

太湖梅梁湾与五里湖沉积物活性硫和重金属分布特征及相关性研究

尹洪斌^{1,2}, 范成新^{1*}, 丁士明¹, 张路¹, 李宝^{1,2}, 刘喜波³

(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; 3. 沈阳农业大学农学院, 沈阳 110161)

摘要: 对太湖梅梁湾和五里湖表层及柱状沉积物中的酸性可挥发性硫化物(AVS)、同步可提取金属(SEM)及重金属总量的分布特征进行研究. 分析发现, 表层沉积物中的 AVS 与 SEM 具有相同的分布特征, 其浓度均自河口稳定沉降区至湾(湖)心方向减小. 表层沉积物中 $AVS/SEM < 1$, 说明表层重金属具有潜在的生物有效性. AVS 浓度在沉积深度上具有先增加后减小的趋势, 且波动幅度较大, 而 SEM 的浓度保持相对稳定. 比较 SEM 与重金属总量得知: Cu 和 Ni 的提取量有自表层至下层逐渐降低的趋势, 表明硫结合态的 Cu、Ni 在逐渐增加; Pb 和 Zn 的提取量与硫态沉积物相比较低, 说明太湖 AVS 对 Pb 和 Zn 的控制作用较小. 由 AVS 与活性铁的摩尔比可知, 重金属在研究湖区沉积物中变化较强.

关键词: 酸性可挥发性硫化物(AVS); 同步可提取金属(SEM); 生物有效性; 硫结合态; 梅梁湾; 五里湖

中图分类号: X142 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)07-1791-06

Distribution Characteristic and Correlation Relationship of Reactive Sulfur and Heavy Metals in Sediments of Meiliang Bay and Wuli Lake of Taihu Lake

YIN Hong-bin^{1,2}, FAN Cheng-xin¹, DING Shi-ming¹, ZHANG Lu¹, LI Bao^{1,2}, LIU Xi-bo³

(1. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. College of Agronomy, Shenyang Agriculture University, Shenyang 110161, China)

Abstract: The distribution characteristic of acid volatile sulfide (AVS), simultaneously extracted metals (SEM), and total metals were studied in the surface and core sediments of Meiliang Bay and Wuli Lake in Taihu Lake. It was found that there were similar distribution characteristics for AVS and SEM in surface sediments, and the concentration of AVS and SEM decreased from the steady deposition area of estuary to the centre of the bay (lake). The ratio of $AVS/SEM < 1$ in the surface sediments, indicating that heavy metals in surface sediment might have potential bioavailability. The concentration of AVS increased with sediment depth, followed by decrease with large variation, while the concentration of SEM remained constant. Though comparing the concentration of SEM with total metals, it was shown that the extracted Cu and Ni decreased with sediment depth, indicating that increasing association of Cu and Ni with sulphides in deeper sediment layer, while the lower extracted ratios for Pb and Zn compared with sulfidic sediment illustrated that the AVS should not have a strong controlling on sediment Pb and Zn. From the molar ratio of AVS and reactive iron, it is known that the heavy metals were rather dynamic and active in sediments of studied sites.

Key words: acid volatile sulfide (AVS); simultaneously extracted metals (SEM); bioavailability; sulfide-bound phase; Meiliang Bay; Wuli Lake

沉积物是重金属在水生生态系统的最终归宿地. 有机质、铁锰氧化物及硫化物是沉积物重金属的主要结合态, 但在厌氧沉积物中, 活性硫则在调控和分配重金属方面占据绝对优势^[1]. 酸性可挥发性硫化物(acid volatile sulfides, AVS)是许多二价金属离子: Cu、Pb、Zn、Cd、Ni、As 及 Co 等在厌氧环境中的主要结合相^[2]. AVS 被定义为沉积物中能被 1 mol/L 或 6 mol/L 盐酸所提取 S^{2-} 的含量, 在提取 AVS 过程中被释放出来的重金属(主要指 Cu、Pb、Zn、Ni 与 Cd)被称为同步可提取金属(simultaneously extracted metals, SEM)^[3]. 应用 AVS 与 SEM 的摩尔比作为评

价沉积物的质量标准已经被世界各地所采用, 该标准认为: 当 $AVS/SEM > 1$, 则沉积物重金属无生物有效性, 不会对底栖动物产生毒性; 当 $AVS/SEM < 1$, 沉积物重金属具备生物有效性, 对生物产生或不产生毒性, 这主要因不同生物个体及种类而异^[2~5].

AVS 在沉积物中的分布具有时间和空间上的异

收稿日期: 2007-07-03; 修订日期: 2007-08-31

基金项目: 国家自然科学基金项目(40730528); 国家高技术研究发展计划(863)项目(2007AA06Z411); 江苏省社会发展计划项目(BS2007161)

作者简介: 尹洪斌(1979~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为沉积物环境地球化学, E-mail: super_yhb@163.com

* 通讯联系人, E-mail: cxfan@niglas.ac.cn

质性^[6~8]. 通常来说, AVS 在湖泊沉积物中的浓度与上覆水的温度具有显著的正相关性^[6], 所以夏季沉积物中一般赋存较高浓度的 AVS. 由于沉积物的理化性质、沉积环境、氧化还原电位及有机质与硫酸根的供给力等因素在同一湖泊的不同区域具有差异性, 这导致了 AVS 浓度水平分布异质性^[7]; SO_4^{2-} 是湖泊沉积物中 AVS 形成的限制因子且在沉积物中的渗透深度有限, 其与氧化还原电位共同构织了 AVS 在沉积物中的垂直层面上的差异性^[8]. AVS 这种分布特点给应用 AVS 与 SEM 模型评价湖泊沉积物质量带来了诸多不便, 因此有必要摸清 AVS 在湖泊内的分布特点. 太湖是我国长江中下游的主要大型浅水湖泊之一, 属富营养化湖泊, 其北部的梅梁湾与五里湖富营养化程度较其它湖区严重, 同时也是太湖重金属污染最为严重的湖区. 本研究选择梅梁湾与五里湖为对象, 探讨了 AVS 和 SEM 在水平层面上与垂直层面上分布特征以及 AVS 与 SEM、重金属总量的相互关系.

1 材料与方法

1.1 样品的采集与处理

2007-04-22 用彼德森采样器采取图 1 所示 7 个点的表层沉积物(表层 8 cm), 将沉积物样品充分混匀后立即装入 50 mL 的离心管中, 压实不留空隙, 同时密封离心管并将其置于冰块下保存. 同时, 用重力采样器(内径 10 cm, 长 50 cm)于梁溪河口(0 号)梅梁湾北部(1 号)和西五里湖(15 号)(见图 1)分别采集 3 根约 30 cm 的柱状沉积物, 采集过程中仅保留界面未受到扰动的沉积物样品. 选取合适的柱状沉积物样品, 上下分别用橡胶塞密封, 沉积物上面保持约 10 cm 的上覆水, 在冰块的保护下于 4 h 内带回实验室分层. 采样点基本状况见表 1.

沉积物样品共分 9 层: 0~2 cm 以 1 cm 间隔分层; 2~10 cm 以 2 cm 间隔分层; 10~22 cm 以 4 cm 间隔分层. 为防止沉积物接触空气氧化而影响测定结果, 分层过程控制在 2 min 以内完成^[9]. 将 3 个重复柱状样品的相同层次的沉积物在氮气保护下充分混匀, 立刻装入 50 mL 的离心管中, 压实不留空隙, 于氮气保护下 4℃冷藏待分析^[10].

1.2 样品的测定

105℃恒温 24 h 测定沉积物含水率, 550℃烘 4 h 测定有机质(LOI). 沉积物中 AVS 的测定采用 Hsieh 的“冷扩散法”(cold diffusion method), 该方法与传统的“purge and trap”具有相似的精度, 但操作方法简单

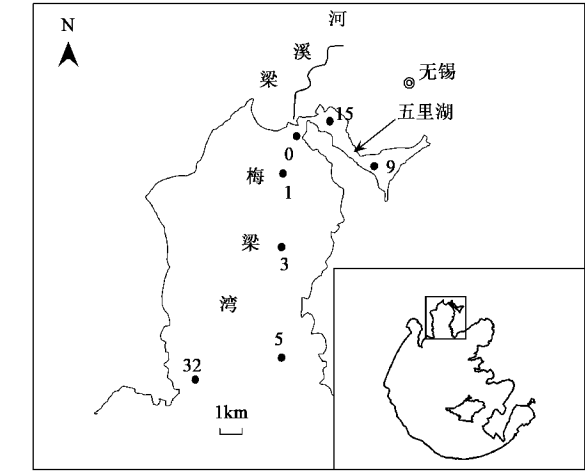


图 1 太湖采样点
Fig.1 Sampling sites in Taihu Lake

且可以批量处理样品的优点^[11,12]. 具体步骤如下: 称取湿沉积物样品 3~5 g 迅速置于反应瓶中, 同时将装有 5 mL 的 3% 碱性醋酸锌的 10 mL 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 17 h. 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蓝比色法测定硫的含量^[13]. 将反应瓶内的泥水混合物, 离心并过 0.45 μm 滤膜 ICP-AES 测定其中 Fe、Cu、Pb、Zn、Cd、Ni 的含量. 沉积物重金属的总量经微波消解后, 用 ICP-AES 测定. 平行样品中的 SEM 和重金属总量的相对标准偏差均可以控制在 10% 以内.

表 1 采样点的基本状况

Table 1 Fundamental condition of sampling sites				
编号	经度	纬度	水深/m	水温/℃
0	120°13'9.9" N	31°32'22.8"E	1.55	22.8
1	120°11'26.4"N	31°30'47.4"E	1.75	22.9
3	120°11'39.5"N	31°28'34.8"E	2.20	22.8
5	120°11'14.4"N	31°24'40.2"E	2.40	22.9
32	120°8'45.4"N	31°24'24.5"E	1.90	24.1
9	120°15'11.4"N	31°30'46.8"E	2.60	22.6
15	120°14'10.1"N	31°31'23.2"E	2.20	22.8

2 结果与讨论

2.1 AVS 与 SEM 水平分布特征

梅梁湾与五里湖中各个采样点表层沉积物中的 AVS 和 SEM 的浓度如表 2 所示. $\sum \text{SEM}$ ($\text{SEM}_{\text{Cd}} + \text{SEM}_{\text{Cu}} + \text{SEM}_{\text{Pb}} + \text{SEM}_{\text{Ni}} + \text{SEM}_{\text{Zn}}$) 在梅梁湾分布具有自河口至湾心逐渐减小的趋势. 这种分布趋势符合污染物质的迁移及分布规律, 即在沉积物在从河道

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(0号点),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.五里湖中 $\sum$ SEM的分布也符合污染物迁移分布的规律,距离无锡较近的9号点由于优先接纳来自市区的污水所以比15号点具有较高浓度的SEM含量.AVS的浓度在梅梁湾和五里湖的分布趋势与

SEM的分布具有相似的特点,其最大值分别出现在沉积速率较高的0号点和9号点,随着离该点距离的增加,AVS浓度逐渐减小.Gagnon等^[14,15]也发现了高沉降速率的沉积物中赋存高浓度的AVS的现象.梅梁湾与五里湖中的AVS和SEM的分布特征说明:稳定沉降区可能易于重金属及活性硫的累积.梅梁湾AVS和SEM的平均浓度均较五里湖高($p < 0.05$).

表 2 采样点 SEM 和 AVS 的浓度/ $\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$
Table 2 Concentration of SEM and AVS/ $\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$

编号	SEM _{Cd}	SEM _{Cu}	SEM _{Pb}	SEM _{Ni}	SEM _{Zn}	$\sum$ SEM ¹⁾	AVS	$\sum$ SEM/AVS
0	0.007 2	0.69	0.128	0.48	2.55	3.85	$1.22 \pm 0.22^{2)}$	3.16
1	0.004 5	0.47	0.109	0.62	1.59	2.80	$1.17 \pm 0.08^{2)}$	2.39
3	0.003 9	0.27	0.097	0.43	1.03	1.83	$1.08 \pm 0.01^{2)}$	1.69
5	0.002 9	0.15	0.074	0.23	0.52	0.97	$0.82 \pm 0.22^{2)}$	1.18
32	0.004 4	0.22	0.105	0.21	0.66	1.19	$0.76 \pm 0.12^{2)}$	1.57
9	0.003 8	0.47	0.090	0.49	1.34	2.40	$0.66 \pm 0.08^{2)}$	3.64
15	0.002 7	0.30	0.072	0.33	0.74	1.44	$0.32 \pm 0.07^{2)}$	4.50
变异系数 ³⁾ /%	36	50.9	20.5	38.0	58.7	49.3	37.2	47.1

1) $\sum$ SEM = SEM_{Cd} + SEM_{Cu} + SEM_{Pb} + SEM_{Ni} + SEM_{Zn}; 2)标准偏差; 3)采样点间的变异系数

2.2 AVS 与 SEM 及重金属总量垂直分布特征

AVS在沉积物中的垂直分布特征如图2所示,其浓度在垂直层面上波动较大.在表层(6 cm以上)沉积物中,AVS的浓度均较低($< 1 \mu\text{mol/g}$),随后增加至峰值[0号、1号及9号点沉积物中AVS的峰值分别出现在6~8 cm层($5.09 \mu\text{mol/g}$)、8~10 cm层($2.94 \mu\text{mol/g}$)及14~18 cm层($4.05 \mu\text{mol/g}$)],继而AVS的浓度又逐渐降低.总之,采样点AVS浓度均出现先增加而后减小的趋势.

AVS在不同沉积物中的分布趋势炯然不同,这与沉积物的基本理化性质、氧化还原电位、沉积速率及 SO_4^{2-} 供给力等因素都密切相关^[7].在表层沉积物中, O_2 、 NO_3^- 及铁锰氧化物等电子受体完成了绝大部分氧化有机质的“任务”, SO_4^{2-} 的还原相对处于劣势地位;另外,表层沉积物的AVS由于风浪扰动而发生再悬浮使其被氧化而不利于其累积.随着沉积物深度的增加、还原性的增强, SO_4^{2-} 的还原程度也随之增加从而使AVS的浓度得以累积,但是随着沉积物深度的增加,离子扩散及渗透能力也大大地减弱,下层沉积物由于缺少 SO_4^{2-} 的补给使AVS的形成受到限制^[8].

采样点沉积物中AVS的浓度在水土界面下突然出现个峰值,这种变化趋势归咎于非稳态的沉积环境^[16],其可能与沉积物氧化还原环境随深度的变化有一定的响应关系(沉积物的颜色由表层的黄色至灰

色(深度约为6~8 cm)最后变为深层的黑色,该变化是沉积环境与还原环境随深度变化的一个综合体).

Leonard等^[6]报道称未受污染湖泊沉积物中AVS的浓度为4~13 $\mu\text{mol/g}$.该研究的3个采样点都处于重度富营养化区域(在采样时水面已出现大量蓝藻),而AVS的浓度却在未受污染湖泊范围之内,其原因可能有2点:第一,沉积物中AVS的浓度与上覆水的温度有显著的正相关性,由于本研究采样时间为春季而未选择温度最高的夏季,导致AVS浓度偏低;第二,采样区域AVS的形成受其前驱物 SO_4^{2-} 含量的限制,而无法大量积累.

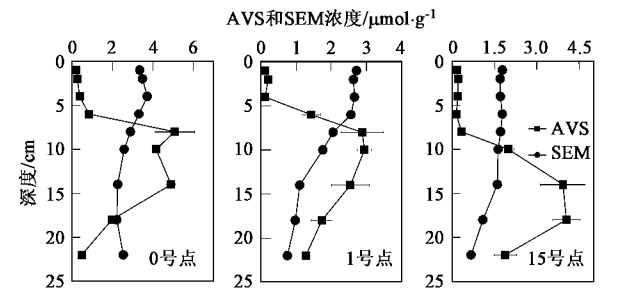


图 2 AVS 和 SEM 在沉积物中的垂直分布
Fig.2 Vertical profiles of AVS and SEM in sediments

沉积物重金属的总量及个体SEM分布特征如图3所示.在0号点和1号点柱样中,重金属总量均有随沉积物深度的增加而逐渐减小的趋势,这种分布特征体现了近代重金属污染有加剧的趋势.重金属总量的最大值并非出现在沉积物的最表层而是出

现在水土界面下 2~6cm 处,这可能由沉积物的再悬浮、迁移及生物扰动等原因造成^[16]. Zhu 等^[17]研究发现:悬浮物中重金属的含量对表层沉积物重金属的富集具有较大的贡献.在 15 号点沉积物中,重金属总量在垂直分层中并无明显的变化,这与五里湖 2003 年进行过疏浚(表层 60 cm)以及近年来严格控污有紧密关系.

0 号点与 1 号点柱状沉积物中 SEM 的分布趋势与重金属的总量具有近乎相似的分布特征(图 3),这预示着其间可能存在着紧密的联系.通过应用 Pearson 相关性进行分析得知:0 号点沉积物中

SEM_{Cu}、SEM_{Zn}、SEM_{Ni}与总量具有显著的正相关性,1 号点的 SEM 都与其总量显著相关,而 15 号点中只有 SEM_{Cu}与总量呈显著负相关,其它 SEM 则与总量无相关性可言(表 3).

表 3 SEM 与重金属总量的相关性¹⁾

Table 3 Correlation relationship of SEM and total heavy metals

编号	样品数	Cu	Pb	Zn	Ni
0	9	0.816**	0.495	0.901**	0.709**
1	9	0.835**	0.904**	0.990**	0.994**
15	9	-0.895**	0.000	-0.517	0.053

1) ** 表示显著相关($p < 0.01$)

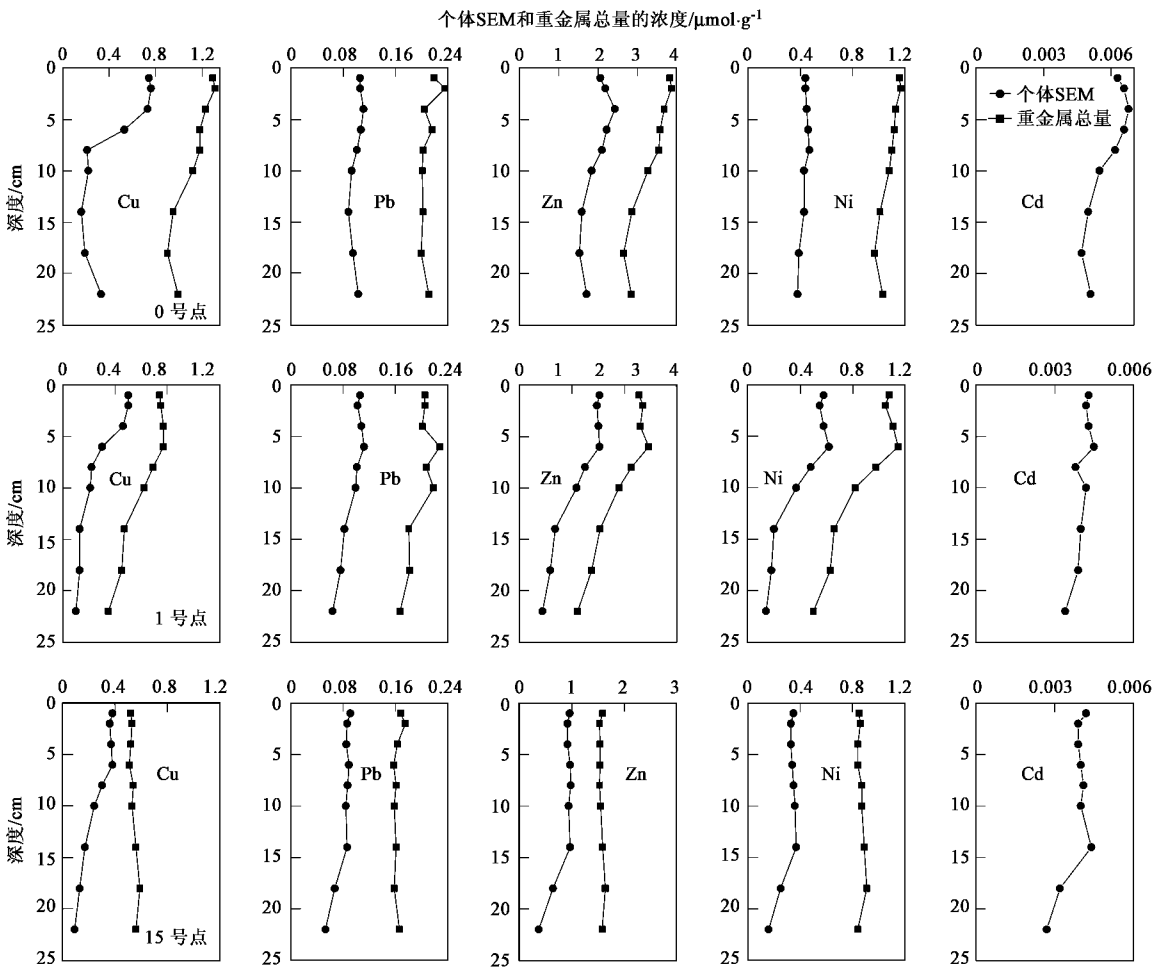


图 3 重金属总量及个体 SEM 在沉积物中的垂直分布
Fig.3 Vertical profiles of total metals and individual SEM in sediments

通过计算沉积物中重金属的活性部分(盐酸提取的重金属)所占重金属的总量的比例,可以初步获得重金属的结合态.在如图 4 所示的 4 个重金属中,SEM_{Cu}占总铜的百分比波动性最大(16%~73%),这也说明 Cu 的结合态在垂直深度具有较大的波动.

Cooper 等^[18]研究发现只有 12% 的 CuS 和 23% 的 NiS 能被稀盐酸所提取,所以表层沉积物较高的提取率(指盐酸提取金属量占沉积物金属总量的百分比)意味着硫不是 Cu 的主要结合态,随着沉积物深度的增加,硫结合的 Cu 逐渐占据优势, Ni 的提取率随深度

的变化(19% ~ 54%)表明与 Cu 相似的结合特征即:硫结合态由表层的弱势逐渐变为底层的强势. Zn 和 Pb 提取率分别为: 23% ~ 67% 和 32% ~ 57%, 且其提取率在下层 AVS 含量较高时反而出现降低的情况. Burton 等^[19]研究发现:在硫为重金属主要结合态的沉积物中, Zn 的提取率 > 70%, Pb 的提取率近乎 100%, 表明本研究的 3 个点中 AVS 对 Pb 与 Zn 的控制相对较弱, 铁锰氧化及有机质可能是 Pb 和 Zn 的主要结合态.

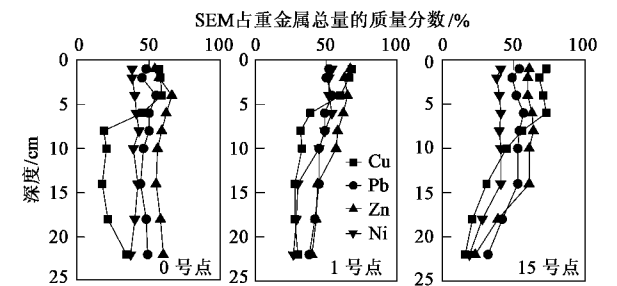


图 4 SEM 所占重金属的百分含量

Fig.4 Percentage of individual SEM to the total metals

2.3 AVS 与 SEM 的相互关系研究

比较 $\sum$ SEM 与 AVS 在沉积物中的分布特征可知:表层沉积物中 $\sum$ SEM/AVS > 1, 表明表层沉积物中重金属存在潜在的毒性, 同时也可知 AVS 并非 SEM 的主要控制因子, 随着沉积物深度的增加 $\sum$ SEM/AVS < 1, 重金属无生物有效性, 硫主要与重金属结合, 但是在 0 号沉积物中由于 AVS 浓度的降低又导致了 $\sum$ SEM/AVS > 1, 重金属重新具有生物有效性.

由于 AVS 具有时间上的异质性, 所以 AVS 只能对重金属起到暂时的控制. Cooper 等^[20]通过研究 AVS 与活性铁的关系得知: 只有当 AVS 与活性铁(测定 AVS 所释放出的铁)的摩尔比 > 0.2 (AVS/Fe_{HCl} > 0.2) 时, 沉积物中的硫才具有对重金属有效的控制, 而当 AVS/Fe_{HCl} < 0.2 时, 沉积物及间隙水中的重金属始终处在“动态变化”中. 该研究的深层沉积物中, 虽然 $\sum$ SEM/AVS < 1, 但是 AVS 与活性铁摩尔比却远远小于 0.2 (图 5), 这说明太湖沉积物中的重金属是“动态变化”的. 由于沉积物的再悬浮、生物扰动等因素可以使 AVS 结合的重金属重新获得生物有效性. 有必要分析沉积物重金属的赋存形态, 以加深对重金属生物有效性的认识.

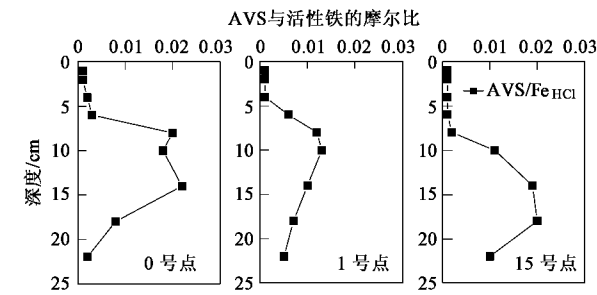


图 5 AVS 与活性铁(Fe_{HCl})的摩尔比

Fig.5 Molar ratio of AVS and reactive iron

3 结论

(1)表层沉积物中的 AVS 与 SEM 的分布具有相同的特征, 其浓度均自可口稳定沉降区向湖(湾)心方向减小. 表层沉积物中 AVS/SEM < 1, 说明表层重金属可能对生物产生毒性, 同时也说明硫不是表层沉积物重金属的主要结合态.

(2)AVS 浓度在垂直层面上具有现增加后减小的趋势, 且在水土界面下有突然出现峰值的现象, 这主要归咎于非稳定的沉积环境以及 SO₄²⁻ 在湖泊沉积物中较弱的渗透能力. 由 SEM 与重金属总量的比值得知: Cu 和 Ni 硫结合态有自表层至下层逐渐增加的趋势, AVS 对 Pb 和 Zn 的控制作用较小.

(3)由于 AVS 在垂直层面的巨大波动, 而 SEM 相对保持恒定, 这导致 AVS 与 SEM 的比值由表层的 < 1 逐渐过渡到 > 1, 最后甚至又出现 < 1 的情况. 比较 AVS 与活性铁的摩尔比得知, 太湖沉积物中重金属在沉积物与间隙水两相间处于动态变化之中.

参考文献:

[1] Steven W, John M C, John H, et al. Sulfide Species as a Sink for Mercury in Lake Sediments[J]. Environ Sci Technol, 2005, 39: 6644-6648.

[2] Di Toro D M, Mahony J D, Hansen D J, et al. Acid volatile sulphide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments[J]. Environ Sci Technol, 1991, 26: 96-101.

[3] Di Toro D M, Mahoney J D, Hansen D J, et al. Toxicity of cadmium in sediments: the role of acid volatile sulfide[J]. Environ Toxicol Chem, 1990, 9: 1487-1502.

[4] 韩建波, 马德毅, 阎启仑, 等. 海洋沉积物中 Zn 对底栖端足类生物的毒性[J]. 环境科学, 2003, 24(6): 101-105.

[5] Hare L, Carignan R, Huerta-Diaz M A. A field study of metal toxicity and accumulation by benthic invertebrates: implications for the acid-volatile sulfide (AVS) model[J]. Limnol Oceanogr, 1994, 39: 1653-1668.

[6] Leonard E N, Mattson V R, Benoit D A, et al. Seasonal variation of

- acid volatile sulfide concentration in sediment cores from three northeastern Minnesota lakes[J]. *Hydrobiologia*, 1993, **271**: 87-95.
- [7] Burton G A, Green A, Baudo R, *et al.* Characterizing sediment acid volatile sulfide concentration in European streams [J]. *Environ Toxicol Chem*, 2007, **26**: 1-12.
- [8] Griethuysen C A, Erwin W M, Koelmans A A. Spatial variation of metals and acid volatile sulfide in floodplain lake sediment[J]. *Environ Toxicol Chem*, 2003, **22**: 457-465.
- [9] Burton E D, Richard T B, Sullivan L A. Reduced inorganic sulfur speciation in drain sediment from acid sulfate soil landscapes [J]. *Environ Sci Technol*, 2006, **40**: 888-893.
- [10] Brenda L A, Casas A. A comparison of sample handling and analytical methods for determination of acid volatile sulfides in sediment [J]. *Marine Chemistry*, 1996, **52**: 211-220.
- [11] Hsieh Y P, Shieh Y N. Analysis of reduced inorganic sulfur by diffusion methods: improved apparatus and evaluation for sulfur isotopic studies[J]. *Chem Geol*, 1997, **137**: 255-261.
- [12] Leonard E N, Cotter A M, Ankley G T. Modified diffusion method for analysis of acid volatile sulphides and simultaneously extracted metals in freshwater sediment[J]. *Environ Toxicol Chem*, 1996, **15**: 1479-1481.
- [13] Glenn A U, Lee R K, Suflita J M. A rapid and simple method for estimating sulfate reduction activity and quantifying inorganic sulfides [J]. *Appl Environ Microbiol*, 1997, **63**(4): 1627-1630.
- [14] Gagnon C, Mucci A, Pelletier E. Anomalous accumulation of acid-volatile sulphides (AVS) in a coastal marine sediment, Saguenay Fjord, Canada [J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 1995, **59**: 2663-2675.
- [15] Lyons T W. Sulfur isotopic trends and pathways of iron sulfide formation in upper Holocene sediments of the anoxic Black Sea[J]. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 1997, **61**: 3367-3382.
- [16] Berg G A. Vertical profiles of trace metals and acid-volatile sulphide in a dynamic sedimentary environment: Lake Ketel, the Netherlands [J]. *Appl Geochem*, 2001, **16**: 781-791.
- [17] Zhu G W, Chi Q Q, Qin B Q, *et al.* Heavy-metal contents in suspended solids of Meiliang Bay, Taihu Lake and its environmental significances [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2005, **17**: 672-675.
- [18] Cooper D C, Morse J W. Extractability of metal sulfide minerals in acidic solutions: application to environmental studies of trace metal contamination within anoxic sediments[J]. *Environ Sci Technol*, 1998a, **32**: 1076-1078.
- [19] Burton E D, Richard T B, Sullivan L A. Fractionation and extractability of sulfur, iron and trace elements in sulfidic sediments [J]. *Chemosphere*, 2006, **64**: 1421-1428.
- [20] Cooper D C, Morse J W. Biogeochemical controls on trace metal cycling in anoxic marine sediments[J]. *Environ Sci Technol*, 1998b, **32**: 327-330.