

Zhang M, Liu S, Wang S S, *et al.* Microplastic-antibiotic complex pollutants on intestinal microbial community structure of zebrafish [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2026, 50(7): 072608. [张冕, 刘帅, 王珊珊, 等. 微塑料-氯霉素复合污染物对斑马鱼肠道微生物群落结构的影响 [J]. 水生生物学报, 2026, 50(7): 072608.]

微塑料-氯霉素复合污染物对斑马鱼肠道微生物群落结构的影响

张冕^{1,2} 刘帅^{1,2} 王珊珊^{1,2*} 郭威^{1,2,3*}

(1. 新疆农业大学生命科学学院, 乌鲁木齐 830052; 2. 新疆极端环境生物生态适应与进化重点实验室, 乌鲁木齐 830052; 3. 新疆农业大学畜牧学博士后科研流动站, 乌鲁木齐 830052)

摘要: 本研究探讨了水体中微塑料对氯霉素的吸附作用, 并以斑马鱼为研究对象, 通过16S rRNA高通量测序的方法研究了二者复合污染物对斑马鱼肠道微生物的影响作用。结果显示, 微塑料对氯霉素的平衡吸附量为2.27 mg/g, 符合准一级动力学模型, 饱和吸附量为14.60 mg/g, 符合Langmuir吸附模型。肠道菌群分析表明, 在暴露于微塑料-抗生素复合污染物的实验组中, 拟杆菌门(Bacteroidota)和厚壁菌门(Firmicutes)的丰度逐渐增多, 变形菌门(Proteobacteria)和梭杆菌门(Fusobacteriota)的丰度变化不大, 微生物Beta多样性也显著下降。本研究证实了微塑料可以作为氯霉素的载体进入动物体内并引起肠道菌群的结构发生变化。

关键词: 微塑料; 氯霉素; 复合污染物; 吸附作用; 肠道微生物; 斑马鱼

中图分类号: X171.5; S917.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3207(2026)07-072608-08

doi: 10.3724/1000-3207.2026.2025.0435 **CSTR:** 32229.14.SSSWXB.2025.0435



塑料作为自然环境中的一类新型污染物, 已成为国内外研究的热点之一^[1]。我国被认为是海洋塑料垃圾的排放大国, 沿海地区微塑料污染负荷高、管理不善, 并且具有丰度大、类型复杂多样等特点^[2, 3]。而大量的塑料污染及携带的毒害化学物质可能对我国近海渔业资源和生态系统造成危害^[4]。附着在塑料上的化学物质会导致生物中毒、不育甚至基因突变, 最终影响人类健康。抗生素作为一类水环境新型污染物, 可能会吸附到塑料表面, 并在水动力作用下长距离迁移, 导致抗生素、耐药菌及抗性基因的全球分布, 并对水生生物产生复合毒性, 引发严重的生态毒理学效应^[5, 6]。其中, 我国抗生素滥用比较普遍, 氯霉素类抗生素是其中的典型代表^[7]。在水产品养殖、运输等环节, 商家可能会为了驱虫、抑菌、抗感染等使用氯霉素类具有

遗传毒性和致癌性的药物^[8], 并且氯霉素性质稳定, 能在环境中长期存在, 具有诱变和癌变的可能^[9], 一部分会通过食物链富集, 最终进入人体, 对人类健康产生潜在威胁; 一部分氯霉素会以药物原形态随着动物的排泄物残留在环境中, 极易引发相应的生态风险^[10]。

当前大量的研究都集中在微塑料本身对动物的生长、繁殖及肠道微生物群落结构的影响, 然而, 关于微塑料表面吸附污染物对动物肠道微生物影响的研究较少^[11]。本研究以模式动物斑马鱼(*Danio rerio*)为研究对象^[12], 探讨了微塑料对水体中抗生素的吸附动力学和等温吸附作用, 同时以斑马鱼作为对象, 研究了二者复合污染物对斑马鱼肠道微生物的影响作用。为微塑料-抗生素复合污染物对动物肠道微生物群落的影响提供科学依据。

收稿日期: 2025-12-06; **修订日期:** 2026-02-06

基金项目: 自治区重点研发专项子任务(2025B02020-2-5); 中国博士后基金((339494); 自治区“天池英才”引进计划-青年博士(2022年度-第一批); 自治区高校基本科研业务费(XJEDU2023P055)资助 [Supported by Science and Technology Program of Xinjiang Uyghur Autonomous Region (2025B02020-2-5); China Postdoctoral Science Foundation (339494); the Xinjiang Uyghur Autonomous Region Tianchi Talent Introduction Program (2022); the Basic Research Expenses of Colleges and Universities from the Education Department of the Xinjiang Uyghur Autonomous Region (XJEDU2023P055)]

作者简介: 张冕(2002—), 女, 硕士研究生, 研究方向为生物学。E-mail: 1796223742@qq.com

通信作者: 王珊珊, E-mail: SSWang0825@xjau.edu.cn 郭威, E-mail: guowei612@xjau.edu.cn *共同通信作者

1 材料与方法

1.1 主要试剂、材料与仪器

抗生素(氯霉素)采购于上海阿拉丁试剂公司;乙腈(色谱级)和甲醇(色谱级)采购于Sigma公司;去离子水(18 MΩ·cm)用于溶解试剂;低密度聚乙烯微塑料(PE)为荧光塑料,用研磨机磨碎,过60目筛。微塑料分别用75%的乙醇和灭菌水清洗3遍,去除表面的杂质和细菌。野生AB型斑马鱼种鱼采购于国家斑马鱼资源中心,孵化出的仔鱼统一饲养至3个月大后进行室内实验,随机选取15条斑马鱼测量其体长和重量取平均值。体长: (2.94±0.50) cm, 体重: (3.80±0.68) g。

1.2 微塑料对抗生素的吸附动力学和等温吸附实验

吸附动力学实验: 准确称取0.15 g低密度聚乙烯微塑料加入50 mL离心管中^[13], 并分别加入30 mL初始质量浓度为10 mg/L的氯霉素溶液。于25℃水浴恒温振荡器中避光振荡, 分别于10min和30min及1h、2h、4h、8h、12h、16h、24h和36h时取样, 经4000 r/min条件下离心, 取上清液过0.20 μm孔径滤膜, 采用高效液相色谱-质谱联用测定氯霉素的浓度^[14]。每个处理均设3组平行。

等温吸附实验: 准确称取0.15 g低密度聚乙烯微塑料加入聚乙烯离心管中, 并分别加入30 mL质量浓度为2、5、10、20、40和60 mg/L的氯霉素溶液^[15], 各抗生素溶液均单独配制。在25℃条件下避光振荡至吸附平衡, 离心并取上清液过0.20 μm孔径滤膜, 采用高效液相色谱-质谱联用测定氯霉素浓度^[14]。每个处理均设3组平行。

采用Langmuir和Freundlich方程对吸附曲线进行拟合^[16]。

Langmuir方程:

$$Q_e = \frac{Q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$$

Freundlich方程:

$$\lg Q_e = \lg K_f + \frac{1}{n} \lg C_e$$

抗生素的含量可通过高效液相色谱-质谱联用测得(Aglient Infinity 1290), 色谱柱为C18柱(Thermo SCIENTIFIC Hypersil Gold, 100×2.1 mm, 1.9 μm)。流动相条件: 乙腈(A)和0.1%甲醇水(B), 梯度洗脱条件: 10%A (0), 10%A (0—1min), 90%B (1—6min), 10%B (6—10min), 流动相的流速设置为0.3 mL/min, 进样量为2 μL, 每组样品做3个平行。

1.3 微塑料—抗生素复合污染物对斑马鱼肠道微生物群落结构的影响

(1)暴露浓度设置依据: 本实验中氯霉素浓度设定为1 mg/L, 参考我国部分养殖水体及污染水体中氯霉素的实际检出浓度范围^[7,9]; 微塑料添加量为1 mg/10 L, 结合水环境中微塑料的环境浓度水平及相关毒理学实验常用暴露浓度确定^[6,11]。

(2)在鱼缸中加入10 L曝气1h后的自来水作为养鱼水, 加入10 mg的氯霉素, 使得氯霉素的浓度分别为1 mg/L, 与此同时加入1 mg的PE荧光微塑料, 吸附平衡24h。设置实验对照组包括对照组1: 无微塑料且无抗生素; 对照组2: 只含有抗生素。

(3)每个鱼缸中放入15条斑马鱼, 用丰年虾幼虫进行喂养, 每日2次, 水温(28±1)℃, 光照和黑暗分别为14h和10h。当天, 按照步骤(2)再准备一份实验组和对照组, 进行吸附实验。

(4)次日, 将每个鱼缸的斑马鱼捞出, 用准备好的养鱼水冲洗粘在鱼体表面的微塑料和抗生素, 分别放入步骤(3)中准备好的养鱼水中。

(5)样品采集方法: 分别在暴露7d、14d、28d后采集斑马鱼粪便, 采集时间统一为末次喂食后2h, 用灭菌的胶头滴管从鱼缸中吸出粪便, 放入灭菌后的1.5 mL离心管中, 立即置于-20℃冰箱中保存, 用于后续测序分析。

(6)重复步骤(3)和步骤(4), 4周后结束实验。收取最后1d的粪便, 测量鱼粪便中微生物群落结构的变化。鱼粪便用灭菌的胶头滴管从鱼缸中吸出, 放入灭菌后的1.5 mL离心管中, 放入-20℃的冰箱中送样测序。

1.4 数据分析方法

采用16S rRNA高通量测序获得微生物群落数据后, 使用QIIME2软件进行物种注释和多样性分析。通过ANOVA检验各组间微生物群落丰度及Beta多样性的差异显著性, 显著性水平设定为 $P < 0.05$ 。采用Tax4Fun软件进行微生物功能预测分析, 功能注释基于KEGG数据库。

2 结果

2.1 微塑料的表征分析

图1为微塑料在不同倍数下的扫描电镜图, 从图中可以看出, 微塑料的大小为250 μm左右, 表面粗糙, 增加了微塑料对抗生素的接触面积, 可以提高其吸附作用。

2.2 微塑料对氯霉素的吸附动力学

图2是氯霉素在微塑料上的吸附动力学, 并与其进行拟合。随着处理时间的延长, 微塑料对氯霉

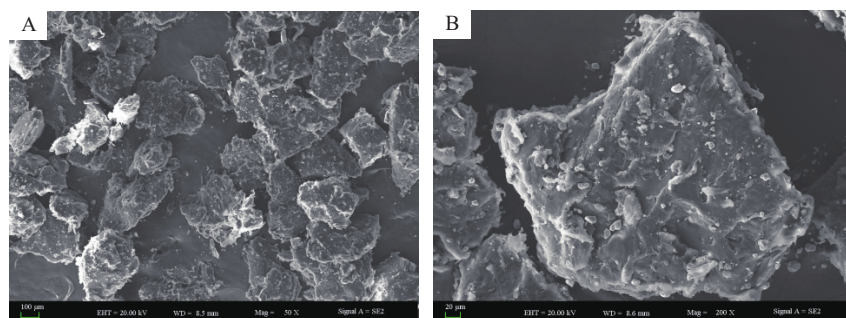


图1 微塑料在不同倍数下的扫描电镜图

Fig. 1 Scanning electron microscope (SEM) images of microplastics at different magnifications

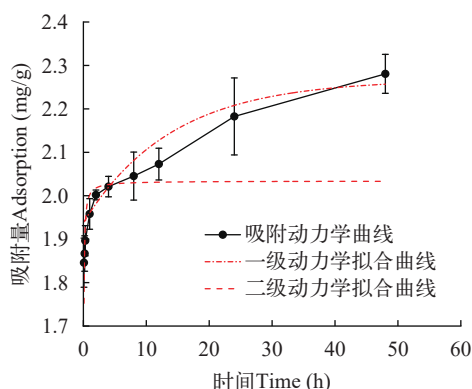
A. 50 $\times$; B. 200 $\times$ 

图2 微塑料对氯霉素的吸附动力学拟合曲线

Fig. 2 Fitting curves of adsorption kinetics of microplastics for chloramphenicol

素的吸附量不断增大, 最终达到一种平衡状态。结果表明, 氯霉素的吸附分为“快”和“缓”两个阶段: 0—5h为快速吸附阶段, 此阶段吸附位点充足, 吸附速率快, 对氯霉素具有良好的吸附性能, 其中前1h吸附速率最快; 5—25h为缓慢吸附阶段, 随着吸附时间的增加, 微塑料表面可供利用的吸附位点逐渐减少, 吸附速率明显下降, 25h左右达到吸附平衡。

通过准一级动力学模型、准二级动力学模型对吸附动力学进行研究, 采用决定系数(R)判断吸附动力学模型与吸附动力学实验数据的符合程度^[17], R 越接近1, 表明该模型越适合用于描述微塑料对氯霉素的吸附动力学行为。由表1可知, 该吸附过程更符合准一级动力学模型, 准一级动力学模型所得理论平衡吸附量更接近平衡吸附量实验值, 平衡吸附量为2.27 mg/g, 表明微塑料对氯霉素的吸附主要以化学吸附为主^[18]。

2.3 微塑料对氯霉素的等温吸附实验

在25 $^{\circ}\text{C}$ 条件下, 对微塑料与氯霉素之间的吸附行为进行了研究。图3所示的吸附等温线可以清晰地观察到这一现象。结果表明, 随着氯霉素初始浓度的不断增加, 微塑料对其的吸附量相应增大。然

表1 微塑料对氯霉素的动力学方程拟合参数

Tab. 1 Fitting parameters of kinetic equations for the adsorption of chloramphenicol by microplastics

准一级动力学			准二级动力学		
Q_e (mg/g)	K_1 (1/min)	R	Q_e (mg/g)	K_2 [mg/(g.min)]	R
2.27	0.07	0.85	2.05	0.08	0.45

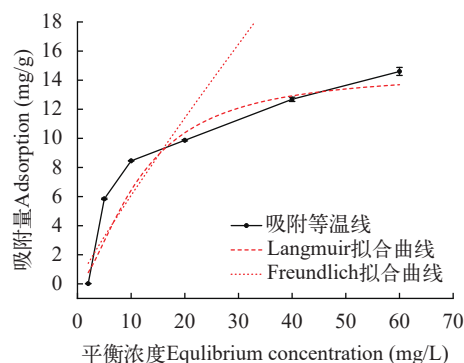


图3 微塑料对氯霉素的吸附等温线

Fig. 3 Adsorption isotherms of chloramphenicol by microplastics

而, 当氯霉素的初始浓度达到40 mg/L后, 吸附量不再增长, 而是逐渐趋向于一个稳定的平衡。这意味着在较高浓度下, 微塑料更容易吸附氯霉素, 而随着浓度的进一步提高, 这种吸附作用将变得不那么显著, 直至达到饱和状态。

由表2可知, Langmuir模型的 R 为0.82, 高于Freundlich模型(0.71), 表明微塑料对氯霉素的吸附更符合Langmuir拟合曲线^[19], 其饱和吸附量(Q_m)为14.60 mg/g, Freundlich方程的 n 值可反映吸附的非线性程度及吸附机制的差异, 可以看出氯霉素浓度越高, 吸附等温线的非线性越强^[20]。由表2可知, n 值为1.11, 大于1, n 代表了吸附强度, 该值越大表示吸附反应越容易发生, 该值与吸附过程发生的难易程度呈正相关。这表明微塑料与氯霉素之间存在较强的亲和力^[21]。

2.4 微塑料-氯霉素复合污染物对斑马鱼肠道微生物群落结构的影响

斑马鱼粪便中微生物群落的变化 根据物种注释结果, 选取每个斑马鱼粪便样本在门水平上的最大丰度排名前10的物种(图4), 生成物种相对丰度柱形累加图, 以便直观查看各样本在不同分类水平上, 相对丰度较高的物种及其比例^[22]。从图中可以看出, 斑马鱼粪便中丰度最高的细菌有变形菌门(Proteobacteria)、梭杆菌门(Fusobacteriota)、拟杆菌门(Bacteroidota)和厚壁菌门(Firmicutes)^[23]。7—28d内, 空白对照组(CK)中梭杆菌门(Fusobacteriota)丰度从0.32升至0.45, 变形菌门(Proteobacteria)从0.41降至0.28; 抗生素单独暴露组(A)中梭杆菌门(Fusobacteriota)丰度从0.30升至0.43, 其余3种菌门丰度均呈下降趋势; 复合暴露组(AM)中拟杆菌门(Bacteroidota)和厚壁菌门(Firmicutes)丰度随暴露时间延长持续升高, 28d较7d分别提升32.6%和41.2%, 变形菌门(Proteobacteria)和梭杆菌门(Fusobacteriota)的丰度在各时间点与对照组相比波动幅度均小于10%, 无明显变化趋势。

菌属丰度热图(图5)和组间差异分析表明, 多数菌群在单独暴露组(A)与空白对照组(CK)、单独

表2 微塑料对氯霉素的等温吸附拟合参数

Tab. 2 Fitting parameters for the isothermal adsorption of chloramphenicol by microplastics

Langmuir方程			Freundlich方程		
Q_m (mg/g)	K_L (L/mg)	R	K_f [mg/(g·L)]	n	R
14.60	0.02	0.82	0.75	1.11	0.71

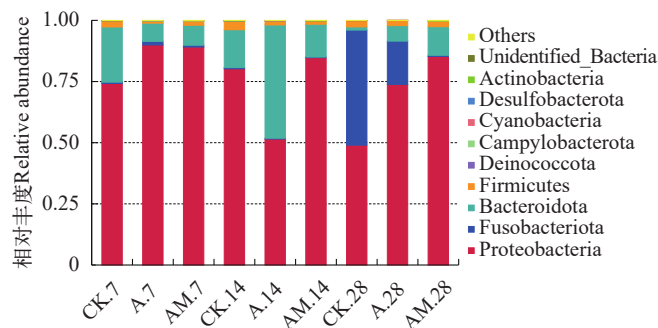


图4 不同处理条件下斑马鱼粪便中门水平上的物种相对丰度柱形图

Fig. 4 Bar charts of the relative abundance of species at the phylum level in zebrafish feces under different treatment conditions

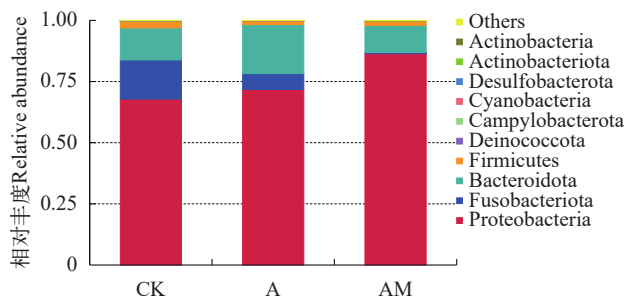
CK.7. 无抗生素无微塑料条件下7d后的粪便; A.7. 只含抗生素的条件下7d后粪便; AM.7. 代表含有抗生素和微塑料的条件下7d后粪便; CK.14. 无抗生素无微塑料条件下14d后的粪便; A.14. 只含抗生素的条件下14d后粪便; AM.14. 含有抗生素和微塑料的条件下14d后粪便; CK.28. 无抗生素无微塑料条件下28d后的粪便; A.28. 只含抗生素的条件下28d后粪便; AM.28. 含有抗生素和微塑料的条件下28d后粪便

CK.7. Feces after 7 days under conditions without antibiotics or microplastics; A.7. Feces after 7 days under conditions with antibiotics only; AM.7. Feces after 7 days under conditions with both antibiotics and microplastics; CK.14. Feces after 14 days under conditions without antibiotics or microplastics; A.14. Feces after 14 days under conditions with antibiotics only; AM.14. Feces after 14 days under conditions with both antibiotics and microplastics; CK.28. Feces after 28 days under conditions without antibiotics or microplastics; A.28. Feces after 28 days under conditions with antibiotics only; AM.28. Feces after 28 days under conditions with both antibiotics and microplastics

暴露组(A)与复合暴露组(AM)、复合暴露组(AM)与空白对照组(CK)存在显著差异。复合暴露组(AM)中拟杆菌属(Bacteroides)和乳球菌属(Lactococcus)丰度显著高于空白对照组(CK)和抗生素单独暴露组(A)($P<0.05$), 而气单胞菌属(Aeromonas)丰度显著低于两个对照组 ($P<0.05$)。

斑马鱼粪便中微生物多样性分析 Beta多样性组间差异分析的箱形图可直观反映组内样本相似性的中位数、离散程度、最大值和最小值, 分析组间物种Beta多样性差异是否显著^[24]。从图6可以看出, 与空白对照组(CK)相比, 复合暴露组(AM)的Beta多样性显著下降($P<0.05$, ANOVA检验), 抗生素单独暴露组(A)的多样性略有升高但无显著性差异($P>0.05$), 说明吸附了抗生素的微塑料对斑马鱼粪便的微生物群落的多样性影响较大。

功能相对丰度聚类分析 根据样品在数据库中的功能注释及丰度信息, 选取丰度排名前35的功能及其在每个样品中的丰度信息绘制热图, 并从功能差异层面进行聚类^[25]。本研究选用Tax4Fun软件基于KEGG数据库对斑马鱼粪便样本中的微生物群落进行功能预测分析^[26], 结果如图7所示。从图中可以发现, 空白对照组(CK)中遗传信息处理(Genetic information processing)相关功能丰度显著高于A和AM组; 抗生素单独暴露组(A)中新陈代谢(Metabolism)相关功能丰度最高; 复合暴露组(AM)中人类疾病(Human disease, 包括耐药基因通路、致病微生物相关功能通路)和环境信息处理(Environmental information processing)相关功能丰度显



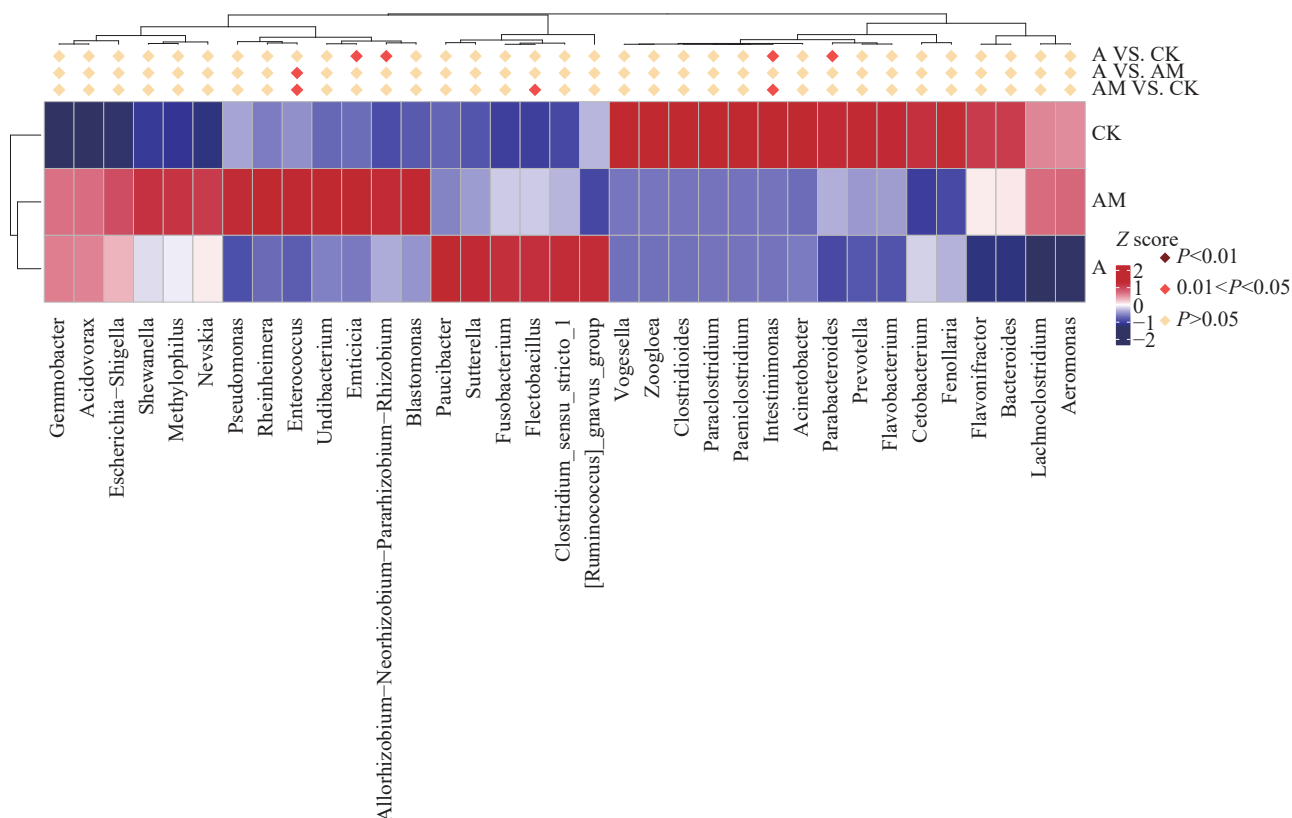


图 5 不同处理条件下斑马鱼粪便中菌属丰度的热图

Fig. 5 Heatmap of genus-level bacterial abundance in zebrafish feces under different treatment conditions

著高于 CK 和 A 组 ($P < 0.05$)。

3 讨论

3.1 微塑料对氯霉素的吸附动力学特征

吸附过程分为快速吸附 (0—5h) 和缓慢吸附 (5—25h) 两个阶段, 最终在 25h 左右达到平衡。通过模型拟合, 该吸附过程更符合准一级动力学模型, 表明吸附主要以化学吸附为主。本研究结果与边玛拉珍等^[27]的研究中磺胺嘧啶在微塑料上的吸附符合准二级动力学模型存在差异, 推测差异原因可能在于: 微塑料类型不同, 本研究为低密度聚乙烯, 边玛拉珍等使用的为其他类型微塑料; 污染物性质差异, 氯霉素与磺胺嘧啶的化学结构、极性不同; 导致吸附机制存在差异。

在本研究中, 准一级动力学模型考虑了吸附质分子间相互作用力的主导作用, 而非仅依赖于表面自由能的影响。这种模型能够更好地解释实验中观察到的复杂行为, 如在不同吸附时间点上的速率变化、有效吸附位点的分布变化等。根据这些动力学参数的计算结果, 本研究可以得出结论: 微塑料对氯霉素的吸附主要是化学吸附过程所致。

3.2 微塑料对氯霉素的等温吸附特征

本实验采用了 Langmuir 方程和 Freundlich 方程

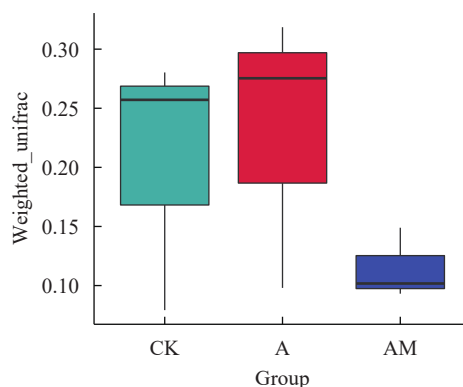


图 6 基于 Weighted Unifrac Beta 多样性的箱形图

Fig. 6 Box plot based on Weighted Unifrac Beta diversity

CK. 无抗生素无微塑料条件; A. 只含抗生素的条件; AM. 含有抗生素和微塑料的条件

CK. Conditions without antibiotics or microplastics; A. Conditions with antibiotics only; AM. Conditions with both antibiotics and microplastics

两种模型对实验数据进行拟合, 以此揭示其吸附特性。通过精心设计的实验方案, 收集到了一系列关于不同氯霉素浓度条件下微塑料对氯霉素的吸附等温线数据。

首先, 分析这些数据显示, 微塑料对氯霉素的饱和吸附量呈现出一定的规律: 随着初始浓度的增

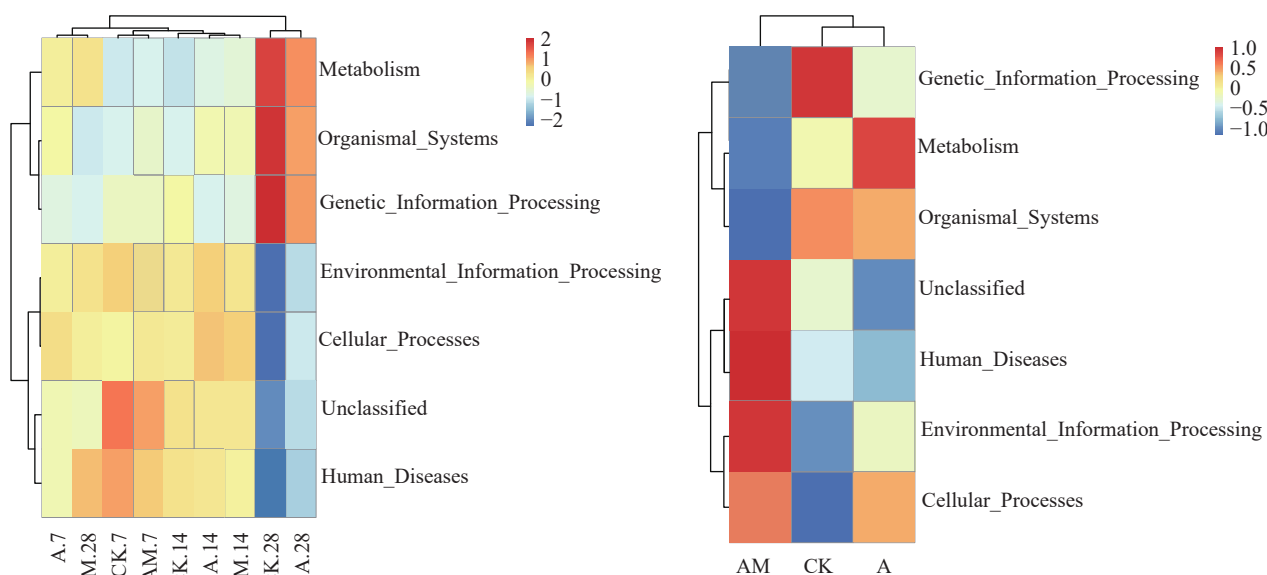


图7 Tax4Fun功能注释聚类热图

Fig. 7 Clustered heatmap of Tax4Fun functional annotation

CK. 无抗生素无微塑料条件; A. 只含抗生素的条件; AM. 含有抗生素和微塑料的条件

CK. Conditions without antibiotics or microplastics; A. Conditions with antibiotics only; AM. Conditions with both antibiotics and microplastics

加, 饱和吸附量也随之上升。这表明氯霉素在微塑料表面的分配效率随着时间的推移而提高。等温吸附实验表明, 微塑料对氯霉素的吸附更符合 Langmuir 模型, 饱和吸附量为 14.60 mg/g, 而马丽娜^[28]的研究显示微塑料对海水中磺胺嘧啶及苯酚的吸附更符合 Freundlich 模型。造成该差异的潜在原因可能包括: 环境介质不同, 本研究为淡水体系, 马丽娜^[28]的研究为海水体系, 盐度差异影响吸附平衡; 污染物种类不同, 氯霉素为酰胺类抗生素, 磺胺嘧啶为磺胺类抗生素, 苯酚为酚类化合物, 分子结构和吸附位点亲和力存在差异。

3.3 复合污染物对斑马鱼肠道微生物群落结构的影响

在暴露于微塑料-抗生素复合污染物的斑马鱼粪便中肠道微生物群落分析显示, 复合暴露组(AM)中拟杆菌门和厚壁菌门丰度显著升高, 变形菌门和梭杆菌门无明显变化, 且 Beta 多样性显著下降。这与微塑料对水环境中抗性基因及微生物的选择性富集研究结果一致^[29]。分析表明, 拟杆菌属、乳球菌属等潜在有益菌丰度升高, 气单胞菌属等致病菌丰度降低, 推测复合污染物可能通过改变肠道菌群结构而影响斑马鱼健康。功能预测显示, 复合暴露组中与人类疾病相关的功能通路丰度升高, 这可能是由于微塑料作为氯霉素的载体, 增加了抗生素在肠道内的富集效率, 长期暴露下诱导肠道微生物产生耐药性相关功能适应。

3.4 局限与展望

本研究存在一定局限性。实验未设置微塑料单独暴露组(M组), 无法明确区分观察到的效应是来自复合污染物、吸附了抗生素的微塑料还是微塑料本身, 在 Karami 等^[30]的研究中, 将斑马鱼幼鱼暴露于粒径为 4.64—17.6 μm 的低密度聚乙烯微塑料环境中 20d, 结果显示微塑料暴露未导致肠上皮细胞出现明显改变, 固有层与肌层也未观察到显著变化。这表明微塑料对斑马鱼肠道的影响并不显著, 难以通过组织形态学进行表征。但这在一定程度上削弱了复合污染“影响较大”这一结论的可靠性。此外, 空白对照组(CK)的微生物组成在不同时间点存在一定差异, 可能与斑马鱼个体差异、养殖环境微小波动等因素有关, 但各组间的差异趋势一致, 且通过统计学检验验证了组间差异的显著性, 因此肠道微生物研究结果仍具有可靠性。

4 结论

本文以斑马鱼作为模式动物, 探究微塑料-氯霉素复合污染物对动物肠道微生物群落结构的影响研究, 主要结论: (1) 准一级动力学模型和 Langmuir 模型更符合微塑料对氯霉素的吸附模型, 平衡吸附量为 2.27 mg/g, 饱和吸附量为 14.60 mg/g。 (2) 在暴露于微塑料-氯霉素复合污染物的斑马鱼粪便中, 拟杆菌门(Bacteroidota)和厚壁菌门(Firmicutes)的丰度随暴露时间(7—28d)逐渐增多, 变形菌

门(Proteobacteria)和梭杆菌门(Fusobacteriota)的丰度未发生显著变化;与空白对照组和抗生素单独暴露组相比,复合暴露组的微生物 Beta 多样性显著下降($P<0.05$)。(3)在复合暴露组(AM)中,与人类疾病相关的功能通路和环境信息处理相关的功能丰度显著高于其他两组,表明微塑料-氯霉素复合污染物主要促进了与疾病相关的功能通路,对斑马鱼肠道微生物的功能特征产生了特异性影响。

(作者声明本文符合出版伦理要求)

参考文献:

- [1] Jambeck J R, Geyer R, Wilcox C, *et al.* Plastic waste inputs from land into the ocean [J]. *Science*, 2015, **347**(6223): 768-771.
- [2] Sun X X. Progress and prospect on the study of the ecological risk of microplastics in the ocean [J]. *Advances in Earth Science*, 2016, **31**(6): 560-566. [孙晓霞. 海洋微塑料生态风险研究进展与展望 [J]. *地球科学进展*, 2016, **31**(6): 560-566.]
- [3] Song T W, Chen Q, Duan S S, *et al.* Research progress of microplastics pollution in Chinese coastal areas [J]. *China Environmental Science*, 2024, **44**(3): 1657-1670. [宋天文, 陈曲, 段杉杉, 等. 中国近岸区域微塑料污染的研究进展 [J]. *中国环境科学*, 2024, **44**(3): 1657-1670.]
- [4] Zhang Y, Zhao X G, Sui Q, *et al.* Distribution characteristics of microplastic pollution in the surface sediments of the Laoshan coastal area of Qingdao [J]. *Progress in Fishery Sciences*, 2024, **45**(2): 61-69. [张莹, 赵信国, 隋琪, 等. 青岛崂山近岸海域表层沉积物中微塑料的污染特征 [J]. *渔业科学进展*, 2024, **45**(2): 61-69.]
- [5] Luo Y, Zhou Q X. Antibiotic resistance genes (ARGs) - a new type of environmental pollutant [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, **28**(8): 1499-1505. [罗义, 周启星. 抗生素抗性基因(ARGs)—一种新型环境污染物 [J]. *环境科学学报*, 2008, **28**(8): 1499-1505.]
- [6] Zhang N, Zhou Y W, Bai Y, *et al.* Research progress in effect of microplastics on intestinal flora [J]. *China Plastics*, 2020, **34**(3): 103-110. [张娜, 周雅雯, 白玉, 等. 微塑料对肠道菌群影响作用的研究进展 [J]. *中国塑料*, 2020, **34**(3): 103-110.]
- [7] Guo, B., Yao, L. X., Feng, Z. C., *et al.* Pollution characteristics of chloramphenicol antibiotics in sewage treatment plants of Guangzhou City [J]. *Hangzhou Chemical Industry*, 2011, **41**(2): 15-17. [国彬, 姚丽贤, 冯志诚, 等. 广州市污水厂氯霉素类抗生素污染特征研究 [J]. *杭州化工*, 2011, **41**(2): 15-17.]
- [8] Sun L. Pollution status and health risk assessment of chloramphenicol residues in aquatic products sold in the market [J]. *Modern Food*, 2022, **28**(22): 171-173. [孙蕾. 市售水产品氯霉素残留污染状况及健康风险评估 [J]. *现代食品*, 2022, **28**(22): 171-173.]
- [9] Huang T B, Chen C, Huang G C, *et al.* Determination of chloramphenicol residues in freshwater fish by liquid chromatography-mass spectrometry [J]. *Shandong Chemical Industry*, 2025, **54**(15): 124-126, 135. [黄滕波, 陈纯, 黄国春, 等. 液相色谱—质谱法测定淡水鱼中氯霉素残留量 [J]. *山东化工*, 2025, **54**(15): 124-126, 135.]
- [10] Du C Y, Wu F W. Research progress on the toxic effects and detection methods of chloramphenicol [J]. *Chemical Engineering Design Communications*, 2023, **49**(7): 81-83. [杜春艳, 吴发旺. 氯霉素的毒性作用及检测方法研究进展 [J]. *化工设计通讯*, 2023, **49**(7): 81-83.]
- [11] Li Y T, Zhang L. Research progress on pollution and ecological effects of microplastics in soil environment [J]. *South China Agriculture*, 2021, **15**(5): 202-203. [李玉婷, 张亮. 微塑料对土壤环境的污染及生态效应研究进展 [J]. *南方农业*, 2021, **15**(5): 202-203.]
- [12] Kim E A, Lee S H, Ko C I, *et al.* Protective effect of fucoidan against AAPH-induced oxidative stress in zebrafish model [J]. *Carbohydrate Polymers*, 2014(102): 185-191.
- [13] Guan L Z, Zhao Y P, Zhang G C, *et al.* Retention and desorption of exogenous chlortetracycline (CTC) on corn-straw derived biochar [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2012, **45**(24): 5057-5064. [关连珠, 赵亚平, 张广才, 等. 玉米秸秆生物质炭对外源金霉素的吸附与解吸 [J]. *中国农业科学*, 2012, **45**(24): 5057-5064.]
- [14] Song D D, Li L, Liu W T. Research of adsorption characteristics of sulf antibiotics on corn stover biochar [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, **37**(11): 1473-1480. [宋豆豆, 李莉, 刘伟婷. 玉米秸秆改性生物炭对磺胺类抗生素的吸附特性 [J]. *生态与农村环境学报*, 2021, **37**(11): 1473-1480.]
- [15] Sun T, Li M Y, Lü X H, *et al.* Adsorption characteristics of corn straw biochar on tebuconazole and fenoxanil from aqueous solution [J]. *Shandong Agricultural Sciences*, 2019, **51**(6): 117-124. [孙彤, 李梦瑶, 吕学红, 等. 玉米秸秆生物炭对水中戊唑醇和稻瘟酰胺的吸附特性研究 [J]. *山东农业科学*, 2019, **51**(6): 117-124.]
- [16] Arasteh R, Masoumi M, Rashidi A M, *et al.* Adsorption of 2-nitrophenol by multi-wall carbon nanotubes from aqueous solutions [J]. *Applied Surface Science*, 2010, **256**(14): 4447-4455.
- [17] Trogus F J, Sophany T, Schechter R S, *et al.* Static and dynamic adsorption of anionic and nonionic surfactants [J]. *Society of Petroleum Engineers Journal*, 1977, **17**(5): 337-344.
- [18] Zhang Z H, Liu Y P, Guo R X, *et al.* Characterization of the sorption of heavy metals Cr(VI) and Pb(II) by microplastics [J]. *Applied Chemical Industry*, 2024, **53**(2): 262-267. [张芷晗, 刘研萍, 郭荣欣, 等. 微塑料对重金属 Cr(VI)和 Pb(II) 的吸附特征研究 [J]. *应用化工*, 2024, **53**(2): 262-267.]
- [19] Liu R, Wang Y, Yang Y, *et al.* New insights into adsorption mechanism of pristine and weathered polyamide microplastics towards hydrophilic organic compounds [J]. *Environmental Pollution*, 2023(317): 120818.

- [20] LI J, YU S G, SHEN L N, *et al.* Influence of microplastics on sorption behaviors of oxytetracycline onto soils: A preliminary study [J]. *Environmental Chemistry*, 2021, **40**(10): 3133-3143. [李嘉, 余松国, 沈林恩, 等. 微塑料对土壤吸附土霉素的影响初探 [J]. 环境化学, 2021, **40**(10): 3133-3143.]
- [21] Cui J H, Gao L M, Zhang J X, *et al.* Effects of microplastics aging on phosphorus adsorption behavior [J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, **46**(9): 68-76. [崔佳惠, 高良敏, 张金昕, 等. 微塑料老化对水土环境中磷吸附行为的影响 [J]. 环境科学与技术, 2023, **46**(9): 68-76.]
- [22] Yu A N, Wang X G, Lai C Y, *et al.* Effects of astragalus polysaccharides on intestinal health of cherry valley duck [J]. *China Poultry*, 2023, **45**(5): 79-84. [于阿男, 王旭铭, 来诚毅, 等. 黄芪多糖对樱桃谷鸭肠道健康的影响 [J]. 中国家禽, 2023, **45**(5): 79-84.]
- [23] WANG M, GUO F J, LI N, *et al.* Effects of $Ti_3C_2T_x$ MXene exposure on the intestinal microbiota of zebrafish [J/OL]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2025, 20. DOI: [10.7524/AJE.1673-5897.20251010002](https://doi.org/10.7524/AJE.1673-5897.20251010002). [王密, 郭芳婕, 李娜, 等. $Ti_3C_2T_x$ MXene暴露对斑马鱼肠道微生物的影响 [J/OL]. 生态毒理学报, 2025, 20. DOI: [10.7524/AJE.1673-5897.20251010002](https://doi.org/10.7524/AJE.1673-5897.20251010002).]
- [24] Wu Y, Mao X F, Liu Z B, *et al.* Drivers of β diversity and its components of bacterial communities in surface sediments of reservoirs in the northeastern Qinghai-Xizang Plateau [J]. *Ecological Science*, 2025, **44**(6): 10-20. [吴艺, 毛旭峰, 刘泽碧, 等. 青藏高原东北部水库表层沉积物细菌群落 β 多样性及其组分的驱动因素 [J]. 生态科学, 2025, **44**(6): 10-20.]
- [25] Xia Y. Effects of ecologically relevant concentrations of cadmium on neurotoxicity and gut microbiota in zebrafish [D]. Guangzhou: Southern Medical University, 2020: 49-51. [夏源. 环境剂量镉暴露对斑马鱼神经毒性和肠道菌群的影响 [D]. 广州: 南方医科大学, 2020: 49-51.]
- [26] Xing L P, Zhu J H, Hu F X, *et al.* Effect of specific knockout of intestinal miR-146a on the intestinal microbiota of mice [J]. *Journal of South China Agricultural University*, 2023, **44**(2): 197-204. [邢利鹏, 朱嘉豪, 胡芳馨, 等. 特异性敲除肠道miR-146a对小鼠肠道菌群的影响 [J]. 华南农业大学学报, 2023, **44**(2): 197-204.]
- [27] Bian M, Hu K, Wang W, *et al.* Adsorption performance and mechanism of raw and aging microplastics on sulfadiazine [J]. *Water Purification Technology*, 2022, **41**(5): 76-84. [边玛拉珍, 胡凯, 王威, 等. 原始及老化微塑料对磺胺嘧啶的吸附性能与机理 [J]. 净水技术, 2022, **41**(5): 76-84.]
- [28] Ma L N. The study on adsorption behavior of SDZ and phenol onto microplastics in sea water [D]. Dalian: Dalian Maritime University, 2020: 42-44. [马丽娜. 微塑料对海水中磺胺嘧啶及苯酚的吸附行为研究 [D]. 大连: 大连海事大学, 2020: 42-44.]
- [29] Liu, X. X. Study on selective enrichment of antibiotic resistance genes and microorganisms by microplastics in water environment [D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science & Technology, 2023: 40-45. [刘兴翔. 微塑料对水环境中抗性基因及微生物的选择性富集研究 [D]. 南京: 南京信息工程大学, 2023: 40-45.]
- [30] Karami A, Groman D B, Wilson S P, *et al.* Biomarker responses in zebrafish (*Danio rerio*) larvae exposed to pristine low-density polyethylene fragments [J]. *Environmental Pollution*, 2017(223): 466-475.

MICROPLASTIC-ANTIBIOTIC COMPLEX POLLUTANTS ON INTESTINAL MICROBIAL COMMUNITY STRUCTURE OF ZEBRAFISH

ZHANG Mian^{1,2}, LIU Shuai^{1,2}, WANG Shan-Shan^{1,2} and GUO Wei^{1,2,3}

(1. College of Life Sciences, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, China; 2. Xinjiang Key Laboratory of Biological Ecological Adaptation and Evolution of Extreme Environments, Urumqi 830052, China; 3. Postdoctoral Research Station of Animal Husbandry, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, China)

Abstract: This study investigated the adsorption of chloramphenicol by microplastics in water and examined the effects of the combined pollutant on zebrafish gut microbiota using high-throughput 16S rRNA sequencing. The results demonstrated that the equilibrium adsorption capacity of chloramphenicol by microplastics was 2.27 mg/g, consistent with a quasi-first-order kinetic model, while the saturated adsorption capacity was 14.60 mg/g, aligning with the Langmuir adsorption model. Gut microbiota analysis revealed that in the experimental group exposed to the microplastic-antibiotic composite pollutant, the abundance of Bacteroidota and Firmicutes increased progressively, whereas the abundance of Proteobacteria and Fusobacteriota showed minimal changes. Additionally, microbial beta-diversity was significantly reduced. This study confirms that microplastics can act as carriers of chloramphenicol, enter aquatic organisms, and alter the structure of the intestinal microbial community.

Key words: Microplastics; Chloramphenicol; Composite pollutants; Adsorption; Gut microbiota; Zebrafish