

# 环境中砷的存在形态研究

王春旭

李生志

(河北轻化工学院, 石家庄 050018) (河北师范大学, 石家庄 050016)

许荣玉

(河北轻化工学院)

**摘要** 采用氢化物发生—电热石英管—原子吸收光度法对土壤、海水、海洋生物及人尿样中不同形态的砷进行了广泛的分析测定。结论指出,土壤中砷以无机砷为主,而无机砷中又以 As(V) 为主;海水和人尿中以有机砷为主;海洋生物体中也主要以有机砷形态存在。

**关键词** 电热石英管,原子吸收光度法,砷形态。

环境中砷的污染程度及砷化合物的毒性,不仅与其含量有关,更主要是取决于其存在形态<sup>[1,2]</sup>。本文对我国砷污染土壤、海水、一些海洋生物以及人尿样中砷的存在形态进行了研究,从而为环境质量调查、评价和预测提供依据。

## 1 材料和方法

### 1.1 试验样品

#### 1.1.1 土壤样品

土壤样品采自江西大余县冶炼厂附近,该厂原冶炼高砷钴矿石(含砷量高达 65%左右),后改为精炼砒霜。由于向环境中排放高浓度含砷废水、废气和废渣,使周围农田遭到不同程度的污染,土壤含砷量高达几百个  $\mu\text{g/g}$ ,不能耕种,成为撂荒地;另一部分采自河北石家庄化肥厂附近。该处由于烟尘排放和利用工厂废水进行灌溉,已造成土壤轻度砷污染。

#### 1.1.2 海水样品

使用海水采样器,自渤海湾(深度 10m 左右)取样。

#### 1.1.3 海洋生物样品

海带样品为大连和石家庄市售;海鱼样品采自大连和秦皇岛。

#### 1.1.4 尿样

较多量食用海产品的健康人群尿样。

### 1.2 主要仪器设备

WFX—1F<sub>2</sub> 原子吸收分光光度仪(北京第二分析仪器厂)、电热石英管原子化器(自制)、WF—2 型氢化物发生器(北京第二分析仪器厂)。

### 1.3 主要试剂

**标准贮备液** 将三氧化二砷(>99%)、砷酸氢二钠(AR)、甲基砷酸钠(进口分装)、二甲基砷酸钠(进口分装)分别配制成 1mg/ml 的标准贮备液,用时稀释成标准工作液。

**硼氢化钾(>92%)、硼氢化钠(进口)、强碱性阴离子交换树脂(天津试剂二厂)。**

**1% APDC (nee 咯啉二硫代氨基甲酸铵)溶液、1% 硼氢化钾溶液、2% 硼氢化钠溶液、pH=4.0—4.5, 柠檬酸钠——盐酸缓冲液、50% KI 溶液、10% 抗坏血酸溶液,人工模拟海水<sup>3</sup>、高纯氮气、高纯氩气。**

### 1.4 试验方法

#### 1.4.1 土样

称取 5g 土样,用 25ml 1mol 盐酸在室温下振荡提取 1h,过滤,并用 1mol 盐酸定容至 50ml。取 4ml 提取液,甲苯或苯萃取后用氢化物发生—电热石英管原子吸收光度法测定 ASL(Ⅲ)。检测装置和流程见图 1。

热石英管原子吸收光度法测定 ASL(Ⅲ)。检测装置和流程见图 1。

另取 12ml 提取液, 甲苯或苯萃取, 离子交换分离, 分别收集二甲基胂酸盐(DMA)、甲基胂酸盐(MMA)和无机砷〔包括 AS(Ⅲ)和 AS(V)〕, 并用 pH=1 的缓冲溶液定容。AS(V)由总无机

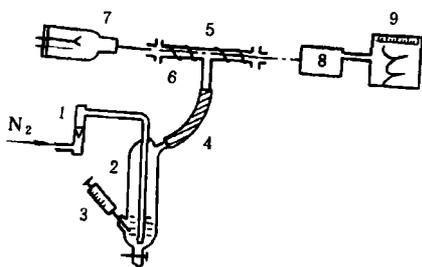


图 1 检测流程示意图

- 1、浮子流量计 2、砷发生器 3、注射器
- 4、导管 5、电热石英管原子化器 6、电热线
- 7、空心阴极灯 8、接受及放大装置 9、计录器

砷与 AS(Ⅲ)差减求得。

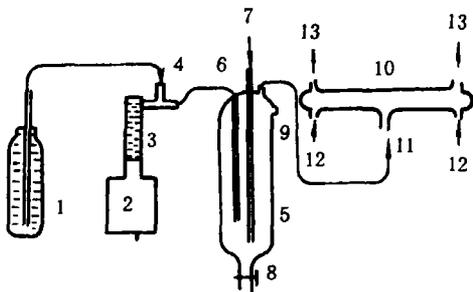


图 2 氢化物发生装置示意图

- 1、NaBH<sub>4</sub> 贮瓶 2、泵 3、计量管
- 4、单向阀 5、氢化物发生器 6、还原剂入口
- 7、载气入口 8、废气出口 9、进样口
- 10、电热石英管原子化器 11、载气入口 12、保护气入口
- 13、气体出口

### 1.4.2 海水

取 300ml 样品, 控制 pH = 4.0—4.5, 加 APDC 氯仿溶液, 振荡 20min, 静置分层后分离, 所得有机相经处理后测 AS(Ⅲ); 水相在酸性条件下加 KI 还原, 再用 APDC—氯仿溶液提取, 有机相经处理后测 AS(V)+MMA; 水相经消化、还原再提取, 所得有机相经处理后测 DMA; 甲苯提取, 控制 pH 值, 测定 MMA, 差减法求得 AS

(V) 含量。以人工模拟海水作空白。

### 1.4.3 海洋生物

#### (1) 生物样品预处理

海带样品预处理: 样品用自来水浸泡清洗, 再用蒸馏水洗净后风干。用组织捣碎机搅成糊状, 于烘箱内 70℃ 下烘干, 再用玻璃研 研至 40—60 目, 置于具塞广口瓶中, 冰箱内保存备用。

鱼样品处理: 将鲜鱼样品用水洗净后, 将肌肉部分用组织捣碎机搅碎, 于烘箱内 70℃ 下烘干, 用玻璃研钵研至 40—60 目, 具塞广口瓶保存备用。

#### (2) 海带和鱼体总砷测定

称取海带样品 0.3—0.5g 置于三角瓶中, 加入 10ml 混酸(硝酸: 高氯酸=1:1), 于远红外消煮炉上加热至近干, 稍冷, 加蒸馏水 10ml(重复一次), 至近干, 冷却至室温, 加 1ml 50%KI, 再滴加 10% 抗坏血酸至溶液无色, 转入 10ml 容量瓶中, 用 pH=1 的缓冲溶液定容, 然后上机测定 AS(总)。

称取鱼样品 0.3—0.5g 置于三角瓶中, 加入 5ml 浓硝酸浸泡 4h 以上, 再加入 10ml 混酸(硝酸: 硫酸: 高氯酸=5:2:3), 置于远红外消煮炉上消煮至近干, 以下过程同上。

#### (3) 海洋生物样品砷的提取

海带样品砷提取: 称取 0.3—0.5g 样品, 置于碘量瓶中, 加入 15ml 提取液(50% 乙醇+0.5mol/L NaOH=1+1), 水浴加热(50—55℃), 间歇振荡, 提取液滤除残渣后备用。

鱼样品砷提取: 称取样品 0.3—0.5g 置于碘量瓶中, 加入 20ml 6mol/L 盐酸, 振荡 1h, 静置过滤, 残渣重复提取 3 次, 合并滤液后备用。

#### (4) 海洋生物体内不同形态砷的分离

经提取后的试液, 用浓盐酸调至酸度为 9.5mol/L, 移入分液漏斗中, 加入甲苯, 振荡提取, 静置分离, 水相用甲苯再次提取, 水相保留, 并定容至 100ml 作为 A 液。合并有机相于分液漏斗中, 用水反萃取 2 次, 合并水相, 用 pH=1 的缓冲溶液定容至 100ml, 然后上机测定 AS(Ⅲ)。

100ml, 上机测定 DMAAC(二甲基次胂酸)。

取保留的 A 液 20ml, 调节酸度为 6mol/L 左右, 置于分液漏斗中, 加入 50%KI 溶液 2—3ml, 还原 10min 左右, 用 10ml 甲苯提取 2 次, 将有机相合并, 再用水反萃取 2 次, 合并水相, 用 pH=4 的缓冲溶液定容至 100ml, 上机测定 AS(V)+DMAA 的含量, 用差减法即可得到 AS(V) 的含量。

测定 AS(V)+DMAA 的溶液(于氢化物发生瓶中), 用 6mol/L 盐酸调节至 pH≤1, 此时测定结果为 MMAA(甲基胂酸)的含量。

#### (5) 海洋生物不同形态砷的测定

前文各步提到的上机测定即为使用原子吸收光度仪进行测定。每次测定从氢化物发生器的

进样口(见图 2)注入 10ml 样品, 至甲苯全部赶出, 仪器信号指示反零后, 启动计量泵自动加入 2%NaBH<sub>4</sub> 溶液, 反应产物砷及有机胂即被载气携带进入电热石英管原子化器, 由于原子化砷对 193.7nm 光辐射的吸收而产生信号, 通过峰高标准工作曲线法定量。

## 2 结果与讨论

### 2.1 土壤环境中砷的形态分布

自然环境中的砷来源于地壳风化和火山爆发, 一般地壳中含砷量 2—5μg/g。不同地区土壤含砷量不同, 如北京地区土壤含砷量 8.7μg/g, 沈阳张土污灌区土壤含砷量 12.2—31.7μg/g,

表 1 污染土壤中几种形态砷的测定结果<sup>1)</sup>

编号 <sup>2)</sup>	用途	MMA (ng/g)	DMA (ng/g)	AS(Ⅲ) (μg/g)	AS(V) (μg/g)	AS(总) (μg/g)
1	旱田(河北)	未检出	未检出	0.5	58.2	58.7
2	稻田(江西)	39	未检出	1.8	104.2	106.0
3	稻田(江西)	未检出	未检出	1.9	89.1	91.0
4	稻田(江西)	18	未检出	4.2	108.2	114.3

1) 2 次测定结果平均值。

2) 1 号为化肥工业引起的污染。2—4 号为冶炼业引起的污染。

表 2 水环境中几种形态砷的含量测定结果(ng/ml)<sup>1)</sup>

样品编号 <sup>2)</sup>	AS(Ⅲ)	AS(V)	MMAA	DMAA	AS(总)
1	0.22	1.63	2.65	1.70	6.20
2	0.31	2.85	0.80	1.54	5.50
3	—	2.18	0.90	1.97	5.05
4	0.32	2.02	2.73	1.82	6.89
5	14.08	7.96	72.04	16.10	—

1) 各数据均为 3 次测定结果平均值

2) 1—4 号为渤海水, 5 号为石家庄化肥厂污水总出口处污水

江西大吉山污灌区为 7.85—21.89μg/g。关于砷在土壤中的形态分布, 日本学者 Takamatsu 1982 年分析了采矿废水和含砷农药污染的土壤砷的含量及其存在形态<sup>(4)</sup>。本文分析了江西大余县有色金属采选和冶炼废水灌溉引起污染土壤和石家庄郊区污灌引起污染土壤中砷的含量及其形态分布, 分析结果列于表 1。研究结果都可以明显看出: 在污染源主要是无机砷的条件下, 不管是水田不是旱地, 稻田还是果园, 江西的酸性土还是河北的碱性土, 无机砷都占总砷量的 99%

以上。无机砷中又以 As(V) 为主, 可占到总砷量的 98% 左右。

不同类型土壤, 物理性状和化学特性差异很大, 江西大余的酸性土壤, 富含活性铁、铝离子; 它们很容易与砷形成铁、铝的无机砷酸盐而被固定; 石家庄土壤是微碱性的钙质土, 钙离子极易与砷形成钙的无机砷酸盐而固定。另外, 比较肥沃的耕作土壤, 都有着丰富的矿物胶体, 对无机砷的固定作用也是很强的。所以不管土壤类型和耕作方式如何, 污染土壤中的砷都主要以无机砷的形式被固定<sup>(15)</sup>。

### 2.2 海水中砷的形态分布

在天然水中, 淡水含砷量较低, Durum 1974 年测定了美国 728 份地表水样品, 70%—86% 的水样含砷量 < 10ng/ml, 和 Braman 1973 年的分析结果是一致的<sup>(5)</sup>。海水中通常砷的含量 6—30ng/ml。渤海水中砷的含量测定结果列于表 2。从表 2 可以看出, 海水中含砷量 5.0—6.9ng/

ml. 和前两位学者的分析结果是一致的。在总砷中有机态砷(MMAA + DMAA)占到总量的40%—70%。5号污水样品中有机态砷占总量的80%。也就是说,在海水和有些砷污染的水体中,有机态砷都占到总砷量相当大的比重。渤海是中国的内海,周围是大工业城市天津、大连和秦皇岛等地,工业生产活动尚未对海洋砷含量构成影响,但是一些使用砷化物的工业企业,仍应对此继续给以重视。

2.3 海洋生物体中砷形态的分布

经测定大连海带样品含砷量 19.6μg/g、石家庄市售样品含砷量 28.6μg/g(均为5次测定结果平均值)。对10种海鱼体总砷含量测定结果列于表3。试验指出,10种鱼砷的提取率平均值为83.47%,而10种鱼加标提取回收率为99.91%,高出前者16.44,说明海洋动物体内除As(Ⅲ)、As(V)、MMAA和DMAA等可溶性砷外,还存在一些不能被提取的难溶性或微溶性砷的化合物,诸如三甲基砷酸和苯基砷酸等。海洋生物体大部分砷以脂溶性或水溶性有机砷化

表3 10种海鱼体内As(总)测定结果

编号	种类	As(总)(μg/g) <sup>1)</sup>		CV (%)干	加标回收率 (%) <sup>2)</sup>
		干样	湿样		
1	带鱼	6.8	2.3	3.4	87.1
2	鳗鱼	27.5	6.9	1.9	92.3
3	鲳鱼	9.0	1.6	3.7	85.9
4	黄花鱼	5.9	1.1	5.4	94.5
5	牛鱼	22.3	4.1	1.9	97.4
6	燕鱼	6.5	1.8	4.7	87.5
7	西非净鱼	5.8	1.3	3.4	88.8
8	西非罗鱼	9.4	1.8	2.0	91.3
9	白姑鱼	3.6	0.7	5.5	89.6
10	白蜜鱼	13.6	2.7	2.1	92.1

1)5次测定结果平均值

2)加10μg 标样

表4 海洋生物体内不同形态砷的含量(μg/g)

样品 <sup>1)</sup>	As(Ⅲ)	As(V)	MMAA	DMAA	提取总砷
带鱼	0.62	0.23	4.72	0.48	6.05
鳗鱼	2.92	0.71	20.5	1.04	25.4
鲳鱼	0.76	—	6.40	0.73	7.83
黄花鱼	0.45	0.12	4.92	—	5.63
牛鱼	1.40	0.42	18.41	0.95	21.50
燕鱼	0.54	0.20	4.08	0.81	5.72
西非净鱼	0.52	0.16	3.84	0.74	5.20
海带	10.3	3.12	2.03	1.21	16.80

1)均为5次测定结果平均值

合物的形式存在<sup>[13]</sup>。Lunde分离了挪威大西洋

沿岸某些鱼和甲壳类动物体内无机砷和有机砷。无机砷,包括用6.6mol 盐酸能降解的有机结合态砷,其含量范围为1.0—2.5μg/g,而有机砷化合物则为3—37μg/g。海洋生物体内的砷大部分以有机砷的形态存在,用上述方法处理并不降解。

对海带和鱼类样品不同形态砷进行提取、分离和测定,测定结果列于表4。由表4看出,海鱼体内的砷以有机砷为主,7种鱼体内有机态砷占提取总量的85%以上,有机态砷中以MMAA为主,其含量为DMAA的几倍至几十倍,这与Lunde(1973b)和Bride(1971)的分析结论是完全一致的<sup>[7,8]</sup>。另外,无机砷中以As(Ⅲ)为主,一般为As(V)的几倍。但也有例外,日本学者Yasui(1978)报道鲨鱼体内的无机砷以As(V)为主<sup>[6]</sup>。自然界是复杂的,不同鱼种采样地点不同,其体内砷的形态分布可能会有很大差异。

Chapman1926年就指出,海洋生物特别是甲壳类动物体内砷含量很高<sup>[9]</sup>。Yasui等1978年研究指出,海洋生物体内砷含量为陆地生物的几十倍乃至上百倍<sup>6</sup>。Lunde指出,海藻类可使培养基中的砷浓缩200—3000倍,且能在体内转化成有机砷。就是说,以过滤大量海水为营养摄食的海洋动植物体,对于水体环境中的砷有很强的富集能力,并有很强的合成转化能力,可将简单的无机砷转化成结构较复杂的种种有机态砷<sup>[10,11]</sup>。Woolson1975年研究指出海洋生物对环境中砷的累积很高,海藻中砷含量为海水的350—71000倍;海藻的含砷量为海水的50—47500倍。从本文的分析结果也可以看出,渤海海洋生物体可提取砷含量(略低于总砷量)为渤海海水的1000—5000倍。不同的海洋生物体对环境中砷的浓缩富集情况与其生存地域密切相关,其含砷量及其砷的形态分布可能有显著差异。

2.4 人尿中砷的形态分布

对于食用较多量海产品前后人尿砷含量变化分析测定结果列于表5。较多量进食鱼、虾、海带和紫菜等海产品的人群,进食后24h内连续采尿样,然后混合,进行分析测定。由表5可以看出,实验人群皆为生命力旺盛的健康年轻人,男

女几乎各半,尿砷含量比原来增加 1.08—8.73 倍。从表 6 可以看出,Braman1973 年指出,人尿中有机态砷含量占其总量的 50%—92%,有机态砷中 DMAA 又占其总量的 66%<sup>[5]</sup>。Creelius1977 年指出,一名饮用含 0.2mgAs(V)井水的人,10h 后,其尿中无机砷浓度提高 5 倍,10—70h 尿中 DMAA 的浓度提高 5—10 倍<sup>[14]</sup>。就是说人体代谢过程可使无机砷甲基化,可使 MMAA 进一步甲基化而生成 DMAA。所以不少学者认为 DMAA 是砷在人体和高等动物体内代谢的最终产物。大量的实验资料说明,海洋动植物体内砷含量较高,但一般不表现毒性或毒性很低。长期而大量食用有无潜在危害,尚待进一步研究。

表 5 食用海产品前后尿砷含量测定结果<sup>1)</sup>

编号 <sup>2)</sup>	As( $\mu\text{g/ml}$ )		增加倍数
	食前	食后	
1	0.069	0.091	0.30
2	0.024	0.151	4.43
3	0.033	0.192	4.20
4	0.021	0.114	4.18
5	0.038	0.114	1.99
6	0.066	0.226	5.88
7	0.029	0.283	8.73
8	0.038	0.113	1.08
9	0.025	0.181	6.71

1) 在食用海产品前曾食用不同数量的高砷食物

2) 1—4 号为男性(20—30 岁),5—9 号为女性(22—27 岁)

表 6 人尿中几种形态砷的含量测定结果( $\text{ng/ml}$ )

尿样	AS(■)	AS(V)	MMAA	DMAA	AS(总)
男(28 岁)尿	<0.1	0.84	0.61	8.9	10.4
男(27 岁)尿	5.1	7.9	2.5	10.4	25.9
男(42 岁)尿	<0.5	2.4	2.4	25.2	30.0
女(40 岁)尿	2.4	4.3	1.8	15.5	24.0

摘自 Braman(1973)

### 3 结论

(1) 污染土壤中的砷,不管是水田还是旱地都以无机砷为主,其中又以 As(V)为主。

(2) 我国渤海水中砷含量 5.0—6.9 $\text{ng/ml}$ ,其中以有机态砷为主。

(3) 渤海动物体中的砷以有机态砷为主,可占其提取总量的 85%以上,其中以 MMAA 为主,其含量为 DMAA 的几倍至几十倍。

(4) 海洋生物体可上千倍地富集环境中的砷,其含砷量远远大于陆地生物体的砷含量。

(5) 人体随食用海产品数量的增加,尿砷含量成倍至几倍的增加。尿砷中以有机态砷为主,有机态砷中又以 DMAA 为主。

### 参 考 文 献

- 1 Bishop R F, Chisholm D Can. *J. Soil Sci.* 1962, **42**:77
- 2 Woolson E A, Axley J H and Kearney P C *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 1971 **35**:938
- 3 Samuel A Amankwah and James L Fasching. *Talanta*. 1985, **32** (2):111
- 4 Takamatsu T. *Soil Sci.* 1982, **133**(4):239
- 5 Braman R S, Foreback C C. *Science*. 1973 **182**:1247
- 6 Yasui A, Tsutsum C, Toda S. *Agric. Biol. Chem.* 1978, **42**:2139
- 7 Lunde G, *J. Sci. Food Agr.* 1973b, **24**:1021
- 8 Mc Bride B C, Wolfe R S. *Biochemistry*. 1971, **10**:4312
- 9 Chapman A C. *Analyst*. 1926, **51**:548
- 10 Lund G. *Acta Chem. Scand.* 1973, **27**:1586
- 11 Lund G. *Environ. Health Perspectives*. 1977 **19**:47
- 12 Maher W A. *Talanta*. 1983, **30** (7):534
- 13 Lunde G. *J. Sci. Food Agric.* 1975, **26**:1247
- 14 Creelius E A. *Environ. Health Perspect.* 1977b, **19**:147
- 15 李生志等. *中国环境科学*. 1983, **3**(2):65

(上接第 47 页)

顶减少 5.6%,使地面辐射差额比南山顶小 67.8%。烟雾层的存在增加了 UBL 的稳定性,在温度结构和污染物浓度之间建立了反馈。

### 参 考 文 献

- 1 王尧奇等. *高原气象*. 1984, **1**:84.
- 2 毛节泰等. *气象学报*. 1983, **41**:321.
- 3 Deuze J L et al. *J. Appl. Met.* 1988, **27**:680.
- 4 Rouse W R and McCutcheon J. *J. Appl. Met.* 1973, **13**:798.
- 5 Ball R J and Robinson G D. *J. Appl. Met.* 1982, **21**:171.
- 6 中国科学院地理研究所气候变化组编译. *气候变化若干问题*. 北京:科学出版社,1977:108.
- 7 沈志宝等. *高原气象*. 1984, **1**:74.
- 8 王永生等. *大气物理学*. 北京:气象出版社,1987:175.
- 9 Grassl H. *Tellus*. 1973, **25**:386.
- 10 Oke T R. *Boundary layer climates*. 2nd edition, London: Methuen Co., 1987:284.

Based on the property of the banknote printing effluent studied, the polysulfone blend hollow fiber membrane with single skin was chosen. The technical parameters of ultrafiltration, such as operating pressure, current velocity, temperature and cleaning reagent, procedure were determined. The results show that when the process operated at an enter pressure of 0.17MPa, recycle feed temperature of about 40°C and a current velocity of about 2.7m/s, the flux could be 50-60L/m<sup>2</sup>·h. Normally the permeate rate can be restored better only through a simple cleaning with the permeate. When the permeate rate ca was declined significantly, a chemical cleaning would be necessary to be taken at a temperature below 70°C. The cleaning period was at least 7 days.

**Key words:** hollow fiber membrane, printing banknote effluent, ultrafiltration, wastewater recycle.

**Treatment of High Concentration Copper-COD Wastewater.** Zhang Zhongyan et al. (Shanghai University of Technology): *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(4), 1993, pp. 37-41

A combined chemical coagulation-biological fluidized bed process has been used to investigate the treatment of wastewater in which the concentrations of copper and COD are 1700-3800mg/L and 3900-5400 mg/L, respectively. The relations between the copper and COD removal rates and the technical conditions of the process, such as retention time, load in influent water, the ratio of gas to water etc. for the fluidized bed, pH and coagulant dosages etc. for coagulation process, have been determined. The results show that the above combined process is the effective one for high concentration copper-COD wastewater. Under the optimum conditions, the copper and COD concentrations in the effluent can be less than 0.82 mg/L and 180 mg/L respectively, and the total removal rates can be obtained of up to 99.97% for copper and 95% for COD.

**Key words:** chemical coagulation, fluidized bed, copper, organic wastewater, wastewater treatment.

**Observation and Analysis on the Radiative Effects of the Lanzhou Winter Urban Smog Layer.** Su Wenyong et al. (Department of Atmospheric Science, Lanzhou University, Lanzhou 730001): *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(4), 1993, pp. 42-47

In winter, there is a dense smog layer over Lanzhou city. In this paper, use the radiative and sonde data obtained in December 1990 at Lanzhou University and at the top of the South-mountain which is 625 m high to analyse and calculate the radiative effects of the smog layer. The Lanzhou urban smog layer is characterized by a high turbidity coefficient and a low wave length exponent, and decreases the solar radiation significantly. The average heating rate of the smog layer is 6.16 °C/d with maximum turbidity coefficient. The smog layer has different extinction to different wave intervals and has a strongest extinction to the visible part. The smog layer causes the counter radiation reaching Lanzhou surface 5.2% more than that of the South-mountain, total incoming radiation is 5.6% less than that of the South-mountain, and surface radiation balance is 67.8% less than that of the South-mountain. The existence of the smog layer increases the stability of the urban boundary layer.

**Key words:** urban smog layer, short-wave heating, long-wave cooling rate, extinction coefficient, surface radiation balance.

**Application of the Face Graph and Geo-accumulation Index**

**Method to the Comprehensive Assessment of Pollution by Heavy Metals in Sediment.** Zhao Zhijie et al. (Department of City and Environmental Science, Peking University, Beijing 100087): *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(4), 1993, pp. 48-52

Based on the sedimentation principles and environmentally chemical characteristics of heavy metal, and using internationally new methods on heavy metal pollution assessment with multi-variable graph expression—face graph, a synthetical assessment study has been made on the state of heavy metal pollution and geo-accumulation of heavy metals in Taizi river sediment in Benxi reach. The results indicated that the state of heavy metal pollution of Taizi river in Benxi reach is very serious, and appropriate counter measures should be taken.

**Key words:** multi-variable graph—face graph, heavy metal pollution, geo-accumulation index.

**Study on Arsenic Speciation in the environment.** Wang Chunxu, Li Shengzhi et al. (Hebei Normal University, Shijiazhuang 050016): *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(4), 1993, pp. 53-57

Different arsenic species in soils, sea waters, marine organisms and urine are determined by using the hydride generation-electrothermal quartz furnace-atomic absorption spectrometry. The results indicates that the inorganic arsenic is a major part of arsenic in soils and As(V) is major part of inorganic arsenic. Methylated arsenic species is important in sea waters and urine. Moreover MMAA and DMAA are significant fractions in marine organisms.

**Key Words:** electrothermal quartz furnace; Atomic absorption spectrometry; arsenic species.

**A Study on the Natural Mineral Manganese Catalytic Oxidation Process for the Treatment of Sulfur-bearing Wastewater.** Chen Tianhu, Wang Jiaquan. (Hefei University of Technology, Hefei 230009): *Chin. J. Environ. Sci.* 14(4), 1993, pp. 58-61

A cheap natural mineral manganese was used as a catalyst to catalytically oxidate sulfur-bearing wastewater at the ambient temperature and pressure. When the wastewater has a sulfur concentration of 100-400mg/L, and is treated in a 10L reactor at pH 9-10, with an air flow of 0.1m<sup>3</sup>/h and a catalyst dose of 100-150mg/L for 4 hours, the removal of sulfur from wastewater reaches 94%-98%. As compared with the similar process without catalyst, the present process has a reduced air volume and time for aeration, about 30% reduction in energy consumption, and about 20% reduction in treatment cost. The results show that Using this King of cheap natural mineral manganese as a catalyst to catalytically oxidate sulfur-bearing wastewater is an effective method.

**Key words:** natural mineral manganese, catalytic oxidation, sulfur-bearing wastewater.

**An Anaerobic Reactor for the treatment of Organic Wastewater Containing High Suspended solids.** Shen Lixian et al. (Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection, Beijing 100037): *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(4), 1993, pp. 62-65

The reactor used in this study combined the features of UASB and two-phase digestion reactors. Acidification, methanogenesis digestion and settling clarification are effectively integrated in one reactor. The return mixing by produced biogas and the liquid is achieved and no energy and equipment are needed. The problems