

典型糖脂类胞外聚合物对微塑料吸附砷行为特征的影响

殷家璇¹, 汪明烨¹, 王天天¹, 范伟¹, 孙承君^{1,2}, 李景喜^{1,2*}

(1. 自然资源部第一海洋研究所, 青岛市现代分析与近海生态环境安全保障重点实验室, 山东 青岛 266061;
2. 山东科技大学 安全与环境工程学院, 山东 青岛 266590)

摘要: 微塑料与砷的复合污染已成为环境科学领域关注的热点, 微塑料表面形成的生物膜及其产生的胞外聚合物(EPS)可显著改变微塑料对重金属的界面行为。该研究以海藻酸钠(SA)和鼠李糖脂(RLs)为典型多糖和糖脂类的生物膜模式物质, 以聚苯乙烯(PS)和聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)为载体, 探究了砷形态、盐度及腐殖酸对模式物质-微塑料体系吸附砷的行为调控作用。结果表明, 砷形态是调控微塑料吸附的关键因素: PS与PET均对五价砷表现出最高的界面亲和性, 而对有机砷形态均呈现低吸附量现象。SA抑制PS和PET对三价砷、五价砷及一甲基砷的吸附, 但可增强PET对砷胆碱的吸附; RLs则能够促进两种微塑料对砷甜菜碱和砷胆碱的吸附。盐度影响结果显示, SA与RLs的抑制作用在超纯水组中最强, 而在自来水组和海水组中减弱, 这归因于离子强度升高引发的静电屏蔽效应。腐殖酸可有效逆转SA与RLs的抑制效应, 使体系中微塑料对砷的吸附量回升。基于吸附量与半致死浓度构建的毒性分配指数(TPI)表明, 无机砷在PS体系中的毒性放大风险高于有机砷, 而SA与RLs的介入可降低无机砷的TPI值。该研究揭示了糖脂类EPS功能组分对微塑料吸附砷的差异化调控机制, 为复杂水环境中微塑料-砷复合污染的精细化风险评估提供了理论依据。

关键词: 微塑料; 胞外聚合物; 砷形态; 毒性分配指数

中图分类号: O613.63 **文献标识码:** A **文章编号:** 1004-4957(2026)07-0001-08

Effect of Typical Polysaccharide and Glycolipid Extracellular Polymeric Substances on Adsorption Behavior of Arsenic onto Microplastics

YIN Jia-xuan¹, WANG Ming-ye¹, WANG Tian-tian¹, FAN Wei¹, SUN Cheng-jun^{1,2}, LI Jing-xi^{1,2*}

(1. Qingdao Key Laboratory of Analytical Technology Development and Offshore Eco-Environment Conservation, First Institute of Oceanography, Ministry of Natural Resources, Qingdao 266061, China; 2. College of Safety and Environmental Engineering, Shandong University of Science and Technology, Qingdao 266590, China)

Abstract: Microplastic-arsenic combined pollution has become a research hotspot in environmental science. Biofilms formed on microplastic surfaces and their associated extracellular polymeric substances(EPS) can significantly modify the interfacial behavior of heavy metals. Sodium alginate(SA) and rhamnolipids(RLs) were selected as model polysaccharide and glycolipid components of biofilms, while polystyrene(PS) and polyethylene terephthalate(PET) were used as carriers. This study investigated the regulatory effects of arsenic speciation, salinity, and humic acid on arsenic adsorption by the model substance-microplastic systems. The results indicated that arsenic speciation was a key factor controlling microplastic adsorption: PS and PET exhibited the highest interfacial affinity for As(V), while showing weak adsorption capacity for organoarsenic species. SA inhibited the adsorption of As(III), As(V), and monomethylarsonic acid(MMA) on both PS and PET, but enhanced the adsorption of arsenocholine(AsC) on PET. RLs promoted the adsorption of arsenobetaine(AsB) and AsC on both types of microplastics. Salinity experiments showed that the inhibitory effects of SA and RLs were strongest in ultrapure water group and diminished in tap water and seawater groups, which was attributed to electrostatic shielding effects caused by increased ionic strength. Humic acid effec-

收稿日期: 2026-04-27; 修回日期: 2026-05-16

基金项目: 南亚防灾减灾能力建设合作项目(WJ1525011); 中国-东盟国家蓝色伙伴关系建设项目(WJ1325011)

* 通讯作者: 李景喜, 博士, 研究员, 研究方向: 海洋污染物环境效应, E-mail: jxli@fio.org.cn

tively reversed the inhibitory effect of SA and RLs, leading to a recovery in arsenic adsorption on microplastics. Based on adsorption capacity and lethal concentration 50, a toxicity partitioning index (TPI) was constructed, indicating that the risk of toxicity enhancement for inorganic arsenic in the PS system was higher than that for organic arsenic. The addition of SA and RLs reduced the TPI values of inorganic arsenic. This study elucidates the differential regulatory mechanisms of polysaccharide and glycolipid components of EPS on arsenic adsorption by microplastics, providing a theoretical basis for refined risk assessment of microplastic-arsenic combined pollution in complex aquatic environments.

Key words: microplastics; extracellular polymeric substances; arsenic speciation; toxic partitioning index

微塑料(MPs)是一种广泛存在于环境多介质中的新兴污染物,由于其吸附特性已成为重金属污染物的重要载体^[1]。砷(As)作为典型的重金属污染物,在天然水体中多以五价砷[As(V)]的砷酸盐、三价砷[As(III)]的亚砷酸盐等无机形态和一甲基砷(MMA)、二甲基砷(DMA)等有机形态存在,并因其不同的生物毒性效应与环境健康风险而引起世界范围内的广泛关注^[2-3]。当微塑料与砷共存时,微塑料表面可通过疏水作用、静电相互作用等作用富集砷,影响砷的环境归趋与生态风险^[4-5]。

自然环境中的微塑料表面会迅速被微生物定殖并分泌胞外聚合物,形成生物膜结构^[6-7]。胞外聚合物(EPS)主要由多糖、蛋白质、糖脂等组分构成,富含羟基、羧基等活性官能团,可改变微塑料的表面性质,调控其对重金属的吸附行为^[8]。现有研究多将胞外聚合物作为一个整体,较少研究不同单一组分的作用机制。多糖和糖脂同属糖类衍生物,如海藻酸钠(SA)是由糖醛酸单元组成的线性长链大分子,含有大量羧基和羟基,常作为EPS中胞外多糖的代表性模型物质,具有很强的亲水性和金属络合能力^[9];鼠李糖脂(RLs)是由糖基亲水头和脂肪链疏水尾构成的两亲性小分子,能够调节细胞表面疏水性,促进微生物在载体表面的初始粘附,从而模拟EPS两亲性组分在生物膜形成与界面调控中的功能^[10-11]。自然水环境中微塑料-砷的界面行为受到多种环境因子的共同影响,砷的化学形态直接影响其与EPS官能团的配位方式及静电作用强度,但对不同砷形态是否具有选择性吸附能力尚不明确^[12]。盐度作为近海环境中变化最为剧烈的环境参数之一,可通过改变离子强度及微塑料分散状态,调控砷的吸附过程^[13]。腐殖酸(HA)作为天然有机质的主要成分,含有大量芳香结构和活性官能团,可能竞争微塑料表面的吸附位点,对微塑料吸附重金属产生影响^[14]。

本研究将SA和RLs作为生物膜模式功能物质,以常见的聚苯乙烯(PS)和聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)微塑料为载体,系统分析SA和RLs介入后微塑料对多形态砷的吸附行为变化,揭示砷形态对微塑料体系选择性吸附的调控特征;研究不同盐度下SA与RLs介导的砷吸附行为变化,阐明离子强度对微塑料-砷界面作用的调控规律;考察腐殖酸存在下SA-MPs及RLs-MPs体系对砷吸附容量的影响,探讨SA及RLs与HA之间的协同或竞争效应;并初步开展SA与RLs影响下的微塑料-砷复合体系风险评价,评估SA与RLs存在时微塑料吸附砷可能产生的生态风险变化。研究将为理解EPS不同功能组分在微塑料-砷界面过程中的差异化作用提供理论依据,并为复杂水环境条件下微塑料-重金属复合污染的精细化风险评估与管控策略制定提供科学支撑。

1 实验部分

1.1 材料、试剂与仪器

本研究选用的微塑料为PS和PET,粒径为3~4 mm,形态为白色圆柱形颗粒。

NaAsO₂[As(III)]、Na₃AsO₄[As(V)](1 mg/mL,分析纯,北京北方伟业计量技术研究院);一甲基砷(MMA);二甲基砷(DMA)、砷甜菜碱(AsB)及砷胆碱(AsC)(分析纯,中国计量科学研究院);鼠李糖脂、腐殖酸(分析纯,上海麦克林生化科技有限公司),海藻酸钠(分析纯,安徽泽升科技股份有限公司);浓HNO₃(优级纯,德国Merck公司);氩气(纯度99.999%),50 μg/L Li、Sc、Ge、Y、In、Tb和Bi混合内标溶液(美国SPEX CertiPrep公司)。

Agilent 7900 电感耦合等离子体质谱仪(美国安捷伦科技有限公司),Milli-Q 实验室纯水机(美国Millipore公司)。

1.2 实验设计

1.2.1 生物膜模式组分包被实验及砷吸附实验 研究设定SA与RLs两种EPS功能模拟物质的添加体系，SA的实验浓度参照过往文献中真实EPS多糖组分吸附实验的浓度，RLs的实验浓度则根据其临界胶束浓度来设定^[15-16]。不同水体介质中吸附实验设置超纯水(Milli-Q)、自来水(Tap-water)和海水(Sea-water)3种不同盐度的溶剂基底，海水取自青岛市石老人海水浴场近岸(盐度 30.59 ± 0.01 ，pH 7.79 ± 0.02)，自来水取自青岛市崂山区市政供水(盐度 1.07 ± 0.01 ，pH 7.69 ± 0.03)，3种水体均经 $5 \mu\text{m}$ 及 $0.22 \mu\text{m}$ 的硝酸纤维素滤膜过滤后，于紫外灯照射48 h灭菌；有机质复合处理设置SA+HA与RLs+HA两组实验。砷的吸附实验依据国家《海水水质标准》(GB 3097-1997)^[17]第3、4类海水中As的限值(0.05 mg/L)，设置其10倍关系的0.50 mg/L为吸附初始浓度。每个处理组设置3个平行样，并设空白对照组。

本研究参照已有的微塑料老化技术，采用高浓度碱液和高温条件加速微塑料的表面老化。将微塑料颗粒置于1.00 mol/L的NaOH溶液中，于60 °C恒温振荡培养箱内以100 r/min的转速放置72 h进行老化处理^[18]。称取1.00 g老化的微塑料颗粒，加入10 mL对应浓度的SA或RLs溶液。将所有样品置于恒温振荡培养箱中，在25 °C、150 r/min的振荡条件下连续孵育48 h，吸附完成后，将微塑料颗粒滤出、晾干后转移至15 mL的洁净离心管中，加入10 mL砷溶液，在25 °C、150 r/min的恒温振荡培养箱连续振荡孵育48 h。吸附阶段结束后，过滤保留微塑料颗粒，使用洁净滤纸吸除微塑料表面的残留液滴，自然干燥。

表1 各实验选用的化学组分及浓度

Table 1 Chemical components and concentrations used in each experiment

Experiment name	Coating component and concentration	Arsenic specie	Arsenic concentration
Arsenic species adsorption	SA: 2.00 g/L RLs: 0.12 g/L	As(III), As(V), MMA, DMA, AsB, AsC	0.50 mg/L
Salinity variation effect	SA: 2.00 g/L RLs: 0.12 g/L	As(III)	0.50 mg/L
Humic acid intervention effect	SA+HA: 2.00 g/L RLs+HA: 0.12 g/L	As(III)	0.50 mg/L

1.2.2 砷的解吸及检测分析 将负载有砷的微塑料样品转移至10 mL内衬管，于25 °C恒温水浴中超声处理(功率设定为240 W，频率为40 kHz)，分两次加入3 mL的3%硝酸溶液，每次解吸5 min，合并解吸液。超声结束后过滤，收集滤液即为重金属解吸液，于4 °C条件下保存，待测。

利用电感耦合等离子体质谱法测定解吸液中的砷浓度，电感耦合等离子体质谱关键参数：射频功率1500 W，载气流速1.0 L/min，辅助气流速1.0 L/min，采样深度7 mm，数据采集次数为3，分析模式为全定量，氧化物 $\text{CeO}^+/\text{Ce}^+ < 0.5\%$ ，双电荷 $\text{Ce}^{2+}/\text{Ce}^+ < 2\%$ ；在线引入50 $\mu\text{g/L}$ Li、Sc、Ge、Y、In、Tb和Bi混合内标进行基底干扰校正。

1.3 数据处理与统计分析

使用Origin 2024和R4.5.1进行图形绘制与统计分析，使用Excel计算对砷的平均吸附量和标准差，并比较微塑料对不同形态砷的吸附差异。基于公式(1)计算微塑料对As的吸附量：

$$Q_e = \frac{V \times C_i}{m} \quad (1)$$

其中： $Q_e(\text{ng/g})$ 为平衡时的吸附量； $C_i(\mu\text{g/L})$ 为经ICP-MS检测的解吸液中重金属的浓度； $m(\text{g})$ 为微塑料的质量； $V(\text{mL})$ 为吸附溶液的体积。

无机砷的毒性是有机砷的数十至数百倍，仅分析总砷无法真实反映污染风险，为综合评估微塑料对不同形态砷的富集能力与毒性潜力，本研究初步构建了毒性分配指数(TPI)。该指数结合微塑料对砷的吸附行为与砷形态的急性毒性差异，量化微塑料对污染物毒性风险的放大效应，量纲为L/mg；TPI值越大，表示微塑料的富集倾向越高，复合体系的生态风险越强。计算公式如下：

$$\text{TPI} = \frac{K_d}{\text{LD}_{50}} \times 10^3 = \frac{Q_e}{C_e} \times \frac{1}{\text{LD}_{50}} \times 10^3 \quad (2)$$

其中： K_d (L/kg) 为富集系数，反映微塑料从水中富集砷的能力； LD_{50} (mg/kg) 为各形态砷的半数致死剂量，反映急性毒性，其取值见表 2； Q_c (ng/g) 为平衡时的吸附量； C_c 为吸附平衡时溶液中的砷浓度； 10^3 为单位换算系数。

表 2 不同形态 As 的 LD_{50} 取值^[19]
Table 2 LD_{50} values for different forms of arsenic (As)^[19]

Number	Arsenic specie	$LD_{50}/(mg \cdot kg^{-1})$	Number	Arsenic specie	$LD_{50}/(mg \cdot kg^{-1})$
1	As(Ⅲ)	14	4	DMA	2 600
2	As(V)	20	5	AsB	10 000
3	MMA	1 800	6	AsC	6 500

1.4 质量控制与质量保证

实验全程设置方法空白对照，即所有步骤均使用超纯水进行空白实验，用于校正实验过程中可能引入的系统误差及背景污染。所有实验组均设置 3 个独立平行样本，以确保结果的可重复性与统计可靠性，数据结果以平均值±标准偏差形式计算。所有与样品直接接触的实验器皿在使用前均经 5% 硝酸溶液充分浸泡并超声清洗，使用超纯水反复冲洗 3 次，以彻底去除表面残留的痕量金属及有机污染物。所有前处理及样品操作均在洁净实验区域进行，避免交叉污染。

2 结果与讨论

2.1 砷形态对 SA-MPs 及 RLs-MPs 吸附行为的选择性调控

研究发现，微塑料对砷的吸附受到聚合物类型、砷化学形态以及糖脂类化合物组分的共同影响。在未添加 SA 与 RLs 的 Milli-Q 对照实验中，PS 对无机砷的吸附能力高于有机砷，其中 As(V) 吸附量最高 (3.16 ng/g)，其次为 MMA 和 As(Ⅲ)；相比之下，DMA、AsB 和 AsC 等有机砷的吸附量均较低，普遍低于 0.30 ng/g (图 1A)。PET 对所有测试砷形态的吸附量均处于较低水平，As(V) 仅 (2.29±0.18) ng/g，其余形态均未超过 0.70 ng/g (图 1B)。这表明两种微塑料对砷形态的界面亲和性存在差异，本实验条件下 PS 对砷的总体吸附能力略强于 PET。引入 SA 与 RLs 后，微塑料对砷的吸附行为更加复杂：SA 与 RLs 均抑制了 PS 对 As(Ⅲ)、As(V) 和 MMA 的吸附，SA 介入后 3 种砷的吸附量分别降至 (0.14±0.02) ng/g、(0.44±0.02) ng/g 和 (0.31±0.04) ng/g，但 RLs 对 PS 吸附 AsB 和 AsC 表现出弱的促进作用。PET 体系中，SA 同样抑制其对 As(Ⅲ)、As(V) 及 MMA 的吸附，但增强了对 AsC 的吸附，吸附量提升至 (1.86±0.48) ng/g；RLs 对 PET 吸附 AsB 和 AsC 的促进作用更为明显，对 MMA 也具有轻微增强效果。

PS 与 PET 的吸附差异可能源于表面化学性质的不同。PS 的芳香结构和疏水骨架可通过静电作用、氢键及络合作用有效吸附 As(V)^[20-21]；PET 表面以酯基等含氧极性基团为主，与 As(Ⅲ) 的相互作用更依赖氢键和静电作用^[22]。As(V) 以带负电的含氧酸根形态存在，通过表面含氧位点与 PS 结合而呈现较高吸附能力^[20]。有机砷如 AsB 和 AsC 同时含疏水与极性基团，对疏水界面具有亲和性，但吸附强度仍受限于分子极性与构型。SA 与 RLs 可改变微塑料表面性质，双向调控砷的吸附过程。SA 作为阴离子多糖，可通过羧基、羟基等官能团改变微塑料表面电性与界面环境，与砷离子形成可溶性络合物，抑制砷的吸附^[23]。RLs 作为两亲性阴离子表面活性剂，可吸附于微塑料-水界面并改变表面电性与疏水性，其存在可能提高有机砷与微塑料表面的相容性，影响界面吸附行为^[24]。不同有机砷的吸附差异可能与界面微环境变化及氢键等非共价相互作用有关。

2.2 SA 和 RLs 介导下微塑料吸附砷对不同水体介质的响应

水体盐度的变化会影响微塑料颗粒的胶体稳定性和聚集行为，还可通过改变双电层厚度、表面电势及溶液中共存离子 (如 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+}) 的竞争作用，调控微塑料对重金属的吸附过程^[13,25]。结果表明，在未添加 SA 及 RLs 的实验组中，水体基质能够影响 PS 和 PET 微塑料对 As 的吸附行为。其中，PS 在自来水基底中的吸附量最高，达 (2.43±0.25) ng/g (图 2A)；PET 在自来水与超纯水中的吸附量相近，均为 (0.57±0.15) ng/g，高于海水基质中的吸附水平 (图 2B)。不同水体介质会影响 SA 和 RLs 对两种微塑料吸附砷的抑制效应，超纯水中的抑制作用较强，而在自来水和海水介质中这种抑制效应有所减弱。该现象表明，低离子强度条件下，SA 与 RLs 分子会对微塑料表面活性位点产生物理遮蔽效应，其固有的负电性可引发静电排斥，从而抑制微塑料与带负电的亚砷酸根的结合；随着水体离子强度升高，溶

液中的 Na^+ 、 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 等阳离子会对SA和RLs的负电荷产生屏蔽作用，削弱其与亚砷酸根之间的静电排斥作用。

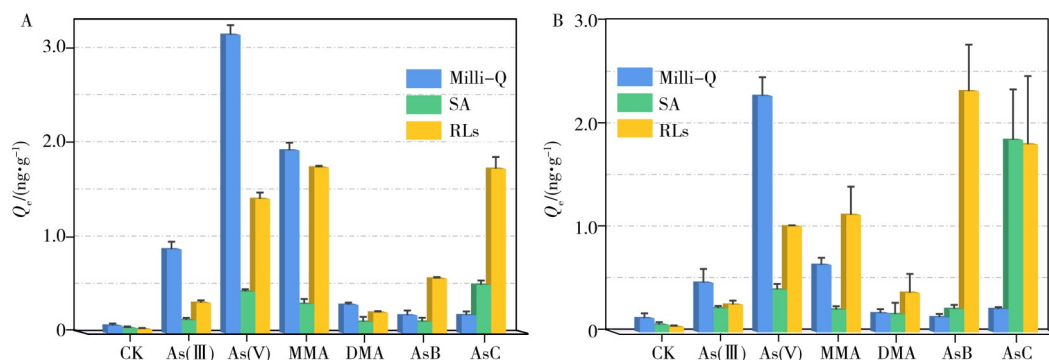


图1 SA与RLs对PS(A)与PET(B)吸附不同形态砷的影响

Fig. 1 Influence of SA and RLs on the adsorption of various arsenic species onto PS (A) and PET (B)

CK: blank control group; SA: sodium alginate group; RLs: rhamnolipid group; Milli-Q: ultrapure water group without SA and RLs (CK: 空白对照组, SA: 海藻酸钠组, RLs: 鼠李糖脂组, Milli-Q: 未加SA与RLs的超纯水组)

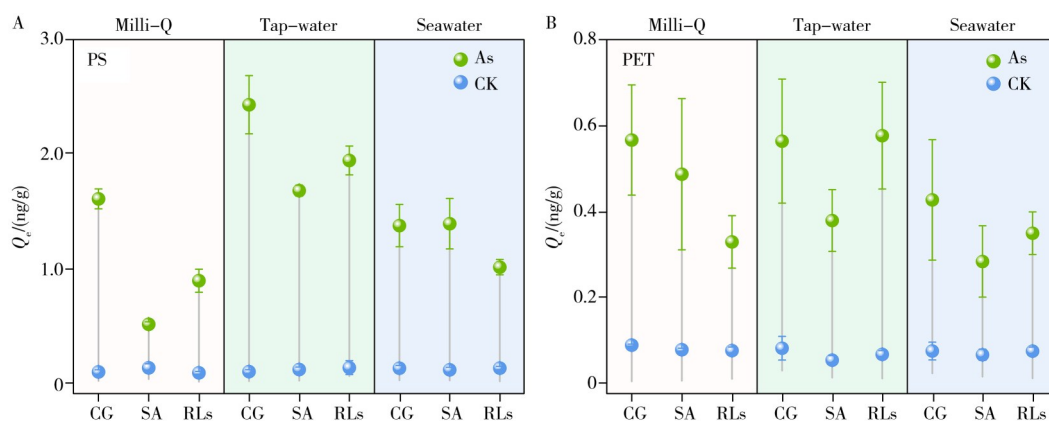


图2 SA与RLs在不同水体介质中对微塑料吸附As(III)的影响

Fig. 2 Effects of SA and RLs on the adsorption of As(III) onto microplastics in different aqueous media

A. PS, B. PET; SA: sodium alginate group; RLs: rhamnolipid group; CG: ultrapure water group without SA and RLs; As: with arsenic addition, CK: control group without arsenic (A. PS, B. PET; SA: 海藻酸钠组, RLs: 鼠李糖脂组, CG: 未加SA与RLs的超纯水组; As: 加砷, CK: 不加砷对照组)

研究结果显示，两种微塑料对As的吸附能力在自来水基底中普遍较高，海水中则因高离子强度和复杂离子组成的共同影响，吸附能力较自来水有所下降。自来水中适度的离子强度可压缩微塑料表面的双电层，降低颗粒间静电排斥力，从而促进微塑料聚集并改变其界面相互作用^[26]； Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等二价阳离子与微塑料及表面官能团形成的三元络合物，促进了吸附过程^[27]；水体环境的变化还会改变SA与RLs在微塑料表面的存在状态及其与金属的络合能力，盐度的升高会使RLs的临界胶束浓度(CMC)降低，减少其在微塑料表面的吸附量^[28]。而 Ca^{2+} 能与SA的羧基形成交联，诱导SA凝胶化或沉淀，降低其在微塑料表面的负载量，缓解其对砷吸附的抑制效应^[29]。本研究所设置的3种介质代表3类离子背景和有机质背景均不同的典型水环境，其差异是离子强度、离子组成及微量有机质共同作用的结果。

2.3 腐殖酸对SA-MPs及RLs-MPs体系吸附砷的影响

天然水体中广泛存在的溶解性有机质(DOM)是影响重金属环境行为的重要因素，DOM不仅可通过疏水作用、氢键或 π - π 相互作用竞争微塑料表面的吸附位点，还可通过络合作用改变重金属的化学形态与生物有效性^[14]。结果表明，HA可有效逆转SA与RLs对微塑料吸附砷的抑制作用。当SA或RLs存在时，两种微塑料对砷的吸附量均下降；在引入HA后，PS与PET对砷的吸附量出现不同程度的回升。在PS体系中，SA处理使砷吸附量从 (0.78 ± 0.01) ng/g降至 (0.23 ± 0.03) ng/g；加入HA后，吸附量回升至 (0.78 ± 0.06) ng/g(图3A)。PET体系中也呈现类似趋势，SA组的吸附量由 (0.40 ± 0.02) ng/g下降至 (0.16 ± 0.01) ng/g，加入HA后回升至约 (0.41 ± 0.06) ng/g(图3B)。

磷吸附量的回升趋势表明, HA 能够有效减弱 SA 和 RLs 对微塑料吸附 As 的抑制效应。HA 分子含有大量羧基、羟基等官能团, 可通过疏水作用和 π - π 堆积吸附于微塑料表面, 增加表面含氧官能团, 为砷提供新的吸附位点; 同时 HA 的加入可能抵消部分 SA 和 RLs 对微塑料表面吸附位点的屏蔽作用, 恢复原始吸附位点的可及性^[30-31]。此外, HA 分子会与砷发生络合作用, 形成 HA-As 复合物, 该复合物通过氢键与 π - π 相互作用被微塑料吸附, 增加表面含氧官能团, 提高界面亲和力^[32]。因此腐殖酸的存在可能改变微塑料对重金属的吸附能力, 并通过络合-桥接双重机制, 改变局部微环境, 增加重金属在微塑料上的吸附途径与容量, 影响重金属在水环境中的分布和归宿^[33]。

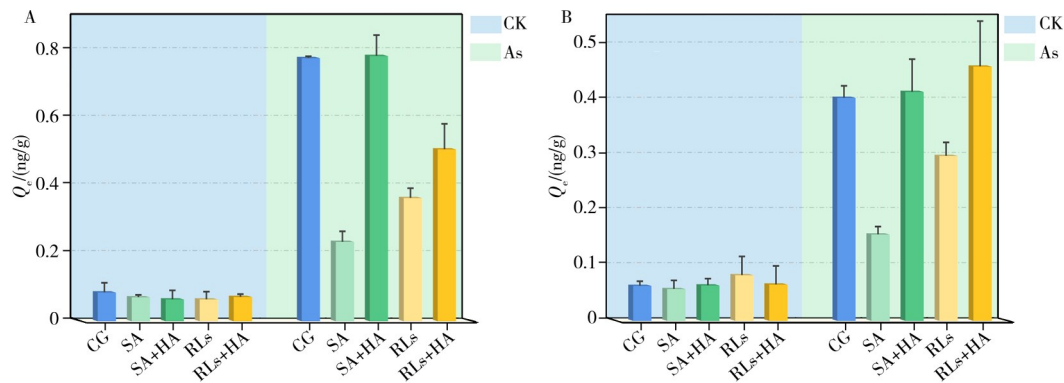


图3 腐殖酸作用下SA-MPs与RLs-MPs体系对As(III)的吸附特征

Fig. 3 As(III) adsorption characteristics of SA-MPs and RLs-MPs systems under humic acid influence

A. PS, B. PET; SA: sodium alginate group, RLs: rhamnolipid group, SA+HA: humic acid+sodium alginate group, RLs+HA: humic acid+rhamnolipid group, CG: ultrapure water group; As: with arsenic addition, CK: control group without arsenic(A. PS, B. PET; SA: 海藻酸钠组, RLs: 鼠李糖脂组, SA+HA: 腐殖酸+海藻酸钠组, RLs+HA: 腐殖酸+鼠李糖脂组, CG: 超纯水组; As: 加砷, CK: 不加砷对照组)

2.4 SA与RLs影响下的微塑料-砷复合体系风险评价

目前, 微塑料与重金属复合污染的风险评估尚处于探索阶段。Liu等^[34]基于微塑料比表面积来评估其吸附重金属复合风险的方法, Li等^[35]则综合考虑微塑料类型与形状及重金属种类的危害系数, 提出了综合污染的二维综合污染风险模型, 但两种模型均难以区分同种污染物不同形态的毒性差异。为系统评估PS和PET微塑料与SA与RLs共存体系中不同砷形态的毒性风险, 本研究引入TPI, 聚焦于吸附过程驱动毒性分配, 量化分析SA与RLs介入后不同微塑料材质及不同砷形态的毒性分配差异。

图4结果表明, 不同砷形态的毒性分配指数存在显著差异, 无机砷As(III)、As(V)为体系中主要的毒性贡献组分, 其TPI值显著高于有机砷形态, 该差异主要归因于无机砷的高毒性及高生物可利用性。其中, As(V)和As(III)在PS-Milli-Q体系中TPI值较高, 表明该条件下微塑料对无机砷的毒性放大效应显著; 而在SA与RLs介入吸附体系后, 两种无机砷的TPI值下降, 进一步说明SA与RLs可有效削弱微塑料对无机砷的富集倾向。在有机砷形态中, MMA在PS体系中的TPI值高于DMA、AsB和AsC; 而DMA、AsB、AsC在所有微塑料-模式组分体系中的TPI值均处于极低水平, 毒性风险较弱。这一结果表明, 有机砷的生态风险主要受限于其低毒性, 而非吸附行为的差异。在相同介质条件下, PS体系中As(III)、As(V)的TPI值普遍高于PET体系, 表明PS微塑料更易与高毒性无机砷结合并放大其毒性风险。而PET在所有砷形态下的TPI值均处于中低水平, 对砷毒性的调控作用较弱。在SA与RLs介入微塑料-砷体系后, 无机砷的TPI值均降低, 说明EPS组分可降低砷的生物可利用性与毒性分配水平, SA与RLs的存在可有效缓解微塑料-砷的潜在生态风险。

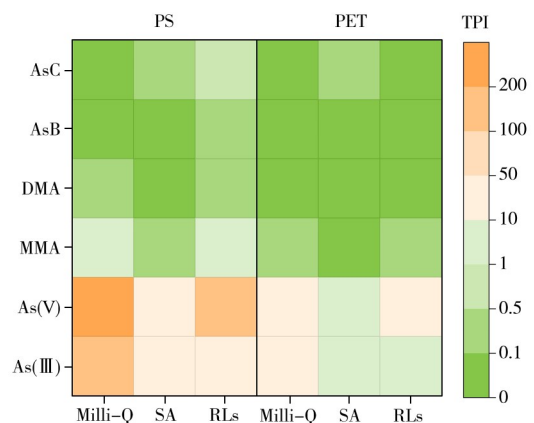


图4 SA与RLs影响下的微塑料-不同砷形态的毒性分配指数

Fig. 4 Toxic Partitioning Index of different arsenic species on microplastics under the influence of SA and RLs

传统单一污染物评估方法通常忽略不同污染物间的交互作用，难以准确反映微塑料与不同形态砷在真实环境中的复合污染风险。本研究基于生物膜模式组分、微塑料类型与砷形态的耦合关系及各形态砷的半致死浓度，构建以吸附驱动-毒性加权为核心的复合污染风险评估框架。通过综合微塑料的载体效应并区分不同砷形态的毒性贡献，提升了微塑料-砷联合毒性的预测能力，能够量化微塑料所负载污染物的潜在毒性风险。

3 结 论

本研究从复杂环境条件出发，系统探讨了影响典型糖脂类生物膜组分-微塑料-砷吸附体系的主要环境因子。结果表明，砷的不同形态在微塑料表面的吸附行为存在差异，SA与RLs对砷吸附具有形态选择性，砷的赋存形态是影响其与微塑料相互作用的关键因素。盐度变化可SA与RLs的调控效果，低盐环境中SA与RLs对As的吸附抑制作用较强，随着盐度升高，离子屏蔽效应与共存阳离子竞争共同改变微塑料表面的电荷状态，进而改变微塑料对As的吸附行为。天然有机质腐殖酸可通过改变界面反应环境，有效缓解SA与RLs对砷吸附的抑制作用。砷的环境赋存形态、盐度变化以及天然有机质是影响SA-MPs与RLs-MPs体系吸附砷的关键环境因子，砷不同形态所致的毒性差异将决定其吸附后的潜在生态风险，评价微塑料-砷复合污染时需综合考量多种环境因子的协同影响。本研究可为复杂水环境中微塑料-砷复合污染的精准风险评估与管控策略制定提供重要理论依据。

参考文献：

- [1] Li Z Y, Chen L, Gao W, Li Y, Li K, Liu Y Z, Gao Y. *Mar. Pollut. Bull.*, **2026**, 225: 119215.
- [2] Bhat A, Hara T O, Tian F R, Singh B. *Environ. Sci.: Adv.*, **2023**, 2(2): 171-195.
- [3] Yan C Z, Che F F, Zeng L Q, Wang Z S, Du M M, Wei Q S, Wang Z H, Wang D P, Zhen Z. *Sci. Total Environ.*, **2016**, 563/564: 496-505.
- [4] Liu Q R, Wu D J, Han J C, Wang J, Gu L, Zeng M Y, Zhang Z X, Chen Y H, Pan Y, Chen Y L, Chen Z, Yao W R. *J. Hazard. Mater.*, **2025**, 498: 139792.
- [5] Mora A, Dueñas-Moreno J, Mahlkecht J. *Curr. Opin. Environ. Sci. Health*, **2023**, 33: 100461.
- [6] Zettler E R, Mincer T J, Amaral-Zettler L A. *Environ. Sci. Technol.*, **2013**, 47(13): 7137-7146.
- [7] He S Y, Tong J, Xiong W P, Xiang Y P, Peng H H, Wang W J, Yang Y, Ye Y H, Hu M, Yang Z H, Zeng G M. *J. Hazard. Mater.*, **2023**, 442: 130078.
- [8] Flemming H C, Wingender J. *Nat. Rev. Microbiol.*, **2010**, 8(9): 623-633.
- [9] Gao X P, Guo C, Hao J J, Zhao Z, Long H M, Li M Y. *Int. J. Biol. Macromol.*, **2020**, 164: 4423-4434.
- [10] Arkhipov V P, Arkhipov R V, Petrova E V, Filippov A. *Magn. Reson. Chem.*, **2023**, 61(6): 345-355.
- [11] Peng C, Fan X, Xu Y J, Ren H Q, Huang H. *Chemosphere*, **2021**, 271: 129539.
- [12] Chen J Z, Qu C C, Lu M, Zhang M, Wu Y C, Gao C H, Huang Q Y, Cai P. *J. Hazard. Mater.*, **2023**, 456: 131651.
- [13] Liu S, Ma Y X, Liu H X, Wang S S. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, **2025**, 22(4): 2565-2576.
- [14] Rapljenović A, Viskić M, Frančišković-Bilinski S, Cuculić V. *Toxics*, **2024**, 12(11): 820.
- [15] Vimalnath S, Subramanian S. *Colloids Surf. B*, **2018**, 172: 60-67.
- [16] Chen Q G, Li Y J, Liu M, Zhu B K, Mu J, Chen Z. *Environ. Technol. Innovation*, **2021**, 22: 101456.
- [17] GB 3097-1997. Sea Water Quality Standard. National Standard of the People's Republic of China(海水水质标准. 中华人民共和国国家标准).
- [18] Zhang D, Li J X, Sun C J, Manullang C Y, Yin J X, Cao W, Jiang F H. *J. Hazard. Mater.*, **2025**, 488: 137234.
- [19] Abernathy C, Chakraborti D, Edmonds J S, Gibb H, Hoet P, Hopenhayn-Rich C, Howe P D, Järup L, Meharg A A, Moore M R, Ng J C, Nishikawa A, Pyy L, Sim M, Stauber J, Vahter M, Imray P, Tomaska L, Hughes D, Becking A A, Buckett K, Callan P, Hughes M F, Kenyon E M, Lewis D R, Younes M. Environmental Health Criteria for Arsenic and Arsenic Compounds. Environmental Health Criteria, No.224. Geneva: World Health Organization, **2001**.
- [20] Dong Y M, Gao M L, Song Z G, Qiu W W. *Chemosphere*, **2020**, 239: 124792.
- [21] Mamtimin X, Song W, Wang Y, Habibul N. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **2023**, 30(15): 44878-44892.
- [22] Ortega D E, Cortés-Arriagada D. *Chemosphere*, **2024**, 350: 141147.
- [23] Tan M M, Feng L J, Bian S Z, Duan J L, Li X H, Sun X D, Sun Y C, Wang S G, Yuan X Z. *ACS ES&T Eng.*, **2024**, 4(5): 1230-1239.
- [24] Parus A, Ciesielski T, Wozniak-Karczewska M, Lawniczak L, Janeda M, Slachcinski M, Radzikowska-Kujawska D, Owsianiak M, Marecik R, Loibner A P, Heipieper H J, Chrzanoski L. *Sci. Total Environ.*, **2024**, 912: 168382.
- [25] Wang Y, Chen X W. *Sci. Total Environ.*, **2023**, 901: 165941.

- [26] Li S C, Liu H, Gao R, Abdurahman A, Dai J, Zeng F. *Environ. Pollut.*, **2018**, 237: 126–132.
- [27] Li S, Yang M X, Wang H, Jiang Y Z. *Environ. Pollut.*, **2022**, 308: 119482.
- [28] Zhang Y, Placek T L, Jahan R, Alexandridis P, Tsianou M. *Int. J. Mol. Sci.*, **2022**, 23(19): 11090.
- [29] Liang X X, Chen S J, Liang Y X, Wang M M, Wang Q, Chen D X, Ma X, Ding H Y, Zhong H J. *Gels*, **2026**, 12(2): 182.
- [30] Dong Y M, Gao M L, Qiu W W, Song Z G. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **2021**, 28(45): 64503–64515.
- [31] Lu X T, Zeng F, Wei S Y, Gao R, Abdurahman A, Wang H, Liang W Q. *Sci. Rep.*, **2022**, 12(1): 8932.
- [32] Dong Y M, Gao M L, Qiu W W, Song Z G. *Environ. Sci.: Process. Impacts*, **2020**, 22(12): 2388–2397.
- [33] Chang B K, Yang T H, Fan S B, Zhen L M, Zhong X B, Yang F, Liu Y, Shao C, Hu F N, Xu C Y, Yang Y J, Dai Y C, Lv J L, Du W. *J. Hazard. Mater.*, **2025**, 487: 137050.
- [34] Liu Y, Zhang K, Xu S P, Yan M, Tao D Y, Chen L L, Wei Y, Wu C X, Liu G J, Lam P K S. *Gondwana Res.*, **2022**, 108: 171–180.
- [35] Li F P, Gong Y F, Yang X Y, Jiang Y C, Cen Y L, Zhang Z M. *Sci. Total Environ.*, **2024**, 944: 173602.

(责任编辑: 盛文彦)