

汛期黄河下游悬浮颗粒物粒度分布及其对铜离子的模拟吸附研究

邓莉萍^{1,2}, 朱校斌¹, 王新亭¹, 秦洁³

(1. 中国科学院 海洋研究所, 山东 青岛 266071; 2. 中国科学院 研究生院, 北京 100049; 3. 国家海洋局北海环境监测中心, 山东 青岛 266033)

摘要: 为跟踪 2004 年 6 月 19 日至 7 月 13 日实施的黄河第三次调水调沙工程, 2004 年 7 月 21 日于东营胜利黄河大桥站位采集水样。对黄河下游悬浮物浓度、粒度分布进行了分析。结果表明, 当天本站位悬浮物质量浓度为 1.43 g/L, 悬浮颗粒物粒度在 63 μm 以下部分累积分布占 99.3%。作者模拟汛期黄河下游河水的悬浮物浓度、年平均水温及 pH, 研究悬浮物对重金属 Cu²⁺ 的吸附规律, 并探讨了悬浮物浓度及盐度对吸附的影响。Cu²⁺ 在水体中会由于水解、絮凝、沉淀、络和等损失一部分, 在研究吸附时对此部分进行了扣除。水体悬浮颗粒物对重金属 Cu²⁺ 的吸附等温线吸附符合 Langmuir 方程。随悬浮物浓度的增加, 其对 Cu²⁺ 的吸附容量增大, 吸附量减小。悬浮物浓度、pH 一定时, 在盐度为 0~5 时, 吸附量随盐度的升高而迅速降低, 当盐度在 5~25 时, 吸附量基本不变。

关键词: 汛期; 悬浮颗粒物; 粒度分布; 铜离子; 吸附

中图分类号: X131.2

文献标识码: A

文章编号: 1000-3096(2008)03-0019-06

黄河是世界著名的多泥沙河流, 其年输沙量和悬沙密度曾居世界之首。随着排入黄河中有毒有害物质的增加, 水体污染越来越严重, 重金属离子是水体中主要污染物之一, 重金属污染物进入水体后绝大部分迅速地由水相转入固相, 并较快地转移至悬浮物中。天然水体中悬浮物与重金属污染物的结合、吸附等作用已有很多报道^[1-3]; 悬浮泥吸附能力强, 流动性强, 携带重金属的能力强, 水体中的悬浮物直接影响溶解态重金属浓度、生物活性及毒性, 控制重金属的迁移转化及归宿^[4]。有关黄河下游水体悬浮颗粒物与重金属的液-固界面作用研究在国内外很少报道。为了探讨黄河下游悬浮颗粒物对重金属的吸附规律, 作者选用东营垦利河段悬浮物作为研究材料, 研究黄河下游悬浮物浓度、粒度分布及悬浮物对重金属 Cu²⁺ 的吸附情况, 探讨环境因子对吸附的影响, 对研究黄河泥沙淤积及对重金属离子污染的预防和治理提供实验依据。

1 材料与方法

1.1 材料与仪器

2004 年 7 月 21 日在东营胜利黄河大桥西 500 m 处, 取黄河水样。当天河水流量为 835 m³/s, 盐度为 0.65, 本站位 pH 日均变化为 6.90~7.26。所用容器为聚乙烯材料, 使用前均用 1:4 的盐酸浸泡一周, 然后用二次去离子水反复冲洗。将采集的黄河水样用 0.45 μm 的微孔滤膜抽滤, 得悬浮颗粒物及

过滤的黄河水。然后称取一定质量的上述悬浮物, 用过滤的黄河水配制成实验用悬浊液, 4℃冷藏。

AA6800 原子吸收分光光度计(日本岛津公司)、LS601 激光粒度仪、SHA-B 振荡器、盐度计(Japan)、pHS-3C 酸度计(上海雷磁仪器厂), 0.45 μm 的微孔滤膜抽滤, 所用玻璃仪器在使用前均用 1:1 的硝酸浸泡 24 h, 然后用二次蒸馏水反复冲洗。原子吸收用 Cu²⁺ 标准溶液(1000 mg/L, G 62024-90 国家钢铁材料测试中心), Cu²⁺ 储备液(100 mg/L)用 CuSO₄·5H₂O(ACS, AMRESCO Inc.) 和二次蒸馏水配制。所用试剂没有注明者均为分析纯。

1.2 实验方法

1.2.1 悬浮颗粒物分析

根据海洋监测规范 GB17378.4-1998 分析悬浮物浓度。用激光粒度分析仪分析悬浮物粒度。

1.2.2 悬浮物对 Cu²⁺ 的吸附

实验参照汛期黄河下游东营胜利黄河大桥站位河水的悬浮物浓度、年平均水温及 pH, 在实验室中模拟黄河下游悬浮物对重金属 Cu²⁺ 的吸附规律。

收稿日期: 2006-01-25; 修回日期: 2006-06-20

基金项目: 国家 973 计划项目(2002CB412402); 国家 863 计划项目(2006AA06Z362)

作者简介: 邓莉萍(1980), 女, 山东乳山人, 博士生, 主要研究方向为环境友好化学与环保技术; 朱校斌, 通讯作者, 电话: 0532-82898710,

E-mail: xbzhu@ms.qdio.ac.cn

1.2.2.1 Cu^{2+} 在黄河水中的平衡浓度

在过滤的黄河水体中加入 Cu^{2+} 储备液, 质量浓度为 0.2~5.0 mg/L。调 pH 为 7.00 ± 0.03 , 恒温水浴振荡 3 h ($15^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$), 静置 12 h, 0.45 μm 的滤膜过滤, 滤液酸化后, 原子吸收测定达到平衡时溶液中 Cu^{2+} 的浓度。

1.2.2.2 吸附等温线

配制 100 mL 质量浓度为 1 g/L 的悬浊液于 11 个 250 mL 的锥形瓶中, 分别加入 Cu^{2+} 储备液, 使 Cu^{2+} 浓度在 0~2 mg/L 之间, 用 0.1 mol/L NaOH (优级纯) 调 pH 值为 7.00 ± 0.03 , 恒温水浴振荡 3 h ($15^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$), 静置 12 h, 0.45 μm 滤膜抽滤, 原子吸收测定滤液中 Cu^{2+} 的浓度。

1.2.2.3 悬浮物浓度对吸附的影响

配制质量浓度分别为 1, 2, 5, 10, 15, 20 g/L 的悬浊液两组, 分别加入 Cu^{2+} 储备液, 使第一组 Cu^{2+} 浓度为 10 mg/L, 第二组为 50 mg/L, 调 pH 值为 7.00 ± 0.03 , 恒温水浴振荡 3 h ($15^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$), 静置 12 h, 0.45 μm 滤膜抽滤, 原子吸收测定滤液中 Cu^{2+} 的浓度。

1.2.2.4 盐度对吸附的影响

取过滤的黄河水及海水(取自汇泉湾), 配制不同盐度的人工海水, 盐度分别为 0, 1.5, 3, 5, 10, 15, 19, 24。加入悬浊液使质量浓度均为 1 g/L, 再分别加入 Cu^{2+} 储备液, 质量浓度均为 2.8 mg/L, 调 pH 为 7.00 ± 0.03 , 恒温水浴振荡 3 h ($15^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$), 静置 12 h, 0.45 μm 滤膜抽滤。滤液加入 1 滴溴甲酚绿指示剂, 用 1:10 的氨水和 1:1 的盐酸(均为优级纯)调节至浅蓝色(pH 5~6), 加吡咯烷二硫代甲酸铵(APDC)-二乙氨基二硫代甲酸钠(DDDC-Na)混合溶液, 与 Cu^{2+} 形成螯合物, 用甲基异丁基甲酮(MIBK)萃取富集分离后, 用原子吸收测定在有机相中 Cu^{2+} 的浓度。

2 结果与讨论

2.1 黄河悬浮颗粒物浓度及粒度分布

2004 年 6 月 19 日至 7 月 13 日为黄河第 3 次调水调沙时间, 至 7 月 21 日, 河水已趋于自然状态。研究调水调沙结束之后颗粒悬浮物的浓度和粒度分布, 对黄河调水调沙工程具有重要的价值。根据海洋监测规范 GB17378.4-1998, 取一定体积的黄河水样, 通过 0.45 μm 滤膜, 称量留在滤纸上的悬浮物的干质量, 计算出黄河下游泥沙等悬浮物质量浓度为 1.43 kg/m^3 。而黄河利津站 1950~1999 年多年平均质量浓度 25.5 kg/m^3 , 最小年平均为 8.7 kg/m^3 ^[5]。黄河

泥沙等悬浮物的年际变化是丰枯交替出现的, 在汛期 7, 8 月浓度较大, 占到全年泥沙总量的 71%。自 1999 年小浪底水库蓄水运行后, 黄河下游泥沙等悬浮物浓度显著降低, 东营胜利黄河大桥采样站位 7 月 21 日河水流量为 835 m^3/s , 据黄河研究部门试验资料证实, 黄河下游介于 800~2600 m^3/s 的流量范围是使下游河道淤积较多的流量区间, 2004 年 7 月份平均流量为 1480 m^3/s , 说明在该站位泥沙淤积大于冲刷。

近年来, 黄河水量偏枯, 河流的携沙能力减弱, 悬移质泥沙颗粒级配趋于细化。黄河下游悬浮物粒径分布见表 1。悬浮物粒度在 0.001 mm 以下部分占 13%, 表明 1 μm 以下的小颗粒占较大比重。悬浮颗粒物粒度为 0.008, 0.016, 0.032 mm 的部分分别占 11.0%, 12.1%, 22.4%。0.032 mm 以下的累积分布达到 73.6%, 0.063 mm 以下的累积分布达 99.3%。而相邻的黄河利津站 1962~1984 年多年悬浮颗粒物粒度 63 μm 以下部分累积分布占 77.8%^[5], 表明悬浮颗粒物趋于细化。63 μm 是国际上通用的砂与粉砂的分界限, 小于 63 μm 粒级部分代表了水体颗粒物中粉砂和黏土部分, 是水体悬浮物的主要组成, 也是水体沉积物中的可被再悬浮部分。此外, 小于 63 μm 粒级在水体中的时间和空间分布比较均匀, 易于采样。因此, 大多数学者倾向于用小于 63 μm 水体颗粒物作为重金属研究介质^[6], 本实验直接使用过滤的黄河悬浮物作为吸附 Cu^{2+} 的实验材料。

粒度是影响颗粒物中重金属浓度的主要因素。不同粒径的泥沙吸附重金属污染物的能力有很大的差别, 泥沙越细, 比表面越大, 吸附作用就越强, 饱和吸附量就越大, 在相同的时间内, 单位重量泥沙的吸附量越大, 吸附速率系数也越大^[7]。

表 1 黄河悬浮物粒度分布

Tab.1 Granularity distribution of suspended particles

粒径(mm)	微分布(%)	累积分布(%)
0.001	13.0	13.0
0.002	8.1	21.1
0.004	7.0	28.1
0.008	11.0	39.1
0.016	12.1	51.2
0.032	22.4	73.6
0.063	25.7	99.3
0.125	0.7	100.0
0.25	0.0	100.0

2.2 Cu²⁺ 在黄河水中的平衡浓度

黄河水体为碳酸盐体系, Cu²⁺ 加入到黄河水体中可以产生部分沉淀, 另外在调 pH 的过程中也会由于局部饱和, 导致 Cu²⁺ 部分沉淀。随 Cu²⁺ 初始浓度的增大, Cu²⁺ 的损失量也相应地增加, 平衡时水体中 Cu²⁺ 的平衡浓度与初始浓度之间有很好的线性关系(图 1), 相关系数为 0.99。加入一定浓度的 Cu²⁺, 由线性方程可计算出平衡时黄河水中 Cu²⁺ 浓度。由此可见, 吸附作用不是唯一引起 Cu²⁺ 从水体中移除的原因, 其他的化学反应, 如水解、絮凝、沉淀、络和等也会降低水体中 Cu²⁺ 的浓度^[8]。大部分文献在研究吸附时, 把由于其他原因损失的 Cu²⁺ 也算作被悬浮物吸附了。作者研究黄河悬浮物对 Cu²⁺ 的吸附时, 把 Cu²⁺ 在黄河水中的损失部分进行了扣除。

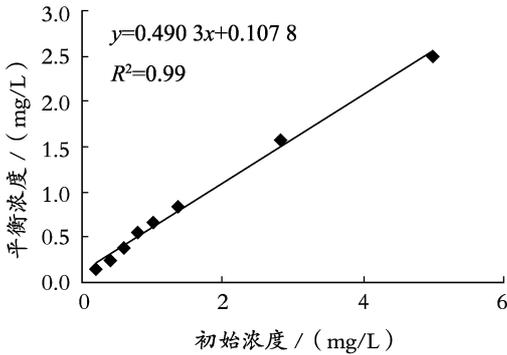
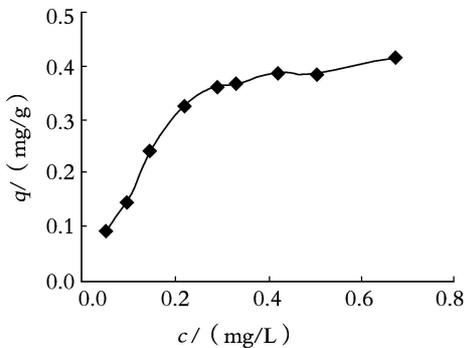


图 1 Cu²⁺ 在黄河水中的平衡浓度与初始浓度的关系

Fig. 1 The relationship between equilibrium concentration and initial concentration of Cu²⁺ in the Yellow River water



2.3 吸附等温线

水体中悬浮颗粒物包括各种矿物微粒, 无机和有机的胶体、高分子化合物, 有生命的细菌、病毒、藻类, 天然腐殖质和各种有机有毒物, 此外还有油滴、气泡构成的乳液和泡沫、表面活性剂等^[9, 10]。重金属在悬浮颗粒物表面的吸附过程和特征可用非线性吸附等温式来描述, 常见的吸附等温式为 Langmuir 和 Freundlich 方程。Langmuir 方程适合描述单分子层的吸附过程, 其方程式为:

$$q = \frac{q_m bc}{1 + bc} \quad (1)$$

方程中 q 表示吸附量, c 为溶液中重金属离子的浓度, q_m 表示溶液中重金属离子含量较高时, 吸附剂表面完全被单层的重金属离子占据时所吸附的重金属量, 为饱和吸附量, b 是一个与重金属离子结合点位亲和力有关的量。方程(1)可转化为如下形式:

$$\frac{1}{q} = \frac{1}{q_m bc} + \frac{1}{q_m} \quad (2)$$

黄河下游年平均气温为 12~15℃, 本实验温度控制为 15℃±1℃, 以 Cu²⁺ 的吸附量对水体中 Cu²⁺ 的平衡浓度作图, 得到黄河悬浮物对 Cu²⁺ 的吸附等温线(图 2)。以 1/ q 对 1/ c 作图, 为一直线方程, 相关系数为 0.99。黄河水体悬浮物对重金属 Cu²⁺ 的吸附曲线, 能用 Langmuir 方程进行拟合。由方程(2)可求出黄河悬浮物对重金属 Cu²⁺ 的饱和吸附量 $q_m = 0.71$ mg/g, $b = 3.1$ L/mg。悬浮物对 Cu²⁺ 的吸附量随 Cu²⁺ 浓度的增加而增大, 吸附百分率随 Cu²⁺ 初始浓度增加呈降低趋势。

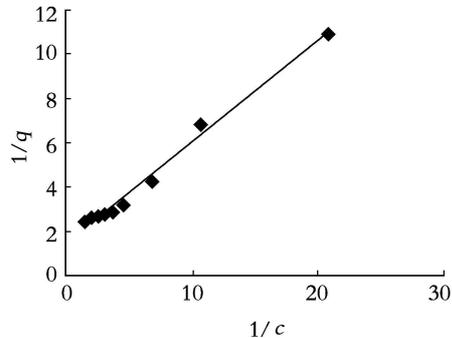


图 2 悬浮物对 Cu²⁺ 的吸附等温线及 Langmuir 线性关系

Fig. 2 Adsorption isotherm of Cu²⁺ by suspended particles and the linearization relationship of Langmuir

2.4 影响吸附的因素

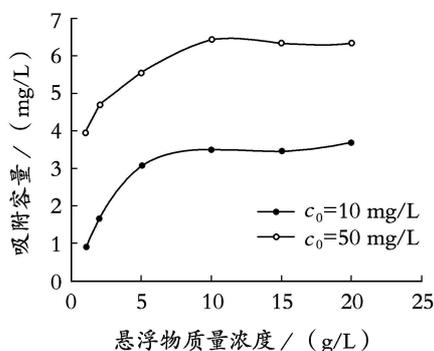
水体颗粒物对重金属的吸附受多种因素的影响, 不仅取决于吸附剂与吸附质的组成、性质及存在形态, 而且还受水体环境中多种因子的制约。影响吸附与解吸的因子主要有吸附剂浓度、吸附质的初

始浓度、固体颗粒物种类及粒度、温度、pH 值、矿化度、离子强度等^[11~13]。而黄河河水在流经垦利段以下时, 由于受潮汐影响, 河水的悬浮物浓度和盐度逐渐变化, 下面就悬浮物浓度及盐度对重金属 Cu²⁺ 的吸附影响进行讨论。

2.4.1 悬浮物浓度对吸附的影响

周孝德^[14]提出单位水体中泥沙对重金属污染物的吸附能力为泥沙的吸附容量。这一概念可看成河流对重金属污染物自净能力的体现, 河流泥沙等悬浮物浓度较大时, 通常清除重金属污染物的能力也大。而单位重量泥沙对重金属的吸附能力则为泥沙的吸附量。

悬浮物浓度对吸附有重大影响, 悬浮物浓度的增大提供了额外的吸附位置, 吸附重金属的能力就增大。研究发现^[15,16], 对于同一种重金属离子, 在同一实验条件下, 随着吸附剂浓度的增加, 单位重量吸附剂吸附的重金属量减少, 这种现象被称为重金属的“颗粒效应”或“泥沙效应”。产生颗粒效应的原因有: (1) 离心或过滤后仍溶解于溶液中的胶体对重金属的吸附^[17]; (2) 络合剂(尤其是有机碳)和吸附剂的竞争吸附^[17]; (3) 吸附质固有的竞争作用^[18]; (4) 颗粒的聚合(如絮凝)增加, 使可利用的吸附点位减少^[19]; (5) 其他的化学反应(如沉淀等)或细菌的出现等原因使体系的组成、pH 等发生变化^[20]。



本实验在 pH 及 Cu²⁺ 初始浓度一定时, 改变悬浮物浓度, 吸附曲线如图 3 所示, 随悬浮物浓度的增大, 吸附容量逐渐增大, 而吸附量逐渐减小。这是因为悬浮物浓度增大, 吸附 Cu²⁺ 的总浓度就增大, 吸附容量就增大。吸附量的降低可用离子交换理论来解释, 悬浮物对金属离子吸附的机理可用下式表示:



式中 RB_m 表示悬浮物粒子, A 为溶液中的金属离子, RA 是颗粒吸附态金属。当金属离子 A 浓度一定时, 悬浮物浓度的升高, 吸附到悬浮物上的金属 A 的总量就增多, 被替代下来的离子 B 总量也升高, 溶液中 B 的浓度升高, B 离子与 A 离子的竞争吸附能力增加, 一定量的悬浮物对 A 离子的吸附能力就相对降低。在悬浮物浓度相同时, Cu²⁺ 初始浓度越大, 吸附容量和吸附量愈大。因为悬浮物浓度一定, 初始 Cu²⁺ 浓度越大, 吸附到悬浮物上的 Cu²⁺ 就越多, 吸附容量就越大, 单位质量的悬浮物吸附的 Cu²⁺ 也越大。

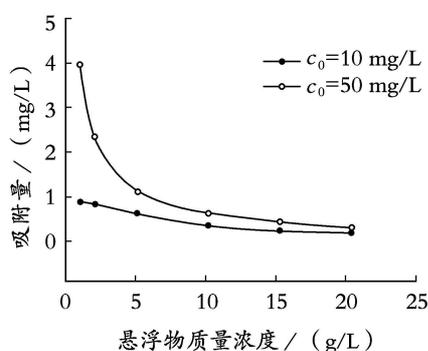


图 3 不同悬浮物浓度对 Cu²⁺ 的吸附容量及吸附量的影响

Fig. 3 Effect of suspended particles concentration on sorption capacity and sorption amount

2.4.2 盐度对吸附的影响

国外诸多学者在实验室中通过取河水和海水以不同比例混合, 模拟盐度对吸附的影响^[21,22]。Salomons 等^[23]用莱茵河水体与海水混和, 试验发现当盐度在 0~5 之间, 悬浮物对 Zn²⁺ 的吸附量随盐度的增加而迅速降低, 当盐度在 5~20 之间, 吸附量基本不变。Hatje 等^[4]发现, 当盐度为 0~5 时, 重金属在固液相中分配比的对数 logK_d 随盐度的升高迅速降低, 当盐度在 5~32 之间, 其值基本不变。目前关于盐度对吸附的影响机理没有明确的解释。一般认为盐度升高, 离子强度增加会导致吸附降低。另一方面氯离子和颗粒物对重金属产生的络合竞争, 海水中大量的氯离子可以络和重金属从颗粒态转移到溶解态中, 导致吸附量降低^[24,25]。在盐度较低时, 吸

附主要是库仑静电交换作用, 随盐度的增加, 水体中的 Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ 的浓度增大, 对 Cu²⁺ 的吸附产生竞争效应, 使吸附量降低。随盐度的升高, 悬浮物对重金属 Cu²⁺ 的吸附机理发生变化, 悬浮物表面的负电荷会被水体中的阳离子中和, 悬浮物表面带正电荷, 悬浮物对 Cu²⁺ 的吸附主要是通过离子交换作用, 此时, 随盐度的增加, 吸附量不再明显降低。

在悬浮物浓度及 pH 一定时, 只改变水体盐度, 实验发现, 在盐度为 0~5 之间, 吸附量随盐度的升高而迅速降低, 盐度在 5~25 之间, 吸附量仍有降低趋势, 但降低的速度很慢, 曲线趋于平缓(图 4)。这与 Salomons 等^[23]研究 Zn²⁺ 的结果相一致。因此, 当微量金属进入河水体系时, 由于盐度的升高, 导致吸附量下降。如果河水的 pH 和悬浮物浓度与河口

区水体相等,随盐度的升高, Cu^{2+} 将会从河水中释放出来,若悬浮物浓度升高,则由于盐度升高导致吸附的下降可能会被停止,这取决于水动力条件。

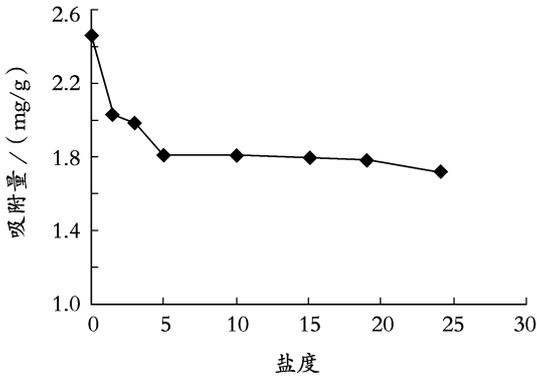


图4 盐度对吸附的影响

Fig.4 Effect of salinity on adsorption amount

3 结论

通过对汛期黄河下游悬浮物粒度分布及悬浮物对重金属 Cu^{2+} 的吸附进行研究, 结果发现悬浮颗粒物粒度在 $63 \mu\text{m}$ 以下的部分占 99.3%, 表明黄河泥沙悬浮物趋于细化。黄河下游水体悬浮物对 Cu^{2+} 的吸附符合 Langmuir 吸附等温式。在悬浮物质量浓度为 1 g/L 时, 由 Langmuir 方程外推, 得到其饱和和吸附量为 0.71 mg/g 。吸附过程不是重金属 Cu^{2+} 在水中移除的唯一原因, 其他的化学反应, 如水解、絮凝、沉淀、络和等也会降低水体中 Cu^{2+} 的浓度。悬浮物对重金属的饱和吸附容量取决于多种环境因素。悬浮物浓度的增大提供了额外的吸附位置, 吸附重金属的能力增大, 其吸附容量增大, 吸附量减小。在悬浮物浓度、pH 条件一定的条件下, 当盐度在 $0\sim 5$ 时, 吸附量随盐度的升高迅速降低, 当盐度在 $5\sim 25$ 时, 吸附量基本保持不变。随盐度的升高, 悬浮物对重金属 Cu^{2+} 的吸附机理则会发生变化。

参考文献:

[1] 杜青, 文湘华, 李莉莉, 等. 天然水体沉积物对重金属离子吸附特性[J]. 环境化学, 1996, 15(3): 199-206.
 [2] 刘长发, 卢晓霞, 陶澎. 香港河流沉积物中有机碳对铜的吸附特性[J]. 环境化学, 2000, 19(4): 335-340.
 [3] 何江, 王新伟, 李朝生. 不同体系中黄河沉积物对 Cd^{2+} 吸附能力的比较[J]. 海环境科学, 2003, 22(9): 595-598.
 [4] Hatje V, Payne T E, Hill D M, *et al.* Kinetics of trace element uptake and release by particles in estuarine water: effects of pH, salinity, and particle loading[J]. *Environ Inter*, 2003, 29: 619-629.

[5] 黄海军, 李凡, 庞家珍, 等. 黄河三角洲与渤、黄海陆海相互作用研究[M]. 北京: 科学出版社, 2005. 90-93.
 [6] 陈静生, 王飞越, 陈江麟. 论小于 $63 \mu\text{m}$ 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.
 [7] 黄岁梁, 万兆惠, 王兰香. 不同粒径泥沙解吸重金属污染物静态试验研究[J]. 水动力学研究与进展, 1995, 10(2): 204-213.
 [8] 方涛, 张晓华, 肖邦定, 等. 水体悬移质对重金属吸附规律研究[J]. 长江流域资源与环境, 2001, 10(2): 185-192.
 [9] 汤鸿霄. 环境科学中的化学问题——环境水质学中的几个化学前沿问题[J]. 化学进展, 2000, 12(4): 415-422.
 [10] 戴树桂. 环境化学[M]. 北京: 高等教育出版社, 1997. 118-119.
 [11] 黄岁梁, 万兆惠, 王兰香. 泥沙浓度和水相初始浓度对泥沙吸附重金属影响的研究[J]. 环境科学学报, 1995, 15(1): 66-76.
 [12] 金相灿, 徐南妮, 吴淑岱, 等. 湘江悬浮沉积物对重金属镉和汞的吸附-解吸速率研究[J]. 中国环境科学, 1987, 7(2): 21-26.
 [13] 张恩仁, 张经. 长江河口悬浮物对几种重金属吸附的 pH 效应[J]. 海洋与湖沼, 2003, 34(3): 267-273.
 [14] 周孝德. 渭河泥沙对重金属污染物吸附的试验研究[J]. 水利学报, 1993, 7: 44-49.
 [15] Dltoro D M, Mahony J D, Kirchgraber P R, *et al.* Effects of nonreversibility, particle concentration and ionic strength on heavy metal sorption[J]. *Environ Sci Technol*, 1986, 20(1): 55-61.
 [16] 金相灿, 王桂林. 关于重金属吸附的泥沙效应[J]. 环境科学与技术, 1984, 2: 6-11.
 [17] Gschwend P M, Wu S C. On the constancy of sediment water partition coefficients of hydrophobic organic pollutants[J]. *Environ Sci Technol*, 1985, 19(1): 90-96.
 [18] Higgs J J W, Rees L V C. Adsorption of actinides by marine sediments: Effect of the sediment/seawater ratio on the measured distribution ratio[J]. *Environ Sci Technol*, 1986, 20(5): 483-490.
 [19] Hayes K F, Leckie J O. Geochemical process at mineral surfaces[A]. Davis J A, Hayes K F. ACS Symposium Series 323 [C]. Washington DC: American Society, 1986. 114-141.
 [20] Avotins P, Jenne E A. The time stability of dissolved mercury in water samples II Chemical stabilization [J]. *J Environ Qual*, 1975, 4(4): 515-519.
 [21] Duinker J C, Nolting R. Mixing removal and mobilization of trace metals in the Rhine estuary[J]. *Neth J Sea Res*, 1978, 12: 205-223.
 [22] Van der Weijden C H, Arnoldus M J H L, Meurs C

- J. Desorption of metals from suspended material in the Rhine estuary[J]. *Neth J Sea Res*, 1977, 11:130-145.
- [23] Salomons W, Mook W G. Biogeochemical processes affecting metal concentrations in lake sediments[J]. *Sci Total Environ*, 1980, 16:217-229.
- [24] 姬泓巍, 张正斌, 刘莲生, 等. 微量元素铜与伊利石界面相互作用的离子强度效应[J]. *物理化学学报*, 1995, 11(8):694-698.
- [25] 张正斌, 刘莲生. *海洋物理化学*[M]. 第2版. 北京: 科学出版社, 1989. 568-572.

Granularity distribution of the suspended particles and adsorption of Cu^{2+} from the Lower Reaches of the Yellow River during Flood Seasons

DENG Li-ping^{1,2}, ZHU Xiao-bin¹, WANG Xin-ting¹, Qin Jie³

(1. Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao 266071, China; 2. Graduate School, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Beihai Monitoring Center, State Oceanic Administration, Qingdao 266033, China)

Received: Jan., 25, 2006

Key words: flood season; suspended particles; granularity distribution; copper; adsorption

Abstract: Adsorption of suspended particles is an important process controlling dissolved metal concentrations, bioavailability, and transport of trace metals. Samples used for the experiments were collected from Kenli, located at the lower-reaches of the Yellow River, in July 2004. The flux was $835 \text{ m}^3/\text{s}$, salinity was 0.65, and the concentration of suspended particles was $1.43 \text{ kg}/\text{m}^3$. Granularity of suspended particles below $63 \mu\text{m}$ accounts for 99.3%. Adsorption isotherm of Cu^{2+} can be characterized by Langmuir equation. Effects of different suspended particles concentrations and salinities on adsorption capacity have been discussed in this article.

(本文编辑: 张培新)