

金山湖底泥重金属稳定化处理效果及机制研究

周雪飞¹, 张亚雷^{1*}, 章明¹, 朱洪光², 李建华¹, 赵建夫²

(1. 同济大学环境学院长江水环境教育部重点实验室, 上海 200092; 2. 同济大学污染控制与资源化国家重点实验室, 上海 200092)

摘要: 采用氧化钙和过氧化钙及二者混合物对底泥中的重金属进行稳定化试验, 研究了稳定化后底泥中重金属迁移情况, 并对底泥重金属稳定化技术的机制进行初步探讨. 酸雨淋溶试验结果表明, 底泥经 CaO 、 $\text{CaO} + \text{CaO}_2$ 、 CaO_2 稳定化后, $\text{pH} = 2.9$ 时, Zn 迁移到第 3 层, 其首层迁移量分别为 96、97 和 93 mg/kg, 而空白试验中 Zn 迁移至第 6 层, 首层迁移量为 128 mg/kg; $\text{pH} = 5.0$ 时, Zn 迁移到第 3 层, 其首层迁移量分别为 87、90 和 89 mg/kg, 而空白试验中 Zn 迁移至第 5 层, 首层迁移量为 112 mg/kg. 这说明稳定化底泥中 Zn 的迁移速度和首层迁移量均有降低, 3 种稳定化药剂能够降低其在土壤中的迁移能力; 淋溶液 pH 值对 Zn 的迁移能力有影响, pH 较高能够减缓 Zn 在土壤中的迁移速度, 降低其首层迁移量; Ni 和 Cd 的酸雨淋溶试验也可得出同样结论. 重金属稳定化机制试验结果表明, 经上述 3 种药剂稳定化处理后, 底泥 pH 值由 6.76 分别上升到 8.33、8.15 和 8.21, TOC 含量分别降低 5%、10.9% 和 13.1%; Zn、Ni 和 Cd 的稳定态含量分别增加 10.6%、1.7% 和 4.5%, 这是导致重金属迁移能力下降的主要原因; 由此可见, 3 种药剂对同一金属的稳定化作用无明显差异; 从不稳定态向稳定态转化的比例来看, 稳定化药剂对不稳定态金属的稳定能力次序为: $\text{Zn} > \text{Cd} > \text{Ni}$.

关键词: 底泥; 重金属; 稳定化; 土柱试验

中图分类号: X131.2 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)06-1705-08

Effect and Mechanism of Heavy Metal Stabilization Treatment of Sediment in Jinshan Lake

ZHOU Xue-fei¹, ZHANG Ya-lei¹, ZHANG Ming¹, ZHU Hong-guang², LI Jian-hua¹, ZHAO Jian-fu²

(1. Key Laboratory of Yangtze Water Environment of Ministry of Education, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: The heavy metal stabilization treatment (by mixture of CaO , CaO_2 , CaO and CaO_2) of sediment in Jinshan Lake were investigated through soil column experiment, including the transport and transformation of heavy metal in sediment after stabilization, and the mechanism of heavy metal stabilization treatment technology. In the simulated acid rain experiment under a pH of 2.9, Zn in the sediment stabilized by CaO , $\text{CaO} + \text{CaO}_2$, CaO_2 , respectively, transferred to the third layer with the first layer's migrating quantities of 96, 97 and 93 mg/kg, while in another experiment under a pH of 5.0, Zn transferred to the third layer with the first layer's migrating quantities of 87, 90 and 89 mg/kg, respectively. In the blank experiments under pH 2.9 and 5.0, Zn transferred to the sixth and fifth layer with the first layer migrating quantities of 128 and 112 mg/kg, respectively. The above results were concluded to be: ① both migrating velocity and first layer's migrating quantity of Zn decreased in stabilized sediment; ② the three tested ways could reduce its migrating capability in soil; ③ pH of leached solution could affect the migrating capability of Zn and high pH would lead to the decrease of Zn in soil. For Ni and Cd, the similar conclusion could also be gained. The results of metal transporting mechanism experiments with CaO , $\text{CaO} + \text{CaO}_2$, CaO_2 showed that: ① pH of the sediment increased from 6.76 to 8.33, 8.15 and 8.21; ② TOC content decreased with a range of 5%, 10.9% and 13.1%; ③ fixedness part contents of Zn, Ni and Cd increased 10.6%, 1.7% and 4.5%, respectively, which is the important reason leading to the decrease of metal transporting capability. The transformation proportion of heavy metal from lability to stabilization showed that the stabilization capability of heavy metal followed the sequence: $\text{Zn} > \text{Cd} > \text{Ni}$.

Key words: sediment; heavy metal; stabilization; soil column experiment

水体底泥污染是一个世界范围内的环境问题^[1], 各种污染物在底泥中不断累积富集, 导致底泥受到严重污染, 底泥中的重金属、难降解有机物 (POPs) 等污染物的浓度往往要比上覆水体中相应污染物的浓度高几个数量级^[2]. 因此, 底泥的安全处置问题受到世界各国的普遍关注^[3~5]. 20 世纪 90 年代后, 欧、美等国家陆续开展疏浚前污染底泥的生态风

险评价工作^[6], 根据污染底泥的毒性和危害采取环保疏浚及相应的处置措施以避免对环境造成二次污

收稿日期: 2007-06-27; 修订日期: 2007-09-17

基金项目: 国家高技术研究发展计划 (863) 项目 (2003AA06011000-4-02); 国家科技支撑计划项目 (2006BAJ08B00)

作者简介: 周雪飞 (1971 ~), 女, 博士, 副教授, 主要研究方向水处理理论与技术等, E-mail: zhouxuefei@mail.tongji.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: zhangvalei@mail.tongji.edu.cn

染^[7].

目前,国际上对清除后的污染底泥的处置技术主要有堆存封闭法、污染泥集装化、生物修复和资源化^[8,9]等,并鼓励在可能的条件下使污泥处置与综合利用相结合.疏浚底泥的资源化和综合利用是该方向研究的热点,如将底泥用作土壤调节剂、制砖^[10,11]和用作土壤和生产水泥的原材料^[12]等.其中受污染底泥的土地利用具有市场需求量大、技术要求低、环境安全等优势,将成为受污染底泥消纳的出路.由于底泥中重金属进入土壤后很难去除,还可以通过植物吸收或通过渗滤作用渗入地下水中,进而危害人类的健康,因此必须采用适当方法降低污泥中重金属的含量^[13].

底泥的重金属稳定化技术大多借用污泥处置或者土壤修复方面的经验和技術,如水泥固化技术^[14]、石灰固化技术^[15]、药剂稳定化技术^[16~19]等.药剂稳定化是利用化学药剂使有毒有害物质转变为低溶解性、低迁移性及低毒性物质的过程.现有研究表明,氧化钙对含铬稳定化效果较好,稳定后铬的浸出浓度远小于国家允许浸出标准^[20];石灰稳定化工艺可有效降低污泥中铅、镉、铬、铜、锌等的浸出浓度^[21],而过氧化钙由于其碱性和氧化性对废水中铅、镉、铜等重金属离子去除率高达 99.9%^[22].与固化方法相比,药剂稳定化技术可以在实现废物无害化的同时,做到废物少增容或不增容.因此,开发高效的化学稳定化药剂技术,已成为底泥重金属稳定化的重点方向.

本试验以镇江金山湖底泥为研究对象,采用氧化钙和过氧化钙及二者混合物对底泥中的重金属进行稳定化试验,通过稳定化后重金属迁移情况来评价技术的效果,并对底泥重金属稳定化技术的机制进行初步研究,以期对镇江金山湖底泥资源化利用提供技术支持和理论依据.

1 材料与方法

1.1 实验材料

试验底泥取自金山湖生态修复示范区,利用抓斗采泥器采集表层 10 cm.背景土壤采自上海杨浦区某建筑工地表层土壤.土壤和底泥取少量在实验室内自然风干,碾磨,过 100 目筛,分析其各理化指标(表 1).

1.2 实验装置

用土柱装置模拟土壤中重金属的迁移,如图 1 所示.柱体为圆形有机玻璃柱,高 55 cm,内径 6.5

cm,外径 7.5 cm,柱体下端同聚乙烯法兰片粘接在一起.托底为 15 cm × 15 cm 正方形聚乙烯塑料板,厚度 5 mm,板四角各有支撑,在板上中心部分 6.5 cm 直径范围内沿不同半径长度的圆周上打直径 2 mm 的孔洞,实验中产生的渗滤液可通过小孔流出.用螺丝将法兰片与托底连接在一起,在二者之间放置橡胶垫圈,以增加装置的紧密性.

表 1 底泥及背景土基本性质

Table 1 Basic properties of sediment and contrast soil		
理化性质	表层土壤	底泥
pH	8.23	6.74
TOC/ %	0.49	2.54
TN/mg·g ⁻¹	1.26	3.92
TP/mg·g ⁻¹	1.05	2.56
Zn/mg·kg ⁻¹	59.2	274.2
Ni/mg·kg ⁻¹	13.9	38.5
Cd/mg·kg ⁻¹	0.92	4.8

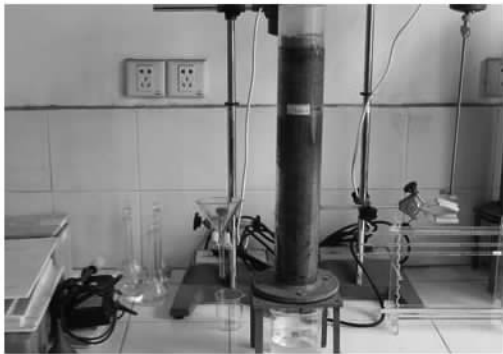


图 1 土柱装置

Fig. 1 Experimental installation picture of soil column

1.3 试验方法

1.3.1 土柱试验

根据镇江市年降水量和酸雨组成特点,模拟 1 a 酸雨降水,设计淋溶量为 3 500 mL, pH 值为 5.0,考虑到地表径流 pH 为 2.9,酸雨主要离子为 $\text{SO}_4^{2-}:\text{NO}_3^- = 3:1$ (摩尔浓度比值),模拟酸雨通过分析纯硫酸和硝酸的混合溶液调节去离子水的 pH 值配置而成.

用去离子水将有机玻璃柱冲洗干净,在底部垫上 1 层滤纸,然后在其上平铺 1 层细沙.将风干过 2 mm 筛的建筑工地土壤,装入土柱中,用去离子水浸泡,压实土柱,不断重复此过程直到土柱高度为 30 cm.再将风干和经稳定化处理后的底泥,磨成约 2 mm 直径的颗粒装入柱中,高度约 7 cm.试验分 pH 2.9 和 pH 5.0 组,每组 4 个装置,分别装填底泥空白(底泥未添加稳定剂)、CaO(底泥添加质量百分比为 10%的 CaO)、CaO + CaO₂(底泥添加质量百分比 5% CaO 和 5% CaO₂)和 CaO₂(底泥添加质量百分比为

10%的 CaO_2)。开始试验前向土柱中加入去离子水,浸泡土柱,静置1周。

土柱淋溶时调节淋溶速度为 $50\text{ mL}\cdot\text{h}^{-1}$,连续淋溶10 h。每淋完500 mL后,隔24 h再开始下次的淋溶。收集由土柱下部流出的渗滤液,每500 mL计为1份。整个实验过程持续14 d(相当于镇江市1a的酸雨量)。淋溶完成后,推出土柱,从泥与土的混合层由上至下按5 cm的间隔分层,共分6层,并对每层的土样进行重金属总量测定。

1.3.2 机制试验

取4份质量为1 kg的新鲜底泥(取样均匀,含固率为43%),其中3份分别投加100 g CaO 、100 g CaO_2 、以及50 g CaO + 50 g CaO_2 混合物,即投加底泥质量10%的稳定药剂。设空白对照1份,搅拌均匀,自然风干,经过5、13、25 d(25 d已经自然风干,含水率为3%),从各组中取部分样品进行相关性质分析。

1.4 分析方法

底泥理化性质测定方法参照文献[23]:淋出液经0.45 mm滤膜过滤后,用电感耦合等离子直读光谱仪(ICP-AES)测定淋出液中重金属元素的含量;重金属浓度测试采用ICP-AES,底泥先进行微波消解预处理:150℃ 8 min,220℃ 15 min,22℃ 20 min;压力保持1 000 kPa;酸: HNO_3 6 mL, HF 2 mL, HCl 2 mL,然后定容测试;重金属形态分析方法参照文献[24],具体流程:① 将样品材料自然风干,碾磨,过筛(100目)。② 每个样品称取2.0 g,进行水分测定后,置于50 mL离心管中,再按以下步骤分级提取:

(1) 可交换态 样品加入 MgCl_2 溶液($\text{pH} = 7.0$)16 mL,在室温下以200次/min速度振荡2 h,然后在离心机上以3 000 r/min离心45 min,沉淀留在离心管中,清液提取放入锥形瓶中,加入稀硝酸,温热溶解可溶盐类,定容。

(2) 碳酸盐态 在提取组分1后的残渣中加入1.0 mol/L NaAc-HAc 溶液(用 HAc 调到 $\text{pH} = 5$)16 mL,在室温下以200次/min的速度振荡5 h,然后用与上述相同的方法离心分离,沉淀留在原离心管中。清液提取放入锥形瓶中,用上述相同方法处理。

(3) 铁锰氧化态 在提取组分2后的残渣中加入0.04 mol/L $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ (氯化羟胺)溶液40 mL,在85℃水浴2 h后,以200次/min的速度振荡4 h,然后用前述的方法离心分离,沉淀留在离心管中。清液提取放入锥形瓶中,用上述相同方法处理。

(4) 有机态 在提取组分3后的残渣中加入0.02 mol/L HNO_3 溶液6 mL和30%的 H_2O_2 (用 HNO_3 调到 $\text{pH} = 2$)10 mL,在85℃水浴1 h后,以200次/min速度振荡1 h。然后再加入30%的 H_2O_2 (用 HNO_3 调到 $\text{pH} = 2$)6 mL,继续在85℃水浴1.5 h后,以200次/min速度振荡1.5 h。取出冷却至室温,加入0.02 mol/L HNO_3 溶液10 mL,再以200次/min速度振荡0.5 h,然后用前述的方法离心分离。清液提取放入锥形瓶中,用上述相同方法处理。

(5) 残渣态 将原离心管中的沉淀转移到锥形瓶中,加入15 mL浓 HNO_3 消化至小体积,再加15 mL浓硝酸消化至小体积,最后加10 mL浓高氯酸消解至小体积,样品成灰白色,稍冷后,加适量1%稀硝酸,温热溶解可溶盐类,最后用定量滤纸过滤入50 mL容量瓶定容。

最后用等离子体原子发射光谱仪(ICP仪)测定各待测液。

2 结果与讨论

2.1 重金属稳定化处理的效果分析

2.1.1 淋出液 pH 变化

由图2可知,2种酸雨强度(pH 2.9和5.0)下,

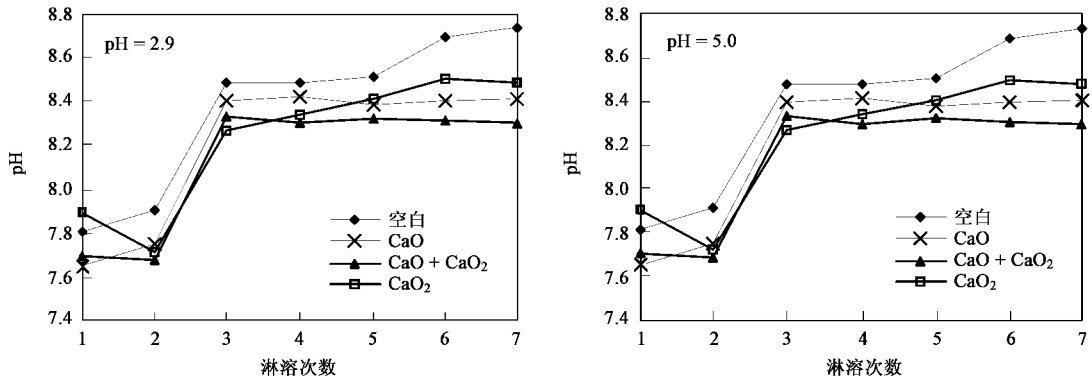


图2 模拟酸雨淋溶淋出液批 pH 值的变化
Fig.2 pH changes with drench solution

整个淋溶过程中淋出液的 pH 值均在 7.63 ~ 8.72 范围内波动,说明供试用的建筑工地土壤的缓冲能力较强,酸雨淋溶时,建筑工地土壤中的阳离子与酸雨的中 H^+ 发生交换反应,使淋出液 pH 值比淋溶液的 pH 值高;2 种酸雨淋溶条件下,当淋溶量达到 1 000 mL 后 pH 值有一个升高过程,然后保持在 8.4 左右.这可能是由于酸雨淋溶液与柱子内部的土壤经过一个复杂的生物化学反应,参与反应的包括所有底泥中的阴离子和阳离子以及模拟酸雨中的成分,甚至还有微生物的参与,最终达到一个生物化学平衡.由于渗出液 pH 变化趋势相似,无法确知重金属迁移与渗滤液 pH 的关系.

2.1.2 淋出液重金属含量的变化

图 3 描述了稳定化药剂处理后,模拟酸雨通过表层覆盖疏浚底泥和下层土壤后的淋出液中重金属 (Zn, Ni, Cd) 含量随酸雨量的变化.

由图 3 可以看出,在 pH = 2.9 时,底泥空白柱淋出液 Zn 浓度随着淋溶量体积的增加而下降,当淋溶量达到 2 000 mL 时出现最低值 0.025 mg/L,然后浓度升高,一直到达 0.059 mg/L;而添加稳定化药剂 (CaO、CaO + CaO_2 和 CaO_2) 各柱淋出液中 Zn 浓度则随着淋溶量的增加持续下降,最低浓度分别为 0.019、0.021 和 0.018 mg/L,并且当淋溶量达到 2 500 mL 后都基本保持不变.在 pH = 5.0 时也出现类似规律,但底泥空白组淋出液 Zn 最低浓度出现在淋溶量为 2 500 mL 时为 0.025 mg/L,而增长幅度也没有 pH = 2.9 时大,仅增大到 0.037 mg/L.造成该现象可能是由于,随着酸雨淋溶的开始,上层底泥和下层土壤中 Zn 都开始往下迁移,且土壤中 Zn 首先被淋出柱子,由于土壤 Zn 污染程度不重,因此随着淋溶量的增加逐渐减少,造成淋出液中 Zn 浓度下降;而底泥中 Zn 含量很高,如果未被药剂稳定,则随着淋溶量

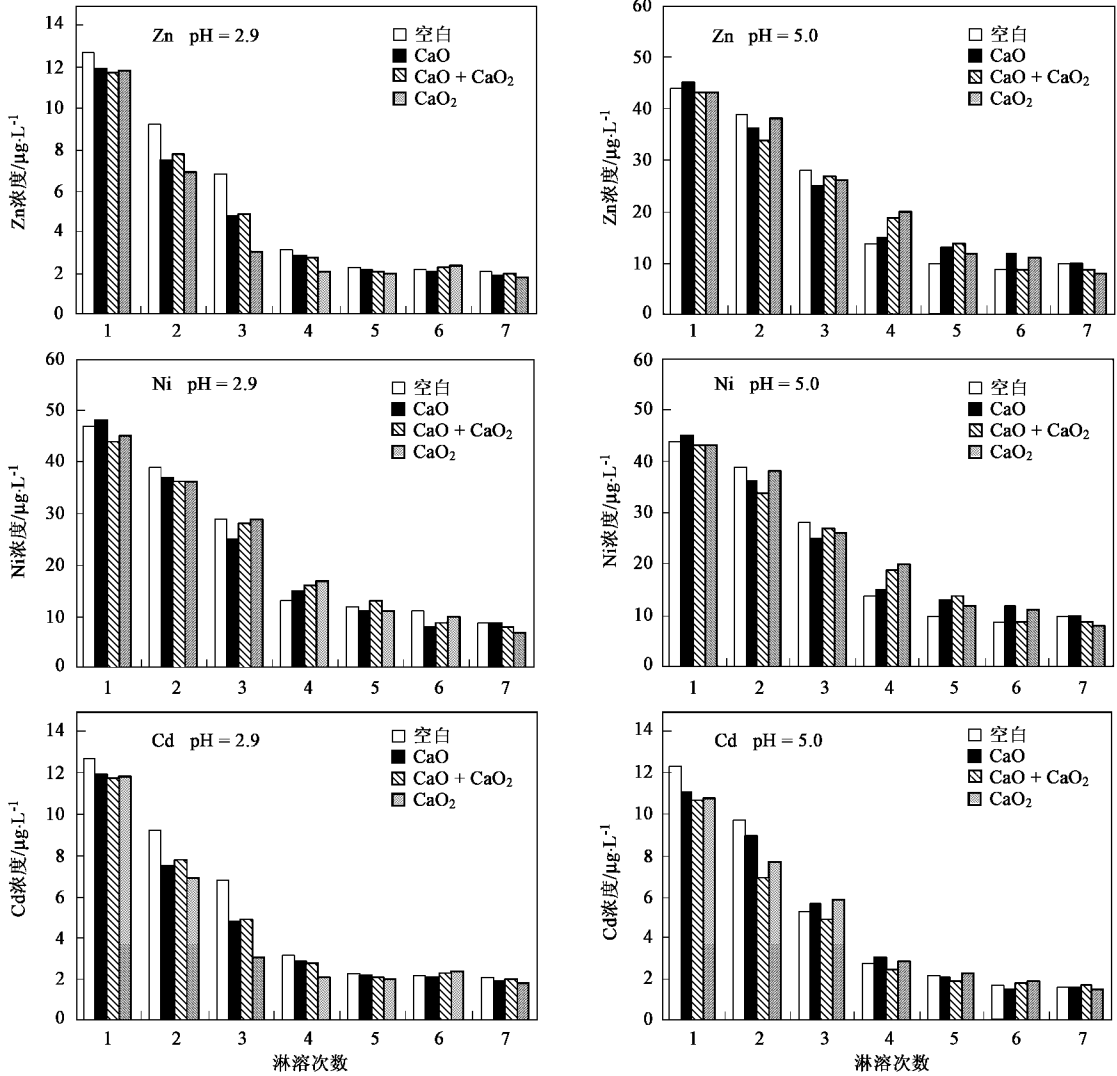


图 3 淋溶液重金属浓度变化

Fig.3 Concentration changes of heavy metal of drench solution

的增加,底泥中 Zn 迁移到柱子最下层,导致淋出液中 Zn 浓度的增加,而经稳定化后底泥 Zn 的迁移能力明显减弱,其淋出液中 Zn 浓度将持续降低.

2 种 pH 值下,底泥空白柱和底泥稳定化后柱淋出液 Ni 和 Cd 浓度均随着淋溶量的增加而下降.由以上分析可知,该淋出液中 Ni 和 Cd 都来自下层土壤,所以无法确知稳定化药剂对 Ni 和 Cd 的影响.

在相同 pH 值的酸雨作用下,淋出液中重金属含量大小次序为:Zn > Ni > Cd,这可能是由于样品土壤中的重金属含量大小次序为:Zn > Ni > Cd.

2.1.3 重金属在土壤中的迁移变化

图 4 表示模拟酸雨淋溶后土柱中重金属含量的变化情况.由图 4 可知,pH = 2.9 时,底泥空白柱中 Zn 已迁移至第 6 层,而添加稳定化药剂各柱中 Zn 迁移到第 3 层,说明稳定化药剂能够减缓 Zn 在土壤中的迁移速度;pH = 5.0 时,底泥空白柱中 Zn 迁移到第 5 层,而药剂稳定化后各柱中 Zn 只迁移到第 3 层,且各柱中 Zn 表层浓度较 pH = 2.9 时降低,说明淋溶液 pH 较高能够减缓 Zn 在土壤中的迁移速度.

pH = 2.9 时,空白柱中 Ni 和 Cd 迁移至第 4 层,投加 CaO₂ 柱中迁移到第 2 层,其余柱中迁移到第 3 层,说明稳定化药剂能够减缓 Ni 和 Cd 在土壤中的

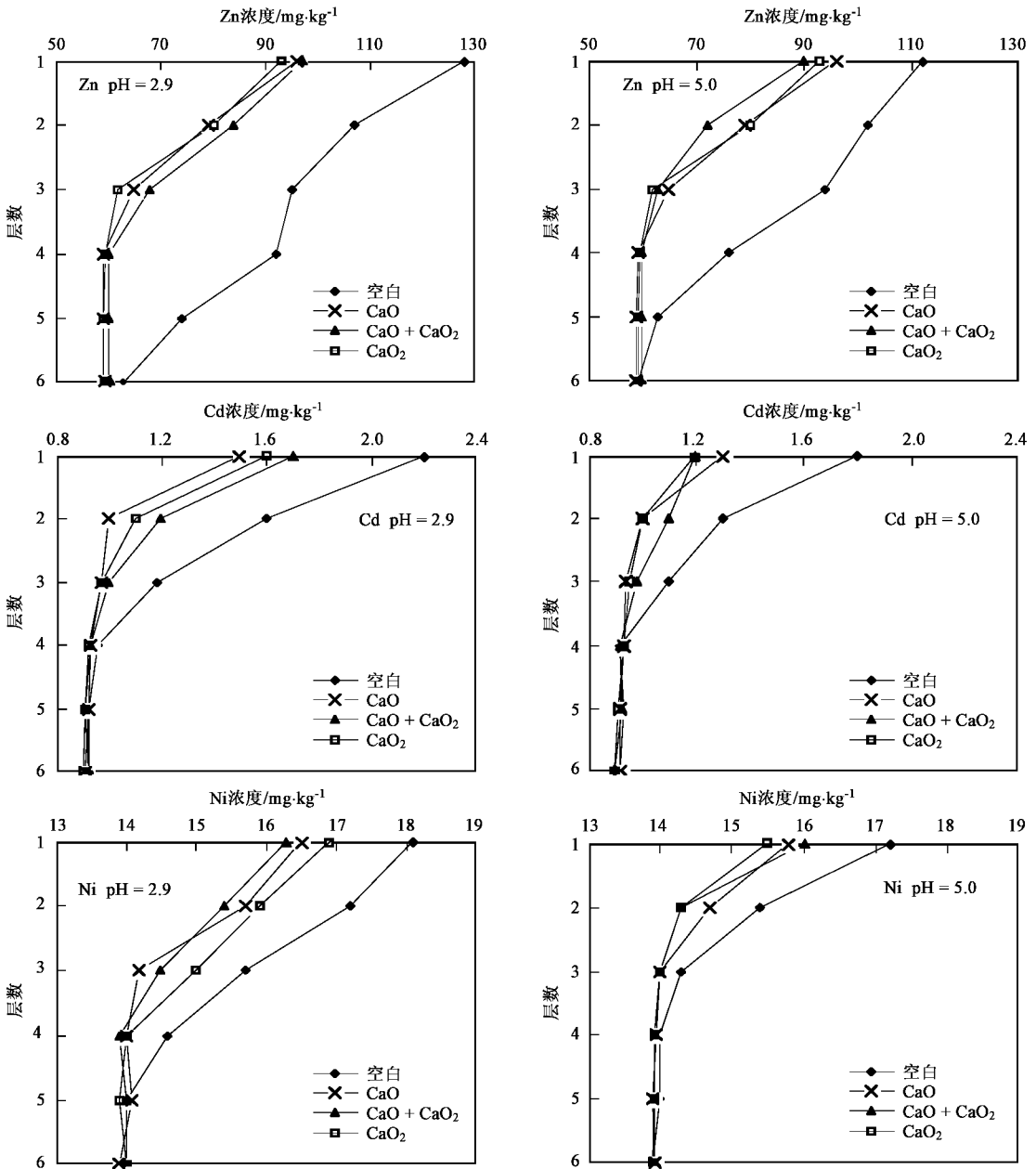


图 4 不同 pH 值酸雨淋溶后重金属元素在土柱中的含量

Fig.4 Content of heavy metal elements in soil column a after leached by acid rain at different pH values

迁移速度; pH = 5.0 时, 空白柱中 Ni 和 Cd 只迁移到第 3 层, 投加 CaO₂ 柱中 Cd 迁移到第 1 层, 其它柱中 Ni 和 Cd 迁移到第 2 层, 说明淋溶液 pH 较高能够减缓 Ni 和 Cd 在土壤中的迁移速度.

结果表明, pH = 2.9 时, 底泥空白、CaO、CaO + CaO₂、CaO₂ 各柱中 Zn 的首层迁移量分别为 128、96、97、93 mg/kg; pH = 5.0 时, 各柱中 Zn 的首层迁移量分别为 112、87、90、89 mg/kg. 可见, 淋溶液 pH 越低, 表层迁移量越大; 底泥稳定化后, Zn 的表层迁移量显著降低, 这可能与药剂处理后稳态化 Zn 含量增加有关. Ni 和 Cd 的数据也可以得出同样的结论.

此外, 在相同 pH 值下, 重金属 Zn 的迁移速度明显大于 Ni 和 Cd 的迁移速度, 其中 Ni 和 Cd 迁移速度差不多; 而若按照重金属总量来推算, 迁移速度应当是 Zn > Ni > Cd, 说明重金属迁移速度不仅与重金属总量有关, 还可能与重金属的形态有关, 这一点将在后面论述.

2.2 重金属稳定化技术的机制探讨

2.2.1 投加稳定剂对底泥 pH 值的影响

如图 5 所示, 试验条件下, 投加 CaO、CaO + CaO₂ 和 CaO₂ 最终可使底泥 pH 由 6.76 分别上升到 8.33、8.15 和 8.21. 这是因为这 2 种化合物都是碱性化合物, 它们与水反应产生的 OH⁻ 离子, 使底泥 pH 上升.

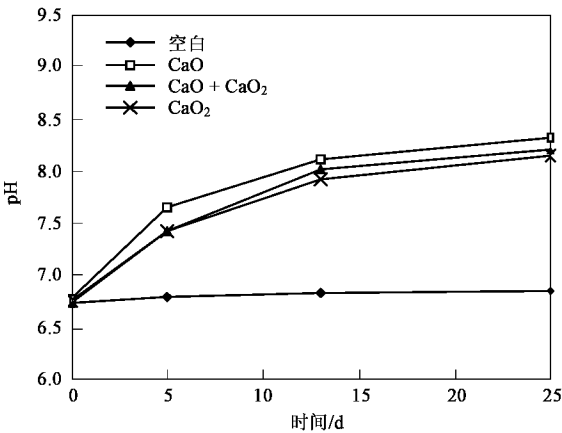


图 5 底泥重金属稳定化过程中 pH 变化

Fig.5 pH value changes in the stabilization process of heavy metals of sediment

在较低石灰水平下, 污泥中有机质上主要官能团羟基和羧基和粘土矿物表面羟基均与 OH⁻ 反应, 使底泥表面可变电荷增加, 从而降低了底泥重金属的专性吸附比例. 在这一过程中, OH⁻ 与 CO₂ 反应生成 CO₃²⁻, 而碳酸根可与重金属离子生成难溶的碳酸

盐, 另一方面石灰在底泥中可将重金属离子水解生成氢氧化物, 增强了对金属稳定化作用.

2.2.2 投加稳定剂对底泥总有机碳(TOC)含量的影响

图 6 描述了投加重金属稳定剂后, 底泥总有机碳含量的变化趋势图. 从图 6 可知, 4 个组中 TOC 含量均有所下降, 这是因为实验条件控制在自然条件下风干, 因此底泥有部分被空气中的氧气氧化. 投加 CaO₂ 稳定剂的底泥 TOC 从 2.68% 下降到 2.33%, 下降幅度最大, 达 13.1%; 投加 CaO + CaO₂ 稳定剂底泥 TOC 从 2.68% 下降到 2.38%, 下降幅度次之为 10.9%; 空白对照和投加 CaO 稳定剂的底泥类似, 下降幅度均为 5% 左右. 由此得出, CaO₂ 的存在是使底泥 TOC 下降的原因, 由于 CaO₂ 能够在潮湿空气中和水中缓慢释放出氧气, 因此为底泥内部微生物的新陈代谢提供了条件, 使其降解底泥中有机物; 另一方面, CaO₂ 本身有很强的氧化能力, 能够氧化较多种类的有机物, 这是化学方面的原因. 而 CaO 没有氧化能力和释放氧气的能力, 其 TOC 含量的降低只能依靠空气中的氧气, 和空白对照一样, 因此二者的 TOC 变化趋势类似.

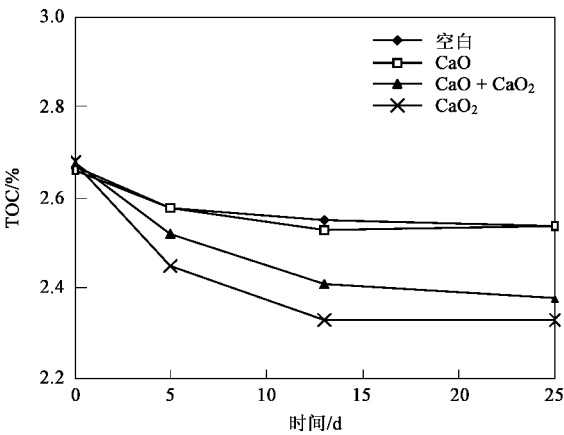


图 6 底泥重金属稳定化过程中 TOC 变化

Fig.6 TOC value changes in the stabilization process of heavy metals of sediment

2.2.3 投加稳定剂后重金属形态的变化

图 7 描述了经过稳定化药剂处理后底泥中 Zn、Ni 和 Cd 形态的变化. 图中 EXC 代表可交换态, CB 代表碳酸盐结合态, FM 代表铁锰氧化态, OM 代表有机结合态, RE 代表残渣态.

从图 7 可以看出, 未经处理的底泥中, 稳定态的 Zn、Ni 和 Cd 占各金属含量的比例分别为 59.4%、94.3% 和 79.2%, 其中 Ni 的稳定态比例最高; 经过

CaO、CaO + CaO₂ 和 CaO₂ 处理后,3 种金属的稳定态含量均增加,但同一金属经 3 种药剂稳定后,稳定态增加幅度差别不大,其平均增加比例分别为 10.6%、1.7% 和 4.5%,平均增加量分别为 29.7、0.65 和 0.22 mg/kg.由此可见,3 种药剂对底泥中重金属的总体稳定效果差别不大.

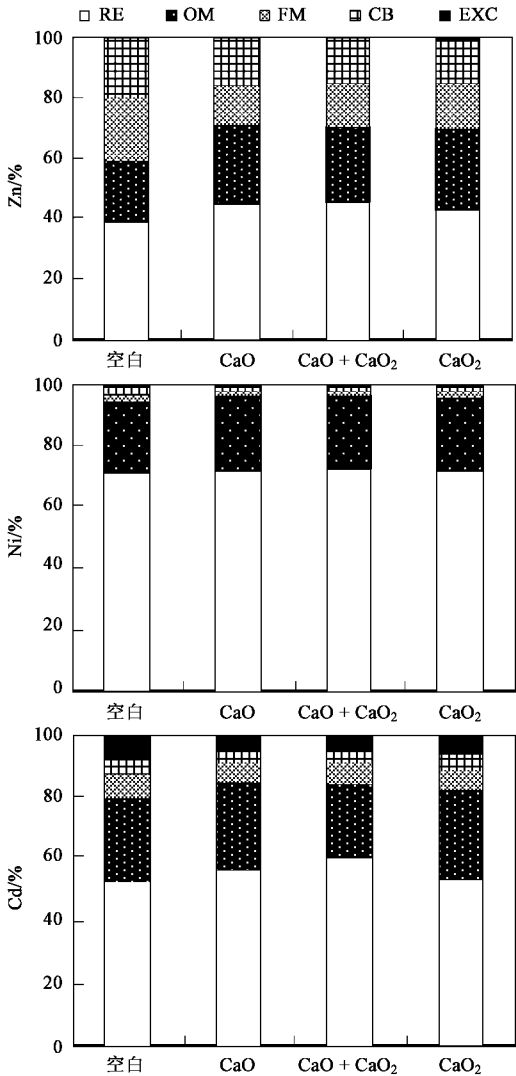


图7 底泥重金属稳定化后重金属形态含量
Fig.7 Content of heavy metals form after heavy metals stabilization of sediment

总之,从不稳定态向稳定态转化的比例来看,试验条件下稳定化药剂对不稳定态的结合能力次序为:Zn>Cd>Ni;从不稳定态向稳定态转化的量来看,试验条件下稳定化药剂对不稳定态的结合能力次序为:Zn>Ni>Cd.

重金属经药剂稳定化处理后,其存在形态的变化导致其在土壤中迁移量和速度的变化,这验证了

前面酸雨淋溶试验中关于稳定化前后金属迁移量变化,及 Ni 和 Cd 迁移速度相近的结果.

3 结论

(1)模拟酸雨淋溶条件下,稳定化处理后底泥中 Zn、Ni 和 Cd 的淋出液浓度都随着淋溶量的增加而减少;Zn、Ni 和 Cd 的迁移距离均有所缩短,首层迁移量也都有所减少,说明该 3 种药剂能够降低重金属在土壤中的迁移能力.

(2)酸雨淋溶过程中,淋溶液 pH 值对重金属的迁移能力有影响,淋溶液 pH 较高能够减缓 Zn、Ni 和 Cd 在土壤中的迁移速度,降低其表层迁移量.

(3)CaO、CaO + CaO₂ 和 CaO₂ 等药剂对底泥稳定化处理后,底泥 pH 值升高,这可以减缓酸雨引起产生重金属迁移;TOC 含量减少,其中 CaO₂ 减少幅度最大,可能是由于其具有氧化性.

(4)底泥经 3 种药剂稳定化处理后,Zn、Ni 和 Cd 的重金属形态均发生变化,稳定态含量增加,这导致重金属迁移能力减弱;3 种稳定药剂导致重金属形态的变化幅度相当,说明三者稳定化作用无明显差异.

(5)从不稳定态向稳定态转化的比例来看,稳定化药剂对不稳定态的稳定能力次序为:Zn>Cd>Ni;从不稳定态向稳定态转化的量来看,稳定化药剂对不稳定态的固定能力次序为:Zn>Ni>Cd.

参考文献:

[1] Blom G, Winkels H J. Modeling sediment accumulation and dispersion of contaminants in IJsselmeer (the Netherlands)[J]. Water Science Technology, 1998, 37(6-7):17-24.
[2] 阿伦 R J, 贝尔 A J. 水和沉积物中有毒污染物评估[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2003. 13-140.
[3] Evans R D. Interaction between sediments and water: summary of the Eighth International Symposium [J]. Science of the Total Environment, 2001, 266(1-3):1-5.
[4] Evans R D, Proveni A, Mattia J, et al. Interaction between sediments and water: summary of the Seventh International Symposium[J]. Water, Air and Soil Pollution, 1997, 99(1-4):1-7.
[5] Stephens S R, Alloway B J, Parker A, et al. Changes in the leachability of metals from dredged canal sediments during drying and oxidation [J]. Environmental Pollution, 2001, 114(3):407-413.
[6] Chapman P M, Ho K T, Wayne R, et al. Issues in sediment toxicity and ecological risk assessment [J]. Marine Pollution Bulletin, 2002, 44(4):271-278.
[7] 颜昌宙,范成新,杨建华,等. 湖泊底泥环保疏浚技术研究展望[J]. 环境污染与防治, 2004, 26(3):189-192.
[8] Li W, Yin C, Ming Z, et al. Discussion on Phosphorous Release

- from Lake Sediment [J]. *Journal of Lake Sciences*, 1999, **4**(11): 2013-2018.
- [9] Roeters P B. Large scale treatment of contaminated sediments in the Netherlands, the feasibility study [J]. *Water Science Technology*, 1998, **37**(6-7):291-298.
- [10] Hamer K, Karius V. Brick production with dredged harbour sediments: An industrial-scale experiment [J]. *Waste Management*, 2002, **22**(5):521-530.
- [11] 邵立明, 何晶晶, 洪祖喜. 受污染疏浚底泥用作植物培植土的环境影响分析[J]. *环境科学研究*, 2004, **17**(3):51-54, 74.
- [12] Jones K W, Feng H, Stern E A, *et al.* Dredged materials decontaminated demonstration for the port of New York/New Jersey [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2001, **85**: 127-143.
- [13] 王华, 冯启言, 郝莉莉. 我国底泥重金属污染防治[J]. *污染防治技术*, 2004, **17**(1):75-78.
- [14] Butler L G, Cartledge F K, Chalasani D, *et al.* Immobilization mechanisms in solidification/stabilization using cement/silicate fixing agents [D]. Baton Rouge: Louisiana State University, 1988. 42-61.
- [15] Tyagi R D, Meunier J, Blais J F. Simultaneous sewage sludge and metal leaching: effect of temperature [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1996, **46**:422-431.
- [16] Chantiwas R, Shiwatana J. Evaluation of metal stabilization ability of adsorbents for toxic metals in solid waste by sequential extraction [J]. *Journal of Environmental Science and Health*, 2000, **35**(6): 849-867.
- [17] Lin C F, Lo S S, Lin H Y, *et al.* Stabilization of cadmium contaminated soils using synthesized zeolite [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1998, **60**: 217-226.
- [18] Cheng K Y, Bishop P, Isenburg J. Leaching boundary in cement-based waste forms [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1990, **30**(3):298-306.
- [19] Edwards R, Rebedea I, Lepp N W, *et al.* An investigation into the mechanism by which synthetic zeolites reduce labile metal concentrations in soils [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 1999, **21**:157-173.
- [20] 徐娜, 章川波, 安从章. 制革污泥中的铬形态分析及稳定化研究[J]. *中国皮革*, 2005, **34**(23):24-26.
- [21] 邹凯旋, 刘辉利, 朱义年. 工业重金属污泥的稳定化试验[J]. *桂林工学院学报*, 2007, **27**(2):231-235.
- [22] 翟永清, 丁士文, 姚子华, 等. 过氧化钙的常温水相法合成及其在废水处理中的应用试验研究[J]. *中山大学学报(自然科学版)*, 2003, **42**(A19): 122-125.
- [23] 陈素兰, 胡冠九, 陈波, 等. 微波消解 ICP-AES 法测定土壤及底泥等中常量及微量元素[J]. *干旱环境监测*, 2006, **20**(2): 69-73.
- [24] Teasler A, Campbell P G C, Bisson M, *et al.* Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals [J]. *Analytical Chemistry*, 1979, **51**(7):844-851.