

01177
17
21



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO**

**FACULTAD DE INGENIERÍA
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO**

**LIXIVIACIÓN DE ALUMINIO EN LECHOS DE
DISPOSICIÓN DE LODOS**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA (AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

HIPÓLITO MUÑOZ NAVA



DIRECTOR: DRA. ROSARIO ITURBE ARGÜELLES



MÉXICO, D. F. 1997

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis 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.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

A mi madre y padre, mis hermanas y hermanos

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Rosario Iturbe Argüelles, por su generosidad inmesurable que me brindó para la realización del presente trabajo. Al Instituto de Ingeniería, UNAM, que hizo posible la culminación de esta etapa de mi preparación profesional. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca que me otorgó, durante la adquisición de conocimientos en las aulas. A la M.I. Rosa María Flores Serrano, Ing. Carlos R. Flores Torres, Biól. Claudia Chávez López y M.C. Laura Cabrera Castillo, quienes por su apoyo fue posible realizar la parte experimental del presente trabajo. A mis compañeros y compañeras de cubículo, por su confianza y amistad. Al M.I. José Luis Martínez Palacios y M.I. Augusto Villareal Aranda, por sus atinados comentarios. A mis maestros de la maestría, les estoy agradecido. A la Universidad Autónoma de Tlaxcala.

ÍNDICE DEL CONTENIDO

		Página
	Índice de tablas	i
	Índice de figuras	ii
1	INTRODUCCIÓN	1
2	REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	4
2.1	Tratamiento de lodos	4
2.1.1	Espesamiento	6
2.1.2	Deshidratación	7
2.1.3	Estabilización	9
2.1.4	Uso y Disposición de lodos	12
2.2	Aluminio	17
2.3	Transporte de contaminantes en el suelo	26
2.4	Estudios sobre aluminio	34
3	EXPERIMENTACIÓN	36
3.1	Obtención de la torta de lodos	36
3.2	Diseño del experimento	40
3.2.1	Unidad experimental	42
3.2.2	Operación de la unidad experimental	45
3.2.3	Diseño estadístico del experimento	46
3.3	Isotermas de adsorción	51
3.4	Evaluación del pH	52
4	RESULTADOS	53
4.1	Torta de lodos	53
4.2	Experimentación en cajas	54
4.3	Comportamiento del pH	64
4.4	Isotermas de adsorción	71
5	DISPOSICIÓN FINAL DE LODOS	74
5.1	Producción de lodos	74
5.2	Diseño de disposición de lodos	75
5.3	Operación del lecho de secado	76
5.4	Masa y destino del aluminio en el sitio de disposición	80
6	CONCLUSIONES	89
7	RECOMENDACIONES	91
8	BIBLIOGRAFÍA	92
9	ANEXO	97

Índice de tablas

No.		Página
1	Concentraciones máximas de metales en el lodo, aceptables en la disposición sobre terrenos agrícolas	14
2	Reacciones de equilibrio de Aluminio	20
3	Constantes de adsorción de Langmuir para aluminio	34
4	Esquema de deshidratación, obtención torta de lodos	38
5	Características químicas en $\mu\text{eq/l}$ de precipitación pluvial registrada en Ciudad Universitaria, 1987-1993	41
6	Agrupación de días consecutivos de precipitación pluvial mayor que evaporación	42
7	Distribución porcentual de sales presentes en la solución del suelo, exlago de Texcoco	46
8	Combinación de tratamientos en las cajas	47
9	Textura del suelo del exlago de Texcoco	47
10	Características físicas y mineralógicas del suelo del exlago de Texcoco	48
11	Composición química de la solución del suelo del exlago de Texcoco	49
12	Caracterización química del suelo del exlago de Texcoco	49
13	Caracterización química de lodos	53
14	Masa de aluminio en las pruebas con cajas	55
15	Volumen de efluente del experimento en cajas	56
16	pH del efluente de las cajas	57
17	Masa de aluminio lixiviado	59
18	Constantes de contrastes para el diseño 2^3	59
19	Estimación del efecto factorial	61
20	Porcentaje de contribución a la suma de cuadrados total y orden de importancia de los factores y sus interacciones	63
21	Diseño unifactorial, para el factor A	63
22	Análisis de variancia, del diseño unifactorial	63
23	pH y masa de aluminio en las pruebas con cajas	66
24	Actividad química de algunas especies de aluminio en el lixiviado de lodos	69
25	Datos de las isotermas de adsorción para aluminio	71
26	Coefficientes de Langmuir para aluminio	72
27	Consistencia del lodo en función del contenido de sólidos	75
28	Datos de efluente y masa de aluminio estimada	85

Índice de figuras

No.		Página
1	Representación esquemática del ciclo de aluminio	18
2	Filtro prensa de operación manual que se utilizó para la obtención de la torta de lodos	39
3	Unidad experimental	43
4	Representación gráfica del diseño experimental	50
5	Gráfica de probabilidad para efectos ordenados, factorial 2^3	62
6	Comportamiento de la masa acumulada de aluminio en las pruebas con cajas	65
7	pH del lixiviado en las pruebas con cajas	67
8	Relación del pH con la masa de aluminio lixiviado en las pruebas con cajas	68
9	pH y aluminio en pruebas de laboratorio, relación suelo - solución 1:1	70
10	Isoterma de adsorción para aluminio, modelo de Langmuir	73
11	Disposición de lodos	77
12	Comportamiento del cociente efluente/influente	82
13	Masa de aluminio calculada para el sitio de disposición	87

1. INTRODUCCIÓN

El agua del drenaje de la Ciudad de México y áreas conurbadas se utiliza sin tratamiento para el riego de las zonas de Chiconautla, Zumpango y, la mayor parte, para la zona de Tula, Hidalgo. El área de irrigación aproximada es de 80 000 a 90 000 hectáreas y los excedentes escurren a la presa de Endhó por el río Tula, tributario del río Pánuco (CNA, 1995; National Research Council, 1995).

El agua del Gran Canal tiene un alto contenido de carga orgánica y sólidos suspendidos: DBO promedio de 220 mg/l y SST de 235 mg/l (CNA, 1995). Jiménez y Landa (1997) informan, concentraciones de DQO_T de 358 mg/l, huevos de helmintos 4.8 org/l, coliformes fecales 1.47×10^8 cf/ 100 ml y pH igual a 7.5, de un estudio realizado cerca de Ecatepec.

El principal problema que se presenta en la zona de riego es el contacto humano con las aguas residuales sin tratar y las consecuencias de salud pública y ambientales que se producen. Blumenthal *et al.* (1996) señalan que los niños, que viven en las zonas donde se utiliza agua residual para riego agrícola, sufren infecciones causadas por parásitos, bacterias o virus. Esto se demuestra en los trabajos hechos por el Instituto Nacional de Salud Pública y el Instituto Nacional de Nutrición, en los cuales se mencionan infecciones con índices entre 6 y 22 veces mayores que en otras zonas (CNA, 1995).

Por la necesidad de reducir los niveles de organismos patógenos de las aguas residuales del Gran Canal, la CNA encomendó al Instituto de Ingeniería realizar un estudio de tratabilidad de las mismas a nivel piloto utilizando como coagulante $Al_2(SO_4)_3$, porque, previamente se evaluó la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos totales con diferentes coagulantes y este compuesto mostró la mayor eficiencia de remoción a menor costo (Chávez *et al.* 1996). Posteriormente se llevó a cabo otro estudio para evaluar la lixiviación del aluminio contenido en los lodos. El estudio se realizó en la planta de tratamiento de la C.F.E. del Valle de México que se localiza en Ecatepec Edo. de México (Iturbe *et al.* 1996) y, de la cual se obtuvieron los lodos de purga para la realización del presente trabajo.

Los lodos requieren tratamiento para que no representen riesgo al ambiente y a la salud, ya que están constituidos principalmente de nutrientes, microorganismos y metales. El tratamiento de los lodos depende del tipo de proceso que los generó y del uso o disposición final a que estén sujetos.

Debido a que la concentración de aluminio en la torta de lodos después del tratamiento del agua con $Al_2(SO_4)_3$ fue de 12 786 mg/kg (base seca), surgió el interés de que este trabajo se enfocara a evaluar el efecto de la lixiviación del metal en el suelo.

Aunque el aluminio forma parte importante de la estructura molecular de las arcillas y tiende a formar especies químicas estables en condiciones normales de temperatura y presión, las especies que se solubilizan de los lodos pueden afectar el pH de la solución del suelo y el balance de cargas eléctricas en la arcilla, que establece su capacidad de intercambio catiónico y su capacidad de sorción. Lo anterior tiene implicaciones ambientales y ecotoxicológicas, sobre todo si se contempla la utilización agrícola del suelo sobre el cual se dispongan lodos con aluminio provenientes del tratamiento de aguas residuales. La especie Al^{3+} es la más importante desde el punto de vista ambiental y su actividad química es inversamente proporcional al pH de la solución del suelo. La fitotoxicidad del aluminio se refleja en el desarrollo radicular de la vegetación y por tanto en la capacidad de asimilación de agua y nutrientes, lo que su vez afecta el crecimiento del vegetal (Wright *et al* 1987).

El tratamiento de 44 m³/s de agua residual con sulfato de aluminio, generará aproximadamente 1107 ton/d de lodos con 27 % de sólidos (Iturbe *et al.* 1996), por lo que su manejo y disposición representa un problema a resolver.

Se ha considerado, dentro del plan de saneamiento del Valle de México, la posibilidad de disponer los lodos en lechos de secado en el exlago de Texcoco. La CNA consideró este sitio por su cercanía a una de las plantas de tratamiento que se construirá al norte de la Ciudad de México y por la disponibilidad de espacio.

El presente trabajo contribuye en parte a la solución de ese problema, evaluando, mediante simulación con un experimento, la afectación y lixiviación de aluminio al suelo sobre el cual se dispondrán los lodos en lechos de secado como una alternativa de disposición. Se hace una revisión bibliográfica de las técnicas de tratamiento, disposición y de obtención de la torta de lodos, del aluminio en el suelo, de sus minerales y complejos en la solución del suelo, de sus constantes de equilibrio termodinámico que gobiernan la actividad química y de su toxicidad y posible relación con el síndrome de Alzheimer. También se describen los principales componentes del transporte y adsorción de contaminantes en el suelo. Se consideró que la lixiviación del aluminio de los lodos en condiciones de campo depende principalmente de la humedad y de la cal del lodo y del pH de la precipitación pluvial, para evaluar el efecto de los tres factores antes mencionados se usó un diseño factorial 2^3 .

El estudio se desarrolló con el objetivo de evaluar la lixiviación de aluminio simulando lechos de disposición de lodos de la planta piloto dispuestos en cajas sobre suelo del exlago de Texcoco y aplicando agua como posible efecto de la lluvia. Dentro de los alcances del mismo se pueden resumir los siguientes: Evaluación de la influencia de la humedad de los lodos, el tipo de agua de contacto y la presencia de cal para la posestabilización en la lixiviación de aluminio; determinación del efecto del aluminio en el pH de la solución del suelo y evaluación de la capacidad máxima de adsorción del suelo (S_m) para aluminio, en condiciones de alcalinidad similares a las del exlago de Texcoco.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Los lodos son efluentes de sólidos concentrados de las plantas de tratamiento de aguas residuales y pueden ser el mejor ejemplo de la ley de conservación de masa (Hemphill, 1992).

El lodo obtenido de la purga del sedimentador primario y/o secundario es un líquido con 2-6 % de sólidos totales. Sobre una base seca, el lodo contiene de 35-65 % de materia orgánica y el resto son cenizas minerales no combustibles (Girovich, 1990).

Dependiendo del proceso empleado para su obtención, los lodos se pueden clasificar como lodos químicos y biosólidos. Los lodos químicos se generan cuando durante el tratamiento de aguas residuales se aplican productos químicos, como: hidróxido de calcio (cal apagada), sales de hierro, sulfato de aluminio y algunos polímeros (González y González, 1992). Los biosólidos se generan en los procesos biológicos, como lodos activados y biofiltros. También los lodos se pueden clasificar en lodos primarios y lodos secundarios, según sean purgados del sedimentador primario o secundario.

Por sus características químicas, físicas y biológicas los lodos deben recibir un tratamiento previo a su uso y/o disposición, ya que en su mayoría son considerados como residuos peligrosos según NOM-052-ECOL-93 (Diario Oficial de la Federación, 1993).

2.1 Tratamiento de lodos

Los lodos no tratados contienen microorganismos, como bacterias, protozoarios, virus y huevos de helmintos que pueden causar enfermedades al hombre por contacto directo. Además, estos microorganismos pueden ser propagados por vectores como aves, roedores, insectos, etc., que estén en contacto con el lodo. El lodo también contiene metales producto de las actividades del hombre o del mismo tratamiento del agua residual como es el caso del aluminio, por lo tanto es necesario su tratamiento previo a su disposición al ambiente y en algunos casos como en aguas

residuales industriales contienen una gran variedad de compuestos orgánicos refractarios al tratamiento biológico.

El tratamiento de lodos se enfoca principalmente a la reducción del contenido de agua (94 a 98 %), a la eliminación de microorganismos patógenos, materia orgánica y precipitación de metales.

El agua en las partículas de lodo que interesa remover para reducir su volumen, existe en cuatro fases:

- agua libre
- agua capilar
- agua coloidal, y
- agua intercelular

El agua libre se puede separar fácilmente del lodo por gravedad. El agua capilar y coloidal se puede remover, después del acondicionamiento químico, por fuerzas mecánicas incluyendo centrifugación, filtros banda, filtros prensa y filtros de vacío. El agua intercelular se puede eliminar de la partícula de lodo por rompimiento de la estructura celular con un tratamiento térmico (Girovich, 1990).

La cantidad aproximada de energía que se requiere para deshidratar el lodo por varios métodos es la siguiente,

- espesamiento por gravedad: 10^{-3} kw/m³ para aumentar la concentración de sólidos de 2 a 6 %
- deshidratación mecánica: 1-10 kw/m³ para aumentar la concentración de sólidos de 15 a 30 %
- secado térmico: 10^3 kw/m³ para aumentar la concentración de sólidos de 85 a - 95 %

A continuación se describen los principales procesos de espesamiento, deshidratación, estabilización, uso y disposición de lodos.

2.1.1 Espesamiento

El espesamiento consiste en incrementar el contenido de sólidos por medios físicos como la sedimentación por gravedad, flotación, centrifugación y filtros banda y prensa.

a) por gravedad

Se realiza en un tanque circular con fondo cónico. Cuenta con un sistema de rastras y varas verticales que giran a baja velocidad para acelerar el espesamiento. Puede aplicarse cloro (acondicionamiento) para incrementar la eficiencia del proceso (Metcalf y Eddy, 1991).

b) por flotación

Se puede lograr aplicando aire soluble, vacío o aire disperso. La primera forma es la más usada, consiste en introducir aire en una solución que se mantiene a alta presión y que al despresurizarse, dentro del tanque de flotación, se forman burbujas que llevan el lodo hacia la superficie donde es removido (Metcalf y Eddy, 1991).

c) por centrifugación

Las centrifugas se usan tanto para espesar como para deshidratar los lodos. Las centrifugas más usadas son las de transportador helicoidal y las de tazón. Se puede aplicar polímeros para mejorar el espesamiento (Metcalf y Eddy, 1991).

d) por bandas

Los filtros banda se recomiendan para lodos que contienen menos del 2% de sólidos y requieren la aplicación de polímeros (Metcalf y Eddy, 1991). El filtro consta de dos bandas permeables que pasan tensadas alrededor de rodillos de diferentes diámetros; la presión sobre el lodo

aumenta a medida que disminuye el diámetro de los rodillos, de manera que el agua sale a través de las bandas ; al final del recorrido se desprende el lodo espesado y se lavan las bandas (González y González, 1992).

Es importante acondicionar el lodo para deshidratarlo o espesarlo más fácilmente. La función del acondicionador es proporcionar al lodo una estructura suficientemente rígida para permitir que el agua drene mejor. Los métodos más usados son la adición de compuestos químicos y calor. El acondicionamiento se usa antes del espesamiento y deshidratación. Los acondicionadores químicos aumentan la cantidad de sólidos ; por lo general se emplea una mezcla de cal y sales de hierro y aluminio. Además de su propiedad deshidratante la cal aumenta el pH lo cual ayuda a la estabilización.

2.1.2 Deshidratación

La deshidratación consiste en eliminar agua que no pudo ser eliminada en el espesamiento, hasta alcanzar un material no fluido. Las razones por las cuales los lodos deben deshidratarse son para reducir su volumen y así mejorar su manejo y disposición final. Los procesos de deshidratación pueden dividirse en procesos mecánicos y no mecánicos (González y González, 1992).

Los procesos de deshidratación más utilizados operan por medio de filtración y utilizan como fuerza el vacío, la presión y la fuerza centrífuga (AWWA, 1985), y se clasifican en:

- Filtros de vacío
- Filtros prensa
- Filtros banda
- Centrifugación

El filtro prensa tiene ventajas sobre los otros dispositivos para deshidratar lodos que contienen aluminio, porque utiliza un proceso intermitente que permite lograr la deshidratación deseada (Cornwell y Koppers, 1990).

Los procesos no mecánicos de deshidratación se basan en la filtración del agua por medio de la gravedad y evaporación. Son menos complejos, más fáciles de operar y menos costosos. Sin embargo, requieren de mayor trabajo de operación y extensión de terreno, los más empleados son los lechos de secado y las lagunas de lodos (Cornwell y Koppers, 1990).

Los lechos de secado fueron los primeros métodos que se utilizaron para deshidratar lodos. Consisten de tanques poco profundos con arena y drenes. Tienen una profundidad de 15-30 cm (6-12 pulgadas). Para deshidratar los lodos a una consistencia sólida se requiere de semanas a meses dependiendo del clima y de las características del lodo. Para reducir el tiempo de secado se debe proteger el lecho de la lluvia. Es importante tener un control de insectos y olores (Vesilind, 1980; Cheremisinoff, 1994).

Los lechos de secado se dividen en:

- Lechos de arena
- Lechos de pavimento
- Lechos de medio artificial
- Lechos con aplicación de vacío

Las lagunas de lodos son excavaciones de 0.75 a 1.2 m de profundidad, que se hacen en el suelo para depositar los lodos por periodos que varían desde algunos meses hasta años (Vesilind, 1980). La evaporación es el principal mecanismo de deshidratación. Las lagunas se usan para almacenar y secar, pero únicamente pueden colocarse en ellas lodos tratados. Es posible alcanzar un contenido de sólidos de 15 a 40 % (Metcalf y Eddy, 1991).

Para secar los lodos hasta un contenido de humedad de 5 a 10 % generalmente se emplean cinco procesos térmicos como son: secadoras de cenizas, secadoras de rociado, secadoras de rotación, hornos de pisos múltiples y evaporación de efecto múltiple (proceso de Carver-Greenfield) (Metcalf y Eddy, 1991).

2.1.3 Estabilización

Los lodos están constituidos por microorganismos, compuestos orgánicos y materia orgánica que es posible estabilizar o transformar a formas que representen menor riesgo en su uso y aplicación al suelo. Los métodos más empleados para la estabilización de los lodos son (Metcalf y Eddy, 1991):

- a) Digestión
- b) Composteo
- c) Tratamiento con calor
- d) Oxidación con aire húmedo
- e) Estabilización química

a) Digestión

Con la digestión se pretende la disminución de la fracción volátil (microorganismos), mineralización de la materia orgánica y aumento de la concentración de sólidos (Hernández, 1990).

Hay dos tipos de digestión: la aerobia y la anaerobia.

Digestión aerobia

Se denomina digestión aerobia a la eliminación de la parte fermentable de lodos. Los lodos son sometidos a una aeración prolongada, induciendo la respiración endógena y degradación de materia orgánica por microorganismos aerobios hasta compuestos estables como dióxido de carbono, agua y sales inorgánicas (Hernández, 1990).

Se considera que, por su alto contenido de materia orgánica, los lodos de procesos biológicos como: lodos activados, biofiltros, filtros percoladores y aireación extendida deben estabilizarse

con digestión aerobia. En este proceso se puede usar tanto aire como oxígeno puro (Hernández, 1990).

Digestión anaerobia

Consiste en degradar la materia orgánica en ausencia de oxígeno, a compuestos más estables como metano, dióxido de carbono y agua. La digestión anaerobia se realiza por bacterias acidogénicas (transforman la materia orgánica en ácidos orgánicos generalmente de tres carbonos) y por bacterias metanogénicas (transforman los ácidos orgánicos en metano). El proceso requiere de un cuidadoso control de la temperatura, alcalinidad, pH y asegurar un tiempo de retención para que la digestión se lleve a cabo (González y González, 1992).

b) Composteo

Consiste en degradar la materia orgánica para ser usada como abono y mejorador de suelos para lo cual se mezcla con un material de soporte como suelo o aserrín para facilitar el paso de aire ya que es un proceso aerobio. Su operación es sencilla pero requiere de un cuidadoso control de temperatura, tiempo de digestión y contenido de humedad. Durante la digestión se eliminan microorganismos debido a que se alcanzan temperaturas entre 46 y 57 °C (González y González, 1992).

c) Estabilización térmica

El método más conocido para la destrucción de microorganismos es el calor, por lo cual se utiliza para estabilizar y desinfectar lodos. Los dos métodos más empleados son la pasteurización y la oxidación a baja presión (González y González, 1992).

La pasteurización consiste en calentar el lodo a 70 °C durante 30 minutos. Este proceso elimina los microorganismos pero no evita la reactivación microbiológica y olores desagradables, por lo que requiere un manejo cuidadoso (González y González, 1992).

La oxidación a baja presión se lleva a cabo a temperaturas de 180 a 200 °C y una presión entre 12.5 y 14.7 kg/cm². Los microorganismos mueren por efecto de las altas temperaturas. Este proceso se emplea también para el acondicionamiento de los lodos antes de la deshidratación (González y González, 1992).

d) Estabilización química

La duración de la estabilización química es de largo plazo y además de destruir los microorganismos presentes en el lodo, acelera el proceso de deshidratación. Los métodos más comunes son la estabilización con cal y cloro (Bowen *et al.* 1993).

Estabilización con cal

Una modalidad es aplicar cal hidratada a los lodos espesos para elevar el pH hasta valores de 11 a 12 y mantenerlo así durante algunos días. El medio alcalino es capaz de destruir a los microorganismos patógenos o inhibir su metabolismo. La cal reduce la emisión de sulfuros volátiles y reduce la generación de ácidos grasos, disminuyendo considerablemente los malos olores (Westphal y Christensen, 1983).

Otra modalidad consiste en la aplicación de cal viva a la torta deshidratada parcialmente. La cal hidratada, al mezclarse con el lodo, hace que el agua capilar y coloidal se enlace químicamente al calcio, por lo que la deshidratación del lodo es más efectiva. Además la mezcla cal viva-lodo produce calor, que combinado con el pH elevado constituyen una combinación muy efectiva para la destrucción de patógenos (Vesilind *et al.* 1991). Sin embargo, se debe garantizar un mezclado uniforme y continuo para asegurar que la temperatura sea homogénea, por lo que el consumo de energía para el mezclado se eleva considerablemente (González y González, 1992).

Estabilización con cloro

Consiste en aplicar dosis elevadas de cloro (aprox. 2000 mg/l) a los lodos para efectuar una reacción de oxidación que elimina casi la totalidad de organismos patógenos (González y González, 1992).

Se requiere de materiales resistentes a la corrosión debido a que los lodos estabilizados de esta manera son muy ácidos. Aunque este método resulta económico, tiene desventajas ya que se generan hidrocarburos clorados y cloraminas por lo que su disposición en suelo no es recomendable (González y González, 1992).

2.1.4 Uso y disposición de lodos

Los lodos contienen materia orgánica y nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio, elementos muy valorados en la agricultura y silvicultura. La utilización efectiva de los lodos debe verse desde tres puntos de vista : si el proceso es rentable, si el proceso y el producto son aceptados por la comunidad y, si el producto es ambientalmente seguro. Según la EPA (1993), en E.U. 36% de los lodos se aplican al suelo con muchos propósitos; como la agricultura, producción de forrajes o recuperación de áreas mineras; 38 % es depositado en rellenos sanitarios; 16 % es incinerado y el resto es dispuesto por otros métodos.

Con base en sus características químicas y microbiológicas el lodo se puede clasificar desde el punto de vista de su aplicación al suelo en tres clases:

Clase A. Este tipo de lodos se puede aplicar hasta por 40 años, antes de alcanzar los límites de metales acumulables en lugares con acceso al público; como cultivos, jardines, parques recreativos, etc. Deben contener menos de 1000 coliformes fecales por gramo en peso seco ó 3 bacterias de salmonella por cada 4 gramos de peso seco de sólidos (EPA, 1993).

Clase B. Estos lodos son de menor calidad que los de la clase A. Se pueden aplicar al suelo hasta por 20 años antes de alcanzar los límites de metales acumulables, el número más probable de

coliformes fecales debe ser menor que 2×10^6 por gramo de sólidos totales (EPA,1995). Los suelos enriquecidos con lodos no se pueden utilizar para el cultivo de granos (maíz, cebada, etc.) después de 14 meses de la aplicación del lodo al suelo y de 20 a 38 meses para hortalizas (Foess y Sieger, 1993).

Clase C. Este lodo se acepta para su aplicación en el suelo, sólo para el cultivo de forrajes. El forraje debe sembrarse 60 días después de la aplicación y el acceso al público debe ser restringido (Jacobs y Silver, 1990).

Para el uso o la disposición final de lodos se usan las siguientes prácticas reglamentadas por la Environmental Protection Agency (EPA) en 1992 (Hemphill, 1992).

- Aplicación al suelo
- Distribución y comercialización.
- Monofill (relleno sanitario solo con lodos)
- Lechos de secado
- Disposición superficial
- Incineración.

Existen otras prácticas de disposición que aún no están reglamentadas como: los procesos de tratamiento de los lodos antes del uso o disposición final, lodos producidos por plantas de tratamiento de agua residual industrial, lodos que han sido caracterizados como peligrosos, lodos que son colocados junto con otros desechos sólidos en un relleno sanitario, cenizas producto de la incineración y bombeo de lodos al océano o al mar.

a) Aplicación al suelo

Para aplicar al suelo agrícola y no agrícola es necesario que los lodos contengan concentraciones inferiores de metales a los valores permitidos que se muestra en la tabla 1 (EPA, 1995). Además deben ser lodos de clase A. Los límites se basan en la acumulación anual de metales y

compuestos orgánicos y determinan la vida útil de un sitio en particular. En aplicaciones a suelos no agrícolas como la silvicultura los límites no son tan rigurosos, comúnmente el lodo se aplica al suelo en forma líquida o sólida.

En forma líquida los lodos pueden inyectarse en la superficie por medio de inyectores o mezclarse con suelo o aserrín u otros materiales sólidos para después regarse. En la silvicultura por ejemplo, se usan cañones a chorro para regar el lodo líquido entre los árboles. El lodo sólido se aplica al suelo mecánicamente y puede ser complemento de la disposición superficial (WEM, 1989).

Tabla 1. Concentraciones máximas de metales en el lodo, aceptables en la disposición sobre terrenos agrícolas,(EPA, 1995).

Metal	Concentración (mg/Kg) en peso seco
Aluminio	--
Arsénico	41
Bario	--
Cadmio	39
Cromo	1200
Cobre	1500
Fierro	--
Plomo	300
Manganeso	--
Mercurio	17
Molibdeno	18
Niquel	420
Selenio	36
Plata	--
Zinc	2800

Un concepto innovador es usar lodos estabilizados con 20 a 25 % de sólidos para irrigar suelos agrícolas en zonas desérticas. Con esta técnica se usan dos recursos importantes del lodo como agua y nutrientes. Se puede armonizar la aplicación del lodo con las necesidades hídricas de los cultivos. El lodo puede aplicarse en cantidades que no sobrepasen los requerimientos nutricionales de los cultivos y virtualmente eliminar toda posibilidad de que algún constituyente migre hacia el nivel freático (Brinsko, 1988).

Para aplicar los lodos al suelo se debe contar con las instalaciones adecuadas para la carga y descarga del lodo líquido y vehículos de transporte. Una ventaja es que este esquema es similar al de comercialización de fertilizantes. Durante la aplicación del lodo líquido se debe considerar que los inyectores apliquen uniforme y continuamente los lodos. Las ventajas de la inyección son la disminución de olor, reducción de pérdidas por arrastre del escurrimiento y volatilización de nitrógeno (Haney y Becker, 1987).

El pH es un factor importante que se debe considerar para determinar si un sitio es adecuado o no para la aplicación de lodos, se recomienda que el pH sea menor de 6.5; se descartan los suelos arenosos, arenosos-limosos, con pendientes mayores de 12 % , con un nivel freático somero, deficiente drenaje, con fracturas o áreas de escurrimiento (Haney y Becker, 1987).

b) Distribución y comercialización

Este concepto es similar a la aplicación al suelo. Sin embargo se ha reconocido que cuando los lodos son distribuidos al público en general, no hay un control o reglamentación de cómo debe ser usado, por lo cual se han establecido limitaciones más estrictas y la reducción de patógenos es más severa. A esta categoría pertenecen la composta de lodos y productos secados e inactivados a altas temperaturas (Hemphill, 1992).

c) Monofill

Este proceso consiste en enterrar sólo los lodos en un relleno sanitario, esta práctica no es muy común. Las normas son muy estrictas ya que se debe cumplir con las normas aplicadas a un relleno sanitario, tener un programa de monitoreo muy estricto y contar con diques de protección para evitar inundaciones (Hemphill, 1992).

Para disponer el lodo en un monofill, el lodo deshidratado se mezcla en el sitio con suelo granular a una relación de 1.5 partes de suelo con 1 parte de lodos. Esta relación es para obtener una mezcla a fin de lograr una compactación adecuada que soporte el peso del equipo, aunque esta relación puede cambiar según el tipo de lodo y suelo (Moseley, 1990).

d) Disposición superficial

Esta categoría incluye aquellos casos en que el lodo se aplica a una área de tierra por un año o más. Por ejemplo fosas descubiertas, estanques y embalses. No incluye una cubierta vegetal. Se considera una práctica sin un intento de reuso benéfico de los lodos (Hemphill, 1992).

e) Incineración

Las normas para la incineración se enfocan principalmente a la emisión de gases. En esta práctica lo que interesa es el destino final de los metales pesados y compuestos orgánicos que pasan a través del proceso y son removidos con las cenizas o pasan al sistema de depuración y se emiten junto con los gases (Hemphill, 1992).

f) Lechos de secado

Cabe señalar, que los lechos de secado no pueden considerarse como una forma de disposición superficial, sino como parte del proceso de tratamiento de lodos antes de su uso o disposición final.

En los lechos de secado el objetivo principal es acelerar el secado natural del lodo por medio del sol y el viento, se ha experimentado en parcelas de 91.4 X 91.4 (300 X 300 pies). El grosor del lecho de secado puede ser de 45.7 cm (18 pulgadas) para lodos con 20 % de sólidos. El tiempo para aumentar el contenido de sólidos depende de las condiciones climáticas del sitio (WEM, 1989).

Una vez seco el lodo se remueve para su uso, entonces las camas de secado pueden reutilizarse. Para este tipo de operación es importante que el lecho de secado tenga el fondo y las paredes impermeabilizadas. Para evitar fugas por fracturas del pavimento, el fondo debe resistir el peso de la maquinaria que removerá el lodo. El contenido de nutrientes del lodo puede ser el siguiente: nitrógeno 1.13 %, fósforo 0.86 %, potasio 0.04 %, Cu 320 ppm y Zn 629 ppm, y de metales como Cd 17 ppm, Pb 133 ppm y Ni 95 ppm. Con estas características se mantiene su valor como acondicionador de suelos. Es obvio que estos valores pueden cambiar con el tipo de lodo (WEM, 1989).

Para cumplir con los requerimientos mínimos de patógenos, el material se almacena en montones por lo menos durante seis meses. Una técnica para reducir el tiempo de residencia del lodo en el lecho de secado, consiste en utilizar vehículos con rodillos rugosos para romper la costra de lodos, además de que abate los insectos ya que el continuo mezclado introduce en el lodo los huevos y larvas de microorganismos, cortando drásticamente su ciclo de vida (Texas Wastewater Treatment Plant, 1987).

2.2 Aluminio

El ciclo biogeoquímico del aluminio es complicado y poco entendido, sus transformaciones en agua, sólido/sedimento y biológicas se representan en la figura 1.

Este elemento es muy abundante en el suelo, representa 8.5 % de su peso (Bodek, *et al.* 1988; Kabata-Pendias y Pendias, 1992, Sposito, 1996). Forma complejos incoloros por lo que no es visible y sólo mediante análisis químico se revela su abundancia y formas químicas. La forma Al^{3+} es la más importante desde el punto de vista ambiental y toxicológico(Baizze, 1993).

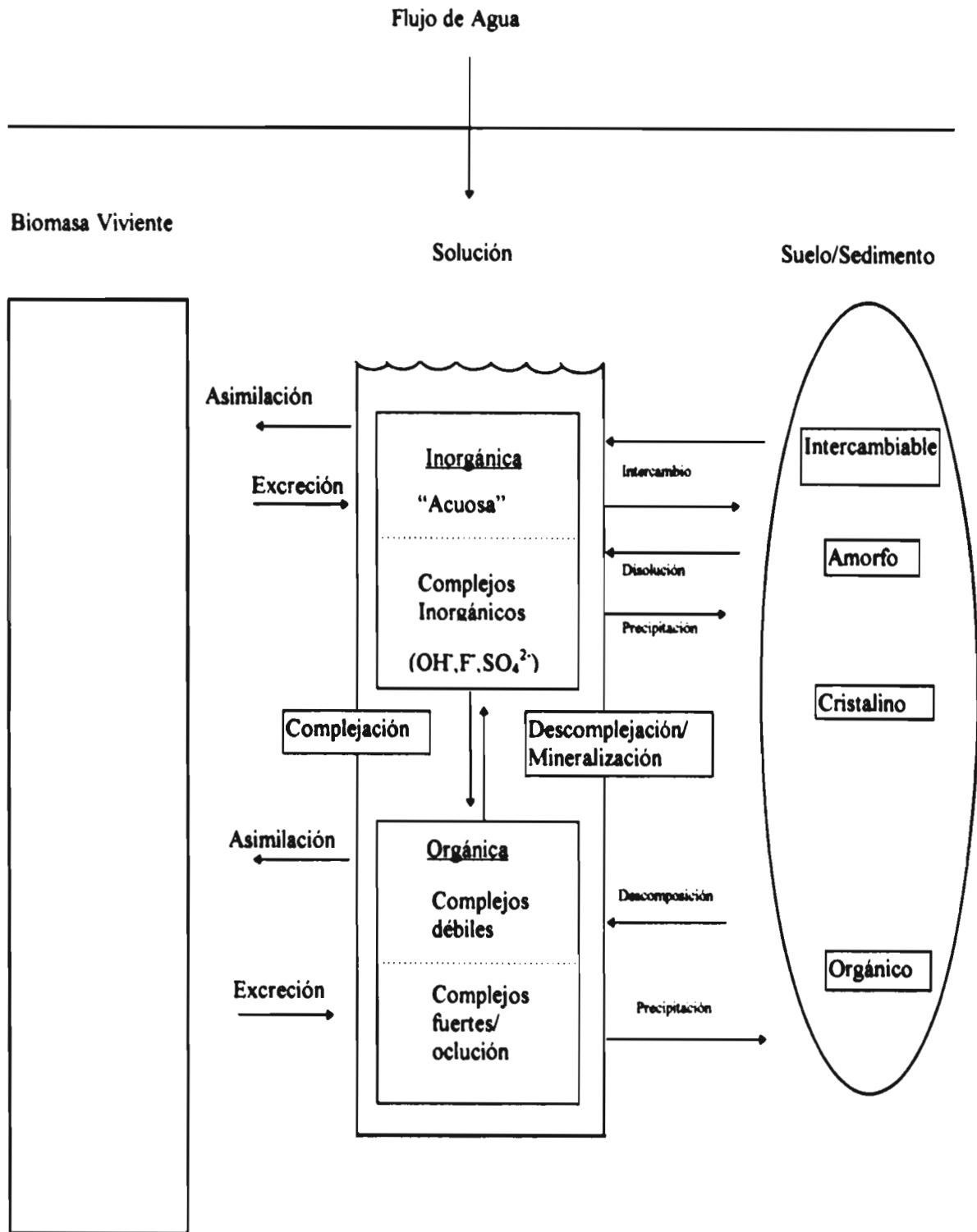


Fig. 1. Representación esquemática del ciclo de aluminio (Sposito, 1996).

El principal mineral que contiene aluminio es la bauxita, $\text{AlO}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, a partir de este mineral se produce alumina (Al_2O_3) que por medio de electrólisis se reduce a aluminio metálico. En el suelo abundan los aluminosilicatos, algunos de los cuales (arcillas) se utilizan en la fabricación de materiales cerámicos.

Es importante conocer las reacciones químicas y relaciones de solubilidad para predecir y corregir problemas ambientales causados por aluminio.

Una forma de representar la solubilidad es utilizando las relaciones de equilibrio, en la siguiente reacción :



donde: A y B son los reactivos, C y D los productos y a,b,c, y d el número de moles. La constante de equilibrio (K^0) a temperatura y presión estándar de la reacción anterior se define como:

$$K^0 = \frac{(C)^c (D)^d}{(A)^a (B)^b}$$

donde los paréntesis representan la actividad expresada en moles/litro.

Las reacciones químicas y constantes de equilibrio se resumen en la tabla 2. A partir de estas reacciones se derivan gráficas y ecuaciones que ayudan a comprender el comportamiento de minerales y complejos de aluminio en solución del suelo (Bolt, 1983; Sposito, 1996).

Minerales

Los principales minerales que conforman las arcillas son: óxidos, hidróxidos, sulfatos, hidroxisulfatos, fosfatos y aluminosilicatos. La gibbsita $\text{Al}(\text{OH})_3$ y alunogen $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 17\text{H}_2\text{O}$ son los minerales más solubles (Sposito, 1996).

Tabla 2. Reacciones de equilibrio de Aluminio

No.	Reacción	Reacción	logK°
ÓXIDOS E HIDRÓXIDOS			
1	$\text{Al(OH)}_3(\text{amorfo}) + 3\text{H}^+$	$\rightleftharpoons \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	9.66
2	$\text{Al(OH)}_3(\text{bayerita}) + 3\text{H}^+$	$\rightleftharpoons \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	8.51
3	$\text{AlOOH}(\text{bohemita}) + 3\text{H}^+$	$\rightleftharpoons \text{Al}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O}$	8.13
4	$\text{Al(OH)}_3(\text{nortrandita}) + 3\text{H}^+$	$\rightleftharpoons \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	8.13
5	$\text{Al(OH)}_3(\text{gibbita}) + 3\text{H}^+$	$\rightleftharpoons \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	8.04
6	$\text{AlOOH}(\text{diaspora}) + 3\text{H}^+$	$\rightleftharpoons \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	7.92
SULFATOS			
7	$\text{KAl}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6(\text{alunita}) + 6\text{H}^+$	$\rightleftharpoons \text{K}^+ + 3\text{Al}^{3+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 6\text{H}_2\text{O}$	-1.04
8	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 17\text{H}_2\text{O}(\text{alunogen})$	$\rightleftharpoons 2\text{Al}^{3+} + 3\text{SO}_4^{2-} + 17\text{H}_2\text{O}$	-7.00
9	$\text{Al}_4(\text{OH})_{10}\text{SO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}(\text{basaluminita}) + 10\text{H}^+$	$\rightleftharpoons 4\text{Al}^{3+} + \text{SO}_4^{2-} + 15\text{H}_2\text{O}$	22.30
10	$\text{Al}_4(\text{OH})_{10}\text{SO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}(\text{basaluminita amorfo}) + 10\text{H}^+$	$\rightleftharpoons 4\text{Al}^{3+} + \text{SO}_4^{2-} + 15\text{H}_2\text{O}$	24.00
11	$\text{AlSO}_4(\text{OH}) \cdot 5\text{H}_2\text{O}(\text{jordanita}) + \text{H}^+$	$\rightleftharpoons \text{Al}^{3+} + \text{SO}_4^{2-} + 6\text{H}_2\text{O}$	-3.80
ALUMINOSILICATOS			
12	$\text{Al}_2\text{O}_3\text{SiOH(OH)}_3(\text{imogolita}) + 6\text{H}^+$	$\rightleftharpoons 2\text{Al}^{3+} + \text{H}_4\text{SiO}_4^0 + 3\text{H}_2\text{O}$	11.57
13	$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4(\text{haloisisita}) + 6\text{H}^+$	$\rightleftharpoons 2\text{Al}^{3+} + \text{H}_4\text{SiO}_4^0 + \text{H}_2\text{O}$	8.72
14	$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4(\text{caolinita}) + 6\text{H}^+$	$\rightleftharpoons 2\text{Al}^{3+} + \text{H}_4\text{SiO}_4^0 + \text{H}_2\text{O}$	5.45
K-Al-Si			
15	$\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2(\text{muscovita}) + 10\text{H}^+$	$\rightleftharpoons \text{K}^+ + 3\text{Al}^{3+} + \text{H}_4\text{SiO}_4^0$	13.44
Mg-Al-Si			
16	$\text{Si}_{2.97}\text{Al}_{1.03}(\text{Al}_{1.44}\text{Fe}_{0.07}^{3+}\text{Fe}_{0.99}^{2+}\text{Mg}_{3.24})\text{O}_{10}(\text{OH})_8(\text{clorita vermont})$		48.20
	$+16.08\text{H}^+$	$\rightleftharpoons 2.97\text{H}_4\text{SiO}_4^0 + 2.47\text{Al}^{3+} + 3.24\text{Mg}^{2+} + 0.99\text{Fe}^{2+}$	
	$+0.07\text{Fe}^{3+} + 6\text{H}_2\text{O}$		

Tabla 2 continuación

17	$K_{0.6}Mg_{0.25}Al_{2.3}Si_{3.5}O_{10}(OH)_{2(\text{illita})} + 8H^+ + 2H_2O \rightleftharpoons 0.6K^+ + 0.25Mg^{2+} + 2.3Al^{3+} + 3.5H_4SiO_4^0$	10.35
18	$0.4^*(Si_{3.81}Al_{1.71}Fe_{0.22}^{2+}Mg_{0.29})O_{10}(OH)_2(\text{montmorillonita}) + 6.76H^+ + 3.24H_2O \rightleftharpoons 0.29Mg^{2+} + 1.71Al^{3+} + 0.22Fe^{3+} + 3.81H_4SiO_4^0$	2.68
19	$1.02^*(Si_{7.40}Al_{0.60})(Al_{2.69}Mg_{0.54}Fe_{0.81}^{3+})O_{20}(OH)_4(\text{smectita negra}) + 5.6H_2O + 14.4H^+ \rightleftharpoons 7.4^*H_4SiO_4^0 + 3.29Al^{3+} + 0.54Mg^{2+} + 0.81Fe^{3+}$	3.21
20	$Al^{3+} + H_2O \rightleftharpoons AlOH^{2+} + H^+$	-5.00
21	$Al^{3+} + 2H_2O \rightleftharpoons Al(OH)_2^+ + 2H^+$	-10.10
22	$Al^{3+} + 3H_2O \rightleftharpoons Al(OH)_3^0 + 3H^+$	-16.80
23	$Al^{3+} + 4H_2O \rightleftharpoons Al(OH)_4^- + 4H^+$	-22.70
24	$2Al^{3+} + 2H_2O \rightleftharpoons Al_2(OH)_2^{4+} + 2H^+$	-7.69
COMPLEJOS DE FLUORURO		
25	$Al^{3+} + F^- \rightleftharpoons AlF^{2+}$	6.98
26	$Al^{3+} + 2F^- \rightleftharpoons AlF_2^+$	12.66
27	$Al^{3+} + 3F^- \rightleftharpoons AlF_3^0$	16.65
28	$Al^{3+} + 4F^- \rightleftharpoons AlF_4^-$	19.03
COMPLEJOS DE SULFATOS		
29	$Al^{3+} + SO_4^{2-} \rightleftharpoons AlSO_4^+$	3.5
30	$Al^{3+} + 2SO_4^{2-} \rightleftharpoons Al(SO_4)_2^-$	5.0
COMPLEJOS DE FOSFATO		
31	$Al^{3+} + H_2PO_4^- \rightleftharpoons AlH_2PO_4^+$	3.1
32	$Al^{3+} + HPO_4^{2-} \rightleftharpoons AlHPO_4^+$	7.4

Tabla 2. continuación

COMPLEJO DE NITRATO	
$33 \text{ Al}^{3+} + 3 \text{ NO}_3^- \rightleftharpoons \text{Al}(\text{NO}_3)_3^0$	0.12

Fuente: Sposito (1995).

La solubilidad del Al^{3+} a partir de minerales depende del pH, excepto para los aluminosilicatos donde está en función de la actividad química del H_4SiO_4^0 . La solubilidad aumenta al disminuir el pH; los minerales de fosfatos presentan una relación entre la solubilidad y el pH inversa a la anterior (Sposito, 1996).

Complejos en solución del suelo

Las especies de aluminio formadas en solución del suelo, son producto de hidrólisis y de la formación de complejos con flúor, sulfato, fosfato, nitrato y compuestos orgánicos. La hidrólisis de las especies de aluminio es controlada por el pH y la actividad química de la gibbsita y especies polinucleares en fase sólida (Sposito, 1996).

La formación de los complejos de fluoruro depende de la actividad del F⁻. A una actividad del flúor menor que 10^{-8} M, los complejos de fluoruros son despreciables (Sposito, 1996).

Los complejos de aluminio con sulfato, fosfato y nitrato contribuyen significativamente en la concentración de aluminio total en solución, y el pH determina su actividad química (Sposito, 1996).

La actividad química y el pH están relacionados linealmente, donde la pendiente de la recta dada está relacionada con la carga eléctrica del ion (Bolt, 1983; Sposito, 1996).

El aluminio forma complejos con grupos funcionales de la materia orgánica, su estabilidad cambia con el tiempo, temperatura del suelo y la actividad biológica. Los complejos orgánicos están tanto en solución como en fase sólida, es decir en forma móvil e inmóvil (Sposito, 1996)

Cálculo de la actividad de aluminio en la solución del suelo

El aluminio inorgánico soluble total, a un pH dado, puede calcularse sumando las concentraciones de cada especie y cambiando las actividades a concentraciones mediante el cálculo del coeficiente de actividad por métodos como el de Debye-Hückel, Güntelberg, Davies, Meissner, entre otros, o suponiendo concentraciones diluidas para establecer un coeficiente de actividad igual a uno y de esta manera cambiar directamente las actividades a concentraciones (Bodek, *et al.* 1988).

Separando el aluminio soluble inorgánico de los complejos orgánicos y polímeros (aluminosilicatos y otros), la fracción inorgánica de aluminio Al^{3+} se puede calcular como sigue:

$$Al_{Inorg\ Tot} = [Al^{3+}] + [AlOH^{2+}] + [Al(OH)_2^+] + [Al(OH)_3^0] + [Al(OH)_4^-] + [AlF_2^+] + [AlF^{2+}] \\ [AlF_2^+] + [AlF_3^0] + [AlSO_4^-]$$

Considerando que $(A_i) = \gamma_i [A_i]$, donde γ_i , $[]$, y $()$ son el coeficiente de actividad, concentración molar y actividad de la especie A, respectivamente además, utilizando las constantes de equilibrio de la tabla 2, la expresión se utiliza para expresar la actividad de Al^{3+} en términos de las actividades de H^+ , F^- , SO_4^{2-} y del aluminio inorgánico total, en la siguiente expresión:

$$(Al^{3+}) = \frac{Al_{Inorg\ Tot}}{REM}$$

Donde:

$$REM = \frac{1}{\gamma_{Al^{3+}}} + \frac{10^{-5.0}}{\gamma_{AlOH^{2+}}(H^+)} + \frac{10^{-10.1}}{\gamma_{Al(OH)_2^+}(H^+)^2} + \frac{10^{-16.8}}{\gamma_{Al(OH)_3}(H^+)^3} + \frac{10^{-22.7}}{\gamma_{Al(OH)_4^-}(H^+)^4} + \frac{10^{6.98}(F^-)}{\gamma_{AlF^{2+}}} + \frac{10^{12.6}(F^-)^2}{\gamma_{AlF_3}} + \frac{10^{16.65}(F^-)^3}{\gamma_{AlF_4^-}} + \frac{10^{3.5}(SO_4^{2-})}{\gamma_{AlSO_4}}$$

Para calcular los coeficientes de actividad es necesario conocer el pH y la conductividad eléctrica de la solución del suelo. El aluminio inorgánico total no debe incluir los complejos orgánicos y polímeros de aluminio, la aplicación de la ecuación anterior se limita a sistemas acuosos.

Toxicidad de aluminio

La toxicidad del aluminio depende de su solubilidad y especiación, ambos son controlados por el pH del suelo. Este elemento es un importante amortiguador en suelos y agua, pero se ha encontrado que altas concentraciones a pH bajo tienen efectos tóxicos.

En intervalos de pH entre 4.0 y 5.2, el aluminio puede ser sumamente tóxico para peces a concentraciones tan bajas como 0.1 mg/l. El efecto tóxico se agudiza a pH de 5.0 - 5.2 (Bodek, *et al.*, 1988). Concentraciones de aluminio entre 0.2 y 0.5 mg/l causan mortalidad de la trucha de río (AWWA, 1987). Es importante señalar que la concentración de aluminio tiene variaciones estacionales en cuerpos de agua.

La toxicidad del aluminio en bosques empieza a concentraciones de 10 a 20 mg/l, y en cultivos la toxicidad se refleja a concentraciones de 0.1 a 0.5 mg/l. La unidad de volumen de la concentración se refiere al agua retenida por el suelo y es disponible para las plantas, es decir la diferencia de agua retenida a capacidad de campo y a punto de marchitamiento permanente (Scheffer y Schachtschabel, 1992).

El aluminio afecta principalmente a las raíces finas y a las micorrizas. La relación Ca/Al y Mg/Al juega un papel importante en la toxicidad, con una relación 1- 0.1 existe el riesgo de toxicidad, mientras que a una relación < 0.1 la probabilidad de daño es pequeña (Scheffer y Schachtschabel, 1992). Los complejos de aluminio aumentan o disminuyen la fitotoxicidad como es el caso de AlF_3 y especies hidroxilo mono o polinucleares (Alva y Sumner, 1989). A pH bajo la especie Al^{3+} es la predominante, lo que aumenta la posibilidad de toxicidad (Wright, *et al.* 1989). Los minerales del suelo influyen en la concentración y formas de aluminio en la solución del suelo (Alva y Sumner, 1990).

Aluminio y salud

Se ha observado que el aluminio se absorbe poco en el tracto digestivo. Sin embargo, algunas enfermedades del cerebro y de conducta, así como de diálisis encefalopática y osteomalacia se han atribuido a la exposición de altas concentraciones de aluminio (Foulkes, 1990).

En experimentos con animales se ha investigado la posible relación de la presencia de aluminio en el cerebro con el síndrome de Alzheimer (Lester, 1987; ATSDR, 1995).

El síndrome de Alzheimer es un problema neurológico, que se caracteriza por la pérdida progresiva de las funciones mentales, formación de fibrillas en las neuronas y aumento de la concentración de aluminio en el tejido neuronal. En conejos se observó que las concentraciones de $6 \mu\text{g}$ de aluminio por gramo de peso seco de tejido cerebral inducen a la formación de fibrillas, mientras que en ratas, concentraciones mayores que $40 \mu\text{g}$ de peso seco no inducen efectos neuropatológicos (Lester, 1987).

El aluminio de los lodos de las plantas de tratamiento puede llegar al hombre por medio del agua potable y por consumo de alimentos de origen vegetal y animal , en cuyo proceso de producción se hayan empleado lodos como fertilizantes o mejoradores de suelo.

En ambos casos el aluminio debe pasar a través del suelo. Para que el aluminio llegue al hombre, via el consumo de vegetales como hortalizas, el aluminio debe pasar la barrera suelo-planta (Lester, 1987).

Si el aluminio es lixiviado de suelos contaminados puede ser movilizado en el agua subterránea, lo cual podría tener consecuencias importantes cuando el agua se utilice como fuente de agua potable. Se ha encontrado que suelos altamente impermeables retienen los metales pesados, disminuyendo el riesgo potencial de contaminación del acuífero. De estos estudios, parece ser que el riesgo a la salud por la lixiviación de metales pesados puede ser mínimo (Lester, 1987 ; Cameron *et al.*, 1994). Debido a que el suelo actúa como barrera natural e impide el movimiento de los metales hacia el acuífero, es importante saber qué pasa cuando los metales pesados interactúan con el suelo.

2.3 Transporte de contaminantes en el suelo

Los principales mecanismos de transporte de sustancias a través del suelo son : advección, difusión, dispersión y los diferentes procesos que los afectan. Estos se clasifican como hidrodinámicos, bióticos (biológicos) y abióticos. El proceso hidrodinámico incluye fenómenos resultantes del movimiento de fluidos en el subsuelo. Los procesos bióticos involucran microorganismos que transforman los contaminantes aumentando o disminuyendo su movilidad. Los procesos abióticos resultan de las interacciones entre el suelo y los contaminantes, debido a las propiedades de las sustancias y a las del subsuelo. Las principales son : intercambio iónico, oxidación/reducción, precipitación/disolución, hidrólisis y sorción. (Knox *et al.*, 1993).

a) Intercambio iónico

El intercambio iónico es parte del proceso de adsorción, debido a la afinidad de la superficie del sólido por la sustancia de interés. Se caracteriza porque el material adsorbente tiene carga eléctrica en su superficie, que es mayor en comparación con las áreas superficiales de las partículas coloidales que lo forman. En consecuencia, se da una acumulación de iones de carga

opuesta en la interfase sólido/líquido, para neutralizar el desbalance eléctrico. Estos, a su vez, pueden ser intercambiados mientras continúe el desequilibrio de cargas. Este proceso es propio de partículas coloidales, por lo que domina en suelos de textura arcillosa (Knox *et al.*, 1993).

La capacidad de intercambio catiónico (CIC), se define como el exceso de cargas en la zona adyacente a la superficie o región cargada, el cual puede ser intercambiado por otros cationes.

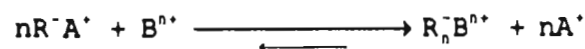
En suelos, se expresa como número de miliequivalentes de catión que se puede intercambiar en una muestra de 100 g en base seca.

En el intercambio iónico hay jerarquías en cuanto a preferencia de iones por los sitios de adsorción. Se sabe que los iones de mayor valencia desplazan a los de menor, un ejemplo de selectividad iónica es el siguiente (de menor a mayor), Mitchell (1976) : $\text{Na}^+ < \text{Li}^+ < \text{K}^+ < \text{Rb}^+ < \text{Cs}^+ < \text{Mg}^{2+} < \text{Ca}^{2+} < \text{Ba}^{2+} < \text{Cu}^{2+} < \text{Al}^{3+} < \text{Th}^{4+}$. Sin embargo, esta selectividad puede ser invalidada por efecto de acción de masas y altas concentraciones de los iones monovalentes.

Por ejemplo, las soluciones salinas pueden desplazar cationes polivalentes de los sitios de adsorción debido a las altas concentraciones de los iones monovalentes y al efecto de acción de masas (Knox *et al.*, 1993).

Con base en lo anterior, el aluminio en forma de Al^{3+} tiene alta selectividad iónica por los sitios activos de los minerales del suelo y puede desplazar a iones de menor valencia. Esto hace que el aluminio pase de la fase acuosa a la fase sólida del suelo.

Una ecuación general de este mecanismo, para el intercambio de un catión monovalente (A^+) por un catión multivalente (B^{n+}) en una resina (R^-), es la siguiente :



La importancia de este proceso en el transporte de contaminantes radica en que, al desplazarse el agua manteniendo sustancias en forma iónica a través del suelo, las concentraciones de los

cationes se ajustarán a las condiciones de equilibrio prevalecientes a una profundidad determinada (Páramo, 1996).

b) Oxidación / reducción

La oxidación/reducción es un proceso de transferencia de electrones entre constituyentes disueltos, sólidos o gaseosos. Esto genera cambios en los estados de oxidación de las especies involucradas, unas se oxidan al perder electrones y otras se reducen al ganarlos (Knox *et al.*, 1993).

Este fenómeno depende del potencial redox, pE, que es el logaritmo negativo de la actividad de los electrones libres :

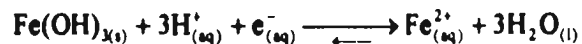
$$pE = -\log(e^-)$$

donde :

pE = potencial redox

e^- = actividad de los electrones libres

El pE se comporta de forma similar al pH ; valores altos indican baja actividad electrónica, favoreciéndose la existencia de las especies pobres en electrones (oxidadas). Valores bajos se caracterizan por formas reducidas. Un ejemplo de estas reacciones es (Knox *et al.*, 1993):

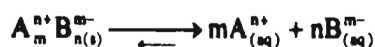


En la ecuación, el hierro pasa de un estado de oxidación +3 a uno +2, y al mismo tiempo de una forma sólida a una soluble.

Esto último es importante para el transporte de contaminantes, pues para que éstos se desplacen deben tener posibilidad de movimiento, es decir, estar solubles o unidos a partículas móviles (Parámo, 1996)

c) Precipitación / disolución

Es un proceso de equilibrio dinámico que responde a una constante de equilibrio llamada producto de solubilidad, K_{ps} . Esta es función de las concentraciones de las especies presentes en el sistema y se considera invariable para ciertas condiciones de temperatura y presión. Para una sustancia cualquiera el K_{ps} está definido por :



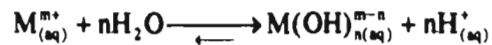
$$K_{ps} = \frac{[A^{n+}]^m [B^{m-}]^n}{A_m^{n+} B_n^{m-}} = \frac{[A^{n+}]^m [B^{m-}]^n}{1} = [A^{n+}]^m [B^{m-}]^n$$

La ecuación anterior muestra el cambio de fase sólida a acuosa. Esto es importante para el movimiento de un contaminante que sea ionizable. La precipitación, reacción inversa de la ecuación puede atenuar el desplazamiento al darse el paso a una fase sólida inmóvil. Los hidróxidos metálicos presentan su solubilidad mínima en un intervalo de pH de 8 a 12 ; en tanto que, para los sulfuros, ésta disminuye con el incremento de pH en forma continua (Parámo, 1996).

d) Hidrólisis

La hidrólisis es la reacción de un compuesto con el agua. En el caso de los metales, éstos normalmente existen en el agua como iones hidratados, por ejemplo el ion Al^{3+} existe como $[Al(H_2O)_6]^{3+}$. Cuando una sal de un metal se ioniza en agua, se dan reacciones de formación de complejos entre los iones metálicos hidratados y los iones hidroxilo, y se liberan iones de hidrógeno, lo que aumenta la acidez de la solución. Estos complejos pueden tener uno o varios

iones metálicos (complejos mono o polinucleados). La reacción para complejos mononucleados, es :



Estas reacciones, aumentan considerablemente la solubilidad de sales ligeramente solubles y deben ser consideradas en los cálculos de solubilidad.

La hidrólisis en el suelo se afecta, por factores como el pH, temperatura, tipo de metales presentes, tipo de suelo, la capacidad de sorción y contenido de agua. Su importancia para el transporte de contaminantes radica en que, según las características del medio pueden generar especies solubles o insolubles, lo que afecta directamente la movilidad de estas sustancias. En los suelos, la proporción arena/limo/arcilla, afecta la velocidad del fenómeno (Yong y Phadungchewit, 1993).

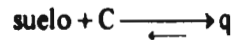
e) Sorción / desorción

Sorción es un término general que engloba la adsorción y absorción, dos términos que designan fenómenos similares y que a menudo se utilizan indistintamente.

La adsorción es la acumulación de una sustancia en una interfase, como la superficie del sólido ; la absorción es la penetración del material removido hacia el interior de la fase sólida. La desorción es lo contrario, es decir la liberación de compuestos retenidos. (Knox *et al.*, 1993).

La adsorción en el suelo resulta de una afinidad entre partículas del mismo y el compuesto en solución, lo que provoca su acumulación en la superficie de las partículas del suelo. La adsorción puede deberse a la atracción física ,química y a intercambio iónico. Esta última ya ha sido mencionada. La atracción física se debe principalmente a las fuerzas de enlace de van der Waals, y la química tiene su origen en una reacción entre la superficie sólida y el compuesto soluble (Knox *et al.*, 1993).

El proceso de sorción y desorción se puede representar como :



donde :

C = concentración de soluto en la fase líquida, (M/L³)

q = masa de soluto adsorbido por unidad de masa de suelo, (M/M)

y su cinética, considerando una reacción de primer orden, se expresa por (Knox, *et al.*, 1993) :

$$\frac{\partial q}{\partial t} = K_a \frac{\eta}{\rho_s (1 - \eta)} C - K_{des} q$$

donde :

$\frac{\partial q}{\partial t}$ = variación respecto al tiempo de la masa de soluto

adsorbida por unidad de masa de suelo, (M/M)

K_a = constante de velocidad de adsorción de primer orden,
(L³/t)

K_{des} = constante de velocidad de desorción de primer
orden, (L³/t)

ρ_s = densidad real del suelo, (M/L³)

η = porosidad del suelo, (adimensional)

En condiciones de equilibrio la expresión anterior, se expresa como :

$$q = \left[\frac{K_a}{K_{des}} \frac{\eta}{\rho_s (1 - \eta)} \right] C_e = K_d C_e$$

donde :

C_e = concentración de equilibrio de la fase líquida, (M/ L³)

K_d = coeficiente de distribución, (L³/M)

Esta ecuación representa el caso de adsorción lineal y la gráfica de q vs. C_e define una recta, llamada isoterma lineal. Una isoterma de adsorción se define como la relación entre la cantidad de sustancia adsorbida y su concentración en solución en equilibrio a temperatura constante. El tipo de curva de la isoterma se relaciona con la energía de enlace y el número de sitios de sorción.

Las isotermas de adsorción se obtienen de experimentos en lote (batch), relacionando la cantidad adsorbida con la concentración en equilibrio del metal en solución.

Estas isotermas de adsorción se utilizan principalmente para compuestos orgánicos halogenados, y en general para compuestos orgánicos en bajos intervalos de concentración (Parámo, 1996). Cuando la relación entre q y C_e no es lineal, es necesario expresar su equilibrio como una expresión no lineal, modelo de Freundlich o Langmuir (Bodek *et al.*, 1988; Alloway, 1994). La ecuación de Freundlich es :

$$q = K_f C_e^N$$

donde :

K_f = coeficiente de distribución de Freundlich, [(L³/M)^N]

N = coeficiente exponencial de Freundlich

Este modelo se usa en estudios de transporte de metales y compuestos iónicos. Considera la existencia de sitios heterogéneos y que la energía de enlace disminuye exponencialmente con la densidad de adsorción.

La expresión de equilibrio de Langmuir es :

$$q = (S_m b C_e) / (1 + b C_e)$$

donde :

b = constante de Langmuir, (L³/M)

S_m = masa de soluto necesaria para saturar una unidad de
masa de suelo, (M/M)

La isoterma de Langmuir considera la existencia de un número máximo de sitios de adsorción y una adsorción máxima (S_m). (Bodek *et al.*, 1988). En este trabajo, S_m es importante para predecir la cantidad máxima de aluminio que puede adsorber el suelo en estudio. Se usa principalmente para electrolitos, como nutrientes y metales en suelos, también para contaminantes orgánicos neutros (Knox *et al.*, 1993).

Cuando los metales se asocian con la materia orgánica, generalmente se encuentran en formas insolubles y relativamente estables. Dentro de todos los compuestos que forman parte de la materia orgánica, las sustancias húmicas son las que juegan el papel más importante en la adsorción de metales. Las sustancias húmicas son geopolímeros complejos de alto peso molecular y cuya estructura es desconocida, son producto de la actividad microbiana (Lester, 1987).

La adsorción de aluminio en suelos es afectada por la acidez del mismo. La materia orgánica baja el pH de la solución del suelo, haciendo que elementos como el aluminio sean más solubles. Los ácidos fúlvicos y húmicos actúan como fuertes agentes quelantes que favorecen o retrasan el movimiento del aluminio. La tabla 3 proporciona algunas constantes de adsorción de Langmuir para aluminio en minerales de arcilla y sílice. (Bodek *et al.*, 1988).

Tabla 3. Constantes de adsorción de Langmuir para aluminio				
Mineral adsorbente	Conc. Análitica(M)	pH	S _m	b
Montmorillonita.				
No tratada	0-0.002	4.0	660-720	5.8-6.1
saturada-Ca	0-0.002	4.0	890	4.7
Silice (SiO ₂)	10 ^{-6.7} -10 ^{-5.4}	5.00-5.25	100-560	4.6-4.8

Fuente: Bodek *et al.* (1988).

2.4 Estudios sobre aluminio

El aluminio (III) se utiliza en la potabilización de aguas y en el tratamiento de aguas residuales como agente coagulante. El ión aluminio interactúa con agua para formar complejos hidroxopolinucleares y $Al(OH)_3$, y con ortofosfato para formar fosfato de aluminio sólido. Las especies polinucleares actúan como polímeros de cadena corta que se absorben a sitios específicos sobre las partículas, inestabilizándolas de modo que pueda producirse la agregación (Snoeyink, 1990).

Para complementar el abastecimiento de agua potable de la zona metropolitana de la Ciudad de México, las plantas potabilizadoras del río Magdalena, presa Madim y de los Berros utilizan alumbre (sulfato de aluminio) en el proceso de coagulación / floculación, estas plantas potabilizan 11.3 m³/s (National Research Council, 1995).

No hay reportes del volumen y que se hace con los sedimentos que se producen durante la potabilización, pero seguramente son descargados al drenaje sin ningún tratamiento.

En el estudio " Alum Sludge in the Aquatic Environment", George *et al* (1991) analizan el efecto toxicológico del aluminio sobre el ambiente y organismos acuáticos de cuerpos de agua en los cuales se descargan los lodos.

Cornwell *et al* (1992), realizaron un estudio para evaluar la lixiviación de metales de lodos con aluminio del orden de 107 000 (10.7 %) y 123 000 (12.3 %) en base seca, la concentración de aluminio en el lixiviado fue menor de 0.6 mg/l. Estas pruebas las realizaron en columnas donde colocaron un capa de lodos de 1.86 m, la aplicación de la lámina de agua la realizaron con un simulador de lluvias. El agua que utilizaron para realizar la lixiviación tuvo un pH igual a 4.5. La cantidad de agua que aplicaron, la calcularon con base en la precipitación pluvial máxima registrada.

3. EXPERIMENTACIÓN

La realización del experimento consistió en los siguientes puntos: 1) obtener la torta de lodos con un contenido de 45 % de sólidos a partir de lodo líquido con 3 % de sólidos, 2) pruebas con cajas simulando lechos de disposición de lodos, 3) isothermas de adsorción y 4) evaluación del cambio de pH en la solución del suelo debido a la descarga de aluminio. A continuación se describe cada uno de ellos:

3.1 Obtención de la torta de lodo

Para conocer las características y forma de disposición de los lodos, se inició la experimentación con la obtención de la torta de lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales, que empleó sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$) como coagulante. La planta piloto de tratamiento primario avanzado de la que se obtuvieron los lodos es propiedad de la Comisión Federal de Electricidad, se localiza en Ecatepec Edo. de México y trata aguas del Gran Canal.

Dado que en México aun no existe una norma oficial para el tratamiento y disposición de lodos y que el tren de tratamiento depende del tipo de disposición final, es difícil hacer generalizaciones respecto al uso de un tren de tratamiento en particular.

En este trabajo se empleó un proceso para la obtención de la torta de lodos tomando en cuenta el tratamiento de agua residual que se usaba en la planta piloto y a la factibilidad técnica por lo que el proceso utilizado tuvo el siguiente esquema:

ESPESAMIENTO → ESTABILIZACIÓN → DESHIDRATACIÓN

a) Espesamiento

El espesamiento consistió en reducir el volumen de lodos o aumentar el contenido de sólidos, separando el agua libre por gravedad mediante una tolva de 600 l con fondo cónico (inclinación

de 45°). El volumen de lodos que se alimentó fue de 430 l con un tiempo de residencia de 48 h. El bombeo se dificultó debido a las características del cárcamo de bombeo y al sistema de válvulas de la planta. Se utilizó una bomba de ½ HP por la cual se tuvieron problemas debido a que el dispositivo de succión se obstruía con objetos como cabellos, plásticos, etc.

En esta operación se logró incrementar el contenido de sólidos totales de 3.02 % a 5.7 % y reducir su volumen a 51 %, el pH de los lodos espesos fue de 6.3.

b) Estabilización

La estabilización se realizó mediante proceso químico usando cal apagada Ca(OH)_2 , se adicionaron 37 Kg de cal a 220 l de lodos espesos con 5.7 % de sólidos para aumentar el pH de 6.3 a 12.0, que corresponden a 2.54 Kg de cal por 1 Kg de sólidos. Este valor resulta aproximadamente 10 veces mayor que el reportado en la bibliografía, pero era necesario para alcanzar un pH de 12 en laboratorio y mantenerlo en ese valor durante 30 minutos y así, asegurar la destrucción total de microorganismos patógenos que se encuentran en los lodos.

La sobre dosis se debe a que, la escala a la que se trabajó es cientos de veces mayor que en laboratorio y las condiciones de operación son más difíciles de controlar. Por ejemplo, el dispositivo de agitación que se emplea en laboratorio no se podría emplear a nivel piloto simplemente multiplicando sus dimensiones, por lo que se tuvo que diseñar un dispositivo de agitación para realizar el mezclado. Cabe señalar que las dimensiones de las aspas del agitador se determinaron experimentalmente de tal manera que no formara turbulencia.

Con el dispositivo de agitación se fue mezclando poco a poco cal con lodo hasta alcanzar un pH de 12 el cual se mantuvo por más de un año. Es importante señalar que esta operación se puede optimar regulando la velocidad de rotación de las aspas de tal manera que se asegure un mezclado eficiente.

Como lo muestra la tabla 4, en la estabilización también hay deshidratación, logrando una

reducción de casi 7 % del volumen total y aumentando los sólidos totales a 24.1 %. El aumento de la concentración de sólidos se debe tanto a la deshidratación como a la adición de cal.

c) Deshidratación

En el proceso de deshidratación se trata de eliminar el agua capilar y coloidal mediante fuerzas mecánicas, como : filtros prensa, filtros banda o centrifugación. Estos dispositivos, generalmente se emplean para procesos en continuo, su elevado costo no justificó emplear alguno de ellos en este trabajo.

Sin embargo, la deshidratación tuvo que ser realizada, por lo que se diseñó un filtro prensa acorde con las condiciones y necesidades del trabajo (fig 2).

El modo de operación del filtro prensa es el siguiente: se coloca el lodo por la parte superior, entre la placa fija y la placa móvil. Mediante un tornillo se empuja la placa móvil hasta alcanzar una reducción de volumen deseado, aumentando la concentración de sólidos. El agua eliminada del lodo fluye a través de los barrenos de las placas. Con esta caja prensa se redujo 48 % el volumen y aumentó de 24 a 45 % la concentración de sólidos totales. En la tabla 4, se presenta el esquema de deshidratación del proceso de obtención de la torta de lodos.

OPERACIÓN	VOLUMEN	PESO VOL. g/cm ³	PESO (Kg)	SÓLIDOS TOTALES (%)
LODO DE PURGA	430	1.0312	443.4	3.02
ESPESAMIENTO	220	1.0609	233.4	5.70
ESTABILIZACIÓN	190	1.1000	209.0	24.1
FILTRO PRENSA	98	1.1428	112.0	45.0

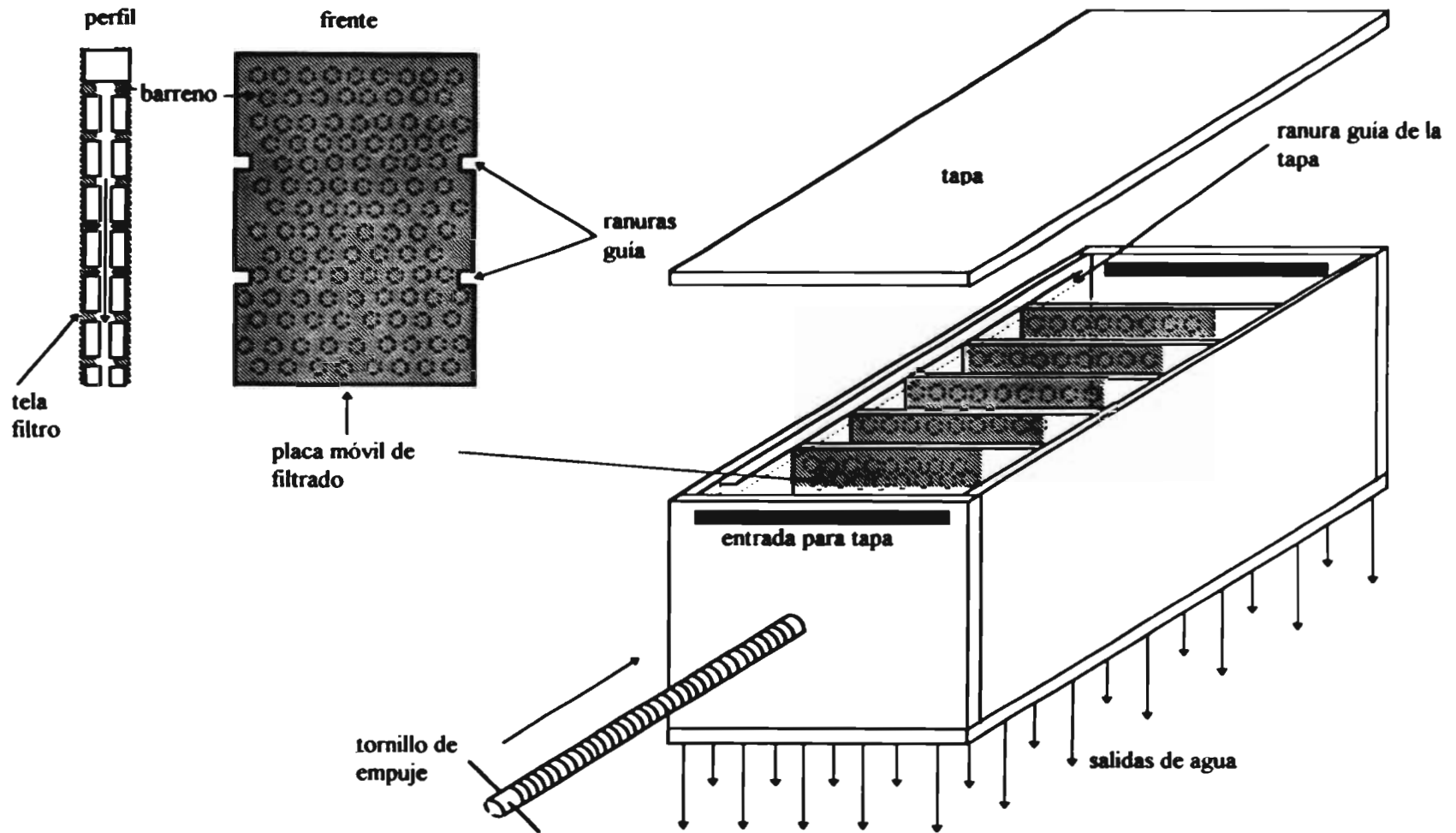


Fig.2 Filtro prensa de operación manual que se utilizó para la obtención de la torta de lodos

3.2 Diseño del experimento

El diseño del experimento consistió en valorar las variables que influyen en la migración de aluminio del lodo hacia el subsuelo en condiciones semejantes a las de campo. Las variables a considerar fueron: agua de contacto con los lodos, aplicación de cal para posestabilización y contenido de humedad de los lodos.

a) Agua de contacto con los lodos

La lluvia sintética se preparó a partir de agua desionizada, considerando los valores máximos que se encuentran en la tabla 5, porque en estudios previos con el mismo tipo de lodos, Iturbe et al. (1996) reportan que, la solubilidad del aluminio presente en el lodo aumenta al disminuir el valor de pH en un intervalo de 2 a 7. Por cada 100 l de agua se adicionaron 0.118 g de $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, 0.12 cm^3 de H_2SO_4 , 0.616 g de $(NH_4)_2SO_4$ y 0.21 g de KNO_3 .

El volumen o lámina de agua del influente se determinó considerando datos de 1991, en el cual se registraron 767.8 mm de precipitación pluvial en los últimos 30 años según registros de la estación meteorológica de la Universidad Autónoma de Chapingo (UACH). Aunque en 1995 se registraron 863.2 mm, se considera que es un año anormal porque en el mes de diciembre hubo una precipitación de 49.6 mm, lo cual no es común en el Altiplano Mexicano. Se seleccionó el meteorológico de la UACH por ser el más cercano al exlago de Texcoco. En la tabla 6 se presentan los datos de precipitación pluvial mayores que la evaporación. La lámina de agua se determinó como sigue:

- Se agruparon los días consecutivos de precipitación pluvial.
- Se calculó el promedio diario de cada conjunto de datos.
- El lapso del 20 de Junio al 4 de Julio resultó ser el de mayor precipitación con 142.5 mm y un promedio diario de 9.5 mm. Sin embargo, para realizar el experimento en condiciones extremas

se decidió trabajar con una lámina de agua de 15 mm por día.

Tabla 5. Características químicas en $\mu\text{eq/l}$ de precipitación pluvial registrada en Ciudad Universitaria, 1987-1993.						
Estadístico	SO_4^{2-}	NO_3^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	NH_4^+	H^+
1987 - 1990 (N = 104)						
MEDIA	131.33	41.45	70.51	9.67	93.51	23.51
DES. EST.	9.28	3.79	4.57	0.70	7.20	4.28
MEDIA GEO.	132.61	36.71	70.87	9.28	88.35	5.41
MÍNIMO	34.17	5.29	3.50	0.82	15.71	0.04
MÁXIMO	600.00	255.00	344.5	47.54	497.9	251.19
1991 - 1993 (N = 79)						
MEDIA	75.30	34.82	33.07	3.67	76.16	22.29
DES. EST.	6.41	3.29	2.82	0.30	5.01	4.00
MEDIA GEO.	74.61	32.81	31.48	3.63	74.25	4.43
MÍNIMO	17.70	5.50	4.45	0.57	15.00	0.10
MÁXIMO	267.92	202.14	363.00	31.15	263.57	275.39

Datos proporcionados por Dr. Báez, Química Ambiental, UNAM. Sin publicar

b) Aplicación de cal para posestabilización

La aplicación de cal para posestabilización se realiza en lodos tratados, antes de su disposición final, con el propósito de garantizar la destrucción total o inhibir la proliferación de microorganismos patógenos.

La dosis de cal para la posestabilización es de 13 % del peso del lodo en base seca (Westphal y Cristiensen, 1983). La mezcla del lodo con la cal en polvo $\text{Ca}(\text{OH})_2$ se realizó con una batidora doméstica, durante 10 minutos.

Tabla 6. Agrupación de días consecutivos de precipitación pluvial mayor que evaporación.

Días Agrupados	Precipitación Pluvial (mm)	Promedio (mm)	%
20 Jun - 04 Jul	142.5	9.5 (n=15)	18.6
06 Jul - 15 Jul	52.8	5.3 (n=10)	6.9
26 Ago - 31 Ago	27.7	4.6 (n=6)	3.6
14 Sep - 18 Sep	18.2	3.6 (n=5)	2.4
06 Abr - 09 Abr	18.9	4.7 (n=4)	2.5
06 Sep - 09 Sep	34.4	8.6 (n=4)	4.5
03 May - 06 May	54.2	13.6 (n=4)	7.0
17 Abr - 19 Abr	25.3	8.4 (n=3)	3.3
06 Ago - 08 Ago	61.3	20.4 (n=3)	8.0
10 Ago - 11 Ago	47.5	23.7 (n=2)	6.2
12 Oct	65	65.0 (n=1)	8.5

c) Humedad de los lodos

Se trabajó con dos niveles de humedad de los lodos, con lodo secado al ambiente, hasta la formación de grietas, con lo cual se trató de simular la temporada de sequía del año, y para simular la temporada de lluvias se evitó la formación de grietas manteniendo una lámina o espejo de agua, de esta manera se trató de mantener el experimento en condiciones extremas.

3.2.1 Unidad experimental

La experimentación se realizó en cajas de 50 cm X 30 cm X 15 cm, construidas de lámina y cubiertas con una capa de pintura epóxica. En el fondo de la caja se realizaron barrenos para permitir el flujo de agua hacia la charola de recolección ubicada en la base, que se comunicaba por medio de una manguera a un recipiente, para recolectar el lixiviado (fig. 3). La tapa del

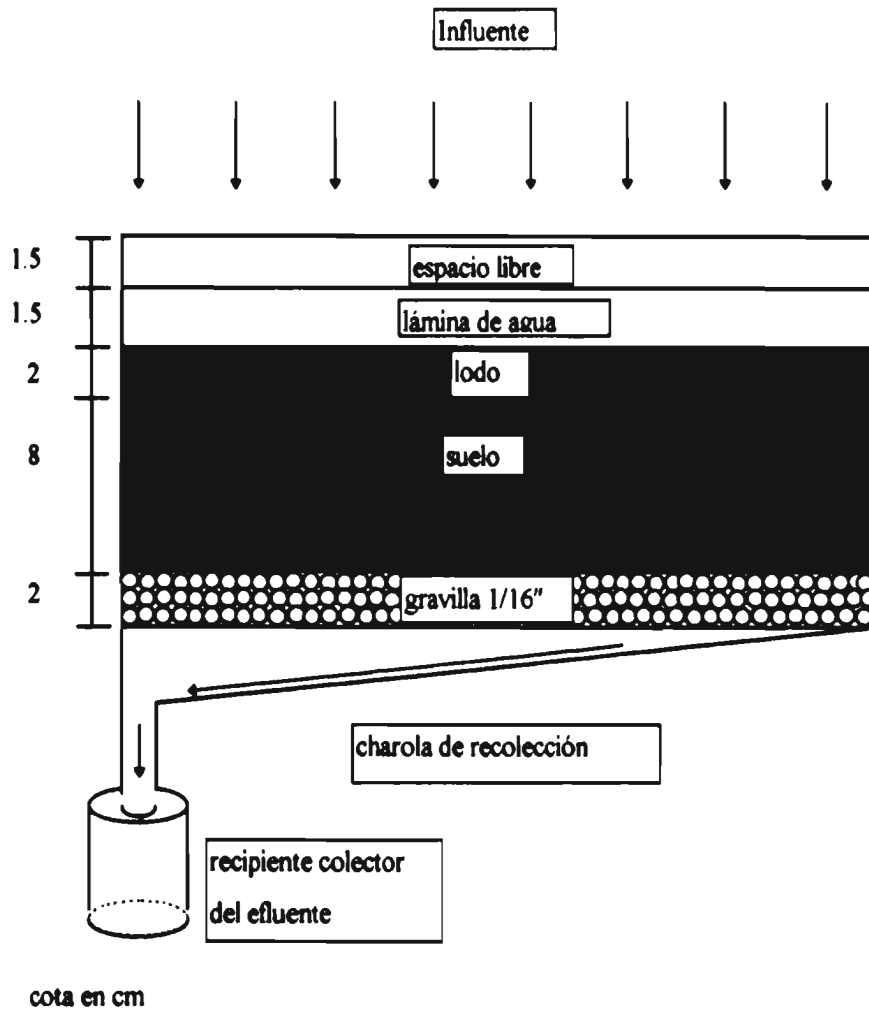


Fig.3 Unidad experimental

recipiente se cubría con papel encerado para evitar pérdidas de lixiviado por evaporación o entradas de agua pluvial. El arreglo de la unidad experimental se basó en el diseño de un lecho de secado con una capa de lodos de 35 cm, WEM (1989) recomienda una capa de lodos de 45.7 cm, y una profundidad de afectación de suelo de un metro. Pero debido a que no fue posible obtener suficiente torta de lodo, las dimensiones del lecho de secado y la profundidad de afectación del suelo se redujeron a las dimensiones propuestas. El empaque del suelo y el lodo en las cajas se realizó de la siguiente manera:

- Se colocaron 2 cm de gravilla de 1/16" como filtro, para evitar que partículas de suelo pasaran al recipiente colector y que los aluminosilicatos del suelo interfirieran en la determinación de la concentración de aluminio del efluente.

- En cada caja se colocaron 8 cm de suelo, cuyas características se encuentran en las tablas 8,9,10,11 y 12, en cada una de las cajas del experimento se empacó el suelo con un peso volumétrico igual a 1370 g/cm^3 , para evitar que esta variable tuviera algún efecto en los resultados, ya que la conductividad hidráulica del suelo depende del volumen de poros, lo cual a su vez depende de la compactación del mismo.

- El suelo se saturó y se le hicieron diez barrenos equidistantes en el área 50 cm X 30 cm, porque en pruebas preliminares se observó que el flujo del efluente disminuía con el tiempo, debido a que las arcillas tapan los poros del suelo.

- La colocación del lodo se realizó con un rasador, controlando que la cantidad y grosor de la capa fuera igual en cada caja.

Con el rasador se logró que la superficie de la capa del lodo quedara homogénea y horizontal. En la figura 3, se presenta el sistema de la unidad experimental.

3.2.2 Operación de la unidad experimental

La lámina de agua se aplicó en dos partes, diariamente para las cajas con lodo seco y cada tercer día para las cajas con lodo húmedo, 8 mm en la mañana y 7 mm en la tarde. La aplicación se realizó con una regadera de jardín, en aproximadamente un minuto para cada caja.

Las muestras se recolectaron cambiando el recipiente que contenía el efluente por otro recipiente vacío y el muestreo se realizó aleatoriamente.

La alícuota de 50 ml se tomó directamente del recipiente previamente homogeneizada y la digestión se realizó en un horno de microondas marca CEM MDS-2000; posteriormente, por medio del espectrofotómetro de absorción atómica, Perkin Elmer Mod. 1100B, se determinó la concentración de aluminio total. El pH del efluente también se midió directa e inmediatamente del recipiente.

Caracterización del suelo

La caracterización del suelo del ex lago de Texcoco se obtuvo de INEGI (1994). El suelo de la zona de estudio pertenece a los sedimentos lacustres formados de cenizas volcánicas, andesitas, basaltos, tobas, y brechas que se han meteorizado. En la superficie tienen un color café - gris oscuro y gris. En la zona saturada que se encuentra a profundidades de 25 a 100 cm, el color cambia a verde olivo, gris - verde olivo, café - verde olivo, café grisáceo y café amarillo.

Dichos suelos están clasificados como salinos y salino - sódicos, con pH mayor de 8.5, el intervalo de porcentaje de sodio intercambiable (ESP, por sus siglas en inglés) está entre 20 y 50, la conductividad eléctrica es de 4 a 25 dS/m. Tienen drenaje pobre y meteorización avanzada, la alta evapotranspiración aumenta la concentración de sales en la solución del suelo. La distribución porcentual de sales presentes en la solución del suelo se presenta en la tabla 7 (INEGI, 1994).

Con base en sus características pedogenéticas, los suelos del exlago de Texcoco se clasifican como: Solonetz mólicos y Solonchaks háplicos. Las características físicas y químicas se presentan en las tablas 9, 10, 11 y 12.

Compuesto	%
NaCl	50
NaCO ₃	40
Na ₂ SO ₄	2
Na ₃ BO ₃	2
KCl	6

3.2.3 Diseño estadístico del experimento

Para examinar la magnitud y dirección de los efectos e interacciones de los factores, humedad del lodo, composición química de la lámina de agua y postestabilización cada uno con dos niveles, se eligió un diseño factorial 2³ porque este modelo se ajusta a las condiciones experimentales y se analiza estadísticamente los efectos principales y sus interacciones (Montgomery, 1991).

Dado que las cajas tienen diferencias milimétricas en sus dimensiones por su fabricación, la asignación de los tratamientos a cada caja se realizó aleatoriamente para evitar que su efecto se mezclara con el efecto de los factores principales o interacciones y provocar errores de experimentación.

Los niveles de los factores fueron : hidratado - deshidratado, agua desionizada - agua lluvia y con cal - sin cal, las combinaciones de cada tratamiento se encuentran en la tabla 8.

La digestión en el horno de microondas y medición en el espectrofotómetro de absorción atómica se realizó aleatoriamente.

Combinación	Número de Caja
sin secado - agua desionizada - sin cal	8
sin secado - agua lluvia - sin cal	3
sin secado - agua desionizada - con cal	2
sin secado - agua lluvia - con cal	6
secado - agua desionizada - sin cal	1
secado - agua lluvia - sin cal	7
secado - agua desionizada - con cal	4
secado - agua lluvia - con cal	5

Profundidad (cm)	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)
0 - 18	27.1	31.7	41.2
18 - 25	38.6	35.1	26.3
25 - 45	29.5	46.5	24.0
45 - 78	10.3	32.3	57.4
78 - 104	10.6	25.7	63.7

Tabla 10. Características físicas y mineralógicas del suelo del exlago de Texcoco, (INEGI, 1994).

Prof. (cm)	Densidad Aparente (g/cm ³)	Contenido de Agua*		Mineralogía de Arcilla*		Relación de Vacíos a 1/3 Bar
		1/3 Bar (%)	15 Bar (%)	Al ₂ O ₃ (%)	Fe ₂ O ₃ (%)	
0-18	---	---	21.0	15.0	7.0	---
18-25	0.97	163.9	38.5	6.3	7.6	5.79
25-45	0.92	136.8	37.2	6.6	4.7	4.41
48-78	0.69	320.9	31.6	3.4	2.3	9.19
78-104	1.15	317.6	37.4	4.6	2.7	8.81

* El suelo utilizado para estas determinaciones se tamizó en malla de 2 mm.

Tabla 11. Composición química de la solución del suelo del exlago de Texcoco, (INEGI, 1994).

Prof. (cm)	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁻	NO ₃ ⁻	H ₂ O	C.E. (mmohs/cm)
	meq/l										
0-18	2.0	1.7	25.1	7.9	—	7.6	6.5	19.0	3.1	54.1	3.42
18-25	2.8	3.7	118.5	18.9	—	4.8	32.0	111.6	—	103.5	12.4
25-45	1.6	2.2	100.1	16.6	—	6.0	28.5	94.4	—	101.3	10.9
45-78	5.8	10.5	230.2	40.6	—	4.6	60.1	229.9	—	123.3	20.5
78-104	10.4	31.7	165.0	29.4	—	4.6	53.4	193.0	—	91.4	17.2

Tabla 12. Caracterización química del suelo exlago de Texcoco, (INEGI, 1994).

Prof. (cm)	Bases Extractables (NH ₄ OAC) ⁺			CIC (NH ₄ OAC)	pH		Extracción con Ác. Oxálico			Carbono Orgánico %
	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺		CaCl ₂	H ₂ O	Fe ²⁺	Si ⁺⁺	Al ³⁺	
	meq/100g			1:2	1:1	%				
0-18	11.2	9.9	16.7	36.1	8.4	8.9	0.23	0.19	0.49	1.12
18-25	12.5	39.9	29.9	52.3	8.7	8.8	0.22	0.25	0.36	0.66
25-45	10.9	36.1	31.4	57.7	8.9	9.0	0.14	0.17	0.31	0.78
45-78	11.7	52.8	25.2	44.1	8.7	8.7	0.15	0.19	0.26	1.81
78-104	22.3	36.9	22.9	48.5	8.2	8.3	0.23	0.29	0.33	3.08

* No se reportan datos para Ca.

Las combinaciones de los tratamientos pueden representarse en la siguiente figura

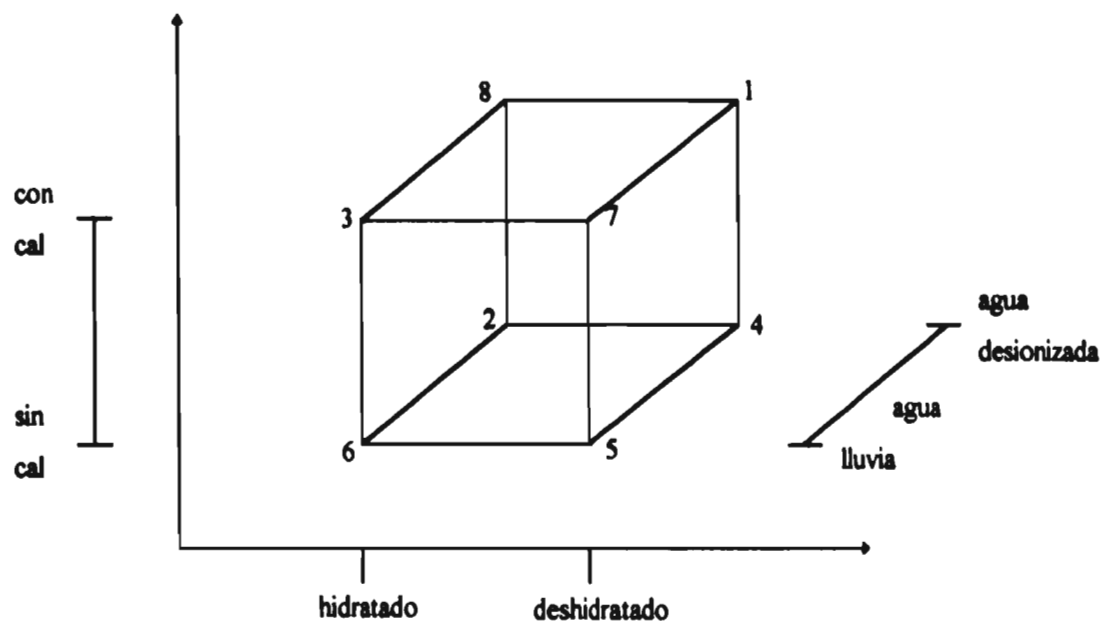


Fig.4 Representación gráfica del diseño experimental

3.3 Isotermas de adsorción

Las isotermas de adsorción se realizaron con el propósito de conocer el coeficiente de distribución para aluminio en suelo salino del exlago de Texcoco.

Se trabajó con seis concentraciones de Al^{3+} : 20, 100, 200, 500, 800 y 1000 mg/l. Las soluciones se prepararon a partir de la sal $Al_2(SO_4)_3 \cdot 17H_2O$ y agua desionizada. Estas soluciones tuvieron pH ácido debido a la hidrólisis del aluminio, con estas concentraciones se aseguró que el metal no precipitara antes de estar en contacto con el suelo ya que la solubilidad de la sal $Al_2(SO_4)_3$ es igual a 313 g/l a 0 °C y 890 g/l a 100 °C y del $Al(OH)_3$ es 0.0104 g/l (Perry, 1973).

Se seleccionó una relación 1:20 de suelo - agua, porque se desconocía el coeficiente de sorción para aluminio en este tipo de suelo. La ASTM (1987) recomienda esta relación cuando el coeficiente de sorción del suelo es del orden de 80 mg/kg.

El suelo del sitio propuesto para disposición de lodos, se secó durante cinco días, al ambiente, protegiéndolo de polvos u objetos indeseables. Después se tamizó con malla no.8 (2.38 mm). Como las botellas empleadas tienen capacidad de 45 ml, se colocaron 2 g de suelo con 40 ml de solución. Se desprecia el efecto del vidrio de las botellas en la adsorción de aluminio.

La agitación se realizó a 28 rpm durante 24 h en un agitador vertical (construido por instrumentación del Instituto de Ingeniería) a temperatura ambiente del laboratorio el cual se mantuvo en 20 °C.

Después de agitar, las botellas se centrifugaron a 3500 rpm durante 10 min. para separar las arcillas suspendidas. De la fase líquida se extrajo una muestra de 15 ml y se acidificó con dos gotas de HNO_3 concentrado para determinar la concentración total de Al^{3+} en solución, en el espectrofotómetro de absorción atómica.

3.4 Evaluación del pH

Con el propósito de evaluar la descarga de aluminio sobre el pH del suelo, se realizó una prueba en botellas de 45 ml, donde se soló 20 g de suelo tamizado con malla no. 8 y 20 ml de solución a 100, 200, 400, 800 y 1000 mg/l de Al^{3+} , este intervalo de concentraciones se eligió debido a que la concentración máxima de aluminio en el efluente fue igual a 870 mg/l. La solución se preparó a partir de sal de $Al_2(SO_4)_3 \cdot 17H_2O$ y agua desionizada. Después se agitaron a 28 rpm en el mezclador vertical durante 1 h, tiempo de contacto dos veces mayor al que comúnmente se emplea para medir el pH del suelo.

4. RESULTADOS

A continuación se describen los resultados obtenidos en la obtención de la torta de lodos, la experimentación en cajas y su análisis estadístico, el comportamiento del pH y las isotermas de adsorción.

4.1 Torta de lodos

Los análisis químicos de la torta de lodos después de la deshidratación fueron realizados por los Laboratorios ABC, S.A. En la tabla 13 se resumen los resultados.

Los metales reportados en estos análisis se encuentran en concentraciones inferiores que los límites máximos permisibles para lodos usados en la agricultura, según la norma de Estados Unidos (E.P.A., 1993), ver tabla 1. En esta norma no se establecen límites máximos para aluminio.

Parámetro	Método	Concentración	Parámetro	Método	Concentración
Fósforo	NMX AA-29	2 425.4	Aluminio	EPA 7020	12 786.1
Nitratos	NMX AA-79	n.d	Cromo	EPA 7190	380.7
Nitritos	NMX AA-81	4.7	Cobre	EPA 7210	92.0
Boro	NMX AA-63	2.0	Plomo	EPA 7420	36.0
Nitrógeno total	NMX AA-26	127.1	Níquel	EPA 7520	16.2
Fosfatos	NMX AA-26	7435.9	Zinc	EPA 7950	186.9
Humedad (%)		59.2	Mercurio	EPA 7471	n.d.
Cadmio	EPA 7130	n.d	Potasio	EPA 7610	978.4
Calcio	EPA 7140	294 479.6			

n.d. no detectado

La concentración de 12,786.05 mg de aluminio / kg de lodo en base seca, en gran parte se debe a la utilización de sulfato de aluminio como coagulante en el tratamiento del agua residual.

La concentración de calcio se debe al hidróxido de calcio utilizado en la estabilización que equivale aproximadamente a 300 g por kg de lodo en base seca.

4.2 Experimentación en cajas

En esta sección se describen los resultados del análisis estadístico, del comportamiento de aluminio y el pH obtenidos en las pruebas con cajas. Como se mencionó, para evaluar los tres factores con dos niveles se requirió de ocho tratamientos; por falta de lodo el experimento se realizó sin réplica. Los datos de masa de aluminio, volúmenes del efluente y pH del mismo, obtenidos del experimento se presentan en la tablas 14, 15 y 16, respectivamente.

a) Análisis estadístico

Para realizar un análisis de variancia en un diseño factorial es necesario realizar la experimentación por lo menos con dos réplicas, de otro modo no es posible calcular la suma de cuadrados del error.

Una alternativa para solucionar este problema consiste en discriminar qué factores son los más importantes y descartar los factores menos importantes si es que los hay; de esta forma, el número de factores se reduce y por lo tanto el diseño factorial se transforma en un diseño completamente al azar con más de una réplica.

El análisis para discriminar qué factores son los más importantes lo propone Daniel en 1959 (Montgomery, 1991), quien sugiere relacionar las estimaciones de los efectos en papel probabilidad normal. Los efectos que son despreciables se distribuyen normalmente, con

Tabla 14. Masa de aluminio (mg) en las pruebas con cajas								
Día	Caja							
	1	2	3	4	5	6	7	8
1	112.0	---	---	254.6	150.6	---	33.9	---
2	114.6	188.0	191.5	211.8	45.6	100.8	81.7	83.9
3	87.6	---	---	77.5	62.0	---	58.1	---
4	65.4	170.3	146.3	77.9	31.7	88.3	37.0	62.2
5	54.9	---	---	53.1	41.5	---	58.3	---
6	49.1	99.3	80.0	45.2	34.7	70.6	78.3	49.4
7	38.8	---	---	49.4	38.0	---	70.7	---
8	29.6	78.2	30.7	134.9	31.5	42.0	114.7	42.3
9	28.5	---	---	32.6	28.5	---	79.0	---
10	27.5	52.0	20.0	43.8	29.8	24.4	70.1	32.8
11	24.3	---	---	41.0	22.9	---	55.6	---
12	28.2	24.7	25.8	44.9	29.1	23.1	50.6	29.0
13	21.0	---	---	42.4	27.3	---	46.0	---
14	18.6	19.4	20.5	27.3	30.3	15.4	45.0	21.1
15	16.9	---	---	22.9	19.6	---	---	---
16	23.1	12.2	5.5	32.5	26.8	1.8	66.2	16.2
17	12.7	---	---	22.8	15.4	---	36.2	---
18	12.9	4.5	5.3	32.2	29.2	3.2	26.7	4.7
19	17.5	---	---	25.9	21.8	---	13.8	---
20	23.6	4.9	9.9	35.0	26.4	7.6	26.4	12.2
21	23.7	---	---	25.2	24.5	---	29.0	---
22	19.0	4.9	8.0	29.6	22.4	5.9	25.8	20.7
23	19.0	---	---	30.6	26.3	---	28.9	---
24	23.3	3.4	5.8	31.1	26.0	4.4	25.0	13.9
25	18.7	---	---	19.0	24.7	---	23.3	---
26	21.0	2.1	4.5	29.2	24.9	4.3	23.5	11.9
27	22.0	---	---	32.8	33.9	---	25.1	---
28		3.5	4.1			3.9	21.2	13.9
TOTAL	953.6	667.6	557.9	1505.2	925.4	395.7	1250.1	414.2

Tabla 15. Volumen de efluente del experimento en cajas (l)

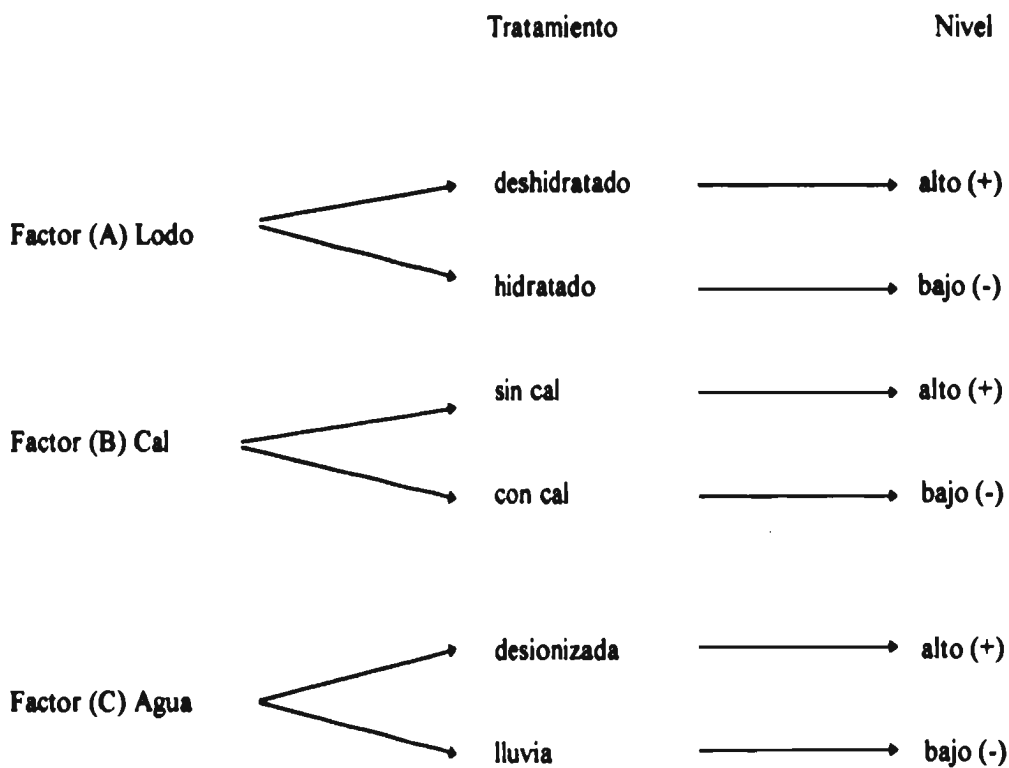
Dia	Caja							
	1	2	3	4	5	6	7	8
1	1.240	0.0	0.0	1.160	1.050	0.0	0.990	0.0
2	1.590	0.22	0.440	1.570	1.420	0.270	1.580	0.220
3	1.620	0.0	0.0	1.550	1.640	0.0	1.670	0.0
4	1.700	0.270	0.500	1.620	1.530	0.270	1.570	0.140
5	1.760	0.0	0.0	1.630	1.730	0.0	1.680	0.0
6	1.780	0.210	0.580	1.650	1.760	0.320	1.680	0.122
7	1.795	0.0	0.0	1.710	1.630	0.0	1.250	0.0
8	1.710	0.216	0.320	1.710	1.740	0.230	1.190	0.122
9	1.750	0.0	0.0	1.690	1.760	0.0	1.040	0.0
10	1.800	0.210	0.240	1.730	1.865	0.270	0.990	0.134
11	1.750	0.0	0.0	1.730	1.760	0.0	0.920	0.0
12	1.920	0.170	0.350	1.910	2.010	0.350	0.860	0.180
13	1.845	0.0	0.0	1.810	1.880	0.0	0.820	0.0
14	2.070	0.217	0.306	1.950	2.150	0.285	0.845	0.195
15	1.875	0.0	0.0	1.845	1.865	0.0	0.0	0.0
16	2.160	0.240	0.095	2.110	2.130	0.060	1.040	0.200
17	1.460	0.0	0.0	1.500	1.600	0.0	0.480	0.0
18	1.840	0.132	0.095	1.770	1.840	0.075	0.420	0.092
19	1.790	0.0	0.0	1.760	1.790	0.0	0.480	0.0
20	1.930	0.210	0.210	1.904	1.930	0.200	0.510	0.182
21	1.880	0.0	0.0	1.870	1.870	0.0	0.550	0.0
22	1.845	0.250	0.200	1.850	1.850	0.170	0.460	0.420
23	1.870	0.0	0.0	1.880	1.890	0.0	0.530	0.0
24	1.940	0.255	0.165	1.885	1.900	0.131	0.450	0.360
25	1.800	0.0	0.0	1.810	1.830	0.0	0.430	0.0
26	1.890	0.220	0.140	1.850	1.860	0.130	0.440	0.290
27	2.140	0.0	0.0	2.100	2.290	0.0	0.520	0.0
28	0	0.520	0.160	0.0	0.0	0.150	0.510	0.520
Total	48.75	3.34	3.801	47.554	48.57	2.911	23.905	3.177

Día	Caja							
	1	2	3	4	5	6	7	8
1	-	-	-	9.8	9.5	-	9.4	-
2	10.3	9.1	9.6	10.2	9.4	9.7	9.5	9.7
3	10.0	-	-	9.8	9.3	-	9.6	-
4	10.0	9.5	9.4	9.5	9.1	9.6	9.3	9.6
5	9.8	-	-	9.5	9.2	-	9.4	-
6	9.9	9.6	9.3	9.4	9.5	9.5	9.5	9.6
7	9.5	-	-	9.1	8.9	-	9.6	-
8	9.6	9.6	9.4	9.3	9.1	9.6	9.9	9.7
9	9.3	-	-	9.1	8.9	-	9.6	-
10	9.4	9.5	9.4	9.1	9.0	9.5	9.7	9.7
11	9.4	-	-	9.2	8.9	-	9.7	-
12	9.4	9.4	9.4	9.2	8.8	9.4	9.7	9.4
13	9.3	-	-	9.1	8.8	-	9.7	-
14	9.9	9.4	9.4	9.5	9.3	9.4	9.7	9.4
15	9.5	-	-	9.5	9.1	-	9.7	-
16	9.6	9.5	9.3	9.4	9.2	9.5	9.6	9.7
17	9.6	-	-	9.5	9.5	-	9.7	-
18	9.5	9.6	9.4	9.4	9.2	9.6	9.6	9.7
19	9.4	-	-	9.2	9.1	-	9.7	-
20	9.3	9.4	9.4	9.2	9.1	9.5	9.6	9.6
21	9.2	-	-	9.1	9.0	-	9.6	-
22	9.3	9.4	9.4	9.1	9.0	9.5	9.6	9.4
23	9.3	-	-	9.2	9.1	-	9.6	-
24	9.3	9.3	9.4	9.2	9.1	9.5	9.6	9.4
25	9.3	-	-	9.2	9.2	-	9.6	-
26	9.3	9.2	9.3	9.1	9.0	9.4	9.5	9.3
27	9.4	-	-	9.3	9.2	-	9.7	-
28	-	8.6	8.8	-	-	8.8	8.9	8.7

media cero y variancia σ^2 y tienden a ubicarse a lo largo de una línea recta en esta gráfica, mientras que los efectos significativos tendrán medias distintas de cero y no se ubicarán en la línea recta.

Dado que el volumen del efluente recolectado y las concentraciones de aluminio variaron con el tiempo, se decidió realizar el análisis estadístico con los datos de la masa total de aluminio. En la tabla 17 se muestran los datos de masa total de aluminio.

Para realizar el análisis, un primer paso consistió en asignar un nivel a cada tratamiento, como puede ser bajo o alto, esto se hace comparando los datos obtenidos en la experimentación, de esta manera se tienen los siguientes niveles:



El análisis de estos datos comienza relacionando las estimaciones de los efectos en papel probabilidad. Para calcular las estimaciones se utiliza la tabla de signos + y - para las constantes de contrastes del diseño factorial (tabla 18).

Número de Caja	Factor			Combinación de Tratamientos	Al (mg)
	A	B	C		
6	-	-	-	(1)	395.7
5	+	-	-	a	925.4
2	-	-	+	b	667.6
4	+	-	+	ab	1505.2
3	-	+	-	c	557.9
7	+	+	-	ac	1250.1
8	-	+	+	bc	414.2
1	+	+	+	abc	953.6

Combinación de Tratamientos	Efecto factorial							
	I'	A	B	AB	C	AC	BC	ABC
(1)	+	-	-	+	-	+	+	-
a	+	+	-	-	-	-	+	+
b	+	-	+	-	-	+	-	+
ab	+	+	+	+	-	-	-	-
c	+	-	-	+	+	-	-	+
ac	+	+	-	-	+	+	-	-
bc	+	-	+	-	+	-	+	-
abc	+	+	+	+	+	+	+	+

* I es igual al total de todo el experimento

Ejemplo: Estimación del efecto del factor A.

$$A = \frac{1}{4n} [-(1) + a - b + ab - c + ac - bc + abc]$$

Donde n es igual al número de réplicas, para este caso n=1. Los signos de las constantes corresponden a la columna del efecto factorial A. Sustituyendo datos se tiene el efecto del factor A:

$$A = \frac{1}{4} (-395.7 + 925.4 - 667.6 + 1505.2 - 557.9 + 1250.1 - 414.2 + 953.6)$$

$$A = 649.7$$

De esta forma se obtuvieron los efectos de cada factor y sus interacciones, los cuales se encuentran ordenados en la tabla 19 y en la figura 5 se presenta la gráfica de probabilidad normal de estos efectos.

Todos los efectos e interacciones que se agrupan en la línea imaginaria son despreciables, mientras que los efectos e interacciones importantes se alejan de dicha línea. El efecto importante de este análisis resultó ser el efecto A correspondiente al factor humedad del lodo.

El análisis anterior fue para discriminar el factor que tiene mayor peso en los resultados obtenidos. Una forma de reforzar el resultado obtenido con el método de Daniel (1959) y además ponderar el efecto de los factores y sus interacciones es calculando sus porcentajes de contribución en la suma de cuadrados total de cada uno de ellos. Para calcular las sumas de cuadrados, Villarreal (1997) propone que se generen pares de pseudodatos. A partir del dato real se recomienda trabajar con un par de pseudodatos en cuyo intervalo el dato verdadero se encuentre en el centro.

Orden j	Efecto	Estimación	$P_j = (j-5)/7$	$P_j \times 100$
7	A	649.7	0.9286	92.86
6	B	102.9	9.7857	78.57
5	AB	38.8	0.6428	64.28
4	AC	-33.9	0.5000	50.00
3	C	-79.5	0.3571	35.71
2	ABC	-115.2	0.2143	21.43
1	BC	-322.9	0.0714	7.14

La amplitud del intervalo se reflejará en la suma de cuadrados del error, por ejemplo, cuando la amplitud es cero (caso de datos repetidos) la suma de cuadrados del error es igual a cero y cuando el intervalo es igual a $\pm 50\%$ la suma de cuadrados del error representa más del 50 % de la suma de cuadrados total. Con el método de Villareal(1997) se obtiene el mismo resultado que con el método de Daniel (1959) así como el mismo orden de importancia de los factores y sus interacciones (tabla 20). Los cálculos se presentan en el anexo.

Dado que sólo un factor es el más importante, es posible transformar este diseño factorial en un diseño unifactorial con objeto de hacer un análisis de variancia y determinar si existen diferencias significativas entre los dos niveles del factor A. Entonces, el diseño unifactorial queda como sigue (tabla 21).

Interesa probar la igualdad de medias de los dos tratamientos. Las hipótesis nula y alternativa son:

$$H_0: \mu_{seco} = \mu_{húmedo}$$

$$H_1: \mu_{seco} \neq \mu_{húmedo}$$

El análisis de variancia se resume en la tabla 22.

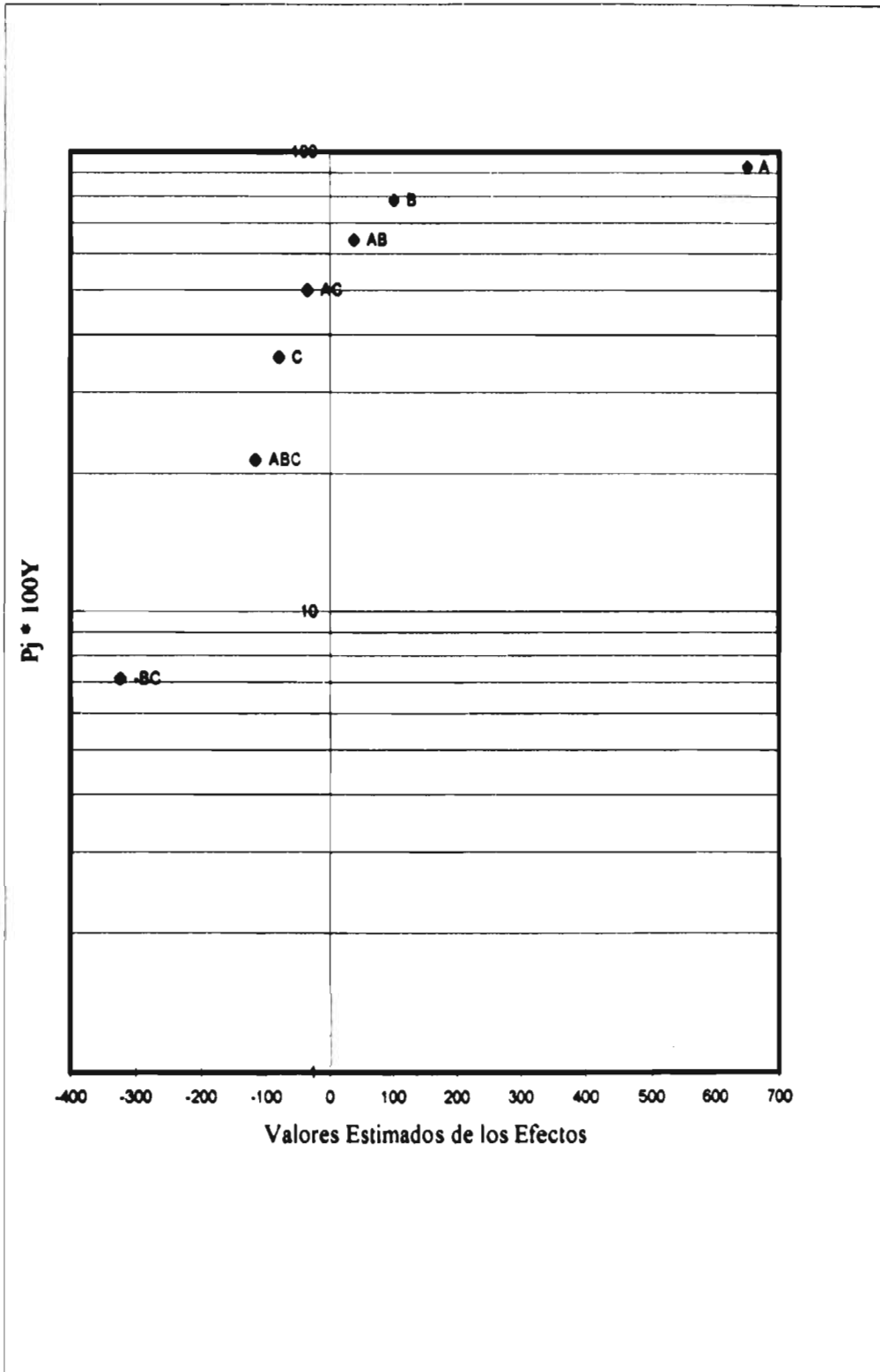


Fig.5 Gráfica de probabilidad para efectos ordenados, factorial 2³.

Tabla 20. Porcentaje de contribución a la suma de cuadrados total y orden de importancia de los factores y sus interacciones de acuerdo a la amplitud del intervalo, determinado con el método de Villarreal (1997).

Factor e interacción	Porcentaje de contribución		
	Intervalo		
	0	±5 %	±50 %
A	75.4	74.4	30.3
BC	18.6	18.4	7.5
ABC	2.4	2.3	0.9
C	1.9	1.9	0.8
B	1.1	1.1	0.4
AB	0.3	0.2	0.1
AC	0.3	0.2	0.1
Error	0	1.5	59.9

Tabla 21. Diseño unifactorial, para el factor A.

Nivel Factor A	Repetición				Totales Y_i	Promedio \bar{Y}_i
	I	II	III	IV		
Seco	953.6	1505.2	925.4	1250.1	4634.3	1158.6
Húmedo	667.6	557.9	395.7	414.2	2035.4	508.85

Tabla 22. Análisis de variancia, del diseño unifactorial.

Fuente de Variación	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrados Medios	F_0
Humedad del lodo	844285.15	1	844285.15	18.47
Error	274280.06	6	45713.34	
Total	1118565.21	7		

Al comparar $F_0 = 18.47$ con $F_{0.05,1,6} = 5.99$ se tiene que $F_0 > F_{0.05,1,6}$ y por lo tanto se rechaza la hipótesis nula, y se concluye que las medias de los tratamientos difieren; es decir que la humedad del lodo afecta significativamente la cantidad de aluminio en el efluente. Para este caso se consideró $\alpha = 0.05$ es decir, 95 % de confianza.

Con base en el análisis anterior, se trabajó con los datos de los dos niveles del factor A, para obtener el comportamiento de la concentración de aluminio en el efluente.

b) Comportamiento del aluminio

El comportamiento de la masa acumulada de aluminio total en el efluente se presenta en la figura 6. Esas dos curvas corresponden sólo a los niveles del factor A, lo que se ha demostrado en el análisis estadístico. La concentración de aluminio lixiviado es mayor en el lodo húmedo que en el lodo seco, pero el volumen resultó ser mayor en el lodo seco que en el lodo húmedo debido a las fracturas formadas en el lodo seco.

4.3 Comportamiento del pH

El pH de las pruebas en cajas se encuentra en la tabla 23 y se relaciona con el tiempo y la masa de aluminio en las figuras 7 y 8. Estos valores representan el promedio de cuatro cajas, tanto para la condición seca como para la húmeda.

En la gráfica, pH vs tiempo, se puede observar que el pH se mantuvo entre 9.8 y 9.2, para el lodo deshidratado y 9.6 y 8.7 para el lodo hidratado. En términos generales el pH fue mayor en condición húmeda que en condición seca.

En la figura 8 se observa que no hay relación entre la masa de aluminio y el pH. La masa de aluminio resultó ser mayor en la condición seca o deshidratada y los valores de pH se agruparon entre 9.2 y 9.8.

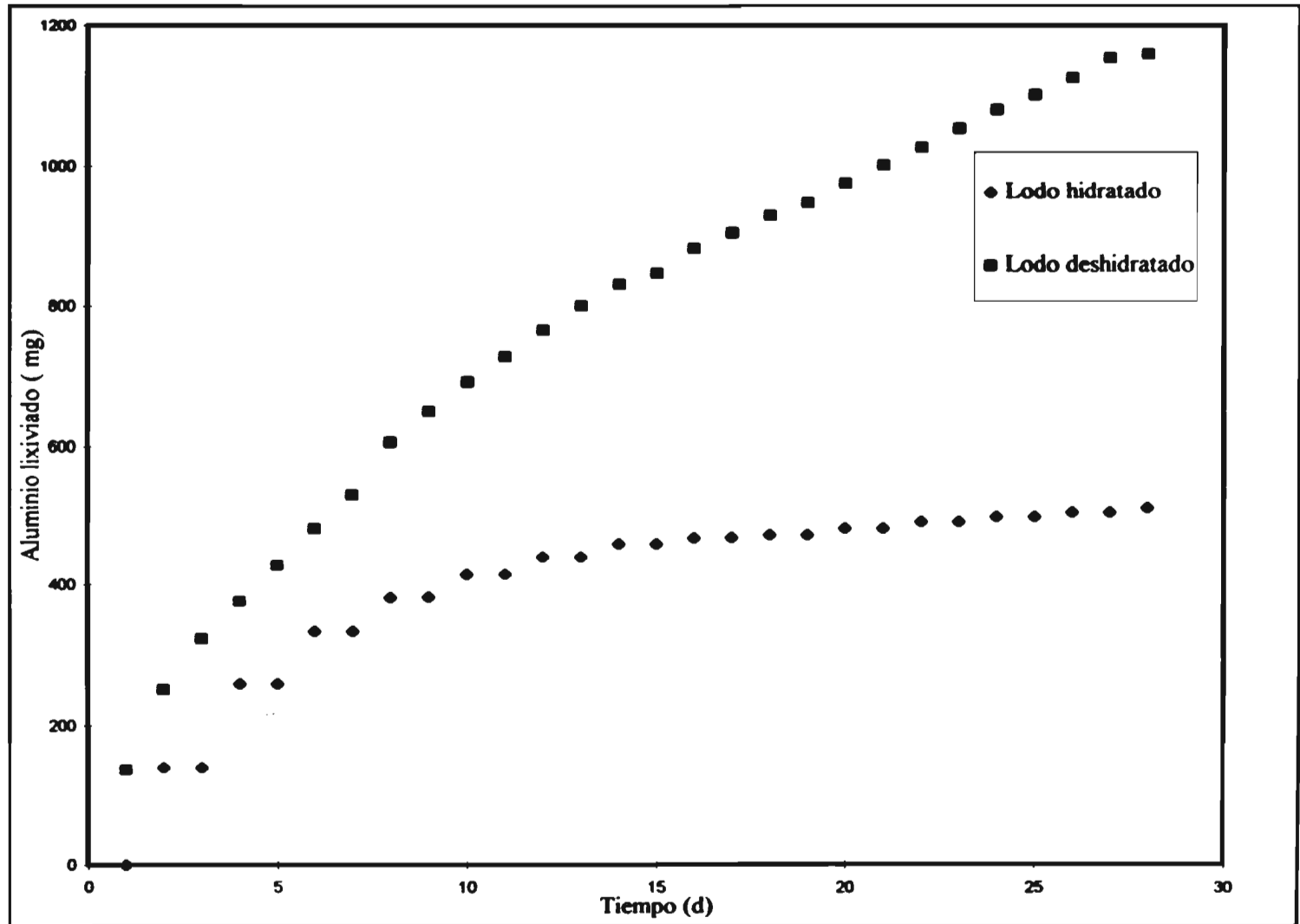


Fig 6. Comportamiento de la masa acumulada de aluminio en las pruebas con cajas.

Tabla 23. pH y masa de aluminio en las pruebas con cajas.

Dia	Lodo deshidratado		Lodo hidratado	
	pH	Al(mg)	pH	Al(mg)
1	9.65	137.8		
2	9.85	113.4	9.53	141.1
3	9.68	71.3		
4	9.48	53.0	9.53	116.8
5	9.48	51.9		
6	9.58	51.8	9.50	74.8
7	9.28	49.2		
8	9.33	77.7	9.58	48.3
9	9.23	42.1		
10	9.30	42.8	9.53	32.3
11	9.30	35.9		
12	9.28	38.2	9.40	25.6
13	9.23	34.2		
14	9.60	30.3	9.40	19.1
15	9.45	14.8		
16	9.45	37.2	9.50	8.9
17	9.58	21.8		
18	9.43	25.2	9.58	4.4
19	9.35	19.8		
20	9.30	27.8	9.48	8.6
21	9.23	25.6		
22	9.25	24.2	9.43	9.9
23	9.30	26.2		
24	9.30	26.3	9.40	6.9
25	9.33	21.4		
26	9.23	24.6	9.30	5.7
27	9.40	28.5		
28			8.73	6.4

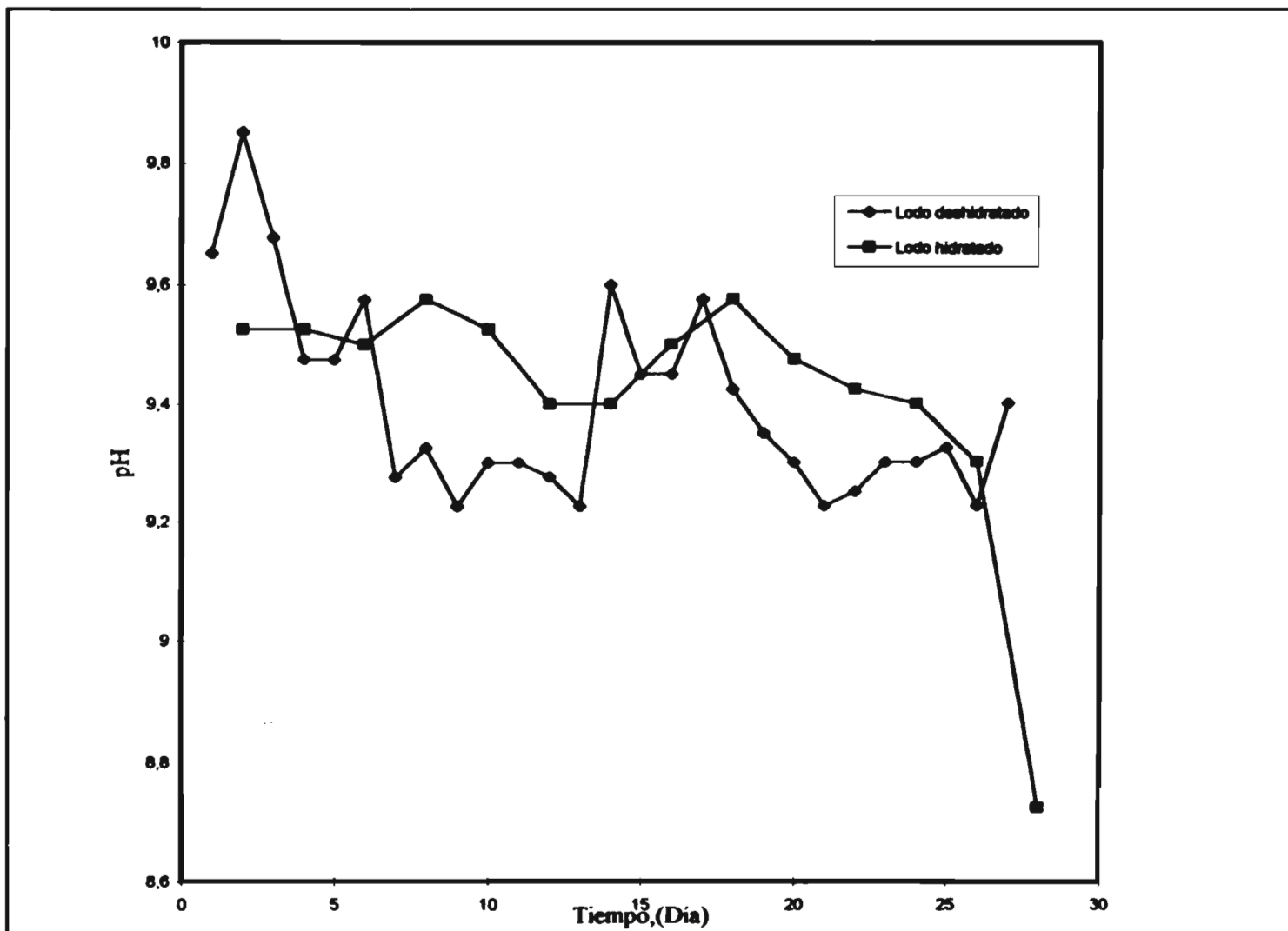


Fig.7 pH del lixiviado en las pruebas con cajas

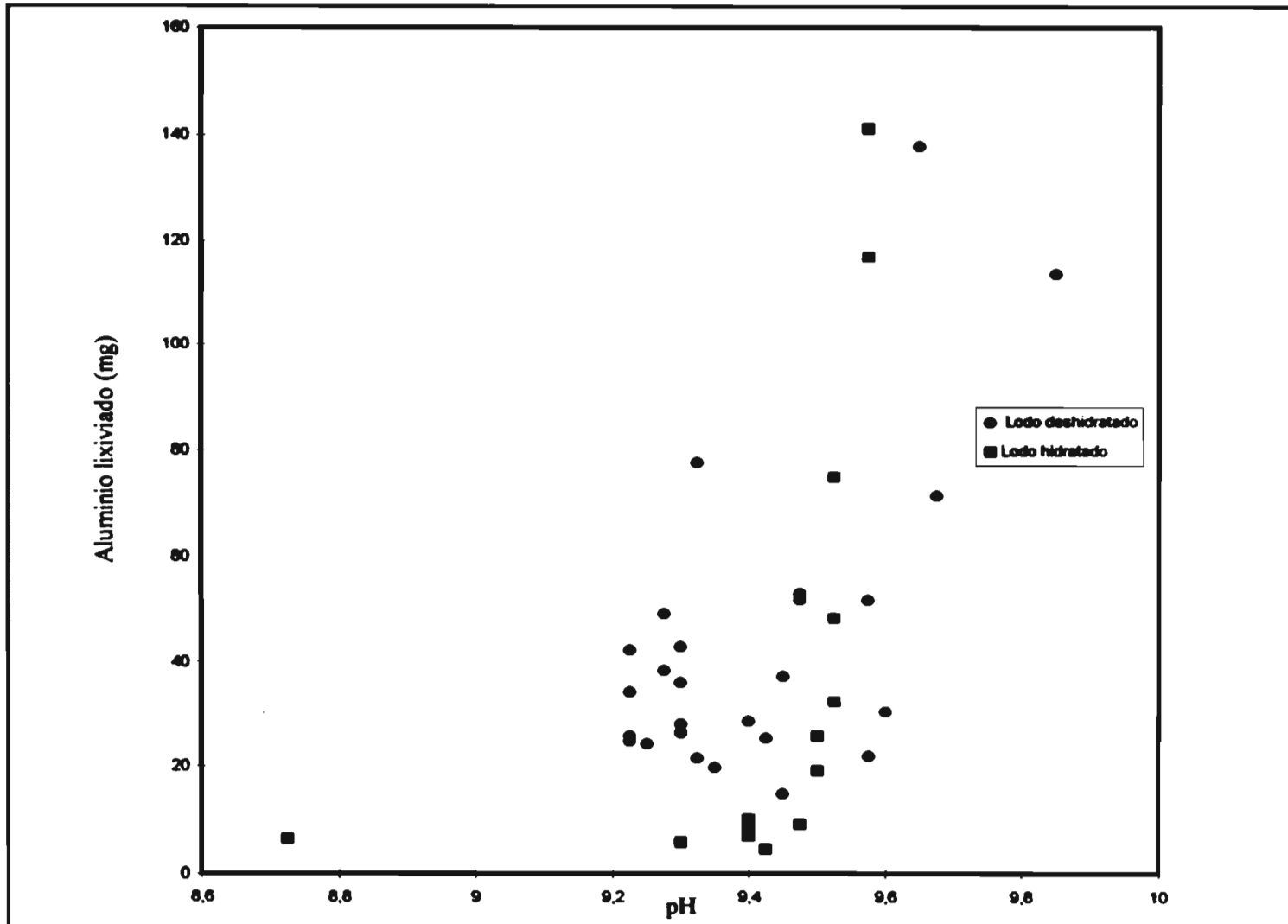


Fig. 8 Relación del pH con la masa de aluminio lixiviado en las pruebas con cajas

El resultado de la prueba de laboratorio para medir el efecto de aluminio sobre el pH se encuentra en la figura 9, donde se puede apreciar que hay relación entre el pH y variación de la concentración de aluminio.

El resultado anterior conduce a dos suposiciones: 1) el aumento del pH por la adición de cal para la estabilización y posestabilización afecta la concentración de Al^{3+} responsable de la acidificación y 2) como consecuencia de lo anterior el aluminio presente en la torta de lodos se encuentra hidrolizado o formando complejos inorgánicos como los que se describen en las ecuaciones 20 a 33 de la tabla 2 u orgánicos.

La actividad química de las especies de aluminio, está relacionada con el pH. Algunas especies tienen mayor actividad en condiciones ácidas y otras en condiciones básicas. En la tabla 24, se presentan las actividades de las especies de aluminio calculadas a partir del pH del lixiviado. La especie $Al(OH)_4^-$ resultó tener la mayor actividad química, igual a $10^{-5.26}M$ (0.15 mg/l) para lodo seco y húmedo.

Tabla 24. Actividad química en mol/l, de algunas especies de aluminio en el lixiviado de lodos.		
Especie	Lodo Seco	Lodo Húmedo
Al^{3+}	$10^{-20.16}$	$10^{-21.06}$
$Al(OH)^{2+}$	$10^{-15.76}$	$10^{-16.36}$
$Al(OH)_2^+$	$10^{-11.46}$	$10^{-11.76}$
$Al(OH)_4^-$	$10^{-5.26}$	$10^{-4.96}$
$Al_2(OH)_2^{4+}$	$10^{-29.21}$	$10^{-30.41}$
$AlSO_4^+$	$10^{-18.66}$	$10^{-19.33}$
$Al(SO_4)_2^-$	$10^{-19.16}$	$10^{-20.06}$

La actividad química de los complejos de sulfato de aluminio se calculó, tomando $(SO_4^{2-}) = 10^{-2.0} M$, valor que se reporta en la bibliografía para el suelo del exlago de Texcoco.

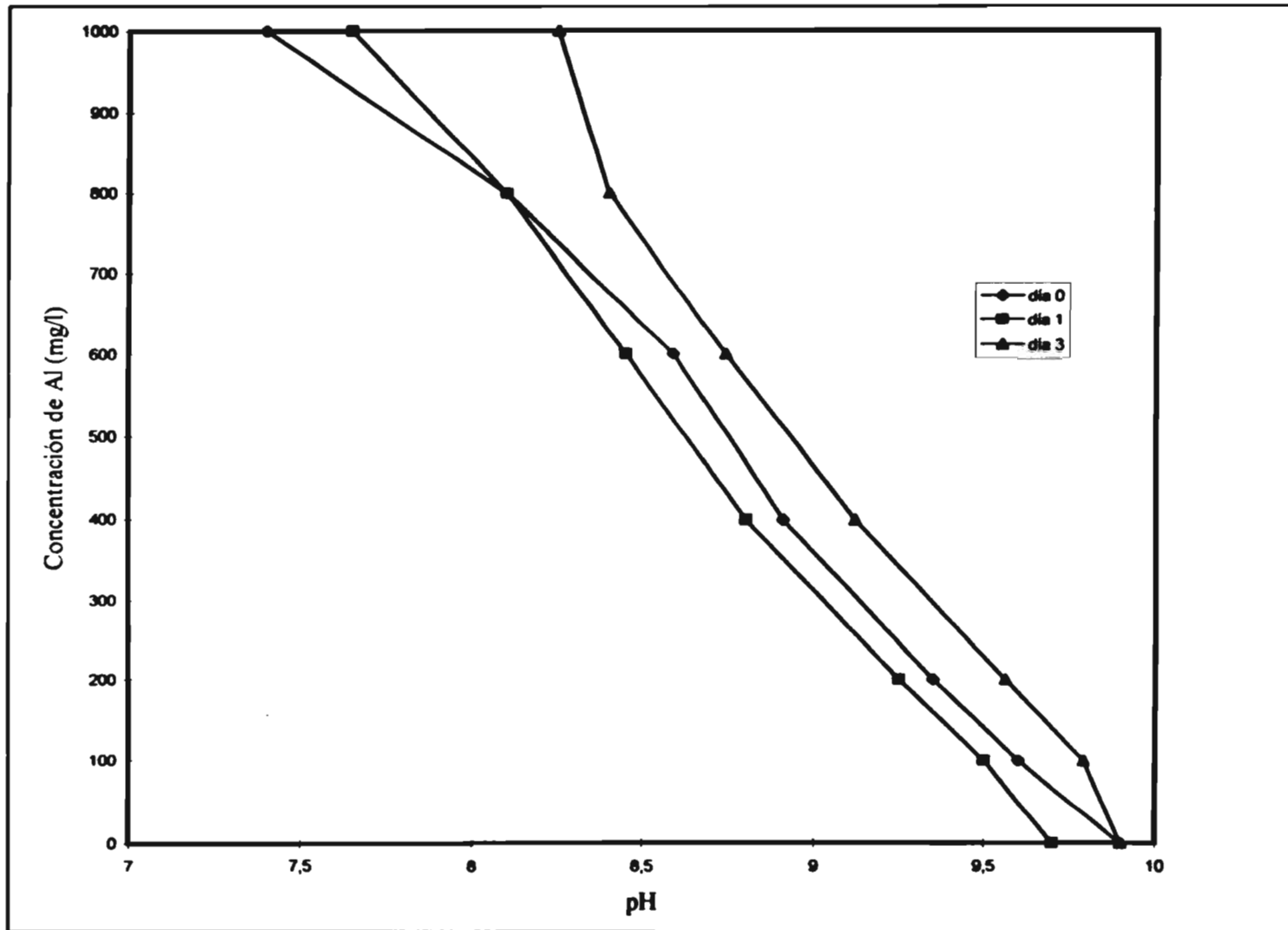


Fig.9 pH y Aluminio en pruebas de laboratorio , relación suelo- solución 1:1.

4.4 Isotermas de adsorción

La adsorción de aluminio es afectado por el pH de la solución del suelo, principalmente a pH bajo. Los resultados de las isotermas en suelo alcalino, condición que predomina en el sitio propuesto de disposición de lodos, se encuentran en la tabla 25. Se descartó la concentración en equilibrio para $10^{-3.13}$ M (20 mg/l) porque no se separó la fase sólida y disuelta, por centrifugación y filtración. El pH de la solución en equilibrio disminuye al aumentar la concentración de aluminio.

C_0 (M) (mg/l)	pH en C_e	C_e (M)	S (mol/g)	C/S (g/l)
$10^{-2.43}$ (100)	7.1	$10^{-5.4314}$	$10^{-3.8339}$	$10^{-1.5924}$
$10^{-2.13}$ (200)	6.3	$10^{-5.4314}$	$10^{-3.5026}$	$10^{-1.9294}$
$10^{-1.73}$ (500)	5.6	$10^{-4.8293}$	$10^{-3.1398}$	$10^{-1.6895}$
$10^{-1.33}$ (800)	3.9	$10^{-1.9964}$	$10^{-3.0663}$	$10^{-1.0695}$
$10^{-1.43}$ (1000)	3.75	$10^{-1.7445}$	$10^{-3.0033}$	$10^{-1.2608}$

Los datos se ajustaron a modelos empíricos de adsorción como el lineal, Freundlich y el de Langmuir. Con este último se obtuvo el mejor ajuste, $R^2 = 0.9941$ (figura 10). Cavallaro y Mac Bride (1978) reportaron que el modelo de Langmuir describe la sorción de Cu y Cd en condiciones neutras y ácidas. Bodek *et al.* (1988) también reportan constantes de adsorción para aluminio utilizando el modelo de Langmuir. Los coeficientes S_m igual a 0.001 mol/g y K_L igual a $10^{3.7726}$ l/mol en condiciones alcalinas resultaron ser menores que las encontradas por Bodek *et al.* (1988) para condiciones ácidas. Estas diferencias también son el resultado de que Bodek *et al.* (1988) trabajaron con montmorillonita y silica. La diferencia más notable entre estos resultados se encuentra en el coeficiente S_m , sin embargo, el coeficiente K_L reportado por Bodek *et al.* (1988) y el obtenido en este trabajo son comparables. Se

puede afirmar que las diferencias de estos resultados se debe al pH y al tipo de adsorbente utilizado. En la tabla 26 se encuentran los coeficientes de Langmuir reportados por Bodek *et al.*; (1988) y los encontrados en este trabajo.

Una desventaja que puede tener el modelo de Langmuir es que K_L , energía de enlace entre el sorbato y la superficie del sorbente, se supone constante cuando se emplea un sólo tipo de sorbente.

En condiciones reales K_L , es la energía total de enlace entre el sorbato y los diferentes tipos de sorbentes que están presentes en el suelo. Al trabajar con suelo en condiciones naturales, como se hizo en este trabajo, K_L representa la energía de enlace entre el aluminio y los sorbentes presentes en el suelo trabajado. En la figura 10 se observan sólo tres puntos, aunque la gráfica fue construida con cinco pares de datos. Las coordenadas de los otros dos puntos tienen valores pequeños que se ocultan en la parte inferior izquierda de la gráfica.

Tabla.26.Coefficientes de Langmuir para Aluminio.				
Experimento	S_m ($\mu\text{mol/g}$)	K_L (M^{-1})	n	r^2
exlago de Tex	1.0	$10^{3.7726}$	5	0.9941
Bodek, <i>et al.</i> (1988)	660-720	$10^{5.8}-10^{6.1}$	-	-----

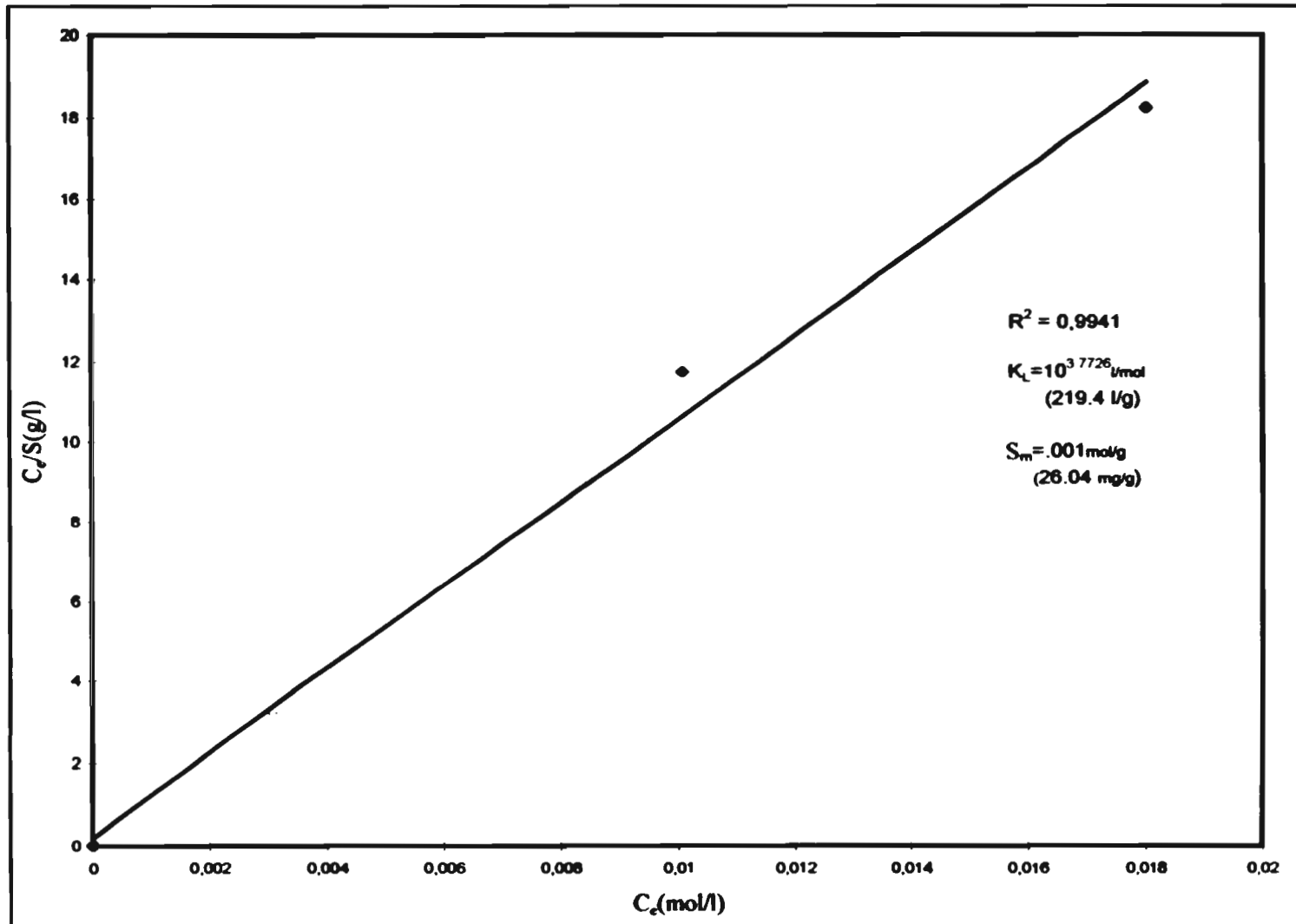


Fig.10 Isotherma de adsorción para aluminio, modelo de Langmuir.

5. DISPOSICIÓN FINAL DE LODOS

Como se ha mencionado, la CNA propone que en el exlago de Texcoco se deshidraten por evaporación solar los lodos producidos por el tratamiento de $44 \text{ m}^3/\text{s}$ de aguas residuales del Gran Canal. La planta piloto de la cual se obtuvieron los lodos para realizar este trabajo utilizó un tratamiento primario avanzado que empleó $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, similar al que posiblemente utilizará la planta de tratamiento.

Por lo anterior y como una opción de disposición, los resultados obtenidos de la experimentación en cajas se extrapolaron a dimensiones de disposición de lodos en lechos de secado, para conocer el grado de afectación al suelo o al acuífero con aluminio.

La importancia de conocer el grado de afectación al suelo se debe a que el acuitardo de la zona del exlago de Texcoco es una barrera natural entre el acuífero y los lodos. Por otro lado, dado que el acuífero del cual se abastece de agua potable a la Ciudad de México se localiza a más de 100 m de profundidad, es importante modelar la posible afectación a largo plazo.

Para evaluar el grado de afectación al subsuelo, es imprescindible conocer: las características y volumen de lodos generados, diseño de disposición de lodos, características del suelo, hidrología del sitio (precipitación y evaporación principalmente), masa de aluminio percolado de los lodos y espacio disponible.

5.1 Producción de lodos

Considerando un gasto de $44 \text{ m}^3/\text{s}$ de agua residual que tratará la planta por medio de un tratamiento primario avanzado, se producirían $42\,900 \text{ m}^3/\text{d}$ de lodos no tratados con 2 % de sólidos totales (CNA, 1995).

Después del tratamiento el volumen se reduce a 3960 m³/d con 27.95 % de sólidos totales. Ese volumen representa 1107 ton/d de lodos (Iturbe *et al.* 1996). Lo anterior implica que para el manejo y disposición del volumen mencionado se requerirán 566 viajes por día con vehículos de 7 m³ de capacidad ó 248 viajes por día con vehículos de 16 m³ de capacidad, para transportar los lodos de la planta de tratamiento al sitio de disposición final.

5.2 Diseño de disposición de lodos

El primer aspecto a considerar para la disposición de los lodos es su traslado desde la planta de tratamiento al sitio de disposición. Para transportar los lodos, éstos deben tener una consistencia semisólida, la cual se alcanza con un contenido de sólidos mayor al 20 % (tabla 27). En este trabajo se ha planteado un contenido de sólidos de 27.9 %, los cuales según dicha tabla, tienen una consistencia sólido suave; por lo que su transporte en vehículos no representa un problema.

Contenido de Sólidos (%)	Consistencia del lodo
0 a 10	líquido
10 a 15	líquido viscoso
15 a 20	pastoso
20 a 25	semisólido
25 a 30	sólido suave
30 a 35	torta desmoronable

En este trabajo se propone un método de disposición por área.

La disposición por área se divide en tres diferentes tipos: por montículos, por diques y por capas. Se seleccionó este último considerando el contenido de sólidos, la estabilidad del

lodo, la hidrogeología del sitio (localización del nivel freático) pendiente del terreno y disponibilidad del terreno.

Se propone que en la disposición por capas los lodos se esparzan con un espesor de 0.40 m, sobre la superficie del terreno, lo que ayudaría a secar los lodos por evaporación; aumentando así la concentración de sólidos y a desaguar fácilmente.

El sitio de disposición de lodos cuenta con una superficie de 600 ha. Suponiendo que esta superficie forma un rectángulo, para aprovechar mejor esta superficie se propone el siguiente diseño de disposición en lechos de secado (figura 11). En el arreglo que se presenta, el terreno se divide en cinco módulos, cada uno con 100 parcelas de una hectárea c/u sólo para fines de control de operación diaria. El volumen de lodos producidos diariamente ocuparán un superficie de 9900 m²/d si los lodos se dispusieran en capa de 0.40 m. Es decir, que se ocuparía una parcela de una hectárea diariamente. El área requerida en un año es aproximadamente de 400 ha con espacio suficiente para caminos de acceso y viabilidad. Es decir que las 600 alcanzarían para disponer lodos durante más de un año.

Se recomienda contar con 5 módulos de 100 parcelas de 1 ha c/u para tener 500 ha disponibles.

Para aumentar la vida útil del sitio de disposición se plantea la siguiente operación del lecho de secado una vez cubierta las 500 ha.

5.3 Operación del lecho de secado

La operación del lecho de secado depende de la temporada de lluvias y de sequía.

Temporada de lluvias

Se propone que los lodos se dispongan en capas y dejar que se deshidraten por evaporación

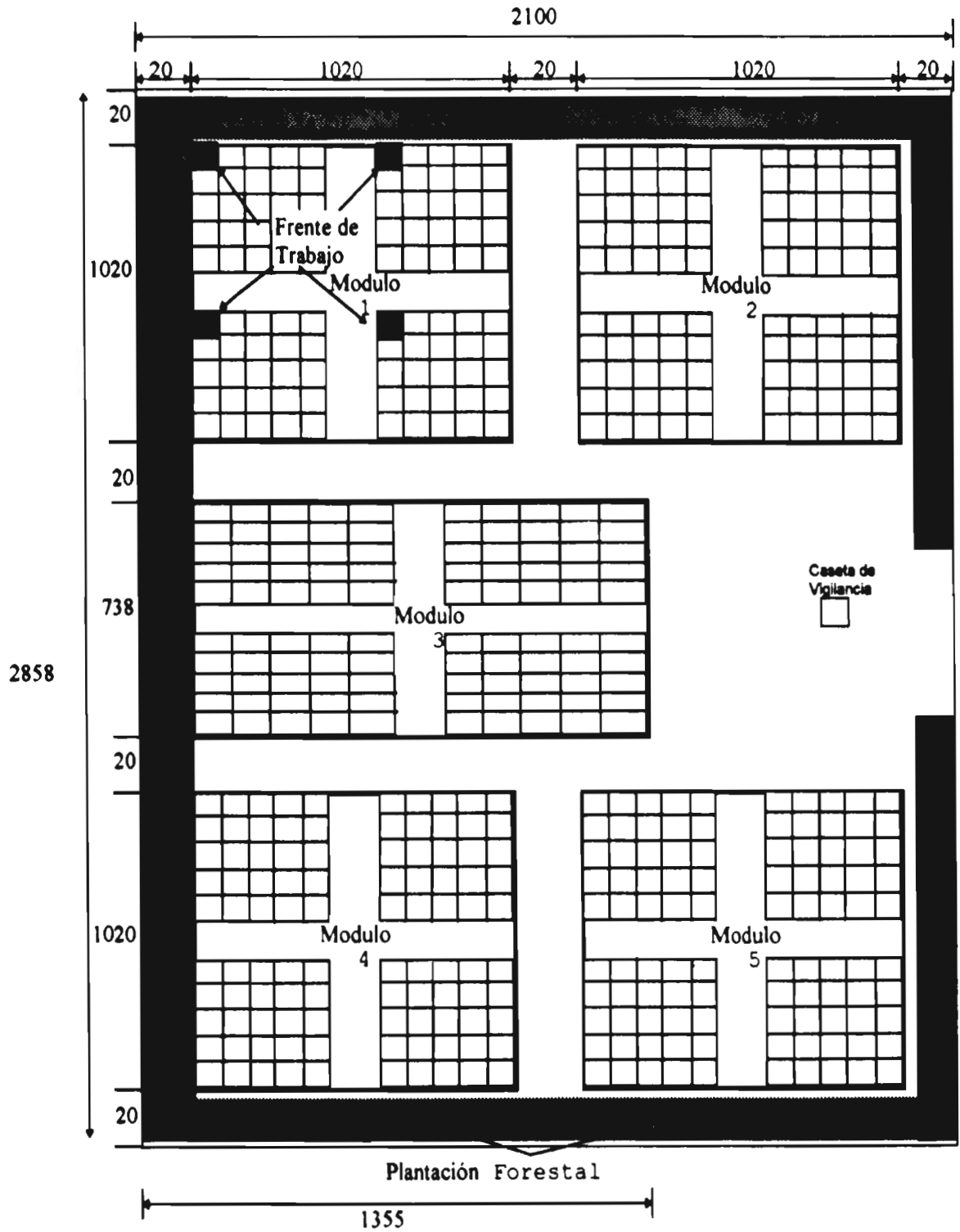


Fig. 11. Disposición de lodos

Cota en metros

solar. Una vez que los lodos se han deshidratado existen dos alternativas:

- Removerlos y transportarlos a un relleno sanitario para su disposición final, dado que el lodo estabilizado y deshidratado no se considera peligroso y se puede disponer con residuos municipales.

- Mezclarlos con suelo del mismo sitio, usando maquinaria agrícola. La mezcla del suelo con el lodo sería el equivalente de mezclar abono orgánico con suelo, esto es una práctica en la agricultura tradicional conocida como barbecho. La mezcla de lodos deshidratados en capas con suelo es fácil de realizar ya que el grosor de la capa se reduce a 27 % del grosor inicial.

Temporada de sequía

La operación del sitio de disposición del lodo en la temporada de sequía (de noviembre a abril) es similar que en la temporada de lluvia, sólo que el proceso de deshidratación es más rápido y la humedad del suelo facilita el manejo de la maquinaria. En la temporada de sequía el nivel freático baja y en la temporada de lluvias sube de tal manera que el suelo se encuentra saturado y se dificulta la operación.

Mezclar lodos hidratados con suelo tiene ventajas y desventajas:

Ventajas

- * La mezcla suelo - lodo hidratado es más homogénea que la mezcla suelo - lodo deshidratado.

- * La descomposición aerobia del lodo se acelera, debido a que el barbecho aumenta la porosidad del sistema suelo - lodo, con lo que se incrementa la aireación y la fertilidad del suelo. Si hay descomposición aerobia se puede asegurar que no se producirán malos olores.

- * Evita costos de transporte de los lodos al relleno sanitario.
- * Aumenta la solubilidad de nutrientes, en la solución del suelo.

Desventajas

- * Se requiere maquinaria de mayor capacidad, debido a que los lodos hidratados tienen mayor peso.
- * La homogeneidad de la mezcla, aumenta el área superficial del lodo que está en contacto con el suelo y agua, lo cual incrementa la solubilidad de los metales y el pH de la solución del suelo por las altas concentraciones de hidróxido de calcio.

Para reducir costos de operación y maquinaria, es posible disponer los lodos en montículos, que se forman por la descarga directa de los vehículos, ya que el aplanado no se realiza. Pero tiene las siguientes desventajas:

- * La deshidratación requiere más tiempo.
- * La remoción de los montículos se diferencia de la remoción en capas, por el tamaño de bloques que se forman, los cuales pueden dificultar su manejo y retardar su descomposición en el relleno sanitario.
- * Mezclar el lodo deshidratado con el suelo puede ser difícil de realizar por el tamaño de los bloques. El producto final no es homogéneo y puede afectar el manejo del terreno.

5.4 Masa y destino de aluminio en el sitio de disposición

Masa de aluminio

Considerando una dosis de sulfato de aluminio de 50 mg/l como coagulante en el tratamiento primario avanzado de agua residual, se requieren 190.08 Ton/d de coagulante. Si hay una eficiencia de 100% en la dosificación, se espera que la concentración de aluminio en el lodo sea de 25 906 mg/kg en base seca y 7199 mg/kg en base húmeda.

Por otro lado, en 1 m² se van a disponer 111.82 Kg de lodo en base seca, considerando una capa de 0.4 m. Es decir, se va a disponer una carga potencial de 3.0 kg de Al/m² en base seca.

El aluminio soluble es menor, si el lodo sólo es lavado por el agua pluvial. Más aún, la solubilidad del aluminio depende de la forma como los lodos se dispongan en el lecho de secado pero es posible que la adsorción sea mayor. La solubilidad es mayor cuando los lodos hidratados se mezclan con el suelo que cuando se disponen en capas. En este trabajo se considera la solubilización de aluminio en capas, debido a que en las pruebas con cajas los lodos se dispusieron de esta forma.

Para calcular la masa de aluminio en campo, se utilizaron: datos promedio de concentración y el cociente efl/inf (efluente/influente) obtenido de las pruebas con cajas, y datos de precipitación pluvial. Los datos promedio son de los tratamientos lodo hidratado y lodo deshidratado, ya que en el análisis estadístico el factor humedad del lodo resultó ser el más importante. Además, se considera que hay una relación lineal entre la concentración de aluminio en el efluente y el grosor de la capa de lodos y, entre el cociente efl/inf y la precipitación pluvial. Sin embargo, es necesario hacer las siguientes consideraciones con respecto a la propuesta de linealidad:

- La masa de aluminio lixiviado depende del área superficial de los bloques de lodo que está en contacto con el agua de la precipitación pluvial.
- En los lechos de secado el espesor de la capa de lodos es mayor que en las pruebas con cajas, por lo que el área superficial de los bloques expuesta al lavado por la lluvia es menor.
- La experimentación en cajas se realizó en condiciones de campo, pero la lámina de agua aplicada se mantuvo constante, lo que no sucede así con la precipitación pluvial cuya lámina de agua es variable.

El siguiente paso fue calcular el volumen del efluente en campo, el cual se realizó como a continuación se describe:

Cálculo del efluente en campo

El cálculo del volumen de efluente en campo, se realizó utilizando datos de 1991, año con mayor precipitación pluvial registrada en el meteorológico de la Universidad Autónoma de Chapingo y el cociente efl/inf medido en las pruebas con cajas.

Aunque efl/inf se determinó para un influente de 1.5 cm lámina de agua, su comportamiento en el transcurso del experimento depende del contenido de agua del suelo y del lodo. Como se muestra en la figura 12 el cociente efl/inf de las cajas con lodo húmedo es menor que de las cajas con lodo deshidratado, debido a que el lodo hidratado (sin grietas) afectó el flujo de agua, lo que provocó pérdidas de influente por evaporación. Las curvas efl/inf de las cajas contra el tiempo tienen un comportamiento aleatorio, por las siguientes razones:

- a) $\theta_i < \theta_h$, donde θ_i es el contenido inicial de humedad en el suelo en las cajas con lodo deshidratado y θ_h es el contenido de humedad inicial en las cajas con lodo húmedo.

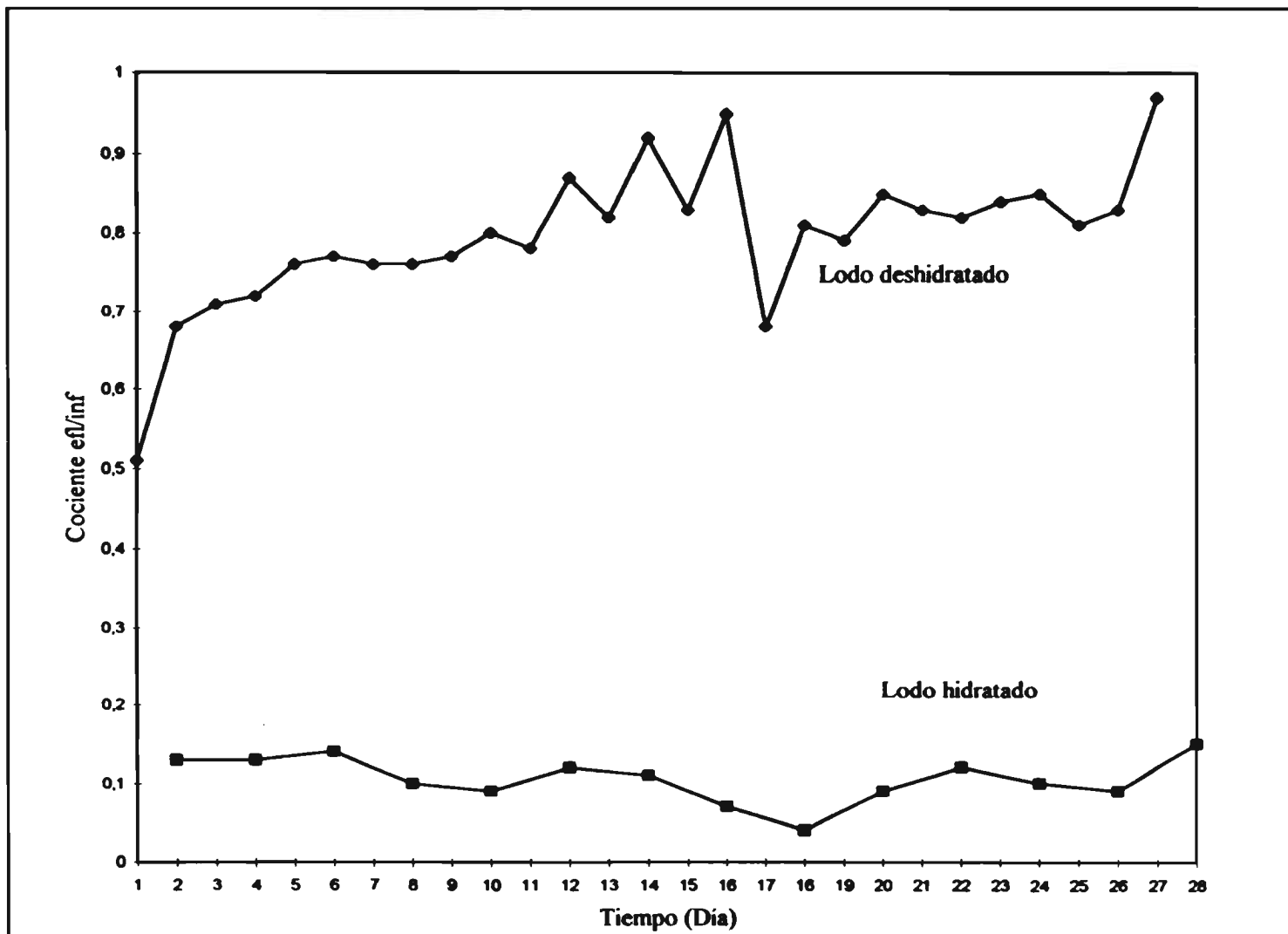


Fig. 12. Comportamiento del cociente efluente/influente

b) en las cajas con lodo deshidratado hubo variaciones de humedad en el suelo mientras que en las cajas con lodo húmedo el contenido de humedad fue constante.

c) se trata de un sistema abierto donde la evaporación ambiental es una variable aleatoria y representa una salida de agua.

En terrenos planos, después de hacer un balance de agua, se observa que independientemente de la cantidad (lámina), intensidad y duración, el agua pluvial retenida en el suelo depende del contenido de agua del mismo, por lo que el cociente efl/inf es mayor cuando el suelo está saturado. La condición $efl/inf = 1$, no se alcanza porque es un sistema abierto. A su vez, el contenido de agua del suelo depende del tiempo dentro del ciclo hidrológico; por ejemplo, al principio de la temporada de lluvias el contenido de agua del suelo es menor que en la temporada de lluvias. Por lo que la extrapolación del cociente efl/inf , de las pruebas en cajas a condiciones de campo, es válido para las condiciones experimentales.

Con base en lo anterior, en la tabla 28 columna 7 se presenta el efluente estimado para condiciones en campo a partir del cociente efl/inf y de los datos de precipitación pluvial mayores que los de evaporación.

Masa de aluminio soluble de lodos en campo

La masa de aluminio acumulada en campo, se calculó con la siguiente ecuación y las curvas se encuentran en la figura 13.

$$\text{Masa de Al / m}^2 = C_c(t) \times E_c \times P \times A$$

Donde:

$$C_c(t) = \text{Concentración de aluminio en cajas (M/L}^3\text{)}$$

E_c = Cociente efl/inf (adimensional)

P = Precipitación pluvial (L)

A = Unidad de área (L^2)

$C_c(t)$ puede calcularse por mínimos cuadrados, en este trabajo se obtuvo un polinomio para el lodo deshidratado y una función logarítmica para el lodo hidratado.

Se observa que el aluminio soluble es mayor en el lodo deshidratado con 141 g/m^2 que en el lodo hidratado con 49 g/m^2 . Esto se debe a que el lodo hidratado afecta el cociente efl/inf y el área superficial sujeta a la acción de lavado es mayor. Las cantidades anteriores representan el aluminio que se solubiliza con 28 días de precipitación pluvial. Para simular los 33 días de precipitación mayor que la evaporación de 1991, hay limitaciones debido a que la curva efl/inf no está definida.

Actividad química del aluminio en condiciones alcalinas

Basándose en las ecuaciones de equilibrio de la tabla 2 y en el contenido de arcillas minerales del suelo, se calculó la actividad química del aluminio en la solución del suelo en condiciones naturales. Según dicha información el suelo del exlago de Texcoco contiene minerales que en su estructura contiene aluminio como: caolinita, illita y montmorilonita. También hay óxidos e hidróxidos de aluminio como: bayerita, boehmita, norstrandita, gibsita, y aluminio amorfo.

Sumando las aportaciones de los constituyentes anteriores del suelo, se tiene que la actividad química de aluminio total en condiciones naturales y pH igual a 9.5, es de $10^{-14.35} \text{ mg/l}$ ($10^{-15.78} \text{ mM/l}$).

Tabla 28. Datos de efluente y masa de aluminio estimada

Día	Conc.(mg/l) en cajas		Conc.(g/l) en 0.4 m		Conc. Acum. (g/l)		Cociente ef/inf		Precipi tación (mm)	Efluente en Campo,(l/m ²) calculado		Masa (g) de Al en campo calculada		Masa (g) de Al en campo acumulada	
	Seco	Humę do	Seco	Hume- do	Seco	Hume- do	Seco	Hume- do		Seco	Hume- do	Seco	Hume- do	Seco	Hume- do
1	151.1	0	3.02	0	3.0	10.3	0.51	0	17.2	8.8	0.0	26.5	0.0	26.5	0.0
2	76.0	515.1	1.52	10.30	2.27	10.3	0.68	0.13	13.1	8.9	1.2	13.5	11.9	40.0	11.9
3	47.3	0	0.95	0	1.83	9.4	0.71	0	30.6	21.7	0.0	20.6	0.0	60.6	11.9
4	35.8	423.6	0.71	8.47	1.55	9.4	0.72	0.13	10.3	7.4	1.0	5.3	8.2	65.9	20.1
5	29.3	0	0.58	0	1.36	8.3	0.76	0	5.1	3.9	0.0	2.3	0.0	68.2	20.1
6	24.9	309.2	0.50	6.18	1.21	8.3	0.77	0.14	25.8	19.9	2.8	9.9	17.2	78.1	37.3
7	24.0	0	0.48	0	1.11	8.4	0.76	0	20.6	15.7	0.0	7.5	0.0	85.6	37.3
8	38.9	426.9	0.78	8.54	1.07	8.4	0.76	0.10	3.2	2.4	0.2	1.9	2.1	87.5	39.4
9	17.3	0	0.34	0	0.99	7.6	0.77	0	2.4	1.8	0.0	0.6	0.0	88.1	39.4
10	19.9	222.1	0.38	4.44	0.93	7.6	0.80	0.09	5.4	4.3	0.4	1.6	1.7	89.8	41.1
11	16.9	0	0.34	0	0.87	6.7	0.78	0	6.6	5.1	0.0	1.7	0.0	91.5	41.1
12	17.6	111.6	0.35	2.23	0.83	6.7	0.87	0.12	3.9	3.4	0.4	1.2	0.9	92.7	42.0
13	17.4	0	0.35	0	0.79	6.0	0.82	0	8.4	6.9	0.0	2.4	0.0	95.1	42.0
14	12.4	79.6	0.25	1.59	0.75	6.0	0.92	0.11	15.1	13.9	1.5	3.4	2.4	98.5	44.4
15	10.6	0	0.21	0	0.72	5.3	0.83	0	29.0	24.1	0.0	5.1	0.0	103.6	44.4

Tabla 28. continuación

Día	Conc.(mg/l) en cajas		Conc.(g/l) en 0.4 m		Conc. Acum. (g/l)		Cociente efl/inf		Precipi tación (mm)	Efluente en Campo,(l/m ²) calculado		Masa (g) de Al en campo calculada		Masa (g) de Al en campo acumulada	
	Seco	Hume do	Seco	Hume do	Seco	Hume do	Seco	Hume do		Seco	Hume do	Seco	Hume do	Seco	Hume do
16	12.9	54.9	0.26	1.01	0.69	5.3	0.95	0.07	15.0	14.3	1.0	3.7	1.1	107.3	45.5
17	11.2	0	0.22	0	0.66	4.9	0.68	0	11.3	7.7	0.0	1.7	0.0	109.0	45.5
18	13.7	46.0	0.27	0.92	0.63	4.9	0.81	0.04	16.8	13.6	0.5	3.7	0.5	112.8	46.0
19	12.2	0	0.24	0	0.62	4.5	0.79	0	13.3	10.5	0.0	2.6	0.0	115.3	46.0
20	14.8	43.8	0.29	0.88	0.60	4.5	0.85	0.09	2.6	2.2	0.2	0.7	0.2	116.0	46.2
21	13.1	0	0.26	0	0.59	4.1	0.83	0	2.2	1.8	0.0	0.5	0.0	116.5	46.2
22	12.8	35.9	0.26	0.72	0.57	4.1	0.82	0.12	27.5	22.6	2.7	5.8	1.9	122.2	48.2
23	13.4	0	0.27	0	0.56	3.8	0.84	0	32.3	27.1	0.0	7.3	0.0	129.5	48.2
24	14.1	30.1	0.28	0.60	0.55	3.8	0.85	0.1	15.5	13.2	1.3	3.7	0.8	133.2	48.9
25	13.5	0	0.27	0	0.54	3.6	0.81	0	32.0	25.9	0.0	7.0	0.0	140.2	48.9
26	13.4	29.1	0.27	0.58	0.53	3.6	0.83	0.09	1.6	1.3	0.1	0.4	0.1	140.6	49.0
27	13.6	0	0.27	0	0.52	3.4	0.97	0	4.8	4.7	0.0	1.3	0.0	141.8	49.0
28		21.2		0.42				0.15	3.4						

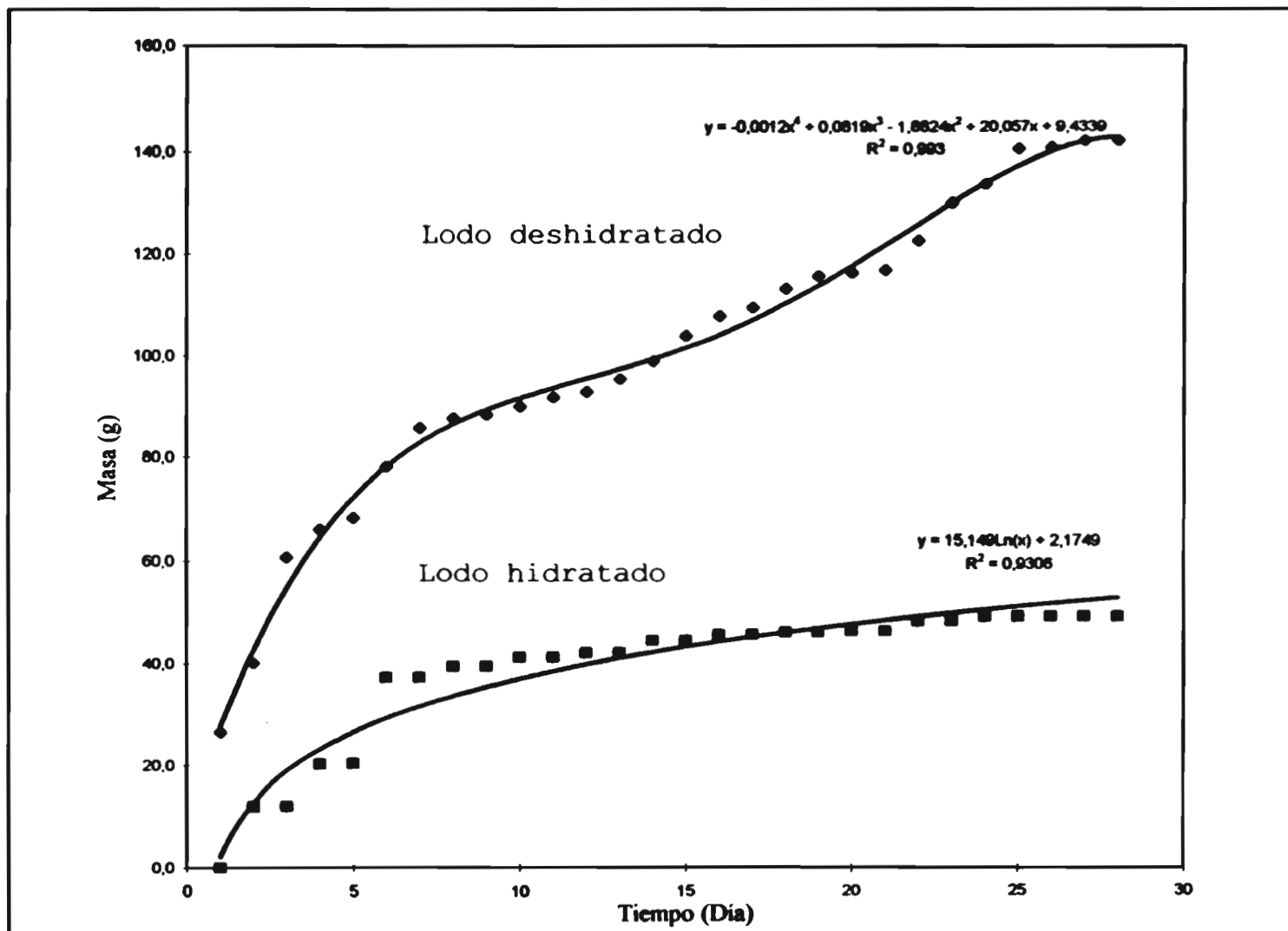


Fig.13 Masa de aluminio calculada para el sitio de disposición

Cantidad de aluminio que el suelo puede adsorber

Considerando el coeficiente S_m , máxima adsorción o número total de sitios de adsorción en la superficie del sólido (Bodek *et al.* 1988; Manahan 1991; Harrison *et al.* 1991), igual a $1 \mu\text{mol/g}$ (26 mg/g), densidad aparente del suelo igual a 0.97 g/cm^3 , un volumen de 1 m^3 de suelo tiene capacidad para adsorber 25.22 kg de aluminio. Este dato se debe considerar con reservas por las siguientes razones: 1) la adsorción de aluminio ocurre en dos diferentes tipos de sitios (Jardine *et al.* 1985), en sitios donde se alcanza el equilibrio instantáneamente y en sitios donde después de la adsorción sigue una desorción de primer orden que es importante para alcanzar el equilibrio, 2) las condiciones experimentales e intervalo de concentración de aluminio en que se determinó el valor de S_m son muy diferentes a las de campo y 3) el modelo de Langmuir considera la adsorción sólo en monocapa, es decir que un sitio de adsorción únicamente atrae un ion. Sin embargo, el modelo de Langmuir se ha utilizado para estudiar la adsorción de metales en minerales y frecuentemente el valor de S_m se utiliza para pronosticar la capacidad máxima de adsorción del suelo.

6. CONCLUSIONES

- Considerando la concentración de aluminio en la torta de lodos igual a 12 786.0 mg/kg ($\approx 1.3\%$), técnicamente es factible realizar la disposición de lodos químicos primarios en lechos de secado en el exlago de Texcoco, porque no afectaría al suelo y al acuífero, debido a que el pH elevado de la solución del suelo inmoviliza las especies y complejos de aluminio.

- Las concentraciones de metales, en la torta de lodos obtenida en este trabajo, se encuentran por debajo de los límites máximos permitidos para lodos usados en la agricultura, según la norma de la Comunidad Económica Europea y de Estados Unidos (McGrath *et al.* 1994), el aluminio no está considerado en estas normas. Pero según Scheffer y Schachtschabel (1992), las concentraciones máximas promedio de aluminio lixiviado en las pruebas, 151.1 mg/l ($10^{-2.25}$ M) y 515.1 ($10^{-1.72}$ M) del lodo seco y húmedo, respectivamente, sobrepasan el límite tolerable para cultivos y bosques. Sin embargo, por la falta de relación entre el pH y la concentración es posible que el aluminio esté hidrolizado o en forma de complejos y disminuya su toxicidad.

- La humedad del lodo resultó ser el factor de mayor efecto en la lixiviación de aluminio de los lodos dispuestos en lechos de secado. Con base en el análisis de variancia, se concluye que la masa de aluminio lixiviado del lodo deshidratado resultó ser mayor, con 99 % de significancia que el lodo hidratado. Aunque, en este último, la concentración sea mayor.

- El pH del lixiviado se mantuvo en un intervalo de 8.7 y 9.8. No se observó relación entre el pH y la concentración de aluminio en el efluente debido a la presencia de cal en el lodo. Esto se confirmó en pruebas de laboratorio en ausencia de cal, donde sí hubo relación entre estas dos variables.

- Con estos valores de pH, la especie $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ resultó tener la mayor actividad química igual a $10^{-5.26}$ M (0.15 mg/l), este valor se encuentra en el intervalo de toxicidad 0.1 a 0.5

mg/l para cultivos. En condiciones normales y a un pH igual a 9.5, la actividad química del aluminio hidrolizado en la solución del suelo es igual a $10^{-9.92}M$ ($10^{-14.33}mg/l$)

□ Los datos de las pruebas de adsorción de aluminio se describen mejor con el modelo empírico de Langmuir, $R^2 = 0.9941$. Los coeficientes S_m (capacidad máxima de adsorción del suelo) y K_L (coeficiente de distribución) para condiciones alcalinas resultaron igual a $1 \mu mol/g$ ($\approx 26 mg/g$) y $10^{3.7726}M^{-1}$ ($227.84 l/mg$), respectivamente

□ El tratamiento primario avanzado con sulfato de aluminio como coagulante de $44 m^3/s$ de agua residual, producirían diariamente 1107 toneladas de lodos con 28.5 % de sólidos. Los cuales ocuparían una hectárea para su disposición en capas de 0.4 m

□ Con base en lo anterior se dispondrían 3.0 Kg de aluminio/ m^2 . En condiciones climatológicas extremas se lixiviarían del lodo y percolarían a través de una capa de 8 cm de suelo, 141 g de aluminio, durante una temporada de lluvias

□ La capacidad máxima de adsorción del suelo del exdago de Texcoco en un $1 m^3$ es de 25.2 kg de aluminio

□ Los resultados obtenidos con el experimento realizado en este trabajo deben complementarse con pruebas a nivel piloto o de campo, para evaluar a esa escala la lixiviación y toxicidad de aluminio

7.RECOMENDACIONES

Con base en los resultados de este trabajo se recomienda:

- Asegurar la estabilización del lodo a largo plazo (meses) para evitar malos olores y la proliferación de fauna nociva, moscas y mosquitos.**

- Mejorar el sistema de mezclado durante la estabilización de los lodos, para evitar sobredosificación de cal y reducir costos de operación.**

- Disponer los lodos en lechos de secado en capas de 0.4 m o 111.82 kg de lodo/ m², con lo cual se van a suministrar 142.1 kg/ha de nitrógeno total y 8314.8 kg/ha de fosfatos. Estas cantidades son suficientes para satisfacer los requerimientos de nitrógeno de cultivos como trigo, avena, cebada y maíz. Las concentraciones de metales presentes en el lodo como Cd, Cr, Cu, Pb y Hg no exceden las concentraciones máximas establecidas por la E.P.A. al aplicar esta carga de lodos al suelo.**

- Realizar pruebas de solubilidad en suelo contaminado con aluminio (que teóricamente sería a una concentración de 26 mg/g) para determinar la concentración de aluminio en equilibrio en la fase líquida.**

- Debido al riesgo que implica la disposición de los lodos sobre el suelo, se recomienda llevar a cabo una prueba piloto con un lecho de secado para realizar un seguimiento de las concentraciones y especies químicas del aluminio en el lixiviado y validar los resultados obtenidos en este trabajo, además de evaluar otros parámetros como, huevos de helmintos, olor, polvos, operación del lecho de secado y metales.**

- Realizar bioensayos con el lixiviado del lodo, para determinar si a estas concentraciones el aluminio afecta el crecimiento radicular de las plantas y complementarse con pruebas a nivel piloto o de campo, para evaluar a esa escala la lixiviación y toxicidad del aluminio.**

8. BIBLIOGRAFÍA

Alloway, B J (1994), "Soil processes and the behavior of metals", Heavy Metals in Soils, B.J. Alloway, 2nd de, Glasgow: Blackie.

Alva, AK, Sumner, ME (1989), Alleviation of Aluminum Toxicity to Soybeans by Phosphogypsum or Calcium Sulfate in Dilute Nutrient Solutions, Soil Science, Vol. 147, No. 4, USA, 278-285

Alva, AK, Sumner, EN (1990), Effects of Concentration of Supporting Solution on Soil Solution Aluminum in Variable Charge Soils, Soil Science, Vol. 150, No.3, USA, 622-629.

ASTM (1987), Standard Test Method for Determining a Sorption Constant (K_{oc}) for an Organic Chemical in Soil and Sediments, USA, 807-813.

ATSDR (1995) Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Aluminum página internet <http://atsdr1.atsdr.cdc.gov:8080/tfacts22.html>

AWWA (1985), Seminar Proceedings. Recent Advances in Sludge Treatment and Disposal, Denver CO 80235 USA, 9-17.

AWWA (1987), Water Treatment Plant Waste, Subject Area: Water Treatment and Operations, 37-47.

Báez, P A (1996), Comunicación verbal, Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM, México.

Baize, D (1993), Soil Science Analyses. A guide to current use, John Wiley and Sons, England, 87-102.

Blumenthal, UJ, Duncan, MD, Ayres, RM, Cifuentes, E, Peasey, A, Stott, R, Lee, DL, Ruiz-Palacios, G (1996), Evaluation of the WHO Nematode Egg Guidelines for Restricted and Unrestricted Irrigation, Water Science and Technology, IAWQ, Elsevier Science Ltd., vol. 33, no. 10-11, pp 277-283.

Bodek, I, Lyman, W J, Reehl, W F, Rosenblatt, D H (1988), Environmental Inorganic Chemistry Properties, Processes, and estimation methods, Setac Pergamon Press, USA, 6.7-1 - 6.7-9.

Bolt, G H (1983), Soil Chemistry, B. Physic-Chemical Models, Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam The Netherlands, 433-458.

Bowen, P T, Jackson, M K, Corbitt, R A, Gonce, N (1993), Sludge treatment, utilization, and disposal, Water Environment Research, Vol. 65, No. 4, 360-368.

Brinsko, GA (1988), Can Sludge Management Be Centralized?, Water Engineering and Management, Vol. 136, No. 12, 26-28.

Cameron, K C, MacLaren, R G, y Adams, J A (1994), Application of Municipal Sewage Sludge to Low Fertility Forest Soils: the Fate of Nitrogen and Heavy Metals, 15th World Congress of Soil Science, Acapulco México, July 10 - 16, Vol. 3^a, 467 - 482.

Cavallaro, N. y Mac Bride, M. B. (1978), " Copper and Cadmium Adsorption Characteristics of Selected Acid and Calcareous Soils", Soil Sci. Soc. Am. J., 42, 550-56.

Chávez, A, Hurtado, C, Jiménez, B (1996), Estudio de la tratibilidad del agua residual del Gran Canal mediante un sistema primario avanzado. Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (10: 1996 feb 14-16. Toluca, Edo. de México). Memorias [diskette]: X Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental: la posición de la ingeniería sanitaria y ambiental ante la agenda XXI / Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. México, D.F.: SMISA

Cheremisinoff, PN (1994), Sludge Management and Disposal, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey 07632.

CNA (1994), Guía, para el manejo, estabilización y disposición de lodos químicos, Manual de agua potable y alcantarillado libro II, Proyecto 3^a. Sección: Potabilización y tratamiento.

CNA (1995), Estudio de Factibilidad del saneamiento del Valle de México, Informe Final, I-1 - I-3.

Cornwell, D A, Koppers, H M N (1990), Slib, Schlamm, Sludge, American Water Works Association Research Foundation KIWA LTD, Denver, CO 80235, USA, 152-177.

Cornwell, DA, Vandermeijden, C, Dillow, G, Wang, M (1992), Landfilling of Water Treatment Plant Coagulant Sludges, AWWA Research Foundation, Denver, CO 80235.

Diario Oficial de la Federación (1993), Que establece las características de los residuos peligrosos y el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente, Diario Oficial de la Federación del 22 de Octubre de 1993, México.

EPA (1993), Standard for Use or disposal of Sewage, Final Rules, 40 CFR Parts 257, 403, and 503, Federal Register, 58(32)9248-9415.

EPA (1995), 40 CFR Parts 403 and 503 página internet ,
<http://www.epa.gov/docs/fedrgstr/EPA-WATER/1995/October>.

Foess, G W, Sieger, B R (1993), Pathogen / Vector Attraction Reduction requeriments of the Sludge Rules, Water Engineering and Management, Vol. 140, No. 6, 25-26.

Foulkes, E C (1990), Biological effects of heavy metals, vol. I, CRC Press, Boca Raton, Florida, 82-86.

Girovich, M J (1990), Simultaneous Sludge Drying and Pelletizing, *Water Engineering and Management*, Vol. 137, No. , 34-39.

George, DB, Berk, SG, Adams, VD, Morgan EL, Roberts, RO, Holloway, CA, Lott, RC, Holt, LK, Ting, RS, Welch, AW (1991), Alum Sludge in the Aquatic Environment, , AWWA Research Foundation, Denver, CO 80235.

González, S y González, O (1992), Apuntes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (parte I).

Haney, W F, Becker, P (1987), One Man's Sludge is Another's Harvest, *Water Engineering and Management*, Vol. 134, No. 12, 22-24.

Harrison, RM, de Mora, SJ, Rapsomanikis, S, Johnston, WR (1991), Introductory chemistry for the environmental sciences, Cambridge Environmental Chemistry Series 4, Cambridge University Press, Great Britain.

Hemphill, B (1992), Rules and Options for Sludge Disposal, *Water Engineering and Management*, Vol. 139, No. 2, 24-26.

Hernández, M A (1990), Depuración de aguas residuales, Colegio de Ingenieros de Caminos Canales y Puertos, Madrid.

INEGI (1994), Guide for technical tours "3" and "12" Mexico city - Acapulco, 15th World Congress of Soil Science, July 10 - 16, Acapulco Mexico, 26-34.

Iturbe, AR, Flores, SRM, Muñoz, NH, Flores, TCR, Chávez, LC (1996), Riesgo de contaminación al subsuelo y al acuífero en la zona del exlago de Texcoco por la disposición de lodos provenientes de las aguas tratadas del Gran Canal, elaborado para: Comisión Nacional del Agua proyecto 5321, Instituto de Ingeniería, UNAM.

Jacobs, A, Silver, M (1990), From Ocean Disposal to Landfill Cover, *Water Engineering and Management*, Vol. 137, No. 3, 28-31.

Jardine, P.M., Parker, J.C. y Zelazny, L.W. (1985), " Kinetics and Mechanisms of Aluminum Adsorption on Kaolinite Using a Two - Site Nonequilibrium Transport Models", *Soil Sci.Soc.Am.J.*,49, 867-72.

Jiménez, CB and Landa, VH (1997), Physico-chemical and Bacteriological Characterization of Wastewater from Mexico City, 2nd International Conference on the Sewer as A Physical, Chemical and Biological Reactor, sponsored by IAWQ, Aalborg Denmark, May 25-28.

Kabata - Pendias, A, Pendias, H (1992), Trace elements in soil and plants, CRC Press Inc, Boca Raton, Fla. 161-163.

Knox, R C, Sabatini, D A y Canter, L W (1993), Subsurface transport and fate processes, Lewis Publishers, USA.

Lester, J N (1987), Heavy Metals in Wastewater and Sludge Treatment Processes, Vol. II Treatment and Disposal, CRC Press, 82-86.

Mc Grath, SP, Chang, AC, Page, AL y Witter, E (1994), "Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and the United States", Environ. Rev., vol 2, 108-118.

Manahan, SE (1991), Environmental Chemistry, Lewis Publishers, Inc., Fourth Printing, USA.

Metcalf y Eddy (1991), Wastewater engineer, treatment, disposal and reuse, Mac Graw-Hill, USA.

Mitchell, J K (1976), Fundamentals of soil behavior / James K. Mitchell, J. Wiley, New York.

Montgomery, D C (1991), Diseño y Análisis de Experimentos, Grupo Editorial Iberoamérica, México, D.F., 258-272.

Moseley, J (1990), Moving Sludge, Water Engineering and Management, Vol.137, No.6, 28-29.

National Research Council (1995), Mexico City's Water Supply, Academia Nacional de Ingeniería A.C., National Academic press, página internet <http://www.lanic.utexas.edu/la/Mexico/water/book.html>.

Páramo, J (1996), Transporte difusivo de los metales pesados cadmio y plomo en arcillas del Valle de México (tesis), División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la UNAM, México, 35-40.

Perry, RH, Chilton, CH (1973), Chemical Engineers' Handbook, McGraw-Hill Kogakusha, Ltd., Fifth Edition, Japan.

Scheffer, F y Schachtschabel, P (1992), Lehrbuch der Bodenkunde, 13 ed., Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

Snoeyink, VL, Jenkins, D (1990), Química del agua, vers. Española María Cristina Sangines Franchini, Limusa, México,

Sposito, G (1996), The Environmental Chemistry of Aluminum, 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, Florida, 333-365.

Texas Wastewater Treatment Plant (1987), Neighbors and Operators like this Sludge Drying Method, Water Engineering and Management, Vol. 134, No. 9, 48-49.

Vesilind, P A (1980), Treatment and Disposal of Wastewater Sludge's, Ann Arbor Science, Michigan 48106, U.S.A., 134-140.

Vesilind, P A, Hartman, G C; Skene, E T (1991), Sludge Management and Disposal for the Practicing Engineer, Third Printing, Lewis Publishers Inc., Chelsea Michigan, 29.

Villarreal, A A (1997), Comunicación verbal, División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería , UNAM, México.

WEM (Water Engineer and Management (1989), "Auger drying reduces sludge problems for populous country", Water Engineer and Management, Vol. 136, No. 3.

Westphal, P A, Christensen, G L (1983), Lime stabilization: effectiveness of two process modifications, Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 55, No. 11, 1381.

Wright, RJ, Baligar, VC, Wright, SF (1987), Estimation of Phytotoxic Aluminum in Soil Solution Using Three Spectrophotometric Methods, Soil Science, Vol. 144, No. 3, USA, 224-232.

Wright, RJ, Baligar, VC, Ahlrichs, JL (1989), The Influence of Extractable and Soil Solution Aluminum con Root Growth of Wheat Seedlings, Soil Science, Vol. 148, No. 4, USA, 203-302.

Yong, R N, and Phadungchewit, Y (1993), pH influence on selectivity and retention of heavy metals in some clay soils, Canadian Geotechnical Journal, 30, 821-833.

9. ANEXO

A. Método para ponderar el efecto de los factores y sus interacciones, mediante el cálculo de la suma de cuadrados con el modelo factorial 2^3 .

$$SS_T = \sum_{i=1}^a \sum_{j=1}^b \sum_{k=1}^c \sum_{l=1}^n Y_{ijkl}^2 - \frac{Y^2}{abcn}$$

Donde:

SS_T = Suma total de cuadrados

Y_{ijkl} = resultado u observación en la celda ijkl

$Y_{...}$ = Gran total o suma de todas las observaciones del experimento

$$SS_A = \sum_{i=1}^a \frac{Y_{i..}^2}{bcn} - \frac{Y^2}{abcn}$$

Donde:

SS_A = Suma de cuadrados del factor A

$Y_{i..}$ = Total del tratamiento i

$$SS_B = \sum_{j=1}^b \frac{Y_{.j.}^2}{acn} - \frac{Y^2}{abcn}$$

Donde:

SS_B = Suma de cuadrados del factor B

$Y_{.j.}$ = Total del tratamiento j

$$SS_C = \sum_{k=1}^c \frac{Y_{..k}^2}{abn} - \frac{Y^2}{abcn}$$

Donde:

SS_C = Suma de cuadrados del factor C

$Y_{..k}$ = Total del tratamiento k

$$SS_{AB} = \sum_{i=1}^a \sum_{j=1}^b \frac{Y_{ij.}^2}{cn} - \frac{Y^2}{abcn} - SS_A - SS_B$$

Donde:

SS_{AB} = Suma de cuadrados de la interacción AB

$Y_{ij.}$ = Total del tratamiento ij

$$SS_{AC} = \sum_{i=1}^a \sum_{k=1}^c \frac{Y_{ik.}^2}{bn} - \frac{Y^2}{abcn} - SS_A - SS_C$$

Donde:

SS_{AC} = Suma de cuadrados de la interacción AC

$Y_{ik.}$ = Total del tratamiento ik

$$SS_{BC} = \sum_{j=1}^b \sum_{k=1}^c \frac{Y_{.jk}^2}{an} - \frac{Y^2}{abcn} - SS_B - SS_C$$

Donde:

SS_{BC} = Suma de cuadrados de la interacción BC

$Y_{.jk}$ = Total del tratamiento jk

$$SS_{ABC} = \sum_{i=1}^a \sum_{j=1}^b \sum_{k=1}^c \frac{Y_{ijk}^2}{n} - \frac{Y^2}{abcn} - SS_A - SS_B - SS_C - SS_{AC} - SS_{AB} - SS_{BC}$$

Donde:

SS_{ABC} = Suma de cuadrados de la interacción ABC

Y_{ijk} = Total del tratamiento ijk

$SS_B = SS_T - SS_A - SS_B - SS_C - SS_{AB} - SS_{AC} - SS_{BC} - SS_{ABC}$

INTERVALO 0 %

Caso de datos repetidos, es decir que si se repite el experimento bajo las mismas condiciones, se obtendría el mismo resultado con cero error experimental.

factor A - humedad del lodo

factor B - cal

factor C - tipo de agua

Tabla de datos					
Cal (B)					
Humedad del lodo (A)	Sin		Con		$Y_{i..}$
	Tipo de agua (C) desionizada Iluvia		Tipo de agua (C) desionizada Iluvia		
Deshidratado	395.7	667.6	557.9	414.2	4070.8
	395.7	667.6	557.9	414.2	
	791.4	1335.2	1115.8	828.4	
Hidratado	925.4	1505.2	1250.1	953.6	9268.6
	925.4	1505.2	1250.1	953.6	
	1850.8	3010.4	2500.2	1907.2	
B X C: $Y_{.jk}$	2642.2	4345.6	3616.0	2735.6	
$Y_{.j.}$	6987.8		6351.6		$Y_{...} = 13339.4$

$$SS_T = 395.7^2 + 395.7^2 + \dots + 953.6^2 + 953.6^2 - \frac{13339.4^2}{16} = 2237130.4$$

$$SS_A = \frac{4070.8^2 + 9268.6^2}{8} - \frac{13339.4^2}{16} = 1688570.3$$

$$SS_B = \frac{6987.8^2 + 6351.6^2}{8} - \frac{13339.4^2}{16} = 25296.9$$

$$SS_C = \frac{(2642.2 + 3616.0)^2 + (4345.6 + 2735.6)^2}{8} - \frac{13339.4^2}{16} = 42333.1$$

$$SS_{AB} = \frac{2126.6^2 + 1944.2^2 + 4861.2^2 + 4407.4^2}{4} - \frac{13339.4^2}{16} - SS_A - SS_B = 4603.6$$

$$SS_{AC} = \frac{(791.4 + 1115.8)^2 + (1335.8 + 828.4)^2 + (1850.8 + 2500.2)^2 + (3010.4 + 1907.2)^2}{4} - \frac{13339.4^2}{16} - SS_A - SS_C = 6014$$

$$SS_{BC} = \frac{2642.2^2 + 4345.6^2 + 3616.0^2 + 2735.6^2}{4} - \frac{13339.4^2}{16} - SS_B - SS_C = 417251.4$$

$$SS_{ABC} = \frac{791.4^2 + 1335.2^2 + 1115.8^2 + 828.4^2 + 1850.8^2 + 3010.4^2 + 2500.2^2 + 1907.2^2}{4} - \frac{13339.4^2}{16} - SS_A - SS_B - SS_C - SS_{AB} - SS_{AC} - SS_{BC} = 53061.1$$

$$SS_E = 2237130.4 - 1688570.3 - 25296.9 - 42333.1 - 4603.6 - 6014.0 - 417251.4 - 53061.1 = 0$$

INTERVALO $\pm 5\%$

Tabla de datos					
Cal (B)					
	Sin		Con		Y_L
Humedad del lodo (A)	Tipo de agua (C) desionizada lluvia		Tipo de agua (C) desionizada lluvia		
Deshidratado	415.5	701.0	585.8	434.9	4070.8
	375.9	634.2	530.0	393.5	
	791.4	1335.2	1115.8	828.4	
Hidratado	971.7	1580.5	1312.6	1001.3	9268.6
	879.1	1429.9	1187.6	905.9	
	1850.8	3010.4	2500.2	1907.2	
B X C: Y_B	2642.2	4345.6	3616.0	2735.6	$Y_L = 13339.4$
Y_L	6987.8		6351.6		

$$SS_T = 415.5^2 + 375.9^2 + \dots + 1001.3^2 + 905.9^2 - \frac{13339.4^2}{16} = 2270550.1$$

$$SS_A = \frac{4070.8^2 + 9268.6^2}{8} - \frac{13339.4^2}{16} = 1688570.3$$

$$SS_B = \frac{6987.8^2 + 6351.6^2}{8} - \frac{13339.4^2}{16} = 25296.9$$

$$SS_C = \frac{(2642.2 + 3616.0)^2 + (4345.6 + 2735.6)^2}{8} - \frac{13339.4^2}{16} = 42333.1$$

$$SS_{AB} = \frac{2126.6^2 + 1944.2^2 + 4861.2^2 + 4407.4^2}{4} - \frac{13339.4^2}{16} - SS_A - SS_B = 4603.6$$

$$SS_{AC} = \frac{(791.4 + 1116.1)^2 + (1335.2 + 828.4)^2 + (1850.8 + 2500.2)^2 + (3010.4 + 1907.2)^2}{4}$$

$$- \frac{13339.4^2}{16} - SS_A - SS_C = 6014.0$$

$$SS_{BC} = \frac{2642.2^2 + 4345.6^2 + 3616.0^2 + 2735.6^2}{4} - \frac{13339.4^2}{16} - SS_B - SS_C = 417251.4$$

$$SS_{ABC} = \frac{791.4^2 + 1335.2^2 + 1115.8^2 + 828.4^2 + 1850.8^2 + 3010.4^2 + 2500.2^2 + 1907.2^2}{2}$$

$$- \frac{13339.4^2}{16} - SS_A - SS_B - SS_C - SS_{AC} - SS_{AB} - SS_{BC} = 53061.1$$

$$SS_E = SS_T - SS_A - SS_B - SS_C - SS_{AB} - SS_{AC} - SS_{BC} - SS_{ABC}$$

$$SS_E = 33419.7$$

INTERVALO $\pm 50 \%$

Tabla de datos						
Cal (B)						
Sin		Con		$Y_{..}$		
Humedad del lodo (A)	Tipo de agua (C)		Tipo de agua (C)			
	desionizada	lluvia	desionizada	lluvia		
Deshidratado	593.5	1001.4	836.8	621.3	4070.6	
	197.4	2126.5	333.8	278.9		1944.1
	791.3	1335.2	1115.7	828.4		
Hidratado	1388.1	2257.8	1875.1	1430.4	9268.5	
	462.7	4861.2	752.6	625.0		4407.3
	1850.8	3010.4	2500.1	1907.2		
B X C: $Y_{.k}$	2642.1	4345.6	3615.8	2735.6		
$Y_{.k}$	6987.7		6351.4		$Y_{..} = 13339.1$	

$$SS_T = 593.5^2 + 197.8^2 + \dots + 1430.4^2 + 476.8^2 - \frac{13339.1^2}{16} = 5576778.6$$

$$SS_A = \frac{4070.6^2 + 9268.5^2}{8} - \frac{13339.1^2}{16} = 1688570.3$$

$$SS_B = \frac{6987.7^2 + 6351.4^2}{8} - \frac{13339.1^2}{16} = 25304.8$$

$$SS_C = \frac{(262.1 + 3615.8)^2 + (434.6 + 2735.6)^2}{8} - \frac{13339.1^2}{16} = 42363.9$$

$$SS_{AB} = \frac{2126.5^2 + 1944.1^2 + 4861.2^2 + 4407.3^2}{4} - \frac{13339.1^2}{16} - SS_A - SS_B = 4672.1$$

$$SS_{AC} = \frac{(791.3 + 1142.7)^2 + (1335.2 + 88.4)^2 + (1850.8 + 2500.1)^2 + (3010.4 + 1907.2)^2}{4} - \frac{13339.1^2}{16} - SS_A - SS_C = 6075.1$$

$$SS_{BC} = \frac{2642.1^2 + 4345.6^2 + 3615.8^2 + 2735.6^2}{4} - \frac{1333.1^2}{16} - SS_B - SS_C = 417219.2$$

$$SS_{ABC} = \frac{791.3^2 + 1335.2^2 + 1115.7^2 + 828.4^2 + 1851.4^2 + 3010.4^2 + 2500.1^2 + 1907.2^2}{2} - \frac{13339.1^2}{16} - SS_A - SS_B - SS_C - SS_{AB} - SS_{AC} - SS_{BC} - SS_{ABC} = 54095.2$$

$$SS_E = SS_T - SS_A - SS_B - SS_C - SS_{AB} - SS_{AC} - SS_{BC} - SS_{ABC} = 3338478.1$$

B. Cálculo de la actividad química de algunas especies de aluminio en el lixiviado de lodos a partir del pH.

Consideraciones:

pH promedio del lodo deshidratado= 9.4

pH promedio del lodo hidratado= 9.7

La solución se encuentra en equilibrio con gipsita

Condiciones 25 °C, 1 atm

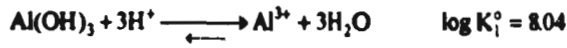
$\text{pH} = -\log(\text{H}^+)$

() = Actividad química en mol/l

Se desprecia la fuerza iónica

La actividad de la fase sólida es igual a 1

Actividad química de Al^{3+}



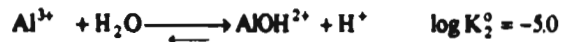
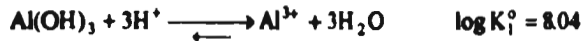
$$\log K_1^0 = \log(\text{Al}^{3+}) - 3\log(\text{H}^+)$$

$$\log(\text{Al}^{3+}) = \log K_1^0 - 3\text{pH}$$

$$\text{a pH} = 9.4 \quad \rightarrow \quad (\text{Al}^{3+}) = 10^{-20.16}$$

$$\text{a pH} = 9.7 \quad \rightarrow \quad (\text{Al}^{3+}) = 10^{-21.06}$$

Actividad química de AlOH^{2+}

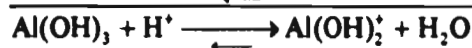
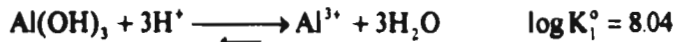


$$\log(\text{AlOH}^{2+}) = \log K_1^0 + \log K_2^0 - 2\text{pH}$$

$$\text{a pH} = 9.4 \quad \rightarrow \quad (\text{AlOH}^{2+}) = 10^{-15.76}$$

$$\text{a pH} = 9.7 \quad \rightarrow \quad (\text{AlOH}^{2+}) = 10^{-16.36}$$

Actividad química de $\text{Al}(\text{OH})_2^+$

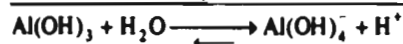
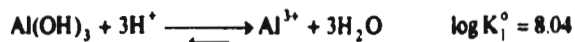


$$\log(\text{Al}(\text{OH})_2^+) = \log K_2^0 + \log K_1^0 - \text{pH}$$

$$\text{a pH}=9.4 \quad \rightarrow \quad (\text{Al}(\text{OH})_2^+) = 10^{-11.46}$$

$$\text{a pH}=9.7 \quad \rightarrow \quad (\text{Al}(\text{OH})_2^+) = 10^{-11.76}$$

Actividad química de $\text{Al}(\text{OH})_4^-$

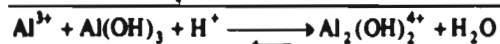
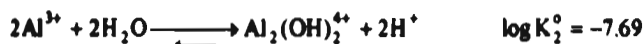
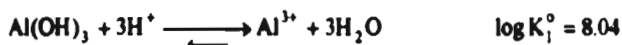


$$\log(\text{Al(OH)}_4^-) = \log K_1^0 + \log K_2^0 + \text{pH}$$

$$\text{a pH}=9.4 \quad \rightarrow \quad (\text{Al(OH)}_4^-) = -5.26$$

$$\text{a pH}=9.7 \quad \rightarrow \quad (\text{Al(OH)}_4^-) = -4.96$$

Actividad química de $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$

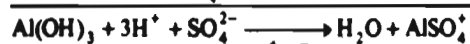
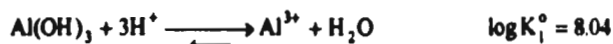


$$\log(\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}) = 2 \log K_1^0 + \log K_2^0 - 4\text{pH}$$

$$\text{a pH}=9.4 \quad \rightarrow \quad (\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}) = -29.21$$

$$\text{a pH}=9.7 \quad \rightarrow \quad (\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}) = -30.41$$

Actividad química de AlSO_4^+



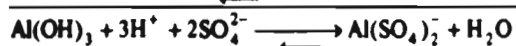
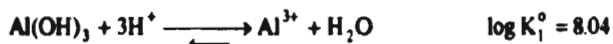
$$\log(\text{AlSO}_4^+) = \log K_1^0 + \log K_2^0 - 3\text{pH} + \log(\text{SO}_4^{2-})$$

$$\text{para } \log(\text{SO}_4^{2-}) = -2$$

$$\text{a pH}=9.4 \quad \rightarrow \quad (\text{AlSO}_4^+) = -18.66$$

$$\text{a pH}=9.7 \quad \rightarrow \quad (\text{AlSO}_4^+) = -19.56$$

Actividad química de $\text{Al}(\text{SO}_4)_2^-$



$$\log(\text{Al}(\text{SO}_4)_2^-) = \log K_1^0 + \log K_2^0 - 3\text{pH} + 2 \log(\text{SO}_4^{2-})$$

$$\text{a pH}=9.4 \quad \rightarrow \quad (\text{Al}(\text{SO}_4)_2^-) = -19.16$$

$$\text{a pH}=9.7 \quad \rightarrow \quad (\text{Al}(\text{SO}_4)_2^-) = -20.06$$