

CNIC-00782

IAE-0123

CN9402343

# 中国核科技报告

CHINA NUCLEAR SCIENCE & TECHNOLOGY REPORT

原子能院钚污染废水处理实验室研究

STUDY ON TREATMENT OF WASTEWATER  
CONTAINING PLUTONIUM IN CIAE

*(In Chinese)*



原子能出版社

中国核情报中心

China Nuclear Information Centre



曾继述：中国原子能科学研究院副研究员，1959年毕业于中山大学化学系化学专业。

Zeng Jishu; Associate professor of China Institute of Atomic Energy. Graduated from Chemistry Department of Zhongshan University in 1959, majoring in chemistry.

# 原子能院钚污染废水处理实验室研究

曾继述 苏锡光 夏德理 周鸿平

(中国原子能科学研究院,北京)

## 摘 要

提出了对原子能院钚污染废水的处理方案。该废液是含有 $^{239,240}\text{Pu}$ 、 $^{241}\text{Am}$ 等 $\alpha$ 核素的一种去污废液,其 $\alpha$ 放射性水平约 $1\times 10^6$  Bq/L,不能直接送弱放废水处理车间处理,并已经大罐贮存17年。通过实验室研究对方案中的处理方法加以验证。实验结果表明:在合适条件下,采用化学絮凝沉淀,P301型无机材料吸附或者D001-CC大孔阳离子交换树脂离子交换任何一种方法,经过一级处理,都能使钚污染废水的 $\alpha$ 放射性水平降低到 $3.7\times 10^3$  Bq/L以下,从而可以满足送往弱放废水处理车间的要求。

# STUDY ON TREATMENT OF WASTEWATER CONTAINING PLUTONIUM IN CIAE

(*In Chinese*)

Zeng Jishu Su Xiguang Xia Deying Zhou Hongping  
(CHINA INSTITUTE OF ATOMIC ENERGY, BEIJING)

## ABSTRACT

The wastewater containing plutonium in China Institute of Atomic Energy (CIAE) is a kind of specific decontamination liquid waste containing  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  etc, its alpha-radioactivity is about  $1 \times 10^5$  Bq/L. It is not suitable for treatment in Low-Level Radwaste Treatment Plant (LLRTP) due to its high alpha-radioactivity level and has been stored for 17 years. In view of safe management of radioactive waste, a conceptual treatment process for this liquid waste is presented, and the methods in the process are demonstrated. The results obtained show that any method of chemical coagulation precipitation, adsorption by P301 absorbent and ion exchange by macro porous cationexchange resin (D001-CC) can drop the alpha-radioactivity level below  $3.7 \times 10^3$  Bq/L which could meet the acceptable requirements of LLRTP.

# 前 言

铀污染废水是指贮存在原子能院 108 工号不锈钢罐 A01/2 的去污废液。由于其  $\alpha$  放射性水平较高,达  $3.7 \times 10^3$  Bq/L 以上,不能直接送弱放废水处理车间进行处理。鉴于液体废物长期贮存不够安全,本工作的目的是为这罐废水提出处理方案,并通过实验室研究对处理方法加以验证。

## 1 铀污染废水概念处理流程

文献报道去除放射性废液中  $\alpha$  核素的方法很多,包括化学絮凝沉淀<sup>[1,2]</sup>、无机材料吸附<sup>[3,4]</sup>和有机离子交换树脂交换<sup>[5-7]</sup>等等。根据表 1 和表 2 铀污染废水的分析结果可以看出其组成非常复杂,含盐量高,核素种类多,可以预期,任何单一的处理方法都不可能将废水的  $\alpha, \beta$  放射性水平降低到满足废水排放要求,但是,如果采用一种处理方法,它具有较大的浓缩因数,且能使铀废水的  $\alpha$  放射性水平降低到低于  $3.7 \times 10^3$  Bq/L,从而满足弱放废水处理车间的接收要求,转送至该车间就能完成铀污染废水的处理。基于这种考虑,我们设计了铀污染废水的概念处理流程,参见图 1。

表 1 铀废水化学组成分析结果\*

组 成	含 量	组 成	含 量,mg/L	组 成	含 量,mg/L
		Al	77	Nb	882
总悬浮物	6.7 g/L	Ca	1000	Na	<0.03
总氮化物	3.9 g/L	Ce	<0.03	Ni	0.58
		Cr	2.2	Pr	<0.03
F <sup>-</sup>	5.4 mg/L	Fe	540	Sm	<0.009
Cl <sup>-</sup>	52	K	<15	Sr	1.0
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	<15	La	<0.009	Ti	0.50
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	$1.46 \times 10^4$	Mg	180	Y	<0.009
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	230	Mn	25	Pu+Th	19.2
C <sub>2</sub> O <sub>4</sub> <sup>-</sup>	<50	Mo	0.12		

\*取自放化所 33 室分析结果,比重 1.3 g/ml,酸度 0.124 mol/L,

表 2 铀废水放射性核素分析结果\*

放射性核素	<sup>137</sup> Cs	<sup>138</sup> Eu	<sup>147</sup> Eu	<sup>60</sup> Co	<sup>90</sup> Sr
含量, Bq/L	$6.3 \times 10^3$	$8.9 \times 10^3$	$8.9 \times 10^3$	$3.0 \times 10^3$	$2.1 \times 10^3$ **
	<sup>239</sup> Pu	<sup>240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am	<sup>242</sup> Pu	
	$4.1 \times 10^3$	$2.3 \times 10^3$	$4.7 \times 10^3$	$1.3 \times 10^3$	
	$\alpha: 0.033 \times 10^3$ Bq/L = $3.6 \times 10^{-3}$ Ci/L				

\*取自放化所 34 室分析结果,\*\*参考值。

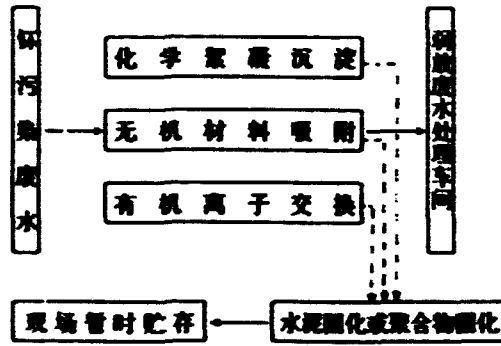


图1 怀污染废水概念处理流程

——上清液或流出液 - - - - -堆场

本文总结了絮凝沉淀、无机材料吸附和离子交换三种可供选择的预处理方法的实验室研究和结果。

## 2 实验部分

### 2.1 材料和试剂

吸附剂材料取自中国地质科学研究院、中国地质博物馆标本工厂、首钢钢铁研究院、沈阳泥炭土研究所等单位，部分为市售产品，有机交换树脂取自南开大学化工厂和上海树脂厂。 $^{239}\text{Pu}$  示踪剂硝酸溶液由放射化学研究所 31 室提供。所用试剂为分析纯或化学纯。

### 2.2 实验方法

#### (1) 平衡分配系数(或吸附比)的测定

称取一定重量预先经过粉碎的吸附材料(通常 60~120 目)或离子交换树脂,置于 15 ml 聚乙烯小瓶中,加入一定体积的怀污染废水或 $^{239}\text{Pu}$  示踪溶液,投入转子,于室温下在电磁搅拌器上搅拌若干分钟,放置过夜,在 4000 r/min 下离心 5 min。取部分上清液于不锈钢测量盘中,烘干制源。在 FJ-322  $\alpha$  低本底  $\alpha$  测量仪上测量  $\alpha$  放射性,在加有吸收铝片的 G-M 计数管下测量  $\beta$  放射性。按下式计算分配系数  $K_d$  或吸附比  $M$ 。

$$K_d(M) = \frac{C_0 - C}{C} \cdot \frac{V}{W}$$

式中,  $C_0$  —— 起始溶液放射性, cpm/ml;

$C$  —— 上清液中放射性, cpm/ml;

$V$  —— 液相体积, ml;

$W$  —— 固体重量, g。

#### (2) 絮凝沉淀操作程序

1 氢氧化物沉淀 量取一定体积(50 或 100 ml)废液置于 200 ml 烧杯中,投入转子,插入 pH 玻璃电极。在电磁搅拌下,逐滴加入 4 mol/L NaOH 溶液至所需 pH 值,再搅拌 15 min,定量转移出溶液和沉淀到量筒中,静止 24 h,观察在自然沉降条件下沉淀的体积。取原水和上清液制源,进行放射性测量,计算总  $\alpha$ (或  $\beta$ )放射性去除率。倾弃部分上清液,定量转移剩下的上清液和沉淀到 15 ml 离心管中,在 4000 r/min 下离心 5 min。取上清液制源,测

量,计算离心后放射性去除率。记录离心后沉淀的体积。

■ 磷酸盐沉淀 除了在用 NaOH 调节溶液 pH 之前,预先加入 0.15 mol/L  $\text{Na}_3\text{PO}_4$  到溶液中,使  $\text{PO}_4^{3-}$  浓度为 0.01 mol/L 之外,其余操作同氢氧化物沉淀程序。

### (3) P301 无机吸附剂湿态吸附实验程序

量取 50 ml 废水于 200 ml 烧杯中,放入转子和 pH 玻璃电极,用 4 mol/L NaOH 预先调节溶液 pH 值到 2,然后加入不同重量 P301 吸附剂(120~200 目)。室温下搅拌 15 min,记录 pH 值,定量转移溶液和吸附剂到 50 ml 量筒中,静止,记录自然沉降的沉淀量随时间的变化。测定静止 24 h 的上清液放射性,求出总  $\alpha$  放射性去除百分率。

### (4) 柱实验操作程序

取少量离子交换树脂或 P301 吸附剂于小烧杯中,加入去离子水浸泡,转移至预先充满水的离子交换柱中到所需体积,调节好流速,接通供料液,收集部分流出液于刻度离心管中,取样测定,求出总  $\alpha$  放射性去除率随流出液体积的变化。

## 3 结果和讨论

### 3.1 絮凝沉淀法对总 $\alpha$ 和总 $\beta$ 放射性的去除

化学絮凝沉淀法是放射性废水处理广泛使用的方法,它可以去除废水中悬浮物、部分硬度、含盐量和放射性等<sup>(1)</sup>,还可以去除以胶体和络合形式存在的铯<sup>(2)</sup>。常用作蒸发、离子交换和吸附处理的预处理步骤。因此首先对它进行试验,从表 1 可看出,废水本身含有大量 Ca, Fe, Al, Mn 等离子,其含量分别为 1000, 540, 87, 25 mg/L。大大超过通常采用氢氧化物或磷酸盐沉淀进行废水处理所用的试剂投加量。利用这一特性,在搅拌条件下直接用 NaOH 溶液调节废水到不同 pH 值,可产生多种氢氧化物沉淀;而预先往废水中加入一定量磷酸根,然后调 pH 值,则可得到不同 pH 条件下的复合磷酸盐沉淀。表 3 和表 4 分别给出两种沉淀方法处理效果。

表 3 氢氧化物沉淀去除放射性的效果

实验 编号	废水 体积	最终 pH 值	自然沉降 沉淀量, ml	离心后沉 渣量, ml	总 $\alpha$ 放射性去除率, %		总 $\beta$ 放射性去除率, %	
					上清液	离心后	上清液	离心后
1	100	4.03	—	2.70	52.9	54.2	8.4	4.0
2	100	6.01	—	4.70	98.4	98.7	6.5	2.9
3	100	7.98	—	4.55	99.1	99.1	24.6	21.1
4	100	9.00	21.1	4.70	99.1	98.8	28.3	28.0
5	100	11.00	—	6.10	99.2	99.9	39.3	45.9

从表 3 看出,当 pH 值大于 8 时,氢氧化物沉淀的总  $\alpha$  放射性去除率一般可大于 99%, 在 pH 值 11 时达到最高,这和文献[1,2]报道的相一致,总  $\beta$  放射性去除率随 pH 值增高而增加,但直到 pH 值为 11 时其去除率仍不到 50%。这主要是由于氢氧化物沉淀对一价铯离子的去除能力很差的缘故。

由表 4 可以看出,磷酸盐沉淀去除铯系核素的能力很强,在 pH4~11,总  $\alpha$  放射性去除率达 99.8% 或者更高。这是由于全部铯系核素能在酸性、中性或者碱性溶液中以磷酸盐形式沉淀<sup>(3)</sup>的性质决定的。本实验中,它们能与铁、铝、钙等一系形成磷酸盐共沉淀。另一方面,从上清液和上清液离心后总  $\alpha$  放射性去除率对比可以看出,经过离心可使  $\alpha$  放射性去污

因数提高约一个量级。这除反映磷酸盐沉淀的高 $\alpha$ 放射性去除效果外,也反映出磷酸盐沉淀法的缺点,即它所形成的絮聚小,沉降速度慢,固、液相完全分离较困难。

表4 磷酸盐沉淀去除放射性的效果

实验 编号	原水 体积	最终 pH值	自然沉降 沉淀量,ml	离心后沉 淀量,ml	总 $\alpha$ 放射性去除率, %		总 $\beta$ 放射性去除率, %	
					上清液	离心后	上清液	离心后
1	100	3.99	—	3.2	98.0	99.8	18.7	28.4
2	100	5.99	—	4.9	99.0	99.9	59.4	84.5
3	100	8.00	—	6.0	99.2	99.9	84.3	84.8
4	120	8.98	31.0	6.1	99.1	99.9	85.5	86.5
5	100	11.00	—	5.0	99.0	99.8	85.2	86.1

对 $\alpha$ 和 $\beta$ 核素的去除效果,磷酸盐沉淀法都比氢氧化物沉淀法高。

由于钡废水固有的特性,形成不溶氢氧化物或磷酸盐的离子浓度高,因而相应产生的沉淀量大,体积浓缩因数较小。为了改善絮聚沉淀的效果,选用有机高分子电解质作助凝剂可能是有利的。

### 3.2 吸附材料的选择和应用

使用天然的或人工制备材料通过吸附(或共沉淀)方法去除废水中铀、钚等 $\alpha$ 核素的研究有所报道。蒙德实验室研究表明,磷酸钙、骨灰、羟基磷酸钙对铀的去污系数高,达 $5 \times 10^4$ 以上<sup>[2]</sup>。范显华等对多种国产磷灰石吸附铀、钚的分配比测定表明,多数材料都能达到 $10^4$ 以上<sup>[2]</sup>,并推荐使用其中P301型样品。从含Pu(Am)模拟料液(pH1~3)流过P301柱的实验表明,穿过床体积直到1000时,铀、钚的去污因数仍高达 $10^4$ 以上。据文献[4~6]报道,人工制备的铁氧体、磷铁矿和针铁矿能有效地去除铀、钚等锕系核素。可想到,天然磁铁矿有可能同样具有去除锕系核素的能力。Smith, C. M等<sup>[7]</sup>使用经硫酸处理过的泥炭土去除放射性废水中的铀和钚,其效果优于通常使用的沸石或椰壳活性炭。文宗雄等<sup>[7]</sup>利用硫酸钡共沉淀,石膏、重晶石层处理工艺高效地去除灯纱厂废水中的钚和铀。我们在钡废物地质处置缓冲回填材料添加剂的研究<sup>[8]</sup>中,发现几种含铈矿物和灰砾汞矿对铀、钚均有高的吸附比,看来可用于放射性废水中铀、钚等锕系核素的去除。基于上述情况,收集了多种材料进行试验。

#### (1) 各种吸附剂对钡废水中总 $\alpha$ 核素的吸附比

选择了磷灰石、磁铁矿、纤维石膏、离子型稀土矿及其与萤石的1:1混合物进行实际废水中总 $\alpha$ 核素的静态吸附比实验。结果见表5。

从表5看出,在试验的9种材料中,在原水低pH低条件下,仅有P301试样对铀、钚具有高的吸附比,达 $10^4$ 以上。这与文献[3]报道的模拟料液中铀、钚的吸附分配比测定结果相比较在数量级上一致,进一步说明P301是选择性吸附铀、钚的好材料,它有可能在含 $\alpha$ 放射性废水的处理中得到应用。

#### (2) <sup>239</sup>Pu示踪的氢氧化物沉淀上清液和磷酸盐沉淀上清液中各种材料对铀的吸附比。

由于上清液中总 $\alpha$ 放射性水平太低,无法满足在吸附后液相仍残留可测量的铀的量。因此采用加入<sup>239</sup>Pu示踪剂的方法,使上清液中起始<sup>239</sup>Pu的比度为 $2.85 \times 10^3$  Bq/ml。几个代表性材料在不同起始pH(4, 6, 8, 9, 11)条件下对铀的吸附比被测定。表6仅列出吸附比的最高值及其对应的最终pH值。表7列出起始pH为8.23的<sup>239</sup>Pu示踪磷酸盐上清液中几种材料对铀的吸附比。



表5 各种吸附剂对总 $\alpha$ 核素的吸附比

实验编号	吸附剂名称	吸附比, ml · g <sup>-1</sup>	最佳 pH 值
1	P301	2.2 × 10 <sup>4</sup>	3.55
2	石灰石	1.7	2.34
3	废磷矿	8.8	3.00
4	白云铁矿	8.3	1.29
5	迁安大石种铁矿	5.3	1.20
6	迁安水厂铁矿	3.0	1.17
7	离子交换土矿	3.2	1.10
8	粘土矿+重石	3.2	1.24
9	纤维石膏	4.6	1.35

实验条件: 固/液=0.5 g/4 ml; 溶液起始 pH=1.18; 搅拌时间: 5 min; 放置 24 h.

表6 两种上清液中不同材料对铀的最佳吸附比

实验编号	样品名称	磷酸盐沉淀上清液			氢氧化物沉淀上清液		
		吸附比, ml/g	起始 pH	最佳 pH	吸附比, ml/g	起始 pH	最佳 pH
1	P301	3755	4	5.12	1312	6	7.54
2	白云铁矿	434	8	7.83	117	11	8.21
3	H-2 泥炭土	678	11	3.24*	318	11	2.02*
4	I-2 泥炭土	375	8	3.59*	59	8	2.50*
5	废磷矿	3611	8	7.76	233	11	8.18
6	重晶石	15966	8	7.77	346	11	8.00

实验条件: 固/液=0.1g/3 ml; 搅拌 5 min; 放置 24 h

\* 经磷酸盐处理过的泥炭土为 H<sup>+</sup> 型, 经交换吸附后得出 H<sup>+</sup>, 故最佳 pH 比起始 pH 低很多, 对应的吸附比可能并非最佳值。

从表 6 的结果看出, 在两种上清液中, 每种材料在合适的 pH 值下, 对铀有较高的去除系数, 大多数达 10<sup>4</sup> 以上。比较而言, 在磷酸盐沉淀上清液中比在氢氧化物沉淀上清液中除铀的效果更好。其中重晶石高达 10<sup>4</sup> 以上的吸附比表明该材料在含铀废液处理中潜在的应用前景。

表 7 结果表明, 除珍珠岩对铀的吸附比较低外, 其他材料在含铀废水处理中也可望有应用价值。

### (3) P301 柱实验结果

在吸附材料选择中, 只有 P301 在原水低 pH 条件下呈现对总  $\alpha$  放射性的高吸附比, 因此采用 60~120 目 P301 进行柱实验, 结果见表 8。

从表 8 看出, 在流出液累计 23 个床体积以前, 总  $\alpha$  放射性去除率大于 99.5%, 同模拟料液的实验结果<sup>[2]</sup> 比较, 其效果差得很多。这可能归因于铀废水酸度较高和大量铁盐的存在。从实验中注意到, 当料液与 P301 接触后, 柱子逐渐出现气泡, 用精密 pH 试纸检验, 前期流出液 pH 值约为 5, 随着流出液体积增加, pH 值逐步降低, 去污效果也明显变差; 同时看到, 在吸附剂表面有棕色沉淀物形成, 使柱子压降增高, 最后使料液流过困难。由此可见, 用

P301 柱直接处理本含镭废水是不合适的。

表 7 硫酸盐沉淀上清液中各种材料对镭的吸附比

实验编号	样品名称	最终 pH 值	吸附比, ml-g <sup>-1</sup>
1	废铀铀矿	8.00	9401
2	铀铀石	7.92	2908
3	铀铀矿	8.04	2203
4	灰铀矿	7.80	2073
5	铀铀石	8.03	2350
6	硫酸土 I	8.03	2260
7	硫酸土 II	8.10	1130
8	磷酸岩	8.03	721

实验条件: 同表 6。

表 8 P301 吸附剂柱实验结果

部分收量 样品编号	流过的 床体体积	平均流速, ml/h	样品 pH 值	总 α 放射性 去除率, %	累计床 体体积
1	2.5	0.63	5	>99.5	2.5
2	4.4	0.62	5	>99.5	6.9
3	16.7	0.57	3	99.5	23.6
4	9.2	0.59	3	96.8	32.8
5	19.2	0.59	3	93.4	52.0

柱尺寸: 3×71 mm(D×H)

#### (4) P301 吸附剂吸附实验结果

鉴于 P301 柱操作的困难, 采用预先调节镭废水 pH 值至 2(此时不出现沉淀), 然后投加 P301 粉末混悬液吸附的方法进行了试验。测定其自然沉降量和离心后沉淀量以及沉降 24 h 的总 α 放射性去除率, 结果见表 9。

表 9 不同 P301 投加量对总 α 放射性的净化效果

实验 编号	镭废水 体积, ml	P301 投 加量, g	搅拌后 pH 值	沉 降 时间, h	自然沉降 沉淀量, ml	离心后沉 淀量, ml	总 α 放射性 去除率, %
1	50	0.5	2.40	1	8.0		68.2
				24	6.2		
				160	6.0	2.1	
2	50	1.0	3.65	1	5.5		93.6
				24	5.0		
				160	4.8	2.2	
3	50	1.5	4.22	1	6.5		90.7
				24	5.2		
				160	5.0	2.3	
4	50	2.0	4.55	1	7.5		90.6
				24	5.8		
				160	5.8	2.5	
5	50	2.5	4.80	1	10.0		90.8
				24	7.0		
				160	2.5	2.5	

从表 9 可看出,随 P301 投加量增加总  $\alpha$  放射性去除率增加。当投加量为原水重量的 4%~5% 时,去除率达 99.5% 以上。24 h 自然沉降沉淀体积为原水体积的 12%~14%;离心后为 5%。与沉淀法(表 3.4)比较自然沉降泥量约少一半。因此,P301 混悬吸附法比沉淀法优越。

### 3.3 有机离子交换树脂的选择和应用

文献[1]报道了使用有机离子交换树脂去除废水中的铀。Wiley, J. R. [10]用钠型 Dambite ARC-350 树脂柱去除模拟萨凡那河工厂废液中的铀的实验表明,处理了 20 个床体积后,铀去除系数为 180;用床体积为 25 ml 的两根柱子串联处理实际废液上清液,20 床体积流出液中铀去除系数达 500,此法还经过扩大 100 倍的实验验证[11]。爱德实验室的 Herald, W. R. 等人[12]对大孔离子交换树脂去除工艺废水中的铀和铯进行了评价,指出以离子形式存在的六价铀和铯,大孔树脂的  $K_d$  值比骨炭高,而对于多聚铀,骨炭的去除能力稍高。用 Amberlyst XN1010 和 Dowex-MCS-1 两种大孔强酸性树脂的小柱实验表明,它们对铀、铯有高的去除效果。基于上述情况,我们从南开大学化工厂和上海树脂厂取回不同型号的大孔树脂和部分吸附树脂及凝胶树脂进行了对照实验,试图从中筛选出适于去除含铀废水中总  $\alpha$  放射性的样品。

#### (1) 有机离子交换树脂对废水中 $\alpha$ 核素的去除

采用静态实验方法测定了 11 种树脂对废水中总  $\alpha$  核素的分配系数,结果见表 10。

从表 10 看出,试验的 11 种树脂中,5 种强酸性阳离子交换树脂的  $K_d$  达  $10^2$  数量级以上。大孔阳树脂比凝胶型树脂 D001 $\times$ 7 $\times$ 7 去除  $\alpha$  核素的能力强。其中通常用于有机催化、生物提炼氨基酸提炼等的 D001-CC 树脂呈现特别高的去除  $\alpha$  核素能力,其  $K_d$  值达  $5 \times 10^2$ 。在低 pH 值下,阴树脂和吸附树脂去除  $\alpha$  核素能力均差。

#### (2) D001-CC 离子交换树脂柱实验结果

在直径 3 mm 玻璃交换柱中,装入 D001-CC 离子交换树脂(40~60 目)至高度 78 mm,树脂床体积为 0.55 ml,用恒流泵输入铀废水,流速为 1.21 ml/h(2.2 Bv/h),连续地部分收集不同时间间隔内流出液样品,分别从每一部分收集样品和铀废水中取平行样进行  $\alpha$  计数测定,求出总  $\alpha$  放射性去除率,实验结果见表 11。

表 10 离子交换树脂对废水中  $\alpha$  核素的去除

实验编号	树脂型号	树脂名称	$K_d, ml \cdot g^{-1}$	最终 pH 值
1	D001 $\times$ 7 $\times$ 7	强酸性苯乙烯系阳离子交换树脂	438	1.42
2	D72	大孔强酸性苯乙烯系阳离子交换树脂	661	1.25
3	D61	大孔强酸性苯乙烯系阳离子交换树脂	549	1.37
4	D001-CC	大孔强酸性苯乙烯系阳离子交换树脂	5137	1.05
5	D251	大孔强酸性苯乙烯系阳离子交换树脂	1.2	1.00
6	D370	大孔弱酸性苯乙烯系阳离子交换树脂	4.8	4.20
7	H103	吸附树脂	2.7	1.04
8	200	大孔强酸性离子交换树脂	628	1.38
9	900	大孔弱酸性离子交换树脂	4.5	1.02
10	703	大孔弱酸性离子交换树脂	7.4	1.07
11	XAD-4	吸附树脂	0.4	1.14

实验条件:固/液=0.5 g/1 ml;搅拌时间:5 min;放置 24 h。

表 11 D001-CC 离子交换树脂柱对钚废水总  $\alpha$  放射性的去除

部分收集样品编号	流过柱床的体积数,	总 $\alpha$ 放射性去除率, %	累计床体体积数, ml
1	5.6	99.9	5.6
2	32.7	99.6	38.3
3	15.6	96.7	53.9
4	37.6	97.5	91.5
5	20.4	97.4	111.9
6	32.0	97.5	143.9
7	19.4	97.2	163.3
8	34.4	97.0	197.7
9	14.0	96.7	211.7
10	61.1	93.2	272.8
11	48.9	83.1	321.7

从表 11 看出,在流出液累计 38 床体积之前,总  $\alpha$  放射性去除率在 99.5% 以上,在 197 床体积之前去除率在 97% 以上,这种情况仍能满足把钚废水的  $\alpha$  放射性水平降低到小于  $3.7 \times 10^3$  Bq/L 水平。可见 D001-CC 大孔强酸性苯乙烯系阳离子交换树脂(南开大学化工厂产品)是去除钚废水中  $\alpha$  核素的高效树脂。

显然,离子交换法比化学絮凝沉淀法或无机材料吸附法有高得多的浓集因数。

#### 4 结 论

钚污染废水处理实验室研究的结果表明,化学絮凝沉淀载带方法, P301 无机吸附方法和 D001-CC 大孔强酸性苯乙烯系阳离子交换树脂离子交换方法在合适条件下均能有效地去除钚、镅等  $\alpha$  放射性核素,使钚污染废水的  $\alpha$  放射性水平降低到  $3.7 \times 10^3$  Bq/L 水平以下,从而满足送往弱放废水处理车间处理的要求。

上述三种方法的选择取决于设备简单、操作方便、处理费用低以及与随后的固化工艺、贮存方式等协调、推荐采用 P301 混悬吸附法。该法产生的沉渣进行水泥固化,固化体现场暂存。

#### 参 考 文 献

- [1] 王宝贞编著. 放射性废水处理, 上册. 科学出版社, 1979
- [2] Niens, D. E. et al. MLM-2244
- [3] 范星华等. 辐射防护, 1984, 5, 340
- [4] Floyd, T. E. et al. Radioactive Waste Management and the Nuclear Fuel Cycle, 1983, 4(2), 195
- [5] Sanchez, A. L. et al. Chimica et Cosmochimica Acta, 1984, 49, 2297
- [6] 星三千男. Radiobiotopos, 1986, 35, 571

- [7] Smith, C. M. et al. *Solvent Extraction and Ion Exchange*, 2(7&8), 1123, 1984
- [8] 文家雄等. 放射性废物管理讨论会论文集(三). 中国核学会, 中国环境科学学会, 中国海洋学会联合举办, 湖南, 1986
- [9] 曾继述, 夏德迎. *核化学与放射化学*, 1992, 14(1), 49
- [10] Wiley, J. R., DP-1408, 1976
- [11] Wiley, J. R., DP-1436, 1976
- [12] Herald, W. R. et al. *Management of Low-Level Radioactive Waste*, Vol. 399, 1979

C

原子能院钚污染废水处理实验室研究

原子能出版社出版(北京市海淀区阜成路13号)

通讯处:北京2198信箱,100037(邮编)

中国原子能工业公司翻译部排版

中国核科技情报所印刷

开本 787×1092 1/16 ·印张  $\frac{1}{2}$  ·字数 13 千字

1993年9月北京第一版·1993年9月北京第一次印刷

ISBN 7-5022-1618-2  
TC·625



This report is subject to copyright. All rights are reserved. Submission of a report for publication implies the transfer of the exclusive publication right from the author(s) to the publisher. No part of this publication, except abstract, may be reproduced, stored in data banks or transmitted in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording or otherwise, without the prior written permission of the publisher, China Nuclear Information Centre, and/or Atomic Energy Press. Violations fall under the prosecution act of the Copyright Law of China. The China Nuclear Information Centre and Atomic Energy Press do not accept any responsibility for loss or damage arising from the use of information contained in any of its reports or in any communication about its test or investigations.

ISBN7 - 5022 - 1018 - 2  
TL • 639

P.O.Box 2103  
Beijing, China

**China Nuclear Information Centre**