

11-27
351



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

**EVALUACION DE TECNOLOGIAS QUE EMPLEAN
PROCESOS FISICOQUIMICOS PARA EL TRATAMIENTO
DE RESIDUOS PELIGROSOS**

**TESIS MANCOMUNADA
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
INGENIERO QUIMICO**

P R E S E N T A N :

**ESPINDOLA ZEPEDA MARGARITA YOLANDA
Y**

TELLEZ LUNA OMAR

MEXICO, D. F.,

JUNIO DE 1992



**TESIS CON
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.

CONTENIDO

| | pág. |
|--|--------|
| RESUMEN | 1 |
| LISTA DE TABLAS | 3 |
| CAPITULO 1. INTRODUCCION OBJETIVOS | 1 4 |
| CAPITULO 2. MARCO LEGAL | |
| 2.1 LEGISLACION EN MEXICO | 5 |
| 2.2 LEGISLACION EN ESTADOS UNIDOS DE NORTEAMERICA | 6 |
| 2.3 LEGISLACION DE LA COMUNIDAD ECONOMICA EUROPEA | 10 |
| CAPITULO 3. GENERALIDADES SOBRE RESIDUOS PELIGROSOS | |
| 3.1 DEFINICION | 12 |
| 3.1.1 INFLAMABILIDAD | 12 |
| 3.1.2 CORROSIVIDAD | 13 |
| 3.1.3 REACTIVIDAD | 13 |
| 3.1.4 EXPLOSIVIDAD | 14 |
| 3.1.5 TOXICIDAD | 14 |
| 3.2 CLASIFICACION | |
| 3.2.1 CLASIFICACION DE MATERIALES PELIGROSOS DE E. U. A. | 15 |
| 3.2.2 CLASIFICACION DE MATERIALES PELIGROSOS DE LAS NACIONES UNIDAS. | 20 |
| 3.2.3 CLASIFICACION DE RESIDUOS PELIGROSOS. | 21 |
| CAPITULO 4 ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO Y DISPOSICION DE RESIDUOS PELIGROSOS | |
| 4.1 INCINERACION | 27 |
| 4.1.1 INCINERADOR DE INYECCION LIQUIDA | 29 |
| 4.1.2 HORNO ROTATORIO | 32 |
| 4.1.3 OXIDACION TERMICA EN LECHO FLUIDIZADO | 34 |
| 4.1.4 HORNO DE CEMENTO | 35 |
| 4.1.5 OXIDACION HUMEDA | 37 |
| 4.1.6 PIROLISIS | 38 |
| 4.1.7 INCINERACION OCEANICA | 40 |
| 4.1.8 VITRIFICACION | 41 |
| 4.1.9 OXIDACION CON AIRE HUMEDO | 42 |
| 4.1.10 OXIDACION SUPERCRITICA CON AGUA | 43 |
| 4.1.11 SISTEMA DE PLASMA | 44 |
| 4.1.12 INCINERACION CATALITICA | 45 |

| | | |
|------------|---|----|
| 4.2 | TRATAMIENTO BIOLÓGICO | 47 |
| 4.2.1 | EXTENSION DE BIÓGRADABILIDAD | 48 |
| 4.2.2 | APLICABILIDAD DE LA TECNOLOGIA CONVENCIONAL | 48 |
| 4.2.3 | EFFECTOS DE COMPUESTOS INORGANICOS TOXICOS Y NO TOXICOS | 48 |
| 4.2.4 | EFFECTOS DE COMPUESTOS ORGANICOS TOXICOS Y NO TOXICOS | 49 |
| 4.2.5 | VARIACIONES DE CARGA | 49 |
| 4.2.6 | REQUERIMIENTO DE NUTRIENTES | 49 |
| 4.2.7 | pH | 49 |
| 4.2.8 | SUMINISTRO DE OXIGENO | 49 |
| 4.2.9 | TEMPERATURA | 49 |
| 4.2.10 | PRINCIPIOS BIOLÓGICOS | 50 |
| 4.2.11 | DIGESTION ANAEROBIA | 51 |
| 4.3 | RELLENO SANITARIO | 55 |
| 4.3.1 | CONSTRUCCION DE UN RELLENO SANITARIO | 56 |
| 4.3.2 | PROCESO DE CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRANEAS | 58 |
| CAPITULO 5 | PROCESOS FISICOQUÍMICOS UTILIZADOS EN EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS PELIGROSOS | |
| 5.1 | PRECIPITACION QUÍMICA | 59 |
| 5.1.1 | APLICACION A LOS RESIDUOS PELIGROSOS | 60 |
| 5.1.2 | DESCRIPCION DEL PROCESO | 60 |
| 5.1.2.1 | Precipitación de hidróxidos | 61 |
| 5.1.2.2 | Precipitación de sulfuros | 62 |
| 5.1.2.3 | Precipitación de carbonatos | 63 |
| 5.1.2.4 | Precipitación por borohidruro de sodio | 63 |
| 5.1.2.5 | Cementación | 64 |
| 5.1.2.6 | Otros procesos de precipitación | 64 |
| 5.1.3 | CONSIDERACIONES DE DISEÑO | 64 |
| 5.1.3.1 | Segregación del residuo y pretratamiento | 65 |
| 5.1.3.2 | Pruebas de Jarras | 65 |
| 5.1.3.3 | Cal vs. sosa | 65 |
| 5.1.3.4 | Calor de reacción | 66 |
| 5.1.3.5 | Precipitación de complejos metálicos | 67 |
| 5.1.4 | COAGULACION Y FLOCULACION | 67 |
| 5.2 | NEUTRALIZACION | 70 |
| 5.2.1 | PRINCIPIOS DE OPERACION | 71 |
| 5.2.2 | EQUIPO | 71 |
| 5.2.3 | APLICACIONES | 72 |

| | | |
|---------|---|----|
| 5.3 | HIDROLISIS | 74 |
| 5.3.1 | PRINCIPIOS DE HIDROLISIS | 74 |
| 5.3.2 | APLICACIONES | 74 |
| 5.4 | FOTOLISIS | 76 |
| 5.4.1 | PRINCIPIOS FOTOQUIMICOS | 76 |
| 5.4.2 | DEFINICIONES Y REGLAS | 76 |
| 5.4.3 | FOTOLISIS COMBINADA CON OTROS PROCESOS DE DISPOSICION | 77 |
| 5.4.4 | ECONOMIA | 78 |
| 5.5 | OXIDACION QUIMICA | 79 |
| 5.5.1 | PRINCIPIOS DE OXIDACION-REDUCCION | 79 |
| 5.5.2 | OXIDACION | 79 |
| 5.5.3 | REDUCCION | 80 |
| 5.5.4 | PROCESOS DE OXIDACION-REDUCCION | 80 |
| 5.5.5 | REACTIVOS OXIDANTES | 80 |
| 5.5.5.1 | Hipoclorito de sodio | 80 |
| 5.5.5.2 | Peróxido de hidrógeno | 81 |
| 5.5.5.3 | Hipoclorito de calcio | 81 |
| 5.5.5.4 | Permanganato de potasio | 82 |
| 5.5.5.5 | Ozono | 82 |
| 5.5.6 | REACTIVOS DE REDUCCION | 83 |
| 5.5.6.1 | Dióxido de azufre | 83 |
| 5.5.6.2 | Borohidruro de sodio | 83 |
| 5.5.7 | Potencial para el tratamiento de residuos | 84 |
| 5.6 | DESHALOGENACION | 85 |
| 5.6.1 | APLICACIONES GENERALES DE LA TECNOLOGIA | 85 |
| 5.6.2 | DESHALOGENACION COMERCIAL DE LOS COMPUESTOS HALO-AROMATICOS | 85 |
| 5.6.3 | DESHALOGENACION PARA COMPUESTOS HALO-AROMATICOS | 86 |
| 5.6.4 | COMPUESTOS APEG | 87 |
| 5.6.5 | TECNICAS INNOVATIVAS DE DESHALOGENACION | 87 |
| 5.6.6 | DESHALOGENACION DE LOS COMPUESTOS HALO-ALIFATICOS | 88 |
| 5.6.7 | CONCLUSIONES | 88 |
| 5.7 | OZONACION | 90 |
| 5.7.1 | GENERALIDADES | 90 |
| 5.7.2 | APLICACION DEL OZONO AL AGUA RESIDUAL | 90 |
| 5.7.3 | APLICACIONES INDUSTRIALES | 91 |
| 5.7.4 | REACCIONES ORGANICAS E INORGANICAS | 91 |
| 5.7.5 | EQUIPO | 92 |
| 5.7.6 | REQUERIMIENTOS DE ENERGIA PARA LA PRODUCCION DE OZONO | 92 |

| | | |
|------------|---|------------|
| 5.7.7 | INYECCION DE OZONO | 92 |
| 5.7.8 | CONSIDERACIONES DE SEGURIDAD | 92 |
| 5.7.9 | VENTAJAS Y DESVENTAJAS | 93 |
| 5.7.10 | CONSIDERACIONES DE DISEÑO | 93 |
| 5.7.11 | MONITOREO Y CONTROL | 94 |
| 5.7.12 | EFFECTOS AMBIENTALES | 94 |
| 5.7.13 | EVALUACION ECONOMICA | 94 |
| 5.8 | ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION | 96 |
| 5.8.1 | CLASIFICACION DE LOS PROCESOS DE ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION | 97 |
| 5.8.1.1 | PROCESOS BASADOS EN CEMENTACION | 97 |
| 5.8.1.2 | PROCESOS BASADOS EN CAL | 98 |
| 5.8.2 | CARACTERIZACION DE LAS TECNOLOGIAS DE ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION | 98 |
| 5.8.2.1 | AGLUTINANTES | 98 |
| 5.8.2.2 | MECANISMOS DE AGLUTINAMIENTO DE LOS CONTAMINANTES | 98 |
| | - SORCION | 98 |
| | - REACCIONES PUZOLANICAS | 99 |
| | - REACCIONES MATERIAL PUZOLANICO-CEMENTO PORTLAND | 99 |
| | - MICROENCAPSULACION TERMOPLASTICA | 100 |
| | - MACROENCAPSULACION | 101 |
| 5.8.3 | VENTAJAS Y DESVENTAJAS | 102 |
| 5.8.4 | APLICACIONES DEL PROCESO | 102 |
| 5.8.5 | TIPOS DE PROCESO | 102 |
| 5.8.5.1 | PROCESOS DE TAMBOR | 103 |
| 5.8.5.2 | PROCESOS DE PLANTA | 103 |
| 5.8.5.3 | PROCESOS DE PLANTA MOVIL | 103 |
| 5.8.5.4 | PROCESOS IN SITU | 103 |
| 5.8.6 | EVALUACION DE LAS TECNOLOGIAS | 103 |
| 5.8.7 | FACTORES QUE AFECTAN LA SELECCION Y FUNCIONAMIENTO DE LAS TECNOLOGIAS | 103 |
| 5.8.7.1 | Objetivos del tratamiento | 103 |
| 5.8.7.2 | Características del residuo | 104 |
| 5.8.7.3 | Tipos y requerimientos del proceso | 105 |
| 5.8.8 | ECONOMIA | 108 |
| 5.8.9 | CONCLUSIONES | 108 |
| 5.9 | INTERCAMBIO IONICO | 109 |
| 5.9.1 | GENERALIDADES | 109 |
| 5.9.2 | TIPOS DE INTERCAMBIADORES | 110 |
| 5.9.3 | APLICACIONES | 112 |
| 5.9.4 | EQUIPO | 112 |
| 5.9.5 | ECONOMIA | 112 |

| | | |
|--------|--|-----|
| 5.10 | PROGRAMA DE TECNOLOGIAS DE INNOVACION DEL SUPERFUND (SITE), AGENCIA DE PROTECCION AMBIENTAL DE ESTADOS UNIDOS DE AMERICA (USEPA) | |
| 5.10.1 | INTRODUCCION | 113 |
| 5.10.2 | TECNOLOGIAS DEL PROGRAMA DE DEMOSTRACION | 115 |
| | UNION QUIMICA/PRECIPITACION COMBINADA Y SEPARACION DE RADIONUCLEOS (TECENTRAM, INC.) | 115 |
| | OXIDACION QUIMICA Y DESTRUCCION DE CIANUROS (EXXON CHEMICALS, INC & RIO LINDA CHEMICAL, CO.) | 116 |
| | RADIACION/OXIDACION ULTRAVIOLETA (ULTRATROX INTERNATIONAL) | 117 |
| | EXTRACCION AL VACIO IN-SITU (TERRA VAC, INC.) | 118 |
| | CHEMTRACT TM TRATAMIENTO DE RESIDUOS GASEOSOS (QUAD ENVIRONMENTAL CO.) | 120 |
| | LAVADO DE SUELO/OXIDACION CATALITICA CON OZONO (EXCALIBUR ENTERPRISES, INC) | 121 |
| | PACT/OXIDACION DE AIRE HUMEDO (ZIMPRO/PASSAVANT, INC.) | 123 |
| | PRECIPITACION, MICROFILTRACION Y DESHIDRATADO DE LODOS (EPOC WATER, INC.) | 125 |
| | MICROFILTRACION POR MEMBRANA (E.I. DUPONT MEMOURS Y OBERLIN CO.) | 127 |
| | SISTEMA DE LAVADO DE DESECHOS (RISK REDUCTION ENG. LAB.) | 128 |
| | ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION (CHERFIX TECHNOLOGIES, INC.) | 129 |
| | ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION CON COMPUESTOS DE SILICATO (SILICATE TECH. CO.) | 131 |
| | ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION (IM TECH.) | 132 |
| | PROCESO DE ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION IN-SITU (INTERNATIONAL WASTE TECH./GEO-CON, INC.) | 133 |
| | ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION IN-SITU (S.N.W. SEIKO, INC.) | 135 |
| | ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION (SEPARATION & RECOVERY SYSTEMS, INC.) | 136 |
| | ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION (SOLIDITECH, INC.) | 137 |
| | ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION (WASTECH, INC.) | 139 |
| 5.10.3 | TECNOLOGIAS DEL PROGRAMA DE INNOVACION | 140 |
| | MITIGACION IN-SITU DEL AGUA ACIDA (UNIVERSITY OF SOUTH CAROLINA) | 141 |
| | DESINTOXICACION ULTRASONICA (TRINITY ENVIRONMENTAL TECH. INC.) | 142 |
| | DESINTOXICACION DE SUELOS POR EL PROCESO FOTOLITICO/BIOLOGICO (IT CORPORATION) | 144 |

| | | |
|-------------|--|-----|
| | IRRADIACION DE ELECTRONES DE ALTA ENERGIA (MIAMI UNIVERSITY) | 145 |
| | SISTEMA DE TRATAMIENTO DE EXTRACCION ACIDA (CENTER FOR HAZARDOUS MATERIALS RESEARCH) | 146 |
| | DESCONTAMINACION ELECTROACUSTICA IN-SITU (BATTELLE MEMORIAL INSTITUTE) | 147 |
| | DESTRUCCION POR OXIDACION FOTOQUIMICA INDUCIDA POR LASER (ENERGY AND ENVIRONMENTAL ENG., INC.) | 148 |
| | TRATAMIENTO QUIMICO/ULTRAFILTRACION (ATOMIC ENERGY OF CANADA LTD.) | 150 |
| | ELECTRO-OSMOSIS (ELECTROKINETICS, INC.) | 151 |
| | PROCESO DE ELECTROCOAGULACION POR CORRIENTE ALTERNA (ELECTRO-PURE SYSTEMS, INC.) | 152 |
| | PROCESOS GHEA Y ASOCIADOS (NEW JERSEY INSTITUTE OF TECH.) | 154 |
| | FILTRACION POR ADSORCION (UNIVERSITY OF WASHINGTON) | 155 |
| | TRATAMIENTO BASADO EN TIERRA HUMEDA (COLORADO SCHOOL OF MINES) | 156 |
| 5.10.4 | PROCESOS PRESENTADOS EN EL TERCER FORO SOBRE LA INNOVACION DE TECNOLOGIAS INTERNACIONALES DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS PELIGROSOS, DALLAS, TEXAS, E. U. A. 1991. | 157 |
| | TRATAMIENTO QUIMICO/PROCESO DE ULTRAFILTRACION "AECL" (ATOMIC ENERGY OF CANADA LTD.) | 157 |
| | INSTALACION DE TRATAMIENTO DE AGUA SUBTERRANEA PARA UN NUEVO RELLENO SANITARIO DEL SUPERFUND (U.S.A. ARMY CORPS. OF ENGINEERS) | 159 |
| | RAYOX -REMEDIACION DE AGUA SUBTERRANEA Y AGUAS RESIDUALES DE PROCESO CONTAMINADAS CON NDMA Y OTROS TOXICOS (RAYOX) | 162 |
| CAPITULO 6. | EVALUACION DE LAS TECNOLOGIAS QUE EMPLEAN PROCESOS FISICOQUIMICOS PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS PELIGROSOS | 165 |
| CAPITULO 7. | CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES | 169 |
| APENDICE 1. | | |
| | PRUEBA DE EXTRACCION EP | 170 |
| | PROCEDIMIENTO PARA CARACTERIZAR A UN LIXIVIADO POR SU TOXICIDAD "TCLP" | 171 |

APENDICE 2.

**LISTA DE SUBSTANCIAS O MATERIAS TOXICAS
Y PELIGROSAS DE LA COMUNIDAD ECONOMICA
EUROPEA. 176**

GLOSARIO 178

BIBLIOGRAFIA 181

RESUMEN

Un residuo industrial se define como un efluente que no tiene una utilización directa y está descartado permanentemente.

Todos los residuos deben recibir un tratamiento y disposición adecuados a fin de proteger el ambiente y mejorar la calidad de vida. Los residuos peligrosos pertenecen a una categoría especial de los residuos debido a que, por su toxicidad, persistencia, movilidad, flammabilidad, corrosividad reactividad y explosividad requieren de una reglamentación y controles técnicos especializados.

Se deben de utilizar varias tecnologías para el tratamiento de los residuos antes de su disposición final. Los propósitos de estas tecnologías son la modificación de sus propiedades físicas, químicas o biológicas, reducir el volumen e inmovilizar a los componentes tóxicos. La selección de la tecnología de tratamiento más apropiada para un residuo dado, depende de muchos factores, incluyendo las normas de seguridad y costos. Ninguna ruta de disposición ofrece una seguridad absoluta.

Las tecnologías de tratamiento existentes para residuos peligrosos se basan en: procesos térmicos, procesos biológicos y procesos fisicoquímicos. Una vez estabilizados se envían a confinamientos en los rellenos sanitarios.

En este trabajo de tesis se explican las diversas tecnologías dando énfasis a las que emplean procesos fisicoquímicos.

Los tratamientos que utilizan procesos fisicoquímicos involucran el uso de reacciones químicas para transformar las corrientes residuales peligrosas en sustancias menos peligrosas, así como tratamientos físicos para facilitar su separación. Este tipo de procesos fomentan la recuperación y el reuso de sustancias químicas, obteniéndose así subproductos útiles y efluentes residuales ambientalmente aceptables. Se consideran como procesos fisicoquímicos los siguientes:

- Precipitación química,
- Neutralización,
- Hidrólisis,
- Fotólisis,
- Oxidación y reducción química,
- Deshalogenación,
- Ozonación,
- Estabilización/Solidificación,
- Intercambio iónico.

Los cuales se explican y evalúan detalladamente. Así como también, se incluyen las tecnologías de tratamiento expuestas en el Segundo y Tercer Foro Internacionales sobre la Innovación de Tecnologías de Tratamiento de Residuos Peligrosos, realizados en Estados Unidos de América en 1990 y 1991.

Debido a la importancia que actualmente han tomado los procesos térmicos para tratar residuos peligrosos, se incluyó un capítulo en donde se mencionan los fundamentos y algunos equipos empleados en esta operación. Es el caso también para los procesos biológicos que presentan una forma eficiente, a bajo costo de remover sustancias peligrosas de aguas residuales, aguas subterráneas contaminadas, lixiviado de rellenos sanitarios y suelos contaminados.

Finalmente, la disposición en la tierra representa un almacenamiento a largo plazo dentro o sobre la superficie de la tierra. Hasta el momento es el método de disposición final más empleado por su bajo costo y gran capacidad, pero debido a los problemas ambientales que resultaron como consecuencia de esto, se tiende a utilizar el relleno sanitario solo para residuos ya estabilizados y aprobados por la reglamentación existente. En el presente documento, se dan las consideraciones generales de instalación y construcción de un relleno sanitario.

La intención de este trabajo es proporcionar a los grupos interesados la información de tecnologías de tratamiento físicoquímico existente, más reciente.

LISTA DE TABLAS

| | pág. |
|--|------|
| Tabla 3.1 Diagrama de clasificación de los residuos | 22 |
| Tabla 3.2 Grupos industriales | 25 |
| Tabla 5.1.3.1 Ventajas y desventajas de la precipitación con cal y con sosa | 66 |
| Tabla 5.2.3 Industrias que utilizan la neutralización | 73 |
| Tabla 5.4.1 Características de operación de las lámparas de resonancia de mercurio | 77 |
| Tabla 5.8.1 Efectos de algunos compuestos químicos en los procesos puzolánicos basados en cemento | 106 |
| Tabla 5.8.2 Compatibilidad de algunas categorías de residuos con las técnicas de estabilización/solidificación | 107 |
| Tabla 6.1 Evaluación de los procesos fisicoquímicos | 188 |
| Tabla A.1 Concentración máxima de contaminantes para la prueba de extracción EP. | 169 |
| Tabla A.2 Niveles reglamentarios para los contaminantes de la prueba de toxicidad característica | 171 |
| Tabla A.3 Constituyentes de la prueba TCLP que no han sido aceptados | 172 |
| Tabla A.4 Comparación de los procedimientos de extracción | 174 |

CAPITULO 1. INTRODUCCION

Los residuos peligrosos constituyen un gran problema a la población si no se tiene un tratamiento y confinamiento final adecuado debido a que pueden liberarse al ambiente por diversas rutas causando daños al ser humano (Fig. 1).

En México se generan diariamente 52 000 toneladas de residuos sólidos y municipales y 370 000 toneladas de residuos industriales, de las cuales el 3.5% corresponden a materiales que presentan características peligrosas. Esto es que 13 000 ton. que se producen diariamente, deben ser tratadas y dispuestas en forma adecuada.

De esta cantidad, solo el 10% son canalizados a depósitos adecuados, mientras que el 90% restante es desviado clandestinamente a ríos, arroyos, basureros irregulares o simplemente al drenaje local. Esto como consecuencia de que en México sólo opera un depósito de desechos tóxicos autorizado; el cual se encuentra en Monterrey y maneja los residuos de 120 Industrias, cuando hay un total de 39 756.

Con el fin de manejar, tratar y disponer adecuadamente los residuos peligrosos, el gobierno Federal a través de la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE), en el año de 1988 expide la Ley General de Protección y Equilibrio Ecológico con tres normas en común acuerdo con la Secretaría de Energía, Minas e Industria Parastatal (SEMIP) y Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SECOFI). Estas Normas son: a) Residuos Peligrosos generados de actividades altamente riesgosas, b) Constituyentes que hacen a un residuo "peligroso" y c) Prueba de extracción.

Debido a la cercanía de la firma del Tratado de Libre Comercio y que se debe tender a homogenizar los criterios, también se revisó la legislación que al respecto existe en Estados Unidos de Norteamérica, Europa y Canadá.

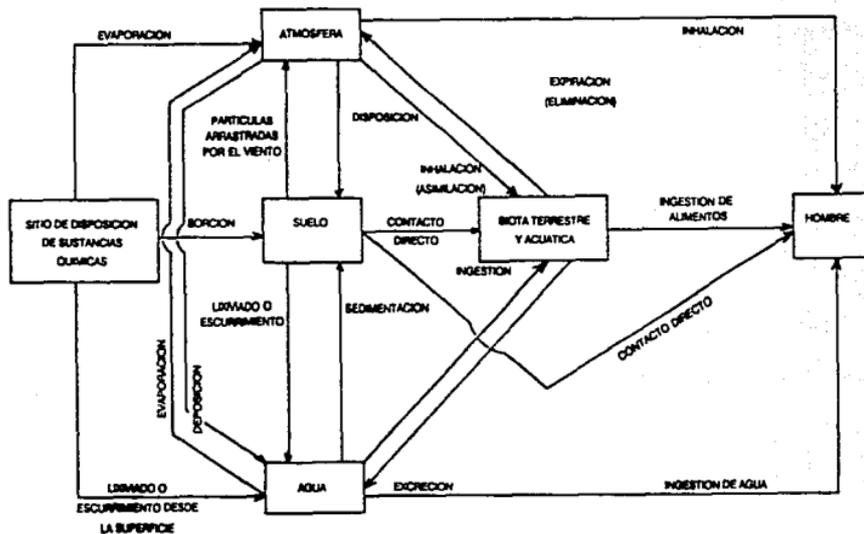
El problema de la disposición de los residuos peligrosos generados en México, no se ha podido solucionar satisfactoriamente debido a la poca información sobre las tecnologías confiables para su tratamiento. Es por esto que surge la gran necesidad de dar a conocer en forma sencilla, clara y ordenada diferentes alternativas tecnológicas de vanguardia, aplicables a los residuos peligrosos. De esta manera, se verían beneficiados los diversos grupos interesados.

Para realizar este trabajo se reunieron las fuentes de información más actualizadas, proporcionadas por distintas instituciones como : SEDUE a través del Departamento de Subdirección de Normas, Comisión Nacional del Agua, además de las Bibliotecas de la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM), División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (DEPFI-UNAM), Benjamin Franklin y de los Foros 2 y 3 en Tecnologías de Tratamiento Innovativas de Residuos Peligrosos organizados por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de Norteamérica (USEPA) en 1990 y 1991 respectivamente.

Con este trabajo se espera motivar futuras investigaciones experimentales que sean capaces de tratar residuos específicos a través de la aplicación de los procesos presentados y que se han empleado exitosamente en otros países. Esto puede tomarse como una base sólida para la adaptación de estas tecnologías para la solución de problemas propios de México.

El propósito que se persigue con este trabajo de tesis, es el de dar a conocer las principales tecnologías basadas en procesos fisicoquímicos, para el tratamiento y la disposición adecuada de los residuos peligrosos.

FIG. 1 RUTAS FÍSICAS Y BIOLÓGICAS DE TRANSPORTE DE SUSTANCIAS PELIGROSAS, SU LIBERACION DESDE EL SITIO DE DISPOSICION Y POTENCIAL PARA EXPOSICION HUMANA.



FUENTE: THE SAFE DISPOSAL OF HAZARDOUS WASTES, WORLD BANK TECHNICAL PAPER No. 83

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar las diferentes metodologías de disposición de residuos peligrosos, particularmente las que involucran a los procesos fisicoquímicos, utilizando la información específica más reciente avalada por los organismos internacionales.

1.1.2 OBJETIVOS PARTICULARES

- 1.- Recopilar la información referente a la legislación del manejo y disposición de residuos peligrosos.
- 2.- Comparar las diferentes definiciones y clasificaciones de los residuos peligrosos.
- 3.- Obtener información especializada sobre los diferentes procesos de tratamiento y metodologías de disposición de los residuos peligrosos.
- 4.- Profundizar en las metodologías de tratamiento mediante procesos fisicoquímicos para los residuos peligrosos.
- 5.- Evaluar las metodologías existentes para el tratamiento de residuos peligrosos empleando procesos fisicoquímicos.

CAPITULO 2. MARCO LEGAL

2.1 LEGISLACION EN MEXICO

En el año de 1971, se publica en el Diario Oficial de la Federación, la Ley Federal de Prevención y Control de la Contaminación, estableciendo los procedimientos necesarios para aplicarse a los residuos sólidos.

Con base en esta Ley, se crea en la Secretaría de Salubridad y Asistencia (SSA) un departamento para atender la prevención y control de la contaminación de suelos provocada por los residuos municipales e industriales.

La reforma de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal, en Diciembre de 1982, incluyó la creación de la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE), con las atribuciones y facultades para preservar los recursos forestales de flora y fauna silvestres y desde luego, para la prevención y control de la contaminación ambiental en el aire, el agua y el suelo.

Dentro de las actividades a realizar, se pretende ejercer un control sobre la generación, transporte, industrialización y confinamiento de los residuos. Para lo cual se publica en el Diario Oficial de la Federación el 25 de Noviembre de 1988 el Reglamento de la Ley del Equilibrio Ecológico y la protección al ambiente en materia de residuos peligrosos.

Este reglamento establece que es de carácter Nacional, pues se rige en todo el país y zonas donde la nación ejerce su soberanía. Su aplicación es de orden Federal, por conducto de (SEDUE), aunque las autoridades del Distrito Federal, de los Estados y de los municipios pueden participar como auxiliares en la aplicación.

La Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE), realiza una serie de acciones para establecer un control adecuado y regular todas las actividades relacionadas con los residuos peligrosos, desde su generación hasta su disposición final (Gaceta Ecológica, 1988).

Estas actividades son:

- Publicar y mantener actualizada una lista de residuos peligrosos.
- Expedir normas técnicas ecológicas y procedimientos para el manejo de residuos peligrosos en común acuerdo con las Secretarías de Comercio y Fomento Industrial (SECOFI), Minas e Industria Paraestatal y Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH) que sean generados en las operaciones de extracción, beneficio, transformación, producción, consumo, utilización y de servicios.
- Establece las normas para autorizar la instalación y operación de sistemas para la recolección, almacenamiento, transporte, alojamiento, reuso, tratamiento, reciclaje y disposición final de los residuos peligrosos (NTE-CRF-001/88).

- Evalúa el impacto ambiental de los proyectos sobre instalaciones de tratamiento, confinamiento o eliminación de residuos peligrosos y en base a esto resuelve su autorización.
- Regula las operaciones de manejo de residuos peligrosos entre el generador y la empresa de servicio.
- Regula la exportación e importación de residuos peligrosos.
- Fomenta el establecimiento de plantas de tratamiento y sus líneas de comercialización así como el establecimiento de plantas de reciclaje de residuos peligrosos generados en el país.

El 6 de Junio de 1988, se publica en el Diario Oficial de la Federación el Acuerdo por el que se expide la Norma Técnica Ecológica NTE-CRP-008/88, que establece los requisitos que deben reunir los sitios destinados al confinamiento controlado de residuos peligrosos, exceptuando los radioactivos (Gaceta Ecológica, 1988).

2.2 LEGISLACION EN ESTADOS UNIDOS DE NORTEAMERICA

En Estados Unidos de Norteamérica, la regulación de los residuos peligrosos se rige por medio del Acta de Recuperación y Conservación de Recursos (RCRA), la cual incluye un mandato del Congreso para que la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) desarrolle reglamentaciones apropiadas al respecto (David y Cornwell, 1991)

El propósito del Acta era resolver el problema que representaba cómo disponer de grandes volúmenes de residuos sólidos industriales y municipales generados en aquella Nación. El problema fué en aumento y desafortunadamente creció la producción de residuos, la mayor parte de los cuales eran arrojados al ambiente, donde provocan serios daños a la salud humana y al sistema ecológico (RCRA Orientation Manual, 1990).

Las metas establecidas por el Acta de recuperación y conservación de recursos (RCRA) son:

- proteger la salud humana
- reducir los residuos y conservar las fuentes naturales y de energía
- reducir o eliminar la generación de residuos peligrosos tanto como sea posible

Desde el año de 1976, el Acta ha sido enmendada varias ocasiones, siendo la más importante la del 8 de Noviembre de 1984. Esta enmienda, llamada "Enmienda de Residuos Sólidos y Peligrosos" (HSWA) aumentó el alcance y los requerimientos de la RCRA significativamente. Estos cambios en la RCRA remodelaron el sistema de manejo de los residuos sólidos y agregaron previsiones de manejo de residuos peligrosos.

La estructura del Acta de recuperación y conservación de recursos (RCRA) está dividida en diez subtítulos, los cuales van del "A" al "J". Los subtítulos A, B, E, F, G y H delimitan las disposiciones generales, la autoridad del Administrador, obligaciones de la Secretaría de Comercio, responsabilidades Federales, previsiones misceláneas, alcance, desarrollo, demostración e información (RCRA Orientation Manual, 1990).

Los subtítulos C, D, I y J establecen las partes que dan cuerpo al Acta, correspondiendo respectivamente a los programas de manejo de residuos peligrosos, manejo de residuos sólidos, programa de tanques de almacenamiento subterráneos y programa de residuos hospitalarios (RCRA Orientation Manual, 1990).

Subtítulo "C".

El subtítulo "C" del Acta establece un programa para el manejo de residuos peligrosos, desde que se generan hasta su disposición final. El objetivo de este programa es vigilar que el residuo peligroso sea manejado en forma tal que se proteja la salud humana y el ambiente. Este programa primero identifica aquellos residuos sólidos que son peligrosos y posteriormente, establece varios requerimientos administrativos para cada una de las tres categorías de los involucrados en el manejo de residuos peligrosos: generadores, transportadores y (o) dueños de los lugares de tratamiento, almacenamiento y disposición (TSDFs). Además proporciona regulaciones y estándares técnicos para el diseño y seguridad de operación de los (TSDFs). Este subtítulo se estableció inicialmente como un programa Federal para ser eventualmente delegado a los Estados (RCRA Orientation Manual, 1990).

Subtítulo "D".

El subtítulo "D" encamina a los Estados a desarrollar e implementar planes en el manejo de residuos sólidos. Estos planes intentan promover el reciclado de los residuos sólidos debido al incremento en los volúmenes de éstos y por los problemas que ocasionan. Este programa es de interés estatal (RCRA Orientation Manual, 1990).

Subtítulo "I".

El subtítulo "I" regula los productos del petróleo y las sustancias peligrosas almacenadas en tanques subterráneos. El objetivo de este subtítulo es prevenir la infiltración de estas sustancias a los mantos acuíferos provenientes de los tanques y limpiar las fugas anteriores. Bajo este subtítulo, la Agencia de Protección Ambiental (USEPA) ha desarrollado normas de comportamiento para nuevos tanques y regulaciones para detección de goteras, prevención, cierre, responsabilidad financiera y acción correctiva en todos los sitios de tanques. Este programa al igual que el "C" puede ser delegado a los Estados (RCRA Orientation Manual, 1990).

Subtítulo "J".

Este subtítulo fué agregado recientemente al Acta para regular el manejo de los residuos hospitalarios. Este subtítulo permite a la Agencia de Protección Ambiental (USEPA), desarrollar un programa de demostración de dos años para tener un seguimiento desde la generación hasta la disposición final de estos residuos (RCRA Orientation Manual, 1990).

Después de completar el programa de demostración en 1991, la Agencia reportará sus resultados al Congreso, el cual considerará el mérito de la regulación nacional de residuos hospitalarios.

Estas disposiciones no abarcan los problemas de disposición de residuos en sitios abandonados, cerrados o derrames, para dirigir estos problemas se estableció en 1980 El Acta de Amplia Respuesta Ambiental, Compensación y Responsabilidad (CERCLA), comúnmente conocida como el "Superfund". De esta manera, se expide el Acta de Enmiendas y Reautorización del Superfund (SARA) en 1986, que extiende las disposiciones de CERCLA. A continuación se explican el qué y cómo? de CERCLA y SARA. (David y Cornwell, 1991).

CERCLA Y SARA. (David y Cornwell, 1991)

El Acta de Amplia Respuesta Ambiental, Compensación y Responsabilidad (CERCLA) de 1980, mejor conocida como "Superfund", se convirtió en una ley "para proporcionar una respuesta de emergencia, limpieza, compensación y responsabilidades en cuanto a sustancias peligrosas liberadas al medio ambiente y a la limpieza de los sitios inactivos de disposición de residuos peligrosos".

CERCLA fué propuesta para dar a USEPA autoridad y fondos para la limpieza de los sitios abandonados con residuos y para responder a las emergencias relacionadas a los residuos peligrosos.

La ley provee de mecanismos de respuesta y coacción. Las disposiciones principales de la ley fueron:

1. Establecer un fondo (el "Superfund") para pagar investigaciones y remedios de los sitios donde no se encuentre un responsable o que éste no pague voluntariamente.
2. Establecer una lista de prioridades para la limpieza de los sitios inactivos o abandonados de residuos peligrosos (Lista de prioridad Nacional);
3. Establecer el mecanismo de acción de sitios abandonados e inactivos (El Plan Nacional de Contingencia);
4. Establecer las obligaciones para aquéllos responsables de la limpieza.

En un inicio, el fondo se mantuvo por impuestos de los productores e importadores de petróleo y de 42 empresas químicas básicas. Los primeros cinco años, Superfund recolectó aproximadamente 1.6 billones de dólares, del cual el 86% fué de las Industrias y el resto del Gobierno Federal. En 1986, el Acta de Enmiendas y Reautorización del Superfund (SARA) amplió el dinero disponible para remediar los sitios Superfund.

Lista de prioridad Nacional.

Esta lista, sirve como una herramienta para la USEPA en la identificación de sitios que parecen presentar un riesgo importante a la salud pública o al ambiente y que requieran del fondo *superfund*, se renueva tres veces al año.

Plan Nacional de Contingencia (NCP). (O'Brien y Gere, 1988).

La primera publicación se hizo en 1982 y se modificó en 1985, 1987 y 1988, el Plan Nacional de Contingencia proporciona una información detallada de las acciones que deben llevarse a cabo en los sitios con residuos peligrosos, incluyendo un avalúo inicial para determinar si existe una emergencia o una amenaza inminente, acciones de respuesta de emergencia y un método para clasificar los sitios y establecer la prioridad de acciones futuras.

El NCP describe los pasos para una evaluación detallada del riesgo asociado con el sitio. Tal evaluación se denomina "investigación remediadora" (RI). El proceso de selección de un remedio apropiado se denomina "estudio de factibilidad" (FS).

La *investigación remediadora* incluye planes detallados que consideran los siguientes puntos:

1. Caracterización del sitio: Una descripción de muestreo hidrológico y geofísico y procedimientos analíticos aplicados con objeto de descubrir la naturaleza y extensión de los materiales residuales, las características físicas del sitio y cualquier receptor que pueda afectarse por el residuo en el sitio.
2. Control de calidad: Los lineamientos que refuerzan la seguridad de que todos los resultados colectados del programa de caracterización sean válidos y actuales.
3. Salud y seguridad: Los procedimientos a emplearse para proteger la seguridad de los individuos que trabajarán en el sitio y realizarán la caracterización del sitio.

Las actividades de la *RI* y su subsecuente evaluación de los resultados reunidos se llaman *avalúo de riesgo*. El reporte de la *investigación remediadora* documenta la evaluación.

Este reporte sirve como base para el estudio de factibilidad que evalúa las alternativas de remedio.

Responsabilidades. (David y Cornwell, 1991)

Probablemente, el estatuto más importante de CERCLA fué el establecimiento de las obligaciones estrictas y comunes para la limpieza del sitio *NPL*. Aquéllas identificadas por la EPA como partes potencialmente responsables (PRPs) pueden ser los generadores, dueños actuales o los dueños anteriores de las instalaciones y propiedades donde se han tratado, almacenado o dispuesto los residuos peligrosos como también aquéllas que los aceptaron para su transporte y selección de la instalación. Los PRPs tienen estrictas responsabilidades. Estas ordenan que el PRP está obligado aún si el método de disposición estuviera en conformidad con las normas prevalecientes o leyes prácticas en el tiempo de su disposición.

Acta de Enmiendas y Reautorización del Superfund (SARA). (O'Brien y Gere, 1988)

SARA reafirmó y fortaleció muchas de las disposiciones y conceptos del programa de CERCLA. En SARA el Congreso expresó claramente una preferencia pero no un requerimiento para remedios como la incineración o el tratamiento químico que convierte un residuo en no peligroso en lugar de transportarlo a otro sitio de disposición o a un simple tiradero.

Otro aspecto de SARA es el requisito de que el nivel de limpieza esté en concordancia con las Normas Estatales y Federales. SARA insistió en considerar los daños a los recursos naturales, especialmente aquéllos fuera del sitio. SARA provee el mecanismo para realizar las publicaciones en futuras investigaciones.

2.3 LEGISLACION DE LA COMUNIDAD ECONOMICA EUROPEA

La Comisión de la Comunidad Económica Europea considerando que el Programa de acción de las Comunidades Europeas en materia de medio ambiente debía tener una política comunitaria en materia de residuos industriales promulga la regulación de la Comunidad Económica Europea (CEE), que se encuentra dentro de la Ley de Derecho Ambiental de la CEE sobre Residuos, en la Directiva del Consejo 78/319/CEE del 20 de marzo de 1978 relativa a los residuos tóxicos y peligrosos.

Esta directiva, explica en 22 Artículos la regulación adoptada en la CEE.

En el Artículo 1 definen como: a) residuo: toda sustancia o todo objeto del cual se desprenda o tenga la obligación de desprenderse el poseedor; b) residuo tóxico y peligroso: todo residuo contenido o contaminado por las sustancias o materias que están en el Anexo de la presente Directiva (Apendice 2.), en cantidades o concentraciones que representen un riesgo para la salud o el medio ambiente; c) gestión: la recolección, clasificación, transporte y tratamiento de residuos tóxicos y peligrosos así como su almacenamiento y depósito sobre o bajo tierra, así como también, las operaciones de transformación necesarias para su reutilización, su recuperación y reciclaje.

En el Artículo 2 y 3, se asigna que los países que formen parte de los convenios internacionales deberán seguir estos lineamientos y limitan el ámbito de aplicación de la Directiva, excluyendo a los residuos radioactivos, los cadáveres de animales y residuos agrícolas de origen fecal, los explosivos, los hospitalarios, los efluentes vertidos en el alcantarillado y en los cursos de agua, las emisiones en la atmósfera, los residuos domiciliarios, mineros y demás residuos tóxicos y peligrosos sometidos a regulaciones comunitarias específicas.

En el Artículo 4 y 5 se establecen las medidas necesarias y apropiadas para prevención, reciclaje y transformación de los residuos tóxicos y peligrosos; asegurar que éstos sean gestionados sin poner en peligro la salud humana ni perjudicar el medio ambiente; prohibición de abandono, vertido, depósito y transporte incontrolados, así como la cesión a instalaciones, establecimientos o empresas no autorizadas

Los Artículos 6, 7, y 8 refieren que los Estados miembros tienen la facultad de establecer sus autoridades para supervisar las operaciones de gestión de residuos tóxicos y peligrosos. Así mismo, deben tomar las medidas apropiadas para separarlos de las demás materias y residuos durante su recolección, transporte, almacenamiento y depósito; etiquetar e indicar la naturaleza, composición y cantidad de los envases de los residuos tóxicos y peligrosos; registrar e indicar el sitio donde se vaya a efectuar el depósito.

Del Artículo 9, al 12, se establecen los requerimientos de las instalaciones o empresas que se ocupen del almacenamiento, tratamiento y/o disposición de los residuos peligrosos, ya que deben tener la autorización de las autoridades competentes y basados en el principio de "quien contamina paga", se pueden financiar en base a los impuestos correspondientes las investigaciones y controles relativos a las gestiones sobre residuos tóxicos y peligrosos. Además de que se indica que las autoridades competentes establecerán y mantendrán programas para la gestión de dichos residuos.

El Artículo 13 explica que en caso de urgencia o peligro grave, los Estados miembros tomarán las medidas necesarias incluyendo excepciones temporales a la presente Directiva, siempre y cuando se informe a la Comisión.

Del Artículo 14 al 16 especifican que las instalaciones, establecimientos o empresa que se dedique a la producción y/o gestión de los residuos tóxicos y peligrosos deben llevar un registro detallado y actualizado dentro de la instalación y en el transporte; que estarán sometidas a control y vigilancia de las autoridades competentes a fin de que se realicen las disposiciones emanadas en la Directiva y que cada tres años los Estados miembros emitirán un informe sobre la situación relativa a la gestión de residuos tóxicos y peligrosos a la Comisión.

El artículo 17 señala que la presente Directiva está abierta al cambio en cuanto al progreso científico y técnico, esto se llevará a cabo revisando y actualizando las sustancias peligrosas listadas en el Anexo (Apéndice 2).

El artículo 18 y 19 expresan la creación de un comité, denominado "Comité" compuesto por representantes de los Estados miembros y presidido por un representante de la Comisión para la adaptación de la Directiva al progreso técnico y que tiene la función de emitir dictámenes para la Comisión sobre el desarrollo de la política de gestión de los residuos, a las distintas medidas de carácter técnico, económico, administrativo y jurídico para asegurar la prevención, reutilización, reciclaje y tratamiento de los residuos.

Finalmente, del Artículo 20 al 22 se incluye que los Estados miembros son los destinatarios de esta Directiva y que además de que deben cumplir con la Directiva, prohíben eludir las disposiciones anteriores.

CAPITULO 3. GENERALIDADES SOBRE RESIDUOS PELIGROSOS

3.1 DEFINICION

Un residuo peligroso se define como "Un residuo sólido o una combinación de residuos, los cuales debido a su cantidad, concentración, sus características físicas, químicas o infecciosas pueden:

- (1) Causar o contribuir significativamente a incrementar la mortalidad o las enfermedades serias, irreversibles o que produzcan incapacitación.
- (2) Poseer un peligro substancial o potencial para la salud humana o el ambiente cuando son tratados, almacenados, transportados o dispuestos inadecuadamente.

Aun cuando la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de América (USEPA), menciona el término "residuo sólido", ésta definición también incluye residuos semisólidos, líquidos y gaseosos (USEPA, 1990).

Se identifican como residuos peligrosos, cualquier residuo sólido que presente una o más de las siguientes características: (Norma Técnica Ecológica 001/88).

Inflamabilidad
Corrosividad
Reactividad
Explosividad
Toxicidad

3.1.1 Inflamabilidad

La inflamabilidad es la característica utilizada para definir como peligroso, aquellos residuos que pudieran causar un incendio, durante el transporte, almacenamiento o disposición. Ejemplos de residuos inflamables incluyen residuos de aceites y solventes gastados.

Un residuo presenta la característica de inflamabilidad si una muestra representativa del mismo tiene alguna de las siguientes propiedades:

1. Es un líquido que en solución acuosa contiene más del 24% en volumen de alcohol y tiene una temperatura de inflamación inferior a 60 grados Centígrados (140 grados Fahrenheit).
2. No es un líquido, pero es capaz de causar fuego por fricción, absorción de humedad o cambios químicos espontáneos (bajo presiones y temperaturas normales).
3. Se trata de gases comprimidos inflamables o agentes oxidantes (USEPA, 1990).

3.1.2 Corrosividad

La corrosividad indicada por el pH, se escogió como característica de identificación de un residuo peligroso debido a que los residuos con alto o bajo pH pueden reaccionar peligrosamente con otros residuos o causar contaminantes tóxicos que migren de ciertos residuos. Ejemplos de residuos corrosivos incluyen residuos ácidos y salmuera usada en la manufactura del acero. La corrosión del acero es un primer indicador de un residuo peligroso ya que un residuo capaz de corroer el acero puede escapar de los tambores y liberar otros residuos.

Un residuo presenta la característica de corrosividad si una muestra representativa del mismo tiene cualquiera de las siguientes propiedades:

1. Es acuoso y tiene un pH menor o igual a 2 o mayor o igual a 12.5.
2. Es un líquido y corroe el acero (SAE 1020) a velocidades mayores de 6.35 mm (0.250 pulg) por año a una temperatura de prueba de 55 grados Centígrados (130 grados Fahrenheit) (USEPA, 1990).

3.1.3 Reactividad

La reactividad es una característica de residuo peligroso, ya que los residuos inestables pueden poseer un problema explosivo en cualquier estado del ciclo del manejo del residuo. Ejemplos de residuos reactivos incluyen el agua proveniente de las operaciones de trinitrotolueno y los solventes gastados de cianuro.

Un residuo presenta la característica de reactividad si una muestra representativa del mismo tiene cualquiera de las siguientes propiedades:

1. Es normalmente inestable y presenta fácilmente cambios violentos sin detonación.
2. Reacciona violentamente con agua y cuando se combina con ella forma mezclas potencialmente explosivas, genera vapores, gases o humos tóxicos en cantidades suficientes para provocar desequilibrio ecológico y daños al ambiente.
3. Es un residuo que contiene cianuros o sulfuros, el cual cuando es expuesto a condiciones de pH entre 2 y 12.5 puede generar gases, vapores o humos tóxicos en cantidades suficientes para presentar un daño a la salud humana o al ambiente.
4. Es capaz de descomponerse fácilmente por detonación o reaccionar a presión y temperatura normales.
5. Es capaz de presentar reacciones de detonación si se somete a una fuente poderosa de iniciación o si se calienta bajo confinamiento (USEPA, 1990).

3.1.4 Explosividad

Un residuo presenta la característica de explosividad si una muestra representativa del mismo tiene cualquiera de las siguientes propiedades:

1. Es más sensible a golpes o fricción que el dinitrobenzeno.
2. Es capaz de producir una reacción o descomposición detonante o explosiva a 25 grados Centígrados y una atmósfera de presión (Norma técnica ecológica 001/88).

3.1.5 Toxicidad

Un residuo tóxico en contacto con un organismo viviente es capaz de producir la muerte, herir o en alguna forma dañar al organismo. Estas sustancias tóxicas son peligrosas dependiendo de la exposición al riesgo y la manera en la cual tal desecho se maneje (USEPA, 1990).

Efectos adversos tales como carcinogenicidad, mutagenicidad y teratogenicidad son generalmente contraindicados por el contacto con sustancias tóxicas. Estas propiedades intrínsecas definen los materiales tóxicos. Sin embargo los términos "tóxico" y "peligroso" no son intercambiables. Las sustancias peligrosas pueden tener propiedades intrínsecas y extrínsecas. Por ejemplo, las propiedades extrínsecas de explosividad, inflamabilidad y reactividad no están referidas a la toxicidad química. En suma, la "toxicidad" denota la capacidad de una sustancia para producir daño, mientras "peligroso" denota la probabilidad de que el daño resultará del uso o contacto con una sustancia (USEPA, 1990).

Se puede causar un daño agudo a los humanos o a los animales cuando los residuos tóxicos son inhalados, ingeridos o por el contacto por la piel. La toxicidad aguda es generalmente medida en términos de concentración de dosis letal (LD50) en el cual el 50% de la población de prueba morirá debido a la exposición de una sustancia en particular bajo la condición preescrita (USEPA, 1990).

Un residuo presenta la característica de toxicidad si el extracto de una muestra representativa del mismo contiene cualquiera de los contaminantes listados en la Tabla 1 (apéndice 1), en la concentración igual o mayor que el valor respectivo dado. (USEPA, 1990). Los métodos desarrollados para la evaluación de la toxicidad se describen en el Apéndice 1.

3.2 CLASIFICACION

3.2.1 CLASIFICACION DE MATERIALES PELIGROSOS

Estas clasificaciones de materiales peligrosos se encontraron en el Código Federal de Reglamentaciones (CFR) de Estados Unidos de América.

Algunas categorías básicas de los materiales peligrosos incluyen:

- explosivos
- combustibles/flammables
- sustancias tóxicas
- materiales radioactivos
- materiales corrosivos
- agentes etiológicos
- oxidantes y peróxidos orgánicos
- asfixiantes

Explosivos.

Se clasifican en los siguientes subgrupos:

1. Clase A. Capaces de detonar, es decir de peligro máximo.

Tipo 1. Explosivos sólidos que pueden detonar por causa de descuido ya sea por contacto con chispas o flamas.
Ejemplos: pólvora negra y explosivos de bajo nivel.

Tipo 2. Explosivos sólidos que contengan un ingrediente líquido explosivo, el cual, cuando no está confirmado, puede detonarse por medio de una cápsula de explosión (detonador).
Ejemplos: explosivos de alta potencia y dinamita comercial que contenga un ingrediente líquido explosivo.

Tipo 3. Explosivos sólidos que contengan un ingrediente explosivo no líquido y que puede detonarse, cuando no es confirmado por medio de una cápsula de explosión.
Ejemplos: explosivos de alta potencia y dinamita comercial que contenga un ingrediente explosivo no líquido y trinitrotolueno, amatol, tetryl, ácido picrico, nitratos de urea, pentolite y aceleradores comerciales.

Tipo 4. Explosivos sólidos que pueden detonar, cuando no son confirmados, por contacto con chispas o flamas como las que se producen por fusibles o carretillas eléctricas.
Ejemplos: explosivos de iniciación y preparación, azida de plomo, fulminato de mercurio y algunos explosivos de alta potencia.

Tipo 5. Explosivos líquidos desensibilizados que pueden detonar separadamente o cuando se adsorben en algodón adsorbente o por una cápsula de explosión.
Ejemplos: explosivos de alta potencia y nitroglicerina desensibilizada.

Tipo 6. Explosivos líquidos que pueden estallar por impacto de una gota de menos de 10 pulgadas.
Ejemplo: nitroglicerina

Tipo 7. Cápsulas de explosión.

- a. Los cartuchos detonantes que son dispositivos para uso comercial que contienen un detonador y una carga de explosivos adicional, todos empacados en un envoltivo apropiado.
- b. Mechas detonantes, usadas por los servicios militares para detonar explosivos de alta potencia

Tipo 8. Cualquier compuesto sólido o líquido, mezcla, o dispositivo que no esté incluido específicamente en alguno de los tipos anteriores.
Ejemplos: cargas reguladas, producidas comercialmente.

Municiones para cañón. Las municiones para cañón son fijas, semifijas o cargas de munición separadas que pueden ser disparadas de un cañón, mortero, obús, pistola o rifle.

Municiones para cañón con proyectiles. Las municiones para cañón con proyectiles explosivos incluyen proyectiles de humo, proyectiles incendiarios y proyectiles de iluminación.

Proyectiles explosivos. Los proyectiles explosivos son bombas, proyectiles, cabezas de guerra o cabezas de cohetes, cargados con explosivos o detonadores, con o sin otros materiales, para uso en cañones, morteros, pistolas y otros dispositivos de fuego y lanzamiento.

Granadas. Las granadas son pequeños contenedores de metal o de otro material diseñados para ser arrojados manualmente o proyectados por un rifle.

Bombas explosivas. Las bombas explosivas son contenedores de metal o de otro material llenos con explosivos. Este grupo incluye las bombas de aeroplano y las cargas de profundidad.

Minas explosivas. Las minas explosivas son recipientes metálicos o compuestos llenos con explosivos de alta potencia.

Torpedos explosivos. Los torpedos explosivos son dispositivos de metal conteniendo un medio de propulsión y explosivos de alta potencia.

Municiones de cohetes. Las municiones de cohete, que incluyen los misiles guía, son municiones diseñadas para lanzamiento de cañón, de dispositivos de lanzamiento de cohetes, barandas, gamellas, u otros dispositivos de lanzamiento en los que el material impulsor es un explosivo propulsor sólido.

Municiones para armas pequeñas con proyectiles explosivos o incendiarios. Generalmente consisten de cartuchos metálicos con un perímetro de 20 mm, un pistón y la carga propulsora con un proyectil explosivo o incendiario con o sin mecha detonante.

Munición química. La munición química es todo tipo de proyectiles explosivos químicos, bombas, granadas, cápsulas para cartucho, etc., cargadas con gases tóxicos, lacrimógenos u de otro tipo, agentes humeantes o incendiarios y algunos aparatos misceláneos como los cilindros de gas-nube, generadores de humo, etc., que pueden utilizarse para proyectar químicos.

Cargas explosivas, aceleradoras y suplementarias. Las cargas aceleradoras y las suplementarias consisten de un cartucho que contiene explosivos de alta potencia y se usan para incrementar la intensidad de una explosión del detonador de una mecha detonante. Las cargas explosivas consisten de un cartucho que contiene explosivos de alta potencia y se usan para provocar la ruptura de un proyectil o de una bomba que permita liberarse de su contenido.

2. Clase B. Estos explosivos son rápidamente combustibles, pero son menos peligrosos que los explosivos de clase A.
Ejemplos: propulsores y cohetes de señales.

3. Clase C. Estos explosivos son de menor peligro pero pueden explotar bajo condiciones de calor intenso cuando se apacan estrechamente.
Ejemplos: fuegos artificiales comunes.

Flamables y combustibles.

Los flamables y combustibles son dos de las categorías más comunes de materiales peligrosos que se pueden encontrar.

1. Flamables. Flamable significa cualquier líquido con una temperatura de inflamación menor de 100°F, medida establecida por la prueba especificada en el título 49 del Código Federal de Reglamentaciones (CFR), parte 173.115, con las siguientes excepciones:

- a. Un líquido flamable con una presión de vapor mayor de 40 psi a 100°F, como se definió en la sección 173.300.
- b. Cualquier mezcla que contenga uno o más componentes con una temperatura de inflamación de 100°F o mayor que constituyan al menos el 99% del volumen total de la mezcla.
- c. Una solución alcohol-agua que contenga 24% o menos alcohol en volumen si el residuo de la solución no se encuentra en la definición de material peligroso.

2. Combustibles. Combustible comprende cualquier líquido con una temperatura de inflamación de 100°F a 200°F, medida establecida por la prueba especificada en el Título 49 del CFR, parte 173.115, excepto cualquier mezcla que contenga uno o mas componentes con una temperatura de inflamación de 200°F o mayor, que constituya al menos el 99% del volumen total de la muestra.

Tóxicos.

Se incluyen las siguientes categorías de materiales tóxicos:

1. Tóxico A. Tóxicos extremadamente peligrosos: gases o líquidos tóxicos de tal naturaleza que una pequeña cantidad del gas, o vapor del líquido, mezclado con aire es peligroso para la vida.
Ejemplos: ácido cianhídrico, arsina y fósgeno.
2. Tóxico B. Tóxicos menos peligrosos: Substancias líquidas o sólidas, incluyendo pastas y semisólidos, diferentes que la clase A o materiales irritantes, que se conocen por ser tan tóxicos al hombre como para provocar un daño a la salud durante la transportación; o que en ausencia de resultados adecuados sobre la toxicidad humana, se presume que son tóxicos al hombre.
Ejemplos: anilina y arsénico.

Materiales Radioactivos.

Los materiales radioactivos son cualquier material, o combinación de materiales, que espontáneamente emiten radiación ionizante y tienen una actividad específica mayor que 0.002 microcuries por gramo para propósito de embarque. Algunos de estos materiales están regulados por la Comisión de Reglamentación Nuclear (NRC) de E.U.A.

Ejemplos: uranio, radio, cesio e isótopos médicos.

Materiales Corrosivos.

Los materiales corrosivos son cualquier sólido o líquido que cause destrucción al tejido de la piel humana o un líquido que tenga un grado severo de corrosión sobre el acero.

Ejemplos: ácido clorhídrico ácido sulfúrico, soluciones de hidróxido de sodio, etc.

Oxidantes.

Los oxidantes son sustancias que producen oxígeno fácilmente para estimular la combustión de materia orgánica.

Ejemplos: cloratos, permanganatos, peróxidos inorgánicos, o cualquier nitrato.

Agentes etiológicos.

Los agentes etiológicos son microorganismos viables o sus toxinas que causan o pueden causar enfermedad humana.

Ejemplos: La bacteria de la tuberculosis y el virus de la polio.

Agentes irritantes.

Los materiales irritantes son cualquier sólido o líquido, que por contacto con fuego o cuando se exponen al aire, despiden humos peligrosos o intensamente irritantes, pero no incluyen ningún tóxico de Clase A.

Ejemplos: gas lacrimógeno y otros gases de control de motines.

Peróxidos orgánicos.

Un peróxido orgánico es un compuesto que contiene la estructura bivalente O-O y puede considerarse un derivado del peróxido de hidrógeno.

Ejemplos: peróxido de benzilo y peróxido de metil-etil cetona.

Asfixiantes.

Los agentes asfixiantes son materiales que ejercen sus efectos por interferencia con oxigenación de los tejidos, con el resultado de que el individuo puede sofocarse. Esta clase generalmente se divide en asfixiantes simples y asfixiantes químicos.

1. **Asfixiantes simples.** Los asfixiantes simples son gases fisiológicamente inertes que actúan diluyendo el oxígeno del aire y el atmosférico a un nivel inferior del requerido para mantener los niveles de oxígeno de la sangre suficientes para una respiración normal del tejido.

Ejemplos: dióxido de carbono, metano, helio, propano y ácido sulfhídrico.

2. **Asfixiantes químicos.** Los asfixiantes químicos actúan por medio de una acción química directa, ya sea bloqueando la captación de oxígeno por la sangre, interfiriendo el transporte de oxígeno de los pulmones a los tejidos, o evitando la oxigenación normal de los tejidos si la sangre está oxigenada.

Ejemplos: monóxido de carbono, ácido cianhídrico y ácido sulfhídrico.

3.2.2 CLASIFICACION DE MATERIALES PELIGROSOS DE LAS NACIONES UNIDAS

1. Clase 1. Explosivos

- División 1.1. Explosivos con peligro de reacción en cadena
- División 1.2. Explosivos con peligro de proyección
- División 1.3. Explosivos con peligro de incendio
- División 1.4. Explosivos sin peligro de detonación
- División 1.5. Explosivos muy insensibles

2. Clase 2. Gases

- División 2.1. Gases inflamables
- División 2.2. Gases no inflamables
- División 2.3. Gases tóxicos
- División 2.4. Gases corrosivos

3. Clase 3. Líquidos inflamables

- División 3.1. Temperatura de inflamación menor de -18°C
- División 3.2. Temperatura de inflamación de -18°C a 23°C
- División 3.3. Temperatura de inflamación de 23 a 61°C

4. Clase 4. Sólidos inflamables, materiales espontáneamente combustibles y materiales húmedos peligrosos.

- División 4.1. Sólidos inflamables.
- División 4.2. Materiales espontáneamente combustibles
- División 4.3. Materiales peligrosos cuando se humedecen

5. Clase 5. Oxidantes y peróxidos orgánicos

- División 5.1. Oxidantes
- División 5.2. Peróxidos orgánicos

6. Clase 6. Materiales tóxicos y etiológicos

- División 6.1. Materiales tóxicos
- División 6.2. Materiales etiológicos

7. Clase 7. Materiales radioactivos

8. Clase 8. Materiales corrosivos

9. Clase 9. Diversos materiales peligrosos

3.2.3 CLASIFICACION DE RESIDUOS PELIGROSOS.

La clasificación de residuos peligrosos presentada en la tabla 3.1, es un diagrama propuesto en un estudio realizado por Banco Mundial, Organización Mundial de la Salud y el Programa de Naciones Unidas para el mejoramiento del ambiente (1989) y une los tipos de residuos con las diferentes categorías industriales.

Los grupos industriales que se incluyeron en el presente diagrama de clasificación se encuentran listados en la tabla 3.2.

Con el propósito de tener una clara comprensión de la tabla 3.1, se dará una breve descripción de cada tipo de residuos abarcando las principales subcategorías y fuentes de generación:

(I) RESIDUOS INORGANICOS

Acidos y alcalis. Se encuentran entre los componentes principales de la cantidad total de los residuos peligrosos generados por diversos sectores de la industria, aunque en términos de cantidad, los residuos ácidos provienen principalmente de la preparación de superficies y acabado de metales.

El principal peligro de los ácidos y álcalis está en su acción corrosiva, complicada, en algunos casos, por la presencia de constituyentes tóxicos.

Residuos de cianuro. Se generan principalmente en la industria del Acabado de metales y en el tratamiento a altas temperaturas de ciertos aceros.

El peligro asociado con los residuos del cianuro es su toxicidad aguda.

Lodos y soluciones que contienen metales pesados. Los de mayor importancia son aquéllos que contienen los metales tóxicos: arsénico, cadmio, cromo hexavalente, plomo, mercurio, níquel, zinc y cobre. Estos residuos se generan de una amplia gama de procesos de manufactura comprendiendo, la producción del cloro, de pigmentos, la preservación de la madera, producción de baterías, textiles, galvanizado de metales y curtiduría.

Residuos de Asbestos. Normalmente surgen de los residuos de recubrimientos, estaciones de energía, plantas de manufactura industrial, fábricas de gas, astilleros, hospitales y establecimientos educacionales. Los materiales que contienen asbestos pueden también aparecer como residuos provenientes de la demolición o reconstrucción de locomotoras y vagones ferroviarios y de la construcción y demolición de sitios.

Los riesgos a la salud asociados con la inhalación de fibras de asbesto y corrientes de polvo provienen del potencial carcinógeno del material. Tuberías y láminas de asbesto presentan generalmente menor problema que la pérdida de fibras y polvo.

Otros residuos sólidos. Se generan de una variedad de fuentes de las cuales las más importantes son la fundición y refinamiento de metales. Los polvos y lodos generados de estos procesos contienen en su mayoría metales tóxicos incluyendo níquel, arsénico, zinc, mercurio, cadmio y plomo.

Tabla 3.1.

DIAGRAMA DE CLASIFICACION DE LOS RESIDUOS PELIGROSOS

| GRUPO DE RESIDUOS POR TIPO INDUSTRIAL | AGRICULTURA, SILVICULTURA Y PRODUCCION ALIMENTICIA A | EXTRACCION MINERAL B | GENERACION DE ENERGIA C | MANUFACTURA DE METALES D | MANUFACTURA DE NO-METALES PRODUCTOS MINERALES E | INDUSTRIAS QUIMICAS Y AFINES F | MINERIO DE METALES INGENIERIA Y AUTOMOTRIZ G | INDUSTRIA TEXTIL, CIQUICA Y DE CONSTRUCCION H | MANUFACTURA DEL PAPEL, IMPRESA Y PLASTICIDAD I | SERVICIOS HOSPITALARIOS Y DE SALUD K | SERVICIOS COMERCIALES L |
|--|---|-------------------------|----------------------------|-----------------------------|--|-----------------------------------|---|--|---|---|----------------------------|
| I RESIDUOS INORGANICOS | | | | | | | | | | | |
| Asidos y bases | X | | X | X | | X | | X | X | | |
| Residuos de cemento | | | | X | | | | | | | |
| Lodos y sedimentos | | | | | | | | | | | |
| Residuos pesados | | | | X | X | X | X | X | | | |
| Residuos de asbestos | | | | | X | X | | | | | |
| Residuos oxidantes | | | | X | | X | X | | | | |
| II RESIDUOS ACETIVOS | | | | | | | | X | | | |
| III RESIDUOS ORGANICOS | | | | | | | | | | | |
| Solventes halogenados pesados | | | | | | X | X | X | | | X |
| Residuos de organosolventes halogenados | X | | | | | X | X | X | X | | |
| Residuos de PCB's | | | | | | X | X | | | | |
| Residuos de pesticidas y plaguicidas | | | | | | X | X | X | X | | |
| Residuos de Bacterias | X | | | | X | X | X | X | X | | |
| Residuos de organismos que causan enfermedades | | | X | X | | X | | | | | |
| IV RESIDUOS ORGANICOS PETROLICOS | X | | | | | | | | | | |
| V RESIDUOS FOOD PELIGROSOS/GRAN VOLUMEN | | X | X | | | X | | | | | |
| VI RESIDUOS DIVERSOS | | | | | | | | | | | |
| Residuos medicos | X | | | | | | | | | X | |
| Residuos de laboratorios | | | | | | X | | | | X | |
| Residuos explosivos | | | | | | X | X | | | | X |

Nota: X o.o.o. = se es susceptible de ser generado

Present: "The Safe Disposal of Hazardous Waste: The Agenda
Need and Problems of Developing Countries", Vol. II,
(1991) World Bank Technical Paper Number 93.

(II) RESIDUOS ACEITOSOS

Los residuos aceitosos se generan principalmente del proceso, uso y almacenamiento de aceites minerales. Algunos ejemplos son residuos de lubricación y fluidos hidráulicos, lodos de fondos de tanques de almacenamiento de aceites y aceites amargos residuales. En algunos casos estos materiales pueden contaminarse con metales tóxicos (por ej. tanques de almacenamiento de gasolina con plomo, etc.)

(III) RESIDUOS ORGANICOS

Solventes halogenados. Se generan primordialmente de operaciones de limpieza en seco, limpieza de metal en la industria ingenieril y en una cantidad mucho menor, de los procesos de desengrasado y en las industrias textil y de curtiduría.

El peligro de estos residuos está asociado con su toxicidad, movilidad y relativa alta persistencia en el ambiente.

Residuos de solventes no halogenados. Comprenden un gran número de hidrocarburos e hidrocarburos oxigenados de los cuales, algunos de los más utilizados son el tolueno, metanol, isopropanol y etanol. Estos encuentran una amplia aplicación a lo largo de la industria en la producción de pinturas, tintas, adhesivos, resinas, preservativos de madera hechos a base de solventes, saborizantes de alimentos, cosméticos, así como en la limpieza de equipo y plantas. También se utilizan como desengrasantes en las industrias de ingeniería y de manufactura de vehículos, se utilizan para la extracción de productos naturales de fuentes animales y vegetales.

La toxicidad de estos materiales varía grandemente y en varios casos el peligro principal es la inflamabilidad.

Residuos de Policloruros de Bifenilo (PCBs). Se generan de la manufactura de PCBs y del equipo en que fueron utilizados, principalmente como fluidos dieléctricos en transformadores y capacitores, también como fluidos hidráulicos y de transferencia de calor. El peligro principal de los PCBs están asociados con su alta persistencia y potencial de bioacumulación.

Residuos de pinturas y resinas. Se generan de una variedad de formulaciones y otros procesos químicos terciarios, así como de la aplicación de pinturas y resinas a productos terminados. Generalmente, son combinaciones de solventes y materiales poliméricos incluyendo en algunos casos metales tóxicos

Residuos de biocidas. Se generan tanto en la manufactura como en la formulación de biocidas y en el empleo de estos compuestos en la agricultura, horticultura y en otras industrias.

En adición a las corrientes orgánicas concentradas descritas anteriormente, los residuos químicos orgánicos, también se generan de la carbonización de hulla y operaciones de sub-productos, de la manufactura de productos químicos primarios, secundarios y terciarios. Componentes comunes son los residuos de la destilación y materiales filtrados. Estas corrientes residuales abarcan compuestos químicos halogenados y no-halogenados y se

generan por un extenso número de industrias incluyendo refinación de petróleo y la manufactura de compuestos químicos, materias colorantes, farmacéuticas, plásticos, hules y resinas.

(IV) RESIDUOS ORGANICOS PUTRESCIBLES

Los residuos orgánicos putrescibles incluyendo residuos de la producción de aceites comestibles como también desperdicios de rastros y otros productos provenientes de animales. El manejo apropiado de residuos putrescibles es de particular importancia en el desarrollo de países donde las condiciones climatológicas extremas pueden incrementar el posible riesgo a la salud asociado con estos residuos orgánicos.

(V) RESIDUOS POCO PELIGROSOS/GRAN VOLUMEN

Estos residuos incluyen aquellos residuos que con base a sus propiedades intrínsecas presentan una relativa baja peligrosidad, pero pueden presentar problemas debido a sus grandes volúmenes. Algunos ejemplos son: lodos de la perforación provenientes de la extracción de petróleo y gas, cenizas finas de los combustibles quemados en plantas de energía, desechos de minas o escorias metalíferas.

(VI) RESIDUOS DIVERSOS

En adición a las clases de residuos descritas anteriormente existen un número de otros tipos de residuos que no han sido agrupados. Estos incluyen residuos infecciosos con afección a tejidos humanos o animales, compuestos químicos redundantes que pueden haberse deteriorado o excedido su periodo de almacenamiento y provienen de tiendas de menudeo, almacenes comerciales y tiendas gubernamentales e industriales; residuos de laboratorio y residuos explosivos de las operaciones de manufactura o excedente de municiones. Aun cuando estos residuos no presentan una gran proporción del total de la generación de residuos peligrosos, se deben llevar a cabo medidas especiales para asegurar una disposición adecuada.

Tabla 3.2

GRUPOS INDUSTRIALES

- A** **Agricultura, Silvicultura y Producción alimenticia.**
- agricultura, manejo de floresta, pesca;
 - productos animales y vegetales del sector alimenticio;
 - industria de bebidas;
 - manufactura de alimentos para animales.
- B** **Extracción mineral (excluyendo hidrocarburos).**
- minería y explotación de canteras de minerales no-metálicos;
 - minería y explotación de canteras de minerales metálicos.
- C** **Energía.**
- industria del carbón, incluyendo extracción mineral, fábricas de gas y coqueo;
 - industria del petróleo y gas incluyendo extracción de aceite y gas y productos refinados.
- D** **Manufactura de metales**
- metalurgia férrea;
 - metalurgia no-férrea,
 - fundición y operaciones de explotación de metales.
- E** **Manufactura de Productos Minerales No-metálicos.**
- materiales de construcción, cerámica y vidrios;
 - refinamiento de sal;
 - beneficio de asbestos;
 - productos abrasivos.
- F** **Industrias químicas y afines.**
- petroquímicas;
 - producción de compuestos químicos primarios;
 - producción de tintas, barnices, pinturas y pegamentos;
 - fabricación de productos fotográficos;
 - industria del perfume y fabricantes de jabones y detergentes
 - hule terminado y materiales plásticos
 - producción de pólvora y explosivos;
 - producción de biocidas.
- G** **Beneficio de metales, Industrias automotrices y de ingeniería.**
- ingeniería mecánica;
 - manufactura de maquinaria y procesamiento de resultados del equipo;
 - ingeniería eléctrica y electrónica;
 - manufactura de vehículos automotrices y partes;
 - manufactura de otro equipo de transporte;
 - ingeniería de instrumentación;
 - otras industrias de manufactura de beneficio de metales n.o.s.

- H** **Industria textil, de piel y de madera.**
- Industria textil, ropa y calzado;
 - Industria de cuero y piel;
 - Industria de madera y equipo mobiliario;
 - otras industrias de manufactura de compuestos no metálicos
- J** **Manufactura de papel, imprenta y publicación.**
- papel e industria del cartón;
 - imprenta publicación y laboratorios fotográficos.
- K** **Servicios hospitalarios, sanitarios y de salud.**
- salud, hospitales, centros médicos y laboratorios;
 - servicios veterinarios.
- L** **Servicios comerciales y personales.**
- lavanderías, limpieza en seco y tintorerías;
 - servicios domésticos;
 - instituciones de cosméticos (p.ej., peluquerías);
 - otros servicios personales n.o.s.

CAPITULO 4. ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO Y DISPOSICION DE RESIDUOS PELIGROSOS (INCINERACION, BIOLÓGICAS Y RELLENO SANITARIO)

4.1 INCINERACION

Uno de los medios más efectivos de tratamiento de muchos residuos para reducir su peligro potencial y algunas ocasiones convertirlos a una forma de energía útil es la incineración.

La incineración es una oxidación controlada a alta temperatura de los compuestos orgánicos primarios para producir CO_2 y H_2O . También se producen sustancias inorgánicas adicionales como ácidos, sales y compuestos metálicos que se derivan del residuo. La incineración para el manejo de residuos peligrosos es muy compleja y requiere controlar la cinética de la reacción en condiciones no estables (Brunner, 1991).

Todos los mecanismos de transferencia de calor, incluyendo conducción, convección y radiación se llevan a cabo entre sólidos, líquidos y gases bajo condiciones de presión y temperatura que involucran altas velocidades de liberación de calor. (Wentz, 1989)

Otro factor a tomar en cuenta son las consideraciones de mecánica de fluidos que envuelven los sistemas de flujo laminar y turbulento, además de los cambios impredecibles en la composición física y química del residuo peligroso que se alimenta al sistema de incineración. Estas variaciones requieren de equipo sofisticado para controlar el proceso en parámetros adecuados día tras día (Reed y Ting, 1984).

Todos los sistemas de incineración de residuos se gobiernan por las regulaciones de la (RCRA) o (TSCA). Estas regulaciones, especifican una temperatura de destrucción mínima que se debe mantener para un tiempo de residencia en presencia de un exceso de oxígeno. El diseño del incinerador es de suma importancia para asegurar una adecuada destrucción del residuo. Existen muchos factores que se deben considerar en el diseño, incluyendo los siguientes: (Wentz, 1989)

Temperatura.- La temperatura es probablemente, el factor más importante para asegurar una destrucción apropiada del residuo peligroso. La destrucción y la eficiencia de remoción, dependen de la temperatura del incinerador. La temperatura límite, será la que asegure la destrucción del residuo y al mismo tiempo permita alcanzar un costo de operación adecuado.

Tiempo de residencia.- El volumen del incinerador determina el tiempo de residencia para cualquier velocidad de flujo. Este tiempo interactúa con la temperatura de destrucción para asegurar que se cumplan las reglamentaciones sobre destrucción y eficiencia de remoción. Se debe dar suficiente tiempo para asegurar la conversión que se requiere en los productos del incinerador. Los productos de una combustión incompleta, deben permanecer a la temperatura del incinerador más tiempo para asegurar su conversión a CO_2 y H_2O .

Turbulencia.- El grado de turbulencia se puede utilizar para alcanzar las eficiencias que se desean. La transferencia de calor y el flujo de fluidos se deben considerar en el diseño de la unidad térmica de destrucción.

Presión.- La mayoría de las operaciones de incineración de residuos peligrosos se diseñan para operar a presiones ligeramente negativas para reducir las emisiones. Para sistemas de destrucción térmica que operan a presiones elevadas, se requieren incineradores sin fugas. Los sistemas presurizados requieren altas temperaturas, lo cual es importante para una operación libre de problemas.

Suministro de aire.- Normalmente, el aire proporciona el oxígeno para el proceso de incineración. Una incineración normal requiere de suficiente oxígeno para asegurar una combustión completa. Generalmente, los productos de una combustión incompleta son indeseables y solo se presentan si hay problemas en el tiempo de residencia, temperatura o falta de suministro de aire. Para prevenir este problema, la destrucción debe tener suficiente oxígeno o suministro de aire para asegurar que los productos de la combustión del hidrocarburo se conviertan finalmente en CO₂ y agua.

Materiales de construcción.-La mayoría de los incineradores se construyen con materiales seleccionados que permitan una operación continua, libre de problemas para una amplia variedad de residuos peligrosos y condiciones de destrucción. Estos materiales son desde el acero ordinario a aleaciones complejas.

Los sistemas de destrucción térmica para residuos peligrosos se deben aislar con materiales refractarios para operar a altas temperaturas efectivamente. El propósito de estos materiales es contener en la unidad el calor que se libera del proceso de incineración (Wentz, 1989)

La incineración es un proceso de destrucción térmica donde el residuo se degrada a una forma imputrescible debido a la aplicación de una fuente de calor. Trabajar con un calor específico no significativo, no haría de la incineración un método de disposición práctico. Generalmente, un residuo con un contenido de calor de menos de 1000 BTU/lb, como los bloques de concreto o piedras no es aplicable a la incineración (Brunner, 1991).

Un residuo acuoso con un contenido de humedad mayor del 95% o un lodo residual con menos del 15% de sólidos no son candidatos adecuados para su disposición por incineración.

Los residuos con altos niveles de concentración de inorgánicos y las sales alcalinas son problemáticas para disponerlas en un sistema de incineración convencional.

La presencia de cloruros o sulfuros en el residuo generan compuestos de carácter ácido en el gas de salida. El costo del equipo de protección contra el ataque de ácidos se debe balancear contra el costo de los métodos de disposición alternativos (Freeman, 1988).

Las ventajas de la incineración son: (Wentz, 1989).

- El volumen y peso de los residuos se reducen a una fracción de su tamaño original.
- La reducción del residuo es inmediata, es decir, no requiere tiempos de residencia prolongados.
- El proceso de incineración puede realizarse en el sitio, sin necesidad de ser trasladado a otra área.

- Las descargas al aire se pueden controlar satisfactoriamente lo cual no tiene un gran impacto en el ambiente.
- Las cenizas residuales generalmente no son putrefactas.
- Existen las tecnologías para destruir aún el más peligroso de los materiales en una forma completa y efectiva.
- Requiere una área de disposición relativamente pequeña.
- Cuando se utilizan técnicas de recuperación de calor, los costos de operación se reducen debido a su uso en el proceso o a su venta (Wentz, 1989).

Las desventajas de la incineración son:

- El costo de capital es alto.
- Se requieren operadores especializados.
- No todos los materiales son incinerables (por ejemplo los residuos altamente acuosos o los sólidos no combustibles).
- Algunos materiales requieren combustible suplementario para alcanzar las eficiencias de destrucción establecidas (Wentz, 1989).

Todo incinerador utiliza aire y calor para provocar las condiciones que destruirán la porción combustible del residuo.

Un factor de importancia en el proceso de incineración es la eficiencia de combustión, la cual debe cumplir con los requisitos reglamentarios y depende de la combinación de tres factores; temperatura del horno, tiempo de residencia de los productos de combustión a la temperatura del horno y la turbulencia (Freeman, 1988).

La temperatura de flama es de importancia, debido a que los compuestos deben arder en forma estable, lo cual no sucede con los compuestos orgánicos si dicha temperatura no es superior a los 260 grados centígrados. Aunque los incineradores de residuos sólidos operan a temperaturas internas de 650 a 1100 grados centígrados ya que si son menores puede presentarse una combustión incompleta. Las temperaturas de flama de los materiales que se disponen normalmente por incineración son menores de 1650 °C.

La temperatura del horno es una función del valor calorífico del combustible, diseño, admisión de aire y control de la combustión. La temperatura mínima debe ser mayor que la temperatura de ignición del residuo. Temperaturas superiores a 1315 °C hacen necesario el uso de materiales refractarios (Freeman 1988).

Como se ha mencionado, el incinerador se diseña de acuerdo con las necesidades específicas, por lo tanto, existen diversos tipos, con diferentes aplicaciones y que a continuación se explican:

4.1.1 Incinerador de inyección líquida

En el campo de la disposición de residuos peligrosos, se tiene más experiencia con este tipo de incinerador que con todos los demás combinados. Este es aplicable casi exclusivamente para residuos líquidos bombeables.

- Las descargas al aire se pueden controlar satisfactoriamente lo cual no tiene un gran impacto en el ambiente.
- Las cenizas residuales generalmente no son putrefactas.
- Existen las tecnologías para destruir aún el más peligroso de los materiales en una forma completa y efectiva.
- Requiere una área de disposición relativamente pequeña.
- Cuando se utilizan técnicas de recuperación de calor, los costos de operación se reducen debido a su uso en el proceso o a su venta (Wentz, 1989).

Las desventajas de la incineración son:

- El costo de capital es alto.
- Se requieren operadores especializados.
- No todos los materiales son incinerables (por ejemplo los residuos altamente acuosos o los sólidos no combustibles).
- Algunos materiales requieren combustible suplementario para alcanzar las eficiencias de destrucción establecidas (Wentz, 1989).

Todo incinerador utiliza aire y calor para provocar las condiciones que destruirán la porción combustible del residuo.

Un factor de importancia en el proceso de incineración es la eficiencia de combustión, la cual debe cumplir con los requisitos reglamentarios y depende de la combinación de tres factores; temperatura del horno, tiempo de residencia de los productos de combustión a la temperatura del horno y la turbulencia (Freeman, 1988).

La temperatura de flama es de importancia, debido a que los compuestos deben arder en forma estable, lo cual no sucede con los compuestos orgánicos si dicha temperatura no es superior a los 260 grados centígrados. Aunque los incineradores de residuos sólidos operan a temperaturas internas de 650 a 1100 grados centígrados ya que si son menores puede presentarse una combustión incompleta. Las temperaturas de flama de los materiales que se disponen normalmente por incineración son menores de 1650 °C.

La temperatura del horno es una función del valor calorífico del combustible, diseño, admisión de aire y control de la combustión. La temperatura mínima debe ser mayor que la temperatura de ignición del residuo. Temperaturas superiores a 1315 °C hacen necesario el uso de materiales refractarios (Freeman 1988).

Como se ha mencionado, el incinerador se diseña de acuerdo con las necesidades específicas, por lo tanto, existen diversos tipos, con diferentes aplicaciones y que a continuación se explican:

4.1.1 Incinerador de inyección líquida

En el campo de la disposición de residuos peligrosos, se tiene más experiencia con este tipo de incinerador que con todos los demás combinados. Este es aplicable casi exclusivamente para residuos líquidos bombeables.

El incinerador de inyección líquida es una cámara refractaria alineada (horizontal o vertical), generalmente cilíndrica y equipada con un combustor primario y algunas veces un secundario, este último se implementa cuando el material tiene un valor calorífico bajo (Santoleri, 1989).

La temperatura de operación de estas unidades es de 1000 a 1700 grados Centígrados. El tiempo de residencia en la cámara puede variar de milisegundos a 2.5 segundos.

El residuo se quema directamente en el quemador o se inyecta en la zona de combustión de la cámara del incinerador por medio de boquillas.

El incinerador de inyección líquida es capaz de manejar varias corrientes líquidas generadas por la industria de proceso y tienen la ventaja de que pueden quemar materiales de alta viscosidad. Estas unidades se pueden instalar sobre el predio (Santoleri, 1989).

Al someter a análisis un sistema de incineración de inyección líquida, se debe considerar el sistema global, es decir, el diseño, componentes, controles y sistemas de control de contaminantes para cumplir con las reglamentaciones Federales y Estatales. Todas las unidades de manejo de compuestos peligrosos, deben cumplir con los requerimientos básicos para incineradores bajo el 40 CFR subparte "O" como se indica a continuación:

- 1.- 99.99% de eficiencia de destrucción y remoción del principal constituyente orgánico peligroso.
- 2.- 99% de remoción de cloruro de hidrógeno.
- 3.- Las emisiones de chimenea no deben exceder 160 mg por metro cúbico estándar en base seca.

Los tanques de almacenamiento requieren un sistema de mezcla adecuado que permita una alimentación uniforme tanto de la mezcla como en el valor calorífico. Esto se puede obtener por medio de mezcladores internos. Además se requiere un venteo del tanque para prevenir un aumento de presión y estos gases son enviados a la cámara del incinerador. Si los sólidos son materiales inertes, se utilizan filtros para prevenir el traslado innecesario al incinerador y al sistema de control de emisiones contaminantes. Si los sólidos son orgánicos, deben incluirse como parte de la corriente residual y por lo tanto, el transporte es directo al incinerador (Santoleri, 1989).

Los materiales de alta viscosidad (lodos y suspensiones) y líquidos que contienen sólidos, se trasladan al incinerador por medio de varios tipos de bombas, de entre las cuales la de cavidad progresiva ofrece los mejores resultados.

Ciertos líquidos y lodos deben mantenerse a temperaturas suficientemente altas para permitir que se puedan bombear, debido a que si se enfría el material, solidificará en la tubería y por otro lado, si el calentamiento no se controla adecuadamente, la temperatura aumenta y entonces, puede haber problemas de polimerización (Brunner, 1991).

La forma en que se inyecta el líquido al quemador es un aspecto de importancia en el diseño del proceso. Los propósitos de inyección al incinerador por atomización son: (Santoleri, 1989).

- 1.- Separar el líquido en gotas finas.
- 2.- Colocar las gotas del líquido en una zona específica con suficiente penetración y energía cinética.

3.- Controlar el flujo del líquido descargado.

Una mezcla del aire de combustión con las gotas líquidas se requiere a medida que el líquido es vaporizado y sobrecalentado a temperatura de ignición, el oxígeno reacciona con el hidrocarburo para permitir una liberación de energía. Esto sucede acompañado de un incremento de temperatura y velocidad de los gases en las zonas circundantes de la gota, la mezcla se incrementa y finaliza entonces la reacción de oxidación (Santoleri, 1989).

Con hidrocarburos de bajo punto de ebullición, esta reacción ocurre rápidamente a la temperatura inicial del punto de ebullición y el rápido incremento en las temperaturas de reacción (de 1000 a 1700 grados centígrados) proporciona el calor necesario para alcanzar las gotas líquidas más frías.

A medida que la viscosidad del líquido se incrementa, el tamaño de la gota tiende a ser mayor y también el 90% del punto de ebullición del hidrocarburo está a un nivel más alto, por lo que en estas condiciones se requiere más tiempo para vaporizar y sobrecalentar la gota completamente. El incremento en la turbulencia creada por quemadores de gran intensidad, permite que la reacción se efectúe más rápidamente, además permite un reciclado interno de los productos de la combustión, lo cual transfiere calor a las gotas atomizadas y las eleva a su punto de inflamación. Conforme el líquido sobrecalentado alcanza su temperatura de inflamación, el oxígeno debe estar disponible en cantidad suficiente para completar la oxidación (Santoleri, 1989).

En el sistema de combustión, se utiliza un combustor primario, el cual se emplea para residuos con suficiente capacidad calorífica para suministrar el calor necesario dentro del sistema sin necesidad de combustible auxiliar. El tipo de diseño del quemador, la mezcla de aire y la turbulencia determinan el valor del poder calorífico mínimo para quemar sin combustible auxiliar (Freeman, 1988).

Los residuos acuosos que contienen materiales orgánicos e inorgánicos se producen en la industria de proceso, agricultura, en la fabricación de herbicidas, pesticidas y otros productos además de la industria farmacéutica producen residuos con alto contenido de agua.

Las soluciones acuosas no tienen poder calorífico cuando el contenido de agua es mayor de 75%. Si el residuo contiene cenizas (sales) se debe considerar para minimizar los problemas refractarios. Estos residuos son inyectados normalmente en la corriente del incinerador del coabustor primario en una zona de menor temperatura y no directamente en la zona refractaria de alta temperatura (Santoleri, 1989).

El objetivo de la incineración de residuos que contienen cloro es convertir tanto como sea posible el contenido de cloro a ácido clorhídrico para que pueda absorberse en agua y recuperarse en forma segura para el ambiente. La cantidad de cloro contenida en el residuo es a menudo la medida del poder calorífico del mismo.

El exceso de aire favorece la formación de cloro libre y éste es mucho más agresivo que el HCl en el ataque a los metales (Santoleri, 1989).

La sección de incineración deberá diseñarse con los siguientes aspectos a cumplir:

- 1.- Minimizar los requerimientos de combustible auxiliar.

- 2.- Operar con el mínimo exceso de aire.
- 3.- Minimizar el cloro libre.
- 4.- Colocar una sección de combustión altamente turbulenta para asegurar temperaturas máximas en una cámara de volumen mínimo.

Efectos ambientales.

Los esfuerzos realizados para tener un control adecuado de la contaminación del aire y de los sistemas de control de aguas residuales asociados con este tipo de incinerador de inyección líquida son los más desarrollados que para todas las demás áreas de la incineración. Debido a que la mayoría de los incineradores de inyección líquida no generan sólidos o cenizas, el problema se simplifica en gran parte. La tecnología para controlar la contaminación del aire en esta área está muy bien definida, pues se trata de un sistema de absorción de gases generados del tipo de HCl, SO₂ y NO_x (Santoleri, 1989).

4.1.2 Horno rotatorio

El requerimiento de tener el residuo bien mezclado durante la incineración favorece la tecnología del horno rotatorio. Este tipo de horno satisface las necesidades de incineración ya que cubre el transporte y mezclado del sólido, además proporciona un mecanismo para el intercambio de calor, sirve como patrón para la reacción química y provee un medio de conducción del gas para un proceso posterior (Shaefer y Albert, 1989).

El horno rotatorio es aplicable a sólidos, lodos o suspensiones y es capaz de recibir y procesar líquidos y sólidos simultáneamente.

El procesamiento de materias primas en estado sólido o semisólido a altas temperaturas y sin fusión substancial de la carga en un horno rotatorio se realiza en la industria del cemento, cal, fosfato y hierro. Estos hornos están diseñados para operar a temperaturas de 1370 grados centígrados con flujos de aire de cientos de miles de pies cúbicos por minuto.

El procesamiento de residuos peligrosos se realiza con temperaturas del orden de 1100 grados centígrados. El tamaño de partícula y la distribución determinan el punto de carga y el sistema de alimentación debe estar diseñado para minimizar la entrada de partículas finas en el corriente de gas. Además si el material alimentado es de gran tamaño, se debe tomar en cuenta el impacto sobre la línea refractaria y por tanto las posibles consecuencias. Si la alimentación es un lodo, entonces se producen incrustaciones en el punto de carga (Brunner, 1991).

Con el objeto de predecir si se presentará una reacción exotérmica o endotérmica, se debe realizar un análisis químico para caracterizar el residuo sólido peligroso que se va a procesar y con esta base poder conocer el impacto directo en la cantidad de combustible requerido y el volumen de gases generados. También debe conocerse el calor específico del material y así saber el calor requerido para elevar su temperatura desde la ambiente hasta la de proceso. Ya caracterizado el material, entonces se dirige a una aplicación específica (Shaefer y Albert, 1989).

Los hornos pueden diseñarse para cargas de 5 a 10% de su volumen interno para cuyo caso, el tiempo de residencia es relativamente pequeño (1 hora o menos), en este caso no se proveen acumulaciones.

La transferencia de calor en la zona de procesamiento se realiza por radiación de la pared del horno. El radio de la pared del horno a la superficie del lecho se incrementa con la disminución de carga en el horno. (Phillipbar, 1984).

Si el tiempo de residencia es relativamente grande (mayor de 1 hora) se prevee una acumulación en la descarga del material al final del horno, lo que puede incrementar significativamente el tiempo de residencia.

El contenido de humedad también afecta el comportamiento del material en el inicio del piro-procesamiento debido a que provoca una consistencia pastosa que puede llevar a una aglomeración del material que es indeseable. En esta situación, el uso de cadenas en el horno inhibe la formación de dichas aglomeraciones y rompe las ya existentes (Shaefar y Albert, 1989).

Para una producción dada, el tamaño del horno y su carga son una función de la densidad del bulto del material a medida que el proceso se lleve a cabo.

El ángulo dinámico de reposo del material afecta el tiempo requerido para transportarlo a través del horno y en consecuencia también afecta el tiempo de residencia.

Las características del material para poder ser procesado en un horno rotatorio deben establecerse antes de que se realice el diseño del horno y son las siguientes: (Shaefar y Albert, 1989).

- (1) Composición química
- (2) Calor específico
- (3) Consistencia de tamaño
- (4) Contenido de humedad
- (5) Densidad de bulto
- (6) Ángulo dinámico de reposo

Para el diseño de este horno se debe considerar el flujo de materiales a través del horno rotatorio que está determinado por la pendiente, la velocidad rotacional así como las características del material a procesar.

El horno está instalado sobre una ligera pendiente, lo que permite que el material avance a través del horno por gravedad. Conforme el horno gira, el material continúa la rotación hasta que se rompe la superficie del lecho y baja a la superficie de la pendiente. Esta pendiente produce un ligero movimiento hacia el extremo de descarga. El valor de esta pendiente se encuentra en el intervalo de 0.5 r/min a 1.5 r/min para hornos muy cargados y de 3 r/min para hornos ligeramente cargados. Generalmente para aplicaciones de residuos sólidos peligrosos el intervalo de relaciones L/D es de 3:1 a 10:1 (Shaefar y Albert, 1989).

Dependiendo del tamaño de partícula del material en proceso, las velocidades del gas caerán en el intervalo de 165 a 1000 m/min, correspondiendo velocidades menores a partículas más finas. Las cantidades de gas de proceso resultan de la combustión, evaporación del agua y cualquier producto gaseoso resultante de la reacción química (Brunner, 1991).

Para el procesamiento de residuos sólidos peligrosos el horno cuenta con dos modos de operación: flujo en paralelo y flujo en contracorriente.

La operación en flujo paralelo se recomienda cuando el material a procesar tiene un valor combustible o cuando ocurre una reacción exotérmica.

La operación con flujo en contracorriente es recomendable en situaciones donde se evaporará gran cantidad de agua y ocurre una reacción endotérmica (Shaefer y Albert, 1989).

El calor radiante para el horno es proporcionado por medio de quemadores auxiliares. El horno sencillo da una flama del 20 al 30% de la longitud del horno mientras que el 70% restante se deriva del calor sensible de los gases calientes (Freeman 1986).

Tiene la ventaja de que su instalación puede ser permanente o transportable. Los permanentes están en los sitios del generador o se instalan para recibir residuos de diversas fuentes. Para este tipo de instalaciones se pueden emplear hornos de mayor longitud. Los transportables se construyen en módulos montados sobre llantas. Se utilizan para limpiar tiraderos abandonados (Shaefer y Albert, 1989).

Los sólidos incinerados se descargan a alta temperatura y caen a un dispositivo que los transporta a un enfriador-humidificador a una temperatura de alrededor de 65 grados centígrados.

La incineración de residuos peligrosos en un horno rotatorio se ha generalizado debido al diseño, al concepto y a las teorías que se han establecido y probado en muchas industrias estadounidenses (Shaefer y Albert, 1989).

4.1.3 Oxidación térmica en lecho fluidizado

La versatilidad del proceso en lecho fluidizado se debe al excelente contacto sólido-gas, el mantenimiento de una temperatura estable y la habilidad para controlar el tiempo de residencia (Freeman, 1989).

Este proceso consiste de un sistema de fluidización de aire, un recipiente lecho fluidizado, un sistema de alimentación y un equipo de limpieza de gases. Además, se puede justificar económicamente, agregando un sistema de recuperación de energía en forma de un generador de vapor o precalentador de aire.

Se alimenta aire y se distribuye a través de la parte inferior del lecho. Conforme la velocidad del aire se incrementa, el material granular en el lecho queda suspendido en una mezcla gas-sólido que presenta propiedades físicas parecidas a las que presenta un fluido (Rasmussen et. al., 1989).

Los líquidos y lodos con sólidos de aproximadamente 1.25 mm pueden alimentarse directamente al lecho fluidizado por medio de un mecanismo neumático.

Las temperaturas de operación pueden variar, dependiendo de la aplicación. Para lodos de residuos no peligrosos, las temperaturas van desde 650 a 1200 grados centígrados (Liao, 1974). Los residuos de refinería se queman en un lecho fluidizado que opera entre 700 y 815 grados centígrados (Rubel, 1974). Para solventes clorados, la eficiencia de destrucción es superior al 99.99% en lechos fluidizados operados a 775 grados centígrados o inferiores con una cámara de reacción secundaria a 1200 grados centígrados (Brunner, 1991).

La velocidad mínima de fluidización se afecta por el tamaño de partícula del material, la distribución del tamaño de partícula y la densidad de la partícula. Para la combustión del residuo, los lechos burbujeantes o fluidizados se trabajan de dos a diez veces la velocidad mínima de

fluidización, con lo que se asegura una suspensión uniforme de la media del lecho. Se llama *velocidad de fluidización* a la velocidad superficial del aire en la región del lecho (Rasaussen et. al., 1989).

Para asegurar una buena fluidización, la caída de presión a través del distribuidor a un flujo mínimo debe ser por lo menos 35% de la caída de presión del lecho.

El valor calorífico del residuo y la presencia de compuestos con bajo punto de fusión limitan la operación del lecho fluidizado. Residuos con valores caloríficos mayores de 5000 BTU/lb se pueden quemar sin combustibles suplementarios.

Se han utilizado diversos métodos para evitar la aglomeración del lecho, de entre los cuales están contemplados temperaturas de operación menores, así como el uso de aditivos que reaccionan con el material para formar compuestos que fundan a temperaturas superiores a 1200 grados centígrados.

El impacto ambiental que se produce con la utilización del lecho fluidizado son la generación y emisión de cenizas. El HCl y el SO₂ se pueden controlar con equipos ya disponibles. Las emisiones de óxido de nitrógeno son menores que en otros procesos, debido a que los lechos operan con menores temperaturas. El monóxido de carbono y las emisiones de hidrocarburo son bajas puesto que el lecho es una zona de reacción bien mezclada. Aunque existen variaciones, dependiendo del tipo de residuo y combustible, el intervalo se encuentra entre 35 y 100 ppm de CO, 60 y 250 ppm. de NO_x y 0 y 5 ppm de hidrocarburo. Los metales pesados en el residuo son retenidos en la ceniza. El nivel de hidrocarburo en ésta se encuentra entre 0 y 10 ppm.

El lecho fluidizado es ideal para la destrucción de sólidos, líquidos y lodos juntos o separados (Rasaussen et. al., 1989).

El lecho fluidizado tiene un costo de capital menor que el incinerador de tipo rotatorio y mayor que el incinerador de inyección líquida. Los costos de operación son comparables con las tecnologías rotatorias. Los costos de mantenimiento son menores que los hornos rotatorios y comparables con los sistemas de inyección líquida.

La tecnología de tratamiento por lecho fluidizado representa un medio económico para la destrucción térmica de residuos tóxicos y peligrosos en una forma segura. Esta tecnología ofrece: (Rasaussen et. al., 1989).

Un medio de combustión superior creado por la turbulencia del lecho

La versatilidad para destruir sólidos, líquidos y lodos

Habilidad para manejar corrientes residuales que contengan valores de calentamiento variables resultantes de la "inercia" térmica de grandes masas de material en el lecho.

Baja susceptibilidad para emisiones de sobrepresión.

4.1.4 Horno de cemento

Este horno se puede emplear para el tratamiento de una amplia variedad de residuos peligrosos, si se maneja adecuadamente no ocasiona impacto de importancia en el ambiente con respecto a sus emisiones, además muchos de los residuos peligrosos tienen valor como fuentes alternas de combustible que resultan de una buena recuperación más que de una simple estabilización o destrucción del residuo. Es un sistema versátil puesto que se pueden

realizar cambios sobre una fuente existente sin crear problemas como lo es una nueva fuente de emisión. Por esta razón el uso de hornos de cemento para el manejo de residuos peligrosos ha ido en incremento (Chadbourne, 1989).

Los hornos de cemento pueden emplear una amplia variedad de combustibles, y sus temperaturas de operación elevadas aseguran una virtual y completa destrucción del constituyente orgánico en el combustible. Grandes cantidades de metales pesados se tratan en este horno con seguridad debido a que son inmovilizados conforme llegan a ser parte del cemento en sí o polvos del horno (Branscome, 1989).

Los constituyentes presentes en la alimentación, el combustible o el residuo peligroso introducidos al horno llegan a convertirse en parte del producto final. Solo con algunas excepciones, todos los materiales que se introducen al horno de cemento serán oxidizados y estabilizados, con lo cual no se requiere un tratamiento posterior.

Debido al incremento en los costos de los combustibles, se buscaron alternativas de solución, algunas de las cuales fueron utilizar el coque del petróleo, llantas de automóvil o derivados del petróleo reusados. También el liner, solventes de desengrasado, solventes de tinta e imprenta, subproductos de la industria química y farmacéutica, residuos del petróleo y materiales fácilmente bombeables; todos los anteriores se pueden utilizar para preparar combustibles de alta calidad para el horno de cemento (Chadbourne, 1989).

Los constituyentes más comunes que se presentan en estos combustibles de residuos peligrosos provenientes de las fuentes mencionadas son el xileno, tolueno, hidrocarburos alifáticos mezclados, acetona, etil-metil cetona, aldehídos, ésteres, alcoholes, cetonas, éter de alcohol, compuestos aromáticos, fenoles, aminas, amidas, éteres, nitrilos, freón y otros compuestos aromáticos halogenados. Se han aprobado más de 250 compuestos orgánicos para utilizarlos en combustibles.

Un aspecto favorable es que se pueden utilizar combustibles muy contaminados, por ejemplo residuos con altas cantidades de plomo y otros metales pesados y cumplen con ser aceptables como combustibles sin provocar efectos adversos al ambiente.

Las limitaciones para el uso de estos residuos peligrosos son dos: la primera debida a la tecnología y las necesidades en la operación, la segunda es la opinión pública (Chadbourne, 1989).

La cantidad de plomo, cromo, sodio, potasio, cloro y sulfatos está limitada a ciertas cantidades en la alimentación debido a que un exceso conduce a una operación inestable del horno, cemento de mala calidad, daño al refractario y riesgos en la seguridad, esto aunado a que si ocasiona un daño al ambiente por la emisión excesiva de contaminantes tóxicos (Freeman 1989).

Para el tratamiento de mercaptanos y sulfuros, se requiere de un manejo especial, lo cual repercute en efectos económicos adversos. También el uso de lodos y otros compuestos orgánicos es inaceptable debido al incremento de emisiones orgánicas y malos olores (CFR. U.S.A., 1985).

Los hornos de cemento son manufacturados en varios diseños y medidas, desde un pequeño que puede producir 8.9 ton/hr hasta un grande con capacidad de 165 ton/hr (Freeman, 1988).

A las temperaturas con que opera un horno de cemento, los materiales no sólo funden sino que también hierven. La reacción exotérmica entre el

silicato de calcio y el óxido de calcio para formar el silicato de tricalcio ocurre en fase líquida y alcanza una temperatura de aproximadamente 1450 grados centígrados dependiendo de las cantidades de aluminio, hierro, óxido de calcio y otros materiales presentes en la mezcla. Para alcanzar la temperatura de escoriación, los gases de combustión en la zona de fuego del horno debe sobrepasar 1650 grados centígrados (Naylor y Dagnev, 1985).

Los gases de salida de la chimenea están entre 150 y 250 grados centígrados, por lo que las partículas de KCl, PbO y otros compuestos volatilizados en la zona de quemado condensan antes de que salgan con los gases de la chimenea.

El factor clave económicamente, es la recuperación de la inversión, por lo que es necesario dedicar especial atención en resolver los problemas de operación y manejo de materiales (Chadbourne, 1989).

4.1.5 Oxidación húmeda

Casi todas las aplicaciones de la oxidación húmeda al tratamiento de residuos peligrosos, se realizan con éxito. La mayor parte de los compuestos se oxidan estequiométricamente, el carbono se convierte en CO₂, el hidrógeno en agua, cualquier halógeno a haluro, el nitrógeno a amoníaco o nitrógeno elemental. Los compuestos más difíciles de tratar son los aromáticos halogenados.

Se tienen eficiencias de destrucción del 99.99%, excepto para los compuestos aromáticos halogenados que reportaron alrededor del 70% de destrucción (Copa y Gitchel, 1989).

En general, los residuos que contienen cianuros y sulfuros pueden ser tratados fácilmente por este proceso a temperaturas menores de 250 grados centígrados y presiones inferiores de 13800 kPa (2000 lb/in²). Los residuos que contienen hidrocarburos alifáticos, compuestos orgánicos alifáticos clorados, fenoles, hidrocarburos aromáticos y compuestos heterocíclicos que contienen oxígeno, nitrógeno o átomos de azufre se oxidizan en condiciones muy parecidas. Los residuos que contienen compuestos aromáticos halogenados con por lo menos un grupo funcional no halogenado (por ejemplo 2,4,6-tricloroanilina) se tratan a temperaturas de 250 a 320 grados centígrados y presiones de 20700 kPa (3000 lb/in²). Los residuos que contienen compuestos aromáticos halogenados (por ejemplo, hexaclorobenceno y bifenilos policlorados) requieren condiciones más drásticas, temperaturas de 320 grados centígrados y presiones de 20700 kPa (Freeman, 1986).

En la mayoría de los casos donde se aplica la oxidación húmeda, a los residuos peligrosos, el objetivo principal es desintoxicarlos para un tratamiento biológico posterior.

El equipo utilizado para la oxidación húmeda para residuos peligrosos tiene básicamente cuatro configuraciones, las cuales difieren entre sí principalmente por el tipo de reactor utilizado.

La primera se utiliza ampliamente para los residuos sólidos y utiliza un reactor de columna vertical, es una columna que puede o no ser concurrente dependiendo de las necesidades del mezclado que se requieren. La segunda comprende una serie de reactores de tanque agitado. La tercera es similar a la primera pero opera a condiciones extremas de temperatura y presión (374 grados centígrados y 22 048 KPa) la cuarta emplea un reactor de tubo vertical y utiliza aceite convencional y opera a 288 grados centígrados (Copa y Gitchel, 1989).

En este proceso, el efecto de la temperatura es tan importante que para la mayoría de los compuestos orgánicos que se tratan a temperaturas de 200 a 280 grados centígrados, se obtienen resultados de eficiencias de eliminación mayores del 99% en un tiempo de 15 a 60 minutos.

La emisión de componentes orgánicos volátiles debida a este proceso, se puede controlar con base en las tecnologías de lavado de gases, adsorción con carbón granular e incineración de humos.

Los costos de capital del proceso dependen de varios y diversos factores, tales como la capacidad del sistema, la demanda de oxígeno y el grado de oxidación requerido para alcanzar el objetivo del tratamiento, ésto aunado con los materiales de construcción del sistema (Freeman, 1988)

Los costos de operación se rigen por los requerimientos de energía externos. Este requerimiento es la diferencia de entalpías entre las corrientes afluentes y efluentes y cuyo valor generalmente es 500 Btu/gal. Los costos de operación son aproximadamente 30% del costo de operación de un incinerador líquido (Copa y Gitcheh, 1989).

4.1.6 Pirólisis

La aplicación de este procedimiento para el tratamiento de residuos peligrosos se realiza en dos etapas. En la primera, los residuos se calientan, separando los componentes volátiles de los no volátiles. En la segunda los componentes volátiles se queman bajo condiciones apropiadas para asegurar una incineración total de todos los constituyentes peligrosos.

La pirólisis es un tratamiento con una amplia aplicación debido a que proporciona un control preciso del proceso de combustión (Shah et. al., 1989).

La primer etapa es endotérmica y generalmente se realiza a temperaturas de 425 a 760 grados centígrados (800 a 1400 °F) dentro de la cámara de calentamiento o pirolizador. Esta propiedad endotérmica hace más fácil el control, de esta manera y con estas bajas temperaturas los compuestos orgánicos pueden volatilizarse, conduciendo así a un residuo limpio. En la segunda etapa los componentes volátiles se queman en un incinerador de humos a condiciones tales que se alcanzan eficiencias mayores de 99.9999%.

Esta separación del proceso en dos etapas es la clave para un mejor control de la temperatura y también hace que la construcción del equipo sea más pequeña (Brunner, 1991).

La pirólisis se aplica especialmente para los siguientes tipos de residuos:

- (1) Residuos almacenados en contenedores o en "tambores" que no puedan drenarse fácilmente.
- (2) Lodos o líquidos que contienen:
 - (a) Alto contenido de cenizas
 - (b) Componentes inorgánicos volátiles (NaCl, FeCl₂, Zn y Pb)
 - (c) Altos niveles de cloro, azufre y/o nitrógeno

El volumen de residuo sólido será considerablemente menor que el volumen del material alimentado.

Las reacciones durante el proceso de pirólisis abarcan una descomposición térmica, rearrreglo de átomos en la molécula y una polimerización de las moléculas más pequeñas (Brunner, 1991).

Las condiciones de operación para un pirolizador están basados en un análisis de costos de operación y de capital. El intervalo de temperatura está entre 427 a 748 grados centígrados (800 a 1400 °F) para diferentes residuos. Los tiempos de residencia son de algunos minutos hasta algunas horas dependiendo del espesor del lecho. La presión por lo general es negativa, de 0.05 a 0.1 pulgadas de agua. El sistema de alimentación de oxígeno debe tener una concentración cercana a cero y controlar que no sobrepase el 2X (Shah et. al., 1989).

Este proceso se puede aplicar a residuos sólidos, líquidos y a lodos con las siguientes características:

- Lodos que sean muy viscosos, muy abrasivos o que varían demasiado en su consistencia y por lo cual no se pueden atomizar en un incinerador líquido.
- Residuos que presentan cambios de fase completos o parciales durante el proceso térmico (por ejemplo; el plástico).
- Materiales que contienen sales o metales que fundan y volatilicen a temperaturas normales de incineración (por ejemplo, el NaCl, Zn y Pb).

La emisión de partículas es muy baja y por lo regular el equipo de control no es necesario. Debido a que es un proceso endotérmico, el combustible a utilizar varía con el tipo de residuo y la temperatura requerida en el proceso. Los requerimientos de energía-combustible se incrementan con la cantidad de agua presente (Shah et. al., 1989).

Los costos de capital y de operación varían con el tipo de residuo y el grado de sofisticación requerido. El costo de operación normalmente decrece con el incremento de la capacidad y aumenta si se implementa un sistema de lavado de gases.

El residuo sólido deberá analizarse y determinar su toxicidad, de no presentarla se puede disponer en un relleno sanitario convencional. Si se pretenden tratar residuos altamente tóxicos se debe implementar un control computarizado y dar especial importancia al manejo de materiales (Freeman, 1986).

Ventajas de la pirólisis: (Shah et. al., 1989).

- (1) Es un proceso de baja temperatura (comparado con la incineración), incrementando la vida refractaria y reduciendo el mantenimiento.
- (2) La entrada de partículas es reducida, por lo que no es necesario un equipo de control de emisiones.
- (3) Es controlable debido a su naturaleza endotérmica.
- (4) Un residuo heterogéneo sólido o líquido puede homogenizarse a valores de calentamiento altos en la corriente gaseosa por medio de un control de quemado.

- (5) El volumen del residuo se reduce significativamente.
- (6) Los vapores condensables de valor económico se pueden recuperar
- (7) Los vapores combustibles no condensables se pueden utilizar como fuentes de energía.

Desventajas de la pirólisis: (Shah et. al., 1989).

- (1) Se requiere un incinerador de humos, para destruir los productos de una combustión incompleta, los principales constituyentes orgánicos peligrosos o los carcinógenos presentes.
- (2) Parte del contenido de energía puede quedar retenido al carbonizar.

4.1.7 Incineración oceánica

Las corrientes residuales adecuadas para este proceso de incineración se dividen en cuatro clases:

- (1) -CH y -CHO
- (2) -CHN y -CHON
- (3) -HCl y -CHOC1
- (4) -CHNC1, -CHF, -CHS, -CHX (X= haluro), -CHOP y -CHOS1

Pero los residuos quemados en el mar son casi exclusivamente los organoclorados, debido a que es más costoso disponer de éstos en tierra. (Por ejemplo; los fondos de la destilación del cloruro de vinilo) (Ackerman y Venezia, 1989).

Solo los líquidos bombeables son adecuados para este proceso. Los sólidos orgánicos son adecuados solamente si son solubles o se pueden dispersar en líquidos, también pueden ser emulsiones.

Para mantener una buena combustión, los residuos de muy poco valor calorífico (Por ejemplo; el agua contaminada o los compuestos orgánicos perclorados) deben ser quemados con residuos de alto valor calorífico o con el combustible (Freeman, 1988).

La temperatura en las paredes debe ser de 1200 grados centígrados, también se requiere un exceso de oxígeno del 3% para asegurar una combustión completa. La eficiencia de combustión se determina a partir de las mediciones de CO y CO₂ para posteriormente calcular la eficiencia de destrucción, que no puede medirse directamente en la operación (Ackerman y Venezia, 1989).

Este procedimiento ha demostrado que no afecta el ambiente y que cumple con las reglamentaciones internacionales.

El costo varía dependiendo del residuo, empaque, transporte y cumplimiento de las reglamentaciones. Todos los estudios muestran que el costo de un incinerador oceánico es menor que la incineración en tierra.

La principal diferencia entre un incinerador oceánico y uno instalado en tierra, es que el primero requiere ser menos compacto y elevado (Ackerman y Venezia, 1989).

4.1.8 Vitrificación

El proceso destruye el combustible y algunas porciones tóxicas del residuo peligroso, al mismo tiempo incorpora residuos tales como metales pesados no volátiles y cenizas en forma de vidrio. Al final el producto es reducido en volumen y masa, destruyendo el residuo térmicamente y consolidándolo en un vidrio denso y cristalino. Este proceso opera bajo el principio de calentamiento-Joule, es decir, se colocan electrodos en el vidrioado y se aplica un voltaje eléctrico, pasando corriente eléctrica a través de los componentes iónicos alcalinos en el vidrio. La resistencia que crea el vidrio produce calor, el que se distribuye en el vidrio por corriente natural y convectiva en el fluido (Buelt, 1989).

El proceso de vitrificación se divide en tres categorías:

- (1) Vitrificación in-situ
- (2) Fundidor vertical de vidrio calentamiento-Joule
- (3) Fundidor horizontal de vidrio calentamiento-Joule

La *vitrificación in-situ* es una tecnología que comprende la fusión eléctrica de sólidos contaminados para propósitos de destrucción, remoción y/o inmovilización de contaminantes peligrosos. La temperatura típica del proceso para suelos contaminados es de 1600 a 2000 °C. El resultado de este tratamiento es la remoción o destrucción pirolítica de compuestos orgánicos peligrosos. También se remueven o inmovilizan permanentemente los metales pesados con una buena calidad, alta dureza y con un producto residual, cristalino o vidrioado capaz de pasar la prueba TCLP (explicada en el Apéndice 1). La reducción típica del volumen es del 25 al 45% (Freeman, 1988).

Este sistema puede procesar simultáneamente compuestos orgánicos e inorgánicos peligrosos, contaminantes radioactivos y mezclas de ellos. Este proceso no causa efectos adversos eléctrica o térmicamente en los alrededores del suelo o el ambiente (Brunner, 1991).

El equipo que emplea este proceso es: (Buelt, 1989).

- Fuente eléctrica de poder
- Capucha de gas de salida
- Sistema de tratamiento del gas de salida
- Sistema de enfriamiento con Glicol
- Estación de control del proceso
- Equipo de apoyo del gas de salida

El *fundidor vertical* reduce el volumen de los residuos combustibles y no combustibles. Los residuos se alimentan a una piscina de vidrio molido que se mantiene a una temperatura de entre 1000 y 1200 grados centígrados por electrodos del tipo Inconel 690 (Buelt, 1989).

El fundidor horizontal es un incinerador de tunel con una piscina de vidrio molido, donde el vidrio se calienta eléctricamente por el paso de corriente a través de un arreglo de electrodos de alta pureza. Esta diseñado para dar un tiempo de residencia prolongado del efluente gaseoso a alta temperatura. Los componentes combustibles arden inmediatamente, mientras que la porción orgánica y las partículas caen a la superficie del vidrio molido, donde reaccionan y se incorporan al vidrio en el fundidor. Es adaptable a las necesidades de velocidad del proceso (Buell, 1989).

4.1.8 Oxidación con aire húmedo

La configuración del reactor de oxidación es única para su propósito. Los flujos residuales caen al centro de dos tubos verticales concéntricos y regresan por el espacio anular. El diámetro y la longitud se diseñaron así para proporcionar un tiempo de reacción suficiente y que se logre alcanzar la presión durante la oxidación del fluido. El calor resultante de la reacción de combustión exotérmica se encarga de mantener la temperatura requerida para que siga la reacción (Smith, 1989).

Este proceso de oxidación de flecha profunda, puede clasificarse como subcrítico o supercrítico. La oxidación subcrítica se refiere a una temperatura de oxidación máxima en el reactor inferior al punto crítico del agua 374 °C (705.5 °F) y una presión de 22 120 KN/m² (3206 psia). La oxidación supercrítica alcanza presiones y temperaturas de operación en el reactor, superiores a la del punto crítico del agua (Freeman, 1986).

La oxidación con aire húmedo es la destrucción de materia orgánica en solución acuosa sometido a presiones y temperaturas elevadas, se diferencia de la oxidación convencional en que la reacción ocurre completamente en fase líquida con el calor de combustión como medio de presurización del líquido en la zona de reacción.

Un factor limitante es la baja solubilidad del oxígeno en agua ya que limita la reacción de oxidación en la fase líquida.

En la condición supercrítica, la oxidación completa y rápida destruye virtualmente el 100% de especies orgánicas, llevando a CO₂, H₂O y el calor de reacción. Normalmente un solo paso es suficiente para obtener una eficiencia mayor del 99.99% de remoción de la mayoría de los compuestos orgánicos. El tiempo de reacción en el estado supercrítico es mucho menor que en el subcrítico, siendo para el primero de 1 a 5 minutos y para el segundo 30 minutos (Smith, 1989).

Los residuos no peligrosos con altos valores de calentamiento pueden mezclarse con residuos peligrosos de bajos valores de calentamiento para suministrar la energía necesaria para que el proceso se mantenga por sí mismo (Wentz, 1989).

El costo del reactor supercrítico es aproximadamente la mitad del costo total del sistema. El costo de operación y mantenimiento incluyen todos los costos de productos de oxígeno criogénico, poder, trabajo, y requerimientos químicos y de monitoreo.

Para mantener la temperatura de reacción, la fuerza de alimentación al reactor debe ser superior a 34.9 KJ/Kg (15 BTU/lb). Los residuos con bajos valores de calentamiento pueden requerir la adición de un material combustible tal como un lodo municipal, residuo de petróleo u otro compuesto orgánico para proporcionar la energía calorífica necesaria.

Las limitaciones hidráulicas para el proceso supercrítico caen en el valor de 3.154 l/seg (50 Galones/min) (Smith, 1989).

4.1.10 Oxidación supercrítica con agua

El proceso está referido a una oxidación con agua supercrítica, oxidación húmeda supercrítica y una oxidación supercrítica con aire húmeda (Modell, 1989).

Este proceso se realiza con aire u oxígeno, en presencia de concentraciones elevadas de agua y en condiciones de presión y temperatura sobre los valores críticos del agua (374 °C y 218 atm ó 705 °F y 22 MPa), para la oxidación de los compuestos orgánicos. En la práctica, este proceso de oxidación se realiza a temperaturas de 400 a 650 °C (752 a 1200 °F) y una presión de 253×10^5 Pa (250 atm).

Debido a que es un proceso de oxidación, se mide el grado de destrucción de los constituyentes orgánicos alimentados o como el grado de conversión de carbono orgánico a CO y CO₂. Este último alcanza el 99.9% de 400 a 450 °C (752 a 842 °F) con un tiempo de residencia de 5 minutos, hasta 99.9999% a temperaturas de 600 a 650 °C (1112 a 1200 °F), con un tiempo de residencia de menos de un minuto. Estos valores de eficiencia de destrucción son comparables con los incineradores de residuos peligrosos (Modell 1989).

Este procedimiento se aplica a cualquier residuo que contenga componentes orgánicos: líquidos orgánicos concentrados, vapores y sólidos; soluciones acuosas que contienen orgánicos disueltos o suspendidos o sólidos inorgánicos con orgánicos adsorbidos (Freeman, 1988).

En estas condiciones supercríticas, las sales pueden permanecer disueltas en el medio, condensarse como salmuera o como una partícula sólida. Los metales pesados pueden formar óxidos o carbonatos los que pueden o no precipitar dependiendo de su volatilidad; los sólidos inertes no serán afectados por el medio y permanecerán como sólidos.

La oxidación supercrítica de compuestos orgánicos supera en gran medida a la oxidación húmeda en eficiencia de destrucción (Modell 1989).

Las ventajas son:

1. Aumenta la solubilidad de oxígeno y aire en agua, eliminando un flujo de dos fases.
2. Oxida rápidamente los compuestos orgánicos en tiempos de residencia cortos.
3. Proporciona una oxidación completa de las substancias orgánicas, eliminando la necesidad de procesos auxiliares del gas de salida.
4. Es capaz de remover constituyentes inorgánicos como sólidos y salmueras.
5. Se recupera el calor de combustión.

Desde el punto de vista económico, la oxidación supercrítica es mejor que la incineración para el tratamiento de residuos acuosos debido a que se puede mantener sin la adición de combustibles o residuos que contenga de 10 a 15% en peso de orgánicos con 1750 BTU/libra, mientras que la incineración requiere al menos 30% en peso de compuestos orgánicos para su oxidación (Freeman, 1988).

Ventajas del proceso:

La reacción se realiza en un sistema cerrado, lo cual hace posible mantener un control total a lo largo del proceso de oxidación. Esto asegura la protección al ambiente, además de la combustión completa de los materiales tóxicos y peligrosos químicamente estables. El sistema puede ser fijo o móvil. El proceso es capaz de generar la potencia requerida para la compresión de aire, bombeo, etc.

Se han utilizado con igual éxito el aire y el oxígeno, pero desde el punto de vista económico es menos costosa la compresión de oxígeno que la del aire, aun cuando representa un costo adicional de materia prima.

Este proceso emite efluentes acuosos y algunas veces sólidos. Si son sólidos se eliminan como partículas secas y su disposición final es similar a la que se emplea para las cenizas del incinerador; si son líquidos el agua está esencialmente libre de constituyentes orgánicos.

Los costos se estiman debido a que no existen instalaciones construidas. Se hace atractivo debido a que el sistema da una alternativa para concentrar los residuos. Es comparable en cuanto a costos al proceso de inyección de pozo profundo (Modell 1989).

4.1.11 Sistema de plasma

Esta tecnología utiliza un dispositivo de arco-plasma para provocar temperaturas extremadamente altas, del orden de 10 000 grados centígrados para la destrucción de residuos altamente tóxicos. Esta tecnología puede destruir compuestos refractarios, es portátil y el proceso tiene un ciclo muy corto. Existen dos tipos de arco-plasma en desarrollo, uno para la destrucción de residuos líquidos y otro para sólidos (Freeman, 1986).

Ventajas del proceso:

1. El sistema de plasma, tiene mayor capacidad de transferir el calor más rápidamente que una flama convencional.
2. Los cloruros orgánicos se deshidrogenan cuando se excitan por la radiación ultravioleta, la cual se genera en este proceso.
3. El arco para la destrucción es un proceso de pirólisis, el cual virtualmente no requiere oxígeno y produce menor cantidad de subproductos gaseosos.
4. El proceso tiene un ciclo muy corto.
5. Debido a su capacidad de compactación, se utiliza como un sistema móvil, que además, se puede transportar en vehículos (Lee, 1989).

Desventajas del proceso:

1. Debido a que se manejan temperaturas extremadamente altas, la durabilidad del material refractario podría representar un problema potencial.
2. Ya que el arco es muy sensitivo a diversos factores, la operación del sistema se debe realizar por profesionales muy bien entrenados.

En general, un sistema de arco-plasma incluye los siguientes componentes: alimentación residual, zona de recombinación, un lavador y una zona de monitoreo. Sin embargo, el componente más importante es el electrodo necesario para producir el arco. Las eficiencias de destrucción son mayores del 99.9999% (Lee, 1989).

Este sistema es un proceso de pirólisis y por lo tanto no necesita energía para calentar el exceso de aire de los incineradores convencionales. Requiere de un sistema de menor capacidad para la limpieza de corrientes residuales, electricidad que representa un costo mayor que el combustible para los incineradores (Lee, 1989).

4.1.12 Incineración catalítica

Este proceso emplea un catalizador para aumentar la velocidad de oxidación del residuo a una menor temperatura que en el proceso de incineración convencional. Las temperaturas son menores de 537 °C, comparadas con 760 °C de la incineración térmica. El calor liberado es el mismo para ambos procesos (Kiang, 1989).

Las ventajas de la incineración catalítica sobre la incineración térmica es que necesitan menor combustible y menores requerimientos de servicio pesado en la construcción.

Las desventajas son, el envejecimiento del catalizador y que su uso está limitado para residuos líquidos (Kiang, 1989).

El incinerador puede ser de lecho fijo o fluidizado. El residuo acompañado del aire de combustión se introduce al lecho catalítico, donde se realiza la oxidación. El sistema global puede incluir sistemas de recuperación de calor y control de contaminación de aire (Brunner, 1989).

Los factores importantes para un incinerador catalítico son:

- La velocidad superficial del gas
- El catalizador utilizado
- La geometría del soporte del catalizador y
- El tipo y composición del residuo.

Para el incinerador de lecho fijo, el catalizador se realiza sobre soportes de cerámica o metales y se ha aplicado con éxito para la incineración de gases venenosos, no se aplica a residuos líquidos (Kiang, 1989).

Un incinerador de lecho fluidizado, tiene la ventaja de que el catalizador se puede agregar durante la operación. Este deberá ser muy resistente a la abrasión.

Para la aplicación de la incineración catalítica, es determinante desarrollar un catalizador de metal no precioso y de suficiente actividad para competir con los fabricados de metales preciosos. Esto se refleja en la cinética de reacción (Kiang, 1989).

El sistema de control de contaminación del aire se puede utilizar fácilmente, por lo que un incinerador catalítico bien manejado no afectará al ambiente.

El residuo descargado es un catalizador gastado, que se puede disponer o vender para recuperar el metal precioso.

La descarga de aguas residuales generalmente proviene del sistema del lavado de gases, por lo que con un tratamiento posterior no provocan efectos adversos (Kiang, 1989).

4.2 TRATAMIENTO BIOLÓGICO

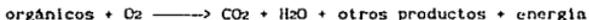
El tratamiento biológico puede ser una forma eficiente a bajo costo de remoción de sustancias peligrosas de aguas residuales y aguas subterráneas contaminadas, lixiviados de rellenos sanitarios y suelos contaminados (Blackburn, 1987).

Los microbios para el tratamiento biológico se pueden clasificar como heterótrofos o autótrofos, dependiendo de su fuente de nutrientes. Los heterótrofos utilizan materia orgánica y los autótrofos inorgánica. Los microorganismos pueden clasificarse de acuerdo a su utilización de oxígeno. En el proceso aerobio, las moléculas de oxígeno se requieren para descomponer materia orgánica para proveer a la bacteria energía necesaria para crecer y reproducirse. Los microbios anaerobios emplean oxígeno que está combinado químicamente con otros elementos tales como nitratos, carbonatos o sulfatos. También requieren la ausencia de cualquier molécula libre de oxígeno. Los microbios facultativos pueden utilizar el proceso aerobio si es que hay moléculas de oxígeno presentes, pero también pueden emplear el proceso anaerobio.

Los organismos aerobios, son los más empleados en el tratamiento de corrientes residuales industriales, en particular las aguas residuales. Los sistemas anaerobios, se restringen al tratamiento de residuos orgánicos fuertes o lodos orgánicos de procesos aerobios (Wentz, 1989).

El objetivo del sistema aerobio es desarrollar microbios que conviertan una amplia variedad de compuestos orgánicos a un nuevo material celular para removerlo por técnicas de separación convencionales y transformarlo a sustancias no peligrosas como lo son el CO₂ y el H₂O.

La reacción general de este sistema es:



El término "otros productos" en este proceso, es dependiente del tipo de compuesto orgánico, los nutrientes presentes y la extensión de la actividad biológica.

La concentración de oxígeno molecular disuelto se debe mantener en por lo menos 2 lb O₂/lb de sólido destruido. Si el contenido de oxígeno es menor, algunas porciones del sólido se pueden convertir en anaerobias y afectar la destrucción biológica (Wentz, 1989).

Virtualmente, todas las aguas residuales domésticas y muchas descargas industriales, (por ejemplo que contengan menos del 0.1% de materiales peligrosos) se tratan biológicamente.

Los microorganismos, requieren de condiciones apropiadas, es decir, necesitan carbono y una fuente de energía, muchos residuos orgánicos peligrosos, satisfacen uno o ambos requerimientos. Necesitan nutrientes como el nitrógeno, fósforo y trazas de metales, los aerobios requieren una fuente de oxígeno, pudiendo usar compuestos inorgánicos oxidados como sustitutos del oxígeno.

La temperatura y el pH se deben controlar, y las sustancias tóxicas al organismo se remueven.

Existen dos sistemas básicos en el tratamiento biológico aerobio de aguas residuales, la más común es la de lodos activados que es un sistema de crecimiento suspendido y de mezcla de cultivos. El segundo es una filtración por goteo, es una película fija y un sistema de crecimiento inducido.

El objetivo de ambos es desarrollar un ambiente propicio para el desarrollo de microorganismos, los cuales convierten una gran variedad de compuestos orgánicos a nuevos materiales que pueden removerse por técnicas de separación convencionales. Algunos residuos orgánicos son recalcitrantes y puede que no se degraden en un ambiente particular, mientras que otros se degradan parcialmente y se convierten en residuos orgánicos secundarios.

El tratamiento de residuos líquidos y sólidos altamente contaminados se caracteriza por un alto contenido de compuestos orgánicos (por ejemplo, superiores de 40 000 mg/litro de carbón orgánico total), de bajo y alto pH (de 2 a 12), elevados niveles de sal (algunas veces superiores al 5%), presencia de metales pesados y por supuesto presencia de compuestos orgánicos peligrosos (Irvine y Wilderer, 1989).

Los factores que se deben tomar en cuenta en un diseño general de un sistema biológico aerobio son:

- Extensión de la biodegradabilidad
- Aplicabilidad de tecnologías convencionales
- Efectos de compuestos inorgánicos tóxicos y no tóxicos
- Efectos de compuestos orgánicos tóxicos y no tóxicos
- Variaciones de carga
- Requerimiento de nutrientes
- pH
- Suministro de oxígeno
- Temperatura

4.2.1 Extensión de biodegradabilidad

Si el ambiente del microorganismo no se puede desarrollar y mantener en un sistema dado, un compuesto que se sabe es biodegradable no se puede degradar en este sistema.

4.2.2 Aplicabilidad de la tecnología convencional

Las aguas residuales y los lixiviados que contienen materiales peligrosos se pueden tratar en sistemas que utilizan una tecnología de reactor convencional, para lo cual se requiere una adecuada mezcla, suministro de oxígeno, adición de nutrientes y el control de la temperatura y el pH. Sin embargo, estos niveles de control no se pueden aplicar a suelos contaminados especialmente in-situ. Existen muy pocos sistemas biológicos aerobios que operen a gran escala.

4.2.3 Efectos de compuestos inorgánicos tóxicos y no tóxicos

La acumulación o precipitación de metales pesados sobre la biomasa de la comunidad microbiana, puede inhibir severamente su actividad cuando ya está desarrollada. Altos contenidos de sal, del 2 al 5% o más afectan la eficiencia del tratamiento (Irvine y Wilderer, 1989).

4.2.4 Efectos de compuestos orgánicos tóxicos y no tóxicos

La remoción selectiva de una toxina orgánica en particular es difícil de alcanzar por medios químicos o fisicoquímicos, por lo cual es necesario el uso de un pretratamiento con carbón activado o con alguna resina selectiva, pero esto es ineficiente y costoso. Si la toxina orgánica es biodegradable y el organismo específico se puede enriquecer y mantener en la comunidad, entonces el sistema puede ser diseñado de modo que la toxina se mantiene en niveles bajos de toxicidad.

4.2.5 Variaciones de carga

El concepto variación de carga, se limita a los sistemas de descontaminación de suelos, es poco relevante para sistemas que tratan lixiviados y aguas residuales altamente contaminadas. La concentración de ciertos compuestos orgánicos puede fluctuar por encima del límite de toxicidad durante períodos seleccionados, lo cual provoca un deterioro en el comportamiento del sistema biológico.

4.2.6 Requerimiento de nutrientes

El Nitrógeno y Fósforo, son los nutrientes más comunes que se agregan a un sistema de tratamiento biológico. Si no están presentes en cantidades suficientes, el tratamiento se retrasa en gran medida. Sin embargo, se debe tener cuidado con el fósforo, el cual puede precipitar debido a la presencia de cationes presentes en el material peligroso.

4.2.7 pH

La mayor parte de los organismos que son capaces de tratar residuos peligrosos, se desarrollan satisfactoriamente entre los valores de pH de 6 y 8.

4.2.8 Suministro de oxígeno

Muchos residuos orgánicos peligrosos, se degradan mediante procesos aerobios, pero debido a que la penetración de oxígeno en los suelos se limita, la velocidad y la extensión de la desintoxicación biológica también se restringe (Irvine y Wilderer, 1989).

4.2.9 Temperatura.

La temperatura es un factor determinante para permitir un desarrollo adecuado de los microorganismos, es decir, psicrófilos (frío), termófilos (caliente) y mesófilos (moderados), requieren de diferentes condiciones de temperatura para alcanzar su máximo crecimiento (Wentz, 1989).

Para variaciones pequeñas de temperatura, la velocidad de remoción de compuestos orgánicos es directamente proporcional a la temperatura, hasta que alcanza un punto máximo en el cual se convierte en un efecto inversamente proporcional (Wentz, 1989).

El incremento de la temperatura, aumenta la velocidad de remoción de componentes orgánicos, esto aplica cuando son procesos de poco cambio (por ejemplo, las fluctuaciones diarias de temperatura). El impacto para cuando se tratan períodos largos de tiempo, (por ejemplo cambios de estación),

tienden a variar, debido a que una comunidad que se estabilizó a una temperatura puede ser diferente de la que requiere otra comunidad.

Algunas comunidades experimentan grandes caídas en su actividad a temperaturas entre 10 y 15 grados centígrados. La reducción de temperatura en sistemas de enfriamiento es muy importante, debido a que mientras a un reactor aislado se le está alimentando oxígeno con aire comprimido son capaces de mantener una temperatura de 5 a 8 grados centígrados sobre la temperatura de un influente residual acuoso, es necesario un sistema de intercambio de calor para mantener la temperatura sobre los niveles críticos (Irvine y Wilderer, 1989).

4.2.10 Principios biológicos

Primero, el nivel de competencia más simple requiere que el microbio tenga información genética necesaria para producir enzimas catabólicas, las cuales extraen energía de los compuestos orgánicos disponibles y los convierte en productos intermedios. La información genética para el bulto de las enzimas catabólicas y todas las enzimas anabólicas está presente en el cromosoma, y la adicional, especialmente para la producción de enzimas que catalizan el desdoblamiento para los xenobióticos se encuentra generalmente en el (plásmid). Este contiene genes que producen enzimas que protegen al organismo de toxinas. Aquellos microbios que convierten la mayor fracción del sustrato disponible a material celular, son los organismos predominantes en la mezcla de cultivos. Estos principios para los líquidos, son aplicables directamente a los sólidos.

Los requerimientos para el tratamiento biológico de lixiviados y aguas residuales que contienen materiales peligrosos, dependen del caso específico, sin embargo generalmente son:

- Homogenización y almacenaje
- Ajuste del pH
- Precipitación química
- Clarificación
- Biotratamiento
- Limpieza final (por ejemplo, con carbón activado)
- Manejo del lodo

En algunos casos, se incluye el tratamiento de los gases de agotamiento.

Todos los lodos producidos, (por ejemplo, los inorgánicos de la precipitación y los orgánicos del biotratamiento), se deben manejar como materiales peligrosos.

Solamente dos sistemas de tratamiento a gran escala se utilizan, estos son: el sistema de crecimiento suspendido y el de lodos activados. El primero, es un sistema convencional de flujo continuo, el segundo es un proceso periódico, denominado como reactor de secuencia intermitente.

En el sistema de crecimiento suspendido, agua pretratada se mezcla en un bioreactor, el cual provee las condiciones adecuadas para el crecimiento del organismo y la remoción del sustrato contaminante. Posteriormente, la suspensión, pasa a un clarificador, donde la biomasa se separa del efluente tratado. A continuación, el efluente ya clarificado se traslada a un limpiador, si es que el proceso lo requiere.

La biomasa, se deposita en la parte inferior del clarificador, de donde se regresa al bioreactor para mantener la concentración deseada en el reactor. El exceso de biomasa se envía a un lugar adecuado para el manejo de lodos.

El ciclo de vida de los microorganismos se divide en cuatro fases que se describen a continuación:

- 1) *Fase de introducción.* Los microbios se introducen y se aclimatan a su nuevo ambiente.
- 11) *Fase de crecimiento.* La velocidad de fisión se maximiza debido a las condiciones óptimas de crecimiento.
- 111) *Fase de madurez.* La velocidad de fisión se limita debido al decremento de una o más condiciones críticas.
- 1v) *Fase de declinación.* La población presenta una declinación rápida y constante debido a que el ambiente es ahora menos propicio para el crecimiento.

La habilidad de una bacteria para consumir compuestos orgánicos se mide por la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), lo cual es la cantidad de oxígeno utilizado por el microorganismo en la oxidación aerobia de compuestos orgánicos a 20 °C.

Los residuos orgánicos pueden ser tóxicos para alguno o todos los miembros de una comunidad microbial cuando están presentes por encima de concentraciones críticas. Estas concentraciones son dependientes del compuesto, su concentración, su ruta de exposición y la generalidad del consorcio microbial. Sin embargo, una substancia que es peligrosa para un grupo de organismos, puede ser una fuente de alimento para otro grupo.

Mientras una comunidad microbial resiste niveles moderados de metales pesados, se puede seguir desarrollando; ya que la acumulación de metales precipitados sobre la biomasa puede inhibir su actividad. Por lo tanto, un sistema de pretratamiento para remover metales es adecuado. La eficiencia del tratamiento, se puede ver afectada si el contenido de sal es mayor del 2% (Irvine y Wilderer, 1989).

El sistema de secuencia intermitente, es un proceso que comprende un recipiente de homogenización, para el tratamiento de lixiviados y aguas residuales altamente contaminadas, con lo que se provee un tratamiento adecuado y se completa en un tanque simple. En el sistema típico, se utilizan dos reactores, el flujo se dirige hacia un reactor y después al otro, cuando el flujo va en descenso, se regresa para completar un ciclo y cada ciclo está dividido en cinco periodos discretos. Al tiempo que un tanque se llena, el otro completa su ciclo (Weber y Matsumoto, 1985).

Debido a que los estudios de tratabilidad son imperfectos, y porque los lixiviados y aguas residuales altamente contaminadas cambian sus características con el tiempo, este proceso es una buena alternativa de tratamiento cuando el sistema de crecimiento suspendido no es aplicable.

El Instituto de Investigación Triángulo es el encargado con la autorización de la USEPA de conducir un programa y prepara un reporte para dar recomendaciones en los proyectos de investigación que se refieren al área de la biotecnología para la destrucción de residuos peligrosos (Research Triangle Institute, 1986).

4.2.11 Digestión Anaerobia

La digestión anaerobia, es un proceso de destrucción biológica secuencial, en la que los hidrocarburos se convierten en ausencia de oxígeno libre, de una molécula compleja a una más simple y finalmente a dióxido de carbono y metano.

La reacción general del sistema anaerobio sigue la siguiente reacción:

orgánicos + oxígeno combinado \longrightarrow CO₂ + CH₄ + otros productos + energía

En este caso, el término "otros productos" depende del tipo de compuesto orgánico, de los nutrientes presentes, la extensión de la actividad biológica y de la combinación de los elementos con la fuente de oxígeno.

La destrucción de las moléculas, se realiza por grupos de microorganismos capaces de sobrevivir el proceso catabólico y capturar la energía de los hidrocarburos para realizar su respiración, crecimiento y reproducción. El proceso se realiza a través de catálisis enzimática y depende en gran medida del balance de la población y una condición ambiental específica.

Las corrientes residuales, a menudo contienen hidrocarburos en altas concentraciones de demanda química de oxígeno (DQO). Dependiendo de la naturaleza del residuo, el constituyente orgánico se puede derivar de una corriente de proceso simple o de una mezcla de corrientes. La tratabilidad del residuo depende de la susceptibilidad del hidrocarburo que contenga dicha corriente a la degradación biológica anaerobia y también de la habilidad del organismo a resistir los efectos negativos de un recalcitrante biológicamente y de los elementos químicos tóxicos orgánicos e inorgánicos (Torpy, 1989).

Para el adecuado tratamiento de residuos por este método, se requiere de conocimientos de microbiología, química, digestores anaerobios, desarrollo de técnicas de control de reactores para digestores, con lo que se permite la remoción de compuestos orgánicos a altas velocidades y con estabilidad.

Este tratamiento tiene algunas desventajas importantes que se deben considerar. Algunos tipos de reactor tardan semanas antes de que la población de organismos anaerobios sea suficiente para iniciar la operación; la experiencia a gran escala no es la adecuada.

La microbiología de la digestión anaerobia consiste de microorganismos presentes a ciertos niveles tróficos, dependiendo de la complejidad del residuo orgánico. A niveles más altos, los organismos atacan a las moléculas a través de hidrólisis y fermentación, con lo que se reducen a hidrocarburos más simples. Finalmente son transformados a productos finales, en este caso dióxido de carbono y metano. En los dos últimos pasos del proceso de destrucción, se debe mantener un cuidadoso balance entre dos poblaciones microbianas distintas: los acetógenos y los metanógenos.

En la fase acetogénica, los carbohidratos simples se pueden convertir a ácidos orgánicos entre los que se incluyen el acetato, propionato, butirato, lactato, valerato, succinato y etanol así como el hidrógeno y el dióxido de carbono (Torpy, 1989).

Cuando la presión parcial del hidrógeno se mantiene a niveles muy bajos (menores de 10⁻⁴ atm) por el metanógeno, el acetógeno convierte la mayoría de los carbohidratos a acetato, CO₂ y H₂, y una mínima cantidad a algún otro ácido orgánico (Mc Carty y Smith, 1985).

En la fase metanogénica, el ácido orgánico y el CO₂ se convierten por los metanógenos a CH₄ en presencia del H₂ disponible.

Los metanógenos generalmente son la población que menos se desarrolla de las dos, por lo que se debe tener mucho cuidado con el mantenimiento de su ambiente y con el cuidado de las actividades metabólicas entre ambas poblaciones para tener una estabilidad adecuada en el reactor.

Condiciones de operación.

Las interacciones metabólicas entre los diversos grupos de organismos son importantes para realizar con éxito la mineralización de moléculas orgánicas. Se deben tomar en cuenta varios parámetros para mantener con eficiencia las condiciones de operación principalmente en lo que respecta al reactor y en la calidad del ambiente en el reactor.

La concentración del constituyente orgánico, puede ser medido como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), pero el parámetro que más se utiliza es la demanda química de oxígeno (DQO). Generalmente, mayores relaciones de DBO y DQO aseguran una mayor degradación de los materiales, pero una medición alta de DBO es dudosa para residuos peligrosos. La DQO del influente debe permanecer relativamente consistente de un día a otro, por lo que los recipientes de mezcla son esenciales para satisfacer este requisito (Torpy, 1989).

Los cambios en las velocidades de las cargas orgánicas al reactor, operando en el límite de su capacidad promueve condiciones metabólicas inestables.

La temperatura del influente es crítica para el metabolismo de los anaerobios. Por lo regular, los reactores son operados con organismos mesofílicos, en el intervalo de 30 a 40 grados centígrados, mientras que los reactores termofílicos operan en el intervalo de 50 a 75 grados centígrados (Zinder et. al., 1984). No deben ocurrir cambios de temperatura en el reactor mayores de dos grados centígrados por día.

El pH del reactor se mantiene aproximadamente en el intervalo de 6 a 8 y el pH óptimo para la mayoría de los metanógenos es cercano a 7. La alcalinidad del reactor se mantiene por lo regular con ácidos volátiles.

Los cambios en el pH se pueden corregir con la adición de soluciones buffer tales como el hidróxido de calcio. Los buffers de sodio se usan cuando las concentraciones se pueden mantener por debajo de 10 000 mg/litro con cultivos aclimatados, y menores de 6 000 mg/litro para cultivos no aclimatados, además, una relación del ácido volátil (como ácido acético) a alcalinidad total (como carbonato de calcio) menor de 0.1 es adecuada (Speece, 1983).

La naturaleza del material introducido al digestor afecta la habilidad del organismo para mineralizar el constituyente orgánico. El organismo reacciona de diferente manera para varios tipos de residuos, y probar nuevos materiales con cultivos anaerobios para evaluar la tratabilidad del residuo es una buena práctica (Shieh et. al., 1985).

El ensayo de potencial bioquímico de metano es una prueba convencional para evaluar la tratabilidad anaerobia del residuo. Se mezcla una muestra del residuo con un cultivo anaerobio en un medio definido de nutrientes esenciales (excepto fuentes de carbono) y se tiene en un ambiente anaerobio. Durante el periodo de incubación, se mide intermitentemente el volumen del gas que se produce de la muestra y la presión del recipiente se reduce. La cantidad de gas que se produce durante el periodo de prueba con respecto a la cantidad de carbón asociado con la muestra se mide como (DQO) y es una indicación de la extensión con la que el material se degrada con el consorcio anaerobio (Torpy, 1989).

Se pueden realizar un gran número de ensayos en un periodo de tiempo limitado y en poco espacio para evaluar las condiciones tales como el efecto de un pre-tratamiento y un co-tratamiento.

La digestión anaerobia se aplica al control de diversos tipos de residuos incluyendo los aromáticos, ftalatos, ésteres, ácidos orgánicos, alcoholes, materiales halogenados, y otras moléculas complejas (Torpy, 1989).

4.3 RELLENO SANITARIO

Para la instalación de un relleno sanitario de residuos peligrosos, las cuatro consideraciones principales son:

- la calidad del aire
- la calidad del agua subterránea
- la calidad del agua superficial y
- la migración de gases y lixiviados de la subsuperficie

La calidad del aire, se debe considerar para prevenir efectos adversos al mismo causados por la volatilización, generación de gases, migración y dispersión de residuos peligrosos que se disponen en un relleno sanitario. Generalmente, esto se puede controlar por medio de técnicas de construcción apropiadas (Wentz, 1989).

El problema hidrogeológico, se puede dividir en cuatro áreas principales: geología, suelo, hidrología y clima. La geología de las rocas, determina la base del sistema que sostiene la integridad estructural del sitio de disposición. El suelo, se define como la capa de desgaste o alteración debida a los agentes químicos entre la atmósfera y las rocas sin desgaste. La característica del transporte de suelos es la capacidad, lo que influye en el tiempo de viaje de un contaminante.

Tanto el agua superficial como la subterránea pueden potencialmente, llegar a contaminarse. La proximidad de un sitio de disposición a los suministros de agua y el tipo de materiales naturales que se encuentran entre ambos influyen en la migración de contaminantes (Wentz, 1989).

Estos cambios en la topografía y la conductividad hidráulica de una formación geológica influyen en el flujo superficial y subterráneo.

El clima, se considera una fuerza directriz en la migración de contaminantes, pero se puede excluir cuando se consideran sitios potenciales en la misma región, donde el clima se sabe que no variará significativamente.

La integridad estructural de las rocas es importante en términos de zonas de riesgo sísmico, inclinaciones y segmentaciones. Las zonas de riesgo sísmico, son áreas donde pueden ocurrir o han ocurrido temblores y esto indica la presencia de fallas y fracturas geológicas. Estas fallas y fracturas son extremadamente importantes, debido a que representan un camino natural para el flujo de contaminantes, aun en rocas de poca permeabilidad y porosidad. También, una actividad sísmica futura puede dañar las celdas de confinamiento y los tanques de almacenamiento del sistema durante o después de la construcción a menos que el diseño tome en cuenta la resistencia a grandes movimientos (Wentz, 1989).

La humedad de las rocas mide la pendiente de su lecho. La inclinación de éstos, puede influenciar el gradiente hidráulico.

La segmentación es una deformación por corte, pero anteriormente por aplanación de las superficies de lecho plano, causando una cuartadura de la roca. Una segmentación indica la existencia previa de una fuerza suficiente para deformar los lechos planos y esto puede representar una ruta más fácil para flujos contaminados.

La capacidad de transporte, se refiere a la habilidad del suelo para permitir el movimiento de aguas que acarrear contaminantes. Así pues, una mayor capacidad de transporte del suelo provoca una migración mayor de contaminantes, lo que es indeseable. Un suelo con poca permeabilidad y porosidad puede extender el periodo de flujo y actuar como una defensa natural retardando el movimiento de contaminantes. Los lechos de arena de buena calidad y grava son de alta permeabilidad, mientras que las arcillas y sedimentos tienen bajas permeabilidades y por tanto, inhiben el movimiento de residuos.

La capacidad de sorción, depende de los minerales predominantes, el pH y el suelo. La sorción incluye la absorción y adsorción de contaminantes. Es importante ya que limita el movimiento de metales. La capacidad de sorción es una medida de la habilidad del suelo para tratar cationes en el suelo para aquellos en el residuo. Esta capacidad de intercambio se llama capacidad de intercambio de cationes (CIC). A mayor intercambio, el metal se retiene más. La capacidad del suelo para retardar la migración de contaminantes también depende de la presencia de numerosos óxidos acuosos, particularmente óxidos de hierro y otros compuestos como fosfatos y carbonatos. Estos compuestos precipitan metales pesados fuera de solución, haciendo que ya no se muevan más (Wentz, 1989).

El pH del suelo influye en el mecanismo de remoción para metales cationes. Cuando el pH es menor de cinco este mecanismo es intercambio o adsorción; cuando el pH es mayor de seis se precipita.

Las consideraciones hidrológicas en la localización de un relleno sanitario para residuos peligrosos, abarca una tabla de agua subterránea, el gradiente hidráulico, la proximidad de pozos y la proximidad a aguas superficiales.

Cuando la distancia de una superficie a la mesa de agua subterránea es corta, el tiempo de viaje del contaminante también es corto, lo que permite una pequeña atenuación antes de que los contaminantes se dispersen lateralmente en la zona saturada. Es adecuado tener una distancia promedio para la mesa de agua subterránea suficientemente grande para que los contaminantes se puedan atenuar significativamente y que la zona saturada se pueda monitorear lo suficiente. Esto permite tomar acciones pertinentes si es necesario (Wentz, 1989).

La distancia de un sitio de disposición a los pozos de suministro de agua, deben ser lo más alejados posible para protegerlos de la contaminación potencial en el caso de los lixiviados de rellenos sanitarios. También, se debe tomar en cuenta la proximidad a las aguas superficiales por las posibilidades de inundación. Estas inundaciones, pueden humedecer la estructura del lugar, y provocar fallas y fuga de residuos.

Construcción de un relleno sanitario.

Un relleno sanitario seguro significa en esencia, que ningún lixiviado u otro contaminante puede escapar y causar efectos adversos en el agua superficial o subterránea. No se acepta lixiviado del sitio durante o después de la operación. Ningún desplazamiento interno o externo se puede producir por hundimiento, deslizamiento e inundación. No se permite la migración de residuos (Freeman, 1989).

Es prácticamente imposible crear un basurero imprevisto para residuos peligrosos y garantizar su integridad por siempre. Por lo que el diseño y operación de un relleno sanitario se regulan para minimizar la migración de residuos del sitio de disposición.

Las reglas actuales de la USEPA para rellenos sanitarios que tratan residuos peligrosos requieren por lo menos:

- 1.- Dos o más líneas
- 2.- Un sistema de recolección de lixiviados por encima y entre las líneas.
- 3.- Control de inundaciones para coleccionar y controlar al menos el volumen de agua que resulta de una tormenta de 24 horas.
- 4.- Pozos de monitoreo.
- 5.- Una cubierta.

En general, el requerimiento de líneas se puede entender para dos líneas sintéticas principales o una membrana sintética superior sostenida por una línea de arcilla.

La línea inferior se considera importante para la protección de la salud humana y el ambiente si se construye con dimensiones de por lo menos 0.9 m de espesor de capa de arcilla compactada u otro material natural con una permeabilidad no mayor de 1×10^{-12} cm/s.

Para la línea superior, se recomienda una línea sintética con una permeabilidad no mayor de 10^{-12} cm/s (Freeman, 1989).

Para salvaguardar el agua superficial y subterránea, la atmósfera y los alrededores de la tierra, los residuos peligrosos se colocan en celdas. Las celdas, son áreas de almacenamiento con líneas que las sellan de celdas vecinas y de sus alrededores. No se pueden colocar líquidos libres en un relleno sanitario. Los residuos incompatibles, se deben colocar en diferentes celdas para evitar el contacto de unos con otros (Wentz, 1989).

Cuando la celda se llena, se procede a sellarla rápidamente y a cubrirla para reducir la erosión que produce el agua y el viento y también la producción de lixiviados.

El operador del sitio de disposición, debe mantener un registro cuidadoso de la localización y dimensiones de cada celda y debe localizar cada celda en un mapa de identificación para saber la localización horizontal y vertical permanentemente. Los registros, deben mostrar el contenido de cada celda y la localización aproximada de cada tipo de residuo peligroso en la celda.

El propósito del monitoreo del agua subterránea es asegurar que el programa para el manejo de asentamientos e inundaciones y lixiviados funcionan apropiadamente para verificar que el agua subterránea permanezca sin contaminación. El operador o dueño tiene que colocar un número suficiente de pozos de monitoreo alrededor de los límites del sitio de disposición para que sean capaces de describir los gradientes de calidad del agua. Las regulaciones toman en consideración cuatro detalles como son: la profundidad del pozo de monitoreo, la selección, el sellado, el muestreo y ubicación, con especial énfasis en la localización de los pozos de bajo gradiente (Freeman, 1989).

La calidad general del agua subterránea, especialmente la del acuífero superior para uso como fuente de agua potable, debe cumplir con los estándares primarios de la USEPA. Las pruebas se deben realizar trimestralmente durante el primer año y anuales posteriormente. Esto cubre 21 contaminantes como son: el arsénico, cadmio, cromo, plomo, endrín, radio, 2,4-D, toxafeno, escherichia coli, fenol, así como para compuestos inorgánicos como el cloro, hierro, manganeso, sodio y sulfatos (David, 1988).

El proceso de contaminación

El relleno sanitario no es la única fuente de contaminación de aguas residuales, existen otras fuentes como son los tanques asépticos, actividades de minería y agricultura, tiraderos clandestinos y lixiviados de tanques de almacenamiento.

En todos los casos, el tratamiento de las aguas subterráneas contaminadas, depende de las condiciones específicas geológicas e hidrológicas del sitio.

Los componentes químicos que se lixivian, pasan a través de diferentes zonas hidráulicas y migran a través del suelo al sistema de agua subterránea. Los espacios en la zona no saturada en la parte superior de la capa del suelo se ocupan con aire y agua o por ambos, el flujo en esta zona para contaminantes líquidos cae por gravedad. La región superior de la zona no saturada es importante debido a la atenuación de contaminantes. Algunos químicos, se retienen por adsorción en materiales orgánicos y partículas de suelo químicamente activas. Estos, se pueden descomponer por oxidación y actividad microbial o simplemente permanecer sorbidas en las partículas (Wentz, 1989).

CAPITULO 5 PROCESOS FISICOQUIMICOS QUE SE UTILIZAN PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS PELIGROSOS

INTRODUCCION

La minimización de los residuos es necesaria y deseable, ya que la mayoría de las operaciones industriales obtienen productos residuales que necesitan de tratamiento para reducir su peligrosidad al ambiente.

En este capítulo se explican los procesos de tratamiento de residuos peligrosos que emplean métodos fisicoquímicos.

Procesos fisicoquímicos

Este tipo de proceso involucra el uso de reacciones químicas para transformar las corrientes residuales peligrosas en sustancias menos peligrosas, así como tratamientos físicos para facilitar su separación; puede fomentar la recuperación de los recursos de las sustancias peligrosas, por lo que puede emplearse para obtener subproductos útiles y efluentes residuales ambientalmente aceptables (Wentz, 1989).

Estos procesos son mejores para el tratamiento de residuos que el método tradicional de disposición en un relleno sanitario, debido a que los costos del relleno sanitario se incrementan y su reglamentación es cada vez más estricta. Dentro de las ventajas del tratamiento químico como método de disposición se encuentra su relativo bajo costo, comparado a la incineración. Cuando se trata un material, éste pierde su identidad y disminuye la exposición del generador. En algunas ocasiones, el tratamiento produce subproductos útiles y en muchas otras implica la creación de otro residuo menos peligroso (Phifer y Mc Tighe, 1988).

5.1 PRECIPITACION QUIMICA.

La precipitación química es un proceso por el cual una sustancia soluble se convierte en insoluble ya sea por una reacción química o por cambios en la composición del solvente para disminuir la solubilidad de la sustancia en él. Los sólidos precipitados pueden separarse por sedimentación y/o filtración. Se usa comúnmente la precipitación para reducir la dureza del agua por remoción de calcio y magnesio. En el tratamiento de los residuos peligrosos el proceso tiene una amplia aplicación para la remoción de metales tóxicos de residuos acuosos. (Chung, 1989).

5.1.1 Aplicación a los residuos peligrosos. (Chung, 1989)

La precipitación es aplicable al tratamiento de los residuos peligrosos acuosos que contengan constituyentes tóxicos que puedan convertirse en insolubles.

Esto comprende residuos que contienen los metales arsénico, bario, cadmio, cromo, cobre, plomo, mercurio, níquel, selenio, plata, talio y zinc.

Otros residuos acuosos que comúnmente contienen metales y pueden removerse por precipitación, son los residuos corrosivos y el licor del baño químico de metales gastado en las operaciones de acabado del acero en la industria del hierro y el acero.

Las fuentes principales de residuos que contienen metales son las industrias de galvanizado y pulimento de metales, acero y metales no ferrosos, pigmentos inorgánicos de minería y las industrias electrónicas, así como también se generan de la limpieza de los sitios con residuos peligrosos, e.g., como el lixiviado o el agua subterránea contaminada.

5.1.2 Descripción del proceso. (Chung, 1989)

En el proceso de precipitación química se adiciona un precipitante químico al metal contenido en el residuo acuoso, esto se lleva a cabo en un tanque de reacción con agitación. Los metales disueltos se convierten en insolubles por una reacción química entre los compuestos metálicos solubles y el precipitante. Los sólidos suspendidos resultantes se separan por sedimentación en un clarificador. Para mejorar la remoción de los sólidos suspendidos, se puede realizar una floculación, con o sin un coagulante químico.

La elección del reactivo es la primera consideración en la precipitación de metales pesados; la segunda consideración es la solubilidad, ya que la precipitación depende del producto de solubilidad del compuesto indeseable (el metal que va a separarse). Debido a que la solubilidad se afecta por la temperatura, también es un factor importante en este tipo de reacciones.

Es importante para los objetivos de esta tecnología de tratamiento considerar las siguientes Reglas de solubilidad que indican la solubilidad en agua de los compuestos inorgánicos comunes (Ayres, 1970).

1. Las sales de sodio, potasio y amonio son solubles. Los nitratos, nitritos, cloratos y acetatos son solubles; el nitrato de plata es relativamente poco soluble.
2. Los óxidos e hidróxidos metálicos son insolubles, excepto los de metales alcalinos (sodio, potasio y también amonio) y el de bario; los óxidos e hidróxidos de estroncio y calcio son relativamente poco solubles.
3. Los sulfuros son insolubles, excepto los alcalinos, alcalinotérreos (calcio, estroncio, bario) y magnésico.
4. Los cloruros, bromuros y yoduros son solubles, excepto los de plata, mercurio (I) y plomo; el yoduro de mercurio (II) es también insoluble.

5. Los fluoruros son insolubles, excepto los alcalinos y los de plata, bismuto, hierro (III) y estaño (IV).
6. Los sulfatos son solubles excepto los de plomo, bario y estroncio; los sulfatos de calcio y plata son relativamente poco solubles.
7. Los cromatos son insolubles excepto los alcalinos y los de calcio, magnesio y cinc.
8. Los carbonatos, sulfitos, fosfatos, arseniatos, arsenitos, boratos y oxalatos son insolubles, excepto los de metales alcalinos. (Las sales insolubles de estos aniones son solubles en ácidos).

El estado de valencia también influye en el proceso. Por ejemplo, el hierro ferroso es considerablemente más soluble que el hierro férrico, por lo que se realiza un tratamiento con un agente oxidante para convertir el hierro ferroso a férrico. Otro ejemplo, es el cromo hexavalente Cr^{6+} , que es mucho más soluble que la menos peligrosa forma trivalente. Los cromatos deben reducirse antes de separar el cromo trivalente por el proceso de precipitación. Se debe considerar la posibilidad de que se formen complejos cuando se tratan aguas residuales que contengan amoníaco, fluoruro, cianuro o metales pesados. Como por e.j., el hierro puede complejarse como ión ferrocianuro que es bastante soluble y permanecerá en solución a menos que el complejo pueda romperse por tratamiento químico (Wentz, 1989).

Existen diferentes precipitantes químicos para la remoción de metales pesados de los residuos acuosos. La precipitación de hidróxidos utilizando cal como precipitante es el método más empleado, la mayoría de los metales también pueden precipitarse como sulfuros y algunos de ellos como carbonatos. Un agente reductor como el borohidruro de sodio puede reducir y precipitar metales en su estado elemental.

A continuación se presentan una descripción de estos procesos de precipitación:

5.1.2.1 Precipitación de hidróxidos.

Hay dos razones por las cuales la separación de elementos como hidróxidos es tan extensamente aplicable (Ayres, 1970).

1. Hay diferencias grandes entre las solubilidades de los hidróxidos metálicos.
2. La utilización de reguladores de pH permite ajustar el pH a un valor predeterminedo y constante con objeto de efectuar la separación.

La precipitación de hidróxidos utiliza como precipitante el hidróxido de calcio (cal) o hidróxido de sodio (sosa cáustica) para remover los metales como hidróxidos metálicos insolubles. La reacción se ilustra por la siguiente ecuación, para la precipitación de metales divalentes usando cal:



Los niveles de concentración del efluente asequibles por la precipitación de hidróxidos dependen de los metales presentes, el precipitante empleado; las condiciones de reacción, especialmente el pH y la presencia de otros materiales que pueden inhibir la precipitación (Chung, 1989).

En el efluente se alcanzan concentraciones de metales presentes menores de 1.0 mg/litro y en ocasiones menores de 0.1 mg/litro, aproximándose a las solubilidades teóricas.

Los hidróxidos metálicos son anfotéricos; por ejemplo, su solubilidad se va incrementando en bajos y altos pH's y el punto de mínima solubilidad (pH óptimo para la precipitación) se presenta a diferentes valores de pH para todos los metales. A un pH donde la solubilidad de un hidróxido metálico puede ser mínima, en otro puede ser relativamente alta. En la mayoría de los casos, un pH entre 9 y 11, seleccionado en base a pruebas o experiencias de operación con el residuo, produce una calidad del efluente aceptable.

Para residuos que contengan varios metales, pueden requerirse más de un estado de precipitación con diferentes puntos de control de pH para remover todos los metales de interés a los niveles deseados. De otra manera se requerirá de un precipitado alternativo (Chung, 1989).

Una aplicación de este método de precipitación de hidróxidos se ejemplifica en el cromo, aunque este requiere de un pretratamiento para reducir el cromo hexavalente a su forma trivalente y poder así incrementar el pH hasta aproximadamente 8 para precipitar el hidróxido crómico.

5.1.2.2 Precipitación de sulfuros.

La separación de los cationes por precipitación como sulfuros se fundamenta en los mismos principios que la separación como hidróxidos (Resta et. al., 1984).

1. Existen enormes diferencias entre las solubilidades de los sulfuros.
2. El equilibrio del sulfuro de hidrógeno,

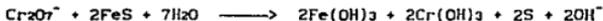


está marcadamente influenciado por la concentración de ion hidrógeno en la disolución. Ajustando el pH de la disolución, se puede, por tanto, controlar la precipitación de los sulfuros (Ayres, 1970).

La precipitación de sulfuros tiene ventajas potenciales como una alternativa de la precipitación de hidróxidos. Las solubilidades de los sulfuros metálicos son menores que las correspondientes a los hidróxidos metálicos; los sulfuros metálicos no son anfotéricos y el cromo hexavalente puede precipitarse en el proceso sin una etapa adicional de reducción. El proceso involucra la combinación de iones de metales pesados con un radical sulfuro, como se ilustra en la siguiente reacción de un metal divalente con sulfuro ferroso:



La remoción del cromo hexavalente se realiza por medio de la reducción y la precipitación del cromo como hidróxido crómico en un paso simple:



Se utilizan varias fuente de sulfuros, como el sulfuro de sodio (Na_2S) o el hidrosulfuro de sodio (NaHS); que son solubles y el sulfuro ferroso (FeS) que es levemente soluble.

Una desventaja de la precipitación de sulfuros es la generación de ácido sulfhídrico gaseoso tóxico, para evitar su evolución se debe cuidar mantener un pH superior a 8. Aún si el pH es alcalino, el ácido sulfhídrico puede emitirse por medio de una hidrólisis rápida donde la sal de sulfuro soluble se adiciona al agua.

Una segunda desventaja de la precipitación de sulfuros es la liberación del exceso de sulfuros en el efluente, el cual requerirá un post-tratamiento. Es necesario un exceso de sulfuro para que se complete la reacción.

Para minimizar la evolución de ácido sulfhídrico y el exceso de sulfuro libre se debe adicionar una sal de sulfuro soluble en un sistema cerrado con ventilación adecuada y una dosificación de sulfuro cuidadosamente controlada. Un exceso de 0.5 mg/litro de sulfuro libre puede mantenerse adecuadamente por este método (Chung, 1989).

5.1.2.3 Precipitación de carbonatos.

Para algunos metales, por ejemplo, cadmio y plomo; la precipitación de carbonatos puede producir concentraciones de metal en el efluente comparables con aquellas realizadas por precipitación de hidróxidos con los beneficios de un pH y una densidad de operación bajos y un lodo más filtrable. Se requiere un pH de 10 o mayor para la precipitación efectiva del hidróxido de cadmio y de hidróxido de plomo, pero pueden precipitarse como carbonatos a un pH de 7.5 a 8.5.

La precipitación de metales por carbonato de sodio (ceniza de soda o sosa comercial) se lleva a cabo como se muestra en el siguiente ejemplo, donde M representa el metal divalente: (Chung, 1989).



El proceso no es efectivo para todos los metales. Pruebas realizadas por Patterson et al. en 1977 no indican mejoría en la calidad del efluente, pH de operación o características de lodo sobre la precipitación de hidróxidos para zinc y níquel.

5.1.2.4 Precipitación por Borohidruro de sodio.

El borohidruro de sodio es un agente reductor que puede emplearse para precipitar metales de la solución como metal elemental insoluble. La reacción dependiente del pH para un metal divalente se ilustra con las ecuaciones simplificadas:



El proceso usualmente se lleva a cabo en un intervalo de pH de 8 a 11 para asegurar la eficiencia del borohidruro; ya que a un pH inferior a 8, el consumo de borohidruro se incrementa como resultado de la hidrólisis del borohidruro, mientras que a un pH superior a 11 la velocidad de reacción decrece. El pH óptimo se determina por medio de pruebas para balancear el uso del borohidruro contra el tiempo de reacción y la calidad del efluente.

El borohidruro de sodio tiene ventajas en la recuperación de metales de las soluciones residuales y es efectivo para la remoción de plomo, mercurio, níquel, cromo, cadmio y metales preciosos como el oro, plata y platino. Se encuentra disponible como un polvo activo o como solución estabilizada de borohidruro de sodio en soda cáustica (hidróxido de sodio). Generalmente se utiliza la solución cáustica, ya que se maneja fácilmente con dispositivos de calibración química normalizados y equipo de almacenamiento (Chung, 1989).

5.1.2.5 Cementación.

La cementación es el desplazamiento y precipitación de un metal en solución por un elevador de metales (metal higher) en las series electroquímicas. Estrictamente hablando, es más bien un proceso electroquímico que una precipitación química pura; pero se incluye como una alternativa viable a otros procesos de precipitación. El proceso puede utilizarse para remover y recuperar iones metálicos reducibles de corrientes residuales acuosas. Algunos ejemplos son la precipitación de la plata de las soluciones de procesos fotográficos, la precipitación del cobre de las soluciones de agua fuerte de circuitos impresos o efluentes de las fábricas del bronce y la reducción del cromo hexavalente en corrientes residuales para una subsecuente precipitación por cal. El uso de la cementación ofrece ventajas económicas importantes en comparación con otros métodos en situaciones en que el metal precioso como el oro, plata o cobre puede recuperarse empleando materiales reductores de desecho (Walters y Vitagliano, 1984).

5.1.2.6 Otros procesos de precipitación.

Existen otros procesos de precipitación que pueden considerarse para tratar residuos que contienen compuestos metálicos específicos, especialmente donde los residuos contienen un metal particular y se desea su recuperación. Entre éstos se encuentran los siguientes: Los cationes trivalentes como el hierro, aluminio y cromo pueden removerse selectivamente de una solución que contenga cationes monovalentes y divalentes por precipitación de fosfatos; el bario puede precipitarse como sulfato de bario que es estable e insoluble además de ser no-peligroso. El selenio puede recuperarse de soluciones residuales por reacción con dióxido de sulfuro para precipitar el selenio elemental, los selenuros pueden removerse por precipitación como sales de seleniuro de hierro insolubles, y la plata puede precipitarse de la solución como cloruro de plata insoluble.

5.1.3 Consideraciones de diseño (Chung, 1989).

Las consideraciones de diseño y las alternativas para el uso de la precipitación para el tratamiento de residuos peligrosos se asocian con los propios procesos de precipitación y con la naturaleza de los residuos peligrosos que contienen metales.

5.1.3.1 Segregación del residuo y pretratamiento.

En el diseño de un sistema de precipitación para residuos que se originan de una variedad de fuentes, se debe llevar a cabo un tratamiento de costo-efectividad si se segregan ciertos residuos. Muchos residuos que contienen metales que son tratables por precipitación también contienen cianuro que debe removerse no solo por los requerimientos de disposición, sino también por que éste actúa como un agente complejante que inhibe la precipitación. Los residuos que contienen cromo hexavalente no pueden tratarse directamente por una precipitación de hidróxidos, ya que primero debe reducirse a su forma trivalente.

El cianuro puede pre-tratarse por cloración alcalina y el cromo hexavalente puede reducirse a cromo trivalente por un agente reductor como el dióxido de azufre a un valor de pH bajo.

5.1.3.2 Pruebas de jarras.

La naturaleza tan variable de los residuos peligrosos y el efecto substancial que pueden tener sus constituyentes en el proceso de precipitación hacen necesaria una prueba para la selección de los parámetros de diseño del proceso.

Estas "pruebas de jarras" realizadas a escala de banco en muestras de residuo pueden llevarse a cabo de una manera simple y rápida para poder determinar las dosis de los agentes precipitantes, pH óptimo, la facilidad de sedimentación de los precipitados, los requerimientos de agentes auxiliares de sedimentación, y las concentraciones de metales logradas en la sedimentación; estas pruebas, también pueden utilizarse para comparar los procesos alternativos de precipitación (Wentz, 1989).

5.1.3.3 Cal vs. Sosa cáustica.

Se puede utilizar cal o sosa cáustica como fuente de iones hidróxidos para la precipitación de hidróxidos metálicos. Las diferencias que deben considerarse para realizar un criterio de selección son las siguientes:

La sosa cáustica es más costosa que la cal. Sin embargo, es más fácil su manejo y alimentación. La cal debe triturarse, estar en suspensión y almacenarse en un tanque agitado. Para evitar la obturación se realiza una alimentación intermitente en un circuito cerrado, bombeando del tanque de suspensión al punto de aplicación y regresándose al tanque. Algunas veces se usan mangueras de hule como líneas de alimentación, así los aglomerados pueden limpiarse fácilmente. Debido a estos requerimientos, el costo de los sistemas de alimentación para la suspensión de cal pueden ser substancialmente mayores que para la sosa.

Compensando el alto costo en el sistema de alimentación para la cal, el tamaño y costo de la separación de sólidos por corriente y el equipo de deshidratado puede ser mayor para la sosa cáustica que para la precipitación por cal, debido a que el precipitado formado por la precipitación cáustica generalmente no sedimenta y se deshidrata tan bien como los formados por precipitación por cal. Consecuentemente se requiere de grandes clarificadores y equipo de deshidratado para lograr una buena

calidad del efluente. Por estas razones, la elección de cal o sosa para la precipitación de hidróxidos no debe hacerse únicamente sobre la base de costos de sistemas químicos y de alimentación para sistemas grandes. Se deben realizar pruebas para determinar las diferencias en la facilidad de sedimentación y deshidratación en los lodos y el efecto en los costos totales del sistema (Chung, 1989).

Las ventajas y desventajas de la precipitación por cal o por sosa cáustica se resumen en la siguiente tabla.

Tabla 5.1.3.1 Ventajas y desventajas de la precipitación por cal y por sosa (Chung, 1989).

| PRECIPITANTES | | |
|---------------|--|---|
| | CAL | SOSA |
| VENTAJAS | Costo químico bajo Precipitado más sedimentable y filtrable | Más reactivo Fácilmente manejable |
| DESVENTAJAS | Su manejo es más difícil que la sosa Costo de equipo de alimentación más alto Costo de mantenimiento mayor Si están presentes altos contenidos de sulfatos, se producen más lodos | Costo químico alto Se produce un precipitado menos sedimentable y filtrable Costos de clarificación y deshidratación mayores Más sólidos disueltos en el efluente. |

5.1.3.4 Calor de reacción.

Los residuos peligrosos que contienen metales y pueden tratarse por precipitación son soluciones ácidas relativamente concentradas. El tratamiento de estos residuos por precipitación, usualmente requieren de neutralización a un pH superior de 8. El calor de la neutralización exotérmica y de la reacción de precipitación puede producir un aumento substancial en la temperatura en el tanque de reacción y puede causar salpicaduras localizadas y emisiones de materiales volátiles en el punto de adición del reactante. Para asegurar una buena operación y protección del equipo de proceso es importante considerar este factor. El calor de reacción puede ocuparse en una o más de las siguientes maneras:

1. Dilución de los residuos concentrados, probablemente por agotamiento dentro de los residuos que contienen metales diluidos
2. Control de la velocidad de neutralización, por ejemplo: velocidad de alimentación del reactivo, evitar un aumento excesivo en la temperatura del tanque de reacción. La temperatura de operación máxima para tanques de materiales plásticos es cercana a 65 °C (150 °F)

3. Adición de la suspensión de cal (y dilución con agua si es necesario) al tanque de reacción antes de suministrar el residuo ácido. Esto reviste al tanque y lo protege de ácidos fuertes permitiendo la disipación del calor de reacción por toda la masa de la suspensión y del agua de dilución en el tanque
4. Refrigeración del tanque de reacción externa o por aeración
5. Ventilación adecuada de las emisiones
6. Uso de un depósito superficial con gran área superficial para neutralización.

5.1.3.5 Precipitación de complejos metálicos.

Existen muchos complejos químicos que actúan como agentes complejantes, inhibiendo u obstaculizando el uso de los métodos de precipitación convencional para el tratamiento de residuos. Entre los agentes complejantes más comunes que existen para los residuos que contienen trazas de metales son el amoníaco, cianuro y el ácido etilén diamín tetraacético (EDTA).

El pre-tratamiento por amoníaco por remoción de aire o de vapor y de cianuro por cloración alcalina pueden emplearse para remover y destruir estos materiales antes de la precipitación de hidróxidos; el EDTA puede precipitarse como ácido libre a un pH bajo.

Para romper los complejos metálicos se disminuye el pH de la corriente residual seguido de la adición de un agente reductor para llevar a los metales a su estado de oxidación más bajo que permite la precipitación de los metales. Entonces se adiciona la cal para precipitar los metales fuera de la solución. Se cree que el incremento drástico del pH provoca una variación en el equilibrio de disociación del complejo para producir iones metálicos no complejados que puedan precipitarse (USEPA, 1983).

5.1.4 Coagulación y Floculación (Wentz, 1989).

Los procesos de precipitación de los metales pesados pueden tener una gran mejoría por medio de la adición de varios compuestos químicos solubles en agua y polímeros que promuevan la coagulación y floculación; que se utilizan para separar sólidos suspendidos de líquidos, cuando sus velocidades de sedimentación normales son tan bajas para proporcionar una clarificación efectiva. Estos son dos mecanismos diferentes pero muy relacionados en la clarificación y deshidratación.

La coagulación es la adición con un mezclado rápido de un coagulante para neutralizar cargas y colapsar las partículas coloidales para que puedan aglomerarse y sedimentarse. Las especies coloidales en las aguas residuales incluyen: arcilla, sílice (dióxido de silicio), metales pesados y compuestos orgánicos. Los coloides requieren de la coagulación para obtener un tamaño y velocidad de sedimentación apropiados cuando se tiene un tiempo de sedimentación insuficiente en una planta de tratamiento para separar los sólidos suspendidos. Los coloides hidrofílicos pueden reaccionar con el coagulante empleado en el proceso de tratamiento y en consecuencia requieren de más coagulantes que los coloides hidrofóbicos, que no reaccionan químicamente con el coagulante.

La determinación de la naturaleza y la carga de la partícula es necesaria para definir que tan cerca las partículas pueden aproximarse unas de otras en un sistema coloidal. El "potencial zeta" es una medida de esta fuerza. Para coloides en agua con un pH entre 5 y 8, el potencial zeta se encuentra generalmente de -14 a -30 mV. Este potencial debe reducirse para que las partículas puedan unirse. A medida de que el potencial zeta disminuye, las partículas se aproximan más cercanamente, incrementando la probabilidad de colisión. En un sistema de clarificación convencional a un pH entre 6 y 8, los coagulantes proporcionan las cargas positivas para reducir el potencial zeta negativo. La coagulación generalmente se presenta a un potencial zeta ligeramente negativo, así que no requiere una neutralización de carga completa. El potencial zeta se determina de la observación del movimiento de una partícula bajo el microscopio. Sin embargo, para seleccionar el mejor coagulante, el estimado del potencial zeta debe respaldarse en resultados de pruebas de agitación ya que estas pruebas indican mejor la situación real.

Algunos coagulantes comúnmente empleados en el tratamiento de corrientes residuales acuosas son el alumbre $[Al_2(SO_4)_3]$, cloruro férrico $(FeCl_3)$ y el sulfato férrico $[Fe_2(SO_4)_3]$. Se requiere de mezclado para ayudar a la adición de un coagulante para destruir la estabilidad en el sistema coloidal. Las partículas que se aglomeran deben tener colisiones y el mezclador las promueve. La frecuencia y el número de colisiones de las partículas es importante en la coagulación. En el agua con poca turbidez, puede requerirse de la adición de sólidos como la arcilla o el reciclado de sólidos sedimentados para incrementar el número de colisiones entre partículas.

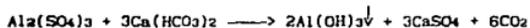
El uso de polímeros orgánicos es a menudo más efectivo que el uso de alúmina o sales de hierro para provocar la coagulación. Estos coagulantes también suscitan la *floculación*, que es la aglomeración de las partículas coloidales que se han sometido a tratamientos de coagulación. La formación de flóculos se estimula por un mezclado suave de partículas coloidales coaguladas bajo condiciones controladas de pH para producir partículas de gran tamaño, de tal modo que se mejora la eficiencia de los pasos de deshidratado subsecuentes.

La floculación requiere de una agitación suave para permitir la formación de puentes del floculante químico entre las partículas coloidales aglomeradas para formar grandes flóculos sedimentables; altas velocidades, los romperían en partes, por lo que son indeseables ya que rara vez se regeneran a su tamaño y resistencia óptima. La floculación no solo aumenta el tamaño del flóculo, sino que también permite velocidades de deshidratación de lodos y suspensiones debido a la estructura menos gelatinosa de los flóculos.

El alumbre y las sales de hierro funcionan como coagulantes y floculantes por formación de especies cargadas positivamente a un pH entre 6 y 7. Esta reacción de hidrólisis produce hidróxido de aluminio o férrico, gelatinoso e insoluble. Sin embargo, los lodos producidos son difíciles de deshidratar ya que son muy sensibles al pH. Si el pH no está en un valor adecuado, estos coagulantes raramente inducirán una clarificación adecuada. Se emplea con más frecuencia el sulfato de aluminio ya que es más económico.

Aún cuando, el silice (dióxido de silicio) mejora el funcionamiento del alumbre y de las sales de hierro como coagulantes y floculantes, el desarrollo de polímeros orgánicos llamados polielectrolitos resultaron una contribución aún más importante. Los polielectrolitos son polímeros de largas moléculas orgánicas solubles en agua; son compuestos orgánicos, cuya naturaleza iónica juega el papel más importante en su funcionamiento. Estas moléculas reaccionan con material coloidal en agua por neutralización de la carga y por formación de flóculos (Fritz y Schenk, 1979).

Los factores principales que afectan la coagulación y floculación de aguas residuales son los sólidos suspendidos, pH, dosificación y la naturaleza del coagulante. El agua residual debe ser alcalina por sulfato de aluminio para producir hidróxido de aluminio.



Si el agua residual no tiene la suficiente alcalinidad para reaccionar con el alumbre, éste debe adicionarse en forma de hidróxido de calcio (cal) o carbonato de sodio.



El tratamiento con sulfato ferroso también requiere una alcalinidad en el agua residual. La cal se adiciona usualmente para incrementar el pH arriba de 9.5 donde los iones ferrosos se precipitan como hidróxido férrico:



5.2 NEUTRALIZACIÓN

Muchas operaciones de manufactura y proceso producen efluentes que son ácidos o alcalinos en su naturaleza. La *Neutralización* de una corriente residual excesivamente ácida o básica es necesaria en una variedad de situaciones, (Kiang y Metry, 1982) por ejemplo:

- 1) Para prevenir la corrosión de metales y/o daño a otros materiales de construcción.
- 2) Para proteger la vida acuática y el bienestar de los seres vivos.
- 3) Como un tratamiento preliminar.
- 4) Para proporcionar un pH neutral a aguas de reciclado, proceso o de alimentación a calderas.

El tratamiento de ajuste de pH puede también emplearse para romper emulsiones, para insolubilizar ciertas especies químicas o para controlar la rapidez de reacciones químicas, e.g., cloración.

Este es el tipo de tratamiento químico más común, ya que la corrosividad es una característica de muchos residuos y frecuentemente es función del pH, ajustando la acidez o alcalinidad de un material a un intervalo neutral puede eliminar frecuentemente el peligro específico asociado con el residuo. Este tratamiento no produce una destrucción efectiva del residuo, pero disminuye su peligrosidad y lo hace más apropiado para un tratamiento adicional y una consiguiente disposición segura en el ambiente (Phifer y Mc Tighe, 1988).

La neutralización, es simplemente la interacción de un ácido con una base. En soluciones acuosas, la acidez y alcalinidad se definen con respecto al pH, donde el $\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$ y a una temperatura ambiente $\text{pH} = 14 + \log [\text{OH}^-]$. En un sentido estricto, la neutralización es el ajuste de pH a 7, en que el nivel de concentraciones de iones hidrógeno e hidroxilo son iguales (Kiang y Metry, 1982).

La neutralización de un residuo que es un ácido o una base involucra la adición de una sustancia química para cambiar el pH hasta un nivel neutro en el intervalo de 6 a 8. Frecuentemente, las aguas residuales industriales pueden ser ácidas o básicas y pueden requerir neutralización antes de cualquier otro tratamiento o de liberarlo a un sistema de alcantarillado municipal.

Algunas veces es factible mezclar una corriente residual ácida a una corriente residual básica en un molde de igualación; sin embargo, será necesario neutralizar los residuos ácidos con una base y neutralizar los residuos de pH alto con un ácido (Wentz, 1989), de acuerdo a la ecuación:



5.2.1 Principios de operación (Kiang y Metry, 1982).

Es factible que la neutralización se lleve a cabo en tanques, lagunas, columnas absorbedoras etc., en operaciones discontinuas o de flujo continuo, dependiendo en parte del volumen y velocidad del flujo.

La adición del agente neutralizante se monitorea y ajusta por mediciones y control del pH. En el tratamiento discontinuo, el operador puede tomar muestras, medir el pH y adicionar la dosis requerida de ácido o base. En un sistema a flujo continuo, monitores automáticos verifican la acidez o alcalinidad y controlan la alimentación del agente neutralizante. Una corriente con grandes fluctuaciones de pH pueden estar precedidas por un tanque de igualación que producirá un efluente más homogéneo con un intervalo de pH más reducido.

La selección del agente neutralizante se realiza tomando en cuenta una serie de factores como el económico, utilidad y compatibilidad del proceso.

El proceso de neutralización está sujeto a la influencia de la temperatura. Generalmente, en las reacciones base-agua, el incremento de la temperatura de los reactantes aumenta la velocidad de reacción. En neutralización, la interacción de un ácido con un álcali es una reacción exotérmica con un incremento en su temperatura. El valor promedio del calor liberado durante la neutralización de soluciones diluidas de ácidos o bases fuertes es 13360 cal/g/mol de agua producida. Controlando la velocidad de adición del reactivo de neutralización se puede disipar el calor producido y minimizar el incremento de temperatura. Para cada reacción, la temperatura final depende de la temperatura inicial, las especies químicas que participan en la reacción, de sus calores de solución y reacción y de las concentraciones de los reactantes. Soluciones concentradas pueden producir grandes aumentos en la temperatura; esto puede provocar la ebullición y salpicaduras de la solución y un ataque químico a los materiales de los reactores.

En la mayoría de los casos, una planeación apropiada del esquema de neutralización con respecto a la concentración del agente de neutralización, la velocidad de adición, tiempo de reacción y diseño de equipo evitaría el problema de calor.

Los productos de neutralización pueden ser líquidos, sólidos, gases o una combinación de éstos. La forma física del producto no está relacionada a la forma física de los reactantes, pero sí a su composición química y a su medio. Las especies químicas presentes en las especies neutralizadas pueden incluir componentes originales de la corriente residual, así como el material del agente neutralizante. Las concentraciones de las especies individuales dependen de la solubilidad de los productos formados durante la reacción. Por ejemplo, la neutralización del ácido clorhídrico con cal produce cloruro de calcio disuelto como producto remanente en la corriente; sin embargo, la neutralización del ácido sulfúrico con cal produce sulfato de calcio sólido como suspensión o lodo.

En caso donde un producto sólido esté presente, es necesario un tratamiento adicional para separar el material. Los productos gaseosos pueden ser tóxicos como el ácido sulfhídrico. Se deben tomar precauciones con el contenido y disposición de vapores peligrosos si no se puede evitar su formación (Kiang y Metry, 1982).

5.2.2 Equipo

El equipo requerido es tan variado como las reacciones de neutralización; algunos ejemplos indicarán la amplitud de posibilidades: Torres de

absorción para neutralizar el flujo ácido de gas con un álcali acuoso (depuradores venturil), lechos filtrantes de granulos de piedra caliza para neutralizar ciertos residuos líquidos ácidos y sistemas de aeración para introducir dióxido de carbono a las corrientes alcalinas.

La operación más común es la adición de un compuesto químico en una forma sólida o líquida directamente a la corriente de agua residual, el equipo requerido para esta forma de tratamiento es muy simple; tanques de almacenamiento y de reacción con agitadores y sistemas de distribución. Frecuentemente, la neutralización se realiza en series de reactores para proporcionar un mejor control del pH final.

Se debe contar con una instrumentación apropiada e incluir medidores de pH así como dispositivos de bombeo de muestras.

La alimentación del agente neutralizante puede regularse automáticamente por una unidad de monitoreo de pH dependiendo de los requerimientos del sistema.

Las instalaciones de diseño y almacenamiento dependen de los reactivos químicos empleados. Las soluciones ácidas y caústicas pueden almacenarse en lugares abiertos, la cal viva debe mantenerse en sitios impermeables. Sistemas de distribución dependiendo de la forma física de los reactivos se deben incluir. Los líquidos pueden transportarse por medio de bombas y las suspensiones por gravedad en tuberías y bombas. Es necesario equipo auxiliar como recipientes de igualación, clarificadores o sistemas de remoción de vapor dependiendo del sistema específico de neutralización (Kiang y Metry, 1982).

Los materiales de construcción deben ser resistentes a la corrosión y requieren sistemas que permitan temperaturas elevadas, ya que se podrían producir condiciones de operación inseguras y daños al equipo de proceso (Wentz, 1989).

En muchos casos, las concentraciones de los reactivos es importante en la selección del material apropiado empleado en bombas, tuberías, tanques etc.

Algunos ejemplos a temperatura ambiente (Asociación química de Washington, 1974) son:

Acido sulfúrico (75-95%): plomo
(<10%): plomo o caucho
Acido clorhídrico (conc. o diluido): caucho
Hidróxido de sodio (concentrado): caucho
(diluido): caucho, acero al carbón o
hierro
Hidróxido de calcio: caucho o acero al carbón

Otros materiales menos comunes son: Vidrio, aleaciones de metales, plásticos como el PVC y madera (Kiang y Metry, 1982).

5.2.3 Aplicaciones

La neutralización tiene una amplia aplicación en el tratamiento de residuos acuosos que contienen ácidos fuertes, como el ácido sulfúrico y el clorhídrico o bases fuertes como sosa e hidróxido de amonio.

Las aguas residuales ácidas pueden neutralizarse con cal apagada $[Ca(OH)_2]$, sosa $[NaOH]$, carbonato sódico $[Na_2CO_3]$. La cal apagada es la más empleada en la neutralización de ácidos, ya que es más barata que otras bases.

Las aguas residuales alcalinas pueden neutralizarse con un ácido mineral fuerte como el H_2SO_4 o el HCl con CO_2 . La reacción con ácidos minerales es rápida. Para ambas se utilizan recipientes con agitación y sensores de pH que controlan la velocidad de alimentación.

La neutralización de aguas residuales alcalinas con CO_2 , generalmente consisten de burbujas de CO_2 en el fondo del tanque de neutralización. De esta manera se forma ácido carbónico (H_2CO_3) que reacciona con las sustancias alcalinas.

El proceso puede emplearse a materiales no acuosos, (por ej., fenoles ácidos, que son insolubles en agua). Aún cuando la neutralización es un fenómeno de fase líquida puede aplicarse también a corrientes residuales sólidas y gaseosas. Los gases pueden manejarse por absorción. Los lodos son tratables por ajuste de pH, aunque la viscosidad del material complica el proceso de mezclado y el contacto entre el ácido y el álcali que es esencial para el tratamiento. Sólidos y polvos que son sales ácidas o básicas también pueden neutralizarse si se disuelven.

La neutralización puede emplearse para tratar corrientes residuales inorgánicas y orgánicas: se utiliza para precipitar iones de metales pesados como Zn^{++} , Pb^{++} , Hg^{++} o Cu^{++} , adicionando un álcali (generalmente cal) a una corriente residual. Los compuestos orgánicos que pueden tratarse incluyen ácidos carboxílicos, sulfónicos, fenoles y muchos otros materiales.

La neutralización es un proceso de tratamiento de técnicas ya demostradas y de cierta factibilidad económica, a escala real la utilizan una variedad de industrias, en la siguiente tabla se ilustran algunas de ellas:

TABLA 5.2.3 INDUSTRIAS QUE UTILIZAN NEUTRALIZACION

| INDUSTRIA | pH DE SUS AGUAS RESIDUALES |
|--------------------------------------|----------------------------|
| Pulpa y papel | Acido y básico |
| Productos lácteos | Acido y básico |
| Textiles | Básico |
| Farmacéuticos | Acido y básico |
| Curtido y acabado de pieles | Acido y básico |
| Refinamiento de petróleo | Acido y básico |
| Molienda de granos | Acido y básico |
| Frutas y vegetales | Acido y básico |
| Bebidas | Acido y básico |
| Materiales plásticos y sintéticos | Acido y básico |
| Decapado del acero | Acido |
| Subproductos de coque | Básico |
| Acabado de metales | Acido |
| Compuestos químicos orgánicos | Acido y básico |
| Compuestos químicos inorgánicos | Acido y básico |
| Fertilizantes | Acido y básico |
| Productos de gas industrial | Acido y básico |
| Productos de cemento, cal y concreto | Acido y básico |
| Generación eléctrica y de vapor | Acido y básico |

5.3 HIDROLISIS

5.3.1 Principios de hidrólisis.

La hidrólisis como proceso químico se ha utilizado desde los primeros días de la manufactura del jabón. La adición de un álcali para neutralizar grasas calientes en la producción del jabón aún se utiliza. Los procesos que involucran la hidrólisis son comunes en la industria, aún cuando tienen diferentes acepciones (por ej., la hidrólisis de grasas se denomina saponificación). Los procesos hidrolíticos tienen aplicaciones de manufactura comercial, como diversas industrias alimenticias, papeleras y petroquímicas (Kiang y Metry, 1982).

Las reacciones hidrolíticas inorgánicas en que las sales reaccionan con agua para formar ácidos y bases son generalmente el inverso de la neutralización. Las sales metálicas trivalentes de aluminio y hierro se someten a diferentes mecanismos de hidrólisis; durante una serie de reacciones con agua, se forman varios óxidos de hidruro multivalentes (USEPA, 1974). Estas especies cargadas son importantes en la formación de flóculos y en el tratamiento por coagulación de aguas turbias.

Sin embargo, el agua por sí sola puede llevar a cabo la hidrólisis. La mayoría de los procesos comerciales emplean presiones y temperaturas elevadas para promover la reacción. Los ácidos, álcalis y enzimas son usadas comúnmente como catalizadores, aunque el álcali también puede participar como un reactante estequiométrico. Las reacciones hidrolíticas pueden agruparse en cinco clases (USEPA, 1974):

1. Hidrólisis pura con agua sola.
2. Hidrólisis con ácido acuoso, diluido o concentrado.
3. Hidrólisis con álcali acuoso, diluido o concentrado.
4. Fusión de álcali con poca o sin agua libre, pero a elevadas temperaturas, la reacción es la misma que la clase 3.
5. Hidrólisis con enzimas como catalizador. Por ejemplo, en la degradación biológica de carbohidratos, grasas y proteínas, la hidrólisis por enzimas es a menudo el primer paso para degradar estos compuestos a un tamaño tal que pueda pasar la membrana celular de la bacteria.

Los agentes para la hidrólisis ácida más empleados son el ácido clorhídrico y el sulfúrico, pero muchos otros son de uso potencial (ácido fórmico, oxálico, benzensulfónico etc.).

La hidrólisis alcalina utiliza NaOH frecuentemente, pero los carbonatos álcalis, así como los compuestos apropiados de potasio, calcio, magnesio y amonio podrían encontrar aplicaciones.

5.3.2 Aplicación para el tratamiento de residuos.

La hidrólisis se puede realizar en un equipo sencillo (en tanques abiertos, por lotes) o en equipos más complicados (flujo continuo en grandes torres). El manejo de ácidos fuertes y álcalis requiere de precauciones. Las

reacciones que se llevan a cabo a presiones y temperaturas elevadas necesitan control y monitoreo estricto del proceso.

Como proceso de tratamiento para residuos peligrosos, la hidrólisis se puede aplicar a una amplia variedad de formas físicas. Puede adaptarse al sanejo de líquidos, gases y sólidos. Con pocas excepciones, la hidrólisis no parece ser promisoría para la disposición de materiales inorgánicos; sin embargo es de gran importancia para compuestos orgánicos aromáticos y alifáticos, tales como ésteres, éteres, carbohidratos, ácidos sulfónicos, compuestos halogenados, fosfatos y nitrilos.

El costo de capital varía considerablemente dependiendo del equipo. Los costos de operación también varían como resultado de la severidad requerida de las condiciones de operación. Temperaturas y presiones elevadas llevan a incrementar los costos de energía para calentamiento por electricidad y/o vapor. El costo de materias primas, generalmente es reducido.

Una desventaja potencial de la hidrólisis es la posibilidad de formación de productos de reacción indeseables. Frecuentemente, será necesario conducir una investigación preliminar (a escala laboratorio) de la reacción, para determinar la temperatura, presión, tiempo de reacción, agente hidrolizante y concentración apropiadas. También debe estudiarse, las rutas de reacción más probables y la toxicidad de cualquier producto suspendido (Kiang y Amir, 1982).

5.4 FOTOLISIS

5.4.1 Principios fotoquímicos

El proceso fotoquímico ocurre continuamente en la atmósfera y en la superficie de la tierra. Es un proceso ambiental natural que se presenta diariamente, degradando numerosos compuestos orgánicos en la superficie del suelo, en la atmósfera y en varios cuerpos del agua. La radiación ultravioleta que llega a la superficie de la tierra está limitada a longitudes de onda mayores de 295 nm, ya que el oxígeno atmosférico absorbe las longitudes inferiores (Willard, 1974).

A continuación se describirán los procesos fotoquímicos que pueden emplearse para fotodegradar residuos peligrosos satisfactoriamente. Varias técnicas como el uso de sensibilizadores y fuentes de luz comerciales muy intensas que eliminan la limitación de la longitud de onda de la luz del sol, hacen de la fotodegradación de residuos peligrosos un proceso viable (Kearney y Mazzochi, 1989).

5.4.2 Definiciones y reglas

En una reacción fotoquímica, solo la luz absorbida es efectiva para producir un cambio fotoquímico (Ander y Sonesa, 1984). Por lo tanto debe haber un traslape entre el espectro de absorción de las especies reactantes y el espectro de emisión de la fuente de luz para llevar a cabo una reacción fotoquímica directa (Clavert y Pitts, 1966). En los casos donde no exista absorción o el estado excitado que se requiere no sea disponible vía irradiación directa, entonces se debe emplear un proceso llamado sensibilización, el reactante de interés no se irradia directamente, se emplea un material secundario llamado sensibilizador. Este por lo regular es una molécula cuyo estado excitado contiene de 4 a 5 Kcal/mol más de energía que aquél del sustrato (Kearney y Mazzochi, 1989).

La transferencia de energía es exergónica y se realiza en cada condición y su velocidad está controlada por difusión. El uso de sensibilizadores es una forma conveniente de lograr el estado de triplete de las moléculas tal como los alcanos (Kearney y Mazzochi, 1989).

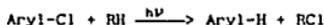
El estado excitado electrónicamente es un estado de alta energía potencial que puede sufrir una variedad de procesos en el curso de la desexcitación. En este proceso nos interesa principalmente la reacción y en este contexto, los procesos competitivos (por ejemplo, la fluorescencia, que es la emisión inmediata de luz en una molécula después de haber absorbido radiación y la fosforescencia, que es una emisión diferida de la energía absorbida (Willard, 1974) son indeseables puesto que se desperdicia luz, dando como resultado un decremento en la eficiencia. Un parámetro importante en la determinación de la eficiencia de una reacción fotoquímica es la producción del *quantum*, la cual se define como la relación del número de moléculas del material sometido al procedimiento con respecto al número de *quanta* de luz absorbida. La producción de *quants* para la formación del producto puede variar de cantidades medibles muy pequeñas a valores muy altos en procesos de cadenas térmicas fotoiniciadas (por ejemplo, la fotocloración y la fotopolimerización).

El equipo fotoquímico consiste de dos componentes: Un recipiente que contiene el material a irradiar y una fuente de luz. La mayoría de los recipientes son de vidrio o de sílice fundido y son de dos diseños básicos; aquéllos en que la fuente luminosa está sumergida en el medio de reacción y aquéllos en que la fuente luminosa está externa al medio. Existen tres tipos principales de lámparas de resonancia de mercurio que se emplean como fuentes de luz ya que producen energía en la región ultravioleta (Willard, 1974) y se describen a continuación:

Tabla 5.4.1 Características de operación de las lámparas de resonancia de mercurio (Kearney y Mazzochi, 1989).

| Fuente luminosa | Presión baja | Presión media | Presión alta |
|--------------------------------------|--------------------|---------------------------------|--|
| Presión de operación del mercurio | 10 m | 30 cm | 100 atm |
| Tiempo de vida esperado del mercurio | de 2000 a 10 000 h | 1000 h | 200 h |
| Emissiones principales | 254 nm | 254, 285, 297, 302, 313, 366 nm | continúa con absorción propia a 254 nm |

La fotólisis se emplea como método de destrucción de ciertos herbicidas y pesticidas, debido a que el uso extenso de éstos ha llegado a infiltrarse en el agua subterránea. Probablemente, una de las reacciones más importantes en la fotodegradación de pesticidas es la reacción de fotodeshalogenación, debido a que muchos de los materiales de interés están halogenados y muchos de ellos son recaicitrantes (Bunce y Ravenal, 1977).



Esta reacción general involucra la irradiación de un haluro en la presencia de una fuente de hidrógeno, resultando en la deshalogenación del sustrato. Aparentemente son dos los mecanismos que se presentan en las reacciones de fotodeshalogenación. El primero es la excitación sencilla seguida por la división homolítica del enlace carbono-halógeno para producir los radicales aril y halógeno. El segundo proceso consiste de una transferencia del electrón inicial para dar anión arilo, que expelle iones haluros formando el radical arilo que procede a productos a través de un proceso normal (Kearney y Mazzochi, 1989).

5.4.3 Fotólisis combinada con otros procesos de disposición

La fotólisis de muchos compuestos aromáticos conduce a una fragmentación incompleta del anillo. Algunos de los productos de la fotólisis de pesticidas pueden presentar problemas toxicológicos potenciales (Aún cuando se piensa que son menos tóxicos que el material original). En consecuencia se debe contar con un proceso de tratamiento secundario que mineralice los fotoproductos a CO₂, H₂O y Cl. Se pueden utilizar metabolismos microbianos selectos o microorganismos de ingeniería para realizar la destrucción completa de algunos fotoproductos generados por la radiación ultravioleta.

(Por ejemplo, los fotoproductos del TNT fueron rápidamente metabolizados a CO₂ en suelos) (Kearney, Zeng y Ruth, 1983). Como en este caso, muchos fotoproductos son más polares y biodegradables que el compuesto original y por consiguiente más susceptibles al metabolismo microbiano. Se puede concluir que un proceso de disposición de dos etapas, ofrece las ventajas de ambos y puede asegurar la destrucción de una sustancia tóxica aún cuando los procesos independientes no tendrán los mismos resultados (Kearney y Mazzochi, 1989).

5.4.4 ECONOMIA

Existe muy poca información en lo referente a costos de la destrucción de residuos tóxicos por fotólisis. Los costos capitales pueden ser substanciales dependiendo del equipo utilizado.

Se estimaron los costos de operación de una unidad móvil con 66 lámparas UV que se utilizó para destruir 8 herbicidas y 2 insecticidas examinándose tres concentraciones (10, 100 y 1000 ppm) y el costo por galón calculado se basó en el tiempo requerido para desaparecer el 90% del pesticida original. La energía utilizada para la unidad de 66 lámparas fue aproximadamente de 1.5 KW/hora. Como se esperaba, el costo depende de la concentración y se incrementa a medida que la concentración se incrementa. El costo promedio para destruir el 90% de 11 pesticidas a 10 ppm, fue de 0.3 centavos de dólar estadounidenses por galón; 100 ppm 0.7 centavos de dólar estadounidense por galón y 1000 ppm 4.9 centavos de dólar estadounidense por galón.

El incremento de la producción de *quantums* en varios procesos mediante el uso de sensibilizadores y otras técnicas para optimizar el sistema pueden ser efectivas en la minimización de los costos (Kearney y Mazzochi, 1989).

5.5 OXIDACION Y REDUCCION QUIMICA

Las reacciones de oxidación-reducción son aquellas en las cuales el estado de oxidación de un reactante aumenta mientras el estado de oxidación del otro disminuye.

Cuando se quitan electrones de un ión, átomo o molécula, la sustancia se oxida, cuando los electrones se adicionan a una sustancia, ésta se reduce. Cuando los átomos metálicos (e.g., Zn^0) se convierten a iones metálicos (e.g., Zn^{2+}) pierden electrones, o se oxidan. Si los iones metálicos (e.g., Zn^{2+}) toman electrones, se convierten al átomo metálico (Zn^0) los iones se reducen.

Las reacciones de oxidación-reducción "redox" tienen un papel importante en el tratamiento de residuos, debido a que se utilizan en el tratamiento de residuos que contienen trazas de metal y de residuos tóxicos inorgánicos tal como los residuos que contienen metales, sulfuros, cianuros y cromo y también en el tratamiento de algunos compuestos tales como fenoles, pesticidas, etc.

Ya que estos procesos de tratamiento envuelven reacciones químicas, generalmente los reactantes están en solución. Sin embargo, en algunos casos se hace reaccionar una solución con un sólido o un gas levemente solubles (Fochtman, 1989).

5.5.1 Principios de la oxidación-reducción

Como ya se mencionó, las reacciones químicas de oxidación-reducción son aquellas en las que el estado de oxidación de un reactante aumenta y el estado de oxidación del otro disminuye.

Dos reacciones muy comunes son:



En la reacción (1) el estado de oxidación del ion cianuro (CN) de nitrógeno se incrementó de -1 a +1, y el estado de oxidación del oxígeno disminuyó de -1 a -2.

En la reacción (2) el estado de oxidación del cromo se redujo de +6 a +3, y el estado de oxidación del azufre aumentó de +4 a +6 (Fochtman, 1989).

5.5.2 Oxidación

La oxidación química es ampliamente usada para tratar residuos peligrosos y no peligrosos. La tecnología está bien establecida y representa un medio seguro de tratamiento que es fácilmente monitoreado y controlado. Aún cuando la oxidación química es más apropiada para el tratamiento de líquidos también se puede usar para suspensiones y lodos. Debido a que los agentes oxidantes no son selectivos y representan la principal porción del costo de tratamiento, este tipo es más apropiado para residuos con un bajo contenido de compuestos orgánicos. Existe una gran variedad de agentes oxidantes.

Los residuos orgánicos que se han tratado por oxidación química son: fenoles, aminas, mercaptanos y clorofenoles. Sin embargo, algunos compuestos orgánicos son resistentes a la oxidación de la mayoría de los agentes oxidantes a temperaturas y presiones ambientes, por lo que probablemente requieran de un incremento en la temperatura, el uso de un catalizador o de luz ultravioleta (Fochtman, 1989).

5.5.3 Reducción

La reducción química se puede utilizar para el tratamiento de constituyentes de residuos peligrosos. En el tratamiento de residuos generales la reducción más aplicada es la del cromo (VI) a cromo (III) (Noyes Data Co., 1982). Ya que el Cr^{3+} es mucho menos tóxico que el Cr^{6+} y puede precipitarse como hidróxido relativamente insoluble para una posterior remoción.

Aunque la reducción química puede llevar los metales a su estado elemental para su recuperación, este proceso tiene aplicaciones limitadas.

Parece que la reducción a un metal elemental se utiliza ampliamente como norma de pretratamiento adicional a las descargas restringidas de metales, para así hacer públicas las de las plantas de tratamiento de agua residual. Para la reducción del cromo se usan generalmente el dióxido de azufre y el sulfato ferroso (Fochtman, 1989).

5.5.4 Procesos de oxidación-reducción

El tratamiento de residuos por oxidación se puede realizar por procesos continuos y semicontinuos, ambos emplean equipo muy similar ya que involucran la mezcla de dos líquidos acuosos, el residuo y el tratamiento químico o el contacto de una solución acuosa con gas. Algunas reacciones son rápidas, del orden de 1 a 2 seg. y pueden llevarse a cabo en un reactor tal como la oxidación del bisulfito de sodio por hipoclorito de sodio. La mezcla de los reactivos en la tubería da como resultado una reacción rápida que puede monitorearse por los aumentos en la temperatura y el potencial oxidación-reducción. Las velocidades de reacción se incrementan a temperaturas elevadas aún cuando se requiere de un incremento en la energía y temperatura superiores a 100°C (212°F) y equipo de presión; estos cambios en el proceso deben tomarse en cuenta en los costos de operación y en el incremento del capital (Fochtman, 1989).

5.5.5 Reactivos oxidantes

Aún cuando existen muchos compuestos químicos que son agentes oxidantes, sólo algunos de ellos se utilizan para el tratamiento de residuos. Estos oxidantes varían en el potencial de oxidación, conveniencia, costo y la formación de subproductos. Los agentes oxidantes más comunes son los siguientes:

5.5.5.1 Hipoclorito de sodio

Probablemente, el hipoclorito de sodio es el agente oxidante más utilizado. En solución acuosa es fácilmente transportado, almacenado y medible en el sistema de reacción.

Uno de los principales usos del cloro o de las soluciones de hipoclorito es para el tratamiento de residuos que contienen cianuros de la extracción de minerales, manufactura de compuestos químicos orgánicos sintéticos y el acabado de metales. Los residuos de acabado de metales son los más numerosos y provienen del agua de enjuagado, de la solución de proceso gastada y de los derrames. El cianuro se oxida a primero a cianatos a un pH alto, generalmente a 11. La reducción del pH a 6 convierte el cianato a bicarbonato y nitrógeno.

Los costos capitales para las unidades de tratamiento semicontinuo de cianuros son aproximadamente a 0.76 m³/día (200 gpd) \$10 000 dólares estadounidenses más la instalación. Las unidades continuas con capacidades de 0.076 m³/min (200 gpm) tienen un costo de \$50 000 dólares estadounidenses más la instalación. Los costos de tratamiento están en el rango de \$5.50 a \$15.40 dólares por Kg de cianuro para tratamiento sobre el sitio y de \$3.0 a \$4.50 dólares estadounidenses por Kg para tratamiento fuera del sitio. Los costos son muy dependientes del consumo químico.

5.5.5.2 Peróxido de hidrógeno

El peróxido de hidrógeno está disponible como una solución de agua incolora a concentraciones de 30 a 70%. Es un agente oxidante fuerte que libera oxígeno y calor durante su descomposición. Para soluciones a altas concentraciones se requiere de precauciones en su manejo.

La mayoría de las aplicaciones industriales lo utilizan en concentraciones de 35 a 70% en peso. Se utiliza para la oxidación de aguas residuales fenólicas y para el tratamiento del efluente de las fábricas de papel, barrenadoras de lodos y otros tipos de aguas residuales orgánicas.

En la manufactura del peróxido de hidrógeno se adicionan inhibidores especiales para impedir la descomposición durante su almacenamiento; cantidades pequeñas de metales pueden actuar como catalizadores en su reacción de descomposición. Por lo que con un inhibidor apropiado tiene una velocidad de descomposición en tanques grandes menor del 1% por año a temperatura ambiente y en tambores, de menos del 2%.

Las soluciones de peróxido de hidrógeno pueden analizarse por reacción con permanganato de potasio, es un agente oxidante relativamente seguro y tiene aplicación en el tratamiento de muchos residuos industriales incluyendo cianuros, formaldehído, ácido sulfhídrico, dióxido de azufre, óxido nítrico y dióxido de nitrógeno.

5.5.5.3 Hipoclorito de calcio.

El hipoclorito de calcio contiene aproximadamente el 65% de cloro disponible, está disponible en forma de gránulos o en tabletas. Es fácilmente manejable y ofrece algunas ventajas sobre otros oxidantes a este respecto.

A temperaturas superiores a 177 °C (351 °F) se descompone rápidamente con evolución de oxígeno y calor; si se mantiene por varios días a temperaturas más altas de 57 °C (135 °F) puede provocar su descomposición. (Choudhury y Ross, 1976). Debido a que el oxígeno y el calor producen su descomposición, la contaminación con sustancias orgánicas puede causar una reacción química que puede provocar un incendio de gran intensidad.

Todos los oxidantes deben almacenarse en forma separada de materiales que reaccionen con ellos, tal como ácidos, propelentes, explosivos, solventes, pesticidas, productos de pinturas, productos químicos utilizados en hogares como aceites, brebajes, jabones y detergentes como también materiales orgánicos.

El hipoclorito de calcio se ha utilizado para el tratamiento de algunos residuos industriales, como el tratamiento de soluciones de cianuro, particularmente cianuros de cobre o de níquel. También se le ha encontrado utilidad en la limpieza de equipos, en la fabricación de papel, en el blanqueo de las tinturas de papel, en el tratamiento del agua de refrigeración industrial, en el tratamiento de agua de albercas y de estanques de langosta y en algunas áreas de preparación de alimentos como en el manejo de huevos, peces, azúcar, carnes y productos derivados de la leche.

5.5.5.4 Permanganato de potasio

El permanganato de potasio se encuentra disponible como cristales o gránulos purpúreos oscuros con una apariencia metálica. Algunas veces se utiliza un aditivo para mejorar sus propiedades de flujo, el cual da un aspecto grisáceo. El permanganato de potasio es un oxidante fácilmente manejable y presenta muy poco peligro a la salud.

El permanganato de potasio se usa en solución acuosa, se recomienda que se almacene en sitios fríos y secos ya que se presentan reacciones violentas en condiciones no favorables, por ejemplo: cuando se combinan con calor, soluciones concentradas de permanganato y agentes reductores o cuando el permanganato de potasio seco se pone en contacto con compuestos orgánicos líquidos. Si el permanganato de potasio sólido se pone en contacto con ácido sulfúrico concentrado o peróxido de hidrógeno pueden ocurrir explosiones.

También puede reaccionar violentamente con polvos metálicos, azufre elemental, fósforo, carbón, ácido clorhídrico, hidrazina e hidruros metálicos. Se debe evitar el contacto con todos los materiales orgánicos.

El permanganato de potasio se ha utilizado para controlar fenoles y otros contaminantes industriales, además de material orgánico e inorgánico en corrientes de aguas residuales. Se ha usado en la reacción del hierro soluble y manganeso encontrado en aguas de minas ácidas, destruye muchos de los compuestos aromáticos en plantas de clarificación y plantas de purificación. También se utiliza para oxidar cianuros (Fochtman, 1989).

5.5.5.5 Ozono

El ozono es un gas inestable, tiene un periodo de vida media de 20 a 30 min. en agua destilada a 20 °C, en la atmósfera ambiental está en el orden de 12 h., ebulle a menos de 112 °C a presión atmosférica con un característico olor penetrante que es fácilmente detectable a concentraciones tan bajas como 0.01 a 0.05 ppm. El gas es soluble en agua hasta un límite de aproximadamente 20 mg/litro a 0 °C y 8.9 mg/litro a 20 °C. Generalmente se usa por dispersión de gas en medio acuoso.

Se genera in situ con una descarga eléctrica, en concentraciones de 1 a 3% en aire y 2 a 6% en oxígeno. El ozono se forma pasando oxígeno o aire a través de los electrodos, uno de los cuales tiene un dieléctrico (Evans,

1977). La descarga rompe las moléculas de oxígeno formando oxígeno nascente que reacciona con otras moléculas de oxígeno para formar ozono. El método de generación preferente utiliza oxígeno puro, aún cuando también se puede emplear aire para la formación de ozono, con éste la producción se reduce debido a la humedad presente, la descarga puede formar también ácido nítrico que puede producir corrosión severa del equipo. Es importante que el generador de ozono se opere tan frío como sea posible, ya que el calor causa la descomposición del gas producido.

Ya que el ozono es un oxidante relativamente caro, debe utilizarse eficientemente. Es ligeramente soluble en medio acuoso. El equipo empleado para efectuar este contacto es el siguiente: torres rociadoras o esprayadoras, lechos empacados, torres de platos de burbuja, de platos perforados o de difusores.

Para mejorar la eficiencia de ozono en el medio acuoso se introducen pequeñas burbujas para proporcionar una superficie de contacto máxima. El ozono se utiliza ampliamente en el tratamiento de agua potable.

En algunos casos este tratamiento es competitivo con otros procesos como el del carbón activado. Aún cuando el ozono es un oxidante poderoso, algunos compuestos refractarios se oxidan lentamente, lo cual puede mejorarse con luz ultravioleta. Por ejemplo, los complejos de cianuro de hierro que reaccionan muy lentamente con ozono, se descomponen rápidamente con la combinación de ozono y radiación. Similarmente, las soluciones de bifenilos policlorados, que son estables en condiciones oxidantes se destruyen fácilmente por la combinación UV-ozono. La cantidad de radiación UV aplicada para incrementar la efectividad está en el intervalo de 0.04 a 1.3 W/L a temperatura ambiente. Este tipo de sistemas se ha utilizado para solventes halogenados como el cloruro de metileno, tricloroetileno, tetracloruro de carbono y el cloruro de vinilo (Fochtman, 1989).

5.5.6 Reactivos de reducción

Los agentes reductores se usan para tratar residuos de cromo hexavalente, mercurio, compuestos organometálicos y los metales quelantes. El uso más frecuente es para el tratamiento del cromo hexavalente que se reduce a su estado trivalente menos tóxico. Este último puede removerse de soluciones acuosas por precipitación del hidróxido relativamente insoluble. (Fochtman, 1989).

Algunos agentes reductores son:

5.5.6.1 Dióxido de azufre

La reducción se lleva a cabo a pH bajo, controlándose por medidores de pH y de óxido reducción. Este compuesto se prefiere en el tratamiento del cromo hexavalente, ya que se requiere de poca cantidad para su reducción. No presenta problemas de corrosión así que los recipientes utilizados para tratar residuos acuosos son en su mayoría de acero revestidos con hule.

5.5.6.2 Borohidruro de sodio

El borohidruro de sodio, está disponible como una solución al 12% en hidróxido de sodio al 40% (Lindsay y Hackman, 1985). Se puede emplear directamente o diluido con agua; su descomposición en la ausencia de contaminantes es baja, aproximadamente 0.1% por año. Debe usarse a temperaturas mayores de 18°C ya que es muy viscoso a bajas temperaturas.

El borohidruro de sodio se utiliza para tratar residuos ya que reacciona con iones hidroxilo, de acuerdo a la siguiente reacción:



la que indica que un mol de NaBH_4 reducirá 8 mol de ion metálico monovalente.

El borohidruro de sodio se ha empleado para tratar plomo de 500 a 3500 mg/litro; mercurio de 10 a 50 mg/litro; plata de 10 a 120 mg/litro y cadaño de 5 a 60 mg/litro. También se ha utilizado para la reducción de compuestos orgánicos, empleando agua y alcoholes de bajo peso molecular como solventes. Reacciona con cetonas, ácidos orgánicos y amidas, se ha propuesto su utilización para deshalogenación de contaminantes orgánicos (Fochtman, 1989).

5.5.7 Potencial para el tratamiento de residuos

La oxidación y la reducción química se utilizan generalmente para el tratamiento de residuos y se espera que se incremente conforme los requerimientos de la reglamentación vayan aumentando la necesidad de remoción de contaminantes descargados a los sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales, aguas superficiales o pozos profundos.

En general, los costos de tratamiento están muy influenciados por los costos químicos. Por lo tanto, los tratamientos de oxidación reducción son más apropiados para bajas concentraciones (menos del 1%) en residuos.

5.6 DESHALOGENACION

La aplicación de las reacciones de deshalogenación química para el propósito de desintoxicación o destrucción de compuestos peligrosos es relativamente reciente (de 5 a 7 años). Se cuenta con muy poca literatura disponible para la destrucción química específica de compuestos orgánicos halogenados en dilución, material complejo como suelos, sedimentos, lodos y varias corrientes acuosas y corrientes residuales mezcladas (Kornel, 1989).

Se puede clasificar a los compuestos orgánicos, para fines de la deshalogenación como compuestos halo-alifáticos y halo-aromáticos. Esta clasificación implica que el halógeno (por ejemplo, flúor, cloro, bromo o yodo) está enlazado covalentemente a un átomo de carbón aromático o alifático. La naturaleza de este enlace químico determina el tipo de compuesto químico requerido para el rompimiento del enlace. Las condiciones de reacción empleadas para la deshalogenación de un clorobenceno (aromático) generalmente difieren de las que se utilizan para la decoloración de cloroetileno (alifático) (Morrison y Boyd, 1985).

Otros métodos químicos para la deshalogenación de los compuestos orgánicos involucran la química de la fundición de sales, radiación ultravioleta y otras fuentes de radiación, oxidación húmeda, reducción catalítica a elevadas temperaturas (300 a 600 °C) e incineración (Kornel, 1989).

5.6.1 Aplicaciones generales de la tecnología

Compuestos haloaromáticos

El problema más conocido es quizá el de los compuestos bifenilos policlorados (PCBs), sus mezclas y sus dibenzodioxinas policloradas (PCDDs) de las cuales, la 2,3,7,8-tetraclorodibenzo p-dioxina (2,3,7,8-TCDD) es el principal problema ambiental. Otros compuestos peligrosos de esta clase que comenzaron a causar una problemática son los benzo- y dibenzofuranos halogenados y otros complejos químicos aromáticos halogenados.

Los PCBs se utilizaron ampliamente en cambiadores de calor, dieléctricos y en el medio hidráulico. Los PCDDs y los compuestos halo-aromáticos relacionados fueron el resultado de subproductos de varios compuestos químicos, accidentes industriales o incendios de transformadores (PCB). Los compuestos haloaromáticos que se encuentran en matrices complejas como suelos o sedimentos son más difíciles de desintoxicar por la química de la deshalogenación que se diseñó para corrientes químicas puras (Kornel, 1989).

5.6.2 Deshalogenación comercial de los compuestos halo-aromáticos

Los procesos comerciales para la descontaminación de dieléctricos cargados con PCB, intercambiadores de calor o fluidos hidráulicos representan los casos clásicos de aplicación de la deshalogenación química. La incineración o la disposición en la tierra de estos fluidos representan procesos económicos, pero también problemas ambientales.

Como una breve historia acerca de la química de deshalogenación de los PCBs, se mencionará que en 1954, Liggett demostró la eficacia de un reactivo químico, el bifenilo de sodio en la determinación analítica de los halógenos orgánicos. Oku et. al. en 1978 y Smith y Bubbar en 1979 modificaron este reactivo, aplicado a la dehalación o destrucción química de PCBs con un reactivo de naftaleno de sodio.

Estos trabajos se emplearon como base para la comercialización de los procesos de disposición de PCB por la compañía hulera Goodyear en 1980. Este proceso utilizaba el reactivo de naftaleno de sodio en tetrahidrofurano. La reactividad de este compuesto le permite reaccionar con una amplia variedad de otros halo-orgánicos como los bifenilos polibromados, pesticidas halogenados, herbicidas y PCDD.

Con lo referente a la dehalación de PCBs, el proceso es capaz de deshalogenar aproximadamente 100 a 300 ppm de los compuestos halo-orgánicos en aceites para mecanismos hidráulicos o aceites de transferencia de calor. Ciertas desventajas del proceso implican el manejo de sodio metálico, tetrahidrofurano, éter y la necesidad de trabajar bajo una atmósfera de nitrógeno. No obstante a estos problemas técnicos, el proceso se ha adoptado por la corporación Acurex, General Electric Co., de Estados Unidos de Norteamérica, para la disposición de PCBs en varios medios líquidos orgánicos. Por otra parte, se desarrolló el proceso Sun Ohio para remoción de PCBs, este proceso por ser continuo ofrece una ventaja sobre los otros.

Los subproductos de estos procesos son primordialmente, el polímero de polifenilo, sales de sodio y otros compuestos no tóxicos, los subproductos volátiles generalmente son: nitrógeno, hidrógeno, vapor de agua y algunos hidrocarburos. Los tres procesos tienen esencialmente el mismo resultado, un decremento o remoción de PCBs en aceites o fluidos gastados (Kornel, 1989).

5.6.3 Técnicas experimentales de deshalogenación para compuestos halo-aromáticos

Los procesos comerciales existentes para la deshalogenación de PCBs en aceites tienen grandes limitaciones cuando se prueba en otra matriz -por ej., suelos o sedimentos que contienen agua o están expuestos a oxígeno atmosférico. Ya que los procesos comerciales se basan en sodio metálico, no pueden usarse de una forma segura en materiales húmedos. Por lo que se han hecho investigaciones en la química de deshalogenación en lo referente a reacciones que toleran agua y pueden deshalogenar efectivamente el foco contaminante. Así el Instituto de Investigaciones Franklin de Estados Unidos de Norteamérica encontró un nuevo reactivo de deshalogenación, el NaPEGTM, para una posible deshalogenación in-situ de PCBs en suelos. El NaPEG se forma por la reacción de sodio o su sal de hidróxido con un poliglicol o un monoalquil éter poliglicol en presencia de oxígeno (Kornel, 1989).

Se hicieron varias pruebas a este compuesto para la deshalogenación de PCBs en soluciones y suelos. Inicialmente se obtuvieron resultados positivos concernientes a la estabilidad del oxígeno y a la efectividad de deshalogenación con estos reactivos NaPEG in-situ. Sin embargo, estudios de campo revelaron una gran susceptibilidad a la desactivación del agua (Kornel, 1989).

General Electric Co y otras compañías han desarrollado otros reactivos que se basan en el polietilenglicol para deshalogenación; todos ellos emplean polietilenglicoles alcalinos (APEGs) como especies reactivas. Inicialmente, su aplicación se enfocó a los compuestos cloroaromáticos, en hidrocarburos o

en aceites no polares. En los últimos cuatro años se hicieron investigaciones para la deshalogenación in-situ de compuestos haloaromáticos en matrices complejas.

5.6.4 Compuestos APEG

El origen de los compuestos APEG como agentes de deshalogenación surgen en los trabajos de Starks, que en 1971 introduce el término "catálisis en transferencia de fase". Este término describe el proceso de reacciones heterogéneas que involucran dos fases en solución, llamadas fase acuosa y fase orgánica. La reacción se inicia y se mantiene con cantidades pequeñas de material catalítico adecuado. Estos catalizadores permiten la transferencia de la sustancia a su deshalogenación, en otras palabras, la reacción de una fase hacia otra.

Originalmente, las investigaciones se centraron en el intercambio de aniones tales como CN^- o OH^- de una fase acuosa para substituir halógenos (Cl, Br) en compuestos alifáticos que residan en la fase orgánica. En un principio, el catalizador fue el amonio tetraalquílico. Sin embargo, Regen, 1979 ha desarrollado el proceso formulando un sistema catalítico trifásico empleando un catalizador de fase sólida en la interfase acuosa-orgánica. Lemkuhl et al., en 1977 emplearon los éteres dialquílicos de polietilenglicol de cadena abierta complejados con sales metálicas alcalinas como agentes de transferencia de fase.

Kimura y Regen descubrieron en 1982 el efecto extraordinario de los glicolatos de polietileno en las reacciones de deshidrodeshalogenación de dos fases, empleando compuestos de alquibromo como reactivos. En un excelente artículo Brunelle y Singleton, 1983, trataron la declaración de PCBs empleando hidróxido de potasio de etilenglicol (KPEG) descubriendo que los PEGs y los éteres monoalquílicos de polietilenglicol (PEGMs) no actúan solamente como catalizadores de transferencia de fase, sino también son nucleófilos funcionales en condiciones alcalinas (Kornel, 1989).

En un artículo reciente, Kornel y Rogers (1985) evaluaron la eficiencia de la deshalogenación de los reactivos APEG considerando el efecto de dilución en agua y en solventes. Los efectos del agua y de otros diluyentes pueden jugar un papel importante para la aplicación in-situ de estos reactivos.

Los reactivos APEG se han aplicado en sistemas de descontaminación de suelos in-situ y en suspensión. El método in-situ es esencialmente una aplicación directa a una solución agua-reactivo APEG al área contaminada, calentar el área con radiofrecuencia (RF) y otras técnicas mientras contengan compuestos volátiles, entonces se procede a descontaminar el área. El método de suspensión, que pudo nombrarse método on-site requiere la excavación de los suelos contaminados, colocándolos en un sistema de reacción APEG móvil y descontaminándolos. El reactor se calienta por métodos convencionales y los compuestos volátiles se separan. Este sistema se diseñó por la Corporación de Investigación Carlson (Estados Unidos de Norteamérica) en 1987.

5.6.5 Técnicas innovativas de deshalogenación

Estas nuevas técnicas incluyen procesos catalíticos de baja temperatura y electroquímicos, están completamente dirigidos a la deshalogenación de PCBs y otros compuestos orgánicos halogenados.

Algunos estudios han tratado PCBs en aceites, como el aceite mineral. El proceso emplea un solvente orgánico especial que actúa como medio conductor, en este proceso, el aceite contaminado con PCBs se mezcla con el

medio conductor en una celda electroquímica. Una corriente de bajo voltaje (5 a 15 V) se lleva a través de la mezcla a temperaturas de la ambiente a 95 °C (203 °F). El flujo de corriente causa la dechloración de los PCBs y los transforma a bifenilos sustituidos y sales cloradas.

La reacción se lleva a cabo rápidamente, es altamente específica a compuestos orgánicos halogenados y procede a los límites de detección de los PCBs en compuestos orgánicos (Massey y Walsh, 1985).

Un proyecto reciente de dechloración catalítica se ha descrito por Chu y Vick de la Corporación Unión Carbide, 1985. Este proceso catalítico, emplea un catalizador de níquel y pretende deshalogenar PCBs con eficiencias cercanas al 100%. En un primer paso, el PCB puro o en solución en aceites se mezcla con formamida dimetilica e isopropanol, se adiciona zinc metálico y el catalizador de níquel para que se produzca la reacción. El producto dechlorado es el bifenilo con trazas de cloro- y diclorobifenilo, el cuál si se deja en contacto con el catalizador también sufre la dechloración a bifenilo, el otro producto formado es una solución de haluro metálico concentrada.

Las ventajas de este proceso son similares a las anteriores, el proceso puede ser móvil y recicla el aceite transformado. Una ventaja adicional de este método es la capacidad para deshalogenar fluidos de PCB puros con costos más bajos que los tratamientos con sodio. Se pretende que el catalizador de níquel sea costeable y reciclable, ya que el zinc se consume por la reacción formando cloruro de zinc.

5.8.6 Deshalogenación de los compuestos halo-alifáticos

No existe mucha información disponible al respecto. Sin embargo, se ha tomado en cuenta la presencia de los solventes alifáticos halogenados en el agua subterránea y en el agua potable. En estos casos, el proceso general es tratar los suministros de agua para una remoción de los compuestos químicos problema. Algunas industrias, como la de limpieza en seco y desengrasado comercial tienen problemas similares en la disposición de concentrados y de los fondos de destilación que contienen mezclas de aceites, sedimentos y solventes halogenados (Massey y Walsh, 1985).

En 1975, se patentó, la destrucción catalítica de los compuestos orgánicos bromados, que es aplicable a la debromación de los compuestos aromáticos y alifáticos halogenados. El proceso requiere de temperaturas elevadas y de gas hidrógeno para la formación de ácido bromhídrico (HBr) que es un compuesto útil. Se presentan algunos problemas cuando los compuestos de bromo están presentes en los residuos aceitosos ya que el catalizador se llena de impurezas.

Uno de los primeros métodos para la deshalogenación, fué el uso del hidróxido de potasio etanólico; otra técnica para compuestos alifáticos es el empleo de zinc metálico para efectuar deshidrohalogenaciones (Fieser y Fieser, 1967).

5.8.7 Conclusiones

La deshalogenación química es una alternativa viable para la destrucción de los compuestos orgánicos halogenados que son tóxicos peligrosos.

Existen varios procesos de deshalogenación a nivel comercial y de laboratorio de compuestos aromáticos halogenados puros contenidos en una matriz simple. Los procesos de PCBs son buenos ejemplos de esto, lo que no se tiene disponible son los datos de la relación costo/efectividad, los

métodos para la descontaminación de los compuestos halogenados peligrosos en trazas en matrices complejas.

Los compuestos orgánicos halogenados están presentes en suelos, agua dulce y salada, sedimentos y acuíferos. Esta área de deshalogenación química será de gran importancia en el futuro.

5.7 OZONACION

5.7.1. Generalidades

El ozono es un gas inestable, de olor picante. Es una forma del oxígeno en la cual, tres átomos de oxígeno se combinan para formar una molécula de O_3 . Debido a su inestabilidad se genera en el lugar donde va a utilizarse del aire o del oxígeno. El aparato generador de ozono es comúnmente un electrodo de descarga, en el que para evitar la corrosión se pasa aire por medio de un proceso de secado a su interior. El generador consta de dos platos o de un conductor y un tubo con un potencial eléctrico de 15 000 a 20 000 volts. El oxígeno en el aire se disocia por el impacto de electrones provenientes del electrodo de descarga. El oxígeno atómico se combina con oxígeno atmosférico para formar ozono de acuerdo a la siguiente reacción:



Aproximadamente del 0.5 al 1.0 por ciento en volumen del aire será ozono. La mezcla aire-ozono resultante se difunde en agua para su desinfección.

El ozono se utiliza ampliamente en Europa, en el tratamiento de agua potable y se ha ido incrementando en los Estados Unidos de Norteamérica. Es un oxidante poderoso, más que el ácido hipocloroso. Se ha reportado que es más efectivo que el cloro en la destrucción de virus y quistes (David M.L. y Cornwell D.A. 1991).

5.7.2. Aplicaciones del ozono al agua residual y aire

El ozono se ha utilizado por más de 80 años para la desinfección del agua potable municipal. También se utilizan sistemas de ozono con luz UV y/o carbón para impedir la formación de trihalometanos (THM) y la remoción de los compuestos orgánicos halogenados para agua potable.

El potencial de oxidación del ozono es la capacidad de reaccionar rápidamente con un gran número de compuestos orgánicos y que puede destruir bacterias y virus. Las fuerzas oxidantes relativas del ozono, ácido hipocloroso y cloro son 2.07, 1.50 y 1.40 V, respectivamente. Estos oxidantes se utilizan para tratar contaminantes peligrosos orgánicos e inorgánicos (Novak, 1989).

El ozono puede aplicarse directamente a una corriente de gas (oxidación seca) si se emplea una mezcla suficiente de ozono con las moléculas aromáticas y se tiene un tiempo de reacción de más de 5 seg. Los sistemas de oxidación húmeda emplean combinaciones de ozono con sistemas limpiadores, utilizando un pH controlado (ácido y/o base) para remover una variedad de aromas de los compuestos orgánicos. El sistema de control de olor de ozono, se ha empleado principalmente para tratar ácido sulfúrico y mercaptanos de las plantas industriales y municipales.

Se utiliza equipo de monitoreo y control para identificar la presencia de ozono en el gas tratado o se ajusta automáticamente el consumo de ozono al sistema. Muchos sistemas emplean calor, una cámara catalítica o carbón como tratamiento final del gas para asegurar que no se descarga ozono al ambiente (Novak, 1989).

5.7.3 Aplicaciones industriales y a residuos peligrosos

Las categorías de residuos industriales que en muchas ocasiones son peligrosos a los que se aplica el tratamiento con ozono son: (Novak, 1980)

| | |
|----------------------------------|-------------------------------|
| Acuicultura | Compuestos químicos orgánicos |
| Cervecerías | Pintura y barnices |
| Torres de enfriamiento | Refinerías de petróleo |
| Cianuros y cianatos | Productos farmacéuticos |
| Electro galvanizado | Fenoles |
| Alimentos y productos semejantes | Fotoprocésado |
| Hospitales | Plásticos y resinas |
| Manufacturas inorgánicas | Pulpa y papel |
| Hierro y acero | Jabones y detergentes |
| Curtiduría de cuero | Textiles |
| Minería | |

5.7.4 Reacciones orgánicas e inorgánicas

Algunos tratamientos de oxidación química que emplean ozono son aquellos para la descomposición de cianuro, fenol, ácidos orgánicos, cresol, xilol, aldehídos, mercaptanos, ácido sulfhídrico, nitruro, hierro y manganeso.

Es factible una oxidación completa de contaminantes orgánicos a nitrógeno y dióxido de carbono gaseoso con algunos compuestos si se emplean tiempos de reacción y dosis de ozono adecuados. Sin embargo, la mayor parte de los compuestos forman intermediarios que compiten por el ozono. Por consiguiente, la cinética química de varios compuestos afecta la velocidad de oxidación. Debido a la complejidad de los residuos químicos peligrosos, se deben realizar pruebas de factibilidad de laboratorio y/o estudios en planta piloto antes de diseñar un sistema de oxidación de ozono (Novak, 1989).

Se ha utilizado la radiación UV para desintoxicar aguas industriales con residuos orgánicos que contengan compuestos aromáticos y alifáticos policlorados, aminas alifáticas, cetonas y alcoholes. Se demostró que se tiene más de un 99% de desintoxicación aparente en tres pesticidas (DDT, PCP, y Maratión) empleando ozono y radiación UV (USEPA, 1985).

La descomposición de ozono acuoso origina un radical hidroxilo que reacciona con sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas. Este concepto, se usa para predecir velocidades de reacción y las sendas de las reacciones del ozono para sistemas bien definidos (Stahelin y Holgne, 1985).

El ozono reacciona rápidamente con compuestos inorgánicos oxidables, como ión ferroso, ácido sulfhídrico, yoduro y los iones nitrito. Algunos compuestos inorgánicos reaccionan en condiciones modificadas (ajustes en el pH) o a velocidades más bajas (manganeso). Teóricamente se requiere 0.4 y 2.2 mg O₃ para reaccionar con 1.0 mg de fierro y manganeso, respectivamente. Los sistemas diseñados para tratar estos materiales utilizan 0.9 y 5.0 mg O₃ por 1.0 mg de metal, respectivamente (Novak, 1989).

5.7.5 Equipo

Los generadores de ozono son en su generalidad ineficientes, debido a que la mayoría de la energía se pierde como calor, luz y sonido. La refrigeración ineficiente y el aire húmedo son perjudiciales para la generación de ozono y corrosivos para el equipo.

El aire de entrada se filtra y se seca al punto de rocío, por lo menos a -45°C . El aire se filtra nuevamente a menos de una μm antes de que entre al generador de ozono (Novak, 1989).

5.7.6 Requerimientos de energía para la producción y concentración de ozono

Los requerimientos de energía se incrementan a medida que la concentración de ozono aumenta para una producción de ozono específica o cuando la concentración se mantiene constante y la producción de ozono se incrementa. Existen cambios en estas variables por alteraciones en el flujo de gas o por la potencia alimentada. La producción de ozono con oxígeno alimentado es aproximadamente dos veces mayor que para aire alimentado a la misma potencia y flujo. Se deben considerar los requerimientos de energía cuando se comparan los costos de operación. Se necesitan aproximadamente de 7.3 a 8.6 KW h/libra para generar ozono a partir de una alimentación de aire (David y Cornwell, 1991).

5.7.7 Inyección de ozono y sistemas mezcladores

La utilización del ozono o la eficiencia de transferencia se determina por un número de factores como las características del agua residual, la cinética, pH y temperatura. Se obtienen altas eficiencias con reacciones de tipo "transferencia de masa", bajas relaciones gas-líquido (se recomiendan menores de 1), altas concentraciones de ozono y burbujas de menor tamaño; lo cual origina una mayor área superficial para cierto volumen de gas.

La técnica de inyección de ozono más común, es el uso de difusores de tipo poroso (de cerámica o acero inoxidable) en tanques con profundidad de 3 a 6 metros en flujo a contracorriente. Los inyectores tipo turbina proporcionan una transferencia de ozono más rápida debido a la gran turbulencia y generalmente requieren de tanques más pequeños (menos profundos) pero al mismo tiempo, mayor energía de operación.

También se han utilizado columnas empacadas, tubos venturi y equipos de orificio. Se emplean altas temperaturas, destructores catalíticos o combinaciones térmico-catalíticas de destructores de ozono para el tratamiento de los gases de salida que contengan exceso de ozono (Novak, 1989).

5.7.8 Consideraciones de seguridad

A altas concentraciones, el ozono es un gas tóxico. Debido a que se genera en el sitio y se utiliza inmediatamente, el suministro de ozono se puede detener por una interrupción de la corriente eléctrica.

La exposición a concentraciones de ozono en el intervalo de 1 a 75 ppm en volumen por un periodo de 10 min. se considera inofensivo. A este intervalo de concentración, la mayoría de la gente comienza a sentir irritaciones

nasales lo que representa una advertencia antes de alcanzar los niveles tóxicos. En la mayoría de los sistemas de ozono se emplea equipo de monitoreo con alarmas (Novak, 1989).

5.7.9 Ventajas y desventajas

Algunas de las ventajas del uso del ozono incluyen:

- Generación en el sitio a partir de aire, se usa inmediatamente, no requiere de almacenamiento o manejo de oxidantes fuertes; se detiene la generación interrumpiendo la potencia y requiere de poco mantenimiento.
- Es un oxidante muy fuerte, reacciona con una gran variedad de compuestos orgánicos, también lo hace con compuestos inorgánicos, incluyendo metales; no forma compuestos orgánicos clorados, los remanentes reaccionan con componentes o se convierten en oxígeno; se necesita de un tiempo de reacción corto si la mezcla es adecuada, las dosis son menores en comparación con otros oxidantes; hace a algunos compuestos orgánicos más biodegradables.
- Se requiere de condiciones de temperatura y pH menos críticas que otros oxidantes; los efluentes tratados son normalmente ricos en oxígeno.

Algunas desventajas de la utilización de ozono son:

- Tiene un elevado costo de capital en comparación con otros sistemas oxidantes; el costo de operación depende de los costos de la electricidad.
- No degrada los compuestos orgánicos clorados de bajo peso molecular, el gas de salida debe recibir un tratamiento si tiene ozono presente.
- Esencialmente no existen oxidantes remanentes.

5.7.10 Consideraciones de diseño

Los generadores de ozono y las tuberías de salida normalmente se construyen de acero inoxidable, aún cuando algunas partes se pueden hacer de PVC si solo se utiliza un sistema de alimentación de aire. Los dieléctricos generalmente se usan de un vidrio especial y los electrodos pueden ser de acero inoxidable o de una aleación especial de aluminio. Los sellos se deben hacer de teflón, etileno-propileno o de hule silicón. Los tanques de reacción se construyen de acero inoxidable, concreto, fibra de vidrio o PVC. Algunos materiales específicos que se deben evitar son el hule natural, PVC (tipo I), cobre, latón, bronce y acero galvanizado.

Presión, temperatura y punto de rocío

Los siguientes criterios de diseño incrementan la producción del generador de ozono:

- Un gas de entrada muy seco, con un punto de rocío de -45°C .
- Baja temperatura del gas de entrada. Menor de 4°C .
- Suficiente flujo de agua de enfriamiento, dos litros/gramo de ozono a 16°C o más baja.

- Un material con una constante dieléctrica alta y de espesor de pared mínima.
- Una relación crítica con amplio intervalo de descarga para las presiones.
- Alto voltaje y frecuencia.

5.7.11 Monitoreo y control

El equipo de monitoreo se utiliza para proporcionar información relacionada con la eficiencia y confiabilidad.

Se incluyen potenciómetros, medidores de concentración de ozono para la corriente de gas y monitores para el flujo de agua de enfriamiento, la temperatura de entrada y para el punto de rocío. El equipo de control se utiliza para ajustar o suspender el sistema de ozono y así asegurar la protección de los generadores, el ambiente y de los operadores de la planta (Novak, 1989).

5.7.12 Efectos ambientales

Aire

Todos los sistemas de ozono incluyen algunos tipos de equipo de destrucción de ozono, esto para impedir que el exceso de ozono entre al ambiente. Los sistemas de aire diseñados por control de olor deben proveer de ozono suficiente para reaccionar con el contaminante, así como también mezclas turbulentas y un tiempo de reacción adecuado. No es práctico adicionar continuamente mezclas estequiométricas de ozono provocando ozono libre y/o gas de salida con halógeno.

El equipo de control y de monitoreo se emplea para verificar la salida del gas.

Las descargas excesivas de ozono al ambiente son corrosivas para los componentes eléctricos y para ciertos metales, así como es perjudicial para el follaje.

Agua y residuos

El ozono reaccionará con casi todos los materiales oxidables en un sistema acuoso. Por lo tanto, se inyecta una leve sobredosis de ozono a sistemas acuosos para provocar una cantidad residual de ozono. Si se adiciona un exceso de ozono se revierte el proceso a oxígeno en un periodo de tiempo relativamente corto.

5.7.13 Evaluación económica.

Es difícil obtener los costos capitales específicos debido a la naturaleza competitiva de las industrias. Los costos capitales pueden variar hasta un 50%, dependiendo de las especificaciones del generador de ozono.

Los factores principales que deben evaluarse incluyen la producción máxima de ozono a una concentración específica, la producción variable de ozono a una concentración específica, equipo auxiliar (p. e. j. tanques de reacción), instrumentación de monitoreo y control, piezas de repuesto, costos de instalación, costos del arranque y las garantías de funcionamiento.

Los costos de operación de generación de ozono dependen primordialmente de los costos de energía eléctrica. Otros factores que afectan estos costos incluyen la demanda de energía eléctrica para secadores, ventiladores y compresores y los tipos de inyectores utilizados. El consumo de potencia está en el intervalo de 6.8 a 11.8 KW h/lb (15 a 26 Wh/g) para un sistema de alimentación de aire a 1.5% O₃ en peso incluyendo la preparación de aire y la inyección de ozono.

Se reducen los costos de energía aproximadamente un 50% con alta frecuencia (2000 KHz) y alimentación de oxígeno (Novak, 1989).

5.8 ESTABILIZACION / SOLIDIFICACION

En el manejo de residuos peligrosos, la solidificación/estabilización es un término normalmente utilizado para designar una tecnología que emplea aditivos para reducir la movilidad de los contaminantes, haciendo así al residuo aceptable a los requerimientos actuales de disposición en el suelo (Wiles, 1989).

La solidificación y estabilización son procesos de tratamiento designados para mejorar el manejo de residuos y las características físicas, disminuir el área superficial a través de la cual los contaminantes se pueden transferir o infiltrar, limitar la solubilidad o desintoxicar los constituyentes peligrosos (Wiles, 1989).

En la solidificación, estos resultados se obtienen primordialmente por la producción de un bloque monolítico de residuo tratado con una integridad estructural muy alta. La estabilización describe procesos que limitan la solubilidad o desintoxican el contaminante; las características físicas pueden o no mejorarse o modificarse. El término fijación se usa para proponer estabilización o solidificación. La encapsulación superficial se define como una técnica para separar el residuo con una chaqueta o membrana de material impermeable que se coloca entre el residuo y el ambiente (Malone y Jones, 1982).

Para un entendimiento más claro de la tecnología es necesario conocer los términos que se emplean. A continuación se dan algunas definiciones: (Wiles, 1989).

Solidificación: Es un proceso en que ciertos materiales se adicionan al residuo para generar un sólido. Puede o no presentar enlaces químicos entre el contaminante tóxico y el aditivo.

Estabilización: La estabilización se refiere a un proceso por el que un residuo se convierte a una forma químicamente más estable. El término comprende la solidificación y el uso de una reacción química para transformar el componente tóxico a nuevos componentes o sustancias no tóxicas. Los procesos biológicos no están considerados.

Fijación química: La fijación química denota la transformación de contaminantes tóxicos a nuevas formas no tóxicas. El término ha sido mal empleado para describir los procesos que no involucran enlaces químicos del contaminante al aglutinante.

Encapsulación: La encapsulación es un proceso que comprende el recubrimiento total o circamiento de una partícula tóxica o un aglomerado de residuos con una cierta sustancia (el aditivo o el aglutinante). La *microencapsulación* se refiere al encierro de partículas individuales. La *macroencapsulación* a la contención en una recubierta de una aglomeración de partículas residuales o materiales microencapsulados.

5.8.1 Clasificación de los procesos estabilización/solidificación

Los sistemas de solidificación/estabilización o fijación actuales pueden agruparse en las siguientes clases de procesos: (Poon et al. 1983).

- 1) Solidificación por medio de adición de cemento.
- 2) Solidificación por medio de adición de cal u otros materiales puzolánicos.
- 3) Fijación de residuos en materiales termoplásticos como betón, parafinas o polietileno.
- 4) Micro-encapsulación.
- 5) Macro-encapsulación de residuos en una cubierta inerte.

Los primeros dos métodos son comúnmente empleados para una gran mayoría de residuos inorgánicos. Los siguientes están reservados para residuos radioactivos o aquéllos con un alto contenido orgánico.

5.8.1.1 Procesos basados en cementación

Las técnicas basadas en cementación generalmente utilizan Cemento Portland (CP) con aditivos para mejorar las características físicas y reducir el lixiviado proveniente del residuo solidificado resultante (World Bank Technical Paper Number 93, 1989).

Los residuos peligrosos se mezclan en una suspensión con agua y polvo de cemento anhidro. El mecanismo de estabilización es la formación de productos de hidratación a partir de compuestos de silicato y agua, produciéndose un gel de silicato de calcio hidratado que va creciendo y forma la matriz de cemento compuesta de fibras de silicato entrelazadas y productos de hidratación.

Algunos compuestos pueden interferir con los procesos de solidificación (USEPA, 1991), como las sales solubles de manganeso, estaño, cobre y plomo, pueden incrementar los tiempos de fraguado y reducir de una forma considerable las fuerzas físicas. Impurezas como la materia orgánica, sedimentos y algunas arcillas pueden ocasionar un retraso considerable en el fraguado.

Las variaciones en el proceso pueden afectar o mejorar las características físicas y químicas del residuo. Por ejemplo, aun cuando el agua es esencial para la hidratación y fraguado del cemento, un excedente de ella dificultará su unión. Para líquidos y suspensiones residuales, se adicionan agentes aglutinantes, generalmente, cenizas finas para proporcionar una consistencia conveniente para la adición del cemento (World Bank Technical Paper Number 93, 1989). Estos mecanismos de aglutinamiento se explican más adelante.

Un problema frecuente se presenta en los residuos ácidos, ya que siendo el cemento alcalino, limpiará la acidez libre antes de cambiar el pH a 11; por consiguiente, la adición del Cemento Portland a dichos residuos es inútil debiéndose agregar cal o cenizas finas para espesar su residuo e incrementar su pH superior a 7. Se requiere generalmente un mínimo aproximado del 10% de cemento sobre una base peso/peso para producir la fuerza mecánica necesaria.

Los minerales arcillosos, como la bentonita con su capacidad de intercambio catiónico y gran superficie específica, reaccionará con compuestos orgánicos; por esta razón se han utilizado para aumentar la extensión de residuos apropiados para la fijación de residuos inorgánicos que contienen más del 5% de compuestos orgánicos (World Bank Technical Paper, 1989).

El agente de sedimentado, generalmente el Cemento Portland reforzará la acción de gelatizado de la arcilla produciendo así un material físicamente estable que tiene la habilidad de atrapar y unir los residuos contenidos. El material residual se transforma entonces en un sólido física y químicamente estable simulando un suelo que pretende ser substancialmente insoluble en agua (World Bank Technical Paper, 1989).

5.8.1.2 Procesos basados en cal

La cal y los materiales puzolánicos en combinación producen matrices cementosas que atrapan al residuo física y químicamente.

Las puzolanas se definen como materiales que no producen cementación por sí mismos, contienen constituyentes que en combinación con cal a temperatura normal y en presencia de agua forman compuestos insolubles estables (Lea, 1970).

Pueden utilizarse, materiales naturales, incluyendo el polvo volcánico y las cenizas y las puzolanas artificiales como las arcillas quemadas, la lutita, mortero quemado y la ceniza fina (FA). Los materiales puzolánicos más empleados en los procesos de fijación química son las cenizas finas (fly ash) y el polvo del horno de cemento (PoJasek, 1979).

5.8.2 Caracterización de las tecnologías S/S

La tecnología de solidificación/estabilización puede caracterizarse por el aglutinante empleado, por el mecanismo de aglutinamiento o por el tipo de proceso (Wiles, 1989).

5.8.2.1 Aglutinantes

Los sistemas aglutinantes pueden colocarse en dos categorías generales: inorgánicos y orgánicos. La mayoría de los sistemas aglutinantes inorgánicos en uso incluyen varias combinaciones de cementos hidráulicos, cal, materiales puzolánicos, sulfato de calcio (yeso) y silicatos. Los aglutinantes orgánicos más usados son: epoxy, poliésteres, asfalto, poliolefinas (principalmente polietileno y polietileno-polibutadieno) y urea-formaldehído. Se han utilizado combinaciones de sistemas orgánicos e inorgánicos; por ejemplo, tierras diatomáceas con cemento y poliestireno, poliuretano y cemento, geles poliméricos con silicato y cemento de cal (Telles y Lubowitz, 1984).

5.8.2.2 Mecanismos de aglutinamiento de los contaminantes.

Los sistemas de solidificación/estabilización pueden clasificarse o identificarse por los mecanismos que envuelven los residuos o el tipo de reacción. Estos son: (Cullinane y Jones, 1986).

Sorción: La sorción involucra la adición de un sólido para separar un líquido en un residuo. Algunos ejemplos son : carbón activado, silicato de sodio anhidro, sulfato de calcio, arcilla y materiales similares. La mayoría de los procesos de sorción, remueven solamente el líquido sobre la superficie del sólido (similar a la absorción de agua en una esponja) y no reduce el potencial de lixiviado del contaminante. La sorción se ha usado para remover los líquidos del residuo para satisfacer los requerimientos de no-líquidos en un relleno sanitario. Sin embargo, por las estipulaciones de las Enmiendas de los Residuos Sólidos y Peligrosos de Estados Unidos de

Norteamérica (HSWA), el uso de sorbentes que solo absorben los líquidos no estará permitido por mucho tiempo, aún cuando algunos solventes seleccionados pueden utilizarse para mejorar el funcionamiento de los procesos de solidificación y estabilización.

Reacciones puzolánicas: Este proceso utiliza una ceniza de sílica muy fina, no cristalina y el calcio en cal para producir una cementación de baja resistencia. El principal mecanismo de contención es la trampa física del contaminante en la unión de la matriz concreto-material puzolánico. El agua se remueve en la hidratación del concreto cal-material puzolánico. Algunas características de los procesos de ceniza fina puzolánica-cal son:

Se requiere que el residuo se mezcle con ceniza muy fina reactiva (u otro material puzolánico) hasta tener una consistencia pastosa. También se necesita agua libre para las reacciones.

La cal se adiciona a la mezcla residuo-ceniza. Generalmente se requiere de 20 a 30% de cal para obtener una resistencia aceptable, pero ésta varía con el tipo de ceniza utilizada.

La unión depende de la formación de silicato de calcio y de los hidratos de aluminato.

Una interpretación de las reacciones puzolánicas principales se deben a la formación de nuevos compuestos hidratados, llamados silicatos tricálcicos hidratados como en la hidratación del cemento (World Bank Technical Paper no. 93).

El sistema es altamente alcalino. Con ciertos residuos puede causar liberación de gas o lixiviados indeseables.

Un exceso de agua es tan indeseable como en los procesos basados en cemento (World Bank Technical Paper, 1989).

Materiales como el borato de sodio, carbohidratos y dicromato de potasio pueden interferir químicamente con las reacciones de enlace. Los aceites y las grasas pueden interferir físicamente para reducir el contenido de contaminante.

Sin aditivos especiales o pretratamiento de residuos, los residuos peligrosos tratados con la mezcla cal-ceniza probablemente se clasifiquen nuevamente como peligrosos de acuerdo al procedimiento para caracterizar a un lixiviado por su toxicidad (TCLP) de la USEPA.

El sistema es relativamente económico.

Los compuestos de unión de ceniza-cal y residuo probablemente no sean tan durables o no sea un control de lixiviado contaminante como lo son los compuestos de cemento Portland.

Reacciones material puzolánico-cemento Portland: En estos procesos el cemento portland se combina con ceniza muy fina o con otros materiales puzolánicos para producir una matriz de concreto y residuo de relativa alta resistencia. Como primer paso, el contenido residual se lleva a una trampa de partículas residuales. Se pueden adicionar silicatos solubles para auxiliar el proceso y ayudar a la retención de metales a través de la formación de geles de silicato. El agua se remueve en la hidratación del cemento Portland. Como variaciones de esta tecnología se pueden utilizar yeso o cemento aluminoso con o sin cemento Portland. Algunas características de este proceso son:

- 1.- Los productos puzolánicos adicionados al cemento Portland reaccionan con hidróxido de calcio libre para aumentar la resistencia química de los productos solidificados.
- 2.- Existen varios tipos de cemento Portland que se pueden seleccionar para una reacción específica. El cemento Portland tipo I ha sido el más utilizado.
- 3.- Se han adicionado una gran variedad de materiales (por ej., silicato soluble, geles de sílica hidratadas y arcillas) para incrementar o cambiar el funcionamiento deseado. En algunos casos, se requiere el uso de sorbentes selectivos para ayudar a que el contaminante quede atrapado en la matriz sólida. Muchos de los aditivos se consideran patentes del vendedor. Sin embargo, algunos de los aditivos más comunes y sus funciones se describen a continuación.
 - a) Silicatos solubles, como el silicato de sodio o el silicato de potasio. Estos agentes generalmente se colocan instantáneamente al cemento Portland, lo que produce un concreto de baja resistencia. Estos materiales ayudan en la reducción de interferencia proveniente de los iones metálicos contenidos en la solución residual.
 - b) Arcillas seleccionadas especialmente para absorber líquido y enlazar aniones o cationes específicos.
 - c) Emulsificantes y surfactantes que permiten la incorporación de líquidos orgánicos inmiscibles.
 - d) Adsorbentes patentados que enlazan residuos específicos selectivamente. Estos materiales incluyen carbón, silicatos, materiales zeolíticos y sorbentes celulósicos; estos retienen constituyentes tóxicos y se encapsulan con el residuo.
 - e) Cal (CaO), se puede emplear para aumentar el pH y la temperatura de reacción y para mejorar las características de fijación.
- 4.- Los procesos basados en el cemento son más versátiles que los procesos con ceniza-cal, se pueden formular para una resistencia excepcional y además retiene efectivamente contaminantes específicos.
- 5.- Ciertos componentes residuales pueden interferir con la fijación y estabilidad de los procesos que se basan en cemento. Estos materiales abarcan los boratos, sulfato de calcio, fenol, aceites y grasas. Los ácidos pueden reaccionar con el concreto y destruir la matriz después de su fijación, lo cual induce la liberación de contaminantes al ambiente.

Microencapsulación termoplástica. Los materiales termoplásticos son plásticos orgánicos capaces de ablandarse y endurecerse reversiblemente bajo calentamiento y enfriamiento. Estos materiales son polímeros orgánicos lineales con algunas uniones cruzadas o son solubles en solventes orgánicos. Los materiales termoplásticos incluyen asfalto, betún, polietileno polipropileno y nylon. Los materiales más utilizados son el asfalto y el betún. Este proceso mezcla residuos particulares con asfalto fundido o materiales similares. La trampa física es el mecanismo de contención principal para líquidos y sólidos. A continuación se describe este proceso: (Wiles, 1989).

El residuo se seca y se mezcla con un material plástico caliente, como asfalto, polietileno o cera.

El proceso es efectivo para algunos materiales solubles y tóxicos que no se tratan fácilmente con otros procesos.

La compatibilidad del residuo con el enlazante plástico es más importante que en otros procesos debido a que algunas mezclas de reductores y oxidantes son potencialmente reactivos a altas temperaturas. Por ejemplo, las grasas pueden suavizar el asfalto, el xileno y el tolueno se dispersan en él. Los procesos termoplásticos son sensibles a altas concentraciones de sal.

El residuo puede requerir de un pretratamiento más amplio para algunos procesos termoplásticos que para los procesos combinados cementación-material puzolánico. Sin embargo, la contención del contaminante puede mejorarse para algún residuo compatible específico.

El proceso es más complicado (es decir, requiere de altas temperaturas, equipo especializado) que para los materiales puzolánicos y las mezclas cemento Portland-material puzolánico y por lo tanto más caros.

Macroencapsulación. Este proceso separa un gran volumen de residuos con una cubierta de cualquier material aceptable. Se están realizando estudios sobre procesos de macroencapsulación más sofisticados y más efectivos que emplean polietileno y resinas similares.

Aun cuando la macroencapsulación no ha sido ampliamente utilizada, excepto para el empaque, se considera para dar una idea de su potencial de ayuda para eliminar los problemas de retención de contaminantes que pueden ocurrir con otros procesos. La aproximación involucra el uso de un proceso generalmente aplicable de estabilización/solidificación (por e.j., material puzolánico, ceniza-cal, y mezcla de cemento-material puzolánico) para microencapsular el contaminante, para compensar la separación del contaminante incompleto y este continúa con una macroencapsulación de la matriz que contiene al contaminante.

Se pueden emplear tres métodos para la macroencapsulación por el proceso de fusión de resina (Lubowitz y Wiles, 1981): (1) microencapsulación de residuos particulares con polibutadieno y su subsecuente macroencapsulación de la matriz con el polietileno de alta densidad, (2) el uso de agentes cementosos de bajo costo para formar un bloque de residuo fusionado dentro de la envoltura del polietileno de alta densidad y (3) el uso de una matriz de resina termocolada de fibra de vidrio como un sustrato para la envoltura de polietileno de alta densidad.

En el primer método, el 1,2-polibutadieno se mezcla con el residuo particular, después de la recuperación del solvente, de este modo se produce un residuo particular de flujo libre, seco y revestido de resina. Un proceso adicional involucra la formación de un bloque de la mezcla residuo-polibutadieno por la aplicación de calor moderado y presión en un molde. El módulo encapsulado final se produce por fusión de una envoltura de 1/4 de pulgada de espesor de polietileno de alta densidad sobre el bloque.

El segundo método involucra el uso de materiales puzolánicos de bajo costo o de cemento Portland-material puzolánico para formar el bloque de residuo sobre el cual se fusiona la envoltura de polietileno de alta densidad.

Esta modificación permite la oportunidad de procesar lodos sin tener que formar partículas secas y tratar el número limitado de residuos que no son compatibles o que no se aglomeran con polibutadieno.

El tercer método emplea una matriz de resina termocolada de fibra de vidrio como sustrato para la envoltura de polietileno de alta densidad. El polvo de este polietileno se funde sobre la fibra de vidrio; esto produce depósitos resistentes que contienen al residuo peligroso. Los recipientes se sellan con fibra de vidrio adicional (para la tapa) y el polietileno de alta densidad.

El equipo y los procesos para los métodos 1 y 2 ya se han demostrado en residuos radioactivos de bajo nivel. Aunque se pueden aplicar a otro tipo de residuos. El costo de este proceso de macroencapsulación del tipo fusión de resina, variará dependiendo del material utilizado y del grado de pretratamiento del residuo requerido. Las ventajas del funcionamiento sobre el proceso de estabilización/solidificación con material puzolánico, cemento-material puzolánico y otros similares se pueden verificar en el incremento de las relaciones de volumen de residuo a los aglutinantes y en la mejora de la contención del contaminante.

5.8.3 Ventajas y desventajas

Las ventajas y desventajas de la estabilización/solidificación varían con el proceso, los aglutinantes, el residuo, las condiciones del sitio y otros factores. Como un ejemplo, los procesos que utilizan reacciones de tipo cementación-material puzolánico son relativamente bajos en costo y fáciles de usar. Sin embargo, estos procesos incrementarán el volumen total que se debe manejar, en algunos casos, el volumen incrementado puede llegar hasta 2 veces el volumen inicial. En el caso de encapsulación con materiales poliméricos la variación de volumen puede ser muy pequeña. Las condiciones específicas deben considerarse cuidadosamente (Wiles, 1989).

5.8.4 Aplicaciones del proceso

Estos procesos se han aplicado a una gran variedad de residuos incluyendo residuos de acabado de metal, galvanoplastia, desechos de minas, lodos de efluentes de tratamientos; lodos, sedimentos y suelos ácidos o que contienen metales pesados; cenizas de incineración, lodos de la producción de alimentos y residuos de las emisiones de gas, suelos contaminados con residuos radioactivos, residuos que contienen compuestos orgánicos y en el tratamiento de suelos contaminados con policloruros de bifenilo. Los procesos de cementación son más propicios para residuos inorgánicos, especialmente aquellos que contienen cationes. Los residuos orgánicos y los residuos inorgánicos aniónicos son más apropiados para los procesos de encapsulación orgánica (World Bank Technical Paper, 1989).

5.8.5 Tipos de proceso.

Existen varios esquemas de procesos de solidificación/estabilización, algunos de ellos son: (Wiles, 1989).

5.8.5.1. Procesos en tambor: En este proceso, los aglutinantes se adicionan al residuo contenido en un tambor o en otro contenedor. Después del mezclamiento y la fijación, la matriz aglutinante-residuo se dispone normalmente en el tambor.

5.8.5.2 Procesos en planta: El proceso en planta se refiere a una planta y/o un proceso específicamente diseñado para la solidificación y estabilización de un material residual de gran volumen. El proceso puede conducirse en el interior de una planta para manejar el residuo en una operación industrial interna o se puede hacer el diseño específico de una planta y se puede operar para solidificar y estabilizar residuos de fuentes externas.

5.8.5.3 Procesos en planta móvil: El proceso en una planta móvil se refiere al proceso de solidificación/estabilización y al equipo que sea móvil o se pueda transportar de un sitio a otro fácilmente.

5.8.5.4 Procesos in-situ: La adición directa de aglutinantes a una laguna o la inyección de materiales solidificantes o estabilizantes a la subsuperficie del suelo para provocar la solidificación y estabilización del lodo contaminado y/o el suelo se somete a un proceso in-situ. Este tipo de proceso se puede aplicar a la recuperación de suelos contaminados.

5.8.6 Evaluación del funcionamiento de la tecnología estabilización/solidificación

La mayoría de los procesos utilizados para probar las propiedades físicas del residuo solidificado, involucran pruebas normales para concreto como son pruebas de tensión compresiva confinada y no confinada, de humedad y secado, pruebas de durabilidad de congelado y deshielado y procedimientos similares que permiten determinar la integridad y durabilidad estructural. Estos procedimientos parecen ser aplicables a las pruebas de productos residuales solidificados; sin embargo, el reglamento de producto-funcionamiento y el criterio de aceptación para propiedades físicas aún no se ha establecido. Por lo tanto, es difícil predecir un producto de resultados de prueba aun que son posibles las comparaciones entre los diferentes procesos y los distintos aglutinantes.

5.8.7 Factores que afectan la selección y el funcionamiento de las tecnologías de estabilización/solidificación

Los factores que afectan la selección, diseño, implementación y funcionamiento de los procesos de solidificación/estabilización son: (Pojasek, 1979).

- Objetivos del tratamiento
- Características del residuo (químicas y físicas)
- Tipo y requerimientos del proceso
- Requerimientos del manejo de residuos de estabilización/solidificación
- Requerimientos de regeneración
- Economía

Estos y otros factores específicos del sitio (por ej., las condiciones de la localidad, clima, hidrología, etc.) se deben considerar cuidadosamente para asegurar un funcionamiento aceptable.

5.8.7.1 Objetivos del tratamiento.

En la evaluación y selección de las técnicas de estabilización/solidificación, se deben considerar el objetivo del tratamiento del residuo y el criterio usado para evaluar el funcionamiento del proceso. Esta tecnología de tratamiento de residuos peligrosos tiene tres niveles.

El nivel I tiene como objetivo separar los líquidos libres del residuo y por lo tanto se puedan disponer en rellenos sanitarios. Se requiere más de la solidificación que de la sorción. Por consiguiente, si la solidificación no es aparente, el producto se puede sujetar a un examen de compresión como prueba de que la solidificación se realizó.

Para el tratamiento del nivel II, el objetivo es convertir al residuo en aceptable para su disposición en la tierra. Esto quiere decir que el residuo no contiene líquidos libres. Por lo que el objetivo del tratamiento es separar estos líquidos libres y el criterio de aceptación es el mismo del nivel I.

En el nivel III, el objetivo es tratar al residuo para que se pueda clasificar como "no peligroso" y así hacer aceptable su disposición en las instalaciones de residuos no-peligrosos.

5.8.7.2 Características del residuo

Las características del residuo se encuentran entre los factores más importantes que afectan la solidificación y estabilización de residuos. Generalmente el residuo debe ser compatible y se debe basar solamente en la característica de toxicidad por su peligrosidad. Pequeñas cantidades de algunos compuestos pueden reducir seriamente las características de resistencia y de contención de las mezclas residuo-aglutinante. Las impurezas pueden afectar la resistencia, durabilidad y permeabilidad del cemento Portland y de las mezclas de asfalto (Jones y Bricks, 1985).

Debido a que el cemento tiene un papel importante en las tecnologías de estabilización/solidificación pueden esperarse los mismos efectos. Aún cantidades muy pequeñas de algunos compuestos residuales actúan como aceleradores o retardadores y pueden causar un bajo rendimiento en los productos de estabilización/solidificación (World Bank Technical Paper No. 83, 1989).

Algunos compuestos orgánicos afectan las fuerzas de compresión y las características del lixiviado de las formulaciones de la tecnología de estabilización/solidificación con cal-ceniza. El ácido adipico afecta adversamente las fuerzas compresivas. El metanol, xileno y benceno actúan como retardadores, pero en menor grado. Estos compuestos incrementan las concentraciones de constituyentes tóxicos en el lixiviado de muestras solidificadas y estabilizadas (Wiles, 1989).

Ya que se ha concluido que existe una importante correlación entre los efectos de compuestos orgánicos en los sistemas puzolánicos cal-ceniza y en la hidratación del cemento Portland, la información concerniente a aditivos y a las interferencias en el uso del cemento Portland debe aplicarse a los sistemas de estabilización/solidificación que emplean reacciones puzolánicas. Aun así, algunos residuos orgánicos e inorgánicos contaminados con compuestos orgánicos son probablemente aceptables para la solidificación y estabilización empleando materiales puzolánicos. Se han tratado residuos como los lodos de talleres de laminado, electrogalvanizado o lodos aceitosos provenientes de refinerías de petróleo. Sin embargo, se puede esperar que los residuos orgánicos con los grupos funcionales hidroxilo o ácido carboxílico como los residuos biológicos, lodos de pinturas y algunos solventes, inhiban parcial o totalmente las reacciones basadas en cemento Portland o en materiales puzolánicos responsables de la solidificación (Wiles, 1989).

La tabla (5.8.1) lista compuestos químicos seleccionados que ejercen efectos adversos en los procesos que aplican cemento Portland o con materiales puzolánicos. Adicionalmente a los efectos químicos, la temperatura y las condiciones de humedad durante el mezclado son importantes. Temperaturas inferiores a 0 °C causan un retardo en la fijación, mientras aquellas superiores a 30 °C la aceleran. Temperaturas superiores a 66 °C destruyen completamente la reacción. Una humedad alta, puede también acelerar la fijación. Una mezcla extensiva, especialmente después de la formación de la fase gelatinosa puede destruir los sólidos y provocar un producto de muy baja resistencia (Wiles, 1989).

Generalmente, los compuestos inorgánicos se solidifican y estabilizan más fácilmente que los compuestos orgánicos (Ver tabla 5.8.2). Además es más fácil dar un pretratamiento a la corriente residual para mejorar los compuestos inorgánicos duros de manejar. Tal parece que los compuestos orgánicos no presentan las reacciones químicas que formen compuestos orgánicos-inorgánicos o complejos que puedan enlazar químicamente los contaminantes orgánicos, así que éstos se retienen en las trampas físicas; en algunos casos pueden estar presentes en la fase gelatinosa del cemento (Walsh et. al., 1986).

Las características físicas del residuo son también muy importantes. El tamaño y la forma de la partícula en el residuo y la dureza del aglutinante desempeñan un papel importante en el funcionamiento de los procesos de tratamiento. La viscosidad de las mezclas puede cambiar con el tamaño y la forma de la partícula y afectar el agua disponible para las reacciones. Para las mezclas producidas que originan la resistencia aceptable es importante una relación agua/aglutinante adecuada. Un sobremezclado o un submezclado puede afectar adversamente la resistencia del producto final o también obstruir la fijación inicial.

Un retardo en la fijación (fraguado) puede o no ser perjudicial. Si el fraguado se retarda al punto que la resistencia es inaceptable o la contención del contaminante se extiende, resultará un producto de menor calidad que no funcionará satisfactoriamente. Sin embargo, si el retardo en el fraguado es muy pequeño, entonces no representa un problema importante. En esta situación, la economía y el programa del proceso se convierten en los factores determinantes.

5.8.7.3 Tipos y requerimientos del proceso

El tipo de proceso de S/S requerido (por ej., en tambor, en planta, etc.) y las condiciones específicas del proceso (como pueden ser: modificaciones del residuo, tipos de mezclado, transportación, colocación y almacenamiento de los residuos tratados) son factores importantes que deben considerarse en la evaluación y selección de la tecnología de solidificación/estabilización. Es más fácil controlar y proporcionar una mezcla conveniente del aglutinante con la matriz del residuo en un tambor o proceso de planta que cuando se solidifica un pozo, remanzo o una laguna. También afectan la evaluación y selección de la tecnología los requerimientos del proceso especiales como el tratamiento para remover los agentes de interferencia, el uso de aglutinantes de fraguado térmico y de macroencapsulación.

El manejo del producto tratado (por ej., su disposición en un relleno sanitario, almacenamiento, transporte etc.) es también importante en la selección de la tecnología de solidificación/estabilización (Dependiendo de los requerimientos de la reglamentación). Esto requiere que el material no sea peligroso. Así mismo otros esquemas utilizados, como su colocación en tambores (plástico o metal) para el almacenamiento en bodegas o en minas subterráneas, inyección in-situ en minas deben tomarse en cuenta.

EFECTOS DE ALGUNOS COMPUESTOS QUIMICOS EN LOS PROCESOS
PUZOLANICOS BASADOS EN CEMENTO

| COMPUESTO QUIMICO | FUNCIONES IMPORTANTES | | | | | | | REACCION DE DES-TRUCCION |
|------------------------|-----------------------|--------------|-------------------|-----------------|-------------------------|---------------|---------------|--------------------------|
| | FLOCULANTE | DISPER-SANTE | AGENTE HUMECTANTE | AGENTE QUELANTE | AGENTE RUPTOR DE MATRIZ | RETAR-DADORES | ACELERA-DORES | |
| ACIDOS CARBOXILICOS | | X | | | | X | | . |
| CARBONILOS | | X | | | | X | | . |
| AMIDAS | | | X | | | | | |
| AMINAS | X | | | | | | X | . |
| ALCOHOLES | | | X | | | X | | . |
| SULFONATOS | | X | | | | X | | |
| GLUCOSA AZUCAR | | | | X | | X | | . |
| HIDROCARBUROS CLORADOS | | | | | X | X | | . |
| ACEITE | | | | | | | | >25-30% P |
| CLORURO DE CALCIO | | | | | >4% ° | | <2% * | > 4% P |
| FIERRO + | X | | | | X | | X | |
| ESTAÑO | | | | | X | X | | |
| PLOMO | | | | | X | X | | |
| BORATOS | | | | | X | X | | . |
| MAGNESIO | X | | | | X | X | | |
| YESO (HID) | | | | | | X | | |
| YESO (ANH) | | | | | | | X | . |
| SILICA | X | | | | | X ° | | |

NOTAS:

- * A altas concentraciones
- + Relación Fe 2+ a Fe 3+ importante
- ° Solo en ciertas formas
- P por peso

Fuente: "Standard Handbook of Hazardous Waste management and disposal", Secc. 7.8 pp. 7.94. H. Freeman.

TABLA (5.8.2)

COMPATIBILIDAD DE ALGUNAS CATEGORIAS DE RESIDUOS CON
LAS TECNICAS DE ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION

TIPOS DE TRATAMIENTO SOLIDIFICACION/ESTABILIZACION.

| COMPONENTES DEL RESIDUO | BASADO EN CEMENTO | BASADO EN CAL | SOLIDIFICACION TERMOPLASTICA | POLIMERO ORGANICO (UF)+ |
|----------------------------------|---|---|--|---|
| ORGANICOS | | | | |
| 1.-SOLVENTES ORGANICOS Y ACEITES | MUCHOS DIFICULTAN EL FRAGUADO, PUEDEN ESCAPAR COMO VAPOR | MUCHOS DIFICULTAN EL FRAGUADO PUEDEN ESCAPAR COMO VAPOR | LOS COMPUESTOS ORGANICOS PUEDEN VAPORIZAR EN CALIENTE | PUEDA RETARDAR LA FIJACION DEL POLIMERO |
| 2.-COMPUESTOS ORGANICOS SOLIDOS | BUENOS, FRECUENTEMENTE INCREMENTA SU DURABILIDAD | BUENOS, FRECUENTEMENTE INCREMENTA SU DURABILIDAD | POSIBLE USO COMO AGENTE AGLUTINANTE | PUEDA RETARDAR LA FIJACION DEL POLIMERO |
| INORGANICOS | | | | |
| 1.-RESIDUOS - ACIDOS | EL CEMENTO NEUTRALIZARA LOS ACIDOS | COMPATIBLE | PUEDA NEUTRALIZARSE ANTES DE SU INCORPORACION | COMPATIBLE |
| 2.-OXIDANTES | COMPATIBLE | COMPATIBLE | PUEDA CAUSAR RUPTURA DE LA MATRIZ, FUEGO | PUEDA CAUSAR RUPTURA DE LA MATRIZ |
| 3.-SULFATOS | PUEDA RETARDAR EL FRAGUADO Y CAUSAR ASTILLAMIENTO, AMENOS QUE SE USE CEMENTO ESPECIAL | COMPATIBLE | PUEDA DESHIDRATARSE Y REHIDRATARSE CAUSANDO HIDROLISIS | COMPATIBLE |
| 4.-HALUROS | LOS LIXIVIADOS DEL CEMENTO PUEDEN RETARDAR EL FRAGUADO | PUEDA RETARDAR EL FRAGUADO, FACILMENTE LIXIVIABLES | SE PUEDE DESHIDRATAR | COMPATIBLE |
| 5.-METALES PESADOS | COMPATIBLE | COMPATIBLE | COMPATIBLE | UN PH ACIDO-SOLUBILIZA - HIDROXIDOS-METALICOS |
| 6.-MATERIALES RADIOACTIVOS | COMPATIBLE | COMPATIBLE | COMPATIBLE | COMPATIBLE |

NOTA: COMPATIBLE INDICA QUE EL PROCESO DE ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION GENERALMENTE PUEDE APLICARSE SATISFACTORIAMENTE AL COMPONENTE RESIDUAL INDICADO.

+UF, RESINA UREA-FORMALDEHIDO.

FUENTE: "GUIDE TO THE DISPOSAL OF CHEMICALLY STABILIZED AND SOLIDIFIED WASTE". P. G. MALONE Y L. W. JONES. USEPA 1982.

5.8.8 Economía

El costo de solidificación y estabilización se considera bajo comparado con otras técnicas de tratamiento. Esto se debe a que la materia prima para este proceso es muy económica (por ej., ceniza muy fina, cementos y cal); en la mayoría de estos procesos, los requerimientos son muy sencillos y el uso, así como el equipo que es fácilmente disponible en industrias de concreto y otras industrias de construcción. Los objetivos iniciales de este tratamiento se enfocaron a la necesidad de producir un residuo más manejable, en vez de tener un producto que cumpla los requerimientos de reglamentación más estrictos (Wiles, 1989).

No es posible dar costos exactos para solidificación y estabilización. Los costos finales dependerán de las condiciones específicas del sitio. Factores importantes que intervienen en los costos son los siguientes:

Características del residuo. Las formas físicas y químicas características del residuo que se somete al tratamiento de estabilización/solidificación. Si se requiere pretratamiento para remover y/o alterar constituyentes de interferencia, los costos se incrementarán.

Transporte. Los requerimientos de transporte de materias primas a plantas o sitios y el transporte de productos finales para su disposición afectarán también a los costos.

Otros factores. Los requerimientos especiales de salud y seguridad, así como cualquier reglamentación especial. El aseguramiento de calidad y el control de calidad (QA/QC) y los costos analíticos asociados deben tomarse en cuenta para estimar los costos.

5.8.8 Conclusiones

El papel que tiene la tecnología de estabilización/solidificación en el manejo de residuos peligrosos depende en gran forma de las acciones reglamentarias, en su subsecuente interpretación legal y en la capacidad de la tecnología para cumplir con los criterios de funcionamiento que puedan desarrollarse posteriormente.

Debido a que las restricciones de rellenos sanitarios son más estrictas y se rechazan los residuos para su disposición en la tierra, esta tecnología puede ser una alternativa muy importante en orden de tratar al residuo y convertirlo en aceptable para este tipo de disposición. Una baja permeabilidad, menor cantidad de lixiviado y características similares, hacen a un residuo peligroso aceptable para su disposición en la tierra después de su estabilización.

5.9 INTERCAMBIO IONICO

5.9.1 Generalidades

El intercambio iónico (II) es un intercambio de iones reversible entre las fases líquida y sólida. Los iones sostenidos por fuerzas electrostáticas en grupos funcionales cargados en la superficie de un sólido insoluble se reemplazan por iones de carga similar en una solución. El intercambio iónico es estequiométrico, reversible y selectivo en la remoción de especies iónicas disueltas. Los materiales de intercambio iónico deben tener sitios lón-activos en toda su estructura, alto rendimiento, selectividad por las especies iónicas, capacidad de regeneración, estabilidad física y química y baja solubilidad (Wentz, 1989).

El intercambio iónico es muy útil en el tratamiento de los residuos peligrosos. Algunas aplicaciones comunes son, la desalación, la separación de amonio y el tratamiento de aguas residuales con metales pesados, donde por medio del proceso de intercambio iónico, los iones de metales pesados se concentran en el regenerado gastado. El ablandamiento de agua por intercambio de iones sodio por calcio y magnesio es comúnmente practicado en el tratamiento de agua.

Los primeros intercambiadores iónicos fueron los aluminosilicatos de sodio inorgánicos llamados *zeolitas*. Estos materiales tienen estructuras relativamente abiertas con canales y cavidades interconectadas disponibles para movimiento iónico. La red tiene una carga eléctrica negativa balanceada por cationes que pueden reemplazarse por otros. Algunos aluminosilicatos también intercambian aniones.

Los intercambiadores iónicos sintéticos imparten mejores características dentro de las resinas que aquellos ofrecidos por las zeolitas.

Las resinas orgánicas de intercambio iónico son las resinas sintéticas más importantes; generalmente, éstas son geles con una matriz de cadenas de hidrocarburos que tienen grupos iónicos capaces de intercambiarse. Las uniones cruzadas se llevan a cabo con enlaces carbón-carbón dando a la resina una buena estabilidad química, térmica y mecánica. La selectividad del ión puede controlarse con los grupos iónicos estables y fijos a la matriz. Las resinas sintéticas tienen capacidad de intercambio catiónico y aniónico. Las resinas orgánicas catiónicas tienen una alta capacidad de intercambio iónico y contienen grupos reactivos como sulfónicos, fenólicos y carboxílicos que pueden cargarse con cationes intercambiables. Las resinas de intercambio aniónicas tienen grupos ionizables como amonio cuaternario o grupos amino que pueden cargarse con aniones intercambiables.

La mayoría de los intercambiadores iónicos son polímeros sintéticos insolubles en agua. El intercambio iónico, tiene una capacidad de intercambio limitada para almacenamiento de iones y eventualmente se satura. Entonces se lavan con una solución regeneradora, para reemplazar los iones indeseables acumulados y así el material intercambiable vuelve a tener una condición utilizable. Esta operación es un proceso cíclico, que involucra el intercambio iónico en servicio, lavado a contracorriente, regeneración y enjuague. Gran parte de las unidades de intercambio iónico contienen un lecho de resinas de intercambio iónico que se operan a flujo descendente. La unidad está en servicio para un predeterminado nivel de

derrame, primero se lava con un flujo ascendente y entonces se regenera por una solución química de flujo descendente. El lecho resinoso se enjuaga con flujo descendente.

La solución alimentada a la columna de intercambiadores iónicos y la región de intercambio se moverá a través de la columna hasta agotamiento del lecho. Posteriormente, la columna se lava con agua a contracorriente para quitar los sólidos retenidos.

Durante el período de regeneración, la solución regeneradora fluye a través del lecho, desplazando iones indeseables y restaurando la resina a su condición original. Una corriente residual se generará durante esta fase y requerirá de disposición. En la operación de enjuagado el agua desplaza el remanente gastado en el lecho. Este efluente de agua se descarta mientras haya contaminación del regenerante.

Una consideración importante en la selección de cualquier proceso de intercambio iónico es el residuo creado por la regeneración del lecho de intercambio iónico. El residuo puede reutilizarse o puede presentar un problema de disposición, como el ácido gastado en la regeneración de un intercambiador catiónico. Para un tratamiento apropiado de estos residuos, se debe determinar el flujo residual del paso de regeneración y la concentración de contaminantes.

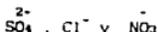
La solución cáustica gastada en la regeneración de un intercambiador aniónico fuerte se puede utilizar para regenerar el intercambiador aniónico básico débil. Si los regenerantes gastados no pueden reutilizarse, deben tratarse para producir un efluente que no trastorne el sistema de tratamiento residual.

Para determinar el rendimiento de una resina intercambiadora con un ión particular en solución, se deben realizar pruebas de sorción.

Los intercambiadores iónicos típicos tienen de 2 a 8 pies de profundidad de lecho y operan de 2 a 6 gal/(min)(pie)². La relación de altura-díametro es aproximadamente 2 a 1, la altura debe ser suficiente para permitir una expansión del lecho durante el lavado a contracorriente, ya que las zeolitas se expanden aproximadamente 25% y los polímeros pueden duplicar en profundidad. La capacidad de intercambio se expresa generalmente como miliequivalentes por mililitro (meq/ml) (Wentz, 1989).

5.9.2 Tipos de intercambiadores

Existen intercambiadores con sitios cargados negativamente, llamados intercambiadores catiónicos debido a que admiten iones cargados positivamente. Los intercambiadores aniónicos tienen sitios cargados positivamente y atraen iones negativos. Las resinas de intercambio catiónico que tienen sitios reactivos de ácidos fuertes, como los grupos sulfónicos (-SO₃H), remueven cationes fácilmente. Las resinas de intercambio catiónico de ácidos débiles que tienen grupos carboxílicos (-COOH) remueven cationes como Ca²⁺ y Mg²⁺ pero tienen una capacidad limitada para remover Na⁺ y K⁺. Las resinas de intercambio aniónico de base fuerte que poseen grupos amonio remueven fácilmente todos los aniones. Las resinas de intercambio aniónico de base débil con grupos amino, remueven principalmente ácidos minerales fuertes como:



Las resinas de intercambio iónico tienen un número finito de sitios de intercambio. Una ecuación generalizada para el intercambio de cationes es la siguiente:



donde C_1 y C_2 son cationes y X es la resina intercambiadora.

La constante de equilibrio se representa como:

$$K = \frac{(XC_1)(C_2)}{(XC_2)(C_1)} = \frac{(C_1)_{resina}}{(C_2)_{resina}} \frac{(C_2)_{solución}}{(C_1)_{solución}}$$

donde:

K = constante de equilibrio

$\frac{(C_1)_{resina}}{(C_2)_{resina}}$ = concentración de equilibrio de la resina

$\frac{(C_2)_{solución}}{(C_1)_{solución}}$ = concentración de equilibrio de la solución

K representa la preferencia relativa de la resina para atraer y retener cationes C_1 en comparación con los cationes C_2 .

La constante de equilibrio es directamente proporcional a la preferencia del ion por el intercambiador. Las resinas de intercambio catiónico generalmente prefieren cationes de altas valencias que reaccionan fuertemente con los sitios de intercambio de las resinas y son menos propensos para formar complejos. Para resinas fuertes, la clasificación de selectividad preferente para cationes comunes son:

- | | |
|---------------------|----------------------------------|
| 1) Ba ²⁺ | 9) Zn ²⁺ |
| 2) Pb ²⁺ | 10) Mg ²⁺ |
| 3) Sr ²⁺ | 11) Ag ⁺ |
| 4) Ca ²⁺ | 12) Cs ⁺ |
| 5) Ni ²⁺ | 13) K ⁺ |
| 6) Cd ²⁺ | 14) NH ₄ ⁺ |
| 7) Cu ²⁺ | 15) Na ⁺ |
| 8) Co ²⁺ | 16) H ⁺ |

Por ejemplo, la selectividad de intercambio de cationes indica que el Pb²⁺ tiene preferencia sobre el Mg²⁺.

Los intercambiadores aniónicos son polímeros que incluyen intercambiadores de base débil y base fuerte. El grupo funcional es una amina. Los intercambiadores de base débil contienen un grupo amino secundario o terciario que puede absorber ácidos fuertes. Los intercambiadores de bases fuertes contienen una amina cuaternaria.

Estos únicamente pueden remover ácidos minerales fuertes, como el HCl, H₂SO₄, HNO₃ y tienen una capacidad de intercambio mínima para ácidos débiles. Los intercambiadores de base fuerte reauveen la alcalinidad del agua por sustitución de iones cloro.

Para resinas de base fuerte, la clasificación preferente de selectividad para aniones comunes es:

SO₄²⁻
I⁻
NO₃⁻
CrO₄²⁻
Br⁻
Cl⁻
OH⁻

Por ejemplo, la selectividad de intercambio aniónico indica que el SO₄²⁻ tiene preferencia sobre el Cl⁻ (Wentz, 1989).

B.9.3 APLICACIONES

En operaciones de galvanizado de metales, se utilizan resinas de intercambio aniónico para recuperar ácido crómico de aguas de enjuagado, también para intercambiar cianuro y complejos de cianuro metálico.

Comercialmente, se han demostrado los procesos de recuperación de compuestos químicos provenientes de los baños de electrogalvanizado ácido-cobre, ácido-zinc, níquel, estaño, cobalto y cromo. El proceso también se utiliza para purificar soluciones del galvanizado y así, dar un periodo de vida más largo (Higgins, 1989).

B.9.4 EQUIPO

Un sistema de intercambio iónico, generalmente consiste de un tanque de almacenamiento de agua residual, prefiltrros, recipientes de intercambio aniónico o catiónico y equipo de regeneración ácido-básico (Higgins, 1989).

B.9.5 ECONOMIA

En estudio de la U.S EPA en 1979 estimó que el sistema de II operado 5000 hr/año costaría \$31000 dis. estadounidenses en gastos de instalación y \$6000 dis. en gastos de operación, con un periodo de recuperación de 5.2 años (Higgins, 1989).

5.10 PROGRAMA DE EVALUACION DE TECNOLOGIAS DE INNOVACION DEL SUPERFUND (SITE), AGENCIA DE PROTECCION AMBIENTAL DE ESTADOS UNIDOS DE AMERICA (USEPA).

5.10.1 Introducción

Con el propósito de fomentar el desarrollo de las tecnologías de tratamiento de residuos peligrosos necesarias para implementar nuevas normas de limpieza más confiables y acelerar el uso de estas tecnologías innovativas en sitios con residuos peligrosos, se autorizó el Programa de Tecnologías de Innovación del Superfund (SITE) en el Acta de enmiendas y reautorización del Superfund (SARA). Este programa es un esfuerzo conjunto entre la Oficina de Investigación y Desarrollo (ORD) de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) y de la Oficina de Residuos Sólidos y de Respuesta de Emergencia (OSWER).

El laboratorio de Ingeniería de Reducción de Riesgos (RREL) de la USEPA, es responsable de la planeación, implementación, investigación, desarrollo y programas de demostración que proveen las bases de ingeniería autorizadas por la reglamentación de la USEPA, además de programas y reglamentaciones concernientes al agua potable, agua residual, pesticidas, sustancias tóxicas, residuos sólidos y peligrosos y actividades relativas al SUPERFUND.

El Programa de Evaluación de Tecnologías (SITE) tiene ya cinco años, y es parte integral de las investigaciones de la EPA dentro de los métodos alternativos de limpieza para sitios con residuos peligrosos, a través de convenios con los grupos que desarrollaron la tecnología; las tecnologías de innovación se prueban a niveles de escala piloto y posteriormente en los sitios de demostración. La USEPA reúne y evalúa los resultados de la ejecución de cada tecnología, para poder seleccionar la solución más apropiada para los sitios que tengan residuos peligrosos.

El principal objetivo de este programa es proveer a los ingenieros ambientales o a industriales con necesidades de mejoras ambientales de nuevas opciones de tratamiento viables que tengan ventajas en costo y eficiencia comparadas con las tecnologías de tratamiento tradicionales. El programa SITE consta de las siguientes actividades:

- (1) Programa de Demostración
- (2) Programa de Tecnologías de Innovación (emergentes)
- (3) Programa de Desarrollo de Tecnologías de Medida y Monitoreo
- (4) Programa de Comercialización de la Tecnología
- (5) Programa de Transferencia de la Tecnología.

En donde, el Programa de Demostración tiene como objetivo el conducir y monitorear demostraciones de las tecnologías innovativas para asegurar un funcionamiento confiable, costo e información de la aplicación para futuras caracterizaciones de sitio y limpieza.

El Programa de Tecnologías de Innovación fomenta el desarrollo de las tecnologías alternativas que están surgiendo continuamente.

El Programa de Tecnologías de Medida y Monitoreo desarrolla las tecnologías que detectan, monitorean y miden las sustancias tóxicas y peligrosas para proporcionar mejores métodos, más rápidos y más costables, para obtener resultados reales de tiempo durante la caracterización del sitio y su solución.

El Programa de Comercialización tiene como objetivo fomentar el desarrollo del sector privado de firmas dispuestas a comercializar tecnologías de desarrollo de la USEPA.

Y por último el Programa de Transferencia de Tecnología tiene como objetivo identificar y eliminar los impedimentos para el uso de tecnologías alternas.

En este documento sólo se presentarán las Tecnologías de Demostración y las de Innovación de 1990 y 1991.

Cabe mencionar, que antes de que la tecnología pueda aceptarse en el Programa de Tecnologías de Innovación, se debe disponer de suficientes resultados para validar sus conceptos básicos. Una vez aceptada en el programa, la tecnología se sujeta a pruebas a escala piloto y de laboratorio bajo condiciones controladas.

Si los resultados de las pruebas a escala piloto y de laboratorio son aprobados, la tecnología puede aceptarse dentro del Programa de Demostración. Este se prueba en el sitio con materiales residuales peligrosos.

Para la evaluación de la tecnología se presenta un reporte de resultados de la demostración tales como los procedimientos de prueba, los resultados obtenidos, el aseguramiento de calidad y normas de control de calidad.

Se realiza también un segundo reporte llamado reporte del análisis de las aplicaciones, para evaluar toda la información disponible de la tecnología específica y analizar principalmente su aplicación a otras características de sitio, tipos de residuos y matrices de residuos. Esta información se distribuye a la comunidad usuaria para proveer de resultados técnicos confiables a las industrias interesadas y promover el uso comercial de la tecnología.

B.10.2 TECNOLOGIAS DEL PROGRAMA DE DEMOSTRACION

UNION QUIMICA/PRECIPITACION COMBINADA Y SEPARACION FISICA DE RADIONUCLEOS

(TECHTRAN INC.)

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Este método de unión química y separación física involucra una mezcla turbulenta de un polvo fino (RHM 1000) el cual contiene óxidos complejos y otros agentes enlazantes reactivos. El polvo RHM 1000 absorbe, adsorbe y quimisorbe la mayoría de los radionucleos y metales pesados en el agua, lodos o suelos (preprocesados en suspensión), precipitados blandos, floculación y reacciones de precipitación. Se escogen cuidadosamente el pH, la dinámica de mezclado y la velocidad del proceso para optimizar la unión de los contaminantes.

Para separar el agua de los sólidos se usa un proceso seguro y económico de dos etapas basado en (1) separación por tamaño de partícula y densidad usando una tecnología de clarificación y microfiltración de todas las partículas y agregados; y (2) Se deshidrata usando un filtro prensa para producir de un 70 a 85% de torta de filtrado seca que contiene el concentrado de radionucleos, metales pesados y otros sólidos. La torta de filtrado es colectada y estabilizada para su disposición.

La cantidad de RHM 1000 requerida para el proceso, abarca un intervalo de 0.1% a menos del 0.01% dependiendo de la aplicación (USEPA 1990).

El proceso está diseñado para flujos de agua continuos (50-1500 gal/min) o lodos de flujo semicontinuo y procesamiento de suelos (300 ton/8 hr día). Esta tecnología se puede adaptar a niveles de trazas de materiales radioactivos (NORM) y niveles bajos de residuos radioactivos. El equipo se monta en un trailer para utilizarlo como sistema móvil. Cuando el sistema es de gran capacidad se puede colocar en una base deslizante.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología es aplicable para (1) limpieza del agua, lodos y suelos contaminados con radio, torio, uranio y metales pesados de aceites y perforaciones de gas y (3) limpieza de radionucleos almacenados en tanques subterráneos, huecos, estanques o barriles. Esta tecnología no es aplicable para agua que contenga tritio.

OXIDACION QUIMICA Y DESTRUCCION DE CIANUROS
(EXXON CHEMICALS, INC. & RIO LINDA CHEMICAL CO.)
(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Esta tecnología utiliza dióxido de cloro generado in-situ, para oxidar corrientes residuales acuosas contaminadas y cianuros en formas simples y complejas contenidos en el agua o en el medio sólido. El dióxido de cloro es un agente oxidante ideal debido a que altera los contaminantes químicamente convirtiéndolos en sales y ácidos orgánicos no tóxicos.

El dióxido de cloro gaseoso se genera por la reacción de una solución de cloruro de sodio con gas cloro, o por la reacción de una solución de cloruro de sodio con hipoclorito de sodio y ácido hidroclicórico. Ambos procesos producen por lo menos 95% de dióxido de cloro puro.

En un sistema de tratamiento acuoso, el dióxido de cloro gaseoso se alimenta a una corriente residual via venturi, donde está la fuerza motriz para el sistema de generación. La cantidad de dióxido de cloro requerida depende de las concentraciones contaminantes, en la corriente residual y en la concentración de compuestos oxidantes, tal como sulfuros.

En las aplicaciones de tratamiento para suelo, el dióxido de cloro puede aplicarse in-situ via pozos de inyección convencional o por derrames superficiales. La concentración de dióxido de cloro dependerá del nivel de contaminantes en el suelo.

El sistema de tratamiento con dióxido de cloro se ha utilizado para desinfección de agua potable, saneamiento de la elaboración de alimentos y como biocidas en el agua industrial de proceso. Ya que el dióxido de cloro reacciona primero via directa por oxidación que por sustitución (como lo hace el cloro), el proceso no forma trihalometanos indeseables.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología es aplicable a los residuos acuosos, suelos o cualquier medio sólido lixiviado contaminado con compuestos orgánicos. También se puede aplicar a los mantos acuíferos contaminados con biocidas o con cianuro; todos que contienen cianuros, PCPs u otros orgánicos y residuos de agua industrial similares a los residuos de agua de refinería.

RADIACION/OXIDACION ULTRAVIOLETA

(ULTRATROX INTERNATIONAL)

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Este proceso de oxidación/radiación ultravioleta (UV) utiliza radiación UV, ozono (O₃) y peróxido de hidrógeno (H₂O₂) para destruir compuestos tóxicos orgánicos, particularmente los hidrocarburos clorados en agua. El proceso oxida compuestos tóxicos o refractarios (resistentes a la oxidación biológica en concentraciones de partes por millón o partes por billón).

El sistema Ultrox consiste de un reactor, un módulo compresor de aire/generador de ozono y un sistema de alimentación de peróxido de hidrógeno, que está montado en un dispositivo deslizando y portátil, que permite un tratamiento en el sitio de una amplia variedad de residuos líquidos, tal como los residuos líquidos industriales, mantos acuíferos y lixiviados. El tamaño del reactor se determina a partir de la velocidad de flujo de agua residual supuesta y del tiempo de retención hidráulico necesario para tratar el agua contaminada. La intensidad aproximada de radiación UV, ozono y la dosis de peróxido de hidrógeno se determina de estudios a escala en plantas piloto.

El influente (que va al reactor) es expuesto simultáneamente a la radiación UV, al ozono y al peróxido de hidrógeno para oxidar los compuestos orgánicos. El gas que sale del reactor pasa a través de una unidad de destrucción de ozono, donde los niveles de ozono se reducen antes del venteo de aire. La unidad de destrucción de ozono también destruye los compuestos orgánicos volátiles gaseosos (VOC) removidos fuera del reactor.

El efluente del reactor se prueba y analiza antes de su disposición.

Aplicación a los residuos.

El agua subterránea contaminada, las aguas residuales industriales y los lixiviados que contienen solventes halogenados, fenol, pentaclorofenol, bicidas, PCBs y otros compuestos orgánicos son apropiados para este proceso de tratamiento.

El programa de demostración diseñado para evaluar la ejecución del sistema Ultrox tomaron en cuenta cinco parámetros de operación sujetos a varias combinaciones.

- (1) pH del influente
- (2) tiempo de retención
- (3) dosis de ozono
- (4) dosis de peróxido de hidrógeno
- (5) intensidad de radiación UV

EXTRACCION AL VACIO IN-SITU

(TERRA VAC, INC.)

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

La tecnología de extracción al vacío in-situ es un proceso de remoción y tratamiento de compuestos orgánicos volátiles (VOCs) en la zona vadosa o zona insaturada de suelos. En ocasiones, estos compuestos se pueden remover de la zona vadosa antes de que contaminen las aguas subterráneas. En esta tecnología se utiliza un pozo para extraer los contaminantes orgánicos subterráneos. La corriente de contaminante extraída pasa a través de un separador vapor/líquido y los gases que resultan se someten a un tratamiento antes de ser liberados a la atmósfera.

La tecnología utiliza un equipo práctico tal como pozos de extracción y monitoreo, tuberías múltiples de distribución, un separador vapor/líquido, una bomba de vacío y un dispositivo de control de emisiones como puede ser un bote de carbón activado.

Una vez que el área contaminada está completamente definida, se instala un pozo de extracción y se conecta mediante tuberías a un separador vapor/líquido. La bomba de vacío extrae los contaminantes subterráneos a través de un pozo hacia el separador y se efectúa un sistema de tratamiento con carbón activado o un oxidante catalítico antes de que la corriente de aire sea descargada a la atmósfera. El vacío subterráneo y las concentraciones de vapor del suelo se monitorean usando pozos de monitoreo en la zona vadosa.

Esta tecnología no requiere excavación del suelo y no está limitada por la profundidad. Además funciona mejor en sitios contaminados por líquidos con altas presiones de vapor. El éxito del sistema de tratamiento depende de las condiciones del sitio, propiedades del suelo y de las propiedades químicas de los contaminantes. El proceso funciona en suelos de baja permeabilidad (arcillas) si tienen una porosidad suficiente. Dependiendo del tipo de suelo y de la profundidad del agua subterránea, el radio de influencia de un pozo de extracción sencillo puede estar en el intervalo de decenas a centenas de pies.

Los intervalos de velocidad de recuperación de contaminantes están de 20 a 2500 libras por día y están en función del grado de contaminación del sitio. El proceso se lleva a cabo más rápido entre más volátiles sean los compuestos orgánicos. Se han diseñado sistemas de extracción doble de vacío para la recuperación tanto de vapor como de aguas subterráneas.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología es aplicable a compuestos orgánicos que son volátiles o semivolátiles a temperatura ambiente, en suelos y aguas subterráneas. Los contaminantes deben tener una constante de Henry de 0.001 o mayores para tener una remoción efectiva.

El sistema Terra Vac se probó en algunos sitios. Estas evaluaciones de campo produjeron las siguientes conclusiones:

- El proceso representa una tecnología viable para la limpieza de un sitio contaminado con compuestos orgánicos volátiles.
- Las consideraciones principales que se deben tener en cuenta para la aplicación de ésta tecnología son:

La volatilidad de los contaminantes (constante de Henry) y la porosidad del suelo.

- El proceso presenta un buen funcionamiento en la remoción de compuestos orgánicos volátiles del suelo con medida de permeabilidad de 10^{-4} a 10^{-6} cm/seg.
- El costo de tratamiento, basado en datos disponibles, es de \$ 40 dis. por ton., pero puede variar de \$10 dis. a \$150 dis. por ton. dependiendo de los requerimientos del tratamiento.

CHEMTACT™ TRATAMIENTO DE RESIDUOS GASEOSOS
QUAD ENVIRONMENTAL TECHNOLOGIES CORPORATION
(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

El sistema Chemtact™ utiliza una tecnología depuradora de gas para remover los compuestos orgánicos gaseosos y contaminantes inorgánicos a través de un eficiente contacto gas/líquido. Gotitas de una solución química se dispersan por medio de boquillas pulverizadoras dentro de la cámara depuradora. Gotas muy pequeñas (menos de 10 micras) con un tiempo de retención mayor que los depuradores convencionales resultan de un sistema continuo que genera volúmenes bajos de líquidos remanentes. Estos remanentes se tratan con técnicas convencionales.

La depuración de gases es una tecnología de reducción de volumen que transfiere contaminantes de la fase gaseosa a la fase líquida. La selección del líquido se basa en las características químicas de los contaminantes.

La corporación de tecnologías ambientales QUAD tiene dos unidades móviles a escala piloto disponibles: Un sistema de dos etapas con una capacidad de 800 ft³/min y un sistema de una etapa, con una capacidad de 2500 ft³/min. Estos equipos están montados en trailers para su transportación.

Aplicaciones a los residuos.

Esta tecnología se puede utilizar en corrientes de residuos gaseosos que contengan una amplia variedad de contaminantes orgánicos o inorgánicos, pero es más apropiada para compuestos orgánicos volátiles. El sistema es aplicable para procesos que generan gases de agotamiento contaminados, tal como la remoción por aire de aguas subterráneas o de lixiviados, aeración del suelo o emisiones de secadores o incineradores.

LAVADO DE SUELO / OXIDACION CATALITICA CON OZONO

EXCALIBUR ENTERPRISES, INC.

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

La tecnología Excalibur está diseñada para tratar suelos con contaminantes orgánicos e inorgánicos. Esta tecnología es un proceso de dos etapas: En la primera, se extrae el contaminante del suelo y en el segundo, oxida los contaminantes presentes en el extracto.

La extracción se lleva a cabo utilizando agua ultrapura y ultrasonido. La oxidación involucra ozono, luz ultravioleta y ultrasonido. Los productos de tratamiento de esta tecnología son suelos descontaminados y suelos inertes. Después de la extracción, el suelo contaminado se pasa a través de un tamiz de una pulgada. Las partículas de suelo retenidas en el tamiz se trituran usando un molino de martillos y se regresan al tamiz. Las partículas del suelo que pasan a través del tamiz se envían a una lavadora de suelos, donde el agua ultrapura extrae los contaminantes del suelo tamizado. El ultrasonido actúa como un catalizador para mejorar el lavado del suelo. Generalmente, se adicionan 10 volúmenes de agua por volumen de suelo generando una suspensión de aproximadamente 10-20% de sólidos. Esta suspensión se transporta a un separador sólido-líquido como puede ser un centrifugador o un ciclón, para separar el suelo descontaminado del agua contaminada. El suelo descontaminado puede regresarse a su lugar original o disponerse apropiadamente.

Después de la separación sólido-líquido, cualquier residuo aceitoso presente en el agua contaminada se recupera usando un separador aceite/agua. El agua contaminada se ozona antes de la separación aceite/agua para ayudar a la recuperación del aceite. El agua, entonces fluye a través de un filtro para remover cualquier partícula fina. Después de que las partículas se filtran, el agua pasa por un filtro de carbón y un desionizador para reducir la carga contaminante que entra a la multicámara del reactor.

En la multicámara del reactor, el gas ozono, la luz ultravioleta y el ultrasonido se aplican al agua contaminada. La luz ultravioleta y el ultrasonido catalizan la oxidación de contaminantes por ozono. El agua tratada (agua ultrapura) fluye fuera del reactor a un tanque de almacenamiento y se reusa para lavar otra carga de suelo. Si se requiere agua de reemplazo se genera agua adicional ultrapura en el sitio por tratamiento del agua corriente con ozono y ultrasonido.

El sistema de tratamiento también está equipado con un filtro de carbón para tratar el gas que se libera del reactor. Este filtro está biológicamente activado para regenerar el carbón gastado in-situ.

Los intervalos de las capacidades del sistema abarcan, de un pie cúbico de sólidos por hora con una velocidad de flujo de agua de un galón por minuto hasta 27 yardas cúbicas de sólidos por hora, con una velocidad de flujo de agua de 50 galones por minuto. Las unidades de tratamiento disponibles para la demostración SITE pueden tratar de 1 a 5 yardas cúbicas de sólidos por hora.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología puede aplicarse a suelos, sólidos, lodos, lixiviados y aguas subterráneas que contengan compuestos orgánicos tales como PCB, PCP, biocidas, herbicidas, dioxinas y compuestos inorgánicos incluyendo cianuros. La tecnología puede tratar efectivamente concentraciones totales del contaminante que están en el intervalo de 1 ppm a 20 000 ppm. Suelos y sólidos mayores de 1 pulgada de diámetro necesitan ser triturados antes de dar tratamiento.

PACT / OXIDACION DE AIRE HUMEDO

ZIMPRO/PASSAVANT INC.

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Este sistema de tratamiento combina dos tecnologías:

El sistema de tratamiento PACT[®] y la oxidación con aire húmedo (WAO). El sistema PACT usa carbón activado en polvo (PAC) combinado con un tratamiento biológico convencional (e.g., sistema de lodo activado) para tratar residuos líquidos que contengan contaminantes tóxicos orgánicos. La tecnología WAO puede regenerar el PAC para reusarlo en el sistema PACT. El sistema es móvil y puede tratar de 2500 a 10000 galones de agua residual por día.

En el sistema PACT, los contaminantes orgánicos se remueven por medio de biodegradación y adsorción. Los microorganismos (biomasa) en el sistema de lodo activado están contenidos en una suspensión líquida en una pila aerada. Esta biomasa remueve los compuestos orgánicos biodegradables tóxicos del líquido residual. Se adiciona PAC para mejorar el tratamiento biológico por adsorción de compuestos orgánicos tóxicos.

El grado de tratamiento obtenido por el sistema PACT dependen de las características del residuo a tratar y de los parámetros del sistema de operación. Características importantes de los residuos incluyen la biodegradabilidad, adsorción, la concentración de los compuestos orgánicos tóxicos y de los inorgánicos como metales pesados.

Los parámetros de operación más importantes incluyen dosis de carbón, tiempo de hidratación, hidráulica de la pila de aeración, tiempo de retención de sólidos de la mezcla carbón-biomasa y la concentración de la biomasa en el sistema. Los residuos líquidos alimentados al sistema PACT deben tener los nutrientes suficientes (nitrógeno y fósforo) y compuestos biodegradables para soportar el crecimiento de la biomasa activa en la pila de aeración. La temperatura del residuo debe estar en el intervalo de 40°F a 100°F y el pH del influente en el intervalo de 6 a 9. Los tiempos de retención de sólidos, afectan la concentración y el tipo de biomasa en el sistema; estos varían de 2 a 50 días. Los tiempos de retención hidráulica afectan el grado de biodegradación alcanzado y el intervalo típico de 2 a 24 horas para los residuos relativamente diluidos tal como el agua subterránea contaminada y el lixiviado.

Las dosis de carbón varían ampliamente dependiendo de las características de biodegradabilidad y de adsorción del contaminante en el residuo. Altas concentraciones de PAC mejoran la deposición de la mezcla PAC-biomasa y reduce la remoción de aire de los contaminantes orgánicos volátiles.

El exceso de sólidos (PAC con compuestos orgánicos adsorbidos, biomasa y sólidos inertes) remueven periódicamente del sistema, por medio de un clarificador (tanque sedimentador) y un condensador.

Estos excesos sólidos se envían al reactor WAO para regenerar el PAC gastado y destruir los remanentes orgánicos en la biomasa. Las temperaturas y las presiones en el sistema WAO serán aproximadamente de 480°F y de 800 a 850 libras por pulgada cuadrada, respectivamente.

Después del tratamiento en el sistema WAO, el PAC regenerado puede separarse de la ceniza formada por destrucción de la biomasa y regresándola a la pila de acreación para reusarla.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología es aplicable a las aguas residuales municipales e industriales como también al agua subterránea y a los lixiviados que contengan contaminantes orgánicos peligrosos. De acuerdo al desarrollo, el sistema PACT ha tratado satisfactoriamente una variedad de aguas residuales industriales incluyendo aguas residuales de plantas químicas, aguas residuales de la producción de pinturas, aguas residuales de refinerías y aguas residuales de combustibles sintéticos, además de las aguas subterráneas contaminadas y a la mezcla de agua residual municipal/industrial.

En general, el sistema PACT puede tratar residuos líquidos que contienen ámbitos amplios de demanda bioquímica de oxígeno (BOD) de 10 a 30 000 ppm y demanda química de oxígeno (COD) de 20 a 60 000 ppm. Compuestos orgánicos volátiles tóxicos pueden ser tratados por encima del nivel donde interfieren con el crecimiento de la biomasa, aproximadamente 1000 ppm.

Los estudios de tratabilidad en desarrollo han mostrado que el sistema PACT puede reducir los compuestos orgánicos en aguas subterráneas contaminadas de varios cientos de ppm a límites más bajos de detección (intervalos de ppb).

PRECIPITACION, MICROFILTRACION Y DESHIDRATADO DE LODOS

EPOC WATER, INC.

(USEPA, 1990)

Descripcion de la tecnologia.

En la primera etapa de este proceso, los metales se precipitan químicamente. Los precipitados con tamaño de partícula menores de 0.2-0.1 micras, se filtran a través de un microfiltro de flujo cruzado (EXXFLOW). Entonces, la corriente concentrada es deshidratada en un filtro prensa tubular automático del mismo material con que se fabrica el (EXPRESS). Se llega a obtener filtrados superiores al 60% en peso de sólidos.

La microfiltración envuelve un arreglo de tubos de malla de poliéster. El efluente residual es bombeado hacia los tubos y se forma una membrana dinámica, lo cual produce una alta calidad de filtrado removiendo todas las partículas con tamaños menores de 0.2-0.1 micras. La membrana se limpia continuamente por la velocidad de flujo, produciéndose así la reducción de flujo.

Los metales se separan vía precipitación por ajuste del pH en el tanque de alimentación EXXFLOW. Los hidróxidos u óxidos metálicos forman la membrana dinámica con otros sólidos suspendidos. La corriente concentrada contendrá más del 5% de sólidos para descargarla al EXPRESS. La recuperación de agua es superior al 90% en la mayoría de los casos.

Es posible separar otros constituyentes usando métodos de inoculación de suspensión en EXXFLOW. La dureza se quita con cal. El aceite y la grasa se separan usando adsorbentes. Los compuestos orgánicos no volátiles y los solventes se remueven por medio de carbón activado pulverizado o adsorbentes de intercambio iónico pulverizados.

La corriente concentrada producida por el EXXFLOW entra al EXPRESS con la válvula de descarga cerrada. Se forma una torta semiseca superior a 1/4 de pulgada de espesor en el interior del paño tubular. Cuando la válvula de descarga se abre, los rodillos exteriores de los tubos se mueven para formar un venturi en el interior del tubo. El venturi crea un área de alta velocidad en el interior de los tubos, con lo que se limpia el paño y descarga el filtrado en forma de brizna en un tauliz de alambre con orificios. El agua descargada se recicla al tanque de almacenamiento.

En los casos donde los sólidos del agua de alimentación son extremadamente altos, EXPRESS puede utilizarse primero, con EXXFLOW actuando como pulidor final para el agua resultante.

En circunstancias especiales, se pueden utilizar algunos agentes gelantes para remover un metal en particular. La suspensión lixiviada que contenga metales solubilizados se separa por una filtro prensa tubular que descarga la torta de filtración. El filtrado resultante se trata químicamente para precipitar los metales pesados en forma de hidróxidos.

La contaminación orgánica residual en este precipitado podría separarse con carbón activado. Los metales pesados en el precipitado se quitan y concentran por microfiltración, usando una malla de material flexible e innovativo que separa partículas tan pequeñas como de 0.1 micras. El proceso es capaz de manejar una amplia variación en la concentración de sólidos.

La unidad de demostración es transportable. Además está diseñada para procesar aproximadamente 30 libras de sólidos por hora.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología es aplicable a agua contaminada con metales, biocidas, aceite y grasas, bacterias, sólidos suspendidos y constituyentes que se precipitan en tamaños de partículas mayores de 0.1 micras. El sistema maneja corrientes residuales que contengan concentraciones de contaminantes superiores al 5% (50,000 ppm), produciendo un filtrado con menos de 1.0 ppm y una torta de filtrado semiseca de 40-60% (peso por peso). Los compuestos orgánicos no volátiles y solventes se tratan adicionando adsorbentes pulverizados.

Se pueden descontaminar suelos y lodos por medio del lixiviado ácido de metales seguido por precipitación y microfiltración. También es factible tratar con este proceso lodos de cal de plantas clarificadoras municipales, industriales y de polvos.

MICROFILTRACION POR MEMBRANA
E.I. DUPUNT DE NEMOURS AND COMPANY
OBERLIN FILTER COMPANY
(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Este sistema de microfiltración está diseñado para separar partículas sólidas de residuos líquidos formando tortas de filtrado en el intervalo de 40 a 60 por ciento de sólidos. El sistema se puede fabricar en una unidad cerrada que requiere muy poca atención durante la operación, además es móvil y se monta en un trailer.

El sistema de microfiltración usa un filtro de presión automático combinado con un filtro de material especial (Tyvek T-980) hecho de una combinación de lana de vidrio con olefina. El material del filtro es un tejido plástico fino y durable con pequeños orificios (aproximadamente de 1 a 10 millonésimas de metro en diámetro) que permite fluir a través de él, agua y otros líquidos, con partículas sólidas más pequeñas que los orificios. Los sólidos que en la corriente líquida son más grandes para pasar a través de los orificios, se acumulan en el filtro y se recogen fácilmente para su disposición.

El filtro de presión automático tiene dos cámaras, una superior para alimentar el residuo a través del filtro y una cámara inferior para coleccionar el líquido filtrado. Al comienzo del ciclo de filtrado, la cámara superior disminuye su alimentación para formar una capa líquida hermética para sellarse con el filtro. Es entonces, cuando la alimentación residual se bombea dentro de la cámara superior y por el filtro. Los sólidos filtrados acumulados en la superficie del Tyvek forman una torta en el filtro y el filtrado se colecta en la cámara inferior. El aire se alimenta en la cámara superior a 45 libras por pulgada cuadrada, se utiliza en secados posteriores de la torta y para quitar cualquier líquido remanente en la cámara superior. Cuando se considera que la torta está seca, la cámara superior se levanta y la torta de filtración se descarga automáticamente. La torta de filtrado y el filtrado pueden ser colectados y tratados para una posterior disposición si es necesario.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología de tratamiento se aplica a suspensiones de residuos peligrosos, particularmente metales pesados líquidos, residuos con trazas de cianuro (tal como el agua de enjuague del electrogalvanizado), agua subterránea contaminada con metales pesados, lixiviado de rellenos sanitarios y aguas residuales que contengan uranio. La tecnología se adapta mejor para tratar residuos con concentraciones de sólidos menores de 5000 ppm; por otra parte, la capacidad de la torta y su manejo se convierten en factores limitantes. Los investigadores que desarrollaron la tecnología pretenden que pueda tratar cualquier tipo de sólidos incluyendo compuestos orgánicos e inorgánicos y residuos aceitosos con una gran variedad de tamaños de partículas. Además, ya que la unidad es cerrada se dice que es capaz de tratar residuos líquidos que contengan compuestos orgánicos volátiles.

SISTEMA DE LAVADO DE DESECHOS
RISK REDUCTION ENGINEERING LABORATORY
(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Esta tecnología consiste de un rociador de 300 galones y tanques de lavado, tanques contenedores de agua de lavado, de surfactantes y de un separador aceite/agua. El sistema de tratamiento de descontaminación de la solución incluye un filtro de tierras diatomáceas, una columna de carbón activado y una columna de intercambio iónico, además de bombas, motores, tanques calentadores, canasta de desperdicios metálicos y filtros.

Esta unidad es móvil y se transporta en un semitrailer de 48 pies. Una canasta de desperdicio se coloca en el tanque separador con una horquilla elevada donde se rocía una solución de detergente acuosa. Un chorro de agua de alta presión se dispara hacia los contaminantes y partículas sucias de los desperdicios. Una solución detergente se recicla continuamente a través del sistema de filtración para limpiar el líquido.

Los tanques de lavado y enjuagado se abastecen con agua a 140 °F y 60 psig. La solución de lavado contaminada se colecta y se trata antes de su descarga. El tratamiento de la solución de detergente del proceso es una parte integral de la tecnología y del agua de lavado para reducir la concentración de contaminantes y así se obtienen los niveles de descarga permisibles.

El proceso de tratamiento de agua consiste de una filtración, una adsorción con carbón activado e intercambio iónico. Aproximadamente se usan 1000 gal de líquido durante el proceso de descontaminación.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología puede aplicarse in-situ a varios tipos de residuos (metálicos, asbesto u otros desechos sólidos contaminados con compuestos químicos peligrosos tales como biocidas, bifenilos policlorados, plomo y otros metales).

SOLIDIFICACION/ESTABILIZACION

CHEMFIIX TECHNOLOGIES, INC.

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Este proceso de estabilización/solidificación es un sistema inorgánico en el que los silicatos solubles y los agentes de silicatos reaccionan con iones metálicos polivalentes y otros compuestos residuales para producir un material sólido estable física y químicamente. La matriz de los residuos tratados presentan una buena estabilidad, un alto punto de fusión y una textura friable. La matriz puede ser similar para el suelo dependiendo del contenido de agua del residuo alimentado.

Primero, el residuo alimentado se mezcla en un recipiente de reacción con algunos reactivos dispersos y disueltos en toda la fase acuosa. Los reactivos reaccionan con los iones polivalentes en el residuo. Cadenas poliméricas inorgánicas (silicatos metálicos insolubles) forman en toda la fase acuosa los coloides inorgánicos dentro de la microestructura de la matriz del producto. Entonces los silicatos solubles en agua reaccionan con iones complejos en presencia de silíceos circundantes produciendo silicatos coloidales (geles) y dióxido de silicón, los cuales actúan como agentes precipitantes. La mayoría de los metales pesados en los residuos transforman parte de los silicatos. Algunos de los metales pesados precipitan con la estructura de moléculas complejas. Un porcentaje muy pequeño (se estima que es menos del 1%) de los metales pesados precipita entre los silicatos y no se inmovilizan químicamente.

Debido a que algunos compuestos orgánicos pueden estar contenidos en partículas más grandes que los coloides todo el residuo se bombea a través del equipo de proceso, creando suficiente fuerza para emulsificar los constituyentes orgánicos. Los compuestos orgánicos emulsificados se solidifican y descargan a una área especial. Los sólidos resultantes aunque friables encierran algunas sustancias orgánicas que pueden escaparse de la emulsificación.

El sistema puede operar del 5 al 80% de sólidos en el residuo alimentado. Porciones del agua contenida en los residuos se utilizan en tres reacciones posteriores al tratamiento: (1) Hidratación similar a la que se realiza en las reacciones de cemento, (2) reacciones de hidrólisis y (3) equilibrio por medio de evaporación. No hay corrientes secundarias ni descargas de este proceso.

Aplicación en los residuos.

Esta tecnología es apropiada para suelos contaminados, lodos y otros residuos sólidos. También puede usarse para alcalinizar, neutralizar o acidificar compuestos orgánicos de extracción, de alto peso molecular, tales como los residuos de refinería, creosota y residuos del tratamiento de la madera.

El proceso se aplica a residuos de galvanoplastia, cenizas de horno de arco eléctrico y lodos de aguas residuales municipales que contengan metales pesados tal como el aluminio, antimonio, arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo, fierro, plomo, manganeso, mercurio, níquel, selenio, plata, talio y zinc.

Resultados de la demostración.

Esta tecnología se demostró en marzo de 1989.

- Esta tecnología resultó efectiva en la reducción de concentración de plomo y cobre en los extractos del TCLP. Las concentraciones de los extractos de los residuos tratados fué de 94 a 99% menor que aquellos residuos no tratados. La concentración total de plomo de la materia residual se aproxima al 14%.
- El volúmen del material residual excavado se incrementó del 20 al 50% como resultado del tratamiento.
- En la prueba de durabilidad, los residuos tratados mostraron que no había pérdida de peso o que presentaba una pequeña pérdida después de 12 ciclos de mojado-secado o de congelación-descongelación.
- La fuerza de compresión no confinada de los residuos varía entre 27 y 307 psig después de 28 días. La permeabilidad decreció en más de un orden de magnitud.
- Los resultados del monitoreo aéreo sugieren que no hubo una volatilización significativa de PCBs durante el proceso de tratamiento.

ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION CON COMPUESTOS DE SILICATO

SILICATE TECHNOLOGY CORPORATION.

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Esta tecnología utiliza compuestos de silicato para dos tipos de aplicaciones de estabilización/solidificación: (1) Una que estabiliza y solidifica compuestos orgánicos e inorgánicos contenidos en suelos contaminados y lodos y (2) otra que separa compuestos orgánicos de agua contaminada. Para lodos y suelos, el reactivo de silicato absorbe selectivamente los contaminantes orgánicos e inorgánicos, antes de que el residuo se mezcle con un material semejante al cemento para formar una unión fuerte, bloque (monolítico) de cemento no lixivando. Se pueden usar los mismos reactivos para agua en conjunción con carbón ativado para la remoción de compuestos orgánicos de las aguas subterráneas. Posteriormente, el material residual resultante se solidifica por medio de la alternativa número (1).

En esta tecnología combinada, el tipo y la dosis de los reactivos dependen de las características del residuo. Se están realizando estudios de tratabilidad e investigaciones in-situ para determinar las formulaciones de los reactivos.

El proceso comienza con un pretratamiento del material residual contaminado. Se separa el material grueso del fino y se envía hacia un molino o triturador, donde el material se reduce a la medida requerida para la tecnología de solidificación. El residuo se carga en una planta de tipo batch, se pesa y se le adiciona la cantidad proporcional del reactivo de silicato. Esta mezcla se transporta en un camión mezclador de concreto, molino de cemento u otro equipo de mezcla donde se adiciona el agua y se mezcla completamente. El material tratado se coloca en un hueco de confinamiento in-situ para su cura o se vierte en un molde para transportarlo y disponerlo en el sitio. Se utiliza una instalación a escala piloto de filtración móvil para tratar aguas subterráneas contaminadas por compuestos orgánicos. El agua contaminada se pasa a través de una columna de filtración que contiene el reactivo de silicato. En este proceso se separan los compuestos orgánicos de alto peso molecular. El efluente de esta columna se pasa a través de una segunda columna de filtración con carbón activado granulado para la remoción de compuestos orgánicos de bajo peso molecular.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología se puede aplicar a suelos y lodos contaminados con metales, cianuros, fluoruros, arsenatos, amonio, cromatos y selenio en concentraciones ilimitadas. Los compuestos orgánicos de alto peso molecular en aguas subterráneas, suelos y lodos incluyendo compuestos halogenados, aromáticos y alifáticos, también se pueden tratar por este proceso. Sin embargo, el proceso no es tan satisfactorio para compuestos orgánicos de bajo peso molecular como lo son alcoholes, cetonas, glicoles y compuestos orgánicos volátiles.

ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION

IM TECH.

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Esta tecnología de tratamiento inmoviliza los contaminantes en suelos o lodos por medio de una unión semejante al concreto o en una masa resistente al lixiviado. Esta tecnología mezcla residuos peligrosos, cemento o cenizas, agua y un aditivo llamado Clornan, que encapsula moléculas orgánicas e inorgánicas.

Los suelos o lodos contaminados se pueden excavar y/o tratar in-situ. Si se excavan, el residuo se tamiza y se alimenta dentro de una unidad mezcladora. Esta última puede consistir de un camión mezclador de concreto o de una planta intermitente capaz de mezclar 100 toneladas por hora.

Primero, se adiciona el aditivo y el agua a la unidad mezcladora. Posteriormente, se adiciona el residuo y se mezcla por un minuto. Finalmente, se adiciona el cemento o la ceniza y la masa completa se mezcla por un minuto. Después de 12 horas el tratamiento produce dureza en la masa, semejante al concreto que enlaza e inmoviliza al contaminante.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología es conveniente para suelos y lodos contaminados con compuestos orgánicos, metales pesados, aceites y grasas. Dichos residuos pueden tratarse juntos o en forma individual. El proceso de estabilización ha sido diseñado para residuos de metal preferentemente.

El proceso puede solidificar material contaminado con altas concentraciones (superiores al 25%) de compuestos orgánicos. Sin embargo, los contaminantes orgánicos incluyendo los volátiles y los extractos neutros/básicos no se han inmovilizado a un grado significativo.

Los metales pesados se inmovilizaron. En muchos casos, las reducciones del lixiviado fueron mayores de 100 veces.

Las propiedades físicas de un residuo tratado presentan fuerzas compresivas altas no confinadas, permeabilidades bajas y buenas propiedades de desgaste.

El volumen de los suelos tratados se incrementó.

El proceso fue económico, con costos que están en el intervalo de \$40-60 dólares estadounidenses por tonelada para procesar residuos de metales pesados y entre \$75-100 para residuos sin compuestos orgánicos pesados.

PROCESO DE SOLIDIFICACION/ESTABILIZACION IN-SITU

INTERNATIONAL WASTE TECHNOLOGIES /GEO-CON, INC.

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Esta tecnología de estabilización/solidificación in-situ inmoviliza compuestos orgánicos e inorgánicos en suelos húmedos o secos usando reactivos (aditivos) para producir una masa semejante al cemento. Los componentes básicos de esta tecnología son: (1) sistema de suelos profundos Geo-con's, (DSM) el cual distribuye y mezcla los químicos con el suelo in-situ; y (2) una planta mezcladora intermitente para suministrar los tratamientos químicos propios de las tecnologías internacionales de residuos (INT).

Los aditivos apropiados generan una red de unión compleja y cristalinas de polímeros inorgánicos. Los enlaces estructurales en los polímeros son principalmente covalentes. El proceso consta de una reacción de dos fases donde los contaminantes se complejan primeramente en una reacción de acción rápida y posteriormente en una reacción lenta, donde la formación de macromoléculas continúan por un largo período de tiempo. Para cada tipo de residuo, la cantidad de aditivo varía. Se recomiendan pruebas de tratabilidad.

El sistema DSM involucra una mezcla mecánica e inyección. El sistema consiste en la colocación de cuchillas cortantes y dos cuchillas mezcladoras unidas a un barreno de conducción que rota aproximadamente a 15 rpm. Se usan dos conductos en el barreno para inyectar la suspensión de aditivo y el agua suplementaria. La inyección de aditivo ocurre en la parte inferior; más adelante se realiza una mezcla en el barreno. Las columnas de suelo tratado tienen un diámetro de 36 pulgadas y están colocadas en un patrón traslapado de columnas primarias alternantes y columnas de suelo secundarias.

Aplicación a los residuos.

Es factible aplicar esta tecnología a suelos, sedimentos, y fondos de lodos contaminados con compuestos orgánicos y metales. La tecnología se ha probado en suelos que contienen PCBs, pentaclorofenol, residuos de refinería, hidrocarburos clorados e hidrocarburos nitrados.

El sistema se puede aplicar en casi todos los tipos de suelo; aún cuando con los finos, el tiempo de mezcla se incrementa. Se puede usar debajo del nivel de agua freática y en las formaciones de roca suave. Se deben evitar grandes obstrucciones.

Esta tecnología se demostró en un sitio compuesto primordialmente de arena y piedra caliza, las conclusiones son:

- Un análisis microestructural indicó un potencial de durabilidad grande, y baja permeabilidad.

- Los resultados indicaron la inmovilización de compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles. Es probable que esto se deba a las arcillas organofílicas presentes en los reactivos IWT. No existen suficientes resultados para confirmar dicha inmovilización.
- El proceso es económico: \$194 dólares estadounidenses por tonelada para una máquina de barrenos usado en la demostración; \$111 por tonelada para una operación comercial de cuatro barrenos.

La demostración se realizó en Abril de 1988 en Hialeah, Florida.

Aparentemente se produjo inmovilización de PCBs, pero no se pudo confirmar por la baja concentración de estos en los suelos no tratados. Las muestras de los suelos tratados y de los no tratados de las pruebas de lixiviado mostraron niveles indetectables de PCBs. Las pruebas de lixiviado realizadas un año después en las muestras de suelo tratado no mostraron incremento en la concentración de PCBs indicando así su inmovilización.

No se obtuvieron resultados suficientes para evaluar el funcionamiento del sistema respecto a los metales y otros compuestos orgánicos.

Cada muestra de la prueba mostró un valor de fuerza compresiva alto, baja permeabilidad y baja porosidad. Estas propiedades físicas mejoraron un año después, indicando un potencial de durabilidad largo.

La densidad del bulbo del suelo se incrementó en un 21% después del tratamiento. Esta incrementó el volumen del suelo tratado en 8.5% y causó un pequeño aumento en el suelo de una pulgada por pie de suelo tratado. La fuerza compresiva no confinada del suelo tratado fué satisfactoria con valores de mas de 1500 psi.

La permeabilidad del suelo tratado fué satisfactoria, decreciendo cuatro órdenes de magnitud comparado con el suelo no tratado.

La prueba a la intemperie húmedo/seco en el suelo tratado fué satisfactoria. La prueba a la intemperie congelado/seco del suelo tratado no fué satisfactoria.

El análisis microestructural, microscopia de electrón de exploración, microscopio óptico y difracción de rayos X, mostraron que el material tratado fué denso, no-poroso y se mezcló homogéneamente.

El equipo Geo-Con DSM se opera fácilmente.

ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION IN-SITU

S. M. W. SEIKO, INC.

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

La tecnología "pared de mezcla suelo-cemento" (S.M.W) involucra una estabilización por fijación in-situ y una solidificación de suelos contaminados. Se utiliza un multije traslapado de barrenos contenido en un hueco para inyectar agentes de estabilización/solidificación y mezclarlos con suelos contaminados in-situ. Los barrenos están montados sobre una máquina de base tipo oruga. Se utiliza también una planta mezcladora intermitente y tanques de almacenamiento de materia prima. La máquina puede tratar de 90 a 140 yardas cúbicas de suelo por 8 horas con una variación en la profundidad, superior a 100 pies.

El producto de la tecnología estabilización/solidificación in-situ es un bloque monolítico enviado a un tratamiento profundo. El volumen se incrementa en intervalos de 10 a 30 %, dependiendo de la naturaleza de la matriz del suelo y de la cantidad de reactivos de fijación y agua requerida para el tratamiento.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología es aplicable a suelos contaminados con metales y compuestos orgánicos semivolátiles (biocidas, PCBs, fenoles, etc).

Esta tecnología se ha usado en suelos mezclados, cementos o lechada química por más de 18 años en varias aplicaciones de construcción.

SOLIDIFICACION/ESTABILIZACION
SEPARATION AND RECOVERY SYSTEMS, INC.
(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Esta tecnología usa cal para estabilizar lodos con altos niveles de hidrocarburos. No se usan materiales peligrosos para el proceso. La cal y otros compuestos químicos se preparan especialmente para mejorar en gran medida su reactividad y otras características fundamentales.

El lodo se quita de un pozo de residuos usando un equipo separador de tierra y se mezcla con cal en un pozo de mezcla. La temperatura del material en el pozo de mezcla se eleva por un tiempo breve a casi 100 °C, creando algo de vapor. Después de 20 minutos casi todo el material es estabilizado, pero los compuestos químicos mezclados en el lodo continúan reaccionando con el residuo por días.

El material fijado se almacena en una pila de producto hasta que el pozo de residuos se ha limpiado. Entonces el residuo se reincorpora al pozo y se compacta a una permeabilidad de 10^{-10} cm/seg. El volumen del residuo se incrementa un 30% por la adición de cal.

Aplicación a los residuos.

La tecnología es aplicable a lodos ácidos que contienen al menos 5% de hidrocarburos (típicos de lodos producidos por el reciclado de aceites lubricantes). La tecnología puede también estabilizar residuos que contengan más del 80% de compuestos orgánicos. El proceso tolera niveles bajos de mercurio, y niveles moderados de plomo y otros metales tóxicos.

SOLIDIFICACION/ESTABILIZACION

SOLIDITECH, INC.

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Este proceso de solidificación/estabilización inmoviliza contaminantes en suelos y lodos uniéndolos en una matriz resistente al lixiviado, semejante al concreto.

Los materiales residuales contaminados se tamizan para remover el material grueso y se introduce en una mezcladora intermitente. Posteriormente, el material residual se mezcla con: (1) agua; (2) urrichem (reactivo químico); (3) aditivos y (4) material puzolánico (cenizas muy finas, polvo horneado o cemento (se usa cemento para demostración)). Una vez mezclados, el residuo tratado se descarga del mezclador.

El residuo tratado es una masa solidificada con una significativa fuerza de compresión no confinada, una gran estabilidad y una textura rígida similar a la del concreto.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología está destinada para tratamiento de suelos y lodos contaminados con compuestos orgánicos, metales, compuestos inorgánicos, aceites y grasas. Se dispone de mezcladores intermitentes de varias capacidades para tratar diferentes volúmenes de residuos.

Esta tecnología se demostró en 1988 en Morganville, New Jersey.

Resultados de la demostración.

Los hallazgos principales se resumen como sigue:

- Los análisis químicos de extractos y lixivios muestran que los metales pesados se inmovilizaron.
- El proceso solidificó tanto residuos sólidos como residuos líquidos con un contenido de compuestos orgánicos de alto peso molecular de más del 17%.
- Los compuestos orgánicos volátiles presentes en el residuo original no se afectaron en el residuo tratado.
- Los resultados de las pruebas físicas en muestras de residuos solidificados mostraron: (1) fuerzas de compresión no confinadas en un intervalo de 390 a 860 psi; (2) muy poca pérdida de peso después de 12 ciclos en pruebas de durabilidad de mojado, secado y de congelación/descongelación; (3) baja permeabilidad en los residuos tratados y (4) un incremento en la densidad después del tratamiento

- Los residuos solidificados incrementaron su volumen en un promedio del 22%. La densidad de volumen del material residual se incrementó aproximadamente 35% debido a la solidificación.
- Se detectaron compuestos orgánicos semivolátiles (fenoles) en el residuo tratado y los extractos TCLP pero no en los residuos no tratados. Se cree que estos compuestos resultan de reacciones químicas en la mezcla del tratamiento.
- Un contenido de aceites y grasas de los residuos no tratados en el intervalo de 2.8 a 17.3% (28 000 a 173 000 ppm). Aceites y grasas contenidos en los extractos TCLP de residuos solidificados en un intervalo de 2.4 a 12 ppa.
- El pH de los residuos solidificados están en el intervalo de 11.7 a 12. El pH de los residuos no tratados están en el intervalo de 3.4 a 7.9.
- No se detectaron PCBs en ningún extracto o lixiviado de los residuos tratados.
- Observaciones visuales del residuo solidificado presentaron inclusiones oscuras de aproximadamente 1 mm. de diámetro. Estudios microestructurales se realizan para probar que estas inclusiones probablemente son residuos encapsulados.

ESTABILIZACION/SOLIDIFICACION

WASTECH, INC.

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Esta tecnología de estabilización/solidificación aplica agentes de unión para suelos, lodos y residuos líquidos que contengan contaminantes orgánicos volátiles o semivolátiles o contaminantes inorgánicos para fijar los contaminantes dentro del residuo. El residuo tratado se mezcla con materiales cementosos y se colocan en una matriz estabilizante. Los reactivos específicos utilizados se seleccionan en base al residuo particular. El material resultante es un monolito de alta resistencia, que no presenta lixiviado que puede colocarse sin doble forro o cápsulas de protección.

El proceso utiliza una ingeniería y equipo de construcción estandarizados, debido a que el tipo y la dosis del reactivo dependen de las características del residuo, se deben realizar estudios de tratabilidad e investigaciones del sitio para determinar la mezcla reaccionante. El proceso comienza con una excavación del material residual.

El material que contenga piezas grandes de desecho debe ser pretamizado. Posteriormente el material se coloca en cantidades precisas en un molino u otro mezclador, donde se mezcla con una cantidad controlada de agua y de reactivo. De ahí, la mezcla reactivo-residuo se transfiere a un mezclador intermitente de cemento donde se le adicionan mezclas puzolánicas secas (mezclas de cenizas muy finas). La operación no genera subproductos residuales.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología se ha aplicado a una amplia variedad de corrientes residuales que contienen suelos, lodos y corrientes de material orgánico, tales como aceites lubricantes, solventes aromáticos, fondos de evaporador, agentes quelantes y resinas de intercambio iónico con concentraciones de contaminantes en el intervalo de niveles de ppm a 40% en volumen. También puede aplicarse a residuos misceláneos que contengan materiales radioactivos junto con contaminantes orgánicos e inorgánicos.

5.10.3 TECNOLOGIAS DEL PROGRAMA DE INNOVACION

El programa de tecnologías de innovación pertenece también, al programa de evaluación de tecnologías de innovación del superfund (SITE) y está dirigido a las demostraciones de las tecnologías y a evaluaciones de campo.

Este programa provee una infraestructura para fomentar las pruebas a escala piloto y a escala de banco, así como la evaluación de las tecnologías que ya se han probado en su estado conceptual. Su principal objetivo es promover el desarrollo de alternativas viables y disponibles en los sitios de solución Superfund.

En resumen, este programa analiza tecnologías propuestas que prometan resultados para que posteriormente pasen al programa de demostración. Para 1991 constó de 31 proyectos. Solamente se mencionarán los que utilizan procesos físicoquímicos que comprenden 13 procesos.

MITIGACION IN-SITU DEL AGUA ACIDA

UNIVERSITY OF SOUTH CAROLINA

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Esta tecnología es aplicable para el problema de drenaje ácido aunado a la exposición de minerales que contienen sulfuros (rocas minerales residuales, minas metálicas abandonadas, etc.) y es una técnica innovativa para la mitigación de agua ácida in-situ. El drenaje ácido, se forma en condiciones normales cuando los disulfuros férricos (como el oro de los tontos) se exponen a la atmósfera junto con agua y una oxidación espontánea para producir un complejo de sulfatos de hierro altamente solubles. Estas sales se hidrolizan fácilmente para producir un ácido, hierro y drenaje enriquecido con sulfatos que afectan adversamente al ambiente.

Los trabajos de estrategia de reclamación por modificación de la hidrología y la geoquímica del sitio se llevan a cabo por medio de la reconstrucción de la superficie de la tierra y la colocación selectiva de la piedra caliza.

Esta técnica puede aplicarse a cualquier sitio localizado en un área húmeda donde se tenga disponible piedra caliza como medio neutralizante. La piedra caliza se utiliza como la fuente de material alcalino debido a que tiene una utilidad de largo periodo, es generalmente barata y es segura de manejar. Para que los balances químicos sean efectivos, el sitio debe estar localizado en un área de lluvias suficientes para producir derrames o drenajes que contacten continuamente la piedra caliza. Por lo que la lluvia ayuda a remediar el sitio en vez de incrementar el drenaje ácido.

Este modelo es primordialmente efectivo para construcciones de minas. Se construyen depresiones superficiales para colectar el agua de desagüe superficial y encauzar el agua a depósitos de rocas residuales a través de "chimeneas" construidas de material alcalino. El material ácido se cubre con un material impermeable para desviar el agua de los núcleos ácidos. A través de este diseño se puede tolerar alguna producción ácida, aunque la carga ácida neta será menor que la carga alcalina, resultando un drenaje no-ácido benéfico.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología está diseñada para neutralizar drenajes ácidos de depósitos residuales y de minas abandonados.

DESINTOXICACION ULTRASONICA
TRINITY ENVIRONMENTAL TECHNOLOGIES, INC.
(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

El proceso de desintoxicación consta de cinco etapas: clasificación, adición cáustica, irradiación ultrasónica, prueba de productos, separación y neutralización.

Como paso inicial, los materiales contaminados como suelos, grava, lodos, trapos, papel y plástico se reducen de tamaño (se trituran, muelen o se cortan) para pasarlos a través de un tamiz de una pulgada. Posteriormente, estos materiales pasan de una tolva de almacenamiento temporal a un tanque mezclador.

Este tanque es capaz de mezclar dos cargas de 12 yardas cúbicas (batch). Los sólidos contaminados se mezclan con agua y compuestos cáusticos. Se adiciona un agente humectante para permitir que la solución cáustica penetre fácilmente a los sólidos. La suspensión formada se bombea a través de un transductor ultrasónico con celdas de flujo, donde se destruye por ultrasonido.

Esta tecnología utiliza energía ultrasónica (ondas de sonido de alta frecuencia) para producir una compresión adiabática alterna y una rarefacción del medio líquido a ser irradiado.

Se forman micro-huecos en la parte de rarefacción de las ondas ultrasónicas. Estos micro-huecos contienen líquido vaporizado o gas previamente disuelto en el líquido. Este fenómeno se llama cavitación.

La parte de compresión de la onda colapsa violentamente los micro-huecos, produciendo altas presiones locales de más de 20,000 atmósferas y alcanza temperaturas transitorias superiores a 10,000 grados Kelvin. Se cree que la cavitación es la fuerza motriz dominante en la deshalogenación química de materiales peligrosos. La región de cavitación máxima está entre 1 y 50 kHz.

La suspensión tratada se bombea hacia un tanque de retención y se mezcla continuamente antes de que se tome una muestra representativa. Cuando un análisis de la suspensión muestra que los sólidos están descontaminados, éstos se separan de la solución descontaminada.

Un polielectrolito u otro auxiliar de floculación se utiliza para separar la mayoría del suelo de la suspensión. Cualquier sólido suspendido se filtra fuera de la corriente de la solución reciclada o reprocesada.

Después de la neutralización cáustica, los sólidos son completamente deshidratados y disponibles para su reemplazo en el sitio de excavación (en el caso de suelos) o de relleno sanitario (en el caso de ropas o trapos contaminados). Los subproductos no son peligrosos.

Aplicación a los residuos.

La tecnología puede utilizarse para desintoxicar sólidos contaminados con PCB, suelos y lodos.

El diclorobenceno, PCBs y otros compuestos clorados se han deshalogenado satisfactoriamente. Los compuestos que son análogos a los PCBs, tales como las dibenzodioxinas policloradas y los dibenzofuranos, se pueden también destruir con este proceso. Separando los halógenos de los compuestos orgánicos peligrosos, reduciendo o eliminando sus propiedades tóxicas.

El costo del proceso esperado será para suelos contaminados con PCB de 300 a 400 dólares estadounidenses por tonelada.

DESINTOXICACION DE SUELOS POR EL PROCESO FOTOLITICO/BIOLOGICO

IT CORPORATION

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Esta tecnología es un proceso de desintoxicación fotolítico/biológico de dos etapas para suelos contaminados superficialmente. La primera etapa en el proceso es degradar los contaminantes orgánicos utilizando radiación ultravioleta. La degradación se mejora con la adición de surfactantes para movilizar los contaminantes. Se espera que la fotólisis de los contaminantes los convierta en compuestos menos resistentes. En la segunda etapa se utiliza la biodegradación para destruir los contaminantes orgánicos y provocar la desintoxicación del suelo. La velocidad de la degradación fotolítica es mayor con luz artificial ultravioleta que con la luz solar.

Cuando se usa luz solar para suelos con contaminación superficial, el suelo se prepara con un vástago mecánico y rociado con surfactante. El preparado y el rociado se repiten frecuentemente para descubrir nuevas superficies. Se puede adicionar agua para mantener la humedad del suelo. La luz ultravioleta con reflectores parabólicos se colocan sobre el suelo para irradiarlo. Después de que se complete la fotólisis, se mejora la biodegradación adicionando microorganismos y nutrientes que sirven para una preparación posterior de suelo.

Cuando estas técnicas se aplican a suelos con contaminación profunda, el suelo excavado se trata en una construcción especial, un estanque de tratamiento superficial.

El único residuo que queda de esta combinación de tecnología es el suelo contaminado con los metabolitos finales del proceso de biodegradación y los surfactantes utilizados.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología destruye compuestos orgánicos, particularmente dioxinas, PCBs y otros compuestos aromáticos clorados y PAHs.

IRRADIACION DE ELECTRONES DE ALTA ENERGIA

MIAMI UNIVERSITY

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

La irradiación de electrones a las soluciones acuosas y lodos producen un gran número de especies químicas muy reactivas, incluyendo el peróxido de hidrógeno. Las especies reactivas que se forman son: El electrón acuoso (e^{-}), el radical hidrógeno (H^{\cdot}) y el radical hidroxilo (OH^{\cdot}). Estos intermediarios de vida corta reaccionan con contaminantes orgánicos, transformándolos en subproductos no tóxicos. La reacción principal que sufre el (e^{-}) es la transferencia del electrón a compuestos halogenados, donde rompe la ligadura halógeno-carbono y libera el halógeno como un anión (por e.j., Cl o Br). El radical hidroxilo puede sufrir reacciones de adición o de separación del hidrógeno produciendo radicales orgánicos libres que se descomponen en presencia de otros radicales hidroxilos y agua. En la mayoría de los casos, los compuestos químicos son mineralizados a CO_2 , H_2O y sales. En algunos casos, se forman aldehídos de bajo peso molecular y ácidos carboxílicos a concentraciones muy bajas. Estos compuestos son productos finales biodegradables.

En el proceso de tratamiento de emisión de electrón, se utiliza la electricidad para generar alto voltaje (1.5 MeV) y electrones. Los electrones se aceleran por el voltaje a aproximadamente 95% de la velocidad de la luz; entonces se dispara hacia una corriente delgada de agua o de lodo mientras estos caen a través de la emisión. Todas las reacciones se completan en menos de una décima de segundo. La emisión de electrones y el flujo residual se ajustan para transmitir la dosis necesaria de electrones. Aún cuando ésta es una forma de radiación ionizante, no hay radioactividad residual, el sistema se enfría en segundos después de terminar la emisión.

La instalación a escala real en Miami, Fl. puede tratar más de 170,000 galones por día. La instalación está equipada para manejar hasta 6000 galones en carros tanque de residuos para estudios de tratabilidad.

Aplicación a los residuos.

Se ha encontrado que el sistema es efectivo para tratar un gran número de compuestos orgánicos comunes que incluyen: trihalometanos (como el cloroformo) que se encuentra en el agua potable clorada, solventes clorados, incluyendo tetracloruro de carbono, tricloroetano, tetracloroetano, tricloroetileno, tetracloroetileno, dibromuro de etileno, dibromocloropropano, hexaclorobutadieno y hexacloroetano; los compuestos aromáticos presentes en gasolinas como el benceno, tolueno, etilbenceno y xileno; clorobenceno y diclorobenceno, fenol y el pesticida diendrin.

La tecnología se considera aplicable para remover una gran variedad de compuestos orgánicos peligrosos de las corrientes acuosas y lodos con más del 8% de sólidos.

SISTEMA DE TRATAMIENTO DE EXTRACCION ACIDA

CENTER FOR HAZARDOUS MATERIALS RESEARCH

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

El sistema de tratamiento de extracción ácida (AETS) es un proceso de lavado de suelos que utiliza ácido concentrado como medio residual.

Se usa ácido clorhídrico para extraer contaminantes de los suelos. Después del tratamiento, los suelos pueden disponerse o utilizarse como material de relleno.

El primer paso en el AETS, es separar las partículas grandes y las piedras del suelo. Las fracciones de arena y sedimentos arcillosos (menores de 4 mm) se retienen para el tratamiento. El ácido clorhídrico se adiciona lentamente a una solución de agua y suelo para lograr y mantener un pH de 2. Se deben tomar precauciones para evitar una disminución del pH y romper la matriz del suelo.

Cuando se completa la extracción, el suelo se enjuaga, se neutraliza y se deshidrata. Se regenera la solución de extracción y el agua de enjuagado. El proceso de regeneración remueve compuestos orgánicos y metales pesados del fluido de extracción. Los metales pesados se concentran en una forma apropiada para lograr una recuperación económica. El ácido recuperado se recicla a la unidad de extracción.

Aplicación a los residuos.

Aún cuando el AETS extraerá los contaminantes orgánicos del suelo, su aplicación principal es remover metales pesados.

DESCONTAMINACION ELECTROACUSTICA IN-SITU

BATTELLE MEMORIAL INSTITUTE

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Esta tecnología se utiliza para la descontaminación in-situ de suelos que contengan compuestos orgánicos peligrosos mediante la aplicación de corriente eléctrica (directa) y campos acústicos. La corriente directa facilita el transporte de líquidos a través del suelo. El proceso consta de electrodos (un ánodo y un cátodo) y una fuente acústica.

La teoría de la frontera de la doble capa juega un papel importante cuando se aplica un potencial eléctrico a los suelos. Para las partículas del suelo, la doble capa está constituida de una capa fija de iones negativos sujetos firmemente a la fase sólida y una capa difusa de aniones y cationes sujetos con menos firmeza. Al aplicar el potencial eléctrico a la doble capa desplaza los iones, los electrones menos firmes a sus electrodos respectivos. Los iones arrastran agua conforme van migrando hacia los electrodos.

Además del transporte de agua a través de suelos húmedos, la corriente directa produce otros efectos, como son: la transferencia de iones, desarrollo de gradientes de pH, electrólisis, oxidación, reducción y generación de calor. Los metales pesados presentes en los suelos contaminados pueden lixivarse o precipitarse fuera de la solución por electrólisis, reacciones de oxidación-reducción o migración iónica. Los contaminantes en los suelos pueden ser cationes como cadmio, cromo y plomo; o aniones como cianuro, cromato y dicromato. La existencia de estos iones en su respectivo estado de oxidación depende del pH y de los gradientes de concentración en el suelo.

Se espera que el campo eléctrico incremente la velocidad del lixiviado y precipite los metales pesados fuera de la solución por establecimiento de pH y gradientes osmóticos apropiados.

Cuando se aplica un campo acústico en conjunción con un campo eléctrico y un flujo de agua, se puede mejorar el deshidratado o lixiviado de residuos tal como es el caso de lodos. Este fenómeno no es completamente comprendido. Otra aplicación potencial es una buena recuperación de obstrucciones. Debido a que las partículas contaminadas se conducen a una buena recuperación, los poros y los espacios intersticiales en el suelo pueden obstruirse. Esta tecnología puede usarse para limpiar estos espacios obstruidos.

Aplicación a los residuos.

Los suelos arcillosos de grano fino son ideales. Se realizarán pruebas en suelos arcillosos para implementar la recuperación de contaminantes no acuosos en fase líquida (NAPL) y una remoción in-situ de metales pesados.

DESTRUCCION POR OXIDACION FOTOQUIMICA INDUCIDA POR LASER

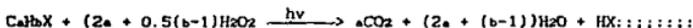
ENERGY AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING, INC.

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Esta tecnología está diseñada para oxidar fotoquímicamente los compuestos orgánicos en aguas residuales aplicando radiación ultravioleta usando laser (Excimer). El reactor fotoquímico puede destruir concentraciones bajas de compuestos orgánicos en agua. La energía es suficiente para fragmentar los enlaces de los compuestos orgánicos y la radiación no se adsorbe en una cantidad significativa por las moléculas de agua en la solución. El proceso tiene como etapa de tratamiento final la reducción de los contaminantes orgánicos en el agua subterránea y en las aguas residuales industriales para obtener límites de descarga aceptables.

La reacción química que se lleva a cabo usa peróxido de hidrógeno como agente oxidante:



Donde CaH_2X es un componente halogenado tóxico en la fase acuosa. Los productos de la reacción son dióxido de carbono, agua y el correspondiente ácido halogenado.

El equipo de proceso existente tiene una capacidad de 1 gal/min cuando se trata una solución con 32 ppm de carbono orgánico total. Consiste de un reactor fotoquímico, donde se inicia la oxidación y de un tanque de almacenamiento del efluente que contiene los productos de reacción.

El sistema se monta sobre plataformas móviles para poder utilizarlo en el campo y en un sitio fijo. La integración exacta del proceso dependerá de la composición química del agua subterránea o del agua residual a tratar.

Usualmente, el agua subterránea contaminada se bombea de un pozo de alimentación o a través de la unidad de filtración para remover las partículas suspendidas. El filtrado, entonces se alimenta al reactor fotoquímico e irradiario. El oxidante químico (H_2O_2) se agrega a la solución para proveer los radicales hidroxilo requeridos para la oxidación.

El efluente del reactor se lleva a un tanque de almacenamiento, donde el producto de oxidación, el CO_2 , se ventea. Se puede adicionar una base apropiada (tal como el CaCO_3) al tanque de almacenamiento para neutralizar cualquier ácido halogenado formado cuando se tratan fluidos contaminados con hidrocarburos halogenados.

La cinética de la reacción depende de:

- Concentración de tóxicos
- Concentración de peróxidos
- Dosis de irradiación y
- Frecuencia de irradiación

La siguiente tabla presenta los tiempos de reacción para los niveles dados de destrucción para varios compuestos tóxicos.

| Compuesto | Tiempo de reacción (hrs) | DRE registrado |
|--------------|--------------------------|----------------|
| Benceno | 96 | 0.91 |
| Bencidina | 288 | 0.88 |
| Clorobenceno | 114 | 0.88 |
| Clorofenol | 72 | 1.00 |
| Dicloroetano | 624 | 0.88 |
| Fenol | 72 | 1.00 |

$$DRE_{net} = (C^{*}_{in} - C^{*}_{out}/C_{in}) - (C_{in} - C_{out}/C_{in})$$

Donde:

- C_{in}^{*} = Concentración del contaminante dentro del reactor con irradiación
- C_{out}^{*} = Concentración del contaminante fuera del reactor con irradiación
- C_{in} = Concentración del contaminante dentro del reactor sin irradiación
- C_{out} = Concentración del contaminante fuera del reactor sin irradiación

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología se puede aplicar al agua subterránea y a las aguas residuales industriales con contaminantes orgánicos.

Los compuestos de prueba, en donde se obtuvieron resultados positivos (mayores del 95 % de eficiencia de destrucción remoción (DRE)) incluyen clorobenceno, clorofenol, fenol, benceno y dicloroetano.

La siguiente tabla lista los compuestos destruidos por el proceso de ozonación/UV que pueden ser tratados exitosamente por el proceso de destrucción de oxidación fotoquímica inducida por laser.

Compuestos tratados por oxidación/UV

| | | |
|-----------------------|-------------------|----------------------|
| Eteres | Bisocidas | Aminas aromáticas |
| BTEX | Acido cítrico | Cianuros complejados |
| Fenoles | TCA | TCE |
| Compuestos aromáticos | DCA | Polinucleares |
| PCE | MeCl ₂ | Dioxinas |
| DCE | Cresoles | Hidracinas |
| Polinitrofenoles | PCBs | RDX |
| Cetonas | PCP | 1,4 Dioxano |
| Cloruro de vinilo | TNT | EDTA |
| | | Hidrazinas |

TRATAMIENTO QUIMICO / ULTRAFILTRACION

ATOMIC ENERGY OF CANADA LTD.

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Se puede aplicar la ultrafiltración en combinación con tratamiento químico para remover selectivamente los iones de metal disueltos de las soluciones acuosas. Se adiciona un agente quelante de alto peso molecular a la solución residual para formar complejos macromoleculares, por lo que los iones metálicos se pueden remover fácilmente.

Usualmente cada polímero quelante se marca particularmente por un catión metálico o por un grupo de cationes similares. Una vez que se adicionó el polímero, la solución se trata por medio de un sistema de ultrafiltración de membrana que colecta complejos macromoleculares retenidos en la membrana permitiendo iones no-complejados, como sodio, potasio, calcio, cloruros, sulfatos y nitratos para pasar como agua filtrada. El agua filtrada puede reciclarse o descargarse dependiendo de los requerimientos de remoción de metales. Se puede alcanzar una eficiencia de remoción del 100% para iones metálicos en aguas subterráneas.

Lo retenido, constituye del 5 al 20% del volumen alimentado y contiene los iones de metales pesados separados, debe ser tratado adicionalmente. Entonces, la retención se solidifica para prevenir la liberación de los metales tóxicos al ambiente; o reciclado por medio de un proceso de tratamiento para una reducción de volumen.

Después de la solidificación, la retención será más resistente a lixivarse debido a su bajo contenido de sal y a la presencia de compuestos químicos que retardan la migración de los metales tóxicos.

En base a los resultados de pruebas a escala piloto, se diseñaron y construyeron las unidades a escala industrial. Esto involucra todos los controles necesarios y los equipos auxiliares.

Aplicación a los residuos.

El proceso de tratamiento combinado químico-ultrafiltración está encaminado para utilizarse en aguas subterráneas con metales tóxicos. La ultrafiltración ha sido aplicada exclusivamente a sólidos coloidales y moléculas muy grandes. Esta tecnología puede utilizarse potencialmente para separar iones de metales pesados tóxicos como el cadmio, cromo, plomo, mercurio, selenio, plata y bario (como precipitado formado in-situ), de aguas subterráneas. Otros materiales orgánicos e inorgánicos presentes como sólidos suspendidos y sólidos coloidales pueden separarse.

A diferencia de las tecnologías convencionales de precipitación, ésta ha demostrado que la técnica combinada complejación de ión metálico/ultrafiltración no requiere manejo de precipitado y puede ser más aplicable a las corrientes de alimentación con concentraciones bajas de metales (ppm) y con una amplia variedad en concentraciones de metales y pH.

ELECTRO-OSMOSIS
ELECTROKINETICS, INC.
(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

El proceso electrocinético del suelo es una técnica de separación/remoción in-situ para la extracción de metales pesados y/o de contaminantes orgánicos de suelos. Esta tecnología utiliza electricidad para afectar concentraciones químicas y flujos de aguas subterráneas. En electro-ósmosis (EO) el fluido que está entre las partículas del suelo se mueve debido a que una corriente directa (DC) baja y constante se aplica por medio de electrodos colocados en la masa del suelo.

Estudios electroquímicos asociados con el proceso indica que se genera un ácido en el ánodo, el cual migra hacia el cátodo. El movimiento del ácido por migración y advección provoca una desorción de contaminantes del suelo. La movilidad concurrente de los iones y el fluido bajo el gradiente eléctrico descontaminan la masa del suelo. Este fenómeno da una ventaja sobre las técnicas convencionales de bombeo para tratamiento in-situ de suelos contaminados de granulos finos.

El estado de la corriente indica que el proceso es más eficiente en condiciones saturadas. Por esto los sitios con aguas subterráneas altas son favorecidos en la fase de desarrollo de la tecnología. El proceso se llevará a una acidificación temporal del suelo tratado. Aun cuando, las condiciones de equilibrio serán rápidamente reestablecidas por difusión, una vez que el potencial eléctrico se retire.

Algunos estudios han indicado que los electrodos metálicos pueden disolverse como resultado de la electrólisis e introducir productos de corrosión en la masa del suelo. Sin embargo si los electrodos se fabrican de carbón o grafito, ningún residuo se introducirá en la masa de suelo tratado como resultado del proceso.

Aplicación a los residuos.

Esta es una técnica de separación in-situ para la extracción de metales pesados, radionúclidos y otros contaminantes inorgánicos. Resultados de laboratorio a escala piloto demostraron la factibilidad de remoción de Pb, Cr, Cd, Ni, Cu, Zn, As, compuestos TCE y BTEX y fenol del suelo. Pruebas de campo a escala piloto limitadas demostraron que el método remueve Zn y As de arcillas y depósitos de arenas arcillosas. También se pueden remover Pb y Cu de sedimentos dragados.

PROCESO DE ELECTROCOAGULACION DE CORRIENTE ALTERNA

ELECTRO-PURE SYSTEMS, INC.

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

En esta tecnología, se utiliza un electrocoagulador de corriente alterna para introducir un campo eléctrico en suspensiones estables y emulsiones y reacomoda las cargas superficiales, que en turno facilita la floculación de partículas y su separación. Se puede llevar a cabo, separación de fases líquido-líquido y sólido-líquido sin la necesidad de polielectrolitos de alto costo. El proceso está libre también del exceso de residuos sólidos atribuidos a compuestos químicos auxiliares.

Esta tecnología se usa para romper suspensiones acuosas estables que contengan partículas de tamaños de sub-micras con más del cinco por ciento de sólidos totales. También rompe emulsiones acuosas estables con más del cinco por ciento de aceite.

Un electrocoagulador provee corriente alterna por medio de electrodos de aluminio espaciados a distancias nominales de 0.5 a 2 pulgadas. El electrocoagulador es pequeño, no tiene partes móviles y usualmente puede integrarse con los procesos existentes como un pretratamiento.

La coagulación y la floculación se presentan simultáneamente en el interior del electrocoagulador y continúan en la etapa de separación del producto. La redistribución de las cargas y el inicio de la coagulación se realiza en el coagulador como resultado de la exposición al campo eléctrico y a la precipitación catalítica del aluminio disociado de los electrodos. Esta actividad se efectúa rápidamente (por lo regular en 30 seg.) para la mayoría de las suspensiones acuosas. Las emulsiones acuosas se realizan aproximadamente en 2 minutos. Una vez que la redistribución de las cargas y el inicio de la coagulación se lleva a cabo el tratamiento se completa y la suspensión/emulsión puede transferirse por gravedad a la etapa de separación del producto.

La separación del producto se realiza en recipientes de separación por gravedad y/o recipientes de decantación convencionales. La coagulación y la floculación continúan hasta que la separación de las fases se completan. Generalmente, la velocidad de separación es mayor que la de los métodos que emplean floculantes químicos y los sólidos son regularmente más densos que los provenientes de tratamientos químicos. Los residuos se remueven por destilación primaria superficial, raspado de fondos y decantación.

En muchas aplicaciones el funcionamiento del electrocoagulador puede mejorarse mezclando la suspensión/emulsión, mientras pasa a través del campo eléctrico. Se puede inducir la turbulencia por difusión de pequeñas burbujas de aire a través de la suspensión en el espacio entre los electrodos. Los diseños del sistema pueden incluir controles de emisiones de aire utilizando las tecnologías convencionales disponibles de acuerdo a las necesidades.

Después de la etapa de separación del producto, cada fase (aceite, agua, sólido) se remueve para reuso, reciclado, además de un tratamiento o disposición. La tecnología puede emplearse conjuntamente con los sistemas de tratamiento de agua convencionales, incluyendo aquéllos que dependen de la precipitación de metales, tecnologías de separación por membrana, unidades de deshidratación móvil, de incineración y sistemas de extracción del suelo.

Por ejemplo, una aplicación de descontaminación típica resultaría en una fase acuosa que podría ser descargada directamente a una corriente o a una planta de tratamiento de agua residual para un tratamiento adicional. La fase sólida, después de la deshidratación, sería enviada fuera del sitio para su disposición y el filtrado deshidratado reciclado. Cualquier material flotable se recuperaría, se refinaría o de otro modo se reciclaría o se dispondría.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología se puede aplicar a una variedad de suspensiones acuosas y emulsiones generadas provenientes de aguas subterráneas contaminadas, derrames superficiales, lixiviados de rellenos sanitarios, camiones lavadores, suspensiones depuradoras (o de lavado), efluentes tratados y soluciones de extracto. Las suspensiones incluyen sólidos tales como pigmentos inorgánicos y orgánicos, arcillas, polvos metálicos, minerales metálicos y materia coloidal natural. Las emulsiones incluyen arreglos de sólidos orgánicos y contaminantes líquidos incluyendo subproductos del petróleo.

Esta tecnología se ha empleado para remover materiales finos de aguas de lavado de carbón y arcillas coloidales provenientes de remansos de minas con capacidades de más de 750 gpm. También se ha utilizado para remover sólidos suspendidos y metales pesados de estanques de agua y contaminantes de creosota de aguas subterráneas.

PROCESO GHEA Y ASOCIADOS
NEW JERSEY INSTITUTE OF TECHNOLOGY
(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

La técnica de este proceso emplea el uso de los surfactantes selectos (compuestos químicos semejantes al detergente) en soluciones acuosas, para extraer contaminantes orgánicos e inorgánicos de los suelos. La mezcla resultante se purifica por separación del complejo contaminante/surfactante y se divide en fracciones de este último donde se recupera para su reuso y se obtiene una fracción contaminada.

El poder de limpieza de los surfactantes proviene de la presencia de los grupos hidrofílicos (afines al agua) y lipofílicos (afines al aceite) en una misma molécula. Por consiguiente, los surfactantes pueden unir un contaminante aceitoso con agua, arrastrándolo de su matriz de la misma manera que un detergente arrastra las partículas de la ropa dentro del agua de lavado. Los surfactantes facilitan al agua la retención de grandes cantidades de contaminantes aceitosos debido a la formación de micelas, las cuales son cápsulas pequeñas de surfactante llenas del contaminante.

Una variación de la tecnología usa surfactantes para formar burbujas estables que pueden elevar las partículas pesadas hasta el borde de la solución, esto se llama "flotación de espuma" con ultrafiltración para realizar la recuperación completa de los surfactantes del complejo contaminante/surfactante, como también la reducción de los metales disueltos.

Después de la extracción, los sólidos se filtran fuera de la solución de lavado. Estos sólidos se enjuagan y disponen después de confirmar su pureza. La temperatura o el pH de la solución, se modifica por lo que el surfactante/contaminante se separa del agua. El agua se trata otra vez y se recicla a través del sistema o se descarga a la alcantarilla. Se separa el contaminante del surfactante y también se recicla. La fracción contaminada se dispondrá de acuerdo a las reglamentaciones federales.

Este proceso utiliza un surfactante apropiado o mezclas de surfactantes para separar el contaminante de interés. La dosificación, el tiempo de mezcla y la forma precisa de separación de la fracción del agua de lavado variará con la situación.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología es aplicable a mezclas con una gran variedad de composiciones, incluyendo contaminantes orgánicos, inorgánicos, volátiles y no volátiles.

FILTRACION POR ADSORCION

UNIVERSITY OF WASHINGTON

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

Esta tecnología utiliza filtración adsorptiva para remover contaminantes inorgánicos (metales de la fase líquida). Se emplea ferrihidruro como adsorbente en la superficie de un sustrato inerte, como la arena, y se coloca en una columna vertical. La columna que contiene arena actúa como filtro y adsorbente. Una vez que se alcanza la capacidad de adsorción de la columna, los metales se remueven y se concentran para una subsecuente recuperación utilizando un proceso de desorción de pH inducido.

La arena se baña por calentamiento en una solución de nitrato férrico acidificado a 110°C. La arena bañada con ferrihidruro es insoluble a pHs superiores a 1. Como resultado, las soluciones acidificadas pueden utilizarse en la etapa de regeneración para garantizar la completa recuperación del metal. No se ha presentado pérdida aparente de la eficiencia de tratamiento después de 10 ciclos de regeneración. En adición a los costos de operación substancialmente reducidos, las ventajas de esta tecnología sobre otras de tratamiento convencional para metales son:

- (1) Separa los metales presentes como complejos, incluyendo metales acoplados con algunos compuestos orgánicos,
- (2) Separa aniones y
- (3) Actúa como filtro para quitar la materia suspendida de la solución. De hecho, la arena bañada es un mejor medio filtrante que la arena común.

Aplicación a los residuos.

Esta tecnología remueve los contaminantes inorgánicos de las corrientes residuales acuosas. Es aplicable a éstas con un amplio intervalo de concentraciones de contaminantes y valores de pH.

TRATAMIENTO BASADO EN TIERRA HUMEDA

COLORADO SCHOOL OF MINES

(USEPA, 1990)

Descripción de la tecnología.

La tecnología de tratamiento basada en tierra húmeda emplea procesos geoquímicos y biológicos inherentes en un ecosistema de tierra húmeda hecho por el hombre para acumular y separar metales de las aguas del influente. El sistema de tratamiento incorpora componentes del ecosistema encontrados en tierras húmedas, incluyendo suelos orgánicos, fauna microbiana, algas y plantas vasculares.

Las aguas del influente que contienen concentraciones altas de metales y un pH bajo fluyen a través de las zonas aerobias y anaerobias del ecosistema de tierra húmeda. Los metales se separan por filtración, intercambio iónico, adsorción, absorción y precipitación por medio de una oxidación-reducción geoquímica y microbiana. En la filtración, los floculados de metales y los metales que son adsorbidos en las partículas finas del sedimento se colocan en estanques fijos, o se filtran como el agua a través del suelo. El intercambio iónico se realiza en cuanto los metales en el agua entran en contacto con substancias orgánicas en el suelo. Reacciones de oxidación/reducción se llevan a cabo en las zonas aerobias/anaerobias respectivamente y juegan un papel importante en la remoción de metales como hidróxidos y sulfuros.

Aplicación a los residuos.

El proceso de tratamiento basado en tierra húmeda es apropiado para el drenaje de las minas ácidas de metales o de las actividades de las minas de carbón. Estos residuos generalmente contienen elevadas concentraciones de metales y son ácidos por naturaleza. El proceso se ha aplicado exitosamente en Estados Unidos de América. El proceso se puede ajustar a las diferentes condiciones en geología, terreno y composición de las trazas de metal.

5.10.4 PROCESOS PRESENTADOS EN EL TERCER FORO SOBRE LA INNOVACION DE
TECNOLOGIAS INTERNACIONALES DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS PELIGROSOS
DALLAS, TEXAS, 1991

TRATAMIENTO QUIMICO/PROCESO DE ULTRAFILTRACION "AECL"

ATOMIC ENERGY OF CANADA LTD.

Descripción de la tecnología.

El proceso de Energía Atómica de Canadá (AECL) emplea un pretratamiento químico y en seguida una filtración para retirar concentraciones muy pequeñas (trazas) de metales disueltos en aguas residuales, agua subterránea contaminada y lixiviados. El proceso proporciona una resoción selectiva de contaminantes metálicos y un volumen reducido de corriente acuosa sujeta a un tratamiento posterior y a su disposición. El proceso involucra el contacto de agua residual con compuestos macromoleculares solubles en agua, adicionados a la solución residual para formar complejos con iones metálicos pesados.

Se agrega un polímero de peso molecular relativamente alto, por lo general un polielectrolito comercial compatible a la solución residual para formar "complejos metal-poliméricos" selectos, a pH y condiciones de temperatura determinados. Sin la presencia del polímero y dependiendo de las condiciones de pH, los iones metálicos contenidos en la solución acuosa también precipitan, permaneciendo ya sea, completamente en solución o en un estado donde el precipitado del metal y las soluciones iónicas metálicas coexistan.

Con el/los polielectrolito(s) presentes, se produce una expansión del tamaño de los iones metálicos selectos formando complejos solubles metal-polielectrolito. Las cantidades de polielectrolito requeridas para llevar a cabo el alargamiento de tamaño deseado y mejorar la separación de iones metálicos, están generalmente en el orden de partes por millón.

Una vez obtenido el tamaño del complejo metálico deseado, la solución que contiene el complejo se procesa a través de un sistema de ultrafiltración de membrana de flujo cruzado que contiene los complejos (retenidos o concentrados), mientras que los iones no complejados pueden fluir a través de la membrana con el agua filtrada.

El agua filtrada se recicla o se descarga dependiendo de los objetivos para el metal separado.

Aplicación del proceso.

El proceso puede emplearse para tratar aguas residuales contaminadas a concentraciones muy pequeñas (trazas) de metales pesados tóxicos que provienen de diferentes fuentes incluyendo aguas subterráneas, lixiviados, aguas superficiales y de escurrimiento. El proceso se puede aplicar también al tratamiento de efluentes de procesos industriales, descargas de la producción y procesos de galvanizado, fundidoras, electrólisis y

fabricación de baterías, por nombrar algunas. Las aplicaciones con un potencial específico incluyen la separación de metales como el cadmio, plomo, mercurio, uranio, manganeso, níquel, cromo y plata.

Se aplica a concentraciones de metales disueltos en el influente sujetas a un ámbito de tratamiento de algunas ppm a decenas de ppm. Además de metales disueltos, otros materiales orgánicos e inorgánicos presentes como sólidos suspendidos o coloidales también pueden removerse. Con una selección apropiada de polielectrolitos y condiciones de pH, pueden obtenerse eficiencias de remoción cercanas al 100% para metales en aguas subterráneas.

La siguiente tabla presenta los resultados de la ejecución del proceso en una unidad móvil para un efluente que contenía cadmio, mercurio y plomo. Esta unidad móvil (perteneciente a Canadá) es capaz de tratar flujos de influente de 1000 a 5000 galones por día.

Las ambiciones del AECL, son que el proceso puede aplicarse para proporcionar una solución in-situ de agua subterránea contaminada, durante la cual, la corriente tratada se inyecte en el interior de la zona subsuperficial contaminada para lavar a chorro los contaminantes adicionales provenientes del suelo en agua subterránea.

| Tabla 1. | | Resultados del proceso | |
|--------------------------|-----------|------------------------|--|
| Concentración (mg/litro) | | | |
| Contaminante | Influente | Efluente | |
| Cadmio | 1 a 10 | < 0.02 | |
| Mercurio | 1 a 10 | < 0.005 | |
| Plomo | 1 a 10 | < 0.2 | |

Equipo y proceso.

Canadá cuenta con una unidad móvil montada sobre plataformas que consiste de: Un banco de cartuchos prefiltradores de 5 micras, un sistema de alimentación con los compuestos químicos moderadores de pH y el polielectrolito, dos bancos de ultrafiltros de fibra con huecos, un sistema de contraflujo a chorro para limpieza de la membrana y de la unidad, tanques asociados e instrumentación.

El agua residual entra al prefiltro vía tanque de alimentación, donde las partículas suspendidas de la alimentación se separan. El filtrado se conduce a los tanques de condicionamiento en donde se lleva a cabo la regulación de pH y el acoopleamiento metal-polielectrolito. La alimentación, ya acondicionada se lleva a los ultrafiltros vía recirculación por un espiral. La recirculación por un espiral que incluye las membranas proporciona el tiempo de contacto necesario y la turbulencia para la separación de complejos metal-polielectrolitos y otras partículas suspendidas y coloidales. La corriente de calidad descargable se separa continuamente mientras que la corriente concentrada que contiene a la mayoría de los contaminantes se retorna vía recirculación con espiras hasta que se alcanza la reducción de volumen deseado. Una vez obtenida la concentración requerida, la corriente concentrada se separa para un tratamiento adicional después del cual puede solidificarse fácilmente y dispuesto de una forma segura. El único residuo generado por el proceso es el concentrado de la ultrafiltración.

INSTALACION DE TRATAMIENTO DE AGUA SUBTERRANEA
PARA UN NUEVO RELLENO SANITARIO DEL SUPERFUND

U.S ARMY CORPS. OF ENGINEERS, OMAHA DISTRICT, ENGINEERING DIVISION

U.S ARMY CORPS. OF ENGINEERS, MISSOURI RIVER DIVISION

PROGRAM AND PROJECT MANAGEMENT DIRECTORATE

Este es uno de los mejores ejemplos de las tecnologías de tratamiento físico-químico, ya que el sitio llamado "El nuevo sitio de relleno sanitario del Superfund" tuvo como disposición final una construcción de 43 acres de relleno sanitario y su consiguiente alambrado, así como instalaciones de tratamiento de agua subterránea y lixiviado con una capacidad de 100 gpm y 13 pozos de extracción.

El lixiviado se bombeo con objeto de deshidratar el relleno sanitario y prevenir futuras infiltraciones al agua subterránea a través de éste.

El estudio de tratabilidad realizado por Donohue & Asociados, se llevó a cabo en un laboratorio a escala de banco y estudios de campo a escala piloto. Las pruebas de laboratorio fueron para precipitación de metales y velocidades cinéticas biológicas. Los estudios de campo se condujeron en el sitio e incluyeron un tren múltiple (cuatro celdas), contactor biológico rotatorio (RBC), precipitación de metales, neutralización y filtración por arcilla.

El diseño de la instalación de tratamiento proporciona una gran distribución de flexibilidad entre unidades individuales de proceso debido al potencial para caambiar las características del residuo provenientes de los pozos de extracción de agua subterránea/lixiviado. Este diseño permite una derivación parcial o completa de varios procesos de tratamiento. También incorpora dentro de él la capacidad de circular flujos a unidades específicas de otros procesos.

El sitio contenía los siguientes contaminantes: Acroleína, 1,2-Dicloroetano, trans 1,3-dicloropropeno, etilbenceno, cloruro de metileno, clorometano, tolueno, tricloroetano, cloruro de vinilo, 2-butanona, 2-hexanona, 4-metil 2-pentanona, xileno y acetona. Además de compuestos orgánicos volátiles como fenol, ácido benzóico, 2-metilfenol, 1,4-diclorobenceno, N-Nitrosodifenilamina, alcohol bencilico y PAH's.

La instalación de tratamiento de agua subterránea/lixiviado consistió de las siguientes unidades de proceso:

- Tanque de compensación (igualación)
- Ajuste de pH
- Clarificador químico
- Tanque de neutralización
- Contactor biológico rotatorio
- Clarificador biológico
- Filtración con antracita
- Unidades de carbón activado granular
- Tanques de almacenamiento del efluente
- Condensador de viscosidad
- Prensa filtro de lodos

Sistema de operación.

La operación de la planta de tratamiento está integrada por precipitación química para metales contenidos en la corriente del influente seguido de un tratamiento biológico para compuestos orgánicos, porciones biodegradables y carbón activado para compuestos orgánicos refractarios. Entre los compuestos químicos empleados para la precipitación se encuentra el hidróxido de sodio para un aumento en el pH y ácido sulfúrico para una neutralización después de la separación de metales. Se adiciona ácido fosfórico cuando los niveles de los nutrientes en el influente están en el límite de crecimiento.

Se bombea el agua subterránea y el lixiviado de 13 pozos de extracción a través de la tubería colindante con el relleno sanitario. El flujo tratado en la instalación es aproximadamente de 67 gpm., debido a los problemas de obturación en la tubería se debe ajustar el pH.

El influente contaminado se bombea dentro del tanque de compensación localizado fuera de la planta de tratamiento adyacente a la estructura. El agua contenida en el tanque de igualación es aerada con una bomba de aire y oxida los constituyentes de hierro presentes en las aguas crudas. Teóricamente el hierro se separa subsecuentemente en un clarificador químico. Después de pasar por el tanque de compensación (donde tiene un tiempo de retención de aproximadamente 150 min) el agua contaminada entra a la instalación de tratamiento por gravedad y se desplaza al tanque de ajuste de pH, en donde el pH se eleva hasta aproximadamente 9.5 por medio de la adición de una solución al 15% de hidróxido de sodio. El tiempo de retención en un tanque de ajuste de pH de 1000 gal. es aproximadamente de 10 min. a una velocidad de flujo máxima de 100 gpm.

Un mezclador para floculación se monta sobre el tanque de ajuste de pH para ayudar en la formación de las partículas floculantes. El agua de salida del tanque de ajuste de pH se envía a través de una tubería de cuatro pulgadas al clarificador químico, en donde se realiza la precipitación de hidróxidos.

El agua de salida de la unidad de precipitación química se considera relativamente libre de metales. Los constituyentes del remanente en la corriente de proceso son compuestos orgánicos y fracciones volátiles. Estos contaminantes se remueven a través de procesos de tratamiento subsecuentes.

El agua de proceso que sale del clarificador de precipitación química entra a un tanque de neutralización donde se adiciona ácido sulfúrico al 93% para neutralizar la corriente residual antes de que entre a la parte biológica de la planta de tratamiento. Se baja el pH hasta un valor neutro. Se incorpora ácido fosfórico adicional a la corriente residual cuando el flujo no contenga suficiente fósforo para mantener la población microbiana.

Se pasa a un contactor biológico rotatorio, donde se trata el agua de proceso, posteriormente se bombea a un clarificador biológico y enseguida al sistema de filtración de antracita para remover las partículas de gran tamaño, aproximadamente 20 micras.

Después de que el agua de proceso se conduce al sistema de filtración con antracita para la separación de sólidos suspendidos, el agua se bombea en una "estación de elevación" contenida en la planta de tratamiento. Esta estación está diseñada para transferir el agua del sistema de filtración al Sistema de Carbón Activado Granular (GAC) en donde se removerán los contaminantes orgánicos refractarios, el agua tratada se envía al tanque de almacenamiento del efluente para un almacenamiento previo a la disposición.

El lodo generado del clarificador químico o del biológico se bombea utilizando bombas de diafragma hacia el espesador de gravedad localizado junto al tanque de almacenamiento del efluente.

El sobrenadante que se origina en esta operación se decanta del espesador de lodo y se regresa al tanque de reciclamiento donde se lleva nuevamente a la planta de tratamiento.

El lodo pasa finalmente por el filtro prensa y la torta tiene de un (15 a 30 % de sólidos) y se descarga a una tolva de lodos como disposición final.

RAYOX

REMEDIÓ DE AGUA SUBTERRÁNEA Y AGUAS RESIDUALES DE PROCESO CONTAMINADAS CON NDMA Y OTROS TOXICOS CON LA TECNOLOGIA DE RAYOX

Introducción.

La N-Nitrosodimetilamina (NDMA) es un contaminante, que aún cuando no está en la lista de prioridad de la USEPA, la amplia incidencia de precursores de NDMA en la industria y en el ambiente, su gran movilidad en el agua subterránea y su toxicidad han asegurado que tendrá más atención en el futuro.

El NDMA es la N-Nitrosodimetilamina:



que se forma por la nitrosación de la dimetilamina (DMA) con el ion nítrito (NO_2^-) y se encuentra en concentraciones pequeñas (trazas) en los humos condensados del tabaco y en los productos del curado de la carne como el tocino. El NDMA es un compuesto químico de interés toxicológico ya que es carcinogénico y mutagénico en animales y probablemente en humanos.

Debido a que la USEPA estimó que el NDMA en agua a concentración de 14 partes por millón pueden incrementar el riesgo de cáncer por un caso en 100,000; se recomendó para el agua potable un lineamiento a partes por millón.

Otras fuentes del NDMA serían los subproductos, o el uso de la dimetilhidrazina (UDMH) asimétrica que es una carga de propulsión de cohetes y la dimetilamina (DMA) que se utiliza como acelerador en la vulcanización del hule y en la manufactura de detergentes.

El NDMA es polar y altamente soluble en agua y como tal tiene un bajo coeficiente de partición del agua. Por consiguiente tiene una movilidad en el suelo tan alta como el cloro, no se absorbe en carbón y no se trata por remoción con aire o con vapor de agua. También es resistente a la biodegradación y es poco probable que se degrade en la superficie.

Por otra parte, absorbe luz UV y se fotodisocia fácilmente. El coeficiente de extinción en el máximo de longitud de onda de 228 nm. es 10,000.

La siguiente tabla muestra la longitud de onda de absorbancia pico (máxima) λ_{max} , el coeficiente de extinción (c) y la producción de quantum (ϕ) para algunos compuestos encontrados en agua contaminada (Bircher, 1991).

| Compuesto | Absorción UV de varios compuestos. | | | |
|-----------------------|------------------------------------|------------|--------|-----------------------|
| | λ_{max} . | ϵ | ϕ | $\epsilon \cdot \phi$ |
| NDMA | 228 | 10 000 | =1 | 10 000 |
| Benceno | 215 | 533 | 0.1 | 53 |
| Clorobenceno | 215 | 8 000 | 0.4 | 3 200 |
| Pentaclorofenol | 220 | 25 000 | 0.01 | 250 |
| Tricloroetileno | 215 | 7 000 | 0.3 | 2 100 |
| 1,1,1-Tricloroetano | 200 | 155 | 0.1 | 15 |
| 2,4,6-Trinitrotolueno | 230 | 18 000 | 0.001 | 18 |

Como se puede observar, aún cuando el pentaclorofenol y el TNT (trinitrotolueno) absorben más; cuando se forma el producto -coeficiente de extinción-producción de quantum como una medida preliminar de eficiencia de fotodegradación relativa, el NDMA finaliza en la cúspide. Esto se debe a que no reacciona muy rápidamente con el radical hidroxilo que es otro de los caminos de destrucción empleados por el Rayox que mejoran la tecnología de oxidación.

Descripción de la tecnología.

La absorción principal del NDMA es de π a π^* a una λ_{max} de 228 nm. Por lo tanto es importante estar provisto de una lámpara que sea eficiente en la producción de luz en esa banda UV (200 a 240 nm). Los productos principales de esta fotólisis son la dimetilamina y el nitrito (NO_2^-). El nitrito puede oxidarse por adición de peróxido de hidrógeno para producir nitrato y en consecuencia evitar la posibilidad de reformación del NDMA. A nivel laboratorio no se ha observado que la regeneración se presente a un nivel significativo (Polo y Chow, 1990).

Aplicación de la tecnología.

Actualmente, Solarchem tiene varios sistemas Rayox^R instalados o en el diseño final del sistema con el objetivo de tratar NDMA en agua de una manera continua.

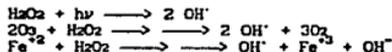
Uno de estos sistemas, es para tratar aguas subterráneas de un pozo que se ha abierto para proteger el agua potable de los pozos adyacentes. Este sistema tiene 8 reactores Rayox^R de 30 KW y tratan más de 600 gpm de agua, removiendo sobre 99.9% de NDMA de 20 a 40 ppb a la norma de agua potable de 9 partes por millar.

Otro de los sistemas Rayox^R es para la limpieza de agua: residuales de proceso de una industria química antes de descargarse (ya que el NDMA no es fácilmente biodegradable). En este caso 9 reactores de 30 KW se utilizan para limpiar más de 100 gpm de agua, de 30 ppb a 0.25 ppb.

Proceso de oxidación mejorado.

Otro medio para la remoción de contaminantes orgánicos de agua es a través de la oxidación por el radical hidroxilo (HO^\cdot), que es un agente oxidante muy poderoso que reacciona muy rápidamente con virtualmente todos los compuestos orgánicos. La constante de rapidez para el HO^\cdot en el ataque a compuestos orgánicos está entre 10^8 - 10^9 veces que el ataque del ozono.

Existen varios métodos para generar radicales hidroxilo que se han descrito por muchos autores. Los tres métodos más comunes son: la fotólisis del peróxido de hidrógeno con luz ultravioleta, la reacción entre ozono y peróxido de hidrógeno y el uso del reactivo Fenton's. Estas aproximaciones se describen en las siguientes ecuaciones químicas simplificadas: (Hoine y Bader, 1978).



Componentes de la gasolina.

Los hidrocarburos del petróleo como el benceno, tolueno y xilenos (BTX) se encuentran en aguas residuales, en aguas subterráneas por la filtración de tanques de almacenamiento, en aguas provenientes de la operación de limpieza de tanques, en aguas de derrame, etc.

Debido a que los BTXs se remueven con carbón. Solarchem ha desarrollado un proceso que involucra radiación UV y un catalizador, el "Enox 510" que en pruebas en paralelo contra el rendimiento de carbón activado los costos de operación ahorraron más del 80%.

Otras aplicaciones de tratamiento por Rayox[®] incluyen compuestos orgánicos volátiles como los solventes clorados, pentaclorofenol en la industria de preservación de la madera y explosivos disueltos producidos en industrias como la del TNT.

CAPITULO 6. EVALUACION DE LAS TECNOLOGIAS QUE EMPLEAN PROCESOS FISCOQUIMICOS PARA EL TRATAMIENTO DE RESIDUOS PELIGROSOS

La selección de las metodologías de tratamiento, depende de muchos factores, entre los cuales se deben considerar:

- La naturaleza del residuo a tratar;
- El estado físico del residuo;
- La concentración de la corriente a tratar;
- El equipo;
- El equipo auxiliar;
- Pre o post-tratamiento requerido;
- La efectividad y el costo de la tecnología.

Esto es, por que debido a la naturaleza del residuo (si es orgánico o inorgánico) y el estado físico en que se presenta, que puede ser en forma líquida (corrientes acuosas residuales), sólida (sedimentos y suelos), semi-sólida (lodos) o gaseosa (emisiones atmosféricas) se tienen diferentes alternativas de tratamiento por procesos fisicoquímicos.

La concentración de las substancias peligrosas que estén presentes en los efluentes residuales, el equipo necesario y los dispositivos auxiliares del proceso empleado influyen considerablemente en los costos del tratamiento; los cuales se incrementan si el proceso requiere de pre o post-tratamiento.

A continuación, se presentan las características de cada uno de los procesos fisicoquímicos:

La precipitación, es un proceso ampliamente utilizado, su implementación no es muy costosa y es aplicable corrientes residuales que contienen metales pesados. Se requiere de un tanque de reacción con agitación y de un reactivo de precipitación. Se debe utilizar un pre-tratamiento cuando en la corriente a tratar estén presentes residuos de cianuro o cromo VI. Así mismo, se debe considerar que los sólidos precipitados requieren de una separación por sedimentación y/o filtración. El costo está en función del tamaño del equipo a utilizar, de la concentración de la corriente a tratar y de los reactivos químicos empleados en el proceso.

La neutralización se aplica a corrientes residuales ácidas o básicas y a compuestos orgánicos como fenoles y ácidos sulfónicos, este tipo de tratamiento se utiliza principalmente como una operación preliminar para otros procesos debido a que no produce una destrucción efectiva del residuo, pero lo hace más apropiado para otro tipo de tratamiento. El equipo que requiere es muy sencillo, se pueden emplear tanques de reacción con agitación, lagunas o columnas absorbedoras en operaciones continuas o discontinuas. Se debe contar con instrumentación apropiada para un buen control de pH, así como dispositivos de bombeo de muestras. Es necesario equipo auxiliar como recipientes de igualación, clarificadores o sistemas de remoción de vapor. El costo de capital depende de lo mencionado anteriormente y el costo de operación depende de la concentración y volumen de la corriente residual.

La hidrólisis, es de gran importancia para los residuos orgánicos aromáticos y alifáticos y se puede aplicar a corrientes líquidas principalmente. Este tipo de tratamiento, al igual que la neutralización, es muy útil cuando se combina con otros procesos. La hidrólisis se puede llevar a cabo en un equipo sencillo con tanques de reacción. El costo de capital varía dependiendo del equipo y los costos de operación estarán en función de las condiciones de reacción.

La fotólisis encuentra una amplia aplicación para destrucción de biocidas. Requiere de un proceso de tratamiento secundario que mineralice los fotoproductos a CO₂, H₂O y Cl. Se requiere un recipiente que contenga el material a irradiar y una fuente de luz ultravioleta que puede ser una lámpara de mercurio. Los costos de capital pueden ser substanciales dependiendo del equipo utilizado. La concentración del biocida a tratar también influye en los costos.

Es factible aplicar el proceso de oxidación-reducción a corrientes que contengan metales, cianuros, así como a residuos orgánicos a bajas concentraciones como fenoles, aminas etc. Este tipo de tratamiento se puede realizar en operaciones continuas o semicontinuas. El equipo empleado es un reactor. Debido a que la reacción provoca un incremento en la temperatura se requiere de equipo de monitoreo. Los costos de tratamiento dependen de los reactivos químicos utilizados.

La deshalogenación se emplea para la destrucción química específica de compuestos orgánicos halogenados y se puede emplear en suelos, sedimentos, lodos, corrientes acuosas y corrientes residuales mezcladas. Existen varios procesos de deshalogenación a nivel comercial y de laboratorio. No se encontraron datos de la relación costo/efectividad. Se cree que esta área de la deshalogenación química será de gran importancia en el futuro.

La ozonación, es una oxidación que se lleva a cabo por medio de ozono para tratar contaminantes peligrosos orgánicos e inorgánicos. Es posible una oxidación completa de contaminantes orgánicos a nitrógeno y bióxido de carbono con tiempos de reacción y dosis adecuadas por lo que no se requiere de tratamiento adicional. Se pueden emplear sistemas con ozono y luz ultravioleta para desintoxicar aguas industriales con compuestos aromáticos y alifáticos. El equipo que se requiere es un generador de ozono en el lugar donde se va a utilizar debido a que es un gas muy inestable. Se deben utilizar inyectores de ozono para la difusión de éste en la corriente a tratar. La eficiencia del ozono se determina por la característica del agua residual, la cinética, el pH y la temperatura.

Se debe contar con equipo de monitoreo y control para proporcionar información relacionada con la eficiencia y confiabilidad.

Los costos capitales pueden variar hasta un 50% dependiendo de las especificaciones del generador de ozono.

Los factores principales que deben evaluarse incluyen: la producción máxima de ozono a una concentración específica, la producción variable de ozono a una concentración específica, equipo auxiliar, instrumentación de monitoreo y control, piezas de repuesto, costos de instalación, costos de arranque y garantías de funcionamiento.

Los costos de operación de la generación de ozono dependen fundamentalmente de los costos de energía eléctrica necesaria para la producción de ozono, secadores, ventiladores, compresores y equipo de inyección utilizados.

Las tecnologías de estabilización/solidificación se aplican a residuos inorgánicos, orgánicos y radioactivos y puede emplearse a suelos, sedimentos y lodos. Los procesos de cementación son más apropiados para residuos inorgánicos catiónicos y los residuos orgánicos e inorgánicos aniónicos son más apropiados para los procesos de encapsulación. Este tipo de tecnologías varían de acuerdo al aglutinante empleado, el residuo, las condiciones del sitio, y otros factores; por ej., los procesos que utilizan reacciones de cementación con material puzolánico, son bajos en costo y fáciles de usar pero aumentan el volumen que se debe manejar. Sin embargo con la encapsulación el volumen incrementado puede ser muy pequeño.

Este tipo de tratamiento se puede llevar a cabo por procesos discontinuos, continuos, planta móvil y procesos in-situ.

Para poder realizar una selección de la técnica de estabilización/solidificación se deben tomar en cuenta los siguientes factores:

1) Objetivo del tratamiento; es decir, si solo se quiere hacer una separación de los líquidos del residuo, hacer al residuo aceptable para su disposición en tierra o convertirlos en no peligrosos.

2) Características del residuo, que es un factor muy importante. El residuo debe ser compatible ya que algunos compuestos afectan adversamente las características de resistencia, durabilidad y permeabilidad de las mezclas residuo-aglutinante.

3) Tipos y requerimientos del proceso. Si se lleva a cabo por procesos discontinuos, continuos etc., condiciones específicas del proceso (como modificaciones en el residuo, tipos de mezclado, transportación, etc.), requerimientos especiales del proceso (como el tratamiento para remover los agentes de interferencia) y el manejo del producto tratado.

4) Economía.- El costo de las tecnologías de estabilización/solidificación se considera bajo comparado con otras técnicas de tratamiento debido a que la materia prima es muy económica, el equipo está disponible en industrias de concreto y afines, los costos varían dependiendo de las características del residuo, transporte, aseguramiento y control de calidad.

El intercambio iónico encuentra utilidad en operaciones de galvanizado de metales y en residuos con cianuro; este tipo de proceso resulta más efectivo en combinación con otros. El equipo que requiere el intercambio iónico generalmente consiste de un tanque de almacenamiento de agua residual, prefiltrros, recipientes de intercambio aniónico y catiónico y equipo de regeneración ácido-básico. La concentración de contaminantes y el equipo necesario que influye en los costos de operación.

En la siguiente tabla se presentan los diferentes tipos de residuos que pueden tratarse con los procesos fisicoquímicos.

TABLA 6.1.

EVALUACION DE LOS PROCESOS FISICOQUIMICOS

CORRIENTES DE RESIDUOS PELIGROSOS

FORMA DEL RESIDUO

| PROCESO DE TRATAMIENTO | RESIDUOS CORROSIVOS | RESIDUOS DE CLORUROS | SOLVENTES DE HALOGENA- DOS CASI- DOS. | RESIDUOS DE SOLVENTES NO-HALOGE- NADOS | RESIDUOS ORGANICOS CLORADOS | OTROS RESIDUOS ORGANICOS | RESIDUOS ACIDOS | PCB | SOLUCIO- NES CON METALES PESADOS | COMBUSTI- BLES CON COMPLE- XOS QUIMICOS ORGANICOS | RESIDUOS REACTIVOS | SUELOS CONTAM- NADOS | LIQUIDOS | SOLIDOS LIGEROS | GASES |
|---------------------------|---------------------|----------------------|---------------------------------------|--|-----------------------------|--------------------------|-----------------|-----|----------------------------------|---|--------------------|----------------------|----------|-----------------|-------|
| Presipitacion | | | | | | | | | X | | | | X | | |
| Floculacion 1 | X | | | | | | | | | | | | X | | |
| Neutralizacion 2 | X | | | | | | | | | X | | | X | | |
| Hidrolisis 3 | | | | | | | | | | | X | | X | | X |
| Filtracion 1 | | | | | X | | | | | | | | X | | |
| Oxidacion/Reduccion | | | | | | | | | | | | | X | | |
| adsorcion 1 | | X | | | | | | | X | X | | | X | | |
| Destilacion/evaporacion 1 | | | X | | X | | | X | | | | X | X | X | |
| Coagulacion 1,4 | | X | * | X | * | X | | | | | X | | X | X | X |
| Extraccion/ lavado | | | | | | | | | | | | | X | X | X |
| Extraccion 1,3 | X | X | | | | | | | | | | | X | X | X |
| Intercepcion/retencion 2 | X | | | | | | | | X | X | | | X | | |

168

Nota: (1) Freeman R. M. (1989) "Standard Handbook of Hazardous Waste Management and Disposal", McGraw-Hill Publishers, Estados Unidos de America.

(2) Wams (1989) "Hazardous Waste Management" Ed. McGraw-Hill, Estados Unidos de America.

(3) King y Amis (1982) "Hazardous Waste Processing Technology" Ed. Ann Arbor Science, Estados Unidos de America.

(4) UNEPA (1991) "Residuos/Oxidasiones" Ed. Ultra International, Taller Foro de Tecnologia de Inversiones del Superfund, Estados Unidos de America.

(5) World Technical Paper No. 92 (1989) "The Safe Disposal of Hazardous Waste" Ed. Belmont y Bank, Estudios conjuntos de Banco Mundial, OMS y Programa Ambiental de las Naciones Unidas.

Nota: * Oxido/Reduccion atmosférica y FICG

CAPITULO 7

7.1 CONCLUSIONES

Existe mucha información internacional principalmente en E.U.A. La USEPA ha fomentado el desarrollo de las diferentes tecnologías que existen ya probadas o en estudio en ese país. Otros países como Bélgica, Holanda, Suecia, Noruega y Canadá, tienen ya algunos estudios sobre tratamientos fisicoquímicos para estabilizar los residuos peligrosos.

El acceso a esta información, permitirá que en México se puedan desarrollar y adaptar estas tecnologías, para minimizar los riesgos debidos a la presencia de los residuos peligrosos.

El tratamiento fisicoquímico resulta más eficiente cuando se combina con otros procesos. Es conveniente considerar la implementación de pretratamiento y postratamiento, para lo cual se deben tener en cuenta los métodos físicos, biológicos y térmicos.

La legislación sobre disposición, tratamiento y manejo de residuos peligrosos, así como su definición, clasificación y caracterización de los mismos está basada en las normas establecidas por USEPA, para varios países, incluyendo México.

La información existente sobre el tratamiento de los residuos peligrosos se ha generado en la última década y las tecnología que están ya aprobadas datan de los últimos tres años de acuerdo a los Foros organizados por la USEPA.

7.2 RECOMENDACIONES

- Realizar estudios técnico-económicos sobre la factibilidad de la aplicación y/o adaptación de estos procesos a los residuos peligrosos que se generan actualmente.
- Seleccionar giros industriales y residuos de sus procesos para la realización de estudios a nivel laboratorio.
- Generar una base de datos con la información completa, principalmente con las tecnologías aprobadas por la USEPA y se sugiere actualizarla periódicamente.
- Elaborar folletos de divulgación de estas tecnologías recopiladas, para enterar a los grupos interesados.

APENDICE 1

Prueba de extracción, EP.

El propósito de la prueba de extracción, EP ("extraction procedure") es simular el ambiente que puede desarrollarse cuando los residuos sólidos industriales se disponen conjuntamente con residuos sólidos municipales en un relleno sanitario, el cual representa el caso extremo de mal manejo de residuos. Esta prueba consta de un medio de lixiviado que contenga ácido acético, para simular la infiltración que resulta cuando dichos residuos se combinan en el sitio de disposición con metales pesados, produciendo así lixivios tóxicos.

La prueba de extracción EP, requiere una muestra de residuo representativa para mezclarse con el lixiviado acuoso que contiene el ácido acético, que es uno de los ácidos carboxílicos más dominantes en los lixivios de residuos municipales. Después de un tiempo de extracción específico, el líquido se analiza y si contiene contaminantes que excedan la concentración de la tabla A.1, entonces el residuo se considera peligroso.

Las concentraciones máximas de la tabla A.1 se derivan conforme a las Normas primarias de agua potable de Estados Unidos de Norteamérica (USNIPDWSs), asumiendo que los constituyentes peligrosos están diluidos y/o atenuados por un factor de 100, para considerar antes que nada la dilución debida al transporte del agua subterránea para llegar a un cuerpo receptor.

TABLA A.1. CONCENTRACION MAXIMA DE CONTAMINANTES PARA LA PRUEBA DE EXTRACCION EP (USEPA, 1990).

| Contaminante | Concentración máxima (mg/litro) |
|---|------------------------------------|
| Arsénico | 5.0 |
| Bario | 100.0 |
| Cadmio | 1.0 |
| Cromo | 5.0 |
| Plomo | 5.0 |
| Mercurio | 0.2 |
| Selenio | 1.0 |
| Plata | 5.0 |
| Endrín (1,2,3,4,10,10-Hexacloro-1,7-epoxi-1,4,4a,5,6,7,8,8a-octa-hidro-1,4,4a,5,6,7,8,8a-octa-hidro-1,4-endo, endo-5,8-di-metano-naftaleno. | 0.02 |
| Lindano (1,2,3,4,5,8-Hexacloro-ciclohexano, isómero gamma. | 0.4 |
| Hexocloro (1,1,1-Tricloro-2,2-bis [p-metoxil] fenil etano. | 10.0 |
| Toxafeno (Cl ₁₀ H ₆ Cl ₂ , Camfeno - clorado técnico, de 67 a 69 por ciento de cloro. | 0.5 |
| 2,4, D (Acido 2,4- Diclorofenoxi-acético. | 10.0 |
| 2,4,5-TP Silvex (Acido 2,4,5-Tri-clorofenoxipropiónico). | 1.0 |

FUENTE: Código de reglamentos federales (E.U.A) 261.24

Se han identificado tres dificultades principales en la prueba de extracción EP:

(1) Las normas de toxicidad solo disponían de 14 contaminantes que correspondían al agua potable, por lo que la lista de constituyentes no contenía tantos materiales peligrosos como los que estaban presentes en los residuos industriales.

(2) Aún cuando el ácido acético simulaba el lixiviado de metales presentes en los residuos industriales, no se puede usar para probar el potencial de lixiviación de los compuestos orgánicos volátiles.

(3) No había una base clara para seleccionar los contaminantes siguiendo las consideraciones del modelo de agua subterránea y de toxicidad.

Procedimiento para caracterizar a un lixiviado por su toxicidad (TCLP).

Para cubrir las deficiencias de la prueba de extracción EP, el Congreso de los Estados Unidos de Norteamérica encargó a la USEPA desarrollar una prueba mejorada que simulara el potencial de lixiviado correctamente. De este modo, la Agencia propuso la prueba TCLP (Junio 13, 1988).

El estatuto propuesto demandó los siguientes cambios: 1) la adición de 38 compuestos orgánicos a la prueba de extracción EP; 2) la especificación de niveles reglamentarios basados en el riesgo, esto es; el establecimiento de factores específicos de dilución/atenuación (DAFs), para cada constituyente orgánico y la retención de un DAF de 100 para los constituyentes inorgánicos y 3) Reemplazar la prueba de característica de toxicidad EP por el procedimiento TCLP.

La prueba TCLP, se promulgó como parte del Programa de restricciones de disposición en suelo en noviembre 7 de 1986.

La prueba TCLP es más específica al determinar el diseño de su recipiente de extracción, el cual debe ser un extractor sin espacio superior y se debe de utilizar para compuestos orgánicos volátiles. También requiere el uso de un fluido de lixiviación más ácido para residuos extremadamente alcalinos (por ejemplo, residuos con pH mayor de cinco), para asegurar que el potencial de lixiviación del residuo no esté subestimado, la utilización de un medio predefinido para la lixiviación, elimina la necesidad de ajustar el pH continuamente. El tiempo de extracción es de 18 horas y se puede emplear para evaluar la movilidad tanto de contaminantes orgánicos como inorgánicos.

La infraestructura general para la declaración de los niveles reglamentarios para la asignación o rechazo de la prueba TCLP representa un paso importante en el control de los residuos peligrosos y establece los límites de concentración que pueden estar presentes. El objetivo del procedimiento es limitar la disposición de los residuos donde la lixiviación podría causar condiciones peligrosas debido a un mal manejo de éstos.

La agencia de protección ambiental de Estados Unidos de América (USEPA), propuso la aproximación de dos fases para el desarrollo de los factores de dilución/atenuación (DAFs). En la primera fase un DAF general podría asignarse a los 38 nuevos constituyentes (e.g., 100 ó 500). Durante la segunda fase, se continuaría el uso del DAF genérico, se emplearía un modelo de transporte de agua subterránea para desarrollar los DAFs específicos para cada constituyente o se usaría una combinación de ambas metodologías.

La prueba TCLP se finalizó en marzo 29 de 1990. El precepto adicionó 25 constituyentes orgánicos a la característica de toxicidad (Tabla A.2), establece los límites de reglamentación para los nuevos constituyentes y reemplaza la prueba de toxicidad EP con la TCLP.

25 Compuestos orgánicos adicionados a la característica de toxicidad.

El precepto final adiciona 25 compuestos orgánicos a la lista de constituyentes que comprende la característica de toxicidad. Aun cuando USEPA propuso la adición de 13 compuestos químicos. La Agencia pospuso la aceptación de estos constituyentes (Tabla A.3). La pospuesta se basó en dos puntos principales con respecto al modelo de transporte y destino subterráneo que la agencia utilizó para desarrollar los DAFs finales en la prueba TCLP. Primero, aun cuando el modelo considera la hidrólisis de los constituyentes, no dirige a los posibles productos tóxicos provenientes de dicha hidrólisis. Por lo tanto, la aceptación de los constituyentes que se hidrolizan notablemente, no se ha llevado a cabo y segundo, el modelo se diseñó para condiciones de estado estable, pero algunos constituyentes nunca alcanzaron dicho estado.

TABLA A.2. NIVELES REGLAMENTARIOS PARA LOS CONTAMINANTES DE TOXICIDAD CARACTERISTICA

| Contaminante | Nivel de referencia de toxicidad crónica (µg/litro) | Nivel reglamentario (mg/litro) |
|-----------------------------|---|--------------------------------|
| Arsénico | 0.05 | 5.0 |
| Bario | 1.0 | 100 |
| Benceno | 0.005 | 0.5 |
| Cadmio | 0.01 | 1.0 |
| Tetracloruro de carbono | 0.005 | 0.5 |
| Clordano | 0.0003 | 0.03 |
| Clorobenceno | 1 | 100 |
| Cloroformo | 0.06 | 6 |
| Cromo | 0.05 | 5 |
| o-Cresol | 2 | 200 |
| m-Cresol | 2 | 200 |
| Cresol | 2 | 200 |
| 2, 4-D | 0.1 | 10 |
| 1, 4-Diclorobenceno | 0.075 | 7.5 |
| 1, 2-Dicloroetano | 0.005 | 0.5 |
| 1, 1-Dicloroetileno | 0.007 | 0.7 |
| 2, 4-Dinitrotolueno | 0.0005 | 0.13 |
| Endrin | 0.0002 | 0.02 |
| Heptacloro (y su hidróxido) | 0.00008 | 0.008 |
| Hexaclorobenceno | 0.0002 | 0.13 |
| Hexacloro-1, 3-butadieno | 0.005 | 0.5 |
| Hexacloroetano | 0.03 | 3 |
| Plomo | 0.05 | 5 |
| Lindano | 0.004 | 0.4 |
| Mercurio | 0.002 | 0.2 |
| Metoxicloro | 0.1 | 10 |
| Metililecetona | 2 | 200 |
| Nitrobenzeno | 0.02 | 2 |
| Pentaclorofenol | 1 | 100 |
| Piridina | 0.04 | 5 |

| | | |
|-----------------------|-------|-----|
| Selenio | 0.01 | 1 |
| Plata | 0.05 | 5 |
| Tetracloroetileno | 0.007 | 0.7 |
| Toxafeno | 0.005 | 0.5 |
| Tricloroetileno | 0.005 | 0.5 |
| 2, 4, 5-Triclorofenol | 4 | 400 |
| 2, 4, 6-Triclorofenol | 0.02 | 2 |
| 2, 4, 5-TP (Silvex) | 0.01 | 1 |
| Cloruro de vinilo | 0.002 | 0.2 |

FUENTE: Reglamento Federal (E.U.A) 11804 y 11815-11816.

TABLA A.3. CONSTITUYENTES DE LA PRUEBA TCLP QUE NO HAN SIDO ACEPTADOS

| Constituyente | Nivel reglamentario postpuesto (mg/l) | Razón para posponerlo |
|-------------------------|--|--------------------------|
| Acrlionitrilo | 5.0 | Hidroliza |
| Eter bis(2-cloroetil) | 0.05 | Hidroliza |
| Disulfuro de carbono | 14.4 | Estado no estable |
| 1,2-Diclorobenceno | 4.3 | Estado no estable |
| Isobutanol | 38.0 | Estado no estable |
| Cloruro de metileno | 8.6 | Hidroliza |
| Fenol | 14.4 | Estado no estable |
| 1,1,1,2-Tetracloroetano | 10.0 | Hidroliza |
| 1,1,2,2-Tetracloroetano | 1.3 | Hidroliza |
| 2,3,4,6-Tetraclorofenol | 1.5 | Estado no estable |
| Tolueno | 14.4 | Estado no estable |
| 1,1,1-Tricloroetano | 30.0 | Hidroliza |
| 1,1,2-Tricloroetano | 1.2 | Hidroliza |

Desarrollo de los límites reglamentarios.

Se desarrollaron límites de regulación en tres pasos, primero se establece un nivel de referencia de toxicidad crónica, posteriormente se desarrolla un factor de dilución-atenuación para el constituyente basado en el modelo de transporte y finalmente se multiplican ambos valores para establecer el nivel de regulación.

El nivel de referencia de toxicidad crónica fué el punto de partida para el desarrollo de los valores reglamentarios de estos nuevos constituyentes. Estos niveles, están basados en los límites máximos de concentración establecidos bajo la Norma de agua potable de Estados Unidos de América. Para los constituyentes sin estos límites, la USEPA utilizó alguno de los siguientes dos niveles como valores de referencia de toxicidad crónica.

Dosis de referencia para constituyentes no carcinogénicos. Es un estimado de la dosis diaria de una substancia, que no tendrá efectos adversos aún después de estar expuesto a ella. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de América (USEPA), los calculó asumiendo que una persona de 70 kg ingiere 2 litros de agua contaminada por día.

Dosis de riesgo específico para compuestos carcinógenos. Es la dosis diaria de un carcinógeno que durante un tiempo de exposición resultará en una incidencia de cáncer igual al nivel del riesgo específico. El nivel de riesgo utilizado para un nivel de referencia de toxicidad crónica es 10^{-6} (esto significa, la probabilidad de que una persona en 100 000 contraerá alguna forma de cáncer en su tiempo de vida debido a la exposición al compuesto).

Factor de dilución/atenuación. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de América (USEPA), se valió de dos alternativas para establecer los factores de dilución/atenuación, una a partir de un constituyente específico y otra por aproximación genérica. Esta última no fue apropiada debido a la diversidad en los atributos de dilución y atenuación, que a través del constituyente podría provocar que se obtuvieran factores sub o sobre regulados para la mayoría de ellos. Por el contrario se encontró que los 25 nuevos constituyentes tenían factores de dilución/atenuación similares utilizando un modelo de transporte, el cual estima la reducción en la concentración de contaminantes que se realiza conforme algrá a una fuente de agua potable subterránea. Tomando en cuenta los resultados, la USEPA determinó que un factor de dilución/atenuación de 100 era el apropiado para estos nuevos constituyentes.

TABLA A.4.

COMPARACION DE LOS PROCEDIMIENTOS DE EXTRACCION

| | Prueba de extracción (EP) | Procedimiento para caracterizar a un lixiviado por su toxicidad (TCLP) |
|---|--|---|
| Fluido de extracción | Acido acético 0.5 N agregado a agua destilada desionizada para un pH de 5 con una adición máxima de 400 ml. Ajuste continuo del pH | Solución de ácido acético 0.1 N (pH 2.9) para residuos que van de moderados a muy alcalinos y una solución buffer de acetato (pH 4.9) para otros residuos |
| Separación sólido-líquido | Tipo de filtro no especificado. Filtración a 75 psi en incrementos de 10 psi y 0.45 μ m | Filtro de fibra de vidrio a 50 psi y 0.6-0.8 μ m |
| Reducción del tamaño de partícula/material monolítico | Uso de un procedimiento de integridad estructural o pulverización y molienda | Pulverización o molienda solamente. El procedimiento de integridad estructural no se usa |
| Recipiente de extracción | Diseño no específico. Replente de agitación con aspa es aceptable | Extractor sin espacio superior para volátiles. Botellas para no volátiles. Los recipientes de agitación con aspa no se usan. |
| Agitación | Pobre definición de agitación aceptable | Solo agitación rotatoria de un extremo a otro a 30 - 2 rpa. |
| Tiempo de extracción | 24 horas | 18 horas |

APENDICE 2

LISTA DE SUBSTANCIAS O MATERIAS TOXICAS Y PELIGROSAS DE LA COMUNIDAD ECONOMICA EUROPEA

La siguiente lista está compuesta por determinadas sustancias o materias tóxicas o peligrosas elegidas debido a su carácter prioritario

| | |
|----|--|
| 1 | Arsénico: compuestos de arsénico |
| 2 | Mercurio: compuestos de mercurio |
| 3 | Cadmio: compuestos de cadmio |
| 4 | Talio: compuestos de talio |
| 5 | Berilio: compuestos de berilio |
| 6 | Compuestos de cromo hexavalente |
| 7 | Plomo: compuestos de plomo |
| 8 | Antimonio: compuestos de antimonio |
| 9 | Fenoles: compuestos de fenol |
| 10 | Cianuros orgánicos e inorgánicos |
| 11 | Isocianatos |
| 12 | Compuestos organohalogenados, con exclusión de las materias polimerizadas inertes y de las demás sustancias previstas en la presente lista |
| 13 | Disolventes clorados |
| 14 | Disolventes orgánicos |
| 15 | Biocidas y sustancias fitofarmacéuticas |
| 16 | Productos a base de alquitrán procedentes de operaciones de refinado y residuos de alquitrán procedentes de operaciones de destilación |
| 17 | Compuestos farmacéuticos |
| 18 | Peróxidos, cloratos, percloratos y nitratos |
| 19 | Eteres |
| 20 | Substancias químicas de laboratorio no identificables y/o nuevas de efectos desconocidos sobre el medio ambiente |
| 21 | Amianto (polvo y fibras) |

| | |
|----|---|
| 22 | Selenio: compuestos de selenio |
| 23 | Teluro: compuestos de teluro |
| 24 | Compuestos aromáticos policíclicos (con efectos cancerígenos) |
| 25 | Metales carbonilos |
| 26 | Compuestos de cobre solubles |
| 27 | Substancias ácidas y/o básicas empleadas en los tratamientos de superficie de los metales |

Referencia: Diario Oficial de las Comunidades Europeas 15/Vol. 02, Directiva del Consejo (78/319/CEE) referente a los residuos tóxicos y peligrosos, 20 de marzo de 1978.

GLOSARIO

| | |
|------------------------|--|
| AETS | Sistema de Tratamiento de Extracción ácida |
| APEG | Polietilenglicol alcalino |
| BTEX | Benceno, tolueno, estilbenceno y xileno |
| BTX | Benceno, tolueno y xileno |
| CEE | Comunidad Económica Europea |
| CERCLA | Acta de Amplia Respuesta Ambiental, Compensación y Responsabilidad, mejor conocida como "Superfund" |
| CFR | Código Federal de Reglamentaciones de Estados Unidos de Norteamérica |
| CIC | Capacidad de intercambio de cationes |
| DCA | Dicloroetano |
| DCE | Dicloroetileno |
| DEPFI-UNAM | División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México |
| DMA | Dimetilamina |
| c | Coefficiente de extinción |
| EDTA | Acido etilén diamín tetraacético |
| EO | Electro Osmosis |
| E.U.A. | Estados Unidos de América |
| Explosivo | Substancia que puede detonar violentamente, liberando grandes cantidades de gas y calor |
| Explosivo A | Detonante de máximo peligro |
| Explosivo B | Material inflamable |
| Explosivo C | Material de menor peligro que contiene pequeñas cantidades de explosivo A y/o B |
| HSWA | Enalenda de Residuos sólidos y peligrosos (perteneciente a Estados Unidos de América) |
| KPEG | Hidróxido de potasio de etilenglicol (KPEG) |
| I_{max} | Absorbancia |

| | |
|---------------------|---|
| LC50 | Concentración de un material tóxico, el cual, cuando se administra a animales de prueba, mata la mitad de la población en un periodo específico de tiempo |
| LD50 | La dosis de un material tóxico, la cual, cuando se administra a animales de prueba, mata la mitad de la población en un periodo específico de tiempo |
| Material puzolánico | Ceniza muy fina que no produce cementación por sí misma, pero que en combinación con cal o cemento portland a temperatura normal, producen compuestos insolubles estables |
| Material peligroso | Cualquier sustancia en cualquier cantidad y forma que puede ser nociva a humanos, animales y vegetales. |
| NDMA | N-Nitrosodimetilamina |
| NCP | Plan Nacional de Contingencia (E.U.A) |
| NTE | Norma Técnica Ecológica |
| NRC | Comisión de Reglamentación Nuclear de E.U.A. |
| PAH's | Hidrocarburos aromáticos polinucleares |
| PCB's | Bifenilos policlorados |
| PCDD's | Dibenzodioxinas policloradas |
| PCE | Percloroetileno o tetracloroetileno |
| PEGM's | Eteres monoalquílicos de polietilenglicol |
| PCP | Pentaclorofenol |
| pH | Potencial de hidrógeno |
| ppm | Partes por millón |
| φ | Producción de quantum |
| RCRA | Acta de recuperación y conservación de recursos (E.U.A) |
| SARA | Acta de enmiendas y reautorización del Superfund (E.U.A) |
| SARH | Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos |
| SECOFI | Secretaría de Comercio y Fomento Industrial |
| SEDUE | Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología |
| SSA | Secretaría de Salubridad y Asistencia |
| Substancia tóxica | Aquella que puede producir lesiones o daños a través de la ingestión inhalación o absorción |
| SUPERFUND | Otro nombre de CERCLA |
| SVOCs | Compuestos orgánicos semivolátiles |
| TCA | Tricloroetano |

| | |
|------------------|--|
| TCDD | Tetraclorodibenzo p-dioxina |
| TCE | Tricloroetileno |
| TNT | Trinitrotolueno |
| TOXICIDAD | La capacidad de una sustancia para causar daño al tejido vivo, deterioro a las funciones del sistema nervioso central, enfermedad o muerte cuando se ingiere, inhala o absorbe por la piel |
| TSDF | Instalaciones de Tratamiento de Almacenamiento y Disposición |
| UAM | Universidad Autónoma Metropolitana |
| UV | Radiación ultravioleta |
| VOCs | Compuestos orgánicos volátiles |

BIBLIOGRAFIA

- ACKERMAN D.G. y Venezia R.A. (1989) "Standard Handbook of Hazardous Wastes Treatment and Disposal". McGraw-Hill Inc., U.S.A., pp. 8.105-8.115.
- ANDER P. Y J. SONNESSA., (1984) "Principios de química." Ed. Limusa., pp 83, 814.
- AYRES G. H., (1970) "Análisis químico cuantitativo." Ed. Harla S.A. de C.V., México D.F. pp. 41 y 42.
- BRANSCOME M. et. al. (1990) "Incinerating Hazardous Wastes", Technomic Publishing Co. Inc., U.S.A., pp. 185-186.
- BRUNNER C.R. (1991) "Handbook of incineration systems". McGraw-Hill Inc., U.S.A., pp. 9.4, 10.6, 12.8, 11.1, 17.17.
- Buelt J.L. (1989) "Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment". McGraw-Hill Inc., U.S.A., pp. 8.121.
- CALVERT, J.C y Pitts, J.N. (1966), "Photochemistry", Ed. Wiley, U.S.A, pp. 25.
- CONELLEY, "Solubility of Hydrocarbons in Water Near the Critical Solution Temperature", Journal of Chemical Engineering, 1966. Data 11:13.
- COPA W.M. y W.B. GitcheI (1989) "Standard Handbook of Hazardous Wastes Treatment and Disposal", McGraw-Hill Inc., U.S.A., pp. 8.77-8.87.
- CULLINANE M. J. y L. W. Jones (1986) "Handbook for Stabilization/Solidification of Hazardous Waste", USEPA Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, Cincinnati Ohio, U.S.A. Junio.
- CHU N.S. y S.C. Vick "Chemical Destruction of Polychlorinated Biphenyls", Procedente del Seminario de Seattle, Washington, U.S.A., Octubre 22-25, Union Carbide Corp.
- CHUNG N. K. (1989) "Standard handbook of hazardous wastes" Ed. McGraw-Hill. Estados Unidos de Norte América, pp.7.21-7.29.
- DAVIS, M.L. y D.A. CORNWELL. (1991) "Introduction to Environmental Engineering" Ed. McGraw-Hill, Inc. Estados Unidos de Norte América pp. 654,655,666-671,690.
- EVANS F.L. (1977), "Ozone in Water and Wastewater Treatment", Ann Arbor Science, Estados Unidos de Norteamérica, pp. 85-87.
- FIESER L.F. y M. Fieser (1967)"Reagents for Organic Synthesis", Ed. Wiley, U.S.A., pp. 276.
- FOCHTMAN E.G. (1989), "Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and disposal", Ed. Mc. Graw Hill, U.S.A., pp 7.41-7.49.
- FREEMAN, H.M. (1986) "Innovative Thermal Processes for Treating Hazardous Wastes", Technomic Publishing Co. Inc., U.S.A., pp. 1-10, 50, 81.

- FREEMAN, H.M. (1988) "Incinerating Hazardous Wastes". Technomic Publishing Co. Inc., U.S.A., pp. 70-89.
- FREEMAN, H.M. (1989) "Standard Handbook of Hazardous Wastes Treatment and Disposal", McGraw Hill Publishers Co., Estados Unidos de Norteamérica.
- GORDON, A.J y Ford R.A., (1972) "The Chemist Companion" Ed. Wiley, U.S.A., pp. 57.
- HIGGINS T.E. (1989) "Hazardous Waste Minimization Handbook.". Lewis Publishers, pp. 88-90.
- HOINE, J. y Bader, H., "The Role of Hidroxyl Radical Reactions in Ozonation Process in Aqueous Solutions". Agua residual, Vol. 10 pp. 377-386, 1976.
- IRVINE R.L. y P.A. WILDERER (1989) "Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal", Aerobic processes. Ed McGraw Hill, U.S.A. pp. 9.3 a 9.15.
- JONES J.N., R. M. Bricka y D.E. THOMPSON, "Factors affecting Stabilization/Solidification of Hazardous Waste", Land Disposal of Hazardous Wastes, procedente de onceavo simposio anual de investigación, USEPA, Cincinnati, Ohio, Abril, 1985.
- KEARNEY, P.C. y Mazzochi, P. H. (1989) "Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment" Photolysis, Ed. Mc Craw Hill, U.S.A., pp. 7.33-7.39.
- KIANG Y.H. y A.A. Metry., (1982) "Hazardous Waste Processing Technology" Ed. Ann Arbor Science, U.S.A., pp.486, 487,499-501.
- KIANG Y.H. (1989) "Standard Handbook of Hazardous Wastes Treatment and Disposal", McGraw-Hill inc., U.S.A., pp. B.195-8.200.
- KIMURA Y. y S.L. Regen "Poly (ethylene glycols) Are Extraordinary Catalysts in Liquid Two-phase Dehydrohalogenation", Journal of Organic Chemistry, 47:2, 493, 1982.
- LEA F. M. (1970) "The chemistry of the cement", Edward Anton LTD. U.S.A. pp. 225.
- LEE. C. C. (1989) "Standard Handbook of Hazardous Wastes Treatment and Disposal", McGraw-Hill Inc., U.S.A., pp. B.169-8.175.
- LIAO P.B. (1974) "Fluidized-Bed Sludge Incinerator Design". Journal WPCF, U.S.A., (48):(8) pp. 1999-1913.
- LIGGETT, L.M., (1954) "Determination of Organic Halogen with Sodium Biphenil Estados Unidos de Norteamérica.
- LINDSAY M.J. y M.E. Hackman (1985), "Sodium Borohydride Reduces Hazardous Waste" 40ava. Conferencia anual de Residuos Industriales, Estados Unidos de Norteamérica, pp. 107.
- LUBOWITZ H.R. y C.C. WILES, (1981) "Management of Hazardous Wastes by Unique Encapsulation Process" Land Disposal of Hazardous Waste, procedente del septimo simposio anual de investigación, USEPA, Cincinnati, Ohio.
- MASSEY M.J. y F.M. Walsh (1985) "An Electrochemical Process for Decontaminating PCB Containing Transformer Coolants", Procedente del Seminario de Seattle, Washington, U.S.A., Octubre 22-25.

Mc CARTY P.L y D. SMITH (1985) "Effect of Hydrogen Concentration on Population Distribution and Kinetics in Methanogenesis of Propionate", cap. 5. Procedente de los avances biotecnológicos en el proceso de residuos de gasolina y compuestos químicos. E.U.A.

Metcalf y Eddy Inc., "Breve Technologies available for Hazardous Wastes", sección 2.20, Oxidación química, Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de Norte América, Mayo, 1985.

MODELL M. (1989) "Standard Handbook of Hazardous Wastes Treatment and Disposal", McGraw-Hill Inc., U.S.A., pp. 8.153-8.165.

NAYLOR L.M. y J.C. Dagnev (1985) "Toxic and Hazardous Wastes" Proceeding of the seventeen Conference of Industrial Wastes Mid-Atlantic June 23-25., pp.353.

NOVAK F. C. (1980) "Ozone for Industrial Wastewater Treatment", Octava Conferencia Anual de Contaminación Industrial, Houston, Texas, Estados Unidos de Norte América.

NOVAK F.C. (1989) "Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal", Ozonation, Ed. McGraw-Hill, U.S.A., pp. 7.65-7.75.

Noyes Data Corporation. (1982) "Hazardous Waste Leachate Management Manual" Pollution Technology review No. 92. pp. 44 y 45.

NTE-CRP-001/88 "Acuerdo por el que se expide la Norma Técnica Ecológica, que establece los criterios para la determinación de los residuos peligrosos y el listado de los mismos", Gaceta Ecológica No. 11., Vol.11. pp. 2-7.

O'Brien y Gere Engineers Inc.,(1989) "Hazardous Waste Site Remediation" Ed. Van Nostrand Reinhold. Estados Unidos de Norte América.

OKU. A., y H.Kataoka "A complete dechlorination of polychlorinated biphenyl by sodium naphthalene", Chemistry and Industry, U.S.A., 4:841, noviembre, 1978.

PATTERSON, J.W. et. al., "Carbonate Precipitation for Heavy Metals Pollutants" J. Water Pollut. Control Fed., December 1977, Estados Unidos de Norte América.

PHIFER R.W y W.R. Mc Tighe., (1988) "Handbook of Hazardous Waste Management for Small Quantity Generators" Lewis Publishers, U.S.A., pp. 134 y 135.

PHILIPBAR W.B., (1984) "Toxic and Hazardous Wastes", Rotatory Reactor. Proceeding of the sixteenth Mid-Atlantic Industrial Waste Conference, June 24-26., U.S.A., pp. 78-80.

POJASEK R. B. (1979) "Toxic and Hazardous Waste Disposal". Vol I. Ann Arbor Science Publishers, Inc. U.S.A. pp.55.

POLO J. y Chow, Y.L., (1990) "Efficient degradation of Nitrosamines by Photolysis", IARC Scientific Publications, p 473.

POON C.S., C.J. Peters y R. Perry, "Youth of stabilization processes in the control of toxic wastes", Effluent and Water Treatment Journal 23 (11), Noviembre 1983, pp. 451.

RAPPE G.C., "New Sludge Destruction Process". Environmental Progress, U.S.A. 1985, pp., 34.

- RASMUSSEN G.F. et. al. (1989) "Standard Handbook of Hazardous Wastes Treatment and Disposal", McGraw-Hill Inc., U.S.A., pp. 8.31-8.37.
- REED J.C. y J.C. Ting (1984) "Toxic and hazardous wastes.", Procedimientos de la 16ava. conferencia de residuos peligrosos del Atlántico, pp. 108.
- Research Triangle Institute (1986) "Biotechnology for Hazardous Waste Destruction", Workshop Summary, E.U.A.
- RESTA J.J. et. al. (1984) "Toxic and hazardous wastes.", Procedimientos de la 16ava. conferencia de residuos peligrosos del Atlántico, pp. 265.
- RUBEL F., (1974), "Incineration of Solid Waste", Noyes Data Corp., U.S.A., pp. 178-193.
- SANTOLERI J.J. (1989) "Standard Handbook of Hazardous Wastes Treatment and Disposal", McGraw-Hill Inc., U.S.A., pp. 8.3-8.17.
- SHAEFER C.F. y A.A. Albert (1989) "Standard Handbook of Hazardous Wastes Treatment and Disposal", McGraw-Hill Inc., U.S.A., pp. 8.19-8.29.
- SHAH J.K. et. al., (1989) "Standard Handbook of Hazardous Wastes Treatment and Disposal", McGraw-Hill Inc., U.S.A., pp. 8.91-8.100.
- SHIEH W.K. et. al., (1985) "Toxic and Hazardous Waste", Procedente de la decimoseptima Conferencia de Residuos Industriales del Atlántico, Junio 23-25, pp. 6 y 16.
- SMITH J.G. y G.L. Bubbar (1980) "The chemical destruction of Polychlorinated Biphenyls by Sodium Naphtalenide", Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 30:620.
- SMITH J.M. (1989) "Standard Handbook of Hazardous Wastes Treatment and Disposal", McGraw-Hill Inc., U.S.A., pp. 8.137-8.149.
- SPEECE R.E. "Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater Treatment", Environ. Science and Technology, 17:(9), 1983 pp. 416A-427A
- STAEHELIN J. y H. Holgne, "Descomposition of Ozone in Water in the Presence of Organic Solutes Acting as Promoters and Inhibitors of Radical Chain Reactions", Environmental Science and Technology, 19:206, Diciembre 1985.
- STARKS C.M. "Phase-Transfer Catalyst. I. Heterogeneous Reactions Involving an Ion Transfer by Quaternary Ammonium and Phosphonium Salts", Journal of the American Chemical Society, 93:195, 1971.
- STEVENS, R.D.S. Rayox^R "A Second Generation Enhanced Oxidation Process For Groundwater Remediation", Simposio de Procesos de Oxidación avanzada para el tratamiento de agua y aire contaminados, Toronto, Junio 1990.
- TELLES R. W. y H. R Lubowitz (1984) "Review of Fixation Processes to Manage Hazardous Wastes", USEPA y Oficina de Manejo de Agua y Residuos U.S.A., pp. 112.
- TORPY H.F. (1989) "Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal", Anaerobic digestion. Ed McGraw Hill, U.S.A. pp. 9.19-9.27.
- U.S. EPA (1974) "Tecnologías prometedoras para el tratamiento de los residuos peligrosos.", Reporte 670/2-74-088 (Noviembre).

- U.S. EPA (1985) "Briefing Technologies Applicable to Hazardous Waste", sec. 2.20., Oxidación Química, Metcalf y Eddy Inc.
- U.S. EPA (1990) "RCRA Orientation Manual", Office of Solid Waste Washington, DC., EPA/530-SW-90-036.
- U.S. EPA (1990) "Abstracts Proceedings: Second Forum on Innovative Hazardous Waste Treatment Technologies Domestic and International", Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de Norteamérica, mayo 15-17.
- U.S. EPA (1990) "Abstracts Proceedings: Third Forum on Innovative Hazardous Waste Treatment Technologies Domestic and International", Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de Norteamérica, abril 15-17.
- WALSH M.B. , H.C. EATON , M.E. TITTELBAUM y F.C. CARTLEDGE (1986) "The Effect of Two Organic Compounds on a Portland Cement Based Stabilization Matrix" Hazardous Waste and Hazardous Materials 3:1 , Estados Unidos de Norte América pp. 111-123.
- WALTERS R.W y D.M Vitaglino (1984) "Toxic and hazardous wastes.", Procedimientos de la 16ava. conferencia de residuos peligrosos del Atlántico, pp. 251.
- WENTZ C. A. (1989) "Hazardous Waste Management", Mc-Graw Hill Publishing Co. Estados Unidos de Norteamérica pp. 156-160, 195-197.
- WILLARD H.H., MERRIT L.L y DEAN J., (1974) "Métodos instrumentales de análisis." Ed. C.E.C.S.A, pp. 65, 103, 132 y 423.
- WORLD BANK TECHNICAL PAPER No. 93. (1989) "The Safe Disposal of Hazardous Wastes", Editado por Balstone R., J. E. Smith Jr. y D. Wilson. Estudio conjunto del Banco Mundial, Organización Mundial de la Salud y el Programa Ambiental de las Naciones Unidas. Vol I. pp. 19-32 y Vol II. pp. 333-335.
- ZINDER S. H. et. al., "Effects of Temperature on Methanogenesis in a Thermophilic (58 °C) Anaerobic Digester", Applied and Environmental Microbiology., 47:(4) pp. 808-813 (1984).