

水位波动驱动下Pb和Cd的迁移转化

胡爱全¹, 陈 盟^{1,2,3*}

¹桂林理工大学环境科学与工程学院, 广西 桂林

²桂林理工大学, 流域保护与绿色发展广西高校工程研究中心, 广西 桂林

³桂林理工大学, 广西生态环保现代产业学院, 广西 桂林

收稿日期: 2026年1月19日; 录用日期: 2026年2月24日; 发布日期: 2026年3月4日

摘要

本研究通过室内动态土柱实验, 模拟水位波动过程, 系统探究了铅(Pb)和镉(Cd)在水位波动带中的迁移与转化行为。结果表明, 水位波动通过改变氧化还原条件、pH值及吸附-解吸平衡, 显著影响Pb和Cd的形态与迁移性。水位上升阶段, 还原环境促进Pb和Cd的溶解与迁移; 水位下降阶段, 氧化环境则有利于其沉淀与固定。Pb的浓度峰值多出现在水位下降阶段, 响应迅速; 而Cd的响应滞后, 在粗砂中峰值出现于水位上升阶段, 在细砂中则延迟至下降或稳定后。不同粒径砂土对重金属的吸附能力差异显著, 细砂对Pb和Cd具有更强滞留作用。水位波动速率通过调节水动力过程进一步影响重金属的释放与再分布。本研究为水位波动带重金属污染防控与生态修复提供了理论依据。

关键词

水位波动, 重金属, 迁移与转化, 吸附-解吸, 影响因素

The Migration and Transformation of Pb and Cd Driven by Water Level Fluctuations

Aiquan Hu¹, Meng Chen^{1,2,3*}

¹College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin Guangxi

²University Engineering Research Center of Watershed Protection and Green Development, Guangxi, Guilin University of Technology, Guilin Guangxi

³Modern Industry College of Ecology and Environmental Protection, Guilin University of Technology, Guilin Guangxi

Received: January 19, 2026; accepted: February 24, 2026; published: March 4, 2026

*通讯作者。

文章引用: 胡爱全, 陈盟. 水位波动驱动下 Pb 和 Cd 的迁移转化[J]. 地球科学前沿, 2026, 16(3): 285-296.
DOI: 10.12677/ag.2026.163027

Abstract

This study investigated the migration and transformation behaviors of lead (Pb) and cadmium (Cd) in the water-level fluctuation zone through indoor dynamic soil column experiments. The results indicate that water level fluctuations significantly affect the speciation and mobility of Pb and Cd by altering redox conditions, pH values, and adsorption-desorption equilibria. During water level rise, the reductive environment promotes the dissolution and migration of Pb and Cd; during water level decline, the oxidative environment facilitates their precipitation and immobilization. The peak concentration of Pb generally occurred during the water level decline phase with a rapid response, while Cd exhibited a delayed response, with peaks appearing during the rise phase in coarse sand and further delayed in fine sand. The adsorption capacity varied significantly with soil texture, with fine sand showing stronger retention for both metals. The rate of water level fluctuation further influenced the release and redistribution of metals by modulating hydrodynamic processes. This study provides a theoretical basis for the control and ecological remediation of heavy metal pollution in water-level fluctuation zones.

Keywords

Water Level Fluctuation, Heavy Metals, Migration and Transformation, Adsorption-Desorption, Influencing Factors

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

广西地区是我国重要的有色金属资源开采区, 矿业活动导致的重金属污染是区域主要的水土环境生态环境问题。研究清楚不同环境介质中重金属的污染过程, 尤其是多因素作用下迁移与转化机制是重金属污染治理与修复的关键环节。

重金属的迁移与转化是相互关联的动态过程[1]。迁移主要指 Pb 和 Cd 在水土环境中的空间移动, 包括溶解态重金属随水流的扩散、胶体或颗粒态重金属的悬浮搬运, 以及吸附-解吸作用下的固液分配行为[2]。而转化则涉及重金属的形态变化, 氧化还原、沉淀溶解、络合解离等化学反应, 这些过程直接影响重金属的迁移能力和生态毒性[3]。在氧化条件下, Cd^{2+} 易以游离态存在, 迁移性较强[4]; 而在还原环境中, Cd 可能与硫化物结合形成难溶的 CdS 沉淀, 降低其迁移风险[5]。Pb 的迁移同样受 pH 和氧化还原条件的影响, 在酸性环境中, Pb^{2+} 溶解度增加, 易于迁移[6]; 而在中性或碱性条件下, Pb 易形成碳酸盐或氢氧化物沉淀, 从而固定在土壤或沉积物中[7]。有机质和铁锰氧化物等环境组分可通过表面络合或共沉淀作用影响 Pb 和 Cd 的吸附-解吸平衡[8], 进一步调控其迁移与转化路径。

2. 材料与方法

2.1. 实验材料与仪器

本次实验采用经预处理的石英砂作为填充材料。首先将石英砂均匀摊开, 检查并去除其中明显的杂质或异物。随后采用四分法进行分样, 取出一部分砂样过 2 mm 标准筛, 以去除较大颗粒及少量粉尘, 这样确保砂粒粒径分布符合实验要求。过筛后的石英砂充分混匀, 置于洁净容器中保存备用。分为两部分,

一部分砂样用于室内柱试验装填, 另一部分留存用于相关物理性质的测定。所有石英砂样品均置于避光、常温、干燥的环境中保存。实验用水采用去离子水。

2.2. 实验设计

2.2.1. 土柱淋滤试验

土柱由有机玻璃材料制成, 内直径 5 cm, 外径 7 cm, 柱身高 35 cm。填土高度为 30 cm, 底部为 2 cm 高的粗粒石英砂层, 砂层上下方设置筛网, 以更好地进、排水。水槽使用 25 L 去离子水作为实验用水, 蠕动泵用于控制水位上升和下降的波动过程。在装置的一侧每隔 5 cm 设置取水口, 共设置了 6 个取水口, 用于采集水样, 在距柱底部 5 cm 处的另一侧安装测压管, 用于观测水位。

首先对柱子进行装填: ① 使用纯水对柱子进行清洗, 晾干后, 在内壁均匀涂抹凡士林; ② 将采集土壤样品过筛备用; ③ 装填柱子: 首先在柱子底部装入 2 cm 厚的石英砂, 防止土壤介质被冲刷流走, 在石英砂上部的过滤板上夹一层 200 目尼龙滤网, 在其上装填已经备好的土样, 每次装填 5 cm, 并用压实器压实, 以保证颗粒均匀分布, 装填土壤介质至 35 cm 处; ④ 向塑料桶添加去离子水, 离子水内含有 Pb、Cd 的重金属污染物, 通过蠕动泵从下往上进水, 观察水位, 将初始水位控制在 2 cm 处, 静置 2 天, 从 2 cm 和 7 cm 处取样孔取水样。

水位波动设计通过蠕动泵控制水位上升和下降, 实现水位波动过程。土柱初始水位为 2 cm, 通过蠕动泵将进水速率设置为 1 mL/min, 快速抬升水位并稳定在 10 cm 处, 每隔 24 h 水位上升 5 cm, 连续上升至 27 cm 处, 再降低至 5 cm 处, 完成一个水位波动周期, 实验进行 11 个波动周期。四个土柱同时实验, 水位波动过程相同, 水位波动随时间变化。为了对实验土柱进行防渗处理, 在每个土柱内包有防水膜, 有效防止侧向渗漏, 确保水流垂直运移, 避免边界效应和数据偏差。

每个实验土柱设置 6 个取样孔, 位置分别为 2 cm、7 cm、12 cm、17 cm、22 cm、27 cm (间隔 5 cm)。实验间隔 24 h 通过土壤溶液取样器采集水样, 测试水样中 pH、Eh 和污染物 Pb 和 Cd 浓度, 待两个波动周期结束后, 从 0~30 cm 之间, 每隔 5 cm 取土样。

2.2.2. 试验样品测定

土壤中重金属含量测定, 将采集的沉积物和土壤样经过研磨、过筛、消解、去离子水冲洗、定容、过滤等预处理后, 采用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)等方法测定重金属总量。水中重金属含量测定, 将采集的水样经过适当的过滤和稀释后, 采用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)等方法测定 Pb 和 Cd 的浓度。

2.2.3. 数据处理与分析

数据处理和分析采用 Microsoft Office 的 Excel 和 Origin (学习版) 软件。

3. 结果与分析

3.1. 水位波动下 pH 和 EC 的动态变化

3.1.1. pH 的动态变化

pH 值是影响重金属在环境中迁移转化的重要因素之一。在粗砂实验土柱中, pH 值受水位波动影响显著, 其变化与物理水动力过程密切相关: 在水位上升阶段, 垂向对流作用增强, 促使上层酸性溶液快速下渗, 同时溶质弥散加速了氢离子迁移, 导致 pH 下降; 水位下降时, 向上水分运移减弱, 弥散与对流作用减缓, pH 逐渐回升(图 1(a))。从不同取样深度来看, 在水位 2~7 cm 处孔隙较大, 水流通畅, 对流与弥散效应显著, 因此 pH 响应迅速、变幅大; 水位 12~17 cm 处水分运移相对缓慢, 溶质弥散受到一定抑制, pH 变化较为缓和, 响应存在滞后; 水位 22~27 cm 处由于水流路径延长、运移速率降低, 物理弥散

作用进一步减弱, 缓冲了 pH 波动。总体而言, 粗砂土柱渗透性强, 氧化环境突出, pH 多数处于 3.0~7.0 之间, 变幅较大。

在细砂实验土柱中, pH 值随水位波动呈现显著的周期性响应(图 1(b))。水位上升引起向下对流加强, 有利于酸性物质的输入与迁移, 使 pH 迅速下降; 水位下降则对流减弱, 酸性输入减少, pH 逐步回升。从不同取样深度看, 水位 2~7 cm 处受对流作用影响最直接, 酸性物质随水流快速运移, 氧化还原反应活跃, 由此可见 pH 变化幅度最大、响应最快。在水位 12~17 cm 处水分迁移受细砂持水性与孔隙结构的共同影响, 弥散作用增强、对流减弱, 物质迁移速率下降, pH 响应滞后且变化趋缓, 有明显的缓冲效应。在水位 22~27 cm 处对流与弥散作用均进一步减弱, 同时细砂颗粒比表面积大, 表面物理吸附与离子交换作用显著, 对酸性物质及潜在重金属离子具有一定的固定效果, 因此 pH 响应最弱、变化幅度最小。总体而言, pH 维持在 4.0~7.0 之间, 水动力过程与表面物化吸附共同调控着酸性物质及重金属的迁移行为。

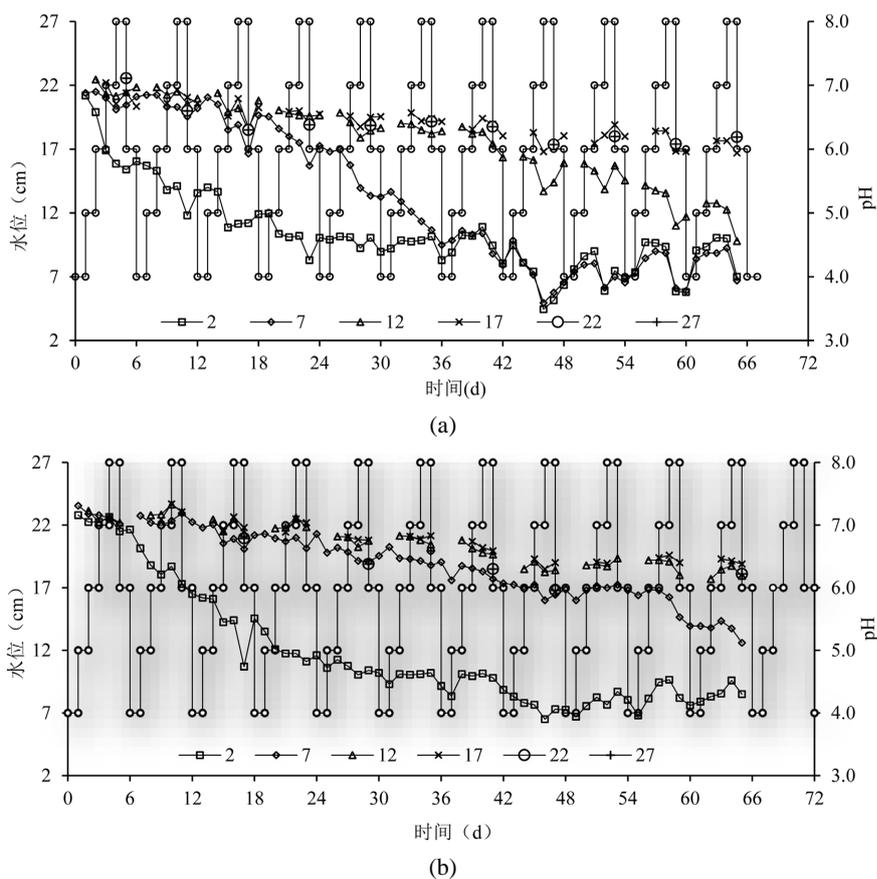


Figure 1. The curve of pH during water level fluctuation ((a) Coarse sand; (b) Fine sand)
图 1. 水位波动过程中 pH 变化曲线((a) 粗砂; (b) 细砂)

从 pH 的变化对水位波动速率的影响看: 整个实验过程, 在水位上升阶段(7 cm→27 cm, 4 d, 水位波动速率 5 cm/d), 水位波动速率较缓慢, 利于水分充分入渗及溶质迁移; 在水位下降阶段(27 cm→7 cm, 2 d, 水位波动速率 10 cm/d), 水位波动速率较快, 促进排水和气体交换。这种差异导致氧化 - 还原交替频繁, 加速土壤化学变化[9]: 上升时还原环境占主导, pH 会上升, 下降时氧化环境主导 pH 会下降, 但整体以碱性化趋势为主, 因排水携带酸性物质流失[10]。

3.1.2. EC 的动态变化

电导率(EC)是衡量水中溶解性固体含量的指标, 与矿化度密切相关。不同取样深度中的粗砂实验土柱中(图 2(a)), 在水位 2~7 cm 处 EC 值介于 1000~1800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 之间, EC 变化幅度最大、响应最快。说明水位 2~7 cm 处处于水位变动敏感区, 粗砂孔隙大、渗透性强, 对流作用占主导, 水分与溶质迁移迅速, 水位上升时, 水体携带离子快速输入, EC 显著升高; 水位下降时, 对流带动溶质快速排出, EC 迅速下降。在水位 12~17 cm 处 EC 介于 1200~1800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 之间, EC 变化较缓且滞后。说明溶质运移受水动力弥散的影响增强, 同时, 石英砂表面的物理吸附与离子交换作用开始显现, 部分重金属离子被砂粒表面暂时吸附, 减缓其向下迁移, 从而起到一定的缓冲效果, 使 EC 波动幅度降低。在水位 22~27 cm 处 EC 介于 1300~1700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 之间, EC 变化最小、最为稳定, 说明 22~27 cm 处溶质运移进一步受弥散作用控制, 对流影响减弱, EC 保持相对稳定。总体而言, 粗砂颗粒较粗, 孔隙大, 渗透性强, 以对流为主要运移机制, 导致 EC 对水位响应迅速, 但缓冲能力较弱。

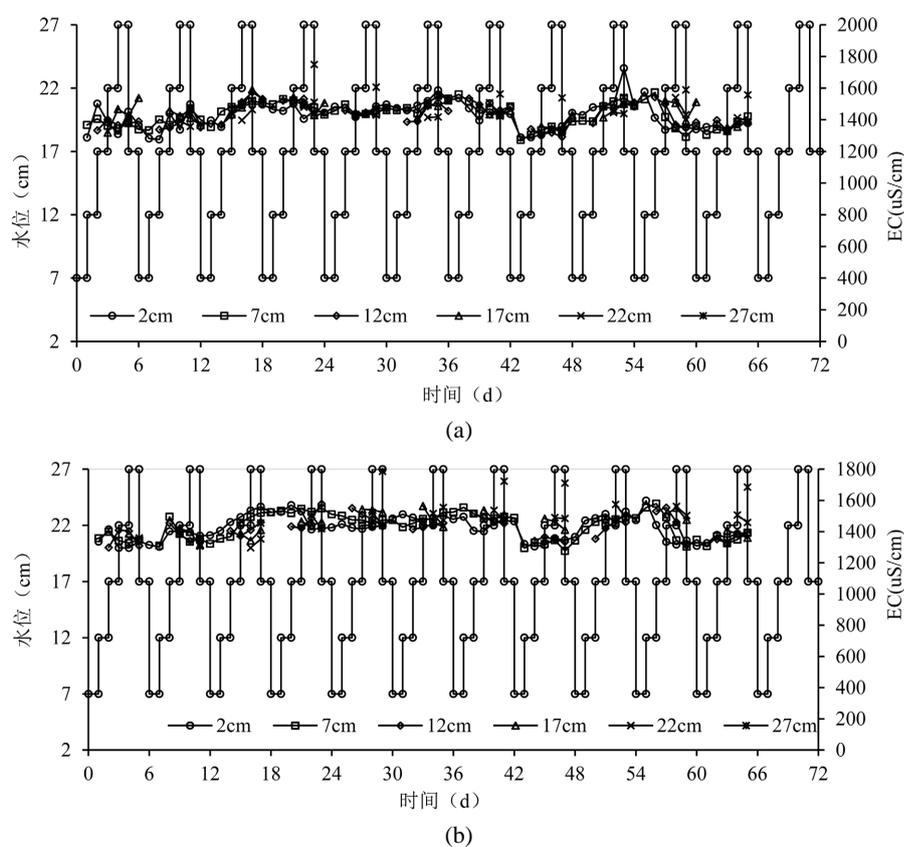


Figure 2. The curve of EC during water level fluctuation ((a) Coarse sand; (b) Fine sand)
图 2. 水位波动过程中 EC 变化曲线((a) 粗砂; (b) 细砂)

在不同取样深度中的细砂实验土柱中(图 2(b)), 在水位 2~7 cm 处 EC 变化最为显著且响应迅速, EC 值介于 1250~1800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 之间。说明水位 2~7 cm 处位于水分输入区, 强烈的对流主导水动力过程使水分与溶质快速进入孔隙水, 离子迁移以对流输运为主, EC 随水位升降快速变化。在水位 12~17 cm 处 EC 变化较为缓和, EC 介于 1300~1700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 之间, 响应存在一定滞后, 表明水位 12~17 cm 处水分运移以弥散作用为主, 溶质在孔隙水中扩散迁移速率降低, 同时, 石英砂颗粒表面的物理吸附与离子交换作用开始显现, 可部分滞留重金属离子, 起到一定的缓冲效果, 减缓了溶质对水位变化的响应。在水位 22~27

cm 处 EC 最为稳定, EC 介于 1300~1700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 之间, 表明水位 22~27 cm 处受水位波动影响最小, 水动力条件以缓慢的弥散与弱对流为主, 溶质迁移显著减缓; 在同等时间维度下, 石英砂表面的吸附与离子交换机制在此处作用更为明显, 重金属离子在运移过程中更易被固相滞留, 离子溶解与迁移受到抑制, 由此可见 EC 变化幅度小且响应迟缓。总体而言, 细砂中 EC 整体较高而且变化平缓, 这与细砂较细的孔隙结构和较强的持水能力有关, 不仅减缓了对流与弥散过程, 也增强了石英砂表面对重金属的吸附与离子交换能力, 共同调控着重金属在土柱中的迁移行为。

从 EC 的变化对水位波动速率的影响来看, 整个实验过程, 水位上升阶段(7 cm \rightarrow 27 cm, 4 d, 水位波动速率 5 cm/d), 水位下降阶段(27 cm \rightarrow 7 cm, 2 d, 水位波动速率 10 cm/d)。这种速率差异会导致在水位在上升阶段时, 缓慢上升延长了水分浸润时间, 促进离子扩散与稀释, EC 值变化平缓; 在水位下降阶段时快速下降会导致溶质未能充分溶解或运移, EC 值响应剧烈。而水位波动速率变化会通过控制水分滞留时间直接影响溶质运移与化学反应程度[11]。

3.1.3. pH 和 EC 对 Pb 和 Cd 迁移转化的影响

pH 的周期性变化直接调控着重金属的溶解 - 沉淀平衡[12]。当水位上升时 pH 下降, 促进了吸附在土壤颗粒上的 Pb 和 Cd 解吸, 使 Pb 与 Cd 迁移性增强; 在水位下降时 pH 回升, 有利于 Pb 和 Cd 形成氢氧化物或碳酸盐沉淀, 使 Pb 与 Cd 迁移性降低。EC 的动态变化反映了溶质迁移与离子强度的变化。水位上升时 EC 下降, 表明离子被稀释扩散, 有助于 Pb 和 Cd 的迁移; 水位下降时 EC 急剧上升, 表明溶质浓度升高, 促进了局部沉淀但也可以通过排水的方法携带部分 Pb 和 Cd 流出。

3.2. 水位波动下 Pb 和 Cd 的动态变化

3.2.1. Pb 的动态变化

Pb 是一种典型的重金属污染物, 在矿山废水中含量较高。在水位波动带内, 粗砂中 Pb 的浓度随水位波动呈现明显的动态变化, 浓度峰值出现在每个水位下降阶段(图 3(a))。这与粗砂渗透性较好, 水动力迁移较快有关, 因此 Pb 浓度响应更迅速。从不同取样深度影响看: 粗砂的水位 2~7 cm 处对流作用最强, Pb 随水迁移最快, 浓度峰值出现早、变化剧烈。说明水位 2~7 cm 处在水位上升时, 水流下渗增强了对流输送, 同时水分带入的还原性物质促进 Pb 释放; 水位下降时, 流速减缓且氧化条件增强, 石英砂表面可通过物理吸附及离子交换作用暂时滞留部分 Pb^{2+} , 使浓度降低。在水位 12~17 cm 处, 弥散作用逐渐凸显, 对流优势减弱, Pb 迁移速率下降, 浓度变化滞后且峰值降低, 石英砂表面有限的吸附位点及离子交换在一定程度上延缓了 Pb 的向下迁移, 但仍以水动力输送为主。在水位 22~27 cm 处, 弥散占主导, 迁移进一步缓慢, 浓度变化最缓、峰值最低, 表明水位 22~27 cm 的 Pb 在长路径迁移中持续与石英砂表面发生弱吸附与离子交换, 延长了其到达深层的时间, 表现为迁移过程的显著滞后。总体而言, 粗砂中 Pb 的迁移主要受对流控制, 迁移速率快、浓度响应明显。

在细砂的实验土柱的 Pb 浓度随时间变化较为平缓, 波动幅度较小, 而且表现出明显的滞后现象(图 3(b))。这与细砂的物理性质密切相关: 细砂具有较大的比表面积, 增强了石英砂表面的物理吸附与离子交换作用, 使 Pb^{2+} 易于被吸附并保留在固相表面; 同时, 细砂渗透性较低, 使得以对流为主导的溶质迁移过程受到抑制, 弥散作用也因孔隙结构较为均匀细小而相对有限, 从而延缓了溶质的整体迁移速度, 导致浓度变化对水位波动的响应出现延迟。从不同取样深度来看: 水位 2~7 cm 处 Pb 浓度响应最为迅速, 受水位波动影响最明显, 峰值出现较早, 表明在水位上升时, 水位 2~7 cm 处直接接受水分的对流入渗, 携带的 Pb^{2+} 在迁移过程中部分被砂粒表面吸附; 水位下降时, 氧化条件变化可能引发吸附态 Pb 的释放, 使其浓度下降。细砂 2 cm 处变化监测不明显, 这与表层低渗透性限制了对流与弥散交换有关。在水位 12~17 cm 处浓度变化较为缓和, 峰值较低, 说明水位 12~17 cm 处对流作用减弱, 弥散成为主要迁移机

制, 且细砂持水性强, 水分与溶质迁移进一步减缓, 起到缓冲效果。在水位 22~27 cm 处浓度变化最小, 峰值最低, 反映该区域对流几乎停滞, 弥散作用也因孔隙细小、路径曲折而显著受限, 污染物迁移主要受表面吸附/解吸平衡控制。总体而言, 与粗砂相比, 细砂渗透性低、吸附面大, 其 Pb 迁移主要受缓慢的对流 - 弥散过程及石英砂表面强烈的物理吸附/离子交换作用共同影响, 表现为迁移速率慢、浓度响应滞后且变化平缓。

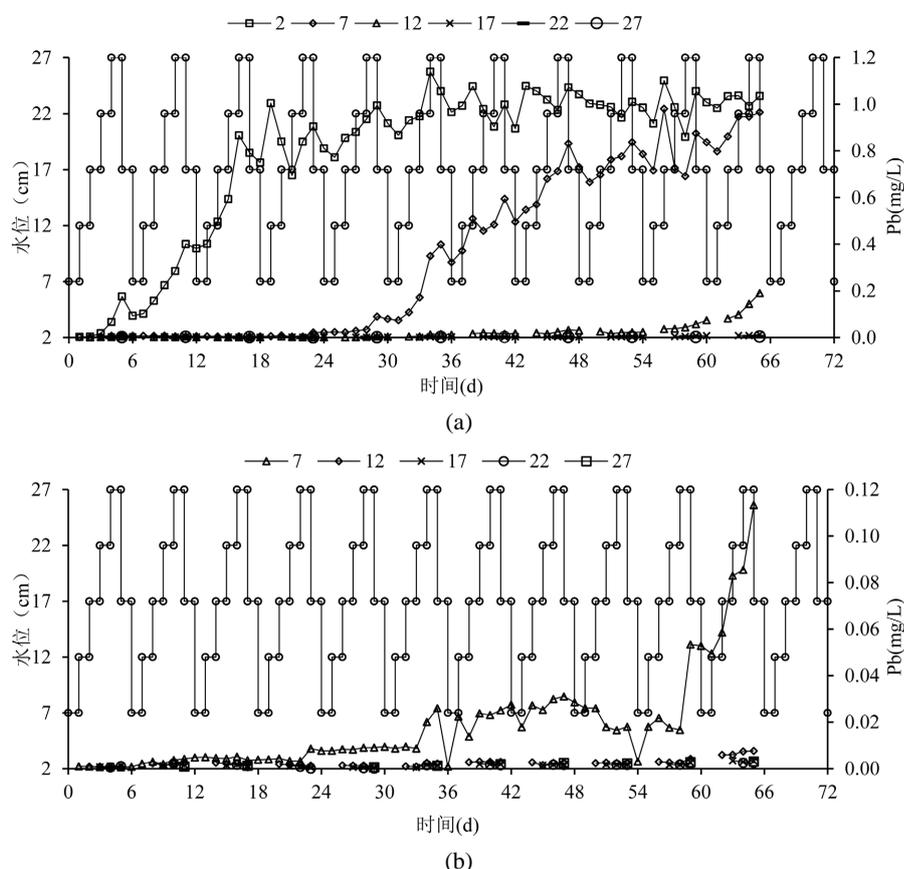


Figure 3. The curve of Pb content during water level fluctuation ((a) Coarse sand; (b) Fine sand)
图 3. 水位波动过程中 Pb 含量变化曲线((a) 粗砂; (b) 细砂)

从水位波动速率与 Pb 的浓度变化来看, 整个实验过程, 在水位上升阶段(7 cm→27 cm, 4 d, 水位波动速率 5 cm/d), 较快的水位上升导致较强的向下水力梯度, 加速 Pb 向下迁移, 同时增强孔隙水的稀释作用, 使表层 Pb 浓度降低; 在水位下降阶段(27 cm→7 cm, 2 d, 水位波动速率 10 cm/d), 更快的下降速率引发明显的毛细上升效应, 带动吸附在颗粒表面的 Pb 向上迁移, 但由于时间较短, 部分 Pb 未能完全随水流上升而在中深层滞留, 导致浓度升高。整体趋势表明, 较快的水位波动速率促进了 Pb 的垂向迁移与重新分布, 但也加剧在不同深度 Pb 的浓度波动性[13]。

3.2.2. Cd 的动态变化

Cd 是另一种常见的重金属污染物, 在矿山废水中同样含量较高。粗砂中 Cd 的浓度随水位波动呈现明显的周期性变化: 浓度峰值出现在每个水位的水位上升阶段, 最高浓度可达 1.4 mg/L (图 4(a)), 这是因为粗砂孔隙大、渗透性强, 有利于对流作用的发生。从不同取样深度影响看, 粗砂在水位 2~7 cm 处浓度响应最快, 受水位波动影响最直接, 峰值浓度较高。说明水位 2~7 cm 在水位上升阶段, 水流向上运移增强,

对流作用将下层水体中的 Cd 快速向上输送, 导致 Cd 浓度迅速升高。并且, 由于粗砂表面吸附能力有限, 物理吸附与离子交换作用较弱, Cd 在固-液界面的滞留能力较低, 因而更多以溶解态随孔隙水迁移。在水位下降阶段, 对流作用减弱, 纵向弥散逐渐主导污染物分布, Cd 向下扩散并重新分配, 此时氧化条件恢复, 部分 Cd 可能通过表面吸附或离子交换在砂粒表面暂时滞留或者形成沉淀, 导致浓度缓慢下降。在水位 12~17 cm 处浓度变化滞后于水位, 说明水位 12~17 cm 受对流影响较小, 弥散作用使污染峰面推进减缓; 在水位 22~27 cm 深度浓度变化最缓、峰值最低, 表明污染物迁移至该处所需时间最长, 对流作用进一步减弱, 弥散与吸附/离子交换过程共同延缓了 Cd 的向下迁移。总而言之, 粗砂中 Cd 的迁移主要受对流-弥散过程控制, 并受石英砂表面有限的物理吸附与离子交换能力调节: 水位上升期, 强对流促进 Cd 向上迁移; 水位下降期, 弥散与表面作用共同延缓其迁移, 形成浓度随水位波动的周期性变化。

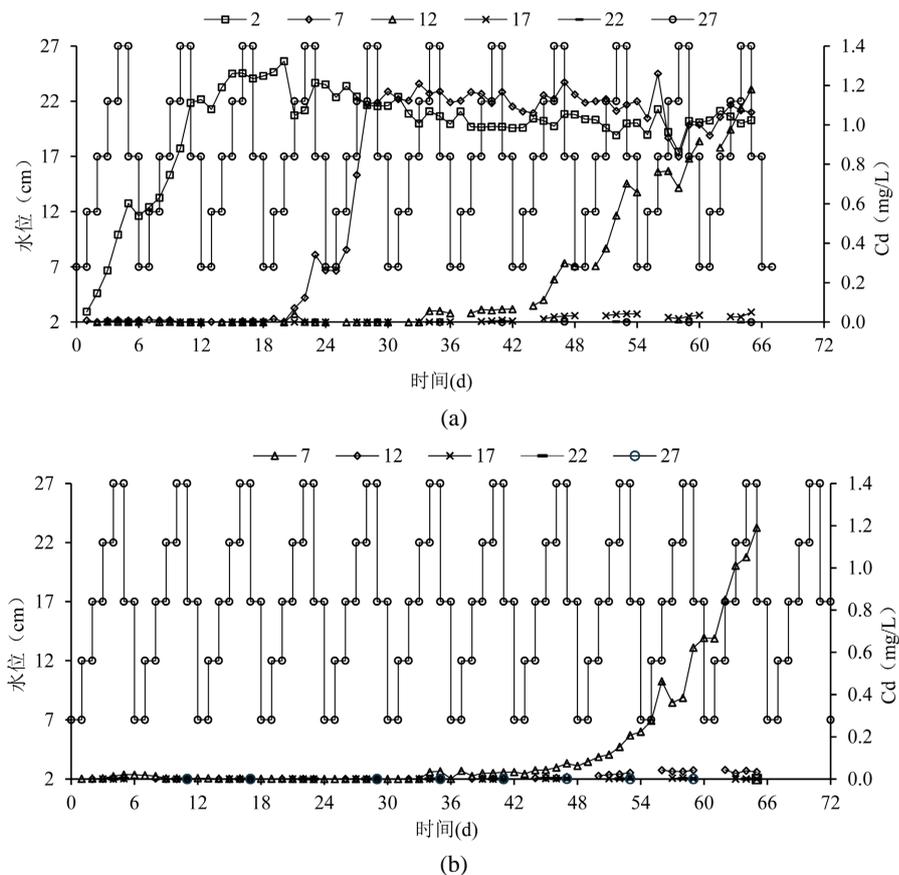


Figure 4. The curve of Cd content during water level fluctuation ((a) Coarse sand; (b) Fine sand)
图 4. 水位波动过程中 Cd 含量曲线((a) 粗砂; (b) 细砂)

细砂中的 Cd 浓度变化中因为细砂颗粒粒径小、比表面积大, 增强了对 Cd²⁺的物理吸附与离子交换能力, 所以在整个水位波动过程中 Cd 浓度变化幅度较小、峰值浓度较低, 而且明显滞后于水位变化, 浓度峰值多出现在水位下降阶段或水位稳定后(图 4(b))。从不同取样深度影响看, 在水位 2~7 cm 处, 水流路径短、对流输送显著, Cd 浓度响应迅速、峰值较高。说明水位 2~7 cm 处随着水位上升, 孔隙水流速加剧, 促进了解吸与离子交换过程, Cd 释放增强; 水位下降的过程中, 氧化条件逐渐占主导, 弥散作用使得孔隙水中的 Cd 进一步与砂粒接触, 表面吸附及形成沉淀的机率增加, 浓度因而下降。在水位 12~17 cm 处处于氧化-还原过渡带, 水流速度减缓, 弥散作用占优, 表明水位 12~17 cm 的 Cd 在迁移中经历多

次吸附-解吸循环, 迁移速率减慢, 浓度变化较为缓慢, 峰值较低, 体现出该层对 Cd 的缓冲能力。在水位 22~27 cm 处水分迁移路径长, 对流作用弱, 弥散成为主导迁移机制, Cd 在漫长运移中不断被石英砂表面吸附或通过离子交换固定在颗粒表面, 因此浓度变化最为滞后, 峰值最低, 受水位波动影响最小。总体而言, 细砂较粗砂因颗粒细小、比表面积大, 表面物理吸附与离子交换能力更强, 显著地延缓了 Cd 的迁移, 使其浓度响应滞后、峰值降低, 并更多出现在水位下降阶段。

从水位波动速率与 Cd 的浓度变化来看, 在水位上升阶段(7 cm→27 cm, 4 d, 水位波动速率 5 cm/d), 水位波动速率较缓慢, 有利于孔隙水中 Cd 的缓慢释放与扩散; 在水位下降阶段(27 cm→7 cm, 2 d, 水位波动速率 10 cm/d), 水位波动速率较快, 促进了吸附在颗粒表面的 Cd 解吸并随水流迁移。整体趋势表明, 水位波动速率的变化会通过改变水动力条件和吸附-解吸作用, 显著影响 Cd 的迁移与分布行为[14]。

3.3. 水位波动下 Eh 的动态变化

Eh 值是表征氧化还原状态的量, 反映了土壤水分与氧气动态。粗砂中因为孔隙大, 水气交换快, 干湿变化易导致 Eh 剧烈波动。从不同取样深度影响看(图 5(a)), 在水位 2~7 cm 处的 Eh 波动最为剧烈, 响应最敏感。这是由于粗砂孔隙大, 水分运动以对流主导, 水位上升时, 水体携氧能力下降, 加之弥散作用有限, 导致该层快速进入还原状态, Eh 下降; 水位下降时, 空气通过大孔隙快速进入, 对流输氧增强, Eh 回升。说明水位 2~7 cm 处频繁的干湿交替加速了氧气与水分的交换, 从而使该层 Eh 呈现显著波动。在水位 12 cm~17 cm 处的 Eh 变化较为缓和, 体现了水分迁移的过渡带特征, 表明水位 12~17 cm 处初期受水位直接影响较小, 随实验持续, 水分通过毛细作用与弥散过程逐渐下渗, 氧化还原条件开始响应水位周期, 但受对流作用减弱和孔隙水运移速率限制, Eh 波动幅度与速度均低于水位 2~7 cm 处的土层。在水位 22 cm~27 cm 处的 Eh 值相对稳定, 说明水位 22~27 cm 处受水位波动影响较小, 水动力以缓慢的弥散过程为主, 对流作用微弱, 氧气交换受限, 因此氧化还原环境较为稳定。总而言之, 水位波动对土壤中 Eh 的影响具有明显的垂向分层性, 反映了水位波动下氧气输送的水动力过程。

细砂中实验土柱 Eh 值变化较平缓、波动较小, 滞后现象明显(图 5(b)), 这主要与其物理水动力过程密切相关: 细砂孔隙较小、持水性强, 导致水分对流缓慢、氧气扩散受限, 水分更新以弥散为主导, 整体水动力过程迟缓, 从而使 Eh 响应滞后且变化平稳。从不同取样深度的影响看: 在水位 2~7 cm 处对流作用较强, 水分交换频繁, 溶解氧随水位升降快速变化, 氧化还原状态波动显著, 而且存在着 Pb、Cd 重金属, 其迁移受对流主导, 同时石英砂表面可通过物理吸附与离子交换暂时滞留部分重金属离子, 但在水流快速更替下吸附态金属易被重新释放, 迁移活性较高。在水位 12~17 cm 处为水分传递的过渡带, 水分运移以弥散为主, 受水位波动直接影响减弱, 水分变化滞后于 2~7 cm 的土层, Eh 波动较平缓, 说明 12~17 cm 处的砂粒间的吸附点位对重金属的离子交换作用较为稳定, 能在一定程度上延缓重金属的向下迁移。在水位 22~27 cm 处 Eh 变化不明显, 波动不显著, 说明水位 22~27 cm 处的水动力条件更为稳定, 对流极弱, 氧气供应主要依靠气体扩散, Eh 受水位影响小。总而言之, 细砂中 Eh 的垂向分异实质上是水动力过程分层差异的体现, 同时石英砂表面对重金属的物理吸附与离子交换作用在各层中不同程度地影响着重金属的滞留与迁移。

从水位波动速率与 Eh 值的变化来看, 在水位上升阶段(7 cm→27 cm, 4 d, 水位波动速率 5 cm/d), 水位波动速率较缓慢, 水分在土壤中缓慢渗透和均匀分布, 使得土壤孔隙水逐渐饱和, 氧气被缓慢排出, 有利于还原过程的平缓发生, Eh 值下降相对缓和; 在水位下降阶段(27 cm→7 cm, 2 d, 水位波动速率 10 cm/d), 水位波动速率较快, 土壤水分的快速排出和氧气的迅速进入, 加速了氧化环境的形成, 促进了氧化过程的快速进行, Eh 值上升较为剧烈。整体趋势表明, 水位变化速率对氧化还原状态转换速度的调控作用: 速率越快, Eh 响应越迅速; 速率越慢, 响应越滞后。

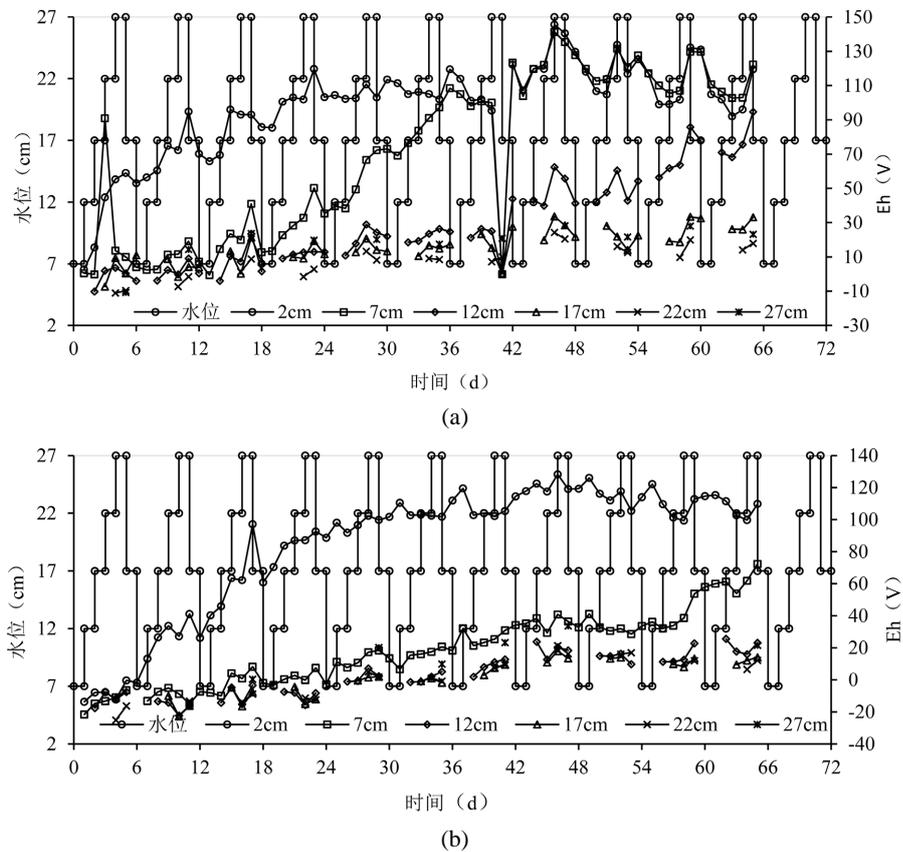


Figure 5. The curve of EC during water level fluctuation ((a) Coarse sand; (b) Fine sand)
图 5. 水位波动过程中 Eh 变化曲线((a) 粗砂; (b) 细砂)

4. 讨论

4.1. Pb 与 Cd 的迁移过程分析

在水位波动驱动下, Pb 和 Cd 均表现出明显的迁移与再分布行为, 但二者的动态响应存在显著差异[15]。

水位波动周期中, Pb 的峰值出现在水位下降阶段, 而 Cd 的峰值出现在水位上升阶段。这一差异主要与两种重金属的化学性质及反应机制有关[16]。从水动力条件来看, Pb 的迁移过程在粗砂中受对流主导, 渗透性高导致水动力迁移迅速, 所以浓度峰值出现在水位下降阶段; 在细砂中, Pb 迁移则受缓慢的对流 - 弥散过程与强烈表面吸附共同控制。Cd 的迁移过程在粗砂中呈现对流 - 弥散主导的周期性变化, 所以浓度峰值出现在水位上升阶段; 在细砂中, Cd 迁移受强吸附作用抑制。从吸附/离子交换对重金属迁移的影响上看, Pb 更容易在氧化条件下发生解吸释放, 水位下降时沉积物经历氧化, 结合毛细上升效应, 促使 Pb 浓度升高[17]; 相反, Cd 在粗砂中表现出较强的水动力迁移性, 水位上升时孔隙水流动增强, 带动吸附较弱的 Cd 向上迁移, 导致浓度上升。从迁移速率与滞后效应来看, 无论是 Pb 还是 Cd 在粗砂中, 都在粗砂中的响应更为迅速, 浓度波动幅度更大, 峰值出现更早, 这与粗砂的高渗透性和较弱吸附能力有关。而在细砂中, Pb 与 Cd 均表现出明显的滞后效应和较小的浓度波动, 反映出细砂因比表面积大、吸附能力强而对重金属具有较强的滞留能力[18]。

对比水位波动速率来看, 在上升阶段, 缓慢的 5 cm/d 水位上升速率, 增强了向下水力梯度, 促进 Pb 向下迁移并发生稀释, 对 Cd 则有利于向上迁移和释放; 在下降阶段, 快速的 10 cm/d 水位下降速率, 则通过毛细作用推动 Pb 向上迁移并在中下层富集, 对 Cd 则加速了解吸和再迁移过程。

综上所述, Pb 更受氧化 - 还原过程控制, 其行为具有明显的释放 - 吸附振荡特征[19]; 而 Cd 则更多受水动力迁移和吸附 - 解吸平衡的支配, 表现出更强的溶质迁移属性[20]。

4.2. Pb 和 Cd 的迁移转化对生态恢复的指示

在水位波动下, Pb 和 Cd 的迁移转化行为呈现显著差异, 对于指导来源追踪和生态修复提供了重要的理论依据和实践指导。

Pb 和 Cd 在不同水位波动阶段的浓度峰值出现时间存在显著差异。Pb 浓度峰值通常出现在水位下降阶段, 与氧化释放效应相关; 而 Cd 在粗砂中峰值多见于水位上升阶段, 与吸附较弱和向上迁移有关。因此, 实际修复中需要区分重金属类型及地质条件。对于 Pb 污染较重的区域, 可在水位下降期采取吸附固定或抽取处理措施; 而对 Cd 污染区, 则应在水位上升阶段加强监测和拦截。Pb 与 Cd 的动态变化分析也可以用于污染来源追踪, Pb 因为对水位波动响应较快、峰值出现早, 尤其是在粗砂中浓度变化显著, 所以可作为近期污染输入或短周期水文事件的指示指标。而 Cd 在细砂中表现出较强的滞后性和吸附性, 其浓度峰值延迟出现, 适用于推断历史污染累积或长期渗漏过程。通过在不同深度监测二者浓度峰值出现的时间差与幅度变化, 可反推污染输入时序和迁移路径, 进而识别污染源位置及释放历史。

综上所述, 通过对比分析结果表明重金属 Pb 和 Cd 迁移模式差异: 1) 粗砂中 Pb 和 Cd 的浓度峰值分别与水位下降和上升阶段对应, 迁移快, 响应直接, 对流 - 弥散是主要控制过程; 2) 细砂中两者浓度变化均较平缓、滞后, 峰值出现时间延后, 表面物理吸附与离子交换作用对迁移的阻滞效应非常显著; 3) 实验中所关注的介质对比和波动效应, 通过绘制观测值时间变化曲线, 集中关注物理水动力过程, 结果明确指明介质性质和水动力条件是控制 Pb 和 Cd 的迁移、转化及分布的核心控制因素。

5. 结论

(1) Pb 和 Cd 的迁移在响应速度上存在显著差异。Pb 的浓度变化对水位波动响应更快, 峰值通常出现在水位下降阶段; 而 Cd 的响应滞后, 在粗砂中峰值出现于水位上升阶段, 在细砂中甚至延迟至下降或稳定后。

(2) 吸附主导了 Pb 和 Cd 的迁移与分布行为。Pb 更易被细砂吸附而滞留, 浓度变化平缓且滞后; Cd 在粗砂中因吸附弱而迁移更快, 在细砂中则因强吸附而浓度变化幅度小、峰值降低, 表现出明显不同的迁移模式。

(3) 水位波动速率调节水动力过程影响金属释放与迁移。较慢的水位上升速率 5 cm/d, 有利于 Cd 在孔隙水中释放扩散; 较快的水位下降速率 10 cm/d, 促进 Pb 向上迁移和浓度升高。速率差异加剧了垂向迁移和浓度波动。

(4) 氧化还原环境变化对 Pb 和 Cd 的迁移行为影响不同。水位上升时还原条件增强, Cd 在粗砂中易随水流向上迁移而浓度上升, 水位下降时氧化环境主导, Pb 因氧化释放而浓度升高, 反映了这两者地球化学响应的差异性。

(5) 粗砂孔隙大, Eh 对水位波动响应敏感、波动剧烈; 细砂孔隙小, Eh 变化平缓、滞后, 体现水动力垂向分层差异。

基金项目

广西自然科学基金项目(2025GXNSFAA069712); 大学生创新创业训练项目(S202510596144)资助。

参考文献

[1] Liu, X., Zhao, D., Liang, G., Bi, Z., Peng, X., Gu, Y., *et al.* (2026) Simulation and Prediction of Heavy Metal Migration

- Using a Monte Carlo-Optimized Fugacity Model in a Yangtze River Delta Industrial Park. *Environmental Impact Assessment Review*, **118**, Article 108262. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2025.108262>
- [2] Sui, S., Wang, M., Ma, W., Wang, M., Wang, J., Liu, K., *et al.* (2025) Machine Learning Reveals Heavy Metal Migration Pathways in Asia's Largest Pb-Zn Smelting Region: Soil Pollution Simulation in Jiyuan. *Process Safety and Environmental Protection*, **203**, Article 107904. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2025.107904>
- [3] 洗美龄, 王云涛, 吴文成, 等. 基于知识图谱的土壤重金属地表径流迁移研究进展[J]. 环境科学研究, 2026, 39(1): 178-188.
- [4] 温婷, 王鹏, 李传勋, 等. 极端降雨作用下典型土壤重金属污染物动态迁移规律及其健康风险评估[J]. 环境工程技术学报, 2025, 15(5): 1756-1766.
- [5] 崔长颢, 章磊, 李丽, 等. 水煤浆气化炉协同处理固体废物过程中典型重金属的释放迁移与浸出特性[J]. 环境科学研究, 2025, 38(10): 2301-2308.
- [6] 齐文博, 赵航航, 李鹏飞, 等. 生物炭对含有微塑料土壤中重金属迁移转化的影响[J]. 环境科学与技术, 2025, 48(8): 133-141.
- [7] 施小学, 孙乾迎, 卢阳, 等. 碳酸盐岩风化成土过程重金属的迁移富集特征——以华南典型地区为例[J]. 中国环境科学, 2025, 45(4): 2063-2074.
- [8] Cherkashina, T.Y., Svetlakov, A.A., Pellinen, V.A. and Cherkashin, E.A. (2025) Relationships between Heavy Metal Migration in Soils and Landslide Dynamics under Conditions of Modern Climate Change: A Case Study of Lake Baikal, Olkhon Island. *Science of the Total Environment*, **975**, Article 179285. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179285>
- [9] Wei, M., Pan, A., Ma, R. and Wang, H. (2025) Migration Characteristics and Human Health Risk Assessment of Selenium and Heavy Metals in Rhizosphere Soil-Crop System in High Geological Background Area of Southern Qinling Mountains: A Case Study of Shiquan County, Shaanxi, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **294**, Article 118013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118013>
- [10] 刘斌, 程芦, 柴雅兰, 等. 尾矿中重金属在农田土壤中的释放及垂向迁移[J]. 环境工程学报, 2025, 19(10): 2606-2618.
- [11] Li, T., Zhao, C., Fu, Q., Meng, F., Liu, D. and Li, M. (2025) Freeze-Thaw Cycles Affect Hydrothermal and Heavy Metal Transport Mechanisms in Porous Media: Closed and Transient Flooded System Conditions. *Science of the Total Environment*, **966**, Article 178750. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178750>
- [12] 庄莹, 宋小三, 赵伟高. 黄河流域胶体态泥沙与重金属在饱和多孔介质中的共迁移研究进展[J]. 环境化学, 2025, 44(11): 4199-4211.
- [13] 王玲玲, 汪煜, 贺芳, 等. 道地产区土壤-毫白芍系统重金属迁移富集特征及潜在风险[J]. 环境化学, 2025, 44(7): 2444-2458.
- [14] Zhu, L., Ma, Y. and Goonetilleke, A. (2024) Fingerprinting to Trace Sources of Suspended Solids in the Transport of Heavy Metals in Urban Stormwater Runoff. *Environmental Pollution*, **363**, Article 125088. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125088>
- [15] Bao, J., Chang, Y., Cheng, N., Li, Y., Chang, X., Feng, J., *et al.* (2024) Vertical Distribution and Migration of Heavy Metals in Soil of Green Stormwater Infrastructure Receiving Roof Runoff. *Science of the Total Environment*, **954**, Article 176511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176511>
- [16] 余俊杰, 刘洋, 罗文浩, 等. 稻田共作模式中重金属的污染特征及有效性控制研究[J]. 中国生态农业学报, 2025, 33(2): 374-386.
- [17] Fei, J., Zou, T., Geng, M., Luo, G., Pang, C., Huang, Y., *et al.* (2024) Residual Mulch-Film Characteristics Affect Heavy Metal Migration of Different Soil Layers in the Subtropical Croplands of China. *Environmental Pollution*, **360**, Article 124702. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124702>
- [18] 朱晓艳, 王琪琛, 姜懿真, 等. 微塑料对稻田土壤-水界面重金属分布及迁移的影响[J]. 水生态学杂志, 2024, 45(3): 10-20.
- [19] Wu, Y., Yue, H., Zhang, X., Zang, X., Sun, Y., Zhang, C., *et al.* (2024) Research on the Heavy Metal Migration and Distribution Patterns of Low Permeability Copper and Zinc Contaminated Soil during Bottom Vacuum Leaching. *Process Safety and Environmental Protection*, **186**, 252-263. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.04.017>
- [20] Liu, X., Sheng, Y., Liu, Q. and Li, Z. (2024) Suspended Particulate Matter Affects the Distribution and Migration of Heavy Metals in the Yellow River. *Science of the Total Environment*, **912**, Article 169537. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169537>