

微塑料对假单胞菌(*Pseudomonas* sp.) J-1 参与下辉锑矿释放的影响

仇静旋¹, 曾为一^{1,2}, 王兴杰^{3,4}, 陈礼然⁴, 马丽媛^{1*}

1 中国地质大学(武汉) 环境学院, 湖北 武汉

2 华中科技大学 环境科学与工程学院, 湖北 武汉

3 中国地质大学(武汉) 自然资源调查研究院, 湖北 武汉

4 地球化学过程与资源环境效应湖南省重点实验室, 湖南 长沙

仇静旋, 曾为一, 王兴杰, 陈礼然, 马丽媛. 微塑料对假单胞菌(*Pseudomonas* sp.) J-1 参与下辉锑矿释放的影响[J]. 微生物学报, 2025, 65(6): 2705-2717.

QIU Jingxuan, ZENG Weiyi, WANG Xingjie, CHEN Liran, MA Liyuan. Microplastics affect the stibnite dissolution with participation of *Pseudomonas* sp. J-1[J]. Acta Microbiologica Sinica, 2025, 65(6): 2705-2717.

摘要: 微塑料是一种新型污染物, 在海洋、土壤和大气环境中广泛存在, 可通过物理、化学或生物作用影响污染物的迁移转化过程。矿业开采活动导致锑矿区周边水土环境的污染程度逐年升高, 然而, 目前针对矿区环境中微塑料对锑迁移转化影响的研究却鲜有报道。【目的】了解微塑料的种类、粒径以及浓度对微生物介导辉锑矿释放的影响。【方法】以具有高浓度锑耐性且能够促进辉锑矿释放的假单胞菌(*Pseudomonas* sp.) J-1, 以及使用较广泛的聚丙烯、聚氯乙烯、聚苯乙烯 3 种微塑料为研究对象, 通过对菌种生长过程中 pH、氧化还原电位和菌落生物量变化进行分析, 并定期监测锑释放量, 结合不同 pH 下微塑料对锑的吸附实验以及激光共聚焦显微镜(confocal laser scanning microscopy, CLSM)和扫描电子显微镜-能量色散 X 射线光谱仪(scanning electron microscope-energy dispersive X-ray spectroscopy, SEM-EDS)等表征手段, 进一步揭示微塑料对锑的生物地球化学循环的影响机理。【结果】粒径为 13 μm 、高浓度的聚丙烯对 *Pseudomonas* sp. J-1 参与下辉锑矿释放的抑制作用最强。微塑料通过抑制菌群生长从而导致对辉锑矿释放的促进效果减弱, 高浓度的微塑料甚至可使 *Pseudomonas* sp. J-1 的生长被完全抑制。微塑料能够吸附锑, 但其吸附能力与溶液 pH 无关。【结论】微塑料的种类、粒径与浓度是影响 *Pseudomonas* sp. J-1 介导辉锑矿释放的关键因素, 主要是通过影响微生物生长从而间接影响辉锑矿的释放。

关键词: 微塑料; 假单胞菌(*Pseudomonas* sp.) J-1; 辉锑矿; 锑吸附

资助项目: 地球化学过程与资源环境效应湖南省重点实验室(湖南省地球物理地球化学调查所)开放课题(GRE202305G)
This work was supported by the Hunan Provincial Key Laboratory of Geochemical Processes and Resource Environmental Effects (Hunan Institute of Geophysical and Geochemical Surveys) Open Topics Funded Subjects (GRE202305G).

*Corresponding author. E-mail: maly@cug.edu.cn

Received: 2025-04-15; Accepted: 2025-05-06; Published online: 2025-05-15

Microplastics affect the stibnite dissolution with participation of *Pseudomonas* sp. J-1

QIU Jingxuan¹, ZENG Weiyi^{1,2}, WANG Xingjie^{3,4}, CHEN Liran⁴, MA Liyuan^{1*}

1 School of Environmental Studies, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan, Hubei, China

2 School of Environmental Science & Engineering, Huazhong University of Science and Technology, Wuhan, Hubei, China

3 Institute of Natural Resources Survey, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan, Hubei, China

4 Hunan Provincial Key Laboratory of Geochemical Processes and Resource Environmental Effects, Changsha, Hunan, China

Abstract: Microplastics are novel pollutants that are widespread in the oceans, soil, and atmosphere, affecting the process of pollutant transport and transformation through physical, chemical or biological interactions. The heavy metal pollution caused by mining activities in the soil and water environment around antimony mining regions is increasing year by year. However, the effect of microplastics on the biogeochemical transformation of heavy metal contaminants in the mining regions has been rarely reported. **[Objective]** To understand the effects of microplastic type, size and concentration on microbially mediated antimony release from stibnite. **[Methods]** We took *Pseudomonas* sp. J-1 with strong antimony tolerance and promoting antimony release and widely used polypropylene, polyvinyl chloride, and polystyrene as the objects of the study. The changes in pH, redox potential (ORP), microbial biomass, and antimony concentration were analyzed. Furthermore, microplastic adsorption of antimony under different pH values was studied, and confocal laser scanning microscopy (CLSM) and scanning electron microscope-energy dispersive X-ray spectroscopy (SEM-EDS) were employed to reveal the mechanism by which microplastics affected the biogeochemical cycle of antimony. **[Results]** Polypropylene with a particle size of 13 μm and a high concentration had the strongest inhibitory effect on stibnite dissolution with the participation of *Pseudomonas* sp. J-1. Microplastics inhibited the growth of the bacterial colony, which led to weakened promoting effect on the release of antimony, and the growth of *Pseudomonas* sp. J-1 was even completely inhibited by the high concentration of microplastics. Microplastics were able to adsorb antimony, while the adsorption capacity was independent of solution pH. **[Conclusion]** The type, particle size, and concentration of microplastics are the key factors affecting the stibnite dissolution mediated by *Pseudomonas* sp. J-1 and they indirectly affect stibnite dissolution mainly by influencing microbial growth.

Keywords: microplastics; *Pseudomonas* sp. J-1; stibnite; antimony adsorption

由于大量矿山开采活动的不断开展, 土壤、沉积物和水生环境中的锑污染情况愈加严重, 对生态系统造成巨大危害^[1-2]。辉锑矿是一种典型的硫化矿, 其风化过程被认为是水体中 Sb 元

素的主要来源^[3]。近年来, 多个研究针对锑矿区修复展开, 以此来缓解大量含锑化合物对生态和健康造成的风险^[4-5]。尽管锑元素及其化合物对人体有剧毒, 但一些微生物仍可以在锑浓度

极高的环境中生存,甚至能够利用含锑矿物为细胞生长提供能量^[6-8]。研究表明,微生物对锑的生物地球化学循环影响深远,可促进含锑矿物和岩石中 Sb(III)的溶解和氧化^[9]。

微塑料作为一种新型污染物,广泛存在于多种生态系统中,其对人类健康和生态的影响一直受到研究人员的关注^[10]。一般来说,直径小于 5 mm 的塑料聚合物颗粒即被定义为微塑料(microplastics, MPs)^[11]。研究人员最初在海洋环境中发现了大量微塑料^[12],之后又相继在淡水^[13]、沉积物^[14]、大气^[15]、土壤^[16]和地下水^[17]中检测到了不同程度的微塑料污染。由于微塑料在环境中的难降解性,以及在环境中的微塑料能够留存数百年甚至更长时间,从而导致环境污染治理的难度上升^[18-20]。

研究表明,矿区土壤中的微塑料形态主要有纤维状、碎片状、颗粒状、薄膜状和泡沫状,而微塑料的分布丰度具有较大差异^[21-22]。据报道,安徽省朱庄矿区表层土壤中的微塑料丰度为 2 468.2–4 458.6 个/m²,而潘一矿区表层土壤中的微塑料丰度为 318.4–875.8 个/m²,这可能是由矿区周边人类活动规模的差异所导致^[23]。矿区周边农田土壤中的微塑料以聚丙烯和聚乙烯为主,且粒径小于 0.01 mm 的微塑料占比高达 45%,主要形状为纤维状^[24]。

研究表明,微生物与微塑料之间存在相互作用,微生物、微塑料与含锑矿物之间的作用机制较为复杂,相关研究的开展对锑污染治理和微塑料环境风险评估具有重要意义。微塑料的存在会加快土壤中微生物群落的演替速度^[25],并改变微生物群落的组成^[26],在细菌分类的门水平上,如放线菌门(*Actinobacteria*)、假单胞菌门(*Proteobacteria*)和厚壁菌门(*Firmicutes*)等主导菌群的相对丰度发生了明显变化^[27]。国际原核生物命名法规(International Code of Nomenclature of Prokaryotes, ICNP)分别将上述 3 个门的拉丁名称修正为 *Actinomycetota*、*Pseudomonadota* 和 *Bacillota*^[28]。另外,高浓度的微塑料会产生遮光

效应,从而抑制藻类的光合作用并抑制其生长繁殖^[29-30]。微塑料老化后的比表面积和吸附位点增加,并在微生物作用下形成更多的生物膜^[31],成为 Sb、Cd、Cu、As 等有毒金属的载体,从而影响微生物对重金属离子的溶解、吸附和氧化还原^[32-34]。

为探究微塑料对细菌介导的辉锑矿释放过程的影响,本研究选取假单胞菌(*Pseudomonas* sp.) J-1 为研究对象。*Pseudomonas* sp. J-1 分离自湖南省冷水江锡矿山,其能够耐受高达 200 $\mu\text{mol/L}$ 的三价锑并促进辉锑矿的释放与氧化^[35]。微塑料选用目前被广泛使用和报道的聚丙烯(polypropylene, PP)、聚氯乙烯(polyvinyl chloride, PVC)和聚苯乙烯(polystyrene, PS)。通过监测溶液的 pH、氧化还原电位、微生物量以及总体含量,结合激光共聚焦显微镜与电子显微镜等表征手段,分析不同种类、不同粒径以及不同浓度的微塑料对辉锑矿释放的影响。

1 材料与方法

1.1 材料

实验所用的辉锑矿样品采集自湖南省锡矿山矿区,矿石经人工敲打成小块后使用玛瑙研钵进行研磨,过筛筛选出粒径小于 400 目的矿物颗粒作为实验用矿物。本研究中使用不同粒径的 PP、PS 和 PVC 颗粒均购自广州市中新塑料有限公司。

1.2 微生物的培养与富集

本研究所使用的假单胞菌(*Pseudomonas* sp.) J-1 分离纯化自湖南省冷水江锡矿山。*Pseudomonas* sp. J-1 培养所需培养基为 chemically defined media (CDM)培养基(g/L): 硫酸镁 20.0, 氯化铵 10.0, 硫酸钠 9.9, 磷酸氢二钾 0.1, 二水氯化钙 0.7, 乳酸钠 50.0, 七水硫酸亚铁 1.3, 碳酸氢钠 79.8。将纯培养后的 *Pseudomonas* sp. J-1 接种到 100 mL CDM 培养基中,加入 1.0 g 研磨后的辉锑矿,在摇床中以 30 $^{\circ}\text{C}$ 、150 r/min 的条件培

养。*Pseudomonas* sp. J-1 稳定传代 3 次后, 以 10 000 r/min 离心 5 min 后使用 CDM 培养基重悬、保存在 4 °C 冰箱中, 以备后续实验使用。

1.3 微塑料的种类、粒径以及浓度对辉锑矿释放的影响

取 0.2 g、粒径均为 13 μm 的 PP、PVC 和 PS 3 种微塑料, 分别加入装有 100 mL CDM 培养基的 250 mL 锥形瓶中, 再向各瓶中加入 0.1 g 的辉锑矿和 2 mL 的 *Pseudomonas* sp. J-1, 以研究不同微塑料种类对 *Pseudomonas* sp. J-1 介导的辉锑矿释放的影响。取 0.2 g、粒径分别为 13、150、600 μm 的 PP, 分别加入装有 100 mL CDM 培养基的 250 mL 锥形瓶中, 再向各瓶中加入 0.1 g 的辉锑矿和 2 mL 的 *Pseudomonas* sp. J-1, 以研究不同微塑料粒径对 *Pseudomonas* sp. J-1 介导的辉锑矿释放的影响。取 0.2 g 和 5.0 g、粒径均为 13 μm 的 PP 分别加入装有 100 mL CDM 培养基的 250 mL 锥形瓶中, 再向各瓶中加入 0.1 g 的辉锑矿和 2 mL 的 *Pseudomonas* sp. J-1, 以研究不同微塑料浓度对 *Pseudomonas* sp. J-1 介导的辉锑矿释放的影响。

将上述锥形瓶置于 30 °C、150 r/min 的恒温摇床中避光反应, 每 2–3 d 取样 1 次。监测上述溶液样品的 pH、氧化还原电位(oxidation reduction potential, ORP)、细胞数以及总锑浓度变化。另外设置一组不加任何微塑料的空白对照组, 上述实验均设置 3 个平行。

1.4 不同 pH 对微塑料吸附锑的影响

使用酒石酸锑钾试剂配制 Sb(III) 浓度为 10 mg/L 的溶液, 将上述溶液均分为 3 份, 然后使用浓度为 1 mol/L 的 NaOH 溶液将其 pH 分别调节为 7.2、8.6 和 9.4。取不同 pH 梯度的溶液 100 mL 分别加入 250 mL 锥形瓶中, 并加入 0.2 g、粒径为 13 μm 的 PP, 另设一组不加微塑料的空白对照组, 每组各设 3 个平行。将各锥形瓶置于 30 °C、150 r/min 的恒温摇床中避光反应。

1.5 假单胞菌属基因组中与微塑料耐受有关的基因分析

查阅相关文献后发现, *alk* 基因和细胞色素 P450 酶编码基因与细菌对微塑料的耐受和降解高度相关^[36–38]。通过 NCBI 网站(<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/>)搜集了 5 株基因组完整的假单胞菌属细菌, 分别为假单胞菌属(*Pseudomonas* sp.) AO-1 (CP079947)、铜绿假单胞菌(*Pseudomonas aeruginosa*) PA96 (CP007224)、铜绿假单胞菌(*Pseudomonas aeruginosa*) PaSz (AP031604)、铜绿假单胞菌(*Pseudomonas aeruginosa*) RD1-3 (CP047697) 和铜绿假单胞菌(*Pseudomonas aeruginosa*) UCBPP-PA14 (CP000438)。下载上述 5 株细菌基因组后, 查找其中的 *alk* 基因和细胞色素 P450 酶编码基因, 根据其大小、位置与方向绘制基因结构图。

1.6 溶液参数的测定

使用哈希水质分析仪(Loveland 公司)测试溶液的 pH, 使用便携式 ORP 计(贝尔分析仪器有限公司)测试溶液的氧化还原电位。通过光学显微镜(MOTIC 公司), 使用血细胞计数法监测样品中的微生物数量。将样品稀释 100 倍后, 使用硫脲和抗坏血酸将样品中的 Sb(V)还原为 Sb(III), 随后利用原子荧光光谱法(atomic fluorescence spectrometry, AFS) (北京海光仪器有限公司)测定样品中的总锑浓度^[38]。

1.7 激光共聚焦显微镜制样

实验结束后, 将处于混合状态的样品以 10 000 r/min 离心 5 min, 收集体系中的固体样品。分别使用 50 mg/L 的小麦胚芽凝集素(wheat germ agglutinin, WGA)溶液和 4',6-二脒基-2-苯基吲哚(4',6-diamidino-2-phenylindole, DAPI)溶液标记胞外多糖和 DNA。使用激光共聚焦显微镜(confocal laser scanning microscope, CLSM) (尼康精机有限公司)在 405 nm 激发光下观察 DAPI 染色结果, 在 633 nm 激发光下观察 WGA 染色结果。

1.8 扫描电子显微镜制样

将实验结束后的样品使用聚-L-赖氨酸和固定液(由 1.5% 多聚甲醛和 2.5% 戊二醛混合配制)固定于载物片上, 自然风干后依次浸泡于浓度分别为 25%、50%、75%、95%、100% 的乙醇中脱水。使用临界点干燥仪(Quorum 公司)对完成脱水处理的样品进行干燥。随后, 利用场发射扫描电子显微镜(scanning electron microscope-energy dispersive X-ray spectroscopy, SEM-EDS) (TESCAN 公司), 在加速电压为 15 kV 的条件下对微生物的形貌特征进行观察和分析。

2 结果与讨论

2.1 不同种类的微塑料对 *Pseudomonas* sp. J-1 介导的辉锑矿释放的影响

结果表明, 3 种微塑料的加入对辉锑矿释放的影响各不相同。其中, PP 的加入明显降低了溶液中总锑含量, 而 PVC 组和 PS 的加入对辉锑矿溶解的影响不大(图 1A)。不同实验体系中的 pH 值均呈现先上升后稳定的趋势。空白对照组、PVC 组和 PS 组的 pH 最终稳定在 9.25–9.30 之间, 而 PP 组的 pH 低于上述 3 组, 最终稳定在 8.71–8.78 之间(图 1B)。各组溶液的氧化

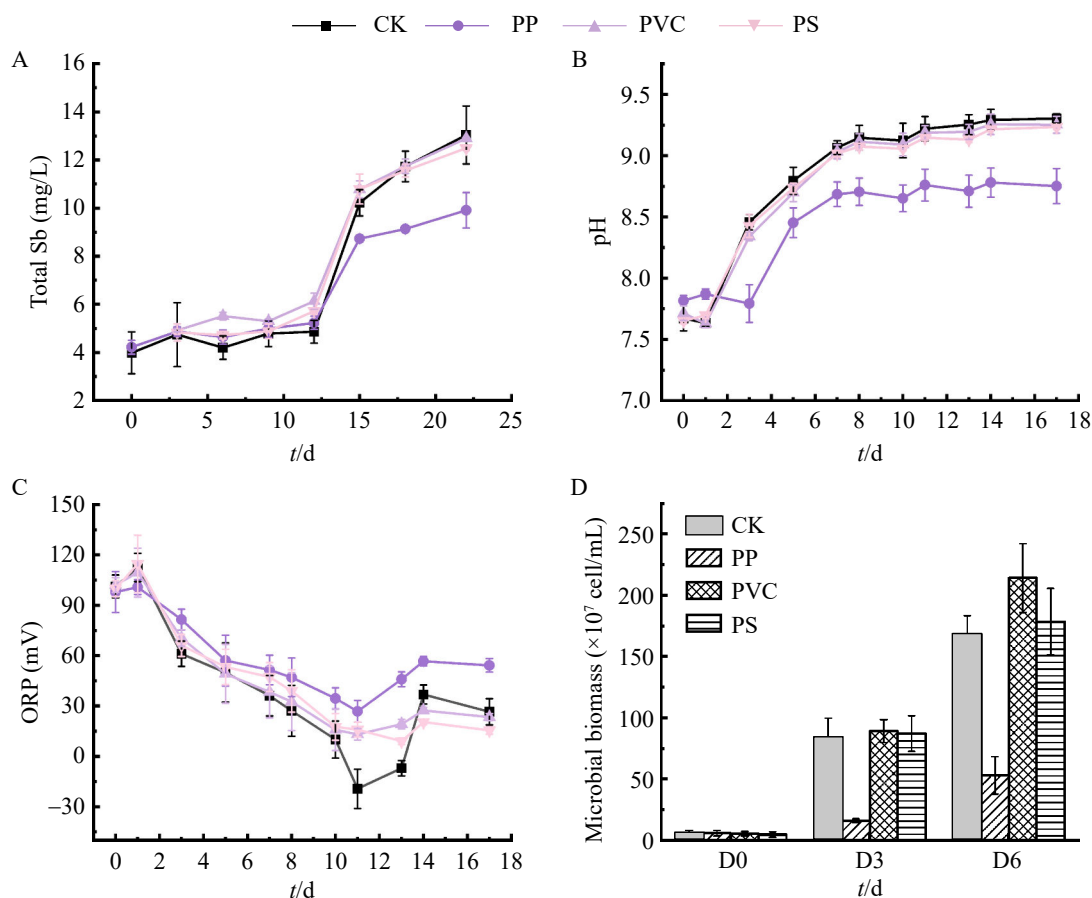


图1 不同种类微塑料加入后, 反应体系中的各指标参数变化情况。A: 总锑浓度; B: pH; C: ORP; D: 微生物量。

Figure 1 The changes in various indicator parameters in the reaction system after the addition of different types of microplastics. A: Total antimony concentration; B: pH; C: ORP; D: Microbial biomass.

还原电位呈下降趋势, PP 组最高(54.18 mV), 而其他 3 组的氧化还原电位相差不大, 处于 15.46–26.55 mV 之间(图 1C)。各实验体系中的微生物量均呈上升趋势, 但 PP 组的微生物量明显低于其他 3 组(图 1D)。Loni 等^[39]研究表明辉锑矿的溶解释放与溶液 pH 明显相关, 随着溶液 pH 升高, 辉锑矿的释放被促进。上述结果说明, *Pseudomonas* sp. J-1 的生长以及对辉锑矿释放的促进过程会导致体系 pH 升高, 而 PP 的加入会明显抑制 *Pseudomonas* sp. J-1 的生长, 溶液中的 pH 升高程度也被一并抑制, 从而导致辉锑矿的溶解被抑制^[35]。

PP 表面具有较高的疏水性, 这一特征能够抑制细菌在其表面的附着与生物膜的形成^[40]。由于 PVC 含有氯离子, PS 具有苯环结构, 导致 PVC 和 PS 的表面能较高, 使得细菌更容易通过静电作用附着在其表面^[41–42]。因此, PP 对微生物的附着与生物膜形成的抑制导致 *Pseudomonas* sp. J-1 的生长被明显抑制。

2.2 不同粒径的微塑料对 *Pseudomonas* sp. J-1 介导的辉锑矿释放的影响

由 2.1 节结果可知, 微塑料 PP 对 *Pseudomonas* sp. J-1 介导的辉锑矿释放的影响最为明显, 因此选择粒径分别为 13、150、600 μm 的 PP 进一步研究微塑料的粒径对辉锑矿释放的影响。

结果表明, 在 *Pseudomonas* sp. J-1 的参与下, 不同粒径的微塑料对辉锑矿的释放有不同程度的影响(图 2)。13 μm 的 PP 对辉锑矿释放的抑制效果最为明显, 溶液中的总锑浓度仅为 9.91 mg/L; 600 μm 的 PP 对辉锑矿释放的抑制效果次之, 溶液中的总锑浓度为 10.88 mg/L; 150 μm PP 的加入对辉锑矿释放的影响不大(图 2A)。相应的, 溶液的 pH、氧化还原电位与微生物量也呈现出对应的趋势。13 μm 组的 pH 最低、微生物量也最少; 600 μm 组次之, 而 150 μm 组的 pH 和微生物量较高(图 2B、2D)。Sjollem 等^[29]研究表明, 0.05、0.5、6 μm 微塑

料的加入对杜氏盐藻(*Dunaliella tertiolecta*)细胞数产生的影响各不相同, 粒径最小的 0.05 μm 的微塑料能够明显抑制细胞数增长。以上结果说明, 粒径为 13 μm 的微塑料对 *Pseudomonas* sp. J-1 的生长抑制效果最强, 从而导致其对辉锑矿释放的影响比 150 μm 和 600 μm 的更为明显。

2.3 不同浓度的微塑料对 *Pseudomonas* sp. J-1 介导的辉锑矿释放的影响

加入 0.2 g 和 5.0 g 微塑料均能显著抑制辉锑矿的释放, 且不同浓度微塑料组的总锑浓度差异不大, 分别为 9.9–10.0 mg/L, 而空白对照组为 13.0 mg/L (图 3A)。然而, 5.0 g 微塑料的加入对溶液的 pH、氧化还原电位与微生物量的影响大于 0.2 g 微塑料组(图 3B–3D)。具体表现为, 加入 5.0 g 微塑料后, 溶液的 pH 和氧化还原电位基本无变化, 微生物量也无明显增长。由于微塑料污染具有聚集性, 且随水流变化、传播范围广, 导致水体中的微塑料浓度差别较大, 不同环境, 例如土壤、地表水、尾矿库等的微塑料浓度也不尽相同^[43]。在一定环境中, 微塑料的浓度仍有可能达到实验中使用的高浓度, 因此, 实验结果说明高浓度的微塑料会显著抑制水体中微生物的生长, 从而阻断水体生态循环, 对环境造成进一步危害。

2.4 不同 pH 条件下, 微塑料对锑的吸附效果

上述实验结束后, 体系的 pH 分别稳定于 7.2、8.6 和 9.4 左右。为了探究不同 pH 条件对微塑料吸附 Sb 能力的影响, 设计了对应 pH 条件下的微塑料 Sb 吸附实验。实验结果显示, 微塑料在实验体系中对锑有一定的吸附作用, 但总体效果较弱, 且不同 pH 组之间的吸附能力无明显差别(图 4)。Zhou 等^[44]研究表明, 实验体系 pH 值由 2.0 升高到 9.0 的过程中, 微塑料对 Cd(II)的吸附能力呈现先上升后下降的趋势。然而, 本研究的实验结果表明, pH 的改

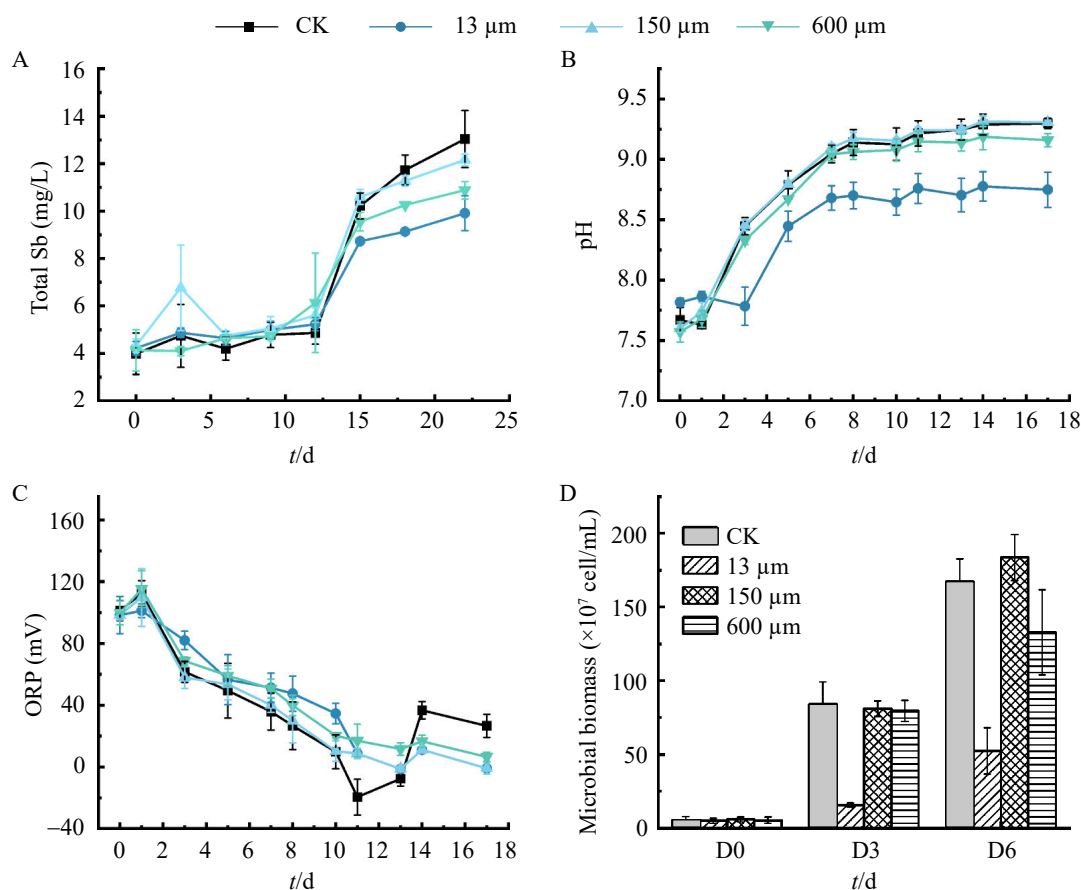


图2 不同粒径的微塑料加入后, 反应体系中的各指标参数变化情况。A: 总锑浓度; B: pH; C: ORP; D: 微生物量。

Figure 2 The changes in various indicator parameters in the reaction system after the addition of different sizes of microplastics. A: Total antimony concentration; B: pH; C: ORP; D: Microbial biomass.

变并未引起 PP 对 Sb 吸附能力的改变, 这可能是由于实验条件均处于中性或弱碱性环境, pH 值差距较小, 导致微塑料对 Sb 的吸附差异不明显。

2.5 *Pseudomonas* sp. J-1 的激光共聚焦观察

图 5 为培养 72 h 后的 *Pseudomonas* sp. J-1 的激光共聚焦图像。从图 5 中可以清楚地看到, 绿色部分是用 WGA 染液标记的胞外多糖 (图 5A), 红色部分为用 DAPI 染液标记的 DNA (图 5B)。胞外多糖与 DNA 的分布重合, 且两者荧光强度较强, 说明 *Pseudomonas* sp. J-1 在

生长过程中会产生大量胞外多糖 (图 5C、5D)。胞外多糖是胞外聚合物 (extracellular polymeric substance, EPS) 的主要组成成分之一, 自然环境中的微生物大都能够生成 EPS^[45]。对于矿物而言, EPS 中的有机成分可提供质子或与矿物表面形成络合物, 从而促进矿物的溶解; 同时, EPS 中含有大量的活性官能团, 如羧基、羟基等, 可提供丰富的离子吸附和矿物成核中心, 从而固定和富集环境中的金属离子, 促进次生产物的形成^[46]。Jia 等^[47]的研究表明, 微生物产生的 EPS 可作用于辉锑矿, 从而促进实验系统中辉锑矿的溶解与释放。

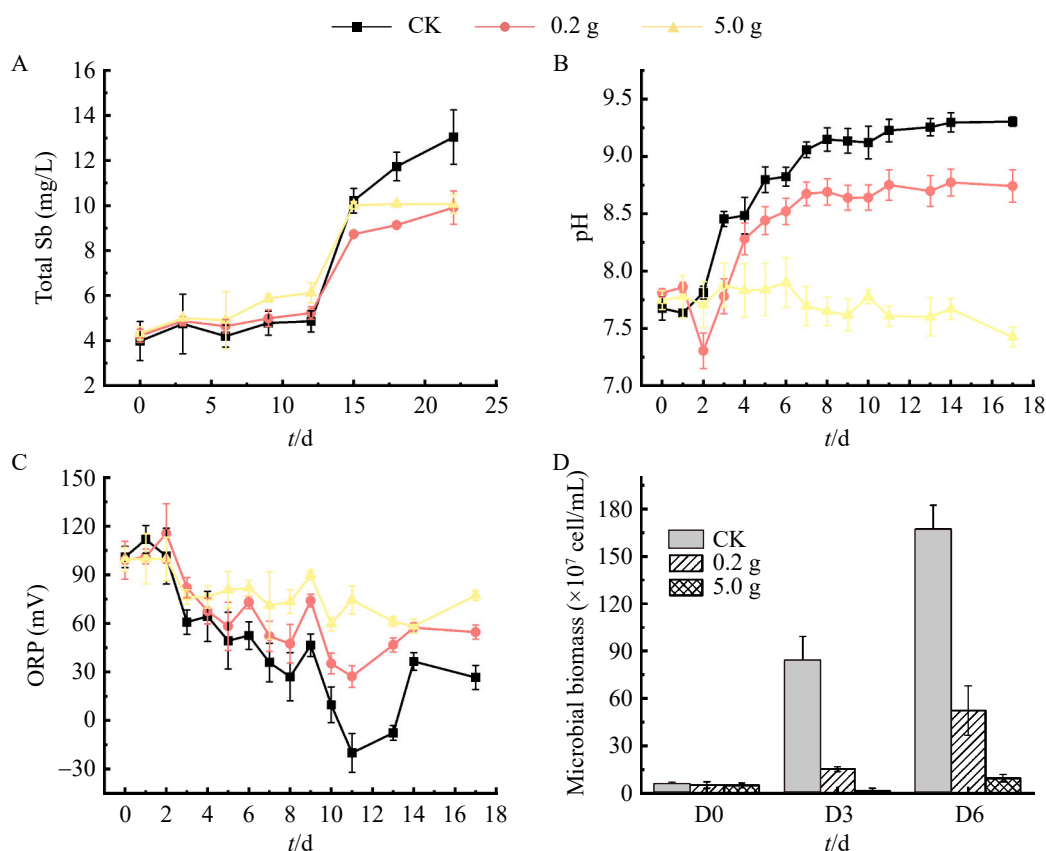


图3 不同浓度的微塑料加入后反应体系中的各指标参数变化情况。A: 总锑浓度; B: pH; C: ORP; D: 微生物量。

Figure 3 The changes in various indicator parameters in the reaction system after the addition of different concentrations of microplastics. A: Total antimony concentration; B: pH; C: ORP; D: Microbial biomass.

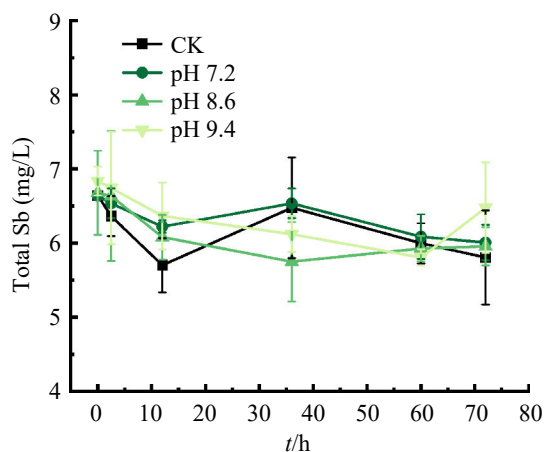


图4 不同pH值条件下微塑料对锑的吸附情况

Figure 4 The adsorption of Sb by microplastics under different pH conditions.

2.6 微塑料、*Pseudomonas* sp. J-1 和辉锑矿共存系统的 SEM-EDS 表征

通过扫描电子显微镜图像(图 6A、6C)可以观察到微塑料、*Pseudomonas* sp. J-1 的微观形态: *Pseudomonas* sp. J-1 为杆状, 长约 5 μm , 而微塑料形态为条状, 长度不一。视野中绝大部分为微塑料与附着于其上的 *Pseudomonas* sp. J-1, 微塑料由于实验过程长期浸泡, 表面变得粗糙, 从而有利于微生物的附着。微塑料表面元素主要为 C 元素, 还发现了少量的 O 和 S 元素(图 6B)。

将小粒径的杆状微塑料进一步放大观察发现, 微塑料表面附着了大量形状不规则的 EPS。

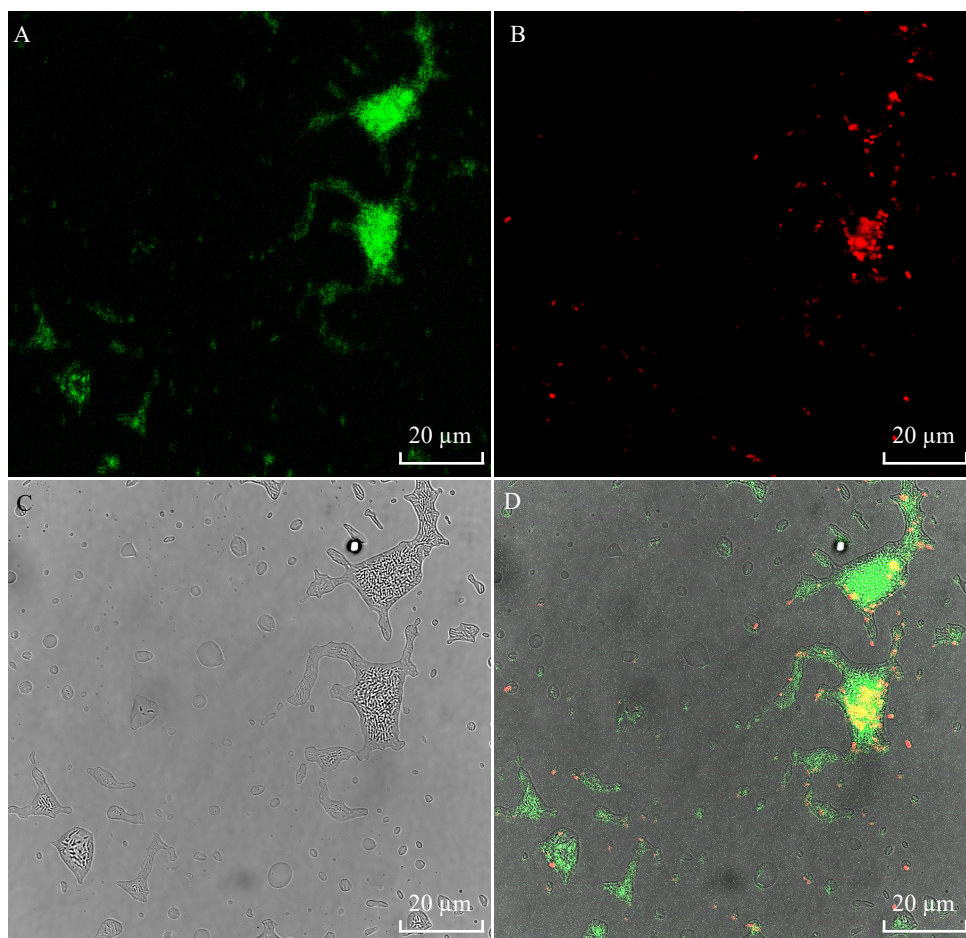


图5 *Pseudomonas* sp. J-1培养72 h后的激光共聚焦图像。A: 胞外多糖荧光图像; B: DNA荧光图像; C: 光学图像; D: 胞外多糖和DNA荧光叠加图像。

Figure 5 CLSM images of the resuspended 72 h incubated *Pseudomonas* sp. J-1. A: Extracellular polysaccharide; B: DNA; C: Optical image; D: Extracellular polysaccharide and DNA overlay images.

相较于其他部分, 微塑料表面的C元素含量降低, O和S元素占比升高, 还发现了3.63%的Sb元素, 从表征层面说明了微塑料对锑元素的吸附作用(图6B、6D)。

结合实验与表征结果可发现, 由于微塑料表面较粗糙以及较高的表面黏性, 导致微生物更倾向于附着于微塑料表面, 从而减少微生物与矿物的接触机会^[48]。另一方面, 由于微塑料在高浓度时透光性较差, 微生物在微塑料表面的聚集会进一步影响微生物接收光的强度, 从而对其生长造成影响^[49]。

2.7 *Pseudomonas* 基因组中与微塑料耐受相关的基因分析

烷烃羟化酶 AlkB 家族是 β -氧化途径中参与微生物降解最重要的酶。已有多个研究表明, *alkB* 基因及其产物可以通过末端或亚末端氧化途径降解烃类低聚物, 从而提高微生物对微塑料的耐受性^[36-37]。细胞色素 P450 酶是一类亚铁血红素-硫醇盐蛋白的超家族, 可识别多种底物并催化多种反应, 例如 C-H 键羟基化、C=C 双键氧化和 C-C 键裂解等, 是一种潜在的微塑料降解羟化酶^[38]。

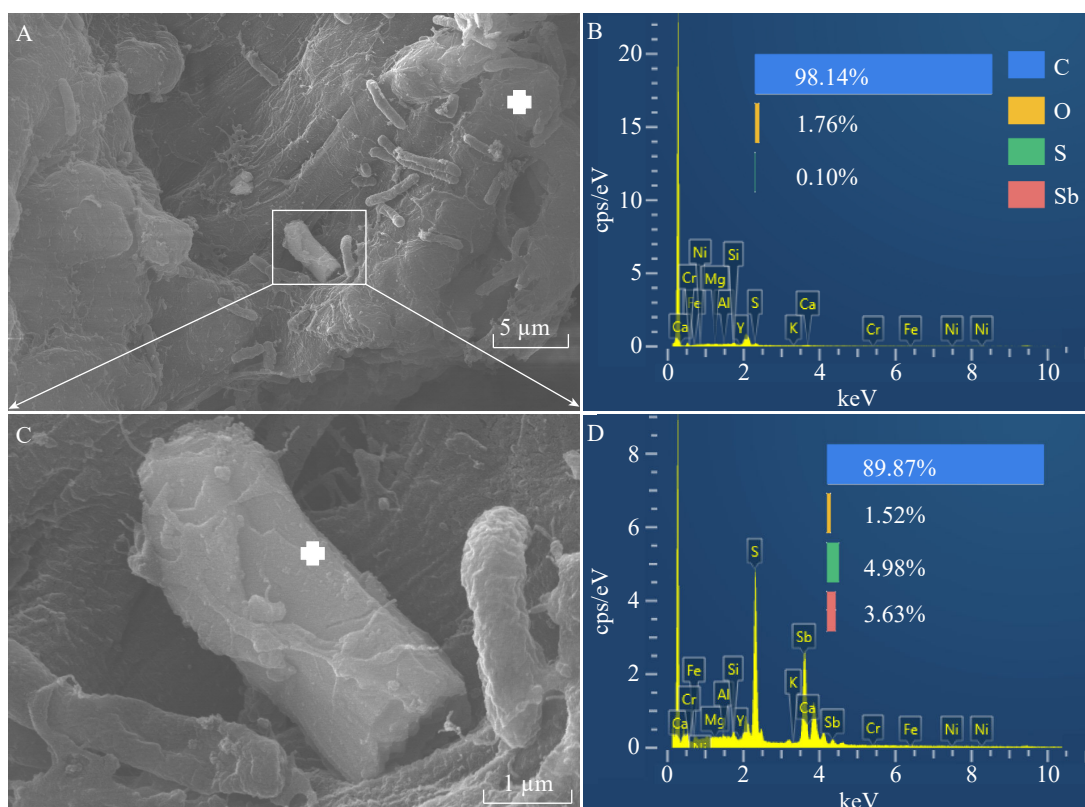


图6 实验结束后的样品SEM观察。A、C：SEM观察下的微塑料与*Pseudomonas* sp. J-1形态；B、D相应位点的EDS结果。

Figure 6 SEM observation of the sample after the experiment. A, C: Morphology of microplastics and *Pseudomonas* sp. J-1 observed under SEM; B, D: EDS results of corresponding sites.

在假单胞菌属 5 株代表性菌株的基因组中均发现了与微塑料耐受与降解相关的 *alkB* 基因和编码细胞色素 P450 酶的基因，但数量与大小略有差异。*alkB* 相关基因的长度较短，大多处于 1 133–1 154 bp 之间，而细胞色素 P450 酶转录基因的长度较长，处于 1 256–1 334 bp 之间(图 7)。上述结果表明假单胞菌属具有较大的微塑料降解潜力。然而，由于鉴定微塑料降解关键酶的难度较大，相关功能基因的报道较少，这在一定程度上限制了人们对微生物降解微塑料的深入理解^[50]。

3 结论

微塑料对假单胞菌(*Pseudomonas* sp.) J-1 参

与下辉锑矿释放存在抑制作用，且相较于聚苯乙烯(PS)和聚氯乙烯(PVC)，聚丙烯(PP)对辉锑矿溶解的抑制效果最强。低浓度微塑料前期会抑制菌群生长，随着微塑料浓度的提高，微塑料甚至使 *Pseudomonas* sp. J-1 的生长被完全抑制。聚丙烯在粒径为 13 μm 时对 *Pseudomonas* sp. J-1 介导的辉锑矿溶解的抑制影响最明显。微塑料能够吸附锑，但其吸附能力与溶液 pH 无关。本研究揭示了矿区微塑料通过抑制微生物活性间接调控锑释放的过程，明确了微塑料种类、粒径和浓度对锑元素释放及迁移的影响，为评估矿区复合污染生态风险及治理锑-微塑料协同污染提供了理论依据。

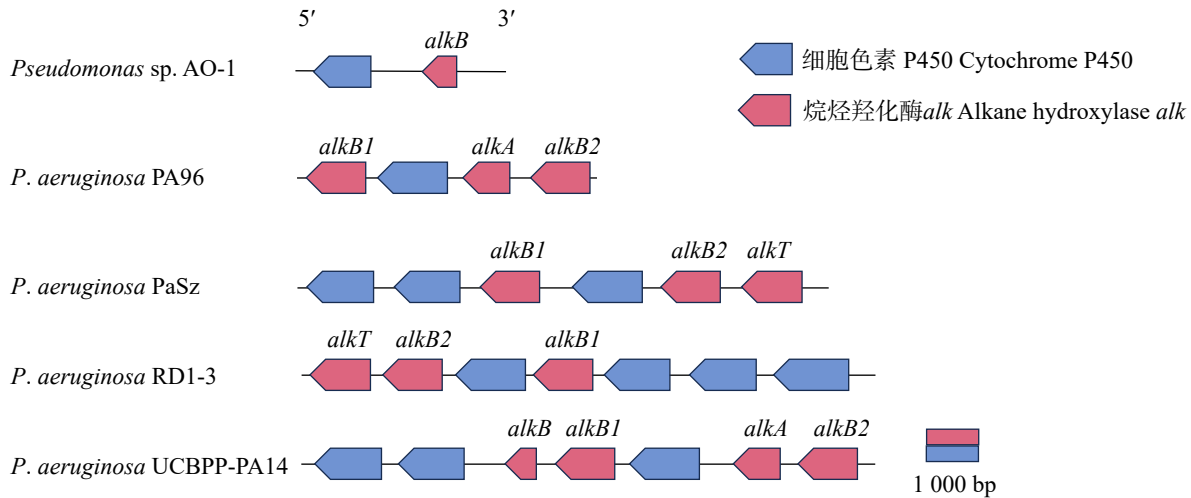


图7 假单胞菌属基因组中与微塑料降解有关基因的分布情况

Figure 7 Distribution of genes related to microplastic degradation in the genome of *Pseudomonas* genus.

作者贡献声明

仇静旋：数据分析、图表绘制、文章撰写；
曾为一：实验设计、数据收集、数据分析；王
兴杰：项目管理、审阅与修改、获取基金；陈
礼然：执行调研、提供资源、审阅与修改；马
丽媛：提出概念、数据分析与监管、审阅与
修改。

作者利益冲突公开声明

作者声明不存在任何可能会影响本文所报
告工作的已知经济利益或个人关系。

参考文献

- [1] HE MC, WANG NN, LONG XJ, ZHANG CJ, MA CL, ZHONG QY, WANG AH, WANG Y, PERVAIZ A, SHAN J. Antimony speciation in the environment: recent advances in understanding the biogeochemical processes and ecological effects[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2019, 75: 14-39.
- [2] LI JX, WANG Q, OREMLAND RS, KULP TR, RENSING C, WANG GJ. Microbial antimony biogeochemistry: enzymes, regulation, and related metabolic pathways[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2016, 82(18): 5482-5495.
- [3] KAUFMANN AB, LAZAROV M, HORN I, ŠTEVKO M, ĐORĐEVIĆ T, KIEFER S, WEYER S, MAJZLAN J. Weathering-induced Sb isotope fractionation during

leaching of stibnite and formation of secondary Sb minerals[J]. *Chemical Geology*, 2024, 662: 122253.

- [4] FILELLA M, BELZILE N, CHEN YW. Antimony in the environment: a review focused on natural waters I. occurrence[J]. *Earth-Science Reviews*, 2002, 57(1/2): 125-176.
- [5] HE MC, WANG XQ, WU FC, FU ZY. Antimony pollution in China[J]. *Science of The Total Environment*, 2012, 421: 41-50.
- [6] ABIN CA, HOLLIBAUGH JT. Dissimilatory antimonate reduction and production of antimony trioxide microcrystals by a novel microorganism[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(1): 681-688.
- [7] HU XY, HE MC, LI SS, GUO XJ. The leaching characteristics and changes in the leached layer of antimony-bearing ores from China[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2017, 176: 76-84.
- [8] LI YH, LIU ZH, LI QH, LIU FP, LIU ZY. Alkaline oxidative pressure leaching of arsenic and antimony bearing dusts[J]. *Hydrometallurgy*, 2016, 166: 41-47.
- [9] PAUL D, KAZY SK, DAS BANERJEE T, GUPTA AK, PAL T, SAR P. Arsenic biotransformation and release by bacteria indigenous to arsenic contaminated groundwater[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 188: 14-23.
- [10] GUO HQ, YANG K, CUI L. Microbial degradation of environmental microplastics[J]. *Progress in Chemistry*, 2025, 37(1): 112-123.
- [11] PENG GY, XU P, ZHU BS, BAI MY, LI DJ. Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: a case study of risk assessment in mega-cities[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 234: 448-456.
- [12] THOMPSON RC, OLSEN Y, MITCHELL RP, DAVIS A, ROWLAND SJ, JOHN AWG, McGONIGLE D, RUSSELL AE. Lost at sea: where is all the plastic[J].

- Science, 2004, 304(5672): 838.
- [13] DRIS R, IMHOF H, SANCHEZ W, GASPERI J, GALGANI F, TASSIN B, LAFORSCH C. Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles[J]. *Environmental Chemistry*, 2015, 12(5): 539.
- [14] HORTON AA, WALTON A, SPURGEON DJ, LAHIVE E, SVENDSEN C. 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.
- [15] DRIS R, GASPERI J, SAAD M, MIRANDE C, TASSIN B. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, 104(1/2): 290-293.
- [16] BLÄSING M, AMELUNG W. Plastics in soil: analytical methods and possible sources[J]. *Science of The Total Environment*, 2018, 612: 422-435.
- [17] PANNO SV, KELLY WR, SCOTT J, ZHENG W, McNEISH RE, HOLM N, HOELLEIN TJ, BARANSKI EL. Microplastic contamination in karst groundwater systems[J]. *Ground Water*, 2019, 57(2): 189-196.
- [18] BARNES DKA, GALGANI F, THOMPSON RC, BARLAZ M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences*, 2009, 364(1526): 1985-1998.
- [19] KÖGEL-KNABNER I, AMELUNG W. Dynamics, chemistry, and preservation of organic matter in soils[M]// *Treatise on Geochemistry*. Amsterdam: Elsevier, 2014: 157-215.
- [20] CHAE Y, AN YJ. Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: a review[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 240: 387-395.
- [21] LAW KL, THOMPSON RC. Microplastics in the seas[J]. *Science*, 2014, 345(6193): 144-145.
- [22] 骆永明, 周倩, 章海波, 潘响亮, 涂晨, 李连祯, 杨杰. 重视土壤中微塑料污染研究 防范生态与食物链风险[J]. *中国科学院院刊*, 2018, 33(10): 1021-1030.
- LUO YM, ZHOU Q, ZHANG HB, PAN XL, TU C, LI LZ, YANG J. Pay attention to research on microplastic pollution in soil for prevention of ecological and food chain risks[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2018, 33(10): 1021-1030 (in Chinese).
- [23] 张金棚. 采煤沉陷区土壤中微塑料与重金属污染状况及吸附行为研究[D]. 淮南: 安徽理工大学, 2020.
- ZHANG JP. Study on the pollution status and adsorption behavior of microplastics and heavy metals in the soil of coal mining subsidence area[D]. Huainan: Anhui University of Science & Technology, 2020 (in Chinese).
- [24] HU J, ZHANG LQ, ZHANG WY, MUHAMMAD I, YIN CY, ZHU YX, LI C, ZHENG LG. Significant influence of land use types and anthropogenic activities on the distribution of microplastics in soil: a case from a typical mining-agricultural city[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 477: 135253.
- [25] WANG J, HUANG MK, WANG Q, SUN YZ, ZHAO YR, HUANG Y. LDPE microplastics significantly alter the temporal turnover of soil microbial communities[J]. *Science of The Total Environment*, 2020, 726: 138682.
- [26] SEELEY ME, SONG B, PASSIE R, HALE RC. Microplastics affect sedimentary microbial communities and nitrogen cycling[J]. *Nature Communications*, 2020, 11: 2372.
- [27] 刘洁, 李娟娟, 马香, 迟雪, 唐燕琼, 刘柱, 李宏. 微塑料对中国土壤微生物群落结构影响的综合分析[J/OL]. *江苏农业科学*, 2025: 1-7. (2025-03-19). <https://kns.cnki.net/KCMS/detail/detail.aspx?filename=JSNY20250318001&dbname=CJFD&dbcode=CJFQ> (in Chinese).
- [28] OREN A, GARRITY GM. Valid publication of the names of forty-two *Phyla* of prokaryotes[J]. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2021, 71(10). DOI: 10.1099/ijsem.0.005056.
- [29] SJOLLEMA SB, REDONDO-HASSELERHARM P, LESLIE HA, KRAAK MHS, VETHAAK AD. Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth[J]. *Aquatic Toxicology*, 2016, 170: 259-261.
- [30] ZHANG C, CHEN XH, WANG JT, TAN LJ. Toxic effects of microplastic on marine microalgae *Skeletonema costatum*: interactions between microplastic and algae[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 220: 1282-1288.
- [31] 郭瑞阳, 薄录吉, 李冰, 金维政, 李彦, 柴超, 王艳芹. 农田土壤微塑料与镉污染、迁移特征及生态效应的研究进展[J]. *江西农业学报*, 2025, 37(3): 63-71.
- GUO RY, BO LJ, LI B, JIN WZ, LI Y, CHAI C, WANG YQ. Advance on combined pollution, migration characteristics and ecological effects of microplastics and cadmium in farmland soils[J]. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 2025, 37(3): 63-71 (in Chinese).
- [32] CHEN CC, ZHU XS, XU H, CHEN FY, MA J, PAN K. Copper adsorption to microplastics and natural particles in seawater: a comparison of kinetics, isotherms, and bioavailability[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(20): 13923-13931.
- [33] SUN Y, WANG XJ, XIA SQ, ZHAO JF. Cu(II) adsorption on poly(lactic acid) microplastics: significance of microbial colonization and degradation[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 429: 132306.
- [34] HE JS, CHEN JP. A comprehensive review on biosorption of heavy metals by algal biomass: materials, performances, chemistry, and modeling simulation tools[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 160: 67-78.
- [35] JIA XC, KAUFMANN A, LAZAROV M, WEN B, WEYER S, ZHOU JW, MA LY, MAJZLAN J. Antimony isotope fractionation during kinetic Sb(III) oxidation by antimony-oxidizing bacteria *Pseudomonas* sp. J1[J]. *Environmental Science & Technology*, 2024, 58(26): 11411-11420.
- [36] GYUNG YOON M, JEONG JEON H, NAM KIM M. Biodegradation of polyethylene by a soil bacterium and AlkB cloned recombinant cell[J]. *Journal of*

- Bioremediation & Biodegradation, 2012, 3(4): 145. DOI: 10.4172/2155-6199.1000145.
- [37] ZAMPOLLI J, ORRO A, MANCONI A, AMI D, NATALELLO A, di GENNARO P. Transcriptomic analysis of *Rhodococcus opacus* R7 grown on polyethylene by RNA-seq[J]. Scientific Reports, 2021, 11: 21311.
- [38] EVANGELOU VP, ZHANG YL. A review: pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 1995, 25(2): 141-199.
- [39] LONI PC, WU M, WANG WQ, WANG HM, MA LY, LIU CY, SONG YY, H TUOVINEN O. Mechanism of microbial dissolution and oxidation of antimony in stibnite under ambient conditions[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 385: 121561.
- [40] 严馨, 赵建. 医用口罩原材料聚丙烯的生物降解研究进展[J]. 微生物前沿, 2021(2): 91-97.
YAN X, ZHAO J. Research progress on the biodegradation of polypropylene, the material for medical masks[J]. Advances in Microbiology, 2021(2): 91-97 (in Chinese).
- [41] 蔡寅诺, 刘丽, 陈国伟, 钟疏影. 氯对细菌与管材间交互作用及附着行为的影响[J]. 中国环境科学, 2023, 43(10): 5188-5195.
CAI YN, LIU L, CHEN GW, ZHONG SY. Effect of chlorine on cell-surface interaction and bacterial adhesion behavior[J]. China Environmental Science, 2023, 43(10): 5188-5195 (in Chinese).
- [42] 陈雅兰, 孙可, 高博. 微塑料吸附机制研究进展[J]. 环境化学, 2021, 40(8): 2271-2287.
CHEN YL, SUN K, GAO B. Sorption behavior, mechanisms, and models of organic pollutants and metals on microplastics: a review[J]. Environmental Chemistry, 2021, 40(8): 2271-2287 (in Chinese).
- [43] ALIMI OS, FARNER BUDARZ J, HERNANDEZ LM, TUFENKJI N. Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(4): 1704-1724.
- [44] ZHOU YF, YANG YY, LIU GH, HE G, LIU WZ. Adsorption mechanism of cadmium on microplastics and their desorption behavior in sediment and gut environments: the roles of water pH, lead ions, natural organic matter and phenanthrene[J]. Water Research, 2020, 184: 116209.
- [45] MORE TT, YADAV JSS, YAN S, TYAGI RD, SURAMPALLI RY. Extracellular polymeric substances of bacteria and their potential environmental applications[J]. Journal of Environmental Management, 2014, 144: 1-25.
- [46] MANN S. Molecular recognition in biomineralization[J]. Nature, 1988, 332(6160): 119-124.
- [47] JIA XC, MA LY, LIU J, LIU P, YU L, ZHOU JW, LI WY, ZHOU WQ, DONG ZC. Reduction of antimony mobility from Sb-rich smelting slag by *Shewanella oneidensis*: integrated biosorption and precipitation[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 426: 127385.
- [48] CHUBARENKO I, BAGAEV A, ZOBKOV M, ESIUKOVA E. On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment[J]. Marine Pollution Bulletin, 2016, 108(1/2): 105-112.
- [49] SHEN MC, YE SJ, ZENG GM, ZHANG YX, XING L, TANG WW, WEN XF, LIU SH. Can microplastics pose a threat to ocean carbon sequestration[J]. Marine Pollution Bulletin, 2020, 150: 110712.
- [50] 张李婷, 张博, 许维东, 崔中利, 曹慧. 聚乙烯塑料生物降解研究进展[J]. 生物工程学报, 2023, 39(5): 1949-1962.
ZHANG LT, ZHANG B, XU WD, CUI ZL, CAO H. Polyethylene biodegradation: current status and perspectives[J]. Chinese Journal of Biotechnology, 2023, 39(5): 1949-1962 (in Chinese).