

近地层臭氧浓度升高对稻麦轮作农田土壤生物学特性的影响^①

余永昌^{1,2}, 林先贵^{1*}, 冯有智¹, 张晶¹, 李全胜^{1,3}, 朱建国¹

(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), 南京土壤研究所-香港浸会大学土壤与环境联合开放实验室, 南京 210008; 2 中国科学院研究生院, 北京 100049; 3 南京农业大学生命科学学院, 农业部农业环境微生物工程重点开放实验室, 南京 210095)

摘要: 利用中国臭氧FACE (free-air O₃ concentration enrichment, 开放式空气臭氧浓度增高) 试验平台, 通过对稻麦轮作农田土壤微生物生物量碳、土壤脱氢酶、蔗糖转化酶活性的测定, 研究了近地层臭氧浓度升高条件下, 2009 年和 2010 年两年土壤生物学特性的响应。结果发现, 1.5 倍环境臭氧浓度下 (≈ 70 nmol/mol), 土壤微生物生物量碳有上升趋势, 土壤脱氢酶和蔗糖转化酶活性显著增强 ($P < 0.05$)。土壤微生物对土壤碳源利用能力增强和数量的增加势必会加快土壤有机质的分解和周转, 以致在大气臭氧浓度升高的一定阶段内可能会增大稻麦轮作农田温室气体的排放。

关键词: 臭氧浓度升高; 土壤微生物生物量碳; 脱氢酶; 蔗糖转化酶

中图分类号: S154.3

近地层中臭氧是光化学烟雾的主要成分, 由氮氧化物和挥发性有机物在光热条件下反应产生。近年来, 由于化石燃料和含氮化肥的大量使用, 大气中氮氧化物和挥发性有机物剧增, 导致近地层平均臭氧浓度从工业革命前的不到 10 nmol/mol^[1] 迅速上升到目前的 50 nmol/mol^[2]。全球近 1/4 的国家和地区面临臭氧浓度 60 nmol/mol 以上的威胁^[3-4], 其中又以西欧、美国东部和中西部以及中国东部等地区的背景臭氧浓度最高^[5]。大气臭氧浓度每年大约以 0.5% ~ 2.5% 的速率继续增长, 预计 2100 年将增加 1 倍^[6]。

臭氧在杀菌消毒以及吸收紫外线等方面有着重要作用, 但是在大气近地层中却危害着生态系统的健康^[7-9]。高浓度臭氧可以抑制植物的生长, 降低叶片气孔导度、光合速率、叶面积和株高, 加速植物老化, 改变碳代谢, 并引起作物的减产, 进而影响植物输入土壤中凋落物的数量和质量以及植物根系分泌物的数量和成分, 对土壤生态系统产生严重的威胁^[10-16]。由于植物和土壤可以吸收大气中绝大部分臭氧, 因此近地层臭氧浓度升高对土壤微生物的影响主要通过植物而间接作用。植物是土壤生态系统碳源的主要输入者, 其对近地层臭氧浓度升高的响应, 将直接影响土壤微生物驱动的碳循环过程。因此, 从土壤微生物碳方面

来研究近地层臭氧浓度升高对稻田生态系统的影响具有较好的敏感性和表征性。

臭氧FACE (free-air O₃ concentration enrichment, 开放式空气臭氧浓度增高) 系统没有任何隔离设施, 除增加大气臭氧外, 其他条件十分接近自然生态环境, 可以很好地研究大气臭氧浓度升高对陆地生态系统的影响。本试验以中国稻麦轮作臭氧FACE系统为平台, 研究了 2009 年和 2010 年稻麦轮作系统中大气臭氧浓度升高对土壤微生物生物量碳、土壤脱氢酶和土壤蔗糖转化酶活性的影响, 以期揭示近地层臭氧浓度升高对稻田生态系统的影响。

1 材料方法

1.1 试验区概况及平台设计

臭氧FACE平台位于江苏省扬州市小纪镇良种场 (32°35'5"N, 119°42'0"E), 气候条件: 年降水量 918 ~ 978 mm, 年均蒸发量 > 1 100 mm, 年均气温 14 ~ 16 °C, 年日照时间 > 2 000 h, 年无霜天数约 220 天。土壤类型为下位砂姜土, 耕作方式为水稻/小麦轮作。试验区土壤基本理化性质: 有机质含量 18.39 g/kg, 全氮含量 1.51 g/kg, 全磷含量 0.63 g/kg, 全钾含量 14.02 g/kg, pH 7.8, < 0.002 mm 黏粒含量 136 g/kg, 体积分

^①基金项目: 国家自然科学基金项目(40771202)、中国科学院知识创新方向项目(No. KZCX2-EW-414)、国家科技部国际科技合作计划项目(2009DFA31110)、中国科学院国际合作重点项目(GJHZ0748)和日本环境厅全球环境研究基金项目(中日合作)(C-062)资助。

* 通讯作者(xglin@issas.ac.cn)

作者简介: 余永昌(1981-), 男, 江苏射阳人, 博士研究生, 主要从事环境微生物的研究。E-mail: ycyu@issas.ac.cn

量(容重) 1.16 g/cm^3 。平台于 2007 年 3 月开始运行, 设FACE和Ambient(当前空气对照) 2 个臭氧浓度处理, 每个处理 3 个重复圈(直径 12.5 m 的正八边形), 各圈随机排列, 间隔 $>90 \text{ m}$, 以减少臭氧释放对其他圈的影响。FACE圈采用反映近地层臭氧浓度实情的日变化熏蒸方式, 置于作物灌层上方 $50 \sim 60 \text{ cm}$ 处的 8 根放气管道于每天 09:00 ~ 18:00 向圈内释放臭氧, 使圈内臭氧浓度(平均约 70 nmol/mol) 始终比 Ambient圈(平均约 45 nmol/mol) 高 50%, 85% 的时间内臭氧浓度误差控制在目标值的 10% 以内。Ambient圈无排气管, 环境条件与自然状态完全一致。阴雨天气或者环境臭氧浓度低于 20 nmol/mol 时FACE圈不释放臭氧, 目标臭氧浓度高于 250 nmol/mol 时, 将浓度设定在 250 nmol/mol 以避免植株受到超高浓度臭氧的直接伤害。供试小麦 (*Triticum aestivum*) 为长江下游麦区推广品种扬麦 16, 水稻 (*Oryza sativa* L.) 为长江下游稻区推广品种武运粳 21。

1.2 样品采集及处理

分别于 2009 年、2010 年稻麦两季的分蘖期、拔节期、开花期、灌浆期和成熟期采集土壤样品。每次每个试验圈用直径 2 cm 的土钻 5 点以上 S 形采集 0 ~ 15 cm 土层的土壤样品, 混合装入自封袋后带回实验室, 经自然风干后过 20 目 (0.90 mm 孔径) 分样筛,

4°C 保藏备用。

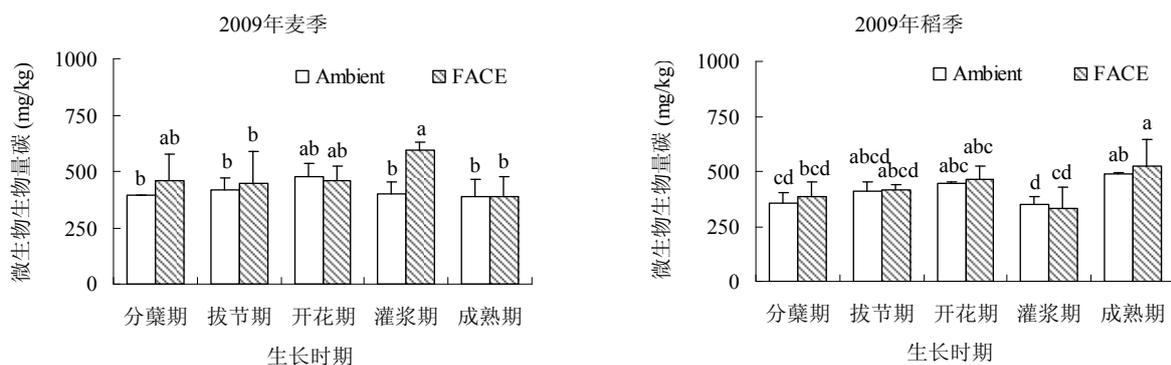
1.3 测定方法及数据处理

氯仿熏蒸- K_2SO_4 提取法测定土壤微生物生物量碳^[17], TTC法测定土壤脱氢酶活性, 3,5-二硝基水杨酸法测定转化酶活性^[18]。所有结果均以烘干土为基础 (105°C , 24 h), 计算平均值和标准差, 运用SPSS13.0 进行统计分析, 并使用Duncan检验进行多重比较 ($P < 0.05$), Excel2003 作图。

2 结果与分析

2.1 臭氧浓度升高对土壤微生物生物量碳影响

土壤微生物生物量碳是土壤中体积 $<5000 \mu\text{m}^3$ 的生物总和, 是土壤有机碳中最活跃的组分^[19-21]。土壤微生物生物量碳直接参与土壤生物化学转化过程, 是土壤中植物有效养分的储备库, 能促进土壤养分的有效化, 因此在土壤肥力和植物营养中具有重要的作用^[22-23]。对 2009 年稻麦轮作系统中大气臭氧浓度升高对土壤微生物生物量碳进行了研究, 结果表明: 与对照相比, 臭氧浓度升高有提高土壤微生物生物量碳含量的趋势, 2009 年麦季最高值从 479.2 mg/kg 提高至 597.0 mg/kg , 2009 年稻季最高值从 487.4 mg/kg 提高至 521.6 mg/kg 。特别是在 2009 年麦季灌浆期, 臭氧浓度升高下比对照提高了 48.5%, 达到了显著性差异 ($P < 0.05$) (图 1)。



(图中不同字母表示在 $P < 0.05$ 水平数值间差异显著, 下同)

图 1 臭氧浓度升高对土壤微生物生物量碳影响

Fig. 1 Effects of elevated ozone concentration on microbial biomass carbon in soil

2.2 臭氧浓度升高对土壤脱氢酶活性的影响

土壤脱氢酶活性能很好地估量土壤中微生物的氧化能力^[24-25]。结果如图 2 所示, 与对照相比, 臭氧浓度升高有提高土壤脱氢酶活性(以单位时间单位土壤

还原TTC生成的TPF量表示, 即TPF $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$) 的趋势, 2009 年麦季从 $40.6 \sim 95.7 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ 提高至 $67.7 \sim 175.7 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$, 2009 年稻季从 $86.7 \sim 137.2 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ 提高至 $104.3 \sim 148.0 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$, 2010 年麦季从 $74.1 \sim 95.7$

$\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ 提高至 $90.6 \sim 119.3 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$, 2010 年稻季从 $105.8 \sim 155.0 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ 提高至 $129.0 \sim 174.1 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$, 特

别是在 2009 年麦季灌浆期, 臭氧浓度升高下比对照提高了 329.2%, 达到了显著性差异 ($P < 0.05$)。

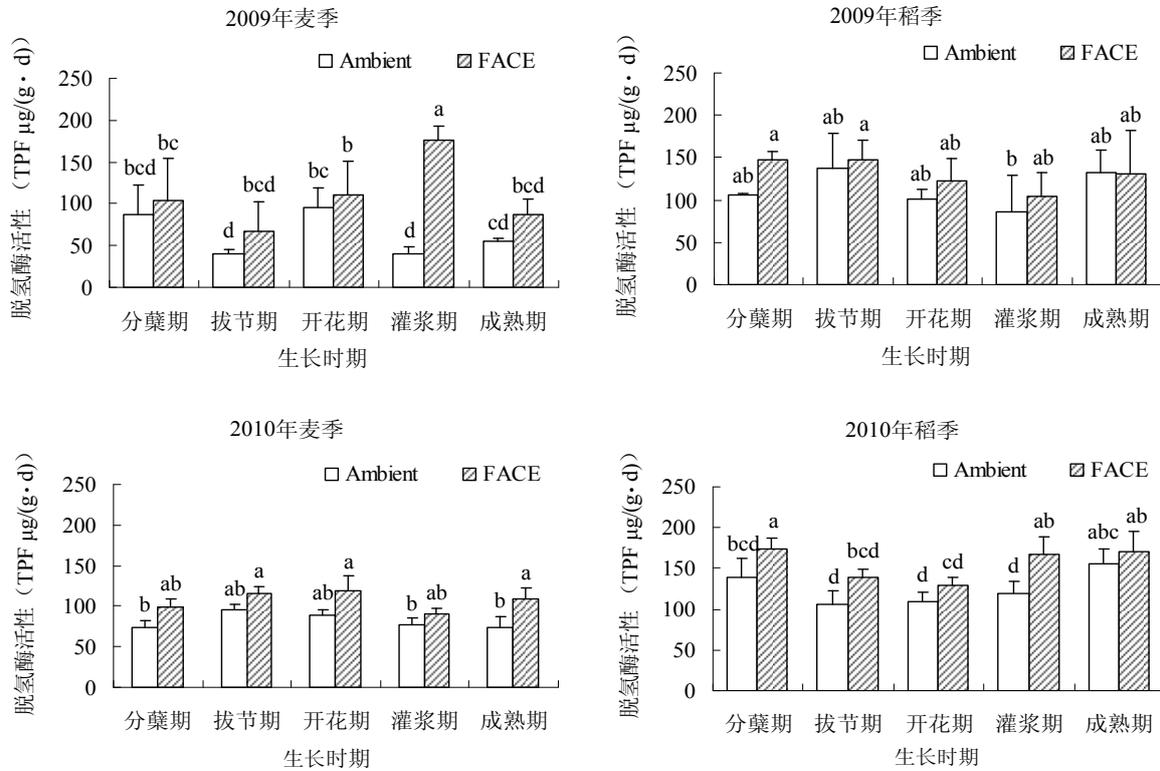


图 2 臭氧浓度升高对土壤脱氢酶活性的影响

Fig. 2 Effects of elevated ozone concentration on dehydrogenase activity in soil

2.3 臭氧浓度升高对土壤蔗糖转化酶活性的影响

土壤蔗糖转化酶参与土壤碳水化合物的转化, 使蔗糖水解成葡萄糖和果糖, 成为植物和微生物能够利用的营养物质, 特别对以植物残体形式进入土壤的碳水化合物的生物化学转化起重要作用^[26-28]。土壤蔗糖转化酶活性反映土壤有机碳累积与分解转化的规律, 左右着土壤的碳循环, 通常土壤肥力越高其活性越强, 因此可用来表征土壤生物学活性强度和土壤肥力。结果如图 3 所示, 与对照相比, 臭氧浓度升高提高了土壤蔗糖转化酶活性 (以单位时间内将蔗糖转化成葡萄糖的质量表示, 即 $\text{C mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$), 2009 年麦季从 $8.2 \sim 11.8 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$ 提高至 $13.0 \sim 15.8 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$, 2009 年稻季从 $10.2 \sim 20.5 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$ 提高至 $12.8 \sim 27.1 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$, 2010 年麦季从 $16.3 \sim 20.6 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$ 提高至 $26.1 \sim 33.0 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$, 2010 年稻季从 $25.5 \sim 29.7 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$ 提高至 $31.4 \sim 37.1 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{d})$ 。特别是在 2010 年麦季的全部 5 个发育期, 臭氧浓度升高下土壤蔗糖转化酶活性均显著性高于对照 ($P < 0.05$)。

将臭氧浓度升高和对照下土壤微生物生物量碳、脱氢酶和转化酶活性进行相关性分析。结果如表 1 所示, 微生物生物量碳与脱氢酶活性, 脱氢酶与转化酶活性之间及显著相关 ($P < 0.05$), 微生物生物量碳与转化酶之间无显著相关。

表 1 不同生物学特征的相关性

Table 1 Correlation of biological characteristics under elevated ozone concentration and ambient

	微生物生物量碳	脱氢酶	转化酶
微生物生物量碳	-	-	-
脱氢酶	0.847**	-	-
转化酶	0.580	0.781**	-

注: ** 表示在 $P < 0.05$ 水平显著相关。

3 讨论

近地层臭氧浓度的持续升高对农田生态系统产生深远影响, 目前臭氧浓度升高对该生态系统影响的研究工作主要集中在对其地上部分特别是植株产量、生

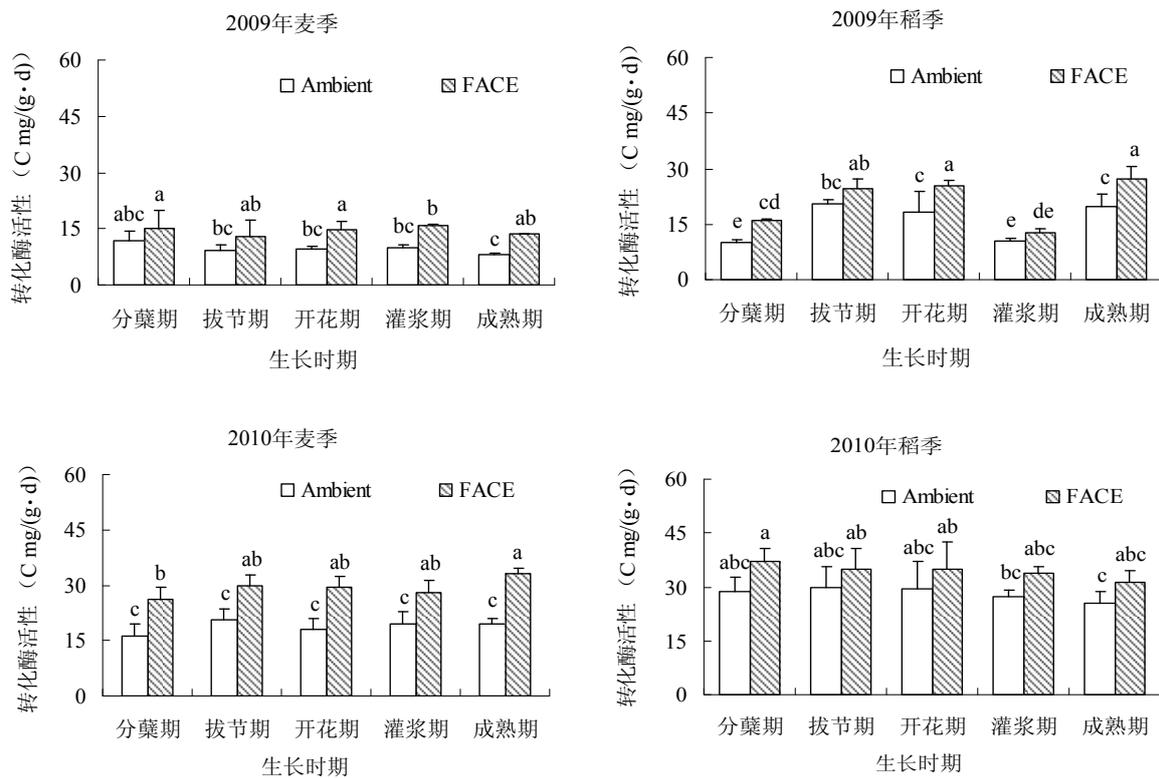


图3 臭氧浓度升高对土壤蔗糖转化酶活性的影响

Fig. 3 Effects of elevated ozone concentration on invertase activity in soil

理变化等方面进行, 但是对其地下部分特别是土壤生物学性质方面影响的研究报道偏少。臭氧对陆地生态系统中土壤生物学特性的影响值得关注^[29], 而其中对土壤微生物生物量和土壤酶活性的影响研究尤为重要。本研究旨在揭示近地层臭氧浓度升高下稻麦轮作农田土壤微生物生物量碳、土壤脱氢酶和蔗糖转化酶活性的变化规律, 为更全面、更准确地了解臭氧浓度升高对农田生态系统的影响提供理论依据。

土壤中微生物活体的总物质——即微生物生物量碳属于土壤有效碳库, 是土壤有机碳中最为活跃、易发生变化的部分^[30-33], 反映土壤养分有效性状况和土壤生物活性, 是土壤肥力的象征^[34]。本研究结果表明, 近地层臭氧浓度升高下稻麦轮作农田土壤微生物生物量碳含量提高。土壤酶是表征生态系统物质和能量流动的一个重要参数, 而且土壤酶主要来源于土壤微生物, 因此土壤微生物生物量和土壤酶活性有直接的相关性。连续2年4个生长季度的试验结果均显示, 近地层臭氧浓度升高下稻麦轮作农田土壤脱氢酶和转化酶活性均增强。脱氢酶能促进土壤有机质脱氢分解矿化, 其活性可以从侧面反映土壤中微生物生物量, 而且是了解土壤有机质氧化分解强度的重要指标^[18]。

臭氧浓度升高刺激了土壤微生物的整体活性, 提高土壤脱氢酶活性, 导致土壤有机质分解矿化加快。蔗糖转化酶活性的提高, 说明臭氧浓度升高下土壤养分-碳的循环能力增强, 碳周转速率加快。

大气臭氧浓度升高影响了植物的生长发育, 导致了植物对土壤的碳源输入发生变化^[10-16], 植物的碳源输入不仅是土壤碳库的一个重要组成部分^[33], 也是土壤微生物重要的碳源和能源之一^[34]。大量的文献表明, 臭氧高浓度升高下 (100 nmol/mol 以上), 植物会降低向根系的碳输入, 从而抑制土壤微生物的活性^[35]。但是在低浓度下升高下 (70 ~ 75 nmol/mol) 却有相反的结果。Mc Crady和Andersen^[36]研究臭氧对小麦地下碳分配的影响表明, 臭氧显著增加了光合产物释放到根系周围的土壤溶液中的量, 特别是可溶性的非挥发性根系分泌物。Sami等人^[37]的研究结果表明, 长期低浓度臭氧熏蒸处理提高了土壤微生物底物有效性, 从而增加土壤微生物生物量, 进而表现出土壤微生物整体活性的提高。本试验结果也发现, 在约 70 nmol/mol 的大气臭氧浓度下稻麦轮作农田土壤微生物生物量碳增加, 土壤微生物整体活性提高, 对碳源的转化能力增强。

近地层臭氧浓度升高下稻麦轮作农田土壤微生物生物量的提高,土壤脱氢酶和蔗糖转化酶活性的增强势必会加快土壤有机质的分解和周转,最终会导致该生态系统温室气体排放的增加。随着大气臭氧浓度的持续升高,可能土壤微生物活性最终会被抑制,但是在一定时间内,低浓度增加的大气臭氧浓度可能反而会刺激土壤微生物,增加稻田生态系统的温室气体排放。由此可以看出,全球气候变化对稻田生态系统影响的复杂性。因此,需持续跟踪研究稻田土壤微生物的响应,以更准确地揭示全球气候变化对稻田生态系统的影响,为应对未来全球气候变化打下理论基础和提供实践指导。

参考文献:

- [1] Volz A, Kley D. Evaluation of the montsouris series of ozone measurements made in the 19th- century. *Nature*, 1988, 332: 240-242
- [2] Fiscus EL, Booker FL, Burkey KO. Crop responses to ozone: Uptake, modes of action, carbon assimilation and partitioning. *Plant, Cell and Environment*, 2005, 28: 997-1011
- [3] 冯兆忠, 小林和彦, 王效科, 冯宗炜. 小麦产量形成对大气臭氧浓度升高响应的整合分析. *科学通报*, 2008, 53(24): 3 080-3 085
- [4] Karnosky DF, Pregitzer KS, Zak DR, Kubiske ME, Hendrey GR, Weinstein D, Nosal M, Percy KE. Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell & Environment*, 2005, 28: 965-981
- [5] Prather M, Gauss M, Berntsen T, Isaksen I, Sundet J, Bey I, Brasseur G, Dentener F, Derwent R, Stevenson D, Grenfell L, Hauglustaine D, Horowitz L, Jacob D, Mickley L, Lawrence M, von Kuhlmann R, Muller JF, Pitari G, Rogers H, Johnson M, Pyle J, Law K, Weele M, Wild O. Fresh air in the 21st century? *Geophysical Research Letters*, 2003, 30(2): 1 100
- [6] Ashmore MR, Bell JN. The Role of ozone in global change. *Annals of Botany*, 1991, 67(1): 39-48
- [7] Zhou XJ, Li WL. Atmospheric Ozone Change over China Region and Its Effects on Climate Environment. *Annual Report of Cams*, 1997
- [8] 王春乙, 白月明, 郑昌玲, 郭建平, 温民, 高素华, 黄辉. CO₂和 O₃浓度倍增对作物影响的研究进展. *气象学报*, 2004, 62(5): 875-881
- [9] 郭建平, 高素华. 土壤水分对冬小麦影响机制研究. *气象学报*, 2003, 61(4): 501-506
- [10] McCrady JK, Andersen CP. The effect of ozone on below-ground carbon allocation in wheat. *Environmental Pollution*, 2000, 107(3): 465-472
- [11] Johnson RM, Pregitzer KS. Concentration of sugars, phenolic acids, and amino acids in forest soils exposed to elevated atmospheric CO₂ and O₃. *Soil biology & biochemistry*, 2007, 39(12): 3 159-3 166
- [12] Nelson T, Edwards S. Root and soil respiration responses to ozone in *Pinus taeda* L. Seedlings. *New Phytologist*, 1991, 118(2): 315-321
- [13] Fitzgerald LB, Stephen AP, Torbert HA, Edwin LF, Walter AP, Hu SJ. Decomposition of soybean grown under elevated concentrations of CO₂ and O₃. *Global Change Biology*, 2005, 11(4): 685-698
- [14] 胡君利, 林先贵, 王俊华, 崔向超, 武术, 张晶, 朱建国. 大气对流层臭氧浓度升高下 AM 真菌对小麦生长的影响. *环境科学*, 2009, 30(11): 3 393-3 398
- [15] 黄辉, 王春乙, 白月明, 温民. O₃与 CO₂浓度倍增对大豆叶片及其总生物量的影响研究. *中国生态农业学报*, 2005, 13(4): 52-55
- [16] 董文霞, 陈宗懋. 大气臭氧浓度升高对植物及其昆虫的影响. *生态学报*, 2006, 26(1): 3 878-3 884
- [17] 褚海燕, 曹志洪, 谢祖彬, 朱建国, 李振高. 镧对红壤微生物碳、氮及呼吸强度的影响. *中国稀土学报*, 2001, 19(2): 158-160
- [18] 郑洪元, 张德生. 土壤动态生物化学研究法. 北京: 科学出版社, 1982: 173-265
- [19] Zogg GP, Zak DR, Pregitzer KS, Burton AJ. Microbial immobilization and the retention of anthropogenic nit rate in a northern hardwood forest. *Ecology*, 2000, 81: 1 858-1 866
- [20] Dilly O, Blume HP, Sehy U, Jimenez M and Munch JC. Variation of stabilized, microbial and biologically active carbon and nitrogen in soil under contrasting land use and agricultural management practices. *Chemosphere*, 2003, 52: 557-569
- [21] 王岩, 沈其荣, 史瑞和, 黄东迈. 土壤微生物量及其生态效应. *南京农业大学学报*, 1996, 19(4): 45-51
- [22] Wander MM, Traina SJ, Stinner BR, Peters SE. The effects of organic and conventional management on biologically active soil organic matter fraction. *Soil Science Society of America Journal*, 1994, 58: 1 130-1 139
- [23] Coleman DC, Reid CPP, Colo C. Biological strategies of nutrient cycling in soil systems. *Advances in Ecological Research*, 1983, 13: 1-55
- [24] 孙瑞莲, 赵秉强, 朱鲁生, 徐晶, 张夫道. 长期定位施肥对土壤酶活性的影响及其调控土壤肥力的作用. *植物营养与肥料*

- 学报, 2003, 9(4): 406-410
- [25] 尹睿, 张华勇, 黄锦法, 林先贵, 王俊华, 曹志洪. 保护地菜田与稻麦轮作田土壤微生物学特征的比较. 植物营养与肥料学报, 2004, 10(1): 57-62
- [26] Sun RL, Zhao BQ, Zhu L, Xu J, Zhou Q. Effects of long-term fertilization on soil enzyme activities and its role in adjusting controlling soil fertility. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2003, 9 (4) : 406-410
- [27] 严昶升. 土壤肥力研究方法. 北京: 农业出版社, 1988: 263-269
- [28] Inclana R, Gimeno BS. Compensation processes of Aleppo pine (*Pinushalepensis* Mill.) to ozone exposure and drought stress. *Environment Pollution*, 2005, 137: 517-524
- [29] Hofstra G, Ali A, Wukasch RT, Fletcher RA. The rapid inhibition of root respiration after exposure of bean (*Phaseolus vulgaris* L.) plants to ozone. *Atmospheric Environment*, 1981, 15: 483-487
- [30] 罗明, 文启凯, 纪春燕, 薛玲娣, 慕玉俊. 不同施肥措施对棉田土壤微生物量及其活性的影响. 土壤, 2002(1): 53-55
- [31] Trasar, CC, Leiros S, Seoane S and Sotres G. Limitation of soil enzymes as indicators of soil pollution. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32: 1 867-1 875
- [32] Chen GC, He ZL, Huang CY. Turn over of microbial biomass C in red soil and its significance in soil fertility evaluation. *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39(2): 152-160
- [33] Williams MA, Rice CW, Owensby CE. Carbon dynamics and microbial activity in tall grass prairie exposed to elevated CO₂ for 8 years. *Plant and Soil*, 2000, 227: 127-137
- [34] Rogers H, Runion G, and Krupa S. Plant responses to atmospheric CO₂ enrichment with emphasis on roots and the rhizosphere. *Environmental Pollution*, 1994, 83: 155-189
- [35] Krafczyk I, Trolldenier G, and Beringer H. Soluble root exudates of maize - influence of potassium supply and rhizosphere microorganisms. *Soil Biology & Biochemistry*, 1984, 16: 315-322
- [36] Mc Crady JK, Andersen CP. The effect of ozone on below-ground carbon allocation in wheat. *Environ. Poll.*, 2000, 107(3): 465-472
- [37] Sami KM, Jaana KH, Riikka P, Paivi T, Sanna S, Jouko S, Toini H, Perttij M. Long-term ozone effect on vegetation, microbial community and methane dynamics of boreal peatland microcosms in open-field conditions. *Global Change Biol.*, 2008, 14: 1 891-1 903

Effects of Elevated Surface O₃ Concentration on Soil Biological Properties in a Rice/Wheat Rotation Field

YU Yong-chang^{1,2}, LIN Xian-gui¹, FENG You-zhi¹, ZHANG Jing¹, LI Quan-sheng^{1,3}, ZHU Jian-guo¹

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture/ Joint Open Laboratory of Soil and the Environment, Hong Kong Baptist University & Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3 Key Laboratory for Microbiological Engineering of Agricultural Environment, Ministry of Agriculture, College of Life Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: The effect of elevated surface O₃ concentration (≈ 70 nmol/mol) on soil microbial functional diversity was investigated by determining soil microbial biomass carbon (MBC), dehydrogenase activity and invertase activity in China O₃-FACE (free-air ozone concentration enrichment) field based on a rice/wheat rotation system in 2009 and 2010. The results showed that the soil MBC tended to increase, and the activities of dehydrogenase and invertase significant enhanced ($P < 0.05$) under the elevated O₃ concentration. The increase in the utilization of carbon source and the microbial biomass will improve the degradation and cycle of organic carbon which enhance the emission of green house gas with a certain period under the condition of elevated O₃ concentration.

Key words: Elevated O₃ concentration, Microbial biomass carbon, Dehydrogenase, Invertase