

车、重车各行其道。同时还增设了一批单行道，并禁止拖拉机进入市区。加强交通管理对于降低市区交通噪声起了重要作用。就道路现状而言，交通阻塞现象并不严重，进一步采取措施，继续降低噪声还是可以做到的。

3. 特区交通噪声污染仍然存在，全市平均交通噪声仍大于 70dB，全市大于 70dB 的路段占总监测路段的 46%，其发展趋势应引起重视。为此，我们建议：

(1) 建立机动车辆噪声年检和在道路上行驶车辆噪声抽查制度。凡不符合有关标准的车辆，禁止在市区行驶；

(2) 严格控制车速，在道路两侧设置明显的限速牌，加强轻重车辆分道行驶的管理。

(3) 改善道路，在市内主要干线交叉口建立交桥。

(4) 拓宽某些旧有的路段，新建干线的路面宽度应大于 45m。

本文数据系环境监测站和卫生防疫站提供，在撰写过程中得到陈棠颐副研究员和范俊君先生的指导，易瑛副教授和陈瑞生先生对本文进行审阅和改修，在此一并致谢。

主要参考文献

[1] 深圳经济特区年鉴编辑委员会，深圳经济特区年鉴，328 页，香港经济导报社，1985 年。
 [2] 环境监测分析方法编写组，环境监测分析方法，377 页，381 页，城乡建设部环境保护局，1983 年。

天津市南排污河中铅的分布与净化

陈甫华 杨克莲 戴树桂*

(南开大学环境科学系)

天津市南排污河是一条接纳工业、生活废水，流入渤海的河流。沿途部分河水、底泥用于灌溉和肥田。1983 年至 1985 年间，我们通过南排污河水样泥样(图 1)中铅含量及其存在形态的测定和室内动力学模拟试验，基本上摸清了铅在河水、底泥中的分布和污染状况，河水中铅的净化机制及其若干影响因素。为提高南排污河水对铅的净化能力，合理利用污水污泥资源，提供了依据。

一、铅在河水中的分布

表层水样用硝酸和高氯酸消化，以氯化钾和盐酸为底液阳极溶出伏安法测定总铅含量。同时取通过 0.45 μm 滤膜的水样，按上法测定溶解态铅含量。两者差为颗粒态铅含量。所得结果用误差不超过 10% 的两份平行样均值表示(表 1)。

从表 1 看出：(1) 1983 年 5 月河水总铅均值 66.89ppb，范围在 2.75—435ppb 之间，大于 100ppb 的有 1 和 5 号站，占站位总数的 14%。从我国农田灌溉水质标准铅 1000ppb^[1] 来看，河水中的铅不超标。末号站总铅低于 50ppb，也符合我国海水水质

表 1 南排污河水中铅的含量(ppb)
(1983 年 5 月)

站号	总铅	溶解态铅	颗粒态铅
1	149.70	4.08	145.62
2	92.33	4.38	87.95
3	29.08	4.10	24.98
4	26.94	1.92	25.02
5	435.24	2.65	432.59
6	50.31	21.62	28.69
7	36.24	0.50	35.74
10	24.88	9.46	15.42
11	14.64	4.54	10.10
12	6.62	3.22	3.40
13	2.75	1.58	1.17
14	27.74	1.00	26.74
15	27.94	1.46	26.48
16	11.98	4.10	7.88

* 本系毕业生商哲，张丽娜，朱桂春和宋毅刚参加了本项工作。

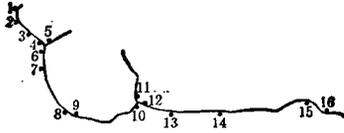


图 1 南排污河采样站位布设

1.三五二七仓库 2.侯台子 3.津西大洼 4.四号房 5.李七庄中学 6.庆丰桥 7.劳改农场 8.青泊洼① 9.青泊洼② 10.青泊洼③ 11.双林 12.巨戈庄 13.咸水沽 14.葛沽 15.辛城 16.东大沽

标准^[2]。当然,由于重金属的强积累性,河水中的铅对灌溉和排海的长期影响还须注意。(2)总铅含量沿程分布(图 2)与天然河流相似。在有高浓度含铅废水汇入后,即 4 和 13 号站之后含量上升。否则,在水体迁移作用下随沿程距离增加,含量不断下降,其中 1 至 3 号站河段表现最为明显,每公里衰减 40ppb。(3)河水中铅主要是颗粒态,溶解态较少。

二、铅在底泥中的分布

底泥样风干、破碎过 80 目筛,再用氢氟酸和高氯酸消化,按上法测定总铅含量。同时将泥样用重蒸去离子水浸取分离出间隙水和可溶态铅,再按 Tessler 化学提取法^[3]逐级分离出铅的可交换态,碳酸盐结合态,铁锰氧化物结合态,硫化物有机质结合态和残渣态,并测定其含量。所得结果用误差不超过 10% 的两份平行样均值表示(表 2,3,4)。

从表 2 看出,1983 年 5 月表层底泥中总铅含量均值 115.36ppm,范围在 8.72—519.26ppm 之间,

表 2 南排污河表层底泥中总铅含量
(1983 年 5 月)

站号	总铅(ppm)	站号	总铅(ppm)
1	208.12	11	12.51
2	66.80	12	190.23
3	98.50	13	122.65
5	519.26	14	8.72
7	57.90	15	18.22
10	55.38	16	26.05

大于 19ppm 的占站点总数的 75%,大于 200ppm 占 17%。同我国农用污泥中污染物控制标准铅 1000ppm^[4]相比,表层底泥中铅不超标。但据 H. J. M. Bowen 概括^[5],天然水体沉积物中铅均值为 19ppm,可知表层底泥中铅已有普遍的明显积累。而从底泥柱样深度 50cm(5 号站)和 80cm(1 号站)往上,同沉

积物背景值 19ppm 相比,铅含量有一个急剧增加(表 3),也反映出南排污河开通以来底泥铅积累加重了。

表 3 底泥中总铅含量的垂直分布
(1984 年 5 月)

深度 (cm)	含量(ppm)	
	1 号站	5 号站
0~20	113.37	535.36
20~50	32.65	118.14
50~80	29.86	16.90
80~110	11.59	14.52

从表 4 可知,表层底泥中铅的间隙水和可溶态,可交换态及碳酸盐结合态都很少,总计在 10% 以下。可能依次同铅在底泥相易形成沉淀或被牢固吸着,水体含盐量高(河水盐度 500~20000ppm,表层底泥含 Na_2O 、 $\text{MgO} > 2.54 \times 10^4 \text{ppm}$)和底质是非石灰岩型有关。铅主要是以铁锰氧化物结合态,残渣态和硫化物有机质结合态存在,并按上面次序递减。

表 4 铅在表层底泥中的含量*(1984.5)

形态	含量均值 (ppm)	含量百分比
间隙水和可溶态	3.65	3.01±0.47
可交换态	0.49	0.39±0.02
碳酸盐结合态	0.95	0.73±0.11
铁锰氧化物结合态	67.82	40.89±2.02
硫化物有机质结合态	30.98	17.84±1.94
残渣态	60.07	37.14±0.75

* 南排污河上、中、下游七个站位的统计。

三、铅在河水中的净化机制

1. 机制

河水中铅污染物自身一般不能降解净化。由于南排污河流量不大、生物种及数量也很少,故经稀释扩散、生物富集达到水中铅净化的作用都不能占主要地位。

表 5 南排污河悬浮物和表层底泥对铅的富集

水样 总数	颗粒态铅占河水 总铅%的范围	>50%的 水样数	>80%的 水样数	泥样 总数	表层底泥富 集倍数范围	>0.5×10 ³ 的泥样数	>1.0×10 ³ 的泥样数
	平均值				平均值		
14	$\frac{42.5 \sim 99.4}{79.2}$	13	8	12	$\frac{0.3 \sim 44.6}{7.3} \times 10^3$	11	8

由表 1、2 可得表 5。看出南排污河中铅含量以溶解态、颗粒态和表层底泥的顺序急剧增加。因此，河水中铅的主要净化机制是被悬浮物（颗粒态铅载体）富集沉降和表层底泥的再富集。

已知表层底泥中铅主要是铁锰氧化物结合态和残渣态。后者是存在于矿物碎屑晶格中的铅形态，可将其看作是天然环境所固有的。于是铅转化为铁锰氧化物结合态，即被铁锰氧化物吸着或本身以氢氧化物沉淀，就成为溶解态铅被表层底泥富集过程中最活跃的关键作用。表层底泥来自悬浮物的沉降，所以在悬浮物富集铅的过程中上述看法似可适用。

2. 若干影响因素

用 1 号站水样及表层泥样，按现场基本条件进行室内动力学吸附模拟试验，了解温度、pH 及所含固相组分对悬浮物富集铅的影响。

泥样风干经微研磨过 200 目筛作为使用的悬浮物。取过 0.45μm 滤膜的水样配制一系列含铅 2.15ppm，悬浮物 364ppm 的悬浊液，置于恒温振荡器内在给定温度和 pH 下振荡。依时间顺序取出样品，经 0.45μm 滤膜后测定溶液铅含量，换算得到悬浮物对铅的吸附量。所得结果绘制于图 3、4 中。为了观察悬浮物各组分对铅富集的影响，用汤鸿霄等建立的化学分离法^[6]逐级提出悬浮物中的碳酸盐、有机物、铁锰等金属水合氧化物，最后剩下以粘土矿物为主的组分。将所得各级产物样品再分别对铅进行上述吸附时间关系试验，结果如图 5 所示。

不同温度下河水中悬浮物对铅的吸附时间曲线(图3)可用 Kuo、Loke 经验式^[7]来描述，即

$$k_d = x/c_0^{1/m} \text{ 或 } \lg x/c_0 = \lg k_d + 1/m \lg t$$

式中： k_d 为吸附速率常数； t 为吸附时间； x 为吸附开始时与 t 时溶液铅含量之差； c_0 为吸附开始时溶液铅含量； m 为常数。所确定的 k_d 、 m 值和吸附时间方程列在表 6 中。

从图 3 及表 6 看出，试验温度每升高 5℃， k_d 值约增大 1.5 倍，悬浮物吸附铅的速度就明显增加，大约 20 分钟后都停止增加达到吸附平衡。此时，悬浮物对铅吸附量随温度升高也有较明显的增加。所以南排污河水温变化对水中铅的净化有重要影响。利

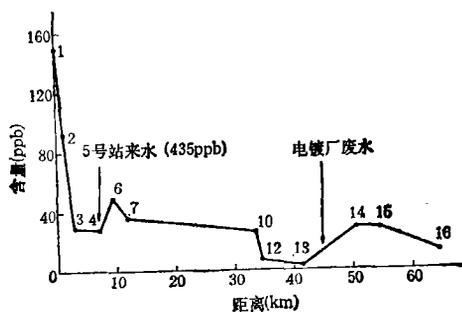


图 2 南排污河水中总铅含量沿程分布

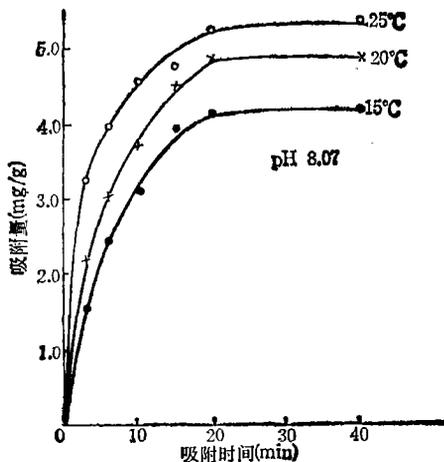


图 3 不同温度下河水悬浮物对铅的吸附时间曲线
($\lg \frac{x}{c_0}$ 对 $\lg t$ 的相关系数均在 0.9 以上)

用表 6 中有关参数从式

$$\lg k_d = -E_{ad}/2.303R(1/T) + c$$

算得悬浮物对铅吸附活化能 E_{ad} 高达 51.7 kJ/mol，表明基本上是化学吸附，铅一旦被吸附就较难解吸而有利于水中铅的净化。

不同 pH 下河水中悬浮物对铅的吸附时间曲线(图 4)，也可用 Kuo、Loke 经验式来归纳。所确定的参数及吸附时间方程列于表 7 中。从该图、表可知，随着 pH 降低 k_d 值增加而 $1/m$ 值减小，结果悬浮物吸附铅的速度改变不明显。但吸附速度都较

表 6 不同温度下河水悬浮物对铅的吸附时间方程

温 度 (°C)	k_d (min^{-1})	$\frac{1}{m}$	吸 附 时 间 方 程	平 衡 时 吸 附 %
15	0.1660	0.5045	$\lg \frac{x}{c_0} = 0.5045 \lg t - 0.7799$	71.2
20	0.2188	0.4750	$\lg \frac{x}{c_0} = 0.4750 \lg t - 0.6700$	83.0
25	0.4111	0.2625	$\lg \frac{x}{c_0} = 0.2625 \lg t - 0.3861$	90.7

表 7 不同 pH 下河水悬浮物对铅的吸附时间方程

pH	k_d (min^{-1})	$\frac{1}{m}$	吸 附 时 间 方 程	平 衡 时 吸 附 %
8.07	0.2188	0.4750	$\lg \frac{x}{c_0} = 0.4750 \lg t - 0.6700$	83
6.96	0.3258	0.3134	$\lg \frac{x}{c_0} = 0.3142 \lg t - 0.4870$	80
5.95	0.4169	0.2375	$\lg \frac{x}{c_0} = 0.2375 \lg t - 0.3800$	78

快, 经 20 分钟后就停止增加达到平衡约有 80% 铅被吸附。南排污河水 pH 为 7.0 ± 0.3 起伏较小, 因而对悬浮物吸附铅不会有明显影响。

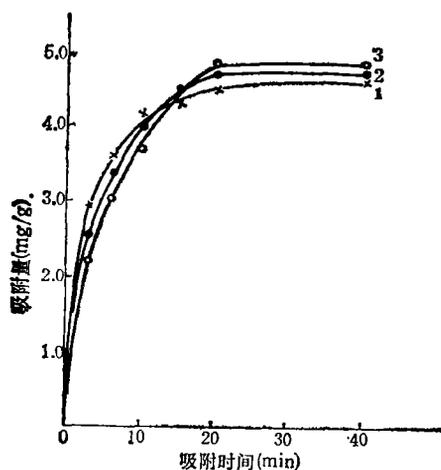


图 4 不同 pH 下河水悬浮物对铅的吸附时间曲线
 $(\lg \frac{x}{c_0}$ 对 $\lg t$ 的相关系数均在 0.9 以上)
 1. pH 5.95 2. pH 6.96 3. pH 8.07 温度 $20 \pm 0.1^\circ\text{C}$

从图 5 看出, 悬浮物吸附铅的速度随所含组分不同而有改变, 有机物组分的存在会使悬浮物吸附铅的速度有所减小。南排污河水 BOD 高, 试验所用的 1 号站河水 BOD, 在 $200-300\text{mg/l}$ 之间。

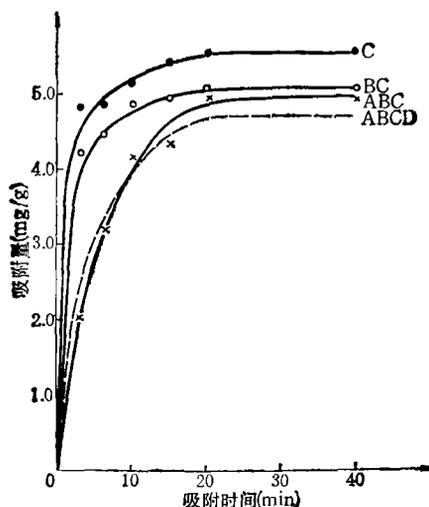


图 5 不同组分的悬浮物对铅的吸附时间曲线
 A 为有机物组分, B 为金属水合氧化物组分, C 为粘土矿物组分, D 为碳酸盐组分, 温度 $= 20 \pm 0.1^\circ\text{C}$
 pH = 7.0 ± 0.3

如若设法降低该河水 BOD 使悬浮物中有机组分减少, 则可能会增强悬浮物对铅的吸附而有利于铅在河水中净化。

四、结 论

1. 南排污河水铅含量 1983 年 5 月 66.89ppb , 范围 2.75 至 435ppb , 高值在 1 和 5 号站。在多雨

季节含量会有所减小。含量沿程分布在河水自净作用和汇纳含高铅来水影响下,呈现递降和上升的规律变化;衰减最大河段是最上游 1 至 3 号站一段。水中存在形态以颗粒态为主。

2. 表层底泥铅含量 1983 年 5 月 115.36 ppm, 范围 8.72 至 519.26 ppm, 高值也在 1 和 5 号站。含量随底泥深度而减小, 在 50cm 或 80cm 以下与沉积物背景值相当。表层底泥中铅主要以铁锰氧化物结合态和残渣态存在, 其次是硫化物有机质结合态; 碳酸盐结合态, 可交换态, 间隙水和可溶态的总和在 10% 以下。

3. 对于长 60 多公里, 年均水量 1.41 亿 m³, 年纳约 25 吨铅的南排污河来说, 河水及表层底泥中铅含量均未超过我国有关灌溉水质和污泥施田的铅标准。但考虑铅在环境中潜在影响和在底泥中呈现积累趋势, 应研究利用南排污河水灌溉和底泥施田的合理方法。若用挖掘法解决底泥中较高铅含量的潜在影响, 看来大约挖去 0.8 m 深底泥就可以了。

4. 南排污河水中铅的主要净化机制是悬浮物的

富集沉降和表层表泥的再富集; 富集特征是化学吸附, 其中溶解态铅转化为铁锰氧化物结合态占有重要地位。悬浮物对铅的吸附速度遵循 Kuo 和 Loke 经验式, 在现场条件下吸附速度较快。河水温度变化对吸附速度有重要影响; 河水 pH 变动范围小对吸附速度影响不明显; 试验初步表明悬浮物中有机组分的存在, 使其吸附速度有所减小。

参 考 文 献

- [1] 中华人民共和国农田灌溉水质标准(修订稿)(1984)。
- [2] 中华人民共和国海水水质标准 (GB 3097-82)。
- [3] Tessler, A. et al., *Anal. Chem.*, **51** (7), 844 (1979)。
- [4] 中华人民共和国农用污泥中污染物控制标准 (GB 4284-84)。
- [5] Bowen, H. J. M. *Environmental Chemistry of the Elements*, p. 43, Academic Press Inc. (London), 1979。
- [6] 汤鸿霄等, 环境科学学报, **2**(4), 279(1982)。
- [7] Kuo and Loke, *Soil Sci. Soc. AM. Proc.*, **33**, 50-54 (1979)。

太湖水中有机污染物的分析、鉴定与评价

焦 玉 英 孙 思 思

(中国科学院环境化学研究所)

从本世纪六十年代起, 人们对太湖中存在的化学物质越来越关注, 发现湖水中污染物的浓度缓慢持续地增加, 并向着富营养化的方向转变。我国某些湖泊由于盲目地围湖造田, 破坏生态平衡, 水质不断下降, 影响着人们的健康。为了正确评价水质, 必须对水中的污染物, 进行系统的分析鉴定。而不能仅限于有机污染的综合指标, BOD, COD 等。

对水中痕量复杂有机物的鉴定, 关键在于对样品进行有效的净化和高效的富集。近年来广泛采用高分子多孔小球吸附富集方法。1972 年以来, 应用 XAD 系列树脂^[1,2]处理水样受到十分重视。它具有处理水样量大, 富集倍数高, 易于洗脱, 操作简单等优点。此外, 还可以通过选择不同极性的洗脱剂, 选择性地洗脱不同极性的有机物, 从而可以在一根柱上, 将极性不同的化合物分别洗脱出来。对未知物的鉴定, 最为有效、可靠的方法, 是应用色谱-质谱-计算机联用技术^[3,4]。

本文报道了我国五大淡水湖之一的太湖水中有

机物的分析鉴定以及水质评价的初步结果。应用 GDX-102 作为吸附剂, 二氯甲烷为洗脱剂。所得浓缩样品在两根极性不同的石英弹性毛细管柱上进行色谱分离和定量测定, 在色谱-质谱-计算机联机上作定性鉴定。根据已有的数据, 提供某些污染物的三致活性结果。在此基础上, 按饮用水源, 地表水质标准作了水质评价。

实 验 部 分

一、试剂和仪器

(一) 试剂

吸附剂 GDX-102, 40—60 目。

溶剂 乙醚、丙酮、甲醇及二氯甲烷均为分析纯。所用溶剂均在全玻璃蒸馏器中重蒸。二氯甲烷和水经两次重蒸。

(二) 仪器

HITACHI 663-50 型气相色谱仪, 氢火焰检测器。石英弹性毛细管色谱柱。