

FACE 系统处理三年后淹水条件下 土壤 CH₄ 和 CO₂ 排放变化

刘 娟^{1,2}, 韩 勇¹, 蔡祖聪^{1,*}, 李慧琳¹

(1. 中国科学院南京土壤研究所土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 南京 210008; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要 采用淹水培养实验 (25 °C), 在实验室 CO₂ 浓度和高 CO₂ 浓度 (1000 μl L⁻¹) 条件下, 研究了稻麦轮作 FACE 系统运行 3a 后 FACE 处理和大气 CO₂ 浓度 (Ambient) 处理土壤 CO₂ 和 CH₄ 排放的差异。实验结果表明, 经过 FACE 处理后, 土壤有机碳含量较 Ambient 处理提高 11%。在实验室和高 CO₂ 浓度下淹水培育 60d, FACE 处理土壤 CO₂ 累积排放量较 Ambient 处理土壤分别增加 35% 和 22%, CH₄ 累积排放量分别是 Ambient 处理土壤的 2.6 倍和 2.3 倍。高 CO₂ 浓度下培养, 显著促进 FACE 和 Ambient 处理土壤的 CO₂ 排放量 ($p < 0.01$), 促进 CH₄ 排放量, 但未达到统计显著水平 ($p > 0.05$)。由此说明, 大气 CO₂ 浓度升高可能直接影响土壤有机碳的转化速率和 CO₂ 及 CH₄ 的排放。

关键词 FACE, 水稻小麦轮作, CH₄ 和 CO₂ 排放

文章编号: 1000-0933 (2007) 06-2184-07 中图分类号: S153.6; S154.1 文献标识码: A

Changes of CH₄ and CO₂ emissions from soils under flooded condition after exposed to FACE (free-air CO₂ enrichment) for three years

LIU Juan^{1,2}, HAN Yong¹, CAI Zu-Cong^{1,*}, LI Hui-Lin¹

1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China

2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China

Acta Ecologica Sinica 2007, 27 (6): 2184 ~ 2190.

Abstract: To evaluate variations of CO₂ and CH₄ emissions from two FACE (free-air CO₂ enrichment, F) soils and one ambient (A) soil three years after rice wheat rotation FACE treatment, laboratory incubation experiments with laboratory and elevated CO₂ concentration (1000 μl L⁻¹) were carried out under flooded conditions and at 25 °C. Results show that soil organic carbon is increased by 11% after exposed to FACE treatment for three years. The results indicates that the cumulative CO₂ emissions from FACE soils are 35% and 22% higher than that from the ambient soils, while the cumulative CH₄ emissions from FACE soils are 2.6 and 2.3 times of that from the ambient soils. Thus, there is a larger ratio of the cumulative emissions of CH₄ to CO₂ in the soil F. Elevated CO₂ concentration during the incubation stimulates the cumulative CO₂ emission significantly, but its stimulation on CH₄ emission is not statistically significant. The results indicate that elevated atmospheric CO₂ concentration stimulates the turnover rates of soil organic matter with a net increase in soil organic matter content and alters the CH₄/CO₂ ratio.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (20377042); 中国科学院知识创新重要方向资助项目 (KZCX2-408)

收稿日期: 2006-06-05; 修订日期: 2007-01-19

作者简介: 刘娟 (1978 ~), 女, 山东泰安人, 博士生, 主要从事土壤环境化学研究. E-mail: liujuan@issas.ac.cn; lijuan1978@126.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zccai@issas.ac.cn

Foundation item: The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 20377042); The Project of Knowledge Innovation of CAS (No. KZCX2-408)

Received date 2006-06-05; **Accepted date** 2007-01-19

Biography LIU Juan, Ph. D., mainly engaged in soil environment chemistry. E-mail: liujuan@issas.ac.cn; lijuan1978@126.com

Key Words :FACE ,rice-wheat rotation ,emissions of CH₄ and CO₂

全球气候变暖是令世人十分关注的环境问题之一 ,温室气体在全球变暖过程中起着极其重要的作用。由于人类活动的影响 ,大气中 CO₂、CH₄浓度已由工业革命前的 280μl L⁻¹和 0.70μl L⁻¹上升至 20 世纪 90 年代的 358μl L⁻¹和 1.72μl L⁻¹ ,增幅分别达 26% 和 115% [1] ,并仍然分别以 0.4% 和 0.6% 的年增长率升高。IPCC 的报告指出 ,按照目前的增长速率 ,到 21 世纪末 CO₂浓度可能会加倍 [2]。大气 CO₂升高促进植物的光合作用 ,提高产量以及光合产物向地下部分的输送量 [3-6] ,从而可能增加土壤有机碳含量。土壤有机碳含量增加则有可能提高土壤微生物对有机碳的分解和 CO₂排放量。在水稻、小麦轮作的农田生态系统 ,水稻生长的淹水阶段 ,土壤有机碳的增加还可能促进 CH₄的生成和排放。根据扩散原理 ,大气 CO₂浓度提高也将提高土壤气体中 CO₂浓度。在厌氧条件下 ,稻田土壤 CH₄主要通过乙酸途径和 CO₂还原途径生成 [7] ,所以 ,大气 CO₂浓度有可能直接影响稻田 CH₄的产生和排放。CO₂是土壤呼吸的最终产物 ,大气 CO₂浓度升高也可能影响土壤有机碳的矿化和 CO₂的生成速率。土壤有机质的不同组分其分解速率也不同 [8]。已有研究表明 ,CO₂浓度升高 ,土壤有机碳的组成和结合形态可能发生了更有利于有机碳矿化的变化 [9-11]。为此 ,在实验室条件下 ,通过人为控制 CO₂浓度 ,淹水培育经 FACE 处理 3a 的土壤 ,并以目前大气 CO₂浓度 (Ambient)处理的土壤为对照 ,研究 FACE 处理和培育时 CO₂浓度对 CO₂和 CH₄排放的影响 ,比较 FACE 和 Ambient 处理土壤在淹水培育条件下 CO₂和 CH₄排放量的差异 ,验证 CO₂浓度对淹水条件下 CO₂和 CH₄排放的直接影响。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

稻麦轮作 FACE 系统于 2001 年水稻种植之前建于江苏省无锡市安镇年余农场 (31°37'N ,120°28'E)。该 FACE 试验平台的 FACE 处理其 CO₂浓度高于大气 CO₂浓度 (Ambient)200μl L⁻¹。FACE 平台所处地点的气候、土壤性质、处理、施肥、作物种植制度、产量效应等均已详细的介绍 [12]。在 FACE 试验开始之前 ,供试土壤粘粒 (<0.001mm)含量为 25.1% ,有机碳 15.0g kg⁻¹ ,全氮 1.59g kg⁻¹ ,pH 6.8。FACE 试验 3a 后分别在 FACE 圈内和 Ambient 圈内采集耕层土壤样本供培养试验。FACE 处理的土壤有机碳含量为 16.6 g kg⁻¹ ,全氮 1.7g kg⁻¹ ,C/N 为 9.8 ,均较试验开始前提高 ;Ambient 处理的土壤有机碳含量未发生变化 ,仍为 15.0g kg⁻¹ ,但全氮含量提高到 1.7g kg⁻¹ ,C/N 比为 8.8。土壤样本经过风干 ,过 2mm 筛备用。

1.2 培养实验

培养试验共 2 个土壤 :采之于 FACE 圈 (F)和 Ambient 圈 (A)的土壤 2 个 CO₂培养浓度 :实验室 CO₂浓度 (360 ~ 400μl L⁻¹)和高 CO₂浓度 (1000 μl L⁻¹)。培养温度为 25℃ ,每个处理设置 3 个重复。称取过 2mm 筛的土样 20.00g ,置于容积为 150ml 的玻璃瓶中 ,加 30ml 蒸馏水 ,形成水层 ,分别置于 25℃、箱内 CO₂浓度为实验室 CO₂浓度和 1000 μl L⁻¹的培养箱内 ,于培养开始后的第 0 ,1 ,3 ,5 ,7 ,10 ,13 ,15 ,17 ,20 ,25 ,30 ,35 ,40 ,47 ,54 ,60 天采样测定。培养箱容积为 0.55m × 0.55m × 0.55m ,与充满 CO₂的气瓶连接 ,培养过程中箱内 CO₂浓度设定后 ,由培养箱自动控制。采气前用橡胶塞塞住瓶口 ,并用 704 胶密封。橡胶塞的中间有一小孔 ,内插玻璃管 ,管外再套一段硅胶软管 ,连接真空泵。将培养瓶置于超声波清洗槽内超声分散 ,同时抽真空 5min 后停止超声分散 ,继续抽真空 5min ,完全去除闭蓄于土壤和水层中的 CO₂和 CH₄ ,然后缓慢打开通气阀 ,通入空气。用硅橡胶塞塞紧软管另一端 ,采集实验室空气 ,测定 CO₂和 CH₄浓度 ,30min 后采集培养瓶内气体 ,注入真空瓶中 (容积为 18.5ml) ,分析 CO₂和 CH₄浓度。每次采集气体样本之前 ,测定土壤 Eh 和 pH。采用同样的处理另设置一部分样本在同一培养箱内培养 ,分别在培养开始后的第 0 ,10 ,15 ,25 ,40 ,60 天进行破坏性取样 ,测定培养过程中 DOC 的含量变化。DOC 提取方法采用文献 [13]介绍的方法。

1.3 样品分析

气体样品的分析 :CH₄浓度用岛津 (Shimadzu GC-12A)气相色谱仪分析 ,检测器为 FID ;CO₂的浓度用岛津 (Shimadzu GC-14B)气相色谱分析仪测定 ,检测器为 TCD。气相色谱仪分析条件见文献 [14 ,15]。

用碳氮元素分析仪测定土壤全碳/全氮的含量,用岛津 TOC-5050A 总有机碳仪测定 DOC,用便携式 MV/pH 计 (pH-101 型)测定土壤 Eh 和 pH。

1.4 数据处理

CO₂和CH₄排放速率根据密闭30min后,培养瓶内气体CO₂和CH₄浓度与采样时测定的实验室CO₂和CH₄浓度差值计算。培养期间CO₂和CH₄累积排放量为前后2次采样测定的浓度平均值与时间间隔乘积的累加值。采用多因素方差分析方法检验处理间差异显著性。

2 结果

在FACE条件下运行3a后(共6季作物,其中3季水稻,3季小麦),FACE圈内土壤有机碳含量较对照圈(Ambient)提高了11%。由于土壤有机碳含量提高,在淹水条件下培养时,CO₂和CH₄排放量均较对照圈有显著提高。培养时,空气CO₂浓度影响CO₂和CH₄排放量。

2.1 土壤CO₂排放

在淹水培养过程中,土壤呼吸释放CO₂的速率随着时间变化而有很大的变化(图1)。无论是在实验室CO₂浓度,还是高CO₂浓度(1000 μl L⁻¹)下,培养7d之后,FACE处理土壤的CO₂排放速率大于Ambient处理土壤的CO₂排放速率。在60d培养期间(表1),实验室CO₂浓度下,FACE处理土壤CO₂-C累积排放量为3.95mg g⁻¹,较Ambient处理土壤(2.92mg g⁻¹)高出35%;在高CO₂浓度下培养,FACE处理土壤CO₂-C累积排放量为6.81mg g⁻¹,较Ambient处理(5.59mg g⁻¹)高22%,差异达到极显著水平(*p* < 0.01)。

统计分析表明,培养时空气CO₂浓度也极显著地影响土壤累积CO₂排放量(*p* < 0.01)。对于FACE处理土壤,高CO₂浓度下,CO₂累积排放量增加72%;对于Ambient处理土壤,CO₂累积排放量增加91%。但是,培养土壤与CO₂培养浓度之间并不存在显著的交互作用(*p* > 0.05)。

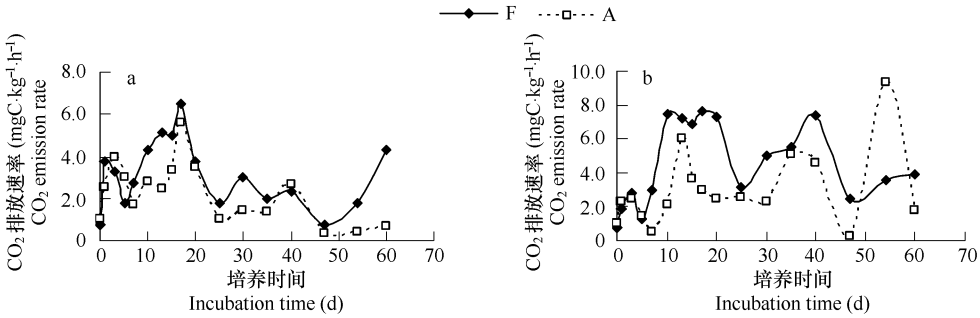


图1 在实验室CO₂浓度(a)和高CO₂浓度(1000 μl L⁻¹, b)淹水培养过程中FACE(F)和Ambient(A)处理土壤CO₂排放速率变化
Fig.1 Variations of CO₂ emission rates from FACE (F) and ambient (A) soils during the incubation at 25 °C at laboratory (a) and elevated CO₂ concentration (1000 μl L⁻¹, b)

2.2 土壤CH₄排放

淹水培养期间土壤CH₄排放速率呈不规则变化,且处理重复间的变异较大(图2,为使图面清晰,未给出标准差)。在实验室CO₂浓度下,FACE处理和Ambient处理土壤的CH₄排放速率在培养20d前无明显差异,但是,随着培养时间的延长,FACE处理土壤的CH₄排放速率明显大于Ambient处理土壤(图2a)。当60d培养结束时,FACE处理的土壤CH₄-C累积排放量为13.9mg kg⁻¹,是Ambient处理(5.35mg kg⁻¹)的2.6倍。在高CO₂浓度下培养,土壤CH₄排放速率变化与实验室CO₂浓度下培养时相似(图2b),FACE和Ambient处理土壤的累积CH₄-C排放量分别为16.0mg kg⁻¹和6.97mg kg⁻¹(表1),较实验室CO₂浓度下培养分别提高15%和30%。

方差分析表明,FACE处理土壤的CH₄累积排放量显著高于Ambient处理土壤(*p* < 0.05)。虽然高CO₂浓度培养时FACE处理和Ambient处理土壤的累积排放量平均分别增加了15%和30%,但由于处理重复之间

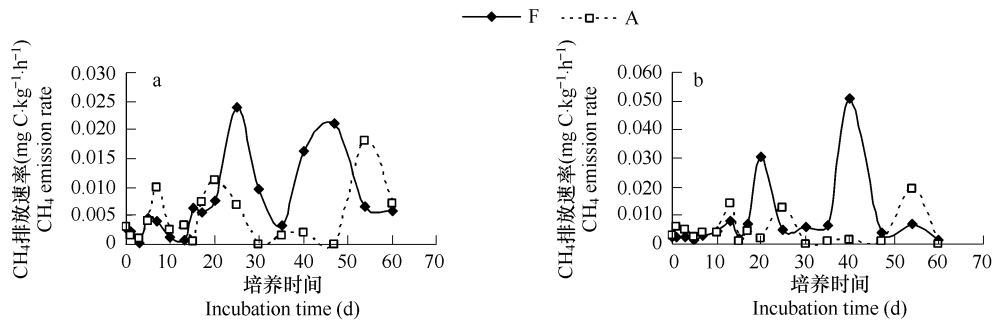


图2 在实验室 CO₂ 浓度 (a)和高 CO₂ 浓度 (1000 μl L⁻¹ , b)淹水培养过程中 FACE (F)和 Ambient (A)处理土壤 CH₄排放速率变化

Fig.2 Variations of CH₄ emission rates from FACE (F) and Ambient (A) soils during the incubation at 25°C at laboratory (a) and elevated CO₂ concentration (1000 μl L⁻¹ , b)

较大的变异性,培养时空气中 CO₂ 浓度对 CH₄ 累积排放量的影响并未达到统计显著水平 ($p > 0.05$),也不存在土壤与培养时 CO₂ 浓度对 CH₄ 排放量的交互作用 ($p > 0.05$)。

值得注意的是,无论是在实验室 CO₂ 浓度,还是在高 CO₂ 浓度下培养,FACE 土壤排放的 CH₄ 与 CO₂ 的比例均大于 Ambient 土壤,且几乎高出后者的一倍 (表 1)。

表 1 培养过程中 FACE 和 Ambient 处理土壤 CO₂ 和 CH₄ 积累排放量

土壤 Soil	实验室 CO ₂ 浓度 Laboratory CO ₂			高 CO ₂ 浓度 Elevated CO ₂		
	CO ₂	CH ₄	CH ₄ /CO ₂	CO ₂	CH ₄	CH ₄ /CO ₂
	(mg C kg ⁻¹)	(mg C kg ⁻¹)	(%)	(mg C kg ⁻¹)	(mg C kg ⁻¹)	(%)
FACE	3950 ± 330	13.9 ± 6.3	0.35	6810 ± 700	16.0 ± 8.9	0.25
Ambient	2920 ± 110	5.35 ± 2.16	0.18	5590 ± 240	6.97 ± 3.33	0.12

数据表示为平均值 ± 标准偏差 The data are shown as a mean and standard deviation

2.3 土壤 CO₂ 和 CH₄ 排放速率与土壤性质的关系

在淹水培养期间,土壤 pH 和 Eh 均发生了很大的变化,且各处理的变化模式相同。在培养的开始阶段,土壤 pH 上升,培养 20d 至 40d 处于相对稳定状态,40d 后有一次下降过程,以后又回升。土壤 Eh 的变化与 pH 的变化相反,培养开始时,土壤 Eh 迅速下降,7d 左右下降至最低值,直至 40d 后又回升,与土壤 pH 的变化形成极显著的负相关关系 ($p < 0.01$)。在培养期间,无论在实验室 CO₂ 浓度,还是在高 CO₂ 浓度下,FACE 处理的土壤 Eh 均低于 Ambient 处理土壤。在培养的开始阶段,土壤溶液中 DOC 含量随着培养时间的延长而上升,培养到 15d 后,达到最大值,随后,随着培养时间而下降 (图 3)。

统计分析表明,土壤 CO₂ 排放速率与 DOC 含量具有极显著的相关性 (图 4)。从图 4 可以看出,在实验室 CO₂ 浓度下,DOC 与 CO₂ 排放速率的直线斜率小于高 CO₂ 浓度。CO₂ 排放速率与土壤 pH 和 Eh 不存在普遍的显著相关性。虽然 FACE 处理土壤的累积 CH₄ 排放量大于 Ambient 处理,这与 FACE 处理土壤的平均 Eh 较低相一致,但 CH₄ 排放速率与同时测定的土壤 Eh 之间未能建立显著的相关性 ($p > 0.05$)。CH₄ 排放速率与土

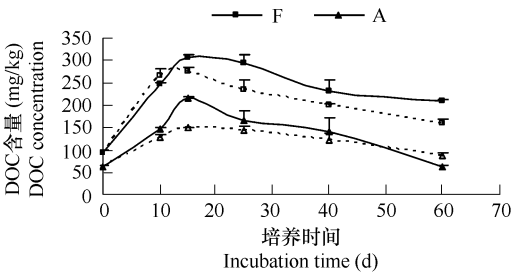


图3 培养过程中土壤溶液中 DOC 含量变化 (实线为实验室 CO₂ 浓度,虚线为高 CO₂ 浓度)

Fig. 3 Variations of DOC concentration during the incubation at laboratory (solid lines) and elevated (dotted lines) CO₂ concentration 图中竖线代表标准偏差 ($n = 3$) Vertical bars refer to standard deviations ($n = 3$)

壤 pH 和 DOC 的相关性也不显著 ($p > 0.05$)。

3 讨论

大量的试验已经表明,在 FACE 条件下土壤有机碳含量增加^[6]。本文并非针对 FACE 条件下土壤有机碳含量变化进行研究,但从 FACE 处理 3a 后,土壤有机碳含量较 Ambient 处理增加 11% 可以看出,在水稻小麦轮作系统,大气 CO₂ 浓度增加也将增加土壤有机碳含量。从本文实验室培养结果可以看出,FACE 处理后,土壤有机碳含量增加的同时,土壤有机碳在淹水条件下的矿化速率增大,FACE 处理较 Ambient 处理在实验室正常 CO₂ 浓度条件下培养,CO₂ 累积排放量增加 35%,在高 CO₂ 浓度下培养增加 22%。

一般认为,有机碳的解聚和溶解是其矿化的先决条件,有机碳在转化为 CO₂、CH₄ 前必须先进入溶液中^[7]。因此,可溶性有机碳的含量动态和周转应与土壤有机碳的矿化有密切关系(图 4)。在实验室和高 CO₂ 浓度培养条件下,FACE 处理的土壤 DOC 含量在整个培养过程中,都明显高于 Ambient 处理土壤。因此,FACE 处理的土壤 CO₂ 累积排放量大于 Ambient 处理土壤(表 1)。显然,导致这一差异的原因,首先是经过 3a FACE 处理的土壤有机碳含量(16.6 g kg⁻¹)已高于 Ambient 处理土壤有机碳含量(15.0 g kg⁻¹)。此外,已有的研究表明,FACE 条件下土壤有机碳在大团聚体中的积累较在小团聚体中积累快,而大团聚体中的有机碳周转较小团聚体中的快^[9,10]。Hoosbeek 等^[11]通过化学分组研究表明,FACE 处理增加土壤有机碳主要发生在易矿化有机碳部分。

在 FACE 试验结果已经表明,放牧草地牧草根系的转化率在 FACE 条件下增加^[8],但是 FACE 处理对林木根系周转速度的影响不显著^[9]。本实验结果则表明,大气 CO₂ 浓度升高直接影响土壤有机碳的矿化速率。与实验室正常 CO₂ 浓度条件下培养相比,高 CO₂ 浓度下培养,FACE 和 Ambient 处理土壤 CO₂ 累积排放量分别增加了 72% 和 91%,差异达到了极显著水平($p < 0.01$)。从同一土壤在高 CO₂ 浓度下培养时,DOC 含量较低而 CO₂ 排放量较大(图 3 和图 4)的结果看,提高培养 CO₂ 浓度促进了 DOC 的分解,因而 CO₂ 排放量增加。为了避免闭蓄于土壤中的 CO₂ 和 CH₄ 对结果的影响,在采样时,采用了超声波驱除闭蓄 CO₂ 和 CH₄ 的方法;为了不使采样密闭期间,培养瓶内 CO₂ 和 CH₄ 浓度过高,起始时培养瓶内均充了实验室 CO₂。所以,在此期间,培养瓶内 CO₂ 浓度发生了突变,这有可能影响微生物过程,从而导致 CO₂ 排放的变化。此外,如果密闭前闭蓄于土壤的 CO₂ 驱除不彻底,也可能出现高 CO₂ 浓度条件下,使测定的 CO₂ 排放速率偏高的结果。所以,培养 CO₂ 浓度对土壤有机碳分解的影响机理还需要作进一步深入研究。本试验 60d 的培养过程中 CO₂-C 排放量占总土壤有机碳含量的 19% (Ambient 土壤,实验室 CO₂ 浓度)到 41% (FACE 土壤,高 CO₂ 浓度),相对较高,造成这一结果的主要原因可能是用于培养试验的土壤中植物根茬、残体的残留相对较高,且这一部分有机碳并未包括在土壤有机碳的结果中。

在我国和日本的稻田生态系统进行的 FACE 试验都表明,提高大气 CO₂ 浓度促进稻田 CH₄ 排放^[20,21]。Inubushi 等^[21]在日本稻田的 FACE 试验表明,升高大气中 CO₂ 浓度到 550 μL L⁻¹,土壤甲烷的产生量在 1999 年的试验中增加 38%,在 2000 年增加 51%。在我国的水稻小麦轮作系统 FACE 试验也表明,在高氮处理和低氮处理下 CH₄ 排放量分别增加 78% ~ 200% 和 30% ~ 72%^[20]。一般认为,田间条件下,大气 CO₂ 浓度增加促进稻田 CH₄ 排放是由于 CO₂ 浓度增加促进了水稻生长,增加水稻根系分泌物,为产甲烷提供了更多的产甲烷基质^[20,21]。从本实验结果可以看出,随着 FACE 处理下土壤有机碳含量的增加,以土壤有机碳为产甲烷基质生成和排放的 CH₄ 也将增加。在实验室 CO₂ 浓度下培养,经 3a FACE 处理的土壤 CH₄ 累积排放量较 Ambient 处理土壤增加了 1.6 倍;在高 CO₂ 浓度下培养,CH₄ 累积排放量增加了 1.3 倍(表 1),差异均达到统计

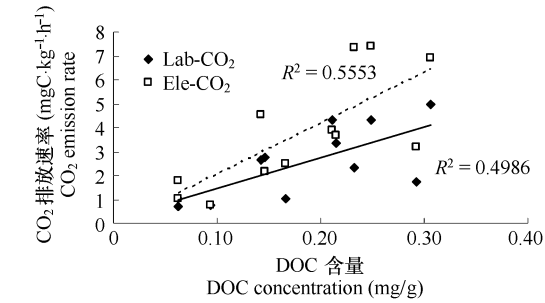


图 4 土壤溶液 DOC 含量与 CO₂ 排放速率的关系

Fig. 4 Relationship between DOC and CO₂ emission rate during the incubation

显著水平 ($p < 0.05$)。FACE 处理后导致淹水条件下 CH₄排放量的提高,其原因一方面是由于土壤有机碳含量提高,其次可能还与增加矿化产物中 CH₄与 CO₂的比例(表 1)有关。

在稻田生态系统中,CH₄主要通过乙酸途径和 CO₂还原途径生成,通过这二条途径生成 CH₄的相对比例随培养时间和温度而变化^[7]。由于存在 CO₂还原生成 CH₄的途径,因此,在理论上大气 CO₂浓度增加,淹水条件下由 CO₂还原生成的 CH₄量将有可能增加。在高 CO₂浓度下培养,FACE 处理和 Ambient 处理土壤的 CH₄累积排放量分别较在实验室正常 CO₂浓度下培养增加了 15% 和 30% (表 1),但是,差异未达到统计显著水平。造成这一结果的原因可能与所用的采样测定方法有关。虽然分别在实验室正常 CO₂浓度和高 CO₂浓度培养,但在实际采样测定的时间,起始时培养瓶内均充了实验室 CO₂浓度,所以,采样测定期间 CO₂浓度差异主要是不同 CO₂浓度下培养的土壤有机碳矿化释放 CO₂速率差异所造成的,作用相对较小。

总结上述实验室结果和讨论可以看出,水稻小麦轮作农田生态系统经过 FACE 处理后,土壤有机碳含量增加,但有机碳的矿化速率也提高,即土壤有机碳的周转速率加快。土壤有机碳矿化速率提高的机理至少包括:(1)土壤有机碳含量增加;(2)增加的主要为易矿化有机碳^[17],且趋向与大团聚体结合^[9,10],因而较易矿化;(3)高 CO₂浓度可能直接促进土壤有机碳的矿化,但机理尚需阐述。在水稻小麦轮作农田生态系统,大气 CO₂升高,淹水促进 CH₄排放至少也存在如下机理:(1)水稻根分泌物增加,提供更多的产甲烷基质^[20,21];(2)土壤有机碳含量提高,提供更多的产甲烷基质;(3)促进 CO₂还原生成 CH₄途径的作用。

References :

[1] Leliveld J, Crutzen P J, Dentener F J. Changing concentration, lifetime and climate forcing of atmospheric methane. *Tellus*, 1998, 50 : 128 — 150.

[2] IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). *Climate Change Synthesis Reports :Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge : Cambridge University Press, 2001.

[3] Daepf M, Suter D, Almeida J P F, *et al.* Yield response of *Lolium perenne* swards to free air CO₂ enrichment increased over six years in a high N input system on fertile soil. *Global Change Biology*, 2000, 6 : 805 — 816.

[4] Hebeisen T, Luscher A, Zanetti S, *et al.* Growth response of *Trifolium repens* L. and *Lolium perenne* L. as monocultures and bi-species mixture to free air CO₂ enrichment and management. *Global Change Biology*, 1997, 3 : 149 — 160.

[5] Warwick K R, Taylor G, Blum H. Biomass and compositional changes occur in chalk grassland turves exposed to elevated CO₂ for two seasons in FACE. *Global Change Biology*, 1998, 4 : 375 — 385.

[6] Xie Z B, Cadisch G, Edwards G, *et al.* Carbon dynamics in a temperate grassland soil after 9 years exposure to elevated CO₂ (Swiss FACE). *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37 : 1387 — 1395.

[7] Fey A, Claus P, Conrad R. Temporal change of C¹³-isotope signatures and methanogenic pathways in rice field soil incubated anoxically at different temperatures. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2004, 68 (2) : 293 — 306.

[8] Zhang G S, Huang G B, Yin C. Soil organic carbon sequestration potential in crop land. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25 (2) : 351 ~ 357.

[9] Six J, Carpentier A, Van Kessel C, *et al.* Impact of elevated CO₂ on soil organic matter dynamics as related to changes in aggregate turnover and residue quality. *Plant Soil*, 2001, 234 (1) : 27 — 36.

[10] Van Groenigen K J, Harris D, Horwath W R, *et al.* Linking sequestration of ¹³C and ¹⁵N in aggregates in a pasture soil following 8 years of elevated atmospheric CO₂. *Global Change Biology*, 2002, 8 (11) : 1094 — 1108.

[11] Hoosbeek M R, Li Y, Scarascia-Mugnozza G. Free atmospheric CO₂ enrichment (FACE) increased labile and total carbon in the mineral soil of a short rotation Poplar plantation. *Plant and Soil*, 2006, 281 (1-2) : 247 — 254.

[12] Huang J Y, Yang H J, Yang L X, *et al.* Effects of free-air CO₂ enrichment (FACE) on yield formation of rice (*Oryza sativa* L.) and its interaction with nitrogen. *Scientia Agricultura Sinica*, 2004, 37 (12) : 1824 — 1830.

[13] Jiao K, Li Z P. Dynamics and biodegradation of dissolved organic carbon in paddy soils derived from red clay. *Soils*, 2005, 37 (3) : 272 — 276.

[14] Ding W X, Cai Z C, Tsuruta H, *et al.* Effect of standing water depth on methane emissions from freshwater marshes in northeast China. *Atmospheric Environment*, 2002, 36 : 5149 — 5157.

[15] Yang L F, Cai Z C. Soil respiration during maize growth period as affected by N application rates. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42 (1) : 9 — 15.

[16] Luo Y Q, Hui D F, Zhang D Q. Elevated CO₂ stimulates net accumulations of carbon and nitrogen in land ecosystems : A meta-analysis. *Ecology*,

2006 , 87 (1) : 53 — 63.

[17] Ellert B H , Gregorich E G. Management-induced changes in the actively cycling fractions of soil organic matter. Soil Science Society of America , 1995 , 119 — 138.

[18] Allard V , Newton P C D , Lieffering M , *et al.* Increased quantity and quality of coarse soil organic matter fraction at elevated CO₂ in a grazed grassland are a consequence of enhanced root growth rate and turnover. Plant and Soil , 2005 , 276 (1-2) : 49 — 60.

[19] Chapman J A , King J S , Pregitzer K S , *et al.* Effects of elevated concentrations of atmospheric CO₂ and tropospheric O₃ on decomposition of fine roots. Tree Physiology , 2005 , 25 (12) : 1501 — 1510.

[20] Xu Z J , Zheng X H , Wang Y S , *et al.* Effects of elevated CO₂ and N fertilization on CH₄ emissions from paddy rice fields. Global Biogeochemical Cycles , 2004 , 18 (3) : Art. No. GB3009.

[21] Inubushi K , Cheng W G , Aonuma S , *et al.* Effects of free-air CO₂ enrichment (FACE) on CH₄ emission from a rice paddy field. Global Change Biology , 2003 , 9 (10) : 1458 — 1464.

参考文献：

[8] 张国盛 , 黄高宝 , YIN Chan. 农田土壤有机碳固定潜力研究进展. 生态学报 2005 25 (2) 351 ~ 357.

[12] 黄建晔 杨洪建 杨连新 ,等. CO₂ 浓度增加 (FACE)对水稻产量形成的影响及其与氮的互作效应. 中国农业科学 2004 37 (12) :1824 ~ 1830.

[13] 焦坤 李忠佩. 红壤稻田土壤溶解有机碳含量动态及其生物降解特征. 土壤 2005 37 (3) 272 ~ 276.

[15] 杨兰芳 蔡祖聪. 玉米生长中的土壤呼吸及其受氮肥施用的影响. 土壤学报 2005 , 42 (1) 9 ~ 15.