

微塑料对双酚A在鲤鱼肠道中累积及生长生理的影响

侯晨丽, 于晟乾, 于越, 于玲红, 樊才睿, 李卫平

引用本文:

侯晨丽, 于晟乾, 于越, 于玲红, 樊才睿, 李卫平. 微塑料对双酚A在鲤鱼肠道中累积及生长生理的影响[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(2): 262–270.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2023-0244>

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>

聚苯乙烯微球对菜心种子及幼苗的毒性效应

黄献培, 向垒, 郭静婕, 潘一峰, 陈逸平, 李彦文, 莫测辉

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 926–933 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1473>

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>

氧化石墨烯对玉米幼苗生长及生理特征的影响

赵琳, 宋瑞瑞, 吴琦, 吴希, 云振宇

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1167–1173 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1104>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

侯晨丽, 于晟乾, 于越, 等. 微塑料对双酚 A 在鲤鱼肠道中累积及生长生理的影响[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(2): 262–270.
HOU C L, YU S Q, YU Y, et al. Effects of microplastics on accumulation and growth physiology of bisphenol A in the intestines of carps[J].
Journal of Agro-Environment Science, 2024, 43(2): 262–270.



开放科学 OSID

微塑料对双酚 A 在鲤鱼肠道中累积及生长生理的影响

侯晨丽^{1,2}, 于晟乾^{1,2}, 于越^{1,2}, 于玲红^{1,2}, 樊才睿³, 李卫平^{1,2*}

(1. 内蒙古科技大学能源与环境学院, 内蒙古 包头 014010; 2. 黄河流域内蒙古段生态保护与综合利用自治区协同创新中心, 内蒙古 包头 014010; 3. 集宁师范学院地理科学与规划学院, 内蒙古 乌兰察布 012000)

摘要:为探明微塑料(MPs)对双酚 A(BPA)在鱼类肠道中累积特征及鱼类生长生理的影响,本研究以黄河鲤鱼为模型生物,分析了 0.5 μm 聚苯乙烯微塑料(PS-MPs)与 BPA 联合作用下鲤鱼肠道中微塑料及 BPA 的累积特征、鲤鱼生长及其抗氧化酶活性,以及它们之间的响应关系。结果表明:联合处理下鲤鱼肠道中的 PS-MPs 含量随时间呈线性增加,且随投加的微塑料浓度增加而增加,而 PS-MPs 累积速率随时间呈先增加后减小趋势,其中在 BPA+PS(L)处理($1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ BPA+ $20\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ PS-MPs)下,0.25 d 时鲤鱼肠道中 PS-MPs 累积速率达到峰值($373.81\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$),BPA+PS(H)处理($1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ BPA+ $100\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ PS-MPs)下,则是在 0.125 d 达到最高($644.00\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)。与单一 BPA 暴露相比,联合暴露下鲤鱼肠道中 BPA 累积量增加,与 BPA($1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ BPA)处理相比,BPA+PS(L)和 BPA+PS(H)处理下鲤鱼肠道中 BPA 含量分别提高了 6.13% 和 9.74%,BPA 累积速率分别增加了 190.01%、373.80%。相较于对照处理,BPA 处理和 MPs 与 BPA 联合处理均引起鲤鱼肠组织中超氧化物歧化酶(SOD)活性、过氧化氢酶(CAT)活性、还原型谷胱甘肽(GSH)含量、丙二醛(MDA)含量增加,使体质量下降幅度减缓,其中 BPA、BPA+PS(L)和 BPA+PS(H)处理下鲤鱼体质量(21 d)较对照处理分别下降 1.22%、3.90%、4.33%。当微塑料投加量达到 $100\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ 时,联合处理会增加鲤鱼肠道中 SOD 活性、CAT 活性和 GSH 含量,抑制 MDA 产生,从而缓解 MPs 和 BPA 联合作用对鲤鱼造成的氧化损伤,并且减缓鲤鱼体质量下降。研究表明,微塑料的存在会增加双酚 A 在鲤鱼肠道中的累积,且两者联合作用对鲤鱼产生了协同毒理效应,导致鲤鱼生长速率减缓,体质量下降。

关键词:微塑料;双酚 A;肠组织;抗氧化酶活性;生物标志物响应

中图分类号:X505;X503.225 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2024)02-0262-09 doi:10.11654/jaes.2023-0244

Effects of microplastics on accumulation and growth physiology of bisphenol A in the intestines of carps

HOU Chenli^{1,2}, YU Shengqian^{1,2}, YU Yue^{1,2}, YU Linghong^{1,2}, FAN Cairui³, LI Weiping^{1,2*}

(1. School of Energy and Environment, Inner Mongolia University of Science and Technology, Baotou 014010, China; 2. Collaborative Innovation Center of Autonomous Region for Ecological Protection and Comprehensive Utilization in the Inner Mongolia Section of the Yellow River Basin, Baotou 014010, China; 3. School of Geography and Planning, Jining Normal University, Ulanqab 012000, China)

Abstract: To investigate the impact of microplastics (MPs) on the accumulation features and growth physiology of bisphenol A (BPA) in fish intestines, this study used yellow river carp as a model organism to analyze the accumulation characteristics, growth, and antioxidant enzyme activity of MPs and BPA in carp intestines under the combined action of 0.5 μm polystyrene microplastics (PS-MPs) and BPA, as well as the response relationship between them. The results show that the concentration of PS-MPs in carp intestines under the combined

收稿日期:2023-03-31 录用日期:2023-06-07

作者简介:侯晨丽(1992—),女,博士,讲师,主要研究方向为水土环境污染控制与生态修复。E-mail:ndhcl202060030@163.com

*通信作者:李卫平 E-mail:sjlwp@163.com

基金项目:内蒙古自治区自然科学基金项目(2020MS02017);黄河流域内蒙古段复杂河湖环境治理技术应用与示范项目(2021GG0410);内蒙古自治区高等学校青年科技英才支持计划项目(NJYT22066);乌兰察布市基础研究项目(2021JC322)

Project supported: Natural Science Foundation of Inner Mongolia Autonomous Region(2020MS02017); Application and Demonstration of Environmental Treatment Technology for Complex Rivers and Lakes in Mongolia Section of Yellow River Basin(2021GG0410); Support Program for Young Science and Technology Talents in Higher Education Institutions of Inner Mongolia Autonomous Region(NJYT22066); Basic Research Project of Ulanqab City(2021JC322)

treatment increased linearly with time and with the concentration of added microplastics, while the rate of PS-MPs accumulation first increased and then decreased with time. Under the BPA+PS(L) ($1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ BPA+ $20 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ PS-MPs) treatment, the PS-MPs accumulation rate reached its peak ($373.81 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) at 0.25 d, and under the treatment of BPA+PS(H) ($1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ BPA+ $100 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ PS-MPs), the accumulation rate reached its highest ($644.00 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) at 0.125 d. Compared with single BPA exposure, the BPA accumulation in carp intestines increased under the combined exposure. Compared with the treatment with only BPA ($1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ BPA), the BPA concentrations in carp intestines increased by 6.13% and 9.74% under BPA+PS(L) and BPA+PS(H) treatments, respectively, and the BPA accumulation rates increased by 190.01% and 373.80%, respectively. Both BPA treatment and the combined action of MPs and BPA increased the activities of superoxide dismutase, catalase, reduced glutathione, and malondialdehyde content in carp intestinal tissues and slowed the decrease in body weight. Under the BPA, BPA+PS(L), and BPA+PS(H) treatments, carp body weight decreased by 1.22%, 3.90%, and 4.33%, respectively, compared with the control treatment. When the amount of microplastics added reached $100 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$, the combined treatment increased the activity of superoxide dismutase, the content of catalase and glutathione in carp intestines, and inhibited the production of malondialdehyde, thereby alleviating the oxidative damage caused by the combined action of MPs and BPA and slowing down the decrease in carp body weight. The results showed that the presence of microplastics increased the accumulation of BPA in carp intestines, and the combined toxic effect of MPs and BPA led to a slowdown in carp growth rate and a decrease in body weight.

Keywords: microplastics; bisphenol A; intestinal tissue; antioxidant enzyme activity; biomarker response

塑料因具有耐冲击性、耐磨性和绝缘性以及加工成本低等优点而在全球得到广泛应用。预计到2050年,全球塑料生产总量将达到330亿t^[1]。但随着塑料制品的广泛使用,大量塑料废弃物最终被排放并累积在环境中,对土壤或水体环境造成污染。塑料经过长期的物理、化学和生物降解作用转变成粒径更小、比表面积更大的颗粒或碎片,其中粒径<5 mm的塑料碎片、纤维或颗粒称为微塑料(MPs)^[1-2]。近年来,MPs在世界各地的海洋、湖泊、沉积物、生物体甚至两极地区中不断被检出^[3]。如我国鄱阳湖^[4]和乌梁素海^[5]表层水体中均存在大量的MPs,其中鄱阳湖表层水体MPs丰度每立方米达到5 000~34 000个,乌梁素海表层水体中,在各个采样点都发现大量MPs的存在。Lefebvre等^[6]在研究地中海野生沙丁鱼和鲱鱼样品时发现,在81%的沙丁鱼和89%的凤尾鱼中均鉴定出MPs聚合物,该研究证实了MPs在地中海无处不在,并且在鱼类消化道中出现率很高。同时在陆地生物(如蚯蚓)的肠道中也发现了MPs的存在^[7]。这些累积在消化道中的MPs对肠道系统产生大量机械性损伤,比如饮食器官和消化道梗阻、假性饱腹感和由此引发的摄食效率降低^[8]、肠道功能紊乱、营养不良、生长缓慢、行为异常、受伤甚至死亡^[4,9]。尽管研究表明大部分被生物摄入的MPs能够通过排泄过程排出体外^[10],但仍有部分MPs存在于肠道中,甚至穿过肠道壁进入其他脏器,进一步产生更强的毒性效应。此外,MPs颗粒小、疏水性强,对有机污染物有较强的吸附能力^[11],可作为有机污染物载体,在环境中造成流动性污染,甚至可与环境中有机污染物发生相互作用,产

生复合毒性影响^[12-14]。Rainieri等^[15]以斑马鱼为对象,研究了MPs与多氯联苯、溴化阻燃剂、全氟化碳和甲基汞对鱼类的单独和联合作用,研究发现,与其他处理相比,以吸附污染物的MPs为饲料喂养的鱼,其肝脏中呈现出高度的气泡化且*cyp1a1*、*pdx1*和*gstp1*基因过表达,表明MPs和污染物的组合比单独使用MPs或污染物造成的影响更大。Zhang等^[16]研究了聚苯乙烯微塑料(PS-MPs)与罗红霉素对淡水红罗非鱼的联合作用,结果表明,罗红霉素(ROX)和PS-MPs联合处理可以显著降低鱼肝脏中的丙二醛(MDA)含量,并且提高超氧化物歧化酶(SOD)活性,尽管乙酰胆碱酯酶(AChE)的活性被抑制,但其仍高于单独使用ROX处理的效果,说明MPs的存在减轻了肝脏的氧化损伤且可能会减轻ROX对胆碱能系统的神经毒性。侯晨丽等^[17]研究发现单一双酚A(BPA)或MPs与BPA联合作用均会引起黄河鲤鱼鳃、肝、肠、脑组织出现不同程度炎症细胞浸润,并诱导各组织中的SOD、过氧化氢酶(CAT)、谷胱甘肽活性及MDA含量增加。因此,进一步摸清MPs与有机物在鱼类消化系统内的分布情况及其两者联合毒性效应,对推进生态环境治理和渔业发展至关重要。

近年来,BPA在许多包装材料中作为增塑剂被广泛使用,这些废弃物被排入湖泊后将持续存在于地表水和沉积物中,经过长时间的光照和微生物分解后,这些废弃物中所含的增塑剂可能会被释放,继而被MPs所吸附^[18],并通过食物链的传递在水生物体内进行富集^[19],损害生物体的生理功能,影响其繁殖、发育与摄食行为^[1,13],甚至可能威胁到人类健康。目前针

对 MPs 与有机污染物联合作用下毒性效应的研究大多集中于磺胺嘧啶、罗红霉素^[20-22]等抗生素类有机污染物,但有关 MPs 与 BPA 联合作用下鱼类消化系统中 MPs 与 BPA 分布情况,以及与鱼类的生长和生理的响应关系研究较少。此外,MPs 与有机污染物对生物体的复合毒性作用依据研究对象以及污染物种类的不同而存在差异^[23]。因此,本研究选用黄河鲤鱼为模型生物,通过研究 MPs 对有机污染物在鱼类肠道中累积特征及与鱼类的生长及生理的响应关系,以加深对水环境中 MPs 和其他有机污染物的污染风险认识,并为建立水体中这些污染物的监管框架提供理论支持。

1 材料与方法

1.1 实验材料

实验所使用的绿色聚苯乙烯荧光微球粒径为 0.5 μm (激发波长:488 nm,发射波长:525 nm),购自天津倍思乐技术开发中心。将 MPs 原液超声振荡 10 min 摇匀,取 1 mL 原液(原液浓度为 10 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)用纯水稀释,配制成 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 MPs 储备液备用。BPA 分析纯(纯度 99.9%)从上海麦克林生化科技有限公司购得。甲醇、乙酸等(色谱纯)购自上海阿拉丁试剂有限公司。黄河鲤鱼购自本地黄河鲤鱼育种场,平均体长为(12.31 $\pm$ 0.97) cm,体质量为(25.5 $\pm$ 1.5) g。选取体格均匀、健康灵活、无病无伤的黄河鲤鱼放入鱼缸中驯养 7 d,驯养用水为曝气了 24 h 以上的自来水。驯养期间保证溶解氧浓度大于 5.6 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,pH 为 6.8~7.2,温度为(25 $\pm$ 1) $^{\circ}\text{C}$,光暗比为 14 h:10 h,每天定时投喂市售干饲料 1 次,喂食量约为体质量的 2%。

1.2 实验设置与方法

1.2.1 实验设置

根据预实验结果确定 BPA 的染毒水平。对黄河鲤鱼分别投加 5 个浓度的 BPA (3.8、4.6、5.4、6.0、6.8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$),每个浓度设置 3 个平行,并设置空白对照组,共 18 组。在每组中放入 11 尾健康的黄河鲤鱼,并在完全静水停食的条件下,对用药后 8 h 内的黄河鲤鱼的活动状况进行连续观察,及时捞出死亡的鱼。每过 2 h 记录 1 次死亡数,并计算 96 h 死亡率。为保证实验结果的准确性,在 96 h 的实验过程中,每天对实验液的溶解氧、pH 值和温度进行检测,确保溶解氧浓度大于 5.6 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,pH 值在 6.8~7.2 之间,温度为(25 $\pm$ 1) $^{\circ}\text{C}$,光暗比为 14 h:10 h。以浓度的常用对数作为横坐标,死亡率的概率单位作为纵坐标,计算得出 96

h 半致死浓度(96 h LC_{50})。根据实验结果,将 BPA 的染毒水平设定为 1/5 的 96 h LC_{50} ,即 1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。武芳竹等^[24]对 MPs 污染与鱼的生态毒理效应研究发现不同粒径和浓度的 MPs 会对鱼类产生不同的生态毒理效应。基于此,本实验共设置 4 个处理,分别为对照处理、BPA 处理(1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ BPA)、BPA+PS(L)处理(1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ BPA+20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ PS-MPs)、BPA+PS(H)处理(1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ BPA+100 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ PS-MPs)。每个实验处理均设置 3 个平行,共 12 个鱼缸。本次对黄河鲤鱼的暴露染毒实验采用静态水体暴露方式,黄河鲤鱼在驯养 7 d 后,随机选取健康活泼的个体用于亚慢性暴露实验。亚慢性暴露实验参考 Lu 等^[25]的方法进行实验设置。每个玻璃鱼缸中装 30 L 自来水,随机选取健康活泼的鲤鱼投放到每个玻璃鱼缸中,每个鱼缸装有 10 条鱼。按实验设置分别在水中加入不同浓度的荧光 PS-MPs 和 BPA 或 BPA 的原液制备测试溶液。所有鲤鱼驯养 7 d 后,开始暴露实验。实验期间,每天换 1 次水,每次更换全部的水,更换水前用玻璃移液管从每个鱼缸中取 10 mL 溶液,以确定所有实验处理中 PS-MPs 和 BPA 的实际暴露浓度,并补充对应体积的 BPA 和 PS-MPs 混合溶液确保暴露浓度稳定。暴露期间的其他条件与驯养条件完全一致。静态暴露期间分别在 0.125、0.25、0.5、1、4、7、14 d 和 21 d 进行采样,从实验组的鱼缸中随机选取 1 条黄河鲤鱼,用超纯水反复冲洗去除皮肤上的颗粒,低温麻醉(<4 $^{\circ}\text{C}$)后迅速解剖,取出鱼的肠组织,用 0.15 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ KCl 快速清洗后用吸水纸将其表面溶液吸干,再用锡箔纸包好,编号,称质量并置于-80 $^{\circ}\text{C}$ 超低温冰箱中冷冻保存,用于 PS-MPs 和 BPA 的检测^[17]。

1.2.2 肠道中 PS-MPs 含量检测

本实验采用 KOH 消解法^[26]对匀浆液样品进行消化处理。对解剖得到的鲤鱼组织准确称量并记录,置于 2 mL 玻璃研磨器中,加入 2 mL KOH 溶液研磨均匀,将获取的肠组织液定容至 30 mL,转移至 50 mL 三角瓶中,60 $^{\circ}\text{C}$ 下消解 72 h,得到澄清透明的组织消解液。取 200 μL 消解液,用酶标仪测定荧光强度,定量消解液中的 PS-MPs,检测重复进行 3 次,并计算其回收率和误差。每次检测的回收率均在 80%~120% 之间,酶标法 3 次测定结果的相对标准偏差为 0.05%,分光光度法的标准偏差为 0.82%。

1.2.3 BPA 含量检测

称取湿质量约 0.2 g 的肠组织样本,加入 1 mL 甲醇冰浴匀浆,冰浴超声 20 min,12 000 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 4 $^{\circ}\text{C}$ 离

心10 min,取上清液氮吹至干,加入1 mL 50%甲醇复溶,复溶液过C18萃取小柱(3 mL甲醇、3 mL超纯水活化),用3 mL 50%甲醇水淋洗,再用3 mL甲醇洗脱,收集洗脱液氮吹至干,加入500 μ L甲醇复溶,取复溶的上清液过0.22 μ m滤膜,上机检测。

采用岛津LC-20AT高效液相色谱仪(日本)进行液相色谱检测。荧光检测器、C18反相色谱柱(150 mm $\times$ 4.6 mm,5 μ m);流动相A为甲醇,B为乙酸水溶液,A:B=35:65,等度洗脱;进样量10 μ L,流速1 mL $\cdot$ min $^{-1}$,柱温30 $^{\circ}$ C。

1.2.4 鲤鱼体质量检测

在实验暴露期间,分别于1、3、5、7、14、21 d时,从3个平行实验组的每个鱼缸中随机取1尾黄河鲤鱼,对取出的黄河鲤鱼进行低温麻醉后用吸水纸将鱼体表面的水分擦干,并用分析天平(精度:0.001 g)进行黄河鲤鱼体质量测量和记录。

1.2.5 氧化损伤检测

组织匀浆上清液的制备:将黄河鲤鱼4 $^{\circ}$ C冷水麻醉后,快速解剖,分离出的肠组织用生理盐水反复冲洗后用吸水纸吸干水分。称取约0.2 g(湿质量)组织,加入1 mL预冷的生理盐水进行冰浴匀浆,12 000 r $\cdot$ min $^{-1}$ 4 $^{\circ}$ C下离心10 min,收集上清液到新的EP管,-80 $^{\circ}$ C冻存备用。将制备好的匀浆液,参照南京建成生物工程研究所说明书的步骤对SOD、CAT活性和MDA、还原型谷胱甘肽(GSH)含量进行测定。

1.2.6 生物标志物响应指数

生物标志物响应指数(IBR)是一种综合运用多种生物标志物定性评估环境压力的工具,可用于定量评价某种污染物不同剂量对生物体的毒理效应^[27]。Li等^[28]采用IBR指数比较了不同浓度维拉帕米对虹鳟鱼幼鱼血液循环系统的污染胁迫,发现IBR指数是一个简单有效的工具,可以较好地描述生物的健康状况。较高的IBR值代表较高的氧化应激^[10]。本研究以SOD、CAT、MDA、GSH作为生物标志物,通过综合IBR指数对不同实验组下氧化酶对生物体的毒理效应进行评价。首先计算每种生物标志物在各站位的平均值(X_i)以及所有站点该种生物标志物的总平均值(m)和标准差(s);然后将该标志物 X_i 值进行标准化处理: $Y_i=X_i/s$,其中, Y_i 为标准化处理后的值。各站点每种标志物的得分为 $A_i=Z+|\min|$,其中,若标志物与污染物呈正相关,则令 $Z=Y_i$,反之则令 $Z=-Y_i$, $|\min|$ 为 Z 值中最小值的绝对值;最终通过将获得的每个生物标志物的 A_i 得分与下一个生物标志物的得分相乘来

计算星图面积,将每个乘积除以2,并将所有值相加。所得出的相应的IBR值为: $A_1\times A_2/2+A_2\times A_3/2+\dots+A_{n-1}\times A_n/2+A_n\times A_1/2$

1.3 数据处理及分析

采用Microsoft Excel 2018和Origin 2022进行数据处理和图表绘制。使用SPSS 24.0软件对实验数据进行统计分析,差异性分析通过单因素ANOVA检验确定,当 $P<0.05$ 时,判定数据结果存在显著性差异。

2 结果与分析

2.1 黄河鲤鱼肠道中PS-MPs和BPA的累积特征

2.1.1 黄河鲤鱼肠道中PS-MPs的累积特征

PS-MPs和BPA联合暴露处理下鱼肠道PS-MPs含量随时间的变化趋势如图1所示。由图可知,在BPA+PS(L)处理下,黄河鲤鱼肠道中的PS-MPs含量随时间增加总体呈逐渐增长趋势。其中,在0.5 d和7 d时黄河鲤鱼肠道中的PS-MPs含量降低,分别为66.35 μ g $\cdot$ g $^{-1}$ 和292.12 μ g $\cdot$ g $^{-1}$,在21 d时,黄河鲤鱼肠组织中的PS-MPs含量达到最高值(724.64 μ g $\cdot$ g $^{-1}$),在0.25 d时,累积速率达到最高值(373.81 μ g $\cdot$ g $^{-1}\cdot$ d $^{-1}$),之后呈下降趋势。值得注意的是,累积速率在5

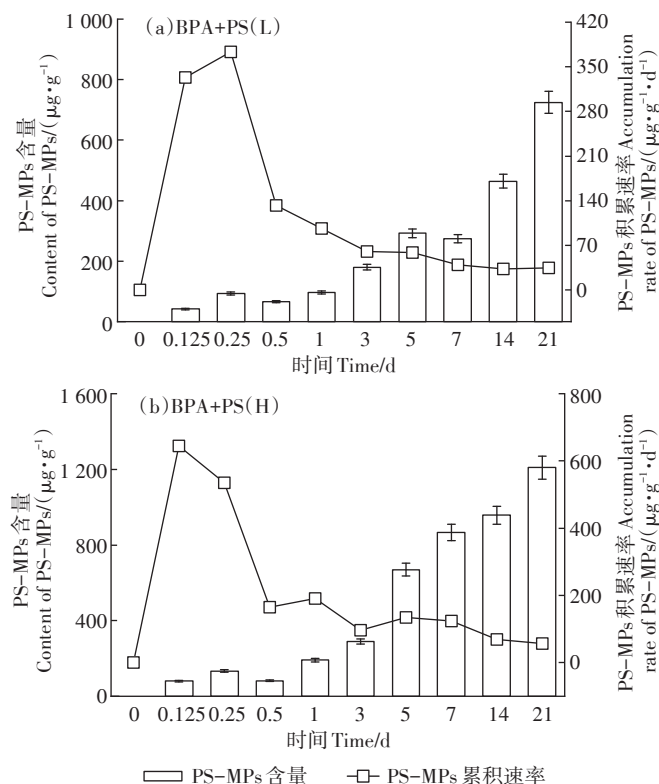


图1 联合暴露处理下黄河鲤鱼肠组织PS-MPs累积特征

Figure 1 Accumulation characteristics of PS-MPs in intestinal tissues of Yellow River carp under combined exposure treatment

d和21 d时出现了轻微上升趋势。在BPA+PS(H)处理中,黄河鲤鱼肠组织中的PS-MPs含量在21 d时达到最高($1\,209.22\ \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$),总体呈现增长趋势,在0.5 d时出现下降($82.33\ \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$),累积速率在0.125 d时达到最高($644\ \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$),在1、3、5 d时波动较为明显。与低MPs浓度暴露条件相比,更高的MPs浓度下黄河鲤鱼肠组织中的PS-MPs含量以及PS-MPs在肠道中的增长速率显著高于低MPs浓度条件下的联合暴露组。以上结果表明,BPA+PS(H)处理对黄河鲤鱼肠组织中PS-MPs的累积影响更为明显。

2.1.2 黄河鲤鱼肠道中BPA的累积特征

BPA处理、BPA+PS(L)处理、BPA+PS(H)处理下黄河鲤鱼肠组织BPA含量随时间的变化趋势如图2所示。3个实验组的BPA累积速率均在0.125 d达到最高,分别为 62.86 、 186.36 、 $297.83\ \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,BPA累积速率随着时间增加呈逐渐下降趋势。在暴露前期BPA+PS(H)、BPA+PS(L)处理下的BPA累积速率远大于BPA处理,0.125 d时BPA累积速率表现为BPA+PS(H)处理>BPA+PS(L)处理>BPA处理,说明MPs和BPA联合作用会导致黄河鲤鱼肠组织中BPA累积速率增加。随着时间的增加,3个实验组的BPA含量也在不断增加,并在14 d时达到峰值后逐渐降低。BPA含量表现为BPA+PS(H)处理>BPA+PS(L)处理>BPA处理,说明MPs的存在会导致BPA更容易在黄河鲤鱼的肠道中累积。

2.2 PS-MPs与BPA联合暴露对黄河鲤鱼生长的影响

表1为21 d暴露期间黄河鲤鱼的体质量变化。可以看出在暴露期间各实验组黄河鲤鱼平均体质量总体呈增长趋势,暴露期间均未出现死亡或异常现象。在对照处理与BPA处理下,黄河鲤鱼体质量随着时间增加不断增长,BPA+PS(L)处理下黄河鲤鱼体质量在7 d出现负增长,BPA+PS(H)处理在14 d出现负增长,说明PS-MPs的存在会对黄河鲤鱼的生长产生负面影响。前14 d各实验组之间黄河鲤鱼体质量变化无显著差异。在21 d时,BPA处理与对照处理下鲤鱼平均体质量差异不显著($P>0.05$),BPA+PS(L)处理与BPA处理之间的平均体质量无显著差异($P>0.05$)。BPA+PS(H)处理与BPA处理相比,平均体质量表现出显著差异($P<0.05$)。BPA处理鲤鱼体质量增长速率在3 d时显著高于其他3个处理。21 d时增长速率的差异性与体质量差异基本一致。与对照处理相比,其他3组暴露21 d后黄河鲤鱼体质量增长速率均出现不同程度的下降,BPA处理、BPA+PS(L)处

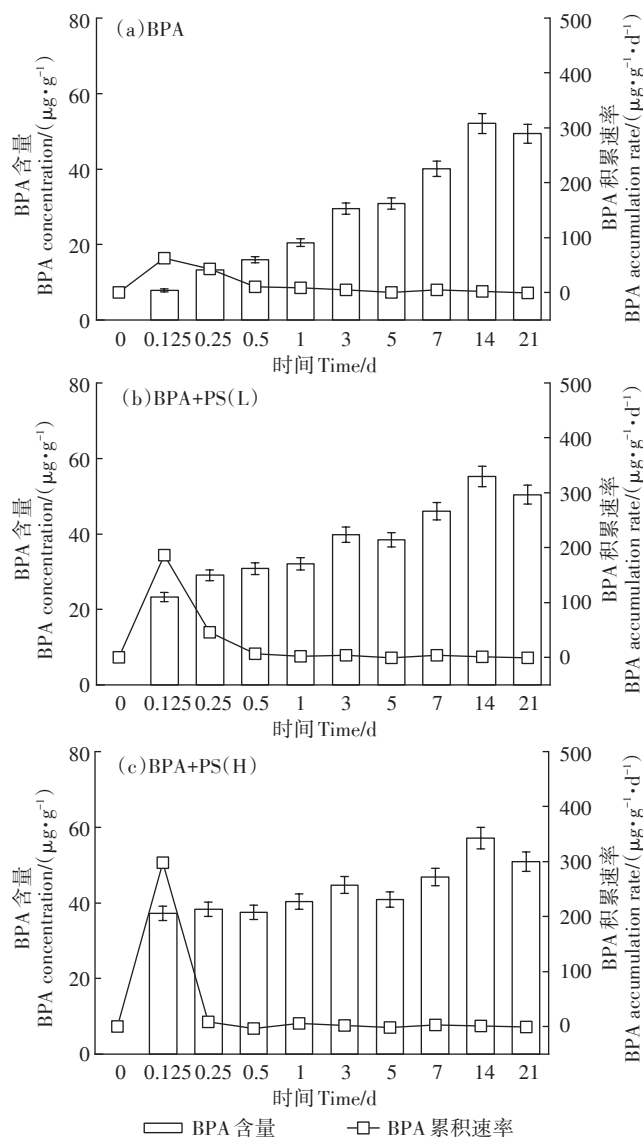


图2 联合暴露处理下黄河鲤鱼肠组织中BPA累积特征

Figure 2 Characteristics of BPA concentration accumulation in intestinal tissues of Yellow River carp in each experimental group

理下对黄河鲤鱼体质量增长速率的影响不明显,而BPA+PS(H)处理会对黄河鲤鱼平均体质量增长速率产生显著影响。

2.3 PS-MPs与BPA联合暴露下黄河鲤鱼的毒理效应

2.3.1 联合暴露对黄河鲤鱼抗氧化酶活性的影响

暴露于BPA和PS-MPs的黄河鲤鱼肠组织中SOD、CAT活性及MDA、GSH含量的变化如图3所示。在图3(a)中,与对照处理相比,BPA处理、BPA+PS(L)处理、BPA+PS(H)处理下黄河鲤鱼肠组织SOD活性显著提升($P<0.05$),肠组织中SOD活性分别为 458.63 、 730.12 、 856.34 、 $1\,325.91\ \text{U}\cdot\text{g}^{-1}$ 。在PS-MPs与BPA联合处理下SOD活性随着PS-MPs浓度增大而不断加强,说明PS-MPs与BPA两种污染物对黄河鲤鱼肠组

表1 联合暴露处理下不同时间黄河鲤鱼体质量变化($X \pm SD$)Table 1 Body weight changes of Yellow River carp ($X \pm SD$)

时间 Time/d	对照 Control		BPA		BPA+PS(L)		BPA+PS(H)	
	平均体质量/g	增长速率/($g \cdot d^{-1}$)	平均体质量/g	增长速率/($g \cdot d^{-1}$)	平均体质量/g	增长速率/($g \cdot d^{-1}$)	平均体质量/g	增长速率/($g \cdot d^{-1}$)
1	25.24 $\pm$ 0.86a		25.31 $\pm$ 1.10a		25.23 $\pm$ 0.57a		25.30 $\pm$ 0.82a	
3	25.53 $\pm$ 1.03a	0.15 $\pm$ 0.85b	27.65 $\pm$ 0.18a	1.17 $\pm$ 0.46a	25.64 $\pm$ 1.57a	0.21 $\pm$ 0.5b	25.76 $\pm$ 0.79a	0.23 $\pm$ 0.15b
5	27.31 $\pm$ 1.03a	0.86 $\pm$ 0.61a	27.77 $\pm$ 1.44a	0.60 $\pm$ 0.63a	27.28 $\pm$ 1.60a	0.82 $\pm$ 0.02a	27.38 $\pm$ 1.28a	0.81 $\pm$ 0.25a
7	28.20 $\pm$ 1.20a	0.48 $\pm$ 0.1a	28.02 $\pm$ 1.30a	0.13 $\pm$ 0.07b	26.80 $\pm$ 1.56a	-0.24 $\pm$ 0.02c	27.42 $\pm$ 1.20a	0.05 $\pm$ 0.05b
14	28.48 $\pm$ 0.35a	0.14 $\pm$ 0.43a	28.63 $\pm$ 0.98a	0.31 $\pm$ 0.16a	27.87 $\pm$ 0.65a	0.37 $\pm$ 0.54a	27.29 $\pm$ 0.70a	0.30 $\pm$ 0.41a
21	30.26 $\pm$ 0.48a	0.89 $\pm$ 0.65a	29.89 $\pm$ 0.72ab	0.63 $\pm$ 0.13a	29.08 $\pm$ 0.76bc	0.61 $\pm$ 0.55a	28.95 $\pm$ 0.13c	0.43 $\pm$ 0.45a

注:同行不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)。

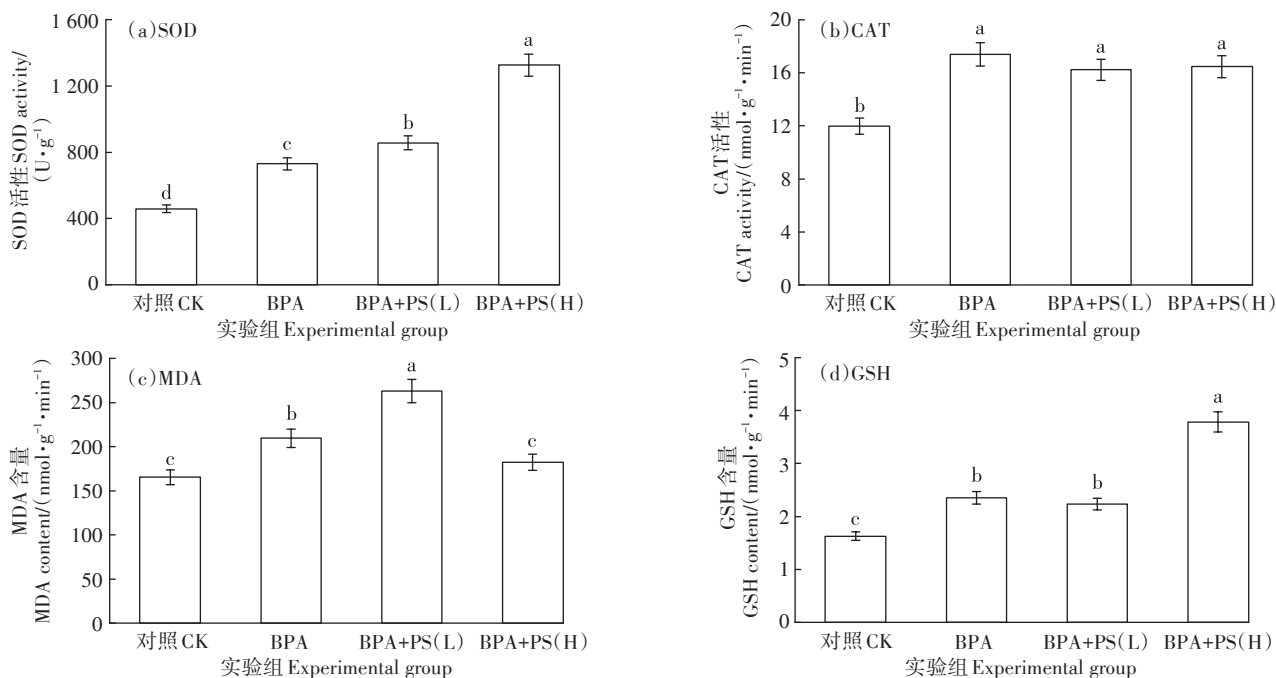
Note: Different lowercase letters in the same line indicate significant differences between treatments ($P < 0.05$).

组织中SOD活性的影响可能呈现出协同作用。在图3(b)中,与对照组相比,BPA单独暴露、BPA+PS(L)处理、BPA+PS(H)处理下黄河鲤鱼肠组织中CAT活性显著提升($P < 0.05$),肠组织中CAT活性分别为11.98、17.40、16.23、16.47 $nmol \cdot g^{-1} \cdot min^{-1}$,BPA处理、BPA+PS(L)处理、BPA+PS(H)处理之间无显著差异($P > 0.05$)。在图3(c)中,对照处理、BPA+PS(H)处理与BPA处理、BPA+PS(L)处理之间存在显著差异($P < 0.05$),肠组织中MDA含量分别为165.34、209.43、263.08、182.06 $nmol \cdot g^{-1} \cdot min^{-1}$,在不同处理下MDA含量从高到低依次为BPA+PS(L)处理>BPA处理>BPA+PS(H)处理>对照处理。在图3(d)中,BPA+PS(H)处理组中

GSH含量与BPA处理组GSH含量呈现出显著差异性($P < 0.05$),这可能是高浓度的PS-MPs导致黄河鲤鱼肠道中PS-MPs大量累积,从而对肠道功能造成了一定程度的损害,导致GSH含量显著增高。而在BPA+PS(L)处理组中GSH含量较BPA处理有略微下降,可能是因为肠道中部分BPA被PS-MPs吸附,并随PS-MPs排出体外从而降低了对肠道的损害。

2.3.2 综合生物标志物响应

本研究将不同的生物标志物(SOD、CAT、MDA和GSH)与黄河鲤鱼接触21 d后的IBR值进行整合,并以星形图表示(图4)。在不同的处理组中,不同生物标志物的IBR值在星形图中产生了不同的模式。在



柱状图上方不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)。

Different lowercase letters above the bar graph indicate significant differences between treatments ($P < 0.05$).

图3 联合暴露处理下黄河鲤鱼肠道组织中抗氧化酶活性变化

Figure 3 Changes in antioxidant enzyme activity in the intestinal tissues of Yellow River carp under combined exposure treatment

BPA+PS(L)和BPA+PS(H)处理下的SOD、GSH活性IBR值较BPA处理组高,且随PS-MPs浓度增加而增加,说明SOD、GSH活性对PS-MPs的敏感性较强,推测PS-MPs可能对这两个酶的活性影响占主导地位。另外,MDA含量在BPA+PS(L)处理下更为敏感,表明BPA与PS-MPs联合作用能够引起更大的氧化应激反应。

2.4 鲤鱼生长及生理指标与PS-MPs和BPA含量的响应关系

联合暴露处理下鲤鱼生长及生理指标与PS-MPs和BPA含量的响应关系如图5所示。由图5可知,鲤鱼体质量与肠道中PS-MPs含量和SOD活性呈负相关,与CAT活性、MDA含量及BPA含量呈正相关关系,但整体相关性不显著($P<0.05$)。鲤鱼肠道中PS-MPs含量与SOD活性呈显著正相关关系($P<0.05$),相关系数为0.95;而PS-MPs含量与MDA含量呈显著负相关($P<0.05$)。鲤鱼肠道中BPA含量与CAT活性和GSH含量呈显著正相关关系($P<0.05$),相关系数 ≥ 0.90 。综上所述,联合暴露下鲤鱼肠道中PS-MPs和BPA含量的累积会引起鲤鱼的氧化损害,并通过增加SOD、CAT活性和GSH含量以及抑制MDA产生来缓解MPs和BPA对鲤鱼的影响,而这种适应措施会导致黄河鲤鱼的生长缓慢。

3 讨论

3.1 联合暴露对黄河鲤鱼肠道中PS-MPs与BPA累积特征的影响

本研究发现,随着暴露时间的增加黄河鲤鱼肠组

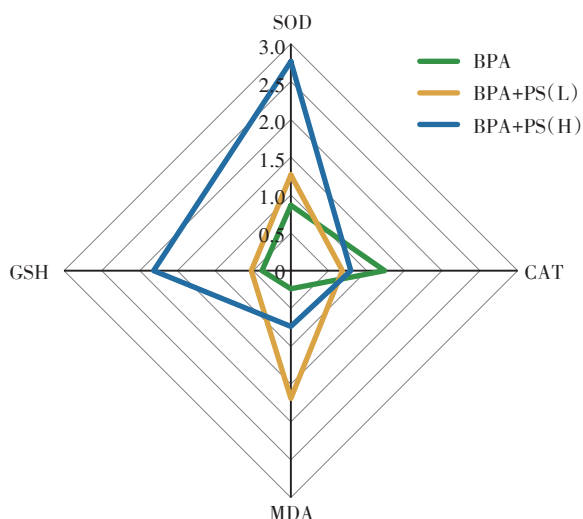
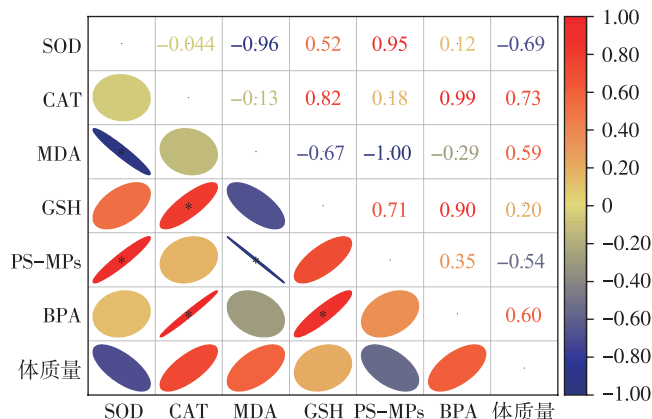


图4 联合暴露处理下鲤鱼生物标志物响应指数

Figure 4 IBR in different experimental groups of Yellow River carp after exposure for 21 days



椭圆的斜率表示正相关或负相关即向右为正相关,向左为负相关。椭圆形状大小表明了相关性的强度,细长棒状表示相关性强,椭圆表示相关性弱。*表示在 $P<0.05$ 水平上相关性显著。

The slope of the ellipse indicates positive or negative correlation. The right is positive correlation and the left is negative correlation. The ellipse shape size indicates the strength of correlation. Slender rod indicates strong correlation, while ellipse indicates weak correlation. * indicates significant correlation at the $P<0.05$ level.

图5 联合暴露处理下鲤鱼生长及生理指标与PS-MPs和BPA含量相关性分析

Figure 5 Correlation analysis of growth and physiology of carp with the content of PS-MPs and BPA under combined exposure

织中的MPs含量也在不断增加,这种现象在BPA+PS(H)处理下更为明显。而韩旭^[29]的研究发现,随着暴露时间的延长,斑马鱼对MPs(20 μm)的清除量增加,累积量降低。本研究与韩旭研究所得出的结论不同,这可能是由于本研究所使用的MPs粒径(0.5 μm)较小,与大粒径的MPs相比,较小粒径的MPs更容易在生物体内长期累积^[30]。此外,MPs作为一种高分子聚合物,难以被生物体代谢或降解^[16],本研究中黄河鲤鱼肠组织中BPA含量表现为BPA+PS(H)处理>BPA+PS(L)处理>BPA处理,造成此现象的原因可能是随着MPs含量的升高,黄河鲤鱼摄入了更多小粒径MPs,由于MPs具有较大的比表面积,可以吸附疏水性物质在其表面形成局部的聚集。Diego等^[31]的研究表明,聚对苯二甲酸乙酯微塑料的外表面具有显著的亲核性,可以促进BPA在MPs结构中的传质和在粒子内扩散。在分子间距离较短的情况下,BPA和聚对苯二甲酸乙酯微塑料能够通过内部或外部吸附作用形成稳定的复合物,而随着摄入量的增加,大量MPs在肠道聚集,导致暴露前期肠道中BPA含量不断增加,表明摄入携带BPA的MPs可能是导致BPA在鱼类肠道中生物积累的额外暴露途径。Zhang等^[16]研究了PS-MPs与ROX对淡水红罗非鱼的联合作用,结果表明,MPs可以作为红罗非鱼ROX的载体,在这种情

况下,PS-MPs的存在可以显著促进ROX在红罗非鱼各组织中的生物富集,这与本研究得到的结果基本一致。此外,本研究发现黄河鲤鱼肠组织中BPA含量在第14天达到峰值后开始衰减,这可能是由于随着暴露时间的延长,黄河鲤鱼对BPA的吸收能力降低,导致其肠组织中BPA的清除量增加、累积量降低。此外,部分BPA可能会吸附在MPs表面,并随着MPs被排出体外。

3.2 PS-MPs对黄河鲤鱼生长生理的影响

MPs粒径小且具有较强吸附性,其进入生物体内会使生物体的吸收和代谢过程受到干扰,还可能对生物体造成机械物理损伤和复合毒性引起的化学损伤^[32],从而对生物的生长生理造成一定影响。本研究发现,与对照组相比,其他3组暴露21 d后黄河鲤鱼体质量均出现不同程度下降,其中BPA+PS(H)处理与对照处理差异最为显著($P<0.05$),出现此现象的原因可能是由于联合暴露处理下PS-MPs和BPA会在鲤鱼的肠道内大量累积,鲤鱼肠道菌群紊乱,扰乱了调节代谢,造成鲤鱼营养不良、生长缓慢,体质量下降。Tang等^[17]在对蚯蚓肠道的研究中也得到相似结论,研究发现土壤中PS-MPs的存在会显著降低拟杆菌门的相对丰度,影响蚯蚓的脂质代谢,从而进一步增加了蚯蚓的肠道通透性,扰乱了渗透调节代谢。另外也可能是由于MPs机械物理损伤和复合毒性引起肠组织黏膜层杯状数量显著减少,部分黏膜层隐窝结构消失,从而引起炎症细胞及纤维组织增生^[17],对黄河鲤鱼肠道消化功能产生较大影响,导致鲤鱼体质量显著下降。本研究发现在BPA+PS(L)和BPA+PS(H)处理下的SOD、GSH活性的IBR值较BPA处理组高,且随PS-MPs浓度增加而增加,表明MPs的存在会由于吸附作用而增强BPA对黄河鲤鱼的神经毒性,影响中枢神经系统和多巴胺系统,并对各种生物标志物产生显著影响^[33],从而造成氧化应激。此外,研究发现,与对照处理相比,其他3组中SOD、CAT活性均显著增加,随着MPs浓度增加SOD活性逐渐升高,出现该现象的原因可能是由于PS-MPs在斑马鱼体内的积累引起肝脏炎症和脂质积累,诱导黄河鲤鱼肝脏代谢途径以及脂质和能量代谢发生改变,从而对黄河鲤鱼造成不可逆的氧化损伤^[34]。在联合处理下,肠道中的SOD、GSH活性均高于BPA单独暴露组,BPA+PS(H)联合处理下肠道中MDA含量低于BPA单独暴露组,表明当PS-MPs浓度达到 $100\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ 时,联合暴露会诱导鱼体内的抗氧化系统,从而降低氧化损伤^[16]。

4 结论

(1)MPs颗粒可作为BPA在黄河鲤鱼肠道内的载体,PS-MPs的存在可显著促进BPA在黄河鲤鱼肠道内的富集。

(2)MPs的存在会促进BPA在鲤鱼肠道中的累积,且两者联合对鲤鱼的毒理效应为协同作用,联合暴露导致鲤鱼生长速率减缓,体质量下降。

(3)当MPs投加量达到 $100\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ 时,联合暴露会诱导肠道中SOD活性、CAT活性和GSH含量增加,抑制MDA的产生,从而缓解MPs和BPA联合作用对鲤鱼的氧化损伤。

参考文献:

- [1] IVLEVA N P, WIESHEU A C, REINHARD N. Microplastic in aquatic ecosystems[J]. *Angewandte Chemie International Edition*, 2017, 56(7): 1720-1739.
- [2] BROOLS A L, WANG S L, JAMBECK J R. The Chinese import ban and its impact on global plastic waste trade[J]. *Science Advances*, 2018, 4(6):0131.
- [3] 王一飞,李森,于海瀛,等.微塑料对环境有机污染物吸附解吸的研究进展[J]. *生态毒理学报*, 2019, 14(4):23-30. WANG Y F, LI M, YU H Y, et al. Research progress on the adsorption and desorption between microplastics and environmental organic pollutants[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2019, 14(4):23-30.
- [4] YUAN W K, LIU X N, WANG W F, et al. Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 170:180-187.
- [5] 郝若男,史小红,刘禹,等.乌梁素海水体微塑料空间分布规律及影响因素[J]. *中国环境科学*, 2022, 42(7):3316-3324. HAO R N, SHI X H, LIU Y, et al. Spatial distribution and influencing factors of microplastics in water of Ulansuhai[J]. *China Environmental Science*, 2022, 42(7):3316-3324.
- [6] LEFEBVRE C, SARAUX C, HEITZ O, et al. Microplastics FTIR characterisation and distribution in the water column and digestive tracts of small pelagic fish in the Gulf of Lions[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, 142:510-519.
- [7] TANG R G, YING M S, LUO Y M, et al. Microplastic pollution destabilized the osmoregulatory metabolism but did not affect intestinal microbial biodiversity of earthworms in soil[J]. *Environmental Pollution*, 2023, 320:121020.
- [8] WANG J, LI Y J, LU L, et al. Polystyrene microplastics cause tissue damages, sex-specific reproductive disruption and transgenerational effects in marine medaka (*Oryzias melastigma*) [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 254:113024.
- [9] CAO D D, WANG X, LUO X X, et al. Effects of polystyrene microplastics on the fitness of earthworms in an agricultural soil[J]. *IOP Conference Series:Earth and Environmental Science*, 2017, 61:012148.
- [10] 俞海睿.微塑料自身及负载污染物在不同营养级的传递及其生物

- 效应[D]. 上海: 华东师范大学, 2022. YU H R. Trophic transfer and biological effects of microplastic and associated pollutants[D]. Shanghai: East China Normal University, 2022.
- [11] 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 G, ZOU Y D, XU Q Q, et al. Research progress on the combined effects of microplastics and pollutants in water[J]. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 2019(2): 59–69.
- [12] BESSELING E, WEGNER A, FOEKEMA E M, et al. Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(1): 593–600.
- [13] 徐鹏程, 郭健, 马东, 等. 新制和老化微塑料对多溴联苯醚的吸附[J]. 环境科学, 2020, 41(3): 1329–1337. XU P C, GUO J, MA D, et al. Sorption of polybrominated diphenyl ethers by virgin and aged microplastics[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(3): 1329–1337.
- [14] 黄福义, 杨凯, 张子兴, 等. 微塑料对河口沉积物抗生素抗性基因的影响[J]. 环境科学, 2019, 40(5): 2234–2239. HUANG F Y, YANG K, ZHANG Z X, et al. Effects of microplastics on antibiotic resistance genes in estuarine sediments[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(5): 2234–2239.
- [15] RAINIERI S, CONLLEDO N, LARSEN B K, et al. Combined effects of microplastics and chemical contaminants on the organ toxicity of zebrafish (*Danio rerio*) [J]. *Environmental Research*, 2018, 162: 135–143.
- [16] ZHANG S S, DING J N, RAZANAJATOVO R M, et al. Interactive effects of polystyrene microplastics and roxithromycin on bioaccumulation and biochemical status in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*) [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 648: 1431–1439.
- [17] 侯晨丽, 于越, 于玲红, 等. 微塑料与双酚A联合下黄河鲤鱼的生物积累及氧化应激效应[J]. 中国环境科学, 2023, 43(8): 4334–4342. HOU C L, YU Y, YU L H, et al. Interactive effects of polystyrene microplastics and bisphenol A on bioaccumulation and oxidative stress in the Yellow River carp (*Cyprinus carpio haematopterus*) [J]. *China Environmental Science*, 2023, 43(8): 4334–4342.
- [18] WU P F, CAI Z W, JIN H B, et al. Adsorption mechanisms of five bisphenol analogues on PVC microplastics[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 650: 671–678.
- [19] BARBOZA L G A, DICK V A, LAVORANTE B R B O, et al. Marine microplastic debris: an emerging issue for food security, food safety and human health[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 133: 336–348.
- [20] 刘沙沙, 陈诺, 杨晓茵. 微塑料对有机污染物的吸附-解吸特性及其复合毒性效应研究进展[J]. 生态环境学报, 2022, 31(3): 610–620. LIU S S, CHEN N, YANG X Y. Research progress on adsorption and desorption properties of microplastics for organic pollutants and their combined toxic effects[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2022, 31(3): 610–620.
- [21] LI J, ZHANG K N, ZHANG H. Adsorption of antibiotics on microplastics[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 237: 460–467.
- [22] XU B L, LIU F, BROOKES P C, et al. The sorption kinetics and isotherms of sulfamethoxazole with polyethylene microplastics[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 131: 191–196.
- [23] 刘海朱, 王隽媛, 路思远, 等. 微塑料对有机污染物的吸附及微塑料-有机物复合污染的毒性研究进展[J]. 环境生态学, 2020, 2(12): 89–94. LIU H Z, WANG J Y, LU S Y, et al. Research progress on adsorption of organic pollutants by microplastics and toxicity of microplastic-organic compound pollution[J]. *Environmental Ecology*, 2019, 2(12): 89–94.
- [24] 武芳竹, 曾江宁, 徐晓群, 等. 海洋微塑料污染现状及其对鱼类的生态毒理效应[J]. 海洋学报, 2019, 41(2): 85–98. WU F Z, ZENG J N, XU X Q, et al. Status of marine microplastic pollution and its ecotoxicological effects on marine fish[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2019, 41(2): 85–98.
- [25] LU K, QIAO R, AN H, et al. Influence of microplastics on the accumulation and chronic toxic effects of cadmium in zebrafish (*Danio rerio*) [J]. *Chemosphere*, 2018, 202: 514–520.
- [26] 邹亚丹, 徐擎擎, 张贺, 等. 6种消解方法对荧光测定生物体内聚苯乙烯微塑料的影响[J]. 环境科学, 2019, 40(1): 496–503. ZOU Y D, XU Q Q, ZHANG G, et al. Influence of six digestion methods on the determination of polystyrene microplastics in organisms using the fluorescence intensity[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(1): 496–503.
- [27] 王嘉慧, 张雪峰, 王建英, 等. 基于综合生物标志物响应指数法的尾矿库污染程度评价研究[J]. 环境污染与防治, 2015, 37(8): 64–69. WANG J H, ZHANG X F, WANG J Y, et al. Pollution assessment in the tailings integrated biomarker response index[J]. *Environmental Pollution and Prevention*, 2015, 5(8): 64–69.
- [28] LI Z H, VELISEK J, ZLABEK V, et al. Chronic toxicity of verapamil on juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): effects on morphological indices, hematological parameters and antioxidant responses [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 185(2/3): 870–880.
- [29] 韩旭. 微塑料在斑马鱼不同组织中的生物累积[D]. 辽宁: 大连海事大学, 2020. HAN X. Bioaccumulation of microplastics in different tissues of zebrafish[D]. Liaoning: Dalian Maritime University, 2020.
- [30] RIST S, BAUN A, HARTMANN B N, et al. Ingestion of micro- and nanoplastics in *Daphnia magna*: quantification of body burdens and assessment of feeding rates and reproduction[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 228: 398–407.
- [31] DIEGO C A. Elucidating the co-transport of bisphenol A with polyethylene terephthalate (PET) nanoplastics: a theoretical study of the adsorption mechanism[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 270: 116192.
- [32] 张士春, 庞美霞, 赵洪雅, 等. 海产食品微纳塑料污染现状与危害[J]. 食品安全质量检测学报, 2019, 10(9): 2689–2696. ZHANG S C, PANG M X, ZHAO H Y, et al. Situation and harm of micro-nano plastic pollution in seafood[J]. *Journal of Food Safety and Quality Inspection*, 2019, 10(9): 2689–2696.
- [33] BARBOZA L, CUNHA S C, MONTEIRO C, et al. Bisphenol A and its analogs in muscle and liver of fish from the North East Atlantic Ocean in relation to microplastic contamination. Exposure and risk to human consumers[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 393: 122419.
- [34] LU Y F, ZHANG Y, DENG Y F, JIANG W, et al. Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(7): 4054–4060.