INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL

UNIDAD DURANGO

DETERMINACIÓN DE LA EFICIENCIA DE EXTRACTOS DE *Agave durangensis* EN LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO EN AGUA

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA

AGUSTÍN MIRELES MARTÍNEZ

DIRECTORA: M. EN C. LAURA SILVIA GONZALEZ VALDEZ

DIRECTOR: DR. JOSÉ BERNARDO PROAL NÁJERA

.

Victoria de Durango, Dgo., junio de 2011

SIP-14-BIS

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Durango, Dgo. siendo las 13:00 horas del día 10 del mes de Junio del 2011 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR-IPN DGO para examinar la tesis titulada:

Determinación de la eficiencia de extractos de *Agave durangensis* en la remoción de arsénico en agua

Presentada por el alumno:

MIRELES	MARTÍNEZ	AGUSTÍN
Apellido paterno	Apellido materno	Nombre(s)

Con registro: B 0 9 1 2 1 5

aspirante de:

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN GESTIÓN AMBIENTAL

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron ***APROBAR LA TESIS***, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA

Directores de tesis

M. en C. Laura Silvia González Valdez

Dr. José Bernardo Proal Nájera

Dr. Ignacio Villanueva Fierro

M. en C. Roberto Villanueva Gutiérrez

M. en C. Alicia Irene Alvarado de la Peña

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

Dr. José Antonio Ávila Reyes

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
C.I.I.D.I.R
UNIDAD DURANGO
I.P.N.

SIP-13-BIS

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS
Y DESIGNACIÓN DE DIRECTORES DE TESIS

México, D.F. a 15 de Febrero del 2011

El Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR –IPN Durango en su sesión extraordinaria No. 1 celebrada el día 15 del mes de Febrero conoció la solicitud presentada por el(la) alumno(a):

MIRELES	MARTÍNEZ	AGUSTÍN
Apellido paterno	Apellido materno	Nombre (s)

Con registro: B 0 9 1 2 1 5

Aspirante de: Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:
"Determinación de la eficiencia de extractos de *Agave durangensis* en la remoción de arsénico en agua

De manera general el tema abarcará los siguientes aspectos:

2.- Se designan como Directores de Tesis a los Profesores:
M. en C. Laura Silvia González Valdez y Dr. José Bernardo Proal Nájera

3.- El trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesis será elaborado por el alumno en:
CIIDIR-IPN Unidad Durango
que cuenta con los recursos e infraestructura necesarios.

4.- El interesado deberá asistir a los seminarios desarrollados en el área de adscripción del trabajo desde la fecha en que se suscribe la presente hasta la aceptación de la tesis por la Comisión Revisora correspondiente:

Directores de Tesis

Laura P. González V.
M. en C. Laura Silvia González Valdez

Dr. José Bernardo Proal Nájera
Presidente del Colegio

Aspirante
MIRELES AGUSTIN
Agustín Mireles Martínez

Dr. José Bernardo Proal Nájera

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACION PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
C.I.I.D.I.R.
UNIDAD DURANGO
IPN

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de **DURANGO, DGO.**, el día **10** del mes **JUNIO** del año **2011**, el (la) que suscribe **MÍRELES MARTÍNEZ AGUSTÍN** alumno (a) del Programa de **MAESTRÍA EN CIENCIAS EN GESTIÓN AMBIENTAL** con número de registro **B091215**, adscrito a **CIIDIR- IPN UNIDAD DURANGO**, manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del **M. EN C. LAURA SILVIA GONZÁLEZ VALDEZ** y el **DR. JOSÉ BERNARDO PROAL NÁJERA** y cede los derechos del trabajo intitulado **"DETERMINACIÓN DE LA EFICIENCIA DE EXTRACTOS DE *Agave durangensis* EN LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO EN AGUA",** al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección **iqmireles@yahoo.com.mx**. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

AGUSTÍN MIRELES MARTÍNEZ

Nombre y firma

LA PRESENTE INVESTIGACIÓN SE REALIZÓ EN EL CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL DEL INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL, UNIDAD DURANGO, BAJO LA DIRECCIÓN DE LA M. EN C. LAURA SILVIA GONZÁLEZ VALDEZ Y EL DR. JOSÉ BERNARDO PROAL NÁJERA Y DERIVA DEL PROYECTO “TRATAMIENTO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS DEL ESTADO DE DURANGO, UTILIZANDO AGENTES TENSOACTIVOS NATURALES: YUCA Y AGAVE (AGAVE DURANGENSIS) POR AGLOMERACIÓN ESFÉRICA. SEGUNDA PARTE: EXPERIMENTACIÓN CON Cd^{2+} Y Ni^{2+}, Y CON Mn^{2+}, CONTENIDO ESTE ÚLTIMO EN AGUAS RESIDUALES DE ORIGEN MINERO”, CON CLAVE SIP 20110513

Para:

Mis padres que son mi ejemplo y principal soporte:

Ma. Guadalupe y José María

Mis hermanos y mejores amigos: Mónica, Jaime y Rubén.

A Paulina, por todo el amor.

Para Mario Alberto García Chávez amigo y hermano por todo el apoyo aun en tiempos difíciles

AGRADECIMIENTOS

A la M. en C. Laura Silvia Gonzalez Valdez y el Dr. José Bernardo Proal Nájera, por su asesoría y apoyo de inicio a fin de mi trabajo.

A los miembros de mi comité tutorial: M. en C. Alicia Irene Alvarado de la Peña, Dr. Ignacio Villanueva Fierro y el M. en C. Roberto Villanueva Gutiérrez.

Al personal de la Central de Instrumentación del CIIDIR-IPN, Unidad Durango, por su ayuda.

A la Dra. Esther Sánchez Spíndola, responsable del Laboratorio de Microscopía Electrónica de Barrido de la ENCB-IPN, por su colaboración en el estudio de Microscopía Electrónica de Barrido,

A los profesores del Centro en especial al Dr. Armando Cortez, Dr. Isaías Chairez y M. en C. Jesús Herrera Corral por representar la verdadera esencia de un profesor

A los compañeros y amigos.

Contenido

SÍMBOLOS Y ABREVIATURAS.....i

ÍNDICE DE FIGURAS ii

ÍNDICE DE TABLAS iii

RESUMEN iv

ABSTRACT v

I. INTRODUCCIÓN 1

II. ANTECEDENTES 2

2.1 Panorama general de la distribución del agua 2

2.2 Recursos hídricos en México 3

2.2.1 Demanda Sectorial de Agua 4

2.2.2 Situación actual de los Acuíferos Mexicanos. 5

2.2.3 Contaminación del recurso 5

2.2.3.1 Calidad química del agua 7

2.2.3.2 Peligros de tipo químico en el agua de consumo 7

2.3 Efectos en la salud provocados por aguas contaminadas..... 8

2.4 Valores de referencia de sustancias químicas en agua de consumo..... 9

2.4.1 Métodos analíticos para la detección de contaminantes en el agua 10

2.5 Arsénico 12

2.5.1 Arsénico como elemento..... 12

2.5.2 Formas de exposición 14

2.5.2.1 Origen del arsénico en el agua potable 15

2.5.3 Caso especial Bangladesh..... 16

2.5.4 Contaminación de aguas subterráneas en América..... 17

2.5.5 Contaminación de agua subterránea en México. 18

2.6 Tratamientos de Agua 19
2.6.1 Tecnologías y procesos para la remoción de Arsénico 19
2.6.1.1 Oxidación 20
2.6.1.2 Coagulación, filtración y ablandamiento con cal 20
2.6.1.3 Filtración 21
2.6.1.4 Adsorción 21
2.6.1.5 Intercambio iónico 21
2.6.1.6 Ósmosis inversa 22
2.7 Técnica de aglomeración esférica (TAE) 23
2.7.1 Origen de la Técnica de aglomeración esférica 23
2.7.2 Etapas de la TAE 25
2.7.2.1 Adsorción 25
2.7.2.2 Hidrofobización 33
2.7.2.3 Humectación 41
2.7.2.4 Aglomeración 42
2.8 Agave durangensis 48
2.8.1 Distribución del genero *Agave* 48
2.8.2 Clasificación *Agave durangensis* 49
2.8.3 Descripción botánica 50
2.8.4 Saponinas como surfactantes naturales 50
2.8.4.1 Identificación y cuantificación de saponinas de Agave 52
III. JUSTIFICACIÓN 53
IV. OBJETIVO 54
4.1 Objetivos específicos 54
V. MATERIALES Y MÉTODOS 55

5.1 Caracterización de área de estudio y muestreo 55
5.1.1 Toma de muestras de agua 55
5.1.2 Digestión acida..... 56
5..1.3 Caracterización de As y metales pesados en las muestras de agua. 56
5.2 Diseño experimental..... 58
5.3 Preparación de extractos..... 59
5.3.1 Material vegetal..... 59
5.3.2 Maceración..... 60
5.4 Generación de soluciones modelo 60
5.5 Desarrollo de la TAE 61
5.6 Determinación de Tamaño de Partícula 62
VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 64
6.1 Extracto generados 64
6.2 Caracterización de las muestras reales 64
6.3 Remoción en modelos de agua..... 65
6.4 Residuales..... 69
6.5 Superficie de respuesta..... 69
6.6 Determinación de tamaño de partícula..... 70
6.7 Remoción de arsénico en muestras reales 71
VII. CONCLUSIONES 74
VII. RECOMENDACIÓN..... 75
IX BIBLIOGRAFÍA..... 76

SÍMBOLOS Y ABREVIATURAS

A°	Angstrom
AAS	atomic absorption spectrometry
ASM	S-adenosilmetionina
cm^3	centímetros cúbicos
CMC	concentración micelar critica
CNA	Comisión Nacional del Agua
DBO5	Demanda biológica de oxigeno
DMA	Dimetil Arsenato
DSMA	arsenato de metilo bisódico
EO	Óxido de etileno
FAAS	Espectrometría de flama de absorción atómica
G	Gramos
HLB	balance hidrofílico lipofílico
ICP/MS	plasma inductivamente acoplado/masas
INEGI	Instituto Nacional Estadística Geografía e Informática
Km^3	Kilómetros cúbicos
L	Litros
m^3	metros cúbicos
Mg	Miligramos
MSMA	arsenato de metilo monosódico
Ng	Nanogramos
Nm	Nanómetro
NOM	Norma Oficial Mexicana
NRC	National Reserchers Council
pH	potencial de hidrogeno
PHA	Hidrocarburo aromático policíclico
Ppb	partes por billón
Ppm	partes por millón
RNM	Red Nacional de Monitoreo
SEM	Surface electronic microscopy
SPD	Partículas sólidas disueltas
TAE	Técnica de aglomeración esférica
UV	Ultra violeta
UASLP	Universidad Autónoma de San Luis Potosí
µg	Microgramos
NOM	Norma Oficial Mexicana
LMP	Límite Máximo Permisible
CIIDIR	Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional
DGO	Durango
M.C.	Maestro en Ciencias
Rpm	revoluciones por minuto
LSD	Mínima diferencia significativa
EAA	Espectrometría de Absorción Atómica

ÍNDICE DE FIGURAS

Ilustración 1 Disponibilidad promedio de agua en diversos países 2
Ilustración 2 Evolución de la disponibilidad del agua en México 3
Ilustración 3 Balance hidráulico nacional anual 4
Ilustración 4 Estaciones de monitoreo en cuerpos de agua superficial 6
Ilustración 5 Especiación de As (V) 27
Ilustración 6 Especiación de As (III) 27
Ilustración 7 Fenómeno de Precipitación – Adsorción 28
Ilustración 8 Distribución del tamaño de partícula en función de su diámetro 29
Ilustración 9 Modelo de la doble capa eléctrica 31
Ilustración 10 Reducción del espesor de la doble capa eléctrica 32
Ilustración 11 Potencial Z 33
Ilustración 12 Ilustración esquemática de un surfactante 34
Ilustración 13 Micela normal 38
Ilustración 14 Identificación de la C.M.C 39
Ilustración 15 Micela invertida 40
Ilustración 16 Angulo de contacto 42
Ilustración 17 Repulsión electrostática 43
Ilustración 18 Aglomeración de partículas sin carga eléctrica 44
Ilustración 19 Curva de repulsión electrostática 45
Ilustración 20 Curva de atracción de van der Waals 45
Ilustración 21 Energía de interacción neta 46
Ilustración 22 Reducción y neutralización de cargas 47
Ilustración 23 Clasificación *Agave durangensis* 49
Ilustración 24 Ejemplo de saponina triterpénica 51
Ilustración 25 Municipios de Cedral y Matehuala en S.L.P 55
Ilustración 26 Digestión acida de muestras 56
Ilustración 27 Equipo de EAA 57
Ilustración 28 Solución modelo en matraz con deformación 60
Ilustración 29 Separación por filtración de los aglomerados formados 61
Ilustración 30 Toma de muestra para el M.E.B. 62

Ilustración 31 Baño de oro al porta muestras 62
Ilustración 32 Microscopio Electrónico de Barrido 63
Ilustración 33 Extracto seco 64
Ilustración 34 Valores Predichos vs Residuales 69
Ilustración35 Superficie de respuesta 70
Ilustración 36 Micrografía 71
Ilustración 37 Aglomerados formados en la TAE 72

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Clasificación de los componentes químicos en función de su origen 8
Tabla 2 Valores de referencia para arsénico 10
Tabla 3 Clasificación de métodos analíticos para sustancias 12
Tabla 4 Capacidad de detección analítica de algunas sustancias inorgánicas 12
Tabla 5 Reducción alcanzable mediante tratamiento de la concentración de sustancias químicas 23
Tabla 6 Resumen de rangos HLB y sus aplicaciones 37
Tabla 7 Valores HLB para surfactantes comunes 38
Tabla 8 Ángulos de contacto para diferentes sólidos 42
Tabla 9 Concentración de compuestos de saponinas del material foliar de Agave durangensis 52
Tabla 10 Coordenadas de puntos de muestreo 55
Tabla 11 Características de detección para elementos de interés 57
Tabla 12 Arreglo de los tratamientos siguiendo el diseño factorial 59
Tabla 13 Dosis de reactivos 61
Tabla 14 concentración de diversos elementos en las muestras reales (mg/L) 65
Tabla 15 resultados de los tratamientos a soluciones modelo 66
Tabla 16 estadística descriptiva de la variable de respuesta (remoción) 67
Tabla 17 Resultados del análisis de Varianza 67
Tabla 18 Prueba LSD para la variable arsénico 68
Tabla 19 Concentraciones residuales de la muestra real 72

RESUMEN

El propósito del presente trabajo fue la remoción de Arsénico (As) en soluciones modelo de agua utilizando extractos etanólicos de *Agave durangensis.* La concentración de este elemento en cualquiera de sus estados de oxidación dentro de la solución se debe ver atenuada por la etapa de precipitación dentro de la Técnica de Aglomeración Esférica (TAE). Se determinaron las dosis óptimas de extracto de agave para tres concentraciones de arsénico (0.5, 1 y 2 ppm) bajo condiciones atmosféricas de temperatura y con una agitación constante.

Los resultados obtenidos en las pruebas a las soluciones modelo fueron aplicados a una muestra real recolectada en la ciudad de Matehuala en el estado de San Luis Potosí, la cual presentaba concentraciones de As superiores a los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos por la NOM-127-SSA1-1994 la cual especifica algunas características químicas que debe poseer el agua destinada al uso y consumo humano en México. Los resultados muestran que la formación de aglomerados y por consecuencia la eficiencia de remoción del As, dependen directamente de la relación entre la dosis de extracto y la concentración inicial del arsénico; relación que se corroboró en la muestra real, donde se alcanzó una reducción de casi el 99% de la concentración inicial de este metaloide llevando la concentración final por debajo de lo estipulado en la norma, además se observó una reducción casi total de algunos otros elementos monitoreados como Ca, Cd y Cu.

ABSTRACT

The purpose of this study was the removal of arsenic (As) in water model solutions using ethanolic extracts of *Agave durangensis*. The concentration of this element in any oxidation state within the solution should be attenuated by the precipitation step in Spherical Agglomeration Technique (SAT). Optimal doses of agave extract were determined for three arsenic concentrations (0.5, 1 and 2 ppm) under atmospheric conditions of temperature and constant agitation.

The results obtained in the model solutions tests were applied to a real sample collected in Matehuala City in the state of San Luis Potosi, which presents arsenic concentrations above the Maximum Permissible Limits (MPL) established by the NOM-127-SSA1-1994 which specifies certain chemical characteristics that water for human use and consumption must fulfill in Mexico. The results shows that formation of agglomerates and thus the removal efficiency of As, depend directly on the relationship between the dose of extract and the initial concentration of arsenic, a relationship which is corroborated in the real water sample, achieving a reduction of almost 99% of the initial concentration of this metalloid, bringing the final concentration under the terms of the norm, it was observed an almost total reduction of some other measured elements such as Ca, Cd and Cu.

I. INTRODUCCIÓN

La presencia de arsénico (As) y algunos metales pesados en agua destinada al uso y consumo humano representan un grave problema de salud en el mundo y México no es la excepción. El arsénico disuelto en las aguas naturales se encuentra principalmente en forma inorgánica (arsenito y Arsenato) las cuales se encuentran influenciadas directamente por el pH.

Existen diversos tratamientos creados para la adecuación de aspectos químicos fundamentales del agua para consumo. Las mejores eficiencias de remoción de los diversos tratamientos convencionales conllevan elevados costos o la generación de subproductos que requieren tratamientos posteriores.

En la actualidad se están desarrollando diferentes investigaciones con la finalidad de crear nuevas tecnologías en el ámbito de la remoción de arsénico y metales pesados buscando que además de ser efectivos su aplicación y mantenimiento sean accesibles. Una más de estas alternativas es la Técnica de Aglomeración esférica (TAE), la cual consiste, básicamente, en cambiar la naturaleza hidrofílica de la superficie coloidal a Hidrofóbica mediante el uso de diferentes agentes con propiedades surfactantes.

La primera parte de este trabajo, fue determinar los niveles de arsénico de diferentes canales y sistemas de pozos de los municipios de Cedral y Matehuala en el estado de San Luis Potosí, marcados en la bibliografía como sitios con problemas graves de As. En la segunda etapa, se estudia la eficiencia de remoción de arsénico de diversas dosis de un extracto etanólico obtenido por maceración de hojas de *Agave durangensis*, como agente surfactante en la TAE.

En la tercera etapa, después de encontrar la mejor remoción en función de la dosis de extracto, se aplicó dicho tratamiento a la muestra con la mayor concentración de As encontrada en el muestreo, para corroborar la eficiencia del extracto en muestras de agua con presencia de diversas sustancias en disolución y observar posibles interferencias.

II. ANTECEDENTES

2.1 Panorama general de la distribución del agua

A finales del siglo pasado, a consecuencia del aumento de la población mundial, la demanda de agua se multiplico seis veces. El incremento en la demanda, la falta de normatividad y la carente infraestructura para soportar la satisfacción de las necesidades de este crecimiento desencadenaron un deterioro en la calidad de este valioso líquido y por consecuencia, el incremento en los problemas de salud de las personas y una serie de daños al ecosistema, muchos de ellos de grado irreversible (Icaza, 2002).

El crecimiento de la demanda de agua tiene una tendencia exponencial en los tres usos principales, domestico, agrícola e industrial. Sin embargo la necesidad de agua para la producción de alimentos debido a que se basa en sistemas de riego aumenta el deterioro de los mantos freáticos de todo nuestro planeta. Se dice que la relación que existe entre el agua dedicada a fines agrícolas y humanos es de 3 a 1 lo que desemboca en una gran competencia entre países, regiones y usuarios; por lo que no es del todo errado visualizar también de forma exponencial la competencia misma (Icaza, 2002).

Debido a los factores antes mencionados la disponibilidad media anual de agua per cápita en los países del mundo es totalmente heterogénea (Ilustración 1).

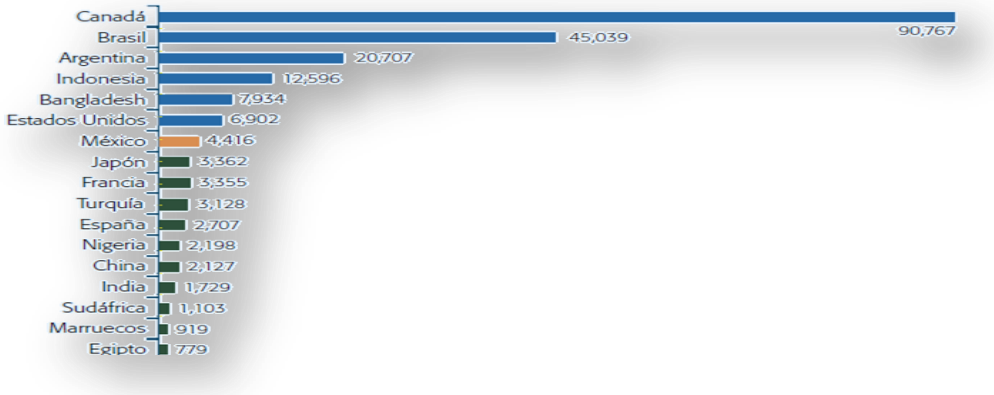
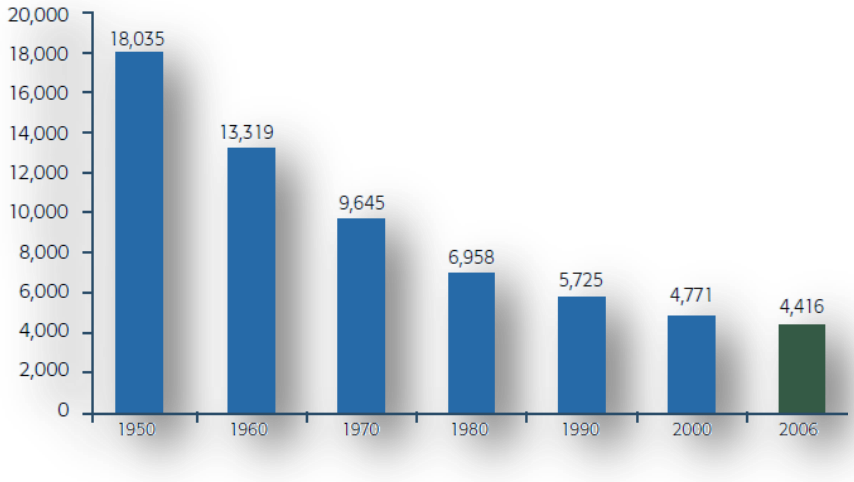


Ilustración 1 Disponibilidad promedio de agua en diversos países

México no es la excepción como consecuencia de su distribución poblacional y sus variaciones climáticas y geográficas, presenta una marcada disminución en la media anual de metros para cada habitante cada año (Ilustración 2).



Fuente: CNA 1999

Ilustración 2 Evolución de la disponibilidad del agua en México

2.2 Recursos hídricos en México

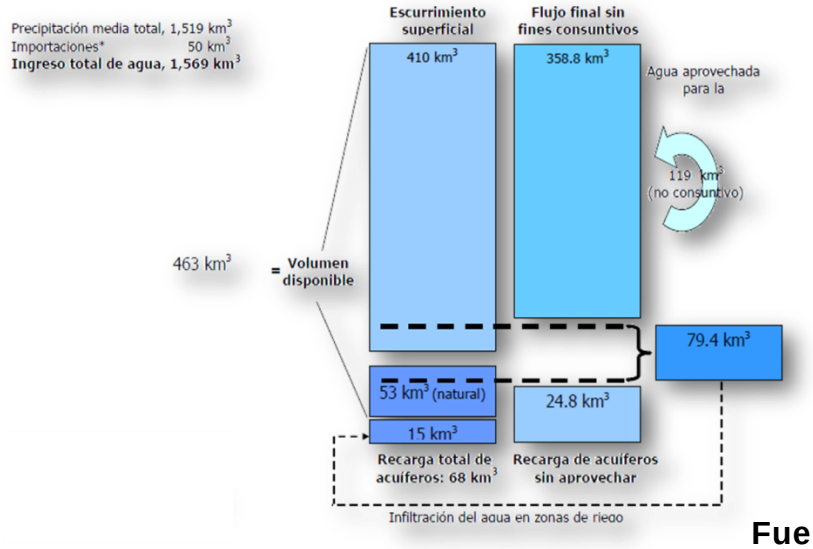
La diversidad de climas, flora, suelos, entre otros factores generan en nuestro país una gran cantidad de ecosistemas que van desde el desierto hasta la selva tropical pasando por humedales, lagunas y manglares. Nuestro país cuenta con extensas regiones de selvas tropicales y subtropicales, así como con valiosos bosques templados de coníferas en las serranías.

La disponibilidad media anual de agua al interior de México tiene una distribución desigual; la disponibilidad en la zona central del país es de 2.27 m^3 por habitante por año, contra 28.4 en el sureste, en particular Chiapas y Tabasco; es decir, si bien el promedio nacional es de 4.9, en algunas zonas de México tienen niveles equivalentes o cercanos a los de Argentina (Icaza, 2002)

La distribución heterogénea de los recursos hídricos genera a su vez variaciones en los diferentes indicadores socioeconómicos. En la superficie donde se presenta el 20% de la precipitación media anual se encuentra establecida el 76% de la población de nuestro país, de igual manera se debe sostener el 90% de la agricultura de riego y

el 70% de la industria establecida en nuestro territorio. Caso contrario en la extensión donde se concentra el 80% de las precipitaciones, el agua está destinada al consumo del 24% de los mexicanos, el 10% de la agricultura de riego y el 30 % de la industria (Icaza, 2002).

Dada la ubicación geográfica de nuestro país como su extensión territorial, según la Comisión Nacional del Agua el balance quedaría de la siguiente forma (Ilustración 3):



Fuente: CNA 1999

Ilustración 3 Balance hidráulico nacional anual

2.2.1 Demanda Sectorial de Agua

De la extracción total de agua en el país, 77% se destina a las actividades agropecuarias, 14% al abastecimiento público, y 9% a la industria autoabastecida, agroindustria, servicios, comercio y termoeléctricas. El 48.5% del agua destinada al sector agropecuario es utilizado en distritos de riego; 69% del agua extraída de los acuíferos se usa en el riego agrícola, aunque este último padece de grandes carencias tecnológicas y de infraestructura, por lo que su eficiencia en el uso del agua es de solamente 46%. Más de la mitad del agua que se extrae para uso agrícola no se usa en los cultivos y se “pierde” por infiltración al subsuelo y evaporación a la atmósfera. (Comisión Nacional del Agua, 2007).

La cobertura nacional de agua potable en 2005 fue de 89.5%, aunque no toda ella con toma domiciliaria y a veces con problemas de regularidad en el suministro. La población conectada a la red pública de alcantarillado, fue de 67.6% mientras que en el medio rural esta cobertura sólo alcanza 70.7% en agua potable y 57.5% en alcantarillado. Las fugas de la red de agua potable oscilan entre 30% y 50% (Comisión Nacional del Agua, 2007).

2.2.2 Situación actual de los Acuíferos Mexicanos.

En México existen más de 655 acuíferos, de los cuales cerca de 100 están sobreexplotados. Existen problemas de sobreexplotación de acuíferos por intrusión salina que se debe al cambio de la hidrodinámica ante la extracción excesiva de agua dulce y del desplazamiento subterráneo para la intromisión de agua salada que va dejando, poco a poco, inservibles los mantos acuíferos para consumo humano o agropecuario. Cabe resaltar que existen trece acuíferos sobre explotados por intrusión salina, que se encuentran en la Península de Baja California y en el noroeste del país (Icaza, 2002).

2.2.3 Contaminación del recurso

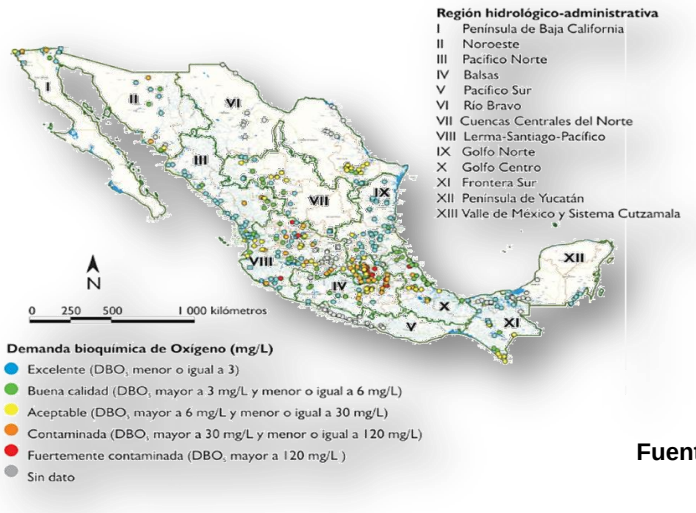
El agua de los ríos y la que se encuentra en el subsuelo, principalmente se encuentra sometidos a un estrés y deterioro importante ya sea debido a su uso (a mayor volumen de agua utilizado, mayor será el volumen que debemos tratar) y nuestra capacidad de recuperar o reutilizar agua es casi nula ya que no contamos con la infraestructura ni aplicamos la normatividad necesaria. Otro gran problema es que muchos ríos y arroyos se ven afectados por todos los residuos que el hombre genera por lo que la lixiviación de compuestos no deseados es algo inevitable.

Las fuentes de contaminación son muchas y muy variadas, algunas más directas que otras, por ejemplo las descargas domesticas e industriales afectan directamente el sitio donde se presentan mientras que la contaminación originada por usos agrícolas puede viajar grandes distancias ya que en su mayoría se debe a compuestos volátiles que con las corrientes de viento fácilmente son llevados de un lugar a otro.

Desde 1973 la Comisión Nacional del Agua (CNA) realiza mediciones sistemáticas de la calidad en los principales cuerpos de agua del país. Para 2005, la red nacional de monitoreo (RNM) contaba con 914 sitios de medición, que cubren 299 cuerpos de agua superficial en 98 cuencas, de las cuales 14 reciben la mayor carga contaminante.

El resultados de esta serie de monitoreos permanentes de la CNA han permitido elaborar estadísticas y definir indicadores de la calidad del agua, que a su vez permiten clasificar el estado del agua dentro de un rango que va desde agua con condiciones excelentes hasta fuertemente contaminada. Los datos de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) son utilizados actualmente como el indicador para definir si un cuerpo de agua está contaminado con materia orgánica o no.

Con base en los estudios realizados, se determinó que aproximadamente el 83% de las estaciones de monitoreo en cuerpos de agua superficial presentan una calidad entre aceptable y excelente, mientras que el resto se encuentra con algún grado de contaminación (lustración 4). No obstante, casi la quinta parte de los cuerpos de agua monitoreados registró valores de DBO5 mayores a 30 mg/l, que está identificado como el límite máximo permitido para la protección de la vida acuática en los ríos (Comisión Nacional del Agua, 2007).



Fuente: CNA 2007

Ilustración 4 Estaciones de monitoreo en cuerpos de agua superficial

2.2.3.1 Calidad química del agua

La mayoría de las sustancias químicas presentes en el agua de consumo son potencialmente peligrosas para la salud sólo después de una exposición prolongada (durante años, más que meses). Normalmente, los cambios en la calidad del agua se producen en forma lenta pero constante, a no ser que la fuente de contaminación permita que dichas sustancias se filtren en forma rápida por corrientes de aguas superficiales o subterráneas, procedentes de dichos vertederos contaminados.

Muchos de los elementos y compuestos orgánicos a los que se les ha asignado un valor de referencia en las normas son a su vez esenciales para la nutrición humana. Hasta el día de hoy no se han realizado análisis para determinar las cantidades mínimas en que deben estar dichas sustancias en el agua de consumo humano lo que representa también un error ya que esto afecta considerablemente la calidad del agua al hacer que no aporte los requerimientos necesarios para el buen funcionamiento del organismo (Organización Mundial de la Salud, 2006).

2.2.3.2 Peligros de tipo químico en el agua de consumo

Se ha demostrado que cierto número de contaminantes químicos causan efectos adversos para la salud de las personas como consecuencia de una exposición prolongada por el agua de consumo. Mientras que sólo de una proporción muy pequeña de las sustancias químicas que pueden estar presentes en el agua de consumo son las que causan trastornos inmediatos en nuestra salud.

En algunos casos la exposición a ciertas sustancias químicas que puedan afectar nuestra salud se dará por fuentes diferentes al consumo de agua, como puede ser partículas suspendidas en el aire o presentes en el suelo, este factor debe ser considerado al momento de crear nuevas normas. También es importante realizar monitoreos frecuentes con la finalidad de determinar la evolución del problema y de alguna manera identificar las posibles fuente, esto porque se puede presentar el caso en que la ingesta por agua sea un factor menos preponderante en los problemas causados por el químico, por lo que resultaría en un desperdicio la inversión económica y de tiempo al no presentar una solución verdadera al problema. En caso

de ser el agua la fuente de contaminación primordial se deberá evitar en lo posible el uso de esta fuente hasta lograr un tratamiento integral que garantice la calidad química de este recurso.

La OMS utiliza una clasificación sencilla para los contaminantes químicos (Tabla 1). En general, hay dos tipos de métodos de gestión de los peligros de tipo químico en el agua de consumo: los peligros derivados fundamentalmente del agua de origen se controlan, por ejemplo, mediante la selección de la fuente, el control de su contaminación, su tratamiento o su mezcla con otras aguas, mientras que los procedentes de materiales y sustancias químicas utilizados en la producción y distribución de agua de consumo se controlan optimizando los procesos o especificando las características de los productos utilizados

Tabla 1 Clasificación de los componentes químicos en función de su origen

Origen de componentes químicos	Ejemplos de orígenes
Origen natural	Rocas, suelos y los efectos del marco geológico y el clima
Fuentes industriales y núcleos habitados	Minería (industrias extractivas) e industrias de fabricación y procesamiento, aguas residuales, residuos sólidos, escorrentía urbana, fugas de combustibles
Actividades agropecuarias	Estiércoles, fertilizantes, prácticas de ganadería intensiva y plaguicidas
Tratamiento del agua o materiales en contacto con el agua de consumo	Coagulantes, SPD, materiales de tuberías
Plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública	Larvicidas utilizados en el control de insectos vectores de enfermedades
Cianobacterias	Lagos eutróficos

Fuente: (Organización Mundial de la Salud, 2006)

2.3 Efectos en la salud provocados por aguas contaminadas

La deficiente calidad tanto físico-química como biológica se asocia directamente con efectos negativos en la salud de la población que la consume. Las enfermedades transmisibles por la contaminación microbiológica del agua son a menudo de una gravedad moderada (infecciones oculares, ópticas, gastrointestinales), pero pueden

llegar a ser más graves (cólera, tifoidea, etc.). En cambio, la contaminación química del agua por arsénico, flúor, plomo y algunos plaguicidas, entre otros agentes, se ha asociado con consecuencias a largo plazo como cáncer, efectos endocrinos, inmunológicos o neurológicos.

La higiene deficiente, principalmente por falta de acceso al agua para uso y consumo humano con y la ausencia de sistemas apropiados de manejo de excretas, se asocian con la contaminación microbiana, probablemente proveniente de las heces fecales humanas y animales, que se filtran o derraman de los sistemas sépticos.

La contaminación química del agua puede incluir una gama de agentes provenientes de desechos urbanos, escorrentías agrícolas e industriales, erosión, disolución de minerales naturales y deposición atmosférica. Actualmente se reconoce al arsénico como el más serio contaminante inorgánico en el agua para beber. En general, las mayores concentraciones de arsénico se encuentran en las aguas subterráneas como resultado de una mayor profundidad de la extracción, como en el caso de la Comarca Lagunera al norte de nuestro país.

Otros contaminantes químicos del agua de interés para la salud humana son los compuestos inorgánicos de mercurio, plaguicidas, hidrocarburos aromáticos policí-clicos (PHA) y residuos de productos farmacéuticos. Si bien se presentan avances, el panorama del control de la contaminación del agua en México requiere de esfuerzos coordinados entre los tres niveles de gobierno y la iniciativa privada para cumplir con las metas propuestas en esta materia.

2.4 Valores de referencia de sustancias químicas en agua de consumo

Actualmente existen un gran número de valores de referencia especialmente identificado para muchos componentes químicos del agua de consumo; el arsénico no es la excepción, diversos organismos a nivel mundial tienen diferentes valores de referencia hacia este metaloide (Tabla 2). Un valor de referencia no es más que la concentración de un componente que no ocasiona ningún riesgo significativo para la salud cuando se consume durante toda una vida considerando la susceptibilidad de las personas.

Tabla 2 Valores de referencia para arsénico

País		As (mg/L)
Comunidad Europea		0.01
Estados Unidos		0.01
Organización Mundial de la Salud		0.01
México	NOM-001-ECOL-1996	0.1, 0.2 (uso agrícola)
	NOM-127-SSA1-1994	0.05 y 0.025 (2006)
	NOM-201-SSA1-2002	0.025

2.4.1 Métodos analíticos para la detección de contaminantes en el agua

En la valoración volumétrica (volumetría), las sustancias químicas se analizan mediante valoración con una solución normalizada. El punto final de la valoración se determina por la aparición de color como resultado de la reacción con un indicador, por la modificación del potencial eléctrico o por un cambio del pH.

Los métodos colorimétricos (colorimetría) se basan en la medición de la intensidad de color de una sustancia química objetivo o producto de la reacción que tiene color. La absorbancia óptica se mide con luz de una longitud de onda adecuada. La concentración se determina mediante una curva de calibración obtenida mediante el análisis de muestras de concentración conocida del analito.

El método ultravioleta (UV) es similar, pero se utiliza luz UV. En el caso de las sustancias iónicas, puede determinarse la concentración del ión mediante un electrodo selectivo de iones. El potencial eléctrico medido es proporcional al logaritmo de la concentración del ión. Algunos compuestos orgánicos absorben cantidades de luz UV (de longitud de onda de 190 a 380 nm) proporcionales a su concentración. La absorción de luz UV es útil para la estimación cualitativa de la presencia de sustancias orgánicas, porque puede haber una correlación fuerte entre este parámetro y el contenido de carbono orgánico.

La espectrometría de absorción atómica (AAS, del inglés «atomic absorption spectrometry») se utiliza para el análisis de metales. Se basa en el hecho de que al hacer pasar luz a través de la muestra vaporizada los átomos en estado fundamental

absorben luz de longitudes de onda que son características de cada elemento. Como la absorción de luz es función de la concentración de átomos en el vapor, el valor de absorbancia medido permite determinar la concentración del analito en la muestra de agua (Martínez, 2005)

En la espectrometría de absorción atómica de llama (FAAS, del inglés «flame atomic absorption spectrometry»), se aspira una muestra al seno de una llama y se atomiza. Se irradia a través de la llama un haz de luz de una lámpara de cátodo hueco del mismo elemento metálico que el analito, y se mide en el detector la cantidad de luz absorbida. Este método es mucho más sensible que otros y no sufre interferencia espectral o de radiación por la presencia de otros elementos. El tratamiento previo es innecesario o es sencillo. No obstante, no es adecuado para el análisis simultáneo de muchos elementos, porque cada analito precisa una fuente de luz diferente (Martínez, 2005).

En la espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP/MS, del inglés «inductively coupled plasma/mass spectrometry») los elementos se atomizan y excitan como en la ICP/AES y se llevan a continuación a un espectrómetro de masas. Una vez en el espectrómetro de masas, se aceleran los iones aplicándoles una tensión eléctrica alta y se hacen pasar a través de una serie de lentes iónicas, un analizador electrostático y, por último, un imán. Variando la potencia del imán se separan los iones en función de la relación entre masa y carga eléctrica y se hacen pasar a través de una rendija al detector que registra únicamente un intervalo de masa atómica muy pequeño en cada momento (Martínez, 2005).

Paralelamente a los desarrollos tecnológicos la detección y cuantificación de compuestos y/o elementos peligrosos a la salud va en desarrollo. Mientras que las determinaciones clásicas como los métodos volumétricos o colorimétricos presentaban un margen de error muy grande, los métodos actuales basados en espectrometría se clasifican al final de la lista debido a su alto nivel de detección y sus otras muchas aplicaciones (Tabla 3). En cuanto a la capacidad de detección del

arsénico y metales pesados los niveles de detección en los métodos espectrofotométricos también presentan diferentes sensibilidades y por consecuencia diferentes límites de detección (Tabla 4).

Tabla 3 Clasificación de métodos analíticos para sustancias

Categoría	Ejemplos de métodos analíticos
1	Método volumétrico, método colorimétrico
2	Método electrolítico
3	Cromatografía iónica
4	Cromatografía líquida de alta resolución (HPLC, del inglés «high-performance liquid chromatography»)
5	Espectrometría de absorción atómica de llama (FAAS, del inglés «flame atomic absorption spectrometry»)
6	Espectrometría de absorción atómica electrotérmica (EAAS, del inglés «electrothermal atomic absorption spectrometry»)
7	Espectrometría de emisión atómica con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP/AES, del inglés « inductively coupled plasma/atomic emission spectrometry»)
8	Espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP/MS, del inglés «inductively coupled plasma/ mass spectrometry»)

(Organización Mundial de la Salud, 2006)

Tabla 4 Capacidad de detección analítica de algunas sustancias inorgánicas

	FAAS	EAAS	ICP	ICP/MS
Arsénico	+(H)	++ +++(H)	++(H)	+++
Bario	+	+++	+++	+++
Boro			++	+++
Cromo	+	+++	+++	+++

(Organización Mundial de la Salud, 2006)

+ El límite de detección está entre el valor de referencia de la OMS y 1/10 de dicho valor.
++ El límite de detección está entre 1/10 y 1/50 del valor de referencia.
+++ El límite de detección es menor que 1/100 del valor de referencia.
# El método analítico puede utilizarse para medir la concentración del valor de referencia, pero es difícil detectar una concentración de 1/10 del valor de referencia.
 El método de detección puede utilizarse para la sustancia.

2.5 Arsénico

2.5.1 Arsénico como elemento

El arsénico es un elemento que se encuentra a lo largo de todo nuestro planeta. Ha sido clasificado químicamente como un metaloide, ya que cuenta con propiedades

tanto de metal como de elemento no-metálico; sin embargo, se le ve más frecuentemente como un metal. El arsénico elemental (arsénico metálico) es un material sólido de color gris acero. En el ambiente el arsénico generalmente se encuentra combinado con otros elementos como por ejemplo oxígeno, cloro y azufre. Combinado con estos elementos se conoce como arsénico inorgánico. Cuando se combina con carbono e hidrógeno se conoce como arsénico orgánico (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, 2007).

La mayoría de los compuestos inorgánicos y orgánicos de arsénico son polvos de color blanco que no se evaporan. No tienen olor y la mayoría no tiene ningún sabor especial. Por esta razón, generalmente no se puede saber si están presentes en los alimentos, el agua o el aire. El arsénico inorgánico existe naturalmente en el suelo y en muchos tipos de rocas, especialmente en minerales que contienen cobre o plomo. Cuando estos minerales se calientan en hornos, la mayor parte del arsénico se elimina a través de la chimenea en forma de un polvo fino que entra a la atmósfera. Las fundiciones pueden recuperar este polvo y remover el arsénico en la forma de un compuesto llamado trióxido de arsénico (As_2O_3) (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, 2007).

Hace algunos años, muchos de los compuestos inorgánicos de arsénico se usaban mayormente como plaguicidas, principalmente en cosechas de algodón y huertos frutales. Actualmente, los compuestos inorgánicos de arsénico no se pueden usar en la agricultura. Sin embargo, los compuestos orgánicos de arsénico, específicamente el ácido cacodílico, el arsenato de metilo bisódico (DSMA) y el arsenato de metilo monosódico (MSMA), aun se usan como plaguicidas, principalmente en algodón. Algunos compuestos orgánicos de arsénico se usan como suplementos en alimentos para animales. Cantidades pequeñas de arsénico metálico se agregan a otros metales para formar mezclas de metales o aleaciones con mejores características físicas. El uso más extenso de las aleaciones de arsénico es en baterías para automóviles. Otro uso importante de los compuestos de arsénico es en semiconductores y en diodos que emiten luz (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, 2007).

2.5.2 Formas de exposición

Debido a que el arsénico se encuentra ampliamente distribuido en el ambiente, nosotros podemos estar expuestos a cierta cantidad de arsénico a través de los alimentos, el agua potable o del aire que respiramos. Los métodos de análisis que usan los científicos para determinar los niveles de arsénico en el ambiente generalmente no determinan la forma específica de arsénico presente. Por lo tanto, no siempre sabemos a qué forma de arsénico puede estar expuesta una persona (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, 2007).

La concentración de arsénico en el suelo varía ampliamente, en general entre aproximadamente 1 y 40 partes de arsénico por millón de partes de suelo (ppm) con un promedio de 3 a 4 ppm. Sin embargo, los suelos cerca de depósitos geológicos ricos en arsénico, cerca de algunas minas y fundiciones, o en áreas agrícolas donde se usaron plaguicidas con arsénico en el pasado, pueden tener niveles de arsénico mucho más altos (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, 2007).

Generalmente, el agua subterránea contiene niveles de arsénico más altos que el agua de superficie. Estudios realizados al agua potable en Estados Unidos indican que cerca del 80% de los suministros de agua tienen menos de 2 ppb de arsénico, pero 2% de los suministros exceden 20 ppb. Los niveles de arsénico en los alimentos varían entre 20 y 140 ppb. Sin embargo, los niveles de arsénico inorgánico, la forma que genera mayor preocupación, son mucho más bajos. Los niveles de arsénico en el aire generalmente varían entre menos de 1 nanogramo hasta cerca de 2,000 nanogramos de arsénico por metro cúbico de aire (menos de 1 hasta 2,000 ng/m^3), dependiendo de la localidad, las condiciones climáticas y el nivel de actividad industrial en el área. Sin embargo, los niveles de arsénico en áreas urbanas generalmente varían entre 20 y 30 ng/m^3 (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, 2007).

2.5.2.1 Origen del arsénico en el agua potable

En América Latina la presencia del arsénico en el ambiente y específicamente en las fuentes de agua para consumo humano se debe en su mayoría a factores naturales de origen geológico (México, Argentina, Chile, Perú) (Sancha et al), así como a la explotación minera y refinación de metales por fundición (Chile, Bolivia y Perú); a procesos electrolíticos de producción de metales de alta calidad como cadmio y cinc (Brasil) y en menor proporción, al empleo de plaguicidas arsenicales orgánicos (México) (Esparza, 2004).

El arsénico, tanto en las aguas superficiales como en las aguas subterráneas, proviene de la disolución de minerales, la erosión y desintegración de rocas, la deposición atmosférica y en forma de aerosoles. En el agua se puede encontrar tanto en su forma trivalente como en su forma pentavalente, según las condiciones del medio. En el agua superficial dominan las formas oxidadas y en el agua subterránea, sobre todo en la más profunda, las formas reducidas.

En el agua de bebida, por lo general el arsénico se encuentra en la forma de arsenato y puede ser absorbido con facilidad en el tracto gastrointestinal en una proporción entre 40 y 100% (Frederick, P., Kenneth, B., Cien- Jen, C., 1994). El arsénico inorgánico ingerido pasa al torrente sanguíneo, donde se enlaza a la hemoglobina y en 24 horas puede encontrarse en el hígado, riñones, pulmones, bazo y piel. Los órganos de mayor almacenamiento son la piel, el hueso y el músculo. Su acumulación en la piel se debe a la fácil reacción con las proteínas (con grupos de sulfihidrílo) (Esparza, 2004).

Los cambios metabólicos del arsénico ocurren esencialmente en el hígado, donde los tioles endógenos tienen un papel crítico en la conversión del As+3 y As+5. Al parecer, el glutation (GSH) actúa como agente reductor. Las formas de As+3 resultantes pueden metilarse (oxidación y formación de metilarsénico (As+5) al aceptar este grupo funcional de la S-adenosilmetionina (ASM). El probable producto final de la metilación continua es el dimetilarsenato (DMA). Las especies de metilarsénico (As+3) y As+3 intermedias en el proceso pueden ser tóxicas e inhibir por

ejemplo a la glutationareductasa (GR), enzima clave en el metabolismo del GSH y cuya acción (GR) es crítica para mantener las reacciones redox (Castro de Esparza, 2004).

2.5.3 Caso especial Bangladesh

Se estima que de los 125 millones de habitantes de este país entre 35 y 77 millones, están en riesgo de consumir agua contaminada con As. Las lesiones en la piel características incluyen cambios en la pigmentación principalmente en la parte superior del pecho, brazos y piernas, y queratosis en las palmas de pies y manos. Estudios realizados en 1997 en este país, se encontró que de los 1630 adultos y niños examinados el 57.5% mostraban lesiones en la piel debido a envenenamiento por As. En otro estudio aproximadamente un tercio de los 7364 pacientes examinados mostraron las mismas lesiones debidas a este elemento (Smith & Lingas, 2000).

Los efectos de la ingesta de agua contaminada con arsénico aparecen lentamente; por esta razón, un asunto más importante que el número de pacientes que actualmente presentan enfermedades causadas por As es el número de personas que desarrollarán estas enfermedades en el futuro como resultado de la continua exposición a esta fuente de arsénico. Aunque las lesiones en la piel aparecen alrededor de diez años después de iniciada la exposición, se han encontrado estas lesiones en niños menores de 10 años, por lo que la rapidez con que aparecen no es fija y depende de la dosis y otros factores no determinados.

En los últimos años han empezado a aparecer una pequeña cantidad de casos de cáncer de piel, debido a que la etapa de latencia es mayor de 20 años después de comenzada la exposición, el hecho de que pocos casos se hayan encontrado provee poca seguridad sobre la futura incidencia de cáncer de piel. El cáncer de piel como otras muchas enfermedades no es fatal si se detecta y trata a tiempo, pero el cáncer interno presenta mortalidades mucho más altas. En el último documento sobre As en agua potable, el Consejo Nacional de Investigaciones (NRC) concluyó que la

exposición a 50 miligramos por litro de agua puede fácilmente resultar en riesgo combinado de cáncer de uno sobre cien (Smith & Lingas, 2000).

2.5.4 Contaminación de aguas subterráneas en América

En Chile. La mayor contaminación ocurre entre los paralelos 1730' y 2605' de latitud sur y entre la longitud oeste 6700' y el Océano Pacífico. En Antofagasta, entre 1955 y 1970 se encontraron niveles de arsénico en el agua con una media de 0,598 mg/L; los valores actuales indican una media de 0,04 mg/L. La población expuesta a la contaminación por arsénico es de alrededor 500.000 habitantes (Castro de Esparza, 2004).

En Perú. En la zona sur existen áreas semidesérticas cuya población bebe agua de los ríos que se originan en los Andes y que fluyen hacia el Océano Pacífico. En algunos de estos ríos se han detectado trazas de arsénico, por ejemplo en el río Locumba (0,5 mg As/L), que atraviesa Puno y Moquegua (Valle de Ilo). La población expuesta a este elemento es de alrededor de 250.000 habitantes (Castro de Esparza, 2004)

En Argentina. La presencia de arsénico en el agua es de origen natural; las aguas subterráneas en las áreas afectadas presentan concentraciones de arsénico variables, que van de valores menores que 0,10 mg/L hasta valores mayores de 1 mg/L. La fuente de arsénico en las capas freáticas de la región central y norte del territorio argentino es de origen volcánico y en menor importancia la contaminación procede de la actividad agrícola (Castro de Esparza, 2004).

En Bolivia, la fuente de agua más importante de la ciudad La Paz antes de llegar a la planta potabilizadora recibe los escurrimientos provenientes de la zona minera de Milluni. En la zona metalúrgica urbanizada, donde se localizan tres pequeñas empresas (Calbol, Hormet y Bustos), se libera al ambiente 0,7% de arsénico (Castro de Esparza, 2004)

En Estados Unidos,más de 350.000 personas beben agua cuyo contenido es mayor que 0,5 mg/L de arsénico y más de 2,5 millones de personas reciben agua

con concentraciones de arsénico mayores a 0,025 mg/L. Es importante conocer la información reportada en América Latina sobre este problema ambiental y de salud pública para así justificar el desarrollo de nuevos procesos de remoción de este elemento, ya que su sola presencia requiere atención a fin de minimizar sus efectos y disminuir el arsenicismo en las zonas afectadas (Castro de Esparza, 2004).

2.5.5 Contaminación de agua subterránea en México.

En México, la presencia de arsénico se debe a que está dentro del cinturón volcánico y tiene suelos ricos en arsénico que contaminan los mantos freáticos. Otra posible fuente de contaminación es el uso de plaguicidas órgano arsenicales que se emplean desde antes de 1945 (Esparza, 2004).

Los primeros antecedentes de la contaminación con arsénico datan de 1962, cuando se notificaron 40 casos graves y una defunción en el sector urbano de Torreón, Coahuila. La presencia de arsénico en el agua de consumo humano es un problema que se presenta en los acuíferos de Durango, Coahuila, Zacatecas, Morelos, Aguas Calientes, Chihuahua, Puebla, Nuevo León, Guanajuato, San Luis Potosí, Sonora y la Región Lagunera, donde se han detectado concentraciones superiores a lo señalado por la NOM-127SSA1 (0,02 mg As/L). Se estima un total de 450.000 habitantes expuestos (Esparza, 2004).

Los estudios sobre arsénico se iniciaron en la Región Lagunera, entre los estados de Durango y Coahuila. En esa zona se encontró envenenamiento crónico con arsénico de carácter endémico y brotes extremos que afectaron a seres humanos y animales (Esparza, 2004).

Un estudio sobre la contaminación con arsénico en 128 pozos de agua en 11 distritos detectó un rango de 0,008 a 0,624 mg/L; más de 50% de las muestras tuvieron niveles mayores de 0,05 mg/L. Se estimó que alrededor de 400 000 individuos estuvieron expuestos al arsénico a través del agua de bebida, con concentraciones mayores de 0,05 mg/L. Estas evidencias permiten suponer que en el mediano plazo el arsénico puede ser un problema de salud pública. De esos grupos, un total de 489,634 habitantes enfrentan un riesgo individual carcinogénico máximo del orden de

$4.5x10^{-2}$ $5.7x10^{-2}$; un total de 609.253 enfrentan un riesgo entre $5.2x10^{-3}$ y $4.1x10^{-2}$ (Esparza, 2004).

En la Región Lagunera se ha encontrado además de otros signos y síntomas de arsenicismo, 0,7% de prevalencia de la enfermedad del pie negro. Con el fin de establecer un sistema de vigilancia epidemiológica en esa región se realizó el proyecto "Identificación de indicadores tempranos de riesgo para la salud derivados de la exposición al arsénico", que incluyó la evaluación del riesgo genotóxico y excreción urinaria de porfirinas y de derivados metilados de arsénico. El proyecto tuvo como propósito orientar las decisiones para establecer medidas de control del arsenicismo (Castro de Esparza, 2004).

2.6 Tratamientos de Agua

Cuando no es posible alcanzar un valor de referencia basado en efectos sobre la salud mediante un tratamiento razonablemente factible, el valor de referencia se designa como provisional y se fija a la concentración que puede alcanzarse razonablemente mediante tratamiento. La captación, tratamiento, almacenamiento y distribución de agua de consumo requieren la adición intencional de numerosas sustancias químicas para mejorar la inocuidad y calidad para los consumidores del agua. Además, el agua está en contacto permanente con tuberías, válvulas, grifos y superficies de depósitos, todos los cuales pueden aportar más sustancias químicas al agua (Organización Mundial de la Salud, 2006).

2.6.1 Tecnologías y procesos para la remoción de Arsénico

En la actualidad son muchas las técnicas que pretenden remover As de agua no solo para el consumo humano sino también en agua destinada a otras actividades como riego agrícola, recreación y efluentes industriales que necesitan este tratamiento para su posterior descarga. A continuación se enlistan y describen algunos tratamientos aplicados para este fin, que incluyen procesos fiscos, químicos y fisicoquímicos.

2.6.1.1 Oxidación

Aun los procesos de remoción de arsénico más eficientes solo pueden retirar de la matriz de agua el arsénico en su estado de oxidación más alto As (V), debido a que el As (III) no presenta carga en un rango de pH menor a 9.2. Por lo tanto resulta indispensable incluir dentro del tratamiento una etapa de oxidación del Arsenito para convertirlo en Arsenato. Los diferentes procesos de oxidación quedan descritos a continuación (Ambrosio, 2005).

- Aireación simple: consiste en hacer pasar corrientes de aire en el agua para lograr incorporar el oxígeno necesario para dicha oxidación, aunque es el proceso más común, existen reportes donde se dice que tiene una eficiencia cercana al 25% en la oxidación de arsénico y además oxida al mismo tiempo las sales férricas en caso de estar presentes.
- Otros agentes oxidantes son sustancias químicas como el cloro, hipoclorito, ozono, permanganato de potasio, peróxido de hidrogeno entre otros. Si se desea aplicar cualquiera de estos compuestos debe considerarse siempre su disponibilidad y costos a la hora de evaluar esta operación.
- Radiación: este es uno de las mejores opciones en cuanto a eficiencia, se puede hacer con generadores de luz UV y además alguno de los productos químicos antes mencionados. Se han reportado eficiencias que van desde el 50% hasta un 80% en estudios pilotos y a pequeñas escalas.

2.6.1.2 Coagulación, filtración y ablandamiento con cal

El proceso de coagulación y filtración es aquel en el que material en suspensión o en forma coloidal se transforma y da como resultado partículas de un tamaño mayor y propensas a ser sedimentables por gravedad o en algunos casos su filtración. En dicho proceso es indispensable la adición de uno o más productos químicos capaces de cambiar las características y propiedades de las cargas superficiales de las moléculas permitiendo la unión entre ellas y dando origen a lo que se conoce como “floc”. Aun en este método resulta indispensable la oxidación de As (III) a As (V). En la mayoría de los casos se seleccionan sales como coagulantes especialmente las que contienen hierro debido a su afinidad con el arsénico (Ambrosio, 2005).

2.6.1.3 Filtración

La filtración convencional es la separación de partículas sólidas al atravesar un medio que retiene estas partículas, este medio puede estar hecho de diferentes materiales, siendo los más comunes: arenas, antracita, carbón activado, telas filtrantes, entre otros (Ambrosio, 2005). Al ser un proceso meramente físico la eficiencia dependerá entonces de:

- Tipo de medio filtrante
- Tasa de filtración (caudal por unidad de superficie)
- Tiempo de contacto
- Sistema de contralavado

2.6.1.4 Adsorción

La adsorción es un proceso de trasferencia de masa donde una sustancia se lleva desde una fase líquida a la superficie de un sólido y queda atrapada por fuerzas físicas o químicas. Este proceso ocurre comúnmente sobre partículas sólidas en medios fijos. Es un fenómeno completamente superficial y por esta razón cuanto mayor sea el área disponible mayor será la acumulación del material (Ambrosio, 2005).

El arsénico puede ser adsorbido en la superficie de diferentes sustancias, por ejemplo:

- Medios especiales basados en alúmina activada.
- Medios especiales basados en adsorbentes con hierro y otros óxidos
- Otros medios como bauxita, hematita, feldespato, laterita, material celuloso, etc.

2.6.1.5 Intercambio iónico

Es un proceso fisicoquímico de intercambio reversible de iones entre una fase líquida y una sólida donde no hay cambio permanente en la estructura del sólido. La solución se pasa a través de un lecho hasta que este se satura y comienza la fuga de contaminantes. En ese momento la resina (fase sólida) debe ser reactivada con una solución regenerante que lleva los contaminantes retenidos para la disposición como

un efluente líquido. Las resinas de intercambio iónico se basan en la utilización de una matriz polimérica de enlace cruzado. Los grupos funcionales cargados se adhieren a la matriz a través de enlaces covalentes que pueden clasificarse en: ácidos fuertes, ácidos débiles, bases fuertes y bases débiles.

Existen resinas de intercambio iónico con propiedades básicas fuertes que se utilizan para la remoción de arsénico en forma ionizada. Las resinas sulfato selectivas convencionales son las más utilizadas para la remoción de arsenatos. Para la remoción de arsenitos las resinas utilizadas son las nitratoselectivas. Actualmente las tecnologías más utilizadas con esta finalidad son las de lecho empacado con regeneración en contracorriente, su mayor ventaja es que minimizan el uso de agente regenerante y aumentan la eficiencia de cada regeneración. Las desventajas más notorias son la gran cantidad de fugas que se pueden presentar y la disposición del efluente tanto de regenerante como de la resina misma (Ambrosio, 2005).

2.6.1.6 Ósmosis inversa

El principio básico de la osmosis inversa es forzar una porción del agua de alimentación a través de una membrana semipermeable por medio de la utilización de una bomba de alta presión. La cantidad de agua de producto es función directa de la presión del agua de alimentación y la temperatura. La principal desventaja de este proceso de remoción es que debido a que el volumen de contaminantes del agua de producto queda en el lado del agua de alimentación del de la membrana es natural que con el tiempo se eleve la concentración y el daño de la membrana es inevitable.

Esta tecnología es utilizada en muchas partes del mundo para la remoción de arsénico desde décadas atrás, en Argentina en los años 70’s se optó por la instalación de estos equipos considerando que además de arsénico las aguas a tratar poseían una salinidad muy elevada por lo que también debía de removerse otra serie de iones. En todos los casos donde se llegaron a presentar concentraciones mayores a las 200 ppm de As se logró llegar a concentraciones alrededor de las 50 ppm que era el límite máximo permisible en esos años (Ambrosio, 2005).

Dependiendo del elemento y su concentración será necesaria la utilización de uno o más tratamientos (Tabla 5). Así mismo los gastos de aplicación de los tratamientos están en función de la calidad del agua que deseamos obtener. Los tratamientos con membranas remueven la mayoría de las sustancias presentes en el agua pero sus gastos de operación e insumos son relativamente altos; caso contrario la cloración, que se utiliza para la eliminación de patógenos en el agua y su aplicación es muy económica pero no ayuda con otros problemas de aseguramiento de calidad del agua.

Tabla 5 Reducción alcanzable mediante tratamiento de la concentración de sustancias químicas

	Cloración	Coagulación	Intercambio de iones	Ablandamiento por precipitación	Alúmina activada	Ozonación	Membranas
Arsénico		+++ <0,005	+++ <0,005	+++ <0,005	+++ <0,005		+++ <0,005
Fluoruro					+++ <1		+++ <1
Manganeso	+++ <0,05	++				+++ <0,05	+++ <0,05
Selenio		++	+++ <0,01		+++<0,01		+++ <0,01
Uranio		++	+++ <0,001	++	+++<0,001		

Fuente: (Organización Mundial de la Salud, 2006)

El significado de los símbolos es el siguiente:
++: 50% o más de reducción de la concentración
+++: 80% o más de reducción de la concentración
Se incluyen en el cuadro únicamente las sustancias químicas de las que se dispone de datos sobre tratamientos. La ausencia de datos en una casilla del cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre su eficacia. Para los procesos más eficaces, el cuadro indica la concentración de la sustancia química, en mg/l, que debería poderse alcanzar.

2.7 Técnica de aglomeración esférica (TAE)

2.7.1 Origen de la Técnica de aglomeración esférica

El fundamento de esta técnica reside en el crecimiento de la fase sólida en un sistema micro-heterogéneo mediante la unión (aglomeración) de partículas. Esta técnica es aplicable para la separación de componentes de un sistema formado por

un sólido y un líquido siempre y cuando dicho solido sea insoluble en el líquido en que está suspendido (Proal, 1997)

Las primeras aplicaciones de esta técnica se dan a principios de los años 50´s por Stock quien logró bajo este proceso la concentración partículas de Bario suspendidas, además encontró que la aglomeración se debe a la adición al sistema de un agente líquido que era adsorbido por las partículas en suspensión (Gonzáles, 2003).

Posteriormente en los años 60´s Fernand realizo trabajos de aglomeración de partículas de carbonato de calcio obteniendo aglomerados con un diámetro cercano a los 2mm; además sugirió prestar especial atención en las dosis de las sustancias unificadora y acondicionadora ya que él consideraba estos dos parámetros como los dos más importantes en el desarrollo de la técnica (Gonzáles, 2003)

Si bien la aglomeración esférica no fue concebida para el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados como se muestra en párrafos anteriores, en la actualidad, Proal y col han logrado buenos resultados es esta área, a continuación se enlista algunos de los más recientes trabajos publicados.

- Eliminación de metales pesados de agua de desecho de una industria alemana; concentraciones residuales por debajo de la normatividad. (Proal y col, 1996).
- En el 2003 Gonzáles estudio la remoción de Fe (+3), Mn (+2), y Zn (+2) aplicando las dos mismas especies de surfactantes e incluyó detergente comercial dentro de la técnica como una opción más de sustancia de superficie activa.
- En el 2009, Antuna en su tesis para obtener el grado de Maestro en ciencias realizó experimentos de remoción de Cadmio y Níquel en soluciones modelos utilizando un surfactante aniónico lineal de tipo comercial.
- También en el 2009, Alvarado, en su tesis para obtener el grado de Maestro en ciencias, llevó a cabo experimentos con la finalidad de remover bajo esta técnica As y Cr de muestras de agua subterránea.

2.7.2 Etapas de la TAE

2.7.2.1 Adsorción

Adsorción, tanto física como química, implica una transferencia de masa de una especie soluble (adsorbato) de la solución hacia la superficie de una fase sólida (adsorbente).

Adsorción física

Si el adsorbato y la superficie del adsorbente interactúan sólo por medio de fuerzas de Van der Waals, se trata de adsorción física. Las moléculas adsorbidas están ligadas débilmente a la superficie y los calores de adsorción son bajos, apenas unas cuantas Kilocalorías, comparables al calor de vaporización del adsorbato. El aumento de la temperatura disminuye considerablemente la adsorción.

Adsorción química

Se da cuando las moléculas adsorbidas reaccionan químicamente con la superficie, en este caso se forman y se rompen enlaces, el calor de adsorción tiene intervalos de valores análogos a los de una reacción química hasta unas 100 Kcal. La adsorción química no va más allá de una monocapa en la superficie.

Cuando el adsorbente es un medio poroso, el transporte del adsorbato hacia el adsorbente se producirá a través de cuatro pasos básicos (Aragon & Thomson, 2005).

1. Transporte de la solución concentrada - El adsorbato es primero transportado de la solución concentrada hasta la capa límite hidrodinámica que rodea el adsorbente. Dependiendo de la velocidad de la solución, este transporte se produce por la difusión o por una mezcla turbulenta.

2. Resistencia externa al transporte (película) – El adsorbato debe entonces pasar a través de la capa límite hidrodinámica a la superficie del adsorbente. Dicho transporte se debe a la difusión molecular, y la distancia que el adsorbato debe viajar, o el espesor de la capa límite, dependerá de la velocidad de la solución.

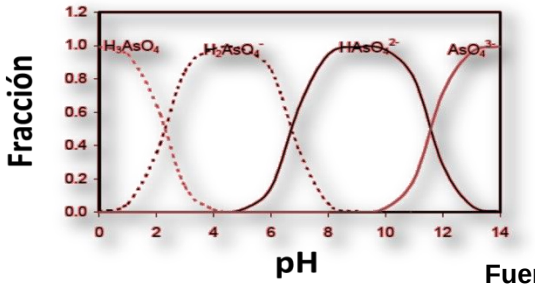
3. Transporte interno (poros) - Este paso se produce después de que el adsorbato ha pasado a través de la capa límite y debe ser transportado a través de los poros a los sitios de adsorción. Este transporte intraparticular puede producirse por difusión molecular a través de la solución en los poros (difusión del poro) o por difusión a lo largo de la superficie del adsorbente (superficie de difusión).

4. Adsorción - El paso final es la inserción del adsorbato en la superficie del adsorbente en los sitios disponibles. Este paso es muy rápido, por lo tanto son los pasos anteriores a la adsorción los que controlarán la velocidad de transferencia de masa.

Remoción de Arsénico por adsorción

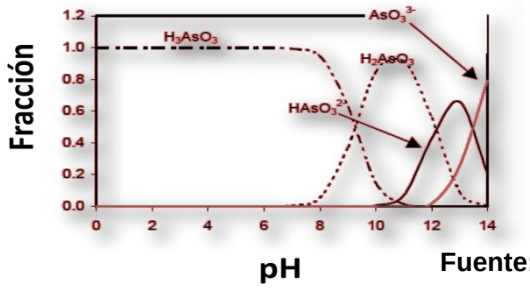
El arsénico puede exhibir propiedades tanto metálicas como no metálicas, además, puede existir en dos estados de oxidación trivalente (+3) y pentavalente (+5). Como consecuencia de lo anterior podemos encontrar al arsénico en el agua en forma inorgánica y orgánica. Para el propósito del presente trabajo la atención se enfocó solo a la forma inorgánica de arsénico disuelto siendo las especies más abundantes el arsénico trivalente comúnmente conocido como Arsenito, As (III), y el Arsenato o As (V) siendo estos dos estados los más comunes en el agua para consumo humano.

Los estados de oxidación son determinados por el pH y las condiciones redox de los sistemas, mientras que las formas de Arsenato dominan a un rango de pH > 2.3, el arsenito se presenta en forma no iónica como H_3AsO_3 a valores de pH por encima de 9 (Ilustraciones 5 y 6). Para comprender mejor este fenómeno se construyeron los diagramas de especiación para arsenato y arsenito con respecto a diferentes valores de pH (Aragon & Thomson, 2005).



Fuente: Aragon & Thomson, 2005

Ilustración 5 Especiación de As (V)



Fuente: Aragon & Thomson, 2005

Ilustración 6 Especiación de As (III)

El Arsenito es generalmente más tóxico y difícil de remover que el arsenato por los métodos convencionales, por lo que la mayoría de estos procesos requieren una etapa de oxidación previa para convertir el As (III) a As (V) y así favorecer su remoción (Aragon & Thomson, 2005). No es el caso del tratamiento de remoción de arsénico por aglomeración esférica ya que un proceso de oxidación previo al tratamiento no representa una diferencia estadísticamente significativa a la hora de cuantificar el arsénico removido (Alvarado, 2009).

Algunas de las más eficientes tecnologías para la remoción de arsénico del agua subterránea requieren de al menos una etapa de adsorción dentro del tratamiento siendo las técnicas más comunes la adsorción sobre alúmina activada y algunos tipos de sales férricas.

Adsorción de arsénico sobre hidróxido férrico

El hidróxido férrico tiene una superficie específica que va de los 250 a 300m^2/g, además posee una porosidad de 75-80 % y al disolverse en agua y llegar hasta el

punto de saturación tiene densidad aparente de 1.32 g/cm^3. Para su utilización en la adsorción de arsénico no se necesita ningún proceso de secado previo. En el proceso de remoción de arsénico con soluciones de hidróxido férrico uno de los factores más importantes es el pH (Aragon & Thomson, 2005).

Otra de las ventajas de utilizar hidróxido férrico es que presenta una menor sensibilidad al pH. Las posibles explicaciones para la mejor capacidad de adsorción de esta sal férrica puede ser su mayor superficie además de su capacidad para formar de manera más rápida enlaces covalentes con las diferentes especies de arsénico presentes y además cuenta con un número muy grande de sitios disponibles como consecuencia de su gran porosidad.

El propósito de la etapa de la adsorción dentro de la técnica de aglomeración esférica es fundamental dado que nos garantiza que los iones de arsénico presentes en la solución sean fijados sobre la superficie del hidróxido férrico quedando así sobre moléculas de un mayor tamaño (coloidal) que aunque siguen siendo sistemas dispersos complejos como se describe más adelante son más susceptibles a ser tratadas en las posteriores etapas (Ilustración 7).

Reacción de formación del coloide

$$\mathrm{As(total)} + \mathrm{FeCl_3} + \mathrm{NaOH} \rightarrow \mathrm{Fe(OH)_3} - -As(total) + Na^+ + Cl^-$$

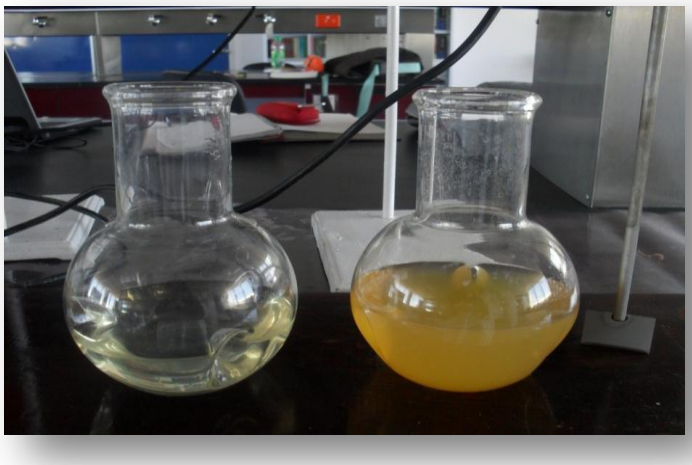
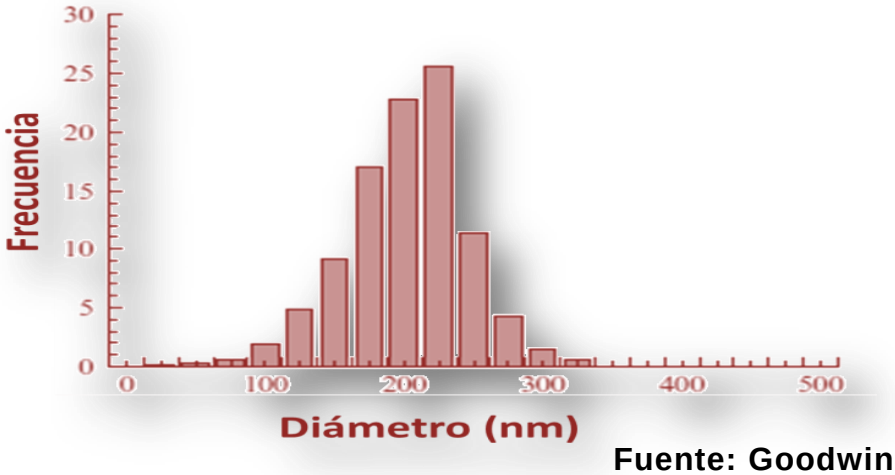


Ilustración 7 Fenómeno de Precipitación – Adsorción

Coloides y sistemas dispersos

Los sistemas coloidales se componen de al menos dos fases, el tamaño de la fase dispersa ha sido tradicionalmente ubicado en una región superior a la atómica pero menor a la sub microscópica, dentro del rango de 1nm a 1mm. Otros requisitos previos para conocer un poco más acerca del comportamiento de los sistemas coloidales es conocer además del tamaño de partícula, la distribución del tamaño, la forma, la carga y las dimensiones de las capas adsorbidas. Cuando hablamos de tamaño de partícula claramente nos referimos al diámetro medio que presenta dicha partícula. Es muy común encontrar graficas donde además del tamaño medio de las partículas en solución también se muestra la frecuencia de las mismas (Ilustración 8), esto nos permite inferir por cálculos matemáticos el área específica superficial (Goodwin, 2004).



Fuente: Goodwin, 2004

Ilustración 8 Distribución del tamaño de partícula en función de su diámetro

Existe una variedad de técnicas disponibles para la determinación del tamaño de partícula; algunos métodos nos dan la distribución completa de los tamaños como en el caso de la gráfica anterior sin embargo algunas otras solo nos dan un valor promedio. Dicho promedio muchas veces no representa en si el tamaño medio sino un valor obtenido por un algoritmo del equipo con el que se está trabajando por lo que es fundamental conocer las características de dicho aparato.

El microscopio electrónico de barrido ó SEM por sus siglas en inglés (Scanning Electron Microscope) es un instrumento que permite la observación y caracterización de la superficie de diversos materiales tanto inorgánicos y orgánicos, como resultado se obtiene información morfológica como puede llegar a ser el tamaño, la forma, la distribución entre otras propiedades importantes relacionadas al tamaño de partícula. Las principales cualidades del SEM son la alta resolución (~100 Å), la gran profundidad de campo que le da apariencia tridimensional a las imágenes y la sencilla preparación de las muestras.

La doble capa eléctrica

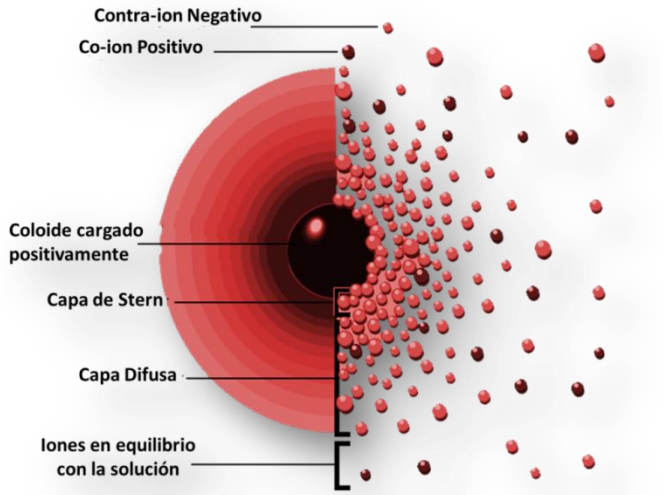
El modelo de la doble capa es un modelo utilizado para visualizar el ambiente iónico alrededor de un coloide cargado y nos sirve para tratar de explicar el comportamiento de las fuerzas electrostáticas tanto de atracción como repulsión entre los iones y el coloide. La forma más fácil de entender este modelo es explicando cada uno de los diferentes fenómenos que se presentan alrededor de un solo coloide cargado positivamente y que a su vez está rodeado por cierta cantidad de iones con cargas propias que en un momento dado pretenden interactuar con dicho coloide (Zeta-Meter, Inc., 1993).

En primer lugar está el efecto del coloide sobre los iones negativos en la solución, a los que también se conoce como contraiones. Inicialmente la carga positiva del coloide causa que algunos de los iones positivos que se encuentran a su alrededor se sientan atraídos por la diferencia de sus cargas, lo que causa que un número de iones positivos queden unidos a la superficie del coloide formando una capa rígida conocida como la capa de Stern.

Posteriormente, otros iones positivos siguen siendo atraídos hacia el coloide negativo pero ahora se encuentran con una fuerza de repulsión ocasionada por la capa positiva de Stern así como por otros iones positivos que al igual que estos están intentando aproximarse al coloide.

Como resultado se obtiene un equilibrio dinámico consecuencia de la formación de una capa difusa de contraiones. En seguida la capa difusa de iones positivos tiene un incremento en su concentración cerca del coloide y que va disminuyendo conforme aumenta dicha distancia hasta alcanzar un equilibrio con el resto de los contraiones de la solución.

En un fenómeno similar pero en sentido contrario ocurre con los iones negativos alrededor de la superficie del coloide, porque son repelidos por la negatividad del coloide. Los iones negativos son llamados coiones porque presentan la misma carga que el coloide; su concentración aumenta gradualmente por la repulsión del coloide y posteriormente son atraídos por los contraiones hasta alcanzar un equilibrio en la concentración (Ilustración 9).



Fuente: Zeta-Meter, Inc., 1993

Ilustración 9 Modelo de la doble capa eléctrica

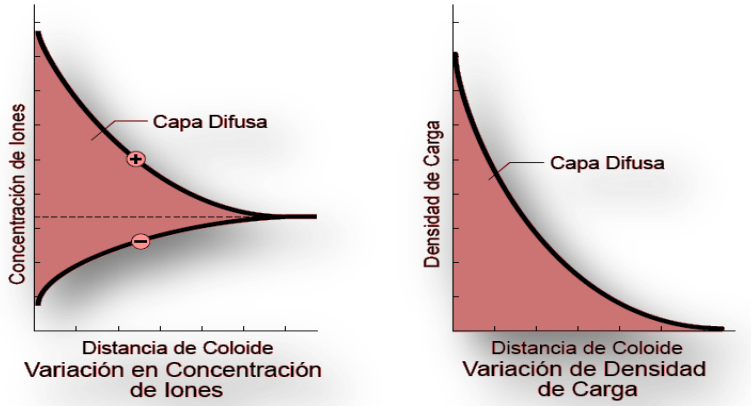
Espesor de la doble capa

La capa difusa como se visualizó anteriormente es como una atmosfera cargada que rodea al coloide. A cierta distancia de la superficie la densidad de las cargas es igual a la diferencia en la concentración de iones positivos y negativos en ese punto. La densidad de carga es muy grande cerca del coloide y disminuye rápidamente al alejarse del coloide hasta llegar a un punto en que las concentraciones de iones

positivos y negativos se equilibran. Nosotros podemos manipular el espesor de la doble capa eléctrica recurriendo a dos factores principales (Zeta-Meter, Inc., 1993).

El factor principal que afecta el espesor de la doble capa es la concentración de iones en solución (Ilustración 10). Una alta concentración de iones positivos significa más iones disponibles para neutralizar la carga del coloide lo que da como resultado una doble capa muy delgada. Caso contrario si disminuimos la concentración de iones positivos, por ejemplo por dilución, reducimos el número de iones positivos y obtenemos como resultado una doble capa más gruesa.

Otro factor determinante en el espesor de la doble capa es el tipo de contraiones en la solución. Cuando hablamos de tipo nos referimos específicamente a la valencia del contraion. Por ejemplo una misma concentración de iones de aluminio (Al^{+3}) es mucho más efectiva que los iones de sodio (Na^{+}) al momento de neutralizar la carga del coloide lo que nos da como consecuencia una doble capa más delgada.



Fuente: Zeta-Meter, Inc., 1993

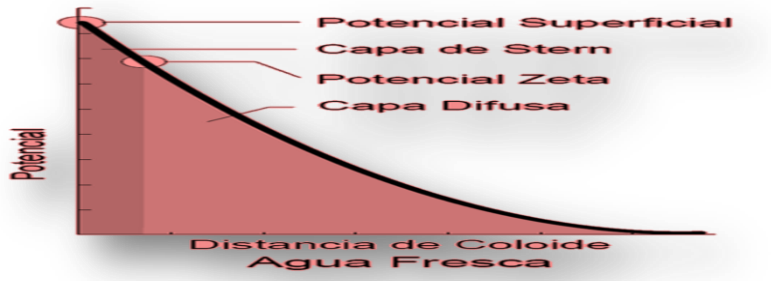
Ilustración 10 Reducción del espesor de la doble capa eléctrica

Potencial Z

El coloide y su respectiva atmosfera cargada producen un potencial a través de la capa difusa, dicho potencial que es muy grande en la superficie y disminuye progresivamente con la distancia aproximándose a cero fuera de la doble capa. La curva de potencial es muy utilizada porque indica la fuerza de repulsión entre los coloides y la distancia en la que esas fuerzas interactúan (Zeta-Meter, Inc., 1993).

Un punto de particular interés en la curva es el potencial en la unión de la capa de Stern y la capa difusa, el potencial en este punto específico se conoce como potencial Z. Esta es una característica importante porque el potencial Z puede ser medido de una forma relativamente simple, mientras que el potencial de superficie no. El potencial Z es una herramienta importante en el control de la coagulación debido a que una variación en este potencial indica cambios en las fuerzas repulsivas entre los coloides.

La relación entre el potencial Z y el de la superficie depende del espesor de la doble capa, por ejemplo un agua con bajo nivel de solidos disueltos que usualmente encontraríamos después de un tratamiento, se caracteriza por tener una doble capa relativamente grande, en este caso el potencial Z es una buena aproximación del potencial de superficie. La situación cambia completamente cuando hablamos de aguas con altas concentraciones de sales o sólidos en solución, debido a, como se mencionó antes, el incremento en la concentración de iones lo que causa una compresión de la doble capa y en este caso el potencial Z es solo una fracción del potencial de superficie (Ilustración 11).



Fuente: Zeta-Meter, Inc., 1993

Ilustración 11 Potencial Z

2.7.2.2 Hidrofobización

Surfactantes

Los surfactantes son compuestos que se concentran o acumulan en la interface entre dos medios (entendiéndose como **interface** la frontera entre dos fases condensadas, es decir dos líquidos, o un líquido y un sólido), alterando la tensión superficial.

Poseen una constitución molecular típica, esencialmente lineal y asimétrica, con dos partes notablemente diferentes, una parte o zona polar que tiene afinidad para los solventes polares, particularmente el agua, mientras que la parte apolar (no polar) tiene afinidad para los solventes orgánicos, en particular los hidrocarburos, aceites o grasas, o simplemente está repelida por el agua. Por esta razón la parte polar se denomina también **hidrofílica**, mientras que a la parte apolar le corresponde el calificativo de **lipofílico** o **hidrófobo** (Salager & Fernandez, 2004)**.**

La parte hidrófoba es una cadena alifática, lineal o ramificada, conteniendo en general entre 8 y 18 carbonos (Ilustración 12). En los productos naturales y en los de transformación química predominan las cadenas no ramificadas. Por su parte, el resto hidrófilo, determinante de la solubilidad en agua, puede ser un grupo polar de carácter ácido tal como un grupo sulfato, sulfonato o carboxilato, o de carácter básico como una amina, una sal de amonio cuaternario o el ion piridinio, también puede ser un grupo polar no iónico (Zafón, 2007).

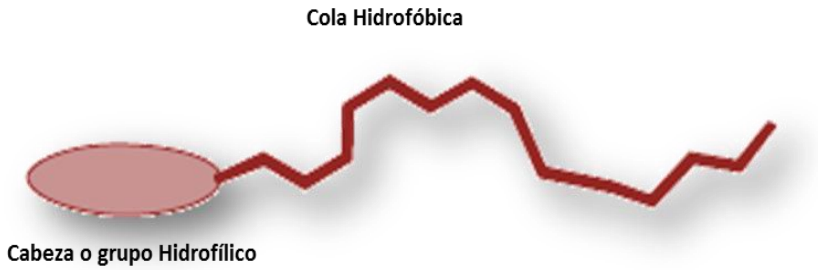


Ilustración 12 Ilustración esquemática de un surfactante

Dada su estructura, los surfactantes presentan afinidad de cada parte de la molécula hacia una fase de distinta polaridad y al concentrarse en la superficie del líquido, disminuyen la tensión superficial del mismo. Por ello, presentan propiedades tales como la formación de emulsiones, humectación, dispersión, detergencia y/o solubilización. Los surfactantes ya sean naturales o sintéticos, cambian la solubilidad y el estado de otros constituyentes presentes en el medio, y lo organizan formando diferentes microestructuras que se describirán más adelante.

Sobre las propiedades surfactantes de un compuesto influyen, además de la propia naturaleza del grupo hidrófilo, la situación que éste ocupa en la molécula (Zafón, 2007). En principio se pueden distinguir:

- Posición terminal: la estructura molecular es polar y totalmente asimétrica. El grupo hidrófilo puede estar unido directamente al hidrófobo, o entre ambos puede existir un resto de carácter alifático o aromático.
- Posición central: el grupo hidrófilo se intercala en cualquier punto de la cadena hidrófoba, aunque si en ella existen puntos reactivos (enlaces dobles, grupos hidroxilo, etc.) tiende a ocupar esos lugares. De todas formas, conforme el grupo hidrófilo está más centrado en la cadena, tanto más se ve mermada la capacidad detergente del surfactante.
- Varios grupos hidrófilos: en una cadena pueden estar presentes varios grupos hidrófilos, lo que exalta notablemente la solubilidad del surfactante en agua. Sin embargo esta estructura proporciona propiedades dispersantes al surfactante.

Debido a su doble afinidad, esta molécula no se encuentra "cómoda" ni en solvente polar, ni en solvente orgánico. Para satisfacer ambos tipos de afinidades, el grupo polar debe estar cobijado por un solvente polar, mientras que el grupo apolar debe encontrarse en un solvente orgánico, o por lo menos fuera del solvente polar. Tales condiciones ocurren solamente en la interface.

El nombre Surfactante surge como contracción de las palabras inglesas "surface-active substances". Según su acción o aplicación los surfactantes pueden llamarse también jabones, emulsionantes, desemulsionantes, espumantes, dispersantes, etc. Adicionalmente ciertos anfífilos pueden producir estructuras moleculares tales como microemulsiones, cristales líquidos, geles o membranas.

Prácticamente todas las aplicaciones provienen de las propiedades de los surfactantes en solución y de su capacidad de adsorberse en una superficie o interface. Eso ocurre si ambas partes de la molécula de anfífilo tienen una fuerte caracterización polar o apolar. Por ejemplo el dodecil benceno sulfonato de sodio es un anfífilo porque tiene un grupo polar y un grupo apolar. Pero posee una parte

apolar (dodecilbenceno) netamente incompatible con el agua, y un grupo polar (sulfonato) muy ionizado, y por tanto muy afín al agua. En consecuencia se ubica en la interface para que su grupo polar este en agua y su grupo apolar fuera de ella, es decir es un surfactante.

No es el caso del tolueno sulfonato de sodio que tiene un grupo apolar (tolueno) con una "cola" muy corta, por lo que no es muy hidrófoba. En consecuencia el efecto hidrófobo que empuje el grupo apolar fuera del agua no es suficiente, y por tanto esta sustancia, aunque anfífila, no se adsorbe en la interface y no es un surfactante, sino que queda soluble en agua para satisfacer la fuerte afinidad del grupo sulfonato para el agua. Se le ha dado el nombre de **hidrótropo** (de ***tropos***= tornar) ya que se usa para facilitar la solubilidad en agua de otras sustancias.

Clasificación

Atendiendo a su carga, los surfactantes se clasifican en cuatro grandes grupos (Zafón, 2007):

Surfactantes aniónicos

Los surfactantes aniónicos se caracterizan por tener un grupo hidrófilo cargado negativamente. Los más antiguos y conocidos son los jabones. Suelen distinguirse las siguientes familias: alquilbencenosulfonatos (alkylbenzenesulfonates, ABS), sulfatos de alquilo (alkyl sulfates, AS), sulfatos de éteres de alquilo o laurilo (alkyl or laurylether sulfates, AES o LES), sulfatos de éter alquilfenólicos (alkyl phenol ether sulfates, APES), sulfonatos de olefina (olefinsulfonates, AOS), sulfonatos de alquilo, sulfonatos de ácidos grasos (iónicos y ésteres de alquilo), mono y di-alquilsulfosuccinatos y sulfonatos derivados del petróleo.

Surfactantes catiónicos

Los surfactantes catiónicos son los que tienen un grupo hidrófilo de carácter básico. Suelen agruparse en ácidos grasos de amida, amidoaminas, imidazolinas, derivados del petróleo, nitrilos cíclicos alifáticos, aromáticos, compuestos no nitrogenados, poliméricos catiónicos y óxidos de amina.

Surfactantes no iónicos

En los surfactantes no iónicos la parte hidrófila de la molécula es casi siempre una cadena de unidades de óxido de etileno (ethylene oxide, EO). Los grupos éter le proporcionan la polaridad necesaria para garantizar su solubilidad en agua por aceptación de puentes de hidrógeno. Los surfactantes no iónicos más importantes son los etoxilados, los cuales se producen por condensación de óxido de etileno con alquilfenoles o alcoholes.

Surfactantes anfóteros

Son compuestos con estructura de ion doble, esto es, presentan simultáneamente una carga positiva y otra negativa sobre la misma molécula. Pueden comportarse como aniónicos o como catiónicos, dependiendo del pH. A pH cercanos a 7 son menos irritantes que los surfactantes catiónicos y aniónicos, y se utilizan en champús suaves. La formulación de estos productos es complicada por la posible precipitación del surfactante anfótero cuando el pH está próximo a su punto isoeléctrico.

Escala HLB

La selección de un surfactante específico depende directamente del propósito que buscamos, ya sea la formación de emulsiones, humectación, detergencia u otro (Tabla 7); para facilitar la selección correcta de los diversos surfactantes existe una escala semiempirica llamada escala de balance hidrofílico-lipofíbico o HLB. Esta escala se basa en el porcentaje relativo de grupos hidrofilicos con lipofilicos (hidrofobicos) en una molécula de surfactante lo que nos da un valor numérico fácil de identificar (Tabla 8) (Tadros, 2005).

Tabla 6 Resumen de rangos HLB y sus aplicaciones

Rango HLB	Aplicación
3–6	Emulsificador Agua/Aceite
7–9	Agente humectante
8–18	Emulsificador Aceite/Agua
13–15	Detergente

Fuente: Tadros, 2005

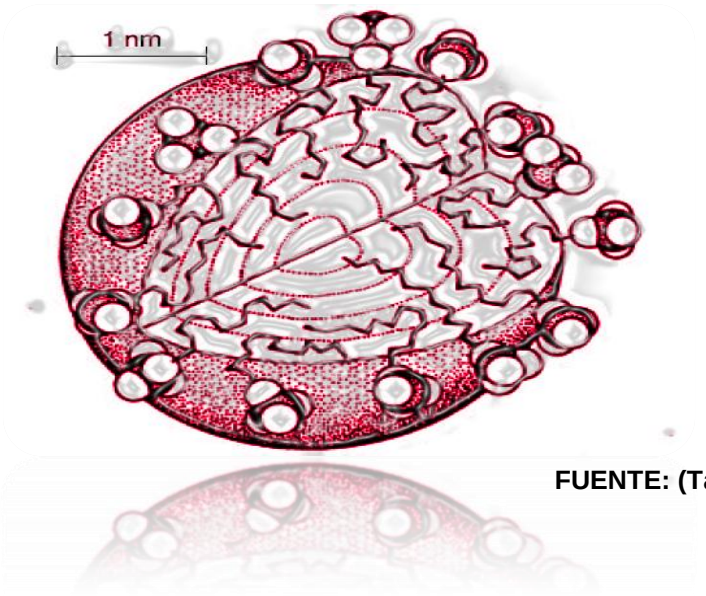
Tabla 7 Valores HLB para surfactantes comunes

Grupo		HLB numero
	Hidrofílico	
$-SO_4Na^+$		38.7
-COO-		21.2
-COONa		19.1
N(Amina terciaria)		9.4
Ester (anillo sorbitán)		6.8
-O-		1.3
CH- (anillo sorbitán)		0.5
	Lipofílico	
(-CH-), ($-CH_2$ -), CH_3		0.475
	derivados	
-CH2-CH2-O		0.33
$-CH_2-CH_2-CH_2-O-$		—0.15

Fuente: (Tadros, 2005)

Micelas

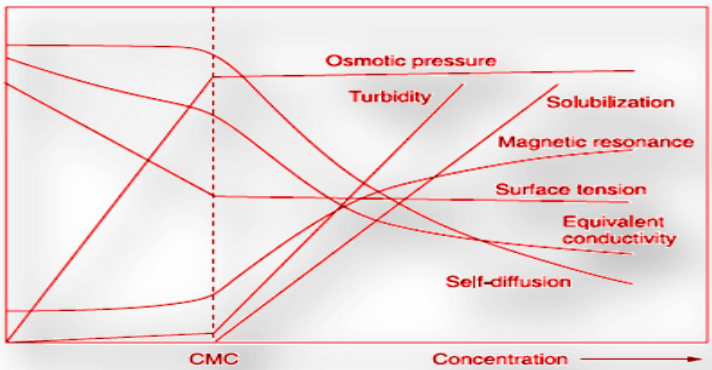
Cuando las moléculas de tensoactivos o los iones se agrupan entre si se forman las llamadas “micelas” que son agrupaciones de tamaño donde las colas hidrófobas se agrupan en el interior de dichas moléculas protegidas por sus cabezas polares (Ilustración 13).



FUENTE: (Tadros, 2005)

Ilustración 13 Micela normal

La concentración a que este fenómeno de asociación ocurre se conoce como concentración micelar crítica o CMC por sus siglas en inglés (critical micelle concentration). La técnica más común para la determinación de la CMC es monitorear la tensión superficial, cuando se aumenta la concentración de surfactante la tensión superficial va en descenso prácticamente de forma lineal hasta llegar a un punto en que con el aumento de la concentración de surfactante la variación en la tensión superficial es casi nula (Ilustración 14) (Tadros, 2005).



Fuente: (Tadros, 2005)

Ilustración 14 Identificación de la C.M.C

Cada molécula surfactante presenta una CMC propia (Tabla 9), determinada por las propiedades mismas del surfactante, la temperatura y la cantidad de electrolitos en solución.

Tabla 9 C.M.C. para agentes surfactantes comunes

Surface active agent	C.M.C.(moldm^{C3})
(A)Anionic	
Sodiumoctyl-l-sulphate	$1{:}30\times10^{-1}$
Sodiumdecyl-l-sulphate	$3{:}32\times10^{-2}$
Sodiumdodecyl-l-sulphate	$8{:}39\times10^{-3}$
Sodiumtetradecyl-l-sulphate	$2{:}05\times10^{-3}$
(B)Cationic	
Octyltrimethylammoniumbromide	$1{:}30\times10^{-1}$
Decetryltrimethylammoniumbromide	$6{:}46\times10^{-2}$
Dodecyltrimethylammoniumbromide	$1{:}56\times10^{-2}$
Hexacetyltrimethylammoniumbromide	$9{:}20\times10^{-4}$

(C)Nonionic	
Octylhexaoxyethyleneglycolmonoether C_8E_6	$9{:}80\times10^{-3}$
Decylhexaoxyethyleneglycolmonoether $C_{10}E_6$	$9{:}00\times10^{-4}$
Decylnonaoxyethyleneglycolmonoether $C_{10}E_9$	$1{:}30\times10^{-3}$
Dodecylhexaoxyethyleneglycolmonoether $C_{12}E_6$	$8{:}70\times10^{-5}$
Octylphenylhexaoxyethyleneglycolmonoether C_8E_6	$2{:}05\times10^{-4}$

Fuente: (Tadros, 2005)

Hidrofobización dentro de la TAE

Si recordamos las ramificaciones lineales del surfactante son no polares por lo que la unión de estas se asemejan a una gota de aceite. Dentro de la TAE nuestra meta no es llegar a la formación de micelas sino el promover que las cabezas polares que presentan una carga negativa al quedar adsorbidas en la interface dejen expuestas las colas no polares logrando así que los coloides no se encuentren “cómodos” en la solución y quieran migrar hacia un medio no polar facilitando su separación. A las moléculas formadas después de la adsorción de las cabezas polares se les conoce como micelas invertidas (Ilustración 15).

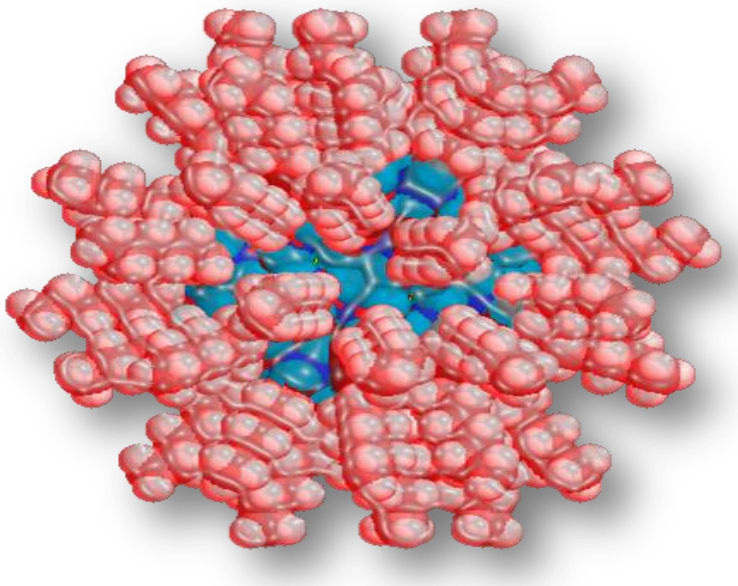


Ilustración 15 Micela invertida

Las micelas invertidas se forman con una concentración de surfactante debajo de la C.M.C. es por esta razón que la concentración de surfactante es fundamental para la adecuación de los coloides para las etapas subsiguientes de la TAE, ya que aquí garantizamos la hidrofobización de los precipitados y promovemos la inestabilidad de la matriz acuosa. A simple vista podríamos observar en caso de que los extractos presenten una concentración suficiente de surfactante una espuma estable en la parte superior de la solución, misma que será tratada en la etapa siguiente con la finalidad de hacer susceptible de separación a los remanentes de extractos en la solución y avanzar otro paso hacia la meta de obtener un agua sin presencia de agentes externos.

2.7.2.3 Humectación

La humectación del sistema coloidal es una etapa indispensable dentro de la TAE dado que nos permite eliminar las moléculas de agua que pudieron quedar atrapadas dentro de los coloides hidrofobizados; además de que el agente humectante (n-heptano) actúa de forma paralela como agente colector, dadas sus características no polares, promueve el viaje de los coloides del medio polar hacia el no polar.

Es esencial para la formación de los aglomerados humectar las superficies tanto externa como interna. La humectación es un fenómeno interfacial en donde un fluido desplaza a otro de forma parcial o total de la superficie de un sólido; el parámetro más utilizado para describir la humectación es el ángulo de contacto mismo que se describe a continuación.

Angulo de contacto:

Cuando un volumen de líquido entra en contacto con la superficie de un sólido tiende a cubrir cierta área o permanecer en forma discreta como una gota. El ángulo de contacto θ (Ilustración 16) es el ángulo formado entre los planos tangentes de la superficie del sólido y el perímetro de mojado del líquido. La medición del ángulo de contacto es uno de los argumentos que nos ayudad a conocer el equilibrio termodinámico. En otras palabras el conocer el ángulo de contacto nos dirá de forma indirecta que tan humectada esta la superficie del solido por el líquido.

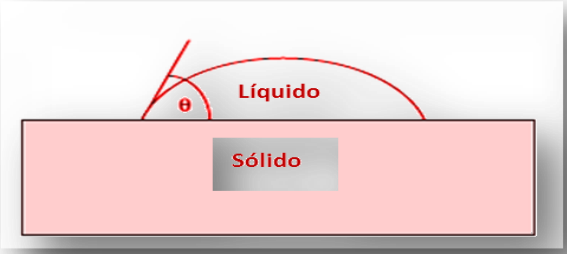


Ilustración 16 Angulo de contacto

Si tomamos la condición donde el ángulo de contacto sea cercano a cero, entonces la superficie estará completamente humectada por el líquido; si el valor del ángulo de contacto es ≥ 90° entonces las gotas de líquido no se distribuyen tan fácilmente por la superficie, lo que lleva a una humectación menor cuando el ángulo de contacto es cada vez mayor. Este fenómeno está regido principalmente por las características de la superficie del solido (Tabla 9).

Tabla 8 Ángulos de contacto para diferentes sólidos

Superficie	Angulo de contacto θ (°)
PTFE (Teflón)	112
Papel parafilm	110
polietileno	103
Piel humana	75-90
Vidrio	0

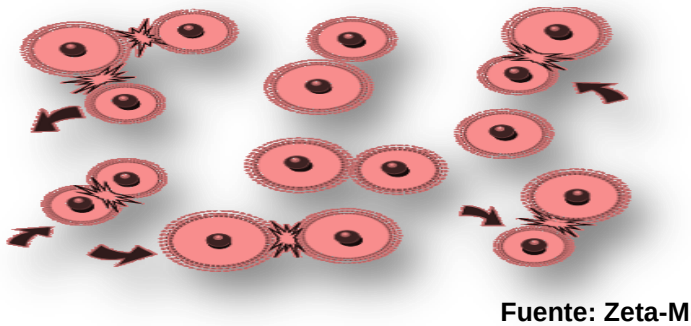
Fuente: (Tadros, 2005)

2.7.2.4 Aglomeración

Para facilitar la asimilación del concepto de aglomeración es recomendable tratar de entender como los coloides interactúan individualmente unos con otros. El ejemplo clásico para observar la importancia de una efectiva aglomeración es comparar una muestra de agua turbia donde las partículas en solución presentan un tamaño que va de los 0.01 a las 100 micras, bajo estas condiciones las partículas a retirar son fáciles de sedimentar, lo que nos lleva a un tratamiento relativamente simple y de bajo costo. Por otro lado un sistema coloidal cuyo tamaño de partícula va de los 0.01 a los 5 micras representan un verdadero reto para las plantas de tratamiento de agua

ya que debido a su tamaño y peso si se pensara en una separación por sedimentación encontraríamos tres problemas principales: en primer lugar los tiempos para su sedimentación resultarían extremadamente largos, en el caso de lograr su sedimentación con cualquier agitación por mínima que sea los coloides regresarían a estar disueltos en el agua y por ultimo si se pensara en una filtración convencional esto sería prácticamente imposible dado que escapan muy fácilmente por la mayoría de los medios filtrantes.

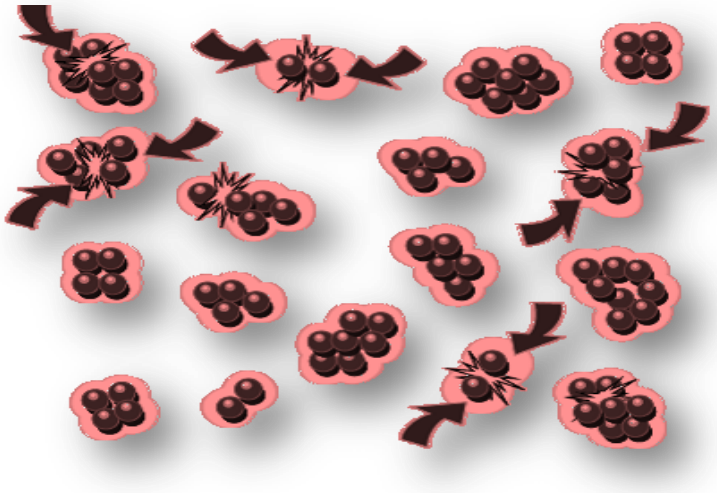
En soluciones acuosas el comportamiento de los coloides están fuertemente influenciados por sus cargas electrocinéticas, es decir, dado que cada coloide presenta una carga (usualmente negativa) y si recordamos que dos partículas de igual carga al estar cerca tienden a repelerse esto reduce las posibilidades de lograr una efectiva aglomeración, más bien los coloides seguirán como un sistema disperso hasta que esta condición logre ser cambiada (Ilustración 17).



Fuente: Zeta-Meter, Inc., 1993

Ilustración 17 Repulsión electrostática

Por otra parte si logramos reducir o en el mejor de los casos eliminar las cargas que hacen que se repelan las partículas lograremos que los coloides se puedan unir unos a otros formando en primera instancia pequeños grupos hasta llegar a partículas de mayor tamaño que se vuelven visibles lo que las hace fáciles de sedimentar o filtrar y nos garantiza un tratamiento más completo (Ilustración 18).



Fuente: Zeta-Meter, Inc., 1993

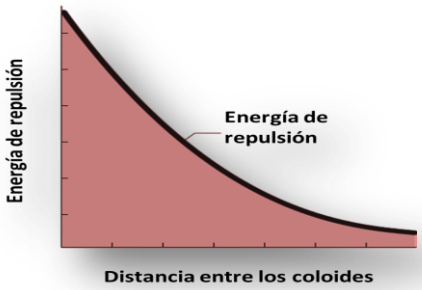
Ilustración 18 Aglomeración de partículas sin carga eléctrica

Balance de Fuerzas opuestas

La teoría de **DVLO** (Derjaguin, Landau, Verwery y Overbeek) es la forma más utilizada de describir cómo interactúan las moléculas presentes en una solución. Esta teoría explica de una manera sencilla el fenómeno de coagulación en función de dos únicas fuerzas, una de repulsión dominada por las propiedades electrostáticas de las partículas y otra fuerza de atracción regida por fuerzas intermoleculares de van der Waals. El balance entre estas fuerzas dentro de la industria es un factor determinante no solo en tratamiento de agua sino en muchos otros procesos donde se pretende no solo aglomerar sustancias sino también el garantizar la heterogeneidad de diversos sistemas.

Repulsión

La repulsión electrostática se da a medida que dos partículas de igual carga aproximan una a la otra hasta un punto en que sus dobles capas eléctricas comienzan a “empalmar”. A medida que las partículas se aproximan la cantidad de energía que se requiere para mantenerlas juntas se incrementa rápidamente. Para visualizar de mejor manera este fenómeno la teoría DVLO utiliza una curva positiva para indicar la cantidad de energía de repulsión entre dichas partículas en función de la distancia entre ellas (Ilustración 19).



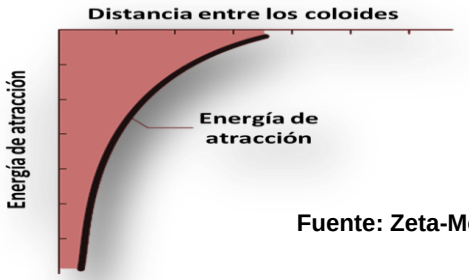
Fuente: Zeta-Meter, Inc., 1993

Ilustración 19 Curva de repulsión electrostática

El punto máximo en esta curva se relaciona con el potencial de superficie influenciado por el tamaño del coloide y las diferentes cargas en su superficie así mismo como el espesor de la atmosfera electrostática que lo rodea.

Atracción

La atracción de van der Waals entre dos coloides es el resultado de fuerzas de atracción entre moléculas individuales de cada coloide. El efecto de estas fuerzas es aditivo, es decir, una molécula del primer coloide es atraída por fuerzas de van der Waals de cada molécula en el segundo coloide (Ilustración 20).

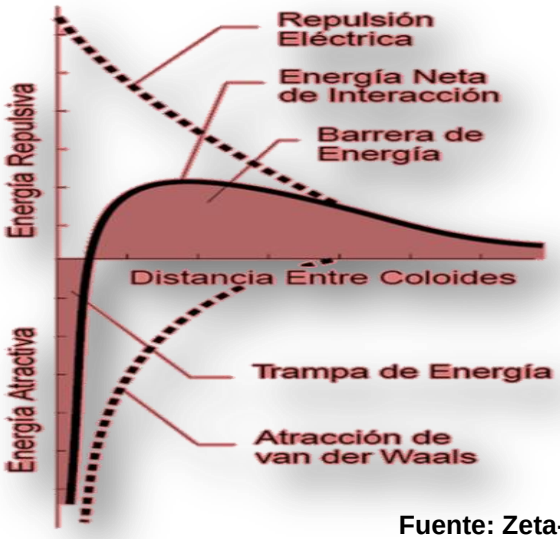


Fuente: Zeta-Meter, Inc., 1993

Ilustración 20 Curva de atracción de van der Waals

Esto se repite en cada molécula del primer coloide por lo que el total de fuerzas es la sumatoria de todas ellas. Este fenómeno se describe con una curva negativa de energía y al igual que la energía de repulsión es función de la distancia entre los coloides.

La teoría de DVLO combina las curvas de atracción de van der Waals y la curva de repulsión electrostática para explicar la tendencia de los coloides para seguir como un sistema disperso o llegar a aglomerar. La combinación de las curvas da origen a un nuevo grafico conocido como **energía de interacción neta** (Ilustración 21). A cada distancia la menor cantidad de energía es retirada de la mayor para obtener una energía de interacción neta. Este valor neto se grafica encima de los gráficos de repulsión y atracción para formar una nueva curva.



Fuente: Zeta-Meter, Inc., 1993

Ilustración 21 Energía de interacción neta

Como se puede observar en la gráfica anterior la curva de interacción neta pueda cambiar de atracción a repulsión con solo incrementar la distancia entre las partículas. Al área de repulsión también se le conoce como **barrera energética** y su punto máximo nos indica cuan resistente es un sistema para coagular.

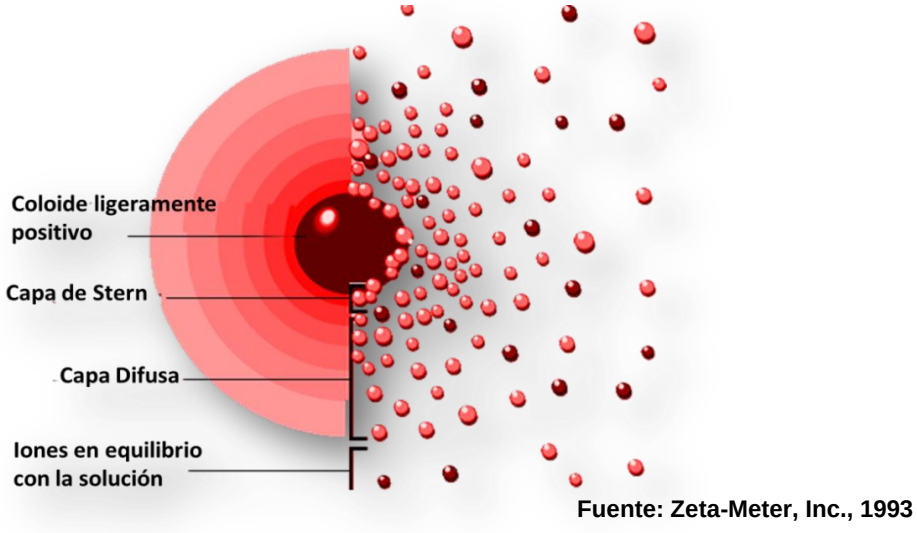
En el caso de la aglomeración, dos partículas que se mueven directamente una hacia la otra en curso de colisión deben tener la suficiente energía para atravesar esta barrera, es por esta razón que la velocidad de agitación es un factor determinante en la etapa de aglomeración ya que nos proporcionara la cantidad de colisiones necesarias para este fin. Después de que la barrera de energía es saltada, la energía de interacción neta es atractiva; en esta sección de la curva no encontramos más

fuerzas repulsivas y el resultado es la aglomeración de las partículas; a la región donde todas las fuerzas son atractivas también se le conoce como **trampa de energía** ya que se considera que en este punto todos los coloides quedan atrapados por fuerzas de van der Waals.

En esta etapa de la técnica lo que se busca es reducir la barrera de energía mediante la adición de $CaCl_3$ con la finalidad de reducir la carga superficial de la partícula y por subsiguiente el potencial zeta. Como se mencionó anteriormente el potencial zeta nos indica de una manera indirecta la carga superficial de la partícula por lo que esta es una buena herramienta en el control de la neutralización de cargas. El propósito de esta etapa no es reducir la energía superficial hasta cero sino bajarla hasta un punto en que la velocidad de agitación le permita a los coloides de la solución atravesar la barrera energética y les permita agruparse.

Neutralización de cargas

En el caso del $CaCl_3$ su trabajo se desarrolla a través de la **neutralización de cargas**. Este fenómeno implica la adsorción de las cargas positivas del compuesto en la superficie formada por las colas hidrofóbicas que rodean al coloide hasta cubrirlas por completo y lograr neutralizar la carga de dichas terminaciones dando como resultado una carga neta cercana a cero (Ilustración 22).



Fuente: Zeta-Meter, Inc., 1993

Ilustración 22 Reducción y neutralización de cargas

La neutralización de cargas es una característica fundamental de la técnica de aglomeración esférica ya que nos garantiza que los coloides al momento de no tener carga se vuelvan insolubles en medios acuosos esto significa que aprisionamos el arsénico en un medio solido insoluble y fácil de disponer.

2.8 Agave durangensis

2.8.1 Distribución del genero *Agave*

Los agaves se desarrollan a lo largo y ancho del territorio mexicano, principalmente en zonas áridas y semiáridas, formando así una parte importante de la vegetación de matorrales de tipo xerófilo. Debido a su localización geográfica y al clima predominante, la escasez de agua es una constante, las diferentes especies de agave crearon un sistema de almacenamiento de agua muy particular, para conservar la mayor cantidad y captarla de una forma muy rápida, en sus hojas cuentan con un tejido esponjoso donde este líquido queda protegido de la evaporación y por si fuera poco también poseen una capa superficial de cera. También llevan a cabo el metabolismo acido crasuláceo, lo que les permite ahorrar agua una vez que capturan el CO_2, esta función es realizada de noche para no perder agua como consecuencia de mantener abiertos los estomas durante el día y con el clima seco.

Otra peculiaridad de estas plantas es la forma en que compiten entre sí tanto por el territorio como por el agua y nutrientes. Estos organismos producen ciertas sustancias químicas producto de su metabolismo que son capaces de dañar a otras plantas; de esta forma dominan el territorio y como consecuencia de esta competencia llevan una distribución espacial en forma de islas con una densidad de plantas de una sola especie. Los agaves son plantas perennes, con hojas dispuestas en espiral y arregladas en rosetas en el ápice de un tallo, el cual puede ser corto y apenas sobre pasa unos centímetros del suelo, o bien, ser largo y erecto, en este caso llega a medir hasta tres metros de altura; en varias especies el tallo se dobla hacia el sustrato y repta sobre el suelo o las rocas, por lo que es difícil observarlo, ya que pueden surgir (García Mendoza, 2007).

En México, el género Agave tiene una amplia distribución, se encuentra en más de 75% del territorio; sin embargo, su distribución es altamente asimétrica, hay regiones que poseen más especies que otras. Son muy diversos en las provincias áridas y semiáridas del centro y norte, pero su número disminuye drásticamente hacia las provincias húmedas y cálidas del sur, por lo que su ausencia es notoria en estados como Tabasco, Campeche y Quintana Roo.

Se sabe que el Agave *durangensis* se encuentra en los municipios del sureste del estado de Durango especialmente en la Sierra del Registro ubicada entre la capital del estado y la ciudad de Nombre de Dios, especialmente lo encontramos creciendo en colonias dispersas sobre las laderas rocosas y bajadas con grava en pastizales entre los 1700 a 2600 m en el área que va del sur de Durango hasta el norte de Zacatecas (Gonzales Elizondo, 2009).

2.8.2 Clasificación *Agave durangensis*

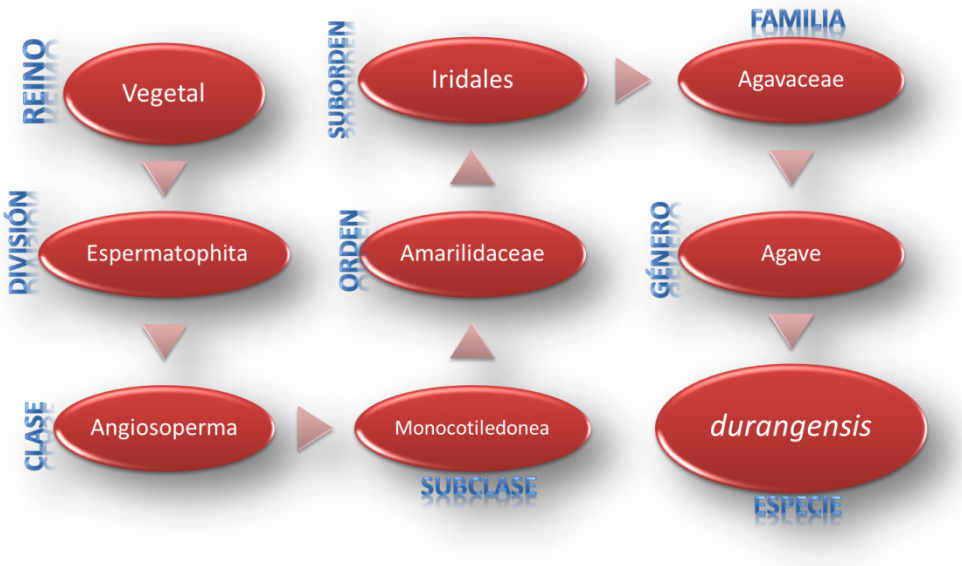


Ilustración 23 Clasificación *Agave durangensis*

2.8.3 Descripción botánica

Rosetas de tamaño medio a grande, de (-70)80 a 150(-180) cm de alto, 120 a 180(-310) cm de diámetro, solitarias o densamente cespitosas, de tallo corto no evidente. **Hojas** 40 -90(-130) x 14 – 22(-25) cm, ampliamente lanceoladas, más anchas en la parte media, estrechándose arriba de la base, rectas a curvadas, planas a cóncavas, especialmente hacia la punta, gruesas y convexas hacia la base, ásperas, pruinosas, los márgenes profundamente crenado mamelados; dientes prominentes, 1-2 cm, ampliamente aplanados, diversamente flexionados, separados entre sí 1-2 cm, espinas fuertes, 4-6 cm. **Inflorescencia** una panícula de 7-8 m de alto, abierta, con 18-30 ramas cortas sinuosamente extendidas, trifurcadas, sobre los ¾ superiores de un eje en zigzag; brácteas de 15-25 cm de largo, escariosas, separadas, reflejadas. **Flores** en umbelas pequeñas, 60-80 mm de largo, erectas, amarillas; ovarios 30-45 mm; tépalos desiguales, marcadamente pegados a los filamentos, haciéndose coriáceos, los exteriores más largos, gruesamente redondeados en el dorso y envolviendo a los interiores; filamentos de 48 a 60 mm, algo aplanados, insertos en dos niveles 8-12 y 6-10 mm sobre la base del tubo, anteras 18-25 mm. **Capsulas** hasta 6 x 1.8 cm, oblongas, estípite corto, con pico corto; semillas alunadas a obovadas, con alita ancha pero poco elevada (Gonzales Elizondo, 2009).

2.8.4 Saponinas como surfactantes naturales

Las saponinas son metabolitos secundarios con propiedades surfactantes que se encuentran ampliamente distribuidos en las plantas superiores, en las que se presentan en forma de glucósidos. Debido a sus propiedades surfactantes cuando estas moléculas se encuentran en soluciones acuosas y son agitadas forman una espuma estable y abundante, hecho este que dio origen etimológicamente, al nombre genérico de estas sustancias provenientes del latín sapon (jabón).

Desde el punto de vista químico, las saponinas al ser hidrolizadas rinden de 2 a 6 residuos de monosacáridos y una porción carbonada policíclica que es la aglicona del glicósido, a la cual se le denomina genéricamente sapogenina. Pueden tener un esqueleto tipo esteroidal (de base gonano) o de tipo triterpenoide (derivados del

escualeno), las cuales dan lugar a las 2 grandes familias de estos metabolitos: las saponinas esteroidales y las saponinas triterpénicas.

Las esteroidales, se localizan en monocotiledóneas principalmente de las familias de las liliáceas, amarilidáceas, agaváceas y dioscoreáceas. Las sapogeninas esteroidales (ilustración 24) siempre se encuentran en la naturaleza formando parte de una saponina, a pesar de la presencia de saponasas, en muchas de las plantas que sintetizan estos compuestos. Entre las saponinas esteroidales, cabe destacar aquéllas que tienen como aglicona a la hecogenina y la diosgenina, compuestos vegetales que sirven de base para la industria de hormonas esteroidales.

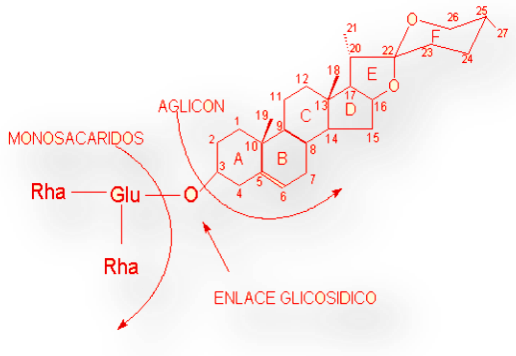


Ilustración 24 Ejemplo de saponina triterpénica

Las sapogeninas triterpénicas están ampliamente distribuidas en los reinos vegetal y animal y se presentan en 3 estructuras químicas diferentes (30-45 carbonos): cíclicas como el escualeno, considerado como el precursor natural de esta familia: tetracíclicas como el panaxadiol y pentacíclicas como la estallogenina. Estas sustancias pueden presentarse en sus fuentes naturales: en forma libre: formando ésteres, o como parte de un glicósido (saponina).

La solubilidad en agua de estos compuestos está facilitada por su alto peso molecular y la presencia de los residuos de monosacáridos y de otros grupos polares en la agicona.3, 10 En ambas familias de saponinas el enlace glucosídico se establece a través del hidroxilo en posición 3 del anillo A de la aglicona y las triterpénicas en éstas y en algunas dicotiledóneas.

2.8.4.1 Identificación y cuantificación de saponinas de Agave

Aunque la química completa del agave hasta el momento no se conoce, debido a su complejidad, existen muchos trabajos que se enfocan en el contenido químico de estas plantas. Se ha reportado la parecencia de esteroles, terpenos, vitaminas y saponinas en sus hojas. Además su contenido lipídico también ha sido del interés de muchos científicos e investigadores además de los ácidos grasos encontrados como el oléico y linoléico contenidos en mayor parte en las semillas (Verástegui, 2000).

Ejemplo de las diferentes investigaciones que se han desarrollado acerca de la extracción y cuantificación así como diversos usos de las saponinas podemos mencionar los trabajos de: Wiesman & P Chapagain, 2003;Mi-Jeong & Jinwoong , 2005; Zhang & Gao, 2009.

Dentro de los métodos más usados para la identificación y cuantificación de saponinas se encuentra la caracterización por HPLC. Gonzales Valdez y col., caracterizaron en el 2011 los extractos etanólicos obtenidos por maceración de hojas de *Agave durangensis*, (misma especie que se utilizó en el presente trabajo) logrando identificar cuatro tipos de saponinas diferentes en concentraciones variables (Tabla 9).

Tabla 9 Concentración de compuestos de saponinas del material foliar de Agave durangensis

Compuesto	Concentración (mg/mL)
Saponina 1	0.158 ± 0.006
Saponina 2	0.482 ± 0.008
Saponina 3	0.163 ± 0.008

Los valores representan la media y desviación estándar de diez muestras independientes
Fuente: Gonzales 2009

III. JUSTIFICACIÓN

La presencia de arsénico en agua destinada al uso y consumo humano en concentraciones por arriba de 0.025 mg/L representa un peligro de tipo químico según la NOM-127-SSA1-1994.

La Técnica de Aglomeración Esférica (TAE) fue aplicada por Alvarado en el 2009 quien con la utilización de oleato de sodio como agente surfactante logro remover el 99.5% de arsénico en muestras de agua real altamente concentradas. Fue precisamente Alvarado quien recomendó la exploración de nuevas sustancias surfactantes dentro de la TAE con la finalidad de en primer lugar reducir los costos del tratamiento y a su vez, también reducir la concentración de sodio remanente, consecuencia del uso de oleato. Además resulta necesario probar la eficiencia de la técnica en el tratamiento de muestras con concentraciones menores a las 2 ppm, ya que encontrar estas concentraciones resulta más común que el caso especial encontrado por Alvarado.

Existen sustancias con propiedades surfactantes denominadas saponinas las cuales se encuentran ampliamente distribuidas en diferentes plantas terrestres, especialmente en el género *Agave*. El presente trabajo pretende extraer y probar los extractos etanólicos obtenidos de material foliar de *Agave durangensis;* este material es un subproducto del aprovechamiento de esta planta en la elaboración del mezcal, por lo que su utilización conlleva además un aprovechamiento integral de este recurso.

IV. OBJETIVO

Determinar la eficiencia de agentes tensoactivos obtenidos de *Agave durangensis* en la remoción de arsénico presente en soluciones modelo, dentro del proceso de aglomeración esférica.

4.1 Objetivos específicos

- Definir las concentraciones de las soluciones modelo a tratar con base en la caracterización de las muestras de agua colectadas del acuífero Cedral Matehuala en S.L.P.
- Obtener agentes surfactantes a partir extractos etanólicos de *Agave durangensis* en el laboratorio de la central de instrumentación del CIIDIR-Durango
- Aplicar la técnica de aglomeración esférica en modelos de agua y la muestra real, utilizando los extractos obtenidos para determinar su eficiencia de remoción.
- Evaluar la eficiencia de remoción de arsénico empleando agentes tensoactivos derivados del agave.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Caracterización de área de estudio y muestreo

Después de encontrar en la literatura las referencias de donde se presentaba concentraciones altas de arsénico en agua se procedió a determinar los puntos de muestreo y todos se ubicaron dentro de los municipios de Cedral y Matehuala en el estado de San Luis Potosí (Ilustración 25).

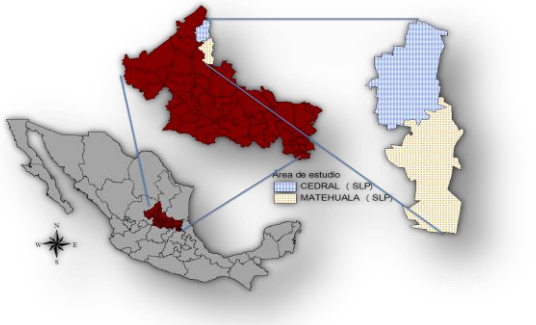


Ilustración 25 Municipios de Cedral y Matehuala en S.L.P.

5.1.1 Toma de muestras de agua

La toma de muestras se realizó en el año 2010 en cinco sitios distribuidos en ambos municipios apegándose a las recomendaciones de los Métodos Estándar para Análisis de Agua y a la NOM-014-SSA1-1993, que establece los procedimientos para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados, (Tabla 10). Las muestras se obtuvieron del sistema de agua entubada a excepción de las colectadas en el canal del balneario de Cerrito Blanco.

Tabla 10 Coordenadas de puntos de muestreo

ID	Sitio	Fuente	Coordenadas
M1TS	Cedral	Tanque elevado	23.82705° N, 100.7335°O
M2TS	Real de Catorce	Red de distribución	23.68211°N , 100.89186°O
M3TS	Hotel las palmas (Matehuala)	Sistema de riego	23.6627°N , 100.6375°O
M4TS	Cerrito blanco	Canal de salida	23.6713°N , 100.58169°O
M5TS	Cerrito blanco	Canal de entrada	23.6718°N , 100.58375°O

5.1.2 Digestión acida

Debido a que son muestras de agua real contienen algunas sustancias que pueden interferir en la medición de las concentraciones de los elementos de interés, a cada una de las muestras se le realizó una preparación previa por medio de una digestión acida, siguiendo las recomendaciones de la NMX-AA-051-SCFI-2001 para la determinación de metales pesados en absorción atómica. Mismo proceso se describe a continuación.

- La digestión se hace por duplicado para corroborar resultados
- Adicionar 3 ml de ácido nítrico y calentar hasta llegar a un volumen de 2 a 5 mL
- Al producto adicionar 5 ml de ácido nítrico y calentar de nuevo cubriendo el recipiente con un vidrio de reloj
- Adicionar 10 ml de ácido clorhídrico 1:1 y 15 ml de agua bidestilada
- Calentar por 15 minutos y luego lavar, filtrar y aforar a 100 ml

Debido a los vapores producidos por los diferentes ácidos esta serie de pasos se llevó a cabo en la campana de extracción para mayor seguridad (Ilustración 26).

Ilustración 26 Digestión acida de muestras

5..1.3 Caracterización de As y metales pesados en las muestras de agua.

Se determinó la concentración de As en las muestras de agua así como de algunos otros metales pesados (Fe, Mn, Pb, Zn, Cu, Cd, Cr y Ca) para observar si dichos elementos pueden presentar alguna interferencia en el desarrollo de la técnica y además presentan una importancia toxicológica.

Las determinaciones se llevaron a cabo en el Equipo de Espectrofotometría de Absorción Atómica de la Central de Instrumentación del CIIDIR-DGO el cual es de marca PERKIN-ELMER y modelo Analyst 700 (Ilustración 27)

Ilustración 27 Equipo de EAA

El límite de detección (LD) es la concentración más baja a la cual puede detectarse el analito pero no necesariamente cuantificarse bajo las condiciones experimentales establecidas. Los valores aproximados de LD para EAA fueron obtenidos de WIN LAB 32 ON LINE (Tabla 11).

Tabla 11 Características de detección para elementos de interés

Elemento	Técnica	Longitud de onda (nm)	Límite de detección (mg/L)
Arsénico total	Horno de Grafito	193.7	0.00005
Fierro	Flama	248.3	0.005
Manganeso	Flama	279.5	0.0015
Plomo	Horno de Grafito	283.3	0.00005
Zinc	Flama	213.4	0.0015
Cobre	Flama	324.8	0.002
Cadmio	Horno de Grafito	228.8	0.00002
Cromo	Horno de Grafito	357.9	0.000004
Calcio	flama	422.7	0.0015

5.2 Diseño experimental

Con base en los análisis químicos a las muestras reales se decidió investigar tres niveles de arsénico 0.5, 1 y 2 ppm, dentro de este rangos se ubican todas las concentraciones encontradas en dichos análisis. Para el presente trabajo se utilizó un diseño factorial de 3^2; es decir un arreglo con 2 factores que tienen tres niveles cada uno. Se hará referencia a los tres niveles como 0.5, 1 y 2. Cada combinación de tratamientos del diseño 3^2

El modelo para este diseño es el sigiente:

$$Y_{ijk} = \mu + C_i + S_j + CS_{ij} + e_{ijk}$$

Dónde:

μ= media del porcentaje de remoción de todos los tratamientos
Y= Porcentaje de remoción de As
C = concentración de contaminante (ppm)
S = dosis de extracto (mg de extracto/ mg de contaminante)
CS= es la interacción de la dosis del extracto y de la concentración de contaminante
e= error del diseño estadístico

Las hipótesis a contrastar son las siguientes:

a) $H_O: C_1=C_2=C_3$ $H_a: C_i \neq C_j \quad i \neq j$
b) $H_o: S_1=S_2=S_3$ $H_a: S_i \neq S_j \quad i \neq j$
c) $H_O: CS=0$ $H_a: CS\neq0$

En caso de no rechazar la hipótesis alternativa del inciso a) se asume que al menos una de las concentraciones iniciales del arsénico tiene un efecto sobre la remoción; de lo contrario, se establecerá que ninguno de los niveles de la variable concentración de arsénico causa un efecto estadísticamente significativo sobre la variable de respuesta remoción.

El par de hipótesis del inciso b) referente a la dosis de extracto señala: de no rechazarse la hipótesis alternativa se demuestra que al menos una de las dosis de extracto causa un efecto diferente sobre la remoción, en caso de aceptarse la hipótesis nula sabremos que ninguna de las dosis de la variable provoca un efecto en la remoción.

El efecto de la interacción de las variables sobre la remoción se analiza mediante las hipótesis del inciso c); de no rechazarse la hipótesis alternativa, la interacción entre los factores dosis de extracto y concentración de arsénico influyen significativamente sobre la variable remoción es decir son dependientes.

El diseño factorial 3^2 con una repetición concluyo en nueve tratamientos diferentes y 18 unidades experimentales en total; el orden de los tratamientos fue completamente aleatorio (Tabla 12).

Tabla 12 Arreglo de los tratamientos siguiendo el diseño factorial

Bloque	[As] ppm	$\frac{Dosis\ de\ extracto}{mg\ de\ contaminante}$
1	1	0.5
1	0.5	2
1	0.5	0.5
1	1	1
1	2	0.5
1	2	1
1	0.5	1
1	1	2
1	2	2
2	0.5	2
2	1	1
2	2	2
2	2	0.5
2	2	1
2	1	2
2	1	0.5
2	0.5	0.5
2	0.5	1

***mg de contaminante = mg de As + mg de $FeCl_3$**

5.3 Preparación de extractos

5.3.1 Material vegetal

El material foliar utilizado en la extracción fue proporcionado por el M. en C. Manuel Quintos Escalante jefe del laboratorio de Microbiología del CIIDIR DGO. La clasificación del material vegetal estuvo a cargo del personal del herbario del mismo centro donde también se depositó un boucher en el herbario del mismo centro

5.3.2 Maceración

Una muestra de 500 g del material vegetal seco y molido se colocó en maceración por 72 horas bajo agitación constante en un sistema de agitación de la marca BiggerBill thermolyne a 50 rpm con una solución etanol/agua al 70%, bajo una relación solido- líquido de 2:1 a temperatura ambiente. Después se filtró usando papel Whatman número 2 y el producto sólido se volvió a colocar en maceración siguiendo el mismo proceso pero esta vez durante 12 horas.

Ambos filtrados se combinaron y después se llevaron al rotavapor marca Büchi R-114 durante un periodo aproximado de 2 horas a una tempearatura constante de 45°; posteriormente el producto se colocó en cajas Petri mismas que se dejaron a condiciones ambiente para concentrarse por sequedad, cuando se evaporó la mayor parte del líquido la masa gelatinosa que resulto se llevó a un desecador para eliminar la humedad restante. El extracto etanólico perfectamente secos se pesó y diluyo en un volumen de 200ml en agua bidestilada para su posterior uso, alcanzando una concentración final de 7mg/mL.

5.4 Generación de soluciones modelo

Para llevara a cabo cada experimento se preparó un volumen de 250 ml de solución de arsénico en agua partiendo de un estándar certificado de As_2O_3 marca Hycel con concentración de 1000 mg/L y agua calidad bidestilada de la misma marca (Ilustración 28).

Ilustración 28 Solución modelo en matraz con deformación

5.5 Desarrollo de la TAE

Todos los experimentos se llevaron bajo condiciones de temperatura y presión ambiente y bajo agitación constante a una velocidad angular de 300 rpm para favorecer el choque de tipo cinético entre las partículas (Antuna, 2008). El equipo destinado para proveer esta agitación es un rotor marca Caframo modelo RZR1 con propelas de acero inoxidable de 3.5 X 2.5 cm; a excepción de las concentraciones utilizadas de surfactante, el ajuste del pH a un valor de 7.6 logrado con la adición de NaOH marca el inicio del proceso de precipitación, la cantidad de $FeCl_3$, n-Heptano y $CaCl_2$ [1M] así como los tiempos de agitación utilizados en las etapas subsecuentes son los mismas que manejó Alvarado en el 2009 (Tabla 13).

Tabla 13 Dosis de reactivos

Etapa	pH	Tiempo de agitación (min)	Reactivo	Dosis
Precipitación	7.6	20	$FeCl_3$	32 mg / mg de As
Hidrofobización	--	30	Extracto de agave	0.5, 1, 2 mg / (*)
Humectación	--	15	n-Heptano	6.3 µL /(*)
Aglomeración	--	90	$CaCl_2$ [1M]	10 µL/ (*)

(*) = mg de As + mg de $FeCl_3$

Concluido el tratamiento, se separaron por filtración los aglomerados formados utilizando papel filtro número 2 de la marca Whatman especial para la retención de partículas cuyo diámetro sea mayor a 8 µm y se medió el pH final de la muestras (Ilustración 29).

Ilustración 29 Separación por filtración de los aglomerados formados

De cada una de las muestras filtradas se tomaron dos alícuotas de 20 mL para someterlas a una digestión acida bajo la metodología descrita por la norma NMX-AA-051-SCFI-2001. Las muestras digeridas se analizar por EAA para determinar el As residual.

5.6 Determinación de Tamaño de Partícula

Concluida la etapa de precipitación, utilizando una pipeta se tomó una gota la cual se colocó en un portaobjetos cilíndrico de acero inoxidable previamente lavado con ácido y calentado hasta llegar a una temperatura constante de 96°C (Ilustración 30).

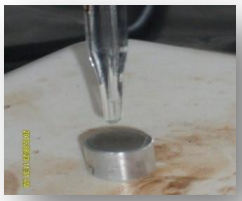


Ilustración 30 Toma de muestra para el M.E.B.

El primer paso para iniciar las micrografías fue recubrir los portaobjetos con una película de aproximadamente 15 nm de oro de 24 quilates, esto para crear una superficie completamente homogénea y que además tuviera las propiedades conductoras del oro. Dicho proceso se realizó en una cámara de ionización de oro marca Denton Vacumm Desk II, manteniendo un vacío parcial a 100 mtorr y con una duración de 15 segundos (Ilustración 31).

Ilustración 31 Baño de oro al porta muestras

Concluido el baño de oro se procedió a colocar los portaobjetos ya cubiertos en un soporte de platino para así introducirlos en la cámara de vacío del equipo de Microscopia Electrónica de Barrido es de la marca JEOL * modelo 5800LV (Ilustración 32) misma que se cerró de forma hermética. Una vez asegurada la cámara se hace incidir un haz de electrones en el ángulo en que se desea, al chocar este haz de electrones se refleja y es captado por el equipo y transformado en imágenes a una escala que también se puede elegir por el usuario.

Ilustración 32 Microscopio Electrónico de Barrido

VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 Extracto generados

El extracto seco obtenido (Ilustración 33) presentaba una textura arenosa y un color verde obscuro. Después de disolver el extracto seco en agua bidestilada marca Hycel se obtuvo una concentración de 7 mg/mL que finalmente se utilizó en el desarrollo de la TAE.

Ilustración 33 Extracto seco

6.2 Caracterización de las muestras reales

Con base en los resultados obtenidos del análisis de EAA se encontró que todas las muestras presentan una concentración de arsénico que supera el LMP para agua de uso y consumo humano establecidos en la normatividad vigente. Las altas concentraciones de arsénico en agua subterránea a menudo se asocian con altas concentraciones de Fe y Mn (Castro de Esparza, 2006), la concentración de Fe en cuatro muestras también rebasa la normatividad (Tabla 14).

Tabla 14 concentración de diversos elementos en las muestras reales (mg/L)

ID	[As]	[Ca]	[Cd]	[Cu]	[Cr]	[Pb]	[Fe]
M1TS	0.162	37.7	0.000364	0.028	0.00729	0.006395	0.23
M2TS	0.1265	22.55	0.00012	0.0305	0.00681	0.01065	0.345
M3TS	1.975	124.5	--	0.021	0.00881	0.003965	0.3
M4TS	0.7035	119.5	0.000091	0.0195	0.00816	0.01342	0.325
M5TS	0.657	120.5	0.000027	0.02	0.00862	0.00546	0.35
LMP	0.025	500	0.005	2	0.05	0.01	0.3

Todas las concentraciones son mg/L

A diferencia de los datos encontrados por Monroy y col., en el 2002 (7mg/L) y Alvarado en el 2009 (70.93 mg/L) la muestra obtenida del mismo sistema de canales de agua en la ciudad de Cerrito Blanco es de 0.675 mg/L, concentración que aunque supera el LMP establecido por la NOM-127-SSA1-1994, no es la concentración más elevada que se encontró en el presente trabajo. Alvarado en el 2009 analizo una muestra de agua obtenida del sistema de riego de áreas verdes del Hotel Las Palmas de la ciudad de Matehuala S.L.P. encontrando una concentración de arsénico 25.62 mg/L; en este trabajo se analizó una nueva muestra tomada del mismo punto (identificada como M3TS) y se encontró una concentración de arsénico de 1.975 mg/L, por lo que esta muestra se eligió para ser tratada bajo la TAE.

6.3 Remoción en modelos de agua

Todos los tratamientos lograron reducir la concentración de arsénico por debajo del LMP establecido por la norma oficial mexicana que establece los límites para agua de uso y consumo humano. El mejor porcentaje de remoción se localizó en el tratamiento a una concentración inicial de 2 ppm de arsénico y con el nivel de extracto de 0.5 g por cada gramo de contaminante (Tabla 15). Como se mencionó en la metodología cada tratamiento se realizó por duplicado y a su vez de cada una de las muestras se tomaron dos alícuotas que fueron sometidas a una digestión acida antes de realizar la determinación de arsénico residual en el equipo de EAA.

Tabla 15 resultados de los tratamientos a soluciones modelo

[As] ppm	$\left(\frac{mg\ de\ surf}{(*\ mg\ de\ cont)}\right)$	As residual ppm	Remoción %	Promedio
0.5	0.5	0.00321	99.358	99.40
		0.0028	99.44	
		0.00522	98.956	98.90
		0.00574	98.852	
	1	0.00788	98.424	98.70
		0.00513	98.974	
		0.00393	99.214	99.28
		0.00332	99.336	
	2	0.00315	99.37	99.39
		0.00298	99.404	
		0.00341	99.318	99.28
		0.00379	99.242	
1	0.5	0.00483	99.517	99.55
		0.00415	99.585	
		0.00359	99.641	99.57
		0.00493	99.507	
	1	0.00622	99.378	99.17
		0.0103	98.97	
		0.00216	99.784	99.69
		0.00413	99.587	
	2	0.0054	99.46	99.47
		0.00518	99.482	
		0.00966	99.034	99.10
		0.00832	99.168	
2	0.5	0.00333	99.8335	99.84
		0.0031	99.845	
		0.00404	99.798	99.82
		0.00302	99.849	
	1	0.00295	99.8525	99.86
		0.00259	99.8705	
		0.00339	99.8305	99.82
		0.00369	99.8155	
	2	0.00592	99.704	99.74
		0.00452	99.774	
		0.00305	99.8475	99.86
		0.00266	99.867	

***mg de contaminante = mg de As + mg de $FeCl_3$**

El análisis estadístico de los datos obtenidos comenzó con un análisis de la estadística descriptiva de la variable de la remoción (Tabla 16).

Tabla 16 estadística descriptiva de la variable de respuesta (remoción)

Casos	Media	Confianza -95%	Confianza +95%	Mínimo	Máximo	Varianza	D. Estándar
18	99.47	99.3	99.64	98.7	99.86	0.12	0.35

El siguiente paso de la validación del modelo fue realizar un análisis de varianza (ANOVA) con un valor de $\alpha = 0.05$ y un límite de confianza de 0.95 (Tabla 17). La información obtenida por este análisis nos proporcionó las herramientas necesarias para aceptar o rechazar las hipótesis planteadas en apartado diseño experimental de la sección de materiales y métodos.

Tabla 17 Resultados del análisis de Varianza

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	P
Intercepción	178093.9	1	178093.9	3196023	0
As	1.3	2	0.7	12	0.002804
Extr	0	2	0	0	0.786833
As*Extr	0.2	4	0	1	0.571825
Error	0.5	9	0.1		

Según el análisis de varianza realizado a los datos, solamente el factor concentración de arsénico es significativo dado que tiene una p menor que 0.05. Por esta razón no se rechaza la hipótesis alternativa del inciso a)

Por medio de la prueba LSD (Least Significant Difference) se analizaron las medias de la remoción solamente en función de la concentración inicial de arsénico para determinar cuáles de ellas era diferentes entre sí (Tabla 18).

Tabla 18 Prueba LSD para la variable arsénico

	Arsénico	Remoción	1	2
1	0.5	99.15733	****	
2	1	99.42608	****	
3	2	99.82392		****

De acuerdo a la prueba LSD, estadísticamente las medias de los niveles 0.5 y 1 son iguales entre ellas, pero diferente al nivel de 2 ppm, no se rechaza entonces la hipótesis alternativa del inciso a). Este agrupamiento muestra que por debajo de las 2 ppm de arsénico la remoción disminuyo.

A diferencia de Cardiel y Alvarado en el 2009 quienes experimentaron con concentraciones de arsénico de 100 y 50 ppm respectivamente, en este trabajo se exploraron concentraciones de 0.5, 1 y 2 ppm y se comprobó que la técnica sigue siendo efectiva en dichas concentraciones. La diferencia entre las remociones máxima y mínima es de 1.2%, por lo tanto, a estas concentraciones de arsénico cualquiera de los tratamientos aplicados lograrían reducir la concentración de arsénico a niveles inferiores aceptados por la OMS (0.01 ppm).

Dado que el análisis de varianza mostro que la variable extracto y la interacción entre as y extracto no son significativas con un $\alpha=0.05$ se omitieron las pruebas de LSD para estos factores.

En lo que corresponde a la variable dosis de extracto se aceptó la hipótesis nula del inciso b); en 1997 Proal y col. encontraron que la dosis optima de agente tensoactivo era de 2 g/g de contaminante. En esta investigación a pesar de los altos niveles de remoción obtenidos no fueron determinada dosis óptima para los rangos de concentración de arsénico trabajados, es decir, es posible utilizar cualquiera de las tres dosis de extracto y obtener remociones estadísticamente iguales.

En lo que respecta a la interacción entre ambas variables al no ser estadísticamente significativa se acepta la hipótesis nula del inciso c), lo que significa que las variables

son independientes y por consecuencia cada concentración de arsénico tiene una dosis diferente de extracto para lograr una óptima remoción.

6.4 Residuales

Al analizar la gráfica de valores predichos contra residuales se observa que no hay ningún patrón aparente en su distribución, por lo que se infiere que el modelo de regresión es bueno debido a que la varianza en esta grafica parece homogénea y no se observan datos aberrantes (Ilustración 33).

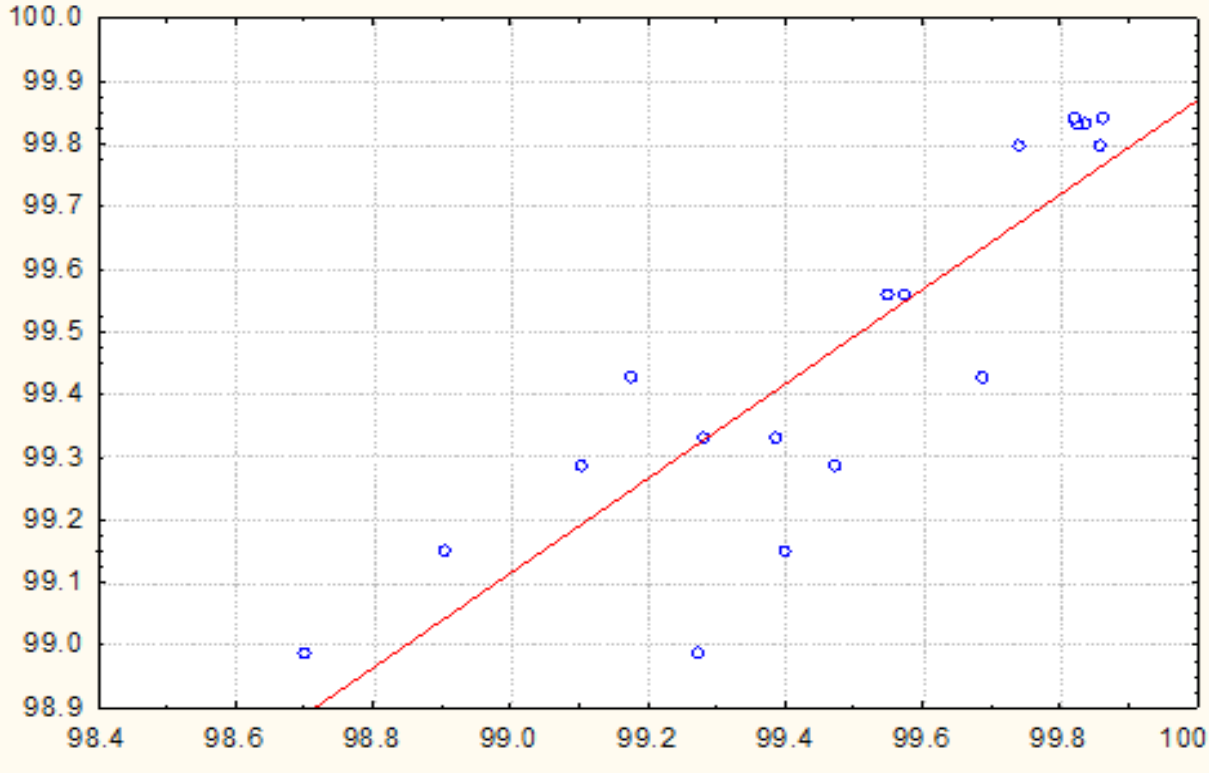


Ilustración 34 Valores Predichos vs Residuales

6.5 Superficie de respuesta

Para elegir el mejor modelo de regresión se probaron dos diferentes opciones (linear y cuadrática) disponibles en el software estadístico utilizado, encontrando que el que poseía un mejor ajuste es el modelo cuadrático con una R=0.67. Como resultados se llegó a un gráfico de superficie de respuesta (Ilustración 34) y una ecuación para la regresión dentro de los rangos utilizados de arsénico y extracto.

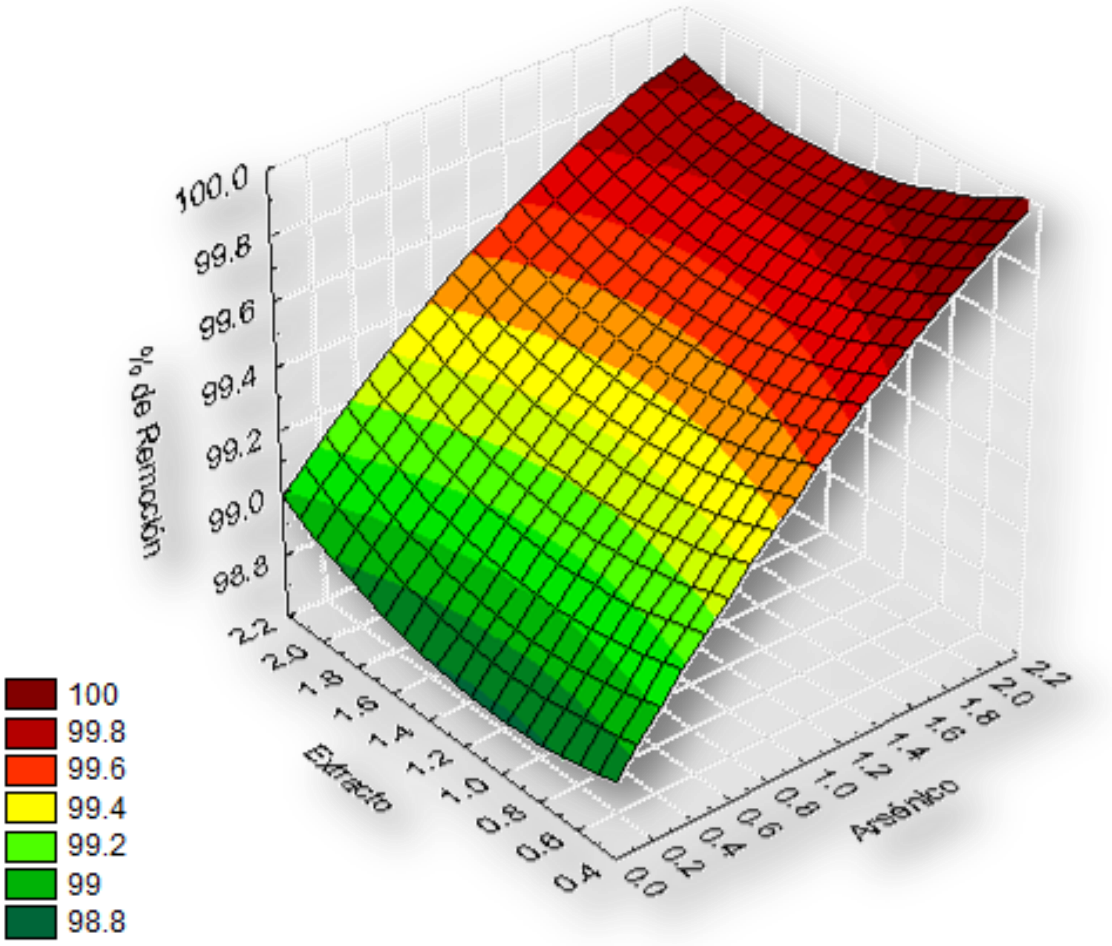


Ilustración35 Superficie de respuesta

La ecuación de regresión del modelo es la siguiente:

% de Remoción = 98.9555+0.7708As-0.341Ext-0.0931As^2 -0.0803(As*Ext) +0.1625*Ext^2

6.6 Determinación de tamaño de partícula

Para corroborar que al concluir la etapa de precipitación la solución exhibía propiedades coloidales se recurrió a determinar el tamaño de partícula. Mediante el análisis de las micrografías (Ilustración 35) de las muestras se confirmó la presencia de partículas de tamaño coloidal de $Fe(OH)_3$, las partículas depositadas en el porta objetos presentan un diámetro que oscila entre 2 y 6 µm.

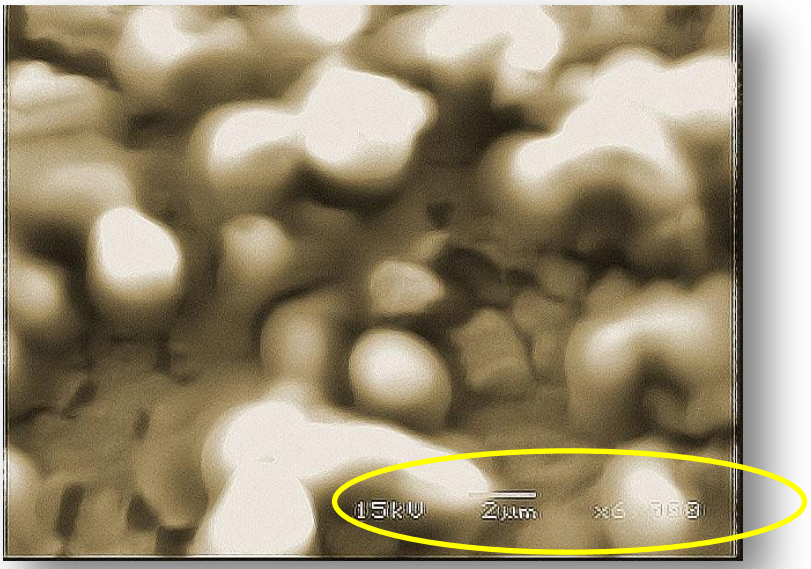


Ilustración 36 Micrografía

Según la literatura el tamaño de una partícula de $Fe(OH)_3$ está comprendido entre los 2 y los 10 µm (Ghurye, Younan, & Chwirka, 2007), de lo contrario, el sistema posee una dispersión muy alta y resulta prácticamente imposible su sedimentación (Zeta-Meter, Inc., 1993).

6.7 Remoción de arsénico en muestras reales

Las muestra de agua real que presento la más alta concentración de arsénico (Hotel Las Palmas), fue tratada con una dosis de extracto de 0.5 mg/mg de contaminante ($As+FeCl_3$) dado que el análisis de varianza determino que la variable dosis de extracto no es significativa se optó por utilizar la dosis menor, la cual presento una mejor remoción en los tratamientos a las soluciones modelo.

Es importante resaltar que se consideraron como contaminantes a todos los elementos cuantificados en la caracterización a excepción del calcio, esto con la finalidad de monitorear la reducción y/o posibles interferencias de dichos elementos en el desarrollo de la técnica.

Después de la filtración los aglomerados formados (ilustración 37) quedan retenidos en el papel filtro, poseen un diámetro que los hace visibles

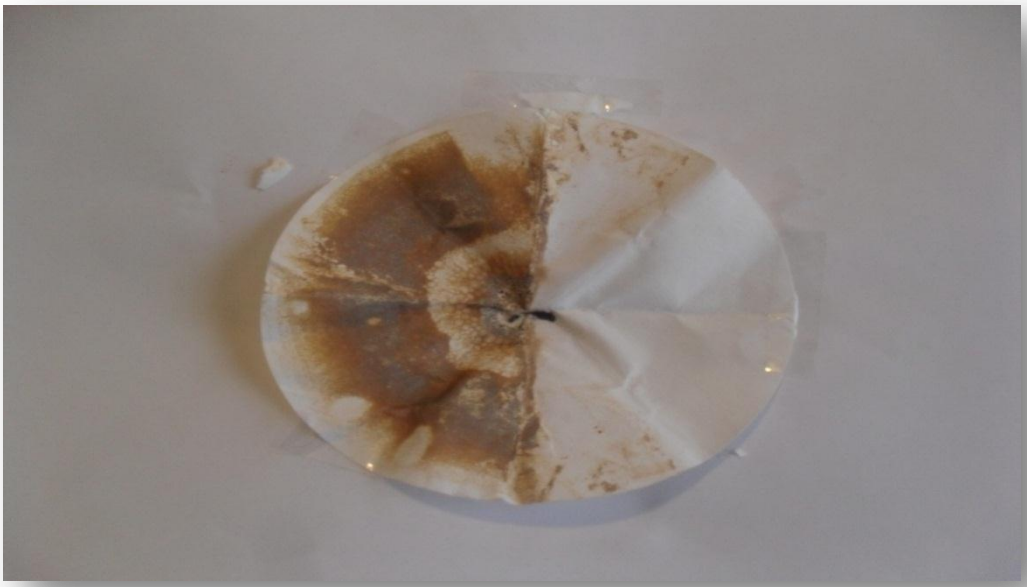


Ilustración 37 Aglomerados formados en la TAE

El resultado del tratamiento a las muestras reales manifiesta una reducción de arsénico cercana al 99 % lo que lleva a la muestra por debajo del LMP para este elemento (Tabla 19). En cuanto a los demás elementos aunque no representaban un riesgo se observa en los que fue posible cuantificar que las remociones son casi del 100% esto nos indica que también son propensos a ser adsorbidos sobre $FeOH_3$.

Tabla 19 Concentraciones residuales de la muestra real

Elemento	[Inicial] mg/L	[Final] mg/L	%remocion	LMP
As	1.975	0.02135	98.92	0.025
Ca	124.5	0.050575	99.96	500
Cu	0.021	0.00000125	99.99	2
Fe	0.3	0.0003775	99.87	0.3

Las muestras después de la filtración no presentan color alguno y tampoco se forma espuma al someterlas a agitación Ilustración lo que nos indica que las relaciones estequiométricas están bien balanceadas.

La remoción de arsénico total (As^{+5} + As^{+3}) obtenida bajo la TAE es equiparable a la de otros métodos de remoción de arsénico. La coagulación filtración con sulfato férrico y de aluminio presenta porcentajes de remoción de 100 y 90% de As^{+5} y 20 y 50 para As^{+3} respectivamente. Por otra parte la alúmina activada es altamente selectiva para As^{+5} y presenta remociones superiores al 95%, opera bajo condiciones de acides ligera en un rango de pH de 5.5 a 6.

La osmosis inversa proporciona eficiencias del orden del 95% con una presión de operación de 1 psi; bajo este procedimiento la remoción de arsénico es independiente del pH pero la membrana exige que el agua a tratar no contenga grandes cantidades de material coloidal especialmente materia orgánica.

VII. CONCLUSIONES

Se corroboró la eficiencia de adsorción del arsénico en hidróxido férrico bajo el pH optimizado por Alvarado en el 2009, alcanzando una adsorción sumamente efectiva de As y los otros metales.

La TAE utilizando extractos de *Agave durangensis* representa una alternativa más en la remoción de arsénico y metales pesados presentes en agua. Además el poder surfactante de estos extractos es mayor que el de los agentes surfactantes industriales utilizados en trabajos anteriores ya que con cantidades menores a las reportadas en dichos trabajos se alcanzó una remoción similar.

Al aplicar a la muestra real la dosis de extracto que presento una mejor remoción en soluciones modelo se redujo en un 98.92% la presencia de arsénico, logrando alcanzar el LMP establecido por la normatividad vigente. También se redujo en casi en su totalidad la concentración de otros elementos, por lo que se hace evidente que no hubo competencia alguna entre las sustancias disueltas en la etapa de precipitación lo que significa además que la dosis de cloruro férrico es suficiente.

En los aglomerados obtenidos se observa una resistencia a ser diluidos en agua, por lo que se facilita su manejo y disposición además se garantiza que no vuelvan a representar un peligro de tipo químico ya que su separación por medios simples como sedimentación y/o filtración es posible.

El desarrollo de estos experimentos no presentan problemas posteriores como ocurre con métodos convencionales, ya que no se generan gases, lodos o efluentes que requieran un tratamiento especial, esta es una razón más por la que la TAE es una buena opción para el tratamiento de aguas.

VII. RECOMENDACIÓN

Al observar la tendencia de la remoción en función de la dosis de extracto que se encontró como optimo resulta atractivo explorar concentraciones menores de arsénico y dosis también menores de extracto para llegar hasta un punto mínimo.

Determinar los posibles remanentes de los compuestos utilizados en el desarrollo experimental.

Realizar un escalamiento a nivel planta piloto y determinar las eficiencias de remoción así como la factibilidad económica con los diferentes surfactantes utilizados para este fin.

Llevar a cabo un estudio de caracterización de los extractos de Agave durangensis para conocer su forma composición y contar con información relevante que beneficie su utilización.

El calcio y otros metales representan una competencia en el proceso de adsorción por lo que conocer más información como los estados de oxidación.

IX BIBLIOGRAFÍA

Organización Mundial de la Salud. (2006). *Guías para la calidad del agua potable.*

Salager, J. L., & Fernandez, Á. (2004). *SURFACTANTES I. Generalidades II. Materias primas.* Universidad de los Andes, Facultad de Ingenieria, Lab. Formulacion, Interfaces, Reología y Procesos.

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (2007). *Resumen de Salud Pública.* Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública.

Alvarado, A. I. (2009). *Remoción de arsénico y cromo en agua subterránea por la técnica de aglomeración esférica.* CIIDIR-IPN-DGO.

Ambrosio, M. C. (2005). *Evaluación y selección de tecnologías disponibles para remoción de arsénico.*

Antuna, D. M. (2008). *Tesis de Maestría: Remoción de metales pesados, cadmio y níquel, en modelos de soluciones acuosas por la técnica de aglomeración esférica .* CIIDIR-IPN-DGO.

Aragon , A., & Thomson, B. (2005). RAPID SMALL-SCALE COLUMN TESTING FOR ARSENIC ADSORPTION MEDIA. *University of New Mexico, Albuquerque, NM*.

Cardiel Vela, P. (2009). Estudio de la remoción de arsénico en modelos de agua, por la técnica de aglomeración esférica. *Tesis de Maestria CIIDIR-IPN-DGO*.

Castro de Esparza, M. L. (2004). Arsénico en el agua de bebida de américa latina y su efecto en la salud pública. *Hojas de divulgación técnica centro panamericano de ingeniería sanitaria y ciencias del ambiente*.

Castro de Esparza, M. L. (2006). Remoción de arsénico y biorremediación de suelos. *Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America*.

Cebrián. (1994). *Chronic arsenic poisoning in humans: the case of Mexico. Arsenic in the environment.* México.

Comisión Nacional del Agua. (2007). *Estadísticas del Agua en México.*

Crespin. (1994). High-Performance Liquid Chromatographic Determination of Saponins from Hedera helix L. Using a Light-Scattering Detector. *Laboratoire de Pharmacognosie, Faculté de Pharmacie*.

García Mendoza, A. J. (2007). *Los agaves en México .* Jardín Botánico, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.

Ghurye, G., Younan, J., & Chwirka, J. (2007). Treatment of arsenic-contaminated industrial waste water. *Water Environment Federation* , 3285-3303.

Gonzales Elizondo, M. d. (2009). *Agaves -magueyes, lechuguillas y noas- del estado de durango y sus alrededores.* CIIDIR-IPN-DGO.

Gonzáles, R. (2003). Remoción de metales pesados Mn(2+), Fe(3+) y Zn(2+) en modelos de agua residual por el método de aglomeración esférica. *Tesis del Instituto Politécnico Nacional*.

Gonzalez Valdez, L. S., Almaraz Abarca, N., Proal Nájera, J. B., Quintos Escalante, M., Robles Martínez , F., & Valencia del Toro, G. (2011). Determination of saponin composition of Agave durangensis Gentry (Agaveae) by HPLC-DAD. *Applied Surface Science*.

Goodwin, J. W. (2004). *Colloids and Interfaces with Surfactants and Polymers – An Introduction.* John Wiley & Sons Ltd.

Icaza, P. Á. (2002). Manejo de Recursos de Uso Común. *Dinámicas Colectivas en la Apropiación de las Aguas Subterráneas.* INE-INECOL.

Martínez, L. D. (2005). Determinación de arsénico en aguas:diferentes técnicas y metodologías. *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*.

Mi-Jeong, A., & Jinwoong , K. (2005). Identification and Quantification of Steroidal Saponins in Polygonatum Species by HPLC/ESI/MS. *Archives of Pharmacal Research Vol 25*.

Monroy, M. (2002). *Evaluación de la contaminación por arsénico y metales pesados (Pb, Cu y Zn) y análisis de riesgo de salud en Villa de la Paz-Matehuala, S.L.P.* Instituto de Metalurgia, Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

Proal, J. B. (1997). Estudio sobre el tratamiento de aguas residuales industriales altamente concentradas en metales pesados bajo aglomeración esférica. *JURNAL OF THE MEXICAN CHEMICAL SOCIETY*, 51-56.

Smith, A. H., & Lingas, E. O. (2000). *Contamination of drinking-water by arsenic in Bangladesh: a public healt emergency.* World Healt Organization.

Tadros, T. F. (2005). *Applied Surfactants. Principles and Applications.* United Kingdom: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co.

Verástegui, M. d. (2000). Tesis Doctoral: Evaluación de la actividad antimicrobiana de compuestos de Agave y su acción sobre el Tigmotropismo y Dimorfismo de Candida albicans.

Wiesman, Z., & P Chapagain, B. (2003). Laboratory Evaluation of Natural Saponin as a Bioactive Agent against Aedes aegypti and Culex pipiens. *The Institutes for Applied Research, Ben Gurion University of the Negev*, Vol 27.

Zafón, V. B. (2007). *Tesis Doctoral: Caracterización y determinación de surfactantes y otros componentes en productos de limpieza con aplicación en control de calidad de formulaciones industriales.* Universitat de Valencia Servei de Publicacions.

Zeta-Meter, Inc. (1993). *Everything you want to know about Coagulation & Flocculation....* Staunton, Virginia: Zeta-Meter, Inc.

Zhang, Y., & Gao, W. (2009). Characterization of steroidal saponins in saponin extract from Paris polyphylla by liquid chromatography tandem multi-stage mass spectrometry. *Springer-Verlag*.