

# 土壤微生物对大气对流层臭氧浓度升高的响应<sup>①</sup>

胡君利<sup>1,2</sup>, 林先贵<sup>1,2\*</sup>, 朱建国<sup>1</sup>

(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 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)

**摘要:** 土壤微生物对大气对流层臭氧浓度升高的响应是全面评价臭氧浓度变化对陆地生态系统影响的关键。本文简要回顾了大气臭氧浓度升高对生态系统的影响概况, 介绍了土壤微生物对人工控制微域环境臭氧浓度增高的响应研究进展, 并提出了农田生态系统土壤微生物生物量与活性(包括硝化反硝化作用)、群落结构与功能(包括秸秆降解过程)、有益微生物(如菌根真菌)及其调控技术是今后大气臭氧污染研究领域的重要方向。

**关键词:** 对流层臭氧浓度升高; 土壤微生物; 开放式空气组分变化; 菌根调控技术

**中图分类号:** S154.3; X171

自工业革命以来, 由于人类活动和工业生产的迅猛发展, 地面向大气排放的污染物种类和数量不断增加, 臭氧就是其中一种重要的污染气体。一般认为, 清洁大气的背景臭氧浓度为  $0.02 \sim 0.08 \mu\text{mol}/\text{mol}$ , 但一些污染地区对流层臭氧浓度已上升至  $0.10 \sim 0.20 \mu\text{mol}/\text{mol}$ , 并以每年  $0.5\%$  以上的速率继续增加<sup>[1]</sup>。目前在城市、农村甚至是一些边远清洁地区, 臭氧浓度均有明显的上升趋势<sup>[2-4]</sup>。对流层中的臭氧是一种对地球上的生命体有害的气体污染物, 其浓度变化会直接影响许多化学反应及其他痕量气体的浓度, 其浓度升高势必会对整个生物界和地球生态环境产生深刻的影响<sup>[5-8]</sup>。研究发现, 近地层臭氧浓度升高对人体健康、植物生长和生态系统均是有害的, 国际、国内许多农村地区的臭氧浓度均已达到导致作物减产的水平<sup>[9-10]</sup>。大气对流层臭氧浓度升高主要缘于人类活动, 美国洛杉矶光化学烟雾事件后学者们将臭氧浓度升高定为光化学烟雾污染的标志, 世界卫生组织及美国、日本等许多发达国家也先后将臭氧和光化学氧化剂水平作为判断大气质量的标准之一<sup>[11]</sup>。此外, 对流层中的臭氧也是一种重要的温室气体, 在全球或区域变暖及系统变化中也发挥了显著作用。IPCC (2007) 评估报告指出, 臭氧对全球变暖的增温贡献已晋升至仅次于  $\text{CO}_2$  和  $\text{CH}_4$  的第 3 位, 因而已成为大气化学领域一个同人类生活及环境变化紧密相关的重要前沿课题<sup>[12]</sup>。

自 1958 年 Richards 等<sup>[13]</sup>首次报道臭氧胁迫会伤害植物之后, 学者们纷纷研究农作物、林木等的响应, 发现臭氧可直接作用于植物叶片, 促使气孔导度下降、光合作用受到抑制、叶面出现伤害等, 进而导致生物量与生产力下降、作物减产<sup>[14]</sup>。欧盟曾成立合作研究计划评估未来臭氧浓度升高对土豆品质及人类营养的影响, 发现土豆产量趋于下降, 但品质产生了双向变化——糖含量降低、N 含量升高<sup>[15]</sup>。然而, Lawson 等<sup>[16]</sup>发现臭氧会降低土豆植株干重, 但对茎块产量没有显著影响。显然, 如何进一步揭示臭氧浓度升高对生态系统的影响机制显得非常必要。目前已有文献报道高臭氧浓度对燕麦叶绿素、植物次生代谢产物含量等的影响<sup>[17-18]</sup>, 但绝大多数研究集中在地上部分, 尽管植物根系也一直很受关注<sup>[19-20]</sup>, 但关于生态系统地下过程的研究还是较少<sup>[21]</sup>。事实上, 臭氧对生态系统地下部分的影响研究非常有意义<sup>[22]</sup>, 不仅因为地下部分直接关系到植物的水分利用、养分吸收以及生态系统的物质循环, 更重要的是因为该影响具有累积效应<sup>[23]</sup>。土壤微生物是土壤生态过程的主要驱动力, 也是评价土壤质量的一个重要指标<sup>[24-26]</sup>, 阐明其群落演替及功能变化规律已成为全面评价臭氧浓度变化对陆地生态系统影响的关键。本文归纳总结大气对流层臭氧浓度升高条件下土壤微生物响应研究的主要进展, 并提出该领域今后需着重关注的研究内容与发展趋向。

①基金项目: 国家自然科学基金项目(40771202)和日本环境省全球环境研究基金项目(C-602)资助。

\* 通讯作者 (xglin@issas.ac.cn)

作者简介: 胡君利 (1982-), 男, 安徽绩溪人, 硕士, 研究实习员, 主要从事环境微生物生态方向研究。E-mail: jilhu@issas.ac.cn

## 1 土壤微生物对大气对流层臭氧浓度升高的响应研究进展

大气对流层臭氧浓度升高在改变作物生长和粮食产量上的作用已广受关注,但人类目前关于臭氧对土壤过程的可能影响还知之甚少。2003年,Andersen<sup>[27]</sup>基于“C从大气经植物进入土壤再回到大气”的循环框架讨论臭氧的作用,用碳水化合物信号的概念性模型研究生理学上的响应以及可能发生的反馈机制,认为臭氧有可能通过人类尚未认识到的方式对地下过程和整个生态系统产生影响。目前已有一些学者采用OTCs(open-top chambers,开顶式气箱)、FACE(free-air component enrichment,开放式空气组分增高)以及UV-B紫外辐射等方法探索高臭氧浓度对土壤微生物生物量、活性、多样性及土壤呼吸、碳氮转化等的影响,但因实验手段、研究对象、环境条件、臭氧水平、暴露时间等的差异,研究不成系统、影响尚无定论<sup>[14]</sup>。初步而言,高臭氧浓度很可能通过影响植物生长及其根系分泌与落叶组分的方式间接影响土壤微生物。

大气对流层臭氧浓度升高可能通过改变植物枯叶的产量和微生物营养源的有效性来影响森林N循环。Holmes等<sup>[28]</sup>通过3年的臭氧FACE试验发现,臭氧浓度升高显著降低N矿化总量和土壤微生物生物量N,而且这种变化在不同树种之间是一致的;他们认为臭氧通过减少向土壤中输入落叶以及改变植物树叶的组成来降低微生物的生物量和活性。Scagel和Andersen<sup>[29]</sup>在贫瘠土壤上研究发现,高臭氧浓度降低C在树根部的分配,显著影响树苗根系和土壤的呼吸强度,改变土壤呼吸熵,这表明臭氧充分破坏根系代谢,并与根际生物产生交互作用,而土壤呼吸差异应是受到呼吸底物、植物体内C的再固定以及土壤微生物活性等的影响;与此同时,臭氧对不同类型土壤的呼吸和生物数量均产生影响,虽然对植物根冠比没有影响,但对地下系统的影响关乎根系获取营养和水分的能力,以及合成氨基酸和植物必需蛋白的能力。

Nelson等<sup>[30]</sup>研究发现,臭氧浓度升高下火炬松树苗根系呼吸减弱,并证实了高臭氧浓度降低植物向根系输送光合产物的理论,即通过减少根系分泌物进而降低根际微生物的数量。Fitzgerald等<sup>[31]</sup>在野外利用OTCs研究发现,臭氧浓度升高对土壤中降解过程的影响缘于残渣输入量的减少,而且高臭氧浓度下树叶残渣的无定形碳水化合物含量降低,N、纤维素、木质素的含量升高,树叶残渣在20周之后比对照要少降解48%,但叶柄与茎皮残渣的降解差异要小一些。Kasurinen等<sup>[32]</sup>于1994—1996年在野外OTCs中种植苏

格兰松树幼苗,发现高臭氧浓度在第2年对菌根真菌感染率和植株根冠比起到激发效应,但在最后1年消失了;而且3年的高臭氧浓度对根系生长并没有产生明显的抑制作用。Rinnan等<sup>[33]</sup>研究发现,紫外辐射对菌根真菌感染率有显著影响,并通过磷脂脂肪酸分析发现土壤微生物群落结构确实发生了改变。

大气对流层臭氧浓度升高也会对土壤中C的分配和转化产生影响,从而改变土壤微生物群落功能多样性。Avery等<sup>[34]</sup>利用Biolog技术研究山地草原土壤微生物群落对高UV-B辐射与干扰的响应,实验进行7年后取样发现,高UV-B在干扰处理中增强了土壤微生物对糖类、羧基酸类、聚合类与芳香类的利用能力,但在无干扰处理中没有影响,表明UV-B对土壤微生物C源利用能力的影响受干扰与否的影响,且可能与植物分泌物的质和量有关。Islam等<sup>[35]</sup>研究种植小麦或大豆的土壤发现,高臭氧浓度下土壤有机C含量始终没有发生改变,但微生物生物量C及其占有机C比例均明显下降,土壤呼吸熵和微生物死亡量明显升高;土壤基础呼吸始终没有改变,但田间呼吸比对照要低;结果表明臭氧浓度升高条件下土壤是CO<sub>2</sub>的源。近来,陈展等<sup>[36]</sup>通过盆栽实验指出,只有在高浓度的臭氧处理下才会显著降低根际土壤微生物多样性指数。

## 2 土壤微生物对大气对流层臭氧浓度升高的响应研究趋向

当前,空气污染的严重性、普遍性和不断发展的趋势及其对陆地生态系统造成的重大影响已引起科学工作者的高度重视,对流层臭氧在空气污染现状与未来发展趋势中占据重要角色,成为一个亟需解决的重要课题<sup>[37]</sup>。如前所述,近年来对流层臭氧增长问题在东亚地区显得尤为突出<sup>[38]</sup>,即低层大气体积分数增加速度大于北半球其他中纬度地区<sup>[39-41]</sup>。例如,中国在过去的十多年中NO<sub>x</sub>和挥发性有机化合物(VOCs)的人为排放增至与欧美相近的水平,导致近地层臭氧浓度也以惊人的速度升高<sup>[42-43]</sup>。Feng等<sup>[44]</sup>利用OTCs研究水稻、小麦的产量与臭氧浓度的关系,认为1999年长三角地区因臭氧污染导致水稻减产599万吨、小麦减产669万吨,经济损失分别达人民币5.39亿和9.36亿。因此,东亚地区对流层臭氧浓度升高已造成大面积的粮食减产和巨额的经济损失,但国际上相关研究主要集中在森林以及一些草地,北欧涉及农田领域的研究也主要是针对土豆等当地主食作物<sup>[16,45]</sup>。我们知道,东亚是全球最主要的人口聚集地和粮食生产区之一,所以在东亚地区开展臭氧浓度升高对农田生态系统的影响研究具有突出的科学价值与实际意义。

目前,国内已通过 OTCs 法开展臭氧浓度升高对生态系统影响的研究,针对作物生长和粮食产量也有一些探讨,但较少涉及土壤微生物领域。陈展等<sup>[36]</sup>研究认为受对流层臭氧影响的主要是根际微生物,可能是由于臭氧引起植物气孔关闭而限制了CO<sub>2</sub>进入植物叶内,降低光合速率,从而进一步影响光合产物在根系的分配,主要表现为根系分泌物量的减少以及种类的改变<sup>[46]</sup>。McCrary 和 Andersen<sup>[47]</sup>认为臭氧胁迫下可溶性根系分泌物的改变可能影响根际微生物活性,从而改变根际生态和营养动态;Edwards<sup>[48]</sup>研究表明,臭氧浓度升高会降低植物根系有机物的分泌,抑制了对土壤微生物无机、有机养分的供应,最终导致微生物代谢和土壤呼吸降低。根系分泌物是根际微生物的主要 C 源和能源,臭氧很可能通过影响植物根系间接影响微生物<sup>[36]</sup>。因而,我们认为采用国际先进的、更接近自然的 FACE 技术,在农田生态系统研究土壤微生物对臭氧浓度升高的响应及其在高臭氧浓度下的功能效应,对于完整阐明陆地生态系统的响应规律具有重要科学意义。

## 2.1 臭氧浓度升高对土壤微生物生物量和活性的影响

土壤微生物生物量是指土壤中个体体积小于 5000 μm<sup>3</sup>的活微生物总量,是土壤有机质中最活跃和最易变化的部分,也是土壤有机质和养分转化与循环的动力,其大小和活性直接影响养分的矿化和固定;又可作为土壤中植物有效养分的储备库,该库的任何变化都会影响土壤养分的循环和有效性,并能较早地指示整个农田生态系统功能的变化<sup>[49-51]</sup>。此外,土壤酶参与包括土壤生物化学过程在内的自然界物质循环,在土壤的发生发育与肥力形成的过程中起有重要作用,作为表征土壤性质的生物活性指标已被广泛应用于评价土壤营养物质的循环转化情况以及各种农业措施的作用效果<sup>[52]</sup>。由此可见,土壤微生物生物量和酶活性是土壤微生物学特征的最直观指标,可以用于快速判断臭氧对土壤微生物数量及活性产生的正负效应。

研究表明,大气臭氧浓度的升高与环境中NO<sub>x</sub>的浓度密切相关,且土壤NO<sub>x</sub>排放对全球排放总量有重要贡献,而土壤硝化与反硝化作用是控制土壤NO<sub>x</sub>排放的关键过程,对大气臭氧浓度的消长具有十分重要的调控作用。此外,硝化作用是生物圈内N素循环的重要环节,是判断土壤熟化程度的一个重要指标,在探讨土壤供N能力和判断土壤肥力时对于反映土壤理化性状的综合作用具有很大意义<sup>[53]</sup>。虽然氨氧化为硝酸为作物生长提供N素营养有利于粮食产量的提高<sup>[54]</sup>,但硝化作用所形成的NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N又易遭淋失而污染地下

水,更可通过反硝化作用损失而污染大气,所以具有重要的环境研究意义<sup>[55]</sup>。由上可知,研究对流层臭氧浓度升高条件下农田土壤硝化与反硝化作用的变化规律,将是一个特殊而有意义的重要工作。

## 2.2 臭氧浓度升高对土壤微生物群落结构和功能的影响

臭氧浓度升高不仅能从表观上影响土壤微生物的数量与活性,也可能从本质上影响它的群落组成及生态功能。土壤微生物的遗传多样性是指土壤微生物在基因水平上所携带的各类遗传物质和遗传信息的总和,这是微生物多样性的本质和最终反映;土壤微生物的功能多样性是指土壤微生物群落所能执行的功能范围以及这些功能的执行过程,如分解功能、营养传递功能以及促进或抑制植物生长的功能等<sup>[56]</sup>。遗传物质改变或遗传信息突变是产生遗传多样性的根本原因,而臭氧作为一种具有广谱杀菌作用的强氧化剂,能与DNA、RNA等生物大分子产生反应,使其结构受损甚至导致突变<sup>[57-58]</sup>。可以想象,持续高臭氧浓度定会引发土壤微生物的群落演替和功能变化,而分子生物学技术当是探察微生物群落结构演替的理想手段。

大气对流层臭氧浓度升高条件下土壤微生物群落的演替应是适应环境变化的结果,土壤生态功能也应产生相应的改变。我们知道,土壤中植物残体的分解直接关系到地球C循环系统,并通过改变分解产物的可利用N影响整个N循环<sup>[59]</sup>;然而,大气臭氧浓度升高下植物体内的C得到重新分配,秸秆尤其是叶片部分的组分产生了很大的变化<sup>[60,28]</sup>,且土壤微生物群落也发生了变化,所以土壤中的秸秆降解过程也可能受到影响。事实上,臭氧浓度升高会降低凋落物的质量和分解速率,以及微生物的生物量、群落结构与多样性,进而会导致植株营养、植物竞争和物种组成的改变<sup>[61]</sup>。因此,研究由土壤微生物(主要指纤维素分解菌)所控制的秸秆降解过程对于加深臭氧对生态系统影响的认识是一个非常有意义的突破点。

## 2.3 臭氧浓度升高下土壤有益微生物的变化及减灾调控技术

大气对流层臭氧浓度升高对陆地生态系统地上部分最主要的影响是植物生产力,而对地下部分的最大破坏应是有益微生物。目前国内外有关臭氧浓度升高条件下区分研究菌根真菌等有益微生物或作物土传病菌等有害微生物的研究非常少,所以应有更多的精力去关注它们。例如,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(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<sup>[62-64]</sup>。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 对农业生态系统具有很大的潜在影响力和应用价值。研究发现,臭氧不能穿透土壤表面,它对外生菌根(ECM)侵染水平的影响是通过降低光合产物和碳水化合物在根部的分配间接引起的<sup>[65-66]</sup>,但目前人们尚不十分清楚 AM 真菌的群落结构对大气臭氧浓度升高的响应机制和功能变化规律。

此外,在臭氧浓度持续升高不可避免的情况下,如何有效减轻其对农业生态系统的不良影响势在必行。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,对于控制臭氧农田灾害将有积极的意义。例如,王曙光等<sup>[67]</sup>通过模拟大气臭氧浓度升高观察其对蚕豆的影响,结果发现接种 AM 真菌能显著缓解蚕豆根系生物量、根瘤数、结荚数和籽粒重量的下降程度,减轻臭氧对蚕豆生长的胁迫,这说明接种菌根真菌在控制或缓解臭氧农田灾害中具有一定应用前景。在稻麦轮作农田生态系统中,小麦是可被菌根真菌侵染的宿主,研究接种 AM 真菌对人类主要粮食作物小麦的增产效应及其作用机制,以及建立和发展高臭氧浓度下农田生态系统减灾的菌根调控配套技术等,将会越来越受到人们的关注和重视。

### 3 结语

生态系统对大气对流层臭氧浓度升高的响应研究是不断继续和深入的,研究领域和研究内容也不断拓展和丰富。为了科学评价大气对流层臭氧浓度升高对陆地生态系统的影响,围绕土壤微生物的响应研究已日益显得重要。今后在模拟未来大气对流层臭氧浓度升高条件下开展土壤微生物区系、活性及应用等多方面研究的同时,还需要着重关注以下两个要点:①农田土壤微生物及其过程的累积效应。由于农业生态系统中各种作物的生长期短,而且到了成熟期一般要收割,所以能够连续响应对流层臭氧浓度升高的主要是地下部分,即臭氧对土壤微生物的影响是一个长期的积累过程,这就需要对其累积效应进行长期定位研究。②根际与非根际土壤微生物的差异响应。臭氧通过改变植物光合产物的分配影响根系形态、生物量及其功能,而根系释放分泌物到根际环境中为土壤微生物提供 C 源和能源,所以可能通过改变根系分泌物的数量和组成改变根际土壤微生物的组成和生态功能,因而需要区分研究根际与非根际土壤微生物的不同响应。

### 参考文献:

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

- [2] Fishman J, Soloman S, Crutzen PJ. Observations and theoretical evidence in support of a significant in-situ photochemical source of tropospheric ozone. *Tellus*, 1979, 31: 432-446
- [3] Cox RA, Eggleton AEJ, Derwent RG, Pack DE. Long-rang transport of photochemical ozone in northwestern Europe. *Nature*, 1975, 255: 118-121
- [4] Heck WW, Taylor OC, Adams R, Bingham G, Miller J, Preston E, Werinstein L. Assessment of crop loss from ozone. *Air Pollution Control Association Journal*, 1982, 32: 353-356
- [5] 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. *应用生态学报*, 2005, 16(12): 2451-2458
- [6] 王明星, 杨昕. 大气化学研究的一些新进展. *自然科学进展*, 2001, 11(6): 561-567
- [7] Levy H. Normal atmosphere: Large radical and formaldehyde concentrations predicted. *Science*, 1971, 173: 141-143
- [8] Weinstock B, Niki H. The carbon monoxide balance in nature. *Science*, 1972, 176: 290-292
- [9] Chameides WL, Li XS, Tian XY, Zhou XJ, Luo C, Kiang CS, St. John J, Saylor RD, Liu SC, Lam KS, Wang T, Giorgi F. Is ozone pollution affecting crop yield in China? *Geophysical Research Letters*, 1999, 26(7): 867-870
- [10] Jin MH, Feng ZW, Zhang FZ. Impacts of ozone on the biomass and yield of rice in open-top chamber. *Journal of Environmental Sciences*, 2001, 13(2): 233-236
- [11] 吴鄂飞. 夏季环境空气中臭氧和氮氧化物变化关系. *环境科学与技术*, 2006, 29(增刊): 56-58
- [12] 吴瑞霞, 浦一芬, 张美根, 寿绍文. 北京市夏季臭氧变化特征的观测研究. *南京气象学院学报*, 2005, 28(5): 690-694
- [13] Richards BL, Middleton JT, Hewitt WB. Air pollution with relation to agronomic crops. V. Oxidant stipple of grape. *Agronomy Journal*, 1958, 50: 559-561
- [14] 陈展, 王效科, 冯兆忠, 郑启伟, 欧阳志云. 臭氧对生态系统地下过程的影响. *生态学杂志*, 2007, 26(1): 121-125
- [15] Vandermeiren K, Black C, Pleijel H, Temmerman LD. Impact of rising tropospheric ozone on potato: Effects on photosynthesis, growth, productivity and yield quality. *Plant, Cell and Environment*, 2005, 28(8): 982-996
- [16] Lawson T, Craigon J, Black CR, Colls JJ, Tulloch AM, Landon G. Effects of elevated carbon dioxide and ozone on the growth and yield of potatoes (*Solanum tuberosum*) grown in open-top chambers. *Environmental Pollution*, 2001, 111: 479-491
- [17] Carrasco-Rodriguez JL, Valle-Tascon S del. Impact of elevated ozone on chlorophyll fluorescence in field-grown oat (*Avena sativa*). *Environmental and Experimental Botany*, 2001, 45: 133-142

- [18] Kainulainen P, Holopainen JK, Holopainen T. Combined effects of ozone and nitrogen on secondary compounds, amino acid and aphid performance in Scots pine. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29: 334–342
- [19] Turner NC, Rich S, Waggoner PE. Removal of ozone by soil. *Journal of Environmental Quality*, 1973, 2: 259–264
- [20] Blum U, Tingey DT. A study of the potential ways in which ozone could reduce root growth and nodulation of soybean. *Atmospheric Environment*, 1977, 11: 737–739
- [21] Clark CS, Weber JA, Lee EH, Hoqsett WE. Accentuation of gas exchange gradients in flushes of ponderosa pine exposed to ozone. *Tree Physiology*, 1995, 15: 181–189
- [22] 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
- [23] Kasurinen A, Gonzales PK, Riikonen J, Vapaavuori E, Holopainen T. Soil CO<sub>2</sub> efflux of two silver birch clones exposed to elevated CO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> levels during three growing seasons. *Global Change Biology*, 2004, 10: 1654–1665
- [24] 黄昌勇. 土壤学. 北京: 中国农业出版社, 2000: 50–65
- [25] Brookes PC. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils*, 1995, 19: 169–179
- [26] Stotzky G, Bollag JM. *Soil Biochemistry*. Vol. 9. New York: Marcel Dekker Inc., 1996
- [27] Andersen CP. Source–sink balance and carbon allocation below ground in plants exposed to ozone. *New Phytologist*, 2003, 157(2): 213–228
- [28] Holmes WE, Zak DR, Pregitzer KS, King JS. Soil nitrogen transformations under populus tremuloides, Betula papyrifera and Acer saccharum following 3 years exposure to elevated CO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub>. *Global Change Biology*, 2003, 9(12): 1743–1750
- [29] Scagel CF, Andersen CP. Seasonal changes in root and soil respiration of ozone-exposed ponderosa pine (*Pinus ponderosa*) grown in different substrates. *New Phytologist*, 1997, 136(4): 627–643
- [30] Nelson T, Edwards S. Root and soil respiration responses to ozone in *Pinus taeda* L. seedlings. *New Phytologist*, 1991, 118(2): 315–321
- [31] Fitzgerald LB, Stephen AP, Torbert HA, Edwin LF, Walter AP, Hu SJ. Decomposition of soybean grown under elevated concentrations of CO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub>. *Global Change Biology*, 2005, 11(4): 685–698
- [32] Kasurinen AE, Helmisaari HS, Holopainen T. The influence of elevated CO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> on fine roots and mycorrhizas of naturally growing young Scots pine trees during three exposure years. *Global Change Biology*, 1999, 5(7): 771–780
- [33] Rinnan R, Keinänen MM, Kasurinen A, Asikainen J, Kekki TK, Holopainen T, Ro-Poulsen H, Mikkelsen TN, Michelsen A. Ambient ultraviolet radiation in the Arctic reduces root biomass and alters microbial community composition but has no effects on microbial biomass. *Global Change Biology*, 2005, 11(4): 564–574
- [34] Avery LM, Thorpe PC, Thompson K, Paul ND, Grime JP, West HM. Physical disturbance of upland grassland influences the impact of elevated UV-B radiation on metabolic profiles of below-ground microorganisms. *Global Change Biology*, 2004, 10(7): 1146–1154
- [35] Islam KR, Mulchi CL, Ali AA. Interactions of tropospheric CO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> enrichments and moisture variations on microbial biomass and respiration in soil. *Global Change Biology*, 2000, 6(3): 255–265
- [36] 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
- [37] 任巍, 田汉勤. 臭氧污染与陆地生态系统生产力. *植物生态学报*, 2007, 31(2): 219–230
- [38] 葛萃, 蔡菊珍, 张美根. 东亚地区对流层 O<sub>3</sub> 和 CO 模拟. *中国科学院研究生院学报*, 2007, 24(5): 549–555
- [39] Van Aardne JA, Carmichael GR, Levy H, Steets D, Hordijk L. Anthropogenic NO<sub>x</sub> emissions in Asia in the period 1990 ~ 2020. *Atmospheric Environment*, 1999, 33: 633–646
- [40] Oltmans SJ, Lefohn AS, Scheel HE, Harris JM, Levy II H, Galbally IE, Brunke EG, Meyer CP, Lathrop JA, Johnson BJ, Shadwick DS, Cuevas E, Schmidlin FJ, Tarasick DW, Claude H, Kerr JB, Uchino O, Mohnen V. Trends of ozone in the troposphere. *Geophysical Research Letters*, 1998, 25: 139–142
- [41] Lee SH, Akimoto H, Nakane H, Kurnosenko S, Kinjo Y. Increase of tropospheric ozone at Okinawa, Japan. *Geophysical Research Letters*, 1998, 25: 1637–1640
- [42] Elliot S, Black DR, Duce RA, Lai CA, McCreary I, McNair LA, Rowland FS, Russell AG, Streit GE, Turco RP. Motorization of China implies changes in Pacific air chemistry and primary production. *Geophysical Research Letters*, 1997, 24: 2671–2674
- [43] 金明红, 黄益宗. 臭氧污染胁迫对农作物生长与产量的影响. *生态环境*, 2003, 12(4): 482–486
- [44] Feng ZW, Jin MH, Zhang FZ, Huang YZ. Effects of ground-level ozone (O<sub>3</sub>) pollution on the yields of rice and winter wheat in the Yangtze River delta. *Journal of Environmental Sciences*, 2003, 15(3): 360–362
- [45] Fangmerier A, De Temmerman L, Black C, Persson K, Vorne V. Effects of elevated CO<sub>2</sub> and/or ozone on nutrient concentrations

- and nutrient uptake of potatoes. *European Journal of Agronomy*, 2002, 17: 353–368
- [46] McCool PM, Menge JA. Influence of ozone on carbon partitioning in tomato: Potential role of carbon flow in regulation of the mycorrhizal symbiosis under conditions of stress. *New Phytologist*, 1983, 94: 241–247
- [47] McCrady JK, Andersen CP. The effect of ozone on below-ground carbon allocation in wheat. *Environmental Pollution*, 2000, 107: 465–472
- [48] Edwards NT. Root and soil respiration responses to ozone in *Pinus taeda* L. seedlings. *New Phytologist*, 1991, 118: 315–321
- [49] 殷士华. 土壤微生物量及其与养分循环的关系研究进展. *土壤学进展*, 1993, 4: 1–8
- [50] Roy S, Singh JS. Consequences of habitat heterogeneity for availability of nutrients in a dry tropical forest. *Journal of Ecology*, 1994, 82: 503–509
- [51] 王俊华, 尹睿, 张华勇, 林先贵, 陈瑞蕊, 钦绳武. 长期定位施肥对农田土壤酶活性及其相关因素的影响. *生态环境*, 2007, 16(1): 191–196
- [52] 张咏梅, 周国逸, 吴宁. 土壤酶学的研究进展. *热带亚热带植物学报*, 2004, 12(1): 83–90
- [53] 许光辉, 郑洪元. 土壤微生物分析方法手册. 北京: 农业出版社, 1986: 226–234
- [54] 李顺鹏. 环境生物学. 北京: 中国农业出版社, 2002: 35
- [55] 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
- [56] 林先贵, 胡君利. 土壤微生物多样性的科学内涵及其生态服务功能. *土壤学报*, 2008, 45 (5): 892–900
- [57] 董苍转, 尹学钧. 臭氧的遗传毒性. *国外医学卫生学分册*, 1995, 22(1): 24–28
- [58] 宿秀艳. 臭氧对微生物杀菌作用的初步研究. *微生物学杂志*, 2004, 24(2): 54–56
- [59] Norby RJ, Cotrufo MF, Ineson P, O'Neil EG, Canadell JG. Elevated CO<sub>2</sub>, litter chemistry, and decomposition: A synthesis. *Oecologia*, 2001, 127 (2): 153–165
- [60] US Environmental Protection Agency. Air quality criteria for ozone and related photochemical oxidants. Vol. II. Washington DC: Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC. US EPA Report No. EPA/600/P-93/004bF, 1996
- [61] Yoshida LC, Gsillon JA, Andersen CP. Differences in above- and below-ground responses to ozone between two populations of a perennial grass. *Plant and Soil*, 2001, 233: 203–211
- [62] 王曙光, 林先贵, 施亚琴. 丛枝菌根 (AM) 与植物的抗逆性. *生态学杂志*, 2001, 20(3): 27–30
- [63] Redecker D, Kondnor R, Graham LE. Glomalean fungi from the Ordovician. *Science*, 2000, 289: 1920–1921
- [64] 梁宇, 郭良栋, 马克平. 菌根真菌在生态系统中的作用. *植物生态学报*, 2002, 26(6): 739–745
- [65] Stroo HF, Reich PB, Schoettle AW, Amundson RG. Effects of ozone and acid rain on white pine (*Pinus strobus*) seedlings grown in five soils. II. Mycorrhizal infection. *Canadian Journal of Botany*, 1988, 66: 1510–1516
- [66] DôÁaz G, Barrantes O, Honrubia M, Gracia C. Effect of ozone and sulphur dioxide on mycorrhizae of *Pinus halepensis* Miller. *Annales des Sciences Forestieres*, 1996, 53: 849–856
- [67] 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

## A Review: Soil Microbial Responses to Elevated Tropospheric O<sub>3</sub> Concentration

HU Jun-li<sup>1,2</sup>, LIN Xian-gui<sup>1,2</sup>, ZHU Jian-guo<sup>1</sup>

(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)

**Abstract:** Elevated tropospheric O<sub>3</sub> concentration has altered the whole biosphere and eco-environment worsely, and has influenced indirectly on soil microbes. Investigating soil microbial responses was the key to evaluate terrestrial ecosystems' change under elevated tropospheric O<sub>3</sub> concentration. This article reviewed the general situation of elevated tropospheric O<sub>3</sub> concentration effects on terrestrial ecosystems, and introduced the responses of soil microbes under artificial environment condition with designed O<sub>3</sub> concentrations. Then, more experiments were suggested to investigate the effects of elevated tropospheric O<sub>3</sub> concentration on soil microbes, including soil microbial biomass and activity (such as nitrification and denitrification), microbial community structure and function (such as straw decomposition), as well as beneficial microbes (such as arbuscular mycorrhizal fungi) and their application in controlling ozone disaster.

**Key words:** Elevated tropospheric O<sub>3</sub> concentration, Soil microbe, Free-air component enrichment, Mycorrhizal regulation techniques