

动水条件下重金属在沉积物-水之间的迁移规律

王沛芳^{a,b}, 胡燕^{a,b}, 王超^{a,b}, 周文明^{a,b}

(河海大学 a. 浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室; b. 环境学院, 南京 210098)

摘要:借助自主开发的不同水动力模拟水槽,选择 4.01 cm/s(小流速, A 槽)、12.70 cm/s(中流速, B 槽)、20.23 cm/s(大流速, C 槽)3 种流速条件,研究 15 d 运行周期内,3 个水槽中沉积物重金属 Cd、Cr 及类金属 As 在沉积物-间隙水-上覆水之间的迁移规律。结果表明:1)流速的增加能促进重金属的释放;2)间隙水中 As 的浓度远远大于上覆水中浓度,为其向上覆水迁移提供了条件;3)沉积物再悬浮是上覆水中重金属浓度增加的主要原因。同时,与静水条件相比,动水条件对沉积物中重金属的迁移有显著影响,但不同重金属受自身特性的影响显示不同的迁移规律。另一方面,3 种水流条件对不同介质中重金属含量变化产生的影响过程和结果也不相同,但其影响程度总体为上覆水>沉积物>间隙水。

关键词:水动力条件;沉积物;重金属;上覆水;间隙水

中图分类号:X524 文献标志码: 文章编号:1674-4764(2012)03-0151-07

Analysis on Mobility of Heavy Metals between Sediment-water under Different Hydrodynamic Conditions

WANG Peifang^{a,b}, HU Yan^{a,b}, WANG Chao^{a,b}, ZHOU Wenming^{a,b}

(a. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education;

b. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, P. R. China)

Abstract: The mobility of heavy metals including Cd, Cr and As, among sediment, pore water and overlying water under different hydrodynamic conditions in 15 d was analyzed with hydrodynamic flumes. Three velocities were designed as 4.01 cm/s for slow flow in Flume A, 12.70 cm/s for middle flow in Flume B, and 20.23 cm/s for fast flow in Flume C. Results show that: 1) Increasing the velocities of flow can promote the release of heavy metals; 2) As of pore water presented higher concentration, which shows the mobile trends of As are from pore water to overlying water; 3) Sediments suspended are the main reason for the increase of concentration of heavy metals in the overlying water. Compared with the static condition, hydrodynamic conditions significantly affect the mobility of heavy metals. And the changing characters in each flume are different for each kind of metals in different kinds of medium (overlying water, pore water, and surface sediment). Moreover, the extent of hydrodynamic impacts on the mobility of heavy metals is overlying water>sediment>pore water.

Key words: hydrodynamics condition; sediment; heavy metals; overlying water; pore water

收稿日期:2011-06-29

基金项目:国家重大基础“973”研究项目课题(2008CB418203);国家自然科学基金资助基金项目(50830304、40871227);江苏省自然科学基金攀登人才资助项目(BK2008041);江苏省 333 高层次人才工程(BRA2010121)

作者简介:王沛芳(1973-),女,教授,博士生导师,主要从事湖泊河流水环境保护及生态修复和水污染控制研究,(E-mail) pfwang2005@hhu.edu.cn。

王超(通信作者),男,教授,博士生导师,(E-mail) cwang@hhu.edu.cn。

近年来,对湖泊、河流、海洋沉积物中重金属的含量与赋存形态^[1-3]以及不同环境条件下沉积物中重金属的释放情况^[4-6]作了大量研究,阐明了沉积物中重金属具有再迁移的特性,以及环境因子对重金属迁移转化的影响,取得了很多有意义的成果。但当前的研究大多集中于底泥的静态释放研究^[7-9],或泥沙起动导致重金属释放等水动力学方面的研究^[10],将水动力变化与重金属迁移规律相结合的研究很少。实际上对于太湖这样的浅水湖泊,水动力在湖泊生态环境演变中,扮演着重要的作用。

水动力条件主要体现在由风浪扰动、潮汐、航运、清淤以及内部环流等产生流速等方面,尤其在风浪扰动作用下,由上边界的驱动导致下边界水体产生剪切流速,使沉积物悬浮,影响营养盐的释放,进一步影响水-土界面的氧化还原环境,使得对有机物降解和矿化作用影响显著的微生物群落发生变化,其降解的最终产物也发生变化^[11]。因此,水体的水动力条件对底泥污染物的扩散释放有很大影响^[12]。目前的研究多采用人工搅拌或机械搅拌等方式来模拟水体的动力条件^[13-14],但通过这些方式产生的水流状态与天然水体的运动状态差别很大。因此,本文借助自主开发的“不同水动力生态水槽”,研究太湖沉积物重金属 Cd、Cr 和 As 在不同水动力条件下的释放过程和迁移规律,以及在沉积物-间隙水-上覆水间的分配变化,旨在为湖泊沉积物重金属释放量估算及水环境质量评价提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 试验装置与方 法

试验所采用装置由 3 组可循环的独立动水槽(A、B、C)组成,如图 1 所示。每组水槽包括 3 个水箱(底部水箱 I、右侧水箱 II 及左侧水箱 III)、上部 3 个平行水槽(平行试验,保证数据的可靠性)和一个水泵组成。上部水槽长 2.4 m,宽 1 m(每个平行水槽宽 0.3 m),高 0.4 m,底部水箱为蓄水箱,体积为 1 m³,水泵的最大流量为 100 m³/h,阀门可调节流量,上部水槽的出水端设有叶栅式尾门,与水泵共同作用来调节水体的流速和水位。

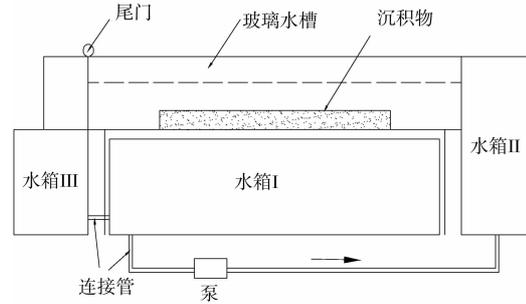


图 1 试验装置图

试验于 2010 年 7 月初开展,底泥取自太湖竺山湾,用彼得森采泥器采集表层泥,带回实验室后将底泥均匀地铺在水槽中间位置,长度为 1 m,厚度 8 cm,两端用挡板固定。实验用水采用除氯自来水。首先将底部水箱装满水,当装置运行时,水流通过水泵从底部水箱 I 中抽出,通过阀门调节流量,流经右侧的 II 号水箱,再同时经过上部的 3 个平行水槽,通过出水端的尾门调节水位,最后经左部的回流水箱 III 流回底部水箱 I,如此循环。用 ADV 流速仪测定流速,通过不断调节后最终设定 A、B、C 3 个水槽的流速分别为 4.01、12.70、20.23 cm/s,相应水深分别为 7、10、10 cm。

试验周期为 15 d,分别在第 0、1、3、5、7、11、15 d 采集沉积物样、上覆水和间隙水水样。其中第 0 d 所测得的值分别用来表示自来水、沉积物和间隙水中重金属的本底含量。

1.2 样品采集与分析

1.2.1 竺山湾沉积物的基本性质 竺山湾是全太湖的沉积物重金属污染最为严重的区域之一,故选择竺山湾的沉积物作为试验研究的对象。其基本理化性质见表 1。

表 1 竺山湾沉积物的理化性质

pH	ORP/mV	CEC/ (cmol · kg ⁻¹)	OM/%	碱度/ (cmol · kg ⁻¹)	粒度/%		
					砂砾	粉粒	粘粒
7.39	59	1.144	2.359	12.780	6.354	84.390	9.255

从表 1 可见,竺山湾的沉积物呈中性,弱还原环境。根据李娜^[15]的研究结果,竺山湾沉积物的阳离

子交换量在全太湖处于较低水平,碱度则处于较高水平。另外,根据土壤沉积物有机质的划分标

准^[16],竺山湾沉积物有机质水平为三级。沉积物颗粒主要以粉粒为主。

1.2.2 样品采集与处理 1)上覆水样:考虑水槽中3个平行小水槽的水体在经过调解水箱时变为混合水样,因此在上覆水水样采集时,每组水槽每次只采集1个水样,约100 mL,其中50 mL经0.45 μm滤膜过滤用以测定溶解态重金属,所有水样加HNO₃调节至pH<2,放入冰箱于4℃保存待测。

2)沉积物样、间隙水样:每个平行水槽均取适量沉积物,混匀,保存于洁净的聚乙烯瓶中迅速带回实验室。一部分剔除大小砾石、贝壳及动植物残体等杂质后,冷冻干燥并研磨后过100目筛放入密封的聚乙烯袋中保存。将另一部分未冷冻的沉积物于4 000 r/min的转速下离心20 min,倒出上清液经0.45 μm滤膜过滤后得间隙水样,调节pH<2,置于4℃冰箱内保存待测。

1.2.3 样品分析方法 沉积物样品的消解方法很多,本文参考Valérie等^[17]的实验方法,并根据具体情况作出了适当改进。具体操作步骤:取0.2 g待测沉积物置于聚四氟乙烯消解罐中,加入6 mL HNO₃,静置半个小时后,再依次加入4 mL HF、1 mL H₂O₂,在BERGHOF MWS-3微波消解仪中消解。待消解完成后冷却,之后将溶液转入聚四氟乙烯坩埚中,加入0.5 mL HClO₄,200℃蒸至尽干,再加入1 mL (1+1) HNO₃溶解残渣,定容至25 mL,4℃保存待测。

所有待测样品均采用电感耦合等离子发射质谱仪(ICP-MS)测定其中的重金属元素的含量。所有样品均设置3个平行,实验所采用的试剂均为优级纯。

1.2.4 分析元素的选择 Cd是仅次于Hg的最毒的重金属之一,在太湖处于轻度污染水平^[15],Cr也是毒性比较高的重金属。As虽然不属于金属,但其毒性及其在环境中的迁移转化规律性质与金属类似。太湖中As和Cr的含量相比鄱阳湖、滇池、月湖要高^[18],危害较大,故选取这3种重金属进行讨论。

2 结果与分析

2.1 沉积物中重金属含量的变化

沉积物中Cd、Cr、As含量的变化见图2。

3个水槽沉积物中重金属变化比较相似,均呈波动式变化,并在第1 d都出现不同程度的降低,说明在实验条件下进行了释放。但As的变化却略有不同,第5 d和第7 d有略微的增加,说明试验前期

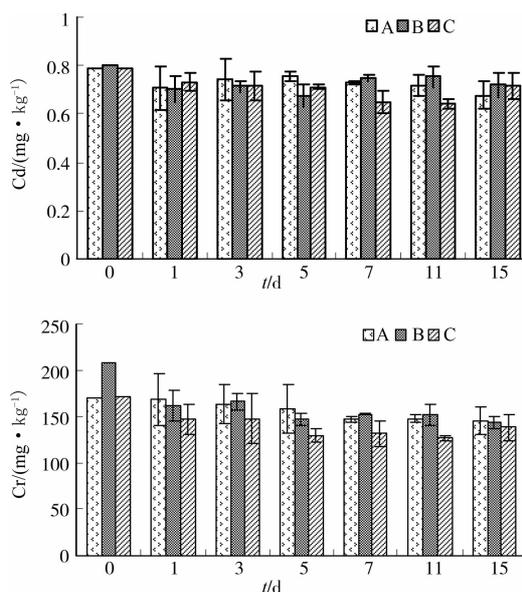


图2 A、B、C槽沉积物中重金属含量随时间的变化

释放到水体中的As可能被沉积物吸附后回到底泥表面。不同重金属会呈现出不同的变化,这主要与重金属自身的性质有关。

为了定量描述重金属在不同流速下的释放情况,引进“最大释放量”的概念,将其定义为沉积物中重金属在第0 d的含量与第1~15 d中的最小含量的差值。通过计算,A、B、C3个水槽中Cd的最大释放量分别为0.111 4、0.127 4、0.148 8 mg/kg,Cr的最大释放量分别为24.559 5、33.614 1、43.749 5 mg/kg,As的最大释放量分别为2.289 0、2.334 8、2.421 6 mg/kg。由各重金属的最大释放量可以看出,Cd、Cr、As具有相似的释放量特征,即流速越大,释放量越大。这可能是因为流速越大,水流紊动越剧烈,对表层沉积物的理化性质,如溶解氧条件、氧化还原电位、有机质含量等产生明显影响,引起重金属形态的转化。另一方面,水流直接作用于沉积物表面,紊动越剧烈,剪切力越大,对沉积物的结构产生影响也越大。黄廷林^[19]用滞留边界层理论分析紊动强度对沉积物中重金属释放的影响时发现,随紊动强度的提高,滞留边界层厚度减小,重金属释放量增大。

2.2 间隙水中重金属含量的变化

沉积物中的间隙水在湖泊体系重金属的地球化学循环过程中起重要作用。因为从沉积物中释放出的重金属并非直接进入上覆水,而是通过沉积物间隙水的扩散作用,以及在沉积物-水界面处由于氧化还原环境的改变而发生的再沉积作用共同影响上覆水^[20-21]。

试验观测了3个水槽试验期内间隙水中3种金

属的浓度变化,如图 3 所示。Cd 和 As 呈逐渐减小的趋势,Cr 呈波动式降低的趋势,但最终均趋于平衡,说明从沉积物迁移进入间隙水的重金属随时间变化,在试验条件下向其他介质发生了迁移。

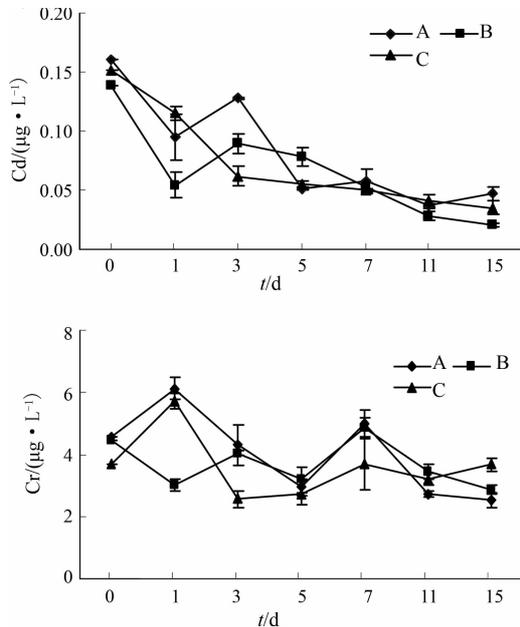


图 3 A、B、C 槽间隙水中重金属含量随时间变化

试验采用的上覆水为自来水,其重金属的含量相对于污染沉积物中间隙水的含量要低,这为重金属向上覆水扩散提供了条件。王小庆等^[22]通过研究发现,“沉积物-水”界面上和界面下的浓度梯度越大,扩散动力越大,对上覆水体的作用越明显。

由图 3 可知间隙水中 As 的浓度值较高,与上覆水(参见图 6)之间存在较大的浓度差。而且在 15 d 内,间隙水中 As 浓度的降低非常明显,说明较大的浓度差促进了 As 向上覆水的扩散释放,对上覆水浓度产生较大影响。

与 As 不同,间隙水中 Cd 的浓度很低,与上覆水中的浓度差较小(参见图 4)。试验初期 Cd 在浓度差的作用下由间隙水向上覆水释放,但在试验后期,间隙水中 Cd 的浓度小于上覆水的情况下,浓度仍在减小,可以解释为水体流动促进了扩散过程的发生。因为在动水条件下,总是有污染物浓度更低的水流经沉积物的某一区域,这样就能使水土界面处重金属的浓度差维持在较高的水平,从而对间隙水中重金属的释放起到促进作用。Cr 的变化规律与 Cd 相似。

2.3 上覆水中重金属的变化

1) Cd、Cr 的变化过程

3 个水槽上覆水中重金属 Cd、Cr 的含量随时间的变化过程见图 4。Cd 与 Cr 的变化趋势相似,且上

覆水中浓度大小的顺序为 A 槽 < B 槽 < C 槽,与流速的大小顺序一致。说明流速越大,上覆水中重金属的浓度越高。

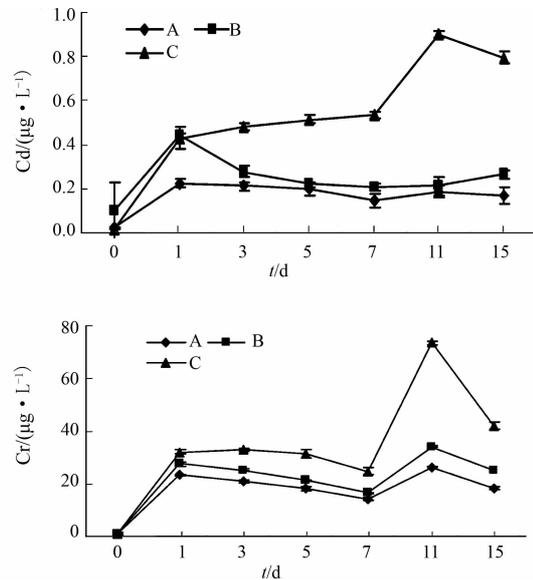


图 4 A、B、C 槽上覆水中重金属 Cd、Cr 随时间的变化

同时,由图 4 可知,上覆水中 Cd 的浓度在 A 槽与 B 槽的变化趋势相似,浓度均在第 1 d 达到最大值,1 d 后又开始下降,然后逐渐趋于平衡;但在 C 槽中的浓度却逐渐增加,并在第 11 d 达到最大值。说明 20、23 cm/s 的水体流速引起了沉积物 Cd 的较大程度释放。上覆水中 Cr 的浓度变化与 Cd 相似,但在第 11 d 时,小流速和中流速下 Cr 的浓度也有所增加,这可能是由于夏天环境条件的变化较大,导致沉积物中的无机沉淀态的 Cr 重新释放到水体中,而 Cd 随着温度的升高,释放率会随之降低并逐渐趋于恒定^[23]。

试验中,上覆水体的流动相当于一种外在作用力,在外力干扰的切应力达到可搬动沉积物颗粒的程度时,颗粒再悬浮发生,同时颗粒态重金属释放,并引起上覆水中重金属含量的增加。通常情况下,水流扰动越大,进入上覆水体的再悬浮物质越多^[24]。在夏季高水温、大流量的水域,富集在泥沙中的重金属在泥沙悬浮过程中易于释放到水体中去^[25]。图 5 为不同水动力条件下上覆水体的浊度随时间的变化过程。

由图 5 可以看出 C 槽浊度变化过程与 A 槽、B 槽之间有明显的差异。C 槽的浊度呈逐渐增加的趋势,11 d 以后才有逐渐平衡的趋势;A 槽与 B 槽的变化趋势相似,在第 1 d 达到最大值后逐渐减小,第 11 d 以后逐渐趋于平衡。由此可以得出:流速越大,上覆水体的浊度越大,表明发生悬浮的沉积物越多。

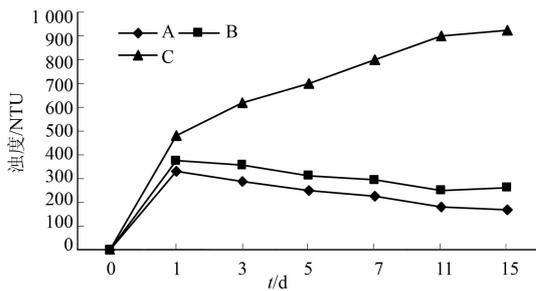


图5 A、B、C槽上覆水体中浊度随时间的变化

再悬浮的沉积物暴露在有氧环境中,使得沉积物的性质以及在沉积物-水界面的分配平衡改变,使原本吸附或结合于沉积物中的重金属得到释放,进入上覆水体中^[21,26]。另一方面,直径较大的悬浮颗粒会吸附水中的溶解态重金属,并在重力的作用下沉降,重新回到沉积物表面,引起上覆水和沉积物中重金属的分配变化。

分析图4、图5可知,上覆水中Cd、Cr在A、B、C槽中的浓度变化与浊度的变化趋势一致,说明水动力引起表层沉积物发生悬浮的程度与沉积物重金属迁移到水中的量有很大关系,流速越大,释放到上覆水中的重金属量越多。将上覆水中重金属Cd、Cr浓度与水体浊度进行相关性分析(见表2)发现,Cd浓度与浊度的相关系数分别为0.935、0.795、0.949,Cr浓度与浊度的相关系数分别为0.778、0.758、0.774,均显著相关。可以说明底泥再悬浮是沉积物中Cd和Cr向上覆水迁移的主要途径。

表2 浊度与上覆水中重金属的相关性系数表

水槽	Cr	Cd	As
A	0.785*	0.935**	0.299
B	0.774*	0.795**	0.450
C	0.778*	0.949**	0.922**

注:*显著相关($p < 0.05$),**极显著相关($p < 0.01$)

2) As的变化过程

上覆水中As与Cd、Cr的浓度变化有较大差别(见图6),As在3个水槽上覆水中的浓度随时间均呈不断增加的上升趋势,且A、B、C3个水槽中的变化趋势相似,说明不同流速对其迁移规律影响不大。在试验的第1d至第7d A、B槽中浊度逐渐减小,但上覆水As的浓度仍有升高趋势,说明沉积物悬浮释放As不是As向上覆水迁移的主导过程。

进一步分析A、B、C3个水槽中As与浊度的相关关系(见表2),得出相关系数分别为0.299、

0.450、0.922。可知,仅在大流速的情况下上覆水As浓度与浊度极显著相关,说明一般流速条件下上覆水中的As更多的来源于间隙水。另一方面,上覆水中As与Cd、Cr间的差异进一步说明重金属的性质影响它们的迁移特性。

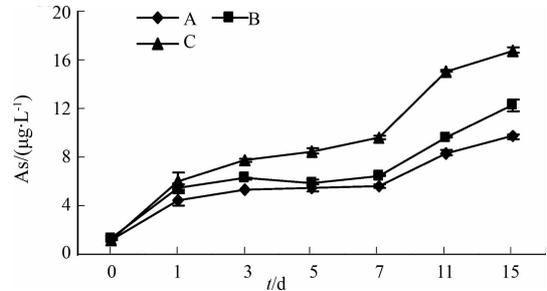


图6 A、B、C槽上覆水中As随时间的变化

3 讨论

3.1 水动力条件下沉积物中重金属的迁移特性

沉积物中的重金属在环境条件改变时会向上覆水或间隙水中释放;上覆水中的重金属则有可能被悬浮物吸附发生沉积,间隙水和上覆水之间存在浓度梯度的扩散,所以沉积物中重金属的迁移具有方向性。试验中,上覆水为清洁自来水,重金属含量较低,加上水动力的剪切作用,致使沉积物发生再悬浮,这些都将显著影响沉积物重金属的迁移过程。表3为沉积物、上覆水、间隙水中重金属的相关关系。

由表3可知:1)对于Cd,沉积物与上覆水呈负相关,说明沉积物中的Cd有向上覆水迁移的趋势。其中,C槽中上覆水浓度与沉积物含量显著负相关,说明在大流速条件下,沉积物中的Cd向上覆水迁移的趋势明显。2)对于Cr,沉积物与间隙水之间呈正相关,而沉积物和间隙水中Cr的含量均呈减小的趋势,说明两者均向上覆水发生了迁移,而且间隙水中Cr的含量小于上覆水(第1d以后),进一步说明水动力条件能够促进间隙水中重金属的扩散。其中,B槽中上覆水浓度与沉积物中的含量显著负相关,说明中流速条件下沉积物中的Cr向上覆水迁移趋势明显。3)对于As,A、B和C槽中As在上覆水和间隙水间的浓度均呈现显著负相关关系,进一步说明了在各种流速条件下,As有从间隙水向上覆水明显迁移的行为;同时,沉积物中As与间隙水和上覆水中As的浓度均呈负相关,但相关关系并不明显,这是因为沉积物中As的含量变化比较复杂,总的来说与上覆水和间隙水具有相反的趋势。As的迁移规律与流速大小无直接关系。

表 3 上覆水、间隙水和沉积物中金属的相关系数表

元素	介质	A 槽			B 槽			C 槽		
		Mw	Mp	Ms	Mw	Mp	Ms	Mw	Mp	Ms
Cd	Mw	1			1			1		
	Mp	0.648	1		-0.467	1		-0.549	1	
	Ms	-0.598	-0.511	1	-0.662	0.39	1	-0.798*	-0.019	1
Cr	Mw	1			1			1		
	Mp	-0.173	1		-0.629	1		-0.144	1	
	Ms	-0.359	0.604	1	-0.775*	0.513	1	-0.736	0.230	1
As	Mw	1			1			1		
	Mp	-0.836*	1		-0.766*	1		-0.825*	1	
	Ms	-0.216	-0.170	1	-0.012	-0.576	1	-0.036	-0.054	1

注: Mw 为上覆水重金属含量;Mp 为间隙水重金属含量;Ms 为沉积物重金属含量;* 表示显著相关($P < 0.05$)。

总体来说,同种重金属在 3 种介质中的相关性并不是显著,这可能是由于微量重金属迁移不仅受到重金属自身浓度的影响,也受到金属的赋存化学形态以及 pH 值、氧化还原条件、有机物和微生物等环境条件的影响^[27]。

3.2 动水模拟实验与静态实验的比较

汤洪亮^[28]分别进行了静态和动态下重金属释放的对比实验,发现在动水条件下,水流速度对底泥释放有显著影响,且较高流速时底泥释放的污染物

浓度较高。宋宪强等^[13]则模拟了静态与感潮情况下底泥重金属的释放情况,发现底泥的静态释放的过程较为缓慢,重金属释放在 15~20 d 达到平衡;而在潮汐作用下,底泥重金属释放量及释放速率明显提高,重金属释放在 10~15 d 达到平衡。而且与静态试验相比,感潮作用下 Cu、Zn、Pb、Cr 和 Cd 的平均释放速率提高了 0.77~4.20 倍,释放量增加了 0.32~1.78 倍。这是因为重金属在静水与动水条件下的迁移规律存在差异,见表 4。

表 4 静水与动水条件下水环境中重金属迁移的差异

	沉积物	间隙水	上覆水
静水	只有在水环境条件及沉积物性质发生改变时,重金属形态会发生改变而释放	主要是以泥水界面处重金属的浓度差为动力,通过扩散作用向外释放	主要来源于沉积物与间隙水的释放,在一段时间后逐渐趋于平衡
动水	1)动水条件下,水环境条件更容易发生改变(如 DO、ORP 等),从而促进重金属的形态转化和释放;2)一定流速条件下,表层沉积物会发生悬浮,增大了沉积物的有效释放厚度	与静水条件下相似,但在水流的作用下,界面处的浓度差能够较长时间维持在较高水平,从而促进间隙水中重金属的释放	主要来源于沉积物的再悬浮释放,具有释放量大的特点;另外,悬浮物能够吸附水中溶解态重金属,然后通过絮凝、沉降等过程回到沉积物表面

3.3 不同水动力条件对重金属迁移的影响

沉积物中的重金属在动水条件下比静水条件更容易发生迁移,实际上水动力条件不同,重金属的迁移过程也会有差别。由图 2、3、4 可以看出,上覆水中 3 种流速间的差异较为明显,且其中 A 槽与 C 槽上覆水中重金属间的差异要远大于 A 槽与 B 槽。差异的显著性可以由方差分析得出(见表 5)。

通过差异性分析可以看出,3 种流速下上覆水中 Cd 的含量存在显著性差异($\alpha = 0.004$),说明不同流速对其含量的变化有显著影响。沉积物 Cr 在 3 种流速间差异也较为显著($\alpha = 0.052$,接近 0.05)。

表中 α 值越接近 0.05,越能够说明 3 种流速下重金属含量的差异越明显。因此总体而言,对不同重金属,流速所产生的影响程度为 $Cr > Cd > As$ 。根据 α 值的大小排序,可知流速对 3 种介质中重金属含量的影响程度为上覆水 > 沉积物 > 间隙水。这可能是因为在水动力条件下水流剧烈紊动,沉积物会发生悬浮,流速越大,再悬浮量越大,对上覆水产生的影响也就越大;间隙水中重金属向上覆水的扩散作用随着上覆水体浓度的增加而逐渐减小,因此 3 种流速的差异性较小;水动力通过改变沉积物的结构和化学性质来促进重金属的释放,但在水较浅的情况

下,不同水动力对沉积物的作用效果相对更小。

表5 3种流速下上覆水、间隙水和沉积物中重金属的方差分析结果表

介质	Cd		Cr		As	
	F	α	F	α	F	α
上覆水	7.755	0.004	2.396	0.120	1.446	0.262
间隙水	0.414	0.667	0.286	0.755	0.165	0.849
沉积物	0.727	0.497	3.487	0.052	1.303	0.215

注:F表示均值差异; $\alpha < 0.05$,显著差异

4 结 论

1)不同水动力条件对3种金属在各介质中的影响规律不同。沉积物中Cd、Cr、As的最大释放量发生顺序为大流速>中流速>小流速,即紊动强度越大,释放量越大;上覆水中Cd、Cr和As的含量大小顺序均为大流速>中流速>小流速,流速越大,浓度越高;3个水槽间隙水中3种金属浓度大小差异不明显。

2)动水条件下3种重金属的迁移规律不同。Cd和Cr向上覆水体的迁移主要是受到沉积物再悬浮的影响,通过悬浮颗粒物迁移释放,并且迁移程度因流速的不同而产生差异;而As则主要是由沉积物缓慢释放到间隙水中,并通过扩散作用大量进入上覆水体。

3)与静水条件相比,动水条件下沉积物中的重金属更容易发生迁移。而且3种水流条件对不同介质中重金属的含量的变化产生的影响不同,影响程度为上覆水>沉积物>间隙水,对不同重金属迁移的影响程度为Cr>Cd>As。

参考文献:

- [1] Davuloglu O I, Seckin G, Ersu C B, et al. Heavy metal content and distribution in surface sediments of the Seyhan River, Turkey [J]. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(9): 2250-2259.
- [2] Bai J H, Cui B S, Chen B, et al. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake wetland, China [J]. *Ecological Modelling*, 2011, 222(2): 301-306.
- [3] 王沛芳,邹丽敏,王超,等. 玄武湖沉积物中重金属的垂直分布[J]. *长江流域资源与环境*, 2010, 19(5): 647-553.
- WANG Peifang, ZOU Limin, WANG Chao, et al. Vertical distribution of fractions of Pb, Cd, Ni, Zn, Cr and Mo in sediments of an urban lake [J]. *Resources*

and Environment in the Yangtze Basin, 2010, 19(5): 647-553.

- [4] 朱维晃,黄廷林,柴蓓蓓,等. 环境条件变化下汾河水库沉积物中重金属形态分布特征及潜在生态风险评价[J]. *干旱区资源与环境*, 2009, 23(2): 34-40.
- ZHU Weihuang, HUANG Tinglin, CHAI Beibei, et al. The impact of the redox conditions on the speciation of the heavy metals in the sediment of the Fenhe reservoir and their assessments of the potential ecological risk [J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2009, 23(2): 34-40.
- [5] Zheng N, Wang Q C, Liang Z Z, et al. Characterization of heavy metal concentrations in the sediments of three freshwater rivers in Huludao City, Northeast China [J]. *Environment Pollution*, 2008, 154(1): 135-142.
- [6] Atkinson C A, Jolley D F, Simpson S L. Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments [J]. *Chemosphere*, 2007, 69(9): 1428-1437.
- [7] 王继刚. 渤海典型海域沉积物重金属 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 释放的研究[D]. 青岛:中国海洋大学, 2006.
- [8] 汪福顺,刘丛强,灌瑾,等. 贵州阿哈水库沉积物中重金属二次污染的趋势分析[J]. *长江流域资源与环境*, 2009, 18(4): 379-383.
- WANG Fushun, LIU Congqiang, GUAN Jin, et al. Trend analysis of the recycling of heavy metals in sediments of Aha lake, Guizhou province [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2009, 18(4): 379-383.
- [9] Fries J S. Predicting interfacial diffusion coefficients for fluxes across the sediment-water interface [J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2007, 133(3): 267-272.
- [10] Wang P F, Zheng S S, Wang C, et al. Resuspension and release of Hg from Taihu Lake sediment under different hydrodynamic disturbances [C]//The International Conference on Electric Technology and Civil Engineering (ICETCE), Wuhan, 2011, April 22-24. Vol. 5: 4432-4436.
- [11] 秦伯强. 太湖生态与环境若干问题的研究进展及其展望[J]. *湖泊科学*, 2009, 21(4): 445-455.
- QIN Boqiang. Progress and prospect on the eco-environmental research of Lake Taihu [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2009, 21(4): 445-455.
- [12] 张彬,张坤,钟宝昌,等. 底泥污染物释放水动力学特性试验研究[J]. *水动力学研究与进展*, 2008, 23(2): 126-133.
- LI Bin, ZHANG Kun, ZHONG Baochang, et al. An experimental study on release of pollutants from sediment under hydrodynamic conditions [J]. *Chinese Journal of Hydrodynamics*, 2008, 23(2): 126-133.

- [13] 宋宪强, 雷恒毅, 余光伟, 等. 重污染感潮河道底泥重金属污染评价及释放规律研究[J]. 环境科学学报, 2008, 18(11): 2258-2268.
SONG Xianqiang, LEI Hengyi, YU Guangwei, et al. Evaluation of heavy metal pollution and release from sediment in a heavily polluted tidal river [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 18(11): 2258-2268.
- [14] 魏俊峰, 吴大清, 彭金莲, 等. 污染沉积物中重金属的释放动力学[J]. 生态环境, 2003, 12(2): 127-130.
WEI JunFeng, WU Daging, PENG Jinlian, et al. Release and kinetics of heavy metals from the contaminated sediments [J]. Ecology and Environment, 2003, 12(2): 127-130.
- [15] 李娜. 太湖沉积物中重金属分布、赋存形态及生态风险评估[D]. 南京: 河海大学, 2010.
- [16] 全国土壤普查办公室. 中国土壤[M]. 北京: 中国农业出版社, 1998.
- [17] Sandroni V, Smith C M M, Donovan A. Microwave digestion of sediment, soils and urban particulate matter for trace metal analysis [J]. Talanta, 2003, 60(4): 715-723.
- [18] 滑丽萍, 华璐, 高娟, 等. 中国湖泊底泥的重金属污染评价研究[J]. 土壤, 2006, 38(4): 366-373.
HUA Liping, HUA Luo, GAO Juan, et al. Heavy metal pollution of sediments of lakes in China [J]. Soils, 2006, 38(4): 366-373.
- [19] 黄廷林. 水体沉积物中重金属释放动力学及试验研究[J]. 环境科学学报, 1995, 15(4): 440-446.
HUANG Tinglin. Kinetics of heavy metal release from aquatic sediments [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 1995, 15(4): 440-446.
- [20] Vink J P M. The origin of speciation: Trace metal kinetics over natural water/sediment interfaces and the consequences for bioaccumulation [J]. Environmental Pollution, 2009, 157(2): 519-527.
- [21] Cantwell M G, Burgess R M, King J W. Resuspension of contaminated field and formulated reference sediments Part I: Evaluation of metal release under controlled laboratory conditions [J]. Chemosphere, 2008, 73(11): 1824-1831.
- [22] 王小庆, 郑乐平, 孙为民. 淀山湖沉积物孔隙水中重金属元素分布特征[J]. 中国环境科学, 2004, 24(4): 400-404.
WANG Xiaoqing, ZHENG Leping, SUN Weimin. The distribution characteristics of heavy metal elements in the pore water of sediment, Dianshan Lake [J]. China Environmental Science, 2004, 24(4): 400-404.
- [23] 方宇翹, 裘祖楠, 姚振怀, 等. 城市河流底泥好氧速率的测定及应用[J]. 环境化学, 1989, 8(2): 90-93.
FANG Yuqiao, QIU Zunan, YAO Zhenhuai, et al. Determination and application of sediment Oxygen demand in urban rivers [J]. Environmental Chemistry, 1989, 8(2): 90-93.
- [24] 逢勇, 颜润润, 余钟波, 等. 风浪作用下的底泥悬浮沉降及内源释放量研究[J]. 环境科学, 2008, 29(9): 2456-2464.
PANG Yong, YAN Runrun, YU Zhongbo, et al. Suspension-sedimentation of sediment and release amount of internal load in Lake Taihu affected by wind [J]. Environmental Science, 2008, 29(9): 2456-2464.
- [25] Koschinsky A, Fritsche U, Winkler A. Sequential leaching of Peru Basin surface sediment for the assessment of aged and fresh heavy metal associations and mobility [J]. Deep-Sea Research II, 2001, 48: 3683-3699.
- [26] Cantwell M G, Burgess R M, Kester D R. Release and phase partitioning of metals from anoxic estuarine sediments during periods of simulated resuspension [J]. Environmental Science & Technology. 2002, 36(24): 5328-5334.
- [27] Jerzy G, Teresa S. Voltammetric method for the determination of Zn, Cd, Pb, Cu and Ni in interstitial water [J]. Fresenius' Journal of Analytical Chemistry, 1996, 354: 735-737.
- [28] 汤洪亮. 里运河底泥重金属释放实验研究[D]. 南京: 河海大学, 2006.

(编辑 胡英奎)