



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

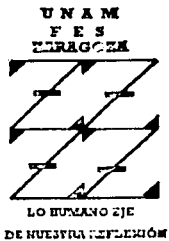
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA

PROPUESTA EXPERIMENTAL DE ESTABILIZACION ACIDA
DE LODOS DE UN TRATAMIENTO PRIMARIO AVANZADO.

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
INGENIERO QUIMICO
P R E S E N T A :
OSCAR GONZALEZ PEÑA



DIRECTOR DE TESIS: M. I. JOSE ANTONIO BARRIOS PEREZ



**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

MEXICO, D. F.

MARZO DE 2002



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 esta 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.

PAGINACION DISCONTINUA



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO



FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

*PROPUESTA EXPERIMENTAL DE ESTABILIZACIÓN ÁCIDA
DE LODOS DE UN TRATAMIENTO PRIMARIO AVANZADO.*

PRESENTA

OSCAR GONZÁLEZ PEÑA

DIRECTOR DE TESIS

M. I. JOSE ANTONIO BARRIOS PEREZ

MÉXICO D. F.
CIUDAD UNIVERSITARIA

MARZO DE 2002

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



**FACULTAD DE ESTUDIOS
SUPERIORES ZARAGOZA**

**JEFATURA DE LA CARRERA
DE INGENIERIA QUIMICA**

OFICIO: FESZ/JCIQ/51601

ASUNTO: Asignación de Jurado

ALUMNO: GONZALEZ PEÑA OSCAR
P r e s e n t e.

En respuesta a su solicitud de asignación de jurado, la jefatura a mi cargo, ha propuesto a los siguientes sinodales:

Presidente:	M. en C. Fca. Leonora Sánchez García-Figueroa
Vocal:	M. en I. José Antonio Barrios Pérez
Secretario:	I.B.Q. Hilda Olvera del Valle
Suplente:	I.Q. Gabriel Cruz Zepeda
Suplente:	I.Q. Ana Lilia Maldonado Arellano

Sin más por el momento, reciba un cordial saludo.

A t e n t a m e n t e
“POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU”
México, D. F., 9 de Julio del 2001.

EL JEFE DE LA CARRERA

I.Q. ARTURO E. MENDEZ GUTIERREZ

SECRETARÍA DE INGENIERÍA QUÍMICA

AEMG/isa*

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

PARA DIOS....

Por que solo al creer en él descubres el sentido del dolor,
del sufrimiento
y de la muerte.

PARA Ana María Peña Alvarado mi Madre y Angel González Hernández mi Padre

Por haber nos otorgado la oportunidad de estudiar a mi y a mis hermanos y propiciar las
condiciones emocional, económica y moralmente estables, hasta el día de hoy. Estare
siempre en deuda con ustedes... Los amo.

PARA Jessica Beatriz Serrano Liceaga

Por los momentos compartidos, creencias, actitudes, humor, paciencia, sencillez y felicidad
que solo una amiga como tu han aportado a mi vida... muchas gracias.

PARA Todos los maestros y asesores de la FES Zaragoza y el Instituto de Ingeniería

Que con su esfuerzo aportaron conocimientos útiles en mi toma de decisiones y solución de
problemas en mis actividades diarias.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Título

PROPUESTA EXPERIMENTAL DE ESTABILIZACIÓN ÁCIDA DE LODOS DE UN TRATAMIENTO PRIMARIO AVANZADO.

Objetivo

Inactivar los microorganismos presentes en los lodos (Bacterias y Huevos de helmintos) provenientes de un tratamiento primario avanzado.

Metas

1. *Realizar un estudio bibliográfico de tecnologías aplicadas en la producción biosólidos.*
2. *Elegir un agente ácido estabilizador de lodos a nivel laboratorio, capaz de inhibir microorganismos tales como: coliformes fecales, Salmonella sp y Huevos de helmintos.*
3. *Producir un biosólido para reuso benéfico que cumpla con la normatividad internacional.*
4. *Proponer el diseño de un equipo para la estabilización ácida.*

Hipótesis:

La aplicación de ácidos orgánicos e inorgánicos al lodo crudo, proveniente de un tratamiento primario avanzado, reduce la cantidad de microorganismos tales como Coliformes fecales, Salmonella sp y Huevos de helmintos

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Introducción

La escasa disponibilidad de agua para algunos países, para uso doméstico, agrícola e industrial se convierte en uno de los retos más urgentes por resolver. La demanda promedio de agua en el mundo durante los años ochenta fue de 2800 kilómetros cúbicos anuales y el suministro anual fue de aproximadamente 42000 kilómetros cúbicos (UNESCO, 1991). Estos datos indican que en términos económicos la oferta supera la demanda, es claro que existe una distribución desbalanceada de la oferta mundial del agua y de los usos. El 75 % de esta se utiliza en la agricultura; la industria y la minería, por su parte utiliza el 22 %, y sólo el 4% es para el consumo lo que surge otra problemática. Por un lado la oferta mundial aumenta, pero la calidad para uso doméstico e industrial disminuye. Pero lo que sucede a nivel mundial, no es tan representativo para países en vía de desarrollo. México es uno de los tantos países en donde se vive este desequilibrio. A diciembre de 1997, los usos del agua sumaban 5920 metros cúbicos por segundo, se tenía una población de 94.3 millones de habitantes, de los cuales el 85.8 % contaban con el servicio, es decir, 13.4 millones de mexicanos no contaban con agua potable.

En el mismo año se tenían en inventario 821 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, con capacidad instalada de 61,653 lps, de las cuales 639 se encontraban en operación con gasto tratado de 39,388 lps. Por lo que esto equivale al 21.4 % del total de aguas residuales doméstico (CNA., 1997). El uso de aguas residuales en riego agrícola genera una situación controvertida: por una parte benéfica ya que se incrementa el rendimiento de los cultivos por el aporte de nutrientes, y por otra parte, la existencia de microorganismos patógenos en las aguas residuales, los cuales representan un riesgo para los cultivos, los productos y para los agricultores.

Estos datos manifiestan una necesidad de cobertura de agua potable y de plantas de tratamiento de agua residual a nivel nacional. En materia de agua residual y plantas de tratamiento no se puede omitir la cantidad considerable de lodo que se genera por efecto de su tratamiento, que es quizá parte implícita y muchas veces no considerada del reuso del agua. El manejo integral de lodo residual municipal continúa siendo un problema latente que requiere soluciones ambientales y económicamente aceptables. Localmente, Jiménez (1995) estima que la producción nacional anual de aguas residuales municipales es de 160 metros cúbicos por segundo. Suponiendo que esa agua fuera tratada, entonces se producirían un poco más de 1 100 000 toneladas al año de sólidos. Otros factores que se suman a la carencia en materia de ley ambiental es la falta de reglamentación en cuanto al límite de su descarga al drenaje o al medio ambiente y que favorezca su reuso (Anteproyecto NOM-004-ECOL-1998). Así como la escasa experiencia y conocimientos teóricos y prácticos que se han generado al respecto, principalmente en nuestro país.

Resumiendo lo anterior, la intención principal de esta tesis es colaborar con una nueva propuesta experimental de estabilización de lodos, que nace de una necesidad del reuso de agua residual en nuestro país y así establecer una alternativa de disposición de los lodos tratados que cumpla con las normas de la U.S.EPA y en un futuro con la normatividad nacional.

Sin embargo no hay que descartar los cuatro procesos convencionales de estabilización, que existen en el mundo y muy escasamente aplicados en México, de los cuales 3 se basan en estabilización biológica, es decir, la interacción de bacterias con el lodo, en donde el manejo del equipo por las características de las bacterias es más riguroso y el tiempo de contacto también es mucho más prolongado con efectos regulares de estabilización. Y para la estabilización con cal, una de las desventajas con respecto a esta propuesta es la cantidad de sólidos que se generan después del tratamiento.

Actualmente en muchas regiones del mundo (EUA, Canadá, La Unión Europea y Asia; Lue-Hing *et al.*, 1996), se han dado a la tarea de darle un uso al lodo tratado, como un recurso susceptible de provocar un impacto benéfico en diversos tipos de suelos y terrenos denominándose por este hecho y por su naturaleza orgánica como Biosólidos (EPA, 1994; Lue-Hing *et al.*, 1996 y Watanabe y Maeda, 1996). Para lograr reutilizar los lodos será necesario reducir la cantidad y actividad de microorganismos patógenos (bacterias, virus, huevos de helminto, entre otros) a niveles tan bajos que su presencia sea prácticamente nula.

La producción de biosólidos se obtiene a través de diferentes tecnologías, la mayoría de ellas pertenecen a compañías extranjeras y para utilizarlas es necesario pagar derechos de marca o patente. Además las características del lodo cambian para los distintos países. Por lo tanto será indispensable desarrollar e implementar tecnologías que permitan el manejo de los lodos y establecer las bases que permitan desarrollar e implementar la reglamentación correspondiente.

La presente tesis procura abordar una probable alternativa de solución al tratamiento y reuso de lodo residual, y debido a la complejidad de este estudio la tesis solo se limita a la parte experimental. Cabe mencionar que el lodo crudo utilizado para las pruebas fue de la planta de tratamiento primario avanzado de San Pedro Atocpan de la Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica del gobierno del D. F.

El trabajo de estabilización ácida en el lodo residual comprende cuatro capítulos teóricos, otro de metodología, el más importante de todos el capítulo de resultados experimentales y el último de conclusiones.

La tesis empieza con un capítulo de referencias, conceptos, técnicas de tratamiento del agua residual, haciendo connotación a la procedencia del lodo residual de un tratamiento primario avanzado y a la problemática en México de la falta de plantas de tratamiento de lodos.

En el segundo capítulo se muestra parámetros de cuantificación, acondicionamiento y las propiedades del lodo residual es decir los detalles en cuanto a su composición física, química y biológica bibliográficamente hablando, delimitándose aquí el interés por el lodo derivado de un tratamiento primario avanzado, la persistencia de microorganismos patógenos en el lodo tales como los Huevos de Helmintos; y la capacidad de fertilización que tiene el lodo estabilizado.

Una vez que ya se conoce cuales son los elementos a remover del lodo residual en esta consulta, se desprende hacer un análisis rápido de los diferentes caminos por los cuales se puede recurrir al tratar el lodo residual. Entonces el capítulo tres aborda los tratamientos de lodo residual en cuanto a su principio de operación, ventajas y desventajas, haciendo inclusión a la estabilización ácida.

Siempre es imprescindible contar con un organismo que regule en materia de ley lo que nuestro tratamiento conviniera de contemplar en sus resultados, para ser considerado como lodo estabilizado. El capítulo cuatro se propone orientar sobre el contenido técnico que se debe considerar al normar el tratamiento de lodos residuales y favorecer su reuso. Particularmente se tomo como referencia la normatividad de los Estados Unidos Americanos, debido a la cobertura, desarrollo y experiencia de sus decretos.

En el capítulo cinco de la metodología en donde se enlista el procedimiento de la experimentación y se muestran las técnicas que se van a utilizar para la caracterización del lodo residual de los tres parámetros que son: sólidos totales, Coliformes fecales y Huevos de Helminto (conteo y viabilidad).

El capítulo seis, es sin duda la parte fundamental de la tesis ya que se muestran los resultados obtenidos experimentalmente.

El capítulo siete de conclusiones.

Y por ultimo dos anexos; uno de bases de diseño, que ilustra las dosis de ácido necesarias si quisiéramos tratar el lodo residual de la planta de tratamiento de San Pedro Actopan. Y otro que muestra el desarrollo de las técnicas utilizadas en la parte experimental.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En México los lodos residuales, producidos por los sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales constituyen un problema latente y que en materia de ley ambiental no existe norma alguna hasta el momento que especifique el límite máximo de patógenos presentes en lodos con el fin de posibilitar su uso y disposición final. La intención principal de esta tesis es generar información de estabilización de lodos en México que sirva como antecedente de una parte de un proyecto que confiere al enriquecimiento de una nueva norma. La estabilización por tanto será la única parte específica de esta tesis de licenciatura. La cual pretende desarrollar información a nivel experimental de un nuevo tratamiento de lodos recientemente investigado en diferentes partes del mundo y que por sus cualidades sea aplicable con éxito en un futuro en México. El problema principal en el lodo, es el alto índice de microorganismos y volumen generado. El proyecto de esta nueva propuesta de estabilización por el momento deberá cumplir con las normas Internacionales, reducir el volumen de sólidos y dar bases para otro estudio de disposición final, sin dañar el medio ambiente.

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

CONTENIDO

Capítulo 1. Antecedentes	1
1.1 Contaminación del agua.	2
1.1.1 Fuentes de contaminación.	2
1.1.2 Clasificación de sus contaminantes.	4
1.1.3 Aguas residuales.	5
Capítulo 2. Fundamentos Teóricos	16
2.1 Generación de lodos.	17
2.2 Características de los lodos	18
2.2.1 Características físicas	18
2.2.2 Características Químicas	25
2.2.3 Características biológicas	27
2.2.4 Características de los lodos en México	36
2.3 Propiedades de flujo (Reológicas)	37
Capítulo 3. Procesos de Estabilización	40
3.1 Procesos convencionales de estabilización de lodos	41
3.1.1 Digestión anaerobia	44
3.1.2 Digestión aerobia	49
3.1.3 Producción de composta	52
3.1.4 Estabilización con cal	57
3.2 Medidas de la estabilidad de un lodo	60
3.3 Procesos no convencionales	64
3.3.1 Pasteurización	64
3.3.2 Irradiación	65
3.3.3 Estabilización ácida	65
3.4 Métodos de Disposición	68
Capítulo 4. Normatividad	71
4.1 Normatividad en México	72
4.2 Normatividad en los Estados Unidos	72
4.2.1 Apartado A	73
4.2.2 Apartado B	73
4.2.3 Apartado C	78
4.2.4 Apartado D	78
4.2.5 Apartado E	78

Capítulo 5. Metodología	79
5.1 la elección del agente químico	80
5.2 El muestreo y la dosificación	80
5.3 la caracterización	81
5.4 Procedimiento experimental	82
Capítulo 6. Resultados	84
6.1 Análisis del pH	85
6.1.1 ácido sulfúrico	85
6.1.2 ácido perclórico	86
6.1.3 ácido peracético	86
6.1.4 ácido acético	87
6.2 Análisis de los parámetros microbiológicos (Coliformes fecales)	88
6.2.1 ácido sulfúrico	88
6.2.2 ácido perclórico	89
6.2.3 ácido peracético	90
6.2.4 ácido acético	91
6.3 Huevos de helmintos	92
6.3.1 ácido sulfúrico	92
6.3.2 ácido perclórico	93
6.3.3 ácido peracético	94
6.3.4 ácido acético	96
6.4 Discusión de los Resultados	97
Conclusiones	98
8.1 Revisión Bibliográfica	99
8.2 Estabilización Ácida	99
Bibliografía	101
Anexo A. Criterios Básicos de Diseño	107
Anexo B. Técnicas de Experimentación	122

Lista de Figuras

Capítulo 1

Figura 1.	CONTAMINACIÓN DE ORIGEN URBANO.	2
Figura 2.	CONTAMINACIÓN DE ORIGEN INDUSTRIAL.	3
Figura 3.	CONTAMINACIÓN DE ORIGEN AGRÍCOLA.	3
Figura 4.	REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DEL FENÓMENO COAGULACIÓN FLOCULACIÓN USANDO POLÍMEROS.	7
Figura 5.	ESQUEMA DE UN REACTOR DE FLUJO PISTÓN SIN RECIRCULACIÓN CELULAR.	9
Figura 6.	FILTRO PERCOLADOR.	10
Figura 7.	BIODISCOS.	10
Figura 8.	NUMERO DE PLANTAS DE TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES EN MÉXICO EN OPERACIÓN Y CAPACIDAD INSTALADA EN 997.	13
Figura 9.	NUMERO DE PLANTAS DE TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES DE MÉXICO DIVIDIDAS POR TIPO DE TRATAMIENTO DEL AÑO DE 1997.	13
Figura 10.	SUBPRODUCTOS DE LAS AGUAS RESIDUALES	15

Capítulo 2

Figura 11.	CLASIFICACIÓN DE LOS SÓLIDOS PRESENTES EN EL AGUA RESIDUAL DE INTENSIDAD MEDIA.	19
Figura 12.	CLASIFICACIÓN E INTERVALO DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS PRESENTES EN EL AGUA.	20
Figura 13.	FORMA DE MEDIR LA RESISTENCIA ESPECÍFICA A LA FILTRACIÓN	23
Figura 14.	GRÁFICA PARA CALCULAR LA RESISTENCIA A LA FILTRACIÓN.	23
Figura 15.	PERSISTENCIA DE MICROORGANISMOS PATÓGENOS EN AGUA, AGUA RESIDUAL, SUELOS Y CULTIVOS	29
Figura 16.	CLASIFICACIÓN DE LOS HELMINTOS DE IMPORTANCIA MEDICA.	33
Figura 17.	REOGRAMA TÍPICO DE LOS LODOS RESIDUALES.	38
Figura 18.	DESCRIPCIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DEL AGUA EN EL LODO.	39

Capítulo 3

Figura 19.	DIAGRAMA DE FLUJO GENERAL PARA EL TRATAMIENTO Y EVADUACIÓN DEL LODO.	41
Figura 20.	EL CICLO ANAEROBIO EN LA NATURALEZA.	44
Figura 21.	DIGESTORES ANAEROBIOS TÍPICOS.	47
Figura 22.	EL CICLO AEROBIO EN LA NATURALEZA.	50
Figura 23.	ESQUEMA DE UN DIGESTOR AEROBIO	51
Figura 24.	SISTEMA DE COMPOSTAJE (PILA ESTÁTICA AIREADA).	53
Figura 25.	SISTEMAS DE COMPOSTAJE CERRADAS DE MEZCLA DINÁMICA.	54
Figura 26.	ESQUEMA DEL SISTEMA TÉRMICO DE TRATAMIENTO DE OXIDACIÓN POR VÍA HÚMEDA.	57
Figura 27.	SISTEMA TÍPICO DE POST-TRATAMIENTO CON CAL.	59
Figura 28.	ESQUEMA DEL SISTEMA DE PASTEURIZACIÓN DEL LODO.	64
Figura 29.	INCINERADOR DE PISOS MÚLTIPLES.	69

Capítulo 4

Figura 30	PROCEDIMIENTO PARA CALCULAR LA CANTIDAD ANUAL DE BIOSÓLIDOS.	74
Figura 31	PROCESOS QUE REDUCEN SUSTANCIALMENTE LOS PATÓGENOS PARA LA OBTENCIÓN DE BIOSÓLIDOS CLASE A.	75
Figura 32	PROCESOS QUE REDUCEN SIGNIFICATIVAMENTE LOS PATÓGENOS PARA LA OBTENCIÓN DE BIOSÓLIDOS CLASE B.	76

Capítulo 5

Figura 33	ÁCIDOS FUERTES Y DÉBILES CON SUS RESPECTIVAS BASES CONJUGADAS.	80
Figura 34	ESQUEMA DE LA METODOLOGÍA	83

Capítulo 6

Figura 35.	CURVAS DE PH VS DOSIS DE ÁCIDO SULFÚRICO AL 20 % V/V A DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	85
Figura 36.	CURVAS DE PH VS DOSIS DE ÁCIDO PERCLÓRICO A TRES SÓLIDOS TOTALES.	86
Figura 37.	CURVAS DE PH VS DOSIS DE ÁCIDO PERACÉTICO A DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	87
Figura 38.	CURVAS DE PH VS DOSIS DE ÁCIDO ACÉTICO A DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	88
Figura 39.	CURVA DE COLIFORMES FECALES VS DOSIS DE ÁCIDO SULFÚRICO A DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES	89
Figura 40.	CURVA DE COLIFORMES FECALES VS DOSIS DE ÁCIDO PERCLÓRICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES	90
Figura 41.	CURVA DE COLIFORMES FECALES VS DOSIS DE ÁCIDO PERACÉTICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	91
Figura 42.	COLIFORMES FECALES VS DOSIS DE ÁCIDO ACÉTICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	92
Figura 43.	HUEVOS DE HELMINTOS VIABLES VS DOSIS DE ÁCIDO SULFÚRICO A DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	93
Figura 44.	HUEVOS DE HELMINTOS VIABLES VS DOSIS DE ÁCIDO PERCLÓRICO PARA DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	94
Figura 45.	HUEVOS DE HELMINTOS VIABLES VS DOSIS DE ÁCIDO PERACÉTICO PARA DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	95
Figura 46.	HUEVOS DE HELMINTOS VIABLES VS DOSIS DE ÁCIDO PARA DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	96

Anexo A

Figura 47	PERFILES Y GRADIENTE DE VELOCIDAD DE CAPA LIMITE.	109
Figura 48	TANQUE TÍPICO DE AGITACIÓN.	110
Figura 49	RODENTES DE MEZCLA.	111
Figura 50	FORMACIÓN DE VÓRTICE Y TIPO DE FLUJO.	112

Anexo A (Cont.)

Figura 51	MEDIDAS DE UN AGITADOR DE TURBINA.	114
Figura 52	NÚMERO DE POTENCIA N_p FRENTE A N_{Re} PARA RODETE DE TRES PALAS.	115
Figura 53	GRADIENTE VS REVOLUCIONES POR MINUTO.	116
Figura 54	NÚMERO DE N_p FRENTE A N_{Re} PARA TURBINA DE 6 PALAS.	117
Figura 55	DIAGRAMA DE FLUJO TÍPICO DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO FÍSICOQUÍMICO.	118
Figura 56	ESQUEMA DEL BALANCE GENERAL DE MASA.	119
Figura 57	DIMENSIONES DEL EQUIPO DEL TANQUE AGITADO.	120

Lista de Tablas

Capítulo 1

Tabla 1.	CLASIFICACIÓN DE LOS CONTAMINANTES EN EL AGUA.	4
Tabla 2.	CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES.	5
Tabla 3.	PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES 1992-1997.	12

Capítulo 2

Tabla 4.	PROCEDENCIA DE LODO EN UNA INSTALACIÓN CONVENCIONAL DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.	17
Tabla 5.	CARACTERÍSTICAS DEL LODO PRODUCIDO DURANTE EL TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL.	18
Tabla 6.	DATOS TÍPICOS SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y LAS CANTIDADES DEL LODO PRODUCIDO EN DIVERSOS PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.	22
Tabla 7.	COMPARACIÓN ENTRE LOS NIVELES DE LOS FERTILIZANTES COMERCIALES Y EL LODO RESIDUAL.	26
Tabla 8.	PRINCIPALES MICROORGANISMOS PATÓGENOS EN AGUA RESIDUAL DOMESTICA Y SUS LODOS.	28
Tabla 9.	ENFERMEDADES CLÍNICAS PRODUCIDAS POR SALMONELAS.	31
Tabla 10.	LA FRECUENCIA DE HELMINTIASIS POR <i>ASCARIS</i> Y <i>TRICHURIS</i> EN NIÑOS DE LA REPÚBLICA MEXICANA	32
Tabla 11	CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS DE LA CLASE NEMÁTODA	35
Tabla 12.	RESUMEN DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y MICROBIOLÓGICAS DE LOS LODOS CRUDOS DEL DRENAJE PROFUNDO DE LA CIUDAD DE MÉXICO.	36

Capítulo 3

Tabla 13.	UTILIZACIÓN DE LOS MÉTODOS DE ESPESADO EN EL TRATAMIENTO DE LODOS.	42
Tabla 14.	MÉTODOS DE ESTABILIZACIÓN DE LODOS RESIDUALES Y SU POSIBLE APLICACIÓN EN EL MUNDO.	43
Tabla 15.	TIEMPOS MEDIOS DE RETENCIÓN CELULAR RECOMENDADOS PARA EL DISEÑO DE DIGESTORES DE MEZCLA COMPLETA.	48
Tabla 16.	VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA.	48
Tabla 17.	VENTAJAS Y DESVENTAJAS QUE SE LE ATRIBUYEN AL PROCESO DE DIGESTIÓN AEROBIA.	52
Tabla 18.	ASPECTOS IMPORTANTES EN EL DISEÑO DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DEL LODO POR VÍA AEROBIA.	55
Tabla 19.	VENTAJAS Y DESVENTAJAS QUE SE LE ATRIBUYEN AL PROCESO DE COMPOSTA.	55
Tabla 20.	LAS VENTAJAS DE ESTE TIPO DE PROCESOS SON:	57
Tabla 21.	DOSIS DE CAL PARA MANTENER EL PH ARRIBA DE 11 POR 14 DÍAS.	59

Capítulo 3 (Cont.)

Tabla 22.	REDUCCIÓN DEL CONTENIDO DE BACTERIAS Y LOS REQUERIMIENTOS, PARA LA ESTABILIZACIÓN CON CAL	60
Tabla 23..	VENTAJAS Y DESVENTAJAS QUE SE LE ATRIBUYEN AL PROCESO DE ESTABILIZACIÓN CON CAL.	60
Tabla 24.	COMPARATIVA DE LOS MÉTODOS CONVENCIONALES DE LA ESTABILIZACIÓN DE LA ESTABILIZACIÓN DE LODOS.	62
Tabla 25.	HISTORIA DE ARTE DE LA ESTABILIZACIÓN ÁCIDA.	66
Tabla 26.	COMPARATIVA DE LOS TRATAMIENTOS DE LODOS RESIDUALES, NO CONVENCIONALES Y RESIENTES, TALES COMO ESTABILIZACIÓN CON CAL, PASTEURIZACIÓN, IRRADIACIÓN Y ACIDIFICACIÓN EN CUANTO A LA REMOCIÓN DE PATÓGENOS.	67
Tabla 27.	DATOS SOBRE LOS MÉTODOS DE EVACUACIÓN DEL LODO	68
Tabla 28.	PRINCIPALES VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL PROCESO DE INCINERACIÓN.	70

Capítulo 4

Tabla 29.	BREVE ANÁLISIS DE LOS REGLAMENTOS AMBIENTALES QUE APLICAN PARA SÓLIDOS DE AGUAS RESIDUALES.	72
Tabla 30.	LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE METALES CONTENIDOS EN BIOSÓLIDOS.	73
Tabla 31.	LÍMITE DE CONTAMINANTES PARA BIOSÓLIDOS APLICADOS EN EL SUELO.	73
Tabla 32.	RÉGIMEN DE TIEMPO TEMPERATURA PARA LA REDUCCIÓN DE PATÓGENOS DE LODOS CLASE A.	74

Capítulo 5

Tabla 33.	COMPARATIVA DE LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE METALES CONTENIDOS EN BIOSÓLIDOS SEGÚN LA EPA Y BIOSÓLIDOS ESTABILIZADOS CON CAL PROVENIENTES DE LA PLANTA DE SAN PEDRO ACTOPAN.	79
Tabla 34.	FECHAS DE LA EXPERIMENTACIÓN Y LAS REPETICIONES DE LOS MISMOS.	81
Tabla 35.	PROPIEDADES EVALUADAS.	81

Capítulo 6

Tabla 36.	DATOS DE PH EN LODOS CON DIFERENTES DOSIS DE ÁCIDO SULFÚRICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES,	85
Tabla 37.	DATOS DE PH EN LODOS CON DIFERENTES DOSIS DE ÁCIDO PERCLÓRICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	86
Tabla 38.	DATOS DE PH A EN LODOS CON DIFERENTES DOSIS DE ÁCIDO PERACÉTICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	87
Tabla 39	DATOS DE PH EN LODOS CON DIFERENTES DOSIS DE ÁCIDO ACÉTICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	88
Tabla 40.	DENSIDAD DE COLIFORMES FECALIS A DIFERENTES DOSIS DE ÁCIDO SULFÚRICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	89

Capítulo 6 (Cont.)

Tabla 41.	DENSIDAD DE COLIFORMES FECALES A DIFERENTES DOSIS, DE ÁCIDO PERCLÓRICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	90
Tabla 42.	DENSIDAD DE COLIFORMES FECALES A DOSIS DE ÁCIDO PERACÉTICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	91
Tabla 43.	DENSIDAD DE COLIFORMES FECALES A DOSIS DE ÁCIDO ACÉTICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	92
Tabla 44.	NÚMERO DE HHV/G ST CON DOSIS CRECIENTES DE ÁCIDO SULFÚRICO PARA DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	93
Tabla 45.	NÚMERO DE HHV/G ST CON DOSIS CRECIENTES DE ÁCIDO PERCLORICO PARA DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	94
Tabla 46.	NÚMERO DE HHV/G ST CON DOSIS CRECIENTES DE ÁCIDO PERACÉTICO PARA DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	95
Tabla 47.	NÚMERO DE HHV/G ST CON DOSIS CRECIENTES DE ÁCIDO ACÉTICO PARA DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.	96
Tabla 48.	RESUMEN DE RESULTADOS DE ESTABILIZACIÓN ÁCIDA.	97
Anexo A		97
Tabla 49.	COEFICIENTE DE ARRASTRE	114
Anexo B		
Tabla 50.	VALORES DEL NÚMERO MÁS PROBABLE (NPM) DE CÉLULAS VARIABLES EN LA PRIMERA DILUCIÓN DE N TUBOS SUCEIVOS DE DILUCIONES SERIADAS AL DÉCIMO USADAS PARA INOCULAR TRES TUBOS	111

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

I. El agua como problema mundial

Por siglos, la humanidad ha dañado y desperdiciado el agua, uno de los dones naturales más valiosos. El hombre primitivo pudo haber considerado las inundaciones como una expresión de ira de un Dios. Para él, el agua es un misterio que no podía comprender ni controlar, el hombre moderno ha desechado desde hace tiempo este misticismo. Ve en el agua una forma natural de atender todas las necesidades de los vegetales y animales de la tierra. Quizá no pueda comprender todos los procesos o mecanismos por los que el agua satisface estas necesidades, pero con la ayuda de la ciencia y la ingeniería está aprendiendo a aprovechar este recurso natural.

Parecería que no debiera haber escasez de agua en la tierra, ya que tres cuartas partes de ella están cubiertas de océanos y mares de una profundidad de hasta cuatro kilómetros en algunos puntos. El monte Everest desaparecería si se dejara caer en la parte más profunda del océano Pacífico. Los océanos y mares contienen el 95 % del agua en la tierra, que se calculaba en 1 400 millones de Km³. Un dos por ciento del agua permanece en forma de hielo y otro porcentaje igual corre por los ríos, lagos, riachuelos, pantanos y dentro de los estratos del suelo, como agua dulce. El uno por ciento flota en forma de humedad, en el aire, excepto en ciertas condiciones atmosféricas. La proporción del agua en la tierra es tres veces más que todas las sustancias. El agua representa la mayor parte del peso de plantas y animales, Se calcula que el cuerpo humano es 70 % agua (Lashey, 1996). Con la gran cantidad de agua que existe en el mundo, se podría preguntar porque hay que preocuparse por la escasez. No hay realmente escasez de suministro de agua utilizable en casi todas las partes del mundo, pero sí un límite en el suministro de agua utilizable en casi todas las partes del mundo.

1.1 Contaminación del agua.

El agua constituye el medio esencial para el desarrollo de los procesos químicos, primero, los que se producen en el interior de los seres vivos (metabolismo) y en segundo los que contribuyen a la generación de productos. Para la especie humana, las necesidades de agua y energía han ido siempre en orden creciente, en proporción al desarrollo de la civilización y al crecimiento de la población en casi todas las áreas habitadas de la superficie terrestre. Al mismo tiempo el desarrollo ha obstaculizado cada vez más su uso. Esto es por causa del vertido desordenado de desechos sólidos y líquidos a los cursos del agua y a las zonas costeras próximas a las áreas habitadas. Como consecuencia de todo ello, el ingenio humano ha ideado a lo largo de la historia diferentes sistemas de aprovechamiento y tratamiento de las aguas, tanto en un aspecto energético, como bajo el punto de vista de uso en su alimentación y en sus aplicaciones agrarias (Seoadez, 1995).

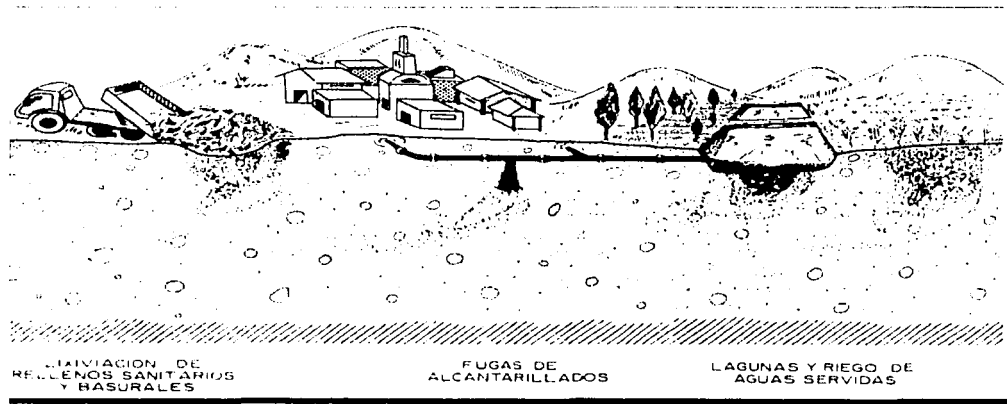
1.1.1 Fuentes de contaminación

Los contaminantes se pueden originar de fuentes muy diversas, de tal manera, que es muy difícil atribuírselo a una forma específica de contaminación. Así por la magnitud de posibilidades, nos referiremos objetivamente a dos aspectos, la disposición de lodos tratados y sin tratar, como fuente de contaminación de la vida marina (ver Cap 3) y la contaminación de las aguas subterráneas, ya que constituyen cerca del 95 % del agua dulce de nuestro planeta, (CEPIS, 1992), sin tomar en cuenta aquella que se encuentra en las capas de hielo polar. Este hecho le da importancia fundamental al agua subterránea con respecto a la vida humana y la actividad económica.

Así las principales fuentes de contaminación de las aguas subterráneas son:

- (1) **Contaminación de origen urbano:** Las aguas residuales domésticas y los desechos sólidos contienen altas concentraciones de organismos fecales, de materia orgánica y compuestos de nitrógeno. Si se descargan y se infiltran al subsuelo, el agua subterránea puede contaminarse por patógenos bacterianos y virales. La mayor amenaza sobre la calidad del agua subterránea se presenta cuando se urbaniza sin alcantarillado en acuíferos vulnerables: (a) con mantos freáticos poco profundos, (b) con infiltración de aguas residuales y de los ríos contaminados por descarga de desagües y (c) con lixiviación de desechos domésticos en vertederos y, en menor grado, de rellenos sanitarios.

Figura 1. CONTAMINACIÓN DE ORIGEN URBANO

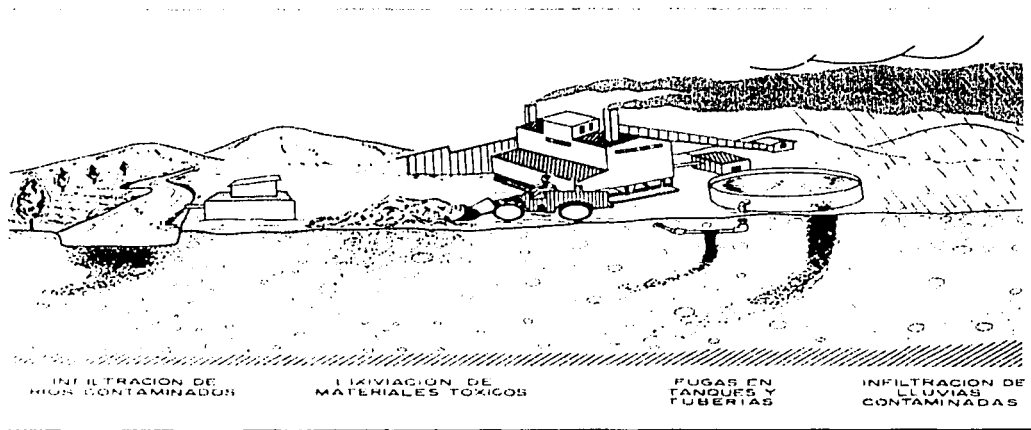


Fuente: CEPIS 1992.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

- (2) **Contaminación de origen industrial:** Diversas industrias producen desechos líquidos, conocidos como efluentes, con concentraciones elevadas de compuestos orgánicos peligrosos y metales pesados. Aún a muy bajas concentraciones presentan algunas de estas sustancias químicas son tóxicas, carcinogénicas o mutagénicas (Figura 2).

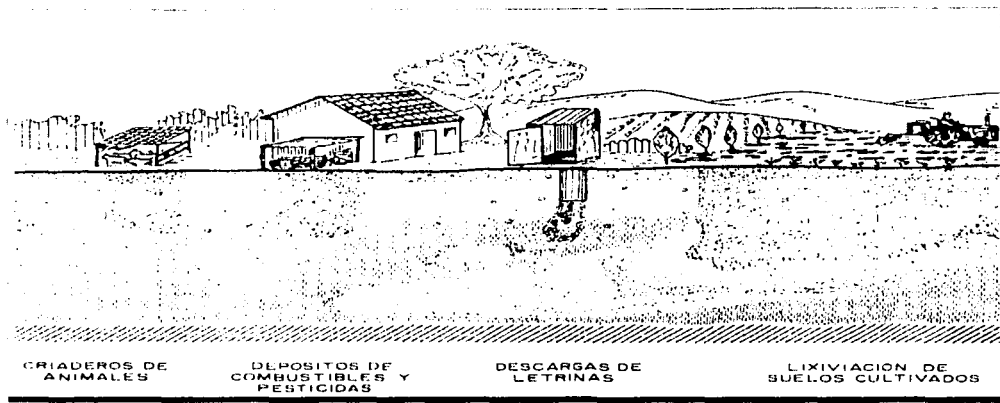
Figura 2. CONTAMINACIÓN DE ORIGEN INDUSTRIAL



Fuente : CEPIS 1992.

- (3) **Contaminación de origen agrícola:** Las prácticas agrícolas siempre ejercen una gran influencia sobre la calidad del agua subterránea y pueden causar problemas serios bajo ciertas circunstancias. Su influencia es grande porque normalmente se realiza sobre áreas de recarga de acuíferos. De especial preocupación es el cultivo de un solo tipo de cosecha por muchos años sobre áreas extensas con grandes aplicaciones de fertilizantes químicos y pesticidas. A esto puede agregarse la influencia de irrigación excesiva que resulta en la lixiviación de sales, nutrientes y pesticidas (Figura 3).

Figura 3. CONTAMINACIÓN DE ORIGEN AGRÍCOLA



Fuente : CEPIS 1992.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

1.1.2 Clasificación de los contaminantes.

La contaminación del agua se clasifica en tres categorías de acuerdo a sus contaminantes (Ramalho, 1993).

- (1) **Químicos:** Los componentes químicos comprenden tanto productos químicos orgánicos e inorgánicos. El aspecto fundamental de la contaminación por compuestos orgánicos es la disminución de oxígeno como resultante de la utilización del existente en el proceso de degradación biológica de dichos compuestos. En el caso de la contaminación derivada de la presencia de compuestos inorgánicos el resultado más importante es su posible efecto tóxico, más que la disminución de oxígeno. Sin embargo, hay casos en los cuales los compuestos inorgánicos presentan una demanda de oxígeno, contribuyendo a la disminución del mismo. Los sulfitos y los nitritos, por ejemplo, toman oxígeno para oxidarse a sulfatos y nitratos, respectivamente. Los iones de metales pesados, tóxicos para los seres humanos, son importantes contaminantes de este grupo. Se presentan en las aguas residuales industriales resultado de las operaciones de tratamiento de superficies, así como de las industrias de la fabricación de pigmentos y pinturas. Incluyen mercurio, arsénico, cobre, zinc, níquel, cromo, plomo y cadmio. Su presencia, aún en pequeñas cantidades (concentraciones mínimas detectables), puede causar serios problemas. El mercurio es uno de los metales pesados que ha sido objeto de un gran interés y divulgación. Los microorganismos convierten el ion mercurio a metilmercurio o dimetilmercurio que es más volátil, y puede eventualmente pasar a la atmósfera. El metilmercurio, sin embargo, se absorbe en los tejidos de los peces y puede hacer que no sean adecuados para el consumo humano. El contenido de mercurio en un tejido de los peces puede tolerarse hasta un máximo de 15-20 ppm. El metilmercurio presente en los peces se absorbe en los tejidos de los seres humanos y puede concentrarse en ciertos órganos vitales tales como el cerebro y el hígado. En el caso de la mujer embarazada se puede concentrar en el feto. La contaminación por nitratos es también un aspecto peligroso; la metahemoglobinemia infantil (enfermedad azul) es el resultado de alta concentración de nitratos en aguas potables. Los fluoruros por otro lado, parecen ser beneficiosos; su presencia en aguas potables en unas cantidades mínimas es responsable de la reducción de enfermedades de los dientes.
- (2) **Físicos:** Estos incluyen (a) cambios térmicos (contaminación térmica), como en el caso de las aguas procedentes de las plantas industriales, relativamente calientes después de haber sido utilizadas en los intercambiadores (enfriadores); (b) el color (por ejemplo, los licores negros que se descargan procedentes de las plantas de fabricación de pasta química); (c) turbidez (originada por la descarga de aguas que contienen sólidos en suspensión); (d) espumas (detergentes tales como el alquilbenceno (SAB) constituyen una parte importante de formación de espumas) y (e) radioactividad.
- (3) **Biológicos:** Los contaminantes biológicos son los responsables de la transmisión de enfermedades. Los organismos patógenos, provienen principalmente de los desechos humanos que están infectados o que son portadores de una determinada enfermedad. Los principales organismos patógenos son: bacterias, virus, protozoos y helmintos (Cap 2, propiedades biológicas).

1.1.3. Aguas residuales

Se le llama aguas residuales a los líquidos procedentes de la actividad humana agrícola e industrial que llevan en su composición gran parte de materia orgánica que es nociva para la salud de los seres vivos (Seoanez, 1995).

Las aguas residuales se clasifican de acuerdo a su origen y composición en:

- **Aguas residuales municipales.** Las que provienen de viviendas, edificios públicos y otras instalaciones, incluyendo el agua utilizada para limpieza de calles y control de incendios, así como las provenientes de pequeñas industrias conectadas a la red de alcantarillado.
- **Aguas residuales comerciales.** Las que provienen de locales comerciales, como pequeños madereros, pequeñas industrias y otras instalaciones públicas.
- **Aguas residuales industriales.** Producidas por grandes plantas industriales.
- **Aguas residuales agrícolas.** Provenientes de la cría de ganado y del procesamiento de productos animales y vegetales, así como de los retornos de riego.
- **Aguas de infiltración.** Provenientes del sistema de drenaje, tuberías de desagüe y del descenso artificial del nivel de las aguas subterráneas, así como de la infiltración de estas hacia el sistema de alcantarillado a través de tuberías y otras instalaciones defectuosas.
- **Agua de lluvia.** Incluye todas las formas de precipitación: lluvia, granizo y niebla.
- **Aguas superficiales.** Provenientes de aquellos cuerpos de aguas que ingresan directamente en el sistema de alcantarillado.

De acuerdo con la naturaleza y origen de los contaminantes del agua residual éstos pueden ser eliminados por medios físicos, químicos y biológicos. De acuerdo con las características del agua dependerá el tipo de tratamiento.

Así los tipos de tratamiento pueden clasificarse como sigue: (Jiménez *et al.* 1995).

Tratamiento Primario Convencional

Es un tratamiento preliminar, que consiste de operaciones físicas, cuya función es eliminar sólidos sedimentables y flotantes de cierto tamaño de partícula y velocidad de sedimentación, los cuales se encuentran presentes en el agua residual.

Cribado

Es una operación mecánica, que por medio de unas rejillas reducen la cantidad de sólidos suspendidos. Las rejillas están separadas entre sí, según el tamaño de partícula que se quiera filtrar. A la materia sólida producto de la separación, se le da un tratamiento. Sin embargo, esta operación sólo puede eliminar entre un 5 y un 25 % de sólidos en suspensión; de un 40 a un 60 % se eliminan por sedimentación.

La eliminación de materia sólida en las rejillas depende de (Ramhalo, 1993):

- Separación entre las barras.
- Turbulencia en el canal de rejillas.
- Cobertura de emparrillado.
- Duración del intervalo de limpieza.

Sedimentación

Es una operación unitaria que se emplea en la separación de partículas suspendidas más pesadas que el agua mediante la acción de la gravedad. De esta manera se obtienen un subproducto que es llamado lodo.

Desarenadores

Su función es separar la arena y otros sólidos minerales que se transportan en las aguas residuales. Durante la operación tiende a separar partículas hasta de diámetros de 0.1 mm.

Tratamiento Primario Avanzado (TPA)

La coagulación y la floculación son operaciones básicas en el funcionamiento del TPA.

La coagulación: Es el resultado de agregar al agua y a las aguas residuales agentes químicos que al entrar en contacto con la materia orgánica e inorgánica, la cual se encuentra presente en forma de sólidos suspendidos, reaccionan, formándose partículas coloidales y flóculos, los cuales sedimentan.

La floculación: Es la acción de englobar y combinar las partículas coloidales con sólidos sedimentables, pero en particular, con otros sólidos que no lo son o que se sedimentan muy lentamente, para formar agregados moleculares que sedimenten rápidamente (Fair *et al.*, 1996).

La eficiencia de sedimentación de sólidos orgánicos e inorgánicos, depende de la buena elección de agentes químicos que conjuntamente puedan llevar a cabo la operación de coagulación-floculación. Para esto se agregan dos reactivos químicos: un adsorbente, que efectúa la coagulación, que por características de altas tasas de sedimentación y otras como el costo, se utiliza comúnmente en México, el $Al_2(SO_4)_3$ o Fe_2Cl_3 . Como agentes que realizan la floculación, se pueden utilizar polímeros de alto peso molecular, que según su polaridad y el tipo de agua residual se deberá elegir, entre aniónicos, catiónicos y anfotéricos.

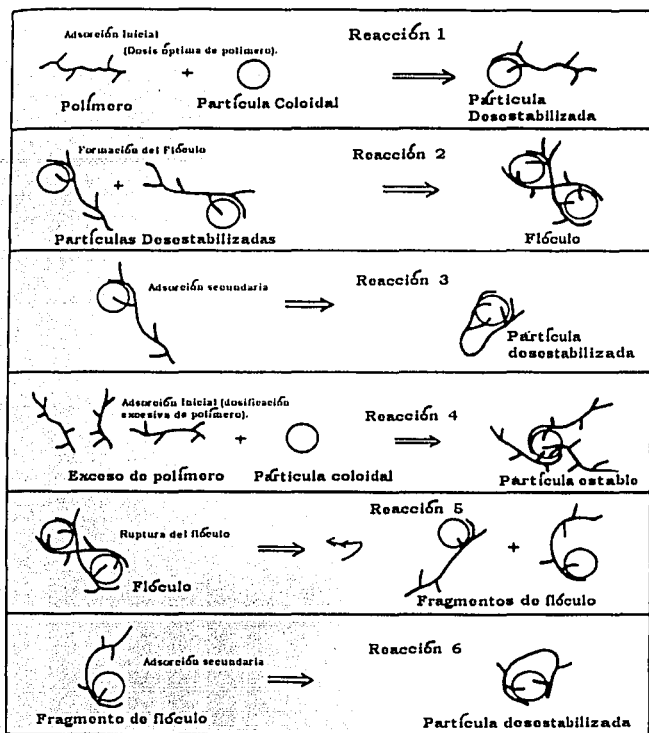
Una cuestión de la teoría y la práctica, es la relación entre la cantidad (o concentración) de la sustancia coagulante que va a ser agregada, y la cantidad de polímero necesario para promover la agregación (Stumm *et al.*, 1968).

A nivel proceso es útil distinguir los diferentes parámetros que favorezcan la teoría anterior. La base de la operación es la agregación de partículas en la dispersión coloidal, en la cual deben acontecer dos efectos:

- (1) Transporte de partículas para efectos de contacto. El transporte de partículas en sistemas acuosos es esencialmente un proceso físico, es decir fenómenos de difusión Browniana, movimiento de fluidos y sedimentación. Estos fenómenos son controlados por parámetros físicos, como temperatura, gradiente de velocidad y tamaño de partícula.
- (2) La desestabilización de partículas que permiten la unión cuando entra en contacto los agentes químicos. La partícula desestabilizada es un coloide, en donde existe interacción entre partículas coloides, basadas en una doble teoría, que fundamenta la combinación de las fuerzas de atracción de van der Waals, con la repulsión de la ley de Coulomb. Estas fuerzas de atracción y de repulsión son controladas por parámetros físicos y químicos.

En la Figura siguiente se muestra el mecanismo de la floculación ilustrando lo anterior.

Figura 4. REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DEL FENÓMENO COAGULACIÓN FLOCULACIÓN USANDO POLÍMEROS



Fuente: O'Melia, *et al.* 1973.

Así los fundamentos del TPA inician en la teoría de coagulación floculación, cuya finalidad es eliminar sólidos suspendidos y materia orgánica evaluada como DBO total. Los sólidos sedimentados son llamados lodos y como se originan en el TPA, se les llaman lodos físicoquímicos.

El agua tratada, por el TPA, puede emplearse para riego, ya que en el agua tratada permanece nitrógeno, fósforo y materia orgánica, nutrientes elementales para el suelo. Otra utilidad común del TPA es aminorar la carga al tratamiento secundario.

Tratamiento secundario.

El tratamiento secundario puede ser aerobio o el anaerobio. Sin embargo es de gran utilidad comprender los conceptos en los que se basa de ambos tratamientos y que a continuación se describen brevemente:

La finalidad del tratamiento secundario de tipo biológico, es remover la DBO soluble que escapa del tratamiento primario. Este proceso regularmente tiene un porcentaje de remoción de

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

1. Antecedentes

aproximadamente 80-85% y 80-95% de DBO. En general todas las células necesitan de una fuente de energía y carbono para la síntesis de nueva materia celular. Los elementos inorgánicos, tales como el oxígeno, nitrógeno y el fósforo, y otros elementos que se encuentran a nivel vestigios como el azufre, potasio, calcio y magnesio son también vitales para la síntesis celular. La clasificación de los microorganismos se puede hacer en función de las fuentes más comunes del carbono celular y su capacidad para utilizar oxígeno.

Los microorganismos que utilizan el carbono de una fuente inorgánica como anhídrido carbónico, se les llama autótrofos; si utilizan el carbono orgánico, heterótrofo (Tabla 1).

Tabla. 1. CLASIFICACIÓN GENERAL DE LOS MICROORGANISMOS SEGÚN SU FUENTE DE ENERGÍA Y CARBONO

Clasificación	Fuente de energía	Fuente de carbono
Autótrofos :		
Fotosintéticos	Luz	CO ₂
Quimiosintéticos	Reacción inorgánica de oxidación - reducción	CO ₂
Heterótrofos	Reacción orgánica de oxidación - reducción	Carbono orgánico

Fuente Metcalf & Eddy, 1991.

De igual manera, que para el carbono, se pueden clasificar a los microorganismos según su consumo o no, de oxígeno para vivir, se les llama aerobios, anaerobios y facultativos. Los procesos biológicos utilizan esta última forma de clasificación y sus reacciones bioquímicas simplificadas que liberan energía para las bacterias heterótrofas y autótrofas se citan en la tabla 2.

Tabla 2. REACCIONES TÍPICAS BIOQUÍMICAS EXOTÉRMICAS

Reacción bioquímica de energía	Nutrición de bacterias
$C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$	Heterótrófa
$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3CH_4 + 3CO_2$	Heterótrófa, anaerobia
$2NH_4^+ + 3O_2 \rightarrow 2NO_2^- + 2H_2O + 4H^+$	Autótrófa, quimiosintética. Aerobia
$5S + 2H_2O + 6NO_3^- \rightarrow 5SO_4^{2-} + 3N_2 + 4H^+$	Autótrófa, quimiosintética. Anaerobia

Fuente Metcalf & Eddy, 1997

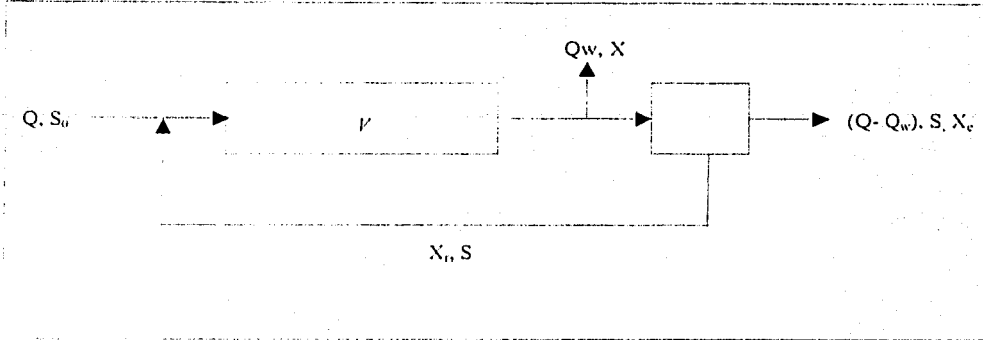
Los procesos aerobios están divididos en cuatro grupos:

1) Lodos activados

Es llamada así porque suponía la producción de una masa activada de microorganismos capaz de estabilizar un residuo por vía aerobia. Lo que sucede es que los residuos se estabilizan biológicamente en un reactor bajo condiciones aerobias. El ambiente aerobio se logra mediante el uso de aeración por medio de difusores o sistemas mecánicos. Al contenido del reactor se le denomina licor mezclado. Una vez que el agua ha sido tratada en el reactor, la masa biológica resultante se separa del líquido en un tanque de sedimentación y parte de los sólidos biológicos sedimentados son retornados al reactor: la masa sobrante es eliminada o purgada puesto que de no ser así la masa de microorganismos continuaría aumentando hasta la saturación del equipo. El nivel al cual se le debe mantener la masa biológica depende de la eficiencia deseada del tratamiento y

de otras consideraciones referentes a la cinética de crecimiento. El sistema es mostrado en la Figura 5.

Figura 5. ESQUEMA DE UN REACTOR DE FLUJO PISTÓN SIN RECIRCULACIÓN CELULAR.



Fuente Metcalf & Eddy, 1977

Donde

- V = Volumen del reactor
- Q = Caudal afluente.
- Q_w = Caudal de la purga.
- X_r = Concentración de microorganismos en la línea de retorno del lodo.
- X = Concentración media de microorganismos en el reactor.
- X_e = Concentración de microorganismos en el efluente del tanque de sedimentación.
- S_0 = Concentración del residuo en el flujo entrante.
- S = Concentración del residuo entrante no degradado biológicamente en el reactor.

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

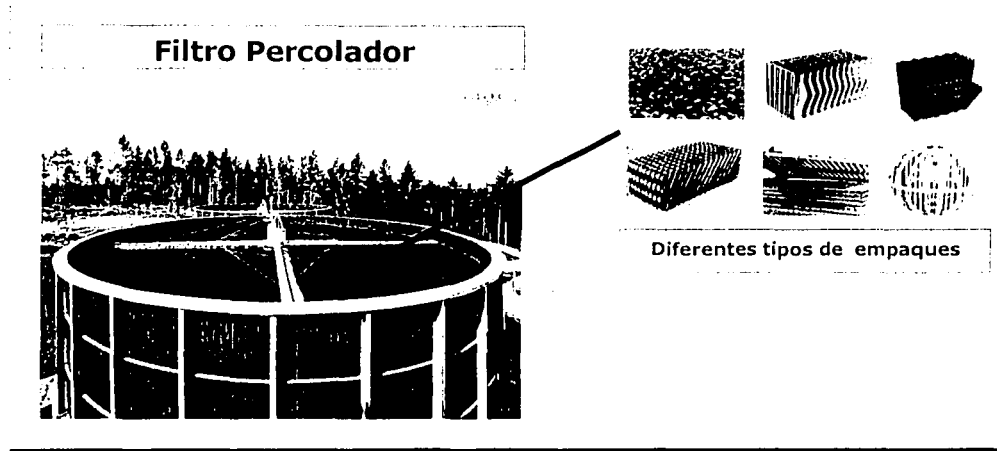
En la actualidad se utilizan muchas versiones del proceso original, pero son fundamentalmente iguales.

2) Filtro percolador

El filtro percolador consiste en un lecho formado por medio sumamente permeable al que se adhieren los microorganismos y a través del cual se filtra el agua residual. El medio filtrante o empaque consiste en: piedras cuyo tamaño oscila de 2.5 a 10 cm de diámetro. La profundidad de las piedras varía con cada diseño particular, generalmente de 0.9 a 2.4 m con una profundidad media de 1.8 m y otros empaques de plástico que tienen diferentes formas, y se construyen con profundidad de 9 a 12 m. La forma del filtro es redonda y el residuo líquido se distribuye por encima del empaque o lecho mediante un distribuidor giratorio. Cada filtro tiene un sistema de desagüe inferior para recoger el líquido tratado y los sólidos biológicas que se hayan separado del medio. La estructura del filtro en su alrededor es porosa con la finalidad de que circule oxígeno (véase Figura 6). La materia orgánica presente en el agua residual es degradada por una población de microorganismos adherida al medio. Esta materia orgánica es adsorbida sobre la película o capa viscosa, en cuyas capas externas es degradada por los microorganismos aerobios, la capa de limo que se forma tiene un espesor total comprendido entre 0.1 y 0.2 mm. Cuando los microorganismos crecen, el espesor de la película aumenta y el oxígeno es consumido antes de que

pueda penetrar todo el espesor de la película. Por tanto se establece un ambiente anaerobio cerca de la superficie del medio.

Figura 6. FILTRO PERCOLADOR

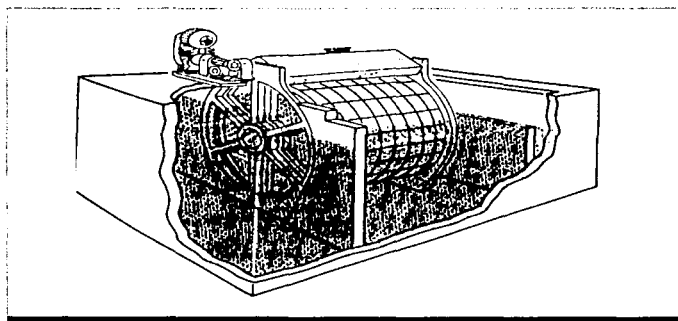


Fuente: Metcalf & Eddy, 1991.

3) Biodiscos

Los biodiscos consisten en una serie de discos fabricados de poliestireno o polietileno con diámetros comprendidos entre 3 y 4 metros (Figura 7). Ellos están colocados sobre un eje y paralelos entre sí, teniendo el eje una longitud aproximada de 7.5 metros. Su funcionamiento es básicamente el mismo del filtro percolador, su consumo de energía es bajo, y la biomasa presenta en general buenas características de sedimentación con lo que disminuye el costo de la clarificación.

Figura 7 BIODISCOS



Fuente: Metcalf & Eddy, 1991.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

4) Otros procesos aerobios

Comprenden las lagunas aireadas y tanques de estabilización mecánica fotosintéticos y de aireación. En las lagunas de estabilización aireadas se utiliza una aireación por medios mecánicos para proporcionar oxígeno a las bacterias, por lo que el proceso es sustancialmente el mismo que el del lodo activado sin recirculación. En los estanques aerobios fotosintéticos, el oxígeno es suministrado mediante la aireación superficial natural y por fotosíntesis de las algas. Excepto la población de algas, la comunidad biológica presente en los estanques de estabilización es semejante a la de un sistema de lodos activados.

Procesos anaerobios

La principal aplicación se halla en la digestión de lodos residuales y en el tratamiento de aguas residuales industriales. Este sistema es un reactor de mezcla completa y mínima recirculación celular cuyo objeto es el calentamiento del contenido del tanque. Los microorganismos causantes de la descomposición de la materia orgánica se dividen frecuentemente en dos grupos. El primer grupo hidroliza y fermenta compuestos orgánicos complejos a ácidos simples, de los cuales los más corrientes son el ácido acético y el ácido propiónico. Este grupo se compone de bacterias facultativas y anaerobias, colectivamente llamadas formadoras de ácidos. El segundo grupo convierte los ácidos orgánicos formados por el primer grupo en gas metano y anhídrido carbónico. Las bacterias responsables de esta conversión son anaerobias estrictas y se les conoce como bacterias formadoras de metano. Las bacterias más importantes de este grupo son las que degradan el ácido acético y el ácido propiónico, tienen tasas de crecimiento muy lentas y, por ello, su metabolismo se considera como limitante del tratamiento anaerobio de un residuo orgánico.

Tratamiento terciario o Avanzado

La finalidad es eliminar los residuos del tratamiento secundario, tales como el nitrógeno, el fósforo y sólidos suspendidos que no son eliminados.

Filtración

La filtración se usa para preparar el agua residual para proceso de tratamientos posteriores o para su utilización directa como agua con un grado de clarificación muy elevado. Puede aplicarse directamente al efluente de la planta de un tratamiento biológico, o a continuación del proceso coagulación floculación, según el grado de clarificado requerido. La operación consiste en separar sólidos suspendidos y materia coloidal de la fase líquida, utilizando un medio filtrante que puede ser arena o antracita.

Precipitación química

Se ha observado que el grado de eliminación de fósforo es, en algunas plantas de lodos activados, considerablemente mayor que lo predecible con base en las necesidades del crecimiento de los organismos. Para explicar esta observación se han propuesto las dos teorías siguientes (Metcalf & Eddy, 1991).

La eliminación de fosfato tiene su origen en la precipitación química, para lograrlo se tendría que agregar un agente químico nuevamente que traería consecuencias serias: incrementar el contenido de sólidos disueltos en el agua a tratar y el aumento del volumen de lodo a tratar, el cual puede contener compuestos químicos tóxicos que dificulten su tratamiento.

1. Antecedentes

La segunda teoría es que la eliminación se logra por métodos biológicos, se cree que, en determinadas condiciones ideales los microorganismos en el licor mezclado del lodo activado son capaces de eliminar una cantidad de fósforo en exceso de la necesaria para su crecimiento. A este fenómeno se le denomina "luxury uptake".

Situación actual en México de los tratamientos de aguas residuales

Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales

En 1996 la Comisión Nacional del Agua inició acciones encaminadas a la revisión, depuración, validación y actualización del inventario de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en México (CNA, 1997).

En 1997 se tenía en inventario 821 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, 28 más que en 1996, con una capacidad instalada de 61 m³/s; de las cuales 639 se encuentran en operación con un gasto tratado de 39 m³/s, por lo que el 21.4% del total de aguas residuales procedentes de localidades urbanas a nivel nacional (184m³/s) reciben tratamiento, como se muestra en la tabla 3.

Tabla 3. PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES
1992-1997

Año	Total de Operación			Total fuera de Operación		
	Total	No. de Plantas	Capacidad Instalada (m ³ /h)	Gasto Tratado (m ³ /h)	No. De Plantas	Capacidad Instalada (m ³ /h)
1992	546	394	N.D.	30.55	152	4.73
1993	650	454	N.D.	30.72	196	4.09
1994	666	461	N.D.	32.06	205	10.72
1995	680	469	48.17	41.70	211	6.46
1996	793	595	51.70	33.75	198	3.07
1997	821	639	57.40	39.39	182	4.25

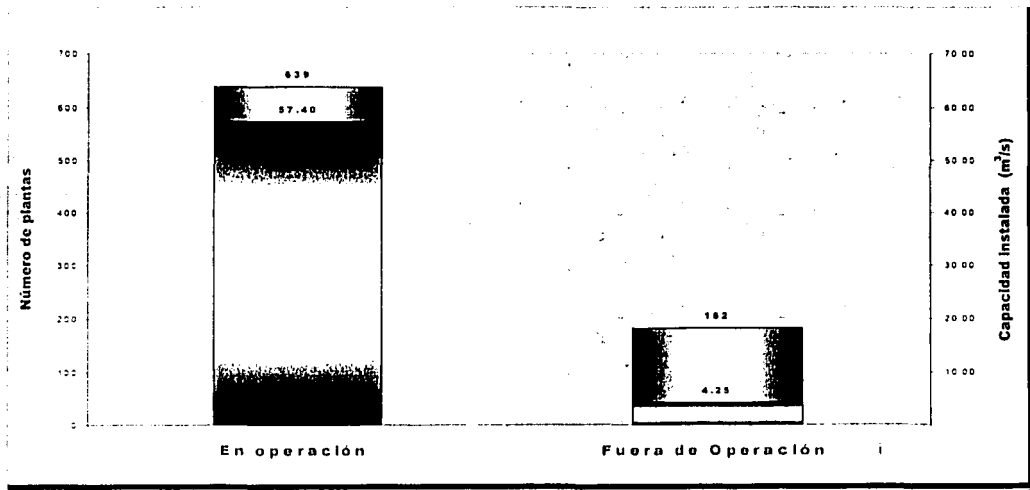
D.N. Dato no disponible.

Fuente: CNA/ SGT/ Gerencia de Saneamiento y Calidad del agua 1998.

El gasto tratado en 1997 se incrementó en 5 m³/h, con relación al año anterior ya que entraron en operación 17 plantas con un gasto tratado de 2.95 m³/h, que representa el 52.3 % del incremento, Los restantes 2.69 m³/h. (47.7 %) correspondió a las plantas que estaban en operación, pero no se habían inventariado, así como otras que aumentaron su capacidad.

En la Figura 8 se muestra las 821 plantas de tratamiento, el gasto de operación y las plantas que se encontraron operando, en México para el año de 1997. Los estados con gastos de operación más elevados de tratamiento de agua municipal, que estuvieron operando son: Nuevo León con 8.75 m³/h, Tamaulipas con 4.50 m³/h y Distrito Federal con 4.54 m³/h.

Figura 8. NÚMERO DE PLANTAS DE TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES EN MÉXICO EN OPERACIÓN Y CAPACIDAD INSTALADA EN 1997

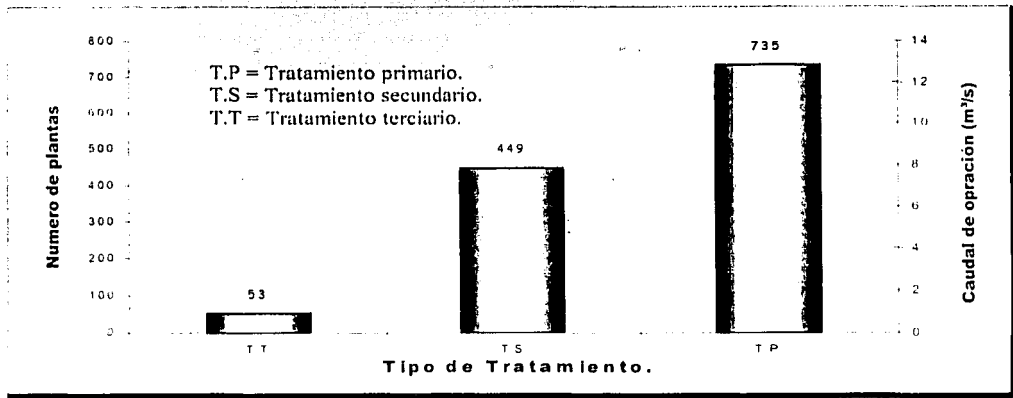


Fuente: CNA, 1997

Plantas de Tratamiento de Aguas Industriales

El número de plantas para 1996 era 1 255 con un volumen de tratamiento de 21 439 lps, que equivale al 94.3 % de la capacidad de diseño. En la Figura 9 se muestra el número de plantas de tratamiento de aguas industriales, el tipo de tratamiento más utilizado y el gasto de operación en m³/s.

Figura 9. NÚMERO DE PLANTAS DE TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES DE MÉXICO DIVIDIDAS POR TIPO DE TRATAMIENTO DEL AÑO DE 1997



Fuente: CNA, 1997

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

1. Antecedentes

El nivel de tratamiento más utilizado en las plantas de tratamiento de aguas residuales industriales es el secundario (remoción de sólidos sedimentables gruesos y remoción de materia orgánica en suspensión de la naturaleza coloidal y disuelta), con 735 plantas y un gasto de operación de 12.7417 lps. Los estados con mayor tratamiento secundario son, en orden de importancia, Veracruz, Nuevo León y Guanajuato, con 2 711; 2 086 y 1 505.1 lps; respectivamente.

En Segundo lugar se encuentra el tratamiento de aguas residuales primario (remoción de sólidos gruesos) con 449 plantas y trata un volumen de 6 931 lps. Los estados cuya industria utiliza más este tipo de tratamiento son Veracruz, Tamaulipas y Morelos, con 2 774, 1 414 y 5 75 lps; respectivamente.

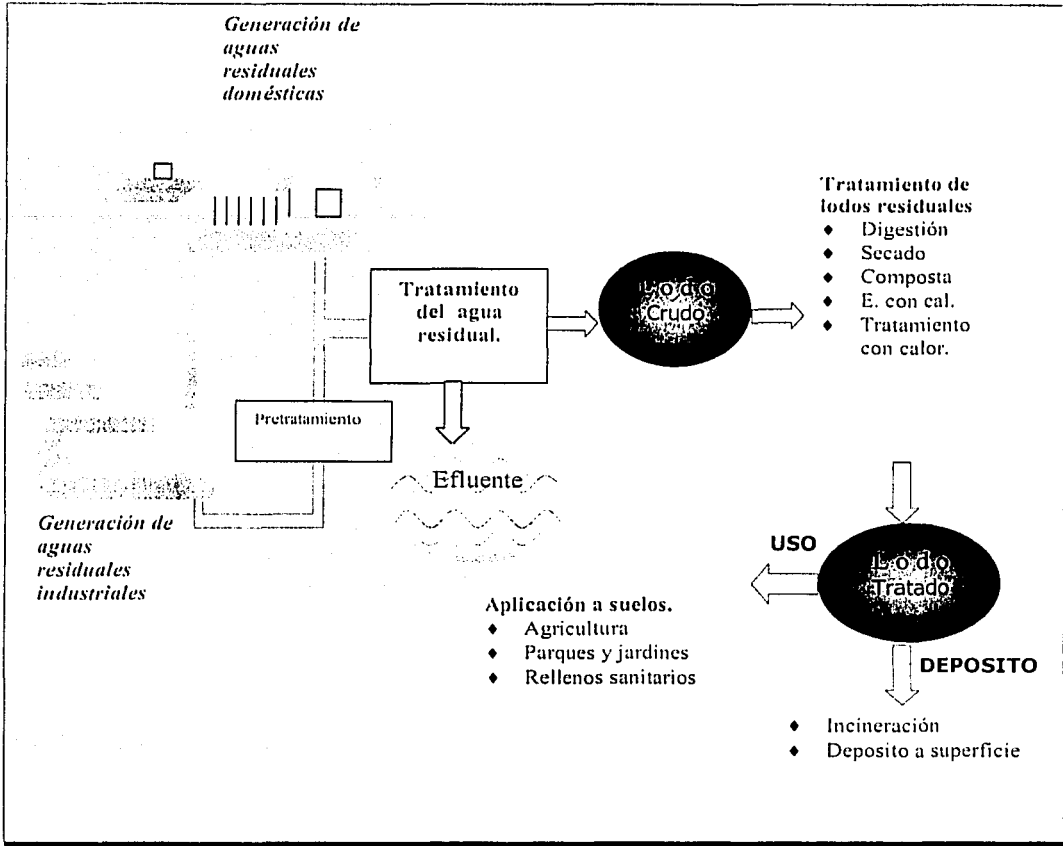
Subproductos de las aguas residuales.

El agua del efluente de las plantas de tratamiento es un producto terminado, mientras que los lodos no lo son. Debido a su origen, su consistencia acuosa, volumen y putrescibilidad, la mayor parte de ellos requieren de un proceso antes de ser evacuados (Figura 10).

Los sólidos generados por las diversas operaciones unitarias de cada una de las plantas de tratamiento de aguas residuales, constituyen el subproducto más importante de este tratamiento. La importancia de estos sólidos, se debe, al contenido y volumen que se produce. El contenido del lodo es muy variado y depende de la planta de tratamiento y ésta a su vez del tipo de agua residual que trata, entre otros factores, el lodo está compuesto por una gran cantidad de desechos orgánicos e inorgánicos, dentro de los más comunes se encuentran: arena, basura, microorganismos patógenos, nutrientes tales como nitrógeno y fósforo y metales. Los principales microorganismos patógenos encontrados en los lodos, son (EPA, 1994): Bacterias, virus, protozoarios, helmintos nemátodos y céstodos, los cuales representan un riesgo para la salud del ser humano.

Los nutrientes son la parte benéfica de los lodos, ya que le dan la propiedad al lodo tratado de ser utilizado como fertilizante (EPA 1988). Por último los metales presentes en el lodo tratado pueden ser un problema para la disposición final, porque algunos son tóxicos para los cultivos.

Figura 10. SUBPRODUCTOS DE LAS AGUAS RESIDUALES



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Capítulo 2

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Los productos finales principalmente del tratamiento de las aguas y aguas residuales son:

- 1) El agua producida o efluente de la planta de tratamiento.
- 2) Los lodos o suspensiones de sólidos obtenidos como subproductos.

El efluente de las plantas de tratamiento son productos terminados, mientras que los lodos y suspensiones no lo son. Debido a su origen, consistencia acuosa, volumen y putrescibilidad. La mayor parte de ellos requieren un tratamiento antes de ser evacuados.

Conocer el tipo de características químicas, físicas y biológicas que se encuentran presentes en el lodo es una acción de primer orden y de acuerdo con las características proponer un tratamiento acorde al contenido y tipo de contaminante, tomando en cuenta su posible reuso o disposición final.

En este capítulo se abordan las características mencionadas de forma individual para así establecer los criterios, evaluaciones y variantes de las operaciones que engloban los procesos de tratamiento de los lodos residuales.

Es oportuno mencionar que la revisión de tipo bibliográfica que compete el capítulo, no es exhaustiva, sino de forma general, tiene la intención de fundamentar los temas específicos, que se necesitan para la comprensión y concertación de las metas de esta tesis, y que en el punto de características biológicas, se enfatiza aún más por la orientación objetiva del tratamiento de estabilización ácida.

2.1 Generación de lodos.

Al hablar de lodos implícitamente nos referimos a sólidos. La concentración y características de los contaminantes en el lodo varían según el proceso de tratamiento, área de servicio, tipo de planta y sistema de drenaje, entre otros (Tabla 4).

Tabla 4. PROCEDENCIA DE LODO EN UNA INSTALACIÓN CONVENCIONAL DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Operación o proceso unitario	Tipos de sólidos o lodo	Observaciones
Desbaste	Sólidos gruesos	Los sólidos gruesos se eliminan mediante rejas de limpieza mecánica y manual. En plantas de pequeñas dimensiones, las basuras se suelen triturar para su eliminación en los subsiguientes procesos de tratamiento.
Desarenado	Arenas y espumas	A menudo no se incluyen instalaciones de eliminación de espumas en la eliminación de arenas.
Preaireación	Arenas y espumas	En algunas plantas, no se incluyen instalaciones de eliminación de espuma en los tanques de preaireación. En caso de que estos tanques no vayan precedidos de instalaciones para la eliminación de arenas, se pueden producir depósitos de arena.
Decantación primaria.	Lodo primario y espumas	Las cantidades de lodo como de espumas dependen del tipo de red de alcantarillado y de la existencia de vertidos industriales. En la sedimentación primaria o simple los sólidos frescos comprenden la mayor parte de los sólidos sedimentables y cerca del 60 % de los sólidos suspendidos en las aguas crudas residuales.
Tanques de aireación	Sólidos suspendidos	Los sólidos suspendidos se producen por conversión de DBO. Puede ser necesario incorporar alguna forma de espesamiento y así concentrar el caudal de fango para el tratamiento biológico.
Sedimentación secundaria	Lodo y espumas	En la actualidad según la EPA, es obligatoria la instalación de un sistema de eliminación de espumas en los tanques de sedimentación secundaria.
Instalaciones de tratamiento de lodo	Lodo compostaje y cenizas	Las características del producto final dependen de las del lodo tratado y de las operaciones y procesos utilizados. Las normas que regulan la evacuación de corrientes residuales son cada vez más exigentes.
Tratamiento primario avanzado	Lodo primario o de precipitación química	Los sólidos incluyen los productos químicos utilizados en la coagulación en cantidades más o menos estequiométricas de las reacciones químicas involucradas de remoción de sólidos. Y de 70 a 90 % de sólidos en suspensión en las aguas crudas, dependiendo de la efectividad de dosificación y otras variables.
Tratamiento secundario.	Lodos secundarios	La mayor parte de la materia orgánica disuelta y parte de los sólidos disueltos que de otra manera no son sedimentables, se aplican a los tratamientos aerobio o anaerobio o biofiltros o filtros precoladores.

Fuente: Metcalf & Eddy, 1997

Los procesos que se emplean para el espesado, digestión, acondicionamiento y deshidratación del lodo generado en los tanques de sedimentación primarios y secundarios, también constituyen fuentes productoras de lodo.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2.2 Características de los lodos

A continuación se describen brevemente los constituyentes físicos, químicos y biológicos, de los lodos residuales.

2.2.1 Características físicas

Para tratar y evacuar el lodo generado en las plantas de tratamiento de la manera más eficiente posible, es importante conocer las características de los sólidos, que se van a procesar (véase Tabla 5).

Tabla 5. CARACTERÍSTICAS DEL LODO PRODUCIDO DURANTE EL TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL

Lodos	Descripción
Residuos del desbaste	Las basuras incluyen todo tipo de materiales orgánicos e inorgánicos de tamaño suficientemente grande para ser eliminados por rejillas de barras. El contenido de materia orgánica varía dependiendo de la naturaleza del sistema y de la estación del año.
Arena	Las arenas están constituidas, normalmente por los sólidos inorgánicos más pesados que sedimentan con velocidades relativamente altas. Dependiendo de las condiciones de funcionamiento, la arena también puede contener cantidades considerables de materia orgánica, especialmente aceites y grasas.
Espumas / grasas	La espuma está formada por materiales flotantes recogidos en la superficie de los tanques de sedimentación primaria y secundaria. Puede incluir grasas, aceites minerales y vegetales, grasas animales, ceras, jabones, residuos alimenticios, pieles de hortalizas, cabellos, papel y algodón, colillas de cigarrillos, materiales de plástico, preservativos de goma, partículas de arena y materiales semejantes. El peso específico de la espuma es menor que 1.0, generalmente alrededor de 0.95.
Lodo	El lodo de los tanques de sedimentación primaria es generalmente gris y grasiento y, en la mayoría de los casos produce un olor extremadamente molesto. Puede digerirse fácilmente si se adoptan condiciones adecuadas de funcionamiento.
Lodo primario del tratamiento primario avanzado o precipitación química	El lodo procedente de los tanques de precipitación química con sales metálicas es generalmente de color oscuro, aunque su superficie puede ser roja si contiene mucho hierro. El color es gris marrón. El olor del fango químico puede ser molesto, pero no tanto como el de decantación primaria. Aunque es algo grasiento, los hidratos de hierro y aluminio contenidos en él lo hacen gelatinoso. Si se deja suficientemente tiempo en el tanque se produce su descomposición, como en el caso de decantación primaria, pero a una velocidad menor. Produce gas en cantidades sustanciales y su densidad aumenta con el tiempo.
Lodo Activado	El lodo activado tiene, generalmente, una apariencia floculenta de color marrón. Si el color es muy oscuro puede estar próximo a volverse séptico. Si el color es más claro de lo normal, puede haber estado aireado insuficientemente y los sólidos tienen tendencia a sedimentar muy lentamente. El lodo en buenas condiciones tiene un característico olor a la tierra que no es molesto. Tiende a convertirse en séptico con bastante rapidez y luego adquiere un olor bastante desagradable de putrefacción. Se digiere solo o con los lodos primarios frescos.
Lodo de filtros precoladores	El humus de los filtros precoladores es parduzco, floculento y relativamente inodoro cuando está fresco. Generalmente, la descomposición se produce más lentamente que en otros lodos crudos, pero cuando contiene muchos gusanos puede convertirse rápidamente en molesto. Se digiere fácilmente.

Fuente: Metcalf & Eddy, 1997

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Tabla 5. CARACTERÍSTICAS DEL LODO PRODUCIDO DURANTE EL TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL (CONT.)

Lodos	Descripción
Lodo digerido (anaerobio)	El lodo digerido por vía anaerobia es de color marrón oscuro – negro y contiene una cantidad excepcionalmente grande de gas. Cuando está totalmente digerido, no es molesto: siendo su olor relativamente débil y parecido al alquitrán caliente, goma quemada o lacre. Cuando se evacúa a eras de secado en capas de poco espesor los sólidos son transportados, en primer lugar, a la superficie por la acción de los gases que contienen dejando en la parte inferior una lámina de agua relativamente clara, que se drena rápidamente, y permite que los sólidos sedimenten lentamente sobre el lecho. A medida que progresa el secado, los gases escapan dejando una superficie muy agrietada con un olor que recuerda la composta del de jardín.
Lodo digerido (aerobio)	El lodo digerido por vía aerobia varía del color marrón a marrón oscuro, y tiene apariencia floculenta. El olor de este tipo de lodo no es molesto: suele clasificarse como moho. El lodo aerobio bien digerido se deshidrata fácilmente.
Lodo compostado	El lodo compostado suele ser marrón oscuro y negro, pero el color puede variar en el caso de que se utilicen en el proceso de materiales de soporte tales como el compost reciclado o astillas de madera. El olor del lodo bien compostado no es molesto, y se recuerda el olor de los acondicionadores utilizados en la jardinería.
Líquido de fosas sépticas	El lodo de las fosas sépticas es negro. A menos que esté bien digerido como consecuencia de un largo tiempo de almacenamiento, es molesto a causa de sulfuro de hidrógeno y otros gases que se desprenden. El lodo puede secarse sobre eras de secado si se extiende en capas de poco espesor, pero cabe esperar olores desagradables mientras se drena, a menos que haya sido bien digerido.

Fuente: Metcalf & Eddy, 1997

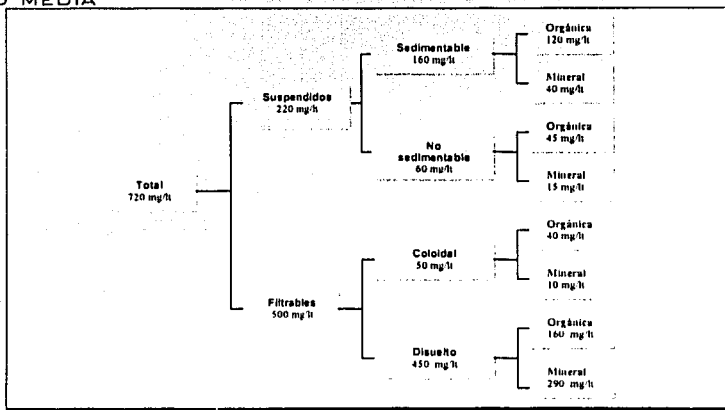
En general se puede estimar que en zonas altamente industrializadas la cantidad de metales es mayor y en áreas residenciales o comerciales la materia orgánica predomina (Jiménez *et al.* 1997).

Las características físicas más importantes del agua residual son el contenido total de sólidos, término que engloba la materia en suspensión, la materia sedimentable, la materia coloidal y la materia disuelta. Otras características físicas importantes son el olor y la temperatura.

Sólidos Totales

Análiticamente, el contenido de sólidos del agua residual y lodo se define como toda la materia que se obtiene como residuo después de una evaporación a 103-105 ° C (Figura 11). No se define como sólida aquella materia que se pierde durante la evaporación debido a la alta presión de vapor.

Figura 11. CLASIFICACIÓN DE LOS SÓLIDOS PRESENTES EN EL AGUA RESIDUAL DE INTENSIDAD MEDIA



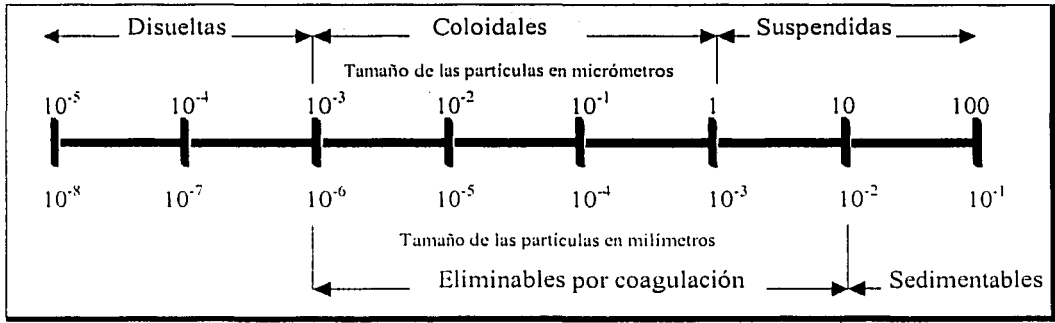
TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Fuente: Metcalf & Eddy, 1997

Como se muestra en la tabla anterior los sólidos totales se divide en dos partes los sólidos suspendidos y filtrables; de los sólidos suspendidos la mayor parte sedimentan (aprox. 72.7%) y una forma práctica de cuantificarlos es con un recipiente de forma cónica (cono Mío ft) en el transcurso de un periodo de 60 min. Dichos sólidos expresados en unidades de ml/L, constituyen una medida aproximada de la cantidad de lodo que se obtendrá de la decantación primaria de agua residual (Metcalf & Eddy, 1997).

Los sólidos filtrables se separan en sólidos disueltos y coloidales. El criterio de separación normalmente es, pasar un volumen conocido de un líquido por un filtro, el filtro que suele emplearse es de fibra de vidrio o policarbonato con un tamaño nominal de poro de 1.2 micrómetros y 1 micrómetro correspondientemente. La fracción coloidal está compuesta por las partículas de materia de tamaños entre 0.001 y 1 micrómetro. Los sólidos disueltos están compuestos de moléculas orgánicas e inorgánicas, iones en disolución con el agua cuyo tamaños son menores de 10^{-3} micrómetros. No es posible eliminar la fracción coloidal por sedimentación (Figura 12).

Figura 12. CLASIFICACIÓN E INTERVALO DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS PRESENTES EN EL AGUA



Fuente: Metcalf & Eddy, 1977

Ahora bien los sólidos totales presentes en el lodo, a su vez se cuantifican en dos grupos de sólidos, los sólidos volátiles (STV) y los sólidos fijos (STF). Los sólidos volátiles, son aquellos que a la temperatura de 550 ± 50 °C, se volatilizan, estos representan a la materia orgánica. Los sólidos fijos son los residuos, que se obtienen después de la temperatura 550 ± 50 °C, representan a la materia inorgánica.

Los tipos de sólidos que se encuentran en el lodo residual

- ① Los sólidos densos, principalmente minerales sedimentados de aguas turbias de río, con o sin beneficio de la coagulación.
- ② Los sólidos sedimentados de aguas superficiales coaguladas o contenidos en las aguas de lavado de los filtros de agua.
- ③ Los sólidos precipitados por aireación o productos químicos de aguas que contengan hierro y manganeso en solución.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

- ④ Los sólidos removidos como suspensiones espesas después de la precipitación de aguas duras o después de la evaporación de aguas salinas.
- ⑤ Los sólidos removidos con arenillas y detritus en las cámaras desarenadoras y tanques de detritus.
- ⑥ Los sólidos de tamaño considerable, principalmente orgánicos, removidos por los coladores de rejillas y tamices de las aguas residuales.
- ⑦ Los sólidos flotantes, principalmente orgánicos removidos como espumas o natas de las aguas residuales en los tanques de flotación, desnatado o de sedimentación.
- ⑧ Los sólidos que se sedimentan, principalmente orgánicos, removidos como los lodos o flujos de fondo de los tanques sedimentadores de aguas residuales.

Al alcanzar el fondo de las unidades de asentamiento, la mayor parte de los sólidos orgánicos y minerales forman estructuras flojas, como panales de materia floculenta entremezclada con volúmenes relativamente grandes de agua. Conforme crecen los depósitos, se van consolidando bajo su propio peso. Sin embargo, el agua no se desplaza de ellos con facilidad y el contenido de humedad de la mayor parte de ellos continúa siendo grande.

Cantidades de los lodos residuales

Uno de los criterios para elegir el tipo de tratamiento de las aguas residuales y posteriormente el de los lodos, es la cantidad de los sólidos que se van a generar con el tratamiento. Las estimaciones de las cantidades probables se pueden basar en los análisis de las aguas residuales que se van a tratar y las remociones esperadas mediante los procesos específicos del tratamiento. También se deberán tomar en consideración los tratamientos coincidentes y subsecuentes de los lodos. (Fair & Geyer, 1996). Lo aconsejable es hacer un balance de sólidos en base seca, tomando en cuenta que las estimaciones de los volúmenes asociados dependen del contenido de agua o de sólidos, y de la proporción y peso específico de los sólidos, tanto volátiles como fijos (Metcalf & Eddy, 1997).

Relaciones peso volumen

El volumen del lodo depende principalmente de su contenido de agua y sólo ligeramente del carácter de la materia sólida. Un lodo tiene más del 90 % en peso de agua. Si la materia sólida se compone de sólidos fijos (minerales) y sólidos volátiles (orgánicos), el peso específico de toda la materia sólida, será calculada mediante la siguiente relación.

$$\frac{W_s}{S_s} = \frac{W_f}{S_f} + \frac{W_v}{S_v} \quad \text{ec. 1}$$

donde

- W_s = peso de los sólidos
- S_s = peso específico de los sólidos
- W_f = peso de los sólidos fijos (materia mineral)
- S_f = peso específico de los sólidos fijos
- W_v = peso de los sólidos volátiles
- S_v = peso específico de los sólidos volátiles

El volumen del lodo se puede calcular mediante la siguiente expresión:

$$V = \frac{W_s}{\rho_w S_{SL} P_s}$$

ec. 2

Donde:

W_s = peso de los sólidos secos

ρ_w = densidad del agua, Kg/m³

S_{SL} = peso específico del lodo

P_s = fracción de sólidos expresada en tanto por uno

La Tabla 6 proporciona los datos de peso específico, para estimar el volumen de lodo

Tabla 6. DATOS TÍPICOS SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y LAS CANTIDADES DEL LODO PRODUCIDO EN DIVERSOS PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

Proceso de tratamiento	Peso específico de los sólidos del lodo	Peso específico del lodo	Sólidos secos, kg/10 ³ m ³	
			Intervalo	Valor típico
Decantación primaria	1.4	1.02	110-170	150
Lodo activado (en exceso)	1.25	1.005	70-95	83
Filtros precoladores (en exceso)	1.45	1.025	60-95	70
Aireación prolongada (en exceso)	1.30	1.015	83-120	95 ^a
Laguna aireada (en exceso)	1.30	1.01	83-120	95 ^a
Filtración	1.20	1.005	12-25	18
Eliminación de algas	1.20	1.005	12-25	18
Adición de productos químicos				
Dosis baja de cal (350-500 mg/l)	1.9	1.04	240-415	300 ^b
Dosis alta de cal (800-1600 mg/l)	2.2	1.05	600-1300	800 ^b
Nitrificación con cultivo en suspensión				
Desnitrificación con cultivo en suspensión	1.20	1.005	120-30	18
Filtros de desbaste	1.28	1.02		

^a Se supone que no existe tratamiento primario

^b Lodo añadido al normalmente eliminado por decantación primaria

Fuente Metcalf & Eddy, *et al* 1997

Acondicionamiento para la deshidratación

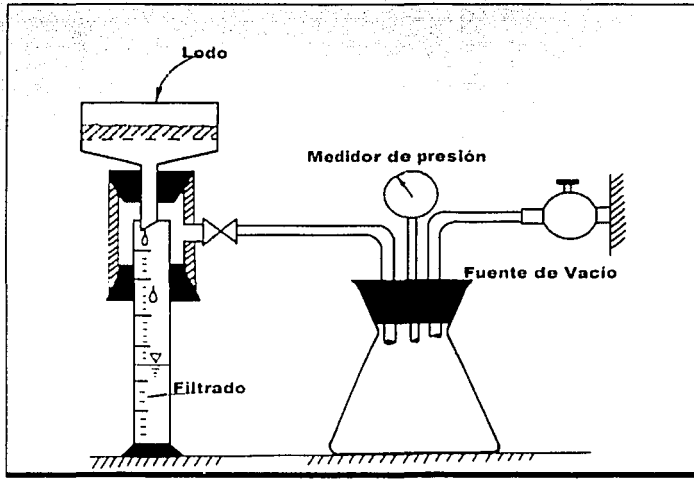
El acondicionamiento de los lodos es la operación previa a su deshidratación que se lleva a cabo con el fin de facilitar la eliminación de agua y mejorar la captura de sólidos (Jiménez *et al*, 1997). El tiempo de succión capilar (TSC) y la resistencia específica a la filtración (REF) son parámetros que sirven para determinar las características de drenado y recuperación de sólidos.

Resistencia específica a la filtración (REf)

La resistencia específica se define como la resistencia que opone a la filtración una cantidad de torta depositada en 1 m² de superficie filtrante y que contenga 1 kilogramo de producto seco (Jiménez *et al.*, 1997).

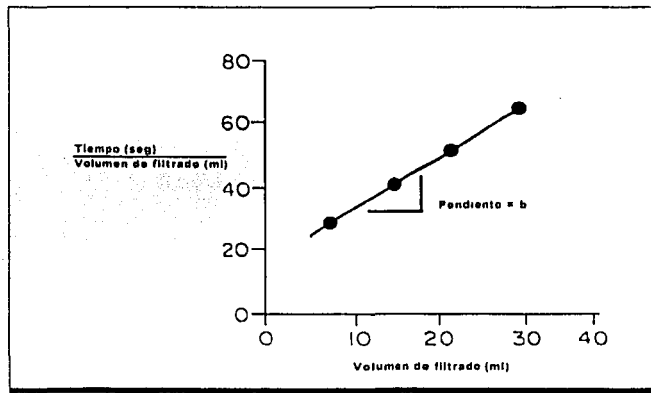
Para determinar físicamente la resistencia específica a la filtración se utiliza el aparato, mostrado en la Figura 13, con su respectiva gráfica (Figura 14)

Figura 13. FORMA DE MEDIR LA RESISTENCIA ESPECÍFICA A LA FILTRACIÓN



Fuente : Vesilind *et al.*, 1986

Figura 14. GRÁFICA PARA CALCULAR LA RESISTENCIA A LA FILTRACIÓN



Fuente : Vesilind *et al.*, 1986

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

$$r = \frac{2 b P s^2}{\eta C}$$

ec 3

donde

r = Resistencia específica a la filtración (m/kg)

b = Pendiente de la curva t/v respecto de v

t = Tiempo de filtrado (seg)

v = Volumen de filtrado obtenido al cabo del tiempo t , (m^3)

P = Gradiente de presión o presión aplicada (Pa)

S = Área de la superficie filtrante (m^2)

η = Viscosidad dinámica del filtrado (a temperatura ambiente, η se encuentra próxima a 1.1×10^{-3} Pa)

C = Concentración del lodo crudo y torta (kg/m^3)

Tiempo de succión capilar (TSC)

El TSC indica la capacidad de filtrabilidad de un lodo y la prueba puede ser utilizada para identificar dosis de polímero óptimas para el acondicionamiento y posterior desaguado (Jiménez *et al.*, 1997). Esta prueba se basa en la acción de la gravedad y en la succión capilar de un trozo de papel de filtro grueso para la extracción de agua de una muestra pequeña de lodo acondicionado.

En general lodos difíciles de deshidratar requieren mayores dosis de polímero, no producen una torta tan seca y dan lugar a un filtrado o centrado de peores calidades.

Deshidratación

El objetivo principal de la deshidratación es eliminar agua del lodo como sea posible para producir un material no fluido cuya concentración de sólidos sea significativamente más alta que la de un lodo espeso. Los dispositivos de deshidratación utilizan varias técnicas para la eliminación de la humedad, algunas se basan en la evaporación y percolación naturales, mientras que los aparatos de deshidratación mecánica utilizan medios físicos, asistidos mecánicamente como la filtración, el prensado, la acción capilar, la extracción por vacío y la separación y compactación por centrifugación (Metcalf & Eddy., 1997)

Olores

Normalmente los olores son debido a los gases liberados durante el proceso de descomposición de la materia orgánica, los gases H_2S , $NH_3(g)$, son producto de las digestiones aerobias y de las digestiones anaerobias, son CO_2 , y CH_4 .

El algoritmo matemático que emplea un olfatómetro dinámico, y con él que se hacen mediciones en campo es el siguiente:

$$NEOP = \log_{10} \frac{CS}{C_1}$$

ec. 4

donde

NEOP= Número específico de olor personalizado
C= Concentración del olor contenido en los gases
C_i= Umbral de detección para el gas en determinación
S= Sensibilidad individual

Temperatura

La temperatura en el lodo es un parámetro muy importante, para el efecto de la supervivencia de las bacterias y huevos de helmintos, por ejemplo la temperatura óptima para el desarrollo de la actividad bacteriana se sitúa entre los 25 y 35 °C. Así que en los procesos de tratamiento de lodos tales como digestión aerobia y de nitrificación que operan a 50 °C, las bacterias tales como *E. coli*, *salmonella*, y los huevos de helminto tales como *Ascaris* se inactivan, por otro lado la digestión anaerobia opera de temperatura ambiente a 40 °C y a veces alcanza hasta 70 °C, en ambos casos la remoción e inhibición de patógenos es efectiva (Metcalf & Eddy, 1997).

2.2.2 Características Químicas

Pueden ser de dos tipos, orgánicas e inorgánicas. Entre las orgánicas se encuentran compuestos difíciles de degradar o insolubles, tales como celulosa, algunos polipéptidos, grasas, e hidrocarburos policlorados. Los compuestos inorgánicos de los lodos incluyen potasio, magnesio y calcio, además de elementos de traza como hierro, cobalto, cobre, zinc y molibdeno y metales pesados como cadmio y níquel (Jiménez *et al.*, 1997).

Materia Orgánica

Son sólidos que provienen de los reinos animal y vegetal, así como de las actividades humanas relacionadas con la síntesis de compuestos orgánicos. Los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en el lodo son las proteínas, hidratos de carbono, grasas y aceites. La materia orgánica desagradable presente en el lodo no estabilizado puede originar problemas de olores y atraer vectores (moscas, mosquitos y roedores) a los lugares de aplicación. Los patógenos (bacterias, virus, protozoarios, y huevos de helminto) se concentran en el lodo y pueden propagar enfermedades en caso de que exista contacto con el hombre o animales. Para cumplir los límites prescritos, el contenido en materia orgánica y patógenos se debe reducir considerablemente antes de la aplicación al suelo mediante procesos de tratamiento previo. Existe también una evidencia de que los compuestos orgánicos pueden ser absorbidos en la superficie de los cultivos tales como las zanahorias. (Witherow *et al.*, 1983). Como consecuencia de ello, en el diseño de sistemas de aplicación del lodo será necesario establecer valores límites de carga para compuestos orgánicos específicos. En el siguiente capítulo se analizan con mayor profundidad los criterios de reducción de patógenos establecidos en las normas.

Materia Inorgánica

Los principales nutrientes de las plantas: nitrógeno, fósforo y potasio, no se eliminan sustancialmente durante el tratamiento del lodo, pero son consumidos por las plantas una vez aplicado el lodo al suelo. El nitrógeno suele ser el de mayor interés en la aplicación al suelo. Por lo tanto, el consumo de nitrógeno por parte de la vegetación es un parámetro clave en el diseño al momento de determinar

las tasas de aplicación del lodo (ver 3.4.1), cuando se compara el contenido de nutrientes del agua residual con el de los fertilizante comerciales como se muestra en la siguiente tabla.

Tabla 7. COMPARACIÓN ENTRE LOS NIVELES DE LOS FERTILIZANTES COMERCIALES Y EL LODO RESIDUAL

	Nutrientes %		
	Nitrógeno	Fósforo	Potasio
Fertilizantes para uso agrícolas típicos*	5	10	10
Valores típicos para lodos de agua residual estabilizados	2.3	2.3	0.3

*La concentración de nutrientes pueden variar ampliamente en función de la demanda del terreno y de los cultivos.

Fuente Metcalf & Eddy, 1997

Como se puede apreciar en la mayoría de los casos, el lodo del agua residual sólo puede satisfacer parte de los nutrientes de las plantas.

Nitrógeno

Los elementos nitrógeno y fósforo son esenciales para el crecimiento de protistas y plantas. Razón por la cual reciben el nombre de nutrientes o bioestimulantes. Trazas de otros elementos, tales como el hierro, son necesarios para el crecimiento biológico. No obstante, el nitrógeno y el fósforo son, en la mayoría de los casos, los principales elementos nutritivos. Las formas de nitrógeno de mayor interés para la aplicación al suelo son el nitrógeno amoniacal, nitrito y nitrato.

Fósforo

El fósforo es esencial para el crecimiento de algas y otros microorganismos biológicos. Debido a que en las aguas superficiales tienen lugar nocivas proliferaciones incontroladas de algas, actualmente existe mucho interés en limitar su cantidad de compuestos de fósforo que alcanzan las aguas superficiales por medio de los vertidos de las aguas residuales domésticas, industriales, y a través de los escurrimientos naturales. Las formas más frecuentes en las que se presenta el fósforo en soluciones acuosas incluyen el ortofosfato, el polifosfato y los fosfatos orgánicos. De los ortofosfatos como el PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^-$ y H_3PO_4 , este último es el componente de interés para la aplicación a suelos.

Metales

Los metales que quedan incrustados en el lodo y posteriormente se incorporan al suelo constituyen un riesgo para plantas, animales y humanos, debido a la gran variabilidad en sus concentraciones en los lodos.

El metal que mayor atención merece es el cadmio, puesto que se puede acumular en las plantas hasta alcanzar niveles que resultan tóxicos para el hombre y los animales sin llegar a ser tóxicos para las plantas (fitotoxicidad). Los lodos residuales también contienen compuestos orgánicos, cuya degradación en el suelo es un proceso lento, como en el caso de los hidratos de carbono (tales como los PCBs). El principal problema generado por este tipo de sustancias, no está relacionado con el consumo por parte de las plantas, que no se produce, sino la ingestión directa de animales, especialmente en animales que pastan en terrenos tratados con los lodos.

pH.

La concentración de ion hidrógeno es un parámetro de gran importancia, para la sobrevivencia de los microorganismos, la remoción de contaminantes y la presencia de nutrientes. Para los microorganismos el intervalo de concentraciones de iones hidrógeno adecuado para la proliferación y desarrollo de la mayor parte de la vida biológica es bastante estrecho y crítico (sobre todo en bacterias), de tal manera que el pH actúa como una variable determinante en el diseño de las plantas de tratamiento de lodos. Por ejemplo, la estabilización de lodos con cal opera a un pH de 11.5 a 12, condiciones que favorecen la disminución de microorganismos patógenos. En cuanto a la remoción de contaminantes, los metales son solubles a pH ácidos, así la solubilización de metales permite la separación líquido-sólido en el lodo, por ejemplo la recuperación de aluminio del lodo proveniente del TPA, y por último la permanencia razonable de los nutrientes, nitrógeno y fósforo, para lo cual el pH interfiere en la forma de los componentes de los dos elementos. Por ejemplo a pH básicos la conversión del amoníaco a nitrato (Nitrificación) se favorece, y a pH ácidos el fósforo forma ácido fosfórico.

Gases

Los gases que con mayor frecuencia se encuentran en las aguas residuales brutas son el nitrógeno (N_2), el oxígeno (O_2), el dióxido de carbono (CO_2), el sulfuro de hidrógeno (H_2S), el amoníaco (NH_3), y el metano (CH_4). Los tres primeros gases de común presencia en la atmósfera, mientras que los tres últimos proceden de la descomposición de la materia orgánica.

2.2.5 Características biológicas

El agua natural contiene nutrientes en suficiente cantidad para sostener grupos especializados de poblaciones de microorganismos. Pocos o ninguno de dichos microorganismos provocan enfermedades en el humano; la presencia de patógenos que afectan al humano en el agua indica contaminación por la tierra o por la introducción deliberada de agua de desagüe. Los patógenos que llegan al agua provenientes de la tierra por infiltraciones u otras, son microorganismos liberados del excremento humano o animal, o de los cuerpos animales o de humanos que han fallecido por padecimientos infecciosos. Las enfermedades que provienen del agua pueden adquirirse por beber o por lavar los utensilios para la comida en el agua contaminada, o por comer mariscos, frutas y verduras, cuando son criados y regados respectivamente con agua contaminada (Jawetz *et al.*, 1995).

En la Tabla 8 se mencionan algunos de los principales microorganismos patógenos de importancia médica que se encuentran en las aguas residuales domésticas y sus lodos. Y de acuerdo con la práctica generalizada todas las especies biológicas llevan un nombre en latín que se compone de dos palabras. La primera palabra indica el grupo taxonómico de orden inmediatamente más alto, o género, al cual pertenece la especie, y la segunda palabra lo identifica como una especie particular de ese género. La primera letra del nombre genérico es capitalizada, y la frase completa es subrayada o escrita en cursivas. El nombre genérico es usualmente abreviado con las iniciales, e.g., *E. coli*.

Tabla 8. PRINCIPALES MICROORGANISMOS PATÓGENOS EN AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA Y SUS LODOS

ORGANISMO	ENFERMEDAD	SÍNTOMA
Bacterias		
<i>Escherichia coli</i> (enteropatógena) <i>Salmonella sp</i> (~1700 esp.) <i>Shigella sp</i> (4 esp.) <i>Yersinia sp</i>	Gastroenteritis Salmonelosis y fiebre tifoidea Shigelosis Yersiniosis	Diarrea Septicemia Disentería bacilar Gastroenteritis aguda (con diarrea y dolor abdominal) Diarrea extremadamente fuerte, deshidratación Gastroenteritis
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera	
<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastroenteritis	
Helmintos		
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis	Infestación de gusanos, alteraciones digestivas y nutritivas, dolor abdominal, vómito, fiebre.
<i>Ascaris suum</i>	Ascariasis	Tos probable, dolor de pecho y fiebre.
<i>Trichuris Trichura</i>	Trichuriasis	Gusanos, dolor abdominal, diarrea, anemia y pérdida de peso.
<i>Taenia saginata y Taenia solium</i>	Teniasis	Nerviosismo, insomnio, anorexia, dolor abdominal, perturbaciones digestivas.
<i>Nacator americanus</i> <i>Hymenolepis nana</i>	Nacatoriasis Hymenolepiasis	Anquilostomias Tenia enana
Virus Entéricos		
<i>Hepatitis A virus</i>	Hepatitis infecciosa	Leptospirosis, fiebre
Norwalk y tipo Norwalk	Gastroenteritis epidémica con diarrea	Vómitos
<i>Rotavirus</i>	Gastroenteritis	diarrea severa
<i>Enterovirus</i> (67 tipos) <i>Polivirus</i> <i>Coxsackievirus</i>	Poliomielitis Meningitis, neumonía, hepatitis, fiebre etc.	
<i>Echovirus</i>	Meningitis, encefalitis,	Síntoma de catarro, diarrea etc.
<i>Reovirus</i>	Gastroenteritis	Infecciones
<i>Callicivirus</i>	Gastroenteritis epidémica	Gastroenteritis epidémica
Protozoarios		
<i>Cryptosporidium</i> <i>Entamoeba histolitica</i>	Criptosporidiosis Amebiasis (disentería améfica)	Diarrea Diarreas prolongadas con sangre, abscesos en el hígado y en el intestino delgado.
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis	Diarrea, calambres abdominales, pérdida de peso.
<i>Balantidium coli</i> <i>Toxoplasma gandii</i>	Balantidiasis Toxoplasmosis	Diarrea y disentería

Fuente: EPA, 1992.

La concentración y supervivencia de microorganismos patógenos de origen fecal en las aguas residuales sin tratamiento, es parte clave para evaluar el tratamiento de los lodos. Helmer *et al.*, 1991, Shuval, 1986, y Chang *et al.*, 1996, realizaron un estudio del uso del agua residual como agua de riego, en donde observaron que los huevos de helminto de clase nemátodo, representan un riesgo constante, debido al alto periodo de latencia en el suelo, alta persistencia en el medio ambiente y alta dosis infectiva. En su análisis demostraron que los virus tienen la menor probabilidad de riesgo principalmente debido a la inmunidad que se posee después de contraer la infección en los primeros años de vida.

Figura 15. PERSISTENCIA DE MICROORGANISMOS PATÓGENOS EN AGUA, AGUA RESIDUAL, SUELOS Y CULTIVOS

Microorganismos	Concentración Excretada**	Indice de supervivencia (meses*)												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
<i>Ascaris lumbricoides</i>	10 ⁴	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Taenia saginata</i>	10 ⁴	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Trichuris trichura</i>	10 ³	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ancylostoma duodenale</i>	10 ²	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Hepatitis A. Virus	10 ⁶	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Enteroviruses	10 ⁷	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Echerichia coli (cepas)</i>	10 ⁸	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Salmonella spp</i>	10 ⁸	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Salmonella typhi</i>	10 ⁸	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Vibrio cholerae</i>	10 ⁷	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Shigella spp</i>	10 ⁷	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Entamoeba hystolitica</i>	10 ⁵	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Giardia lamblia</i>	10 ⁵	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Campylobacter spp</i>	10 ⁷	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

*Promedio de vida estimado (20-30 °C)

**Número típico de microorganismos o huevos en el caso de los helmintos/ gramos de heces fecales

Fuente : Shuval *et al.*, 1986.

Bacterias

Son microorganismos unicelulares, no poseen núcleo bien definido, desprovistos de clorofila y se reproducen por fisión binaria. Las bacterias muestran casi todas las variaciones posibles en su morfología de una simple esfera a muy prolongada.

La clasificación de las bacterias y organismos procariontes, requiere un conocimiento obtenido por técnicas experimentales así como de observación, ya que a menudo es necesario determinar las propiedades bioquímicas, fisiológicas, genéticas y morfológicas para una descripción adecuada de un *taxon* (ordenamiento de microorganismos en grupos taxonómicos).



Muchas enfermedades serias son causadas por las bacterias, dentro de las cuales, sólo algunas de mayor importancia se encuentran presentes en los lodos tales como: *E. coli*, *Salmonella*, *Shigela*, *Vibrio cholerae*, *Yersinia enterocolitica*, *Campylobacter jejuni*, *Mycobacterium*, y bacterias oportunas.

Así bien el papel que desempeñan las bacterias en los procesos de descomposición y estabilización de materia orgánica, tanto en el marco natural como en las plantas de tratamiento, es amplio y de gran importancia.

Bacterias Coliformes

Los organismos patógenos se presentan en las aguas residuales y contaminadas en muy pequeñas cantidades y, además, resultan difíciles de aislar y de identificar. Por ello se emplea el organismo coliforme como organismo indicador, ya que su presencia es más numerosa y fácil de comprobar. El tracto intestinal humano contiene innumerables bacterias en forma de bastoncillos, conocidos como coliformes fecales. Aparte de otras clases de bacterias, cada ser humano evacua de 100 a 400 millones de organismos coliformes cada día. Por ello se considera que la presencia de coliformes fecales puede ser un indicador de la posible presencia de microorganismos patógenos, y que la ausencia de aquéllos es un indicador de que las aguas están libres de contaminación fecal.

Las bacterias coliformes incluyen los géneros *Escherichia* y *Aerobacter*. El uso de los coliformes totales como organismos indicadores es problemático debido a que el *Aerobacter* y ciertas clases de *Escherichia* pueden crecer en el suelo. Por lo tanto la presencia de coliformes no siempre es sinónima de contaminación con residuos humanos. A esto se debe a que se emplee los coliformes fecales en lugar de los coliformes totales.

Patogenia y Datos clínicos

Las bacterias coliformes fecales constituyen una parte de la flora normal aerobia del intestino; dentro de él, estos microorganismos por lo general no provocan enfermedad, y pueden incluso contribuir al funcionamiento normal y a la nutrición. Los organismos mencionados sólo se transforman en patógenos cuando alcanzan tejidos fuera del intestino, particularmente de las vías urinarias, las vías biliares, los pulmones, el peritoneo o las meninges, provocando inflamaciones en estos sitios.

Las manifestaciones clínicas de las infecciones con bacterias coliformes dependen totalmente del sitio de la infección y no pueden ser diferenciadas por síntomas o signos de procesos provocados por otras bacterias. Una bacteria coliforme se acompaña muchas veces de colapso vascular y choque. Aparece especialmente en personas con defensas deterioradas y sujetas a medicamentos y operaciones quirúrgicas.

Salmonella

Existen más de 2000 serotipos conocidos de *Salmonella* existentes, los cuales son patógenos para el ser humano y los animales cuando se ingiere. La menos causa gastroenteritis, sin embargo, *S. Typhi* y *S. Paratyphi* causa tifoidea y fiebres paratifoidea.

Patogenia y datos clínicos

S. typhi, *S. choleraesuis* y quizá, *S paratyphi A* y *S paratyphi B*, son infectantes principalmente para seres humanos, y la infección con estos microorganismos implica la adquisición a partir de una fuente humana. Los microorganismos casi siempre entran por la vía bucal, con los alimentos o las bebidas contaminadas. La dosis infecciosa media para producir enfermedad en el hombre es de 10^5 a 10^8

salmonelas (pero quizá baste nada más con 10^3 microorganismos de la especie *S. typhi*). Entre los factores del huésped que contribuyen a la resistencia de la infección por *Salmonella*, están la acidez gástrica, flora microbiana intestinal normal e inmunidad intestinal local. Las salmonelas producen tres tipos de enfermedad en el hombre, pero son frecuentes las modalidades mixtas (Tabla 9).

Tabla 9. ENFERMEDADES CLÍNICAS PRODUCIDAS POR SALMONELAS

	<i>Fiebres intestinales (fiebre tifoidea)</i>	<i>Septicemia</i>	<i>Enterocolitis</i>
Periodo de incubación	7 a 20 días	Variable	8 a 24 hrs
Fiebre	Gradual, a continuación meseta alta con estado tifoideo	Incremento rápido a continuación temperatura "séptica" en espigas	Por lo general baja
Duración de la enfermedad	Varias semanas	Variable	2 a 5 días
Hemocultivos	Positivos entre la primera y la segunda semana	Positivos durante la fiebre elevada	Negativos
Coprocultivos	Positivos a partir de la segunda semana; negativos al principio de la enfermedad	Positivos con poca frecuencia	Positivos poco después de la iniciación

Fuente: Jawetz *et al.*, 1996

Shigella

El hábitat de las shigelas está limitado a las vías intestinales del hombre y otros primates, en los que se produce disentería bacilar. Las shigelas son bastoncillos delgados. Cuatro principales subgrupos existen en este género, *S. sonnei*, *S. flexneri*, *S. boydii*, y *S. dysenteriae*. Las infecciones por shigella se limitan casi siempre al tubo gastrointestinal; es muy rara la invasión de la sangre. La infección por shigelas es muy transmisible. La dosis infecciosa es menor de 10^3 microorganismos (en tanto que es de 10^5 a 10^8 en el caso de la salmonela y los vibriones). El proceso patológico fundamentalmente es una invasión del epitelio de la mucosa, microabscesos de la pared del intestino grueso y del ileon terminal, dando lugar a necrosis de la mucosa, ulceración superficial, hemorragias y formación de pseudomembranas en las áreas ulceradas; la pseudomembrana está formada por fibrina, leucocitos, restos celulares, mucosa necrótica y bacterias. A medida que el proceso continúa, el tejido de granulación se llena de úlceras y forma tejido cicatrizal.

Patogenia y Datos clínicos

Todas las shigelas liberan toxinas, mediante autólisis, su antígeno somático tóxico. Esta endotoxina contribuye posiblemente con la intensa irritación de la pared del intestino. Además *S. dysenteriae* tipo uno produce una potente toxina termolábil que puede contribuir significativamente a las características neurotóxicas clínicas.

Después de un corto periodo de incubación de uno a tres días, hay un comienzo súbito de dolor abdominal, fiebre diarrea acuosa, esta última se atribuye a una exotoxina que actúa en el intestino delgado. En un día o poco más tarde, conforme la infección afecte el ileon y al colon, el número de evacuaciones aumentará; son menos acuosas pero a menudo contienen moco y sangre. Cada movimiento intestinal se acompaña de distensión y tenesmo (espasmos rectales) con el consecuente dolor abdominal leve. La fiebre y la diarrea cesan espontáneamente en más de la mitad de los casos en adultos en 2-5 días. Sin embargo en los niños y los ancianos, la pérdida de agua y electrolitos puede causar deshidratación, acidosis y aun la muerte. La enfermedad debida a *S. dysenteriae* puede ser particularmente grave.

Vibrio Cholerae

El *V. cholerae* es un bastoncillo curvo en forma de coma de 2 a 4 μm de longitud. Tienen motilidad activa gracias a su flagelo polar. Durante el cultivo prolongado, los vibriones pueden convertirse en bastoncillo rectos que se parecen a las bacterias gramnegativas.

Patogenia y datos clínicos

En condiciones naturales, el vibrión cólerico es patógeno solamente para el hombre. Sin embargo se han diseñado modelos en animales con infección por cólera. El cólera no es una infección invasiva; los organismos nunca llegan a la sangre, sino que permanecen localizados dentro del intestino. Ahí se multiplican, invaden el epitelio superficial y liberan la toxina del cólera que se adsorbe en los gangliósidos de las células epiteliales y estimula la hipersecreción de agua y cloruros en todas partes del intestino delgado, inhibiendo la absorción del sodio.

Después de un periodo de incubación de 1-4 días, se presenta una iniciación repentina con náuseas y vómito y profusa diarrea con cólicos abdominales. Las heces son semejantes al agua de arroz y contienen moco, células epiteliales y enormes cantidades de vibriones. Hay una rápida pérdida de líquidos y electrolitos, lo cual conduce a la deshidratación profunda, colapso circulatorio y anuria. La tasa de mortalidad sin tratamiento es de 25 a 50 %. Los vibriones *El Tor* producen una enfermedad diarrea similar.

Huevos de Helminetos

Una cuarta parte de la población mundial está infectada con *Ascaris lumbricoides* u otro tipo de helmintos (INDRE, 1993). En conjunto las Helmintiasis intestinales son causa de muerte de alrededor de 100,000 individuos por año y producen cuadros clínicos diversos como anemia, obstrucción intestinal, prolapso rectal y diarrea en el resto de los enfermos (INDRE, 1993). Una característica importante de la Helmintiasis es que afecta especialmente a las poblaciones con menos de 15 años. En México, del total de la población (81.2 millones), 10 millones son menores de 5 años y constituyen el grupo de mayor riesgo a los helmintos (Giono *et al.*, 1993). La frecuencia de helmintos por *Ascaris* y *Trichuris* en niños de la República Mexicana se presenta de la siguiente forma (Tay *et al.*, 1991):

Tabla 10. FRECUENCIA DE HELMINTIASIS POR *ASCARIS* Y *TRICHURIS* EN NIÑOS DE LA REPÚBLICA MEXICANA

Helmintiasis	Preescolares (%)	Lactantes (%)	Escolares (%)
Ascariasis	42.7	19	41
Tricocefalosis	8.2	39.3	40.4

Fuente Tay *et al.*, 1991

De acuerdo con la OMS, (1989) y Cifuentes *et al.* (1993) la diseminación de los huevos de helmintos constituye el riesgo principal para uso agrícola, a pesar de que en el agua residual se encuentren diversos microorganismos.

Diagnosis

Los helmintos son organismos pluricelulares, poseen células organizadas en tejidos, órganos especializados para distintas funciones vitales y parasitan al hombre. Todos son heterótrofos, pudiendo ser hermafroditas o unisexuados (especies dioicas), y tienen reproducción sexual.

Figura 16. CLASIFICACIÓN DE LOS HELMINTOS DE IMPORTANCIA MEDICA

Phylum	Clase	Subclase	Orden	Familia	Género	Especies
Plathel minto	Cestoda	Cylophyllidea		Hymenolepididea	Hymenolepis	Nana
						Diminuta
	Trematoda			Taneiidae	Taenia	Saginata
						Solium
Nelmathel Minto	Adenophorea	Trichuridae		Trichuridae	Trichuris	trichiura
	Secermentia	Strongylida		Strongylidae	Strongyloides	stercoralis
	Nematoda		Ancilostomatida	Ancylostomatidae	Ancylostoma	duodenale
				Necatorinae		Necator
Ascaridia				Ascarididae	Ascaris	lumbricoides

Clasificación Científica

Clase Cestoda

La clase Cestoda incluye al orden Cylophyllidae que comprende los gusanos acintados a planos exclusivamente parásitos hermafroditas en su fase adulta. Su cuerpo consiste de un órgano de sujeción o escólex globoso, con cuatro ventosas circulares dispuestas simétricamente y poros genitales laterales. Presenta diversos órganos de fijación como: Botrios, Botridios, Probocides, ventosas, Rostelo armado (Lamothe R. y García L., 1988).

A partir del escólex hay una cadena de segmentos o proglótidos, que en conjunto se denomina estróbila, el cual crece durante toda la vida del platelminto mediante la proliferación continua de nuevos proglótidos en la región inmediatamente superior al escólex. Estos segmentos son inmaduros porque no tienen bien desarrolladas sus estructuras internas. Los proglótidos ya maduros, que son hermafroditas, contienen uno o dos órganos reproductores, cada juego consistiendo de un reproductor femenino y uno masculino. Al final del estrobilo están los segmentos grávidos que están llenos de huevos. Estos fragmentos se desprenden en el intestino y se desechan con las evacuaciones. La mayoría de los céstodos pueden ser diagnosticados mediante la examinación de sus huevos, los cuales son evacuados en cantidades considerables diariamente (Biagi, 1990; INDRE, 1993; Kumate *et al.*, 1990). Dentro de este orden se encuentran las familias *Hymenolepididae* y *Taeniidae*. La primera incluye al género *Hymenolepis*, el cual presenta una forma larvaria de cisticerco con un solo poro genital en cada proglótido situado del mismo lado. La familia *Taeniidae* por su parte presenta formas larvadas de: cisticerco, cenuro, hidátide.

Los céstodos habitan en el intestino delgado, donde viven sujetos a la mucosa mediante el escólex, órgano morfológicamente variable en función de la especie. Debido a que no cuentan con un sistema digestivo, absorben los nutrientes del huésped. Casi todos los céstodos tienen cuatro ventosas en el escólex, puede tener una estructura elongada y protusible. El rostellum está situado en el centro del escólex. Algunas especies presentan ganchos mediante los cuales se sujetan a las paredes intestinales una vez que parasitan algún organismo.

Los céstodos tienen ciclos complejos de vida y requieren un huésped no humano para desarrollarse hasta su etapa de larva infecciosas. Las cuales al ser ingeridas anidan en el intestino delgado y comienzan a crecer. La infección debida a céstodos adultos se adquiere en forma oral. El transporte entre un huésped y otro es pasivo, ya que las larvas no son móviles. Los huevos de los céstodos varían considerablemente en la apariencia de su pared externa, así como el número y grosor de las membranas embrionícas. Estas membranas sirven como cubiertas protectoras de la oncosfera (embrión) que tiene seis ganchos elongados. Algunos géneros de importancia medica son: *Taenia solium*, *Taenia Saginata*, *Hymenolepis nana*.

Clase Nematoda

La nemátodos son gusanos de forma cilíndrica no segmentados, con los extremos más delgados que el resto del cuerpo y se encuentran cubiertos por una cutícula muy resistente. Tienen tracto digestivo completo (Boca, intestino y ano), son díocos y sus órganos reproductores son tubulares. El macho es más pequeño que la hembra y tienen una punta enroscada diseñada para la copulación. En la tabla 11 se observan algunas características morfológicas de la clase nemátoda (Biagi, 1990; Lamothe y García, 1988).

Tabla 11. CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS DE LA CLASE NEMÁTODA

Característica	Descripción
Simetría	Bilateral y radial
Color	Blanquecino, rosado o amarillento
Forma del cuerpo	Fusiforme, filiforme o intermedio

Fuente Biagi, 1990; Lamothe y García, 1988.

La clase Nemátoda incluye también gusanos en forma cilíndrica con achatamiento en sus dos extremos y cubiertos por una capa protectora o cutícula no segmentada. Su aparato digestivo no es completo y cuentan con aberturas oral y anal. Los sexos son separados, existe dimorfismo sexual, siendo el macho más pequeño que la hembra. Sus órganos reproductores son tubulares y se encuentran en forma de espiral dentro de la cavidad corporal. Se calcula que existen aproximadamente 500,000 especies de nemátodos. Muchos tienen importancia desde el punto de vista económico por ser parásitos de plantas. Otros como causa de enfermedades de animales y una docena o más son patógenos del hombre (INDRE, 1993; Lamothe y García, 1990).

Virus

Mucho antes del descubrimiento del mundo bacteriano, se había empleado ya el término virus para denominar a agentes capaces de producir enfermedades infecciosas. Del latín virus que significa ponzoña o fluido venenoso. Técnicamente los virus son los agentes infecciosos más pequeños (20-300 nm de diámetro), que contienen como genoma sólo una clase de ácido nucleico (RNA o DNA), generalmente una molécula única. El ácido nucleico se encuentra cubierto por una envoltura proteica y toda la unidad infecciosa, se denomina virión se replica sólo en células vivientes. El ácido nucleico viral contiene la información necesaria para programar a la célula huésped infectada para que sintetice varias macromoléculas especificadas del virus requeridas para la producción de la progene viral. De tal forma los virus contienen toda la información necesaria, para su propia reproducción, son parásitos y como tales requieren de alguien para poder vivir. Una vez que lo tienen, transmiten información compleja para producir nuevos virus. Eventualmente las células del huésped se rompen, liberando nuevas partículas de virus, que pueden continuar infectando nuevas células.

Los virus excretados por los seres humanos pueden llegar a ser un peligro importante para la salud pública. Por ejemplo, se sabe a través de estudios experimentales, que de 10 000 a 100 000 dosis infecciosas de virus de la hepatitis son emitidas por cada gramo de heces de un paciente con dicha enfermedad (Berg, 1965).

Además del virus de la hepatitis infecciosa, que aun no está aislado, descrito ni clasificado como un organismo viviente específico, se conocen miembros de media docena de grupos de virus, los cuales forman más de 100 diferentes que son excretados en las heces de personas infectadas. El aislamiento de estos organismos entéricos es común durante los meses de verano cuando las corrientes tienen un nivel bajo normal. Sin embargo, se ha reducido el número de brotes de origen hídrico de enfermedades producidas por virus. Además, no sólo dos de los seis grupos, los grupos Echo y Reo, producen síntomas entéricos en el hombre; en cambio no los producen los grupos de la polio, Coxackie A y B, y adeno, ni el virus de la hepatitis. Las manifestaciones más comunes son irritaciones en la piel, molestias respiratorias e inflamación de órganos del cuerpo (ojos, cerebro, médula espinal, pulmones corazón, e hígado).

Aún falta explicar por qué en el agua no ha tenido un papel importante en la propagación de estas infecciones. Su tamaño es pequeño (por ejemplo el virus de la poliomielitis tiene tan sólo 25 μm de diámetro, o sea, 1/40 del tamaño de la mayoría de las bacterias) facilita transportarse por el agua. Sin embargo su complicado método de reproducción y el uso de la boca como puerta de entrada al cuerpo provoca el bajo grado de infestación, aún cuando el número que aproximadamente excreta el ser humano que está infectado por tifoidea es del orden de 10^6 por día.

Entre los pocos brotes hídricos de enfermedades por virus de los que se tiene buena documentación en el registro epidemiológico se incluyen dos brotes posiblemente hídricos de poliomielitis en los Estados Unidos y Canadá, y el brote aparentemente hídrico de hepatitis infecciosa en Nueva Delhi, India, en 1955-56. Además se ha encontrado que el agua es la causa de un número considerable de brotes de hepatitis, en abastecimiento altamente contaminados por fuentes cercanas de aguas negras o excrementos, que surten a poblaciones relativamente pequeñas.

Protozoarios

Los protozoarios son microorganismos eucariontes cuya estructura está formada por una célula abierta. La mayoría de los protozoos son aerobios o facultativos quimioheterótrofos anaerobios, aunque se conocen algunos anaerobios. Los protozoarios se alimentan de bacterias y otros microorganismos microscópicos. Tienen una importancia capital, tanto en el funcionamiento de los tratamientos biológicos como en la purificación de los cursos del agua ya que son capaces de asimilar desperdicios y por eso llevan a cabo una limpieza. Ciertos protozoarios son también patógenos. En el agua de suministro es importante controlar la presencia de *Giardia lamblia* y del *Cyptosporidium*, como agente causante de infecciones potencialmente mortales para pacientes con síndrome de inmunodeficiencia adquirida (SIDA).

2.2.1 Características de los lodos en México

Los lodos primarios generalmente son densos y granulares, mientras que los lodos activados contienen una gran cantidad de células bacterianas, las cuales favorecen su viscosidad y dificultan su drenabilidad. En las siguientes tablas se hace una comparación entre las diferentes características.

Tabla 12. RESUMEN DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y MICROBIOLÓGICAS DE LOS LODOS CRUDOS DEL DRENAJE PROFUNDO DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Parámetro	1ª Etapa (febrero a junio)	2ª Etapa (julio a agosto)	3ª Etapa (octubre a diciembre)
Sólidos totales (%)	5.2	2.99	3.65
Sólidos volátiles (%)	58.3	31.5	53.19
Sólidos fijos (%)	41.4	68.5	45.64
Temperatura (°C)	20.0	21.6	22.8
Coliformes fecales (NMP/g seco)	3.0831×10^{11}	4.16×10^8	6.94×10^{10}
Salmonela sp (NMP/g seco)	3.4174×10^{10}	2.00×10^7	5.45×10^8
Huevos de helminto (HH/g seco)	150.2	NR	59.1

NR: No realizado

Fuente: Jiménez *et al*, 1997

Tabla 12. RESUMEN DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y MICROBIOLÓGICAS DE LOS Lodos CRUDOS DEL DRENAJE PROFUNDO DE LA CIUDAD DE MÉXICO (CONT)

Parámetro	1ª Etapa (febrero a junio)	2ª Etapa (julio a agosto)	3ª Etapa (octubre a diciembre)
PH	6.3	6.5	NR
Nitrógeno total (g/kg como N)	23.4	15.7	NR
Fósforo total (g/kg como P)	5.4	7.8	NR
Demanda química de oxígeno	27,318	NR	NR
Aluminio (mg/kg)	47,804.0	44,024.5	48,709
Arsénico (mg/kg)	1.46	2.65	40
Boro (mg/kg)	65.6	275.8	251
Cadmio (mg/kg)	10.0	11.2	18.5
Calcio (mg/kg)	4,958.5	9,856.5	32,634
Cianuro (mg/kg)	0.0124	NR	5.5
Cobre (mg/kg)	479.0	346.5	362.5
Cromo (mg/kg)	147.8	192.7	204.5
Fluoruros (mg/kg)	46.53	315.9	1,815.5
Hierro (mg/kg)	26,143.4	9,931	8,832
Magnesio (mg/kg)	44,995.1	4,953	16,712.5
Manganeso (mg/kg)	99.02	38.26	118.5
Mercurio (mg/kg)	NR	4.3	5
Molibdeno	NR	NR	21
Níquel (mg/kg)	130.73	133.0	86.5
Plomo (mg/kg)	249.5	168.9	114
Selenio (mg/kg)	0.048	0.8	685,908.5
Sodio (mg/kg)	7,503.2	1,554	1,761
Zinc (mg/kg)	1,582.68	1,122.5	NR

NR: No realizado

Fuente: Jiménez *et al.*, 1997

2.3 Propiedades de flujo (Reológicas)

Los lodos provenientes de las aguas residuales son fluidos no newtonianos con propiedades plásticas en vez de viscosas, su resistencia al flujo es una función de su concentración. La hidráulica de los flujos se complica también porque la mayor parte de los lodos son *tixotrópicos* sus propiedades plásticas cambian durante la agitación y turbulencia. Los gases o el aire desprendidos durante el flujo se suman a la dificultad para identificar el comportamiento hidráulico probable. Como es lógico, las pérdidas fundamentales de fricción aumentan con el contenido de sólidos y disminuyen con la temperatura. En general persiste el flujo laminar o de transición a velocidades relativamente altas, como de (0.455 a 1.37 m/s) para suspensiones espesas que fluyen en tuberías de (12.7 a 30.5 cm) de diámetro. A velocidades altas de flujo todas las suspensiones se comportan en forma más similar a la del agua.

En los primeros meses de 1936, Hatfield, reconoció que los lodos tenían curiosas propiedades de flujo, las cuales podían ser expresadas matemáticamente usando una fórmula. Dick y Ewing dieron esta idea y sugirieron que los lodos podían ser considerados como fluidos no Newtonianos pseudo plásticos, adecuadamente descritos en la siguiente ecuación.

$$\tau = \tau_0 + \kappa\gamma \quad \text{ec. 5}$$

donde

- τ = Esfuerzo cortante (Kg/s²m)
- τ_0 = Esfuerzo ejercido (Kg/s²m)
- κ = Viscosidad aparente (Kg/s m)
- γ = Tasa de esfuerzo (s⁻¹)

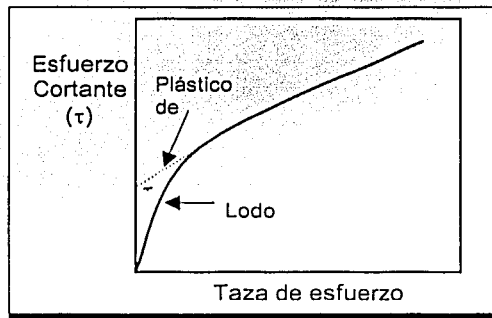
Como se muestra en la Figura 17. Campbell y Crescuolo (1967) en Canadá encontraron que una representación de los lodos más precisa puede ser obtenida por el uso de la siguiente ecuación.

$$\text{Log } \gamma = a + n \log \mu \quad \text{ec. 6}$$

donde

- γ = Tasa de esfuerzo (Kg/s²m)
- μ = Viscosidad del esfuerzo ejercido
- a y n = Constantes las cuales dependen de la concentración de sólidos y porcentaje de sólidos volátiles

Figura 17. REOGRAMA TÍPICO DE LOS LODOS RESIDUALES



Fuente: Vesilind *et al.*, 1986

Tamaño de partícula

Se ha sabido por algún tiempo que el tamaño de partícula, afecta directamente el desaguado del lodo. Karr (1976) mostró que partículas de un rango de 100 a 1 μm tienen efecto directo sobre la separación del agua en el lodo, de tal manera que si el lodo se compone de un gran número de partículas de este rango, el desaguado será difícil, y por lo tanto sería una desventaja cambiar el tamaño y distribución de la partícula, Kavanaugh *et al* (1980), ha usado la siguiente fórmula.

$$\frac{dN}{dl} = AL^{-\beta} \quad \text{ec 7}$$

donde

- N = Densidad del número de partícula (cm⁻³)
- L = Tamaño de partículas

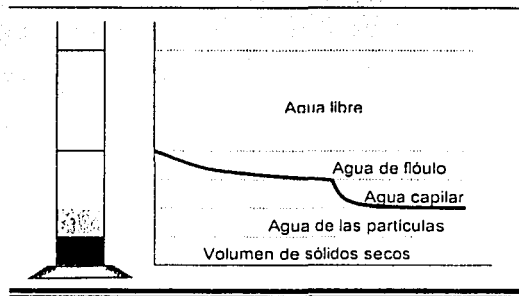
A y β = Características propias de la distribución de partícula
 Si $\beta=1$ Las partículas son del mismo tamaño

Distribución de agua en el lodo

Otra forma de describir las propiedades básicas de los lodos, es similar al agua del como se suma a las partículas. Trabajos de investigación de Heukelekian y Rutgers han desarrollado una forma de clasificación del agua presente en el lodo,

Un esquema que es usualmente útil, se muestra en la Figura 18.

Figura. 18. DESCRIPCIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DEL AGUA EN EL LODO



Fuente : Vesilind *et al.*, 1986

- ❖ Agua libre. Cuando los lodos sedimentan por la acción de su propio peso, ejercen fuerza sobre el agua y la obligan a salir fuera. Esta agua no está asociada de ningún modo con las mismas partículas.
- ❖ Agua de Flóculo. El agua atrapada en los flóculos, es removida si ellos son estrujados, así los flóculos expulsan el agua atrapada. Los flóculos del agua usualmente son removidos por medios mecánicos como el filtro prensa o filtro rotatorio.
- ❖ Agua capilar. El agua la cual esta sujeta en las inmediaciones de la estructura del flóculo por medio de fuerzas de capilaridad. Esta agua no será removida por medios mecánicos al menos que se ejerzan presiones muy altas.
- ❖ Agua de Partícula. El agua ligada químicamente a la partícula, será removida por medios químicos o térmicos, y sólo si las partículas son alteradas.

La estabilización ha sido practicada por cerca de 100 años, y aunque esto representa un alto costo en el tratamiento del agua la mayoría de las plantas en el mundo incorpora algún tipo de proceso de estabilización. Sin embargo no es fácil definir el término estabilización de lodos.

Un ejemplo de los primeros conceptos de estabilización fue escrito por la Agencia de Protección del Ambiente (EPA) en 1979, la cual decía que el lodo estabilizado debía tener un límite de patógenos o un cierto porcentaje de sólidos volátiles. Los métodos de estabilización que eliminan patógenos y reducen sólidos volátiles no mejoran el olor, las toxinas o contaminantes pesados y la deshidratación del lodo es pobre.

En concreto no parece ser muy racional definir un lodo estabilizado mediante un grupo selecto de parámetros o por las formas de tratamiento ofrecidas. Si no que el proceso de estabilización es el eslabón entre el lodo crudo con el uso eventual o disposición en el medio ambiente, y el proceso selecto debe producir un lodo que no cause problemas al medio ambiente y no perjudique la salud de los seres vivos.

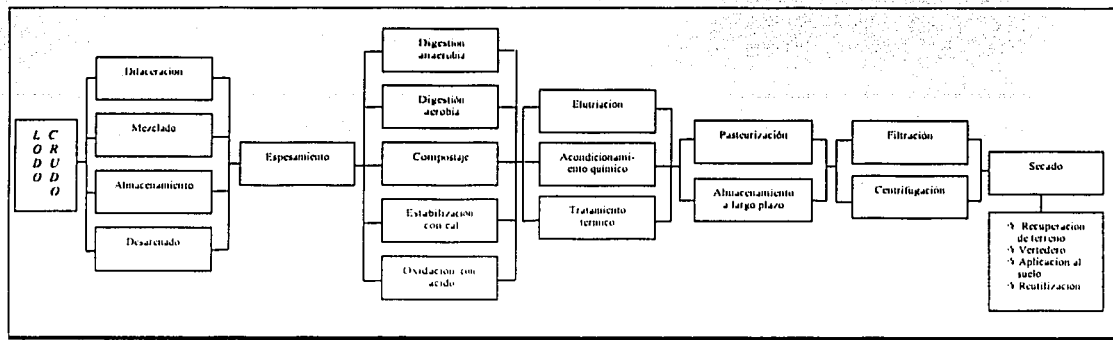
En este capítulo se describen brevemente las diferentes opciones de estabilización de lodos que hay en el mundo junto con un análisis de ventajas y desventajas que ofrece cada proceso con el fin de apreciar la utilidad de la estabilización ácida.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

3.1 Procesos convencionales de estabilización de lodos

En la Figura 19 se presentan los distintos procesos y operaciones unitarias del tratamiento del lodo procedente de las plantas de tratamiento de agua residual municipal. Como se puede ver las combinaciones posibles son numerosas.

Figura 19. DIAGRAMA DE FLUJO GENERAL PARA EL TRATAMIENTO Y EVACUACIÓN DEL LODO



Fuente: Metcalf & Eddy, 1997

Dilaceración del lodo

La dilaceración del lodo es un proceso en el que los sólidos de gran tamaño contenidos en el lodo son cortados o desmenuzados en partículas más pequeñas para evitar obstrucciones y la formación de madejas en los equipos rotatorios.

Mezclado del lodo

El lodo se mezcla para conseguir que la alimentación a los subsiguientes operaciones sea un material uniforme. La uniformidad de las mezclas adquiere mayor importancia en el caso de sistemas de corto tiempo de detención, como puede ser el caso de la deshidratación del lodo, el tratamiento térmico o la incineración.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Almacenamiento del lodo

El almacenamiento del lodo debe realizarse para laminar las fluctuaciones de la producción de lodos y permitir la acumulación de los mismos durante los periodos en los que las instalaciones de tratamiento subsecuentes se hallan fuera de servicio. El almacenamiento del lodo a corto plazo se puede llevar acabo en los decantadores o espesadores. El almacenamiento a largo plazo se puede conseguir en procesos de estabilización con largos tiempos de detención (e.g. digestión aerobia y anaerobia). El almacenamiento del lodo es particularmente importante en los casos de estabilización con cal, tratamiento térmico, deshidratación mecánica, secado y reducción térmica.

Desarenado del lodo

El método más efectivo para eliminar arenas del lodo consiste en la aplicación de fuerzas centrífugas a una masa en movimiento para separar la arena del lodo orgánico. Esta operación se consigue por medio de desarenadores de ciclón. El lodo se aplica tangencialmente a una zona de alimentación cilíndrica, lo cual induce a una fuerza centrífuga. Las partículas más pesadas se desplazan hacia la parte exterior del cilindro y se descargan a través de una salida diferente.

Espesado (concentración)

El espesado es un procedimiento que se emplea para aumentar el contenido de sólidos del lodo por eliminación por parte de la fracción líquida del mismo. Por ejemplo, si el lodo activado en exceso que normalmente se bombea desde los tanque de sedimentación secundaria con un contenido de sólidos del 0.8 %, se pudiera espesar hasta un contenido de sólidos del 4 %, se reduciría el volumen del lodo a una quinta parte. El espesado comúnmente se lleva a cabo mediante procedimientos físicos, que incluyen el espesado por gravedad (Tabla 13).

Tabla 13. UTILIZACIÓN DE LOS MÉTODOS DE ESPESADO EN EL TRATAMIENTO DE LODOS.

Método	Tipo de lodo	Frecuencia de uso y éxito obtenido
Gravedad	Primario crudo	Utilizado a menudo, excelentes resultados.
Gravedad	Primario crudo y lodo activado en exceso	Utilizado a menudo, especialmente en plantas pequeñas; resultados satisfactorios con concentraciones de lodo variable entre el 4 y 6 %.
Gravedad	Lodo activado en exceso	Utilizado en pocas ocasiones; pobres en concentraciones de sólidos (2-3 %)
Flotación por aire disuelto	Primario crudo y lodo activado en exceso	Uso limitado; resultados similares a los espesadores por gravedad.
Flotación por aire disuelto	Lodo activado en exceso	Uso limitado; resultados buenos (concentración del lodo variable entre el 3.5 y 5 %)
Centrífuga de cesta	Lodo activado en exceso	Uso común; resultados excelentes (concentraciones de lodo variables entre el 8 y 10 %)
Centrífuga de camisa maciza	Lodo activado en exceso	En aumento, buenos resultados (concentraciones de lodo variables entre el 4 y 6 %)
Filtro de banda por gravedad	Lodo activado en exceso	En aumento; buenos resultados (concentraciones de lodo variables entre el 3 y 6 %)
Espesado de tambor rotativo	Lodo activado en exceso	Uso limitado; resultados excelentes (concentraciones del lodo variable entre el 5 y 9%)

Fuente: Metcalf & Eddy, 1997

Tipos de reactores de estabilización de lodos residuales

Los métodos de estabilización de lodo residual, están divididos en dos tipos:

- ⇒ Procesos biológicos.
- ⇒ Procesos químicos.

En la Tabla 14 se muestran algunos métodos de estabilización del lodo residual, de éstos, pocos procesos son relativamente usados de forma general en todas partes del mundo, otros son de carácter más específico según las condiciones de la región, pero el otro restante está muy limitado en cuanto a su uso o todavía está siendo investigado.

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Tabla 14. MÉTODOS DE ESTABILIZACIÓN DE LODOS RESIDUALES Y SU POSIBLE APLICACIÓN EN EL MUNDO

Tipo de estabilización	Procesos	Método	U. M.		
Biológico	Digestión anaerobia	Laguna	B		
		Con calor	Mesofílica (25 - 35 °C)	Fase única	A
			Dos fase	C	
				Dos fases	D
			Termofílica (45 - 55 °C)	C	
	Digestión aerobia	Sin calor	B		
		Autotérmica (45 - 70 °C)	Usando sólo aire	C	
			Usando oxígeno comercial	C	
		Proceso dual	Digestión autotérmica aerobia seguida de la digestión anaerobia	D	
		Composta con o sin el agente de abultamiento	Pila estática aireada	B	
	Pila volteada		C		
Sistemas de composta cerrados	B				
Químico	Estabilización alcalina	Pretratamiento con cal	C		
		Post-tratamiento con cal	C		
		Tratamiento con cal hidratada en el pretratamiento	B		
	Adición de agentes oxidantes	Cloración, peróxidos, otros agentes oxidantes orgánicos,	C/D		

A= Buena estabilización y ampliamente usado en todas las ciudades de Europa, pero pocas veces empleado en América.

B= Buena estabilización pero es más común en algunas ciudades que otras de Europa, pero más empleado en América.

C= Estabiliza bien pero su uso es limitado en Europa, pero frecuentemente utilizado en América.

D= Está bajo experimentación y desarrollo.

U. M. Uso en el mundo.

Fuente: Bruce *et al.*, 1983

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

3.1.1 Digestión anaerobia

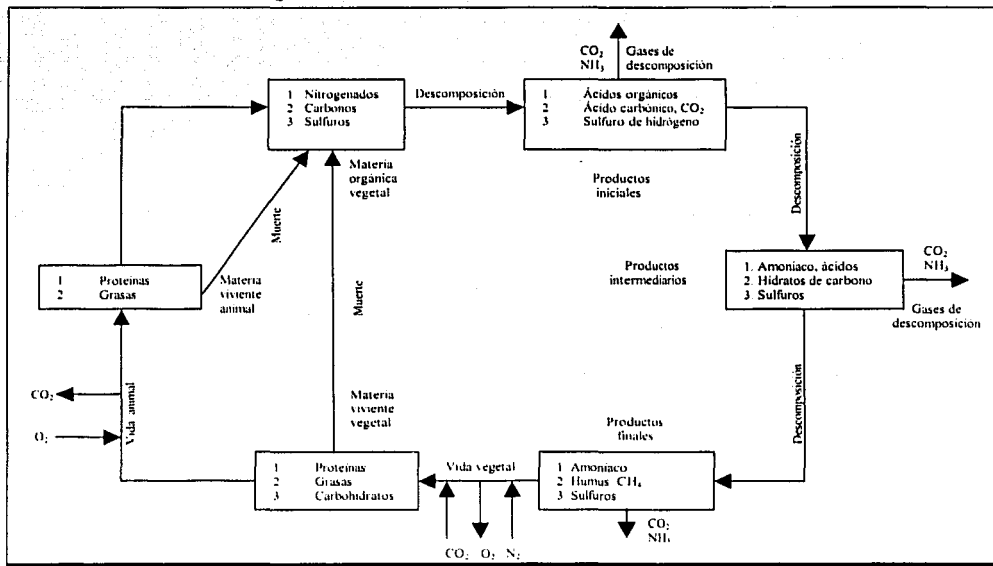
En 1850 se desarrolló el primer tanque para la separación y retención de sólidos. Los Estados Unidos fueron unos de los primeros en tener instalaciones que emplearan digestores en la planta de tratamiento de la ciudad de Baltimore, Maryland. Entre el periodo de 1920 y 1935, el proceso de digestión anaerobia fue objeto de investigación en profundidad (Metcalf & Eddy, 1997). La digestión anaerobia es la degradación biológica de sustancias orgánicas en ausencia de oxígeno. Durante todas estas reacciones se libera energía y gran parte de la materia orgánica es convertida a metano, bióxido de carbono y agua (Jiménez *et al.*, 1997). La producción de metano ha hecho que el proceso sea muy atractivo en países donde los energéticos son caros (Fisher, 1983). El proceso depende de la acción de microorganismos, generalmente clasificados como productores de ácidos (acidogénicos) y productores de metano (metanogénicos). Para asegurar su supervivencia en este proceso deben de controlarse rigurosamente parámetros como temperatura, alcalinidad y pH (Jiménez *et al.*, 1997).

Microbiología del Proceso

La fuerza motriz en la digestión de los lodos es el consumo hecho por los organismos vivos, de los materiales alimenticios contenidos en los lodos. Debido a que los lodos son un concentrado de sustancias orgánicas, en gran parte susceptibles de descomposición, que se han removido de aguas residuales, todo el oxígeno que pueda haberse disuelto en el componente acuoso de los lodos se agota rápidamente. A menos que los lodos sean aireados de forma vigorosa la descomposición prosigue anaeróbicamente. En las operaciones intermitentes, son dos los grupos de bacterias principales que consumen alimentos:

- ① Productores de ácido facultativamente anaerobios, que convierten a los carbohidratos, a las proteínas y las grasas en ácidos y alcoholes.
- ② Los fermentadores anaerobios que convierten los ácidos y alcoholes en metano y bióxido de carbono (Figura 20).

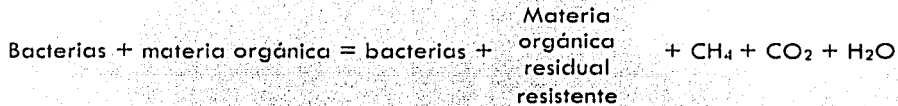
Figura 20. EL CICLO ANAEROBIO EN LA NATURALEZA



Fuente: Metcalf & Eddy, 1997

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

En todas las aguas residuales no toda la materia se descompone, putrifica o digiere con rapidez, por ejemplo la lignina y otras sustancias celulolíticas, que se presentan en forma relativamente frecuente en las aguas residuales domésticas y en el escurrimiento natural. Estos componentes permanecen substancialmente inalterados aún durante la digestión prolongada. Por consiguiente la relación química para la digestión sería.



La digestión anaerobia de lodos puede llevarse a cabo en digestores convencional de carga normal o de alta tasa.

Descripción del proceso

El proceso de digestión se optimiza bajo las siguientes condiciones (Fair et al., 1996): Los lodos frescos entran al sistema y los lodos digeridos salen en corrientes continuas, ayudando una, a desplazar a la otra. Debido a que parte de la materia orgánica se convierte en gases que se extraen del proceso, las corrientes no son idénticas en peso o en volumen. La mayoría de la materia orgánica que permanece al final del periodo de digestión es resistente a una descomposición ulterior, y los sólidos efluentes son relativamente estables. Destruída la estructura coloidal capaz de absorber agua de los lodos, los sólidos del efluente son más o menos granulares y son fáciles de deshidratar. Sin embargo, el licor de los lodos que compone la mayor parte del efluente contiene por lo general sustancias disueltas y no sedimentables que requieren una demanda inmediata de oxígeno de magnitud substancial. En operación continua, los lodos añejos proporcionan:

- ⇒ Los organismos de siembra para los lodos entrantes y,
- ⇒ La capacidad de amortiguamiento necesaria para evitar que los ácidos orgánicos disminuyan el pH de los lodos en digestión a niveles desfavorables.

La digestión se convierte en una operación uniforme en la que los sólidos entrantes se dispersan rápida y uniformemente en los lodos bajo la digestión y que no existe diferenciación ni vertical ni horizontal entre los lodos viejos y nuevos, o entre sólidos y líquidos. Esto requiere mezclar o agitar efectivamente los lodos en digestión. La energía requerida se obtiene generalmente de fuerzas externas, pero no se puede suministrar por la producción normal de gas en tanques muy profundos, en los que la ascensión vertical de los gases que emanan de los lodos digeridos se vuelve suficientemente rápida o voluminosa. El objetivo inmediato consiste en proporcionar la oportunidad óptima de contacto entre el alimento y los microorganismos, y la óptima dispersión de enzimas que se van acumulando.

La digestión se facilita grandemente mediante la optimización térmica del proceso, suministrándose calor ya sea mediante una fuente externa o, en forma recíproca, a partir de la combustión del metano y otros gases combustibles. La digestión se continúa durante un tiempo suficientemente largo para producir un material que se pueda evacuar económicamente y sin molestias intermedias, o después de su tratamiento complementario, por deshidratación, secado o incineración.

Digestión Mesofílica

Este proceso es el más común de la digestión anaerobia, y en general, opera a condiciones de 27 a 45 °C y con un tiempo de retención de sólidos de 15 a 20 días, aunque existen diferentes variantes del proceso que a continuación se enlistan y describen brevemente:

- ① Digestión convencional
- ② Digestión de dos fases
- ③ Digestión de una fase y alta carga

0 Digestión convencional

La digestión de una sola fase, el espesamiento del lodo y la formación del sobrenadante, se efectúan simultáneamente. En la Figura 32 se muestra la sección transversal típica de un digestor convencional. Desde el punto de vista operativo, en un proceso de fase única, el lodo crudo se introduce en la zona en la que el lodo está siendo digerido activamente y en la que se está liberando gas. El lodo se calienta por medio de un intercambiador de calor externo. Conforme el gas asciende hacia la superficie, arrastra partículas de lodo u otros materiales, tales como grasas y aceites, y acaba formando una capa de espumas. Como resultado de la digestión, el lodo se estratifica formando una capa de sobrenadante por encima del lodo digerido y experimenta un aumento de la mineralización (p.e. aumenta el porcentaje de sólidos fijos).

0 Digestión de dos fases

El sistema de digestión anaerobia de dos fases comprende la combinación de dos digestores; primario y secundario. El digestor primario tiene la función de mezclar y calentar los sólidos mientras que el digestor secundario es usado primeramente para almacenar el gas y digerir el lodo. Conforme pasa el tiempo el digestor primario también empieza a producir gas y almacenarlo así mismo en el segundo tanque se forma una capa de sobrenadante relativamente clara la cual se va desalojando de acuerdo a la acumulación y concentración del lodo en el tanque.

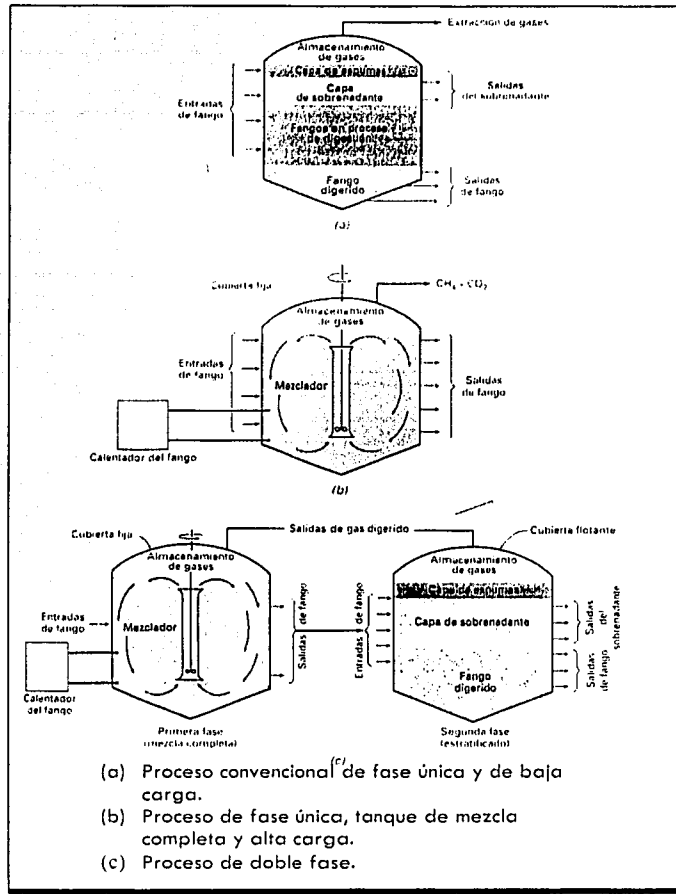
Con frecuencia los tanques se construyen idénticos, en cuyo caso cualquiera de ellos puede ser el primario. En otros casos, el segundo puede ser descubierto, sin calentar, o una laguna de lodos. Los tanques pueden tener techos fijos o cubiertas móviles. En otros casos el gas puede almacenarse en un recipiente aparte o comprimirse y almacenarse bajo presión. Por lo general los tanques, son circulares y raramente tienen diámetros menores de 6 o mayores de 35 m. Pudiendo llegar a tener una profundidad de hasta 14 m o más. El fondo deberá estar inclinado hacia el punto de extracción situado en el centro, con una pendiente mínima de 1 vertical por 4 horizontal.

0 Digestión de una fase y alta carga

Este proceso difiere del proceso convencional de una sola fase en que la carga de sólidos es mucho mayor (Metcalf & Eddy, 1997). A excepción de las mayores cargas y del mejor mezclado, entre el digestor primario de un proceso convencional de dos etapas, y un digestor de una fase y alta carga, sólo existen algunas diferencias. Los equipos de mezclado deben tener mayor capacidad y poder alcanzar eficazmente hasta el fondo del tanque; las conducciones de gas serán algo mayores, unas pocas tomas para la extracción del lodo sustituirán a las salidas del sobrenadante y en el caso del digestor de alta carga, el tanque deberá ser más profundo, si ello es posible, para favorecer el proceso de mezcla.

La alimentación del lodo al digestor, se debe llevar a cabo en forma continua o temporizada en ciclos de 30 min. a 2 h de duración, a fin de mantener condiciones constantes en el interior del reactor. El lodo que entra desplaza al lodo digerido hasta un tanque de almacenamiento. Debido a que no se produce una separación del sobrenadante, y a que los sólidos se reducen en 45-50 % liberándose en forma de gas, el lodo digerido suele tener una concentración del orden de la mitad de la del lodo crudo. Los digestores pueden tener cubiertas fijas o flotantes. Algunas o todas las cubiertas pueden ser, a su vez, campanas de captación del gas, lo cual permite disponer de un volumen de almacenamiento de gas adicional. Alternativamente, el gas se puede almacenar en una campana de gas independiente o en un depósito de almacenamiento a presión.

Figura 21. DIGESTORES ANAEROBIOS TÍPICOS



TESIS CON FALLA DE ORIGEN

- (a) Proceso convencional (de fase única y de baja carga).
- (b) Proceso de fase única, tanque de mezcla completa y alta carga.
- (c) Proceso de doble fase.

Fuente: Metcalf & Eddy, 1997

Criterios generales de diseño del proceso de digestión anaerobia.

Los microorganismos formadoras de metano, un diverso grupo de estrictos anaerobios, son extremadamente sensibles a los cambios en su medio ambiente y su bienestar es una de las primeras preocupaciones para el tratamiento, de tal manera que sólo en ciertas condiciones de temperatura, pH, carga de lodo, alcalinidad y tiempos de residencia entre otros, proveerán la adecuada sobrevivencia de las formadoras de metano. Ellos están creciendo lentamente y como consecuencia el tiempo de retención de sólidos en el digester tiene que ser lo suficientemente grande para mantener una elevada concentración de microorganismos. El tiempo de retención de sólidos puede calcularse como:

$$\theta = \frac{\text{Sólidos en el digester lb de sólidos secos}}{\text{lb por día de sólidos secos adicionados a el digester}}$$

ec 8

Para fines de diseño se consideran los valores mínimos y recomendados por la Tabla 15.

Tabla 15. TIEMPOS MEDIOS DE RETENCIÓN CELULAR RECOMENDADOS PARA EL DISEÑO DE DIGESTORES DE MEZCLA COMPLETA

Temperatura de funcionamiento, °C	θ^M , días (mínimo)	θ_C , días (recomendado para el proyecto)
18	11	28
24	8	20
30	6	14
35	4	10
40	4	10

Fuente: Metcalf & Eddy, 1997

El pH de un digestor anaerobio tiene que permanecer encima de 6.0 para que ocurra una adecuada digestión y un precursor de los problemas con el pH es la alcalinidad, de tal manera que existe una relación entre HCO_3 con la fracción de gas CO_2 producido. Está es otro de los parámetros indicadores del buen funcionamiento del equipo. Cuando la fracción de CO_2 cae por debajo del 25% o incrementa arriba del 45%. El digestor tiene problemas por calentamiento.

Por último como una consideración extra es la captación del gas generado, ya que el lodo digerido de aguas residuales contiene del 65-70 % de CH_4 , 30-35 % de CO_2 , y pequeñas cantidades de N_2 , H_2 , H_2S , vapor de agua y otros gases.

Digestión termofílica

La digestión termofílica anaerobia se produce a temperaturas situadas en el intervalo comprendido entre 45 y 65 °C, que proporciona las condiciones adecuadas para la actividad de las bacterias termofílicas. Como la velocidad de las reacciones bioquímicas aumenta con la temperatura, produciéndose una duplicación de la velocidad de reacción con cada aumento de la temperatura de 10 °C hasta alcanzar una temperatura límite, la digestión termofílica se lleva a cabo a una velocidad muy superior a la de la digestión mesofílica. Las ventajas de la digestión termofílica incluyen el aumento de la capacidad de tratamiento del lodo, la mejora de las características de deshidratación del lodo, y el aumento de la destrucción de bacterias. Los inconvenientes que presenta la digestión termofílica incluyen las mayores necesidades energéticas para el calentamiento, la peor calidad del sobrenadante obtenido (con elevado contenido de sólidos disueltos), la generación de olores y la menor estabilidad del proceso. Estas son las razones por las que se ha limitado su uso (WPCF, 1987).

Desempeño

Los digestores típicos reducen los sólidos volátiles de 40- 45%, hay pocos datos de la reducción de olor en la digestión, el proceso logra reducir substancialmente los organismos patógenos y debe enfatizarse que no produce lodos estériles, sin embargo se obtienen altas concentraciones de DBO en el líquido sobrenadante (Vesilind *et al.*, 1986).

En la siguiente tabla se muestran las ventajas y desventajas de la digestión anaerobia

Tabla 16. VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA

Ventajas	Desventajas
La reducción de sólidos volátiles es aproximadamente un 45-50 %.	Tiempo de retención de sólidos es de 20 días para digestores de alta carga a 20 °C.
Reducción de patógenos, clasificación de la EPA como lodo tipo B	Es un proceso sensible a la temperatura y tipo de materiales con que se construye el tanque.
El lodo final es biológicamente estable.	El funcionamiento y explotación del proceso no es relativamente sencillo.

Tabla 16. VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA (CONT)

Ventajas	Desventajas
Recuperación del valor del lodo como fertilizante, tiene un rango amplio para su disposición en suelos.	Se consiguen altas concentraciones de DBO en el líquido sobrenadante.
El olor del lodo digerido es menor que el del lodo crudo.	Algunos digestores necesitan de calentadores y agitadores del lodo.
En el proceso existe un subproducto útil.	

3.1.2 Digestión aerobia

La digestión se produce cuando las bacterias aeróbicas entran en contacto con la materia orgánica en presencia de oxígeno. El proceso involucra largos periodos de aeración y almacenamiento de la biomasa, así que la acción microbial reducirá el total de sólidos volátiles en CO_2 , agua y nitratos. Los digestores aerobios operan por lotes o en continuo. En el primer caso los lodos permanecen varias semanas en función de su calidad, la temperatura ambiente y los niveles de oxígeno. Después de la aeración se dejan los sólidos sin agitación para que decanten y se separe el sobrenadante. El proceso es reanunciado dejando parte de los sólidos como inóculo. En la operación continua, los lodos no tratados se alimentan en función de los tasa de sólidos que se evacúan (Figura 23).

La digestión aerobia del lodo sólo se puede emplear para el tratamiento de:

- ⇒ Lodo activado.
- ⇒ Mezclas de lodos activados o lodos procedentes de filtros percoladores con lodos primarios.
- ⇒ Lodos de sistemas de aireación prolongada.
- ⇒ Lodos de plantas de tratamiento de lodos activados que no dispongan de decantación primaria.

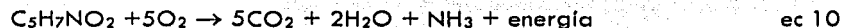
La digestión aerobia del lodo se ha empleado principalmente, en plantas con capacidad inferior a $20.000 \text{ m}^3/\text{d}$; sin embargo, recientemente se ha empleado en plantas de tratamiento de mayores dimensiones (WPCF, 1988).

Microbiología del proceso

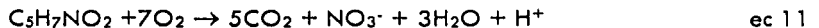
Conforme se agota el suministro de sustrato disponible (alimento), los microorganismos empiezan a consumir su propio protoplasma para obtener la energía necesaria para las reacciones de mantenimiento celular (Figura 22). Cuando esto sucede se dice que los microorganismos se hallan en fase endógena. Como se muestra en las ecuaciones 9 y 10 (Metcalf & Eddy 1997).



Respiración endógena



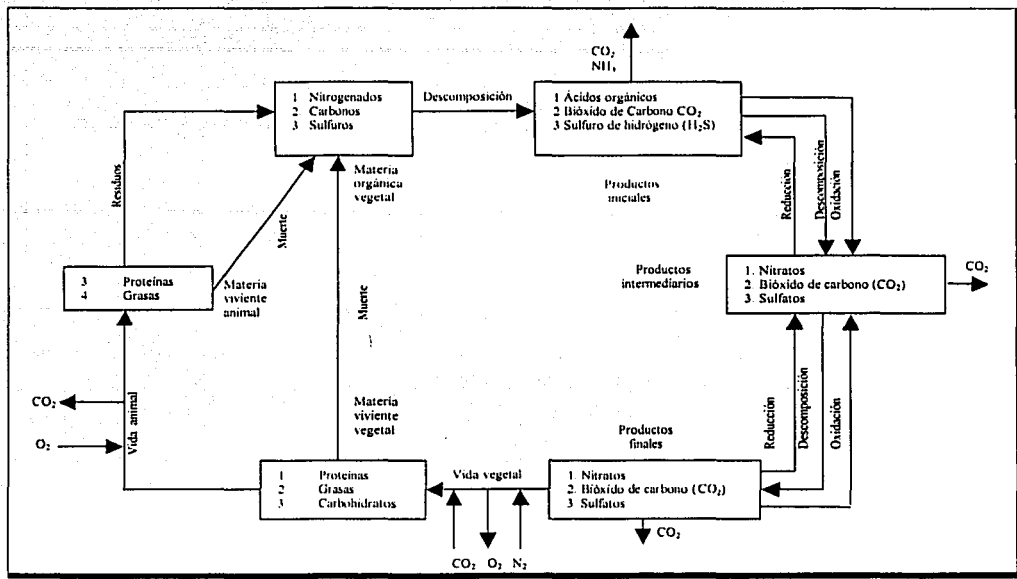
El tejido celular se oxida a dióxido de carbono, agua y amoníaco, por vía aerobia. En realidad solo es posible oxidar entre el 70-80 % del tejido celular, el 20-25 % restante esta formado por componentes inertes y compuestos orgánicos no biodegradables. A continuación se muestra la reacción global y el ciclo de la digestión, el amoníaco producido se oxida para formar nitratos.



Como se muestra en la ecuación anterior, si la alcalinidad del agua residual no es suficiente para equilibrar la solución, la oxidación de amoníaco a nitrato puede producir un descenso del pH.

Teóricamente por cada kg de amoníaco oxidado se destruyen 7.1 kg de alcalinidad (expresada como CaCO_3).

Figura 22. EL CICLO AEROBIO EN LA NATURALEZA



Fuente: Metcalf & Eddy, 1997

Digestión aerobia mesofílica

Actualmente, se utilizan dos variantes del proceso suficientemente contrastadas:

- ① Digestión aerobia convencional
- ② Digestión aerobia con oxígeno puro

① Digestión aerobia convencional

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Los seis factores que hay que tomar en cuenta en el diseño de los digestores aerobios incluyen la temperatura, la reducción de sólidos, el volumen del tanque (tiempo de detención), las necesidades de oxígeno, las necesidades energéticas para el mezclado, y la operación del proceso (Figura. 37).

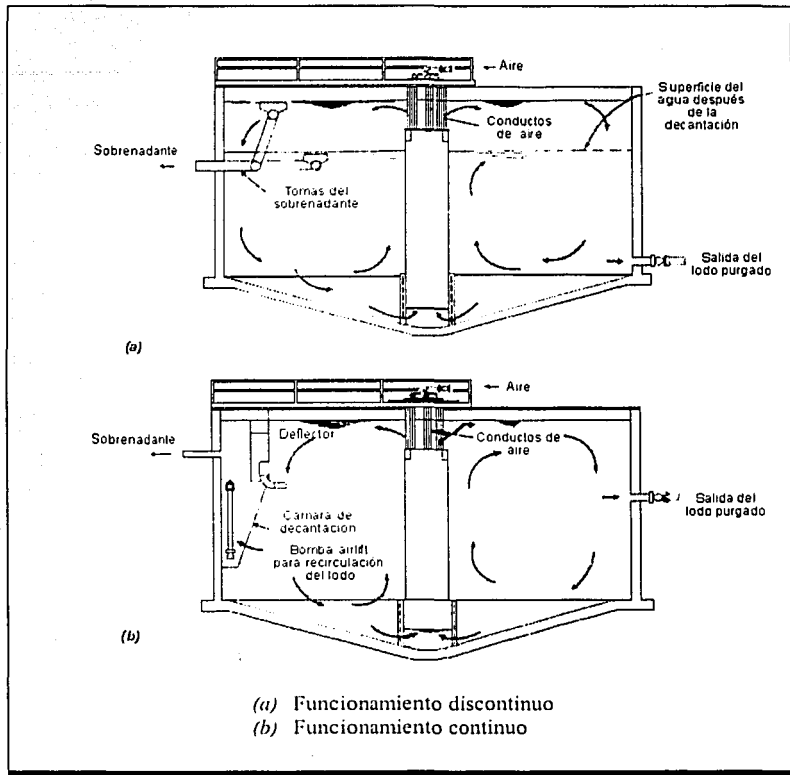
Dado que la mayoría de los tanques de digestión aerobia se encuentran al aire libre y en contacto con la atmósfera, la temperatura del líquido contenido en el digestor dependerá de las condiciones climáticas, lo cual provocará que las variaciones sean amplias. Sin embargo, bajas temperaturas ralentizan el proceso, mientras que temperaturas elevadas lo aceleran. Teniendo en cuenta lo anterior se pueden minimizar las pérdidas de calor utilizando tanques de hormigón en lugar de acero.

Uno de los principales objetivos de la digestión aerobia es la reducción de masa de sólidos que hay que evacuar. Se supone que esta reducción sólo afecta el contenido de sólidos biodegradables del lodo, a pesar de que también se puede producir una ligera reducción de la materia orgánica.

Para asegurar el funcionamiento directo, es necesario que el contenido del tanque de digestión aerobia esté bien mezclado. En general, la cantidad de aire que hay que suministrar para satisfacer la demanda de oxígeno suele ser suficiente para conseguir un mezclado adecuado (Metcalf & Eddy, 1997).

En función de la capacidad tamponadora del sistema, el pH puede descender, para tiempos de detención hidráulica elevados, hasta valores bajos (± 5.5). Las razones antes comentadas que justifican este hecho incluyen la mayor presencia de iones nitrato en solución y la reducción de la capacidad tamponadora provocada por el arrastre con aire. A pH bajos, también se puede fomentar crecimiento de organismos filamentosos.

Figura 23. ESQUEMA DE UN DIGESTOR AEROBIO



Fuente: Metcalf & Eddy, 1997

Con un mínimo de 15 días de aireación como tiempo de retención hidráulica, el proceso de digestión aerobia con remoción de sobrenadante reducirá adecuadamente los lodos si el lodo es biológico, pero si el lodo es primario el tiempo se prolonga hasta 50 días con cargas aproximadas de 0.01 lb de sólidos volátiles por pie cúbico por día (Vesilind *et al.*, 1986).

⊖ Digestión aerobia con oxígeno puro

La digestión aerobia con oxígeno puro es una modificación del proceso de digestión aerobia en la que se utiliza oxígeno puro en lugar de aire. La concentración del lodo alimentado varía entre el 2 y 4 %. Los caudales de los sobrenadantes a recircular son similares a los producidos en la digestión aerobia convencional. La digestión aerobia con oxígeno puro está especialmente indicada para climas fríos, debido a su relativa insensibilidad a los cambios de temperatura del aire del ambiente, gracias al aumento de la actividad biológica y a la naturaleza exotérmica del proceso. La digestión se puede llevar a cabo en tanques cerrados o abiertos. Los tanques cerrados suelen operar a temperaturas de

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

funcionamiento más elevadas, provocadas, como se ha comentado, por la reacción exotérmica del proceso. Del mantenimiento de la temperatura elevada de la operación dependerá la velocidad de destrucción de sólidos suspendidos totales. En el caso de los tanques abiertos, el aire se introduce en el lodo líquido mediante difusores que generan burbujas de oxígeno de tamaño muy pequeño. Las burbujas se disuelven completamente antes de alcanzar la interfase aire - líquido. La principal desventaja del proceso de digestión aerobia con oxígeno puro radica en los costos asociados a la generación de oxígeno.

Digestión aerobia termofilica

La digestión autotérmica es un refinamiento de la de las dos digestiones aerobias, convencional y con oxígeno puro. Estudios realizados en plantas piloto han permitido constatar que la digestión aerobia termofilica puede eliminar el 70 % de la materia orgánica biodegradable con tiempos de retención muy cortos (3 a 4 días). La digestión termofilica de fuentes externas se puede llevar a cabo utilizando el calor desprendido durante la oxidación microbiana de la materia orgánica para el calentamiento del lodo. Se ha estimado que en la digestión aerobia de los lodos primarios y secundarios (con sólidos entre el 2-5%), se desprenden más de 25 kcal/L de energía calorífica. También se ha demostrado que esta cantidad es suficiente para calentar lodos que contienen entre 95-97 % de agua hasta el intervalo termofilico (45 °C) si se pueden conseguir eficiencias en la transferencia de oxígeno suficientemente elevadas como para evitar el desprendimiento de calor por oxígeno o el aire (Metcalf & Eddy., 1997).

Desempeño

Es inusual encontrar reducciones de sólidos volátiles tan altas como del 50 al 60 %, aunque un 40% de reducción es también comúnmente alcanzado, reduce organismos patógenos, no produce lodos estériles y se obtienen bajas concentraciones de DBO en el líquido sobrenadante (Vesilind *et al.*, 1986).

A continuación se muestran las ventajas y desventajas de la digestión aerobia

Tabla 17. VENTAJAS Y DESVENTAJAS QUE SE LE ATRIBUYEN AL PROCESO DE DIGESTIÓN AEROBIA

Ventas	Desventajas
La reducción de sólidos volátiles es aproximadamente un 50 %.	El costo energético para la producción de oxígeno necesario.
Reduce considerablemente los microorganismos patógenos.	Es un proceso muy sensible a la temperatura y tipo de materiales con que se construye el tanque.
El lodo final es biológicamente estable.	La digestión del lodo se lleva a cabo aproximadamente en 15 días.
Recuperación del valor del lodo como fertilizante, su rango de aplicación a suelos es grande según la EPA.	En el proceso no existe un subproducto útil.
La EPA clasifica a la digestión aerobia termofilica como un proceso que produce biosólidos tipo "A".	El funcionamiento y explotación del proceso no es relativamente sencillo.
Se consiguen menores concentraciones de DBO en el líquido sobrenadante.	

3.1.3 Producción de composta

El compostaje es un proceso en el que la materia orgánica sufre una degradación biológica hasta alcanzar un producto final estable. La humedad óptima para el composteo es de 50 a 60% por lo que en ocasiones el lodo contiene mayor humedad y por lo tanto se le añade un agente de abultamiento (aserrín, paja, viruta, etc.) con el objeto de propiciar las condiciones óptimas aerobias para el proceso (Jiménez *et al.*, 1997). El lodo compostado adecuadamente es un material tipo humus, higiénico y libre de características desagradables. Aproximadamente el 20 o 30 % de los sólidos volátiles se convierten a dióxido de carbono y agua. Conforme se produce la descomposición de la materia orgánica contenida en

el lodo, el producto se calienta hasta alcanzar temperaturas situadas en el intervalo de pasteurización (50 a 70 °C), lo cual permite la destrucción de microorganismos patógenos entéricos.

El proceso de compostaje implica una compleja destrucción de la materia orgánica junto con la producción de ácido húmico para dar lugar a un producto final estable. Los microorganismos que participan en el proceso pertenecen a tres grandes categorías: bacterias, actinomicetos y hongos.

Microbiología del proceso

Durante el proceso de compostaje, se observan tres fases de actividad diferentes con sus intervalos de temperatura asociados: mesofílica, termofílica y enfriamiento. En la fase mesofílica inicial, la temperatura de la pila de compostaje aumenta desde la temperatura ambiente hasta aproximadamente 40 °C con la aparición de hongos y bacterias productoras de ácidos. Conforme aumenta la temperatura de la masa compostada, hasta alcanzar el intervalo termofílico de temperaturas (40 a 70 °C), estos microorganismos dejan paso a las bacterias termofílicas, los actinomicetos, y los hongos termofílicos. En esta fase donde se produce la máxima degradación y estabilización de materia orgánica. La fase de enfriamiento se caracteriza por la reducción de la actividad microbiana y por la sustitución de los organismos termofílicos por organismos mesofílicos (bacterias y hongos). En esta fase se producirá una liberación adicional de agua por evaporación así como una estabilización del pH y se completará la formación del ácido húmico.

Descripción del proceso

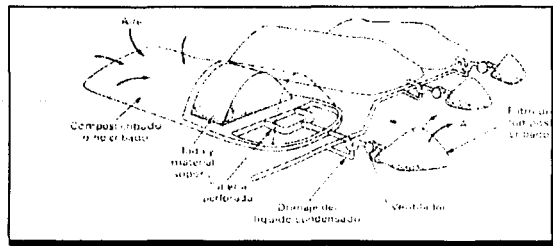
La mayoría de las operaciones de compostaje consisten en las siguientes etapas fundamentales: (1) mezcla del lodo deshidratado con un material de enmienda o soporte; (2) aireación de la pila de compostaje bien por la adición de aire, por volteo mecánico, o mediante ambos sistemas, (3) recuperación del material de soporte; (4) maduración final y almacenamiento y (5) Evacuación final. El material de enmienda es un material orgánico que se añade al sustrato a compostar con la finalidad de obtener un producto de menor peso y aumentar el volumen de huecos para favorecer la aireación (Metcalf & Eddy, 1997).

Los 3 primeros sistemas de compostaje utilizados son las pilas volteadas y los sistemas mecánicos (in vessel).

Pila estática Aireada

El sistema de pila estática aireada consiste en una red de tuberías de conducción de aire sobre las cuales se distribuye la mezcla de lodo deshidratado y un material de soporte (véase Figura 38). En un sistema típico de pilas estáticas, el material de soporte suele estar construido por astillas de madera que se mezclan con el lodo deshidratado mediante una mezcladora de paletas o de tambor giratorio. El material se composta durante un periodo de 21 a 28 días, y se madura durante otro período adicional de 30 días o más. La altura de las pilas suele oscilar entre 2 y 2.5 m. A menudo, para aislar la pila se dispone una capa de compost cribado encima de la misma.

Figura 24. SISTEMA DE COMPOSTAJE (PILA ESTÁTICA AIREADA)



TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Fuente: Metcalf & Eddy, 1997

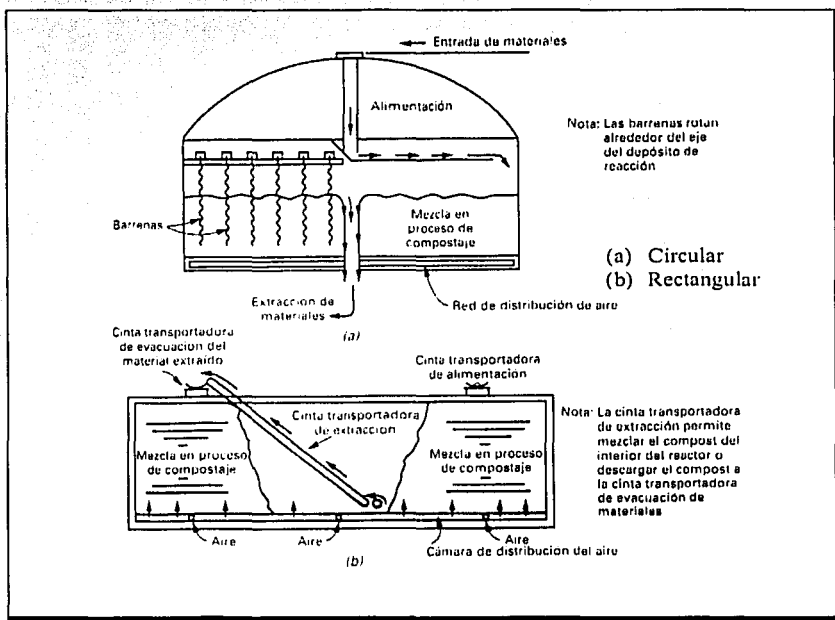
Pilas volteadas

En el sistema de pilas volteadas las operaciones de mezclado y cribado son similares a las empleadas en las pilas estáticas aireadas. La altura de las pilas es de 1 a 2 m, con una anchura en la base de 2 a 4.5 m. En condiciones normales de operación las pilas se voltean un mínimo de 5 veces mientras la temperatura se mantiene por encima de 55 °C. Esta operación va acompañada de la liberación de olores desagradables. El periodo de compostaje oscila entre 21 y 28 días.

Sistemas de compostaje cerrados

El compostaje en sistemas cerrados se realiza en el interior de depósitos o reactores cerrados. Los sistemas mecánicos se diseñan para minimizar la producción de olores y duración del proceso controlando las condiciones ambientales tales como caudal del aire, la temperatura y la concentración de oxígeno. Los sistemas de compostaje cerrados se pueden dividir en dos grandes categorías: de flujo pistón, y dinámicos (de lecho agitado). En los sistemas de flujo pistón, la posición relativa de las partículas de la matriz a compostar permanece idéntica a lo largo de todo el proceso y el sistema funciona de acuerdo con el principio de que la primera partícula en entrar es también la primera en abandonar el sistema. En un sistema dinámico, el material a compostar se mezcla dinámicamente durante el proceso. A su vez los sistemas cerrados se pueden subdividir en función de la geometría de los reactores utilizados (Metcalf & Eddy, 1997, Figura 25).

Figura 25. SISTEMAS DE COMPOSTAJE CERRADOS DE MEZCLA DINÁMICA



Fuente: Metcalf & Eddy, 1997.

Criterios de diseño

En el diseño del sistema de compostaje, los factores que hay que tener en cuenta son los siguientes (Tabla 18).

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Tabla 18. ASPECTOS IMPORTANTES EN EL DISEÑO DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DEL LODO POR VÍA AEROBIA

Elemento	Comentario
Tipo de lodo	Se puede compostar satisfactoriamente tanto lodos crudos como digeridos. El lodo crudo posee un mayor potencial de generación de olores, especialmente en el caso de sistemas en pilas volteadas. El lodo crudo posee mayor energía disponible, se degrada a mayor velocidad, y presenta una mayor demanda de oxígeno.
Metales de enmienda o soporte	El proceso y calidad del producto están afectados por características del material de enmienda y de soporte tales como el contenido de humedad, tamaño de partícula y carbono disponible.
Relación carbono nitrógeno	La relación C:N debe estar dentro del intervalo entre 25:1 y 35:1 en peso. Se debe analizar el carbono presente para asegurar que sea fácilmente biodegradable.
Sólidos volátiles	El contenido de sólidos volátiles de la mezcla a compostar debe ser superior al 65 %.
Necesidades de aire	Para obtener resultados óptimos, se debe asegurar que con al menos llegue aire con al menos 50 % de oxígeno remanente a toda la masa de material a compostar, especialmente en el caso de sistemas mecánicos.
Contenido de humedad	El contenido de humedad de la mezcla a compostar no debe ser superior a 60 %, en el caso de pilas estáticas y pilas volteadas, y no debe ser superior al 65 % en el caso de reactores cerrados.
PH	El pH de la mezcla a compostar debe estar normalmente entre 6 y 9.
Temperatura	La temperatura óptima para la estabilización biológica se halla entre 45 y 55 ° C. Para la obtención de resultados óptimos. Sin embargo durante los primeros días se debe mantener entre los 50 y 55 °C.
Mezclado y volteo	Para evitar el secado y la turbidificación, el material en proceso de compostaje se debe mezclar o voltear en forma periódica o según sea necesario. La frecuencia de mezclado o de volteo dependerá del tipo de operación de compostaje.
Metales pesados y compuestos orgánicos de trazas	Se debe realizar el seguimiento de los metales pesados y compuestos orgánicos de traza presentes en el lodo y en el producto final del compostaje para asegurar que no excedan las limitaciones aplicables a los usos del producto final.
Limitaciones del emplazamiento	Los factores que hay que tener en cuenta a la hora de seleccionar un emplazamiento para el compostaje incluyen la superficie disponible, la proximidad a la planta de tratamiento y a otros usos del terreno, los accesos, las condiciones climáticas, y la disponibilidad.

Fuente: Metcalf & Eddy, 1997

En la siguiente tabla se muestran las ventajas y desventajas del proceso de composta.

Tabla 19. VENTAJAS Y DESVENTAJAS QUE SE LE ATRIBUYEN AL PROCESO DE COMPOSTA

Ventas	Desventajas
La reducción de sólidos volátiles es aproximadamente un 20-30%.	El tiempo de estabilización es de 2 a 4 semanas.
La aplicación del lodo estabilizado al suelo es confiable, en lugares donde permanezca en largos periodos de tiempo como parques, jardines, etc.	Necesita la incorporación de un agente de abultamiento.
En el proceso de estabilización incluye la deshidratación del lodo.	En el proceso no existe un subproducto útil.
Con la estabilización se puede alcanzar biosólidos tipo A según la EPA.	
Se reducen olores al final del tratamiento.	
Reduce los microorganismos patógenos considerablemente.	
El funcionamiento del proceso es relativamente sencillo y disminuye el 40 % de espacio, comparado con la digestión aerobia y anaerobia.	

Acondicionamiento del lodo

Los lodos se acondicionan expresamente para mejorar sus características de deshidratación. Los métodos comúnmente empleados son el tratamiento químico (la adición de polímeros) y tratamiento térmico. Otros

métodos de acondicionamiento, se encuentran en experimentación tales como la congelación, irradiación y extracción de disolventes.

El Acondicionamiento químico

Este tipo de acondicionamiento reduce la humedad del lodo desde un 90-99 % hasta el 65-85 %, dependiendo de la naturaleza de los sólidos a tratar (Metcalf & Eddy, 1997). El acondicionamiento químico da lugar a la coagulación de los sólidos y la liberación de agua absorbida (basado en la teoría coagulación floculación, Cap 1).

La dosis de productos químicos necesaria para el acondicionamiento de un específico lodo se determina en el laboratorio. Los ensayos que se emplean para la obtención de la dosis necesaria tienen que ver con las pruebas de resistencia específica a la filtración (REF) y tiempo de succión capilar (TSC, Cap 2). La dosificación y la aplicación de los reactivos resultan más sencillas si se realizan en forma líquida.

Los factores que afectan la elección del tipo y dosificación de los reactivos de acondicionamiento del lodo, son las propiedades del lodo y el tipo de dispositivos de mezclado y deshidratación a utilizar. La concentración de sólidos afectará a la dosificación y dispersión del reactivo. El pH y alcalinidad puede afectar el rendimiento de los reactivos especialmente cuando éstos son inorgánicos.

Los tipos de lodo, ordenados por la demanda creciente de reactivos para el acondicionamiento son los siguientes (Metcalf & Eddy, 1997):¹

- ⇒ Lodo primario crudo
- ⇒ Lodo primario crudo mezclado con lodo procedente de los filtros percoladores.
- ⇒ Lodo primario crudo mezclado con lodo activado,
- ⇒ Lodo primario digerido anaerobicamente.
- ⇒ Mezcla de lodo primario digerido anaerobicamente con lodo activado.
- ⇒ Lodo de digestión aerobia.

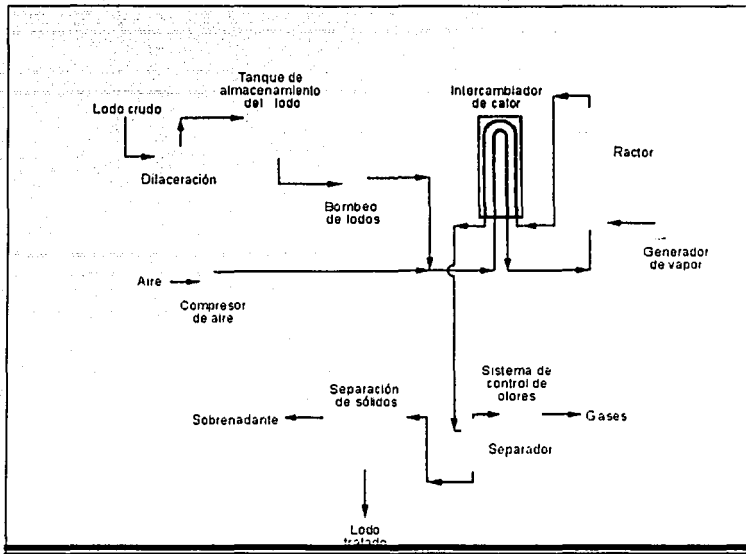
Mezclado del lodo con el polímero

El mezclado del lodo con el coagulante es fundamental para el acondicionamiento correcto. El mezclado no debe romper el flóculo una vez formado éste, y se debe minimizar el tiempo de retención de modo que el lodo llegue a la unidad de deshidratación lo más rápidamente posible después de su acondicionamiento.

Tratamiento térmico

El tratamiento térmico es un proceso de estabilización y acondicionamiento al mismo tiempo del lodo. El tratamiento térmico se emplea para la coagulación de sólidos, romper la estructura de gel y destruir la afinidad del agua de los sólidos contenidos en los lodos. Esto se logra con el calentamiento del lodo bajo presión durante cortos periodos de tiempo y como consecuencia de ello, el lodo se esteriliza y deshidrata rápidamente. La mayor aplicación del proceso de tratamiento térmico se centra en lodos biológicos que puedan resultar difíciles de estabilizar o acondicionar por otros medios. Los elevados costos de inversión de los equipos suelen limitar su aplicación (Metcalf & Eddy, 1997). En la Figura 26 se representa un esquema del sistema más comúnmente empleado.

Figura 26. ESQUEMA DEL SISTEMA TÉRMICO DE TRATAMIENTO DE OXIDACIÓN POR VÍA HÚMEDA



Fuente: Metcalf & Eddy., 1997

TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN

En la siguiente tabla se muestran las ventajas y desventajas del tratamiento térmico

Tabla 20. LAS VENTAJAS DE ESTE TIPO DE PROCESOS SON:

Ventajas	Desventajas
El contenido de sólidos del lodo deshidratado puede oscilar entre el 30-50%.	El costo de inversión es elevado, debido a la complejidad mecánica del proceso y al uso de materiales resistentes a la corrosión.
Reduce considerablemente los microorganismos patógenos.	La operación es complicada, necesita un seguimiento continuo de operadores especializados, etc.
Este tratamiento produce biosólidos tipo A, según la EPA.	El proceso genera subproductos con alto contenido de materia orgánica, nitrógeno amoniacal y color,
Se puede aplicar a diferentes suelos, como fertilizante.	Se producen gases muy olorosos.
El lodo del proceso no se acondiciona con productos químicos.	Formación de incrustaciones en los equipos.
El proceso tiene un poder calorífico entre 28-30 kJ/kg de sólidos volátiles.	
El proceso incluye la deshidratación del lodo.	
El proceso es relativamente insensible a las variaciones en la composición del lodo.	

3.1.1 Estabilización con cal

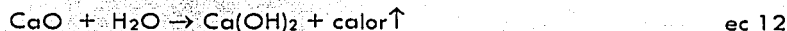
La estabilización consiste en la adición de cal al lodo residual, durante un tiempo de contacto suficiente, por consiguiente se eleva el pH por encima de 12. A la vez, se incrementa la temperatura de la mezcla debido a las reacciones exotérmicas. De tal forma que el pH elevado y la temperatura crean un entorno que no favorece la supervivencia de los microorganismos. Una ventaja adicional es la reducción del olor. De esta manera mientras se mantenga un pH elevado el lodo no se pudrirá, Sin embargo, habrá desprendimiento de NH_4^+ .

La estabilización con cal reduce los patógenos en un 99 % y tiene una eficiencia parcial sobre los huevos de helminto, no reduce el contenido de sólidos volátiles por lo que si el pH desciende a 11, los procesos biológicos se pueden reactivar, (EPA, 1992).

Química de la estabilización con cal

Para la estabilización se puede emplear tanto la cal viva como la hidratada, en algunos casos la cal se ha sustituido por cenizas, polvos de horno de cemento y carburo cálcico (dolomita).

La cal viva (CaO) debe convertirse a hidróxido de calcio antes de elevar el pH del lodo.



La hidratación de la dolomita bajo condiciones atmosféricas es:



Una vez aplicado el compuesto alcalino al lodo, el pH tiende a disminuir debido a que el CO₂ del aire y el que se produce por actividad metabólica de los microorganismos presentes en el lodo reacciona con la alcalinidad residual de la mezcla y se forma un ácido débil (H₂CO₃), soluble en el agua. Eventualmente se alcanza un pH en donde la actividad biológica de los microorganismos vuelve a desarrollarse y se producen ácidos orgánicos que influyen en el descenso continuo del pH (Jiménez *et al.*, 1997).

Descripción del proceso y criterios de diseño.

Para la estabilización de lodos con cal, se emplean dos métodos:

- ① Adición de cal al lodo antes del proceso de deshidratación
- ② Adición de cal al lodo después del proceso de deshidratación.

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

① Pretratamiento con cal

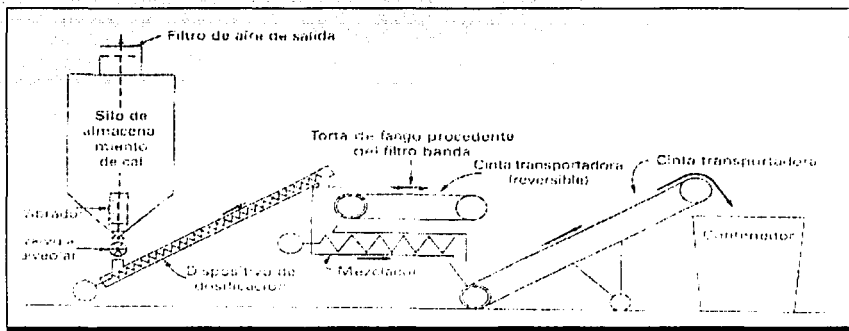
Para este tratamiento del lodo líquido con cal, se necesita una mayor cantidad de cal por peso unitario de los lodos, que la requerida para la deshidratación. La razón de la dosis mayor es el obtener el pH de 12, recomendado durante dos horas para asegurar un elevado índice de mortalidad de los patógenos (criterio mínimo de la EPA para estabilización con cal), y proporcionar suficiente alcalinidad residual para que el pH no se sitúe por debajo de los 11 durante algunos días (EPA, 1979). La dosis de cal necesaria varía en función del tipo de lodos y de la concentración de sólidos. Sin embargo de forma general cuando aumenta el porcentaje de concentración de sólidos, la dosis de cal necesaria disminuyen por un aumento constante de la temperatura. Para determinar la dosis de cal necesaria en especificaciones, se deben llevar a cabo ensayos. La estabilización con cal no destruye la materia orgánica necesaria para el crecimiento bacteriano, por lo que el lodo se debe tratar con exceso de cal, o se debe evacuar antes de que el pH, descienda sustancialmente. El exceso de cal a dosificar puede ser hasta 1.5 veces la cantidad necesaria para mantener el pH por encima de 12 (Metcalf & Eddy, 1997).

② Post-tratamiento con cal

La cal hidratada o viva, se incorpora al lodo deshidratado en un mezclador de paleta, o en el transportador de tornillo para elevar el pH de la mezcla. En esta operación es preferible usar cal viva, ya que la reacción con el agua es exotérmica y permite elevar la temperatura de la mezcla por encima de los 50 °C, temperatura lo suficientemente elevada para inactivar los huevos de helmintos. Este sistema de tratamiento con cal presenta una serie de ventajas con respecto a la estabilización previa (Figura 27).

- ⇒ Se puede utilizar cal en polvo, y por lo tanto no es necesario añadir agua al lodo deshidratado.
- ⇒ No existen necesidades de deshidratación específicas.
- ⇒ Se eliminan los problemas de formación de depósitos carbonatados y problemas de mantenimiento de equipos de deshidratación de lodo

Figura 27. SISTEMA TÍPICO DE POST-TRATAMIENTO CON CAL



Fuente: Metcalf & Eddy, 1997

Criterios de diseño

Los criterios básicos de diseño, son proporcionados a partir de respuestas de las siguientes preguntas:

- ¿Cuánta cal se requiere para producir un pH de 12 en el lodo?
- ¿Cómo el pH de la cal varía con el tiempo?
- ¿Qué reducción de patógenos se espera?

Los requerimientos para producir el pH de 12

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Experimentalmente se elige un rango de cierta cantidad de cal, preferentemente deshidratada, para adicionarla a una unidad de masa constante del lodo crudo, después de un periodo de tiempo de contacto. Los resultados obtenidos se representan en una gráfica, pH vs dosis de cal, en la cual se elige por interpolación la dosis óptima de cal, se toma en cuenta que cada gráfica o función representa a un solo tiempo de contacto.

La dosis requerida de sustancias químicas también dependen de dos principales factores.

- Características químicas del material alcalino.
- Características químicas, físicas y biológicas, del lodo.

En la Tabla 21 se muestran diversas dosis de cal utilizadas para estabilizar diferentes tipos de lodos.

Tabla 21. DOSIS DE CAL PARA MANTENER EL PH ARRIBA DE 11 POR 14 DÍAS

Tipos de Lodos	Dosis de cal Kg Ca (OH) ₂ /kgST
Lodo primario	0.10 a 0.15
Lodo activado	0.30 a 0.50
Lodo de fosa séptica	0.10 a 0.30
Lodo de aluminio	0.40 a 0.60
Lodo de aluminio con lodo primario	0.25 a 0.40
Lodo de Hierro	0.35 a 0.60

Fuente: Lue-Hing *et al.*, 1992

Variación del pH con el tiempo

La disminución del pH se da por la absorción progresiva de bióxido de carbono atmosférico, que al entrar en contacto con el agua reacciona para formar el ácido carbónico, de esta manera el pH disminuye a valores en donde los microorganismos pueden reactivarse y así empezar un recrecimiento.

Reducción del contenido de patógenos

En la mayor parte de los microorganismos el pH óptimo de crecimiento se encuentra entre 6.5 y 7.5. Esto indica que los microorganismos pueden tolerar un rango de valores de acidez o alcalinidad si los microorganismos crecen a un pH y este cambia drásticamente, es muy probable que su desarrollo acabe por inhibirse (Pelczar *et al.*, 1982). Un resumen de los requerimientos del lodo para varios niveles de tratamiento se muestra en la siguiente Tabla 22.

Tabla 22. REDUCCIÓN DEL CONTENIDO DE BACTERIAS Y LOS REQUERIMIENTOS, PARA LA ESTABILIZACIÓN CON CAL

Tratamiento	pH	Dosis de cal (% de sólidos secos)
99% de las bacterias muertas e inactivación de virus.	9.5-10	7
24 horas de control de olores.	11.0-11.5	8.5-9
Almacenamiento estable por 7 días.	11.0-12.4	12.5
Almacenamiento estable por 28 días.	11.0-12.4	18-20

Fuente: Bruce *et al.*, 1984

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

A continuación se muestran las ventajas y desventajas de la estabilización con cal.

Tabla 23. VENTAJAS Y DESVENTAJAS QUE SE LE ATRIBUYEN AL PROCESO DE ESTABILIZACIÓN CON CAL

Ventajas	Desventajas
De fácil operación.	El lodo final es biológicamente inestable.
Produce lodos clase B de la US EPA.	No reduce el volumen de lodo sino que lo aumenta.
Mayor recuperación del valor del lodo como fertilizante y fija metales.	La reducción de sólidos volátiles es muy baja
El tiempo de estabilización es corto (3 horas).	En el proceso no existe un subproducto útil.
Reduce los olores.	El costo de operación puede ser alto por la compra de la cal.

3.2 Medidas de la estabilidad de un lodo

Ha sido buscada una prueba universalmente aplicada y práctica para la medida de estabilización de lodos pero hay dificultades inherentes, porque el carácter del lodo estabilizado varía de acuerdo al tratamiento utilizado. Un número de parámetros han sido propuestos, como la DBO, los olores, la reducción de sólidos volátiles, etc. Sin embargo, no existe alguno sólo que abarque todas las características químicas, físicas y biológicas, en cuanto al límite de su contenido, que asegure su manejo sin daño alguno.

Fración de sólidos volátiles destruidos

Los sólidos volátiles en el lodo, representan como ya se dijo anteriormente a la materia orgánica. Esto significa, que en el lodo después del tratamiento, se esperaría una disminución de este parámetro. La

razón está directamente relacionada con la forma de vida y reproducción de bacterias y protozoarios, ya que al haber un contenido considerable de materia orgánica, podría iniciarse un recrecimiento posterior en el lodo estabilizado.

Valores menores de 40 % de sólidos volátiles, para la digestión anaerobia, se considera como una evidencia de que el lodo pudiera estar estabilizado (Bruce *et al.*, 1983). La US EPA estableció que el mínimo requerimiento de sólidos destruidos, en la estabilización de lodos será del 38%.

Producción de gas durante la incubación anaerobia

La producción de gas en un periodo de 24 hr, durante la incubación anaerobia en 35 °C en el laboratorio puede ser indicación directa de la calidad de los lodos en cuanto a sólidos volátiles destruidos en términos de la presencia o ausencia del lodo digerido, por lo tanto si hay una tasa normal de producción de gas, se esperaría una digestión bien hecha.

Ácidos grasos volátiles

La presencia de ácidos grasos en altas concentraciones (> 1000 mg/l) es indicativo de una inestabilización, pero la cualidad actual del olor del lodo dependerá de los valores del pH en estas condiciones. La carencia de ácidos grasos volátiles no necesariamente significa que el lodo es estable o no huele.

Demanda de oxígeno

Una obvia medida de la estabilidad de lodos digeridos aerobiamente es la demanda de oxígeno. Se ha encontrado que la tasa específica de consumo de oxígeno del lodo (mg O₂/g de SV h) puede ser correlacionada subjetivamente con la intensidad del olor, valores menores de 2 mg O₂/g SV h a 18 °C, indican un lodo estable, pero el valor crítico varía con la temperatura. Otro tentativo método de valorar la estabilidad del lodo es determinado por la DQO, sobre las 24 hr, calculado en términos de mg DQO/g ST h. Valores de 1 mg/g ST h o menores indican estabilidad en el lodo. Valores altos del lodo muy inestable son de 30 mg/g ST h.

Nitratos

La presencia de nitrato en una digestión de lodos de tipo aerobia, indica que el lodo esta estabilizado. Sin embargo el incidente de flotación durante el almacenamiento indicaría desnitrificación y por lo tanto una completa estabilización.

Evolución del sulfuro de Hidrógeno

Este componente es el más fácil de detectar por el mal olor asociado con la inestabilidad del lodo. Una prueba de medida es el "índice de estabilidad", el cual se basa directamente en la detección del sulfuro de hidrógeno y que ha sido propuesta por Hartman *et al.* (1978).

Actividad Biológica

Los indicadores de la actividad biológica tales como el ATP, DNA, o concentración de enzimas, han sido usadas como parámetros para medir la estabilidad del lodo, sin embargo, la complejidad del análisis y la interpretación de resultados verdaderamente restringe tales pruebas.

Existen otros parámetros que se han explicado con anterioridad, tales como el olor, pH, concentración de microorganismos, etc.

A continuación se muestra una tabla comparativa de los parámetros anteriores.

Tabla 24. COMPARATIVA DE LOS MÉTODOS CONVENCIONALES DE LA ESTABILIZACIÓN DE LODOS

Parámetros Básicos	Medida	Posible aplicabilidad en cada método de estabilización				Comentario
		Digestión anaerobia	Digestión aerobia	Estabilización con cal	Composta	
Olores emitidos por los lodos	Intensidad de olor calculada mediante la técnica " principio de dilución estimada"	☺	☺	☺	☺	Requiere de un panel de gente. No es una medida cualitativa
	Cromatografía de gases	☺	☺	☺	☺	Costoso y difícil de interpretar
Sólidos volátiles	Sólidos volátiles en el lodo como fracción de sólidos totales.	☺	☺	☹	¿?	Medida estándar
	Fracción de sólidos volátiles destruidos por los procesos de estabilización.	☺	☺	☹	¿?	Medida estándar
Materia rápidamente biodegradable	BOD ₅ filtrado	☹	☺	☹	☹	Medida estándar
	Tasa de incremento de DQO del filtrado almacenado	☺	☺	☹	☹	Base tentativa por un " índice de estabilidad"
	Captación de tasa de oxígeno	☹	☺	☹	☹	Temperatura dependiente
	Producción de gas durante la incubación anaerobia a 35 °C.	☺	☺	☹	¿?	El control estándar requiere una averiguación

- ☺ Bueno
- ☹ moderado
- ☹ Pobre
- ¿? Desconocido

Fuente: Bruce, 1984

Tabla 24. COMPARATIVA DE LOS MÉTODOS CONVENCIONALES DE LA ESTABILIZACIÓN DE Lodos (CONT)

Parámetros Básicos	Medida	Posible aplicabilidad de cada método de estabilización				Comentario
		Digestión anaerobia	Digestión aerobia	Estabilización con cal	Composta	
Composición química	Ácidos grasos volátiles	☺	☺	☹	☹	Análisis estándar
	pH y el cambio de pH durante el almacenamiento	☺	☺	☺	☹	Prueba estándar
	Emisión de H ₂ S en el almacenamiento	☹	☺	☹	☹	Prueba estándar
	Concentración de nitrato	☹	☺	☹	☹	Análisis estándar
Actividad biológica	Concentración de ATP	☹	☺	☹	☹	Sólo investigación aplicada
	Concentración de Deshidrogenase	☹	☺	☹	☹	Sólo investigación aplicada
Presencia de materia putrescible	Atracción de moscas.	☺	☺	☺	☺	Tentativa, bajo investigación
Reducción de microorganismos patógenos	Bacterias (Salmonela)	☺	☺	☺	☺	Para alcanzar este grado los tratamientos deben cumplir con ciertas condiciones de operación (ver, normas de la EPA, 3.5.6?)
	Huevos de helminto (T. Saginata,)	☺	☺	☺	☺	
	Protozoarios	¿?	¿?	¿?	¿?	
	Virus	☺/☹	☺	☺/☹	☺	

- ☺ Bueno
- ☺ Moderado
- ☹ Pobre
- ¿? Desconocido

Fuente. Bruce, 1984

3.3 Procesos no convencionales

3.3.1 Pasteurización

Es el proceso por el cual el lodo es calentado a altas temperaturas en un tiempo relativamente corto, por ejemplo 70 °C, por 30 min. El proceso ha sido desarrollado en escala primaria en Suiza, donde la principal meta es eliminar salmonela.

La pasteurización no reduce la putrefacción del lodo, por lo que se ha tenido que combinar con otro proceso de estabilización, como la digestión anaerobia mesofílica. La pasteurización fue encontrada susceptible de recrecimiento de las bacterias incluyendo salmonela.

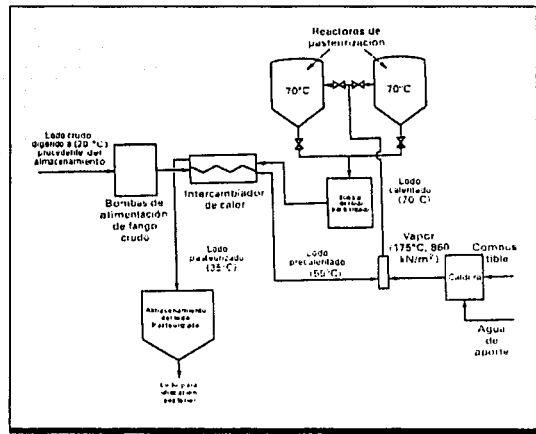
El recrecimiento es un problema que conduce a ingenieros ambientales de Suiza a la implementación de otro concepto llamado pre-pasteurización que consiste en la alimentación del lodo crudo a un digestor que, mediante el uso especial de intercambiadores de calor antes de la pasteurización, alcanzan la temperatura de 70 °C. El proceso puede ser llevado a cabo con aproximadamente el mismo consumo de energía como la que requiere normalmente el proceso de digestión mesofílica (Clements, 1982), inclusive se ha demostrado que a través de la pre-pasteurización no existe recrecimiento (Bruce, 1984).

Los dos métodos que se emplean para la pre-pasteurización de lodos contemplan:

- ⇒ La inyección directa de vapor.
- ⇒ Intercambio directo de vapor.

En la Figura 28 se muestra un esquema del proceso de pasteurización de lodos por inyección directa de vapor. Los equipos que actualmente se emplean para la pasteurización del lodo pueden no resultar económicamente rentables en las plantas con capacidad inferior a 20000 m³ / d, debido a los elevados costos de inversión.

Figura 28. ESQUEMA DEL SISTEMA DE PASTEURIZACIÓN DEL LODO



Fuente: EPA, 1979

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

3.3.2 Irradiación

La experiencia práctica con la irradiación en Europa es limitada sólo a una planta hasta 1984 construida en la República de Alemania. Una fuente de Cobalto es usada para suministrar una dosis de 300 Krad. Con el propósito de estabilizar los lodos (Suess *et al.*, 1982). Típicamente reduce 5 unidades logarítmicas para salmonela, y otras enterobacterias, mientras que los estreptococos fecales son reducidos por sólo 2 unidades logarítmicas. En cuanto a huevos de helmintos de acuerdo con Sauer (1969), la radio resistencia del huevo de *Ascaris* depende directamente del estado de su desarrollo de los huevos, indicando que los huevos frescamente cosechados son los más resistentes, requiriendo 630 krad (de una fuente de ^{137}Cs), para completar su muerte.

3.3.3 Estabilización ácida

El agua residual de las ciudades altamente industrializadas se caracteriza por la alta concentración de metales pesados, algunos de alto riesgo para la salud de los seres humanos y el medio ambiente, tales como el cadmio, cromo, mercurio, etc. Los metales como consecuencia del tratamiento, terminan incrustados en los lodos residuales, convirtiéndolos más aun en un residuo peligroso difícil de manejar y disponer. Algunos de los tratamientos ordinarios de lodos (digestión aerobia, anaerobia, composta estabilización con cal, etc) no pueden removerlos, por lo que deben ser sometidos a otro tratamiento o fijarlos. Un caso interesante de la propiedad de solubilizar metales con éxito, es por medio de la adición de un ácido al lodo residual. Esta propiedad radica en que la solubilidad de los componentes metálicos mejora a pH menores de 7 (lixiviación). La aplicación real de estudio de la disociación eléctrica de compuestos metálicos en un lodo residual, proveniente del TPA, es la recuperación ácida del sulfato de aluminio, que tiene como objeto disminuir los costos de disposición y a su vez disminuir los costos de reactivos empleando el sulfato recuperado. Sin embargo la función principal del ácido en este estudio del lodo residual, es la reducción de microorganismos patógenos y la inactivación de los huevos de helminto.

Recuperación de metales de forma ácida

En años recientes, la perspectiva de recuperar el aluminio del lodo en el clarificador, ha recibido considerable atención de las utilidades del tratamiento de aguas, por las siguientes razones:

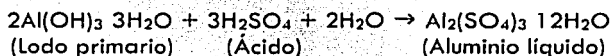
⇒ La disposición de los lodos a suelos y la reducción del volumen del lodo es un problema urgente de carácter ambiental y nacional. El aluminio constituye un 30 a 40 % del total del clarificador del lodo, de esta manera, si se pudiera recuperar este aluminio del lodo en el clarificado sería una muy buena opción para reducir los sólidos.

⇒ A pesar de que el aluminio no está incluido dentro de los contaminantes prioritarios de la US EPA, se ha demostrado que algunos compuestos de aluminio resultan ser tóxicos para algunos peces y plantas (Driscoll C,T *et al.*, 1980, Lamb D. S & Baile, 1981)

⇒ El aluminio que es recuperado puede ser usado como coagulante, por consiguiente reduce los costos de operación.

La investigación acerca de la recuperación del sulfato de aluminio en el lodo primario se complementa con la desinfección del lodo. Para lograr la recuperación del aluminio, se utiliza ácido sulfúrico, debido a que el hidróxido de aluminio, que se encuentra en el lodo se puede solubilizar, como lo muestra la siguiente ecuación (Arup *et al.*, 1993).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Al estar soluble el aluminio en el agua que está atrapada en el lodo acidificado, se puede hacer una separación, ya sea de tipo mecánica o química y obtener por un lado el lodo estabilizado deshidratado y por el otro lado la suspensión de metales.

Estabilización ácida del lodo

Existen pocos estudios que describen la inactivación de microorganismos patógenos en los lodos mediante la adición de ácidos. Sin embargo tomando como base los estudios existentes se deducen evidencias suficientes para justificar el empleo de la estabilización ácida de lodos en nuestro país (Tabla 25).

Tabla 25. HISTORIA DE ARTE DE LA ESTABILIZACIÓN ÁCIDA

Año y Autor	Resumen
1971 Roth y Keenan	Estudiaron el efecto de ambientes ácidos en la viabilidad de <i>Escherichia coli</i> evaluaron el tiempo necesario para destruir el 90 % de la población bacteriana. Se emplearon ácidos acético, láctico, málico, cítrico, tartárico, clorhídrico y sulfúrico así como dos diferentes medios de cultivo (agar nutritivo y agar biliar rojo-violeta). Los resultados señalaron al ácido sulfúrico como el más eficiente en términos generales para destruir las colonias, seguido del ácido clorhídrico. El pH manejado fue de 3.0 y 3.2 unidades respectivamente.
1984 Freaser y Colaboradores	Estudio la remoción de huevos de helmintos mediante el uso del ácido peracético como desinfectante de lodos residuales para aplicarlos posteriormente en zonas de pastoreo. Las dosis aplicadas fueron de 250 a 1000 mg/L de ácido (entre el 36 % y 40 % de ácido peracético) y se analizó la viabilidad de incubación de los huevos de <i>Taenia saginata</i> y de las bacterias del genero <i>Salmonella</i> . En el primer caso se inhibió la incubación de los huevos hasta un 99% y se destruyó la viabilidad de los embriones en un 100%. Por su parte, las bacterias <i>Salmonella</i> fueron reducidas en 99.999% (5 Log). Asimismo, la aplicación del ácido demostró ser efectiva en la reducción de olores al reaccionar rápidamente con la materia orgánica. Aún cuando no se reportó el pH al final de los lodos, los autores mencionan que este parámetro no varió significativamente a pesar de la adición del ácido.
1984 Lynch y Colaboradores	Patentaron un proceso de estabilización de lodos mediante la adición de ácido sulfúrico, cloro, ozono, aire y cal. El proceso se lleva a cabo en dos reactores presurizados: El primero recibe el lodo y lo mezcla con el ácido y el cloro y le inyecta aire para oxidar la materia orgánica; el segundo mezcla el lodo con ozono, aire y cal y lo mantiene cierto tiempo de retención. Adicionalmente existe un proceso de deshidratado intermedio en donde el agua removida es circulada al primer reactor y los sólidos son enviados al segundo reactor. Los autores reportan que el lodo producido puede ser empleado en rellenos sanitarios o puede ser incinerado como fuente de energía.
1984 Godfree y Colaboradores	Estudiaron la desinfección de bacterias en lodos mediante la adición de dos compuestos: DF 955 que contiene formaldehído y proxitane 4002 que contiene ácido peracético. En el caso del proxitane 4002 se presentaron reducciones de hasta tres unidades logarítmicas en <i>Salmonella</i> empleando dosis de hasta 600 ml con tiempos de contacto de 10 minutos. Adicionalmente la aplicación de ácido peracético demostró una inhibición de la viabilidad en la incubación de huevos de helmintos del genero <i>Taenia</i> .
1984 Owen	Estudió la destrucción de huevos de helmintos de <i>Taenia saginata</i> en lodos mediante la adición de ácido peracético en dosis de 100 a 1000 mg/L con tiempos de contacto de 30 minutos a 7 días. La viabilidad de los huevos fue reducida hasta en un 75% empleando dosis de 500 mg/L y 7 días de contacto.
1984 Kiff y Lewis-Jones	Estudiaron el efecto del pH, la temperatura, tipos de lodos y ácidos orgánicos (acético, propiónico, iso-Butírico e iso-Valérico) en la supervivencia de los huevos de helmintos de los géneros <i>Ascaris</i> , <i>Moniezia</i> y <i>Fasciola</i> . En el caso del pH se observó una inhibición del desarrollo de huevecillos de <i>Ascaris</i> , los cuales han sido reportados como una de las especies que representan mayor resistencia (Carrington y Harman, 1984) a parte de que en nuestro país se estima que el 33% de la población está infectada por parásitos de este género (Jiménez <i>et al.</i> , 1998). El efecto de la temperatura sobre los tres géneros de helmintos demostró una total inhibición cuando ésta fue mayor de 50 °C al igual que la exposición a los lodos primarios digeridos. Por ultimo la aplicación de ácidos orgánicos destruyó en gran parte los huevos de <i>Ascaris</i> y <i>Moniezia</i> (96% y 60% respectivamente) pero no así los de <i>Fasciola</i> .

Tabla 25. HISTORIA DE ARTE DE LA ESTABILIZACIÓN ÁCIDA (CONT.)

1986 Wortman y Colaboradores	Analizaron la exposición de cepas de <i>Escherichia coli</i> a residuos ácidos provenientes de la actividad minera y evaluaron los cambios morfológicos mediante microscopía avanzada y espectrometría de rayos X. Los residuos ácidos contenían altas concentraciones de metales (principalmente aluminio y hierro) y ácido sulfúrico. El pH de la solución se encontraba en 3.02 unidades y la temperatura en 16.1 °C. Las células expuestas al residuo ácido presentaron diferencias significativas en cuanto a su longitud, ancho y volumen comparadas con las células de control. De igual modo, mostraron daños en la membrana exterior y pérdidas de citoplasma así como lisis después de la exposición. En general las bacterias jóvenes sufrieron mayores cambios y daños que las bacterias adultas.
1992 Blais y Colaboradores	Reportó un proceso de acidificación. Este consiste en la oxidación del azufre contenido en el lodo por medio de bacterias nativas del mismo. El ácido sulfúrico así producido disminuye el pH hasta menos de 2.5 unidades con lo que se logran remociones de 3 unidades logarítmicas o más en el caso de coliformes fecales. Los autores reportaron una marcada solubilización de metales como cadmio, cobre y manganeso y sugieren que el lodo con alto contenido de azufre puede llegar a acidificar los suelos.
1996 Meunier y Colaboradores	Estudiaron la reducción de sólidos totales y volátiles en los lodos residuales mediante la acidificación de los mismos con ácido sulfúrico a un pH de 2 a 2.5 unidades. Se demostró que la aplicación del ácido provoca una rápida hidrólisis y mineralización de la biomasa con una consiguiente reducción de sólidos en el lodo. Las reducciones alcanzadas fueron de hasta 43.3 y 54.4% para sólidos totales y volátiles respectivamente.

En resumen a continuación se muestra una tabla comparativa de los tratamientos no convencionales de lodos residuales.

Tabla 26. COMPARATIVA DE LOS TRATAMIENTOS DE LODOS RESIDUALES NO CONVENCIONALES EN CUANTO A LA REMOCIÓN DE PATÓGENOS

Tipo de proceso	Factores letales	Bacteria	Virus	Huevos de helmintos (viabilidad)	Esporas	Producto estable	Observaciones
Estabilización con cal	Alto pH y/o libre de amoníaco						
Cal apagada	pH arriba de 12	☺	☺ / ☺	☺	¿?	Bueno si el pH permanece > 10	Inefectivo para algunos huevos de helminto (<i>Taenia</i>) puede ser destruida a altos pH.
Cal viva	Calor por arriba de 80 °C	☺	☺	☺			
Pasteurización	Calor T= 70 °C a 30 min.	☺	☺	☺	☺	Bueno si es Post-pasteurización	Tiene que ser combinada con la estabilización
Acidificación	Dosis de PAA* 1000 ppm	☺	¿?	☺	¿?	Bueno si existe un buen mezclado y tiempo de contacto de 30 min.	Continua en desarrollo.
Irradiación	Radiación a 300 Krad.	☺	☺	☺	☺	Variable	Tiene que ser combinada con la estabilización

☺ Bueno

☺ Moderado

☺ Pobre

¿? No hay datos

*Ácido peracético

Fuente: Bruce, 1984

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

3.1 Métodos de Disposición

La evacuación final de residuos sólidos, semisólidos (lodos) y contaminantes concentrados separados del agua residual, ha sido y continúa siendo unos de los problemas más complejos y costosos en el ámbito de la ingeniería de las aguas residuales.

La disposición de los lodos surge como consecuencia de los grandes volúmenes de lodo que se empezaron a generar con la aparición de métodos de tratamiento de aguas residuales más modernos y eficientes.

Según el proceso de tratamiento al que se hayan sometido los lodos crudos, dependerán las características físicas, químicas y biológicas. La importancia de las propiedades radica en el estudio previo que demuestre la viabilidad así como su superioridad sobre los demás métodos para disponer el lodo de una manera económica y segura. A continuación se describen de forma general sólo los métodos de disposición más usados a través del tiempo que son: la incineración, vertidos al mar, producción de biosólidos (evacuación a cultivos) y disposición en rellenos sanitarios (Tabla 27).

Tabla 27. DATOS SOBRE LOS MÉTODOS DE EVACUACIÓN DEL LODO EN ESTADOS UNIDOS DE AMERICA

Método utilizado	Porcentaje de plantas según su tamaño (m ³ /día)		
	<3.800	3.800-38.000	>38.000
Aplicación al terreno	39	39	21
Evacuación a vertederos controlados (rellenos sanitarios)			
Incineración	31	35	12
Distribución y comercialización	1	1	32
Vertidos al mar	11	13	19
Otros	1	0	4
	17	12	12
Total	100	100	100

Fuente: Metcalf & Eddy., 1997

Métodos de aplicación

La aplicación dependerá de las características físicas del lodo (líquido y deshidratado). La aplicación del lodo en estado líquido es una buena opción ya que no es necesario llevar a cabo procesos de deshidratación y el transporte del lodo se puede realizar por bombeo. Las concentraciones típicas de los lodos aplicados al terreno en estado líquido varían entre el 1 y 10%.

Aplicación del lodo deshidratado

La aplicación del lodo deshidratado es similar a la aplicación de abonos de animales semisólidos. Las concentraciones típicas del lodo deshidratado aplicado al terreno suelen variar ente el 15 y 30%.

Relleno Sanitario

En el interior del relleno sanitario se llevan a cabo diversos procesos que alteran los residuos. Dichos procesos incluyen la descomposición biológica, la oxidación química, el transporte de sedimentos y la disolución de materiales. En general si las condiciones del sitio lo permiten, la mayor parte de los

sólidos producidos en una planta de tratamiento (lodos y arenas) pueden ser dispuestos en un relleno sanitario. Por lo general se requiere que los lodos sean desaguados para poder ser enviados al relleno con objeto de disminuir el volumen requerido así como la generación de productos lixiviados. A su vez si en México se tuviera la legislación vigente, se puede o no requerir que los lodos enviados al relleno sanitario sean estabilizados previamente para disminuir los riesgos de contaminación por patógenos.

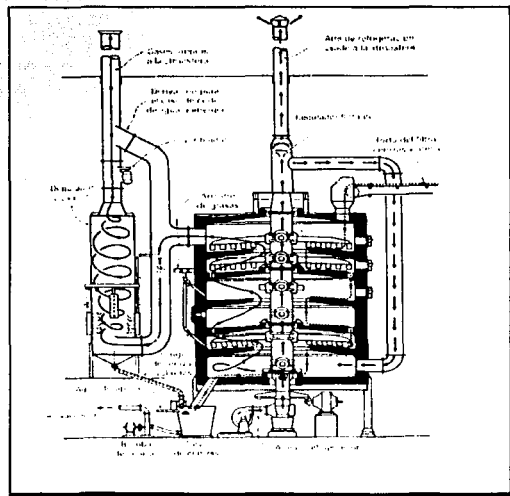
Para la selección del sitio de disposición se deben analizar las condiciones del suelo, el nivel freático, la ubicación con respecto a las áreas pobladas, distancia de las plantas de tratamiento y uso futuro del suelo en las áreas circundantes. Las condiciones del suelo deben ser tales que el biogás, los lixiviados y los escurrimientos no causen problemas de contaminación, olores o riesgos a la salud. Una vez cerrado el relleno sanitario se puede usar como parque público con las instalaciones que no se vean afectadas por el hundimiento del suelo.

Incineración de lodos

Se emplea con frecuencia en países desarrollados, sin embargo ha caído en desuso junto con el método de disposición al océano, debido al alto costo de energía requerido para incinerar los lodos y a las restricciones en la legislación para disponer el lodo al mar (Jiménez, 1997).

La incineración de los lodos incluye la deshidratación (350 ° C), seguida de la combustión (650 – 750 °C). El proceso se lleva a cabo alimentando un exceso de aire (de 35 a 100 % mayor que el requerimiento estequimétrico) para asegurar la combustión completa y disminuir el escape de compuestos que produzcan olores. Sin embargo, al alimentar un exceso de aire se disminuye la temperatura e incrementa las pérdidas de calor, lo cual puede disminuir en función del equipo que se utilice (Jiménez *et al.*, 1997). Para que se mantenga una combustión auto sostenida se requiere que el lodo contenga al menos 35% de sólidos orgánicos (Viessman y Hammer, 1993), sin embargo si el lodo contiene menos de 15% de sólidos, no se considera apto para la incineración (Krieth, 1994). Los procesos de reducción térmica, son de cuatro tipos. Incineración en hornos de usos múltiples, Incineración en hornos de lecho fluidificado, Co-incineración y Oxidación por vía húmeda.

Figura 29. INCINERADOR DE PISOS MÚLTIPLES



Fuente: Metcalf & Eddy., 1997

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

En la siguiente tabla se muestra las ventajas y desventajas de este proceso en general.

Tabla 28. PRINCIPALES VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL PROCESO DE INCINERACIÓN

Ventajas	Desventajas
Reducción en el volumen y peso de los lodos y por ende se requiere de un área.	El costo de inversión es muy alto.
La reducción es inmediata sin requerir de largos periodos de residencia.	Se requiere personal capacitado.
La incineración se puede llevar a cabo en el mismo sitio sin necesidad de transportar los lodos grandes distancias	Se requiere combustible para iniciar el proceso.
Las emisiones pueden ser controladas con equipos anticontaminantes para disminuir el impacto en la atmósfera.	
Las cenizas residuales son por lo general estériles e inertes.	

Distribución y comercialización

Se estima que la cantidad de lodo evacuada por la distribución y comercialización, este en proporción al tamaño de la planta. El lodo que se vende es utilizado como sustituto de turbas y capas superficiales de abono en céspedes, campos de golf, parques y jardines botánicos y ornamentales.

Descargas al mar

En el pasado se han utilizado descargas de los lodos al océano generalmente en plantas de tratamiento de ciudades costeras. Para lograrlo, el lodo líquido puede ser bombeado a través de tuberías que descargan mar adentro o en el caso de que se maneje lodo desaguado, este puede ser transportado en barcas y descargado al mar. Sin embargo, esta práctica está cayendo en desuso debido a la degradación de las aguas recreativas, al incremento en la cantidad de sólidos en el fondo del mar y a la potencial toxicidad de la vida acuática.

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Este capítulo se propone orientar sobre el contenido técnico que debe considerar al normar el tratamiento de lodos y favorecer su reuso. Particularmente se tomó como referencia la normatividad de los Estados Unidos Americanos, debido a la cobertura, desarrollo y experiencia de sus decretos.

4.1 Normatividad en México

En nuestro país la ley ambiental, federal y estatal, acerca del tratamiento, manejo y disposición de lodos es escasa, de tal forma que hasta ahora no hay norma que especifique el límite máximo permitido de contaminantes en los lodos residuales (Anteproyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-004-ECOL-1998). Sólo con base a la reglamentación vigente puede afirmarse que los lodos provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales, son considerados como residuos peligrosos (NOM-052-ECOL-1993). En la Tabla 29 se muestra brevemente las normas que aluden a los lodos residuales.

Tabla 29. BREVE ANÁLISIS DE LOS REGLAMENTOS AMBIENTALES QUE APLICAN PARA SÓLIDOS DE AGUAS RESIDUALES.

Norma	Resumen
Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al ambiente	Dentro de los puntos que hacen mención a los lodos, se encuentran las secciones de prevención y control de la contaminación de aguas epicontinentales o marinas de suelos. La ley señala a las autoridades responsables de otorgar permisos y autorizaciones, de restringir o bien de establecer los parámetros y los criterios limitantes para utilizar a las aguas y suelos nacionales como <u>contenedores finales de diferentes tipos de residuos.</u>
Norma Oficial Mexicana: NOM-052-ECOL-1993	Establece las características de los residuos peligrosos, presenta un listado de los mismos y los límites de toxicidad al ambiente. De acuerdo con esta norma son residuos peligrosos los lodos residuales y lodos industriales provenientes de las industrias: textil , galvanoplastia, químico farmacéutica, electroquímica, de la <u>producción de pinturas entre otras.</u>
Norma Oficial Mexicana: NOM-055-ECOL-1996	Establece los requisitos que deben reunir los sitios que se destinarán para un confinamiento controlado y a la instalación de centros integrales para el de residuos industriales peligrosos
Norma Oficial Mexicana: NOM-001-ECOL-1996	Establece los límites máximos permisibles de contaminantes de descargas de aguas residuales, Los lodos se mencionan únicamente en el anexo i de esta norma, donde se presenta la técnica para llevar a cabo la determinación de los huevos de helmintos, lo cual es aplicable a lodos.
Anteproyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-004-ECOL-1998	Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para los lodos provenientes del tratamiento de las aguas residuales para su disposición y su aprovechamiento. Agosto de 1998

4.2 Normatividad en los Estados Unidos

La Agencia de Protección al Ambiente de los Estados Unidos de Norteamérica (U.S, EPA) diseñó la regulación 40 CFR 503, publicada en febrero de 1993, sobre los sólidos de aguas residuales, la cual es de las más completas del mundo (Jiménez *et al.*, 1997), por lo que será modelo fundamental para estructurar la norma nacional. Así la reglamentación en materia de lodos residuales municipales, se rige por el Apartado 503 "Estándares para el uso o Disposición de Lodos Residuales".

La regulación 503 incluye 5 apartados: estipulaciones generales, y requerimientos para la aplicación a suelos, disposición superficial, reducción de los patógenos y la atracción de vectores, e incineración.

4.2.1 Apartado A

Establece los lineamientos generales sobre los propósitos, la aplicabilidad, la obligatoriedad, periodos de cumplimiento y exclusiones de la regla.

4.2.2 Apartado B

Establece lineamientos específicos sobre la aplicación de biosólidos en suelos con la finalidad de beneficiarlos. Entre los lineamientos que norma son los siguientes:

Concentración de metales pesados en los biosólidos y su tasa de carga anual o acumulativa en el suelo.

Los límites máximos permisibles de metales contenidos en los biosólidos se muestran en la Tabla 30. sin embargo, también se deben de cumplir otras restricciones en el contenido de ellos dependiendo de la forma de manejo de los biosólidos.

Tabla 30. LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE METALES CONTENIDOS EN BIOSÓLIDOS.

Contaminante	Limites máximos de contaminantes contenidos en los biosólidos
	(mg/kg) ^a
Arsénico	75.000
Cadmio	85.000
Cobre	4,300
Plomo	840.000
Mercurio	57.000
Molibdeno ^b	75.000
Níquel	420.000
Selenio	100.000
Zinc	7,500.000

^a Peso seco

^b Enmienda (1994)

Fuente: EPA 1996

Cuando los biosólidos son aplicados en terreno, además de no rebasar los límites de la tabla anterior, deben cumplir con los valores de contaminantes que se muestran en la tabla siguiente.

Tabla 31. LIMITE DE CONTAMINANTES PARA BIOSÓLIDOS APLICADOS EN EL SUELO.

1	2	3	4
Contaminante	Carga acumulativa de contaminante (Kg/ha)	Concentración promedio mensual (mg/Kg) ^a	Carga acumulativa de contaminantes (Kg/ha/año)
Arsénico	41,000	41,000	2,0
Cadmio	39,000	39,000	1,9
Cobre	1,500	1,500	75
Plomo	300.000	300,000	15
Mercurio	17.000	17,000	0,85
Molibdeno ^b	-	-	-
Níquel	420.000	420,000	21
Selenio	100.000	100,000	5
Zinc	2,800	2,800	140

^a Peso seco

^b Enmienda de 1994 del apartado 503

Fuente: EPA, 1996

Normatividad

Los valores de la columna cuatro se refieren a los contaminantes que pueden ser aplicados en un solo sitio durante un año. Como consecuencia se calcula la tasa global de biosólidos aplicados considerando cada uno de los contaminantes del cuadro siguiente:

Figura 30. PROCEDIMIENTO PARA CALCULAR LA CANTIDAD ANUAL DE BIOSÓLIDOS.

1. Analice la concentración © de cada uno de los metales.
2. Aplique la ecuación.

$$TAAT = \frac{CAnC}{C \cdot 0.001}$$

Donde

TAAT: Tasa de aplicación anual total (Ton biosólidos /ha/año)

CAnC: Tasa anual de aplicación de contaminante de la tabla 20.

(Kg contaminante/ha/año)

C: Concentración de contaminante (mg contaminante/ Kg de biosólido, peso seco)

0.001: Factor de conversión.

3. La TAAT que se emplea es la que resulta menor en el cálculo de todos los Contaminantes.

Reducción de organismos patógenos.

La efectividad de la reducción de organismos patógenos determina dos tipos de biosólidos: clase A o clase B.

Biosólidos Clase A

Los *requerimientos* para cumplir con esta clase, se agrupan en los siguientes puntos:

- La densidad de coliformes fecales tiene que ser menor que 1000 como Numero Más probable (NMP) por gramo de sólidos totales en base seca.
- La densidad de bacterias Salmonella spp, tiene que ser menor que de 3 NMP, por 4 gramos de sólidos totales en base seca.
- Menos de 1 virus entérico por 4 gramos de sólidos totales en base seca.
- Menos de 1 huevo de helminto por 4 gramos de sólidos totales en base seca.

Las opciones de *tratamientos* para lograr la clase A:

Tratamiento térmico: Esta alternativa aplica cuando se tienen regímenes específicos de tiempo y temperatura.

Tabla 32. RÉGIMEN DE TIEMPO TEMPERATURA PARA LA REDUCCIÓN DE PATÓGENOS DE LODOS CLASE A.

Régimen	Aplicado a :	Requerimiento
A	Biosólidos con 7% de sólidos o más (excepto los que cubre el régimen B)	La temperatura de los biosólidos deberá mantenerse a 50 °C o más, durante 20 minutos o más.
B	Biosólidos con 7% de sólidos o más en forma pequeñas partículas y calentados por contacto con cualquier gas o líquido inmisible.	La temperatura de los biosólidos deberá mantenerse a 50 °C o más, durante 15 segundos o más.
C	Biosólidos con menos del 7% de sólidos.	Calentados por lo menos 15 segundos pero no más de 30 minutos.

Fuente: EPA 1996.

Tabla 32. RÉGIMEN DE TIEMPO TEMPERATURA PARA LA REDUCCIÓN DE PATÓGENOS DE LODOS CLASE A. (CONT).

D	Biosólidos con menos de 7% de sólidos.	La temperatura de los biosólidos deberá mantenerse a 50 °C o más, con un número de contacto por los menos de 30 minutos o más.
---	--	--

Fuente: EPA 1996.

Tratamiento con altos niveles de pH y temperatura.

Las condiciones específicas son:

- Elevar el pH a más de 12 (medido a 25 °C) por 72 horas o más.
- Mantener la temperatura por arriba de 52 °C, por lo menos 12 horas durante el periodo en el que el pH es mayor a 12.
- El secado con aire deberá obtener un 50 % de sólidos después de elevar el pH durante un periodo de 72 horas.

Tratamiento con otros procesos conocidos

Si los otros procesos demuestran ser efectivos en un periodo continuo para controlar a los patógenos, para lo cual se debe obtener las siguientes concentraciones, y una vez que se apruebe el proceso se debe operar en las mismas condiciones que en los análisis de prueba:

- Los virus entéricos en los biosólidos después del tratamiento tienen que ser menor de 1 Unidad formadora de Placa (UFP) por 4 gramos de sólidos totales en base seca.
- Los huevos de helminto viables, después del tratamiento tienen que ser menor de 1 por 4 gramos de sólidos totales en base seca.

Tratamiento con procesos desconocidos

Los requerimientos para virus entéricos son equivalentes que en punto anterior, la diferencia es que la concentración de patógenos debe ser medida en cada lote de biosólidos que vaya a ser empleado o dispuesto.

Procesos que Reducen Sustancialmente los Patógenos (PRSuP)

En el cuadro siguiente se mencionan siete procesos.

Figura 31. PROCESOS QUE REDUCEN SUSTANCIALMENTE LOS PATÓGENOS PARA LA OBTENCIÓN DE BIOSÓLIDOS CLASE A.

Composta: En el contenedor o pila estática aireada, la temperatura del lodo se debe mantener a 55 °C o más por 3 días. Usando pila volteada (llamado surcos) la temperatura se mantiene a 55 °C o más, por 15 días o más con un mínimo de 5 volteos en el periodo que la temperatura es de 55 °C.

Secado con calor: El lodo debe ser secado por contacto directo o indirecto con gas caliente para reducir el contenido de humedad al 10 % o menos, la temperatura de las partículas del lodo o la temperatura de bulbo húmedo del gas en contacto con el lodo, debe ser superior a 80 °C.

Tratamiento térmico: El lodo líquido es calentado a 180 °C o más durante 30 min.

Normatividad

Figura 31. PROCESOS QUE REDUCEN SUSTANCIALMENTE LOS PATÓGENOS PARA LA OBTENCIÓN DE BIOSÓLIDOS CLASE A. (CONT.)

Digestión aerobia o anaerobia termofílica: El tiempo de residencia celular del lodo es de 10 días con una temperatura entre 55 y 60 °C.

Irradiación de rayos beta: El lodo es irradiado a dosis de por lo menos de 1.0 megarad a temperatura ambiente.

Irradiación rayos gamma: El lodo es irradiado con isótopos (cobalto 60 o cesio 137) en dosis de por lo menos de 1.0 megarad a temperatura ambiente.

Pasteurización: La temperatura del lodo es mantenida a 70 °C o más durante 30 minutos, o más.

Fuente: EPA, 1996

Procesos equivalentes a *PRSuP*: La EPA autoriza el uso de procesos equivalentes que demuestren la reducción de organismos patógenos y de recomendaciones para la aplicación de cada proceso.

Biosólidos Clase B

Se proponen tres opciones.

Opción 1. Monitoreo de Organismos Indicadores: Se requiere tomar 7 muestras del lodo tratado antes de usarlo o disponerlo, y la media geométrica de la densidad de coliformes fecales de estas muestras debe ser menor de 2 millones de UFC o NMP por gramo de biosólidos en base seca.

Opción 2. Tratamiento con procesos que reducen significativamente los patógenos (*PRSiP*):

En el siguiente cuadro se mencionan 5 procesos.

Figura 32. PROCESOS QUE REDUCEN SIGNIFICATIVAMENTE LOS PATÓGENOS PARA LA OBTENCIÓN DE BIOSÓLIDOS CLASE B.

Digestión aerobia: El lodo agitado con aire u oxígeno para mantener las condiciones aerobias. Para el tiempo de residencia celular y la temperatura son entre 40 días a 20 °C y 60 °C días a 15 °C.

Digestión anaerobia: El lodo tratado en ausencia de aire y las condiciones del tiempo de residencia celular y la temperatura son entre 15 días a 35 °C y 60 días a 20 °C.

Secado con aire: El lodo es secado en lechos de secado de arena o celdas por lo menos durante 3 meses, durante 2 o los 3 meses la temperatura promedio diaria debe ser superior a 0°C.

Elaboración de composta: En contenedor, pila estática aireada o en surcos la temperatura del lodo debe mantenerse a 40 °C o más por 5 días y en el transcurso de ese período a más de 55 °C durante 4 horas.

Estabilización con cal: Se agrega suficiente cal al lodo para mantener el pH a 12 después de 2 horas de contacto.

Fuente: EPA, 1996.

Opción 3. Tratamiento con procesos equivalentes a PRSIP: Admite otros procesos si se comprueba la efectividad, bajo los puntos de esta norma.

Reducción de la Atracción a los organismos vectores.

Los organismos vectores o transmisión de los patógenos incluyen moscas, mosquitos, pulgas, roedores y pájaros; por lo que controlar la atracción de éstos hacia los biosólidos disminuye el potencial de transmisión de enfermedades.

La EPA señala ocho opciones para reducir la atracción de organismos vectores a los biosólidos y cuatro para prevenir que los vectores entrén en contacto con éstos.

① **Disminución del contenido de sólidos volátiles en un 38 %.** Porcentaje que se obtiene mediante la digestión aerobia o anaerobia de los lodos y su posterior confinamiento en lechos de secado o lagunas, o bien, mediante la elaboración de composta.

② **Digestión adicional de los lodos digeridos anaerobiamente.** Cuando no se alcance una reducción del 38 % de sólidos volátiles en el lodo por digestión anaerobia, se acepta implementar una digestión anaerobia posterior de una muestra de dicho lodo en el laboratorio durante 40 días adicionales a una temperatura de 30 a 37 °C, y la reducción de sólidos volátiles es menor a 17 %.

③ **Digestión adicional de los digeridos aeróbicamente.** Cuando no se alcance una reducción del 38 % de sólidos volátiles en el lodo por digestión aerobia, se acepta implementar una digestión aerobia posterior de una muestra de dicho lodo, que contenga menos de 2 % de ST; en el laboratorio durante 30 días adicionales a 20 °C, es menor a 15 %.

④ **Tasa Específica de Consumo de oxígeno (TECO) para biosólidos digeridos aerobiamente.** La TECO es la masa de oxígeno consumida por unidad de tiempo y por unidad de masa de sólidos totales (peso seco) en los biosólidos, la reducción de en la atracción de vectores puede cumplirse, si los biosólidos son igual a 1.5 mg de O₂/h/g de sólidos totales en base seca, determinada a 20 °C.

⑤ **Procesos aerobios a temperaturas por arriba de los 40 °C.** El lodo debe ser tratado aeróbicamente por 14 días o más a una temperatura por arriba de los 40 °C, con un promedio de 45 °C.

⑥ **Adición de álcali.** Los biosólidos que han reducido adecuadamente la atracción de vectores, si se agrega suficiente cal para aumentar el pH por lo menos hasta 12, medido a 25 °C; y sin la adición de más álcali se mantienen el valor de pH por lo menos en 2 horas, y 11.5 también sin más álcali durante 22 horas.

⑦ **Reducción de la humedad en biosólidos que no contiene sólidos sin estabilizar.** El porcentaje de sólidos en el lodo que no contenga lodo primario crudo deberá ser igual o mayor a 75 %, antes de mezclar los lodos con otros materiales.

⑧ **Reducción en la humedad que contienen sólidos no estabilizados.** El porcentaje de sólidos en el lodo que contenga lodo primario crudo debe ser igual o mayor a 75 %, antes de mezclar los lodos con otros materiales.

1.2.3 Apartado C

Que establece los lineamientos específicos de aplicación superficial. Se consideran sitios de disposición superficial los siguientes: fosas diseñadas ex profeso para contener biosólidos, áreas excavadas que reciben biosólidos con alto contenido de agua a través de las tuberías, lodos deshidratados dispuestos en montones.

1.2.4 Apartado D

Que establece los lineamientos específicos y tecnologías requeridas para llevar a cabo la reducción de organismos patógenos y la atracción de organismos vectores.

1.2.5 Apartado E

Que establece lineamientos específicos para llevar a cabo la incineración de los biosólidos.

Capítulo 5

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Metodología

La fase experimental de la estabilización ácida que aquí se estructura es de carácter deductivo, cuya finalidad es encontrar un ácido que sea capaz de remover huevos helmintos y bacterias del lodo residual hasta obtener concentraciones en los que el lodo tratado pueda ser utilizado, según las norma 40 CFR en su apartado 503, desarrollado brevemente en el capítulo 4.

Un argumento oportuno del por qué, la estabilización ácida va orientada a reducir sólo contaminantes microbiológicos, es la procedencia de las aguas residuales. Que en este caso la Planta de tratamiento Primario Avanzado de San Pedro Atocpan correspondiente a la Delegación de Milpa Alta, en el Distrito Federal, cuya dirección es kilómetro 5 de la Carretera libre Xochimilco -Oaxtepec recibe el agua residual de comunidades de San Gregorio y de San Pablo y que por consiguiente el lodo residual que se genera y que se tomó como materia prima de este estudio tiene una baja concentración de metales pesados, mismos que la EPA ha regulado con valores límites (Tabla 33). Razón suficiente para que en esta fase preliminar se desprece la influencia de los ácidos sobre los metales pesados.

Tabla 33 COMPARATIVA DE LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE METALES CONTENIDOS EN BIOSÓLIDOS SEGÚN LA EPA Y BIOSÓLIDOS ESTABILIZADOS CON CAL PROVENIENTES DE LA PLANTA DE SAN PEDRO ATOCPAN

Contaminante	Contaminantes contenidos en biosólidos obtenidos mediante el tratamiento con cal (mg/kg) ^a	Límites máximos de contaminantes contenidos en los biosólidos (mg/kg) ^a
Arsénico	0.95	75
Cadmio	6.19	85
Cobre	93.3	4 300
Plomo	76	840
Mercurio	0.81	57
Molibdeno	<0.6	75
Níquel	25.3	420
Selenio	0.28	100
Zinc	1 663	7,500

^a Peso seco

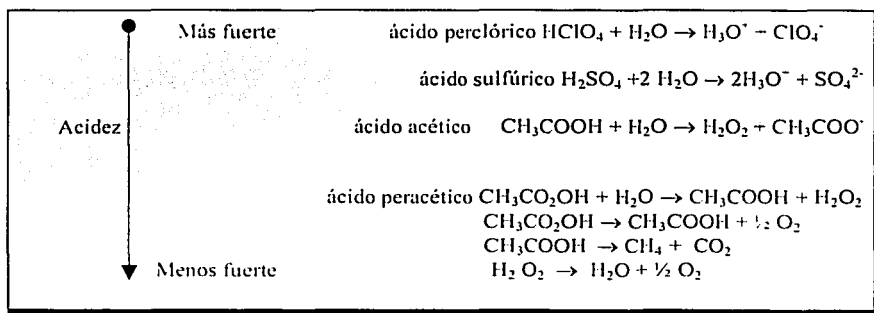
Fuente: García, 1999

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA 79

5.1 La elección del agente químico

Una orientación de gran ayuda para la elección de los ácidos es la referencia bibliográfica, así es como los estudios de Lynch y Fraser (ver tabla 25) nos dicen que los ácidos peracético y sulfúrico son componentes que al adicionarlos en diferentes pruebas al lodo residual en concentraciones bajas lo estabilizan o causan una disminución en la población de microorganismos Patógenos, razón suficiente para tomarlos como partida de este análisis experimental, sin embargo la dificultad para conseguir el ácido peracético en grado reactivo, sugiere la inclusión de dos ácidos cuyas características químicas sean similares a los anteriores, tales el caso del ácido acético con el ácido peracético y el ácido perclórico con el sulfúrico. Así es como se llega a la conclusión de hacer la experimentación con cuatro ácidos; dos considerados como fuertes y dos como débiles según se muestra la disociación de los mismos en la Figura 33.

Figura 33. ÁCIDOS FUERTES Y DÉBILES CON SUS RESPECTIVAS BASES CONJUGADAS



5.2 El muestreo y la dosificación

Las muestras de lodo residual fisicoquímico utilizadas para la estabilización ácida se tomaron de la planta de aguas residuales de San Pedro Actopan de la Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica del Gobierno del Distrito Federal. Básicamente la planta cuenta con un desbaste que recibe el agua residual (35 L/s) de las poblaciones de San Gregorio y de San Pablo. El agua es bombeada hacia el cárcamo y a la salida de éste se dosifica el sulfato de aluminio a una dosis de 66mg/L aproximadamente. El agua es enviada a dos tanques de sedimentación con un tiempo de retención de dos horas. Posteriormente el agua pasa por un sistema de filtros de arena y finalmente es conducida a un tanque clorador donde se lleva a cabo la desinfección antes de descargarla.

Los lodos generados son llevados de la purga de los sedimentadores hacia un espesador en los que permanecen un periodo aproximado de 15 días. Para la realización del trabajo experimental se colectaban 10 L de lodo residual proveniente de la purga del sedimentador que se encontraba operando los días de los muestreos (Tabla 34) y se transportaba hacia las instalaciones del Instituto de Ingeniería de la UNAM ubicado en Ciudad universitaria, Apartado postal 70-472, Delegación Coyoacan 04510, México D.F. para su estudio.

Tabla 34. FECHAS DE LA EXPERIMENTACIÓN Y LAS REPETICIONES DE LOS MISMOS

Soluciones / Repeticiones	% v/v	Fecha
Ac. Sulfúrico		
1 era vez	20 %	25/V/99
2 da vez	20 %	26/X/99
3 era vez	20 %	30/XI/99
Ac. Perclórico		
1 era vez	20 %	12/VI/99
2 da vez	20 %	26/X/99
3 era vez	20 %	30/XI/99
Ac. Peracético		
1 era vez	3,7 %	8/VI/99
2 da vez	3,7 %	12/VII/99
3 era vez	3,7 %	3/VIII/99
Ac. Acético		
1 era vez	50 %	22/VI/99
2 da vez	50 %	12/VII/99
3 era vez	50 %	3/VIII/99

La concentración más baja de la solución de ácido peracético se debió a que el producto comercial que se logró obtener contiene esa concentración de ácido por lo que no pudo utilizarse una concentración mayor. En el caso del ácido acético, la concentración empleada fue del 50 % debido a que es considerado como un ácido débil.

Las dosis de solución ácida empleadas en cada caso fueron propuestas por el equipo de trabajo tomando en consideración la apertura de la escala de valores de pH ácido y tomando en cuenta las características propias del lodo fisicoquímico (alto contenido de microorganismos), además de que no existen criterios estandarizados relacionados con el proceso.

5.5 caracterización

Se estudió la destrucción de coliformes fecales y huevos de helmintos mediante la aplicación de los ácidos; las pruebas se llevaron a cabo utilizando el equipo de Prueba de Jarras en el cual se puede controlar la velocidad de agitación de 0 a 320 rpm. En este caso se aplicó una velocidad de 320 rpm y tiempos de contacto de 30 minutos en todas las muestras. El volumen de muestra empleado fue de 1000 ml de lodo residual excepto en el ácido peracético en el cual se emplearon muestras de 800 ml debido a la alta producción de espuma al momento del mezclado.

Tabla 35. PROPIEDADES EVALUADAS

Parámetro	Caracterización	
	Inicio	Final
Físicos		
Sólidos totales (ST)	X	X
Potencial de hidrógeno (pH)	X	X
Biológicos		
Coliformes fecales	X	X
Huevos de Helmintos	X	X

Nota: En la página 83 se describen las técnicas aplicadas para la determinación de los parámetros analíticos.

5.4 Procedimiento experimental

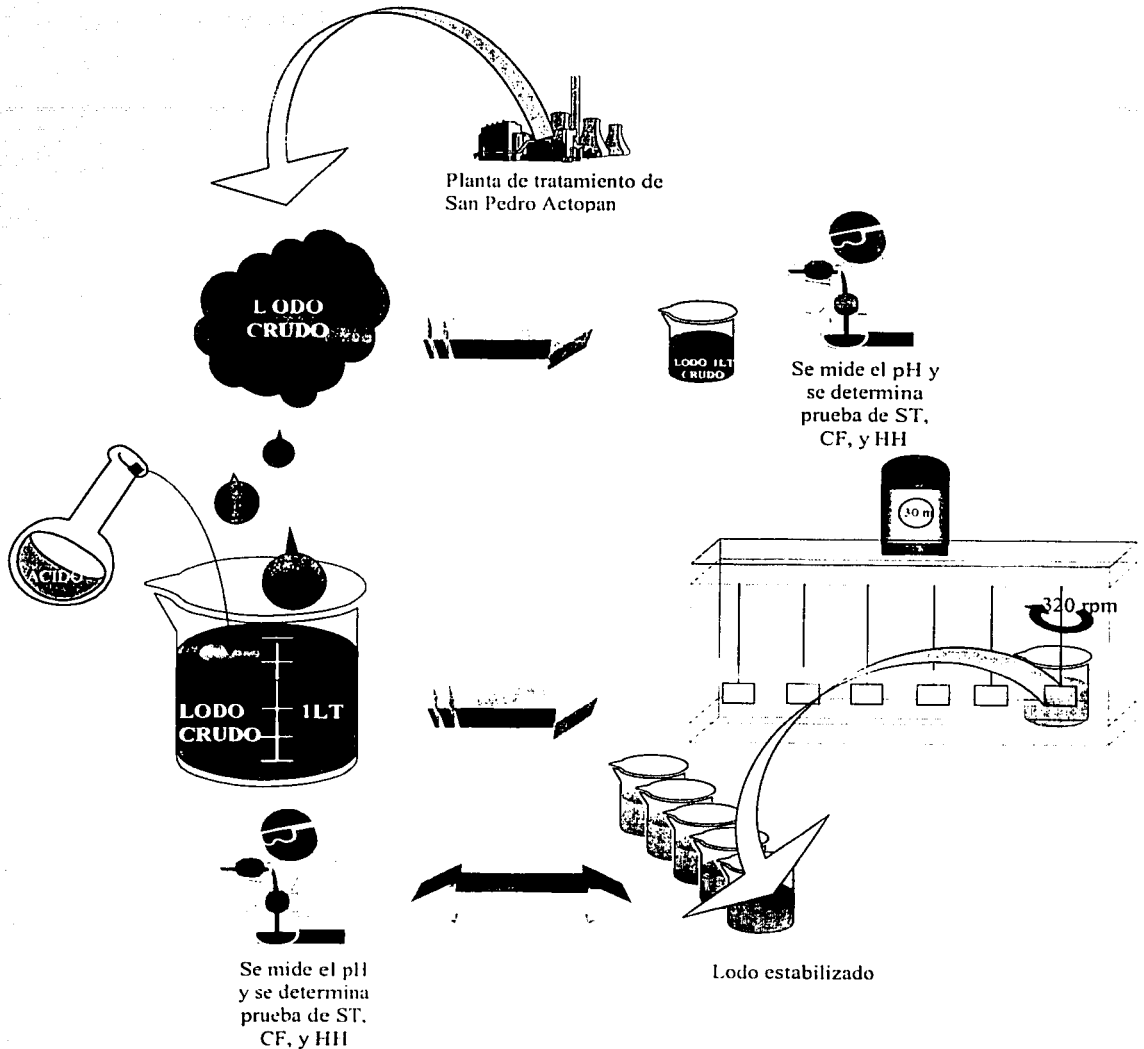
La eficiencia de los cuatro ácidos, se midió en términos de remoción de coliformes fecales y huevos de helminto, de tal forma que la dosis óptima de ácido fue determinada en función de los niveles de microorganismos según la norma para biosólidos clase A de la U.S.EPA (<3 NMP para coliformes y 1 HH/4 g de lodo en base seca) o biosólidos clase B (<2 000 000 NPM / g de lodo de base seca, para helmintos no específica).

Secuencia

1. Se preparará todo el equipo, material y reactivos para las técnicas (sólidos totales, coliformes fecales y huevos de helminto), junto con las soluciones de los ácidos.
2. Se recolectarán 10 lts de lodo crudo.
3. Se realizará una curva de equilibrio de pH vs volumen de ácido/ 1 litro de lodo. Cuando se utiliza ácido sulfúrico y perclórico.
4. Se iniciará la caracterización del lodo crudo siguiendo las técnicas para sólidos totales, coliformes fecales, salmonela (ver conclusiones) y huevos de helminto.
5. Se adicionará diferentes cantidades de ácido a un litro de lodo crudo.
6. Cada muestra de la mezcla será agitada a 320 rpm, en la prueba de jarras durante 30 minutos (la prueba de jarras consta de 6 vasos de 2L y 6 agitadores con hélices tipo abiertas).
7. A cada muestra se iniciará inmediatamente la determinación de sólidos totales, coliformes fecales y huevos de helmintos.
8. A las cuatro semanas se determinará la viabilidad de los huevos de helminto a cada muestra.

A continuación se ilustran los pasos anteriores.

Figura 34. ESQUEMA DE LA METODOLOGÍA



TESIS CON FALLA DE ORIGEN

En este capítulo se presentan los resultados del estudio de estabilización ácida. En el tratamiento de los resultados, se determinaron sólo tres parámetros básicos para la exploración objetiva de la estabilización del lodo residual; los sólidos totales, huevos de helmintos (HH) y coliformes fecales. Los sólidos totales nos arrojan resultados para realizar balances de masa que hacen referencia a los HH por gramo de materia seca, además los sólidos totales involucran los sólidos volátiles y fijos, razón de materia orgánica e inorgánica. En el caso de los helmintos, que por ser el principal problema en cuanto a patógenos en aguas y lodos residuales en México, deben de reflexionarse que tales características ampliamente explicadas en el capítulo 2, impiden que los tratamientos de lodo residual en el país puedan ubicarse como biosólidos clase A o B, si se hace referencia a las normas de la EPA (capítulo 4). Los coliformes fecales declaran otras especies de bacterias como Salmonela sp, de tal forma que al remover coliformes fecales, se reducen también Salmonela y sus diferentes especies, a niveles que según valores estimados para coliformes fecales por la EPA de 1000 NMP por gramo de sólidos totales, las bacterias no representan ningún riesgo para la salud humana.

Por razones económicas la base de la experimentación fue de tres ensayos para cada uno de los cuatro ácidos, con 6 diferentes dosis por concentración ácido. Las tres pruebas se ejecutaron en fechas diferentes con la intención de obtener muestras de lodo con diferentes sólidos totales. En cada una de estas fechas se determinaron parámetros de sólidos totales, coliformes fecales y huevos de helminto (conteo y viabilidad).

Siguiendo un esquema coherente de la metodología, a continuación se despliega la observación gráfica de los efectos de parámetros físicos de los cuatro ácidos, para continuar con los biológicos y concluir a manera de resumen todo lo expuesto (ventajas y desventajas) para los cuatro ácidos.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

6.1 Análisis del pH

La exploración empieza con la variación de pH, desde el pH del lodo crudo hasta 1, Dichos valores nos representan condiciones diferentes de hábitat para los microorganismos patógenos. Lógicamente es de esperar que a menores valores de pH se presenta una mayor remoción.

6.1.1 Ácido sulfúrico

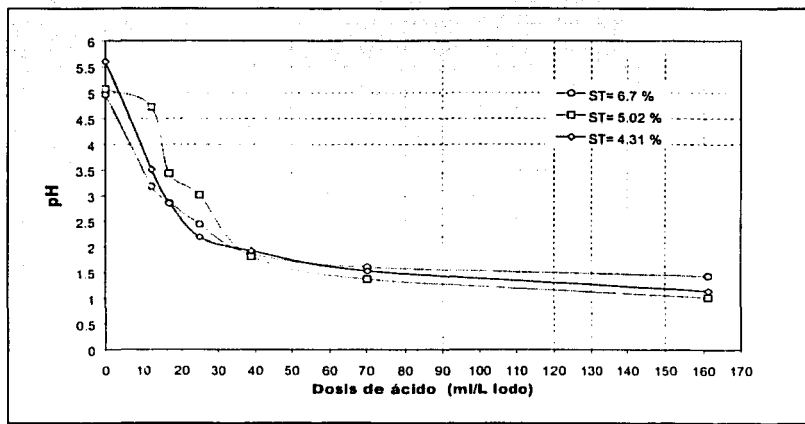
Es un ácido fuerte con un $pK_a = -3$, como consecuencia tiene un alto poder de oxidación y probabilidad de eliminación de patógenos. En la Tabla 36 se muestran datos de equilibrio de pH con diferentes dosis, tomando como base un litro de lodo residual.

Tabla 36. DATOS DE PH EN LODOS CON DIFERENTES DOSIS DE ÁCIDO SULFÚRICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES

Dosis de ácido sulfúrico al 20 % v/v (ml/L)	Valores de pH con diferentes sólidos totales B. S.		
	6.7 %	5.02 %	4.31 %
0.0	4.96	5.07	5.6
12.44	3.18	4.72	3.51
17.1	2.86	3.43	2.85
24.8	2.44	3.01	2.19
39.1	1.86	1.81	1.92
70.4	1.6	1.37	1.53
161.3	1.43	1.01	1.14

Elementalmente conforme aumenta la cantidad de iones hidronio en el lodo, se reporta un pH menor, no es tan fácil predecir si la humedad es una variable dependiente del pH, por que se debe de tomar en cuenta que la alcalinidad del lodo está en función de la naturaleza del agua residual y de la dosis del coagulante.

Figura 35. CURVAS DE PH VS DOSIS DE ÁCIDO SULFÚRICO AL 20 % V/V A DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES



6.1.2 Ácido perclórico

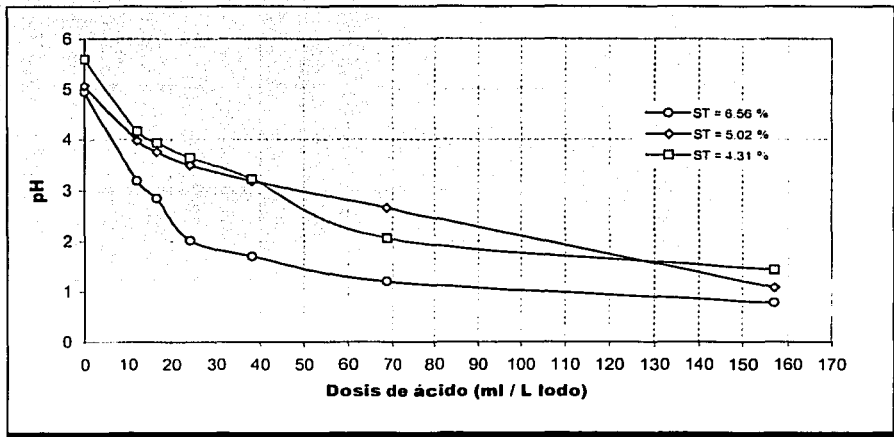
Es el ácido más fuerte con un $pK_a = -7$, la tabla siguiente se muestran datos de equilibrio de pH con diferentes dosis, tomando como base un litro de lodo residual:

Tabla 37. DATOS DE PH EN LODOS CON DIFERENTES DOSIS DE ÁCIDO PERCLÓRICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES

Dosis de ácido perclórico al 20 % v/v (ml/L)	Valores de pH con diferentes sólidos totales B. S.		
	6.56 %	5.02 %	4.31 %
0.0	4.95	5.07	5.6
12.2	3.19	3.98	4.17
16.7	2.84	3.76	3.94
24.2	2.01	3.5	3.65
38.2	1.7	3.18	3.22
68.6	1.2	2.65	2.05
156.9	0.78	1.08	1.43

A mayor cantidad de ácido en el lodo, se obtiene un pH menor, la gráfica que precisa mejor los resultados es la siguiente (Figura 36):

Figura 36. CURVAS DE PH VS DOSIS DE ÁCIDO PERCLÓRICO A TRES SÓLIDOS TOTALES



6.1.3 Ácido peracético

Es un ácido debil con un $pK_a = 4$, en la Tabla 38 se muestran datos de equilibrio de pH con diferentes dosis, tomando como base 800 ml de lodo residual. La razón por la cual se decidió cambiar el volumen es porque en el mercado sólo se encontró una solución de ácido peracético con un 95 % de peróxido, que al momento de agitarse y entrar en contacto con el lodo residual formaba una gran cantidad de espuma producto del oxígeno que se desprendía del peróxido.

Tabla 38. DATOS DE PH EN LODOS CON DIFERENTES DOSIS DE ÁCIDO PERACÉTICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES

**Dosis de ácido
Peracético al
3.7 % v/v**

(ml/L)

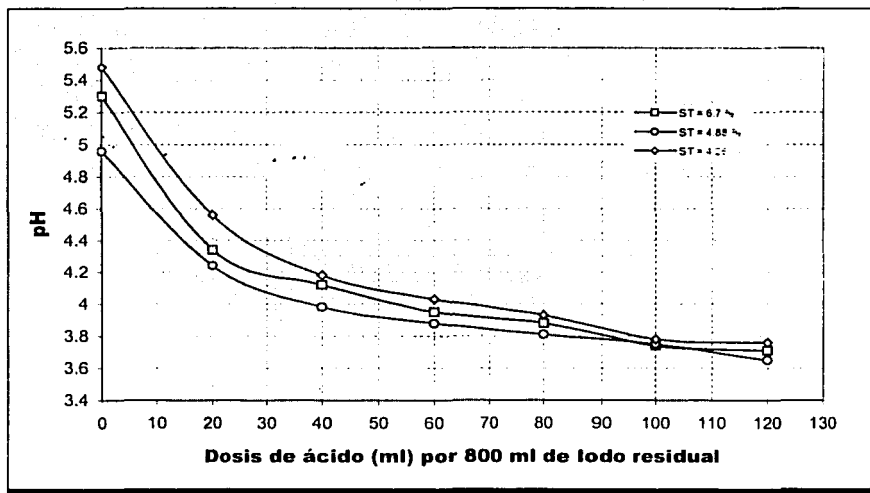
0.0
20
40
60
80
100
120

Valores de pH con diferentes sólidos totales B. S.

	6.7 %	4.88 %	4.26 %
	5.3	4.96	5.48
	4.34	4.24	4.56
	4.12	3.98	4.18
	3.95	3.88	4.03
	3.88	3.81	3.93
	3.74	3.75	3.78
	3.71	3.65	3.76

De igual forma que los demás ácidos a mayor cantidad de peracético en el lodo, se consigue un pH menor, sin embargo, el pH no desciende tanto como en las muestras de ácido sulfúrico y perclórico, lo cual podría ser benéfico si se pretende deshidratar los lodos posteriormente ya que los polímeros que se emplean operan generalmente a pH's de 4 a 11 unidades. En el caso del ácido peracético, el pH descendió ligeramente por debajo de las 4 unidades, lo cual probablemente permita la aplicación de dichos polímeros (Figura 37).

Figura 37. CURVAS DE PH VS DOSIS DE ÁCIDO PERACÉTICO A DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES



6.1.1 Ácido acético

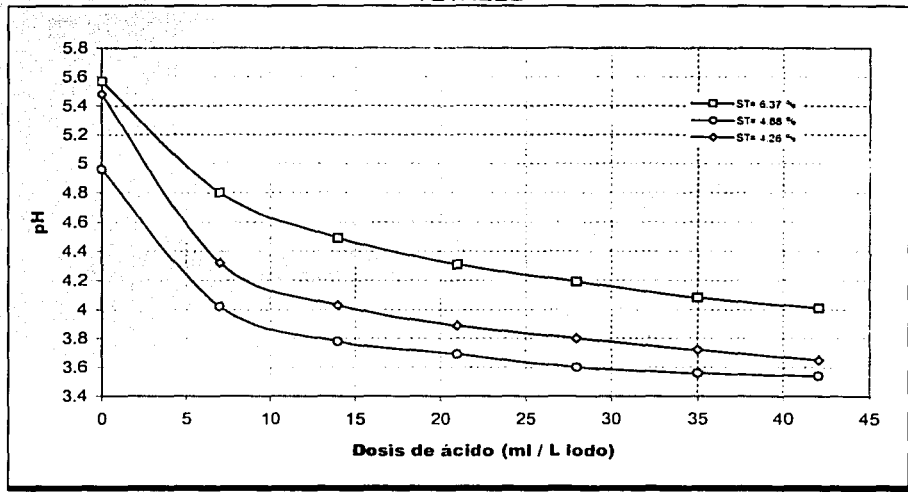
Es el ácido más débil con un $pK_a = 4.7$. En la Tabla 39 se muestran datos de equilibrio de pH con diferentes dosis, tomando como base 1000 ml de lodo residual.

Tabla 39. DATOS DE PH EN LODOS CON DIFERENTES DOSIS DE ÁCIDO ACÉTICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES

Dosis de ácido acético al 50 % v/v (ml/L)	Valores de pH con diferentes sólidos totales B. S.		
	6.37 %	4.88 %	4.26 %
0.0	5.57	4.96	5.48
7	4.8	4.02	4.32
14	4.49	3.78	4.03
21	4.31	3.69	3.89
28	4.19	3.6	3.8
35	4.08	3.56	3.72
42	4.01	3.54	3.65

Al igual que en el caso del ácido peracético, el pH descendió ligeramente por debajo de las cuatro unidades permitiendo muy probablemente el acondicionamiento y deshidratación del lodo empleando polímeros (Figura 38).

Figura 38. CURVAS DE PH VS DOSIS DE ÁCIDO ACÉTICO A DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES



6.2 Análisis de los parámetros microbiológicos (Coliformes fecales)

6.2.1 Ácido sulfúrico

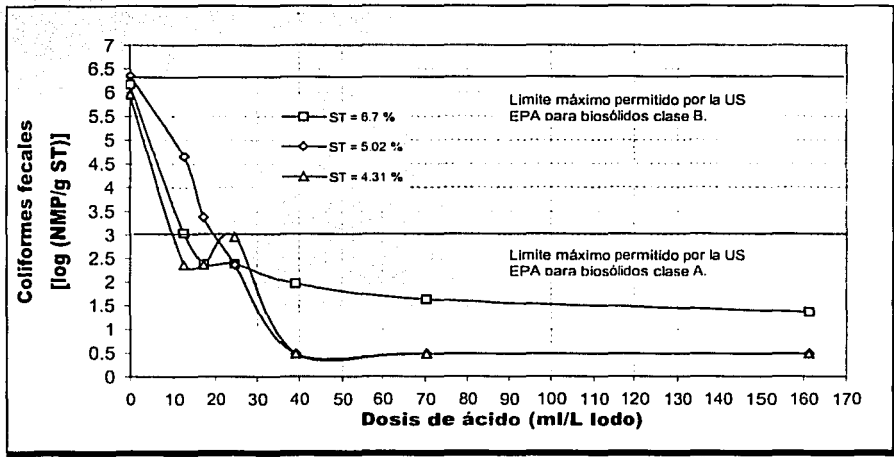
Tomando como criterio el pH, se concretó que con las dosis escogidas es posible aproximar al pH a 1, valor suficientemente bajo como para esperar que se reduzcan los coliformes fecales por debajo del límite establecido por la US EPA. En la Tabla 40 se muestran datos del logaritmo de los coliformes vs dosis de ácido sulfúrico, tomando como base un litro de lodo residual.

Tabla 40. DENSIDAD DE COLIFORMES FECALES A DIFERENTES DOSIS DE ÁCIDO SULFÚRICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES

Dosis de ácido Sulfúrico al 20 %v/v (ml/L)	Valores de Log de coliformes fecales [Log (NMP/g ST B. S.)]			PH
	6.7 %	5.02 %	4.31 %	Promedio
0.0	6.17	6.36	5.95	5.21
12.44	3.04	4.66	2.36	3.80
17.1	2.38	3.38	2.36	3.04
24.8	2.38	2.36	2.95	2.54
39.1	1.96	0.47	0.47	1.86
70.4	1.63	0.47	0.47	1.50
161.3	1.36	0.47	0.47	1.19

Conforme aumenta la cantidad de sulfúrico en el lodo, se consigue una disminución mayor, esta remoción se da a un pH menor de 1.86, las dosis de ácido que destruyen los coliformes hasta los límites para biosólidos clase A corresponden al número 3 como logaritmo y biosólidos clase B igual a 6.30. En la Figura 39 se esclarecen más los resultados.

Figura 39. CURVA DE COLIFORMES FECALES VS DOSIS DE ÁCIDO SULFÚRICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES



En el esquema anterior se demuestra que con dosis iguales o menores a 24.8 ml, para las tres fechas, es posible producir en biosólidos clase A, y con dosis de 12.44 ml, se obtiene biosólidos clase B, tomando como base los coliformes fecales.

De acuerdo con la Figura 39, de las dosis que fueron aplicadas en la experimentación, la óptima para producir biosólidos clase A es de 17.1 ml de ácido sulfúrico con pH=3.03 y de 12.44 ml/L para biosólidos clase B con pH=3.74.

6.2.2 Ácido perclórico

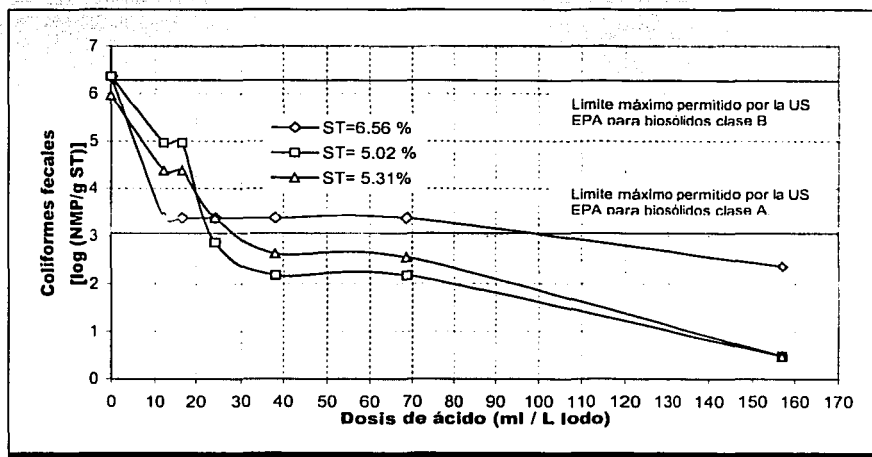
La Tabla 41 presenta los resultados de coliformes fecales en las muestras tratadas con ácido perclórico.

Tabla 41. DENSIDAD DE COLIFORMES FECALES A DIFERENTES DOSIS, DE ÁCIDO PERCLÓRICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES

Dosis de ácido Perclórico ml 20 %v/v	Valores de Log de coliformes fecales [Log (NMP/g ST B. S.)]			pH
(ml/L)	4.31 %	5.02 %	6.56%	Promedio
0.0	5.95	6.36	6.35	5.20
12.2	4.38	4.96	3.38	3.44
16.7	4.38	4.96	3.38	3.51
24.2	3.38	2.86	3.38	3.05
38.2	2.63	2.17	3.38	2.70
68.6	2.55	2.17	3.38	1.96
156.9	0.47	0.47	2.36	1.09

En conjunto las fechas que nos presentan una dosis de ácido perclórico que reduce los coliformes en el lodo residual, es de 156.9 ml, y pH aproximadamente igual a 1, si lo colocamos como para biosólidos clase A y para biosólidos clase B, dosis de 12.2 ml, con pH aproximado de 3.77 (Figura 40).

Figura 40. CURVA DE COLIFORMES FECALES VS DOSIS DE ÁCIDO PERCLÓRICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES



Concretando las dosis de remoción de coliformes para biosólidos clase A es de 38.2 ml del ácido perclórico con pH promedio de 2.7 y de 12.2 para biosólidos clase B con pH promedio de 3.78.

6.2.3 ácido peracético

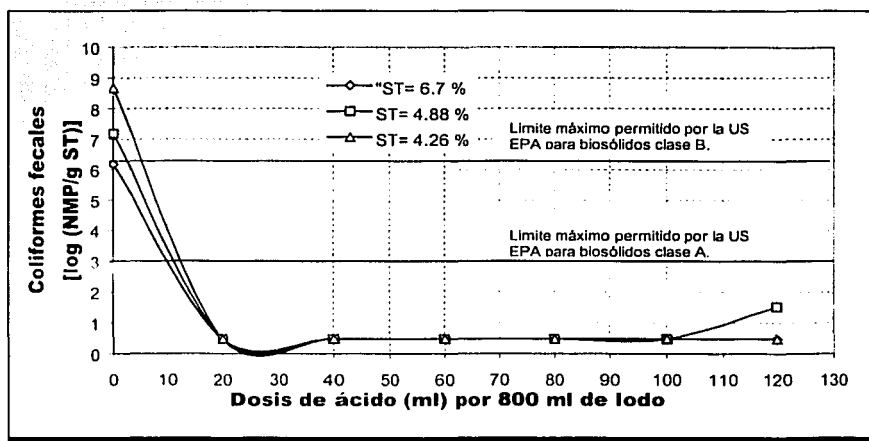
Se analiza los resultados con objeto de obtener dosis y pH, para 800 ml de lodo. (Tabla 42).

Tabla 42. DENSIDAD DE COLIFORMES FECALES A DOSIS DE ÁCIDO PERACÉTICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES

Dosis de ácido Peracético al 3.7 % v/v (ml/L)	Valores de Log de coliformes fecales [Log (NMP/g ST B. S.)]			pH
	4.26 %	6.7 %	4.88 %	
0	8.66	6.17	7.17	5.24
20	0.47	0.47	0.47	4.38
40	0.47	0.47	0.47	4.09
60	0.47	0.47	0.47	3.95
80	0.47	0.47	0.47	3.87
100	0.47	0.47	0.47	3.75
120	0.47	0.47	1.51	3.70

Se subraya de inmediato la eficacia del ácido peracético para eliminar coliformes fecales de una forma abrumadora que desde 20 ml de ácido se alcanza los biosólidos A y B inicialmente con un pH= 4.44, la Figura que ilustra los resultados se muestra a continuación.

Figura 41. CURVA DE COLIFORMES FECALES VS DOSIS DE ÁCIDO PERACÉTICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES



Lo que se aprecia de la figura anterior es que aun con dosis de 20 ml, es una dosis sobrada tal vez con 13 ml se rebasa la norma para biosólidos clase A y además demuestra que aunque el pH no es bajo, este ácido tiene una poder mayor de eliminación de bacterias que los ácidos anteriores.

Las dosis de reducción de coliformes para biosólidos clase A y B es de 20 ml del ácido peracético con pH aproximadamente de 4.38.

6.2.1 Ácido acético

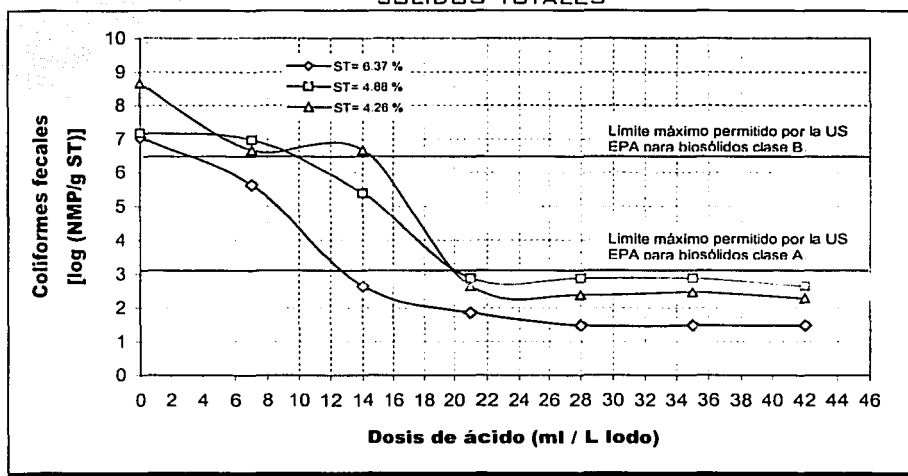
La comparación de pH y los resultados de desinfección usando el ácido acético se aprecia en la Tabla 43.

Tabla 43. DENSIDAD DE COLIFORMES FECALES A DOSIS DE ÁCIDO ACÉTICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES

Dosis de ácido acético al 3.7 % v/v (ml/L)	Valores de Log de coliformes fecales [Log (NMP/g ST B. S.)]			pH
	6.37 %	4.88 %	4.26 %	
0	7.04	7.17	8.66	5.34
7	5.63	6.96	6.66	4.38
14	2.63	5.38	6.66	4.10
21	1.86	2.87	2.63	3.96
28	1.47	2.87	2.38	3.86
35	1.47	2.87	2.46	3.78
42	1.47	2.63	2.27	3.73

El acético no muestra una eliminación tan acentuada de coliformes fecales, sin embargo, basta con 21 ml que producen un pH desde 4.19 hasta 3.69 para lograr la clasificación de biosólidos clase A y B según la EPA (Figura 42).

Figura 42. COLIFORMES FECALES VS DOSIS DE ÁCIDO ACÉTICO Y DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES



Con 21 ml y un pH= 3.96, se remueve coliformes fecales a valores inferiores de 1000 NMP/g ST límite mínimo para biosólidos clase A, que sugiere la EPA.

6.3 Huevos de Helminthos

6.3.1 Ácido sulfúrico

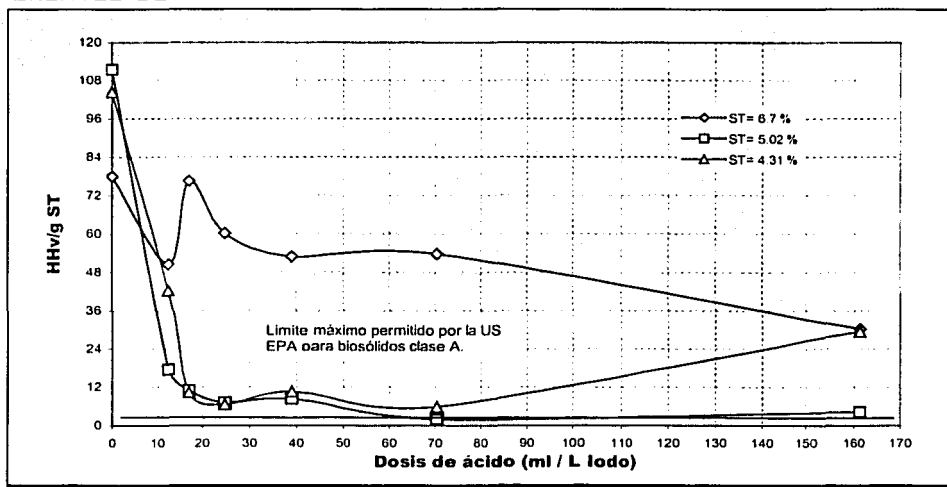
Si retomamos resultados anteriores como desempeño del ácido para con esta prueba se puede decir que la probabilidad de eliminar casi el 100 % de huevos de helminthos es baja ya que los helminthos son mucho más resistentes que las bacterias (Tabla 44).

Tabla 44. NÚMERO DE HHV/G ST CON DOSIS CRECIENTES DE ÁCIDO SULFÚRICO PARA DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES.

Dosis de ácido Sulfúrico al 20 % v/v (ml/L)	Valores de HHv/g ST B. S.			Coliformes Fecales Log (NMP/g ST B. S)	pH
	6.7 %	5.02 %	4.31 %	Promedio	Promedio
0.0	78.0	111.54	104.43	6.16	5.21
12.44	50.5	17.50	42.39	3.35	3.80
17.1	76.5	11.04	10.42	2.70	3.04
24.8	60.3	7.27	6.66	2.56	2.52
39.1	53.0	8.38	10.64	0.96	1.86
70.4	53.8	1.96	5.83	0.85	1.50
161.3	30.3	4.20	29.46	0.76	1.19

Los resultados obtenidos dan muestra de lo inconstante que es la determinación de huevos de helminto en el lodo residual tratado. En razón del pH la existencia mayor de 4 huevos de helmintos a valores menores de dos, queda descartado el sulfúrico determinadamente para la clasificación de biosólidos clase A que fija la U.S. EPA (Figura 43).

Figura 43. HUEVOS DE HELMINTOS VIABLES VS DOSIS DE ÁCIDO SULFÚRICO A DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES



6.3.2 ácido perclórico

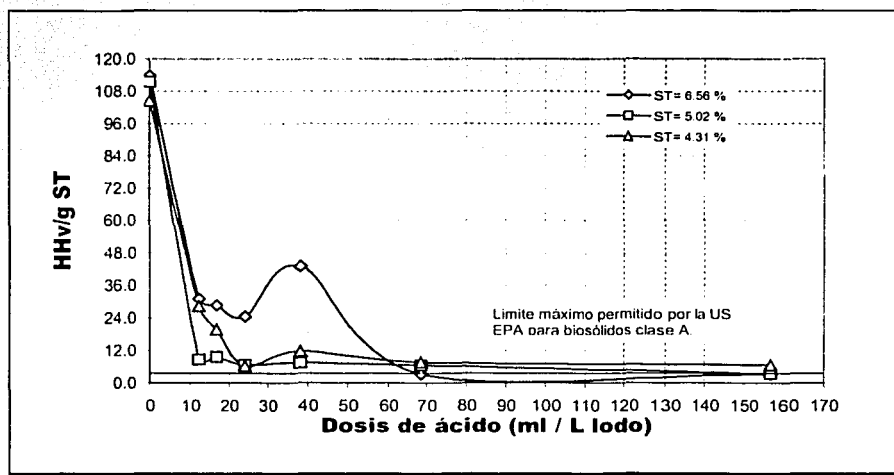
Se espera remoción de helmintos a bajas dosis con todo y los datos reportados anteriormente de coliformes fecales en donde la segunda dosis de 16.7 ml ya adquiría la clasificación A de biosólidos.

Tabla 45. NÚMERO DE HHV/g ST CON DOSIS CRECIENTES DE ÁCIDO PERCLÓRICO PARA DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES

Dosis de ácido Perclórico al 20 % v/v	Valores de HHv/g ST B. S.			Coliformes Fecales Log (NMP/g ST B. S.)	pH
(ml/L)	4.31 %	5.02 %	6.56 %	Promedio	Promedio
0.0	104.43	111.54	113.8	6.22	5.20
12.2	28.46	8.74	31.0	4.24	3.44
16.7	19.87	9.68	28.8	4.24	3.51
24.2	6.32	6.72	24.5	3.20	3.05
38.2	11.87	7.48	43.0	2.72	2.70
68.6	7.73	6.56	3.3	2.70	1.96
156.9	6.72	3.36	3.3	1.1	1.09

Aún con dosis altas ácido, pH menores de uno no se alcanza a destruir los huevos de parásitos hasta los 4 HHv/g ST recomendados por la EPA para los tres sólidos totales, parece que el pH no es una condición de eliminación de helmintos ya que el perclórico es el ácido que consigue pH menores de uno, condición extrema para la mayoría de los microorganismos. De cualquier forma el ácido perclórico queda excluido para la obtención de biosólidos clase A (Figura 44).

Figura 44. HUEVOS DE HELMINTOS VIABLES VS DOSIS DE ÁCIDO PERCLÓRICO PARA DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES



6.3.3 ácido peracético

Los antecedentes del ácido peracético en el lodo residual, tales como en la bibliografía y en ensayos anteriores, fue el idóneo para eliminar la densidad de coliformes fecales de una forma categórica con respecto a los demás ácidos tanto orgánicos como inorgánicos, no obstante ahora correspondería analizar la interacción del mismo con los huevos de helminto, es trascendental mencionar que sólo se reportan datos de viabilidad, elementalmente es una medida relativa que nos

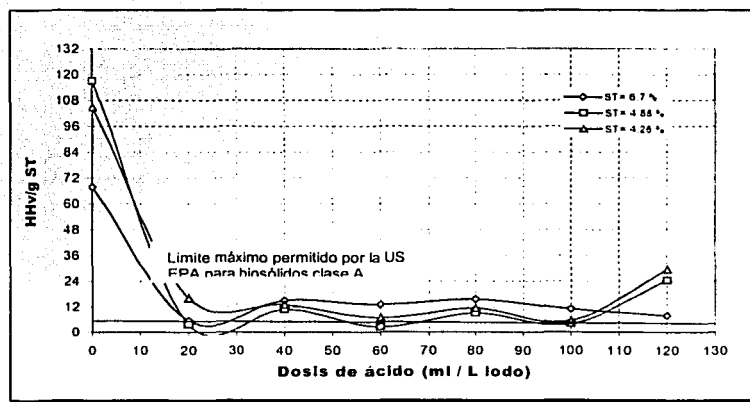
da una idea de cuantos huevos podrían continuar con su ciclo de vida, después del contacto con el ácido.

Tabla 46. NÚMERO DE HHV/G ST CON DOSIS CRECIENTES DE ÁCIDO PERACÉTICO PARA DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES

Dosis de ácido Peracético al 3.7 % v/v (ml/L)	Valores de HHV/g ST B. S.			Coliformes Fecales Log (NMP/g ST B. S.)	pH
	4.26 %	6.7 %	4.88 %	Promedio	Promedio
0	104.8	67.8	117	7.33	5.24
20	16	5.5	3.5	0.47	4.38
40	13	15	10.8	0.47	4.09
60	6.8	13	2.5	0.47	3.95
80	11.3	15.5	9.0	0.47	3.87
100	5.5	11	4	0.47	3.75
120	29.5	7.8	24.5	0.81	3.70

Los resultados anteriores, no presentan una proporcionalidad en cuanto a mayor dosis mayor disminución de huevos, y es aquí en donde intervienen factores tales como las propiedades de cada lodo y agentes ligados a la técnica, hay que tener presente que la determinación experimental es bastante larga por componerse de dos partes, la lectura para el conteo y después de tres semanas la lectura de acuerdo al conteo obtener la viabilidad. Además una consideración eminente es que la tabla anterior reporta huevos totales y no los separa por especie. Aún así se percata que en ninguno de los casos para las tres fechas se obtiene un valor por debajo o igual de los 4 HHV/g ST valor establecido por la norma de la EPA para biosólidos clase A, (Figura 45).

Figura 45. HUEVOS DE HELMINTOS VIABLES VS DOSIS DE ÁCIDO PERACÉTICO PARA DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES



Se nota un trayectoria uniforme en las tres curvas, a pesar de la regularidad, la línea paralela a las abscisas marcada en el plano cartesiano pone en evidencia tres mínimos en un sola fecha, estos puntos son 35, 55, 103 ml de ácido aproximadamente, por lo que se confirma el rechazo para la obtención de biosólidos clase A.

Es inevitable llegar a la conclusión del regular desempeño de remoción de huevos de helmintos del ácido peracético, ya que los resultados demuestran que no es posible obtener biosólidos clase A, no obstante cabe referirse a la concentración del ácido peracético (5 %) y es pertinente recordar la dificultad que se tuvo para obtener el ácido en México.

6.3.1 ácido acético

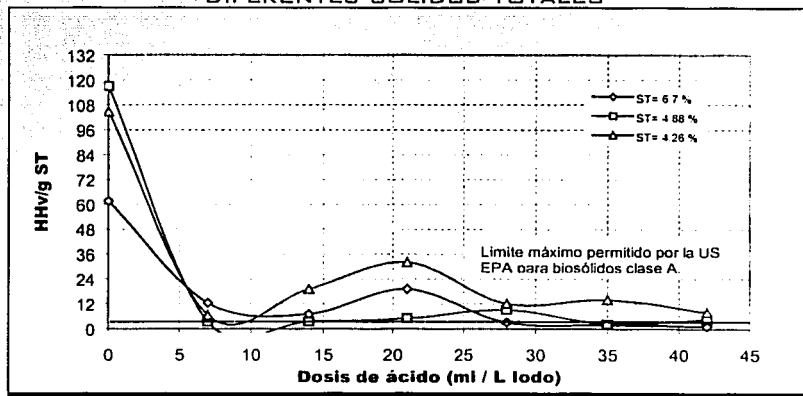
Es eminente la similitud de las propiedades del ácido peracético con el acético, razón por la que se decidió utilizar dicho ácido. Los resultados se muestran en la Tabla 47.

Tabla 47. NÚMERO DE HHV/G ST CON DOSIS CRECIENTES DE ÁCIDO ACÉTICO PARA DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES

Dosis de ácido acético al 3.7 % v/v (ml/L)	HHV/g ST B. S.			Coliformes fecales log (NMP/g ST B. S.)	pH
	4.26 %	4.88 %	6.7 %	Promedio	Promedio
0	104.8	117	61.5	6.62	5.34
7	6.5	3.3	12.3	6.41	4.38
14	19	3.5	7	4.89	4.10
21	32	5	19	2.37	3.96
28	12	9	3	2.24	3.86
35	14	2.3	2	2.26	3.78
42	8	4.5	1.3	2.12	3.73

Los efectos son claros hay un abatimiento de huevos bastante considerable, sin embargo si agrupan las tres fechas no alcanzan la clasificación de biosólidos tipo A que recomienda la U.S EPA, a continuación se muestra una gráfica que de secuencia a los puntos de la Tabla 47, con objeto de observar los mínimos y verificar un comportamiento.

Figura 46. HUEVOS DE HELMINTOS VIABLES VS DOSIS DE ÁCIDO ACÉTICO PARA DIFERENTES SÓLIDOS TOTALES



En dos casos sólo se registra un mínimo por debajo de la línea que marca el límite para obtener los biosólidos clase A, que por cierto son fechas diferentes, por lo que en resumen no es posible obtener biosólidos clase A por vía del ácido acético.

6.1 Discusión de los Resultados

1. Los parámetros obtenidos del lodo residual de la planta de tratamiento primario avanzado de agua residual llamada San Pedro Atocpan son:

	ST (%)	pH	CF/g ST	HH/g ST	HHv/g ST
Lodo residual	5.27	5.25	6.96×10^6	100	97

2. Ningún tratamiento de los ácidos consigue la clasificación A de la U.S EPA en cuanto al límite de microorganismos patógenos.
3. Los cuatro ácidos logran la clasificación B de la U.S EPA a razón de límite de microorganismos patógenos.

Tabla 48. RESUMEN DE RESULTADOS DE ESTABILIZACIÓN ÁCIDA

Ácido	Solución % v/v	Dosis óptima (ml)	pH	ST B. S. (%)	CF NMP/g ST	HHv/ g ST B. S.	Norma US EPA	
							A	B
Sulfúrico	20	17.1	3.03	$6.7 \geq 4.31$	468	$76.5 \geq 10.7$		✓
Perclórico	20	38.2	$3.19 \geq 2.0$	$5.02 \geq 6.56$	448	20.8		✓
Peracético	3.7	20	$4.4 \geq 3.19$	$6.7 \geq 4.26$	2.9	6.7		✓
Acético	50	21	$4.31 \geq 3.6$	$6.7 \geq 4.26$	$501 \geq 72$	14.4		✓

4. El ácido elegido como el mejor desinfectante en el lodo residual proveniente del tratamiento primario avanzado, de acuerdo al costo, dosis, eficacia y toxicidad es el ácido peracético, ya que se ha demostrado que con una dosis óptima de 20 ml se obtiene una remoción eficiente de coliformes fecales y huevos de helminto en 800 ml de lodo residual. Y se estima que con una dosis de 14 ml se obtendría una remoción parecida a la que se muestra en la tabla anterior.
5. Unido al punto anterior se concreta que pH no es una variable primordial que condicione la mortandad de huevos de helmintos y reducción de la densidad de bacterias coliformes indicadoras de otras bacterias como salmonela.

Conclusiones

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

7.1 Revisión bibliográfica

De acuerdo con la revisión de los métodos ya establecidos y probados de estabilización de lodos que se aplican para producir biosólidos, se concreta que los procesos que se llevan a cabo a temperaturas superiores a 50 °C inactivan los huevos de helmintos de manera efectiva es decir por debajo de 1 huevo de helmintos por 4 gramos de sólidos totales en base seca. De los procesos convencionales, el tratamiento térmico, la producción de composta y la digestión aerobia o anaerobia en condiciones termofilicas (55 °C) cumplen con este requisito, mientras que la digestión aerobia o anaerobia en condiciones mesofilicas (37 °C) y la estabilización alcalina no logran dicha reducción, por lo que sólo alcanzan la clasificación B de la EPA.

De los procesos de estabilización no convencionales que reducen sustancialmente los patógenos por debajo de 1 huevo de helmintos por 4 gramos de sólidos totales en base seca se encontraron la irradiación de rayos gamma o beta en dosis de por lo menos 1.0 megarad a temperatura ambiente y la pasteurización que alcanzan temperaturas de 80 °C, entre tanto el secado con aire sólo alcanza clasificación B según la EPA.

7.2 Estabilización ácida

Los valores de coliformes fecales en el lodo analizado mostraron una concentración promedio cercana a los 100 HH/g ST en base seca, indicando un alto índice de parasitosis en la población cuyas aguas residuales descargan en la Planta de San Pedro Atocpan.

El tratamiento de lodo residual proveniente de un tratamiento primario avanzado, con los ácidos sulfúrico, pérclorico, paracético y acético; ensayados por separado, cumplen con los límites expuestos por la US EPA para biosólidos clase B. Esto indica que los biosólidos producidos por este proceso podrían ser aplicados en suelos agrícolas siempre y cuando se restrinja el acceso al público. Sin embargo, hay que enfatizar la alta eficiencia del ácido peracético para remover bacterias y huevos de helmintos, ya que se demostró que con una dosis de 1,000 ppm se obtuvieron 6.7 HHv/g ST y 3 log NMP/g ST coliformes fecales, ambos resultados en base seca. Ahora es oportuno mencionar que la remoción de coliformes fecales hace referencia a la disminución de Salmonela, esta afirmación descansa en una publicación de Barrios, Jiménez, Rodríguez, González y Maya cuyo título es Aplicación de Ácido Peracético a lodo Fisicoquímico para reducir el contenido de microorganismos el cual fue dado a conocer en una conferencia en Europa de Residuos Orgánicos y Biosolidos, la cual fue organizada por Aqua Enviro Consultancy Services, Wakefield, Nov 2001. ISBN 09539679-3-X, en el que se muestra una proporcionalidad en cuanto a la remoción de Coliformes fecales y Salmonela sp bastante eficiente usando ácido peracético, así que se puede decir que de los resultados que obtuvimos de Coliformes Fecales se esperarían valores inferiores para Salmonela sp.

Unido a lo anterior es imprescindible mencionar la rapidez de estabilización de este método ya que con 30 minutos de agitación en la prueba de jarras a 320 rpm, se obtiene el lodo estabilizado que cumple con los requisitos de clase B de la US EPA.

Se concluye que el pH no es una variable primordial que condicione la mortandad de huevos de helmintos y reducción de la densidad de bacterias coliformes indicadoras de otras bacterias como salmonela. Es de mayor importancia el tipo de ácido que se emplee en el tratamiento.

7. Conclusiones

Según la norma 503 de la EPA, se debe cumplir con los límites de metales en biosólidos que pretendan ser aplicados en suelos. En el caso de los lodos de Sn Pedro Atocpan, estudios previos de Garciapiña (2000) que reportó valores en su tesis titulada aprovechamiento para la agricultura del Valle de Juárez de biosólidos estabilizados con cal de un tratamiento primario avanzado. Tesis de maestría ESIA-IPN indicaron que las concentraciones de los metales regulados por la EPA son mucho menores a los valores límite, por lo que la aplicación de éstos no se ve restringida, por lo que se concluye que los lodos son netamente municipales.

De las bases de diseño del equipo requerido para estabilizar los lodos residuales de la planta de San Pedro Actopan, se concluye que se producen 0.87 m^3 de lodo residual cada 2 hr, y si se estimara proporcionalmente la cantidad de ácido peracético se necesitarían 22 lt cada 2 horas, por lo que se necesitan dos tanques de agitación de 1000 litros funcionando intermitentemente (tipo batch), con la ayuda de turbinas tipo abierta para llevar a cabo la estabilización, con una potencia de 122 watt por cada m^3 de lodo residual.

D.11'

0

0

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Bibliografía

- ☞ APHA, AWWA WPCF. 1992 "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". "American Public Health Association Washington, D.C".
- ☞ APHA-AWWA-WPCF, (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 Ed., Washington, D.C., Estados Unidos.
- ☞ Arancibia F. G. Díaz-Aguirre A y Navarro O. M. (1996). Acondicionamiento de lodos producidos en el tratamiento de agua potable. Memorias del XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, México D.F.
- ☞ Biagi F., (1990). Enfermedades Parasitarias". Ed. la Prensa Médica Mexicana pags 44-51.
- ☞ Blais, J.F., Tyagi, R.D., Auclair, J.C. y Lavoie, M.C. (1992) Indicator bacteria reduction in sewage sludge by a metal bioleaching process. Water Research. Vol. 26, 4, 487-495.
- ☞ Blais, J.F., Tyagi, R.D., Auclair, J.C. y Lavoie, M.C. (1992) Indicator bacteria reduction in sewage sludge by a metal bioleaching process. Water Research. Vol. 26, No. 4, 487-495.
- ☞ Barrios, Jiménez, Rodríguez, González y Maya (2001) Application of peracetic acid to physicochemical sludge to reduce its microbial content. Current Microbiology, Vol. 1, Aquo Enviro, Wakefield, Nov 01, ISBN 09539679-3-X.
- ☞ Bruce, M. A. y Fisher, J. W. (1984). "Sludge Stabilization. Methods and Measurement Horwood Limited, Great Britain.
- ☞ Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Medio Ambiente (CEPIS) 1992. "Las aguas subterráneas" Lima Perú.
- ☞ CETESB, Sao Paulo. Coliformes Totais. Determinação Pela técnica de Membrana Filtrante. Método de Ensayo. Sao Paulo 1984 (Norma Técnica L5.241)
- ☞ Cifuentes E., Blumethal U., Ruiz-Palacios G. "Problemas de Salud Asociados al Riego Agrícola con Agua Residual en México". Revista de Salud Pública de México (1993).
- ☞ Clark M., Tacha E. Y Bowman S. (1994) Stabilization and pasteurization technologies that produce biosolids. Operations forum. 11, 3, 12-17. EUA.

- ☞ Clements, R. P. L. (1982). Sludge hygienization by means of pasteurization prior to digestion . In: Bruce, A. M., Havelaar, A. H., and I´ Hermite, P. (eds.)- Desinfection of sewage sludge: Technical, Economic and Microbiological Aspects. Proceeding of a wokshop held in Zurich May 11-13, 1982. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, pags. 37-52.
- ☞ CNA (1997) Inventario de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales 1997. Subdirección General Técnica, Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua.
- ☞ Chistry R. (1990) Sludge disposal using lime. Waster Environment & Technology. 271-276 EUA.
- ☞ Díaz A. N. Y González M. S. (1994) Tratamiento de lodo de aguas residuales domésticas. Una propuesta de diseño para las necesidades actuales en México informe interno. Instituto de Ingeniería UNAM. México.
- ☞ EPA. 1992 "control of Pathogens and Vector Atraction in Sewage Sludge.
- ☞ EPA/625/R´92/013 (1992) Control of pathogens and vector atraction in sewage sluge. EUA:
- ☞ EPA/832/R-93-003 (1994) A plain english guide to the EPA, part 503 Biosolids rule. EPA.
- ☞ Feachem G., Bradley J., Garelick H and Mara D. 1983 "Sanitation and Disease Health Aspects of Excreta and Wastewater Management" Chichester, John Wiley and Sons. 235-297.
- ☞ G. Harvey Lashey (1996). "El agua" Ed. Intercontinental, pags 13-18.
- ☞ Godfree, A.F., Jones F., Satchwell M. y Watson, D.C. (1984) The effectiveness of chemical disinfection on faecal bacteria in sludge. En Sewage sludge stabilization and disinfection. Bruce, A.M. Editor. Ellis Horwood Limited, pp 412-425.
- ☞ Garcíapiña, T. (2000). Aprovechamiento para la agricultura del Valle de Juárez de Biosóiidos Estabilizados con Cal Provenientes de un Tratamiento Primario Avanzado. Tesis de Maestría ESIA IPN.
- ☞ Harleman, D., Morrissey, S. Y Murcott, S. (1991). The case for using chemically enhanced primary treatment in a new cleanup for Boston Harbor. J. of the Boston Soc. Section/ASCE 6, 69-84.
- ☞ Havelaar H. and Nieuwstad T., 1985 "Bacteriophages and Fecal Bacteria as Indicators of Wastewater". Journal Water Pollution Control Federation 57, 1084-1088.

- ☐ Lavoie C., 1983 Identification of Strains Isolated as Total and Fecal Coliforms and Comparison of Both Groups as Indicators of Fecal Pollution in Tropical Climates. Canada Journal of Microbiology. 29: 689-693.
- ☐ Instituto Nacional de Referencias Epidemiológicas (INDRE), (1993) "Diagnostico Parasitológico. pags 1-43 .
- ☐ Jawetz, Melnik y Adelberg (1995) Microbiología médica. Decimoquinta edición en español traducida de la vigésima edición en ingles, Ed. Manual moderno. Mexico D.F. pp 249-281.
- ☐ Jiménez , C. B., Chavez, A. Capella, A. (1997). Wastewater in the Valley of México and its reuse. Instituto de Ingeniería UNAM. México.
- ☐ Jiménez C. B. (1995) Bases para el manejo integral de la cantidad y calidad del agua en México. Informe interno del Instituto de Ingeniería UNAM. México.
- ☐ Kiff, R.J. y Lewis-Jones, R. (1984) Factors that govern the survival of selected parasites in sewage sludges. En Sewage sludge stabilization and disinfection. Bruce, A.M. Editor. Ellis Horwood Limited, pp 426-439.
- ☐ Kumate J., Gutiérrez G., Muños O. Y Santos J.I., (1990). "Manual de infectología" Ed. Méndez Cervantes 104-109 p.
- ☐ Lamothe., García L., (1988). "Helminetos del Hombre en México: Tratamiento y Profilaxis". Ed. AGT 25-98 p
- ☐ Lue-Hing C., Matthew P., Namer J., Okuno N. Y Spinosa L. (1996) Sluge management in highly urbanized areas. En: A global atlas of waster sluge and biosolids : Use and disposal. Matthews P. (ed) Reporte científico y técnico No 4 IAWQ, Gran Bretaña.
- ☐ Lue-Hing, C.; Zenz, R. D. Y Kuchenrither. (1992). Municipal sluge management: processing, utilitation and disposal. Ed. Technomic. Lancaser USA. pp 663.
- ☐ Martinez M., (1986). "Manual de Parasitología" Medica ED. Prensa Médica Mexicana316 pp
- ☐ Metcalf & Eddy , inc., (1977) Waswater engineering, treatment, disposal, and reuse 1ª edición, Ed. Mcgraw-Hill International Editions.
- ☐ Metcalf & Eddy , inc., (1991) Waswater engineering, treatment, disposal, and reuse 3ª edición, Ed. Mcgraw-Hill International Editions, pp 1334.

- ☐ Metcalf & Eddy , inc., (1997) Waswater engineering, treatment, disposal, and reuse 4ª edición, Ed. Mcgraw-Hill International Editions, pp 1589.

- ☐ Meunier, N., Tyagi, R.D. y Blais, J.F. (1996) Traitment acide pour la stabilisation des boues d'épuration. Candian Journal of Civil Engineering. Vol. 23, 76-85.

- ☐ Norma Oficial Mexicana: NOM-052-ECOL-1993. "Que establece las Características de los Residuos Peligrosos, El Listado de los Mismos y los Límites que Hacen a un Residuo Peligroso por su Toxicidad al Ambiente. Octubre 22 de 1993.

- ☐ Norma Oficial Mexicana: Nom-055-ECOL-1996, " Que establece los Requisitos que Deben Reunir los Sitios que se Destinaran para un Confinamiento Controlado y a la Instalación de Centros Integrales para el Manejo de Residuos Industriales Peligrosos. Junio 28 de 1993

- ☐ Norma Oficial Mexicana: Nom-001-ECOL-1996, 5 de Octubre de 1993. "Que establece los Limites Máximos Permisibles de Contaminantes en las Descargas de Aguas Residuales y Bienes Nacionales". Diario Oficial de la Federación. Enero 6 de 1997.

- ☐ Norma Oficial Mexicana: Nom -004-ECOL-1998. " Que establece los Limites Máximos Permisibles de Contaminantes para los Lodos Provenientes del Tratamiento de Aguas Residuales para su disposición y su aprovechamiento". Agosto 16 de 1998.

- ☐ Proyecto de Norma Oficial Mexicana: PROY-NOM-004-ECOL-2000. "Protección Ambiental.- Lodos y Biosólidos.- Especificaciones y Limites Máximos Permisibles de Contaminantes para su Aprovechamiento y Disposición Final. Agosto 15 de 1999.

- ☐ North West Water authority (1983). Code of Practice for the Disposal of Sewage Sludge to Agriculture Land.

- ☐ Owen, R.R. (1984) The effectiveness of chemical disinfection on parasites in sludge. En Sewage sludge stabilization and disinfection. Bruce, A.M. Editor. Ellis Horwood Limited, pp 426-439.

- ☐ Pelczar, M., J., Reid, R. D. Y Chan, (1982). "Microbiología Mc Graw - Hill, 4a edición.

- ☐ Roth, L.A. y Keenan, D. (1971) Acid injury of *Escherichia coli*. Canadian Journal of Microbiology. Vol. 17, No. 8, 1005-1008.

- ☞ Saur, J. (1989). Der Einfluss radioaktiver Bestrahlung auf die Lebensfähigkeit von wurmeieren. *Wasser-Abwasser-Forschung* 2, 64-65.
- ☞ Seoadez Calvo (1995). "Aguas Residuales Urbanas" Ed. Mundi Prensa, Madrid España 26-29 p.
- ☞ Shuval H., (1986). "Water Renovation and Reuse" academic Press, Inc. New York, USA.
- ☞ Suess, A., Lessel, T., and Haish, A. (1982). Technical and Economical aspects of irradiation. In : Bruce, A. M., Havelaar, A. H., and I´Hermite, P. (eds.)- Desinfection of sewage sludge: Technical, Economic and Microbiological Aspects. Proceeding of a wokshop held in Zurich May 11-13, 1982. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, pp. 179-190.
- ☞ Tay J., Castrejón O., Aguilera R. Y Quiroz M., (1991). "Parasitología Médica" Ed. Méndez Cervantes.
- ☞ Vesilind, P. A., Hartman, G. C. y Skene, E. T. (1986). "Sludge management & disposal for the practicing engineer" U.S. A. De Lewis Publisher, Inc.
- ☞ Viessman Warren y Hammer Mark. (1993). *Water Supply and Pollution Control*, Ed. 5, Ed Harpen Collins. College Publishers.
- ☞ Water Pollution Control Federation (1988) *Sludge Conditioning, Manual of Practice* FD-14.
- ☞ Wortman, A.T., Voeltz, H., Lantz, C. y Bissonnette, G.K. (1986) Effect of acid mine water on *Escherichia coli*: structural damage. *Current Microbiology*, Vol. 14, 1-5.
- ☞ Warren L. Mc Cabe (1991). *Operaciones Básicas de Ingeniería Química*, Ed. Mc. Graw Hill, pages 41, 242-291.



**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Es demasiado anticipado elaborar un diseño, a mayor escala, de la operación del reactor de tanque agitado que acidifica el lodo residual y todas las factibles operaciones unitarias, tales como el secado y empaquetado del lodo tratado. Sin embargo, el propósito del capítulo es ilustrar la aplicabilidad de algunas materias de ingeniería, en el posible diseño de equipo del tratamiento ácido de los lodos primarios residuales.

A Definiciones básicas

Campo de velocidad

Cuando una corriente del fluido se mueve en bloque sobre una pared sólida, el fluido se adhiere al sólido en la interfase real existente entre el sólido y el fluido. La adherencia es el resultado de los campos de fuerza en el límite, que son también la causa de la tensión interfacial entre el sólido y el fluido. Por consiguiente, si la pared esta en reposo, con respecto a los ejes coordenados para el sistema sólido fluido, la velocidad del fluido en la interfase es cero. Como a distancias mayores del sólido la velocidad es finita han de existir variaciones de velocidad de un punto a otro dentro de la corriente en movimiento. La velocidad en un punto cualquiera es por tanto, función de las coordenadas espaciales de ese punto, y existe un campo de velocidad en el espacio ocupado por el fluido. En un punto determinado, la velocidad también puede variar con el tiempo. Cuando la velocidad es constante en cada punto el campo no varía con el tiempo, el flujo se denomina estacionario.

Flujo unidimensional

La velocidad es un vector, y generalmente en un punto tiene tres componentes, una para cada coordenada espacial. En muchos casos sencillos, todos los vectores velocidad del campo son paralelos, o prácticamente paralelos, y se necesita solamente un componente de velocidad, que se puede tomar como escalar. En este caso que obviamente es mucho más sencillo que el campo vectorial general, recibe el nombre de flujo unidimensional.

Flujo laminar y turbulento

A velocidades bajas los fluidos tienden a moverse sin mezcla lateral, y las capas contiguas se deslizan unas sobre otras, como las cartas de una baraja. No existen corrientes transversales ni torbellinos. Ese tipo de régimen se llama *flujo laminar*. A velocidades superiores aparece la turbulencia, formándose torbellinos que dan lugar a mezcla lateral y ese tipo de régimen se llama *flujo turbulento*.

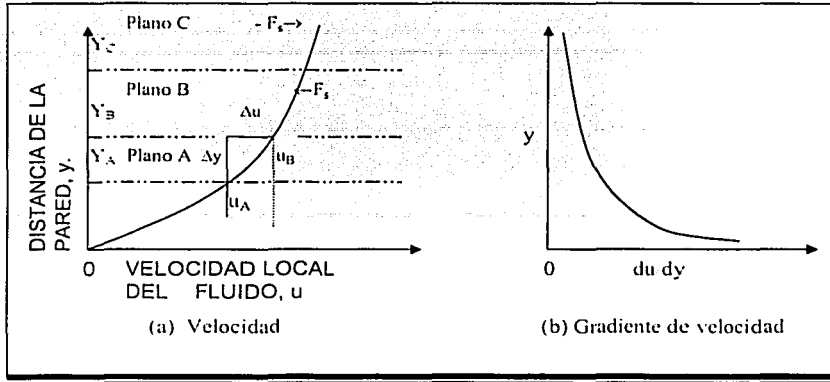
Gradiente de velocidad y velocidad de cizalladura

Consideremos el flujo laminar estacionario unidimensional de un flujo no compresible a lo largo de una superficie sólida plana. En la figura 8 se muestra el perfil de velocidad para una corriente de este tipo. La abscisa "u" es la velocidad y la ordenada "y" es la distancia perpendicularmente medida desde la pared y, por tanto, formando un ángulo recto con la dirección de la velocidad. Para $y = 0$, $u = 0$, u aumenta con la distancia desde la pared pero en forma decreciente. Fijemos nuestra atención sobre las velocidades en dos planos próximos, el plano A y el plano B, separados entre sí una distancia Δy , sean u_A y u_B las velocidades a lo largo de los planos, y supóngase que $u_B > u_A$, llamando, $\Delta u = u_B - u_A$. El gradiente de velocidad en y_A se define por:

$$\frac{du}{dy} = \lim_{\Delta y \rightarrow 0} \frac{\Delta u}{\Delta y} \quad \text{ec. 15}$$

El gradiente de velocidad es evidentemente igual al inverso de la pendiente del perfil de velocidad en la Figura 47. El gradiente local de velocidad se denomina también velocidad de cizalladura. El gradiente de velocidad es generalmente una función posición en la corriente "y", por tanto define un campo.

Figura 47. PERFILES Y GRADIENTE DE VELOCIDAD DE CAPA LIMITE



Warren et al., 1991

Agitación y mezcla de líquidos

Con frecuencia tiende a confundirse, agitación y mezcla no son sinónimos. La agitación se refiere al movimiento inducido de un material en forma específica, generalmente con un modelo circulatorio dentro de un tipo de contenedor. La mezcla es una distribución al azar de dos o más fases inicialmente separadas. El término mezcla, o mezclado, se aplica a una gran variedad de operaciones que difieren ampliamente del grado de homogeneidad del material "mezclado".

Campo de esfuerzo cortante

Puesto que un fluido real se opone al esfuerzo cortante, siempre que haya una variación de dicho esfuerzo con el tiempo, tiene que existir una fuerza de cizalla. En el flujo unidimensional, la fuerza de cizalla actúa paralelamente al plano del esfuerzo cortante. Según se observa la Figura 58 (a), en el plano C, por ejemplo, a una distancia y_c en la pared, la fuerza de cizalla F_s , actúa en la dirección que indica la figura. Esta fuerza es ejercida por el flujo exterior al plano C, sobre el fluido comprendido entre dicho plano y la pared. Por la tercera ley de Newton, el fluido interior al plano C, ejerce una fuerza igual opuesta $-F_s$, sobre el exterior de dicho plano. En vez de la fuerza total, F_s , es más conveniente utilizar la fuerza por unidad de área del plano de cizalladura, que se denomina esfuerzo cortante y se representa por:

$$\tau = \frac{F_s}{A_s}$$

ec 16

Siendo A_s el área del plano. Puesto que τ depende de "y", el esfuerzo cortante da lugar también a un campo. Las fuerzas de cizalla se originan tanto en el flujo laminar como en el turbulento. El esfuerzo cortante debido exclusivamente al flujo laminar, se representa por τ_v .

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Agitación de líquidos

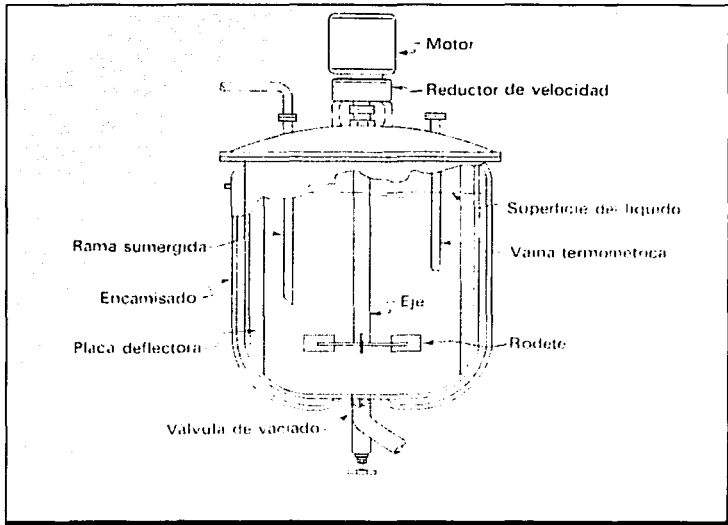
Los líquidos se agitan con diversos fines, dependiendo de los objetivos de la etapa del proceso. Dichos fines comprenden:

1. Suspensión de partículas sólidas.
2. Mezclado de líquidos miscibles.
3. Dispersión de un gas en un líquido en forma de pequeñas burbujas.
4. Dispersión de un segundo líquido, inmiscible con el primero, para formar una emulsión o suspensión de gotas diminutas.
5. Promoción de la transformación de líquido y un serpentín o encamisado.

B Equipo de agitación

Los líquidos se agitan con más frecuencia en tanques o recipientes, generalmente en forma cilíndrica y provistos de un eje vertical. La parte superior del recipiente puede estar abierta al aire o cerrada. Las proporciones del tanque varían bastante dependiendo de la naturaleza del problema de agitación. Sin embargo, en muchas situaciones se utiliza un diseño estandarizado como se muestra en la Figura 59. El fondo del tanque es redondo y no plano, con el fin de eliminar los rincones escarpados o regiones en las que no penetrarían las corrientes del fluido. La altura del líquido es aproximadamente igual al diámetro del tanque. El rodete va instalado sobre un eje suspendido, es decir, un eje soportado en la parte superior. El eje esta accionado por un motor, a veces directamente conectado al eje, pero más frecuentemente acoplado al eje a través de una caja reductora de velocidad. Generalmente lleva incorporados accesorios tales como tubuladoras de entrada y salida, serpentines, encamisados y vainas para termómetros u otros instrumentos de medida de la temperatura. El rodete crea un modelo de flujo en el sistema dando lugar a que el líquido circule a través del tanque y eventualmente retorne al rodete.

Figura 48. TANQUE TÍPICO DE AGITACIÓN



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Fuente. Warren *et al.*, 1991

Rodetes

Los agitadores de rodete se dividen en dos clases: los que generan corrientes paralelas al eje del rodete, y aquellos que generan corriente en dirección tangencial o radial. Los primeros reciben el nombre de rodetes de flujo axial, y los segundos rodetes de flujo radial. Los primeros tipos de rodetes son: hélices, palas y turbinas. Cada uno de ellos comprende muchas variantes y subtipos que no se consideran aquí.

Hélice

Una hélice es un rodete con flujo axial y alta velocidad que se utiliza para líquidos de baja viscosidad. Las hélices pequeñas giran con la misma velocidad que el motor, entre 1150 y 1750 rpm; las grandes giran entre 400 y 800 rpm. Las hélices raramente superan las 18 pg de diámetro, con independencia del tamaño del tanque (Warren *et al.*, 1991). En tanques profundos pueden instalarse dos o más hélices sobre el mismo eje.

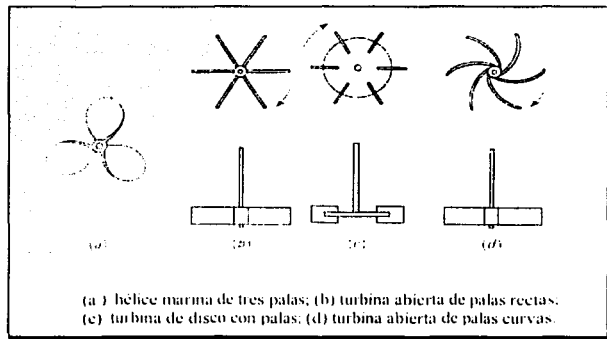
Palas

Para los problemas más sencillos, un agitador eficaz consta de una pala plana que gira sobre un eje vertical. Son frecuentes los agitadores de dos y cuatro palas. A veces estas palas están inclinadas, pero lo más frecuente es que sean verticales. Las palas giran a bajas o moderadas velocidades en el centro del tanque, impulsando el líquido radial y tangencialmente, sin que haya prácticamente movimiento vertical excepto que las placas están inclinadas. Las corrientes que se generan se desplazan hacia fuera hasta las paredes del tanque y después hacia arriba o hacia abajo. En algunos diseños las placas se adaptan a las paredes del tanque, de forma que rascan la superficie y pasan sobre ella con una muy pequeña holgura.

Turbinas

En la Figura 49 se presentan algunos de los numerosos diseños de turbinas. La mayoría de ellos recuerdan a los agitadores con numerosas palas cortas, que giran a altas velocidades sobre un eje montado centralmente en el tanque. Las palas pueden ser rectas o curvas inclinadas o verticales. El rodete puede ser abierto, semicerrado o cerrado. El diámetro del rodete es menor que el de las palas, variando entre el 30 y 50 % del diámetro del tanque. Las turbinas son eficaces para un amplio intervalo de viscosidades.

Figura 49. RODETES DE MEZCLA

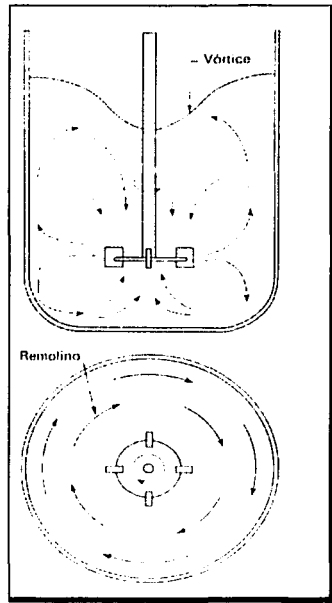


TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Modelos de flujo en tanques agitados.

El tipo de flujo que se produce en un tanque agitado depende del tipo de rodete, de las características del fluido y del tamaño y proporciones del tanque, placas deflectoras y agitador. La velocidad del flujo en un punto del tanque tiene tres componentes, y el tipo de flujo global en el mismo depende de las variaciones de estas tres componentes de la velocidad de un punto a otro. La primera componente de velocidad es radial y actúa en dirección perpendicular al eje de rodete. La segunda es longitudinal y actúa en dirección paralela al eje. La tercera es tangencial o rotacional, y actúa en dirección tangencial a la trayectoria circular descrita por el rodete. Para el caso corriente de un eje vertical, las componentes radial y tangencial están en un plano horizontal y la componente longitudinal es vertical. Las componentes radial y longitudinal son útiles por cuanto dan lugar al flujo necesario para que se produzca la mezcla. Cuando el eje es vertical y esta dispuesto en el centro del tanque, la componente tangencial de la velocidad es generalmente perjudicial para la mezcla. El flujo tangencial sigue una trayectoria circular alrededor del eje "y", según se presenta en la Figura 50, crea un vórtice en la superficie del líquido que, debido a la circulación del flujo laminar, da lugar a una estratificación permanente en diferentes niveles de sustancias sin que exista flujo longitudinal de un nivel a otro. La producción de vórtices o remolinos de masa en los líquidos debe limitarse en todos los tipos de impulsores. La acción del vórtice reduce la diferencia entre la velocidad del fluido y la del impulsor y, por ello disminuye la eficacia de mezclado. Si el recipiente donde se efectúa la mezcla es bastante pequeño, puede prevenirse la formación de vórtices montando los impulsores descentrados o en ángulo con respecto a la vertical, o introduciéndoles lateralmente por un ángulo del recipiente.

Figura 50. FORMACIÓN DE VÓRTICE Y TIPO DE FLUJO.



Warren et al., 1991

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Velocidad de Circulación

Para que un tanque de proceso sea eficaz, con independencia del problema de agitación, el volumen del fluido movido por el agitador debe ser suficiente para llevar las corrientes hasta las partes más remotas del tanque. En las operaciones de mezcla y dispersión, la velocidad de circulación no es el único factor, ni si quiera el más importante, sino que con frecuencia la turbulencia de la corriente controla la eficacia de la operación. La turbulencia es una consecuencia de que las corrientes estén adecuadamente dirigidas y de que se generen grandes corrientes en el líquido. Tanto en la circulación como la generación de turbulencia, consumen energía. Cuando la velocidad del flujo como la disipación de la velocidad o turbulencia de potencia aumentan con la velocidad del agitador, la selección del tipo y tamaño del agitador influye sobre los valores relativos de velocidad de flujo y la disipación de la potencia.

C Diseño estándar del reactor de tanque agitado.

La parte esencial del sistema de tratamiento ácido de lodos residuales es la agitación con el propósito de favorecer el contacto entre la solución ácida y el lodo crudo.

Energía disipada en el mezclado

Partiendo de la base de cuanto mayor energía comunicada al mezclador mayor es la turbulencia generada, y cuan mayor es la turbulencia mejor se lleva a cabo el mezclado por unidad de volumen del líquido. Camp y Stein 1943, estudiaron cómo determinar los gradientes de velocidad y sus efectos en los diversos tipos de tanques de coagulación y desarrollaron las siguientes fórmulas, aplicables al proyecto y operación de los sistemas de mezclado:

Mezcla mecánica con paletas

$$v = 0.48\pi D n \quad \text{ec 17}$$

$$P = \frac{C_D A \rho v^3}{2} \quad \text{ec 18}$$

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}} \quad \text{ec 19}$$

donde

v = Velocidad relativa de las paletas respecto al fluido, m/s. Normalmente se suele suponer que oscila entre el 50 y el 75 % de la velocidad del extremo de las paletas.

D = Diámetro de la paleta, (m).

n = Revoluciones por minuto, (rpm).

P = Energía necesaria, (W).

C_D = Coeficiente de resistencia al avance de las paletas (Tabla 49).

A = Área transversal de las paletas, (m²).

ρ = Densidad del fluido, (kg/m³).

G = Gradiente de velocidad, (s⁻¹).

μ = Viscosidad dinámica del fluido, (kgs/m²)

V = Volumen del tanque, (m³)

El coeficiente de arrastre, depende de la forma de la paleta y las condiciones del fluido como se muestra en la siguiente figura:

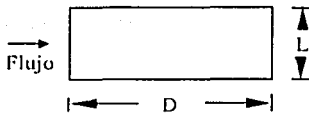


Tabla 49. COEFICIENTE DE ARRASTRE

L/D	Coeficiente de arrastre C_D
1	1.15
5	1.2
20	1.5

Fuente. Kawamura, 1991

Diseño estándar de turbina

En el diseño del tanque agitado se dispone de un gran número de elecciones sobre el tipo y localización del agitador, las proporciones del tanque, el número de dimensiones de las placas deflectoras, etc. Cada una de estas decisiones afectan a la velocidad de circulación del líquido, los modelos de velocidad y el consumo de potencia. Como punto de partida en el diseño de los problemas ordinarios de agitación, generalmente se utiliza un agitador de turbina del tipo de la Figura 51. Las proporciones típicas son:

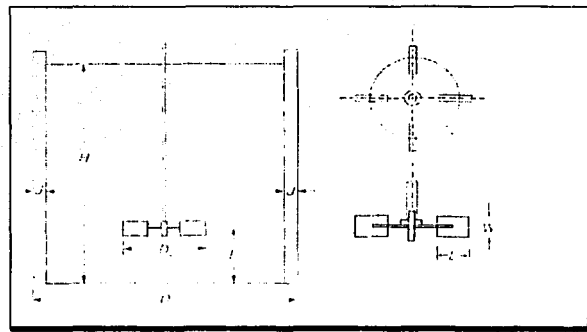
$$\frac{D_a}{D_t} = \frac{1}{3} \quad \frac{H}{D_t} = 1 \quad \frac{J}{D_t} = \frac{1}{12}$$

ec 20

$$\frac{E}{D_a} = 1 \quad \frac{W}{D_a} = \frac{1}{5} \quad \frac{L}{D_a} = \frac{1}{4}$$

El número de placas deflectoras es generalmente 4, el número de placas del agitador varía entre 4 y 16, pero habitualmente se utilizan de 6 u 8. Situaciones especiales pueden, por supuesto, aconsejar proporciones diferentes de las que se acaban de indicar; por ejemplo, puede resultar ventajoso colocar el agitador más alto o más bajo en el tanque, o bien puede ser necesario usar un tanque más profundo para alcanzar el resultado requerido. Con todo, las proporciones estándar antes relacionadas son ampliamente aceptadas y en ellas se basan muchas correlaciones sobre el funcionamiento de los agitadores.

Figura 51. MEDIDAS DE UN AGITADOR DE TURBINA



Warren et al., 1991.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Cálculo del gradiente de velocidad

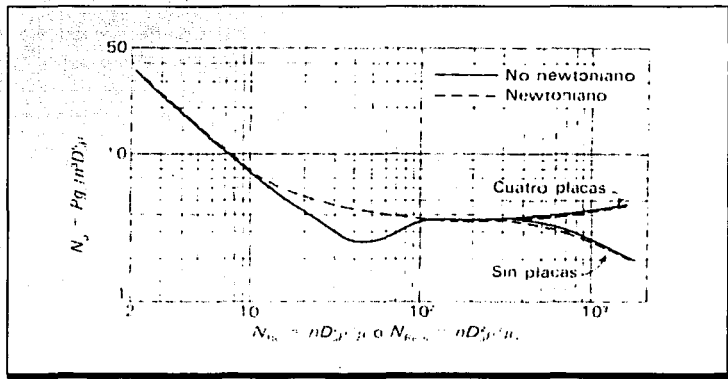
Los recipientes que se utilizaron en el laboratorio fueron vasos de precipitado con capacidad de 2 litros y 13 cm de diámetro, en ellos se dispuso 1lt de lodo primario crudo, el cual se agitó individualmente con una pala plana de 7.62 cm de diámetro por 2.54 de ancho a 320 rpm. Es trascendente mencionar que el dispositivo prueba de jarras Philips baer XT345 utilizado, está limitado en cuanto al flujo vertical, por sólo contar con una sola paleta plana, además las revoluciones máximas que alcanza son de aproximadamente 350 rpm, Es evidente que aunque haya grandes diferencia en la viscosidad, el número de Reynolds es grande (ec 21), lo suficiente como para ubicarse en régimen turbulento ($NR_e > 10\ 000$).

$$NR_e = \frac{D_a^2 n \rho}{\mu} \quad \text{ec 21}$$

Consideraciones de diseño

Las propiedades físicas densidad y viscosidad del lodo se estiman como si fuesen las del agua líquida a 20 °C, Esta consideración se argumenta, por las características del fluido no newtoniano. Los modelos de flujo en un líquido pseudoplástico agitado difieren de un líquido newtoniano. En las proximidades del rodete, los gradientes de velocidad son elevados y la viscosidad aparente es pequeña, para un líquido pseudoplástico agitado. A medida que el líquido se aleja del rodete, el gradiente de velocidad disminuye y aumenta la viscosidad aparente del líquido, la viscosidad del líquido cae rápidamente, los gradientes de velocidad disminuyen aún con mayor rapidez y la viscosidad aparente aumenta, incluso cuando existe una turbulencia elevada en las proximidades del rodete, la masa global del líquido puede moverse con un flujo laminar lento y consumir relativamente poca potencia. Los anillos en forma de bucle, de líquido estancado, se indica en la Figura 52, son muy marcados cuando el líquido que se agita es pseudoplástico, (Warren *et al*, 1991).

Figura 52. NÚMERO DE POTENCIA N_p FRENTE A N_{Re} PARA RODETE DE TRES PALAS



TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Fuente. Warren *et al*, 1991

Lo anterior pone en manifiesto que la propiedad de suspensión del lodo sometida a velocidades turbulentas, predice un comportamiento similar al del agua, un fluido newtoniano.

Memoria de cálculo del gradiente

1. Propiedades del fluido

- $\mu = 1.005 \times 10^{-3} \text{ kg/ms}$
- $\rho = 998.23 \text{ kg/m}^3$
- $A = 19.3548 \times 10^{-4} \text{ m}^2$
- $N = 320 \text{ rpm}$
- $C_D = 1.175$ (tabla 45 por interpolación)
- $D = 7.5 \times 10^{-2} \text{ m}$
- $V = 2 \times 10^{-3} \text{ m}^3$

2. Determinación de la velocidad relativa de las paletas, utilizando la ecuación 17.

$$v = \frac{12}{25} \pi \left(\frac{320}{60} \right) (7.5 \times 10^{-2}) = 0.61 \text{ m/s}$$

3. Cálculo de la potencia requerida por la prueba de jarras, utilizando la ecuación 18.

$$P = \frac{(1.175)(19.3548 \times 10^{-4})(0.6128)^3(998.23)}{2} = 0.26 \text{ W}$$

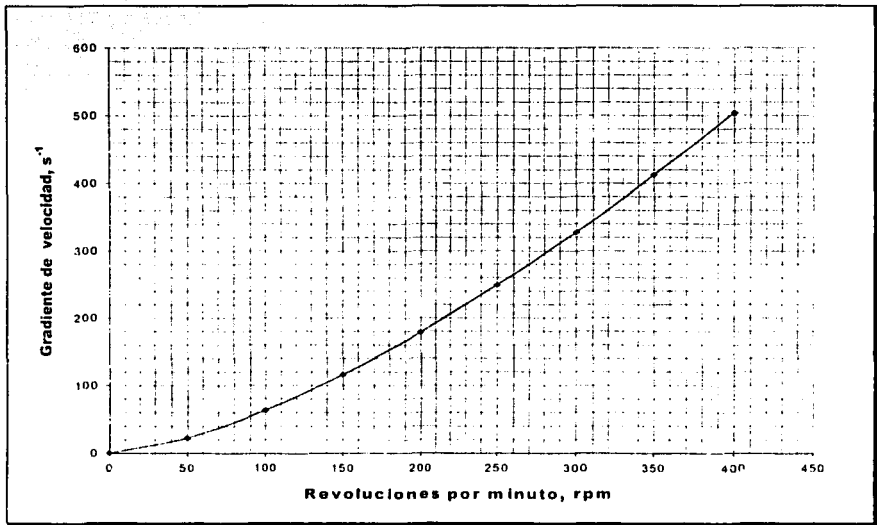
4. Gradiente de velocidad, utilizando la ecuación 19.

$$G = \sqrt{\frac{0.26125}{1.005 \times 10^{-3} * 2 \times 10^{-3}}} = 360.52 \text{ s}^{-1}$$

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

A continuación se muestra la curva, de la ecuación anterior a diferentes velocidades de agitación, suponiendo que la viscosidad del agua a 20 °C.

Figura 53. GRADIENTE VS REVOLUCIONES POR MINUTO.

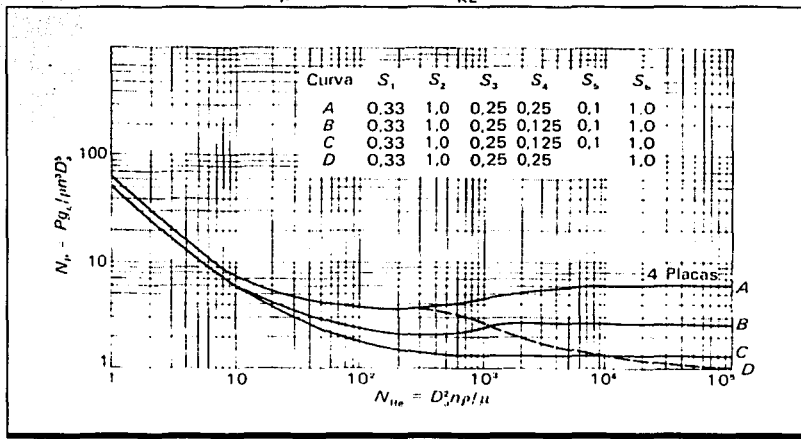


D Cambio de escala en el diseño de un agitador

El principal problema en el diseño de un agitador de laboratorio o planta piloto, es el escalamiento a la unidad real. Para el problema de la estabilización ácida no se dispone de correlaciones adecuadas, ya que en la literatura menciona algunos métodos de cambio de escala todos ellos basados en la semejanza geométrica entre el equipo de laboratorio y de la planta piloto. Además, aún cuando se obtenga semejanza geométrica, no ocurre lo mismo con la semejanza cinemática, de forma que los resultados de cambio de escala no siempre son totalmente predecibles. Como ocurre en la mayoría de los problemas de ingeniería, el diseñador debe valerse de un buen diseño y de experiencia.

El consumo de potencia en grandes tanques puede predecirse exactamente a partir de las curvas de N_p vs. N_{Re} , tales como la Figura 54, estas curvas pueden encontrarse en la bibliografía o bien construirse a partir de estudios a nivel planta piloto utilizando pequeños tanques de diseño propuesto. Con líquidos de baja densidad, la potencia consumida por el agitador por unidad de volumen del líquido se ha utilizado como una medida de eficacia de mezcla, basándose en la idea de que una mayor potencia conduce a un más alto grado de turbulencia y, consecuentemente, a una mejor mezcla. Los estudios experimentales han puesto en manifiesto, que por lo menos de forma aproximada, se cumple. Para un determinado mezclador la potencia consumida puede relacionarse directamente con la velocidad de disolución del gas o de ciertas reacciones, tales como oxidaciones, que dependen del íntimo contacto de ambas fases. De una forma cualitativa aproximada, puede decirse que de 1/2 a 1 CV por 1000 galones generan una situación vigorosa, y de 4 a 10 CV por 1000 dan una agitación intensa (Warren *et al.*, 1991). Estos números se refieren a la potencia realmente comunicada al líquido y no incluyen la potencia utilizada en mover la cajas reductoras o en hacer girar el eje del agitador en los cojinetes y prensa estopas.

Figura 54. NÚMERO DE N_p FRENTE A N_{Re} PARA TURBINA DE 6 PALAS.



TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Warren *et al.*, 1991

La relación óptima entre el diámetro del rodete y el diámetro del tanque para una entrada de potencia dada, es un importante factor de cambio de escala. Esta relación está fuertemente influenciada por la naturaleza del problema de agitación: para algunos fines el rodete deberá ser pequeño en comparación con el tamaño del tanque, mientras que para otros ha de ser grande. En una determinada operación puesto que la entrada de potencia se mantiene constante, cuanto

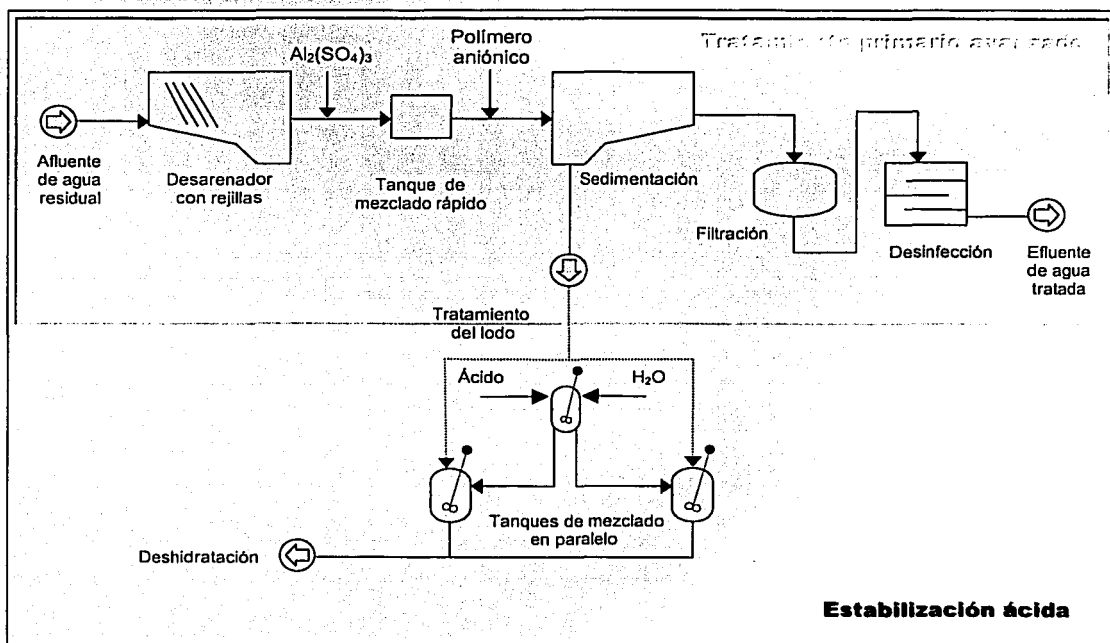
menor es el rodete mayor será su velocidad. En general las operaciones que dependen de grandes gradientes de velocidad, en vez de elevadas velocidades de circulación, se realizará mejor utilizando pequeños rodetes de alta velocidad, como ocurre en el caso de la dispersión de gases. Para las operaciones que dependen de altas velocidades de circulación más que de bruscos gradientes de velocidad se utilizará un rodete que gire lentamente.

Los tiempos de mezclado son generalmente mucho más cortos en tanques pequeños que en grandes, y por esta razón no resulta adecuado operar con los mismos tiempos de mezcla en tanques de diferentes tamaños.

Balance de masa

Partimos del diagrama de flujo (Figura 55) en el que se muestra de forma general las operaciones unitarias del tratamiento primario avanzado, primeramente entra el agua cruda a una unidad de desbaste y desarenado, y se envía a un tanque elevado donde se introduce el coagulante, se mezclan rápidamente, para que a la salida se dosifique el polímero, y finalmente se sedimenten en otra unidad.

Figura 55. DIAGRAMA DE FLUJO TÍPICO DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO FISCOQUÍMICO.



Para realizar el balance de masa en la planta de San Pedro se tomaron los siguientes datos y suposiciones:

Datos:

Flujo volumétrico de agua residual a la salida del desarenador; $Q_1=35$ l/s.

Dosis de sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$); $C_6= 66$ ppm.

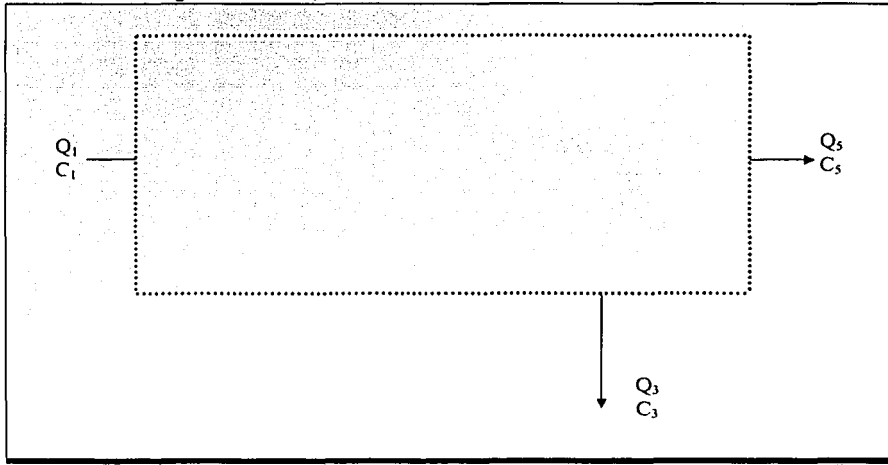
Dosis de polímero; $C_4= 1$ ppm.

Concentración de sólidos totales del lodo primario; $C_3=65000$ ppm.

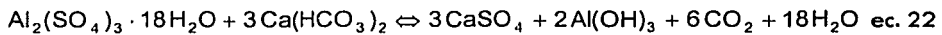
Suposiciones:

Eficiencia de remoción del TPA = 85%.

Figura 56. ESQUEMA DEL BALANCE GENERAL DE MASA



Reacción elemental de la interacción de la alcalinidad del agua residual y el sulfato de aluminio.



Ecuaciones:

$$\begin{aligned} Q_1 &= Q_5 + Q_3 \\ Q_1 C_1 &= Q_5 C_5 + Q_3 C_3 \\ C_1 &= C_6 + C_4 + C^* \end{aligned}$$

Donde:

C_1 = Concentración de sólidos suspendidos totales que precipitan como lodo; (ppm).

C_6 = Concentración de hidróxido de aluminio producido por la ecuación 22.

C^* = Concentración de sólidos suspendidos totales removidos a la salida del sedimentador; (ppm).

Del anterior sistema de ecuaciones y efectuando conversiones se obtiene $10.54 \text{ m}^3/\text{d}$ de lodo residual, que para ajustarlo a un proceso semi-continuo, utilizando 2 tanques iguales en paralelo, se establece un criterio de 12 corridas diarias cada 2 horas, tomando en cuenta que la planta opera las 24 horas. De esta manera el volumen de lodo, sería 0.87 m^3 c/2 horas. Adicionalmente se tiene que considerar el volumen del ácido, que según las conclusiones de la experimentación fue

el ácido peracético con una dosis de 37.5 ml/lit de lodo, de tal forma que el volumen del lodo acidificado, con un factor de seguridad de 25 % quedaría expresado como sigue:

$$V_{\text{lodo}} = (0.87 + 0.03) (1.25)$$

Una vez obtenido el volumen del lodo de 1.125 m³ c/2 horas se procede a estimar las dimensiones, suponiendo que la emisión de gases es despreciable por lo que el tanque es abierto a la atmósfera y el régimen es permanente, la base es tomada de la Figura 51.

Se supone que la forma geométrica sería aproximadamente igual a la que tiene un cilindro cuyo volumen se calcula a partir de la fórmula:

$$\pi \frac{D^2}{4} H = 1.125 \frac{m^3}{2 h} \quad \text{ec 23.}$$

$$\pi \frac{D^2}{4} H = \pi 0.36$$

De la ecuación 20:

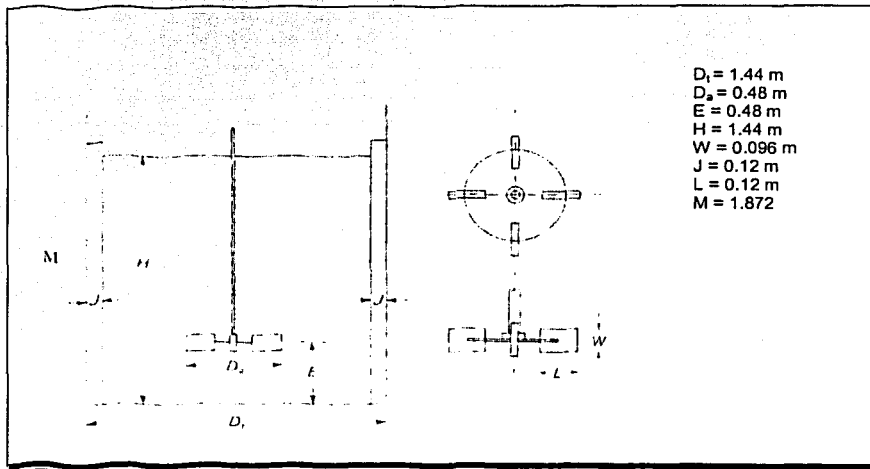
$$\frac{H}{D} = 1$$

$$D = \sqrt[3]{0.36 \cdot 4}$$

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

El diámetro del tanque (D) y la altura (H) del nivel del lodo son de 1.44 m., el resto de las variables se concretan con las ecuaciones 20 y para la longitud del tanque se estima un 30 % más del nivel del lodo.

Figura 57. DIMENSIONES DEL EQUIPO DEL TANQUE AGITADO



La potencia se determina a partir de la ecuación 18 el valor calculado del gradiente de velocidad de la prueba de jarras se tiene:

$$350 \text{ seg}^{-1} = \sqrt{\frac{P}{\mu V}}$$

Se despeja la potencia:

$$P = \mu V (360 \text{ s}^{-1})^2$$

Sustituyendo la viscosidad y el volumen del lodo se tiene:

$$P = 1.005 \times 10^{-3} \frac{\text{kg}}{\text{m s}} (1.44 \text{ m}^3) (350 \text{ s}^{-1})^2$$

En conclusión la potencia es 177 watts que dividido por el volumen del tanque se obtiene aproximadamente 122 w/m³ de lodo residual.

ANEXO E

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

DESCRIPCIÓN DE LAS TÉCNICAS UTILIZADAS DURANTE LA EXPERIMENTACIÓN

DESCRIPCIÓN DE LA TÉCNICA PARA OBTENER SÓLIDOS TOTALES

Para determinar la concentración de sólidos totales se utiliza el método gravimétrico de Sólidos Totales.

Procedimiento

Preparar las cápsulas de evaporación a peso constante en una estufa a 105° C por 24 horas; posteriormente se deja enfriar en el desecador por un periodo de 30 minutos. Se pesa cada una de las cápsula obteniendo el peso 1. A cada cápsula se le agregan 50 mL de lodo, posteriormente se pesa cada una obteniendo el peso 2. Introducir las cápsulas en la estufa a 105° C durante 24 hrs. hasta la evaporación total del agua. Después retirar las cápsulas dejándolas enfriar en el desecador por 30 minutos y pesar de nuevo cada cápsula obteniendo el peso 3.

Cálculos

$$\% \text{ de Sólidos Totales} = (P_3 - P_1) \times 100$$

$$\text{Sólidos Totales (g/L)} = \frac{(P_3 - P_1) \times 100}{\text{mL de muestra}}$$

DESCRIPCIÓN DE LA TÉCNICA DE FERMENTACIÓN EN TUBOS MÚLTIPLES (NMP). POR MEDIO DIRECTO (A-1).

La evaluación microbiológica de los lodos es permitida por medio de la fermentación o degradación anaerobia de los hidratos de carbono por los microorganismos, en la que el oxígeno molecular que actúa como aceptor terminal de electrones ha sido sustituido por un sustrato orgánico, y así estimar la magnitud de la contaminación. Dicha evaluación se realiza por medio de una serie de pruebas sistemáticas de cuantificación de indicadores bacteriológicos, principalmente del grupo coliforme fecal, cuya sola presencia demuestra que ha ocurrido algún tipo de contaminación.

La técnica de fermentación en tubos múltiples (NMP) adecuada para agua con alta turbidez y lodos requiere de mayor tiempo en su realización y medios de cultivo, incrementado con ello su costo. Sin embargo, pruebas paralelas nos permiten demostrar la aplicabilidad y equivalencia entre éstas.

Conservación de las muestras

Las muestras una vez colectadas deben procesarse lo antes posible. Si esto no es posible, colocarlas en refrigeración sin exceder de 6 a 24 horas para muestra altamente contaminada y

con baja turbidez respectivamente, tiempos superiores afectan la concentración microbiana y el resultado no es representativo.

En el medio A-1 se utiliza una incubación directa a 44° C adecuada para muestras de agua con alta turbidez y lodos, lo cual requiere de mayor tiempo en su realización y medios de cultivo, incrementando con ello su costo.

Equipo

- Tubos de ensaye con tapa
- Pipetas de 1 ml
- Tubos Durham
- Mechero Bunsen
- Baño de agua
- Autoclave
- Balanza analítica

Reactivos

- Lactosa 5gr
- Triptona 20gr
- Salicín 0.5gr
- Cloruro de sodio 5gr
- Tritón X-100 1ml
- Agua destilada 1000 ml

El medio de cultivo consiste en la disolución de todos los reactivos, ajustando el pH a 6.9. Agregar 10 ml de solución a cada tubo de ensaye, introducir un tubo Durham invertido, tapar los tubos, y esterilizar en el autoclave (120° C por 10min).

Adicionalmente se prepara agua de dilución la cual consiste en:

- 1.25 ml de fosfato monopotásico
- 5 ml de cloruro de magnesio

Se afora a un litro con agua destilada, se agregan 9 ml en tubos con tapa, y se esteriliza.

Procedimiento

- a) Colectar una muestra de lodo en un frasco estéril bien tapado.
- b) Agitar la muestra, e inocular 1 ml en un tubo con medio de cultivo o a un tubo que contenga agua de dilución. No pipetear con la boca.
- c) Agitar esta agua de dilución con muestra (1:10), utilizando una nueva pipeta estéril, transferir un ml a cada uno de los tres tubos que contienen el tubo Durham invertido y 10 ml de medio A-1. Señalar los tubos de acuerdo a las diluciones que se hayan inoculado, (1:10, 1:100, 1:1000, etc...).
- d) Transferir los tubos inoculados en un baño de agua mantenido a 44° C ($\pm 0.25^\circ$ C).

- e) Después de la incubación por 24 horas, examinar a cada tubo la producción de gas. (El grupo de bacterias de los coliformes fecales produce gas al fermentar la lactosa presente en el medio A-1, este gas es atrapado en los tubos Durham invertido). Contar el número de tubos positivos (aquellos con producción de gas), y determinar el NMP.
- f) Para todos, la densidad de los coliformes se expresa como NMP de coliformes por gramos de sólidos totales (base en peso seco), y se obtiene mediante el código formado por tres algoritmos (Tabla 50) correspondientes al número de tubos con resultados positivos en tres series consecutivas, aplicando la siguiente fórmula.

$$\text{NMP} = (\text{NMP de tablas X 10}) / \text{mayor volumen inoculado}$$

Tabla 50. Valores del número más probable (NMP) de células viables en la primera dilución de n tubos sucesivos de diluciones seriadas al décimo usadas para inocular tres tubos.

NUMERO MÁS PROBABLE DE MICROORGANISMOS							
Tubos positivos			No.	Tubos positivos			No.
0	0	0	-3	2	0	0	9.1
0	0	1	3	2	0	1	14
0	0	2	6	2	0	2	20
0	0	3	9	2	0	3	26
0	1	0	3	2	1	0	15
0	1	1	6.1	2	1	1	20
0	1	2	9.2	2	1	2	27
0	1	3	12	2	1	3	34
0	2	0	6.2	2	2	0	21
0	2	1	9.3	2	2	1	28
0	2	2	12	2	2	2	35
0	2	3	16	2	2	3	42
0	3	0	9.4	2	3	0	29
0	3	1	13	2	3	1	36
0	3	2	16	2	3	2	44
0	3	3	19	2	3	3	53
1	0	0	3.6	3	0	0	23
1	0	1	7.2	3	0	1	39
1	0	2	11	3	0	2	64
1	0	3	15	3	0	3	95
1	1	0	7.3	3	1	0	43
1	1	1	11	3	1	1	75
1	1	2	15	3	1	2	120
1	1	3	19	3	1	3	160
1	2	0	11	3	2	0	93
1	2	1	15	3	2	1	150
1	2	2	20	3	2	2	210
1	2	3	24	3	2	3	290
1	3	0	16	3	3	0	240
1	3	1	20	3	3	1	460
1	3	2	24	3	3	2	1100
1	3	3	29	3	3	3	+ 1100

DESCRIPCION DE LA TECNICA PARA LA DETERMINACION Y CUANTIFICACION DE HUEVOS DE HELMINTOS

Esta técnica es aplicable para la cuantificación de huevos de helminto tanto para muestras de lodos, influentes y efluentes de plantas de tratamiento.

Equipo

- Centrifuga: con intervalos de operación de 1000 a 2500 revoluciones por minuto.
- Bomba de vacío: adaptada para control de velocidad de succión 1/3 HP.
- Microscopio óptico. Con iluminación Köheler, con aumentos de 10 a 100x; platina móvil.
- Agitador de tubos: automático, adaptable con control de velocidad.
- Hidrómetro: con intervalo de medición de 1.1 a 1.4 g/cm³.

Reactivos

- Sulfato de zinc heptahidratado
- Acido sulfúrico
- Eter etílico
- Agua destilada
- Formaldehído

Solución de sulfato de zinc. gravedad específica de 1.3

- Sulfato de zinc 800 g
- Agua destilada 1,000 ml
- Disolver 800 g de sulfato de zinc en 1,000 ml de agua destilada y agitar hasta homogeneizar, medir la densidad con hidrómetro. Para lograr la densidad deseada agregar reactivo o agua, según sea el caso.

Solución de alcohol-ácido

- Acido sulfúrico 0.1 N 750 ml
- Etanol 350 ml
- Homogeneizar 750 ml de ácido sulfúrico al 0.1 N, con 350 ml de etanol para obtener un litro de solución alcohol-ácido. Almacenarla en recipiente hermético.

Material

- Garrafrones de 8 litros
- Tamiz de 160 micras de poro
- Probetas graduadas de 1 litro y 50 ml
- Pipetas de plástico
- Aplicadores de madera
- Recipientes de plástico de 2 litros

- ✓ Guantes de plástico
- ✓ Vasos de precipitado de 1 litro
- ✓ Bulbo de goma
- ✓ Magneto
- ✓ Cámara de conteo Doncaster

Procedimiento tanto para agua como para lodos

Muestreo

- Preparar recipientes de ocho litros desinfectados con cloro, lavados con agua potable a chorro y enjuagarlos con agua destilada.
- En el caso del lodo preparar en las mismas condiciones recipientes de 1 litro.
- Para agua tomar una muestra de 5 litros.
- Para lodos tomar una cantidad en gramos de materia fresca que corresponda a 4 gramos de materia seca.

Manejo y conservación de la muestra

- Las muestras serán refrigeradas o colocadas en agua con hielo tan pronto como sea posible.
- Se transportarán al laboratorio en hieleras con bolsas refrigerantes, o bolsas de hielo
- Los tiempos de conservación en refrigeración y transporte deben reducirse al mínimo y si no es posible refrigerar, las muestras deben procesarse dentro de las 48 horas.

Concentrado y centrifugado de la muestra

- Las muestras de agua se dejan reposando durante 3 horas o toda la noche.
- Aspirar el sobrenadante por vacío sin agitar y filtrar el sedimento sobre un tamiz de 160 micras, enjuagar también el recipiente donde se encontraba originalmente la muestra y lavar enseguida con 5 litros de agua (potable o destilada).
- Recibir el filtrado en las mismas botellas de 8 litros
- En caso de tratarse de lodos, la muestra se filtrará y enjuagará en las mismas condiciones.
- Dejar sedimentar durante 3 horas o toda la noche.
- Aspirar el sobrenadante al máximo y depositar el sedimento en una botella de centrifuga de 450 ml, enjuagar 2 a 3 veces el recipiente de 8 litros.
- Centrifugar a 400 g por minuto (1,400 rpm por 3 minutos según la centrifuga).
- Decantar el sobrenadante por vacío (asegurarse de que exista la pastilla) y resuspender la pastilla en 150 ml de $ZnSO_2$ con una densidad de 1.3, homogeneizar.
- Centrifugar a 400 g por 3 minutos.
- Recuperar el sobrenadante vertiéndolo en un frasco de 2 litros y diluir cuando menos en 1 litro de agua destilada.
- Dejar sedimentar 3 horas o toda la noche

Técnicas Experimentales

- Aspirar al máximo el sobrenadante por vacío y resuspender el sedimento agitando, verter el líquido resultante en 2 tubos de centrifuga de 50 ml y lavar de 2 a 3 veces con agua destilada el recipiente de 2 litros. Centrifugar a 480 g por 3 minutos (2,000 rpm por 3 minutos, según la centrifuga).
- Resuspender la pastilla en 15 ml de solución alcohol-ácido, adicionar 10 ml de éter etílico.
- Agitar suavemente y abrir de vez en cuando los tubos para dejar escapar el gas.
- Centrifugar a 660 g por 3 minutos (2,500 rpm por 3 minutos, según la centrifuga).
- Aspirar al máximo el sobrenadante para dejar menos de 1 ml de líquido, proceder a cuantificar.

Identificación y cuantificación de la muestra

- Distribuir todo el sedimento en una celda de Sedwich-Rafter o bien en una cámara de conteo de Doncaster.
- Para evitar la sobreposición de las estructuras y el detritus no eliminado, repartir la muestra en los volúmenes que se consideren adecuados y faciliten su lectura.

Determinación de viabilidad

- Para estudiar la viabilidad, diluir la pastilla con 4 ml de ácido sulfúrico 0.1 N e incubar a 26 °C por 4 semanas, realizar la identificación y cuantificación.

Precauciones

- Durante el procesado de la muestra, el analista debe utilizar guantes de plástico para evitar riesgo de infección.
- Lavar y desinfectar el área de trabajo, así como el material utilizado por el analista