土壤中微塑料检测技术及生态效应研究进展

荣飒爽¹, 程昕煜¹, 陈卓妮¹, 张潇雨², 赵会薇³, 方艳艳¹, 刘微^{1*}

1. 河北省分析科学技术重点实验室, 河北大学化学与环境科学学院, 保定 071002

2. 河北农业大学资源与环境科学学院, 保定 071000

3. 国家半干旱农业工程技术研究中心, 石家庄 050051

*通讯作者, E-mail: auhlw80@126.com

收稿日期: 2021-06-13; 接受日期: 2021-08-30; 网络版发表日期: 2021-09-08

国家自然科学基金(编号: 42077369)和河北省杰出青年基金(编号: D2019201332)资助项目

摘要 微塑料(MPs)指长度或宽度小于5 mm的塑料颗粒. 作为一种新兴污染物, 其因粒径小、性质稳定、难降解, 已成为地球系统功能的重大威胁之一. 目前, 水体环境中微塑料污染已得到广泛研究, 而土壤中微塑料污染研究刚刚起步. 本文对国内外土壤中微塑料污染现状、分离检测方法以及生态风险进行综述, 对未来土壤中微塑料研究提出展望. 土壤中微塑料分离方法主要包括筛分法、密度分离法、泡沫浮选法等. 微塑料的鉴别及表征方法包括显微镜观察法、傅里叶红外光谱法、拉曼光谱法等. 这些方法存在耗时长、破坏微塑料结构等问题, 将各方法适当结合或改进有望弥补不足. 土壤微塑料的生态影响主要体现在动物的生长、发育、繁殖, 植物的光合作用、氧化应激、生长存活以及微生物多样性等方面. 今后研究重点为: (1) 规范微塑料分离鉴别方法; (2) 明确微塑料污染的剂量-效应关系; (3) 土壤微塑料降解及其与其他污染物协同作用造成的土壤生态影响.

关键词 土壤, 微塑料, 分析方法, 生态风险

1 引言

塑料方便耐用且价格低廉, 应用广泛, 因此全球塑料需求量和产量持续增长. 2018年, 全球的塑料产量达3.6亿吨, 其中中国产量占30%^[1]. 刊登在*Science Advance*的“首次对全球塑料制品进行分析”报告指出, 按照现有速度, 2050年全球将有130亿吨以上的塑料垃圾丢弃在垃圾填埋场或环境中. 通过垃圾填埋、堆肥、农膜残留、污水灌溉、轮胎磨损及大气沉降等途径进入土壤的塑料, 在复杂土壤环境影响下(如紫外辐射、生物降解、物理风化和热应力等), 逐渐破碎、细

化, 分解为大量长度或宽度小于5 mm的塑料颗粒-微塑料(MPs), 严重威胁土壤健康. 调查发现, 全球塑料垃圾中只有1%直接排放到海洋环境中, 更多存留在土壤和淡水中^[2], 且土壤中微塑料浓度远高于水体和沉积物^[3]. 尤其全球约70%的塑料垃圾堆积在填埋场, 土壤成为陆地系统中微塑料最大的聚集地. 德国科学家Rilling^[4]是世界上最早关注土壤微塑料污染的学者之一, 他指出微塑料进入土壤后, 积累到一定程度则会影响土壤生态功能及生物多样性. 一方面, 因塑料粒径小, 易被蚯蚓、蜗牛等土壤动物摄食, 危害其生命健康^[5]. 同时, 微塑料会随食物链传递到高等生物体内并

引用格式: Rong S, Cheng X, Chen Z, Zhang X, Zhao H, Fang Y, Liu W. Detection technology and ecological effects of microplastics in soil. *Sci Sin Chim*, 2021, 51: 1217–1229, doi: 10.1360/SSC-2021-0142

不断富集^[6], 通过环境暴露或摄食威胁人类健康; 另一方面, 微塑料作为载体, 不断吸附污染物并与其他污染物(如有机物、重金属、抗生素等)在土壤中共同作用, 破坏土壤微生态平衡^[4], 抑制植物生长和微生物活动。此外, 微塑料或纳米塑料(nMPs)可能通过地表向地下水、河流、湖泊、海洋传输, 产生深层次的环境生态问题^[7] (图1)。然而, 由于土壤介质的复杂性和分析检测方法的限制, 土壤微塑料研究进程缓慢, 尤其系统、规范的微塑料提取、分析方法欠缺, 使土壤微塑料研究结果的横向比较和生态风险的有效评估难以获得。鉴于此, 本研究在系统分析土壤微塑料相关研究成果基础上, 明晰土壤微塑料分析检测技术及其优劣、分析微塑料的土壤生态效应, 为土壤微塑料污染的评估、治理提供一定的理论依据和技术支撑。

2 土壤微塑料污染现状

近年来, 土壤微塑料及其环境行为研究逐渐起步, 多项结果表明土壤中微塑料污染情况应该引起关注。最近的报告称, 欧洲农田每年输入的微塑料从63万吨到43万吨不等, 北美为44万吨到30万吨, 均超过海洋表面每年排放的微塑料的理论值。大量微塑料集中在

土壤表层(0~5 cm)。

由表1可见, 微塑料在全球土壤基质中普遍存在, 以聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)、聚苯乙烯(PS)和聚氯乙烯(PVC)为主。例如, 在墨西哥, 塑料覆盖了塔巴斯科州家庭花园土壤表面的40%~60%^[22], 丰度为2770个/kg; 在澳大利亚^[23]和西班牙^[24]及伊朗法尔斯省^[25]土壤微塑料丰度分别介于1074~241071个/kg、113.2~88.9个/kg和67~1133个/kg, 形态主要为薄膜; 另外, 瑞士^[26]某地区微塑料浓度为593个/kg, 其中88%粒径在125~500 μm 。我国作为塑料使用和生产大国, 土壤中微塑料污染较为严重。研究人员调查显示, 新疆地区土壤中微塑料残留量随着覆膜年限的增加呈现递增趋势^[27], 有研究表明, 上海城郊地膜使用超过十年的蔬菜大棚表层土壤中微塑料丰度最高275个/kg, 显著高于附近农田土壤(78.00 ± 12.91 个/kg)^[28], 主要类型为PP。武汉郊区土壤微塑料丰度在320~12560个/kg, 70%塑料粒径小于0.2 mm^[29]。此外, 内蒙古河套灌区土壤中, 粒径为<1 mm和1~3 mm的微塑料颗粒分别占总量的52.1%和31.9%^[30]。在山西^[31]、陕西^[32]和云南^[33]等地均检测出大量微塑料, 60%以上粒径均小于1 mm, 微塑料主要类型为PP、PE。

可见, 国内外土壤中微塑料以PP、PE为主, 粒径

图1 微塑料的环境行为(网络版彩图)

Figure 1 Environmental behavior of microplastics (color online).

表 1 世界范围内部分地区土壤中微塑料分布特征

Table 1 Distribution characteristics of microplastics in soil in parts of the world

国家或地区	丰度	组成 ^{a)}	尺寸范围	参考文献
国外				
墨西哥	2770个/kg	PE、PS	5~150 mm	[8]
德国石勒苏益格-荷尔斯泰因州	3.7±11.9个/kg	PE、PS	1~5 mm (66%)	[9]
德国法兰克福尼亚中部	0.34±0.36个/kg	PE、PP、PS	1~5 mm	[10]
印度	84.45个/kg	PE、PET、PP	0.3~5	[11]
圣地亚哥	18000~41000个/kg	LDPE	<5000 μm	[12]
加拿大安大略省	14000个/kg	PS、PE、PP、PU	300 μm	[13]
澳大利亚悉尼	1074~241071个/kg	PVC、PE、PS	<5 mm	[23]
西班牙	113.2~88.9个/kg	PE、PS、PVC	<0.5 mm (85%)	[24]
伊朗法尔斯省	67~1133个/kg	LDPE	40~740 μm	[25]
瑞士	593个/kg	PE、PS、PVC	125~500 μm (88%)	[26]
国内				
山东省沿海滩	1.3~14712.5个/kg	PE、PP、PS	<1 mm (60%)	[14]
山东省济南市	75~79个/kg	PP	100 μm~3.2 mm	[15]
新疆石河子	80.3±49.3 (覆膜5年)个/kg	PE	7 μm~5 mm	[16]
	308±138.1 (覆膜15年)个/kg			
	1075.6±346.8 (覆膜24年)个/kg			
黄土高原	40±126~320±329个/kg	PE、PP	100 μm~5 mm	[17]
河北省唐山市	634个/kg	PP、PE	120 μm~4.67 mm	[18]
大辽河流域	273.33±327.65个/kg	PE、PP、PS、PA	5 μm~5 mm	[19]
杭州湾	503.3个/kg	PE、PP、PS	>60 μm	[20]
黑龙江省哈尔滨市	100±100~400±692个/kg	PE	0~20 mm、20~30 mm	[21]
上海市	62.50±12.97~78.00±12.91个/kg	PP、PE	<1 mm (48.79%~59.81%)	[28]
湖北省武汉市	320~12560个/kg	PP、PA	<0.2 mm (70%)	[29]
云南省	7100~42960个/kg	PP、PE	10~0.05 mm	[33]

a) LDPE: 低密度聚乙烯; PET: 聚对苯二甲醇乙二醇酯; PU: 聚氨酯甲酸酯

范围大多在1 mm以下。在微塑料丰度方面,不同国家或地区差异较大,一方面可能与国家地区间的发展程度、生活习惯以及自然地理特点有关;另一方面,复杂土壤基质中提取固体颗粒的技术难度和分析技术的差异性,造成当前土壤微塑料丰度描述暂无统一、规范的标准,从而呈现不同分析方法下结果的差异性。因此,为更好地掌握微塑料在土壤中的分布特征和丰度规律,亟需建立规范的计量和测定标准。

3 土壤微塑料的分离及检测方法

微塑料的准确检测是保障其环境行为评估的前

提。由于土壤系统成分复杂,包含有机物、黏土、矿物质和土壤生物等多种固相物质,不同基质可能与土壤中微塑料结合,造成微塑料分离困难,影响检测的准确性和精确度。因此,当前关于土壤微塑料的检测技术研究需更多地关注在分离和杂质去除方面。系统分析国内外分析技术,主要包括提取、分离、鉴别。其中,微塑料的有效分离鉴定是目前面临的关键问题。

3.1 微塑料的分离

微塑料与土壤颗粒的分离以物理分离法为主,随着研究的深入和不同科研目的需要,分离方法不断发展与改进,主要包括筛分法、密度分离法、泡沫浮选

法、磁性分离法、静电分选法和加压流体萃取法等(表2)。

直接筛分法即将风干土壤样品通过1或5 mm的不锈钢筛以获得不同粒径微塑料颗粒^[34], 直接筛分法是土壤微塑料分离的初始步骤, 经过初步筛分分离, 可以在一定程度上简化微塑料的分析检测。

密度分离法利用环境介质中微塑料与土壤的密度差异(微塑料密度 $0.8\sim1.4\text{ g/cm}^3$ ^[41], 土壤密度 $2.6\sim2.7\text{ g/cm}^3$ ^[42])达到微塑料与土壤颗粒快速分离的目的^[35]。但土壤团聚体效应会改变土壤中污染物的存在方式和环境行为。例如, Liu等^[43]研究发现, 多种团聚体或强烈吸附金属离子或竞争金属离子结合位点, 影响重金属离子的迁移行为。同样, 土壤团聚体亦可与微塑料产生不同程度结合, 降低微塑料提取效率, 影响测定结果准确性, 故在溶剂提取前通常采用超声、搅拌、曝气和连续流等方法破坏附着体^[44,45]。由于密度介于 $1.0\sim1.4\text{ g/cm}^3$ 的有机质与部分塑料颗粒如PET密度相似, 因此密度分离法不足以去除全部有机质。为了保证微塑料辨别及量化的可靠性, 多采用酸、碱、氧化或酶处理方式去除残留有机质。例如, Liu等^[46]通过30%的过氧化氢(H_2O_2)去除土壤中除塑料之外的其他

杂质。密度分离法的分离效果还与分离液的密度有关。最常用的分离液有蒸馏水(H_2O , 1.0 g/cm^3)、氯化钠(NaCl , 1.2 g/cm^3)^[47]、氯化锌(ZnCl_2 , 1.6 g/cm^3)^[48]和碘化钠(NaI , 1.8 g/cm^3)^[49]等, 不同分离液因密度不同, 适用分离目标存在差异(表3)。

与之类似, 静电分选法基于土壤矿物和微塑料的导电性差异实现对微塑料的分离, 操作简易快捷, 对微塑料结构几乎无破坏^[38]。但分选过程无法去除有机物质和粒径较小的颗粒, 分选结果同样受土壤有机质、微塑料性质的影响, 因此, 该方法多用于分离粒径大且分散性好的沉积物和砂质土壤中直径 $>500\text{ }\mu\text{m}$ 且老化程度低的微塑料。可见, 密度分离法和静电分选法分离效果受土壤有机质含量和土壤颗粒大小影响, 对土壤条件要求较高, 适用范围小。

泡沫浮选法和磁性分离法主要是利用颗粒的疏水性特征将微塑料与其他介质分离。泡沫浮选法利用气泡选择性附着并携带疏水性更高的轻质微塑料颗粒, 将其与疏水性较小的基质分离^[36]。而磁性分离法是一种通过疏水性碳氢化合物尾端对铁纳米颗粒进行功能化, 将疏水性的铁纳米颗粒与微塑料表面结合, 进一步利用磁铁提取出微塑料的有效方法^[37], 该法成本较低,

表2 微塑料物理分离方法比较

Table 2 Comparison of physical separation methods for microplastics

分离方法	材料消耗程度 ^{a)}	操作时间 ^{b)}	操作难易程度 ^{c)}	参考文献
筛分法	*	*	*	[34]
密度分离法	***	**	**	[35]
泡沫浮选法	**	**	**	[36]
磁性分离法	***	**	***	[37]
静电分选法	**	***	**	[38]
加压流体萃取法	**	***	***	[39]
油提法	**	**	**	[40]

a) *****为消耗最严重, *为消耗最少; b) *****为耗时最长, *为耗时最短; c) *****为操作难度最大, *为操作难度最低。

表3 各分离液特点及适用情况

Table 3 Characteristics and application of each separation liquid

分离液	特点	适用情况	参考文献
H_2O	无害易获得	密度 $<1.0\text{ g/cm}^3$ 的微塑料	[50]
NaCl	无害易获得	低密度微塑料	[47]
ZnCl_2	有毒, 具有腐蚀性	高密度微塑料	[48]
NaI	成本较高	大部分微塑料	[49]

且可有效分离微塑料, 尤其对PE分离效率高(可达90%)。但磁性分离法在一定程度上破坏微塑料结构, 干扰后续微塑料的分析及表征。泡沫浮选效果在很大程度上依赖于微塑料的物理特性^[51], 如容重、粒度、形状、表面粗糙度等, 此法适用于低密度的塑料颗粒分离。但风化过程和塑料添加剂的使用也会改变塑料的表面特性, 从而影响浮选效果^[52]。

油提法筛分适用于大多数有亲油性的微塑料提取和分离, 该方法利用微塑料的亲油性将微塑料萃取到油层, 其他杂质保留于溶液中, 实现微塑料的分离。根据Crichton等^[39]的研究结果, 微塑料的回收率超过90%, 优于同一观测条件下采用NaI和CaCl₂密度分离的效果。油提法具有简单、安全、廉价、省时等优点, 在实验室条件下展现出良好的提取效果, 但油层去除不完全会对后续微塑料的测定造成干扰。基于此, Liu等^[40]对油提法进行改进, 设计出适用于实验室条件下土壤微塑料提取设备, 提高了微塑料的提取率。在此基础上, 增加了利用无水乙醇对所提取的微塑料进行淋洗步骤, 减少对微塑料鉴定可能产生的干扰。

对于混有多种类型塑料(PE、PVC、PP同时存在)的土壤样品, 可采用加压流体萃取法。此法可提取土壤中粒径小于30 μm的塑料颗粒, 实现自动化分离检测, 减少人力, 降低成本, 是当前最有潜力的微塑料分离技术之一。但其过程可能会改变微塑料的粒子形态, 从而影响后续的物理表征, 导致无法准确判断微塑料的生物毒性、来源和移动性。建议联合热分析法使用, 进一步明确微塑料颗粒的尺寸和形态差异。

综上, 目前微塑料的提取和分离方法对土壤性质、矿物组成、微塑料类型和物理性质等均有较大的限制作用, 且提取目标微塑料为实验室已知类型时可获得较高的提取率, 对复杂土壤环境中微塑料的有效分离和提取尚缺乏实际标准方法和足够证据, 这也是目前研究中不同实际环境微塑料丰度存在较大差距的原因之一。建立一套适用于大部分微塑料的提取方法, 用于开展实际环境中微塑料丰度的调查研究, 成为未来微塑料分析技术研究的重要方向。

3.2 杂质去除

土壤固相介质中土壤矿物、有机质及其交织形成的团聚体, 可能与微塑料大小相近, 密度相同, 或者固定在土壤微塑料表面影响其进一步分析鉴定。因此, 经

过初步筛分和分选获得的土壤微塑料粗颗粒需结合化学处理手段进一步移除其表面的有机质及其他成分, 以保障土壤微塑料纯度和测定结果的准确性。此过程所使用方法主要包括酸处理法、碱处理法、酶消解法及氧化法等。

酸消解指在开放或封闭式系统中使用强无机酸氧化并破坏化合物, 促进分子裂解的处理方法, 处理条件相对激烈。该法较早用于沉积物和生物样品中有机物的去除^[53], 目前多用硝酸(HNO₃)、盐酸(HCl)及硝酸-高氯酸(HNO₃-HClO₄)消化微塑料上附着的有机物。这三种酸消化方法各有优缺点, 适用情况有所不同, 且去除效率随微塑料种类变化存在较大差异, 建议根据不同研究目的及目标微塑料类型选择合适的消化方法。HNO₃为最常用的酸消解剂, 效率高, 消解效果好。但消解时, 会破坏丙烯腈-丁二烯-苯乙烯共聚物(ABS)、PA、PS和PET等类型聚合物, 改变微塑料表面基团、降低筛分丰度; HCl属于非氧化性酸, 消解效率一般较低, 通常不用于有机物的消解, 相关研究对比了HCl、NaOH和酶的消解效果, 发现HCl消解效果最差, 所以不建议使用HCl作为消解液^[54]。HClO₄是一种强氧化剂, 可以彻底分解有机物, 但与有机物直接接触时易发生爆炸, 因此通常与HNO₃按照体积比1:4组合使用^[55], 以达到降低消解风险、实现有机物快速裂解的目的。消解过程中加热辅助可强化消解效果, 缩短消解时间, 但也可能加速耐酸低聚合物的降解, 造成对土壤微塑料含量及生态风险估计不足的风险。

碱处理法一般用于土壤中腐殖酸的去除, 适用于生物样品的消解。碱消解法比酸处理温和且对微塑料的结构影响较弱^[54]。目前, 常用的两种碱消解剂为氢氧化钠(NaOH)和氢氧化钾(KOH)^[56]。Hurley等^[57]比较了10% NaOH和10% KOH溶液在土壤微塑料分析中对有机物的去除效果, 结果表明, 使用10% KOH消解一天效果最好。

酶消化法适用于废水和生物样品, 不会影响微塑料结构及微塑料含量且处理效率较高。但其成本较高, 对土壤中有机物的去除效果有待验证。Cole等^[54]研究表明, 蛋白酶K对有机质的去除率大于97%, 且不会破坏微塑料结构。同时, 工业酶价格相对便宜, 在一定程度上可以缓解其他酶价格昂贵、消解周期长的弊端, 应用前景良好^[58]。但这类酶对土壤有机质的去除效果未知, 可能无法应用于土壤中稳定有机物的分解和去除。

氧化法多用于复杂环境介质如污泥、沉积物和土壤中微塑料表面有机物的去除, 所用氧化剂过氧化氢(H_2O_2)可能会破坏PE和PP材质的微塑料^[59]. Shim等^[60]证明, 相比于其他浓度, H_2O_2 浓度在30%时有更高的消化效率. 然而, H_2O_2 氧化法是否会破坏微塑料结构尚不明确^[61], 且当样品中有机物含量较高时, 用30%的 H_2O_2 进行氧化会形成致密泡沫, 使大量样品悬浮于试剂上部^[62], 阻碍样品过滤和处理, 降低微塑料回收率^[63]. 研究者试图通过降低 H_2O_2 浓度提升微塑料的回收率, 而且低浓度的 H_2O_2 结合高温处理可获得较好的分解效果, 然而升高温度可能会以牺牲温度敏感聚合物的回收率为代价. 故在使用此法时适当调整反应条件, 寻找最优解决方案.

以上几种微塑料筛分及土壤杂质去除方法各有特点和局限性, 各消解液对微塑料的损伤程度不同, 需根据样品特性和检测微塑料的目标和特征, 在实际中优化组合来实现效率最大化.

3.3 微塑料的鉴别及表征

目前, 国内外对微塑料鉴别及表征的常用方法包括显微镜观察法、傅里叶红外光谱法(FTIR)、拉曼光谱法(Raman)和质谱分析法(MS) (表4).

显微镜观察法是快速识别微塑料, 记录微塑料的物理特性和丰度的较优方法. 但显微技术(光)下无法实现<1 mm的微塑料与杂质的准确区分以及微塑料的鉴别, 而且无法确定微塑料的成分, 一般可作为初步鉴定步骤. 为进一步准确鉴定, FTIR是较好的选择. 此方

法通过对比目标聚合物的光谱与谱库中的标准图, 识别出特定微塑料类型, 比显微镜观察法更精密, 可以监测到粒径更小的微塑料. 但此法易受测量颗粒的形状、大小和颜色等性质干扰. 此外, 若样品中存在多种聚合物时, 吸收光谱复杂, 干扰微塑料的鉴定. Raman很好地弥补了FTIR的不足. Raman通过光子散射技术, 利用不同样品分子结构和原子的差异, 产生不同频率反向散射光, 获得各聚合物独有的光谱图像和精确的测定结果^[44]. 该方法不受测量颗粒形状、大小或厚度等干扰. 但运行时间较长^[64], 且土壤有机质的自发荧光可能强烈干扰所需的光谱, 影响识别^[65]. 随着检测技术的进步, 热分析法根据聚合物稳定性来测量其物理和化学性质的变化达到鉴定微塑料的目的, 较以上方法更精确, 受到广大学者的青睐. 但热分析测定过程中对微塑料的结构造成破坏, 如需回收样品不建议选用此法. 热分析法主要包括热解气相色谱质谱法(PY-GC-MS)、热重分析法(TGA)及热萃取-热解气相色谱质谱法(TED-GC-MS)等.

PY-GC-MS常用于单一颗粒的鉴定, 适用于环境样品中微塑料的检测且无需进行样品预处理^[66]. 主要通过分析聚合物的热降解产物来鉴定微塑料类型, 故此方法受操作温度(最高温度为250~300℃)和样品量大小(5~200 μg)的限制. 如对于大批量样品进行检测, 建议采用TGA. TGA常用于土壤环境样品中微塑料的分析^[67], 适用于大批量样品检测. 但此法操作过程中气体直接注入质量分析器, 易造成误差, 且难以分辨质量和降解温度相似的复合物^[68]. TED-GC-MS是热重分析和固相

表 4 微塑料鉴别、表征方法及适用情况

Table 4 Identification, characterization and application of microplastics

方法	优点	缺点	适用类型
显微镜观察法	操作简单、快速	准确度低、鉴别效果差	>1 mm的微塑料
傅里叶红外光谱法(FTIR)	可检测更小粒径微塑料	易受样品形状、大小、颜色等性质干扰测试	微塑料类型单一或纯塑料
拉曼光谱法(Raman)	不受测量颗粒的形状、大小或厚度等干扰	运行时间长; 土壤有机质易造成干扰, 准确度稍差	大部分样品
热解气相色谱质谱法(PY-GC-MS)	灵敏度高; 无需进行样品预处理	受操作温度(最高温度为250~300℃)、样品量(5~200 μg)限制	少量样品
热分析法			
热重分析法(TGA)	突破样品量的限制	易造成误差; 难以分辨质量与降解温度相似的复合物	大批量样品
热萃取-热解气相色谱质谱法(TED-GC-MS)	分析时间相对较短; 性能优于PY-GC-MS和TGA	难以分辨质量与降解温度相似的复合物	大部分样品

萃取热解吸的结合, 该法对PE、PET、PP和PS可进行精确而有效的定量分析^[69]. 不仅突破了PY-GC-MS对样品量的限制, 还克服了TGA操作过程中因仪器运行引起的误差问题, 且分析时间相对较短. 但此法仍难以分辨质量和降解温度数据相似的复合物.

以上检测方法均对微塑料具有检测识别作用, 但微塑料可能嵌入土壤有机质中, 而有机质与土壤矿物质或其他组分的相互作用是一个复杂的过程, 会令检测结果产生偏差, 尽快建立简单、高效的微塑料提取分离方法, 制定土壤微塑料检测方法的标准, 成为当前土壤微塑料分离检测研究的重要任务.

4 微塑料的生态风险

与其他环境介质相比, 土壤中存在复杂的微生态系统, 土壤动物、植物根系、土壤微生物与土壤中有有机、无机组分相互融合、网络交织, 互为支撑, 使得微塑料在土壤中的环境行为更为复杂. 一方面, 微塑料自身为典型污染物, 在土壤中同时发生多种化学和生物化学过程, 产生降解中间体, 引发连锁反应; 同时, 微塑料作为污染物载体, 可能与土壤中大量存在的抗生素、重金属、病毒等多种污染物和代谢产物相互作用, 共同造成土壤生态风险.

4.1 微塑料的土壤动物积累和迁移

塑料进入土壤环境后, 因光照、风化及侵蚀等物理化学作用, 不断“老化”, 并进一步破碎, 其表面形态、结构及性质均会发生显著变化, 改变其生物毒性和与其他污染物的复合过程, 同时, 微塑料老化过程中可能释放典型有毒物质^[70], 影响土壤动物的生理特征及生命进程.

土壤动物活动过程中可能误食微塑料, 造成消化系统功能紊乱, 降低其生长速度和生物量. Zhu等^[71]发现, 微塑料存在可以改变土壤寡毛类环节动物肠道的微生物菌群, 危害其生命健康. Song等^[72]研究发现, PET微塑料纤维进入蜗牛消化道后表面出现裂纹和变质, 其直径显著降低 $10.81\% \pm 6.26\%$, 损伤蜗牛肠道, 产生潜在的毒性. Ju等^[73]发现, 5~10 g/kg的PE微塑料降低了白符蚬的肠道细菌多样性, 并抑制其繁殖. 进一步研究发现, 土壤中高浓度微塑料颗粒可损害蚯蚓自卫系统, 抑制蚯蚓生长或加速蚯蚓死亡. Cao等^[74]将赤子

爱胜蚓(*Eisenia fetida*)暴露于10 g/kg PS (50~80 μm)环境中时, 其体重下降. Huerta Lwanga等^[75]发现, 蚯蚓暴露于微塑料浓度为280和600 g/kg的垃圾中60天后, 其死亡率分别为8%和25%. 值得注意的是, 现有研究目前为实验室模拟阶段, 实际环境中微塑料的生态风险究竟如何, 值得进一步研究.

此外, 微塑料能在土壤动物体内富集并沿食物链传递、累积, 对各营养级土壤动物的健康和生命造成威胁^[76]. Huerta Wanga等^[8]通过调查墨西哥家庭花园的塑料污染, 发现微塑料可以在土壤-蚯蚓-鸡食物链中传递、积累和放大, 对生物造成生物毒性放大效应. 不同种类及浓度微塑料胁迫下土壤生物的行为响应总结见表5. 以此类推, 微塑料在生物体内的聚集和毒性可能沿食物链对人类身体健康产生潜在威胁, 但其危害程度和机制尚缺乏深入研究.

4.2 微塑料的植物吸收与富集

植物是土壤生态系统的重要生命成分, 土壤理化性质和生物学活性的变化直接影响植物的生长和产量. 微塑料作为一种物理颗粒物, 可黏附在种子表面抑制其发芽, 或进一步随着养分吸收进入植物体在不同器官富集, 造成植物伤害. 例如, Boots等^[85]发现, 黑麦草种子暴露于聚乳酸(PLA)培养30天, 种子萌发率比对照组减少7%, 且其抑制效果高于LDPE微塑料. 进一步研究发现, 在蚕豆种子萌发时期, 纳米级PS在根尖富集, 抑制种子生长, 造成遗传毒性和氧化损伤, 阻断营养物质的运输^[86]. 李连祯等^[87]通过水培实验研究发现, 生菜可大量富集聚乙烯微球, 并且, 这些塑料颗粒可以从根部迁移到地上部, 不断积累和分布在可被直接食用的茎叶中. Li等^[88]通过激光共聚焦显微镜观察到聚苯乙烯微球被大麦根部吸收, 从而抑制根部的生长. Sun等^[89]的研究显示, nMPs可被植物吸收并积累, 但电荷不同的nMPs在根组织中的吸收运输途径不同, 带正电荷的微塑料吸收量虽低, 危害却更大. 值得注意的是, 无论表面电荷如何, 拟南芥都能吸收和运输尺寸小于200 nm的nMPs. 总体来看, 当前研究多处于室内模拟研究的起步阶段, 部分研究结果仅定性分析了nMPs在植物体内的摄入与转移, 对吸收途径内在机制及其是否会进一步沿食物链传递尚不明确, 有待深入讨论. 同时, 由于缺乏有效的定量分析手段, 人们对微塑料在植物中的摄入、转运及分布等关键信息了解严重不

表 5 不同种类及浓度微塑料胁迫下土壤生物的行为响应

Table 5 Behavioral response of soil organisms under the stress of different types and concentrations of microplastics

物种	浓度 (g/kg)	粒径	类型	响应	参考文献
生长响应					
赤子爱胜蚓(<i>Eisenia fetida</i>)	10	50~80 μm	PS	体重下降	[74]
	200	<250 μm	PS	无显著影响	[77]
	1×10 ⁻⁴	105.4 nm、1343.2 nm	PS	生长率增加	[78]
陆正蚓(<i>Lumbricus terrestris</i>)	4	86.5 μm	PE	生长率显著下降	[75]
存活响应					
陆正蚓(<i>Lumbricus terrestris</i>)	4	86.5 μm	PE	存活率下降	[75]
赤子爱胜蚓(<i>Eisenia fetida</i>)	5	50~80 μm	PS	存活率下降	[74]
	20				
	10	50~80 μm	PS	无显著影响	
繁殖响应					
某种线蚓 (<i>Enchytraeus crypticus</i>)	90	>63 μm 13~18 μm	PA	繁殖率下降	[79]
<i>Enchytraeus crypticus</i>	25	0.05~0.1 μm	PS	繁殖率升高	[71]
	>100			繁殖率下降	
自身功能响应					
秀丽隐杆线虫 (<i>Caenorhabditis elegans</i>)	1×10 ⁻⁶ ~1×10 ⁻²	70 μm	PA PE PP PVC	肠道损伤, 包括绒毛 破裂和肠细胞分裂	[80]
安德爱胜蚓 (<i>Eisenia Andrei</i>)	0.125	250~1000 μm	PE	肠道损伤, 并产生萎 缩、炎症或肠道上皮 脱落	[81]
赤子爱胜蚓(<i>Eisenia fetida</i>)	1.5	<400 μm	LDPE	皮肤损伤	[82]
陆正蚓 (<i>Lumbricus terrestris</i>)	1	361.6 μm	PES	细胞应激, 甲硫蛋白 表达增加	[83]
	10				
赤子爱胜蚓 (<i>Eisenia fetida</i>)	1	250~1000 μm	PE	谷胱甘肽硫转移酶 (GST)活性增加	[84]
	200	<300 μm	PE	过氧化氢酶、过氧化 物酶活性显著提高; 超氧化物歧化酶、谷 胱甘肽硫转移酶 (GST)活性受抑制	[77]
		<250 μm	PS		
		1×10 ⁻⁴ 1×10 ⁻³	100 nm 1300 nm	PS	DNA损伤

足, 对于植物吸收微塑料的精确定量也是未来应该关注的方向之一. Li等^[90]最近基于碱消解、纤维沉淀法及超声提取等方法与热裂解-气相色谱/质谱联用技术, 研发了植物中nMPs的分离测定方法, 定量分析了植物体内nMPs的摄入迁移过程.

土壤微塑料对植物生长的影响也体现在抑制植物的光合作用和氧化应激能力方面. Gao等^[91]研究表明, 暴露于PE的生菜光合作用受到阻碍, 氧化防御系统被干扰. Li等^[92]同样观察到, 微塑料暴露对生菜的光合色素产生影响. 同时, 植物接触微塑料后氧化应激能力提

升, Pignattelli等^[93]发现水芹暴露在浓度为0.2 g/kg的PE或PVC微塑料(尺寸< 0.125 mm)中21天后H₂O₂的产量显著提升.

除了直接效应外,微塑料作为高分子化合物存在于土壤一方面不断分解释放化学添加剂(如塑化剂和阻燃剂);另一方面,粗糙表面亦可作为其他污染物(如多环芳烃和重金属)^[94]的载体,呈现复合污染效应,进一步威胁植物的生存.例如,外源PE的引入可加剧邻苯二甲酸二丁酯(DBP)对生菜光合作用的影响.实验中PE-DBP联合处理相比DBP单独处理,光合速率、气孔导度、瞬时蒸腾速率、荧光参数、叶片叶绿素含量均降低,但细胞间二氧化碳浓度升高.

4.3 微塑料对微生物的影响

土壤微生物是新鲜有机质的主要分解者，是加速碳氮养分循环的主力军。通过微生物多样性和生物学活性指标结合可直接反馈污染土壤质量变化，Liu等^[95]研究发现，重金属污染的土壤酶活性、肥力和细菌群落均发生显著变化，经过修复后，土壤养分提高，同时有效刺激了变形菌门(*Proteobacteria*)微生物的活性^[96]。目前，微塑料对土壤微生物毒理学研究刚刚起步，少数研究分析了微塑料在土壤系统中的生态影响，结果显示，塑料种类和生态效应有较大关联。从当前研究来看，土壤微塑料的存在对微生物酶活性多呈现抑制作用。例如，PE与PVC的介入抑制了荧光素二乙酸水解酶(FDase)活性，而对脲酶和酸性磷酸酶活性呈

现促进作用^[97]。同时,在PS类型微塑料胁迫下,土壤中脱氢酶和涉及土壤碳(β -葡萄糖苷酶和纤维二糖水解酶)、氮(亮氨酸氨基肽酶)和磷(碱性磷酸酶)循环相关的酶活性均受到抑制^[98]。另外,微塑料对微生物酶活性的刺激因微塑料的形状不同而有所差异。Yi等^[99]研究结果显示,纤维状PP微塑料对土壤脲酶的刺激作用高于颗粒状PP微塑料。同样,土壤微生物作为土壤质量的重要代表,长时间暴露于高浓度的微塑料时,其繁殖力、生长速率均受到不同程度的影响^[100]。调查表明,PP颗粒(70和280 g/kg)可增强土壤微生物活性^[101],但聚丙烯酸(PAA) (0.5~4 g/kg)、PET (0.5~4 g/kg)和PS颗粒(0.001 g/kg)则抑制微生物生长^[99]。Liang等^[102]研究发现,土棘毛囊菌(*Chaetomium angustispirale*)和双孢菌科菌株1 (*Amphisphaeriaceae strain1*)在暴露于4 g/kg PAA (长度为0.37~3.14 mm)后,相对丰度分别降低了49.08%和32.69%。土壤中添加50 g/kg聚乙烯微塑料,放线菌会取代变形菌成为微塑料暴露土壤中的优势菌门,改变微生物群落的多样性和丰富度^[103]。此外,10和50 g/kg低密度聚乙烯以及50 g/kg聚氯乙烯能显著降低细菌群落的多样性,但可以显著促进 β -变形菌的生长,其中包括与土壤固氮密切相关的伯克氏菌科(*Burkholderiaceae*),这表明微塑料可能与土壤中的氮循环有关^[97]。但微塑料与土壤微生物之间的作用机理尚不清楚,为了扩大对该领域的了解,需要明确微塑料种类与不同种群微生物间的密切关系,评价微塑料在土壤微生态学中的角色,这是当前研究的热点话题(图2)。

图 2 微塑料对植物、微生物的生态风险

Figure 2 Ecological risk of microplastics to plants and microorganisms.

5 总结与展望

本文通过梳理相关文献,对土壤环境中微塑料分离、提取方法及其生态风险等方面的研究展开评述。现有数据表明土壤中微塑料提取、分离方法仍存在缺陷。此外,土壤微塑料输入及累积可能对土壤环境造成威胁。为进一步明确微塑料污染造成的影响,本文基于前人基础上,对将来需要解决的几个关键问题提出以下建议: (1) 分离、鉴定方法研究。虽然对环境中微塑料的筛分、鉴定方法已有一些探索,尚缺乏国内外统一、规范的土壤微塑料分离提取方法,对于微塑料丰度描述存在差别,以致于各研究中微塑料丰度难以对

比。故需在当前研究基础上进行完善和探索,实现方法学的统一和标准化。(2) 微塑料剂量-效应关系研究。由于微塑料种类、形态和土壤条件的差异,土壤微塑料的生态毒性研究尚处于起步阶段,尤其微塑料污染的关键限值尚未确定。这对量化由塑料污染造成环境损害研究产生阻碍。因此,开展生态毒理剂量-效应关系研究,是微塑料土壤环境行为研究方面需要着重思考的问题。(3) 微塑料在不同介质中分布、迁移及复合污染研究。国内外对纯介质中微塑料行为研究已开展较多,但实际环境介质中微塑料环境行为及微塑料降解、微塑料-重金属复合污染、微塑料-抗生素复合污染等研究需要进一步深入和加强。

参考文献

- Wang W, Themelis NJ, Sun K, Bourtsalas AC, Huang Q, Zhang Y, Wu Z. *Waste Dispos Sustain Energy*, 2019, 1: 67–78
- van Sebillé E, Wilcox C, Lebreton L, Maximenko N, Hardesty BD, van Franeker JA, Eriksen M, Siegel D, Galgani F, Lavender Law K. *Environ Res Lett*, 2015, 10: 124006
- Andrady AL. *Mar Pollut Bull*, 2011, 62: 1596–1605
- Rillig MC. *Environ Sci Technol*, 2012, 46: 6453–6454
- Ng EL, Huerta Lwanga E, Eldridge SM, Johnston P, Hu HW, Geissen V, Chen D. *Sci Total Environ*, 2018, 627: 1377–1388
- Farrell P, Nelson K. *Environ Pollut*, 2013, 177: 1–3
- Qi R, Jones DL, Li Z, Liu Q, Yan C. *Sci Total Environ*, 2020, 703: 134722
- Huerta Lwanga E, Mendoza Vega J, Ku Quej V, Chi JLA, Sanchez Del Cid L, Chi C, Escalona Segura G, Gertsen H, Salánki T, van der Ploeg M, Koelmans AA, Geissen V. *Sci Rep*, 2017, 7: 14071
- Harms IK, Diekötter T, Troegel S, Lenz M. *Sci Total Environ*, 2021, 758: 143615
- Piehl S, Leibner A, Löder MGJ, Dris R, Bogner C, Laforsch C. *Sci Rep*, 2018, 8: 17950
- Amrutha K, Warrier AK. *Sci Total Environ*, 2020, 739: 140377
- Corradini F, Meza P, Eguiluz R, Casado F, Huerta-Lwanga E, Geissen V. *Sci Total Environ*, 2019, 671: 411–420
- Crossman J, Hurley RR, Futter M, Nizzetto L. *Sci Total Environ*, 2020, 724: 138334
- Zhou Q, Zhang H, Fu C, Zhou Y, Dai Z, Li Y, Tu C, Luo Y. *Geoderma*, 2018, 322: 201–208
- Han X, Lu X, Vogt RD. *Environ Pollut*, 2019, 254: 113009
- Huang Y, Liu Q, Jia W, Yan C, Wang J. *Environ Pollut*, 2020, 260: 114096
- Zhang S, Yang X, Gertsen H, Peters P, Salánki T, Geissen V. *Sci Total Environ*, 2018, 616–617: 1056–1065
- Zhou Q, Zhang HB, Zhou Y, Li Y, Xue Y, Fu CC, Tu C, Luo YM. *Chin Sci Bull*, 2016, 61: 1604–1611 (in Chinese) [周倩, 章海波, 周阳, 李远, 薛勇, 付传城, 涂晨, 骆永明. 科学通报, 2016, 61: 1604–1611]
- Han LH, Li QL, Xu L, Lu AX, Li BR, Gong WW, Tian JY. *Asian J Ecotoxicol*, 2020, 15: 174–185 (in Chinese) [韩丽花, 李巧玲, 徐笠, 陆安祥, 李冰茹, 巩文雯, 田佳宇. 生态毒理学报, 2020, 15: 174–185]
- Zhou B, Wang J, Zhang H, Shi H, Fei Y, Huang S, Tong Y, Wen D, Luo Y, Barceló D. *J Hazard Mater*, 2020, 388: 121814
- Zhang S, Liu X, Hao X, Wang J, Zhang Y. *Sci Total Environ*, 2020, 708: 135091
- Dris R, Gasperi J, Saad M, Mirande C, Tassin B. *Mar Pollut Bull*, 2016, 104: 290–293
- Fuller S, Gautam A. *Environ Sci Technol*, 2016, 50: 5774–5780
- Filgueiras AV, Gago J, Campillo JA, León VM. *Environ Sci Pollut Res*, 2019, 26: 21264–21273
- Rezaei M, Riksen MJPM, Sirjani E, Sameni A, Geissen V. *Sci Total Environ*, 2019, 669: 273–281

- 26 Scheurer M, Bigalke M. *Environ Sci Technol*, 2018, 52: 3591–3598
- 27 Dong HG, Liu T, Li YG, Liu HF, Wang D. *Trans Chin Soc Agric Eng*, 2013, 29: 91–99 (in Chinese) [董合干, 刘彤, 李勇冠, 刘华峰, 王栋. 农业工程学报, 2013, 29: 91–99]
- 28 Liu M, Lu S, Song Y, Lei L, Hu J, Lv W, Zhou W, Cao C, Shi H, Yang X, He D. *Environ Pollut*, 2018, 242: 855–862
- 29 Chen Y, Leng Y, Liu X, Wang J. *Environ Pollut*, 2020, 257: 113449
- 30 Wang ZC, Meng Q, Yu LH, Yang WH, Li WP, Yang JL, Yang F. *Trans Chin Soc Agric Eng*, 2020, 36: 204–209 (in Chinese) [王志超, 孟青, 于玲红, 杨文焕, 李卫平, 杨建林, 杨帆. 农业工程学报, 2020, 36: 204–209]
- 31 Ding L, Zhang S, Wang X, Yang X, Zhang C, Qi Y, Guo X. *Sci Total Environ*, 2020, 720: 137525
- 32 Song DX, Ma L, Wang QJ. *J Arid Land Resour Environ*, 2021, 2: 170–175 (in Chinese) [宋佃星, 马莉, 王全九. 干旱区资源与环境, 2021, 2: 170–175]
- 33 Zhang GS, Liu YF. *Sci Total Environ*, 2018, 642: 12–20
- 34 Galgani F, Hanke G, Werner S, De Vrees L. *ICES J Mar Sci*, 2013, 70: 1055–1064
- 35 Dioses-Salinas DC, Pizarro-Ortega CI, De-la-Torre GE. *Sci Total Environ*, 2020, 730: 139164
- 36 Claessens M, Van Cauwenberghe L, Vandegheuchte MB, Janssen CR. *Mar Pollut Bull*, 2013, 70: 227–233
- 37 Grbic J, Nguyen B, Guo E, You JB, Sinton D, Rochman CM. *Environ Sci Technol Lett*, 2019, 6: 68–72
- 38 Enders K, Tagg AS, Labrenz M. *Front Environ Sci*, 2020, 8: 1–9
- 39 Crichton EM, Noël M, Gies EA, Ross PS. *Anal Methods*, 2017, 9: 1419–1428
- 40 Liu W, Rong SS, Fang YY, Wang XD, Zhang JX, Zhai WJ, Zhao HW, Wang ST. Extraction method and equipment of microplastics in farmland soil. China Patent, CN111337327A. 2020-06-26 [刘微, 荣飒爽, 方艳艳, 王旭东, 张佳旭, 翟文珺, 赵会薇, 王树涛. 农田土壤微塑料的提取方法及提取设备. 中国专利, CN111337327A. 2020-06-26]
- 41 Hidalgo-Ruz V, Gutow L, Thompson RC, Thiel M. *Environ Sci Technol*, 2012, 46: 3060–3075
- 42 Suthar M, Aggarwal P. *Int J Geosynth Ground Eng*, 2016, 2: 20
- 43 Li Y, Dong S, Qiao J, Liang S, Wu X, Wang M, Zhao H, Liu W. *J Clean Prod*, 2020, 262: 121355
- 44 Blasing M, Amelung W. *Sci Total Environ*, 2018, 612: 422–435
- 45 Imhof HK, Schmid J, Niessner R, Ivleva NP, Laforsch C. *Limnol Oceanogr Methods*, 2012, 10: 524–537
- 46 Liu M, Song Y, Lu S, Qiu R, Hu J, Li X, Bigalke M, Shi H, He D. *Sci Total Environ*, 2019, 691: 341–347
- 47 Thompson RC, Olsen Y, Mitchell RP, Davis A, Rowland SJ, John AWG, McGonigle D, Russell AE. *Science*, 2004, 304: 838
- 48 Maes T, Jessop R, Wellner N, Haupt K, Mayes AG. *Sci Rep*, 2017, 7: 44501
- 49 Van Cauwenberghe L, Vanreusel A, Mees J, Janssen CR. *Environ Pollut*, 2013, 182: 495–499
- 50 Quinn B, Murphy F, Ewins C. *Anal Methods*, 2017, 9: 1491–1498
- 51 Shent H, Pugh RJ, Forssberg E. *Resour Conserv Recycl*, 1999, 25: 85–109
- 52 Fraunholz N. *Miner Eng*, 2004, 17: 261–268
- 53 Naidoo T, Goordiyal K, Glassom D. *Water Air Soil Pollut*, 2017, 228: 470
- 54 Cole M, Webb H, Lindeque PK, Fileman ES, Halsband C, Galloway TS. *Sci Rep*, 2014, 4: 4528
- 55 De Witte B, Devriese L, Bekaert K, Hoffman S, Vandermeersch G, Cooreman K, Robbens J. *Mar Pollut Bull*, 2014, 85: 146–155
- 56 Dehaut A, Cassone AL, Frère L, Hermabessiere L, Himber C, Rinnert E, Rivière G, Lambert C, Soudant P, Huvet A, Duflos G, Paul-Pont I. *Environ Pollut*, 2016, 215: 223–233
- 57 Hurley RR, Lusher AL, Olsen M, Nizzetto L. *Environ Sci Technol*, 2018, 52: 7409–7417
- 58 Catarino AI, Thompson R, Sanderson W, Henry TB. *Environ Toxicol Chem*, 2017, 36: 947–951
- 59 Jabeen K, Su L, Li J, Yang D, Tong C, Mu J, Shi H. *Environ Pollut*, 2017, 221: 141–149
- 60 Shim WJ, Song YK, Hong SH, Jang M. *Mar Pollut Bull*, 2016, 113: 469–476
- 61 Nuelle MT, Dekiff JH, Remy D, Fries E. *Environ Pollut*, 2014, 184: 161–169
- 62 Zhao S, Danley M, Ward JE, Li D, Mincer TJ. *Anal Methods*, 2017, 9: 1470–1478
- 63 Avio CG, Gorbi S, Regoli F. *Mar Environ Res*, 2015, 111: 18–26
- 64 von Sperber C, Lewandowski H, Tamburini F, Bernasconi SM, Amelung W, Frossard E. *J Raman Spectrosc*, 2017, 48: 368–373
- 65 Käßler A, Fischer D, Oberbeckmann S, Schernewski G, Labrenz M, Eichhorn KJ, Voit B. *Anal Bioanal Chem*, 2016, 408: 8377–8391

- 66 Kpler A, Fischer M, Scholz-Bttcher BM, Oberbeckmann S, Labrenz M, Fischer D, Eichhorn KJ, Voit B. *Anal Bioanal Chem*, 2018, 410: 5313–5327
- 67 David J, Weissmannov HD, Steinmetz Z, Kabelkov L, Demyan MS, imekov J, Tokarski D, Siewert C, Schaumann GE, Kuerik J. *Chemosphere*, 2019, 225: 810–819
- 68 Pealvar R, Arroyo-Manzanares N, Lpez-Garca I, Hernndez-Crdoba M. *Chemosphere*, 2020, 242: 125170
- 69 Dmichen E, Eisentraut P, Bannick CG, Barthel AK, Senz R, Braun U. *Chemosphere*, 2017, 174: 572–584
- 70 Horton AA, Walton A, Spurgeon DJ, Lahive E, Svendsen C. *Sci Total Environ*, 2017, 586: 127–141
- 71 Zhu BK, Fang YM, Zhu D, Christie P, Ke X, Zhu YG. *Environ Pollut*, 2018, 239: 408–415
- 72 Song Y, Cao C, Qiu R, Hu J, Liu M, Lu S, Shi H, Raley-Susman KM, He D. *Environ Pollut*, 2019, 250: 447–455
- 73 Ju H, Zhu D, Qiao M. *Environ Pollut*, 2019, 247: 890–897
- 74 Cao D, Wang X, Luo X, Liu G, Zheng H. *IOP Conf Ser-Earth Environ Sci*, 2017, 61: 012148
- 75 Huerta Lwanga E, Gertsen H, Gooren H, Peters P, Salnki T, van der Ploeg M, Besseling E, Koelmans AA, Geissen V. *Environ Sci Technol*, 2016, 50: 2685–2691
- 76 Chae Y, An YJ. *Environ Pollut*, 2018, 240: 387–395
- 77 Wang J, Coffin S, Sun C, Schlenk D, Gan J. *Environ Pollut*, 2019, 249: 776–784
- 78 Jiang X, Chang Y, Zhang T, Qiao Y, Klobuar G, Li M. *Environ Pollut*, 2020, 259: 113896
- 79 Lahive E, Walton A, Horton AA, Spurgeon DJ, Svendsen C. *Environ Pollut*, 2019, 255: 113174
- 80 Lei L, Wu S, Lu S, Liu M, Song Y, Fu Z, Shi H, Raley-Susman KM, He D. *Sci Total Environ*, 2018, 619-620: 1–8
- 81 Rodrguez-Seijo A, Loureno J, Rocha-Santos TAP, da Costa J, Duarte AC, Vala H, Pereira R. *Environ Pollut*, 2017, 220: 495–503
- 82 Wang Q, Zhang Y, Wangjin X, Wang Y, Meng G, Chen Y. *J Environ Sci*, 2020, 87: 272–280
- 83 Prendergast-Miller MT, Katsiamides A, Abbass M, Sturzenbaum SR, Thorpe KL, Hodson ME. *Environ Pollut*, 2019, 251: 453–459
- 84 Rodrguez-Seijo A, da Costa JP, Rocha-Santos T, Duarte AC, Pereira R. *Environ Sci Pollut Res*, 2018, 25: 33599–33610
- 85 Boots B, Russell CW, Green DS. *Environ Sci Technol*, 2019, 53: 11496–11506
- 86 Jiang X, Chen H, Liao Y, Ye Z, Li M, Klobuar G. *Environ Pollut*, 2019, 250: 831–838
- 87 Li LZ, Zhou Q, Yin N, Tu C, Luo YM. *Chin Sci Bull*, 2019, 64: 928–934 (in Chinese) [李连祯, 周倩, 尹娜, 涂晨, 骆永明. 科学通报, 2019, 64: 928–934]
- 88 Li S, Wang T, Guo J, Dong Y, Wang Z, Gong L, Li X. *J Hazard Mater*, 2021, 415: 125614
- 89 Sun XD, Yuan XZ, Jia Y, Feng LJ, Zhu FP, Dong SS, Liu J, Kong X, Tian H, Duan JL, Ding Z, Wang SG, Xing B. *Nat Nanotechnol*, 2020, 15: 755–760
- 90 Li C, Gao Y, He S, Chi HY, Li ZC, Zhou XX, Yan B. *Environ Sci Technol Lett*, 2021, 8: 633–638
- 91 Gao M, Liu Y, Song Z. *Chemosphere*, 2019, 237: 124482
- 92 Li Z, Li Q, Li R, Zhao Y, Geng J, Wang G. *Environ Sci Pollut Res*, 2020, 27: 30306–30314
- 93 Pignattelli S, Broccoli A, Renzi M. *Sci Total Environ*, 2020, 727: 138609
- 94 Hong SH, Shim WJ, Hong L. *Anal Methods*, 2017, 9: 1361–1368
- 95 Liu W, Zuo Q, Zhao C, Wang S, Shi Y, Liang S, Zhao C, Shen S. *Environ Sci Pollut Res*, 2018, 25: 25217–25226
- 96 Liu W, Wang S, Lin P, Sun H, Hou J, Zuo Q, Huo R. *J Soils Sediments*, 2015, 16: 476–485
- 97 Fei Y, Huang S, Zhang H, Tong Y, Wen D, Xia X, Wang H, Luo Y, Barcel D. *Sci Total Environ*, 2020, 707: 135634
- 98 Awet TT, Kohl Y, Meier F, Straskraba S, Grn AL, Ruf T, Jost C, Drexel R, Tunc E, Emmerling C. *Environ Sci Eur*, 2018, 30: 11
- 99 Yi M, Zhou S, Zhang L, Ding S. *Water Environ Res*, 2021, 93: 24–32
- 100 Zhu D, Chen QL, An XL, Yang XR, Christie P, Ke X, Wu LH, Zhu YG. *Soil Biol Biochem*, 2018, 116: 302–310
- 101 Liu H, Yang X, Liu G, Liang C, Xue S, Chen H, Ritsema CJ, Geissen V. *Chemosphere*, 2017, 185: 907–917
- 102 Liang Y, Lehmann A, Ballhausen MB, Muller L, Rillig MC. *Front Microbiol*, 2019, 10: 2018
- 103 Ren X, Tang J, Liu X, Liu Q. *Environ Pollut*, 2020, 256: 113347

Detection technology and ecological effects of microplastics in soil

Sashuang Rong¹, Xinyu Cheng¹, Zhuoni Chen¹, Xiaoyu Zhang², Huiwei Zhao³,
Yanyan Fang¹, Wei Liu^{1*}

¹Key Laboratory of Analytical Science and Technology of Hebei Province, College of Chemistry and Environmental Science, Hebei University, Baoding 071002, China

²College of Resources and Environment Science, Hebei Agricultural University, Baoding 071000, China

³National Semi-Arid Agricultural Technology Research Center, Shijiazhuang 050051, China

*Corresponding author (email: auhlw80@126.com)

Abstract: Microplastics (MPs), as an emerging environmental pollutant, refers to plastic particles with length or width less than 5 mm. Due to the small particle size, stable properties and difficult degradation, they are widely present in various environmental media. Plastic pollution has become one of the major threats to the function of the earth system. The greatest attention to date has been on their potential effect in marine ecosystems. However, a growing number of studies are examining their potential impact on soil ecosystems. In this paper, worldwide research progress on the separation, extraction, identification and ecological impacts of MPs in soil is reviewed. Finally, the development direction of future research on the microplastics is suggested. At present, the separation methods of microplastics in soil mainly include screening method, density separation, and foam flotation. The common strategy is to first identify obvious/possible microplastics with a microscope and then confirm by spectroscopy and thermodynamic methods such as Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR) or Raman spectroscopies. These methods have some shortcomings, such as time consuming and destroying the structure of microplastics. Appropriate combination and improvement of these methods are expected to make up the deficiency. The ecological impact of microplastics is mainly reflected in the growth, development and reproduction of animals. Furthermore, the presence of microplastics will cause changes in soil physical and chemical parameters, which will change vegetative stage, plant photosynthesis and oxidative stress. In addition, nanoscale microplastics can get across plant's membranes and cell wall barriers and enriched by plants, and poses an additional risk to humans *via* trophic food chain transfer. The prospects for future research include: (1) standardized analytical methods; (2) dose-responds relationship of microplastics in soil; (3) the ecological of combination and interaction of microplastics with contaminants.

Keywords: soil, microplastic, analytical methodology, ecological risk

doi: [10.1360/SSC-2021-0142](https://engine.scichina.com/doi/10.1360/SSC-2021-0142)