

魏思雨, 王亚波, 邵 阳, 等. 近地层大气臭氧浓度升高对麦季土壤 Zn 生物有效性的影响[J]. 江苏农业学报, 2016, 32(4): 791-797.

doi: 10.3969/j.issn.1000-4440.2016.04.013

近地层大气臭氧浓度升高对麦季土壤 Zn 生物有效性的影响

魏思雨, 王亚波, 邵 阳, 韩书文, 杨婷婷, 尹微琴, 王小治
(扬州大学环境科学与工程学院, 江苏 扬州 225127)

摘要: 为明确大气 O_3 浓度升高对麦季各生育期不同土层中 Zn 生物有效性的影响, 利用开顶式气室 (OTCs) 设置正常大气和臭氧浓度升高 (比周围大气高 40 nmol/mol) 处理, 土壤设置外源加入 0 mg/kg、200 mg/kg、400 mg/kg Zn 处理, 在小麦苗期、分蘖期、拔节期、抽穗期和成熟期分别采集耕层 0~5.0 cm、5.1~10.0 cm、10.1~15.0 cm 各土层土样, 同时利用 BCR 连续提取法和 DTPA 提取法评价盆栽小麦土壤 Zn 生物有效性。结果表明, 大气臭氧浓度升高对整个耕层土壤 (0~15.0 cm) Zn 的有效性影响不显著; 在成熟期显著增加了无外源 Zn 污染土壤 0~5.0 cm 和 10.1~15.0 cm 土层中 Zn 的有效性, 其 DTPA 提取态 Zn 增幅分别为 150% 和 241%, 但在 5.1~10.0 cm 土层中 DTPA 提取态 Zn 显著降低 42.4%; 在小麦生育早期显著增大了外源加入 400 mg/kg Zn 污染土壤 0~5.0 cm 和 10.1~15.0 cm 土壤 Zn 的有效性。BCR 连续提取法与 DTPA 浸提法在衡量有效态 Zn 变化趋势上有相似的规律, 但 BCR 连续提取法测定的有效态 Zn 数值大于 DTPA 浸提法, 且土壤 Zn 含量低时差异显著。

关键词: 开顶式气室; 臭氧浓度升高; 锌; 麦季; 生物有效性

中图分类号: X171.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4440(2016)04-0791-07

Influence of elevated tropospheric ozone on the bioavailability of zinc in wheat-planted soil

WEI Si-yu, WANG Ya-bo, SHAO Yang, HAN Shu-wen, YANG Ting-ting, YIN Wei-qin, WANG Xiao-zhi
(College of Environmental Science and Engineering, Yangzhou University, Yangzhou 225127, China)

Abstract: The objective of this study was to clarify the changes of the bioavailability of zinc in the soil affected by atmospheric elevated ozone (O_3) during wheat season. Open top chamber (OTCs) were used to set up normal atmospheric conditions and elevated atmospheric O_3 (40 nmol/mol higher). Three levels of exogenous zinc were applied (0 mg/kg, 200 mg/kg, and 400 mg/kg) soil samples collected at 0–5 cm, 5.1–10.0 cm and 10.1–15.0 cm depth of topsoil at seedling, tillering, jointing, heading, and maturity respectively. The bioavailability of soil Zn was evaluated by the Community Bureau of Reference (BCR) sequential extraction and the DTPA extraction method. The elevated O_3 level had no significant

influence on the bioavailability of soil zinc in the topsoil. The zinc availabilities in non-polluted soil at 0–5.0 cm and 10.1–15.0 cm depths were increased at maturity by elevated O_3 level, with the increments of 150.0% and 241.0% using DTPA method, while in the soil at 5.1–10.0 cm the zinc availability was decreased by 42.4%. Exogenous zinc at the application rate of

收稿日期: 2016-01-07

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41371294)

作者简介: 魏思雨 (1990-), 男, 江苏徐州人, 硕士研究生, 研究方向为农田生态系统对全球气候变化的响应。(E-mail) siyuwei2013@163.com

通讯作者: 王小治, (E-mail) xzwang@yzu.edu.cn

400 mg/kg boosted the soil zinc availabilities at 0–5.0 cm and 10.1–15.0 cm depths. BCR method outperformed DTPA in describing the change of available zinc at low initial zinc concentration.

Key words: open top chamber; elevated ozone concentration; zinc; wheat season; bioavailability

工业革命以来,全球近地层平均 O_3 浓度以每年 0.5%~2.0%^[1] 的增幅由最初的 10 nmol/mol 增加到 50 nmol/mol,预计在 2050 年 O_3 浓度还将增加 20%~25%,在 2100 年将增加 40%~60%^[2-4]。而近地层高浓度 O_3 会抑制作物光合作用,减少干物质累积^[5],降低小麦茎叶、根系生物量和根系活力,以及土壤微生物量和根际土生物多样性指数^[6];麦季土壤氨氧化细菌和反硝化细菌数量增加,活性降低^[7],土壤呼吸和温度敏感性降低^[8]。而关于臭氧浓度升高对土壤-植株系统中营养元素循环影响的研究比较缺乏,目前仅初步研究了稻麦季土壤氮磷钾、微量元素有效性和植株累积量对臭氧浓度升高的响应^[9-11]。Zn 是 150 多种酶的重要组成部分,但生物体摄入过量 Zn 时,其毒性就会表现,中国 Zn 污染农田面积大,超标严重^[12-14],对食品安全产生威胁。因此研究 O_3 浓度升高条件下麦季土壤 Zn 生物有效性的变化,对于明确未来气候变化条件下 Zn 的地球化学循环过程和指导农业生产实践具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 试验设计

本研究设置 2 个臭氧浓度,分别为正常大气处理和臭氧浓度升高处理,以对应当下和可预测未来大气臭氧浓度。利用 OTC-1 型开顶式气室进行研究,使用高纯氧气供氧条件下的臭氧发生器提供臭氧,使臭氧浓度升高处理气室比对照处理臭氧浓度高 40 nmol/mol,并用美国 2B 公司 Model 205 臭氧监测仪实时监测气室中冠层高度臭氧浓度,整个熏气过程真实浓度误差不超过 10%。熏气时间自 2015 年 3 月 10 日至 2015 年 5 月 30 日,晴天 8:30 至 17:30 熏气,对照处理(Ambient,用 A 表示)日平均臭氧浓度为 39.6 nmol/mol,臭氧浓度升高处理(用 AOT40 表示)日平均浓度为 80.2 nmol/mol。

本试验设置 3 个 Zn 浓度,分别为无添加,添加外源 Zn 200 mg/kg 和 400 mg/kg,以对应正常农田、轻度 Zn 污染和重度 Zn 污染土壤。试验在江苏省扬州大学环境科学与工程学院(北纬 32.31°,东经 119.41°)进行,所用土壤取自江苏省扬州市小纪镇

稻麦轮作农田,总 Zn 含量为 94.36 mg/kg,土壤理化性质:pH(H_2O) 6.6,有机碳 18.40 g/kg,全氮 1.45 g/kg,全磷 0.63 g/kg,全钾 14.02 g/kg,速效磷 10.10 mg/kg,速效钾 70.50 mg/kg,容重 1.16 g/cm³,土壤质地为砂壤(2.000~0.020 mm 砂粒 57.8%,0.020~0.002 mm 粉粒 28.5%,<0.002 mm 黏粒 13.7%),常规方法测定。施肥按纯氮 100.0 mg/kg, P_2O_5 66.7 mg/kg, K_2O 100.0 mg/kg 比例拌匀后放入试验盆中,播种小麦(扬麦 16),在分蘖后期追施等量氮肥。

1.2 采样与分析

2014 年 12 月 18 日播种,12 月 25 日出苗,12 月 31 日采第 1 次土样,为苗期,计做 0 d,之后第 40 d、90 d、120 d 和 160 d 分别采集分蘖期、拔节期、抽穗期和成熟期土壤,收割时采集植株样品。土样分 0~5.0 cm、5.1~10.0 cm 和 10.1~15.0 cm 3 个深度。

用 BCR 连续提取法^[15]处理土样,分析土壤样品中不同形态 Zn 浓度;用 DTPA 提取法^[16]提取 DTPA 有效态 Zn 浓度,均用原子吸收分光光度计(Thermo M939QZ/989QZ)测定。

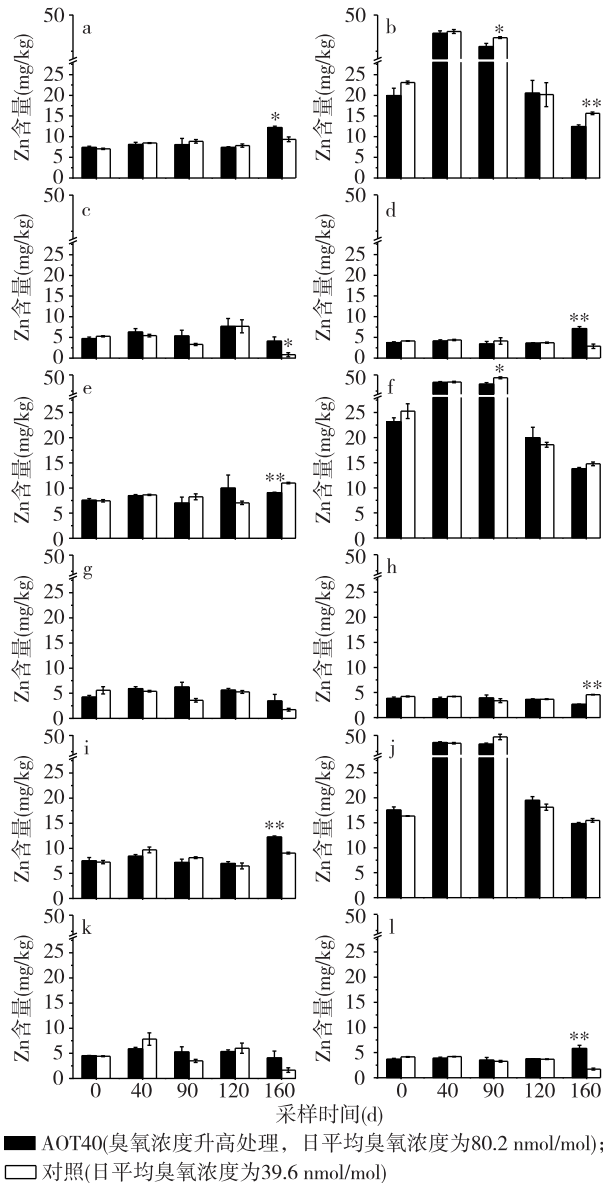
1.3 数据处理

利用 Excel 2010 对数据进行处理,Origin 8.0 绘图,SPSS19.0 进行单因素 ANOVA 分析,用 Duncan's 进行多重比较。

2 结果与分析

2.1 对照(无 Zn 污染)耕层土壤 Zn 含量变化

图 1 显示,在成熟期,0~5.0 cm 和 10.1~15.0 cm 土层中,AOT40 处理的土壤弱酸溶解态 Zn 浓度均高于 A 处理,增幅分别达到 30.3% ($P<0.05$) 和 35.4% ($P<0.01$);相反,在 5.1~10.0 cm 土层中,AOT40 处理的土壤弱酸溶解态 Zn 浓度比 A 处理降低 17.4% ($P<0.01$)。在 0~5.0 cm 土层中,拔节期和成熟期土壤可还原态 Zn 含量 AOT40 处理分别比 A 处理降低了 2.53% ($P<0.05$) 和 20.5% ($P<0.01$),成熟期可氧化态 Zn 含量 AOT40 处理则增加了 406% ($P<0.01$),表明成熟期表层土壤 Zn 在向生物有效性低的可氧化态转化;5.1~10.0 cm 土层中



a: 0~5.0 cm 土层中弱酸溶解态 Zn; b: 0~5.0 cm 土层中可还原态 Zn; c: 0~5.0 cm 土层中可氧化态 Zn; d: 0~5.0 cm 土层中 DTPA 提取态 Zn; e: 5.1~10.0 cm 土层中弱酸溶解态 Zn; f: 5.1~10.0 cm 土层中可还原态 Zn; g: 5.1~10.0 cm 土层中可氧化态 Zn; h: 5.1~10.0 cm 土层中 DTPA 提取态 Zn; i: 10.1~15.0 cm 土层中弱酸溶解态 Zn; j: 10.1~15.0 cm 土层中可还原态 Zn; k: 10.1~15.0 cm 土层中可氧化态 Zn; l: 10.1~15.0 cm 土层中 DTPA 提取态 Zn。

* 和 ** 分别表示与对照差异显著 ($P < 0.05$) 和极显著 ($P < 0.01$)。

图1 对照(无 Zn 污染)土壤各土层中 BCR 连续提取各形态 Zn 及 DTPA-Zn 含量

Fig.1 The concentration of available zinc concentrations extracted by BCR and DTPA methods at different depths of non-polluted soil

可还原态 Zn 含量在拔节期 AOT40 处理显著低于 A 处理 ($P < 0.05$)。成熟期 DTPA-Zn 浓度在 0~5.0 cm 和 10.1~15.0 cm 土层中 AOT40 处理均高于 A 处理,增幅分别为 150% ($P < 0.01$) 和 241% ($P < 0.01$);而在 5.1~10.0 cm 深度中,AOT40 处理比 A 处理降低 42.4% ($P < 0.01$)。

2.2 外源 200 mg/kg Zn 污染耕层土壤 Zn 含量变化

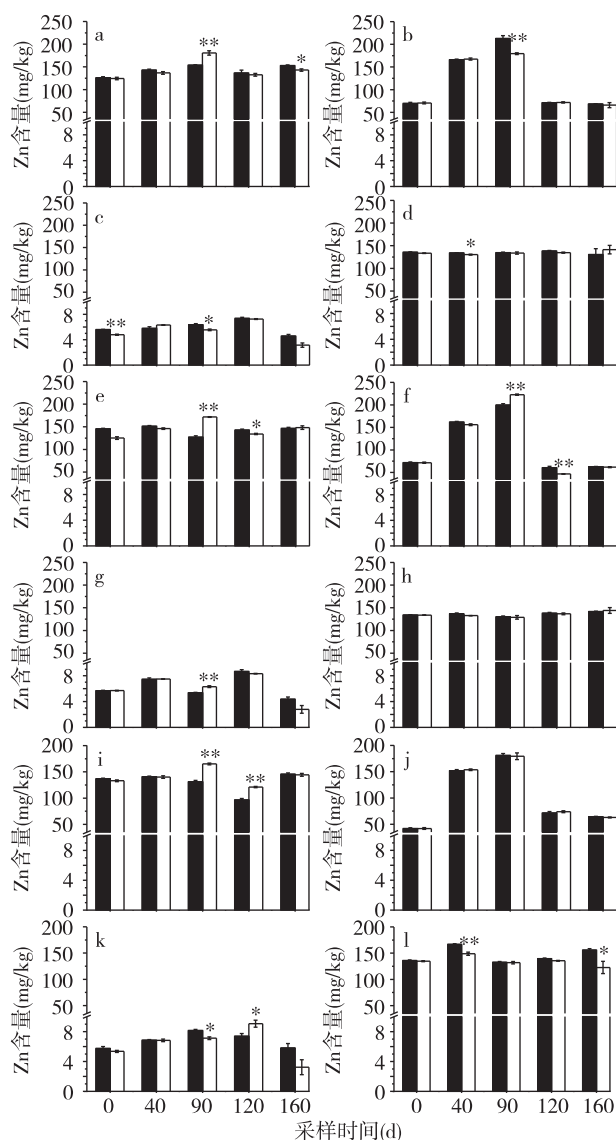
图 2 显示,弱酸溶解态 Zn 含量在拔节期各土层中均是 AOT40 处理低于 A 处理,由表层到深层降幅依次为 15.0% ($P < 0.01$)、26.0% ($P < 0.01$) 和 20.7% ($P < 0.01$);在抽穗期 5.1~10.0 cm 土层中 AOT40 处理比 A 处理高 6.55% ($P < 0.05$),10.1~15.0 cm 土层中 AOT40 处理比 A 处理降低 20.2% ($P < 0.01$);成熟期 0~5.0 cm 土层中,AOT40 处理的弱酸溶解态 Zn 含量比 A 处理高 6.82% ($P < 0.05$)。在分蘖期 0~5.0 cm、10.1~15.0 cm 和成熟期 10.1~15.0 cm 土层中,DTPA-Zn 含量 AOT40 处理均高于 A 处理,增幅依次为 2.90% ($P < 0.05$)、12.1% ($P < 0.01$) 和 27.1% ($P < 0.05$)。

2.3 外源 400 mg/kg Zn 污染耕层土壤 Zn 含量变化

从图 3 可以看出,弱酸溶解态 Zn 含量在拔节期 5.1~10.0 cm 和抽穗期 0~5.0 cm 土层中 AOT40 处理比 A 处理低 32.36% ($P < 0.01$) 和 6.64% ($P < 0.01$),在拔节期 0~5.0 cm、10.1~15.0 cm 和抽穗期 10.1~15.0 cm 土层中 AOT40 处理比 A 处理分别高 9.77% ($P < 0.05$)、24.96% ($P < 0.01$) 和 8.66% ($P < 0.05$)。DTPA-Zn 含量在分蘖期、拔节期的 0~5.0 cm、10.1~15.0 cm 和抽穗期 10.1~15.0 cm 土层中 AOT40 处理均高于 A 处理,分别高 2.14% ($P < 0.01$)、1.58% ($P < 0.01$)、27.30% ($P < 0.01$)、6.41% ($P < 0.05$) 和 3.07% ($P < 0.05$),而在分蘖期 5.1~10.0 cm 土层中,AOT40 处理比 A 处理低 4.45% ($P < 0.01$)。

2.4 耕层土壤有效态 Zn 含量变化

通过 0~5.0 cm、5.1~10.0 cm 和 10.1~15.0 cm 土层中 Zn 含量计算出的整个耕层(0~15 cm)土壤 Zn 含量列于表 1。由表 1 可见,随着生育期的进行,BCR 连续提取法指示的有效态 Zn(弱酸溶解态 Zn)含量仅在外源 200 mg/kg Zn 污染土壤拔节期,AOT40 处理比 A 处理降低 20.50% ($P < 0.05$),且在

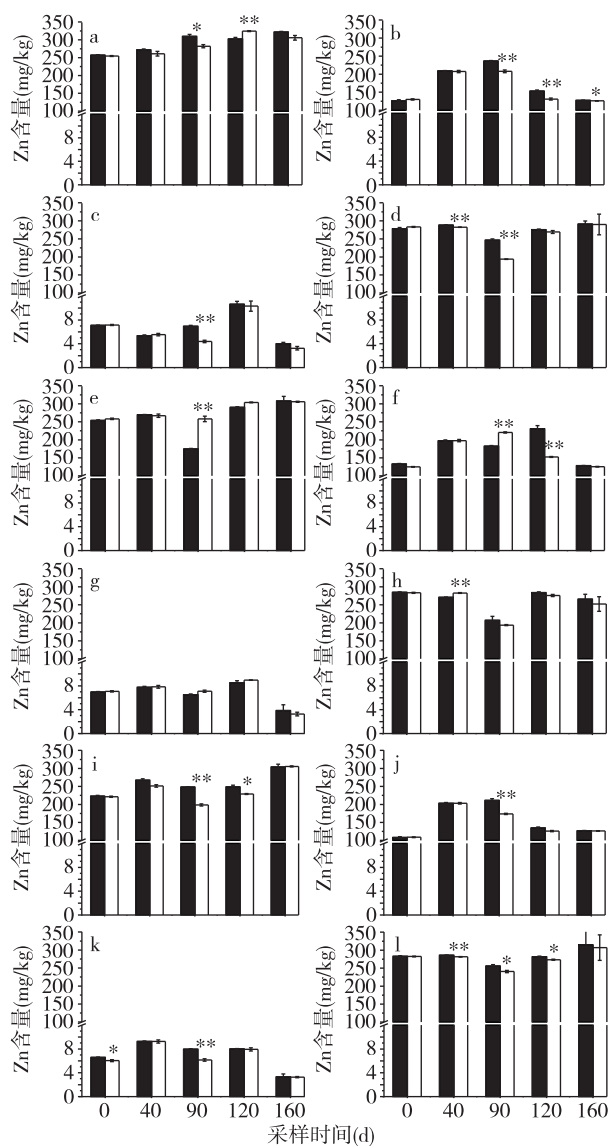


a: 0~5.0 cm 土层中弱酸溶解态 Zn; b: 0~5.0 cm 土层中可还原态 Zn; c: 0~5.0 cm 土层中可氧化态 Zn; d: 0~5.0 cm 土层中 DTPA 提取态 Zn; e: 5.1~10.0 cm 土层中弱酸溶解态 Zn; f: 5.1~10.0 cm 土层中可还原态 Zn; g: 5.1~10.0 cm 土层中可氧化态 Zn; h: 5.1~10.0 cm 土层中 DTPA 提取态 Zn; i: 10.1~15.0 cm 土层中弱酸溶解态 Zn; j: 10.1~15.0 cm 土层中可还原态 Zn; k: 10.1~15.0 cm 土层中可氧化态 Zn; l: 10.1~15.0 cm 土层中 DTPA 提取态 Zn。

* 和 ** 分别表示与对照差异显著 ($P < 0.05$) 和极显著 ($P < 0.01$)。

图2 200 mg/kg Zn 污染土壤各土层中 BCR 连续提取各形态 Zn 及 DTPA-Zn 含量

Fig.2 The concentration of available zinc concentrations extracted by BCR and DTPA methods at different depths of 200 mg/kg zinc-applied soil



a: 0~5.0 cm 土层中弱酸溶解态 Zn; b: 0~5.0 cm 土层中可还原态 Zn; c: 0~5.0 cm 土层中可氧化态 Zn; d: 0~5.0 cm 土层中 DTPA 提取态 Zn; e: 5.1~10.0 cm 土层中弱酸溶解态 Zn; f: 5.1~10.0 cm 土层中可还原态 Zn; g: 5.1~10.0 cm 土层中可氧化态 Zn; h: 5.1~10.0 cm 土层中 DTPA 提取态 Zn; i: 10.1~15.0 cm 土层中弱酸溶解态 Zn; j: 10.1~15.0 cm 土层中可还原态 Zn; k: 10.1~15.0 cm 土层中可氧化态 Zn; l: 10.1~15.0 cm 土层中 DTPA 提取态 Zn。

* 和 ** 分别表示差异显著 ($P < 0.05$) 和极显著 ($P < 0.01$)。

图3 400 mg/kg 污染土壤各土层中 BCR 连续提取各形态 Zn 及 DTPA-Zn 含量

Fig.3 The concentrations of various fractions of BCR sequential-Zn and DTPA-Zn at different depths of 400 mg/kg zinc-applied soil

表 1 耕层土壤有效态 Zn 含量变化

Table 1 The change of the available zinc content in topsoil with different initial concentrations of zinc measured by two methods

采样 时间(d)	处理	BCR-弱酸溶解态 Zn (mg/kg)			DTPA-Zn (mg/kg)		
		0	200	400	0	200	400
40	AOT40	8.34 ± 0.12	144.95 ± 3.21	269.51 ± 1.28	3.93 ± 0.11	145.81 ± 10.50	281.69 ± 5.53
	A	8.93 ± 0.38	140.94 ± 2.74	259.75 ± 4.56	4.26 ± 0.06	137.3 ± 5.82	282.21 ± 0.35
90	AOT40	7.42 ± 0.34	137.21 ± 8.27	244.15 ± 39.00	3.61 ± 0.16	132.4 ± 1.24	236.64 ± 15.00
	A	8.41 ± 0.23	172.5 ± 4.50 *	246.29 ± 24.82	3.59 ± 0.27	131.55 ± 1.42	209.34 ± 15.63
125	AOT40	8.13 ± 0.94	125.32 ± 14.5	280.64 ± 16.31	3.67 ± 0.05	138.56 ± 0.44 *	280.47 ± 2.42
	A	7.12 ± 0.39	129.26 ± 4.12	285.72 ± 28.97	3.69 ± 0.02	135.54 ± 0.56	272.84 ± 1.97
160	AOT40	11.17 ± 1.05	148.26 ± 2.27	311.35 ± 5.37	5.21 ± 1.34	142.76 ± 7.37	290.49 ± 14.15
	A	9.79 ± 0.60	145.21 ± 1.60	305.67 ± 0.07	3.05 ± 0.83	136.06 ± 6.72	283.1 ± 16.22
全生育期	AOT40	8.77 ± 0.83	138.94 ± 5.09	276.41 ± 13.93	4.11 ± 0.37	139.88 ± 2.90	272.32 ± 12.10
	A	8.56 ± 0.56	146.98 ± 9.15	274.36 ± 13.26	3.65 ± 0.25	135.13 ± 1.25	261.87 ± 17.66

A:对照处理,日平均臭氧浓度为 39.6 nmol/mol; AOT40:臭氧浓度升高处理,日平均浓度为 80.2 nmol/mol; * 表示与 A 处理差异显著 ($P < 0.05$)。0、200、400 分别表示外源 Zn 污染 0 mg/kg、200 mg/kg 和 400 mg/kg 土壤处理。

该土壤处理(外源 200 mg/kg Zn 污染)中,AOT40 处理呈先降低后升高的趋势,A 处理呈先升高后降低的趋势;无污染土壤和外源 400 mg/kg Zn 污染土壤弱酸溶解态 Zn 含量均呈现先降低后升高趋势,AOT40 处理与 A 处理无显著差异。DTPA-Zn 含量仅在外源 200 mg/kg Zn 污染土壤抽穗期,AOT40 处理比 A 处理高 2.00% ($P < 0.05$)。

表 2 显示,外源加入 200 mg/kg、400 mg/kg Zn 对

土壤有效态 Zn(BCR 弱酸溶解态 Zn 和 DTPA-Zn)含量均有极显著影响,有效态 Zn 含量与外源加入的 Zn 含量呈极显著正相关。0~5.0 cm 土层中,臭氧处理对弱酸溶解态 Zn 含量的影响,有随生育期的进行而增大的趋势。成熟期 5.1~10.0 cm 土层中,弱酸溶解态 Zn 含量与臭氧浓度呈负相关,0~5.0 cm 土层中 DTPA-Zn 含量与臭氧浓度也呈负相关。

表 2 Zn 污染与臭氧浓度两因素交互方差分析 Sig 值

Table 2 The significance of two-way ANOVA for available zinc content affected by different concentrations of zinc and ozone

时间(d)	处理	弱酸溶解态			DTPA		
		0~5 cm	5~10 cm	10~15 cm	0~5 cm	5~10 cm	10~15 cm
40	Zn	0	0	0	0	0	0
	O ₃	0.054	0.181	0.020	0	0.005	0
	Zn×O ₃	0.257	0.489	0.005	0	0	0
90	Zn	0	0	0	0	0	0
	O ₃	0.980	0	0.009	0	0.213	0.016
	Zn×O ₃	0	0	0	0	0.344	0.011
125	Zn	0	0	0	0	0	0
	O ₃	0.048	0.667	0.471	0.052	0.056	0.001
	Zn×O ₃	0.006	0	0	0.245	0.096	0.010
160	Zn	0	0	0	0	0	0
	O ₃	0.002	0.918	0.726	0.876	0.722	0.572
	Zn×O ₃	0.130	0.916	0.816	0.851	0.689	0.882

Zn:Zn 污染处理对有效态 Zn 含量影响的显著性分析;O₃:臭氧熏蒸处理对有效态 Zn 含量影响的显著性分析;Zn×O₃:Zn 污染处理与 O₃ 处理交互对有效态 Zn 含量影响的显著性分析。

3 讨论

OTC-1型开顶式气室是一种广泛常见的研究仪器,由于其稳定性和均一性而广受认可^[17-18]。DTPA浸提法是一种常见的土壤微量元素浸提方法,对元素的生物有效性有一定的指示能力^[19-20]。BCR连续提取法是一种土壤金属元素的分级提取方法,在一定程度上可以反映生物有效性^[21-22]。本研究发现,大气臭氧浓度升高对无Zn污染麦田土壤Zn含量的影响在生育中后期差异显著,显著提高了成熟期0~5.0 cm和10.1~15.0 cm土层中BCR弱酸溶解态Zn和DTPA-Zn含量。大气臭氧浓度升高增加了Zn污染土壤小麦分蘖期0~5.0 cm和10.1~15.0 cm土层中DTPA-Zn含量。臭氧浓度升高显著降低外源200 mg/kg Zn污染土壤拔节期各土层及抽穗期10.1~15.0 cm土层中弱酸溶解态Zn的含量,抽穗期5.1~10.0 cm和成熟期0~5.0 cm显著提高;但DTPA-Zn含量在相应时期差异不显著,且仅在分蘖期0~5.0 cm、10.1~15.0 cm和成熟期10.1~15.0 cm土层中显著升高。

臭氧熏蒸增加了无Zn污染处理成熟期0~5.0 cm和10.1~15.0 cm土层中DTPA提取态Zn和BCR弱酸溶解态Zn含量;Zn污染土壤处理在更早的生育期即体现出相似结果;BCR连续提取法和DTPA浸提法在表征Zn的生物有效性上有类似规律,但BCR提取的弱酸溶解态Zn在数值上大于DTPA态Zn。臭氧浓度升高显著降低外源400 mg/kg Zn污染土壤拔节期5.1~10.0 cm和抽穗期0~5.0 cm土层中弱酸溶解态Zn的含量,在拔节期0~5.0 cm、10.1~15.0 cm和抽穗期10.1~15.0 cm土层中弱酸溶解态Zn含量显著提高。高浓度Zn污染加速了土壤中Zn的形态转换过程,0~5.0 cm土层的分蘖期和拔节期、10.1~15.0 cm土层的分蘖期到抽穗期的DTPA-Zn含量均显著升高,仅在分蘖期5.1~10.0 cm土层中DTPA-Zn含量降低,深层土壤有效Zn含量对臭氧浓度升高响应敏感,可能是因为该生育期根分泌更多有机酸,降低了土壤酸度^[23]。

pH是影响Zn形态的一个因素,通常随着pH的升高,土壤固相上Zn的吸附量和吸收能力提高,活性降低^[24-25],在10.1~15.0 cm土层中,无Zn污染处理土壤pH由6.61降低到6.02,外源200 mg/kg Zn污染处理土壤pH降至5.26,更高浓度的

Zn污染处理土壤pH则降至5.12(AOT40处理),这可能是该深度土层中Zn污染土壤处理Zn活性更高的原因之一。臭氧浓度升高有增加根系水溶性有机碳的趋势^[26],有效Zn含量会随着土壤有机质的增加而增加^[27],这可能是5.1~10.0 cm土层中A处理Zn活性高的原因之一,该结果与尹微琴等^[10]的研究结果一致。土壤Zn形态变化与根际pH、氧化还原电位(Eh)、微生物等变化关系密切,进一步研究根际土壤相关指标变化,有助于深入理解土壤Zn生物有效性对臭氧浓度升高的响应机理。

就整个耕层来看,在小麦的生育周期内,无Zn污染土壤DTPA-Zn含量呈升高趋势,但差异不显著,这与前期大田试验的研究结果有所不同^[10],其可能原因是在稻麦轮作系统中,臭氧熏蒸处理增加稻季土壤DTPA-Zn的含量^[9],使土壤在麦季初始DTPA-Zn含量偏高。BCR连续提取法与DTPA浸提法在衡量有效态Zn变化趋势上有相似的规律,但在数值上BCR连续提取法大于DTPA浸提法,且低Zn浓度污染时差异显著,这与姜鹏飞等^[28]、王擎运等^[29]的研究结果一致。在小麦生长旺盛的拔节期臭氧熏蒸处理有降低土壤有效态Zn的趋势,对于Zn含量不高的土壤,可能会使作物在该时期缺Zn,应注意适当补充Zn;而在成熟期表层及深层,臭氧熏蒸处理均显著提高了Zn的有效性,可能会增加Zn的径流和淋溶流失,应当引起长期关注。

参考文献:

- [1] VINGARZAN R. A review of surface ozone background levels and trends[J]. *Atmospheric Environment*, 2004, 38(21): 3431-3442.
- [2] FISCUS E L, BOOKER F L, BURKEY K O. Crop responses to ozone: uptake, modes of action, carbon assimilation and partitioning[J]. *Plant, Cell & Environment*, 2005, 28(8): 997-1011.
- [3] FUHRER J, SKÄRBY L, ASHMORE M R. Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe[J]. *Environmental Pollution*, 1997, 97(1): 91-106.
- [4] MEEHL G A, STOCKER T F, COLLINS W D, et al. Global climate projections[J]. *Climate Change*, 2007, 3495: 747-845.
- [5] 白月明,王春乙,温民.大豆对臭氧,二氧化碳及其复合效应的响应[J]. *应用生态学报*, 2005, 16(3): 545-549.
- [6] 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.
- [7] 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.

- [8] 张 勇, 陈书涛, 王连喜, 等. 臭氧浓度升高对冬小麦田土壤呼吸、硝化和反硝化作用的影响[J]. 环境科学, 2010, 31(12): 2988-2994.
- [9] 王小治, 张海进, 张咸臣, 等. 大气 O₃ 浓度升高对稻田土壤有效态微量元素的影响[J]. 生态学报, 2010, 30(17): 4741.
- [10] 尹微琴, 张贤臣, 王小治, 等. O₃ 浓度升高对麦季土壤-植株系统中微量元素的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(11): 2094-2100.
- [11] 张咸臣, 张海进, 尹微琴, 等. 大气 O₃ 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.
- [12] 崔德杰, 张玉龙. 土壤重金属污染现状与修复技术研究进展[J]. 土壤通报, 2004, 35(3): 366-370.
- [13] 王 丹, 张亚楠, 陈瑞莹, 等. 水杨酸对锌胁迫下茴香植株锌吸收及精油组分的影响[J]. 江苏农业科学, 2015, 43(10): 316-319.
- [14] 许学宏, 纪从亮. 江苏蔬菜产地土壤重金属污染现状调查与评价[J]. 农村生态环境, 2005, 21(1): 35-37.
- [15] QUEVAUVILLER P, RAURET G, L6PEZ-S&NCHEZ J F, et al. Certification of trace metal extractable contents in a sediment reference material (CRM 601) following a three-step sequential extraction procedure[J]. Science of the Total Environment, 1997, 205(2): 223-234.
- [16] 李永涛, 刘科学, 张 池, 等. 广东大宝山地区重金属污染水田土壤的 Cu、Pb、Zn、Cd 全量与 DTPA 浸提态含量的相互关系研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 23(6): 1110-1114.
- [17] 王春乙, 高素华, 潘亚茹, 等. OTC-1 型开顶式气室物理性能的测试与评价[J]. 气象, 1993, 19(5): 23-26.
- [18] FANG C, MONCRIEFF J B. An open-top chamber for measuring soil respiration and the influence of pressure difference on CO₂ efflux measurement [J]. Functional Ecology, 1998, 12(2): 319-325.
- [19] 姜 勇, 梁文举, 张玉革. 温室蔬菜栽培对土壤 DTPA 浸提态铁锰铜锌含量的影响[J]. 土壤通报, 2007, 37(6): 1184-1187.
- [20] ROUNSEVELL M D A, EVANS S P, BULLOCK P. Climate change and agricultural soils: impacts and adaptation[J]. Climatic Change, 1999, 43(4): 683-709.
- [21] 徐圣友, 叶琳琳, 朱 燕, 等. 巢湖沉积物中重金属的 BCR 形态分析[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(9): 20-23.
- [22] 冯素萍, 高连存, 叶新强. 河流底泥沉积物分子形态综合分析[J]. 环境科学研究, 2003, 16(3): 27-30.
- [23] 万 敏, 周 卫, 林 葆. 不同镉积累类型小麦根际土壤低分子量有机酸与镉的生物积累[J]. 植物营养与肥料学报, 2003, 9(3): 331-336.
- [24] MA Y B, UREN N C. The fate and transformations of zinc added to soils[J]. Australian Journal of Soil Research, 1997, 35(4): 727-738.
- [25] 谢正苗. 土壤中锌的化学平衡[J]. 环境科学进展, 1996, 4(5): 13-30.
- [26] 余永昌, 林先贵, 张 晶, 等. 近地层臭氧浓度升高对麦田土壤微生物群落功能多样性的影响[J]. 应用与环境生物学报, 2012, 18(2): 309-314.
- [27] 王昌全, 李 冰, 龚 斌, 等. 西昌市土壤 Fe, Mn, Cu, Zn 有效性评价及其影响因素分析[J]. 土壤通报, 2010, 41(2): 447-451.
- [28] 姜鹏飞, 陈海焱, 陈梦君, 等. PDP 玻璃中金属锌的环境溶出特性[J]. 中南大学学报: 自然科学版, 2012, 16(4): 1589-1594.
- [29] 王擎运, 张佳宝, 赵炳梓, 等. 不同施肥方式对典型壤质潮土中微量元素积累及其有效性的影响[J]. 土壤学报, 2012, 49(6): 1104-1113.

(责任编辑:陈海霞)