

地表臭氧浓度升高对旱作农田 N_2O 排放的影响

吴杨周^{1,3}, 胡正华^{1,2,3*}, 李岑子³, 陈书涛^{1,3}, 谢燕³, 肖启涛^{2,3}

(1. 南京信息工程大学气象灾害预报预警与评估协同创新中心, 南京 210044; 2. 南京信息工程大学江苏省农业气象重点实验室, 大气环境中心, 南京 210044; 3. 南京信息工程大学应用气象学院, 南京 210044)

摘要: 通过田间试验, 在冬小麦和大豆生长季设置3种不同臭氧(O_3)浓度的处理, 包括自由空气(对照, CK)、100 $\text{nL}\cdot\text{L}^{-1}$ O_3 浓度(T_1)和150 $\text{nL}\cdot\text{L}^{-1}$ O_3 浓度(T_2), 采用静态箱-气相色谱法测定 N_2O 排放通量, 研究地表 O_3 浓度升高对冬小麦-大豆轮作系统 N_2O 排放的影响。结果表明, 与CK相比, 在冬小麦返青期, T_1 和 T_2 处理都降低了土壤-冬小麦系统 N_2O 累积排放量, 降幅分别为37.8% ($P=0.000$)和8.8% ($P=0.903$); 在拔节-孕穗期, T_1 和 T_2 处理使 N_2O 累积排放量分别降低了15.0% ($P=0.217$)和39.1% ($P=0.000$); 从冬小麦全生育期来看, T_1 、 T_2 的 N_2O 累积排放量分别降低了18.9% ($P=0.138$)和25.6% ($P=0.000$)。由于本年度大豆生长季降水偏少, 受干旱胁迫的影响, O_3 浓度升高对大豆田 N_2O 排放的作用不明显。本研究表明地表 O_3 浓度升高会减少旱作农田 N_2O 排放量。

关键词: 臭氧; 冬小麦; 大豆; 土壤; N_2O 排放

中图分类号: X142 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2015)02-0000-00 DOI: 10.13227/j.hjxx.2015.02.000

Impacts of Elevated Ozone Concentration on N_2O Emission from Arid Farmland

WU Yang-zhou^{1,3}, HU Zheng-hua^{1,2,3*}, LI Cen-zi³, CHEN Shu-tao^{1,3}, XIE Yan³, XIAO Qi-tao^{2,3}

(1. Collaborative Innovation Center on Forecast Meteorological Disaster Warning and Assessment, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China; 2. Yale-NUIST Center on Atmospheric Environment, Jiangsu Key Laboratory of Agricultural Meteorology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China; 3. College of Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China)

Abstract: To investigate the impact of elevated surface ozone (O_3) concentration on nitrous oxide (N_2O) emission from arid farmland, field experiments were carried out during winter-wheat and soybean growing seasons under the condition of simulating O_3 concentrations, including free air (CK), 100 $\text{nL}\cdot\text{L}^{-1}$ O_3 concentration (T_1), and 150 $\text{nL}\cdot\text{L}^{-1}$ O_3 concentration (T_2). N_2O emission fluxes were measured by static dark chamber-gas chromatograph method. The results showed that the accumulative amount of N_2O (AAN) were decreased by 37.8% ($P=0.000$) and 8.8% ($P=0.903$) under T_1 and T_2 treatments, respectively, in the turning-green stage of winter wheat. In the elongation-booting stage, AAN were decreased by 15.0% ($P=0.217$) and 39.1% ($P=0.000$) under T_1 and T_2 treatments, respectively. AAN were decreased by 18.9% ($P=0.138$) and 25.6% ($P=0.000$) under T_1 and T_2 treatments, respectively, during the whole winter-wheat growing season. No significant impact of elevated O_3 concentration on N_2O emission from soil-soybean system was found due to the less rainfall during the soybean growing season, drought had a stronger stress on soybean than O_3 concentration. The results of this study suggested that elevated O_3 concentration could reduce N_2O emission from arid farmland.

Key words: ozone; winter wheat; soybean; soil; N_2O emission

氧化亚氮(N_2O)是仅次于 CO_2 、 CH_4 的重要的温室气体,其百年尺度全球增温潜势(GWP)是 CO_2 的298倍^[1],大气中 N_2O 浓度已由工业革命前的 270×10^{-9} 上升到2011年的 324×10^{-9} ^[2]。 N_2O 在大气中滞留时间长,其生命周期长达121 a^[3],而且还能参与平流层的光化学反应,将平流层臭氧(O_3)光解为 O_2 ,破坏大气臭氧层^[4],使得到达地表的紫外辐射增加。

O_3 主要存在于平流层底层和近地层,位于平流层的 O_3 可吸收短波紫外线,保护地球上的生物不受伤害,而位于近地层的 O_3 通过光化学反应生成二次

污染物,造成环境污染。由于人类活动和大量化石燃料的使用,使得 O_3 前体物和光氧化剂持续增加,导致近地层 O_3 浓度不断升高。1999~2000年我国长三角地区6个大气 O_3 监测点的资料表明^[5],每天7h平均 O_3 浓度为75 $\text{nL}\cdot\text{L}^{-1}$,而到2050年北半球 O_3 浓度将在现有基础上增加20%~25%^[6,7],到

收稿日期: 2014-05-10; 修订日期: 2014-09-11

基金项目: 国家自然科学基金项目(41175136, 41375006); 江苏省农业气象重点实验室开放课题项目(KYQ1302); 江苏省高校“青蓝工程”项目

作者简介: 吴杨周(1988~),男,硕士研究生,主要研究方向为农田地气碳氮交换与全球变化, E-mail: yangzhou_wu@139.com

* 通讯联系人, E-mail: zhhu@nuist.edu.cn

2100 年将增加 40% ~ 60%^[8]. 研究表明,地表 O_3 浓度升高能改变植物叶绿体结构、分解叶绿素和可溶性蛋白,从而减少叶绿素含量^[9,10];迫使叶片气孔关闭,降低植物的光合和蒸腾速率^[11,12],抑制植物生长和干物质积累^[13],同时降低根系生物量和根系分泌物总量^[14~16],导致产量下降^[17]. O_3 浓度升高还可改变土壤微生物群落组成与活性,降低根际土壤微生物数量和生物量^[18~20].

农田土壤是大气 N_2O 的重要排放源^[21],在全球温室气体收支中具有重要的地位. 农田 N_2O 主要是在土壤微生物参与下,通过土壤硝化-反硝化作用以及作物自身的氮代谢过程产生^[22],而 O_3 浓度升高可能通过抑制作物生长、改变土壤理化性质和土壤微生物组成,从而降低土壤硝化反硝化速率,减少 N_2O 的产生与排放. 本研究通过田间试验,采用开顶箱和 O_3 发生与调控装置模拟 O_3 浓度升高,应用静态箱-气相色谱法测定 N_2O 排放通量,并测定植株生物量、叶片与土壤的全氮和有效氮含量,初步分析地表 O_3 浓度升高对冬小麦-大豆轮作农田生态系统 N_2O 排放的影响规律及机制,以期为地表 O_3 浓度持续增加情景下区域农田温室气体排放量估算提供基础资料.

1 材料与方法

1.1 试验地点概况

田间试验在南京信息工程大学农业气象与生态试验站(32. 16°N, 118. 86°E)进行. 试验地耕层土壤质地为壤质粘土,土壤 pH(H_2O) 值为 6. 2、黏粒含量为 26. 1%、有机碳和全氮的含量分别为 19. 41 $g \cdot kg^{-1}$ 和 1. 42 $g \cdot kg^{-1}$. 冬小麦和大豆品种分别为扬麦 14 和八月白. 作物主要生育期及肥料管理见表 1.

1.2 试验方法

1.2.1 O_3 浓度处理

1999 ~ 2000 年我国长三角地区 6 个大气 O_3 监测点的资料表明^[5],每天 7h 平均 O_3 浓度为 75 $nL \cdot L^{-1}$,而 2050 年北半球 O_3 浓度将在现有基础上增加 20% ~ 25%^[6,7],2100 年将增加 40% ~ 60%^[8],因此本研究设置 3 种 O_3 浓度水平:对照(CK,自由空气)、 O_3 浓度 100 $nL \cdot L^{-1}$ (T_1)和 O_3 浓度 150 $nL \cdot L^{-1}$ (T_2),每处理 3 个重复. 每天在 08:00 ~ 16:00 运行臭氧增加装置,阴雨天关闭.

O_3 浓度自动调控装置的组成包括开顶箱(OTC)、臭氧发生器、 O_3 浓度传感器、微型电子控

表 1 作物主要生育期和施肥

作物	日期	生育期及施肥
冬小麦	2008-12-14	播种,施基肥(复合肥,40 $g \cdot m^{-2}$,含 N18%, P_2O_5 46%)
	2009-01-01	出苗
	2009-02-14	返青,施返青肥(复合肥,45 $g \cdot m^{-2}$,含 N18%, P_2O_5 46%)
	2009-03-30	拔节
	2009-04-08	孕穗
	2009-04-17	抽穗
	2009-05-04	成熟
大豆	2010-07-02	播种,施基肥(复合肥,23 $g \cdot m^{-2}$,含 N18%, P_2O_5 46%)
	2010-07-06	出苗
	2010-07-11	三叶期
	2010-08-06	分枝
	2010-08-17	开花
	2010-09-01	结荚
	2010-09-14	鼓粒
	2010-10-16	收获

制仪等. 采用直径 3 m、高 2. 5 m 的 OTC 作为集气装置,OTC 壁为高透光率的阳光板,保证作物生长所需的光强和光质. O_3 由 WH-H-Y10 型臭氧发生器(南京沃环科技实业有限公司)生成,通过气泵和风扇将 O_3 稀释,经给 PVC 导气管输送入 OTC. 每个 OTC 内安装一个 O_3 浓度传感器(ML9810B, MONITOR,精度 1 $nL \cdot L^{-1}$,美国),预先在传感器设置 O_3 浓度阈值,当 OTC 内 O_3 浓度达到该阈值时, O_3 浓度感应器发射信号,微型电子控制仪接收并打开控制指令,使 O_3 发生器上的电磁阀断开,臭氧发生器停止供气. 当 OTC 内 O_3 浓度降低后, O_3 发生器又开始运行并向 OTC 内通入 O_3 ,实现了 OTC 内 O_3 浓度自动控制,使 OTC 内 O_3 浓度保持在设定水平.

1.2.2 气样采集与分析

气体样品的采集与分析采用静态箱-气相色谱法^[23]. 每种处理安装 3 个圆形采样底座(直径 20 cm,高 10 cm),上口有 1. 5 cm 深的凹槽,以注水与采样箱密封. 采样箱为 PVC 材料的圆柱,高 1 m,箱体直径与底座凹槽直径相同. 箱体外侧先包裹一层海绵,再覆盖一层铝箔,以减小采样期间因太阳辐射引起的箱内温度变化. 将采样箱罩于底座上,连接好带三通阀的针筒和温度计,向凹槽中加水密封. 分别在关箱后 0、10、20 min 采集气样,抽气前抽推针筒数次以混合箱内气体,每次抽样 60 mL. 记录土壤温度、湿度和采样前后箱内气温. 每周采样 1 ~ 2

次,在 08:00 ~ 10:00 完成. 采样过程关闭臭氧装置.

用 Agilent-6890N 气相色谱仪检测气样中 N_2O 的混合比,采用的是双阀双柱自动进样、反吹、分离和切换系统, ECD (electron capture detector) 检测器. 通过对每组 3 个样品的 N_2O 混合比与相应的采样间隔时间 (0、10、20 min) 进行直线回归,求得 N_2O 的排放速率,再根据大气压力、气温、普适气体常数、 N_2O 分子量、采样箱有效高度等,加权平均求得单位面积的排放量^[23],然后通过对每一组相邻平均排放量的累积积分求得全生育期累积排放量^[24].

1.2.3 植物与土壤指标测定

用全自动凯氏定氮仪 (Kjeltec2300, FOSS, 瑞典) 测定叶片和土壤全氮^[25]. 用紫外可见分光光度计 (Cary50, Varian, 美国) 测定叶片中 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N. 用 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ KCL 浸提, FOSS 流动注射分析仪 (FIAstar5000, FOSS, 瑞典) 测定土壤 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N. 用磺胺比色法 (活体法) 测定叶片中硝酸还原酶活性,考马斯亮蓝-染色法测定叶片可溶性蛋白质,紫外可见分光光度法测定叶片叶绿素含量. 105°C 杀青 30min, 80°C 烘干至恒重,测定植株生物量.

1.3 统计分析

试验数据用 Excel 计算平均值和标准差,用统计软件 SPSS 17.0 (SPSS Inc., Chicago, USA) 进行显著性检验,分析不同 O_3 浓度处理的 N_2O 排放差异. 用软件 OriginPro 8.0 (OriginLab, USA) 作图.

2 结果与分析

2.1 土壤温湿度的变化

冬小麦生长季 5 cm 深土壤温湿度如图 1 所示. CK 的土壤温度变化范围为 $9.1 \sim 22.8^\circ\text{C}$, T_1 的土壤温度变化范围为 $9.1 \sim 22.9^\circ\text{C}$, T_2 的土壤温度变化范围为 $9.4 \sim 23.3^\circ\text{C}$. CK 的土壤湿度变化范围为 $13.6\% \sim 22.6\%$, T_1 的土壤湿度变化范围为 $13.2\% \sim 22.1\%$, T_2 的土壤湿度变化范围为 $12.3\% \sim 21.6\%$. 在整个冬小麦生长季,不同 O_3 浓度处理的土壤温湿度差异不显著 ($P < 0.05$),在这种情况下,土壤温度和湿度对 N_2O 排放有着相同影响,因此可认为不同 O_3 浓度处理后产生的 N_2O 排放之间的差异与不是由于土壤温湿度引起的.

2.2 O_3 浓度升高对 N_2O 排放规律的影响

土壤-冬小麦系统 N_2O 排放的生长季变化规律见图 2(a). CK 在返青期, N_2O 排放量逐渐升高,随

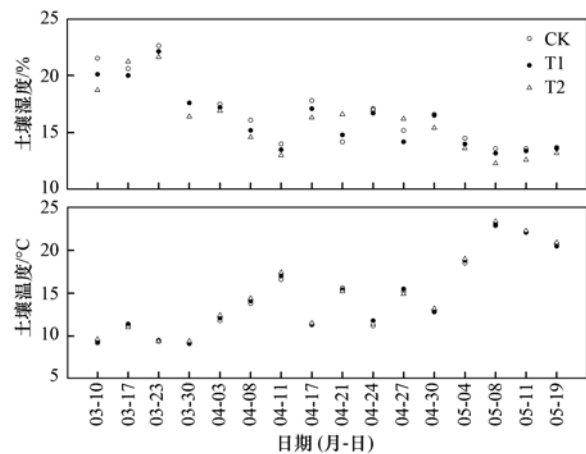


图 1 土壤温湿度的变化

Fig. 1 Dynamic changes of soil temperature and soil moisture

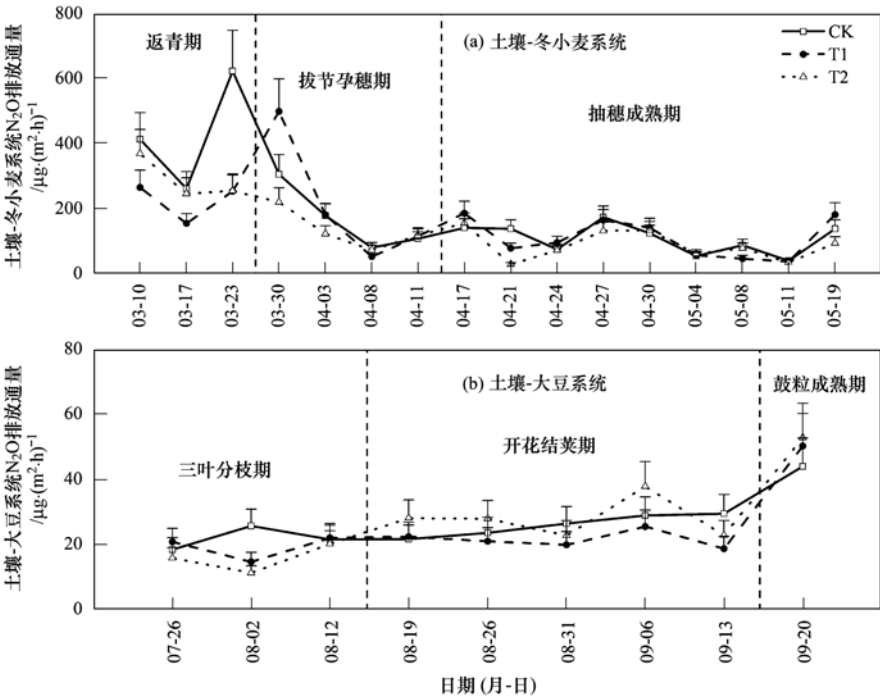
着植物生长和气温的升高, N_2O 排放量逐渐增大,在返青期末达到峰值,到拔节孕穗期又逐渐降低. CK、 T_1 与 T_2 的 N_2O 排放生长季变化模式相似,只是 T_1 的峰值出现在拔节期,与 CK 相比推迟了 N_2O 排放量峰值出现的时间, T_2 的 N_2O 排放通量随着小麦的生长逐渐降低, T_2 处理较高的 N_2O 排放通量出现在返青期.

土壤-大豆系统 N_2O 排放的生长季变化规律如图 2(b), CK 的 N_2O 排放通量随着大豆的生长呈现逐渐升高的趋势,在鼓粒成熟期达到峰值. T_1 处理的 N_2O 排放通量明显低于 CK,在鼓粒成熟期又高于 CK. T_2 处理的 N_2O 排放通量在三叶分枝期低于 CK,在开花结荚期又高于 CK,并在结荚期出现一个峰值. CK、 T_1 、 T_2 的 N_2O 排放的生长季变化规律均呈现逐渐升高的趋势,在成熟期达到峰值, O_3 浓度升高没有改变土壤-大豆系统 N_2O 排放通量的生长季变化规律.

2.3 O_3 浓度升高对 N_2O 累积排放量的影响

土壤-冬小麦系统 N_2O 累积排放量如图 3(a). 与 CK 相比,返青期, T_1 、 T_2 的 N_2O 累积排放量分别降低了 37.8% ($P = 0.000$) 和 8.8% ($P = 0.903$);在拔节孕穗期, T_1 、 T_2 的 N_2O 累积排放量分别降低了 15.0% ($P = 0.217$) 和 39.1% ($P = 0.000$);抽穗成熟期, T_1 、 T_2 的 N_2O 累积排放量分别降低了 10.1% ($P = 0.385$) 和 18.8% ($P = 0.135$);从全生育期来看, T_1 、 T_2 的 N_2O 累积排放量分别降低了 18.9% ($P = 0.138$) 和 25.6% ($P = 0.000$). 除返青期外, T_2 的 N_2O 累积排放量都显著低于 T_1 ,即 O_3 浓度越高, N_2O 累积排放量降低幅度越大.

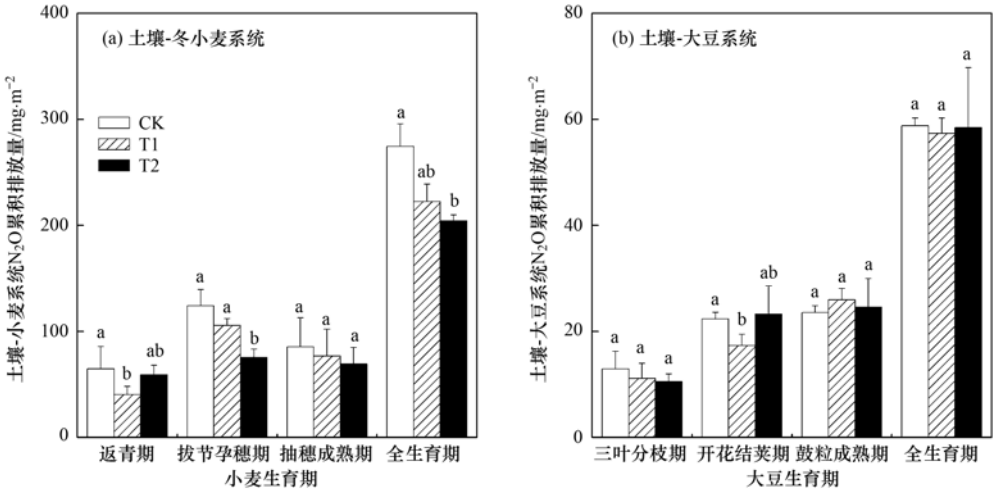
图 3(b) 是土壤-大豆系统的 N_2O 累积排放量. 在三叶分枝期, N_2O 累积排放量随着 O_3 浓度的升高



图中误差线为标准误差 SD(个别数据点因 SD 较小而未显示出误差线)

图 2 O_3 浓度升高对土壤-冬小麦系统和土壤-大豆系统 N_2O 排放通量的影响

Fig. 2 Effects of elevated O_3 concentration on N_2O emission fluxes from soil-winter wheat system and soil-soybean system



字母不同表示处理间差异显著 ($P < 0.05$)

图 3 O_3 浓度升高对不同生育期土壤-冬小麦系统和土壤-大豆系统 N_2O 累积排放量的影响

Fig. 3 Effects of elevated O_3 concentration on the accumulative amount of N_2O emission from soil-wheat system and soil-soybean system during different growing stages

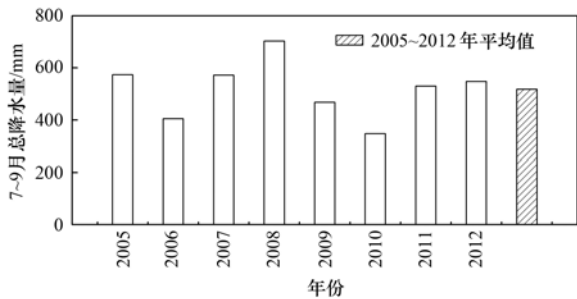
而降低;开花结荚期和鼓粒成熟期, T_2 处理的 N_2O 累积排放量变化不大, T_1 则仅在开花-结荚期显著降低了 N_2O 累积排放量. 从全生育期来看, O_3 浓度对土壤-大豆系统的 N_2O 累积排放量没有改变,其原因主要是大豆生长期间干旱胁迫所致. 2010 年大豆生长季的降水量很少(图 4),土壤较干旱,而试验过程中没有进行人工浇水,大豆植株生长受到抑制,导致

土壤和大豆植株 N_2O 产生/排放量较小.

2.4 O_3 浓度升高对生物量和氮指标的影响

2.4.1 O_3 浓度升高对生物量的影响

冬小麦拔节-孕穗期, T_1 地上、根和总生物量分别降低了 32.65% ($P = 0.000$)、26.64% ($P = 0.037$) 和 31.76% ($P = 0.000$), T_2 处理地上、根和总生物量分别降低了 31.87% ($P = 0.000$)、



数据来源:南京水利(<http://www.njsl.gov.cn/>)

图 4 大豆主要生长期(7~9月)多年降水量

Fig. 4 Precipitation during the main growth season of soybean (from July to September)

26.64% ($P = 0.034$) 和 31.1% ($P = 0.000$)。成熟期, T_1 、 T_2 的总生物量分别降低了 30.95% ($P = 0.000$) 和 49.27% ($P = 0.000$) (表 1)。O₃ 浓度升高降低了小麦的生物量。由于大豆生长季受干旱影响严重,大豆生物量的变化可能主要是干旱引起而不是 O₃ 浓度升高,因此本文未列出大豆生物量。

2.4.2 O₃ 浓度升高对氮指标的影响

由表 2 可见,在拔节-孕穗期、抽穗-成熟期,与 CK 相比, T_2 处理的小麦叶片硝态氮含量差异均不显著 ($P = 0.215$ 和 $P = 0.317$); 叶片铵态氮含量差异也不显著 ($P = 0.851$ 和 $P = 0.342$); 全氮在抽穗-

表 1 O₃ 浓度升高对冬小麦生物量的影响/ $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$

Table 1 Effects of elevated O₃ on winter-wheat biomass/ $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$

生育期	生物量	CK	T ₁	T ₂
拔节-孕穗期	地上生物量	14.12 ± 3.54	9.51 ± 1.06 **	9.62 ± 1.05 **
	根生物量	2.59 ± 0.18	1.90 ± 0.43 *	1.90 ± 0.73 *
	总生物量	16.72 ± 2.42	11.41 ± 1.95 **	11.52 ± 1.92 *
成熟期	地上生物量	39.90 ± 6.46	27.27 ± 5.61	20.08 ± 2.96 *
	根生物量	1.75 ± 0.55	1.49 ± 1.24	1.05 ± 0.53
	总生物量	41.65 ± 5.62	28.76 ± 3.82 *	21.13 ± 3.27 *

1) 数值为平均值 ± 标准误差, *, ** 表示 CK 与 T₁、T₂ 处理的差异性,分别为 $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 。下同

表 2 O₃ 浓度升高对冬小麦叶片相关氮指标的影响/ $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$

Table 2 Effects of elevated O₃ on nitrogen items in wheat leaves/ $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$

项目	拔节-孕穗期		抽穗-成熟期	
	CK	T ₂	CK	T ₂
硝态氮	0.25 ± 0.03	0.27 ± 0.02	0.22 ± 0.02	0.20 ± 0.02
铵态氮	2.11 ± 0.02	2.10 ± 0.02	2.8 ± 0.01	2.6 ± 0.02
全氮	38.71 ± 3.75	38.23 ± 3.8	10.22 ± 2.36	5.84 ± 1.49 *

成熟期显著降低,降幅为 42.86% ($P = 0.000$)。由于大豆生长季受干旱影响严重,大豆叶片氮指标的变化可能主要是干旱引起而不是 O₃ 浓度升高,因此本文也未列出大豆叶片的相关氮指标。

冬小麦土壤氮相关指标见表 3。与 CK 相比, T_2 处理的土壤硝态氮、全氮含量差异不显著,但土壤铵态氮含量在拔节-孕穗期和抽穗-成熟期显著降低,降幅为 46.66% ($P = 0.000$) 和 40.66% ($P = 0.000$)。

表 3 O₃ 浓度升高对冬小麦田土壤相关氮指标的影响

Table 3 Effects of elevated O₃ on nitrogen items related to N₂O emission in wheat farmland soil

项目	拔节-孕穗期		抽穗-成熟期	
	CK	T ₂	CK	T ₂
硝态氮/ $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	1.28 ± 0.03	1.28 ± 0.01	1.24 ± 0.03	1.22 ± 0.01
铵态氮/ $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	21.28 ± 2.03	11.35 ± 1.01 **	27.37 ± 1.43	16.24 ± 1.62 **
全氮/ $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	0.58 ± 0.15	0.76 ± 0.09	0.64 ± 0.07	0.66 ± 0.12

3 讨论

3.1 环境因子与 N₂O 排放

土壤含水量通过影响土壤的氧化还原电位、土壤微生物的有效性等来对土壤硝化反硝化作用产生影响,使得土壤 N₂O 在土壤中的传输及其向大气中的排放产生变化。当土壤孔隙含水率 (water filled

pore space, WFPS) 处于 30% ~ 60%, 土壤 N₂O 排放量与 NO₃⁻-N 浓度均随土壤含水量的增加而增加时,由土壤硝化作用产生的 N₂O 占主要地位;而当 WFPS 高于 60% 时,土壤反硝化作用是 N₂O 产生的主要机制。当土壤含水量处于一个既能促进硝化作用又能促进反硝化作用的特定范围时,土壤 N₂O 产生和排放达到最高值。在本研究中,冬小麦 CK、T₁、

T_2 的土壤温湿度变化差异不大,说明 T_1 、 T_2 的土壤-冬小麦系统 N_2O 排放降低是由于 O_3 浓度升高引起的。

土壤-冬小麦系统的 N_2O 排放通量峰值出现在返青和拔节期,原因可能与施用返青肥有关,此时小麦植株幼小,其对 N_2O 排放贡献较小,施肥氮素引起的 N_2O 排放所占比例较大。另外,这段时期也正处于降雨较频繁季节,降雨充满土壤孔隙,加大了厌氧环境并使反硝化作用加强, N_2O 大量产生并排入土壤,这与 Mu 等^[26] 在日本的观测结果一致。Goldberg 等^[27] 认为干旱土壤由于浇水或降雨而造成土壤水分迅速升高会导致土壤 N_2O 排放短暂而剧烈的增加,降水可提高土壤氧化还原电位,改变 O_2 供给状况,从而影响 N_2O 的排放。Kinney 等^[28] 研究发现土壤 N_2O 排放通量与降雨量和土壤湿度间存在线性关系,灌溉和降水是造成 N_2O 季节性波动的主要原因。所以土壤-冬小麦系统 N_2O 排放通量在返青和拔节期出现峰值,在冬小麦生长后期,植株对氮素吸收利用能力变强,土壤有效氮随时间而减少,导致土壤-冬小麦系统 N_2O 排放通量较低。

对比冬小麦与大豆试验结果发现, O_3 浓度升高对冬小麦农田影响明显,而对大豆农田几乎没有影响,且大豆田 N_2O 排放比小麦田小很多,其原因是:①试验设计时,冬小麦和大豆 O_3 处理浓度是一致的(都是 $100\text{ nL}\cdot\text{L}^{-1}$, 或 $150\text{ nL}\cdot\text{L}^{-1}$),但是宗雪梅^[29] 等发现近地表 O_3 浓度有较强的季节变化特征,表现夏季(大豆生长季)较高,冬季(冬小麦生长季)较低。因此,试验过程中冬小麦受到的 O_3 胁迫程度比大豆大很多,表现在冬小麦系统对臭氧浓度升高响应明显;②本研究中大豆生长季试验期间,降水量非常少(图4),土壤干旱胁迫抑制了大豆植株生长, N_2O 排放也很低,远远小于冬小麦生长季的(图2)。由于干旱胁迫对作物和土壤的影响,使臭氧升高对大豆田的影响并没有能明显的表现出来。③熊正琴等^[30] 研究发现,与闲耕相比,旱地种植豆科植物显著降低了土壤 N_2O 的排放。这是由于豆科植物不仅从大气中固定氮,还从土壤中吸收矿质态氮,从而降低了 N_2O 的排放量。因此,相比于土壤-冬小麦系统而言,土壤-大豆系统 N_2O 排放量相对较低。

3.2 O_3 浓度升高影响 N_2O 排放的原因

本研究中 O_3 浓度升高显著降低了土壤-作物系统的 N_2O 平均排放通量,其可能原因:土壤 N_2O 产生和排放主要来自微生物的硝化反硝化过程,

Andersen^[14] 研究发现降低 O_3 浓度升高降低植物根系有机物的分泌,而根系分泌物是根际微生物的主要 C 源,从而会导致土壤微生物代谢降低^[31]。植物根系分泌物减少,影响土壤微生物养分供应,使土壤微生物活性降低,从而导致土壤 N_2O 排放通量降低。李全胜等^[32] 研究也发现 O_3 浓度升高通过影响小麦植株间接增加根际土壤亚硝酸细菌和硝化反硝化细菌数量,可能使土壤硝化反硝化过程更完全,最终产物不是 N_2O , 而是 N_2 , 从而使土壤 N_2O 排放随着 O_3 浓度升高而降低。而作物体本身产生的 N_2O 的量一般与光合作用的强度和叶绿素含量等因素有关。 O_3 浓度升高降低叶绿素含量^[9,10]; 迫使叶片气孔关闭^[33], 从而降低植物的光合作用^[34], 抑制植物生长和作物生物量^[13], 导致植株 N_2O 排放降低。即 O_3 浓度升高通过间接地影响作物,降低土壤-作物系统的 N_2O 排放。

李玥莹等^[35] 研究发现,作物 N_2O 排放与作物叶片的 NO_3^- -N 含量和硝酸还原酶(NR)活性呈显著正相关。本研究中,在冬小麦拔节-孕穗期和抽穗-成熟期,与 CK 相比, T_2 处理的冬小麦叶片 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 含量差异均不显著,仅叶片全氮在抽穗-成熟期显著降低,从而 O_3 浓度升高处理的小麦植株的 N_2O 排放量可能降低。本研究中 T_2 处理的土壤 NH_4^+ -N 含量与 CK 相比,在拔节-孕穗期和抽穗-成熟期显著降低,土壤 NO_3^- -N 含量没有显著差异,曾江海等^[36] 研究表明大部分反硝化细菌在一定条件下能把 N_2O 还原为 N_2 , 但 NH_4^+ 通过反硝化细菌抑制 N_2O 的进一步还原,即由于土壤 NH_4^+ -N 含量降低, N_2O 进一步被还原为 N_2 , 所以导致土壤 N_2O 排放降低,孙艳丽等^[37] 也发现随着土壤 NH_4^+ -N 含量降低,土壤 N_2O 排放通量呈下降趋势,而与 NO_3^- -N 含量未表现出明显的数量关系。本研究中冬小麦土壤拔节-孕穗期和抽穗-成熟期 T_2 处理的全氮含量增加(但未达到显著性水平),而黄耀等^[38] 的研究表明土壤 N_2O 的排放与土壤全氮含量呈显著负相关,因此可能出现冬小麦拔节-孕穗期和抽穗-成熟期 T_2 处理的土壤 N_2O 排放降低现象。土壤中的 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 作为硝化反硝化作用关键的底物,其含量降低,可能导致土壤 N_2O 排放量降低。 O_3 浓度升高可能通过降低小麦植株 N_2O 排放和土壤 N_2O 排放,从而导致土壤-冬小麦系统 N_2O 排放通量降低,而相比于 T_1 处理, T_2 处理的冬小麦植株受臭氧胁迫更加严重,植株的生长等其他生理特性也受到抑制,从而

T_2 处理比 T_1 处理的小麦植株 N_2O 排放通量降低, 同时小麦田 T_2 处理的土壤 N_2O 排放通量也降低, 又因为植株 N_2O 排放到土壤-作物系统 N_2O 排放中所占比重较大^[39], 因此可能出现冬小麦拔节-孕穗期 T_2 处理的土壤-冬小麦系统 N_2O 排放降低现象。

3.3 O_3 浓度升高对氮素指标的影响

O_3 浓度升高改变了植物的生理机制、凋落物及其根系分泌物的品质和组成成分, 导致了土壤中 N 等元素的含量发生变化, 从而引发了土壤中的功能微生物数量的改变, 进而可能影响不同时期小麦植株体内 N 含量。张咸臣等^[40]研究表明, O_3 浓度升高处理显著降低了成熟期小麦植株地上部分体内 N 的含量, 本研究也发现 T_2 处理显著降低了成熟期小麦叶片中全氮含量, 降幅为 42.86% ($P=0.043$)。

Kanevva 等^[41]对草地生态系统的观察表明, 臭氧浓度升高条件下土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的含量均会下降, 并且 NH_4^+-N 含量的下降达到了显著水平 ($P<0.05$)。本研究中也表明 O_3 浓度升高条件下, 自拔节期起, 土壤活性氮 (NH_4^+-N 和 NO_3^--N) 含量随小麦生长呈现出逐渐降低的趋势, T_2 处理下土壤铵态氮含量在拔节期和抽穗期显著降低。臭氧浓度升高条件下土壤脲酶活性增强, 可能是小麦受到臭氧胁迫后通过增加氮素营养吸收来提高其抗胁迫能力^[42], 所以土壤活性氮含量均趋于降低, 亦导致土壤-冬小麦系统 N_2O 排放降低。

4 结论

(1) O_3 浓度升高没有改变土壤-冬小麦 (大豆) 系统 N_2O 排放通量的生长季变化规律。

(2) 从返青期和全生育期来看, O_3 浓度升高显著降低了土壤-冬小麦系统的 N_2O 排放通量和累积排放量。

(3) 本研究的大豆生长季由于降水量少, 干旱对大豆作物影响大, 干旱胁迫遮蔽了 O_3 的生态效应, O_3 对大豆田 N_2O 排放影响没有显著体现出来。

参考文献:

- [1] IPCC. Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- [2] IPCC. Climate change 2013: the physical science basis. Working group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- [3] Blasing T J. Recent greenhouse gas concentrations. Oak ridge national laboratory: carbon dioxide information analysis center [EB/OL]. http://cdiac.ornl.gov/pns/current_ghg.html, 2014-4-15.
- [4] IPCC. Atmospheric chemistry and greenhouse gases [A]. In: Houghton J T, Ding Y, Griggs D J, et al. (Eds.). Climate change 2001: the scientific basis [C]. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 183-238.
- [5] 周秀骥. 长江三角洲低层大气与生态系统相互作用研究 [M]. 北京: 气象出版社, 2004. 48-51.
- [6] Meleux F, Solmon F, Giorgi F. Increase in summer European ozone amounts due to climate change [J]. Atmospheric Environment, 2007, **41**(35): 7577-7587.
- [7] Cape J N. Surface ozone concentrations and ecosystem health: past trends and a guide to future projections [J]. Science of the Total Environment, 2008, **400**(1-3): 257-269.
- [8] Stith S, Cox P M, Collins W J, et al. Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink [J]. Nature, 2007, **448**(7155): 791-794.
- [9] 郑有飞, 胡会芳, 吴荣军, 等. 臭氧胁迫下遮荫对孕穗期冬小麦叶片光合系统的影响 [J]. 中国农业气象, 2013, **34**(4): 410-418.
- [10] Löw M, Herbinger K, Nunn A J, et al. Extraordinary drought of 2003 overrules ozone impact on adult beech trees (*Fagus sylvatica*) [J]. Trees, 2006, **20**(5): 539-548.
- [11] Wang X P, Mauzerall D L. Characterizing distributions of surface ozone and its impact on grain production in China, Japan and South Korea; 1990 and 2020 [J]. Atmospheric Environment, 2004, **38**(26): 4383-4402.
- [12] Ryang S Z, Woo S Y, Kwon S Y, et al. Changes of net photosynthesis, antioxidant enzyme activities, and antioxidant contents of *Liriodendron tulipifera* under elevated ozone [J]. Photosynthetica, 2009, **47**(1): 19-25.
- [13] 王云霞, 王晓莹, 周晓冬, 等. 近地层臭氧 (O_3) 浓度升高对水稻武运梗 21 抗倒性的影响 [J]. 江苏农业学报, 2011, **27**(6): 1167-1173.
- [14] Andersen C P. Source-sink balance and carbon allocation below ground in plants exposed to ozone [J]. New Phytologist, 2003, **157**(2): 213-228.
- [15] 胡正华, 李岑子, 陈书涛, 等. 臭氧浓度升高对土壤-冬小麦系统 CO_2 排放的影响 [J]. 环境科学, 2011, **32**(1): 46-50.
- [16] 王亮, 曾青, 冯兆忠, 等. 开放式臭氧浓度升高对 2 个冬小麦品种光合损伤的研究 [J]. 环境科学, 2009, **30**(2): 527-534.
- [17] Calatayud A, Iglesias D J, Talón M, et al. Response of spinach leaves (*Spinacia oleracea* L.) to ozone measured by gas exchange, chlorophyll *a* fluorescence, antioxidant systems, and lipid peroxidation [J]. Photosynthetica, 2004, **42**(1): 23-29.
- [18] Islam K R, Mulchi C L, Ali A A. Interactions of tropospheric CO_2 and O_3 enrichments and moisture variations on microbial biomass and respiration in soil [J]. Global Change Biology, 2000, **6**(3): 255-265.
- [19] Kanerva T, Palojarvi A, Rämö K, et al. Changes in soil

- microbial community structure under elevated tropospheric O_3 and CO_2 [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, **40**(10): 2502-2510.
- [20] 石春红, 郑有飞, 吴芳芳, 等. 大气中臭氧浓度增加对根际和非根际土壤微生物的影响[J]. *土壤学报*, 2009, **46**(5): 894-898.
- [21] Melillo J M, Steudler P A, Aber J D, *et al.* Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system [J]. *Science*, 2002, **298**(5601): 2173-2176.
- [22] Parton W J, Mosier A R, Ojima D S, *et al.* Generalized model for N_2 and N_2O production from nitrification and denitrification [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1996, **10**(3): 401-412.
- [23] Wang Y S, Wang Y H. Quick measurement of CH_4 , CO_2 and N_2O emissions from a short-plant ecosystem [J]. *Advances in Atmospheric Sciences*, 2003, **20**(5): 842-844.
- [24] Hu Z H, Jiang J Y, Chen S T, *et al.* Effects of enhanced UV-B radiation on N_2O emission in a soil-winter wheat system [J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2010, **213**(1-4): 493-499.
- [25] 李宇庆, 陈玲, 赵建夫. 土壤全氮测定方法的比较[J]. *广州环境科学*, 2006, **21**(3): 28-29.
- [26] Mu Z J, Kimura S D, Toma Y, *et al.* Nitrous oxide fluxes from upland soils in central Hokkaido, Japan [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, **20**(11): 1312-1322.
- [27] Goldberg S D, Gebauer G. N_2O and NO fluxes between a Norway spruce forest soil and atmosphere as affected by prolonged summer drought [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, **41**(9): 1986-1995.
- [28] Kinney C A, Mandernack K W, Mosier A R. Laboratory investigations into the effects of the pesticides mancozeb, chlorothalonil, and prosulfuron on nitrous oxide and nitric oxide production in fertilized soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, **37**(5): 837-850.
- [29] 宗雪梅, 王庚辰, 陈洪滨, 等. 北京地区边界层大气臭氧浓度变化特征分析[J]. *环境科学*, 2007, **28**(11): 2615-2619.
- [30] 熊正琴, 邢光熹, 鹤田治雄, 等. 冬季耕作制度对农田氧化亚氮排放的贡献[J]. *南京农业大学学报*, 2002, **25**(4): 49-52.
- [31] McCrady J K, Andersen C P. The effect of ozone on below-ground carbon allocation in wheat [J]. *Environmental Pollution*, 2000, **107**(3): 465-472.
- [32] 李全胜, 林先贵, 胡君利, 等. 近地层臭氧浓度升高对麦田土壤氨氧化与反硝化细菌活性的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2010, **26**(6): 524-528.
- [33] Wieser G, Matyssek R. Linking ozone uptake and defense towards a mechanistic risk assessment for forest trees [J]. *New Phytologist*, 2007, **174**(1): 7-9.
- [34] Wittig V E, Ainsworth E A, Naidu S L, *et al.* Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis [J]. *Global Change Biology*, 2009, **15**(2): 396-424.
- [35] 李玥莹, 陈冠雄, 徐慧, 等. 苗期玉米、大豆在土壤-植物系统 N_2O 排放中的贡献[J]. *环境科学*, 2003, **24**(6): 38-42.
- [36] 曾江海, 王智平. 农田土壤 N_2O 生成与排放研究[J]. *土壤通报*, 1995, **26**(3): 132-134.
- [37] 孙艳丽, 陆佩玲, 李俊, 等. 华北平原冬小麦/夏玉米轮作田土壤 N_2O 通量特征及影响因素[J]. *中国农业气象*, 2008, **29**(1): 1-5.
- [38] 黄耀, 焦燕, 宗良纲, 等. 土壤理化特性对麦田 N_2O 排放影响的研究[J]. *环境科学学报*, 2002, **22**(5): 598-602.
- [39] Zou J W, Huang Y, Sun W J, *et al.* Contribution of plants to N_2O emissions in soil-winter wheat ecosystem: pot and field experiments [J]. *Plant and Soil*, 2005, **269**(1-2): 205-211.
- [40] 张咸臣, 张海进, 尹微琴, 等. 大气 O_3 浓度升高对麦季土壤和植株氮磷钾的影响[J]. *生态学杂志*, 2011, **30**(8): 1637-1641.
- [41] Kanerva T, Palojarvi A, Rämö K, *et al.* A 3-year exposure to CO_2 and O_3 induced minor changes in soil N cycling in a meadow ecosystem [J]. *Plant and Soil*, 2006, **286**(1-2): 61-73.
- [42] 孙瑞莲, 赵秉强, 朱鲁生, 等. 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[J]. *植物营养与肥料学报*, 2003, **9**(4): 406-410.