

DOI:10.3969/j.issn.1672-1144.2021.03.037

河道底泥污染物释放控制试验研究

占鑫杰¹,许小龙¹,张青民²,徐超³,朱群峰¹,杨守华¹

(1.南京水利科学研究院 岩土工程研究所,江苏 南京 210029;

2.中国水利水电第一工程局有限公司 基础工程分局,辽宁 大连 116041;

3.中铁十一局集团 第一工程有限公司,湖北 武汉 430000)

摘要:采用自主研发的环形水槽试验装置,研究了水动力条件下河道底泥的污染物释放特性,开展了原位覆盖和原位固化对底泥污染物释放控制效果的研究。试验结果表明:河道水流速度直接影响底泥污染物的释放特性;底泥随流速逐渐增大分别呈现“未起动”、“少量动”和“普遍动”三种状态。流速小于起动流速时,底泥未起动,上覆水中污染物释放量、浊度与静水条件接近。流速大于起动流速时,底泥大幅起动,上覆水中污染物释放量大幅增加。原位覆盖和原位固化均能有效控制底泥污染物的释放。与未处理相比,原位覆盖后的污染物控制率能达到60%~90%,砂层的压重作用避免底泥大规模起动,进而导致上覆水中的污染物含量大幅降低。原位固化后的污染物控制率为97%,但固化会导致上覆水pH升高使水体呈碱性。

关键词:河道底泥;污染物;释放控制;原位覆盖;原位固化

中图分类号: TU472

文献标识码: A

文章编号: 1672—1144(2021)03—0240—06

Experimental Study on Release Control of River Sediment Pollutant

ZHAN Xinjie¹, XU Xiaolong¹, ZHANG Qingmin², XU Chao³, ZHU Qunfeng¹, YANG Shouhua¹

(1. Geotechnical Engineering Department, Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing, Jiangsu 210029, China;

2. Sinohydro Bureau 1st Co., Ltd., Dalian, Liaoning 116041, China;

3. The 1st Engineering Ltd. of China Railway 11th Bureau Group, Wuhan, Hubei 430000, China)

Abstract: Based on the invented annular water tank test device, the pollutant release characteristics of river sediment under hydrodynamic conditions were studied, and the effects of in situ capping and in situ immobilization on the release control of sediment pollutants was carried out. The test results show that the river flow velocity directly affects the release characteristics of sediment pollutants. As the water flow rate continues to increase, the sediments are in three states: not started, small amount movement, and universal movement. When the flow rate is lower than the starting flow rate, the sediment is not started, and the pollutant release amount and turbidity in the overlying water are close to the hydrostatic conditions. When the flow rate is greater than the starting flow rate, the sediment is greatly started, and the amount of pollutants released from the overlying water is greatly increased. Both in situ capping and in situ immobilization can effectively control the release of sediment contaminants. Compared with untreated, the pollutant control rate after in situ capping can reach 60%~90%, and the weight of the sand layer avoids the large-scale start of the sediment, which leads to a significant decrease in the pollutant content in the overlying water. The contaminant control rate after in situ solidification was 97%, but the pH of the overlying water increased after solidification, and the water was alkaline.

Keywords: river sediment; pollutant; release control; in situ capping; in situ solidification

收稿日期:2020-12-20

修稿日期:2021-01-19

基金项目:国家重点研发计划(2018YFC1508504);南京水利科学研究院中央级公益性科研院所基本科研业务费重点项目(Y320012)

作者简介:占鑫杰(1986—),男,博士,高级工程师,主要从事地基处理、基础工程和环境岩土工程研究工作。E-mail: xjzhan@nhri.cn

作为河流生态系统的重要组成部分,底泥不仅是河流各类物质循环的中心环节,而且也是这些物质的主要聚集库。进入水体的污染物质通过沉淀、吸附、生物吸收等多种途径进入底泥,而污染物质在一定条件下又从底泥中重新释放进入水体,因此治理水环境需要加强对底泥污染物释放特性的认识。

底泥中污染成分非常复杂,包括有机污染物、营养盐和重金属等,底泥在污染物的迁移过程中起着非常重要的载体作用。上世纪德国莱茵河流域、美国的五大湖地区底泥污染情况非常严重,当外源污染控制达标后,污染物富集的底泥对上覆水体水质的影响就显现出来^[1];水体中污染物浓度低于底泥中污染物浓度,底泥中污染物向上覆水体释放,对水体形成二次污染。近年来国家对河道水体污染问题日趋重视,随着外源污染逐渐得到控制,越来越多的专家学者聚焦于河道底泥这一内源污染的控制研究。国内大多河道污染治理主要通过河道清淤,生物改善,物理曝气等方式^[2-4]。目前较多的运用清淤底泥异位处理的方式,这种方式从根本上清理底泥行之有效,但在清淤过程中对水域水体有较大的影响,同时淤泥处理方式也制约了这一技术^[5-7]。部分地区清理出的淤泥没有去处,弃置的底泥严重污染地表水环境和大气环境^[8]。

本文主要研究原位覆盖与原位固化两种河道底泥污染物处理技术。原位覆盖技术通过在污染底泥表面铺放一层或多层清洁的覆盖物,使底泥与上层水体隔离,从而阻止底泥中污染物向水体的迁移,其工程造价低,是一种经济可行的底泥污染原位控制技术^[9]。李敏等^[10]和董祎波等^[11]对高营养盐、重金属、有机物和复合污染等4类污染底泥的处理技术进行总结和梳理,针对不同污染底泥提出了相关治理方式。胡易坤等^[12]以石英砂、火山岩、麦饭石和陶粒为覆盖层,进一步研究了不同覆盖材料对氮磷污染物的抑制效果,发现陶粒对磷释放的抑制效果优于其余三种材料。白若男^[13]和夏蕾^[14]则着重研究了多层覆盖与功能土覆盖对沉积物中污染物的抑制效果。原位固化技术采用原位强制搅拌机械对河道底泥和固化剂实施搅拌使底泥中污染物被固定^[15],近年来该技术在我国长三角地区和珠江流域河道治理工程中得到了部分应用。考虑经济因素,目前固化剂多采用硅酸盐水泥、硫铝酸盐水泥、粉煤灰等^[16-17]。

以上研究表明,原位覆盖能很好地控制污染物的释放,但当前研究主要在静水条件下进行,水动力

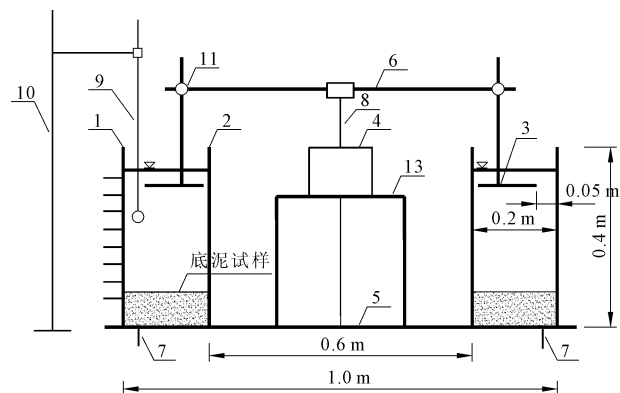
条件下的研究较少。原位固化采用固化剂与污染底泥发生物理化学反应,达到封闭和稳定污染物的效果,目前对固化底泥在水流条件下释放特性的研究也未见报道。本文拟研制环形水槽模拟水动力条件,对河道底泥污染物释放控制方法开展研究,系统分析原位覆盖和原位固化技术的合理性,为我国河道治理提供理论依据和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 试验装置研制

本文研制一套环形水槽试验装置来模拟天然河道水流,研究不同底泥污染物控制方案的效果。研制的环形水槽试验装置主要由有机玻璃筒、驱动装置、剪切环、测试系统等组成,其示意图如图1所示。水槽内、外筒采用壁厚1.5 cm的有机玻璃筒,其内外筒直径分别为0.6 m、1.0 m。底座采用硬质橡胶与玻璃水槽内壁、外壁粘合在一起。模型装置内水流的横向剪力由四个呈90°分布的剪切圆环提供。杆轴由高精度交流伺服电机驱动并进行旋转,外接编码器可控制伺服电机的转速进而调节装置内水流速度。实际的水流速度采用固定在钢支架上的旋桨式流速仪来测试。

环形水槽无需设置储水箱和回流装置,避免了入流口和出流口影响,各断面比较均匀。水槽将长度转换为时间尺度,相当于各断面水流状态相同的无限长直水槽,因而装置在模拟天然水体流动特性与实际情况接近^[18-21]。试验中设计的流速分别为5 cm/s、15 cm/s、25 cm/s、35 cm/s和45 cm/s,与现场实际河道流速接近。试验装置的校验结果表明:不同深度水流速度接近,试验过程中流速稳定。



1 - 玻璃水槽外筒;2 - 玻璃水槽内筒;3 - 剪切圆环;4 - 电机以及调速装置;5 - 底座;6 - 钢构件;7 - 阀门排水口;8 - 杆轴;9 - 流速仪;10 - 钢支架;11 - 可活动连接;12 - 电机支座

图1 环形水槽试验装置示意图

1.2 底泥制备

城市河道底泥中富集着氮、磷、重金属、有机质、有毒物质等多种污染物。为控制试验中污染物种类,底泥拟采用人工配置方式制备,并将营养盐磷作为待测污染物。根据前期资料收集和调研结果,结合胡国华等^[22]关于黄河底泥的研究,本次试验采用高岭土和石英砂配置了污染底泥,其级配曲线如图 2 所示。

配置的土样采用 300 mg/L 的磷酸二氢钾溶液进行污染,为保证土样与污染液体充分接触,将土样进行如下预处理:先用磷酸二氢钾溶液制成含水率为 20% 的土样,随后在大型储物箱内浸泡饱和。

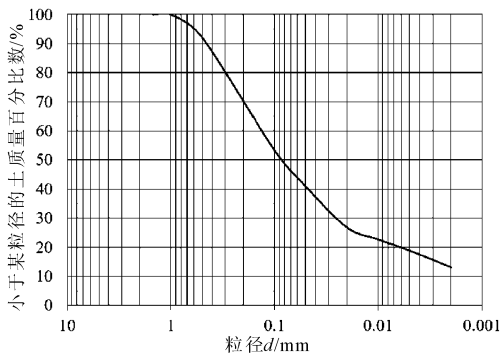


图 2 底泥的颗粒级配曲线

1.3 试验方案

1.3.1 原位覆盖方案

通过前期开展的河道底泥动水释放预试验结果,考虑上覆材料类型、粒径、覆盖厚度、经济性等因素,拟采用 1 mm ~ 2 mm 的粗砂做为原位覆盖材料,其厚度控制在 3 cm。

将人工制备的污染底泥平铺于水槽底部,随后在底泥表面覆盖一层厚度为 3 cm 的中粗砂。缓慢加入上覆水,静置 90 h 待污染物达到释放平衡状态。流速控制与动水试验相同,试验过程中分别在水槽 9 cm、18 cm、28 cm 深度处取水样测试污染物含量、pH 和浊度。高流速状态下上覆水中含有底泥颗粒,为保证所取水样的均匀性,试验采用抽拉式液体取样器,采集指定区域的水样。取样完成后进入下一流速状态。水样中总磷的测试采用《钼酸铵分光光度法》^[23](GB 11893—89);水样浊度采用 WGZ-200B 型浊度仪测试。

1.3.2 原位固化方案

原位固化试验拟采用 PC. 32.5 复合硅酸盐水泥与粉煤灰混合后对底泥进行固化。不同固化剂配比的遴选方案如表 1 所示。根据预固化试验并考虑

经济性,确定采用 H2F2 方案(水泥与粉煤灰添加量均为 2%)对底泥进行固化。

表 1 不同底泥固化剂配比

组号	H2F1	H2F2	H3F2	H3F3	H5F2
水泥/%	2	2	3	3	5
粉煤灰/%	1	2	2	3	2

将底泥与固化剂搅拌均匀后平铺在环形水槽底部,静置 1 d 待水泥初凝后加入上覆水,放置 90 h 使底泥中污染物达到静态释放平衡。流速控制与前期相同,试验过程中在水槽 6 cm、15 cm、25 cm 深度处取水样测试污染物含量、pH 和浊度,取样完成后进入下一流速状态,水样中总磷与浊度测试同上。

1.3.3 空白组方案

试验设置一空白组,对比进行原位处理对底泥污染物释放的控制效果。将自制污染底泥平铺于水槽底部,压实静置随后采用虹吸方式缓慢加入上覆水,静置 90 h 待污染物达到释放平衡状态,随后进行动水试验。控制流速在 5 cm/s、15 cm/s、25 cm/s、35 cm/s、45 cm/s,每一流速的持续时间为 2 h。试验过程中仔细观测上覆水体状态,掌握底泥的起流速;同时在水槽 6 cm、15 cm、25 cm 深度处取水样测试污染物含量、pH 和浊度。

2 试验结果及分析

2.1 空白组污染物释放与流速的关系

根据底泥的动态释放试验,上覆水中污染物磷浓度随流速的变化曲线如图 3 所示。

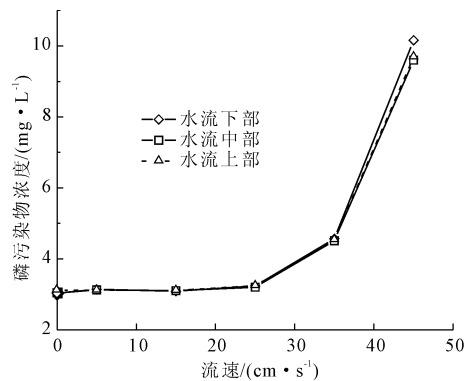


图 3 上覆水中磷浓度随流速变化曲线

从图 3 中可知,当水体流速小于 25 cm/s 时,随流速增加,上覆水中污染物浓度基本不变。当水体流速介于 25 cm/s ~ 35 cm/s 时,上覆水中磷污染物的浓度有明显增加;当水体流速介于 35 cm/s ~ 45 cm/s 时,污染物浓度急剧增加,达到前一阶段释放

量的3倍左右。不同深度污染物测试结果表明:(1)低流速状态时,水体上部、中部、下部的污染物磷含量没有明显差别;(2)高流速状态时,水体上部、下部的污染物浓度略高于水样中部,但差别不大。

不同流速上覆水的状态如图4所示。结合图3和图4结果可知:

(1)当流速低于25 cm/s时,底泥处于“未起”状态,上覆水未浑浊,上覆水体中磷污染物浓度与静止状态时接近,说明弱水动力作用基本未引起水质的波动。

(2)当流速为25 cm/s~35 cm/s时,底泥处于“少量动”状态,水体略显浑浊,少量底泥颗粒悬浮,浊度明显高于上一流速状态,此时悬浮在水体中的底泥颗粒的磷污染物不断释放,使得上覆水体中磷污染物浓度明显增加。

(3)当流速为35 cm/s~45 cm/s时,底泥处于“普遍动”状态,说明水流速度已经大于底泥的起流速,水槽中底泥被大面积掀起。由于底泥大量悬浮,此时上覆水中磷污染物含量、浊度均急剧增加。

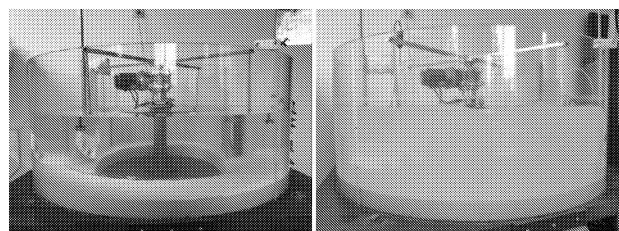
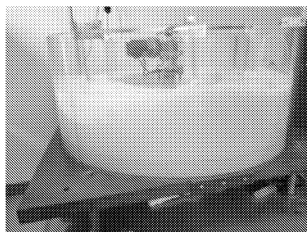
(a) $V=0\sim 25$ cm/s(b) $V=25\sim 35$ cm/s(c) $V=35\sim 45$ cm/s

图4 不同流速条件时上覆水的浑浊状态

2.2 原位覆盖和原位固化后污染物浓度

原位覆砂与原位覆盖处理后上覆水中污染物磷与流速的关系曲线如图5所示。从图5中可知,原位覆砂处理后,随着流速增大,底泥中释放的磷有较大幅度增长。静止时底泥中污染物磷的释放浓度为0.302 mg/L;当流速为5 cm/s时,污染物磷的释放浓度为0.959 mg/L;当流速为45 cm/s时,污染物磷的释放浓度为1.518 mg/L。其主要原因是:当上覆水由静止起时,在覆盖砂层表面形成剪切力带动

孔隙水与上覆水进行加速交换,砂层中孔隙与底泥较为连通,能较好的向上覆水体中释放,最终导致上覆水体中污染物磷浓度迅速增大。对比覆砂前后上覆水中磷污染物含量可知:覆砂后上覆水中污染物磷的含量大幅降低,且在不同流速时的污染物释放量接近。

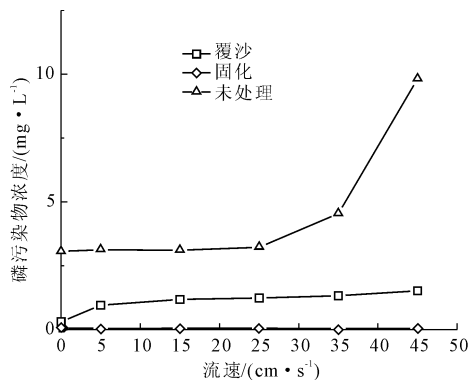


图5 不同处理方式下磷浓度随流速变化曲线

原位固化处理后,在不同流速时固化后底泥上覆水中的污染物浓度仅有小幅度波动。同时污染物浓度很低,仅略高于检出限,不同流速时上覆水中磷污染物的浓度接近,基本为0.05 mg/L。通过图5对比可知,原位固化后上覆水中污染物浓度明显低于原位覆砂和未处理时,说明固化反应能有效固定污染物磷,降低污染物释放率。

不同流速时($V=25$ cm/s、45 cm/s),模型水槽中覆砂层示意图如图6所示。从图6中可知,随着流速的增大,覆砂层局部区域被破坏,少部分较细的颗粒随水流进入上覆水体,覆砂后底泥并没有形成大规模起。动。

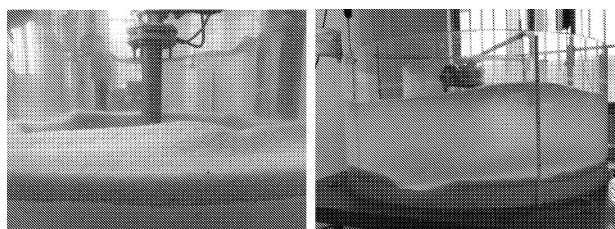
(a) $V=25$ cm/s(b) $V=45$ cm/s

图6 不同流速时模型水槽中覆砂层示意图

固化处理后不同流速时,模型水槽中底泥固化体的示意图如图7所示。从图7中可知,随着流速的增大,底泥并未起悬浮,上覆水中基本没有细颗粒。

总结图5试验数据,得到未处理时、覆砂处理后、固化处理后上覆水体的污染物含量结果如表2所示。根据表2可知:覆砂处理在不同流速时上覆

水中污染物磷浓度的控制率均能达到 60% 以上,河道底泥表面原位覆砂能明显改善水体环境。

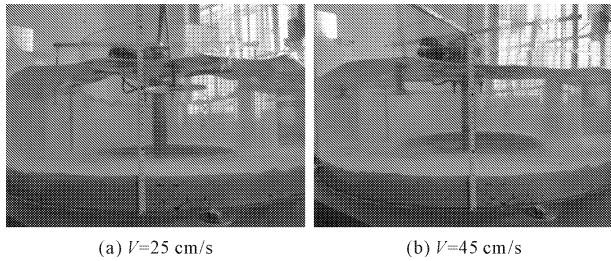


图 7 固化处理后不同流速阶段底泥

表 2 覆砂与固化处理后水体磷浓度对比

流速/($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$)	0	5	15	25	35	45
未处理磷浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	3.06	3.13	3.10	3.23	4.54	9.82
覆砂后磷浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0.30	0.96	1.18	1.24	1.32	1.52
覆砂后磷浓度减少量/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	2.76	2.17	1.92	1.99	3.22	8.30
污染物控制率/%	90.15	69.34	61.94	61.73	70.86	84.54
固化后磷浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0.06	0.04	0.05	0.05	0.04	0.05
固化后磷浓度减少量/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	3.00	3.08	3.05	3.18	4.49	9.77
污染物控制率/%	97.93	98.57	98.42	98.50	99.04	99.54

注:污染物控制率 = (未处理污染物浓度 - 处理后污染物浓度)/未处理污染物浓度

当流速为 0 cm/s 时,覆砂后上覆水中磷污染物浓度明显低于未覆砂时,污染物控制率达到 90% 左右,其主要原因是:覆砂控制能在底泥表面形成一层阻隔层,减少底泥中污染物向上覆水体中的释放,同时砂层能吸附部分向上覆水体中释放的污染物。在高流速时,覆盖砂层的压重作用避免了底泥大规模启动悬浮,使上覆水中的污染物含量大幅降低,其对污染物磷的控制率达到 85% 左右。

同时根据表 2 可知,原位固化对底泥污染物释放的控制更加有效,污染物均达到 97% 以上。

2.3 原位覆盖和原位固化后水体浊度

如图 8 所示,为不同处理方式下,上覆水中浊度与流速的关系曲线,由于不同状态下试验得到的浊度相差很大,图中浊度采用对数坐标表示。从图 8 中可知:在低流速时,无论是否覆砂,上覆水的浊度基本没有变化。在高流速时,由于砂层的阻隔作用,上覆水的浊度远低于未覆砂情形。覆砂对底泥表面污染物的释放有明显的阻滞作用。

根据图 8 可知,固化后上覆水的浊度比覆砂后的浊度低,进一步说明固化处理后上覆水体污染物远低于覆砂处理后。固化后的底泥颗粒间的联结更为紧密更加难以启动,污染物被固定,且难以向上覆

水中释放。

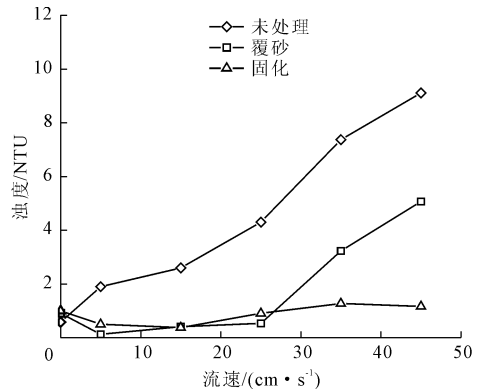


图 8 覆砂与固化前后上覆水浊度与流速的关系曲线

2.4 原位覆盖和原位固化后 pH

覆盖砂层与固化处理后,上覆水中 pH 值随流速的变化曲线如图 9 所示。从图 9 中可知,随流速增加,上覆水 pH 值基本不变。覆砂前后 pH 基本没有变化,趋势基本一致。流速会引起上覆水中污染物磷浓度发生变化,但不会引起上覆水 pH 值发生较大变化。

固化处理后上覆水 pH 值在不同流速下基本一致,但 pH 值却高于未处理底泥与覆砂条件下的值,呈强碱性。考虑到固化剂选用硅酸盐水泥属于碱性物质,对上覆水质产生了一定影响。

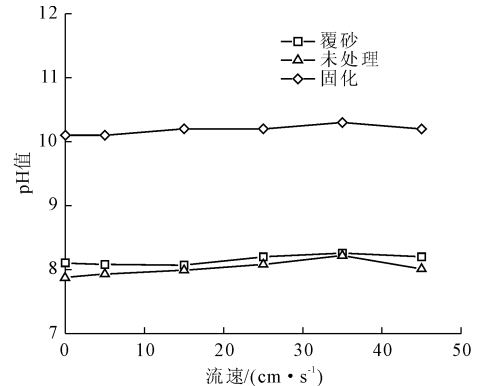


图 9 覆砂与固化前后上覆水 pH 值

3 结 语

治理水体环境需要加强对底泥污染物释放特性的认识。进入水体的污染物质通过沉淀、吸附等多种途径进入底泥,而污染物质在一定条件下又从底泥中重新释放进入水体中。本文基于研制的环形水槽试验装置,研究了水动力条件对河道底泥污染物释放特性的影响规律,开展了不同方案的底泥污染物控制试验,主要结论如下:

(1) 河道水流速度直接影响底泥污染物的释放特性。随着水体流速不断增大,底泥分别呈现“未起动”、“少量动”、“普遍动”三种状态。流速小于起动流速时,底泥未起动,上覆水中污染物排放量、浊度与静水条件接近。流速大于起动流速时,底泥大幅起动,上覆水中污染物排放量大幅增加。

(2) 底泥表面覆砂后能有效控制污染物的释放,不同流速上覆水中污染物含量明显降低;污染物控制率达到60%~90%。覆砂层形成阻隔层,减少污染物向水体释放,且砂层具有一定的吸附作用。覆砂的压重作用避免了底泥大规模起动,进而使得上覆水中的污染物含量大幅降低。

(3) 固化后上覆水中污染物磷的浓度为0.04 mg/L~0.06 mg/L。虽然原位固化对底泥污染物释放控制更加有效,不同流速时的污染物控制率均达到97%,但原位固化后上覆水pH值升高,水体呈碱性。

参考文献:

[1] 张皓清,贾永刚,王凯歌,等. 水体沉积物中内源污染物释放研究进展[J]. 应用化工,2020,49(3):750-754.

[2] 王曦,崔娅茹,甘治国,等. 北疆供水工程主干渠突发水污染事故污染物运移扩散研究[J]. 水利与建筑工程学报,2021,19(1):237-242.

[3] 王菲,王贤平. 三种絮凝剂对疏浚淤泥脱水降污特性的影响—以武汉市官桥湖底泥为例[J]. 水利水电快报,2021,42(3):61-64.

[4] 杨代亮. 河道生态清淤及淤泥处理技术探讨[J]. 科学技术创新,2018(18):99-100.

[5] 胡孝彭,郭建军,张艳梅,等. 重庆永川区城区河道疏浚淤泥处置问题的探讨[J]. 水利与建筑工程学报,2017,15(4):168-171.

[6] 叶建桃. 河道清淤疏浚施工技术控制措施探讨[J]. 珠江水运,2018(24):94-95.

[7] 刘既明,朱伟,吴思麟. 福岛核泄漏引发河湖库底泥污染及处置:实例研究[J]. 岩土工程学报,2019,41(7):1303-1310.

[8] 赖佑贤,闫晓满. 河湖污染底泥处理技术[M]. 北京:中国水利水电出版社,2017.

[9] Ding S M, Chen M S, Gong M D, et al. Internal phosphorus loading from sediments causes seasonal nitrogen limitation for harmful algal blooms[J]. Science of the Total Environment,2018,625:872-884.

[10] 李敏,张冠卿,张会文,等. 不同污染类型底泥处理方式研究[J]. 人民黄河,2021,43(1):103-108.

[11] 董祯波,吴慧芳,张国庆,等. 河湖底泥污染物及其原位修复技术的研究进展[J]. 广东水利水电,2020(12):13-18.

[12] 胡易坤,刘超,吴林骏,等. 水体底泥污染物理覆盖材料选择及其污染阻断效果研究[J]. 安徽农业科学,2020,48(11):67-70.

[13] 白若男. 污染底泥控制技术发展综述[J]. 中国环保产业,2021(2):56-60.

[14] 夏蕾. 功能土原位覆盖抑制黑臭水体底泥磷释放[D]. 成都:成都理工大学,2017.

[15] 王菲,沈征涛,王海林,等. 水泥固化/稳定化场地污染土的效果分析[J]. 岩土工程学报,2018,40(3):540-544.

[16] 夏威夷,杜延军,冯亚松,等. 重金属污染场地原位固化稳定化修复试验研究[J]. 岩石力学与工程学报,2017,36(11):2839-2849.

[17] 夏威夷,王栋,朱迟,等. 新型固化剂修复复合污染土壤室内试验研究[J]. 环境科技,2021,34(1):1-7.

[18] 潘涛,齐珺,吴琼,等. 北运河流域河流沉积物中氮磷污染物释放规律[J]. 中国环境监测,2019,35(1):51-58.

[19] 杨烨烨,王华,闫怀宇,等. 潮汐作用对通江湖泊重金属镉的三相分布特征影响[J]. 长江科学院院报,2018,35(12):22-27.

[20] 黄建枝,葛小鹏,杨晓芳,等. 利用环形槽研究再悬浮条件下凉山河底泥沉积物中重金属的迁移与分布[J]. 科学通报,2012,57(21):2015-2021.

[21] 占鑫杰,许小龙,等. 河道底泥污染物释放特性及控制研究[R]. 南京:南京水利科学研究院,2019.

[22] 胡国华,赵沛伦,肖翔群. 黄河泥沙特性及对水环境的影响[J]. 水利水电技术,2004,35(8):17-20.

[23] 水质总磷的测定钼酸铵分光光度法:GB 11893—89[S]. 北京:中国环境科学出版社,1989.