

高原湖泊流域农田土壤微塑料 - 重金属复合污染：环境行为与风险管控

吴 优¹, 刘凤玲^{2*}, 李涵燕¹, 庞腾欢¹, 马 灵¹, 邓冯丹¹, 赵 斌¹

¹玉溪师范学院, 化学与环境工程学院, 云南 玉溪

²玉溪市生态环境局通海分局生态环境监测站, 云南 玉溪

收稿日期: 2025年11月4日; 录用日期: 2025年12月20日; 发布日期: 2026年1月4日

摘要

高原湖泊流域农田土壤中的微塑料与重金属复合污染问题日益突出, 但其环境行为与风险尚未得到系统认识。本研究聚焦高海拔生态脆弱区, 重点探讨微塑料(MPs)与重金属(HMs)的复合污染特征及风险管控策略。MPs作为HMs的重要载体, 通过农膜残留、有机肥施用、大气沉降及冰川融水等多种途径进入高原环境, 加剧污染迁移。文章系统解析MPs-HMs的交互作用(包括吸附-解吸、紫外线降解效应)及其生态风险(微生物抑制、作物吸收)。针对传统评估方法的局限, 引入机器学习模型与稳定同位素示踪等先进技术, 提升了污染溯源与风险预测的准确性。在治理策略层面, 提出源头防控(推广可降解地膜、有机肥优化)与修复技术(真菌-微藻联合修复、MPs捕获材料)相结合的综合管控途径, 以期为高原湖泊流域农田土壤的可持续治理提供科学依据。

关键词

高原湖泊流域, MPs, HMs, 复合污染, 风险管控

Composite Pollution of Microplastics and Heavy Metals in Agricultural Soils across a Plateau Lake Basin: Environmental Behavior and Risk Control

You Wu¹, Fengling Liu^{2*}, Hanyan Li¹, Tenghuan Pang¹, Ling Ma¹, Fengdan Deng¹, Bin Zhao¹

¹School of Chemistry and Environmental Engineering, Yuxi Normal University, Yuxi Yunnan

²Environmental Monitoring Station, Tonghai Branch of Yuxi Municipal Ecology and Environment Bureau, Yuxi Yunnan

*通讯作者。

文章引用: 吴优, 刘凤玲, 李涵燕, 庞腾欢, 马灵, 邓冯丹, 赵斌. 高原湖泊流域农田土壤微塑料-重金属复合污染: 环境行为与风险管控[J]. 土壤科学, 2026, 14(1): 9-18. DOI: [10.12677/hjss.2026.141002](https://doi.org/10.12677/hjss.2026.141002)

Abstract

The issue of combined pollution by microplastics (MPs) and heavy metals (HMs) in farmland soil within plateau lake basins has become increasingly prominent, yet its environmental behavior and risks remain poorly understood. This study focuses on high-altitude ecologically fragile areas, aiming to explore the characteristics and risk management strategies of combined pollution by MPs and HMs. MPs, as significant carriers of HMs, enter the plateau environment through various pathways such as residual agricultural films, organic fertilizer application, atmospheric deposition, and glacial meltwater, intensifying pollution migration. The article systematically analyzes the interactive effects of MPs and HMs (including adsorption-desorption and ultraviolet degradation effects) and their ecological risks (microbial inhibition, crop absorption). To address the limitations of traditional assessment methods, advanced technologies such as machine learning models and stable isotope tracing are introduced, enhancing the accuracy of pollution source tracing and risk prediction. At the governance strategy level, a comprehensive management approach combining source control (promoting degradable mulch films, optimizing organic fertilizers) and remediation techniques (combined fungal-algal remediation, MPs capture materials) is proposed, with the aim of providing a scientific basis for the sustainable management of farmland soil in plateau lake basins.

Keywords

Plateau Lake Basin, MPs, HMs, Compound Pollution, Risk Management and Control

Copyright © 2026 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

随着经济和工农业的快速发展, 加剧了全球环境恶劣变化[1]。每年有数百万吨微塑料(MPs)和重金属(HMs)通过农业生产、大气环流和人类活动进入土壤和湖泊[2]。高原湖泊流域受独特气候地理条件制约, 对外部干扰高度敏感[3]。调查结果表明土壤 MPs-HMs 复合污染已成为该脆弱生态区的新型环境威胁。由于 MPs 的难降解性和 HMs 的累积性[4], 这种复合污染可能长期存在于高原湖泊流域内, 对其生态系统造成长期影响。考虑到高原湖泊中 HMs 和 MPs 的积累不断增加, 这两种污染物共存时, 它们具有拮抗或协同作用, 且 MPs 作为运输 HMs 的载体[5], 极大地增加了积累的 HMs 通过食物链从湖泊土壤转移到人类的机会, 威胁人体健康。本研究系统综述了高原湖泊流域农田土壤中 MPs 与 HMs 复合污染的研究现状, 重点分析了其环境行为特征与潜在生态风险。通过梳理当前国内外相关成果, 旨在为高原湖泊流域农田生态系统的保护与 MPs-HMs 复合污染的科学防控提供理论支持与治理参考。

2. 污染特征与来源解析

2.1. MPs 输入途径

农用地膜残留是农田土壤中 MPs 的重要来源之一[6]。聚乙烯(PE)和聚丙烯(PP)等塑料地膜在农业生产中被广泛使用, 其残片在土壤中逐渐破碎、降解, 形成 MPs 颗粒, 不断累积[7]。此外, 在农业生产环

节, 有机肥的施用也成为 MPs 输入农田的关键途径[8]。在畜禽养殖过程中, 饲料加工、塑料制饮水管线、养殖棚膜等设施因磨损与老化产生 MPs 残留物, 随畜禽粪便排出[9]。该类含 MPs 的粪便, 经堆肥处理后作为有机肥还田, 成为高海拔区域农田生态系统中一种隐蔽的 MPs 输入源, 加剧脆弱的土壤污染负荷, 从而可能面临更复杂的生态风险。

大气远程传输和冰川融水也是 MPs 进入高海拔地区的重要途径[10]。MPs 可以通过风力作用从其他地区远距离传输至高海拔地区, 沉积在土壤和水体中。同时, 随着全球气候变暖, 冰川融化释放出的 MPs 也逐渐成为高海拔地区 MPs 污染的重要来源(见图 1)。

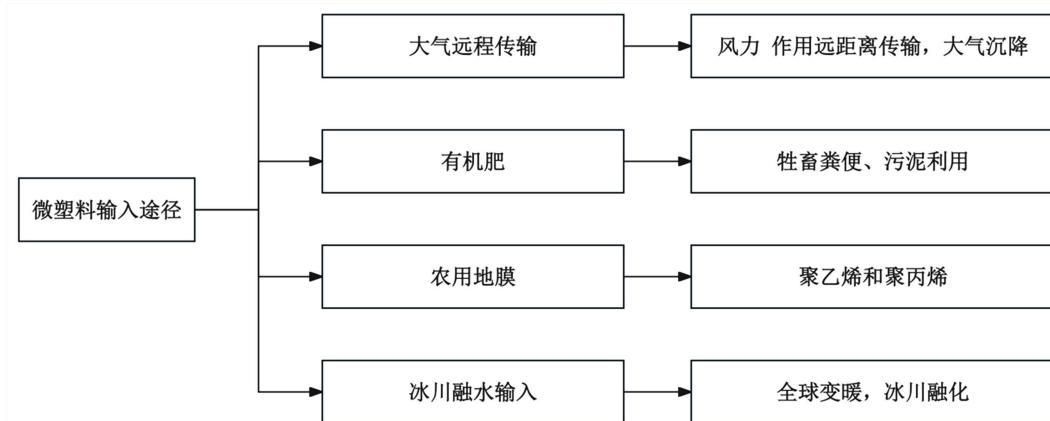


Figure 1. Pathways of microplastic input

图 1. 微塑料输入途径

2.2. HMs 富集机制

历史上高强度的矿业开发活动, 在区域环境中留下了深刻的 HMs 污染印记。采矿、选矿及冶炼过程中产生的尾矿渣、废矿堆等, 经长期风化、淋溶作用, 使铅、镉、砷等 HMs 元素持续释放并进入周边环境[11], 通过大气沉降、地表径流等途径向土壤系统迁移, 历经数十年乃至上百年的累积, 在高海拔农田土壤中形成了具有持久性的 HMs 污染“源汇”。

与此同时, 灌溉系统成为 HMs 输入的另一关键载体[12]。受地质背景或上游污染影响, 部分灌溉水体中裹挟的 HMs 离子, 随农田灌溉过程渗透至土壤孔隙, 通过吸附、络合等作用与土壤胶体结合[13], 在耕作层逐渐富集。对于生态脆弱的高海拔区域而言, 这种“历史遗留累积 + 持续输入叠加”的 HMs 污染模式, 进一步加剧了土壤环境的压力, 为生态系统健康埋下潜在风险。

MPs 与 HMs 的共迁移过程涉及到复杂的界面化学过程。MPs 表面可能吸附 HMs 离子, 形成复合体, 从而改变 HMs 在环境中的迁移行为[14]。这种共迁移机制可能增强 HMs 在环境中的迁移能力和生物可利用性, 进一步加剧生态风险。因此, 深入解析 MPs 和 HMs 的复合污染特征和来源, 对于制定有效的风险管控策略具有重要意义。

3. 土壤 MPs-HMs 复合污染环境过程与生态效应

3.1. 物理化学交互

3.1.1. 老化 MPs 比表面积变化对 HMs 吸附的影响

老化会使 MPs 的分子量和密度降低, 其粒径也会随之减小。粒径减小能增强 MPs 在多孔介质中的流动性, 而密度降低则会抑制其在多孔介质中的垂直迁移[15]。这种光老化过程引起的表面侵蚀, 是造成聚

合物表面出现褶皱和裂缝的关键因素[16]。例如，聚苯乙烯(PS)经 Fenton 试剂老化后，表面暴露的吸附位点增加，对 Cd^{2+} 的吸附量显著提升；而污泥基 MPs 因粗糙多孔的结构，其 Cd 吸附能力较光滑 MPs 提升 10 倍。这种比表面积的增加通过提供更多活性位点(如含氧官能团)，强化了与 HMs 的络合作用和疏水分配作用，进而促进 HMs 在 MPs 表面上的富集[17]。

3.1.2. 紫外线辐射加速聚合物降解的独特高原效应

UV 照射使 MPs (如 HDPE、PVC) 表面带负电荷，增强对 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 等 HMs 的静电吸附；高强度紫外线导致聚合物链断裂，经紫外光照后，聚合物分子量会减少。原本分子量较大的聚合物具有较好的一致性，结晶温度较高；而紫外光照导致分子量降低后，其结晶温度也会随之下降[18]。MPs 粒径减小，进一步增大比表面积，但需注意，过度老化可能导致 MPs 表面官能团与水分子形成氢键，反而减少吸附位点，降低吸附能力。

3.2. 生物响应机制

3.2.1. 土壤微生物功能基因(如 *nirS*、*phoD*)的抑制规律

nirS 基因编码的亚硝酸还原酶是反硝化过程中的关键酶，负责将亚硝酸根离子还原为一氧化氮。MPs 与 HMs 复合污染可通过多种途径抑制 *nirS* 基因的表达[19]。HMs (如 Cd、Pb) 具有较强的毒性，可直接与微生物细胞内的蛋白质、核酸等生物大分子结合，破坏细胞结构和功能，影响 *nirS* 基因的转录和翻译过程[20]。例如， Cd^{2+} 能够与亚硝酸还原酶的活性中心结合，使其失活，从而抑制反硝化作用。MPs 在土壤中可能改变土壤的孔隙结构、通气性和水分状况，进而影响反硝化细菌的生存微环境[21]。

phoD 基因编码的磷酸酶在土壤有机磷矿化过程中起关键作用，可将有机磷化合物分解为植物可吸收的无机磷。土壤磷的有效性与碱性磷酸单酯酶活性、*phoD* 基因丰度呈负相关，当土壤有效磷含量变化时，会调控碱性磷酸单酯酶的活性[22]。HMs 污染会导致土壤微生物群落结构失衡，一些对 HMs 敏感的具有磷转化功能的微生物数量减少，从而降低了 *phoD* 基因的整体表达水平。同时，HMs 离子可能与磷酸酶分子中的活性位点结合，改变酶的空间构象，使其活性降低。例如， Pb^{2+} 与磷酸酶结合后，会导致酶的催化效率下降 50% 以上。MPs 的存在也可能通过吸附作用影响土壤中磷的形态和有效性，间接影响 *phoD* 基因的表达[23]。此外，MPs 与 HMs 复合污染还可能引发土壤微生物的氧化应激反应，产生过量的活性氧，如超氧阴离子、过氧化氢等，这些 ROS 会对微生物细胞造成损伤，进一步抑制 *nirS*、*phoD* 等功能基因的表达。

3.2.2. 作物吸收的协同/拮抗效应(以水稻 As 累积为例)

拮抗效应方面，MPs 可通过吸附土壤中的 As，降低其生物有效性，从而减少水稻对 As 的吸收[24]。不同类型的 MPs 对 As 的吸附能力存在差异，如老化的聚苯乙烯 MPs 由于表面官能团丰富，对 As 的吸附容量较高。当 MPs 吸附 As 后，As 在土壤溶液中的浓度降低，减少了水稻根系对 As 的接触和吸收机会。此外，MPs 还可能改变土壤的理化性质，如 pH 值、氧化还原电位等，影响 As 在土壤中的形态转化，使其向生物有效性较低的形态转变[25]。向 As 污染土壤中添加质量分数为 1% 的聚乙烯 MPs，水稻地上部 As 含量降低了 20%~30%。

协同效应方面，MPs 可能作为载体促进 As 在水稻体内的累积。一些纳米级 MPs 具有较强的迁移能力，能够通过水稻根系的表皮细胞间隙或质外体途径进入根系内部，并随着蒸腾流向上运输到地上部[26]。在这个过程中，吸附在 MPs 表面上的 As 也会随之进入水稻植株，增加了水稻对 As 的吸收量。此外，MPs 进入水稻体内后，可能会影响水稻的生理代谢过程，改变其对 As 的吸收和转运机制。当土壤中同时存在纳米级聚苯乙烯 MPs 和 As 时，水稻根系对 As 的吸收速率比单独 As 污染时提高了 1.5~2 倍(见图 2)。

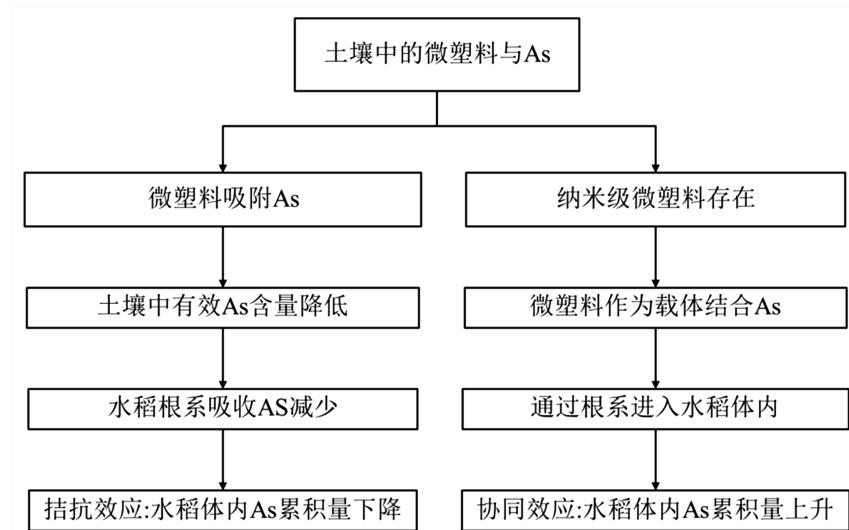


Figure 2. Synergistic/antagonistic effects on arsenic (As) uptake in rice
 图2. 水稻吸收 As 的协同/拮抗效应

4. 风险评估方法学研究进展

4.1. 传统模型局限

复合污染中, MPs 与 HMs 可能通过吸附、共迁移等交互作用产生协同或拮抗效应, 改变各自的生物有效性和毒性风险[27], 而传统 RI 指数多基于单一污染物的暴露浓度或毒性阈值计算, 难以量化这种复杂的交互作用, 从而可能低估或高估实际生态风险。

4.2. 新兴技术

4.2.1. 机器学习驱动的多介质模型构建

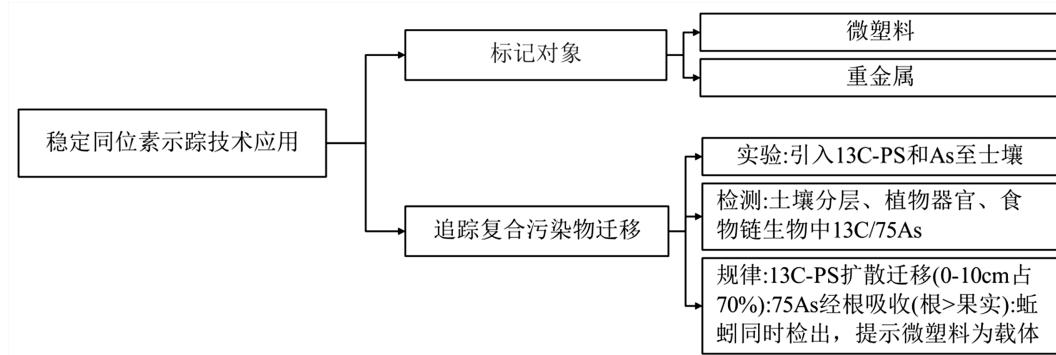
机器学习驱动的多介质模型通过整合多源数据与算法优势, 实现复合污染风险的精准预测。核心算法中, 随机森林凭借抗过拟合能力处理高维数据, 由 100~500 棵决策树通过随机抽样构建; 神经网络则通过 2~3 层隐藏层处理非线性关系, 经反向传播算法优化权重, 预测误差可控制在 5% 以内。

输入数据涵盖土壤理化参数(pH、有机质、CEC 等)、MPs 特性(类型、老化度、粒径等)、HMs 形态及生物响应数据。模型构建分三阶段: 数据预处理(清洗、标准化)、参数优化(随机森林树数量、神经网络学习率 0.001~0.01)、验证评估(RMSE、 R^2 , $R^2 > 0.8$ 为优)。

4.2.2. 稳定同位素示踪技术应用

稳定同位素示踪技术凭借其高灵敏度、高特异性和无放射性污染等优势[28], 在土壤 MPs-HMs 复合污染研究中发挥着不可替代的作用。

在标记对象的选择上, MPs 和 HMs 均可作为稳定同位素标记的目标。对于 MPs, 常用的标记同位素为 ^{13}C , 如将 ^{13}C 标记的聚苯乙烯 MPs 引入土壤环境中, 其标记丰度可达到 99% 以上, 能够清晰地追踪 MPs 在土壤中的迁移扩散过程、与土壤颗粒的结合状态以及被生物摄入的情况。对于 HMs, 不同 HMs 可选择对应的特征稳定同位素, 如砷可选用 ^{75}As , 铅可选用 ^{206}Pb 等, 通过标记 HMs, 能够准确识别其在环境中的来源和迁移转化轨迹。追踪复合污染物在土壤 - 植物 - 食物链中的迁移路径是稳定同位素示踪技术的核心应用之一。当将 ^{13}C -PS MPs 和 ^{75}As 同时引入污染土壤后, 通过测定土壤不同深度、植物不同器官以及食物链中各级生物体内 ^{13}C 和 ^{75}As 的含量, 可清晰描绘出复合污染物的迁移路径[29] (见图 3)。

**Figure 3.** Stable isotope tracer technique**图 3. 稳定同位素示踪技术**

通过建立同位素质量平衡模型, 可计算出 MPs 携带的 HMs 在总迁移量中所占的比例。在 ^{13}C -PS 和 ^{75}As 的复合污染实验中, 测定植物体内来自 ^{13}C -PS 携带的 ^{75}As 量和直接从土壤中吸收的 ^{75}As 量, 计算得出 MPs 作为载体对植物吸收 As 的贡献率为 15%~25%, 且该贡献率随着 MPs 老化度的增加而提高, 当 MPs 的羰基指数达到 1.0 时, 贡献率可达到 25%。

5. 治理策略与可持续管理

5.1. 源头防控

传统地膜多以聚乙烯等不可降解材料制成, 在自然条件下难以降解, 加之地膜回收困难, 使用后易在土壤中残留累积。土壤中残留的地膜在紫外辐射、机械摩擦和生物降解等作用下逐渐碎化, 形成大小不同的塑料残留, 并长期存在于土壤中, 形成地膜残留污染[30]。土壤中残留的塑料会改变土壤的孔隙度和水分保持能力等物理性质, 及土壤微生物群落结构和多样性, 影响土壤中的碳氮等营养元素循环, 对土壤健康、作物生长和食品安全产生负面影响。它们还能通过地表径流、风等途径进入水体或大气, 造成更广泛的环境污染, 甚至可通过食物链, 对人类健康构成威胁[31]。可降解地膜(PBAT)的出现为解决这一难题带来了希望。PBAT 主要包括生物降解地膜、光降解地膜和光-生物双降解地膜等类型[32], 在自然环境中, 尤其是在有微生物参与的堆肥环境下, 经过一定时间(约 180 天)能够逐步降解为水和二氧化碳, 从而有效避免传统地膜造成的“白色污染”[33]。

可降解地膜, 作为一种新兴的环保型材料, 正在逐步取代传统的塑料地膜, 成为现代农业发展的重要推动力量[34]。然而, 在实际推广过程中, PBAT 仍面临诸多生态权衡问题, 例如其降解速率受紫外线强度、温度、湿度、微生物种类等因素影响较大, 且在某些条件下可能无法完全降解, 从而仍可能产生 MPs 残留[35]。此外, 可降解地膜的生产成本普遍高于传统地膜。一方面, 可降解地膜所使用的生物基材料或添加的特殊助剂价格相对昂贵; 另一方面, 目前可降解地膜的生产规模较小, 尚未形成规模效应, 导致其单位生产成本居高不下。因此, 除了推广 PBAT 等可降解材料外, 还需通过减量化措施加以配合, 如优化地膜使用方式、提高地膜回收率、推广智能覆盖技术、发展生物基地膜替代品等, 从而实现从源头上减少地膜污染, 推动农业绿色可持续发展[36]。

5.2. 修复技术

5.2.1. 真菌-微藻联合修复的潜力

随着环境污染问题日益严峻, 尤其是水体和土壤中污染物种类繁多、成分复杂, 传统单一修复技术往往难以达到理想效果, 真菌-微藻联合修复技术凭借独特优势, 展现出巨大潜力[37]。

微藻具有高光合效率、强的环境适应性、高脂质产量和快速生长的优势，能够吸收二氧化碳，同时摄取水体或土壤中的氮、磷等营养物质用于自身生长繁殖[38]。而真菌则擅长利用其丰富的胞外酶系统，分解各种复杂有机物。像木质素、纤维素等难以被其他微生物直接利用的大分子物质[39]，为自身及周围微生物提供碳源和能量。当真菌与微藻联合时，二者形成互利共生关系，微藻通过光合作用给真菌提供O₂、有机物及其它营养物质；作为回报，真菌通过保持水分为微藻提供保护，使其免受强光的伤害，同时提供CO₂、矿物质、生长因子如糖类、氨基酸等促进微藻生长[40]。在处理农业废水方面，研究表明，在最佳碳氮比下，微藻-真菌联盟对总磷、化学需氧量、总氮和氨氮的去除率分别达到96.9%、88.5%、71.2%和69.2%，总生物量最高可达2.33 g/L，微藻-真菌小球对金离子具有较好的吸附能力，在最合适的氮源、磷源和葡萄糖等条件下，能有效的去除水中的HMs砷等[41]。这对于农业废水资源化利用，减少污染排放具有重要意义。

在污染修复领域，真菌与微藻的联合修复技术正逐渐成为一种高效、绿色的解决方案[42]。两者的协同作用不仅能够提高污染物的去除效率，还能改善环境条件，促进生态系统的恢复。此外，该技术具有成本低、能耗小、环境友好等优势，特别适用于水体和土壤的复合污染治理。

5.2.2. MPs 捕获材料的设计原理

塑料具有防水性强、经久耐用、可塑性强等特点，被广泛应用于工业、农业等领域。但MPs对生态的影响和人类的危害日趋严重，因此去除水体环境中的MPs是目前亟须解决的问题[43]。

目前常用的MPs捕获材料包括高分子吸附材料、纳米材料、生物基材料等，这些材料在结构设计和功能调控方面展现出多样化的潜力。其设计原理主要基于以下几种机制：一是静电吸附，通过材料表面的电荷与MPs表面电荷的相互作用实现吸附[44]，这种机制在特定pH条件下尤为有效；二是疏水作用，利用材料的疏水特性与MPs的疏水性结合[45]，增强吸附能力，尤其适用于非极性MPs的捕获；三是物理捕获，通过多孔结构、纤维网络或表面粗糙度等物理特征，将MPs“锁”在材料内部或表面，从而实现高效截留[46]；四是化学键合，通过功能化改性在材料表面引入特定官能团[47]，如氨基、羧基或羟基，与MPs形成稳定的化学键，提升吸附的稳定性和选择性。例如微藻吸附MPs颗粒，微藻细胞表面粗糙，其细胞表面具有微突起、鞭毛等结构，这些结构增加了微藻细胞的表面粗糙度，为MPs颗粒的附着提供了许多结合点。同时由于微藻细胞尺寸较小，比表面积较大，增加了其与MPs颗粒的接触机会，促进了微藻细胞对MPs颗粒的吸附[48]（见图4）。

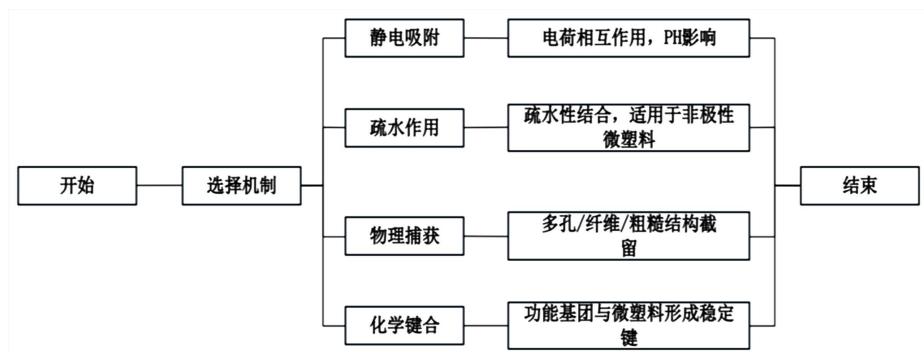


Figure 4. Design principle for microplastic (MP) capture
图 4. MPs 捕获设计原理

5.2.3. 主流环境修复技术对比与高原适用性分析

为科学评估不同技术路径在应对高原环境挑战中的潜力，将真菌-微藻联合修复、MPs捕获材料与

当前主流的活性污泥法、人工湿地及膜过滤技术进行系统性对比，并从原理、效能及高原适应性等多维度进行深入分析(见表 1)。

Table 1. Analysis of environmental remediation technologies for plateau applications
表 1. 主流环境修复技术对比与高原适用性分析

技术名称	真菌 - 微藻联合修复	MPs 捕获材料	活性污泥法	人工湿地	膜过滤技术 (物理分离方法)
修复原理	真菌与微藻形成高效互利共生体系。微藻光合的特定官能团、多孔结构及疏水作用，实现对微塑料分泌胞外酶分解复杂有机物，并提供碳源与保护。	通过材料表面设计利用曝气池中好氧微生物群落(活性污泥)代谢分解污水中的有机污染物。附与固定。	利用曝气池中好氧微生物群落(活性污泥)代谢分解污水中的有机污染物。	模拟自然湿地，通过植物、基质、微生物的物理、化学、生物三重协同作用净化水质。	利用膜孔径的筛分作用，强制分离水中的悬浮物、胶体、甚至溶解物。
优点	1. 协同增效，能同步深度去除多种污染物(有机物、氮、磷、重金属)。 2. 环境友好，能耗极低(依赖光能)。 3. 资源化潜力：可收获生物质生产生物柴油、饲料等。 4. 系统紧凑，潜在占地面积小。	1. 目标明确，效率高：专为捕获 MPs 设计，去除率远高于常规方法。 2. 可功能化定制：针对不同 MPs 类型优化材料性能。 3. 操作灵活，可集成于现有水处理设施。	1. 技术成熟，应用广泛。 2. 对城市生活污水的有机污染物去除效率高。	1. 能耗低，运行维护简单。 2. 具有一定的景观和生态价值。	1. 分离效果好，出水水质优良稳定。 2. 占地面积相对较小。
缺点	1. 体系构建和稳态维持需要精准控制。 2. 对环境因子(温度、光照)较为敏感。 3. 修复周期可能长于化学方法。	1. 高性能材料成本可能较高。 2. 吸附饱和后需再生或妥善处置。 3. 长期环境安全性需全面评估。	1. 能耗高(需持续曝气)。 2. 产生大量剩余污泥，处理处置成本高。 3. 对营养盐(氮、磷)去除效果有限，除非增加复杂工艺单元。 4. 占地面积大，基建成本高。	1. 占地面积巨大。 2. 净化效果受季节和气候影响显著。 3. 水力负荷低，处理周期长。 4. 可能成为蚊虫滋生地。	1. 能耗高(需高压驱动)。 2. 膜污染问题严重，需频繁化学清洗，增加运行成本和停机时间。 3. 产生的浓缩液需进一步处理。
对特定污染物的去除效率	模拟农业废水：总磷：96.9%；化学需氧量：88.5%；总氮：71.2%；氨氮：69.2%。	对目标 MPs 的吸附率可达 90% 以上。	对化学需氧量(COD)去除率通常可达 85%~95%。	处理效果波动较大，对氮、磷的去除率通常低于 70%。	对悬浮固体和大部分细菌的去除率接近 95%。
在高原环境下的潜在适用性	潜力巨大 能有效利用高原强日照，实现低能耗、深度脱氮除磷，尤其适合处理分散式农业废水或富营养化水体。挑战：需选育耐寒菌藻种并优化工艺以应对低温。	适用性高 提供了直接、高效解决 MPs 难题的方案，且其物理化学吸附过程受低温和低氧影响小。需确保材料本身的环境相容性，避免二次污染。	适应性较低 高原低温会显著降低微生物活性，影响处理效果；曝气能耗在基础设施薄弱的地区尤为突出；系统启动和运行管理复杂。	适应性中等 高原地区生长季节短，植物在冬季易枯萎，导致处理效能大幅下降；冻土问题会影响基质的渗透性。	适应性中等 膜污染在高原地区可能更难清洗维护；高压泵能耗高；冬季运行存在结冰风险。

6. 结论

高原湖泊流域农田生态系统中, 微塑料(MPs)与重金属(HMs)的复合污染已成为亟待解决的重大环境问题。现有研究虽揭示了二者间的相互作用, 但关于其在环境-生物系统中的共同迁移转化规律、协同毒性效应及生态风险仍知之甚少, 尤其在对于土壤生物的富集与毒性机制方面亟待深入。

面对这一复杂挑战, 借助机器学习与同位素示踪等新兴技术, 可精准解析污染物的迁移路径与潜在风险; 而新型 MPs 捕获材料的研发, 以及真菌-微藻联合修复等生物技术, 则为实际治理提供了新的技术路径。唯有通过跨学科协同创新, 深化机理研究并发展高效实用的治理技术, 才能有效遏制这类新型复合污染, 切实保障高原湖泊这一脆弱生态系统的水环境安全与长期健康。

基金项目

大学生创新创业训练计划项目(2024A019, 2025A003)。

参考文献

- [1] 王越欣, 万华伟, 毛慧琴, 等. 全球生态环境遥感监测评估现状与对策[J]. 中国发展, 2024, 24(6): 42-47.
- [2] 肖进男, 张珍明. 农田土壤中微塑料的来源、赋存特征及其潜在风险[J]. 中国塑料, 2024, 38(9): 137-144.
- [3] 王佳旭. 高原湖泊流域人居环境生态敏感性评价及空间优化研究[D]: [硕士学位论文]. 昆明: 云南大学, 2015.
- [4] 吴鑫, 王磊, 李祖然, 等. 微塑料-重金属污染对植物-丛枝菌根真菌共生体系的生态毒性效应研究进展[J]. 生态毒理学报, 2024, 19(3): 169-179.
- [5] 张凯航. 宿州市城乡河网中微塑料/重金属复合污染物环境行为研究[D]: [硕士学位论文]. 合肥: 安徽建筑大学, 2025.
- [6] 延雨宸, 杨忠芳, 余涛. 土壤中微塑料的来源、生态环境危害及治理技术[J]. 中国地质, 2022, 49(3): 770-788.
- [7] Feng, S., Lu, H. and Liu, Y. (2021) The Occurrence of Microplastics in Farmland and Grassland Soils in the Qinghai-Xizang Plateau: Different Land Use and Mulching Time in Facility Agriculture. *Environmental Pollution*, **279**, Article ID: 116939. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116939>
- [8] 裴青青, 沈东升, 申屠佳丽, 等. 施用商用有机肥后田间轮作过程中微塑料流向及影响[J]. 环境科学学报, 2025, 45(6): 260-269.
- [9] 朱世文. 聚乙烯和聚氯乙烯微塑料对猪粪厌氧消化性能及微生物特征影响研究[D]: [硕士学位论文]. 南充: 西华师范大学, 2023.
- [10] Huike, D. (2022) Microplastics in a Remote Lake Basin of the Tibetan Plateau: Impacts of Atmospheric Transport and Glacial Melting. American Chemical Society SciMeetings.
- [11] 吴越, 徐健健, 曹霞. 土壤重金属污染源解析与治理策略探讨[J]. 清洗世界, 2025, 41(2): 153-155.
- [12] 任杰. 灌溉水对农用地土壤重金属污染影响与控制的研究[D]: [硕士学位论文]. 兰州: 兰州交通大学, 2020.
- [13] 崔芳菲. 污染土壤胶体释放特征及其对重金属运移的作用[D]: [硕士学位论文]. 阜新: 辽宁工程技术大学, 2016.
- [14] 赵伟高, 田一梅, 赵鹏, 等. 淡水环境中微塑料与重金属的“木马效应”研究进展[J]. 环境科学, 2023, 44(3): 1244-1257.
- [15] 王储, 刘霞, 王萌, 等. 微塑料在土壤中的赋存特征、吸附和迁移机制[J]. 中国科学: 化学, 2024, 54(12): 2463-2479.
- [16] 龚姝月, 张建强, 王林, 等. 光老化影响微塑料表面特征的研究进展[J]. 环境污染与防治, 2025, 47(3): 42-46+146.
- [17] 曹可, 刘雪松, 苏海磊, 等. 土壤中微塑料和重金属的复合污染: 原理及过程[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(8): 1675-1684.
- [18] 纪晗旭. 新型环境响应性聚合物的制备与应用[D]: [博士学位论文]. 南京: 南京大学, 2017.
- [19] 王鹏, 吴莹, 刘素美, 等. 长江口外低氧区及其邻近海域表层沉积物反硝化微生物多样性和分布特征[J]. 微生物学报, 2021, 61(6): 1474-1487.
- [20] 陈吉吉, 荆红卫, 曹文超, 等. 亚硝酸盐添加对土壤硝化和反硝化基因转录活性及 N₂O 排放的影响[J]. 土壤学报, 2023, 60(3): 726-737.

- [21] 丰晨晨, 陈悦, 陈富鹏, 等. 聚乙烯微塑料对冬小麦生长及土壤酶活性影响[J]. 河南农业大学学报, 2024, 58(3): 496-507.
- [22] 肖红, 刘玉玲, 刘忠宽, 等. 氮磷添加对草甸草原土壤氮磷转化功能基因丰度的影响[J]. 生态学报, 2023, 43(1): 313-326.
- [23] 王润泽. 微塑料影响 *phoD* 和 *pqqC* 基因对黑垆土磷素有效性的调控[D]: [博士学位论文]. 咸阳: 西北农林科技大学, 2024.
- [24] 董又铭. 微塑料对环境中砷生物有效性的影响机制[D]: [博士学位论文]. 北京: 中国农业科学院, 2021.
- [25] 陈锟, 郑敏, 陈飞潼, 等. 可降解和不可降解微塑料对滨海湿地土壤有机碳矿化的影响[J]. 生态学杂志, 2025, 44(4): 1170-1180.
- [26] 陈静, 方萍. 土壤-植物系统中磷和砷相互作用关系的研究进展[J]. 四境, 2010, 29(6): 118-121.
- [27] 李睿, 卢杰. 微塑料与重金属复合污染研究概述[J]. 现代农业研究, 2024, 30(6): 1-6.
- [28] 张维成. 稳定核素示踪技术在生物医学上应用的发展[J]. 核物理动态, 1991(3): 37-43.
- [29] 武恩鹏, 孙会国, 刘文景, 等. 河流溶解无机碳稳定碳同位素示踪技术及其在中国河流碳循环研究中的应用[J]. 水生态学杂志, 2024, 45(4): 9-18.
- [30] 邹小阳, 牛文全, 刘晶晶, 等. 残膜对土壤和作物的潜在风险研究进展[J]. 灌溉排水学报, 2017, 36(7): 47-54.
- [31] 裴亮, 热合曼江·吾甫尔, 徐婕, 等. 可降解地膜对农田微塑料污染的影响及发展对策[J]. 塑料包装, 2025, 35(3): 528-531.
- [32] 王浩天, 陈佳欣, 王超, 等. 不同地膜覆盖下土壤塑料和邻苯二甲酸酯的残留特征[J/OL]. 环境科学, 1-13. <https://doi.org/10.13227/j.hjkx.202411284>, 2025-07-27.
- [33] 李夏浩祺. 可降解地膜对旱地农田水—碳—氮循环过程的影响研究[D]: [硕士学位论文]. 兰州: 西北农林科技大学, 2025.
- [34] 江圣棋, 黄文洁, 王宣迪, 张超凡, 王晨阳, 于健, 陈佳佳, 朱锦, 付丹阳, 孙亚亚. 我国可降解农业地膜的研究进展[J]. 现代园艺, 2025, 48(15): 25-27.
- [35] 梁新宇, 高娃, 李飞洋, 等. 生物可降解地膜的种类及其应用现状[J]. 农业科技与信息, 2024(9): 80-83.
- [36] 于婕, 侯贤清. 我国可降解地膜应用现状及发展建议[J]. 现代农业科技, 2024(21): 112-114+132.
- [37] 张静雯, 殷金悦, 霍佳琪, 等. 生态修复领域菌藻共生体系研究进展[J]. 中国沙漠, 2025, 45(3): 93-101.
- [38] 李双喜. 微藻-真菌共培养处理畜禽养殖废水中铜离子和磺胺类药物的机制研究[D]: [博士学位论文]. 武汉: 武汉大学, 2022.
- [39] 王沐楠, 张居奎, 林英姿, 等. 水中微塑料去除方法研究进展[J]. 河南化工, 2025, 42(2): 15-18.
- [40] 王雅琴, 刘景超, 白丽菊, 等. 有机胺负载型中空纤维膜强化微藻固碳[J/OL]. 洁净煤技术, 1-12. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.3676.TD.20250722.2010.008.html>, 2025-07-27.
- [41] 李双喜, 朱联东. 富油微藻-真菌共培养资源化处理模拟畜禽养殖废水的效能研究[J]. 环境科学研究, 2023, 36(4): 715-723.
- [42] Kumar, K.S., Dahms, H.U., Won, E.J., et al. (2015) Microalgae—A Promising Tool for Heavy Metal Remediation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **113**, 329-352. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.019>
- [43] 戴运鹏, 夏文杰, 于家明, 等. 微马达捕获降解微塑料的研究进展[J]. 塑料科技, 2024, 52(8): 156-160.
- [44] Aragón, D., García-Merino, B., Barquín, C., Bringas, E., Rivero, M.J. and Ortiz, I. (2025) Advanced Green Capture of Microplastics from Different Water Matrices by Surface-Modified Magnetic Nanoparticles. *Separation and Purification Technology*, **354**, Article 128813. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.128813>
- [45] 辽宁大学. 一种磁响应多功能超疏水生物质气凝胶的制备方法和应用[P]. 中国专利, CN202411489737.4. 2024-12-27.
- [46] 陈薇, 孙瑞瑞, 黄荣, 等. 环境中微塑料的脱除及资源化利用研究进展[J]. 塑料科技, 2022, 50(6): 103-108.
- [47] 田立平, 李亚男, 闫家磊, 等. 微气泡表面功能改性气浮强化微塑料的去除效能与机理研究[J]. 供水技术, 2020, 14(2): 1-7.
- [48] 高天博. 基于介电泳的海洋微塑料颗粒吸附及捕获技术研究[D]: [硕士学位论文]. 大连: 大连海事大学, 2024.