



EL SABER DE MIS HIJOS
HARÁ MI GRANDEZA

UNIVERSIDAD DE SONORA

DIVISIÓN DE INGENIERÍA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y
METALURGIA

**ESTUDIO DE LA REDISOLUCIÓN DE METALES
PESADOS EN EL SEDIMENTO SUPERFICIAL DE LA
PRESA ABELARDO L. RODRÍGUEZ, A TRAVÉS DE
UN MODELO FACTORIAL 2^3 , UTILIZANDO ÁCIDO
ACÉTICO COMO AGENTE LIXIVIANTE**

Tesis

Que para obtener el título de:

INGENIERO QUÍMICO

Presenta

Jose Carlos Durazo Agramón

Hermosillo, Sonora, México.

Diciembre 2013

Repositorio Institucional UNISON



**"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"**



Excepto si se señala otra cosa, la licencia del ítem se describe como openAccess

ÍNDICE DE CONTENIDO

	Página
ÍNDICE DE TABLAS	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
RESUMEN	vii
1. INTRODUCCIÓN Y JUSTIFICACIÓN	1
1.1 Justificación	1
1.2 Objetivos	4
1.2.1 Objetivo General	4
1.2.2 Objetivos Específicos	4
2. ANTECEDENTES	5
2.1 Metales Pesados en Sistemas Acuáticos	5
2.2 Potencial Hidrógeno y Óxido Reducción	5
2.3 Interacciones con la Superficie Sólido-Solución	6
2.4 Importancia de la Granulometría en los Sedimentos	8
2.5 Biodisponibilidad de los Metales en Sedimentos Superficiales	9
2.6 Diseño Factorial 2 ³	10
3. ÁREA DE ESTUDIO	13
3.1 Localización	13
3.2 Climatología	13
3.3 Geología	15
4. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	17
4.1 Preparación del Material de Muestreo	17
4.2 Muestreo de Campo	17
4.3 Análisis de Laboratorio	20
4.4 Diseño Experimental	20
4.5 Metodología de la Lixiviación	20

5.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	23
5.1	Distribución de los Metales Pesados en la Zona de Estudio	23
5.2	Pruebas de Lixiviación y Análisis Gráfico de la Extracción de Mn	27
5.3	Ecuación de Predicción	31
5.4	Impacto Ambiental	34
6.	CONCLUSIONES	36
7.	RECOMENDACIONES	37
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38

INDICE DE TABLAS

	Página
Tabla I. Localización Geográfica de las Zonas de Muestreo en la Presa Abelardo L. Rodríguez	19
Tabla II. Distribución por Zonas de Muestreo y Concentración de Metales Pesados en la Presa Abelardo L. Rodríguez	23
Tabla III. Distribución de Metales Pesados por Zona y por Fracción en la Presa Abelardo L. Rodríguez	24
Tabla IV. Desviación Porcentual Relativa (DPR) de la Cabeza Analizada Respecto a la Cabeza Calculada	26
Tabla V. Descripción de la Matriz de diseño Experimental 2^3 y Remoción de Manganeso	28
Tabla VI. Comparación entre los Resultados Predichos y Experimentales	34
Tabla VII. Concentración de Mn en Soluciones Finales del Diseño Factorial	35

INDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Descripción Geométrica del Diseño Factorial 2^3	11
Figura 2. Localización del Área de Estudio, en la Presa Abelardo L. Rodríguez	14
Figura 3. Localización de las Zonas de Muestreo, en la Presa Abelardo L. Rodríguez	18
Figura 4. Metodología del Muestreo en Campo, en la Presa Abelardo L. Rodríguez	19
Figura 5. Reactor Utilizado para las Pruebas de Lixiviación	22
Figura 6. Condiciones Actuales de la Zona Compuerta, Localizada en la Presa Abelardo L. Rodríguez	25
Figura 7. Efecto de las variables y sus Interacciones en el Porcentaje de Extracción de Mn	33
Figura 8. Efecto de las Variables y sus Interacciones en la Desviación Estándar en la Extracción de Mn	34
Figura 9. Gráfico de Pareto y Efecto de las Variables e Interacciones Evaluadas en la Extracción de Mn	35

RESUMEN

Es conocido el alto impacto que ha tenido en los últimos años la contaminación antropogénica en los sistemas acuáticos, dicha contaminación es generada como resultado de las actividades industriales necesarias para el hombre. Dicho impacto produce una disminución creciente en la calidad del agua para uso humano, así como afectaciones a los seres vivos. Un tipo muy importante de contaminación presente en los sistemas acuáticos es generada por la alta cantidad de metales que son introducidos ya sea de forma natural (erosión del suelo por ríos o lluvias, erupciones volcánicas, etc.) y/o de manera antropogénica (como resultado de las actividades del ser humano).

La presa Abelardo L. Rodríguez, ubicada al oriente de la Ciudad de Hermosillo, Sonora es un ejemplo de contaminación por metales; dicha presa, debido a la escases de lluvias presentadas en la región, permanece la mayor parte del año con un escaso volumen de agua (en algunas ocasiones completamente seca); a su vez, la misma es alimentada por el Río San Miguel proveniente de la zona serrana del estado (donde se conoce una gran cantidad de operaciones minero-metalúrgicas), y está situada en un extremo de la zona industrial de la ciudad.

En este trabajo de investigación, se desarrolló un estudio para conocer y evaluar la redisolución de metales (Cu, Fe, Mn, Pb y Zn) presentes en el sedimento de la presa Abelardo L. Rodríguez, mediante un modelo factorial 2^3 , empleando como medio extractante, ácido acético al 0.11 Molar, a diferentes niveles de temperatura, relación sólido-líquido y tamaño de partícula. Dicho estudio se llevó a cabo mediante pruebas de laboratorio, empleando muestras del sedimento superficial del embalse. Se demostró que bajo las condiciones de evaluación, el metal Mn fue el que presentó mayor disolución, por lo cual se realizó el modelo factorial para dicho metal. Según los resultados obtenidos se concluyó que los valores de la redisolución de Mn sobrepasan los valores establecidos en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para Diferentes Usos (S.E.D.U.E., 1989), bajo las condiciones de evaluación de la presente investigación.

1. INTRODUCCIÓN Y JUSTIFICACIÓN

El avance tecnológico y el crecimiento de la población han alcanzado proporciones gigantescas, acelerando la contaminación de la acción modificadora del hombre sobre su medio, como resultado de las actividades productivas que realiza, la cual se ve reflejada en el deterioro que sufren en su calidad los distintos ecosistemas acuáticos que reciben directa o indirectamente los desechos que resultan de las actividades diarias. Esto trae como consecuencia efectos deletéreos y daños a los recursos vivos, peligros a la salud humana, menoscabo en la calidad del agua y reducción en el valor recreativo (Branco-Murgel, 1984, citado en Gomez-Álvarez *et al.*, 2010).

En forma general, puede definirse la contaminación del agua como la alteración desfavorable que sufre, al incorporársele una serie de sustancias que cambian sus condiciones naturales de calidad, ocasionando grandes riesgos para la salud y el bienestar de la población (Branco-Murgel, 1984). Particularmente peligroso es la contaminación provocada por las altas concentraciones de algunos metales pesados y su incremento en los efectos adversos causados por la persistencia y el fenómeno de biomagnificación (Topalian *et al.*, 1999).

De forma natural, los metales son introducidos a los sistemas acuáticos como resultado de la lixiviación de suelos y rocas, y erupciones volcánicas (Laws, 1993). También pueden provenir de las actividades antropogénicas como son, agrícolas, domésticas, industriales y mineras (Mountouris *et al.*, 2002). Los metales provenientes de las descargas humanas (urbanas e industriales) son depositados y asimilados en los diferentes componentes del ecosistema acuático (agua, sedimentos, suelos y la biota) (Gümgüm *et al.*, 1994, citado en Gomez-Álvarez *et al.*, 2010).

1.1 Justificación

La Presa Abelardo L. Rodríguez (A.L.R.), se localiza en el lado oriente de la Ciudad de Hermosillo, Sonora, y desde hace varios años ha sido utilizada para el abastecimiento de agua de esta ciudad. Actualmente permanece en la mayor parte del año con un escaso

volumen de agua, alimentado únicamente por el Río San Miguel debido a que los escurrimientos provenientes del Río Sonora son almacenados en la Presa Rodolfo Félix Valdez. Cuando el volumen del embalse lo permite, el agua es utilizada para consumo de la población de la Ciudad de Hermosillo, a través de dos plantas potabilizadoras, tal y como ha sucedido en los meses de Julio, Agosto, Septiembre, Octubre de 2010 (Gómez-Alvarez *et al.*, 2010).

En una primera etapa financiada por el Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP) (Gómez-Alvarez *et al.*, 2010), se realizó un estudio en la Presa Abelardo L. Rodríguez para evaluar el comportamiento espacial y temporal de metales pesados totales y biodisponibles (As, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Pb, Zn) en el sedimento superficial de este embalse. Para esto, se realizaron cuatro muestreos de campo en un año (2009) en cinco zonas (I, II, III, IV y V) e incluyendo la estación Compuerta (Gomez-Álvarez *et al.*, 2010).

Los resultados obtenidos indican altos niveles de metales pesados totales en el siguiente orden: Fe > Mn > Zn > Pb > Cu > Cr > As > Cd. Asimismo, se detectaron altos valores de factor de enriquecimiento (FE) los cuales indican un aporte antropogénico para As (FE 3 - 11), Cd (FE 13 - 23), Cu (FE 1 - 1.7) y Pb (FE 2 - 5) en las Zonas: I, II, III, IV, V y Compuerta. Por otra parte, el Índice de Geo-acumulación (*Igeo*) demostró que las Zonas I, II, III, IV y V (incluyendo la estación Compuerta) no presentaron contaminación por Cr, Fe, Mn y Zn. Sin embargo, existe una moderada a fuerte contaminación por As, Cd, Cu y Pb (*Igeo*: 2 - 4) en todas las zonas de estudio.

El estudio de partición química (extracción secuencial) demostró que las mayores fases geoquímicas para los metales Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn fueron la Residual y Óxidos de Fe y Mn. En el caso de Cu, las fracciones Residual y Orgánica/Sulfuros presentaron los niveles más altos de este metal en la mayor parte de las estaciones de muestreo. La fracción I (intercambiable) presentó concentraciones altas de metales intercambiables (Cu, Fe, Mn, Zn), en estación Compuerta (Mn) y las Zonas II (Río San Miguel) y V (Industrial) con Zn. La fracción III también presentaron los valores más altos de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn, con respecto a las fracciones Intercambiables y Carbonatos. Estas dos fracciones (I, III) pueden

ser consideradas como una fuente potencial de metales pesados presentes en el sedimento de la Presa Abelardo L. Rodríguez.

Los resultados de metales pesados totales se compararon con los Criterios de Calidad de Sedimento (LEL y SEL), indicando que los sedimentos de las Zonas I, II, III, IV, V y Compuerta, presentan contaminación por As, Cd, Cu y Pb. Lo anterior puede representar un efecto perjudicial en el desarrollo de la biota que habita este embalse y presentar un riesgo potencial como fuente de almacenamiento de agua para una posible utilización en la ciudad de Hermosillo, Sonora. Debido a la presencia de niveles altos de metales pesados en las diferentes fracciones del sedimento de las Zonas I, II, III, IV y V (incluyendo la estación Compuerta) de la Presa Abelardo L. Rodríguez, es necesario continuar realizando estudios en este embalse encaminados a evaluar su potencial redisolución hacia la columna de agua (Gomez-Álvarez *et al.*, 2010).

El desarrollo de la segunda etapa, complementará los estudios realizados en la primera etapa en la presa Abelardo L. Rodríguez, desarrollando un diseño de experimentos factorial que evalúe la posible redisolución de metales pesados (Cu, Fe, Mn, Pb, Zn) del sedimento superficial de este embalse. Para esto, se llevó a cabo un estudio en donde se determinaron las condiciones de equilibrio y se obtuvo información termodinámica que ayudó en el desarrollo del modelo cinético. Un hecho muy importante es que la información cinética permite la modelación detallada de sistemas naturales y el conocimiento de la velocidad y extensión de la redisolución del metal por cambios rápidos en las condiciones ambientales (Gomez-Álvarez *et al.*, 2010).

El modelo contemplará el efecto de factores tales como: temperatura, tamaño de partícula y relación sólido/líquido en la lixiviación de metales considerando que pueden cambiar con las condiciones ambientales.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo General

- Desarrollar un modelo factorial 2^3 que evalúe la redisolución de metales (Cu, Fe, Mn, Pb, Zn) del sedimento superficial de la Presa Abelardo L. Rodríguez, usando como extractante una solución de ácido acético a diferentes niveles de temperatura, tamaño de partícula y relación sólido/líquido, y con ello generar una ecuación de predicción para el comportamiento de éstas variables en los límites establecidos.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Realizar la colecta de sedimento superficial en la Presa Abelardo L. Rodríguez, en aquellas zonas de muestreo que presentaron altos contenidos de metales pesados (Cu, Fe, Mn, Pb, Zn), detectados en la primera etapa del estudio en el período enero-diciembre de 2009.
- Realizar los procedimientos analíticos necesarios para conocer las concentraciones de dichos metales en cada zona, así como también a diferentes tamaños de partícula.
- Llevar a cabo un proceso de lixiviación en un reactor a nivel laboratorio, contemplando las siguientes variables: tamaño de partícula, relación sólido/líquido, temperatura y ácido acético como agente lixivante.
- Evaluar el efecto que tienen las variables tamaño de partícula, relación sólido/líquido y temperatura, en la redisolución de metales pesados (Cu, Fe, Mn, Pb, Zn).
- Proponer una ecuación de predicción del comportamiento de la disolución de estos metales obtenidas en la lixiviación.
- Establecer si las concentraciones de metales lixiviables (Cu, Fe, Mn, Pb, Zn) rebasan los valores máximos permitidos establecidos en la Normatividad Mexicana Vigente (Criterios Ecológicos de Calidad de Agua)

2. ANTECEDENTES

2.1 Metales Pesados en Sistemas Acuáticos

Los metales pesados son introducidos a los sistemas acuáticos por la lixiviación de suelos y rocas, y erupciones volcánicas (Laws, 1993). Los procesos naturales como el intemperismo químico y las actividades geoquímicas liberan varios elementos de la corteza terrestre hacia la litósfera, atmósfera y la hidrósfera. Las actividades humanas son consideradas como una fuente de metales hacia el medio ambiente, a través de las descargas de desechos generados en las actividades urbanas, agrícolas, combustión de fósiles, la industria electrónica y minera (Alloway y Ayres, 1993). Los metales liberados hacia los ríos, lagos o embalses artificiales (presas), ya sea por procesos naturales o actividades humanas, pueden ser distribuidos entre varias diferentes formas dentro del sistema acuático; ya sea como parte de la fase soluble como especies disueltas en el agua, o en forma suspendida o particulada (Elder, 1988). Las formas físicas y químicas de los metales en las aguas naturales son controladas por las variables del medio ambiente, como pueden ser: potencial de Hidrógeno (pH), potencial redox (Eh), fuerza iónica, salinidad, presencia de materia orgánica particulada, actividad biológica y las actividades propias del metal. Los cambios en estas variables resultan en la transformación química y contribuye a la disponibilidad, acumulación y toxicidad de los metales a los organismos acuáticos (Lobban *et al.*, 1985, citado en Gomez-Álvarez *et al.*, 2010).

2.2 Potencial Hidrógeno y Óxido Reducción

Los ciclos geoquímicos de los elementos están parcialmente controlados por reacciones de oxidación-reducción, tales como óxicos, como es el caso de la disolución de sulfuros metálicos, o bien anóxicos como la reducción de óxidos de hierro (Rodríguez y Marín, 1999). Para algunos elementos químicos un cambio en el estado de oxidación puede resultar en una precipitación o disolución completa del elemento y su transferencia desde el agua hacia los sedimentos o viceversa (Howard, 1998). La solubilidad de los metales y la estabilidad de los minerales que contienen metales son controladas en una gran amplitud por el potencial de oxidación/reducción y el pH. Las concentraciones de oxígeno disuelto y sulfuro disuelto, influenciados por el potencial redox (medido más fácilmente como Eh),

son controles importantes en la formación de un precipitado. Los óxidos son uno de los precipitados predominantes en aguas óxicas, mientras que los sulfuros son predominantes bajo condiciones anóxicas (Elder, 1988, citado en Gomez-Álvarez *et al.*, 2010).

El pH y el Potencial de Oxido-Reducción pueden tener un efecto bastante considerable sobre la disponibilidad y la toxicidad de los metales pesados (Florence, 1982; Lobban *et al.*, 1985). En general, a bajo pH los metales pueden existir como cationes libres, pero a un pH alcalino tienden a precipitar como hidróxidos insolubles, óxidos, carbonatos o fosfatos (Lobban *et al.*, 1985; Elder, 1988). Las principales rutas de distribución de los metales, incluyendo la complejación, sorción y precipitación, son altamente dependientes del pH (Elder, 1988).

El estado de oxidación-reducción (potencial redox) del sedimento es un parámetro de afectación de la transformación de los metales pesados. La superficie de las arcillas, materia orgánica y los óxidos de hierro en el sedimento adsorberán o liberan metales pesados debido a los cambios de pH y Eh. Cantidades significativas de metales pesados está también asociada con carbonatos en el sedimento, la cual es susceptible a los cambios de pH. Las partículas de óxidos de hierro y manganeso son sustratos muy importantes en la adsorción de metales traza disueltos y son afectados por cambios de pH y Eh en el sedimento (Elder, 1988; Tingzong *et al.*, 1997). Los metales pesados están también unidos a varias formas orgánicas insolubles como organismos vivos, detritus y material húmico. Las condiciones redox del sedimento pueden afectar la degradación y solubilidad de esta clase de material orgánico y entonces influenciar la liberación de metales pesados. Los metales pesados también pueden existir como sulfuros bajo condiciones anaeróbicas las cuales son susceptibles a los cambios de pH y Eh.

2.3 Interacciones con la Interfase Sólido-Solución

La base de la mayor parte de los procesos fisicoquímicos superficiales es la acumulación de materia en la interface sólido-agua, o adsorción, que determina la distribución de las sustancias entre la fase acuosa y la partícula material. En el caso de la mayoría de los

elementos traza, el destino geoquímico está controlado por la reacción de los solutos con superficies sólidas. La adsorción afecta a la carga superficial de las partículas en suspensión y coloides, influyendo sobre su agregación y transporte. Las velocidades de procesos como la disolución de la fase mineral y la precipitación e intercambio iónico, dependen de la reactividad de las superficies y de sus estructuras superficiales a nivel atómico o molecular (Rodríguez y Marín, 1999).

La adsorción de una molécula de soluto sobre la superficie de un sólido puede implicar la remoción de la molécula de soluto de la solución, la remoción del solvente de la superficie sólida, y la unión del soluto en la superficie del sólido (Leckie, 1991; Sparks, 2003). La energía neta de la interacción de la superficie con el adsorbato puede resultar desde fuerzas químicas de corto alcance (unión covalente, unión hidrofóbica, puentes de hidrógeno, efectos de orientación) y fuerzas de largo alcance (fuerzas de atracción electrostática y van der Waals) (Stumm y Morgan, 1981). Los adsorbentes inorgánicos más comunes en los materiales geológicos son los óxidos e hidróxidos metálicos, carbonatos, arcillas y arenas; mientras que los adsorbentes orgánicos más comunes es la materia orgánica.

Las interacciones de cationes y aniones con las superficies de los hidróxidos son de gran importancia en los sistemas de aguas naturales, procesos geoquímicos y química coloidal (Stumm y Morgan, 1981). En contacto con el agua, la superficie de los óxidos metálicos coordina con moléculas de agua satisfaciendo por consiguiente los requerimientos de coordinación de la superficie de los iones metálicos induciendo una superficie hidroxilada. El desarrollo de la superficie anfotérica de hidroxilos imparte propiedades ácido-base a la superficie de hidróxido, la cual es una propiedad importante de los hidróxidos (citado en Gomez-Álvarez *et al.*, 2010).

Los hidróxidos de hierro y manganeso están entre los tipos más importantes de adsorción superficial de metales traza. Debido a su elevada carga superficial, estos óxidos tienen una fuerte afinidad por los metales, y están usualmente presentes en las aguas naturales (Elder, 1988; Manahan, 2005). Los óxidos de manganeso casi siempre están cargados

negativamente en la mayor parte de las aguas naturales, mientras que los oxihidróxidos de hierro pueden tener carga positiva o negativa.

Las arcillas constituyen la clase más importante de minerales que ocurren como material coloidal en el agua. Consisten de óxidos de silicio y aluminio hidratado, y son minerales secundarios los cuales son formados por intemperismo y otros procesos que actúan sobre las rocas primarias. Los minerales arcillosos pueden obtener una carga negativa por reemplazamiento de un ión (sustitución isomórfica), en el cual los iones Si (IV) y Al (III) son reemplazados por iones metálicos de similar tamaño (Manahan, 2005). El origen de la carga es dependiente del pH, es la ganancia o pérdida de H⁺ de grupos funcionales presentes sobre las superficies de los sólidos. Estos grupos funcionales incluyen hidroxilo (-OH), carboxilo (-COOH), fenólico (-C₆H₄OH) y amina (-NH₂). La carga que se genera a partir de estos grupos depende considerablemente del pH del medio ambiente. Por otra parte, las superficies orgánicas también contribuyen a este proceso, bien en forma de partículas orgánicas o como recubrimientos de partículas inorgánicas como óxidos y arcillas. En el caso de las partículas orgánicas, la coordinación de los metales por parte de los ligandos superficiales como grupos carboxilo, fenoles o sulfhídrico es conceptualmente similar a los procesos equivalentes en disolución (Rodríguez y Marín, 1999, citado en Gomez-Álvarez *et al.*, 2010).

2.4 Importancia de la Granulometría en los Sedimentos

La concentración de metales pesados en los sedimentos no sólo depende de las fuentes antropogénicas y litogénicas, sino también de las características texturales, contenido de la materia orgánica, composición mineralógica y ambiente deposicional de los sedimentos (Rosas-Rodríguez, 2001). El tamaño de partícula es una de las causas más comúnmente investigadas para la observación de la variabilidad temporal y espacial de concentraciones de metales en el sedimento (Horowitz y Elrick, 1987). El área superficial específica de los sedimentos es dependiente de los parámetros granulométricos y la composición mineral (Juracic *et al.*, 1982; Singh *et al.*, 1999). Existe una correlación positiva muy fuerte entre la disminución del tamaño de partícula y el incremento de la concentración de metales.

Las reacciones químicas en la superficie son extremadamente importantes en las interacciones metal-sedimento; de esta manera, los sedimentos con partículas finas debido a su gran área superficial, son los principales sitios para la colecta y transporte de constituyentes inorgánicos (Horowitz, 1987). Esta tendencia es atribuida predominantemente a la adsorción, co-precipitación y complejación de metales en las capas superficiales de la partícula.

Los metales biodisponibles unidos al sedimento dependen de una significativa extensión sobre el tamaño de partícula con la cual un metal está asociado (De Gregori *et al.*, 1996). Así, las fracciones de tamaños finos (minerales arcillosos, materia orgánica, óxidos de Fe y Mn) presentan el siguiente orden para concentrar metales: óxidos de Mn > materia orgánica > óxidos de Fe > minerales arcillosos. En limos y en las fracciones finas de arenas las concentraciones de metales generalmente disminuyen, al igual que en la fracción denominada como componentes de cuarzo (Rosas-Rodríguez, 2001).

2.5 Biodisponibilidad de Metales en Sedimentos Superficiales

Una vez que los metales pesados provenientes de la actividad natural y antropogénica ingresan a los sistemas acuáticos pueden estar en diferentes formas (particulada, coloidal, disueltos en forma iónica y formando complejos disueltos) (Elder, 1988); las cuales son controladas por las variables del medio ambiente tales como pH, potencial Redox (Eh), fuerza iónica, salinidad, presencia de materia orgánica particulada, actividad biológica y las actividades propias del metal. Los cambios en estas variables resultan en la eliminación de los metales de la columna de agua, transfiriéndolos a los sedimentos los cuales actúan como integradores y concentradores de estos contaminantes (Tung-Ming, 1982). Aunque las concentraciones totales en sedimentos proporcionan información acerca de la contaminación por metales, algunos estudios han enfatizado que tales mediciones no predicen la toxicidad de esos contaminantes en los organismos acuáticos (Fan *et al.*, 2002).

Para estimar la movilización de los metales pesados desde los sedimentos bajo pequeños cambios ambientales es de gran utilidad determinar las diversas formas químicas en que se encuentran, así como el tipo de sustrato al que se hallan asociados los cationes metálicos en los sedimentos (Rosas-Rodríguez, 2001). Por lo tanto, se requieren mediciones de la biodisponibilidad y movilidad para analizar el comportamiento de los metales pesados en sedimentos y para prevenir daños tóxicos potenciales (Ramos *et al.*, 1999; Gissera *et al.*, 2004).

Los mayores mecanismos de acumulación de metales en sedimentos conducen a la existencia de cinco formas geoquímicas de metales (Tessier *et al.*, 1979; Tessier y Campbell, 1987): (1) intercambiable; (2) unido a la fase de carbonatos; (3) unido a los óxidos de hierro y manganeso; (4) unido a materia orgánica/sulfuros; y (5) fase metálica residual. Estas fracciones metálicas tienen diferente movilidad, disponibilidad biológica y comportamiento químico. La fracción (1) es considerada la más soluble/biodisponible, y la fracción (5) es la menos biodisponible o no antropogénica (Mehra *et al.*, 1999; Gümğüm y Öztürk, 2001). Las técnicas de extracción secuencial son utilizadas para determinar las asociaciones de metales pesados con fases específicas sedimentarias, donde la disponibilidad potencial de compuestos tóxicos para el ingreso biológico pueden ser eventualmente estimadas (Salomons y Förstner, 1980).

2.6 Diseño Factorial 2^3

Los diseños factoriales son ampliamente utilizados en experimentos en los que intervienen varios factores para estudiar el efecto conjunto de estos sobre una respuesta. El más importante de estos casos es cuando se tienen K factores, cada uno con 2 niveles, donde cada experimento se realiza con varias réplicas conocidos como diseños factoriales 2^K , donde K representa el número de factores y el 2 el número de niveles (Montgomery, 1991).

Para el presente estudio y tomando en cuenta los objetivos planteados, se decidió trabajar con el diseño 2^3 , ya que 3 es el número de variables a considerar y dos los niveles de

evaluación de los mismos, este diseño puede representarse para su mejor interpretación en la Figura 1:

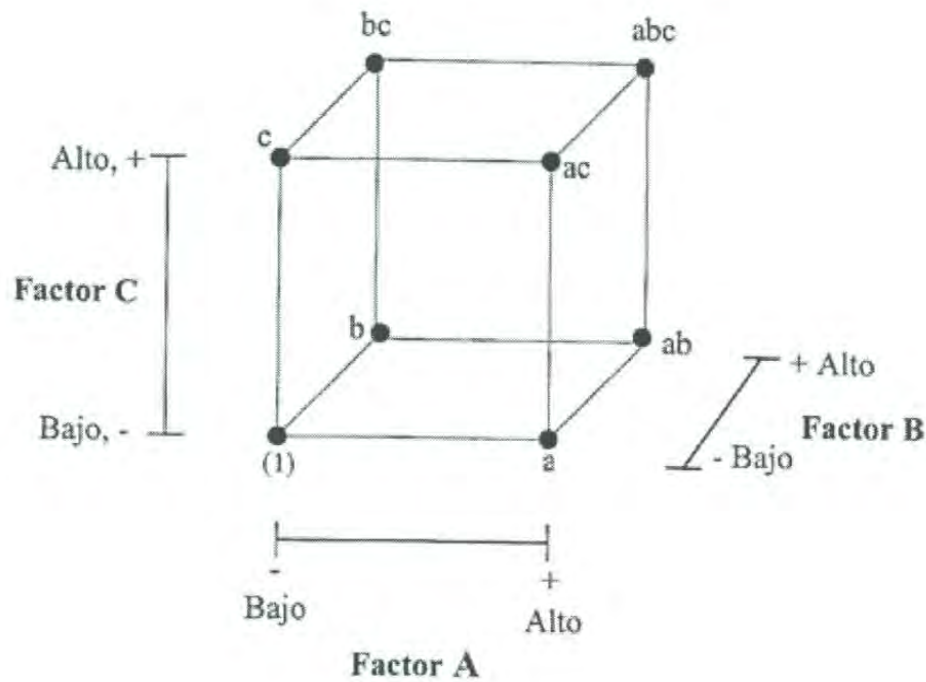


Figura 1. Descripción Geométrica del Diseño Factorial 2^3 .

El diseño factorial 2^3 tiene ocho combinaciones de tratamiento. Geométricamente el diseño es un cubo como se muestra en la Figura 1, con las ocho ejecuciones formando las esquinas del cubo. Este diseño permite estimar tres factores principales (A, B y C) junto con tres interacciones de dos factores (AB, AC y BC) y una interacción de tres factores (ABC). Los efectos principales pueden estimarse con facilidad. Las letras minúsculas a, b, c, ac, bc, ab y abc representan el total de todas las n réplicas en cada una de las ocho combinaciones de tratamiento en el diseño. Con respecto al cubo en la Figura 1, se estimaría el efecto principal de A promediando las cuatro combinaciones de tratamiento en el lado derecho del cubo, donde a está en el nivel alto, y sustrayendo en esa cantidad el promedio de las cuatro combinaciones de tratamiento en el lado izquierdo del cubo, donde A está en el nivel bajo. Esto da como resultado:

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

De manera similar el efecto de B es la diferencia promedio de las cuatro combinaciones de tratamiento en al cara posterior del cubo y la cuatro en el frente, o

$$B = [1/4n] [b + ab + bc - abc - a - c - ac - (1)] \quad (2)$$

y el efecto de C es la diferencia promedio entre las cuatro combinaciones de tratamiento en la cara superior del cubo y la cuatro en la base, o

$$C = [1/4n] [c + ac + bc - abc - a - b - ab - (1)] \quad (3)$$

Después de esto considérese la interacción de dos factores AB. Cuando C esta en el nivel bajo, AB es justo la diferencia promedio en el efecto A en los dos niveles de B, o

$$AB (C \text{ baja}) = [1/2n] [ab - b] - (1/2n) [a - (1)] \quad (4)$$

En forma similar, cuando C está en el nivel alto, la interacción AB es

$$AB(C \text{ alta}) = [1/2n] [abc - bc] - (1/2n) [ac - c] \quad (5)$$

La interacción AB es exactamente el promedio de estas dos componentes, o

$$AB = [1/4n] [ab + (1) + abc + c - b - a - bc - ac] \quad (6)$$

Al emplear un tratamiento similar, se puede demostrar que las estimaciones de los efectos de interacción AC y BC son como sigue:

$$AC = [1/4n] [ac + (1) + abc + b - a - c - ab - bc] \quad (7)$$

$$BC = [1/4n] [bc + (1) + abc + a - b - c - ab - ac] \quad (8)$$

El efecto de la interacción ABC es la diferencia promedio entre la interacción AB en los niveles de C, por lo que

$$ABC = [1/4n] [(abc - bc) - (ac - c) - (ab - b) + (a - 1)] \quad (9)$$

$$ABC = 1/4n [abc - bc - ac + c - ab + b + a - 1] \quad (10)$$

Estas ecuaciones proporcionan los efectos de las interacciones en un diseño de experimento 2^3 (Montgomery 1991).

3. AREA DE ESTUDIO

3.1 Localización

La Presa Abelardo L. Rodríguez se encuentra localizada en el límite oriente de la Ciudad de Hermosillo, Sonora, México en la intersección de las coordenadas 29° 04' 15'' Norte y 100° 55' 10'' Oeste (Figura 2). Presenta una superficie de 6.8 km² y posee una altura media sobre el nivel del mar de 204 m (S.A.R.H., 1969). Esta obra fue construida en la confluencia del Río Sonora y del Río San Miguel, en el periodo de 1945 a 1948 por la Secretaria de Recursos Hidráulicos a través de la Comisión de Irrigación y operada actualmente por el Gobierno del Estado de Sonora.

3.2 Climatología

En lo referente a la climatología de la región en la que se encuentra localizada esta presa, se tiene que los máximos valores de temperatura media mensual corresponden a los meses de junio a septiembre con 30.9, 32.4, 31.4, 30.7°C., respectivamente. Para el mes de julio, que es el mes de mayor temperatura media mensual se reporta un valor máximo de 43.9° C con una mínima de 21.3° C. La evaporación presenta una relación muy estrecha con la temperatura. Se registra una media mayor mensual en junio con 13.2 mm, con valores máximos de 16.9 mm y mínimos de 8.6 mm. El menor grado de evaporación se presenta en enero con una media de 3.9 mm, con una mínima de 1.2 mm y un máximo de 6.81 mm (Gómez-Alvarez *et al.*, 2010).

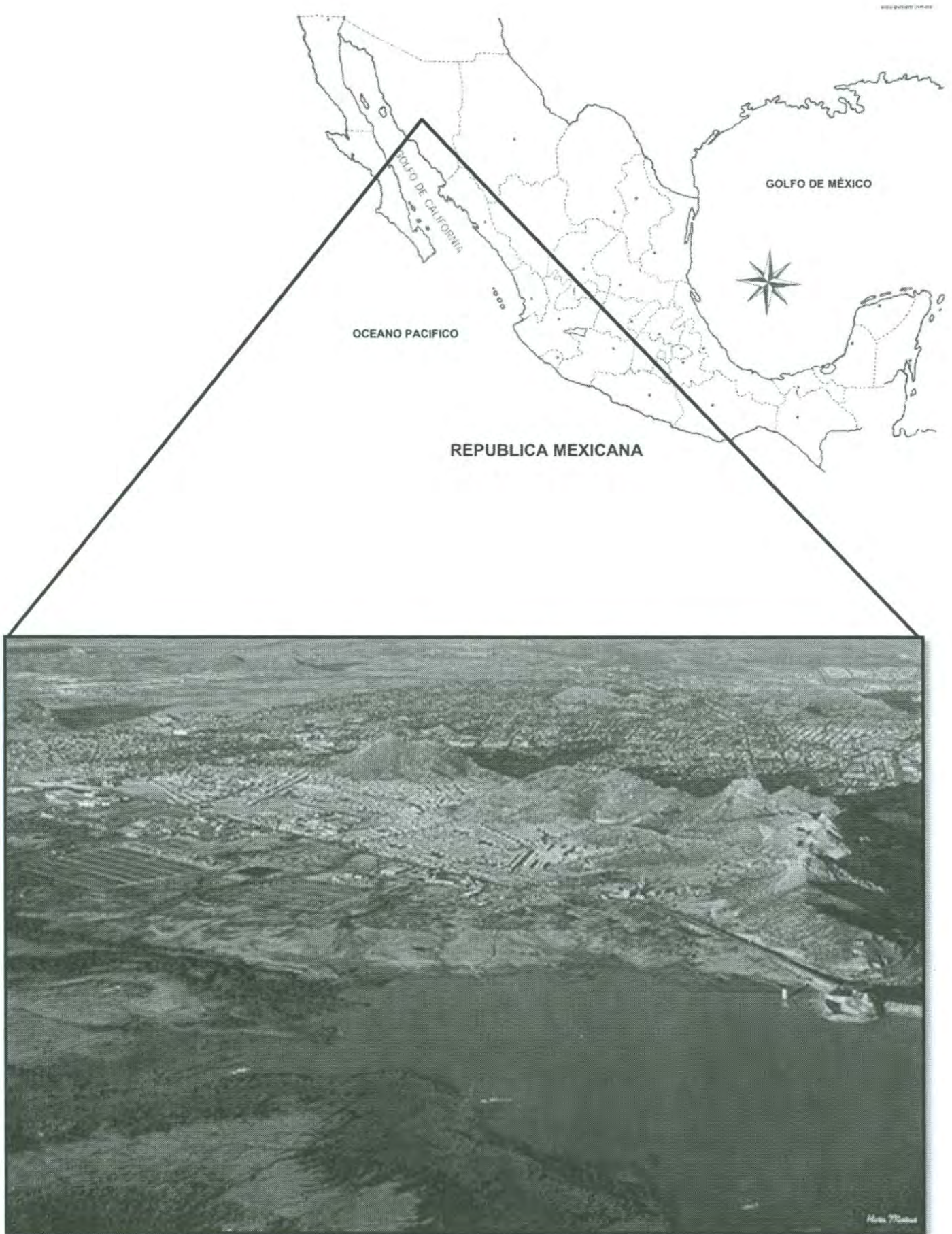


Figura 2. Localización del Área de Estudio en la Presa Abelardo L. Rodríguez.

La precipitación a través de un año muestra la incidencia de los períodos de lluvia, siendo el más importante el que se presenta en verano, el cual es de tipo “torrencial” y alcanza su nivel medio mensual en agosto con 2.9 mm con un máximo de 38.0 mm y un mínimo de 0.96 mm. El otro período de lluvia se presenta en invierno con lluvias del tipo “equipatas”, el cual alcanza un valor medio mensual de 0.72 mm en enero con máximos de 14.3 mm y mínimos de 1.5 mm. Se presenta además un extenuado período de sequía, el cual es más severo en el mes de mayo con una media mensual baja de precipitación de 0.07 mm. La alta temperatura, aunado a la alta evaporación que caracterizan a estos meses (Abril, Mayo y Junio) de baja precipitación, es lo que crea el gran desequilibrio hídrico propio de la región (Gómez-Alvarez *et al.*, 2010).

3.3 Geología

La composición geológica del área en la que se encuentra la Presa Abelardo L. Rodríguez pertenece al Cuaternario, conformada por sedimento superficial de valle y planicie conteniendo gravas, arenas, limos y arcillas; asimismo se localizan formaciones del Cretácico y Terciario conformadas de granito, granodiorita, pórfidos y dioritas. La parte norte y sureste de la presa se localizan formaciones del Cuaternario, las cuales son sedimentos poco consolidados formados por grava, arena y limo; asimismo existen formaciones del Paleozoico conformadas por ortocuarcitas, calizas, areniscas, conglomerados y lutitas. En la porción norte se localizan también formaciones del Terciario, las cuales están formadas por andesitas, tobas ácidas, basaltos y otras rocas piroclásticas. Hacia la parte sur se encuentran formaciones del Oligoceno, en las cuales se presentan riolitas, andesitas, basaltos, tobas e ignimbritas. Hacia el sur-sureste se presentan afloramientos del Triásico formados por areniscas, conglomerados, limolitas, calizas y lutitas (Gómez-Álvarez *et al.*, 2010).

En lo que respecta a los materiales que constituyen este embalse, la cortina es de tipo flotante construida a base de materiales graduados que van desde arcilla en el núcleo hasta enrocamiento en la parte exterior, y fue diseñada para una avenida máxima probable de 10,000 m³/s. La elevación de la cortina es de 231.6 m sobre el nivel del mar, cuya longitud es de 1411 m y su ancho es de 10 m. La capacidad original de la presa era de 237,561,000 m³

y fue alterada a 287, 561, 000 m³ mediante la instalación de agujas en el vertedor. El sistema de agujas sobre el vertedor consiste en la colocación de tablonces (5 de 15 cm.) entre rieles acanalados verticales sobre la cresta del vertedor, dando una elevación de 226. 6 m sobre el nivel del mar (S.A.R.H., 1969; S.E.D.U.E., 1985). La finalidad primordial de la Presa Abelardo L. Rodríguez, era de regularizar los escurrimientos de la corriente fluvial para su aplicación agrícola en el Distrito de Riego de la Costa de Hermosillo, así como el abastecimiento de agua a la Ciudad de Hermosillo, Sonora.

4. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

4.1 Preparación del Material de Muestreo

El material utilizado para la colecta de las muestras de sedimento (incluyendo el material utilizado en el laboratorio), se sometió a un control estricto de limpieza para evitar una posible contaminación, principalmente de metales. Para esto, se utilizó la metodología recomendada por Moody y Lindstrom (1977) y la Norma Oficial Mexicana (NMX-AA-115-SCFI-2001).

4.2 Muestreo de Campo

Se realizó un muestreo de campo en la Presa Abelardo L. Rodríguez, en las zonas en las cuales se detectaron los valores más altos de metales en la primera etapa del proyecto (Gómez-Álvarez *et al.*, 2010), las cuales se muestran en la Figura 3. El procedimiento utilizado para el muestreo, preservación y transporte de las muestras fue en base a la metodología recomendada en el “Manual of Aquatic Sediment Sampling” (Mudroch y Azcue, 1995). En la tabla I, se presentan las zonas de muestreo con su respectiva localización geográfica.

Las muestras de sedimento se colectaron a una profundidad de 0 a 20 cm, introduciendo manualmente nucleadores de plástico limpio (tubo de PVC de 4”) y descontaminado (como se muestra en la Figura 4). Las muestras fueron conservadas herméticamente y transportadas al laboratorio para la determinación de los parámetros de interés.

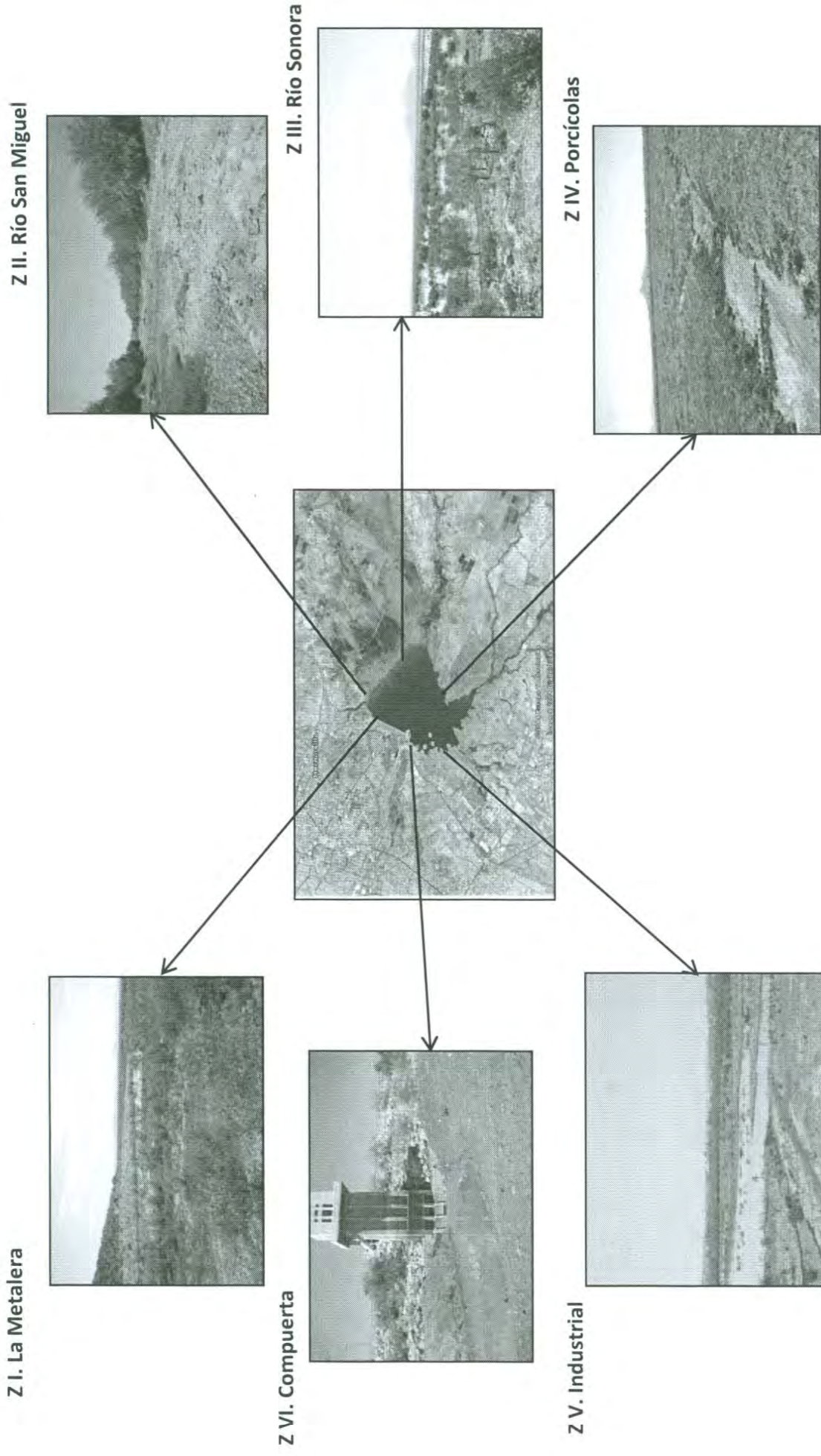


Figura 3. Localización de las Zonas de Muestreo en la Presa Abelardo L. Rodríguez.



Figura 4. Metodología del Muestreo en Campo, en la Presa Abelardo L. Rodríguez.

Tabla I. Localización Geográfica de las Zonas Muestreadas, en la Presa Abelardo L. Rodríguez.

Lugar	Zona	Estaciones de Muestreo	Localización Geográfica	
			N	W
Metalera	Zona I	ZI-a	29° 05' 7.5"	110° 55' 5.08"
		ZI-b	29° 05' 10.6"	110° 55' 7.0"
		ZI-c	29° 05' 11.5"	110° 55' 6.2"
Río San Miguel	Zona II	ZII-a	29° 05' 23.29"	110° 54' 18.79"
		ZII-b	29° 05' 22.74"	110° 54' 16.68"
		ZII-c	29° 05' 22.61"	110° 54' 13.02"
Río Sonora	Zona III	ZIII-a	29° 04' 10.80"	110° 54' 20.93"
		ZIII-b	29° 04' 11.85"	110° 54' 23.41"
		ZIII-c	29° 04' 21.9"	110° 54' 25.13"
Granjas	Zona IV	ZIV-a	29° 03' 36.86"	110° 54' 35.38"
		ZIV-b	29° 03' 35.40"	110° 54' 35.94"
		ZIV-c	29° 03' 33.29"	110° 54' 36.79"
Industrial	Zona V	ZV-a	29° 03' 31.97"	110° 54' 56.21"
		ZV-b	29° 03' 33.27"	110° 54' 59.39"
		ZV-c	29° 03' 34.31"	110° 55' 0.97"
Compuerta	Zona VI	ZVI-a	29° 04' 51.1"	110° 55' 10.4"
		ZVI-b	29° 04' 54.2"	111° 55' 10.5"
		ZVI-c	29° 04' 51.2"	112° 55' 8.8"

4.3 Análisis de Laboratorio

Los sedimentos fueron secados a temperatura ambiente durante 24 horas, posteriormente se aplicó el método de muestreo por cuarteo y coneo para la obtención de muestras representativas; se homogenizaron y se almacenaron en recipientes de plástico (previamente lavados en ácido) formando 6 compósitos, uno por cada zona de muestreo. Posteriormente se llevaron las siguientes etapas:

- a) Análisis Granulométrico
- b) Digestión de Muestras y Análisis Químico (Absorción Atómica)
- c) Lixiviación en Reactor y Análisis Químico (Absorción Atómica)

4.4 Diseño Experimental

Para este diseño se estudiaron los siguientes factores y sus respectivos niveles:

Condiciones constantes:

- Volumen de solución para lixiviación: 500 mL
- Solución de lixiviación ácido acético 0.11 M. (pH \approx 2.5)
- Velocidad de agitación de 300 rpm.

Factores y sus respectivos niveles:

- | | |
|-------------------------------|-------------------|
| - Temperatura (A) | (+) 50 °C |
| | (-) 25 °C |
| - Relación Sólido/Líquido (B) | (+) 1 g/L |
| | (-) 0.5 g/L |
| - Tamaño de partícula (C) | (+) > 250 μ m |
| | (-) < 106 μ m |

4.5 Metodología de la Lixiviación.

Con la finalidad de que las pruebas de lixiviación fueran representativas, y no afectadas por condiciones climatológicas y de infraestructura, las ocho combinaciones posibles fueron

realizadas por duplicado, lo que generó un total de 16 pruebas, las cuales eran seleccionadas al azar en el momento de realizarse.

Las pruebas consistieron en la lixiviación del sedimento de la Presa A.L.R, agregando cierta cantidad de sedimento en un reactor de vidrio, con agitación y baño de temperatura (esto último en caso de que fuera necesario); posteriormente era iniciada la prueba por un lapso de 6 horas, para después retirar la solución “lixiviada” y realizar los análisis correspondientes.

Previamente a las pruebas de lixiviación, se realizaron pruebas de cinética en las cuales se determinó el tiempo igual a 6 horas para las pruebas, tiempo en el cual, el aumento en la concentración de metales en la fase acuosa se veía limitada.

La metodología consistió en las siguientes etapas.

1. Lavar el reactor, el agitador, matraz volumétrico de 500 mL. y materiales a utilizar con solución de HCl, agua deionizada y dejar secar completamente.
2. Al azar, seleccionar una de las 16 pruebas a realizar.
3. Pesar muestra correspondiente de sedimento y colocarla en el reactor (previamente lavado en ácido diluido y agua de ionizada y completamente seco) (Figura 5).
4. Ensamblar el reactor y agitador y colocarlo sobre el baño de temperatura (iniciar el pre-calentamiento del reactor en caso de que la prueba a realizar fuera a temperatura de 50 °C).
5. Tomar una alícuota de 15 mL. de solución de ácido acético 0.11M y guardarla en un frasco limpio y seco (esta será la muestra inicial, $t = 0$).
6. Medir 500 mL. de solución de ácido acético 0.11M en el matraz volumétrico (en caso de las pruebas a realizar, consistan en temperatura de temperatura alta, precalentar en una parrilla a una temperatura de alrededor de 53 °C y posteriormente medir en el matraz volumétrico).
7. Agregar los 500 mL. de ácido acético al reactor, iniciar agitación a 300 rpm y al mismo tiempo registrar el tiempo utilizando un cronómetro digital.
8. Monitorear temperatura y en caso de ser necesario, ajustar para mantenerla en los valores deseados.

9. Finalizadas las 6 horas, tomar 2 alícuotas de al menos 10 mL., filtrar mediante un papel filtro Whattman N° 42 y guardar ambas muestras para su posterior análisis.
10. Analizar las muestras por la técnica de absorción atómica para los metales de interés y guardar registro de los resultados.

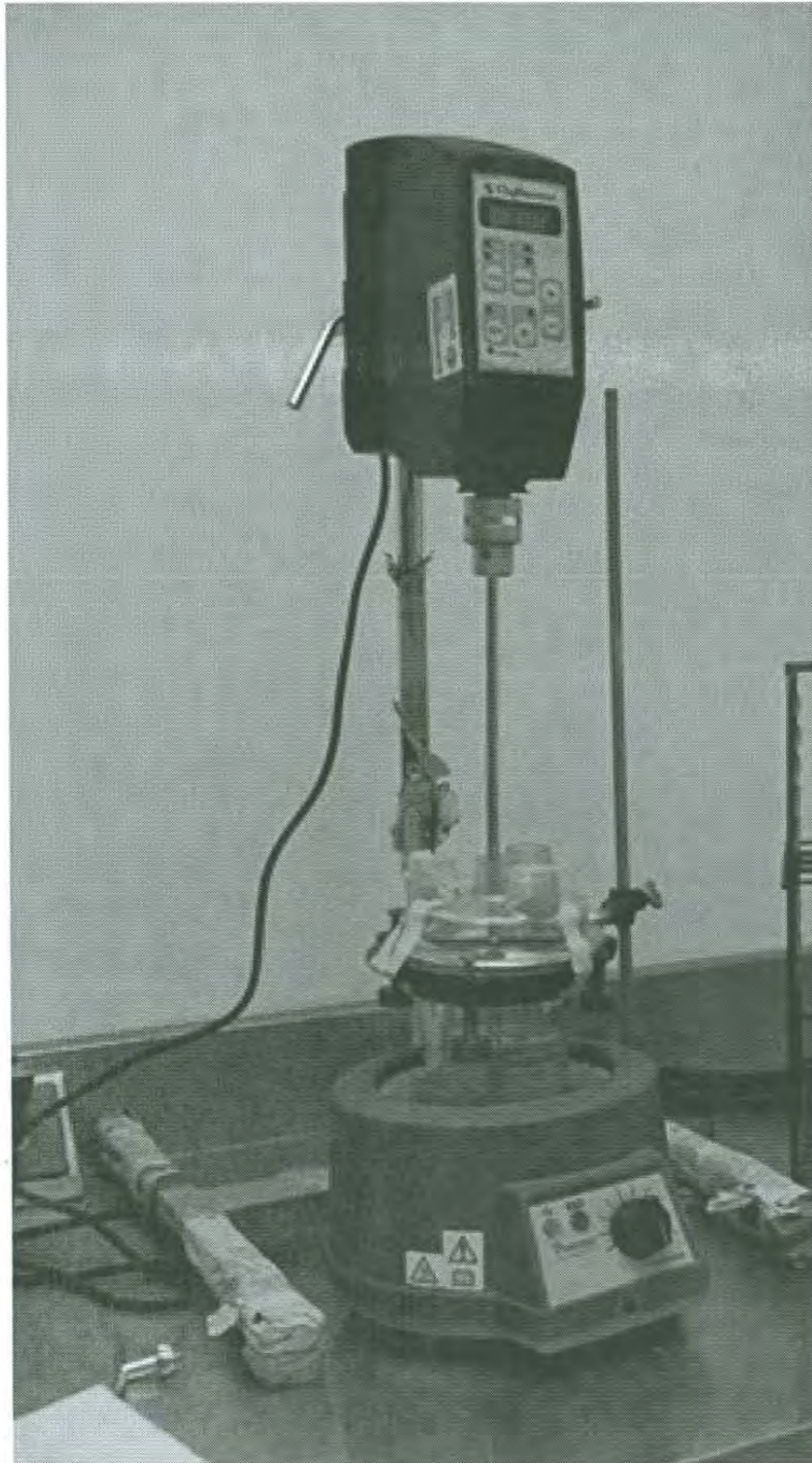


Figura 5. Reactor utilizado para las pruebas de lixiviación.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Distribución de Metales Pesados en las Zonas de Estudio.

Para conocer los valores de cabeza analizada, fue necesario realizar una homogeneización de las muestras de sedimento de cada zona por medio de la técnica de coneo y cuarteo. Posteriormente se tomaron cantidades específicas de sedimento y se realizó una digestión en medio ácido, después se analizaron dichas soluciones digeridas. Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla II:

Tabla II. Distribución por Zonas y Concentración de Metales Pesados, en la Presa Abelardo L. Rodríguez.

Zona	pH	Cu (ppm)	Fe (%)	Mn (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)
I	7.50	69.80	3.96	723.54	69.76	177.40
II	7.68	53.75	3.89	766.50	63.71	137.36
III	7.45	53.93	3.89	735.12	59.92	149.82
IV	7.45	63.85	3.99	790.26	55.93	161.64
V	7.54	77.84	3.89	766.50	67.85	151.69
VI	7.67	61.79	3.97	743.50	51.82	156.00

Los resultados indican que el metal predominante en los sedimentos es el hierro, el cual se reporta en valores de porcentaje, y fluctuaron entre 3.89 y 3.99 %. El metal con menor concentración en los sedimentos es el plomo el cual se presentó a valores que fluctuaron de 51.82 a 69.76 ppm.

Para evaluar el análisis de cabeza analizada, fue necesario un análisis por fracción granulométrica, con la finalidad de conocer en qué tamaño de partícula se concentran mayormente los metales. Para lo anterior se emplearon las mallas +60, +80, +100, +120, +140, -140 para separar las fracciones (esto para cada zona), después se realizó digestión en cada fracción de cada zona, con lo que se obtuvo la cabeza calculada (Tabla III).

Los resultados obtenidos muestran que para los 5 metales, alrededor de un 80% del contenido se encuentra en la malla +60, cuyo porcentaje de distribución por zonas se encuentra entre los siguientes valores: Cu 76-84%, Zn 78-87%, Mn 76-85%, Pb 76-87% y Fe 78-89%. Después de la malla +60, el mayor porcentaje de distribución se encontró en la malla -140, donde los valores mostraron los siguientes porcentajes: Cu 6-12%, Zn 5-9%, Mn 6-10%, Pb 4-10% y Fe 3-8%, respectivamente.

Tabla III. Distribución de Metales Pesados por Zona y por Fracción, en la Presa Abelardo L. Rodríguez.

ZONA	Cu			Zn			Mn			Pb			Fe		
	Fracción	ppm	Contenido por Fracción (%)	ppm	Contenido por Fracción (%)	Distribución (%)	ppm	Contenido por Fracción (%)	Distribución (%)	ppm	Contenido por Fracción (%)	Distribución (%)	% Fe	Contenido por Fracción (ppm)	Distribución (%)
I	+60	63.67	56.13	177.08	156.11	87.07	710.31	626.19	85.01	78.62	69.31	87.28	3.21	2.83	88.69
	+80	77.78	3.56	181.49	8.30	4.63	861.59	39.41	5.35	78.81	3.60	4.54	3.20	0.15	4.58
	+100	91.65	1.43	187.29	2.92	1.63	926.48	14.47	1.96	89.18	1.39	1.75	3.18	0.05	1.55
	+100--R	89.62	1.40	181.24	2.83	-	908.19	14.18	-	78.70	1.23	-	3.69	0.06	-
	+120	95.81	0.69	179.64	1.30	0.72	928.14	6.71	0.91	99.80	0.72	0.91	3.18	0.02	0.72
	+140	245.75	1.52	189.81	1.17	0.66	949.05	5.87	0.80	78.95	0.49	0.62	3.10	0.02	0.60
	-140	193.11	8.43	217.00	9.47	5.28	1007.37	43.98	5.97	89.11	3.89	4.90	2.82	0.12	3.85
	Total =	71.76	179.28	Total =	135.14	Total =	736.62	Total =	79.41	Total =	63.07	Total =	3.19	Total =	3.19
II	+60	53.80	40.45	141.46	106.36	78.70	794.98	597.71	76.58	63.76	47.94	76.00	3.33	2.50	78.41
	+80	55.85	3.10	139.64	7.75	5.74	859.76	47.73	6.12	71.81	3.99	6.32	3.37	0.19	5.87
	+100	53.73	3.02	129.35	7.27	5.38	827.86	46.54	5.96	77.61	4.36	6.92	3.58	0.20	6.31
	+100--R	51.67	2.90	125.20	7.04	-	810.81	45.58	-	51.67	2.90	-	3.40	0.19	-
	+120	54.98	0.06	128.28	0.14	0.11	751.37	0.84	0.11	91.63	0.10	0.16	2.20	0.00	0.08
	+140	67.80	1.07	107.68	1.70	1.26	705.88	11.13	1.43	45.86	0.72	1.15	2.80	0.04	1.38
	-140	41.88	5.01	99.72	11.92	8.82	640.21	76.52	9.80	49.86	5.96	9.45	2.12	0.25	7.96
	Total =	52.70	135.14	Total =	780.47	Total =	780.47	Total =	63.07	Total =	63.07	Total =	3.19	Total =	3.19
III	+60	53.94	42.17	151.82	118.71	78.62	709.15	554.50	75.59	59.93	46.86	79.26	3.94	3.08	80.43
	+80	47.87	2.98	149.58	9.32	6.17	797.77	49.72	6.78	65.82	4.70	6.94	3.95	0.25	6.43
	+100	61.72	3.48	149.31	8.43	5.58	822.22	46.40	6.32	47.78	4.20	4.56	3.17	0.18	4.67
	+100--R	59.77	3.37	151.42	8.54	-	822.87	46.43	-	67.74	3.82	-	3.12	0.18	-
	+120	59.89	1.00	149.73	2.51	1.66	816.53	13.67	1.86	61.89	1.04	1.75	3.59	0.06	1.57
	+140	81.82	0.24	149.67	0.44	0.29	778.29	2.31	0.31	47.89	0.14	0.24	3.32	0.01	0.26
	-140	57.77	4.60	145.42	11.58	7.67	840.64	66.93	9.12	53.78	4.28	7.24	3.19	0.25	6.63
	Total =	54.48	150.99	Total =	733.52	Total =	733.52	Total =	59.12	Total =	59.12	Total =	3.83	Total =	3.83
IV	+60	61.78	53.47	163.41	141.44	86.99	765.25	662.37	84.54	55.80	48.30	85.35	3.82	3.30	87.63
	+80	75.52	3.51	162.96	7.57	4.65	890.30	41.34	5.28	61.61	2.86	5.05	3.60	0.17	4.43
	+100	71.61	1.22	157.15	2.67	1.64	907.10	15.44	1.97	41.77	0.71	1.26	3.58	0.06	1.62
	+100--R	67.65	1.15	157.18	2.67	-	905.29	15.40	-	55.71	0.95	-	4.08	0.07	-
	+120	69.92	0.63	161.81	1.46	0.90	900.92	8.14	1.04	71.91	0.65	1.15	3.60	0.03	0.86
	+140	79.97	0.59	157.94	1.17	0.72	909.64	6.74	0.86	63.97	0.47	0.84	3.16	0.02	0.62
	-140	79.87	4.36	151.76	8.28	5.09	906.55	49.44	6.31	65.89	3.59	6.35	3.34	0.18	4.84
	Total =	63.78	162.59	Total =	783.47	Total =	783.47	Total =	56.59	Total =	56.59	Total =	3.77	Total =	3.77
V	+60	78.00	65.05	150.00	125.09	83.71	764.00	637.15	82.00	70.00	58.38	86.92	3.20	2.67	83.72
	+80	77.86	3.84	155.72	7.68	5.14	862.45	42.54	5.47	63.89	3.15	4.69	3.18	0.16	4.93
	+100	77.55	1.42	155.10	2.84	1.90	898.79	16.45	2.12	59.65	1.09	1.63	2.93	0.05	1.68
	+100--R	79.52	1.46	159.05	2.91	-	898.61	16.44	-	61.63	1.13	-	2.98	0.05	-
	+120	75.67	0.79	155.32	1.62	1.08	892.07	9.31	1.20	51.77	0.54	0.80	3.00	0.03	0.98
	+140	77.52	0.68	147.09	1.29	0.87	826.87	7.27	0.94	41.74	0.37	0.55	3.36	0.03	0.93
	-140	71.87	5.69	137.75	10.91	7.30	812.54	64.35	8.28	45.92	3.64	5.41	3.12	0.25	7.76
	Total =	77.47	149.44	Total =	783.05	Total =	783.05	Total =	67.16	Total =	67.16	Total =	3.19	Total =	3.19
VI	+60	59.95	50.22	155.88	130.57	83.96	729.42	611.02	81.30	51.96	43.52	82.46	3.92	3.28	84.94
	+80	61.79	3.17	153.48	7.87	5.06	827.19	42.42	5.64	57.80	2.96	5.62	4.16	0.21	5.52
	+100	65.76	1.26	153.45	2.94	1.89	868.87	16.64	2.21	57.79	1.11	2.10	3.48	0.07	-
	+100--R	63.71	1.22	155.29	2.97	-	856.06	16.40	-	63.71	1.22	-	3.78	0.07	-
	+120	67.61	0.73	149.14	1.62	1.04	853.05	9.24	1.23	59.65	0.65	1.22	3.48	0.04	0.98
	+140	63.85	0.58	153.63	1.41	0.90	869.91	7.97	1.06	59.86	0.55	1.04	3.64	0.03	0.86
	-140	81.30	5.84	154.67	11.12	7.15	894.31	64.29	8.55	55.52	3.99	7.56	3.21	0.23	5.98
	Total =	61.81	155.53	Total =	751.58	Total =	751.58	Total =	52.78	Total =	52.78	Total =	3.86	Total =	3.86

Se observa también que, el porcentaje de distribución de metales es menor en las zonas intermedias, es decir, en las mallas +80, +100, +120, +140.

Las cabezas calculada y analizada, deben tener buena concordancia debido a que la cabeza calculada es la suma ponderada de las mallas. En la Tabla IV se muestran los resultados comparativos entre la cabeza calculada y la analizada, así como también la desviación porcentual relativa (DPR); cabe resaltar que se encontró buena concordancia con los valores calculados y los analizados, siendo Pb y Fe los metales que presentaron mayor diferencia entre los valores calculados y analizados.

Con los resultados mencionados se confirmó que varían un poco las concentraciones de los metales en las diferentes zonas, por lo que se decidió realizar las pruebas de cinética con sedimentos de la Zona Compuerta (Figura 6), esto debido a que es la zona donde convergen las corrientes acuosas, donde tienen mayor interacción con la fase sólida y donde se encontró mayor contaminación antropogénica (basura, llantas, latas, etc.), y por donde es enviada a las plantas potabilizadora de la ciudad de Hermosillo, Sonora..



Figura 6. Condiciones Actuales de la Zona Compuerta, Localizada en la Presa Abelardo L. Rodríguez.

Tabla IV. Desviación Porcentual Relativa (DPR) de la Cabeza Analizada Respecto a la Cabeza Calculada.

Zona	Cu (ppm)			Fe (%)			Mn (ppm)			Pb (ppm)			Zn (ppm)		
	Cabeza Analizada	Cabeza Calculada	Precisión DPR (%)	Cabeza Analizada	Cabeza Calculada	Precisión DPR (%)	Cabeza Analizada	Cabeza Calculada	Precisión DPR (%)	Cabeza Analizada	Cabeza Calculada	Precisión DPR (%)	Cabeza Analizada	Cabeza Calculada	Precisión DPR (%)
I	69.8	71.05	1.77	3.96	3.19	21.54	723.54	736.62	1.79	69.76	69.4	0.52	177.4	179.28	1.05
II	53.75	52.7	1.97	3.89	3.19	19.77	766.5	780.47	1.81	63.71	63.07	1.01	137.36	135.17	1.61
III	53.93	54.48	1.01	3.89	3.83	1.55	735.12	733.52	0.22	59.92	59.12	1.34	149.82	150.98	0.77
IV	63.85	63.78	0.11	3.99	3.77	5.67	790.26	783.47	0.86	55.93	56.58	1.16	161.64	162.59	0.59
V	77.84	77.74	0.13	3.89	3.19	19.77	766.5	777.05	1.37	67.85	67.16	1.02	151.69	149.43	1.5
VI	61.79	61.81	0.03	3.97	3.86	2.81	743.5	751.58	1.08	51.82	52.78	1.84	156	155.52	0.31

5.2 Pruebas de Lixiviación en Reactor y Análisis Gráfico de la Extracción de Mn

Realizados los análisis correspondientes a la remoción de los metales del sedimento superficial de la Presa A.L.R. por medio de la técnica de absorción atómica, se encontró que los metales plomo, cobre y zinc no presentaron disolución alguna. El hierro presentó poca remoción bajo algunas circunstancias, y dado que el manganeso fue el metal que presentó mayor porcentaje de disolución en el medio lixivante (solución de ácido acético 0.11 M), se decidió a realizar el análisis correspondiente de la lixiviación.

A continuación se presentan los gráficos que describen el comportamiento de la remoción de manganeso, como afectan las variables analizadas, la magnitud de las mismas y la desviación del resultado (pruebas por duplicado)

Las variables analizadas como se mencionó anteriormente fueron:

A = Temperatura

(-) = 25°C

(+) = 50°C

B = Relación sólido/líquido

(-) = 0.5 g/l

(+) = 1 g/l

C = Tamaño de partícula

(-) = Malla -140

(+) = Malla +60

La Tabla V presenta la matriz de diseño empleada para las pruebas de lixiviación, los resultados de porcentaje de obtenidos en cada una de las ocho pruebas, incluyendo los duplicados de las mismas (2), el porcentaje de remoción promedio de las dos pruebas (Y) y la desviación estándar entre ambas pruebas (S).

Tabla V. Descripción de la Matriz de Diseño Experimental 2³ y Remoción de Manganeso

PRUEBA	A	B	C	% Remoción Mn	% Remoción Mn (2)	% Promedio	Desviación
1	-	-	-	31.31	29.01	30.16	2.3
2	-	-	+	21.89	21.85	21.87	0.04
3	-	+	-	35.64	36.75	36.19	1.11
4	-	+	+	20.50	17.77	19.13	2.73
5	+	-	-	58.14	51.20	54.67	6.94
6	+	-	+	40.80	41.16	40.98	0.36
7	+	+	-	63.58	65.89	64.73	2.31
8	+	+	+	39.73	39.74	39.73	0.01

En la tabla anterior se puede apreciar que la desviación estándar presentó valores muy concordantes entre las pruebas y sus respectivos duplicados, presentándose valores de desviaciones entre 0.01 y 2.73, excepto la prueba número 5, la cual presentó una desviación estándar de 6.94.

Para este estudio, es muy importante identificar cual es el efecto que tienen las variables sobre la remoción de manganeso del sedimento, para ello, a continuación se presenta un gráfico donde se observan dichos efectos y el incremento que representan en el porcentaje de extracción del metal en cuestión (Figura 7).

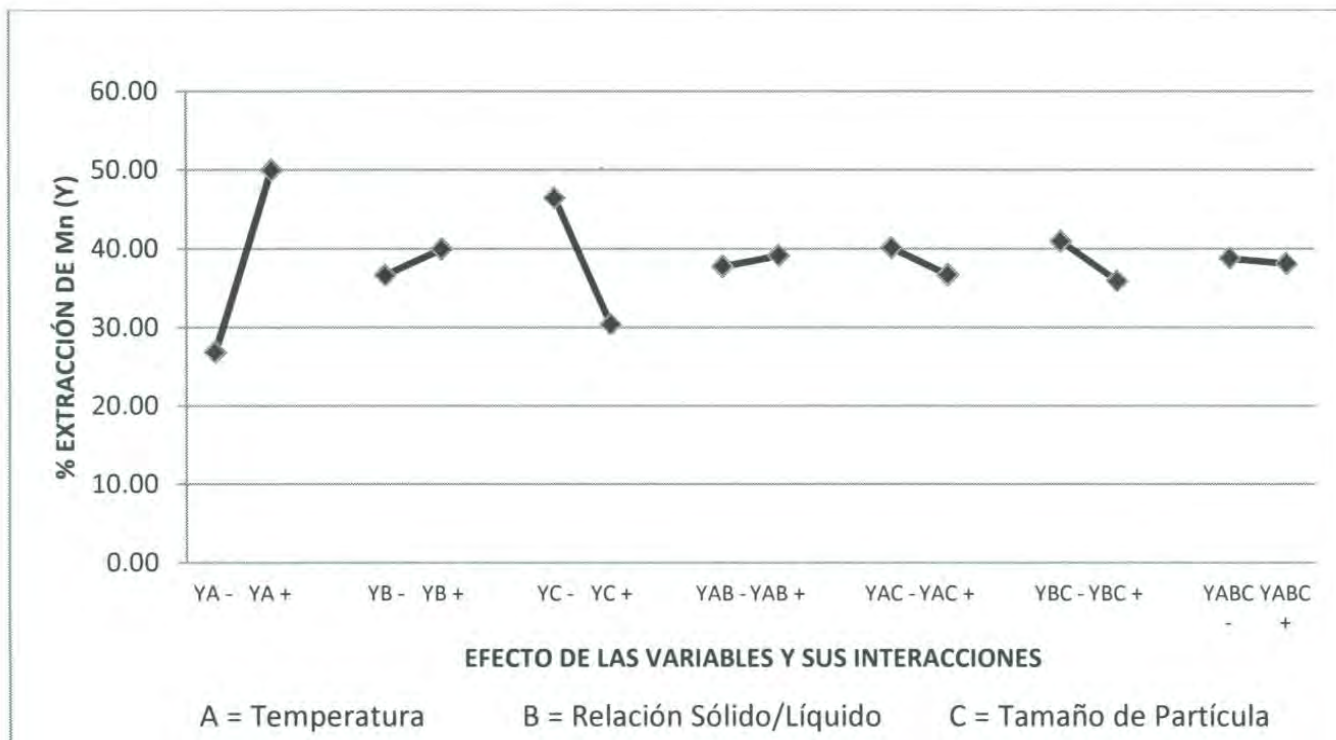


Figura 7. Efecto de las Variables y sus Interacciones en el Porcentaje de Extracción de Mn.

Se puede apreciar que la variable que mayor incremento en el porcentaje de extracción genera es la temperatura, ya que se observa que ante un incremento de 25°C a 50°C de la solución lixivante, el porcentaje de extracción de manganeso aumenta alrededor de un 24 %. Se observa también que se generó un aumento de un 3~4 % en el porcentaje de extracción cuando la relación sólido/líquido aumenta de 0.5 g a 1 g/L.

Como podría esperarse, al verse disminuido el tamaño de partícula (de 250 μm a 106 μm), el porcentaje de extracción de Mn aumenta aproximadamente un 16 %, hecho que podría esperarse debido a que a menor tamaño de partícula, mayor la cantidad de sitios activos donde puede haber interacción sólido/líquido.

Con el gráfico anterior, se puede definir a la temperatura y el tamaño de partícula como las principales variables que afectan la disolución del metal cuando pasan de un nivel bajo a un nivel alto; las interacciones de estas 2 variables y/o la relación sólido/líquido, se ven prácticamente nulificados, es decir, no representa un aumento o alguna disminución significativa debido a que como se mencionó anteriormente, al pasar de un nivel bajo a un nivel alto, la Temperatura una genera un aumento mientras que el tamaño de partícula un decremento.

Para analizar la desviación estándar obtenida en los resultados de las lixiviaciones se presenta su comportamiento en la Figura 8.

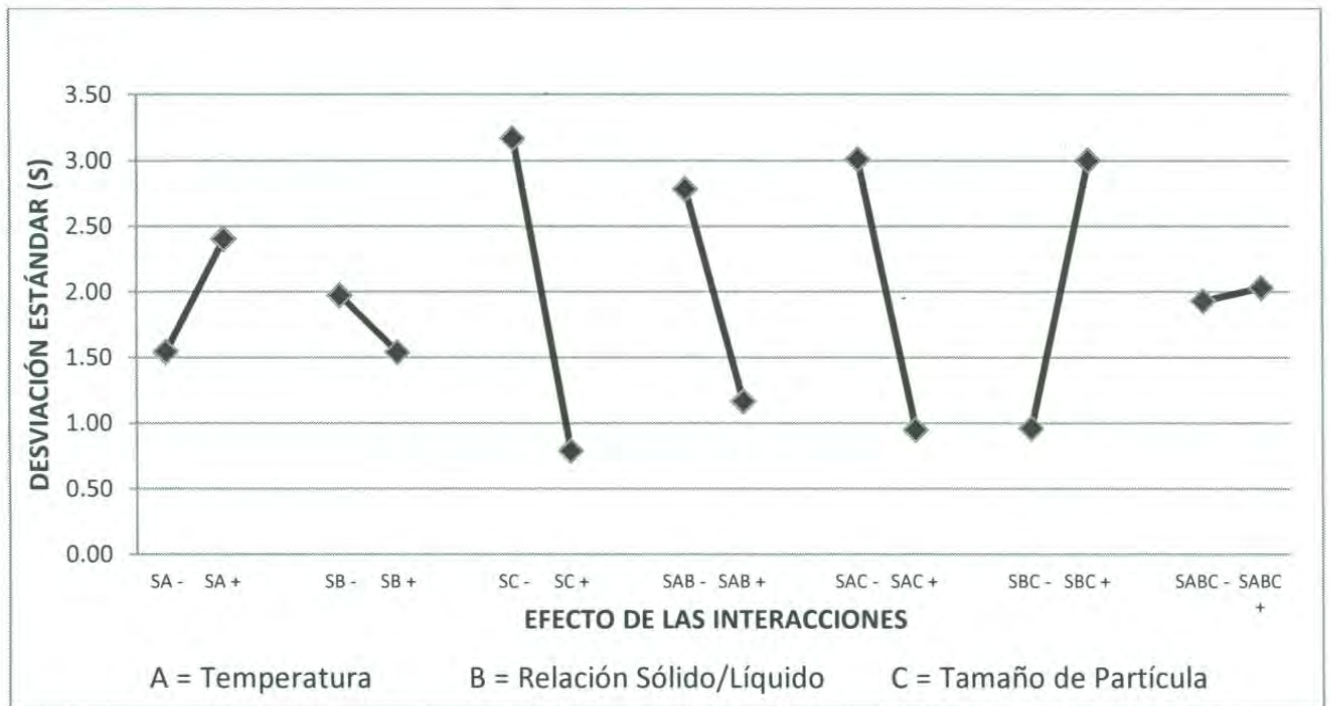


Figura 8. Efecto de las Variables y sus Interacciones en la Desviación Estándar en la Extracción de Mn.

Para todas las interacciones, los valores de desviación estándar respecto al incremento del nivel bajo hacia el alto, fluctuó entre los valores de 1 a 3%, lo que da una idea de la concordancia de los valores obtenidos de la lixiviaciones, siendo la variable C (tamaño de partícula) la que mayor desviación presentó cuando se evaluaron sus valor bajo y alto. Cabe destacar que la interacción de las 3 variables de análisis en conjunto es la que menos desviación presenta al ser evaluada entre sus variables de análisis.

Otra manera de analizar el efecto de las variables por sí mismas y en conjunto, es el Diagrama de Pareto (Figura 9), en el cual se grafican los valores absolutos del incremento en el porcentaje de extracción cuando se pasa de un nivel bajo hacia uno alto ($\Delta/2$). Como era de esperarse a lo observado en los gráficos anteriores, A (Temperatura) es la variable que mayor incremento tendrá cuando es evaluado de un nivel bajo a uno alto ($\approx 12\%$) seguido de la variable C (tamaño de partícula), la cual significará un decremento ($\approx 8\%$).

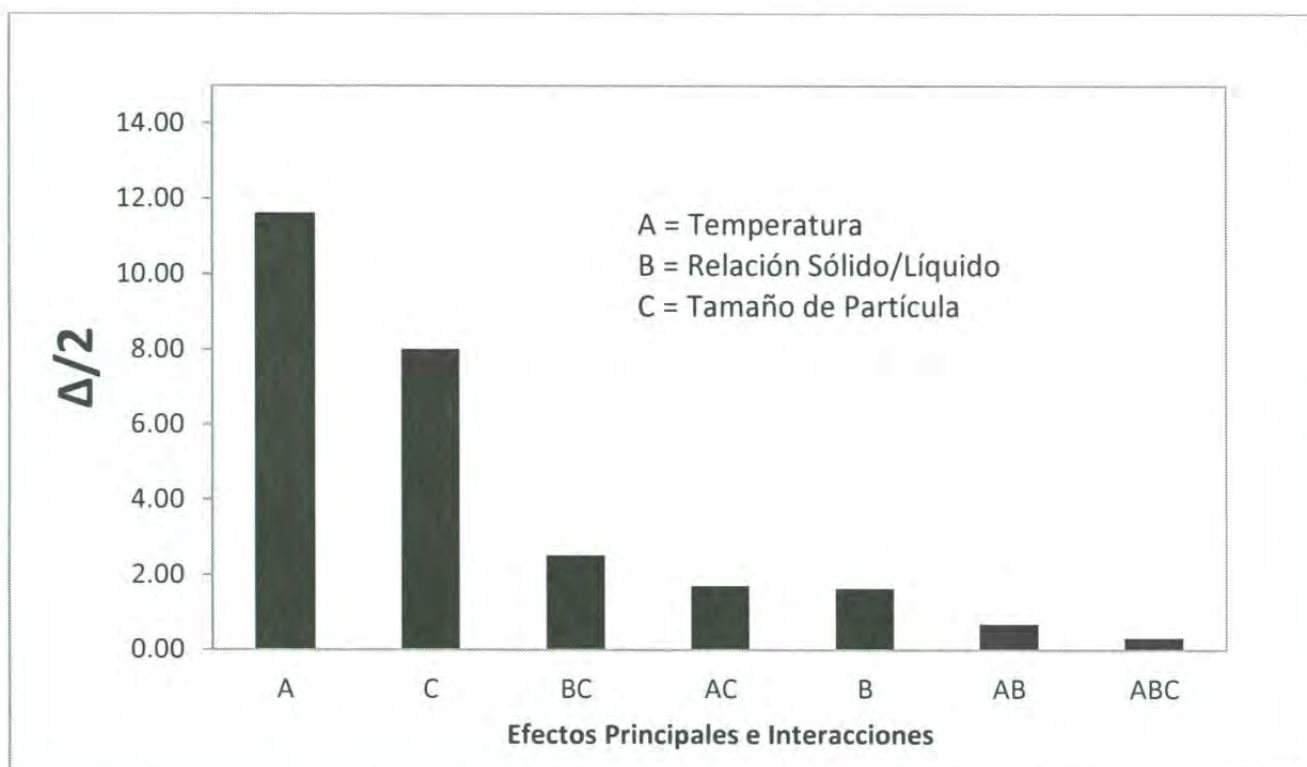


Figura 9. Gráfico de Pareto y Efecto de las Variables e Interacciones Evaluadas en la Extracción de Mn.

Se observa también que aunque no tienen la magnitud del efecto de las variables A y C, las combinaciones de las variables BC, AC y el efecto B por sí solo, generan un cambio significativo por lo que no pueden ser despreciadas o pasar desapercibidos. El efecto de las tres variables en conjunto presentó la menor importancia dentro de las combinaciones mencionadas, lo anterior debido puede interpretarse como que “se anulan” los efectos, ya que una variable produce un aumento y otra una disminución o viceversa.

5.3 Ecuación de Predicción

Además de proporcionar una descripción gráfica de los efectos que tienen las variables sobre la remoción de manganeso, los gráficos anteriores sirven de pauta y herramienta para generar una ecuación de predicción, la cual como su nombre lo indica, ayuda a predecir un comportamiento dentro de las variables y los rangos analizados, y que es función de los resultados mostrados en las gráficas anteriores.

Se define la ecuación de predicción como sigue:

$$Y = \hat{Y} + \left(\frac{\Delta A}{2}\right)A + \left(\frac{\Delta C}{2}\right)C + \left(\frac{\Delta BC}{2}\right)BC + \left(\frac{\Delta AC}{2}\right)AC + \left(\frac{\Delta B}{2}\right)B \quad (11)$$

Dónde:

Y = Valor calculado por la correlación.

\hat{Y} = Valor promedio de los resultados en el modelo factorial.

A, B, C, AC, BC = Valores codificados de las variables.

Δ = Diferencia entre los Valores alto y bajo de cada Variable

Como se observa, las interacciones AC y ABC se omitieron de la ecuación anterior, esto debido a que fueron consideradas (según los resultados observados y analizados) sin importancia relevante dentro del estudio.

Las variables deberán codificarse de la siguiente manera:

$$X = \frac{2(x - \tilde{x})}{x_a - x_b} \quad (12)$$

Dónde :

X = Variable Codificada

x = Valor a Codificar

\tilde{x} = Promedio entre Valor alto y bajo

x_a = Valor alto de la Variable

x_b = Valor bajo de la Variable

Como ejemplo se decodificó la variable A (Temperatura) en sus dos niveles (50°C y 25°C) que son los valores alto y bajo respectivamente.

Para el nivel alto (50°C), la ecuación queda:

$$X = \frac{2(50 - 37.5)}{50 - 25} = +1 \quad (13)$$

Para el nivel bajo (25°C), la ecuación queda:

$$X = \frac{2(25 - 37.5)}{50 - 25} = -1 \quad (14)$$

Con la información anteriormente proporcionada, la ecuación de predicción para el modelo utilizado resulta de la siguiente forma:

$$Y = 38.435 + 11.60A - 8.01C - 2.51BC - 1.7AC + 1.64B \quad (15)$$

Dicha ecuación como se mencionó, predice el porcentaje de remoción de manganeso dentro del intervalo de los niveles evaluados para cada variable.

A partir del análisis de los resultados, se determinó que la combinación que produce una mayor remoción de manganeso dentro del conjunto de condiciones en el intervalo evaluado es A (+), B (+) y C (-), es decir, Temperatura de 50°C, relación sólido/líquido de 1 g/L y un tamaño de partícula menor a 106 micras. Al sustituir dichos valores (codificados) en la ecuación de predicción (11), se obtiene:

$$\begin{aligned} Y &= 38.435 + 11.60A - 8.01C - 2.51BC - 1.7AC + 1.64B \quad (16) \\ &= 38.435 + 11.60 + 8.01 + 2.51 + 1.7 + 1.64 = \mathbf{63.89} \end{aligned}$$

Según el resultado mostrado anteriormente, la ecuación de predicción genera una respuesta de **63.89 %** de remoción del manganeso presente, mientras que el promedio de las respuestas obtenidas por el diseño factorial muestra un **64.7 %** de remoción.

Como se observa, la diferencia entre el valor experimental y el predicho por la ecuación solo varía aproximadamente 0.8 %, la cual indica buena concordancia y valida la ecuación de predicción así como también el modelo propuesto.

De la misma manera que se comprobó la respuesta máxima, en la Tabla VI se muestra un comparativo del resultado predicho por la ecuación 16 y los resultados obtenidos experimentalmente para la remoción de manganeso.

Tabla VI. Comparación entre Resultados Predichos y Experimentales.

PRUEBA	Remoción de Mn experimental	Remoción de Mn calculada	Diferencia entre remoción experimental y calculada
1	30.16	28.99	1.17
2	21.87	21.39	0.48
3	36.19	37.29	1.10
4	19.13	19.65	0.52
5	54.67	55.59	0.92
6	40.98	41.19	0.21
7	64.73	63.89	0.84
8	39.73	39.45	0.28

Como puede observarse, los valores predichos por la ecuación concuerdan mucho con los obtenidos por medio de la experimentación, por lo que dicha ecuación puede utilizarse con muy buena confiabilidad dentro de los rangos establecidos en el modelo.

5.4 Impacto Ambiental

Con los resultados obtenidos se interpretó que, las combinaciones de los tres factores evaluados que promueven una mayor redisolución del metal manganeso en solución de ácido acético 0.11M es A (+), B(+) y C(-); es decir, temperatura de 50°C, relación sólido/líquido de 1 g/L y un tamaño de partícula menor a 106 micras.

La SEDUE en sus criterios de calidad del agua para diferentes usos (S.E.D.U.E., 1989), considera que el límite permitido para concentración de manganeso en solución acuosa es de 0.1 mg/L, por lo que es importante considerar la concentración de Mn de la solución resultante en el diseño factorial, y con ellos conocer si los valores obtenidos rebasan o se encuentran dentro de los valores permitidos por dicho criterio.

Puede observarse en la Tabla VI que, después de las 16 pruebas anteriormente mencionadas, bajo las condiciones de evaluación realizadas, a excepción de la prueba número 2, todas generaron una concentración de Mn en la solución final mayor a 0.10 ppm, valor que sobrepasa los límites permitidos por la S.E.D.U.E., en sus Criterios de Calidad de Agua para Diferentes Usos.

Tabla VII. Concentración de Mn en Soluciones Finales del Diseño Factorial.

PRUEBA	A	B	C	Y	[Mn] (ppm)
1	-	-	-	30.16	0.135
2	-	-	+	21.87	0.080
3	-	+	-	36.195	0.324
4	-	+	+	19.135	0.139
5	+	-	-	54.67	0.244
6	+	-	+	40.98	0.149
7	+	+	-	64.735	0.579
8	+	+	+	39.735	0.290

6. CONCLUSIONES

- Se desarrolló un modelo factorial 2^3 para evaluar la redisolución de metales pesados (Cu, Fe, Mn, Pb, Zn) del sedimento superficial de la Presa Abelardo L. Rodríguez, utilizando como medio lixivante una solución de ácido acético 0.11M a diferentes niveles de temperatura, tamaños de partícula y relaciones sólido/líquido.
- Se encontró que el metal que mayor redisolución presentaba en el medio evaluado fue el manganeso con valores entre 20% y 65% de remoción, mientras que el hierro presentó una redisolución despreciable, y para cobre, plomo y zinc la redisolución fue nula.
- Se trabajó en la generación de una ecuación que predice el comportamiento de la redisolución del Mn en una solución de ácido acético, encontrándose muy buena concordancia entre los valores experimentales y los generados por la misma ecuación, lo que valida la ecuación y el modelo utilizado.
- Se encontró que las variables y niveles que mayor efecto tienen en la redisolución del Mn en el medio mencionado son una temperatura de 50°C, una relación sólido/líquido de 1g/L y un tamaño de partícula menor a 106 micras, y que bajo todas las combinaciones de evaluación (a excepción de la prueba 2) todas generan una concentración de Mn en la solución final que sobrepasa los Criterios de Calidad del Agua para Diferentes Usos (S.E.D.U.E., 1989).

7. RECOMENDACIONES

- Realizar un estudio similar, empleando agua como agente lixivante, y con ello verificar cual es el comportamiento del metal estudiado (Mn).
- Continuar con el estudio, en este caso considerando otras variables, como por ejemplo, la velocidad de agitación.
- Profundizar un poco en el tema de la relación sólido/líquido, y con ello definir una relación comprobablemente representativa del fenómeno presentado cuando la Presa Abelardo L. Rodríguez. recibe y envía agua a la ciudad, ya que como se observó en el presente estudio, aunque ante el aumento de esta variable produce un decremento en el porcentaje de remoción, impacta grandemente en la concentración final del metal (Mn) en la solución final obtenida.
- Se propone realizar un análisis del agua proveniente de la Presa Abelardo L. Rodríguez, cuando se presente el caso, en el cual se verifique la concentración de los metales contemplados en este estudio y con él corroborar y/o comparar los resultados obtenidos el mismo.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alloway, B.J. and Ayres, D.C. 1993. Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic & Professional. New York, USA. 291 p.
- Branco-Murgel, M.S. 1984. Limnología sanitaria. Estudio de la polución de aguas continentales. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington, D. C. 120 p.
- CNA (Comisión Nacional del Agua), 1993. Manual de Aseguramiento de Calidad. Subdirección General de Administración. Programa de Aseguramiento de la Calidad. México, D.F. 146 p.
- De Gregori, H.I., Pinochet, C.H., Arancibia, J.M. and Vidal, B.A. 1996. Grain size effect on trace metals distribution in sediments from two coastal areas of Chile. *Bulletin Environment Contamination Toxicology*, 57:163-170.
- Elder, F.J. 1988. Metal biogeochemistry in surface-water systems. A review de principles and concepts,. U. S. Geological Survey Circular 1013, U.S.A.
- EPA (Environmental Protection Agency), 2000. Quality Assurance Project Plan for Surface Impoundment Study Field Sampling and Analysis Program. Arlington, United States.
- Fan, W., Wang, W., Chen, J., Li, X. and Yen, Y-F. 2002. Cu, Ni and Pb speciation surface sediments from a contaminated bay of northern China. *Baseline/Marine Pollution Bulletin* 44, 816-832.
- Folk, R. L. 1980. Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Publishing Company, Austin, Texas, USA. 180 p.
- Gismera, M.J., Lacal, J., Da Silva, P., García, M.R., Sevilla, M.t. and Procopio R.J. 2004. Study of metal fractionation in river sediments. A comparison between kinetic and sequential extraction procedures. *Environment Pollution* 127, 175-182.
- Gómez-Álvarez A., Valenzuela-García, J. L., Villalba-Atondo, A. I., Meza-Figueroa, D. M., Almendariz-Tapia, F. J., Ochoa-Valenzuela, E. y Romero-Acosta, A. A. (2010). Estudio de las fracciones de metales pesados potencialmente biodisponibles en sedimentos de la Presa Abelardo L. Rodríguez, Sonora, México. Informe Académico Final. Programa de Mejoramiento al Profesorado (Promep) (clave: 0604065 apoyo a

- exbecarios promep). Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora. Hermosillo, Sonora, México. 121 pp.
- Gümgüm, B., Ünlü, E., Tez, Z., and Gülsün, Z. 1994. Heavy metal pollution in water, sediment and fish from the Tigris River in Turkey. *Chemosphere* 29 (1): 111-116.
- Gümgüm, B. and Öztürk . G. 2001. Chemical speciation of Heavy metals in the Tigris River sediment. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 13 (1), 25-29.
- Helgen, S. O. 1996. Natural Background Determination and Impact Quantification in Trace Metal-Contaminated River Sediments, *Environ. Sci. Technol.* 30, 129-135
- Horowitz J. A, 1985. A primer on trace metal-sediment chemistry. U. S. Geological Survey Water-Supply Paper 2277. Department of the Interior. USA. 67.
- Horowitz J. A. and Elrick, A. K. 1987. The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry. *Applied Geochemistry*, Vol. 2, pp. 437-451.
- Howard G.A. 1998. Aquatic environmental chemistry. Oxford University Press Inc, New York (USA). 91 p.
- Laws, A.E. 1993. Aquatic Pollution. An Introductory Text. John Wiley & Sons Inc., New York, U.S.A. 611 p.
- Lobban, S.Ch., Harrison, J.P. and Duncan, J. M. 1985. The Physiological Ecology of Seaweeds. Cambridge University Press, New York, U.S.A. 242 p.
- Manahan, E.S. 2005. Environmental Chemistry. Eight Edition. CRC Press, Washington, D.C. 783 p.
- Mehra, A., Cordes, K.B., Chopra, S. and Fountain, D. 1999. Distribution and bioavailability of metals in soils in the vicinity of a copper works in Staffordshire, UK. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 11(2), 57-66.
- Moody, J. R. and Lindstrom, R. M. 1977. Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace elements sample. *Analytical Chemistry*, V. 49, 2264-2267.
- Mountouris, A., Voutsas, E. and Tassios, D. 2002. Bioconcentration of heavy metals in aquatic environments: the importance of bioavailability. *Marine Pollution Bulletin*, 44 (2002) 1136-1141.
- Montgomery D.C., 1991, Diseño y Análisis de Experimentos. Primera Edición en español, editorial Iberoamérica., México D.F.

- Mudroch, A. and Azcue, J.M. 1995. Manual of aquatic sediment sampling. Lewis Publishers. USA.
- Norma Oficial Mexicana (NMX. AA_115-SCFI-2001). Análisis de agua-criterios para el control de la calidad de resultados analíticos. Secretaría de Economía, México, D.F. 31 p.
- Ramos, L., González, M.J. and Hernández, L.M. 1999. Sequential extraction of copper, lead, cadmium, and zinc in sediments from Ebro Riber (Spain): Relationship with levels detected in earthworms. *Bulletin Environment Contamination Toxicology*, 62, 301-308.
- Rodríguez, M.J.M. y Marín, G. R. 1999. *Fisicoquímica de Aguas*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. Madrid, España. 466 p.
- Rosas-Rodríguez, H. 2001. Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat. Tesis de Doctorado. Universidad Universidad Politécnica de Cataluña, España.
- Salomons, W. and Förstner U. 1980. Trace metal analysis on polluted sediments. Part II: Evaluation of environmental impact. *Environment Technology Letters*. Vol. 1, pp. 505-516.
- S.A.R.H. (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos). 1969. Boletín hidrológico. Tomo II, No. 40. Dirección General de Hidrología, México, D.F.
- S.E.D.U.E. (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología), 1989. Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua CE-CCA-001/89. Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 2 de diciembre de 1989. Tomo CDXXX, No. 9. Mexico, D.F..
- Sparks, D.L. 2003. *Environmental chemistry*, Second Edition. Academic Press, New York, USA. 352 p.
- Singh, A.K., Hasnain, S.I. and Banerjee, D.K. 1999. Grain size and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Damodar Rier a tributary of the lower Ganga, India. *Environmental Geology* 39 (1), 90-98.
- Stumm, W. and Morgan, J.J. 1981. *Aquatic Chemistry: An Introduction Emphasizing Chemical Equilibrium in Natural Waters*. John Wiley & Sons, New York, U.S.A. 779p.

- Tessier, A., Campbell, P.G.C. and Bisson, M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, Vol. 51, No. 7. P.844-851.
- Tessier, A. and Campbell, P.G.C. 1987. Partitioning of trace metals in sediments: relationship with bioavailability. *Hydrobiology* 149, 43-52.
- Tingzong, G., Delaune R.D. and Patrick, W.H. 1997. The influence of sediment redox chemistry on chemically active forms of arsenic, cadmium, chromium, and zinc in estuarine sediment. *Environment International* 23 (3), 305-316.
- Tung-Ming, L. 1982. Concepts and methods for characterizing the physical properties of sediments, p. 56-64. In: Wesley L. Bradford & Arthur J. Horowitz (Eds.). *The Role of Sediments in the Chemistry of Aquatic Systems-Proceedings of the Sediment Chemistry Workshop, February 8-12, 1982*. U.S. Geological Survey Circular 969, U.S.A., 75 p.
- Topalián M.L., Castañé P.M., Rovedatti M.G. and Salibián A. 1999. Principal component análisis of dissolved heavy metals in water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Bulletin Environmental Contamination Toxicology* 63:484-490.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. Second edition, Prentice-Hall, Inc. USA. 718

Ru. T 1100 53