

南海湖沉积物中生物有效态重金属含量及其空间分布

梁 英^{1,2}, 何 江¹, 吕昌伟¹, 樊庆云¹, 宝金花¹

(1.内蒙古大学生态与环境科学系, 内蒙古 呼和浩特 010021; 2.包头市环境监测站, 内蒙古 包头 014030)

摘 要:为认识湖泊沉积物中重金属的地球化学行为特征及其控制因素,以包头市南海湖为研究对象,采用连续提取法,系统开展了沉积物中生物有效态重金属的分布研究。结果表明,表层沉积物中重金属生物有效态(前4态之和)的平均比例序列为Cd>Pb>Zn>Cu;Cu的生物有效态占总量的比例为23%,Pb为75%,Zn为42%,Cd为83%。总体而言,表层沉积物中Cd和Pb的潜在危害性最大。湖心区、西南和东北部湖区为表层沉积物中Cu、Pb和Zn的生物有效态含量高值区,Cd仅在西南湖区表现高值。有机物结合态为沉积物柱芯中Cu和Cd生物有效态的主导形态,铁锰氧化物结合态为Pb和Zn生物有效态的主导形态。强还原性条件下,沉积物中以铁锰氧化物结合态为主导形态的Pb、Zn、Cd有一定的潜在风险,Cu的潜在危害较小。与黄河沉积物重金属形态百分比的对比分析表明,南海湖沉积物对重金属的固定能力更强。

关键词:沉积物;重金属;生物有效态;南海湖

中图分类号:X524 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2009)06-1208-06

Concentration and Spatial Distribution of Bio-available Fraction of Heavy Metals in the Sediments from the Nanhai Lake

LIANG Ying^{1,2}, HE Jiang¹, LV Chang-wei¹, FAN Qing-yun¹, BAO Jin-hua¹

(1. Department of Ecology and Environmental Science, Inner Mongolia University, Huhhot 010021, China; 2. Baotou Environmental Monitoring Center, Baotou 014030, China)

Abstract: The contents of bio-available fractions of Cu, Pb, Zn and Cd in sediments of the Nanhai Lake which was an abandoned channel of the Yellow River were analyzed in this work to study the geochemical behavior of heavy metals in lake sediments and the controlling factors. The results showed that the contents of bio-available fractions of Cu, Pb, Zn and Cd in surface sediments were ranked as Zn>Pb>Cu>Cd; The percentages of bio-available fractions in total contents were 23% for Cu, 75% for Pb, 42% for Zn, and 83% for Cd. Therefore, Cd and Pb presented more potential risk than the other two in surface sediments. The bio-available fractions of Cu, Pb and Zn in surface sediments of the central lake, southwest part and northeast part showed higher contents than other parts, while Cd showed higher bio-available fractions at the southwest part. The Cu and Cd in the sediment core were dominated with organic-bound fraction in their bio-available fractions, while Pb and Zn were dominated with Fe, Mn oxides-bound fraction in their bio-available fractions. Under the higher reducibility of the Nanhai Lake, the Pb, Zn and Cd presented potential risk to the water, because they were dominated with Fe, Mn oxides-bound fraction. Compared with the Yellow River, the condition of the Nanhai Lake was more propitious to the transformation of heavy metals into stable fractions.

Keywords: sediments; heavy metal; bio-available fractions; the Nanhai Lake

研究表明,水体重金属污染物主要富集在沉积物中,并通过水-沉积物微界面交换反应在液固二相间相互迁移^[1-3]。水-沉积物系统中,重金属的赋存形态

很大程度上决定了重金属的环境行为和生物效应,重金属的潜在危害程度则取决于水-沉积物系统中生物有效态重金属的含量^[4-5]。为客观评价南海湖水体重金属的污染特征,本文在开展大量系统的形态分析实验研究基础上,探讨了南海湖沉积物中生物有效态重金属的分布特征,评价了水体沉积物重金属的潜在危害程度,以期对南海湖水体重金属的污染防治和水环境质量综合评价等提供科学依据。

收稿日期:2008-10-06

基金项目:国家自然科学基金(40363001)

作者简介:梁 英(1982—),女,硕士,内蒙古通辽人,主要研究方向为环境地球化学。

通讯作者:何 江 E-mail:ndjhe@imu.edu.cn

1 研究区概况

南海湖 (E 109°59'2"~110°2'26", N 40°30'08"~40°33'32") 位于包头市东河区南海自然保护区内,面积约 333 hm²,是黄河改道后形成的牛轭湖。湖泊东西长约 3.5 km,南北宽约 1.2 km,湖深 0.8~3 m,是只有进水没有流出的封闭性浅水湖泊。在未封闭前,湖水自西南流入,向东北经弧形转弯后由东南向流出。在黄河向南改道的过程中,西南入口逐渐淤死,并于 1958 年在东部出口人工筑坝,从而形成现有的湖面形状。因原有黄河河道冲蚀和淤积使湖泊西南浅而东北深。包头市年均蒸发量为 2 342.2 mm,而降水量仅为 307.4 mm,湖泊需要大量补水,补水口仍设在原有入口的西南部。南海湖早期以渔业养殖为主,1985 年后逐步开始向旅游业过渡。湖区西部原有生活污水排入(A 站位北部),1990 年市政排污泵站开始运行,使进入湖泊的污水大部分被截流,1998 年彻底封闭了该生活污水排放口。目前,入水口除黄河提水口外,还有东北部(I 站位北部)雨水口和公园管理处的少量生活污水排入。

2 材料与方法

2.1 样品采集及保存

于 2004 年 9 月 14 日对包头市南海湖进行了系统的样品采集。样点布设充分考虑了湖的补水流向、污染来源、湖岸线、湖中挺水植物及湖心岛等因素的影响(图 1)。上游布设西北岸控制点(A 站位)、补水口控制点(B 站位)和西南侧控制点(C 站位);中游布设湖心岛西北侧控制点(D 站位)、码头控制点(E 站位)和湖心挺水植物区控制点(F 站位);下游布设东岸控制点(H 站位和 G 站位)和北侧城市地表径流控制点

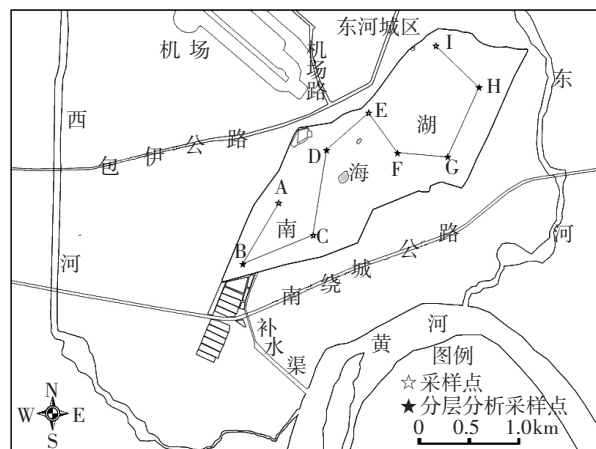


图 1 样点分布图

Figure 1 The sampling sites

(I 站位)。

沉积物柱状样和表层(0~10 cm)样均用挪威 Swedap 公司产 KC mod A och B 型无扰动采样器采集。沉积物柱芯和上覆水界面清晰,现场用胶管将上覆水吸弃后,沉积物柱状样以 2 cm 间隔分层。所有样品均分别装入高压聚乙烯塑料袋,赶尽空气现场密封带回实验室冷冻保存。实验前将沉积物样品自然解冻后晾干筛取<63 μm 备用^[6]。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。

2.2 实验方法

形态分析采用分级连续提取法(Tessier AMG 1979)(表 1),Cu、Pb、Zn、Cd 用石墨炉原子吸收分光光度法(日立公司产 Z-5000 型)测定。测试过程中进行了重复样和中国国家标准样品分析(Cu,GSB 02-1182—2000;Pb,GSB 02-1183—2000;Zn,GSB 02-1184—2000;Cd,GSB 02-1185—2000),相对误差<5%。采样

表 1 沉积物中重金属(Cu、Pb、Zn、Cd)的连续提取方法

Table 1 Sequential extraction procedure for the fractions of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in sediments

形态	提取方法
I.可交换态	准确称取 1.000 g 沉积物样品,盛于离心管中,向管中加入 1 mol·L ⁻¹ 的 MgCl ₂ 8 mL,在(25±1)℃下连续振荡 1 h,离心 15 min 取上清液。再向残余物中加二次水 4 mL,离心 15 min 取上清液,将所有上清液用 0.45 μm 滤膜过滤,定容至 25 mL 待测。
II.碳酸盐结合态	向 I 的残渣中加入 1 mol·L ⁻¹ 的 NaOAc 8 mL,在(25±1)℃下连续振荡 5 h 后离心 15 min,取上清液。其余操作同上。
III.铁锰氧化物结合态	向 II 的残渣中加入用 25% HAC 溶液配制的 0.04 mol·L ⁻¹ NH ₂ OH·HCl 20 mL,在(96±3)℃中恒温振荡 6 h,离心 15 min 后取上清液。其余操作同上。
IV.有机物结合态	向 III 的残渣中加入 0.02 mol·L ⁻¹ HNO ₃ 3 mL 和 30%的 H ₂ O ₂ 5 mL,在(85±2)℃下振荡 2 h,再加 30%的 H ₂ O ₂ 3 mL,在(85±2)℃下振荡 3 h,冷却至(25±1)℃,加用 20%硝酸溶液配制的 3.2 mol·L ⁻¹ NH ₄ OAc 5 mL,稀释至 20 mL,连续振荡 30 min,离心 15 min,取上清液。其余操作同上。
V.残渣态	向 IV 的残渣中加入 10 mL HF 和 2 mL HClO ₄ ,在恒温电热板上于 130℃下蒸发至近干,再加入 10 mL HF 及 1 mL HClO ₄ 蒸至近干,再加入 1 mL HClO ₄ 升高温度,蒸发至白烟冒尽。残余物用 20% HNO ₃ 溶解。其余操作同上。

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,并用去离子水冲洗后低温烘干。分析所用试剂除各种酸为优级纯外,其余均为分析纯,水为二次去离子水。

3 结果与讨论

3.1 表层沉积物中生物有效态重金属的水平分布

表层沉积物中重金属生物有效态(前4态之和)的平均含量序列为 $Zn>Pb>Cu>Cd$; Cu的生物有效态占总量的比例为23%, Pb为75%, Zn为42%, Cd为83%(见表2)。表层沉积物中Zn的含量最高,但其生物有效态占总量的比例不到50%; Pb和Cu总量相近,但前者生物有效态占总量的比例达75%,后者比例较低; Cd的总量虽低,但生物有效态占总量的比例高达83%。总体而言,表层沉积物中Cd和Pb的潜在危害性最大。

湖心区(F和G站位)、西南(C站位)和东北部(I站位)湖区为表层沉积物中Cu、Pb和Zn的生物有效态含量高值区, Cd仅在西南湖区(C站位)表现高值(表2和图1)。前期研究^[7-9]表明,南海湖水体重金属污染主要受黄河补水影响。Cu、Pb、Zn、Cd均在湖区西

南部表现高值区,主要是由于黄河补水首先进入B站位,由于距离近,在提调水的流动性和冲刷作用下,颗粒态重金属无法在B站位大量沉降,随着补入水流速的减缓,携带较多重金属的细悬浮颗粒物,以及溶解态重金属在水体混合后产生的絮体逐步达到最大沉降点,从而引起C站位重金属含量比B站位高^[7]。

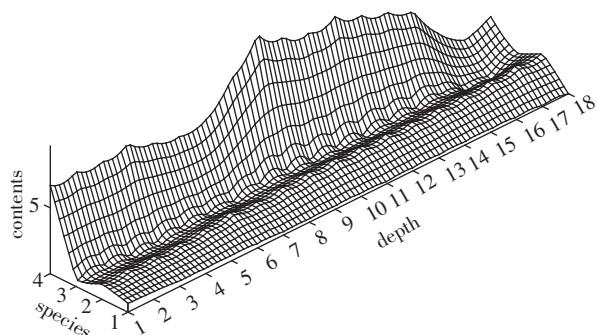
湖心区(F和G站位)和东北部湖区(I站位)也为Cu、Pb和Zn的生物有效态含量高值区,可能与以下原因有关:(1)湖心区沉积环境较为稳定,有利于重金属的沉积与累积;(2)东北部湖区位于地表径流汇入口和公园管理处生活污水排入口附近,从而导致该湖区有较多的外源重金属输入。湖心区为Cd的生物有效态含量的低值区则与Cd的地球化学特性和湖区水生植物分布有关。Cd是水迁移元素,地球化学性状较为活泼,在水体中主要以 Cd^{2+} 状态存在。重金属在黄河沉积物上的竞争吸附序列为 $Pb>Cu>Zn>Cd$,释放序列为 $Cd>Zn>Cu>Pb$ ^[8],也表明Cd以水溶态为主。此外,湖心岛附近有大量芦苇等挺水植物分布,其巨大的根际微环境能分泌大量的植物酸,对表层沉积物中的Cd具有较强的活化作用,使大量的生物有效态Cd活化迁出被水生生物吸收利用。

表2 表层沉积物中重金属的各形态含量
Table 2 The contents of heavy metal fractions in surface sediment

元素	形态	采样站位									平均值
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	
Cu/mg·kg ⁻¹	I	0.3	0.38	0.45	0.3	0.3	0.45	0.3	0.3	0.38	0.35
	II	1.53	1.71	2.06	1.4	1.08	1.83	2.29	1.73	2.12	1.75
	III	0.93	1.39	1.22	0.98	1.1	1.07	1.07	1.04	0.74	1.06
	IV	3.78	3.28	5.54	2.51	1	6.3	4.79	3.27	5.04	3.95
	有效态总量	6.54	6.76	9.27	5.19	3.48	9.65	8.45	6.34	8.28	7.11
Pb/mg·kg ⁻¹	I	1.51	1.26	1.51	1.25	1.76	1.26	0.76	1.26	1.26	1.31
	II	5.79	5.79	6.55	7.77	7.27	5.04	5.8	6.04	6.04	6.23
	III	15.86	16.88	17.89	13.79	11.53	18.64	17.41	14.61	16.37	15.89
	IV	2.01	1.76	2.77	1.5	1	2.77	2.27	1.51	2.77	2.04
	有效态总量	25.17	25.69	28.72	24.31	21.56	27.71	26.24	23.42	26.44	25.47
Zn/mg·kg ⁻¹	I	2.39	2.07	2.47	3.01	2.11	1.89	1.94	2.22	0.73	2.09
	II	5.74	6.7	6.52	4.64	3.59	8.59	6.71	5.26	6.95	6.08
	III	19.43	22.78	20.13	16.22	12.66	25.44	19.57	15.09	19.75	19.01
	IV	3.98	9.37	5.19	8.25	3.49	6.3	6.58	3.93	6.15	5.92
	有效态总量	31.54	40.92	34.31	32.12	21.85	42.22	34.8	26.5	33.58	33.09
Cd/μg·kg ⁻¹	I	9.57	10.08	12.85	11.78	14.04	15.62	12.36	13.35	10.83	12.28
	II	35.24	25.2	40.31	5.01	12.54	10.08	20.18	12.59	25.19	20.70
	III	5.03	2.52	7.56	5.01	2.51	2.52	5.05	2.52	2.52	3.92
	IV	20.14	20.16	35.27	20.06	17.55	17.63	20.18	17.63	22.67	21.25
	有效态总量	69.98	57.96	95.99	41.86	46.64	45.85	57.77	46.09	61.21	58.15

3.2 沉积柱芯中生物有效态重金属分布

有机物结合态为沉积物柱芯中 Cu 生物有效态的主导形态(图 2),各层位平均含量占生物有效态含量的 67.15%。据 Apte 等对英国 Humber 河口样品中 Cu 的形态的研究^[10-11],由于大量有机物的存在,几乎所有的 Cu 都以络合形态存在。南海湖湖心附近生长有大片水草,腐烂的水草、藻类等有机质能吸附大量 Cu,导致有机物结合态 Cu 的含量较高。近年来南海湖藻类大量繁殖,湖水一直处于富营养化状态,湖水中溶解氧含量亏损。因此,沉积物中有机物很少被氧化降解,故有机物结合态 Cu 很难被释放到水相中。南海湖沉积物中 Cu 的潜在危害较小。



横坐标中 1 为可交换态;2 为碳酸盐结合态;3 为铁锰氧化物结合态;4 为有机物结合态($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$);纵坐标中 1 为 0~2 cm;2 为 2~4 cm,余者类推。下同。
For x-axis: 1-exchangeable fraction; 2-bound to carbonate; 3-bound to Fe, Mn oxides; 4-bound to organic matter; for y-axis: 1 stands for 0~2 cm interval; 2 stands for 2~4 cm interval, and so on. the same below.

图 2 沉积物柱芯中生物有效态 Cu 的分布($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Figure 2 The vertical distributions of bio-available Cu fractions($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

铁锰氧化物结合态为沉积物柱芯中 Pb 和 Zn 生物有效态的主导形态(图 3 和图 4),各层位平均含量分别占生物有效态总量的 66.07%和 57.57%。已有研究^[12]表明,随体系 pH 升高,粘土矿物、水合氧化物和有机质表面的负电荷增加,对重金属离子的吸附力增强,沉积物有机质-金属络合物的稳定性亦增大,同时生成该元素的氢氧化物沉淀的机会增大,从而导致交换态(包括水溶态)重金属含量随 pH 升高而降低。南海湖常年处于中性至弱碱性环境(pH 约 7.0~8.5),在 Pb 和 Zn 的沉积过程中 pH 的影响起主导作用,使铁锰氧化物结合态成为生物有效态的主导形态。

沉积物柱芯 0~20 cm 范围内,随深度递减,Pb 和 Zn 铁锰氧化物结合态的含量大体呈递减趋势(除 Zn 在 6~8 cm 处的高值外,图 3 和图 4)。湖心表层沉积

物中酸可挥发硫化物的含量较高^[7],表明湖心处于较强的还原性条件。这与南海湖近十几年来富营养化逐渐加剧有关,大量藻类和水草的生长消耗了大部分溶解氧,导致水-沉积物界面呈厌氧还原状态,致使部分铁锰氧化物以氧化剂的形式参与有机质降解过程而进入水相,沉积物中铁锰氧化物含量的降低,导致被吸附在铁锰氧化物表面上的 Pb 和 Zn 释放到上覆水中。在还原性较强的南海湖沉积物中以铁锰氧化物结合态为主导形态的 Pb 和 Zn 具有一定的潜在风险。

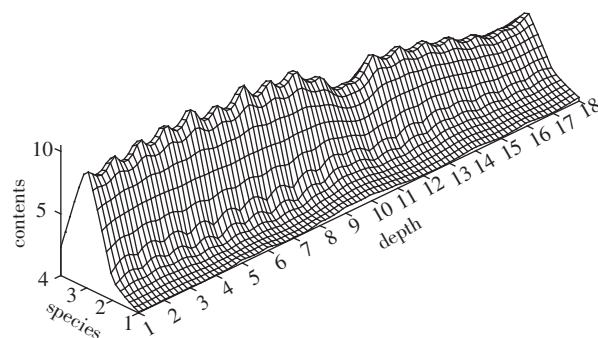


图 3 沉积物柱芯中生物有效态 Pb 的分布($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Figure 3 The vertical distributions of bio-available Pb fractions($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

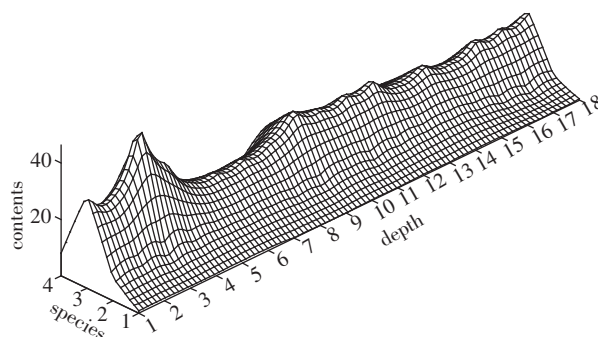


图 4 沉积物柱芯中生物有效态 Zn 的分布($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Figure 4 The vertical distributions of bio-available Zn fractions($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

有机物结合态为沉积物柱芯中 Cd 生物有效态的主导形态,铁锰氧化物结合态含量也较高(图 5),各层位有机物结合态的平均含量占生物有效态总量的 65.77%,铁锰氧化物态占 26.17%。沉积物柱芯中 16 cm 以下层位中,生物有效态 Cd 的含量高于表层沉积物,这仍与前述 Cd 活泼的地球化学性状、竞争吸附和释放序列、根际微环境植物酸的活化作用等有关。此外,尽管沉积物柱芯中有机物结合态含量较高,在湖心的还原条件下铁锰氧化物以氧化剂形式参加有机质的氧化反应,从而释放出 Cd。故南海湖沉积物中

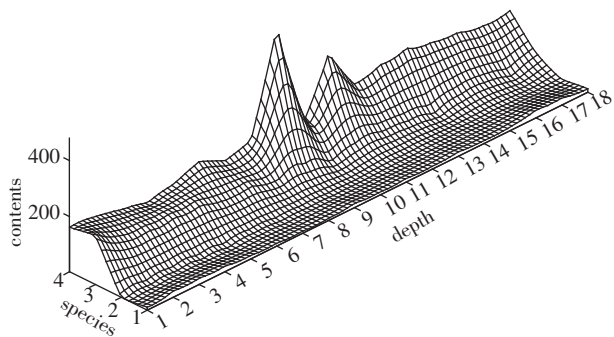


图 5 沉积柱芯中生物有效态 Cd 的分布($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Figure 5 The vertical distributions of bio-available Cd fractions($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Cd 有一定的潜在风险。

3.3 南海湖与黄河沉积物中重金属形态对比分析

黄河干流(南海湖调水口上游处)沉积物中重金属的形态分布表明(图 6), Pb 和 Zn 的生物有效态分布与南海湖具有相似的规律, 即铁锰氧化物结合态在生物有效态中占主导, 可交换态含量最低。黄河干流沉积物中 Cu 的形态分布与南海湖存在一定差异, 其生物有效态中的主导形态为铁锰氧化物结合态, 而南海湖沉积物中有机结合态占主导。南海湖生长有大量藻类和水草, 南海湖沉积物中有机质含量明显高于黄河, 有机质含量的差异可能是导致南海湖与黄河沉积物中 Cu 生物有效态主导形态差异的主要原因。黄河沉积物中生物有效态 Cd 占总量的比例很高, 且生物有效态以碳酸盐结合态为主, 铁锰氧化物结合态和有机结合态次之, 可交换态也有一定分布, 极易被释放到水相, Cd 的潜在风险较高。相较而言, 尽管南海湖沉积物中 Cd 的生物有效态占总量比例也很高, 但以

有机结合态和铁锰氧化物结合态占主导, 碳酸盐结合态和可交换态含量极低, 表明南海湖的沉积环境对 Cd 的固定作用较强, 降低了 Cd 的潜在风险。

4 结论

南海湖表层沉积物中重金属生物有效态(前 4 态之和)的平均比例序列为 $\text{Cd} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cu}$, 其中前两个超过总量的 3/4, 显示表层沉积物中 Cd 和 Pb 的潜在危害性最大。湖心区、西南和东北部湖区为表层沉积物中 Cu、Pb 和 Zn 的生物有效态含量高值区, Cd 仅在西南湖区表现高值。Cu、Pb、Zn 与 Cd 生物有效态水平分布的差异性与湖泊沉积环境、元素的地球化学活性及湖区水生生物的分布状况有关。

有机物结合态为沉积物柱芯中 Cu 和 Cd 生物有效态的主导形态, 铁锰氧化物结合态为 Pb 和 Zn 生物有效态的主导形态。强还原性条件下, 沉积物中以铁锰氧化物结合态为主导形态的 Pb、Zn、Cd 释放能力较强, Cu 的潜在危害较小。

参考文献:

- [1] Andrew W R, Alistair E R, Audrey T B, Distribution of heavy metals in near-shore sediments of the swan river estuary, western Australia[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2000, 124: 155-168.
- [2] Jiries T E-H a A. Heavy metal distribution in valley sediments in Wadial-Karak catchment area, South Jordan[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2001, 23: 105-116.
- [3] Davies S I K a B. A comparison of metals in sediments and water in the river Nahr-Ibrahim, Lebanon: 1996 and 1999[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2003, 25: 41-50.
- [4] Rogers B A Z a S L. Copper, lead and zinc mobility and bioavailability in a river sediment contaminated with paint stripping residue[J]. *Environ-*

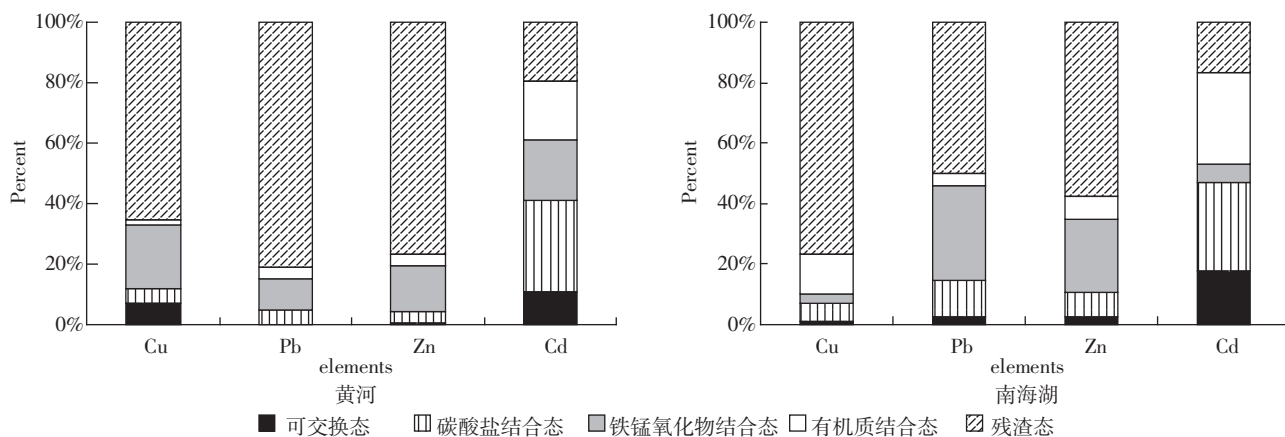


图 6 南海湖和黄河包头段沉积物中重金属各形态百分比

Figure 6 The percents of heavy metal fractions in sediment of the Nanhai Lake and the Yellow River

- mental Geochemistry and Health*, 2002, 24: 191–203.
- [5] Taylor P S a K G. Sediment and porewater geochemistry in a metal contaminated estuary, Dulas Bay, Anglesey[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2003, 25: 115–122.
- [6] 陈静生, 王飞越, 陈江麟. 论小于 63 μm 粒级作为水体颗粒物重金属研究介质的合理性及有关粒级转换模型研究[J]. 环境科学学报, 1994, 14(4): 419–425.
- CHEN Jing-sheng, WANG Fei-yue, CHEN Jiang-lin. Relation of aquatic particulate grain size to heavy metals concentrations in eastern Chinese rivers[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1994, 14(4): 419–425.
- [7] 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.
- [8] Qingyun Fan, Jiang He, Hongxi Xue, et al. Competitive adsorption, release and speciation of heavy metals in the Yellow River sediments, China[J]. *Environmetal Geology*, 2007, 53(2): 239–251.
- [9] Qingyun Fan, Jiang He, Hongxi Xue, et al. Heavy metal pollution in Baotou section of the Yellow River, China[J]. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 2008, 20(2): 65–76.
- [10] Apte S C, Gardner M J, Ravenscroft J E, et al. Examination of the range of copper complexing ligands in natural waters using a combination of cathodic stripping voltammetry and computer simulation[J]. *Analytica Chimica Acta*, 1990, 235(2): 287–297.
- [11] 刘 清, 王子健, 汤鸿霄. 重金属形态与生物毒性及生物有效性关系的研究进展[J]. 环境科学, 1996, 17(1): 89–92.
- LIU Qing, WANG Zi-jian, TANG Hong-xiao. Research progress in heavy metal speciation and toxicity and bioavailability of heavy metals[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 1996, 17(1): 89–92.
- [12] 丁疆华, 温琰茂, 舒 强. 土壤环境中镉、锌形态转化的探讨[J]. 城市环境与城市生态, 2001, 14(2): 47–48.
- DING Jiang-hua, WEN Yan-mao, SHU Qiang. Fraction transformation of cadmium and zinc in soils[J]. *Urban Environment & Urban Ecology*, 2001, 14(2): 47–48.