

土壤环境中微塑料的研究进展

张佳佳, 陈延华, 王学霞, 倪小会, 刘东生, 李丽霞, 邹国元

引用本文:

张佳佳, 陈延华, 王学霞, 等. 土壤环境中微塑料的研究进展[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2021, 29(6): 937–952.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200915>

(向下翻页, 阅读全文)

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

[分析技术在土壤微塑料研究中的应用现状](#)

Analytical techniques for studying soil microplastics

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(6): 953–960 <https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200921>

[微塑料对典型污染物吸附解吸的研究进展](#)

Research progress on the adsorption and desorption of typical pollutants on microplastics

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(6): 961–969 <https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200925>

[聚乙烯微塑料对玉米根际土壤微生物群落结构的影响](#)

Effects of polyethylene microplastics on the microbial community structure of maize rhizosphere soil

中国生态农业学报(中英文). 2021, 29(6): 970–978 <https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200677>

[土壤氮素内循环对生态覆被变化响应的研究进展](#)

Research progress on soil nitrogen internal cycling response to ecological cover change

中国生态农业学报(中英文). 2020, 28(10): 1543–1550 <https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.190908>

[酞酸酯在土壤中的环境行为与健康风险研究进展](#)

Environmental fate and health risks of phthalate acid esters in soils: A review

中国生态农业学报. 2016, 24(6): 695–703 <https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.151193>

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.200915

张佳佳, 陈延华, 王学霞, 倪小会, 刘东生, 李丽霞, 邹国元. 土壤环境中微塑料的研究进展[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2021, 29(6): 937-952

ZHANG J J, CHEN Y H, WANG X X, NI X H, LIU D S, LI L X, ZOU G Y. A review of microplastics in the soil environment[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2021, 29(6): 937-952

土壤环境中微塑料的研究进展*

张佳佳, 陈延华**, 王学霞, 倪小会, 刘东生, 李丽霞, 邹国元**

(北京市农林科学院植物营养与资源研究所 北京 100097)

摘要: 微塑料是一类广泛存在于环境中的塑料颗粒, 近年来, 微塑料对环境的污染引起了国内外学者的广泛关注。关于微塑料对水环境造成的负面影响有较多报道, 但微塑料在陆地环境特别是土壤中的存在和影响的系统性研究鲜有报道。本文从土壤微塑料的来源和分布、分析方法、对生态系统的影响、生态环境效应及管控措施等方面进行了系统综述, 并针对今后土壤微塑料的研究提出了相关对策。主要包括以下几个方面: 1) 土壤微塑料的主要来源包括农用塑料薄膜残留、污泥的土地利用、有机肥施用、地表径流、污水灌溉和大气沉降; 2) 总结了土壤中微塑料的分离、提取、鉴定及分析方法的优缺点, 但目前仍没有标准化的检测和定量技术; 3) 微塑料会影响土壤的结构和理化性质, 对植物和动物的生长造成威胁, 并改变微生物群落的多样性; 4) 微塑料表面可附着污染物, 对环境造成物理和化学污染, 可释放内源性有毒物质, 并导致复合污染效应; 5) 微塑料污染的防控措施主要包括 3 个方面: 研发生物降解塑料产品、从源头控制微塑料的输入以及加强世界各国合作。提出今后微塑料的研究应建立统一的定量分析标准方法, 发展更准确的可追溯分析技术, 加强对土壤中微塑料污染的科学研究。本研究不仅有助于了解微塑料在土壤中的环境行为, 为进一步探索土壤微塑料提供思路, 而且可为土壤中微塑料的生态风险评估及污染防治提供理论依据和参考。

关键词: 微塑料; 土壤生态系统; 分析方法; 生态环境风险; 管控措施

中图分类号: X53

开放科学码(资源服务)标识码(OSID):



A review of microplastics in the soil environment*

ZHANG Jiajia, CHEN Yanhua**, WANG Xuexia, NI Xiaohui, LIU Dongsheng, LI Lixia, ZOU Guoyuan**

(Institute of Plant Nutrition and Resources, Beijing Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Beijing 100097, China)

Abstract: Microplastics are plastic particles widely distributed in the environment. In recent years, environmental pollution caused by microplastics has attracted widespread attention. Many studies have reported the negative effects of microplastics on the aquatic environment, but the impact of microplastics on the terrestrial environment, especially on soils, has not been extensively investigated. This study systematically reviewed the recent researches on the sources, distribution, pollution characteristics, analysis methods, ecological effects, environmental effects, and control measures of soil microplastics, and proposed relevant countermeasures for research and governance. This review showed that 1) the sources of soil microplastics included

* 财政部和农业农村部: 国家现代农业产业技术体系项目、北京市农林科学院改革与发展计划(YZS202001)和北京市农林科学院创新能力建设专项(KJCX20210430)资助

** 通信作者: 邹国元, 主要研究方向为作物营养与施肥, E-mail: gyzhou@163.com; 陈延华, 主要研究方向为农田土壤质量研究, E-mail: yhchen55@126.com

张佳佳, 主要研究方向为养分管理。E-mail: zhangjiajia_91@163.com

收稿日期: 2020-11-17 接受日期: 2020-12-30

* The study was supported by the China Agriculture Research System of the Ministry of Finance of the People's Republic of China and the Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China, the Reform and Development Plan of Beijing Academy of Agriculture and Forestry Sciences (YZS202001) and the Innovation Capacity Building Project of Beijing Academy of Agriculture and Forestry Sciences (KJCX20210430).

** Corresponding authors: ZOU Guoyuan, E-mail: gyzhou@163.com; CHEN Yanhua, E-mail: yhchen55@126.com

Received Nov. 17, 2020; accepted Dec. 30, 2020

residues of agricultural plastic film, land use of sludge, organic fertilizer application, surface runoff, sewage irrigation, and atmospheric deposition. 2) The methods of separation, extraction, identification, and their advantages and disadvantages for determining soil microplastics were summarized, but standardized detection and quantitative technologies were lacking. 3) Microplastics could affect the soil structure and physical and chemical properties, threatened the growth of plants and animals, and changed the diversity of microbial communities. 4) Microplastics could adhere to pollutants on the surface, causing physical and chemical environmental pollution, endogenous toxic substances releasing, and inducing compound pollution. 5) The prevention and control measures of microplastic pollution were mainly focused on three factors: research and development of biodegradable plastic products, input control of microplastics from the source, and strengthening international cooperation. This study also proposed three areas in need of further development: a standard unified quantitative analysis method, more accurate traceability analysis technology, and better scientific research on microplastic pollution in the soil. The results presented here provided a better understanding of the environmental behavior of microplastics in the soil and proposed ideas for further exploration. This review also provided a theoretical basis and reference for the ecological risk assessment of soil microplastics and prevention of pollution caused by them.

Keywords: Microplastics; Soil ecosystem; Analysis method; Eco-environmental risk; Control measures

塑料是由多种合成或半合成有机物组成的高分子聚合物,通常从石油等化石燃料的副产品中提取出来,具有优良的物理和化学性能(如耐腐蚀性和良好的绝缘性)。塑料价格低且易于加工,因此,广泛应用于多个领域。据统计,2005—2019年,全球塑料年产量从2.30亿t增长到3.48亿t^[1]。塑料工业的快速发展给我们的日常生活带来了极大的便利,但与此同时也产生了大量的塑料垃圾和一系列的环境问题。日常生活中对塑料垃圾的不当处理,导致塑料以颗粒或碎片形态在海洋、淡水和陆地环境中不断积累。塑料垃圾的急剧增加及由此带来的环境和社会问题引起了广泛的关注。

塑料产品能够在自然环境中长期稳定存在,在各种外力作用下,塑料垃圾分解成小块,形成“微塑料”。微塑料的概念最早在2004年由英国学者Thompson提出,定义为直径小于5mm的塑料颗粒和碎片,具有不同的形态(如颗粒、泡沫、碎片、薄膜和纤维状等)和颜色(如透明、红色、黑色、蓝色等)^[2-3]。与大尺寸的塑料垃圾相比,微塑料具有体积小,比表面积大,吸附污染能力强等特性,是造成污染的主要负荷载体。环境中的微塑料在风、洋流等外力的作用下发生迁移,广泛地存在于海洋、淡水、陆地及生物体中,成为近年来环境污染研究的热点。

尽管微塑料的研究多集中于水环境^[4-5],但其重要的源——陆地生态系统的贡献及其丰度等问题的研究是生态安全和绿色发展的迫切需求^[6-7]。为了更系统、全面地了解土壤中微塑料的特征及研究现状,本研究综述了1)土壤中微塑料的来源和分布;2)土壤中微塑料的分离、提取和鉴定方法;3)微塑料对土壤生态系统的影响;4)土壤微塑料的生态环境效应;5)微塑料污染的管控措施。并提出了土壤微塑料研

究的未来挑战,为微塑料的污染防治提供参考。

1 土壤中微塑料的来源、分布和迁移

1.1 土壤中微塑料的来源

根据生产工艺的不同,可将环境中微塑料分为初生微塑料和次生微塑料。初生微塑料是指以某种方式首次设计、生产的微塑料颗粒,包括工业原料中的塑料颗粒、树脂颗粒以及含有微塑料颗粒或清洁微珠的工业化产品,如清洁护理品(洗面奶、化妆品、牙膏)和药物等^[8]。次生微塑料是指大型塑料废弃物经过物理(风力、磨损、水体扰动)、化学(冻融循环、紫外光辐射、氧气)和生物(降解)等过程分解,体积减小形成的塑料颗粒^[9]。进入农业土壤的大块塑料和微塑料的主要来源包括农用塑料薄膜的使用、污泥的土地利用、有机肥施用、地表径流和污水灌溉以及大气沉降等(图1和图2)。

农田塑料薄膜和地膜在全球范围内广泛使用,它可以通过节水、保湿、除草、增温、抗寒等提高作物产量和耗水效率^[10]。但从长远来看,塑料薄膜的使用会造成严重的污染问题。在中国,尤其是北方地区,地膜覆盖导致微塑料在农田中大量积累。1991—2011年间,中国农用地膜的使用量从32万t增加到125万t,增长了3倍^[11]。预计农用地膜的覆盖面积还会以8%~10%的速度继续增加^[12]。超过80%的农业薄膜由低密度聚乙烯制成,主要用于温室薄膜(150~200 μm)和农用地膜^[13]。由于缺乏能够回收土壤中塑料制品的设备,导致作物收获后大量残膜积累在农田土壤中。这些残膜在耕作、紫外线照射和生物降解的作用下,慢慢在土壤中形成宏观、微观和纳米塑料的连续体^[14]。

污泥的土地利用是土壤环境中微塑料的主要来源之一。污泥是污水处理厂的终端产物,富含微

量元素和有机质, 因而通常被当作肥料施用到农田中。污水处理厂的水源主要包括雨水、生活废水和工业废水等, 污水中大部分微塑料通过污水处理的沉降过程分离出来, 最终夹带在污泥中^[15]。研究表明, 污水处理后约 90% 的微塑料沉积在污泥

中, 其含量达 1500~24 000 个·kg⁻¹^[16-17], 而传统的污泥预处理方法如厌氧发酵、热干化等均不能有效去除这些微塑料颗粒。因此, 将含有微塑料的污泥作为肥料施用到农田中, 会增加土壤中微塑料含量。

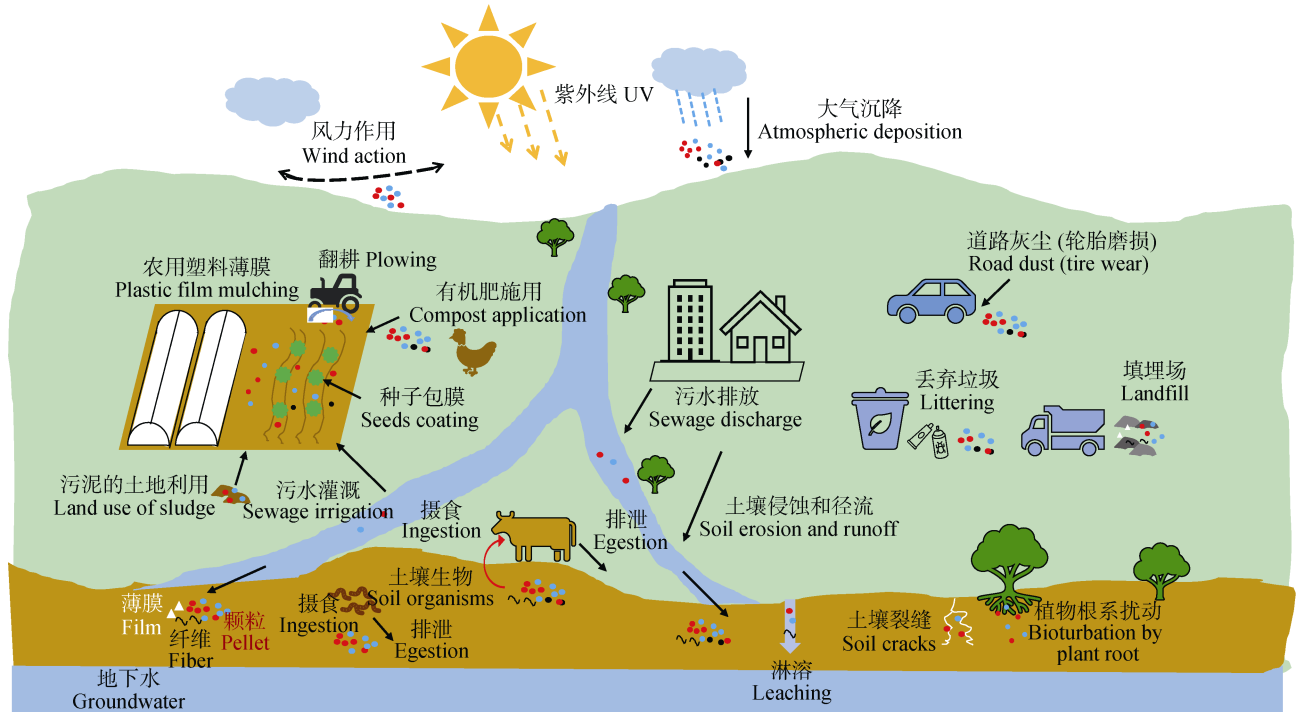


图 1 土壤中微塑料的来源和去向
Fig. 1 Sources and fate of microplastics in soils

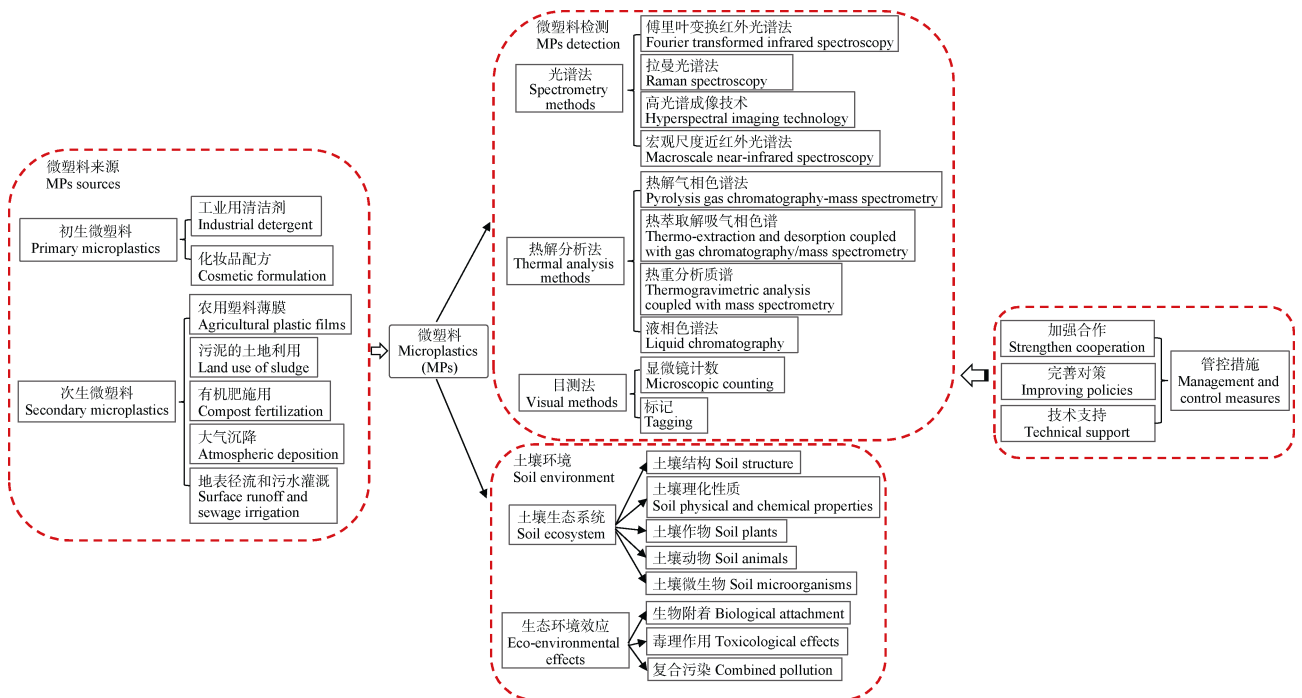


图 2 土壤环境中微塑料的主要来源、检测方法、生态环境效应和管控措施示意图

Fig. 2 Schematic of the main sources, detection methods, eco-environmental effects, and management and control measures of microplastics (MPs) in soil environment

有机废弃物经过堆肥、发酵后可作为营养物质施用到农田中,有机肥已成为农业生产中不可或缺的肥料,尤其在设施农业中施用量更大。相比于污泥,关于有机肥中微塑料含量及通过农用输入到土壤中的量的研究较少。Weithmann 等^[18]研究表明,堆肥和生物废弃物发酵产生的有机肥料普遍含有微塑料,其中粒径>1 mm 的塑料含量约有 14~895 个·kg⁻¹; Bläsing 等^[19]对德国某有机肥加工厂样品进行调查,发现粒径>0.5 mm 的塑料碎片含量为 2.38~180 mg·kg⁻¹。我国是有机肥生产和使用大国,仅商品有机肥的年产量就在 2500 万 t 以上,施用量约为 2200 万 t。根据目前调查的有机肥中微塑料含量估算,我国农田土壤中每年由于有机肥施用带入的微塑料量为 52.4~26 400.0 t,若考虑到有机肥施用量的逐年增幅以及粒径<0.5 mm 的微塑料含量,其数量会更高。因而,有机肥的施用是土壤中微塑料的又一个重要来源。

地表径流或污水灌溉也是土壤中微塑料的来源。Zhao 等^[20]对长江口水表面的研究调查显示,微塑料丰度达 4137.3±2461.5 个·m⁻³; Zhang 等^[21]研究表明,即使在偏远的内陆湖泊河岸也发现了大量微塑料的存在。地表径流及农用水灌溉都会将微塑料带入土壤中。在许多水资源匮乏的发展中国家,灌溉用水主要是地下水、地表水或净化后的污水。Mintenig 等^[22]对德国西北部地下水样本调查发现,微塑料(聚氯乙烯、聚酰胺和聚乙烯)浓度平均值为 0~7 个·m⁻³。含有微塑料的污水虽然经过污水处理厂后排放,但由于微塑料粒径小,在处理过程中没有起到完全拦截作用。Gies 等^[23]对加拿大温哥华最大的污水处理厂调查显示,污水经处理后 97%~99% 的微塑料都被截留,但每年仍有 300 亿个微塑料通过污水排放释放到环境中。

大气中微塑料的来源包括道路灰尘(如轮胎和油漆颗粒等)和合成纺织品中的纤维;在工业生产过程中,汽车轮胎对物体的磨损以及切割和研磨过程也会产生大量的超细粉尘,由于它们很轻,一些塑料微粒以“城市尘埃”的形式悬浮在空气中并通过大气沉降进入土壤中^[24]。Dris 等^[25]对法国巴黎聚集区的调查显示,每天通过大气沉降到该区域的微塑料达 29~280 个·m⁻²。垃圾填埋或其他表面沉积物产生的微纤维和微粒,也可以通过大气沉降进入土壤环境中^[26]。

1.2 土壤中微塑料的分布特征

土壤是微塑料的重要聚集地,研究表明土壤中微塑料含量可能是海洋中的 4~23 倍^[7]。由于土壤中微塑料的提取和分离存在较大难度,关于其分布特

征和浓度的报道还比较少。为了更好地了解土壤中微塑料的污染状况,本文总结了国内外不同土壤类型中微塑料的分布特征(表 1)。由于微塑料的丰度单位不尽相同,在计数上也存在区别,因此造成不同研究之间的结果难以比较。由表 1 可知微塑料在不同国家地区和土壤中呈现不同的组成、丰度和尺寸特征,可能与多种因素有关,如土壤类型、栽培措施、耕作方式、取样地点等。目前,我国土壤微塑料分布特征的研究处于初始阶段,其丰度及分布区域不明确,因此亟需建立规范的测定和计量标准。

1.3 土壤中微塑料的迁移

微塑料可通过生物扰动、耕作和水渗透等外力作用在土壤中迁移^[14,45](图 1)。微塑料的形状、类型和表面特征是影响微塑料在土壤中迁移的重要因素^[46]。土壤是一种多孔介质,具有大、中孔隙(间距为 μm),这使得土壤中溶解的化学物质或小颗粒的迁移成为可能^[19],而外力(如生物扰动和耕作活动)的存在会导致土壤中更大微塑料颗粒的运移。Rillig 等^[47]观察到微塑料可以黏附在蚯蚓上,认为蚯蚓的外部附着是一种运输机制。Huerta 等^[43]也证明蚯蚓可以促进土壤中微塑料的运移,他们将这一机制归因于蚯蚓的摄入/排泄。植物根系的生物扰动作用(如根系运动、根系扩张、根系吸水)对土壤中微塑料的运移具有很大影响,当根系分解时,会产生近似于根系的大孔隙,这可能有利于土壤中微塑料的运输^[48]。农业措施如耕作会引起表层和深层土壤的交换,进而促进表层土壤中的微塑料向深层土壤运移^[47]。此外,干燥的气候会导致土壤出现裂缝,为微塑料进入深层土壤打开了通道,干湿交替加速了微塑料向下运移^[49]。然而,这些外力对微塑料垂直运移的辅助作用是有限的,例如传统耕作只对表层土壤(20~30 cm)有影响。相比之下,淋溶对微塑料的垂直运移具有更大的促进作用。研究表明,小颗粒微塑料可通过淋洗沿着土壤孔隙运移,例如, Cey 等^[50]的研究发现,平均直径为 3.7 μm 的微塑料可通过淋溶移动到 70 cm 以上的深层土壤。

微塑料在外力作用下从土壤表层向下迁移到更深的土壤剖面中,可能会造成多种影响^[19,47]: 1)在土壤剖面的较深部分,由于微生物数量较少(因为氧气扩散/有效性有限),原生微生物的分解非常缓慢,从而导致更多微塑料的保留; 2)微塑料进入土壤剖面也可能增加微塑料及相关化学物质污染地下水的机会; 3)微塑料在土壤环境中通过分解和磨损转化为纳米塑料,可能导致进一步的潜在环境威胁,包括植物对纳米塑料颗粒的吸收等。

表 1 不同土壤类型中微塑料的分布特征
Table 1 Distribution characteristics of microplastics in different soil types

土壤类型 Soil type	土壤深度 Soil depth (cm)	丰度 Abundance	尺寸 Size (mm)	形状 Shape	聚合物 Composition	国家地区 Country/area	文献 Reference
农业土壤 Agricultural soil	0~10	1430~3410 pieces·kg ⁻¹	0~0.49	薄膜、纤维、碎片、颗粒 Film, fiber, fragment, pellet	聚苯乙烯、聚乙烯、聚丙烯、高密度聚乙烯、聚氯乙烯、聚对苯二甲酸乙二醇酯 Polystyrene, polyethylene, polypropylene, high-density polyethylene, polyvinylchloride, polyethylene terephthalate	中国陕西 Shaanxi, China	[27]
农业土壤 Agricultural soil	0~10	895.1~2197.1 pieces·kg ⁻¹	<3	纤维、碎片、薄膜、颗粒 Fiber, fragment, film, pellet	—	中国内蒙古 Inner Mongolia, China	[28]
	10~20	798.6~2111.4 pieces·kg ⁻¹					
	20~30	756.0~1971.8 pieces·kg ⁻¹					
农田土壤 Farmland soil	0~10	40±126 pieces·kg ⁻¹	>0.100	—	聚乙烯 Polyethylene	中国黄土高原 The Loess Plateau, China	[29]
	10~30	100±141 pieces·kg ⁻¹					
农田土壤 Farmland soil	0~5	0.34±0.36 pieces·kg ⁻¹	1~5	碎片、薄膜、纤维 Fragment, film, fiber	聚乙烯、聚丙烯、聚苯乙烯 Polyethylene, polypropylene, polystyrene	德国东南部 Southeast Germany	[30]
农业土壤 Agricultural soil	0~25	600~10 400 pieces·kg ⁻¹	0.97	纤维、薄膜 Fiber, film	—	智利 Chile	[31]
设施农业土壤 Facility agricultural soil	0~5	1443±977 pieces·kg ⁻¹	<5	碎片、薄膜、纤维、小球、泡沫 Fragment, film, fiber, pellet, foam	聚丙烯、乙烯丙烯共聚物、聚乙烯、聚苯乙烯、聚酯纤维、胶膜、聚氨酯、人造丝、聚甲基丙烯酸甲酯 Polypropylene, ethylene-propylene copolymer, polyethylene, polystyrene, polyester fibers, cellophane, polyurethane, rayon, polymethyl methacrylate	中国山东寿光 Shouguang, Shandong, China	[32]
露地农业土壤 Open-field agricultural soil	0~5	1860±1212 pieces·kg ⁻¹					
	5~10	1726±1596 pieces·kg ⁻¹					
	10~25	1065±942 pieces·kg ⁻¹					
农业土壤 Agricultural soil	0~20	16.4±2.7 pieces·kg ⁻¹ (未施用猪粪 No pig manure applied)	<1	纤维、颗粒、碎片、薄膜 Fiber, pellet, fragment, film	聚醚砜树脂、聚丙烯、人造丝 Polyethersulfone resin, polypropylene, rayon	中国江西 Jiangxi, China	[33]
		43.8±16.2 pieces·kg ⁻¹ (长期施用猪粪 Pig manure amended)			聚醚砜树脂、聚丙烯、聚乙烯、人造丝 Polyethersulfone resin, polypropylene, polyethylene, rayon		
郊区农田土壤 Farmland soil in suburbs	0~20	100±100 pieces·kg ⁻¹	>0.100	—	聚乙烯 Polyethylene	中国哈尔滨 Harbin, China	[34]
	20~30	400±692 pieces·kg ⁻¹					
棉田土壤 Cotton field soil	0~40	80.3±49.3 pieces·kg ⁻¹ (覆膜 5 年 Film mulching for 5 years)	—	—	聚乙烯 Polyethylene	中国新疆 Xinjiang, China	[1]
		308.0±138.1 pieces·kg ⁻¹ (覆膜 15 年 Film mulching for 15 years)					
		1075.6±346.8 pieces·kg ⁻¹ (覆膜 24 年 Film mulching for 24 years)					
设施农田土壤 Facility farmland soil	0~10	7100~42 960 pieces·kg ⁻¹	0.05~10	碎片、细绳、薄膜、纤维 Fragment, string, film, fiber	—	中国云南 Yunnan, China	[35]

续表 1

土壤类型 Soil type	土壤深度 Soil depth (cm)	丰度 Abundance	尺寸 Size (mm)	形状 Shape	聚合物 Composition	国家地区 Country/area	文献 Reference
菜园土壤 Vegetable farm- land soil	0~5	320~12 560 pieces·kg ⁻¹	0.02~5	纤维、碎片、微珠、 泡沫 Fiber, fragment, mi- crobead, foam	聚酰胺、聚丙烯、聚苯乙烯、 聚氯乙烯、聚乙烯 Polyamide, polypropylene, polystyrene, polyvinylch- loride, polyethylene	中国武汉 Wuhan, China	[36]
郊区农田土壤 Farmland soil in suburbs	0~3	78.00±12.91 pieces·kg ⁻¹	0.03~16	纤维、薄膜、碎片 Fiber, film, fragment	聚乙烯、聚丙烯、聚醚砜 树脂 Polyethylene, polypropy- lene, polyethersulfone resin	中国上海 Shanghai, China	[37]
	3~6	62.50±12.97 pieces·kg ⁻¹					
设施土壤 Greenhouse soil	0~10	100±254 pieces·kg ⁻¹	>0.100	—	聚乙烯 Polyethylene	中国黄土高原 The Loess Plateau, China	[29]
	10~30	80±193 pieces·kg ⁻¹					
果园土壤 Orchard soil	0~10	320±329 pieces·kg ⁻¹	0.02~5	纤维、颗粒、薄膜 Fiber, pellet, film	聚丙烯、聚乙烯 Polypropylene, polyethylene	中国上海 Shanghai, China	[38]
稻-鱼共生生态 系统 Rice-fish co-culture system	10~30	120±169 pieces·kg ⁻¹					
潮滩土壤 Coastal soil	0~2	634 pieces·kg ⁻¹	1.56±0.63	碎片、颗粒、纤维、 薄膜 Fragment, pellet, fiber, film	—	中国河北 Hebei, China	[39]
湖滨平原土壤 Lakeside plain soil	0~10	503.3 pieces·kg ⁻¹	—	碎片、纤维、薄膜 Fragment, fiber, film	聚乙烯、聚丙烯、尼龙、聚 醚砜树脂、人造丝、丙烯酸、 聚酰胺 Polyethylene, polypropy- lene, nylon, polyethersulfone resin, rayon, acrylic acid, polyamide	中国杭州 Hangzhou, China	[40]
沿河土壤 Riverine soil	0~5	84.45 pieces·kg ⁻¹	0.3~5	纤维、碎片、薄膜、 泡沫、小球 Fiber, fragment, film, foam, pellet	聚乙烯、聚对苯二甲酸乙二 醇酯、聚丙烯 Polyethylene, polyethylene terephthalate, polypropylene	印度 India	[41]
洪泛区土壤 Floodplain Soil	0~5	593 pieces·kg ⁻¹	0.125~0.5	—	聚乙烯、聚苯乙烯、丁苯橡 胶、聚氯乙烯 Polyethylene, polystyrene, styrene butadiene rubber, polyvinylchloride	瑞士 Switzerland	[42]
家庭花园土壤 Garden soil	0~20	870 pieces·kg ⁻¹	0.01~1	—	—	墨西哥郊区 Mexico suburbs	[43]
工业区土壤 Industrial area soil	0~10	300~67 500 mg·kg ⁻¹	—	—	聚氯乙烯、聚乙烯、聚苯 乙烯 Polyvinylchloride, polyethy- lene, polystyrene	澳大利亚悉尼 Sydney, Australia	[44]

“—”表示未见报道。“—” means no reported.

2 土壤中微塑料的分析方法

2.1 取样

土壤中微塑料的采集是分析过程中重要的一步。微塑料的取样方法一般分为选择性取样、批量取样和减体积取样^[51]。研究目的不同采用的方法和工具也不同。直接选择法是指通过视觉识别从样品中直接提取微塑料的方法,该方法适用于粒径为1~6 mm的塑料颗粒^[52]。集中采样法是指在采样点对大量样品进行过滤和筛选,并保留目标组分以供进一步分析的方法^[53]。大样本法是一种保留所有样本

的采样方法,适用于样品中有微塑料等肉眼难以识别的情况^[54]。在采集微塑料样品时,不同国家采用的筛网尺寸不同。Bläsing等^[19]建议在微塑料分析过程中对小于5 mm甚至1 mm的土壤样品进行筛分,常用取样工具有箱式取样器、不锈钢铲等。土壤微塑料的调查一般采用正方形样方的几个横断面,结合多个样本对目标土壤中微塑料污染进行综合评价。

2.2 预处理

采集的土壤微塑料样品通常含有干扰杂质,无法对其进行直接分析,因此必须先进行分离和提

取。常用的预处理方法有过滤、筛分、密度分离、生化分离(消化)等。

2.2.1 过滤-筛分法

过滤和筛分方法的提取过程是相似的,都是利用尺寸较小的细孔截留微塑料。筛分方法是将风干的土壤样品通过不同孔径的筛子去除较大的颗粒和其他杂质,丝网的材质通常是不锈钢或铜的,而在过滤方法中使用的截留材料是孔径比筛网小的过滤膜。

2.2.2 密度分离法

筛分之后,采用密度分离法去除土壤中的矿物组分。密度分离法是利用样品中微塑料与杂质间的密度差进行分离。具体操作方法如下:首先,将采集的土壤样品加入饱和盐水中,搅拌、摇匀;然后,静置至其重新沉降,微塑料继续保持悬浮或漂浮在溶液表面;最后,收集上部溶液中的微塑料。微塑料的密度一般为 $0.8\sim 1.4\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (如硅胶、聚氯乙烯等)^[51]。使用高密度饱和盐溶液,可以从高密度基质如沉积物(密度约为 $2.65\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$)中提取微塑料颗粒。由于NaCl价格低廉,容易获得,因此饱和NaCl溶液(密度为 $1.2\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$)是一种常用的密度浮选液^[55]。然而,与一些高密度的聚合物如聚氯乙烯和聚酯类相比,NaCl溶液的密度是相对较低的,因此在分离的过程中不能完全被分离出来。与饱和NaCl溶液相比,饱和ZnCl₂和NaI溶液的密度是相对较高的,其范围分别为 $1.4\sim 1.6\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 和 $1.6\sim 1.8\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$,能够提高高密度塑料组分的提取效率^[56]。

2.2.3 消解法

微塑料与土壤中有机物和杂质积累在一起,而密度分离法不能去除土壤中丰富的天然有机物^[57]。由于有机物可能会干扰微塑料的外观分析,并在拉曼光谱和红外光谱中使它们的信号失真^[19]。因此,对这些干扰有机杂质进行充分去除对于准确评估微塑料至关重要。在土壤样品中,有机物的消化通常使用酸性、碱性、氧化性化学物质(酶消解)或这些试剂的混合物^[58]。研究表明,采用35%的H₂O₂溶液对样品进行连续消化,大部分生物有机成分都被消化了,这为进一步的研究和分析提供了支持^[55]。H₂O₂可以改变聚乙烯和聚丙烯的结构形态,但在70℃时,变化极小。Liu等^[37]证实,H₂O₂氧化对去除农业土壤中有机质是有效的。酸消化和碱消化是分别采用酸溶液和碱溶液对样品进行消解处理的方法。不同的微塑料种类有不同的耐化学性,这限制了强酸和强碱的适用性。例如,聚甲醛和聚碳酸酯会与强碱或

强酸发生反应。有研究采用酸消化法对样品进行处理,结果表明,苯乙烯等材料的回收率为90%~98%,而尼龙纤维的回收率几乎为零^[59]。因此,对于土壤中微塑料提取方法的改进、验证和标准化仍是进一步研究的重点。

2.3 鉴定

土壤中微塑料提取后,可利用目检法、光谱法和热解分析法对其进行鉴别和定量(表2)。

2.3.1 目检法

目检法是一种简单易行的微塑料分析鉴定技术^[68],具有操作简单、成本低等优点。该方法通常用于鉴定颗粒尺寸为1~5 mm的塑料微粒,一般用肉眼直接观察或显微镜辅助观察。光学显微镜,尤其是立体显微镜,是对微塑料进行视觉分类的重要工具。形态特征(如形状、颜色和表面纹理)是确定可疑颗粒是否为微塑料的主要依据^[58]。但这种视觉分类存在高误认率的问题,特别是对于较小和纤维状物品^[51]。除此之外,目检法的误差随着塑料微粒尺寸的减小而增大^[69]。因此,需要对其化学成分进行表征,以进一步验证目检法的结果。

2.3.2 光谱法

傅里叶变换红外光谱(FTIR)及优化技术[如焦平面阵列FTIR(FPA-FTIR)]和衰减全反射率-FTIR(ATR-FTIR)已成为微塑料化学鉴定使用最广泛的分析技术^[70]。这些红外光谱可以与显微镜耦合,从而能够测定更小的塑料颗粒(低至10 μm)。拉曼光谱法是微塑料检测的另一种常用技术,当与显微镜耦合时,能够识别尺寸小于1 μm的微塑料。FTIR和拉曼技术在鉴定微塑料中的可靠性很大程度上取决于去除干扰有机物的有效性^[19]。但无论如何,FTIR和拉曼光谱仍然是微塑料鉴定和定量的关键技术。

2.3.3 热解分析法

热解-气象色谱-质谱(Pyro-GC-MS)、热重分析-质谱(TGA-MS)和热萃取解吸-气相色谱-质谱(TED-GC-MS)等热分析技术已被证明可有效地识别和定量环境中的微塑料,但它们无法提供被分析颗粒的数量和形态特性信息^[67,71-72]。

近年来,一些新兴技术,如宏观尺度近红外(NIR)光谱法和化学计量学、近红外可见光谱法和高光谱成像技术的结合,已被广泛应用于土壤中微塑料的快速检测^[63-64,73]。这些方法对样品的预处理要求最低,甚至不需要,从而大大提高了检测效率。然而,这些新兴技术还有一定的缺陷。例如,结合近红外光谱化学计量方法仅局限于评估所研究的土壤是

表 2 土壤微塑料(MPs)的鉴定和表征分析技术及其优缺点

Table 2 Identification methods and their advantages and disadvantages of characteristics of microplastics (MPs) in soil

技术 Technique	粒径检测范围 Particle size	方法 Methodology	优点 Advantages	局限性 Limitations	参考文献 Reference
目检法 Visual inspection methods					
显微镜计数 Microscopic counting	>500 μm	利用立体显微镜对粒子直接进行计数和识别 The particles are counted directly and identified.	操作方便, 快速; 性价比高; 能够提供形态信息 Easier, faster, and cost effective; providing morphological information	耗费时间, 误认率高, 无法确定微塑料的化学组成 Time-consuming, high misidentification rate, unable to determine chemical composition of MPs	[60]
标记 Tagging	微尺度 MPs 可以计数和可视化 Microscale MPs can be counted and visualized.	用蓝光照射 MPs, 并对疏水性染料进行吸附, 使其具有荧光性。 MPs are irradiated with blue light, and hydrophobic dye is adsorbed to render them fluorescent.	快捷、简单、便宜 Quick, easier, and inexpensive	样品中的杂质可能会导致 MPs 被高估 Overestimation of MPs due to impurities	[61]
光谱法 Spectroscopic methods					
傅里叶变换红外光谱(FTIR) Fourier transformed infrared spectroscopy (FTIR)	>500 μm 颗粒用衰减全反射率-FTIR (ATR-FTIR), <20 μm 颗粒用显微镜耦合 ATR-FTIR for particles >500 μm , microscopy coupled FTIR for <20 μm particles	根据物质的分子结构和组成, 样品暴露在规定的红外辐射范围内 Depending on molecular structure and composition of substance, samples are exposed to defined range of IR-radiation.	ATR-FTIR 的样品制备最少; FTIR 可以同时提供 MPs 的化学和物理信息(如结构和丰度), 能够检测 MPs 的风化程度; 新兴、快速、可靠的无损检测方法 Minimum sample preparation required for ATR-FTIR; FTIR can provide both chemical and physical information of microplastics (such as structure and abundance), and can detect weathering degree of MPs. A new, fast, and reliable nondestructive testing method.	对样品中含有的水蒸气和有机杂质的干扰敏感; 仅针对红外活性样品, 难以分析不透明颗粒和 20 μm 以下的颗粒; 预处理费用太高 Sensitive to interference of water vapor and organic impurities contained in the sample; only for infrared active sample, difficult to analyze nontransparent particle and particles below 20 μm ; expensive pretreatment	[60]
拉曼光谱法 Raman spectroscopy	>1 μm , 1~20 μm	可以测量拉曼光谱的位移, 提供了物质的特定光谱 The shift in Raman spectra can be measured, that provides substance specific spectra.	所需的样品最少; 非接触、无损测量; 对水的干扰不敏感; 可分析不透明的深色颗粒 Minimum sample preparation required; non-contact and non-destructive measurement; not sensitive to interference of water; suitable for nontransparent or dark particles	样品分析前需要精炼, 耗费时间; 对颜色、颜料和生物有机材料的荧光干扰敏感 Required refinements of samples before analysis, time intensive procedure; sensitive to fluorescent interference of colors, pigments and biological organic materials	[62]
高光谱成像技术和化学计量学 Hyperspectral imaging technology and chemometrics	> 0.5 mm	将图像上每个空间像素点的光谱特性与对应空间信息联系, 确定每个像素点所代表物质的化学性质 The spectral characteristics of each spatial pixel on the image are connected with the corresponding spatial information to determine the chemical properties of the substances represented by each pixel.	可在不与土壤分离的情况下检测出 MPs, 便携式且可行, 快速分析 This method has the potential to detect MPs without separation from soil, and portable and feasible, quick analysis.	仅能够检测土壤表面的 MPs, 且仅适用于聚乙烯颗粒 Only able to detect microplastics on the soil surface, and only suitable for polyethylene particles	[63]
宏观尺度近红外光谱法 Macroscale near-infrared spectroscopy	15 g·kg ⁻¹	—	无需制备样品, 快速 No sample preparation needed, fast	仅适用于污染热点, 只适于少数聚合物 Only applicable to pollution hot spots, and to a few polymers	[64]
扫描电子显微镜 Scanning electron microscope	可分析微尺度颗粒 Microscale particles can be analyzed.	产生电子与样品的相互作用, 最终测量次级离子 Generating interaction between electron and samples, eventually measuring secondary ions	生成高分辨率的图像 Generating high resolution images	样品需要涂层, 信息量较少 Samples require coating with less information.	[19,46]

续表 2

技术 Technique	粒径检测范围 Particle size	方法 Methodology	优点 Advantages	局限性 Limitations	参考文献 Reference
热分析法 Thermal analysis methods					
热解-气象色谱-质谱 Pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry (Pyr-GC-MS)	>100 μm	气象色谱柱与四极质谱耦合; 与可用的普通塑料数据库相比, 可识别生成的光谱 The gas chromatography column couples with a quadrupole-mass spectrometry. The generated spectra are identified by comparing with available common plastic database.	该方法灵敏、简便、可靠, 避免了本底污染 Quite sensitive, easier and reliable; and avoiding possible background contamination	塑料数据库是有限的, 每次只有特定重量的单个样品; 在一定的重量下, 每次只采样一次 Limited plastics database, single sample at a time with certain weight, one sampling at a time under certain weight	[65-66]
热萃取解吸-气相色谱-质谱 Thermo-extraction and desorption coupled with gas chromatography/mass spectrometry (TED-GC-MS)	0.5~1.0 wt%	不进行任何预先选择的情况下, 对不同固体环境样品中的聚合物进行识别甚至定量 Identifying and even quantifying polymers in different solid environmental samples without any pre-selection	分析速度比 Pyr-GC-MS 快 Faster than pyrolysis gas chromatography-mass spectrometry	破坏性测量; 只能得到聚合物的总质量分数, 不能提供 MPs 数量和粒径分布信息; 仅适用于某些聚合物类型 Destructive measurement; only obtaining total mass fraction of polymer, and not providing information of quantity and particle size distribution of MPs; only applicable to certain polymer types	[65]
热重分析-质谱 Thermogravimetric analysis coupled with mass spectrometry (TGA-MS)	0.07 wt%	—	所需的样品制备最少, 适用于非均质土壤样品; 比 Pyr-GC-MS 或 TED-GC-MS 更便宜 Minimum sample preparation required; suitable for heterogeneous soil samples; cheaper than Pyr-GC-MS or TED-GC-MS	定量限比 Pyr-GC-MS 和 TED-GC-MS 测量高; 不适用于有机物含量高的样品; 无法提供数量和形态信息 The quantitative limit is higher than the Pyr-GC-MS and TED-GC-MS measurements. Not suitable for samples with high organic content; unable to provide quantitative and morphological information.	[67]
液相色谱法 Liquid chromatography (LC)	适用于大粒径样本 Applied for large size samples	选择性地制备样品以供分析 Samples are prepared selectively for analysis.	所选聚合物具有较好的回收率 Better recovery of selected polymers	仅限于特定的聚合物(聚乙烯和聚酯类), 不推荐用于环境样品 Restricted to specific polymers (polyethylene and polyethylene terephthalate), not recommended for environmental samples.	[66]

否含有塑料, 但不能提供塑料微粒的数量、形态和结构信息^[73]; 可见近红外光谱对土壤微塑料预测精度低($10 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), 检出限较高($15 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), 仅适用于污染热点^[64]; 而高光谱成像技术只能扫描土壤表面的微塑料($0.5\sim 5 \text{ mm}$)^[63]。因此, 根据研究目标选择合适的分析技术是成功检测微塑料的重要前提, 而几种技术的合理结合也可能有助于微塑料的综合表征。综上所述, 亟需开发更先进、高效的方法以分析和定量土壤中的微塑料, 特别是旨在快速评估复杂和富含有机物固体环境基质中的微塑料。

3 微塑料对土壤生态系统的影响

3.1 微塑料对土壤结构的影响

土壤是许多物理和生物过程所必需的环境, 因此微塑料对土壤结构的影响对于评价其对土壤环境的影响具有重要意义。研究表明, 当土壤中存在大

量微塑料时, 会影响土壤容重和保水能力, 这是因为塑料的密度通常小于土壤中天然矿物密度, 且微塑料的存在会减少灌溉水和雨水的渗入, 从而对土壤结构具有不利影响, 并可能导致土壤处于缺氧的环境^[12,74]。研究表明, 残留的地膜破坏了土壤团聚体结构, 降低了土壤的通气性和透水性, 从而阻碍了作物根系的生长, 降低了植物的整体生产力^[75-76]。与大塑料相比, 关于微塑料与土壤结构和团聚体之间关系的报道相对较少^[35]。因此, 需进一步确定微塑料对土壤结构的影响行为。

3.2 微塑料对土壤理化性质的影响

在农业生产中, 土壤理化指标已被用作评价农田中塑料对土壤影响好坏的手段。一些研究表明, 微塑料对土壤微生物活性、土壤有机碳和氮循环以及养分转移具有负面影响, 进而导致农田的不可持续利用和环境危害^[77]。研究发现随着薄膜碎片的增

加, 土壤微生物量碳、氮含量显著下降^[78-79]。Liu 等^[80]的研究表明, 微塑料的添加可以提高土壤酶活性和促进土壤可溶性养分积累。然而, 很少有对过量微塑料污染临界限度(即临界点)的界定, 以观察过量微塑料产生的负面影响, 这增加了预测微塑料的载荷率和农业生态系统对微塑料承载能力的难度。Ramos 等^[13]发现塑料残留物在土壤中能够积累农药, 导致土壤栖息地的变化。但必须要确定的是以上土壤理化性质的改变到底是由残留的微塑料本身、其固有的主要污染物负荷(如增塑剂), 还是次要污染物负荷(如农药等)3 种因素中的哪种引起的。此外, 有必要区分大塑料颗粒和微塑料组分潜在的毒性作用^[81]。另一个主要问题是, 这些结果没有放在更广泛的背景下, 例如, 很难评估由微塑料引起的土壤质量变化与由添加到土壤中的其他物料(如生物炭、粪肥和污泥等)导致的土壤质量变化的区别。

3.3 微塑料对土壤植物的影响

植物作为土壤生态系统的重要组成部分, 其生长不可避免地受土壤环境的影响。土壤中的微塑料不仅能降低土壤微生物活性、微生物量和功能多样性, 还会影响土壤中植物营养元素的循环过程, 从而间接影响植物种子发芽及幼苗生长。目前, 只有少数研究报道了微塑料对植物生长的影响。例如, 土壤中添加 1% 的聚乙烯和生物可降解塑料对小麦 (*Triticum aestivum*) 籽粒产量具有明显的抑制作用^[82]; 将水芹 (*Oenanthe javanica*) 种子培养在添加有不同浓度 ($10^3 \sim 10^5$ 个 $\cdot \text{mL}^{-1}$) 和不同粒径 (50 nm、500 nm、4800 nm) 微塑料的营养液中, 种子发芽率明显受到抑制, 且随着微塑料粒径的增加, 影响增强^[83]。对烟草 (*Nicotiana tabacum*) 细胞的培养研究发现, 纳米级微珠可通过细胞内吞作用进入烟草细胞, 表明小粒径塑料有可能通过根际吸收进入植物体内, 而长期存留在土壤中的微塑料很有可能形成纳米塑料, 迁移并积聚在植物体内进入食物链, 对生态环境和人类健康造成威胁^[84]。已有研究表明微塑料可以被作物吸收并积累。例如, 李连祯等^[85]报道了聚苯乙烯微塑料(粒径 0.2 μm) 可以被蔬菜根部吸收和富集, 并从根部迁移到嫩芽, 但从土壤运输到植物可食部分的微塑料与从大气沉积或污水灌溉直接沉积到植株嫩芽上的微塑料之间的差异尚不清楚。目前主要采用荧光微珠技术对植物体内的塑料微粒进行检测, 鉴定出的微塑料尺寸有纳米级和微米级, 它们可以穿过植物的细胞膜和细胞壁屏障, 但在植株组织中很难区分不同类型的微塑料。

3.4 微塑料对土壤动物的影响

微塑料尺寸微小, 能够被土壤动物摄食并对其产生一定的影响, 在土壤食物链中累积, 从而影响各营养级的土壤动物^[86]。目前对土壤动物的研究较少且难度较大, 主要是因为土壤动物个体大小和生活方式不同、体系繁杂, 在土壤中分布不均匀。根据当前发表的文献, 研究的土壤动物主要有蚯蚓、线虫、弹尾目昆虫和等足类等。Lwanga 等^[87]研究发现, 蚯蚓在土壤中摄入微塑料之后, 微塑料在体内结块, 造成蚯蚓肠道损伤, 影响其进食和排泄, 进而影响蚯蚓的生长和繁殖率。微塑料还可被线虫摄取, 导致线虫氧化损伤和肠道损伤, 引起线虫氧化应激基因 *gst-4* 的增加和肠道钙水平的降低, 使得线虫的成活率、体长和繁殖能力均显著降低^[88]。Zhu 等^[89]研究表明, 微塑料改变了弹尾虫肠道中微生物的群落结构和多样性。Kokalj 等^[90]将等足类动物暴露在由聚乙烯微塑料制成的塑料袋薄膜中 14 d, 发现在给定的暴露条件下, 微塑料对等足类动物的摄食率、排便率、存活率和消化腺能量储备没有影响, 认为应进行更长时间的暴露或接触其他类型的微塑料, 以进一步了解微塑料对等足类动物的潜在危害。由于微塑料检测手段有限, 这对研究微塑料对土壤动物的影响增加了难度, 而且微塑料本身吸附的有毒有害物质是否会对土壤动物产生毒害, 还有待进一步的研究。

3.5 微塑料对土壤微生物的影响

土壤微生物(如细菌和真菌)会因接触大量微塑料而受到影响^[91-92]。微塑料对土壤微生物的影响包括对细菌运输、抗生素抗性基因(ARGs)传播及整体微生物代谢的影响。塑料颗粒对微生物活性的影响有一定的临界值。例如, 添加 0.05%~0.4% 的聚丙烯酸、0.05%~0.4% 的聚酯和 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的聚苯乙烯颗粒对微生物活性产生了负面影响^[93], 而添加 7% 和 28% 的聚丙烯颗粒则对其产生了正面影响^[80]。在这些研究中, 许多参数包括微塑料的形状、类型、浓度和尺寸是可变的, 因此, 很难基于各个变量来概括微塑料对土壤微生物活动的毒性效应。有关微塑料对微生物转运、代谢、基因交换的影响有少数报道。Sun 等^[94]研究表明, 微塑料(聚烯烃薄膜)的存在抑制了土壤抗生素和细菌/吞噬体抗性基因的扩散, 还发现微塑料与系统发育无关的微生物之间的基因交换有关, 因为它们引入了额外的基因交换表面和其他代谢产物; De Souza Machado 等^[74]研究了多种微塑料(聚酰胺、聚乙烯、聚丙烯、聚苯乙烯、聚酯

类)对土壤微生物活性的影响,发现聚酰胺和聚乙烯可提高一般微生物的代谢活动,而聚苯乙烯和聚酯类则降低了其代谢活动。

研究表明,土壤特征和养分与土壤微生物活动密切相关^[26,95]。土壤物理环境的变化对微生物进化的影响与非微纤维结构的土壤不同,特别是土壤的聚集性(已被发现可以整合线性微纤维)^[74]。与无菌处理相比,活菌处理显著增加了新生团聚体的形成,而在微纤维处理下,这种积极作用被中和了^[96]。此外,微塑料引起的土壤孔隙度和土壤湿度的变化会改变土壤中氧的流动,从而改变厌氧和好氧微生物的相对分布^[97]。Judy等^[98]发现添加微塑料显著干扰了微生物群落结构,底物诱导的呼吸率(SIR)显著降低,表明微塑料引起了土壤微生物功能的变化。可溶性有机物作为微生物的基质和重要碳源,与水体富营养化和温室效应密切相关^[99],而微塑料引起的可溶性有机物的变化可能会影响土壤功能和微生物群落。土壤酶活性可以反映微生物的活性和吸收底物的有效性,因此,土壤酶的变化可以表明微塑料对土壤微生物的潜在影响。一般情况下,微塑料会对土壤性质产生一系列的影响,对土壤微生物施加一定的选择压力,从而导致微生物群落结构和多样性及进化结果的变化^[100]。

4 土壤微塑料的生态环境效应

4.1 生物附着

微塑料的表面可以附着藻类、病毒、细菌和非生物物质^[101]。微生物常以生物膜的形式存在,表面附着有微生物的微塑料颗粒可以迅速进入食物链,对高等生物造成危害^[102]。塑料颗粒及其外表面的特性使其非常适合吸附无机营养物和有机物等污染性物质,这些为附着的微生物提供了生长基础^[103]。微塑料在环境中难以降解,其表面附着的微生物组成复杂;而这些微生物受季节和地理位置等因素的影响,因为这些因素会影响附着在塑料表面的微生物所需的营养条件。利用扫描电镜和高通量测序技术对微塑料表面附着的微生物群落进行表征,发现其由自养和共生微生物组成。

除了生物材料外,微塑料表面还可附着非生物污染物,包括重金属和有机污染物等。相关研究表明,塑料颗粒的表面结构及其比表面积影响有机污染物的附着能力,聚丙烯和聚乙烯对多环芳烃和多氯联苯的吸附能力高于聚对苯二甲酸二醇酯和聚氯乙烯^[104]。污染物(重金属和有机污染物等)的黏附使

微塑料变成了污染源,微塑料在外力(动力、气流等)的作用下可以长距离迁移,而附着在微塑料表面的污染物可以利用相同的途径传播,从而影响全球污染物在环境中的分布^[105]。此外,微塑料在迁移过程中还可将附着在表面的微生物输送到不同的生物地理区域,这增加了生物入侵的风险^[106]。

4.2 毒理作用

微塑料除了对环境造成物理污染外,还会造成化学污染^[107]。许多研究表明,微塑料具有生态毒理作用。塑料生产中为了提高其耐热性和耐腐蚀性加入了各种添加剂,其中增塑剂可软化塑料和改善其他特性^[108]。这些添加剂不会永久附着在塑料聚合物上,随着时间的推移,它们会从微塑料释放到环境中,而这种释放在比表面积较大的情况下更有效,且更适用于具有较小尺寸的塑料颗粒。但大多数的添加剂都是有剧毒的,例如为了提高塑料的耐热性而添加的多溴二苯醚,作为抗氧化剂添加的壬基酚^[7],当这些化合物进入环境中,它们会对环境及其生物群落构成严重威胁。不同种类和功能的微塑料含有不同的添加剂,可以向环境中释放不同的增塑剂,进而对生物体产生不同的毒性作用^[109-110]。在使用塑料薄膜的农田土壤中塑料添加剂的浓度较高。这一发现表明塑料产品可以在土壤环境中释放增塑剂,不仅对动物产生毒害作用,而且对植物也有剧毒作用,进而对土壤生态系统构成威胁^[111-112]。

微塑料污染对人体健康的影响缺乏深入的研究,相关工作仍处于起步阶段。Smith等^[113]的最新研究表明,在人类粪便中检测出9种微塑料,粒径范围为50~500 μm。粒径小于150 μm的聚氯乙烯和聚苯乙烯微粒可通过人类肠道移动到循环系统和淋巴系统中,进而对人体健康造成威胁。人体可以通过呼吸道吸入、食物摄入和皮肤接触而暴露在微塑料环境中。目前,少有相关研究证明微塑料可以通过皮肤接触直接伤害人体,但可以通过食物链进入人体^[114]。研究表明,人类食用体内含有微塑料的鱼类会威胁自身健康,如引起发炎、细胞坏死等^[115]。摄入表面携带污染物微塑料的食物也会在生物体内富集,进一步通过食物链传播和积累,从而对食物链顶端的物种(包括人类)构成严重威胁。

4.3 复合污染

微塑料除了释放内源性有毒化学物质对环境产生影响外,吸附在微塑料颗粒表面的污染物还可以进一步导致整体复杂的毒理效应。微塑料是疏水性的,较大的比表面积使其能够快速吸附疏水性、持

久性有机污染物,如多氯联苯、多环芳烃、DDT、抗生素等,这些污染物具有持久性和极强的生物毒性,对生物构成了严重的威胁^[116]。影响微塑料吸附疏水性污染物能力的因素主要包括塑料类型、颗粒大小和风化程度。总之,微塑料可以吸附污染物,并为污染物提供了运输的手段,这种现象通过食物链和食物网络而扩大,并通过分子和细胞途径导致毒理学效应。微塑料颗粒的生态毒性不仅归因于塑料本身以及添加剂,还归因于对环境污染物的吸收和富集,最终影响到土壤生态系统^[117]。

5 研究对策及展望

5.1 研究对策

针对微塑料污染问题,可从以下 3 个方面考虑对策:一是加强微塑料污染防控技术的研发;二是利用法律手段和宣传教育,限制塑料的生产和使用;三是加强区域合作,共同应对微塑料污染问题。

5.1.1 技术支持

通过生物去除微塑料的研究已引起了广泛的关注,环境中一些微生物可以有效分解微塑料^[118]。一些研究表明,从黄粉虫和蜡虫体内分离出来的细菌能够有效降解聚乙烯和聚苯乙烯^[119]。生物可降解塑料的研究和开发也是目前的一个热点,可降解塑料在丢弃后可通过环境微生物对其进行降解,以实现微塑料的无害化、减量化处理,是目前不可降解塑料的有效替代品,也是预防和控制微塑料污染的有效手段。但由于降解效率、生产成本等因素,生物降解塑料无法在短期内完全替代普通塑料,因此还需加大研发投入,开发性能更好、应用范围更广的产品。

5.1.2 完善策略

减少微塑料污染的关键措施是在源头上控制微塑料。可通过制定相关法律法规在源头上控制微塑料,尽可能地减少由于产品生产、使用和销售导致的微塑料污染。例如,2015 年美国颁布了《无微珠水法》,该法主要是在美国禁止生产和销售带有塑料微珠的清洁化妆品^[17]。此外,应加强公众对微塑料污染危害的认知,如减少塑料产品的使用和丢弃,加强塑料产品的回收利用,对废旧的塑料产品进行集中处理以减少向环境中的输入量,形成塑料产品使用和再利用的良性循环,提高公众的环保意识。

5.1.3 加强合作

微塑料污染是一个全球性的环境问题,且造成的危害和影响是全球性的,而非局限于某个地区。

因此,微塑料污染的预防和管控也需要世界各国的合作和共同应对。一方面,提倡与世界各国共同参与微塑料的污染治理,并根据不同国家的国情进行合理的研究和实践;另一方面,鼓励积极参加国际会议,加强国际的交流与合作,学习国际上其他国家对于微塑料污染控制的研究、处理方法和政策指南。此外,微塑料污染是一个涉及多个领域跨学科的问题,要充分发挥各个学科领域的优势,相互配合,制定科学有效的目标和治理措施,共同预防治理微塑料的污染问题。

5.2 研究展望

微塑料具有土壤环境中分布的复杂性和广泛性及本身的多样性,针对微塑料仍存在许多问题亟待解决:

1)规范土壤微塑料的采集、分析测定和表示方法。微塑料样品的采集、分析和鉴定是研究微塑料的第一步,但目前对微塑料的取样、分类和鉴定方法尚无统一的标准。在微塑料研究过程中采用的方法不同,会大大降低不同研究之间的可比性。因此,在今后的研究中应根据微塑料的形状、粒径和化学成分建立统一的样品采集和分析鉴定方法。制定统一的标准,这对于在全球范围内定量研究微塑料污染的分布和特征具有重要作用。

2)当前对于微塑料毒性的研究基本都是基于实验室条件在细胞、组织和器官水平上进行,存在测试暴露时间短且剂量远高于自然环境浓度的问题。由于微塑料在食物链中转移作用的研究很少,因此无法准确评估其对人体健康的危害。未来研究应结合实际环境特征,建立从细胞到种群的不同层次的评估机制,为人类健康风险和生态环境评估提供基础和参考。

3)加强微塑料复合污染效应的研究。微塑料在迁移过程中会吸附土壤中的有毒有害物质,而微塑料携带的有毒污染物与微塑料结合和释放的机理尚不清楚。应对微塑料表面吸附的污染物特性进行研究,阐明微塑料表面附着的污染物的环境行为。此外,对于微塑料添加剂与表面附着的污染物之间是否存在联合效应,还有待进一步探讨。

4)加强微塑料污染的治理技术及相关法律法规的研究。尽管已经出台了一些关于微塑料污染治理的法律法规,但相关规定过于抽象,不利于在实际中实施。应对现有的关于微塑料的法律法规进行修订和补充,使得针对微塑料污染问题的相关控制措施更加明确和有针对性。同时,还应加强微塑料清

理控制技术的开发和研究。

参考文献 References

- [1] 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
- [2] THOMPSON R C, YLVA O, MITCHELL R P, et al. Lost at sea: where is all the plastic?[J]. *Science*, 2004, 304(5672): 838
- [3] WAGNER M, SCHERER C, ALVAREZ-MUÑOZ D, et al. Microplastics in freshwater ecosystems: What we know and what we need to know[J]. *Environmental Sciences Europe*, 2014, 26(1): 12–21
- [4] ANDERSON P J, WARRACK S, LANGEN V, et al. Microplastic contamination in lake winnipeg, Canada[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 225: 223–231
- [5] SIGHICELLI M, PIETRELLI L, LECCE F, et al. Microplastic pollution in the surface waters of Italian Subalpine Lakes[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 236: 645–651
- [6] KUMAR M, XIONG X N, HE M J, et al. Microplastics as pollutants in agricultural soils[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 265: 114980
- [7] HORTON A A, WALTON A, SPURGEON 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
- [8] NAPPER I E, BAKIR A, ROWLAND S J, et al. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 99(1-2): 178–185
- [9] STOLTE A, FORSTER S, GERDTS G, et al. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 99(1/2): 216–229
- [10] QIAN H, ZHANG M, LIU G, et al. Effects of soil residual plastic film on soil microbial community structure and fertility[J]. *Water Air Soil Pollution*, 2018, 229: 261–271
- [11] LI K, MA D, WU J, et al. Distribution of phthalate esters in agricultural soil with plastic film mulching in Shandong Peninsula, East China[J]. *Chemosphere*, 2016, 164: 314–321
- [12] LIU E K, HE W Q, YAN C R. ‘White revolution’ to ‘white pollution’ – agricultural plastic film mulch in China[J]. *Environmental Research Letters*, 2014, 9: 091001
- [13] RAMOS L, BERENSTEIN G, HUGHES E A, et al. Polyethylene film incorporation into the horticultural soil of small periurban production units in Argentina[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 523: 74–81
- [14] STEINMETZ Z, WOLLMANN C, SCHAEFER M, et al. Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation?[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 550: 690–705
- [15] MAHON A M, O’CONNELL B, HEALY M G, et al. Microplastics in sewage sludge: effects of treatment[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51: 810–818
- [16] NIZZETTO L, FUTTER M, LANGAAS S. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin?[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(20): 10777–10779
- [17] AUTA H S, EMENIKE C U, FAUZIAH S H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions[J]. *Environment International*, 2017, 102: 165–176
- [18] WEITHMANN N, MÖLLER J N, LÖDER M, et al. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment[J]. *Science Advances*, 2018, 4(4): eaap8060
- [19] BLÄSING M, AMELUNG W. Plastics in soil: analytical methods and possible sources[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 612: 422–435
- [20] ZHAO S, ZHU L, WANG T, et al. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze estuary system, China: first observations on occurrence, distribution[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 86(1/2): 562–568
- [21] ZHANG K, SU J, XIONG X, et al. Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 219: 450–455
- [22] MINTENIG S, LÖDER M, PRIMPKE S, et al. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 648: 631–635
- [23] GIES E A, LENOBLE J L, NOËL M, et al. Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 133: 553–561
- [24] CONKLE J L, BÀEZ DEL VALLE C D, TURNER J W. Are we underestimating microplastic contamination in aquatic environments?[J]. *Environmental Management*, 2017, 61(1): 1–8
- [25] DRIS R, GASPERI J, ROCHER V, et al. Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris[J]. *Environmental Chemistry*, 2015, 12(5): 592–599
- [26] RILLIG M C, INGRAFFIA R, DE SOUZA MACHADO A A. Microplastic incorporation into soil in agroecosystems[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2017, 8: 1805
- [27] 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
- [28] 王志超, 孟青, 于玲红, 等. 内蒙古河套灌区农田土壤中微塑料的赋存特征[J]. *农业工程学报*, 2020, 36(3): 204–209
WANG Z C, MENG Q, YU L H, et al. Occurrence characteristics of microplastics in farmland soil of Hetao Irrigation District, Inner Mongolia[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2020, 36(3): 204–209
- [29] ZHANG S, YANG X, GERTSEN H, et al. A simple method for the extraction and identification of light density microplastics from soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 616: 1056–1065
- [30] PIEHL S, LEIBNER A, G J LÖDER M, et al. Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland[J]. *Scientific Reports*, 2018, 8: 17950

- [31] 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
- [32] YU Lu, 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*, 2020, 756: 143860
- [33] YANG J, LI R J, ZHOU Q, et al. Abundance and morphology of microplastics in an agricultural soil following long-term repeated application of pig manure[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 272: 116028
- [34] ZHANG S L, LIU X, HAO X H, et al. Distribution of low-density microplastics in the mollisol farmlands of north-east China[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 708: 135091
- [35] 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
- [36] CHEN Y L, LENG Y F, LIU X N, et al. Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 257: 113449
- [37] LIU M, LU S, SONG Y, et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 242: 855–862
- [38] 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
- [39] 周倩, 章海波, 周阳, 等. 滨海潮滩土壤中微塑料的分离及其表面微观特征[J]. *科学通报*, 2016, 61(14): 1604–1611
ZHOU Q, ZHANG H B, ZHOU Y, et al. Separation of microplastics from a coastal soil and their surface microscopic features[J]. *Science Bulletin*, 2016, 61(14): 1604–1611
- [40] 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
- [41] AMRUTHA K, WARRIER A K. The first report on the source-to-sink characterization of microplastic pollution from a riverine environment in tropical India[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 739: 140377
- [42] SCHEURER M, BIGALKE M. Microplastics in Swiss floodplain soils[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(6): 3591–3598
- [43] HUERTA L E, GERTSEN H, GOOREN H, et al. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 220: 523–531
- [44] FULLER S, GAUTAM A. A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(11): 5774–5780
- [45] BRODHAGEN M, PEYRON M, MILES C, et al. Biodegradable plastic agricultural mulches and key features of microbial degradation[J]. *Applied Microbiology Biotechnology*, 2015, 99(3): 1039–1056
- [46] ZHOU Q, ZHANG H, FU 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
- [47] RILLIG M C, ZIERSCH L, HEMPEL S. Microplastic transport in soil by earthworms[J]. *Scientific Reports*, 2017, 7: 1362
- [48] GABET E J, REICHMAN O J, SEABLOOM E W. The effects of bioturbation on soil processes and sediment transport[J]. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 2003, 31: 249–273
- [49] O'CONNOR D, PAN S Z, SHEN Z T, et al. Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet-dry cycles[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 249: 527–534
- [50] CEY E E, RUDOLPH D L, PASSMORE J. Influence of macroporosity on preferential solute and colloid transport in unsaturated field soils[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2009, 107(1/2): 45–57
- [51] 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(6): 3060–3075
- [52] KARLSSON T M, VETHAAK A D, ALMROTH B C, et al. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: method development and microplastic accumulation[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, 122(1/2): 403–408
- [53] HASSELERHARM P E R, FALAHUDIN D, PEETERS E T H M, et al. Microplastic effect thresholds for freshwater benthic macroinvertebrates[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(4): 2278–2286
- [54] DÜMICHEN E, BARTHEL A K, BRAUN U, et al. Analysis of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method[J]. *Water Research*, 2015, 85: 451–457
- [55] 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
- [56] VAN CAUWENBERGHE L, VANREUSEL A, MEES J, et al. Microplastic pollution in deep-sea sediments[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 182: 495–499
- [57] HURLEY R R, NIZZETTO L. Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: knowledge gaps and possible risks[J]. *Current Opinion in Environmental Science Health*, 2018, 1: 6–11
- [58] WANG W, WANG J. Investigation of microplastics in aquatic environments: an overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis[J]. *TrAC-Trend in Analytical Chemistry*, 2018, 108: 195–202
- [59] DESFORGES J P W, GALBRAITH M, ROSS P S. Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific ocean[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2015, 69(3): 320–330
- [60] HE D, LUO Y, LU S, et al. Microplastics in soils: analytical methods, pollution characteristics and ecological risks[J].

- Trac-Trends in Analytical Chemistry, 2018, 109: 163–172
- [61] SHIM W J, SONG Y K, HONG S H, et al. Identification and quantification of microplastics using Nile Red staining[J]. Marine Pollution Bulletin, 2016, 113(1/2): 469–476
- [62] LI J, LIU 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
- [63] SHAN J, ZHAO J, LIU L, et al. A novel way to rapidly monitor microplastics in soil by hyperspectral imaging technology and chemometrics[J]. Environmental Pollution, 2018, 238: 121–129
- [64] CORRADINI F, BARTHOLOMEUS H, HUERTA L E, et al. Predicting soil microplastic concentration using vis-NIR spectroscopy[J]. Science of the Total Environment, 2019, 650: 922–932
- [65] DÜMICHEN E, EISENTRAUT P, BANNICK C G, et al. Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method[J]. Chemosphere, 2017, 174: 572–584
- [66] ELERT A M, BECKER R, DUEMICHEN E, et al. Comparison of different methods for MP detection: what can we learn from them, and why asking the right question before measurements matters?[J] Environmental Pollution, 2017, 231: 1256–1264
- [67] DAVID J, STEINMETZ Z, KUCERIK J, et al. Quantitative analysis of poly (ethylene terephthalate) microplastics in soil via thermogravimetry-mass spectrometry[J]. Analytical Chemistry, 2018, 90(15): 8793–8799
- [68] LEE H, SHIM W J, KWON J H. Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals[J]. Science of the Total Environment, 2014, 470/471: 1545–1552
- [69] DEKIFF J H, REMY D, KLASMEIER J, et al. Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney[J]. Environmental Pollution, 2014, 186: 248–256
- [70] CABERNARD L, ROSCHER L, LORENZ C, et al. Comparison of Raman and Fourier transform infrared spectroscopy for the quantification of microplastics in the aquatic environment[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(22): 13279–13288
- [71] DUMICHEN E, EISENTRAUT P, BANNICK C G, et al. Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method[J]. Chemosphere, 2017, 174: 572–584
- [72] KAPPLER A, FISCHER M, SCHOLZ-BOTTCHER B M, et al. Comparison of μ -ATR-FTIR spectroscopy and py-GCMS as identification tools for microplastic particles and fibers isolated from river sediments[J]. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 2018, 410: 5313–5327
- [73] PAUL A, WANDER L, BECKER R, et al. High-throughput NIR spectroscopic (NIRS) detection of microplastics in soil[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2019, 26(8): 7364–7374
- [74] DE SOUZA MACHADO A A, LAU C W, TILL J, et al. Impacts of microplastics on the soil biophysical environment[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(17): 9656–9665
- [75] ZHANG M, DONG B, QIAO Y, et al. Effects of sub-soil plastic film mulch on soil water and salt content and water utilization by winter wheat under different soil salinities[J]. Field Crop Research, 2018, 225: 130–140
- [76] JIANG X J, LIU W, WANG E, et al. Residual plastic mulch fragments effects on soil physical properties and water flow behavior in the Minqin Oasis, northwestern China[J]. Soil & Tillage Research, 2017, 166(1): 100–107
- [77] RILLIG M C. Microplastic disguising as soil carbon storage[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(11): 6079–6080
- [78] WANG J, LV S, ZHANG M, et al. Effects of plastic film residues on occurrence of phthalates and microbial activity in soils[J]. Chemosphere, 2016, 151: 171–177
- [79] MORENO M M, MORENO A. Effect of different biodegradable and polyethylene mulches on soil properties and production in a tomato crop[J]. Scientia Horticulture, 2008, 116(3): 256–263
- [80] LIU H, YANG X, LIU G, et al. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil[J]. Chemosphere, 2017, 185: 907–917
- [81] QI R M, JONES D L, LI Z, et al. Behavior of microplastics and plastic film residues in the soil environment: A critical review[J]. Environmental Pollution, 2020, 703: 134722
- [82] RILLIG M C, LEHMANN A, DE SOUZA MACHADO A A, et al. Microplastic effects on plants[J]. New Phytologist, 2019, 223(3): 1066–1070
- [83] BOSKER T, BOUWMAN L J, BRUN N R, et al. Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*[J]. Chemosphere, 2019, 226: 774–781
- [84] SU Y M, ASHWORTH V, KIM C, et al. Delivery, uptake, fate, and transport of engineered nanoparticles in plants: a critical review and data analysis[J]. Environmental Science-Nano, 2019, 6(8): 2311–2331
- [85] 李连祯, 周倩, 尹娜, 等. 食用蔬菜能吸收和积累微塑料[J]. 科学通报, 2019, 64(9): 928–934
- LI L Z, ZHOU Q, QIAO N, et al. Uptake and accumulation of microplastics in an edible plant[J]. Science Bulletin, 2019, 64(9): 928–934
- [86] RILLIG M C. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil?[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(12): 6453–6454
- [87] LWANGA E H, GERTSEN H, GOOREN H, et al. Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae)[J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(5): 2685–2691
- [88] LEI L L, WU S Y, LU S B, et al. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*[J]. Science of the Total Environment, 2018, 619/620: 1–8
- [89] ZHU D, BI Q F, XIANG Q, et al. Trophic predator-prey relationships promote transport of microplastics compared with

- the single *Hypoaspis aculeifer* and *Folsomia candida*[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 235: 150–154
- [90] KOKALJ A J, HORVAT P, SKALAR T, et al. Plastic bag and facial cleanser derived microplastic do not affect feeding behaviour and energy reserves of terrestrial isopods[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 615: 761–766
- [91] WIJESEKARA H, BOLAN N S, BRADNEY L, et al. Trace element dynamics of biosolids-derived microbeads[J]. *Chemosphere*, 2018, 199(1): 331–339
- [92] BRADNEY L, WIJESEKARA H, PALANSOORIYA K N, et al. Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk[J]. *Environment International*, 2019, 131: 104937
- [93] AWET T T, KOHL Y, MEIER F, et al. Effects of polystyrene nanoparticles on the microbiota and functional diversity of enzymes in soil[J]. *Environmental Science Europe*, 2018, 30: 1–10
- [94] SUN M, YE M, JIAO W, et al. Changes in tetracycline partitioning and bacteria/phage-mediated ARGs in microplastic-contaminated greenhouse soil facilitated by sphorolipid[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 345: 131–139
- [95] NAVEED M, HERATH L, MOLDRUP P, et al. Spatial variability of microbial richness and diversity and relationships with soil organic carbon, texture and structure across an agricultural field[J]. *Applied Soil Ecology*, 2016, 103: 44–55
- [96] LEHMANN A, FITSCHEN K, RILLIG M C. Abiotic and biotic factors influencing the effect of microplastic on soil aggregation[J]. *Soil Systems*, 2019, 3(1): 21
- [97] RUBOL S, MANZONI S, BELLIN A, et al. Modeling soil moisture and oxygen effects on soil biogeochemical cycles including dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA)[J]. *Advances in Water Resources*, 2013, 62: 106–124
- [98] JUDY J D, WILLIAMS M, GREGG A, et al. Microplastics in municipal mixed-waste organic outputs induce minimal short to long-term toxicity in key terrestrial biota[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 252: 522–531
- [99] MARSCHNER B, KALBITZ K. Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils[J]. *Geoderma*, 2003, 113(3/4): 211–235
- [100] RILLIG M C, LEHMANN A, KLÜMPER U. Evolutionary implications of microplastics for soil biota[J]. *Environmental Chemistry*, 2018, 16(1): 3–7
- [101] GUTOW L, ECKERLEBE A, GIMENEZ L, et al. Experimental evaluation of seaweeds as a vector for microplastics into marine food webs[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 50(2): 915–923
- [102] BEJGARN S, MACLEOD M, BOGDAL C, et al. Toxicity of leachate from weathering plastics: an exploratory screening study with *Nitocra spinipes*[J]. *Chemosphere*, 2015, 132: 114–119
- [103] BAKIR A, ROWLAND S J, THOMPSON R C. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions[J]. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2014, 140: 14–21
- [104] SONJA O, LOEDER M G J, GUNNAR G, et al. Spatial and seasonal variation in diversity and structure of microbial biofilms on marine plastics in Northern European waters[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2015, 90(2): 478–492
- [105] GONG J, XIE P. Research progress in sources, analytical methods, eco-environmental effects, and control measures of microplastics[J]. *Chemosphere*, 2020, 254: 126790
- [106] MAJER A P, VEDOLIN M C, TURRA A. Plastic pellets as oviposition site and means of dispersal for the ocean-skater insect *Halobates*[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2012, 64(6): 1143–1147
- [107] WRIGHT S L, THOMPSON R C, GALLOWAY T S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 178: 483–492
- [108] DELILAH L, AKE L, GÖRAN D. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition[J]. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(18): 3309–3324
- [109] ERIKSEN M, MAXIMENKO N, THIEL M, et al. Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 68(1/2): 71–76
- [110] THOMPSON R C, MOORE C J, VOM S, et al. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends[J]. *Philosophical Transactions of Royal Society B-biological Science*, 2009, 364(1526): 2153–2166
- [111] HALDEN R U. Plastics and health risks[J]. *Annual Review of Public Health*, 2010, 31: 179–194
- [112] REHSE S, KLOAS W, ZARFL C. Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of *Daphnia magna*[J]. *Chemosphere*, 2016, 153: 91–99
- [113] SMITH M, LOVE D C, ROCHMAN C M, et al. Microplastics in seafood and the implications for human health[J]. *Current Environmental Health Reports*, 2018, 5(3): 375–386
- [114] LIBOIRON M, LIBOIRON F, WELLS E, et al. Low plastic ingestion rate in Atlantic cod (*Gadus morhua*) from Newfoundland destined for human consumption collected through citizen science methods[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, 113(1/2): 428–437
- [115] ROCHMAN C M, KROSS S M, ARMSTRONG J B, et al. Scientific evidence supports a ban on microbeads[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(18): 10759–10761
- [116] MASON S A, GARNEAU D, SUTTON R, et al. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 218: 1045–1054
- [117] WILKINSON J, HOODA P S, BARKER J, et al. Occurrence, fate and transformation of emerging contaminants in water: an overarching review of the field[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 231: 954–970
- [118] BALL, PHILIP. Material witness: plastics on the menu[J]. *Nature Materials*, 2017, 16(6): 606
- [119] YANG Y, YANG J, WU W, et al. Biodegradation and mineralization of polystyrene by plastic-eating mealworms. 2. Role of gut microorganisms[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(20): 12087–12093