

doi: 10.20237/j.issn.1007-7545.2025.01.017

土壤微塑料的来源、检测方法及赋存特征

代祎炜, 刘欣颖, 王雲凤, 金智扬, 蔡家辉, 李梦曦, 彭楚

(南开大学 环境科学与工程学院, 环境污染过程与基准教育部重点实验室, 天津 300350)

摘要: 微塑料是粒径小、来源广、比表面积大、化学性质稳定的新污染物。它们可通过各种方式进入土壤环境中, 破坏土壤结构, 并对植物、微生物等土壤生态系统造成影响。因此, 有必要分析土壤微塑料的来源, 检测其种类与丰度, 评估土壤微塑料污染程度, 以保障土壤环境安全。在介绍土壤微塑料主要来源的基础上, 综述了目前常用的土壤微塑料的分离、除杂方法和检测技术, 并从检测精度、所需时间以及处理技术复杂程度等方面对它们进行比较。同时, 对土壤微塑料的赋存特征进行归纳与分析, 并展望了未来研究方向。

关键词: 土壤微塑料; 分离; 检测; 赋存特征

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1007-7545(2025)01-0126-15

Sources, Detection Methods and Occurrence Characteristics of Soil Microplastics

DAI Yiwei, LIU Xinying, WANG Yunfeng, JIN Zhiyang, CAI Jiahui, LI Mengxi, PENG Chu
(Tianjin Key Laboratory of Environmental Remediation and Pollution Control, College of Environmental Science and Engineering, Nankai University/MOE Key Laboratory of Pollution Processes and Environmental Criteria, Tianjin 300350, China)

Abstract: Microplastics (MPs) are new pollutants with small particle size, wide source, large specific surface area and stable chemical property. They can enter the soil environment in various ways, destroying soil structure and affecting soil ecosystems such as plants and microorganisms. Therefore, it is necessary to analyze the sources of soil MPs, detect their types and abundance, and assess the degree of soil MP pollution to ensure the safety of soil environment. Based on the introduction of the main sources of soil MPs, the separation, impurity removal methods and detection techniques of soil MPs commonly used at present were summarized, and they were compared from the aspects of detection accuracy, the time required and complexity of treatment technology. At the same time, the occurrence characteristics of soil MPs were summarized and analyzed, and the future research direction was prospected.

Key words: soil microplastics; separation; detection; occurrence characteristics

塑料及其制品在各行各业被广泛使用, 但是, 大量塑料废弃物难以回收处理。研究发现, 这种“白色污染”会以微塑料的形式, 对生态系统和环境安全构成威胁^[1]。

THOMPSON等^[2]在2004年首次提出微塑料的

概念, 将其定义为直径小于5 mm的塑料颗粒、纤维或碎片。根据形成过程, 微塑料可以分为初级微塑料和次级微塑料^[3]。初级微塑料是指在生产或使用过程中直接排放到环境中的微塑料, 如个人护理产品中的塑料微珠、洗衣废水中的微塑料纤维以及工业生

收稿日期: 2024-10-15

基金项目: 国家自然科学基金青年科学基金资助项目(42407517)

作者简介: 代祎炜(2004-), 男, 本科; 通信作者: 彭楚(1992-), 男, 博士, 讲师

产过程中释放的微塑料^[4]。次级微塑料则是指环境中废弃的大尺寸塑料制品经过紫外线或其他外力作用破碎或裂解生成的微塑料。对于初级微塑料的来源和排放量,目前研究仍存在一定的知识空白,主要由于塑料垃圾在环境中的不断移动和缺乏特异性标志物。次级微塑料的来源更为复杂和更加难以确定,次级微塑料的生成速率受到塑料种类、特性、风化程度和自然气候等多重因素的影响。

按照化学组成进行分类,常见的塑料类型有聚乙烯(PE)、聚苯乙烯(PS)、聚氯乙烯(PVC)、聚丙烯(PP)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)、聚酰胺(PA)等^[5]。根据粒径不同,微塑料还常常被进一步分为纳米塑料(1~100 nm)、亚微米塑料(0.1~1 μm)、微米塑料(1~5 μm)、小微塑料(<1 mm)和大粒径微塑料(1~5 mm)^[6]。按形状微塑料可以分为纤维、碎片、薄膜和颗粒等。多呈现圆形、圆柱和圆盘状,色彩以透明、灰色和白色较常见,多以结晶态出现。

大量废弃的塑料因回收率低而流入环境,经过物理、化学和生物作用形成更小的塑料碎片。由于微塑料粒径小、比表面积大、疏水性强且难以分解,它们能在环境中发生长距离的迁移。微塑料不仅自身存在较大的生物毒性,而且它们容易与其他环境污染物产生协同作用,对生态环境造成极大威胁。例如,微塑料能够被鱼类误食而造成鱼肝炎症和脂质积聚^[7],而且微塑料光降解而释放的小分子化合物还会对鱼类肝脏脂质稳态产生进一步威胁^[8]。HODSON等^[9]发现微塑料可以作为金属载体,增加蚯蚓对于重金属离子的暴露风险;WANG等^[10]发现微塑料作为微生物的载体,能够吸附更多潜在病原菌引入水体和生物体;HIRA等^[11]发现微塑料能够吸附多种有机污染物,并导致有机污染物在生物体内的积聚。此外,微塑料会对土壤理化性质、生物性质和土壤生物群落产生影响,进而影响土壤功能。研究表明,微塑料会影响土壤质地、结构和团聚体稳定性,降低土壤渗透能力进而导致土壤干裂^[12-13];SCHEURER等^[14]发现微塑料会影响土壤pH和养分循环,最终使土壤肥力降低;RILLIG^[15]发现微塑料会影响蚯蚓、线虫等多种土壤生物,进而影响生物群落的多样性,对农田等生长过程对土壤生物依赖性较高的生态系统产生不良影响。

2015年,第二届联合国环境大会将微塑料的污染问题列为环境与生态领域的第二大科学问题。相关研究指出,陆地中存在的微塑料总量是海洋的

4~23倍,每年输入耕地土壤中的微塑料远超海洋的输入量,土壤可能是比海洋更大的塑料储藏库^[16],据生态环境部统计,2011年我国废弃塑料总量近 2×10^8 t,回收量 1.5×10^7 t,回收率不到10%,大部分塑料被填埋或丢弃在土壤环境中,进而导致大量塑料垃圾滞留在环境中造成污染,危害生态环境^[17-18]。近年来,塑料制品需求提高,微塑料土壤含量增加,对土壤环境污染日益加剧,甚至对粮食安全与土壤生态系统稳定产生潜在威胁,但尚未找到高效可行的处理办法。本文对土壤微塑料的来源、分离检测方法、赋存特征等特性进行整理与分析,最后对未来的研究重点和方向进行展望。

1 土壤微塑料的来源

土壤环境中微塑料来源众多,农膜在农业中的应用、农作物的灌溉与施肥以及大气沉降等是土壤中微塑料积累的主要途径(图1)。

1.1 农用塑料薄膜及包装

农用塑料薄膜因其显著的经济效益而被大量使用,其主要成分是制作地膜和大棚薄膜的PE、PP和PVC等。中国农用薄膜使用量自20世纪70年代以来持续扩大,从1994年的88.7万t增长到2020年的239万t,增长近2倍,年均增长率为6.51%^[19]。预计2024年覆盖作物面积将从目前的2 000万km²增加到3 000万km²以上,地膜覆盖物使用量从目前的120万t增加到200万t以上。虽然农膜使用对解决我国粮食问题有极大助力,但是农用塑料薄膜的大量使用会向土壤释放微塑料。已有研究表明,模拟70 d中国北方夏季太阳紫外辐射后,四种地膜释放微塑料平均数量为白色PE膜475个/cm²(下文用n代替个),黑色PE膜266 n/cm²,氧化降解地膜163 n/cm²,生物降解地膜147 n/cm²^[20]。在使用后,农用薄膜很难从土壤中有效回收,会导致农田中塑料残留物的大量累积,这些残留物在紫外线辐射和微生物等作用下,最终破碎为微塑料和纳米塑料^[21]。虽然近年来我国大力推进农膜回收利用,农膜回收率预计在2025年能够达到85%^[22],但由于之前农膜使用量极大,仍有大量废弃未回收农膜遗留在土壤中,并可能造成严重的微塑料污染。

此外,中国是农业大国,农用塑料包装废弃物多。一般化肥主要采用PP和PE材质的编织袋进行包装,净含量为40~50 kg的化肥其编织袋质量可达100~140 g。我国2020年的化肥施用量高达

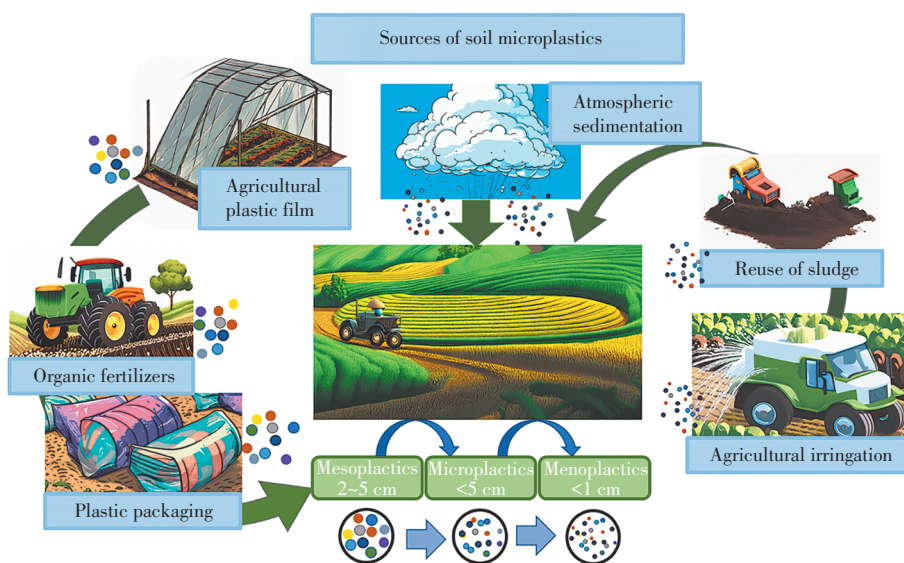


图1 土壤微塑料的来源

Fig. 1 Sources of soil microplastics

5 250.7 万 t, 可产生 15 万 t 左右的包装废弃物, 其中大部分未得到有效回收而被废弃进入土壤环境, 经过长时间的光照、风化等作用, 逐渐破碎成微塑料, 污染农田生态系统。

1.2 灌溉

灌溉是农业生产中不可或缺的一环, 通过人为灌溉弥补自然水资源的不足以达到农业增产。在全球范围内, 灌溉用水的主要来源包括河流、湖泊、水库、地下水和净化污水。微塑料已被发现广泛存在于各种水体中^[23-28], 例如, 我国钱塘江河口微塑料丰度为 1.5~9.4 n/L^[25], 苏州河中微塑料丰度为 0.08~7.4 n/L^[26], 太湖水体中微塑料的丰度为 (0.01~6.8) × 10⁶ n/km²^[26], 三峡水库中同样发现了微塑料存在, 其地表水微塑料的平均丰度为 (4.703 ± 2.816) n/L³^[27]。在美国伊利诺伊州西北部的卡斯特地貌中, 地下水微塑料丰度最高可达 15.2 n/L^[28]。据统计, 全球目前使用污水(含未处理和部分处理)进行灌溉的农田有 2 × 10⁷ km², 即使是经处理厂处理后的污水中微塑料丰度仍可达到 1 n/L^[29]。所有灌溉水源中均有微塑料的存在, 水体中的微塑料最终会转移到土壤中。

1.3 污泥的再利用

废弃活性污泥(WAS)是市政或工业废水处理过程中产生的残余半固体物质。污水中的微塑料经过污水处理后的去除效率达到 99%^[30], 被除去的微塑料积累在污泥中, 污泥是微塑料进入自然环境的重要末端途径。据计算, 污水污泥中 20% 的微塑料通过废水返回到废水流中, 而剩下的 80% 则留存在干污泥中进行处置^[31]。污泥中微塑料浓度比一般淡水

沉积物中的微塑料浓度高出一到两个数量级^[32]。污泥中的微塑料浓度高, 而许多地区仍将污泥作为一种高肥力的有机肥施用于农田中, 同时也将污泥中的微塑料转移至土壤当中。在美国每施用 1 kg 污泥就有 1 800~4 000 个微塑料进入到土壤中。智利的一项模拟试验表明施用污泥一年后的农田中微塑料浓度几乎是正常农田的三倍^[33]。据统计, 我国每年通过污泥进入环境中的微塑料约有 1.56 × 10¹⁴ 个^[34]。

1.4 有机肥的施用

有机肥通常是以作物秸秆、植物残体及人畜粪便等为原料, 通过堆肥、沤肥等生产方式, 通过除臭、腐熟、发酵等工艺, 使其具备安全的使用条件, 主要作为土壤改良剂用于作物生长调节^[29, 35]。但同时有机肥也是土壤微塑料的重要来源之一。我国学者发现在北京温室中土壤微塑料的浓度与有机肥的使用量有明显正相关关系^[36]。

欧洲学者对不同方式产出的有机肥料进行检测均发现了微塑料的存在, 即便是全球肥料质量法规最严格国家之一的德国, 每年仍有 350 亿至 22 000 亿个微塑料通过有机肥这一途径进入环境当中^[37]。有机肥以生物废料为原料, 而这些生物废料本身就含有微塑料, 例如猪粪中微塑料的平均丰度是 (1 250 ± 640) n/kg, 鸟类粪便中也检测到丰度为 (4.93 ± 4.25) n/g 的微塑料, 鸡粪中也存在高达 (129.8 ± 82.3) n/g 的微塑料颗粒^[38]。微塑料已经通过各种途径进入生物体内, 从而出现在粪便中。粪便中微塑料含量的不同一定程度上影响堆肥中微塑料的赋存情况, 已有研究中对 12 种不同粪便的堆肥结果分析, 其微塑料丰度为

(2 054.8~9 131.0) n/kg, 牛粪堆肥与鸡粪堆肥的微塑料赋存比猪粪堆肥的微塑料赋存少^[39], 这与动物差异相符。除了生物废料本身含有微塑料外, 在堆肥与运输过程中, 有机肥也会受到外来微塑料污染。值得注意的是, 目前全球对有机肥的规定中大多允许一定量的微塑料存在, 澳大利亚允许有机肥中存在0.5%的硬质塑料和0.05%的轻质塑料, 德国则允许有机肥中含有0.1%的塑料^[37], 使得有机肥的施用给土壤带来了大量微塑料。

1.5 大气沉降

微塑料小而轻, 极易进入大气中, 随大气迁移^[40]。微塑料的大气迁移具有全球性, 传播距离远的特点^[41], 在青藏高原^[42]和北极^[43]都能找到微塑料的身影。大气微塑料在不同环境介质和区域之间传输, 几乎所有大气环境中都有微塑料。例如, 上海大气环境中悬浮微塑料无处不在, 丰度为0~4.18 n/m³, 平均浓度为(1.42±1.42) n/m³^[44]。在一定情况下, 悬浮在空气中的微塑料会沉积到大气底层界面, 根据环境的不同分为自然干燥环境下的干沉降和降雨降雪过程中的湿沉降。根据我国南海大气微塑料沉

积的研究, 南海西北部海域秋季大气微塑料通过干沉降入海的总量达1 400 t。亚热带城市环境下大气微塑料沉积量最高可达178 n/(m²·d)^[45]。德国汉堡大气微塑料沉积的中位数为275 n/(m²·d)^[46]。烟台、天津和大连3个海岸城市大气微塑料的沉降通量分别为35.7~154、119.0~327和98.4~391 n/(m²·d)^[47]。法国巴黎大气微塑料沉降通量达2.00~355 n/(m²·d)^[48]。虽然不同地区的大区微塑料沉积差异较大, 但因为大气微塑料迁移的超远距离与持续性, 大气沉降对土壤微塑料的贡献不容忽视^[43-44]。

2 土壤微塑料的分离提取方法

2.1 分离方法

在对土壤微塑料进行检测时, 通常需要先对微塑料和土壤颗粒、有机质等分离, 以尽可能减小土壤微塑料定性定量分析的误差。十几年来, 研究人员已开发出多种较为有效的土壤微塑料分离方法, 可以有效将微塑料从不同土壤及杂质中分离。但目前尚没有统一的标准方法, 各种分离方法操作差异较大, 土壤微塑料分离技术仍较为复杂(表1)。

表1 土壤微塑料的主要分离方法

Table 1 Main separation methods of soil microplastics

方法	适用范围	优势	缺陷	参考文献
筛分—过滤法	粒径较大微塑料的分离	操作简单直观, 样品处理效率高, 适合大规模处理	分离效果有限, 难以分离1 mm以下微塑料	[49]
静电分选法	分离粒径较大且分散性较好的微塑料	不受微塑料密度、形状、污垢和老化的限制, 几乎不会破坏微塑料的结构	无法去除有机质	[50]
密度浮选法	微塑料、土壤与盐溶液之间存在密度差异的情况	操作简单, 回收率高	提取工艺复杂且耗时长, 交叉污染率高, 且需选择正确的分离溶剂	[51]
磁性分选法	含有特定磁性成分的微塑料	成本低, 不使用化学试剂, 减少了对环境的污染	分离过程易造成微塑料颗粒的分离和破碎, 干扰后续微塑料的分析及表征	[52]
泡沫浮选法	轻质、密度较低微塑料颗粒	较高的处理效率和选择性	分离效率较低, 且不同聚合物类型之间差异较大	[53]
淘析法	高密度微塑料的分离	操作简单, 成本较低, 适合大规模微塑料的处理	对于粒径较小或密度相近的微塑料分离效果不佳, 分离时间较长	[54]
油提法	具有较强亲油性的微塑料	操作简单、安全、便宜, 实验室条件下提取效果较好	不能有效去除有机质, 去除油层不彻底, 影响微塑料的后续分析	[55]
加压流体萃取法	可提取粒径<30 μm的微塑料颗粒	自动化程度高, 成本低, 效率高	操作复杂, 分离过程会改变微塑料的形态, 影响后续微塑料的分析和表征	[56]

2.1.1 筛分—过滤法

筛分法和过滤法都是利用孔径较小的工具来截留微塑料。筛分法是将自然风干或烘干的土壤样品通过不锈钢或铜的筛网初步分离微塑料和较大的颗粒以及杂质, 常用的筛网尺寸为5、1或2 mm, 该方法可作为密度分离的预处理。水溶液过滤法则是用不同孔径的滤膜过滤土壤和水的悬浊液, 截留不同粒径的目标微塑料。此方法可将微塑料和土壤颗粒初步分离, 但对微塑料及同粒径土壤颗粒物的分离

效果较差, 尚需要其他方法进一步分离。

2.1.2 静电分选法

此法非常温和, 几乎不会破坏微塑料结构^[50], 主要是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^[57]。FELSING等^[58]通过自制KWS静电分离装置, 对10种尺寸在0.063~5 mm的微塑料的回收率均超过99%, 不受微塑料密度、形状、污垢和老化的限制。但对自然环境样品中微塑料的分离特异性差, 无法有效去除有机质等土壤杂质。为避

免水分对土壤矿物和微塑料的导电性产生影响,通常还需要通过冷冻干燥进行预处理。

2.1.3 密度浮选法

环境中微塑料的密度通常为 $0.8\sim 1.4\text{ g/cm}^3$ ^[59],而土壤样品的密度通常为 $2.6\sim 2.7\text{ g/cm}^3$ ^[60],利用两者密度的差异可实现土壤中微塑料的提取。将土壤样品置于适宜的盐溶液中,经过搅拌或超声处理后,微塑料上浮,土壤颗粒、杂质等下沉,该方法微塑料回收率在49%(PP)~90%(PE),而且成本低。但土壤中的亲脂性物质会降低铁纳米颗粒与微塑料表面结合的有效性,从而影响分离效果^[57]。该方法中,选择合适的分离液非常重要。常见的分离液有氯化钠、氯化锌、碘化钠、氯化钙以及氯化钠和碘化钠的混合溶液等,这些分离液在提取效率、经济成本、环境安全性等方面各有优势,应根据实际情况选择合适的分离液。此法由于操作简单且回收率高而被广泛使用。在使用此法前,常通过搅拌、离心、超声波处理、曝气等操作打碎土壤团聚体、释放微塑料,从而提高提取效率,并避免后续分析中其他杂质带来的信号干扰^[61-62]。

2.1.4 磁性分选法

GRBIC等^[52]首次提出此法并应用于微塑料的分离,依赖微塑料的疏水性,通过疏水性碳氢化合物尾端功能化铁纳米颗粒,将疏水性的铁纳米颗粒与微塑料表面结合,然后利用磁铁提取出微塑料颗粒^[57]。该方法回收率在49%(PP)~90%(PE),而且成本较低。同样,土壤中含有的亲脂性物质会影响分离效果;分离过程还会造成微塑料颗粒的变形和破碎;同时,微塑料表面负载的铁可能干扰后续微塑料的分析表征。

2.1.5 泡沫浮选法

依赖微塑料疏水性的不同,气泡选择性地附着到疏水性更高的轻质微塑料颗粒上并向上携带,从而将它们与疏水性较小的基质分离,但分离效率仅为 $55\%\pm 28\%$,且不同聚合物类型之间的差异很大^[53]。此方法对高密度的塑料颗粒分离效果较差,但能够较好地分离密度较低的塑料颗粒。同时,分离效果受微塑料的密度、粒径、形貌、表面粗糙度等物理特性影响很大^[61]。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^[63]。

2.1.6 淘析法

CLAESSENS等^[54]首先将微塑料与NaI溶液结合,实现了对高密度微塑料(如PVC)的分离。他们

根据淘析原理开发的PVC淘析塔在一定程度上解决了密度分离法的成本问题。有许多研究人员根据他们的研究进一步优化了的淘析塔设计,但对于某些可以达到更高密度的含有添加剂的微塑料,其适用性仍待进一步探索^[64]。

2.1.7 油提法

此法通过将亲油性微塑料萃取到油层实现分离。油提法常用橄榄油、菜籽油、蓖麻油等试剂^[65],SCOPETANI等^[65]用橄榄油提取PS、PE和PVC等6种微塑料,达到了 $(90\pm 2)\%\sim (97\pm 5)\%$ 的高回收率,且能够去除并有效收集油层。油提法简单、安全、便宜,在实验室条件下展现出良好的提取效果,可以避免盐溶液中元素对微塑料拉曼光谱分析结果的影响。但该方法并不能有效去除有机质,且油层的不彻底去除也会影响后续微塑料的测定^[55]。

2.1.8 加压流体萃取法

加压流体萃取是在亚临界温度和压力下从固体材料中回收半挥发性和挥发性有机化合物。FULLER等^[66]使用 $100\text{ }^\circ\text{C}$ 甲醇进行微塑料的预萃取,然后用 $180\text{ }^\circ\text{C}$ 二氯甲烷进行加压流体萃取,此方法对固体基质(城市垃圾、土壤等)中PE、PVC、PP等微塑料的平均回收率达到 $84.5\%\sim 94.0\%$ ^[57],粒径小于 $30.0\text{ }\mu\text{m}$ 的微塑料可以高效回收。OKOFFO等^[56]省略甲醇预萃取步骤,使用 $180\text{ }^\circ\text{C}$ 二氯甲烷直接进行萃取,平均提取效率高于80%。该方法已被证明适用于土壤微塑料的提取,且回收的微塑料可以通过一系列技术进行进一步表征,如傅里叶变换红外光谱。虽然萃取过程会改变微塑料颗粒的形态^[56],从而影响后续的物理表征,但该方法分离效率高、成本低、自动化程度高,是具有较大潜力的微塑料分离技术之一。

2.2 样品消解与净化方法

土壤微塑料初步分离能够去除微塑料周围的颗粒与杂质,但微塑料表面吸附黏连的杂质仍需要进一步去除。该类杂质多为物理性质和微塑料相似的有机质,通常需要使用化学生物方法将其消解。目前已经开发的消解方法较多,针对不同的杂质都有对应流程,基本可以进一步有效去除土壤微塑料表面的杂质。但不同杂质酸碱度不同、稳定性不同,单个消解方法并不能完全将其去除,需要多个方法混合处理,提高了背景去除的复杂程度(表2)。

2.2.1 酸消解

常用的酸包括HCl、HClO₄和HNO₃等,能在短

表 2 土壤微塑料样品消解与净化方法

Table 2 Digestion and purification methods of soil microplastics samples

方法	适用范围	优势	缺陷	参考文献
酸消解	沉积物和生物样品中有机质的去除	能在短时间内去除大分子有机物, 消化效果好、效率高	会对特定微塑料颗粒造成分解破坏	[51]
碱消解	生物样品的消解	相对温和, 对微塑料结构影响较弱	相对耗时, 不适用于植物材料或稳定的土壤有机质的去除, 热碱消解会破坏特定类型微塑料的结构	[67]
氧化法	污泥、沉积物、土壤中微塑料表面有机物的去除	操作相对简单, 能够高效降解, 对微塑料影响较小	氧化过程产生泡沫影响后续微塑料分离	[68]
酶解法	生物样品的处理	对环境和微塑料的结构和含量影响较小, 处理效率较高, 相对温和	成本较高, 耗时长	[69]
超声处理	土壤样品中微塑料的处理	能够加速微塑料处理过程, 缩短处理时间, 且对环境污染的影响较小	可能导致微塑料颗粒的破碎, 影响微塑料的数量和形态	[70]

时间内去除大分子有机物, 消化效果好、效率高。但酸消解是一种相对剧烈的有机物去除方法, 会对微塑料造成不同程度的损害, 影响后续分析。例如, HNO_3 作为消解剂时, 会导致某些类型的聚合物损失(如 PET) 甚至消失(如 PA) [54]。

2.2.2 碱消解

相较于酸消解, 碱消解更为温和, 且对微塑料结构的影响相对较弱。常用的碱消解剂有 NaOH 和 KOH 等。但此方法十分耗时, 且可能不适用于植物材料或稳定的土壤有机质的去除 [67, 71]。通过增加摩尔浓度和温度可以提高碱消解效率 [69], 但热碱消解同样也会破坏特定种类微塑料的结构。例如, 60 °C 下在 10 mol/L 氢氧化钠溶液中消解 24 h, 醋酸纤维素、PC 和 PET 都会有一定程度的损失 [67]。

2.2.3 氧化法

H_2O_2 被广泛应用于去除有机质, 它对大多数微塑料颗粒几乎没有降解作用, 但设置的温度恰好超过微塑料颗粒的阈值容差时, 可能导致微塑料颗粒被破坏 [68]。目前大多数研究采用浓度 30% H_2O_2 进行消解, 但富含有机物的样品用 30% H_2O_2 处理会形成致密的泡沫, 不利于样品的过滤和进一步处理, 因此回收率偏低 [4]。

利用 Fenton 试剂替代 H_2O_2 可以降低反应温度, 有效缩短反应时间, 能有效破坏 H_2O_2 难以消化的有机成分和无机化合物。但 Fenton 试剂成本较高且操作难以控制, 而且 Fenton 法可能无法处理某些生物源样品 [72], 还需额外补充有机去除步骤。

2.2.4 酶解法

该法适用于水生生物样品的处理, 且对环境和塑料结构的危害较小, 也有成功处理动物软组织的案例。MBACHU 等 [69] 开发了一种有效的方案, 使用酶从土壤介质中消除有机物质, 尽管与其他纯化方法相比, 这是一种耗时且昂贵的方法, 但其保留了塑

料特性, 有利于后续的特征。

2.2.5 超声处理

超声处理并非独立的消解方法, 但可以与其他方法联用提高消解效率, 例如, 超声与 NaOH 联用的效率远高于超声或 NaOH 处理 [73]。在密度分离法基础上, 白润昊等 [70] 提出用超声代替消解液来处理含地膜源微塑料的土壤样品, 结果表明, 化学消解与超声处理联用能有效去除土壤地膜源微塑料表面的杂质, 更好地保留微塑料的粒径组成、化学性质、原始表面形态等特征, 还能缩短分离检测时间。

3 土壤微塑料的检测方法

对微塑料的检测, 通常使用显微镜、显微光谱、质谱三种方法。三种方法各有使用的检测范围和优劣, 通常需要联合使用以达到全面检测微塑料存在与性质的目的(表 3)。

显微分析法是检测微塑料常用的方法之一, 在进行微塑料检测时主要使用光学显微镜和扫描电子显微镜(SEM) [74]。利用光学显微镜可以对微塑料样品进行初步的外貌分析, 观察微塑料的形态与大小。在观察时, 通常结合染色剂和图像处理技术, 可提高对微小颗粒的检测能力。然而, 光学显微镜不能对聚合物的材质进行定性, 不能区分一些相似微塑料类型, 并且受限于放大倍数, 对粒径较小的微塑料分析效果也相对较差 [74]。

SEM 能够提供更高的分辨率和详细的微观外貌。它通过扫描样品表面并收集反射电子来形成图像, 适用于识别微塑料的形态、表面特征及其与其他物质的相互作用。此方法通常和能量色散 X 射线光谱(EDS) 联用, 通过探测样品被电子束激发后发射的 X 射线, 每种元素在 X 射线光谱中都有特定的“指纹”特征, 分析这些 X 射线的能量即可确定样品中元素的种类和浓度, 进而确定微塑料的存在与特征。但

表3 土壤微塑料的检测方法

Table 3 Detection methods of soil microplastics

检测技术	适用范围	样品制备要求	优点	缺点	参考文献
光学显微镜分析法	初步分析微塑料外貌、形态和大小	需通过过滤、离心等来提取微塑料并在低温条件下进行干燥,使用特定的染色剂来提高对粒径较小微塑料的检测能力	操作相对简单,不需要复杂的仪器设备,能够快速获取信息,有助于动态分析	无法对聚合物的材质进行定性,无法区分相似的微塑料类型,对粒径较小的微塑料分析效果较差	[74]
扫描电子显微镜技术	识别微塑料的形态、表面特征及其与其他物质的相互作用	需在样品表面覆一层导电涂层以增强导电性	能获得更详细的微观外貌形态,分辨率较高	样品制备过程复杂且耗时,设备及其维护成本较高	[59]
拉曼光谱	适用粒径>1 μm微塑料的识别分析	需提前对样品进行消解	空间分辨率较高,适用于大量研究,不受颗粒形状、大小的干扰	受土壤有机质自发荧光的干扰,检测过程耗时长	[75]
傅里叶红外光谱法	适用粒径>20 μm微塑料的识别分析	需去除样品表面附着的有机质,样品应在低温条件下彻底干燥	能够准确识别微塑料的类型,不受荧光干扰,分辨率高、扫描快、精确度高	易受有机质、样品颜色、大小和水分的干扰,检测过程耗时长	[76]
表面增强拉曼散射光谱	适用粒径<1 μm微塑料的识别分析	选择金属纳米粒子作为基底,将样品均匀涂抹在基底上	分析精度较高,分析速度较快,不会改变样品的化学结构	检测通量相对较小,检测过程耗时较长,易受微塑料表面基质的影响	[77]
热裂解一气相色谱质谱联用	适用粒径<1 μm微塑料的识别分析	样品需在低温条件下彻底干燥,将样品研磨至合适粒径	灵敏性较高,不需对样品中的微塑料进行分离及特殊处理	进样量小,难以满足大尺度土壤微塑料调查需要,受操作温度的限制,无法获得微塑料的形状、颜色等物理信息	[78]
碱/酸助解聚一液相色谱质谱联用	适用粒径<1 μm微塑料的识别分析	需使用适当浓度的酸溶液或碱溶液对样品进行解聚	进样量大,检测限低,灵敏度较高,不需对样品中的微塑料进行分离及特殊处理	样品制备过程较复杂,对解聚条件控制较严格,无法获得微塑料的形状、颜色等物理信息	[79]

SEM需要对样品进行如导电涂层等特殊处理,操作比较复杂^[59]。SEM还可以与EDS联用,使用环境扫描电镜-能量色散X射线光谱法(ESEM-EDS)可以不经预处理直接分析样品表面的元素分布特征,有效减少了脱水、干燥等预处理过程^[59]。但上述两种方法成本较高,且只能观测较大微塑料的存在并粗略识别微塑料形态,对于粒径较小的微塑料也并不能起到很好的效果。

为了获得更加精确的微塑料信息,研究人员通常使用显微光谱法进行分析。根据微塑料粒径大小及样品组分的复杂性,可选择拉曼光谱和傅立叶红外光谱法(FT-IR)^[75]。FT-IR适用于粒径>20 μm的塑料制品,此方法易受到土壤有机质的干扰,但不易受到有机质自发荧光的干扰,且检测过程耗时长^[75-76]。拉曼光谱一般与显微技术联用,可用于鉴定粒径>1 μm的塑料制品,其空间分辨率比FT-IR高,适用于大量研究,但易受到土壤有机质自发荧光的干扰,且检测过程耗时长^[76]。这两种方法对于粒径较小的微塑料均可以进行有效检测分析,但是无法检测粒径小于1 μm的微塑料颗粒。

针对光谱法检测粒径受限的缺陷,张立武等首先开展了对表面增强拉曼光谱(ESRS)的开发与研究^[77]。此技术有效提高了分析纳米塑料的精度,成功将检测范围降低到1 μm以下,引起了学者的广泛关注。ZHANG等^[80]基于此项研究制造出空腔阵列底物

用于ESRS,从商业瓶装水中成功检测出PET纳米塑料,推动了拉曼光谱微塑料检测方法的进展。但ESRS检测通量仍相对较小,检测耗时较长且容易受到塑料表面基质的影响而降低识别率,还有待进一步开发与完善。

检测粒径小于1 μm的微塑料颗粒,通常使用质谱法。相比于光谱法,质谱法不需要对样品中的微塑料进行分离及特殊处理,因而保留了更完整的土壤微塑料信息,但质谱法无法获得微塑料的形状、颜色等物理信息。常见的方法包括热裂解一气相色谱质谱联用(Py-GC-MS)和碱/酸助解聚一液相色谱质谱联用(LC-MS)^[79]。热裂解一气相色谱质谱联用(GC-MS)将待测样品转化为碎片离子的形式并通过色谱分离后进行质谱分析,通过对塑料聚合物的特征碎片离子进行检测,从而进行定性及定量分析。但Py-GC-MS的进样量小,难以满足大尺度土壤微塑料调查的需要^[78-79],同时对于PP、PE等使用量较高的微塑料难以找到特性碎片离子而尚未建立较好的检测方法。碱/酸助解聚一液相色谱质谱联用同样是对塑料聚合物的特征碎片(聚合物单体)进行检测,从而达到定性及定量目的。在保留Py-GC-MS的优点上,碱/酸助解聚-液相色谱质谱联用还拥有进样量大,检测限低等优点,然而目前的研究只开发了针对几种微塑的解聚方法,如PET、PC、PA等,该方法对目前农田土壤中丰度较高的PE、PVC等微

塑料仍不适用。

总的来说,微塑料的检测与分析有较多的常用方法,但每种方法都存在各自的不足或缺陷,对于微塑料的检测分析,建议将多个检测方法联用,以实现全面综合的检测微塑料的存在与性质。

4 土壤微塑料的赋存特征

4.1 丰度

根据目前的研究结果,在世界及中国的不同地区的土壤中都检测出不同浓度的微塑料(表4)。FULLER等为研究加压流体萃取测量微塑料的方

法^[64],在澳大利亚某工业区土壤中检测出的微塑料的平均含量为23 g/kg;在瑞士的土壤样品中检测出的微塑料浓度约为55.5 mg/kg^[81];在云南滇池的农田土壤中分析出的微塑料丰度范围为7 100~42 960 mg/kg^[82];而山东沿海土壤中微塑料的丰度范围更大,在1.3~14 712.5 n/kg^[83]。不同地区由于受到风力、降水量、气候条件等因素的影响微塑料的大气沉降量不同,导致土壤中微塑料的浓度存在差异。同时,不同土地利用类型中土壤微塑料的浓度存在差异,新疆石河子覆膜农田为(308±138.1) n/kg^[84],杭州某地区覆膜和未覆膜土壤中微塑料的丰度分别

表4 中国代表区域农田微塑料赋存特征

Table 4 Characteristics of microplastics occurrence in typical farmland areas of China

地理分布	研究地点	土壤类型	主要微塑料成分	尺寸、颜色和形态	丰度/(n·kg ⁻¹)	参考文献
华中地区	武汉	菜田	PA(32.5%)、PP(28.8%)、PS(16.9%)、PE(4.2%)、PVC(1.9%)	尺寸(mm): <0.2(70%)、0.2~0.5(9%)、>0.5~1(13%)、>1~3(7%); 颜色: 红色、黑色、绿色、蓝色、棕色、透明; 形态: 微珠(48%)、纤维(37%)、碎片(15%)、泡沫(1.0%)	320~12 560	[103]
华东地区	安徽	农田	纤维: PP、HDPE; 薄膜: PE(85%)、HDPE(13%)、PP(2%); 泡沫: HDPE(91%); PS(9%)、颗粒: PE	尺寸(mm): <0.038(5%±1%); 0.038~0.175(15%±5%); >0.175~0.5(58%); >0.5~1(15%±5%); >1~2(5%±1%); >2~5(2.0%±0.5%); 颜色: 黄色、透明等九种; 形态: 纤维(55.1%)、薄膜(34.7%)、泡沫(4.80%)、颗粒(3.70%)	660~17 660	[104]
西南地区	云南	林地	PP和PE(17.6%)、RY(17.6%)、PP(11.8%)、PO(5.9%)	尺寸(mm): <0.5(23.5%)、0.5~1(17.6%)、>1~2(52.9%)、>2~5(5.9%); 颜色: 黑色(35.3%)、白色(17.6%)、黄色(17.6%)、透明(11.8%)、蓝色(5.9%); 形态: 纤维(41.2%)、碎片(29.4%)、薄膜(29.4%)	85.00±22.91	[105]
西北地区	新疆	城市绿化带	PS(28.6%)、PE(21.4%)、PVA(10.7%)、PU(10.7%)、PP(8.9%)、PET(7.1%)	尺寸(mm): 0.02~0.5(60%±5%)、>0.5~1(15%±8%)、>1~2(10%±5%)、>2~5(6%±5%); 颜色: 黑色(37.1%)、红色(18.0%)、绿色(17.8%); 形态: 纤维(67.9%)、碎片(19.3%)、薄膜(10.0%)、颗粒(2.8%)	(287±100)~(3 227±155)	[106]
东北地区	辽宁	旱地农田	PE(44.8%)、PP(43.7%)、PS(11.5%)	尺寸(mm): <0.05(42.7%)、0.05~0.1(33.8%)、>0.1~0.4(18.8%)、>0.4~1(3.40%)、>1~2(0.87%)、>2~5(0.48%); 形态: 碎片(47.1%)、微珠(22.3%)、薄膜(17.9%)、泡沫(3.50%)	(6 960±1 939)~(34 710±9 974)	[107]
华南地区	海南	海岛城市	PET(32.9%)、PP(31.7%)、PP·PE(22.0%)、PE(13.4%)	尺寸(mm): 0.1~0.2(22.0%)、>0.2~0.5(31.7%)、>0.5~2(25.6%)、; 颜色: 透明(68.3%)、黄色(12.2%)、蓝色(9.8%)、黑色(7.3%)、红色(2.4%); 形态: 纤维(78.0%)、碎片(19.5%)、薄膜(2.4%)	512±110	[108]
华北地区	内蒙古	沉积物	PE(43%)、PS(34%)、PP(16%)	尺寸(mm): <0.5(43.27%~54.79%)、0.5~1(15.42%~42.34%); 颜色: 透明(40.41%~57.44%); 形态: 纤维(42.24%~58.56%)、薄膜(38.57%)	100~292	[109]

为571.2、262.7 n/kg^[85]。

与未覆膜和大棚土壤中微塑料丰度相比,覆膜土壤中微塑料丰度要高。与湿地、林地等土地类型相比,农田土壤中微塑料的丰度相对较高,且与农业生产过程中地膜的使用、有机肥的使用、污泥的再利用等因素有关。不同土地利用类型中土壤微塑料浓度的差异一般与土地的利用方式、灌溉方式、覆膜时间的长短等因素有关。同时,不同土层之间微塑料浓度存在差异,上

海大棚农田浅层土壤和深层土壤中检测出的微塑料丰度分别为(78.00±12.91)、(62.50±12.57) n/kg^[86]。

4.2 尺寸、形态

土壤中塑料碎片的粒径大部分<5 mm,土壤微塑料的形态主要有纤维、碎片、薄膜、颗粒、发泡等。不同地区土壤中微塑料各种形态的占比存在差异,在传统农田土壤中,纤维、碎片、薄膜形态的微塑料占比较大^[87],云南滇池周围农用土壤中纤维形态微塑

料占比92%^[78]；在青海省某农业土壤中，纤维、薄膜形态的微塑料分别占比67%、29%，其中有50%的微塑料的粒径 $<0.5\text{ mm}$ ^[88]；青海高原地区某土壤样品中薄膜形态微塑料占比超过40%，纤维和碎片形态微塑料占比分别约为24%、19%^[89]；上海大棚农田浅层和深层土壤中，粒径 $<1\text{ mm}$ 的微塑料占比分别为48.79%、59.81%^[90]。土壤中微塑料的不同形态的占比差异可能与该地的土地利用方式、土壤中微塑料的不同来源等因素有关。

4.3 成分

土壤微塑料中的成分主要为PE、PP、PS、PVC、PET等。不同地区研究的土壤中微塑料各成分的占比差异大，PE和PP的占比相对较高。上海大棚农田中PE、PP分别占比43.43%、50.51%^[91]；在青海高原地区某土壤样品中PP平均占比超过50%，其次占比较高的是PE^[89]；山东寿光温室蔬菜生产基地土壤中PE、PP分别占比39.7%、45.0%^[92]。总体来说，土壤中微塑料类型以PP、PE最为常见。

在农田土壤中PP、PE为主的微塑料被广泛检测出，在海南儋州农用地土壤中，覆膜地块的PE丰度占比为46%~75%，而未覆膜地块的PE丰度占比6%~55%^[93]；哈尔滨某有农用地膜覆盖的土壤中PE占比46.64%，PP占比29.81%，而无农用膜覆盖的土壤中PP占比38.76%，PE占比29.45%，PS占比10.56%^[94]。在农田土壤中，微塑料大部分来源于农业生产过程，PE主要来源于农用地膜、塑料包装等制品，因此覆膜土壤中PE含量高于未覆膜土壤中PE含量；农田土壤中PP则主要来源于编织袋、绳索等制品，PS来源于泡沫包装、一次性餐盒等制品^[94]，在未覆膜土壤中其他类型微塑料的含量更高。LI等^[95]在污水和污泥中检测出了PP、PET成分；同时，PP、PE、PET等聚合物也在淡水、废水、沉积物中被广泛检测到。这表明某些聚合物也可以通过灌溉、污泥的再利用等方式进入到土壤中。WEITHMANN等^[96]指出堆肥中存在PS、PE聚合物，则不同类型微塑料也可能通过施肥的方式进入到土壤中。因此，土壤中微塑料的不同类型可能与该地微塑料的来源等因素有关。

传统塑料制品自身性质稳定，在土壤中无法自行快速降解，从而长期存在于土壤等环境中，而可降解塑料降解周期短，不会在环境中引起塑料的长期堆积，正应用于包装材料、医疗等领域^[97]。按照原料来源，可降解塑料可分为生物基、石油基、煤基三类。生物基可降解塑料包括淀粉基可降解塑料、聚乳酸

(PLA)等；石油基可降解塑料包括聚对苯二甲酸/己二酸丁二醇酯(PBAT)、聚己内酯(PCL)等；煤基可降解塑料包括聚乙醇酸(PGA)等^[98]。

4.4 颜色

土壤中检测出的微塑料的颜色主要有白色、透明、黑色、蓝色、黄色、红色、绿色等。在不同地区土壤中微塑料的各类型颜色占比存在差异，丹江口水库消落带土壤中微塑料的颜色以蓝色和透明为主，蓝色占比44.4%，透明色占比22.3%^[92]；德州市花生田耕层土壤中微塑料颜色主要为透明、黑色和白色，占比分别为49.77%、16.35%、16.27%^[99]。在农业土壤中白色、黑色、透明色微塑料占比相对较大，甘肃省农用地土壤中黑色和透明微塑料占比较大，分别为28.64%、26.42%^[100]；北京市设施农业土壤中白色占比24.57%，透明色占比20.33%，蓝色占比19.61%^[101]。土壤中不同颜色微塑料占比的差异可能与微塑料的不同来源有关(表4)，农业土壤中，在农业生产过程中地膜、棚膜的使用、农药化肥包装袋的残留等会增加土壤中白色、黑色、透明色微塑料的占比；日常生活中的使用过的彩色塑料制品的进一步分解则可能会增加土壤中彩色微塑料的浓度，同时彩色微塑料也可能会褪色形成透明色微塑料^[102]。

4.5 表面官能团

根据成分的不同，微塑料表面官能团主要包括羟基、羧基、酯基、氨基等。微塑料进入土壤后，经历物理、化学、生物等老化作用，在不同因素的综合作用下，微塑料表面官能团会发生一定程度的变化。有研究利用紫外照射对PE、PS、PVC进行老化处理，发现老化后的三种微塑料与原始微塑料相比O元素占比分别增加了19.98、22.80、303.04倍^[110]；MÜLLER等^[111]对紫外老化后的PP、PS进行分析，发现羧基和氧含量增加。微塑料经过老化后，表面形成更复杂的官能团结构，对微塑料化学键产生一定影响，进而影响微塑料与污染物的相互作用^[112]。微塑料老化后，表面会产生羟基、羰基、羧基等大量含氧基团，其中羰基指数(CI)可用于表征塑料的老化程度，通常利用吸收峰强度与参比峰强度的比值来确定^[113]。也有研究发现塑料进行紫外老化后，塑料表面的羰基指数会随着老化时间的增加而不断增大^[114]。

5 目前存在的问题与解决方向

关于土壤微塑料的研究越来越丰富，针对土壤微塑料的检测方法也在不断更新发展，研究方向更多

样化,但由于土壤环境和微塑料自身的复杂性,目前关于土壤微塑料仍然存在一些问题需要解决:

1) 目前对于土壤微塑料的分离提取以及检测方法比较多样,尚未形成统一的标准化分离与检测方法。土壤组成复杂,不同类型土壤的有机质和矿物含量差别较大,需要对目前常用方法对不同土壤中不同特征微塑料的有效性进行分别测试,平衡净化消解与保持微塑料完整性之间的矛盾,或针对不同样品进行分类并提出针对性的分离与检测技术。

2) 土壤微塑料污染的标准化指标体系尚未建立,因此很难对比分析不同地区的微塑料的丰度,数量含量和质量含量需要建立可换算的方法,未来需要建立统一的可比较的计量单位,规范微塑料丰度的表达方式。

3) 常用检测方法耗时长,可开发针对土壤微塑料的快检装备或便携式仪器。目前土壤微塑料的前处理过程通常需要反复消解、静置,同时在微塑料定量过程中受限于常用光谱及质谱仪器的检测通量,导致土壤微塑料的整体检测周期在一周以上,难以满足大尺度、短周期农用土壤的检测需求。因此,基于土壤微塑料主要来源于农膜而成分相对简单的特点,可尝试开发针对性的快速检测装备。

4) 土壤微塑料的来源及归趋还需进一步明晰,农田生态系统中不同界相的传输通量尚不明确,不同类型及用途土壤中微塑料的赋存特点规律尚未总结。目前的研究已经大致证明了农用薄膜是土壤中微塑料的最主要的来源,但其对农田土壤微塑料污染的贡献程度尚未量化;同时针对土壤微塑料的垂直迁移、水陆传输和转化降解过程及周期都未开展足够的研究;而类型及用途是影响土壤微塑料浓度的重要因素,重视不同类型和用途与土壤中微塑料特征的相关性,将有助于后期进行针对性的污染处理及修复。

参考文献

- [1] LAW K L, THOMPSON R C. Microplastics in the seas [J]. *Science*, 2014, 345(6193): 114-145.
- [2] THOMPSON R C, OLSEN Y, MITCHEL R P, et al. Lost at sea: where is all the plastic? [J]. *Science*, 2004, 304(5672): 838. DOI: 10.1126/science.1094559.
- [3] COLE M, LINDEQUE P, HALSBAND C, et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62: 2588-2597.
- [4] VAN DER HEIJDEN M G, BARDGETT R D, Van STRAALLEN N M. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems [J]. *Ecology Letters*, 2008, 11(3): 296-310.
- [5] WAGNER M, SCHERER C, ALVAREZ-MUNOZ D, et al. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know [J]. *Environmental Sciences Europe*, 2014, 26: 12. DOI: 10.1186/s12302-014-0012-7.
- [6] GEYER R, JAMBECK J R, LAW K L, et al. Production, use, and fate of all plastics ever made [J]. *Science Advances*, 2017, 3: e1700782. DOI: 10.1126/sciadv.1700782.
- [7] LU Y F, ZHANG Y, FENG D Y, et al. Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50: 4054-4060.
- [8] WANG X, ZHENG H, ZHAO J, et al. Photodegradation elevated the toxicity of polystyrene microplastics to grouper (*Epinephelus moara*) through disrupting hepatic lipid homeostasis [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54: 6202-6212.
- [9] HODSON M E, DUFFUS-HODSON C A, THORPE K L, et al. Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51: 4714-4721.
- [10] WANG J L, GUO X, XUE J M. Biofilm-developed microplastics as vectors of pollutants in aquatic environments [J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55: 12780-12790.
- [11] HIRAI H, TAKADA H, OGATA Y, et al. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62(8): 1683-1692.
- [12] LIU H F, YANG X M, LIU G B, et al. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil [J]. *Chemosphere Oxford*, 2017, 185: 907-917.
- [13] HO D T K. Effects of microplastics on agriculture: a mini-review [J]. *Asian Journal of Environment & Ecology*, 2020, 13(1): 1-9.
- [14] SCHEURER M, BIGALKE M. Microplastics in Swiss floodplain soils [J]. *Environmental Science and Technology*, 2018, 52(6): 3591-3598.
- [15] RILLIG M C. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? [J]. *Environmental Science & Technology*,

- 2012,46(12):6453-6454.
- [16] NIZZETTO L, FUTTER M N, LANGAAS S. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016,50:10777-10779.
- [17] 邓炜航,屈茂会.我国废旧塑料的废物再利用现状以及未来趋势[J].*中国资源综合利用*,2018,36(4):75-77.
DENG W H, QU M H. Waste waste recycling status and future trends in China[J]. *China Resources Comprehensive Utilization*, 2018, 36(4):75-77.
- [18] RHODES C J. Plastic pollution and potential solutions [J]. *Science Progress*,2018,101(3):207-260.
- [19] 刘明宇,郑旭,强丽媛,等.1994-2020年中国农用薄膜使用量变化与农膜微塑料污染现状分析[J].*生态环境学报*,2023,32(11):2050-2061.
LIU M Y, ZHENG X, QIANG L Y, et al. Analysis on the change of agricultural film usage and the pollution of agricultural film microplastics in China during years from 1994 to 2020 [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2023, 32(11):2050-2061.
- [20] YANG Y, LI Z, YAN C R, et al. Kinetics of microplastic generation from different types of mulch films in agricultural soil [J]. *Science of the Total Environment*,2022,814 : 152572. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2021.152572.
- [21] 贾涛,薛颖昊,靳拓,等.土壤中微塑料的来源、分布及其对土壤潜在影响的研究进展[J].*生态毒理学报*,2022,17(5):202-216.
JIA T, XUE Y H, JIN T, et al. Research progress on sources, distribution and potential effects of microplastics in soil [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2022, 17(5):202-216.
- [22] 国家发展改革委.生态环境部关于印发“十四五”塑料污染治理行动方案的通知[EB/OL]. [2024-10-01].
https://www.gov.cn/zhengce/zhengceku/2021-09/16/content_5637606.htm.
National Development and Reform Commission. Notice of the Ministry of Ecology and Environment on Issuing the Action Plan for Plastic Pollution Control during the 14th Five Year Plan Period [EB/OL]. [2024-10-01].
https://www.gov.cn/zhengce/zhengceku/2021-09/16/content_5637606.htm.
- [23] FAUZIAH S H, BHATTI M S, ANUAR N, et al. Worldwide distribution and abundance of microplastic : how dire is the situation [J]. *Waste Management & Research*,2018,36:873-897.
- [24] HORTON A A, WALTON A, SPURGE D J, et al. 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.
- [25] DAI L Y, WANG Z Y, GUO T J, et al. Pollution characteristics and source analysis of microplastics in the Qiantang River in southeastern China [J]. *Chemosphere*,2022,293,133576. DOI : 10.1016/j.chemosphere.2022.133576.
- [26] LUO W Y, SU L, CRAIG N J, et al. Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters [J]. *Environmental Pollution*,2019,246:174-182.
- [27] DI M X, WANG J. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China [J]. *Science of the Total Environment*,2018,616/617 : 1620-1627.
- [28] PANNO S V, KELLY W R, SCOTT J, et al. Microplastic contamination in karst groundwater systems [J]. *Groundwater*,2019,57(2):189-196.
- [29] 薄录吉,李冰,张凯,等.农田土壤微塑料分布、来源和行为特征[J].*环境科学*,2023,44(4):2375-2383.
BO L J, LI B, ZHANG K, et al. Distribution, sources, and behavioral characteristics of microplastics in farmland soil [J]. *Environmental Science*, 2023, 44(4):2375-2383.
- [30] CARR S A, LIU J, TESORO A G. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants [J]. *Water Research*,2016,91:174-182.
- [31] SUN J, DAI X H, WANG Q L, et al. Microplastics in wastewater treatment plants : detection, occurrence and removal [J]. *Water Research*,2019,152:21-37.
- [32] LI X W, CHEN L B, MEI Q Q, et al. Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China [J]. *Water Research*,2018,142:75-85.
- [33] ZUBRIS K A V, RICHARDS B K. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge [J]. *Environmental Pollution*,2005,138:201-211.
- [34] CORRADINI F, MEZA P, EGUILUZ R, et al. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal [J]. *Science of the Total Environment*,2019,671:411-420.
- [35] 谢潇,李健锋.我国有机肥产业发展的现状及问题[J].*农业科学*,2023,13(12):1187-1192.
XIE X, LI J F. Current situation and problems of organic fertilizer industry development in China [J]. *Journal of Agricultural Sciences*, 2023, 13(12):1187-1192.
- [36] WANG K, CHEN W, TIAN J Y, et al. Accumulation of microplastics in greenhouse soil after long-term plastic film mulching in Beijing, China [J]. *Science*

- of the Total Environment, 2022, 828 : 154544. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2022.154544.
- [37] WEITHMANN N, MÖLLER J N, LÖDER M G J, et al. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment [J]. Science Advance, 2018, 4: eaap8060. DOI : 10.1126/sciadv.aap8060.
- [38] 王长远, 马啸驰, 郭德杰, 等. 长期施用有机肥对土壤微塑料赋存及迁移特征的影响[J]. 环境科学, 2024, 45(4): 2304-2312.
- WANG C Y, MA X C, GUO D J, et al. Effects of long-term application of organic fertilizer on the occurrence and migration characteristics of soil microplastics [J]. Environmental Science, 2024, 45(4): 2304-2312.
- [39] 杨杰, 涂晨, 李瑞杰, 等. 不同类别粪便堆肥中微塑料赋存特征及区域差异[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(5): 576-583.
- YANG J, TU C, LI R J, et al. Occurrence characteristics and regional differences of microplastics in different types of manure composts [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(5): 576-583.
- [40] BULLARD J E, OCKELFORD A, O'BRIEN P, et al. Preferential transport of microplastics by wind [J]. Atmospheric Environment, 2021, 245 : 118038. DOI : 10.1016/j.atmosenv.2020.118038.
- [41] ALLEN S, ALLEN D, PHOENIX V R, et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment [J]. Nature Geoscience, 2019, 12: 339-344.
- [42] ZHANG Y L, GAO T G, KANG S, et al. Microplastics in glaciers of the Tibetan Plateau : evidence for the long-range transport of microplastics [J]. Science of the Total Environment, 2021, 758 : 143634. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2020.143634.
- [43] BERGMANN M. Plastic pollution in the Arctic [J]. Nature Reviews Earth & Environment, 2022, 3(5): 323-337.
- [44] LIU K, WANG X H, FANG T, et al. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai [J]. Science of the Total Environment, 2019, 675: 462-471.
- [45] HUANG Y M, HE T, YAN M T, et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a subtropical urban environment [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 416: 126168. DOI : 10.1016/j.jhazmat.2021.126168.
- [46] KLEIN M, FISHER E K. Microplastic abundance in atmospheric deposition within the metropolitan area of Hamburg, Germany [J]. Science of the Total Environment, 2019, 685: 96-103.
- [47] 田媛, 涂晨, 周倩, 等. 环渤海海岸大气微塑料污染时空分布特征与表面形貌[J]. 环境科学学报, 2020, 40(4): 1401-1409.
- TIAN Y, TU C, ZHOU Q, et al. Spatial and temporal distribution characteristics and surface morphology of atmospheric microplastic pollution in the Bohai Rim coast [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2020, 40(4): 1401-1409.
- [48] DRIS R, GASPERI J, SAAD M, et al. Synthetic fibers in atmospheric fallout : a source of microplastics in the environment ? [J]. Marine Pollution Bulletin, 2016, 104(1/2): 290-293.
- [49] 高硕欣, 刘璐璐, 张凯旋, 等. 土壤微塑料的来源及分离鉴定方法[J]. 山东化工, 2023, 52(20): 136-138.
- GAO S X, LIU L L, ZHANG K X, et al. Sources and methods of separation and identification of soil microplastics [J]. Shandong Chemical Industry, 2023, 52(20): 136-138.
- [50] ENDERS K, TAGG A S, LABRENZ M. Evaluation of electrostatic separation of microplastics from mineral-rich environmental samples [J]. Frontiers in Environmental Science, 2020, 8 : 112. DOI : 10.3389/fenvs.2020.00112.
- [51] 冉泰山, 廖洪凯, 龙健, 等. 微塑料在土壤环境中的分离和检测方法研究进展[J]. 塑料科技, 2022, 50(7): 101-104.
- RAN T S, LIAO H K, LONG J, et al. Research progress on separation and detection methods of microplastics in soil environment [J]. Plastics Science and Technology, 2022, 50(7): 101-104.
- [52] GRBIC J, NGUYEN B, GUO E D, et al. Magnetic extraction of microplastics from environmental samples [J]. Environmental Science & Technology Letters, 2019, 6(2): 68-72.
- [53] SHENT H, PUGH R J, FORSSBERG E. A review of plastics waste recycling and the flotation of plastics [J]. Resources, Conservation and Recycling, 1999, 25: 85-109.
- [54] CLAESSENS M, VAN CAUWENBERGHE L, VANDEGEHUCHTE M B, et al. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms [J]. Marine Pollution Bulletin, 2013, 70: 227-233.
- [55] CRICHTON E M, NOL M, GIES E A, et al. A novel, density-independent and FTIR-compatible approach for the rapid extraction of microplastics from aquatic sediments [J]. Analytical Methods, 2017, 9: 1419-1428.
- [56] OKOFFO E D, RIBEIRO F, O'BRIEN J W, et al. Identification and quantification of selected plastics in biosolids by pressurized liquid extraction combined

- with double-shot pyrolysis gas chromatography-mass spectrometry[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 715: 136924. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2020.136924.
- [57] 陈雅兰,孙可,韩兰芳,等. 土壤中微塑料的分离及检测方法研究进展[J]. *土壤学报*, 2022, 59(2): 364-380.
CHEN Y L, SUN K, HAN L F, et al. Separation, identification, and quantification methods in soil microplastics analysis: a review[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, 59(2): 364-380.
- [58] FELSING S, KOCHLEUS C, BUCHINGER S, et al. A new approach in separating microplastics from environmental samples based on their electrostatic behavior [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 234 : 20-28.
- [59] HIDALGO-RUZ V, GUTOW L, THOMPSON R C, et al. Microplastics in the marine environment : a review of the methods used for identification and quantification[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46: 3060-3075.
- [60] SUTHAR M, AGGARWAL P. Environmental impact and physicochemical assessment of pond ash for its potential application as a fill material[J]. *International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering*, 2016, 2: 20. DOI : 10.1007/s40891-016-0061-7.
- [61] BLÄSING M, AMELUNG W. Plastics in soil : analytical methods and possible sources[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 612: 422-435.
- [62] 吴思怡,谢福武,王少露,等. 基于密度分离-氧化消解法前处理的土壤微塑料检测[J]. *中国无机分析化学*, 2024, 14(8): 1091-1098.
WU S Y, XIE F W, WANG S L, et al. Detection of microplastics in soil based on density separation-oxidation digestion pretreatment [J]. *Chinese Journal of Inorganic Analytical Chemistry*, 2024, 14(8): 1091-1098.
- [63] FRAUNHOLCZ N. Separation of waste plastics by froth flotation : a review, part I [J]. *Minerals Engineering*, 2004, 17: 261-268.
- [64] NUELLE M T, DEKIFF J H, REMY D, et al. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments [J]. *Environmental Pollution*, 2014, 184: 161-169.
- [65] SCOPETANI C, CHELAZZI D, MIKOLA J, et al. Olive oil-based method for the extraction, quantification and identification of microplastics in soil and compost samples[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 733 : 139338. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2020.139338.
- [66] FULLER S, GAUTAM A. Procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50 (11): 5774-5780.
- [67] DEHAUT A, CASSONE A L, FRÈRE L, et al. Microplastics in seafood : benchmark protocol for their extraction and characterization [J]. *Environmental Pollution*, 2016, 215: 223-233.
- [68] AVIO C G, GORBI S, REGOLI F. Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues : first observations in commercial species from Adriatic Sea [J]. *Marine Environmental Research*, 2015, 111: 18-26.
- [69] MBACHU O, JENKINS G, PRATT C, et al. Enzymatic purification of microplastics in soil [J]. *MethodsX*, 2021, 8: 101254. DOI : 10.1016/j.mex.2021.101254.
- [70] 白润昊,崔吉晓,范瑞琪,等. 农田土壤地膜源微塑料分离检测方法优化[J]. *中国环境科学*, 2023, 43(5): 2404-2412.
BAI R H, CUI J X, FAN R Q, et al. Optimization of the separation and detection method for microplastics from mulch film in agricultural soils [J]. *China Environmental Science*, 2023, 43(5): 2404-2412.
- [71] HERRERA A. Novel methodology to isolate microplastics from veget al-rich samples [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 129: 61-69.
- [72] MÖLLER J N, LOEDER M G J, LAFORSCH C, et al. Finding microplastics in soils : a review of analytical methods [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54: 2078-2090.
- [73] JIN Y Y, LI H, MAHAR R B, et al. Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2009, 21(3): 279-284.
- [74] LÖDER M G J, GERDTS G. Methodology used for the detection and identification of microplastics : a critical appraisal [J]. *Marine Anthropogenic Litter*, 2015: 201-227. DOI : 10.1007/978-3-319-16510-3-8.
- [75] 洪子衿,张艺严,马静,等. 拉曼光谱与机器学习结合的微塑料精确识别研究[J]. *中国无机分析化学*, 2024, 14(8): 1047-1057.
HONG Z J, ZHANG Y Y, MA J, et al. Accurate microplastic recognition through combined raman spectroscopy and machine learning [J]. *Chinese Journal of Inorganic Analytical Chemistry*, 2024, 14(8): 1047-1057.
- [76] QIU Q X, TAN Z, WANG J D, et al. Extraction, enumeration and identification methods for monitoring microplastics in the environment [J]. *Estuarine Coastal & Shelf Science*, 2016, 176: 102-109.
- [77] XIE L F, GONG K D, LIU Y Y, et al. Strategies and challenges of identifying nanoplastics in environment by surface-enhanced raman spectroscopy [J]. *Environmental*

- Science and Technology, 2023, 57(1): 25-43.
- [78] VIANELLO A, BOLDRIN A, GUERRIERO P, et al. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy : first observations [J]. Estuarine Coastal and Shelf Science, 2013, 130: 54-61
- [79] CORCORAN P L. Plastics and beaches : a degrading relationship [J]. Marine Pollution Bulletin, 2009, 58: 80-84.
- [80] ZHANG J J, PENG M, LIAN E K, et al. Identification of poly (ethylene terephthalate)nanoplastics in commercially bottled drinking water using surface-enhanced raman spectroscopy [J]. Environmental Science and Technology, 2023, 57(22): 8365-8372.
- [81] SCHEURER, BIGALKE M. Microplastics in Swiss floodplain soils [J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52: 3591-3598.
- [82] ZHANG G S, LIU Y F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China [J]. Science of the Total Environment, 2018, 642: 12-20.
- [83] ZHOU Q, ZHANG H B, FU C C, et al. The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea [J]. Geoderma, 2018, 322: 201-208.
- [84] HUANG Y, LIU Q, JIA W Q, et al. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment [J]. Environmental Pollution. 2020, 260 : 114096. DOI : 10.1016/j.envpol.2020.114096.
- [85] ZHOU B Y, WANG J Q, ZHANG H B, et al. Microplastics in agricultural soils on the coastal plain of Hangzhou Bay, east China : multiple sources other than plastic mulching film [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 388 : 121814. DOI : 10.1016/j.jhazmat.2019.121814.
- [86] LIU M T, LU S B, SONG Y, et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China [J]. Environmental Pollution, 2018, 242, Part A : 855-862.
- [87] 杨杰, 李连祯, 周倩, 等. 土壤环境中微塑料污染: 来源、过程及风险 [J]. 土壤学报, 2021, 58(2): 281-298.
YANG J, LI L Z, ZHOU Q, et al. Microplastics contamination of soil environment : sources, processes and risks [J]. Acta Pedologica Sinica, 2021, 58(2): 281-298.
- [88] DING L, ZHANG S Y, WANG X Y, et al. The occurrence and distribution characteristics of microplastics in the agricultural soils of Shaanxi province, in north-western China [J]. Science of the Total Environment, 2020, 720 : 137525. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2020.137525.
- [89] 冯三三, 卢宏伟, 姚天次, 等. 青藏高原典型区微塑料分布特征及来源分析 [J]. 地理学报, 2021, 76(9): 2130-2141.
- FENG S S, LU H W, YAO T C, et al. Distribution and source analysis of microplastics in typical areas of Qinghai-Tibet Plateau [J]. Acta Pedologica Sinica, 2021, 76(9): 2130-2141.
- [90] LV W W, ZHOU W Z, LU S B, et al. Microplastic pollution in rice-fish co-culture system : a report of three farmland stations in Shanghai, China [J]. Science of the Total Environment, 2019, 652: 1209-1218.
- [91] YU L, ZHANG J D, LIU Y, et al. Distribution characteristics of microplastics in agricultural soils from the largest vegetable production base in China [J]. Science of the Total Environment, 2021, 756, 143860. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2020.143860.
- [92] 赵世焯. 中国部分河口微塑料的赋存特征及海洋雪中微塑料分析方法研究 [D]. 上海: 华东师范大学, 2017.
ZHAO S Y. Microplastic contamination of some key estuaries in China and the approach for analyzing microplastic in marine snow [D]. Shanghai: East China Normal University, 2017.
- [93] 谢福武, 吴思怡, 田毓婷, 等. 海南儋州农用地土壤微塑料赋存含量与分布特征 [J]. 中国农业大学学报, 2024, 29(5): 159-170.
XIE F W, WU S Y, TIAN Y T, et al. Research on storage capacity and distribution characteristics of soil microplastics with Danzhou farmland, Hainan [J]. Journal of China Agricultural University, 2024, 29(5): 159-170.
- [94] 于庆鑫, 刘硕, 马丽娜, 等. 哈尔滨农田土壤中微塑料的赋存特征及影响因素分析 [J]. 中国环境科学, 2023, 43(2): 793-799.
YU Q X, LIU S, MA L N, et al. Analysis on the occurrence characteristics and influencing factors of microplastics in Harbin agricultural soils [J]. China Environmental Science, 2023, 43(2): 793-799.
- [95] LI J Y, LIU H H, CHEN J P. Microplastics in freshwater systems : a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection [J]. Water Research, 2018, 137: 362-374.
- [96] WEITHMANN N, MÖLLER J N, FREITAG R, et al. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment [J]. Science Advances, 2018, 4 : eaap8060. DOI : 10.1126/sciadv.aap8060.
- [97] 辛熙炜, 陈晨, 吴婉晴, 等. PLA 和 PBAT 可生物降解微塑料对土壤-植物系统的生态效应 [J/OL]. 农业环境科学学报: 1-15 [2024-10-01]. <https://link.cnki.net/urlid/12.1347.S.20240621.1643.006>.
XIN X W, CHEN C, WU W Q, et al. Ecological effects of PLA and PBAT biodegradable microplastics on soil-plant systems [J/OL]. Journal of Agro-Environment Science: 1-15 [2024-10-01]. <https://link.cnki.net/urlid/12.1347.S.20240621.1643.006>.

- [98] 俞学如,陈森,梁思嘉,等. 可降解塑料的使用现状及其潜在环境风险[J]. 环境化学,2023,42(1): 29-40.
YU X R, CHEN S, LIANG S J, et al. Current use of biodegradable plastics and their potential environmental risks[J]. Environmental Chemistry, 2023, 42(1): 29-40.
- [99] 宋宁宁,李梦佳,王学霞,等. 覆膜年限和有机肥施用对花生田耕层土壤微塑料赋存特征的影响[J]. 环境科学,2024,45(3): 1684-1691.
SONG N N, LI M J, WANG X X, et al. The influence of mulching period and organic fertilizer application on the occurrence characteristics of microplastics in the topsoil of peanut fields[J]. Environmental Science, 2024, 45(3): 1684-1691.
- [100] 刘丽娟. 不同类型农用地土壤中微塑料的分布特征与来源及防控对策研究[D]. 兰州: 兰州大学,2023.
LIU L J. Research on the distribution characteristics, sources, and prevention and control measures of microplastics in soil of different types of agricultural land[D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2023.
- [101] 吴亚梅,王育鹏,王康,等. 北京市设施农业土壤微塑料的污染特征及潜在来源[J]. 生态毒理学报,2022,17(4): 333-344.
WU Y M, WANG Y P, WANG K, et al. Pollution characteristics and potential sources of microplastics in facility agriculture soil in Beijing[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2022, 17(4): 333-344.
- [102] ZHANG K, CHEN X C, XIONG X, et al. The hydro-fluctuation belt of the Three Gorges Reservoir: source or sink of microplastics in the water? [J]. Environmental Pollution, 2019 248: 279-285.
- [103] CHEN Y L, LENG Y F, LIU X N, et al. Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China[J]. Environmental Pollution, 2019, 257: 113449. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113449.
- [104] REN X, GE J H, ZHOU W, et al. The occurrence and characteristics of microplastic pollution in the agricultural soils of Anhui province, in eastern China[J]. Water, Air and Soil Pollution, 2023, 234(7): 485. DOI: 10.1007/s11270-023-06507-1.
- [105] ZHANG Y, WANG K, CHEN W, et al. Effects of land use and landscape on the occurrence and distribution of microplastics in soil, China[J]. Science of the Total Environment, 2022, 11(15): 157598. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.157598.
- [106] LIU X D, HE S H, TONG Y B, et al. Microplastic pollution in urban green-belt soil in Shihezi city, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022, 29: 59403-59413.
- [107] LUO Q, ZHANG X Y, WANG C C, et al. Characteristics of microplastics in dryland soils after long-term film mulching and the effect of cropping type in western Liaoning province, China[J]. Land Degradation and Development, 2024, 35(4): 1466-1476.
- [108] 谢晨敏,隆楚月,黎大宁,等. 南海永兴岛和东岛土壤中微塑料和卤代阻燃剂的分布特征[J]. 生态环境学报,2022, 31(5): 1008-1014.
XIE C M, LONG C Y, LI D N, et al. Distribution characteristics of microplastics and halogenated flame retardants in the soils of Woody Island and East Island in the South China Sea[J]. Ecology and Environment Sciences, 2022, 31(5): 1008-1014.
- [109] 王志超,杨帆,杨文焕,等. 内蒙古河套灌区排水干沟微塑料赋存特征及质量估算[J]. 环境科学,2020,41(10): 4590-4598.
WANG Z C, YANG F, YANG W H, et al. Occurrence characteristics and quality estimation of microplastics in drainage ditches in Hetao irrigation district of Inner Mongolia [J]. Environmental Science, 2020, 41(10): 4590-4598.
- [110] 崔佳惠,高良敏,张金昕,等. 微塑料老化对水土环境中磷吸附行为的影响[J]. 环境科学与技术,2023(9): 68-76.
CUI J H, GAO L M, ZHANG J X, et al. The impact of microplastic aging on phosphorus adsorption behavior in soil and water environments [J]. Environmental Science & Technology, 2023(9): 68-76.
- [111] MÜLLER A, BECKER R, DORGERLOH U, et al. The effect of polymer aging on the uptake of fuel aromatics and ethers by microplastics[J]. Environmental Pollution, 2018, 240: 639-646.
- [112] 代寒,韩杰,肖秋芸,等. 聚酰胺微塑料与水中防腐剂的复合污染: 吸附特性与竞争机制研究[J]. 中国无机分析化学,2024,14(8): 1066-1078.
DAI H, HAN J, XIAO Q H, et al. Co-contamination of polyamide microplastics and parabens: investigation of adsorption characteristics and competitive mechanisms[J]. Chinese Journal of Inorganic Analytical Chemistry, 2024, 14(8): 1066-1078.
- [113] 吴小伟,黄何欣悦,石妍琦,等. 水环境中微塑料的光老化过程及影响因素研究进展[J]. 科学通报,2021,66(36): 4619-4632.
WU X W, HUANG H X Y, SHI Y Q, et al. Research progress on photoaging process and influencing factors of microplastics in water environment[J]. Chinese Science Bulletin, 2021, 66(36): 4619-4632.
- [114] 曹树东. 黄色指数在塑料老化性能评价方面的应用[J]. 齐鲁石油化工,2006,34(4): 447-449.
CAO S D. Application of yellow index in evaluating plastic aging performance[J]. Qilu Petrochemical Technology, 2006, 34(4): 447-449.