

01121
86



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA

EL PROBLEMA DEL ARSÉNICO EN LAS FUENTES
DE ABASTECIMIENTO DE AGUA EN MÉXICO Y
MEDIDAS DE SOLUCIÓN

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
INGENIERO CIVIL
P R E S E N T A:
JORGE ANTONIO LÓPEZ ORTIZ



DIRECTOR DE TESIS: M.I. ENRIQUE CESAR VALDEZ

MÉXICO, D.F.

2003

9



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



ZOOLOGIA NACIONAL
AZULMATAH
MEXICO

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

FACULTAD DE INGENIERIA
DIRECCION
FING/DCTG/SEAC/UTIT/0100/01

Señor
JORGE ANTONIO LÓPEZ ORTÍZ
Presente

En atención a su solicitud me es grato hacer de su conocimiento el tema que propuso el profesor M.I. ENRIQUE CÉSAR VALDEZ, que aprobó esta Dirección, para que lo desarrolle usted como tesis de su examen profesional de INGENIERO CIVIL.

"EL PROBLEMA DEL ARSÉNICO EN LAS FUENTES DE ABASTECIMIENTO DE AGUA EN MEXICO Y MEDIDAS DE SOLUCIÓN"

- I. INTRODUCCIÓN
- II. IMPACTO EN LOS USOS DEL AGUA CON CONTENIDO DE ARSÉNICO
- III. PROCESOS Y OPERACIONES UNITARIAS PARA LA POTABILIZACIÓN DEL AGUA
- IV. SISTEMAS DE TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO
- V. CASOS ESTUDIO DE LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO DEL AGUA PARA CONSUMO HUMANO EN MÉXICO
- VI. CONCLUSIONES

Ruego a usted cumplir con la disposición de la Dirección General de la Administración Escolar en el sentido de que se imprima en lugar visible de cada ejemplar de la tesis el Título de ésta.

Asimismo le recuerdo que la Ley de Profesiones estipula que deberá prestar servicio social durante un tiempo mínimo de seis meses como requisito para sustentar Examen Profesional.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria # 4 de junio de 2001.
EL DIRECTOR

M.C. GERARDO FERRANDO BRAVO
GFB/GMP/astg.

b

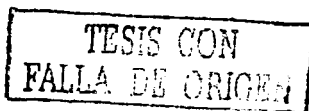
Este trabajo está dedicado a mis padres, columna vertebral y sostén económico y anímico de mi familia; a mis hermanos cuyo apoyo moral, consejo y ejemplo nunca acabaré de agradecer.

A mis compañeros y amigos, que algunas veces estaban lejos o cerca, pero siempre estuvieron presente en mi corazón.

Al M. I. Enrique César Valdez, director del presente trabajo por su paciencia, apoyo y tiempo, para ayudarme a sacar adelante el presente trabajo.

A quien no he tenido la oportunidad de conocerlo bien, pero al que alguna vez pedí el favor de darme la oportunidad de entrar a esta Universidad, y me sentiría como un malagradecido no nóbralo en este momento... Dios.

A todas estas personas ¡¡¡Muchas gracias!!!



Y con el eterno agradecimiento a la Universidad Nacional Autónoma de México, a la Facultad de Ingeniería y a los profesores que nos brindaron una formación académica de excelencia.

" POR MI RAZA, HABLARA EL ESPIRITU "

INDICE

Introducción	3
Capítulo I. Impacto en los usos del agua con contenido de arsénico	5
1.1 El origen del arsénico en las fuentes de abastecimiento	5
1.2 Localización geográfica de las principales fuentes de abastecimiento con contenido de arsénico	8
1.3 Consecuencias en la salud, por la ingestión de agua con alto contenido de arsénico	15
1.4 Estándares y normas de calidad del agua para consumo humano	17
Capítulo II. Procesos y operaciones unitarias para la potabilización del agua.	29
2.1 Aireación	29
2.1.1 Fundamentos	30
2.1.2 Aireadores de fuentes	32
2.1.3 Aireadores de bandejas múltiples	34
2.1.4 Aireadores de cascadas y vertederos	35
2.2 Mezcla rápida	37
2.2.1 Mezcladores rápidos mecánicos	38
2.2.2 Mezcladores rápidos hidráulicos	41
2.3 Floculación	43
2.3.1 Fundamentos	44
2.3.2 Tipos de floculadores	45
2.4 Sedimentación	51
2.4.1 Fundamentos	52
2.4.1.1 Presedimentación o sedimentación simple	52
2.4.1.2 Sedimentación floculenta o clarificación	56
2.4.2 Tipos de sedimentadores	66
2.4.3 Sedimentadores de alta tasa	68
2.4.4 Sedimentadores de manto de lodos	70
2.5 Filtración	71
2.5.1 Clasificación de los filtros	73
2.5.2 Sistemas de bajo dren	83
2.5.3 Canaleta de lavado	86
2.5.4 Pérdida de carga	88
2.6 Desinfección	91
2.6.1 Métodos físicos	92
2.6.2 Métodos químicos	93
2.6.3 Desinfección mediante cloro	95
2.6.4 Sistema de desinfección mediante inyección de cloro	96
2.7 Tratamiento de lodos	100
2.7.1 Características de los lodos	101
2.7.2 Cantidad de lodos	101
2.7.3 Tratamiento de lodos	103
2.7.4 Disposición final del lodo	105
2.7.5 Reciclaje	106

Capítulo III. Sistemas de tratamiento para la remoción de arsénico.	107
3.1 Remoción mediante coagulación-floculación-sedimentación-filtración	107
3.2 Remoción mediante intercambio iónico y adsorción (transferencia de iones)	112
3.3 Remoción mediante ósmosis inversa y electrodiálisis	119
Capítulo IV. Casos estudio de la remoción de arsénico del agua para consumo humano en México.	122
4.1 Remoción de hierro y arsénico de agua para consumo humano mediante precipitación y adsorción en Zimapán, Hidalgo.	122
4.1.1 Principios básicos de la remoción de arsénico en las plantas piloto puesta en marcha	123
4.1.2 Tren de tratamiento de las plantas piloto para remoción de arsénico con el principio de alúmina activada	124
4.1.3 Resultados	126
4.2 Remoción de arsénico del agua de tres pozos localizados en la Comarca Lagunera	127
4.2.1 Análisis de las aguas	127
4.2.2 Experimentación con el proceso de coagulación	128
4.2.3 Descripción del estudio	135
4.2.4 Resultados	140
Conclusión	141
Anexos	143
Bibliografía	162

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

INTRODUCCIÓN

El arsénico está presente en forma natural en el suelo y en el agua con concentraciones de 2 mg/kg y 0.001-0.008 mg/l respectivamente; estos valores son completamente inofensivos para el ser humano. Sin embargo, en ciertas regiones en el mundo, incluyendo amplias extensiones territoriales de México, la concentración de arsénico es peligrosamente tóxica.

El arsénico tiene muchas aplicaciones en las industrias de agroquímicos, metalúrgica, y en la curtiduría. Se destaca principalmente como veneno para roedores, moscas, etc., y es que tiene la particularidad de ser extremadamente tóxico. Basta con 130 mg para cobrarle la vida a un adulto.

El agua subterránea en permanente contacto con suelo con alta concentración de arsénico, termina por contaminarse. Al ser ingerida por el hombre una sola vez o durante un periodo de tiempo muy corto, es muy probable que no le provoque malestar ni mucho menos la muerte. El problema radica en la ingesta continua y permanente de agua contaminada por periodos superiores a los dos años, causando severas consecuencias en la salud del usuario. Esto es conocido como hidroarsenismo crónico regional endémico.

El cuerpo humano que recibe dosis considerables de As no puede eliminarlo tan fácilmente como lo haría con algunas otras sustancias. Algunos estudios indican que se necesita de al menos 10 días para que el organismo humano erradique totalmente a este tóxico. Por este motivo, los habitantes de las zonas en donde se detecta arsénico en las fuentes de abastecimiento, van padeciendo lentamente las consecuencias de la exposición prolongada por una ineficaz eliminación del arsénico de su cuerpo.

El objetivo de esta tesis fue estudiar las causas, efectos y se propondrán medidas de solución al problema del arsénico en las fuentes de abastecimiento de agua en México, para alcanzar este objetivo, este proyecto estará dividido en cuatro temas:

En el capítulo I, titulado "Impacto en los usos del agua con contenido de arsénico" se describen las enfermedades y daños en la salud por la ingestión y consumo de agua con alto contenido de arsénico. Además, se localizaron geográficamente las principales regiones en el país en donde el contenido de arsénico en el agua es considerado un grave problema. Finalmente se investigaron los estándares de calidad del agua y las normas a cumplir, específicamente la norma oficial mexicana (NOM-127-SSA1-1994), relativa a la calidad del agua para consumo humano, en la cual se fijan los límites permisibles de los parámetros físicos, químicos y organolépticos que deben ser respetados por los organismos operadores de los sistemas de abastecimiento de agua potable.

En el capítulo II, titulado "Procesos y operaciones unitarias para la potabilización del agua", se describen los procesos y operaciones utilizadas para potabilizar el agua. Las fuentes de agua en general no satisfacen todos los requerimientos necesarios para ser considerada potable, por ello se estudian los procesos que intervienen en la potabilización; en algunos casos, una o más de estas operaciones unitarias podrían no ser requeridas.

En el capítulo III, titulado "Sistemas de tratamiento para la remoción de arsénico" se describen los estudios y resultados, basados en las propiedades químicas del arsénico. Se analiza la efectividad de distintos coagulantes, minerales adsorbentes, además de la base de las investigaciones para la remoción del arsénico mediante procesos no comunes, como son la ósmosis inversa y la electrodiálisis.

En el capítulo IV, titulado "Casos estudio de la remoción de arsénico del agua para consumo humano en México", se describen distintas alternativas de solución al problema, que se han puesto en práctica en algunos sistemas de abastecimiento del país. También se describen los estudios y resultados, con base en las propiedades químicas del arsénico y su afinidad con diversos minerales y coagulantes, y se evalúa su eficiencia.

CAPÍTULO I: IMPACTO EN LOS USOS DEL AGUA CON CONTENIDO DE ARSÉNICO

1.1 El origen del arsénico en las fuentes de abastecimiento

Por desgracia para el hombre, en la mayoría de los casos en los cuales se detecta alguna fuente de abastecimiento con elevadas concentraciones de arsénico, no es al momento de extraer el agua para su consumo, o cuando alguna persona detecta el olor o sabor de este tóxico, sino justamente cuando por la ingestión diaria de pequeñas concentraciones en un prolongado periodo hacen efecto en la salud.

La alteración de la calidad del agua que se sospechaba "potable" o "apta para consumo humano" no siempre es antropogénica. Existen varias regiones en el mundo en las cuales, sin haber existido algún tipo de alteración causada por el hombre, las concentraciones de arsénico son muy superiores a los niveles considerados como naturales. Se han detectado problemas en la salud relacionados con el consumo de agua en comunidades de diversas regiones en el mundo. Argentina, Canadá, Chile, México y Taiwan son sólo algunos países en los que se han detectado concentraciones de arsénico en el agua de consumo humano de hasta 3810 µg/l (La Norma Oficial Mexicana; permite para consumo humano un máximo de 0.05 mg/l¹).

A pesar de no ser tan abundante en la corteza terrestre, el arsénico existe nativo y principalmente combinado de diversas formas; en forma de *sulfuros*, como el realgar (S₂As₂) y el oro pimente (S₃As₂); de *arseniuros*, como la niquelita (AsNi) y esmaltina (AsCo); y de *sulfuroarseniuros*, como la cobaltita (SAsCo) y el arsenopirita (SAsFe). Y está presente en más de 245 minerales formando parte esencial o como impurezas de éstos.

El contenido de arsénico en alguna fuente de abastecimiento es generalmente (de no haber inducción a causa del hombre) motivado por el desgaste geológico causado por ríos superficiales, ríos subterráneos y/o acuíferos, lo que ocasiona que haya arrastre de minerales con contenidos de arsénico en alto o menor grado, depositándose posteriormente en pozos y ríos, que se emplearán para suministrar agua potable a las comunidades.

Esta agua recolectada, hasta hace unas décadas, no era sujeta al menor estudio de calidad del agua; tampoco a un estudio para determinar sus características físicas, químicas o bacteriológicas; y el tren de tratamiento para potabilizarla era muy simple, ineficiente o nulo en muchas ocasiones, causando enfermedades o problemas de salud, en algunos casos leves y en algunos casos graves. Los efectos crónicos del arsénico son principalmente lesiones en la piel, pigmentaciones y ulceraciones, además de otras afectaciones como conjuntivitis, miocarditis, problemas vasculares, irritación del aparato respiratorio, y efectos adversos del sistema nervioso.

¹Este valor de la NOM 127-SSA1 (Diario oficial de la Federación, 1996) es también usado en otros países, tal es el caso de la legislación argentina y es también usado por las normas colombianas de 1983 para agua potable indicada en el decreto 2105. El Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer lo ha clasificado como carcinógeno para los seres humanos, por lo que la OMS establece un límite de 0.01 mg/l. (1995). Sin embargo, la NOM, en el diario oficial del mes de noviembre de 2000, hace una modificación al límite permisible. El cual se ajustará anualmente reduciendo dicho límite en 0.005 mg/l a partir de el año 2000 hasta el año 2005, el cual tendrá un valor final de 0.025 mg/l.

Con el paso del tiempo se han hecho muchos estudios e investigaciones en diversas áreas del conocimiento, como la medicina y la ingeniería, para establecer un estudio satisfactorio de calidad de agua: determinación de sus características físicas, químicas y bacteriológicas, y de ser necesario, elegir el tren de tratamiento a seguir para potabilizar el agua. Sin embargo, los avances en el campo de la investigación no se pueden superponer a los grandes problemas económicos que sufren muchos países del tercer mundo, los cuales no tienen la posibilidad de garantizar a sus habitantes agua de buena o regular calidad.

Además de la presencia de arsénico en las fuentes de abastecimiento, causada por agua en contacto con el suelo, también el hombre ha contribuido a alterar el suelo contaminándolo con desechos de las industrias metalúrgicas y drenajes agrícolas. El empleo de este elemento en agentes herbicidas, fungicidas e insecticidas, fertilizantes, detergentes, preservativos de madera, aditivos de alimentos para animales, etc., ha provocado alteraciones en la calidad natural de los cuerpos de agua y suelos de muchas zonas.

Aplicaciones del arsénico

El arsénico se usa también en la fabricación de espejos metálicos y para obtener destellos luminosos, quemándolo en corrientes de oxígeno y para preparar papeles matamoscas aplicándolo en estado pulverizado sobre hojas de papel que, humedecidas ligeramente, provocan la oxidación del arsénico y lo convierten en anhídrido arsenioso. Una aplicación muy frecuente es para la obtención de perdigones de caza, los cuales están hechos principalmente de plomo, añadiéndoles un poco de As para provocarle mayor fluidez al momento de fabricarlos y obtener así gotitas muy esféricas.

En la medicina también existen tratamientos terapéuticos en los que se utilizan algunos compuestos para el tratamiento de ciertas enfermedades. Tal es el caso, por ejemplo, de la sífilis, cuyo tratamiento se basa en el salvarsán, que es un derivado arsenical.

Tiene importancia significativa en algunas industrias, tal es el caso de la industria de la curtiduría, en la cual usa el arsénico para disecación de animales y conservación de pieles; También se utiliza en las industrias del vidrio y microelectrónica. Sin embargo, como se mencionó, es en la industria metalúrgica y en la elaboración de productos para el campo tales como fertilizantes, plaguicidas e insecticidas, donde se emplea más el arsénico y sus compuestos.

Obtención

El arsénico se obtiene como producto secundario en la producción y refinación de hierro, cobre, plomo, zinc y oro, pues está como impureza en muchos minerales de estos metales. Además se encuentra libre en los vapores volcánicos, en el agua del mar y en los depósitos de mineral natural asociados generalmente a otros metales.

La mayor parte del arsénico se obtiene por sublimación del mispickel (o mispikel) o sulfuro arseniuro de hierro natural. Calentándose se descompone en sulfuro de hierro y arsénico volátil. Se efectúa la sublimación en recipientes tubulares que se calientan en un horno de galera. En estos recipientes se enchufan unos tubos de palastro que están enlazados con otro cilindro cónico de arcilla. El arsénico sublima en los tubos de palastro

formando masas coherentes de estructura cristalina en su interior, y en los tubos de arcilla se deposita un polvo gris que es anhídrido arsenioso impuro.

El arsénico obtenido de esta forma no es puro. Para purificarlo se lava con agua de cloro, para eliminar al óxido; y se sublima en un matraz. Entonces forma costras brillantes constituidas por cristales foliáceos; se forma un sublimado de yoduro y oxyoduro y la mayor parte del As queda como residuo.

El arsénico

La palabra "arsénico" actualmente pertenece al vocabulario popular como sinónimo de veneno. Sin embargo, el nivel tóxico del arsénico depende directamente de la forma química en que se encuentra. Son muchos los factores bióticos y abióticos tales como el tiempo de exposición, temperatura, pH, sólidos en suspensión, etc., los que determinan la toxicidad del agua que contiene al arsénico. En general los compuestos inorgánicos de arsénico son más tóxicos que los compuestos orgánicos, y las formas trivalentes más tóxicas que las pentavalentes.

La tabla 1.1 presenta algunas características químicas muy generales del elemento "Arsénico".

Tabla 1.1 - Principales características químicas del arsénico

ELEMENTO:	ARSÉNICO (A s)
Número atómico	33
Peso atómico	74.9216
Solubilidad	Insoluble
Sistema de cristalización	Hexagonal Regular
Estado físico	Sólido. Color gris o amarillo
Fusión	+450°
Valencias	-3, +3, +5
Ebullición	Se sublima

En las aguas naturales el arsénico se presenta en varios estados de oxidación (+V, +III, 0, -III). Como semi-metálico, As^0 , o en forma de iones como arsenato As^{+5} , arsenito As^{+3} y arsina As^{-3} . La forma predominante depende en gran medida del pH del agua y de la presencia o ausencia de un oxidante. La toxicidad del arsénico se incrementa considerablemente con la reducción de su estado de oxidación de As (V) a As(III). El arsenito es la forma más tóxica de los compuestos formados por el As, con la característica de que se acumula en el cuerpo al no poder ser desechado tan fácilmente.

La valencia más estable del As es +5, pero con relativa facilidad, en presencia de cuerpos reductores, pasa a valencias de +3, a cero, y de ahí hasta -3, por lo que los compuestos arsenicales dan muchas reacciones de oxidación y reducción.

1.2 Localización geográfica de las principales fuentes de abastecimiento con contenido de arsénico

Como se mencionó en el apartado 1.1, en muchas regiones del mundo se han detectado concentraciones muy por encima de niveles ordinarios². Y en la mayoría de los casos (tal vez en todos) se detectó algún tipo de problema relacionado a la presencia de arsénico; en las personas, debido a la ingesta diaria de esta agua, se tuvieron problemas en la piel y en su salud, y otros por la muerte del ganado y animales en el hábitat.

Este problema es de significativa importancia, ya que el efecto tóxico del arsénico está siempre latente en la cadena alimenticia, pues para el organismo de los seres vivos, no es tan fácil absorber este elemento y luego desecharlo. De ahí que si un eslabón de la cadena alimenticia está en permanente contacto con el arsénico, el resto de la cadena se contaminará por el sólo hecho de alimentarse de un organismo previamente contaminado, lo cual termina por contaminar a muchos organismos del hábitat. A este fenómeno se le denomina en ecología *concentración o intensificación*.

Las principales regiones en el mundo que se pueden citar por haber padecido el problema son las siguientes Taiwan, Argentina y México

T a i w a n

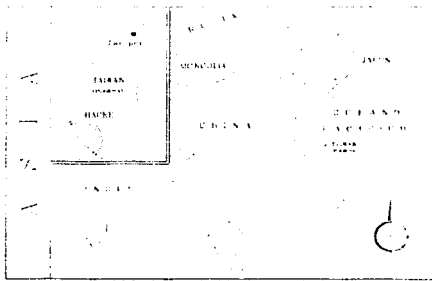


Fig. 1.1.- Localización geográfica de Taiwan.

El consumo prolongado de aguas con contenido de arsénico es asociado con el elevado índice de cáncer en la piel y problemas vasculares. Esto dio origen a una enfermedad conocida como "del pie negro" ("blackfoot disease"). Esta enfermedad causa una gangrena espontánea en los dedos y en los pies, generalmente de color negro, y sólo ocurre en una pequeña región de la costa suroeste de Taiwan³. El problema era conocido desde principios del siglo pasado; sin embargo en el año de 1956 en el cual el número de casos vino en aumento, y fue cuando las autoridades empezaron a preocuparse del problema.

² El arsénico no es muy abundante, el rango medio en la litosfera para este elemento está entre 2 y 5 $\mu\text{g/g}$.

³ El monitoreo de pozos y ríos en esta zona de Taiwan va de entre 350 y 1 100 $\mu\text{g/l}$.

La concentración media de arsénico en el suelo de esta región es de $7.2 \mu\text{g/g}$, y el agua que consume la población, que es de aproximadamente 200,000 personas, es de origen subterráneo. Los pozos que en un principio se construyeron para abastecer a la población eran poco profundos, de apenas unos 5 metros y su concentración de arsénico era alta pero no sobrepasaba de los $300 \mu\text{g/l}$; sin embargo con el creciente aumento de la población y por consiguiente demanda de agua potable fue necesario que los pozos artesianos alcanzaran profundidades mayores a 100 metros. El arsénico presente en estos estratos del suelo era mayor, provocando en estos pozos concentraciones que variaban entre 350 y 2500 $\mu\text{g/l}$.

Los peces y todos los productos agrícolas también presentan elevadas concentraciones de As, y se estima que la ingestión total por habitante es de hasta 1 mg/día. Los trabajos realizados en esta región se abocan casi solamente al ámbito médico por lo que existe la necesidad de hacer trabajos hidrogeológicos.

Argentina (Provincia de Córdoba)

A principios del siglo se identificó en algunas zonas de la pampa Argentina una enfermedad endémica que es internacionalmente conocida como la enfermedad de "Bell Ville" (nombre que adopta de una de las ciudades más importantes de esta región) y esta particularmente muy relacionada con el agua de consumo humano contaminada con As; esta enfermedad fue denominada de HACRE (Hidro-Arsenicismo crónico regional endémico) y causa un tipo de cáncer en la piel. Pero no fue hasta 1989 cuando se realizó una intensa investigación para identificar el origen y efectos de este problema.

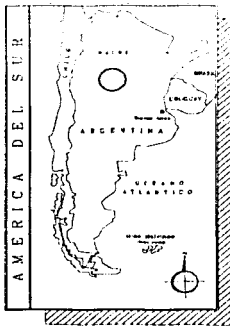


Fig. 1.2.- Localización geográfica de Sgo. del Estero, Argentina.

La región está ubicada a 40 km aproximadamente al sureste de la ciudad capital de la provincia de Santiago del Estero, tiene una superficie aproximada de 184 km^2 y abarca las provincias de Chaco, Santa Fé, Santiago del Estero, etc.; hoy se sabe que incluye toda la región Chaco- Pampeana. La zona más estudiada de la provincia de Santiago del Estero corresponde al noroeste, desde Monte Quemado en el Departamento Copo hasta el Río salado.

Para el estudio de esta zona fueron analizados diversos parámetros físico-químicos en más de 60 muestras de esta región. De los resultados obtenidos se determinó que más del 84% de las aguas analizadas tenían concentraciones superiores a 0.05 mg/l, valor superior al máximo establecido por la legislación. En aguas subterráneas, la concentración era alarmantemente alta, pues en algunas muestras se detectaron valores de 3810 $\mu\text{g/l}$ y valores de selenio de 24.2 $\mu\text{g/l}$ ⁴. Además de Arsénico y Selenio se detectaron valores muy altos de otros cuatro elementos, Flúor, Vanadio, Molibdeno y Uranio.

México

En México se ha detectado la presencia de arsénico en diversos cuerpos de agua subterráneos que se utilizan para el abastecimiento de la población. La más conocida es sin duda, la región de la Comarca Lagunera, comprendida entre los estados de Coahuila y Durango, pero también se ha detectado en Zimapán, Hidalgo, en Acámbaro, Guanajuato, en Zacatecas, Zacatecas, en Huautla, Morelos, y en Delicias-Meoqui y Camargo-Jiménez, en Chihuahua. En estos lugares se han alcanzado concentraciones de 1.0 mg/l.

La Comarca Lagunera

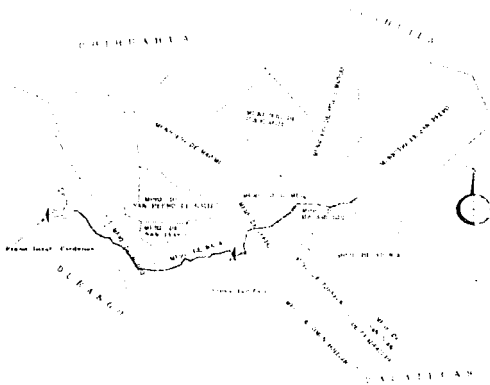


Fig. 1.3.- Región de la Comarca Lagunera, comprendida entre los estados de Durango y Coahuila.

La zona denominada como la Comarca Lagunera es una planicie de clima árido que abarca una región entre los estados de Coahuila y Durango con una extensión aproximada de 11,700 km² dentro de la cual quedan incluidos nueve municipios que son: Tlahuilo, Mapimi, Gómez Palacio y Lerdo, en el estado de Durango, y Torreón, Viesca, Matamoros, Francisco I. Madero y San Pedro, en el Estado de Coahuila.

⁴ Las normas establecen un máximo para el selenio de 0.01mg/l.

La mayor parte del estrato geológico es rico en Arsénico, lo cual induce elevados índices de este elemento en el agua subterránea. Actualmente la concentración de arsénico en el agua de 128 pozos en esta región oscila entre 8 y 624 $\mu\text{g/l}$, con concentraciones superiores a 50 $\mu\text{g/l}$ en más del 50% de las aguas analizadas. Sin embargo, en el año de 1920 existían solamente 20 pozos profundos que extraían anualmente un volumen aproximado a 7.5 millones de m^3 . A partir de entonces se hizo extensiva la explotación de acuíferos teniendo un volumen máximo de extracción para el año de 1958 de 1,700 millones de m^3 con 2,387 pozos operando, causando una disminución en la recarga de los acuíferos, y provocando que disminuyera el nivel freático.

En otras palabras, la zona de la Comarca Lagunera presenta un problema natural de orden geológico que se ha venido acentuando conforme aumentan el número de pozos para extracción de agua para consumo humano y de riego; y la disminución del nivel freático provocó que las sales arsénicas antes estáticas, migraran a los cuerpos de agua puros (libres de arsénico) por no encontrar resistencia de éstos y finalmente contaminarlos (ver fig. 1.4).

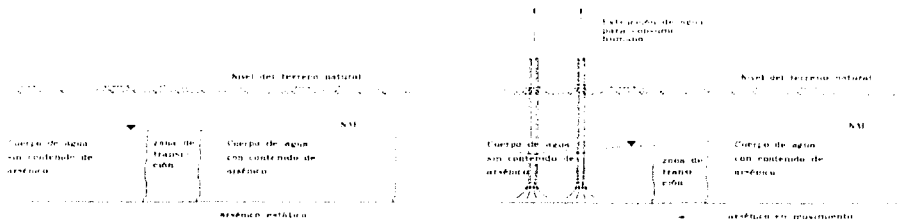


Fig. 1.4.a.- Perfil del NAF antes de la extracción de agua. Fig. 1.4.b.- Perfil del NAF después de la extracción de agua.

Contaminación de origen industrial

En la década de los 70's la Compañía Metalúrgica Mexicana Peñoles, con 75 años de establecida, procesaba más de 530 mil toneladas de minerales ricos en plomo, azufre, arsénico, cadmio, selenio, talio y otros.

Los desechos que se tenían eran: escorias de fundición, polvos y humos con contenidos metálicos, residuos líquidos que se descargaban en el río "Tajo de la perla", cuyas aguas se aprovechan en el riego de tierras. Estas condiciones hacen de cualquier industria, una fuente de contaminación, ya que en sus procesos y operaciones no existía control de las chimeneas y se desconoce la eficiencia de los procesos de tratamiento de residuos líquidos (si es que se llevaba a cabo).

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

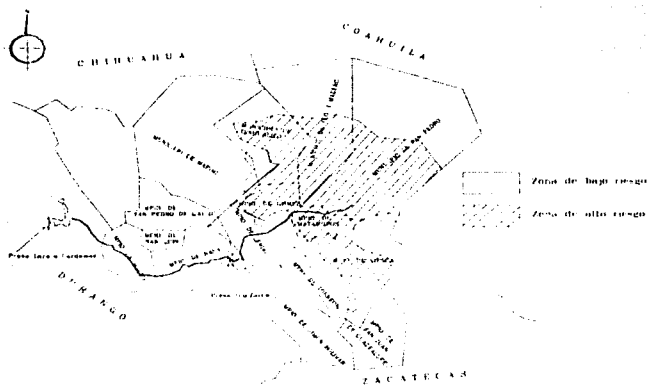


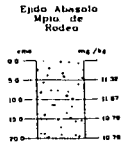
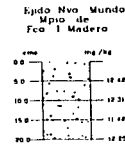
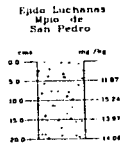
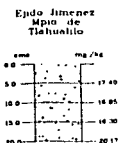
Fig.1.6.- Zonas de alto y bajo riesgo de acuerdo a las concentraciones diarias de arsénico ingeridas por individuo.

Para el segundo estudio se hizo un análisis de muestreo superficial del suelo (ver figuras. 1.7.a-1.7.d). Y se pudo hacer la siguiente clasificación de los municipios por orden de importancia, según su contaminación.

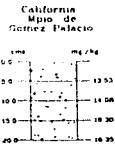
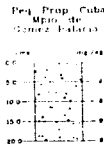
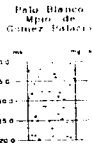
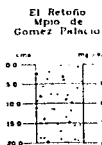
Tabla 1.2.- Concentración promedio de arsénico en el suelo superficial en la zona de la Comarca Lagunera, por municipio

Municipios mas afectados	Concentración promedio (mg As/kg)
Mapimí, Dgo.	41.5
Matamoros, Coah.	21.7
Torreón, Coah.	19.9
San Luis del Cordero, Dgo.	18.0
Tlahualilo, Dgo.	17.7
Nazas, Dgo.	17.5
Viesca, Coah.	17.3
Lerdo, Dgo.	17.1
Municipios menos afectados	
San Pedro, Coah.	13.8
Fco, I Madero	12.1
Rodeo, Dgo.	11.2
Gómez Palacio, Dgo	10.9
San Pedro del Gallo, Dgo	8.8

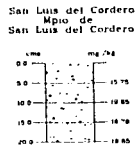
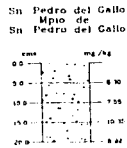
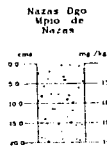
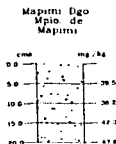
Sin embargo, no es posible fiarse de este segundo estudio, ya que como se mencionó, el estudio es un muestreo meramente superficial, y si se quiere conocer la naturaleza de las concentraciones de arsénico, entonces se deberán de hacer estudios a profundidades mucho mayores a 20 cm.



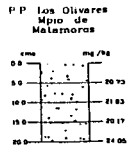
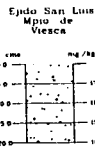
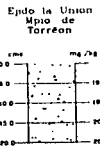
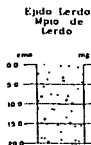
CORTES GEOLÓGICOS



CORTES GEOLÓGICOS



CORTES GEOLÓGICOS



CORTES GEOLÓGICOS

Fig. 1.7.- Determinación de As en suelos de localidades de la Comarca Lagunera

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

1.3 Consecuencias en la salud por la ingestión de agua con alto contenido de arsénico

El arsénico es uno de los elementos químicos de la tabla periódica que al ser ingerido causa mayor toxicidad en los seres humanos. Cuando se presentan ingestiones de 100 mg producen severos envenenamientos, y dosis de 130 mg, pueden causar la muerte; además, es fácilmente acumulable en el cuerpo humano de tal forma que aun pequeñas cantidades van acumulándose con el tiempo convirtiéndose en un problema de salud con consecuencias⁶ fatales.

Por esta razón, desde hace mucho tiempo se ha empleado con fines homicidas. Se usó bajo la fórmula de anhídrido arsenioso, el cual es un polvo blanco, insípido e inodoro, que llamaron "polvo de sucesión" y "rey de los venenos", fue el componente principal de la "acquetta di peruggia" ó "acqua di Napoli", que produjo centenares de víctimas.

Es ideal para el homicidio por parecerse a la harina y cuando se emplea con fines delictivos es de difícil diagnóstico, puesto que se asemejan sus síntomas a una enfermedad gastrointestinal. Hoy en día la población con mayor riesgo de exposición al arsénico es la que vive cerca o trabaja en las explotaciones minerales en las que se refina o desecha el arsénico. Las exposiciones más altas se da entre los trabajadores que laboran en donde se realizan estas actividades, y sus familias por las partículas o impurezas que trasladan en sus ropas los trabajadores. Como se mencionó en los apartados 1.1 y 1.2, también está expuesta la población que habita en zonas con alto arsenicismo.

Metabolismo

El arsénico entra al organismo por vía digestiva a través de agua y, alimentos contaminados, por malos hábitos higiénicos en el trabajo y también por inhalación de polvos y vapores, esto se da entre los trabajadores y población cercana a los sitios en donde se refina o utiliza. El arsénico no queda retenido en grandes cantidades, no obstante, las dosis repetidas originan acumulación en huesos, cabello y uñas. La excreción del arsénico se hace sobre todo por vía renal.

Intoxicación por envenenamiento, suicidio o inhalación

Ocurren cuando se ingesta cantidades elevadas, la dosis letal 50⁷ de Trióxido de arsénico es de 2 a 3 mg/kg de peso corporal; sin embargo, en ocasiones en las que se han ingerido cantidades mayores no han causado la muerte debido a su expulsión inmediata por medio de vómitos causados por la gran irritación gástrica. En el caso de intoxicación por inhalación. Un compuesto del arsénico llamado arsenamina⁸ causa la muerte en pocos minutos por inhalación, si se encuentra en cantidades del orden de 50 mg/m³ de aire. La concentración máxima permitida de este compuesto en un ambiente industrial es de 0.05

⁶ Una ingestión en pequeña escala posiblemente requiera de 16 días para desaparecer completamente siendo la lenta eliminación la causa de los efectos tóxicos en los que el metal se va acumulando en el organismo.

⁷ Dosis letal 50. - Son parámetros a partir de ensayos con las concentraciones indicadas (en el caso de arsénico se empleó el trióxido de arsénico en un rango de 2 a 3 mg/kg de peso corporal) en donde algunos organismos (generalmente peces) se les someten a condiciones extremas del parámetro a investigar, hasta que estos mueren en 50 hrs. La Dosis letal 50 (DL 50) es un indicativo del potencial de toxicidad.

⁸ La arsenamina es también llamada hidrógeno arseniado, el cual es un gas incoloro reconocido por su característico olor aliáceo (ajo). Se genera al verter un ácido sobre un metal que contiene arsénico.

ppm: En los alimentos se puede admitir hasta 3.5 ppm. En el tabaco se ha encontrado hasta 13 ppm, provenientes de los plaguicidas usados en las plantas de tabaco.

Tratamiento médico

Se debe extraer el tóxico inmediatamente después de ingerido mediante lavado gástrico o sustancias emetizantes. Para neutralizar el arsénico se usa hidróxido de magnesio al 8% (leche de magnesia), que se retiene por adsorción, e hiposulfito de sodio al 1%, leche en polvo, etc. Además de estas medidas, procurar rescate del arsénico adsorbido o combinado con un lavado repetido del estómago para eliminar las partículas insolubles retenidas por el mucus entre los pliegues de la mucosa gástrica. Luego dar un purgante salino (30g de sulfato de sodio en 300 ml de agua) para evacuar por arrastre mecánico el tóxico presente en el intestino.

La profilaxis de las intoxicaciones por arsénico en el ámbito laboral, incluye medidas de higiene para los obreros: baño diario y cambio de ropas de trabajo por otras al terminar la jornada laboral, exámenes médicos periódicos, etcétera.

Intoxicación por hidro arsenicismo crónico regional endémico.



Fig. 1.8 - Lesiones en la piel por una exposición prolongada al arsénico

El arsenicismo crónico se manifiesta con lentitud en los seres humanos y sólo será evidente después de un periodo de 2 a 6 años de contacto permanente; de entonces hasta el límite de la muerte la sintomatología del arsenicismo se puede delimitar en tres fases que son:

- a) *Arsenicismo benigno*, con lesiones en la piel, en pies y manos, manchas en cuello y tórax, dolores abdominales y tos seca.
- b) *Arsenicismo severo*, con tos, flemas, desnutrición lesiones y dolor intenso en la piel, manchas en cuello y tórax, dolores abdominales, tos seca.
- c) *Arsenicismo grave*, con todas las lesiones citadas en las fases previas sólo que magnificadas, además de pérdida de peso, ataque a la médula ósea, atrofia muscular, pérdida de la verticalidad, crecimiento excesivo del hígado, y por último la muerte.

Tratamiento y Profilaxis

El primer paso debe ser el de alejar (de ser posible) al paciente de la zona contaminada, o proporcionar agua, alimentos y evitar polvos contaminados con As. El arsénico que queda en el organismo será tratado con BAL (British Anti Lewitshita, Lewishita es gas mostaza) para facilitar la remoción en el organismo.

Como se puede ver, el tratamiento es de competencia en especial para dos áreas de la ciencia; la que tiene que ver con la medicina es la de eliminar del cuerpo humano una vez que éste se contaminó, y la de prevenir y regular para que estos casos no se presenten más le competen a la ingeniería sanitaria mediante el proporcionamiento de agua potable previo tratamiento de desarsenización.

1.4 Estándares y normas de calidad del agua para consumo humano

Hasta ahora se han explicado en forma general las características del arsénico, consecuencias en la salud a causa de ingerir agua, alimentarse o inhalar arsénico, y se han ubicado los lugares en donde se han presentado estos problemas. Por lo que podría pensarse que solamente en algunas partes del mundo el agua no es muy confiable para beber, y dependiera exclusivamente de la presencia del arsénico para determinar si un agua de cierta localidad es apta o no para consumo humano. Sin embargo, en el agua existen muchos parámetros, ajenos al arsénico que hacen del agua que sea inapropiada para consumo humano. Por lo que a continuación se describen los estándares y normas de calidad del agua para consumo humano.

Buscando agua apta para consumo humano

Noah Selth: "Los blancos contaminan su lecho y una noche perecerán ahogados en sus propios residuos"

Muchas culturas se han preocupado a través del tiempo por proporcionar a sus comunidades fuentes de abastecimiento de agua seguras e ilimitadas, ya que el agua es el recurso natural más importante del mundo y, a diferencia de otras materias primas, el agua no tiene sustitutos en muchas aplicaciones. Las civilizaciones siempre se establecieron a orillas de los ríos o de lagos y el remedio común al problema de la escasez del líquido era trasladar la comunidad a otro lugar. Con el tiempo y con la aparición de civilizaciones más numerosas y más avanzadas, tal medida era poco práctica, por lo que se adaptaron otras. Se construyeron largos acueductos para dotar de agua desde lugares lejanos a la comunidad, y se extrajeron del subsuelo importantes cantidades del líquido. Además, de hallazgos arqueológicos que datan de 2000 a.C. se sabe que algunas culturas como la Minoica tenían tuberías de arcilla para desalojar los desechos mediante drenaje, esto con el fin de evitar que la suciedad se infiltrara y contaminara los acuíferos.

Sin embargo, en Europa en los siglos XIV y XV la ingeniería sanitaria y todo lo referente a la higiene pública cayó en desuso; era práctica común arrojar por las ventanas los desechos líquidos y sólidos hacia las calles, por lo que la esperanza de vida era bajísima; menos de la mitad de la actual en el mundo.

Los primeros trabajos importantes de ingeniería sanitaria fueron por los años de 1860. Cuando se construyeron interceptores que recolectaban las descargas de aguas residuales en Londres, a raíz del brote de cólera que en 1854 causó 10 000 muertes, y se hizo evidente la relación entre la contaminación del agua por agua residual y las enfermedades entéricas como la tifoidea y el cólera.

Es necesario que pongamos especial cuidado en vigilar hacia donde tiramos nuestros desperdicios y qué condiciones tienen éstos. Cerca del 7% de la masa de la Tierra es agua; sin embargo, el 97% de ésta se encuentra como agua salada y el restante 3% es dulce, que está en su gran mayoría está congelada en los casquetes polares. Solamente el 0.7% del total del agua de la Tierra forma ríos, lagos y acuíferos. Por lo que es ridículo pensar que el agua es un recurso natural ilimitado para los cerca de 7 mil millones de habitantes en el planeta. En nuestros días se ha empezado a desarrollar en la conciencia de muchas personas, una cultura del agua, en donde no desperdiciarla y procurar que llegue potable al hogar de cada uno de nosotros es la meta.

Uso y manejo del agua

El agua como recurso natural tiene un sin número de aplicaciones con la que se obtienen muchos beneficios sociales y económicos. De los más importantes podemos mencionar los siguientes.

- Agua para consumo humano
- Irrigación y agricultura
- Agua para ganadería
- Acuicultura y recreación
- Elaboración de refrescos y aplicación en la industria
- Generación de energía eléctrica

Emplearla para determinado fin depende de varios factores como la disponibilidad, la calidad y el costo.

Agua y agua potable

Es común pensar que "agua" es el compuesto formado por dos volúmenes de hidrógeno por uno de oxígeno (o por su fórmula H_2O), que además es incolora, inodora e insípida. Pero esto no siempre es así. Hay diferentes tipos de agua con características muy diferentes entre sí y con sustancias o minerales que las hacen muy particulares. Van de aguas naturales con concentraciones de otras sustancias de apenas unos cuantos miligramos por litro, a cerca de 35 000 mg/l en agua de mar. Aguas para riego ricas en nutrientes, a destilada carente de minerales, etcetera.

Una variedad de agua, es llamada agua natural, que corresponde a aguas superficiales (ríos, lagos), de mar, atmosférica (o de lluvias) y subterráneas, y pueden no ser incoloras con olores penetrantes semejantes al del huevo podrido (con contenido de amoníaco), o con sabores desagradables.

Por otro lado, la más importante de todas y que tiene mucho que ver con este trabajo es sin duda el "agua potable".

Agua potable, es aquella que es inodora, incolora, insípida, agradable a los sentidos, libre de agentes patógenos y exenta de tóxicos.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

En la *tabla 1.3* se muestran características importantes para distintos tipos de agua. Algunas de estas características facilitan que ocurran en ella un sin número de reacciones químicas que en mayor o menor grado alteran su calidad.

Tabla 1.3.- Características importantes de muestras de agua de distinta calidad.

Característica del agua	Agua de río	Agua para beber	Agua res. cruda	Efluente de Agua res.
pH	x	x	x	x
Temperatura	x	x	x	
Color	x	x		
Turbiedad	x	x		
Sabor		x		
Olor	x	x		
Sólidos totales	x	x		
Sólidos sedimentables			x	
Sólidos suspendidos				x
Conductividad	x	x		
Radioactividad	x	x		
Alcalinidad	x	x	x	x
Acidez	x	x	x	x
Dureza	x	x		
Oxígeno disuelto	x	x		
DBO	x		x	x
DQO	x		x	x
Nitrógeno orgánico			x	x
Nitrógeno amoniacal	x		x	x
Nitrógeno de nitritos	x		x	x
Nitrógeno de nitratos	x	x	x	x
Cloruros	x	x		
Fosfatos	x		x	x
Detergentes sintéticos	x		x	x
Recuentos bacteriológicos	x	x		

Parámetros físicos del agua

Temperatura

Esta característica es fundamental para poder acelerar o inhibir la velocidad de reacción química. La temperatura, como casi todos los parámetros, guardan una estrecha relación entre sí; así, la temperatura está en concordancia con la densidad, la cual alcanza su punto máximo a los 4°C. La velocidad de las reacciones aumentan con la temperatura, Los microorganismos responsables de la degradación de la materia orgánica en ciertos tratamientos de aguas residuales reaccionan más favorablemente a temperaturas cálidas que a frías. En la acuicultura se recomienda no alterarla debido a la poca adaptabilidad de ciertos peces que mueren por cambios bruscos de la temperatura. La concentración de oxígeno disuelto disminuye al aumentar la temperatura; también está ligado con la conductividad eléctrica, pues aumenta de 1 a 3% por cada incremento de un °C.

La NOM-002-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal establece como 40°C el límite máximo permisible (medida en forma instantánea a cada una de las muestras simples) y se podrá descargar con temperaturas mayores si se demuestra a la autoridad competente mediante un estudio sustentado que dicha descarga no daña al sistema.

La NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Admite también un máximo de 40°C para descargas en ríos, embalses naturales y artificiales y aguas costeras.

Sabor y olor

Estas características son muy subjetivas y es muy difícil medirlas, por lo que depende más bien de la aceptación de los usuarios principalmente al momento de consumirla.

La NOM-127-SSA1-1994, salud ambiental, agua para uso y consumo humano, límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización, acepta, las aguas que sean agradables a la mayoría de los consumidores siempre y cuando no sea objetable desde el punto de vista biológico o químico.

La OMS no es más específica al aceptar que alguna agua es aceptable si no es desagradable para el 90% de los consumidores.

Color

El color es una de las características del agua que son importantes básicamente por su carácter estético y depende mucho de la aceptación de los usuarios la presencia de algún tipo de color. En agua para consumo humano se exige que sea incolora, también ocurre en algunas industrias por ejemplo en la producción de papel artístico de alta calidad. Es necesario diferenciar en el agua dos tipos de colores; el *color aparente* causado por la materia suspendida (el cual se observa en agua sin filtrar y sin sedimentar); y el *color verdadero* causado por la materia coloidal o materia en solución.

Al igual que el sabor y el olor, el color es una característica subjetiva y a veces dista mucho la opinión de un observador de otro en cuanto la "cantidad de color" presente en un agua. Sin embargo, se ha estudiado la forma de poder determinarlo, y la unidad de color se define como la producida por 1 mg/l de platino en forma de ion cloroplatinado o ion platino-cobalto.

La NOM-127-SSA1-1994, acepta hasta 20 unidades de color verdadero en escala de platino-cobalto. Los tratamientos para la

potabilización del agua para las características físicas y organolépticas (color, olor, sabor y turbiedad) incluyen: coagulación-floculación-precipitación-filtración; cualquiera o la combinación de ellos, adsorción en carbón activado u oxidación.

Turbiedad

Es la presencia de sólidos coloidales o en suspensión que le dan al agua una apariencia nebulosa que es poco atractiva y desagradable si ésta es para consumo humano, mas si es para animales de granja o para riego, es usada de forma irrestricta siempre y cuando cumpla con otros parámetros de carácter bacteriológico o químico.

Esta turbidez es causada por partículas de limo o arcilla que aparecen al ser erosionadas del fondo del cauce al momento de presentarse una descarga de origen industrial o municipal, desechos industriales, o a la presencia de numerosos microorganismos. La turbiedad está ligada a otros parámetros, como el oxígeno, disuelto tan importante en la supervivencia de los peces, pues a mayor turbiedad, menor oxígeno disuelto; se relaciona también con los sólidos suspendidos totales (SST), ya que a mayor SST, mayor turbiedad.

La turbiedad puede determinarse de varias formas, existen para esto métodos la turbiedad para campo y métodos para laboratorio. En campo es común usar el "disco Secchi", que está provisto de una cadena o una barra graduada, y la turbidez está en función de la longitud del tramo sumergido hasta donde es posible visualizar el disco. La determinación en laboratorio se hace con la ayuda de un tubo largo y graduado colocado encima de una vela especial (hecha de espuma de ballena) a una altura de 7.6 cm y consiste en ir llenando el tubo hasta que se deja de apreciar la luz.

La NOM-127-SSA1-1994, establece un máximo de 5 unidades de turbiedad nefelométricas (o su equivalente en otro método). Este valor es igual al valor propuesto por la OMS para la calidad del agua para beber.

Sólidos

Están presentes en el agua en suspensión o en forma disuelta, dependiendo de su tamaño (ver *fig. 1.8*) y puede ser materia orgánica o inorgánica. **Los sólidos disueltos totales (SDT)** se deben a materiales solubles, mientras **los sólidos en suspensión (SS)** son partículas que se pueden medir al filtrar una muestra en un papel fino. **Los sólidos totales (ST)**, es igual a sólidos suspendidos + sólidos disueltos. Sólidos sedimentables son aquellos que pueden ser removidos por un proceso estándar. Se relacionan los sólidos principalmente en suspensión con la turbiedad; se relaciona también los sólidos con el oxígeno disuelto, a mayor cantidad de sólidos menor oxígeno disuelto.

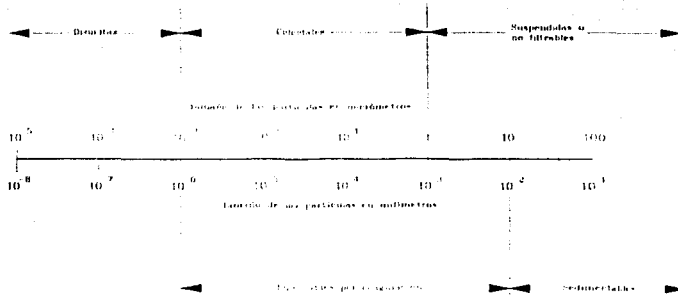


Fig. 1.9.-Clasificación de las partículas por su tamaño.

Conductividad eléctrica

Es una medida aproximada del total de sales disueltas en el agua, y es importante saber el contenido presente en el agua dependiendo de su uso. Un límite para el uso del agua para riego agrícola es la relación de adsorción de sodio (RAS). Su aplicación depende del tipo de agricultura y de la resistencia de las plantas

$$RAS = \frac{Na}{\left[\frac{1}{2}(Ca + Mg) \right]^{1/2}}$$

Donde Na, Ca y Mg son las concentraciones de los iones en miliequivalentes por litro de agua.

Para la ganadería se clasifica el agua basada en la capacidad de desarrollo.

Tabla 1.4.- Clasificación de las aguas para ganadería dependiendo de la concentración salina.

Tipo de Agua	Concentración Salina (mg/l)
Buena	2500
Aceptable	2500 – 3500
Pobre	3500 – 4500
Inapropiada	mas de 45000

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Parámetros químicos del agua

pH

La intensidad de acidez o alcalinidad de una muestra cualquiera se mide en la escala pH, que es la concentración de iones de hidrógeno presentes. La escala pH va de 0 a 14, con 7 como neutralidad, siendo ácido por debajo de 7 y alcalino por encima de 7.

Como parámetro de calidad del agua es usado como índice de corrosión. El pH controla muchas reacciones químicas y la actividad biológica normalmente se restringe a un rango bastante estrecho entre 6 y 8. Las aguas muy ácidas o muy alcalinas son indeseables debido a que son muy corrosivas o presentan dificultades en su tratamiento. Está ligado a la temperatura, el potencial de hidrógeno $K_w = (H^+)(OH^-)$ aumenta con la temperatura, el valor de pH para la neutralidad es menor a 7 a temperaturas superiores a 25°C y mayor a 7 a temperaturas menores a 25°C; está ligado a la acidez y a la alcalinidad en las aguas, cuanto más aumenta la acidez, disminuye el pH y disminuye la alcalinidad, y cuanto más disminuye la acidez, aumenta el pH y aumenta la alcalinidad.

La determinación en campo se hace con ayuda de papel tornasol, pero es un método no muy exacto debido a las interferencias de color, turbiedad, materia coloidal y cloro libre. En laboratorio se hace uso de un aparato llamado potenciómetro, que se calibra antes de ser usado.

El tratamiento para la potabilización del agua para un pH fuera del rango permitido entre 6.5 – 8.5 en escala de pH según la NOM-127-SSA1-1994, es la neutralización.

Acidez y alcalinidad

Este parámetro está ligado principalmente al pH, pues la alcalinidad del agua es una medida de su capacidad para neutralizar ácidos. La mayoría de la alcalinidad natural en las aguas se debe a la acción de piedra caliza o yeso en subsuelos, o por la presencia de hidróxidos, carbonatos y/o bicarbonatos. Por su parte la acidez es casi siempre debida a desechos industriales. Se determina por medio de titulación, que son procesos de análisis en laboratorio mediante el viraje de un cierto tono de un color a otro en las muestras.

Dureza

Es la propiedad del agua que evita que el jabón haga espuma y produce incrustaciones en los sistemas de agua caliente. Se debe principalmente a iones de Ca y Mg. No representa ningún riesgo para la salud, pero la desventaja en el uso del agua dura es desde el punto de vista económico por el consumo excesivo de jabón y problemas en las tuberías por las incrustaciones. Este parámetro

está ligado con la alcalinidad, pues a mayor alcalinidad mayor es la dureza. Pero esto último no se da en todas las formas de dureza, la cual se clasifica en dos tipos:

- Dureza de carbonato-metales asociados con HCO_3
- Dureza de no carbonato-metales asociados con SO_4 , Cl , NO_3 .

Dureza total – alcalinidad = dureza de no carbonato.

Si hay concentraciones de sales de Na y K, la dureza de no carbonato puede ser negativa ya que tales sales pueden producir alcalinidad sin producir dureza.

La NOM-127-SSA1-1994, recomienda para agua dura un tratamiento de ablandamiento químico o intercambio iónico.

Oxígeno disuelto

La cantidad de oxígeno que puede disolverse en agua es fundamental para albergar a los seres de vida superiores y para algunos tipos de microorganismos; sin embargo, el aire es muy poco soluble (ver *tabla 1.5*)

Tabla 1.5 - Valor de saturación de oxígeno disuelto en el agua según su temperatura

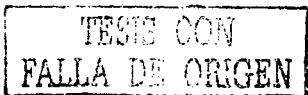
Temperatura, °C	0	10	20	30	35
OD, mg/l	14.6	11.3	9.1	9.1	7.6

En general, los peces no sobreviven a concentraciones menores a 2 mg/l de OD; el agua saturada tiene un "sabor agradable" y aguas con deficiencia de OD son ligeramente desabridas. Por esta razón es importante que el agua para beber sea previamente aireada⁹.

Un concepto que tiene que ver con la cantidad de oxígeno disuelto es el de la aireación, que es el proceso en el cual la capa superficial del agua se enriquece con oxígeno hasta saturarse y posteriormente se transfiere el OD de estratos superiores a los inferiores.

Está ligado a muchos factores, de los más importantes son: la temperatura, ya que, como se muestra en la tabla 1.5, el oxígeno disuelto disminuye conforme aumenta la temperatura. La presencia de materia flotante en los cuerpos de agua promueven una aireación mas lenta que provoca que no se pueda oxigenar lo suficiente. Esta materia puede ser muy variada y de diversos orígenes. Grasas, aceites, basura, plantas acuáticas, detergentes

⁹ Es frecuente encontrar en bibliografías el termino escrito como "aereada" o como "aireada"; aireación o aireación, y depende del autor su común uso.



son principalmente los causantes de obstruir la capa superficial del agua dificultando la transferencia de oxígeno. Las descargas de los desechos en un río son determinantes en el balance del OD en un sistema acuático. Favorecen el proceso de aireación espejos de agua de gran superficie y mucha turbulencia en las corrientes de los ríos.

DBO

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Es la cantidad de oxígeno necesario para satisfacer los requerimientos de oxígeno de los microorganismos presentes en el agua para descomponer la materia orgánica que hay en ella. Este parámetro es importante, ya que está presente en todos los procesos de tratamiento de agua.

Nitrógeno

Su presencia es indicativa de la existencia de descargas de desechos humanos en los cuerpos de agua.

- Nitrógeno orgánico. Nitrógeno en forma de proteínas, aminoácidos y urea.
- Nitrógeno amoniacal. Nitrógeno como sales de amoniaco.
- Nitrógeno de nitritos. Etapa intermedia de oxidación del nitrógeno
- Nitrógeno de nitratos. Producto final de la oxidación del nitrógeno.

Tóxicas

Los tóxicos son los agentes que destruyen o inhiben la actividad de los organismos con los que tienen contacto, que por alguna causa llegan a ser ingeridos o que están presentes en el medio ambiente. La severidad del daño o de los efectos depende de la dosis recibida, y/o del tiempo de exposición. Son muchos agentes los incluidos en este grupo, los más importantes en el agua son:

- Arsénico
- Cadmio
- Cianuro
- Mercurio
- DDT's
- Plomo

En resumen, las características químicas principales restringidas en la NOM-127-SSA1-1994, se presentan en la siguiente *tabla 1.6*.

Tabla 1.6.- Límites permisibles de características químicas contenidas en la NOM, para agua potable.

CARACTERÍSTICA	LÍMITE PERMISIBLE
Aluminio	0.20
Arsénico *	0.05
Bario	0.70
Cadmio	0.005
Cianuros	0.07
Cloro residual libre	0.20 – 1.50
Cloruros	250
Cobre	2.00
Cromo total	0.05
Dureza total (como CaCO ₃)	500.0
Fenoles o compuestos fenólicos	0.001
Hierro	0.30
Fluoruros	1.50
Manganeso	0.15
Mercurio	0.001
Nitratos	10
Nitritos	0.05
Nitrógeno Amoniacal	0.50
pH (Potencial de Hidrógeno) en unidades de pH	6.5 – 8.5
Plaguicidas Aldrin y Dieldrin combinados o separados en microgramos/l	0.03
Clordano (total de isómeros)	0.30
DDT (total de isómeros)	1.00
Gamma – HCH (lindano)	2.00
Hexaclorobenceno	0.01
Heptacloro y epóxido de heptacloro	0.03
Metoxicloro	20.00
2,4 – D	60.00
Plomo	0.025
Sodio	200.00
Sólidos disueltos totales	1000.00
Sulfatos	400.00
SAAM (Sustancias activas al azul de metileno)	0.050
Trihalometanos totales	0.20
Zinc	5.00
Radioactividad alfa global Bq/l (Becquerel/l)	0.1
Radioactividad beta global Bq/l (Becquerel/l)	1.0

Nota: Los límites se expresan en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad.

* De acuerdo al diario oficial del mes de noviembre de 2000, el límite permisible para arsénico se ajustará anualmente, quedando de la siguiente forma: 0.045 mg/l para el 2001, 0.040 mg/l para el 2002, 0.035 mg/l para el 2003, 0.030 mg/l para el 2004 y 0.025 mg/l para el 2005.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Parámetros bacteriológicos del agua

Las normas de calidad microbiológica se basan esencialmente en la necesidad de asegurar la ausencia de bacterias indicadoras de contaminación por desechos humanos.

La NOM-127-SSA1-1994, se basa en los organismos coliformes totales y organismos coliformes fecales para determinar la calidad de agua según los exámenes bacteriológicos, y dependiendo del método para evaluar la cantidad de organismos. Se aceptan cualquiera de los dos métodos siguientes:

- NMP/100 ml Si se utiliza la técnica del número más probable.
- UFC/100 ml Si se utiliza la técnica de filtración por membrana.

Tabla 1.7.- Límites permisibles de coliformes para la NOM, para agua potable.

CARACTERÍSTICA	LÍMITE PERMISIBLE
Organismos Coliformes Totales	No detectable NMP/100 ml Cero UFC/100 ml
Organismos Coliformes Fecales	No detectable NMP/100 ml Cero UFC/100 ml

Tratamientos para la potabilización del agua

Dependiendo del resultado del análisis de calidad del agua, de los parámetros físicos, químicos y bacteriológicos que se le hacen a la fuente de abastecimiento de la que se desea aprovechar para abastecer a una localidad, será el proceso de potabilización a seguir. En la tabla 1.8 se muestra un resumen de las características y de los procesos a los que se debe someter el agua para su potabilización:



Tabla 1.8.- Tratamientos para la potabilización del agua

CARACTERÍSTICA	TRATAMIENTO DE POTABILIZACIÓN
A) CONTAMINACIÓN BIOLÓGICA	
Bacterias, helmintos, protozoarios y virus.	Desinfección con cloro, compuestos de cloro, ozono o luz ultravioleta.
B) CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y ORGANOLÉPTICAS	
Color, olor, sabor y turbiedad	Coagulación-floculación-precipitación-filtración, cualquiera o la combinación de ellos Adsorción en carbón activado u oxidación
C) CONSTITUYENTES QUÍMICOS	
Arsénico	Coagulación-floculación-precipitación-filtración, cualquiera o la combinación de ellos Intercambio iónico u ósmosis inversa.
Aluminio	Bario, cadmio, cianuros, cobre, cromo total y plomo. - Intercambio iónico u ósmosis inversa
Cloruros	Intercambio iónico, ósmosis inversa o destilación.
Fenoles o compuestos fenólicos	Adsorción en carbón activado u oxidación con ozono.
Fierro y/o manganeso	Oxidación - filtración, intercambio iónico u ósmosis inversa.
Fluoruros	Ósmosis inversa o coagulación química
Materia orgánica	Oxidación - filtración o adsorción en carbón activado.
Mercurio	a) Proceso convencional. Coagulación-floculación-precipitación-filtración, cuando la fuente de abastecimiento contenga hasta 10 microgramos/l. b) Procesos especiales En carbón activado granular y ósmosis inversa cuando la fuente de abastecimiento contenga hasta 10 microgramos/l, o con carbón activado en polvo cuando la fuente de abastecimiento contenga mas de 10 microgramos/l
Nitratos y nitritos	Intercambio iónico o coagulación - floculación-precipitación-filtración, desgasificación o desorción en columna.
pH (Potencial de Hidrógeno)	Neutralización.
Plaguicidas	Adsorción en carbón activado granular.
Sodio	Intercambio iónico
Sólidos disueltos totales	Coagulación-floculación-precipitación-filtración y/o intercambio iónico
Sulfatos	Intercambio iónico u ósmosis inversa.
Sustancias activas al azul de metileno	Adsorción en carbón activado.
Trihalometanos	Aireación u oxidación con ozono y adsorción en carbón activado granular.
Zinc	Destilación o intercambio iónico.

TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN

CAPITULO II: PROCESOS Y OPERACIONES UNITARIAS PARA LA POTABILIZACIÓN DEL AGUA.

El agua para consumo humano que no satisface la NOM-127-SSA-1994, debe ser sometida a una serie de operaciones y procesos unitarios que en conjunto constituyen un "tren de tratamiento". El grado de complejidad del proceso o de la planta potabilizadora será determinado en función de la calidad del agua cruda, ya que la calidad varía de una fuente a otra; en algunos casos bastará con desinfectarla y habrá otros en los que se apliquen diversos procesos que produzcan agua potable de bajo costo. En la tabla 4.1 se muestra un resumen de los procesos más usados en la actualidad.

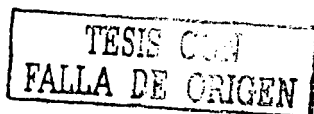
Tabla 2.1.-Procesos de purificación del agua

PROCESO-OPERACION			PROPOSITO
<i>Tratamiento preliminar</i>			
Cribado		X	Remoción de Sólidos bastos que pueden obstruir o dañar los equipos de la planta.
Pretratamiento químico	X		Remoción eventual de algas y otros elementos acuáticos que causan sabor, olor, y color.
Presedimentación		X	Remoción de arena, limo y otros materiales sedimentables.
Aforo			Medida del agua cruda por tratar.
<i>Tratamiento principal</i>			
Aireación	X		Remoción de olores y gases disueltos; adición de oxígeno para mejor sabor.
Coagulación/Floculación	X		Conversión de sólidos no sedimentables, en sólidos sedimentables
Sedimentación		X	Remoción de sólidos sedimentables.
Ablandamiento	X		Remoción de dureza.
Filtración		X	Remoción de sólidos finos, floculo en suspensión y la mayoría de los microorganismos
Adsorción	X		Remoción de sustancias orgánicas y color.
Estabilización	X		Prevención de incrustaciones y corrosión.
Fluorización ¹⁰	X		Prevención de caries dentales
Desinfección	X		Exterminio de organismos patógenos.

2.1 Aireación

Aireación es el proceso en el cual el agua es puesta en contacto íntimo con el aire con el propósito de modificar su concentración de oxígeno disuelto. Este procedimiento es muy común en el tratamiento de aguas residuales, para transferir el oxígeno disuelto requerido por los microorganismos durante su metabolismo, como resultado del cual ocurre la

¹⁰ El término puede escribirse diferente de acuerdo a la región o país; por lo que puede encontrarse como "Fluorización", "Floururación", "Fluoración", etc.



remoción de la materia orgánica existente en el agua residual; además, propicia la disminución de materia volátil productora de olores desagradables.

En la potabilización del agua es común oxigenar el agua para reducir sustancias indeseables como CO_2 , el cual modifica el pH a una condición de acidez. En general, un sistema trabaja más eficientemente en condiciones de alcalinidad, además de que el agua aireada es más agradable al paladar que una que no lo está.

La oxigenación provoca un barrido de sustancias volátiles causado por la mezcla turbulenta del agua con el aire y dicho barrido causa oxidación en los metales.

El proceso es común para:

- Disminuir la concentración de CO_2 , antes de ablandar con cal
- Transferir oxígeno al agua para fines de oxidación
- Oxidar metales como hierro y manganeso
- Remover olores y sabores provocados por sustancias volátiles en el agua, aunque es poco efectivo
- Eliminar gases que motivan la acción corrosiva del agua como gas sulfhídrico y metano

2.1.1 Fundamentos

Todo soluto tiende a difundirse en una solución hasta que la composición de ésta se hace homogénea; una sustancia se mueve espontáneamente de una zona de alta concentración en el líquido a otra de menor concentración.

Según lo establecen la primera ley de la difusión de Fick y la teoría de la capa líquida estacionaria, la tasa de cambio en la concentración de una sustancia volátil se expresa mediante la ecuación:

$$\frac{dC}{dt} = -K \frac{A}{V} (C_s - C)$$

donde:

- dC/dt = Tasa de cambio en la concentración, mg/l..s
- K = Coeficiente de transferencia de la sustancia volátil, m/s
- A = Área de contacto entre la fase gaseosa y la fase líquida, m^2
- V = Volumen de la fase líquida, m^3
- C_s = Concentración de saturación del gas en el líquido, mg/l
- C = Concentración del gas o sustancia volátil en el líquido, mg/l

Durante la aireación la tasa de cambio en la concentración del gas, es directamente proporcional al área de contacto A , al déficit de saturación y al coeficiente de transferencia, e inversamente proporcional al volumen del líquido expuesto.

Para el caso concreto de la absorción de gases en la cual la concentración del gas aumenta con el tiempo, que podemos llamar "periodo de aireación"; la ecuación mencionada puede escribirse así:

$$C' = C_s - (C_s - C_0)e^{-KAt/V} \quad (2.1a)$$

En este caso la tasa de absorción del gas disminuye a medida que la concentración aumenta.

Cuando la concentración del gas disminuye con el tiempo o se desgasifica una solución sobresaturada, el fenómeno se llama desorción.

$$C = C_s + (C_0 - C_s)e^{-kA/V \cdot t} \quad (2.1b)$$

donde:

C = Concentración del gas para el tiempo t , mg/l

C_0 = Concentración inicial del gas en el líquido, o concentración para $t=0$, mg/l

t = Tiempo de aireación, s

k = Coeficiente de la transferencia de la sustancia volátil. En el anexo 1 aparecen valores de transferencia k de CO_2 para distintas temperaturas.

A = Área de contacto entre la fase gaseosa y la fase líquida



Figura 2.1.a.-Comportamiento de la tasa de transferencia en la absorción de un gas

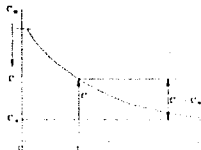


Figura 2.1.b.-Comportamiento de la tasa de transferencia en la desorción de un gas

Con relación a la ecuación 2.1 conocida como ecuación de Lewis y Whitman, podemos mencionar que:

- La tasa de transferencia del gas para cualquier tiempo t es proporcional a la diferencia entre la concentración de saturación C_s y la concentración C del gas en el agua.
- La tasa de transferencia es directamente proporcional a la relación del área de contacto de la fase líquida y gaseosa, con el volumen del líquido. (A/V)
- La tasa de transferencia es directamente proporcional al coeficiente de transferencia del gas, K .
- La cantidad del gas transferido es mayor a medida que aumenta el tiempo de aireación.

Como se observa, son muchos los factores que intervienen en el proceso de aireación de un líquido: tiempo de aireación, relación A/V , y una ventilación adecuada; para garantizar un adecuado proceso se cuenta con una buena cantidad de dispositivos que son usados para este fin.

2.1.2 Aireadores de fuentes

Usados principalmente para la remoción de CO₂ y la adición de oxígeno, los aireadores de fuente, consisten en una fuente, o en una malla orificios sobre una tubería que precipitan el agua en recolectores, los cuales la dirigen hacia arriba, de forma vertical o en ángulo de modo que el chorro de agua rompe en gotas pequeñas.

La velocidad inicial de una gota que sale en forma de chorro por un orificio está dada por la ecuación:

$$V_o = \sqrt{2gh} \quad (2.2)$$

La ecuación de gasto a través de un orificio es:

$$Q = C_d A \sqrt{2gh} \quad (2.3)$$

donde:

- V_o = Velocidad inicial, m/s
- g = Aceleración de la gravedad, m/s²
- h = Energía total en el sistema, m
- C_d = Coeficiente de descarga para el orificio o boquilla, determinado experimentalmente, va de 0.60 a 0.95
- A = Área de la tobera u orificio, m²
- Q = Descarga, m³/s

Para la comprensión del funcionamiento de un aireador de fuente, se muestra la *figura 2.2*, que describe la trayectoria de un chorro de agua que cruza por el aire. De acuerdo con las ecuaciones de Newton para movimiento uniformemente acelerado, el movimiento de una partícula "P" está dado por las ecuaciones:

$$x = (V_o \cos \phi) t \quad (2.4)$$

$$y = (V_o \sin \phi) t - \frac{gt^2}{2} \quad (2.5)$$

donde:

- x = Coordenada horizontal del punto P
- y = Coordenada vertical del punto P
- φ = Ángulo de inclinación del chorro de agua con respecto a la horizontal al inicio del experimento
- V_o = Velocidad inicial del chorro de agua
- g = Aceleración de la gravedad
- t = Tiempo de aireación

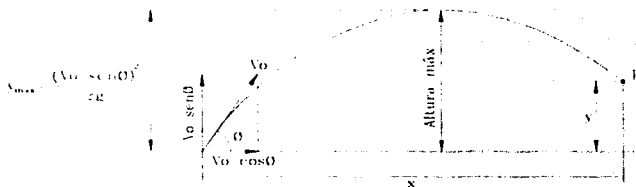


Figura 2.2.-Trayectoria de un chorro de agua de acuerdo a las ecuaciones para movimiento uniformemente acelerado

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Para calcular el tiempo teórico de exposición de una gota de agua se sustituye la ecuación 2.6 que es la altura máxima que alcanza una gota de agua en la ecuación que describe el movimiento (cc. 2.5), de esta forma se obtiene el tiempo para el cual una partícula alcanza la elevación máxima (que en realidad es teóricamente la mitad del tiempo de exposición si se desprecia la acción de viento y fricción con el aire; la otra mitad del tiempo de exposición es la de la partícula al descender según se puede apreciar en la figura 2.2)

$$y_{max} = \frac{(V \text{osen } \phi)^2}{2g} \quad (2.6)$$

$$\frac{(V \text{osen } \phi)^2}{2g} = (V \text{osen } \phi)t - \frac{gt^2}{2}$$

$$\frac{gt^2}{2} - (V \text{osen } \phi)t + \frac{(V \text{osen } \phi)^2}{2g} = 0$$

$$t^2 - \frac{2}{g}(V \text{osen } \phi)t + \frac{(V \text{osen } \phi)^2}{g^2} = 0$$

si $z = \frac{V \text{osen } \phi}{g}$ entonces:

$$t^2 - 2zt + z^2 = 0$$

$$t = z$$

$$t = \frac{V \text{osen } \phi}{g}$$

Por lo tanto, el tiempo completo de exposición de una gota en el aire está dado por la ecuación:

$$t = \frac{2V \text{osen } \phi}{g} = 2C_v \text{Sen } \phi \frac{2h}{g} \quad (2.7)$$

Los chorros de agua inclinados tienen la ventaja de tener trayectorias mas largas y menor interferencia de las gotas al caer. El tamaño, número y la distancia entre orificios dependen de la energía a consumir, del área disponible y de la interferencia de fuentes adyacentes. Generalmente se usan orificios de 1-1.5 pulgadas de diámetro con descargas de 4.7 a 11 l/s; con presiones de 0.7 kg/cm², espaciados 0.6 – 3.6 m; el área requerida varía entre 0.11-0.32 m² por l/s de agua tratada.

La aireación mediante fuentes es quizá el proceso más atractivo, por ser estéticamente hermosas y porque ofrecen una alta relación de área expuesta por volumen para gotas muy finas; sin embargo, tienen la desventaja de requerir de áreas muy extensas y consumen una elevada cantidad de energía hidráulica. Además, tienen el inconveniente de tener un tiempo de exposición muy corto, de apenas unos 2 segundos en un chorro vertical con una altura de 6 m.

Si el agua es dura, se pueden obstruir los orificios, perdiendo una importante cantidad de energía hidráulica e impidiendo que el chorro de agua alcance la altura máxima original que, consecuentemente, afectará el tiempo de exposición.

Tabla 2.2.-Criterios de diseño al emplear fuentes en el proceso de aireación

• Eficiencia de remoción de CO_2 :	70 - 90%
• Tiempo de exposición mínimo:	2 seg.
• Diámetro de las boquillas	1/2" a 1-1/2"
• Coeficiente de gasto de las boquillas	0.6 - 0.95
• Separación entre boquillas	0.45 - 3.60 m
• Gasto de descarga por boquilla	5 - 13 l.p.s.
• Carga de operación	1.5 - 7.5 m

2.1.3 Aireadores de bandejas múltiples

Consisten en una tubería de distribución que deja caer agua sobre una serie de bandejas superpuestas unas sobre otras; en cada bandeja es común colocar coque (o coke), piedra, ladrillo triturado o cerámica para facilitar el intercambio de gases y distribuir mejor el líquido sobre el fondo de la bandeja. El fondo de las bandejas es de malla metálica o de tiras de madera. Generalmente se usan de 3 a 9 bandejas con una separación de 30 a 75 cm entre éstas.

Un factor importante a considerar en el diseño de una planta con aireadores de este tipo es el de una ventilación adecuada. La corrosión, la formación de lamas biológicas y crecimientos algales son factores de importancia en el diseño de aireadores; por ello se construyen con materiales durables como acero inoxidable, aluminio o maderas resistentes. De cualquier modo, es más o menos frecuente encontrar crecimientos de biológicos o de algas en las bandejas y en el lecho de contacto, por lo que se sugiere añadirle cloro o sulfato de cobre. La aireación raras veces reduce el CO_2 a valores de 4.5 mg/l.

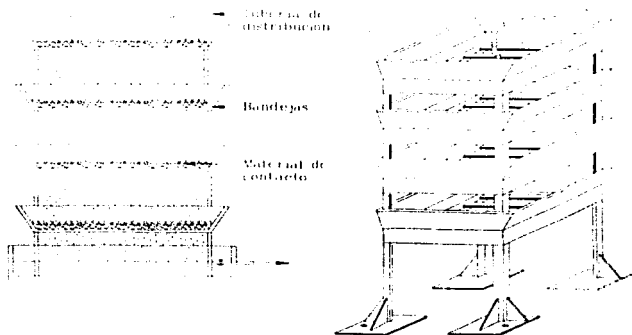


Figura 2.3.-Aireadores típicos de bandejas usados en plantas de tratamiento

El CO₂ remanente por este método de aireación puede obtenerse mediante la fórmula de Scott:

$$C_n = C_o \times 10^{-kn} \tag{2.8}$$

donde:

- C_n = Concentración de CO₂ después de pasar por n bandejas, en mg/l
- C_o = Concentración de original de CO₂, en mg/l
- n = Número de bandejas
- k = Constante que depende de la ventilación, temperatura, turbulencia y características de la instalación y va de 0.12 a 0.16

Tabla 2.3.-Criterios de diseño al emplearse aireadores de bandeja en el proceso de aireación

• Eficiencia de remoción de CO ₂ :	30 – 60%
• Carga hidráulica (Caudal / área total de bandejas)	Variable, desde 60 hasta 1600 m ³ /d
• Numero de bandejas	3 – 5
• Lecho de contacto	
- espesor	15 – 30 cm
- coke o piedra, diámetro	4 – 15 cm
- esferas de cerámica	5 – 15 cm
• Separación entre orificios	2.5 – 7.5 cm
• Profundidad de agua en la bandeja	15 cm
• Separación entre bandejas	30 - 75

2.1.4 Aireadores de cascadas y vertedores.

Una forma muy económica de transferir aire al agua, es por medio de vertedores o cascadas, éstas consisten en dejar caer al agua desde una altura considerable dada por un escalón de modo que funcione como vertedor; o desde varios escalones para que el sistema funcione como cascadas. En las figuras 2.4 y 2.5 se muestran algunos tipos de vertedor y cascadas.

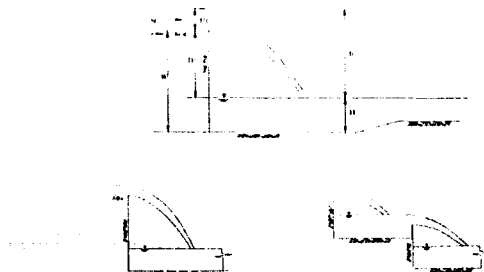


Figura 2.4.-Aireadores típicos de vertedor y de cascada

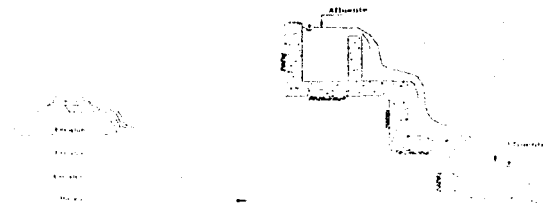


Figura 2.5 - Aireadores de cascada tipo escalera y de escalera múltiple

Este tipo de aireadores tiene la desventaja de producir pérdidas de energía hidráulica muy grandes; sin embargo, su funcionamiento es muy sencillo y el mantenimiento es mínimo. El aireador de cascadas se diseña como escaleras, y entre mayor sea el área horizontal, más completa es la aireación. La aireación ocurre en las áreas de salpicamiento, en forma similar a la que ocurre en un río turbulento.

Para determinar la altura de la cascada requerida para una concentración de Oxígeno disuelto C ; se puede emplear la siguiente ecuación

$$H = \frac{R - 1}{0.36 \ln(1 + 0.046T)} \quad (2.9)$$

$$R = \frac{C_s - C_0}{C_s - C}$$

donde:

H = Altura de caída del agua, en m

R = Relación deficitaria de oxígeno

C_s = Concentración de saturación de oxígeno disuelto a la temperatura T , mg/l

C_0 = Concentración de oxígeno disuelto en el agua, después del vertedor o cascada, mg/l

C = Concentración de oxígeno disuelto en el agua, antes del vertedor o cascada, mg/l

T = Temperatura del agua, °C

a = 1.25 para agua limpia de río

1.00 para agua poluta de río

0.80 para efluente de agua residuales

Tabla 2.4 - Características de diseño al emplearse aireadores de cascadas y vertedores

• Eficiencia de remoción de CO_2	50 - 60%
• Carga hidráulica (Caudal / área horizontal del vertedero)	10 - 30 l/s.m ²
• Altura del escalón	15 - 30 cm
• Longitud del escalón	30 - 60 cm
• Altura de la cascada	1.8 - 5.0 m.

2.2 Mezcla rápida.

La mezcla rápida es un proceso aplicado comúnmente en las plantas de tratamiento de agua con el fin de dispersar lo más uniformemente posible, diferentes sustancias químicas a través de una masa o un flujo de agua. Cuando se intenta dispersar lo más rápidamente posible una sustancia en agua, lo que resulta es evidentemente una fuerte turbulencia; ésta puede ser provocada por distintos medios, sean mecánicos o hidráulicos. Los métodos más empleados para este fin son:

- Saltos hidráulicos
- Vertedores rectangulares
- Rejillas difusoras
- Tuberías de succión de bombas
- Mezcladores mecánicos en líneas
- Chorros químicos
- Tanques con equipo de mezcla rápida

Si en los mezcladores hidráulicos, la mezcla está dada como resultado de la turbulencia por el cambio del régimen del flujo, en los mezcladores mecánicos la mezcla es inducida a través de impulsores rotatorios como hélices o mecanismos con paletas.

Las hélices son semejantes a las de los barcos y generan corrientes axiales¹¹ muy fuertes con velocidades de hasta 2000 RPM, que crean una gran intensidad de mezcla. Por otro lado están los impulsores de paletas, con superficie plana, las cuales generan principalmente corrientes radiales¹² y tangenciales. Las velocidades de rotación alcanzadas por este tipo de impulsores no es tan alta como en los de hélices, sino más bien es de velocidades bajas debido a que las paletas ofrecen áreas de exposición al agua y conceden velocidades de 2-150 RPM.

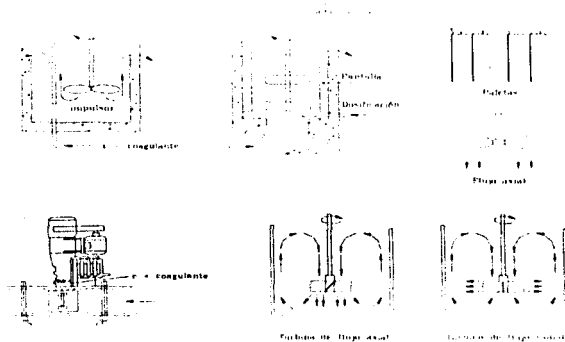


Figura 2.6.a.-Mezcladores mecánicos

¹¹ En las corrientes axiales el líquido entra al impulsor y es descargado desde él, en forma paralela a su eje

¹² Los impulsores de flujo radial descargan el líquido desde el impulsor, a lo largo del radio, en ángulo recto con su eje.

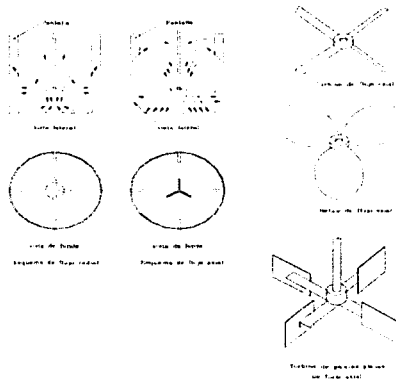


Figura 2.6.b.-Mezcladores de paletas y de hélices

2.2.1 Mezcladores rápidos mecánicos.

Los mezcladores de este tipo utilizan equipo como los mostrados en las *figuras 2.6.a y 2.6.b*. Los tanques en donde se llevan a cabo estos procesos son generalmente de sección circular o cuadrada. Los sistemas pueden ser de hélices o de paletas acoplados a un eje de rotación impulsado por una fuerza motriz cualquiera y giran a un alto número de revoluciones por minuto lo que agita el agua de forma violenta propiciando una mezcla rápida y uniforme del coagulante.

En la mezcla realizada por impulsores mecánicos están consideradas tres componentes del flujo: axial, radial y tangencial. Las componentes axial y radial son favorables para que se dé una mezcla uniforme; sin embargo, la componente tangencial causa vórtices que pueden limitar la calidad de una mezcla uniforme.

Es conveniente que el vórtice o remolino másico del fluido se restrinja pues causa una reducción entre las velocidades del impulsor y la del propio fluido, disminuyendo la efectividad de la mezcla.

Para disminuir los efectos adversos de los vórtices provocados por las hélices es conveniente desplazar del eje central al impulsor o colocarlo en ángulo con la vertical o las dos cosas. El método usual consiste en instalar cuatro o más pantallas (también llamadas mamparas o baffles), de un ancho igual a 1/10 del diámetro para romper el movimiento másico rotatorio y promover la mezcla vertical.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Ecuaciones para diseño

El modelo fue formulado por Camp y Stein en 1943, y es el criterio más aceptado para calcular los requerimientos energéticos para la mezcla. La "calidad" de la mezcla, o del mezclado en una planta potabilizadora esta determinada por el gradiente de velocidad "G", que es el término que describe la intensidad de la mezcla.

Para mezcladores mecánicos, el gradiente hidráulico está dado por:

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}} \quad (2.10)$$

donde:

- G = Gradiente de velocidad, en s^{-1}
- μ = Viscosidad dinámica del agua, en $N s/m^2$, $kg/m s$, Pa s
- V = Volumen del tanque, en m^3
- P = Potencia introducida al agua por el mezclador mecánico, en W

Para garantizar que el tanque está operando en condiciones de turbulencia, se propone que el número de Reynolds en el tanque cumpla con la condición de $N_{re} > 100,000$, además, se propone para calcular la potencia P, la siguiente ecuación.

$$P = K_P N^3 d^5 \quad (2.11)$$

donde:

- P = Potencia introducida al agua por el mezclador mecánico, en W
- K = Valor de constante que depende del tipo de impulsor
- ρ = Densidad del agua, en kg/m^3
- V = Volumen del tanque, en m^3
- N = Velocidad del impulsor, en revoluciones /s

Además, el número de Reynolds está dado por:

$$N_{re} = \frac{\rho N d^2}{\mu} \quad (2.12)$$

donde:

- d = Diámetro del impulsor, en m.
- N = Velocidad del impulsor, en revoluciones /s.
- ρ = Densidad del agua, en kg/m^3 .
- μ = Viscosidad dinámica del agua, en $N s/m^2$, $kg/m s$, Pa s.

En la tabla 2.5 aparecen valores de K para distintos tipos de impulsores en tanques con baffles en régimen turbulento, probados para impulsores comerciales.

Tabla 2.5 - Valores de K para impulsores en tanque.

Tipo de Impulsor	K
Hélice, <i>pitch</i> ¹³ cuadrado, 3 aletas	0.32
Hélice <i>pitch</i> = 2, 3 aletas	1.00
Turbina, 6 aletas planas	6.30
Turbina, 6 aletas curvas	4.80
Turbina ventilador, 6 aletas	1.65
Turbina 6 aletas punta de flecha	4.00
Turbina aletas planas, 2 paletas	1.70
Turbina de impulsor cerrado, 6 aletas curvas	1.08
Turbina de impulsor encerrado con estator (sin baffles)	1.12

Para optimizar este proceso se puede usar la siguiente expresión que sirve de criterio para mezclar en agua, suspensiones coloidales de carbón activado, con alumbre, la cual no ha sido desarrollada aún para diferentes condiciones de coagulación, pero sirve como criterio para diseño de mezcladores rápidos:

$$G T_0 C^{-1.16} = 5.9 \times 10^6 \quad (2.13)$$

donde:

- G = Gradiente de velocidad, en s⁻¹
- T₀ = Tiempo óptimo de mezcla rápida, en s
- C = Dosis de alumbre, en mg/l

Como complemento a la ecuación anterior se incluye la *tabla 2.6* de tiempo de contacto contra gradiente de velocidad de mezclado.

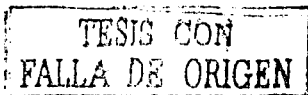
Tabla 2.6 - Tiempo de contacto y gradiente de velocidad

Tiempo de contacto (s)	G (s ⁻¹)
20	1000
30	900
40	790
>40	700

Para el diseño de mezcladores rápidos en cámaras cilíndricas las dimensiones recomendadas son de acuerdo a la *figura 2.7*, las siguientes.

- Diámetro del impulsor: $d = \frac{D}{3}$
- Altura del impulsor sobre el fondo: $h = d$
- Ancho de la paleta del impulsor: $W = \frac{d}{5}$
- Longitud de la paleta del impulsor: $r = \frac{d}{4}$
- Altura del fluido: $H = D$

¹³ Cuando una hélice en movimiento impulsa agua a cierta distancia dependiendo del ángulo de inclinación de las aspas, a cierta longitud a cada revolución del impulsor, la relación entre la longitud del agua desplazada y el diámetro del impulsor se llama "pitch", se llama pitch cuadrado cuando esta relación del impulsor es igual a uno.



- Numero de pantallas: 4, montadas verticalmente desde el fondo hasta la superficie.
- Ancho de pantallas $e = \frac{D}{10}$
- Diámetro del disco central $s = \frac{D}{4}$

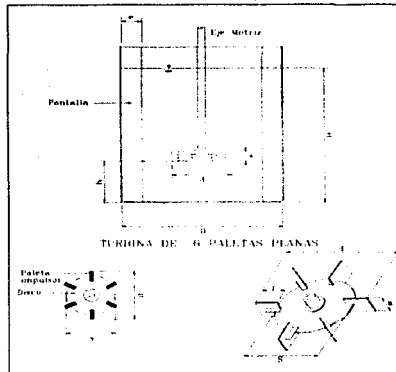


Figura 2.7.-Diseño de mezclador hidráulico cilíndrico

2.2.2 Mezcladores rápidos hidráulicos

Si se dispone de suficiente energía hidráulica, puede utilizarse este tipo de mezcladores, los más comunes son saltos hidráulicos, canales Parshall, tubos vénturi, dispersores de tubos perforados, etcétera.

Tiene la ventaja sobre los mezcladores mecánicos de no requerir de equipo ni de personal capacitado para el mantenimiento ni de suministro apropiado de repuestos, sobretodo en lugares de difícil acceso.

Los saltos hidráulicos es la forma más común usado en los mezcladores rápidos hidráulicos con el fin de provocar turbulencia, por lo cual es necesario comprender el funcionamiento de un salto hidráulico:

Salto hidráulico

El salto hidráulico es la turbulencia presentada como una onda estacionaria cuando en una corriente hay un cambio de régimen supercrítico a uno subcrítico. Ésta se ve frecuentemente en estructuras hidráulicas tales como en cimacios, al pie de una descarga de compuerta deslizante, o en canales en los que la pendiente hace un cambio de $S_0 > S_c$ a $S_0 < S_c$.

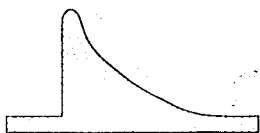


Figura 2.8 - Distintas estructuras hidráulicas formadoras de Saltos hidráulicos.

Uno de los usos del salto hidráulico es la aireación de agua para abastecimiento de ciudades; además es un excelente disipador de energía. Su estudio es con el fin de prevención o confinamiento de la socavación aguas abajo de las estructuras hidráulicas que las originan; para el caso específico de la mezcla rápida, el salto hidráulico es un método muy eficiente debido a la naturaleza violenta del fenómeno.

Ecuaciones para diseño.

Diversos autores han propuesto ecuaciones para calcular algunas características, como es la "longitud del salto hidráulico". Resumiendo y para el caso específico de mezcla rápida para sustancias químicas en el tratamiento de agua para consumo humano, tenemos que:

Para determinar el tirante de los conjugados mayor y menor.

$$\frac{y_2}{y_1} = \frac{1}{2} \left(1 + 8Fr_1^2 - 1 \right) \tag{2.10.a}$$

donde:

- y_1, y_2 = Conjugados menor y mayor respectivamente, en m
- Fr = Número de Froude

Para el cálculo de saltos hidráulicos en vertedores, también es aceptada la fórmula de White, que relaciona la sección 1 con el tirante crítico y_c , como se ve en la siguiente ecuación

$$\frac{y_2}{y_1} = \frac{2}{1.06 + \frac{P}{y_c} + 1.5} \tag{2.10.b}$$

La profundidad del tirante crítico es:

$$y_c = \left(\frac{q^3}{g} \right)^{1/3} \tag{2.11}$$

donde:

- y_c = Tirante crítico, en m
- g = Aceleración de la gravedad, m/s^2
- q = Gasto unitario (caudal por ancho del vertedor $q=Q/B$), en m^2/s

TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN

El número de Froude (Fr)

$$Fr = \frac{V}{\sqrt{gh}} \quad (2.12)$$

La pérdida por salto hidráulico según Belanger

$$h_s = \frac{(h_2 - h_1)^3}{4h_1h_2} \quad (2.13)$$

La longitud del salto según Smetana

$$L = 6(h_2 - h_1) \quad (2.14)$$

Para este concepto hay una gran cantidad de autores que aportan ya sea una ecuación distinta y/o gráfica. Para simplificar los cálculos menciono aquí la ecuación que a mi juicio es más fácil de usar por su simplicidad y porque ofrece valores aproximados a la realidad.

El tiempo de mezcla T, se calcula como la longitud del salto dividido entre la velocidad media del agua en el vertedor.

$$t = \frac{L}{Vm} \quad (2.15)$$

Para mezcladores hidráulicos, el gradiente de velocidad está dado por:

$$Gt = \frac{gH}{\nu T} = \frac{\rho g H}{\mu T} = \frac{\gamma H}{\mu T} \quad (2.16)$$

donde:

- G = Gradiente de velocidad, en s⁻¹
- g = Aceleración de la gravedad, m/s²
- H = Pérdida de energía debido a la fricción, m
- T = Tiempo de retención, s
- μ = Viscosidad dinámica del agua, en N s/m², kg/m s, Pa·s
- ρ = Densidad del agua, en kg/m³
- ν = Viscosidad cinemática del agua, en m²/s
- γ = Peso específico del agua, N/m³

2.3 Floculación

La mezcla rápida y la floculación son dos procesos unitarios que van de la mano y juntos conforman lo que es el proceso de coagulación; como se vio la mezcla rápida se realiza con el fin de distribuir uniformemente en un volumen de agua, diversas sustancias químicas llamadas coagulantes.

Pero ¿para qué se requiere agregar sustancias al agua? – Es común que el agua subterránea o superficial contenga otras sustancias¹⁴, a veces nocivas para la salud como el arsénico que es necesario retirar. Estas sustancias se encuentran generalmente en suspensión, en combinación con otro elemento o disueltas en el agua; para removerlas no

¹⁴ En general, se agregan sustancias para mejorar la calidad que el agua presenta, con diversas sustancias se puede corregir problemas como color o turbiedad; eliminación de As, Fe o Mg.

basta con una sedimentación simple por lo que es necesario propiciar su remoción por otros medios. Es ahí en donde interviene la coagulación.

La **coagulación**, es el proceso de la desestabilización de la carga eléctrica de coloides y sólidos suspendidos en el agua, incluyendo bacterias y virus, mediante el uso de un coagulante y en ella intervienen la mezcla rápida del agua con el coagulante y la floculación. A su vez la **floculación** es una mezcla lenta controlada y de agitación decreciente que estimula el encuentro y aglomeración de partículas previamente desestabilizadas (unión de coloides) haciendo con ellas una masa de mayor tamaño, mayor densidad y más pesada que favorezca su posterior remoción en un tanque sedimentador.

La coagulación es importante en la eficiencia de remoción principalmente de la turbiedad y del color, además de partículas suspendidas como: arcilla, materia orgánica, metales tóxicos, etc. En el anexo 3, aparece una tabla de propiedades de las sustancias químicas usadas como coagulantes en el tratamiento de agua.

2.3.1 Fundamentos

De acuerdo al movimiento Browniano en partículas muy pequeñas, éstas se atraen o repelen entre si. Al aplicarse productos químicos como coagulantes se les desestabiliza, es decir, se provoca que éstas no se repelen y los iones de las partículas presentes en el agua se aglutinen

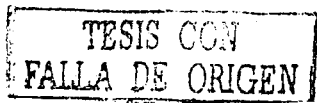
La floculación ocurre cuando se rompen los iones de algún compuesto químico para agruparse y formar nuevos compuestos y es inducida por fuerzas químicas y físicas tales como carga eléctrica de las partículas, tamaño y concentración del flóculo, pH, temperatura del agua, etc. En el capítulo IV de esta tesis se ampliará esta explicación y cómo se verifican los resultados mediante la *prueba de jarras*.

Una vez concluido el proceso en el cual se agrega y mezcla el coagulante al agua, las partículas diminutas son puestas en contacto unas con otras, para facilitar este contacto o colisión entre partículas es conveniente que se le aplique al agua un ligero movimiento en forma continua para promover el encuentro de las partículas, pero sin romper los agregados preformados.

Prueba de jarras

La coagulación-floculación, es quizá uno de los procesos mas importantes en el tratamiento de agua para consumo humano y su buen desempeño determina en alto grado la eficiencia y calidad del producto final. La turbiedad y demás partículas indeseables, son removidas o retenidas en la sedimentación o filtración, pero el éxito o fracaso de estos procesos dependen, sin duda de una buena coagulación y floculación, de la velocidad con la que las partículas son desestabilizadas y de la fuerza con las que se aglutinan. Por tal motivo se debe hacer un estudio para controlar los parámetros involucrados en el proceso: el tipo de reactivo a usar; la cantidad de reactivo, el tiempo de aglutinamiento; y una descripción del sólido floculado o floc.

Desde 1920 se empezaron a desarrollar en Estados Unidos diferentes sistemas para estimar la dosis requerida de coagulante óptima para satisfacer los parámetros anteriores.



desde entonces hasta la fecha se han sumado muchas técnicas. De estas, la de mayor aceptación en plantas potabilizadoras es sin duda la prueba de jarras.

La prueba de jarras se realiza colocando en cinco o seis vasos de precipitados, 1 a 3 litros de agua muestra; los vasos se colocan en un mezclador de paletas y se le agregan diversas dosis de un mismo coagulante mientras se agita la muestra a 100 rpm durante 30 segundos y se reduce a 40 rpm en un lapso de 30 minutos. Transcurrido el tiempo, se suspende la agitación y se retiran las paletas al tiempo en que se empiezan a tomar muestras a periodos determinados de tiempo, 1, 3, 5, 10, 60 minutos; estas muestras son de aproximadamente 20-50 ml, a una profundidad de 4 a 5 cm desde la superficie y se obtienen con ayuda de una pipeta volumétrica.

Los resultados se pueden medir de dos formas, con una observación visual o por medio de algún equipo que mida la turbiedad.

La observación visual es una prueba muy común, pero depende de la subjetividad; y consiste en otorgarle una calificación a la muestra en un tiempo determinado, dependiendo de la consistencia y del volumen del floc formado. A esta calificación se le conoce como el índice de floculación de Willcomb.

- | | |
|----|---|
| 0 | Floc coloidal, Ningún signo de aglutinación. |
| 2 | Visible. Floc muy pequeño y casi imperceptible para un observador no entrenado. |
| 4 | Disperso. Floc bien formado pero uniformemente distribuido, sedimenta muy lentamente o no sedimenta |
| 6 | Claro. Floc de tamaño relativamente grande pero que precipita con lentitud. |
| 8 | Bueno. Floc que se deposita fácil pero no completamente. |
| 10 | Excelente. Floc que se deposita todo dejando el agua cristalina. |

El empleo de equipo que mide la turbiedad, como un turbidímetro fotoeléctrico o nefelómetro es preferible que la observación visual.

2.3.2 Tipos de Floculadores

Los floculadores se clasifican en dos tipos, los hidráulicos y los mecánicos (algunos utilizados para el tratamiento de agua aparecen en las figuras 2.9.a, 2.9.b, 2.10.a, 2.10.b y 2.10.c).

a) Los floculadores hidráulicos, a su vez se subdividen en floculadores hidráulicos de flujo vertical y de flujo horizontal. *El floculador de flujo horizontal* consiste en un tanque de concreto dividido por unas pantallas de ladrillo y concreto dispuestas de tal forma de que el agua en su recorrido haga varios movimientos suaves en zig-zag provocando colisiones entre las partículas que están floculando. En la práctica son muy usados los F.H.F horizontal para plantas potabilizadoras pequeñas (de caudales inferiores a 50 l/s)

El floculador de flujo vertical, también tienen pantallas por donde el agua hace recorridos de arriba a abajo, varias veces. En general los floculadores hidráulicos con el número adecuado de pantallas y con una velocidad adecuada proveen de una floculación



efectiva. Los F.H.F. vertical con profundidades de 2 a 3 metros son usados en plantas más grandes.

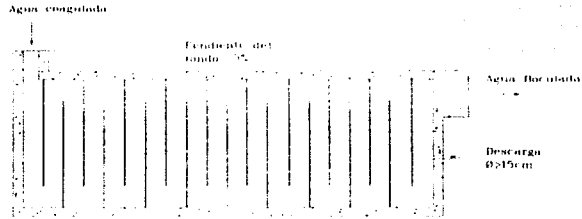


Figura 2.9 a.-Floculador hidráulico de flujo horizontal

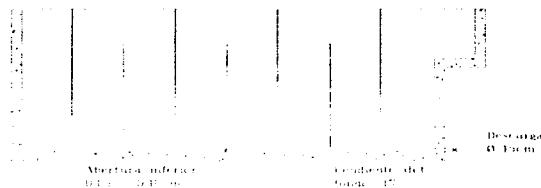


Figura 2.9 b.-Floculador hidráulico de flujo vertical

En comparación con los floculadores mecánicos se tiene la desventaja de la alta pérdidas de carga, pues en el transcurso de este proceso por estos medios se llega a perder del orden de 30 a 150 cm. Sin embargo, no requiere de técnicos capacitados para operar adecuadamente la planta ni de sustitutos de piezas especiales por descomposturas de los mismos equipos.

Ecuaciones para diseño

Para floculadores hidráulicos, la ecuación de gradiente hidráulico esta dada por:

$$G = \frac{gH}{vT} = \frac{\rho gH}{\mu T} = \frac{\gamma H}{\mu T} \quad (2.17)$$

donde:

- G = Gradiente de velocidad, en s^{-1}
- g = Aceleración de la gravedad, m/s^2
- H = Pérdida de energía debido a la fricción, m
- T = Tiempo de retención, s
- μ = Viscosidad dinámica del agua, en $N \cdot s/m^2$, $kg/m \cdot s$, Pa s
- ρ = Densidad del agua, en kg/m^3
- ν = Viscosidad cinemática del agua, en m^2/s
- γ = Peso específico del agua, N/m^3

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

El diseño para estos floculadores varía según distintos criterios.

Para floculadores del tipo vertical se considera el cálculo de la pérdida de energía como si fuera un vertedor ahogado rectangular de pared delgada sin contracciones, cuando el flujo es por encima del tabique; y cuando es por debajo de las pantallas, se calcula como si fuera un orificio ahogado. Como la pérdida de energía es muy alta en los floculadores hidráulicos, es de esperarse que el nivel del agua sea menor a la salida del tanque floculador, por lo que la altura de los tabiques colocados al ras del suelo van disminuyendo de altura de acuerdo con la pérdida, con el fin de mantener constante la altura del agua que pasa por encima de los tabiques. También se acostumbra para prevenir la formación de lodo en el fondo del tanque una pendiente del piso mayor a 1% y un orificio entre los tabiques que van al ras del suelo igual al 5% del área horizontal de cada canal entre pantalla.

1 - Floculador horizontal o vertical según Smethurst

- $G=20-100s^{-1}$
- $t=10-60$ min
- Velocidad el flujo = 0.15 – 0.50 m/s

La pérdida de energía en la unidad floculadora está dada por la suma de las pérdidas causadas por la fricción en los canales (hf) y por las pérdidas por los cambios en la dirección típicos en los floculadores hidráulicos horizontales y verticales (h).

$$H = hf + h \quad (2.18)$$

$$hf = \frac{1.35L \cdot 11.85 L}{C^{1.85} Rh^{1.17}} \quad (2.18.a)$$

donde:

- V = Velocidad del flujo, en m/s
- L = Distancia que recorre el agua a lo largo de los canales, en m
- C = Coeficiente determinado por Hazen Williams, C=50
- Rh = Radio hidráulico, m

$$h = \frac{nv_1^2 + (n-1)v_2^2}{2g} \quad (2.18.b)$$

donde:

- n-1 = Número de pantallas
- v1 = Velocidad del agua a lo largo de los canales, en m/s
- v2 = Velocidad del agua en la abertura de los canales, en m/s
- g = Aceleración de la gravedad, m/s²

2 - Floculador horizontal según Arbolada

- $G=10 - 100s^{-1}$
- $t=15 - 20$ min.
- Velocidad el flujo = 0.11 – 0.60 m/s
- Espaciamiento entre pared y pantalla = 1.5 veces la longitud entre pantallas.

La pérdida de energía en la unidad floculadora también está dada por la suma de las pérdidas causadas por la fricción en los canales (hf) y por las pérdidas por los cambios en la dirección típicos en los floculadores hidráulicos horizontales (h) como se muestra en la Ec.



2.18. Sin embargo, la pérdida de energía hf se calcula con la fórmula de Manning, con $n=0.013$ para superficies de cemento, y $n=0.012$ si la superficie es de asbesto cemento

$$hf = \frac{(nV')^2 L}{Rh^3} \quad (2.18.c)$$

donde:

- V' = Velocidad del flujo, en m/s
- n = Número adimensional de Manning que depende de la rugosidad de el canal
 $n=0.012$ para asbesto cemento
 $n=0.013$ para superficies de cemento
- L = Distancia que recorre el agua a lo largo de los canales, en m
- Rh = Radio hidráulico, m

Y las pérdidas h se calculan con:

$$h = \frac{3(N-1)v^2}{2g} \quad (2.18.d)$$

donde:

- N = Número de canales
- v = Velocidad promedio de flujo, en m/s
- g = Aceleración de la gravedad, m/s^2

3.- Floculador horizontal o vertical según Hardenberg y Rodie

- $t=20 - 50$ min
- Velocidad el flujo = $0.15 - 0.45$ m/s
- Separación mínima entre pantallas 0.45 m
- Altura mínima en floculadores de flujo horizontal = 0.90 m
- Espaciamiento entre pared y pantalla = 1.5 veces la longitud entre pantallas para floculadores horizontales
- Para floculadores verticales, la profundidad es de 2 a 3 veces la separación entre pantallas. La separación entre la superficie libre del agua y el borde superior de la pantalla inferior, al igual que la separación del borde inferior de la pantalla superior al fondo del tanque es igual a 1.5 la separación entre pantallas.

La pérdida de energía en la unidad floculadora se calcula como la suma de las pérdidas causadas por la fricción en los canales (hf), y por las pérdidas por los cambios en la dirección típicos en los floculadores hidráulicos horizontales y verticales (h) como se muestra en la Ec 2.18. Las pérdidas (hf) se pueden calcular con cualquier fórmula descrita anteriormente en Ec 2.18.b o Ec 2.18.d

Para el cálculo de la pérdida adicional (h) se propone la siguiente fórmula:

$$h = \frac{3.2(N-1)v^2}{2g} \quad (2.18.e)$$

donde:

- N = Número de canales
- v = Velocidad promedio de flujo, en m/s
- g = Aceleración de la gravedad, m/s^2

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Los **floculadores mecánicos**, por su parte, emplean agitadores como paletas o impulsores de turbina a velocidades muy bajas que imprimen una cierta turbulencia interna, que así induce al choque de partículas favoreciendo la rápida floculación. Es recomendable que al adquirir este tipo de equipos el ingeniero a cargo se cerciore de que se pueda regular la velocidad de rotación así como la facilidad de adquirir repuestos de sus piezas.

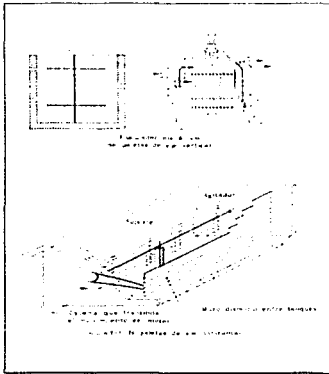


Figura 2.10.a.-Floculadores mecánicos

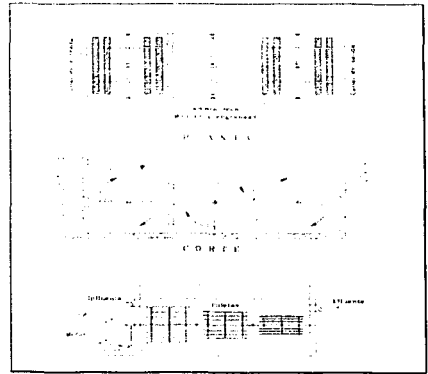


Figura 2.10.b.-Floculador mecánico de eje horizontal.

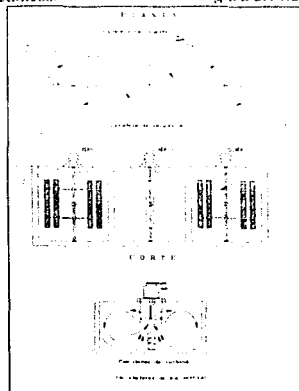


Figura 2.10.c.-Floculador mecánico de eje vertical.

Ecuaciones para diseño.

Para los agitadores, la potencia requerida por las paletas es:

$$P = F_D \times v \quad (2.19)$$

donde:

F_D = Fuerza de arrastre sobre las paletas, en N

v = Velocidad relativa de las paletas respecto al fluido, en m/s. Por lo general $v = 0.75$ de la velocidad de las paletas y menor a 1 m/s

Por otra parte, la fuerza de arrastre de las paletas F_D puede escribirse como:

$$F_D = \frac{C_D \rho A v^2}{2} \quad (2.20)$$

donde:

C_D = Coeficiente de arrastre de las paletas y depende de la relación longitud/ancho de paleta y va de 1.15 - 1.90

A = Área transversal de las paletas, m^2

Sustituyendo la ecuación 2.20 en la ecuación 2.19:

$$P = \frac{C_D \rho A v^3}{2} \quad (2.21)$$

Si la Ec 2.21 se sustituye en la Ec 2.10, que es aplicable para determinar el gradiente tanto en mezcladores como en floculadores; se obtiene:

$$G = \frac{C_D \rho A v^3}{2 \mu v} = \frac{C_D A v^2}{2 \nu} \quad (2.22)$$

donde:

G = Gradiente de velocidad, en s^{-1}

μ = Viscosidad dinámica del agua, en $N \cdot s/m^2$, $kg/m \cdot s$, Pa s

ρ = Densidad del agua, en kg/m^3

ν = Viscosidad cinemática del agua, en m^2/s

V = Volumen de agua en el tanque, en m^3

v = Velocidad relativa de las paletas respecto al fluido, en m/s

El coeficiente C_D aparece en la tabla 2.7

Tabla 2.7 - Tiempo de contacto y gradiente de velocidad

C_D	Longitud/Ancho de paleta
1	1.16
5	1.20
20	1.50
>50	1.90

El diseño para estos floculadores varía según distintos criterios.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

1.- Floculador mecánico según la AWWA

- $G=5 - 100s^{-1}$
- $t=20 - 60 \text{ min}$
- Velocidad de las paletas = 3.0 – 90.0 cm/s
- Área de las paletas = 10 – 25% del área de la sección transversal
- 3 compartimentos en serie para evitar cortocircuitos¹⁵

2.- Floculador mecánico según Fair y Geyer

- $G=10 - 75s^{-1}$
- $t > 10 \text{ min}$
- Velocidad de las paletas = 9.0 – 90.0 cm/s
- Velocidad promedio del agua = $\frac{1}{4}$ de la velocidad de las paletas
- Coeficiente de arrastre de las paletas = 1.8

3.- Floculador mecánico según Insfopal

- $G=15 - 60s^{-1}$
- Área de las paletas = 10 – 25% del área normal a la dirección del flujo del agua
- $t = 15 - 60 \text{ min}$
- Distancia de los extremos de las paletas a los muros, al piso y a la superficie libre del agua, 0.15 – 0.30 m

4.- Floculador mecánico según Montgomery

- $G=30 - 80s^{-1}$
- Área de las paletas < 25% del área de la sección transversal
- Velocidad de las paletas=0.25 – 0.75 m/s
- Para evitar cortocircuitos, debe tener pantallas difusoras alrededor del tanque

2.4 Sedimentación

Una vez que se agregaron sustancias químicas al agua, que éstas se han mezclado perfectamente y se ha dejado un tiempo adecuado y un medio propicio para que los flóculos estén en constante encuentro entre sí, provocando la formación de flóculos mayores; se deja que los flóculos se precipiten por gravedad para poder remover los sólidos sedimentables producidos.

La sedimentación es el proceso mediante el cual se remueven por la acción de la gravedad, las partículas en suspensión que de forma natural se encuentran en el agua, causantes de la turbiedad, o las producidas en los tanques floculadores al haber agregado sustancias químicas como son los coagulantes. Dependiendo de la naturaleza de las partículas, el fenómeno de sedimentación varía en su comportamiento.

¹⁵ Cortocircuito, es un fenómeno que se produce en ausencia de pantallas en la floculación y sedimentación cuando el flujo del agua en las unidades de proceso pasa casi directamente de la entrada, a la salida. Por consiguiente una pantalla provoca que el agua "tope" con la pantalla y se reintegre al proceso.

Por un lado, se pueden encontrar partículas llamadas **discretas**, las cuales son arenas muy finas que son relativamente fáciles de sedimentar; tienen la característica de no cambiar de tamaño, forma o densidad al momento de sedimentarse. Su sedimentación ocurre por lo general en un tanque presedimentador, el cual se ubica inmediatamente antes del sistema aireador y/o del sistema de bombeo. A la sedimentación de este tipo de partículas se le llama sedimentación simple.

También existen otras partículas, llamadas **floculentas**, formadas con ayuda de productos químicos, y en la cual se promueve la colisión y adhesión entre si de dichas partículas. A diferencia de las partículas discretas, las floculentas cambian de tamaño y peso conforme se agrupan formando flóculos o también llamados flocs (unión de coloides); provocando así una separación de sólidos y líquido.

En un sedimentador se debe cuidar de cambios bruscos o agitación en exceso, puede romperse el floc (los grumos que se obtuvieron en el proceso de floculación). Y por consiguiente no se asentarán los sólidos que se esperan, provocando problemas de graves consecuencias en la filtración, que es el procedimiento inmediato a la sedimentación

2.4.1 Fundamentos

La existencia de diferentes tipos de partículas, hace necesario considerar dos tipos de sedimentación de acuerdo a la naturaleza de la partícula.

2.4.1.1 Presedimentación o sedimentación simple

Es la que ocurre a las partículas discretas, que son aquellas cuyo tamaño y peso no cambia al precipitarse; su sedimentación es libre o no interferida por agentes químicos y depende exclusivamente de las propiedades del fluido y de la partícula.

Las fuerzas verticales que actúan sobre una partícula discreta cuando ésta se precipita son principalmente: la gravedad que ejerce la tierra sobre la partícula, la diferencia de densidades de la partícula y del agua, el peso de la partícula y una fuerza vertical hacia arriba correspondiente a la fricción del agua con la partícula (llamada también fuerza de arrastre).

Estas fuerzas están ilustradas en la *figura 2.11*.

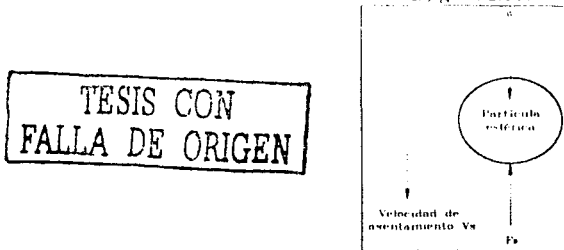


Figura 2.11.-Sedimentación teórica de una partícula en agua en reposo.

La relación que guardan los parámetros anteriores se resume en la siguiente fórmula, en la cual el peso de la partícula en el agua es igual a F_1 o fuerza impulsora:

$$F_1 = W = V(\rho_s - \rho_w)g \quad (2.23)$$

donde:

- F_1 = Peso de la partícula en el agua, N
- V = Volumen de la partícula, en m^3
- ρ_s = Densidad de la partícula, en kg/m^3
- ρ_w = Densidad del agua, en kg/m^3
- g = Aceleración de la gravedad, en m/s^2

y la fuerza de arrastre está dada por:

$$F_D = \frac{1}{2} C_D \rho_w V_s^2 A_c \quad (2.24)$$

donde:

- F_D = Fuerza de arrastre vertical, N
- C_D = Coeficiente de arrastre de Newton
- A_c = Área de la sección transversal de la partícula, normal a la dirección de asentamiento, en m^2
- V_s = Velocidad de asentamiento, en m/s
- ρ_w = Densidad del agua, en kg/m^3
- g = Aceleración de la gravedad, en m/s^2

El coeficiente C_D es función del número de Reynolds y por regla general se ha adoptado usar la fórmula siguiente para su cálculo (para número de Reynolds con valores $R < 10,000$):

$$C_D = \frac{24}{R} + \frac{3}{R} + 0.34 \quad (2.25)$$

En la *figura 2.10* se observa que una partícula discreta, al momento de sedimentarse, cae a través del líquido acelerándose hasta que la resistencia de fricción de la partícula con el agua (F_D) iguala o equilibra a la fuerza impulsora provocada por el peso y tamaño de la misma partícula (F_1); de ahí en adelante la partícula se asienta a una velocidad uniforme (o velocidad terminal de la partícula al sedimentarse). Igualando 2.23 y 2.24, se obtiene finalmente la velocidad de sedimentación de una partícula discreta

Entonces:

$$(\rho_s - \rho_w)gV = \frac{C_D A_c \rho_w V_s^2}{2}$$

$$V_s^2 = \frac{2g(\rho_s - \rho_w)(\pi D^3 / 6)}{C_D \rho_w (\pi D^2 / 4)}$$

$$V_s^2 = \frac{8g(\rho_s - \rho_w)D}{6C_D \rho_w} \rightarrow \text{si: } S_s = \frac{\rho_s}{\rho_w} \text{ y } \nu = \frac{\mu}{\rho_w}$$

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

$$V_s = \frac{4g(S_s - 1)D}{3C_D} \quad (2.26)$$

Además se ha encontrado que:

- a) Sedimentación con alto Re (medio con disturbio)
 Re=1,000 a 10,000 $C_D \approx 0.4$

$$V_s = 3.3g(S_s - 1)D \quad (2.27)$$

- b) Sedimentación con (flujo laminar)
 Re < 0.5

$$V_s = \frac{g d^2}{18\nu} (s_s - 1) \quad (2.28)$$

Se observa que existe un rango de valores de número de Reynolds para los cuales no son aplicables las *eqs.* 2.27 y 2.28 para determinar la velocidad de sedimentación de partículas. Existen además otros métodos para la determinación de la velocidad de sedimentación como lo son tablas de valores o gráficas; Fair-Geyer proponen en su libro "Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales" las gráficas presentadas en las *figuras* 2.12 y 2.13.

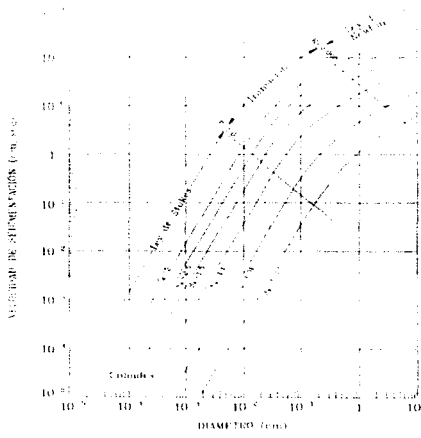


Figura 2.12.- Velocidad de asentamiento y diámetro de partículas esféricas discretas en agua estática, de acuerdo a la ley de Stokes y funciona solamente para números de Reynolds bajos $R < 1.0$ a temperatura de 10°C.

NOTA: Para obtener la velocidad de sedimentación con otras temperaturas se multiplica los valores de Stokes por $v/(1.31 \times 10^{-2})$ En donde v es la viscosidad cinemática a la temperatura establecida. En la *tabla* 2.7 aparecen valores de densidad y viscosidad para diferentes temperaturas.

TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN

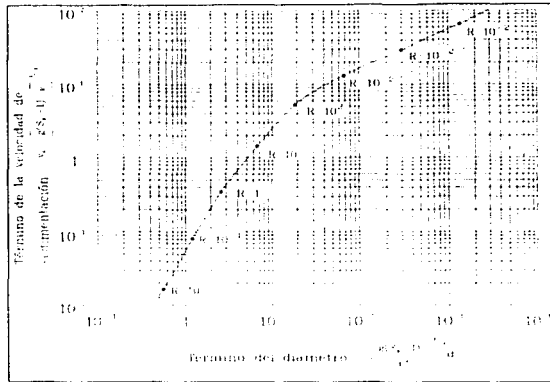


Figura 2.13.-Velocidad de asentamiento y diámetro de partículas esféricas discretas en agua estática, y está en función de la gravedad (g), viscosidad cinemática (v) y del peso relativo de la partícula (G_s).

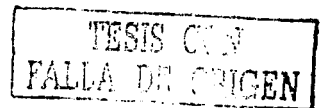
Tabla 2.8.-Viscosidad y densidad del agua para distintas temperaturas

Temperatura		Densidad	Viscosidad absoluta μ ,	Viscosidad absoluta ν ,
°C	°F	ρ , γ (gramos/cm ³)	centipoises*	centistokes**
0	32.0	0.99987	1.7921	1.7923
2	35.6	0.99997	1.6740	1.6741
4	39.2	1.00000	1.5676	1.5676
6	42.8	0.99997	1.4726	1.4726
8	46.4	0.99988	1.3872	1.3874
10	50.0	0.99973	1.3097	1.3101
12	53.6	0.99952	1.2390	1.2396
14	57.2	0.99927	1.1748	1.1756
16	60.8	0.99897	1.1156	1.1168
18	64.4	0.99862	1.0603	1.0618
20	68.0	0.99823	1.0087	1.0105
22	71.6	0.99780	0.9608	0.9629
24	75.2	0.99733	0.9161	0.9186
26	78.8	0.99681	0.8746	0.8774
28	82.8	0.99626	0.8363	0.8394
30	86.0	0.99568	0.8004	0.8039

* 1 centipoise = 10^{-2} [gramos masa/(cm²seg)]

** 1 centistoke = 10^{-2} [cm²/seg]

$$\nu = \frac{\mu}{\rho}$$



Por su parte, Romero Rojas da la *tabla 2.9* con velocidades de asentamiento.

Tabla 2.9.-Velocidades de asentamiento para algunas partículas.

DIÁMETRO (mm)	CLASIFICACIÓN	VELOCIDAD (mm/s)	CS (m ³ /d m ³)
10.0	grava	1,000	86,400
1.0		100	8,640
0.6		63	5,433
0.4	Arena	42	3,629
0.2		21	1,814
0.1	gruesa	8	691
0.06		3.8	328
0.04	arena fina	2.1	181
0.02		0.62	54
0.01		0.154	13
0.004	limo	0.0247	2

2.4.1.2 Sedimentación floculenta o clarificación

En este tanque se asentarán materia orgánica y los flocúlos formados con ayuda de las sustancias químicas en el proceso de coagulación, las cuales como se había mencionado, van aumentando su tamaño y peso conforme colisionan y agrupan entre sí hasta formar grumos de mejor consistencia, propia para depositarse en el tanque sedimentador.

La naturaleza de la composición de estas partículas es muy variada; a) el material suspendido en el agua turbia en un río es por general partículas finas de sílice, arcilla y limo y la densidad de lodo floculado alcanza, dependiendo del contenido de agua hasta, 1.03 de densidad relativa (para flocúlos de lodos con 95% de contenido de agua); b) las partículas vegetales suspendidas tienen, según su contenido de agua, entre 1.0 y 1.5 de densidad relativa; c) la densidad relativa para flocúlos de hierro y alumbre varía dependiendo del contenido de agua y el tipo de sólido atrapado en él, para el flocúlo de alumbre varía entre 1.002 y 1.18, y el de hierro entre 1.002 y 1.34; d) en el tratamiento de agua con problema de dureza (ablandamiento) el flocúlo de cal y de soda ash tiene densidades relativas alrededor de 1.2.

Estos grumos o floc, se asientan a mayor velocidad conforme se agrupan y aumentan de tamaño, más que la velocidad de las partículas individuales antes de haberse aglomerado. Por tal motivo, es más difícil determinar mediante una fórmula la velocidad final del floc, ya que la oportunidad de colisión de dos partículas no es siempre la misma, además de que dos partículas que colisionan no necesariamente van a quedar unidas a lo largo del tratamiento.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

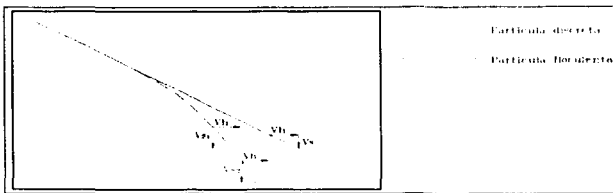


Figura 2.14.-Trayectorias de sedimentación de partículas discretas y floculentas.

Como es de esperarse, el análisis de sedimentación de una partícula floculenta es muy complejo, ya que la velocidad de asentamiento cambia conforme se hace mas grande y consistente el floc y este es función no sólo de la carga superficial, sino también del tiempo de retención y de la profundidad.

Tanque de sedimentación ideal



Figura 2.15.-Zonas hipotéticas en un tanque de sedimentación rectangular y con flujo horizontal, y trayectorias de sedimentación de partículas discretas (idealizado)

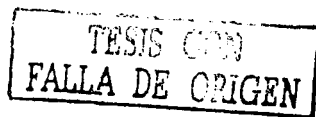
Para el diseño de la unidad de sedimentación en una planta potabilizadora, hay que tomar en consideración diversos aspectos que determinarán la eficiencia del proceso. Como se ilustra en la figura 2.15, para un estudio satisfactorio Hazen y Camp dividieron al sedimentador en cuatro zonas de estudio.

i) Zona de entrada

En ella se cuida la velocidad de entrada a las cámaras o tanques sedimentadores, propiciando una transición suave y de flujo uniforme que permita en la zona de sedimentación una velocidad V igual en todo el tanque (conocido como flujo pistón).

Además, se debe cuidar que en la entrada haya una distribución homogénea a lo ancho del tanque permitiendo que las partículas sedimenten sin interferencia.

En el caso de partículas floculentas también es necesario considerar una velocidad de entrada suave para evitar el rompimiento del floc; así se evitará que éste llegue hasta los filtros y saturarlos continuamente.



ii) Zona de sedimentación

Es el volumen de tanque necesario para el asentamiento de las partículas con tiempos de retención (T_r) y carga superficial (C_s) adecuados.

iii) Zona de lodos

Recibe los sólidos que se han podido asentar libremente y sin interferencia, y es lo suficientemente grande para captar la mayor cantidad de lodos hasta su limpieza. En teoría, todo el material que se deposita se remueve (no existe la resuspensión).

iv) Zona de Salida

También provee de una velocidad suave para evitar resuspensión de partículas

Los errores provocados por un mal diseño o funcionamiento en la sedimentación provocan que una cantidad importante de floc no sea depositado en la cámara de sedimentación diseñada para este fin, ocasionando que los filtros se saturen y/o se obstruyan muy pronto, lo que provoca que constantemente se tengan que lavar, ocupar mucha agua para retrolavado y pérdidas de dinero y tiempo.

Sobre la zonificación del tanque idealizado por Hazen y Camp, se puede decir que:

- 1.- La distribución de partículas a todo lo ancho del tanque es equirrepartida, tanto en la entrada como en la salida.
- 2.- El escurrimiento es horizontal y la velocidad v es igual en todo el tanque (flujo pistón).
- 3.- El tiempo que la partícula esté en el tanque desde su ingreso hasta que se deposita en el fondo está dado por el tiempo de retención (T_r).

$$T_r = \frac{\text{Volumen de tanque}}{\text{Gasto}} \quad (2.29)$$

- 4.- La concentración de partículas suspendidas de cada tamaño es la misma en todos los puntos del plano perpendicular al eje del flujo de escurrimiento.
- 5.- Todas las partículas mantienen forma, tamaño y aislamiento en la sedimentación, lo que supone una velocidad de sedimentación constante.
- 6.- Toda partícula que es depositada en la zona de lodos es removida (no hay resuspensión de partículas).

Lo anterior establece la condición del funcionamiento ideal del tanque sedimentador. Obviamente en la operación no se da la condición ideal, sino que hay distintas velocidades, turbulencias, etcétera.

Además, Hazen observó que, como se ilustra en la figura 2.16, una partícula con velocidad de asentamiento V_{s1} es transportada horizontalmente por efecto del fluido con una

velocidad V_h y seguirá una trayectoria inclinada como la suma de las trayectorias horizontales y verticales con dirección del segmento de recta OB.

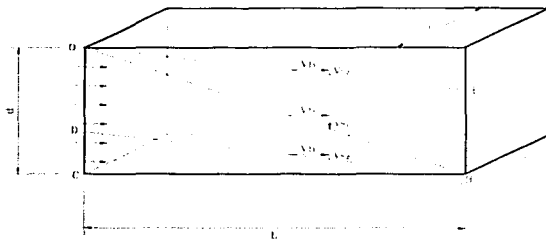


Figura 2.16.-Sedimentación de partículas discretas.

Por triángulos semejantes:

$$\frac{v_{s1}}{v_h} = \frac{d}{L}$$

Despejando la velocidad de sedimentación

$$v_{s1} = \frac{v_h d}{L} = \frac{Qd}{al} = \frac{Q}{a}$$

$$v_{s1} = \frac{Q}{l} = \text{Carga superficial} \quad (2.28)$$

La velocidad a la que sedimenta una partícula es teóricamente función exclusiva del gasto y del área superficial e independiente de la profundidad (teoría que dio origen a los sedimentadores de alta tasa que aparece en el apartado 2.4.3 en esta tesis).

En la figura 2.16 se aprecia que cualquier partícula con velocidad de sedimentación mayor o igual a V_{s1} será completamente removida; en cambio una partícula con velocidad de sedimentación V_{s2} menor a V_{s1} , solamente una fracción de ella será removida.

Ecuaciones para diseño

El diseño se hace atendiendo los requerimientos de las zonas del tanque sedimentador. Por tal motivo se diseña por partes y en el siguiente orden: i) sedimentación, ii) lodos, iii) entrada y iv) salida.

i) ZONA DE SEDIMENTACIÓN

- Las dimensiones del tanque son: b = ancho; l = largo; y tirante = h
 - Volumen del tanque; $V = b \times l \times h \text{ (m}^3\text{)}$
 - Área transversal; $At = b \times l \text{ (m}^2\text{)}$
 - Área superficial; $As = b \times h \text{ (m}^2\text{)}$

- Conceptos básicos que se manejan en tanques sedimentadores.

Tiempo de retención; El tiempo teórico necesario para que un volumen unitario de agua fluya a través de un tanque de sedimentación, o sea el tiempo requerido para llenar el tanque con un gasto dado.

$$t = \frac{V}{Q} \quad (2.29)$$

Carga superficial; Es el índice de eficiencia del tanque sedimentador y es función de la velocidad de asentamiento de las partículas a sedimentar, y del área superficial del tanque y del gasto. Su unidad es por general de $m^3/m^2/día$.

$$C_s = \frac{Q}{As} \quad (2.30)$$

Velocidad de escurrimiento; Es la velocidad del flujo que permite un asentamiento en el tanque sedimentador y en teoría debe ser uniforme a lo ancho del tanque (flujo pistón). Además debe favorecer al tiempo de retención.

$$C_v = \frac{Q}{As} \quad (2.31)$$

De acuerdo con las normas técnicas para el proyecto de plantas potabilizadoras, y según la experiencia de algunos autores, los valores de los parámetros anteriores recomendados para el diseño, son:

A - Tiempo de retención

- Sedimentación simple: 2-6 horas.

- Sedimentación con coagulantes:

1.-Clarificación: 2-4 horas.

2.- Ablandamiento de un paso de sedimentación 2.0 - 2.5 horas, ó ablandamiento con dos pasos de sedimentación 1.5 - 2.0 horas para el primero y 2.0 - 2.5 para el segundo

B - Carga superficial

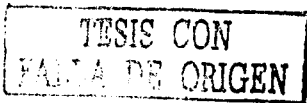
En tanques de flujo continuo con características $n=4$ y remoción del 75% de las partículas.

$$\frac{t}{t_0} = \frac{V_0}{Q/A} = 1.7 \quad (2.32a)$$

$$C_s = 0.59 \times V_0 \quad (2.32b)$$

En tanques de flujo continuo con características $n=8$ y remoción del 75% de las partículas.

$$\frac{t}{t_0} = \frac{V_0}{Q/A} = 1.7 \quad (2.33a)$$



$$C_s = 0.67 \times V_s$$

(2.33b)

donde:

- t = Tiempo de retención
- t_s = Tiempo de sedimentación
- V_s = Velocidad de sedimentación
- Q/A = Carga superficial = C_s

Las ecuaciones 2.32a y 2.33b son derivadas de la ec 2.34, basada en la teoría de Hazen, la cual concebía unas subdivisiones hipotéticas, o celdas en el tanque, con el fin de atenuar las turbulencias provocadas por corrientes de diversa índole en el fluido, como son: 1) corrientes turbulentas creadas por el flujo entrante; 2) corrientes superficiales creadas por efecto del viento; 3) corrientes dentro del líquido a motivadas por efecto térmico, desplazamientos de masa de agua caliente en la parte superior y masa de agua fría en la inferior.

$$t = \left[1 + \frac{n t_s}{C_s} \right] \frac{1}{C_s}$$

(2.34)

donde:

n = es un coeficiente que identifica al comportamiento del tanque

De esta forma se establecería una mejora en la eficiencia del tanque sedimentador. Así, a mayor número de celdas, es decir $N = 1/n$ mejora el amortiguamiento de la turbulencia

Como recomendación para sedimentación simple, la carga superficial será: 15 m³ / m² / día. Y para sedimentación con coagulantes:

- Flóculo de aluminio: 20 a 40 m³ / m² / día.
- Flóculo para ablandamiento con cal y/o carbonato de sodio: 30 a 60 m³ / m² / día

C – Velocidad de escurrimiento

En general, es inferior a 0.80 cm/s.

También puede calcularse por la relación que debe guardarse entre la velocidad media horizontal (velocidad crítica de arrastre) y la velocidad de sedimentación, y ésta debe ser entre 20 y 40.

$$\frac{V_h}{V_s} = 20 \text{ a } 40$$

(2.35)

D – Profundidad

- Rectangulares: 2.0 – 5.0 m
- Verticales: 2.0 – 4.5 m

Bordo libre mínimo 40 cm

E – Relación largo - ancho de tanque

$$L \geq \frac{L}{b} \geq 4$$

En tanques de limpieza mecánica el ancho depende de la longitud comercial de rastras a utilizar; en la *tabla 2.10* aparecen datos al respecto.



Tabla 2.10.-Longitud comercial para rastras en la limpieza de tanques sedimentadores

Ancho	LONGITUD COMERCIAL DE RASTRAS						
	6.0	8.0	10.0	12.0	14.0	18.0	20.0
ft							
m	1.83	2.44	3.05	3.66	4.27	5.49	6.10

F – Relación largo - profundidad de tanque

De acuerdo con las fórmulas de Darcy – Weisbach y Manning, referentes al arrastre de partículas depositadas en el fondo de las cámaras desarenadoras, se determinó para el cálculo de largo – profundidad emplear la siguiente ecuación 2.36.

$$\frac{l}{h} = \frac{t}{t_0} \cdot \frac{6k}{f} C_D \quad (2.36)$$

donde:

- l = Longitud del tanque, en m
- h = Profundidad del tanque, en m
- t = Tiempo de retención
- t₀ = Tiempo de sedimentación
- k = Es el valor de la constante de arrastre
=0.04 para arenas
=0.06 para partículas flocculentas
- f = Factor de fricción de Darcy – Weisbach, el cual es aproximadamente de 0.03
- C_D = Coeficiente de arrastre de Newton, que es el mismo que se vio en la ecuación 2.25 y es función del número de Reynolds

ii) ZONA DE LODOS

Esta es función exclusivamente de la cantidad de lodo generado, y del método de limpieza en la zona de lodos.

A – Volumen de sedimentos

- Clarificación

$$V_S = \frac{Q(T-r)}{10^6(1-P)D} \quad (2.37a)$$

donde:

- V_S = Volumen de sedimentos, en m³
- Q = Gasto, en m³/s
- T = Turbiedad inicial en gr/m³
- r = Turbiedad remanente(5 a 10 gr/m³)
- P = % de agua en los lodos
- D = Densidad de sedimento en el lodo, ésta se calcula mediante la fórmula:

$$D = \rho_s + \left(\frac{1 - P}{\rho_s} \right) \quad (2.37b)$$

donde:

- ρ_s = Densidad de la materia sólida del sedimento

Valores de P y de ρ_s se anexan a continuación en la tabla 2.11.

Tabla 2.11 - Valores de P y de ρ, para distintos valores de Turbiedad

Turbiedad	P (%)	ρ,
Baja (<300 ppm)	97.0 - 99.5	1.2
Media (300 - 1000 ppm)	95.0 - 97.0	1.2 - 1.5
Alta (> 1.000 ppm)	90.0 - 95.0	1.2 - 2

- Clarificación

$$V_s = \frac{Q(T - r) + CaO}{10^6(1 - P)D} \quad (2.38)$$

donde:

- V_s = Volumen de sedimentos, en m³
- Q = Gasto, en m³/s
- T = Turbiedad inicial en gr/m³
- r = Turbiedad remanente (5 a 10 gr/m³)
- CaO = Oxido de calcio, conocido comercialmente como cal viva, en gr/m³
- P = % de agua en los lodos = 95.0%
- D = Densidad de sedimento en el lodo, estos se calculan con la formula (2.37b)
- ρ_s = Densidad de la materia sólida del sedimento = 2.0 - 2.6

B - Recolección de lodos

- Manual - Recomendado para plantas pequeñas con aguas de turbiedad baja. Se requieren mínimo 2 unidades a caudal total de diseño para efectos de limpieza.
- Hidráulica - Usual en plantas pequeñas y medianas y cuyo volumen de sedimentos es menor o igual al 1% del volumen del tanque en el tiempo de retención.
- Mecánica - El más recomendable para plantas medianas y grandes en México; los lodos son removidos mediante rastras, éstas son colocadas de acuerdo al tamaño del tanque. Los datos sobre longitudes aparecen en la tabla 2.9. La velocidad de rastras es del orden de 30 a 60 cm/min.

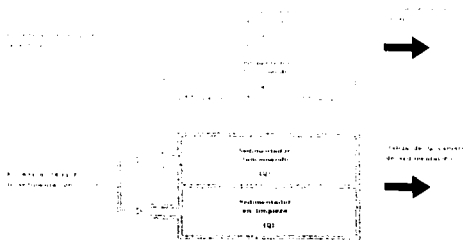


Figura 2.17.-Recolección de lodos (manual).

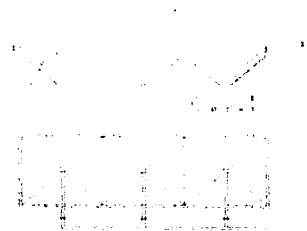


Figura 2.18.-Recolección de lodos (hidráulica).



Figura 2.19.-Recolección de lodos (mecánica).

iii) ZONA DE ENTRADA

La entrada debe ser equirrepartida a todo lo ancho del tanque, sin movimientos bruscos y con transición suave de la suspensión floculada al tanque sedimentador para evitar rompimiento del floc formado y a una velocidad de entrada entre 15 y 30 cm/ s. El área de orificios es entonces función del caudal y de la velocidad de entrada.

En la práctica se recomienda para un adecuado funcionamiento y una transición de aceptable turbulencia dos tipos de entrada, a) de muro divisor y; b) de canal de acceso distribuidor con orificios.

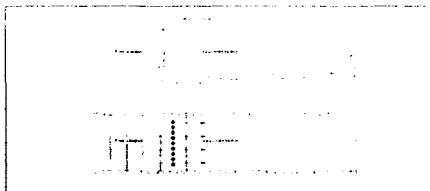


Figura 2.20-21.-Distribuidores de entrada al tanque sedimentador, de muro y de canal con orificios.

iv) ZONA DE SALIDA

Al igual que en la zona de entrada, la recolección del efluente sedimentado debe ser uniforme, ubicada al lado opuesto al de la zona de entrada y con velocidad baja para así evitar arrastre de los lodos ya sedimentados o sea una resuspensión.

En general, para recolectar el agua a la salida del sedimentador se acostumbra usar canaletas de borde ajustable de distintas formas: lisas, con orificios y con dientes de sierra en "v", aunque algunos autores presentan diseños poco comunes y bastante ingeniosos.

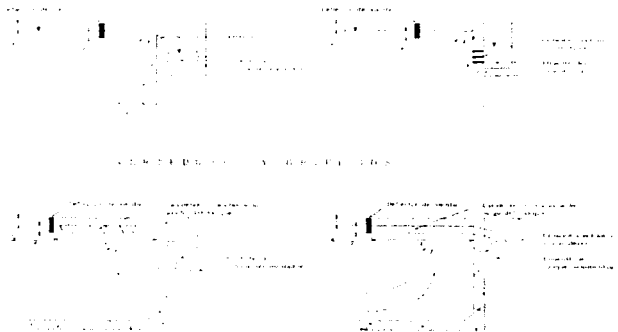


Figura 2.22-Estructuras de salida para sedimentadores.

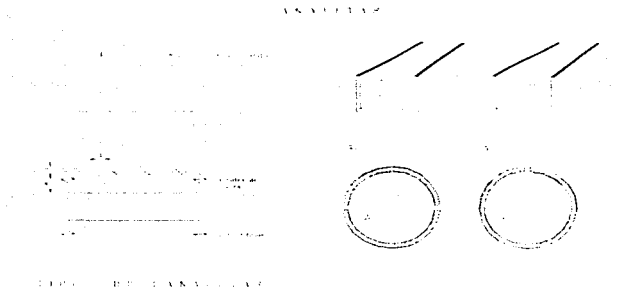


Figura 2.23-Estructuras de salida para sedimentadores.

El gasto que puede salir del sedimentador hacia la siguiente unidad del tren de tratamiento de potabilización (unidad de filtración) requerirá una canaleta a manera de vertedor para poder ser desalojado. Así, a mayor gasto, mayor longitud de canaleta; por tal motivo es necesario calcular la longitud de acuerdo al gasto. La longitud para este fin, se calcula mediante la ecuación:

$$L = \frac{0.20 Q}{H V_s}$$

(2.39)

donde:

- L = Longitud del vertedor de salida, en m
- Q = Gasto, en m³/día
- H = Profundidad del tanque sedimentador, en m
- V_s = Velocidad de sedimentación de las partículas floculentas, en m

2.4.2. Tipos de sedimentadores

Los tanques o cámaras sedimentadoras pueden clasificarse de muy diversas formas; para su comprensión se han dividido de la siguiente manera:

1 - Función

- a) Sedimentación simple.- Tanque de presedimentación y sedimentación en plantas con filtros lentos
- b) Sedimentación con coagulantes o clarificación.- Tanques para clarificación o ablandamiento en plantas con filtros rápidos

2 - Operación

- a) Tanques intermitentes de llenado y vaciado (en desuso)
- b) Tanques de flujo continuo en paralelo o en serie

3 - Secciones

- a) Rectangular
- b) Circular
- c) Cuadrado

4 - Forma de escurrimiento

- a) Horizontal, en tanques rectangulares y en tanques circulares y cuadrados, con effluente por medio de canaleta(s) en el extremo opuesto al influente, en los rectangulares y con canaleta perimetral y con profundidad menor que el radio o la mitad del radio del tanque en los cuadrados y circulares.
- b) Vertical, en tanques circulares o cuadrados con effluente por medio de canaletas radiales.
- c) Radial, en tanques circulares o cuadrados con effluente por medio de canaleta perimetral y con profundidad menor que el radio o la mitad del lado del tanque en caso de tanque cuadrado.

5 - Influyente

- a) En tanques rectangulares.- Por el lado opuesto al effluente.
- b) En tanques circulares o cuadrados.- En la parte central e inferior del tanque.

6 - Tipo de fondo

- a) Tanques rectangulares con fondo con pendiente.
- b) Tanques rectangulares con tolvas.
- c) Tanques circulares o cuadrados con fondo plano.
- d) Tanques circulares o cuadrados con tolvas.

7 - Extracción de lodos

- a) Manualmente
- b) Hidráulicamente.
- c) Mecánicamente.

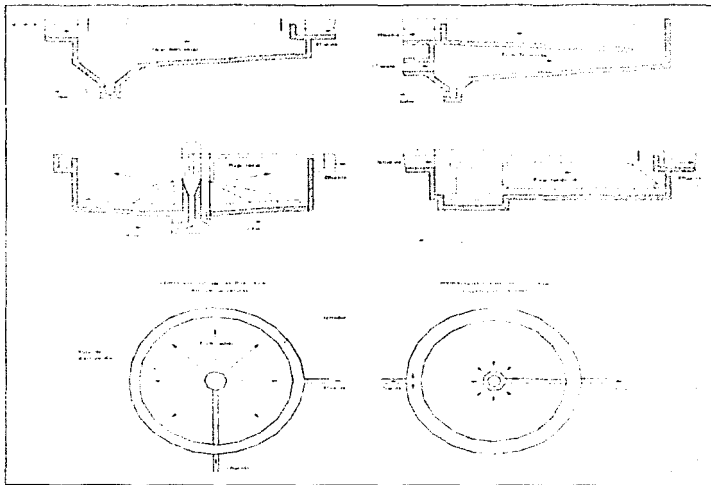


Figura 2.24.-Sedimentadores

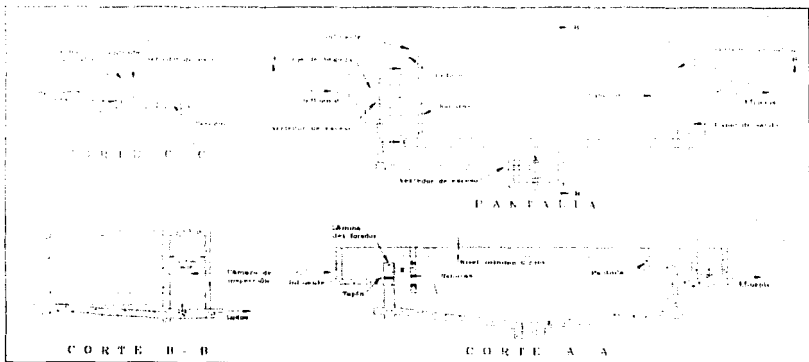


Figura 2.25.-Sedimentador simple

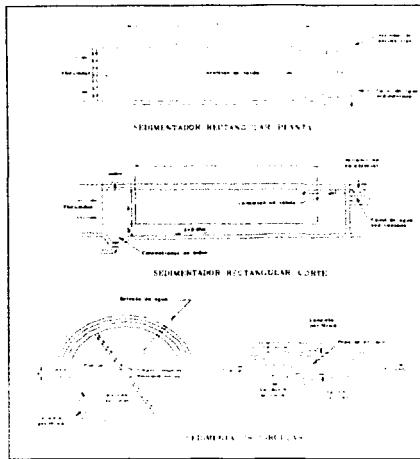


Figura 2.26.-Sedimentadores horizontales

2.4.3. Sedimentadores de alta tasa

Los sedimentadores de alta tasa son conjuntos de placas paralelas o un arreglo de tubos inclinados de diferentes formas que permiten una efectiva sedimentación en tanques poco profundos y con tiempos de retención menor a 15 minutos (la sedimentación ordinaria es por lo general mayor a 1 hora), y con cargas superficiales entre 4 y 10 veces mayores que las usadas en sedimentadores horizontales, o sea entre 120 y 300 $m^3/m^2/día$.

En investigaciones realizadas en 1968, Culp, Hansen y Richardson observaron que una partícula con velocidad de sedimentación $v_s = 2.5$ cm/min requiere de 2 horas para depositarse en el fondo de un tanque de 3 metros de profundidad, y que requerirá solamente de 2 minutos para hacerlo en un tanque de 5 cm de profundidad. Este razonamiento está apoyado en la ecuación del cual se deduce que la sedimentación es función del área superficial del tanque, e independiente de la profundidad.

Camp ya en 1946 proponía dividir al tanque en secciones horizontales por medio de bandejas para así aumentar la capacidad de tratamiento, sin embargo el diseño resultó ser poco práctico debido a los problemas en la limpieza de las bandejas. Esto dio paso a nuevas investigaciones, y finalmente se dio paso a láminas no horizontales, sino inclinadas. Aunque por facilidad es común encontrar tubos redondos, circulares, hexagonales, octagonales, placas paralelas planas u onduladas con una longitud de 0.90 a 1.20 m.

Estos módulos generalmente tienen una inclinación de 60° y el flujo es ascendente, es decir la entrada de agua a los módulos es por la parte inferior y los lodos resbalan al fondo del tanque para su remoción, como se aprecia en la figura 2.27.



Figura 2.27 - Sedimentadores rectangular y circular de alta tasa

La velocidad de sedimentación de una partícula, así como los factores que la afectan están basadas en la ecuación 2.40, como se muestra en la figura 2.28.

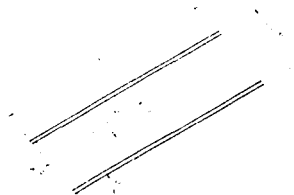


Figura 2.28 - Diseño de sedimentador de alta tasa

$$V_s = \frac{K V_o}{\sin \theta + L_u \cos \theta} \quad (2.40)$$

donde:

- V_s = Velocidad de sedimentación de la partícula en un tanque de sedimentación de alta tasa, también llamado carga superficial crítica, en m/día
- V_o = Carga superficial del área de alta velocidad de sedimentación, en m³/día
- K = Factor de eficiencia
 - $K = 1.0$ para sedimentadores de placas planas
 - $K = 4/3$ para tubos circulares
 - $K = 1.0$ para conductos cuadrados
- θ = Angulo de inclinación del eje de tubo o lámina con respecto a la horizontal
- L_u = Profundidad relativa efectiva

$$L_u = L_r - 0.013 R_N$$

$$L_r = L_c$$

R_N = Numero de Reynolds

En el caso de placas paralelas, es recomendable una separación entre ellas de 4 a 6 cm, y una longitud de 1.00 a 1.25 m. En caso de ser arreglos tubulares es conveniente usar módulos de patente. En cualquier caso la longitud de los módulos debe estar en las últimas 3/4 partes del tanque (como se muestra en la fig. 2.27).

Tabla 2.12.-Recomendaciones generales para el diseño de sedimentadores de tasa alta.

RECOMENDACIONES EN SEDIMENTADORES DE ALTA TASA

• Profundidad de tanque.	3.5 - 4.5 m
• Carga superficial para el área de tasa alta.	3.5 - 7.5 m ³ /hr
• Velocidad media en el modulo.	0.15m/min (máximo)
• Tiempo de retención.	4 min (mínimo)

2.4.4. Sedimentadores de manto de lodos

Son unidades en las cuales se integran en el mismo tanque la coagulación y la sedimentación y la precipitación de los lodos ocurre en presencia de una gran cantidad de floculo formado previamente, el manto de lodos sirve como filtro al agua en la zona de clarificación, por tal motivo a este tipo de sedimentadores es común llamarlos también clarifloculadores. Funcionan generalmente con flujo ascendente y son muy recurridos en el ablandamiento de agua, pero también se pueden usar para clarificación de aguas con turbiedad media a baja (<750 UTN), que no varían mucho ni bruscamente. Trabajan a base de un manto de lodos de espesor determinado y con una concentración dada de floculos.

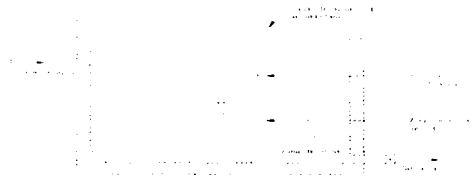


Figura 2.29 a - Sedimentador de manto de lodos o de contacto con sólidos suspendidos.

La funcionalidad de estos equipos está basada en el manto de lodos que están suspendidos en el tanque clarifloculador. El agua cruda entra al tanque por la parte inferior y el lodo suspendido hace las veces de un filtro o malla que retiene a los sólidos suspendidos, y el movimiento ascendente del agua con los sólidos en descenso favorece a la coagulación y clarificación en una misma estructura, además reduce las áreas superficiales de sedimentación y los costos de construcción. Las cargas superficiales van de 60 - 120 m³/d y de tiempos de retención de 1 - 2 horas.

Las desventajas son que requiere de un trabajo de operación muy cuidadoso, en especial cuando el agua cambia fuertemente la turbiedad o sus características químicas. El exceso de lodo debe ser retirado continuamente, por lo que se exige de operadores permanentes y calificados, de lo contrario será muy posible que agua con turbiedad fluya hacia los filtros.

Debido a que estas unidades comerciales son de patente, su costo inicial es alto y de personal capacitado para su buena operación, pero son muy efectivas, y la información acerca de los requerimientos o alcances del equipo debe de ser proporcionada por el

fabricante. Los fabricantes mas reconocidos son: EIMCO, DOR OLIVER, DEGREMONT, PERMUTIT.

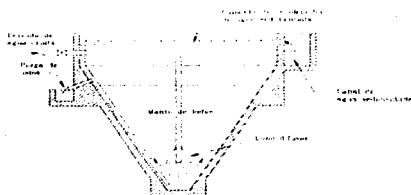


Figura 2.29 b.- Sedimentadores de manto de lodos.

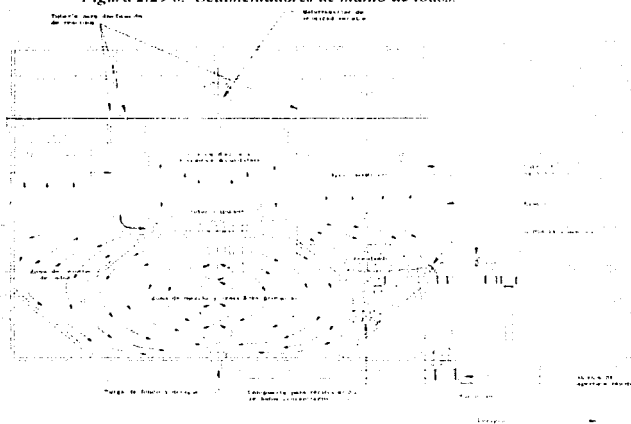


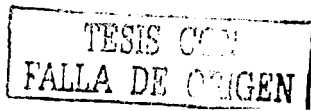
Figura 2.29 c.- Sedimentadores de manto de lodos

2.5 Filtración

La filtración es el proceso físico¹⁶, mediante el cual se separan del agua los sólidos en suspensión que no pudieron ser removidos en el tanque sedimentador, haciéndola pasar a través de un medio poroso, que generalmente es arena y/o antracita.

Como es sabido, el agua subterránea es muy apreciada por su calidad y los suelos que la contienen la preservan, hasta cierto punto, libre de contaminantes. Esta cualidad no

¹⁶ Por estudios recientes se sabe que no es enteramente un proceso físico, sino que es una acción conjunta de fuerzas físicas, químicas y eliminación biológica, lo que en realidad ocurre en el interior de un filtro. Y su importancia dependerá del tipo de filtro y de la calidad del agua a filtrar.



pasó inadvertida y se tomó el ejemplo del agua que se filtra a través del subsuelo para formar los manantiales y se creó en Escocia en 1804 el primer filtro de arena. Sin embargo, era muy pequeño. Y en 1928—1929 se construyeron más grandes con el fin de clarificar agua del río Támesis en Londres, Inglaterra.

Como parte del tren de tratamiento, la filtración es de gran importancia; una vez que pasa el agua por el proceso de coagulación, se sabe que los sólidos se agrupan en grumos llamados flocúlos o floc que van a depositarse posteriormente al tanque sedimentador. Sin embargo, no todo el flocúlo va a depositarse en este tanque, sólo cerca del 90% lo hará, por lo que el porcentaje restante debe ser removido de otro modo.

Con este propósito, inmediatamente después del sedimentador se ubica una cámara de filtración que retiene el flocúlo remanente. Así, los sólidos presentes en el agua que atraviesa el lecho de arena pueden ser retenidos como cuando se cuela o como una microcriba que atrapa el material suspendido entre los granos del medio filtrante

Con la filtración se remueve materia suspendida como turbiedad, flocúlo no sedimentado, metales y microorganismos. Agua libre de microorganismos patógenos es fundamental como producto del tratamiento en una planta potabilizadora, y se sabe de microorganismos que son resistentes a la desinfección si el agua es turbia. La turbiedad protege a estos microorganismos que se resguardan en las partículas coloidales, interfiriendo con la acción del desinfectante, por lo que es necesario el filtrar agua antes de desinfectarla.

Los mecanismos y variables que intervienen en el interior de un filtro se resumen en las siguientes tablas 2.13 y 2.14.

Tabla 2.13 Principales variables en el diseño de filtros

VARIABLE	SIGNIFICADO
<ul style="list-style-type: none"> • Características del medio filtrante <ul style="list-style-type: none"> a) Tamaño del grano b) Distribución granulométrica c) Forma, densidad y composición del grano 	Afecta la eficiencia de remoción de partículas y el incremento en pérdida de carga.
<ul style="list-style-type: none"> • Porosidad del lecho filtrante. 	Determina la cantidad de sólidos que pueden almacenarse en el filtro.
<ul style="list-style-type: none"> • Profundidad del lecho filtrante. 	Afecta la pérdida de carga y la duración de la carrera. 4 min (mínimo)
<ul style="list-style-type: none"> • Tasa de filtración. 	Determina el área requerida y la pérdida de carga. Afecta la calidad del efluente.
<ul style="list-style-type: none"> • Pérdida de carga disponible. 	Variable de diseño.
<ul style="list-style-type: none"> • Características del influente <ul style="list-style-type: none"> a) Concentración de sólidos suspendidos b) Tamaño y distribución del flocúlo c) Resistencia del flocúlo 	Afectan las características de remoción del filtro.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 2.14.-Mecanismos de remoción en un filtro.

MECANISMO	DESCRIPCIÓN
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Cribado.</i> <ul style="list-style-type: none"> a) <i>Mecánico.</i> b) <i>Oportunidad de contacto.</i> 	<p><i>Partículas más grandes que los poros del medio son retenidas mecánicamente</i></p> <p><i>Partículas más grandes que los poros del medio son retenidas por oportunidad de contacto.</i></p>
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Sedimentación.</i> 	<i>Las partículas se sedimentan sobre el medio filtrante.</i>
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Impacto inercial.</i> 	<i>Las partículas pesadas no siguen las líneas de corriente.</i>
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Intercepción.</i> 	<i>Muchas partículas que se mueven a lo largo de una línea de corriente son removidas cuando entran en contacto con la superficie del medio filtrante.</i>
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Adhesión</i> 	<i>Las partículas floculentas se adhieren a la superficie del medio filtrante debido a la fuerza de arrastre del agua, algunas son arrastradas antes de adherirse fuertemente y empujadas más profundamente dentro del filtro. A medida que el lecho se tapona, la fuerza cortante superficial aumenta hasta un límite para el cual no hay remoción adicional. Alguien material se fugará a través del fondo del filtro haciendo aparecer turbiedad en el efluente.</i>
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Adsorción química</i> <ul style="list-style-type: none"> a) <i>Enlace</i> b) <i>Interacción química</i> 	<i>Una vez que una partícula ha entrado en contacto con la superficie del medio filtrante o con otras partículas, la adsorción física y, o química, permite su retención sobre dichas superficies</i>
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Floculación</i> 	<i>Partículas más grandes capturan partículas más pequeñas y forman partículas aún más grandes</i>
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Crecimiento biológico</i> 	<i>Reducen el volumen del poro y puede promover la remoción de partículas</i>

2.5.1. Clasificación de los filtros

Son diversas las características que pueden describir a un sistema de filtración, adquirir uno para satisfacer las necesidades de una planta dependerá de muchos factores como el costo, requerimientos de la población, área de terreno disponible, carga hidráulica, la calidad del agua a tratar, etc. Para comprender mejor se clasifica a los filtros de la siguiente manera:

1. Tasa de filtración
 - a) Filtros lentos
 - b) Filtros rápidos
 - Tanque elevado
 - Bombeo directo
 - Autolavables
2. Control de la tasa de filtración
 - a) Tasa constante

TESIS C
FALLA DE ORIGEN

- b) Tasa declinante
- 3. Dirección del flujo
 - a) Flujo ascendente
 - b) Flujo descendente
 - c) Flujo dual
- 4. Tipo de lecho filtrante
 - a) Arena
 - b) Arena – Antracita
 - c) Múltiple

Control de la tasa de filtración

La tasa de filtración es el volumen de agua que puede ser filtrado en un metro cuadrado de filtro al día. Como es de esperarse, al inicio de la carrera de filtración, el filtro se encontrará limpio y con poca resistencia para filtrar agua. Pero a medida que este se empieza a acolmatar (taponar), el agua a filtrar encontrará mayor resistencia para atravesarlo y por consiguiente la capacidad de filtración será menor, dando como resultado menor volumen de agua en el efluente.

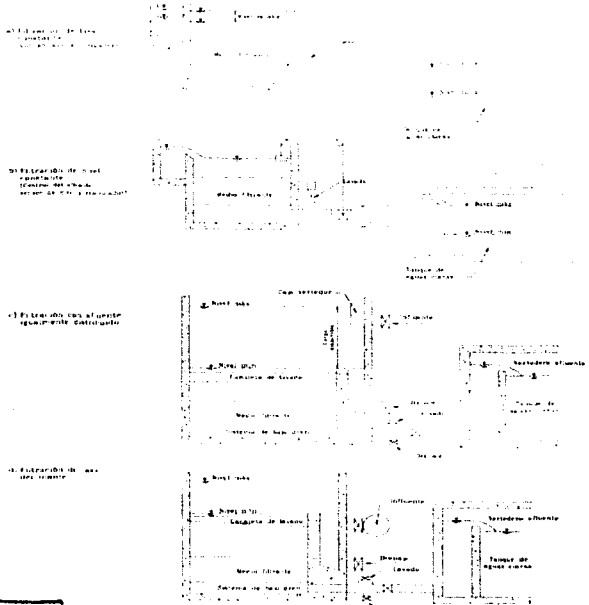


Figura 2.30.- Sistema de control de la tasa de filtración.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Un filtro con este sistema se denomina **filtro de tasa declinante** porque su capacidad de filtración se ve reducida conforme transcurre la carrera de filtración. En países desarrollados, por el contrario se prefieren **filtros de tasa constante**, en el que se regula la carga sobre el filtro mediante un medidor de flujo y una válvula que abre o cierra según la señal del medidor, para que el gasto sea constante.

Dirección del flujo

Generalmente el **flujo es descendente**; el agua a filtrar entra al filtro en un extremo en la parte superior y genera una carga de 1 a 1.5m capaz de vencer la resistencia del filtro y del taponamiento causado por los sólidos. Sin embargo, un filtro de arena está generalmente apoyado sobre una capa de grava, en la cual las partículas más pequeñas y ligeras (con espacios entre ellas muy pequeñas) que están en la parte superior se acomlatan mucho, antes que las partículas más grandes y más pesadas (con espacios entre ellas más grandes) que están en el fondo. Por consiguiente hay un volumen no aprovechado para ser ocupado por sólidos retenidos en el filtro. Al respecto se diseñaron otro tipo de filtros en los cuales el **flujo es ascendente**, aprovechando el volumen entre partículas para retener sólidos. Por lo que respecta a un **flujo dual**, el influente es en ambos sentidos.

Tipo de lecho filtrante

Los filtros que están formados de un sólo medio filtrante, se denominan de lechos simples; si el filtro además contiene un segundo estrato filtrante, como la antracita, se llama filtro dual; y finalmente si son muchos estratos, se denomina filtro de lecho múltiple.

Arena.- Es el medio filtrante más usado, principalmente por ser el más económico; en filtros lentos se usa un lecho no estratificado de 1.0 - 1.3 m de espesor, un tamaño efectivo (TE) de 0.25 - 0.35 mm y coeficiente de uniformidad (CU) 2 - 3. En filtros rápidos, la profundidad del filtro es de 60 - 100 cm, con un TE = 0.35-0.65 mm (estratificado en 3 capas), y CU de 1.35 - 1.70. Con este medio se obtienen tasas de filtración de hasta 12 m/d para filtros lentos y de 120 para filtros rápidos

Arena-antracita.- Se trata de un filtro de lecho dual con una capa superior de antracita de 45 cm de profundidad, de 0.8 a 1.4 mm de TE, coeficiente de uniformidad de 1.15 - 2.00, y otra capa inferior de 20 cm de espesor de arena con TE de 0.45 - 0.60 mm y CU de 1.5 a 1.7

La arena a emplearse debe ser preferentemente arena sílice cuarzosa, en México se puede encontrar en Guanajuato, en bancos como el de Tarandacuau y cerca de Minatitlán, Ver. Pero puede ser de otros materiales: carbón de antracita (se pueden extraer de bancos nacionales pero es de mejor calidad antracita de importación), granate, o carbón activado.

Algunos materiales usados como medio de filtración o medio filtrante y su respectiva gravedad específica aparecen en la *tabla 2.15*

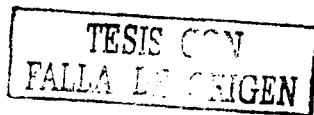


Tabla 2.15.-Peso específico de materiales filtrantes.

MATERIAL	PESO ESPECIFICO (kg/m ³)
Granate	4,000 - 4,100
Arena	2,000 - 2,700
Antracita	1,550 - 1700
Carbón activado granular	1,350 - 1,400
Resina sintética	1,300

La forma del lecho filtrante es importante porque define el acomodo de las partículas, el espacio para retener y almacenar sólidos suspendidos. Esta se da en función de la esfericidad que está definida por la ecuación:

$$\text{Esfericidad } \Psi = \frac{A_o}{A} = \frac{d_o}{d} = \frac{v_s \cdot v_o}{v_s \cdot v_o} \quad (2.41)$$

donde:

A_o, d_o, v_o = Área, diámetro y velocidad de una partícula correspondiente a una esfera (grano referencia)
 A_s, d_s, v_s = Área, diámetro y velocidad de un grano real.

El factor de forma es una relación de área entre volumen. Pero con una relación empírica, también se puede calcular, tal como lo indica la ecuación 2.42.

$$S = \text{Factor de forma} = \frac{\text{Área}}{\text{Volumen}} = \frac{6}{\psi} \quad (2.42)$$

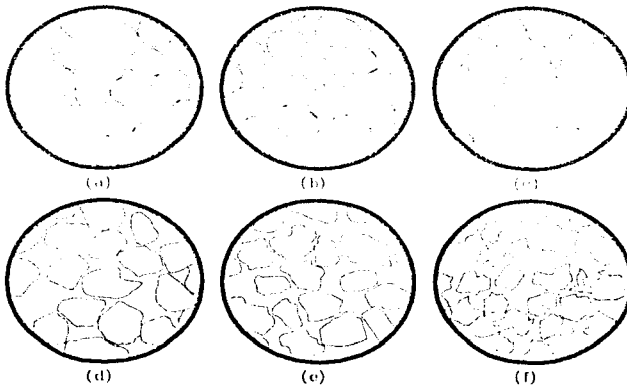


Figura 2.31.- Forma de los materiales granulares.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Para distintas formas de esfericidad se ha encontrado que la mejor es la aguzada, como se muestra en la *Tabla 2.16.*

Tabla 2.16.-Mecanismos de remoción en un filtro

Descripción	η	S	f
a) Esférica	1.00	6.0	0.38
b) Redondeada	0.98	6.1	0.38
c) Desgastada	0.94	6.4	0.39
d) Aguzada	0.81	7.4	0.40
e) Angulada	0.78	7.7	0.43
f) Triturada	0.70	8.5	0.48

La mejor →

Si suponemos un recipiente de volumen "V", con "n" esferas con porosidad "f", el área total de las esferas es; $A=n\pi d^2$. El volumen ocupado por las esferas (sólidos) es; $V_s=(1-f)V$. Por lo tanto, el volumen de vacíos (que es la capacidad de sólidos que puede almacenar un filtro y que se desea sea tan grande como se pueda y siempre evitando que los sólidos no escapen por volúmenes de vacíos muy grandes) será:

$$V_v = \text{Volumen de vacíos} = V - V_s = \frac{f}{1-f} V_s \quad (2.43)$$

Tasa de filtración

Es la principal forma en la que se clasifica un filtro, estos se clasifican en dos tipos: *filtros lentos y rápidos.*

1.- Filtros lentos

Fueron los primeros filtros que se usaron para el tratamiento de agua, utilizan una capa de arena de 1.0 a 1.5 m de espesor soportada sobre un lecho de grava de aproximadamente 0.30 m. Utilizan arena graduada (también carbón activado y zeolita) no estratificada como medio poroso, y normalmente incrementa su eficiencia con crecimientos biológicos. La limpieza a este tipo de filtros es removiendo la capa superficial de arena (3 cm).

La velocidad con la que filtran agua es muy limitada, requiere área de lecho filtrante muy grande y tiene limitaciones en cuanto a la calidad del influente, ya que la turbiedad máxima que admite es de 50 unidades y color máximo de 30; la suma de ellos 80 unidades. Sin embargo, tiene varias ventajas sobre otros sistemas como son: mayor duración de la carrera (tiempo transcurrido entre ciclos de limpieza), menor cantidad de agua para el lavado de la arena, y bajos costos de operación y de depreciación.

La limpieza, a diferencia de los filtros rápidos, no requiere agua para retrolavado ni canaleta, bastará con una limpieza superficial removiendo unos 3 cm de la capa superficial y almacenándola para su posterior limpieza y reposición.

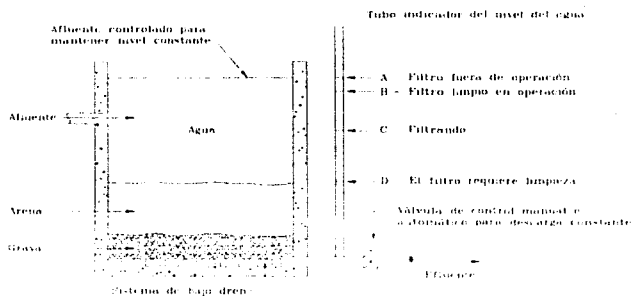


Figura 2.32.- Filtro lento de arena

Tabla 2.17.- Características generales de construcción y operación de filtros lentos y rápidos

CARACTERÍSTICA	FILTROS LENTOS DE ARENA	FILTROS RÁPIDOS DE ARENA
• Tasa de filtración	< 12 m ³ /d	120 - 180 m ³ /d
• Tamaño del lecho	0.5 m ³ /m ² ·h	5.0 - 7.5 m ³ /m ² ·h
• Distribución del medio	No estratificado	Estratificado fino a grueso en un sólo lecho y grueso a fino para lechos múltiples.
• Profundidad del lecho Arena Grava	1.0 - 1.3m (no estratificado) 0.30 m	- Un sólo lecho o lechos múltiples - 0.70 m (estratificado) 0.30 - 0.45m
• Tamaño de la arena Diámetro efectivo	0.25 - 0.35 mm	- Un sólo lecho- 1er.-0.35-0.45mm (fina) 2da.-0.45-0.55mm (media) 3er.-0.55-0.65mm (gruesa) - Lecho múltiple- Arena (0.45-0.60mm) y Antracita 0.8-1.4mm)
Coef. de uniformidad	2 - 3	Arena 1.35 - 1.70 para el caso de un sólo lecho filtrante, Arena 1.5-1.7 y Antracita 1.15-2.00 cuando sean lechos múltiples.
• Sistema de drenaje inferior	Con un sistema de drenes: principal (múltiple) y laterales con juntas abiertas o drenes porosos. Laterales de 4 - 8Ø y espaciamiento de 2.5 - 3.5 m.	* Son muchas las consideraciones, por lo que al final de la presente tabla se presenta un resumen fuente: Normas técnicas para el proyecto de plantas potabilizadoras.
• Pérdida de carga	0.6 - 1.2 Inicio y fin respectivamente.	0.3 - 3.0 Inicio y fin respectivamente.
• Duración de la carrera de filtración (ciclo de limpieza)	20 - 60 días	12- 36 horas

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

CARACTERÍSTICA	FILTROS LENTOS DE ARENA	FILTROS RÁPIDOS DE ARENA
<ul style="list-style-type: none"> • Penetración de la materia suspendida. • Método de limpieza 	<p><i>Superficial</i></p> <p><i>Raspado de la capa superficial de arena, lavado y almacenamiento de la arena limpia para su reposición periódica al lecho.</i></p>	<p><i>Profunda</i></p> <p><i>Dislocamiento y remoción de la materia orgánica mediante flujo ascendente o retrolavado, lo cual fluidifica al lecho. En ocasiones uso de chorros de agua o aire, o de rastras mecánicas para mejorar la limpieza.</i></p>
<ul style="list-style-type: none"> • Cantidad de agua para limpiar los lechos 	0.2 - 0.6% del agua filtrada	4 - 6% del agua filtrada.
<ul style="list-style-type: none"> • Tratamiento preparatorio 	Generalmente ninguno	Mezcla rápida, floculación y sedimentación.

* Sistemas de drenaje en filtros rápidos de arena

- a) La relación de la longitud de un lateral a su diámetro no será mayor a 60.
- b) El diámetro de los orificios en los laterales será de 1.4" - 5.8" (6.4 - 15.8 mm).
- c) El espaciamiento entre orificios será de 7.5 cm para el diámetro de 6.4 mm, y de 25 cm para el de 15.8 mm.
- d) La relación del área total de los orificios en el sistema de drenaje, al área de sección transversal total de laterales no excederá de 0.5 para los orificios de 12.7 mm y decrecerá a 0.25 para orificios de 6.4 mm
- e) La relación del área total de los orificios en el sistema de drenaje, al área total del filtro debe ser igual a 0.002 - 0.003
- f) La separación entre los laterales es de 20 a 30 cm.
- g) La suma del área de la sección transversal de los laterales deberá ser cuando menos dos (2) veces la suma de las áreas de los orificios.
- h) El área de la sección transversal del múltiple deberá dar de 1.5 a 3 veces la suma de las áreas de la sección transversal de los laterales.

2 - Filtros rápidos

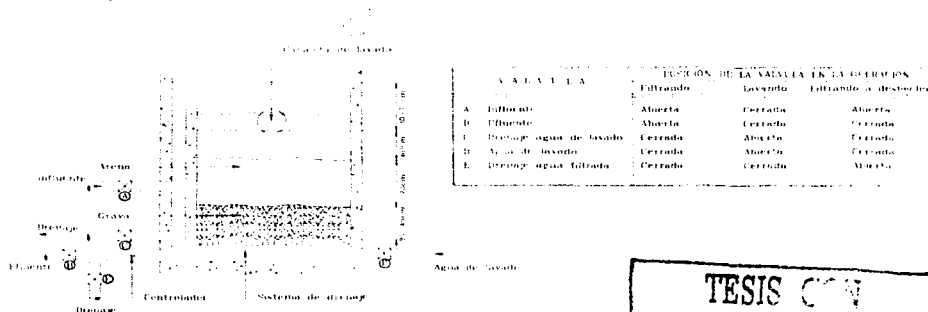


Figura 2.33 a.- Modelo general de un filtro rápido.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

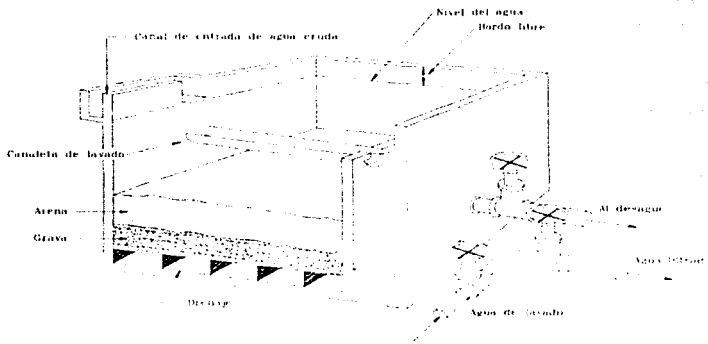


Figura 2.33 a.- Modelo general de un filtro rápido.

El filtro consta de arena graduada y estratificada con o sin antracita, y su limpieza es mediante retrolavado. Puede ser de gravedad o de presión y de flujo descendente o ascendente. Pero los más usados en tratamiento de agua municipal son los filtros de gravedad de flujo descendente.

Lavado de los filtros

En los filtros rápidos con tasas de filtración (cantidad de agua por metro cuadrado que capta el filtro) mayores a las de los filtros lentos, es de esperarse que los flocs o materia suspendida taponen¹⁷ u obstruya gradualmente el paso del agua sobre el filtro más rápido que en los filtros lentos. Sin embargo, la limpieza de este tipo de filtros es distinta a la de los filtros lentos en los que se remueve la capa superficial para su posterior limpieza.

En el caso de los filtros rápidos, la limpieza del lecho filtrante se obtiene recirculando el agua filtrada, en sentido inverso al de la filtración, y fluidizando al filtro (lechos expandidos con agua y arena) se promueve un frote entre las partículas del medio provocando que se desprenda de éstas el material removido para después eliminarlas a través de las canaletas, una vez que se haya lavado en un lapso de 5 a 10 minutos.

El agua para el lavado del filtro, tiene velocidades ascendentes entre 10 a 14 mm /s, esto permite que la suciedad que está adherida a las partículas de la capa superior del filtro se desprenda, y es ayudada por el roce de las partículas una vez que el filtro es fluidificado.

¹⁷ A este taponamiento gradual del espacio vacío entre granos de material filtrante es también llamado colmatación del filtro, o se dice que este se está "acolumatando".

La velocidad recomendada del agua para retrolavado está en función del tamaño efectivo¹⁸ (mm) del lecho filtrante y aparece en la *tabla 2.17*.

Para el lavado existen algunos métodos para facilitar el choque o encuentro entre partículas de arena, como son: *a) Lavado ascendente*, con una velocidad de lavado según el diámetro efectivo de la arena (como se muestra en la *tabla 2.18*), y expansión del lecho por la inyección de agua en 30 a 50 % del espesor; *b) Lavado superficial*, dirigiendo chorros de agua, antes del lavado (con el fin de romper costras formadas por el colmatamiento del filtro en la superficie) y durante el lavado para inducir el frote de arena; *c) Con inducción de aire durante el lavado*, que es muy eficaz, ya que propicia el roce de partículas y reduce considerablemente el volumen de agua necesario para el lavado de los filtros, pero de usarlo hay que tener especial cuidado en evitar la formación de bolsas de aire en el filtro, una vez que el lavado ha concluido, debido a que se reduce la capacidad de retención del filtro; y *d) Lavado mecánico*, agitando mecánicamente el lecho fluidizado. En todos los casos es necesario un lavado del medio filtrante de por lo menos 5 minutos, y hasta un máximo de 10.

Tabla 2.18 - Velocidad de lavado en un lecho fluidizado

CU (mm)	V (l.p.s. m ²)
0.35 - 0.45	10 - 12
0.45 - 0.55	12 - 14
0.55 - 0.65	14 - 16

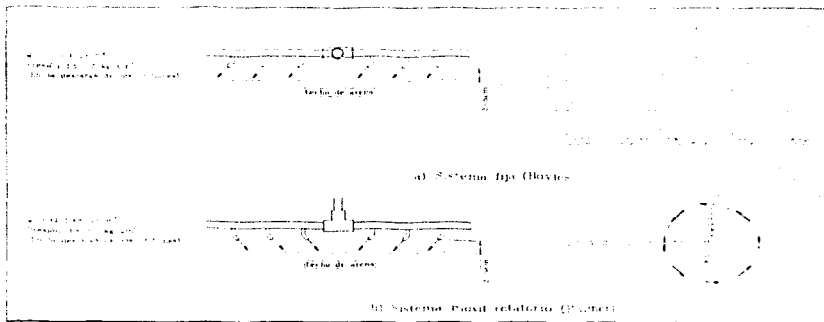


Figura 2.34 - Sistema fijo (Boyles) y móvil rotatorio (Palmer), para el lavado superficial en filtros rápidos.

¹⁸ El tamaño efectivo (TE), es un concepto definido por Hazen como el tamaño de partículas en mm, tal que el 10 % del material en peso es más pequeño que dicho tamaño; $TE = d_{10}$ = Tamaño de la partícula del 10% que pasa. O como lo explica el Ing. Romero Rojas en su libro *Potabilización del agua*, es el tamaño de tamiz, en mm, que permite el paso del 10% del medio filtrante.

Hazen además definió otros conceptos como el del Coeficiente de Uniformidad (CU), o coeficiente de no-uniformidad, $CU = d_{60}/d_{10}$. Estos mismos conceptos están explicados con mayor abundancia en el libro de *Purificación de aguas de Fair & Geyer*.

La filtración rápida es similar en todos los casos, lo que difiere es el método de lavado del filtro que se usa y el dispositivo que proporciona la carga o energía necesaria para fluidizar el medio filtrante. Existen tres esquemas:

a) De tanque elevado

Este método consiste en colocar un tanque de agua con una capacidad de al menos dos lavados de filtro durante 5 o 10 minutos, y de ser necesario de 5 minutos como mínimo para 2 lavados superficiales¹⁹, con una altura suficiente para satisfacer los requerimientos de un buen funcionamiento del lavado y del equipo destinado a este fin. Esta altura es del orden de 8 a 10 m de carga.

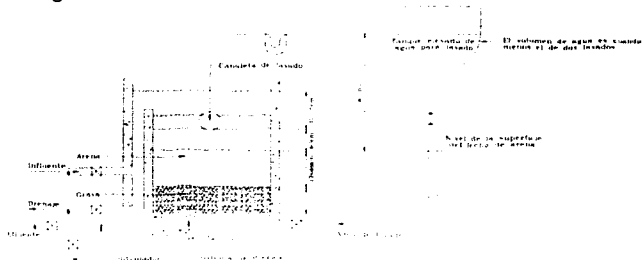


Figura 2 35.- Lavado de filtro por medio de tanque elevado.

b) Por bombeo directo

Es recomendable para lechos pequeños de lecho dual o que utilice inyección combinada de agua-aire. Para lograr la presión necesaria para el lavado requiere de una bomba de alto gasto. En el tanque de almacenamiento de la planta es recomendable contar con un compartimiento con el volumen de agua necesario para ser usado para la limpieza de los filtros, independiente del volumen restante destinado a dotar a la población.

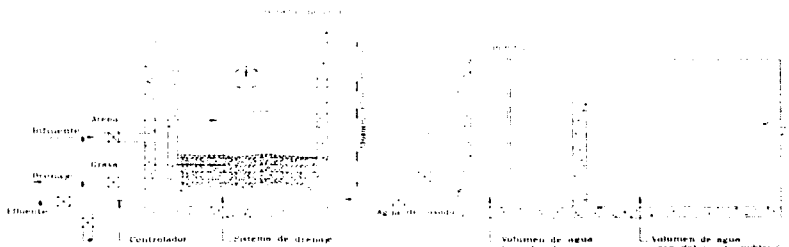


Figura 2 36.- Lavado de filtro por medio de bombeo directo.

¹⁹ Este volumen de agua es independiente del requerido para el funcionamiento de actividades ajenas al tren de tratamiento, pero indiscutiblemente necesarios dentro de la planta; como lo es el uso de sanitarios y/o cocina, etc. Por lo que el tanque deberá ser tan grande como la suma de los requerimientos que la planta exija.

c) Filtros autolavables

Los filtros deben estar juntos como un arreglo ordenado de filtros llamado batería. El método consiste en realizar movimientos de cierre de válvulas, de modo tal que el filtro de una batería que esté por lavar, sea suministrado de agua del restante grupo de filtros de la misma batería, con el fin de lavarse y así ocurrirá con los restantes filtros hasta cumplirse el ciclo programado.

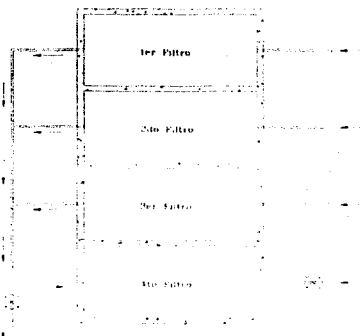


Figura 2.37.- Lavado de filtro por medio de sistema autolavable.

2.5.2. Sistemas de bajo dren

Están presentes tanto en filtros rápidos como en lentos, se ubican en la parte inferior del filtro y su función principal es la de recolectar y conducir el agua filtrada. En filtros rápidos se emplea también para distribuir el agua de retrolavado.

En **filtros lentos** el sistema común consta de tubos laterales sin pendiente, los cuales no están perforados, pero tampoco se juntan, solamente en el caso de que sea un tubo poroso. Estos laterales descargan al tubo principal o múltiple.

Características de los laterales:

- *Diámetro: 15 - 20 cm*
- *Longitud de tramos: 30 - 45 cm*
- *Separación: 2,5 - 3,5 m*

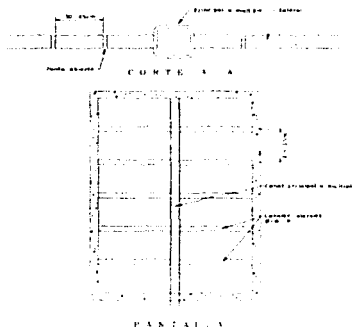


Figura 2.38.- Junteado de tubos laterales en filtros lentos.

Características del principal o múltiple:

La forma es muy variada, puede ser cuadrada, rectangular o circular; y su tamaño depende del tamaño del filtro y de la pérdida de carga.

En el diseño de **filtros rápidos**, hay que considerar que durante el proceso del lavado, el dren maneja de 4 a 5 veces más caudal que cuando está filtrando. Y que comercialmente se pueden encontrar dos diferentes sistemas de bajo-drenes.

a) - Laterales con orificios y principal

El sistema de tubos laterales y principal se diseña como tubería a presión con orificios en línea o en "tres bolillos" (como se ilustra en la *figura 2.39*) que es la mejor opción. Los tubos laterales se colocan con los orificios en dirección al piso. Y apuntando hacia arriba en el caso de los principales. Este sistema está soportado por la losa de fondo (piso del filtro).

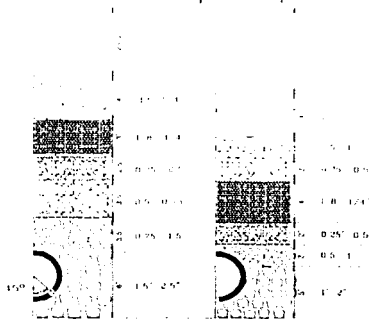


Figura 2.39.- Bajo drenes con orificios.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

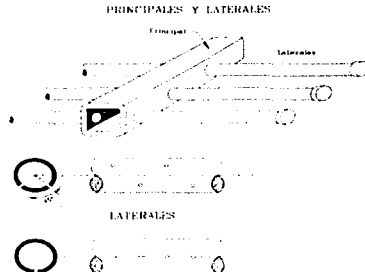


Figura 2.40.- Drenaje con tuberías perforadas.

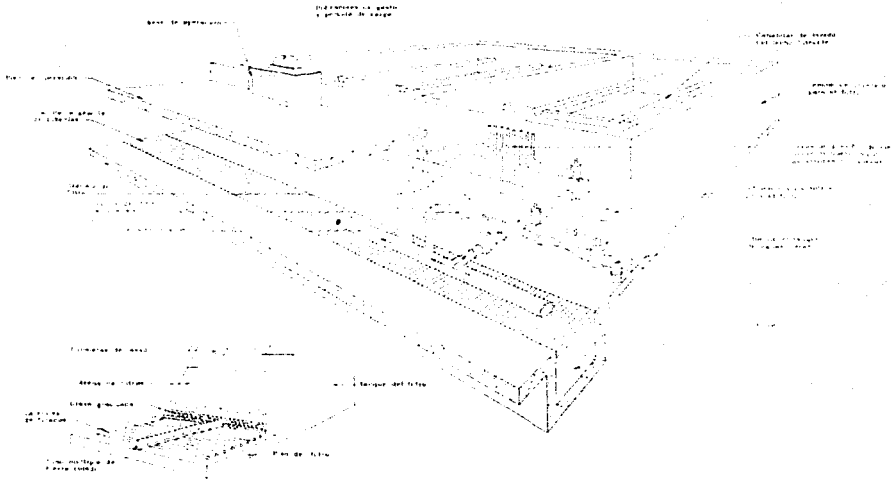


Figura 2.41.- Filtro rápido de arena de tubos laterales y principal. Equipo y accesorios

b).- Falsos fondos

A diferencia de los bajo drenes que usan un sistema de laterales y múltiple o principal desplantados en el piso, los falsos fondos son otro sistema en el cual la grava y medio filtrante (lecho de arena o lecho dual), va encima de una losa de falso fondo, ligeramente por encima del piso del filtro. Estos falsos fondos son por lo general de patente, y son muy variados. Los mas reconocidos son:

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

El dimensionamiento de las canaletas pueden hacerse mediante las ecuaciones 2.44 a la 2.47, ver figura 2.45.

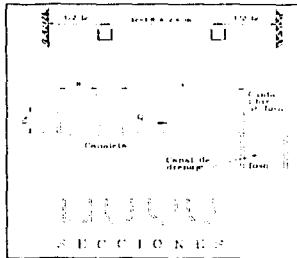


Figura 2.45.- Dimensionamiento de una canaleta.

$$h_o = \left(\frac{Q}{1.38b} \right)^{2/3} \quad (2.44)$$

donde:

- h_o = Profundidad máxima del agua en la canaleta, en m
- Q = Caudal, en m³/s
- b = Ancho de la canaleta, en m

$$h_c = \left(\frac{q^2}{g} \right)^{1/3} \quad (2.45)$$

donde:

- h_c = Tirante crítico, en m
- q = Gasto unitario y es igual a Q/ b, en m²/s
- g = Aceleración de la gravedad, en m/s²

$$q = \text{Gasto por metro de cresta} = \frac{Q}{2nL} \quad (2.46)$$

donde:

- Q = Gasto de agua de lavado, en m³/s
- n = Número de canaletas
- L = Longitud de canaletas, en m

El tirante aguas arriba de la canaleta puede ser calculado también mediante:

$$h_o = 1.73h_c \quad (2.47)$$

donde:

- h_o = Tirante aguas arriba de la descarga, en m
- h_c = Tirante crítico, en m

2.5.4. Pérdidas de carga

Un factor de importancia en el diseño de filtros, debe ser la consideración de la pérdida de carga causada por el lecho de arena, grava y por los drenes, ya sea en el proceso de filtración o en el lavado (cuando sea el caso). Un esquema clásico de cómo se presenta las pérdidas de energía en un filtro se muestra en la siguiente *figura 2.46*.

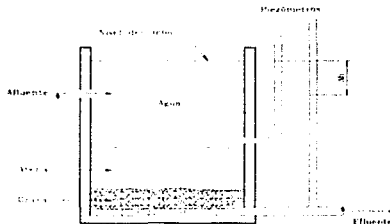


Figura 2.46. - Pérdida de carga en la filtración.

a) Pérdida en el medio filtrante

La velocidad de aproximación del agua a través de un filtro está dada por la ecuación de Darcy (ec. 2.48),

$$v = K \frac{h}{l} \tag{2.48}$$

donde:

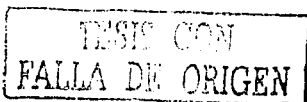
- v = Velocidad de aproximación del agua sobre el lecho de arena, en m/s.
- h = Pérdida de carga en el lecho, en m.
- l = Profundidad del lecho, en m.
- K = Coeficiente de permeabilidad de Darcy.

El coeficiente de permeabilidad K es según Kozeny, función de la densidad ρ , de la viscosidad absoluta del agua μ , y de factores propios del grano constituyente del lecho del filtro, como tamaño y forma. Es así como llega Kozeny al cálculo de las pérdidas de carga en lechos estratificados (filtros rápidos), no estratificados (filtros lentos) y fluidizados en operación de lavado).²⁰

$$\frac{h}{l} = \frac{k}{g} \frac{\rho v^2}{\mu} \frac{(1-f)^2}{f^3} \left(\frac{6}{\psi} \sum_{i=1}^n P_i d_i \right)^2 \tag{2.49}$$

Ecuación de Kozeny para lecho no estratificado.

²⁰ En el libro purificación de aguas de Fair & Geyer páginas 233-241 está explicada la hidráulica de filtración y cálculo de las pérdidas de energía por medio de las ecuaciones de Kozeny. Sin embargo, hay otras ecuaciones para el mismo fin. En el Libro de Romero Rojas, páginas 209-212 aparecen otras ecuaciones en función del número de Reynolds, y de parámetros α y β , entre otros parámetros, para el cálculo de pérdidas.



$$\frac{h}{l} = \frac{k}{g} v_D (1-f)^2 \left(\frac{6}{\psi} \right)^2 \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{d_i^2} \quad (2.50)$$

Ecuación de Kozeny para lecho estratificado.

$$\frac{h}{lc} = \frac{ke}{g} v_D (1-f)^2 \left(\frac{6}{\psi d} \right)^2 \quad (2.51)$$

Ecuación de Kozeny para lecho fluidizado.

En el anexo 4, una tabla resuelta de un ejercicio del Fair & Geyer para el cálculo de la pérdida de carga en un filtro rápido.

donde:

- h = Pérdida de carga en el lecho, en m
- l = Profundidad del lecho, en m
- k = Coeficiente de Kozeny ≈ 5
- ke = Coeficiente de Kozeny ≈ 4
- g = Aceleración de la gravedad, en cm/s^2
- v = Viscosidad cinemática, en centistokes. 1 centistoke = $10^{-2} \text{ cm}^2/\text{s}$
- v = Velocidad de aproximación del agua sobre el lecho de arena, en m/s
- f = Porosidad de la arena
- P = Esfericidad de la arena
- p = Fracción de arena dentro de tamaños de mallas contiguas
- d, Diámetro geométrico medio del tamaño de grano de arena entre dos mallas contiguas, en cm.
($d_i = (d_{i-1} + d_{i+1})$)
- lc = Espesor del lecho expandido, en cm, se calcula de la siguiente manera:

$$lc = l(1-f) \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{1-f_{ci}} \quad (2.51.1)$$

$$\frac{f_{ci}^3}{1-f_{ci}} = \frac{k}{g} \frac{\mu}{\rho_s - \rho} v \left(\frac{6}{\psi d_i} \right)^2 \quad (2.51.2)$$

además:

- μ = Viscosidad absoluta, en centipoises. 1 centipoises = 10^{-2} (gramos masa)/(cm)(s)
- ρ_s = Densidad de la arena, en gr/cm^3 , y es aproximadamente igual a 2.63
- ρ = Densidad de agua, en gr/cm^3 , y se obtiene de la tabla 2.8
- k = Coeficiente de Kozeny ≈ 4
- v = Velocidad de aproximación del agua sobre el lecho de arena, en m/s

* El término $\frac{f_{ci}^3}{1-f_{ci}}$ de la ecuación 2.51.2, se compara con los valores de la tabla 2.19 para obtener $\frac{1}{1-f_{ci}}$ y se multiplica por p_i , tal como se hizo en lechos estratificados, y se sustituyen los valores en la ecuación 2.51.

TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN

Tabla 2.19.- Valores de $1/(1-f_c)$ correspondientes a valores de $f_c^{1/2}/(1-f_c)$ de 0.0 a 9.9.

$f_c^{1/2}$ $1-f_c$	0.0	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9
0	0.00	1.62	1.89	2.10	2.28	2.44	2.59	2.74	2.88	3.01
1	3.14	3.27	3.40	3.52	3.65	3.78	3.89	4.01	4.13	4.24
2	4.35	4.47	4.58	4.70	4.81	4.93	5.05	5.16	5.27	5.38
3	5.49	5.60	5.71	5.82	5.92	6.03	6.14	6.24	6.35	6.46
4	6.57	6.68	6.78	6.88	6.99	7.10	7.20	7.31	7.41	7.52
5	7.62	7.73	7.83	7.94	8.04	8.15	8.25	8.35	8.46	8.56
6	8.67	8.77	8.88	8.98	9.08	9.18	9.29	9.39	9.49	9.60
7	9.70	9.81	9.91	10.01	10.11	10.21	10.32	10.42	10.52	10.62
8	10.72	10.83	10.93	11.03	11.14	11.24	11.35	11.45	11.56	11.66
9	11.76	10.86	11.96	12.06	12.16	12.27	12.37	12.47	12.58	12.68

b) Pérdida en el estrato de grava

A diferencia de la obtención de las pérdidas de carga en el medio filtrante, en el cual se consultan tablas y se resuelven ecuaciones un tanto complicadas, en el lecho de grava son relativamente más fáciles de obtener. Consultando una gráfica como la que aparece en la figura 2.47, es posible obtener la pérdida de carga de acuerdo al tamaño de la grava, durante el proceso de filtración y durante el lavado.

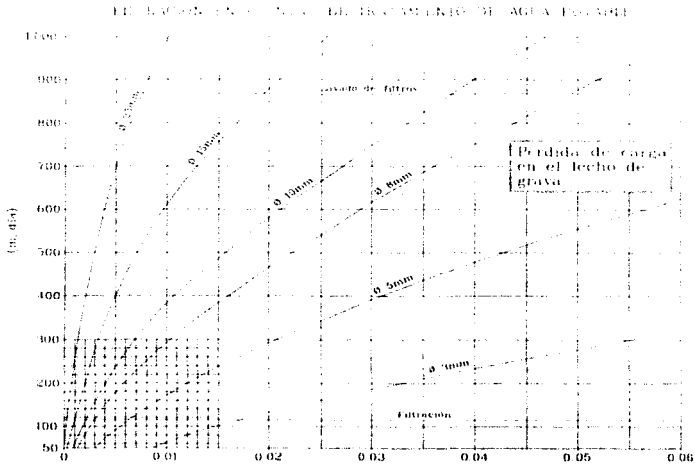


Figura 2.47.- Gráfica de pérdida de carga en el lecho de grava.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

c) Pérdida en los drenes.

La pérdida de carga en los drenes es la originada por la fricción del agua en los laterales y principal. Que es similar a un tercio de la pérdida por fricción como si fuera tubería lisa, por lo que se debe recurrir al nomograma de Hazen-Williams.

$$h_f = \frac{1}{3} h_m \quad (2.52)$$

Y esta pérdida por fricción es sumada con la provocada por los orificios en los laterales y en el principal o múltiple y se calcula con la siguiente fórmula.

$$h = \frac{q_o^2}{Cd^2 a_o^2 2g} \quad (2.53)$$

donde:

- h = Pérdida de carga en los drenes, en m
- q_o = Gasto que pasa por cada orificio, en m³/s, o gasto de la planta, entre el número de filtros operando, y entre el número de orificios de los laterales.
- C_d = Coeficiente de descarga del orificio, el cual es generalmente de 0.6
- a_o = Relación entre el área de orificios entre el área del lecho filtrante, cuyo valor es entre 0.2-0.7%
- g = Aceleración de la gravedad, en m/s²

2.6 Desinfección.

Desde que comenzó a formar pequeñas comunidades y organizarse en sociedades y hasta nuestros días, el hombre ha tenido dificultades para conseguir agua adecuada para su consumo. El agua fue contaminándose ya fuera por descargas industriales o por un inexistente sistema de drenaje domiciliario. En cualquier caso, la insalubridad hacía que cualquier población sufriera de problemas graves de enfermedades entéricas.

El brote de cólera que azotó a Europa durante la segunda mitad del siglo XIX, sólo fue detenido hasta que se iniciaron los primeros programas de salud. De esta forma dan comienzo los estudios para dotar a la población de agua libre de organismos patógenos principalmente aquellos de origen intestinal.

Como se sabe, las enfermedades hídricas causadas por bacterias, bacilos, virus, virus, etc. cumplen por lo general con un ciclo biológico: vía fecal-oral, en el cual el microorganismo se desarrolla en el intestino del humano y este excreta cerca de un cuerpo de agua, en el que habitan peces, bebe el ganado o se usa como riego para consumo. Y al ser ingerido va infectando a más personas. La desinfección por tanto tiene la obligación de romper ese ciclo para evitar que se propague la enfermedad.

La desinfección es el proceso final en el tren de tratamiento de agua para servir a una población y es fundamental para la potabilización. Su objetivo es el de garantizar la calidad bacteriana, eliminando los microorganismos causantes de enfermedades o infecciones, tomando en cuenta que algunos son más resistentes que otros (en general las bacterias que no forman esporas son menos resistentes que las que lo hacen; y los virus y quistes también son del grupo de los microorganismos que son resistentes a la desinfección). Este proceso

es tan importante, que hoy en día es concebible beber de un pozo o río de muy buena calidad de agua prescindiendo del resto del tren de tratamiento, pero sin duda es obligatorio por parte de las autoridades desinfectar el agua que se ha propuesto servir.

Desde el punto de vista de la norma, toda agua para uso o consumo humano se tendrá que tratar en mayor o menor grado, y como mínimo desinfectarla como un condicionante biológico para que el agua cumpla con la norma y este será el último paso para servirla a la población.

Existen dos tipos de métodos de desinfección: *métodos físicos y químicos*. Y su éxito para eliminar los microorganismos depende de los siguientes factores, entre otros: a) tipo de desinfectante, b) resistencia del microorganismo, c) concentración del desinfectante, d) tiempo de contacto, e) facultad de dejar residual, y f) características físico químicas del agua (temperatura, pH, turbiedad, etc).

2.6.1. Métodos físicos

Tienen la desventaja de no dejar residual. Esto es, que ciertamente eliminan los microorganismos contenidos en el agua a desinfectar, pero una vez concluido el tratamiento, esta agua no está exenta de que otros microorganismos patógenos que se encuentren a la salida de la planta puedan contaminarla nuevamente, pero a diferencia de algunos métodos químicos, el agua resultado de la desinfección no presenta alteración por coloración, sabor u olor, además salvo unos cuantos casos, como fenoles para el tratamiento con rayos ultravioleta casi no tienen inconvenientes por la presencia de compuestos orgánicos o amoniacales que limitan o afectan a los métodos, caso muy común en los métodos químicos.

- **Calor**

Quizá el primer método empleado para desinfectar fue hirviendo agua, efectivo al destruir microorganismos patógenos si el tiempo de contacto (o de ebullición) no es menor de 20 minutos, aprovechando que ninguna de las enfermedades hídricas peligrosas es causada por bacterias resistentes al calor. Tiene el inconveniente de ser costoso e impráctico para volúmenes muy grandes, y no deja residual.

- **Rayos ultravioleta**

Consiste en exponer una lámina de agua de un espesor hasta 12 cm por una radiación ultravioleta (con longitud de onda entre 200-295) emitida por una lámpara de vapor de mercurio. Para asegurar una perfecta desinfección, se debe cuidar la presencia de materia suspendida y turbiedad en general, que provee a los microorganismos de sombra o escudo a la luz, además de compuestos fenólicos, absorbentes de la luz y por consiguiente reductores de la capacidad de desinfección con este método.

Requiere de tiempos de exposición muy cortos, apenas unos pocos segundos, y no se altera la calidad del agua si se excede el tiempo de exposición. Tiene el inconveniente de ser un método caro por el alto costo del equipo y de un mantenimiento frecuente, se requiere un pre-acondicionamiento exhaustivo del agua debido a que las radiaciones son absorbidas por muchos constituyentes como lo son los fenoles. Esporas, quistes y virus son más resistentes que las bacterias vegetativas.

2.6.2. Métodos químicos

A diferencia de los métodos físicos, la mayoría de los productos químicos oxidantes sí dejan residual y existen en forma comercial una gran cantidad de productos y de una gran diversidad de presentaciones. En sólidos (polvo, gránulos y pastillas), en forma líquida o en forma de gas, y estos se adquieren en cilindros de 150 libras (68 kg) o en tanques de 2000 libras (908 kg). Sin embargo, pese a la gran cantidad de facilidades ofrecidas por los métodos químicos, existen inconvenientes que han de tomarse en cuenta para la elección del método adecuado de desinfección. En general los desinfectantes químicos añadidos dan al agua sabor y olor, y en presencia de algunos minerales dan color. Aunque son muy efectivos, requieren de tiempos de contacto elevados, y su capacidad bactericida y algicida, se ve con frecuencia afectada por la presencia de materia orgánica y/o minerales que compiten con las bacterias para ser oxidadas, caso muy común con el cloro.

- Iones metálicos

Aprovechando las propiedades de algunos metales, éstos se han usado con fines bactericidas o algicidas, caso concreto del cobre, mercurio y plata, este último se ioniza fácilmente por electrólisis, la velocidad de ionización está ligada con la cantidad de corriente aplicada, por tal motivo es fácil la dosificación variando la cantidad de corriente para así inducir una concentración del metal en un rango de 0.025-0.075 ppm. Otra forma de aplicación además de la descomposición electrolítica, la plata puede ser también aplicada como solución de sus sales o por desorción de lechos filtrantes de arena revestida.

Por ser un gran bactericida y alguicida, pero pobre viricida y quisticida, su aplicación puede ser más solicitada para una pre-desinfección para inhibir la formación y el crecimiento de algas en los filtros. La acción bactericida con plata deja residual de gran duración, y los desinfectantes de plata o sales de plata son insípidos, no tóxicos. Tienen el inconveniente de que el ion de plata es absorbido por turbiedad, la desinfección disminuye a temperaturas y valores de pH bajos, y en presencia de cloruros, sulfuros, sulfatos y fosfatos, algunas especies de algas son resistentes a la plata y algunos microorganismos pueden habituarse a la acción del desinfectante. Y el tratamiento es costoso cerca de 200 veces más de lo que cuesta por un método de cloro-gas.

- Ozono

Es una forma alotrópica del oxígeno, en la que tres átomos del elemento oxígeno, se combinan para formar una sola molécula O_3 . Es un gas ligeramente azulado de olor picante y muy inestable. Se obtiene in situ con una descarga en aire seco de un alto voltaje eléctrico y se inyecta en agua como una combinación ozono-aire. Por ser muy oxidante, es un perfecto desinfectante, además tiene otras cualidades muy apreciadas en una planta potabilizadora, estas son las de muy buen desodorante y decolorante, esto es que reduce y elimina eficazmente problemas de olor, sabor y color, problemas que son muy complejos. Requiere de un tiempo de contacto más corto que el cloro y su acción desinfectante es mucho mayor que el cloro, y no hay peligro de salud en caso de un sobretratamiento. La concentración de ozono es del orden de 1-2 mg/l cuando se usa con fines desinfectantes, y de 2-4 mg/l si se requiere desodorizar o decolorar.

Tiene algunas desventajas, ante una demanda alta y constante de energía eléctrica los costos de operación son muy elevados, por ser poco soluble en agua la mezcla aire-ozono, el proceso se complica cuando la temperatura es elevada, y el proceso se hace poco

flexible ante variaciones de la calidad del agua. Su capacidad desinfectante es incierta; cuando la concentración es menor a una concentración crítica la efectividad de desinfección es nula, y por encima de dicha concentración es prácticamente total. Lamentablemente no deja una acción residual significativa.

- Bromo

El bromo es junto con el cloro y yodo perteneciente a la familia de los halógenos, es un buen desinfectante pero los estudios en la aplicación para agua potable son muy escasos, y la aplicación de este desinfectante se limita al tratamiento de aguas para piscinas e industrias.

A presión atmosférica es un líquido de color rojizo y menos difícil de manejar que el cloro, aunque en contacto con la piel ocasiona graves quemaduras y produce humo muy irritante. Tiene propiedades bactericidas casi iguales a las del cloro para concentraciones y pH semejantes. En comparación con el cloro usado para las piscinas, el bromo produce menos irritaciones oculares y su olor es menos molesto.

- Yodo

Es un poderoso desinfectante, al respecto se han hecho muchos estudios, algunos de los más importantes pertenecen a la Universidad de Harvard, que desarrolló un exitoso sistema de desinfección para las fuerzas armadas estadounidenses. Es muy apreciado porque a diferencia del cloro, no se ve afectada su capacidad bactericida en presencia de amoníaco o impurezas nitrogenadas orgánicas, por no formar compuestos de sustitución con él, depende menos del tiempo de contacto, pH o temperatura y es más eficaz contra organismos patógenos, esporas, quistes y virus. Si se emplea para el mantenimiento de piscinas, son menos frecuentes las quejas por irritación en piel y ojos que con el cloro.

La desinfección con Yodo tiene algunos inconvenientes: para tener un efecto similar al cloro se necesitan concentraciones superiores, es más caro, y produce sabores y ligero color que afecta la calidad estética del agua. Aún falta determinar los efectos fisiológicos por el prolongado uso de Yodo.

- Otros

Comercialmente existen un sin fin de productos desinfectantes para plantas potabilizadoras, algunos como el permanganato de potasio ($KMnO_4$) el cual es usado algunas veces por ser un gran oxidante, logrando con concentración de 2 mg/l y un tiempo de contacto de 24 horas, resultados satisfactorios. Otro fuerte oxidante es el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) pero su capacidad desinfectante es ligeramente inferior.

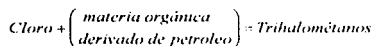
En el anexo 3 aparecen una lista de productos químicos también usados como desinfectantes.

- Cloro

Es un gas de color verdoso, pertenece a la familia de los halógenos y es el desinfectante más difundido en las plantas de tratamiento en México y en el mundo. Su capacidad desinfectante y su capacidad de dejar remanente, su bajo costo y su fácil aplicación y disponibilidad ha hecho de la desinfección con cloro o cloración del agua, el método más común; sin embargo, la desinfección con cloro tiene algunos inconvenientes que sin duda deben tomarse en cuenta. El cloro es un desinfectante muy eficaz contra las bacterias pero inefectivo contra virus y quistes. La demanda de cloro para eliminar bacterias,

se ve alterada por la presencia de compuestos orgánicos y químicos inorgánicos que compiten para ser oxidados²¹, el nitrógeno y amoníaco reducen sensiblemente la capacidad bactericida. Su capacidad oxidante depende de la temperatura y del pH (su acción aumenta conforme disminuye el pH, y aumenta conforme se eleva la temperatura).

Son formadoras de trihalometános, compuestos causantes de cáncer, y formados a partir de materia orgánica o derivados del petróleo que se combinan con cloro o compuestos de cloro, que es el principal agente oxidante del que están compuestos la mayoría de los productos químicos.



El cloro colorea al agua si ésta tiene cantidades importantes de hierro (Fe) o Manganeseo (Mn), un agua clara es coloreada con un tinte rojizo si tiene Fe en concentración 0.3mg/l, o de un tinte negro si tiene Mn en concentración 0.1 mg/l. Este problema no causa problemas en la salud, pero afecta la calidad estética y es factor de aceptación o rechazo del consumidor. Es poco estable, y se degrada por efecto de la luz y calor. En caso de sobredosis de cloro, se ve afectada la calidad organoléptica.

2.6.3. Desinfección mediante cloro

La desinfección con cloro es muy versátil, dado que hay una gran gama de productos que lo contienen en mayor o menor grado y esta se expenden es diversas presentaciones:

- Hipoclorito de sodio.*- Es un líquido amarillento con una concentración de cloro libre activo del 15%, pero este se degrada con facilidad, por efecto de luz y calor por lo que debe almacenarse en lugares ventilados y a la sombra. Se expende a granel mediante pipas o en tambos de 60 o 180 lt.
- Hipoclorito de calcio.*- Se adquiere el cloro de esta forma como un producto sólido, En polvo, granos o pastillas en una concentración de cloro activo de 65 hasta 75% y es relativamente estable; sin embargo, pierde hasta un 3% al año del cloro activo si este se encuentra bien almacenado
- Dióxido de cloro.*- El cloro gas es amarillo verdoso, a presión se convierte en líquido de un color ámbar, y es muy tóxico y corrosivo en presencia de humedad. De esta forma se puede dosificar el gas directo (que esta práctica está en desuso) o en solución. La concentración de cloro libre activo es del 98% pero para fines prácticos se considera del 100%. Se expende en cilindros de 150 libras (68 kg) o en tanques de 2000 libras (908 kg).

El cloro necesario para satisfacer la demanda de desinfectar y cubrir las necesidades de eliminación de materia orgánica e inorgánica como Fe o Mn, está en función de la temperatura, el pH, y tiempo de contacto. Todos estas variables se determinan en una

²¹ La competencia del cloro por eliminar bacteria se ve seriamente afectada con la presencia de materia orgánica e inorgánica, la materia inorgánica reacciona mas rápidamente con los compuestos inorgánicos que con los orgánicos, en especial Fe y Manganeseo.

prueba de laboratorio llamada "punto de quiebre" o "punto de ruptura" en la cual intervienen conceptos como *cloro libre disponible* (contenidos en el ácido hipocloroso HOCl, ion hipoclorito OCl⁻ y cloro elemental Cl₂), compuestos formados a partir de la disolución del cloro en agua. Y *cloro disponible combinado*, (contenido en la monocloramina NH₂Cl, dicloramina NHC₂ y tricloruro de nitrógeno NCl₃), compuestos formados a partir de la disolución del cloro en agua con concentraciones de amoniaco y nitrógeno orgánico.

2.6.4. Sistema de desinfección mediante inyección de cloro

El sistema de dosificación de cloro, es un conjunto de equipos y accesorios capaces de proveer de suficiente cloro, necesario para cubrir los requerimientos de desinfección y garantizar un remanente de cloro para cumplir con las normas y posteriormente ser servida a una población.

La selección del equipo adecuado para ser instalada en la planta potabilizadora estará dada por muchos parámetros:

1. La cantidad de agua a tratar y del rango de dosificación.
2. Método de dosificación, hipoclorito de sodio²² o dióxido de cloro, y si en inyección directa o en solución.
3. Selección del tipo de clorador; a) *Montado en cilindro (poca capacidad)*, b) *Montado en pared (poca a media capacidad)*, y c) *De gabinete (de mediana a gran capacidad)*.
4. Determinar otros accesorios como bomba de ayuda, cilindros de cloro y evaporadores.

En general un sistema de desinfección es similar al mostrado en el diagrama de flujo de la *figura 2.50*, en donde se aprecian los componentes principales de un sistema de este tipo y en particular de inyección de cloro gas; otros sistemas de inyección para hipoclorito de sodio usado en plantas pequeñas se muestran también en las *figuras 2.48 y 2.49*.

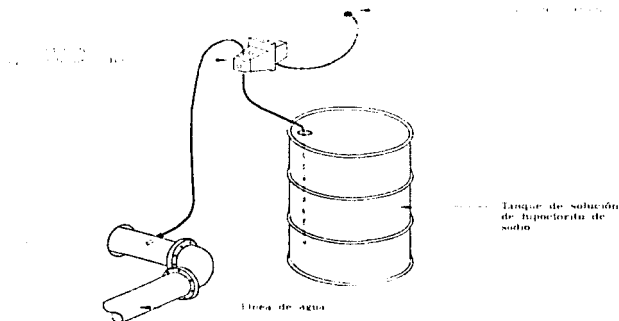


Figura 2.48.- Desinfección con hipoclorito de sodio con dosificador.

²² Para plantas muy pequeñas o en pozos de poco caudal (<20lps) se recomienda usar hipoclorito de sodio, pero por lo general en plantas medianas o grandes es general el uso de cloro gas.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

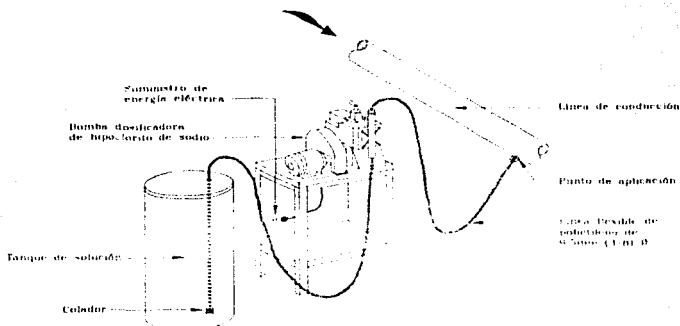


Figura 2.49.- Desinfección con hipoclorito de sodio con bomba dosificadora.

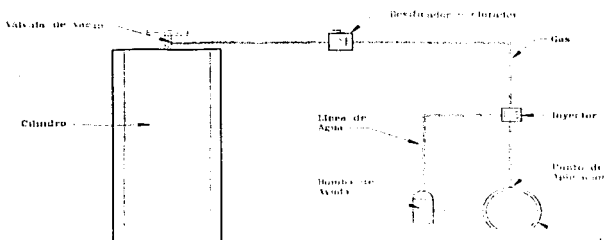


Figura 2.50.- Diagrama de flujo de un sistema de desinfección mediante cloro gas

Los componentes principales o para la operación en una planta potabilizadora son: **báscula**, la cual permite cuantificar la cantidad de cloro usado para el tratamiento y el volumen remanente en el cilindro; **válvula reguladora de vacío** o reguladora de presión, es una unidad montada en el cilindro la cual permite un flujo uniforme hacia el clorador; el **clorador**, es el instrumento que indica y regula el paso del gas colocado por encima del cilindro o en el piso, este clorador tiene además una perilla de control de dosificación llamado **rotómetro**, el cual permite medir con exactitud la cantidad de cloro adicionado y regularlo manualmente; y un **inyector**, el cual mezcla el gas medido con el agua, y disolviéndose en esta para posteriormente adicionarse en solución a la **línea de conducción** en el punto de aplicación, en este punto se aplica la solución de cloro por medio de un **difusor**, el cual dispersa uniformemente y lo más rápidamente posible dentro del agua a tratar. Los difusores son de dos tipos, los usados para tuberías, o los usados en canales o tanques abiertos.

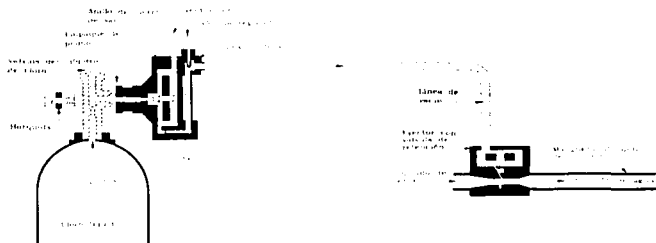


Figura 2.51 - Sistema de dosificación de cloro

En la figura 2.51 aparece un sistema de dosificación común de cilindro, en plantas pequeñas o medianas, por lo general se utilizan cilindros de este tipo para contener el cloro y son de una capacidad de 150 libras (68 kg), para plantas de mayor tamaño se utilizan tanques de "una tonelada", aunque realmente son de 2000 libras (908 kg).

Cuando se sobreextrae cloro de los tanques o cilindros, sobre estos se forma una escarcha²³ causada por un descenso en la temperatura motivado por un decremento repentino en la presión. Este fenómeno causa un retardamiento en la vaporización por lo cual no es posible extraer tasas muy elevadas. En el caso de cilindros es recomendable hasta un máximo de extracción de 16 kg/día, aunque algunos autores como Romero Rojas indican hasta un máximo de 19, en el caso de usar tanques la tasa máxima recomendable de extracción es de 160 kg/día.

El montaje de cilindros y tanques puede ser simple o múltiple según se ve en la figura 2.52 y 2.53. El número de cilindros o de tanques está en función del total de cloro a extraer, además debe también tomarse en cuenta unidades de reserva, que permitan una dosificación continua, y contemplar la posibilidad de usar conexiones dobles o múltiples.

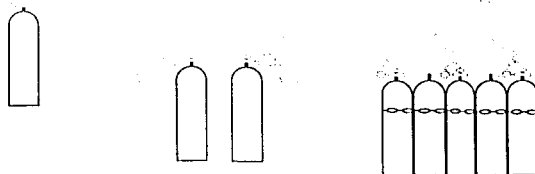


Figura 2.52.- Montado de cilindros, sencillo doble o múltiple.

²³ Para eliminar la escarcha, se recomienda hacer circular el aire dentro del cuarto de cloración con un ventilador o simplemente reducir la tasa de extracción por cilindro, y en su lugar conectar en serie mas cilindros de modo que la extracción por cilindro sea muy por debajo de los valores máximos recomendados. Bajo ningún motivo se debe aplicar calor directamente al tanque, porque provoca un aumento de presión en el cilindro a un punto que la válvula pueda reventar y producir una fuga de cloro.

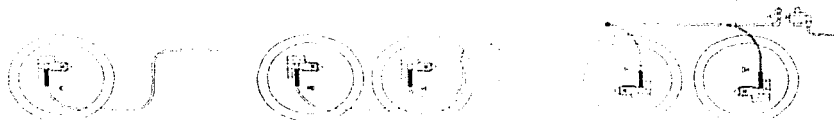


Figura 2.53.- Montado de tanques, sencillo doble o múltiple

Los difusores de la cloración, sirven para distribuir homogéneamente la solución de cloro, mediante una inyección; esta puede ser de dos formas, inyección a una tubería o línea de agua o inyección a un canal o cuerpo de agua abierto, difusores en canal abierto o tubería, se aprecian en las figuras 2.54 a 2.57.

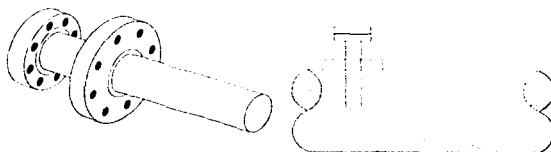


Figura 2.54.- Difusor para tubería de diámetro menor de 24".

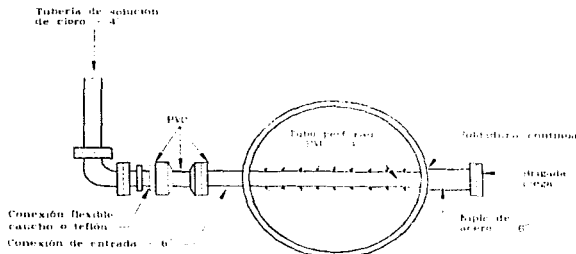


Figura 2.55.- Difusor perforado para tubería de diámetro mayor de 36".

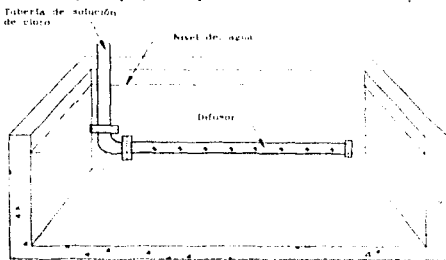


Figura 2.56.- Difusor para canal abierto.

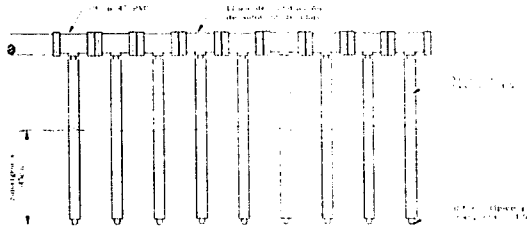


Figura 2.57.- Difusor para canal abierto.

2.7 Tratamiento de lodos.

En el tratamiento de agua potable, al agua que está a punto de distribuirse a la red municipal para su consumo, se le considera como un producto final o terminado, por haberse sometido a un tratamiento o a una serie de operaciones unitarias cuyo resultado final es dotar de agua de excelente calidad y apta para ser consumida por la población. Desde luego, el producto final no es lo único que sale de la planta de tratamiento. También salen productos secundarios o residuos de la planta u operaciones unitarias. Estos son "los lodos".

Se generan principalmente en los tanques floculadores, sedimentadores y como desecho de los filtros al momento de ser lavados. Su cantidad varía dependiendo de la calidad del agua cruda, del tratamiento de potabilización elegido, y de la calidad del efluente.

La descarga del lodo producido en la planta no puede hacerse a un río, lago o mar, ni en el sistema de alcantarillado municipal. Esta práctica está restringida según lo estipulado en las normas (NOM-001-ECOL-1996. Límites Máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Y NOM-002-ECOL-1996. Límites Máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado). La razón por la cual se han elaborado estas normas es que al vender los lodos a los cuerpos de agua como ríos, lagos, embalses, o mar, se afectan la calidad con las siguientes consecuencias:

- Un aumento en la turbiedad del agua, reduciendo la calidad estética del cuerpo receptor para fines de consumo y esparcimiento.
- La turbiedad creada disminuye la actividad fotosintética.
- La descarga del agua proveniente de los filtros origina riesgos en el crecimiento microbiológico y puede producirse contaminación con bacterias patógenas.
- Las descargas de lodos en los ríos, por lo general se depositan en las zonas de baja velocidad, cubriendo a los organismos bénticos y alterando la cadena alimenticia.
- Las descargas con carbón activado dan color obscuro al agua.
- Las descargas de lodos de alumbre tienen efectos tóxicos, y matan a los organismos acuáticos.

2.7.1. Características de los lodos

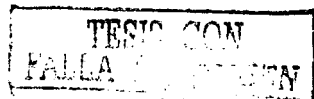
En general son de aspecto viscoso, de color gris y en la mayoría de los casos son difíciles de secar. Algunas de las características de los lodos producidos en la potabilización se muestran en la *tabla 2.19*.

Tabla 2.19.- Características físicas de lodos

Características de los lodos con sales de aluminio	
pH	6.0-8.0
DBO	30-300 mg/l
DQO	30-5,000 mg/l
Sólidos	1%-2%
Color	Gris
Olor	Inodoro
Volumen	20-50l/m ³
Presencia bacterial	Alto
Sedimentabilidad	50% en 8hrs
Secado	2 días sobre lechos de arena para 10% de sólidos
Características de los lodos de ablandamiento	
DBO	Muy baja
DQO	Baja
Sólidos	2%-15%
Color	Blanco
Olor	Inodoro
Volumen	Bajo
Sedimentabilidad	50% en una semana
Secado	Lento en lagunas para 50% de sólidos
Características aguas de lavado de los filtros	
pH	6.9-7.8
DBO	2-10 mg/l
DQO	28-160 mg/l
DBO	2-10 mg/l
Color	Gris-negro
Olor	Inodoro
Conteo bacterial	Alto
Sedimentabilidad	80% en 2 a 24 horas
Secado	Requieren coagulación y sedimentación

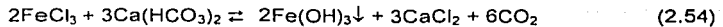
2.7.2. Cantidad de lodos

Como se mencionó, la cantidad de lodo que se produce en una planta potabilizadora, varía dependiendo de la calidad del agua cruda, del tratamiento de potabilización elegido, y de la calidad del efluente. Particularmente, en la aplicación de sales de hierro y aluminio para la coagulación, se generan las siguientes cantidades:



Cloruro férrico (Fe Cl₃)

La reacción:



Indica que el cloruro férrico de masa molecular 162.2 se precipita como hidróxido férrico, cuya masa molecular es de 106.9. Haciendo la relación anterior, se deduce que por cada miligramo por litro de cloruro férrico, se produce 0.66 miligramo por litro de precipitado de óxido de hierro.

El lodo generado se calcula como:

Lodo seco de hierro = Turbiedad + precipitado de hierro

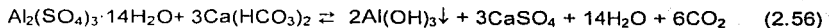
$$W = (S + 0.66D)Q \times 10^{-3} \quad (2.55)$$

donde:

- W = kg de lodo seco de cloruro férrico
- S = Turbiedad del agua, en UTN
- D = Dosis de cloruro férrico, en mg/l.
- Q = Agua tratada, en m³/s

Alumbre (Al₂(SO₄)₃ · 14H₂O)

La reacción producida es:



Al igual que en el caso del cloruro férrico, se hace una relación de masa molecular, resultando que un mg/l de alumbre produce 0.26 mg/l de precipitado de aluminio como Al (OH)₃.

Y el lodo generado se calcula como:

Lodo seco de alumbre = Turbiedad + precipitado de alumbre

$$W = (S + 0.26D)Q \times 10^{-3} \quad (2.57)$$

donde:

- W = kg de lodo seco de alumbre
- S = Turbiedad del agua, en UTN
- D = Dosis de alumbre, en mg/l.
- Q = Agua tratada, en m³/s

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2.7.3. Tratamiento de lodos

Una vez removido el lodo de los tanques sedimentadores, es preciso darle un tratamiento, con el fin de reducir la humedad, aumentar el porcentaje de sólidos, reducir el volumen del lodo y facilitar su manejo. Se aplican gran variedad de métodos para producir un espesamiento del lodo, para tal fin se vale de la fuerza de gravedad, evaporación, del vacío, de la fuerza centrífuga, o de presión. Algunos métodos usados son:

- Lechos de secado

Es un método muy aplicado, consiste en colocar una capa de lodo de 15 o 30 cm de espesor, en los lechos de secado cuya base de arena y grava permite que un alto contenido del agua del lodo sea filtrado por dicha base, dejando un lodo mucho más espeso. En el fondo del lecho se coloca una tubería de drenaje para desalojar el agua filtrada, que puede ser usada para recircularla a la planta. Con este método se logra reducir el volumen al 10% del volumen inicial. Es recomendable tener más de un lecho de secado; que el espesor de las capas de arena y grava sean de 15-25 cm y 20-30 cm respectivamente; y que las tuberías perforadas de drenaje sean de 4" de diámetro.

El inconveniente es que el periodo de secado puede ser de varias semanas, pero si las condiciones climatológicas son favorables, este lapso puede reducirse a unos cuantos días. Una vez seco, el lodo puede ser removido manualmente, para darle un tratamiento adicional o para ser transportado al sitio de disposición.

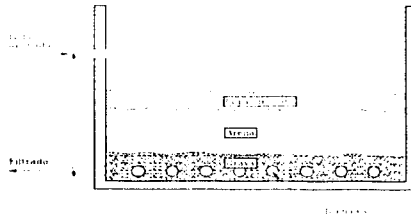


Figura 2.58.- Lecho de secado de lodos.

- Filtros de vacío

El lodo es colocado sobre una membrana permeable o una tela, y se extrae el agua por debajo de dicha membrana, mediante una presión negativa o vacío. En este método, el filtro de tambor giratorio es el más usado; y consiste en aplicar un vacío a un tambor giratorio, como alguno de los mostrados en la figura 2.59, tanto en la parte sumergida del tambor (30-65 cm en Hg, con el fin de que el lodo se adhiera a la superficie de la membrana), como en la parte superior del tambor (a 60-65 cm en Hg, para extraer la mayor cantidad de agua).



Figura 2.59.- Filtración al vacío de lodos, en un tambor giratorio.

Tabla 2.20.- Criterio de diseño en filtros de vacío

Parámetro	Lodo de alumbre	Lodo de cal
% de sólidos en influente	1 - 6	5 - 30
% de sólidos al efluente	15 - 25	45 - 65
Carga hidráulica, m ³ /m ² /d	2 - 5	2 - 5
Producción de sólidos, kg/m ² /d	85 - 150	470 - 2,350
Velocidad del tambor	0.2 - 0.5	0.2 - 0.5
Presión de vacío, cm Hg	25 - 65	25 - 65

• Secado de filtros a presión

Un método muy simple es el del secado del lodo aplicando presión, para tal fin es posible secarlos con prensas filtro, el lodo es colocado en placas en las cuales va colocada como medio filtrante una membrana o una porción de tela que sujetará al lodo, se colocan estas placas sobre la prensa y se aplica una presión de 1,725 kPa (17.59 kg/cm²). La presión es mantenida por cerca de media hora y el agua es expulsada, mientras la pasta es retenida en las placas huecas, por la membrana o tela colocada para este fin. Mediante las prensas filtro se obtiene lodo con un porcentaje de sólidos de alrededor de 40%.

También a presión puede secarse el lodo a través de una prensa filtro de correa, el lodo previamente se mezcla con un polímetro en un tanque rotatorio de barril sin fondo. El lodo es prácticamente envuelto por un par de correas y forzado a pasar por una serie de rodillos comprimiéndolo, la pasta resultante puede tener un porcentaje de sólidos de 35-40%

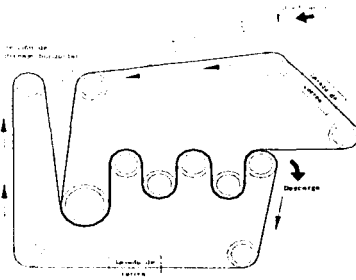


Figura 2.60.- Prensa filtro de correa

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

- Lagunas de secado de lodos

Son estanques de sedimentación muy grandes y sin efluente, periódicamente hay que extraer el sobrenadante para tener así un lodo más espeso. Cuando éste se llena, se saca de servicio y se deja en reposo para que seque el lodo, por lo que se deben tener más de un estanque.

2.7.4. Disposición final del lodo

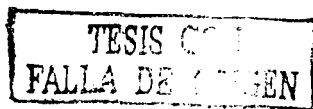
El lodo que ha pasado por cualquiera de los métodos de secado anteriores, se ha convertido entonces en una pasta, la cual tiene un contenido de sólidos superiores al 15% y es usado principalmente como material para la cobertura en los rellenos sanitarios, o para rellenar minas abandonadas, en cualquiera de los casos, entre mayor sea el porcentaje de sólidos, mejor.

Por tratarse de lodos con características de ph un tanto básicas es posible modificar las propiedades del suelo, por lo que también los lodos son usados para fines agrícolas, dependiendo del tipo de suelo y del tipo de cultivo. Aunque es de poco valor fertilizante, tiene la virtud de aumentar la capacidad de retención de agua, muy útil en regiones agrícolas con insuficiencia de agua o con temporadas de secas muy severas, y de modificar favorablemente al suelo neutralizando suelos ácidos. El lodo de alumbre tiene la desventaja de que al ser usado con fines agrícolas tienden a endurecer paulatinamente el suelo, impidiendo el desarrollo natural del cultivo. Los parámetros registrados de los lodos aplicados en suelos aparecen en la siguiente tabla.

Tabla 2.21 - Características físico-químicas de lodos aplicados a suelos

Parámetro	Lodo de alumbre	Lodo de sales de hierro	Lodo de ablandamiento con cal
Al % masa seca	21.2 (2.8 - 30)	1.6 - 7.7	0.45 (0.05 - 1.6)
Ca % masa seca	2.7 (0.3 - 5.0)	15.0	45 (31 - 52)
Fe % masa seca	3.2 (1.2 - 6.6)	10.9	0.29 (0.13 - 0.71)
K % masa seca	1.7 (0.04 - 5.0)	0.3	0.02 (0.01 - 0.08)
Mg % masa seca	0.45 (0.24 - 0.8)	1.6	2.1 (1.1 - 3.6)
Si % masa seca	20.0	-	0.8 (0.4 - 1.1)
P % masa seca	0.35	0.36	0.02
PH	7.0 (5.1 - 8.0)	7.3 - 9.3	10.2 (8.4 - 11.0)
DBO mg/l	45 (2 - 104)	-	-
DQO mg/l	500 (100 - 10,000)	-	-
Coliformes	<20	<20	-

Para obtener un valor mínimo de volumen de lodo, puede usarse un método un tanto más costoso pero muy efectivo, este es el de la incineración del lodo, que es un proceso de combustión controlada y secuenciada. Primeramente el lodo es colocado en el horno y sometido a una temperatura de 100 °C para evaporar el agua contenida en éste, y luego se eleva la temperatura a más de 600 °C para incinerarlo totalmente.



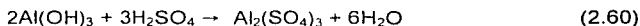
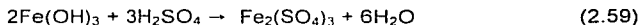
2.7.5. Reciclaje

Con el fin de aprovechar todos los componentes de los lodos y extraer una sustancia químicamente apropiada para ser usada como coagulante, se le puede dar al lodo un tratamiento para así poderlo reaprovechar, como es de esperarse este sistema es un tanto costoso. En el caso del lodo de agua tratada mediante ablandamiento con cal, el análisis químico es similar al descrito en 2.7.2 y se presenta la reacción siguiente:



La reacción anterior se presenta a temperaturas de 870° a 1,100° C.

El reciclaje de las sustancias en lodos provenientes de agua coagulada con sales de hierro o aluminio presentan las siguientes reacciones:



En el caso del agua proveniente del lavado de los filtros, ésta es comúnmente recirculada, lo que repercute en un mayor ahorro de agua. Una desventaja de esta práctica es la formación de plancton en el tanque de sedimentación y un evidente disminución en la calidad bacteriológica en el efluente del tanque de filtración.

En el caso de las cenizas de los lodos, según Romero Rojas en su libro, éstas pueden ser reemplazadas en el concreto, como un agregado fino hasta en un 30%.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

CAPÍTULO III: SISTEMAS DE TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO

La norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994 relativa al agua para uso y consumo humano establece una serie de recomendaciones que deberán tomarse en cuenta cuando las pruebas microbiológicas, de características físicas, organolépticas y/o de los constituyentes químicos del agua excedan los límites permisibles establecidos en dicha norma.

Cuando el agua contiene bacterias, helmintos, protozoarios y virus se exige potabilizarla eliminando estos microorganismos a través de desinfección con cloro, compuestos de cloro, ozono o luz ultravioleta. De igual modo, cuando alguna característica exceda los límites de la norma el agua deberá ser sometida a un proceso correctivo, tal como se muestra en la *tabla 1.8*. Además, en el anexo 5 aparece una lista de problemas comunes del agua en aplicaciones domésticas, agrícolas e industriales y sus soluciones.

En particular, para el caso del arsénico en dicha norma se proponen alternativas de tratamiento, como son: coagulación-floculación-sedimentación-filtración, intercambio iónico u ósmosis inversa.

3.1 Remoción mediante coagulación-floculación-sedimentación-filtración

El tren de procesos coagulación-floculación-sedimentación-filtración, muy común en plantas de tratamiento medianas y grandes, se recomienda para aguas superficiales con alta turbiedad, y donde además del arsénico se deba remover otros contaminantes, ya que de llevarse a cabo el tratamiento de remoción de As en aguas claras, es muy posible que se formen flóculos pequeños, débiles y de baja velocidad de sedimentación. Los coagulantes se encuentran en el mercado en una gran variedad de productos químicos muy efectivos y probados en plantas de tratamiento en todo el mundo. En general, la elección de alguno de los coagulantes depende de la eficiencia en la remoción del arsénico (que está en función del pH) y del costo del coagulante.

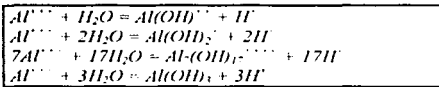
Los coagulantes²⁴ son compuestos formados de hierro o aluminio; y al ser añadidos en agua son capaces de formar flóculos a partir de coloides desestabilizados, y tienen la función de aglomerarlos para facilitar su sedimentación y posterior remoción en un tanque sedimentador.

Química de la coagulación

Al agregarse el coagulante al agua, se producen reacciones químicas que involucran a las moléculas que forman al coagulante y al agua, disociándolas para formar hidróxidos de aluminio o hidróxidos férricos; algunas de estas reacciones aparecen en la *tabla 3.1*.

²⁴ Para aumentar la eficiencia en la coagulación, existen productos llamados "ayudas de coagulación o cooperas" que son sustancias que por sí solas no causan efecto alguno en la floculación, pero usadas en combinación con el coagulante mejoran los resultados obtenidos por el solo coagulante, formando flóculos mas grandes y fuertes, aumentan la velocidad de sedimentación, reducen la cantidad de coagulante requerido o amplían el rango de pH adecuado para la coagulación. Son de tres tipos, sílice activada, polielectrolitos o agentes lastradores.

Tabla 3.1.- Reacciones del agua con el coagulante: sulfato de aluminio.



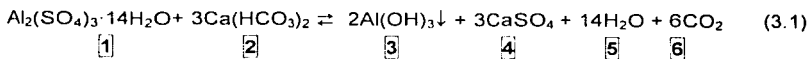
Los hidróxidos son cargados positivamente por iones y funcionan como sorbente neutralizando las cargas de los coloides negativos y adsorbiéndolos. Es así como los arsenitos u arsenatos, formas en las que se encuentra principalmente el arsénico en las aguas naturales y que son de carga eléctrica negativa, tienen gran selectividad de ser adsorbidos por hidróxidos de hierro o aluminio, permitiendo la coagulación. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que al agregar exceso de coagulante o sea una sobredosisificación, el fenómeno se revierte y resurge la presencia del coloide negativo causando problemas de la turbiedad o color.

Un parámetro que se debe tomar en cuenta para la elección del coagulante es sin duda la alcalinidad necesaria para la coagulación, y es independiente del tipo de coagulante que se use. Para que exista una reacción adecuada, el agua debe tener una alcalinidad natural necesaria (esta alcalinidad requerida para coagulación aparece en la tabla 3.2).

Tabla 3.2 - Alcalinidad requerida para coagulación

Coagulante	Alcalinidad requerida
Alumbre $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$	0.50 HCO_3 como $CaCO_3$
	0.28 cal como CaO
Cloruro férrico $FeCl_3$	0.37 cal como $Ca(OH)_2$
	0.53 soda ash como Na_2CO_3
Sulfato férrico $Fe_2(SO_4)_3$	0.92 HCO_3 como $CaCO_3$
	0.52 cal como CaO
Sulfato férrico $Fe_2(SO_4)_3$	0.68 cal como $Ca(OH)_2$
	0.98 soda ash como Na_2CO_3
Sulfato férrico $Fe_2(SO_4)_3$	0.75 HCO_3 como $CaCO_3$
	0.42 cal como CaO
Sulfato férrico $Fe_2(SO_4)_3$	0.55 cal como $Ca(OH)_2$
	0.79 soda ash como Na_2CO_3

De no existir la alcalinidad natural necesaria para la coagulación es conveniente agregársela al agua, y esto se hace normalmente con cal ($Ca(OH)_2$) o con cenizas de soda (soda ash) (Na_2CO_3), el problema de agregar alguna de estas sustancias es, por una parte, que la cal aumenta la dureza no carbonatada, y esto es un serio problema desde el punto de vista de reducción de la dureza; por otra parte, si se añade soda ash, es mas costoso y produce CO_2 , que incrementa la corrosividad del agua.



En la ecuación 3.1, aparece la reacción del sulfato de aluminio (alumbre) en agua con masa molecular 600, formando hidróxidos de aluminio. El bicarbonato de calcio, expresado como $CaCO_3$, representa la alcalinidad y es de masa molecular 100. La ecuación anterior muestra que para cada mg/l de alumbre (o 600 de peso atómico) disminuye la alcalinidad del



agua en 0.5 mg/l que son 3 veces (como se muestra en el 2° término de la *ecuación 3.1*) la masa molecular del CaCO_3 . Haciendo las relaciones de masa 300/600 es igual a 0.5 como alcalinidad necesaria. Si se quiere ver la alcalinidad como CaO de masa molecular 56.1, se hace la relación de masa de 3 veces 56.1 entre 600, y esto es igual a 0.28, tal y como se muestra en la *tabla 3.2*.

El incremento en la corrosividad del agua se aprecia también observando el 6to término de la *ecuación 3.1*, si se considera que el CO_2 causante de la corrosividad del agua tiene una masa molecular igual a 44. La relación de masas es igual a 6 veces 44/ 600, esto indica que por cada mg/l de alumbre que se agregue al agua, ésta incrementará el CO_2 0.44 mg/l.

Coagulantes

Los estudios de remoción de arsénico mediante agentes químicos coagulantes datan del siglo XIX. Los primeros estudios científicos para eliminarlo del agua para consumo humano datan de 1834 cuando dos investigadores Bunsen y Berhold recomendaban el uso de óxido hidratado de hierro para casos de envenenamiento por arsénico.

Con el paso de los años se experimentaron otros coagulantes, un ejemplo de éstos puede es el óxido de magnesio que agitado durante un tiempo determinado y seguido de sedimentación y filtración, a temperatura ambiente, logra en agua con concentraciones de arsénico de 1, 2 y 3 mg/l, una reducción a valores de 0.3, 1.5 y 2.75 mg/l respectivamente, es decir, resultados nada extraordinarios. En cambio, si se calienta el agua y se repite la misma operación, la eliminación de arsénico es prácticamente total. Esta práctica se desecha por impráctica debido al alto costo de calentar el agua para aplicar el coagulante.

Otro fracaso de coagulante, consistió en agregar agua de cal, elevando el pH a valores de 12. Este procedimiento provoca que los carbonatos contenidos en el agua den origen a un precipitado de carbonatos de calcio que elimina totalmente el arsénico contenido en el agua. Sin embargo, tiene el inconveniente de la alta cantidad de cal necesaria para elevar el pH a valores de 12 y porque una vez concluida la remoción de arsénico es necesario recarbonatarla (agregando CO_2) para disminuir su pH²⁵.

En la actualidad, los coagulantes más usados en las plantas son los formados con sales de aluminio y sales de hierro. Los coagulación con sales de aluminio forma un floc ligeramente pesado, es de bajo costo y su aplicación es sencilla. Por el contrario, la coagulación con sales de hierro por lo general es de costo más elevado; las sales de hierro, forman un floc más pesado y de mayor velocidad de asentamiento y el rango de aplicación por pH es más amplio. Las sales de hierro se ocupan cuando las del aluminio no forman una coagulación deseada, o cuando los sedimentadores estén demasiado cargados y resulta conveniente aumentar el peso del floc para aumentar la eficiencia.

Como ejemplos de coagulantes usados para eliminar arsénico del agua para consumo humano, podemos mencionar los siguientes:

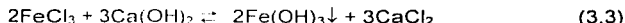
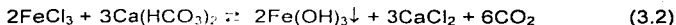
Cloruro férrico (Fe Cl_3)

²⁵ Cabe recordar que la NOM-127-SA-1-1994 establece un rango permitido de pH que va de 6.5 a 8.5.

Como coagulante tiene una alta eficiencia en la remoción de arsénico, esta capacidad está probada con agua subterránea en estudios llevados a cabo en la Comarca Lagunera, en el estado de Coahuila donde se obtuvieron resultados satisfactorios. La gama de aplicabilidad debido a valores de pH es amplia. Sin embargo, su costo en comparación con otros coagulantes lo hace impráctico para usarse en una planta a escala industrial. Además, el lodo proveniente de la coagulación es altamente corrosivo y de color café oscuro que suele teñir los objetos y las corrientes de agua, por lo que es de difícil manejo, debido a su alta agresividad.

La presentación del cloruro férrico es diversa, se encuentra como un líquido aceitoso color café, también se encuentra cristalizado formando terrones color amarillo o café, o como el cloruro férrico anhidrido que es un polvo verde oscuro.

El cloruro férrico reacciona con la alcalinidad del agua o con cal para formar flocúlos de hidróxido férrico, y las reacciones²⁶ que se presentan son:



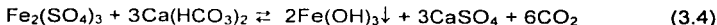
Sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$)

Un excelente coagulante un tanto corrosivo pero más noble que el cloruro férrico. Se adquiere en forma cristalina, ya sea en su forma anhidra ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), que son gránulos blancos-grisáceos o cafés, o como sulfato férrico hidratado ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$). El rango de aplicabilidad de acuerdo al pH es amplio, pero no tanto como el del cloruro férrico (Ver tabla 3.1); según algunos autores, si se le añade un álcali (cal o soda ash) en combinación con el sulfato férrico, el rango de aplicación de pH aumentará y este podrá usarse en un intervalo de 3.5 hasta 11.0.

Tabla 3.3.- Rango de aplicabilidad de algunos coagulantes

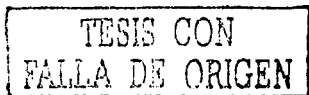
Coagulante	pH
Alumbre (sulfato de aluminio)	4.0 - 7.0
Sulfato ferroso	> 8.5
Sulfato ferroso y cloro	3.5 - 6.5 y > 8.5
Cloruro férrico	3.5 - 6.5 y > 8.5
Sulfato férrico	3.5 - 7.0 y 9.0

Las reacciones del sulfato férrico reaccionando con la alcalinidad en el agua y produciendo los hidróxidos necesarios para la remoción de arsénico son:



Sulfato ferroso ($\text{Fe}(\text{SO}_4) \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)

²⁶ Por convención en las notaciones químicas, una flecha dirigida hacia abajo indica la separación de un sólido en la reacción, y una flecha dirigida hacia arriba, indica el desprendimiento de un gas.



Es el más económico de los coagulantes formados con sales de hierro, los flocúlos generados son densos y sedimentan fácilmente, lo que permite reducir significativamente el tamaño del tanque de sedimentación. Su aspecto es de gránulos o cristales color verde y de fácil solubilidad.

Se usa preferentemente para agua turbia, fuertemente alcalina con pH superior a 8.0 y es, por tanto, inadecuado para tratar agua blanda, especialmente si su contenido de color es alto, ya que la alcalinidad interfiere con la remoción de color.

La reacción del sulfato ferroso con la alcalinidad, da origen al bicarbonato ferroso $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$, el cual es bastante soluble.

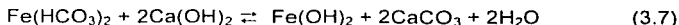


Por sí solo el sulfato ferroso no es útil como coagulante, para serlo, debe existir una oxidación del ión ferroso en ión férrico; para lograr una oxidación efectiva de este ión se acostumbra añadir cal, cloro o aireación, por lo cual se desprenden estudios con la finalidad de oxidarlo:

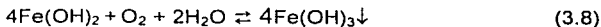
➤ Sulfato ferroso y cal

En la mayoría de los casos se añade cal para elevar el pH a un valor en el que ión ferroso se precipita como hidróxido férrico (responsable del proceso de adsorción). Este tratamiento puede ser más barato que el utilizado mediante alumbre (sulfato de aluminio), pero la dosificación de dos coagulantes hace más difícil el tratamiento.

Una vez agregada la cal al agua con el coagulante, y éste da origen al bicarbonato ferroso (formado a su vez por el coagulante y la alcalinidad en el agua), se produce la siguiente reacción:



En esta parte del proceso, las reacciones generadas por el coagulante dependen del oxígeno disuelto (O.D.) presente; el agua natural contiene suficiente como para oxidar alrededor de 200mg/l de sulfato ferroso, pero es conveniente no agotar todo el O.D. por lo que finalmente la reacción queda:



Haciendo análisis de relación de masas, semejantes a los descritos anteriormente, se deduce de las ecuaciones anteriores que:

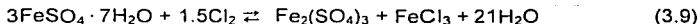
- La alcalinidad requerida para una dosis de 1mg/l de sulfato ferroso es 0.6mg/l
- La cal requerida, CaO , es 0.40mg/l
- El oxígeno requerido, O_2 , es 0.03mg/l

➤ Sulfato ferroso y cloro

Es más útil en plantas donde abundan algas y se requiere de una precloración, y se obtiene un rango más amplio de aplicación del pH (4.0 a 11.0), permitiendo una remoción efectiva de color.

Las reacciones químicas que se producen al agregar cloro al sulfato ferroso, dan lugar al cloruro férrico y sulfato férrico, coagulantes que se vieron anteriormente y en una proporción aproximada de 29 y 71% respectivamente.

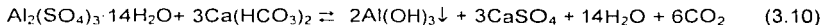
La reacción del sulfato ferroso con el cloro da como resultado la siguiente reacción:



Esta última reacción va seguida a las reacciones del sulfato férrico y del cloruro férrico, las cuales se describieron con anterioridad.

Sulfato de aluminio o alumbre $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$

Es quizá el coagulante más usado para tratamiento de aguas. Como se mencionó con anterioridad, este tipo de sales de aluminio forma un floc pequeño, poco denso y de difícil sedimentación, a pesar de ser económico requiere de tanques de sedimentación muy grandes encareciendo el costo de la construcción de la planta. Este coagulante puede tener aspecto granular de terrones color marfil o en polvo. La reacción del alumbre es:

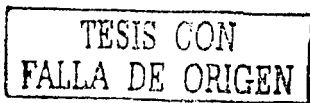


De este coagulante también se ha mencionado que para funcionar adecuadamente como coagulante requiere de alcalinidad, y de no existir la en el agua, es necesario agregarla con cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) o con soda ash (Na_2CO_3), el problema de agregar alguna de estas sustancias, es que la cal aumenta la dureza no carbonatada, y esto es un serio problema desde el punto de vista de reducción de la dureza; por el contrario, si se añade soda ash, es más costoso y produce CO_2 , que incrementa la corrosividad del agua.

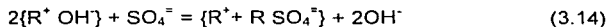
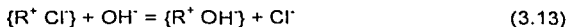
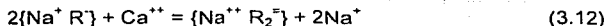
El alumbre ha sido coagulante estándar por mucho tiempo; sin embargo, al tratarse de remoción de arsénico su efectividad deja mucho que desear. En ensayos realizados en México, específicamente en aguas naturales de la Comarca Lagunera, estado de Coahuila y en experimentos realizados por la Facultad de Ingeniería y el Instituto de Ingeniería Sanitaria de la Universidad de Buenos Aires, Argentina, se ha comparado su eficacia en la remoción de arsénico contra otros coagulantes como lo son las sales de hierro, y los resultados no favorecen en ningún sentido a las pruebas realizadas con el sulfato de aluminio.

3.2 Remoción mediante intercambio iónico y adsorción (transferencia de iones)

Este proceso es adecuado en el tratamiento de aguas subterráneas, donde el agua es de mejor calidad, y donde el tratamiento convencional mediante coagulación no es recomendable por carecer de materia en suspensión que se pueda aglutinar.



El intercambio iónico consiste en el desplazamiento de iones entre un medio sólido de intercambio y una solución, el proceso de intercambio se puede formular de la siguiente manera:



Donde R^- y R^+ simbolizan a la red cargada negativa y positivamente del intercambiador catiónico y aniónico respectivamente. La función del intercambio iónico en la remoción del arsénico es el de ceder iones cargados eléctricamente del sorbente (que puede ser carbón activado o alumina activada) e intercambiados por los electrones de los solutos.

La principal aplicación de este método es en el ablandamiento del agua doméstica, en donde los iones de sodio de las resinas empleadas para este fin sustituyen a los iones de calcio reduciendo de este modo su dureza. El mismo principio es usado para la remoción del arsénico. El agua con alto contenido de arsénico, es puesta en contacto con algún material natural o sintético (a veces llamado material secuestrante) con el objeto de reemplazar los iones disponibles de este material, con los del ion arsénico contenidos en el agua. Con los iones de As capturados en el material se permite que en el efluente pase agua con concentraciones menores a las que se tenían originalmente.

La adsorción es la transferencia de los solutos contenidos en agua en la superficie del sólido dispuesto para este fin. Con el paso del agua con concentraciones elevadas de arsénico por un medio (sorbente), los iones As de carga eléctrica negativa (anión) se adhieren en la superficie de este medio de carga positiva (catión), estos medios sorbentes son constituidos por materiales de distinta naturaleza o composición química. Una característica de estos medios adsorbentes es su alta porosidad, considerando que un solo gramo de alumina activada, por ejemplo, es de alrededor de 300 m²/g, lo que ofrece una superficie de contacto muy elevada.

Fundamentos

En 1883 el físico inglés Michael Faraday estudió el paso de la corriente eléctrica a través del agua, e intuyó que esto estaba relacionado con el movimiento de partículas que estaban cargadas eléctricamente. Propuso los siguientes nombres para estas partículas:

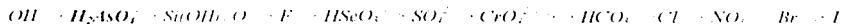
- *Ión.- Palabra que viene del griego y significa "el que camina", y se refiere a una partícula que tiene carga eléctrica y se mueve en virtud de su carga.*
- *Anión.- Es un ión con carga eléctrica negativa. Ejemplo: Cl⁻ (cloro), NO₃⁻ (nitrato), OH⁻ (oxhidrilo).*
- *Catión.- Es un ión con carga eléctrica positiva. Ejemplo: Na⁺ (sodio), Al³⁺ (aluminio), H⁺ (hidrógeno).*

Bajo este principio se realizaron estudios para la búsqueda de minerales o compuestos químicos que fueran afines al arsénico; de carga positiva, opuesta a este y por tanto, que se adhiera fácilmente en la superficie de estos compuestos con el solo contacto, y finalmente lograr su posterior remoción.

Es importante observar que en las especies de arsénico, el grado de disociación del As(V) es mayor que en las especies del As(III), esto quiere decir que el ácido arsenoso (H_2AsO_3), forma predominante del arsénico en las aguas naturales está en forma no ionizada y es difícil removerla por intercambio iónico o adsorción; por el contrario los arsenatos, que son especies del As (V) están totalmente ionizados en valores de pH por encima de 6.0, facilitan el movimiento de los iones arsénico y el proceso de tratamiento se hace más sencillo. Por lo que se justifica la oxidación del arsénico antes del tratamiento. Esta oxidación, a formas de arsenatos se da muy lenta con O_2 . Sin embargo, con la aplicación de 1 mg/l de Cl_2 en un pH de 6.0 a 10.0, esta reacción es casi instantánea.

El éxito en la remoción del arsénico es debido a las complejas interacciones intramoleculares existentes entre el contaminante (soluto) y el medio de adsorción (sorbente). En la adsorción, los arsenatos se adhieren a la superficie del sorbente caso específico de los hidróxidos de aluminio o hierro ($Al(OH)_3$ y $Fe(OH)_3$). Y para una mejor adsorción en un rango de pH de 4.0 a 7.0, cuando la superficie del sorbente es de carga positiva y el arsénico está en forma aniónica. Bajo este sistema se asegura el contacto entre soluto y sorbente.

En el caso de la alúmina activada en un intervalo de pH 5.5 a 8.5, la secuencia de preferencia o selectividad de adsorción²⁷ en la superficie de ésta, por los aniones presentes en el agua es aproximadamente como se presenta a continuación:



En este caso se observa que el ión $H_2AsO_4^-$ está casi en la punta de la cadena de selectividad de adsorción. Sin embargo, a pH mayores la preferencia de la alúmina favorece la adsorción de silicatos $Si(OH)_3^-$ sobre el arsénico, que en algunas ocasiones es contraproducente para la eliminación del As. También es de importancia observar que si es necesario realizar una pre-cloración, los iones de cloro juegan un papel casi irrelevante en el establecimiento de la carrera preferencial por la adsorción.

Durante el proceso de remoción, el agua pasa a través del medio adsorbente y al igual que un lecho filtrante, en el transcurso de la filtración paulatinamente se satura (acolumata) y pierde su capacidad filtrante. El medio adsorbente también cumple con un tiempo útil, fuera del cual deja de ser eficiente en la eliminación del soluto (en este caso de arsénico), por tal motivo es necesario detener el proceso y regenerar la capacidad adsorbente del medio.

Esto se da mediante un lavado de la columna o lecho adsorbente a contracorriente, con el fin de eliminar sólidos atrapados en el medio. En el caso de la alúmina se agrega una solución de NaOH (hidróxido de sodio), debido a que la alúmina es tanto un intercambiador aniónico como catiónico, los iones sodio (Na^+) se intercambian con los protones (H^+), los

²⁷ La selectividad de adsorción es la preferencia que tiene un ión con una carga eléctrica dada por combinarse con uno (entre más de uno) de iones de carga eléctrica opuesta.

cuales se combinan inmediatamente con el oxhidrilo (OH^-), para formar moléculas de agua. A continuación la alúmina básica es acidificada con ácido clorhídrico (HCl) o ácido sulfúrico (H_2SO_4) diluido, para recuperar la capacidad de adsorción de la alúmina.

Medios adsorbentes

Bajo los principios de selectividad intramolecular dadas la carga eléctrica positiva del sorbente por el anión de arsénico, se han evaluado minerales naturales o minerales artificialmente acondicionados capaces de remover satisfactoriamente arsénico, los más comunes son los siguientes:

Alúmina activada (Al_2O_3)

Cuando se trata de remoción de arsénico en el agua subterránea, donde el agua es de mejor calidad que la superficial por su bajo contenido de sólidos en suspensión, el medio adsorbente más requerido es la alúmina activada, la eficiencia de remoción de As (V) es muy alta se ha evaluado la capacidad de remoción de arsénico por distintos materiales: de acuerdo con los estudios²⁸ la alúmina activada logró remover el 100% del arsénico en 800 litros de agua con concentración de 0.9mg/l. Es altamente poroso, y con área superficial de alrededor de 300 m^2/g . Tiene como inconveniente el alto costo de las resinas y la constante regeneración de los filtros.

La regeneración de la alúmina se hace de la siguiente manera:

- a.- Se trata con una solución de NaOH al 4% usando 5 volúmenes de lecho (vl)
- b.- Se lava con agua destilada con un mínimo de 11 vl
- c.- Se lava con una solución de HCl al 5% con 1 vl
- d.- Se lava el lecho con agua destilada con 2 vl

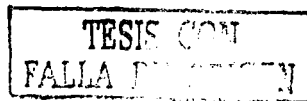
Hematita (Fe_2O_3)

Se reconoce la capacidad de adsorción de los minerales naturales con contenidos de óxidos de hierro y óxidos de manganeso; la hematita, es uno de estos compuestos minerales que tienen una gran capacidad adsorbente. En pruebas realizadas por investigadores del IMTA se obtuvo una eficiencia en la remoción de As hasta del 97%.

Tiene el inconveniente de requerir constantes regeneraciones del lecho debido a que, como en la alúmina activada suele agregarse HCl para promover un mayor contacto entre iones del arsénico y adherirse a la superficie del medio adsorbente, se propicia que el hierro se separe del lecho.

El proceso de remoción mediante hematita es de la siguiente manera: se ajusta el pH (agregando HCl) de tal forma que en el efluente el agua tenga valores entre 6.0 y 8.0, ya que la hematita produce un incremento en los valores de pH cuando entra en contacto con el agua que pasa a través de este mineral. Sin embargo, la acidificación causa la disolución del hierro contenido en la hematita, produciendo altas concentraciones de Fe en el efluente y

²⁸ Ingeniería, ciencias ambientales, enero - febrero de 1998.



una reducción en la capacidad adsorbente de As en el lecho, conforme disminuye el Fe de la superficie de la hematita.

Esto indica que el As es adsorbido por el Fe y que hay una estrecha relación en el pH, la solubilidad del hierro y la remoción del arsénico; es decir, si se disminuye el pH, aumenta la solubilidad del hierro, y disminuye la remoción de arsénico.

En la *figura 3.1*, se observa, un progresivo aumento en la concentración de hierro y la disminución de la capacidad adsorbente de la hematita por el arsénico en el efluente del lecho. Dicha figura corresponde a una evaluación realizada por investigadores del IMTA en un lecho de hematita de 3.5 pulgadas de diámetro y 15 cm de espesor, en una prueba con agua con concentración de arsénico de 1mg/l, y un pH controlado en el influente, de tal forma que en el efluente el pH esté entre 6.0 y 8.0.

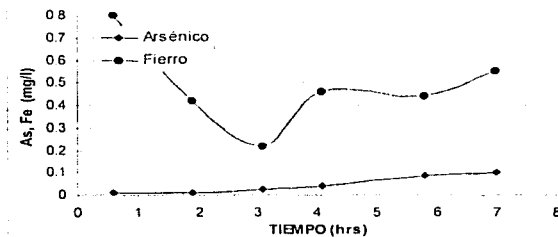


Figura 3.1.- Remoción de arsénico con hematita.

La regeneración de la hematita se hace de la siguiente manera:

- a.- Se lava el lecho con una solución de NaOH al 4% usando 5 volúmenes de lecho (vl).
- b.- Se lava con agua destilada con un mínimo de 11 vl.
- c.- Se activa el lecho con una solución de 50 mg/l de Fe (III), a partir de $FeCl_3$, a pH de 8 durante 10 minutos.
- d.- Se acidifica con una solución de HCl al 5% con 1 vl.
- e.- Se lava el lecho con agua destilada con 2 vl.

Carbón activado (con sulfato de cobre $CuSO_4$)

Se reconoce la capacidad del carbón activado para la remoción de turbiedad, colores, olores y sabores en el tratamiento de agua potable, pero además, un lecho de este material tiene otras virtudes; al tener una superficie de contacto de carga positiva, tiene la capacidad física de atraer iones de carga opuesta como lo es el arsénico y principalmente si este se encuentra oxidado como una forma de valencia de especie V, para el cual es más fácil su remoción.

El lecho de carbón activado (con sulfato de cobre) reacciona con el agua y arsénico, liberándose (desorbiéndose) el cobre y adsorbiéndose el arsénico al lecho. El sistema

funciona adecuadamente sólo hasta que el cobre se libera del medio y es entonces cuando la concentración de arsénico en el efluente se incrementa.

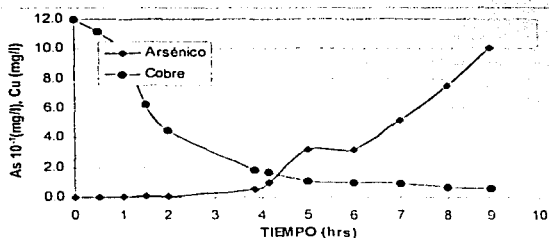


Figura 3.2.- Remoción de arsénico con carbón activado, en una prueba con agua con concentración de 1.0-1.7 mg As/l.

En la figura 3.2, se observa la "fuga" de arsénico que se da en el instante en que la concentración de Cu en el efluente es constante. La concentración de As aumenta bruscamente, hasta alcanzar la concentración inicial cuando es desorbido todo el cobre del lecho.

Arena recubierta con óxidos de hierro

Un material adaptado muy eficiente en cuanto a la eliminación de arsénico son las arenas con recubrimiento de óxidos de hierro, mediante el empleo de lechos elaborados a partir de este material, el tratamiento se facilita en cuanto a los requerimientos de ajustes de pH que son obligados por otros materiales, además la desorción de hierro no es es muy significativa. El problema verdadero de la aplicación de este método, es el acondicionamiento del medio, el cual es un procedimiento muy complejo.

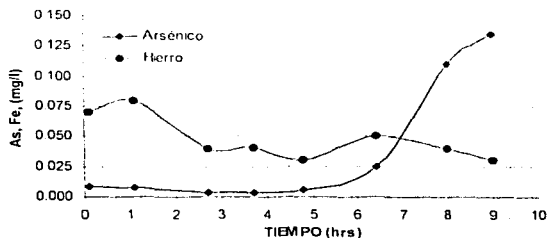


Figura 3.3.- Remoción de arsénico con arena recubierta con óxidos de hierro, en una prueba con agua con concentración de 1.0 mg As/l.

Acondicionamiento del medio:

El material es lavado y acidificado a pH=1, durante 24 horas, es secado a 105°C, y se le aplica una capa por evaporación de una solución de nitrato férrico ($Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$) a temperatura de 110° C

durante 20 horas, de este modo se obtiene una concentración de 0.0069 mg de hierro por gramo de arena.

Otros medios adsorbentes

Los minerales que tienen en mayor o menor grado afinidad por adsorber arsénico son muchos; además de los mencionados se pueden enumerar los siguientes, destacando principalmente el ferromanganeso:

- Ferromanganeso
- Sulfato de calcio
- Corindón
- Zeolita natural (clinoptilolita)
- Zeolita cubierta con óxidos de hierro
- Zeolita cubierta con óxidos de manganeso
- Alúmina calcinada
- Bauxita natural
- Bauxita calcinada
- Briqueta de manganeso
- Dióxido de manganeso.

En todos los casos, la afinidad del arsénico por adsorberse a estos minerales es mayor en especies de arsénicos pentavalentes (As (V)), que en las especies trivalentes (As(III)), sustentada está afirmación por pruebas de laboratorio con ambas especies de arsénico, en las cuales los resultados en la eficiencia de la primera especie era superiores al 95% con varios minerales (Alúmina activada, hematita, ferromanganeso y carbón activado con CuSO_4). En cambio, la eficiencia de remoción en especies de arsénico (III), en una prueba para distintos materiales como corindón, sulfato de calcio, alúmina hidratada, zeolita natural y zeolita recubierta con óxidos de manganeso, el mejor resultado fue obtenido con alúmina hidratada que logró sólo un 47%.

La eficiencia de algunos minerales en lote²⁹ aparecen en la siguiente *figura 3.4*.

²⁹ En una prueba con diversos minerales para evaluar su capacidad de eliminación de arsénico, realizada por investigadores del IMTA, se sometió a estos materiales, de dos formas: en lote, y en continuo. La primera prueba consiste en colocar los distintos minerales en un vaso de precipitado por separado (6 gramos de material), con 400 ml de solución a una concentración de 1.0 mg/l, se agitan durante 17 horas a 80-200 rpm y se evalúa la capacidad adsorbente mediante electroscopía de absorción atómica o un método semicuantitativo (Merckoquant), que colorea una varilla indicadora.

La prueba en continuo consiste en colocar el mineral en un cilindro hueco de acrílico empacado en una columna, y por el cual se hace pasar el agua con concentración de As de 1.0 mg/l. El agua tiene contacto con el material adsorbente, y en el efluente se mide la concentración.

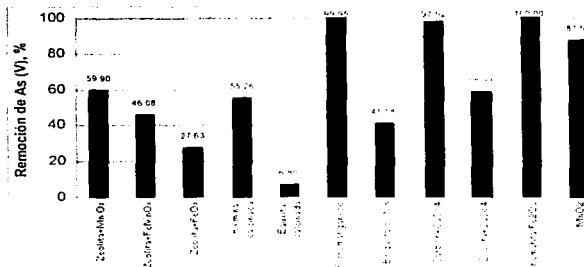


Figura 3.4 - Remoción de arsénico mediante diversos medios sorbentes

3.3 Remoción mediante ósmosis inversa³⁰ y electrodiálisis

La ósmosis inversa es el proceso en el cual se separan del agua los sólidos disueltos mediante una membrana semipermeable. El método es aplicado principalmente en la recuperación de agua dulce a partir de agua salada. En la ósmosis (ver figura 3.5) cuando una membrana semipermeable separa dos soluciones que tienen concentraciones distintas, el agua pura fluye desde la solución menos concentrada, a través de la membrana, hacia la solución con mayor concentración de sólidos³¹.

La ósmosis inversa es justamente como su nombre ya indica, la inversa de la ósmosis que se produce naturalmente. Si a la solución con mayor concentración de sólidos se le aplica artificialmente una presión, la dirección del flujo se invierte. En estas condiciones, la membrana permite el paso de las moléculas de agua y retiene los sólidos de las sales altamente concentradas en el lado opuesto de la membrana y de un tamaño de molécula mayor que la del agua.

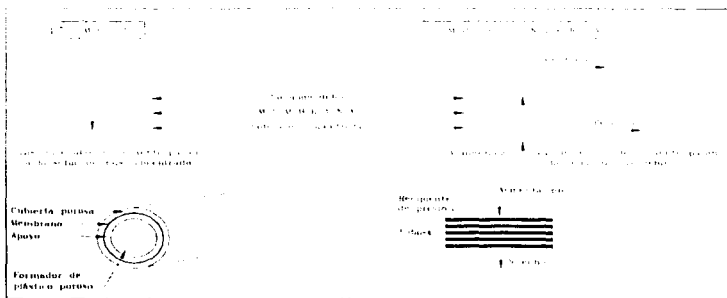
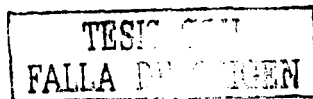


Figura 3.5 - Principio de la ósmosis inversa

³⁰ También llamada hiperfiltración, por utilizar membranas semipermeables, las cuales permiten el paso a través de la pared de estas membranas sólo de moléculas muy pequeñas.

³¹ A este fenómeno se le llama "presión osmótica".



Las membranas utilizada para este fin son fabricadas de acetato de celulosa. Mediante la aplicación de ósmosis inversa, la remoción de arsénico es prácticamente total; sin embargo, el costo de operación y de las membranas lo hace impráctico. Para que el agua pueda atravesar la membrana es necesario aplicarle altas presiones 4-8 MPa (40.79-81.58 kg/cm²), y solamente se recolectará un caudal de 0.5-2.5 m³/m². La vida útil de las membranas es muy limitada y se debe procurar prolongarla lo más posible. La alimentación, por ejemplo, debe ser regulada a un pH de 4-7.5 para prevenir incrustaciones. También es necesario, por lo general, efectuar un pretratamiento eliminando hierro y manganeso para prevenir incrustaciones.

Los componentes básicos para una unidad de ósmosis inversa son: *una membrana, una estructura de soporte para la misma, un tanque, y una bomba de alta presión.*

Electrodiálisis

Con base en la teoría de las disociaciones electrolíticas, planteada por el químico y físico sueco Svante August Arrenius; referente al paso de la corriente eléctrica a través del agua planteado por Faraday y de la capacidades de los iones que permiten asociarse dependiendo de su carga eléctrica, se planteó la posibilidad de eliminación de iones en una solución, si al agua se le aplica un voltaje a través de una membrana.

Diálisis es el fraccionamiento de solutos. Mediante una aplicación de un potencial eléctrico a través de unas membranas selectivamente permeables a aniones y cationes, es posible remover solutos contenidos en el agua. La principal aplicación de este método es en la desalación de agua y al igual que la ósmosis inversa también puede ser usado para corregir problemas en el contenido de algunas sustancias químicas, como aluminio, cloruros y arsénico, etc. El principio de la electrodiálisis se ejemplifica en la *figura 3.6*.

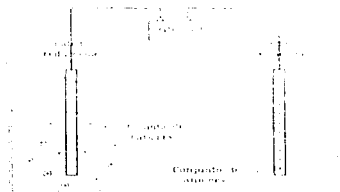


Figura 3.6.- Principio de la electrodiálisis.

En la *figura 3.6* se muestra que al alimentar de corriente eléctrica mediante una pila a la solución, los iones que son partículas cargadas eléctricamente, viajarán dependiendo de su carga hacia el electrodo (la superficie sumergida y en contacto con la pila), que es de carga eléctrica contraria al ión; es decir, el voltaje aplicado impulsa a los cationes de carga eléctrica positiva al cátodo (de carga negativa), y los aniones de carga negativa al ánodo (de carga positiva).

El funcionamiento en la electrodiálisis para la eliminación de solutos, ya sea para reducir la concentración de sal en el agua o eliminar arsénico, sigue el principio anterior, sólo que se emplean membranas las cuales son selectivamente permeables a los cationes y

aniones. Las membranas semipermeables son delgadas barreras que ofrecen un impedimento de paso a ciertos constituyentes químicos en la solución, pero que dejan paso libre a otros constituyentes, son formadas de películas muy delgadas con resinas de intercambio iónico. En el interior de un tanque o unidad de eliminación de arsénico (o desalación del agua) mediante electrodiálisis, son colocadas alternadamente estas membranas catiónicas y las aniónicas (como se muestra en la *figura 3.7*).

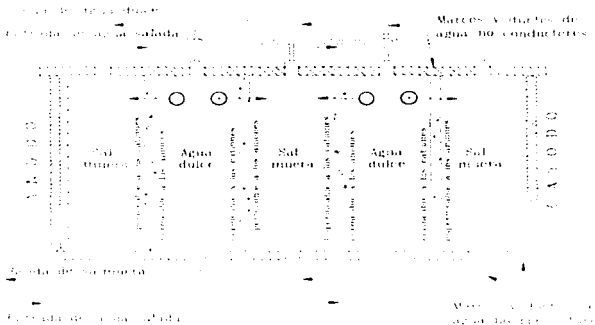


Figura 3.7.- Esquematación de la electrodiálisis

La aplicación de un potencial eléctrico entre los dos electrodos causa una corriente eléctrica que atraviesa la solución, la cual origina una migración de cationes al electrodo negativo y una de aniones al electrodo positivo. Las membranas fabricadas con resinas de intercambio catiónico son permeables a los cationes e impermeables a los aniones; y las fabricadas con resinas de intercambio aniónico son permeables a los aniones e impermeables a los cationes. Dada la alternancia entre las membranas, se forman también alternadamente celdas de agua con alta concentración de solutos y de baja concentración de solutos. Esto se explica porque en un mismo compartimiento los aniones salen por un extremo y los cationes salen por el opuesto; y en el compartimiento contiguo, los aniones entran por un lado y por el opuesto entran los cationes.

Este método es muy costoso por la gran cantidad de energía eléctrica necesaria y porque generalmente se requiere de un pretratamiento para eliminar hierro y manganeso, minerales que pueden formar incrustaciones en las paredes de la membrana.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

CAPITULO IV: CASOS ESTUDIO DE LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO DEL AGUA PARA CONSUMO HUMANO EN MÉXICO

4.1 Remoción de hierro y arsénico de agua para consumo humano mediante precipitación y adsorción en Zimapán, Hidalgo.

Zimapán es una localidad del Estado de Hidalgo con una población de 15 000 habitantes. Su principal fuente de abastecimiento es el agua subterránea cuya concentración de arsénico es variables. El sistema de abastecimiento de Zimapán incluye un tanque de regularización y cuatro pozos; de estos, el denominado pozo número 5 aporta el 45% del agua distribuida a la población y su concentración de hierro y arsénico fluctúan entre 0.4 a 0.8 mg/l y 0.4 a 0.5 mg/l respectivamente, sobrepasando los límites máximos permisibles que establece la NOM-SSA-127-1994 relativa a la calidad de agua para consumo humano que es de 0.035 mg/l al 2003, para arsénico, y de 0.3 mg/l para hierro.

Con el fin de evaluar la tratabilidad del agua con altos contenidos de arsénico, el IMTA en coordinación con la CNA y las autoridades del municipio de Zimapán, pusieron en operación dos plantas piloto para remover el arsénico presente en el agua de la región mediante adsorción con alúmina activada.

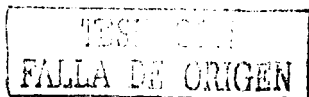
Cada una de las plantas mencionadas tiene una capacidad de 0.4 l/s, el tren de tratamiento está conformado por un tanque en donde se adiciona al agua hipoclorito de sodio con el fin de oxidar el arsénico en estado pentavalente³², acidificación con ácido clorhídrico con objeto de favorecer la adsorción de arsénico sobre la de otros aniones, adsorción de arsénico con alúmina activada, y al final el reajuste del pH del agua tratada con la aplicación de una solución de hidróxido de sodio. El hipoclorito, además de oxidar arsénico, provoca oxidación del hierro formando compuestos insolubles asociados con el arsénico. Entre el 40 y el 50% del arsénico presente en el agua cruda forma este tipo de compuestos con el hierro, el arsénico restante permanece soluble y es removido por adsorción en el mismo lecho.

Como se mencionó en el capítulo anterior, los métodos utilizados más comúnmente para la remoción del arsénico son:

- Coagulación.
- Adsorción sobre alúmina activada.
- Intercambio iónico.
- Electrodiálisis.
- Ósmosis inversa.

La coagulación de arsénico pentavalente, con sales de hierro o aluminio es quizá el método más eficiente; sin embargo, es aplicable para aguas superficiales con alta turbiedad, en donde además de removerse arsénico deben removerse otros contaminantes. Para estos

³² Hay que recordar, como se indica en 1.1 de esta tesis, que las formas trivalentes del arsénico, son en general más tóxicas que las pentavalentes; sin embargo, no es la causa principal de que se busque oxidar el arsénico a un estado de valencia pentavalente para reducir la toxicidad. La razón por la que se oxida es por que se ha probado que las especies de arsénico (V) se remueven más fácilmente que las especies de arsénico (III), de esta forma se hace más eficiente el proceso.



casos de tratamiento de aguas superficiales turbias, es justificable un tratamiento convencional, que incluye: "mezcla rápida, floculación, sedimentación y filtración". donde la mayor parte del arsénico se remueve durante la sedimentación.

Para aguas subterráneas, como es el caso que nos ocupa, el tratamiento convencional no es recomendable por la complejidad de la operación, la cantidad de coagulante requerido, los volúmenes de lodo producido y el costo de la planta. En estos casos, por lo general el intercambio iónico o la adsorción de la alúmina activada resultan ser más factibles, no obstante el costo de las resinas (200 USD/ft³) o de la alúmina activada 3.16 USD/Kg; \$28kg, precio de 1997).

De esta manera el IMTA en coordinación con la CNA y el municipio, puso en operación dos plantas potabilizadoras piloto basadas en el proceso de alúmina activada, las cuales producen el agua que se consume en Zimapán.

4.1.1 Principios básicos de la remoción de arsénico en las plantas piloto puestas en marcha

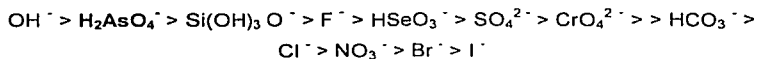
La alúmina activada típica usada, tiene la particularidad de intercambiar iones de su superficie con la de contaminantes presentes en el agua que pasa a través de esta; así es como hidróxidos localizados en la superficie de la alúmina se intercambian con iones de arsénico.

Un factor que determina la eficacia del tratamiento, es el grado de oxidación en el que se encuentra el As. El arsénico de valencia As (III) es más difícil de eliminar con procesos de remoción común, que el arsénico de valencia As (V); lo que hace menos eficiente el proceso y por consiguiente más costoso, más lento y produce agua de menor calidad.

El agua cruda que proviene del subsuelo en condiciones anaerobias tiene concentraciones muy altas de arsénico en un rango de 0.4 – 0.5 mg/l y entre el 20 y el 50% del total del arsénico contenido en el agua se encuentra como una especie de As (III). La forma más común de esta especie de As en el agua natural es el ácido arsenoso (H₃AsO₃) que es un ácido débil y a niveles de pH menores a 9.0 se presenta en forma no ionizada y no se remueve fácilmente por intercambio iónico. En cambio, el ácido arsenoso (H₃AsO₃) una especie de As (V) es un ácido relativamente fuerte y totalmente ionizado cuando los valores de pH están por encima de 6.0, y es de esta forma de As como se trabaja mejor la remoción por lo que se debe asegurar que todo el arsénico esté de la forma As (V):

Una forma muy eficaz de convertir a los arsenitos en arsenatos (arsénico de especie As (III) a As(V)) es por medio de la oxidación con cloro. Basta aplicar 1 mg de cloro libre por litro para oxidar aproximadamente el 95% del arsenito en menos de 5 segundos de tiempo de contacto en un rango de pH de 6.5 a 9.5. Cuando se trabaja fuera del rango decrece la eficiencia del proceso al disminuir considerablemente el tiempo de reacción.

Se le llama selectividad de adsorción, a la preferencia que tiene la alúmina activada para combinarse o transferirse con una diversidad de iones, y esta selectividad está en función del pH. En un intervalo de pH de 5.5 a 8.5 la preferencia de la alúmina activada con otros aniones es la siguiente.



Cuando ocurren reacciones fuera del rango de pH de 7.0 a 9.0 provocan por parte de la alúmina activada una reducción en la capacidad de adsorción de arsénico como consecuencia de la selectividad; en otras palabras, en otro rango de pH distinto de 7.0 a 9.0 la alúmina adsorbe otros iones junto con los del arsénico. Por lo que en esta etapa del proceso se trabaja en un rango de 5.5 a 6.0 de pH en donde la selectividad de la alúmina activada por iones de arsénico es mucho mayor a la de otros iones.

4.1.2 Tren de tratamiento de las plantas piloto para remoción de arsénico con el principio de alúmina activada

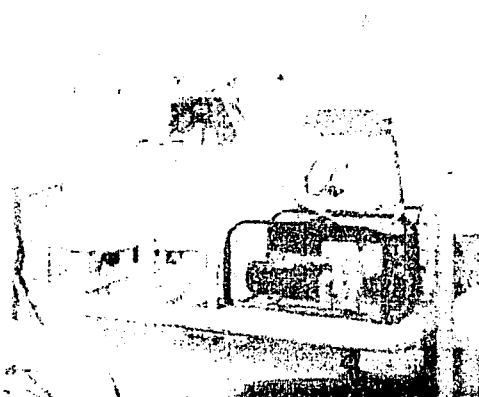
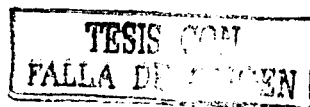


Fig 4.1.-Planta potabilizadora instalada en Zimapán, Hidalgo

Para resolver el problema de alto contenido de arsénico en el agua para consumo humano en el municipio de Zimapán, Hidalgo, se usaron dos plantas potabilizadoras móviles, constituidas por un floculador, un tanque de sedimentación y dos filtros de alúmina activada con diámetro de 0.50 m conectados en serie, y accesorios para el control del flujo y bombas para la dosificación de reactivos.

Las plantas son operadas por personal dependiente del municipio, capacitado por el IMTA para hacerse cargo de todos los procedimientos de arranque, operación normal y paro y en la medición de los parámetros de control del proceso: pH, cloro libre residual y del arsénico a la entrada y salida de la planta.

- La medición de pH se realiza con un potenciómetro de campo
 - La medición de cloro residual libre se realiza con un comparador de cloro.
 - La medición de las concentraciones de arsénico se determina con un método semicuantitativo basado en la formación de arsina que reacciona con una varilla indicadora impregnada de bromuro mercuríco. La reacción provoca un cambio en la coloración de la varilla dependiendo de la concentración de arsénico en la muestra. La coloración va de amarillo claro a café obscuro y los valores que pueden ser leídos con este método son 0.0, 0.1, 0.5, 1.0, 1.7 y 3.0 mg/l.
1. El agua cruda proveniente del pozo N°5 viaja hasta el tanque de oxidación de 1.1 m³, en donde se le adiciona hipoclorito de sodio (NaOCl), con una bomba que permite regular la concentración a 1.0 mg/l de cloro residual a la salida del tanque. Esto es con el fin de oxidar el arsénico del agua y pasar de un estado de valencia del arsénico (III) a una valencia (V).
 2. Se regula el pH a valores de 5.5 y 6.0 con una solución de HCl (ácido clorhídrico), este procedimiento propicia que el arsénico forme compuestos con otros aniones contenidos en el agua, en particular silicatos.
 3. El agua pasa a través de los filtros con alúmina activada, el tiempo de contacto se estableció en 4 minutos, tratando un caudal de 0.8 l/s. El arsénico que ha formado compuestos de hierro es retenido físicamente en el lecho de la alúmina, se ha observado que entre el 40 y el 50% es retenido y el resto es adsorbido por la alúmina.
 4. En el último paso, se reajustan los valores de pH a valores de 6.5 – 8.5 con una solución de hidróxido de sodio (NaOH) que es inyectada por una bomba que va regulando a la salida del tratamiento. Esto es con el fin de dar cumplimiento al límite máximo permisible de pH de agua para consumo humano establecido en la NOM-127-SSA1
 5. El agua producida se distribuye con un carro tanque a seis contenedores con una capacidad de 2.500 litros cada uno a colonias de Zimapan en donde se carece de agua.
 6. El contenido de hierro en el agua cruda y la adición de hipoclorito de sodio (NaOCl) provocan la formación de precipitados de óxidos de hierro asociados con arsénico que se retienen en los lechos de alúmina activada, por lo que es necesario realizar retrolavados periódicamente a los filtros para evitar su colmatamiento. Para tal fin se ha destinado un tanque de 1.1 m³ para colectar el agua producto del retrolavado, el cual también sirve como sedimentador de los sólidos del retrolavado, el agua clarificada regresa al tanque de ingreso de agua cruda para su tratamiento.



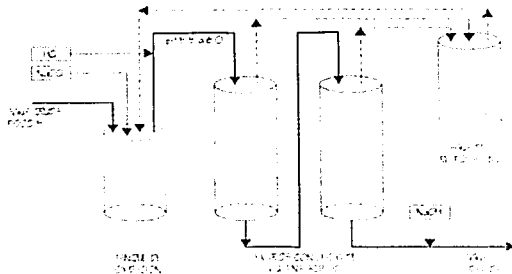


Fig 4.2.-Tren de tratamiento de la planta potabilizadora.

4.1.3 Resultados

Desde julio hasta noviembre de 1999 se trató y distribuyó un volumen de alrededor de 600m³ de agua y los resultados mostrados en la tabla 4.1, muestran que cumple con los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-127-SSA1 para los parámetros medidos.

Tabla 4.1. Resumen de la calidad del agua cruda y tratada en el pozo No. 5

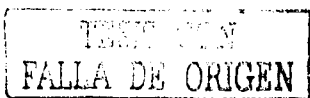
PARÁMETRO	AGUA CRUDA	NOM	AGUA TRATADA			
			JUL	AGO	SEP	NOV
Arsénico	0.4-0.5	0.05	0.009	0.009	0.004	0.004
Aluminio	0.0	0.2	0.00	0.00	0.00	0.00
Hierro	0.44-0.88	0.3	<0.05	0.01	0.01	0.10
Cobre	<0.05	2.0	<0.05	-	-	<0.05
Plomo	0.017	0.025	-	-	-	0.009
Manganeso	<0.05	0.15	<0.05	-	-	<0.05
Silice	13-14.8	-	-	11.3	13.8	16.6
Sulfatos	74	400	29	86	70	76
Fluoruros	0.8-1.0	1.5	0.0	0.2	0.28	0.6
Cloruros	7.0	250	107	79	201	126
pH	7.3	6.5-8.5	7.96	5.98	5.91	5.8 *
Conductividad (µS/cm)	509	-	463	562	620	-
SDT	234	1000	231	257	335	-
Cloro libre	-	0.2-1.5	-	-	0.21	0.25

* a partir de noviembre de 1999 se inicia el reajuste del pH del agua para cumplir con el ámbito de 6.5 a 8.5

Nota: Todos los resultados son en mg/l menos en pH y en los que se indique.

Filtración mediante arena y alúmina activada conectadas en serie

Como se sabe, en el proceso de remoción de arsénico una parte es retenido en los filtros y otra removida por adsorción, por lo que se hizo un estudio paralelo sustituyendo en una de las dos plantas potabilizadoras uno de los filtros de alúmina, por otro filtro compuesto



por arena con diámetro de 0.3 mm y dejando el segundo filtro empacado por alúmina activada conectados en serie.

El sistema operó durante 70 horas con un tiempo de contacto de cinco minutos (0.327 l/s) y durante 20 horas con un tiempo de contacto de tres minutos (0.545 l/s). En la figura 4.3 se aprecian los resultados de dicho estudio en el cual aparecen las concentraciones de arsénico a la entrada de la planta, a la salida del filtro con arena y a la salida del filtro con la alúmina.

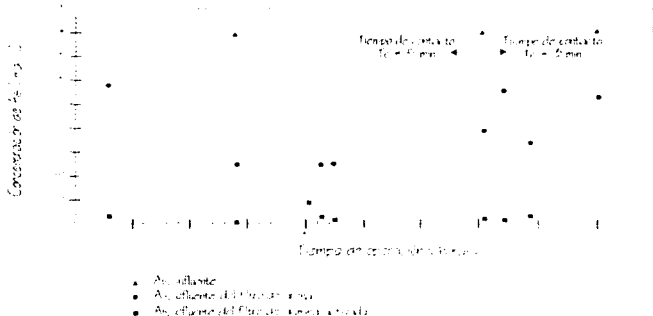


Fig 4.3-Remoción de arsénico con arena y alúmina activada.

Como se aprecia en la fig 4.3 un 67% de la concentración del agua que entra a la planta es removido al pasar por el filtro que contiene a la arena cuando el tiempo de contacto es de cinco minutos y la eficiencia se ve reducida a valores entre 35 y 56 % cuando el tiempo de contacto es de tres minutos. Para cuando esta agua pasa por el segundo filtro que es de alúmina activada, la concentración de arsénico es tan baja que cumple sin problemas el límite permisible establecido por la NOM-127-SSA1

4.2 Remoción de arsénico del agua de tres pozos localizados en la Comarca Lagunera

Como es sabido, la región de la Comarca Lagunera tiene importantes cantidades de arsénico en su subsuelo que afecta la calidad del agua para consumo humano. Como dicha región sólo dispone de agua subterránea con un rendimiento limitado anual, se deben buscar soluciones para controlar la contaminación y potabilizar el agua para abastecer a sus habitantes.

Se realizaron estudios de algunos procesos de tratamiento del agua en tres pozos: San Salvador, Esperanza y Finisterre, situados en el municipio de Francisco I. Madero en el estado de Coahuila, con el fin de evaluar eficiencias que sirvan de base para el diseño de una planta de tratamiento.

4.2.1 Análisis de las aguas

Se tomaron muestras en los pozos y se analizaron en el Instituto de Ingeniería. Las tres primeras pruebas de coagulación se hicieron con agua de los pozos San Salvador, La

Esperanza y Finisterre; las demás, junto con las de adsorción, con agua del pozo La Esperanza ya que es la que contiene los mayores contenidos de arsénico. Los resultados de dichos muestreos se presentan en las tablas 4.2.a y 4.2.b.

Tabla 4.2.a.-Análisis Físicoquímico de las aguas de tres pozos de la Comarca Lagunera.

Fecha de muestreo: 28 de Febrero de 1974			
Parámetro	San Salvador	Esperanza	Finisterre
pH	8.4	8.7	8.1
Sólidos totales	260	1 520	1 060
Sólidos disueltos	240	1 500	1 040
Sólidos suspendidos	20	20	20
Alcalinidad total (CaCO ₃)	140	278	194
Alcalinidad de Carbonatos (CaCO ₃)	8	20	4
Dureza total (CaCO ₃)	32	76	104
Dureza cálcica (CaCO ₃)	24	56	92
Cloruro (Cl ⁻)	8	36	52
Sulfato (SO ₄)	56	720	520
Hierro	0.00	0.00	0.25
Manganeso	0	0	0
Arsénico	0.45	1.30	0.36

Tabla 4.2.b.-Análisis Físicoquímico del pozo La Esperanza

Parámetro	Fecha de muestreo	
	Abril de 1974	Julio de 1974
pH	8.3	8.0
Sólidos totales	-	900
Alcalinidad total (CaCO ₃)	224	242
Alcalinidad de Carbonatos (CaCO ₃)	16	0
Dureza total (CaCO ₃)	-	84
Dureza cálcica (CaCO ₃)	-	68
Cloruro (Cl ⁻)	24	26
Sulfato (SO ₄)	470	540
Hierro	0.1	0.08
Manganeso	-	0.01
Arsénico	0.7	0.5

4.2.2 Experimentación con el proceso de coagulación

Los factores que afectan la eficiencia en los procesos son: pH, concentración de coloides tipo y dosificación de coagulantes. Se ensayó en una primera etapa con aguas en condiciones naturales, teniendo como variable el tipo de coagulante y su dosificación.

Los coagulantes con los que se experimentó fueron:

Fe Cl ₃	Cloruro férrico
Fe ₂ (SO ₄) ₃	Sulfato férrico
Al ₂ (SO ₄) ₃	Sulfato de aluminio

TESIS CON
PALLA DE ORIGEN

Para fijar las condiciones experimentales de simulación en el proceso de coagulación se empleó el método de jarras con la siguiente secuencia:

<u>Mezcla rápida</u>	Durante un minuto a 100 rpm
<u>Floculación</u>	20 min a 40 rpm, continuando 10 min a 20 rpm
<u>Sedimentación</u>	30 min

Los primeros tres ensayos se hicieron con muestras de las aguas de los tres pozos y los dos últimos solamente con agua del pozo La Esperanza. Cada ensaye incluyó 18 jarras y se emplearon los tres coagulantes. En el cuarto ensaye, con agua únicamente del pozo La Esperanza se emplearon los tres coagulantes; y para el quinto ensaye únicamente sales de hierro con agua del pozo La Esperanza. Todas las pruebas se hicieron con pH natural de las aguas y con dosis crecientes de coagulante. En estas pruebas se midió el tiempo de aparición del floculo y se calificó su tamaño; además de determinar el contenido de arsénico en las muestras tratadas cuyos resultados aparecen en las *tablas 4.3 a 4.7*.

En cada conjunto de pruebas se tuvo una jarra testigo a la que no se dosificaba coagulante, a fin de verificar si existía adsorción de arsénico en las paredes de jarra y las paletas de agitación. En ningún caso la hubo.

TESIS CON
FALLA DE CUBRIM

Tabla 4.3.-Resultados de la prueba de jarras para el ensaye 1.

ENSAYE 1: COAGULACIÓN CON CLORURO FÉRRICO A pH NATURAL

Pozo San Salvador, pH=8.4, arsénico=0.45 mg/l								
Jarra	Dosis (mg/l)	Flóculo		pH	Arsénico en (mg/l)		Cl (mg/l)	SD
		Tiempo inicio min	Apariencia		Porción Sed.	Porción Filt.		
1S	0	-	-	8.4	0.384	0.328	8	338
2S	20	-	-	8.3	0.384	0.250	16	300
3S	30	15	f	8.4	0.200	0.006	16	300
4S	40	11	r	8.2	0.008	0.000	32	260
5S	50	11	r	8.2	0.006	0.000	28	280
6S	60	11	r	8.0	0.016	-	32	280

Pozo La Esperanza, pH=8.7, arsénico=0.45 mg/l								
Jarra	Dosis (mg/l)	Flóculo		pH	Arsénico en (mg/l)		Cl (mg/l)	SD
		Tiempo inicio min	Apariencia		Porción Sed.	Porción Filt.		
1E	0	-	-	8.7	0.86	0.77	40	1 540
2E	20	-	-	8.6	0.66	0.62	48	1 400
3E	30	-	-	8.55	0.60	0.58	48	1 460
4E	40	12	mf	8.35	-	0.32	56	1 500
5E	50	7	f	8.35	0.392	-	56	1 500
6E	60	7	r	8.25	0.016	0.072	56	1 500

Pozo Finisterre, pH=8.5, arsénico=0.36 mg/l								
Jarra	Dosis (mg/l)	Flóculo		pH	Arsénico en (mg/l)		Cl (mg/l)	SD
		Tiempo inicio min	Apariencia		Porción Sed.	Porción Filt.		
1F	0	-	-	8.5	0.352	0.30	52	1 120
2F	20	20	mf	8.2	0.288	0.28	64	1 080
3F	30	10	mf	8.3	0.018	0.00	64	1 000
4F	40	7	f	8.1	0.078	0.00	68	-
5F	50	3	r	8.0	0.006	0.00	72	1 300
6F	60	3	r	8.0	0.016	0.00	76	1 300

Apariencia del flóculo

mf → muy fino

f → fino

r → regular

Calidad del efluente

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Tabla 4.4.-Resultados de la prueba de jarras para el ensaye 2.

ENSAYE 2: COAGULACIÓN CON SULFATO FÉRRICO A pH NATURAL

Pozo San Salvador, pH=8.32, arsénico=0.45 mg/l								
Jarra	Dosis (mg/l)	Flóculo		pH	Arsénico en (mg/l)		SO ₄ (mg/l)	SD
		Tiempo inicio min	Apariencia		Porción Sed.	Porción Filt.		
7S	0	-	-	7.75	0.323	0.308	56	-
8S	20	-	-	7.75	0.323	0.123	76	-
9S	30	-	-	7.50	0.258	0.036	76	-
10S	40	-	-	7.75	0.100	0.006	84	-
11S	50	-	-	7.75	0.044	0.000	84	-
12S	60	-	-	7.72	0.008	-	112	-

Pozo La Esperanza, pH=8.7, arsénico=1.3 mg/l								
Jarra	Dosis (mg/l)	Flóculo		pH	Arsénico en (mg/l)		SO ₄ (mg/l)	SD
		Tiempo inicio min	Apariencia		Porción Sed.	Porción Filt.		
7E	0	-	-	8.6	0.745	0.77	720	-
8E	20	-	-	8.3	0.697	0.38	720	-
9E	30	-	-	8.2	0.655	0.33	760	-
10E	40	-	-	8.15	0.600	0.288	770	-
11E	50	-	-	8.0	0.522	0.21	780	-
12E	60	-	-	7.85	0.266	0.016	780	-

Pozo Finisterre, pH=8.4, arsénico=0.36 mg/l								
Jarra	Dosis (mg/l)	Flóculo		pH	Arsénico en (mg/l)		SO ₄ (mg/l)	SD
		Tiempo inicio min	Apariencia		Porción Sed.	Porción Filt.		
7F	0	-	-	8.2	0.258	0.196	520	-
8F	20	-	-	8.2	0.158	0.072	530	-
9F	30	6	f	8.1	0.044	0.006	530	-
10F	40	4	r	8.0	0.020	0.005	540	-
11F	50	3	r	7.9	0.024	0.000	540	-
12F	60	3	r	7.8	-	0.000	540	-

Apariencia del flóculo.

m f - muy fino

f - fino

r - regular

Calidad del efluente

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Tabla 4.5.-Resultados de la prueba de jarras para el ensaye 3.

ENSAYE 3: COAGULACIÓN CON SULFATO DE ALUMINIO A pH NATURAL

Pozo San Salvador, pH=8.5, arsénico=0.45mg/l								
Jarra	Dosis (mg/l)	Floculo		pH	Arsénico en (mg/l)		SO ₄ (mg/l)	SD
		Tiempo inicio min	Apariencia		Porción Sed.	Porción Filt.		
13S	0	-	-	8.45	-	0.720	60	-
14S	20	-	-	8.00	-	0.38	72	-
15S	30	-	-	7.75	-	0.254	76	-
16S	40	-	-	7.60	-	0.224	76	-
17S	50	-	-	7.50	0.288	0.124	76	-
18S	60	-	-	7.50	-	-	82	-

Pozo La Esperanza, pH=8.7, arsénico=0.45mg/l								
Jarra	Dosis (mg/l)	Floculo		pH	Arsénico en (mg/l)		SO ₄ (mg/l)	SD
		Tiempo inicio min	Apariencia		Porción Sed.	Porción Filt.		
13E	0	-	-	8.7	1.28	0.82	690	-
14E	20	-	-	8.35	0.94	0.807	700	-
15E	30	-	-	8.15	0.80	0.807	700	-
16E	40	-	-	7.9	0.76	0.800	700	-
17E	50	-	-	7.6	0.67	0.72	710	-
18E	60	-	-	7.5	0.62	0.312	710	-

Pozo Finisterre, pH=8.5, arsénico=0.36mg/l								
Jarra	Dosis (mg/l)	Floculo		pH	Arsénico en (mg/l)		SO ₄ (mg/l)	SD
		Tiempo inicio min	Apariencia		Porción Sed.	Porción Filt.		
13F	0	-	-	8.4	0.305	0.291	470	-
14F	20	-	-	7.85	0.205	0.216	470	-
15F	30	-	-	7.8	0.163	0.168	480	-
16F	40	-	-	7.6	0.124	0.139	520	-
17F	50	-	-	7.6	0.119	0.118	520	-
18F	60	-	-	7.4	0.072	0.068	510	-

Apariencia del floculo

mf → muy fino

f → fino

r → regular

 Calidad del efluente

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Tabla 4.6.-Resultados de la prueba de jarras para el ensaye 4.

ENSAYE 4: COAGULACIÓN DEL AGUA DEL POZO LA ESPERANZA A pH NATURAL (8.3) Y UNA CONCENTRACIÓN DE ARSÉNICO DE 0.7 mg/l

Cloruro Férrico								
Jarra	Dosis (mg/l)	Flóculo		pH	Arsénico en (mg/l)		Alcalin. (mg/l)	SD
		Tiempo inicio min	Apariencia		Porción Sed.	Porción Filt.		
19E	50	4	r	7.40	-	0.064	196	-
20E	60	4	r	7.35	-	0.056	192	-
21E	70	1	r	7.25	-	0.038	188	-
22E	80	1	r	7.15	-	0.033	184	-
23E	90	1	r	7.10	-	0.019	172	-
24E	100	1	r	7.00	-	0.038	172	-
Sulfato Férrico								
Jarra	Dosis (mg/l)	Flóculo		pH	Arsénico en (mg/l)		Alcalin (mg/l)	SD
		Tiempo inicio min	Apariencia		Porción Sed.	Porción Filt.		
25E	50	4	b	7.5	-	0.080	196	-
26E	60	4	b	7.4	-	0.060	192	-
27E	70	1	b	7.3	-	0.044	188	-
28E	80	1	b	7.2	-	0.004	184	-
29E	90	1	b	7.1	-	0.012	176	-
30E	100	1	b	7.0	-	0.008	172	-
Sulfato de Aluminio								
Jarra	Dosis (mg/l)	Flóculo		pH	Arsénico en (mg/l)		Alcalin (mg/l)	SD
		Tiempo inicio min	Apariencia		Porción Sed.	Porción Filt.		
31E	50	12	mf	7.50	-	0.203	200	-
32E	60	12	mf	7.40	-	-	196	-
33E	70	10	mf	7.35	-	0.106	192	-
34E	80	10	f	7.30	-	0.103	188	-
35E	90	10	f	7.25	-	0.101	184	-
36E	100	10	f	7.20	-	0.08	180	-

Apariencia del flóculo.

- mf → muy fino
- f → fino
- r → regular
- b → bueno

Calidad del efluente

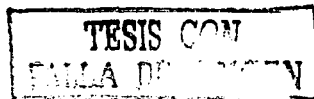


Tabla 4.7.-Resultados de la prueba de jarras para el ensaye 5.

ENSAYE 5: COAGULACIÓN DEL AGUA DEL POZO LA ESPERANZA CON CLORURO FÉRRICO Y SULFATO FÉRRICO A pH NATURAL (8.3) Y UNA CONCENTRACIÓN DE ARSÉNICO DE 0.5 mg/l

Cloruro Férrico								
Jarra	Dosis (mg/l)	Flóculo		pH	Arsénico en (mg/l)		Alcalin. (mg/l)	SD
		Tiempo inicio min	Apariencia		Porción Sed.	Porción Filt.		
37E	50	2	f	7.75	0.020	0.0	-	-
38E	60	2	f	7.4	0.020	0.0	-	-
39E	70	2	r	7.35	0.007	0.0	-	-
40E	80	2	r	7.35	0.008	0.0	-	-
41E	90	2	r	7.3	0.007	0.0	-	-
42E	100	2	r	7.25	0.008	0.0	-	-
43E	100	2	r	7.2	0.008	0.0	-	-

Sulfato Férrico								
Jarra	Dosis (mg/l)	Flóculo		pH	Arsénico en (mg/l)		Alcalin (mg/l)	SD
		Tiempo inicio min	Apariencia		Porción Sed.	Porción Filt.		
44E	50	1	f	7.5	0.008	0.0	-	-
45E	60	1	f	7.45	0.007	0.0	-	-
46E	70	1	r	7.35	0.002	0.0	-	-
47E	80	1	r	7.3	0.002	0.0	-	-
48E	90	1	r	7.3	0.002	0.0	-	-
49E	100	1	r	7.2	0.007	0.0	-	-
50E	100	1	r	7.2	0.004	0.0	-	-

Apariencia del flóculo:

mf → muy fino

f → fino

r → regular

b → bueno



Calidad del efluente

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

4.2.3 Descripción del estudio

De los resultados que se muestran en los cuadros 4.3 a 4.7 sobre el contenido de arsénico remanente en las muestras con filtración y sin ella se calcularon las eficiencias de remoción para distintos valores del factor F, definido por:

$$F = \frac{\text{Dosis de coagulante}}{\text{Concentración original de arsénico}}$$

La dosis de coagulante es creciente para la prueba de jarras. La concentración original de arsénico es la que resulta después de hacer dicha prueba en las condiciones de cero en dosis de coagulantes y en la porción sedimentada.

Las eficiencias para los tres primeros ensayos se anotan en la *tabla 4.8* y a partir de ellas se obtuvieron las ecuaciones que expresan la relación entre la eficiencia e y el factor F (*tabla 4.9*).

Tabla 4.8 - Valores de *e*, y *ef*, calculados a partir de los resultados de los ensayos 1 a 3.

POZO SAN SALVADOR								
CLORURO FÉRICO			SULFATO FÉRICO			SULFATO DE ALUMINIO		
- F -	- e -	- ef -	- F -	- e -	- ef -	- F -	- e -	- ef -
0.000	0.000	0.146	0.000	0.000	0.046	0.000	0.000	0.000
52.083	0.000	0.349	61.920	0.000	0.619	27.778	0.300	0.472
78.125	0.4790	0.984	92.879	0.200	0.890	41.667	0.300	0.647
104.167	0.979	1.000	123.839	0.690	0.980	55.556	0.567	0.689
130.208	0.984	1.000	154.799	0.860	1.000	69.444	0.600	0.828
156.250	0.958	-	185.759	0.970	-	83.333	-	-
POZO LA ESPERANZA								
CLORURO FÉRICO			SULFATO FÉRICO			SULFATO DE ALUMINIO		
- F -	- e -	- ef -	- F -	- e -	- ef -	- F -	- e -	- ef -
0.000	0.000	0.105	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.359
23.256	0.233	0.279	26.846	0.064	0.490	15.620	0.266	0.370
34.884	0.302	0.326	40.268	0.121	0.557	23.438	0.375	0.370
46.512	-	0.628	53.691	0.195	0.613	31.250	0.406	0.375
58.140	0.544	-	67.114	0.299	0.718	39.063	0.477	0.438
69.767	0.981	0.916	80.537	0.643	0.979	46.875	0.516	0.756
POZO FINISTERRE								
CLORURO FÉRICO			SULFATO FÉRICO			SULFATO DE ALUMINIO		
- F -	- e -	- ef -	- F -	- e -	- ef -	- F -	- e -	- ef -
0.000	0.000	0.148	0.000	0.000	0.240	0.000	0.000	0.046
56.818	0.182	0.205	77.519	0.388	0.721	65.574	0.328	0.292
85.227	0.949	1.000	116.279	0.829	0.977	98.361	0.466	0.449
113.64	0.778	1.000	155.039	0.922	0.981	131.148	0.593	0.544
142.045	0.983	1.000	193.798	0.907	1.000	163.934	0.610	0.613
170.455	0.955	1.000	232.558	-	1.000	196.721	0.764	0.777

- F, Relación de dosis de coagulante a concentración de arsénico
 e, Eficiencia de remoción de arsénico en muestras sedimentadas
 ef, Eficiencia de remoción de arsénico en muestras sedimentadas y filtradas

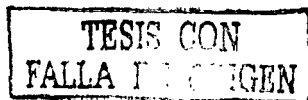


Tabla 4.9 -Ecuaciones que relacionan la eficiencia de remoción de arsénico y el factor F para los ensayos 1 a 3.

POZO SAN SALVADOR			
Eficiencia	CLORURO FÉRRICO	SULFATO FÉRRICO	SULFATO DE ALUMINIO
e	-0.98 + 0.188 F	-0.496 + 0.0084 F	0.0085 + 0.0089 F
ef	0.0743 + 0.0097 F	0.4285 + 0.0044 F	0.0725 + 0.0117 F
POZO LA ESPERANZA			
Eficiencia	CLORURO FÉRRICO	SULFATO FÉRRICO	SULFATO DE ALUMINIO
e	-0.0634 + 0.0128 F	-0.0964 + 0.0071 F	0.0597 + 0.0108 F
ef	0.0293 + 0.012 F	0.0772 + 0.0108 F	0.387 - 0.0106F + 0.0004F ²
POZO FINISTERRE			
Eficiencia	CLORURO FÉRRICO	SULFATO FÉRRICO	SULFATO DE ALUMINIO
e	-0.0158 + 0.0075 F	-0.0155 + 0.0063 F	0.0565 + 0.0037 F
ef	0.0381 + 0.0087 F	0.2865 + 0.0051 F	0.0625 + 0.0036 F

F: Relación de dosis de coagulante a concentración de arsénico

e: Eficiencia para la porción sedimentada

ef: Eficiencia para la porción sedimentada y filtrada

Las ecuaciones que aparecen en la tabla 4.9 son las ecuaciones de las líneas de tendencia de las curvas que resultan al compararse los valores de -F- contra -e- y -F- contra -ef- en una gráfica. En la página siguiente aparecen algunas de estas gráficas con sus respectivas ecuaciones.

Las eficiencias que aparecen en la tabla 4.8 se calculan con la fórmula:

$$e = \frac{C_o - C_f}{C_o} \quad (4.1)$$

donde:

C_o = Concentración original de arsénico (de la prueba de jarras en condiciones de cero coagulante y en la porción sedimentada).

C_f = Concentración de arsénico después del tratamiento.

La ecuación (1) es igualada a las ecuaciones de la tabla 4.9 para quedar descrita como una ecuación lineal de la siguiente manera:

$$\frac{C_o - C_f}{C_o} = a + bF \quad (4.2)$$

Por lo tanto:

$$C_f = (1 - a)C_o - bC_oF \quad (4.3)$$

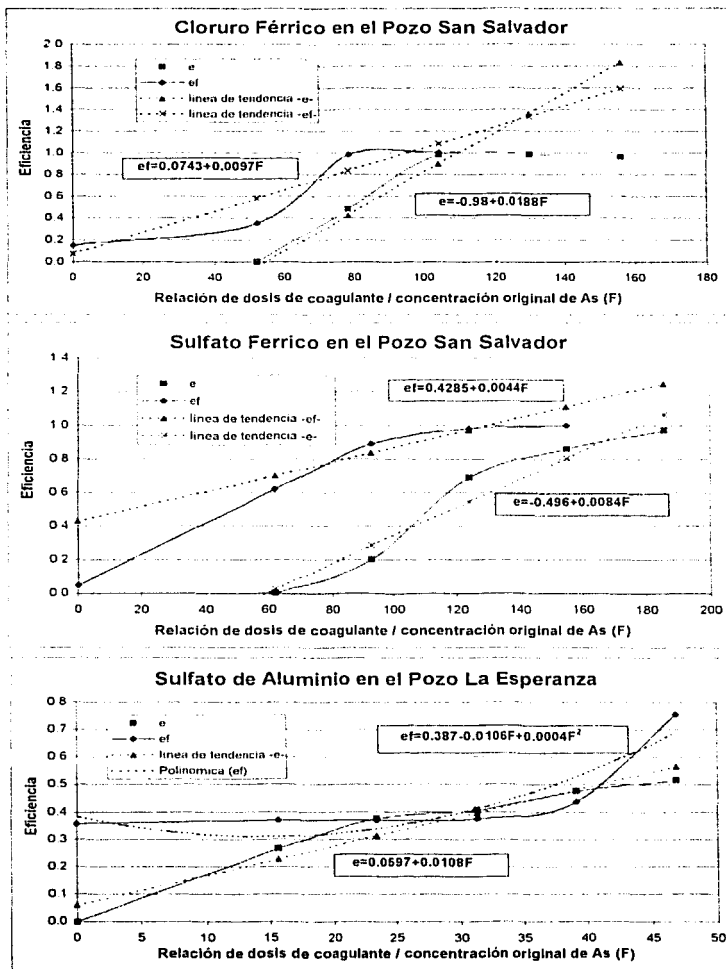
pero como se definió anteriormente:

$$F = \frac{D}{C_o}$$

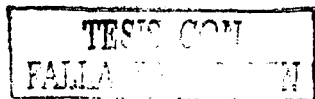
entonces:

$$C_f = (1 - a)C_o - bD \quad (4.3)$$

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Figuras 4.1, 4.2 y 4.3.- Gráficas que relacionan la eficiencia de remoción de As y el factor F para los ensayos 1 a 3



La ecuación 4.4 define la concentración de arsénico resultante en el efluente después de agregarse una cantidad de coagulante.

El valor óptimo de F se definió como el valor para el cual la concentración final de arsénico alcanza un valor de 0.01 mg/l, que es el límite superior deseado en agua para beber.

Para cada prueba de los tres primeros ensayos se calculó el valor óptimo de F, los promedios de estos valores y coeficiente de variación; sustituyendo en la ecuación 4.3: $C_f = 0.01$ mg/l y los "a" y "b" respectivos de la tabla 4.9; cuyos resultados aparecen en la tabla 4.10.

Así, para una muestra tratada del pozo San Salvador, con cloruro férrico como coagulante.

Porción sedimentada

$$C_f = (1-a) C_o - b C_o F$$

$$0.01 = (1+0.98) 0.384 - 0.0188 (0.384) F$$

$$F = 103.93$$

Porción sedimentada y filtrada

$$C_f = (1-a) C_o - b C_o F$$

$$0.01 = (1-0.0743) 0.384 - 0.0097 (0.384) F$$

$$F = 92.75$$

Y así con el resto de las pruebas.

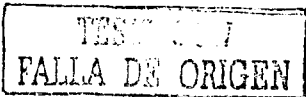
Tabla 4.10-Valores óptimos de F de los ensayos 1 a 3 del proceso de coagulación

Coagulante	Muestra Tratada	P O Z O S			F prom.	Cv. (%)
		San Salvador	La Esperanza	Finisterre		
Cloruro férrico	Sedimentada	103.93	82.17	131.65	106	19.1
	Sed y filt	92.75	79.92	107.30	93	12.1
Sulfato férrico	Sedimentada	174.39	152.53	155.05	161	6.18
	Sed y filt	122.85	84.20	132.31	113	18.4
Sulfato de aluminio	Sedimentada	109.84	86.34	246.14	147	47.8
	Sed. y filt.	54.34	54.34	251.31	128	68.5

Para las condiciones de los ensayos de coagulación, el sulfato de aluminio es el menos adecuado de los tres coagulantes, aspecto que se manifiesta en la gran variación de F óptimo para los tres pozos, señalado por tener los valores mas altos de coeficiente de variación.

Dosis mínima para la coagulación

En algunas de las pruebas realizadas, la remoción de arsénico en la jarra testigo fue similar a las jarras que contenían dosis menores de coagulante, y la remoción iba en aumento conforme aumentaba la dosis. Esto significa que hay un rango de valores menores de la dosis de coagulante que no produce significativamente una apreciación de coagulación. Este valor de D se define como "dosis mínima para la coagulación".



De la ec. 4.4, para $C_0 = C_f$.

$$C_0 = (1 - a)C_0 - bD$$

$$a = \frac{bD}{C_0}$$

$$D = \frac{-aC_0}{b}$$

Por lo que la ec. 4.4 es aplicable para valores de $D > \left| -\frac{aC_0}{b} \right|$

Dosis final en la coagulación.

También hay un valor superior de dosis de coagulante, por encima del cual ya no es posible remover más arsénico, al cual se le llama "dosis final en la coagulación".

De la ec. 4.4, para $C_f = 0$.

$$0 = (1 - a)C_0 - bD$$

$$D = \frac{(1 - a)C_0}{b}$$

ENSAYE 4

Este ensaye se hizo considerando que la remoción aumenta a mayores dosis de coagulante, por ello se experimentó con los tres coagulantes con una segunda muestra del pozo la Esperanza que contenía una concentración de arsénico de 0.7 mg/l con dosis crecientes de coagulantes desde 50 hasta 100 mg/l. Los resultados se presentan en la tabla 4.6.

La prueba con sulfato de aluminio no fue satisfactoria, ya que con ninguna dosis se logró un contenido final de arsénico menor de 0.01 mg/l en las muestras filtradas; además, el tiempo de aparición del flóculo en todas las jarras fue de 10 minutos o mayor.

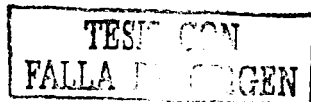
Por el contrario, los resultados arrojados por las sales de hierro mostrados en la tabla 4.6 muestran en comparación con el sulfato de aluminio, una disminución importante en la concentración de arsénico.

La remoción con sulfato férrico con una concentración de 80 mg/l mostró la mejor calidad con una concentración de 0.004 mg/l en el efluente muy por debajo de 0.01 mg/l, valor del límite superior deseable del agua para beber.

ENSAYE 5

Con el fin de confirmar la eficacia en la remoción de arsénico de las sales de hierro se efectuó este ensaye con otra muestra de agua del pozo La Esperanza, con un contenido de hierro de 0.5 mg/l. Se emplearon dosis crecientes de coagulantes desde 50 hasta 110 mg/l. Los resultados se presentan en la *tabla 4.7*.

En la *tabla 4.11* se presenta el porcentaje de efectividad de la remoción de arsénico con las sales de hierro tanto en porción sedimentada, y sedimentada y filtrada, del estudio del ensaye 5.



Se aprecia en esta tabla, que la remoción en la porción filtrada fue total en las dos sales de hierro, pero ligeramente más efectivo el sulfato férrico, puesto que la remoción de arsénico en las porciones sedimentadas fue mayor que en las del cloruro férrico, para las mismas dosis.

Tabla 4.11 - Valores de F, e y ef a partir de los resultados del ensayo 5

Pozo La Esperanza; Concentración de Arsénico Co=0.5mg/l							
CLORURO FÉRRICO				SULFATO FÉRRICO			
D	F	e	ef	D	F	e	ef
50	100	96.0	100	50	100	98.4	100
60	120	96.0	100	60	120	98.6	100
70	140	98.6	100	70	140	99.6	100
80	160	98.4	100	80	160	99.6	100
90	180	98.6	100	90	180	99.6	100
100	200	98.4	100	100	200	98.6	100
110	220	98.4	100	110	220	99.2	100

D; Dosis del coagulante mg/l

F; Relación de dosis de coagulante a concentración de arsénico

e; Eficiencia para la porción sedimentada

ef; Eficiencia para la porción sedimentada y filtrada

4.2.4 Resultados

De los tres coagulantes empleados, el sulfato férrico fue el más adecuado, ya que la floculación resultó ser muy buena y el valor óptimo del valor F no es muy alto. Ligeramente inferiores a los resultados de los ensayos del sulfato férrico, fueron los del cloruro férrico, sin embargo, requiere de dosis mayores de coagulante para alcanzar la misma eficiencia.

La prueba con sulfato de aluminio no fue satisfactoria, ya que con ninguna dosis dentro de los ensayos se logró un contenido final de arsénico menor de 0.01 mg/l en las muestras filtradas y el tiempo requerido para aparición del floculo en todas las jarras fue de 10 min o mayor

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

CONCLUSIONES

Capítulo I

- 1.- Existen algunas regiones en el mundo en las cuales la concentración de arsénico en las aguas naturales y destinadas al consumo humano, tienen valores muy por encima de los considerados como normales.
- 2.- En México, la norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994 permite un valor máximo de 0.035 mg/l. Zimapán en el estado de Hidalgo, y principalmente la Comarca Lagunera que abarca una amplia extensión en los estados de Coahuila y Durango, son sólo dos de las regiones en donde se ha detectado este problema.
- 3.- Las consecuencias en la salud por la ingesta de arsénico o intoxicación por hidroarsenismo crónico regional endémico por lo general sólo será evidente hasta pasado un periodo de contacto permanente de 2 a 6 años.
- 4.- Se presentan diversos síntomas y/o malestares que pueden ser no graves, severos o graves. Las manifestaciones más comunes por una prolongada exposición son: lesiones en la piel, en las mucosas, sistema nervioso, alteraciones hepáticas y cardiovasculares.

Capítulo II

- 5.- Los procesos y operaciones unitarias utilizadas en las plantas potabilizadoras son: aireación, mezcla rápida, floculación, sedimentación y filtración.

Capítulo III

- 6.- Se han hecho muchos estudios en el campo de la ingeniería sanitaria y se han propuesto y estudiado procesos mediante los cuales se reducen los niveles de concentración de arsénico en el agua. Entre estos procesos, destacan por su alta eficiencia: a) coagulación-floculación-sedimentación-filtración y b) adsorción.
- 7.- El tren de tratamiento coagulación-floculación-sedimentación-filtración es ideal para aguas superficiales en los que el agua es predominantemente turbia, y dada la alta cantidad de sólidos suspendidos, el coagulante puede agruparlos formando un floc de consistencia tal que puede sedimentarse, eliminando también el arsénico.
- 8.- Las sales de aluminio usadas como coagulante, como el sulfato de aluminio o alumbre, no son efectivas para remover arsénico, debido a que forman un floc pequeño, débil, de difícil sedimentación. Además, requieren de tanques sedimentadores muy grandes. La dosis empleada es mayor a 100 mg/l, y el lodo producido es mayor que con las sales de hierro.
- 9.- Las sales de hierro, como el cloruro férrico y el sulfato férrico, forman un floc grande, de consistencia fuerte y de sedimentación rápida. Requieren de dosis alrededor de 50 – 80 mg/l, y alcanzan eficiencias superiores al 90%.

CONCLUSIONES

- 10.- El proceso de adsorción, es recomendable para aguas subterráneas, por una insuficiencia de materia suspendida. Así agua con turbiedad ≤ 30 UTN puede pasar por un lecho de material adsorbente sin problemas de taponamiento.
- 11.- Existe una gran diversidad de minerales que tienen la propiedad de adsorber (en mayor o menor grado) al arsénico, y los cuales pueden ser usados como lecho del filtro.
- 12.- Para la reducción en el contenido de arsénico, se puede recurrir a alúmina activada, hematita, ferromanganeso y carbón activado con sulfato de cobre que han probado eficiencias superiores al 95%.
- 13.- Diferentes tipos de zeolitas, alúmina calcinada, dióxido de manganeso entre muchos otros también producen una reducción en la concentración de arsénico en el agua, pero tienen una eficiencia menor.

Capítulo IV

- 14.- Se expusieron distintas alternativas de solución al problema mediante casos estudio en México; sin embargo, no se obtuvo información de casos de remoción de arsénico mediante otros métodos, como la electrodiálisis o la ósmosis inversa.

Anexo 1. Coeficientes de absorción de algunos gases comunes en el agua.

(Mililitros de gas, reducidos a 0°C y 760 mm Hg., por litro de agua, cuando la presión parcial del gas es 760 mm Hg)

Gas	Peso Mol.	Peso a 0° C y 760mm Hg g/l	Coeficientes de absorción			
			0°C	10°C	20°C	30°C
Hidrógeno, H ₂	2.016	0.090	21.4	19.6	18.2	17.0
Metano, CH ₄	16.014	0.717	55.6	41.8	33.1	27.6
Nitrógeno, N ₂	28.01	1.251	23.0	18.5	15.5	13.6
Oxígeno, O ₂	32.00	1.429	49.3	38.4	31.4	26.7
Amoniaco, NH ₃	17.03	0.771	1,300.0	910.0	711.0	-
Ácido sulfhídrico, H ₂ S	34.08	1.539	4,690.0	3,520.0	2,670.0	-
Bióxido de carbono, CO ₂	44.01	1.977	1,710.0	1,190.0	878.0	665.0
Ozono, O ₃	48.00	2.144	641.0	520.0	368.0	233.0
Bióxido de azufre SO ₂	64.07	2.927	79,800.0	56,600.0	39,700.0	27,200.0
Cloro, Cl ₂	70.91	3.214	4,610.0	3,100.0	2,260.0	1,770.0
Aire	-	1.293	28.8	22.6	18.7	16.1

Anexo 2. Viscosidad y densidad del agua.

Temperatura °C	Densidad, ρ , γ (gr/cm ³)	Viscosidad absoluta μ Centipoises *	Viscosidad cinemática ν Centistokes**	Temperatura °F
0	0.99987	1.7921	1.7923	32.0
2	0.99997	1.6740	1.6741	35.6
4	1.00000	1.5676	1.5676	39.2
6	0.99997	1.4726	1.4726	42.8
8	0.99988	1.3872	1.3874	46.4
10	0.99973	1.3097	1.3101	50.0
12	0.99952	1.2390	1.2396	53.6
14	0.99927	1.1748	1.1756	57.2
16	0.99897	1.1156	1.1168	60.8
18	0.99862	1.0603	1.0618	64.4
20	0.99823	1.0087	1.0105	68.0
22	0.99780	0.9608	0.9629	71.6
24	0.99733	0.9161	0.9186	75.2
26	0.99681	0.8746	0.8774	78.8
28	0.99626	0.8363	0.8394	82.4
30	0.99568	0.8004	0.8039	86.0

* 1 centipoise = 10⁻² (gramos masa)/(cm)(seg).** 1 centistoke = 10⁻² (gramos masa)/(cm)(seg).

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

ANEXO 3A. PROPIEDADES DE LAS SUSTANCIAS QUÍMICAS MÁS USADAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE

USO	PRODUCTO	FORMULA QUÍMICA	NOMBRE COMERCIAL	GRADO O CALIDAD COMERCIAL	MANUFACTURA	ASPECTO	MANEJO	PESO VOL.		MATERIAL PARA SU MANEJO	DOSIFICACIÓN Y REGULACIÓN	% DE CONCEN. DE SOL. O SUSP.
								kg/m ³	lb/pe ³			
	Aluminato de sodio	$Na_2O \cdot Al_2O_3$	Alumbre sódico	55% Aluminato de sodio 35% Óxido de sodio	Digestión de Nauxita con álcalis	Cristales blancos o amarillos verdosos palido (liq.) Molido polvo	Manual o grúa	800-960	50-60	Acero, fierro, hule, plásticos	En solución o en seco con vibrador de tolva	0.23-6.00
	Arcilla							480-1,100	30-69			
	Bentonita	$H_2O(Al_2O_3 \cdot FeO_2 \cdot 3MgO) \cdot 4SiO_2 \cdot 1/2H_2O$	Arcilla coloidal Arcilla volcanica			Grano grueso o polvo		960	60	Fierro y acero		
	Cloruro férrico (solución 35 a 45%)	$FeCl_3$	Cloruro férrico líquido	37-48% $FeCl_3$ 12-17% Fe	Acción de cloro húmedo sobre fierro viejo seguido por la acción del cloro sobre la solución de cloruro ferroso	Líquido café espeso	Sifón, pres neum o bomba con tubería de hule			Vidrio, hule o resinas sintéticas	En solución por sifón de carga variable o bomba de desplazamiento positivo.	3-4
	Cloruro férrico (cristales)	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	Cristales de cloruro férrico	37-48% $FeCl_3$ 12-17% Fe		Terrones amarillos o café	Grúa	900-1,020	60-66			3-4
	Cloruro férrico anhidrido	$FeCl_3$	Cloruro férrico anhidrido	98% $FeCl_3$ 3% Fe		Polvo café vidioso	Manual o grúa	1,160-1,440	85-90			3-4
	Sulfato Aluminico potásico	$K_2SO_4 \cdot Al_2(SO_4)_3 \cdot 24H_2O$	Alumbre potásico	Contenido de Al_2O_3 19-22%		Terrones, gránulos, polvo o cristales	Carriones carron tangue	900-1,080	60-68	Hlomo, Pb revest. de hule o barro.		
	Sulfato de aluminio	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$	Alumbre	11% Al_2O_3	Digestión de Nauxita con ácido sulfúrico	Polvo, gránulos o terrones para molienda	Diversos	910-1,070 810-720	57-67 38-45		Seco o en solución	0.25-5.00
	Sulfato de aluminio y amonio	$Al_2(SO_4)_3 \cdot (NH_4)_2SO_4 \cdot 24H_2O$	Alumbre de amonio			Terrones o polvo	Diversos	1,020-1,090	64-68			
	Sulfato de magnesio	$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	Sulfato de epsom		Disolución en H_2SO_4 o por acción de H_2SO_4 sobre magnesita	Cristales o pastillas blancas	Diversos	1,010	93		Seco o en solución	0.25-6.00
	Sulfato férrico anhidrido	$Fe_2(SO_4)_3$	Sulfato férrico anhidrido	Composición de $Fe_2(SO_4)_3$ 70 a 90%	Acción de ácido sulfúrico sobre óxido férrico	Cristales o polvo grisáceo o café	Diversos	650-1,020	60-70		Seco o en sol. con equipo de circulación	1.0-6.5
	Sulfato férrico	$Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$	Sulfato férrico heptahidrato	90 a 94% $Fe_2(SO_4)_3$ 26% Fe		Cristales o polvo café rojizo	Diversos	1,120-1,150	70-72			
	Sulfato férrico	$Fe(SO_4) \cdot 7H_2O$	Sulfato de #20car. Virel verde	55 $FeSO_4$ 20% Fe	Sumergiendo trozos de fierro en ácido sulfúrico para remover incrustaciones.	Cristales verdosos, terrones o gránulos	Diversos	1,010-1,060	63-66		En solución o en seco con vibrador de tolva	0.25-6.00

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

ANEXOS

ANEXO 39. PROPIEDADES DE LAS SUSTANCIAS QUÍMICAS MÁS USADAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE

USO	PRODUCTO	FORMULA QUÍMICA	NOMBRE COMERCIAL	GRADO O CALIDAD COMERCIAL	MANUFACTURA	ASPECTO	MANEJO	PESO VOL.		MATERIAL PARA SU MANEJO	DOSIFICACIÓN Y REGULACIÓN	% DE CONCEN. DE SOL. O SUSP.
								kg/m ³	lb/pie ³			
	Ácido sulfúrico	H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico o vitrola	60° Be = 77.67% Ácido 66° Be = 93.19% Ácido y 98% Ácido	Se quema mineral de azufre para formar SO ₂ el cual es oxidado hasta SO ₃ y disuelto en H ₂ O	Líquido aceitoso incoloro	Camiones, carros tanque			Concentrado fierro acero, Diluido plomo, porcelana, hule	En solución	Hasta 6.0
	Carbonato de sodio	Na ₂ CO ₃	Ceniza de soda (soda ash)	99.4% Na ₂ CO ₃ 58.9% Na ₂ O	Acción de Na ₂ HCO ₃ sobre NaCl seguida de calcinación para eliminar CO ₂ y H ₂ O	Polvo blanco	Camiones	100-1,040	25-65	Fierro, hule, acero	En seco o en solución	Hasta 6.0
	Cloruro de sodio	NaCl	Sal	98% NaCl	Producto de minas o de la evaporación de la salmuera	Cristales blancos	Diversos	800-1000 1120 fino	50-70 70 fina	Bronce, concreto, hule	Solución preparada en grandes cantidades	1.0
	Hidróxido de calcio	Ca(OH) ₂	Cal apagada	85-93% Ca(OH) ₂	Acción de agua a cal viva	Polvo blanco	Diversos	400-600	25-60	Concreto, acero, hule, fierro	En seco o en suspensión	Hasta 2.0
	Hidróxido de sodio	NaOH	Sosa cáustica	Escamas 98% Sosa Sólido 98% Sosa Líquido 50-73% Sosa	Electrolisis de salmuera	Hojuelas o terrones blancos opacos	Manual o grúa			Fierro fundido, acero, hule	En solución	Hasta 6.0
	Óxido de calcio	CaO	Cal viva	75-99% CaO	Calentado piedra caliza	Polvo o terrones blancos porosos, gujarros o mat pulverizado	Diversos	800-1,120	50-70	Concreto, acero, hule, fierro	En seco o en suspensión	Hasta 2.5
	Fosfato di-sódico cristalino	Na ₂ HPO ₄ * 12 H ₂ O	Fosfato básico de sodio o fosfato de sodio secundario	19-19.5% P ₂ O ₅		Cristales		960-1,020	60-64	Fierro fundido y acero		
	Fosfato tri-sódico cristalino	Na ₃ PO ₄ * 12 H ₂ O	Fosfato de sodio normal	19% P ₂ O ₅		Cristales burdos medianos		925-975	56-61	Fierro fundido y acero		
	Hexametáfosfato de sodio	(Na ₆ PO ₃) ₆	Fosfato de sodio vitreo	65% P ₂ O ₅		Cristales, hojuelas, polvo		752	47	Hule duro, acero inoxidable, plástico		
	Pirofosfato tetrasódico	Na ₄ P ₂ O ₇ * 10 H ₂ O	Fosfato de sodio alusino	63% P ₂ O ₅		Polvo blanco		1,090	68	Fierro fundido y acero		
	Silicato de sodio	Na ₂ O * SiO ₂	Vidrio soluble	Solución 38-42° Be con relaciones variables Na ₂ O a SiO ₂	Fusión de NaCl y arena	Solución acuosa, viscosa opaca blanquesina.	A mano, grúa sifón o presión neumática	1-350	88-1	Acero, fierro fundido, hule	En solución	Hasta 6.0
	Sulfito de sodio	Na ₂ SO ₃	Sulfito	93-99% Na ₂ SO ₃		Cristales o polvo		1280-1440	80-91	Fierro fundido y acero		

ANEXO 3C. PROPIEDADES DE LAS SUSTANCIAS QUÍMICAS MÁS USADAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE

USO	PRODUCTO	FORMULA QUÍMICA	NOMBRE COMERCIAL	GRADO O CALIDAD COMERCIAL	MANUFACTURA	ASPECTO	MANEJO	PESO VOL.		MATERIAL PARA SU MANEJO	DOSIFICACIÓN Y REGULACIÓN	% DE CONCEN. DE SOL. O SUSP.
								kg/m ³	lb/pie ³			
	Amoniaco anhidrido	NH ₃	Amoniaco	99-100% NH ₃	Combinación catalítica de N y H, prod. de horno	Se evapora como gas incoloro mas lig. que aire	Camiones y grúa	1,180	117	Hierro, acero, vidrio, madera	Flujo de gas a través de orificios calibrados	
	Dióxido de cloro	ClO ₂	Dióxido de cloro	26.3% Cl ₂ en O ₂		Gas amarillo-rojizo	Se genera al usarse			Plástico, hule suave (no usar hule duro)		
	Cal clorada	CaO*2CaOCl ₂ *3H ₂ O	Cloruro de cal o polvo blanqueador	25-37% Cl ₂		Polvo blanco	Camiones y grúa	770	48	Vidrio, hule, barro, madera		
	Clorito de sodio	NaClO ₂	Clorito de sodio técnico	30% Cl ₂ en O ₂		Polvo anaranjado claro, hojelitas	Camiones	1,120	70	Metales		
	Cloro líquido	Cl ₂	Cloro líquido	Líquido bajo presión 99.8% Cl ₂	Clorolisis de salmuera	Se evapora como un gas amarillo verdoso	Camiones y grúa carros tanques	1,470	91.7	Cas. cobre, fierro, acero, liq. vidrio, hule duro, plomo	Flujo de gas a través de orificios calibrados	Hasta 0.3
	Cloruro de amonio	NH ₄ Cl	Sal amoniacal		Acción de NH ₃ en HCl	Cristales o terrones blancos	Camiones y grúa			Hierro, hule	Solución	Hasta 2.5
	Hidróxido de amonio	NH ₄ OH	Agua amoniacal	29.4% NH ₃ (28%)	Solución de NH ₃ prod. de horno de coque en H ₂ O	Solución incolora	Camiones y grúa			Hierro, acero, vidrio, níquel	Solución	Hasta 2.5
	Hipoclorito de calcio	Ca(OCl) ₂ *4H ₂ O	Perclorón, F.T.H.	70% Cl ₂ en O ₂	Acción de Cl ₂ sobre cal apagada	terrones blancos pulverizados y con 70% Cl ₂	Camiones y grúa y a mano	840	52.5	Vidrio, hule, barro, madera	Solución y en seco	Hasta 2.5
	Hipoclorito de sodio	NaOCl	Hipoclorito de sodio	12-15% Cl ₂ en O ₂	Acción de Cl ₂ sobre NaOH	Solución amarillenta	Camiones y grúa y a mano			Cerámica, vidrio, plástico, hule	Solución	Hasta 14
	Sulfato de amonio	(NH ₄) ₂ SO ₄	Sulfato de amonio		Producto del horno de coque	Cristales blancos verdosos o cálidos	Diversos	780	42.5	Hule, plástico, cerámica	Solución	Hasta 2.5
	Ozono	O ₃	Ozono		Descarga eléctrica a través de gas oxígeno	Gas incoloro				Aluminio, cerámica, vidrio	Concen. debe ser el volumen adecuado de oxígeno y electricidad	
	Acido fluorosilícico	H ₂ SiF ₆	Acido fluorosilícico	Aprox. 30%		Líquido				Acero recubierto de hule	Solución	
	Fluoruro de hidrógeno	HF	Acido fluorhídrico	70%		Líquido	Camiones, barro, tanques			Acero		
	Fluoruro de sodio	NaF	Fluoruro	90-95% NaF		Polvo denso o ligero y de color azul nilo o blanco	Camiones y grúa	800-1200	50-75	Hierro, plomo, acero		
	Silicofluoruro de sodio	NaSiF ₆	Sílica fluoruro de sodio	99% NaF en O ₂		Polvo de color azul nilo o blanco amarillento	Camiones y grúa	1150	72	Hierro, plomo, acero		

ANEXO 30. PROPIEDADES DE LAS SUSTANCIAS QUÍMICAS MÁS USADAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE

USO	PRODUCTO	FÓRMULA QUÍMICA	NOMBRE COMERCIAL	GRADO O CALIDAD COMERCIAL	MANUFACTURA	ASPECTO	MANEJO	PESO VOL.		MATERIAL PARA SU MANEJO	DOSIFICACIÓN Y REGULACIÓN	% DE CONCEN. DE SOL. O SUSP.
								kg/m ³	lb/pe ³			
	Dióxido de azufre	SO ₂	Dióxido de azufre	100% SO ₂	Combustión de mineral de azufre	Gas incoloro	Camión y grúa			Acero seco	Flujo de gas a través de orificio calibrado	Hasta 5
	Bisulfito de sodio	Na ₂ S ₂ O ₃	Metabisulfito de sodio	93% Na ₂ S ₂ O ₃ 82% SO ₂		Polvo		1190-1360	74-85	Ceramicas, cromo, vidrio, plomo, níquel, hule		
	Bisulfito de sodio anhidro	NaHSO ₃	Bisulfito de sodio anhidro		Solución de Na ₂ CO ₃ con SO ₂	Polvo blanco	Camión y grúa			En sus depósitos de embarque	En solución	Hasta 20
	Carbón activado	C	Carbón activado		Tratamiento de materiales carbonosos en retortas cerradas bajo condiciones controladas Acción de diluir cobre en ácido sulfúrico	Polvo negro	Diversos	2x0	15	Seco: hierro, acero Humedo: hule, fierro al silicio, acero inoxidable	Generalmente en seco	Hasta 4
	Sulfato de cobre	CuSO ₄ ·5H ₂ O	Vitrol azul Piedra azul Sulfato de cobre	99% CuSO ₄		Cristales, terreros o polvo azul	Diversos	610-1,440	60-90	Acetato, fierro al silicio, acero inoxidable	Queladora, algunas veces incluye especial para aplicación a las fuentes de abas.	Hasta 4
	Tiosulfato de sodio	Na ₂ S ₂ O ₃ ·5H ₂ O	Hiposulfato de sodio	98-99% Na ₂ S ₂ O ₃		Cristales gran. blancos, o tándar, finos o gruesos	Diversos	960-1,120	61-70	Fierro fundido, acero, carbon, barro		

Anexo 4. Coeficientes de absorción de algunos gases comunes en el agua.

Ejercicio resuelto del Fair & Geyer

Supóngase la distribución de tamaños, hecha por la clasificación del fabricante de la arena para filtros en un lecho de 24 pulg. (0.61 m) operando a una velocidad de 3 gpm/pie cuadrado = 0.2 cm/s; que el lecho se deposita después del retrolavado uniformemente a una porosidad de 0.4, y que la arena tiene una esfericidad de 0.8. Encontrar 1) La carga perdida en el lecho limpio.

Tamaño de la arena cm x 10 ²	Arena mayor que el tamaño establecido, %	Fracción de arena dentro de tamaños de mallas contiguas pi. %	Diámetro geométrico medio, di cm x 10 ²	pi/di ²
3	0.0			
4	2.0	2.0	3.5	16.3
5	10.0	8.0	4.5	39.5
6	27.0	17.0	5.5	56.2
7	50.0	23.0	6.5	54.4
8	70.0	20.0	7.5	35.6
10	90.0	20.0	9.0	24.7
14	100.0	10.0	12.0	6.9
		100.0		233.7

Por la ec 2.50.

$$h = \frac{k}{g} v_D \frac{(1-f)^2}{f^3} \left(\frac{6}{\psi} \right)^2 \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{d_i^2}$$

$$h = \frac{5}{981} (1.01 \times 10^{-2}) (0.2) \frac{(1-0.4)^2}{0.4^3} \left(\frac{6}{0.8} \right)^2 (233)$$

$$h = 0.76; h = 0.76 * 2 = 1.52 \text{ pies} = 0.465 \text{ m.}$$

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Anexo 5. Problemas y soluciones (Parte 1).

Problemas comunes del agua en las aplicaciones domésticas, agrícolas e industriales.

Problema, impureza o contaminante	Síntoma	Causa	Medios de tratamiento
Agua dura	Jabón cuajado e impurezas calizas en las piletas y bañeras. Depósitos de incrustaciones blancuzcas en las tuberías, caloríferos de agua y cafeteras.	Las sales de calcio (piedra caliza) y magnesio del agua sin tratar originan mediciones de dureza total de 120 PPM como CaCO_3 o superiores	Todas las sales de calcio y magnesio se eliminan mediante un ablandador de agua por intercambio de cationes. El límite general es de 750 PPM como CaCO_3 de dureza total. Cuando la dureza supere los 750 PPM como CaC.
Contextura arenosa	Contextura abrasiva del agua durante el lavado y residuos en el fondo de la pileta o bañera	Arena o sedimentos excesivamente finos en el agua, que atraviesan las mallas de los pozos o resisten la etapa de coagulación del tratamiento	Instalación de un filtro de arena o ultra filtrado, antracita o multimedio
Olor	Olor aromático, a pescado, a mocho, a tierra o a madera	Materia orgánica generalmente inocua que con frecuencia se encuentra en las fuentes de agua superficiales	1) Filtro del tipo de carbón activado 2) Filtro del tipo de carbón activado en cartuchos a fin de tratar el agua destinada para bebida o cocina
	Olor a cloro, "agua de ciudad"	Coloración excesiva en las fuentes de pozos públicas o privadas	1) Descloración mediante un filtro de carbón activado 2) Filtro del tipo de carbón activado en cartuchos a fin de tratar el agua para beber o cocinar
	Olor a huevos podridos, "aguas de azufre" y/o plateria manchada o deslustrada. Manchas amarillentas y negras en los accesorios del cuarto de baño. Alteración del color del café o té y otras bebidas, como también del aspecto y sabor de los alimentos cocidos.	1 - Gas del sulfuro de hidrógeno (H_2S) disuelto en el agua sin tratar. Presente con frecuencia en el agua de alto contenido de hierro y bajo pH 2.- Presencia en el agua sin tratar, de bacterias reductoras de sulfatos que se alimentan de los sulfatos de la misma y crean cantidades residuales de H_2S generalmente en los circuitos de agua caliente 3 - Reacción de la barra anódica de magnesio de los calefactores de agua caliente con el agua blanda (calefactores eléctricos o de gas)	1) Filtro de gluconita de manganeso hasta 6 ppm de H_2S con pH inferior a 6.7 2) Por encima de las 6ppm de H_2S , cloración constante seguida por etapas de filtrado de cloración 1) Desinfección del sistema de tuberías completo con blanqueador doméstico y tratamiento previo de cloración del suministro para eliminar esta rara bacteria 2) Si lo desea, utilice a continuación un filtro de carbón activado 1 - Desmontaje de la barra de magnesio de los calentadores 2 - Utilización de un ánodo alternativo (por ejemplo de aluminio)
Olor a detergente, espuma en el agua corriente. Olor séptico (Vea también "Impurezas de nitratos").	1.- Filtración de descargas de sistemas sépticos en las fuentes de aguas subterráneas 2.- Introducción accidental de detergente en un sistema de suministro de agua o pozo.	1 - Localización y eliminación del origen de las filtraciones, seguidas por una fuerte cloración del pozo. 2 - El filtro de carbón activado absorbe cantidades reducidas de detergente.	

Anexo 5. Problemas y soluciones (Parte 2).

Problemas comunes del agua en las aplicaciones domésticas, agrícolas e industriales.

Problema, impureza o contaminante	Sintoma	Causa	Medios de tratamiento
Olor (continuación)	Olor a gasolina o aceite (hidrocarburos).	Pérdidas en tanques de combustible (gasolina o fuel oil) que ocasionan filtraciones en el suministro de agua o acuífero.	No existen tratamientos domésticos. Localice y elimine la filtración. El carbón activado absorbe a corto plazo el aceite y la gasolina (la mayoría de los hidrocarburos).
	Olor a gas metano o agua nebulosa.	Proceso natural debido al ingreso al acuífero o la fuente de agua de materias orgánicas en descomposición en a) los campos de pozos petrolíferos, o b) las zonas con viviendas construidas sobre antiguos basureros urbanos.	Sistema de aireación domésticos y comerciales con un adecuado venteo del metano y poste nor bombeo del agua. Nota: el metano es un gas muy volátil.
	Olor a fenoles (olor químico)	Filtración de desechos industriales en suministros de agua superficiales o de pozos subterráneos.	El filtro de carbón activado lo absorbe a corto plazo. Localice y elimine la fuente o busque un nuevo suministro de agua.
Sabor	Sabor salado o nauseabundo del agua. Efecto laxante en algunos casos.	1.- Alto contenido de sodio o magnesio (es decir, NaCl, NaSO ₄ , MgSO ₄)	1 - No existen tratamientos domésticos económicos para concentración de sodio superiores a 1,800 ppm 2 - Desionización del agua para beber únicamente mediante un lecho mixto desechable (resinas de aniones/cationes); o 3 - Osmosis inversa a fin de tratar el agua para beber o cocinar. 4 - Sistema de destilación doméstico a fin de tratar el agua para beber o cocinar.
		2.- Mal funcionamiento del ablandador de agua, que permite el paso de salmuera a las tuberías.	Agote el ablandador abriendo el grifo de agua fría. Servicio del ablandador para solucionar el problema.
	Sabor alcalino. Manchas en los utensilios de cocina de aluminio.	Alto contenido de minerales disueltos (TSD) o sólidos disueltos totales (SDT) y elevada alcalinidad del agua sin tratar (es decir, SO ₄ , Cl, HCO ₃)	1 - No existen tratamientos domésticos económicos (dureza total compensada superior a 180 gpm) 2 - Reducción del TSD del agua potable a límites inferiores mediante ósmosis inversa.
	Sabor metálico	1.- Muy bajo pH del agua (del orden) de 4.5 a 5.5). 2.- Fuerte concentración de hierro en el agua (superior a 30 ppm de Fe)	1 - Corrección mediante un filtro del tipo de calca. Consulte "agua ácida" 2 - Consulte agua de hierro
	Acidez del agua de mina	El pH es inferior a 4.5 con acidez mineral	Aplicación química de ceniza de soda o soda cáustica

Anexo 5. Problemas y soluciones (Parte 3).

Problemas comunes del agua en las aplicaciones domésticas, agrícolas e industriales.

Problema, impureza o contaminante	Sintoma	Causa	Medios de tratamiento
Corrosión de superficies inoxidable	Ennegrecimiento y picadura en las piletas de acero inoxidable y en los accesorios de ese material de los lavavajillas comerciales	1 - Muy alto contenido de cloro (Cl ⁻) en el agua. 2 - El secado a alta temperatura concentra el cloro, lo que acelera la corrosión	1.- Utilización de otros metales resistentes al cloro 2 - Reducción del TSD, incluso el contenido de cloro, mediante ósmosis inversa parcial de corriente dividida
Turbiedad	Fango, cieno, arcilla o sedimentos en el agua	Materia en suspensión en las aguas superficiales (lagunas, cursos de agua, lagos) acumulada luego de una tormenta de lluvia	Filtros de calcita (hasta 50 ppm) o filtros de piedra pómez
	Arena, cascajo, cieno o sustancias arcillosas	Presencia en el sistema de arena proveniente de un pozo nuevo o debida a una rotura de la malla del pozo	Utilización de una trampa de arena y/o instalación de una malla nueva en el pozo
	Herrumbre en el agua, coloración y sedimentos rojos	Agua ácida que produce la "captación" de hierro en los sistemas o consecuencia de una reparación de la red domiciliar de agua corriente	Filtro de calcita para corregir el bajo pH y eliminar el hierro precipitado
Agua ácida	Fibras grises, con aspecto de hilo	Materia orgánica en el agua (algas, etc) Ocorre generalmente en fuentes de agua superficiales	Cloración constante seguida por un filtro de calcita o de carbón activado para efectuar la descloración
	Manchas verdes en las piletas y otros artefactos de baño de porcelana Tinte azul verdoso del agua.	El agua de alto contenido de dióxido de carbono (pH inferior a 6.8) reacciona con las tuberías y accesorios de latón y cobre	1 - Filtro neutralizador de calcita hasta un pH de 5.5 o 2 - Filtro con medio filtrante mixto de calcita/óxido de magnesio (5 a 1) para caudales mayores y corrección de valores de pH del agua muy bajos, o 3 - Aplicación química de ceniza de soda, seguida por filtrado
Agua de mina	Imposibilidad de elevar el pH con medios de calcita Manchas verdosas y rojas en los artefactos	Los ácidos minerales H ₂ SO ₄ y HCl del agua de mina llegan a los suministros superficiales. Un pH inferior a 4.3 indica la presencia de acidez mineral	Aplicación química de soda caustica o ceniza de soda
Agua corrosiva de alto contenido de oxígeno	Fallas en las tuberías de cobre y picaduras en las conexiones de latón, especialmente en los sist de agua cal con pH cercano al neutro Pueden aparecer manchas verdosas en los accesorios de las tuberías	Corrosión por oxígeno, común en los suministros de agua superficiales en los pozos profundos de las regiones áridas. Cuando el agua de alto contenido de O ₂ se calienta, el oxígeno se libera y ataca las superficies metálicas.	Aplicación química de cantidades moderadas de polifosfatos y/o silicatos de sodio, para proteger las superficies metálicas contra los ataques
Agua de coloración roja (agua de Fe)	Manchas pardorrojizas en los accesorios, vajilla y ropa lavada. El agua adopta una coloración	Hierro disuelto en el efluente (mas de 0.3 ppm de Fe) El agua es incolora. El agua es incolora inmediatamente después de	1 - Mediante un ablandador de agua, se pueden eliminar 0.5 ppm de Fe por cada gpg de dureza hasta 10ppm, si el pH

Anexo 5. Problemas y soluciones (Parte 4).

Problemas comunes del agua en las aplicaciones domésticas, agrícolas e industriales.

Problema, impureza o contaminante	Sintoma	Causa	Medios de tratamiento	
Agua de coloración roja (agua de Fe) (continuación)	(continuación) pardorajiza durante la cocción o cuando se calienta. La ropa se colorea al lavarse. Una concentración Fe superior a 0.3 ppm produce manchas. Generalmente se oscurecen el café, el té y otras bebidas	(continuación) extraerla de un grifo de agua fría	(continuación) es 6.7 como mínimo (agua sin airear) 2 - Mas de 10 ppm de Fe, cloración con suficiente tiempo de retención en el tanque para permitir la oxidación completa, seguida de filtrado y descloración. 3 - En las regiones de clima cálido los aireadores domésticos (de bombeo adicional) y el filtrado reducen sustancialmente el contenido de hierro 4 - Aireación a presión y filtrado para contenidos de hasta 20 ppm de Fe 1 - Un filtro de arena verde de manganeso elimina hasta 10 ppm de hierro si el pH es ≥ 7 , ó 2 - Un filtro con medio catalizador de silicato de aluminio tratado con manganeso en los casos en que el pH sea ≥ 8 y el oxígeno sea 15% del contenido total de hierro 3 - Hasta 10 ppm de Fe, ablandador de agua de flujo descendente con buen retrolavado Mas de 1ppm y hasta 10 ppm filtro de calcita, seguido de un ablandador de agua de flujo descendente	
	Agua de coloración rojiza, con asentamiento de partículas rojas en el fondo del vaso luego de un breve tiempo de reposo	Hierro precipitado de agua fría El agua no es incolora después de extraerla de un grifo de agua fría.	Captación de hierro de tuberías antiguas con un pH menor a 6.6	Filtro de calcita para eliminar el hierro precipitado y elevar el pH a un valor de 7.0 o más 1 - Tratamiento del pozo para destruir la bacteria del hierro con una solución de ácido clorhídrico luego cloración constante seguida de filtrado con carbón activado o filtro de calcita 2 - Aplicación química de permanganato de potasio seguida de descloración mediante filtro de zeolita de Mn/antracita
	El tinte parduzco no se precipita.	Hierro orgánico (bacteriano) crenotriz		Cloración constante y retención, seguidas de un filtro de carbón activado para de cloración
	Coloración rojiza en la muestra de agua luego de 24 horas de reposo.	Hierro coloidal		

TESIS CON
FALLA DE ORIGINALIDAD

Anexo 5. Problemas y soluciones (Parte 5).

Problemas comunes del agua en las aplicaciones domésticas, agrícolas e industriales.

Problema, impureza o contaminante	Sintoma	Causa	Medios de tratamiento
Agua amarilla	Tinte amarillento en el agua luego del ablandamiento y/o filtrado (lectura superior a 75 unidades APHA). Manchas amarillas en las telas lavables, vajilla de porcelana y accesorios del cuarto de baño.	Taninos (ácidos húmicos) en el agua, materia orgánica inocua proveniente del agua que atraviesa suelos turbosos y vegetación en descomposición.	Hasta 3.0 ppm: absorción por medio de una resina intercambiadora de aniones tipo macroporosa especial, regenerada con sal (NaCl), 0.2. Más de 3.0 ppm, cloración con tiempo de retención completo, seguida de filtrado/ decloración.
Tinte negro en el agua	Manchas negruzcas en los accesorios y ropa lavada (los contenidos de manganeso superiores a 005 ppm producen manchas).	Interacción del dióxido de carbono o materia orgánica con suelos que contienen manganeso. Se presenta generalmente combinado con hierro.	1 - Filtro del tipo de glauconita de manganeso o de aluminio-silicato de sodio tratado con manganeso hasta los límites de 6 ppm y 15 ppm respectivamente (Fe y Mn combinados, con el pH no inferior a 6.7) 2 - Filtro con medio catalizador de silicato de aluminio tratado con manganeso en las condiciones apropiadas.
Agua lechosa	Nebulosidad del agua cuando se extrae.	1 - Cierta cantidad de sedimentos, que al calentamiento del agua desaparecen rápidamente. 2 - Elevada proporción de aire en el agua, debido al funcionamiento defectuoso de una bomba. 3 - Arrastre excesivo del coagulante aplicado al agua potable a través de la planta de filtrado.	1 - Purga periódica del tanque del calentador de agua caliente doméstico o comercial, para eliminar el residuo de calcio precipitado. 2 - Normalmente, el agua se aclara rápidamente cuando se le deja en reposo. 3 - Reducción de la cantidad de coagulante que se aplica y servicio de las unidades de filtro de la planta a intervalos regulares.
	Agua nebulosa	Presencia de metano (CH ₄) en el agua. Común en el agua de ciénegas, en zonas pantanosas donde ocurre putrefacción. Habitualmente en aguas de campos petrolíferos.	Aereación con un venteo adecuado de este gas volátil y bombeo adicional del agua tratada. El metano libre constituye un riesgo de incendio y explosión.
Amoniaco NH ₄	Olor aromático	Eliminación inadecuada de desechos o sustancias sépticas. Algunos procesos de destilación crean ligeros residuos de NH ₄ en el agua tratada.	Eliminación selectiva con zeolita clinoptilolita (natural).
Arsénico As ³⁺ As ⁵⁺	No hay indicios de color visible, olor o sabor del agua. Normalmente es responsabilidad del organismo de salud pública. En concentración supe-	1 - Contaminantes locales de las aguas subterráneas naturales. 2 - Contaminación del suministro de agua debido a desechos industriales de procesos de galvanoplastia.	1 - Ósmosis inversa que lo elimina hasta 90 por ciento en el agua para beber y cocinar; ó 2 - Destilación doméstica; ó 3 - Eliminación del arsénico por desionización mediante lecho.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Anexo 5. Problemas y soluciones (Parte 6).

Problemas comunes del agua en las aplicaciones domésticas, agrícolas e industriales.

Problema, impureza o contaminante	Sintoma	Causa	Medios de tratamiento
Arsénico As ³ As ⁵ (continuación)	(continuación) rior a 0.05 ppm, se considera riesgoso para la salud. "Enfermedad de los pies negros"	(continuación) 3.- Ingreso a la fuente de agua de herbicidas con contenido de arsénico, debido a filtraciones en los campos.	(continuación) mixto desechable (el medidor de conductividad debe ajustarse para 250,000) o. 4 - Para mayores requisitos de agua, eliminación mediante filtro de alumina activada
Bario	No hay indicios de color visible, olor o sabor del agua Normalmente es responsabilidad del organismo de salud púb En concentración superior a 10 ppm, se considera riesgoso para la salud	Fenómeno natural en ciertas regiones geográficas Puede también ingresar al suministro de agua como desecho industrial.	Eliminación mediante ablandador de agua por intercambiador de cationes, simultáneamente con la dureza de calcio y magnesio Para la regeneración utilice una solución de salmuera concentrada
Boro	En altas concentraciones, resulta tóxico para vegetales, plantas casearas y crisantemos En concentraciones superiores a 10 se considera indeseable para el consumo humano).	Los boratos aparecen naturalmente en el agua en el suroeste de los EEUU y otras regiones Pueden ingresar también al suministro de agua como contaminantes provenientes de la purga de las calderas.	1 - La ósmosis inversa puede eliminar hasta el 70% en el agua para beber y cocinar únicamente 2 - Eliminación por destilación doméstica del agua para beber y cocina únicamente. o 3 - Utilización de una resina de aniones selectiva para el agua para irrigación o 4 - Para una completa eliminación, desionización del agua mediante un sistema de resina de leche mixto desechable
Cianuro	No hay indicios de color visible, olor o sabor En concentraciones sup a 0.2 ppm se considera riesgoso para la salud Sabor u olor a pescado. Alternación del sabor de las bebidas elaboradas	Contaminación debida a desechos industriales de procesos de galvanoplastia, aceros y coquificación	Oxidación por cloración continua y filtrado de los metales mediante carbon activado, luego del ajuste del pH
Cloramina NH ₂ Cl		Residuos de compuestos de cloro y amoníaco utilizados durante la etapa de desinfección del tratamiento de agua municipal.	Carbon activado "aclimatado" de base de cápsulas a los fines de reducir sustancialmente el NH ₂ Cl para caudales muy bajos.
Contaminantes radioactivos	Avisos del organismo de salud pública No hay indicios de color, olor o sabor (no es visible).	Contaminación de las fuentes de los suministros de aguas superficiales por precipitación atmosférica o ingreso accidental de isótopos provenientes de escapes de residuos nucleares.	1.-Se pueden eliminar la mayor parte de la radioactividad catiónica de bajo nivel mediante un ablandador de agua por intercambio de cationes doméstico. 2 - Tratamiento con un sistema desionizador de resinas de lecho mixto, para eliminar las sustancias radioactivas aniónicas y catiónicas

TESIS CC.
FALLA DE OPORTUNIDAD

Anexo 5. Problemas y soluciones (Parte 7).

Problemas comunes del agua en las aplicaciones domésticas, agrícolas e industriales.

Problema, impureza o contaminante	Síntoma	Causa	Medios de tratamiento
Ra-226 Ra-228 Sr	El radio 226 o 228 a mas de 5.0 pCi/l y el estroncio 90 a mas de 10 pCi/l se consideran riesgoso para la salud.	El Ra-226 aparece naturalmente en las aguas de pozos profundos en el suroeste de los EEUU, Nueve Inglaterra, Texas, Iowa. Debido a la lixiviación en el acuífero del radio de los fosfatos y de otros extractos rocosos (granitos) que contiene radio	1.- Un ablandador de agua elimina con seguridad bajos niveles de Ra-226 y 228 Puede eliminarse considerablemente 2.- Puede eliminarse considerablemente (hasta 70%) mediante ósmosis inversa del agua para beber o cocinar
DBE (dibromuro de etileno)	No existen signos visibles. Es responsabilidad del organismo de salud pública	Ingreso a las fuentes de agua superficiales y acuíferos de fugas de gasolina o filtraciones del exceso de herbicidas utilizados en los cultivos de tabaco y huertos de cítricos	Filtros de carbón activado en serie, controles constantes entre las unidades para detectar fugas
Fluoruros (Excesos)	Manchas amarillentas en los dientes de los niños Fluorosis No hay indicios de color visibles, olor o sabor de agua	Concentración de fluoruros en el suministro natural de agua superior a 15 ppm	1 - Absorción del exceso de fluoruros y reducción a 0.2 ppm mediante un filtro de tipo de alúmina activada, o 2 - Sistema de destilación doméstico de agua a fin de tratar el agua para beber o cocinar, o 3 - Eliminación de fluor del agua potable (para beber únicamente) por desionización completa mediante un lecho mixto desechable 4 - Eliminación de fluor para beber o cocinar únicamente mediante ósmosis inversa 5 - Con carbon de hueso calcinado
Metales pesados: Plomo, Pb ⁺ Zinc, Zn ⁺ Cobre, Cu ⁺ Cadmio, Cd ⁺	No hay indicios de color visible olor y sabor del agua. Se puede considerar una responsabilidad del organismo de salud pública.	1 - Contaminación debida a los desechos industriales generados por la descarga de los procesos de galvanoplastia 2 - Productos de la corrosión de las tuberías causada por las aguas de bajo pH.	1 - Osmosis inversa a fin de tratar el agua para beber y cocinar. 2 - Eliminación completa mediante un desionizador de lecho mixto desechable para el agua de beber 3 - Un ablandador de agua que los elimine en condiciones apropiadas Se recomienda la regeneración a 15 lb/pie ³
Nitratos	No hay indicios de color visible olor y sabor del agua Normalmente es responsabilidad del organismo de salud pública En concentraciones superiores a 10 ppm como N, los nitratos se consideran un riesgo para la	1 - Ingreso a las fuentes de agua subterráneas del NO ₃ residual provenientes de fertilizantes comerciales de uso intensivo 2 - Ingreso a las fuentes de agua superficiales o subterráneas de la purga de inhibidores de corrosión de calderas, que	1 - Para las aguas de dureza menor que 3 gpg, eliminación del NO ₃ mediante una resina de aniones de base fuerte, utilizando NaCl para la regeneración. Si la dureza es superior a 3ppg se debe efectuar un ablandamiento previo.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Anexo 5. Problemas y soluciones (Parte 8).

Problemas comunes del agua en las aplicaciones domésticas, agrícolas e industriales.

Problema, impureza o contaminante	Síntoma	Causa	Medios de tratamiento
Nitratos (continuación)	(continuación) salud infantil (cianosis). En caso de dudas, obtenga un análisis del agua.	(continuación) contienen compuestos de nitratos	(continuación) 2 - Para beber y cocinar solamente, se puede eliminar hasta el 75 % mediante un proceso de ósmosis inversa. A fin de lograr mejores resultados, utilice una membrana de poliamida a una presión mínima de 50 psi. 3 - Sistema de destilación doméstico a fin de tratar el agua para beber o cocinar. 4 - Eliminación completa del NO ₃ del agua para beber o cocinar mediante una resina de lecho mixto desechable
	Olor a huevos podridos o cloaca, espuma.	Sistema cloacal inadecuado, en el que se produce lixiviación, hacia suministros de agua, de desechos humanos, o animales contaminantes que contiene amoníaco	Eliminación de las condiciones de contaminación. Se debe esterilizar la fuente durante 24 hrs y solicitar un análisis al organismo de salud pública
Pesticidas y herbicidas (DDT, etc)	Sabor u olor químico muy fuerte del agua (puede ser semitoxico)	Excesivas fumigaciones agrícolas y filtraciones hacia las fuentes de agua	Un filtro de carbón activado absorbe cantidades limitadas. Debe efectuarse un continuo y estricto control del agua tratada.
Radón Rn	El radón es un gas incoloro e inodoro. En agua a concentraciones superiores a 40,000 pCi/l, es un riesgo para la salud.	El Rn, un subproducto del U (uranio) en descomposición de las formaciones del granito, fosfatos y pizarra. El radón, retenido en viviendas con aislamiento representa un riesgo para la salud.	Aireación abierta con venteo exterior, seguida de un tratamiento con carbón activado.
Selenio Se ⁺⁴ Se ⁺⁶	No hay indicios visibles. El Se en concentraciones superiores a 0.01 ppm es un riesgo para la salud. El ganado es sensible a niveles altos y bajos de Se.	Fenómeno natural en el agua de pozos de la región de las grandes praderas de los EEUU. Es habitualmente un anión del agua, como SeO ₃ o SeO ₄ .	Extracción del agua potable por medio de un aireador de grifo, a fin de disipar el radón. 1 - Ósmosis inversa 2 - Destilación 3 - Intercambio de aniones si se trata de selenio en forma ácida.
TCE Tricloroetileno	Aviso del organismo de salud pública	Ingreso al suministro de agua superficial o subterráneo de descargas de soluciones desengrasantes para limpieza de automóviles y motores eléctricos	Filtros de carbón activado en serie, con controles constantes entre unidades para detectar fugas.

Fuente <http://www.tenlacs.com.mx/taaa/problem.htm>

TESIS COM
FALLA DE COMEN

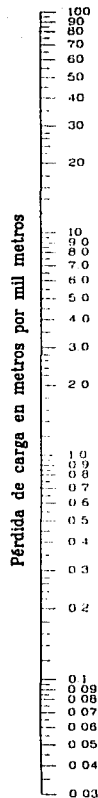
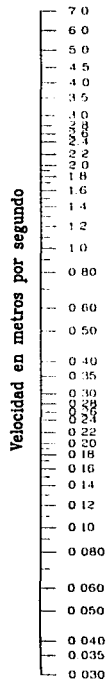
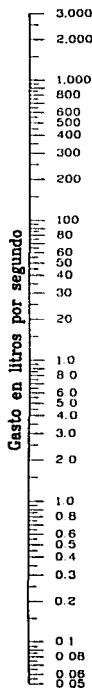
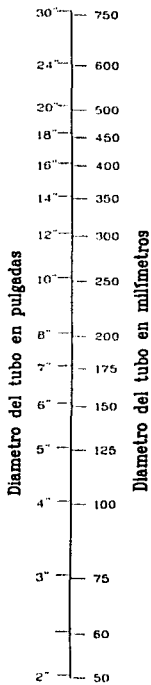
Anexo 6. Nomograma de Hazen y Williams.

Para la pérdida de carga por fricción.

Si se quiere calcular la pérdida de carga por fricción para valores diferentes a $C = 140$, multiplicar por:

1,147	para	$C = 130$
1,328	para	$C = 120$
1,564	para	$C = 110$
1,865	para	$C = 100$
2,265	para	$C = 90$

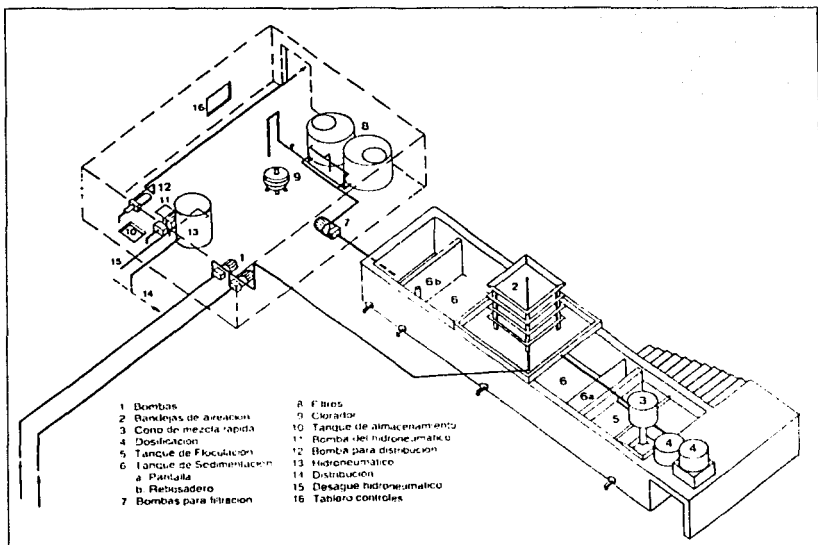
$C = 140$



$$Q = 0.28C D^{2.63} J^{0.54}$$

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Anexo 7. Planta de purificación de agua.
 Diseño general para una planta de purificación, para el abastecimiento municipal.



**TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN**

Anexo 8. Diagramas de flujo para plantas de purificación.

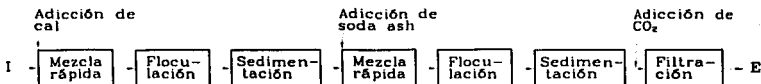
PARA REMOCIÓN DE COLOR, TURBIEDAD Y MICROORGANISMOS



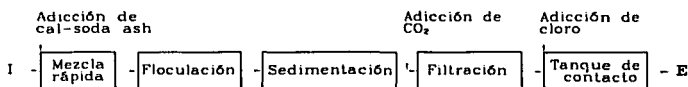
PLANTA PARA UN SUMINISTRO PEQUEÑO CON AGUA CRUDA DE BUENA CALIDAD



PLANTA DE ABLANDAMIENTO



PLANTA DE ABLANDAMIENTO



PLANTA DE ABLANDAMIENTO



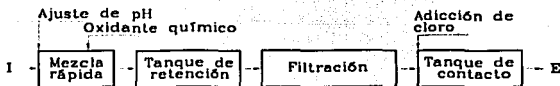
I: Influyente, agua cruda al tren de proceso.

E: Efluente. Producto final del tren de proceso.

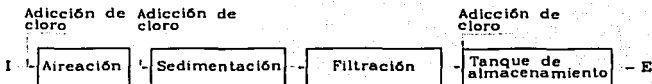
TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Anexo 9. Diagramas de flujo para plantas de purificación.

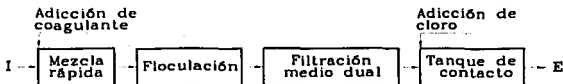
PLANTA DE REMOCIÓN DE HIERRO Y MANGANESO



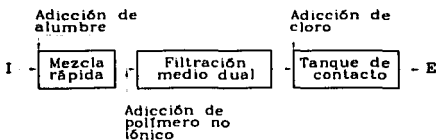
PLANTA DE REMOCIÓN DE HIERRO Y MANGANESO



PLANTA DE FILTRACIÓN DIRECTA



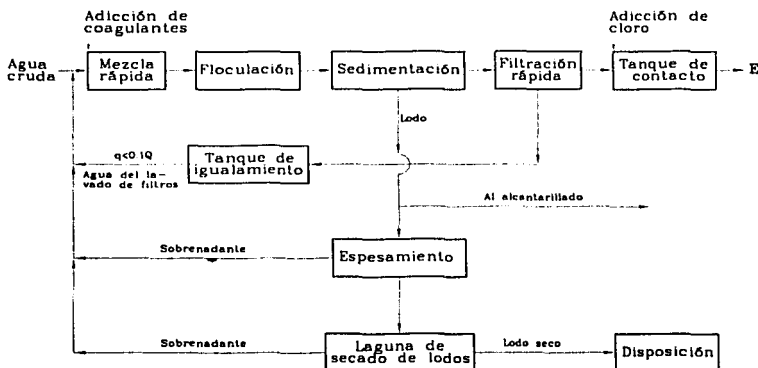
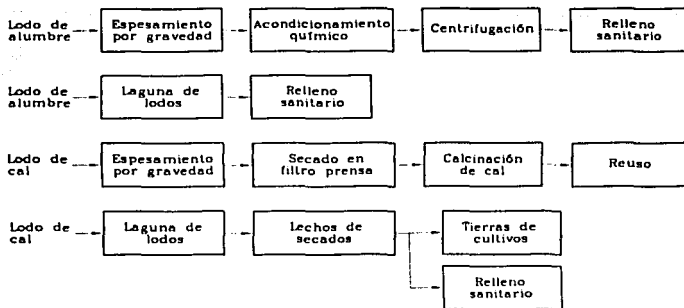
PLANTA DE FILTRACIÓN DIRECTA



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

I.- Influyente, agua cruda al tren de proceso.
E.- Efluente, Producto final del tren de proceso.

Anexo 10. Tratamiento del lodos.



TESIS CON FALLA DE ORIGEN

1. ROMERO ROJAS, JAIRO ALBERTO, Potabilización del agua, Ed. Alfaomega 3ª Edición 2001
2. FAIR-GEYER-OKUN, Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales, Ed. Limusa, S.A, de C.V. 8ª Edición 1993.
3. SARH, El arcenismo en la Comarca Lagunera: Diagnostico sanitario formulado por el grupo de estudio sobre la contaminación del agua. 1971.
4. INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM, Remoción de arsénico de las aguas naturales, Publicaciones del Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1976.
5. INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES, El problema sanitario de las aguas destinadas a la bebida humana, con contenidos elevados de arsénico, vanadio y flúor. 1970.
6. CENTRO PANAMERICANO DE ECOLOGÍA HUMANA Y SALUD, Arsénico, Serie vigilancia No 3. 1987.
7. T.H.Y. TEBBUT, Fundamentos de control de la calidad del agua. Ed. Limusa, S.A, de C.V. 1990.
8. THE AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, INC, Control de calidad y tratamiento del agua, manual de abastecimientos públicos de aguas. Ed McGraw-Hill. 1971.
9. SANS FONFRIA-RIVAS, Ingeniería ambiental: contaminación y tratamientos. Ed Marcombo, S.A., 1989.
10. CEPIS. Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua, Centro panamericano de ingeniería sanitaria y ciencias del ambiente. 1973.
11. METCALF-EDDY, Ingeniería sanitaria, Ed. Labor. 1985.
12. NORMAS TÉCNICAS PARA EL PROYECTO DE PLANTAS POTABILIZADORAS. 1979.
13. SOTELO AVILA, GILBERTO. Apuntes de hidráulica II, Facultad de Ingeniería de la UNAM, 1998.
14. IMTA. Evaluación de diversos minerales para la remoción de arsénico en aguas para consumo humano. Artículo técnico de la revista "Ingeniería, ciencias ambientales" ene-feb 1998.
15. IMTA. Remoción de hierro y arsénico de agua para consumo humano mediante precipitación y adsorción en Zimapán, Hidalgo, Mex. Artículo técnico para el XXVII Congreso interamericano de ingeniería sanitaria y ambiental.
16. NORMA OFICIAL MEXICANA. NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiente, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario oficial de la federación.