色消失。培养过程中采用称重法确保土壤水分保持在田间持水量的 60%,在每次进行测定时,对所有培养装置进行称重,低于初始值时,根据差值进行水分的补充。

1.4 样品测定

通过 Zhao 等^[10]描述的方法进行土壤基本理化性质的测定。土壤 pH 采用 pH 计(PHS-3C 型)测定(土水比为 1:2.5,质量浓度);含盐量采用电导法测定;电导率(EC)使用电导仪(DDSJ-308 型)测定(土水比为 1:2.5,质量浓度);容重(BD)采用环刀法测定;土壤田间持水量(WHC)采用环刀法测定;土壤有机碳(SOC)含量采用总有机碳分析仪(TOC-V,SSM-5000A)测定;交换性 Na⁺采用原子发射光谱法,使用原子吸收分光光度计(TAS-990 型)测定;阳离子交换量(CEC)采用 EDTA-乙酸铵盐交换法测定;土壤碱化度(ESP)=Na⁺/CEC。

1.5 数据处理与分析方法

SOC 累积矿化量指从培养开始至某一时间点土壤 CO₂ 总释放量(CO₂-C),对各个样本 SOC 累积矿化量与培养天数之间的动态变化进行一级动力学

方程($C_t = C_0(1 - e^{-kt})$)模拟。计算公式为^[11]:

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

式中: C_t 为经过 t 时间后 SOC 的累积矿化量(g/kg); C_0 为土壤潜在可矿化有机碳量(g/kg); k 为有机 C 库的周转速率常数(d^{-1}); t 为培养天数(d)。半周转期 $T_{1/2} = \ln^{2/k}$ 。

SOC 矿化量计算公式为:

$$C_N = C_{HCl} \times (V_0 - V_1) \times M_{CO_2} / 2m \quad (2)$$

式中: C_N 为 SOC 矿化量(g/kg); C_{HCl} 为盐酸浓度(mol/L); V_0 为空白滴定的体积(mL); V_1 为消耗盐酸的体积(mL); M_{CO_2} 为 CO_2 的摩尔质量(44 g/mol); m 为用于培养试验的土壤质量(g)。

SOC 矿化速率计算公式为:

$$W = C_N / t \quad (3)$$

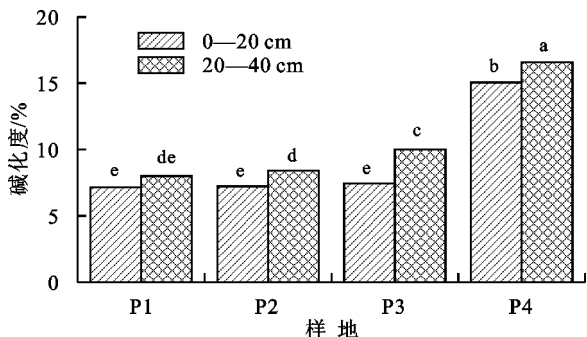
式中: W 为 SOC 矿化速率(g/(kg·d)); C_N 为培养时间内 SOC 矿化量(g/kg); t 为培养天数(d)。

试验数据采用 Excel 2017 和 SPSS 19.0 软件进行分析;应用单因素方差分析(ANOVA)比较同一样地或同一土层间的差异性(显著性水平 $P < 0.05$);应用多重比较来判断不同样地及不同土层间的差异性水平(显著性水平 $P < 0.05$);采用 Pearson 相关系数矩阵进行相关性分析;图表及一级动力学方程拟合均采用 Origin 8.0 软件分析。

2 结果与分析

2.1 土壤有机碳及碱化度含量特征

参考国际碱土划分标准^[7],P1、P2、P3 样地为轻度碱化土,P4 样地为强碱化土,ESP 表现为 $P4 > P3 > P2 > P1$;4 块样地 ESP 垂向分布均表现为底层高于表层,即 20—40 cm 较高(图 1)。



注:凡有一个标记相同字母的(如 a 和 ab)即为差异不显著,凡具不同标记字母的(如 a 和 b)即为差异显著($P < 0.05$);ESP 在 5%~20% 定义为碱化土,5%~10% 为轻度碱化土,10%~15% 为中度碱化土,15%~20% 为强碱化土。下同。

图 1 土壤碱化度分布特征

由图 2 可知,4 块样地 SOC 含量整体平均水平为 14.74 g/kg,范围在 11.63~20.55 g/kg。各个样地 SOC 含量均表现 0—20 cm 土层高于 20—40 cm 土层,且呈现出一定的表层富集特征。这是由于随着

土壤剖面的加深,有机质归还量以及土壤根系分泌物减少,土壤微生物活性的降低使得物质循环转化变得缓慢,SOC 的含量也会减少^[12]。在 P1 与 P2 样地中,上层 SOC 含量与下层接近,差异很小,并显著高于其他 2 个样地,可能是由于其机械组成相对比较平均,土壤通热性能较好,这 2 个样地土质条件相对良好。与强碱化土 P4 对比发现,在 0—20 cm 土层中,P1、P2、P3 的 SOC 含量分别是 P4 的 1.55,1.47,1.31 倍;在 20—40 cm 土层中,P1、P2、P3 的 SOC 含量分别是 P4 样地的 2.09,2.02,1.50 倍。ESP 对深层 SOC 含量的影响显著高于表层土壤,不同样地、不同深度样本之间 SOC 含量的差异主要取决于其 ESP 的差异。

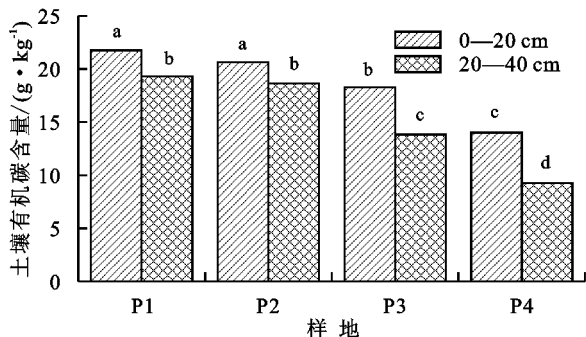
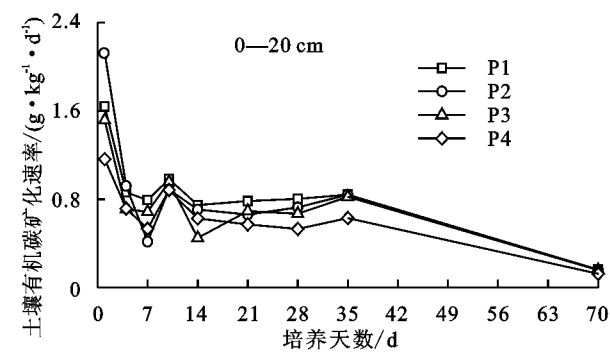


图 2 土壤有机碳含量分布特征

2.2 土壤有机碳矿化及动力学方程模拟

2.2.1 土壤有机碳矿化速率 本试验中,SOC 矿化速率表层与底层各处理随培养时间变化规律均相同, CO_2 释放速率呈现先高后低的趋势(图 3),与以往研究^[6,12]结果一致。以表层为例,根据 SOC 矿化速率下降的快慢可将其划分为 3 个阶段:培养 I 阶段(1~4 天), CO_2 产生速率较快,由第 1 天开始迅速下降,但整体处于较高水平。因为经过预培养后,矿化初期土壤中糖类和蛋白质等活性有机物质含量较高,为土壤微生物提供了丰富的碳源和养分,微生物活性处于较高水平,分解速率较快^[6,10]。培养 II 阶段(4~35 天),在适宜的温度和养分条件下,微生物活动处于较为平稳的动态平衡状态,由图 3 可以看出,该阶段 CO_2 产生速率略有波动,但基本处于较为平稳的水平,第 4 天和第 35 天 CO_2 产生速率在 0.03~0.12,0.02~0.13 g/(kg·d)。在适宜的温度和养分条件下,微生物活动处于较为平稳的动态平衡状态。培养 III 阶段(35~70 天),随着培养时间的延长,易分解有机物质和可利用碳源的减少限制了微生物的活动^[11,12], CO_2 产生速率大幅降低,各个样地的矿化速率值在培养后期逐渐趋于接近,在第 70 天降低到最低点,为初始值的 7.54%~10.79%。在培养的第 7~10 天,所有培养试验均出现一个矿化速率短暂加快的阶段,可能是由于前期矿化反应强烈,对土壤中可利用养分以及水分的消耗强度较大,在第 7 天测试

向试验装置中加水调节含水率后,土壤含水率突然增



加,使得微生物活动出现短暂活跃状态^[13]。

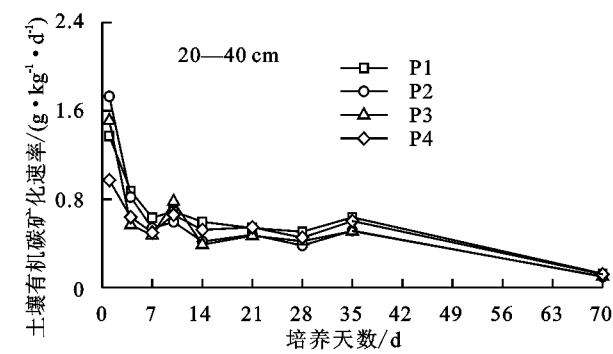


图 3 土壤有机碳矿化速率动态变化特征

2.2.2 土壤有机碳累积矿化量 由图 4 可以看出,培养过程中,各个样本的 CO₂-C 累积趋势大致相同。CO₂-C 随培养时间延长不断增加,强度在前期较大,累积速度较快且大致保持相同的速率,在第 35 天时,CO₂-C 占整个培养阶段的 81.97%~83.83%,到培养后期 CO₂ 的累积趋于平缓,逐渐接近累积终点,以表层土壤为例,到培养结束(第 70 天)时,4 个样地的 CO₂-C 分别达到 3.52,3.28,3.12,2.66 g/kg。各样地总 CO₂-C 大小均表现为与其 SOC 含量大小规律一致,为 P1>P2>P3>P4。比较不同样地同一土层结果,在 0—20 cm 土层,P4 样地总 CO₂-C 与其

他 3 个样地差异显著($P<0.05$),且表现为低于 P1 样地 0.87 g/kg、P2 样地 0.62 g/kg、P3 样地 0.46 g/kg,P1、P2 和 P3 样地间的土壤 CO₂-C 存在差异但不明显;而在 20—40 cm 土壤土层中,4 个样地的 CO₂-C 差异均不显著。对于同一样地不同土层,除 P4 外,表层与深层的 CO₂-C 均无显著差异(图 5 和表 2)。到培养期结束时,在所有 ESP 不同的样本中,CO₂-C 均差异明显($P<0.05$),与 ESP 呈高度负相关($r=-0.838$)(表 2 和表 3),随盐碱化程度的增强培养体系中 CO₂-C 呈下降趋势,土壤盐碱化程度越高越不利于 SOC 的矿化分解。

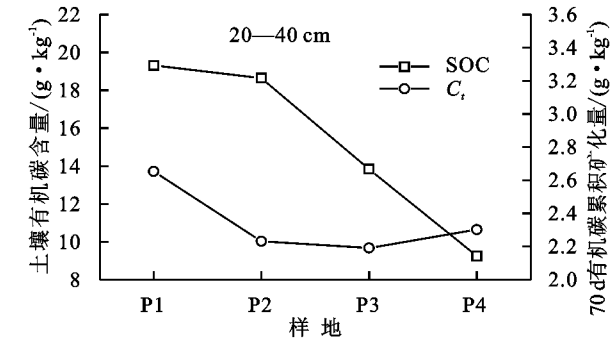
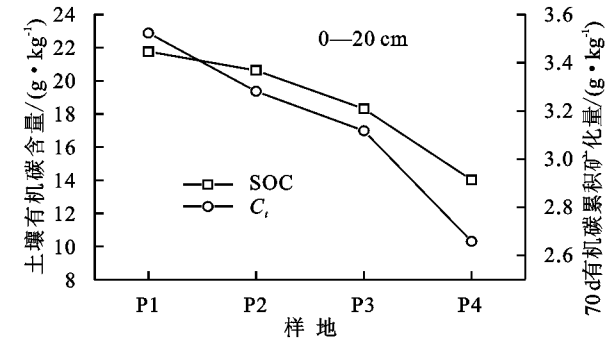


图 4 不同样地间土壤有机碳含量与 70 天土壤有机碳累积矿化量的比较

2.2.3 土壤有机碳可矿化潜力 对各个样本 SOC 累积矿化量与培养天数之间的动态变化进行一级动力学方程($C_t=C_0(1-e^{-kt})$)模拟,拟合结果较好,拟合 R^2 值在 0.984~0.991,拟合参数与拟合结果见表 3 和图 5。

根据 Pearson 相关分析,C₀ 与 SOC 呈显著正相关,与 ESP 呈高度负相关,而 C₀ 与 SOC 变化趋势基本一致,间接表明土壤的盐碱度影响 SOC,进而对土壤有机碳矿化潜力产生影响。

CO₂-C 代表实际情况下矿化产生的 CO₂ 的量,而 C₀ 则表示理想情况下矿化过程释放的 CO₂ 的量。方差分析表明,各样地 C₀ 值结果差异显著($P<0.05$)(表 2),其中 P4 样地显著低于其他 3 个样地。对于不同样地同一土层的土壤来说,SOC 可矿化潜力大小表现为 P1>P2>P3>P4。对于同一样地不同土层土壤,C₀ 值均表现为在 0—20 cm 土层高于 20—40 cm 土层,且 C₀>C_t(表 2 和图 5),说明活性有机碳部分主要存在于表层,土壤可矿化部分并未完全发生反应,并且表层土壤矿化完全程度高于底层。

2.2.4 土壤固碳能力 C₀/SOC 值表示土壤有机碳矿化分解作用消耗土壤中有有机碳的比例,反映土壤固碳能力的强弱,该比例越低,表明土壤的固碳能力越强,反之,则固碳能力越弱^[13]。在本研究中,同一样地 0—20 cm 土壤 C₀/SOC 表现为 P1<P2<P3<P4,在 20—40 cm 土层则并没有表现出一致的规律性,可能是由于培养试验中底层土壤微生物活动较弱,使得矿化反应在底层的差异性并不明显(表 2)。C₀/SOC 值在各样地间差异显著,与 ESP 呈显著正相关(表 2 和表 3)。在表 3 中,根据 ESP 与 C₀ 同 ESP 与 C₀/SOC 二者之间相关系数的比较,即 $r_{C_0/SOC}$

(0.975)> r_{CO} (0.895),可以判断,土壤的盐碱化相对

于碳源过程而言,对碳汇的影响更大。

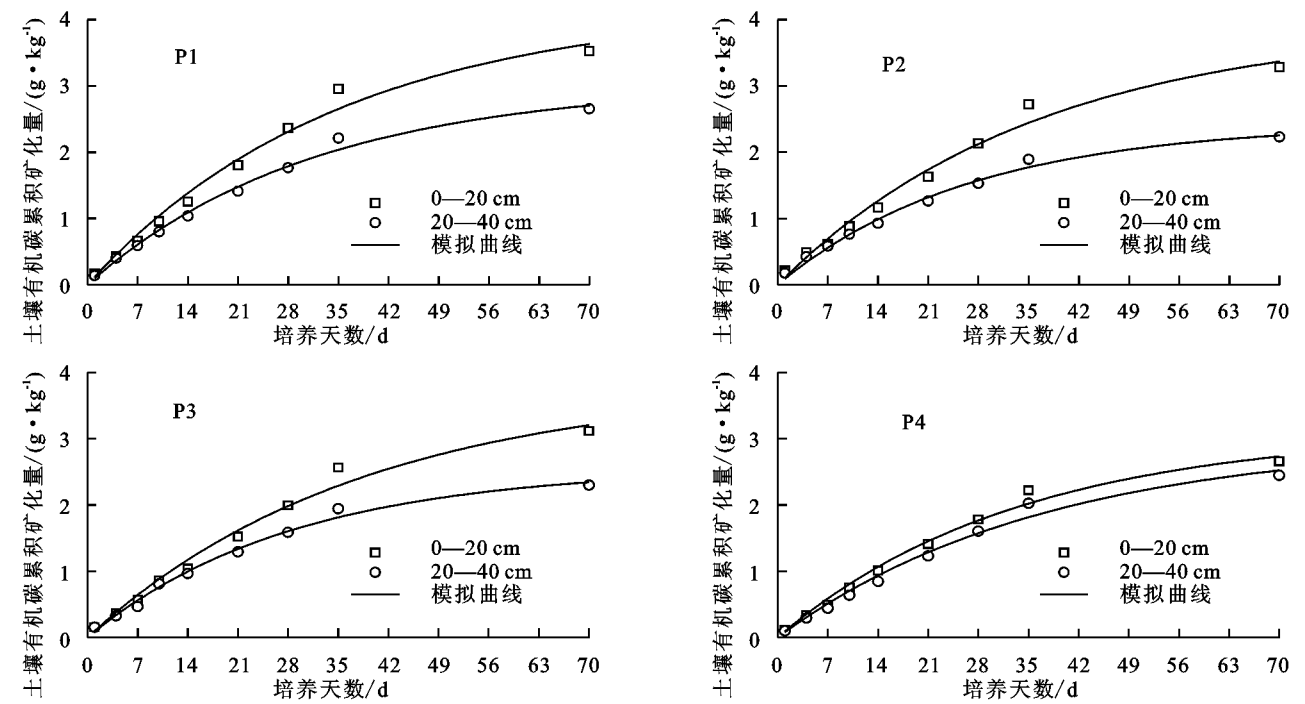


图 5 土壤有机碳累积矿化量随培养时间变化及其动力学方程模拟

表 2 各样地土壤有机碳矿化的一级动力学参数及 C_0 /SOC 值

样地	土层深度/cm	$C_t/(g \cdot kg^{-1})$	$C_0/(g \cdot kg^{-1})$	k/d^{-1}	$T_{1/2}$	R^2	C_0/SOC
P1	0—20	3.523a	4.211a	0.028c	4.254bc	0.9844	0.194cd
	20—40	2.653c	3.030c	0.032b	4.139d	0.9911	0.191f
P2	0—20	3.281ab	3.932b	0.028c	4.278b	0.9827	0.208d
	20—40	2.23de	2.434e	0.037a	4.044e	0.9903	0.222g
P3	0—20	3.117b	3.812b	0.026d	4.335a	0.9839	0.157c
	20—40	2.190e	2.448e	0.037a	4.309ab	0.9846	0.295e
P4	0—20	2.657c	3.116c	0.030bc	4.205bc	0.9884	0.131b
	20—40	2.446d	2.974d	0.027cd	3.987e	0.9887	0.177a

注:凡有一个标记相同字母的(如 a 和 ab)即为差异不显著,凡具不同标记字母的(如 a 和 b)即为差异显著($P<0.05$)。

表 3 土壤化学性质及矿化作用特征值相关性分析

指标	SOC	EC	pH	ESP	CO ₂ -C	C_0	C_0/soc	k
EC	0.569							
pH	0.786	-0.788						
ESP	-0.945	0.470	-0.118					
CO ₂ -C	0.927	-0.062	-0.565	-0.838				
C_0	0.952*	-0.139	-0.495	-0.895	0.993**			
C_0/soc	-0.985*	0.544	0.076	0.975*	-0.860	-0.904		
k	-0.678	0.706	-0.331	0.857	-0.435	-0.538	0.792	
W	0.696	-0.049	-0.386	-0.850	0.724	0.781	-0.721	-0.725

注: * 表示在 0.05 水平(双侧)上显著相关; ** 表示在 0.01 水平(双侧)上显著相关。

2.2.5 有机碳周转速率 相关分析发现,有机碳库的周转速率常数(k)与土壤的理化性质、SOC 矿化特征值和 SOC 矿化参数之间都有一定的相关性,这与郭振等^[11]和李顺姬等^[14]的研究结果一致, k 值受土壤类型、养分含量、颗粒组成及 pH 的影响,同时与土壤母质也有很大关系。陈吉等^[15]对潮土 SOC 矿化

的研究发现,长期施肥的样地对 k 值的影响并不显著。本研究中,比较不同样地相同土层土壤,P4 样地 k 值最高,各样地之间的 k 值存在显著差异($P<0.05$)(表 2)。相关分析表明,有机碳周转速率常数 k 与 ESP 高度正相关,与 EC 和 C_0/SOC 中度正相关,与 SOC、pH 中度负相关(表 3),这表明盐碱化程度是

有机碳库的周转速率的主要影响因素,其次是 C_0/SOC (即土壤固碳能力),进而说明土壤的盐碱化是影响有机碳库周转的重要因素。

3 讨论

3.1 盐碱化对土壤有机碳含量的影响

前郭灌区水田 SOC 含量表现出一定的表层富集特征,并且盐碱化程度越高,对应的 SOC 含量则越低,碱化度对深层 SOC 含量的影响显著高于表层土壤。不同样地、不同深度样本之间 SOC 含量的差异主要取决于它们之间盐碱化程度的差异。SOC 含量变化受研究区域的气候条件、土壤本底养分等的影响,SOC 主要来源于植物、动物、微生物残体和根系分泌物,并处于不断分解与形成的动态过程中^[12,16]。在盐碱土壤中,当碱化度达到一定程度时,土壤的理化性质会发生一系列变化,土壤的盐碱化将导致土质的透气性变差、质地黏重、板结,会阻碍根系的延伸、生长,从而减少根茬及根系分泌物^[9,14,17]。另外,碱性的土壤环境使微生物的生存环境遭到破坏,生命活动受到抑制,动植物残体及枯落物的分解和腐殖化进程都会受到影响,土壤中有机的回收量也相应减少。吉林西部土壤特殊的盐碱性质,可能是造成 SOC 含量低的主要原因^[18]。

3.2 盐碱化对有机碳矿化特征影响

根据 Hagermon 等^[19]和廖畅等^[20]研究可知,SOC 矿化过程受酶介导和微生物的驱动,是土壤碳循环的关键环节。本研究中,各个样地表现为 0—20 cm 土层的 SOC 累积矿化量、矿化反应完全程度高于 20—40 cm 土层土壤。但由于底层的矿化反应底物含量少,微生物活动较弱,矿化反应强度的层间差异并不明显,也未表现出一致的规律性。在杨添等^[21]研究中也发现,SOC 矿化过程是土壤土质类型、黏粒含量和 pH 等各因子综合作用的体现,土壤 pH、电导率和 SOC 含量均是影响 SOC 矿化过程的因素,但土壤环境的酸碱性和 EC 对其影响程度远小于 SOC 含量以及 ESP 的大小。

在本研究 4 块样地的培养试验中,盐碱化程度的差异使 SOC 矿化进程表现出明显的差异性特征。盐碱化程度越高越不利于 SOC 的矿化分解,盐碱化使土壤固碳能力、有机碳库周转速率、SOC 矿化潜力均有不同程度的减弱。罗先香等^[22]和 Olsson 等^[23]研究发现,在强度盐碱化条件下,SOC 的累积矿化率有最高值,且盐度越高, C_0/SOC 越高,固碳能力越低,这与本文研究结果一致。在研究中,P4 样地的特征表现为 SOC 含量低,矿化过程释放的 CO_2 总量小,

但是其 C_0/SOC 却较高,说明虽然土壤中对于 SOC 的利用率较高,但由于其盐碱化程度严重,其 CO_2-C 总量很低,对有机质的利用受到限制。在盐碱性土壤中,可溶性盐离子主要以 HCO_3^- 和 CO_3^{2-} 为主^[24],离子会不断发生电解和水合过程,促使土壤微系统的 pH 呈偏碱性,在这种条件下,酶的活性受到抑制,削弱微生物的活动和进程,使得矿化反应发生速率和累积过程减缓;另一方面,土壤微环境中的 HCO_3^- 和 CO_3^{2-} 在不断发生电离和水合的过程,使得原本用于碳循环过程的能量被迫转移一部分用于离子反应,能量的减少也直接限制土壤的可矿化潜力的大小^[25]。今后的研究中可以加强对不同盐碱化程度 SOC 矿化作用的监测,量化不同影响因子和不同组分对土壤矿化作用的区分研究,同时对于 SOC 含量较低、盐碱化程度较高的土壤 CO_2 释放问题应被关注,其矿化作用机制需要进一步研究。

4 结论

(1)前郭灌区水田 SOC 含量表层高于底层,呈现表层富集特征;碱化度越高,SOC 含量越低,且其对底层 SOC 含量影响较大。

(2)70 天的矿化培养试验中,灌区土壤 CO_2 释放速率呈现出先高后低的趋势,培养试验模拟结果符合一级动力学方程($C_t = C_0(1 - e^{-kt})$)。

(3)土壤盐碱化不利于土壤有机碳矿化,影响程度与盐碱化程度有关;土壤盐碱化是影响有机碳库周转的重要因素,并且相对于碳源过程而言,对碳汇的影响更大。

参考文献:

- [1] Moriyama A, Yonemura S, Kawashima S, et al. Environmental indicators for estimating the potential soil respiration rate in alpine zone[J]. Ecological Indicators, 2013,32:245-252.
- [2] 林森. 土壤—水稻体系施用有机肥的主要生态效应研究[D]. 杭州:浙江大学,2018.
- [3] 彭学岗. 我国水稻田杂草对除草剂的抗性现状及防治策略[J]. 湖北植保,2012(3):62-63.
- [4] Zhang H, Tang J, Liang S. Effects of snow cover plus straw mulching on microorganisms in paddy soil during winter[J]. Applied Soil Ecology,2017,119:339-344.
- [5] 魏亚伟,苏以荣,陈香碧,等. 人为干扰对喀斯特土壤团聚体及其有机碳稳定性的影响[J]. 应用生态学报,2011,22(4):971-978.
- [6] 唐美玲,魏亮,祝贞科,等. 稻田土壤有机碳矿化及其激发效应对磷添加的响应[J]. 应用生态学报,2018,29(3):857-864.

- [7] 汤洁, 荣广智, 张勇, 等. 吉林西部盐碱区农田土壤盐碱程度与碳的稳定同位素比值的关系[J]. 科学技术与工程, 2018, 18(7): 68-74.
- [8] 安占林. 松原市前郭县地下水资源的现状研究与分析[J]. 科技与创新, 2017(24): 120-121.
- [9] 刘彩虹. 吉林西部苏打盐渍土区土壤水氮空间分布特征及行为模拟[D]. 长春: 吉林大学, 2016.
- [10] Zhao Q, Tang J, Li Z Y, et al. The influence of soil physico-chemical properties and enzyme activities on soil quality of saline-alkali agroecosystems in Western Jilin Province, China[J]. Sustainability, 2018, 10(5): 1529-1530.
- [11] 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.
- [12] 赵仁竹. 吉林西部盐碱水田不同土壤质地酶活性与有机碳的变化规律及关系研究[D]. 长春: 吉林大学, 2016.
- [13] 贾红丽. 黄河三角洲典型湿地表观土壤呼吸通量及有机碳矿化动态模拟[D]. 北京: 中国海洋大学, 2014.
- [14] 李顺姬, 邱莉萍, 张兴昌. 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.
- [15] 陈吉, 赵炳梓, 张佳宝, 等. 长期施肥潮土在玉米季施肥初期的有机碳矿化过程研究[J]. 土壤, 2009, 41(5): 719-725.
- [16] Raj S, Petra M, David C. Relationships between carbon dioxide emission and soil properties in salt affected landscapes[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(3): 667-674.
- [17] 王金满, 白中科, 叶驰驱, 等. 脱硫石膏与微生物菌剂联合施用对盐碱化土壤特性的影响[J]. 应用基础与工程科学学报, 2015, 23(6): 1080-1087.
- [18] Tang J, Liang S, Li Z Y, et al. Emission laws and influence factors of greenhouse gases in saline-alkali paddy fields[J]. Sustainability, 2016, 8(2): 163.
- [19] Hagemann N, Subdiaga E, Orsetti S, et al. Effect of biochar amendment on compost organic matter composition following aerobic composting of manure[J]. Science of The Total Environment, 2018, 613/614: 20-29.
- [20] 廖畅, 田秋香, 汪东亚, 等. 外源碳输入对中亚热带森林深层土壤碳矿化和微生物决策群落的影响[J]. 应用生态学报, 2016, 27(9): 2848-2854.
- [21] 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.
- [22] 罗先香, 张贺, 贾红丽, 等. 黄河三角洲滨海湿地土壤有机碳矿化过程模拟研究[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2017, 47(6): 1-7.
- [23] Olsson A, Campana P E, Lind M, et al. Potential for carbon sequestration and mitigation of climate change by irrigation of grasslands[J]. Applied Energy, 2014, 136(9): 1145-1154.
- [24] Ma J, Wang Z Y, Stevenson B A, et al. An inorganic CO₂ diffusion and dissolution process explains negative CO₂ fluxes in saline/alkaline soils[J]. Scientific Reports, 2013, 2025(3): 1-5.
- [25] Keshri J, Mishra A, Jha B. Microbial population index and community structure in saline-alkaline soil using gene targeted metagenomics[J]. Microbiological Research, 2013, 168(3): 165-173.
- (上接第 114 页)
- [14] Li X L, Perry G L W, Brierley G, et al. Restoration prospects for Heitutan degraded grassland in the Sanjiangyuan[J]. Journal of Mountain Science, 2013, 10: 687-698.
- [15] 魏卫东, 李希来. 三江源区高寒草甸退化草地土壤侵蚀模型与模拟研究[J]. 环境科学与管理, 2013, 38(7): 26-30.
- [16] 樊瑞静, 李生字, 周杰, 等. 不同外形粗糙元覆盖沙床面抗风蚀效益的风洞模拟实验[J]. 地球科学进展, 2017, 32(1): 83-89.
- [17] 刘艳萍, 刘铁军, 蒙仲举. 草原区植被对土壤风蚀影响的风洞模拟试验研究[J]. 中国沙漠, 2013, 33(3): 668-672.
- [18] 陆阿飞. 三江源区河南县草地植被退化状况及解决措施[J]. 青海畜牧兽医杂志, 2014, 44(6): 57-58.
- [19] 王金贵, 李希来, 李宗仁, 等. 青海超净区高寒草甸土壤有机碳及养分分布特征[J]. 生态环境学报, 2018, 27(2): 232-238.
- [20] Li X L, Gao J, Brierley G, et al. Rangeland degradation on the Qinghai-Tibet Plateau: Implications for rehabilitation[J]. Land Degradation and Development, 2013, 24: 72-80.
- [21] Li X L, Perry G L W, Brierley G. A spatial simulation model to assess controls upon grassland degradation on the Qinghai-Tibet Plateau, China[J]. Applied Geography, 2018, 98: 166-176.
- [22] 南岭, 杜灵通, 展秀丽. 土壤风蚀可蚀性研究进展[J]. 土壤, 2014, 46(2): 204-211.