

大气 O₃ 浓度升高对稻田土壤有效态微量元素的影响

王小治^{1,2}, 张海进¹, 张咸臣¹, 尹微琴¹, 朱 赛¹, 赵海涛¹, 封 克¹, 朱建国²

(1. 江苏省扬州农业环境安全技术服务中心/扬州大学环境科学与工程学院, 扬州 225127;

2. 土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 南京 210008)

摘要: 利用中国稻/麦轮作系统 O₃-FACE (Ozone-Free Air Concentration Enrichment) 试验平台, 研究大气 O₃ 浓度升高 (比周围大气高 50%) 对 2009 年稻季各生育期不同深度 (0—5 cm, 5—10 cm 和 10—15 cm) 耕层土壤微量元素有效性的影响。结果表明, 大气 O₃ 浓度增加对 0—15 cm 耕层土壤有效性-Fe、Mn、Cu、Zn 的提高幅度分别为 10.0%、8.1%、5.4%、40.3%, 其中对 Cu 的提高幅度达显著水平; 不同土壤有效态微量元素在土壤垂直分布规律不同, 土壤有效态 Fe、Zn 含量随土壤深度增加而降低, 土壤有效态 Mn 含量随深度增加而增加, 而土壤有效态 Cu 含量在不同深度土层中基本稳定; 大气 O₃ 浓度升高对土壤 DTPA 提取态 Fe 的提高幅度随土壤深度的增加而增大, 而对土壤 DTPA 提取态 Mn、Cu、Zn 的提高幅度均随土壤深度的增加而降低; 大气 O₃ 浓度升高对 0—5 cm、5—10 cm 处土壤 DTPA-Cu 和 0—5 cm 处 Mn 含量增加幅度分别为 13.2%、8.9% 和 30.2%, 且分别达显著和极显著水平。文章指出大气 O₃ 浓度升高会对稻田生态系统土壤微量元素地球化学循环产生重要影响, 应针对不同层次土壤有效态微量元素含量情况, 从土壤性质和水稻生长两个方面进一步明确其影响机制。

关键词: O₃ 浓度升高; 微量元素; DTPA; 稻季; 稻田土壤

Effect of O₃ enrichment on concentrations of DTPA-extractable microelements of soils in the rice season

WANG Xiaozhi^{1,2}, ZHANG Haijin¹, ZHANG Xianchen¹, YIN Weiqin¹, ZHU Sai¹, ZHAO Haitao¹, FENG Ke¹, ZHU Jianguo²

1 Yangzhou Technical Service Center for Agro Environment Safety of Jiangsu Province /College of Environmental Science and Engineering, Yangzhou University, Yangzhou 225127, China

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

Abstract: The objective of this study was to investigate the effects of atmospheric elevated O₃ on concentrations of DTPA-extractable microelements of paddy soil in the rice season of wheat-rice rotation. Ozone Free-air Concentration Enrichment (O₃-FACE) system at Xiaoji town, Jiangdu County, Jiangsu Province (32°35'5"N, 119°42'0"E) was used in this study. Of six plots in O₃-FACE system, three plots were under elevated O₃ concentration [O₃] (FACE) and the other three were under ambient [O₃] (ambient). The target [O₃] for FACE plots was 50% higher than the ambient [O₃]. Each plot had an area of 240 m². Any one of the plots was separated from the other plots by at least 70 m to avoid cross-contamination. Concentrations of DTPA-extractable Fe, Mn, Cu and Zn at different soil depths (0—5 cm, 5—10 cm and 10—15 cm) were determined under ambient and elevated ozone concentration treatment at different stages of the rice season in 2009. The results showed that elevated O₃ increased the concentrations of DTPA-extractable Fe, Mn and Zn in soil at 0—15 cm depth with 10.0%, 8.1% and 40.3%, respectively and significantly increased the concentrations of DTPA-extractable Cu with 5.4% ($P = 0.049$). Vertical distribution of DTPA-extractable microelements in soil differed with different microelements. Concentrations of DTPA-extractable Fe and Zn in soil decreased with soil depth, while concentration of

基金项目: 国家自然科学基金重大国际合作资助项目 (40120140817); 江苏省“青蓝工程” (苏教 (2007) 2 号) 资助项目; 扬州大学科技基金资助项目 (2008CXJ015, 2009CXJ016)

收稿日期: 2010-02-28; **修订日期:** 2010-05-31

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xzwang@yzu.edu.cn

DTPA-extractable Mn in soil increased with soil depth and concentration of DTPA-extractable Cu in soil was relatively stable at different depths. There had diverse effects of O_3 enrichment on concentration of soil DTPA-extractable microelements at different depth of soil. The effect of O_3 enrichment on concentration of soil DTPA-extractable Fe increased with soil depth, while the effects of O_3 enrichment on concentration of soil DTPA-extractable Mn, Cu and Zn decreased with soil depth. Atmospheric elevated O_3 significantly increased concentrations of DTPA-extractable Cu at 0—5 cm, 5—10 cm and DTPA-extractable Mn at 0—5 cm depth of soil with 13.2% ($P=0.013$), 8.9% ($P=0.026$) and 30.2% ($P=0.003$), respectively. The possible mechanisms related the effects of elevated O_3 on concentrations of DTPA-extractable microelements of paddy soil were discussed in this paper. Results from this study indicated that the geochemistry cycle of microelements in paddy soils in the agricultural ecosystem can be influenced by elevated O_3 in the atmosphere; in order to understand the impact mechanism of elevated O_3 on concentrations of DTPA-extractable microelements in soil, soil properties and rice growth, together with the microelement status at different soil depths should be considered. Based on the previous studies in CO_2 -FACE system, CO_2 enrichment also can affect concentration of soil DTPA-extractable microelements, therefore, the combined influence of simultaneously elevated O_3 and CO_2 on the geochemistry cycle of microelements in paddy soils should be studied in the future.

Key Words: elevated O_3 ; microelement; DTPA; rice season; paddy soil

近几十年来,由于化石燃料的大量使用导致近地层大气 O_3 浓度以每年 0.3%—2% 的速度增长^[1], O_3 已成为东亚乃至全世界范围内最重要的大气污染物之一,估计到 2100 年 O_3 浓度将在现有基础上增加 40%—60%^[2]。目前有关 O_3 污染对农业生态系统影响的研究主要集中在地上部分,对地下部分的研究相对较少^[3-5]。事实上, O_3 浓度升高对生态系统地下部分的影响也非常重要^[6],因为地下过程直接关系到植物的养分吸收、水分利用和生态系统的物质循环,而且臭氧污染对生态系统地下过程的影响存在累积效应^[7]。土壤微量元素循环是土壤过程的重要组成部分,土壤微量元素供应状况对作物产量及农产品品质会产生重要影响。迄今为止,有关大气 O_3 浓度升高对稻季土壤微量元素有效性影响的研究,尚未见报道。

本文利用目前世界上唯一的稻麦轮作系统开放式 O_3 浓度增加的 FACE (Free-Air Concentration Enrichment) 试验研究平台,研究大气 O_3 浓度升高对水稻生长季节耕层土壤植物有效态微量元素的影响,以期进一步认识未来气候变化下农田微量元素的地球化学行为,为正确评价 O_3 污染对农作物品质、产量的影响和气候变化下农业生产中的肥料施用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地位于江苏省扬州市小纪镇马陵村良种场(32°35'5"N, 119°42'0"E)。试验区年降雨量约 980 mm,年平均温度约 14.9℃,年均日照时间 >2100 h,年无霜期 220d。从事稻麦轮作或水稻-油菜轮作以超过 1000a。土壤类型为清泥土,0—15 cm 耕层土壤的基本性状为:pH(H_2O) 7.2,有机碳 18.4 g kg⁻¹,全氮 1.45 g kg⁻¹,全磷 0.63 g kg⁻¹,全钾 14.02 g kg⁻¹,速效磷 10.1 mg kg⁻¹,速效钾 70.5 mg kg⁻¹,容重 1.16 g cm⁻³,土壤质地为砂壤(2—0.02 mm 砂粒 57.8%,0.02—0.002 mm 粉粒 28.5%,<0.002 mm 粘粒 13.7%)。

1.2 试验平台

臭氧 FACE 平台于 2007 年 3 月开始运行,分设 3 个臭氧处理(FACE)圈和 3 个对照(Ambient)圈,每圈直径为 14m 正八角形,各圈间隔 >70m,以减少臭氧释放对其它圈的影响。FACE 圈采用反映近地层 O_3 浓度实情的日变化熏蒸方式,置于作物冠层上方约 50cm 处的 8 根放气管道在晴天每天 9:00—19:00 释放 O_3 ,使圈内浓度始终比 Ambient 圈内浓度高 50%,90% 的放气时间内浓度的误差控制在目标值的 20% 以内。Ambient 圈无放气管道,环境条件与自然状态完全一致。由于水稻冠层空气臭氧浓度对作物产生可观测效应的浓度为

40 nL L⁻¹, 在对照圈冠层空气臭氧浓度低于 20 nL L⁻¹ 时, 系统停止释放臭氧; 当水稻叶片表面有水滴时, 系统也停止释放臭氧(通过湿度传感器自动控制), 以避免因水蒸发时水滴所在处臭氧被浓缩而造成叶片的局部过度伤害。臭氧放气时间为 2009 年 7 月 1 日—10 月 16 日, 实际熏蒸天数为 67 d。

1.3 试验布置

水稻品种为武运粳 21 号, 大田育秧, 6 月 18 日人工移栽, 行距 25 cm, 株距 16.7 cm, 24 穴/m², 1 苗/穴。施氮量为 N 200 kg hm⁻², 分基肥(6 月 17 日)、分蘖肥(6 月 25 日)和穗肥(8 月 6 日)3 次施用。基肥和分蘖肥占总施氮量的 60%, 穗肥占 40%。施 P、K 量均为 70 kg hm⁻², P、K 肥全做基肥施用。

1.4 土壤样品的采集与分析

分别在水稻生长的分蘖期(2009 年 7 月 8 日)、拔节期(2009 年 7 月 31 日)、抽穗期(2008 年 9 月 19 日)和成熟期(2009 年 10 月 16 日), 多点采集 0—5 cm、5—10 cm 和 10—15 cm 处土壤, 风干后过 20 目尼龙筛, 待测。上述 4 次采样当天对照圈 AOT40 值分别为 45.0、0、59.7、169.9 nL·L⁻¹·h, FACE 圈 AOT40 值分别为 256.0、0、237.9、233.9 nL·L⁻¹·h。

土壤有效态 Fe、Mn、Cu、Zn 用 pH7.3 的 DTPA-CaCl₂-TEA 浸提液浸提, 用原子吸收分光光度计(Thermo M 939QZ/989QZ)测定^[8]。

1.5 数据处理

用 Excel 2007 对数据进行处理, 用 SPSS15.0 进行显著性检验和方差分析。

2 结果

2.1 对不同时期土壤植物有效态微量元素的影响

2009 年稻季不同时期土壤 DTPA (Diethylene triamine pentaacetic acid) 提取态微量元素含量如图 1。从中可见, FACE 和对照处理同一深度土壤 DTPA 微量元素含量在不同生育期的变动趋势基本一致。随生育期的进行, 同一深度土壤 DTPA-Fe 和 DTPA-Cu 含量表现出先升高后有所降低; 土壤 DTPA-Mn 含量呈下降的趋势; 土壤 DTPA-Zn 含量相对稳定。土壤植物有效态微量元素含量在不同深度土层中有所差异, 土壤 DTPA-Fe 和 DTPA-Zn 含量随土壤深度的增加而下降; 土壤 DTPA-Mn 含量随土壤深度的增加基本呈增加的趋势; 而土壤 DTPA-Cu 含量在不同深度土壤之间差异不明显。

比较 FACE 与对照处理可以发现, 大气 O₃ 浓度升高有增加土壤 DTPA-Fe、Mn、Cu、Zn 含量的趋势。除 7 月 8 日 10—15 cm 和 7 月 31 日 0—5 cm 土层外, FACE 处理土壤 DTPA-Fe 均高于对照处理, 不同生育期在 0—5 cm、5—10 cm 和 10—15 cm 的提高幅度分别为 0.3%—7.9%、0.9%—30.1% 和 4.5%—49.3%, 随土壤深度的增加提高幅度也有所增加。除 7 月 8 日 5—10 cm 和 7 月 31 日 10—15 cm 土层外, FACE 处理土壤 DTPA-Mn 均高于对照处理, 在 0—5 cm、5—10 cm 和 10—15 cm 的提高幅度分别为 16.8%—39.3%、24.1%—40.1% 和 1.3%—33.4%, 其中在 7 月 8 日 0—5 cm 土层 FACE 和对照处理的差异未达显著水平($P=0.059$)。FACE 处理 0—5 cm 和 5—10 cm 土壤 DTPA-Cu 含量均高于对照, 其提高幅度分别为 8.6%—19.0% 和 3.2%—10.7%, 其中在 9 月 19 日 0—5 cm 土层上的差异尚未达显著水平($P=0.051$)。而对 10—15 cm 土壤而言, 在 7 月 8 日和 7 月 31 日, 大气 O₃ 浓度升高对土壤 DTPA-Cu 含量提高幅度分别为 3.4%、7.8%; 但在 9 月 19 日和 10 月 16 日 FACE 处理土壤 DTPA-Cu 含量低于对照。可见, 大气 O₃ 浓度升高主要增加对浅层土壤 DTPA-Cu 含量。FACE 处理对土壤 DTPA-Zn 含量的提高也主要表现在 0—5 cm 和 5—10 cm 土层。同时 FACE 处理对 0—5 cm 和 10—15 cm 土壤 DTPA-Zn 含量影响趋势基本相反, 在 7 月 8 日和 9 月 19 日 FACE 处理 0—5 cm 土壤 DTPA-Zn 含量高于对照处理时, 10—15 cm 土壤 DTPA-Zn 含量低于对照处理; 而在 7 月 31 日和 10 月 16 日 FACE 处理 10—15 cm 土壤 DTPA-Zn 含量高于对照处理时, 0—5 cm 土壤 DTPA-Zn 含量却基本低于对照。

2.5 对整个稻季耕层土壤植物有效态微量元素的影响

为明确大气 O₃ 浓度升高对整个水稻生长季节不同层次土壤有效态微量元素的影响, 综合稻季各时期采样数据, 对不同土层的统计分析结果列于表 1。从不同时期土壤有效态微量元素含量的平均值看, 大气 O₃ 浓

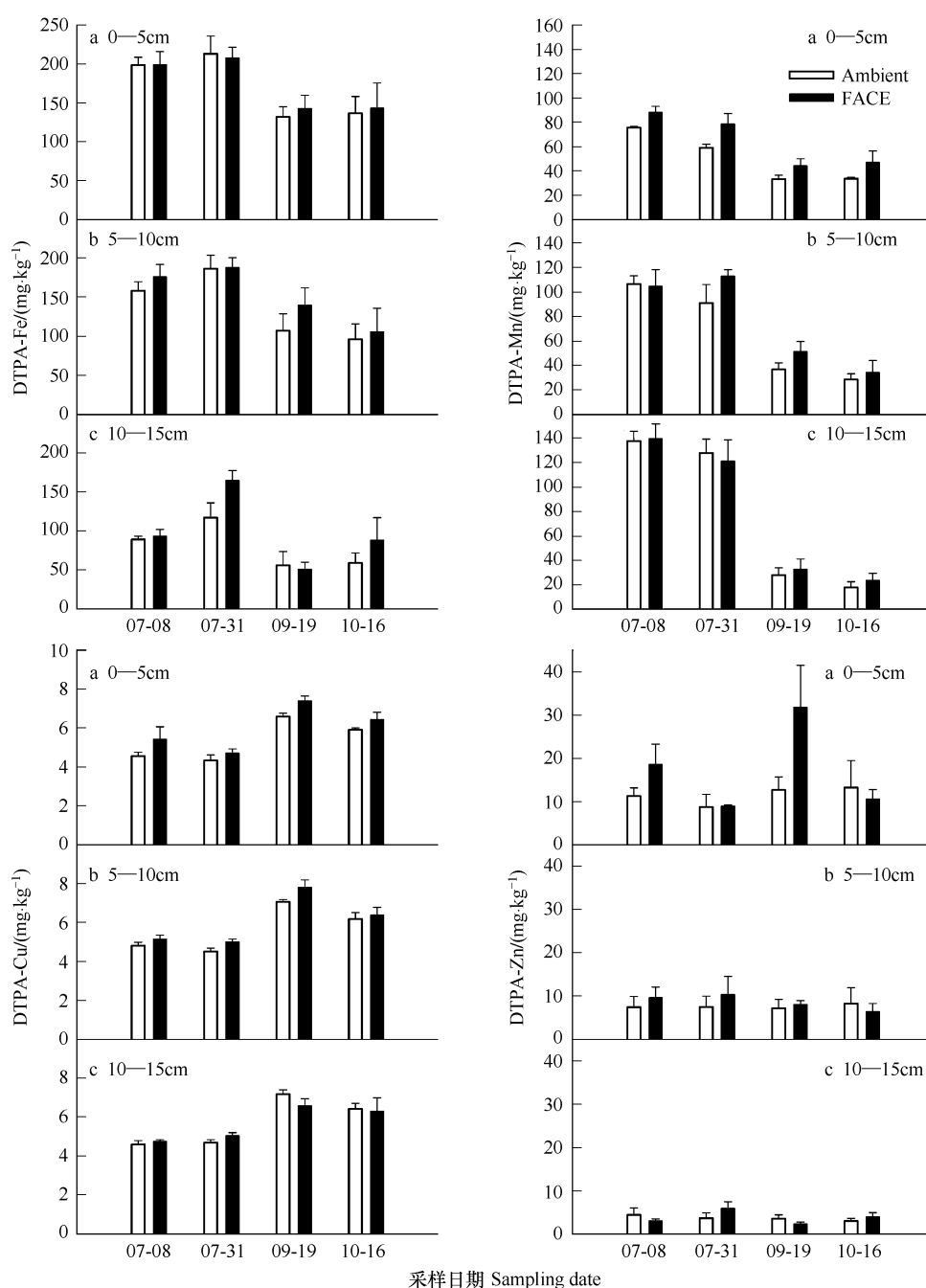


图1 大气 O₃ 浓度升高对 2009 年稻季不同深度土壤植物有效态 Fe、Mn、Cu、Zn 含量的影响

Fig. 1 Effect of elevated O₃ on DTPA-extractable Fe, Mn, Cu and Zn in soil at different depths in the rice season in 2009

图中数据为平均值 ± 标准误

度升高明显有提高土壤有效态 Fe、Mn、Cu、Zn 的趋势,FACE 处理除 10—15cm 土壤 DTPA-Cu 含量与对照处理相同外,其余均高于对照。大气 O₃ 浓度升高对耕层不同层次土壤有效态 Fe、Mn、Cu、Zn 的趋势有所不同。随土壤深度的增加,大气 O₃ 浓度升高对土壤 DTPA 提取态 Fe 的提高幅度增大,同时显著水平亦增大 (P 值变小)。而对土壤 DTPA 提取态 Mn、Cu、Zn 的提高幅度和显著水平均随土壤深度的增加而降低。FACE 处理对 0—5cm 处土壤 DTPA 提取态 Mn 的影响达极显著水平 ($P=0.003$),对土壤 DTPA 提取态 Cu 的影响在 0—5cm ($P=0.013$) 和 5—10cm 处 ($P=0.026$) 均达显著水平。大气 O₃ 浓度升高增加了稻季 0—15cm 耕层土壤 DTPA-Fe、Mn、Cu、Zn 含量,其增加幅度分别为 10.0%、8.1%、5.4%、40.3%。其中对土壤 DTPA-Cu 的增加幅

度达显著水平($P=0.049$)。

表 1 大气 O₃ 浓度升高对稻季不同深度土壤植物有效性微量元素含量的影响

Table 1 Effect of elevated O₃ on concentrations of DTPA-extractable microelements of soils at different depths in the rice season

土壤深度 Soil depth/cm	处理 Treatments	Fe/ (mg kg ⁻¹)	Mn/ (mg kg ⁻¹)	Cu/ (mg kg ⁻¹)	Zn/ (mg kg ⁻¹)
0—5	Ambient	170.2 ± 26.4	49.6 ± 11.3	5.3 ± 0.6	10.5 ± 2.8
	FACE	173.1 ± 25.8	64.6 ± 13.2	6.0 ± 0.7	17.8 ± 7.1
	增幅/%	1.7	30.2	13.2	69.5
	<i>F</i>	0.046(0.832)	12.321(0.003)	7.712(0.013)	2.265(0.158)
5—10	Ambient	136.9 ± 26.9	65.6 ± 21.7	5.6 ± 0.6	7.6 ± 2.3
	FACE	152.1 ± 26.6	72.3 ± 21.8	6.1 ± 0.7	8.6 ± 2.4
	增幅/%	11.1	10.2	8.9	13.2
	<i>F</i>	1.199(0.29)	2.101(0.168)	6.05(0.026)	0.28(0.604)
10—15	Ambient	82.4 ± 19	77.5 ± 33.9	5.7 ± 0.7	3.6 ± 1
	FACE	103.5 ± 28.5	78.9 ± 32.6	5.7 ± 0.6	3.8 ± 1.1
	增幅/%	25.6	1.8	0.0	5.6
	<i>F</i>	2.497(0.136)	0.042(0.839)	0.049(0.827)	0.049(0.827)
0—15	Ambient	131.7 ± 22.2	66.6 ± 23.8	5.6 ± 0.6	7.2 ± 1.5
	FACE	144.9 ± 24.3	72.0 ± 21.7	5.9 ± 0.6	10.1 ± 2.6
	增幅/%	10.0	8.1	5.4	40.3
	<i>F</i>	1.122(0.305)	0.686(0.42)	4.558(0.049)	3.505(0.080)

注:括号内为 *P* 值

3 讨论

迄今为止,有关大气 O₃ 浓度升高下稻田土壤微量元素有效性的研究尚未见报道。这可能由于认为土壤养分元素(除 N 素外)在全球气候变化的时间尺度下很难发生显著性的改变^[9],而 Rounsevell 提出土壤化学过程可能对全球气候变化快速响应的假设^[10]。

土壤 Fe、Mn、Cu、Zn 等微量元素供应状况对作物产量及农产品品质会产生重要影响。用 DTPA 浸提剂浸提土壤中有有效态的 Fe、Mn、Cu 和 Zn 是目前的常用方法。DTPA 提取态常用来衡量土壤中对植物有效的金属元素含量^[11],且常用来评价土壤微量元素的生物有效性^[12]。本研究发现,大气 O₃ 浓度比自然状态升高 50% 条件下,提高了稻季 0—15cm 耕层土壤有效性 Fe、Mn、Cu、Zn 含量,其中对土壤 DTPA-Cu 含量的提高幅度为 5.4%,且达显著水平(表 1)。同一试验平台上的研究表明^[13],麦季土壤 Cu 的生物有效性在大气 O₃ 浓度升高条件下有所增强。

大气 O₃ 浓度升高主要可能通过以下几种途径影响土壤微量元素有效性:尽管臭氧不能穿透表层土壤而进入深层土壤^[14],但其可能通过植被的通气组织运输并在根际排出,从而对土壤过程产生直接影响^[4];臭氧污染导致叶片损伤后,植物的抵御机制和自我修复机制会利用更多的碳来修复损伤和维持光合作用,造成用于根生长的碳减少^[15],降低植物根系生物量^[16-17],根冠比下降^[18],从而使土壤中水分和营养元素的供应状况发生变化^[19];臭氧污染加速叶片衰老,改变植物 C/N,影响脱落物的生物降解特性,进而影响其降解速率和土壤中元素的周转^[20]。以根系分泌物、脱落物等形式进入根际土壤的含 C 物质也会影响根际土壤微生物的活性、组成和生物量,并进而对共生菌根和参与养分循环的细菌以及酶活性等产生影响^[31-35],这将间接影响土壤微生物生物量及微生物所调控的多个土壤过程,从而改变根际土壤的生态和营养动态。本实验所获得的 FACE 条件下土壤微量元素有效性上升与上述过程的综合效应密切相关,同时臭氧污染造成的水稻生物量下降,对养分元素需求的改变也是提高土壤微量元素有效性的重要因素。

本研究结果表明,大气 O₃ 浓度对稻田土壤有效态 Fe、Mn、Cu、Zn 含量的影响不尽一致(图 1、表 1),这应与不同微量元素在土壤相关过程的响应规律以及水稻对其吸收量有关。同时,土壤有效性微量元素含量在

0—5cm、5—10cm、10—15cm 等不同深度土层中表现出一定的分布规律,且这种规律在不同微量元素之间有明显差异。土壤有效态 Fe、Zn 含量均随土壤深度增加而降低,与此相反的是土壤有效态 Mn 含量随深度增加而增加,而土壤有效态 Cu 含量在不同深度土层中基本稳定。本研究结果显示,大气 O₃ 浓度升高对 0—5cm、5—10cm 处土壤 DTPA-Cu 和 0—5cm 处 Mn 含量增加幅度分别为 13.2%、8.9% 和 30.2%,且分别达显著和极显著水平;而对 10—15cm 处土壤 DTPA-Cu 和 Mn 含量的提高幅度均未达显著水平。由于大气 O₃ 浓度升高在不同生育期和不同土壤层次上对土壤微量有效性的影响程度不同。这提示我们,要明确大气 O₃ 浓度升高对土壤微量有效性的影响机制,应针对不同土层厚度,结合土壤化学、作物生物学特性和植物根系生长特点,对上述相关过程及其内在关联性机制进行研究。

另外,在 CO₂-FACE 上的研究表明,大气 CO₂ 浓度升高增加稻季和麦季土壤 DTPA-Fe、Mn、Cu、Zn 含量^[26-27],大气 CO₂ 浓度升高通过增强光合作用^[28-29],提高生物量^[30],增加根系分泌物^[31-32],从而提高土壤微量元素有效性;而大气 O₃ 浓度升高会造成光合损伤、降低光合作用^[33],生物量下降^[11]、根冠比降低^[34]、根系分泌物减少^[35]。在未来大气 CO₂ 和 O₃ 浓度同时升高条件下,对稻田生态系统土壤微量元素地球化学循环产生的影响值得进一步研究。

References:

- [1] Thompson A M. The oxidation capacity of the earth's atmosphere: probable past and future changes. *Science*, 1992, 256:1157-1165.
- [2] Meehl G A, Stocker T F, Collins W D. *Global Climate Projections*. Cambridge: Cambridge University Press, 2007
- [3] Clark C S, Weber J A, Lee E H, Hogsett W E. Accentuation of gas exchange gradients in flushes of ponderosa pine exposed to ozone. *Tree Physiology*, 1995, 15: 181-189.
- [4] Timothy G J, Chris F, Andrew L, Gina M. Impacts of elevated atmospheric ozone on peatland below-ground DOC characteristics. *Ecological Engineering*, 2009, 35: 971-977.
- [5] Chen Z, Wang X K, Duan X N, Feng Z Z, Wu Q B. Ozone effects on wheat root and soil microbial biomass and diversity. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(5):1803-1808.
- [6] Hofstra G, Ali A, Wukasz RT, Fletcher R A. The rapid inhibition of root respiration after expose of bean (*Phaseolus vulgaris* L.) plants to ozone. *Atmospheric Environment*, 1981, 15: 483-487.
- [7] Kasurinen A, Gonzales P K, Riikonen J, Vapaavuori E, Holopainen T. Soil CO₂ efflux of two silver birch clones exposed to elevated CO₂ and O₃ levels during three growing seasons. *Global Change Biology*, 2004, 10: 1654-1665.
- [8] Lu R K (ed.). *Analysis Method of Soil Agricultural Chemistry*. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [9] Legros J P, Loveland P J, Rounsevell M D A. Soils and Climate Change-Where Next? //Rounsevell, M. D. A, Loveland P J eds. *Soil Responses to Climate Change*, NATO ASI Series 23. Heidelberg: Springer-Verlag, 1994: 257-266.
- [10] Rounsevell M D A, Evans S P, Bullock P. Climate change and agricultural soils: impacts and adaptation. *Climatic Change*, 1999, 43, 683-709.
- [11] Lindsay W L, Norvell W A. Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 1978, 42: 421-428.
- [12] Sedberry J E, Bligh D P Jr, Eun M Y. An evaluation of chemical methods for extracting copper from rice soils. *Soil Science and Plant Analysis*, 1988, 19:1841-1857.
- [13] Zhou H, Zhu J G, Sun Y Y, Yin Y, Wang X R, Guo H Y. Effect of elevated atmospheric ozone concentration on the bioavailability of Cu in soil and oxidative stress of Cu in wheat. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(1):21-25.
- [14] Blum U, Tingey D T. A study of the potential ways in which ozone could reduce root growth and modulation of soybean. *Atmospheric Environment*, 1977, 11: 737-739.
- [15] US Environmental Protection Agency. Air quality criteria for ozone and related photochemical oxidants, Vol. II //US EPA Report No. EPA/600/P-93/004bF. Washington DC: Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, 1996.
- [16] Kelting D L, Burger J A, Edwards G S. The effects of ozone on the root dynamics of seedlings and mature red oak. *Forest Ecology and Management*, 1995, 79:197-206.
- [17] Scagel C F, Andersen C P. Seasonal changes in root and soil respiration of ozone-exposed ponderosa pine grown in different substrates. *New Phytologist*, 1997, 136: 627-643.
- [18] Cooley D R, Manning W J. The impact of ozone on assimilate partitioning in plants: a review. *Environmental Pollution*, 1987, 47(2):95-113.
- [19] Spence R D, Rykiel E J Jr, Sharpe P J. Ozone alters carbon allocation in loblolly pine: assessment with carbon-11 labeling. *Environmental Pollution*, 1990, 64(2):93-106.

- [20] Jürg F, Fitzgerald B. Ecological issues related to ozone: agricultural issues. *Environment International*, 2003, 29: 141-154.
- [21] Rogers H H, Runion G B. Plant responses to atmospheric CO₂ enrichment with emphasis on roots and the rhizosphere. *Environmental Pollution*, 1994, 83, 155-189.
- [22] Wang S G, Feng Z Z, Wang X K, Feng Z W. Effect of elevated atmospheric O₃ on arbuscular mycorrhizal (AM) and its function. *Environmental Science*, 2006, 27(9): 1872-1877.
- [23] Hu J L, Lin X G, Wang J H, Cui X C, Wu S, Zhang J, Zhu J G. Arbuscular mycorrhizal fungal effects on wheat growth in response to elevated tropospheric O₃ concentration. *Environmental Science*, 2009, 30(11): 3393-3398.
- [24] Yuan X X, Lin X G, Chu H Y, Yin R, Zhang H Y, Hu J L, Zhu J G. Effects of elevated atmospheric CO₂ on soil enzyme activities at different nitrogen level. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(1): 48-53.
- [25] Zheng Y F, Shi C H, Wu F F, Wu R J, Liu H J, Zhao Z, Hu C D. Effects of simulated elevated atmospheric O₃ concentration on soil enzyme activity in winter wheat rhizosphere. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(8): 4386-4391.
- [26] Ren S R, Zhu J G, Li H X, Wang X Z, Xie Z B, Zeng Q. Effect of free-air CO₂ enrichment (FACE) on microelements in Paddy Soil. *Ecology and Environment*, 2007, 16(3): 982-986.
- [27] Wang X Z, Sun W, Feng K, Ren S R, Xie Z B, Zhu J G. Effect of CO₂ enrichment and N supply on concentrations of DTPA-extractable microelements of soils in the wheat season. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2008, 27(2): 626-630.
- [27] Robermtz P, Stockfors J. Effects of elevated CO₂ concentration and nutrition on net photosynthesis, stomatal conductance and needle respiration of field-grown Norway spruce trees. *Tree Physiology*, 1998, 18(4): 233-241.
- [29] Liao T, Chen G Y, Zhang H B, Cai S Q, Zhu J G, Han Y, Liu G, Xu D Q. Response and acclimation of photosynthesis in rice leaves to free-air CO₂ enrichment (FACE). *Chinese Journal Applied Ecology*, 2002, 13(10): 1205-1209.
- [30] Liu H J, Yang L X, Huang J Y, Dong G C, Zhu J G, Liu G, Wang Y L. Effect of Free Air CO₂ Enrichment on Root Activity of Indica Rice (*Oryza saliva* L.) Cultivar Shanyou 63. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(1): 15-20.
- [31] Wang D L, Lin W H. Effects of CO₂ elevation on root exudates in rice. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19(4): 570-572.
- [32] Chen G P, Zhu J G, Cheng L. A summary of researches on effects of CO₂ elevation on root exudates. *Soils*, 2005, 37(6): 602-606.
- [33] Wang L, Zeng Q, Feng Z Z, Zhu J G, Tang H Y, Chen X, Xie Z B, Liu G, Kazuhiko K. Photosynthetic damage induced by elevated O₃ in two varieties of winter wheat with free air controlled enrichment approach. *Environmental Science*, 2009, 30(2): 527-534.
- [34] Cooley D R, Manning W J. The impact of ozone on assimilate partitioning in plants: a review. *Environmental Pollution*, 1987, 47(2): 95-113.
- [35] Edwards N T. Root and soil respiration responses to ozone in *Pinus taeda* L. seedlings. *New Phytologist*, 1991, 115: 315-321.

参考文献:

- [5] 陈展,王效科,段晓男,冯兆忠,吴庆标. 臭氧浓度升高对盆栽小麦根系和土壤微生物功能的影响. *生态学报*, 2007, 27(5): 1803-1808.
- [8] 鲁如坤. 主编. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [13] 周辉,朱建国,孙媛媛,尹颖,王晓蓉,郭红岩. 大气 O₃ 浓度升高对麦田土壤重金属 Cu 生物有效性和生理毒性的影响. *农业环境科学学报*, 2009, 28(1): 21-25.
- [22] 王曙光,冯兆忠,王效科,冯宗炜. 大气臭氧浓度升高对丛枝菌根 (AM) 及其功能的影响. *环境科学*, 2006, 27(9): 1872-1877.
- [23] 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): 3393-3398.
- [24] 苑学霞,林先贵,褚海燕,尹睿,张华勇,胡君利,朱建国. 大气 CO₂ 浓度升高对不同施氮土壤酶活性的影响. *生态学报*, 2006, 26(1): 48-53.
- [25] 郑有飞,石春红,吴芳芳,吴荣军,刘宏举,赵泽,胡程达. 大气臭氧浓度升高对冬小麦根际土壤酶活性的影响. *生态学报*, 2009, 29(8): 4386-4391.
- [26] 任思荣,朱建国,李辉信,王小治,谢祖彬,曾青. 大气 CO₂ 浓度升高对稻田土壤中微量元素的影响. *生态环境*, 2007, 16(3): 982-986.
- [27] 王小治,孙伟,封克,任思荣,谢祖彬,朱建国. 大气 CO₂ 浓度升高和施氮对麦季土壤有效态微量元素含量的影响. *农业环境科学学报*, 2008, 27(2): 626-630.
- [29] 廖轶,陈根云,张海波,蔡时青,朱建国,韩勇,刘钢,许大全. 水稻叶片光合作用对开放式空气 CO₂ 浓度增高 (FACE) 的响应与适应. *应用生态学报*, 2002, 13(10): 1205-1209.
- [30] 刘红江,杨连新,黄建晔,董桂春,朱建国,刘钢,王余龙. 2009. FACE 对三系杂交籼稻汕优 63 根系活性影响的研究. *农业环境科学学报*, 28(1): 15-20.
- [31] 王大力,林伟宏. CO₂ 浓度升高对水稻根系分泌物的影响. *生态学报*, 1999, 19(4): 570-572.
- [32] 陈改苹,朱建国,程磊. 高 CO₂ 浓度下根系分泌物的研究进展. *土壤*, 2005, 37(6): 602-606.
- [33] 王亮,曾青,冯兆忠,朱建国,唐昊治,陈曦,谢祖彬,刘钢, Kazuhiko Kobayashi. 开放式臭氧浓度升高对 2 个冬小麦品种光合损伤的研究. *环境科学*, 2009, 30(2): 527-534.