

聚乙烯微塑料对花生幼苗镉吸收及生理特征的影响

宗海英, 刘君, 郭晓红, 李萌, 黄小丽, 王芳丽, 宋宁宁

引用本文:

宗海英, 刘君, 郭晓红, 李萌, 黄小丽, 王芳丽, 宋宁宁. 聚乙烯微塑料对花生幼苗镉吸收及生理特征的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(7): 1400-1407.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1446>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

微塑料与铅复合污染对水稻幼苗根系生长和氧化应激的影响

刘玲, 洪婷婷, 胡倩男, 谢瑞丽, 周颖, 王玲, 汪承润

农业环境科学学报. 2021, 40(12): 2623-2633 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0523>

微塑料和镉及其复合对水稻种子萌发的影响

王泽正, 杨亮, 李婕, 付东东, 胡维薇, 范正权, 彭丽成

农业环境科学学报. 2021, 40(1): 44-53 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0560>

阿特拉津胁迫下外源磷对香蒲磷吸收和抗氧化酶系统的影响

武淑文, 侯磊, 洪子萌, 范黎明, 叶敏

农业环境科学学报. 2021, 40(4): 844-851 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1075>

施锰微肥对镉污染土壤中玉米生长及镉吸收分配的影响

胡艳美, 吕金朔, 孙维兵, 张兴, 陈璐, 郭大维, 党秀丽

农业环境科学学报. 2021, 40(8): 1635-1643 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0106>

镉与微量元素在小麦吸收过程中的相互影响

姚晨, 贾睿琪, 腊贵晓, 王宁, 陆夏梓, 郭子昂, 龚子阳, 赵艳阳, 郭虹好, 李炬桢

农业环境科学学报. 2022, 41(6): 1175-1183 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0866>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

宗海英, 刘君, 郭晓红, 等. 聚乙烯微塑料对花生幼苗镉吸收及生理特征的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(7): 1400–1407.
ZONG H Y, LIU J, GUO X H, et al. Effects of polyethylene microplastics on cadmium absorption and physiological characteristics of peanut seedling[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(7): 1400–1407.



开放科学 OSID

聚乙烯微塑料对花生幼苗镉吸收及生理特征的影响

宗海英¹, 刘君¹, 郭晓红², 李萌³, 黄小丽⁴, 王芳丽¹, 宋宁宁^{1*}

(1. 青岛农业大学资源与环境学院, 山东 青岛 266109; 2. 鲁东大学资源与环境工程学院, 山东 烟台 264025; 3. 山东省蚕业研究所, 山东 烟台 264001; 4. 青岛农业大学中心实验室, 山东 青岛 266109)

摘要:为探讨地膜源微塑料和镉(Cd)复合污染对作物生理特性及吸收Cd的影响,以聚乙烯微塑料(PE)和Cd为试验材料,采用液配试验探究PE(50 mg·L⁻¹和200 mg·L⁻¹)和Cd(25 μmol·L⁻¹和100 μmol·L⁻¹)单一及复合污染条件下花生幼苗丙二醛(MDA)含量、抗氧化酶活性、根系活力及Cd含量的变化。结果表明,PE单一处理时,50 mg·L⁻¹ PE显著提高了花生生物量,而200 mg·L⁻¹ PE显著提高了花生体内MDA含量,并抑制了花生根系活力,降低了花生生物量。PE和Cd共存时,与不添加PE相比,两种浓度(50 mg·L⁻¹和200 mg·L⁻¹)PE均显著诱导了花生体内MDA的产生,且不同程度提高了花生抗氧化酶活性,抑制了根系活力、显著降低了花生生物量和促进了花生对Cd的吸收,尤其是Cd浓度为100 mg·L⁻¹时,50 mg·L⁻¹和200 mg·L⁻¹PE使得花生根系Cd吸收提高幅度分别为60.9%和78.8%。双因素分析显示,PE和Cd交互对花生幼苗生理特征和Cd吸收有显著影响,说明PE和Cd复合污染对作物的毒性产生协同作用。

关键词:聚乙烯微塑料;花生;Cd吸收;生理特征

中图分类号:X173;X505 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)07-1400-08 doi:10.11654/jaes.2021-1446

Effects of polyethylene microplastics on cadmium absorption and physiological characteristics of peanut seedling

ZONG Haiying¹, LIU Jun¹, GUO Xiaohong², LI Meng³, HUANG Xiaoli⁴, WANG Fangli¹, SONG Ningning^{1*}

(1. School of Resources and Environment, Qingdao Agricultural University, Qingdao 266109, China; 2. School of Resources and Environmental Engineering, Ludong University, Yantai 264025, China; 3. Shandong Institute of Sericulture, Yantai 264001, China; 4. Central Laboratory of Qingdao Agricultural University, Qingdao 266109, China)

Abstract: To better understand the effects of microplastics, cadmium (Cd), and their combination on the physiological characteristics and Cd uptake of crops, polyethylene microplastics (PE) and Cd were used as experimental materials to measure the variations in malondialdehyde (MDA) content, antioxidant enzyme activities, root activity, and Cd uptake after peanut seedlings were cultured in single and binary solutions of PE (50 mg·L⁻¹ and 200 mg·L⁻¹) and Cd (25 μmol·L⁻¹ and 100 μmol·L⁻¹). Results showed that peanuts biomass significantly increased under low PE concentration (50 mg·L⁻¹); however, peanut biomass significantly decreased under high PE concentration (200 mg·L⁻¹), which significantly increased MDA content and inhibited the root activity in single PE system. Compared to PE at 0 mg·L⁻¹,

收稿日期:2021-12-15 录用日期:2022-03-08

作者简介:宗海英(1981—),女,山东菏泽人,博士研究生,讲师,从事微塑料和重金属污染毒理研究。E-mail:u571zhy@126.com

*通信作者:宋宁宁 E-mail:snn05@163.com

基金项目:国家自然科学基金项目(31800421);山东省自然科学基金项目(ZR2018PC004);莱州市受污染耕地安全利用集中推进区建设项目(6602421140)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (31800421); The Natural Science Foundation of Shandong Province, China (ZR2018PC004); The Contaminated Cultivated Land Safe Utilization Centralized Promotion Area Construction Project of Laizhou City, China (6602421140)

PE at 50 mg·L⁻¹ and 200 mg·L⁻¹ significantly induced MDA production, increased antioxidant enzyme activities, inhibited root activity, reduced biomass, and promoted Cd absorption in peanut seedlings, especially under 100 μmol·L⁻¹ Cd. In addition, 50 mg·L⁻¹ and 200 mg·L⁻¹ PE increased the Cd concentration in the root by 60.9% and 78.8%, respectively in the binary systems. Moreover, double factor variance analysis showed that PE and Cd interaction had significant effects on the physiological characteristics and plant Cd uptake. These results suggest that there is a synergistic toxicity on crop under MPs and Cd combined pollution.

Keywords: polystyrene microplastic; peanut; Cd absorption; physiological characteristic

微塑料(Microplastics, MPs,指颗粒尺寸<5 mm的塑料)作为一种新型污染物成为当前国际环境科学研究的热点之一^[1-3]。关于海洋生态系统中的MPs污染已被大量报道^[4-5]。近期研究显示,陆地环境中的MPs丰度可能是海洋中的4~23倍^[6],尤其是农田土壤中,发现大量MPs的存在^[7]。据调查,山东省沿海地区土壤MPs丰度为1.3~14 712.5个·kg⁻¹^[8]。武汉某郊区蔬菜农田中MPs的平均丰度为320~12 560个·kg⁻¹^[9]。同时,在云南省10个县100个地点采集的土壤样品均存在严重的MPs污染,进一步研究发现,这些MPs污染均与地膜的使用有关^[10]。另外,在全国19个省份采集的384份土壤样品中也得到了类似的结果,即地膜使用量与土壤MPs之间呈线性正相关关系^[11]。农用薄膜主要成分为聚乙烯、聚氯乙烯、聚苯乙烯,它们在自然状态下难以降解,且使用过的旧残膜不易回收利用,导致薄膜经自然风化破碎成MPs残留在土壤环境中^[12]。

MPs进入土壤后会影响到土壤理化性质^[13-14]、改变土壤生物活动^[15-16]、破坏土壤生态系统^[17],进而影响植物生长发育^[18-19]。例如,廖苑辰等^[20]研究表明,高浓度(200 mg·L⁻¹)的聚乙烯微塑料会显著抑制小麦根系生长和降低小麦的叶绿素含量。LI等^[21]研究表明,黄瓜水培溶液中添加50 mg·L⁻¹的100 nm聚苯乙烯纳米塑料7 d和14 d后,在黄瓜各干组织中检测到0~6 893 μg·g⁻¹纳米塑料。MPs不仅会抑制作物生长,降低作物产量,还会造成蔬菜品质下降^[22]。因此,MPs的存在对农业生态系统构成了极大的威胁。

我国土壤环境中除了MPs污染外,还存在持久性有机污染物和重金属等污染物^[23-24]。2020年全国生态环境质量简况报告显示,重金属是影响农用地土壤环境质量的主要污染物,其中Cd是主要的重金属污染物^[25]。土壤中的Cd具有较强的移动性,易被植物根部吸收并运输到可食用部位,对人体健康构成威胁^[26-27]。MPs粒径小,具有较高的比表面积,极易与其共存的重金属Cd产生潜在的相互作用,进而影响作物的生长和发育^[23,28]。但是目前关于MPs和重金属相互作用对作物毒性的研究多关注于Cd积累的研

究,而对作物生理特征的研究相对较少。

花生是我国重要的油料作物,普遍采用覆膜栽培。同时,花生也极易吸收土壤中的Cd^[29]。种植花生的土壤中不可避免地同时存在MPs和Cd污染。因此,本研究以花生为供试植物,以聚乙烯微塑料(PE)和Cd为研究对象,研究单一PE或与Cd复合污染对花生生理特性及吸收Cd的影响,进一步探讨PE和Cd复合污染对作物的毒性效应,为MPs和重金属复合污染环境风险评价及污染治理提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 试验材料

花生品种为鲁花8号,由山东省花生研究所提供。PE购于河北弘耀实业有限公司,颗粒密度为0.940~0.976 g·cm⁻³,粒径为100~500 μm。

1.2 试验设计

选取饱满且大小一致的花生种子,用1%的次氯酸钠灭菌10 min,自来水冲洗干净后用蒸馏水浸泡24 h,7 d后选取长势均一的花生幼苗,移入装有Hoagland(pH 5.8)半营养液的塑料盆中进行培养(每盆含有5颗幼苗),4 d后加入Hoagland全营养液,花生幼苗生长10 d后,设置PE和Cd单一和复合试验。参考廖苑辰等^[20]研究中的MPs浓度,同时结合本研究前期预实验,PE添加浓度分别为0、50、200 mg·L⁻¹(分别标记为PE0、PE50、PE200);根据课题组前期Cd胁迫对花生生理特征的研究^[29],Cd暴露浓度为0、25、100 μmol·L⁻¹(分别标记为Cd0、Cd25、Cd100)。每个处理设置三次重复,随机区组设计。全营养液每隔3 d更换一次,处理41 d后收获植株并测定相关指标。培养条件:光照14 h,光强为800 μmol·m⁻²·s⁻¹,温度为白天25±1℃、夜晚22±1℃,湿度为60%±5%。

1.3 指标测定方法

1.3.1 花生生长指标测定

新鲜花生样品在105℃下杀青30 min,然后在75℃下烘干至恒质量,分别测定地上部和根部干质量。

1.3.2 根系活力测定

根系活力采用TTC法测定:花生收获后,每个处理组随机选取0.5 g根尖样品,经TTC处理后,于485 nm下进行比色并计算根系活力^[30]。

1.3.3 植株Cd含量测定

地上部和根部样品烘干,研磨,经硝酸-高氯酸(4:1)消解后,采用原子吸收分光光度计测定Cd含量。

1.3.4 丙二醛含量测定

丙二醛(MDA)含量采用硫代巴比妥酸法测定^[31]。

1.3.5 抗氧化酶测定

新鲜花生叶片或根系低温下研磨成匀浆,经离心提取后,分别采用蓝四唑(NBT)光化还原法测定超氧化物歧化酶(SOD)^[32]、愈创木酚比色法测定过氧化物酶(POD)^[32]、紫外吸收法测定过氧化氢酶(CAT)^[33]。

1.4 数据分析

采用Excel 2019对试验结果进行处理,图中数据均以平均值±标准差表示。运用SPSS 19.0对数据进行方差分析和双因素分析,使用Duncan法对各处理进行多重比较($P<0.05$)。运用Origin 2018进行制图。

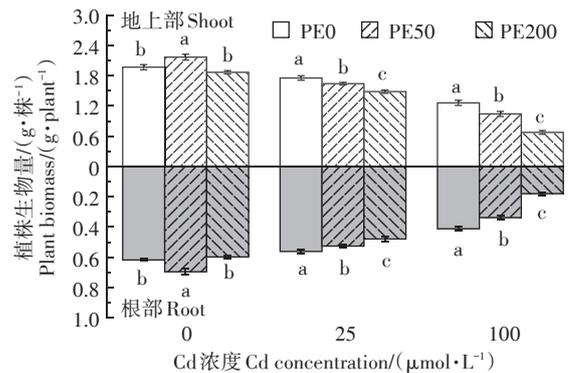
2 结果与讨论

2.1 PE和Cd复合污染对花生幼苗生长的影响

由图1可知,MPs单一处理时,与PE0相比,PE50显著增加了花生地上部和根部生物量,增加幅度分别为9.23%和12.6%;而PE200与PE0差异不显著。说明在没有Cd胁迫条件下,低浓度PE对花生生长具有一定的促进作用。PE与Cd交互作用时,在Cd25条件下,与PE0相比,PE50和PE200减少花生地上部生物量的幅度分别为6.45%和15.4%。在Cd100时,PE50和PE200处理花生地上部生物量分别降低17.4%和46.4%。MPs单一及其与Cd复合污染对花生根部的影响与对地上部影响的规律一致,即PE单一处理时,低浓度PE(50 mg·L⁻¹)促进了花生根部的生长,增加了花生根部的生物量,而高浓度PE(200 mg·L⁻¹)对花生根部生物量无显著影响。在Cd存在条件下,PE50和

PE200均显著抑制了花生根部的生长,且随着PE浓度升高抑制作用增强。双因素分析表明,PE和Cd共存对花生地上部和根部生长的影响显著(表1),说明PE和Cd交互对花生生长的抑制作用具有协同效应。

在本研究中,MPs单一处理时,低浓度PE(50 mg·L⁻¹)促进了花生的生长。本结果与连加攀等^[18]和廖苑辰等^[20]研究结果基本一致,即MPs对作物生长表现出“低促高抑”的规律。推测原因可能是低浓度MPs容易进入植物体内,影响了植物的某些代谢功能,进而促进了植物的生长发育^[34]。吴佳妮等^[35]指出,聚苯乙烯纳米塑料能够影响小麦(*Triticum aestivum* L.)的光合作用系统,进而促进小麦幼苗的生长。PE和Cd复合污染加剧了对花生生长的抑制作用,可能是因为PE促进了花生对Cd的吸收,加剧了Cd对花生的毒性作用^[36]。此外,PE和重金属共存会加剧作物的氧化胁迫,导致作物细胞内的活性氧含量增加,破坏作物的组织器官,进而降低作物产量^[37]。但JIA等^[38]发现,MPs通过降低重金属Cu和Pb的生



不同小写字母表示同一Cd浓度不同处理间的差异显著($P<0.05$)。下同

Different lowercase letters indicate significant differences among treatments($P<0.05$) under the same Cd concentration. The same below

图1 PE和Cd复合污染对花生幼苗生物量的影响
Figure 1 Effects of the combination of PE and Cd on peanut biomass

表1 PE和Cd的交互作用

Table 1 The interaction between PE and Cd

处理	生物量/(g·株 ⁻¹)		MDA含量/(μg·g ⁻¹)		抗氧化酶活性/(U·mg ⁻¹)						根系活力/(μg·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	Cd浓度/(mg·kg ⁻¹)	
	地上部	地下部	地上部	地下部	地上部			地下部				地上部	地下部
					SOD	POD	CAT	SOD	POD	CAT			
PE	**	**	***	***	***	***	***	***	***	***	***	**	**
Cd	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
PE×Cd	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***

注:*表示 $P<0.05$, **表示 $P<0.01$, ***表示 $P<0.001$ 。

Note:* represents $P<0.05$, ** represents $P<0.01$, *** represents $P<0.001$.

物可利用性减缓了重金属对植物的毒性作用。王泽正等^[39]在研究 MPs 和 Cd 复合作用对水稻幼苗生长影响时发现, $2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 Cd 与 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的聚苯乙烯类和聚对苯二甲酸类 MPs 共存时, 对水稻无毒害作用; 当 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 Cd 与 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ MPs 联合污染时, 聚苯乙烯类 MPs 对水稻无毒害作用, 而聚对苯二甲酸类 MPs 则对水稻产生毒害作用。由此可见, 产生结果不一致与 MPs 和 Cd 浓度以及 MPs 的种类不同有关。

2.2 PE 和 Cd 复合污染对花生幼苗 MDA 含量的影响

MDA 是植物细胞膜中不饱和脂肪酸产生过氧化反应的产物。一般植物体内 MDA 含量越高, 说明植物细胞膜氧化损伤越严重。从图 2 可以看出, PE 单一及其与 Cd 复合污染均导致花生地上部和根部 MDA 含量上升。就花生地上部 MDA 而言, PE 单一处理时, 与未添加 PE 相比, PE50 处理对花生地上部 MDA 含量无显著影响, 而 PE200 处理显著增加了地上部 MDA 含量, 增加幅度为 23.5%。说明高浓度 ($200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的 PE 会导致植物地上部细胞膜的氧化损伤。可能原因是累积在植物根部的 PE, 通过细胞壁和细胞间隙进入植物脉管系统, 通过脉管系统转移到植物地上部, 导致 PE 对植物茎和叶产生损害, 并引起细胞膜的氧化损伤^[40]。而较低浓度 PE 导致的氧化损伤作用, 会通过植物自身抗氧化系统进行调节而缓解^[22]。

PE 和 Cd 共存使得花生地上部 MDA 含量显著增加(图 2)。其中, Cd25 条件下, 与 PE0 相比, PE50 和 PE200 处理使花生植株内 MDA 分别提高 8.13% 和 12.4%。Cd100 时, 与未添加 PE 相比, 仅 PE200 显著提高了花生地上部 MDA 含量。PE 和 Cd 交互作用下

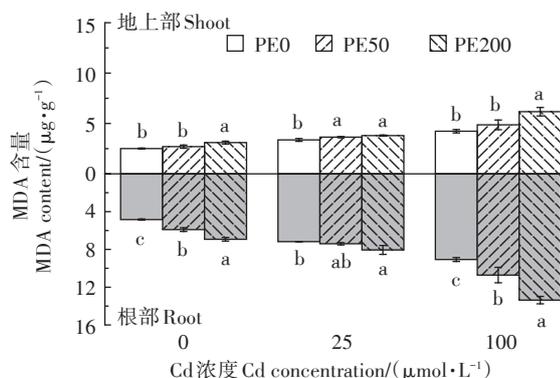


图2 PE 和 Cd 复合污染对花生幼苗 MDA 含量的影响

Figure 2 Effects of the combination of PE and Cd on peanut MDA content

根部 MDA 含量的变化与地上部有所不同。例如在 Cd100 时, PE50 和 PE200 均显著提高了根部 MDA 含量, 增幅分别为 18.1% 和 45.7%。以上结果说明 PE 会加重 Cd 对植物的氧化损伤。与单一 PE 相比, PE 和 Cd 交互作用也显著提高了花生地上部和根部 MDA 含量, 且随着 PE 和 Cd 浓度升高, 提高幅度增强。通过双因素分析也发现 Cd 对花生幼苗 MDA 含量的影响显著, PE 和 Cd 交互也显著影响了花生幼苗 MDA 的含量, 可见 PE 和 Cd 共存对植物的氧化胁迫表现出协同作用。原因可能是高浓度 PE 会吸附、运载大量 Cd 到花生体内, 造成 Cd 在花生体内的大量积累。有研究证实 Cd 在植物体内会破坏细胞膜结构, 引起植物活性氧增加, 加剧植物细胞膜氧化损伤^[27]。

2.3 PE 和 Cd 复合污染对花生幼苗抗氧化酶的影响

SOD、POD 和 CAT 是生物适应和抵抗逆境胁迫的重要酶, 也是清除活性氧的关键酶, 被称为抗氧化酶^[41]。由图 3 可以看出, PE 单一及与 Cd 复合污染均会对花生地上部和根部抗氧化酶产生影响。就花生地上部而言, PE 单一处理时, 与 PE0 相比, PE50 对花生地上部 SOD、POD 和 CAT 活性无显著影响, 而 PE200 显著提高了三类抗氧化酶的活性。说明高浓度 ($200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) PE 胁迫条件下, 花生会通过提高地上部氧化酶活性来中和活性氧, 使植株细胞免受 PE 的毒害。刘玲等^[37]在研究 MPs 对水稻 SOD、POD 和 CAT 活性时也发现同样的结果, 即 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ MPs (100 nm) 会增加水稻抗氧化酶的活性。但廖苑辰等^[20]的研究发现, 随着土壤苯乙烯 MPs ($5 \mu\text{m}$) 含量的增加 ($0 \sim 100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 小麦 SOD 活性一直下降, 而 CAT 活性先下降后上升。这与本研究结果不太一致, 这可能是由于 MPs 材料、浓度和粒径不同所引起的^[42]。

PE 和 Cd 复合污染条件时, 在 Cd25 条件下, PE50 对花生地上部 SOD 和 CAT 无显著作用 ($P > 0.05$), 却显著提高了 POD 的活性, 增幅为 53.5%。PE200 均显著提高了 SOD、POD 和 CAT 的活性, 增幅分别为 14.9%、83.5% 和 60.0%。Cd100 时, PE50 和 PE200 均显著提高了三类抗氧化酶的活性。PE 和 Cd 复合污染时, 花生根部 SOD 和 CAT 酶活性变化与地上部的规律基本一致, 而 POD 活性变化与地上部有所不同, 即在 Cd 暴露条件下, PE50 和 PE200 处理之间根部 POD 活性差异显著。SOD 是植物防御氧化胁迫的第一道防线, 能把活性氧中的 $\text{O}_2 \cdot$ 转化为 H_2O_2 , 随后 CAT 和 POD 清除 H_2O_2 。SOD、CAT 和 POD 通过协同作用使植物体内的活性氧处于平衡状态, 防止植物细

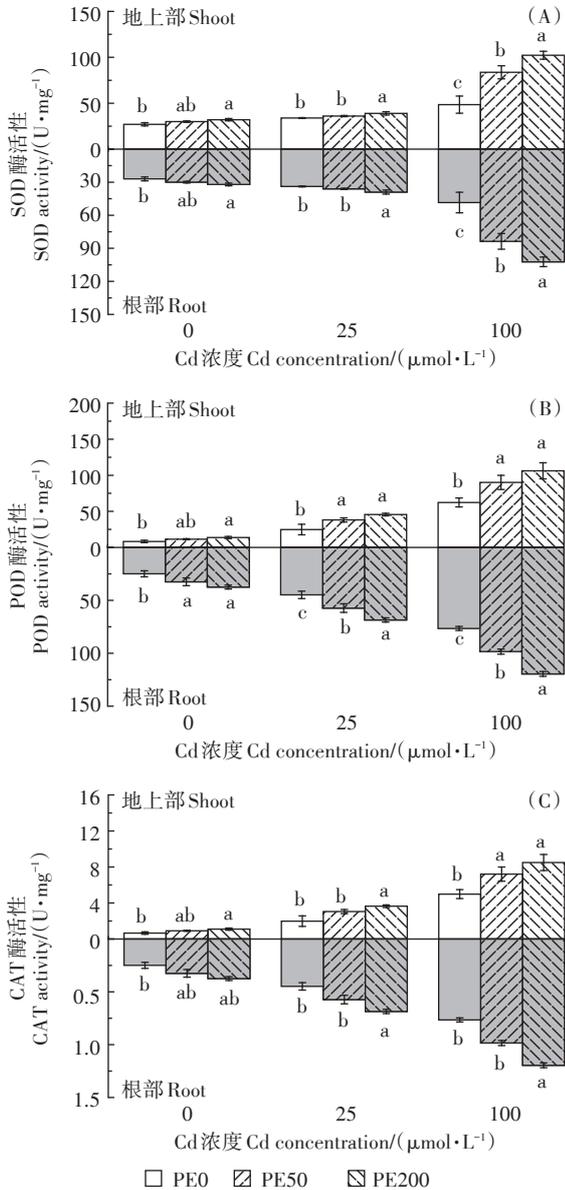


图3 PE和Cd复合污染对花生幼苗SOD(A)、POD(B)和CAT(C)活性的影响

Figure 3 Effects of the combination of PE and Cd on the peanut activities of SOD(A), POD(B) and CAT(C)

胞免受损害^[27]。酶活性的短暂变化是植物体自身为免受外部环境胁迫而产生的调节反应^[41]。通过双因素分析发现,PE和Cd共存对SOD、POD和CAT活性的升高表现出协同作用(表2),说明花生通过改变以上3种酶的活性来中和产生的活性氧,使机体免受PE和Cd的毒害。MENG等^[43]探究Cd胁迫对蔬菜抗氧化酶活性的影响时也发现,菠菜和生菜会通过增高酶活性来使自身免受环境胁迫的影响。

2.4 PE和Cd复合污染对花生幼苗根系活力的影响

根系活力是指根系吸收和合成营养成分以及氧

化还原的能力。植物受到Cd毒害后首先影响到根系的生长发育,从图4可以看出,在未添加Cd的处理中,PE50可以显著提高花生的根系活力,增幅为8.03%,可见低浓度(50 mg·L⁻¹)PE会促进根系活力。PE和Cd复合污染时,Cd25条件下,与PE0相比,PE50和PE200对花生的根系活力表现出显著的抑制作用,使得根系活力分别降低10.8%和22.7%。Cd100时,PE50和PE200对根系活力的抑制作用增强。与单一PE相比,PE和Cd交互显著降低了花生的根系活力,PE和Cd100交互时的花生根系活力显著低于PE和Cd25交互时的根系活力,说明PE和Cd对根系活力的抑制作用具有协同效应。本研究结果与DONG等^[42]的PE和As复合胁迫加剧了对水稻根系活力的毒性作用的结果基本一致。这可能是因为在根系的累积,堵塞根部通道,扰乱了水分和养分的运输,引起根系细胞内产生过量的活性氧,导致防御系统平衡被打破引发了更高的毒性^[44]。因为据KALCIKOVÁ等^[45]的研究发现,液配条件下,聚乙烯微珠会大量附着于浮萍根系表面,干扰浮萍对养分和水分的吸收。

2.5 PE和Cd复合污染对花生幼苗Cd含量的影响

PE和Cd复合作用也促进了花生对Cd的积累,且随着PE浓度增加,促进作用逐渐增强(图5)。就花生地上部而言,在Cd25的处理中,与PE0相比,PE50和PE200显著提高了花生地上部对Cd的吸收,增幅分别为35.5%和60.9%,且PE50和PE200处理之间差异显著。Cd100处理时,PE50和PE200使得花生地上部Cd吸收增加幅度分别为40.9%和78.8%,且PE50和PE200处理之间差异显著。PE和Cd复合污染对根部吸收Cd的影响与地上部规律一致,即添加PE促进了根部对Cd的吸收,且随着PE浓度的增加根部Cd

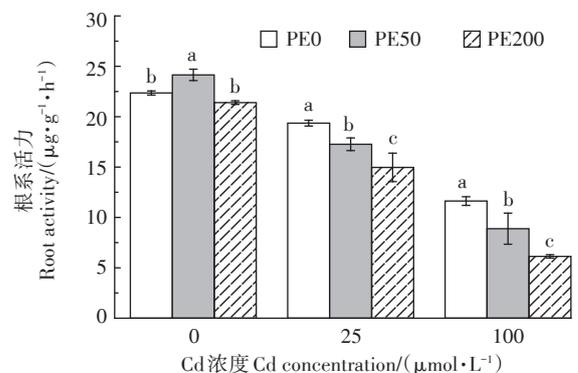


图4 PE和Cd复合污染对花生幼苗根系活力的影响

Figure 4 Effects of the combination of PE and Cd on peanut root activity

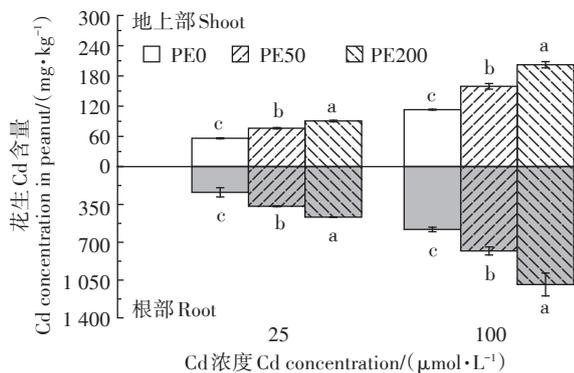


图5 PE和Cd复合污染对花生幼苗Cd浓度的影响

Figure 5 Effects of the combination of PE and Cd on Cd concentration of peanut

浓度也随之增加。通过双因素分析也发现,PE和Cd交互对花生地上部和根部Cd浓度具有显著影响(表2)。以上结果说明,PE和Cd交互会促进花生对Cd的吸收。WANG等^[36]研究了土壤中MPs和Cd复合污染对生菜Cd积累的影响,指出MPs可通过改变土壤理化性质提高生菜对Cd的吸收。而本研究条件为液配试验,不存在改变土壤理化性质的现象。CAO等^[46]报告指出在液配条件下MPs与其共存的重金属会通过静电力和非共价发生复杂的相互作用,进而影响重金属离子的有效性。例如刘玲等^[37]研究MPs和Pb复合胁迫对水稻根系Pb含量影响时发现,10 mg·L⁻¹和20 mg·L⁻¹聚苯乙烯MPs可抑制水稻根系对Pb的吸收,而更高浓度(40 mg·L⁻¹)聚苯乙烯微塑料MPs促进了Pb在水稻根系中的积累。解释原因是低浓度MPs与Pb存在竞争吸附,导致根系降低了对Pb的吸收,而高浓度的MPs会作为载体将Pb转移到水稻体内,造成水稻根系内Pb的积累。推测本研究PE增强花生对Cd的积累机制可能与PE对Cd的吸附和载体效应有关。但具体机制有待进一步研究。

3 结论

(1)聚乙烯微塑料(PE)单一处理时,低浓度(50 mg·L⁻¹)PE可显著提高花生的生物量。高浓度(200 mg·L⁻¹)PE提高了花生体内丙二醛(MDA)含量和抗氧化酶活性,并抑制了根系活力,降低了花生生物量。

(2)PE和Cd复合污染条件下,无论是低浓度Cd(25 μmol·L⁻¹)污染还是高浓度Cd(100 μmol·L⁻¹)污染,添加PE均显著提高了花生MDA含量,抗氧化酶活性和Cd吸收,抑制了花生根系活性和生长,且随着PE添加量的增加,其作用程度增强,说明微塑料会加

剧Cd对植物的毒性。

(3)双因素分析表明,PE和Cd交互时对花生生长、MDA含量、抗氧化酶活性和Cd吸收均表现出显著影响,表明PE和Cd共存对花生幼苗生理毒性和Cd吸收表现出协同作用,实际农业生产中应加强对地膜源微塑料和重金属污染的管控。

参考文献:

- [1] 朱永官,朱冬,许通,等.(微)塑料污染对土壤生态系统的影响:进展与思考[J].农业环境科学学报,2019,38(1):1-6. ZHU Y G, ZHU D, XU T, et al. Impacts of (micro) plastics on soil ecosystem: Progress and perspective[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(1):1-6.
- [2] 骆永明,施华宏,涂晨,等.环境中微塑料研究进展与展望[J].科学通报,2021,66:1547-1562. LUO Y M, SHI H H, TU C, et al. Research progresses and prospects of microplastics in the environment (in Chinese) [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2021, 66:1547-1562.
- [3] WANG F L, WANG X X, SONG N N. Polyethylene microplastics increase cadmium uptake in lettuce (*Lactuca sativa* L.) by altering the soil microenvironment[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 784: 147133.
- [4] YANG H R, CHEN G L, WANG J. Microplastics in the marine environment: Sources, fates, impacts and microbial degradation[J]. *Toxics*, 2021, 9(2):41-60.
- [5] ALIMI O S, FARNER BUDARZ J, HERNANDEZ L M, et al. Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: Aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(4):1704-1724.
- [6] NIZZETTO L, FUTTER M, LANGAAS S. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50:10777-10779.
- [7] 骆永明,周倩,章海波,等.重视土壤中微塑料污染研究防范生态与食物链风险[J].中国科学院院刊,2018,33(10):1021-1030. LUO Y M, ZHOU Q, ZHANG H B, et al. Pay attention to research on microplastic pollution in soil for prevention of ecological and food chain risks [J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2018, 33(10):1021-1030.
- [8] ZHOU Q, ZHANG H B, FU C H, et al. The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea[J]. *Geoderma*, 2018, 322:201-208.
- [9] CHEN Y L, LENG Y F, LIU X N, et al. Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 257:113449.
- [10] HUANG B, SUN L Y, LIU M R, et al. Abundance and distribution characteristics of microplastic in plateau cultivated land of Yunnan Province, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020:1675-1688.
- [11] HUANG Y, LIU Q, JIA W Q, et al. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 260:114096.

- [12] 侯军华, 檀文炳, 余红, 等. 土壤环境中微塑料的污染现状及其影响研究进展[J]. 环境工程, 2020, 38(2):17-27. HOU J H, TAN W B, YU H, et al. Microplastics in soil ecosystem: A review on sources, fate and ecological impact[J]. *Environmental Engineering*, 2020, 38(2):17-27.
- [13] JIANG X J, LIU W J, WANG E H, et al. Residual plastic mulch fragments effects on soil physical properties and water flow behavior in the Minqin Oasis, northwestern China[J]. *Soil and Tillage Research*, 2017, 166:100-107.
- [14] DE SOUZA MACHADO A A, LAU C W, TILL J, et al. Impacts of microplastics on the soil biophysical environment[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(17):9656-9665.
- [15] ZHOU J, GUI H, BANFIELD C C, et al. The microplastisphere: Biodegradable microplastics addition alters soil microbial community structure and function[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, 156:108211.
- [16] 丁峰, 赖金龙, 李晓峰, 等. 聚乙烯微塑料对玉米根际土壤微生物群落结构的影响[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2021, 29(6):970-978. DING F, LAI J L, LI X F, et al. Effects of polyethylene microplastics on the microbial community structure of maize rhizosphere soil[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2021, 29(6):970-978.
- [17] RILLIG M C, ZIERSCH L, HEMPEL S. Microplastic transport in soil by earthworms[J]. *Scientific Reports*, 2017, 7(1):1362.
- [18] 连加攀, 沈孜孜, 刘维涛. 微塑料对小麦种子发芽及幼苗生长的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(4):737-745. LIAN J P, SHEN M M, LIU W T. Effects of microplastics on wheat seed germination and seedling growth[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(4):737-745.
- [19] RILLIG M C, LEHMANN A, DE SOUZA MACHADO A A, et al. Microplastic effects on plants[J]. *New Phytologist*, 2019, 223(3):1066-1070.
- [20] 廖苑辰, 娜孜依古丽·加合甫别克, 李梅, 等. 微塑料对小麦生长及生理生化特性的影响[J]. 环境科学, 2019, 40(10):4461-4467. LIAO Y C, NAZYGUL·JAHITBEK, LI M, et al. Effects of microplastics on the growth, physiology, and biochemical characteristics of wheat (*Triticum aestivum* L.) [J]. *Environmental Science*, 2019, 40(10):4461-4467.
- [21] LI C, GAO Y, HE S, et al. Quantification of nanoplastic uptake in cucumber plants by pyrolysis gas chromatography/mass spectrometry[J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2021, 8(8):633-638.
- [22] 纪红, 陈修文, 赵宏利, 等. 微塑料对高等植物生长发育影响研究进展[J]. 科学技术与工程, 2021, 21(18):7415-7424. JI H, CHEN X W, ZHAO H L, et al. Research advances of the influence of microplastics on the growth and development of higher plants[J]. *Science Technology and Engineering*, 2021, 21(18):7415-7424.
- [23] 万红友, 王俊凯, 张伟. 土壤微塑料与重金属、持久性有机污染物和抗生素作用影响因素综述[J]. 农业资源与环境学报, doi:10.13254/j.jare.2021.0123. WAN H Y, WANG J K, ZHANG W. Key influencing factors for interactions between microplastics and heavy metals, persistent organic pollutants, and antibiotics in soil[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, doi:10.13254/j.jare.2021.0123.
- [24] YUAN X H, XUE N D, HAN Z G. A meta-analysis of heavy metals pollution in farmland and urban soils in China over the past 20 years [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2021, 101:217-226.
- [25] 中华人民共和国生态环境部. 2020年全国生态环境质量简况[EB/OL]. https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk15/202103/t20210302_823100.html Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. A brief overview of China's ecological and environmental quality in 2020[EB/OL]. https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk15/202103/t20210302_823100.html
- [26] ZENG S Y, MA J, YANG Y J, et al. Spatial assessment of farmland soil pollution and its potential human health risks in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 687:642-653.
- [27] LIU J, GAI L Y, ZONG H Y. Foliage application of chitosan alleviates cadmium toxicity in wheat seedlings (*Triticum aestivum* L.) [J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2021, 164:115-121.
- [28] HODSON M E, DUFFUS-HODSON C A, CLARK A, et al. Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(8):4714-4721.
- [29] ZONG H Y, LIU J, WANG F L, et al. Different response to cadmium stress among peanut cultivars[J]. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2021, 30:258-265.
- [30] ZHANG X, HUANG G, BIAN X, et al. Effects of root interaction and nitrogen fertilization on the chlorophyll content, root activity, photosynthetic characteristics of intercropped soybean and microbial quantity in the rhizosphere[J]. *Plant Soil and Environment*, 2013, 59(2):80-88.
- [31] HODGES D M, DELONG J M, FORNEY C F, et al. Improving the thiobarbituric acid-reactive-substances assay for estimating lipid peroxidation in plant tissues containing anthocyanin and other interfering compounds[J]. *Planta*, 1999, 207(4):604-611.
- [32] PAOLETTI F, ALDINUCCI D, MOCALI A, et al. A sensitive spectrophotometric method for the determination of superoxide dismutase activity in tissue extracts[J]. *Analytical Biochemistry*, 1986, 154:536-541.
- [33] CHANCE B, MAEHLY A C. Assay of catalases and peroxidases[J]. *Methods in Enzymology*, 1955, 2:764-775.
- [34] LIAN J, WU J, XIONG H, et al. Impact of polystyrene nanoplastics (PSNPs) on seed germination and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum* L.) [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 385:121620.
- [35] 吴佳妮, 杨天志, 连加攀, 等. 聚苯乙烯纳米塑料(PSNPs)对大豆(*Glycine max*)种子发芽和幼苗生长的影响[J]. 环境科学学报, 2020, 40(12):4581-4589. WU J N, YANG T Z, LIAN J P, et al. Effects of polystyrene nanoplastics (PSNPs) on seed germination and seedling growth of soybean (*Glycine max*) [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020, 40(12):4581-4589.
- [36] WANG F L, WANG X X, SONG N N. Polyethylene microplastics increase cadmium uptake in lettuce (*Lactuca sativa* L.) by altering the soil microenvironment[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 784:147133.

- [37] 刘玲,洪婷婷,胡倩男,等.微塑料与铅复合污染对水稻幼苗根系生长和氧化应激的影响[J].农业环境科学学报,2021,40(12):2623-2633. LIU L, HONG T T, HU Q N, et al. Effects of the combination of microplastics and lead pollution on growth and oxidative responses of rice seedlings' roots[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(12):2623-2633.
- [38] JIA H, WU D, YU Y, et al. Impact of microplastics on bioaccumulation of heavy metals in rape (*Brassica napus* L.) [J]. *Chemosphere*, 2022, 288:132576.
- [39] 王泽正,杨亮,李婕,等.微塑料和镉及其复合对水稻种子萌发的影响[J].农业环境科学学报,2021,40(1):44-53. WANG Z Z, YANG L, LI J, et al. Single and combined effects of microplastics and cadmium on the germination characteristics of rice seeds[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(1):44-53.
- [40] ABBASI S, MOORE F, KESHAVARZI B. PET-microplastics as a vector for polycyclic aromatic hydrocarbons in a simulated plant rhizosphere zone[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2021, 21:101370.
- [41] PAN C L, LU H L, LIU J C, et al. SODs involved in the hormone mediated regulation of H₂O₂ content in *Kandelia obovate* root tissues under cadmium stress[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 256:113272.
- [42] DONG Y M, GAO M L, SONG Z G, et al. Microplastic particles increase arsenic toxicity to rice seedlings[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 259:113892.
- [43] MENG Y, ZHANG L, WANG L Q, et al. Antioxidative enzymes activity and thiol metabolism in three leafy vegetables under Cd stress[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2019, 173:214-224.
- [44] JIANG X F, CHEN H, LIAO Y C, et al. Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant *Vicia faba*[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 250:831-838.
- [45] KALCIKOVÁ G, GOTVAJN A Z, KLADNIK A, et al. Impact of polyethylene microbeads on the floating freshwater plant duckweed *Lemna minor*[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 230:1108-1115.
- [46] CAO Y X, ZHAO M J, MA X Y, et al. A critical review on the interactions of microplastics with heavy metals: Mechanism and their combined effect on organisms and humans[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 788:147620.

(责任编辑:叶飞)