

大气 CO₂ 浓度升高对稻季土壤中麦秸降解 及氮素分趋的影响

武 术^{1,2,3}, 林先贵^{1,2,*}, 尹 睿^{1,2}, 毛婷婷^{1,2,3}, 胡君利^{1,2}, 冯有智^{1,2,3}, 朱建国¹

(1. 中国科学院南京土壤所 土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 江苏 南京 210008;

2. 中国科学院南京土壤研究所-香港浸会大学 土壤与环境联合开放实验室, 江苏 南京 210008; 3. 中国科学院研究生院 北京 100049)

摘要: 利用中国唯一的稻麦轮作 FACE (free-air carbon dioxide enrichment, 开放式空气 CO₂ 浓度增高) 试验平台, 研究大气 CO₂ 浓度升高对稻季土壤中小麦秸秆降解速率及其氮素分趋的影响。试验设置 Ambient (目前空气对照) 和 FACE (Ambient + 200 $\mu\text{mol} \cdot \text{mol}^{-1}$) 两个 CO₂ 浓度以及低氮处理 (LN, 150 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) 和高氮处理 (HN, 250 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) 两个氮肥水平, 在稻季之初按标记麦秸/土壤重量比 0.3% 添加¹⁵N 标记小麦秸秆, 根据水稻生长时期依次采样测定秸秆降解速率, 并通过分析土壤全氮、植株全氮及其¹⁵N 丰度来观察已降解秸秆的氮素分趋情况。结果发现, 大气 CO₂ 浓度升高对高氮处理土壤中小麦秸秆降解速率没有显著影响, 但显著促进了低氮处理土壤中小麦秸秆的降解 ($p < 0.05$), 使其提高到与高氮处理土壤相当水平; 大气 CO₂ 浓度升高显著增加了已降解秸秆中氮素的流失, 在高氮处理土壤中尤为严重, 而对植物吸收已降解秸秆中的氮素没有显著影响。结果表明, 大气 CO₂ 浓度升高在土壤氮素相对不足时会加速土壤中小麦秸秆的降解, 而在土壤氮素相对充足时又会加大降解秸秆中氮素的流失。

关键词: 大气 CO₂ 浓度升高; 秸秆降解; 氮素分趋; 氮肥水平

文章编号: 1000-0933(2009)05-2535-06 中图分类号: Q142, S154.1, S181, S314 文献标识码: A

The effects of elevated atmospheric CO₂ concentration on wheat straw decomposition and nitrogen distribution in paddy soil

WU Shu^{1,2,3}, LIN Xian-Gui^{1,2,*}, YIN Rui^{1,2}, MAO Ting-Ting^{1,2,3}, HU Jun-Li^{1,2}, FENG You-Zhi^{1,2,3}, ZHU Jian-Guo¹

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

2 Joint Open Laboratory of Soil and Environment, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences and Hongkong Baptist University, Nanjing 210008, China

3 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(5): 2535 ~ 2540.

Abstract: The effects of elevated atmospheric CO₂ concentration on the rate of wheat straw decomposition and nitrogen distribution of decomposed straw in paddy soil was investigated under a FACE (Free air Carbon dioxide Enrichment) system in Yangzhou, Jiangsu, China. This experiment included two levels of atmospheric CO₂ concentration and application rate of N fertilizer with the amendment of ¹⁵N-labelled wheat straw at a 0.3% ratio of straw to soil. Periodically, soil samples were collected for the analysis of straw decomposition rate, total nitrogen content, as well as ¹⁵N abundance in soil and plant. The elevated atmospheric CO₂ concentration had no significant effect on the decomposition rate of wheat straw under high soil N level while significantly increased the decomposition rate under low soil N level. The elevated atmospheric CO₂ concentration increased more N loss from decomposed wheat straw, especially under high soil N level, but did not affect plant N uptake of the decomposed wheat straw. Our results suggest that elevated atmospheric CO₂ concentration could

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40571156); 中国科学院知识创新工程重要方向资助项目(KZCX-SW-440)

收稿日期: 2008-02-19; 修订日期: 2008-07-02

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

increase straw decomposition in N-limited soil, while result in significant N loss from the decomposed straw in N-saturated soil.

Key Words: free air carbon-dioxide enrichment; straw decomposition; nitrogen distribution; nitrogen application level

由于人类的生产活动和地球自然过程,大气主要温室气体 CO_2 的浓度逐渐升高,已于工业革命前的 $280 \mu\text{mol} \cdot \text{mol}^{-1}$ 上升到 2005 年的 $379 \mu\text{mol} \cdot \text{mol}^{-1}$,且每年仍约增加 $1.4 \mu\text{mol} \cdot \text{mol}^{-1}$ ^[1],估计到 2050 年前后将达到 $450 \sim 550 \mu\text{mol} \cdot \text{mol}^{-1}$ 之间^[2]。大气 CO_2 浓度的升高影响全球气候变化,势必对整个生物圈和地球生态环境产生深刻的影响^[3]。研究表明,大气 CO_2 浓度升高可以通过影响植物生长而间接影响土壤中的微生物^[4],进而影响由微生物所调控的多个土壤生物过程^[5,6]。与此同时,大气 CO_2 浓度升高还可改变植物-土壤系统中碳通量质和量的变化^[7],而土壤中植物残体的分解在整个生态系统碳氮循环中起着至关重要的作用。它对大气 CO_2 浓度升高的响应将直接关系到地球碳素循环系统,并可能通过改变植物和分解产物的可利用氮影响整个氮素循环^[8];而由于目前关于大气 CO_2 浓度升高条件下植物残体分解后氮素分趋的研究报道甚少,人们对其很难形成正确的认识。

本研究利用中国唯一的 FACE (free-air carbon dioxide enrichment, 开放式大气 CO_2 浓度增高) 试验平台,通过稳定同位素 $\delta^{15}\text{N}$ 示踪技术测定稻季土壤中小麦秸秆的降解速率和氮素分趋状况,期为揭示大气 CO_2 浓度升高对农田生态系统中秸秆还田引起的生态环境效应提供更直接有力的证据。

1 材料与方法

1.1 试验区自然概况

中国稻麦轮作 FACE 试验平台位于江苏省扬州江都市小纪镇 ($119^\circ 42' 0''\text{E}$, $32^\circ 35' 5''\text{N}$)。该地区年降水量约 $900 \sim 1000 \text{ mm}$, 年平均温度约 $14 \sim 16^\circ\text{C}$ 。年日照时间大于 2000 h , 年无霜期天数约 220 d 。6~9 月份降水较多, 平均汛期雨量占年平均雨量 60%。供试土壤基本理化性质见表 1。

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Physical and Chemical properties of tested soils

土壤类型 Soil type	容重 Bulk density ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	黏粒 Clay ($< 0.02 \text{ mm}$)	全 N Total N ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全 P Total P ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	有效 P Available P ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全 K Total K ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	有效 K Available K ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	OM Organic matter ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)
下位砂姜土 Stagnic anthrosols	1.16	42.2%	1.46 ± 0.17	0.63 ± 0.05	10.04 ± 3.67	14.0 ± 0.75	70.09 ± 11.86	18.4 ± 1.6

1.2 试验设计与分析方法

1.2.1 试验设计

FACE 平台于 2004 年 6 月开始平稳运行,实行稻麦轮作制度,设有 FACE 圈 (F, $(580 \pm 60) \mu\text{mol} \cdot \text{mol}^{-1}$) 和对照圈 (A, $(380 \pm 40) \mu\text{mol} \cdot \text{mol}^{-1}$) 两个 CO_2 浓度以及低氮处理 (LN, $150 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$) 和高氮处理 (HN, $250 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$) 两个氮肥水平,各有 3 个试验圈重复,采用裂区设计, CO_2 浓度为主处理, N 水平为副处理。系统工程的详细描述参考文献^[9]。本试验在 2006 年稻季进行,当年麦季结束后采集 $0 \sim 15 \text{ cm}$ 表面耕作层土样,自然风干过 0.85 mm 分样筛,严格挑拣去除土壤中的植物残体,用底面周长 33 cm , 高度 20 cm 的孔径为 0.05 mm 尼龙布袋装土,每袋装土 1 kg ,按标记麦秸/土壤重量比 0.3% 比例 (约 $3000 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) 添加 ^{15}N 均匀标记的小麦秸秆,混匀后将已装土的尼龙布袋埋入稻田中,使袋内土层高度与袋外大田保持一致;在不同试验圈内高低氮处理中各放置 4 袋,每袋移栽水稻 3 株,所有水稻均生长发育正常,农作措施与大田同步。标记小麦品种为扬麦 16 (*Triticum aestivum* L. cv. Yangmai No. 6), 田间种植水稻品种为武香梗 14 (*Oryza sativa* L. cultivar Japonica 14)。

1.2.2 样品采集及处理

分别于水稻移栽后 1、3、6、10 周采样,不同试验圈内,高低氮处理中每次各采样 1 袋,样品采集后当天返回实验室进行处理,挑拣出水稻植株和未降解残留秸秆,洗净、烘干并称重;土壤样品经自然风干后,然后过 0.85 mm 分样筛后保存,植株样品经洗净、烘干、称重后磨碎,过 0.28 mm 分样筛,保存备用。

1.2.3 测定方法

秸秆降解率以质量损失量计算^[8];土壤与植物的全氮含量均采用包括硝态氮的半微量凯氏法测定^[10]; ¹⁵N-atm% 丰度测定由南京土壤研究所土壤与环境分析测试中心完成,测试仪器为 MAT-251 型质谱仪;通过秸秆降解率、土壤全氮含量、植株全氮含量及其中 ¹⁵N 丰度来计算降解秸秆中氮素分趋状况。氮素分趋的计算公式为:

$$W_{\text{straw}} \text{TN}_{\text{straw}} (^{15}\text{N}_{\text{straw}} - ^{15}\text{N}_b) = W_s \text{TN}_s (^{15}\text{N}_s - ^{15}\text{N}_b) + W_p \text{TN}_p (^{15}\text{N}_p - ^{15}\text{N}_b) + ^{15}\text{N}_{\text{loss}}$$

W_{straw} 为已降解秸秆的重量; TN_{straw} 指添加秸秆的全氮含量; $^{15}\text{N}_{\text{straw}}$ 指添加秸秆的 ¹⁵N-atm%; W_s 指土壤重量; TN_s 指土壤全氮含量; $^{15}\text{N}_s$ 指土壤中 ¹⁵N-atm%; W_p 指水稻植株重量; TN_p 指水稻植株全氮含量; $^{15}\text{N}_p$ 指植株中 ¹⁵N-atm%; $^{15}\text{N}_{\text{loss}}$ 指流失的 ¹⁵N 总量; $^{15}\text{N}_b$ 指同位素 ¹⁵N 的自然丰度。

根据公式右边三项分别计算出土壤残留、植株吸收和氮素流失三项分趋情况。

1.3 数据处理

试验数据由 EXCEL 2003 作图,运用 SPSS 13.0 进行统计分析,并使用 Duncan 检验进行多重比较 ($p < 0.05$)。

2 结果与分析

2.1 大气 CO₂ 浓度升高对秸秆降解率的影响

不同 CO₂ 浓度条件下稻季土壤中小麦秸秆的动态降解结果如图 1 所示。由图 1 可以看出,在水稻生长季,埋于土壤中的小麦秸秆均随时间推移而不断降解,不论是在 FACE 还是对照、高氮还是低氮处理中的总趋势基本一致,即起初较快,3 周就已达到 50% 以上;之后逐渐变慢,在 10 周达到 75% 左右。单独看对照条件可以发现,氮肥施用水平对麦秸的降解速率有显著影响,高氮处理快于低氮处理 ($p < 0.05$);而在 CO₂ 浓度升高条件下,虽然高氮处理也能促进秸秆的降解,但没有显著影响。同时,CO₂ 浓度升高显著提高了低氮处理条件下的秸秆降解率,使其与高氮处理条件下相当。这与苑学霞等^[8] 在中国无锡 FACE 中取得的结果一致,但与其它研究成果不完全相同,如 Van 等^[11] 报道大气 CO₂ 浓度升高对植物秸秆降解没有显著作用。

不论在对照还是 CO₂ 浓度升高条件下,低氮处理土壤中土壤有机物的 C/N 较大,植物残体的降解速率将会变慢^[12],所以低氮处理条件下的秸秆降解率始终小于高氮;大气 CO₂ 浓度升高条件下,由于有机碳输入的增加刺激了植物根系的生长和活性,可为土壤微生物提供了更多的碳源,刺激土壤微生物生物量和微生物整体活性的增加^[12~14],同时也增大了土壤有机物的 C/N,可能因为微生物整体活性提高对秸秆降解的促进作用大于土壤有机物 C/N 增高的限制作用,大气 CO₂ 浓度升高刺激了低氮水平下的秸秆降解。

2.2 大气 CO₂ 浓度升高对降解秸秆中氮素分趋的影响

植物残体中的氮素营养经土壤微生物降解后进入土壤氮循环,进而可被植物或其它微生物利用。不同

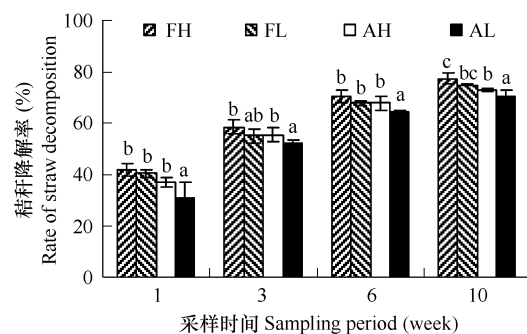


图 1 大气 CO₂ 浓度升高对稻田中小麦秸秆降解率的影响

Fig. 1 Effects of elevated atmospheric CO₂ concentration on decomposition of wheat straw in paddy soil

竖杠表示标准偏差,同一时期不同字母表示有显著差异 ($p \leq 0.05$) Vertical band indicate standard deviation and different letters indicate significant difference in the same period ($p \leq 0.05$)

CO₂ 浓度条件下已降解秸秆的氮素分趋情况如图 2 所示, 大气 CO₂ 浓度升高虽然不影响植物体对已降解秸秆氮素营养的吸收, 但不利于氮素在土壤中的滞留, 即促进了各种可能途径的流失。

大气 CO₂ 浓度升高刺激植物的光合作用, 势必促使更多根系分泌物向土壤转移, 增加土壤微生物可利用物质, 促进微生物生物量和活性的增加, 这可能会加剧微生物和植物间的氮素竞争^[15]。对照和低氮处理均处于养分相对缺乏的环境条件^[2, 16], 有利于对秸秆降解产物进行吸持; 而 FACE 和高氮处理条件下, 有相对较多的氮素通过氮肥施用和秸秆降解进入土壤氮循环, 在同样的农作措施下将有更多秸秆中的氮素可能通过土壤微生物的作用而损失。

3 讨论

本研究中发现大气 CO₂ 浓度升高和高施氮处理均对秸秆降解率呈现促进作用。这可能是因为大气 CO₂ 浓度升高通过影响陆地植物的光合作用、净同化率、化学成分及根系分泌等影响土壤微生物, 且氮水平作为微生物活性的限制因子^[17], 对陆地生态系统产生深远影响^[18-20]。植物残体的分解动态除了与本身不同组成成分有关以外, 还与相关的功能微生物活性以及土壤的水、气、热等状况有很大关系^[21, 22]。在不同的 CO₂ 浓度、氮肥水平、水热条件、作物品种等的前提下, 由于土壤本身微生物种群数量和群落演替状况不同, 其对植物残体降解的响应也会不尽相同。

本试验中还发现大气 CO₂ 浓度升高促进了已降解秸秆中氮素养分的损失, 对照条件更有利于其在土壤中的持留, 但两者对作物吸收降解秸秆中的氮素没有显著影响。土壤中植物残体的氮素营养经土壤微生物降解后进入土壤氮循环, 在被植物或微生物利用之外, 也会通过土壤淋失、微生物作用等方式离开土壤循环而流失。土壤微生物特定功能种群在土壤氮素循环中有不可忽略的作用。水稻田中的氮素主要是通过硝化作用形成硝态氮而淋失和反硝化作用形成气体排放而损失。大气 CO₂ 浓度升高刺激植物的光合作用, 间接导致土壤微域环境的变化, 且高氮条件下土壤的硝化作用增强^[2], 形成的硝态氮易在水稻土中淋失, 不利于氮素在水稻田中的持留。同时, 反硝化作用作为农田土壤中氮素损失的重要途径之一, 它与土壤有机质含量呈正相关^[23]。土壤有机质含量是制约反硝化活性的主要因素, 其次是微生物活性, 所以 FACE 条件下大量的碳输入将促进降解秸秆中的氮素将相对较多地以反硝化作用的形式损失, 从而增加了温室效应的风险^[24]。

虽然很多研究表明, 大气 CO₂ 浓度升高对土壤氮素转化相关的硝化和反硝化过程有主要的、直接的影响^[25], 但多数研究结论都较复杂, 其影响的环境因素也很多。大气 CO₂ 浓度升高对土壤微生物过程产生的影响及变化可能需要更长时间的积累^[26], 并需要更多研究手段、方法及大量的研究成果来论证。

4 结论

4.1 当前 CO₂ 浓度条件下, 麦秸在高氮处理土壤中的降解速率快于低氮处理; 大气 CO₂ 浓度升高条件下, 在低氮处理土壤中的降解速率被提高到与高氮处理土壤下相当, 即大气 CO₂ 浓度升高在土壤氮素相对不足时显著加快小麦秸秆的降解。

4.2 大气 CO₂ 浓度升高不影响植株对已降解秸秆氮素营养的吸收, 但不利于氮素在土壤中的滞留, 特别是促进了高氮处理土壤中各种可能途径的氮素流失, 即大气 CO₂ 浓度升高在土壤氮素营养相对充足时会加大已降解秸秆的氮素流失。

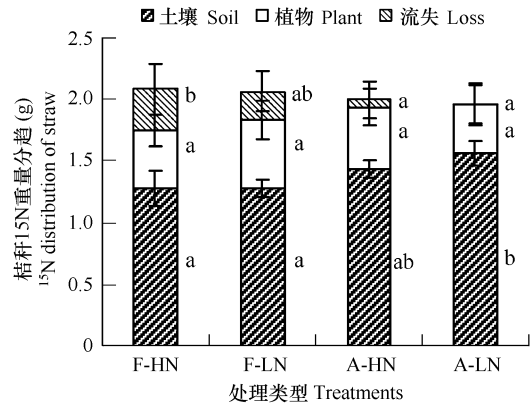


图2 大气 CO₂ 浓度升高对已降解秸秆氮素分趋的影响

Fig.2 Effects of elevated atmospheric CO₂ concentration on nitrogen distribution of decomposed straw

竖杠表示标准偏差, 同一图例不同字母表示有显著差异 ($p \leq 0.05$) Vertical band indicate standard deviation and different letters indicate significant difference in the same cutline ($p \leq 0.05$)

References:

- [1] Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, *et al.* Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor and H. L. Miller eds. *Climate Change 2007: the Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007: 137.
- [2] Hu J L, Chu H Y, Lin X G, *et al.* Effects of elevated atmospheric CO₂ concentration on soil nitrification activities. *Ecology and Environment*, 2005, 14(3): 329—332.
- [3] Xu G Q, Li Y, Shi Y, *et al.* Effects of free-air CO₂ enrichment on the soil microbe in paddy field. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(10): 1358—1359.
- [4] Li Y, Huang G H, Shi Y. Effect of atmospheric CO₂ enrichment on soil microbes and related factors. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(2): 2321—2325.
- [5] Montealgre C M, Van K C, Russelle M P, *et al.* Change in microbial activity and composition in a pasture ecosystem exposed to elevated atmospheric carbon dioxide. *Plant and Soil*, 2002, 243: 197—207.
- [6] Kimball B A, Zhu J G, Chen L, *et al.* Responses of agricultural crops to free-air CO₂ enrichment *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(10): 1323—1338.
- [7] Lin W H, Zhang F S. *Advance of Soil and Plant Nutrition Research*. Beijing: China Agricultural university Press, 2001. 211—217.
- [8] Yuan X X, Lin X G, Yin R, *et al.* Effects of elevated atmospheric CO₂ on decomposition of wheat straw in paddy field. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(2): 242—246.
- [9] Liu G, Han Y, Zhu J G, *et al.* Rice-wheat rotational FACE platform I. System structure and control. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(10): 1253—1258.
- [10] Lu R K. *Soil Science Society of China. Soil agrochemistry analysis method*. Beijing: China Agricultural Science & Technology Press, 1999, 146—312.
- [11] Van Vuuren M M I, Robinson D, Scrimgeour C M, *et al.* Decomposition of ¹³C-labelled wheat root systems following growth at different CO₂ concentrations. *Soil Biology Biochemistry*, 2000, 32: 403—413.
- [12] Pal M, Karthikeyapandian V, Jain V, *et al.* Biomass production and nutritional levels of berseem (*Trifolium alexandrinum*) grown under elevated CO₂. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2004, 101: 31—38.
- [13] Lüscher A, Daepf M, Blum H, *et al.* Fertile temperate grassland under elevated atmospheric CO₂ role of feed back mechanisms and availability of growth resources. *European Journal of Agronomy*, 2004, 21: 379—398.
- [14] Manderscheid R, Butkart S, Bamm A, *et al.* Effect of enrichment on growth and daily radiation use efficiency of wheat in relation to temperature and growth stage. *European Journal of Agronomy*, 2003, 19: 411—425.
- [15] Insam H, Baath E, Berreck M, *et al.* Responses of the soil microbiota to elevated CO₂ in an artificial tropical ecosystem. *Journal of Microbiological Methods*, 1999, 36(1-2): 45—54.
- [16] Hocking P J, Meyer C P. Effects of CO₂ enrichment and nitrogen stress on growth, and partitioning of dry matter and nitrogen in wheat and maize. *Australian Journal of Plant Physiology*, 1991, 18: 339—356.
- [17] Dukes J S, Field C B. Diversity mechanisms for CO₂ effects on grassland litter decomposition. *Global Change Biology*, 2000, 6: 145—154.
- [18] Billings S A, Ziter S F, Weatherly H, *et al.* Effects of elevated carbon dioxide on green leaf tissue and leaf litter quality in an intact Mojave Desert ecosystem. *Global Change Biology*, 2003, 9: 729—735.
- [19] Vu J C V, Allen L H Jr, Boote K J, *et al.* Effects of elevated CO₂ and temperature on photosynthesis and rubisco in rice and soybean. *Plant, Cell and Environment*, 1997, 20: 68—76.
- [20] Li F S, Kang S Z. Influence of CO₂ enrichment on growth of and N and P concentrations in winter wheat under two N levels. *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(4): 599—605.
- [21] Norby R J, Cotrufo M F, Ineson P, *et al.* Elevated CO₂, litter chemistry, and decomposition: a synthesis. *Oecologia*, 2001, 127(2): 153—165.
- [22] Leir s M C, Trasar Cepeda C, Seoane S, *et al.* Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31: 327—335.

- [23] Zhao Q G, Sun B, Zhang B, *et al.* Red soils material cycle and its control. Beijing: Science Press, 2002. 147.
- [24] Fan X H, Zhu Z L. Potential of Nitrification in the Three Soil Profiles of China. *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 33 (2): 124–125.
- [25] Carnol M, Hogenboom L, Ewajach M, *et al.* Elevated atmospheric CO₂ in open top chambers increases net nitrification and potential denitrification. *Global Change Biology*, 2002, 10: 1–10.
- [26] Yuan X X, Lin X G, Chu H Y, *et al.* Influence of atmospheric CO₂ concentration enhancement on soil microbiological properties. *China Environmental Science*, 2006, 26(1): 25–29.

参考文献:

- [2] 胡君利, 褚海燕, 林先贵, 等. 大气 CO₂ 浓度增高对农田土壤硝化活性的影响. *生态环境*, 2005, 14(3): 329–332.
- [3] 徐国强, 李杨, 史奕, 等. 开放式空气 CO₂ 浓度增高 (FACE) 对稻田土壤微生物的影响. *应用生态学报*, 2002, 13(10): 1358–1359.
- [4] 李杨, 黄国宏, 史奕. 大气 CO₂ 浓度升高对农田微生物及其相关因素的影响. *应用生态学报*, 2003, 14(2): 2321–2325.
- [6] Kimball B A, 朱建国, 程磊, 等. 开放系统中农作物对空气 CO₂ 浓度增加的响应. *应用生态学报*, 2002, 13(10): 1323–1338.
- [7] 林伟宏, 张福锁. 土壤与植物营养研究新动态. 北京: 中国农业大学出版社, 2001. 211–217.
- [8] 苑学霞, 林先贵, 尹睿, 等. 大气 CO₂ 浓度升高对稻田中小麦秸秆分解的影响. *农业环境科学学报*, 2005, 24(2): 242–246.
- [9] 刘刚, 韩勇, 朱建国, 等. 稻麦轮作 FACE 系统平台 I. 系统结构与控制. *应用生态学报*, 2002, 13(10): 1253–1258.
- [10] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 1999. 146–312.
- [20] 李伏生, 康绍忠. 两种氮水平下 CO₂ 浓度升高对冬小麦生长和氮磷浓度的影响. *土壤学报*, 2003, 40(4): 599–605.
- [23] 赵其国, 孙波, 张斌, 等. 红壤物质循环及其调控. 北京: 科学出版社, 2002. 147.
- [24] 范晓晖, 朱兆良. 我国几种农田土壤硝化势的研究. *土壤通报*, 2002, 33(2): 124–125.
- [26] 苑学霞, 林先贵, 褚海燕, 等. 大气 CO₂ 浓度升高对几种土壤微生物学特征的影响. *中国环境科学*, 2006, 26(1): 25–29.