



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA  
DE MEXICO

8  
24

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES "ZARAGOZA"

"TRATAMIENTO DE DESECHOS RADIACTIVOS  
LIQUIDOS DE APLICACIONES MEDICAS"

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE  
INGENIERO QUIMICO  
P R E S E N T A I  
JORGE CASTILLO ALANIS

U N A M  
F E S  
Z A R A G O Z A



LO VISIONARIO  
DE NUESTRA DEFLEXION

MEXICO, D. F.

1995

FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional  
Autónoma de México



## **UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso**

### **DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AUTÓNOMA DE  
MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS  
SUPERIORES \*SARAGOZA\*

JEFATURA DE LA CARRERA  
DE INGENIERIA QUIMICA

OF/JU/082/28/95

**C. JORGE CASTILLO ALANIS  
P R E S E N T E.**

En respuesta a su solicitud de asignación de jurado para el Examen Profesional, le comunico que la Jefatura a mi cargo ha propuesto la siguiente designación:

**PRESIDENTE: QUIM. FERNANDO A. CARTU GARSA**  
**VOCAL: M. en C. JUAN JIMENEZ DOMINGUES**  
**SECRETARIO: ING. FRANCISCO MANDUJANO ORTIZ**  
**SUPLENTE: ING. ANDRES AQUINO CANCHOLA**  
**SUPLENTE: ING. ARTURO E. MENDES GUTIERRES**

**A T E N T A M E N T E**  
**"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"**

México, D.F., 28 de marzo de 1995



**ING. JOSE BENJAMIN KANGEL GRANADOS**  
**JEFE DE LA CARRERA**

Irm.

**EN MEMORIA DEL N. en C. CARLOS MORALES BERNAL.**

**A MIS PADRES.**

**Por darme la mejor herencia de este mundo:  
La educación que hoy tengo para defenderme ante la vida.**

**A MI MAMA.**

**Por su amor, apoyo, confianza, comprensión, dedicación,  
desvelos, fortaleza y todos sus valores que me han  
permitido seguir adelante con paso firme  
y decidido durante toda mi vida.**

**A MIS ABUELITOS.**

**Por ser mis angeles de la guarda.**

**A PACO Y ARACELI.**

**Por que más que un lazo de sangre, son lazos de  
amistad, cariño, confianza y comprensión lo  
que nos une y da la fuerza para librar  
las adversidades.**

**AL M. en C. SERGIO AJURIA GAREA**  
Por haberme dado todo su apoyo y asesoría para la  
realización de esta tesis. Gracias por darme  
su confianza y el honor de considerarme  
su discípulo.

**A LA PROFESORA VERONICA JAVIER BASILIO**  
Por creer en mí y regalarme de su entusiasmo y fé para  
seguir adelante, por que sin sus palabras de  
aliento en el momento justo tal vez  
no estaría aquí.

**A TRINI**  
Por que de ti solo he recibido amor, apoyo, cariño y  
comprensión. Por ser tu quién me motiva y me  
mueve para seguir y abrirme paso  
en nuestro futuro.

**A RICARDO, GUSTAVO Y JOSE LUIS**  
Por que esto no es un ejemplo y nunca lo será, tan  
solo es una muestra de lo que con dedicación,  
disciplina, entusiasmo y trabajo  
se puede conseguir.

**A MI TIO FIDEL ALANIS VILLANUEVA**  
Por su apoyo incondicional y confianza, gracias sin el  
no hubiera sido posible el último tirón.

**GRACIAS en especial al M. en C. Juan Jiménez Domínguez, por su valiosa asesoría para llevar a buen término esta Tesis.**

**GRACIAS al Departamento de Desechos Radiactivos del ININ.. Tito, Inocente, Guillermina, Esther, Eusebio, Agustín, Serafín, Crispín, Arturo y Ramón. Por su apoyo y amistad incondicional para la realización de esta Tesis.**

**GRACIAS al Departamento de Vigilancia Radiológica Ambiental del ININ por su apoyo en las determinaciones de las actividades de los desechos radiactivos. Por sus valiosos consejos y colaboraciones.**

**INDICE**

pág.

**RESUMEN**

Introducción .....	1
1. Generalidades .....	14
1.1. Definición de desechos radiactivo .....	15
1.2. Clasificación de los desechos radiactivos .....	15
1.2.1. Desechos de alta actividad .....	16
1.2.2. Desechos de baja actividad .....	17
1.2.3. Desechos de actividad intermedia .....	18
1.3. Fuentes generadoras de desechos radiactivos .....	19
1.3.1. Desechos radiactivos institucionales .....	20
1.4. Medicina Nuclear .....	23
1.4.1. Aplicaciones de los radioisótopos .....	25
1.5. Análisis de datos de los archivos de recolecciones de desechos realizadas por el departamento de desechos radiactivos .....	30
1.5.1. Análisis por fuentes generadoras .....	31
1.5.2. Análisis por radioisótopos recolectados ....	32
1.5.3. Análisis por volúmenes recolectados .....	33
1.5.4. Tendencias y conclusiones .....	34

1.6. Principios de caracterización de los desechos radiactivos.....	39
1.6.1. Propiedades químicas de los desechos radiactivos líquidos .....	39
1.6.2. Propiedades físicas de los desechos radiactivos líquidos .....	43
1.6.3. Propiedades radiológicas de los desechos radiactivos líquidos .....	45
1.6.4. Propiedades biológicas de los desechos radiactivos líquidos .....	47
1.6.5. Consideraciones especiales de seguridad (Concepto ALARA) .....	47
1.7. Separación y segregación de los desechos radiactivos.....	50
1.7.1. Segregación de desechos líquidos radiactivos.....	51
1.7.2. Características de los desechos líquidos ...	53
1.8. Tecnologías disponibles para el tratamiento de los desechos radiactivos líquidos .....	54
1.8.1. Precipitación química .....	55
1.8.2. Intercambio Iónico .....	57
1.8.3. Evaporación .....	59



2. Diseño experimental .....	61
2.1. Selección del sistema de tratamiento .....	62
2.1.1. Características del desechos líquido .....	62
2.1.2. Tecnologías disponibles .....	63
2.1.3. Requerimientos para la liberación de los efluentes al medio ambiente .....	65
2.2. Precipitación química .....	67
2.2.1. Mecanismos de precipitación química .....	69
2.2.2. Principios generales .....	70
2.2.3. Procesos generales de precipitación .....	79
2.2.4. Procesos de precipitación para radionúclidos específicos.....	87
2.2.5. Procesos combinados .....	89
2.2.6. Químicos y materiales usados en los procesos de coagulación y floculación .....	91
3. Parte experimental .....	97
3.1. Separación y segregación en campo .....	98
3.1.1. Medio en solución.....	99
3.1.2. Actividad .....	99
3.1.3. pH .....	100
3.2. Implementación experimental a nivel laboratorio ...	100
3.2.1. Material y equipo .....	101

3.2.2. Normas de seguridad radiológica utilizadas para el manejo de desechos radiactivos líquidos .	103
3.2.3. Procedimiento de trabajo experimental .....	106
4. Resultados .....	109
4.1. Resultados generales .....	110
4.2. Discusión de resultados .....	111
4.2.1. <sup>32</sup> S .....	115
4.2.2. <sup>32</sup> P .....	119
4.2.3. <sup>125</sup> I .....	123
5. Conclusiones .....	127
6. Glosario .....	131
7. Bibliografía .....	140

## RESUMEN

El presente trabajo es un estudio del tratamiento de los principales desechos radiactivos líquidos de aplicación médica, generados por las instituciones de salud que prestan el servicio de Medicina Nuclear, abarca el  $^{32}\text{P}$ ,  $^{35}\text{S}$  y  $^{125}\text{I}$ . Los tratamientos desarrollados e implementados fueron precipitaciones químicas específicas de cada radioisótopo de desecho. Esto implica precipitar específicamente al radioisótopo que se encuentra en solución dentro del desecho, incorporando el isótopo a un compuesto insoluble en la fase acuosa del desecho, por medio de este proceso el radioisótopo queda dentro del compuesto insoluble, dejando la fase acuosa con una actividad mas baja que la inicial. El  $^{32}\text{P}$  se precipitó en forma de  $\text{Ca}_3^{32}\text{PO}_4$  y  $\text{Ca}_2\text{H}^{32}\text{PO}_4$ , obteniendo un Factor de Descontaminación (DF) al final del tratamiento de 32. El  $^{35}\text{S}$  se precipitó en forma de  $\text{Ba}^{35}\text{SO}_4$ , obteniendo un DF de 26. El  $^{125}\text{I}$  se precipitó en forma de  $\text{Cu}^{125}\text{I}$  para obtener un DF de 24. Los resultados de los tratamientos se encuentran dentro de los límites marcados por el Organismo Internacional de Energía Atómica para su segura liberación al medio ambiente.

## INTRODUCCION

La adecuada gestión ( esto es, hablando desde un punto de vista global en el cual el término de gestión no solamente implica el mero tratamiento de los desechos radiactivos, sino desde la propia recolección de estos, pasando por su clasificación, segregación, tratamiento y por último su disposición final ) de los desechos radiactivos líquidos es parte fundamental en el uso pacífico de la energía nuclear. Los desechos radiactivos deben de manejarse de manera que se asegure la integridad del personal ocupacionalmente expuesto, el público en general y el propio medio ambiente. Las exposiciones a las cuales sea expuesto el personal ocupacionalmente expuesto<sup>(1)</sup> y el público en general deben de ser tan bajas como razonablemente sea posible ( principio ALARA - mantener los niveles de radiación tan bajos como razonablemente sean posible- ) y de igual forma no deben de exceder los límites permisibles, por ejemplo ningún miembro del público en el grupo crítico debe de recibir una dosis superior a 0.5miliSevertz/año<sup>(4)</sup>. En cuanto a la protección ambiental se debe de cumplir con los límites permisibles dados por la norma 10-CFR-20<sup>(6)</sup> para que puedan ser liberadas sin peligro al medio ambiente.

Este es uno de los contextos más importantes hablando del uso de la energía nuclear, ya que el manejo de los desechos radiactivos, es una pieza muy importante en la aceptación pública de ella; es por ello que un adecuado manejo de los desechos radiactivos, aunado con una adecuada canalización de la información referente a estos para el público en general por parte de las autoridades competentes así como de la comunidad científica,

devengará en una mejor aceptación de los beneficios que representa el uso pacífico de la energía nuclear.

La industria nuclear y todos los usuarios de materiales radiactivos producen diversas clases de desechos radiactivos. Todos o la mayoría de estos necesitan de algún tipo de tratamiento con el fin de reducir las cantidades de contaminantes tanto radiactivos como no-radiactivos<sup>(12)</sup> a niveles que permitan ser descargados en forma segura al medio ambiente de acuerdo a las convenciones internacionales<sup>(6)</sup> y a las regulaciones nacionales<sup>(1)</sup>.

Los volúmenes de los líquidos de desechos son relativamente mayores en comparación con los niveles de actividad que presentan que son generalmente de niveles bajos e intermedio. Los procesos de tratamiento separan el desecho en dos partes, la parte radiactiva la cual es concentrada en la menor cantidad de líquido posible (con la mayor cantidad de actividad presente), y la otra parte no-radiactiva ( la mayor parte del líquido ) la cual una vez monitoreada podrá ser descargada sin peligro al medio ambiente, descargando tanta agua descontaminada como sea posible.

Los procesos de precipitación son particularmente adecuados para el tratamiento de volúmenes considerables de desechos líquidos con bajas concentraciones relativas de radionúclidos. Estos procesos son muy versátiles y pueden ser usados para tratar una amplia variedad de radionúclidos, incluyendo aquellos que contengan grandes cantidades de partículas en suspensión<sup>(5)</sup> o altas cantidades de sales disueltas. Sin embargo, una alta concentración de sales puede reducir las opciones para otro tipo de tratamiento, así como

la generación de descargas al medio ambiente poco seguras.

Como se mencionó en un principio, la gestión adecuada de los desechos radiactivos es parte integral e indispensable de la utilización pacífica de la energía nuclear. Debido al creciente uso y aplicación de los radioisótopos en medicina, su tratamiento es actualmente un tema prioritario en todos los países que utilizan este tipo de servicios médicos. Este proyecto se planteó debido a la creciente cantidad de desechos radiactivos líquidos generados por las diferentes instituciones médicas en México que prestan el servicio de medicina nuclear; dicha acumulación de desechos líquidos le ha generado al Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares un problema de inventario de desechos con la consiguiente saturación de su almacén temporal para desechos líquidos en el Departamento de Desechos Radiactivos; aunado a estos el hecho de que no se tenía un sistema de tratamiento específico para ningún isótopo de desecho tanto a nivel institucional como a nivel nacional.

El alcance de este proyecto implica plantear las bases experimentales para solucionar el problema de la acumulación excesiva de los desechos radiactivos líquidos dentro del Departamento de Desechos Radiactivos -DDR-, por medio de la implementación del primer sistema de tratamiento de desechos líquidos en el país, por medio de la precipitación química específica de los desechos radiactivos líquidos, con el fin de concentrar los desechos a un volumen menor y reducir lo más posible la actividad de estos en su fase acuosa.

Dentro de los objetivos particulares que persigue esta tesis tenemos los siguientes:

1.- Realizar un estudio estadístico de la generación de desechos radiactivos líquidos de origen médico en México.

2.- Clasificar y caracterizar los desechos radiactivos líquidos que permanecen almacenados en el patio caliente del PATRADER (Planta de Tratamiento de Desechos Radiactivos).

3.- Implementar el método de precipitación química para los 3 radioisótopos más característicos, provenientes de las diferentes instituciones médicas que prestan el servicio de medicina nuclear.

El presente estudio pretende de alguna manera, plantear también las bases de lo que sería el esquema de un sistema integral de manejo de los desechos radiactivos, donde el tratamiento es la parte fundamental de este estudio, más no por esto una parte aislada dentro de este esquema; por lo que se plantea de manera general el enfoque de un sistema integral de manejo de desechos radiactivos, sin perder de vista que el tema principal de esta tesis es el tratamiento de los desechos radiactivos de aplicación médica.

Cualquier tipo de material que contenga radioisótopos<sup>(7)</sup> ( o isótopos radiactivos ) y sea usado por corto tiempo o bien su vida útil sea muy corta, por definición es un desecho radiactivo. Los isótopos son caracterizados de acuerdo a su tipo de radiación



emitida: alfa, beta o gamma, así como por su tiempo de vida media, y cantidad de energía emitida.

Los efectos a la salud debido a la exposición a un radioisótopo dado esta basado en los factores anteriores, así como tambien por su forma física, química y la forma de exposición. Esto es, el impacto dependerá de si la fuente fue externa al receptor o bien se ingirió, inhaló, absorbió a través de la piel o si se introdujo al organismo por cualquier otro método.

Los desechos radiactivos son y han sido generados por instituciones gubernamentales y privadas; los desechos consisten en grandes volúmenes de material conteniendo actividades relativamente "bajas" de materiales radiactivos. Los niveles de radiación externa en la superficie de un contenedor varían desde casi despreciables hasta niveles que podrían ser letales, y que requieren de blindajes y manejos especiales.

Los desechos radiactivos son generalmente descritos bajo una clasificación que identifica consideraciones como la fuente generadora del desecho (gubernamental, industrial o académica), los aspectos radiológicos relativos al manejo y disposición de desecho (con la debida distinción entre desecho de alto nivel y de bajo nivel), o los procedimientos por los cuales se produjeron (descontaminación o recolección).

Características tales como niveles de radiación externa, tiempos de vida media de los radioisótopos y el potencial riesgo para la salud, son datos críticos para el diseño, operación y construcción de un exitoso manejo de un sistema de tratamiento y

disposición final de los desechos radiactivos.

Para tener un mejor enfoque del estudio de esta tesis, necesitamos saber de primera instancia de donde se generan los desechos radiactivos, en que forma y para que se utilizaron, para ello hacemos una pequeña referencia al estudio de la Medicina Nuclear. El origen de la Medicina Nuclear<sup>(8)</sup>, estuvo basado en la necesidad de que la glándula Tiroides tomara el Iodo para metabolizar las hormonas tiroideas, con ello fue posible entonces desarrollar técnicas para introducir al organismo compuestos marcados con Iodo radiactivo para poder visualizar la glándula Tiroides; después de que estas fueron gradualmente perfeccionadas, fue posible poder observar todos los órganos del cuerpo plasmados en imágenes.

El detector manual de radiactividad fue sustituido por aparatos automáticos, y todas las técnicas se han expandido desde que el <sup>99m</sup>Tc (Tecnecio 99 meta estable) se empezó a usar.

Los radioisótopos presentan dos ventajas fundamentales:

a) Se pueden utilizar en cantidades extremadamente pequeñas, por ejemplo se pueden dosificar hasta en un Nanogramo ( $10^{-9}$ g) -con ayuda de los aparatos apropiados-.

b) Pueden ser dirigidos a partes específicas del organismo, por ejemplo el Yoduro Sódico ( $\text{Na}^{125}\text{I}$ ) radiactivo se comporta dentro del organismo exactamente igual al Yoduro sódico normal ( $\text{NaI}$ ) que se encuentra comúnmente en la sal yodatada (común en muchos hogares); este compuesto se metaboliza y el Iodo se concentra en la glándula Tiroides donde se convierte en Tiroxina.

otros átomos de Iodo pueden dirigirse hacia algunas otras partes del organismo como a la médula ósea, a los hematíes, al hígado, a los riñones o bien permanecer un determinado tiempo en el torrente sanguíneo.

De acuerdo al tipo de radiación emitida, los radioisótopos que emiten partículas alfa (núcleos de He) tiene un poder de penetración tan pobre que no pueden ser empleados en mediciones desde el exterior del cuerpo, los isótopos que emiten partículas beta (electrones) tienen un poder de penetración moderado y por ende dan resultados terapéuticos útiles en las cercanías de donde fueron liberadas; en cambio los radioisótopos emisores de rayos gamma (altamente energéticos) tienen un poder de penetración muy grande, por lo que pueden ser detectados fácilmente con detectores de radiación fuera del cuerpo.

Para tener una idea de tales poderes de penetración, una hoja de papel impide el paso de partículas alfa, un bloque de madera (de aproximadamente 1 pulgada) deja pasar partículas beta y para poder detener los rayos gamma de cualquier energía se necesita de una pared gruesa de concreto (aprox. 5 pulgadas). La clave entonces para el uso de los radioisótopos estriba en su energía emitida, cuando se aplica una dosis de radiación, es para producir el efecto deseado con el mínimo de efectos secundarios en el individuo, aunque si esto lo expresáramos en términos de energía o trabajo, la cantidad de energía asociada con una dosis de radiación es muy pequeña.

Lo significativo estriba entonces en que las "energías" se liberen en forma tal que provoquen cambios importantes en la composición molecular de las células individuales en el organismo, provocando el máximo efecto terapéutico en el paciente.

La mayor parte de los desechos radiactivos líquidos de bajo nivel son producidos como " subproductos de aplicaciones en medicina ( por ejemplo análisis o terapias )". La producción y los efectos de estos desechos sobre el medio ambiente estan sujetos a continuas investigaciones y escrutinios, por parte de las agencias reguladoras ( Comisión Nacional de Seguridad Nuclear y Salvaguardias -CNSNS- en el caso de México ), así como de grupos públicos<sup>(12)</sup>.

Aunque es poco conocido, la parte más significativa de los desechos radiactivos generados en el país son generados por instituciones que no pertenecen al ciclo del combustible nuclear. Estas instituciones estan licenciadas por la CNSNS para el uso de materiales radiactivos en forma de fuentes no selladas, lo que resulta como consecuencia en la propia generación de desechos radiactivos. Tales desechos resultan de la contaminación de artículos e instrumentos desechables, reactivos químicos y materiales biológicos. Este grupo de generadores de desechos no es muy variado y consiste principalmente de usuarios académicos, industriales y médicos.

En el caso particular de la medicina nuclear, un fármaco "marcado" con un radioisótopo de vida media corta es introducido a través de varios órganos del cuerpo humano para efectos de diagnóstico o bien terapéuticos. Los desechos producidos típicamente son divididos en dos clases<sup>(13)</sup>:

- sólidos, comprenden jeringas desechables, viales, tubos de ensayo, papel absorbente, guantes, etc.

- líquidos, estos generalmente son radiofármacos no utilizados y compuestos químicos usados para los propios análisis o terapias que han estado en contacto directo con el radioisótopo en cuestión.

La naturaleza radiológica de un desecho radiactivo líquido es establecida por los radionúclidos individuales presentes<sup>2</sup>, generalmente en términos del tipo e intensidad de sus emisiones energéticas durante su decaimiento (alfa, beta o gamma) y la persistencia de los radionúclidos como medida de su propia vida media. El nivel de actividad de estos constituyentes son también función de su concentración en el desecho; en general la naturaleza peligrosa de un desecho radiactivo líquido es establecida por la mezcla de materiales presente más que de los constituyentes individuales. Es necesario considerar que la presencia de materiales no radiológicos tales como metales, químicos de procesos y materiales orgánicos, también actuarán individualmente a través de interacciones tales como reacciones químicas, formación de complejos, etc. Estas interacciones pueden cambiar la forma física y química del material de la matriz, por lo cual es muy importante

tomar en cuenta estos factores desde un principio ( en el caso de su posterior inmovilización ).

Los líquidos de desecho radiactivos incluyen las propias fuentes generadoras de estos ( los materiales de marcado y el propio material donde se encuentra presente ), hasta material o productos nucleares especiales. El sistema de clasificación de la Comisión Reguladora Nuclear para los desechos de bajo nivel (LLW) en conjunción con la regulación de desechos de bajo nivel (10 CFR 61), divide a los desechos en función del tipo y concentración de los radionúclidos constituyentes. Aunque estas designaciones y clasificaciones asisten en establecer requerimientos uniformes para el manejo, embalaje, transporte y disposición final de los desechos, estas no caracterizan a los desechos radiactivos líquidos por sus propiedades químicas, físicas y biológicas de cada uno, esto en principio reviste de gran importancia en cualquier esquema de manejo de desechos radiactivos por lo que se revisaran los principios fundamentales de la caracterización de los desechos radiactivos.

La industria nuclear y todos los usuarios de materiales radiactivos ( en especial los de uso médico ), producen una amplia variedad de desechos radiactivos líquidos. Los volúmenes de estos desechos son muy grandes (aproximadamente  $173000 \text{ m}^3$  en 1980<sup>(2)</sup> -a nivel mundial-) y los niveles de actividad generalmente son bajos (  $<100\text{mCi}^{(5)}$  ); muchos de estos desechos necesitan de un tratamiento que permita reducir las cantidades de contaminantes radiactivos y no radiactivos a niveles que permitan su liberación segura al medio

ambiente, de acuerdo a las convenciones internacionales ( Comisión Internacional de Protección Radiológica, Comisión Nacional Reguladora de E.U.A., etc. ) y las reglamentaciones de la comisión nacional reguladora ( Comisión Nacional de Seguridad Nuclear y Salvaguardias ).

Inicialmente los procesos de tratamiento estaban basados en todos aquellos tratamientos que se tenían en las industrias para el tratamiento de aguas de desecho. Sin embargo con más exigentes requerimientos de descontaminación para los desechos radiactivos líquidos, procesos más eficientes han sido necesarios, esto permite el uso de precipitantes químicos específicos y el establecimiento de tratamientos por evaporación e intercambio iónico. Se ha ganado mucha experiencia de las plantas que utilizan estas técnicas, pero aún así el mejoramiento de los tratamientos e instalaciones son una prioridad en instalaciones nucleares.

Los procesos de tratamiento separan la porción radiactiva del desecho de la no radiactiva, y/o la concentración de radiactividad en una pequeña parte del volumen es usada (como parámetro de comparación) para permitir la descarga de tanta agua descontaminada como sea posible.

Un problema peculiar en los desechos radiactivos líquidos es que son de baja actividad específica, la cual hay que remover por algún método físico o alguna reacción química como la precipitación o el intercambio iónico. Sin embargo aunque estas técnicas han sido y serán usadas exitosamente por separado o en combinación, ( lo cual ha llegado ha ser una práctica común ) no podemos decir que el

problema este completamente controlado. Debido a la continua aplicación y mejoras en la eficiencia y selectividad de los tratamientos, nuevos procesos específicos para los desechos radiactivos líquidos están siendo desarrollados y deberán volverse una rutina para la próxima década.

Como se ha podido apreciar, la tesis desde un punto de vista global (tomando en cuenta que el tema de la disposición final aunque no es abarcado, no deja de tomarse en cuenta como parte importante de un sistema integral manejo de desechos radiactivos), es un esquema global de tratamiento de desechos radiactivos fase por fase. Aunque la revisión es solamente de manera general, es una muy buena introducción al tema del manejo de los desechos radiactivos que debe de servir como punto de partida para posteriores estudios más profundos de cada capítulo, ya que cada uno de los temas por si mismo puede ser tema de una tesis en particular.



## 1 . GENERALIDADES

### **1.1. DEFINICIÓN DE DESECHO RADIACTIVO.**

La definición aceptada para los desechos radiactivos de acuerdo a la Comisión Nacional de Seguridad Nuclear y Salvaguardias es la siguiente: "Cualquier material que contenga o esté contaminado con radionúclidos o concentraciones o niveles de radiactividad, mayores a las señaladas por la Comisión en la norma técnica correspondiente y para el cual no preve uso alguno".

### **1.2. CLASIFICACION DE LOS DESECHOS RADIACTIVOS.**

Los desechos radiactivos se clasifican en desechos radiactivos de actividad baja, intermedia y alta, de acuerdo a su fuente generadora y sus niveles de radiación. Estas clasificaciones fueron hechas en su momento por las instituciones reglamentadoras como la Comisión Reguladora Nuclear (CRN) en EUA y la Comisión Nacional de Seguridad Nuclear y Salvaguardias (CNSNS) en México, por dar un ejemplo.

El proceso de clasificación es un esfuerzo para agrupar los materiales por características relacionadas a los métodos por los cuales fueron producidos o bien los que puedan requerir diferentes métodos para empaque, transporte y manejo, así como para su disposición final.

### 1.2.1. Desechos de alta actividad<sup>(2)</sup>.

Hasta los años 70's la única definición específica para un desecho radiactivo era para los desechos de alto nivel. Esta definición esta contenida en el apéndice F de la Comisión Reguladora Nuclear (CRN) sobre reactores nucleares de potencia y plantas de reprocesamiento de combustibles irradiados. Bajo la definición de que " un desecho radiactivo de alto nivel ( en inglés High Level Waste -HLW- ) es el desecho líquido resultante de la operación del primer ciclo de descontaminación por extracción con disolventes, o los desechos concentrados de los subsecuentes ciclos de extracción en alguna etapa del reprocesamiento, todos los demás desechos son definidos como de baja y media actividad ". Esta es una definición más funcional que analítica de los HLW y es perfectamente claro que el producto de esta parte de la operación de reprocesamiento, es un HLW.

Sin embargo el contenido químico e isotópico exacto del material depende del tipo de combustible reprocesado, el camino de la operación del combustible ( su estancia en el reactor y a que niveles de potencia, grado de quemado -burn up- ), el tiempo entre la remoción del combustible del reactor y su reprocesamiento, y el método de solidificación utilizado.

La definición " desecho de alto nivel -HLW- " fue ampliada administrativamente por la Comisión Reguladora Nuclear de los Estados Unidos de América (CRNEUA) en 1981 y dice:

"(1) Combustible nuclear irradiado en el reactor, (2) Desechos

líquidos resultantes del primer ciclo del sistema de extracción con disolventes o bien su equivalente dentro de los servicios para el reprocesamiento del combustible nuclear irradiado en el reactor, y (3) sólidos que han sido obtenidos a partir de los desechos líquidos del reactor."

### 1.2.2. Desechos de baja actividad.

La política de la CRN de los desechos de baja actividad ( en inglés Low Level Waste -LLW-) de 1980 define a estos como:

"Desecho radiactivo no clasificado como desecho de alto nivel (HLW), desecho transuránico (TRU), combustible gastado o material producido como se define en la sección 11 (e)(z) del acta de Energía Atómica de 1954". Esta última exclusión se refiere al desecho producido por las minas de Uranio y Torio.

Los LLW son producidos - o potencialmente producidos - como resultado de cualquier acción en la cual material radiactivo es usado. A causa de su bajo contenido en radionuclidos, no requieren de blindaje durante su manipulación y transporte normales.

La información sobre los desechos de actividad baja -LLW-, tal como sus propiedades físicas y químicas, y las concentraciones del radioisótopo son necesarias para el desarrollo de los procedimientos adecuados para el manejo de tales materiales desde el mismo lugar de su generación, el embarque, así como los servicios de disposición final.

La variación con las características de los LLW ( es decir los diferentes compuestos químicos en los cuales viene incorporado el radioisótopo ) se refleja en el gran número de aplicaciones que los materiales radiactivos de bajo nivel puedan tener, los muchos usuarios individuales o independientes, el desarrollo de nuevas aplicaciones, así como de los procedimientos para su tratamiento. La caracterización es un objetivo en constante movimiento que requiere de periódicas revisiones y modificaciones, ya que es muy diferente en el caso de que los HLW donde las características permanecen relativamente estables, aún con cantidades muy grandes de desechos producidos.

Una de las practicas mas usuales para este tipo de desechos es el almacenamiento "in situ" para su decaimiento y su eventual disposición final del material no radiactivo, sobre todo en el caso de radioisótopos de vida media corta. Hay algunas opciones disponibles para el manejo de los LLW, donde la mezcla de las acciones que se lleven a cabo dependerá de la propia distribución de isótopo así de su forma física y química.

### **1.2.3. Desechos radiactivos de actividad intermedia.**

Son los desechos cuya actividad y emisión de calor son inferiores a los desechos de alto nivel, pero que requieren blindaje durante su manipulación y transporte.

El término se aplica en general a todos los desechos no definidos como de alto o bajo nivel<sup>3</sup>.

**1.3. FUENTES GENERADORAS DE DESECHOS RADIACTIVOS.**

Los desechos radiactivos son el resultado de una amplia variedad de procesos y aplicaciones en las cuales materiales radiactivos han sido usados. Dentro de los generadores de desechos radiactivos se incluyen las instituciones gubernamentales ( centros de investigación, hospitales y universidades ), la industria eléctrica y en general la industria privada. Las firmas industriales pueden generar desechos radiactivos directamente como resultado del proceso de producción, investigación para un nuevo producto, en la instrumentación usada para el aseguramiento de la calidad de un producto o bien en el control de un proceso. Los procesos de producción incluyen diversas operaciones como manufactura de radiofármacos o compuestos marcados con radioisótopos, así como productos al consumidor como detectores de humo o micas de reloj luminosas.

En algunos casos particulares de fuentes selladas usadas para pruebas no destructivas ( radiografías por ejemplo ), los propios fabricantes de la fuente aceptaran el regreso de esta al término de su vida útil, arreglando la disposición del contenido; cabe aclarar que el fabricante deberá estar capacitado para poder recuperar y reciclar ( en caso de que se pueda ) los radioisótopos.

Los desechos producidos por laboratorios académicos y médicos son generalmente muy similares ( para propósitos de facilidades en su disposición - diseño y operación de estos - ) en forma física, química y de concentración de radioisótopos por lo cual son

considerados juntos como desechos radiactivos institucionales; los procesos resultantes de la producción de tales desechos incluyen a los diagnósticos y terapia médica, donde usualmente se usan en soluciones inyectables, ingeribles o implantados en el paciente. Las terapias con radiaciones pueden también involucrar el uso de grandes fuentes de radiación penetrante (con más frecuencia  $^{60}\text{Co}$ ), el tiempo de vida útil de tales fuentes son función del radioisótopo usado y de los tiempos de exposición necesarios para alcanzar los resultados terapéuticos deseados.

Académicos, investigadores y médicos usan materiales radiactivos generando algún tipo de desecho, en proyectos para incrementar las cosechas, el valor nutritivo de los alimentos, estudio de la anemia o bien su terapia.

### **1.3.1. Desechos Radiactivos Institucionales.**

"Se consideran como desechos institucionales los procedentes de hospitales y clínicas que aplican la medicina nuclear para diagnóstico y tratamiento, así como los provenientes de centros de investigación que manejan radioisótopos<sup>(4)</sup>".

Las instituciones académicas y médicas usan materiales radiactivos en la investigación, diagnóstico y terapia, empleando una gran variedad de radioisótopos para alcanzar esos propósitos. Un estudio realizado por el Organismo Internacional de Energía Atómica -OIEA- acerca de los generadores de desechos institucionales ha identificado que existen cuatro fuentes

especificas de generación de desechos que han contribuido significativamente a los volúmenes de desechos desde finales de los 70's hasta principios de los 90's. Estos son viales de líquidos de centelleo, líquidos orgánicos e inorgánicos, los desechos biológicos y la basura. Volúmenes mas pequeños provienen de aceleradores y fuentes selladas<sup>(5)</sup>; los isótopos contenidos son generalmente  $^{51}\text{Cr}$ ,  $^{35}\text{S}$ ,  $^{125}\text{I}$ ,  $^{32}\text{P}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{57}\text{Co}$ ,  $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ,  $^{60}\text{Co}$ .

### *1.3.1.1. Desechos de líquidos de centelleo.*

Estos volúmenes de desechos han decrecido significativamente en los últimos años. Los fluidos de centelleo son generalmente usados para detectar emisores beta y muchos de ellos están compuestos principalmente de disolventes orgánicos inflamables como el Tolueno. Tales fluidos son además una mezcla (tanto radiactiva como química) peligrosa de desechos. Los líquidos de los viales de las cámaras de centelleo contienen pequeñas cantidades especificas de  $^{14}\text{C}$  y  $^3\text{H}$ , que han sido exceptuadas por la Comisión Reguladora Nuclear para que sean tratadas como desechos de actividad baja - LLW- y puedan ser dispuestas inmediatamente por incineración.

El uso de bases acuosas para fluidos de centelleo más que de materiales orgánicos, dispone al fluido para poder descargarlo al drenaje sanitario de acuerdo a la norma 10-CFR-20 vigente<sup>(6)</sup> como puede apreciarse en la tabla I. Los desechos con ciertas mezclas no especificadas en la norma 10 CFR 20 se almacenan en el mismo punto de generación ( en estos casos solamente en las instalaciones



**NORMA 10-CFR-20<sup>1</sup>**  
**Concentraciones en aire y agua arriba del fondo**  
**natural (10CFR20 ap.B)**

ELEMENTO	ISOTOPO	TABLA I		TABLA II		
		AIRE (uCi/mL)	AGUA (uCi/mL)	AIRE (uCi/mL)	AGUA (uCi/mL)	
Americio(95)	Am-241	s	6*10 <sup>-12</sup>	1*10 <sup>-04</sup>	2*10 <sup>-03</sup>	4*10 <sup>-06</sup>
		l	1*10 <sup>-10</sup>	8*10 <sup>-04</sup>	4*10 <sup>-12</sup>	3*10 <sup>-05</sup>
Arsénico(33)	As-73	s	2*10 <sup>-06</sup>	1*10 <sup>-02</sup>	7*10 <sup>-08</sup>	5*10 <sup>-04</sup>
		l	4*10 <sup>-07</sup>	1-10 <sup>-02</sup>	1*10 <sup>-08</sup>	5*10 <sup>-04</sup>
Azufre(16)	S-35	s	3*10 <sup>-07</sup>	2*10 <sup>-03</sup>	9*10 <sup>-09</sup>	6*10 <sup>-05</sup>
		l	3*10 <sup>-07</sup>	8*10 <sup>-03</sup>	9*10 <sup>-09</sup>	3*10 <sup>-04</sup>
Bromo(35)	Br-82	s	1*10 <sup>-06</sup>	8*10 <sup>-03</sup>	4*10 <sup>-08</sup>	3*10 <sup>-04</sup>
		l	2*10 <sup>-07</sup>	1*10 <sup>-03</sup>	6*10 <sup>-09</sup>	4*10 <sup>-05</sup>
Calcio(20)	Ca-45	s	3*10 <sup>-08</sup>	3*10 <sup>-04</sup>	1*10 <sup>-09</sup>	9*10 <sup>-06</sup>
		l	1*10 <sup>-07</sup>	5*10 <sup>-03</sup>	4*10 <sup>-09</sup>	2*10 <sup>-04</sup>
Carbono(6)	C-14	s	4*10 <sup>-06</sup>	2*10 <sup>-02</sup>	1*10 <sup>-07</sup>	8*10 <sup>-04</sup>
Cromo(24)	Cr-51	s	1*10 <sup>-05</sup>	5*10 <sup>-02</sup>	4*10 <sup>-07</sup>	2*10 <sup>-03</sup>
		l	2*10 <sup>-06</sup>	5*10 <sup>-02</sup>	8*10 <sup>-08</sup>	2*10 <sup>-03</sup>
Fosforo (15)	P-32	s	7*10 <sup>-08</sup>	5*10 <sup>-04</sup>	2*10 <sup>-09</sup>	2*10 <sup>-05</sup>
		l	8*10 <sup>-08</sup>	7*10 <sup>-04</sup>	3*10 <sup>-09</sup>	2*10 <sup>-05</sup>
Hidrógeno(1)	H-3	s	5*10 <sup>-06</sup>	1*10 <sup>-01</sup>	2*10 <sup>-07</sup>	3*10 <sup>-03</sup>
		l	5*10 <sup>-06</sup>	1*10 <sup>-01</sup>	2*10 <sup>-07</sup>	3*10 <sup>-03</sup>
Hierro(26)	Fe-59	s	1*10 <sup>-07</sup>	2*10 <sup>-03</sup>	5*10 <sup>-09</sup>	6*10 <sup>-05</sup>
		l	5*10 <sup>-08</sup>	2*10 <sup>-03</sup>	2*10 <sup>-09</sup>	5*10 <sup>-05</sup>
Iodo(53)	I-125	s	5*10 <sup>-09</sup>	4*10 <sup>-05</sup>	8*10 <sup>-11</sup>	2*10 <sup>-07</sup>
		l	2*10 <sup>-07</sup>	6*10 <sup>-03</sup>	6*10 <sup>-09</sup>	2*10 <sup>-04</sup>
	I-131	s	9*10 <sup>-09</sup>	6*10 <sup>-05</sup>	1*10 <sup>-10</sup>	3*10 <sup>-07</sup>
		l	3*10 <sup>-07</sup>	2*10 <sup>-03</sup>	1*10 <sup>-08</sup>	6*10 <sup>-05</sup>
Uranio(92)	U-236	s	6*10 <sup>-10</sup>	1*10 <sup>-03</sup>	2*10 <sup>-11</sup>	3*10 <sup>-05</sup>
		l	1*10 <sup>-10</sup>	1*10 <sup>-03</sup>	4*10 <sup>-12</sup>	3*10 <sup>-05</sup>

\* Sólido (s), líquido (l)

TABLA I.

<sup>1</sup>La tabla I se refiere a las dosis internas permisibles por inhalación, la tabla II hace referencia a los límites máximos permisibles para su liberación al medio ambiente.

licenciadas ) en espera de posteriores requerimientos regulatorios por parte de las autoridades competentes.

#### **1.3.1.2. Desechos biológicos.**

Son producidos por programas de investigación en hospitales y universidades y consisten de cadáveres de animales, tejidos, excretas animales y vegetación. Pequeñas muestras cancerosas y patógenas pueden también incluirse en estos desechos.

Para los materiales que presentan generalmente una actividad muy baja debe ponerse especial cuidado para su embalaje, almacenamiento y disposición final, ya que estos materiales por su propia biodegradación del desecho con la consiguiente generación de gases, puede sobrepresurizar el contenedor y provocar una falla en el mismo.

#### **1.3.1.3. Basura.**

Esta difiere de la que se produce en las plantas de potencia, en que están compuestas principalmente de papel, telas, cristalería, empaques y estropajos que son compactables y/o combustibles, que han estado en contacto con material radiactivo.

#### 1.3.1.4. *Objetivos de aceleradores.*

Estos en un principio son usados para producir isótopos a través de interacción directa con haces de partículas cargadas o indirectamente a través de la interacción inducida del radionúclido y otros materiales, los objetivos son generalmente laminillas de Titanio conteniendo Tritio absorbido.

#### 1.4. **MEDICINA NUCLEAR<sup>(11)</sup>.**

Como ya hemos visto la Medicina Nuclear tiene dos modalidades, el diagnóstico y la terapia basadas ambas en el uso de radiofármacos. En un sentido similar a la Radiología, pero con la diferencia de que el "caballo de batalla" para esta son los rayos X (Roetgen), en la Medicina Nuclear lo son los rayos gamma utilizados en diagnósticos y de manera similar las emisiones de partículas alfa y beta que son usadas para la terapia. La Medicina Nuclear da información al médico acerca de la función o disfunción de un órgano así como de su propia estructura, utilizando la "habilidad" de los diferentes órganos para fijar o localizar radionúclidos.

El objetivo de la Medicina Nuclear es entonces proveer la información necesaria de determinados órganos del cuerpo humano, la cual pueda ser usada para el diagnóstico de alguna disfunción; lo que le da un carácter cuantificable y funcional.

Las imágenes funcionales proporcionadas por la Medicina

Nuclear son "simples" de obtener por medio de una gamagrafía la cual es una de las principales pruebas que se practican en Medicina Nuclear, esta es la imagen que se obtiene de un órgano en estudio al introducir en el organismo un trazador radiactivo específico donde la detección de las radiaciones emitidas se efectúa por medio de un equipo electrónico apropiado, tal como cámaras de centelleo, las cuales consisten de una válvula fotoeléctrica y un tubo fotomultiplicador (una combinación de una celda fotoeléctrica y un amplificador). Aquí el destello de luz ( fotones gamma ) que se produce cuando una partícula ionizante individual o un rayo de energía choca contra el cristal de yoduro sódico (NaI) activado con Talio, el cual es captado por la celda fotoeléctrica. La intensidad del destello es una medida de la energía radiante, de manera que el voltaje de salida del tubo fotomultiplicador es una medida de la longitud de onda del rayo gamma original. El contador de centelleo puede captar hasta un millón de pulsos por minuto discriminando con precisión entre rayos gamma con energías diferentes.

La calidad de la Gamagrafía depende entonces principalmente del flujo de fotones emitidos por el radiofármaco en el interior del cuerpo. Estas imágenes obtenidas no representan para el paciente una exposición a la radiación significativa, los únicos riesgos posibles en el diagnóstico son los procedimientos, pero aún así es mucho más insignificante debido a que la radiación producida para una imagen por gamagrafía esta en el intervalo de 11 a 320 Micrograys para el órgano en cuestión, y de 1 a 40 Micrograys para el cuerpo.

Cabe mencionar que aún sustancias tóxicas para el cuerpo humano como el Talio (Tl), pueden ser usados en la Medicina Nuclear debido a que los elementos son usados en cantidades pequeñísimas (Nanogramos  $-10^{-9}$ g), entonces en este caso podemos decir que no hay acción farmacológica alguna, esto explica porque el radioyodo puede ser usado en pacientes con alergia al mismo yodo.

Los radioisótopos usados en medicina nuclear tienen la particularidad de ser selectivos, por lo que pueden determinarse (en terminos cuantificables) funciones específicas del cuerpo humano.

#### **1.4.1. Aplicaciones de los radioisótopos.**

El campo de la Medicina Nuclear se ha extendido tanto como ha avanzado la propia investigación en el campo nuclear, con el descubrimiento de nuevos radioisótopos inmediatamente se buscan nuevas aplicaciones. En el caso concreto de la Medicina Nuclear los logros obtenidos han sido muy grandes, ya que los radioisótopos han encontrado aplicaciones específicas en los diferentes sistemas del organismo humano tanto para el diagnóstico como para terapia.

##### **1.4.1.1. Atomos trazadores.**

Cuando se utiliza un radioisótopo como trazador, la energía emitida es medida por medio de un dispositivo contador con el cual podemos así determinar la cantidad exacta de energía emitida por

cada átomo que se desintegra. Esto diferencia la substancia que esta siendo detectada de otros materiales naturales presentes. Para un Químico es imposible diferenciar un átomo de otro en cualquier compuesto, por ejemplo la sal común (NaCl) que entra al torrente sanguíneo, no posee ninguna característica especial que nos permita decir cual fue su origen o diferenciar cuales átomos se han incorporado a la sangre de los que ya estaban en ella. La excepción ocurre cuando algunos de los átomos han sido "marcados", es decir a la molécula en cuestión se le ha "incorporado" o unido un isótopo radiactivo de ese elemento (en el caso del NaCl se puede reemplazar el Na normal por su radioisótopo  $^{24}\text{Na}$  sin provocar cambio en sus propiedades químicas). Entonces los átomos radiactivos se vuelven "fáciles" de identificar y su cantidad podrá ser medida por medio de un contador.

Por ejemplo los tumores cerebrales tienden a concentrar ciertos iones. Cuando estos iones son emisores de rayos gamma es posible valerse del poder de su penetración para localizar el tumor mediante un explorador-detector (scanner) situado en el exterior del cráneo, el cual se hace necesario para la localización exacta de la fuente radiactiva dentro del organismo. Comúnmente se utiliza un tubo detector provisto de un colimador blindado para que acepte solamente aquella radiación que lo incida perpendicularmente. Un portador motorizado mueve linealmente un contador a baja velocidad, la radiación es entonces contada y dondequiera que el conteo alcanza una cantidad predeterminada - desde una sola pulsación hasta muchísimas de ellas- un impulso

eléctrico hace que una plumilla anote un puntito sobre la cartilla. El scanner al llegar al extremo de una línea, baja y se sitúa sobre la siguiente, empezando así de nuevo el recorrido hasta haber trazado un esquema completo de las fuentes radiantes sobre las cuales ha pasado. Los circuitos eléctricos del scanner están dispuestos de tal manera que cuentan aquellos rayos gamma que chocan simultáneamente con los dos contadores (esto con el fin de eliminar el "ruido" provocado por la radiación dispersa y de fondo)<sup>(9)</sup>.

Resulta evidente que un trazador radiactivo coincide con la naturaleza química de los organos que identifica ( es decir de los compuestos que forman parte de ellos), reaccionando de la misma manera ante el átomo "marcado" que ante el normal. Una molécula de hemoglobina que tiene un átomo de hierro (Fe) radiactivo sigue siendo hemoglobina y los procesos orgánicos la afectan de igual manera que una no marcada.

#### *1.4.1.2. Isótopos usados para Diagnóstico.*

En un hospital típico, se cuenta con alrededor de 17 clases diferentes de mediciones radioisotópicas al servicio de los médicos para ayudarles en sus diagnósticos. Todos los métodos utilizan materiales trazadores; los ejemplos de algunas mediciones o diagnósticos que pueden hacerse son: volúmenes de sangre, velocidad de circulación, generación y desaparición de hematíes, actividad glandular, localización de tejidos cancerosos, ritmos de formación

de tejidos óseos o de corpúsculos sanguíneos.

Un ejemplo de estas mediciones la determinación de actividad local en porciones pequeñas de la tiroides, utilizando un explorador (scanner) automático. Un colimador protege el detector ( cristal de centelleo ) de modo que solamente los impulsos que se originan dentro de un área se registrán inmediatamente a intervalos definidos de tiempo, generandose así un mapa del área activa. En casos en que se han descubierto protuberancias o nódulos en la Tiroides, el mapa es de gran ayuda para diferenciar nódulos cancerosos de los benignos ya que estos son casi siempre menos radiactivos que los anteriores.

En total en los últimos 30 años se han utilizado alrededor de 100 radioisótopos diferentes, pero 5 de ellos han sido en los que se ha enfocado la atención. El  $^{131}\text{I}$ ,  $^{32}\text{P}$ ,  $^{59}\text{Co}$  ó  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{151}\text{Cr}$  y  $^{59}\text{Fe}$ .

En resumen, los trazadores empleados para el diagnóstico -es decir para la identificación de enfermedades o de algún mal funcionamiento orgánico- se utilizan en cantidades muy pequeñas y sus efectos son análogos a los de la radiación que recibimos diariamente por fuentes naturales, tanto dentro como fuera del cuerpo. Un gran número de radioisótopos diferentes se han utilizado en la determinación de condiciones patológicas en el organismo, utilizados para medir volúmenes, velocidades de flujo o de traslado a través de órganos o membranas, que pueden delatar el comportamiento de órganos internos o bien diferenciar entre tejidos normales y malignos.



#### 1.4.1.3. Isótopos usados para Terapia.

Los radioisótopos tienen una función importante en la terapia de enfermedades -especialmente del cáncer-, actuando como fuentes concentradas de radiación y con frecuencia se les sitúa dentro de las células u órganos enfermos. La dosis es calculada para que se tenga el máximo efecto terapéutico, sin lesionar el tejido sano adyacente.

Algunos de los isótopos más empleados para la terapia son el  $^{10}\text{B}$ ,  $^{32}\text{P}$ ,  $^{125}\text{I}$  y  $^{132}\text{I}$ .

En contraste con el diagnóstico, las dosis empleadas para terapia - tratamiento - son aplicadas a pacientes con enfermedades que se necesitan controlar, dicho de otra manera, cuando el médico necesite destruir selectivamente células o tejidos anormales. En tales casos, es necesario que el médico cuente con la experiencia necesaria para poder sobreponer ante todo los beneficios de la dosis, a los efectos indeseados es decir sin lesionar órganos sanos.

También es importante señalar que las irradiaciones debidas a la terapia daña muchas clases de células especialmente mientras están en proceso de división ( reproducción o mitosis ). Ya que las células cancerosas son autoreproductoras, al hacerlo en forma desordenada son especialmente vulnerables a la radiación.

**1.5. ANALISIS DE DATOS DE LOS ARCHIVOS DE RECOLECCIONES DE DESECHOS REALIZADAS POR EL DEPARTAMENTO DE DESECHOS RADIATIVOS.**

Ahora bien uno de los propósitos de este estudio, es la delineación específica de la generación de los desechos radiactivos líquidos de origen médico en México por parte de las instituciones que los producen, y que además requieren del servicio de recolección por parte del Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares de México -ININ- y así determinar el crecimiento y expectativas de esta generación, con el fin de enfocarlas a mejoras significativas en cuanto a su caracterización, segregación, tratamiento, acondicionamiento y almacenamiento por parte del Departamento de Desechos Radiactivos del ININ.

El presente análisis<sup>1</sup> se realizó para el período comprendido entre los años de 1986 y 1993<sup>(14)</sup> ( la recopilación de los datos estadísticos anuales se pueden apreciar en la tabla II ), se consideró este intervalo como el más representativo debido a que por el terremoto de 1985 muchas de las instituciones generadoras de este tipo de desechos resultaron afectadas por el sismo, como por ejemplo el Centro Médico Nacional, por lo que a partir de 1986 se comenzó a regular de nuevo la recolección de los desechos en instituciones donde se reubicaron todos los servicios de medicina nuclear.

---

<sup>1</sup> Cabe mencionar que solo se plantea el período comprendido desde 1986 hasta 1993 ya que hasta el momento de realizar el presente estudio, no se contaba con datos de recolecciones más actualizados.

ESTUDIO DE LA RECOLECCION DE DESECHOS RADIACTIVOS LIQUIDOS DE  
LAS INSTITUCIONES MEDICAS CONTROLADAS POR EL INM

UNIDAD	ISOTOPO	CANTIDAD GENERADA (L)								TOTAL 86/93
IN.CANC.		1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	
	I-125	20	25	28	54	32	35	276	280	747
	P-32				16	16	16	16	16	80
	Ce-45				6	6	18	18	14	74
	Na-22				13	8	24	30	25	100
	S-35				30	32	42	80	80	274
TOTAL ANUAL		20	25	28	121	108	130	418	428	1275
UNIDAD	ISOTOPO	CANTIDAD GENERADA (L)								TOTAL 86/93
IN.MEIO.		1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	
	H-3	272	250	200	170	180	148	100	40	1307
	I-125	60	64	64	178	11	50	44	52	484
	P-32						6	36	40	84
	S-35				58	80	70	120	110	418
TOTAL ANUAL		272	260	264	408	221	270	306	242	2273
UNIDAD	ISOTOPO	CANTIDAD GENERADA (L)								TOTAL 86/93
IN.NUTR.		1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	
	I-125	48	52	53	77	16	24	17	52	339
	P-32		22	24	12	48	84	132	132	454
	Ce-51	25	26	17	12	2	5	12	18	114
TOTAL ANUAL		73	94	84	101	66	119	161	202	807
UNIDAD	ISOTOPO	CANTIDAD GENERADA (L)								TOTAL 86/93
IN.CANC.		1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	
	I-125			2	25	30	32	41	52	182
	P-32		50	58	58	16	100	140	132	624
TOTAL ANUAL		0	50	60	83	46	132	181	184	806
UNIDAD	ISOTOPO	CANTIDAD GENERADA (L)								TOTAL 86/93
H.GRAL.TR.		1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	
	I-125				68	80	88	76	84	386
TOTAL ANUAL		0	0	0	68	80	88	76	84	386
UNIDAD	ISOTOPO	CANTIDAD GENERADA (L)								TOTAL 86/93
H.E.R.		1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	
	P-32	0	0	0	0	0	0	0	8	8
	Na-22	0	0	0	0	0	0	0	12	12
TOTAL ANUAL		0	0	0	0	0	0	0	20	20
UNIDAD	ISOTOPO	CANTIDAD GENERADA (L)								TOTAL 86/93
H.N.D.R.E.		1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	
	P-32	0	0	0	0	0	21	28	36	85
TOTAL ANUAL		0	0	0	0	0	21	28	36	105
UNIDAD	ISOTOPO	CANTIDAD GENERADA (L)								TOTAL 86/93
H.N.PERN.		1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	
	Ce-45	0	0	0	0	0	0	8	12	20
TOTAL ANUAL		0	0	0	0	0	0	8	12	20
UNIDAD	ISOTOPO	CANTIDAD GENERADA (L)								TOTAL 86/93
H.N.S.P.MOR.		1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	
	P-32	0	0	0	0	0	0	0	20	20
	I-125	0	0	0	0	0	0	0	20	20
TOTAL ANUAL		0	0	0	0	0	0	0	40	40
UNIDAD	ISOTOPO	CANTIDAD GENERADA (L)								TOTAL 86/93
H.J.M.		1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	
	I-125	0	0	0	0	0	0	10	12	22
TOTAL ANUAL		0	0	0	0	0	0	10	12	22

TABLA II

El objetivo es entonces caracterizar la generación de los desechos líquido de origen médico en México, para poder definir categorías específicas de acuerdo a la fuente generadora y al radioisótopo correspondiente.

Los propósitos principales sobre el análisis de los principales generadores de desechos radiactivos líquidos de aplicaciones medicas son:

- a) Identificar las principales fuentes generadoras de desechos.
- b) Determinar los principales radioisótopos contenidos en los desechos líquidos.
- c) Cuantificar los volúmenes de los desechos radiactivos líquidos generados.

#### **1.3.1. Análisis por fuentes generadoras.**

Entre las principales fuentes generadoras de desechos radiactivos líquidos de aplicación médica registradas para su recolección por el ININ, tenemos las siguientes:

- Instituto Mexicano de Psiquiatría (IMPSIQ).
- Instituto Nacional de Cardiología (INCARD).
- Instituto Nacional de Nutrición (INNUTR).
- Instituto Nacional de Cancerología (INCANC).
- Instituto Nacional de Enfermedades Respiratorias (INER).
- Instituto Nacional de Perinatología (INPER).

Instituto Nacional de Diagnóstico y Referencia  
Epidemiológica (INDRE).

Instituto Nacional de Salud Pública de Morelos (INSPM)

Hospital general de zona de Francisco del Paso y Troncoso  
(HGTRON).

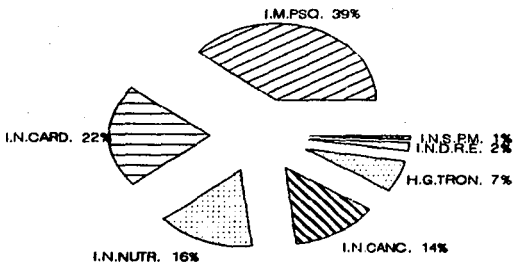
Hospital Juarez de México (HJM).

En la gráfica 1 se puede observar que el principal generador de desechos es el IMPSIQ. con un 36% del total de los desechos generados en el período de 1986 a 1993, seguido del INCARD, INNUTR y el INCANC ( 22, 16 y 14% respectivamente ), instituciones como HGTRON, INSPM y el INDRE contribuyen globalmente en menos del 10% cada una ( 7, 1 y 2% respectivamente ), mientras que instituciones como H.J.M, I.N.E.R. y el I.N.PER. alcanzan porcentajes menores al 1% por lo que no aparecen como significativos, respecto al volumen en que se han generado.

#### **1.5.2. Análisis por radioisótopos recolectados.**

Entre los principales radioisótopos en solución recolectados por el Departamento de Desechos Radiactivos del ININ tenemos los siguientes radioisótopos:  $^3\text{H}$ ,  $^{125}\text{I}$ ,  $^{32}\text{P}$ ,  $^{45}\text{Ca}$ ,  $^{51}\text{Cr}$ ,  $^{35}\text{S}$  y  $^{22}\text{Na}$  (cabe hacer mención que estos isótopos por la propia aplicación que tienen, son de una vida media muy corta, por lo que al "decaer" su actividad estos permanecen inocuos, radiológicamente hablando, permaneciendo en el compuesto químico inicial, conservando las propiedades físicas y químicas de este, es decir, deja de ser un

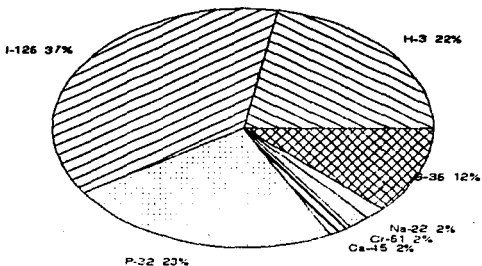
**GENERACION DE DESECHOS RADIACTIVOS LIQ.  
% POR UNIDAD MEDICA**



GRAFICA 1

EXPEDIENTES RECOLECCIONES EXT. ININ(ODP)

**GENERACION DE DESECHOS RADIACTIVOS LIQ.  
% POR RADIOISOTOPOS RECOLECTADOS**



GRAFICA 2

EXPEDIENTES RECOLECCIONES EXT. ININ(ODP)

desecho radiactivo y solo es ahora un desecho químico). En la gráfica 2 se observa que el principal radioisótopo de desecho generado es el  $^{125}\text{I}$  con un 37%, el segundo en importancia es el  $^{32}\text{P}$  con 23%, el  $^3\text{H}$  con un 22% y después el  $^{35}\text{S}$  con el 12%, los demás radioisótopos como el  $^{45}\text{Ca}$ ,  $^{51}\text{Cr}$  y el  $^{22}\text{Na}$  solo tienen una contribución del 2% cada uno. Dentro de estos radioisótopos recolectados estos provienen de diversas aplicaciones médicas como por ejemplo el  $^{125}\text{I}$ , utilizado tanto para diagnóstico como para terapia.

De acuerdo a los datos recabados de las propias instituciones médicas, estos usos se deben principalmente a su radiación emitida y a su tiempo de vida media ( tabla III ).

### 1.5.3. Análisis por volúmenes recolectados.

El total de desechos radiactivos líquidos generados en el período de 1986 a 1993 fue de 5857 litros, dando un promedio de 732 litros de desechos líquidos generados al año, lo que hasta este momento representa una gran cantidad de desechos radiactivos líquidos para su tratamiento.

En la gráfica 3 se aprecian las principales instituciones generadoras de desechos: el I.M.PSQ. con 2273 litros, el I.N.CARD., el I.N.NUTR. y el I.N.CANC. (con 1275, 907 y 806 litros respectivamente), el H.G.TRON. y el I.N.D.R.E. solo han generado 396 y 105 litros, por lo que respecta a las demás instituciones su generación de desechos es poco significativa ya que no han

**PRINCIPALES RADIOISOTOPOS RECOLECTADOS**

ISOTOPO	RADIACION EMITIDA	VIDA MEDIA
$^3\text{H}$	$\beta$	12.33 AÑOS
$^{125}\text{I}$	$\gamma$	60.14 DIAS
$^{32}\text{P}$	$\beta$	14.3 DIAS
$^{45}\text{Ca}$	$\beta, \gamma$	163 DIAS
$^{22}\text{Na}$	$\beta, \gamma$	2.6 AÑOS
$^{35}\text{S}$	$\gamma$	87.5 DIAS
$^{51}\text{Cr}$	$\gamma$	27.7 DIAS

TABLA III



alcanzado más de 40 litros.

En la gráfica 4 se observan todos los radioisótopos recibidos a la fecha el que aparece en mayor cantidad es el  $^{125}\text{I}$  con 2174 litros seguido del  $^{32}\text{P}$ , el  $^3\text{H}$  y el  $^{35}\text{S}$  ( con una cantidad generada de 1375, 1307 y 692 litros respectivamente ), de los demás radioisótopos (  $^{45}\text{Ca}$ ,  $^{51}\text{Cr}$  y el  $^{22}\text{Na}$  ) no se han recolectado más de 120 litros de desechos de cada uno de ellos en el periodo de tiempo referido; por esta razón no serán tomados en cuenta para posteriores análisis.

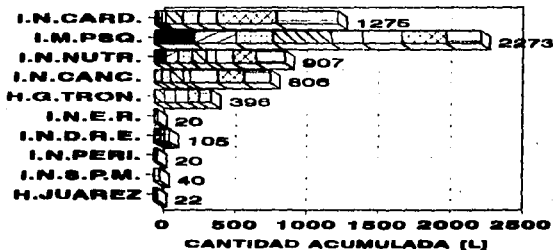
#### 1.3.4. Tendencias y conclusiones.

Por medio de este estudio estadístico para las diferentes instituciones que brindan servicios de medicina nuclear, han sido recolectados por el Departamento de Desechos Radiactivos un total de 5857 litros ( $5.85\text{m}^3$ ) de desechos líquidos radiactivos recolectados a 10 Instituciones médicas que tiene licencia para el uso de materiales radiactivos y contrato con el ININ para la recolección de sus desechos radiactivos, en el periodo comprendido entre 1986 y 1993, recibiendo en total 6 radioisótopos provenientes de servicios de diagnóstico y terapia.

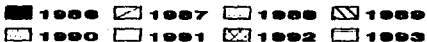
Los datos obtenidos proporcionan la razón de crecimiento en la generación de dichos desechos radiactivos de aplicación médica en México, así como por las estimaciones de estas generaciones para los próximos años.

**GENERACION DE DESECHOS RADIOACTIVOS LIQ.  
ANALISIS GLOBAL POR UNIDAD MEDICA**

**INSTITUCIONES**



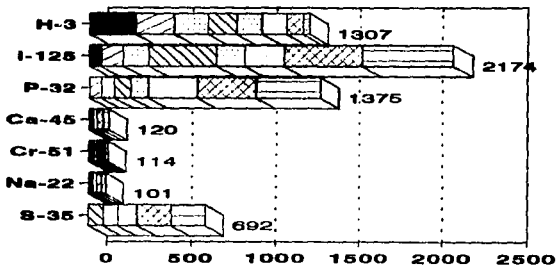
**GRAFICA 3**



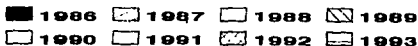
EXPEDIENTES RECOLECCIONES EXT. ININ(DDR)

**GENERACION DE DESECHOS RADIOACTIVOS LIQ.  
ANALISIS POR RADIOISOTOPO EN SOLUCION**

**ISOTOPOS**



**GRAFICA 4**



EXPEDIENTES RECOLECCIONES EXT. ININ(DDR)

Los volúmenes de desechos generados de '86 a '93 están listados en la tabla IV y en la gráfica 5; los datos de las estimaciones (extrapolaciones) de los volúmenes de desechos para los siguientes años se muestran en la tabla V y la gráfica 6. De acuerdo a los datos de extrapolación generados a partir de los datos iniciales, se tienen que hasta en el año de 1993 se habían generado 5857 litros de desechos líquidos radiactivos de aplicación médica, la tendencia que muestran estos valores en la gráfica 6 es de un crecimiento constante, debido a la demanda de los servicios de la medicina nuclear en México. Extrapolando valores hasta el año 2000 la generación de desechos en dicho año será de 4446 litros de desechos radiactivos líquidos, por lo que en el periodo comprendido entre 1993 y el año 2000 se habrán generado un total de 2633 litros de desechos radiactivos líquidos provenientes de las diferentes instituciones médicas que tienen contrato de recolección de sus desechos con el ININ.

Esto nos lleva a poder afirmar lo necesario de un sistema de tratamiento de los desechos líquidos en México, ya que de no darse una adecuada gestión de dichos desechos el problema rebasará las expectativas de control que se tenían a la fecha, esto independientemente de que la agencia reguladora en México (CNSNS) haya dispuesto la prohibición (de acuerdo a las nuevas regulaciones internacionales) del almacenamiento temporal o definitivo de los desechos radiactivos líquidos.

Del mismo modo se realizaron análisis para cada radioisótopo individual, con el fin de determinar su razón de crecimiento, así

**DATOS DE LOS DESECHOS RADIACTIVOS LIQUIDOS  
GENERADOS DE 1986 A 1993**

ANO	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	TOTAL [L]
CANTIDAD [L] RECOLECTADA	365	459	446	789	541	825	1175	1257	5857

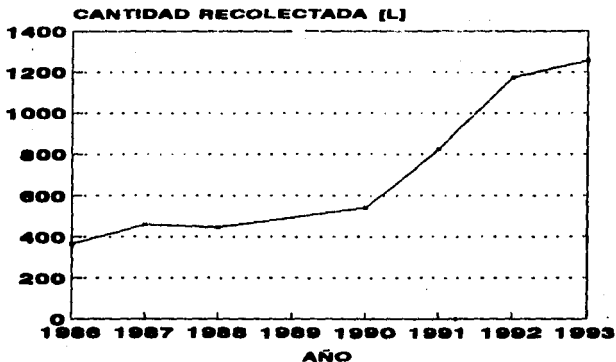
TABLA IV

**DATOS DE LOS DESECHOS RADIACTIVOS LIQUIDOS  
GENERADOS ('86-'93) Y SUS  
PROYECCIONES A FUTURO ('94-2000)**

ANO	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	TOTAL [L]
CANTIDAD [L] RECOLECTADA	365	459	446	789	541	825	1175	1257								5857
PROYECCIONES									1637	1989	2366	2833	3322	3861	4446	26333

TABLA V

## DESECHOS RECOLECTADOS 1986-1993

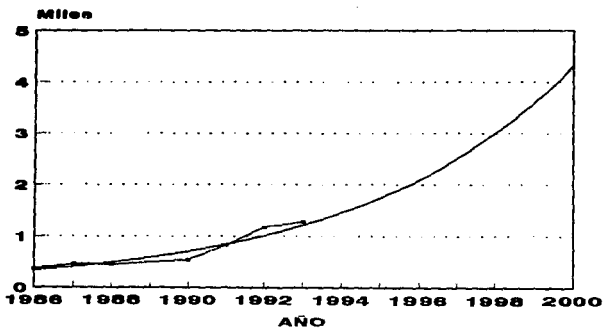


**GRAFICA 5**

— ARCHIVOS DDR

EXPEDIENTES RECOLECCIONES EXT. ININ(DDR)

## DESECHOS RECOLECTADOS 1986-1993 PROYECCIONES A FUTURO



**GRAFICA 6**

— ARCHIVOS DDR — PROYECCION

como sus tendencias de crecimiento para cada caso en particular de acuerdo a los datos obtenidos en la tabla VI donde se muestra el grueso de los desechos recolectados hasta 1993.

En el caso del  $^3\text{H}$  como se puede apreciar en la gráfica 7 y tabla VII, para 1993 se habían acumulado 1307 litros de desechos radiactivos líquidos, la gráfica muestra una clara tendencia de decrecimiento, esto es debido a que el uso del  $^3\text{H}$  se ha ido sustituyendo o cayendo en desuso.

Extrapolando valores se puede apreciar que para el año de 1995 ya no habrá generación de este isótopo como desecho de aplicaciones médicas. Aunado ha esto, los procesos de tratamiento por precipitación química no resultan adecuados para la remoción del  $^3\text{H}^{26}$ ; es por esto que su tratamiento se dejará de lado ya que su estudio específico es tan amplio que podría ser tema de una sola tesis; al tiempo que al mostrar una tendencia a decrecer, se tendrá en cuenta a los desechos que presenten una tendencia a un mayor crecimiento lo que a la larga vendrá a generar un problema mayúsculo.

La gráfica 8 y tabla VIII para el  $^{125}\text{I}$  muestra que para el año del '93 se habían acumulado 2170 litros de desechos líquidos. La tendencia muestra una muy clara tendencia de crecimiento, debido a la amplia gama de usos tanto en diagnóstico como en terapia que tiene el  $^{125}\text{I}$ .

Extrapolando datos tendremos que en el año 2000 se generaran 2310 litros de desechos líquidos y se habrán acumulado 12323 litros de este. El aumento en los usos del  $^{125}\text{I}$  muestra claramente la

**ANALISIS DE LA GENERACION DE DESECHOS RADIACTIVOS  
LIQUIDOS POR ISOTOPO**

CANTIDAD RECOLECTADA [L] POR AÑO									TOTAL
ISOTOPO	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	
H-3	272	230	200	170	150	145	100	40	1307
I-125	68	137	147	402	169	231	464	552	2170
P-32		72	82	98	100	289	345	384	1368
Ca-45				8	20	16	24	26	94
Cr-51	25	20	17	12	2	8	12	18	114
Na-22				13	8	24	30	37	112
S-35				88	92	112	200	200	692
<b>TOTAL ANUAL</b>	<b>365</b>	<b>459</b>	<b>446</b>	<b>789</b>	<b>541</b>	<b>825</b>	<b>1175</b>	<b>1257</b>	<b>5857</b>

TABLA VI

importancia que reviste la implementación de un sistema de tratamiento específico para el Iodo radiactivo de desecho, debido también a que requiere de un manejo delicado.

En la gráfica 9 y tabla IX se puede apreciar el caso de  $^{32}\text{P}$ , donde la gráfica muestra una clara tendencia a crecer muy significativamente, esto se explica debido a los usos tan diversificados que tiene el  $^{32}\text{P}$  en el ámbito médico (con fines tanto de diagnóstico como de terapia) y por lo tanto a su aplicación constante para el público en general.

Para el año de 1993 se había acumulado 1368 litros de desechos, extrapolando los datos en el año 2000 se generarán 791 litros de desechos líquidos (esto representa el doble de lo que se generó en 1993) y se habrán acumulado 5656 litros de estos mismos desechos líquidos. Esta cantidad es extremadamente grande, por lo que de nuevo la implementación de un tratamiento específico para el fósforo radiactivos tiene también una importancia prioritaria, para su implementación.

En la gráfica 10 y tabla X se pueden apreciar los datos y la tendencia de la generación de desechos de  $^{35}\text{S}$ , la cual, muestra un crecimiento sostenido debido al incremento en las aplicaciones de este isótopo en los diferentes hospitales donde se presta el servicio de medicina nuclear. Para el año de 1993 se tenían acumulados 692 litros de desechos líquidos, al proyectar los datos para el año 2000 se tienen que se habrán de generar 4276 litros de desechos líquidos; este isótopo es considerado también de particular importancia médica, lo que se ve reflejado en el aumento



**DATOS DE LA GENERACION DE TRITIO COMO DESECHO Y  
SUS PROYECCIONES A FUTURO**

	ANC	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	TOTAL (L)
CANTIDAD (L) RECOLECTADA		272	230	200	170	150	145	100	40								1307
PROYECCIONES										31	2,58	0					33,58

TABLA VII

**DATOS DE LA GENERACION DE I-125 COMO DESECHO Y  
SUS PROYECCIONES A FUTURO**

	ANC	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	TOTAL (L)
CANTIDAD (L) RECOLECTADA		68	137	147	402	169	231	464	552								2170
PROYECCIONES										729	822	1148	1397	1674	1678	2310	12323

TABLA VIII

**DATOS DE LA GENERACION DE P-32 COMO DESECHO Y  
SUS PROYECCIONES A FUTURO**

	ANC	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	TOTAL (L)
CANTIDAD (L) RECOLECTADA		0	72	62	98	100	289	345	384								1368
PROYECCIONES										434	494	553	613	672	731	791	5650

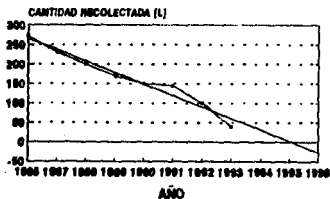
TABLA IX

**DATOS DE LA GENERACION DE S-35 COMO DESECHO Y  
SUS PROYECCIONES A FUTURO**

	ANC	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	TOTAL (L)
CANTIDAD (L) RECOLECTADA		0	0	0	86	82	112	200	200								682
PROYECCIONES										260	344	416	496	582	660	786	4276

TABLA X

**ANALISIS DE GENERACION DE DESECHOS**  
- H-3 - PROYECCIONES A FUTURO

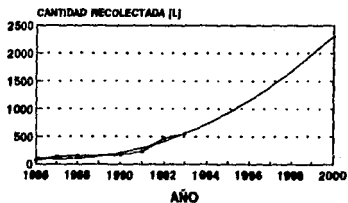


GRAFICA 7

— EXPEDIENTES DDR — PROYECCION

EXPDE RECOLECCIONES EXT. ININ (DDR).

**ANALISIS DE GENERACION DE DESECHOS**  
- I-125 - PROYECCIONES A FUTURO

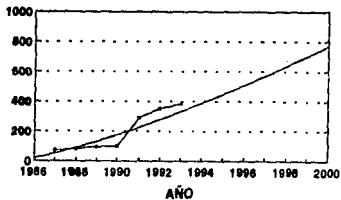


GRAFICA 8

— EXPEDIENTES DDR — PROYECCIONES

EXPDE RECOLECCIONES EXT. ININ (DDR).

**ANALISIS DE GENERACION DE DESECHOS**  
- P-32 - PROYECCIONES A FUTURO

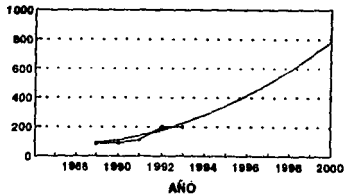


GRAFICA 9

— EXPEDIENTES DDR — PROYECCION

EXPDE RECOLECCIONES EXT. ININ (DDR).

**ANALISIS DE GENERACION DE DESECHOS**  
- S-35 - PROYECCIONES A FUTURO



GRAFICA 10

— EXPEDIENTES DDR — PROYECCIONES

EXPDE RECOLECCIONES EXT. ININ (DDR).

en la generación de estos desechos; por lo que a la fecha resulta en un problema considerable para el Departamento de Desechos Radiactivos, de este modo este radioisótopo será tomado en cuenta también para la implementación de un tratamiento específico dentro del estudio de esta tesis.

Los radioisótopos que se tomarán en cuenta para la implementación de un sistema de tratamiento específico dentro del ININ por precipitación química en esta tesis serán:  $^{125}\text{I}$ ,  $^{32}\text{P}$  y el  $^{35}\text{S}$ , debido a su importancia médica y sus porcentajes en el total de los desechos generados.

El caso del  $^3\text{H}$  es diferente ya que aunque representa un 22% del total de los desechos radiactivos líquidos generados hasta la fecha, su tratamiento por precipitación química no resulta adecuado ni eficiente, por lo que se deja para un probable estudio más a fondo y por separado.

Los desechos radiactivos líquidos de los isótopos menos usados o que van cayendo en desuso en el ámbito de la medicina nuclear como lo son el  $^{24}\text{Na}$ ,  $^{45}\text{Ca}$ ,  $^{51}\text{Cr}$  para el caso de este trabajo de tesis como ya se mencionó no serán tomados en cuenta, más esto no quiere decir que no se vayan a seguir generando en alguna cantidad, por mínima que sea, esto es que el estudio de sus tratamientos específicos no se debe de cerrar, por el contrario atacarlo en un futuro cercano, ya que de no aprender de los problemas pasados, probablemente de ser un problema menor se convierta en un problema crítico, no solo a nivel Instituto sino a nivel Nacional; por lo que el campo de estudio como se menciona al

principio de este trabajo, se queda abierto para posteriores trabajos de tesis.

## **1.6. PRINCIPIOS DE CARACTERIZACION DE LOS DESHECHOS RADIACTIVOS.**

### **1.6.1. Propiedades Químicas de los desechos radiactivos líquidos<sup>12</sup>**

Estas propiedades específicamente son las que influyen directamente en la selección de cualquier tipo de tratamiento, el Organismo Internacional de Energía Atómica considera principalmente las siguientes propiedades:

- Propiedades químicas de los compuestos de desecho ( el compuesto "marcado" con el isótopo ).
- pH.
- Toxicidad.

Dentro de los desechos puede haber componentes de tipo orgánico (aceites, grasas, disolventes ) de diferentes orígenes, por ejemplo de desechos lubricantes provenientes de los sellos de las bombas y otros equipos rotatorios. Otros componentes orgánicos también pueden ser los detergentes aniónicos, como por ejemplo el Alquil Bencen-Sulfonato ( ABS ).

El tratamiento de algunas de estas mezclas acuosas-orgánicas puede reducirse colectandolos en tanques para la separación y

remoción del agua y partículas sólidas, seguido del monitoreo correspondiente. La fase orgánica puede mandarse a un incinerador mezcladose con una cantidad suficiente de combustible ( o bien aceites ) para ser quemados.

La toxicidad es la propiedad que tiene una sustancia para causar efectos dañinos en la salud humano, ya sea por contacto físico, ingestión o inhalación. Aunque la toxicidad de un desecho es de interés para la seguridad del personal, se considera esta de muchísimo mayor importancia para el tratamiento. Los disolventes orgánicos son flamables y cuando se acumulan en tanques de almacenamiento, tuberías y otras partes de equipos, pueden formar bolsas o nubes de gases y convertirse en un serio peligro. En adición a esto, algunos tipos de disolventes tal como el tricloroetileno pueden provocar fugas en tuberías ( ya que disuelven plásticos y otros materiales sellantes de tanques y tuberías ).

*1.6.1.1. Propiedades químicas de los compuestos de desecho (el compuesto "marcado" con el isótopo ).*

La composición química de un líquido o bien las propiedades químicas del compuesto que "marcado" con el isótopo en cuestión, es en principio, el factor decisivo para la selección de tratamiento adecuado, por ejemplo en el caso de los desechos provenientes de las plantas de potencia o bien del ciclo del combustible nuclear sus composiciones son muy parecidas por lo que el tratamiento será

también semejante. Sin embargo cuando nos encontramos con desechos provenientes de centros de investigación y de actividades de descontaminación, las variaciones en las composiciones químicas son muy marcadas.

El proceso seleccionado para este tipo de desechos estará basado fundamentalmente en los principios que rigen los tratamientos químicos convencionales para aguas de desecho. Un problema que se presenta y requiere de especial atención es la presencia de detergentes y complexonas, para lo cual deberá de implementarse el uso de detergentes con propiedades espumantes bajas o bien usar agentes tensoactivos en los tanques de almacenamiento.

#### 1.6.1.2. pH.

El valor del pH es sumamente importante tanto para los tanques contenedores, como para el mismo sistema de tratamiento. El sistema receptor tendrá que ser construido de un material que pueda ser sustituido fácilmente ( es decir que tenga repuestos de ciertas partes críticas en inventario ) o bien modificar el valor del pH antes de su recolección. La propia neutralización puede provocar la precipitación de una gran cantidad de sales solubles en agua, especialmente si este tiene una alta acidez y necesita de una cantidad considerable de alcalis para su neutralización. Sin embargo los volúmenes de líquidos de desecho de bajo nivel se encuentran en promedio a pH neutro y solamente pequeñas cantidades

de desechos líquidos de nivel intermedio tienen un pH que pueda representar un problema.

El pH es un factor de gran importancia para los procesos de cementación, bituminización y embalaje de los desechos; por ejemplo el cemento ( usado como matriz ) requiere de un pH alcalino para su cura.

#### *1.6.1.3. Toxicidad.*

La presencia de compuestos orgánicos y metales pesados como componentes de los desechos radiactivos líquidos son un factor importante para tomarse en cuenta cualquiera que sea su concentración o su nivel de toxicidad; estos materiales tienen origen en trabajos de investigación, así como de laboratorios que preparan compuestos marcados.

Si la toxicidad es alta, un pretratamiento siempre es contemplado antes del tratamiento principal. Para otros compuestos cuya toxicidad sea relativamente más baja ( por ejemplo aminas y ciertos disolventes inmiscibles en agua ) un tratamiento normal para su descontaminación o bien la dilución en algún otro efluente de desecho puede ser suficiente para eliminar un peligro potencial. Por supuesto que medidas en extremo precautorias deben de tenerse siempre en cuenta si al trabajar con desechos se encuentran por ejemplo con compuestos orgánicos cancerígenos marcados.

### **1.6.2. Propiedades Físicas de los desechos radiactivos líquidos. (5,15)**

Las propiedades físicas de los desechos radiactivos líquidos normalmente no varían mucho -recordando que esto depende directa de la fuente generadora del desecho- sobre todo en el caso de plantas nucleares de potencia, debido a que el origen de los desechos es casi el mismo; para el caso de los desechos provenientes de centros de investigaciones y hospitales estas varían significativamente. Las propiedades físicas más importantes de los desechos radiactivos líquidos que deben tomarse en cuenta ya que pueden influenciar en el tratamiento son:

- Conductividad.
- Densidad.
- Tensión superficial.
- Turbidez.
- Viscosidad.

#### **1.6.2.1. Conductividad.**

En un líquido acuoso es la medida de los electrolitos en solución, es decir que a mayor concentración de electrolitos la conductividad será también más alta y el uso de algún método de intercambio iónico bien podría emplearse.

Usualmente una conductividad de 1.0 mS/m es el límite para el tratamiento de efluentes por intercambio iónico, por ejemplo en el



caso de los desechos generados en el ciclo del combustible nuclear o bien para los desechos de plantas de potencia.

#### *1.6.2.2. Turbidez.*

Generalmente indica la presencia de partículas coloidales que necesitan ser removidas por algún tratamiento químico. Si hay líquidos orgánicos (disolventes o aceites) presentes en el desecho acuoso pueden formarse emulsiones, las cuales afectan directamente los resultados de la floculación y de una posterior filtración.

#### *1.6.2.3. Densidad y viscosidad.*

En especial estas dos propiedades afectan directamente al cualquier sistema de bombeo de los líquidos de desecho; ya que al variar las condiciones del efluente dificultaran el trabajo de las bombas ( al estar estas diseñadas en principio para un tipo de efluente de densidad y viscosidad dada ).

#### *1.6.2.4. Forma de las impurezas.*

La concentración de químicos disueltos en el líquido de desecho radiactivo y la cantidad de materia suspendida, tiene una gran influencia en todos los pasos del tratamiento donde a veces es necesario un pretratamiento por ejemplo una filtración para remover los sólidos suspendidos. De igual forma efluentes que contengan

materiales corrosivos o espumantes deberán de ser tratados antes de ser sometidos a cualquier tipo de tratamiento , por ejemplo antes de entrar a un evaporador.

### **1.6.3. Propiedades Radiológicas de los desechos radiactivos líquidos<sup>(5)</sup>**

Las propiedades radiológicas de un desecho dado son probablemente las más importantes, como tales no solamente afectarán la elección del tratamiento, sino la operación segura del sistema por parte de los operadores y el impacto radiológico en el medio ambiente. Entre las más importantes tenemos:

- Composición de los radionúclidos.
- Estabilidad radiactiva.

#### **1.6.3.1. Composición de Radionúclidos.**

La composición en los desechos radiactivos cubren un amplio grupo, desde la presencia de alfa-emisores hasta los radionúclidos beta-gamma emisores, aunque algunos de estos contienen ambos (sobre todo cuando hablamos de grandes volúmenes de desechos de bajo nivel). Los desechos de nivel intermedio contienen grupos más específicos de isótopos o bien solamente uno o dos radionúclidos individuales. Es también posible encontrar desechos que tienen una emisión beta/gamma y además de esto tienen una vida media muy corta, por lo que estos pueden dejarse en almacenamiento temporal

esperando a que decaigan y posteriormente ser tratados por algún método convencional de tratamiento de aguas residuales, para poder ser descargados en forma segura al medio ambiente.

La actividad específica del desecho líquido determina su clasificación como bajo o intermedio como se muestra en la tabla XI de acuerdo a las categorías sugeridas por el Organismo Internacional de Energía Atómica. Algunos líquidos de desecho de nivel intermedio requieren a menudo de dos o más tipos de tratamiento ( por ejemplo técnicas de evaporación o bien destilación, antes del tratamiento por intercambio iónico o bien precipitación química ).

#### *1.6.3.2. Estabilidad radiactiva.*

La estabilidad bajo la influencia de radiación es importante para los desechos de nivel intermedio y alto. Las consideraciones tienen que incluir una probable radiólisis, la cual provocará una generación de gases, una posible recombinación entre ellos, la generación de compuestos orgánicos o bien la catalisis de reacciones radioquímicas seguidas de explosiones. Sin embargo como muchos de los desechos de nivel intermedio no varían significativamente en su composición radiológica, el proceso de tratamiento y sus parámetros no se verán muy influenciados.

**CLASIFICACION DE LOS DESECHOS RADIOACTIVOS  
DE ACUERDO A SU NIVEL DE ACTIVIDAD. (Rep. ser. 236 pag 13)**

CATEGORIA	ACTIVIDAD ( $m^{-3}$ ) EN MEZCLAS DE BETA/GAMMA EMISORES <sup>1</sup>	COMENTARIOS
DESECHOS DE BAJO NIVEL (LLW)	1  < 37 kBq  < 1 uCi	No requieren de tratamiento, se libera después de su medición <sup>2</sup>
	2  37 kBq a 37 MBq  1 uCi a 1 mCi	Durante su tratamiento no se requiere de blindage.
	3  37 MBq a 3.7 GBq  1 mCi a 100 mCi	El blindage se hace necesario a veces, dependiendo de la composición de radionúclidos.
DESECHOS DE NIVEL INTERMEDIO (ILW)	3.7 GBq a 370 TBq  100mCi a 10 <sup>12</sup> mCi	El blindage es necesario en todos los casos.
DESECHOS DE ALTO NIVEL (HLW)	> 10 <sup>12</sup> mCi	Combustible nuclear irradiado <sup>3</sup> , así como los desechos líquidos resultantes del primer ciclo del sistema de extracción por disolventes <sup>3</sup> (SEMIP, 1991)

TABLA XI

<sup>1</sup> La concentración de la actividad alfa es negligible

<sup>2</sup> Relaciona las razones de liberación, licenciadas por la  
autoridad competente.

<sup>3</sup> cuando el permisionario lo declare como desecho.

#### **1.6.4. Propiedades Biológicas de los desechos radiactivos líquidos<sup>(5)</sup>**

Los desechos biológicos están caracterizados por la presencia de microorganismos en el desecho radiactivo líquido. Los tipos y las concentraciones de estos organismos son importantes, por ejemplo la demanda de oxígeno de los microorganismos puede afectar todo el tratamiento ya que esto impide la oxidación completa de las sustancias inorgánicas. La presencia de sustancias biodegradables provocan problemas de espuma en tanques de tratamiento químico y evaporadores, además de que estos desechos pueden contener sustancias tóxicas las cuales pueden provocar serias complicaciones para la seguridad de los operadores, sin embargo al segregarse y tratarse por separado el problema se ve considerablemente disminuido.

#### **1.6.5. Consideraciones especiales de seguridad (concepto ALARA - As Low As is Reasonable Achievable -)<sup>(2)</sup>.**

El concepto ALARA de mantener las exposiciones ocupacionales "tan bajo como razonablemente sea posible" ( As Low As is Reasonable Achievable -en ingles-) nació en 1954 por recomendación del Consejo Nacional de Protección Radiológica de E.U.A. ( CNPR ). La recomendación, era mantener los niveles de radiación "tan bajos como prácticamente sea posible ", asumiendo que cualquier exposición a la radiación conlleva riesgos.

El CNPR a lo largo de los años continuó publicando estas recomendaciones, uniéndose a otras prestigiadas organizaciones gubernamentales. Como resultado, esta filosofía ha sido incorporada en todas las regulaciones y guías existentes a la fecha, incluyendo aquellas relacionadas al manejo de los desechos así como en las recomendaciones que la Agencia de Energía Nuclear de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo -OCD-. El concepto ALARA ha sido también aplicado hacia las exposiciones ambientales en adición a las exposiciones ocupacionales.

Para su correcta aplicación, el concepto ALARA requiere que los costos concernientes a esta se hagan a la par de continuos incrementos en la reducción de los límites regulatorios de concentraciones máximas permisibles, los cuales podrán justificarse al ser pesados contra el beneficio recibido en terminos de exposiciones reducidas de la población y del Personal Ocupacionalmente Expuesto ( POE ).

La aplicación del concepto ALARA ha tenido un profundo impacto sobre las filosofías de diseño y operación de las instalaciones de manejo de desechos radiactivos, sobre todo por el papel que ha jugado en mejoras significativas en tres áreas principales: (1) imposición de barreras y controles ingenieriles para limitar las descargas de efluentes, (2) mejoramiento de la instrumentación para la validación de concentraciones más bajas en las descargas, en conjunción con un mejor monitoreo del lugar de trabajo y los alrededores, y (3) la evolución de los programas de protección radiológica en las instalaciones diseñadas específicamente para

alcanzar las condiciones ALARA.

De otra manera el concepto ALARA es un criterio que establece que no solo deben de tomarse las medidas y precauciones apropiadas para mantener las dosis de radiación del Personal Ocupacionalmente Expuesto y al público en general, por debajo de los límites fijados, sino que además, deben de hacerse todos los esfuerzos razonables para mantenerla tan baja como sea posible, tomando en cuenta los factores económicos y sociales aplicables.

#### *1.6.5.1. Seguridad radiológica ocupacional y pública<sup>(16)</sup>.*

La exposición del público en general a los desechos generados por las operaciones de tratamiento, es limitada esencialmente establecida directa o indirectamente por las regulaciones concernientes a descargas de gases o líquidos.

En las instalaciones donde se realiza el tratamiento de desechos radiactivos las exposiciones de los trabajadores son controladas de acuerdo al principio ALARA, tomando en cuenta las limitaciones en cuanto a la seguridad radiológica para los trabajadores. Generalmente la meta a alcanzar es la concentración de actividad en los concentrados tanto como sea posible, en orden de limitar a los desechos a solo ser acondicionados o dispuestos. Sin embargo, el manejo de tales concentrados con altas actividades, requiere de blindajes e instalaciones a control remoto, lo que da lugar a costos elevados.

Es importante considerar que aplicando el principio ALARA, el

balance de la exposición a la radiación de los trabajadores y público en general tendrá una influencia considerable en los costos de la planta.

### **1.7. SEPARACION Y SEGREGACION DE LOS DESECHOS RADIACTIVOS<sup>(17)</sup>**

Como se ha visto, los desechos líquidos radiactivos son generados en todas las etapas del ciclo de combustible nuclear, así como también en operaciones que involucran aplicaciones de radioisótopos por ejemplo en pruebas no destructivas, en medicina, etc; donde los desechos líquidos varían considerablemente tanto en su contenido químico como de radionúclidos.

En cada operación nuclear generalmente se produce un tipo primario de desecho líquido dependiendo del proceso ha que halla sido sometido. Muchos servicios nucleares de soporte producen también una variedad de desechos líquidos, como por ejemplo los servicios de regaderas, lavanderías, laboratorios analíticos y de descontaminación.

Cada corriente de desecho debería de ser analizada desde su origen para intentar una reducción de volumen, y si es posible un pretratamiento antes de su combinación con otros desechos. aunque cabe mencionar que lo deseable es operar desde un principio con solamente un sistema de tratamiento.

En algunos casos el pretratamiento de los desechos puede producir otro tipo de desecho radiactivo (es decir con propiedades



diferentes a la iniciales) disponible para su combinación con otros de desechos radiactivos para un tratamiento final en un solo proceso; de otra manera, la solución más práctica es tomar desde un principio el compromiso de contar con tan pocas servicios de proceso para el servicio de descontaminación de los desechos, como sea posible, ya que esto es la práctica normal hoy día.

#### **1.7.1. Segregación de desechos líquidos radiactivos.**

En el manejo de los desechos líquidos se tienen sistemas de drenaje especiales, tal como puede apreciarse en la figura 1 la cual muestra el diseño primario del drenaje "caliente" dentro del ININ el cual esta arreglado de tal manera que solo se reciba una cantidad mínima de desechos radiactivos líquidos para su tratamiento, de igual forma como marca el Organismo Internacional de Energía Atómica para cualquier sistema de drenaje caliente en cualquier instalación nuclear.

##### *1.7.1.1. Desechos Radiactivos líquidos de alcantarillas.*

Los líquidos de inodoros y lavabos en áreas no "activas", pueden ser descargadas directamente a los servicios de alcantarillado. Estos desechos no deberían de tener actividad alguna, ( ya que en estos servicios esta terminantemente prohibido tirar desechos radiactivos, para eso hay un servicio especial de recolección de desechos radiactivo, por ejemplo el caso de el

USUARIOS DRENAJE CALIENTE  
 EN EL AREA DEL REACTOR

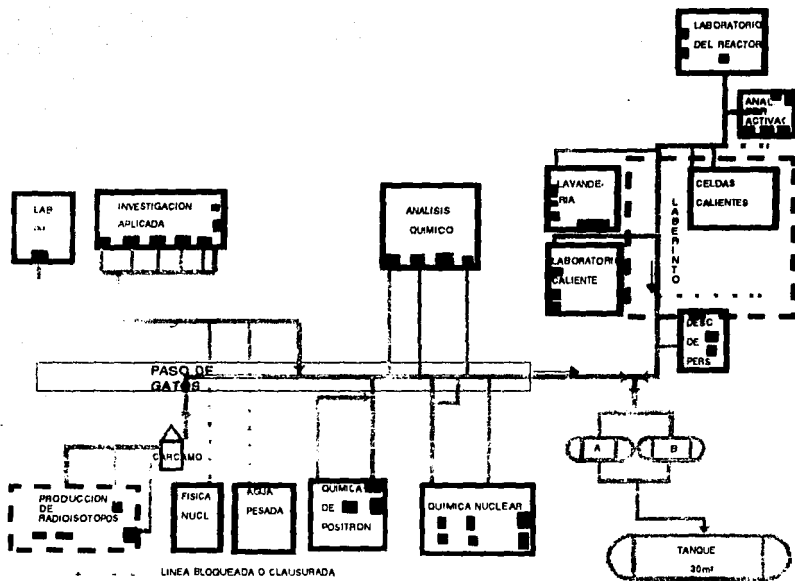


FIGURA 1

"drenaje caliente" en el ININ ) y pueden ser descargados posteriormente al ambiente después de un monitoreo y un tratamiento convencional.

#### *1.7.1.2. Desechos Radiactivos líquidos de trazado.*

Estos desechos vienen directamente de laboratorios y talleres de trabajo, donde se usan soluciones trazadoras marcadas. Estos también incluyen a los líquidos provenientes de sistemas secundarios de enfriamiento ( servicios nucleares ) en plantas de potencia. Estos normalmente no tienen actividad virtual y pueden ser descargados si es que se encuentran dentro de los límites autorizados. Sin embargo tales desechos líquidos solo contienen contaminantes no activos tales como materia suspendida, grasa y aceites. Después de la remoción de la materia suspendida ( por filtración ,sedimentación o trampas de grasas ) el desecho líquido puede ser colectado, tratado y descargado.

#### *1.7.1.3. Desechos Radiactivos de bajo nivel.*

Estos desechos se producen en laboratorios de investigación e instituciones médicas donde se realizan trabajos radiactivos, o bien en plantas de tratamiento de purificación de agua ( para plantas nucleares de potencia ) y descontaminación de desechos de alto nivel. Estos laboratorios normalmente están conectados a una tubería especial ( por ejemplo figura 1 ) para su almacenamiento en

tanque especiales para este fin. Cuando un tanque se llena el líquido puede ser mezclado, muestreado, analizado, para posteriormente pasar al sistema de tratamiento.

#### *1.7.1.4. Líquidos Radiactivos orgánicos.*

Son generados en cantidades pequeñas comparadas con los desechos acuosos. Si la descarga no es permitida los desechos se colectan por separado; algunos ejemplos de estos desechos son los líquidos de centelleo, disolventes de combustible reprocesado o aceites de turbinas en algunas plantas de potencia. Estos desechos pueden almacenarse de manera temporal para después trasladarse a una planta de tratamiento, donde generalmente son incinerados.

#### *1.7.2. Características de los desechos líquidos.*

Debido a las características de las propiedades físicas y químicas de los desechos radiactivos líquidos, estos pueden necesitar la inclusión de un pretratamiento antes de su descontaminación, tales como filtración, separación de líquidos orgánicos de los acuosos o bien la adición de antiespumantes o estabilizantes químicos.

Las condiciones a las cuales operan se muestran en forma de promedios en los Diagramas de Flujo de Proceso - DFPs-, y generalmente las plantas operan arriba o abajo de estas condiciones. Los paros en la planta generalmente ocurren por fallas

en equipos o falla en el suministro de energía eléctrica, lo cual repercute en el proceso de tratamiento de igual manera que en una planta de proceso normal, donde tendrá que haber un aumento en la razón de operación de la planta para poder satisfacer las metas de producción ( hablando de la cantidad de desechos tratados ), de manera similar un desecho fuera de especificaciones puede requerir que el producto sea sometido de nuevo a un tratamiento más específico.

**1.6. TECNOLOGIAS DISPONIBLES PARA EL TRATAMIENTO DE LOS DESECHOS RADIACTIVOS LIQUIDOS<sup>(5,12,15,17)</sup>.**

Los procesos disponibles para el tratamiento de los desechos líquidos radiactivos generalmente caen en tres categorías: evaporación, intercambio-ionico y precipitación química, aunque hay otros procesos que se estan usando actualmente estos no son de uso generalizado. La tabla XII muestra una guía general que muestra las principales características de los tres procesos basicos. Cabe señalar que cada líquido debería de ser examinado individualmente antes de su tratamiento, así como tener las bases del tratamiento sustentadas por estudios de laboratorio y/o planta piloto. A continuación haremos un breve descripción de cada uno de los procesos básicos de tratamiento.

**PRINCIPALES CARACTERISTICAS DE LOS PROCESOS DE TRATAMIENTO** (Rep. Ser. 226 pag. 7).

PROCESOS BASICOS DE TRATAMIENTO	PRECIPITACION QUIMICA	INTERCAMBIO IONICO	EVAPORACION
Características del líquido de desecho.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• No sensible a altas concentraciones de sales.</li> <li>• Posibles efectos negativos con la presencia de aceites, acomplejantes y detergentes.</li> </ul>	Indicado para: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Contenidos bajos en sol. suspendidos.</li> <li>• Bajos contenidos de sales.</li> <li>• Cuando no existen especies activas no ionicas.</li> </ul>	• Se requiere de un bajo contenido en detergentes
Factor de Descontaminación (DF).	<10-100 (beta-gamma), 10 <sup>3</sup> (alfa), rara vez >10 <sup>3</sup> (alfa).	< 10 a > 10 <sup>4</sup> en promedio de 10 <sup>2</sup> a 10 <sup>3</sup> .	10 <sup>1</sup> - 10 <sup>3</sup>
Factor de Reducción de Volumen (VRF).	10-100 (lodos húmedos) 200-10 <sup>4</sup> (sólido seco).	500-10 <sup>4</sup>	Dependiente de las sales en solución.
Combinaciones con otros métodos convencionales.	Posible con evaporación y ultrafiltración	Posible con evaporación.	El condensado puede ser subsecuente-mente por intercambio ionico.
Limitantes del proceso.	El volumen del floc puede ser importante por lo que se requiere de un sistema de secado de lodos.	Su estabilidad a la radiación y al calor.	Sensible a la corrosión espuma, incrustación

TABLA XII

PROCESOS BASICOS DE TRATAMIENTO	PRECIPITACION QUINICA	INTERCAMBIO IONICO	EVAPORACION
Tipos de aplicación.	Concentración de especies activas.	· Desmineralización del efluente. · Separación de especies activas.	· Concentración de la solución (especies no activas)
Revisión de aplicaciones.	· Instalaciones para desechos radiactivos en plantas nucleares de poder. · Corrientes de desechos de bajo y alto nivel en operaciones de reproceso. · Centros de investigaciones nucleares.	· Mantenimiento de la calidad de agua de albercas de reactores nucleares. · Tratamientos varios en operaciones de reprocesamiento. · Postratamiento para todas las operaciones en plantas de poder.	· Limpieza del circuito primario de enfriamiento de reactores nucleares. · Desechos líquidos generados en plantas nucleares de poder. · Operaciones varias en operaciones de reprocesamiento.
Mantenimiento.	En posibles bloqueos en líneas de alimentación, así como corrosión.	Posible bloqueo de las camas de intercambio ionico.	Posible problemas de corrosión, espumación incrustación y precipitación de sales.
Costos	Relativamente barato.	Caro, aunque para intercambiador es ionico sintéticos el costo disminuye.	Muy caro (debido al consumo de energía).

TABLA XII (CONTINUACION)

<sup>1</sup> cuando se tiene concentraciones < 1g/L

### **1.8.1. Precipitación química.**

Los métodos de precipitación química están basados en los principios coagulación-floculación-separación, y son usados para el tratamiento de los desechos radiactivos líquidos de laboratorios de investigación, así como de plantas de reprocesamiento de combustible.

Muchos radionúclidos pueden ser precipitados, co-precipitados y adsorbidos por compuestos insolubles, p.e. hidróxidos, carbonatos, fosfatos o ferrocianuros; de igual manera los precipitados también traen consigo las partículas suspendidas en la solución, sin embargo la precipitación nunca es completa por muchas razones lo cual puede ser ilustrado si se obtienen factores de descontaminación. (DF)<sup>(5)</sup> relativamente bajos. Por esta razón el tratamiento químico es usado solamente para desechos líquidos de niveles bajo e intermedio o bien puede ser usado en combinación con otros métodos más eficientes.

En este método se producen cantidades grandes de precipitados dentro del efluente, en el cual se han separado ya los radionúclidos que llevan consigo materiales coloidales los cuales forman parte de la actividad del desecho. Todo esto se lleva a cabo en dos etapas, la coagulación y floculación.

El principio de la coagulación es la formación del precipitado, en el cual se encuentran los radionúclidos. Esto ocurre por la adición de reactivos químicos o bien por el simple ajuste del pH. Esta etapa requiere de una agitación vigorosa para



favorecer la dispersión del precipitado en el efluente, y ayudar a la disminución de la actividad.

Por otra parte, la separación del líquido del precipitado requiere de la formación de partículas grandes. Este es el principio de la floculación, es decir ayudar a la aglomeración de las cargas eléctricas del precipitado sobre las partículas individuales que deben de ser neutralizadas, para evitar una repulsión mutua y favorecer su unión.

La etapa de floculación requiere de una agitación "suave" para permitir que las partículas se agrupen sin romper el floc una vez formado. Cabe mencionar que para establecer las condiciones adecuadas, las pruebas de laboratorio se hacen necesarias con ejemplos reales de desechos radiactivos.

acontinuación se listan los procesos de precipitación en uso:

- Proceso Lime-soda ( cal-sosa caústica ).
- Precipitación de hidróxido.
- Precipitación de fosfato.
- Precipitación de ferrocianida.
- Remoción de Rutenio.
- Remoción de Cesio.
- Remoción de Tecnecio.
- Procesos combinados.

Las ventajas y desventajas del tratamiento químico se encuentran listadas en la tabla XIII.

**TRATAMIENTO QUIMICO.**

<b>VENTAJAS</b>	<b>DESVENTAJAS</b>
- Bajo costo.	- Df's relativamente bajos ( 10 - 100).
- Capacidad para manejar una gran variedad de radionuclidos, así como sales no radiactivas y materiales sólidos en suspensión.	- Volúmenes grandes de lodos radiactivos que deben ser acondicionados y posteriormente dispuestos.
- Los procedimientos están basados en los tratamientos de las plantas de tratamiento de aguas convencionales.	- Dificultades de operación en procesos automáticos y continuos.
- Los procesos batch son muy favorables.	- El alto contenido de sales inactivas del agua tratada.
- Manejo de grandes flujos de desecho.	
- Separación de los solutos activos de los inactivos.	

TABLA XIII

### 1.8.2. Intercambio-Iónico.

El uso de procesos químicos en el tratamiento de aguas de desecho fue desarrollado en forma paralela con la industria nuclear. Desde entonces se han logrado avances en materia tecnológica, y uno de ellos ha sido el de intercambio-ionico, utilizado para la remoción de los radionúclidos de los desechos líquidos.

El proceso involucra el intercambio de especies ionicas entre el líquido y una matriz sólida conteniendo grupos polares ionizables. Cuando el intercambio es completo y la matriz esta completamente saturada, esta se remueve y se trata como un desecho radiactivo. Alternativamente algunos materiales de intercambio-ionico pueden ser regenerados por ácidos o bases fuertes.

Los métodos de intercambio-ionico tiene una amplia aplicación en operaciones del ciclo de combustible nuclear, y otras actividades inherentes a los materiales radiactivos, ejemplos de estos incluyen la limpieza de los circuitos primarios y secundarios del agua de los reactores, purificación del agua de piscinas del reactor donde se almacena el combustible, así como en piscina de plantas de reprocesamiento, la limpieza de agua activa de drenaje y el tratamiento de líquidos de desecho que vienen de la producción de radioisótopos, así como de instalaciones de investigación.

Hay una gran variedad de materiales de intercambio ionico, que de primera instancia pueden dividirse en dos grandes áreas:

- Intercambiadores Inorgánicos: naturales y sintéticos.

· Intercambiadores Orgánicos: sintéticos -ácido fuerte, base débil y base fuerte, ácido débil.

En forma natural se encuentran algunos tipos arcillas especiales (clays) y las zeolitas, aunque a veces sea difícil utilizarlos por ejemplo en operaciones de columnas. Un material el cual ha sido exitosamente usado en el pasado es la vernulita para la remoción de Cesio de los desechos radiactivos líquidos.

Las resinas orgánicas sintéticas son ampliamente usadas en el tratamiento de los desechos líquidos, y son los que han tenido más desarrollo entre los intercambiadores iónicos e incluyen una amplia variedad de materiales de intercambio tanto aniónicos como cationicos. Estan basados principalmente en poliestireno y fenol formaldehído en los cuales puedan ser incorporados los grupos radiológicamente activos. Los tipos disponibles son del tipo ácido fuerte, base débil y base fuerte ácido débil. En la tabla XIV se muestra una comparación entre los diferentes tipos de intercambiadores-iónicos.

Los factores de descontaminación se encuentran en un intervalo de  $10$  a  $10^7$  ( para sistemas sofisticados ); sin embargo valores de  $10^2$  y  $10^3$  son relativamente comunes, generalmente los Factores de Descontaminación -DFs en inglés- más bajos son para los intercambiadores-iónicos desarrollados para remover la actividad global del desecho, y los más altos DFs alcanzados son generalmente de los intercambiadores iónicos usados para radionúclidos específicos. Las ventajas y desventajas de los procesos de intercambio-iónico se pueden apreciar en la tabla XV.

**COMPARACION GENERAL DE LOS INTERCAMBIADORES IONICOS ORGANICOS E INORGANICOS. (Rep. ser. 236)**

	Org.	Inorg.	Comentarios.
Estabilidad Térmica	Pobre	Buena	Esto da una ventaja a los inorgánicos, particularmente para su almacenamiento y/o disposición.
Estabilidad Química	Pobre	Buena	Los inorgánicos son más seguros con ácido nítrico fuerte, aunque algunos pueden disolverse en la solución.
Estabilidad Radiactiva	Pobre	Buena	Las altas temperaturas y la presencia de O <sub>2</sub> reduce la estabilidad de los orgánicos en particular.
Capacidad de intercambio	Alta	Poco Alta	El mejor inorgánico, como el hidruro de Titanio o el fosfato de zirconio, pueden competir con los orgánicos; aunque para el Cs las zeolitas pueden ser mejores que los orgánicos.
Selectividad	Posible	Posible	Puede ser mejorada usando formas disponibles de intercambiadores o escogiendo lo agentes eluyentes.
Regeneración	Buena	Incierta*	Se evidencia en camas más delgadas (sobre todo orgánica que normalmente son favorecidas por adsorción permanente).
Especificidad	No conocida	Posible	Los inorgánicos son conocidos especialmente por su absorción característica hacia iones específicos.
Resistencia Mecánica	Buena	Variable*	Los inorgánicos pueden ser muy resistentes o suaves, una fractura puede ocurrir a ciertos rangos de pH.
Costo	Alto	Poco Alto*	los inorgánicos más comunes son más baratos, pero otros podrían ser obtenidos más económicamente.

TABLA XIV

	Org.	Inorg.	Comentarios.
Disponibilidad	Buena	Incierta	Algunos inorgánicos tendrían que ser hechos específicamente para el mercado nuclear.
Inmovilización	Buena	Buena	Los inorgánicos son compatibles con estructuras orgánicas como bitumen o polímeros. Otra alternativa es su incineración.
Manejo	Bueno	Bajo/ variable	Los orgánicos disponibles en formas esféricas, son ideales para su transferencia y manejo; los inorgánicos generalmente vienen como partículas angulares, lo que favorece a su uso no regenerativo.

TABLA XIV ( continuación )

\*La información específica disponible, esta limitada principalmente a trabajos de investigación a pequeña escala.

**PROCESOS DE INTERCAMBIO-IONICO.**

VENTAJAS	DESVENTAJAS
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Los procedimientos estan basados en los mismos que en pantas convencionales de tratamiento de aguas residuales.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- El contenido de sales en el desecho debe de ser muy bajo.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Los líquidos ya tratados se encuentran libres de impurezas ionicas.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- No-electrolitos no intercambiados, coloides y contaminantes provocan dificultades.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Los efluentes son de alta calidad.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Algunos intercambiadores ionicos son sensibles al pH.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Los Df's son altos (<math>10^2-10^3</math>).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- La regeneración de los intercambiadores-ionicos provocan desechos secundarios.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Factores de concentración altos para bajos volúmenes de desechos sólidos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Tolerancia baja a la radiación.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Disponible para la separación de coloides.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- El alto costo de algunos de ellos.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Disponible para la separación de coloides.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Limitada resistencia al calor.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Regeneración de algunos de estos materiales.</li> </ul>	

TABLA XV

### 1.8.3. Evaporación.<sup>(18)</sup>

La evaporación utilizada en el tratamiento de los desechos líquidos da como resultado un excelente factor de descontaminación, así como una buena concentración en los licores descontaminados. El agua es removida en la fase vapor y deja en los concentrados componentes no-volátiles como sales y la mayoría de los radionúclidos.

La evaporación es probablemente la mejor técnica de tratamiento para los desechos de radiactivos líquidos que tienen altos contenidos de sales (verificandose el proceso en una sola etapa) y sustancias ácidas (ácido nítrico), ya que para conductividades eléctricas altas y volúmenes relativamente bajos de desechos radiactivos se tiene la imperiosa necesidad de obtener DFs tan altos como sea posible.

La evaporación de desechos líquidos con bajos contenidos en sales (1-5 g/L) normalmente se lleva a cabo en dos etapas, descontaminación y concentración. Entre estos dos tipos de procesos se encuentran los procesos multietapas, con los cuales se pueden obtener DFs muy altos para grandes volúmenes de desechos con mas alto contenido de sales.

Debido a su relativo costo elevado de operación y su alta eficiencia de descontaminación, la evaporación se prefiere para el tratamiento de desechos de nivel alto e intermedio. Aunque los procesos de evaporación son relativamente simples, estos presentan ciertos problemas de operación tales como la corrosión, la



incrustación y la espuma.

El más usado dentro de la industria nuclear es el de circulación natural, ya que constan de calentadores de tipo calandria, bien puede ser del tipo donde el líquido fluye hacia arriba de los tubos ( de película ascendente ) o del tipo en el que el líquido fluye hacia abajo ( de película descendente ). Este tipo de evaporadores permite un mejor desarrollo en el fenómeno de transferencia de calor, permitiendo no obstante la distribución del líquido en la parte superior de todos los tubos, lo cual no es fácilmente alcanzable.

Los DFs alcanzados varían y raramente son menores a  $10^2$  y en algunos casos son mayores a  $10^6$ .

Las ventajas y desventajas en el uso de evaporadores estan resumidas en la tabla XVI.

PROCESOS DE EVAPORACION.

VENTAJAS	DESVENTAJAS
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Reducción de gran parte del volumen de desecho radiactivo (para una amplia de ellos).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Inconveniente para efluentes de desecho con muy altas concentraciones de sales inactivas.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Buena descontaminación de radionúclidos no volátiles.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Son muy caros en su operación (debido al alto consumo de energía).</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- DF's entre <math>10^4</math> y <math>10^5</math> (en evaporadores de una sola etapa).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Problemas de corrosión, incrustación y espumación.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Remoción completa de todas las sales activas e inactivas de los desechos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- La presencia de líquidos orgánicos puede provocar explosiones durante el proceso de tratamiento.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- No se ve afectado por la presencia de complexantes.</li> </ul>	

TABLA XVI

## 2. DISEÑO EXPERIMENTAL

**2.1. SELECCION DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO<sup>(2,12)</sup>.**

La selección de un sistema de tratamiento de desechos líquidos involucra una serie de decisiones relacionadas con ciertos factores. Estas pueden ser agrupadas en seis categorías:

- La caracterización del crecimiento de los desechos, con la posibilidad de segregarse.
- Requerimientos de descarga de los líquidos de desecho descontaminados.
- Tecnologías disponibles y sus costos.
- Acondicionamiento de los concentrados resultantes del tratamiento.
- Almacenamiento y disposición de los concentrados.
- Seguridad radiológica ocupacional y pública.

La interrelación de estos elementos están ilustrados en la figura 2, la cual identifica los principales componentes para la selección de un sistema de tratamiento de desechos líquidos discutidos a continuación.

**2.1.1. Características del desecho líquido.**

La selección de un proceso de tratamiento para desechos líquidos radiactivos depende sobre todo de sus propiedades físicas, químicas y radiológicas, así como de la cantidad de efluentes y la medida en que estos crezcan. Las propiedades radiológicas de los desechos líquidos son mucho menos restrictivas en la selección de

## DIAGRAMA LOGICO PARA LA SELECCION DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE DESECHOS RADIOACTIVOS LIQUIDOS

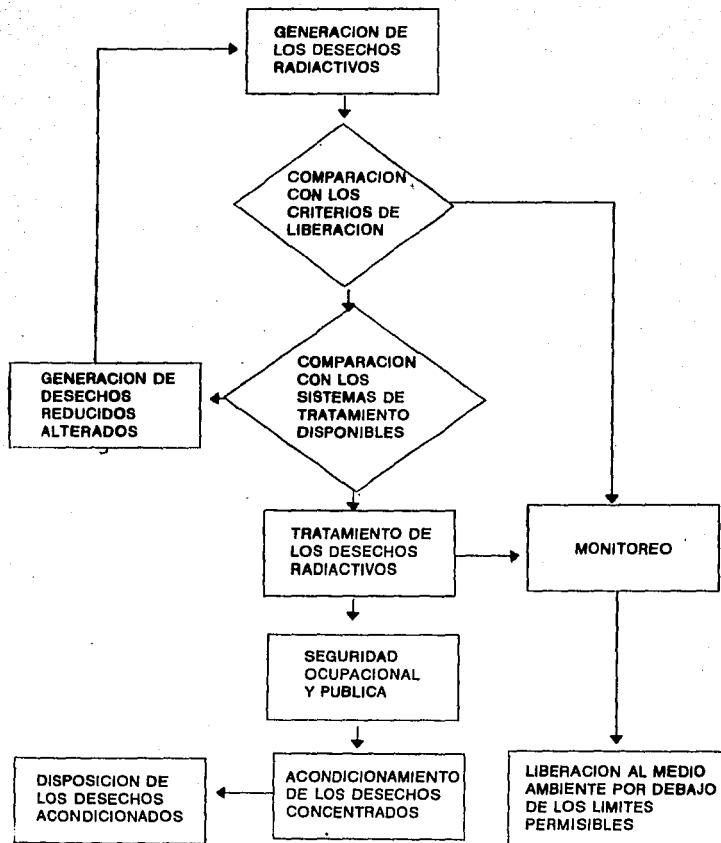


FIGURA 2

un sistema de tratamiento que las propias características físicas y químicas. Esto ilustra la importancia de un profundo conocimiento de los desechos que se estén tratando cuando se diseña un esquema para el manejo de estos.

### 2.1.2. Tecnologías disponibles.

Para cada técnica en especial los factores a favor y en contra son muy variados; por ejemplo en el caso de la evaporación, los factores de descontaminación son mucho más altos (hablando de uno o dos ordenes de magnitud) que los que se alcanzan con el método de intercambio-ionico. Sin embargo en el caso de la precipitación química los DFs son más modestos (oscilando entre 10 y 100) ya que obtener DFs más altos es excepcional y requiere de condiciones de operaciones más específicas en el caso de emisores beta-gamma, aunque cabe mencionar que para desechos alfa emisores los DFs alcanzados están cercanos a 1000. Las técnicas de evaporación y precipitación química, son recomendadas cuando se tienen líquidos de desecho altamente radiactivos (no así para las resinas de intercambio-ionico, debido a su limitada resistencia de sus componentes orgánicos a la radiactividad).

Debido a la experiencia adquirida a lo largo de los años en el tratamiento de los desechos radiactivos líquidos, se ha visto que el mantenimiento del equipo no representa ninguna dificultad; sin embargo la corrosión, la incrustación, la espuma y las sales precipitadas si son problemas graves en la evaporación. Del mismo

modo en el caso del intercambio-ionico los problemas se hacen más críticos con el bloqueo de las resinas por la presión de los sólidos suspendidos y los coloides.

En cuanto al costo del proceso, la técnica de evaporación tiende a ser la más cara debido a su consumo de energía, es por esto que hoy día se esta buscando reemplazar a la evaporación por otras técnicas (químicas o noveles) tan pronto como sea posible. La precipitación química es considerada la más barata ( de 20 a 50 veces más barata que la evaporación ). En el caso del intercambio ionico sus costos se encuentran en un punto intermedio entre los tratamientos antes mencionados.

Para el caso particular de esta tesis, la elección e implementación del sistema de tratamiento de desechos líquidos por precipitación química se hizo en base a que es uno de los procesos más populares en el mundo para el tratamiento de los desechos líquidos de baja actividad, pero sobre todo por su gran flexibilidad para trabajar con una amplia variedad de constituyentes radiactivos y no-radiactivos, tomando también en consideración que los volúmenes de desechos radiactivos líquidos de aplicación medica que se generan hasta este momento hacen impractica y poco costeable la implementación de otro sistema de tratamiento; esto no resulta ningún problema para el tratamiento por precipitación química ya que en principio es barato y no se requieren de instalaciones en extremo sofisticadas, ya que los materiales con los que se trabajan son realmente baratos (en cuanto a reactivos químicos se refiere).

Por otra parte la optimización continua de este tratamiento queda siempre como un campo abierto hacia la investigación del tratamiento de los desechos líquidos radiactivos.

### **2.1.3. Requerimientos para la liberación de los efluentes al medio ambiente<sup>(2,12)</sup>.**

Antes de intentar diseñar y seleccionar un sistema de tratamiento de desechos, deberían de ser entendidas en su totalidad, las restricciones o límites para la liberación de los líquidos de desecho descontaminados al medio ambiente. La determinación de estos límites es hecha de manera diferente en cada país -sin dejar de considerar o tomar en cuenta las regulaciones internacionales- en cualquier caso, se requiere de un análisis extensivo por ambas partes: el productor de los desechos y la autoridad reguladora. De acuerdo al CIPR (Comite Internacional de Protección Radiológica ), el estudio debe de mostrar que las exposiciones resultantes de la liberación estén por debajo de los límites especificados, tal como el caso del valor de 5mSv/año, que es la dosis equivalente para miembros individuales del público (grupos críticos). Es importante conocer el transporte y dispersión de los efluentes (también conocido como migración) desde los puntos de su liberación hasta los puntos de exposición ya que con el uso de modelos es posible establecer los límites correspondientes para su liberación, siempre y cuando se tenga un programa de monitoreo constante a los propios efluentes liberados.



En el desarrollo del CIPR los límites considerados se basan en la recomendación de que "Todas las exposiciones serán mantenidas tan bajas, como razonablemente sea posible ( concepto ALARA ), dependiendo de los factores económicos y sociales". Con esto el generador de desechos debe de evaluar todas las posibles alternativas y seleccionar de la mejor manera sus esquemas de manejo de desechos, de acuerdo al concepto ALARA, para cumplir con las disposiciones del organo regulador. Este estudio complementario deberá de incluir no solamente los procesos de tratamiento, sino también el tipo de desechos secundarios que se generan y el punto de su liberación, por ejemplo ríos, lagos, mar, subterráneo, drenaje común, etc. Para evaluar la liberación de los desechos se requiere de las siguientes consideraciones de acuerdo a las características de la descarga:

- (a) Descarga en cuerpos de agua.
- (b) Descarga en tierra o formaciones subterráneas.
- (c) Descarga a la atmósfera.

Una vez que el acuerdo entre los generadores de los desechos y las autoridades se ha alcanzado, la autorización para descarga es provista al propio productor en la cual se detallan los requerimientos específicos para conocer el punto de liberación en terminos de:

- Concentración máxima permisible de radioisótopos en el efluente.
- Razón de flujo del efluente ( cuanto se libera por hora, diariamente por mes y por año ) y el volumen total.

- Actividad actual, por mes y/o por año de la descarga, tanto para la actividad total como para la actividad individual por radioisótopo.
- Composición física y química del efluente ( pH, demanda biológica y química de oxígeno, sólidos suspendidos, temperatura, etc.).

En conclusión, un sistema de tratamiento químico no puede estimarse aislando solamente su habilidad para descontaminar los desechos líquidos. Debe recordarse que el tratamiento es normalmente solo parte de todo un esquema de manejo de los desechos, en los cuales la generación del desecho, el acondicionamiento y su disposición final juegan también papeles importantes dentro del mismo esquema.

## 2.2. PRECIPITACION QUIMICA. (2,12,15,19)

Los procesos de precipitación química son métodos bien establecidos para la remoción de radionúclidos presentes en los desechos radiactivos líquidos de niveles bajo e intermedio, utilizados generalmente en plantas de reprocesamiento de combustible, institutos de investigación y en algunas plantas de potencia. Originalmente los procesos empleados estaban basados en aquellos que son usados normalmente para el tratamiento normal de aguas residuales, pero ahora procesos desarrollados recientemente están basados en los requerimientos específicos de los desechos líquidos radiactivos. Un amplio grupo de reactivos químicos son

actualmente utilizados, así como mezclas de precipitantes como una forma de optimizar la descontaminación de los desechos.

Usualmente los procesos hacen uso de reactivos químicos disponibles que son económicamente atractivos.

Los dos parámetros que comúnmente se usan para describir el desarrollo de los procesos de precipitación son el Factor de Reducción de Volumen ( VRF -en inglés- ) y el Factor de Descontaminación (DF).

- El VRF es la razón del volumen de desechos antes del tratamiento sobre el volumen reducido después del tratamiento conteniendo el volumen total de radiactividad.

- El DF depende sobre todo del método de descontaminación elegido. Este factor es de vital importancia desde el punto de vista para las descargas al medio ambiente. El DF para los procesos de precipitación en el cual un cambio de volumen ha ocurrido durante el tratamiento es usualmente expresado como:

$$DF = \frac{ACTIVIDAD \cdot TOTAL \cdot EN \cdot LA \cdot ALIMENTACION \cdot}{ACTIVIDAD \cdot TOTAL \cdot EN \cdot EL \cdot EFLUENTE} = \frac{A_f V_f}{A_e V_e}$$

donde  $a_f$  y  $a_e$  son las actividades por unidad de volumen de la alimentación y el efluente respectivamente, y  $v_f$  y  $v_e$  son los volúmenes de alimentación y del efluente respectivamente. La misma expresión es usada igualmente

para calcular el DF para radionúclidos específicos, actividad alfa total y beta-gamma total.

### 2.2.1. Mecanismos de precipitación química.

Los radionúclidos se encuentran presentes en las soluciones de desecho en sus formas solubles, por ejemplo iones hidratados. Para la conversión a su forma insoluble, un ion o un compuesto ionico debe de ser adicionado para formar con el radionúclido una sal insoluble.

Esta reacción puede ser descrita por la ley de acción de masas:



de esta resulta el producto de solubilidad:

$$k_{ps} = [A^+] \times [B^-]$$

Esto es que a más bajo  $k_{ps}$  es más difícil disolver la sal AB. El producto de solubilidad debe de ser excedido para una sal que va ha ser precipitada; por ejemplo el producto de las concentraciones de los iones debe de ser más alto que el valor numérico del  $k_{ps}$  para que la sal AB pueda ser precipitada.

Debido a las bajas concentraciones de los radionúclidos en las soluciones de desecho ( hasta ppm. ), un floculante debe de ser usado para alcanzar una precipitación adecuada. Como regla los isótopos estables de los radionúclidos a ser precipitados pueden

ser usados como floculantes, así como también reactivos con un comportamiento químico similar, el cual incorporará a su molécula al radionúclido en cuestión.

Los radionúclidos pueden ser separados por medio de una mezcla de sales las cuales contengan un cation interactuante con los mismos radionúclidos.

En general, se puede decir que la descontaminación por precipitación química es raramente llevada a cabo por un solo mecanismo, todos los efectos ocurren al mismo tiempo especialmente cuando las soluciones de desecho contienen diferentes radionúclidos a diferentes concentraciones, así como la presencia de iones no radiactivos.

### 2.2.2. Principios generales.

El objetivo del proceso de precipitación química, es usar un material sólido soluble y finamente dividido para remover los radionúclidos de un desecho líquido.

Los radionúclidos son removidos de la solución de desecho a través de diferentes mecanismos tales como:

(a) Co-precipitación. Donde el radionúclido se precipita "transportado" bajo las condiciones de proceso y es subsecuentemente arrastrado por el volumen total de precipitado, o bien el radionúclido es incorporado dentro de una estructura cristalina de un precipitado análogo a el, por ejemplo en la remoción de estroncio radiactivo con un

precipitado de sulfato de bario (análogo en estructura con el).

(b) La remoción de radionúclidos absorbidos en partículas presentes en el propio desecho líquido, el cual será retirado de la disolución.

(c) Por adsorción dentro del precipitado final o bien sobre agentes adsorbentes, por ejemplo en el intercambio-iónico, la absorción química, adsorción física, etc.

La mayoría de los métodos de precipitación usan materiales insolubles (en inglés "flocs") de hidróxidos metálicos bajo condiciones alcalinas o neutras para remover los radionúclidos. En este tipo de procesos en específico una amplia gama de radionúclidos serán hidrolisados, con lo que otros radionúclidos pueden ser también co-precipitados o adsorbidos en el mismo floc.

El material insoluble que se forma o "floc" es generalmente (mas no necesariamente) formado en el mismo líquido de desecho como resultado de una reacción química. Un proceso típico de precipitación química involucra cuatro pasos o etapas principales<sup>(20)</sup>:

- Pretratamiento.
- Coagulación y floculación.
- Sedimentación.
- Separación sólido líquido.

### 2.2.2.1. Pretratamiento.

El pretratamiento describe los procesos de acondicionamiento que pueden ser usados antes de la formación del precipitado. Este proceso puede ser hecho por medio de ajuste de pH, oxidación química, reducción química, denitración, etc., con el fin de oxidar contaminantes orgánicos, descomponer especies complejas, alterar el número de valencia de algún elemento o bien ajustar las especies iónicas en solución a aquellas con una gran afinidad para su precipitación. Aunque es de remarcar lo efectivo o apreciado que puede ser un pretratamiento en particular, este también puede producir efectos indeseables. Por ejemplo en el uso de un agente reductor para remover el Rutenio en la fase de precipitación, pueden tener efectos adversos sobre la remoción de otros radionúclidos en el mismo desecho líquido.

#### a) Ajuste de pH.

El ajuste del pH en la solución puede ser usada ventajosamente en el tratamiento de desechos que contengan complejos iónicos en orden de formar un ácido o una base disociada, con el aumento o disminución del pH disociado, los ácidos o bases disociados son formados y el complejo es roto, esto da la oportunidad de procesos de tratamiento posteriores.

El ajuste del pH puede ser usado para modificar las especies iónicas presentes en el desecho líquido, estas pueden afectar seriamente la elección de los agentes precipitantes así como las condiciones de operación en el sistema de tratamiento.

**b) Oxidación química.**

Se usa para reducir el olor, decolorizar, destruir la materia orgánica, llevar a cabo una co-precipitación u oxidar iones tales como Fe y Mn a una valencia más alta, y así poder también llevar a cabo la remoción de estos elementos por precipitación.

Los agentes oxidantes más comunes son:

- Oxígeno.
- Ozono.
- Cloro.
- Peróxido de hidrogeno.

**c) Reducción química.**

Las reacciones de reducción son empleadas en el tratamiento de los desechos líquidos con el objeto de convertir la contaminación a una forma sólida, tal como en la recuperación reductiva de metales a través de la precipitación de un material insoluble, entre los más comunes se encuentran:

- Dióxido de azufre.
- Ditionita de sodio (  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$  ).
- Ion Fierro (III).

**2.2.2.2. Coagulación y floculación.**

La coagulación y floculación son los pasos fundamentales en la formación del precipitado. En la etapa de la coagulación los reactivos son mezclados rápidamente junto con todo el volumen de desecho, el material insoluble o floc resultante es entonces



mezclado lentamente (contando con un servicio de agitación de velocidad variable) con los agentes floculantes necesarios, los cuales mejoran las propiedades de sedimentación al floc.

La coagulación de una especie viene entonces de una reacción química, que resulta en un sólido insoluble el cual es precipitado en la solución. El material insoluble esta presente inicialmente como partículas finamente divididas y suspendidas en el fluido sobrenadante.

En las aplicaciones del tratamiento de desechos líquidos la coagulación es seguida de la floculación, la cual ayuda al proceso en general creando partículas más grandes que resultan más fáciles de separar.

a) Coagulación. Para asegurar la mejor distribución del reactivo, la agitación después de la adición de coagulantes debe desarrollarse exactamente en el punto de descarga (o mezclado) durante el menor tiempo posible ( mezcla rápida -flash- ) para el rompimiento de los elementos coagulantes, los cuales aparecen cuando se empieza a formar el precipitado.

La coagulación puede ser desarrollada a través del uso de sistemas estáticos o mecánicos. Entre los sistemas estáticos, se encuentran algunos que utilizan tanques con pantallas deflectoras de corrientes o baffles, con los cuales se asegura un mezclado más uniforme.

Entre los servicios mecánicos ( que son los que usan más comunmente ) se encuentran los de inyección directa de los reactivos en el seno mismo del líquido de desecho asegurando de

esta manera el movimiento hacia los tanques floculadores mejorando la eficiencia del proceso, los tanques mecánicamente agitados donde los agitadores son manejados por medio de motores eléctricos cuentan con servicio de velocidad regulable para las hélices. En el caso de los agitadores helicoidales los tanques son frecuentemente acondicionados con pantallas deflectoras de corrientes ( bafles ) para evitar una agitación deficiente, esto crea corrientes de choque las cuales mejoran la homogenización de líquido de tratamiento. Los mismos resultados se obtendrán posicionando la agitación fuera del centro del tanque de tratamiento.

b) Floculación. En esta segunda etapa se intenta hacer crecer al floculo apenas formado incrementando el tamaño de partícula, a través de la adición de agentes floculadores y una agitación lenta, con lo cual se asegura el contacto de todos los elementos precipitables del líquido. Esta etapa se lleva a cabo inmediatamente después de la coagulación con ayuda de una agitación lenta. Es de mencionarse que la etapa debe tener la suficiente duración como para permitir la floculación completa, pero tampoco una duración excesiva ya que esta resultara en el rompimiento del floc.

Los tanques de floculación estan clasificados en estáticos y mecánicos. Los bafles o pantallas deflectoras de corrientes aparecen de nuevo en los tanques de floculación estáticos, pero prácticamente no son usados para el tratamiento de los desechos líquidos radiactivos.

Los tanques floculadores mecánicos son generalmente

preferidos, en muchos casos consisten en tanques de forma variada ( generalmente el mismo que se uso en la coagulación ) acondicionados con el servicio de agitación con un motor eléctrico o bien agitación con aire. La principal característica de la agitación es su servicio de velocidad graduable, aunque algunos floculadores usan aire comprimido como fuente directa de agitación, para el caso del tratamiento de los desechos líquidos radiactivos esto no es muy recomendable, ya que existe la posibilidad de la formación de espuma.

#### 2.2.2.3. Sedimentación.

El propósito de la sedimentación es permitir que el material insolubilizado o floc se deposite después de que la coagulación y la floculación se han llevado a cabo. Al igual que en las plantas de tratamiento de agua convencionales el principal propósito de la sedimentación es la de reducir la carga de sólidos en suspensión que deben ser removidos por medio de filtros. La sedimentación generalmente se lleva a cabo en el mismo tanque de coagulación-floculación (con excepción del caso en que se usen unidades de contacto de sólido).

La práctica adoptada generalmente con la coagulación-floculación-sedimentación en el tratamiento de desechos líquidos de baja actividad, es que los tres pasos ocurren en el mismo tanque. Ahora bien este proceso puede llevarse a cabo en un sistema batch (por lotes) donde después de la coagulación-

floculación la agitación es suspendida, permitiendo que el material insolubilizado se asiente o bien en el caso de procesos continuos donde el uso de unidades de contacto de sólidos suspendidos o de clarificadores, permiten que todos los pasos se lleven a cabo en un solo tanque.

Los factores que influyen directamente en la sedimentación son los siguientes:

- Características del material insolubilizado o floc. El floc tiene un volumen relativamente grande en relación a su peso y una gran porción de este volumen esta ocupada por agua. Debido a una baja gravedad específica el floc no sedimentará rápidamente.

- Temperatura y viscosidad del líquido. La viscosidad del agua tiene un efecto significativo sobre la razón de sedimentación, por ejemplo a 30°C la razón de sedimentación es 3 veces más grande que a 0°C, aunque con el uso de agua fría es absolutamente esencial producir un floc muy denso.

- Período de sedimentación. Un floc bien formado se asienta a razón de 3 m/h ( 10 ft/h ) y no es práctico adoptar una razón de 0.75 m/h ( 2.5 ft/h ) que permite periodos pobres de floculación. Para muchos de los procesos batch un tiempo de sedimentación entre 3-4 horas es suficiente.

La cantidad de sólidos suspendidos dejados en el líquido tratado no debiera de exceder en 5 ppm, cuando esto llega a ocurrir

es muchas veces debido a un tiempo de sedimentación insuficiente pero es más usual que se deba a una pobre floculación.

#### 2.2.2.4. Separación sólido-líquido.

La reducción de volumen del desecho y el Factor de Descontaminación (DF) alcanzados con el proceso de precipitación son fuertemente dependientes del método de separación sólido-líquido empleado. La sedimentación por gravedad es usualmente muy lenta respecto al volumen total de precipitado, de aquí que el DF dependa en mucho del tiempo de sedimentación.

La naturaleza física de algunos precipitados finales (por ejemplo precipitados de hidróxidos metálicos, los cuales son generalmente gelatinosos) limitarán el alcance de la propia sedimentación. Los métodos recientemente desarrollados para la eliminación del agua de los precipitados involucra una filtración a flujo cruzado<sup>(12)</sup> o bien técnicas electrocinéticas<sup>(21)</sup>.

La descontaminación alcanzada por un proceso de precipitación dependerá del precipitado en particular, la química del radionúclido, y la efectividad de la separación sólido-líquido. Esta puede ser afectada de igual forma por la presencia de otros componentes en los desechos tales como complexonas, partículas suspendidas o trazadores orgánicos.

Algunos otros procesos de precipitación que son llevados a cabo en condiciones ácidas, por ejemplo en el caso de la precipitación de oxalatos, donde los lantánidos son removidos por

medio de la formación de sus oxalatos. Para algunos otros tratamientos puede que sea necesaria la inclusión de una etapa donde se remuevan ciertos "acompañantes" que se encuentran dentro del efluente, esto se vuelve una necesidad cuando se manejan desechos con "acompañantes" con muy altos contenidos en sales inactivas o iones conocidos. Estos interfieren directamente con los siguientes pasos del manejo de los desechos como lo es la inmovilización y embalaje, por ejemplo cuando esta presente una alta concentración del ion amonio esta interfiere directamente en el proceso de cementación (inmovilización).

### **2.2.3. Procesos de generales de precipitación. (2,12,15,19)**

Muchos de estos procesos de precipitación han sido satisfactoriamente usados en el tratamiento de desechos líquidos radiactivos ( acuosos ). Aunque los valores informados de los Factores de Descontaminación -DFs- han diferido considerablemente entre instalaciones que usan el mismo proceso de precipitación para un radionúclido, las razones aparentes de estas diferencias pueden estar dadas por:

- a) La mayor concentración de constituyentes no-radiactivos.
- b) Las diferentes concentraciones de radioisótopos presentes.
- c) La forma ionica o química de los isótopos radiactivos.
- d) La concentración de coagulantes y floculadores usados.

e) El pH en el cual se desarrollo el tratamiento.

No será entonces prudente asumir que una vez que un proceso ha sido probado exitosamente en una instalación nuclear, este tendrá el mismo éxito en otras instalaciones nucleares; esto debido a las diferencias tan específicas que se encuentran tanto en las concentraciones de los isótopos, como en las formas químicas en las cuales se encuentran incorporados, dependiendo de la fuente de la cual se halla generado.

Dentro de los procesos de precipitación actualmente conocidos, hay entre ellos algunos que han mostrado una eficiencia significativa para la remoción de más de un radionúclido, por lo que se les considerada como tratamientos generales ( tabla XVII ).

Entre los más comunmente usados son:

- Proceso Cal-Sosa Caústica.
- Precipitación de fosfatos.
- Procesos de hidróxidos.
- Precipitación de magnetita.

#### 2.2.3.1. Proceso Cal-Sosa Caústica.

Se trata de un método estandar para remover en general la "dureza" del agua a nivel industrial, consiste en la adición de cal y sosa caústica para precipitar los carbonatos, bicarbonatos y sulfatos de todos los cationes , exceptuando los de los metales alcalinos.

En desechos donde solamente dureza temporal esta presente (por

PROCESOS SIMPLES DE TRATAMIENTO. (12)

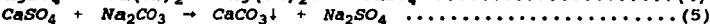
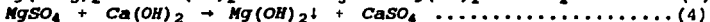
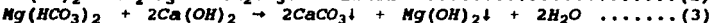
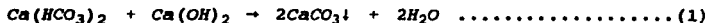
NUCLIDOS	PROCESOS SIMPLES	pH DE OPERACION	DF ESPERADO
Pu, Am	· Hidróxidos (de Fe especialmente)	7-12	> 1000
51Cr	· Oxalatos	1	> 100
	· Hidróxido de hierro	> 8.5	> 100
54Mn	· Hidróxido de Manganeso	> 8.5	> 100
	· Dióxido de Manganeso	> 8.5	> 100
58Co, 60Co, 59Fe	· Hidróxidos ferricos o ferrosos	> 8.5	> 100
90Sr	· Hidróxido de hierro	7-13	dep. pH
	· Fosfato de Calcio o hierro	> 11	> 100
	· Carbonato de Calcio	10.5	> 100
	· Dióxido de Manganeso	> 11	> 100
	· Sulfato de Bario	> 8.5	> 100
	· Acido poliantimonico	1	> 100
Zr, Nb, Ce	· Hidróxidos (Fe)	> 8.5	100-1000
Sb	· Hidróxido de hierro	5-8.5	5- 10
	· Hidróxido de Titanio	5-8.5	10-100
	· Acido poliantimonico y dióxido de Manganeso	1	20- 40
	· Diuranato	8.5-10.5	20- 30
Cs	· Ferrocianida	6-10	> 100
	· Zeolita	7-11	10
	· Tetrafenil borato	1-13	100-1000
	· Acido fosfotungstenico	1	> 100
	· Fosfomolibdato de Amonio	0- 9.5	> 10

TABLA XVII



la presencia solamente de bicarbonatos), se agrega una cantidad suficiente de cal para precipitar los bicarbonatos y carbonatos incluyendo los de calcio. En el caso de que halla dureza permanente ( por la presencia de sulfatos ) entonces se adiciona un exceso de sosa para asegurar la remoción de Mg y Ca ( magnesio y calcio ) como carbonatos, las cantidades de cal y sosa caústica deben de ser calculadas a partir de un análisis de dureza permanente y temporal de los desechos acuosos.

En los desechos acuosos permanentemente "duros" la cal y la sosa son agregados de manera equivalente a como se adicionarían a un desecho con dureza permanente, hasta llegar al pH óptimo para el tratamiento. Para altas concentraciones de Mg (>60 ppm) el exceso de cal deberá ser hasta que se alcance un pH>10.5, por lo que el efluente final tendrá un contenido más alto de sólidos en los lodos. Las ecuaciones químicas que rigen al proceso en general son:



El Sr ( estroncio ) es también removido por este mismo tratamiento aunque el grado de remoción es más grande que el que se obtiene en su producto de solubilidad, el cual sugiere la formación de cristales de  $\text{CaCO}_3$  y de  $\text{SrCO}_3$  ( carbonato de calcio y de estroncio respectivamente ). La remoción de Sr en paralelo con el tratamiento para eliminar la dureza es más efectivo cuando el

proceso se lleva a cabo en caliente ( por ejemplo a 96°C en 10 minutos la precipitación es más eficiente que a 10°C en 24 horas). La misma remoción se ve incrementada si se agrega suficiente exceso de cal y sosa cáustica por arriba del equivalente para eliminar la dureza permanente.

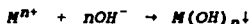
En la planta de Oak Ridge se han operado estos procesos desde 1957, los procedimientos que se llevan a cabo principalmente son la precipitación de  $\text{CaCO}_3$  con cal y sosa cáustica a pH 11 para soluciones con un alto contenido en iones calcio.

La remoción del grueso de la actividad beta ha sido eficiente en un 53-87%, para el Sr en un 80-90%, pero para el Cs solamente se ha alcanzado un 55%. Cabe mencionar que ellos han encontrado que si la cantidad de Ca residual en el agua de tratamiento puede mantenerse por debajo de 15 ppm más del 90% de la actividad total ( combinadas alfa-beta-gamma ) será removida y un Factor de Descontaminación mayor a 10 será también obtenido. Aunque el principal problema al cual se enfrentan es la presencia de complejantes (complexonas) o bien soluciones en extremo ácidas.

#### 2.2.3.2. *Proceso de Hidróxido.*

Muchos metales pueden ser hidrolizados para formar compuestos insolubles, la ecuación que exhibe la afinidad de los elementos con

este fenómeno de absorción es:



donde  $M^{n+}$  es  $Fe^{3+}$ ,  $Al^{3+}$  o  $Ti^{4+}$ .

Aunque en tratamientos convencionales de aguas la precipitación de hidróxido de aluminio es ampliamente usada, en la práctica del manejo de los desechos radiactivos el uso del hidróxido de hierro es más común, esto es debido en parte a que los iones de hierro pueden encontrarse en las corrientes de desecho debido a problemas de corrosión en tuberías.

En general, el  $Fe(OH)_3$  ( hidróxido de hierro ) precipita partículas más grandes y sedimenta con mayor facilidad que el hidróxido de aluminio. Los procesos de precipitación esencialmente involucran la precipitación de  $Fe(OH)_3$  solo o en conjunto con otros precipitados (sulfatos o fosfatos).

Algunas plantas tienen niveles de Fe en sus desechos de 10-200 mg/L, y el  $Fe(OH)_3$  podrá ser precipitado por adición de alcalis ( $NaOH$ ,  $Ca(OH)_2$  o  $NH_4OH$ ). El  $Fe(OH)_3$  es estable en un intervalo de pH entre 5-14, pero remueve los actinidos más efectivamente a valores altos de pH.

Los valores de Factor de Descontaminación -DF- alcanzados para la remoción de emisores alfa están alrededor de 1000 ( por ejemplo para Pu y Am, y un poco menos para Np ), y valores de DF de 100 o más altos han sido informados para la remoción de productos de activación.

El  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  forma un precipitado gelatinoso, voluminoso lo cual puede dificultar su manejo. La filtración convencional no es muy efectiva de manera que la sedimentación por gravedad es usualmente favorecida para una separación inicial lo que requeriría de una planta relativamente grande y cara. Hay también la posibilidad de " sembrar " pequeñas partículas de precipitado suspendidas en el sobrenadante.

Generalmente los precipitados de Hierro requieren de una decantación posterior al tratamiento inicial para su posterior inmovilización, y los sobrenadantes se llevan a un retratamiento para que puedan alcanzar el grado descontaminación requerido.

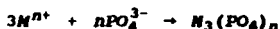
Las propiedades del precipitado pueden ser considerablemente mejoradas por la presencia de otras sales precipitadas ( por ejemplo sales de Ca ). El tratamiento de hidróxido puede ser afectado por la presencia de otros componentes como carbonatos o bien por agentes acomplejantes ( por ejemplo EDTA ).

En el laboratorio Harwell en UK, el proceso de precipitación basado en el uso del hierro y precipitados uránicos han sido desarrollados para el tratamiento de los desechos radiactivos de niveles bajo e intermedio.

En el laboratorio nacional de los Alamos en USA un proceso con hidróxido de magnesio es manejado paralelamente al del hidróxido de hierro, viendo que en el proceso del magnesio se ve menos afectado por la presencia de acomplejantes en el desecho de tratamiento.

### 2.2.3.3. Precipitación de fosfato.

Los fosfatos solubles como el  $\text{NaH}_2\text{PO}_4$ ,  $\text{Na}_2\text{HPO}_4$  y el  $\text{Na}_3\text{PO}_4$  (usados usualmente para el acondicionamiento de aguas para calderas) pero de manera especial el  $\text{Na}_3\text{PO}_4$  (fosfato trisódico) son adheridos al desecho para formar compuestos insolubles con otros iones, de acuerdo a la siguiente reacción general:



donde  $M^{n+}$  es  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ..., incluyendo al Sr radiactivo.

El ion calcio es usualmente agregado como volumen coprecipitante, para mejorar la remoción de otros cationes, la reacción es compleja. El método también alcanza una buena remoción de Pu y U (plutonio u uranio) los cuales contienen fosfatos insolubles.

En general a más alto valor de pH de operación el Factor de Descontaminación -DF- que se alcanza es mayor; para el Sr se han obtenido  $\text{DF} > 100$  a pH 11. La remoción de Cs por este método es muy pobre.

La precipitación con fosfato ha sido muy satisfactoria en un buen numero de instalaciones nucleares para el tratamiento de los desechos líquidos radiactivos, por ejemplo en el laboratorio Harwell el desecho líquido de baja actividad es tratado elevando el pH a 9.5 con sosa cáustica, agregando después un exceso de  $\text{Na}_3\text{PO}_4$ . Con desechos más activos el pH es ajustado a 11.5 con NaOH para que

se adicione el  $\text{Na}_3\text{PO}_4$  ( y  $\text{CaCl}_2$  como floculador tal que la razón de  $\text{Ca}^{+2}$  y  $(\text{PO}_4)^{-3}$  sea 5/8 ) para obtener un precipitado más denso es adicionado  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  (sulfato ferrico) como agente floculador. (12,15)

La reacción específica para el tratamiento en general esta dada por:



Con la cual se ha demostrado que los procesos de fosfato pueden remover hasta un 90% de actividad beta de desechos que contienen productos de fisión mezclados.

#### 2.2.3.4. Precipitación de magnetita.

Este tratamiento usando  $\text{FeO} \cdot \text{Fe}_2\text{O}_3$  ( magnetita ) todavía se encuentra en fase de investigación, en principio el proceso fue diseñado para remover el hierro del sobrenadante de tratamiento en las plantas de potencia.

La magnetita es el compuesto más simple del hierro con una configuración electronica tipo " spinel ". Un trabajo inicial realizado en Rocky Flats usa la adición de sales ferrosas y ferricas, seguidas de la adición de  $\text{NaOH}$ . En Winfrith la reducción parcial de iones ferricos por tratamiento con iones sulfitos y la adición posterior de  $\text{NH}_4\text{OH}$  (hidróxido de amonio) fue examinada después de que se comprobó la presencia de  $\text{Fe}^{3+}$  en sus corrientes de desecho.

Todos estos estudios extensivos se llevaron a cabo para examinar las propiedades de la magnetita ( refiriendose a sus propiedades para el tratamiento de desechos ) y su efectividad para el tratamiento por precipitación, algunas de la ventajas encontradas en su uso son:

- Mejor separación sólido líquido.
- Mejores factores de descontaminación resultantes (experimentalmente).

El proceso de magnetita " in situ " probado hasta la fecha para desechos reales no ha sido todo lo satisfactorio que se había esperado, debido a la interferencia de algunos iones que comúnmente se encuentran en los mismos desechos líquidos.

#### **2.2.4. Procesos de precipitación para radionúclidos específicos<sup>(12)</sup>.**

La necesidad de remover los radionúclidos que se encuentran en los desechos radiactivos líquidos de bajo nivel ha hecho que los procesos de precipitación generales no sean del todo eficientes, o dicho de otra manera el Factor de Descontaminación -DF- para el grueso de la actividad en el desecho no es a veces del todo suficiente para su liberación al ambiente. Entre los radionúclidos que generalmente pasan sin ser removidos por los procesos generales están el  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{103/106}\text{Ru}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{35}\text{S}$ ,  $^{60}\text{Co}$ . A continuación solo mencionaremos uno de estos ejemplos ya que estos tratamientos no solamente son específicos para un radionúclido, sino también para

los desechos generados por cada institución generadora.

#### 2.2.4.1. Remoción de Ru ( Rutenio ).

El Ru se encuentra entre los metales de transición con muchos estados de valencia lo que lo hace uno de los radionúclidos más difíciles de remover de los desechos líquidos, ya que puede estar presente en formas anónicas, cationicas o bien no ionica. El Ru forma complejos fácilmente, p.e. en medio ácido ( ácido nítrico ) existe como complejo nitroso y nitrosil-rutenio.

Las mejores remosiones obtenidas de Ru han sido por medio de coprecipitación con sulfito de cobre en solución ácida, aunque no siempre es deseable trabajar a bajos valores de pH; un tratamiento desarrollado en el laboratorio Harwell en USA<sup>(15)</sup> consiste en la formación de un precipitado de sulfito ferroso por la adición de sulfato ferroso y sulfito de sodio a valores de pH>8. Este proceso es generalmente seguido por el proceso de fosfato dando un incremento del 5% en el Factor de Descontaminación, asegurando la remoción completa de los emisores beta.

La eficiencia de la remoción de Ru es variable dependiendo de la forma presente, aunque en los procesos donde se han obtenido Factores de Descontaminación -DFs- cercanos a 100 generalmente son los que son útiles en la remoción de radio-coloides no quiere decir que el tratamiento específico sea ineficiente, lo que puede ser una alternativa es la combinación de los dos métodos para la obtención de DFs mayores.



En la planta de Marcoule<sup>(15)</sup> un tratamiento usado a nivel planta piloto ha resultado ser particularmente eficiente para los complejos nitrato y nitroso, consiste principalmente en una pre-oxidación en medio ácido y una posterior precipitación con periodato de plomo, el proceso mejora el Factor de Descontaminación -DF- para el Ru 5 veces más que el obtenido usando  $Fe(OH)_3$  que se usaba anteriormente en esta planta.

### 2.2.3. Procesos combinados. (15,23,24,25)

Debido a que los Factores de Descontaminación y los Factores de Reducción de Volumen ( DFs y VFRs respectivamente ) obtenidos en los procesos de precipitación química no son generalmente muy altos, estos son usados más generalmente para tratar volúmenes grandes de desechos líquidos radiactivos.

En la industria nuclear los métodos de precipitación química son usados para el tratamiento de los desechos líquidos radiactivos provenientes tanto de instituciones de investigación como médicas, así como de plantas de reprocesamiento de combustible nuclear. Cuando la composición del desecho varía en su naturaleza química y por su contenido radiactivo el proceso de precipitación simple resulta ser ineficiente, una combinación de los tratamientos generales y los específicos se hace necesario.

El proceso combinado final es una " combinación " de las condiciones óptimas para cada proceso por separado de tal manera que abarque el mejor Factor de Descontaminación para todos

radionúclidos que se busque remover. Las combinaciones de los procesos sencillos pueden ser usadas por separado cada una en operaciones tipo batch o bien en un proceso continuo, por ejemplo para la remoción del Cs el único requerimiento después de la precipitación por ferrocianuros es el empezar un aumento gradual del pH antes de pasar a la siguiente etapa en un tratamiento batch (por lotes) multietapas. Debe de tomarse en cuenta de que al manejar un proceso de este tipo la cantidad de lodos se verá muy aumentada, por lo que también se requerirá de equipo extra para su posterior disposición, aumentándose también en consecuencia el capital erogado para la planta de tratamiento.

Un ejemplo de estas facilidades en operación se puede ver en la planta de Saclay y Cadarache donde un doble tratamiento es usado, el primero remueve el Cs con ferrocianuros de níquel y en el segundo aplican un tratamiento cal-sosa para remover los demás radioisótopos en el desecho. Es de mencionarse que el equipo mismo permite la adición de algún otro reactivo químico para algún otro tratamiento específico en caso de que fuese necesario.

En la planta de Marcoule se tratan desechos líquidos de niveles bajo e intermedio usando en una primera etapa periodato para remover el Ru, seguido de un tratamiento de ferrocianuro de níquel y por último el tratamiento cal-sosa.

### **2.2.6. Químicos y materiales usados en los procesos de coagulación y floculación.**

Existe una gran variedad de reactivos químicos los cuales no solamente son empleados como coagulantes o floculadores, los más empleados son los que se mencionan a continuación:

- Sulfato de aluminio (  $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$  ). Es una sustancia altamente soluble en agua y fácilmente aplicable como solución o como material seco. El pH de una solución al 1% de aluminio es de 3.4.

- Aluminato de sodio (  $Na_2Al_2O_4$  ) , la cual es una combinación química del óxido de aluminio. Es una sustancia altamente alcalina y su forma comercial contiene hidróxido de aluminio y carbonato de sodio. Generalmente no es usada por separado sino en conjunción con el sulfato de aluminio.

- Sulfato ferroso (  $Fe_2SO_4 \cdot 7H_2O$  ). Conocido comúnmente como "coperas" es un compuesto en forma granular. Su oxidación en agua ocurre a un pH entre 8 y 11.5 precipitando como consecuencia al hidróxido ferrico.

- Sulfato ferroso clorado. Es más usado en el tratamiento de aguas y es obtenido por la adición del sulfato ferroso al agua, la cual anteriormente recibió una fuerte dosis de cloro, formandose así el sulfato ferrico y el cloruro ferrico ambos de ellos con muy buenas características coagulantes.

- Sulfato férrico (  $Fe(SO_4)_3$  ). Este material se disuelve fácilmente en dos partes de agua tibia para producir una

solución al 40%, por lo que se recomienda el uso de materiales especiales para que pueda ser usado con el equipo de tratamiento. Es usado como coagulante en un intervalo de pH de 3.5-11.

· Cloruro férrico (  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  ). Es una sustancia muy corrosiva y debe de ser manejada con cuidado y debe mantenerse en contacto con material inerte. Actúa como coagulante en un pH entre 4-11.

· Fosfato trisódico (  $\text{Na}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$  ). No es muy soluble en agua fría pero lo es agua caliente o tibia. El pH de una solución al 1% es de 12.

· Carbonato de sodio (  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  ) o soda ash en inglés, es muy soluble en agua y es usado para proveer la alcalinidad que permite que la coagulación tome lugar. Da un mejor Factor de Descontaminación -DF- que el mismo hidróxido de sodio, esto es debido a su alta remoción sobre el estroncio lo que de alguna manera incrementa la remoción sobre otros elemento como carbonatos básicos. El pH de una solución al 1% es de 11.2.

· Hidróxido de sodio (  $\text{NaOH}$  ). Es usado para aumentar la alcalinidad siendo muy soluble en agua. El pH de una solución al 1% es de 12.9.

· Cal viva (  $\text{CaO}$  ). Es muy usada en los procesos de coagulación para el aumento artificial de la alcalinidad sobre todo en los líquidos que van a ser tratados con aluminio o bien sulfato ferroso. La cal viva hidratada ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) es ligeramente soluble en agua, la solución es en realidad una

suspensión de cal hidratada.

#### **2.2.6.1. Asistentes de coagulación.**

Estos son materiales que asisten en el proceso de coagulación y son muy usados en plantas convencionales de tratamiento de aguas.

- Silica activada. Esta es preparada por neutralización parcial de una solución de silicato de sodio con un sal ácida. El resultado es una rápida formación de un precipitado grande y pesado, la cual generalmente asiste al tratamiento del carbonato de calcio. Este tratamiento tiene mucha significancia sobre todo cuando se llevan a cabo tratamientos a bajas temperaturas y turbidez significativa que puedan interferir con la coagulación.

- Arcillas. Estas son la bentonita, tierras de Fuller y otros materiales adsorbentes. Las arcillas asisten en la coagulación de desechos generalmente claros, bajando de manera más rápida y eficiente el floc formado. Es aconsejable experimentar en el uso de arcillas cuando se

tiene dificultades para la descontaminación de líquidos de desecho claros o bien cuando los líquidos estén contaminados con otros tipo de contaminantes industriales, ya que algunas arcillas tienen la propiedad de absorber los olores que producen algunas sustancias especialmente las de los materiales aceitosos.

- Calcita (  $\text{CaCO}_3$  ). Esta es especialmente efectiva cuando se

tratan los desechos a bajas temperaturas y de baja turbides. Se han usado más extensivamente con el tratamiento de aluminio. La cantidad necesaria para asegurar una floculación mejorada la cual no esta relacionada con la alcalinidad del líquido, se determina por pruebas específicas de laboratorio, adicionandose generalmente despues de la adición de los coagulantes.

• Polielectrolitos. Muchos de ellos son estrictamente asistentes de la coagulación mientras que otros son coagulantes en sí. Son compuestos orgánicos complejos usualmente sintéticos, que pueden estar negativamente cargados ( anionicos ) como la poliacrilamida-caústica-hidrolizada, positivamente cargadas ( cationicas ) tal como el bromuro de polivinil-n-butyl-piridina, ambas positiva y negativa o bien ser no anionicas.

El polielectrolito es adicionado en el mismo punto de floculación, abrigando las partículas del precipitado haciendo que este crezca rápidamente presentando una superficie grande. A veces los polielectrolitos son usados en mezcla con la bentonita para incrementar su efecto.

Mientras que los polielectrolitos estan siendo usados en los procesos de coagulación y floculación en algunos centros nucleares en USA, UK y Francia su uso no es ampliamente conocido. Sin embargo es posible que las investigaciones que se llevan a cabo en este momento en el mundo lleguen a revolucionar los procesos convencionales de coagulación por el uso de los polielectrolitos,

llegando a ser estas de uso común en este tipo de tratamientos en un futuro.

Los procesos de precipitación química han sido ampliamente usados en la industria nuclear por muchos años. En la descontaminación por precipitación química, las fuentes de radiactividad presentes en un solución son transformadas en compuestos insolubles por la adición de agentes químicos compatibles con su naturaleza y estructura química. Esta puede ser hecha por medio de la precipitación, co-precipitación o adsorción. De esta forma se generan soluciones descontaminadas y lodos activos.

La precipitación es aplicada especialmente para soluciones con altas concentraciones de sales. La separación de los desechos inactivos unidos a compuestos complejos se vuelve problemática, así como por la presencia de detergentes y aceites los cuales hacen que el tratamiento se colapse. Los Factores de Descontaminación -DFs- alcanzados dependen de la actividad de los radioisótopos en el desecho, esto es, los DFs aumentaran a medida que aumente la actividad en el desecho y por consiguiente bajará significativamente para desechos con muy poca actividad; los valores varían desde 10 hasta 100 ( para casos excepcionales y tratamiento de desechos de alto nivel -1000- ) y los Factores de Reducción de Volumen -VRFs- estan entre 10 y 100 ( esto es debido a que el lodo se encuentra todavía húmedo ).

En suma, los procesos de precipitación pueden proveer un tratamiento efectivo y barato para la descontaminación de grandes

volumenes de desecho de niveles bajo intermedio y alto, especialmente cuando ha sido combinado con un eficiente sistema de separación sólido-líquido.



### 3. PARTE EXPERIMENTAL

### 3.1. SEPARACION Y SEGREGACION EN CAMPO.

Los radioisótopos de desecho más importantes que se generan de instituciones médicas (debido a las diferentes aplicaciones que tienen en medicina), son el  $^{32}\text{P}$ ,  $^{35}\text{S}$  y el  $^{125}\text{I}$ . Todos estos presentan características físicas, químicas y radiológicas diferentes entre sí, como para pensar en un tratamiento general para los tres radioisótopos.

Los desechos del  $^{32}\text{P}$  presentan por lo general un color cafe rojizo, poco turbio, los del  $^{35}\text{S}$  un color azul marino turbio y en el caso de los desechos de  $^{125}\text{I}$  un color verde oscuro, muy turbio.

De la separación de estos radioisótopos de desecho se encontraron que almacenados en el patio "caliente" en recipientes de 1, 4 y 20 L se tenían las siguientes cantidades de desechos radiactivos líquidos, como puede apreciarse en la grafica 11:

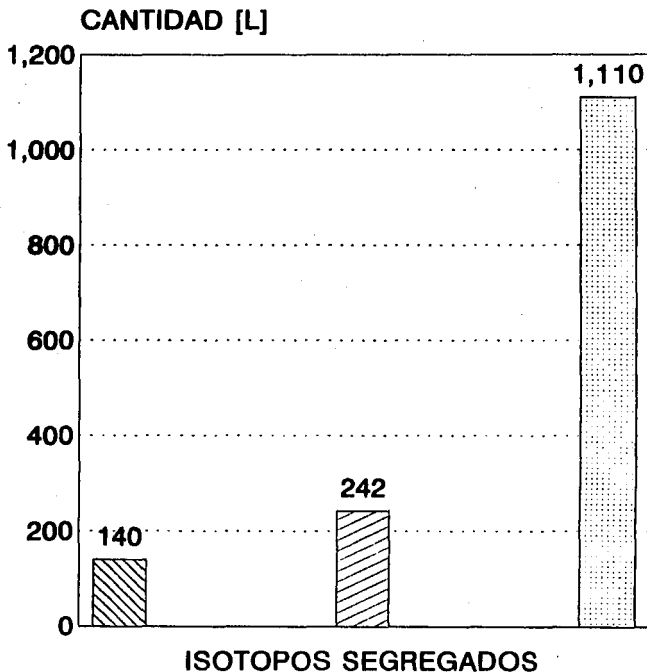
- 140 litros de desechos de  $^{35}\text{S}$
- 242 litros de desechos de  $^{32}\text{P}$
- 1110 litros de desechos de  $^{125}\text{I}$

Cabe mencionar que estas cantidades difieren de las cantidades informadas en las generalidades, ya que las cantidades de desecho faltantes se encuentran dentro de bidones de 200 litros en espera de tratamiento.

De acuerdo a lo programado se procedió a realizar la caracterización de los desechos de acuerdo a su medio en solución, actividad y su pH.

# DATOS DE LA SEGREGACION REALIZADA EN CAMPO

RADIOISOTOPOS MAS IMPORTANTES DE APLICACION MEDICA  
RECOLECTADOS DE LOS DIFERENTES HOSPITALES DE MEXICO



GRAFICA 11

▨ 35-S ▨ 125-I ▨ 32-P

### 3.1.1. Medio en solución.

Para este propósito se adecuo y acondicionó un tanque de separación de fases ( figura 3 ) para poder apreciar las posibles fases orgánica y acuosa de los desechos, ya que estos no vienen caracterizados de esta manera por los usuarios, por esta razón se hizo necesario la implementación de este dispositivo. En los tres casos ( de los tres radioisótopos mencionados arriba ) se pudo apreciar una pequeña capa de fase orgánica ( en promedio de cada radioisótopo un 10% del volumen del tanque - 200 litros - ); separandose así la fase acuosa de la fase orgánica. La fase acuosa separada es la que interesa para el estudio de esta tesis.

### 3.1.2. Actividad.

En principio debido al uso que tienen estos radioisótopos y sus bajas actividades para poder ser administradas a pacientes en hospitales, pueden clasificarse como desechos de bajo nivel. Las actividades promedio de los desechos radiactivos líquidos segregados fueron:

- $^{35}\text{S}$  = 21.9 Bq/mL
- $^{32}\text{P}$  = 0.98 Bq/mL
- $^{125}\text{I}$  = 0.002 Bq/mL

Esto es de gran importancia, ya que este va ha ser el parámetro primario para la evaluación de método de tratamiento, radiológicamente hablando.

# TANQUE DE SEPARACION DE FASES

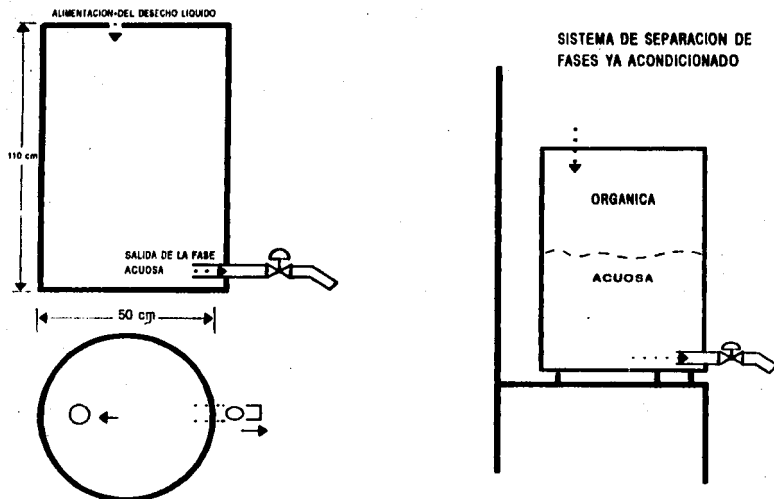


FIGURA 3

**3.1.3. pH.**

Para la determinación del pH o intervalo característico del pH de los desechos radiactivos líquidos segregados, se tomaron las mediciones de cada lote de fase acuosa de los desechos separados en el tanque de separación de fases; los valores de pH medidos fueron:

- .  $^{35}\text{S}$  = 7-8
- .  $^{32}\text{P}$  = 5-6
- .  $^{125}\text{I}$  = 6-7

Todos estos valores pueden variar dentro del intervalo encontrado dependiendo de las instituciones de donde provengan; al tener los parámetros de operación de cada tratamiento, los valores del pH deberán ser ajustados de acuerdo a las diferentes técnicas de pretratamiento.

**3.2. IMPLEMENTACION EXPERIMENTAL A NIVEL LABORATORIO.**

Como no es posible inferir por un simple análisis del material de desecho la concentración dosis de coagulantes y floculantes con los cuales se podrá asegurar un buen factor de descontaminación junto con una aceptable sedimentación y un buen factor de reducción de volumen, la concentración de reactivos, las razones de agitación así como la duración de esta, deberán ser determinadas de manera experimental para cada tipo de desecho en particular, ya que como se ha encontrado en experimentos previos, las condiciones indicadas en la literatura para los desechos radiactivos líquidos difieren

mucho de los resultados esperados al intentar reproducirlos en el laboratorio. A veces es posible realizar este tipo de experimentos guiándose solamente por analogías con la composición de líquidos de desecho que ya se han tratado; aún más, de las experiencias realizadas en lugares diferentes y aún en el propio ININ, han diferido enormemente entre sí, de acuerdo con los resultados mencionados por la literatura.

Por esto es necesario someter una muestra representativa de los desechos radiactivos líquidos de aplicaciones médicas almacenados dentro del ININ, a una serie de pruebas con el fin de encontrar las concentraciones óptimas de reactivos, de agitación (tiempo y velocidad) y optimizarlas de manera experimental.

### **3.2.1. Material y Equipo.**

#### **1.- Sistema mecánico de agitación.**

- Caframo, con aditamento para agitación graduable - 300 a 3500 rpm -.
- Flecha de agitación de 40 cm con propela.

#### **2.- Material de vidrio.**

- Vaso de p.p. de 4 L.
- Matraz volumétrico de 1 L.
- Vidrio de reloj.
- Bureta de 1 L.
- Probeta graduada de 1 L.
- Termometro

3.- Equipo.

- Balanza granataria.
- Soporte universal.
- Nueces.
- Pinzas de tres dedos.

4.- Reactivos<sup>2</sup>.

- $\text{Ca(OH)}_2$
- $\text{FeCl}_3$
- $\text{BaCl}_2$
- $\text{CaCl}_2$
- $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$
- $\text{CuSO}_4$
- AGUA

5.- Equipo de Protección Radiológica.

- Bata.
- Mandil.
- Cofia.
- Guantes de hule.
- Mascarilla con filtros respiradores.
- Botas de trabajo.
- Careta de plástico.
- Cubretodo.

---

<sup>2</sup> Cabe mencionar que al ser uno de los objetivos de este tipo de tratamientos el liberar al desecho del radionúclido en cuestión, este quedará en el precipitado y será posteriormente embalado; así los reactivos que se necesitan son de grado industrial; logrando así que los costos por tratamiento bajen considerablemente.



### **3.2.2. Normas de seguridad radiológica utilizadas para el manejo de desechos radiactivos líquidos.**

El desarrollo de la seguridad radiológica se inició junto con las primeras aplicaciones de la energía nuclear y actualmente es de vital importancia en los diferentes campos donde se utiliza material radiactivo o aparatos productores de radiación ionizante, tales como radiografía industrial, medicina, agricultura, industria, entre otros.

- Se debe saber antes de empezar ha trabajar con que isótopos se va ha trabajar y en consecuencia, su tipo de radiación que emite.

- En primera instancia la seguridad radiológica, depende de cada uno de nosotros, es decir cada uno de nosotros es el primer responsable su propia seguridad radiológica y al mismo tiempo de la de los demás.

- Los factores principales que se deben manejar para protegerse de la radiación son los siguientes:

El tiempo, la distancia y el blindaje.

El tiempo que el Personal Ocupacionalmente Expuesto ( POE ) se exponga a la radiación debe ser el mínimo necesario para efectuar el trabajo en forma segura y la distancia entre la fuente radiactiva y la persona deberá ser la máxima posible, sin que ello dificulte el trabajo, al grado de requerir mucho más tiempo debido a la incomodidad para efectuar la maniobra planeada. El Blindaje es un material que se utiliza para atenuar la radiación, de manera que

la intensidad de ésta no represente un peligro para las personas que esten cerca.

Durante el trabajo normal con material radiactivo, el POE no deberá recibir una equivalente de dosis mayor al límite establecido de 5 rem/año. Si consideramos que se trabaja 40 horas/semana y 52 semanas por año, podremos decir que en promedio el personal no deberá rebasar el valor de 2.5 mrem por hora.

- Antes de empezar cada sesión de trabajo se debe de monitorear el area de trabajo, con un "Teletector" ( detector de radiaciones, el cual tiene un brazo telescopico, con el que se pueden monitorear areas hasta a tres metros de distancia) medida por el técnico encargado de seguridad radiológica, para saber cuanto tiempo podremos permanecer en el área.

- Ponerse la ropa de seguridad radiología en la secuencia indicada:

1. Quitarse la ropa personal
2. Botines de plástico
3. Cubretodo
4. Dosímetros
5. Cubrezapatos de hule
6. Cubrepelo
7. Capucha de tela
8. Guantes de tela
9. Guantes de hule o de cirujano.

- Las indicaciones más importantes que se deben tomar en cuenta para el trabajo con material radiactivo son:

1. Mantener baja la exposición a la radiación, estando lo más alejado posible de la fuente radiactiva.

2. Si no se puede alejarse de la fuente, para sufrir menor exposición se necesita estar el menor tiempo posible en el área.

3. El blindaje es la protección del personal colocando barreras, entre la fuente y la persona.

4. Las regiones más resistentes a la radiación son las extremidades y la piel.

5. Una persona adulta es más resistente que una joven.

6. Usar siempre los dosímetros de película, de bolsillo y TL al trabajar con material radiactivo.

7. En caso de contaminarse, comunicarlo al personal de protección radiológica.

8. Para evitar una posible ingestión de material radiactivo no se debe comer, beber, ni fumar dentro del área de trabajo.

9. Antes de entrar al área de trabajo se debe de proteger cualquier herida en la piel.

10. Cada uno de nosotros es responsable de observar que reciba todos los beneficios de los sistemas de protección.

11. En caso de contaminarse externamente, lavar la zona afectada con agua y jabón; procurando no irritar la piel, para no contaminarse internamente.

12. Uno mismo es el responsable de su propia seguridad.

- De igual manera quitarse la ropa de seguridad radiológica en la secuencia indicada:

1. Acercarse al control de salida
2. Cubrezapatos de hule
3. Guantes de hule
4. Capucha de tela
5. Dosímetros
6. Cubretodo
7. Cubrepelo
8. Botin de plastico
9. Guantes de tela
10. Monitoreo de personal y dosímetros.

### **3.2.3. Procedimiento de trabajo experimental.**

Las primeras determinaciones que se deben realizar a los desechos antes de su tratamiento se concentran principalmente en deterterminar:

- pH
- Color
- Turbidez
- Actividad específica
- Concentración del radioisótopo en cuestión.

A continuación se toma una muestra de 4 L del grueso de los desechos del radioisótopo en cuestión, en una vaso de p.p. de 4 L.

- Se comienza la agitación; se ajusta la agitación a 1500 rpm. y se agrega el reactivo coagulante en la concentración requerida tan rápido como sea posible.
- Se mantiene la agitación durante un lapso de 3 a 5 minutos.
- Transcurrido el tiempo, la agitación se vuelve a ajustar bajando hasta 300 rpm (para iniciar el período de floculación) agregandose poco a poco el reactivo floculante.
- Se mantiene la agitación "lenta" durante 20 minutos.
- Una vez terminado este período, se para inmediatamente la agitación, se remueve el agitador para que se lleve a cabo la fase de sedimentación.

La sedimentación se llevará a cabo en aprox. 2 a 8 horas a temperatura ambiente ( la temperatura ambiente en el patio de trabajo oscila entre 8 y 4°C normalmente, lo que favorece la sedimentación enormemente ) dependiendo del isótopo que se este tratando.

- Se toma una muestra de las aguas madres ( o mejor dicho del efluente de desecho ) y se manda al Laboratorio de Vigilancia Radiológica Ambiental ( LVRA ) para determinar su actividad específica.
- Si la actividad de la muestra esta por debajo de los límites permisibles ( Norma 10-CFR-20 ) esta puede liberarse al medio ambiente sin peligro, si no, se requerirá de un retratamiento o bien otro tipo de tratamiento.
- Los lodos en donde se queda el radioisótopo tratado, se coloca en bidones de 200 litros y se embebe para su

almacenamiento intermedio como desecho sólido.

## 4. RESULTADOS

**4.1. RESULTADOS GENERALES.**

De la muestra que se mando al Laboratorio de Vigilancia Radiológica Ambiental, los resultados de la actividad especifica remanente son comparados con los resultados del análisis de su actividad especifica inicial, para así poder evaluar el Factor de Descontaminación -DF- para el tratamiento en cuestión; del mismo modo se evalua también el factor de reducción de volumen ( VRF ) alcanzado al final del tratamiento. Posteriormente se decantan las aguas madres ( ya estando en los límites permisibles ) y la torta es secada y pesada para determinar el rendimiento de la reacción.

Todos estos resultados son vaciados dentro de un documento maestro, donde se llevaran los records de las cantidades de reactivos, así como de las propiedades iniciales y finales del tratamiento de los desechos líquidos. Este documento contendrá en suma los resultados químicos y radiactivos, así como las mediciones físicas y las observaciones visuales.

Estos documentos, permitirán al encargado del sistema de tratamiento inferir de manera directa sobre las concentraciones necesarias para la operación a escalas más elevadas.

Los resultados ya optimizados para cada radisótopo se muestran en la tabla XVIII, XIX y XX para los tres radioisótopos de desecho estudiados (  $^{32}\text{P}$ ,  $^{125}\text{I}$ ,  $^{35}\text{S}$  ).



**CONDICIONES Y DOSIS OPTIMAS DE OPERACION, PARA EL TRATAMIENTO DE LOS DESECHOS RADIOACTIVOS LIQUIDOS DE ORIGEN MEDICO DE <sup>35</sup>S ALMACENADOS EN EL IWIN**

CANTIDAD DE BaCl <sub>2</sub> gramos / Litro DE DESECHO	7.8
COLOR	AZUL MARINO
TURBIDEZ	POCO INTENSA
<b>COAGULACION</b>	
TIEMPO DE AGITACION [min]	3
VELOCIDAD DE AGITACION [rpm]	1500
pH <sub>inicial</sub>	7-8
pH <sub>final</sub>	10-11
<b>FLOCULACION</b>	
CANTIDAD DE Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> [g/L] DE DESECHO	6
TIEMPO DE AGITACION [min]	30
VELOCIDAD DE AGITACION [rpm]	350
TIEMPO DE SEDIMENTACION [min]	20-30

**RESULTADOS DE LOS TRATAMIENTOS DE LOS DESECHOS RADIOACTIVOS LIQUIDOS DE ORIGEN MEDICO DE <sup>35</sup>S**

FORMA QUIMICA INICIAL	Na <sub>2</sub> <sup>35</sup> SO <sub>4</sub>
FORMA QUIMICA FINAL	Ba <sup>35</sup> SO <sub>4</sub>
CANTIDAD DE ISOTOPO EN LA MUESTRA ORIGINAL gramos / Litro DE DESECHO	4.54
CANTIDAD TEORICA DE p.p. [g/L]	7.45
CANTIDAD EXPERIMENTAL DE p.p. [g]	6.76
RENDIMIENTO EXPERIMENTAL %	90.8
ACTIVIDAD INICIAL [Bq/mL]	286.26
ACTIVIDAD FINAL [Bq/mL]	11.08
FACTOR DE DESCONTAMINACION (Df)	25.83
FACTOR DE REDUCCION DE VOL. (Vfr)	95

TABLA XVIII

**CONDICIONES Y DOSIS OPTIMAS DE OPERACION, PARA EL TRATAMIENTO  
DE LOS DESECHOS RADIOACTIVOS LIQUIDOS DE ORIGEN MEDICO  
DE <sup>32</sup>P ALMACENADOS EN EL INIM**

CANTIDAD DE Ca(OH) <sub>2</sub> gramos / Litro DE DESECHO	8.8
COLOR	CAFE ROJIZO
TURBIDEZ	POCO NOTORIA
<b>COAGULACION</b>	
TIEMPO DE AGITACION [min]	3
VELOCIDAD DE AGITACION [rpm]	1350
pH <sub>inicial</sub>	5-6
pH <sub>final</sub>	12-13
<b>FLOCULACION</b>	
CANTIDAD DE FeCl <sub>3</sub> [g/L] DE DESECHO	2
TIEMPO DE AGITACION [min]	20
VELOCIDAD DE AGITACION [rpm]	350
TIEMPO DE SEDIMENTACION [H]	3-4

**RESULTADOS DE LOS TRATAMIENTOS DE LOS DESECHOS  
RADIOACTIVOS LIQUIDOS DE ORIGEN MEDICO DE <sup>32</sup>P**

FORMA QUIMICA INICIAL	Na <sub>3</sub> <sup>32</sup> PO <sub>4</sub> Na <sub>2</sub> H <sup>32</sup> PO <sub>4</sub>
FORMA QUIMICA FINAL	Ca <sub>3</sub> <sup>32</sup> PO <sub>4</sub> Ca <sub>2</sub> H <sup>32</sup> PO <sub>4</sub>
CANTIDAD DE ISOTOPO EN LA MUESTRA ORIGINAL gramos / Litro DE DESECHO	54
CANTIDAD TEORICA DE p.p. [g/L]	51.57
CANTIDAD EXPERIMENTAL DE p.p. [g]	49.63
RENDIMIENTO EXPERIMENTAL ‰	96.2
ACTIVIDAD INICIAL [Bq/mL]	0.982
ACTIVIDAD FINAL [Bq/mL]	3.7*10 <sup>-2</sup>
FACTOR DE DESCONTAMINACION (Df)	32
FACTOR DE REDUCCION DE VOL. (Vfr)	90

TABLA XIX

**CONDICIONES Y DOSIS OPTIMAS DE OPERACION, PARA EL TRATAMIENTO  
DE LOS DESECHOS RADIOACTIVOS LIQUIDOS DE ORIGEN MEDICO  
DE <sup>125</sup>I ALMACENADOS EN EL ININ**

CANTIDAD DE $CuSO_4$ gramos / Litro DE DESECHO	7.5
COLOR	VERDE OBSCURO
TURBIDEZ	MUY POCA
<b>COAGULACION</b>	
TIEMPO DE AGITACION [min]	3
VELOCIDAD DE AGITACION [rpm]	1400
PH <sub>inicial</sub>	6-7
PH <sub>final</sub>	4-3
<b>FLOCULACION</b>	
CANTIDAD DE $Al_2(SO_4)_3$ [g/L] DE DESECHO	4
TIEMPO DE AGITACION [min]	20
VELOCIDAD DE AGITACION [rpm]	300
TIEMPO DE SEDIMENTACION [H]	6-8

**RESULTADOS DE LOS TRATAMIENTOS DE LOS DESECHOS  
RADIOACTIVOS LIQUIDOS DE ORIGEN MEDICO DE <sup>125</sup>I**

FORMA QUIMICA INICIAL	$Na^{125}I$
FORMA QUIMICA FINAL	$Cu^{125}I$
CANTIDAD DE ISOTOPO EN LA MUESTRA ORIGINAL gramos / Litro DE DESECHO	9
CANTIDAD TEORICA DE p.p. [g/L]	5.71
CANTIDAD EXPERIMENTAL DE p.p. [g]	5.39
RENDIMIENTO EXPERIMENTAL %	94.3
ACTIVIDAD INICIAL [Bq/mL]	24.31
ACTIVIDAD FINAL [Bq/mL]	> 1.008
FACTOR DE DESCONTAMINACION (Df)	24
FACTOR DE REDUCCION DE VOL. (Vfr)	85

TABLA XX

#### 4.2. DISCUSION DE RESULTADOS.

Para encontrar las condiciones de operación y las dosis óptimas de reactivos para el tratamiento de los desechos radiactivos líquidos, fue necesario como en cualquier determinación experimental el recurrir a varias experiencias para cada caso en particular.

Las variables de control fueron la cantidad de los reactivos, la velocidad de agitación y el tiempo de agitación, las variables dependientes de estas Factor de Descontaminación -DF- y el Factor de Reducción de Volumen -VRF-. Para poder dejar establecida como una variable de control a la cantidad de reactivo fue necesario mandar una muestra característica de los desechos ( de cada uno de ellos ) líquidos al Departamento de Análisis Químicos (DAQ) para que se determinaran las cantidades promedio del isótopo disuelto en su forma química final ( iodatos, sulfatos, fosfatos, etc. ), una vez con los valores de estas determinaciones fue posible determinar estequiométricamente las cantidades teóricas de reactivos ha utilizar para cada experimento, así como las cantidades ha obtener teóricamente hablando de isótopos en su forma insoluble de esta manera ya con estas cantidades se partió como punto de referencia para los tratamientos de cada radioisótopo.

La determinación cuantitativa de los isótopos en solución (es decir la información que se le dió al Departamento de Análisis Químicos para que supieran que buscar) en su forma química correspondiente fue posible en primera instancia, debido a que la

literatura menciona la forma química más común para su uso médico, con este dato, se pudo entonces mandar una muestra al Laboratorio de Análisis Químico para el análisis correspondiente cada isótopo.

Una vez conocida la forma química se busco en la literatura un compuesto el cual fuera insoluble en agua ( obviamente que conteniendo al isótopo ) para así escoger el reactivo necesario para poder precipitarlo.

Para la etapa de coagulación la variable a controlar fue la velocidad de agitación, que en principio se tomo las marcadas en la literatura como punto de partida para iniciar los trabajos experimentales, en principio se empezó con una velocidad de agitación para esta etapa de 100 rpm pero resultó ineficiente ya que no alcanzaba ni siquiera a agitar uniformemente el desecho, por lo que realizaron otras determinaciones a diferentes velocidades de agitación, encontrando que los mejores resultados se obtiene al trabajar en un intervalo entre 1300 a 1500 rpm dependiendo de donde fue generado el líquido de desecho.

Para el período de floculación ( donde la agitación debe ser menos enérgica ) de nuevo se tuvo que recurrir a pruebas a diferentes velocidades y teniendo el primer parámetro de que a 100 rpm no fue suficiente para agitar por lo que, nos deslizamos por encima de ese valor obteniendo los mejores resultados trabajando en un intervalo de 250 y 350 rpm, esto resulta ideal para obtener buenos resultados ya que con esta agitación "lenta" nos aseguramos tener una buena aglomeración, obteniendo con esta una mejor superficie de contacto lo que permite a fin de cuentas que el

fenómeno de precipitación se lleve a cabo de manera correcta.

El tiempo de agitación para las pruebas de coagulación se decidió estandarizarlo a 3 minutos para los tres isótopos, esto es que el Organismo Internacional de Energía Atómica -OIEA- marca un intervalo de 2 a 5 min. pero al final de las diferentes experiencias realizadas se obtuvieron valores muy semejantes para los dos extremos de los límites por lo cual se determino establecerlo en 3 min. Para la etapa de floculación de acuerdo a la literatura tiene que ser prolongada para asegurar el contacto completo se encontro que los mejores resultados se encontraron al mantener la agitación durante un período entre 20 y 30 min. ya que al dejarlo un tiempo menor a este no se aseguraba el contacto completo y de manera contraria al dejarlo más tiempo se corre el riesgo de que el mismo precipitado se rompa.

El pH es un factor determinante en este proceso. Uno de los objetivos en este tipo de tratamientos es alcanzar los intervalos de pH marcados ya que al ser determinados de manera experimental para los tres casos estos van a ser un parámetro fundamental, el cual nos van a indicar de manera directa las condiciones ideales para la obtención de resultados óptimos.

Las cantidades de material coadyudante de la floculación fueron determinadas de manera experimental en los tres casos particulares, probando diferentes tipos de coadyubantes ( todos ellos mencionados en la literatura ampliamente probados en los tratamientos normales de aguas residuales, tales como algunas arcillas especiales o bien el  $FeCl_3$  ) los cuales nos van a servir

para una adecuada "aglomeración" de las moléculas del precipitado formando una superficie de contacto mas extensa; los floculantes que experimentalmente se encontraron como ideales fueron el  $Al_2(SO_4)_3$  y el  $FeCl_3$ , ya que en la literatura son mencionados como floculadores "universales"; el  $Al_2(SO_4)_3$  como floculador en plantas de tratamiento de aguas residuales y el  $FeCl_3$  como floculador para los tratamientos de desechos radiactivos líquidos.

El tiempo de sedimentación es un factor de igual manera importante, ya que un tiempo suficiente resultara en un mejoramiento del tratamiento, ya que hasta que no se alcance completamente no podran tomarse las muestras correspondientes para su análisis radiológico, de igual manera su influencia directa en cuanto al Factor de Reducción de Volumen ( VRF ) ya que una buena sedimentación es directamente proporcional al VRF. Las condiciones de temperatura a las cuales se lleva a cabo la sedimentación resultan importantísimas, ya que a más bajas temperaturas la sedimentación se lleva a cabo completamente; en este caso las propias condiciones climáticas imperantes en el sitio de trabajo que en promedio se tienen entre 8 y 4°C las cuales sí favorecen al fenómeno de sedimentación ya que al bajar más la temperatura los tiempos de sedimentación se verán considerablemente reducidos.

En las líneas anteriores se discutieron los resultados que se encontraron a nivel general, es decir, los resultados de las condiciones de operación generales, dicho de otra manera los intervalos de operación óptimos para los tres tratamientos en

general; a continuación discutiremos específicamente los resultados encontrados para cada isótopo en particular, hablando de condiciones óptimas de operación, cantidades de reactivos químicos utilizados, niveles de descontaminación -DF- y de reducción de volumen -VRF-.

#### 4.2.1. <sup>35</sup>S.

En promedio las muestras que se mandaron con desechos de <sup>35</sup>S contienen 4.54 g/L de Na<sub>2</sub><sup>35</sup>SO<sub>4</sub>, el cual es completamente soluble en agua ( esta es una de las razones por lo que es utilizado esta forma química en medicina ), la forma química en que se escogió precipitarlo fue como Ba<sup>35</sup>SO<sub>4</sub>, ya que este compuesto es completamente insoluble en agua. Para asegurarnos que la reacción se llevara a cabo primero se hizo una simulación con un paquete llamado WCNEM v.1.4. el cual simula las estabilidad del compuesto a formar (cabe mencionar que este mismo paso se realizó en los tres casos) arrojando valores aceptables a las condiciones de trabajo imperantes en el ININ ( temperaturas entre 4 y 8°C ) e inmediatamente por pruebas de laboratorio dandonos de nuevo que compuesto escogido es el adecuado para el tratamiento del <sup>35</sup>S, debemos de aclarar que para que nosotros pudieramos considerar a este como el óptimo se tuvieron que hacer pruebas de laboratorio con otros compuestos ( como el CaCl<sub>2</sub> ) que también fueran insolubles en agua, más los mejores resultados siempre se obtuvieron utilizando BaCl<sub>2</sub>.

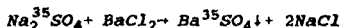


La coloración en general de este tipo de desecho es de un color azul marino (mencionaremos que las coloraciones en cada caso es muy específica y la intensidad y el propio color del desecho depende de la institución generadora); la turbidez de este desecho de nuevo varía con respecto a la institución generadora, presentando una turbidez no muy intensa. Tanto la coloración como la turbidez no desaparecen del todo pero sí disminuye la intensidad tanto de la coloración como de la turbidez después del tratamiento.

La actividad inicial promedio de estos desechos medida en el Laboratorio de Vigilancia Radiológica Ambiental es de 286.26 Bq/mL ( $7.736 \times 10^{-3}$  uCi/mL).

Como ya se mencionó, con el dato de la cantidad promedio de isótopo radiactivo en los desechos fue posible calcular de acuerdo a la estequiometría de la reacción la cantidad de  $BaCl_2$  utilizada que es de 7.8 g/L y a partir de este cálculo se obtuvo que teóricamente se deben de obtener 7.45 g/L de  $Ba^{35}SO_4$ .

La reacción característica del tratamiento es mostrada a continuación:



La velocidad de agitación durante la etapa de coagulación después de diferentes experimentos a diferentes velocidades, (de acuerdo a las marcadas en la literatura) fue determinante ya que se encontró que los mejores resultados para este tratamiento se obtienen al someter el desecho a 1500 rpm ya que a valores tanto

más altos de este valor como más bajos los DFs y los VRFs se encontraban por debajo de los experimentos a 1500 rpm, ya que como menciona la literatura a velocidades excesivas el precipitado se rompe y no permite la formación de una buena superficie de contacto, por el contrario si se somete a velocidades más bajas, no se asegura el correcto contacto de los reactivos.

Para el período de floculación se recurrió de nuevo a pruebas a diferentes velocidades de agitación, la velocidad óptima ( es decir a la cual se encontraron los mejores resultados ) fue de 350 rpm, dandonos la agitación óptima que se requiere en la literatura para asegurar la formación de un buen tamaño de partículas en el precipitado.

El pH promedio para estos desechos se encuentra generalmente entre 7-8. El pH final en la etapa de coagulación siempre debe de encontrarse entre 10-11, para obtener un resultado alto en cuanto al DF y al VRF; en caso de que no se llegara a alcanzar este pH lo mejor es un pretratamiento con el cual nos asegurará elevar el pH de la solución, en este caso se escogió y se obtuvieron muy buenos resultados al utilizar  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  ya que al elevarse el pH de la solución las condiciones se tornan ideales para que pueda llevarse a cabo el proceso de manera adecuada y eficiente.

En este caso se utilizó el  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  como coadyubante de la floculación ayudando a formar partículas más grandes precipitado en el, favoreciendo una mejor acumulación y al mismo tiempo una mejor sedimentación. Para el  $^{35}\text{S}$  se utilizaron 6 g/L de desecho como cantidad ideal y aunque se añada un poco de exceso este no

repercute de manera negativa hacia los resultados a obtener.

El tiempo de sedimentación para este experimento resulto en un promedio de 20-30 min.; esto es gracias a las condiciones de temperatura imperantes en el sitio de trabajo ( 8 y 4°C ) lo que favorece enormemente a la reducción de los tiempos de sedimentación.

Experimentalmente obtuvimos una cantidad promedio de 6.76 gramos de  $Ba^{35}SO_4$  por litro de desecho tratado, lo que al comparar con la cantidad teórica que deberíamos obtener da un rendimiento del 90.8%, el cual es determinante para poder afirmar la conveniencia química de los reactivos usados para el tratamiento, ya que al obtener un resultado tan bueno químicamente hablando es de esperarse que el resultado radiológico (DF) sea del mismo modo satisfactorio, así como del VRF.

La actividad final promedio de los desecho de  $^{35}S$  fue de 11.08 Bq/mL ( $2.994 \times 10^{-4}$  uCi/mL), el cual nos da un DF de 26.8; los valores que el Organismo Internacional de Energía Atómica toma como parametros para considerar aceptables los tratamientos por precipitación química se encuentran en un intervalo entre 10-100, el resultado que se obtuvo al encontrarse dentro del intervalo marcado por el organismo hace que este resultado sea satisfactorio, apreciandose por lo tanto una buena descontaminación radiológica, que al ser comparada con la norma 10-CFR-20 resulta todavía más satisfactoria (como puede apreciarse en la tabla XXI).

El factor de reducción de volumen VRF se determinó midiendo la razón de cantidad inicial de volumen de desecho con la cantidad en

**COMPARACION DE LAS ACTIVIDADES INICIALES Y FINALES  
DE LOS TRATAMIENTOS DE LOS DESECHOS CON LOS  
VALORES DE LA NORMA 10-CFR-20 Ap.B**

	ACTIVIDAD INICIAL [uCi/mL]	ACTIVIDAD FINAL [uCi/mL]	ACTIVIDAD MAXIMA PERMITIDA EN LA NORMA 10-CFR-20 [uCi/mL]
P <sup>32</sup>	$2.654 \times 10^{-5}$	$8.297 \times 10^{-7}$	$2 \times 10^{-5}$
S <sup>35</sup>	$7.736 \times 10^{-3}$	$2.994 \times 10^{-4}$	$3 \times 10^{-4}$
I <sup>125</sup>	$6.57 \times 10^{-4}$	$> 2.724 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^{-4}$

TABLA XXI

precipitado sedimentado, obteniéndose un valor del 95%, lo que nos da otro indicador que se encuentra dentro de los parametros marcados por el organismo y nos resalta la importancia de una buena etapa de sedimentación, así como de las propiedades aceptables del precipitado.

#### 4.2.2. $^{32}\text{P}$ .

En promedio las muestras que se mandaron con desechos de  $^{32}\text{P}$  contienen 54 g/L de  $\text{Na}_3^{32}\text{PO}_4$  y  $\text{Na}_2\text{H}^{32}\text{PO}_4$ , los cuales son compuestos completamente solubles en agua, la forma química en que se escogió precipitarlo fue como  $\text{Ca}_3(^{32}\text{PO}_4)_2$  y  $\text{CaH}^{32}\text{PO}_4$  que son compuestos prácticamente insolubles en agua.

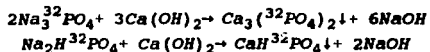
Para asegurarnos que la reacción se llevara a cabo primero se realizó de nuevo una simulación con el paquete WCHEM v.1.4. simulando la estabilidad de los compuestos que queremos a formar arrojando valores aceptables a las condiciones de trabajo imperantes en el ININ ( temperaturas entre 4 y 8°C ). Inmediatamente se realizaron pruebas de laboratorio para comprobar lo obtenido de la simulación, obteniendo de igual forma que los compuestos escogidos son los adecuados para el tratamiento del  $^{32}\text{P}$ .

La coloración en general de este tipo de desecho es de un color café rojizo y un color púpura claro ( estas dependen directamente de la institución generadora del desecho ); la turbidez de este desecho de nuevo varía con respecto a la institución generadora, presentando una turbidez poco notoria. Es

de mencionarse que la coloración como la turbidez no desaparecen del todo al termino del tratamiento.

La actividad inicial promedio de estos desechos medida en el Laboratorio de Vigilancia Radiológica Ambiental es de 0.982 Bq/mL ( $2.654 \times 10^{-5}$  uCi/mL).

Como ya se mencionó, con el dato de la cantidad promedio de isótopo radiactivo en los desechos fue posible calcular de acuerdo a la estequiometría de la reacción, la cantidad de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  utilizada la cual es de 8.8 g/L de desecho y a partir de este calculo se obtuvo que teóricamente debemos obtener 51.57 g/L de  $\text{Ca}_3^{32}\text{PO}_4$  y  $\text{Ca}_2\text{H}^{32}\text{PO}_4$  como desecho. La reacción característica de el tratamiento es mostrada a continuación:



La velocidad de agitación durante la etapa de coagulación después de diferentes experimentos a diferentes velocidades, con la que se obtuvieron los mejores resultados es de 1350 rpm ya que a valores más altos o más bajos de velocidad, los DFs y los VRFs fueron muy pobres con respecto a los que se obtuvieron a 1350 rpm, ya que como menciona la literatura a velocidades excesivas el precipitado se rompe y no permite la formación de una buena superficie de contacto, por el contrario si se somete a velocidades más bajas no podremos asegurar que los reactivos estan "reaccionando" de manera adecuada.

Para el período de floculación se hicieron pruebas también a diferentes velocidades de agitación, la velocidad óptima se encontró a 350 rpm, que resulta en una agitación lenta y "gentil" como la que menciona la literatura como ideal para esta etapa para la formación de un buen precipitado ( tamaño de partícula y cantidad ).

El pH promedio para estos desechos se encuentra generalmente entre 5 y 6. El pH final en la etapa de coagulación siempre debe de encontrarse entre 12 y 13 ya que este valor es de suma importancia, con la consigna de que si no se encuentra en este intervalo el pH al final de la coagulación la eficiencia del tratamiento se verá considerablemente disminuida, por lo que lo ideal es que si se esta en valores muy lejanos al pH final deberá de someterse a un pretratamiento con el cual nos aseguraramos de elevar el pH de la solución.

Para el  $^{32}\text{P}$  se utilizó el  $\text{FeCl}_3$  como coadyudante de la floculación dandonos un buen volumen de precipitado y al mismo tiempo una mejor sedimentación. Para el  $^{32}\text{P}$  se utilizaron 2 gramos de  $\text{FeCl}_3$  por litro desecho como cantidad ideal y aunque se añada en exceso este no repercute de manera negativa hacia los resultados ha obtener.

El tiempo de sedimentación para este experimento resulto en un promedio de 4-3 horas; esto sobre todo a las condiciones de temperatura imperantes en el patio de "caliente" ( 8 y 4°C ) lo que ayuda de manera determinante a la reducción del tiempo de sedimentación.

La cantidad de  $\text{Ca}_3^{32}\text{PO}_4$  y  $\text{Ca}_2\text{H}^{32}\text{PO}_4$  que estequiométricamente debemos de obtener como ya mencionamos es de 54 gramos por litro de desecho, experimentalmente obtuvimos una cantidad promedio de 49.6 gramos de  $\text{Ca}_3^{32}\text{PO}_4$  y  $\text{Ca}_2\text{H}^{32}\text{PO}_4$  como precipitado por litro de desecho, lo que arroja como consecuencia un rendimiento del 96.2%, el cual es de alguna manera determinante para poder afirmar la conveniencia químicamente hablando de los reactivos usados para el tratamiento, ya que al obtener un resultado tan bueno químicamente hablando es de esperarse que el resultado radiológico (DF) sea del mismo modo satisfactorio, así como del VRF.

La actividad final promedio de los desecho de  $^{32}\text{P}$  fue de  $3.07 \times 10^{-2}$  Bq/mL ( $8.297 \times 10^{-7}$  uCi/mL), el cual nos da un DF de 32; los valores que el Organismo Internacional de Energía Atómica toma como parametros para considerar aceptables los tratamientos por precipitación química se encuentran en un intervalo entre 10-100, el resultado que se obtuvo al encontrarse dentro del intervalo marcado por el organismo hace que este resultado sea muy satisfactorio, ya que se parecía una muy buena descontaminación radiológica, que al ser comparada con la norma 10-CFR-20 resulta todavía más satisfactoria (vease la tabla XXI), ya que los desechos radiactivos prodrán desecharse seguramente al ambiente.

El factor de reducción de volumen VRF se determinó midiendo la razón de cantidad inicial de volumen de desecho con la cantidad en precipitado sedimentado, obteniendose un valor del 90%, lo que nos da otro indicador que se encuentra dentro de los parametros marcados por el organismo y nos resalta la importancia de una buena



etapa de sedimentación, así como de las propiedades aceptables del precipitado.

#### 4.2.3. $^{125}\text{I}$ .

Las muestras analizadas con desechos de  $^{125}\text{I}$  contienen 9 g/L de  $\text{Na}^{125}\text{I}$ , el cual es el compuesto más usado en las aplicaciones médicas del  $^{125}\text{I}$  que es completamente soluble en agua; este isótopo de desecho se escogió precipitarlo como  $\text{CuI}$ , debido a que este compuesto es insoluble en agua a temperatura ambiente ( a la temperatura ambiente imperante en el ININ ), así como por el bajo costo de la materia prima que se utiliza para el tratamiento.

En primera instancia se llevó a cabo la simulación de la estabilidad del compuesto a formar con el paquete WCHEM v.1.4. dando un exitoso resultado de la reacción.

Inmediatamente se hicieron las correspondientes pruebas de laboratorio para comprobar el resultado obtenido con la simulación, comprobando que la elección del compuesto elegido para el tratamiento es el adecuado para el tratamiento del  $^{125}\text{I}$ .

La coloración de este tipo de desecho es muy uniforme sin importar donde fue generado el desecho, presenta un verde oscuro; la turbidez de este desecho tampoco varía mucho con respecto a la institución generadora de donde provenga el desecho, presentando en su mayoría muy poca turbidez. Es de mencionarse que la coloración como la turbidez no desaparecen del todo al termino del tratamiento, solamente bajo mucho la intensidad del verde pero no

desaparece completamente.

La actividad inicial en promedio de estos desechos medida en el Laboratorio de Vigilancia Radiológica Ambiental es 24.31 Bq/mL ( $6.57 \times 10^{-4}$  uCi/mL).

Como mencionamos anteriormente, con la cantidad promedio del isótopo radiactivo en los desechos fue posible calcular de acuerdo a la estequiometría de la reacción la cantidad de  $\text{CuSO}_4$  utilizada, que es de 7.5 gramos por litro de desecho con la cual se debe de obtener teóricamente 5.71g de  $\text{Cu}^{125}\text{I}$  por litro de desecho en el precipitado. La reacción característica para el tratamiento de  $^{125}\text{I}$  se muestra a continuación:



La velocidad de agitación requerida para la fase de coagulación después de las experimentaciones correspondiente y que arrojaron los mejores resultados, es de 1400 rpm ya que experimentalmente a valores más altos de velocidades de agitación así como a valores más bajos, los DFs y los VRFs fueron bajos con respecto a los que se obtuvieron a 1400 rpm, esto era también de esperarse ya que comprobamos lo que la literatura menciona, esto es que a velocidades de agitación excesivas el precipitado se rompe y no permite la formación de una buena superficie de contacto, por otro lado si se somete a velocidades más bajas no podremos asegurar que los reactivos están "reaccionando" de manera adecuada.

Para el período de floculación se hicieron las mismas pruebas

diferentes velocidades de agitación, la velocidad óptima se encontro a 300 rpm, la cual es la agitación óptima como se requiere para la adecuada formación de partículas de precipitado más grandes y "pesadas".

El pH promedio para estos desechos esta en promedio entre 6-7. El pH final en la etapa de coagulación al cual siempre se debe de llegar es 4-3; este valor es de suma importancia, ya que de no llegar a este intervalo de pH al final de la coagulación la eficiencia de el tratamiento será muy pobre o bien no se llevara a cabo el fenómeno de precipitación correspondiente, de esta forma al igual que para los dos anteriores tratamientos es ideal iniciar el tratamiento a valores de pH muy cercanos al pH de tratamiento, por medio de un pretratamiento ( en caso de ser necesario ).

Para el  $^{125}\text{I}$  utilizamos como coadyudante de floculación el  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , consiguiendo con este reactivo un mejor volumen de precipitado y al mismo tiempo una sedimentación más rápida y efectiva; se utilizaron 4 gramos de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  por litro de desecho como cantidad ideal ya al añadir un exceso este no tiene ya mayor inferencia en la formación del precipitado.

El tiempo de sedimentación para este experimento resulto en un promedio de 6-8 horas; esto sobre todo a las condiciones de temperatura imperantes en el patio "caliente" ( 8 y 4°C ) y debido a que por la propia naturaleza del precipitado ( un poco fino y por lo tanto ligero ) afecta directamente en el tiempo de sedimentación.

La cantidad de  $\text{Cu}^{125}\text{I}$  que estequiométricamente deberiamos de

obtener como se menciona anteriormente es 5.71 g/L de desecho; y experimentalmente obtuvimos en promedio 5.3 g/L, lo que arroja como consecuencia un rendimiento del 94.3 %, con el cual podemos afirmar la conveniencia química de los reactivos escogidos para el tratamiento, ya que al obtener un resultado tan bueno químicamente esperamos que el resultado radiológico (DF) sea del mismo modo satisfactorio, así como del VRF.

La actividad final promedio de los desecho de  $^{125}\text{I}$  fue  $> 1.008\text{Bq/mL}$  ( $> 2.724 \times 10^{-5}$  uCi/mL), el cual arroja un DF de 24; al compararse con los valores que el Organismo Internacional de Energía Atómica toma como parámetros para considerar como aceptables los tratamientos por precipitación química ( que se encuentran en un intervalo entre 10-100 ) nos indican que el resultado que se obtenido tiene como consecuencia una muy buena descontaminación radiológica, y con esta los desechos podrán ser liberados seguramente al ambiente ( después de comparar estos valores con la norma 10-CFR-20 -tabla XXI-). El factor de reducción de volumen VRF se determinó al igual que en los otros tratamientos, midiendo la razón de cantidad inicial de volumen de desecho a la cantidad del precipitado sedimentado, obteniéndose un valor del 80%, lo que nos da otro indicador que se encuentra dentro de los parámetros marcados por el organismo, lo que resalta la importancia de una buena etapa de sedimentación.

## 5. CONCLUSIONES

En el tratamiento de los desechos radiactivos líquidos de  $^{35}\text{S}$ , se encontró que las condiciones óptimas de operación para su precipitación se encuentran a un pH entre 10-11, utilizando para este fin 7.8 g de  $\text{BaCl}_2$  y 6 g de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  por litro de desecho de  $^{35}\text{S}$ , partiendo de una actividad inicial de  $7.736 \times 10^{-3}$  uCi/mL y alcanzando una actividad final después del tratamiento de  $2.994 \times 10^{-4}$  uCi/mL, para obtener un DF de 26 y un VRF del 95%.

Las condiciones de operación óptimas, en el caso del tratamiento del  $^{125}\text{I}$  se encontraron a un pH entre 4-3 utilizando 7.5g de  $\text{CuSO}_4$  y 4 g de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  por litro de solución de desechos de  $^{125}\text{I}$ , iniciando con una actividad inicial de  $6.57 \times 10^{-4}$  uCi/mL y alcanzando una actividad final después del tratamiento de  $>2.724 \times 10^{-5}$  uCi/mL, para obtener un DF de 24 y un VRF de 85%.

Para el tratamiento del  $^{32}\text{P}$ , las condiciones óptimas de operación se encontraron manteniendo un pH entre 12-13 y utilizando para ello 8.8 g de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  y 2 g de  $\text{FeCl}_3$  por litro de solución de desecho, en principio se determinó una actividad inicial de  $2.654 \times 10^{-5}$  uCi/mL y alcanzando una actividad final después del tratamiento de  $>2.724 \times 10^{-5}$  uCi/mL, obteniendo un DF de 32 y un VRF del 90%.

Las condiciones de temperatura oscilaron entre 8 y 4°C en el patio de trabajo, este fue de extrema importancia para que los procesos de precipitación se llevaran a cabo de manera eficiente.

Los niveles de agitación se deben de mantener ( dependiendo de cada radioisótopo ) en un intervalo de 1300-1500 rpm., durante 3 min para la etapa de coagulación y, para la fase de floculación el

intervalo de agitación debe de mantenerse entre 300-350 rpm. durante un período mínimo de 20 min.

Como puede observarse en la tabla XXI, al comparar los resultados obtenidos al final del tratamiento con los límites establecidos en la norma 10-CFR-20, queda comprobado que el fin para el cual fue implementado el tratamiento por precipitación química se alcanzó, se bajo la actividad de los desechos radiactivos hasta niveles por debajo de los que el Organismo Internacional de Energía Atómica (norma 10-CFR-20) requiere para que los desechos radiactivos se liberen de manera segura al medio ambiente; con lo que queda demostrado la efectividad de los métodos de tratamiento propuestos, y al mismo tiempo se logra a un bajo costo ya que se optimizaron las cantidades de reactivos y los materiales utilizados para ello son de grado industrial.

Por todo lo anterior podemos afirmar, que los objetivos que se trazaron en un inicio para esta tesis se han cumplido satisfactoriamente, ya que este es el primer tratamiento de desechos radiactivos líquidos a nivel institucional ININ y a nivel nacional que se realiza en forma y ha probado su eficiencia ya que los resultados han sido excelentes, y que al mismo tiempo caen dentro de los parámetros establecidos por el Organismo Internacional de Energía Atómica para este tipo de tratamiento. Se optimizaron tanto las condiciones de operación como las cantidades y tipos de reactivos ( al utilizarse reactivos grado industrial ) utilizado para cada tratamiento con lo cual bajan muy considerablemente los costos de operación, resultando todavía más

evidente la conveniencia de este tratamiento para los radioisótopos de desechos radiactivos líquidos de aplicación médica.

El primer paso está dado, por lo que en adelante el problema de la acumulación de los desechos líquidos caerá a niveles muy inferiores a los actuales, al tratar volúmenes considerablemente grandes de estos desechos, esto será posible tan solo extrapolando las cantidades de reactivo optimizadas para el volumen a tratar. De igual manera el campo de trabajo e investigación para este tipo de proyectos no debe quedar aquí, ya que aunque en este momento no existan volúmenes considerablemente importantes de otro tipo de desechos radiactivos líquidos, esto no quiere decir que no vayan a crecer, por el contrario estos seguirán aumentando por lo que la implementación de otros tratamientos específicos para más radioisótopos se hace necesaria y vital.



## 6. GLOSARIO

**ACONDICIONAMIENTO:** Aquellas operaciones que transforman el desecho a una forma adecuada para su transporte y/o almacenamiento y/o disposición. Las operaciones pueden incluir el convertir la forma física del el desecho a otra, encerrar el desecho en contenedores o bien proporcionar un empaque adicional.

**ACTIVIDAD:** La actividad A, de una determinada cantidad de un radionúclido es el cociente resultante de dividir dN en dt, siendo dN el número de transiciones espontáneas que se producen en esa cantidad en el intervalo de tiempo dt.

$$A = \frac{dN}{dt}$$

#### **ALMACENAMIENTO**

**INTERMEDIO:** Es el emplazamiento del desecho en alguna instalación con el fin de que este pueda ser recuperado en un determinado tiempo.

**BEQUERELIO:** Es el nombre específico de la unidad de actividad en el Sistema Internacional, esta se refiere al número de desintegraciones por segundo de núcleos padres, esto quiere decir que para un emisor beta puro, cada desintegración resulta efectivamente en una

radiación emitida.

1 Bq = 1 desintegración · s<sup>-1</sup>.

**COAGULACION:** El proceso por el cual al usarse reactivos químicos para el tratamiento de los desechos radiactivos líquidos, se logra precipitar la mayor parte del radioisótopo deseado.

**COLIMADOR:** Dispositivo de enfoque de radiaciones, consistente en una serie de ranuras entre bloques de material de blindaje.

**CONTENEDOR DE DESECHO:** Es la misma forma del desecho y cualquier recipiente en donde se contenga el desecho, preparados de manera especial para su manejo transporte, almacenamiento y/o disposición. Un contenedor debe de ser una parte permanente del paquete de desecho o bien ser reutilizable (p.e. el casco del blindaje, los absorbedores de impactos, etc.) para cualquier paso en el sistema de amnejo de desechos radiactivos.

**CLAY:** Tipo de arcilla calcarea, utilizada en algunos procesos noveles de tratamientos para desechos radiactivos líquidos.

**COMPLEXONAS:** Compuestos orgánicos que reaccionan con iones

metálicos cuantitativamente formando complejos.

**CURIE:** Es una unidad especial de actividad no perteneciente al Sistema Internacional, la cual se refiere al igual que el Bq al número de desintegraciones por segundo de núcleos padres, esto quiere decir que para un emisor beta puro, cada desintegración resulta efectivamente en una radiación emitida.

$$1 \text{ Ci} = 3.7 \times 10^{10} \text{ Bq.}$$

**DISPOSICION:** Es el emplazamiento de materiales de desecho en un lugar seguro en una locación predeterminada, sin la intención de su recuperación. La disposición también cubre las descargas accidentales de efluentes gaseosos o líquidos al medio ambiente.

**DOSIS ABSORBIDA:** Es la energía depositada por la radiación ionizante en la materia. Técnicamente la dosis absorbida D, se define como el cociente de dE entre dm, donde dE es la energía promedio depositada por la radioación ionizante en una masa dm.

$$D = \frac{dE}{dm}$$

**EFLUENTE****RADIATIVO:**

Materiales radiactivos líquidos o en forma gaseosa que son descargados por tuberías especiales en tanques de almacenamiento intermedio o bien en su caso al medio ambiente.

**EMBALAJE:**

El proceso en el cual se coloca el desecho sólido o líquido dentro de matrices, para formar una clase de desecho homogénea; de tal manera que el desecho radiactivo se aloje con seguridad en el durante el manejo, transporte y/o almacenamiento.

Puede consistir en uno o varios recipientes con materiales absorbentes, estructuras de separación, materiales de blindaje y refrigeración, de amortiguamiento de golpes y de aislamiento térmico.

**FACTOR DE****DECONTAMINACIÓN:**

$D_f$ , es la razón de la cantidad inicial de la actividad específica a la cantidad remanente de actividad residual después del tratamiento. El  $D_f$  puede ser expresada en relación al grueso de la actividad o bien para un radionúclido específico.

- FLOC:** El volumen "ligero de precipitado", el cual exhibe una gran superficie y tiene algunas propiedades de intercambio-ionico, que permite la aglomeración de las partículas precipitadas.
- FLOCULACION:** Después de la coagulación, la floculación permite el desarrollo o la formación o la incorporación de las partículas más pequeñas de precipitado dentro del floc por medio de agitación "suave", la cual proporciona el contacto suficiente entre las partículas.
- GRAY:** Es la unidad de medida de la dosis absorbida por unidad de masa,  $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/Kg}$ .
- INMOVILIZACION DEL DESECHO:** Es la conversión de un desecho a una forma sólida que reduce el potencial de migración o dispersión de los radionúclidos por mecanismo naturales, durante el almacenamiento, transporte y disposición.
- VASO DE PRUEBAS "JAR-TEST":** Procedimiento de laboratorio, que usa un determinado número de vasos de p.p., similarmente agitados; los cuales conducen las investigaciones bajo condiciones idénticas, con el incremento regulado de las dosis de

reactivos en cada caso.

**LIXIVIACION:**

La operación consistente en hacer que un disolvente atraviese una capa de materia, para extraer uno o varios constituyentes solubles de la misma.

**MATRIZ:**

En el manejo de los desechos, este es un material no-radiactivo usado para la inmovilización del desecho radiactivo en una estructura monolítica. Ejemplos de algunas matrices son el bitumen, cemento, algunos polímeros, etc.

**ORGANISMO**

**REGLAMENTADOR:**

(Regulador), es un organo contituido legalmente, con facultades para establecer la normativa aplicable a la producción, manejo, uso, almacenamiento, transporte, traslado y gestión de materiales nucleares y de fuentes de radiación ionizante. Así mismo, está facultado para la aprobación, inspección y vigilancia de las instalaciones nucleares y radiactivas así como de todos los procesos u operaciones que impliquen el uso de materiales nucleares y fuentes de radiación ionizante, con objeto de proteger la salud del público, del Personal Ocupacionalmente Expuesto y del

medio ambiente.

**PERSONAL**

**OCUPACIONALMENTE**

**EXPUESTO:** (POE), es aquel individuo que en ejercicio y con motivo de su ocupación, esta expuesto a radiación ionizante o a la incorporación de material radiactivo en su organismo.

**POSITRON:** Es un "antielectron", tiene la masa de un electrón pero con carga positiva.

**RADIOISOTOPO:** Elemento en el mismo numero atómico pero diferente número de masa: esto es que cuando a un átomo se le proporciona la energía suficiente, ocurre que uno o varios electrones son transferidos a estados de mayor energía, que esten vacíos o bien que tengan orbitales libres para aceptar electrones, en este caso se dice que que el átomo se encuentra excitado.

Un átomo excitado tenderá ha retornar lo más rápidamente posible a su estado basal, emitiendo la energía de exitación. Este proceso va acompañada de la emisión de radiación electromagnética o gamma, o bien con la emisión de partículas alfa o beta.



**RADIACION**

**IONIZANTE:** Toda radiación electromagnética o corpuscular capaz de producir iones, directa o indirectamente, debido a su interacción con la materia.

**TIEMPO DE**

**VIDA MEDIA:** El tiempo de vida media de un radioisótopo se define como el tiempo en el que un radioisótopo decae a la mitad de su actividad inicial.

**TRAZADOR:** Material marcador radiactivo fácilmente detectable por medio de equipos contadores de radiación.

**TRATAMIENTO DE**

**DESECHOS:** Operaciones orientadas a beneficiar la seguridad o bien la economía de una instalación nuclear por medio de un cambio en las características del desecho. Los tres conceptos básicos de tratamiento son:

- (a) Reducción de volumen.
- (b) Remoción de los radionúclidos del desecho.
- (c) Cambio de composición.

## 7. BIBLIOGRAFIA

- (1).- Comisión Nacional de Seguridad Nuclear y Salvaguardias, "Reglamento General de Seguridad Radiológica"; México, 1988.
- (2).- Berlin, R.E., Stanton C.C.; "Radioactive Waste Management", Ed. Jonh Wiley & Sons; U.S.A., 1989.
- (3).- Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares de México; "Reglamento de Seguridad Radiológica, Reglamento Interno"; rev. 2; Centro Nuclear 1993.
- (4).- S. Ajuria, Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares de México; "Gestión y Disposición de Desechos Radiactivos de Niveles Bajo y Medio"; Información Nuclear, vol.VI, No.6; México, 1993.
- (5).- International Atomic Energy Agency, Technical Report Series No.236; "Treatment of Low-and-Intermediate-level Liquid Radioactive Wastes"; Vienna, 1984.
- (6).- Code of Federal Regulation, parts 0-50; Office of the Federal Register National Archives and Records Administration; Washington U.S.A, 1990.
- (7).- Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares de México; "Curso de Protección Radiológica para becarios"; Salazar, Edo. de México, 1993.
- (8).- E.W. Phelan; "Los Radioisótopos en Medicina"; Comisión de Energía Nuclear de los Estados Unidos/División de Información Técnica; 1968.
- (9).- Francisco Granados Correa, Tesis para Obtener el Titulo de Químico Farmacéutico Biólogo; "Preparación de un Cloide de  $(Sb_2S_3)$  marcado con  $^{99m}Tc$  para centelografía linfática"; Facultad de

- Química, UAEM; Toluca, México. 1987.
- (10).- Silvia Altamirano Rodríguez, Tesis para Obtener el Título de Ingeniero Químico Industrial; "Normas para producir reactivos leofilizados para el mercado con  $^{99m}\text{Tc}$  e  $^{113m}\text{In}$ "; ESIQIE, IPN; México, D.F. 1981.
- (11).- V. Lopez; "Nuclear Medicine Basics"; Nuclear Medicine Div., Cook County Hospital; Chicago Illinois. 1986.
- (12).- International Atomic Energy Agency, Technical Report Series No. 337; "Chemical Precipitation Processes for the Treatment of aqueous Radioactive Waste"; Vienna, 1994.
- (13).- T.J. Beck, L.R. Cooley, M.R. McCambell; "Institutional Radioactive Waste 1977 -final report-"; U.S.A., University of Columbia (1979).
- (14).- Expediente general de recolecciones externas; Departamento de Desechos Radiactivos, Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares; 1986-1993.
- (15).- International Atomic Energy Agency, Technical Report Series No. 89; "Chemical Treatment of Radioactive Wastes"; Vienna, 1968.
- (16).- Secretaría de Minas e Industria Paraestatal; Comisión Nacional de Seguridad Nuclear y Salvaguardias, Gerencia de Seguridad Radiológica; "Clasificación de los Desechos Radiactivos, Norma técnica: CNSNS/SR-001"; México, 1991.
- (17).- International Atomic Energy Agency, Technical Report Series No. 307; "Management of Abnormal Radioactive Wastes at Nuclear

Power Plant"; Vienna, 1990.

(18).- Perry,. "Manual del Ingeniero Químico" 6a. edición; pags. 11-30 - 11-44;

D.W. Green, James O. Maloney; 1989.

(19).- Cross, J.E., Hooper, E.W., "A Review of Methods for the Decontamination of Alpha-Bearing Waste Streams to Very Low Levels of Activity"; Report AERA-R-12557, UKAEA Research Establishment; Harwell, U.K., 1987.

(20).- International Atomic Energy Agency, Safety Series No. 307; "Underground Disposal of Radioactive Wastes: Basic Guidance"; Vienna, 1981.

(21).- United States Energy Research and Development Administration; "Final Environmental Statement -Expansion of U.S. Uranium Enrichment Capacity"; Rep. ERDA-1543; Washington, DC; 1976.

(22).- International Atomic Energy Agency, Safety Series No. 19; "The Management of Radioactive Wastes Produced by Isotopes users - Technical Addendum-"; Vienna, 1966.

(23).- Grant, P.J., Smith, L.A.; "Physical and Chemical Separations"; Proc. Radwaste managements Workshop, New Orleans, Louisiana; 1977.

(24).- Oyen, L.C.; "Non-U.S. Waste Treatment Systems"; Electric Power Research Institute, Rep. EPRI-NP-2055; 1981.

(25).- International Atomic Energy Agency, Technical Reports Series No. 136; "Use of Local Minerals in the Treatment of Radioactive Waste"; Vienna, 1972.

- (26).- International Atomic Energy Agency, Technical Reports Series No. 222; "Conditioning of Low and Intermediate-Level Radioactive Wastes "; Vienna, 1983.
- (27).- Baer, A., Traxler, A.M., Thiery, D.; "Eurobage par Résines Thermodurcissables de Déchets Radioactifs"; Management of Radioactive Wastes from Nuclear Fuel Cycle (Proc. Symp.); Viena, 1976.
- (28).- Aubouin, G.; et. al.; "Expérience sur Eurobage des Déchets Radioactifs de Faible et Moyenne Active Dans les Résines Thermodurcissables"; Radioactive Waste Management and Disposal (Simon, R., Orłowski, S., editores); Proc. First European Community.
- (29).- Shulz, W.W., Dressen, A.L., Hobbick, C.W.; "Immobilization of Spent Cladding Hulls by Conversion to Silicate Forms"; Atlantic Richfield Handford, Rep. ARH-SA-193; Richland, Washington U.S.A.; 1974.
- (30).- Riege, R.H., Dieppel, Th., Kartes, H.; "Evaluation of Ceramic materials for solidification of Alpha-Bearing Wastes"; Management of Alpha-Bearing Wastes (Proc. Symp. Vienna, 1980); IAEA, Viena 1981.
- (31).- Burns, R.H.; "Solidification of Low and Intermediate-Level Wastes"; Atomic Energy Review No.9; 1971.
- (32).- Christensen, H.; "Cement Solidification of BWR and PWR Radioactive Waste at Ringhals Nuclear Power Plant", On site Management of Power Reactor Wastes (Proc. Symp. Zurich, 1979);

OECD, Paris, 1979.

(33).- International Atomic Energy Agency; "Management of Low and Intermediate-Level Radioactive Wastes (Proc. Symp. Aix-en-Provence, 1970)"; Vienna, 1970.

(34).- Holcumb, W.F.; "A Survey of the Available Methods of Solidification for Radioactive Wastes"; Rep. ORP/TAD-78-2 and PB-295-214, 1978.

(35).- Colombo, P., Nielsen, R.M.; "Some Techniques for Solidification of Radioactive Wastes in Concrete"; Nuclear Technology No. 32, 1977.

(36).- International Atomic Energy Agency, Safety Series No. 56; "Safety Assessment for underground Disposal of Radioactive Wastes"; Vienna, 1981.

(37).- International Atomic Energy Agency, Technical Reports Series No. 198; "Guide to the Safe Handling of Radioactive Wastes at Nuclear Power Plants"; Vienna, 1980.