岱海沉积物中 AVS-SEM 分布特征及重金属生物有效性研究

楠定其其格[1], 何 江[1,2,3*], 吕昌伟[2,3], 都达古拉[2], 张 京[2], 李传镇[2], 郭 霞[2], 侯兆洁[2]

(1.内蒙古大学生命科学学院, 呼和浩特 010021; 2.内蒙古大学环境与资源学院, 呼和浩特 010021; 3.内蒙古大学环境地质研究所, 呼和浩特 010021)

摘 要:以内蒙古的岱海为研究对象,分析了表层及柱状沉积物中酸可挥发性硫化物(AVS)、同步提取金属(SEM)的含量及重金属总量 ΣSEM,并对沉积物重金属潜在生态风险进行了初步评价。研究表明:表层沉积物中 AVS 含量范围为 2.72~98.49 μmol·g^{-1}(平均值为 21.71 μmol·g^{-1}), 水平分布上表现出自北西向南东逐渐增加的趋势;ΣSEM 含量范围为 6.99~22.51 μmol·g^{-1} (平均值为 15.51 μmol·g^{-1}),水平分布上表现出自南东向北西逐渐增加趋势。沉积柱芯中,AVS 含量的变化范围为 4.20~114.91 μmol·g^{-1}(平均值为 31.55 μmol·g^{-1}),不同沉积柱芯中 AVS 垂向分布波动较大;沉积柱芯中酸提取 ΣSEM 范围为 7.67~21.10 μmol·g^{-1}(平均值为 15.38 μmol·g^{-1}),ΣSEM 含量与 AVS 相比几乎恒定。表层沉积物中 ΣSEM/AVS>1 的站位(1、2、3、5、10 和 12)较多,表明岱海表层沉积物中重金属存在产生生物毒性的可能性;表层和柱芯沉积物中 Cd、Hg 和 As 不会对水生生物产生毒性效应,Cu、Pb 和 Zn 有对底栖生物产生毒性效应的可能,应给予相应重视。

关键词:酸可挥发性硫化物;同步提取金属;沉积物;岱海

中图分类号:X524 **文献标志码**:A **文章编号**:1672-2043(2014)01-0155-07 doi:10.11654/jaes.2014.01.020

Distribution of Acid Volatile Sulfide and Simultaneously Extracted Metals and Bioavailability of Heavy Metals in Sediments from Lake Daihai

Nandingqiqige[1], HE Jiang[1,2,3*], LÜ Chang-wei[2,3], Dudagula[2], ZHANG Jing[2], LI Chuan-zhen[2], GUO Xia[2], HOU Zhao-jie[2]

(1.College of Life Science, Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China; 2.College of Environment and Resources, Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China; 3.Institute of Environmental Geology, Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China)

Abstract: Heavy metals in lake sediments have long-term potential risks to the environment. In this paper, the concentrations of acid volatile sulfide(AVS) and simultaneously extracted metals(SEM) were analyzed and the potential ecological risks of heavy metals evaluated in the sediment samples from Lake Daihai. The AVS concentrations ranged from 2.72 μmol·g^{-1} to 98.49 μmol·g^{-1} with an average of 21.71 μmol·g^{-1}, increasing from northwest to southeast in horizontal distribution; the ΣSEM concentrations varied from 6.99 μmol·g^{-1} to 22.51 μmol·g^{-1} with a mean of 15.51 μmol·g^{-1}, showing an increase from southeast to northwest. The AVS and ΣSEM concentrations in the sediment cores ranged from 4.20 μmol·g^{-1} to 114.91 μmol·g^{-1} and 7.67~21.10 μmol·g^{-1}, respectively, with greater variation in AVS than in ΣSEM concentrations. The ratios of ΣSEM/AVS were higher than 1 in the surface sediments from DH-1, DH-2, DH-3, DH-5, DH-10 and DH-12 sites, indicating potential ecological risks of heavy metals to aquatic organism at these sites. Cd, Hg and As in the surface sediments and sediment cores might not, but Cu, Pb and Zn might have toxicity to aquatic organisms.

Keywords: acid volatile sulfide; simultaneously extracted metals; sediment; Lake Daihai

收稿日期:2013-04-15

基金项目:国家自然科学基金(40863003,41163006)

作者简介:楠定其其格(1976—),女,博士研究生,研究方向为环境地球化学。

* **通信作者**:何 江 E-mail:ndjhe@imu.edu.cn

沉积物是重金属的重要源与汇。沉积物中富集的重金属具有潜在的、长期的危害性，并且难以被生物降解，能对环境造成二次污染，也可通过食物链放大作用威胁人类健康。酸可挥发性硫化物（Acid Volatile Sulfide，AVS）为沉积物中可被酸作用而以硫化氢（H_2S）的形式释放出来的硫[1-2]，并且 AVS 含量的高低可用来指示沉积物的氧化还原特性。自然界沉积物中 AVS 主要来源于两个过程：一是硫酸盐还原细菌以硫酸根为电子受体，氧化沉积物中有机质的过程；二是沉积物中含硫有机物的厌氧分解过程[3]。同步提取金属（Simultaneously Extracted Metals，SEM）是指提取 AVS 的同时自沉积物释放进入水相的重金属。自 Di Toro 等首次发现海洋和淡水沉积物中 AVS 和与此相关的 SEM 对水生动植物具有毒性效应后[4-5]，各国研究者开始深入探讨 AVS 与 SEM 的关系。最近研究表明，水体沉积物中的 AVS 对沉积物重金属在水体与沉积物间分配行为有决定性影响，制约着沉积物中二价重金属元素的化学活性和生物有效性[6]。目前，AVS 与 SEM 的摩尔比作为沉积物质量的评价标准已被广泛采用。当沉积物中 ΣSEM/AVS<1 时，酸可挥发性硫化物足以固定大部分的金属离子，金属离子对水生生物的毒害作用不显著；当 ΣSEM/AVS>1 时，金属离子对水生生物可能会产生毒害作用[7-9]。因此，AVS 与 SEM 可作为评价沉积物重金属迁移性和生物有效性的一个重要指标[10]。

岱海是内蒙古的大型淡水湖泊之一，近年来湖泊水位逐年下降、水面不断缩小，湖水咸化程度逐渐增高，湖泊水质不断恶化，环境问题日益突出。本研究以内蒙古的岱海为对象，探讨了表层和柱状沉积物中 AVS 和 SEM 的分布特征，依据 ΣSEM/AVS 值初步判识了岱海沉积物中重金属的生物毒性及其潜在生态风险。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

岱海（40°29′27″~40°37′6″N，112°33′31″ ~112°46′40″E）位于内蒙古凉城县境内，是内蒙古第三大内陆湖泊。北靠阴山支脉蛮汉山，东邻丰镇丘陵，南有马头山低山丘陵区，西侧为麦胡图乡川道，中间为断陷盆地[11-13]，形成一个典型的封闭性内陆流域。该湖南北宽 10 km，东西长 35 km，现有水域面积约 80.72 km^2，最大水深 16.05 m，平均水深 7.41 m，蓄水量为 13.3×10^8 m^3[11-12]。水体 pH 值在 9. 00~9.616 之间，属偏碱性湖泊。湖中有草、鲢、鲤、鲫等 29 种鱼类生长，水生维管束植物共有 9 种，栖息鸟类 14 目 27 科 50 属 68 种，其中有国家一级保护鸟类黑鹳、二级保护鸟类白琵鹭、大天鹅、白尾鹞等[11]。藻类有绿藻、硅藻、蓝藻、裸藻、甲藻、隐藻、黄藻、金藻等共 76 属[12]。湖区西北岸和南岸浅水区有小面积的芦苇分布。气候上，岱海处于中温带半干旱季风气候，冬季长而寒冷，夏季短而温暖，主要补给水源来自大气降水以及湖周分布的间歇性河流。近年来，由于降水量减少湖泊水位逐年下降，湖水咸化程度逐渐增高，富营养化程度加剧，湖泊生态环境日益恶化。

1.2 样品采集

依据湖泊现有水域面积设置采样点，于 2012 年 10 月对岱海进行了现场监测和样品采集。沉积物样用德国 Hydrobios 公司产的 437-400 型沉积物原状采样器采集 13 个站位表层样和 3 个（2、8、11 站位）沉积柱芯（图 1）。沉积柱芯现场以 5 cm 间隔切割，样品密封于聚乙烯塑料袋后运回实验室进行分析，采样点用 GPS 定位。同时，用德国 WTW 公司产的 Multi 3500i 型多功能水质监测仪现场测定水中酸度（pH）、溶解氧量（DO）和氧化还原电位（Eh），结果如表 1 所示。采样及分析过程中所用的聚乙烯和玻璃容器均在 14%的硝酸溶液中浸泡 24 h 以上，并用二次去离子水冲洗后低温烘干。

1.3 样品分析及测定

沉积物 AVS 的测定采用氮载气冷盐酸酸溶硫化物分析技术，比色法进行测定。首先称取 2.0 g 左右湿的待测沉积物，放入反应器中，并加入 90 mL 煮沸过的去离子水，以 40 $mL\cdot min^{-1}$ 的流量通入氮气 10 min，同时在吸收瓶中加入 0.5 $mol\cdot L^{-1}$ NaOH 溶液 80 mL 作吸收液，采用两级吸收以保证 H_2S 吸收完全。再向反应瓶中加入 6 $mol\cdot L^{-1}$ 盐酸 20 mL，同时打开磁力搅拌器，反应 30 min。反应结束后，将吸收液转移至 100 mL 容量瓶中，加入 10 mL 混合显色剂定容，在 665 nm 处用紫外可见分光光度计测定[14]。

在上述酸溶性硫化物反应中，沉积物中金属硫化物分解的同时释放出金属离子（Cu、Pb、Zn、Cd、Hg、As），即 SEM。反应瓶中滤液用 0.45 μm 滤膜过滤后，用火焰原子吸收法测定 Cu、Pb、Zn 含量，用石墨炉原子吸收法测定 Cd 含量（AA800，美国 Perkin Elmer 公司），用双道原子荧光光度计（AFS-3100，北京科创海光公司）测定 Hg、As 含量。

测试过程中进行了空白样和平行样分析，其相对误差控制在 10%以内。分析所用试剂除各种酸为优级

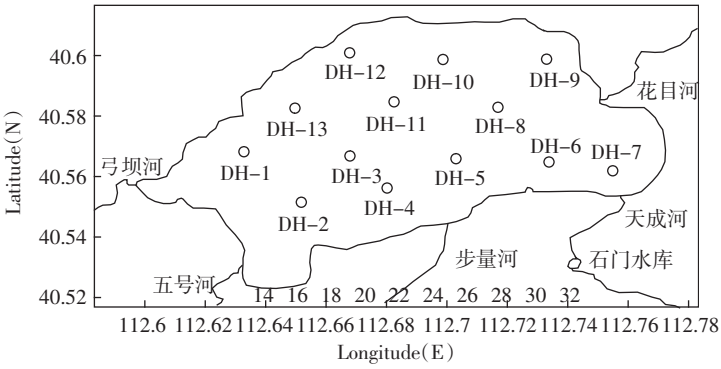


图 1　岱海采样站位示意图

Figure 1　Sampling locations in Lake Daihai

表 1　上覆水及表层沉积物理化参数

Table 1　Physical and chemical properties of overlying water and surface sediments

项目		最大值	最小值	平均值
上覆水	水深/m	12.00	1.00	6.40
	pH 值	9.60	9.00	9.30
	DO/mg·L^{-1}	7.51	5.14	6.12
	Eh/mV	-114.60	-164.90	-139.27
表层沉积物	含水率/%	53.00	32.43	41.58
	TOC/g·kg^{-1}	22.31	6.84	14.94
	TN/g·kg^{-1}	1.95	0.27	1.35
	TP/g·kg^{-1}	0.91	0.57	0.74

纯外，其余均为分析纯，水为二次去离子水。

1.4 数据处理

空间分布图用 Surfer 7.0 完成，相关性分析用 SPSS 13.0 完成，其他数据处理均用 Excel 2007 完成。

2　结果与讨论

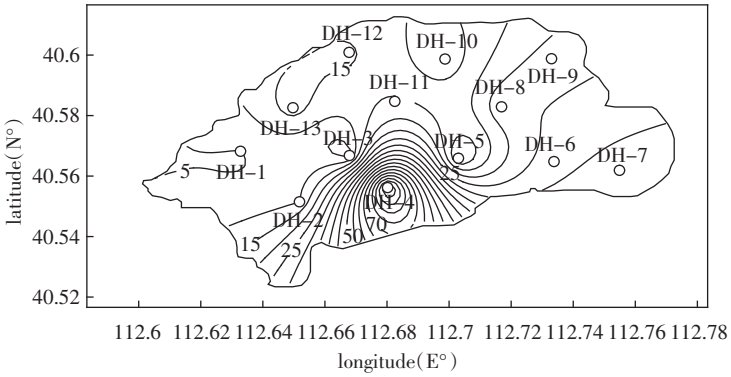
2.1　表层沉积物中 AVS、ΣSEM 含量及水平分布特征

从空间分布来看（图 2），AVS 含量表现出自北西向南东逐渐增加的趋势，且在 DH-4 站位出现最高值。控制沉积物中 AVS 含量的主要因素有水深、pH、DO、Eh、有机质含量及来源等，且 AVS 赋存浓度与沉积物氧化还原环境密切相关，厌氧程度高的沉积物中 AVS 赋存浓度较高，好氧砂质沉积物中 AVS 浓度较低[15]。厌氧环境下硫酸盐还原细菌生长的 pH 区间为 6.5~7.5[16]，DH-3、DH-11 位于岱海湖心深水区，此两站位的 pH 值分别为 9.37 和 8.98，较高的 pH 值抑制了硫酸盐还原细菌的活性，使硫酸根的还原作用受阻，导致此两站位 AVS 浓度偏低。DH-4 接近湖泊南岸、水深较浅且 Eh 最小，该站位出现 AVS 最高值的原因是：一方面该站位处于南岸，有小面积芦苇和菖蒲分布，有机质沉积较多；另一方面，该站位 Eh<-100 mV，此时硫酸盐还原细菌活性变强，还原硫酸根的能力得以加强，导致大量 AVS 产生[3]。

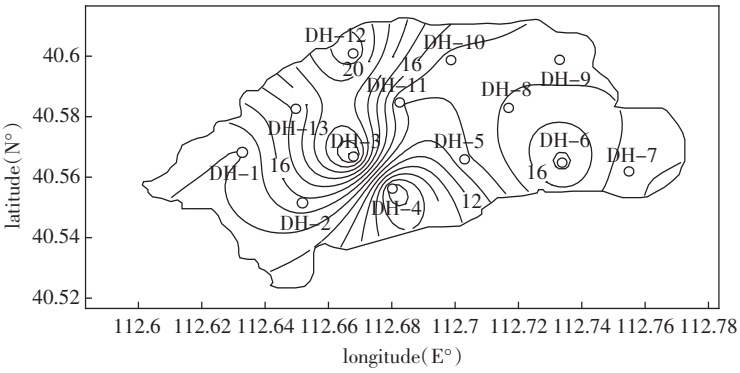
ΣSEM 空间分布与 AVS 相反，表现出由南东向北西逐渐增加趋势，且最高值出现在深水区 DH-3、DH-12 站位，水深分别为 9 m 和 8 m。可能是由于深水区波浪扰动和大气复氧活动较弱，水-沉积物界面处于稳定的还原环境；另外，湖心深水区沉积物颗粒较细，吸附重金属的能力较强，也可能是导致北西湖区重金属浓度较高的原因。由表 2 可知，ΣSEM/AVS 范围在 0.07~8.24，平均值为 1.86。沉积物中 Zn、Pb、Cu、Cd、Hg 和 As 平均含量顺序为 Zn>Cu>Pb>As>Cd>Hg，其中 Zn 的贡献最大，占 ΣSEM 的 56.2%（表 2）。

2.2　沉积物柱芯中 AVS、ΣSEM 的含量及垂向分布

图 3 结果表明，DH-2 柱芯中，AVS 的含量范围为 4.2~34.53 μmol·g^{-1}，平均值为 16.01 μmol·g^{-1}，峰值出现在 5 cm 和 15 cm 处。DH-8 柱芯中，AVS 的含量范围为 4.43~96.78 μmol·g^{-1}，平均值为 34.96 μmol·g^{-1}，峰值出现在 30 cm 处，随后逐渐降低。DH-2 和 DH-8 柱芯中，AVS 在 0~20 cm 的剖面深度范围内分布特征相似，峰值出现在水-沉积物交换界面以下几厘米深处，此处硫酸盐还原细菌活性较强，有利于 AVS 的生成，与方涛等[17]和 H.Alves 等[1]的研究结果一致。DH-11 柱芯中，AVS 含量范围为 5.44~114.91 μmol·g^{-1}，平均值为 43.71 μmol·g^{-1}，峰值出现在 20 cm 和 65 cm 处，随后有逐渐降低趋势。DH-11 柱芯中 AVS 含量比 DH-2 和 DH-8 柱芯高，这可能与较高的有机质含量有关，DH-2、DH-8、DH-11 站位有机质含量和水深分别为9.12 g·kg^{-1} 和 4.5 m、19.72 g·kg^{-1} 和 9 m、22.31 g·kg^{-1} 和 12 m。研究表明，沉积物中 AVS 的主要来源是水相硫酸盐的还原，水相硫酸盐浓度、有机质含量及水深决定的氧化还原环境是影响硫酸盐还原速度和形成



A.表层沉积物 AVS/μmol·g⁻¹



B.表层沉积物 SEM/μmol·g⁻¹

图 2 表层沉积物中 AVS 及 ΣSEM 的空间分布

Figure 2 Spatial distribution of AVS and ΣSEM in surface sediments

表 2 表层沉积物中 AVS、ΣSEM 和 ΣSEM/AVS 分析结果

Table 2 Concentrations of AVS and ΣSEM and ΣSEM/AVS ratios in surface sediments

	AVS/μmol·g⁻¹	Zn/μmol·g⁻¹	Pb/μmol·g⁻¹	Cu/μmol·g⁻¹	Cd/nmol·g⁻¹	Hg/nmol·g⁻¹	As/nmol·g⁻¹	ΣSEM/μmol·g⁻¹	ΣSEM/AVS
最小值	2.73	4.39	nd	1.09	0.72	0.008	4.14	6.99	0.07
最大值	98.49	13.56	3.79	6.88	1.98	0.27	43.42	22.51	8.24
平均值	21.71	8.78	2.36	4.45	1.36	0.08	27.44	15.51	1.86

AVS 的主要因素，即有机质含量越高水越深，AVS 峰值出现越浅，反之峰值下移；硫酸盐浓度越高，则 AVS 的峰值越深[18]。岱海 3 个柱芯中 AVS 低值区出现在表层，这是由于在水-沉积物界面，溶解氧从上覆水向表层沉积物扩散使其处于氧化环境，硫酸盐还原产生的 AVS 较少或 AVS 氧化消耗而使得沉积物表层 AVS 含量较低。总体上，岱海 3 个柱芯中 AVS 的垂向分布规律不明显，这主要与柱芯所处位置的水深、氧化还原条件及氧化还原带在不同剖面深度分布的差异性有关。

3 个柱芯中 ΣSEM 含量与 AVS 含量相比几乎恒定，ΣSEM 的变异系数为 17.43%，AVS 的变异系数为 77.16%（表 3），岱海 ΣSEM 在 3 个柱芯沉积物中大小顺序为 DH-2>DH-8>DH-11。DH-2 柱芯中，ΣSEM 含量范围为 14.43~21.10 μmol·g⁻¹，平均值为17.32 μmol·g⁻¹，其最低值和峰值分别出现在 5 cm 和15 cm 处。DH-8 柱芯中，ΣSEM 含量范围为 7.64~20.30 μmol·g⁻¹，平均值为 15.39 μmol·g⁻¹，其最低值出现在 60 cm 处，峰值出现在 55 cm 和 65 cm 处，而且 35 cm 以上含量波动较小，随后其波动变化较大。DH-11 柱芯中，ΣSEM 含量范围为 9.30~18.91 μmol·g⁻¹，平均值为 13.40 μmol·g⁻¹，总体上与 AVS 呈现相反的趋势。3 个柱芯中重金属元素平均含量次序为 Zn>Cu>Pb>As>Cd>Hg。DH-2、DH-8 和 DH-11 站位沉积物中的 ΣSEM 的含量随深度的变化范围都不大，而 DH-11 站位沉积物中 ΣSEM 随深度增加而增大。3 个柱芯中

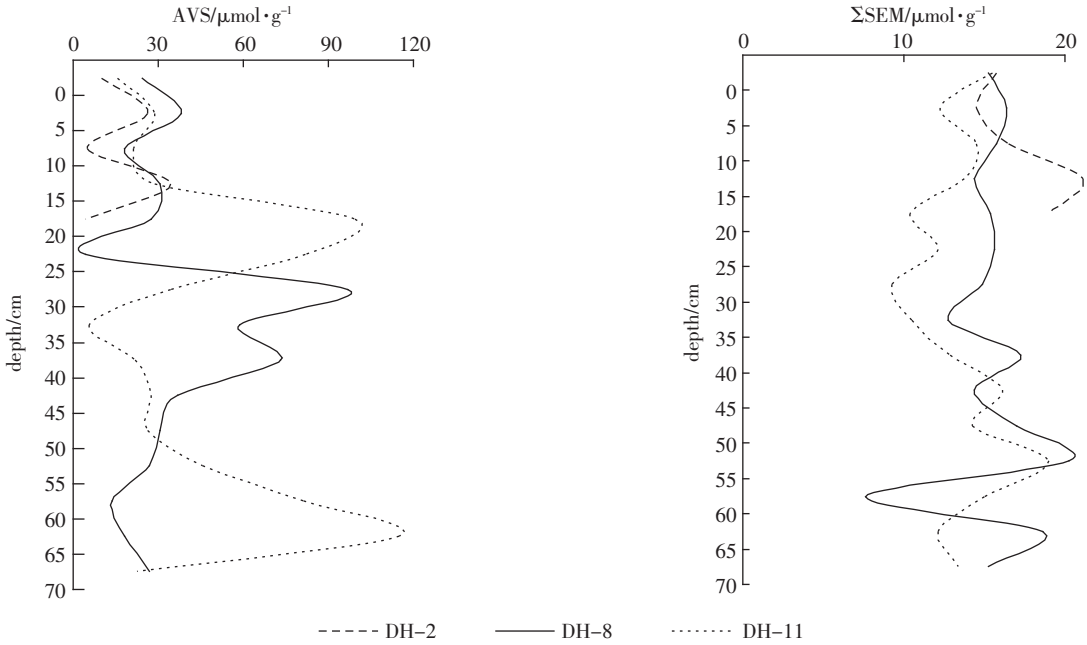


图 3 沉积柱芯中 AVS 和 ΣSEM 的垂向分布

Figure 3 Vertical distribution of AVS and ΣSEM in sediment cores

表 3 沉积柱芯中 ΣSEM 和 ΣSEM/AVS 分析结果

Table 3 Concentrations of AVS and ΣSEM and ΣSEM/AVS ratios in sediment cores

		AVS/μmol·g⁻¹	Zn/μmol·g⁻¹	Pb/μmol·g⁻¹	Cu/μmol·g⁻¹	Cd/nmol·g⁻¹	Hg/nmol·g⁻¹	As/nmol·g⁻¹	ΣSEM/μmol·g⁻¹	ΣSEM/AVS
DH-2	最小值	4.20	7.75	2.42	3.78	1.28	0.03	25.76	14.46	0.54
	最大值	34.54	13.13	3.28	4.95	2.21	0.27	33.30	21.10	4.52
	平均值	16.01	10.17	2.94	4.21	1.74	0.08	29.41	17.35	2.1
	变异系数	85.45%	19.47%	12.24%	13.30%	20.11%	118.5%	33.33%	15.46%	82.86%
DH-8	最小值	4.44	nd	1.10	3.36	0.98	0.01	18.25	7.67	0.15
	最大值	96.79	11.90	2.61	6.08	2.98	0.08	41.69	20.30	3.50
	平均值	34.96	8.68	1.71	4.91	1.79	0.04	27.18	15.39	0.73
	变异系数	69.00%	31.86%	30.94%	13.35%	28.32%	50.00%	33.33%	18.26%	109.9%
DH-11	最小值	5.44	5.32	nd	2.75	1.11	0.008	13.08	9.30	0.10
	最大值	114.91	11.54	1.46	6.08	2.23	0.07	42.02	18.95	1.93
	平均值	43.70	8.37	0.42	4.58	1.55	0.04	29.96	13.40	0.54
	变异系数	77.02%	18.77%	135.7%	24.99%	20.91%	100.0%	100.0%	18.57%	83.33%

注："nd" 表示未检出。

ΣSEM/AVS 的范围为 0.10~4.52，平均值为 1.12 。

2.3 潜在生态风险评价

本研究选用 ΣSEM 与 AVS 的比值来判断和预测沉积物中重金属的生物有效性。当 ΣSEM/AVS>1 时，水相中游离态重金属浓度开始升高，可能会产生生物毒性，引起生物死亡。表层沉积物中 ΣSEM/AVS>1 的站位（1、2、3、5、10 和 12）较多（图 4），表明岱海表层沉积物中重金属存在生物毒性的可能性。沉积柱芯中 ΣSEM/AVS>1 的深度主要分布于水-沉积物界面附近（图 5），表明此深度范围内重金属活性较强，可能产生生物毒性。

为更深入评价沉积物中重金属潜在生态风险，对 SEM 单个重金属与相应可产生生物毒性效应的阈值进行了比较（表 4），若重金属含量低于低限效应值（TEL）则表示几乎不会发生生物毒性效应，介于低限效应值与可能效应值（PEL）之间时，表示偶尔发生毒性效应，而高于 PEL 则会经常发生毒性效应[19-20]。比较得知（表 2、3 和 4），岱海表层和柱芯沉积物中 Cd、Hg 和 As 均未超过 TEL 值，表明此 3 种有毒有害重金属元素不会对水生生物产生毒性效应；而 Cu、Pb

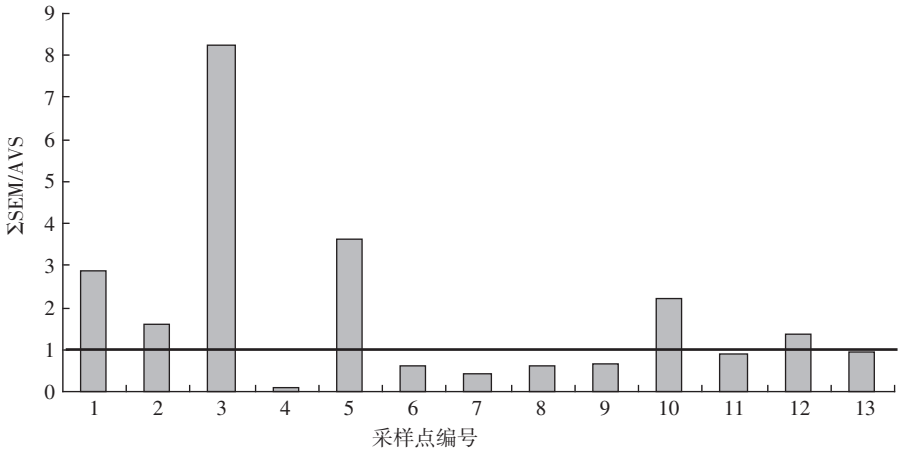


图 4 岱海表层沉积物 ΣSEM/AVS 值

Figure 4 ΣSEM/AVS ratios in surface sediments of Lake DaiHai

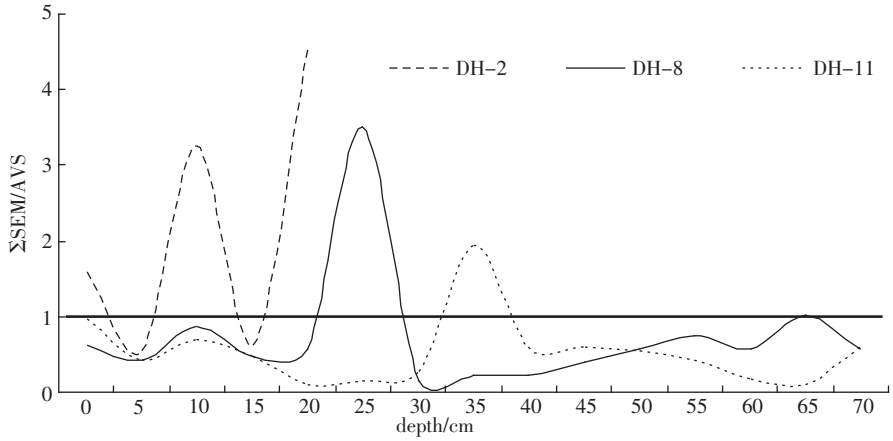


图 5 岱海柱状沉积物 ΣSEM/AVS 值

Figure 5 ΣSEM/AVS ratios in sediment cores of Lake DaiHai

表 4 沉积物中金属元素对底栖生物产生毒性效应的阈值

Table 4 Toxicity thresholds of metals to benthic organisms in sediments($\mu mol \cdot g^{-1}$)

阈值	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg	As
TEL	0.294 3	0.145 8	2.199 4	0.006 0	0.000 65	0.096 6
PEL	1.699 6	0.540 5	4.145 0	0.037 45	0.003 49	0.555 3

注:TEL 为低限效应值,PEL 为可能效应值[19]

和 Zn 均大于 PEL 值,表明此 3 种元素有对底栖生物产生毒性效应的可能,应给予相应重视。

3 结论

岱海表层沉积物中 AVS 含量表现出自北西向南东逐渐增加的趋势,且在 DH-4 站位出现最高值。该站位出现 AVS 最高值的原因是:一方面该站位处于南岸,有小面积芦苇和菖蒲分布,有机质沉积较多;另一方面,该站位 Eh<-100 mV,此时硫酸盐还原细菌活性变强,还原硫酸根的能力得以加强,导致大量 AVS 产生。

岱海 3 个柱芯中 AVS 的垂向分布规律不明显,主要与柱芯所处位置的水深、氧化还原条件及氧化还原带在不同剖面深度分布的差异性有关;ΣSEM 含量波动较小。表层沉积物中 ΣSEM/AVS>1 的站位(1、2、3、5、10 和 12)较多,表明岱海表层沉积物中重金属存在产生生物毒性的可能性。表层和柱芯沉积物中 Cd、Hg 和 As 3 种元素不会对水生生物产生毒性效应,而 Cu、Pb 和 Zn 3 种元素有对底栖生物产生毒性效应的可能,应给予相应重视。

参考文献:

[1] Alves H, Carlos A B. Metals and acid volatile sulfide in sediment cores from the Sergipe River Estuary, Northeast, Brazil[J]. *J Braz Chem Soc*, 2007, 18(4):748-758.

[2] Hammerschmidt C R, Burton G A. Measurements of acid volatile sulfide

and simultaneously extracted metals are irreproducible among laboratories[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2010, 29(7):1453-1456.

[3] 刘景春, 严重玲, 胡 俊. 水体沉积物中酸可挥发性硫化物(AVS)研究进展[J]. 生态学报, 2004, 24(4):812-818.
LIU Jing-chun, YAN Chong-ling, HU Jun. A review on the studies of acid volatile sulfide in aquatic sediments[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(4):812-818.

[4] Zago C, Giblin A E. Analysis of acid volatile sulfide and metals to predict the toxicity of Boston Harbor sediments[J]. *Biol Bull*, 1994, 187:290-291.

[5] 宋进喜, 李金成, 王晓蓉, 等. 太湖梅梁湾沉积物中酸挥发性硫化物垂直变化特征研究[J]. 环境科学学报, 2004, 24(2):271-274.
SONG Jin-xi, LI Jin-cheng, WANG Xiao-rong, et al. Vertical variability of acid volatile sulfide(AVS) in the sediments of Meiliang Bay, Taihu Lake[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2004, 24(2):271-274.

[6] 刘 峰, 秦樊鑫, 胡继伟, 等. 红枫湖沉积物中酸可挥发硫化物及重金属生物有效性[J]. 环境科学学报, 2009, 29(10):2215-2223.
LIU Feng, QIN Fan-xin, HU Ji-wei, et al. Acid volatile sulfide and bioavailability of heavy metals in sediments from Hongfeng Lake[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(10):2215-2223.

[7] 方 涛, 张晓华, 徐小清. 东湖沉积物中酸挥发性硫化物的季节、深度分布特征研究[J]. 水生生物学报, 2002, 26(3):239-245.
FANG Tao, ZHANG Xiao-hua, XU Xiao-qing. Seasonal and vertical distribution of acid volatile sulfide(AVS) in Lake Donghu sediments[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2002, 26(3):239-245.

[8] 文湘华, Allen H E. 乐安江沉积物酸可挥发硫化物含量及溶解氧对重金属释放特性的影响[J]. 环境科学, 1997, 18:32-35.
WEN Xiang-hua, Allen H E. A primary study on the acid-solatile-sulfide(AVS) in Lean River sediment and the effect of oxygen on the release of heavy metals in the sediment[J]. *Environmental Science*, 1997, 18:32-35.

[9] 李金城, 宋进喜, 王晓蓉. 太湖五里湖区表层沉积物中酸挥发性硫化物和同步提取金属[J]. 湖泊科学, 2004, 16(1):77-80.
LI Jin-cheng, SONG Jin-xi, WANG Xiao-rong. Acid volatile sulfides and simultaneous extracted metals in the surficial sediments of Wuli Lake, Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2004, 16(1):77-80.

[10] 刘 飞, 钟少军, 蒲晓强, 等. 胶州湾李村河口沉积物中重金属分布特征及其控制因素[J]. 海洋科学, 2006, 30(4):31-35.
LIU Fei, ZHONG Shao-jun, PU Xiao-qiang, et al. Distributions of heavy metals in the estuarine sediments of the Licun River, Jiaozhou Bay[J]. *Marine Sciences*, 2006, 30(4):31-35.

[11] 陈海英, 付旭峰, 赵慧珍, 等. 岱海湿地生态环境变化的气候影响分析[J]. 内蒙古气象, 2011, 6:14-17.
CHEN Hai-ying, FU Xu-feng, ZHAO Hui-zhen, et al. Analysis on climatic influence of ecological environment change of Dai Lake wetland [J]. *Meteorology Journal of Inner Mongolia*, 2011, 6:14-17.

[12] 毛海芳, 何 江, 吕昌伟, 等. 乌梁素海和岱海沉积物有机碳的形态特征[J]. 环境科学. 2011, 32(3):658-666.
MAO Hai-fang, HE Jiang, LV Chang-wei, et al. Characteristics of organic carbon forms in the sediment of Wuliangsuhai and Daihai Lakes [J]. *Environmental Science*, 2011, 32(3):658-666.

[13] 李志强. 岱海湖开发利用中存在问题及对策研究[J]. 地下水, 2011, 33(2):113-115.
LI Zhi-qiang. Problems and strategy study in exploitation of Daihai Lake[J]. *Ground Water*, 2011, 33(2):113-115.

[14] 林玉环, 郭明新, 庄 岩. 底泥中酸性挥发硫及同步浸提金属的测定[J]. 环境科学学报, 1997, 17(3):353-358.
LIN Yu-huan, GUO Ming-xin, ZHUANG Yan. Determination of acid volatile sulfide and simultaneously extracted metals in sediment[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1997, 17(3):353-358.

[15] Burton G A, Green A, Baudo R, et al. Characterizing sediment acid volatile sulfide concentration in European streams[J]. *Environ Toxicol Chem*, 2007, 26(1):1-1.

[16] 张小里, 刘海洪. 硫酸盐还原菌生长规律的研究[J]. 西北大学学报(自然科学版), 1999, 29(5):397-402.
ZHANG Xiao-li, LIU Hai-hong. The study of growing regulation of sulfate-reducing bacteria[J]. *Journal of Northwest University(Natural Science Edition)*, 1999, 29(5):397-402.

[17] 方 涛, 徐小清. 水体沉积物中酸挥发性硫化物的研究进展[J]. 水生生物学报, 2001, 25(5):508-515.
FANG Tao, XU Xiao-qing. The advances of the study on acid volatile sulfides in sediments[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2001, 25(5):508-515.

[18] 樊庆云, 何 江, 薛红喜, 等. 包头南海湖沉积物中 AVS-SEM 的分布规律研究[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(3):910-914.
FAN Qing-yun, HE Jiang, XUE Hong-xi, et al. Distribution of AVS-SEM in the sediments of Nanhai Lake in Baotou City[J]. Journal of *Agro-Environment Science*, 2007, 26(3):910-914.

[19] Yao Z G, Gao P. Heavy metal research in Lacustrine sediment:A review [J]. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2007, 25 (3):444-454.

[20] 赵 铮, 姜 霞, 吴永贵, 等. 太湖沉积物酸可挥发性硫化物分布特征及重金属生物有效性评价[J]. 环境科学学报, 2011, 31(12):2714-2722.
ZHAO Zheng, JIANG Xia, WU Yong-gui, et al. Distribution characteristics of acid volatile sulfide and bioavailability evaluation of heavy metals in sediments of Lake Taihu[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 31(12):2714-2722.