

铁锰在贵州阿哈湖沉积物中的分离

汪福顺^{1,2}, 刘丛强¹, 梁小兵¹, 魏中青¹, 李军¹

(1. 中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002; 2. 华东师范大学河口海岸国家重点实验室, 上海 200062)

摘要: 贵州阿哈湖 1982 年扩容后, 长期受到煤矿废水的污染, 大量铁、锰元素随废水带入湖中。研究发现: 主要来自酸性矿山废水的还原态溶解铁、锰离子在入湖向下游迁移过程中发生了显著地分离。受岩溶地区湖泊较强的酸中和能力及近年人为石灰投放的影响, 湖泊未被酸化, Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 在入湖运移过程中由于氧化速率的差异, 在不同的湖区发生沉积, 形成了铁、锰在水平迁移上的明显分离; 锰在深湖区上层沉积物中富集现象明显, 并在沉积深度上与铁形成垂向上的显著分离。经过陆源校正, 证实铁、锰在阿哈湖的显著分离的开始是对该湖扩容事件的响应。扩容后下游沉积物中铁含量逐渐减少, 孔隙水中溶解铁分布特征也指示铁还原作用主要发生在沉积物下层, 表明铁在沉积后再迁移能力较弱。锰还原过程则发生在上层沉积物中, 再迁移能力很强。本研究还提出了来自煤矿废水的 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 在入湖水平运移过程中, 铁、锰逐步分离、富集以及在沉积深度上的分离模式。

关键词: 阿哈湖; 铁锰分离; 沉积物; 矿山废水

中图分类号: X142 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2005)01-0135-06

Acid Mining Drainage Impacts on the Separation Between Iron and Manganese in Sediments of the Aha Lake, Guizhou Province

WANG Fu-shun^{1,2}, LIU Cong-qiang¹, LIANG Xiao-bin¹, WEI Zhong-qin¹, LI Jun¹

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 2. State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200062, China)

Abstract: Since the Aha Lake, located in Guizhou Province, China, was enlarged in 1982, a great amount of iron and manganese were input into it owing to the uninterrupted pollution from acidic mining drainage of coal mines (AMD). The results show that dissolved Fe^{2+} and Mn^{2+} , mainly from AMD, were markedly separated each other as water flowed from inlet to downstream. The Aha lake water, with the average pH equal to 7.28, was not acidified just because the lake is developed in the karst area and people continuously put lime in it in recent years. Fe^{2+} and Mn^{2+} deposit in the different locations in lake because of the difference of oxidizing rate between Fe^{2+} and Mn^{2+} during water flowing from inlet to downstream, and also forming the horizontal separation along the lake water flowing direction. Manganese tends to be obviously enriched in the upper of sediment in lake's deep locations, presenting the remarkable separation with iron in the vertical section. After normalized by Ti content in sediment, it is obvious that the remarkable separation between iron and manganese corresponds with the enlargement of lake in 1982. As shown in the concentration profile of pore water in sediment, iron was remobilized weakly while manganese reduction mainly happens in the upper of sediment, indicating its strong remobilization. Based on the studies, a mechanism for environment and fractionation of $\text{Fe}^{2+}/\text{Mn}^{2+}$ during water flowing in the lake was also demonstrated.

Key words: Aha Lake; separation between iron and manganese; sediments; acid mining drainage

微量元素在沉积物-水体系中发生再迁移现象已经为许多研究者所认识^[1-3]。这可以造成金属元素在上层沉积物中的逐渐富集。但与此相矛盾的是: 沉积物表层几 cm 范围经常呈现某些微量元素富集的现象, 又常常被认为是工业革命以来人为污染不断加剧的证据^[4-7]。正确认识两者之间的区别对于评价污染发生程度、来源具有重要的环境意义。

在人为矿山开采活动影响的地区, 金属元素的环境问题尤为突出。其中, 铁、锰分布广泛、含量较高, 是

矿山地区常见的污染物, 其污染比其它金属元素更严重。同时, 水-沉积物界面附近铁、锰的活动又会造成其它一些微量元素再迁移及其生物有效性的改变^[8-10], 也可能对上覆水质产生影响^[11,12]。

阿哈湖是黔中岩溶地区的河流筑坝拦截的人工型水库, 具有底层滞水带季节性缺氧的特征。阿哈

收稿日期: 2004-04-22; 修订日期: 2004-06-05

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40303013); 中国科学院重要方向项目(KZCX3-SW-140, KZCX2-105)

作者简介: 汪福顺(1976~), 男, 华东师范大学博士后, 主要从事生物地球化学研究

湖集水区分布有中小煤矿约 200 余个,大量酸性矿山废水携带大量溶解金属离子流入湖泊,造成湖泊水体、沉积物中铁、锰、硫酸根及其它金属离子含量很高。由于岩溶湖泊具有较强酸缓冲能力的特点,加之近年来人为石灰投放,使得该湖并未明显酸化。该湖湖水长期以来一直是贵阳市饮用水源之一,但自 1985 年来,贵阳市自来水公司南郊水厂(以阿哈湖为主要水源)的进厂和出厂水中铁、锰均在夏季出现严重超标。近年来,阿哈湖湖水还时常发生水体整体泛黄的现象。

表 1 阿哈湖基本特征及湖水水化学基本特征/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

| Table 1 Basic information about the Aha Lake and the chemical composition of lake water/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | | | | | | | | | | |
|--|-------------------------|------------------------|---------------|------------------|----------------------------------|------------------------------------|-----------------|------------------------|--------|----------------|
| 海拔 / m | 汇水面积 / km^2 | 湖面积 / km^2 | 最大水深 / m | 平均水深 / m | 库容 $\times 10^9 / \text{m}^3$ | 年进水量 $\times 10^9 / \text{m}^3$ | 湖水停留时间 / a | pH | 矿化度 | |
| 1108 | 190 | 3.4 | 24 | 13.2 | 0.45 | 1.04 | 0.44 | 7.28 | 634.89 | |
| Ca^{2+} | Mg^{2+} | K^+ | Na^+ | HCO_3^- | Cl^- | SO_4^{2-} | NO_3^- | P_2O_5 | COD | SiO_2 |
| 138.16 | 21.1 | 2.83 | 7.17 | 140.86 | 14.41 | 303.08 | 7.3 | 0.19 | 0.92 | 3.40 |

2 样品采集及处理

采用便携式不扰动湖泊沉积物采样器^[13],于 2001 年 5 月在阿哈湖远离大坝的湖心位置(水源保护区,位置 D)采集沉积物柱,界面水清澈,沉积物未被扰动。抽去界面水后,沉积物现场按 1 cm 间隔精细分样。采样位置见图 1。其余样点采集表层沉积物混合作为全湖分布研究。沉积物在实验室低温离心机离心 25 min 后吸取孔隙水,转速为:3500 r/min。孔隙水经 $0.45\mu\text{m}$ 醋酸纤维素微孔滤膜过滤。滤液一部分加超纯硝酸酸化,原子吸收分光光度计测定溶解 Fe,所用仪器为 ASS PE5100PC;另一部分加超纯硝酸保持酸度,用 Rh 作内标,用 ICP-MS 测定 Mn。剩余沉积物进行冷冻干燥处理后,准确称取干燥的沉积物样品 50 mg,转至聚四氟乙烯烧杯(具有 Teflon 内衬的小钢瓶)中,加入超纯 HF 和超纯浓 HNO_3 各 1 mL,然后拧紧瓶盖,放于 200°C 烘箱中反应 24 h。取出,冷却,拿出 Teflon 内衬,加热蒸干。再分别加入 1 mL 超纯浓 HNO_3 蒸干 2 次后,加入 1 mL 内标(Rh:500 ng/mL) 2 mL 超纯浓 HNO_3 和超纯水 4~5 mL。将 Teflon 内衬放回小钢瓶中,拧紧,放回烘箱中在 200°C 加热溶解 12 h 以上。取出,冷却后将溶液定容至 50mL ^[14]。原子吸收分光光度计测定 Fe,所用仪器为 ASS PE5100PC。用 ICP-MS 测定 Mn、Ti,所用仪器为 Finnigan MAT 公司 ELEMENT 型高分辨等离子质谱仪。各元素分析误差小于 5%。采样全流程空白和标样(GBPG1)进行控制分析质量。

本文研究了阿哈湖沉积物及孔隙水中铁、锰含量随沉积深度分布特征及主要湖区的含量变化特征,提出了铁、锰自矿山废水排放,并在阿哈湖区迁移过程中的分离机制。

1 研究地区

阿哈湖位于贵阳市西南郊 8 km,于 1958 年建坝修库,1960 年竣工蓄水,1982 年水库扩容,并开发为城市饮用水源。基本情况见表 1。阿哈湖汇水区域主要分布有二叠系灰岩及煤系地层。

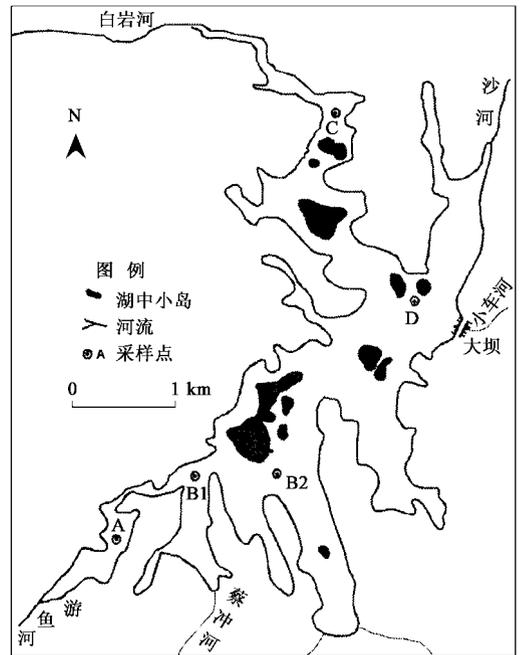


图 1 阿哈湖采样位置图

Fig.1 Sampling locations

3 结果

3.1 湖心沉积物及孔隙水中 Fe、Mn 含量随深度的分布特征

阿哈湖长期以来受到严重的煤矿废水污染,Fe、Mn 的入湖问题特别严重。通过阿哈湖湖心沉积物(水源保护区)中 Fe、Mn 和 Ti 含量的分析(图 2)发现,自沉积深度向上,Fe、Mn 及 Ti 含量的变化趋势具有明显差异:Fe 和 Ti 具有相同的趋势,两者都从

沉积深度 8cm 向上逐渐减少;而沉积物中 Mn 含量则从 8cm 深度向上急剧增加.同时图 2 显示:沉积深度 8cm 是铁、锰含量变化的突变点.铁则出现与锰相反的规律:沉积深度 8cm 向上铁含量逐渐减少,表现出与锰分离的趋势.

选择下层沉积物中 Mn 含量变化平缓的沉积区段作为背景 Mn 含量,由图 2 所示选择沉积深度 10~16cm 作为锰背景含量区.分别将 0~2cm,0~4cm,0~6cm,0~8cm 沉积物中锰平均含量除以背景区锰含量来作为其在上层沉积物中的富集系数.结果如表 2.

表 2 结果表明:越接近表层沉积物, Mn 的富集系数越高. Fe/ Mn 比值(图 3)揭示了 Fe, Mn 之间

表 2 阿哈湖湖心沉积物 Mn 在上层沉积物中的富集系数

Table 2 Enrichment factors of Manganese in upper sediments of central Aha Lake (location D)

| Mn(0~2 cm) / Mn(10~16cm) | Mn(0~4 cm) / Mn(10~16cm) | Mn(0~6 cm) / Mn(10~16cm) | Mn(0~8 cm) / Mn(10~16cm) |
|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| 24 | 23.28 | 21.51 | 19.31 |

随着沉积物深度向上逐渐分异的过程,在上层沉积物中(0~8cm)分异更为明显, Fe/ Mn 比值仅为 3.48~6.7 之间.铁、锰来源都主要受到阿哈湖入湖上游煤矿废水输入的控制,但运移至下游湖心时两者发生了显著地分离.

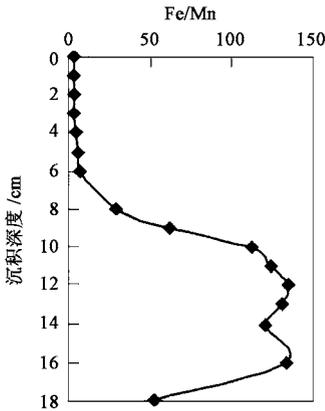


图 3 阿哈湖湖心(D处)沉积物 Fe/ Mn 分布特征
Fig.3 Ratio variation of Fe/ Mn in sediments of the Aha lake center(location D)

进入沉积物中的各种微量元素总是要经历早期成岩过程,并受到不同程度的后期改造作用.来自陆源输入的变化又在一定程度上掩盖微量元素沉积后再迁移的信息^[10],同时由于铁、锰在早期成岩中的重要作用^[15],后期改造程度较大,有必要进行陆源校正分析.通常采用化学性质比较稳定的元素或者元素组合来进行陆源校正,本研究采用 Ti 作为

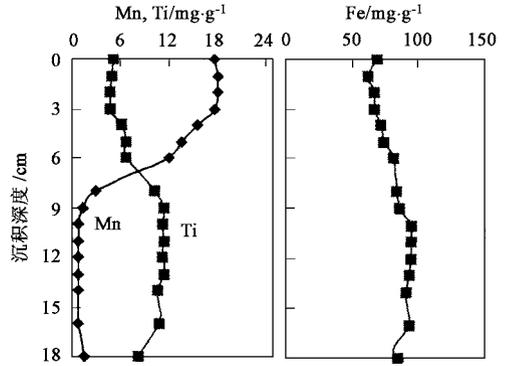


图 2 阿哈湖湖心(D处)沉积物 Fe, Mn 和 Ti 分布
Fig.2 Distribution of Fe, Ti and Mn in sediments of the Aha lake center(location D)

陆源背景校正因子将 Fe, Mn 进行了陆源校正,因为 Ti 被视为主要来源于陆源输入为主.图 4 显示:剔除陆源碎屑干扰后, Fe 具有一定程度的上层富集现象,而其总量却只能反映出在上层减少的趋势; Mn 的上层富集现象则更加明显.

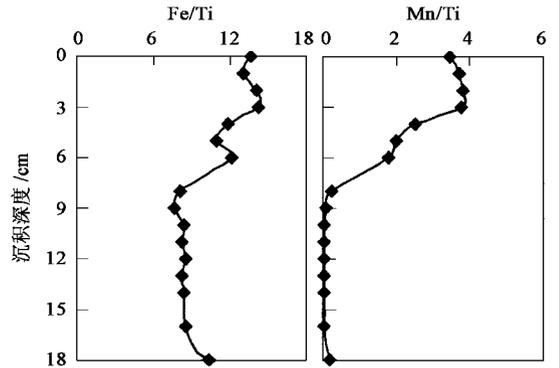


图 4 阿哈湖湖心(D处)沉积物 Fe, Mn 的陆源校正
Fig.4 Distribution of Fe and Mn(calibrated by using Ti) in sediments of the Aha lake center(location D)

铁还原作用是厌氧沉积物-水体系中有有机质矿化的一个重要因素^[16~20].孔隙水中溶解 Fe 剖面(图 5)显示了铁还原作用的发生过程,即还原强度越大的区域,孔隙水中溶解铁越高.同样,溶解 Mn 的浓度剖面也反映了锰还原过程.从图 5 可看出, Mn 的还原要先于 Fe,主要在上层进行,而 Fe 的还原则主要在中下层沉积物中发生.铁、锰在沉积深度上的还原分带是受到它们不同氧化还原电位的

控制^[9], Mn^{4+} 也可能氧化还原溶解产生的 Fe^{2+} ^[21]. 同时表明锰的还原溶解要先于铁的还原.

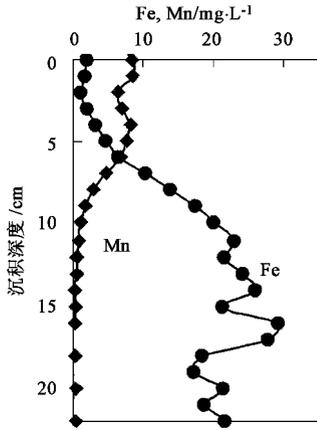


图 5 阿哈湖湖心(D处)沉积物孔隙水中 Fe, Mn 浓度变化
Fig.5 Distribution of Fe and Mn in pore water of sediments in the Aha lake center(location D)

3.2 湖区上层沉积物中铁、锰水平分布特征

表 5 中的数据反映了 Fe, Mn 在阿哈湖主要入湖河道上的水平分布特征.

表 3 Fe, Mn 在阿哈湖上层沉积物中的分布特征

Table 3 Fe and Mn in sediments along the river courses of main entrances into the Aha Lake

| 元素 | 游鱼河入湖口 A | 两江口 B1 | 两江口 B2 | 大坝附近 D | 白岩河入口 C |
|------------------------|----------|--------|--------|--------|---------|
| Fe / % | 18.3 | 16.9 | 11.5 | 6.0 | 11.8 |
| Mn/ mg·g ⁻¹ | 2.0 | 3.5 | 15.5 | 18.2 | 1.6 |
| 水流方向 | | | | | |

表 3 结果表明:沉积物中 Fe 含量具有沿入湖水流方向逐渐降低的趋势,而 Mn 含量则具有逐渐增加的趋势,展示出两者沿入湖水流方向逐渐分离的现象.以游鱼河入口和 大坝附近沉积物 Fe, Mn 含量比较,Fe 含量减少约 3 倍,而 Mn 含量增加近 10 倍.来自煤矿的酸性矿山废水主要通过游鱼河进入阿哈湖,因而大量 Fe, Mn 也主要沿着游鱼河入湖.表 3 的数据显示 Fe, Mn 自煤矿废水输入后,在向下游湖区运移过程中逐渐发生分离,同时反映出全湖区沉积物中 Fe, Mn 含量的不均一分布.

4 Fe 和 Mn 的分离机制

铁氧化物在陆地表生环境中的广泛分布是铁作为厌氧环境中有机质降解过程的重要电子受体的另一主要原因.在沉积物-水体系的垂直剖面上,可溶的二价态铁向上扩散,被氧化成三价铁.在 $pH \geq 5$ 的溶液中, $Fe(II)$ 的氧化速度对 $Fe(II)$ 和 O_2 的浓

度都是一级反应.对 OH^- 的浓度为二级反应.它服从速度公式^[22]:

$$d[Fe(II)]/dt = K_H(O_{2(aq)})/[H^+]^2$$

$$K_H = 3 \times 10^{-12} \text{ mol}/(\text{L} \cdot \text{min}) \quad t = 20^\circ\text{C}$$

尤其在 $pH > 6$ 的偏中性碱性环境中, $Fe(II)$ 的氧化很快.在偏酸性条件下,铁的自然氧化作用比较缓慢,此时,铁氧化细菌如氧化亚铁硫杆菌 (*Thiobacillus ferroxidans*),也可以将 $Fe(II)$ 氧化从中获取能量并同化 CO_2 .在自然水体 pH 条件下, Fe^{3+} 往往形成铁的羟基络合物而向亚氧化环境沉积,重新为有机质还原溶解.在此过程中,铁起到了一个将上层氧化能力向下传递的作用,以继续有机质的降解.

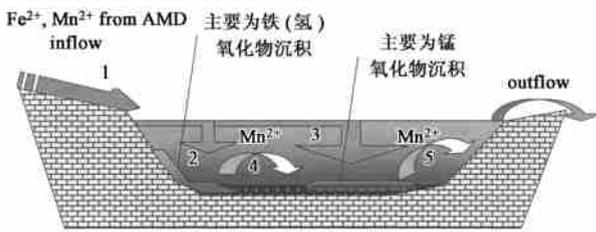
与铁不同的是, Mn^{2+} 的氧化速率比较慢.研究表明,在没有任何生物作用下 Mn^{2+} 的氧化动力学比 Fe^{2+} 的氧化要慢得多.没有催化剂的情况下, $Mn(II)$ 溶液在 pH 为 8.4 时能够稳定存在数年^[23].矿物颗粒的催化表面,细菌也可能对锰氧化起一定作用^[15].铁、锰在沉积环境中氧化还原速率的差异可能是引起它们在迁移过程中的重要原因.

阿哈湖扩容后水位抬升,入湖上游一部分煤窑被淹,煤矸石废渣堆处于湖水浸泡中,矿坑废水及煤矸石浸出液大量涌入湖泊.由于扩容后湖面得到增大,水动力条件进一步减缓,陆源碎屑输入相应减少,这可以通过湖心沉积物中 Ti 含量变化特征来反映(图 2).扩容 3 年后,自 1985 年起,贵阳市自来水公司南郊水厂的进出水中就发现 Fe, Mn 在夏季出现超标,表明了煤矿废水输入的影响.从前面的分析发现湖心沉积物中 Fe, Mn, Ti 含量、Fe/Ti、Mn/Ti 及 Fe/Mn 都在沉积深度 8cm 开始向上发生明显的变化(图 2~图 4).因此可以认定,阿哈湖湖心(采样点 D 处)沉积物深度 8cm 是对阿哈湖扩容事件的响应界线.

阿哈湖扩容后,携带大量 Fe 和 Mn 的煤矿废水涌入湖中,但是从前面的分析却发现:下游湖心沉积物(采样点 D 处)中锰含量快速增加,而铁含量却逐渐减少,铁锰之间发生显著差异,表明入湖铁锰具有不同的迁移富集规律.

针对煤矿酸性废水入湖问题,有关部门采取了石灰中和、氧化塘曝气等措施在入湖上游建立了一系列拦河矮坝,另外由于岩溶地区湖泊较强的酸中和能力,因此入湖废水并未酸化.由于 Ti 的含量在沉积深度上的变化指示了扩容后湖面加大,陆源碎屑输入相对减少(图 2),显然下游大坝附近的湖心

上层沉积物 Mn 的富集与陆源碎屑来源无关.而酸性煤矿废水中主要以还原态铁锰离子为主进入湖中,在湖水 pH 为中性偏碱的条件下, Mn^{2+} , S^{2-} , Fe^{2+} 都可以发生不同程度的氧化^[24]. 根据文献^[15], Fe^{2+} 的氧化在 pH 为中性偏碱的条件下非常迅速,形成的 Fe^{3+} 进一步形成铁的羟基络合物在静水条件中沉积下来.而 Mn^{2+} 的氧化是比较慢的,通常需要微生物的参与.这一过程可以通过图 6 加以说明.



1. 来自煤矿废水的 Fe^{2+} , Mn^{2+} 入湖
2. Fe^{2+} 被氧化为 Fe^{3+} , 并优先沉积在入湖口附近
3. Mn^{2+} 逐渐被氧化在深湖区沉积
4. 沉积物中锰被还原, Mn^{2+} 重新向下游迁移
5. 一部分 Fe^{2+} , Mn^{2+} 迁出湖

图 6 铁锰在阿哈湖中迁移、分离途径

Fig. 6 The separation and mobilization ways of Fe and Mn in the Aha Lake

图 6 显示,还原态铁、锰在氧化过程中氧化速率的差异是造成来自矿坑废水的铁、锰入湖迁移的主要分离途径. Fe^{2+} 在该湖 pH 条件下迅速氧化形成的 $FeOOH$ 、 Fe_2O_3 等很容易在入湖口附近迅速沉积下来.由于氧化速率较慢 Mn^{2+} 则继续迁移,并随着氧化过程在下游深湖区沉积.这一过程引起来自煤矿废水的 Fe^{2+} , Mn^{2+} 在水平迁移过程中的分离.表 3 的数据也证实,沉积物中 Fe 含量向下游迅速减少,而 Mn 含量则逐渐增加,说明铁锰沿湖迁移距离的差异造成了它们在水平上的显著分离.

在沉积物垂直深度上(以大坝附近采样点为例),铁锰在上部沉积物中也发生了明显地分异现象.沉积深度上 Fe 含量及 Fe/Ti 变化(图 2,图 4)说明,尽管 Fe 随陆源碎屑输入减少,但 Fe 仍具有一定的向上迁移能力,因为在阿哈湖湖水 pH 条件下, Fe^{2+} 不太可能随水迁移至下游沉积物中. Mn^{4+} 由于氧化还原电位比 Fe^{3+} 高,因而 Mn^{4+} 还原速率较快,且先于 Fe^{3+} 还原(图 5);同时由于 Mn^{2+} 具有较强的迁移能力,导致部分在入湖口附近以氧化物形式沉积的锰向下游湖区进一步迁移,并在深湖区富集(表 2,表 3). Mn/Ti 变化也反映了 Mn 较强的

活动性,沉积物中入湖堆积的 Mn 主要通过溶解态迁移和沉积后再迁移造成.

5 结论

(1) 来自矿山废水的 Fe^{2+} , Mn^{2+} 由于氧化速率的差异,在入湖迁移过程中发生水平分布上的差异.主要表现在:由于 Fe^{2+} 的快速氧化及随后的沉积过程,因此铁主要在入湖口附近沉积. Mn^{2+} 氧化速率慢且 Mn^{4+} 还原速率较快,再迁移作用较强,导致锰的沉积主要发生在下游深湖区.

(2) 受阿哈湖扩容事件和人为石灰投放的影响,在下游沉积物中铁的含量近年来逐渐减少.通过用 Ti 进行陆源校正,发现铁仍具有一定的向上再迁移现象.锰的再迁移程度较高,而且在下游沉积物中输入增加,引起锰在下游沉积物中快速富集.

(3) 沉积物中铁、锰在沿湖水平迁移及垂直沉积深度上均发生了显著的分异现象,这对于认识铁、锰污染发生机理及其控制提供了重要依据.

参考文献:

- [1] Douglas G B, Adeney J A. Diagenetic cycling of trace elements in the bottom sediments of the Swan River Estuary, Western Australia [J]. Applied Geochemistry, 2000, 15:551 ~ 556.
- [2] Harrington J M, Laforce M J, Rember W C, et al. Phase associations and mobilization of iron and trace elements in Coeur d'Alene Lake, Idaho [J]. Environ. Sci. Technol., 1998, 32:650 ~ 656.
- [3] Balistrieri L S. The biogeochemical cycling of trace metals in the water column of Lake Sammamish, Washington: response to seasonally anoxic conditions [J]. Limnol. Oceanogr., 1992, 37(3):529 ~ 548.
- [4] Valette-Silver N J. Historical reconstruction of contamination using sediments cores: A review. Noaa Technical Memorandum NOS/ORCA. 1992, (65): 1 ~ 40.
- [5] Whiteley J D, Pearce N J G. Metal distribution during diagenesis in the contaminated sediments of Dulas Bay, Anglesey, N. Wales, UK [J]. Applied Geochemistry, 2003, 18:901 ~ 913.
- [6] Dillon P J, Evans H E. Comparison of iron accumulation in lakes using sediment core and mass balance calculations [J]. The Science of the Total Environment, 2001, 266: 211 ~ 219.
- [7] 马嘉蕊,邵秘华. 锦州湾沉积物芯样中重金属污染及变化动态[J]. 中国环境科学, 1994, 14(1): 22 ~ 29.
- [8] Wang FS, Liu CQ, Liang XB, Wei ZQ. Remobilization of trace metals induced by microbiological activities near sediment-water interface, Aha Lake, Guiyang [J]. Chinese Science Bulletin, 2003, 48(21): 2352 ~ 2356.
- [9] Neelson K H, Saffarini D. Iron and manganese in anaerobic respiration: Environmental significance, physiology and regulation [J]. Annu. Rev. Microbiol., 1994, 48:311 ~ 343.
- [10] Thomas C A, Bendelt-Young L I. The Significance of Diagenesis

- versus Riverine Input in Contributing to the Sediment Geochemical Matrix of Iron and Manganese in an Intertidal Region [J]. Estuarine , Coastal and Shelf Science ,1999 , **48** : 635 ~ 647 .
- [11] Lee S , Moon J W , Moon H S . Heavy metals in the bed and suspended sediments of Anyang river , Korea : Implications for water quality [J]. Environmental Geochemistry and Health , 2003 , **25** : 433 ~ 452 .
- [12] Zaw M , Chiswell B . Iron and Manganese dynamics in lake water [J]. Wat . Res . , 1999 , **33**(8) : 1900 ~ 1910 .
- [13] 王雨春 , 黄荣贵 , 万国江 . SWB-1 型便携式湖泊沉积物-界面水取样器的研制 [J]. 地质地球化学 , 1998 , **1** : 94 ~ 96 .
- [14] Qi L , Hu J , Conrad Gregoire D . Determination of trace elements in granites by inductively coupled plasma mass spectrometry [J]. Talanta , 2000 , **51** : 507 ~ 513 .
- [15] Davison W . Iron and manganese in lakes [J]. Earth Science Review , 1993 , **34** : 119 ~ 163 .
- [16] Nevin K P , Lovley D R . Mechanisms for accessing insoluble Fe (III) oxide during dissimilatory Fe(III) reduction by Geothrix fermentans [J]. Applied and Environmental microbiology , 2002 , **68** (5) : 2294 ~ 2299 .
- [17] Cummings D E , March A W , Bostick B , *et al* . Evidence for microbial Fe(III) reduction in anoxic , mining impacted lake sediments (lake Coeur d' Alene , Idaho) [J]. Applied and Environmental Microbiology , 2000 , **66** (1) : 154 ~ 162 .
- [18] Francis C A , Obratsova A Y , Tebo B M . Dissimilatory metal reduction by the facultative anaerobe Pantoea agglomerans SPI [J]. Applied and Environmental Microbiology , 2000 , **66** (2) : 543 ~ 548 .
- [19] Roden E E , Zachara J M . Microbial Reduction of Crystalline Iron(III) Oxides : Influence of Oxide Surface Area and Potential for Cell Growth [J]. Environ . Sci . Technol . , 1996 , **30** : 1618 ~ 1628 .
- [20] Roden E E , Wetzel R G . Kinetics of microbial Fe(III) oxide reduction in freshwater wetland sediments [J]. Limnol . Oceanogr . , 2002 , **47** (1) : 198 ~ 211 .
- [21] Burdige D J . The biogeochemistry of manganese and iron reduction in marine sediments [J]. Earth Science Reviews , 1993 , **35** : 249 ~ 284 .
- [22] 斯达姆 W , 摩尔根 J J 编 , 汤鸿霄译 . 水化学 . 北京 : 科学出版社 , 1987 .
- [23] Die m D , Stumm W . Is dissolved Mn^{2+} being oxidized by O_2 in absence of Mn- bacteria or surface catalysts ? [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta , 1984 , **48** : 1571 ~ 1573 .
- [24] 俞誉福 , 叶明吕 , 郑志坚 . 环境化学导论 . 上海 : 复旦大学出版社 , 1997 .

2003 年《EI》收录的《环境科学》论文条数

| 英文刊名 | 中文刊名 | Coden | ISSN | 2003 | Style |
|-----------------------|------|--------|-----------|-------|------------------------|
| Environmental Science | 环境科学 | HCKHDV | 0250-3301 | 202 条 | ab or ti ¹⁾ |

1) ab 表示收录摘要 , ti 表示收录题目 . 该数据源于 [www . engineeringvillage2 . org . cn](http://www.engineeringvillage2.org.cn) .