

废弃矿山废水的形成机理及对周边环境的危害

王德华

江西省抚州市金溪生态环境局 江西 金溪 344800

摘要：本文深入探讨了废弃矿山产生的酸性废水（Acid Mine Drainage, AMD）的生成机制及其对水体、土壤及生态系统造成的复合性环境危害。研究表明，AMD产生的核心在于硫化物矿物（以黄铁矿为主）在特定微生物（如氧化亚铁硫杆菌等）催化下发生的氧化反应，该过程受控于矿区地质背景、水文特征及微生物群落结构。AMD具有强酸性（pH常低至2.0-4.0）、高硫酸盐及重金属离子（如Fe、Cu、Zn、Mn、Al等）含量特征。通过地下渗透、地表径流等途径迁移，AMD导致地表/地下水体酸化、土壤理化性质劣化、生物多样性锐减及生态系统食物链污染。

关键词：矿山酸性废水；硫化物氧化；微生物催化；重金属污染；环境风险；生态修复

1 引言

矿山开采活动结束后，遗留的尾矿堆、露天剥土场及废弃矿坑成为难以根治的持续性环境污染源^[1]。这些场所产生的酸性废水富含硫酸及多种重金属离子，其污染具有显著的特殊性：一方面，废水可通过地下渗透、地表径流等多种路径快速扩散，短时间内威胁周边数公里的水环境安全^[2]；另一方面，其污染周期极长，部分矿区在停采后数百年仍持续释放污染物，形成“旧矿新污”的治理难题^[3]。更为棘手的是，废水中的酸性成分与重金属形成复合污染体系，常规处理技术难以彻底消除其危害，导致周边水环境-土壤-生态系统面临系统性、累积性风险。当前，我国众多矿业集中区因这类废水引发的生态纠纷频发，已成为制约区域可持续发展的突出环境问题。本文从化学过程与生态毒性的交叉视角，系统解析AMD的生成路径、迁移规律及其多维环境效应，为矿区环境风险精准评估、修复技术优化及管理策略制定提供科学支撑。

2 矿山酸性废水形成机理

在金属采矿与煤矿开采中产生的露天废料（含硫化物），经嗜酸性硫代谢细菌（例如氧化铁硫杆菌、氧化硫硫杆菌）的生物氧化作用，其中的硫质成分会转化为酸性硫酸盐溶液。这些受污染的物料被雨水冲刷淋滤后，便生成了以硫酸为主要特征的酸性矿井排水（AMD）。此过程即为“自然浸出”^[4]。

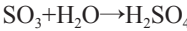
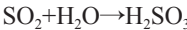
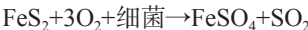
需要指出，不限于露天开采，任何类型矿山只要存在透水岩层且与地下水位或水体连通，或有地表水流入矿坑，均可能产生此类废水。地下矿坑酸性废水的产生同样遵循“自然浸出”机制。我国多数矿山都存在不同程度的“自然浸出”，产水量巨大，其过程受氧气供应、微生物活动、气象条件及水文地质等多种因素综合

调控。

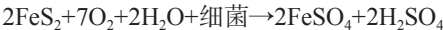
金属矿物种类繁多，包括硫化矿、氧化矿及混合矿等，其中冶金矿山硫化物常以黄铁矿（ FeS_2 ）、黄铜矿等形式存在^[5]。

相关氧化过程可用化学反应表述：

在干燥的环境：黄铁矿被空气中的氧氧化生成硫酸亚铁和二氧化硫。



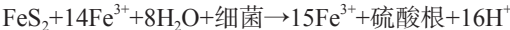
在潮湿的环境：黄铁矿被空气中的氧及水中的溶解氧氧化生成硫酸亚铁和硫酸，及矿山酸性废水



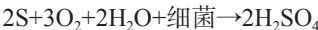
生成的亚铁离子（ Fe^{2+} ）可进一步被氧化为三价铁（ Fe^{3+} ）：



三价铁氧化：黄铁矿还可被AMD中已存在的三价铁离子氧化



单质硫氧化：矿物中的单质硫在氧化硫硫杆菌催化下氧化为硫酸



硫的氧化通常经历从四价到六价的过程。

AMD形成导致水体酸度（pH）显著降低，进而提高了其他金属化合物（如重金属）的溶解度，使得废水中重金属离子浓度升高。值得注意的是，黄铁矿的氧化启动仅需少量水和空气（矿坑或堆场气氛即可），随后水将生成的酸及溶解盐类汇集并输送出去。

微生物的核心作用：微生物（尤其是硫杆菌属）是

AMD 形成的关键催化者,其代谢活动可将硫化物氧化速率提升 10-100 倍。其中,氧化亚铁硫杆菌能在 pH 2.5-5.8 的酸性环境中高效工作,通过氧化硫化矿释放硫酸根离子,同时将亚铁离子转化为具有强氧化性的三价铁,形成"铁离子循环"的氧化强化机制;氧化硫硫杆菌则适应 pH 2-3.5 的强酸性条件,专门催化单质硫向硫酸的转化^[6]。作为化能自养菌,它们无需有机碳源即可利用氧化反应释放的能量繁殖,持续驱动硫化矿的分解过程。这种在硫细菌主导下将硫化物最终转化为硫酸和硫酸盐的硫化作用,构成了 AMD 形成不可替代的核心自然机制,也是酸性废水长期持续产生的生物动力。

3 矿山废水的主要危害表现为酸污染与重金属污染

(1) 酸性废水排放会显著改变河流、湖泊等水体的 pH 值,破坏水体自然酸碱缓冲能力,抑制细菌和微生物生命活动,严重削弱水体自我净化功能。水生生物生存繁育环境因此恶化:鱼类鳃部受损导致呼吸障碍,两栖类卵和幼体因 pH 值敏感易死亡,水生植物光合作用和营养吸收受干扰而枯萎。长期排放还会引发水体及邻近土壤酸化,导致土壤钙、镁等碱性离子淋溶流失,破坏团粒结构,降低农田保水保肥能力,威胁农业生态与区域生态平衡。江西某硫化物金属矿山的案例显示,其日均 4000 吨酸性废水导致交汇口下游 5 公里河段酸化、重金属超标,河道内鱼虾绝迹、植被消亡,河床呈现荒漠化^[7]。

(2) 重金属及其他金属离子污染是矿山废水另一大危害。这些污染物可通过渗透、渗流、径流等途径扩散,污染水环境。它们在水体中经历沉淀、吸附、络合、螯合、氧化还原等一系列复杂的迁移转化过程:例如重金属离子可能被悬浮颗粒物吸附后沉降到底泥,形成潜在的二次污染源;也可能与水中有机物结合形成稳定络合物,随水流长距离迁移。这种复杂的迁移转化使得污染范围不断扩大,最终后果是危及水生生态系统健康及人类安全。例如:

铜 (Cu): 过量摄入会刺激消化系统,导致腹痛、呕吐甚至肝硬化;对人体造血、酶活性及内分泌功能有不良影响;极低浓度(如0.1mg/L)即可显著抑制水体自净。

锌 (Zn): 虽是人体必需微量元素(有益骨骼生长、避免疾病),但过量摄入会引发发育障碍、代谢失调、腹泻。

铁 (Fe): 虽缺乏明确毒性数据,但饮用水标准限值为 0.3mg/L。

铝 (Al): 浓度超过1.5mg/L时对温水鱼类有显著毒性和致畸效应;0.15mg/L即能影响鱼类种群数量。

锰 (Mn): 安全性数据较少,海洋鱼类建议安全浓度

为0.77mg/L,饮用水标准为0.1~1.0mg/L。

(3) 土壤生态风险显著:此类废水进入农田后,部分随地表径流流失或被植物根系吸收,剩余重金属与强酸性成分对土壤生态系统造成系统性破坏。酸度加速土壤胶体分散,破坏团粒结构,导致保水保肥能力骤降,黏土化趋势加剧;重金属以离子形态累积,通过置换作用改变土壤胶体电荷平衡,进一步恶化理化性质。更关键的是,污染物会显著抑制土壤微生物活性——负责氮素转化的硝化菌和参与碳循环的固氮菌数量可减少 50% 以上,导致土壤氮素供应不足,有机质分解效率下降,作物根系发育受阻而减产。汞、镉、铅等强毒性重金属更具致命性,会破坏微生物细胞膜结构与酶系统,导致群落崩溃,使土壤陷入"贫瘠化"。同时,微生物群落失衡削弱土壤自然抑菌能力,可能助长病原菌滋生传播,形成"土壤-作物-人畜"污染链,威胁农业生态安全。

结论

本研究系统分析了废弃矿山酸性废水 (AMD) 的形成机制及其对周边环境的多维度危害,得出以下核心结论:

(1) 形成机制核心明确, AMD 产生的核心是硫化物矿物(以黄铁矿 FeS_2 为主)在特定微生物(如氧化亚铁硫杆菌、氧化硫硫杆菌等)催化下的氧化反应。矿区地质构造决定硫化物矿物埋藏深度与分布形态,影响其与水、氧接触机会;水文条件中氧含量关乎氧化反应速率,水流路径决定废水迁移范围;微生物群落结构差异则导致催化效率不同,共同调控这一"自然浸出"过程。

(2) 环境危害广泛且深远

水圈污染: AMD 通过径流和渗透导致地表水体和地下水严重酸化,破坏水体缓冲能力,抑制微生物活性,阻碍自净作用,对水生生物(鱼虾死亡、水草枯萎)造成直接毒害,并造成溶解性有价金属资源浪费。重金属离子在水体中迁移转化,通过食物链积累,最终威胁人类健康(如铜致肝硬化风险、铝致鱼类畸变)。

土壤圈退化: AMD 污染导致土壤酸化,破坏土壤团粒结构,显著降低关键土壤微生物(如硝化菌、固氮菌)活性,进而导致土壤肥力下降和农作物减产。重金属在土壤中累积,破坏微生物生态平衡(高毒性 Hg、Cd、Pb 可致死微生物),并通过农作物富集进入食物链,危害人畜健康。

生态系统链式反应: 上述水体和土壤污染的综合效应,引发生物多样性丧失、生态链污染(食物链重金属富集)和景观破坏,对区域生态系统功能造成系统性、长期性(污染周期可达数百年)的损害。江西永平铜矿

案例凸显了其严重性。

其他损失：AMD 的强酸性与高离子浓度对矿区及周边基础设施极具腐蚀性，导致输水管道、混凝土堤坝加速老化破损，泵站、监测设备等金属部件锈蚀失效，增加维修更换成本，还可能因设施故障引发二次污染，造成额外经济负担。

参考文献

[1] Shabalala A N, Ekololu S O, Diop S, et al. Pervious concrete reactive barrier for removal of heavy metals from acid mine drainage - column study[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2017,323:641–653.

[2] Simate G S, Ndlovu S. Acid mine drainage: Challenges and opportunities[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2014,2(3):1785–1803.

[3] Kalin M, Fyson A, Wheeler W N. The chemistry

of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage[J]. *Science of the Total Environment*, 2006,366(2/3):395–408.

[4] Naidu G, Ryu S, Thiruvengatchari R, et al. A critical review on remediation, reuse, and resource recovery from acid mine drainage[J]. *Environmental Pollution*, 2019,247(APR.):1110–1124.

[5] 陈莹,陈炳辉,邹琦,等.粤北大宝山AMD水-表层沉积物的重金属分布特征及其影响因素[J].*环境科学学报*,2018,38(1):9.

[6] 党志,姚谦,李晓飞,等.矿区土壤中重金属形态分布的地球化学机制[J].*矿物岩石地球化学通报*,2020,39(1):12.

[7] 张鑫.安徽铜陵矿区重金属元素释放迁移地球化学特征及其环境效应研究[D].合肥工业大学.