

大气对流层臭氧浓度升高下 AM 真菌对小麦生长的影响

胡君利^{1,2}, 林先贵^{1,2*}, 王俊华^{1,2}, 崔向超^{1,2,3}, 武术^{1,2}, 张晶^{1,2}, 朱建国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; 3. 南京农业大学生命科学学院, 南京 210095)

摘要: 利用中国唯一的开放式空气组分增高(free air component enrichment, FACE)稻麦轮作试验平台, 研究大气对流层 O₃ 浓度升高条件下接种外源 AM 真菌对小麦生长及土壤微生物生物量的影响. 结果发现, O₃ 浓度升高处理小麦苗期 AM 真菌侵染率有升高趋势, 而从孕穗期起逐渐显示出对小麦生长的不利影响, 收获时植株地上部生物量、株产与千粒重均显著下降($p < 0.05$), 分别降低 22%、29% 和 9%, 土壤微生物生物量 N 也下降了 37%, 但籽粒全 N 含量从 2.2% 显著提高到 2.6% ($p < 0.05$). O₃ 浓度升高条件下接种外源 AM 菌剂对小麦根系 AM 真菌侵染具有促进作用, 孕穗期 AM 真菌侵染率与植株地上部生物量均显著高于不接种对照($p < 0.05$), 收获时植株受灾程度降低了 50%, 土壤微生物生物量 N 也显著升高($p < 0.05$), 虽然小麦产量没有提高, 但籽粒全 N 含量下降到与当前 O₃ 浓度处理没有显著差异的水平上. 结果表明, O₃ 胁迫下小麦通过提高苗期 AM 真菌侵染来增强其抗胁迫能力, 接种外源 AM 真菌可以促进小麦营养生长, 并可通过改善根系分泌物等来提高土壤微生物生物量.

关键词: 对流层臭氧浓度升高; 开放式空气组分增高; 丛枝菌根; 小麦养分吸收; 土壤微生物生物量

中图分类号: X171 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)11-3393-06

Arbuscular Mycorrhizal Fungal Effects on Wheat Growth in Response to Elevated Tropospheric O₃ Concentration

HU Jun-li^{1,2}, LIN Xian-gui^{1,2}, WANG Jun-hua^{1,2}, CUI Xiang-chao^{1,2,3}, WU Shu^{1,2}, ZHANG Jing^{1,2}, 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 the Environment, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences and Hongkong Baptist University, Nanjing 210008, China; 3. College of Life Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: A FACE (Free-air component enrichment) system in a rice/wheat rotation field was used to investigate the effects of arbuscular mycorrhizal fungal (AMF) inoculation on wheat growth and soil microbial biomass under elevated tropospheric O₃ concentration. The elevated O₃ concentration tended to increase AM colonization of wheat seedling and late plant growth during the booting period, then significantly ($p < 0.05$) reduced aerial biomass, individual yield and kernel weight by 22%, 29% and 9%, respectively, and decreased soil microbial biomass N by 37% after wheat harvesting. However, the total N content in wheat grain significantly ($p < 0.05$) increased from 2.2% to 2.6%. Under elevated O₃ concentration, AMF inoculation accelerated AM colonization successfully, and improved colonization rate and aerial biomass significantly ($p < 0.05$) during the booting period, thus reduced the damage of aerial biomass by 50% when harvesting, and increased soil microbial biomass N significantly ($p < 0.05$) related to the noninoculated treatment. Although wheat yield didn't increase, the total N content in grain decreased to the same level of that of the control wheat. It suggested that higher AM colonization is the resistance behavior of wheat in response to O₃ intimidation, and AMF inoculation can accelerate wheat growth, increase root exudates and soil microbial biomass subsequently.

Key words: elevated tropospheric O₃ concentration; free air component enrichment (FACE); arbuscular mycorrhiza (AM); wheat nutrient uptake; soil microbial biomass

自工业革命以来,地面向大气排放的污染物种类和数量不断增加,O₃就是其中一种重要的污染气体.一般认为,大气O₃背景浓度为25~50 nmol/mol^[1],但目前在城市、农村甚至是一些边远清洁地区,O₃浓度均有明显的上升趋势^[2~4],全球有近1/4的国家和地区在夏季面临O₃浓度60 nmol/mol以上的威胁^[5].据估计,大气O₃浓度以每年0.5%以上

的速率继续增加^[6],预计到2100年将在现有基础上增加40%~60%^[7],这势必会对整个生物界和地球

收稿日期: 2008-12-05; 修订日期: 2009-02-26

基金项目: 国家自然科学基金项目(40771202); 日本环境省全球环境研究基金项目(G-062)

作者简介: 胡君利(1982~),男,硕士,研究实习员,主要研究方向为菌根生态过程与调控技术, E-mail: jllhu@issas.ac.cn

* 通讯联系人, E-mail: xglin@issas.ac.cn

环境产生深刻的影响^[8~11]. 1958 年, Richards 等^[12]首次报道了 O₃ 胁迫会伤害植物, 后来学者们发现, O₃ 可直接作用于植物叶片, 结果导致气孔导度下降、光合作用受到抑制、叶面出现伤害, 最终导致生物量与生产力的下降^[13]. 调查发现, 国际国内许多农村地区的 O₃ 浓度已达到引起作物减产的水平^[14, 15]. 更值得关注的是, 对流层 O₃ 增长问题近年来在东亚地区显得尤为突出^[16]. 在 O₃ 浓度持续升高不可避免的情况下, 如何有效缓解并科学控制由此引发的环境风险和粮食安全问题值得重视.

菌根是土壤真菌侵染植物营养根系形成的共生体, 特别是丛枝菌根(arbuscular mycorrhiza, AM) 在促进生态系统物质循环、生态系统恢复与重建、提高植物抗逆能力等方面具有积极的作用^[17~19]. 农田不仅是 AM 真菌的重要资源库, 而且具有广泛的 AM 宿主和良好的环境条件, 因此 AM 对农田生态系统具有很大的潜在影响力和应用价值^[20]. 如果能充分利用 AM 增强植物抗逆能力的优势, 通过生物手段达到减灾的目的, 对于控制 O₃ 农田灾害将有积极的意义. 研究发现, O₃ 胁迫对豆科植物生长具有很大的不利影响^[21], 而接种 AM 真菌能显著减轻 O₃ 对蚕豆生长的胁迫^[22], 这表明接种 AM 真菌在控制或缓解 O₃ 农田灾害方面确有一定的应用前景. 那么, AM 真菌在人类重要粮食作物小麦上是否具有同样有效的应用潜力呢?

作为研究近地层大气特定成分变化对生态系统影响的科学工具, 20 世纪 70 年代初推出的开顶式气室(open-top chamber, OTC) 得到了世界各国的高度重视和广泛应用^[23], 而 80 年代末发展的无封闭条件下控制田间 CO₂ 浓度的开放式空气组分增高(free-air component enrichment, FACE) 技术, 由于系统没有任何隔离设施, 内部通风、光照、温度、湿度等条件十分接近自然生态环境, 因而成为研究农田生态系统对大气 CO₂ 浓度升高响应的最佳试验手段^[24], 目前也已同样成功地应用于 O₃ 胁迫研究领域^[20, 25]. 本研究利用中国唯一的稻麦轮作臭氧 FACE 试验平台, 分析大气对流层 O₃ 浓度升高条件下接种 AM 真菌对小麦生长的影响, 以期建立和发展高 O₃ 浓度下农田生态系统减灾的菌根调控配套措施提供理论和技术依据.

1 材料与方法

1.1 试验平台

中国稻麦轮作 FACE 试验平台位于江苏省江都市小纪镇(32°35'N, 119°42'E), 包含 CO₂ 与 O₃ 这 2 个相对独立的子平台. 臭氧 FACE 平台于 2007 年 3 月开始运行, 设 FACE 与 Ambient(当前空气对照) 2 个 O₃ 浓度处理, 每个处理 3 个重复圈(直径 12.5 m 的正八角形), 各圈随机排列, 间隔 > 90 m, 以减少 O₃ 释放对其它圈的影响^[25]. FACE 圈采用反映近地层 O₃ 浓度实情的日变化熏蒸方式, 置于作物灌层上方 50~60 cm 处的 8 根放气管道于每天 09:00~18:00 释放 O₃, 使圈内 O₃ 浓度(平均为 70 nmol/mol) 始终比 Ambient 圈 O₃ 浓度(平均为 45 nmol/mol) 高 50%, 85% 时间内 O₃ 浓度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. 2008 年小麦季 O₃ 熏蒸起止日期为 3 月 5 日~6 月 7 日.

1.2 试验设计

2007 年 11 月 20 日, 在各 FACE 圈和 Ambient 圈内分别使用塑料板围出 2 个 1 m × 0.5 m 的独立小区, 其中一个小区接种本实验室从农田土壤中分离保藏、经研究在提高植物抵抗胁迫方面具有良好功能、经苏丹草扩繁后含有孢子、菌丝和侵染根段的苏格兰球囊霉(*Glomus caledonium*) 菌剂(登记菌号为 90036, 接种量为每个小区 0.5 kg), 另一个小区则接种相同比例的 AM 灭活菌剂作为对照. 接种菌剂前先在小区内取出表层土壤若干, 层施 AM 菌剂后播种小麦, 覆上原先从小区中取出的对应土壤. 供试小麦(*Triticum aestivum* L.) 为长江下游麦区推广品种扬麦 16, 田间正常管理, 其间分别于 2008 年的 2 月 22 日、3 月 21 日、4 月 23 日和 5 月 22 日取样, 每次随机采集小麦 3~6 株, 6 月 7 日收获时随机采集 5 cm × 10 cm 的测产样方 4 个, 5 点采样法采集 0~15 cm 耕作层土样.

1.3 试验方法

根段频率标准法测定小麦根系 AM 真菌侵染率^[26], 常压恒温干燥法测定植株地上部生物量(最后 1 次单独测定籽粒产量)^[27], 然后采用 H₂SO₄-H₂O₂ 消煮法消化麦粒样品, 并分别采用半微量凯氏法、钼锑抗比色法和火焰光度计法测定全 N、全 P 和全 K 含量^[27]. 此外, 采用氯仿熏蒸法测定 6 月 7 日所采集耕作层土壤样品的微生物生物量 C 和 N^[28], 微生物生物量 C 的系数为 2.64^[29], 微生物生物量 N 的系数为 1.85^[30].

1.4 数据处理

试验数据使用 Excel 2003 进行制图, 并使用 SPSS 13.0 进行多重比较和双因素方差分析(Duncan 检验, $p < 0.05$).

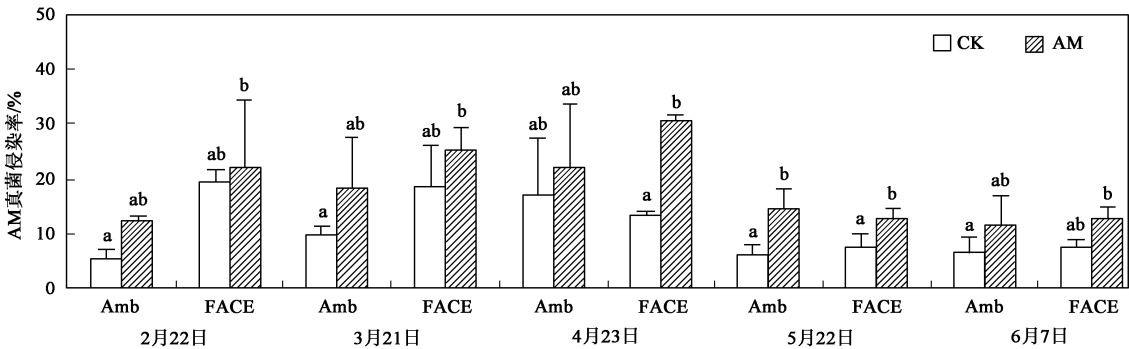
2 结果与讨论

2.1 AM 真菌侵染率

不同 O₃ 浓度处理小麦均有根系被 AM 真菌侵染, 且侵染率随着小麦生育期变化而呈现“先升高后降低再稳定”的规律, 整体上在 4 月份达到侵染高峰(图 1). 在不接种 AM 菌剂的 CK 处理中, 小麦根系被土著 AM 真菌侵染, 且 FACE 圈 2~3 月份的 AM 真菌侵染率有高于 Ambient 圈的明显趋势. 在 Ambient 圈和 FACE 圈接种外源 AM 菌剂对 AM 真菌

侵染均有不同程度的提高作用, 其中 FACE 圈在 4 月份即达到显著水平($p < 0.05$), 而 Ambient 圈在 5 月份也达到显著水平($p < 0.05$). 臭氧 FACE 平台从 2007 年 3 月份开始运行, 尽管地上作物到了成熟期会收割, 但地下部分(包括土壤以及微生物等)对 O₃ 浓度升高的响应却是一个积累过程^[3]. 尽管本小麦季在 2008 年 2 月份尚未开始 O₃ 熏蒸, 但 2007 年的 O₃ 熏蒸可能已经导致土壤性质发生了一些变化, 结果表现为小麦生长需要通过增进根系 AM 真菌侵染来提高其抗胁迫能力. 本研究结果同时也显示, 接种外源 AM 菌剂在对流层 O₃ 浓度升高条件下可能会发挥更大的作用.

2.2 植株地上部生物量



Amb: Ambient(当前空气对照); FACE: 开放式空气 O₃ 浓度升高; 同一时期内不同字母表示具有显著差异($p < 0.05$), 误差线为标准偏差, 下同

图 1 小麦根系 AM 真菌侵染率的动态变化

Fig. 1 Dynamic development of AM colonization in wheat root system

从不同处理小麦植株地上部生物量的动态变化来看, 小麦在 5 月之前一直处于营养生长阶段, 而到 5~6 月的生殖生长阶段, 植株茎、叶部分的生长非常有限(图 2). O₃ 浓度升高对小麦生长的不利影响从 4 月开始逐渐显示出来, 到 6 月植株地上部生物量平均比 Ambient 圈低 22% ($p < 0.05$). 在 FACE 圈

接种 AM 菌剂对小麦生长有较大促进作用, 在 4 月达到显著水平($p < 0.05$), 到 6 月收获时植株地上部生物量仅比 Ambient 圈 CK 处理低 10%, 这与 FACE 圈 CK 处理相比, 受灾程度降低了 50%. 在 Ambient 圈接种 AM 菌剂对小麦生长也有一定促进作用, 但一直没有达到显著水平. 由此可见, 在对流层 O₃ 浓

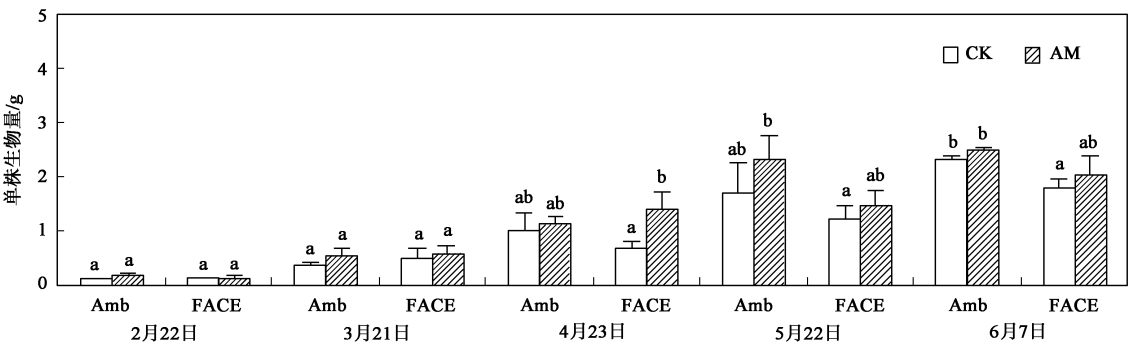


图 2 小麦植株地上部生物量的动态变化

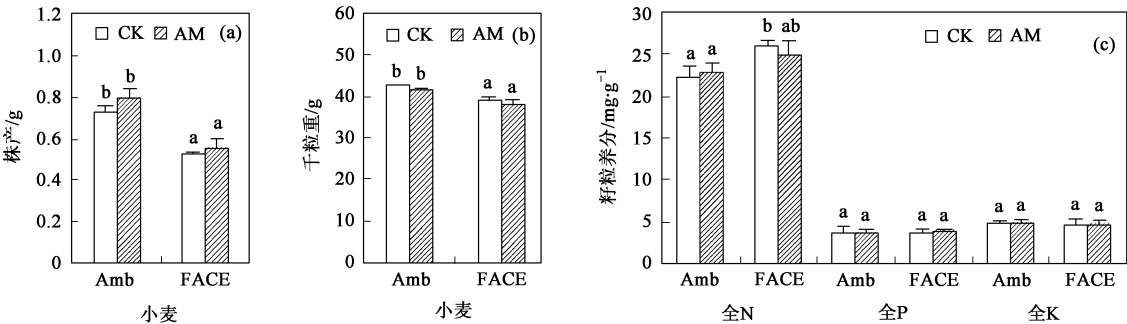
Fig. 2 Dynamic development of aerial biomass of wheat plant

度升高条件下, 接种外源 AM 菌剂可能通过增进小麦根系的 AM 真菌侵染, 进而促进植株地上部生物量的提高.

2.3 株产、千粒重与籽粒 N、P、K 含量

在不接种 AM 菌剂条件下, O₃ 浓度升高显著降低小麦株产与千粒重 ($p < 0.05$), 分别下降 27% 和 9%; 但籽粒全 N 含量从 2.2% 显著提高到 2.6% ($p < 0.05$), 而对全 P、K 含量没有影响. 在 FACE 圈接种 AM 菌剂对株产和千粒重均没有显著影响, 但籽粒全 N 含量趋于下降, 达到与 Ambient 圈无显著差异的水平. 实践表明, 小麦籽粒全 N 含量一般为 2.2% ~ 2.5%^[27], 本研究中 Ambient 圈与此相符, 但

FACE 圈显著升高, 这可能是植株生物量下降而造成的浓缩效应, 但全 P、K 含量并没有发生类似的浓缩效应, 所以另一个重要原因可能是 O₃ 浓度升高促使植物做出必要生理调节, 即通过增强 N 素营养来提高其抗胁迫能力, 小麦苗期 AM 真菌侵染率升高也可能与此有关 (图 1). 尽管 O₃ 浓度升高可以提高小麦籽粒氨基酸和蛋白质的含量, 但会同时导致淀粉含量显著降低^[31, 32], 籽粒品质因而会受到严重影响. 在本研究中, 接种 AM 菌剂能够显著改善小麦的营养生长 (图 2), 并进一步将籽粒全 N 含量及相应营养成分调节到正常比例范围内, 表明在应对 O₃ 麦田灾害方面确有一定应用潜力.



同一项目不同字母表示具有显著差异 ($p < 0.05$)

图 3 小麦株产、千粒重与籽粒 N、P、K 含量的比较

Fig. 3 Comparison of individual yield, kernel weight and total N, P, K contents in wheat seed

2.4 土壤微生物生物量碳、氮及其比值

在不接种 AM 菌剂条件下, FACE 圈土壤微生物生物量 C、N 均趋于下降, 后者平均下降了 37%, 且 C/N 比值平均比 Ambient 圈升高了 35%; 接种 AM 菌剂则促使 FACE 圈土壤微生物生物量 C、N 升高, 后者还达到显著水平 ($p < 0.05$), C/N 值也降至与 Ambient 圈相同的水平. 土壤微生物生物量是土壤有机质转化与养分循环的动力, 也可作为土壤中植物有效养分的储备库^[33]; C/N 在一定程度上可以揭示

土壤微生物群落结构信息, 该值的增高应是微生物群落结构变化的结果^[34, 35]. O₃ 胁迫下土壤微生物生物量 N 下降在一定程度上佐证了上文推测的植物营养调节及其对土壤 N 素的高度吸收, 另一个重要原因可能是小麦生长受到胁迫后, 根系分泌物的组成与数量发生了变化, 进而影响了土壤微生物的生长及其群落结构. 接种外源 AM 菌剂应是通过提高 AM 真菌侵染来促进小麦营养生长, 进而通过改善根系分泌物等来提高土壤微生物生物量.

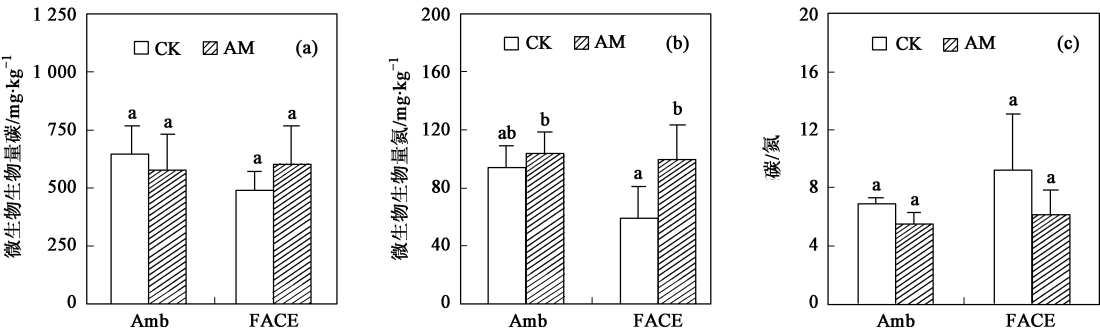


图 4 土壤微生物生物量碳、氮及其比值的比较

Fig. 4 Comparison of soil microbial biomass C, N and C/N ratio

2.5 双因素方差分析

对流层 O₃ 浓度升高与接种 AM 真菌的双因素方差分析结果如表 1 所示. 从中可以看出, FACE 的效应是显著提高小麦苗期 AM 真菌感染率($p < 0.05$), 显著降低 5~6 月植株地上部生物量以及产量(包括株产与千粒重)($p < 0.05$), 并显著提高小麦籽粒全 N 含量($p < 0.05$). 因受土著 AM 真菌干扰, 接种外源 AM 菌剂对 AM 真菌感染率的增高效应直到 5 月才达到显著水平($p < 0.05$), 但实际上在 3~4 月即已比较明显($p < 0.10$), 且在 4 月显著提高植株地上部生物量($p < 0.05$), 而在 6 月收获时对土壤微生物生物量 N 也有一定提高效果($p = 0.066$). 综合而言, 对流层 O₃ 浓度升高对小麦生长以及籽粒生产具有显著破坏作用, 并可能通过提高苗期 AM 真菌感染率来增强其抗胁迫能力; 接种外源 AM 菌剂应该是在苗期就通过增进 AM 真菌感染来提高小麦营养生长, 但因受土著 AM 真菌干扰, 这些作用在臭氧熏蒸后才得以表现出来, 进而可以提高土壤微生物生物量, 但对小麦株产、千粒重的影响均没有达到显著水平, 因而在麦田增产减灾方面还需要做更深入的研究. 此外, 在制订菌根减灾的综合配套措施时, 一方面需要加强选育符合不同作物生长特性和生理需求的 AM 菌种, 另一方面需要重视 AM 菌剂应用条件和植物营养、田间管理等层面的探索与实践, 发展和完善应对 O₃ 灾害的菌根调控综合技术体系.

表 1 O₃ 浓度升高与接种 AM 真菌双因素方差分析¹⁾

Table 1 Two-way ANOVA results of elevated ozone concentration and arbuscular mycorrhizal fungal inoculation

测定指标	采样时间	FACE 效应	AM 效应	交互作用
AM 真菌感染率	2008-02-22	0.023*	0.265	0.597
	2008-03-21	0.061	0.081	0.860
	2008-04-23	0.625	0.056	0.243
	2008-05-22	0.958	0.003*	0.387
	2008-06-07	0.585	0.016*	0.854
植株地上部生物量	2008-02-22	0.421	0.269	0.421
	2008-03-21	0.416	0.150	0.937
	2008-04-23	0.725	0.017*	0.073
	2008-05-22	0.029*	0.113	0.539
	2008-06-07	0.010*	0.104	0.888
小麦株产	2008-06-07	0.000*	0.095	0.459
小麦千粒重	2008-06-07	0.000*	0.053	0.769
小麦籽粒全 N 含量	2008-06-07	0.010*	0.688	0.304
小麦籽粒全 P 含量	2008-06-07	0.971	0.796	0.854
小麦籽粒全 K 含量	2008-06-07	0.687	0.965	0.965
土壤微生物生物量 C	2008-06-07	0.445	0.807	0.264
土壤微生物生物量 N	2008-06-07	0.135	0.066	0.209
土壤微生物生物量 C/N	2008-06-07	0.236	0.110	0.506

1) * 表示 Duncan 检验显著性水平($p < 0.05$)

3 结论

- (1) 大气对流层 O₃ 浓度升高显著影响小麦生长, 一方面显著降低植株生物量、株产、千粒重以及土壤微生物生物量, 另一方面通过提高苗期 AM 真菌感染来增强其抗胁迫能力, 籽粒全 N 含量显著增加.
- (2) 大气对流层 O₃ 浓度升高条件下接种外源 AM 菌剂可以增进 AM 真菌感染、促进小麦营养生长并提高土壤微生物生物量, 虽然对产量没有影响, 但将籽粒全 N 含量及相应营养成分调节到正常比例范围.

参考文献:

[1] 陈展, 王效科, 段晓男, 等. 臭氧浓度升高对盆栽小麦根系和土壤微生物功能的影响[J]. 生态学报, 2007, 27(5): 1803-1808.

[2] Fishman J, Soloman S, Crutzen P J. Observations and theoretical evidence in support of a significant *in-situ* photochemical source of tropospheric ozone [J]. Tellus, 1979, 31: 432-446.

[3] Cox R A, Eggleton A E J, Derwent R G, *et al.* Long-rang transport of photochemical ozone in northwestern Europe [J]. Nature, 1975, 255: 118-121.

[4] Heck W W, Taylor O C, Adams R, *et al.* Assessment of crop loss from ozone [J]. J Air Pollu Contr Assoc, 1982, 32: 353-356.

[5] 冯兆忠, 小林和彦, 王效科, 等. 小麦产量形成对大气臭氧浓度升高响应的整合分析[J]. 科学通报, 2008, 53(24): 3080-3085.

[6] 张兰生, 方修琦, 任国玉. 全球变化[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000. 225-257.

[7] Meehl G A, Stocker T F, Collins W D, *et al.* Global Climate Projections [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

[8] 李德文, 史奕, 何兴元. 大气二氧化碳和臭氧浓度升高对植物挥发性有机化合物排放影响的研究进展[J]. 应用生态学报, 2005, 16(12): 2451-2458

[9] 王明星, 杨昕. 大气化学研究的一些新进展[J]. 自然科学进展, 2001, 11(6): 561-567.

[10] Levy H. Nomal atmosphere: Large radical and fomaldehyde concentrations predicted [J]. Science, 1971, 173: 141-143

[11] Weinstock B, Niki H. The carbon monoxide balance in nature [J]. Science, 1972, 176: 290-292.

[12] Richards B L, Middleton J T, Hewitt W B. Air pollution with relation to agronomic crops. V. Oxidant stipple of grape [J]. Agron J, 1958, 50: 559-561.

[13] 陈展, 王效科, 冯兆忠, 等. 臭氧对生态系统地下过程的影响[J]. 生态学杂志, 2007, 26(1): 121-125.

[14] Chameides W L, Li X S, Tian X Y, *et al.* Is ozone pollution affecting crop yield in China [J]. Geophys Res Let, 1999, 26(7): 867-870.

[15] Jin M H, Feng Z W, Zhang F Z. Impacts of ozone on the biomass and yield of rice in open-top chamber [J]. J Environ Sci, 2001, 13

- (2): 233-236.
- [16] 葛萃, 蔡菊珍, 张美根. 东亚地区对流层 O₃ 和 CO 模拟[J]. 中国科学院研究生院学报, 2007, **24**(5): 549-555.
- [17] 王曙光, 林先贵, 施亚琴. 丛枝菌根(AM)与植物的抗逆性[J]. 生态学杂志, 2001, **20**(3): 27-30.
- [18] Redecker D, Kondor R, Graham L E. Glomalean fungi from the Ordovician [J]. Science, 2000, **289**: 1920-1921.
- [19] 梁宇, 郭良栋, 马克平. 菌根真菌在生态系统中的作用[J]. 植物生态学报, 2002, **26**(6): 739-745.
- [20] 胡君利, 林先贵, 朱建国. 土壤微生物对大气对流层臭氧浓度升高的响应[J]. 土壤, 2008, **40**(6): 857-862.
- [21] 王春乙, 白月明, 温民, 等. CO₂ 和 O₃ 浓度倍增及复合效应对大豆生长和产量的影响[J]. 环境科学, 2004, **25**(6): 6-10.
- [22] 王曙光, 冯兆忠, 王效科, 等. 大气臭氧浓度升高对丛枝菌根(AM)及其功能的影响[J]. 环境科学, 2006, **27**(9): 1872-1877.
- [23] 郑启伟, 王效科, 冯兆忠, 等. 用旋转布气法开顶式气室研究臭氧对水稻生物量和产量的影响[J]. 环境科学, 2007, **28**(1): 170-175.
- [24] 胡君利, 林先贵, 褚海燕, 等. 土壤微生物对大气 CO₂ 浓度升高的响应研究[J]. 土壤通报, 2006, **37**(3): 601-605.
- [25] 周辉, 朱建国, 孙媛媛, 等. 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[J]. 农业环境科学学报, 2009, **28**(1): 21-25.
- [26] Philips J M, Hayman D S. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection [J]. Trans Brith Mycol Soc, 1970, **55**(1): 158-160.
- [27] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999. 296-316.
- [28] Chu H Y, Cao Z H, Xie Z B, *et al.* Effects of lanthanum on microbial biomass carbon, nitrogen and respiration in red soil [J]. J Rare Earth, 2001, **19**(2): 158-160.
- [29] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C [J]. Soil Biol Biochem, 1987, **19**(6): 703-707.
- [30] Brookes P C, Andera L, Pruden G, *et al.* Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil [J]. Soil Biol Biochem, 1985, **12**(6): 837-842.
- [31] 郭建平, 王春乙, 白月明, 等. 大气臭氧浓度变化对冬小麦生理过程和籽粒品质的影响[J]. 应用气象学报, 2001, **12**(2): 255-256.
- [32] 张巍巍, 赵天宏, 王美玉. 对流层臭氧浓度升高对植物的影响[J]. 安徽农业科学, 2006, **34**(8): 1520-1522.
- [33] 徐阳春, 沈其荣, 冉炜. 长期免耕与施用有机肥对土壤微生物生物量碳、氮、磷的影响[J]. 土壤学报, 2002, **39**(1): 89-96.
- [34] Dai J, Becquer T, Rouiller J H, *et al.* Influence of heavy metals on C and N mineralization and microbial biomass in Zn, Pb, Cu, and Cd contaminated soils [J]. Appl Soil Ecol, 2004, **25**: 99-109.
- [35] Lovell R D, Jarvis S C, Bardgett R D. Soil microbial biomass and activity in long-term grassland: Effects of management changes [J]. Soil Biol Biochem, 1995, **27**: 969-975.