

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

引用本文:

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.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0560>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

屎肠球菌胞外多糖对镉胁迫下水稻种子萌发及幼苗生长的影响

罗晟, 赵泽文, 任新宇, 魏宏宇, 马雅静, 潘起涛, 李荣同, 龚国胜, 程新
农业环境科学学报. 2020, 39(9): 1888-1899 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0181>

卤代阻燃剂和镉对旱稻种子萌发和生长的影响

江秀兰, 谢慧, 常晓云
农业环境科学学报. 2020, 39(7): 1460-1469 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0023>

铀对蚕豆幼苗光合特性和呼吸代谢的毒害机理

刘泽伟, 赖金龙, 李俊柯, 丁峰, 张宇, 罗学刚
农业环境科学学报. 2020, 39(9): 1916-1924 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0390>

纳米铜对小油菜(*Brassica chinensis* L.)种子发芽和幼苗生理生化特性的影响

付宇童, 孙彤, 王林, 徐应明, 梁学峰, 孙约兵
农业环境科学学报. 2020, 39(11): 2524-2531 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0189>

微塑料对小麦种子发芽及幼苗生长的影响

连加攀, 沈玫玫, 刘维涛
农业环境科学学报. 2019, 38(4): 737-745 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0948>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

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 Ze-zheng, YANG Liang, LI Jie, 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.



开放科学 OSID

微塑料和镉及其复合对水稻种子萌发的影响

王泽正^{1,2}, 杨亮^{1,2}, 李婕^{1,2}, 付东东^{1,2}, 胡维薇³, 范正权^{1,2}, 彭丽成^{1,2*}

(1. 海南大学生态与环境学院, 海口 570100; 2. 海南省农林环境过程与生态调控重点实验室, 海口 570100; 3. 璞锦环境工程(海南)有限公司, 海口 570105)

摘要:为探究重金属、微塑料和二者的复合效应对农作物种子生长特性的影响,选取水稻种子为实验对象,探究微塑料聚苯乙烯(mPS)和聚对苯二甲酸类塑料(mPET, 100、300、500、1 000 mg·L⁻¹和 1 500 mg·L⁻¹)与重金属镉(Cd, 2、5、10 mg·L⁻¹和 50 mg·L⁻¹)单一及复合对种子萌发及生长的影响。结果表明:单一实验中,镉胁迫对水稻种子萌发特性的影响基本表现为“低促高抑”的规律,随着镉浓度的升高,发芽率、发芽势、发芽指数、活力指数以及根长和芽长等各项指标均呈现下降的趋势;单一微塑料暴露下,总体表现为低浓度(100 mg·L⁻¹)促进发芽,中浓度(500 mg·L⁻¹)抑制发芽,高浓度(>1 000 mg·L⁻¹)无影响,即发芽率与对照组持平;两种微塑料对水稻种子的活力指数、根长和芽长均有所促进。微塑料(100 mg·L⁻¹和 500 mg·L⁻¹)和镉(2 mg·L⁻¹和 10 mg·L⁻¹)复合污染实验中,与对照组相比,低浓度 MPs(100 mg·L⁻¹)-Cd(2 mg·L⁻¹)复合产生的协同作用促进了水稻种子发芽,其余复合污染对种子的发芽均表现为拮抗作用;对于低浓度的微塑料(100 mg·L⁻¹),其与镉复合会对水稻种子芽和根的生长起协同作用,只有 mPS(100 mg·L⁻¹)与高浓度的镉(10 mg·L⁻¹)复合才会对根的生长起到拮抗作用;高浓度的微塑料与高浓度的镉复合后没有对水稻种子根和芽产生影响。研究表明,相比于单一污染,微塑料-镉复合效应对水稻种子生长特性、根长和芽长的影响总体表现为拮抗作用,一定程度上降低了单一污染物的毒害作用。

关键词:微塑料;镉;复合效应;水稻;种子发芽;生长特性

中图分类号:X503.231;S511 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2021)01-0044-10 doi:10.11654/jaes.2020-0560

Single and combined effects of microplastics and cadmium on the germination characteristics of rice seeds

WANG Ze-zheng^{1,2}, YANG Liang^{1,2}, LI Jie^{1,2}, FU Dong-dong^{1,2}, HU Wei-wei³, FAN Zheng-quan^{1,2}, PENG Li-cheng^{1,2*}

(1. College of Ecology and Environment, Hainan University, Haikou 570100, China; 2. Key Laboratory of Agro-Forestry Environmental Processes and Ecological Regulation of Hainan Province, Haikou 570100, China; 3. Pujin Environmental Engineering (Hainan) Co. Ltd, Haikou 570105, China)

Abstract: To better understand the effects of heavy metals and microplastics (MPs) on the growth characteristics of crop seeds, in this study, we investigated the single and combined effects of microplastics, including polystyrene (mPS) and polyethylene terephthalate (mPET) (100, 300, 500, 1 000 mg·L⁻¹, and 1 500 mg·L⁻¹) and the heavy metal Cd (2, 5, 10 mg·L⁻¹, and 50 mg·L⁻¹) on germination and growth of rice (*Oryza sativa* L.) seeds. The results showed that single effect of Cd at a low concentration promoted rice seed germination but inhibited it at a high concentration. With the increase in Cd concentration, a more severe inhibition was observed in the germination rate, germination potential, germination index, vigor index, root length, and bud length of the rice seeds. Furthermore, a low concentration (100

收稿日期:2020-05-17 录用日期:2020-07-22

作者简介:王泽正(1995—),男,湖南永州人,硕士研究生,从事微塑料污染研究。E-mail:seerainbow@139.com。

杨亮与王泽正同等贡献。

*通信作者:彭丽成 E-mail:penglicheng920@163.com

基金项目:海南省自然科学基金高层次人才项目(2019RC043);国家自然科学基金项目(41766003);海南大学D类高层次人才科研启动经费(kyqd(zr)1719)

Project supported: Hainan Natural Science Foundation Project (2019RC043); The National Natural Science Foundation of China (41766003); Scientific Research Foundation for the D-level Talented Scholars, Hainan University (kyqd(zr)1719)

mg·L⁻¹) of MPs promoted germination while a medium concentration (500 mg·L⁻¹) inhibited germination. However, a high concentration (>1 000 mg·L⁻¹) had no effects on seed germination. Both mPS and mPET promoted the vigor index, root length, and bud length of rice seeds. The results of combined effects of MPs (100 mg·L⁻¹ and 500 mg·L⁻¹) and Cd (2 mg·L⁻¹ and 10 mg·L⁻¹) showed that low concentration of MPs (100 mg·L⁻¹) and Cd (2 mg·L⁻¹) had synergistic effects on seed germination, while the other combinations had antagonistic effects on germination. Although combined low concentration of MPs (100 mg·L⁻¹) and Cd had synergistic effects on the bud and root growth of rice seeds, low concentration of MPs (100 mg·L⁻¹) combined with a high concentration of Cd (10 mg·L⁻¹) had antagonistic effects on the root growth. However, high concentrations of MPs combined with high concentrations of Cd did not affect the root and bud growth of rice seeds. Our results indicated that, compared with single effect, combined effects of MPs and Cd on the growth characteristics, root length, and bud length of rice seeds were generally antagonistic, which reduced their toxic effects as a single pollutant.

Keywords: microplastics; cadmium; combined effects; rice; seed germination; growth characteristics

近年来,新型污染物微塑料引起了全球的广泛关注^[1-3]。据统计,土壤中的微塑料污染十分普遍,其丰度可能是海洋中的4~23倍^[1,4]。其中,农业生产过程因大量使用农用塑料薄膜、有机肥等农资,或通过污水灌溉、大气沉降等途径而导致农田土壤中积累的微塑料含量远高于海洋^[5-10]。有研究报道我国经有机肥施用进入农田土壤的微塑料含量高达52.4~26 400.0 t^[1]。上海郊区农田土壤中微塑料残留达(78.00±12.91)个·kg⁻¹土(0~3 cm土层)和(62.50±12.97)个·kg⁻¹土(3~6 cm土层)^[11]。由此,土壤生态系统被认为是受微塑料污染最为严重的陆地生态系统^[12-13],微塑料污染可能成为陆地生态系统的新威胁^[14-15]。

农业生态系统中的微塑料可造成土壤质地和结构的物理化学变化(如增加孔隙率、改变团粒结构),改变生物物理环境,从而影响生物适应性和土壤功能,降低土壤生物多样性及其功能多样性,并对陆地系统的水循环和生态系统功能以及土壤生物的多样性产生影响^[16-19]。当微塑料对土壤中植物营养元素的循环过程产生一定扰动时,植物种子萌发及生长特性也可能随之受到影响^[5,7,20-21]。如连加攀等^[5]发现,乙烯-乙酸乙烯酯共聚物(EVA)、低密度聚乙烯(LDPE)和聚甲基丙烯酸甲酯(PMMA)会不同程度地影响小麦种子的发芽和幼苗生长。在物理特性上,微塑料在环境中可进一步降解成纳米级塑料甚至更小的颗粒,使其比表面积增大,成为更有效的污染物吸附剂和载体,并对动物和人类健康构成威胁^[4]。此外,(微)塑料容易在环境中发生老化,在湍流、盐度和紫外线辐射等外部作用下,其表面电荷、粗糙度、孔隙度、极性和疏水性都会增加,这些特性使其成为从环境中吸收更多污染物如重金属、持久性有机污染物(POPs)等的完美载体^[6-7]。付东东等^[8]研究了微米级聚苯乙烯对铜的吸附特性,结果表明其对铜有一定的吸附能力。杨杰等^[22]研究了微塑料对四环素的吸附,

结果表明不同种类的微塑料(如聚苯乙烯、聚酰胺和聚乙烯等)对四环素均有一定的吸附能力。

除微塑料污染之外,我国土壤同时面临较为严重的重金属污染,其中镉较为常见^[23]。调查表明,土壤中镉的含量远高于背景值,我国镉污染耕地面积达1 300万hm²,多地区农田在一定程度上受到污染^[24-26]。镉易被植物吸收并累积,影响人类对土壤的长期利用和作物种植安全,甚至可通过食物链最终威胁人类健康^[23,26-27]。

水稻是我国的主要粮食作物,全国60%以上的人口以稻米为主食^[28]。有关重金属对水稻种子萌发的影响已有较多研究,但针对新型污染物微塑料与重金属复合污染对水稻种子萌发特性的影响尚未见报道。土壤中可能同时存在微塑料和重金属镉,二者极可能会发生不同的交互作用。因此,本文采用水稻作为供试植物,以重金属镉和两种典型微塑料——聚苯乙烯(mPS)与聚对苯二甲酸类塑料(mPET)为研究对象,主要研究其单一及复合污染对水稻种子萌发特性的影响,旨在探讨共存污染物对农作物的生态效应,为后期评估微塑料污染对作物的生态毒理效应提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试水稻为Y两优900(国审稻2016044,实测发芽率为95%)。过氧化氢(H₂O₂, 30%)和氯化镉(CdCl₂·2.5H₂O)均为分析纯。实验中所用塑料聚苯乙烯(PS)购买于上海阿拉丁生化科技股份有限公司(CAS号:9003-53-6),聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)购买于No.8863华润(中国常州)。两种塑料颗粒经液氮冷冻干燥后由高速破碎机研磨成粒径为200~300 μm的微塑料mPS和mPET。经扫描电子显微镜(图1)可见,微塑料粒径分布较为均匀。

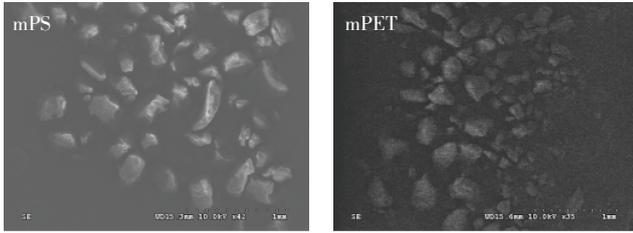


图1 微塑料mPS和mPET的SEM图

Figure 1 Scanning electron microscopy (SEM) of mPS and mPET

1.2 实验方法

采用1.5% H₂O₂溶液浸泡健康饱满的参试水稻种子20 min,去离子水反复冲洗并浸泡6 h后将种子沥干备用。将20粒水稻种子整齐摆放于铺有两层滤纸的培养皿(直径为9 cm)中。本研究主要参考了连加攀等^[5]研究中设置的微塑料浓度,同时结合前期预实验结果,设置了单一和复合实验中的外加微塑料量。镉暴露浓度参考陈杰^[28]的研究,并结合前期预实验结果进行设置。具体操作中,将定量微塑料撒在滤纸上,尽量使其分布均匀,使水稻种子受到的暴露一致。

单一污染实验:在上述培养皿中分别加入5 mL浓度为100、300、500、1 000 mg·L⁻¹和1 500 mg·L⁻¹的微塑料(mPS和mPET)悬浮液;2、5、10 mg·L⁻¹和50 mg·L⁻¹镉溶液。所有处理设置3次重复。

复合污染实验:基于上述单一污染实验结果,在培养皿中分别加入5 mL mPS和mPET(100 mg·L⁻¹和500 mg·L⁻¹)及镉(2 mg·L⁻¹和10 mg·L⁻¹)的复合溶液,所有处理设置3次重复,探究二者复合对水稻种子发芽的影响。

对照组:用等量的去离子水培养,所有处理设置3次重复。

将处理好的培养皿置于生化培养箱(型号LRH-150),在25℃的条件下培养7 d。培养过程中,每日记录小麦种子萌发情况,并加入适量的去离子水以补偿蒸发的水分,保持培养液的浓度不变。补充的水量根据预实验阶段的结果确定,大致为:在未加滤纸和种子的情况下,向培养皿中加入5 mL去离子水,盖上盖,在与处理组实验条件相同的情况下,每隔24 h测定培养皿中剩余水的体积,间接计算出每日的蒸发水分,约0.3~0.5 mL。

1.3 测定方法

以幼芽达到种子长度一半,根长与种子等长作为发芽标准,第7 d统计发芽率、平均胚根长和胚芽长。胚根长度与胚芽长度用1/10 cm尺子人工测量。发芽

率、发芽势、发芽指数和活力指数等指标的计算公式如下:

$$\text{发芽率(GR)} = \frac{7 \text{ d内供试种子发芽数}}{\text{供试种子总数}} \times 100\% \quad (1)$$

$$\text{发芽势(GV)} = \frac{3 \text{ d内供试种子发芽数}}{\text{供试种子总数}} \times 100\% \quad (2)$$

$$\text{发芽指数(GI)} = \sum G_i / D_i \quad (3)$$

式中: G_i 为 t d内的发芽数; D_i 为对应的发芽天数, d 。

$$\text{活力指数(VI)} = \text{发芽指数} \times \text{胚芽长度} \quad (4)$$

1.4 数据处理与分析

实验结果均以平均值±标准偏差(Mean±SD)表示,采用Excel 2010对数据进行处理,采用SPSS 23.0对数据进行统计分析,其中,单一实验采用单因素ANOVA检验分析,复合实验采用双因素方差分析。

采用计算生长净变化量(ΔI)^[29]的方法来判断微塑料和镉对水稻种子萌发的联合作用:

$$\Delta I = (I_{\text{mPS} + \text{Cd}} - I_{\text{CK}}) - (I_{\text{mPS}} - I_{\text{CK}}) - (I_{\text{Cd}} - I_{\text{CK}}) \quad (5)$$

式中: $I_{\text{mPS} + \text{Cd}}$ 、 I_{Cd} 、 I_{mPS} 和 I_{CK} 为微塑料与镉复合、单独加入镉和单独加入微塑料以及空白对照的生长变化。 $\Delta I=0$,微塑料与镉之间无交互作用; $\Delta I>0$,微塑料与镉之间存在拮抗作用; $\Delta I<0$,微塑料与镉之间存在协同作用。

2 结果与分析

2.1 单一微塑料对水稻种子发芽的影响

2.1.1 单一微塑料对水稻种子发芽率的影响

发芽率是衡量种子在污染物胁迫下萌发能力强弱的重要指标。在微塑料暴露下,水稻种子的发芽率为86.7%~96.7%(图2),表明大部分水稻种子在微塑料影响下仍可以萌发,但不同的微塑料对水稻种子发芽的影响有所差异。在mPS暴露下,水稻种子的发芽率基本表现为低促高抑的规律(图2a),即mPS浓度较低时(100 mg·L⁻¹和300 mg·L⁻¹)对水稻种子的发芽有所促进,浓度较高时(>300 mg·L⁻¹)对水稻种子的发芽表现出一定的抑制作用。值得注意的是,与500 mg·L⁻¹和1 500 mg·L⁻¹的mPS相比较,1 000 mg·L⁻¹ mPS对水稻种子的抑制作用减弱,发芽率与空白对照组相同。相比而言,mPET对水稻种子发芽率的影响为低促中抑高恢复(图2b)。浓度为100 mg·L⁻¹(低浓度)时,mPET促进了水稻种子的发芽;浓度为300 mg·L⁻¹时,对水稻种子的发芽几乎无影响,发芽率与空白对照组相同;浓度升高至500 mg·L⁻¹和1 000 mg·

L^{-1} (中浓度)时,水稻种子的发芽受到抑制;然而当浓度为 $1\ 500\ mg\cdot L^{-1}$ (高浓度)时,mPET对水稻种子的抑制作用消失,甚至出现发芽率高于空白对照组的现象。

2.1.2 单一微塑料对水稻种子生长特性的影响

mPS处理对水稻种子发芽势的影响基本表现为抑制作用(表1),各处理间差异不显著($P>0.05$)。mPS浓度为 $500\ mg\cdot L^{-1}$ 时,对水稻种子发芽势的抑制作用最大。mPS处理对水稻种子发芽指数的影响基本表现为低促高抑的规律(表1),即低浓度($100\ mg\cdot L^{-1}$)促进,中、高浓度(300 、 500 、 $1\ 000\ mg\cdot L^{-1}$ 和 $1\ 500\ mg\cdot L^{-1}$)抑制,其中 $1\ 500\ mg\cdot L^{-1}$ 的mPS的抑制作用显著($P<0.05$)。mPS处理对水稻种子活力指数的影响基本表现为促进作用,在浓度为 $1\ 000\ mg\cdot L^{-1}$ 时,促进作用显著($P<0.05$)。

相比而言,mPET处理对水稻种子发芽势的影响基本表现为抑制作用(表1),仅 $1\ 500\ mg\cdot L^{-1}$ 时表现为促进作用,但促进作用较弱,各处理间差异不显著($P>0.05$)。与对照组相比,mPET处理对水稻种子发芽指数的影响基本表现为低促中抑高恢复的规律,即

表1 单一微塑料及重金属镉对水稻种子生长特征的影响
Table 1 Effects of single MPs(mPS,mPET) and Cd on seeds growth characteristics of rice

处理 Treatments	浓度 Concentration/ ($mg\cdot L^{-1}$)	发芽指数 Germination index	发芽势 Germination viability	活力指数 Vigor index
CK	0	19.7±0.2abcd	83.3±5.8abc	49.2±1.7bc
mPS	100	20.3±0.9ab	78.3±12.6abcd	56.6±3.4ab
	300	19.5±0.4abcd	71.7±2.9bcd	50.6±0.9cd
	500	18.1±0.2cde	68.3±2.9cd	49.4±6.1cd
	1 000	19.2±2.0abcd	73.3±18.9bcd	61.5±7.6a
	1 500	17.9±1.2de	71.7±2.9bcd	55.6±6.0abc
mPET	100	19.8±0.5abc	78.3±2.9abcd	57.5±4.4ab
	300	19.3±0.6abcd	73.3±2.9bcd	52.3±2.1abc
	500	18.8±0.8bcd	71.7±2.9bcd	47.4±2.1cd
	1 000	18.1±1.1cde	71.9±2.9bcd	53.1±2.2abc
	1 500	20.3±0.7ab	85.0±5.0ab	61.4±5.1a
Cd	2	20.7±0.5a	90.0±0a	57.8±3.1ab
	5	19.9±1.3abc	85.0±7.1ab	56.4±6.2ab
	10	18.7±1.0bcd	71.7±7.6bcd	50.9±6.3bc
	50	16.5±0.4e	65.0±7.1d	40.4±0.1d

注:同列数据中不同字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。下同。
Note: The different letters in a column indicate significant differences among treatments at $P<0.05$. The same below.

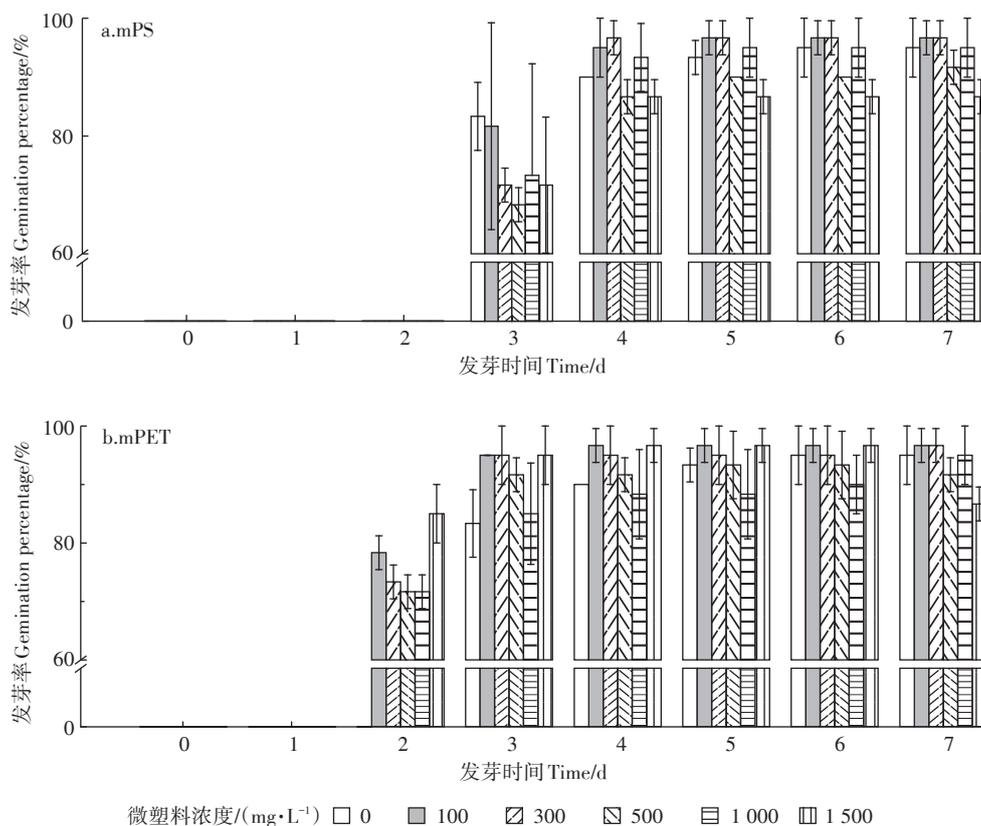


图2 微塑料mPS和mPET暴露下水稻种子发芽率随时间的变化

Figure 2 Effects of mPS and mPET on seeds germination rate of rice

低浓度($100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)促进,中浓度(300 、 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $1\ 000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)抑制,高浓度($1\ 500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)促进作用恢复,但与对照组相比差异均不显著($P>0.05$)。mPET处理对水稻种子活力指数的影响基本表现为促进作用,在浓度为 $1\ 500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,促进作用显著($P<0.05$)。然而, $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的mPET对水稻种子活力指数的影响表现为抑制作用。在微塑料暴露时,对水稻种子生长特性的影响结论不一,与对照组相比,处理组mPS($1\ 000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)和mPET($1\ 500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)显著地增强了处理组中水稻种子的活力指数($P<0.05$),而这两个处理在对水稻中的发芽势和发芽指数上分别表现出不显著地抑制或促进作用(表1)。

2.1.3 单一微塑料对水稻种子根长和芽长的影响

由图3a可知,mPS和mPET对水稻芽的生长均起促进作用,具体表现为微塑料高浓度($1\ 000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $1\ 500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)和低浓度($100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)时,促进作用较强,中浓度($300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)时,促进作用较弱。由图3b可知,mPS和mPET对水稻根的生长影响基本表现为促进作用。有所不同的是, $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的mPET对水稻的根长有所抑制,但抑制作用较弱。总体来说,单一微塑料对水稻种子根和芽的生长影响相对较小。

2.2 单一重金属镉对水稻种子发芽的影响

2.2.1 单一镉对水稻种子发芽率的影响

在镉胁迫下,随着镉浓度的升高,水稻种子的发芽率呈下降趋势(图4)。镉胁迫对水稻种子发芽率的影响总体表现出低促高抑的规律,镉溶液浓度较低时($2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),对发芽率起促进作用,当镉溶液浓度升高时($10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)则抑制发芽率。

2.2.2 单一镉对水稻种子生长特性的影响

镉污染对水稻种子的生长特性指标(发芽势、发

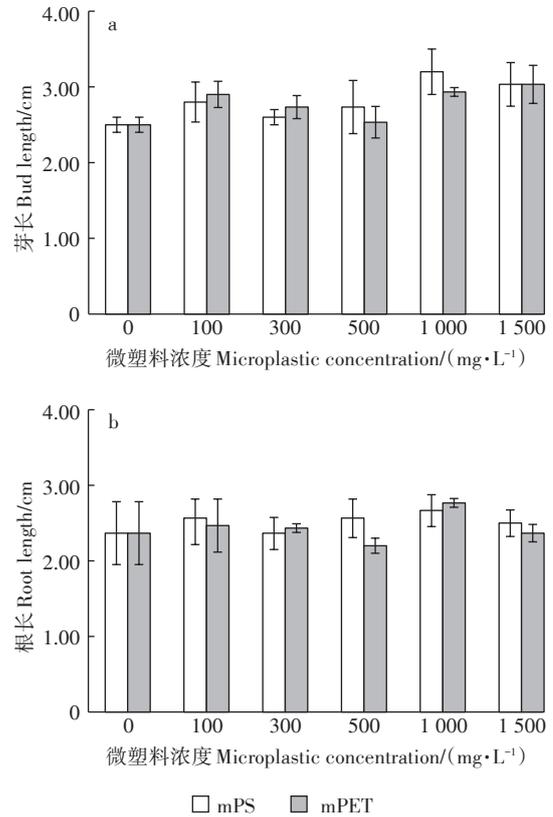


图3 微塑料mPS和mPET对水稻芽长和根长的影响
Figure 3 Effects of microplastics mPS and mPET on bud length and root length of rice

芽指数及活力指数)基本表现为低促高抑的规律(表1),但具体表现有所差异。镉浓度为 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,对水稻种子的生长特征指标均表现为促进作用。当镉浓度增加至 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,对水稻种子的发芽势和发芽指数均表现出抑制作用,而 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的镉对水稻种子的活力指数表现为促进作用。由表1可知,随着镉胁迫浓度的升高,水稻种子

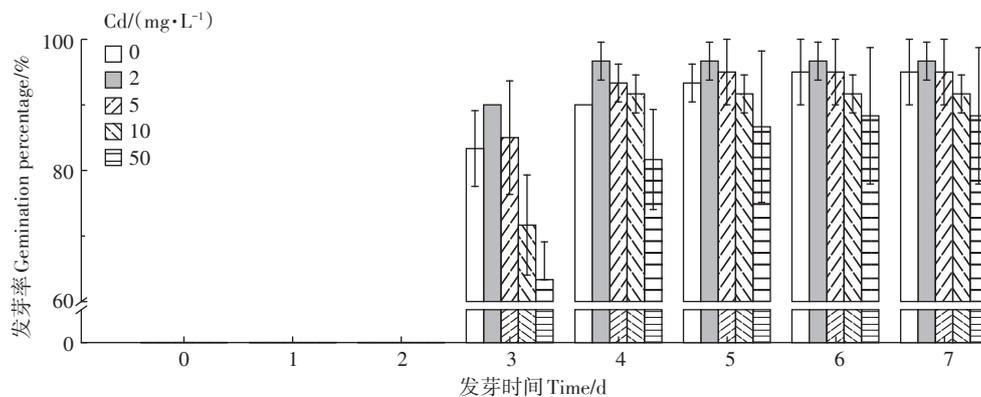


图4 镉胁迫下水稻种子发芽率随时间的变化
Figure 4 Effects of Cd on germination rate of rice seeds

的生长特征指标均呈现出下降趋势。与对照组相比,镉胁迫浓度在 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时差异显著 ($P < 0.05$)。

2.2.3 单一镉对水稻芽长和根长的影响

单一镉对水稻芽生长的影响表现为低促高抑的规律(图5),低浓度($2, 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)促进芽的生长,高浓度($50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)抑制芽的生长。与对照组

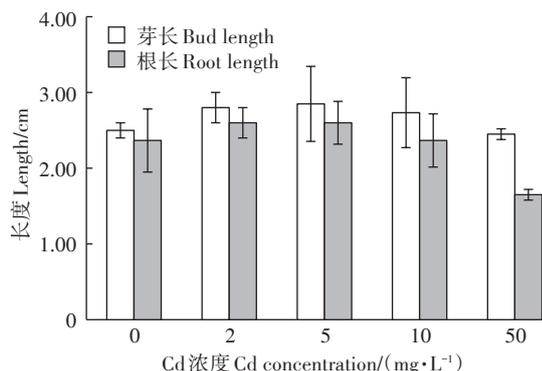


图5 重金属镉对水稻根长和芽长的影响

Figure 5 Effects of heavy metal cadmium on root and bud length of rice

相比,促进作用和抑制作用均不显著($P > 0.05$)。

单一镉对水稻根生长的影响也表现为低促高抑的规律(图5),低浓度($2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)促进根的生长,浓度为 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时不影响根的生长,高浓度($50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)显著抑制根的生长。

2.3 微塑料-镉复合污染对水稻种子发芽的影响

2.3.1 微塑料-镉复合对水稻种子发芽率的影响

低浓度 mPET 与镉的复合作用促进了水稻种子的发芽,较高浓度 mPET 与镉的复合作用几乎不影响水稻种子的发芽(图6a)。镉浓度一定时, mPET 浓度升高,对发芽率的促进作用减弱,即 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 mPET 与镉溶液($2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)的复合作用促进水稻种子发芽; $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 mPET 与镉溶液($2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)的复合作用几乎不影响水稻种子的发芽。

低浓度镉溶液与 mPS 的复合作用对水稻种子的发芽有所抑制,但抑制作用较小,较高浓度镉与 mPS 的复合作用对水稻种子的发芽几乎无影响(图6b)。mPS 浓度一定时,镉浓度升高,对发芽率的抑制作用减弱,即 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的镉溶液与 mPS ($100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)的复合作用抑制水稻种子的发芽; $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

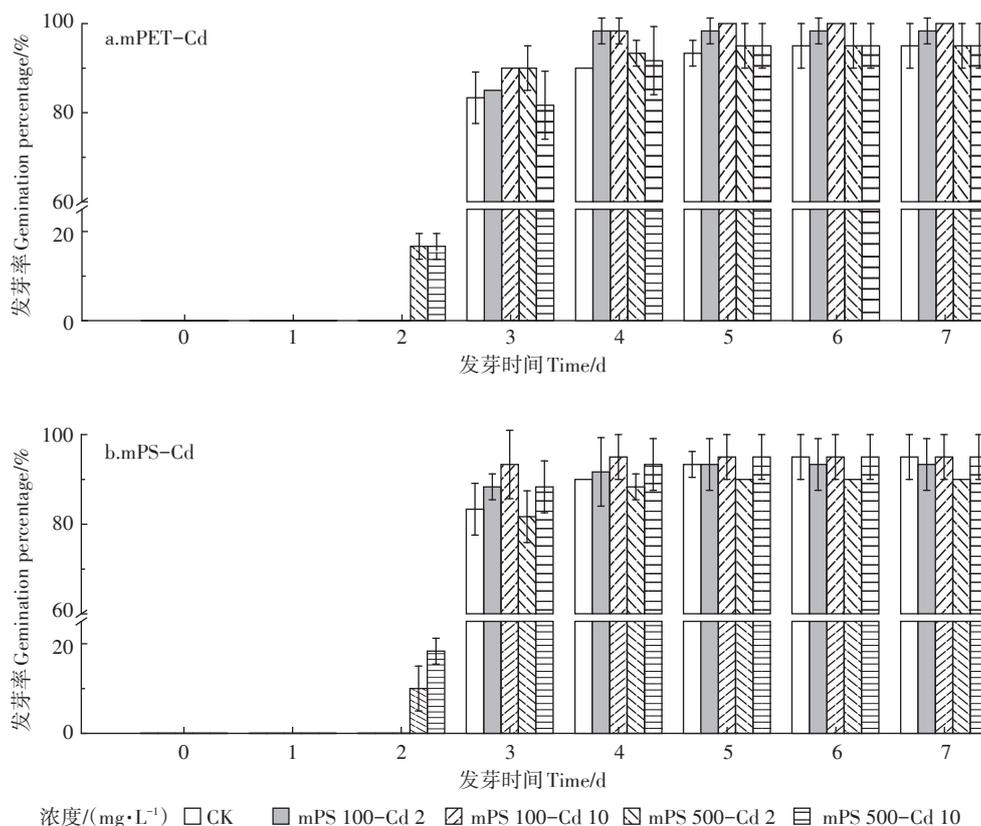


图6 微塑料-镉复合效应下水稻种子发芽率随时间的变化

Figure 6 Combined effects of MPs-Cd on seed germination rate of rice

的镉溶液与 mPS ($100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的复合作用对水稻种子的发芽无明显影响,发芽率与对照组相近。

2.3.2 微塑料-镉复合对水稻种子生长特性的影响

由表2可知,微塑料-镉的复合效应对水稻种子的发芽指数和活力指数的影响均表现为促进作用,且对活力指数的促进作用显著 ($P < 0.05$)。微塑料-镉的复合效应对水稻种子发芽势的影响基本表现为促进作用,仅 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的镉溶液和 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 mPS、 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的镉溶液和 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 mPS 的复合作用对水稻种子的发芽势起抑制作用。对比单一污染物胁迫,高浓度微塑料 ($500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 与镉的复合效应对水稻种子生长特征的影响基本表现为拮抗作用,如对发芽势均表现为拮抗作用,这表明在两种污染物(微塑料-镉复合)胁迫下,水稻种子的发芽率比单一(微塑料或镉)污染胁迫下高,对水稻种子的影响降低。低浓度微塑料 ($100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 与低浓度镉 ($2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的复合效应对水

稻种子的发芽指数为协同作用,即低浓度微塑料会增强低浓度镉对水稻种子发芽的抑制作用。

2.3.3 微塑料-镉复合对水稻根长和芽长的影响

由表3可知,微塑料-镉复合效应能够显著促进水稻芽的生长 ($P < 0.05$),且不同处理下,对芽的生长的促进作用差异不大。微塑料-镉复合效应对水稻根生长的影响几乎表现为促进作用。对比单一污染物,低浓度的 mPS ($100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 与低浓度的镉溶液对根和芽的生长为协同作用,这与表2中低浓度微塑料与低浓度镉对水稻种子的协同作用相似。低浓度 ($100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的 mPET 与高浓度 ($10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的镉溶液的复合效应也为协同作用。根生长受到的复合影响比芽大。

3 讨论

发芽率、发芽势、发芽指数等是衡量农作物种子发芽能力的重要指标,活力指数是反映农作物种子品

表2 微塑料-镉复合污染对水稻种子生长特征的交互作用

Table 2 Combined effects of MPs and Cd on growth characteristics of rice seeds

镉浓度 Concentration of cadmium/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	微塑料浓度 Concentration of MPs/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	发芽指数 Germination index	发芽势 Germination viability	活力指数 Vigor index	交互作用类型 Types of interaction		
					发芽指数 Germination index	发芽势 Germination viability	活力指数 Vigor index
	空白对照	19.7±0.2b	83.3±5.8ab	49.2±1.7c			
2	mPS 100	20.0±1.1b	88.3±2.9ab	56.4±4.8bc	协同	拮抗	协同
	mPET 100	20.6±0.5ab	88.3±2.9ab	60.5±2.2ab	协同	拮抗	协同
	mPS 500	20.0±0.7b	81.7±5.8b	61.2±6.4ab	拮抗	拮抗	拮抗
	mPET 500	22.0±1.1a	90.0±5.0ab	67.2±1.1a	拮抗	拮抗	拮抗
10	mPS 100	20.7±1.3ab	93.3±7.6a	58.6±5.7ab	拮抗	拮抗	拮抗
	mPET 100	21.1±0.2ab	90.0±0ab	58.4±2.9ab	拮抗	拮抗	协同
	mPS 500	22.1±0.9a	88.3±5.8ab	65.3±1.7ab	拮抗	拮抗	拮抗
	mPET 500	21.4±1.1ab	81.7±7.6b	61.1±10.6ab	拮抗	拮抗	拮抗

表3 微塑料-镉复合污染对水稻种子根长和芽长的交互作用

Table 3 Combined effects of MPs and Cd on root length and bud length of rice seeds

镉浓度 Concentration of cadmium/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	微塑料浓度 Concentration of MPs/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	根长 Root length/cm	芽长 Bud length/cm	交互作用类型 Types of interaction	
				根长 Root length	芽长 Bud length
	空白对照	2.4±0.4bc	2.5±0.1b		
2	mPS 100	2.6±0.3bc	2.8±0.4ab	协同	协同
	mPET 100	2.1±0.2c	2.8±0.4ab	协同	协同
	mPS 500	4.0±0.9a	3.1±0.2a	拮抗	拮抗
	mPET 500	3.8±0.3a	3.1±0.2a	拮抗	拮抗
10	mPS 100	3.0±0.9abc	2.8±0.2ab	拮抗	协同
	mPET 100	2.1±0.2c	2.8±0.2ab	协同	协同
	mPS 500	3.5±0.2a	3.0±0.1a	拮抗	无交互作用
	mPET 500	3.2±0.6ab	2.8±0.4ab	拮抗	无交互作用

质的重要参数^[30-31]。镉胁迫对水稻种子的萌发具有不同程度的影响。根据陈杰^[28]的研究,低浓度镉对水稻种子的萌发有促进作用,高浓度镉会影响水稻种子的发芽率,且随镉浓度增加,抑制作用增强;镉对水稻幼根生长的影响,在低浓度下即表现为抑制作用,根长随镉浓度的增加而递减。闫静等^[32]研究指出,镉对根生长的影响要大于芽。本研究结果表明,镉对水稻种子萌发特性的影响基本表现为低促高抑,且随着镉浓度的升高,各项指标均呈现下降的趋势。镉浓度较高时,其能显著抑制根的生长,此结论与前人的研究结果基本吻合。

当前,农业生态系统中微塑料与作物之间相互作用的研究较少,微塑料对植物的作用机理尚不清晰^[5,7,13]。本研究发现 mPS 和 mPET 在低浓度时对水稻种子的发芽起促进作用,中浓度起抑制作用,高浓度抑制作用减弱,或无影响甚至是促进作用。刘莹莹等^[9]研究了聚乙烯微塑料对绿豆发芽的毒性效果,指出聚乙烯微塑料的植物毒性与粒径和浓度密切相关,粒径越小、浓度越高,其植物毒性可能越强。微塑料本身所带的电荷和粒径可能会影响水稻种子对微塑料的吸收和吸附^[6,33]。低中浓度下粒径可能是影响微塑料生物效应的主要原因,微塑料粒径变小,其比表面积增大,可能更利于水稻对微塑料的吸附^[5,9]。当微塑料的浓度较高时,其容易发生团聚,导致溶液中游离态微塑料浓度减小,即实际发挥作用的浓度降低,从而减弱对水稻种子发芽率的抑制,甚至无影响以及起到促进作用^[6,34]。团聚后,微塑料的粒径会阻碍吸附,从而降低水稻种子对微塑料的可接触性,减轻发芽胁迫^[5]。与对照组相比,微塑料对水稻种子的根长和芽长均起一定的促进作用,表明一定量的微塑料有助于水稻种子的生长,与连加攀等^[5]和刘莹莹等^[9]的研究相比有所不同,可能是由微塑料种类和粒径的差异所造成的。与镉相比较,微塑料对水稻种子生长的影响较小。

在研究微塑料与重金属的联合作用时,考虑到不同条件下微塑料对重金属的吸附量不同,故在前期工作中先测定了微塑料 mPS 对镉的吸附量变化(暂未发表)。实验结果表明,在吸附动力学实验中,称取 0.02 g 的 mPS 于 50 mL 聚乙烯离心管中,再加入 20 mL 浓度为 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的镉溶液,结果表明:mPS 对镉离子的平衡吸附量为 $0.185 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,吸附开始 5 h 内为快速吸附阶段,5~24 h 为缓慢吸附阶段,24~48 h 逐渐达到吸附平衡。在吸附等温线实验中,称取 0.02 g 的 mPS

于 50 mL 聚乙烯离心管中,加入 20 mL 浓度为 0.1、0.3、0.5、1、1.5、2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的镉溶液,结果表明:镉离子在 mPS 上的吸附等温线为非线性,微塑料的吸附量随着镉浓度的升高而增加。

在上述实验基础上,本文设置的复合实验中选取的微塑料浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (对水稻种子的发芽起促进作用)和 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (有较弱的抑制作用),镉浓度为 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (促进作用)和 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (抑制作用,但抑制作用较弱)。 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ mPET 与镉溶液 ($2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 复合对水稻种子的发芽率起促进作用,且高于单一微塑料或单一镉作用下的发芽率,属于协同作用。 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 镉溶液与 mPS ($100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的复合作用对水稻种子的发芽率起抑制作用,且低于单一微塑料或单一镉作用下的发芽率,属于拮抗作用。将 mPS-镉的复合与 mPET-镉的复合相比较可知,mPS-镉的复合作用对水稻萌发的毒性更小。在微塑料-镉的复合效应下,水稻种子发芽指数、发芽势和活力指数等参数高于微塑料或镉的单一效应下的参数,属于协同作用。

由此可知,不同种类、不同浓度的微塑料与不同浓度的重金属溶液的复合作用存在较大差异。微塑料可以通过吸附作用富集金属离子,微塑料与污染物联合作用于生物体时,会通过增加摄入浓度、加剧组织损伤和降低机体抗性等方式增强污染物对生物体的毒性效应^[35],即抑制水稻种子的发芽,如 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的镉溶液与 mPS ($100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的复合可能损害了水稻种子某些组织,从而导致发芽受到抑制。此外,微塑料也可通过降低污染物接触浓度、污染物或共污染物的生物可利用性减缓污染物对生物体的毒性效应^[35],即促进水稻种子的发芽。如本研究中的实验组合 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 mPET 和 mPS 与 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 镉溶液,相比单一污染物浓度下,该组合发生协同作用,反而促进了种子发芽。微塑料和镉的复合效应对水稻种子的根长和芽长均表现出较为显著的促进作用,对比单一污染物,低浓度的微塑料与镉的复合对种子的芽和根生长大体表现为协同作用,可能是因为微塑料与镉的复合浓度较低。不同种类微塑料对镉的吸附能力具有差异,且对不同浓度镉的吸附能力不同^[36],因此推断微塑料与镉联合作用对植物的作用机理差异较大,还有待进一步研究。

在自然环境中,由于不同种类的污染物同时存在,它们之间存在着复杂的交互作用(如协同作用、拮抗作用或其他),另外环境条件也是多种多样,微塑料

对污染物吸附行为的研究需要进一步综合考虑生物膜等生物因素以及温度和盐度等非生物因素、微塑料物理性质(粒径大小、表面形态和颜色等)和化学性质(络合物和浓度等)^[37]。此外,微塑料在环境中容易老化,导致其理化性质发生明显变化,从而产生更为严重的毒理现象^[38]。因此,微塑料与其他污染物的联合毒性效应和机制尚不明确,需要对它们相互作用行为以及评价方法作进一步研究。

4 结论

(1)在本实验浓度范围内,单一微塑料处理对水稻种子发芽势的影响基本表现为抑制作用,对发芽指数基本表现为低促高抑的规律,对活力指数、根长和芽长的影响基本表现为促进作用。

(2)镉胁迫对水稻种子的发芽势、发芽指数和活力指数基本表现为低促高抑的规律,但对水稻种子的抑制率高于单一微塑料。

(3)与对照组相比,低浓度 mPET($100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)—镉复合促进水稻种子的发芽, mPS—低浓度镉($2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)复合抑制其发芽,其他复合作用对水稻种子发芽率几乎无影响。微塑料—镉复合效应对水稻种子生长特性、根长和芽长的影响总体表现为促进作用。

(4)与单一微塑料或镉作用相比,低浓度微塑料($100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)和低浓度镉($2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)复合对种子发芽的影响表现为协同作用,高浓度微塑料($500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)与镉复合均表现为拮抗作用。微塑料—镉复合效应对水稻种子生长特性、根长和芽长的影响总体表现出一定的拮抗作用。

参考文献:

- [1] 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):1021-1028. LUO Yong-ming, ZHOU Qian, ZHANG Hai-bo, 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):1021-1028.
- [2] Peng L, Fu D, Qi H, et al. Micro- and nano-plastics in marine environment: source, distribution and threats: A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 698:134254.
- [3] 任欣伟,唐景春,于宸,等.土壤微塑料污染及生态效应研究进展[J].农业环境科学学报,2018,37(6):1045-1058. REN Xin-wei, TANG Jing-chun, YU Chen, et al. Advances in research on the ecological effects of microplastic pollution on soil ecosystems[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(6):1045-1058.
- [4] Nizzetto L, Futter M, Langaas S. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(20):10777-10779.
- [5] 连加攀,沈玫玫,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 Jia-pan, SHEN Mei-mei, LIU Wei-tao. Effects of microplastics on wheat seed germination and seedling growth[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(4):737-745.
- [6] Alimi O S, Budarz J F, Hernandez L M, et al. Microplastics and nano-plastics in aquatic environments: Aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(4):1704-1724.
- [7] Machado A A, Kloas W, Zarfl C, et al. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(4):1405-1416.
- [8] 付东东,张琼洁,范正权,等.微米级聚苯乙烯对铜的吸附特性[J].中国环境科学,2019,39(11):4769-4775. FU Dong-dong, ZHANG Qiong-jie, FAN Zheng-quan, et al. Adsorption characteristics of copper ions on polystyrene microplastics[J]. *China Environmental Science*, 2019, 39(11):4769-4775.
- [9] 刘莹莹,张旗,崔文智,等.聚乙烯微塑料对绿豆发芽的毒性研究[J].环境与发展,2019,31(5):123-125. LIU Ying-ying, ZHANG Qi, CUI Wen-zhi, et al. Toxicity of polyethylene microplastics to seed germination of mung bean[J]. *Inner Mongolia Environmental Sciences*, 2019, 31(5):123-125.
- [10] Bläsing M, Amelung W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 612:422-435.
- [11] Liu H, Yang X, Liu G, et al. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil[J]. *Chemosphere*, 2017, 185:907-917.
- [12] Zubris K A V, Richards B K. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge[J]. *Environmental Pollution*, 2005, 138(2):201-211.
- [13] Ng E-L, Lwanga E H, Eldridge S M, et al. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 627:1377-1388.
- [14] 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 Yong-guan, ZHU Dong, XU Tong, et al. Impacts of (micro) plastics on soil ecosystem: Progress and perspective[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(1):1-6.
- [15] Anderson, Abel, Souza, et al. Impacts of microplastics on the soil biophysical environment[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(17):9656-9665.
- [16] Huerta Lwanga E, Gertsen H, Gooren H, et al. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 220:523-531.
- [17] Zhu D, Chen Q L, An X L, et al. Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2018, 124:277-278.
- [18] Bergmann J, Verbruggen E, Heinze J, et al. The interplay between soil structure, roots, and microbiota as a determinant of plant-soil feed-

- back[J]. *Ecology & Evolution*, 2016, 6(21):1-12.
- [19] Zheng W, Morris E K, Lehmann A, et al. Interplay of soil water repellency, soil aggregation and organic carbon. A meta-analysis[J]. *Geoderma*, 2016, 283:39-47.
- [20] Rillig M C. Microplastic in terrestrial ecosystem sand the soil?[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(12):6453-6454.
- [21] Horton A A, Walton A, Spurgeon D J, et al. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 586:127-141.
- [22] 杨杰, 仓龙, 邱伟, 等. 不同土壤环境因素对微塑料吸附四环素的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(11):2503-2510. YANG Jie, CANG Long, QIU Wei, et al. Effects of different soil environmental factors on tetracycline adsorption of microplastics[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(11):2503-2510.
- [23] 孙亚莉, 刘红梅, 徐庆国. 镉胁迫对不同水稻品种种子萌发特性的影响[J]. 中国水稻科学, 2017, 31(4):425-431. SUN Ya-li, LIU Hong-mei, XU Qing-guo. Effects of cadmium stress on rice seed germination characteristics[J]. *Chinese Journal of Rice Science*, 2017, 31(4):425-431.
- [24] 夏芳, 康海岐, 侯勇, 等. 重金属镉对8个水稻(*Oryzasativa* L.)品种(系)萌发和出芽生长的影响[J]. 四川大学学报(自然科学版), 2018, 55(2):407-413. XIA Fang, KANG Hai-qi, HOU Yong, et al. The effect of heavy metal cadmium on germination and post-germination growth of eight rice varieties[J]. *Journal of Sichuan University (Natural Science Edition)*, 2018, 55(2):407-413.
- [25] 孟龙, 黄涂海, 陈睿, 等. 镉污染农田土壤安全利用策略及其思考[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2019, 45(3):263-271. MENG Long, HUANG Tu-hai, CHEN Jian, et al. Safe utilization of farmland soil with cadmium pollution: Strategies and deliberations[J]. *Journal of Zhejiang University (Agriculture & Life Sciences)*, 2019, 45(3):263-271.
- [26] 彭炜东. 农田土壤镉污染现状与修复技术[J]. 云南化工, 2019, 46(3):88-92. PENG Wei-dong. Present situation and remediation technology of cadmium pollution in farmland soil[J]. *Yunnan Chemical Technology*, 2019, 46(3):88-92.
- [27] 廖芳芳, 付文婷, 韩世玉, 等. 镉胁迫对不同品种辣椒种子萌发的影响[J]. 辣椒杂志, 2016(2):27-30. LIAO Fang-fang, FU Wen-ting, HAN Shi-yu, et al. Effects of cadmium stress on seed germination of different hot pepper varieties[J]. *Journal of China Capsicum*, 2016(2):27-30.
- [28] 陈杰. 不同浓度 Cd²⁺对水稻种子萌发的影响[J]. 中国种业, 2013(3):50-53. CHEN Jie. Effects of different cadmium concentrations on seed germination of rice[J]. *China Seed Industry*, 2013(3):50-53.
- [29] 周启星. 复合污染生态学[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1995. ZHOU Qi-xing. Combined pollution ecology[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1995.
- [30] 于辉, 王俊丽, 向佐湘. 镉胁迫对白三叶和马蹄金种子萌发的影响[J]. 草原与草坪, 2012, 32(1):39-41. YU Hui, WANG Jun-li, XIANG Zuo-xiang. Influence of cadmium on seed germination of *Trifolium repens* and *Dichondra repens*[J]. *Grassland and Turf*, 2012, 32(1):39-41.
- [31] 韩宝贺, 朱宏, 张艺馨. 镉对三种草坪草种子萌发与生长的影响[J]. 中国草地学报, 2014, 36(3):98-102. HAN Bao-he, ZHU Hong, ZHANG Yi-xin. Effect of cadmium stress on the seed germination and growth of three turfgrasses[J]. *Chinese Journal of Grassland*, 2014, 36(3):98-102.
- [32] 闫静, 成颜君, 陈昌. 浅谈重金属镉对水稻种子萌发的影响[J]. 种子科技, 2013(6):60-61. YAN Jing, CHENG Yan-jun, CHEN Chang. Effect of heavy metal cadmium on seed germination of rice[J]. *Seed Science & Technology*, 2013(6):60-61.
- [33] Ziajahromi S, Kumar A, Neale P A, et al. Environmentally relevant concentrations of polyethylene microplastics negatively impact the survival, growth and emergence of sediment-dwelling invertebrates[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 236:425-431.
- [34] Weber A, Scherer C, Brennholt N, et al. PET microplastics do not negatively affect the survival, development, metabolism and feeding activity of the freshwater invertebrate *Gammarus pulex*[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 234:181-189.
- [35] 张贺, 邹亚丹, 徐擎擎, 等. 微塑料与水中污染物的联合作用研究进展[J]. 海洋湖沼通报, 2019(2):59-69. ZHANG Jia, ZOU Ya-dan, XU Qing-qing, et al. Proceedings of joint effect of microplastics and pollutants in water[J]. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 2019(2):59-69.
- [36] 庞敬文. 微塑料对典型污染物的携带机制研究[D]. 淮南: 安徽理工大学, 2018:35-41. PANG Jing-wen. Study on the carrying mechanism of microplastics to typical pollutants[D]. Huainan: Anhui University of Science and Technology, 2018:35-41.
- [37] 屈沙沙, 朱会卷, 刘锋平, 等. 微塑料吸附行为及对生物影响的研究进展[J]. 环境卫生学杂志, 2017, 7(1):75-78. QU Sha-sha, ZHU Hui-juan, LIU Feng-ping, et al. Adsorption behavior and effect on biont of microplastic[J]. *Journal of Environmental Hygiene*, 2017, 7(1):75-78.
- [38] Fu D, Zhang Q, Fan Z, et al. Aged microplastics polyvinyl chloride interact with copper and cause oxidative stress towards microalgae *Chlorella vulgaris*[J]. *Aquatic Toxicology*, 2019, 216:105319.