

污染水体底泥中重金属的处理技术研究进展

邓灿, 韦德权* (中电建水环境治理技术有限公司, 广东深圳 518100)

摘要 针对河湖湖泊等水体底泥重金属污染问题, 介绍了我国水体底泥的重金属污染现状及其来源, 分析了近年来国内外污染底泥中重金属处理技术的原理及其应用现状, 主要包括底泥重金属稳定化技术和底泥重金属去除方法。总结了底泥重金属处理技术的优缺点, 期望能为今后底泥重金属处理技术的研究提供参考。

关键词 污染底泥; 重金属; 稳定化; 去除方法

中图分类号 X52 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2018)01-0024-04

Research Progress of the Treatment Technology on Heavy Metal-contaminated Water Sediments

DENG Can, WEI De-quan (Powerchina Water Environment Governance, Shenzhen, Guangzhou 518100)

Abstract More and more attention was paid on the pollution of rivers and lakes sediments, particularly the heavy metal pollution. The principles and application status of heavy metal contamination of sediment was presented, and the treatment methods of heavy metal pollution from domestic and abroad in recent years was summarized, including the stabilization and removal technology of heavy metal. Lastly, their advantages and disadvantages of these technologies were compared, which was desirable to provide a theoretical basis for the processing of heavy metal in sediments.

Key words Contaminated water sediments; Heavy metal; Stabilization; Removal technology

近几年, 随着工业化进程的加快, 大量未经有效处理的工业废水和生活污水无序排放, 导致我国河湖湖泊发生了不同程度的污染, 环境保护部《2016 中国环境状况公报》显示, 全国地表水 1 940 个断面中, 劣 V 类水质断面占 8.6%^[1]。水体中的污染物会逐步在底泥中累积富集, 尤其是工业废水中的大量重金属污染物。重金属能与水中的某些离子形成结构稳定的络合物, 吸附在水中悬浮小颗粒上, 最终在底泥中富集, 使得底泥成为重金属污染物的主要载体^[2]。当上覆水质发生变化、水体扰动等外界环境条件发生变化时, 底泥中富集的重金属重新释放到水体中, 引起水体二次污染。含重金属的污染底泥还会对底栖生物和上覆水中的生物新陈代谢活动造成不利影响, 并且会通过食物链的富集作用进一步影响陆生生物甚至人类健康^[3]。河湖底泥重金属对于水环境而言是一种巨大的潜在威胁, 重金属污染底泥的处理处置也是黑臭水体治理工程中的重要内容之一。因此, 对于河湖底泥中重金属的去除显得尤为重要。笔者介绍了底泥中重金属的处理技术, 目前用于底泥中重金属的处理技术主要包括重金属的固化/稳定化技术和分离方法两类, 其中底泥中重金属的分离方法包括化学淋洗技术、生物淋洗技术、植物修复技术和电动修复技术等。

1 我国河湖底泥重金属污染现状

1.1 底泥重金属污染物的来源 底泥中重金属的来源分为人为来源和自然来源 2 个方面, 其中人为来源是底泥中重金属的最重要来源, 自然来源中水所处的成土因素对底泥中重金属的含量影响较大^[4]。重金属进入水体的方式主要包括各类工业废水、土壤冲刷、地表径流、大气降尘及农药施用等^[5], 通过复杂的物化过程、生物过程在河湖底泥中沉积逐

渐富集。简敏菲等^[6]对鄱阳湖-乐安河湿地中重金属来源进行分析时发现, Cu 主要来源于矿山开采排放的重金属酸性废水, Cd 主要来源于乐安河流域两岸的工业活动。张彦等^[7]研究发现, 渤海湾天津段表层底泥中重金属污染受自然来源和人为来源双重作用, 其中环渤海地区入海河流以工业源为主。王漫漫^[8]采用多元统计方法相关性分析等方法, 对太湖流域河水和表层底泥中的重金属来源进行解析, 结果表明, 吴淞江昆山段表层底泥中 Cr、Co、Ni、Pb 可能主要来自自然和工业活动, Mn 和 Cd 可能主要来自于自然源, Cu 可能主要来自工业活动。孙博等^[9]采用主成分分析法分析发现, 山东省境内的娄山河、墨水河、小清河、沂河的重金属污染来源具有相似性, 主要为人来源, 如工业污染、生活垃圾、农药化肥等生产生活活动。

1.2 底泥重金属污染现状 近年来, 陆续有学者对国内重要河湖的底泥重金属污染现状进行了调研和分析, 包括长江、黄河、太湖、白洋淀、湘江等。总体来说, 这些河湖中底泥重金属含量明显高于当地土壤背景值, 部分受工业污水影响严重的河湖中底泥重金属污染更为严重。

张兴梅等^[10]研究了三峡库区重庆段底泥重金属污染情况, 结果显示, 该段底泥的重金属污染物为 Zn、Pb、Cu 等, 底泥在 80~90 cm 深度处重金属的含量最大, 其中 Cu 的含量高达 180 mg/kg。张立等^[11]研究玄武湖底泥重金属污染情况时发现, 底泥中 Ni 的个别样品含量超出背景值 5 倍, Cr、Zn、Pb 分别超出 2.0~3.0、2.0 和 1.5 倍。Pb 和 Zn 的酸可提取态占有较高比例, 其生物有效性较大, 对玄武湖水体具有较大生态危害。胡斌等^[12]调查昆明市盘龙江底泥重金属污染时发现, Zn、Cu、Cd 处于严重污染水平, Pb、Cr 为低、中度污染水平, 其底泥已不适宜用于农作物肥料。杨卓等^[13]调查了白洋淀湖区底泥重金属污染现状, 并进行了污染和生态危害评价, 发现白洋淀底泥中 Pb、Cd 的含量处于较高水平。陈守莉等^[14]研究发现, 太湖湖泊进水口底泥中重金属的复合污染较严重, 底泥中污染重金属主要为 Cu、Cd、Ni、Zn, 其中

基金项目 城市河流(茅洲河)水环境治理关键技术研究(DJ-ZDZX-2016-03)。

作者简介 邓灿(1981—), 男, 重庆人, 高级工程师, 硕士, 从事城市河流综合治理技术研究。* 通讯作者, 工程师, 博士, 从事城市河流综合治理技术研究。

收稿日期 2017-11-10

Zn 的最高含量达到 337 mg/kg。徐圣友等^[15]研究巢湖沉积物中重金属时发现,Zn 和 Mn 的质量较高,且 Mn 的可交换态、碳酸盐结合态等可利用态所占比例较大,一旦水体条件改变,对巢湖流域存在潜在的生态风险。

通过整理已有的文献和资料^[16],比较了我国部分河湖

底泥重金属含量,结果见表 1。与《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)二级标准对比可知,我国河流、湖泊底泥已受到不同程度的重金属污染,部分指标已超出 GB 15618—1995 二级标准,对河流底泥重金属污染的治理已迫在眉睫。

表 1 我国部分河湖重金属含量统计

Table 1 Statistics of the heavy metal content in some rivers and lakes in China

序号 No.	水体 Water	Cr	Cd	Cu	Zn	Pb	Hg
1	环渤海湾诸河口	—	—	37.02	125.94	36.00	0.10
2	长江(南京段)	72.80	0.62	59.50	—	58.70	0.10
3	黄河(包头)	—	2.85	18.80	132.90	34.33	—
4	运河(杭州段)	89.73	1.40	127.30	657.00	81.41	—
5	太湖	92.18	—	155.70	—	—	1.20
6	苏州河	89.00	1.09	114.00	512.00	100.00	—
7	荆马河	605.10	—	398.50	6 139.00	586.90	—
8	白洋淀	—	7.03	30.66	112.33	54.61	—
9	土壤环境二级标准	—	0.30	100.00	250.00	300.00	0.50

2 底泥中重金属的污染治理技术

在今后的河湖治理过程中,外源污染控制效果会不断改善,底泥污染治理的必要性和紧迫性将日益突出,对污染底泥中重金属的处理问题尤甚。河湖底泥的重金属治理一般采用土壤重金属污染修复技术。目前,重金属污染底泥的处理方法主要有 2 种,一是利用固化/稳定化技术,通过改变底泥中重金属的存在形态,降低其生态活性,减轻重金属毒性风险,控制重金属污染^[17-18];二是利用去除方法将重金属从污染底泥中分离之后再进行处理,从根源去除重金属的污染问题^[19-20],该项技术的核心是重金属与底泥的分离。

2.1 底泥重金属的固化/稳定化技术 底泥中重金属的迁移能力受制于其不同的存在形态,按照重金属与底泥结合紧密程度不同可分为多个等级。目前较为广泛接受的是 Tessier 等提出的 5 种形态,即可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、硫化物/有机质结合态和残渣态,前 3 种形态的重金属活性较强,相对迁移能力也高,其占比越高,表明底泥潜在重金属危害程度就越大,后 2 种相对较为稳定,迁移能力较弱^[21]。

底泥固化/稳定化处理技术利用物理-化学方法改变底泥中重金属存在形态,将其由活泼态转变为稳定态^[22]。其中固化过程主要是指在污染底泥中添加固化剂,使其从流体态转化为能满足一定工程特性的固体,重金属等污染物被包裹在固化体中;稳定化过程是指添加稳定剂等将底泥中处于活泼态的重金属转变成稳定态的过程,这些物质通过改变底泥的理化性质使得重金属在底泥中的吸附增加或者生成沉淀,从而降低重金属的毒性^[23]。

固化/稳定化方法是目前处理重金属污染底泥的主要方法,尤其是对于重金属含量较高的底泥,其在进行如脱水等后续处理之前需要先进行固化/稳定化。常用的固化/稳定化方法有水泥固化、石灰固化、沥青固化、药剂稳定化等^[24]。其中水泥基材料固化(如水泥、石灰、石膏及钙镁盐、钙镁氧

化物等)以其低廉的价格、强黏结能力及对重金属等无机污染物的强稳定化作用等优点,目前已成为主流的底泥固化剂。该技术通过污染底泥与水泥混凝土混合形成固化体,将底泥中的重金属包裹,减少污染底泥及重金属的暴露表面积,降低底泥的渗透性和重金属成分的浸出,最后达到固化的目的^[22]。武博然等^[25]采用水泥系固化剂固化含重金属的疏浚底泥时发现,固化底泥样品重金属浸出液中 Cd、Cr、Ni 和 Zn 均未检出,而 As 和 Cu 浓度分别为 0.031 和 0.003 mg/L,低于地表水 II 类水限值,重金属稳定化效果良好。李海波等^[26]采用硫化亚铁修复湖泊污染底泥时发现,硫化亚铁能够有效稳定化底泥中的重金属 Cu、Pb 和 Cd,其中 Cu 的固化是通过形成 CuS 沉淀,而 Pb 和 Cd 的稳定化包括生成金属硫化物沉淀和氢氧化铁共沉淀 2 个过程。磷酸系固化剂也得到了较多的关注,如苏良湖^[27]采用 100 g/kg 投加量的磷酸二氢铵、磷酸二氢钙处理底泥时,浸出液中 Zn 浓度下降 70%~85%,Mn 浓度下降 40%~90%,但是磷酸盐的加入使浸出液中总磷浓度显著增大。由此也可以看出,单一固化剂对于不同重金属的固化效果差别较大,可考虑多种固化剂复合使用。

固化/稳定化方法处理费用低、操作简单,已得到广泛的应用。但当前使用固定化药剂对底泥进行固定化处理后,底泥中释放出来污染物仍有造成环境污染的可能,固化产物中重金属的稳定性仍需要进一步研究。

2.2 底泥重金属的去除方法

2.2.1 化学淋滤法。化学淋滤法是采用易与重金属结合的物质,使重金属形成可溶性金属离子或络合物而溶出,溶出的重金属可通过添加 CaO、NaOH 或硫化物等进行沉淀而被去除^[28],结合态重金属溶出的方式有离子交换作用、螯合剂和表面活性剂的络合作用等。常用的淋洗剂主要包括强无机酸、还原剂、表面活性剂、螯合剂[如乙二胺四乙酸二钠(EDTA)、二乙基三乙酸(NTA)等]^[29]。1999—2001 年美国

纽约和新泽西港口 Cd、Pb 和 Zn 等重金属污染的疏浚底泥处理采用大规模的淋洗技术,年处理量达 20 万 m³,起到了示范作用。在实际使用中,需根据污染底泥中污染物的类别、浓度及其在底泥的存在形态等选择合适的淋洗剂,并综合考虑处理目标及处理成本等因素。

封帅^[30]采用 1 mol/L 盐酸对河道污染底泥进行化学淋洗,其对 Cu 和 Zn 的去除率分别达到 76.5% 和 77.8%。Paspasiopi 等^[31]利用 EDTA 进行底泥中重金属萃取试验的结果表明,当萃取剂 EDTA 的有效浓度为 0.1 mol/L 时,最高可以萃取底泥中 70% 的 Zn 和 30% 的 Pb。化学淋洗时对不同重金属的去除率差别较大的原因可能是底泥对不同重金属的吸附结合能力差异较大。

化学淋洗技术处理时间短,效果显著,但在实际应用中最大的问题是处理费用高,同时过程中会带入新的污染物质可能会导致二次污染现象。

2.2.2 生物淋滤法。生物淋滤技术是利用微生物的直接作用或间接作用,与底泥中的重金属等产生氧化、还原、络合、吸附或溶解作用,提高污泥的氧化还原电位、减小 pH,从而使其中的重金属发生溶解,将底泥中的重金属分离,类似于细菌冶金^[19]。目前,用于生物淋滤的微生物有硫杆菌属、硫化杆菌属、酸菌属、嗜酸菌以及一些与硫杆菌联合生长的兼性嗜酸异养菌等^[22]。生物淋滤包括 2 个过程:一是微生物的直接作用,即代谢产生的氧化酶系统直接将金属硫化物氧化成可溶性的硫酸盐;二是微生物代谢产物的间接作用,底泥中的硫元素或还原态硫化物通过硫氧化细菌氧化为硫酸,降低了底泥的 pH,从而提高金属的溶解性^[32]。

国内外研究者对生物淋滤做了较多研究,如张再利等^[33]从矿山酸性废水中分离纯化得到氧化亚铁硫杆菌与氧化硫硫杆菌,并利用这 2 种细菌对河流底泥中 Cd、Cr、Pb、Ni、Cu 和 Zn 这 6 种重金属进行生物淋滤,结果表明,氧化亚铁硫杆菌对重金属的浸出能力高于氧化硫硫杆菌,前者对 Cd、Cr、Ni、Cu 和 Zn 的浸出率最高可达 60%、45%、70%、90% 和 75%。赵亮等^[34]利用微生物淋滤处理河流重金属污染底泥,研究发现,当底泥固体浓度为 10% 时,淋滤 12 d 后,其对 Zn、Cu 和 Cr 的去除率分别可达 60%、65% 和 20% 以上。谢华明等^[35]采用以氧化亚铁硫杆菌为主的土著微生物淋滤湘江底泥时发现,最优试验条件下底泥中 Cd、Zn 和 Cu 的去除率分别为 83.1%、75.3% 和 61.2%,且淋滤后底泥中大部分重金属以残渣态存在,降低了底泥中重金属的毒性。Wong 等^[36]从厌氧消化污泥分离出嗜酸氧化亚铁硫杆菌,并与 FeS₂ 结合,结果表明,其对污泥中 Zn、Cr、Cu、Pb 和 Ni 的去除率分别高达 99%、65%、74%、58% 和 84%,效果显著。

生物淋滤技术使用条件温和、运行成本低,对重金属去除率高,具有非常大的应用潜力。但目前生物淋滤技术作为底泥处理方法以实验室研究为主,缺乏大规模应用的案例。生物淋滤需要的细菌增殖慢、生物淋滤所需时间长,容易受环境因素的影响,限制了其大规模应用。

2.2.3 植物修复技术。植物修复技术利用植物富集原理,

通过植物的吸收、挥发、固化、根滤等作用来转移、贮存或转化重金属,从而达到净化底泥的目的^[37]。利用超富集植物从底泥中吸收重金属,运输到植物的地上部分,然后收割地上部分进行集中处理,重金属则随植物收割而永久地从底泥中去除。

谷超^[38]研究了黑麦草、高羊茅等不同植物对红枫湖淤积底泥中重金属的去除,结果表明,黑麦草对 Pb、Cu、Cr 去除较高,高羊茅对 Zn、Ni 去除较高。Chehregani 等^[39]种植反枝苋、雀苣属侧柏等超富集植物时发现,底泥中重金属浓度明显下降,其中 Pb 去除率最大为 98%,底泥中其他重金属 Cd、Zn、Ni 和 Cu 的去除率分别为 72%、79%、34% 和 73%。这表明超富集植物对重金属的去除有一定选择性。

利用植物富集去除底泥中的重金属成本低,同时还具有显著的生态环境效益。但是植物修复技术也存在一些问题,如植物生长周期一般较长,导致植物修复周期长,单一植物往往仅对某种重金属具有富集能力,这也限制了植物修复的进一步应用。

2.2.4 电动修复技术。河道底泥的电动修复技术是近年来新兴起的修复技术,在被污染的底泥两侧负载低压直流电场,利用电场的物质迁移力及重金属污染物质的带电性,将带不同电荷的污染物迁移到两侧进行富集,再经过进一步收集处理,从而使污染底泥得到处理^[22]。电动修复技术的影响因素包括污染底泥的物理性质、pH、重金属在底泥中的存在形态等因素。

Pedersen 等^[40]对底泥电渗析技术去除重金属 Cu、Pb 和 Zn 的 2 隔室、3 隔室装置和堆场设计的工艺进行了比较,结果表明,隔室装置重金属的去除效率较高,2 隔室和 3 隔室对 Cu、Pb 和 Zn 的最大去除率为 82%、81% 和 92%。Kim 等^[41]对污泥进行了电动修复试验研究,结果表明,污泥中重金属的形态是其去除效率的最大影响因素,有机态和残渣态的去除效率较低,分别为 34.2% 和 19.8%,而交换态的去除效率可高达 92.5%。电动修复技术与其他技术联合使用能显著提高其对底泥的去除效率,如 Lee 等^[42]采用电动力学技术与微生物联合技术治理重金属污染土壤,结果表明,电动力学与厌氧微生物联用对重金属的去除效率最高,其对 Mn、Ni 和 Zn 的去除效率分别达到 66%、58% 和 78%。Pedersen 等^[43]采用电渗析方法去除底泥中重金属,结果表明,电渗析技术在去除重金属(去除率大于 40%)的同时,还可以同步去除多环芳烃、多氯联苯等有机物。

电动修复技术在处理污染底泥重金属过程中不需要添加任何药剂,与传统的污染底泥治理技术相比,电动修复技术具有处理效果好、周期短、无二次污染等优点,但是电动修复技术的研究以活性污泥和土壤为主,对于河湖底泥的适应性仍需进一步验证,并且其对现场人员要求较高。

3 结语

目前,污染底泥中重金属的物化修复技术日渐成熟,固化/稳定化技术能够在较短时间内最大程度地限制重金属的释放,具有操作工艺简单、处理成本低、固化效率高等优点,

但固定化重金属的稳定性有待于进一步研究,固化的重金属可能会有二次释放的风险;化学淋洗去除底泥中重金属效果显著,但是处理成本较高,易造成二次污染;电动修复技术仍处于实验室研究阶段,尚未形成修复效率高、可操作性强的工艺;相比其他技术,生物修复因具有成本低、适应范围广、对环境无二次污染等优点,目前已成为最具有潜在应用前景的一种修复技术,但生物修复技术尤其是微生物淋洗技术目前仍缺乏大规模处理污染底泥的工程案例。

污染底泥中重金属处理效果受多种因素的影响,对于多种重金属污染的底泥,仅依靠某一种修复技术难以有效解决复合的重金属污染问题。因此,今后的研究方向应侧重于多种重金属修复技术的联合使用,利用各技术的优点,寻求一种治理效率高、处理能耗低的联合修复方法。但是,要从根本上解决重金属污染问题,还需要严格控制重金属的人为污染源,禁止工业废水、生活污水的任意排放。

参考文献

- [1] 中华人民共和国环境保护部. 2016 中国环境状况公报[R]. 2017.
- [2] 王越兴,尹魁浩,彭盛华,等. 深圳市河流底泥重金属的污染现状及生态风险评价[J]. 环境与健康杂志,2011,28(10):918-919.
- [3] 范玉超,王蒙,邵伦伦,等. 我国底泥重金属污染现状及其固化/稳定化修复技术研究进展[J]. 安徽农学通报,2016,22(13):97-101.
- [4] 韩亚芬,李琦,黄淑玲,等. 农村水塘底泥重金属来源及潜在生态风险评价[J]. 光谱实验室,2012,29(5):2653-2658.
- [5] 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.
- [6] 简敏菲,李玲玉,徐鹏飞,等. 鄱阳湖-乐安河湿地水土环境中重金属污染的时空分布特征[J]. 环境科学,2014,35(5):1759-1765.
- [7] 张彦,卢学强,刘红磊,等. 渤海湾天津段表层沉积物重金属分布特征及其来源解析[J]. 环境科学研究,2014,27(6):608-614.
- [8] 王漫漫. 太湖流域典型河流重金属风险评估及来源解析[D]. 南京:南京大学,2016.
- [9] 孙博,黄莹,李永霞,等. 基于主成分分析的河流沉积物重金属污染评价[J]. 环境科学与技术,2016,39(10):175-184.
- [10] 张兴梅,刘艳艳,郭建谱,等. 三峡库区重庆城区段底泥重金属污染调查与分析[J]. 重庆工商大学学报(自然科学版),2010,27(2):176-180.
- [11] 张立,袁旭音,邓旭. 南京玄武湖底泥重金属形态与环境意义[J]. 湖泊科学,2007,19(1):63-69.
- [12] 胡斌,周晴,段昌群,等. 昆明市盘龙江底泥重金属污染研究初探[J]. 云南大学学报(自然科学版),2006,28(2):166-172.
- [13] 杨卓,李贵宝,王殿武,等. 白洋淀底泥重金属的污染及其潜在生态危害评价[J]. 农业环境科学学报,2005,24(5):945-951.
- [14] 陈守莉,王平祖,秦明周,等. 太湖流域典型湖泊沉积物中重金属污染分布特征[J]. 江苏农业学报,2007,23(2):124-130.
- [15] 徐圣友,叶琳琳,朱燕,等. 巢湖沉积物中重金属的 BCR 形态分析[J]. 环境科学与技术,2008,31(9):20-23.
- [16] 史军伟. 我国河流底泥重金属污染现状及修复技术的研究进展[J]. 现代物业·新建设,2014,13(7):15-17.
- [17] WEN J, YI Y J, ZENG G M. Effects of modified zeolite on the removal and stabilization of heavy metals in contaminated lake sediment using BCR sequential extraction[J]. Journal of environmental management, 2016, 178: 63-69.
- [18] LI X, DAI L H, ZHANG C, et al. Enhanced biological stabilization of heavy metals in sediment using immobilized sulfate reducing bacteria beads with inner cohesive nutrient[J]. Journal of hazardous materials, 2017, 324:340-347.
- [19] 赵明,刘宏,王文江,等. 疏浚底泥重金属污染现状及治理技术[J]. 盐业与化工,2016,45(8):1-7.
- [20] CAROLIN C F, KUMAR P S, SARAVANAN A, et al. Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review[J]. Journal of environmental chemical engineering, 2017, 5(3):2782-2799.
- [21] TESSIER A, CAMPBELL P G, BISSON M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Analytical chemistry, 1979, 51(7):844-851.
- [22] 谢华明. 微生物沥浸及固化/稳定化处理重金属污染底泥的研究[D]. 长沙:湖南大学,2012.
- [23] DERMATAS D, MENG X G. Utilization of fly ash for stabilization/solidification of heavy metal contaminated soils[J]. Engineering geology, 2003, 70(3/4):377-394.
- [24] 王琦,王起,闵海华. 我国危险废物固化处理技术的探讨[J]. 环境卫生工程,2007,15(5):57-59.
- [25] 武博然,柴晓利. 疏浚底泥固化改性资源化利用技术[J]. 环境工程学报,2016,10(1):335-342.
- [26] 李海波,曹梦华,吴丁山,等. 硫化亚铁稳定化修复重金属污染湖泊底泥的效率及机理[J]. 环境工程学报,2017,11(5):3258-3263.
- [27] 苏良湖. 底泥重金属稳定化和多环芳烃降解的研究[D]. 太原:太原理工大学,2010.
- [28] 张惠芳,孙玲,蔡申健,等. 城市污泥中重金属的去除及稳定化技术研究进展[J]. 环境工程,2014,32(12):82-86.
- [29] RAMAMURTHY A S, VO D, LI X J, et al. Surfactant-enhanced removal of Cu (II) and Zn (II) from a contaminated sandy soil[J]. Water, air, and soil pollution, 2008, 190(1/2/3/4):197-207.
- [30] 封帅. 河道污染底泥淋洗处理中重金属形态分布转化的研究[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学,2014.
- [31] PAPASSIOPI N, TAMBOURIS S, KONTOPOULOS A. Removal of heavy metals from calcareous contaminated soils by EDTA leaching[J]. Water, air, and soil pollution, 1999, 109(1/2/3/4):1-15.
- [32] BRINZA L, DRING M J, GAVRILESCU M. Marine micro and macro algal species as biosorbents for heavy metals[J]. Environmental engineering & management journal, 2007, 6(3):237-251.
- [33] 张再利,贾晓珊. 两种硫杆菌对河涌底泥重金属的生物沥滤[J]. 中国环境科学,2008,28(7):624-629.
- [34] 赵亮,方迪,单红仙,等. 固体浓度对污染底泥中重金属生物沥浸去除效果的影响[J]. 环境科学,2009,30(8):2347-2352.
- [35] 谢华明,杨朝晖,徐海音,等. 微生物沥浸法去除底泥中的重金属[J]. 环境工程学报,2012,6(4):1320-1326.
- [36] WONG J W C, XIANG L, GU X Y, et al. Bioleaching of heavy metals from anaerobically digested sewage sludge using FeS₂ as an energy source[J]. Chemosphere, 2004, 55(1):101-107.
- [37] 张彦浩,黄理龙,杨连宽,等. 河道底泥重金属污染的原位修复技术[J]. 净水技术,2016,35(1):26-32.
- [38] 谷超. 红枫湖疏浚底泥中重金属的植物修复研究[D]. 贵阳:贵州师范大学,2015.
- [39] CHEHREGANI A, NOORI M, YAZDI H L. Phytoremediation of heavy-metal-polluted soils: Screening for new accumulator plants in Angouran mine (Iran) and evaluation of removal ability[J]. Ecotoxicology and environmental safety, 2009, 72(5):1349-1353.
- [40] PEDERSEN K B, OTTOSEN L M, JENSEN P E, et al. Comparison of 2-compartment, 3-compartment and stack designs for electro-dialytic removal of heavy metals from harbour sediments[J]. Electrochimica acta, 2015, 181:48-57.
- [41] KIM S O, MOON S H, KIM K W, et al. Pilot scale study on the ex situ electrokinetic removal of heavy metals from municipal wastewater sludges[J]. Water research, 2002, 36(19):4765-4774.
- [42] LEE K Y, KIM K R, LEE B T, et al. Evaluation on the feasibility of microbially enhanced electrokinetic removal of multiple heavy metals from tailing soil[J]. Separation science and technology, 2009, 44(10):2322-2340.
- [43] PEDERSEN K B, LEJON T, JENSEN P E, et al. Simultaneous electro-dialytic removal of PAH, PCB, TBT and heavy metals from sediments[J]. Journal of environmental management, 2017, 198:192-202.