

涂 汉, 吴 攀, 韩志伟, 等. 贵州草海上覆水与沉积物中砷的分布特征及扩散通量估算[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(5): 963–968.

TU Han, WU Pan, HAN Zhi-wei, et al. Distribution and diffusion flux of arsenic in sediment and overlying-water of Lake Caohai, Guizhou Province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(5): 963–968.

贵州草海上覆水与沉积物中砷的分布特征 及扩散通量估算

涂 汉, 吴 攀*, 韩志伟, 曹星星, 张 水

(贵州大学资源与环境工程学院, 贵阳 550025)

摘 要:对草海不同区域沉积物上覆水及孔隙水、附近河流和雨水中砷的含量与分布特征进行了分析,并利用一维孔隙水扩散模型估算了砷在沉积物-水界面的扩散通量。结果表明:草海出口砷含量为 $1.59 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,明显高于流入草海的水体端元(平均值 $0.32 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)和雨水($0.37 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)中砷浓度;草海上覆水中砷的空间分布表现为挺水植物区($2.99\sim 3.45 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)>沉水植物区($1.79\sim 2.34 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$),垂直分布上无明显变化,挺水植物区上覆水体中的砷以 $\text{As}(\text{III})(\text{H}_3\text{AsO}_3)$ 形态存在,沉水植物区上覆水体中的砷以 $\text{As}(\text{V})(\text{HAsO}_4^{2-})$ 形态存在;而沉积物和孔隙水中总砷含量垂直方向上波动较大,规律与上覆水相似,均表现为挺水植物区>沉水植物区,其中挺水植物区沉积物砷含量为 $19.86\sim 36.45 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,平均值 $27.84 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,沉水植物区沉积物砷含量为 $13.05\sim 32.32 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,平均值 $19.79 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;草海挺水植物区和沉水植物区三处取样点在沉积物-水界面的扩散通量分别为 $73.84 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $18.99\sim 11.45 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,均表现为沉积物孔隙水中的砷向上覆水释放,揭示沉积物可能是草海水体中砷重要的输入源。

关键词:草海;砷;沉积物;孔隙水;扩散通量

中图分类号:X522 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2016)05-0963-06 doi:10.11654/jaes.2016.05.021

Distribution and diffusion flux of arsenic in sediment and overlying-water of Lake Caohai, Guizhou Province

TU Han, WU Pan*, HAN Zhi-wei, CAO Xing-xing, ZHANG Shui

(College of Resources and Environmental Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China)

Abstract: This paper investigated the distribution and concentration of arsenic in overlying water and sediment pore water of Caohai as well as the nearby rivers and rainwater in different areas. Utilizing one-dimensional pore water diffusion model, we estimated arsenic diffusion flux across the sediment-water interface. Results indicated that arsenic concentrations at the Caohai exit was $1.59 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, obviously higher than at the entry of Caohai (averagely $0.32 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) as well as rainwater ($0.37 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). The spatial distribution of arsenic concentrations in the overlying water was as follows: emergent plant zone ($2.99\sim 3.45 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) > submerged plant zone ($1.79\sim 2.34 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). The arsenic in the overlying water existed as H_3AsO_3 form in emergent plant zone but as HAsO_4^{2-} form in submerged plant zone. The total arsenic concentrations in sediments and pore water showed large vertical variation and were emergent plant zone > submerged plant zone. The arsenic in the sediments in emergent plant zone was between $19.86 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $36.45 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, with average value of $27.84 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, while in submerged plant zone arsenic concentrations ranged from $13.05 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ to $32.32 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, averaging $19.79 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. The diffusion flux across the sediment-water interface in emergent plant and submerged plant zones were $73.84 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ and $18.99\sim 11.45 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, respectively, showing that arsenic stored in sediment pore water released into the overlying water and that sediment might thus be significant source of arsenic in Lake Caohai water.

Keywords: Caohai; arsenic; sediment; pore water; diffusion flux

收稿日期: 2015-10-24

基金项目: 贵州大学研究生创新基金项目(研理工 2015064)

作者简介: 涂 汉(1990—),男,研究生,主要从事水污染控制研究。E-mail: tuhan0603@163.com

*通信作者: 吴 攀 E-mail: pwu@gzu.edu.cn

沉积物-水界面砷的分布情况备受国内外学者的广泛关注^[1-4]。进入湿地中的砷少数溶解于水体中,大多数在湿地沉积物中累积并对底栖生物构成影响,同时沉积物中的砷污染物在物理、化学、生物等作用下会被重新释放进入水体而形成二次污染,从而影响整个湿地生态系统的平衡发展^[5-7]。因此,研究湿地水体和沉积物中砷的分布情况,能够对砷在湿地中的迁移转化规律有更深入的了解。

草海位于贵州威宁县,属国家级自然保护区,对维护区域生态系统的平衡有重要作用。目前对于草海流域砷污染的研究多集中于周边土壤^[8]、部分表层沉积物^[9-10]等,但未考虑湿地水层的差异和沉积物剖面分布变化,特别是将水体和沉积物孔隙水结合讨论进而反映污染物释放趋势的研究未见报道。基于此,本文以沉积物-水体中砷为研究对象,分析草海附近河流及内部不同区域、不同水深、沉积物剖面及孔隙水中砷的变化特征,并利用一维孔隙水扩散模型(Fick定律)估算砷在沉积物-水界面的扩散通量,为今后研究草海流域砷污染水平及来源提供基础数据,同时对深入了解草海中砷的生物地球化学行为具有重要的指导意义。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

草海国家级自然保护区位于贵州省西部威宁县城西南侧(地理坐标 26°49′~26°53′N, 104°12′~104°18′E),流域面积 96 km²,湖面面积大约 25 km²,最大

水深小于 5 m,属于长江水系,是金沙江支流横江洛泽河的上源湿地(图 1),共有四条入湖河流(H1、H3、H4 和 H5),出水口仅 1 条河流(H2)。年平均降雨量为 950.9 mm,5—10 月为雨季,其降雨量占全年的 88%;12 月至次年 3 月为旱季,降雨量仅占全年的 5%^[11],草海湿地生态系统属于完整的、典型的高原湿地生态系统^[12],具有日照丰富、水质良好、透明度大、多为淤泥底质、各类水生植物布满湖区等特点。

1.2 样品采集与分析

本研究于 2014 年 9 月进行样品采集,利用重力采样器共采集三组沉积物柱状剖面,其中 1 号剖面设在草海挺水植物生长区(1#),2 号剖面设在湿地中心区(2#),3 号剖面靠近出水口(3#),2# 和 3# 属于沉水植物区(图 1)。在每个剖面采样点均采集表层水、中层水和界面水。现场用水质参数仪 Multi 3430 测定所采剖面上覆水 pH、水温(*T*)、溶解氧(DO)、氧化还原电位(Eh)、电导率(EC)等物理化学参数。

所采剖面沉积物样品 1~10 cm 以 1 cm 为一个单位进行分样,10 cm 以下均以 1.5 cm 为一个单位分样,于 4 °C 下保存,24 h 内将分割后样品以 5000 r·min⁻¹ 离心 15 min,上清液过 0.45 μm 滤膜即为沉积物孔隙水。将离心后的沉积物样品经冷冻干燥后压散,剔除砾石、贝壳等动植物残体杂质,研磨后过 0.149 μm 筛备用。选用王水水浴消解^[13],采用双道-原子荧光光度仪(AFS-9230,北京吉天)进行测定,测定前仪器需预热 30 min 以上。同时采用国家土壤标准物质(ESS-4)、平行样及空白样进行质量控制。结果显

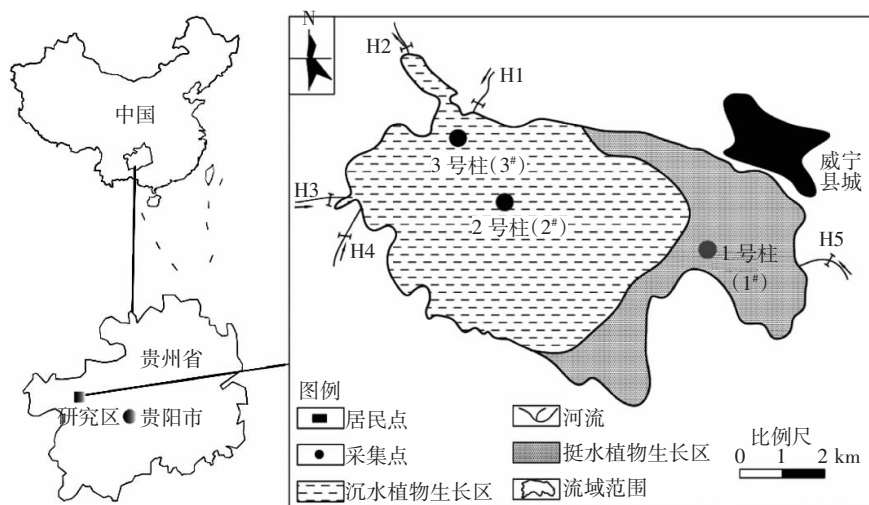


图 1 草海样品采样布点图

Figure 1 Sampling locations in Lake Caohai

示,测定值与标准值的相对偏差均小于 10%,符合测定要求。

所采集的上覆水、河水、雨水和孔隙水样品用 ICP-MS(7500a,美国安捷伦公司)检测。上述分析测试工作在贵州大学资源与环境工程学院测试中心完成。

2 结果与讨论

2.1 水体中砷含量及形态分布特征

草海不同区域沉积物剖面上覆水中砷浓度如表 1 所示。1[#]、2[#]、3[#] 样点上覆水中砷的含量分别为 2.99~3.45、1.79~2.21、2.16~2.34 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 呈现挺水植物区>沉水植物区(2[#] 和 3[#])>出水口(3[#])>湖中心区(2[#])的特征。水体中大多数砷以无机的 As(III)和 As(V)形态存在,这两种形态砷的存在和转化与水体的 pH 值、氧化还原电位有很大关系^[14-15]。由表 2 可知,1[#] 处 pH 值(6.9~7)低于 2[#](9.2~9.4)和 3[#](9.6~9.7),1[#] 处 Eh 为-164.8~-179.3 mV,呈较强的还原性。2[#] 和 3[#] 处 Eh 分别为-7~103.9、44.1~116.4 mV,呈弱氧化性。Cheng 等^[16]研究发现,在 pH 值 4~9 范围内,以 H_2AsO_4^- 或 HAsO_4^{2-} 形态存在的 As(V)易于被带有正电荷的铁、锰和铝(氢)氧化物^[17-18]甚至黏土矿物吸附^[19];而以 H_3AsO_3 形态存在的 As(III)在典型的土壤和地下含水层中的吸附是很少的。1[#] 上覆水体中的砷以 H_3AsO_3 形态存在,呈还原环境,随着水流方向到达沉水植物区(2[#] 和 3[#]),上覆水体呈氧化环境,As 以 HAsO_4^{2-} 形态存在(图 2)。 HAsO_4^{2-} 被胶体或铁、锰氧化物、氢氧化物

表 1 沉积物剖面上覆水中砷含量($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)

Table 1 Content of arsenic in overlying water of sediments($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)

水样	1 [#] (水深)	2 [#] (水深)	3 [#] (水深)
表层水	3.45(0.2 m)	1.79(0.5 m)	2.25(0.5 m)
中层水	—	2.04(2.0 m)	2.34(1.5 m)
界面水	2.99(0.55 m)	2.21(3.05 m)	2.16(2.48 m)

注:“—”表示由于水位低未采集该层水样。

表 2 沉积物剖面上覆水体易变参数

Table 2 Parameters of overlying water of sediment

剖面编号	水样	深度/m	pH	EC/ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Eh/mV	DO/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
1 [#]	表层水	0.2	7	638	-164.8	0.1
	界面水	0.55	6.9	637	-179.3	0.1
2 [#]	表层水	0.5	9.4	267	80.9	9.8
	中层水	2	9.3	271	103.9	7.7
	界面水	3.05	9.2	271	-7	7.9
3 [#]	表层水	0.5	9.7	215	116.4	8.3
	中层水	1.5	9.6	218	89.3	7.1
	界面水	2.48	9.6	220	44.1	7.0

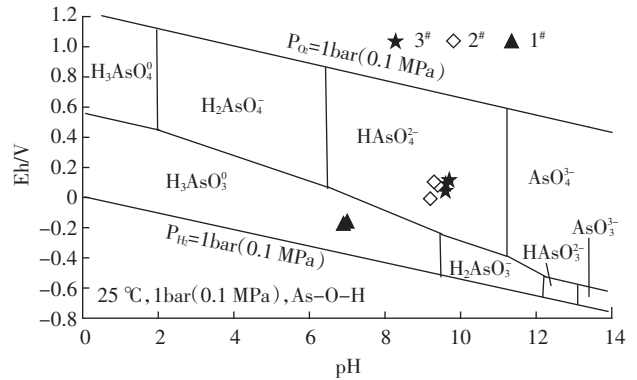


图 2 草海上覆水中砷的 Eh-pH 相位图

Figure 2 Eh-pH phase diagram for arsenic in overlying water of Lake Caohai

吸附,从而导致沉水植物区上覆水体中砷的含量低于挺水植物区。

此外,在垂直分布上 3 个采样点的砷含量变化不大,上覆水中易变参数也呈现相似规律,可能因为草海湿地较浅、水流缓慢,导致上覆水体混合均匀^[20]。一般来说河流和雨水是湿地重要的水源^[21],其所携带的重金属对湿地生态系统有重要的影响^[21],而本研究中草海流入的河流(H1:0.27 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、H3:0.48 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、H4:0.19 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、H5:0.32 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)和雨水(0.37 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)砷浓度明显低于流出草海的河流(H2:1.59 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$),H2 水体砷含量分别为流入草海河流和雨水的 3.3~8.4 倍和 4.3 倍,这个差异说明可能存在其他高浓度砷向上覆水体中释放。

2.2 沉积物剖面及孔隙水中砷分布

草海沉积物及其孔隙水中砷的垂直分布波动较大(图 3、图 4)。沉积物剖面砷总量浓度介于 13.05~36.45 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,平均值 22.47 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。1[#] 沉积物砷含量为 19.86~36.45 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,平均值 27.84 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,高于贵州土壤砷背景值(20.0 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)^[9];2[#] 沉积物砷含量为 13.05~32.32 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,平均值 19.49 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;3[#] 沉积物砷含量为 16.3~30.57 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,平均值 20.09 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。导致上述沉积物剖面呈现该分布特征的原因可能是由于 1[#] 靠近威宁县城,受人为活动影响较大,导致砷含量相对较高。随着湖水的流动作用,湖中心处砷含量相对降低,但是细小颗粒物会继续随水流动且其比表面积相对较大,能够吸附更多的砷,所以可能聚集在湖出水口处,进而沉降使得湖出水口处沉积物中砷含量比湖中心处偏高。1[#] 剖面沉积物中砷含量在沉积物深度为 10 cm 以下含量较高,最底层有最大值;2[#] 剖面沉积物中砷含量在沉积物深度为 8 cm 处有最大

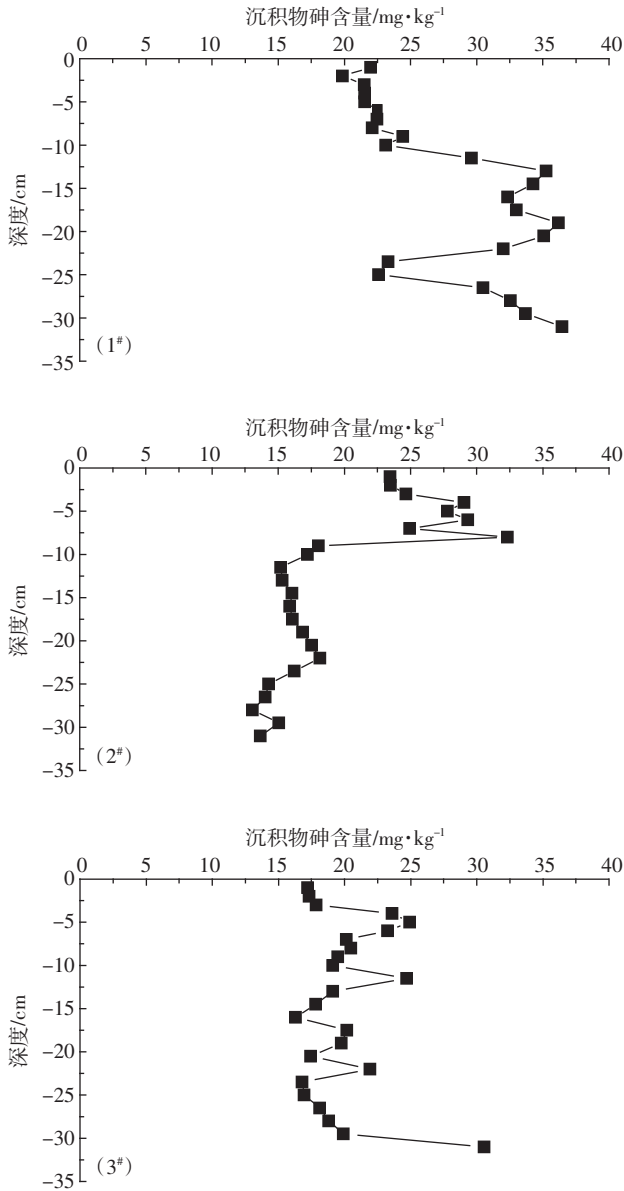


图3 沉积物剖面砷含量

Figure 3 Arsenic content in sediment profile

值,此后减小且随着深度的增加无明显变化;3#剖面沉积物中砷含量随深度的增加并无太大的变化,只是有小幅度的波动,在31 cm处有最大值。此外,湖中心处表层沉积物中砷含量比底层相对较高,即表现为砷趋向富集于表层沉积物中。原因可能是,在有机质的降解过程中导致吸附的砷被释放到孔隙水中,而表层有活性的有机质又将其吸附,使得表层沉积物中砷含量较高。

孔隙水中砷(图4)浓度介于 $1.42\sim 17.69\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值 $4.99\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。1#孔隙水砷浓度为 $2.88\sim 17.69\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值 $7.94\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;2#孔隙水砷浓度为 $1.42\sim 7.96\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值 $3.90\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;3#孔隙水砷浓度为

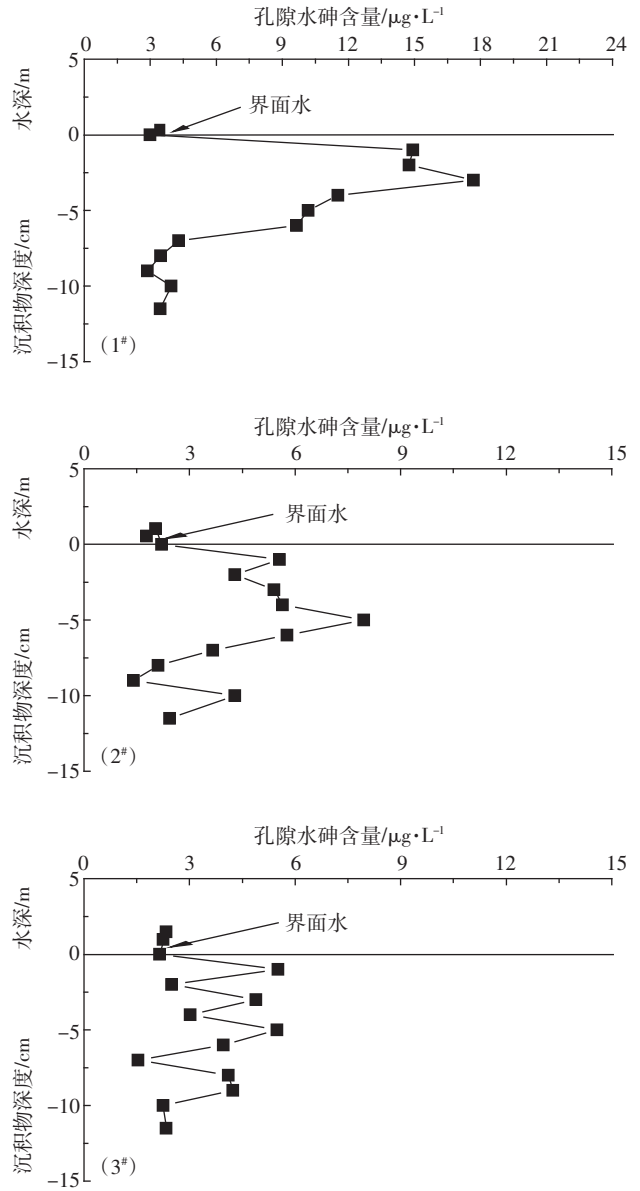


图4 沉积物剖面孔隙水砷含量

Figure 4 Arsenic content in pore water of sediment profile

$1.53\sim 5.53\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值 $3.33\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。且界面附近砷含量都明显低于孔隙水相应浓度,孔隙水中砷浓度自界面向下随深度增加呈现先升高后降低的趋势,但各采样点变化趋势稍有不同。挺水植物区孔隙水中砷含量在沉积物3 cm处出现峰值($17.69\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$),随后逐渐降低,直到9 cm处出现最低值($2.88\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$),最后趋于稳定;湖中心区孔隙水中砷含量先是逐渐升高,在沉积物5 cm处出现最高值($7.96\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$),随后又逐渐降低,在9 cm处出现最低值($1.42\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)最终趋于稳定;3#孔隙水中的砷含量除了在4 cm处出现峰值($5.53\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)外,从表层到底层无明显变化。该分布特征表明沉积物中普遍存在砷的沉积后再迁移现象,

有机质降解引起界面附近氧化还原状况的变化,砷也因受此过程及矿物平衡的影响而波动^[21-23]。孔隙水中砷的这种分布状况也表明,砷有可能按照浓度梯度经孔隙水从沉积物向上覆水扩散,进而影响上覆水的水质。

2.3 孔隙水的环境效应

沉积物中的重金属以孔隙水为介质向上覆水体扩散影响上覆水体水质,重金属界面扩散通量可由 Fick 第一定律估算得到^[24]:

$$F = \varphi \cdot D_s \cdot \Delta c / \Delta x \quad (1)$$

式中: F 为通过沉积物-水界面的扩散通量; φ 为表层沉积物的孔隙度^[25]; $\Delta c / \Delta x$ 为表层沉积物间隙水-上覆水的浓度梯度; D_s 为扩散系数(通常当 $\varphi \leq 0.7$ 时, $D_s = \varphi D_o$;当 $\varphi \geq 0.7$ 时, $D_s = \varphi^2 D_o$, D_o 为离子在无限稀释溶液中的理想扩散系数^[26])。

分别将上面的参数值代入公式,可算出由于扩散作用引起的界面处沉积物孔隙水中 As 的扩散通量(表 3)。

表 3 草海沉积物-水界面砷扩散通量

Table 3 Fluxes of arsenic across sediment-water interface of Lake Caohai

剖面编号	φ ^[20]	$D_s(\times 10^{-6}) / \text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$	$(\Delta c / \Delta x) / \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$	$F / \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$
1 [#]	0.93	9.05	11.74	73.84
2 [#]	0.93	9.05	3.02	18.99
3 [#]	0.93	9.05	1.82	11.45

注: F 和 $\Delta c / \Delta x$ 数值为正表示砷从沉积物向上覆水扩散,为负表示由上覆水向沉积物扩散。

由 Fick 定律估算得到的扩散通量,只考虑了污染物在界面水-沉积物界面之间的质量浓度梯度、沉积物孔隙度以及颗粒物对溶解态营养盐迁移扩散的影响,是一种理论通量^[27]。在沉积物实际扩散通量中,沉积物-水界面的环境参数,如 pH 值、吸附作用、氧化还原条件、水力扰动等因素都会影响沉积物的扩散通量^[20]。Fick 定律计算得到的扩散通量要低于水库的实际扩散通量。但从表 4 中可以看出,各沉积物剖面扩散通量均为正值,1[#]、2[#]、3[#]在沉积物-水界面的扩散通量分别为 73.84、18.99、11.45 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$,说明草海沉积物孔隙水中砷向上覆水中扩散,沉积物孔隙水中砷的释放可能是导致草海水体中砷浓度高于附近河流和雨水的重要因素。此外,挺水植物区释放通量明显高于沉水植物区,与挺水植物区靠近草海威宁县城,大量的人为含砷污染物(如农药、除草剂、杀虫剂

等)进入草海,加之该区域呈还原环境,易使大量的砷从沉积物中释放出来。至于是否具有季节性的影响有待进一步研究。

3 结论

(1)草海水体、附近河流和雨水中砷浓度普遍偏低,草海水体中砷浓度明显高于附近河流和雨水。草海沉水植物区上覆水体 pH 值呈中性,属还原环境,而挺水植物区上覆水体 pH 值均呈碱性,属氧化环境,表明沉水植物区水体中的砷以 As(III)形态存在,而挺水植物区水体中的砷以 As(V)形式为主。

(2)草海沉积物及孔隙水中总砷含量垂直方向波动较大,但与上覆水有相似的规律,均表现为挺水植物区>沉水植物区,且挺水植物区可能受到周边人为活动的影响,导致砷的含量超过贵州土壤背景值。

(3)草海挺水植物区和沉水植物区在沉积物-水界面均表现为孔隙水向上覆水释放特征,揭示沉积物孔隙水扩散可能是草海水体中砷重要的输入源。

参考文献:

- [1] Nickson R, McArthur J, Burgess W, et al. Arsenic poisoning of Bangladesh groundwater[J]. *Nature*, 1998, 395:338.
- [2] 刘淑民,姚庆祺,刘月良,等. 黄河口湿地表层沉积物中重金属的分布特征及其影响因素[J]. 中国环境科学, 2012, 32(9): 1625-1631. LIU Shu-min, YAO Qing-zhen, LIU Yue-liang, et al. Distribution and influence factors of heavy metals in surface sediments of the Yellow River Estuary wetland[J]. *China Environmental Science*, 2012, 32(9): 1625-1631.
- [3] 张连凯,杨 慧,杨永亮,等. 秦皇岛河口及附近水域沉积物砷分布特征及生态风险评估[J]. 环境科学与技术, 2013, 36(1): 146-151. ZHANG Lian-kai, YANG Hui, YANG Yong-liang, et al. Distribution characteristics and ecological risk assessment of arsenic in surface sediments of Qinhuangdao Estuary and its adjacent waters[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 36(1): 146-151.
- [4] Mutschullat J. Arsenic in the geosphere: A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2000, 249(1-3): 297-312.
- [5] 朱立峰,郑祥民,周立旻,等. 崇明东滩湿地沉积物砷的形态特征[J]. 城市环境与城市生态, 2009, 22(5): 27-33. ZHU Li-feng, ZHENG Xiang-min, ZHOU Li-min, et al. Arsenic morphological characteristics in sediments in Chongming Dongtan[J]. *Urban Environment & Urban Ecology*, 2009, 22(5): 27-33.
- [6] 徐泽新,张 敏. 太湖流域湖荡湿地沉积物砷汞的空间分布及污染评价[J]. 长江流域资源与环境, 2013, 22(5): 626-632. XU Ze-xin, ZHANG Min. Spatial distribution and pollution assessment of As and Hg in sediments from lakes in Lake Taihu watershed[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2013, 22(5): 626-632.
- [7] Nikolaidis N P, Dobbs G M, Chen J, et al. Arsenic mobility in contami-

- nated lake sediments[J]. *Environmental Pollution*, 2004, 129(3):479-487.
- [8] 李一兵, 彭熙, 黄仁海, 等. 草海湿地保护区土壤重金属及其污染评价[J]. 贵州科学, 2012, 30(3):57-62.
LI Yi-bing, PENG Xi, HUANG Ren-hai, et al. Caohai wetland nature reserve soil heavy metals content and pollution evaluation[J]. *Guizhou Science*, 2012, 30(3):57-62.
- [9] 张清海, 林昌虎, 谭红, 等. 草海典型高原湿地表层沉积物重金属的积累分布与污染评价[J]. 环境科学, 2013, 34(3):1055-1061.
ZHANG Qing-hai, LIN Chang-hu, TAN Hong, et al. Accumulation, distribution and pollution assessment of heavy metals in surface sediment of Caohai plateau wetland, Guizhou Province[J]. *Environmental Science*, 2013, 34(3):1055-1061.
- [10] 林绍霞, 张清海, 郭媛, 等. 贵州草海沉积物重金属污染特征及潜在生态风险分析[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(11):2236-2241.
LIN Shao-xia, ZHANG Qing-hai, GUO Yuan, et al. Pollution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Caohai in Guizhou Province, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(11):2236-2241.
- [11] 任晓冬. 自然保护与社区发展来自草海的经验[M]. 贵阳: 贵州科技出版社, 2005: 15-90.
REN Xiao-dong. Nature conservation and community development experience from Caohai[M]. Guiyang: Guizhou Science and Technology Press, 2005: 15-90.
- [12] 彭益书, 付培, 杨瑞东. 草海湿地生态系统健康评价[J]. 地球与环境, 2014, 42(1):68-79.
PENG Yi-shu, FU Pei, YANG Rui-dong. Assessment of wetland ecosystem health in the Caohai Lake of Guizhou Province[J]. *Earth and Environment*, 2014, 42(1):68-79.
- [13] 王成, 张红艳, 肖英, 等. 水浴消解-原子荧光光谱法测定土壤中砷[J]. 现代科学仪器, 2006(1):126-127.
WANG Cheng, ZHANG Hong-yan, XIAO Ying, et al. Determination of As in soils by water bath-atomic fluorescence spectrometry[J]. *Modern Scientific Instruments*, 2006(1):126-127.
- [14] Cherry J A, Shaikh A U, Tallman D E, et al. Arsenic species as an indicator of redox conditions in groundwater[J]. *Journal of Hydrology*, 1979, 43(1-4):373-392.
- [15] Robertson F N. Arsenic in ground-water under oxidizing conditions, southwest United States[J]. *Environment Geochemistry and Health*, 1989, 11(3):171-185.
- [16] Cheng H F, Hu Y A, Luo J, et al. Geochemical processes controlling fate and transport of arsenic in acid mine drainage(AMD) and natural systems[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 165(1-3):11-26.
- [17] Matis K A, Zouboulis A I, Zamboulis D, et al. Sorption of As(V) by goethite particles and study of their flocculation[J]. *Water, Air & Soil Pollution*, 1999, 111(1):297-316.
- [18] Gupta S K, Chen K Y. Arsenic removal by adsorption[J]. *Journal Water Pollution Control Federation*, 1978, 50(3):493-506.
- [19] Frost R R, Griffin R A. Effect of pH on adsorption of arsenic and selenium from landfill leachate by clay minerals[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1976, 41(1):53-57.
- [20] 钱晓莉, 冯新斌. 贵州草海沉积物-水界面无机汞和甲基汞的扩散通量[J]. 西南大学学报, 2011, 33(3):104-108.
QIAN Xiao-li, FENG Xin-bin. A preliminary study of the diffuse flux of inorganic mercury and methylmercury at the sediment-water interface of Lake Caohai, Guizhou Province[J]. *Journal of Southwest University*, 2011, 33(3):104-108.
- [21] 何介南, 康文星, 袁正科. 洞庭湖湿地污染物的来源分析[J]. 中国农学通报, 2009, 25(17):239-244.
HE Jie-nan, KANG Wen-xing, YUAN Zheng-ke. Analysis of the pollutant source in the Dongting Lake[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2009, 25(17):239-244.
- [22] Balistieril L S, Murry J W, Paul B. The biogeochemical cycling of trace metals in the water column of Lake Sammamish, Washington: Response to seasonally anoxic condition[J]. *Limnol Oceanogr*, 1992, 37(3):529-548.
- [23] Shaw T J, Gieskes J M, Jahnke R A. Early diagenesis in differing depositional environments: The response of transition metals in pore water[J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 1990, 54(5):1233-1246.
- [24] 宋金明. 中国近海沉积物-海水界面化学[M]. 北京: 海洋出版社, 1997: 6-8.
SONG Jin-ming. China offshore deposits-water interface chemistry[M]. Beijing: Ocean Press, 1997: 6-8.
- [25] 万国江. 环境质量地球化学原理[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1988: 1-216.
WAN Guo-jiang. Environmental quality geochemical principle[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1988: 1-216.
- [26] Li Y H, Gregory S. Diffusion of ions in seawater and in deep-sea sediments[J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 1974, 38(5):703-714.
- [27] 原盛广, 张文婧, 郑蓓. 北京市沙河水库沉积物重金属分布特征及扩散通量估算[J]. 安全与环境学报, 2014, 14(2):244-249.
YUAN Sheng-guang, ZHANG Wen-jing, ZHENG Bei. Heavy metal contaminant distribution features and the diffusion flux estimation in the sediments of Shahe Reservoir, Beijing[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2014, 14(2):244-249.