



微塑料介导的土壤碳循环: 微塑料对土壤有机碳的形成、矿化和稳定过程的影响

石佳¹, 王祥¹, 汪杰^{2*}

1. 中国农业大学土地科学与技术学院, 北京 100193;

2. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193

* E-mail: jiewangcau@cau.edu.cn

收稿日期: 2024-02-25; 接受日期: 2024-04-02; 网络版发表日期: 2024-09-29

国家自然科学基金(批准号: 42377381)资助项目

摘要 微塑料污染已成为全球生态系统最严重的威胁之一, 其不仅对陆地和海洋生态系统、生物多样性和人体健康产生影响, 还会通过影响土壤有机碳固定扰动全球气候变化。土壤中微塑料可以直接参与碳循环或间接影响理化性质和微生物群落来影响土壤有机碳周转过程。本文从微塑料影响土壤有机碳测定, 以及微塑料介导的有机碳形成过程、矿化和稳定过程等方面, 阐明了微塑料对土壤有机碳库的影响, 并深入探讨了微塑料调控土壤有机碳循环的可能机制。未来需从微塑料源碳的精准识别、碳过程关键微生物作用机制、多因素影响下碳循环过程等方面开展进一步的研究工作。

关键词 微塑料, 有机碳, 土壤微生物群落, 塑料际, 微生物残体碳

1 引言

全球塑料生产已从1950年的150万吨增加到2022年的4亿吨, 我国是世界上最大的塑料生产国, 2022年我国共生产1.28亿吨塑料, 占世界产量的32%^[1]。塑料在给人类生产和生活带来巨大便利的同时, 其所产生的塑料垃圾也给人类生存环境带来严重威胁。据估计, 截至2015年, 全球已产生6.3亿吨塑料垃圾, 其中仅有9%会循环使用, 而79%将会在自然环境中积累, 按照这一速率, 至2050年, 全球将有120亿吨塑料垃圾进入到自然环境中^[2]。大量的塑料进入环境后逐渐破碎形成微塑料(< 5 mm), 当前, 微塑料作为一种新污染物引

发了全球的广泛关注。土壤是微塑料的主要残留汇, 其可通过多种途径进入到土壤环境中, 如农膜使用^[3]、污泥施用^[4]、污水灌溉^[5]、轮胎磨损^[6]以及大气沉降^[7]等。研究表明微塑料在土壤生态系统中会造成各种不利影响, 包括影响土壤结构和改变土壤容重, 促进潜在致病菌传播, 扰乱土壤动植物生长, 以及扰动土壤碳氮等元素循环, 甚至可通过环境暴露或食物链传递威胁人体健康^[5]。因此, 微塑料对土壤生态系统的影响已逐渐成为研究热点。

土壤是陆地生态系统中最大的碳库, 全球土壤储存约2344兆吨的有机碳, 其中56%(1500兆吨)存在于1 m土壤剖面中^[8]。土壤有机碳在维持土壤生物化学循

引用格式: 石佳, 王祥, 汪杰. 微塑料介导的土壤碳循环: 微塑料对土壤有机碳的形成、矿化和稳定过程的影响. 中国科学: 技术科学, 2024, 54: 1854–1867
Shi J, Wang X, Wang J. Soil carbon cycling mediated by microplastics: Formation, mineralization, and sequestration (in Chinese). Sci Sin Tech, 2024, 54: 1854–1867, doi: [10.1360/SST-2024-0057](https://doi.org/10.1360/SST-2024-0057)

环以及生态系统稳定等方面起到重要作用^[9], 探究其稳定机制是深入认识土壤碳汇功能和应对气候变化的关键。传统上, 土壤中有机碳主要来源于植物源碳(凋落物和根系分泌物)和微生物源碳(微生物分泌物和微生物残体), 土壤有机碳固定理论也逐渐形成植物源碳和微生物源碳的双重调控理论机制^[10]。然而, 微塑料在土壤中残留和聚集给土壤有机碳研究带来极大的不确定性, 如微塑料在土壤中存在会干扰土壤有机碳测定的精准度^[11], 其进入土壤后会影响土壤物理结构和透气性, 也可能会扰动土壤元素含量以及土壤微生物活性和群落, 这些变化会直接或间接影响土壤有机碳的转化和稳定^[12]。微塑料作为一种人为源有机碳, 其可能会直接参与到土壤碳循环中, 影响土壤有机碳的形成和释放^[13]。因此, 微塑料污染可通过扰动土壤碳存储和碳排放, 对全球气候造成严重威胁。但迄今为止, 多数有关土壤微塑料的研究或综述多聚焦于其检测方法^[14]、生态毒理^[15]、载带效应^[16]等方面, 微塑料介导下的土壤碳循环过程及机制研究仍较为缺乏。本文总结近年来微塑料对土壤有机碳循环过程的研究论文, 综述了微塑料参与下的土壤有机碳输入、输出和稳定等过程, 探讨了微塑料对土壤有机碳循环过程产生影响的可能机制, 并对相关研究领域的前景进行了展望, 以期为土壤微塑料污染下的土壤碳循环过程提供科学理论基础。

2 微塑料对土壤有机碳含量测定的影响

微塑料在土壤中普遍存在, 在中国19个省份的384份土壤中均发现了塑料(包括大塑料和微塑料)的存

在^[17]。在新疆长期使用地膜的77个农田中, 微塑料丰度达到4198~47420个每千克土壤^[18], 另一项研究在连续使用33年地膜的土壤中发现每千克土壤含微塑料 $2.2\sim3.7\times10^6$ 个^[19]。不仅使用农膜的农田土壤受到严重的微塑料污染, 在远离人类活动的偏远地区也检测到微塑料, 如在青藏高原上的85份非农田土壤样品中均发现了微塑料, 其污染浓度达每千克土壤5~340个微塑料^[20]。微塑料在土壤环境中广泛存在, 其所含有的碳元素不可避免地与土壤自然有机碳混淆。事实上, 无论是传统石油基塑料(如聚乙烯(PE), 聚丙烯(PP), 聚苯乙烯(PS), 聚氯乙烯(PVC), 聚酯纤维(PET)等), 还是生物可降解塑料(如聚乳酸(PLA), 聚丁二酸丁二醇脂(PBS), 聚己二酸/对苯二甲酸丁二醇酯(PBAT)), 其结构中均含有大量碳元素。**表1**展示了土壤环境中常见的微塑料材质种类, 其有机碳含量通常在50%~90%。因此, 科学测定微塑料污染土壤中的有机碳含量, 是准确评估微塑料对土壤有机碳影响的重要前提。目前测定土壤有机碳的主要方法为氧化法, 采用基于色谱原理的元素分析仪进行测定, 即土壤中碳元素经高温催化氧化燃烧生成二氧化碳, 然后经吸附分离, 即可测得土壤有机碳含量。然而, 此过程也会将土壤中微塑料聚合物的碳元素计算在内。如Kim等人^[11]在利用化学氧化法研究被聚乙烯微塑料污染的土壤有机碳时发现, 微塑料的存在显著提高了有机碳的测定量, 尤其是在机质含量较低的土壤中, 有机质测定量增大了40%。澳大利亚工业区每千克土壤中含有300~67000个微塑料^[21], 假设微塑料碳含量在90%, 这些微塑料将会给每千克土壤带来0.27~60.3 g“有机碳”^[22]。最近的研究采集77个新疆地区使用地膜的表层土壤(0~20 cm),

表1 环境中常见塑料有机碳含量及产量

Table 1 Organic carbon contents and production of microplastics in the environment

聚合物种类	分子式	理论碳含量	实测含碳 ^{a)}	2022产量(Mt) ^{b)}
不可降解塑料	PE	(C ₂ H ₄) _n	86	105.28
	PP	(C ₃ H ₆) _n	86	75.66
	PVC	(C ₂ H ₃ Cl) _n	38	50.84
	PET	(C ₁₀ H ₈ O ₄) _n	63	24.82
	PS	(C ₈ H ₈) _n	92	20.82
生物可降解塑料	PLA	(C ₃ H ₄ O ₂) _n	50	0.46
	PBAT	(C ₂₀ H ₃₀ O ₁₀) _n	56	0.10

a) 采用元素分析仪测定

b) 根据 PlasticeEurope., 2022. Plastics-The Facts: An analysis of European latest plastics production, demand and waste data; Plastics Europe: Brussels.计算

发现每千克土壤约含有4198~47420个微塑料, 对土壤有机碳的贡献占0.16%~1.42%, 根据此数据, 新疆使用地膜0~20 cm土壤中微塑料“有机碳”储量可达88.66兆克^[18]。但是, 将微塑料携带的碳元素与土壤自然有机碳混淆是错误的。因为传统塑料具有极强的持久性以及化学顽固性, 其在土壤中具有极低的生物有效性。因此, 微塑料携带有机碳极少参与到元素的地球化学循环中, 无法发挥土壤有机质所具有的各种功能作用。同时, 微塑料本身的碳与土壤有机碳有着截然不同的起源, 且与土壤固相或生物相的交互作用也不同于土壤有机质。此外, 微塑料在环境中长时间存在, 可能会向环境中释放一定比例的可溶性有机物, 可能会对土壤溶解性有机碳的测定产生一定干扰。当前, 对于土壤环境微塑料碳储量以及其对土壤有机碳干扰的研究仍有限, 多数研究仅根据估算方法预测土壤微塑料碳的大约含量, 未来研究仍需要进一步集中于对微塑料碳的直接测定。我们建议在涉及微塑料和土壤有机碳的研究中, 需使用密度浮选法将土壤和微塑料分离后, 再进行有机碳的测定^[23]; 或者在测定土壤有机碳含量的同时, 利用热裂解气相质谱法定量土壤微塑料质量浓度^[24]。

3 微塑料对土壤有机碳形成过程的影响

3.1 微塑料通过调控微生物代谢和植物过程影响有机质产生

土壤微生物的分解代谢和合成代谢对土壤有机质的循环起到重要作用^[25]。土壤微生物可利用分泌系统和胞外酶对植物凋落物或植物残体分解转化, 从而将一部分不易被微生物利用的植物源碳存留在土壤中(*ex vivo modification*, 体外修饰), 形成土壤有机质; 同时微生物也可通过膜转运蛋白将外部有机质带入细胞, 从而将土壤有机质进行“加工”, 经过微生物细胞生长、数量增值和死亡残体生成与积累等迭代过程, 形成微生物源有机碳存留在土壤中(*in vivo turnover*, 体内周转)^[26]。已有研究表明, 微塑料可以改变微生物新陈代谢活性进而影响土壤有机碳的产生(图1)。Zhou等人^[27]利用原位酶谱研究发现, 可降解塑料聚(3-羟基丁酸-co-3-羟基戊酸酯)(PHBV)周围会形成β-葡萄糖苷酶(β-glucosidase, BG)的热点区域, 其最大酶促反应速率(V_{max})显著高于整体土壤。类似地, Nayab等人^[28]研究

发现可降解塑料聚羟基烷酸酯(PHA)可显著增加碳获取酶(β-1,4-葡萄糖苷酶、β-纤维二糖苷酶和β-纤维二糖苷水解酶)的活性。可降解塑料增强土壤微生物碳获取酶活性的原因可能是由于可降解塑料发生部分水解或降解, 从而形成富碳的土壤环境, 加速微生物新陈代谢, 促进酶活性增加。相对于可降解塑料, 传统微塑料对土壤有机碳碳获取相关酶的影响不一致。Shi和Tong等人发现PE显著增加土壤BG酶活性^[29,30], 而Nayab等人^[28]发现PE和PVC对土壤碳获取酶没有影响, 相反, Liu等人^[31]发现PE, PS, PVC显著降低土壤BG酶活性。这种不一致可能是由土壤(土壤有机质含量、土壤质地、土壤pH等)和微塑料(尺寸、形状、浓度和类型)之间的耦合造成的^[32]。除了影响微生物分解代谢过程来影响有机碳形成外, 微塑料也可能通过影响植物生长, 凋落物分解过程或根系分泌物等影响土壤中植物源碳的形成过程^[33,34]。如Du等人^[35]发现微塑料可通过调节微生物代谢活性和群落结构进而抑制植物残体的分解。Hu等人^[36]使用¹³C脉冲标记方法, 发现PE和PVC降低水稻光合作用合成的30%~54%的有机碳向根系的输入, 微塑料不仅改变了光合作用向土壤分配碳的过程, 也改变了微生物对这些碳的利用。然而, 微塑料对植物有机碳源输入的相关研究仍较少, 未来研究可采用同位素标记的植物凋落物来研究微塑料对植物源碳输入以及后续过程的影响。

微塑料除了会对微生物代谢过程产生影响外, 其还可以通过改变土壤原有微生物群落进而影响土壤有机质的形成。前期研究表明, 不可降解(PE和PS)和可降解(PLA和PBS)微塑料的存在显著加速了微生物群落的时间周转速率并改变群落组成和结构^[37,38]。由于可降解塑料降解过程释放大量微生物易利用的碳源, 其对微生物群落周转率和结构的改变强于传统塑料^[37,39], 导致微生物群落逐渐演替为以富营养型的微生物(r策略)为主^[40]。土壤微生物具有不同的生活史策略来适应微生境变化, 其与土壤有机碳的稳定紧密相关。传统上, r型微生物偏好分解活性有机碳, 在富碳微环境中快速生长, 净碳矿化高; 而K型微生物生长缓慢, 主要分解相对难降解的有机碳^[41]。因此K型微生物主导的微生物群落对土壤有机碳稳定的贡献值更高。微塑料可通过影响r型和K型微生物群落比例从而影响土壤有机碳稳定。除群落结构的变化外, 微塑料仍可以导致群落功能的转变, 与无微塑料土壤相比, 存在

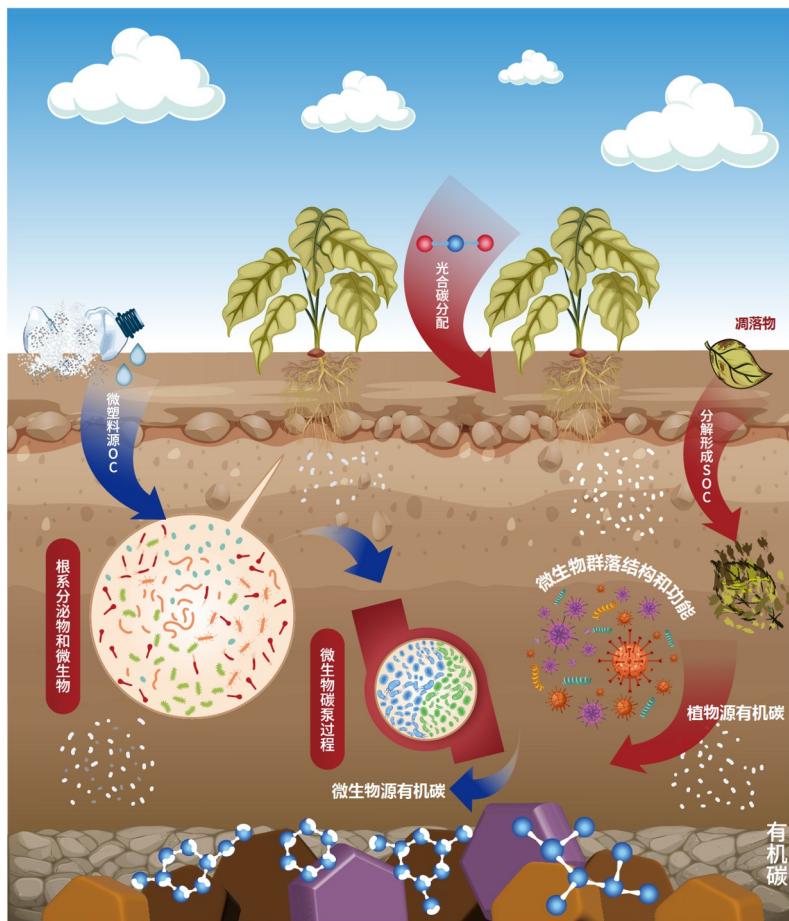


图 1 (网络版彩图)微塑料介导的土壤有机碳形成过程

Figure 1 (Color online) The process of soil organic carbon formation mediated by microplastics.

PBS 和 PLA 的土壤微生物群落表现出较高的吸收外源碳水化合物和氨基酸的潜力，但相关代谢功能的能力降低^[42]。PE 微塑料显著降低半纤维素降解基因(abfA 和 manB)基因拷贝数^[43]。综上所述，微塑料不仅可以影响微生物代谢过程，还可以促进土壤微生物群落更迭演替，加速或改变群落周转以及功能，影响土壤碳的形成和周转。

3.2 塑料际对土壤有机碳形成的驱动作用

微塑料在土壤中会为微生物提供一个全新的、不同于土壤固相的生态位供其定殖，即“塑料际”^[44]。目前，对于土壤塑料际的定义还存在争议，传统观念认为塑料表面定殖的微生物群落即为塑料际^[45]，而最近的综述表明土壤塑料际是塑料表面以及塑料周围土壤中受到塑料影响的微生物群落^[46]。然而，无论是何种

定义，都强调了塑料际中微生物群落与土壤微生物群落的差异，这种差异可能会影响土壤有机碳的循环过程。多数研究表明土壤塑料际的 α 多样性比周围土壤低^[47,48]，细菌组成主要以 *Proteobacteria*, *Actinobacteria*, *Acidobacteria*, *Firmicutes* 等门为主，且 *Actinobacteria* 和 *Proteobacteria* 在塑料际上呈显著富集趋势，可能是由于两种门类具有较强的分解复杂有机物的能力^[49]。塑料际微生物群落在土壤碳循环过程发挥着重要作用，如 Rahman 等人^[50]通过 GeoChip 5.0S 分析发现，PET 和 PLA 塑料表面上含有碳降解和固定的功能基因，其中编码酶降解淀粉(amyA)、几丁质(chitinase, acetylglucosaminidase) 和 半纤维素(ara) 的 基 因 显 著 富 集。amyA 编码酶可以用于将淀粉分解为糖类分子，为生物体提供能量，chitinase、acetylglucosaminidase 和 ara 则会参与有机质的降解。Li 等人^[51]采用原核生物分类单

元功能注释(FAPROTAX)对土壤塑料际和自然环境中(170个陆地-塑料际样本)的功能特征进行预测,发现塑料际微生物展现出较强的碳氢化合物降解、芳香烃降解、芳香化合物降解的功能。最近一项研究采用可降解塑料PLA和PBAT进行培养,发现塑料际上富集塑料降解和碳水化合物代谢和次生代谢相关基因^[52]。因此,土壤微塑料可通过形成特殊结构和功能的塑料际群落,从而影响土壤碳元素循环过程,进而影响土壤有机碳的形成过程。但当前对于土壤塑料际的研究仍较少,且多数研究为实验室内的培养研究,原位土壤环境中塑料际的微生物群落结构和功能特征并不明确。而且由于土壤微塑料采样技术上的限制,很难实现土壤微塑料群落动态变化的原位观察,其对土壤有机碳活化或固定的影响及作用机制尚未可知。未来研究中,应更多关注原位条件下的土壤塑料际研究,并结合多组学方法,解析土壤塑料际群落结构和功能特征,以及其介导的碳循环过程^[53]。

3.3 微塑料源可溶性有机碳对土壤有机碳的贡献

微塑料在土壤环境中可能会向周围环境释放溶解性的有机物质。塑料在生产过程中常使用添加剂(如增塑剂、阻燃剂和抗氧化剂等)来增加其延展性或抗性,该类物质在塑料破碎过程中或在微塑料长期存在的过程中,会逐渐向周围环境溶解释放。而可降解塑料不仅可以向外释放塑料添加剂,还可在土壤中发生水解或生物降解形成低聚体或单体等可溶性的有机物质^[54]。这些从微塑料表面“脱落”或“释放”的有机碳称为微塑料源可溶性有机碳。该类物质可直接贡献于土壤有机碳。如Meng等人^[55]发现添加传统和可降解微塑料均可增加土壤可溶性有机碳含量,且可降解塑料增加幅度显著大于传统不可降解微塑料,类似地,Chen等人^[56]发现添加5%和10%的PBAT经过120天培养后土壤可溶性有机碳含量显著增加,且PBAT添加量越大土壤可溶性有机碳含量增加越大。一项荟萃分析的研究表明,微塑料暴露可使土壤有机碳总量和溶解性有机碳总量分别升高25.6%和11.9%^[12]。微塑料不仅会影响土壤有机质量的变化,还会改变其组成成分,Liu等人^[57]发现添加28%的PP显著增加了土壤中蛋白质类物质的含量,并促进DOM腐殖化。采用傅里叶变换离子回旋共振质谱(FT-ICR-MS),Liu等人^[58]发现添加5%的PBAT降低土壤中木质素类分子并增加蛋白质类分子,添加

10%的PBAT增加稠环芳烃类物质。同样地,采用FT-ICR-MS,Sun等人^[59]发现1%的PBS和PLA增加土壤中不稳定的活性DOM分子,且微塑料对土壤DOM的影响与土壤类型有关。

微塑料源可溶性有机碳与土壤溶解性有机碳有着不同的性质。采用荧光光谱-平行因子分析法,大部分研究均发现微塑料源可溶性有机碳主要以类蛋白质/酚物质(激发波长(E_x) 270~280;发射波长(E_m) 300~320)、类腐殖质物质为主^[60]。通过计算微塑料源可溶性有机碳的荧光指数发现,与土壤原有可溶性有机碳相比,微塑料源有机碳具有更高的生物源指数(BIX),较低的腐殖化程度(HIX)^[59]。FT-ICR-MS结果也显示,与天然有机碳相比,微塑料源可溶性有机碳存在截然不同的分子组成,如较低的分子多样性、较低的分子量和腐殖化程度以及更高的不稳定性分子含量^[59,61]。综上,当微塑料进入土壤后,在土壤水的作用下或在微生物降解的作用下逐渐释放微塑料源可溶性有机碳,增加土壤有机碳并改变土壤中有机碳的形成和循环过程。由于微塑料源可溶性有机碳不稳定性和生物可利用性较高,其更易被微生物利用,因此可能会刺激微生物活性,对土壤原有有机碳产生或正或负的激发效应。

4 微塑料对土壤有机碳矿化过程的影响

越来越多的证据表明,无论是传统石油基微塑料和可降解微塑料均会增加土壤二氧化碳排放。一项包含168项观察结果的meta研究发现,微塑料存在显著增加土壤18.2%的二氧化碳排放,且微塑料浓度越高对土壤二氧化碳排放影响越大^[31]。另一项包含28项观察结果的meta分析也发现类似结果,其研究指出微塑料浓度>1%才会对土壤二氧化碳排放产生较大影响^[43]。微塑料促进土壤二氧化碳排放的潜在机制主要包括:(1)微塑料改变土壤结构,形成好氧的土壤环境;(2)微塑料增加土壤微生物易利用碳含量并改变土壤有机质的电化学性质;(3)微塑料源有机碳的激发效应等(图2)。

4.1 微塑料改变土壤结构

良好的土壤结构有利于维持土壤气体循环,保持水分和养分,维持良好的微生物活性,促进微生物新

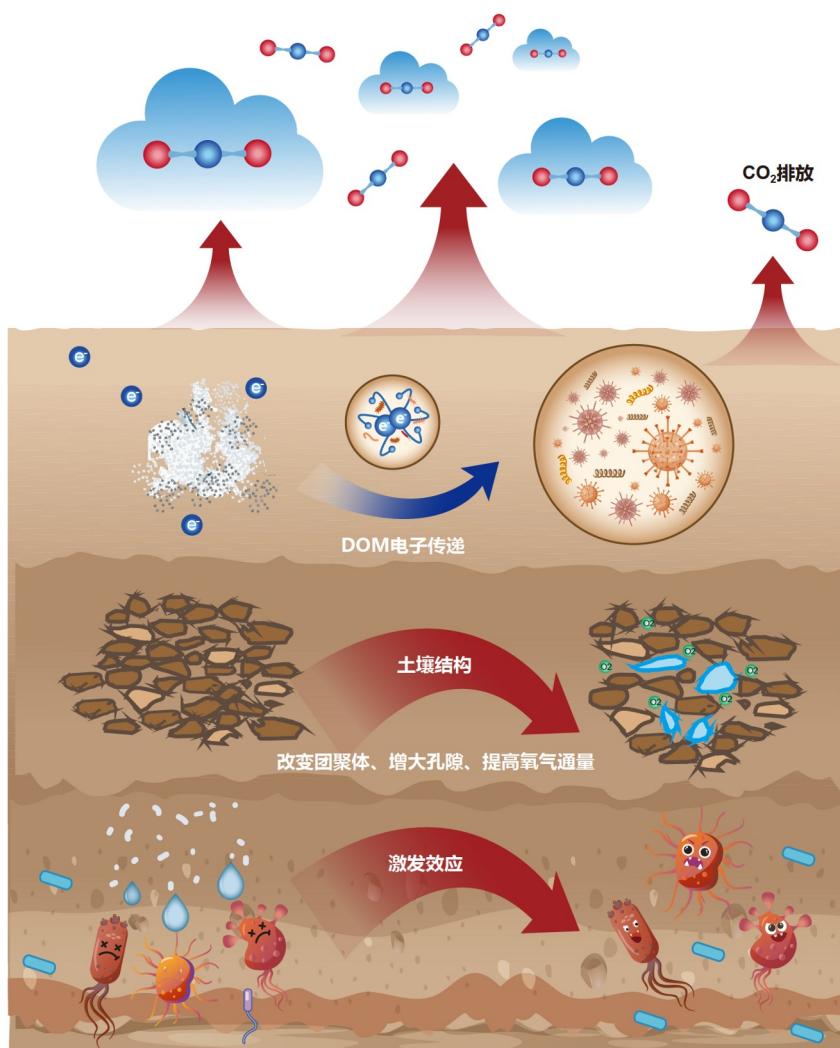


图 2 (网络版彩图)微塑料介导的土壤有机碳矿化过程

Figure 2 (Color online) The process of soil organic carbon mineralization mediated by microplastics.

陈代谢^[62]。作为土壤结构的最基本单元——土壤团聚体，在土壤碳循环过程中起到重要作用：(1) 物理保护土壤有机碳；(2) 影响微生物群落结构和功能；(3) 限制氧扩散；(4) 调节土壤水分流动；(5) 决定土壤有机碳或其他养分的吸附和解吸等^[63]。由于塑料与土壤固相截然不同的性质，微塑料的存在显著改变了土壤结构，一项田间原位实验发现，72%的塑料颗粒存在于土壤团聚体内，仅28%的微塑料分散于土壤团聚体外^[64]。许多研究还发现，微塑料可以参与土壤团聚体的形成和崩解过程，de Souza Machado等人^[65]研究表明，土壤水稳定性团聚体含量随PES纤维添加含量的增加而降

低。Zhang等人^[66]发现添加0.1%和0.3%的PES纤维增加>2 mm团聚体含量，而降低2~0.25 mm, 0.25~0.05 mm以及<0.25 mm团聚体的含量。微塑料的存在降低了团聚体对土壤有机碳的物理保护作用，进而导致微生物对有机碳的可及性或可利用性增加，增加了土壤有机碳的矿化。不同形状的微塑料可能对土壤团聚体产生不同的影响，如颗粒态或膜状微塑料可能会物理阻断土壤颗粒或土壤基质之间的相互作用并降低土壤颗粒之间的附着力，而纤维状微塑料可以穿插缠绕促进部分粒径团聚体的聚集。另一方面，由于大部分微塑料具有低密度的特点，高含量的微塑料存在于土壤中会

降低土壤容重。de Souza Machado等人^[67]添加0.1%~0.3%的PES纤维, PP, PA和PE颗粒, 与不含微塑料土壤相比, 所有含微塑料的处理均表现出更小的土壤容重。Wang等人^[68]通过X射线电子计算机断层扫描(CT)技术发现, 添加2%的PE微塑料显著增加了土壤孔隙度。Shi等人^[69]通过原位平面氧气光极技术发现, PE和PLA微塑料可长时间维持氧气。综上所述, 微塑料穿插、缠绕、物理隔绝等作用改变土壤颗粒团聚过程, 降低团聚体对土壤有机碳的物理保护作用。微塑料密度低, 降低了土壤容重, 且微塑料较大的疏水性物理隔绝了部分土壤颗粒之间的附着, 增加了土壤孔隙度。微塑料存在逐渐使土壤形成好氧的土壤环境, 增加土壤氧气循环, 微生物活性以及有机碳可利用性, 加速微生物新陈代谢, 导致土壤矿化作用增加。

4.2 微塑料增加土壤易利用碳源并增加电子传递能力

土壤可溶性有机碳是土壤有机碳中最活跃的部分, 也是微生物最易利用的有机碳^[70]。微塑料可以向土壤中释放可溶性有机碳, 其被微生物利用后, 会增加土壤二氧化碳排放。Shi等人^[69]发现土壤中PE和PLA微塑料显著增加土壤可溶性有机碳, 且其含量与二氧化碳排放正相关。与土壤原有的可溶性有机碳相比, 微塑料释放的可溶性有机碳具有更高的生物源指数, 以及更低的腐殖化指数。Sun等人通过FT-ICR-MS技术发现, 微塑料释放的可溶性有机碳的双键当量(DBE)、腐殖化指数(AI)以及碳的氧化状态(NOSC)均低于土壤可溶性有机碳, 且微塑料释放有机碳含有更高的不稳定性碳比例(MLB_L)^[59,71]。此外, 微塑料也可增加土壤可溶性有机碳的分子多样性, 改变DOM的分子组成, 增加土壤中生物易利用组分(如脂类、蛋白质/氨基糖类、碳水化合物组分)的含量。以上结果表明微塑料源有机碳含有更高比例的生物易利用有机碳, 微塑料源有机碳进入土壤后, 增加了土壤中不稳定碳的比例, 刺激微生物活性, 发生共代谢进而造成土壤有机碳的矿化。

微塑料不仅可以增加土壤中易利用碳的含量, 还可以改变土壤可溶性有机碳的生物化学循环过程。Shi等人和Chen等人都发现微塑料可以增加DOM的极性官能团含量(与电子传递能力正相关), 并增加DOM的供电子能力^[69,72]。Chen等人^[73]发现DOM的生物可利用

性与DOM的供电子能力正相关, 也有研究发现DOM的供电子能力与土壤二氧化碳排放显著正相关^[69,74]。微塑料通过增加土壤中DOM的极性官能团和供电子能力进而导致土壤中氧化还原活性官能团含量增加, 即微塑料存在改变土壤DOM的组成和转化, 为微生物提供电子, 促进微生物新陈代谢活性。此外, 微塑料本身也可能作为电子穿梭体从而增加微生物电子转移, 但此假设目前尚未有实验证实^[75]。但有研究表明微塑料均带电荷, 且粒径越小, 老化程度越高的微塑料含负电荷越多^[76]。微塑料表面的氧化还原官能团是否可以作为电子供体或受体, 以及微塑料与土壤有机质或微塑料与土壤矿物之间形成的复合体是否可以形成电子穿梭体仍需要进一步研究。

4.3 微塑料对土壤有机碳的激发作用

新鲜有机碳的投入而使土壤原有有机碳分解速率改变的过程称为激发效应。由于微塑料不断释放新鲜的、极不稳定的有机碳, 且微生物极易利用微塑料源有机碳, 其进入土壤后势必会对土壤有机碳产生激发作用。Zhang等人^[77]在三种土壤中添加3% PHA, PBS, PLA进行56天培养, 三种可降解微塑料降解均发生激发效应, 其中PHA, PBS和PLA分别引发的激发达到552%~1744%, 44%~179%和29%~43%, 作者认为微塑料的激发效应与其可降解性或降解速率有关, 降解速率快的微塑料易造成较大的激发效应。许多研究发现, 随着微塑料中可利用碳的消耗, 土壤中微生物同化碳的同时需要氮, 又因为多数微塑料不含氮, 这就造成微生物在利用这部分极易利用碳的同时消耗大量的土壤矿质氮, 造成土壤氮素缺乏^[78,79]。根据“微生物氮挖掘”假说, 当土壤氮的有效性有限时, 微生物会利用不稳定的碳作为能源从原有土壤稳定的有机质中挖掘氮, 从而增加部分稳定有机质的分解^[80]。这可能是微塑料影响激发效应的机制之一, 即可降解性强且易造成土壤氮素缺乏的微塑料容易产生较强的激发效应。当前, 微塑料对土壤有机质激发效应的研究仍有限, 一是由于¹³C标记的微塑料难以获得, 二是由于微塑料种类繁多, 且聚合而成的微塑料有多种单体和变体, 会对标记产生阻碍。如Nelson等人^[81]采用¹³C标记PBS碳骨架上不同单体碳元素(即标记丁二醇碳链上的碳和蔗糖酯碳链上的碳)发现, 标记不同位置碳的塑料矿化程度不同(PB(1,4-¹³C2-S) > P(¹³C4-B)S > PB(2,3-¹³C2-S)),

且PBS聚合物水解位置是决定PBS降解的主要因素。还有研究发现, 短期培养内(56天), 可降解塑料均会发生净碳累积, 即加入的碳存留在土壤中的碳高于激发释放的碳^[77]。然而仍需要长期实验验证微塑料的激发效应以及对净碳平衡的影响。

5 微塑料对土壤碳稳定过程的影响

5.1 矿物结合态有机碳-矿物与微塑料源有机碳的结合

土壤矿物通过物理或化学吸附等过程, 与土壤有机碳结合(矿物结合态有机碳, MAOC), 从而对土壤有机碳产生物理化学保护作用, 限制了微生物对有机碳的可利用性^[82]。与土壤中颗粒有机碳相比, 矿物结合碳有机碳具有更长的周转时间和生物化学抗性^[83]。微塑料源有机碳在土壤中不可避免地与土壤矿物或原有土壤矿物结合态有机碳相互作用, 势必影响土壤有机碳的稳定过程(图3)。Lee和Hur^[84]通过等温吸附和吸附动力学首先发现矿物可以与微塑料源有机碳结合, 针铁矿和高岭石分别可吸附1298和323 mg PVC-DOC

cm^{-2} , 且与PVC相比, PS-DOM与两种矿物存在更高的亲和力。微塑料源有机碳可通过静电引力和配体交换等过程与高岭石或针铁矿结合形成MAOC。然而, 对微塑料源有机碳和矿物之间结合作用的研究较少, 两者之间的相互作用受矿物类型、微塑料源有机碳组成以及pH等过程影响^[84]。相对于自然有机质而言, 微塑料源有机碳分子量较小, 且氢碳比较高, 研究发现铁氧化物优先吸附氢碳比低、且分子量大的可溶性有机碳^[85,86]。这就意味着在自然环境中, 微塑料源有机碳与矿物之间的亲和力可能小于自然有机质。在土壤中, Chen等人^[87]添加PBAT经120天培养发现, PBAT增加13.7%~18.9%的MAOC含量。进一步地, Zhang等人^[88]发现不可降解的PE和可降解的PLA可增加12.2%~22.8%的MAOC含量。然而在土壤环境中, 自然有机质与微塑料有机质的竞争吸附还不清楚, 未来需要进一步研究。微塑料源有机碳可以与矿物结合并形成MAOC, 但这种MAOC的周转时间或稳定性如何仍需研究。此外, 微塑料本身也可以吸附有机物质^[89,90], 且可以作为有机物或有机污染物的载体^[91], 微塑料与矿物之间是否存在竞争吸附, 如果存在这种吸附, 其是否会影响土

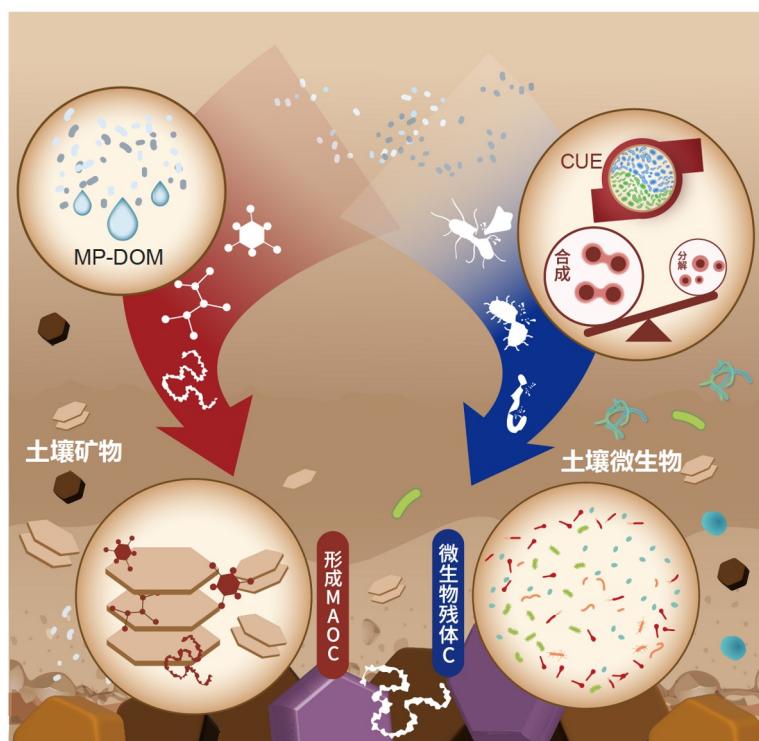


图 3 (网络版彩图)微塑料介导的土壤有机碳稳定过程

Figure 3 (Color online) The process of soil organic carbon stabilization mediated by microplastics.

壤矿物对有机碳的稳定过程仍需要进一步研究。

5.2 微塑料对微生物残体碳累积的影响

最近的研究表明, 土壤微生物不仅只是通过分解作用造成有机碳的损失, 而且在有机碳的稳定和固持中也发挥着重要作用, 微生物吸收同化土壤有机质构建自身生物量, 死亡后以残体碳的形式逐渐被团聚体或矿物稳定在土壤中, 形成稳定的土壤有机碳^[92]。微生物碳利用效率(CUE)权衡了微生物同化有机碳后分配给生长和呼吸(消耗)之间的比例(即CUE = Growth/(Growth + respiration)), Tao等人^[93]发现土壤CUE与SOC储量正相关, 高的CUE意味着高比例的有机碳分配给微生物生长, 有利于微生物生物量的积累以及残体碳的形成。Nayab等人^[28]研究表明微塑料显著影响微生物生物量碳的形成, 如发现PHA显著增加土壤微生物量碳, 而PE和PVC无明显影响。Zhou等人^[27]通过基质诱导生长呼吸方法发现, PHBV塑料际存在更高的特定微生物生长速率和更活跃的微生物生物量, 这归结于PHBV降解的塑料源碳的高度可利用性。然而, 也有研究表明微塑料的存在显著限制了微生物生长, 降低了微生物量碳^[94]。微塑料的存在既会影响微生物矿化有机碳过程, 也会对微生物同化碳过程产生影响, 这就表明微塑料会影响微生物对碳源分配或利用的过程。然而, 目前还没有研究将两者统一结合起来, 将CUE引入微塑料研究中可能会给微塑料如何影响微生物以及土壤有机碳循环过程带来全新的视角。另一方面, 微生物生物量可能仅代表活体微生物同化碳, 而其死亡后稳定下的残体碳是否受微塑料的影响还不确定^[95]。当前研究使用氨基糖的积累来代表土壤中稳定性的微生物源碳, 即微生物残体碳。微塑料对微生物残体的积累是否存在影响需要进一步研究。

6 结论和展望

微塑料污染已成为全球生态系统最严重的威胁之一, 在我国全面实现“碳达峰和碳中和”目标的背景下,

厘清微塑料污染对土壤碳固定和碳排放的影响至关重要。尽管目前已有少量研究证明微塑料会对植物源和微生物源有机碳的循环过程均产生一定影响, 但相关研究仍处于起步阶段。微塑料污染类型的多样性和土壤有机碳库的复杂性, 极大阻碍了微塑料介导下土壤循环的过程机制研究。总体上, 在未来研究中, 以下几方面问题亟待解决。

(1) 微塑料源可溶性有机碳对土壤有机碳形成、矿化和稳定过程的影响。微塑料在逐渐破碎过程中除了会产生粒径更小的微塑料, 也会产生可溶性的低聚物等组分。与土壤中已有有机碳相比, 这些有机组分具有较强的生物活性, 其如何影响土壤微生物群落结构和生理特征, 从而进一步微生物驱动的土壤碳循环过程有待进一步研究。此外, 微塑料源可溶性有机碳是否会通过竞争吸附, 从而影响矿物对土壤有机碳的固定也至关重要。未来研究中可使用同位素标记的微塑料, 结合同位素探针等技术, 对微塑料源有机碳进行跟踪研究。

(2) 土壤塑料际微生物群落在碳循环过程中发挥的功能。作为一种新的微生物聚集体, 塑料际所携带的微生物生物量不容忽视, 这一部分微生物如何贡献土壤微生物残体碳, 以及其与土壤中原有的微生物残体碳有何种区别仍尚未可知。塑料际微生物具有与周围土壤截然不同的微生物群落结构以及功能组成, 但当前研究主要集中于塑料际细菌群落的研究, 对于真菌以及其他类型微生物极少有研究关注, 对其功能组成解析仍远远不足。质谱成像技术以及多组学技术等新技术的联用, 可为解析土壤塑料际特征提供新的思路。

(3) 可降解塑料对土壤碳循环过程的影响。使用可降解塑料代替传统不可降解塑料已逐渐成为共识, 但其对全球碳排放的贡献尚不清楚; 在长期使用下, 可降解塑料在土壤环境中是否可以产生净碳累积, 是否有利于土壤有机碳的固定还不确定; 而且可降解塑料的原位降解也是尚未解决的问题, 未来研究可尝试实现可降解塑料的原位降解和土壤固碳的相互耦合。

参考文献

- 1 Plasticeurope. Plastics-the facts: An analysis of european latest plastics production, demand and waste data; Plastics europe: brussels. 2022
- 2 Geyer R, Jambeck J R, Law K L. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci Adv*, 2017, 3: e1700782

- 3 Huang Y, Liu Q, Jia W, et al. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environ Pollution*, 2022, 260: 114096
- 4 Corradini F, Meza P, Eguiluz R, et al. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Sci Total Environ*, 2019, 671: 411–420
- 5 Chia R W, Lee J Y, Jang J, et al. Soil health and microplastics: A review of the impacts of microplastic contamination on soil properties. *J Soils Sediments*, 2022, 22: 2690–2705
- 6 Wik A, Dave G. Occurrence and effects of tire wear particles in the environment—A critical review and an initial risk assessment. *Environ Pollution*, 2009, 157: 1–11
- 7 Evangelou N, Grythe H, Klimont Z, et al. Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nat Commun*, 2020, 11: 3381
- 8 Stockmann U, Adams M A, Crawford J W, et al. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agricul Ecosyst Environ*, 2013, 164: 80–99
- 9 Rocci K S, Lavallee J M, Stewart C E, et al. Soil organic carbon response to global environmental change depends on its distribution between mineral-associated and particulate organic matter: A meta-analysis. *Sci Total Environ*, 2021, 793: 148569
- 10 Wiesmeier M, Urbanski L, Hobley E, et al. Soil organic carbon storage as a key function of soils—A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 2019, 333: 149–162
- 11 Kim S W, Jeong S W, An Y J. Microplastics disrupt accurate soil organic carbon measurement based on chemical oxidation method. *Chemosphere*, 2021, 276: 130178
- 12 Xiang Y, Rillig M C, Peñuelas J, et al. Global responses of soil carbon dynamics to microplastic exposure: A data synthesis of laboratory studies. *Environ Sci Technol*, 2024, 58: 5821–5831
- 13 Chen C, Du R, Tang J, et al. Characterization of microplastic-derived dissolved organic matter in freshwater: Effects of light irradiation and polymer types. *Environ Int*, 2024, 185: 108536
- 14 Yang L, Zhang Y, Kang S, et al. Microplastics in soil: A review on methods, occurrence, sources, and potential risk. *Sci Total Environ*, 2021, 780: 146546
- 15 Huang F, Hu J, Chen L, et al. Microplastics may increase the environmental risks of Cd via promoting Cd uptake by plants: A meta-analysis. *J Hazard Mater*, 2023, 448: 130887
- 16 Koelmans A A, Bakir A, Burton G A, et al. Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. *Environ Sci Technol*, 2016, 50: 3315–3326
- 17 Huang Y, Liu Q, Jia W, et al. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environ Pollution*, 2020, 260: 114096
- 18 Yu Y, Zhang Z, Zhang Y, et al. Abundances of agricultural microplastics and their contribution to the soil organic carbon pool in plastic film mulching fields of Xinjiang, China. *Chemosphere*, 2023, 316: 137837
- 19 Li S, Ding F, Flury M, et al. Macro- and microplastic accumulation in soil after 32 years of plastic film mulching. *Environ Pollution*, 2022, 300: 118945
- 20 Yang L, Kang S, Wang Z, et al. Microplastic characteristic in the soil across the Tibetan Plateau. *Sci Total Environ*, 2022, 828: 154518
- 21 Fuller S, Gautam A. A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction. *Environ Sci Technol*, 2016, 50: 5774–5780
- 22 Rillig M C. Microplastic disguising as soil carbon storage. *Environ Sci Technol*, 2018, 52: 6079–6080
- 23 Nguyen B, Claveau-Mallet D, Hernandez L M, et al. Separation and analysis of microplastics and nanoplastics in complex environmental samples. *Acc Chem Res*, 2019, 52: 858–866
- 24 Ivleva N P. Chemical analysis of microplastics and nanoplastics: Challenges, advanced methods, and perspectives. *Chem Rev*, 2021, 121: 11886–11936
- 25 Sokol N W, Slessarev E, Marschmann G L, et al. Life and death in the soil microbiome: How ecological processes influence biogeochemistry. *Nat Rev Microbiol*, 2022, 20: 415–430
- 26 Liang C, Schimel J P, Jastrow J D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. *Nat Microbiol*, 2017, 2: 17105
- 27 Zhou J, Gui H, Banfield C C, et al. The microplastisphere: Biodegradable microplastics addition alters soil microbial community structure and function. *Soil Biol Biochem*, 2021, 156: 108211

- 28 Nayab G, Zhou J, Jia R, et al. Climate warming masks the negative effect of microplastics on plant-soil health in a silt loam soil. *Geoderma*, 2022, 425: 116083
- 29 Shi J, Wang Z, Peng Y, et al. Microbes drive metabolism, community diversity, and interactions in response to microplastic-induced nutrient imbalance. *Sci Total Environ*, 2023, 877: 162885
- 30 Tong Y, Ding J, Xiao M, et al. Microplastics affect activity and spatial distribution of C, N, and P hydrolases in rice rhizosphere. *Soil Ecol Lett*, 2023, 5: 220138
- 31 Liu X, Li Y, Yu Y, et al. Effect of nonbiodegradable microplastics on soil respiration and enzyme activity: A meta-analysis. *Appl Soil Ecol*, 2023, 184: 104770
- 32 Sun Y, Duan C, Cao N, et al. Effects of microplastics on soil microbiome: The impacts of polymer type, shape, and concentration. *Sci Total Environ*, 2022, 806: 150516
- 33 Ren Y, Qi Y, Wang X, et al. Effects of microplastics on litter decomposition in wetland soil. *Environ Pollut*, 2024, 343: 123145
- 34 Brown R W, Chadwick D R, Zang H, et al. Bioplastic (PHBV) addition to soil alters microbial community structure and negatively affects plant-microbial metabolic functioning in maize. *J Hazard Mater*, 2023, 441: 129959
- 35 Du J, Qv W, Niu Y, et al. Nanoplastics pollution inhibits stream leaf decomposition through modulating microbial metabolic activity and fungal community structure. *J Hazard Mater*, 2022, 424: 127392
- 36 Hu Z, Xiao M, Wu J, et al. Effects of microplastics on photosynthesized C allocation in a rice-soil system and its utilization by soil microbial groups. *J Hazard Mater*, 2024, 466: 133540
- 37 Sun Y, Li X, Cao N, et al. Biodegradable microplastics enhance soil microbial network complexity and ecological stochasticity. *J Hazard Mater*, 2022, 439: 129610
- 38 Wang J, Huang M, Wang Q, et al. LDPE microplastics significantly alter the temporal turnover of soil microbial communities. *Sci Total Environ*, 2020, 726: 138682
- 39 Li C, Cui Q, Li Y, et al. Effect of LDPE and biodegradable PBAT primary microplastics on bacterial community after four months of soil incubation. *J Hazard Mater*, 2022, 429: 128353
- 40 Zhou J, Jia R, Brown R W, et al. The long-term uncertainty of biodegradable mulch film residues and associated microplastics pollution on plant-soil health. *J Hazard Mater*, 2023, 442: 130055
- 41 Fierer N, Bradford M A, Jackson R B. Toward an ecological classification of soil bacteria. *Ecology*, 2007, 88: 1354–1364
- 42 Sun Y, Duan C, Cao N, et al. Biodegradable and conventional microplastics exhibit distinct microbiome, functionality, and metabolome changes in soil. *J Hazard Mater*, 2022, 424: 127282
- 43 Zhang Y, Li X, Xiao M, et al. Effects of microplastics on soil carbon dioxide emissions and the microbial functional genes involved in organic carbon decomposition in agricultural soil. *Sci Total Environ*, 2022, 806: 150714
- 44 Ogonowski M, Motiei A, Ininbergs K, et al. Evidence for selective bacterial community structuring on microplastics. *Environ Microbiol*, 2018, 20: 2796–2808
- 45 Li C, Wang L, Ji S, et al. The ecology of the plastisphere: Microbial composition, function, assembly, and network in the freshwater and seawater ecosystems. *Water Res*, 2021, 202: 117428
- 46 Rillig M C, Kim S W, Zhu Y G. The soil plastisphere. *Nat Rev Microbiol*, 2024, 22: 64–74
- 47 Huang Y, Zhao Y, Wang J, et al. LDPE microplastic films alter microbial community composition and enzymatic activities in soil. *Environ Pollution*, 2019, 254: 112983
- 48 Sun Y, Shi J, Wang X, et al. Deciphering the mechanisms shaping the plastisphere microbiota in soil. *Msystems*, 2022, 7: doi, 10.1128/msystems.00352-22
- 49 Li K, Jia W, Xu L, et al. The plastisphere of biodegradable and conventional microplastics from residues exhibit distinct microbial structure, network and function in plastic-mulching farmland. *J Hazard Mater*, 2023, 442: 130011
- 50 Rahman I, Mujahid A, Palombo E A, et al. A functional gene-array analysis of microbial communities settling on microplastics in a peat-draining environment. *Mar Pollution Bull*, 2021, 166: 112226
- 51 Li C, Gillings M R, Zhang C, et al. Ecology and risks of the global plastisphere as a newly expanding microbial habitat. *Innovation*, 2024, 5: 100543
- 52 Rüthi J, Rast B M, Qi W, et al. The plastisphere microbiome in alpine soils alters the microbial genetic potential for plastic degradation and

- biogeochemical cycling. *J Hazard Mater*, 2023, 441: 129941
- 53 Li C, Li X, Bank M S, et al. The “microplastome”—A holistic perspective to capture the real-world ecology of microplastics. *Environ Sci Technol*, 2024, 58: 4060–4069
- 54 Lee Y K, Murphy K R, Hur J. Fluorescence signatures of dissolved organic matter leached from microplastics: Polymers and additives. *Environ Sci Technol*, 2020, 54: 11905–11914
- 55 Meng F, Yang X, Riksen M, et al. Effect of different polymers of microplastics on soil organic carbon and nitrogen—A mesocosm experiment. *Environ Res*, 2022, 204: 111938
- 56 Chen M, Zhao X, Wu D, et al. Addition of biodegradable microplastics alters the quantity and chemodiversity of dissolved organic matter in latosol. *Sci Total Environ*, 2022, 816: 151960
- 57 Liu H, Yang X, Liu G, et al. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil. *Chemosphere*, 2017, 185: 907–917
- 58 Liu Y, Zhang W, Chen M, et al. Molecular insights into effects of PBAT microplastics on latosol microbial diversity and DOM chemodiversity. *J Hazard Mater*, 2023, 450: 131076
- 59 Sun Y, Li X, Li X, et al. Deciphering the fingerprint of dissolved organic matter in the soil amended with biodegradable and conventional microplastics based on optical and molecular signatures. *Environ Sci Technol*, 2022, 56: 15746–15759
- 60 Lee Y K, Hong S, Hur J. A fluorescence indicator for source discrimination between microplastic-derived dissolved organic matter and aquatic natural organic matter. *Water Res*, 2021, 207: 117833
- 61 Sheridan E A, Fonvielle J A, Cottingham S, et al. Plastic pollution fosters more microbial growth in lakes than natural organic matter. *Nat Commun*, 2022, 13: 4175
- 62 Lucas M, Schlueter S, Vogel H J, et al. Soil structure formation along an agricultural chronosequence. *Geoderma*, 2019, 350: 61–72
- 63 Six J, Bossuyt H, Degryze S, et al. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Res*, 2004, 79: 7–31
- 64 Zhang G S, Liu Y F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Sci Total Environ*, 2018, 642: 12–20
- 65 de Souza Machado A A, Lau C W, Till J, et al. Impacts of microplastics on the soil biophysical environment. *Environ Sci Technol*, 2018, 52: 9656–9665
- 66 Zhang G S, Zhang F X, Li X T. Effects of polyester microfibers on soil physical properties: Perception from a field and a pot experiment. *Sci Total Environ*, 2019, 670: 1–7
- 67 de Souza Machado A A, Lau C W, Kloas W, et al. Microplastics can change soil properties and affect plant performance. *Environ Sci Technol*, 2019, 53: 6044–6052
- 68 Wang Z, Li W, Li W, et al. Effects of microplastics on the water characteristic curve of soils with different textures. *Chemosphere*, 2023, 317: 137762
- 69 Shi J, Wang Z, Peng Y, et al. Effects of microplastics on soil carbon mineralization: The crucial role of oxygen dynamics and electron transfer. *Environ Sci Technol*, 2023, 57: 13588–13600
- 70 Ding Y, Shi Z, Ye Q, et al. Chemodiversity of soil dissolved organic matter. *Environ Sci Technol*, 2020, 54: 6174–6184
- 71 Romera-Castillo C, Pinto M, Langer T M, et al. Dissolved organic carbon leaching from plastics stimulates microbial activity in the ocean. *Nat Commun*, 2018, 9: 1430
- 72 Chen L, Fan T T, Yang M, et al. Sulfurization alters phenol-formaldehyde resin microplastics redox property and their efficiency in mediating arsenite oxidation. *Sci Total Environ*, 2023, 897: 166048
- 73 Chen M, Liu S, Bi M, et al. Aging behavior of microplastics affected DOM in riparian sediments: From the characteristics to bioavailability. *J Hazard Mater*, 2022, 431: 128522
- 74 Bi R, Lu Q, Yu W, et al. Electron transfer capacity of soil dissolved organic matter and its potential impact on soil respiration. *J Soils Sediments*, 2013, 13: 1553–1560
- 75 Rillig M C, Leifheit E, Lehmann J. Microplastic effects on carbon cycling processes in soils. *PLoS Biol*, 2021, 19: e3001130
- 76 Guo C, Wang L, Lang D, et al. UV and chemical aging alter the adsorption behavior of microplastics for tetracycline. *Environ Pollution*, 2023, 318: 120859
- 77 Zhang G, Liu D, Lin J, et al. Priming effects induced by degradable microplastics in agricultural soils. *Soil Biol Biochem*, 2023, 180: 109006

- 78 Reay M K, Greenfield L M, Graf M, et al. LDPE and biodegradable PLA-PBAT plastics differentially affect plant-soil nitrogen partitioning and dynamics in a *Hordeum vulgare* mesocosm. *J Hazard Mater*, 2023, 447: 130825
- 79 Shi J, Wang J, Lv J, et al. Microplastic presence significantly alters soil nitrogen transformation and decreases nitrogen bioavailability under contrasting temperatures. *J Environ Manage*, 2022, 317: 115473
- 80 Zhang Q, Feng J, Li J, et al. A distinct sensitivity to the priming effect between labile and stable soil organic carbon. *New Phytol*, 2023, 237: 88–99
- 81 Nelson T F, Baumgartner R, Jaggi M, et al. Biodegradation of poly(butylene succinate) in soil laboratory incubations assessed by stable carbon isotope labelling. *Nat Commun*, 2022, 13: 5691
- 82 Georgiou K, Jackson R B, Vindušková O, et al. Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon. *Nat Commun*, 2022, 13: 3797
- 83 Cotrufo M F, Ranalli M G, Haddix M L, et al. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nat Geosci*, 2019, 12: 989–994
- 84 Lee Y K, Hur J. Adsorption of microplastic-derived organic matter onto minerals. *Water Res*, 2020, 187: 116426
- 85 Coward E K, Ohno T, Plante A F. Adsorption and molecular fractionation of dissolved organic matter on iron-bearing mineral matrices of varying crystallinity. *Environ Sci Technol*, 2018, 52: 1036–1044
- 86 Lv J, Zhang S, Wang S, et al. Molecular-scale investigation with ESI-FT-ICR-MS on fractionation of dissolved organic matter induced by adsorption on iron oxyhydroxides. *Environ Sci Technol*, 2016, 50: 2328–2336
- 87 Chen M, Cao M, Zhang W, et al. Effect of biodegradable PBAT microplastics on the C and N accumulation of functional organic pools in tropical latosol. *Environ Int*, 2024, 183: 108393
- 88 Zhang H, Huang Y, An S, et al. Mulch-derived microplastic aging promotes phthalate esters and alters organic carbon fraction content in grassland and farmland soils. *J Hazard Mater*, 2024, 461: 132619
- 89 Ma J, Zhao J, Zhu Z, et al. Effect of microplastic size on the adsorption behavior and mechanism of triclosan on polyvinyl chloride. *Environ Pollution*, 2019, 254: 113104
- 90 Shi K, Zhang H, Xu H M, et al. Adsorption behaviors of triclosan by non-biodegradable and biodegradable microplastics: Kinetics and mechanism. *Sci Total Environ*, 2022, 842: 156832
- 91 Wang J, Wang L, Lang D, et al. Size-dependent vector effects of microplastics on bioaccumulation of hydrophobic organic contaminants in earthworm: A dual-dosing study. *Environ Int*, 2024, 186: 108625
- 92 Wang B, An S, Liang C, et al. Microbial necromass as the source of soil organic carbon in global ecosystems. *Soil Biol Biochem*, 2021, 162: 108422
- 93 Tao F, Huang Y, Hungate B A, et al. Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage. *Nature*, 2023, 618: 981–985
- 94 Li X, Yao S, Wang Z, et al. Polyethylene microplastic and biochar interactively affect the global warming potential of soil greenhouse gas emissions. *Environ Pollution*, 2022, 315: 120433
- 95 Cai Y, Ma T, Wang Y, et al. Assessing the accumulation efficiency of various microbial carbon components in soils of different minerals. *Geoderma*, 2022, 407: 115562

Soil carbon cycling mediated by microplastics: Formation, mineralization, and sequestration

SHI Jia¹, WANG Xiang¹ & WANG Jie²

¹ College of Land Science and Technology, China Agricultural University, Beijing 100193, China;

² College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China

Microplastic pollution has emerged as one of the most pressing threats to global ecosystems, exerting adverse effects on terrestrial and marine ecosystems, biodiversity, and human health. Furthermore, microplastic contamination in terrestrial ecosystems poses a risk of destabilizing significant soil carbon stocks, which is crucial for mitigating climate change. Microplastics present in soil can directly participate in the carbon cycle or indirectly impact the physicochemical properties and microbial communities, thereby affecting the soil organic carbon process. This article elucidates the effects of microplastics on soil organic carbon pools through their impacts on the determination of soil organic carbon and their role in the formation, mineralization, and sequestration of organic carbon mediated by microplastics. The potential in-depth mechanisms were explored. Further studies are needed on the precise identification of microplastic source carbon, elucidation of the key microbial mechanisms involved in carbon processes, and examination of the carbon cycle process under the influence of multiple factors.

microplastics, soil organic carbon, soil microbial communities, plastisphere, microbial necromass carbon

doi: [10.1360/SST-2024-0057](https://doi.org/10.1360/SST-2024-0057)