

太湖表层沉积物 AVS 与 SEM 分布特征及相互关系*

尹洪斌^{1,2}, 范成新^{1**}, 蔡永久^{1,2}

(1: 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

(2: 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 对全太湖 28 点的表层沉积物中的 AVS 及 SEM 的分布特征与相关性进行研究. 结果表明: 表层沉积物的 AVS 浓度在空间分布上具有较大的波动(变异系数达 100.77%), 河口沉积物中赋存高浓度的 AVS. 结合 AVS 的分布特征得知: 沉积速率及 SO_4^{2-} 负荷可能是造成 AVS 空间差异性的原因. 河口区域具有较高浓度的 ΣSEM ; 太湖北部湖区沉积物中的 ΣSEM 浓度高于南部. 应用 SEM/AVS, SEM-AVS 及 SEM-AVS/ f_{OC} 这三个模型来评价太湖表层沉积物的质量(当 SEM/AVS>9 或 SEM-AVS>2 或 SEM-AVS/ f_{OC} >150 $\mu\text{mol/g(OC)}$)时, 沉积物重金属将具有毒性), 结果表明: 只有 0[#] 号点和 6[#] 号点超过这三个模型其中的一个和两个的阈值范围, 其它采样点均在阈值范围之内. 总之, 除 0[#] 号点和 6[#] 号点外, 太湖表层沉积物(约 10cm)中重金属不会对底栖生物产生明显毒性.

关键词: AVS 与 SEM; 重金属; 沉积物质量; 太湖

Distribution characteristic and correlation of AVS and SEM in surface sediments of Lake Taihu

YIN Hongbin^{1,2}, FAN Chengxin¹ & CAI Yongjiu^{1,2}

(1: *State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R.China*)

(2: *Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China*)

Abstract: The distribution characteristic and correlation of AVS and SEM were studied in 28 surface sediments of whole Lake Taihu. The results showed that the concentration of AVS varied greatly in space (*COV* up to 100.77%), and high concentration of AVS were recorded in estuary of lake. Combined with the distribution characteristic of AVS, deposition rate and load of SO_4^{2-} probably caused the spatial difference of AVS. The high concentration of SEM was recorded in the area of estuary, and the concentration of SEM in northern part of Lake Taihu was higher than in the southern part. Three models including SEM/AVS, SEM-AVS and SEM-AVS/ f_{OC} (Toxicity was predicated when SEM/AVS>9 or SEM-AVS>2 or SEM-AVS/ f_{OC} >150 $\mu\text{mol/g(OC)}$) were used to assess the sediment quality of Lake Taihu, and results showed that only site 0[#] and 6[#] exceeded the threshold of one and two of the three models. Overall, the surface sediments of Lake Taihu could not cause toxicity to benthic organism except site 0[#] and 6[#].

Keywords: AVS and SEM; heavy metals; quality of sediment; Lake Taihu

沉积物重金属的毒性与重金属的总量无关而是取决于其在间隙水中的浓度, 广大的环境学家对这点已经达成共识. 在厌氧沉积物中, 酸性可挥发性硫化物(AVS; acid volatile sulfide)控制着许多二价金属离子在沉积物与间隙水两相间的分配^[1]. 同步可提取金属(SEM; simultaneously extracted metals)即: 提取 AVS 时所同时释放出的重金属(主要指 Cu, Pb, Zn, Ni, Cd)与 AVS 的比值被世界各地的许多学者用来评价沉积物的质量, 该理论认为: 当 SEM/AVS<1, 沉积物重金属无毒性; 当 SEM/AVS>1, 沉积物重金属可能

* 国家自然科学基金重点项目(40730528)资助. 2007-07-19 收稿; 2007-10-16 收修改稿. 尹洪斌, 男, 1979 年生, 博士研究生; E-mail: super_yhb@163.com.

** 通讯作者; E-mail: cxfan@niglas.ac.cn.

对生物产生或不产生毒性,许多野外以及室内实验都证实了这点^[2-5].最近,有学者将有机碳也考虑在内,对判断沉积物重金属毒性方面做了必要的补充^[6].

AVS主要是源于微生物对有机质的降解.它被定义为1mol/L或6mol/L HCl所提取沉积物中的 S^{2-} 量,其由非常复杂的铁硫化合物及重金属硫化物所组成. AVS的浓度在不同的生态环境中差异显著:厌氧程度高,有机质含量丰富,沉积环境稳定的淤泥质沉积物中赋存高浓度的AVS;有机质含量少,好氧砂质的沉积物中AVS的含量则相对较少^[7].此外,由于温度、溶解氧及细菌活性的季节性变化也会导致AVS出现显著的季节性差异^[8].在同一湖泊中,由于各湖区不同物理的(水深、流速、沉积速率、沉积物性质)、化学的(溶解氧、氧化还原电位、 SO_4^{2-} 浓度)及生物的(水生植被、微生物丰度)因素的差异致AVS的浓度也出现差异^[9].

太湖是我国第三大淡水湖泊,面积2338km²,平均水深1.9m,其表层沉积物已经受到不同程度的重金属污染,本研究旨在应用AVS与SEM模型来评价沉积物的质量,同时探讨AVS及SEM在全湖沉积物中的分布特点.

1 材料与方法

1.1 样品的采集与处理

2007年5月上旬用彼德森采样器采取图1所示32个点的表层沉积物(约表层10cm):其中0#号,6#号,9#号,10#号,11#号,12#号,14#,16#号,20#号,28#号点为河口区,4#号,7#号,8#号及18#号点为粗砂石质沉积物,由于其含AVS的可能性较小($<0.01\mu\text{mol/g}$),所以未分析.将采集好的沉积物样品充分混匀后,取部分装入塑料袋中,赶走空气并密封,于4℃下保存待分析.

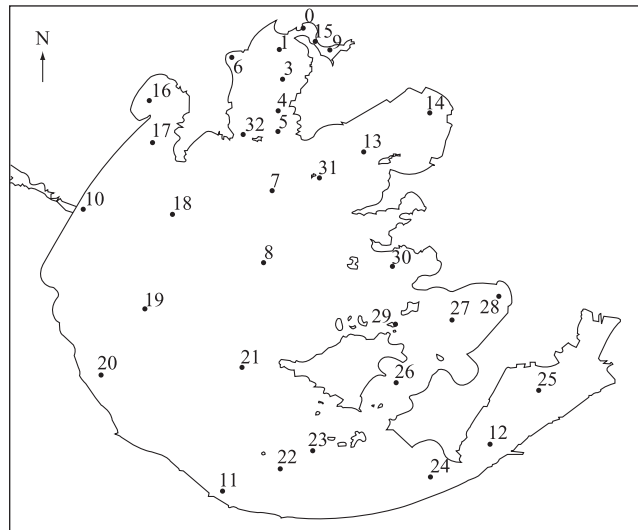


图1 太湖采样点

Fig.1 Sediment sampling sites in Lake Taihu

1.2 样品的分析

沉积物含水率105℃恒温24h测定.有机质(LOI)550℃烘4h测定,有机碳的含量为 $LOI \times 0.58^{[9]}$,平行样品相对标准偏差在5%以内.沉积物中的Eh及pH是用校正好的复合电极直接插入沉积物中测定(现场测定).沉积物中AVS的测定采用Hsieh的“冷扩散法”(Cold diffusion method),该方法操作非常简单且具有可以批量处理样品的优点^[10-11].具体步骤如下:称取湿沉积物样品3-5g迅速置于反应瓶中,同时将装有5ml的3%碱性醋酸锌的10ml试管也置于其中,充入高纯氮30s,随后迅速关闭反应装置,注入稀酸让其在室温下反应17h.待反应完毕后取出试管,将其振荡、超声使其中溶液成为均匀的液体.取适量液体用亚甲基兰比色法测定硫的含量^[12].将反应瓶内的泥水混合物,离心并过 $0.45\mu\text{m}$ 滤膜ICP-AES测定其中Fe、Cu、Pb、Zn、Cd、Ni的含量.平行样品中的SEM的相对标准偏差均可以控制在10%以内.

2 结果与讨论

2.1 AVS 与 SEM 的水平分布特征

太湖表层沉积物中的 AVS 与 SEM 的浓度如表 1 所示. AVS 的浓度在整个太湖具有较大的波动, 变异系数达 100.7%, AVS 浓度的最大值为 6.50 $\mu\text{mol/g}$, 最小值仅为 0.32 $\mu\text{mol/g}$, 平均浓度为 1.44 $\mu\text{mol/g}$. 在调查的 28 个表层沉积物中, 有 14 个点 AVS 的浓度小于 1 $\mu\text{mol/g}$, 占 50%, 10 个点的浓度在 1–2 $\mu\text{mol/g}$ 之间, 4 个点的浓度大于 2 $\mu\text{mol/g}$. 在目前现存的文献中, 对一个完整的湖泊进行 AVS 浓度的调查寥寥无几, 如美国 Canadohta 湖表层 2.5cm 沉积物中的 AVS 浓度为 0.002–0.95 $\mu\text{mol/g}$ (采样时间为 7 月)^[13], 荷兰 Afferdenschien Deestsche Waarden 湖表层 5cm 沉积物中的 AVS 浓度为 0.2–40.6 $\mu\text{mol/g}$ (采样时间为冬季)^[9]. 由于各个湖泊的物理性状以及所研究的沉积物深度、季节均有差异, 所以如果将太湖中的 AVS 浓度与其它湖泊相比并不具备太多的实际意义.

表 1 各采样点沉积物中的 AVS 与 SEM 的浓度 (单位: $\mu\text{mol/g}$)
Tab.1 The concentration of AVS and SEM in sediments of each sampling site

采样点	AVS \pm SD	SEM _{Cd}	SEM _{Cu}	SEM _{Pb}	SEM _{Zn}	SEM _{Ni}	Σ SEM
0 [#]	1.22 \pm 0.27	0.0072	0.69	0.128	2.55	0.48	3.85
1 [#]	1.17 \pm 0.08	0.0045	0.47	0.109	1.59	0.62	2.80
3 [#]	1.08 \pm 0.01	0.0039	0.27	0.097	1.03	0.43	1.83
5 [#]	0.82 \pm 0.18	0.0029	0.15	0.074	0.52	0.23	0.97
6 [#]	1.30 \pm 0.04	0.0052	1.31	0.069	3.30	0.54	5.23
9 [#]	0.66 \pm 0.08	0.0038	0.47	0.090	1.34	0.49	2.40
10 [#]	0.64 \pm 0.11	0.0481	0.21	0.066	0.97	0.16	1.45
11 [#]	0.55 \pm 0.13	0.0051	0.21	0.102	0.56	0.12	0.99
12 [#]	4.02 \pm 0.95	0.0049	0.25	0.124	0.81	0.12	1.31
13 [#]	2.26 \pm 0.23	0.0042	0.22	0.111	0.72	0.24	1.30
14 [#]	5.21 \pm 1.05	0.0063	0.34	0.137	1.66	0.31	2.46
15 [#]	0.32 \pm 0.07	0.0027	0.30	0.072	0.74	0.33	1.44
16 [#]	6.50 \pm 1.50	0.0083	0.41	0.143	3.14	0.47	4.17
17 [#]	1.91 \pm 0.32	0.0066	0.21	0.103	1.23	0.39	1.95
19 [#]	0.67 \pm 0.15	0.0040	0.18	0.094	0.47	0.11	0.86
20 [#]	1.01 \pm 0.15	0.0068	0.24	0.128	0.67	0.13	1.17
21 [#]	0.58 \pm 0.09	0.0045	0.22	0.106	0.56	0.13	1.02
22 [#]	0.75 \pm 0.17	0.0051	0.22	0.123	0.67	0.11	1.13
23 [#]	0.59 \pm 0.11	0.0047	0.23	0.113	0.60	0.11	1.06
24 [#]	1.32 \pm 0.17	0.0043	0.20	0.098	0.62	0.10	1.02
25 [#]	1.11 \pm 0.21	0.0025	0.11	0.061	0.38	0.06	0.61
26 [#]	1.90 \pm 0.08	0.0041	0.17	0.094	0.56	0.10	0.93
27 [#]	0.78 \pm 0.18	0.0034	0.23	0.080	0.53	0.10	0.94
28 [#]	1.16 \pm 0.15	0.0037	0.19	0.098	0.58	0.10	0.97
29 [#]	0.52 \pm 0.10	0.0045	0.23	0.106	0.68	0.15	1.17
30 [#]	0.63 \pm 0.05	0.0035	0.16	0.083	0.52	0.11	0.88
31 [#]	0.94 \pm 0.20	0.0035	0.17	0.098	0.56	0.18	1.01
32 [#]	0.76 \pm 0.12	0.0044	0.22	0.105	0.66	0.21	1.19
COV(%)	100.77	134.90	78.44	21.22	77.52	69.59	68.25

* COV 为变异系数(%); SD 为标准偏差.

对太湖沉积物中 AVS 的浓度进一步分析发现: 河口区沉积物(包括非河口区的 24[#]号点)中的 AVS 浓度要较开阔湖区高的多, 这表明河口及水动力较弱的沉积物区域中利于 AVS 的生成. 湖泊深度及沉积物的 Eh 等因素的空间变异性可导致 AVS 浓度在表层沉积物中产生巨大的波动. Griethuysen 等^[9]研究发现: 湖泊表层沉积物中的 AVS 与湖泊深度有显著的正相关性, Oehm 等^[13]在研究中也发现了相同的结论. 他们都认为: 湖泊水深度的增加易于厌氧环境的形成, 沉积物中的 Eh 也随之显著下降, 从而适于 SO_4^{2-} 的还原; 另外, 深水湖泊中受水动力的影响较小, 高质量的有机质输入则更加利于 AVS 的累积. 但是在太湖表层沉积物中, AVS 的浓度与水深及 Eh 均无相关性(表 2). 这可能是由于太湖平均水深比较浅(1.9m), 风浪作用明显, 上覆水溶氧充足, 从而使表层沉积物中的 AVS 及易受到氧化而损失; 再则, SO_4^{2-} 通常在 Eh 值小于 100mV 的情况才开始大量还原^[4], 但是从表 3 中我们得知大部分表层沉积物中的 Eh 值是不利于 SO_4^{2-} 还原的. 由于河口沉积物中赋存较高浓度的 AVS, 所以我们推断沉积速率及 SO_4^{2-} 负荷可能是导致其在空间变异的主要原因.

Σ SEM 浓度相对于 AVS 在表层沉积物中的波动要小一些, 其浓度范围为: 0.61–5.23 $\mu\text{mol/g}$, 变异系数为 68.2%(表 1). 在各个采样点中, SEM_{Zn} 占据了 Σ SEM 的大部分(>55%), 而 SEM_{Cd} 对 Σ SEM 的贡献率相对较小(<0.6%), 但是在 10[#]点 SEM_{Cd} 占 Σ SEM 的比例竟达 3.31%. 范成新等^[15]的研究表明, 10[#]点(大浦口点)中的 Cd 超出我国土壤一级自然背景值, 表现为 Cd 污染型, 这与宜栗河水系周边水泥制造业和有色金属冶炼排放有关.

在 28 个采样点中, 河口区 Σ SEM 的浓度要显著高于其他湖区采样点, 这与河口区污染负荷较高有关, 且距离河口区距离的增加 Σ SEM 浓度也相应减小, 该分布特点符合污染物质的迁移规律: 即沉积物从河道输入湖泊后, 流速减缓, 颗粒物及吸附的重金属首先沉降在河口区, 随着离河口距离的增加, 受河道输入的影响减小, 沉积物中重金属的含量也随之降低. 从湖区方位污染程度看(图 1 和表 1), 北面湖区中的 Σ SEM 的平均浓度要高于南面湖区, 王海等^[16]对太湖表层沉积物重金属的污染评价中也发现北面湖区的污染程度要大于南面湖区.

表 2 可以看出, Σ SEM 与 AVS 具有显著的相关性($P < 0.05$), 而与活性铁(Fe_{HCl})及 pH 值具有极显著相关性($P < 0.01$). 与 AVS 的相关性说明硫在控制重金属方面起到了一定的作用. 活性铁(主要为铁的氧化物或者氢氧化物)都对重金属具有强烈的吸附或共沉淀作用, 其含量的增加通常会降低重金属的生物有效性, 而低的 pH 值则会促使铁锰氧化物的水解, 可以增强了沉积物重金属的活性^[7].

表 2 沉积物理化参数相关性分析
Tab.2 correlation matrix for sediment physical and chemical parameter

变量	AVS	有机碳	含水率	深度	pH	Eh	Fe_{HCl}	Mn_{HCl}	Σ SEM
AVS	1	0.324	0.413*	-0.079	-0.376*	-0.338	0.611**	-0.027	0.428*
有机碳		1	0.756**	-0.475*	-0.238	-0.042	0.377*	0.082	0.065
含水率			1	-0.255	-0.277	-0.035	0.475*	0.247	0.024
深度				1	0.000	-0.006	0.018	0.214	0.246
pH					1	0.405*	-0.602**	0.185	-0.490**
Eh						1	-0.311	0.201	-0.285
Fe_{HCl}							1	0.335	0.624**
Mn_{HCl}								1	0.184
Σ SEM									1

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$.

2.2 AVS 与 SEM 的相互关系研究

应用 AVS 与 SEM 之间的关系(差值、比值或经有机碳校正)来评价水生生态系统沉积物的质量已经被诸多国家和地区所应用. 本实验利用 SEM/AVS 、 $\text{SEM}-\text{AVS}$ 及 $\text{SEM}-\text{AVS}/f_{\text{OC}}$ (超过任何一个模型的阈值范围都将对生物产生毒性)这三个模型来评价太湖表层沉积物重金属的毒性. Di Toro 认为^[6]当 $\text{SEM}-\text{AVS}/f_{\text{OC}} < 150\mu\text{mol/g(OC)}$ 时, 则重金属不会对底栖生物产生急性或慢性毒性, 而当 $\text{SEM}-\text{AVS}/f_{\text{OC}} > 3400\mu\text{mol/g(OC)}$ 时, 则会对生物产生急性毒性. Di Toro 同时还认为^[6]当 $\text{SEM}-\text{AVS} < 2$ 时, 沉积物重金属对底栖生物无

生物有效性, 反之则亦然. Burton 在研究中发现^[17]: SEM/AVS 在 2.34–8.32 之间时, 可能对大型无脊椎动物产生伤害, SEM/AVS>9 时, 则会对底栖生物产生毒性. 应用 SEM/AVS>9, SEM-AVS/ f_{OC} >150 $\mu\text{mol/g(OC)}$, SEM-AVS>2 这三个标准对表层沉积物进行评价发现(表 3): 6[#]号点沉积物中 SEM-AVS/ f_{OC} >150 $\mu\text{mol/g(OC)}$, 0[#]号点和 6[#]号点沉积物中的 SEM-AVS>2, 而全湖中的 SEM 与 AVS 的比值均小于 9. 在全湖的 28 个采样点中, 只有 0[#]号点和 6[#]号点符合上述三个模型中的一个和两个, 表明这两点沉积物重金属具备对生物产生毒性的可能, 这与两点长期接受周边工业及生活污水有关. 梅梁湾及五里湖湖区样点(除 0[#]和 6[#]号点外)较其它湖区样点沉积物更接近模型的阈值范围, 这应引起足够的关注. 由于本次采样时间为春季, AVS 的浓度远未达到最大值, 所以此时应用上述三个模型对沉积物进行质量评价更合理、更贴切. 总体来说, 太湖表层沉积物中金属不会对底栖生物产生毒性, 当然, 由于 AVS 在沉积物中处于动态变化之中, 再悬浮、生物扰动都会降低 AVS 的浓度, 从而增加沉积物重金属的生物有效性.

表 3 采样点沉积物的基本理化特性

Tab.3 The physical and chemical characteristic of sampling sites

采样点	有机碳 (%, w/w)	含水率 (%, w/w)	深度 (m)	pH	Eh (mV)	Fe _{HCl} ($\mu\text{mol/g}$)	Mn _{HCl} ($\mu\text{mol/g}$)	SEM-AVS/ f_{OC} [*] ($\mu\text{mol/g}$)	SEM-AVS	SEM/AVS
0 [#]	3.29	63.54	1.55	7.12	94.00	280.66	10.13	80.13	2.63	3.16
1 [#]	3.02	59.70	1.75	7.63	114.00	195.88	23.22	53.99	1.63	2.39
3 [#]	2.17	61.63	2.20	7.49	282.00	180.03	11.44	34.77	0.75	1.70
5 [#]	1.96	51.16	2.40	7.56	126.00	138.00	6.66	8.05	0.16	1.19
6 [#]	1.75	45.15	2.45	7.32	89.00	142.62	6.62	224.89	3.93	4.02
9 [#]	2.43	64.36	2.60	7.71	93.00	191.53	18.82	71.57	1.74	3.63
10 [#]	1.10	44.89	1.70	7.74	310.00	130.86	11.60	73.98	0.81	2.27
11 [#]	1.73	54.26	1.50	7.76	168.00	136.91	12.21	25.57	0.44	1.80
12 [#]	3.33	68.48	1.20	7.34	91.00	203.43	11.94	-81.40	-2.71	0.33
13 [#]	2.59	59.66	2.20	7.64	132.00	166.81	9.40	-37.37	-0.97	0.57
14 [#]	3.32	64.57	1.60	7.47	99.00	208.34	8.50	-82.85	-2.75	0.47
15 [#]	1.91	57.55	2.20	7.54	178.00	144.15	10.81	58.79	1.12	4.47
16 [#]	2.43	61.82	2.20	7.45	95.00	256.59	10.34	-95.66	-2.33	0.64
17 [#]	2.18	57.63	2.60	7.49	267.00	218.75	20.97	1.83	0.04	1.02
19 [#]	2.07	53.50	1.85	7.67	145.00	147.11	8.24	8.83	0.18	1.27
20 [#]	2.04	56.99	2.35	7.66	88.00	154.95	11.26	7.84	0.16	1.16
21 [#]	1.95	54.18	2.00	7.95	129.00	132.01	10.52	22.65	0.44	1.76
22 [#]	2.69	63.59	2.00	7.93	316.00	112.78	14.71	14.25	0.38	1.51
23 [#]	3.20	58.27	1.65	7.97	321.00	128.57	9.04	14.55	0.47	1.79
24 [#]	2.62	61.42	1.20	7.48	124.00	169.95	7.58	-11.61	-0.30	0.77
25 [#]	2.76	64.78	1.50	7.44	140.00	107.72	5.45	-18.17	-0.50	0.55
26 [#]	2.48	58.20	1.80	7.56	128.00	148.28	9.23	-39.15	-0.97	0.49
27 [#]	2.94	53.12	1.00	7.79	144.00	140.63	9.07	5.41	0.16	1.20
28 [#]	2.48	57.93	2.25	7.37	137.00	160.92	7.25	-7.61	-0.19	0.84
29 [#]	3.39	61.80	1.80	7.55	293.00	150.05	11.03	19.31	0.65	2.26
30 [#]	2.21	49.02	2.20	7.62	124.00	116.79	8.39	11.52	0.26	1.41
31 [#]	1.58	47.44	2.20	7.76	116.00	139.07	8.73	4.80	0.08	1.08
32 [#]	2.25	55.81	1.90	7.48	159.00	167.00	8.82	19.21	0.43	1.57

* SEM-AVS/ f_{OC} 表示 SEM-AVS 的差值与有机碳的比值; f_{OC} =fraction organic carbon.

3 结论

(1) 太湖表层沉积物的 AVS 浓度在空间分布具有较大的波动(变异系数达 100.77%), 河口沉积物中赋存高浓度的 AVS. 沉积物中的 AVS 浓度与水深及 Eh 无相关性, 根据 AVS 在表层沉积物中的分布特点推断: 沉积速率及 SO_4^{2-} 负荷可能是造成 AVS 空间差异性的原因. 相对于 AVS 的分布特征而言, ΣSEM 在湖泊沉积物中的波动要小一些. 河口区域具有较高浓度的 ΣSEM ; 太湖北面湖区沉积物中的 ΣSEM 浓度高于太湖南面湖区沉积物中 ΣSEM 的浓度, 该分布特征体现污染物质的迁移及分布规律.

(2) 应用 $\text{SEM}/\text{AVS}>9$, $\text{SEM}-\text{AVS}>2$ 及 $\text{SEM}-\text{AVS}/f_{\text{OC}}>150\mu\text{mol/g}(\text{OC})$ 这三个模型来评价春季太湖表层沉积物的质量发现: 只有 0#号点和 6#号点超过这三个模型其中的一个和两个的阈值范围. 总之, 除 0#号点和 6#号点外, 太湖表层沉积物(约 10cm)中重金属不具备对底栖生物产生毒性的条件. 梅梁湾及五里湖湖区样点(除 0#和 6#号点外)较其它湖区样点沉积物更接近模型的阈值范围, 这应引起足够的关注.

4 参考文献

- [1] Steven W, John MC, John H *et al.* Sulfide species as a sink for mercury in lake sediments. *Environ Sci Technol*, 2005, **39**: 6644-6648.
- [2] Di Toro DM, Mahony JD, Hansen DJ *et al.* Acid volatile sulphide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environ Sci Technol*, 1991, **26**: 96-101.
- [3] Di Toro DM, Mahoney JD, Hansen DJ *et al.* Toxicity of cadmium in sediments: the role of acid volatile sulfide. *Environ Toxicol Chem*, 1990, **9**: 1487-1502.
- [4] Hare L, Carignan R, Huerta-Diaz MA. A field study of metal toxicity and accumulation by benthic invertebrates; implications for the acid-volatile sulfide (AVS) model. *Limnol Oceanogr*, 1994, **39**: 1653-1668.
- [5] 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. 湖泊科学, 2004, **16**(1): 77-80.
- [6] Di Toro MD, McGrath JA, Hansen DJ *et al.* Predicting sediment metal toxicity using a sediment biotic ligand model: Methodology and initial application. *Environ Toxicol Chem*, 2005, **24**: 2410-2427.
- [7] Burton GA, Green A, Baudo R *et al.* Characterizing sediment acid volatile sulfide concentration in European streams. *Environ Toxicol Chem*, 2007, **26**(1): 1-12.
- [8] Leonard EN, Mattson VR, Benoit DA *et al.* Seasonal variation of acid volatile sulfide concentration in sediment cores from three northeastern Minnesota lakes. *Hydrobiologia*, 1993, **271**: 87-95.
- [9] Griethuysen CA, Erwin WM, Koelmans AA. Spatial variation of metals and acid volatile sulfide in floodplain lake sediment. *Environ Toxicol Chem*, 2003, **22**(3): 457-465.
- [10] Hsieh YP, Shieh YN. Analysis of reduced inorganic sulfur by diffusion methods: improved apparatus and evaluation for sulfur isotopic studies. *Chem Geol*, 1997, **137**: 255-261.
- [11] Leonard EN, Cotter AM, Ankley GT. Modified diffusion method for analysis of acid volatile sulphides and simultaneously extracted metals in freshwater sediment. *Environ Toxicol Chem*, 1996, **15**: 1479-1481.
- [12] Glenn AU, Lee RK, Suflita JM. A rapid and simple method for estimating sulfate reduction activity and quantifying inorganic sulfides. *Appl Environ Microbiol*, 1997, **63**(4): 1627-1630.
- [13] Oehm NJ, Luben TJ, Ostrofsky ML. Spatial distribution of acid-volatile sulfur in the sediments of Canadohta Lake, PA. *Hydrobiologia*, 1997, **345**: 79-85.
- [14] Otero XL, Ferreira TO. Spatial variation in pore water geochemistry in a mangrove system (PaiMatos island, Cananea-Brazil). *Applied Geochemistry*, 2006, **21**: 2171-2186.
- [15] 范成新, 朱育新, 吉志军等. 太湖宜栗河水系沉积物的重金属污染特征. 湖泊科学, 2002, **14**(3): 235-241.
- [16] 王海, 王春霞, 王子健. 太湖表层沉积物中重金属的形态分析. 环境化学, 2002, **21**(5): 430-435.
- [17] Burton GA, Nguyen LTH, Janssen C *et al.* Field validation of sediment Zinc toxicity. *Environ Toxicol Chem*, 2005, **24**: 541-553.