

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20231130002

徐新宇, 邓扬悟. 轮胎微塑料污染对分蘖期水稻生长的影响[J]. 生态毒理学报, 2024, 19(2): 295-310

Xu X Y, Deng Y W. Effects of microplastic pollution from tire wear on growth of rice at tillering stage [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2024, 19(2): 295-310 (in Chinese)

轮胎微塑料污染对分蘖期水稻生长的影响

徐新宇¹, 邓扬悟^{1,2,*}

1. 江西理工大学资源与环境工程学院, 赣州 341000

2. 国家离子型稀土资源高效开发利用工程技术研究中心/江西离子型稀土工程技术研究有限公司, 赣州 341000

收稿日期: 2023-11-30 录用日期: 2024-02-07

摘要: 随着汽车使用量的激增, 由汽车轮胎磨损产生的大量轮胎磨损颗粒物(tire wear particles, TWP)引发的环境污染问题, 日益受到人们重视。但关于 TWP 对植物生长影响的研究相对较少, 其影响机制也尚不明确。本文以分蘖期水稻为受试植物, 通过水培实验探究不同粒径(90、100、125、150 和 180 μm)、不同浓度(100、500 和 1 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) TWP 污染对植物生长的影响。结果表明, TWP 对水稻生长的影响有明显的浓度效应, 无显著的粒径效应。TWP 污染对水稻地上部指标(根长、株高、根质量、叶质量等)和根系形态(根长、根表面积、平均直径、根体积、根尖数等)均具有明显的抑制作用。随着 TWP 浓度升高, 叶绿素含量先被促进后被抑制, CAT 活性先被促进后被抑制; TWP 污染促进水稻根和叶 SOD 活性, 但抑制根系活力和根 POD 活性, 且浓度越高抑制效果越显著; 当 TWP 浓度为 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 所有处理组水稻叶 POD 活性均被抑制, 而在 TWP 浓度为 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 对所有处理组水稻叶 POD 活性均产生促进作用, 当 TWP 浓度为 1 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 促进效果有所减弱。可见, 轮胎磨损颗粒显著改变水稻的抗氧化酶活性, 同时诱导水稻根胁迫反应, 通过植物根系和叶的氧化-抗氧化系统诱导应激反应。

关键词: 轮胎微塑料; 水稻; 氧化损伤; 胁迫; 光合作用; 根系活力

文章编号: 1673-5897(2024)2-295-16 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Effects of Microplastic Pollution from Tire Wear on Growth of Rice at Tillering Stage

Xu Xinyu¹, Deng Yangwu^{1,2,*}

1. School of Resources and Environmental Engineering, Jiangxi University of Science and Technology, Ganzhou 341000, China

2. National Engineering and Technology Research Center for Efficient Development and Utilization of Ionic Rare Earth Resources/Jiangxi Ionic Rare Earth Engineering and Technology Research Co., Ltd., Ganzhou 341000, China

Received 30 November 2023 accepted 7 February 2024

Abstract: With the proliferation of automobile use, the environmental pollution problem caused by the large amount of tire wear particles (TWP) generated by the wear of automobile tires has received increasing attention. However, there are relatively few studies on the effects of tire wear particles on plant growth, and the mechanism of their effects is still unclear. In this paper, we used rice at the tillering stage as the test plant, and investigated the effects of TWP pollution on plant growth with different particle sizes (90, 100, 125, 150 and 180 μm) and concen-

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(42267050); 江西省重点研发计划项目(20212BBG73015, 20203BBG73068); 江西省自然科学基金资助项目(20212BAB203017)

第一作者: 徐新宇(1999—), 男, 硕士研究生, 研究方向为微塑料的环境行为, E-mail: 971668054@qq.com

* 通信作者(Corresponding author), E-mail: tosang@foxmail.com

trations (100, 500, and 1 000 mg·L⁻¹) through hydroponics experiments. The results showed that there was a significant concentration effect and no significant particle size effect of TWP on the growth of rice. TWP pollution had a significant inhibitory effect on aboveground indexes (root length, plant height, root weight, leaf weight, etc.) and root morphology (root length, root surface area, average diameter, root volume, number of apices, etc.) of rice. With the increase of TWP concentration, chlorophyll content was promoted and then inhibited, and CAT activity was promoted and then inhibited; TWP pollution promoted rice root and leaf SOD activity, but inhibited root vigor and root POD activity, and the higher the concentration, the more significant inhibition effect was; when the concentration of TWP was 100 mg·L⁻¹, the leaf POD activity of rice in all the treatment groups was inhibited, and when the concentration of TWP was 100 mg·L⁻¹, all the rice leaf POD activities were inhibited, while at a TWP concentration of 500 mg·L⁻¹, all the rice leaf POD activities in all the treatment groups were promoted, and when the concentration of TWP was 1 000 mg·L⁻¹, the promotion effect was weakened. It can be seen that tire wear particles significantly altered the antioxidant enzyme activities of rice, and at the same time induced the rice root stress response, which induced the stress response through the oxidative-antioxidant system of the plant root system and leaves.

Keywords: tire wear particles; rice; oxidative damage; stress; photosynthesis; root vigor

轮胎和路面接触且相互摩擦,产生的轮胎磨损颗粒(tire wear particles, TWP)^[1],是环境中微塑料(microplastics, MPs)的重要来源之一。TWP 具有组成成分复杂、粒径分布范围广、比表面积大等特点^[2-3]。TWP 通过大气、土壤和水体等媒介在环境中广泛迁移分布并持久存在,并且在各类界面释放有害物质,对环境生态安全造成严重的潜在威胁^[4-5]。

TWP 对土壤和水生动物的危害有 2 个方面,可分为直接危害和间接危害。直接危害是 TWP 表面粗糙且边缘锋利,动物吞食可导致肠道损伤。Pochron 等^[6]研究发现,由于吞食 TWP,蚯蚓的消化道被刮伤和堵塞,导致蚯蚓的存活率下降。间接危害主要是 TWP 浸出液含有多种有毒物质。TWP 浸出液的毒性通常与浸出的金属(锌、铅和镉)和有机化合物(噻唑衍生物、邻苯二甲酸盐、酚类衍生物)有关。Rhodes 等^[7]研究发现,TWP 浸出物中的锌,特别是氧化锌,可能是造成毒性的重要原因之一。用离子交换树脂或固相萃取柱处理后,TWP 浸出液的毒性显著降低,但还有毒性,这表明不仅浸出液中的金属会导致毒性,浸出液中的有机化合物也会导致毒性^[8-9]。研究人员在 TWP 的浸出液中检测到了一种毒性剧烈的难溶性醌转化产物 N-(1,3-二甲基丁基)N'-苯基对苯二胺(6PPD),这是一种轮胎橡胶防老化剂,可对生物产生急性毒性^[10]。TWP 间接危害还可能是为外来病原体充当碳源和载体,促进细菌属组成的生物膜快速生长发育和大规模生长,对地表水中生物多样性造成破坏^[11]。

关于 TWP 如何影响植物生长的研究甚少,但对其他 MPs 是如何影响植物生长的有一定的报道。大致可分为 5 个方面。(1)改变土壤物理特性,从而间接对植物产生影响。当 MPs 被嵌入土壤时,其疏水结构可能会影响水的流动,改变土壤的水文特性^[12]。Tiware 等^[13]研究发现,当微塑料在土壤中的浓度超过 1% 时,会使土壤性质比如密度发生明显的变化。(2)堵塞细胞连接或细胞壁孔隙,Sun 等^[14]发现 MPs 颗粒在叶脉中的聚集会堵塞细胞连接或细胞壁孔隙,导致植物对养分和水分的吸收受到阻碍。Zhang 等^[15]发现 MPs 堵塞孔隙可能会抑制水分吸收,从而降低植物种子的发芽率。Bosker 等^[16]发现 3 种粒径的塑料颗粒(50、500 和 4 800 nm)均在豌豆种子孔隙中积累造成物理阻塞,减缓水分的吸收,从而降低发芽率。(3)对根部造成机械损伤。那些表面粗糙、边缘锋利的 MPs 可在根系上形成疏水聚集,从而对根系造成机械损伤,进而抑制根系活力并阻碍根系生长^[17-19]。(4)阻碍基因表达,降低植物抗逆性。聚苯乙烯(polystyrene, PS)MPs 通过下调拟南芥的抗病基因来降低植物的抗病性^[20]。Wu 等^[21]进行了转录组学分析,发现 PS-MPs 抑制了水稻(*O. sativa* L. II You 900)籽粒中参与三羧酸循环的蛋白质编码基因的表达。孙晓东^[22]对转录组数据的基因进行筛选,发现带正电荷的 PS 纳米塑料(nanoplastics, NPs)诱导抗氧化酶相关基因和植物-病原体相互作用相关基因的下调,降低拟南芥抗逆性。Maity 等^[20]发现 MPs 通过增加 ROS 的产生和下调植物

CDKA 编码基因 *cdc2* 的表达来诱导细胞遗传学毒性。(5)影响代谢途径和抗氧化酶系统。Li 等^[23]研究发现,PS-MPs 通过影响叶绿素和糖的代谢途径来影响黄瓜的生长。Zhang 等^[15]发现 PS-MPs 还会显著降低水稻的抗氧化酶活性,同时诱导水稻根胁迫反应,通过植物根系的氧化-抗氧化系统诱导应激反应。杨雅杰等^[24]发现 PS-NPs 的添加使菘蓝叶片中丙二醛(MDA)含量、超氧化歧化酶(superoxide dismutase, SOD)活性、过氧化物酶(peroxidase, POD)活性、过氧化氢酶(catalase, CAT)活性升高,且 PS-NPs 浓度越高,影响越大。牛佳瑞等^[25]研究发现,暴露于 PS-MPs 的生菜幼苗体内抗氧化酶活性呈抑制现象,且随着 PS-MPs 暴露量增加,SOD、POD、CAT 活性显著降低。

TWP 虽然在路面产生,但可随着大气沉降、地表径流和农业灌溉发生迁移,进入地表水和耕作区土壤,对农业生产产生影响^[26]。水稻是我国主粮作物,分蘖期是水稻产量的一个关键时期,因此,以分蘖期水稻为受试植物,研究 TWP 污染对其生长的影响,对深入认识 TWP 的环境行为有重要的理论和实践意义。本文以不同粒径的 TWP 为研究对象,以水稻为受试植物,设置对照组和系列 TWP 污染处理组,通过水培实验探究不同粒径、不同浓度的 TWP 污染对水稻生长的影响。主要考察水稻生长在形态学指标和生理生化指标上的响应。形态学指标主要包括干质量、鲜质量、根数、根长等;生理学指标包括叶绿素含量和根部活力。在此基础上,进一步考察水稻受胁迫后,3 种抗氧化酶 SOD、POD、CAT 等的活性差异,揭示植株生长过程中对 TWP 胁迫响应的机制。

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 实验材料

本次实验使用的轮胎磨损颗粒由胎磨机研磨而成,所得 TWP 粒径范围 90 ~ 180 μm 与 Kreider 等^[27]从路面收集 TWP 粒径范围一致,Kreider 等^[27]从路面收集的轮胎磨损颗粒粒径中位值在 130 μm 左右。供试水稻为南粳 9108,种子均为同一批次。

1.2 研究方法

1.2.1 TWP 的表征

用傅里叶红外光谱仪(Nicolet iS 10 型,东莞市鑫洋仪器,中国)表征轮胎颗粒的官能团情况,使用扫描电镜(MLA650F 型,FEI 公司,美国)测定轮胎颗粒的微观表面形貌。

1.2.2 TWP 对水稻的毒性测试

选择大小均匀、无损伤、饱满的水稻种子,用 3% H_2O_2 溶液浸泡 30 min,去离子水冲洗 5 ~ 6 次,去掉漂浮在水面的种子,在 30 $^\circ\text{C}$ 下浸泡 12 h,然后将浸湿的种子放入灭菌的烧杯中,将烧杯放入培养箱中,在 27 $^\circ\text{C}$ 的黑暗中培养 3 d,待种子萌发后,挑选长势良好且株高相近的植株定植于装有 1/3 Hoagland 营养液的培养盒(12.7 cm \times 8.7 cm \times 11.4 cm),在培养箱进行处理和培养,日温/夜温为 28 $^\circ\text{C}$ /25 $^\circ\text{C}$,光照/黑暗为 12 h/12 h,每盒 30 株。

TWP 浓度的选择参考王成伟等^[28]和赵梦赛^[29]的研究。试验设置 16 个实验组:不添加轮胎颗粒为空白对照组(CK),15 个处理组如表 1 所示。每个处理重复 3 次,每周更换一次水稻处理液(营养液 + TWP),跟踪水稻长势,在此期间,水稻秧苗被移出并用去离子水洗净。处理 90 d 后测量各项生长生理指标。

1.3 测试方法

(1)生长指标测定

随机取出 5 株水稻(每盘取样位置相同),用清水清洗,擦干后迅速剪取植物组织,将地上部分(叶)和地下部分(根)分离开,用毫米刻度尺测根长和叶长,叶长指根部到苗顶最高位置的距离。测根鲜质量和茎叶鲜质量,将上述样品烘干至恒质量,记录干质量数据。

表 1 轮胎磨损颗粒 (TWP) 处理组

Table 1 Tire wear particles (TWP) processing groups

处理组 Treatment	浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) Concentration/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	尺寸/ μm Size/ μm
T ₁	100	90
T ₂	500	90
T ₃	1 000	90
T ₄	100	100
T ₅	500	100
T ₆	1 000	100
T ₇	100	125
T ₈	500	125
T ₉	1 000	125
T ₁₀	100	150
T ₁₁	500	150
T ₁₂	1 000	150
T ₁₃	100	180
T ₁₄	500	180
T ₁₅	1 000	180

(2)根系形态学参数测定

使用根系扫描仪(MRS-9600TFU2L,上海中晶科技有限公司,中国),运用根系图像分析软件(Winrhizo 3b)对根图像进行数据处理,获得总根长、根表面积、平均直径、根体积和根尖数等形态参数,每组4个重复。

(3)叶绿素含量

按照 Zhu 等^[30]的实验方法测定叶绿素含量(索莱宝检测试剂盒)。

(4)抗氧化酶活性

将叶和根样品(0.2 g)在液氮中快速冷冻并研磨成细粉末。将研磨样品分别转移到含有 2 mL 提取物的离心管中,然后在 4 °C 下以 8 000 r·min⁻¹ 离心 10 min。上清液储存在 10 mL 离心管中。测定 POD 活性和 CAT 活性(索莱宝检测试剂盒)、SOD 活性(南京建成试剂盒测量)。

(5)根系活力测定

采用氯化三苯基四氯唑(TTC)法测定根系活力^[31]。

1.4 数据处理

运用 Excel 2016、SPSS 26.0 软件进行数据统计和单因素方差分析,数据为平均值±标准偏差,使用 Origin 2021 软件对统计结果作图。

2 结果(Results)

2.1 TWP 的表征

傅里叶红外光谱(FTIR)结果(图 1)表明,5 种粒

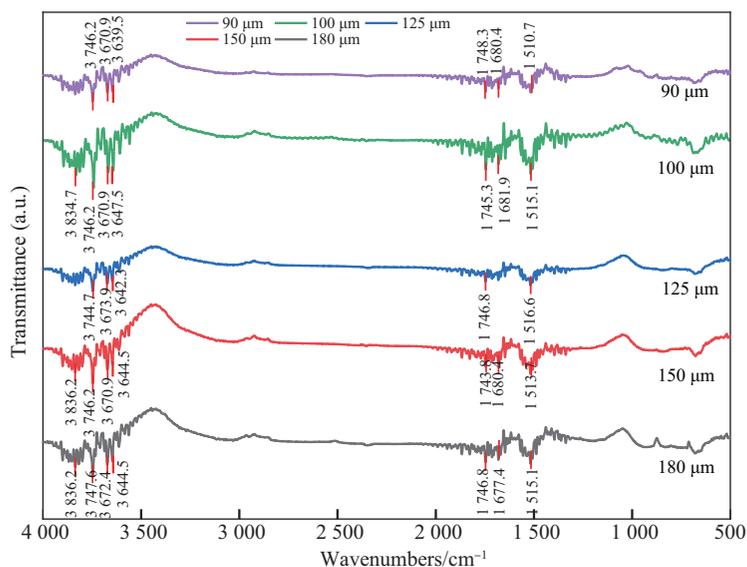
径的 TWP 表面均存在亚硝基官能团和羰基官能团,3 700~3 500 cm⁻¹ 处波峰由游离的 O—H 伸缩振动引起的,1 900~1 650 cm⁻¹ 处波峰由 C=O 伸缩振动引起的,1 510 cm⁻¹ 左右由 C—H 变形振动引起的。粒径变化未对 TWP 表面官能团产生影响。

SEM 结果(图 2)显示,90 μm 和 100 μm 轮胎颗粒主要呈现圆球形,表面凹凸不平,整体更接近球状;125、150 和 180 μm 轮胎颗粒主要由长条形组成,表面由一些小的颗粒物相互粘连而成,边缘棱角分明,有较多的凹坑。轮胎颗粒有不规则的长条形和圆球形 2 种,触摸时手感较为柔软,有一定的弹性,这与 Kreider 等^[27]在路面上收集的轮胎颗粒具有相似性。因此,本研究所用的轮胎磨损颗粒具有代表性。

2.2 TWP 对水稻的毒性效应

2.2.1 对生长情况的影响

不同处理组 TWP 均抑制水稻根长($P>0.05$)(图 3(a)和图 4),随着 TWP 浓度升高,抑制作用增强。125 μm 100 mg·L⁻¹ 的 TWP 抑制作用最弱,抑制率为 20.38%;125 μm 1 000 mg·L⁻¹ 的 TWP 抑制作用最强,抑制率为 65.73%。暴露于 90、125、150 和 180 μm 粒径的 TWP 对水稻叶长抑制作用随 TWP 浓度升高而增强;100 μm 的 TWP 对水稻抑制作用随 TWP 浓度升高先减弱后增强,3 种浓度的 100 μm TWP 对水稻叶长抑制率分别为 18.04%、9.15%、39.03%(图 3(b))。与对照组相比,处理组 TWP 均抑制水稻株高,且随着 TWP 浓度升高抑制效果越显著,



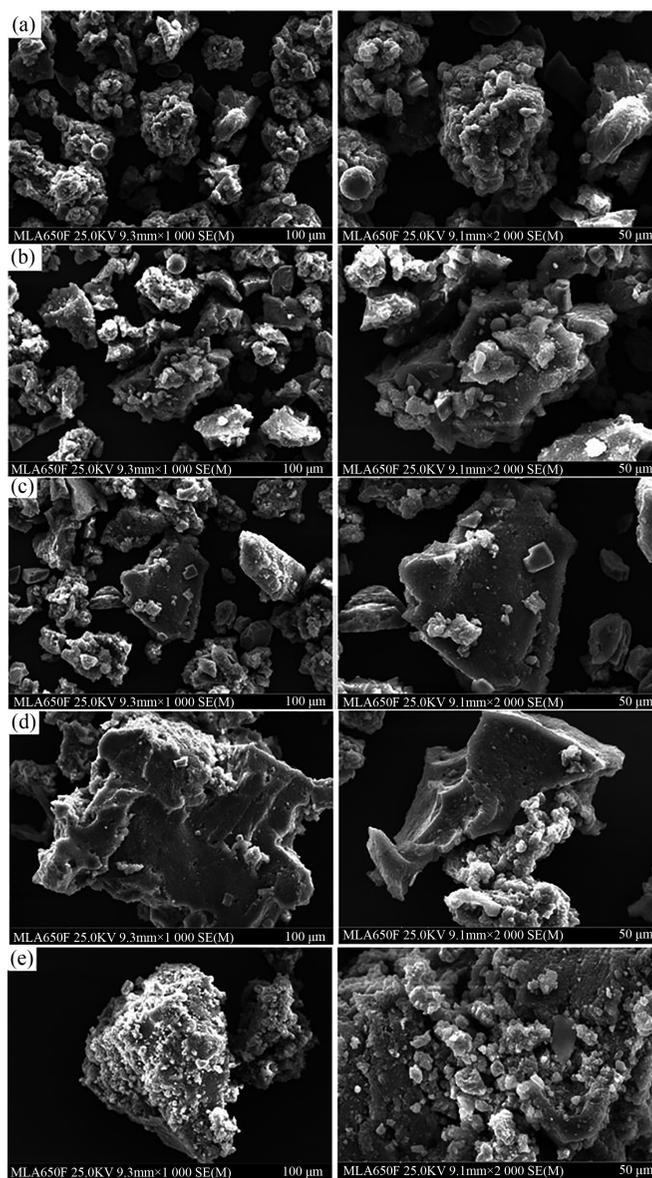


图 2 轮胎微塑料扫描电镜观测图

注:(a)、(b)、(c)、(d)、(e)分别为 90、100、125、150 和 180 μm 的轮胎微塑料(从左到右依次放大 1 000 \times 、2 000 \times)。

Fig. 2 Scanning electron microscope observation of tire wear particles

Note: (a), (b), (c), (d), (e)分别为 90, 100, 125, 150 and 180 μm tire microplastics, respectively (Zoom in 1 000 \times , 2 000 \times from left to right).

当 TWP 浓度为 $1\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 5 种粒径的 TWP 对水稻株高抑制率分别为 29.31%、34.95%、37.38%、50.82%、21.31%(图 3(c))。不同处理组 TWP 均抑制水稻叶鲜质量和干质量($P>0.05$), 随着 TWP 浓度升高, 抑制作用增强, 当 TWP 浓度为 $1\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 5 种粒径的 TWP 对叶鲜质量抑制率分别为 55.84%、46.12%、40.53%、46.62%、47%, 对叶干质量抑制率分别为 57.41%、50%、50%、55.56%、55.56%(图 3(d)和 3(f))。与空白对照相比, 各处理组均抑制根鲜质量, 90 μm 和 100 μm 处理组随 TWP 浓度升高抑制

作用减弱, 125 μm 和 180 μm 处理组随 TWP 浓度升高, 根鲜质量抑制作用先减弱后增强, 150 μm 处理组随 TWP 浓度升高, 抑制作用先增强后减弱(图 3(e))。暴露于 90、100 和 180 μm 粒径的 TWP 对水稻根干质量抑制作用随 TWP 浓度升高而减弱, 暴露于 125 μm 和 150 μm 粒径的 TWP 对水稻根干质量抑制作用随 TWP 浓度升高先减弱后增强, 当 TWP 浓度为 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 5 种粒径的 TWP 对根干质量抑制率分别为 60%、50%、60%、50%、50%(图 3(g))。

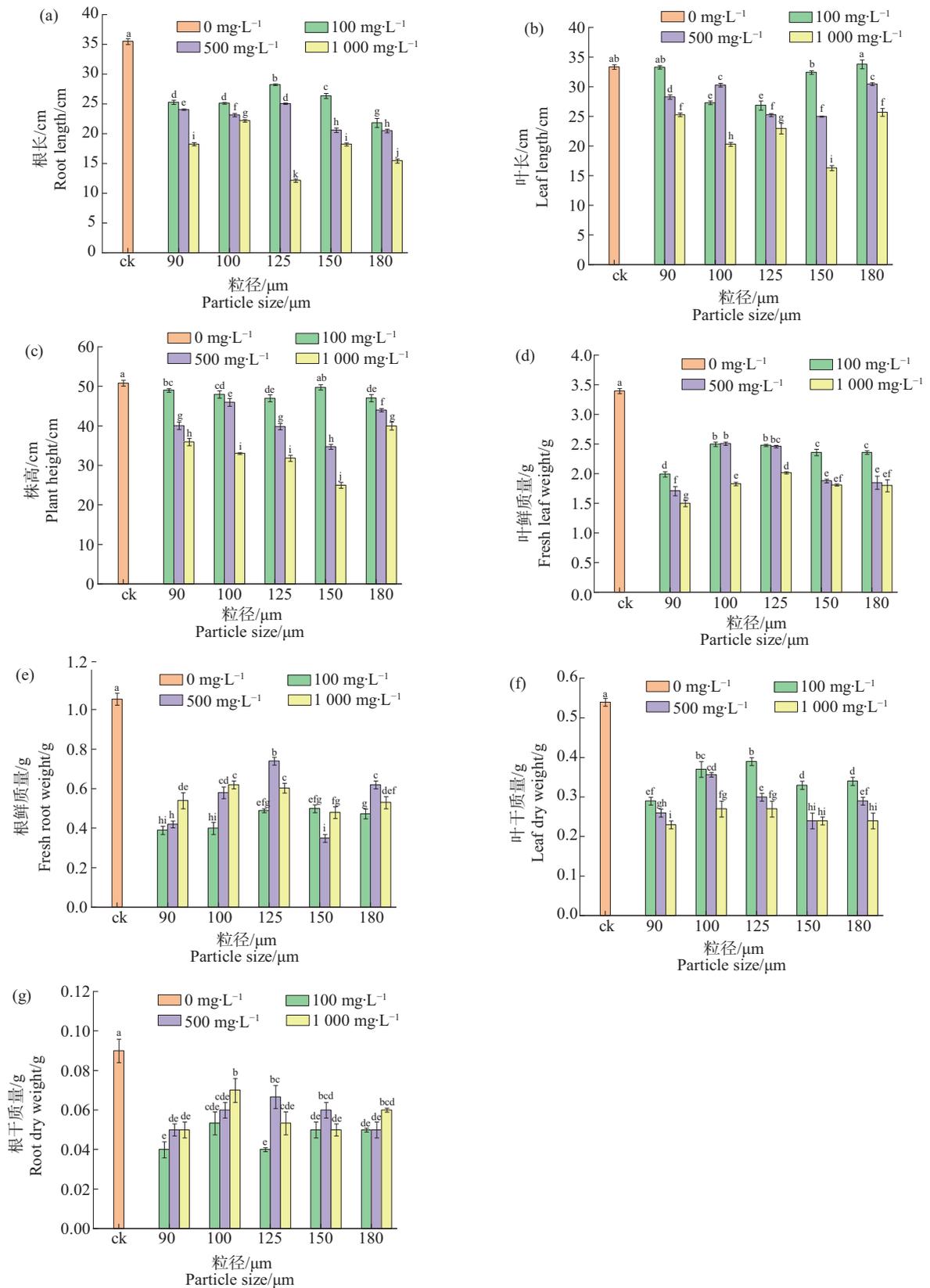


图3 TWP对水稻根长(a)、叶长(b)、株高(c)、叶鲜质量(d)、根鲜质量(e)、叶干质量(f)和根干质量(g)的影响
 Fig. 3 Effects of TWP on root length (a), leaf length (b), plant height (c), fresh leaf weight (d), fresh root weight (e), dry leaf weight (f) and dry root weight (g) of rice

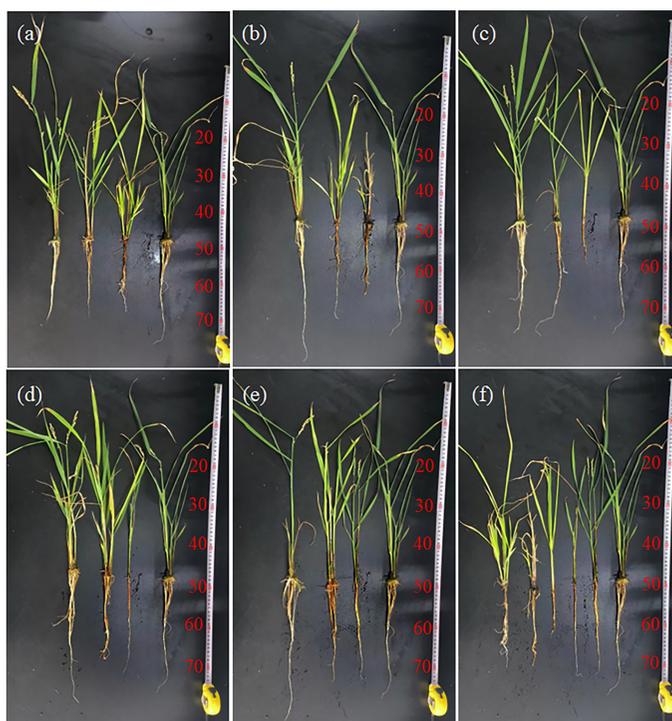


图 4 TWP 对水稻生长情况的影响

注:(a) 从左到右依次是 $180\ \mu\text{m}\ 100\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $180\ \mu\text{m}\ 500\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $180\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、CK;(b) 从左到右依次是 $150\ \mu\text{m}\ 100\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $150\ \mu\text{m}\ 500\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $150\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、CK;(c) 从左到右依次是 $125\ \mu\text{m}\ 100\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $125\ \mu\text{m}\ 500\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $125\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、CK;(d) 从左到右依次是 $100\ \mu\text{m}\ 100\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $100\ \mu\text{m}\ 500\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $100\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、CK;(e) 从左到右依次是 $90\ \mu\text{m}\ 100\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $90\ \mu\text{m}\ 500\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $90\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、CK;(f) 从左到右依次是 $180\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $150\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $125\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $100\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $90\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、CK。

Fig. 4 Effects of TWP on rice growth

Note:(a) $100\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in $180\ \mu\text{m}$, $500\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in $180\ \mu\text{m}$, $1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in $180\ \mu\text{m}$, CK in sequence from left to right; (b) $100\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in $150\ \mu\text{m}$, $500\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in $150\ \mu\text{m}$, $1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in $150\ \mu\text{m}$, CK in sequence from left to right; (c) From left to right, $125\ \mu\text{m}\ 100\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $125\ \mu\text{m}\ 500\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $125\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CK; (d) From left to right, $100\ \mu\text{m}\ 100\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $100\ \mu\text{m}\ 500\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $100\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CK; (e) From left to right are $90\ \mu\text{m}\ 100\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $90\ \mu\text{m}\ 500\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $90\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CK; (f) From left to right are $180\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $150\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $125\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $100\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $90\ \mu\text{m}\ 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CK.

2.2.2 对水稻根系形态的影响

与空白对照相比,不同处理组对水稻根的形态参数(根长、根表面积、平均直径、根体积、根尖数)均产生了显著影响(图 5 和图 6)。施加 TWP 后,100、125、150、180 μm 粒径的 TWP 对水稻根长、根表面积、平均直径、根体积和根尖数的抑制作用表现为:中等浓度抑制作用最弱,低浓度和高浓度抑制作用强,3 种浓度的 90 μm TWP 对水稻根长、根表面积、平均直径、根体积和根尖数抑制作用均很强,组间差异不显著($P>0.05$)。当 TWP 浓度为 $500\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,90、100、125、150、180 μm 的 TWP 对根长的抑制率分别为 75.99%、17.35%、35.76%、46.78%、66.29%,对根表面积的抑制率分别为 91.21%、15.82%、55.12%、64.34%、85.41%,对平均直径的抑制率分

别为 35.62%、12.33%、15.07%、32.88%、28.77%,对根体积的抑制率分别为 88.28%、17.79%、29.39%、57.65%、74.17%,对根尖数的抑制率分别为 76.97%、64.6%、24.44%、59.62%、70.29%。

2.2.3 对水稻叶绿素含量的影响

植物叶绿素广泛存在于绿色植物组织中,是光合作用的细胞器。其含量与光合作用、营养状况和生长情况密切相关,因此叶绿素含量是评估 TWP 对水稻胁迫作用的重要指标之一。图 7 展示了不同粒径的 TWP 对水稻生长过程中叶片叶绿素 a 含量、叶绿素 b 含量和叶绿素总含量的影响。

从图 7(a)中可以看出暴露在低浓度 TWP 的水稻的叶绿素 a 含量显著高于对照组($P<0.05$),处理组之间差异不显著($P>0.05$),100 $\mu\text{m}\ 100\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的

TWP 促进效果最明显,增加率为 105.18%。当 TWP 浓度为 $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,各处理组水稻叶绿素 *a* 含量均增加了,但组间差异不显著 ($P>0.05$)。当 TWP 浓度为 $1\ 000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,90 μm 和 150 μm 处理组水稻叶绿素 *a* 含量分别降低了 47.14% 和 8.38%,而 100、125 和 180 μm 处理组水稻叶绿素 *a* 含量增加,组间差异不显著 ($P>0.05$)。各处理组随 TWP 浓度增加,对水稻叶绿素 *a* 含量的促进作用减弱。

从图 7(b)中可以看出暴露在低浓度 TWP 的水稻的叶绿素 *b* 含量高于对照组 ($P>0.05$),处理组之

间差异不显著 ($P>0.05$),100 μm $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 TWP 促进效果最明显,增加率为 234.29%。当 TWP 浓度为 $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,各处理组水稻叶绿素 *b* 含量均增加了,但组间差异不显著 ($P>0.05$)。当 TWP 浓度为 $1\ 000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,各处理组均抑制了叶绿素 *b* 含量,但组间差异不显著 ($P>0.05$),90 μm 的处理组抑制率最高,达到 53.62%。在 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,各处理组随 TWP 浓度增加,对水稻叶绿素 *b* 含量的促进作用减弱,在 $1\ 000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,各处理组随 TWP 浓度增加,对水稻叶绿素 *b* 含量的抑制作用增强。

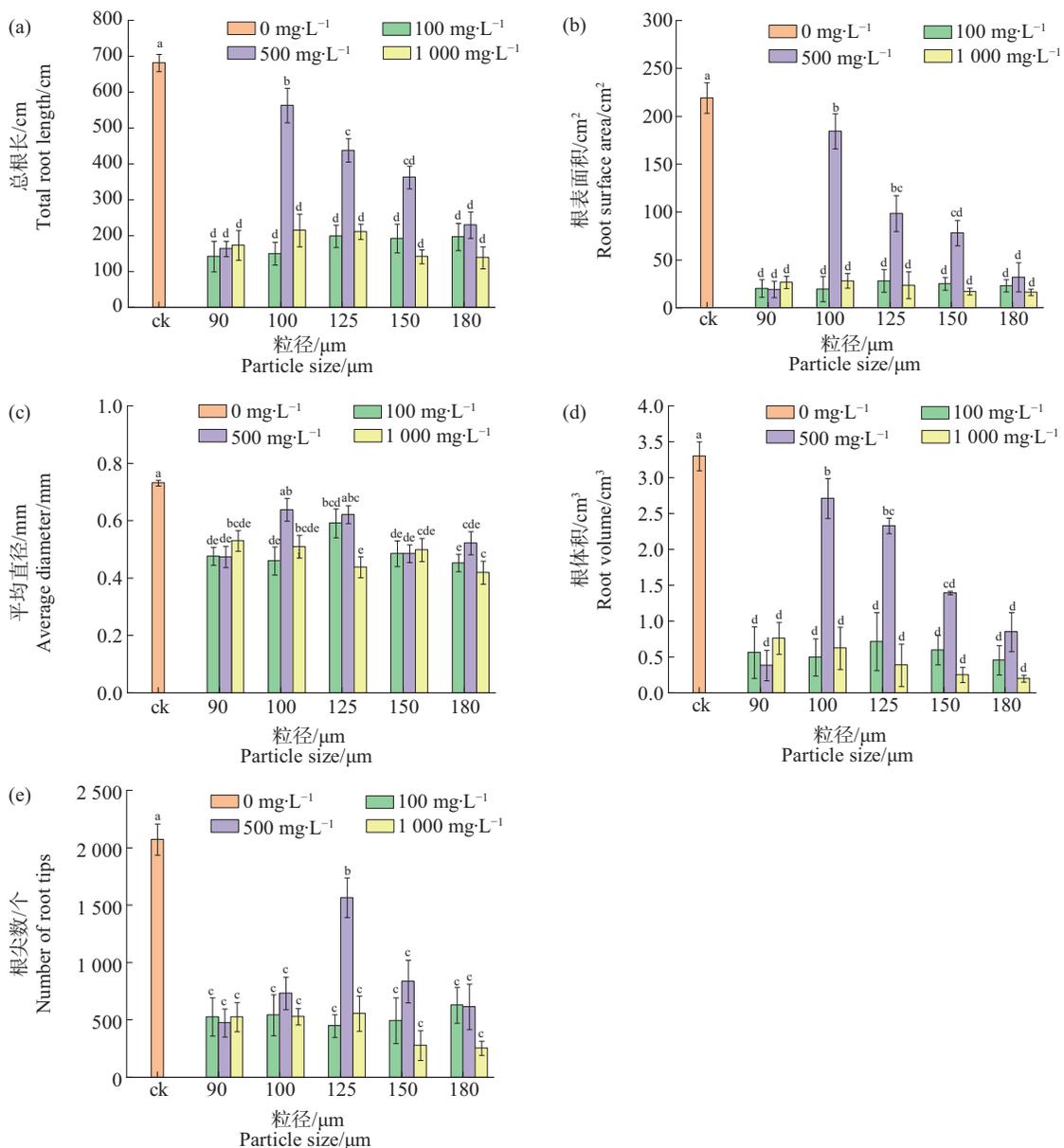


图 5 TWP 对水稻总根长 (a)、根表面积 (b)、平均直径 (c)、根体积 (d)、根尖数 (e) 的影响

Fig. 5 Effects of TWP on total root length (a), root surface area (b), mean diameter (c), root volume (d) and number of root tips (e) of rice



图 6 水稻根系形态图

注:(a)、(b)、(c)、(d)、(e)、(f)分别为 CK、180 μm 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、180 μm 1 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、100 μm 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、100 μm 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、100 μm 1 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

Fig. 6 Rice root morphology picture

Note: (a), (b), (c), (d), (e) and (f) are CK, 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ for 180 μm , 1 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ for 180 μm , 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ for 100 μm , 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ for 100 μm and 1 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ for 100 μm , respectively.

从图 7(c)中可以看出暴露在低浓度 TWP 的水稻的叶绿素总含量显著高于对照组($P<0.05$),处理组之间差异不显著($P>0.05$),100 μm 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 TWP 促进效果最明显,增加率为 136.06%,当 TWP 浓度为 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,各处理组水稻叶绿素总含量均增加了,但组间差异不显著($P>0.05$)。当 TWP 浓度为 1 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,90、125 和 150 μm 处理组与对照组差异不显著($P>0.05$),90 μm 和 150 μm 处理组分别使水稻叶绿素总含量降低了 19.2% 和 46.81%。100、125 和 180 μm 处理组随 TWP 浓度升高,对水稻叶绿素总含量的促进作用减弱。在 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,90 μm 和 150 μm 处理组随 TWP 浓度升高,对水稻叶绿素总含量促进作用减弱,在 1 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,90 μm 和 150 μm 处理组水稻叶绿素总含量受到抑制。

2.2.4 对水稻抗氧化酶活性的影响

为了探究水稻暴露于不同粒径、浓度 TWP 下

的氧化应激反应,测量了水稻根叶中常见的抗氧化酶(SOD、POD 和 CAT)的活性。如图 8(a)所示,暴露于 TWP 下,不同处理组的水稻根的 SOD 活性均升高。在 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,根中 SOD 活性达到最大值,5 种粒径 TWP 促进率分别为 153.54%、111.79%、105.64%、148.23%和 123.34% ($P>0.05$)。随着暴露浓度继续升高,促进 SOD 活性作用减弱。如图 8(b)所示,暴露于 TWP 下,5 种粒径的 TWP 处理的水稻叶 SOD 活性均升高,但差异不显著($P>0.05$)。当浓度为 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,随 TWP 浓度升高,促进作用减弱,5 种粒径 TWP 促进率分别为 132.49%、118.71%、60.98%、106.38%和 159.38%。当浓度为 1 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,促进作用增强。

从图 9(a)可以看出,不同处理组 TWP 均抑制水稻根 POD 活性($P>0.05$),随着 TWP 浓度升高,抑制作用增强。在 1 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,5 种粒径 TWP 抑制率分别为 93.33%、93.05%、91.43%、85.73% 和

89.63%。从图 9(b)可以看出,低浓度 TWP 抑制水稻叶 POD 活性($P>0.05$),5 种粒径 TWP 抑制率分别为 45.26%、21.11%、40.73%、43.77% 和 48.07%。在 500 mg·L⁻¹ 和 1 000 mg·L⁻¹ 时,随处理浓度的升高,促进作用减弱,在 500 mg·L⁻¹ 时,促进作用最强,5 种粒径 TWP 促进率分别为 26.57%、97%、84.15%、

49.28% 和 138.19%。

如图 10(a)所示,不同粒径、浓度的 TWP 对水稻根 CAT 活性影响不同,当 TWP 处理浓度为 100 mg·L⁻¹,5 种不同粒径的处理组均促进水稻根 CAT 活性,促进率分别为 234.24%、222.91%、43.63%、37.45% 和 9.89%,随着 TWP 粒径增大,促进作用减

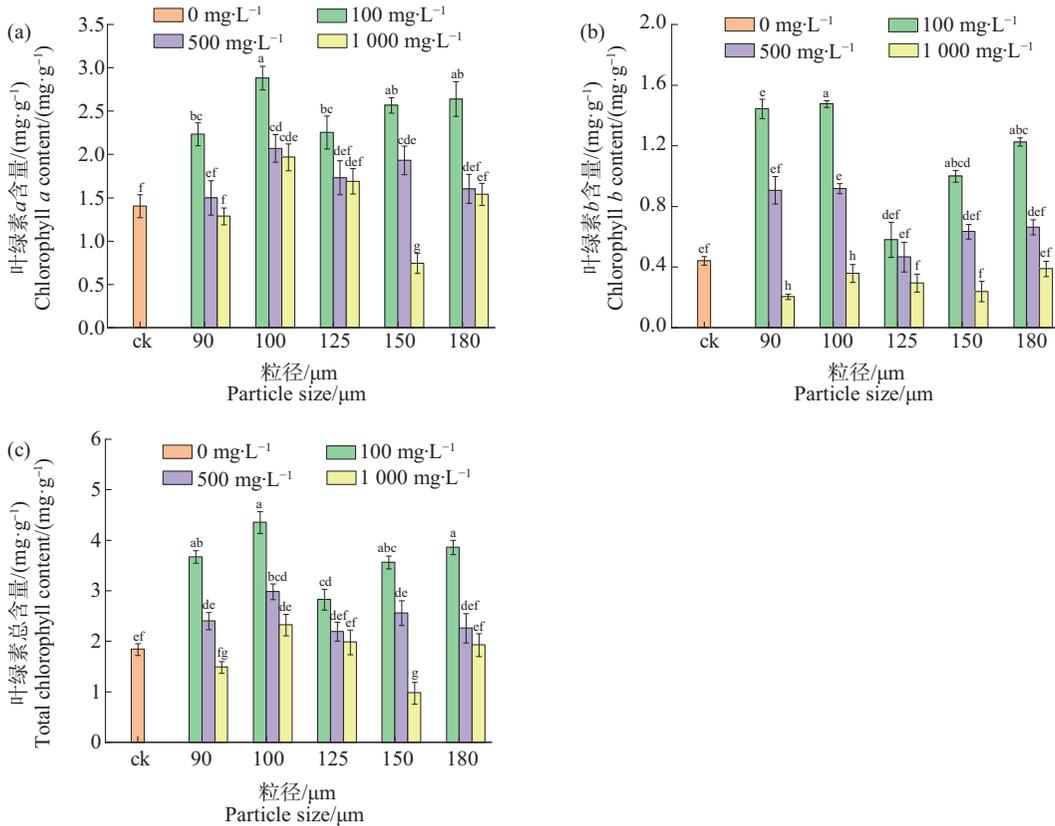


图 7 暴露于不同粒径、浓度轮胎微塑料的水稻叶绿素 a(a)、叶绿素 b(b)和叶绿素总含量(c)
Fig. 7 Chlorophyll a (a), chlorophyll b (b) and total chlorophyll content (c) of rice exposed to tire wear particles of different particle sizes and concentrations

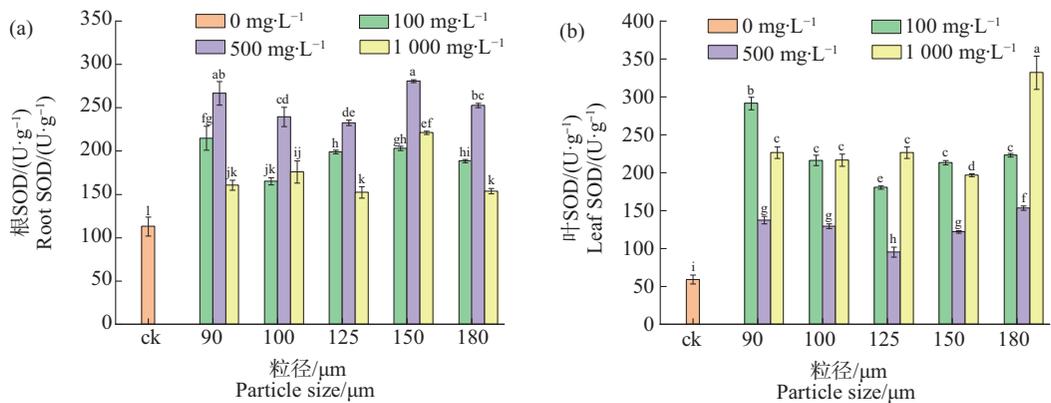


图 8 轮胎微塑料对水稻根 (a) 和叶 (b) SOD 活性的影响

Fig. 8 Effect of tire wear particles on SOD activity in rice roots (a) and leaves (b)

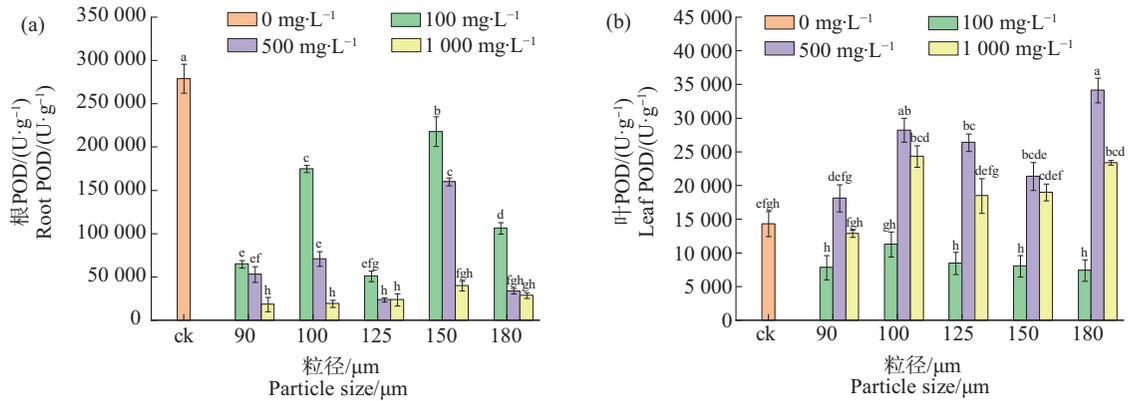


图 9 轮胎微塑料对水稻根 (a) 和叶 (b) POD 活性的影响

Fig. 9 Effect of tire wear particles on POD activity in rice roots (a) and leaves (b)

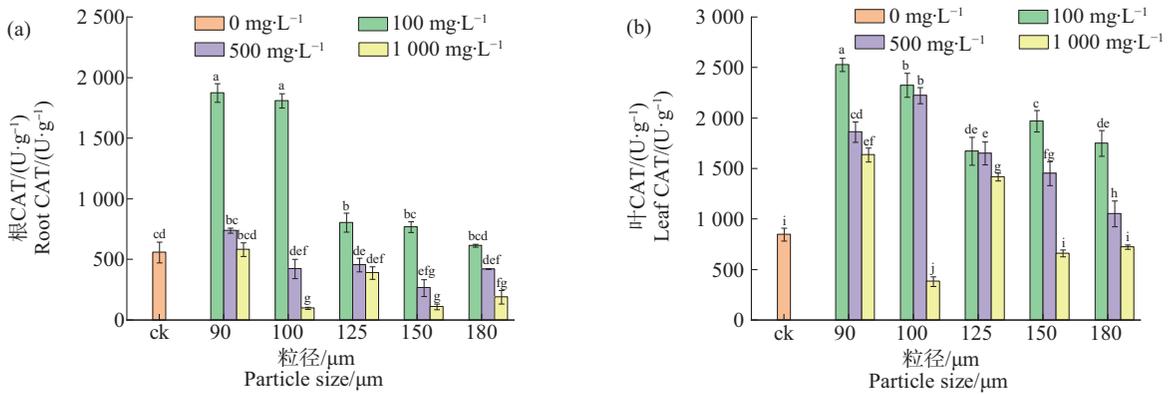


图 10 轮胎微塑料对水稻根 (a) 和叶 (b) CAT 活性的影响

Fig. 10 Effect of tire wear particles on CAT activity in rice roots (a) and leaves (b)

弱,但组间差距不显著($P>0.05$)。如图 10(b)所示,不同粒径、浓度处理的 TWP 大部分都刺激水稻叶 CAT 活性增加,只有 100 μm 1 000 mg·L⁻¹、150 μm 1 000 mg·L⁻¹和 180 μm 1 000 mg·L⁻¹处理组抑制水稻 CAT 活性($P>0.05$),抑制率分别为 54.68%、21.88%和 14.55%。5 种不同粒径 TWP 处理组随浓度升高,水稻叶 CAT 活性下降。在 100 mg·L⁻¹时, TWP 促进水稻叶 CAT 活性最强,促进率分别为 198.07%、174.04%、97.12%、132.45%和 106.48%。

2.2.5 对水稻根系活力的影响

根系是植物吸收水分和矿质营养的主要器官,同时也是植物体中重要物质如氨基酸、激素等物质合成、同化、转化的器官,因此根的生长情况和活动能力直接影响植物的生长情况,根系活力的大小可以反映植株的生长情况^[32-33]。如图 11 所示,水稻受到 TWP 胁迫,所有处理组根系活力均受到抑制。90 μm 的 TWP 处理组相较其他 4 种粒径处理组,根

系活力最弱,90 μm 100 mg·L⁻¹、90 μm 500 mg·L⁻¹和 90 μm 1 000 mg·L⁻¹处理组的抑制率分别为 46.63%、69.32%和 76.73%。随着 TWP 浓度升高,水稻根系活力下降,当浓度为 1 000 mg·L⁻¹,每种粒

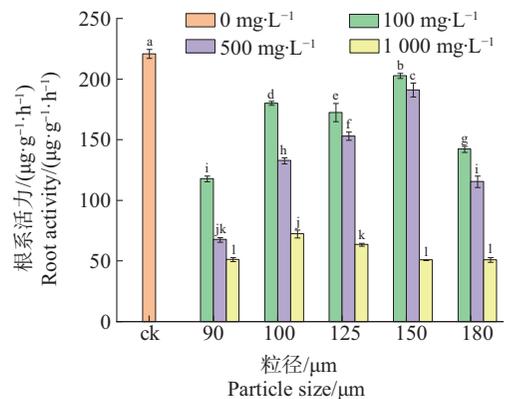


图 11 轮胎微塑料对水稻根系活力的影响

Fig. 11 Effect of tire wear particles on root activity of rice

径处理组根系活性最低,90、100、125、150 和 180 μm 处理组的抑制率分别为 76.73%、67.19%、71.19%、76.85% 和 76.85%。

2.2.6 相关性分析

水稻光合性状、氧化损伤和根系活力的相关性如图 12 所示。根系活力与叶绿素含量、根 POD 活性有显著正相关关系,但与叶 POD 活性有显著负相关关系,这可能因为根受到 TWP 胁迫,发生氧化损

伤,导致根系活力受到抑制,而根是植物吸收养分和水分的主要途径,植物吸收的营养物质减少,不能维持正常的生命活动,导致光合作用能力变弱,叶绿素含量减少。CAT 活性与叶绿素含量呈显著正相关关系,根 CAT 活性与叶 POD 活性呈显著负相关。这可能因为高浓度的 TWP 胁迫超过水稻抵御恶劣环境的能力,对水稻产生严重的氧化损伤,表现为 CAT 活性减弱,更高的氧化损伤会进一步降低叶绿素含量。

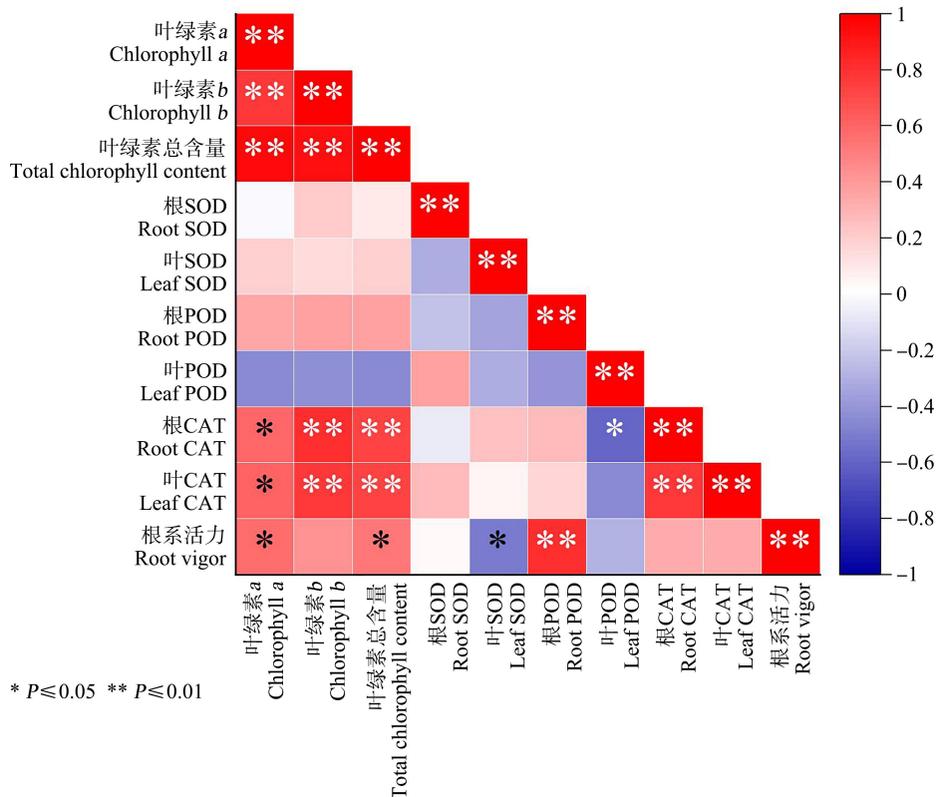


图 12 水稻光合性状、氧化损伤和根系活力的相关性分析

Fig. 12 Correlation analysis of photosynthetic traits, oxidative damage and root activity in rice

3 讨论 (Discussion)

现有研究表明,MPs 会对植物生长发育和性状产生一定的影响^[34-35]。本研究发现,TWP 作为一类新兴 MPs 对水稻生长指标(根长、叶长、根质量、叶质量)具有明显的抑制作用(图 3 和图 4),这与以往一些其他 MPs 或 NPs 研究的实验结果相似。如 Li 等^[23]研究发现,暴露于 300 nm 的 PS-NPs 使黄瓜植株的生物量显著降低。而 Urbina 等^[6]利用同位素分析发现,PE-MPs 导致植株蒸腾、氮含量和生长显著下降。此外,Wu 等^[7]研究 PS-MPs 污染对水稻生长的影响发现,在实验室培养 21 d 后,暴露于低、

中、高剂量 PS-MPs 的水稻地上部生物量分别降低了 13.1% (CV=4.1%)、18.8% (CV=3.7%) 和 40.3% (CV=9.2%)。类似的,Jiang 等^[38]将蚕豆根尖暴露于 PS-MPs 中 48 h,对蚕豆的根长、质量、氧化应激和遗传毒性进行了评估,结果表明,在 5 μm PS-MPs 下,蚕豆根的生物量下降。

根系是水稻最直接接触 TWP 的器官,植物受到胁迫后,可以通过改变根系的形态、结构来适应环境的变化。由于根在植物生长过程中起着关键作用,所以根也是研究植物受胁迫的重要指标^[39]。本研究发现,暴露于 TWP 中,水稻总根长、表面积、直

径、根体积和根尖数均减少(图 5),推测 TWP 在根部的聚集一方面对根系可能产生机械损伤,另一方面可能堵塞细胞连接或细胞壁孔隙,从而影响其对营养物质的吸收,并引发水稻的氧化应激反应。100、125、150 和 180 μm 处理组对水稻总根长、表面积、直径、根体积和根尖数的抑制作用具有中等浓度抑制作用最弱,低浓度和高浓度抑制作用强的特征,这可能是 TWP 的胁迫作用影响了水稻对水分和营养物质的吸收,在中等浓度($500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)TWP 胁迫激发下,水稻为了维持生长,导致根系出现代偿性增长,使 TWP 对水稻总根长、表面积、直径、根体积和根尖数抑制作用减弱,促进根部对营养物质的吸收,以此维持水稻的生长^[40]。

叶绿素能够吸收、传递和转换光能,与植物进行光合作用密切相关^[41]。本研究结果显示,大部分 TWP 处理组均促进水稻叶绿素 *a* 和总含量,仅有 90 μm 和 150 μm 的 $1\ 000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理组降低了叶绿素 *a* 和总含量,但随 TWP 浓度升高,促进水稻叶绿素 *a* 和总含量增加的作用减弱。低中浓度的 TWP 处理组促进叶绿素 *b* 含量,高浓度的 TWP 处理组抑制叶绿素 *b* 含量。这与 Lian 等^[42] 研究结果类似, Lian 等^[42] 研究发现,低剂量($\leq 0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)PS 颗粒促进小麦净光合速率,高剂量($\geq 1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)PS 颗粒抑制小麦净光合速率。随着 TWP 浓度升高, TWP 可能被水稻吸收并在体内积累,从而阻隔部分叶绿素的合成途径,使与叶绿素合成有关的蛋白酶活性受到抑制,进而引起叶绿素含量下降^[43]。此外, TWP 对水稻的胁迫可引起 ROS 在体内积累,破坏叶绿素结构,导致水稻叶片叶绿素含量下降^[28]。

当植物受到环境胁迫,机体会产生大量的活性氧(ROS),ROS 是植物有氧代谢活动过程中产生的有毒物质,对植物的生理活动有一定的毒害作用^[44]。正常生长情况下,植物体内 ROS 含量相对稳定,当植物受到胁迫时这种动态平衡会被打破,导致体内产生大量的 H_2O_2 和超氧化物阴离子自由基(O_2^-)等。过多的活性氧可能会充当信号,激活植物体的胁迫反应和防御系统,使得植物对环境胁迫产生耐受性^[45-46]。

暴露于 TWP 下,所有处理组的水稻根和叶 SOD 活性均升高, TWP 促进水稻 SOD 活性,可能是在环境胁迫下,水稻产生更多的 ROS,而 SOD 是水稻发生抗氧化应激的第一道防线,需要它清除 O_2^- , 转化为 H_2O_2 ^[47]。在 TWP 胁迫下,水稻通过增强 SOD 酶活性来维持细胞的正常生理活性^[48],所以处

理组 SOD 活性都比对照组高。在 $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,水稻根 SOD 活性比叶受到 TWP 的影响更大,在 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1\ 000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,水稻叶 SOD 活性比根受到 TWP 的影响更大。已有许多的研究表明在 MPs 的胁迫下,植物体内的 SOD 活性可显著提高。例如,暴露于 1% 聚氯乙烯微塑料的生菜,植物体内的 SOD 酶活性显著提高^[49]。Xu 等^[50] 研究表明,1、10 和 100 μm 的 PS-MPs 处理均显著提高大豆根部的 SOD 活性。

过氧化物酶(POD)是植物体内一种活性较高的酶,POD 活性反映植物生长发育特征、体内代谢状态和对外部环境的适应性。POD 可催化分解 H_2O_2 、氧化酚类和胺类化合物,具有消除过氧化氢、酚类和胺类毒性的双重作用。暴露于 TWP 的水稻根 POD 活性受到抑制,且随着 TWP 浓度升高,抑制作用增强,这可能是 TWP 诱导抗氧化性相关基因的下调,使得 POD 活性下降^[22]。廉宇航等^[51] 的研究结果表明,不同暴露水平(0.1%、1%)下 2 种不同 MPs 对大豆(*Glycine max* L.)的 POD 活性均抑制,且 1% PE-MPs 使得 POD 活性显著降低($P < 0.05$)。暴露于低浓度 TWP 的水稻叶 POD 活性受到抑制,中高浓度 TWP 促进水稻叶 POD 活性,这与安菁等^[52] 研究结果类似,POD 和 CAT 活性随微塑料浓度增加表现出升高的趋势,因此促进了大豆抗氧化系统运转,从而减少了活性氧 ROS 的积累,降低外界的胁迫与毒害效应。

CAT 是植物体内普遍存在的一种氧化还原酶,可催化分解过量的 H_2O_2 ,防止脂质过氧化,在活性氧清除系统中起重要作用^[53]。水稻根和叶 CAT 活性呈现出“先增后减”的趋势,CAT 在低浓度被激活而在高浓度被抑制,且 TWP 对水稻根 CAT 活性抑制作用大于水稻叶,这可能是过高浓度的 TWP 胁迫已经超过抗氧化酶系统的调节能力,引起抗氧化系统的崩溃^[54]。类似的,Liu 等^[55] 研究了不同浓度的 PS-MPs 对小麦抗氧化酶活性的影响,结果发现:在 1% ~ 5% 范围内,CAT 活性随 PE-MPs 浓度的增加而增加;但高浓度 8% 的 PE-MPs 使得 CAT 活性开始下降,说明高浓度的 MPs 已经超过抗氧化酶系统的调节能力。CAT 在低浓度的升高可能是水稻的一种暂时调节行为,可以保护水稻抵御环境的胁迫和毒害作用,而随着 TWP 胁迫作用的增强,酶活性又会出现下降,此时酶的调节能力可能达到阈值并受到了损伤,这说明 TWP 对水稻的胁迫可能涉

及氧化损伤^[56]。

水稻暴露于 TWP, 所有处理组的水稻根系活力均受到抑制, 且随着 TWP 浓度升高, 根系活力下降。这可能与 2 个方面的因素有关: (1) 根表皮与 TWP 发生摩擦, 对根系造成机械损伤, 从而导致根系活力下降; (2) 不利于根系发育的环境因子(外界缺氧失水等)形成, 会使根系形成大量过氧化物与氧自由基, 破坏了细胞膜结构导致根系活力下降。因为本实验中, TWP 颗粒以悬浮液的形式分散在培养液中, 可能与根表皮发生机械损伤, 而且 TWP 吸附在根系表面影响水稻对氧、水分和营养物质的吸收, 所以 TWP 可能通过以上 2 种方式对根系活力造成影响。类似的, PS-MPs(0.2 μm) 可以在生菜的根部被吸收和富集, 从而抑制根系的生长和活性^[57]。Dong 等^[58]研究发现 PS-MPs 和聚四氟乙烯通过范德华力与水稻根系分泌物相互作用, 接近水稻根系从而抑制根系活力。

通信作者简介: 邓扬悟(1977—), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为环境污染治理与生态修复。

参考文献(References):

- [1] 刘力, 张立群, 杨裕生. 轮胎磨损对环境和资源的影响不容忽视[J]. 中国橡胶, 2014, 30(7): 16-17
- [2] Wagner S, Hüffer T, Klöckner P, et al. Tire wear particles in the aquatic environment: A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects [J]. Water Research, 2018, 139: 83-100
- [3] Kim S W, Waldman W R, Kim T Y, et al. Effects of different microplastics on nematodes in the soil environment: Tracking the extractable additives using an ecotoxicological approach [J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(21): 13868-13878
- [4] Baensch-Baltruschat B, Kocher B, Stock F, et al. Tyre and road wear particles (TRWP): A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment [J]. The Science of the Total Environment, 2020, 733: 137823
- [5] Halle L L, Palmqvist A, Kampmann K, et al. Ecotoxicology of micronized tire rubber: Past, present and future considerations [J]. The Science of the Total Environment, 2020, 706: 135694
- [6] Pochron S, Nikakis J, Illuzzi K, et al. Exposure to aged crumb rubber reduces survival time during a stress test in earthworms (*Eisenia fetida*) [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2018, 25 (12): 11376-11383
- [7] Rhodes E P, Ren Z Y, Mays D C. Zinc leaching from tire crumb rubber [J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(23): 12856-12863
- [8] Wik A, Dave G. Occurrence and effects of tire wear particles in the environment: A critical review and an initial risk assessment [J]. Environmental Pollution, 2009, 157 (1): 1-11
- [9] Wik A, Dave G. Acute toxicity of leachates of tire wear material to *Daphnia magna*: Variability and toxic components [J]. Chemosphere, 2006, 64(10): 1777-1784
- [10] Tian Z Y, Zhao H Q, Peter K T, et al. A ubiquitous tire rubber-derived chemical induces acute mortality in coho salmon [J]. Science, 2021, 371(6525): 185-189
- [11] Sathicq M B, Sabatino R, di Cesare A, et al. PET particles raise microbiological concerns for human health while tyre wear microplastic particles potentially affect ecosystem services in waters [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 429: 128397
- [12] 王志超, 张博文, 倪嘉轩, 等. 微塑料对土壤水分入渗和蒸发的影响[J]. 环境科学, 2022, 43(8): 4394-4401
- Wang Z C, Zhang B W, Ni J X, et al. Effect of microplastics on soil water infiltration and evaporation [J]. Environmental Science, 2022, 43(8): 4394-4401 (in Chinese)
- [13] Tiwari B, Ajmera B, Moubayed S, et al. Improving geotechnical behavior of clayey soils with shredded rubber tires: Preliminary study [C]//Geo-Congress 2014 Technical Papers. Atlanta, Georgia: American Society of Civil Engineers, 2014: 3734-3743
- [14] Sun H F, Lei C L, Xu J H, et al. Foliar uptake and leaf-to-root translocation of nanoplastics with different coating charge in maize plants [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 416: 125854
- [15] Zhang Q G, Zhao M S, Meng F S, et al. Effect of polystyrene microplastics on rice seed germination and antioxidant enzyme activity [J]. Toxics, 2021, 9(8): 179
- [16] Bosker T, Bouwman L J, Brun N R, et al. Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum* [J]. Chemosphere, 2019, 226: 774-781
- [17] Rozman U, Turk T, Skalar T, et al. An extensive characterization of various environmentally relevant microplastics: Material properties, leaching and ecotoxicity testing [J]. The Science of the Total Environment, 2021, 773: 145576
- [18] Kalčíková G, Žgajnar Gotvajn A, Kladnik A, et al. Impact of polyethylene microbeads on the floating freshwater plant duckweed *Lemna minor* [J]. Environmental Pollu-

- tion, 2017, 230: 1108-1115
- [19] Gao M L, Xu Y L, Liu Y, et al. Effect of polystyrene on di-butyl phthalate (DBP) bioavailability and DBP-induced phytotoxicity in lettuce [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 268(Pt B): 115870
- [20] Maity S, Chatterjee A, Guchhait R, et al. Cytogenotoxic potential of a hazardous material, polystyrene microparticles on *Allium cepa* L. [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 385: 121560
- [21] Wu X, Hou H J, Liu Y, et al. Microplastics affect rice (*Oryza sativa* L.) quality by interfering metabolite accumulation and energy expenditure pathways: A field study [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 422: 126834
- [22] 孙晓东. 不同电荷纳米塑料在拟南芥体内的毒性、吸收和积累[D]. 济南: 山东大学, 2019: 28-33
- Sun X D. Phytotoxicity, uptake and accumulation of differentially charged nanoplastics in *Arabidopsis thaliana* [D]. Jinan: Shandong University, 2019: 28-33 (in Chinese)
- [23] Li Z X, Li R J, Li Q F, et al. Physiological response of cucumber (*Cucumis sativus* L.) leaves to polystyrene nanoplastics pollution [J]. *Chemosphere*, 2020, 255: 127041
- [24] 杨雅杰, 褚玲珑, 宋新山, 等. 2种微米级聚苯乙烯颗粒对菘蓝幼苗生长及土壤群落结构的影响[J]. *生态毒理学报*, 2022, 17(6): 244-255
- Yang Y J, Chu L L, Song X S, et al. Effects of two micron-sized polystyrene particles on *Isatis indigotica* seedlings growth and soil community structure [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2022, 17(6): 244-255 (in Chinese)
- [25] 牛佳瑞, 邹勇军, 简敏菲, 等. 聚苯乙烯微塑料联合镉污染对土壤理化性质和生菜(*Lactuca sativa*)生理生态的影响[J]. *环境科学*, 2024, 45(1): 470-479
- Niu J R, Zou Y J, Jian M F, et al. Effects of polystyrene microplastics combined with cadmium contamination on soil physicochemical properties and physiological ecology of *Lactuca sativa* [J]. *Environmental Science*, 2024, 45(1): 470-479 (in Chinese)
- [26] 焦萌, 曹秉帝, 张涛. 环境中的轮胎磨损颗粒: 从路面到海洋[J]. *环境科学学报*, 2020, 40(12): 4263-4278
- Jiao M, Cao B D, Zhang T. Tire wear particles in the environment: From road to ocean [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020, 40(12): 4263-4278 (in Chinese)
- [27] Kreider M L, Panko J M, McAtee B L, et al. Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies [J]. *The Science of the Total Environment*, 2010, 408(3): 652-659
- [28] 王成伟, 刘禹, 宋正国, 等. 微塑料对 DBP 胁迫下生菜光合作用及品质的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(3): 508-516
- Wang C W, Liu Y, Song Z G, et al. Effects of microplastics and DBP on photosynthesis and nutritional quality of lettuce [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(3): 508-516 (in Chinese)
- [29] 赵梦赛. 聚苯乙烯纳米塑料对水稻种子发芽和抗氧化活性的影响研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2020: 14-17
- Zhao M S. Effect of polystyrene nano-plastics on germination and antioxidant activity of rice seeds [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2020: 14-17 (in Chinese)
- [30] Zhu F Y, Chen M X, Chan W L, et al. SWATH-MS quantitative proteomic investigation of nitrogen starvation in *Arabidopsis* reveals new aspects of plant nitrogen stress responses [J]. *Journal of Proteomics*, 2018, 187: 161-170
- [31] 朱秀云, 梁梦, 马玉. 根系活力的测定(TTC法)实验综述报告[J]. *广东化工*, 2020, 47(6): 211-212
- Zhu X Y, Liang M, Ma Y. A review report on the experiments for the determination of root activity by TTC method [J]. *Guangdong Chemical Industry*, 2020, 47(6): 211-212 (in Chinese)
- [32] Zhong Z H, Liu Z Y, Zhuang L C, et al. Effects of temperature on photosynthetic performance and nitrate reductase activity *in vivo* assay in *Gracilaria lemaneiformis* (Rhodophyta) [J]. *Journal of Oceanology and Limnology*, 2021, 39(1): 362-371
- [33] Kabange N R, Park S Y, Lee J Y, et al. New insights into the transcriptional regulation of genes involved in the nitrogen use efficiency under potassium chlorate in rice (*Oryza sativa* L.) [J]. *International Journal of Molecular Sciences*, 2021, 22(4): 2192
- [34] Meng F R, Yang X M, Riksen M, et al. Response of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) growth to soil contaminated with microplastics [J]. *The Science of the Total Environment*, 2021, 755(Pt 2): 142516
- [35] Kim S W, Kim D, Chae Y, et al. Crop-dependent changes in water absorption of expanded polystyrene in soil environments [J]. *Chemosphere*, 2019, 219: 345-350
- [36] Urbina M A, Correa F, Aburto F, et al. Adsorption of polyethylene microbeads and physiological effects on hydroponic maize [J]. *The Science of the Total Environment*, 2020, 741: 140216
- [37] Wu X, Liu Y, Yin S S, et al. Metabolomics revealing the response of rice (*Oryza sativa* L.) exposed to polystyrene microplastics [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 266(Pt 1): 115159
- [38] 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
- [39] Fu D L, Wu H Q, Wang Z K, et al. Effects of microplastics/nanoplastics on *Vallisneria natans* roots and sediment: Size effect, enzymology, and microbial communities [J]. Chemosphere, 2023, 341: 140052
- [40] Zhou C Q, Lu C H, Mai L, et al. Response of rice (*Oryza sativa* L.) roots to nanoplastic treatment at seedling stage [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 401: 123412
- [41] Fu F, Long B B, Huang Q, et al. Integrated effects of residual plastic films on soil-rhizosphere microbe-plant ecosystem [J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 445: 130420
- [42] Lian J P, Wu J N, Xiong H X, 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
- [43] Baker N R. Chlorophyll fluorescence: A probe of photosynthesis *in vivo* [J]. Annual Review of Plant Biology, 2008, 59: 89-113
- [44] Mittler R. Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance [J]. Trends in Plant Science, 2002, 7(9): 405-410
- [45] Lee D H, Kim Y S, Lee C B. The inductive responses of the antioxidant enzymes by salt stress in the rice (*Oryza sativa* L.) [J]. Journal of Plant Physiology, 2001, 158(6): 737-745
- [46] Knight H, Knight M R. Abiotic stress signalling pathways: Specificity and cross-talk [J]. Trends in Plant Science, 2001, 6(6): 262-267
- [47] Apel K, Hirt H. Reactive oxygen species: Metabolism, oxidative stress, and signal transduction [J]. Annual Review of Plant Biology, 2004, 55: 373-399
- [48] Delaunay A, Pflieger D, Barrault M B, et al. A thiol peroxidase is an H₂O₂ receptor and redox-transducer in gene activation [J]. Cell, 2002, 111(4): 471-481
- [49] Li Z X, Li Q F, Li R J, et al. Physiological responses of lettuce (*Lactuca sativa* L.) to microplastic pollution [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2020, 27(24): 30306-30314
- [50] Xu G H, Liu Y, Yu Y. Effects of polystyrene microplastics on uptake and toxicity of phenanthrene in soybean [J]. The Science of the Total Environment, 2021, 783: 147016
- [51] 廉宇航, 刘维涛, 史瑞滢, 等. 聚乙烯和聚乳酸微塑料对大豆生长和生理生化及代谢的影响[J]. 中国环境科学, 2022, 42(6): 2894-2903
- Lian Y H, Liu W T, Shi R Y, et al. Impact of polyethylene and polylactic acid microplastics on growth, physio-biochemistry and metabolism in soybean (*Glycine max*) [J]. China Environmental Science, 2022, 42(6): 2894-2903 (in Chinese)
- [52] 安菁, 刘欢语, 郑艳, 等. 土壤微塑料残留对大豆幼苗生长及生理生化特征的影响[J]. 四川农业大学学报, 2021, 39(1): 41-46, 113
- An J, Liu H Y, Zheng Y, et al. Effects of soil microplastics residue on soybean seedlings growth and the physiological and biochemical characteristics [J]. Journal of Sichuan Agricultural University, 2021, 39(1): 41-46, 113 (in Chinese)
- [53] Gao K, Li B, Chen R Z, et al. A feasibility study of using silkworm larvae as a novel *in vivo* model to evaluate the biotoxicity of ionic liquids [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021, 209: 111759
- [54] Bu C F, Wang C, Yang Y S, et al. Physiological responses of artificial moss biocrusts to dehydration-rehydration process and heat stress on the Loess Plateau, China [J]. Journal of Arid Land, 2017, 9(3): 419-431
- [55] Liu S Q, Wang J W, Zhu J H, et al. The joint toxicity of polyethylene microplastic and phenanthrene to wheat seedlings [J]. Chemosphere, 2021, 282: 130967
- [56] Qin M, Chen C Y, Song B, et al. A review of biodegradable plastics to biodegradable microplastics: Another ecological threat to soil environments? [J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 312: 127816
- [57] 李连祯, 周倩, 尹娜, 等. 食用蔬菜能吸收和积累微塑料[J]. 科学通报, 2019, 64(9): 928-934
- Li L Z, Zhou Q, Yin N, et al. Uptake and accumulation of microplastics in an edible plant [J]. Chinese Science Bulletin, 2019, 64(9): 928-934 (in Chinese)
- [58] Dong Y M, Bao Q L, Gao M L, et al. A novel mechanism study of microplastic and As co-contamination on indica rice (*Oryza sativa* L.) [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 421: 126694