

河流沉积物中重金属污染特征与生态风险评价

姜 超

南阳市生态环境局镇平分局 河南 南阳 474250

摘 要: 河流沉积物作为水生生态系统的重要组成部分,不仅是污染物的最终汇集地,也是潜在的二次污染源。重金属因其持久性、生物累积性和毒性,成为沉积物污染研究的核心。本文系统综述了河流沉积物中重金属的来源、赋存形态、空间分布特征及其迁移转化规律;深入探讨了基于地累积指数(Igeo)、富集因子(EF)和潜在生态风险指数(RI)等主流方法对重金属污染水平及生态风险的评估体系;并进一步分析了重金属对底栖生物、水生植物及食物链的生态毒理效应。最后,文章总结了当前研究中存在的不足,并对未来在多介质耦合、新兴污染物协同效应及高精度风险预测模型等方面的研究方向进行了展望,旨在为河流生态系统的健康评估与科学修复提供理论支撑。

关键词: 河流沉积物; 重金属; 污染特征; 赋存形态; 生态风险评估; 生物有效性

引言

河流是陆地与海洋的关键纽带,在全球物质循环、能量流动及人类社会发展至关重要。但工业化等进程使大量污染物排入河流,其中重金属因不可生物降解、长期残留、生物毒性及食物链放大效应,成为威胁河流生态与人类安全的首要污染物之一。在河流水动力条件下,溶解态或颗粒态重金属易通过物理化学过程沉降至河床,被沉积物捕获富集,沉积物成为重金属“汇”,其含量远高于上覆水体。不过,当河流水文条件剧变,如流速、pH、氧化还原电位等改变,沉积物中的重金属可能重新释放到上覆水体,变为“源”,持续威胁水生生物。这种双重角色使河流沉积物重金属污染研究复杂且关键。准确识别污染来源、明晰赋存形态与空间分布、科学评估生态风险,是制定防控与修复策略的前提。近年来,国内外学者围绕这些问题开展诸多工作,但系统性整合与深入机理探讨仍不足。本文全面梳理河流沉积物重金属污染研究现状,系统论述污染特征、风险评估及生态效应,并对未来研究方向提出展望,为科研与管理实践提供参考。

1 河流沉积物中重金属的污染特征

1.1 主要来源

河流沉积物中的重金属来源可分为自然源和人为源两大类。自然源主要包括岩石风化、火山喷发、大气沉降等地球化学过程,其贡献通常是区域背景值的基础。然而,在绝大多数受人类活动影响的流域,人为源是造成重金属异常富集的主导因素,具体可细分为:(1)工业点源:采矿、冶炼、电镀、化工、电池制造、皮革加工等行业排放的废水中含有高浓度的特定重金属。例如,铅锌矿区下游沉积物中Pb、Zn含量显著超标;电镀工业

园区附近水体沉积物则常伴有Cr、Ni、Cu的严重污染。

(2)城市生活源:城市生活污水中含有来自管道腐蚀(Pb、Cu)、生活垃圾渗滤液(多种重金属)以及个人护理品(如含Ag的抗菌剂)的重金属。尽管污水处理厂能去除大部分颗粒态重金属,但溶解态部分仍可能进入水体。(3)农业面源:这是容易被忽视但影响广泛的来源^[1]。长期施用磷肥(常伴生Cd)、含重金属的污泥农用、农药(如含As、Hg的杀虫剂)以及畜禽养殖废弃物(富含Cu、Zn作为饲料添加剂)均可通过地表径流和淋溶作用进入河流系统。(4)大气干湿沉降:工业燃煤、汽车尾气(含Pb,尽管已禁用但历史残留仍在)、垃圾焚烧等产生的含重金属颗粒物可通过大气传输,最终沉降到河流表面,成为沉积物的重要输入途径。

1.2 赋存形态与生物有效性

重金属在沉积物中的环境行为和生态毒性并非由其总量决定,而是高度依赖于其化学赋存形态(Chemical Speciation)。Tessier连续提取法和BCR(Community Bureau of Reference)三步/四步连续提取法是目前应用最广泛的形态分级方法。通常将重金属划分为以下几种形态:(1)可交换态(Exchangeable):吸附在沉积物颗粒表面,易被水中的阳离子交换下来。此形态生物有效性最高,毒性最强。(2)碳酸盐结合态(Carbonate-bound):与碳酸盐矿物共沉淀或吸附。在酸性条件下易释放,具有较高的潜在活性。(3)铁锰氧化物结合态(Fe-Mn Oxides-bound):被铁、锰的氢氧化物或氧化物专性吸附或共沉淀。在还原条件下(如厌氧环境),铁锰氧化物被还原溶解,会释放出结合的重金属。(4)有机结合态(Organic-bound):与沉积物中的有机质(腐殖酸、富里酸等)形成稳定的络合物。这部分重金属相对稳定,但在微生物

降解有机质时可能被释放。(5) 残渣态 (Residual): 存在于硅酸盐、原生及次生矿物晶格内部, 只有在强烈的物理风化或化学侵蚀下才会释放, 通常被认为无生物有效性。研究表明, 即使总含量相近, 不同形态组成的重金属其生态风险也大相径庭。例如, 某河段沉积物中Cd的总量虽不高, 但若其主要以可交换态存在, 则其生态风险远高于总量更高但以残渣态为主的另一河段。因此, 形态分析是精准评估生态风险的关键环节。

1.3 空间分布与迁移转化规律

河流沉积物中重金属的空间分布呈现出显著的异质性, 受控于多重因素的耦合作用。(1) 纵向分布: 沿河流流向, 重金属浓度通常呈现“上游低-中游高-下游波动”的模式。上游多为源头, 受人类干扰小, 接近背景值。中游流经城市群和工业区, 接纳大量点源和面源污染, 浓度达到峰值。下游情况复杂, 一方面可能因稀释、沉降而浓度降低, 另一方面若汇入受污染支流或受感潮河段海水顶托影响, 也可能出现二次富集。(2) 横向分布: 在河道横断面上, 由于水流动力学差异, 重金属倾向于在流速较缓的凹岸、河湾、深潭等区域沉积, 导致这些位置的浓度高于凸岸或主槽。(3) 垂向分布: 沉积物柱芯的垂向剖面如同一部环境历史档案。表层沉积物反映近期污染状况, 而深层沉积物则记录了历史排放信息。通过测定不同深度的重金属含量, 可以重建流域的污染历史, 识别污染事件的时间节点^[2]。重金属在沉积物-水界面的迁移转化是一个动态平衡过程, 受pH、Eh、溶解氧(DO)、有机质含量、微生物活动等多种环境因子调控。例如, 在好氧条件下, Cr(III)可能被氧化为毒性更强、更易迁移的Cr(VI); 而在厌氧条件下, 硫酸盐还原菌可将Hg²⁺甲基化为剧毒且易生物放大的甲基汞(MeHg)。这些复杂的地球化学过程深刻影响着重金属的归趋和风险。

2 重金属污染的生态风险评估方法

为了量化和比较不同区域、不同重金属的污染程度与潜在危害, 发展了一系列标准化的生态风险评估方法。

2.1 地累积指数法 (I_{geo})

由德国科学家Müller于1969年提出, 用于评价沉积物中重金属受人为活动影响的程度。其计算公式为:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5B_n} \right)$$

其中, C_n为沉积物中重金属n的实测浓度, B_n为该元素的地球化学背景值, 1.5为修正系数, 用以消除岩石成因引起的背景值波动。根据I_{geo}值, 可将污染程度划分为7个等级 (≤ 0为无污染, 0-1为轻微污染, 1-2为中度污染, 2-3为中-强污染, 3-4为强污染, 4-5为很强污染, > 5为

极强污染)。该方法简单直观, 但结果高度依赖于背景值的选取。

2.2 富集因子法 (EF)

EF用于区分重金属的自然来源和人为来源, 通过将目标元素与一种在环境中性质稳定、不易受污染影响的参比元素 (通常选用Fe、Al、Ti或Sc) 的比值在样品和背景中的差异来计算:

$$EF = \frac{(C_{metal}/C_{ref})_{sample}}{(C_{metal}/C_{ref})_{background}}$$

EF值20为极度富集。EF法能有效校正粒度和矿物组成的影响, 是判断人为贡献的有效工具。

2.3 潜在生态风险指数法 (RI)

由瑞典学者Håkanson于1980年创立, 是目前应用最广泛的综合评价方法。该方法不仅考虑了重金属的污染程度, 还引入了其对水生生物的毒性响应。首先计算单个重金属的潜在生态风险因子 (E_rⁱ):

$$E_r^i = T_r^i \times C_r^i$$

其中, T_rⁱ为重金属i的毒性响应系数 (如Cd = 40, Hg = 40, As = 10, Cu = Pb = Ni = 5, Cr = 2, Zn = 1), C_rⁱ为污染因子 (C_rⁱ = C_sⁱ / C_bⁱ, 即实测浓度与背景值之比)。然后, 将所有目标重金属的E_rⁱ相加, 得到综合潜在生态风险指数 (RI):

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i$$

RI值600为极高风险。该方法的优势在于能突出高毒性元素 (如Cd、Hg) 的贡献, 但其毒性系数是基于欧洲湖泊数据设定的, 应用于其他生态系统时需谨慎。

此外, 还有内梅罗综合污染指数法、模糊数学评价法、基于物种敏感性分布 (SSD) 的概率风险评估等方法, 各有侧重, 常被组合使用以获得更全面的认识^[3]。

3 重金属污染的生态效应

沉积物中的重金属通过直接接触、摄食或通过上覆水体间接暴露等途径, 对水生生态系统产生多层次的负面影响。

3.1 对底栖生物的影响

底栖生物是重金属污染最敏感的指示者和直接受害者。底栖无脊椎动物 (如摇蚊幼虫、颤蚓、螺类和贝类) 长期生活于沉积物-水界面, 其生理活动与沉积物环境高度耦合。重金属可穿透其体表或通过摄食进入体内, 干扰酶系统活性、破坏细胞膜结构、诱导氧化应激, 并导致DNA损伤。例如, 铜 (Cu) 和锌 (Zn) 虽为生物必需微量元素, 但过量时会强烈抑制线粒体呼吸链功能, 降低能量代谢效率; 镉 (Cd) 则可取代钙离子 (Ca²⁺) 参与

骨骼或外壳形成,造成软体动物壳体变薄、畸形甚至死亡。在群落水平上,重金属污染常导致敏感物种(如蜉蝣目、石蝇目)消失,而耐污种(如某些寡毛类)大量繁殖,从而显著降低生物多样性指数(如Shannon-Wiener指数)和生态系统稳定性。这种群落结构的退化不仅削弱了底栖生物在有机质分解、营养循环中的生态功能,也降低了整个生态系统的恢复力。

3.2 对水生植物的影响

水生维管束植物对沉积物重金属具有双重角色——既是受害者,也可作为修复载体。沉水植物(如金鱼藻、黑藻)和挺水植物(如芦苇、香蒲)的根系直接从沉积物中吸收水分和养分,同时也被动或主动摄取重金属离子。低浓度下,部分植物可通过螯合、区隔化等机制实现耐受;但当重金属超过阈值时,则会抑制根尖细胞分裂、阻碍根系伸长、破坏叶绿素合成,最终导致光合作用效率下降、植株萎黄甚至大面积死亡^[4]。植被覆盖度的减少不仅削弱了水体自净能力,还加剧了河岸侵蚀,进一步恶化生境。然而,某些超富集植物能将重金属大量转运至地上部分,这为基于植物提取的原位修复技术提供了可能。

3.3 食物链传递与生物放大

重金属可通过食物链进行传递与生物放大,最终威胁高级消费者乃至人类健康。浮游生物和底栖生物摄入沉积物颗粒后,重金属在其体内累积;小型鱼类通过捕食这些无脊椎动物获得重金属负荷;大型肉食性鱼类再捕食小鱼,形成逐级富集。尤其值得关注的是汞(Hg),在厌氧沉积环境中经微生物甲基化作用转化为甲基汞(MeHg),其脂溶性强、难以排出,在食物链中具有极强的生物放大

效应。顶级捕食者(如鳃鱼、鳊鱼或水鸟)体内甲基汞浓度可达水体浓度的 10^4 ~ 10^6 倍。人类若长期食用此类受污染水产品,可能引发神经系统损伤、肾功能障碍、生殖毒性甚至致癌风险。因此,沉积物重金属污染不仅是生态问题,更是关乎公共健康的重大环境安全议题。

4 结语

河流沉积物中重金属污染是复杂环境问题,具有来源多元等特征,科学风险评估需深入形态学和生物有效性层面并综合研判,现有研究已揭示其对水生生态系统的广泛危害。不过,未来研究既面临挑战也充满机遇,要加强沉积物等多介质系统重金属迁移转化的耦合模拟;探究重金属与有机污染物等复合污染的联合生态风险;结合高通量测序技术和大数据方法构建高精度、动态化生态风险预测预警模型;在风险评估基础上研发绿色修复技术并评估其长期生态安全性。总之,深化对该污染特征与生态风险的理解,是环境科学前沿课题,更是保障国家水生态安全、实现流域可持续发展的迫切需要。

参考文献

- [1]李勇,单雅洁,程浩,等.城市重污染河流沉积物营养盐和重金属分布及潜在生态风险[J].河海大学学报(自然科学版),2022,50(03):31-38.
- [2]张汉沛,房平,马千里,等.河流沉积物重金属污染修复技术研究进展[J].广东化工,2022,49(04):137-138.
- [3]李苗.河流沉积物重金属污染物形态特征及污染评价[J].环保科技,2021,27(05):23-27+32.
- [4]徐晨,李圣杰.河流沉积物中重金属Cd、Pb时空变化及来源分配研究[J].皮革制作与环保科技,2023,4(19):149-151.