微塑料环境赋存及其与有机污染物的作用机理研究进展

刘芃岩*, 孙启智, 刘璐, 雷源, 李畅孝, 刘章华

河北大学化学与环境科学学院, 保定 071002

*通讯作者, E-mail: hbupyliu@163.com

收稿日期: 2021-06-07; 接受日期: 2021-07-06; 网络版发表日期: 2021-09-02

国家自然科学基金(编号: 21377033)和河北省自然科学基金(编号: B2021201031)资助项目

摘要 微塑料(MPs)普遍存在于全球各种环境介质中, 可以吸附共存的污染物, 尤其是有机污染物, 进而改变其环境行为和毒性, 也可以通过吸附/解吸作用促进污染物在不同介质中的迁移. MPs与有机污染物的吸附影响因素及其作用机理是准确评估MPs和有机污染物环境风险的必要信息. 因MPs成分、结构、表面特征等的复杂性及其共存有机污染物的多样性使两者的相互作用十分复杂. 本文对MPs在环境介质中的赋存、迁移、吸附有机污染物的影响因素及其相互作用机理进行了系统总结, 以期为进一步评估MPs的环境行为和生态风险提供参考.

关键词 微塑料, 赋存, 有机污染物, 吸附, 作用机理

1 引言

微塑料(microplastics, MPs)已成为新的全球性环境污染物. MPs污染及其蓄积和运输环境中有机污染物的危害越来越受到关注. 由于粒径较小、比表面大, MPs可以从外部相(如环境水)中吸附和富集各种环境污染物, 包括微生物、重金属和有机化合物等. MPs在不同环境介质中迁移转化的同时, 不仅可以载带被吸附的污染物质在介质中迁移, 也可以通过解吸作用促进污染物在生物体和组织器官内的迁移或转化, 进而改变MPs本身及其所吸附污染物的环境行为和生态风险. 如果生物体摄入含有吸附污染物质的MPs, 被吸附的污染物有可能渗入组织, 导致长期的毒性问题. 因MPs大多疏水性强, 其对环境中有机污染物的吸附更

为典型. 诸多的证据表明, MPs的疏水性可使其潜在地从水中吸附各种疏水性有机物(hydrophobic organic chemicals, HOCs), 如雌二醇(E2)^[1]、多溴联苯醚(PBDEs)^[2]、全氟磺烷酸类^[3]、多氯联苯(PCBs)、多环芳烃(PAHs)、滴滴涕(DDT)、芳香烃族等持久性有机污染物(persistent organic pollutants, POPs)^[4]和药品及个人护理品(pharmaceuticals and personal care products, PPCPs)^[5]等污染物, 这也使MPs成为将有机污染物(organic pollutants, OPs)输送给生物体的重要载体^[6,7], 并可能使MPs与吸附的OPs形成的复合污染物(MPs-OPs)的毒性增强^[8]. 研究证实MPs吸附的污染物进入生物体内: Tanaka等^[9]在北太平洋北部采集的短尾海鸱(*Puffinus tenuirostris*)的腹部脂肪和胃中的MPs上同时检测出了两种多溴联苯醚, 而它的天然猎物中

引用格式: Liu P, Sun Q, Liu L, Lei Y, Li C, Liu Z. Research progress on environmental occurrence of microplastics and their interaction mechanism with organic pollutants. *Sci Sin Chim*, 2021, 51: 1206–1216, doi: [10.1360/SSC-2021-0139](https://doi.org/10.1360/SSC-2021-0139)

未被检出, 表明海鸥体内的PBDEs来自MPs.

MPs对OPs的吸附可能影响OPs在环境中的分布、生物利用度和毒性. 评估MPs、OPs及其复合污染物的生态风险需了解MPs对OPs之间的吸附影响因素、作用机理. 本文着重从MPs的性质(成分、结构、粒径等)、OPs的性质和环境介质性质(盐度、pH、共存污染物等)三方面, 就近几年MPs环境赋存现状、迁移以及吸附/解吸有机污染物的影响因素和作用机理进行了较为系统的评述, 旨在为环境中赋存MPs的生态环境风险和对人体健康影响的深入研究提供参考.

环境中常见的和本文涉及的NP/MPs颗粒种类包括: 聚乙烯(polyethylene, PE)、聚丙烯(polypropylene, PP)、聚苯乙烯(polystyrene, PS)、聚氯乙烯(polyvinyl chloride, PVC)、聚酰胺(polyamid, PA)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(polyethylene terephthalate, PET)、聚氨基甲酸酯(polyurethane, PUR)、聚甲基丙烯酸甲酯(poly-methyl methacrylate, PMMA)和聚乳酸(poly-lactic acid, PLA).

2 微塑料赋存现状及其来源简介

2004年Thompson等^[10]在*SCIENCE*杂志上首次提出微塑料的概念, 但当时未引起足够的关注, 直到2014联合国环境规划署才将海洋塑料垃圾污染列为“十大新兴环境问题之一”, 并形成了关于海洋塑料碎片问题的全球决策治理结构^[11]. 由此MPs的污染问题在全球开始受到广泛关注, MPs也因此成为了新兴有机污染物^[12]. 随着研究的广泛开展, 人类意识到MPs已无处不在^[13-15], 与人类活动相关联的海洋、地表水、废水、土壤、沉积物、空气、食物和瓶装水中都检测到了MPs^[16-19]. 生物体内(据统计, 已在323种海洋鱼类^[20]、80种海鸟^[21]、6种海龟^[22]), 甚至在人类粪便中^[23,24]也有检出, 而在远离人类活动范围的偏远地区, 如南极洲^[25,26]、北极^[27,28]或深海^[29]中以及20%的南极企鹅体内有MPs存在^[30].

这些人为产生的MPs来自于初级源和次级源. MPs的初级来源主要是在生产中被制成微米级的MPs颗粒, 作为工业或家用产品的一部分, 如洗涤剂、去皮剂、牙膏、化妆品等^[31]. 此外, MPs也包括微纤维、微橡胶, 当微纤维从制备、纺织品的生产、使用或洗涤过程中脱离, 并以纤维尺度小于5 mm的状态进入环境

中, 即成为MPs颗粒; 车行驶过程中轮胎被磨损后形成的微粒等. 次级来源是全球每年丢弃的超过3亿吨的塑料垃圾^[32], 经过机械破碎、光辐射、氧化、生物等过程, 进一步降解并破碎成更小的塑料碎片、颗粒或纤维, 从而形成MPs. MPs随自然因素的变化或人为活动进入水环境、土壤环境和大气环境中, 并在环境介质和生物体中迁移和转化. 水环境中MPs主要来源于市政排水管网、家庭活动、航运、旅游业等^[33,34], COVID-19的大流行意外增加了MPs的产生, 其中机洗合成纺织品是MPs的最大来源^[33,35,36]. 陆地环境中的MPs主要来自农业塑料薄膜残留、堆肥、污泥的应用、废水灌溉和汽车轮胎碎片等. 此外, 地表径流和大气沉降也有贡献. 在大气中MPs主要来源于合成纤维(如衣服、软地毯和窗帘)或涂层材料^[37]、合成橡胶轮胎的侵蚀^[38]和城市灰尘^[39]等, 其他可能来源包括建筑材料、工业排放物、房屋家具中的塑料碎片、颗粒再悬浮、交通颗粒、废物焚烧、滚筒干燥机废气等. MPs在水土气三大环境中存在着循环交换过程^[40]. 地面环境中的MPs被地表径流冲刷流入水环境中; 灌溉和污泥的应用将水中的MPs引入了陆地环境; 由于降雨、降雪等天气, 大气中的MPs将沉降到水环境和陆地环境中; 或者陆地和水面上的MPs将在空气中重新悬浮, 通过整合文献^[40,41]资料, 画出了MPs在河流、土壤、海洋、大气等介质中的迁移途径示意图, 如图1.

3 MPs与有机污染物的吸附及其影响因素

3.1 MPs吸附有机污染物的研究现状

MPs具有持久性、广泛性, 是水环境有毒有机化合物的潜在载体^[10,42,43]. 由于有机化学品的疏水性使它们易吸附到MPs上^[44], 从天然水环境(如海洋)中回收的塑料颗粒上检测出的污染物浓度比水相中的浓度高出数倍^[45,46], 而疏水性有机污染物的浓度可比水中的高出几个数量级^[46], 不仅水中MPs可以吸附PAHs^[13]、POPs^[14]、PPCPs^[5]等, 而且从海滩采集的MPs样品中发现有大量的壬基酚(NP)和PCBs^[47]、PAHs^[48]以及DDT等卤代有机污染物, 并在常见的几种材质的MPs (PE、PP、PS)以及纤维中都检测出了POPs, 尤其是黑色老化的塑料对PAHs和PCBs的吸附量很高^[13,49]. 而且, 无论OPs环境背景浓度的大小, MPs均可将其吸附^[50].

图1 MPs在不同环境介质中的迁移途径(网络版彩图)

Figure 1 Migration pathways of MPs in different environmental media (color online).

现有研究已证实,塑料微粒的疏水性和粒径大小是影响其吸附的主要因素,而对于老化的塑料微粒则是氢键、亲水性的改变和比表面积的增加; pH和盐度对吸附的影响是通过改变MPs和污染物的电荷状态而影响其相互作用的^[51]。

3.2 MPs对有机污染物吸附影响因素

3.2.1 MPs成分及结构对吸附的影响

不同成分MPs对于同一种有机污染物的吸附强度不同。MPs的成分差异最直接地体现在其聚合物结构单元中含有的官能团上,单元化合物的性质可以决定MPs与OPs的吸附作用机理,进而对不同性质的OPs表现出不同的吸附能力。

依据“相似相溶”原理,聚合物更易吸附与其单元结构相似的污染物。例如,PS微粒中含有的苯环使其可能与有机污染物形成 π - π 键,从而增加吸附强度,相比于PE和PP微粒,海水中的菲最容易被吸附在PS表面,其吸附系数(K_d)相差一个数量级^[52]。同理,在PS、

PUR、PVC和PE四种MPs中,PS对甲苯的吸附性能最强,推测是甲苯与PS之间形成了较强的 π - π 键^[53]。通过五种抗生素在五种塑料微粒PE、PS、PP、PA、PVC上的吸附实验,发现PA对抗生素的吸附能力强于其他四种塑料微粒的吸附能力^[54],这是因为PA中含有的杂原子O和N增加了与抗生素形成氢键的可能性。MPs结构单元的性质可以决定MPs与有机污染物的吸附作用机理,从图2可知MPs与化学污染物之间的吸附作用主要有 π - π 键、氢键、静电引力和吸附位点竞争等^[51]。

3.2.2 聚合物结构特征对吸附的影响

除了聚合物的成分外,聚合物结构特征(结晶度、橡胶或玻璃状态)也与其吸附性能紧密相关^[55],如结晶度的增加会导致污染物进入聚合物基质的能力和吸收速率降低;聚合物链之间的距离越大,化学物质扩散到基质中或通过基质越容易,吸附能力越强。相同组成但不同结构域的PE对菲、林丹和萘的有机碳含量归一化吸附系数(K_{oc})随着结晶度的降低而增加,表明聚合

图 2 MPs与化学污染物(CP)之间的主要吸附机理^[51] (网络版彩图)

Figure 2 The main adsorption mechanism between MPs and chemical pollutants^[51] (color online).

物中橡胶结构域的流动性和丰度调节了疏水性有机物的吸附^[56]。三种塑料微粒(PE、PS、PVC)对芘的吸附去除研究发现PE具有较多的无定形结构,比表面积较其他两种微粒大、结晶度低,比结晶度较高的PS、PVC更易吸附水中的芘^[57]。通过雌二醇在十种不同MPs上的吸附能力的差异(富集系数从10至10000之间),可知MPs的结构组成对吸附影响较大:PA>高密度/线性低密度聚乙烯(HD/LLD-PE)>PP>低密度/中密度聚乙烯(LD/MD-PE)>PS>聚碳酸酯(polycarbonate, PC)>PMMA>PVC,这主要是由于MPs的聚集态结构、结晶度、玻璃化转变温度(T_g)的不同所致。此外,即使是化学成分或一级结构相同的MPs(即三种PEs)的物理性质也具有差异性,导致其对E2的吸附能力也存在明显的差异^[1]。

3.2.3 污染物的性质对吸附的影响

研究表明,不同有机污染物在同种MPs上的吸附行为不同,有机污染物的吸附强度与污染物的吸附/分配系数(K_d)有关^[58,59], K_d 值取决于聚合物表面和有机污染物之间的疏水性^[5,60,61]。磺胺甲噁唑(SMX)在PA上的吸附容量最高(2.36 mg/g),其 K_d 值也是六种MPs中最高的(284 L/kg),在PE、PS、PET、PVC、PP上的 K_d 值为22.2~30.9 L/kg^[62]。有机物的疏水性常用辛醇分配系数(K_{ow})表示,因此, K_d 与 K_{ow} 存在正相关关系,所以根据 K_{ow} 值的大小也可以推测污染物在疏水性MPs上被吸附性能的强弱。例如,三种典型抗生素SMX、磺胺二甲嘧啶(SMT)和头孢菌素C(CEP-C)log K_{ow} 值分别为0.89、0.14和-2.4,它们在海水天然老化的塑料PS上

的吸附量SMX>SMT>CEP-C,符合log K_{ow} 值的顺序,说明高log K_{ow} 值的污染物对PS具有高的亲和力^[63]。 K_d 除了受污染物本身的 K_{ow} 制约外,MPs的颗粒大小、形态和表面积也会影响 K_d 值^[53]。

由于不同MPs与OPs的吸附机理不同,MPs对不同OPs的吸附强度也不同。一般来说,有机污染物的疏水性是影响其吸附强弱的关键因素,疏水性强的OPs更容易被吸附在MPs表面;结构中含有苯环的有OPs更容易被PS吸附;带电荷的可解离OPs更容易被带异种电荷的MPs吸附。对于抗生素等可解离的有机污染物,由于静电作用的影响,不同解离形态的抗生素在同种MPs表面的吸附强度也有所不同^[54]。

3.2.4 MPs表面风化/老化影响

在环境中长期存在的MPs表面会有不同程度的风化,这将影响MPs颗粒中介孔/裂纹的尺寸和形状,从而改变MPs的比表面积;风化也会影响MPs表面的氧化程度,改变表面的官能团组成和带电性^[64]。塑料老化后,表面引入了多种含氧官能团,包括C=O、C-O、-OH和-COOH等,使聚合物的表面极性增加^[65],羰基指数(carbonyl indices, I_{co} ;被应用于表征MPs老化程度)增加^[66]。经过模拟自然老化过程处理后PS的羰基指数从0.183提高到0.387,增加明显^[67]。

Hüffer等^[68]采用双氧水和紫外光照射对PS进行表面老化,发现老化过程中PS颗粒表面出现微小裂纹,并使表面氧化,形成了-OH、C-O和C-OH等官能团;同样地,PE表面的氧化增加了C=O和-OH等官能团,使其在海水条件下呈现负电性,可以通过静电相互作用增强对带正电荷的有机污染物吸附而排斥带负电荷的有机物,而且天然侵蚀可以增加PE的比表面积,为吸附提供更多的位点^[69]。从海滩中采集的风化PS颗粒因具有更大的比表面积、更多的微孔和氧化程度增强,对四环素表现出更强的吸附能力(是未风化PS的2倍)^[70]。老化的等规聚丙烯(isotactic polypropylene, iPP)对三氯生的吸附能力高于未老化的iPP,且随着离子浓度的增加,吸附亲和性增强^[71]。

多数相关研究表明MPs老化后吸附能力增强^[71~73],可降解MPs(PLA)也有类似的结果,可能的原因是玻璃化转变温度及表面结构的改变^[73],另外,老化作用会改变MPs的结晶度,从而影响其吸附性能^[74]。

虽然多数研究结果表明, 风化使MPs对OPs的吸附能力增强, 但是由于污染物性质各异, 影响结果以及吸附机理不尽相同: 风化后的纳米PS颗粒使环丙沙星的吸附速率常数明显提高, 推测是由于额外的含氧基团引起的更强的静电吸引力和氢键作用力, 但是, 使双酚A的吸附速率降低了, 这可能是由于表面不平整的空间位阻所致^[67], 而MPs表面因风化作用增加了含氧官能团, 使其亲水性增强, 导致其对疏水性有机污染物的 K_d 值降低了一个数量级^[68].

3.2.5 MPs粒径的影响

一般来说随着MPs的粒径变小, 表面积会增大, 可提供更多的吸附位点, 从而增加对OPs的吸附量. PP-MPs在模拟海水中吸附3,6-二溴吡啶和1,3,6,8-四溴吡啶, 吸附能力随粒径的减小而增大^[75], 但并非一直增大. 粒径在0.15~5.00 mm范围内PP吸附三种合成麝香的吸附量随粒径的增大显著减小^[76], 但是当粒径小到一定程度(纳米或更小)时, 会因颗粒的团聚效应而减少吸附, 粒径从170 μm 减小到50 nm时, 菲和硝基苯的 $\log K_d$ 值均先增大后减小, 菲和硝基苯由微米向亚微米级PS (30 μm ~235 nm)转化时, 吸附逐渐增强, 但当PS的粒径为50 nm时, $\log K_d$ 值显著降低, 这是由于纳米PS的团聚作用降低了对菲和硝基苯的吸附能力^[4]. 因此, 粒径对MPs吸附OPs的影响是尺寸效应和团聚作用的综合结果.

持久性有机污染物是典型有机污染物的代表, 通过MPs与POPs的作用因素, 可对MPs与有机污染物之间的作用机理有所了解, 如图3所示^[77].

3.2.6 环境介质对吸附的影响因素

环境介质包括盐度、pH、温度、共存污染物等, 这些因素的影响因MPs的结构组成以及被吸附污染物的性质而有不同的影响效果.

(1) 盐度是不同水环境中差异最大的性质之一. 一方面, 盐析作用降低了OPs的溶解度进而促进其在MPs表面的吸附^[78,60]. 例如, 在高盐度水中, 盐析效应诱导了三氯生从水中沉淀, 从而促进其在MPs上的分配^[74]; 全氟辛烷磺酸(PFOS)在PE和PS微粒上的吸附量随着NaCl和CaCl₂浓度的增加而增大^[3]. 另一方面, Na⁺和Ca²⁺还可以通过静电作用吸附于MPs表面从而降低MPs有效吸附位点的数量, 同时Na⁺还可以通过取代

图3 MPs与POPs作用的影响因素^[77] (网络版彩图)

Figure 3 Influencing factors of the interaction between MPs and POPs [77] (color online).

MPs表面酸性官能团中的H原子来抑制氢键的形成^[54], 进而降低MPs对OPs的吸附量.

此外, 一些研究表明盐度不会对吸附产生显著影响. 例如, 盐度的增加对一氯酚在PET上的吸附、菲在PVC和PE上的吸附、2,2',4,4'-四溴联苯醚(BDE-47)在PE和PS颗粒上的吸附影响不大^[79~81].

(2) MPs对极性(或亲水)有机物的吸附/解吸受介质pH的影响较大, 水环境的pH值可以通过改变MPs和OPs的质子化程度使其呈现出不同的带电性, 进而影响两者的吸附作用. PE和PS对亲水污染物PFOS的吸附量随着pH值的降低而增加, 这是由于较低pH条件下PE表面质子化呈正电性, 易于吸附阴离子形态的PFOS^[3]. 而pH值的增加使诺氟沙星和左氧氟沙星在纳米PS和羧基化的PS上的吸附量先增大后减小, 这是由于两种氟喹诺酮类药物在不同pH值下具有相反的电荷^[82], 在酸性或碱性溶液中可发生电离, 增加其水溶性, 它在PA、PE、PET、PS、PVC和PP六种MPs上吸附的主要机理可能是静电作用和氢键.

(3) 共存有机物对MPs的吸附影响或协同或拮抗^[13,83]. 它不仅可以通过竞争作用抑制吸附^[60,81], 还可能通过包裹MPs增加其表面的有机官能团, 而增加对有机污染物的吸附^[75].

(4) 不同温度下有机污染物的分配系数也会不同^[84,85], 从而影响吸附和解吸. 吸附热力学研究表明, 高温有利于吸附, 吡虫啉、噻吩磺酮、苯醚甲环唑三种农药在PP上的吸附属于自发吸热过程, 温度升高有利于吸附^[86].

除以上影响因素外, MPs的颜色、结晶度、玻璃化转化温度等因素也影响吸附. MPs的颜色与塑料颗粒的风化程度有关^[87]; 玻璃态的聚合物更容易凝聚和交联, 使附质不易扩散进入其结构内, 而橡胶态塑料则具有更高的自由体积, 其对OPs的吸附性能要比玻璃态塑料高^[88,89].

3.3 MPs吸附有机污染物的机理

目前, 研究一致认为, 疏水性是MPs吸附有机污染物的关键因素. 例如, Lee等^[52]、Hüffer等^[53]和Velzeboer等^[60]均发现, 有机污染物在MPs表面吸附的 $\log K_d$ 值与其正辛醇水分配系数($\log K_{ow}$)呈正相关, 这说明疏水性的重要性.

K_d 是OPs在MPs和水相的平衡分配系数, 是表征MPs对OPs吸附能力的重要参数. 其计算公式^[90]如下:

$$K_d = \frac{C_{MP}}{C_w},$$

式中, C_{MP} 和 C_w 分别为化合物在MPs相与水相达到分配平衡时的浓度; 若 C_{MP} 和 C_w 的单位分别为ng/kg和ng/L, 则 K_d 的单位为L/kg.

通过两种MPs颗粒(PE和PS)吸附19种不同的污染物(农药、PPCPs)的研究, 结果也证明相比于中性物质, 疏水性化合物更易于吸附到塑料颗粒上^[91]. 此外, 静电作用^[13]、氢键^[54]也是重要的影响因素. π - π 键是PS吸附芳香性化合物的重要机理^[92], 而亲水性的SMX吸附到疏水性的PE颗粒表面主要是由范德华力引起的^[93]. 通过PVC对不同双酚类污染物(BPA、BPS、BPF、BPB、BPAF)的吸附机理的研究, 表明双酚类化合物在PVC上的吸附具有良好的疏水相互作用, 静电斥力对其有明显的抑制作用. 此外, 非共价键(氢键和卤素键)可以促进双酚类物质在PVC上的吸附^[94]. 而不同种类的MPs对双酚A的吸附和释放结果表明, PA和PUR对双酚A的吸附能力最高, 且几乎不可逆, 这可能是氢键作用的结果, 而玻璃态PE、PVC、PMMA和PET表现出低的吸附能力和部分可逆性^[95].

扩散作用和分子间的范德华力是OPs在MPs表面吸附的主要驱动力^[70,80], 各种吸附机理的贡献由MPs、OPs和水环境的性质共同决定. BPA吸附在老化的纳米PS上的吸附受空间位阻的影响, 吸附过程包括内部粒子扩散、外部粒子扩散和液膜扩散; Freundlich

模型可以更好地说明老化的纳米PS的等温线, 表明老化后孔隙和裂纹产生了多层吸附, 吸附过程主要受物理和非共价相互作用的影响^[67].

一般来说, 当有机污染物和MPs表面都是疏水性时, 疏水相互作用是主要的吸附机理, 而亲水性SMX在PE上的吸附动力学和等温线符合拟二级模型($r^2 = 0.98$)和线性模型($r^2 = 0.99$), 表明吸附过程为分配起主导作用, 它们的主要结合机理可能是范德华力. 同理, 亲水性PFOS和磺胺甲噁唑, 主要以阴离子形式存在, 它们在PE上的吸附等温线与 K_d 值较低(<50 L/kg)的线性模型非常吻合, 说明是范德华力起作用^[61]. SMX在MPs周围液膜中的扩散是吸附过程中最慢的一步, 这可能与MPs表面的疏水性有关, SMX是一种亲水性化合物($\log K_{ow} < 2$), 因此, SMX向MPs疏水表面的扩散更为困难和耗时^[62].

两种氟喹诺酮类药物诺氟沙星(NOR)和左氧氟沙星(LEV)在聚苯乙烯纳米粒子(nano-PS)和羧基化聚苯乙烯纳米粒子(nano-PS-COOH)上的吸附行为表明, 吸附等温线是非线性的, 符合Langmuir模型, 它们的相互作用, 包括极性相互作用、静电作用和氢键, 与相对较亲水的纳米PS-COOH对NOR和LEV($\log K_{ow}$ 分别为0.8和0.4)具有更强的吸附亲和力, 说明了极性相互作用在吸附中的重要性^[82].

农药在MPs上的吸附过程遵循Freundlich等温线模型和拟一级动力学模型, 表明其为多层吸附, 主要受物理作用控制, 主要的吸附机理是表面吸附^[86]. 通常情况下, 如果拟一级动力学能够很好地解释吸附数据, 物理过程可能是吸附的速率限制步骤, 而如果拟二级模型能够很好地拟合吸附数据, 化学吸附可能是主要的吸附机理^[96]. MPs吸附有机物的机理总结见表1.

4 有机污染物在MPs上的解吸

通常情况下, 在相同环境介质中, 疏水性更强、更容易被MPs吸附的OPs不易从MPs表面解吸, 同样地, 吸附能力更强的MPs在相同条件下的解吸强度相对更弱^[105]. 有机污染物在MPs表面的解吸强度还受到介质性质的显著影响. 例如, 模拟生理条件下持久性有机污染物在PE和PVC表面的解吸强度是海水中的30倍^[83], 肠道表面活性剂、低pH值和高温可以促进解吸过程的发生^[106]; Coffin等^[107]的研究同样表明

表 1 MPs吸附有机污染物的动力学和热力学模型^{a)}

Table 1 Kinetic and thermodynamic models for adsorption of organic pollutants by MPs

MPs类型	有机污染物	动力学模型(R^2)	等温线模型(R^2)	参考文献
PE	三氯苯(1,2,3-TeCB, 1,3,5-TeCB, 1,2,4-TeCB)、五氯苯(PeCB)、六氯苯(HeCB)、氟乐灵(TFL)	PSOM (>0.98 ^{b)})	L (0.919–0.996 ^{b)}); F (0.889–0.996) D-R (0.890–0.999); T (0.769–0.991)	[97]
PET	4-氯酚(MCP)、2,4-二氯苯酚(DCP)、2,4,6-三氯酚(TCP)	PFOM (0.818–0.945) PSOM (0.973–0.996 ^{b)})	H (0.928–0.998); L (0.989–0.997) F (0.978–0.997)	[79]
PS	己唑醇(HEX)、腈菌唑(MYC)、三唑醇(TRI)	PFOM (0.7822–0.9064) PSOM (0.9980–0.9993 ^{b)})	H (0.9650–0.9898); L (<0.8357) F (0.9966–0.9982 ^{b)})	[98]
PBS、PCL、PU、PS	菲(PHE)、芘(pyrene)、1-硝基萘和1-萘乙胺(1-nitronaphthalene)、(1-naphthylamine)	PFOM (0.887–0.999) PSOM (0.889–0.999 ^{b)})	H (>0.946 ^{b)}); F (>0.945 ^{b)}) PU对菲和芘的吸附符合Langmuir	[99]
PE	吡虫啉(imidacloprid)、噻嗪酮(buprofezin)、苯醚甲环唑(difenoconazole)	PFOM (0.9304–0.9982 ^{b)}) PSOM (–0.1178–0.8186)	H (0.9280–0.9851) F (0.9509–0.9940 ^{b)})	[86]
PE、PS、PET、PVC、PA、PLA	石油烃	PFOM (0.930–0.991) PSOM (0.956–0.999 ^{b)})	H (0.969–0.994); L (0.943–0.997) F (0.966–0.999 ^{b)}); D-R (0.707–0.986)	[55]
PS、PP、PE、PVC、PET	阿莫西林(amoxicillin) 苯酚(phenol)	PFOM (0.865–0.995) PSOM (0.893–0.997 ^{b)})	L (0.971–0.999 ^{b)}) F (0.673–0.996)	[96]
PS、PS-COOH	带电荷基团的NAP衍生物(–NH ₂ 、–OH、–COOH)	PSOM (0.930–1.000 ^{b)})	H (0.937–0.981)	[100]
PE、PVC、PBS	三唑酮(triadimefon)、苯醚甲环唑(difenoconazole)	PFOM (0.966–0.996) PSOM (0.992–0.999 ^{b)})	H (0.983–0.999 ^{b)}) L (0.961–0.9950)	[101]
等规PP	三氯生(TCS)	PFOM (0.98±0.01 ^{b)}) PSOM (0.95±0.01)		[71]
PE	磺胺甲噁唑(SMX)	PFOM (0.966) PSOM (0.979 ^{b)})	H (0.985 ^{b)}) F (0.958)	[61]
PS、PE	磺胺甲噁唑(SMX)、磺胺二甲嘧啶(SMT)和头孢菌素C(CEP-C)	MO (>0.860)	H (0.920–0.992 ^{b)}) L (<0.874) F (0.841–0.988)	[63]
PE、PP、PS、PA	BDE-47、BDE-99、BDE-153	PFOM (0.3676–0.9675) PSOM (0.9968–0.9999 ^{b)})	H (0.9693–0.9990); L (0.083–0.7140) F (0.9900–0.9996 ^{b)}); D-R (0.9659–0.9887); T (0.9454–0.9809)	[102]
PE	原油	PFOM (0.975–0.997 ^{b)}) PSOM (0.975–0.997 ^{b)}) W-M (0.301–0.499)	H (0.530–0.984) L (0.976–0.998) F (0.984–0.999)	[103]
PE	磺胺甲噁唑(SMX)、普萘洛尔(PRP)、舍曲林(SER)	PFOM (0.960–0.996) PSOM (0.980–0.999 ^{b)})	H (0.912–0.989) F (0.976–0.995)	[104]

a) PFOM: 拟一级动力学模型, 若动力学数据符合PFOM, 则说明该吸附过程可能受物理作用控制。PSOM: 拟二级动力学模型, 若动力学数据符合PSOM, 则说明该吸附过程受化学作用控制, 而不是受物质传输步骤所控制。W-M: Webber-Morris模型, 其假设: (1) 液膜扩散阻力可以忽略或液膜扩散阻力只有在吸附初始阶段的很短时间起作用; (2) 扩散方向随机, 吸附质浓度不会因颗粒位置的变化而改变; (3) 内扩散系数为常数, 不受吸附时间和吸附位置的影响。若吸附过程存在颗粒内扩散, 则 Q_t 对 $t_{1/2}$ 呈线性关系, 且若该直线通过原点, 则吸附过程主要由颗粒内扩散控制, 否则为其他吸附机制伴随着内扩散进行; MO: Mixed-order (MO) kinetics model, 可表示吸附过程的任何阶段, 且溶液中初始吸附质浓度无要求。考虑到传质步骤, 吸附质的扩散和/或吸附质在活性中心上的吸附是吸附过程的主导因素。H: Henry模型, 吸附机理主要为分配作用。L: Langmuir模型, 该模型能较好的代表当固体表面相当均匀, 且吸附限于单分子层时的吸附。F: Freundlich模型, n 表示吸附指数; $1/n$ 值一般在0~1之间, 表示浓度对吸附的影响程度, $1/n$ 值越小, 吸附性能越好, 当 $0.1 < 1/n < 0.5$ 时, 说明吸附过程容易发生, 而当 $1/n > 2$ 时, 则表明该吸附过程较为困难。D-R: Dubinin-Radushkevich模型, 若 $E < 8$ kJ/mol, 说明吸附过程以物理吸附为主; 若 $8 < E < 16$ kJ/mol, 说明吸附机理主要是离子交换; 若 $E > 16$ kJ/mol, 则该吸附过程以化学吸附为主。T: Temkin模型, 可以评价吸附剂-吸附质相互作用的吸附电位。b) 拟合度最适模型。

消化道环境可以增加雌激素类物质的解吸程度. 吸附解吸是可逆的, 而且当温度由2°C升高到40°C时, 化学物质释放的百分比增加了1.3到7.9倍, 释放很大程度上依赖于pH^[96]. 表面风化可以通过增强有机污染物在MPs表面的解吸滞后现象减慢其解吸过程. 对于极性的4-壬基酚, 该影响的主要作用机理为表面风化加强了有机物与MPs的相互作用; 而对于强疏水性的芘, 风化作用可以增加MPs的孔面积进而减慢芘从多孔体系向水介质的扩散速度^[108]. 总之, 一般吸附越强解吸越慢.

5 总结与展望

遍布于全球各区域的MPs可以从环境介质中吸附和富集各种类型的化学污染物及病原体生物污染物, 尤其是对有机污染物的吸附, 富集倍数可达到几个数量级. 影响MPs与OPs的吸附/解吸作用的因素主要有: MPs的成分、结构特性及粒径, 被吸附有机物的结构性质以及环境介质的pH、盐度和温度等; 吸附作用的强弱依据“相似相溶”原理, 其间的作用有 π - π 键、氢键、静电相互作用和范德华力. 由MPs与OPs的吸附热力学和动力学模型可知: 吸附机理有受物理因素控

制的拟一级动力学模型, 也有受化学因素控制的拟二级动力学模型; 有单分子层吸附, 多分子层非均匀吸附; 有吸附主导的作用机理, 也有分配主导的作用机理. 各种吸附机理的贡献由MPs、OPs和介质的性质共同决定. 总之, MPs与有机物之间的吸附/解吸作用受控因素较多, 而且往往多种因素联合作用, 致使吸附机理复杂多样, 目前的研究和认识还较浅显, 未知因素较多, 尚需进一步深入研究. (1) 有关MPs吸附污染物的研究, 多是在实验室条件下进行的, 所用MPs也是实验室制备的, 与实际环境条件和环境中的MPs均存在较大的差异, 致使研究结果与实际情况有较大的差距. (2) 环境有机污染物种类繁多, 结构复杂, 相比之下吸附机理涉及的污染物种类还很少, 因此应拓展污染物的种类研究, 使吸附机理更加完善和接近实际状况. (3) MPs与OPs的作用机理制约着MPs和被吸附污染物的生态效应, 建立能够准确描述机理的模型, 使其更加有效地反映出MPs与OPs之间的作用, 以便准确地评估其生态风险. (4) 建立准确的示踪检测方法. MPs可以作为水环境中污染物运输的重要载体, 复合污染物MPs-OPs在环境介质间的迁移转化过程中, 被吸附污染物与环境中污染物容易混淆, 利用示踪检测技术可以弥补此缺憾.

参考文献

- 1 Liu X, Xu J, Zhao Y, Shi H, Huang CH. *Chemosphere*, 2019, 226: 726–735
- 2 Gaylor MO, Harvey E, Hale RC. *Environ Sci Technol*, 2013, 47: 13831–13839
- 3 Wang F, Shih KM, Li XY. *Chemosphere*, 2015, 119: 841–847
- 4 Wang J, Liu X, Liu G, Zhang Z, Wu H, Cui B, Bai J, Zhang W. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2019, 173: 331–338
- 5 Wu C, Zhang K, Huang X, Liu J. *Environ Sci Pollut Res*, 2016, 23: 8819–8826
- 6 Batel A, Borchert F, Reinwald H, Erdinger L, Braunbeck T. *Environ Pollution*, 2018, 235: 918–930
- 7 Koelmans AA, Bakir A, Burton GA, Janssen CR. *Environ Sci Technol*, 2016, 50: 3315–3326
- 8 Rainieri S, Conlledo N, Larsen BK, Granby K, Barranco A. *Environ Res*, 2018, 162: 135–143
- 9 Tanaka K, Takada H, Yamashita R, Mizukawa K, Fukuwaka M, Watanuki Y. *Mar Pollution Bull*, 2013, 69: 219–222
- 10 Thompson RC, Olsen Y, Mitchell RP, Davis A, Rowland SJ, John AWG, McGonigle D, Russell AE. *Science*, 2004, 304: 838
- 11 UNEP Year Book 2014: Emerging issues in our global environment. <https://www.unep.org/resources/report/unep-year-book-2014-emerging-issues-our-global-environment-0>
- 12 Wang J, Peng C, Li H, Zhang P, Liu X. *Sci Total Environ*, 2021, 773: 145697–145709
- 13 Wang W, Wang J. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2018, 147: 648–655
- 14 Barletta M, Lima ARA, Costa MF. *Sci Total Environ*, 2019, 651: 1199–1218
- 15 Prata JC, da Costa JP, Duarte AC, Rocha-Santos T. *TrAC Trends Anal Chem*, 2019, 110: 150–159
- 16 Barceló D, Picó Y. *J Environ Chem Eng*, 2019, 7: 103421
- 17 Toussaint B, Raffael B, Angers-Loustau A, Gilliland D, Kestens V, Petrillo M, Rio-Echevarria IM, Van den Eede G. *Food Additives Contams-*

- Part A*, 2019, 36: 639–673
- 18 World Health Organization (WHO). Microplastics in Drinking-water. Geneva, 2019. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241516198>
 - 19 Lee J, Chae KJ. *J Hazard Mater*, 2020, 403: 124049
 - 20 Markic A, Gaertner JC, Gaertner-Mazouni N, Koelmans AA. *Crit Rev Environ Sci Tech*, 2019, 50: 657–697
 - 21 Wilcox C, Van Sebille E, Hardesty BD. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 2015, 112: 11899–11904
 - 22 Schuyler Q, Hardesty BD, Wilcox C, Townsend K. *Conservation Biol*, 2014, 28: 129–139
 - 23 Picheta R, Roser M. *CNN*, 2018. <https://edition.cnn.com/2018/10/23/health/microplastics-human-stool-pollution-intl/index.html>
 - 24 Schwabl P, Köppel S, Königshofer P, Bucsics T, Trauner M, Reiberger T, Liebmann B. *Ann Intern Med*, 2019, 171: 453–457
 - 25 Waller CL, Griffiths HJ, Waluda CM, Thorpe SE, Loaiza I, Moreno B, Pachterres CO, Hughes KA. *Sci Total Environ*, 2017, 598: 220–227
 - 26 Kelly A, Lannuzel D, Rodemann T, Meiners KM, Auman HJ. *Mar Pollution Bull*, 2020, 154: 111130
 - 27 González-Pleiter M, Velázquez D, Edo C, Carretero O, Gago J, Barón-Sola Á, Hernández LE, Yousef I, Quesada A, Leganés F, Rosal R, Fernández-Piñas F. *Sci Total Environ*, 2020, 722: 137904
 - 28 Kanhai LDK, Gardfeldt K, Krumpfen T, Thompson RC, O'Connor I. *Sci Rep*, 2020, 10: 5004
 - 29 Courteney-Jones W, Quinn B, Gary SF, Mogg AOM, Narayanaswamy BE. *Environ Pollution*, 2017, 231: 271–280
 - 30 Bessa F, Ratcliffe N, Otero V, Sobral P, Marques JC, Waluda CM, Trathan PN, Xavier JC. *Sci Rep*, 2019, 9: 14191–14198
 - 31 Jiménez-Skrzypek G, Hernández-Sánchez C, Ortega-Zamora C, González-Sálamo J, González-Curbelo MÁ, Hernández-Borges J. *TrAC Trends Anal Chem*, 2021, 136: 116186–116200
 - 32 Plastic Europe, 2016. An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data. Plastic-The Facts 2016. Association of Plastics Manufacturers. RES Polyflow, 2017. Materials. <https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/3-plastics-facts-2016>
 - 33 Kumar R, Sharma P, Manna C, Jain M. *Sci Total Environ*, 2021, 782: 146695–146722
 - 34 Sousa MC, deCastro M, Gago J, Ribeiro AS, Des M, Gómez-Gesteira JL, Dias JM, Gomez-Gesteira M. *Mar Pollution Bull*, 2021, 166: 112227–112237
 - 35 Chen G, Li Y, Wang J. *Chemosphere*, 2021, 274: 129989–129998
 - 36 Earn A, Bucci K, Rochman CM. *J Great Lakes Res*, 2021, 47: 120–133
 - 37 Huang Y, Qing X, Wang W, Han G, Wang J. *TrAC Trends Anal Chem*, 2020, 125: 115821
 - 38 Petersen F, Hubbart JA. *Sci Total Environ*, 2021, 758: 143936–143948
 - 39 Wang C, Zhao J, Xing B. *J Hazard Mater*, 2021, 407: 124357–124433
 - 40 Huang D, Tao J, Cheng M, Deng R, Chen S, Yin L, Li R. *J Hazard Mater*, 2021, 407: 124399–124417
 - 41 Mallik A, Xavier KAM, Naidu BC, Nayak BB. *Sci Total Environ*, 2021, 779: 146433–146446
 - 42 Rocha-Santos T, Duarte AC. *TrAC Trends Anal Chem*, 2015, 65: 47–53
 - 43 Rochman CM, Hoh E, Hentschel BT, Kaye S. *Environ Sci Technol*, 2013, 130109073312009
 - 44 O'Connor IA, Golsteijn L, Hendriks AJ. *Mar Pollution Bull*, 2016, 113: 17–24
 - 45 Anderson JC, Park BJ, Palace VP. *Environ Pollution*, 2016, 218: 269–280
 - 46 Wang J, Tan Z, Peng J, Qiu Q, Li M. *Mar Environ Res*, 2016, 113: 7–17
 - 47 Endo S, Takizawa R, Okuda K, Takada H, Chiba K, Kanehiro H, Ogi H, Yamashita R, Date T. *Mar Pollution Bull*, 2005, 50: 1103–1114
 - 48 Fisner M, Taniguchi S, Majer AP, Bicego MC, Turra A. *Mar Pollution Bull*, 2013, 76: 349–354
 - 49 Antunes JC, Frias JGL, Micaelo AC, Sobral P. *Estuar Coast Shelf Sci*, 2013, 130: 62–69
 - 50 Heskett M, Takada H, Yamashita R, Yuyama M, Ito M, Geok YB, Ogata Y, Kwan C, Heckhausen A, Taylor H, Powell T, Morishige C, Young D, Patterson H, Robertson B, Bailey E, Mermoz J. *Mar Pollution Bull*, 2012, 64: 445–448
 - 51 Yu F, Yang C, Zhu Z, Bai X, Ma J. *Sci Total Environ*, 2019, 694: 133643–133654
 - 52 Lee H, Shim WJ, Kwon JH. *Sci Total Environ*, 2013, 470–471: 1545–1552
 - 53 Hüffer T, Hofmann T. *Environ Pollution*, 2016, 214: 194–201
 - 54 Li J, Zhang K, Zhang H. *Environ Pollution*, 2018, 237: 460–467
 - 55 Song X, Wu X, Song X, Shi C, Zhang Z. *Chemosphere*, 2021, 273: 128553
 - 56 Guo X, Wang X, Zhou X, Kong X, Tao S, Xing B. *Environ Sci Technol*, 2012, 46: 7252–7259
 - 57 Wang W, Yuan W, Chen Y, Wang J. *Sci Total Environ*, 2018, 633: 539–545

- 58 Wang YF, Li M, Yu HY, Ma GC, Wei XX. *Asian J Ecotoxicol*, 2019, 14: 23–30 (in Chinese) [王一飞, 李淼, 于海瀛, 马广才, 尉小旋. 生态毒理学报, 2019, 14: 23–30]
- 59 Mato Y, Isobe T, Takada H, Kanehiro H, Ohtake C, Kaminuma T. *Environ Sci Technol*, 2001, 35: 318–324
- 60 Velzeboer I, Kwadijk CJAF, Koelmans AA. *Environ Sci Technol*, 2014, 48: 4869–4876
- 61 Xu B, Liu F, Brookes PC, Xu J. *Mar Pollution Bull*, 2018, 131: 191–196
- 62 Guo X, Chen C, Wang J. *Chemosphere*, 2019, 228: 300–308
- 63 Guo X, Wang J. *Mar Pollution Bull*, 2019, 149: 110511–110520
- 64 Zhou Q, Zhang HB, Zhou Y, Dai ZF, Li Y, Fu CC, Tu C, Wang WH, Luo YM. *Sci Bull*, 2018, 63: 214–224 (in Chinese) [周倩, 章海波, 周阳, 代振飞, 李远, 付传城, 涂晨, 王文海, 骆永明. 科学通报, 2018, 63: 214–224]
- 65 Bandow N, Will V, Wachtendorf V, Simon FG. *Environ Chem*, 2017, 14: 394–405
- 66 Liu G, Zhu Z, Yang Y, Sun Y, Yu F, Ma J. *Environ Pollution*, 2019, 246: 26–33
- 67 Xiong Y, Zhao J, Li L, Wang Y, Dai X, Yu F, Ma J. *Water Res*, 2020, 184: 116100
- 68 Hüffner T, Weniger AK, Hofmann T. *Environ Pollution*, 2018, 236: 218–225
- 69 Fotopoulou KN, Karapanagioti HK. *Mar Environ Res*, 2012, 81: 70–77
- 70 Zhang H, Wang J, Zhou B, Zhou Y, Dai Z, Zhou Q, Christie P, Luo Y. *Environ Pollution*, 2018, 243: 1550–1557
- 71 Wu X, Liu P, Huang H, Gao S. *Sci Total Environ*, 2020, 717: 137033–137041
- 72 Chen SY. The aging process of microplastics and its influence on the sorption of pollutants (in Chinese). *Dissertation for the Doctoral Degree*. Huaian: Anhui University of Science and Technology, 2019 [陈守益. 微塑料的老化过程及其对污染物吸附的影响机制. 博士学位论文. 淮安: 安徽理工大学, 2019]
- 73 Zhang K, Sun HW. *Environ Chem*, 2018, 37: 375–382 (in Chinese) [张凯, 孙红文. 环境化学, 2018, 37: 375–382]
- 74 Zettler ER, Mincer TJ, Amaral-Zettler LA. *Environ Sci Technol*, 2013, 47: 7137–7146
- 75 Zhang X, Zheng M, Yin X, Wang L, Lou Y, Qu L, Liu X, Zhu H, Qiu Y. *Mar Pollution Bull*, 2019, 138: 458–463
- 76 Zhang X, Zheng M, Wang L, Lou Y, Shi L, Jiang S. *Mar Pollution Bull*, 2018, 126: 606–609
- 77 Rodrigues JP, Duarte AC, Santos-Echeandía J, Rocha-Santos T. *TrAC Trends Anal Chem*, 2019, 111: 252–260
- 78 Llorca M, Schirizzi G, Martínez M, Barceló D, Farré M. *Environ Pollution*, 2018, 235: 680–691
- 79 Liu Z, Qin Q, Hu Z, Yan L, Jeong UI, Xu Y. *Environ Pollution*, 2020, 265: 114926–114936
- 80 Bakir A, Rowland SJ, Thompson RC. *Estuar Coast Shelf Sci*, 2014, 140: 14–21
- 81 Xu PC, Guo J, Ma D, Ge W, Zhou ZF, Chai C. *Environ Sci*, 2020, 41: 1329–1337 (in Chinese) [徐鹏程, 郭健, 马东, 葛蔚, 周震峰, 柴超. 环境科学, 2020, 41: 1329–1337]
- 82 Zhang H, Liu FF, Wang SC, Huang TY, Li MR, Zhu ZL, Liu GZ. *Environ Pollution*, 2020, 262: 114347–114356
- 83 Bakir A, Rowland SJ, Thompson RC. *Environ Pollution*, 2014, 185: 16–23
- 84 Hu JQ, Yang SZ, Guo L, Xu X, Yao T, Xie F. *J Mol Liquids*, 2017, 227: 351–355
- 85 Lohmann R, Booij K, Smedes F, Vrana B. *Environ Sci Pollut Res*, 2012, 19: 1885–1895
- 86 Li H, Wang F, Li J, Deng S, Zhang S. *Chemosphere*, 2021, 264: 128556–128565
- 87 Fisner M, Majer A, Taniguchi S, Bicego M, Turra A, Gorman D. *Mar Pollution Bull*, 2017, 122: 323–330
- 88 Andrady AL. *Mar Pollution Bull*, 2017, 119: 12–22
- 89 Hartmann NB, Rist S, Bodin J, Jensen LH, Schmidt SN, Mayer P, Meibom A, Baun A. *Integr Environ Assess Manag*, 2017, 13: 488–493
- 90 Li GY. LSER models for predicting partition coefficients of organic pollutants between microplastics and water (in Chinese). *Dissertation for the Doctoral Degree*. Dalian: Dalian University of Technology, 2017 [李广宇. 有机污染物的微塑料/水分配系数的LSER模型研究. 博士学位论文. 大连: 大连理工大学, 2017]
- 91 Seidensticker S, Grathwohl P, Lamprecht J, Zarfl C. *Environ Sci Eur*, 2018, 30: 30–42
- 92 Wei X, Li M, Wang Y, Jin L, Ma G, Yu H. *Molecules*, 2019, 24: 1784–1797
- 93 Xu B, Liu F, Brookes PC, Xu J. *Environ Pollution*, 2018, 240: 87–94
- 94 Wu P, Cai Z, Jin H, Tang Y. *Sci Total Environ*, 2019, 650: 671–678
- 95 Liu X, Shi H, Xie B, Dionysiou DD, Zhao Y. *Environ Sci Technol*, 2019, 53: 10188–10196
- 96 Godoy V, Martín-Lara MA, Calero M, Blázquez G. *Process Saf Environ Protection*, 2020, 138: 312–323

- 97 Tubić A, Lončarski M, Apostolović T, Kragulj Isakovski M, Tričković J, Molnar Jazić J, Agbaba J. *Environ Sci Pollut Res*, 2021, doi: 10.1007/s11356-020-11875-w
- 98 Fang S, Yu W, Li C, Liu Y, Qiu J, Kong F. *Sci Total Environ*, 2019, 691: 1119–1126
- 99 Zhao L, Rong L, Xu J, Lian J, Wang L, Sun H. *Chemosphere*, 2020, 257: 127206–127215
- 100 Yu H, Yang B, Waigi MG, Peng F, Li Z, Hu X. *Chemosphere*, 2020, 261: 127592–127601
- 101 Jiang M, Hu L, Lu A, Liang G, Lin Z, Zhang T, Xu L, Li B, Gong W. *Environ Pollution*, 2020, 267: 115496–115504
- 102 Xu P, Ge W, Chai C, Zhang Y, Jiang T, Xia B. *Mar Pollution Bull*, 2019, 145: 260–269
- 103 Shan J, Wang J, Zhan J, Liu L, Wu F, Wang X. *Chemosphere*, 2020, 257: 127225–127233
- 104 Razanajatovo RM, Ding J, Zhang S, Jiang H, Zou H. *Mar Pollution Bull*, 2018, 136: 516–523
- 105 León VM, García-Agüera I, Moltó V, Fernández-González V, Llorca-Pérez L, Andrade JM, Muniategui-Lorenzo S, Campillo JA. *Sci Total Environ*, 2019, 670: 672–684
- 106 Bakir A, Rowland SJ, Thompson RC. *Mar Pollution Bull*, 2012, 64: 2782–2789
- 107 Coffin S, Huang GY, Lee I, Schlenk D. *Environ Sci Technol*, 2019, 53: 4588–4599
- 108 Liu J, Zhang T, Tian L, Liu X, Qi Z, Ma Y, Ji R, Chen W. *Environ Sci Technol*, 2019, 53: 5805–5815

Research progress on environmental occurrence of microplastics and their interaction mechanism with organic pollutants

Pengyan Liu^{*}, Qizhi Sun, Lu Liu, Yuan Lei, Changxiao Li, Zhanghua Liu

College of Chemistry & Environment Science of Hebei University, Baoding 071002, China

^{*}Corresponding author (email: hbupyliu@163.com)

Abstract: Microplastics are ubiquitous in various environmental media on a global scale, and can adsorb co-existing pollutants, especially organic pollutants, thus changing the environmental behavior and toxicity of pollutants; they can also promote the migration of pollutants in different media through adsorption/desorption. Influencing factors and mechanisms of adsorption between microplastics and organic pollutants are necessary information for a comprehensive assessment of the environmental risks of microplastics and organic pollutants. Due to the complexity of composition, structure and surface characteristics of microplastics and the diversity of co-existing organic pollutants, the interaction between them is very complex. The authors systematically summarized the current status of occurrence and migration of microplastic in environmental media, the influencing factors of microplastic adsorption of organic pollutants and their interaction mechanisms, with a view to providing useful references for the in-depth understanding of the environmental behavior and ecological risks of microplastics.

Keywords: microplastics, occurrence, organic pollutants, adsorption, interaction mechanism

doi: [10.1360/SSC-2021-0139](https://doi.org/10.1360/SSC-2021-0139)