

加 1.5 倍的情况下,大气环境质量不但没有进一步恶化反而有所改善。比较图 1 和图 2 可以看到,2000 年工业燃煤对大气污染的贡献已成了各子区的主要成分,其原因是经济发展大大增加了工业部门的燃煤量。因此 2000 年哈尔滨污染治理重点应该转移到工业污染源的治理与控制上。

四、结 束 语

通过环境效应系数矩阵的生成,给环境保护工作者提供了分析城市大气污染现状和未来环境的简便直观工具和科学决策依据。相信它的推广具有广阔的前景。

致谢 参加本工作的还有刘德顺、周青

和哈尔滨环境监测中心站张晶等同志,在此表示感谢。

参 考 文 献

- [1] USDOE, *Atmospheric Science and Power Production*, DOE/TIC-27601(1984).
- [2] Hanna, S.R. et al., *Handbook on Atmospheric Diffusion*, DOE/TIC, Wircinia, (1982).
- [3] Gordon, G.E. *Environ Sci. Technol.* 22(10), 1132—1142(1988).
- [4] Cremer, H.E., *User Instruction for the SHORTS and LONGS Computer Program*, PB 83-146100(1983).
- [5] INET and ITEESA of Tsinghua University, *Comprehensive Assessment of Impact of Energy on Environment in Harbin*, Final Report, 1989.

(收稿日期: 1989 年 9 月 22 日)

污染水体重金属化学稳定性的研究

栾兆坤 汤鸿霄

(中科院生态环境研究中心)

摘要 本文采用湘江霞湾重金属污染江段沉积物及其相应体系,模拟实验研究了在静态和动态条件下沉积物中重金属的释放量及释放规律,获得了在 50—150d 的模拟实验期间沉积物中重金属的释放速率及相关系数,同时讨论了不同水环境条件对污染沉积物中重金属化学稳定性的影响。

关键词: 模拟试验;重金属污染;化学稳定性。

重金属污染物排放到天然水体后,参与众多的物理、化学和生物的迁移转化过程,其存在形态随环境条件和反应过程会有各种各样的变化,而不同形态的重金属具有对生物的不同毒性及污染效应^[1]。因此,要切实判断水体中容许排放和存留的重金属数量,就需要掌握其形态的分布和转化规律,判明其化学稳定性,确定其总量中生物可给部分的变化范围。

本项研究是采用现场采样实测,实验室模拟试验,化学模式计算三类方法综合探讨湘江水体中重金属污染物的形态分布现状、

转化条件及其化学稳定性范围中的模拟实验研究部分^[2,3],以实采污染沉积物样品及相应水质体系,在实验室控制的条件下进行模拟释放研究,测定了其形态转化及静态和动态条件下的重金属释放规律,其结果与形态分析实测及平衡模式计算结果彼此验证,为拟定重金属水环境容量及污染沉积物处置方案提供了一定的科学依据。

一、稳定性实验样品及方法

湘江是以镉、铅、铜等重金属为主要污染物的水体,其株洲霞湾江段是重点污染区之

一. 由于历年来不断排入重金属污染物, 该江段底部积存了大量富重金属的沉积物^[4]. 因此, 模拟实验直接采用该江段的沉积物, 采样布点是从株冶排污口开始, 沿湘江右岸污染带向下分设七个站点(图1), 沉积物中所含重金属总量, 沿污水流程 S_1 到 S_7 逐步降低, 如 Cd 为 75—20ppm, Cu 为 800—280ppm, Pb 为 2800—430ppm. 沉积物中铁、锰含量为 3—20%, 钙、镁约为 1—10%, 有机物含量为 5—15.5%.

静态及动态模拟实验装置如图2所示.

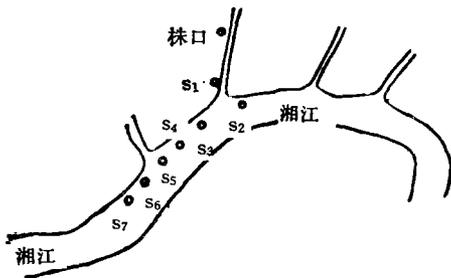


图1 湘江霞湾江段采样站

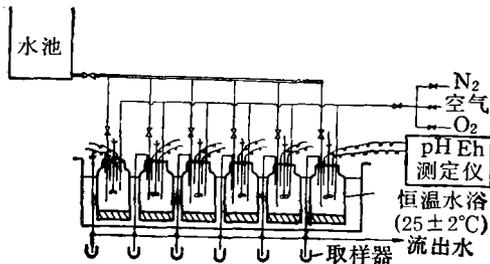


图2 模拟实验装置

方法是各站点的新鲜沉积物湿泥样直接铺置在 2.5L 的反应瓶底部, 沉积物含水率为 35—48%, 泥层表面积为 122.7cm^2 , 厚度为 5cm. 然后缓慢加入 2L 湘江过滤原水, 瓶内泥水比为 1:4, 静沉后逐时取样, 同时测定水体的 pH, Eh 和 DO 含量.

定期采集的水样经 $0.45\mu\text{m}$ 滤膜过滤

后, 加高纯硝酸调 pH 至 2 以下, 然后用日立 17070 无火焰原子吸收光谱仪分析测定滤液中镉、铜、铅的含量. 模拟实验结束后取出沉积物样品烘干称重. 实验所用器皿均以 2mol/L 硝酸浸泡 48h 后洗净再用, 滤膜以 0.2mol/L 硝酸浸泡并用二次去离子水洗至弱酸性, 以减少器壁及滤膜吸附的损失.

二、实验结果与讨论

(一) 沉积物静态模拟释放结果与规律

两组静态模拟释放实验, 样品分别为湘江枯水期和平水期所采集的沉积物. 两组释放实验历程分别为 53d 和 150d, 结果如图 3—5 所示.

湘江霞湾江段重金属的静态释放过程可分为两个明显不同的阶段, 释放初期, 由于固-液界面尚未达到新的平衡, 表层沉积物中

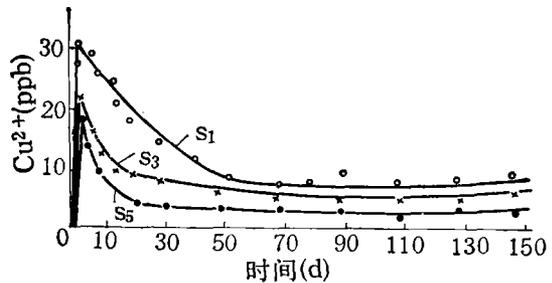


图3 沉积物铜的静态释放曲线

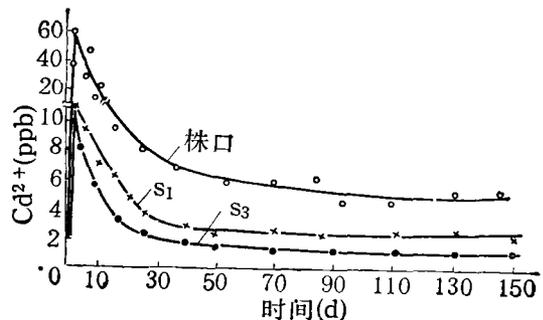


图4 沉积物镉的静态释放曲线

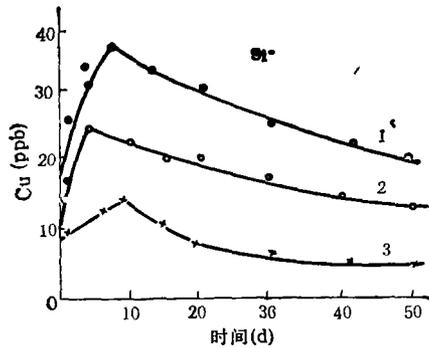


图 5 沉积物铅的静态释放曲线

可交换态重金属以及蓄积在沉积物间隙水中的溶解态重金属都会迅速释放出来，造成反应初期重金属浓度明显升高，平均可达 5—20ppb 以上。之后，由于初期再悬浮的沉淀作用以及有机微粒的吸附凝聚作用等，会导致已释放到水体中的这些重金属离子再吸附络合或再沉淀结合而再沉积下来^[5]，以致使水相中的重金属浓度逐步降低并渐趋于平衡，直至 150d 的实验期间没有观察到明显的变化而保持一种相对平衡浓度。结果表明，湘江霞湾江段沉积物中镉、铜、铅三种重金属达到静态释放平衡期分别大致在 30、20 和 10d。相对来说，铜、铅的再沉积速度较快些，这是由于湘江水体 pH 和碳酸盐含量较高，铜、铅易于生成碳酸铜或碳酸铅而沉淀，而且水合铁、锰氧化物也易于吸附沉淀铜或铅^[6]。在新的固-水平衡建立后，湘江霞湾江段沉积物中镉、铜、铅的静态平衡释放浓度分别为 0.46—2.2ppb, 2.5—2.9ppb 和 0.9—4.0ppb, 此值与湘江霞湾江段各实测的溶解态金属含量十分相近^[7]。

各断面沉积物静态释放时所达到的液相平衡浓度 c_L 、固相原有浓度 c_S 以及它们的比值 $K = c_L / c_S$ (ppm/ppb) 计算如表 1 所示。其中, s_1 为总排污口, s_3 、 s_4 为污染区, s_5 为恢复区, 由于沉积物样品在各断面所取, 其重金属浓度含量, 物相组成, pH 值, 理化特性均

表 1 静态释放后液-固浓度比(ppb/ppm)

采样点	重金属	c_S (ppm)	c_L (ppb)	K
s_1	Cu	197.8	7.4	0.0374
	Cd	30.0	2.1	0.0700
	Pb	1112.3	4.2	0.0038
s_3	Cu	164.7	5.6	0.0340
	Cd	10.4	2.0	0.2923
	Pb	186.4	2.8	0.0150
s_4	Cu	35.7	4.0	0.1121
	Cd	20.9	1.6	0.0766
	Pb	525.3	3.6	0.0068
s_5	Cu	26.3	3.2	0.1218
	Cd	9.7	1.0	0.1034
	Pb	161.6	2.0	0.0124

有不同, 实测释放值及比值 K 不能得到一致的定量结果。但是可以看到, 液相平衡浓度对三种金属在各个断面样品中都不超过 10 ppb。各金属的液相平衡浓度随固相金属含量而升高, 但二者比值却随固相金属含量的升高而减少, 这种规律似是由于液相中释放浓度由吸附和沉淀两种反应来控制, 而沉淀物的溶解占有相当地位。因为吸附态的释放量与吸附态总量有关而随之增大, 但沉淀态的释放由溶度积常数控制而与沉淀态总量无直接关系。

(二) 沉积物动态模拟释放条件与结果

为了能够更切合天然流动开放体系, 我们进一步采取了连续的动态模拟体系来研究湘江污染江段沉积物中重金属的稳定性。如前所述, 使湘江水在反应瓶中以 4—5ml/min 的流速稳定地流入流出, 固-水量比值恒定保持于 1:4, 同时以 40—50r/min 的转速连续扰动上覆水层, 使流入水与沉积物流动接触而使固-水界面间充分交换。

按照湘江水体实测 Eh 和 DO 值, 霞湾江段 Eh 值变化范围大致为 50—180mV, DO 值大致为 7.8—8.5mg/L 而处于饱和状态, 一般属于氧化环境^[3]。根据所用实验模拟条件下可能控制的 Eh 和 DO 值范围, 逐时定期

检测并调节水体 Eh 和 pH 的变化,使之保持稳定的 Eh 和 pH 范围。本研究将模拟的湘江污染江段水体氧化还原变化范围分为三种情况:

1 还原环境:昼夜连续不断通入 N₂,反应瓶内水相 Eh 值最低可控制在 0±20mV 左右,溶解量低于 1mg/L。

2 弱氧化环境:切断 N₂ 气源,间歇通入空气或氧气,水体 Eh 和 DO 值缓慢升高,Eh 值控制在 50—70mV,DO 值为 4.0—4.8mg/L。

3 氧化环境:昼夜连续不断通入空气或氧气,使反应瓶内水相充分充氧,溶解氧接近饱和,反应瓶内最高 Eh 值可达 140—180 mV,DO 值为 6.2—7.5mg/L (22℃ 时,饱和溶解氧为 8mg/L)。

各组动态释放模拟实验都是在上述各氧化还原电位控制达到稳定平衡后进行,达到稳定所需调节时间大约要 15—20d。

天然水体 pH 一般变化不大,但工业排放废水可能会有很大变化,而且一般酸性废水对沉积物中重金属的溶出释放有较大的影响。因此,模拟实验中将株冶排污口的湘江流入水 pH 调节在 5.4—5.6,结果如图 6 所示。

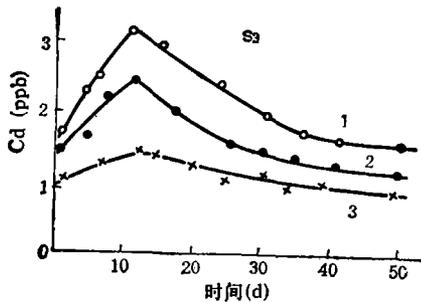


图 6 株冶排污口沉积物镉的动态释放曲线
1.氧化环境 2.弱氧化环境 3.还原环境 pH: 5.4—5.6

由图 6 可见,在流入水低 pH 时,氧化和弱氧化条件下株冶排污口沉积物中镉的释放

浓度明显高于还原条件下的释放浓度。镉、铜的实验结果表明,在低 pH 氧化条件下,株冶排污口沉积物中镉和铜的动态释放浓度分别高达 10—20ppb 和 30—50ppb。而在低 pH 还原条件下,株冶排污口沉积物中镉和铜的动态释放浓度只有 2.1—5.2ppb 和 10—25ppb。

图 7—9 分别为湘江污染江段各点沉积物释放实验初始,流出浓度由低升高,到 10d 左右达到最高点后开始下降,到 30—40d 后达到平衡状态,浓度比较稳定。前 10d 流出浓度升高,一方面是由于释放浓度逐步代换原有液相浓度,另一方面是由于沉积物在新

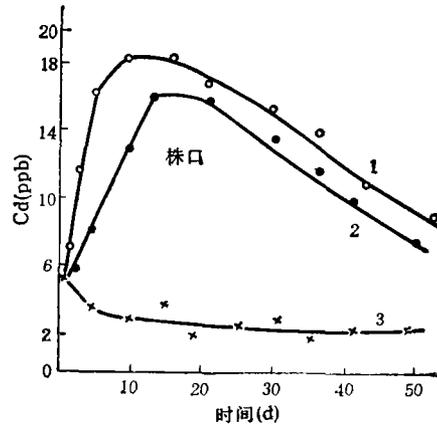


图 7 湘江霞湾沉积物镉的动态释放曲线
1.氧化环境 2.弱氧化环境 3.还原环境

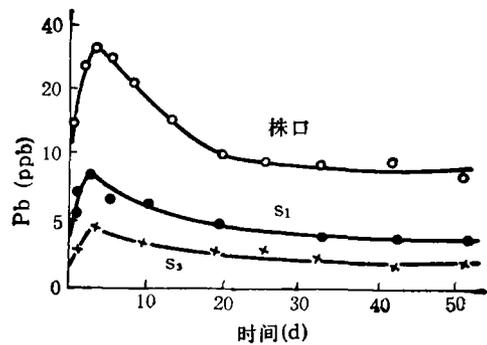


图 8 湘江霞湾沉积物铜的动态释放曲线
1.氧化环境 2.弱氧化环境 3.还原环境

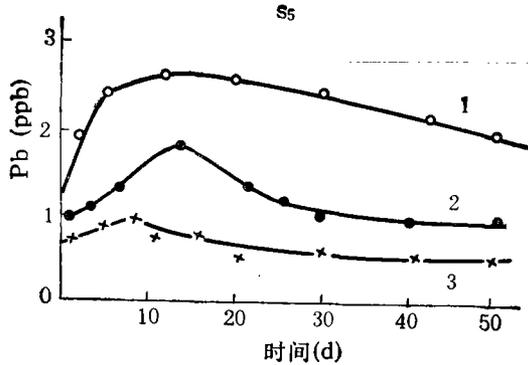


图9 湘江霞湾沉积物铅的动态释放曲线
1.氧化环境 2.弱氧化环境 3.还原环境

的环境条件下改变了重金属结合形态而逐步增大释放量。待这种变化完成后，可释放的金属部分逐渐减少，在新的环境条件下稳定下来达到平衡。

氧化态环境中的释放量高于还原态环境，但在达到平衡状态后，它们的差别并不显著。氧化还原条件对沉积物中重金属的稳定性影响与其形态组成有关。在湘江沉积物的动态释放实验中，原样品的 Eh 值约在 50—100mV，为弱还原至弱氧化态，污染区沉积物中含有机物较多且呈黑色，表明以有机物或硫化物结合的重金属占有相当比重。因此，在转为氧化态后有较高释放量，而这种转化一般需 10d 左右的时间。此后，释放浓度的降低一方面由于有机物的释放趋于完成，另一方面也可能由于铁锰水合氧化物在氧化性条件下生成而起再沉积作用所致。

现场实测表明，污染区表层沉积物属于还原态居多，如经水体冲刷再悬浮迁移则可能进入氧化性环境，与本实验中的氧化态释放过程将有相似性。

实验结果表明，湘江霞湾江段各点沉积物中重金属在不同环境条件的稳定性为：还原态 > 弱氧化态 > 氧化态。并且，动态释放的平衡浓度在还原条件下约为，Cu: 6—

15ppb; Cd: 0.96—1.5ppb; Pb: 1.2—6ppb. 在氧化条件下约为，Cu: 18—30ppb; Cd: 1.6—3.2ppb; Pb: 3.4—8ppb.

(三) 沉积物动态模拟释放规律与速度

在局部稳态平衡体系中，重金属污染物在固-水界面间的反应及转化过程可表示于图 10。

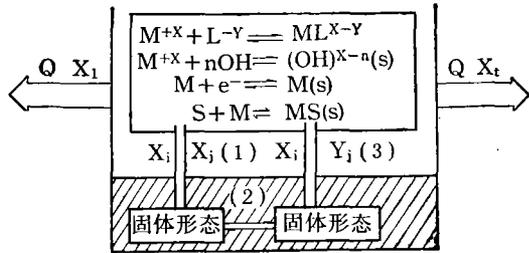


图 10 重金属在固-水界面的反应转化过程

在此反应体系中，Q 为流入和流出水流量，X_i 为流入水重金属含量，X_t 为流出水重金属含量。在模拟试验中，Q 和 X_i 为常量，它取决于沉积物释放解吸 X_i 与再吸附沉积 X_j 之间的动态平衡。在水环境物理化学条件如 Eh 发生变化时，就将破坏固-液之间的动态平衡关系，沉积物中重金属就会向上迁移释放，其释放途径可能有两种。(1) 沉积物中固体形态，如硫化物，固体有机物，铁，锰水合氧化物等的直接氧化释放；(2) 固体组分转化成易溶可交换态的解离释放^[7]。

在动态模拟释放初期，由于流入和流出水的流速缓慢，反应瓶内固-水界面将开始处于新的平衡调整阶段，故沉积物重金属释放速度缓慢。例如图 6—10 中的初期释放浓度较低，在经过 4—5d 后，反应瓶水相基本被完全更新。原平衡体系彻底被破坏，沉积物中重金属的氧化释放速度迅速增大，释放浓度明显升高。而在氧化释放后期，由于在此环境条件下沉积物固体形态中能够被转化释

放部分已基本已释放完,释放速度开始减慢,释放浓度降低。同时体系中的碳酸盐,铁,锰氧化物的再吸附沉淀作用,也会导致重金属释放浓度降低。反应体系开始处于动态平衡释放状态。

对霞湾港内及污染江段沿程沉积物中重金属的形态分布进行的实测表明,其水溶态一般约为 ppb 级,其残渣态即固定态则常在 50% 以上, Cu 的固定态可达 70% 左右,该江段有机物含量相对较高(5—15%),铁、锰含量达 10—20%,碳酸盐矿物较多。因此,沉积物中重金属固体结合态占优势,可交换态含量较低。在模拟通 N_2 还原和高 pH 流入水条件下,沉积物中有机和硫化物络合态及碳酸盐络合态都十分稳定。可能解离释放的主要是少量可交换态及铁、锰氧化态,但在弱还原和高 pH 条件下,铁、锰氧化态的解离释放也是十分缓慢的,因而在还原条件下,湘江沉积物重金属向上迁移释放能力较低,相对稳定些。

在动态模拟释放的 Eh 和 pH 发生变化,如从还原态向氧化态转化时,沉积物中控制固体形态如硫化物和有机络合态就会被氧化释放或被转化成为可交换态及溶解态而解离释放。pH 降低时,由于碳酸盐和氢氧化物结合态部分解离,水溶态和可交换态重金属含量也增大,因此,在氧化还原变化的条件下,沉积物中控制重金属的固体结合态的氧化释放和转化释放是控制湘江水体重金属向上迁移释放的重要作用机制。

在稳态释放条件下,沉积物重金属的释放速度不仅取决于水环境条件,沉积物固相组成及重金属含量、种类,而且也取决于反应时间。因此,水体重金属的质量平衡动力学方程为^[8]:

$$S \frac{dc_s}{dt} = K_1 S c_w - K_2 S c_s \quad (1)$$

式中, S 为沉积物重量, c_w 为水相中重金属浓度, c_s 为沉积物中某时刻内重金属含量,

K_1 和 K_2 分别为沉积物重金属的吸附速度常数和解吸释放速度常数。在释放研究中,假设方程(1)中的 $c_w = 0$,因而有:

$$\frac{dc_s}{dt} = -K_2 c_s \quad (2)$$

解方程(2),则:

$$c_s = c_0 e^{-K_2 t} \quad (3)$$

假如在某时刻后流出水中重金属累积释放量为 X_t ,则有:

$$X_t = c_0 - c_s \quad (4)$$

代入(5)式,则:

$$X_t = c_0(1 - e^{-K_2 t}) \quad (5)$$

式中, c_0 为沉积物中重金属初始含量(mg), X_t 为某时刻内流出水重金属累积释放量(mg)。根据(5)计算求得的动态释放反应速度常数 K_2 值列于表 2。

K_2 值的大小似可说明湘江污染江段各点重金属镉、铜、铅的释放能力。从表 2 数看,湘江污染江段沉积物重金属的释放速度常数,株冶排污口镉、铜的 K_2 为 10^{-5} ,江水中一般为 10^{-4} 和 10^{-5} ,铅的 K_2 为 10^{-6} — 10^{-5} ,各重金属的释放速率次序为 $Cd \geq Cu > Pb$ 。

若将单位面积沉积物在某时刻的重金属释放浓度定为单位面积释放速度 $R(\mu g/cm^2/d)$ 则有:

$$R = \frac{V}{A} \cdot \frac{c_t}{t} \quad (6)$$

式中, V 为反应瓶内流出水体积, A 为反应瓶面积, c_t 为 t 时间的释放浓度。以方程(6)计算静态和动态模拟释放实验的单位面积释放速度 R 列于表 3。

从表 3 数据来看,在第 40d 的释放浓度时,静态模拟释放的单位面积释放速度 R_1 大致为 $n \times 10^{-3}$,动态模拟释放速度 R_2 为 $n \times 10^{-2}$,镉、铅的单位面积释放速度,除株冶排污口为 $n \times 10^{-3} \mu g/cm^2/d$ 外,江中其它各点大致为 $n \times 10^{-2} \mu g/cm^2/d$,铜的单位面积释放速度为 $n \times 10^{-2} \mu g/cm^2/d$ 。

表 2 湘江霞湾江段重金属释放速度常数

参数 采样点	$c_0(\text{ppm})$	还原态		弱氧化态		氧化态	
		$c_s(\text{ppm})$	K_2	$c_s(\text{ppm})$	K_5	$c_s(\text{ppm})$	K_2
Cd-株口	232.16	231.80	3.5×10^{-5}	231.20	3.2×10^{-5}	230.42	1.9×10^{-4}
Cd-S ₁	25.74	25.60	1.5×10^{-5}	25.52	2.2×10^{-4}	25.47	2.6×10^{-4}
Cd-S ₂	10.78	10.70	1.5×10^{-4}	10.68	1.5×10^{-4}	10.62	4.1×10^{-4}
Cd-S ₃	10.60	10.52	1.4×10^{-4}	10.50	2.2×10^{-4}	10.44	3.7×10^{-4}
Cu-株口	1328.78	1327.30	2.7×10^{-5}	1326.60	4.2×10^{-5}	1325.50	6.2×10^{-5}
Cu-S ₁	202.34	201.18	1.4×10^{-4}	200.70	2.0×10^{-4}	200.35	2.4×10^{-4}
Cu-S ₂	164.71	163.30	1.4×10^{-4}	163.80	1.0×10^{-4}	160.31	2.3×10^{-4}
Cu-S ₃	31.20	30.38	7.2×10^{-4}	30.32	6.3×10^{-4}	29.70	1.2×10^{-3}
Pb-S ₁	137.50	137.37	2.7×10^{-5}	137.25	4.5×10^{-5}	147.00	8.8×10^{-5}
Pb-S ₂	176.60	176.52	8.5×10^{-6}	176.50	1.2×10^{-5}	176.42	3.0×10^{-5}

表 3 湘江水体重金属单位面积释放速度 ($\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$)

实验条件 采样点	静态模拟实验		动态模拟实验(还原态)		动态模拟实验(氧化态)	
	$c_i(\text{ppm})$	R_2	$c_i(\text{ppm})$	R_2	$c_i(\text{ppm})$	R_2
Cd-株口	6.20	2.6×10^{-3}	3.46	1.4×10^{-2}	9.32	9.1×10^{-2}
Cd-S ₁	2.41	9.8×10^{-4}	1.62	1.6×10^{-3}	2.24	2.2×10^{-2}
Cd-S ₂	2.13	8.4×10^{-4}	1.15	1.1×10^{-3}	1.52	1.5×10^{-2}
Cd-S ₃	0.96	4.0×10^{-4}	0.66	6.5×10^{-3}	0.84	8.2×10^{-3}
Cu-株口	11.24	4.2×10^{-3}	11.62	1.1×10^{-1}	24.20	2.3×10^{-1}
Cu-S ₁	6.43	2.6×10^{-3}	1.02	9.9×10^{-2}	23.50	2.3×10^{-1}
Cu-S ₂	3.42	8.4×10^{-3}	5.40	5.2×10^{-1}	29.08	9.4×10^{-1}
Cu-S ₃	3.63	3.4×10^{-3}	7.65	7.4×10^{-2}	11.56	1.1×10^{-1}
Pb-株口	13.84	6.8×10^{-3}	2.83	2.7×10^{-2}	7.80	7.6×10^{-2}
Pb-S ₁	3.04	1.2×10^{-3}	1.91	1.8×10^{-2}		
Pb-S ₂	2.06	8.4×10^{-4}	2.24	2.2×10^{-2}	4.32	4.3×10^{-2}
Pb-S ₃	2.02	8.2×10^{-4}	0.46	4.5×10^{-3}	2.45	2.3×10^{-2}

三、结 束 语

1. 静态模拟释放结果表明：在湘江特定水环境条件下，霞湾江段沉积物中的重金属与上覆水中溶解态重金属处于交换平衡状态。在平衡时，霞湾江段各点水相重金属浓度与沉积物中重金属浓度有关，具有较稳定的水-固重金属比值，平衡浓度与实测的湘江溶解态金属含量相近。一般镉、铅在几 ppb 以下，铜在十几 ppb 以下。没有明显的释放行为，只有在水-沉积物界面间没有达到交换

平衡时，沉积物中部分易溶态或交换态重金属才会释放出来，其释放量取决于沉积物重金属种类，含量以及沉积物结合特性。释放规律是沿株冶排污口至江中 S₆ 点逐渐降低。

2. 动态模拟释放结果表明，在稳态流动条件下，水体氧化还原电位的变化，对湘江霞湾江段沉积物重金属的释放有较明显的影响，其次序为氧化态>弱氧化态>还原态。尤其在高氧化态低 pH 条件下，沉积物重金属的释放量可有较明显地变化。在一般环境条

件下,沉积物重金属的释放速度为 $n \times 10^{-2} - 10^{-3} \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ 。各元素释放速率为: 铜 ($n \times 10^{-4}$) \geq 镉 ($n \times 10^{-4}$) $>$ 铅 ($n \times 10^{-5} - 10^{-6}$)。但其释放率为镉 $>$ 铜 $>$ 铅。

上述实验结果说明,污染沉积物中的重金属只有在水环境物理化学条件发生变化时,才会发生向上迁移释放行为,释放量取决于沉积物中重金属的种类、含量以及沉积物结合特性,在特定的物理化学条件下,水相中重金属与沉积物重金属处于交换平衡状态,平衡重金属水-固比值一般为 $n \times 10^{-4} - n \times 10^{-3}$,能够溶出释放的量甚低,并且有随时间而衰减趋势,各元素的稳定次序一般为 $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd}$ 。

上述模拟实验结果与湘江水体重金属形态分布测定以及化学平衡模式的计算结果都

是十分吻合的^[3,9]。因此可以判断,在目前湘江水环境条件下,霞湾江段重金属镉、铜、铅的向上迁移释放能力较低,具有稳定的趋势。

参 考 文 献

- [1] Forstner, U., cadmium in the environment, part 1. PP 305—365, John-Wiley, New York.
- [2] 汤鸿霄,中图环境科学,5(5),38—43(1985).
- [3] 汤鸿霄,上海环境科学,6(9),38—42(1987).
- [4] 汤鸿霄等,环境科学学报,4(3),279—292(1982).
- [5] Forstner, U. and Wittmann, G. T. W., Metal pollution in the aquatic environment PP486, Springer-Verlag, Berlin.
- [6] 毛美洲等,环境科学,3(2),168—175(1982).
- [7] 栾兆坤,环境科学丛刊,6(1),1—6(1985).
- [8] Norito, W., The Science of the total environment, 4(2), 153—161(1985).
- [9] 薛含斌等,环境科学学报,8(4),394—402(1988).

(收稿日期: 1989年8月31日)

Influence of Traffic Noise on Teaching and the Teachers and Students' Health. Wang Shaohan, Cai Lina (Beijing Medical University); Yan Hui (Sanitation and Antiepidemic Station of Haidian District, Beijing); Han Yuntao (Kunming Medical College, Yunan Province): *Chin. J. Environ. Sci.*, 11(4), 1990, pp. 2—7

This paper deals with a study on health standard of noise in the classrooms. Among the primary and middle schools in Beijing, Tianjin and Kunming, twenty two campuses were selected for monitoring noise. The campuses were divided into three groups according to the noise levels they suffered from traffic noise. Group A, composed of 8 campuses, was quiet (L_{10} less than 50dB); group B, 8 campuses, noisier (61 dB); group C, 6 campuses, noisiest (71 dB). The teachers' voice would get louder with noise level getting higher in the classrooms. The incidence of symptoms in the teachers' vocal cords and the students' psychological reactions were investigated as indices. The differences between group A and groups B and C were obvious or very obvious in accordance with statistical examination. The results demonstrated that traffic noise had affected teaching activities and people's health of groups B and C. So it is suggested that 50 dB as L_{10} of noise in the classrooms be appropriate to formulation of the health standard of noise in the classroom.

Key Words: traffic noise, health standard, classroom.

Removal of Volatile Halohydrocarbons in Sewage by Rapid Infiltration of Land Treatment. Xu Meizhen (Beijing Municipal Institute of Environmental Protection Sciences): *Chin. J. Environ. Sci.*, 11(4), 1990, pp.7—11

This paper focuses on the efficiency of removing volatile haloid organic compounds from sewage with the method of land infiltration, which was compared with six usual treatment techniques. The results showed that land infiltration method was more effective.

Key Words: rapid infiltration, land treatment, sewage, volatile halohydrocarbons.

Application of Environmental Effective Coefficient Matrix Method to the Research of the Optimal Pollution-Control Strategy for Urban Energy. Fang Dong, Wang Yaqiu (Institute of Nuclear Energy, Tsinghua University): *Chin. J. Environ. Sci.*, 11(4), 1990, pp.11—18

This paper presents a method to explain the interaction between energy and the environment in investigating into the optimal pollution-control strategy in cities. The method is called environmental coefficient matrix method. Its definition and generation of the matrix are formulated in detail. In a case study, the method has been used in the comprehensive assessment of energy on environmental impact in Harbin, a large city in Northeast China. It focuses on control strategy of air pollution caused by energy conversion and energy consumption. The result illustrates the method available.

Key Words: optimal pollution-control strategy, energy and environment, coefficient matrix.

Study on Chemical Stability of Heavy Metals in the Xiangjiang River. Luan Zhaokun, Tang Hongxiao (Research Center for Eco-Environmental Sciences, Academia Sinica, Beijing): *Chin. J. Environ. Sci.*, 11(4), 1990, pp.18—25

In order to evaluate the chemical stability of heavy metals in the polluted river, a series of static and dynamic simulated experiments under different conditions has been performed with the sediment samples collected at S₁—S₅ sections in the Xiangjiang River. The content of metals and their releasing rates from sediments were obtained in the model experiment, and then the process of chemical transformation and transfer between sediment and water were discussed. The results showed that heavy metals in the River revealed higher chemical stability and their releasing contents in the polluted sediments were very limited.

Key Words: simulated experiments, heavy metals, chemical stability.

A Model Designed for Vegetation Controlling Air Pollution in Yiyang City. Wen Jianping (Research Center for Eco-Environmental Sciences, Academia Sinica, Beijing): *Chin. J. Environ. Sci.*, 11(4), 1990, pp.26—30

According to the results of monitoring air pollution factors for one year in Yiyang City, Hunan Province, the variations of atmospheric environment were clarified by means of fuzzy mathematics. Meanwhile the artificial fumigation tests were carried out to select the higher tolerant plants and to measure the pollutant-absorption rate. In consideration of these factors, a vegetation controlling model for air pollution was put forward.

$f = 2.22 \times 10^{-4} (\bar{C}_i - \bar{C}) \cdot \alpha^{-1} \cdot h$ f —plant cover ratio; α^{-1} —SO₂-plant absorption rate; h —height of air mixing layer; \bar{C}_i —real concentration; \bar{C} —